www.nina.no

1036

NINA Rapport

Terrestrisk naturovervåking i 2013: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Sammenfatning av resultater

Erik Framstad (red.)

NINA

Norsk institutt for naturforskning

NINAs publikasjoner

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

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

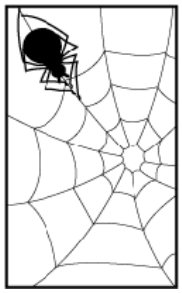
NINA Fakta
Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste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

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

Terrestrisk naturovervåking i 2013: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Sammenfatning av resultater

Erik Framstad (red.)



Program for terrestrisk naturovervåking
Rapport nr 143
Finansiering: Miljødirektoratet
Deltakende institusjoner: NINA, Norsk institutt for skog og landskap, Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo

Norsk institutt for naturforskning

Framstad, E. (red.) 2014. Terrestrisk naturovervåking i 2013: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 1036. 158 s.

Oslo, juni 2014

ISSN: 1504-3312
ISBN: 978-82-426-2651-6

RETTIGHETSHAVER
© Norsk institutt for naturforskning
Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET
Åpen

PUBLISERINGSTYPE
Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON
Erik Framstad

KVALITETSSIKRET AV
Sidsel Grønvik

ANSVARLIG SIGNATUR
Forskningssjef Sidsel Grønvik (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)
Miljødirektoratet

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER
Reidar Hindrum

FORSIDEBILDE
Rypetaksering i Åmotsdalområdet. Foto: John Atle Kålås

NØKKELORD
Terrestrisk miljø – overvåking – klimavariasjon – forurensinger – naturlig dynamikk – markvegetasjon – epifytter – smågnagere – fugl – reproduksjon – bestandsvariasjoner – artssammensetning – Norge

KEY WORDS
Terrestrial environment – monitoring – climate variation – pollution – natural dynamics – ground vegetation - epiphytes – small mammals – birds – reproduction – population variation – species composition – Norway

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo
Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Fakkelgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Framstad, E. (red.) 2014. Terrestrisk naturovervåking i 2013: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 1036. 158 s.

Overvåkingen i TOV omfatter viktige biologiske komponenter i vanlige boreale og lavalpine økosystemer. Det er forventet at overvåkingsvariablene vil respondere på ulike naturlige og menneskeskapte endringer. Her gis en kvalitativ vurdering av hovedmønstre i mulige påvirkninger.

Klimaendringer
Flere av overvåkingskomponentene i bjørkeskog og granskog viser endringer som kan knyttes til observerte klimavariasjoner etter ca 1990. Det er generell sammenheng mellom plantearten-es temperaturfølsomhet og deres fordeling med høyden over havet. Store moser i markvegetasjonen viser økt mengde i flere granskogsområder og dels bjørkeskogsområder, noe som trolig skyldes lengre vekstsesong pga milde høster, spesielt fra midten av 1990-tallet. Økningen for store moser i mange av granskogsområdene har ført til fortetting av bunnsjiktet, med reduksjon i mengde og artsmangfold av spesielt levermoser. I flere av granskogsområdene, som Grytdalen, Otterstadstølen og Gutulia, er det totale artsmangfoldet i markvegetasjonen betydelig redusert i løpet av overvåkingsperioden. I enkelte nordlige bjørkeskogsområder (Åmotsdalen, Gutulia, Børgefjell) har lokalklimaet vært mer variabelt, og markvegetasjonen her har de siste årene vist tendens mot noe tørrere vekstforhold. På undersøkte trær i flere av overvåkingsområdene har mer varmekjære lavarter som vanlig kvistlav gått fram, mens kuldetolerante arter som snømållav har gått tilbake og ev. vist høyere skadefrekvens. Tidspunktet for egglegging hos fluesnappere viser nær sammenheng med vårens utvikling (målt ved middeltemperaturen i mai). Mildere klima og lengre produksjonssesong bør gi økning i fuglebestandene i fjellet. En bestandsindeks for fugler i de fem overvåkingsområdene i fjellet (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) viser ikke signifikant endring for arter knyttet til skog i perioden 1990-2013, mens arter knyttet til åpne naturtyper har hatt signifikant nedgang. De siste årene har det vært episoder med ugunstige værforhold i hekketida eller sein og kald vår, noe som kan ha hatt negative konsekvenser for hekkestart og klekkesuksess, med mulig effekt på bestandsutviklingen for spurvefugl.

Langtransporterte forurensinger
Ulike effekter av langtransporterte forurensinger, som forsuring fra svovelforbindelser, gjødsling (eutrofiering) fra nitrogenforbindelser og akkumulering av miljøgifter, kan påvirke flora og fauna i TOV-områdene. Effektene av slik forurensing kan vise seg ved forskjeller i artssammensetning, bestandsvariasjoner eller reproduksjonssuksess mellom de sørligste områdene med mest forurensing og områder lenger nord med lavere belastning. De tydeligste effektene av endringer i forurensingsnivåer er knyttet til epifytter på faste prøvetrær i overvåkingsområdene, der særlig de sørlige og mest forurensete områdene viser en nedgang i skader på lav, samt framvekst av lav generelt og spesielt for forurensingsfølsomme arter som brunskjegg. Dette tyder på at reduksjon i svovelnedfall og forsuring de siste tiårene har hatt en positiv effekt på lavfloraen. Mengden av alger på trærne i det sørligste området Lund har økt kraftig i overvåkingsperioden, noe som dels kan skyldes et mildere og fuktigere klima, men ganske sikkert også økt tilførsel av nitrogen. Sterk økning av graset blåtopp og observasjoner av alger i markvegetasjonen i Lund settes også i sammenheng med høy nitrogenavsetning. Algedekning på trær og bakkevegetasjonen er også observert i enkelte granskogsområder, spesielt tydelig i det sørligste området Paulen. Observasjoner fra bjørkeskog i Møsvatn, Gutulia og Dividalen tyder på at en gjødslingseffekt av tilført nitrogen er i ferd med å påvirke floraen også i mer nordlige områder, både ved tilbakegang av nitrogenfølsomme lavarter og framgang for noen nitrogenelskende karplanter. I disse områdene kan også lokale effekter av kraftige bjørkemålerangrep bidra til de observerte endringene mot mer nitrogenelskende vegetasjon. I granskogsområdene er slike gjødslingseffekter ikke like klare, men i enkelte områder er det observert økning av smyle, tydeligst i det sørligste området der nitrogentilførselen er størst. For faunaen gir ikke overvåkingsresultatene noen indikasjoner på at forurensinger i de mest utsatte områdene i sør

har noen effekter på bestandsvariasjon eller reproduksjon hos undersøkte arter i TOV-områdene. I landsomfattende undersøkelser fra tidligere år er det funnet forhøyete nivåer av ulike organiske miljøgifter i egg av flere rovfuglarter, samt betydelige nivåer av bly og andre giftige metaller i hønsefugl fra Sørvest-Norge, men dette har ikke gitt observerbare effekter på reproduksjon og bestandsdynamikk for undersøkte arter i TOV-områdene.

Andre påvirkningsfaktorer
De fleste TOV-områdene er lagt til verneområder for å unngå arealinngrep og raske endringer i arealbruk, men endringer i bruken av utmarksarealene vil også påvirke disse områdene. Dette gjelder særlig endringer i beiteaktivitet og annen høsting, oftest i form av redusert bruk av den biologiske produksjonen med økt gjengroing som resultat. I flere bjørkeskogsområder (f.eks. Åmotsdalen) er det fremdeles et høyt beitetrykk av sau, og reinsdyr bruker områdene i Gutulia, Børgefjell og Dividalen. I noen av disse områdene (Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) er det observert skader på vegetasjonen som kan skyldes høyt beitetrykk. Ellers synes utviklingen i artssammensetning av markvegetasjonen i flere bjørkeskogsområder snarere å indikere en viss gjengroing ved at lyngarter øker i mengde. Gjengroingen gir redusert lystilgang til bunnsjiktet og bidrar til nedgang i små moser og lav. Det er tendens til redusert produksjon for kongeørn i noen av områdene, tydeligst i Gutulia, noe som kan skyldes endret arealbruk. Også mer akutte effekter av arealbruk kan påvirke overvåkingsområdene, som kjøreskader på vegetasjonen og hogst eller annen ødeleggelse av analysefelter og -trær. Det er vanskelig å anslå i hvor stor grad slike endringer er årsak til de observerte endringene i overvåkingsområdene.

Så langt i gjennomføringen av TOV er det ikke observert arter i TOV-områdene som ikke kan sies å høre naturlig hjemme i de aktuelle naturtypene. Det er foreløpig heller ikke kjente forekomster av slike arter i nærheten av TOV-områdene, slik at fremmede arter kan forventes å dukke opp i disse områdene i nær framtid.

Overvåkingen i TOV er lagt til områder med vanlig forekommende økosystemer der vi ikke vil vente å finne spesielt mange rødlistete arter. Undersøkelsesmetodene i TOV er heller ikke innrettet mot å finne slike arter, som ofte er sjeldne. Følgende arter fra den norske rødlista er så langt observert i forbindelse med overvåkingen i TOV-områdene: Gubbeskjegg (*Alectoria sarmentosa*) (nær truet), gryntjafs (*Evernia mesomorpha*) (nær truet), ulvelav (*Letharia vulpina*) (sårbar), jaktfalk (*Falco rusticolus*) (nær truet).

Flere observerte endringer i TOV-områdene skyldes også naturlige variasjoner i nordlige økosystemer som er utsatt for betydelige fysiske og biologiske endringer fra år til år. Foruten variasjon i klimaet, snødekket og stormer er også endringer i smågnagerbestandene og i mengden av bjørkemålere viktige årsaker til endringer i andre deler av økosystemene. Smågnagere kan vise tydelige bestandssvingninger, ofte med nokså regelmessig variasjon med bestandstopper med 3-4 års mellomrom, slik vi bl.a. har sett i TOV-områdene Møsvatn og Børgefjell. Det er overraskende at smågnagerne i Gutulia og Dividalen ikke viser like tydelige bestandstopper eller regelmessige bestandsvariasjon. Vi har ingen god forklaring på de generelt lave bestandsnivåene i disse områdene (selv om smågnagerbestanden i Gutulia viste en topp for første gang i 2010-2011 og en viss bestand også i 2013). Overvåkingen av etasjemosepopulasjoner i sju TOV-områder i granskog viser at bestandsendringer av smågnagere stedvis har sterk påvirkning på mosedekket i skogbunnen. Tynning av mosedekket og blottlegging av jorda åpner for re-etablering av moser under gunstige værforhold. Ved store angrep av bjørkemålere vil både bjørkelauv og lauv på andre trær, busker og lyngplanter kunne bli fullstendig nedbeitet. Mildere vintre vil kunne gi store angrep i flere påfølgende år, der også enkelttrær blir drept i stor skala. Dette endrer vekstforholdene for markvegetasjonen, med bl.a. et sterkere oppslag av grasarter, noe som kan endre livsbetingelser og artssammensetning for smågnagere og fugler, med kaskadeeffekter for næringsnettet. Det har vært indikasjoner på slike effekter i enkelte av TOV-områdene i fjellet (bl.a. Møsvatn).

Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo (erik.framstad@nina.no)

Abstract

Framstad, E. (ed.) 2014. Terrestrial Ecosystems Monitoring in 2013: Ground vegetation, epiphytes, small mammals and birds. Summary of results. – NINA Report 1036. 158 pp.

The terrestrial ecosystem monitoring programme (TOV) includes important biological components of common boreal and low alpine ecosystems. We expect the monitoring variables to respond to various natural and anthropogenic impacts. Here, we give a qualitative assessment of the main patterns of potential impacts.

Climate change
Changes in several of the components monitored in birch and spruce forests can be related to climate variation observed after about 1990. There is a general relationship between plant species temperature sensitivity and their distribution with altitude. In the ground vegetation large mosses show increased abundance in several sites of spruce forest and some of birch forest, probably due to the longer growing season of mild autumns, particularly from the late 1990s. Increases for large species have led to a denser bottom layer, with a reduction in the amount and species richness of liverworts in particular. In several spruce forest sites, such as Grytdalen, Otterstadstølen and Gutulia, total species diversity of the ground vegetation is considerably reduced since the start of monitoring. In some northern birch forest sites (Åmotsdalen, Gutulia, Børgefjell), local climate has been more variable, with the vegetation reflecting somewhat drier growing conditions. On examined trees in several monitoring sites, more thermophilic lichens (e.g. *Hypogymnia physodes*) have increased, whereas cold-tolerant species (e.g. *Melanelia olivacea*) have decreased and exhibited higher damage rates. The timing of egg laying in pied flycatchers shows a close relationship with the on-set of spring (measured as May mean temperature). A milder climate and longer production season should result in an increase in bird populations in the mountains. A bird population index for the five mountain monitoring sites (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) shows no significant change for species of forest habitats during 1990-2013, whereas species prefering open habitats have had a significant population decrease. In recent years, episodes of unfavourable weather during the nesting season or a late/cold spring may have had negative impacts on breeding season start, hatching success, and possibly, population development for passerine birds.

Long-range pollution
Various effects of long-range pollutants, such as acidification from sulfur compounds, eutrophication from nitrogen compounds, and toxic compounds can affect flora and fauna of the monitoring sites. Effects may result in differences in species composition, population fluctuations or reproductive success between the most polluted southern sites and sites further north with lower pollution loads. The most obvious effects of changes in pollution levels are observed for epiphytes on sample trees, where especially the southern and most contaminated sites show decreased damage to lichens, increased lichen cover in general and particularly for pollution-sensitive species such as *Bryoria*. This suggests that reduced sulfur deposition and acidification in recent decades have had a positive effect on lichens. Amounts of algae on trees in the most southern site Lund have risen sharply during the monitoring period, possibly due to a warmer and wetter climate, but probably also to increased supplies of nitrogen. Increased cover of the grass *Molinia caerulea* and observations of algae in the ground vegetation in Lund, are probably also related to eutrophication caused by high nitrogen deposition. Algae have also been observed on trees and ground vegetation in some spruce forest sites, being most evident in the southernmost site Paulen. Observations from birch forest in Møsvatn, Gutulia and Dividalen indicate that airborne nitrogen also affects the vegetation at more northern sites, reflected in decline of nitrogen-sensitive lichens and increase for some nitrophilous vascular plants. However, local effects from major moth attacks on birch may also contribute to the fertilization of the ground vegetation at these sites. In spruce forest sites such fertilization effects are not as clear, but an increase of *Avenella flexuosa* is observed in some sites, most evident in the south where nitrogen supply is greatest. Monitoring results do not indicate any effects on the fauna from pollution in the most exposed southern sites. In nationwide surveys from previ-

ous years elevated levels of various organic pollutants have been found in eggs of several species of birds of prey, as well as significant levels of lead and other toxic metals in grouse from southwestern Norway, but this did not result in observable effects on reproduction and population dynamics of the investigated species in the TOV monitoring sites.

Other impact factors

Most of the TOV sites are located in protected areas to avoid rapid changes in land use, but previous changes in land use still influence these sites. This applies in particular to changes in open range grazing and other biomass harvesting, resulting in more woody vegetation. In several of the monitoring sites (e.g. Åmotsdalen) there is a high grazing pressure from sheep, and reindeer use Gutulia, Børgefjell and Dividalen. In some of these sites (Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen), damage to the vegetation has been observed that may reflect high grazing pressure. Other changes in species composition of the ground vegetation, e.g. increases in ericacious species, may indicate natural succession, reducing available light for the bottom layer, with reduced amounts of lichens and small bryophytes. Golden eagle chick production seems to decline in several sites, most clearly in Gutulia, possibly as a result of land use change. Even more acute effects of land use can affect the monitoring areas, with damage to vegetation from motorized vehicles and logging or other destruction of the sample plots and trees. It is difficult to estimate to what extent such impacts have caused observed changes in the monitoring sites.

Non-native species have not yet been observed in the monitoring sites. There are currently no known instances of such species near the sites. Hence, no alien species should be expected to occur in these sites in the near future.

The TOV monitoring sites are covering common ecosystems where we would not expect to find many threatened (red-listed) species. Survey methods in TOV are also not suited to finding such species, which are often rare. The following species from the Norwegian Red List have so far been observed in the monitoring sites: the lichens *Alectoria sarmentosa* (near threatened), *Evernia mesomorpha* (near threatened), and *Letharia vulpina* (vulnerable), as well as gyrfalcon (*Falco rusticolus*) (near threatened).

Many observed changes in TOV sites are due to natural variations in northern ecosystems subject to extensive inter-annual changes in physical and biological conditions. In addition to variations in climate, snow cover, and storms, changes in rodent populations and the amount of birch-defoliating moths are important causes of changes in other parts of the ecosystems. Small rodents can show pronounced population fluctuations, often with fairly regular variation with population peaks each 3-4 years, as seen in the TOV sites Møsvatn and Børgefjell. However, it is surprising that small rodents in Gutulia and Dividalen do not seem to show similar population peaks or regular fluctuations. We have no good explanation for the generally low population levels in these sites (although rodent populations in Gutulia peaked for the first time in 2010-2011 and again in 2013). Monitoring of *Hylocomium splendens* populations in seven TOV spruce forest areas shows that population changes of rodents may have strong influence on the bryophyte cover. Thinning of the bryophytes and exposed soil allow re-establishment of bryophytes under favourable weather conditions. During major attacks of birch-defoliating moths, leaves on birch trees, other deciduous trees and shrubs could be completely consumed. Milder winters could result in major attacks in several consecutive years, where individual trees can be killed on a large scale. This changes the growing conditions and species composition of the ground vegetation, and changes the living conditions and species composition of small rodents and birds, with cascading effects on the food web. Indications of such effects have been observed in some of the TOV mountain sites, including Møsvatn.

Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, NO-0349 Oslo, Norway (erik.framstad@nina.no)

Innhold

Sammendrag **3**

Abstract **5**

Forord **9**

1 Innledning **10**

2 Beskrivelse av opprinnelige TOV-områder **12**

3 Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen 2013 ..... **17**
3.1 Metoder 17
3.2 Gutulia, endringer i perioden 1993-2013 18
3.3 Dividalen, endringer i perioden 1993-2013 24
3.4 Oppsummering 28

4 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Granneset 2013 ..... **34**
4.1 Områdebeskrivelse og metoder 34
4.2 Endringer i perioden 1990-2013 36
4.3 Oppsummering av resultater for vegetasjonsendringene i Granneset 41

5 Vegetasjonsundersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell 2013 ..... **44**
5.1 Metoder 44
5.2 Resultater 48
5.3 Kortfattet drøfting 56
5.4 Konklusjon 70

6 Populasjonsundersøkelser av etasjemose i sju overvåkingsområder i granskog – resultater 2013 ..... **71**
6.1 Metoder 72
6.2 Resultater 75
6.3 Diskusjon 83

7 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2013 ..... **87**

8 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Gutulia og Dividalen 2013 ..... **95**
8.1 Resultater fra Gutulia 95
8.2 Resultater fra Dividalen 101
8.3 Oppsummering 105

9 Smågnagere **109**
9.1 Metoder 109
9.2 Resultater 110
9.3 Konklusjon 113

10 Rovfugler **116**
10.1 Metoder 116
10.2 Resultater 117
10.3 Diskusjon 117

11 Hønsefugler **120**
11.1 Metoder 120
11.2 Resultater 122
11.3 Diskusjon 125

12 Spurvefugl 127
12.1 Metoder 127
12.2 Resultater 129
12.3 Diskusjon 133

13 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl 138
13.1 Metoder 138
13.2 Resultater 141
13.3 Diskusjon 145

14 Referanser 149

Kontaktinformasjon

Kap. 1, 2, 9	Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo (erik.framstad@nina.no)
Kap. 3	Per Arild Aarrestad, NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim (per.a.aarrestad@nina.no)
Kap. 4, 7	Tonje Økland, Norsk institutt for skog og landskap, Boks 115, 1431 Ås (tonje.okland@skogoglandskap.no)
Kap. 5, 6	Rune Halvorsen, Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, Boks 1172 Blindern, 0318 Oslo (rune.halvorsen@nhm.uio.no)
Kap. 8	Marianne Evju, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo (marianne.evju@nina.no)
Kap. 10, 11, 12, 13	John Atle Kålås, NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim (john.a.kalas@nina.no)

Forord

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) omfatter integrert naturovervåking i vanlige naturtyper i boreale og alpine områder. I perioden 1990-93 ble slik overvåking startet i Solhomfjell i Aust-Agder, Lund i Rogaland, Møsvatn i Telemark, Gutulia i Hedmark, Åmotsdalen i Sør-Trøndelag, Børgefjell i Nord-Trøndelag, Dividalen i Troms og Ny-Ålesund på Svalbard (bare vegetasjon). Fra 1994 er overvåkingen videreført i disse områdene (unntatt i Ny-Ålesund). I 2009 ble det etablert ny vegetasjonsovervåking i Endalen på Svalbard i regi av Miljøovervåkingen på Svalbard og Jan Mayen (MOSJ). I TOV inngår studier av jord, markvegetasjon, epifytter på trær, bestandsstudier av fugler og smågnagere, og undersøkelser av miljøgifter i utvalgte organismer/næringskjeder. Miljødirektoratet har gitt tilskudd til grunnaktivitetene i TOV. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har ansvaret for det meste av overvåkingsaktivitetene, mens vegetasjonsovervåkingen i Solhomfjell utføres av Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo. Markvegetasjon er overvåket av Norsk institutt for skog og landskap i 10 granskogsområder siden 1988, hvorav 8 områder er videreført med støtte fra Miljødirektoratet.

Her rapporteres resultatene fra TOV i 2013, i form av en felles, forenklet dokumentasjonsrapport for undersøkelsene av markvegetasjonen i Solhomfjell, Gutulia, Granneset (Nordland) og Dividalen, epifytter i Gutulia og Dividalen, og faunaen i alle aktuelle TOV-områder. I tillegg vises utvalgte resultater fra overvåking av markvegetasjonen i 9 granskogsområder og 6 bjørkeskogsområder. Hensikten er å dokumentere resultatene fra overvåkingen i 2013, samt de viktigste konklusjonene. For mer informasjon om områdene og metoder henvises til tidligere TOV-rapporter. I denne rapporten har Per Arild Aarrestad vært ansvarlig for undersøkelsene av markvegetasjonen i bjørkeskog, Rune Halvorsen (Solhomfjell) og Tonje Økland (Granneset) for markvegetasjonen i granskog, Marianne Evju for epifytter, Erik Framstad for smågnagere og John Atle Kålås for fugler. Erik Framstad har stått for samlet redigering.

Også i 2013 har en rekke personer bidratt til datainnsamling, analyser og kommentarer:

- For undersøkelsene av markvegetasjonen i granskog i Granneset takkes Rune Halvorsen for artsbestemmelser av innsamlede moser, Gunnar Engan for bidrag til feltarbeid, Helge Meissner og Holger Lange for bidrag til tabeller og figurer, Ingvald Røsberg for utstyr, Statskog Fjelltjenesten for bruk av fjellgården Granneset, samt kolleger som tidligere har bidratt til feltarbeid og/eller databearbeding og rapportering.
- For epifyttundersøkelsene takkes Håkon Holien for hjelp til bestemmelse av innsamlet materiale, Bård Pedersen og Pål Kvaløy for hjelp i felt.
- I arbeidet med gnagerfangstene takkes Dag Svalastog for feltinnsamling (Solhomfjell, Møsvatn, Åmotsdalen) og labarbeid, samt Torleif Skipstad (Lund), Ole Vangen (Gutulia), Per og Lars Lorentzen (Børgefjell), John Lambela og Kjetil Letto (Dividalen) for assistanse med feltinnsamling. Vi er takknemlige for assistanse til gjennomføring av fangstene fra Statskog i Børgefjell og Dividalen, og Statens naturoppsyn i Gutulia. Vi vil også takke en rekke kolleger i og utenfor NINA, samt Statskog Fjelltjenesten ved Jo Inge Breisjøberget for fangstdata og informasjon om egne gnagerobservasjoner for ulike tidsperioder.
- I Dividalen er spurvefuglundersøkelsene utført av Stein Ø. Nilsen og John Stenersen, og rypetakseringene er utført i samarbeid med Målselv Jeger- og Fiskerforening v/Johnny Brattbakk. I Børgefjell utføres fugleundersøkelsene av Statskog Fjelltjenesten ved Per A. Lorentzen og Lars Lorentzen (rovfugl og spurvefugl), og Øyvind Spjøtvoll (rovfugl). Statskog Nordland v/ Per Lorentzen har gitt oss tilgang til jaktstatistikk for sesongen 2012/13 for nordlige deler av Børgefjellområdet. I Åmotsdalen er spurvefugltakseringene utført av Per Willy Bøe og Oddvar Heggøy, mens fuglekassene er kontrollert av Sten L. Svartaas. Rovfuglovervåkingen i dette området er organisert av Jan Ove Gjershaug med feltassistanse fra Harald Jære og Per Willy Bøe. I Gutulia har SNO ved Ole Vangen kontrollert fuglekassene, og Jon Bekken og Kjell Isaksen har taksert spurvefugler. Overvåkingen av kongeørn i dette området er utført av Carl Koff og Per Nøkleby. Spurvefuglundersøkelser i Lund er utført av Vegard Ankarstrand, Kjell Ruud Mjølsnes og Øivind Egeland, mens fuglekassene er kontrollert av Sigvald Skjærpe. Overvåkingen av kongeørn er her utført av Toralf Tysse, og Vegard Moi har organisert rypetakseringene i Lund med assistanse fra Erik S. Surdal og Mette Møllerop. I Møsvatn er spurvefugltakseringene utført av Erik Edvardsen og Rune Bergstrøm, og i Solhomfjell er slike takseringer utført av Erik Edvardsen, Oddvar Heggøy, Simon Bruerberg og Jørn Helge Magnussen. NOF-Kragerø lokallag har kontrollert fuglekassene i Solhomfjell. Statskog ved Kristian Eiken Olsen har gitt oss tilgang til sin jaktstatistikk fra Solhomfjell for jaktsesongen 2013. Odd F. Steen har organisert overvåkingen av rovfugl i tilknytning til overvåkingsområdene i Solhomfjell og Møsvatn, med assistanse i felt av Helge Midtgard, Gjermund Geistad, Sigmund Holte og SNO-Rjukan. Sten L. Svartaas har utført/organisert lirypetakseringer i Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn med assistanse fra Bjørn Frøysa, Heidi Lundal, Kristin Pedersen, Steinar Karlsen og Per Dahle. For oversikt over alle de ca 200 deltagerne i de ekstensive fugletakseringene viser vi til vedlegg i kap. 13. Erlend B. Nilsen har bistått med beregninger av bestandsindekser for fugl.

Disse, samt alle andre som har gitt oss assistanse underveis, takkes hjerteligst.

Oslo, mai 2014
Erik Framstad

1 Innledning

Direktoratet for naturforvaltning (DN, nå del av Miljødirektoratet) tok i 1990 initiativet til "Program for terrestrisk naturovervåking" (TOV). Formålet med programmet var opprinnelig å overvåke tilførsel og virkninger av langtransporterte luftforurensninger på ulike naturtyper og organismer (Løbersli 1989). Overvåkingen ble lagt til 7 områder geografisk spredt fra sørvest til nord i landet og i hovedsak med plassering i fjellbjørkeskog i vernete områder. I disse områdene ble det lagt opp til integrerte studier av nedbør, jord, markvegetasjon, lav, moser og alger på trær, fugler og pattedyr, samt forekomster av miljøgifter i planter og dyr. I tillegg har det vært gjennomført landsomfattende kartlegging av organiske miljøgifter i rovfugl, tungmetaller i hønsefugl og forekomst av lav, moser og alger på trær.

Motivasjonen for programmet ble i 2001 dreiet mot også å fange opp effekter av endringer i et spekter av naturlige og menneskeskapte påvirkningsfaktorer på biologisk mangfold. Programmet vil dermed utgjøre en viktig komponent i Norges nasjonale overvåking av biologisk mangfold. Innretningen på programmet gjør det best egnet til å fange opp mulige effekter av storskala endringer i klima og langtransporterte forurensninger som sur nedbør, nitrogengjødsling og bakkenært ozon. Overvåkingsområdene er i stor grad lagt til verneområder, og effekter av endringer i lokal arealbruk vil derfor i liten grad bli fanget opp. Områdene vil imidlertid være viktige referanseområder i forhold til ekstensiv, arealrepresentativ overvåking som vil kunne fange opp effekter av endringer i arealbruk på biologisk mangfold.

I 1988 etablerte Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (fra 2006 Norsk institutt for skog og landskap) vegetasjonsovervåking i granskog (se oversikt over områdene i **figur 5.1**). Siden 2001 er resultatene fra denne vegetasjonsovervåkingen og fra TOVs vegetasjonsovervåking i bjørkeskog (barskog i Solhomfjell) i økende grad sett i sammenheng. Fra 2005 har DN/Miljødirektoratet bidratt med midler til videreføring av vegetasjonsovervåkingen i granskog, og fra 2007 er det lagt opp til felles rapportering av resultatene fra vegetasjonsovervåkingen.

Programmet er innrettet mot endringer i vanlige naturtyper og vanlig forekommende arter. Det fanger i liten grad opp effekter på truete naturtyper og arter. Egne programmer eller moduler må utvikles spesielt for å overvåke endringer i truet natur. Arbeid for å følge opp truet natur er i gang gjennom den interdepartementale satsingen som følger opp stortingsmeldingen om biologisk mangfold (St.meld. 42 (2000-2001)), samt gjennom ulike prosjekter i regi av Artsdatabanken.

Overvåking av markvegetasjonen er motivert dels ut fra vegetasjonens viktige rolle i alle terrestriske økosystemer, som produksjonsgrunnlag, næring og habitat for andre organismer. De mange artene i markvegetasjonen representerer også et bredt spekter av ulike tilpasninger til økologiske forhold og potensielt ulik respons på forskjellige menneskelige påvirkninger. For epifytter på trær, i stor grad lav, er det spesielt artenes potensielle følsomhet for endringer i klima, tilgang på næringsstoffer og forurensningsbelastninger som gjør dem interessante i overvåkingen.

Faunaovervåkingen inkluderer bestands- og reproduksjonsovervåking for arter som kan indikere effekter av langtransporterte luftforurensninger (kongeørn, jaktfalk og et spekter av spurvefuglarter). Programmet inkluderer også bestandsovervåking av nøkkelarter som smågnagere og lirype/orrfugl, dvs arter som sterkt påvirker naturlig bestandsdynamikk for indikatorartene i de aktuelle naturtypene. Produksjons- og bestandsendringer for områder med forskjellig omfang av langtransporterte forurensninger sammenlignes for å påvise mulige effekter av slike luftforurensninger. De mange artene av spurvefugl i overvåkingsområdene har ulike økologiske krav og kan dermed også forventes å svare forskjellig på endringer i klimaet eller i menneskers arealbruk.

Resultatene fra TOV inngår som viktig datagrunnlag for Naturindeksen for Norge (Nybø 2010) og i annen rapportering om tilstanden for biologisk mangfold i Norge. Dataene blir også brukt i

ulike forskningsprosjekter og i vitenskapelig publisering av NINA-forskere og samarbeidspartnere. Så langt er en rekke vitenskapelig artikler publisert om endringene i markvegetasjonen og mulige årsaker til dette, hvorav noen av de nyere er Bakkestuen et al. (2009, 2010), Rydgren et al. (2007), R.H. Økland & Bakkestuen (2004), T. Økland et al. (2004a). Også for miljøgifter i økosystemkomponenter er det publisert flere artikler med opphav i TOV, fra de senere årene Gjershaug et al. (2008), Herzke et al. (2005), Mariussen et al. (2008), Pedersen et al. (2006), Vetter et al. (2008). For øvrige økosystemkomponenter med resultater fra TOV er det så langt publisert færre artikler, men se f.eks. Evju & Bruteig (2013), Selås & Kålås (2007), Selås et al. (2011a,b). Full oversikt over vitenskapelige artikler der TOV-resultater enten er hovedgrunnlaget eller inngår, kan finnes på programmets hjemmeside (jf adresse nedenfor).

Høsten 2010 ble TOV evaluert (jf Ims et al. 2010). Evalueringen anbefalte en reorientering av TOV med særlig vekt på effekter av klimaendringer. Dessuten ble det foreslått tettere samordning av de ulike fagaktivitetene, med styrking av overvåkingsdesign og analysemetoder for å fange opp klimaeffektene bedre enn dagens program er i stand til. Endelig ble det foreslått en annen rapporteringsform som i større grad tilgodeser brukernes behov. Evalueringen ble diskutert i en workshop våren 2011, der mulig oppfølging av de ulike anbefalingene ble gjennomgått. De mest aktuelle anbefalingene er forsøkt fulgt opp gjennom 2011-13, men avsatte ressurser til overvåkingsaktivitetene begrenser mulighetene for å ta opp nye omfattende aktiviteter eller å utvide de pågående aktivitetene vesentlig, slik det hadde vært ønskelig.

Resultatene fra TOVs aktiviteter i 2013 blir her rapportert i noe forenklet form, sammenlignet med i perioden fram til 2011. Hovedvekten er lagt på å dokumentere resultatene, samt å vise til de viktigste konklusjonene. Rapporten omfatter resultatene fra NINAs undersøkelser av smågnagere og fugl i Lund, Solhomfjell, Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen (jf **tabell 2.1**), epifytter på trær og markvegetasjonen i bjørkeskog i Gutulia og Dividalen, foruten undersøkelser av markvegetasjonen i barskog i Solhomfjell og Granneset (Nordland), utført av henholdsvis Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo, og Norsk institutt for skog og landskap. I tillegg inkluderer rapporten en sammenstilling av resultatene fra undersøkelser av populasjonsdynamikken hos etasjemose i en rekke granskogsområder, oversikt over tidsutviklingen for noen sentrale arter i markvegetasjonen i granskogs- og bjørkeskogsområder, samt en kort presentasjon av resultater fra et landsrepresentativt nettverk for overvåking av terrestriske hekkefugler. For nærmere beskrivelser av målsetning med overvåkingen, valg av overvåkingsorganismer og metoder, samt resultater fra tidligere år og mer detaljert diskusjon av resultatene, viser vi til synteserapportene for TOV (DN 1997, Framstad et al. 2003), til tidligere rapporter fra overvåkingen, og til presentasjon av TOV på internett med oversikt over alle rapporter fra TOV, samt de nyeste nedlastbare rapportene i pdf-format: http://www.nina.no/Overv%C3%A5king/Naturoverv%C3%A5king(TOV).aspx.

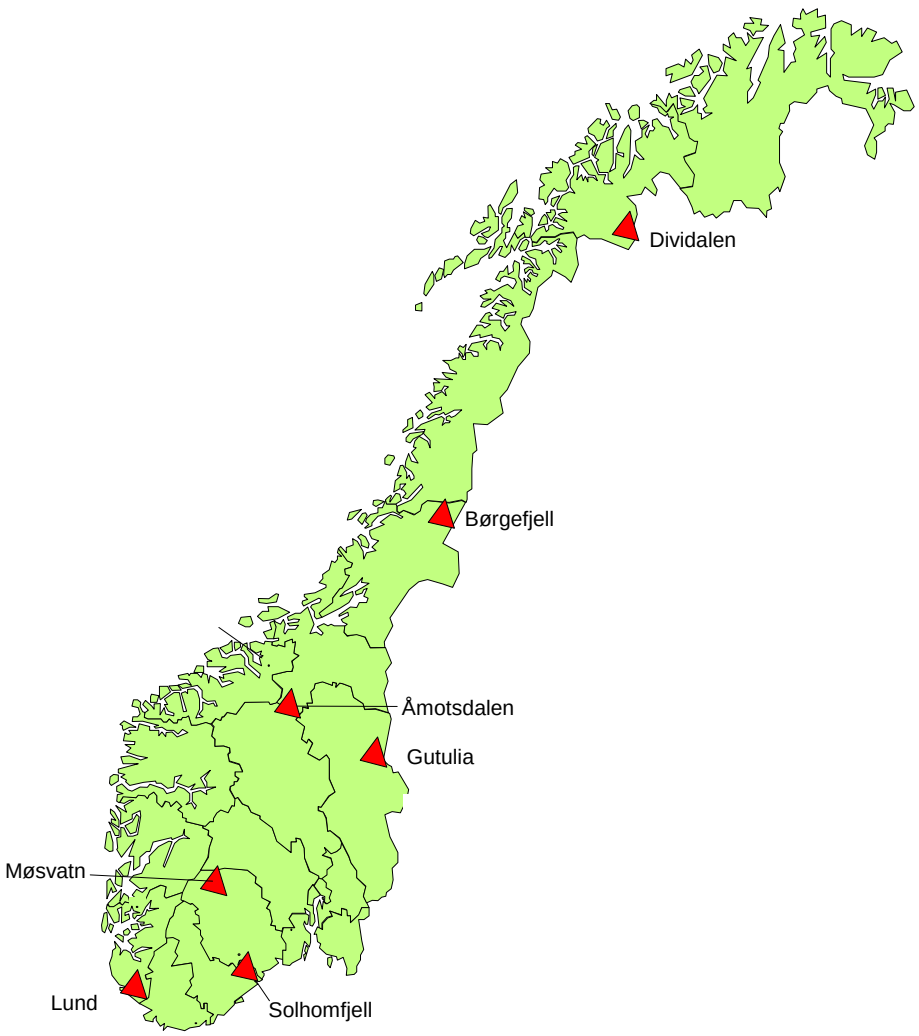
2 Beskrivelse av opprinnelige TOV-områder

Denne rapporten presenterer resultater for 2013 fra de sju opprinnelige overvåkingsområdene i TOV på det norske fastlandet (**figur 2.1**), samt markvegetasjonen og moseundersøkelser i granskogsområder (jf kap. 5). Disse områdene er plassert i en gradient fra sør til nord med store forskjeller i nedfall av langtransporterte forurensninger (Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2009, 2010, 2012). Områdene dekker også vide gradienter i klima og geografiske forhold. Områdene er plassert slik at de i liten grad er utsatt for raske endringer i arealbruk, bl.a. er flere av områdene lagt til nasjonalparker eller naturreservater. Seks av områdene har bjørk som dominerende treslag, mens området i Solhomfjell er lagt til barskog. Se for øvrig **tabell 2.1** for karakteristika ved områdene. Variasjonen i klimaet for områdene gjennom overvåkingsperioden er illustrert i **figur 2.2**. Generelt har gjennomsnittstemperaturen pr kvartal ligget nær det normale på midten av 1990-tallet, men ellers noe over det normale for alle områder. Viktige unntak er våren 2001, 2006, dels 2013, høsten 2002, 2010, og vinteren 2010, 2011, 2013. Gjennomsnittsnedbøren har ligget nær det normale i det meste av perioden, med noe variasjon mellom områdene. Både temperatur og nedbør viser betydelig variasjon mellom ulike kvartaler og år.

Tabell 2.1 *Karakteristika for de enkelte overvåkingsområdene.*

	Lund	Solhomfjell	Møsvatn	Gutulia	Åmotsdalen	Børgefjell	Dividalen
fylke	Rogaland	Aust-Agder	Telemark	Hedmark	Sør-Trøndelag	Nord-Trøndelag	Troms
breddegrad	58°33'N	58°57'N	59°51'N	62°01'N	62°28'N	65°04'N	68°43'N
lengdegrad	6°26'E	8°50'E	8°18'E	12°10'E	9°25'E	13°49'E	19°47'E
UTM-referanse	LK 50,92	ML 86-92, 33-36	MM 60,35	UJ 48-53, 80-87	NQ 21-23, 25-27	VN 44-45, 15	DB 50-51, 22
vernestatus	naturreservat, privat	naturreservat	landskaps-vernomr., privat	nasjonalpark	nasjonalpark, landskaps-vernomr.	nasjonalpark	nasjonalpark
høyde over havet	350-420	350-475	1000-1050	760-865	900-925	520-580	385-615
vegetasjonssone	mellomboreal	sørboreal	nordboreal	nordboreal	nordboreal	nordboreal	nordboreal
vegetasjons-seksjon	oseanisk (O2)	oseanisk (O2)	svakt ose-anisk (O1)	overgangs-seksjon (OC)	svakt osea-nisk (O1)	svakt osea-nisk (O1)	kontinental (C)
berggrunn	bandgneis	granitt, gra-nittisk gneis	meta-rhyolitt, metamorf tuff	omdannet sandstein med feltspat	grov meta-arkose, konglomerat	granitt, ski-fer	glimmerskifer, kvartskarbonat-skifer
nedbør (mm/år)	2251	1124	816	725	912	1111	448
middeltemp. °C januar	-1,4	-5,3	-8,3	-10,5	-8,0	-11,4	-10,5
middeltemp. °C juli	11,9	14,4	8,0	8,6	8,1	9,5	9,7
totalt svovel-nedfall 1988-92	>1400	900-1000	400-500	300-400	<200	300-400	<200
totalt svovel-nedfall 1997-01	800-900	500-600	200-300	<200	<200	<200	<200
totalt nitrogen-nedfall 1988-92	>2400	1200-1400	400-600	200-400	100-200	200-400	<100
totalt nitrogen-nedfall 1997-01	1600-1800	1000-1200	400-600	200-400	100-200	200-400	100-200

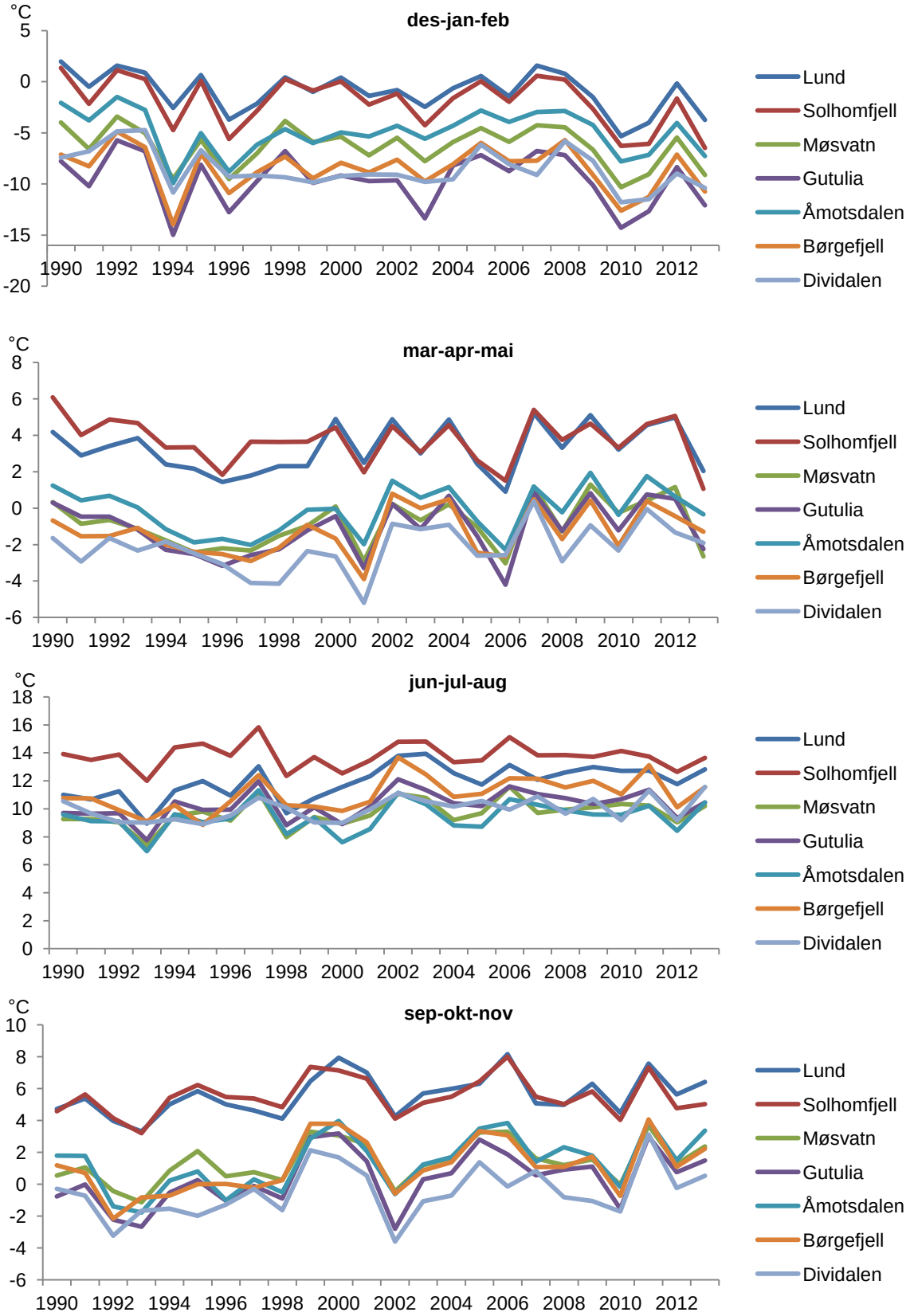
Datagrunnlag: DN 1997 (tab.1) & T. Økland et al. 2001 (tab. 1); geografisk plassering er gitt for vegetasjonsflatene; UTM (WGS84): Dividalen i sone 34W, Børgefjell i sone 33W, Gutulia, i sone 33V, øvrige områder i sone 32V; vegetasjonssone og vegetasjonsseksjon er angitt for områdene på litt grovere skala; klima gjelder standard normaler for 1961-1990 beregnet ut fra geografisk plassering og høyde over havet; forurensningsdata fra Hole & Tørseth 2002, fig.4 (mg S/m^2/år) og fig.5 (mg N/m^2/år)



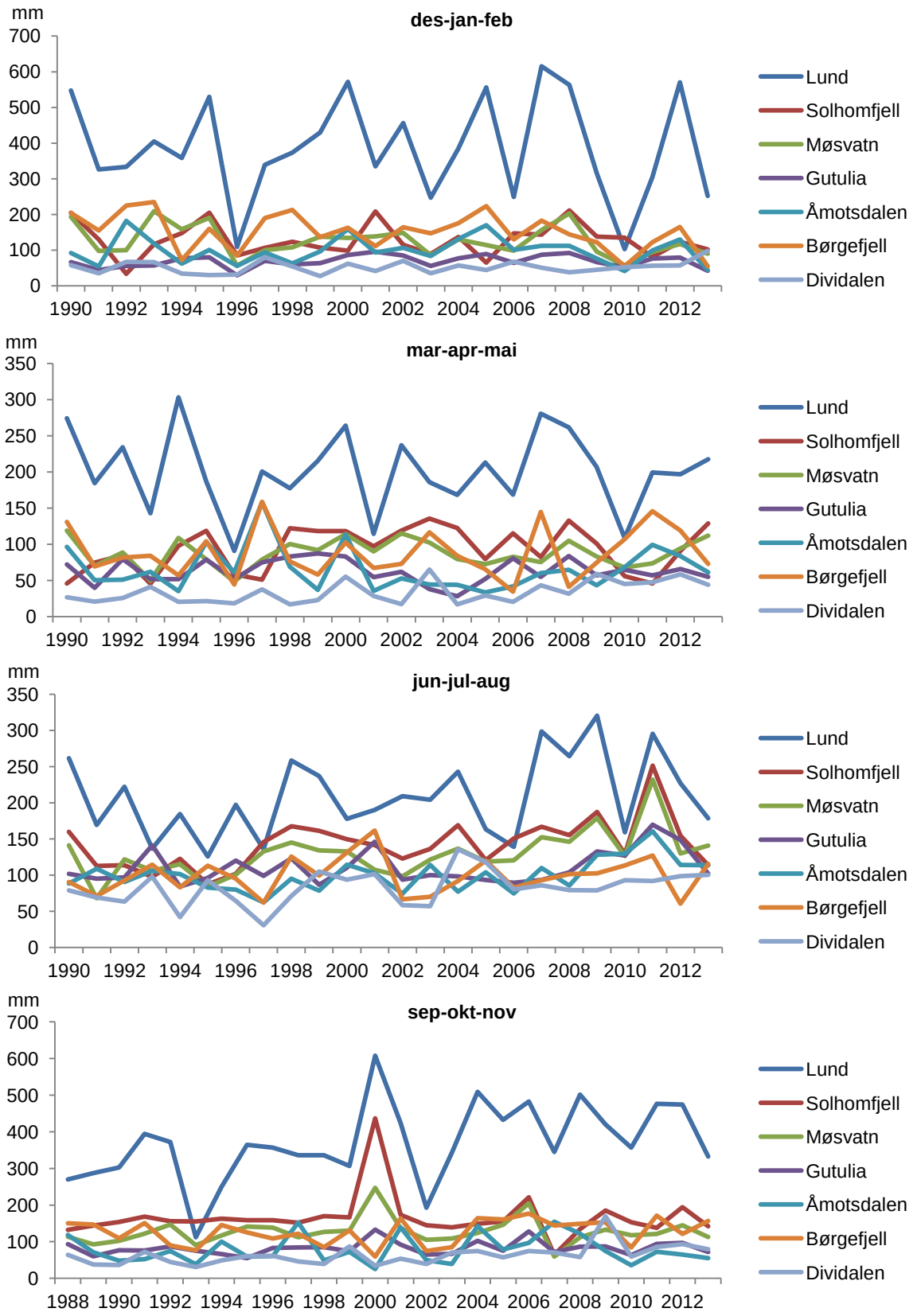
Figur 2.1 *Geografisk plassering av overvåkingsområdene i TOV.*

Dividalen
Overvåkingsområdet er sentrert omkring midtre deler av Dividalen innenfor Dividalen nasjonalpark, Målselv kommune i Troms (68°43'N, 19°47'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1532 II, Altevatnet. Området består hovedsakelig av nordboreal skog og lavalpin hei, og hoveddelen av arealene ligger mellom 300 og 1400 m oh. Berggrunnen i området veksler i rikhet, med sure bergarter (granitt) i de sørlige og østlige delene og rikere bergarter (glimmerskifer, leirskifer og amfibolitt) i de nordlige og vestlige delene. I de lavereliggende områdene domineres skogen av store furutrær. Tregrensa ligger omkring 600 m oh og dannes av bjørk. Området er nærmere beskrevet av Eilertsen & Brattbakk (1994).

Børgefjell
Overvåkingsområdet er sentrert omkring Viermadalen innenfor Børgefjell nasjonalpark, Røyrvik kommune i Nord-Trøndelag (65°04'N, 13°49'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1925 II, Børgefjell. Området består av nordboreal skog og lavalpin hei og ligger fra ca 450 til 1000 m oh. Heiområdene domineres av fattig myr, fukthei og blåbærhei, men de vestlige områdene har også innslag av rikere heityper. Bjørk danner tregrensa, og her er innslag av både fattige og rike skogtyper (Holten et al. 1990). Innenfor nasjonalparken finnes bare små arealer med granskog. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991).



Figur 2.2A *Klimaet for TOV-områdene illustrert ved månedsmiddeltemperaturer (°C) (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Det norske meteorologiske institutt, tilrettelagt av Stefan Blumentrath, NINA, mai 2014). Dataene er gitt som gjennomsnitt for perioder på 3 måneder (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra desember 1989 til november 2013.*



Figur 2.2B *Klimaet for TOV-områdene illustrert ved månedsnedbør (mm) (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km^2, fra Det norske meteorologiske institutt, tilrettelagt av Stefan Blumentrath, NINA, mai 2014). Dataene er gitt som gjennomsnitt for perioder på 3 måneder (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra desember 1989 til november 2013.*

Åmotsdalen
Overvåkingsområdet er sentrert omkring midtre deler av Åmotsdalen (Dovrefjell) i Oppdal kommune, Sør-Trøndelag (62°28'N, 9°25'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1519 IV, Snøhetta. Området består av nordboreal skog og lavalpin hei og ligger fra ca 650 til 1200 m oh. På grunn av heterogen og flekkvis rik berggrunn og variert topografi har området høy vegetasjonsdiversitet. Heivegetasjonen domineres imidlertid av fattige typer. Vierkratt og bjørkeskog har derimot større innslag av rike typer (Holten et al. 1990). Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1992).

Gutulia
Overvåkingsområdet ligger øst for den sørlige delen av Femunden i Engerdal kommune, Hedmark (62°01'N, 12°10'Ø), og er knyttet til Gutulia nasjonalpark. Området dekkes av kartblad M711 1719 II, Elgå. Området består av nordboreal skog og lavalpin hei og ligger fra ca 600 til 1000 m oh. Skoggrensa ligger mellom 800 og 900 m oh. Berggrunnen består hovedsakelig av sparagmitt, og relativt fattige vegetasjonstyper dominerer. Her finnes imidlertid også innslag av noe rikere vegetasjonstyper. Området er nærmere beskrevet av Eilertsen & Often (1994).

Møsvatn
Overvåkingsområdet ligger ved den sørøstlige delen av Møsvatn-Austfjell i Tinn kommune, Telemark (59°51'N, 8°18'Ø), og er knyttet til landskapsvernområdet som ligger her. Området dekkes av kartblad M711 1514 I, Frøystaul. Området består av nordboreal skog og lavalpin hei og ligger fra ca 950 til 1200 m oh. Bjørk danner tregrensa, og her er innslag av både fattige og rike vegetasjonstyper. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk (1993).

Solhomfjell
Overvåkingsområdet ligger i Gjerstad kommune (sørøstlig del), Aust-Agder, og i Nissedal kommune (nordvestlig del), Telemark (58°57'N, 8°50'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1612 I, Gjerstad og 1612 IV, Vegår. Området består hovedsakelig av hei og skog og ligger fra ca 300 til 650 m oh. Hei-habitatene domineres av fjell i dagen, røsslynghei og fattig fastmattemyr. Skogen er variert, men domineres av fattig, glissen furuskog (Holten et al. 1990). Området ligger i hovedsak i sørboreal og mellomboreal vegetasjonssone. Området er vernet som skogreservat og er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991).

Lund
Overvåkingsområdet er sentrert omkring Førlandsvatnet og Kjørmotjørnan i Lund kommune, Rogaland (58°33'N, 6°26'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1312 III, Ørsdalsvatnet. Området har stor variasjon i naturtyper fra termofile skogtyper til skrinne bjørke- og furuskoger. Heiene domineres av røsslyng og er over store områder under rask tilgroing med bjørk. Mesteparten av myrene er små og av fattig type (Holten et al. 1990). Området ligger i høydenivået 100-700 m oh, preget av åslandskap, i hovedsak i mellomboreal vegetasjonssone. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1992).

3 Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen 2013

Per Arild Aarrestad, Vegar Bakkestuen, Heidi Myklebost, Odd Egil Stabbetorp og Anders Often

TOV-feltene i Gutulia og Dividalen ble etablert i 1993 (Eilertsen & Often 1994, Eilertsen & Brattbakk 1994) og senere reanalysert i 1998 (Bakkestuen et al. 2000), i 2003 (Bakkestuen et al. 2004) og i 2008 (Aarrestad et al. 2009). Hovedmålet i 2013 var gjenanalyse av markvegetasjonen i begge områdene, klarlegge eventuelle endringer og vurdere om disse kan relateres til langtransportert forurensing, endringer i klima eller andre påvirkningsfaktorer over en 20-årsperiode fra 1993 til 2013.

I tillegg ble det lagt dataloggere for målinger av jord- og lufttemperatur og luftfuktighet, samt registreringer av nye biotiske og abiotiske miljøvariabler, som bedre kan belyse årsaker til eventuelle vegetasjonsendringer, som klima- og soppskader på blåbær, beiteindikatorer og endret skogstruktur og lysinnstråling. Ny jordprøvetaking av nitrogenrelaterte variabler ble utført. Tanken er at disse miljøvariablene skal fases inn for alle TOV-områder etter hvert. Her rapporteres kun endringer av målte parametere i 20-årsperioden 1993 til 2013.

3.1 Metoder

Standard feltmetodikk
Feltarbeidet i Gutulia ble utført i slutten av juli 2013, mens feltarbeidet i Dividalen ble gjort i midten av august. Opplegg og metoder følger konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser som er utviklet av NINA, NIJOS (nå del av Norsk institutt for skog og landskap) og Universitetet i Oslo. En fullstendig beskrivelse av feltmetodikk og databearbeiding er sammenstilt for alle TOV-felter i Bakkestuen et al. (2010) og Aarrestad & Bakkestuen (2012).

Ny jordprøvetakning
Jordprøver ble samlet inn for hvert felt (10 prøver fra hver av Gutulia og Dividalen) og levert til Norsk institutt for skog og landskap for kjemiske analyser av pH (vannekstraksjon), glødetap og total N (Kjeldahl), ammonium (NH_4^+) og nitrat (NO_3^-), i henhold til metoder i Ogner et al. (1999).

Nye feltmålinger
Angrep av bjørkerustsopp ble registrert som et prosentvis anslag på hvor mye av bjørkebladmassen i analysefeltene som var infisert av bjørkerustsopp.

Skader av parasittiske sopp og frost/tørke på blåbær ble registrert i hver 1m x 1m analyserute samtidig med vegetasjonsanalysene, både ved prosent dekning av analyseruta og ved frekvensmetodikk i 16 småruter. Skader av soppen *Valdensinia heterodoxa* ble registrert for seg, mens skader av soppene *Podosphaera myrtillini* og *Pucciniastrum vaccinii* ble registrert samlet. Skadene ble registrert etter følgende skala:

0:	Ingen skade	
1:	Liten skade	1-33 % av blåbærblader/skudd er skadet
2:	Moderat skade	34-66 % av blåbærblader/skudd er skadet
3:	Mye skade:	67-100 % av blåbærblader/skudd er skadet

Frostskader på blåbærskudd ble registrert etter samme metodikk som soppskader.

I tillegg ble det lagt ut én datalogger av typen iBCod 22L i hvert vegetasjonsfelt for registrering av jordtemperatur 5 cm under jordoverflaten, hver tredje time (se Aarrestad & Bakkestuen 2012). Loggerne vil bli avlest etter ett års målinger.

Lysinnstråling
Det ble tatt et hemisfærisk bilde i analyseruta som ligger nærmest midtpunktet i hvert felt. Bildet ble tatt med et Canon EOS 50D kamera med 4,5 mm Sigma linse. Bildene vil bli analysert for trekronedekning, solinnstråling ("solar radiation" - SR) og bladarealindeks ("Leaf Area Index" – LAI) ved hjelp av trekroneanalysesystemet HEMIv8 ("Forest Canopy Image Analysis System"). Det må imidlertid utføres noe metodeutvikling før data kan rapporteres.

Smågnagerpåvirkning og herbivori
For hver analyserute ble det utført registreringer av påvirkning av smågnagere og større herbivorer etter metodikk vist i Aarrestad & Bakkestuen (2012).

Databehandling
Hvorvidt endringer i en arts mengde målt som smårutefrekvens eller prosent dekning i analyseruta mellom de to analyseårene var statistisk signifikant, ble testet ved tosidig Wilcoxon ett-utvalgstest for parete datasett ("paired samples"). Nullhypotesen i denne testen er at artens mediane smårutefrekvens eller prosentvise dekning ikke er endret. Wilcoxon-testene ble utført i SPSS og er benyttet fordi den sammenligner de samme stedfestede prøvene hvert analyseår (jf Sokal & Rohlf 1995, T. Økland et al. 2001).

Endringen i artssammensetning er også analysert ved hjelp av indikatorverdier for de enkelte artene. Vi har benyttet Ellenbergs faktortall for europeiske arter (Ellenberg et al. 1992) modifisert for britisk flora (Hill et al. 1999) og Dahls estimater for klimabegrensende faktorer for nordeuropeiske arter (Dahl 1998). Ellenbergs faktortall er basert på plantesosiologiske studier i Europa og Storbritannia, og de må benyttes med forsiktighet for norske forhold. Dahls verdier er bare angitt for en del av karplantene. Faktortallene beskriver den enkelte arts preferanser med hensyn til viktige økologiske variabler. Rent numerisk framkommer endringene enten som et resultat av at arter i den ene enden av variasjonsbredden i verdier går fram, at arter i den andre enden av variasjonsbredden går tilbake, eller en kombinasjon av disse.

Vi har benyttet Ellenberg-verdiene for fuktighet, baserikhet, næring (nitrogen) og temperatur (lys). Dahls verdier er basert på sammenhengen mellom geografisk artsutbredelse og viktige klimaparametere knyttet til temperatur, og verdier er kun angitt der klimaparameterne synes å være begrensende for artens utbredelsesområde. Vi har bare benyttet tallene for Dahls respirasjonssum (Dahls r), som er et mål for artens varmekrav gjennom vekstsesongen. Prøveflateverdiene basert på Ellenbergs og Dahls indikatorverdier ble beregnet som gjennomsnittet av de artene som har angitte verdier og som forekommer i prøveflata, veid med artenes dekningsgrad (Diekmann 2005). For å nedtone dominante arter ble prosentdekningen transformert til Hult-Sernanders dekningsskala (Du Rietz 1921) før beregning.

Nomenklatur
Vitenskapelige navn på arter følger Artsdatabankens navneregister. Norske navn følger NINAs database, som bygger på Lid & Lid (2005).

3.2 Gutulia, endringer i perioden 1993-2013

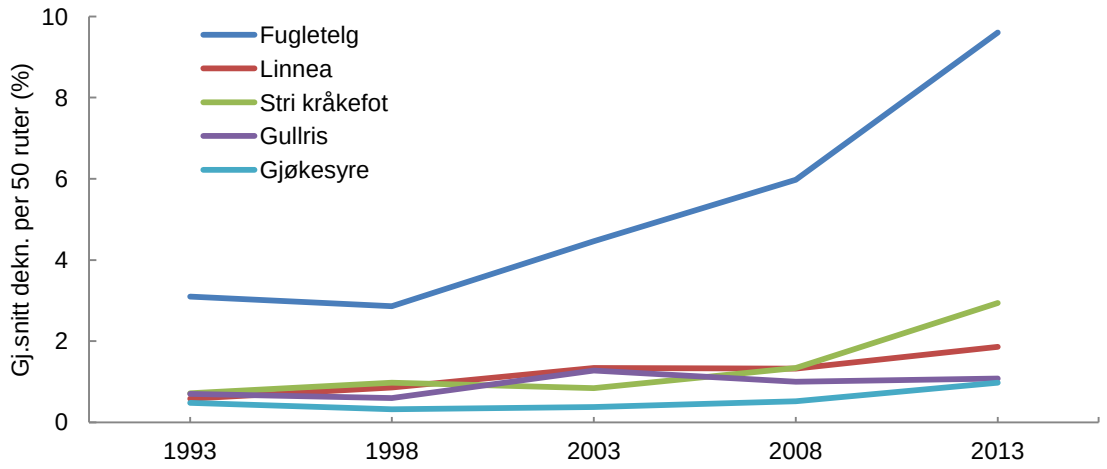
Endringer i totalt antall arter
Totalt antall arter/taxa i ruteanalysene i Gutulia fra 1993 til 2013 har variert fra 86 i 1993 til 97 i 2013 med noe variasjon fra år til år. Det er imidlertid arter med små forekomster som utgjør forskjellene i disse variasjonene (**vedlegg 3.1**). Antall arter innen karplanter og lav er relativt stabilt, men noen få arter har forsvunnet og noen har kommet til. Imidlertid er flere moser, som strølundmose (*Brachythecium starkei*), bekkerundmose (*Rhizomnium punctatum*), furutorvmo-

se (*Sphagnum capillifolium*) og rødmøkkmose (*Splachnum rubrum*) nye for analyserutene i 2013, noe som hovedsakelig forårsaker økingen i totalt antall arter i 2013.

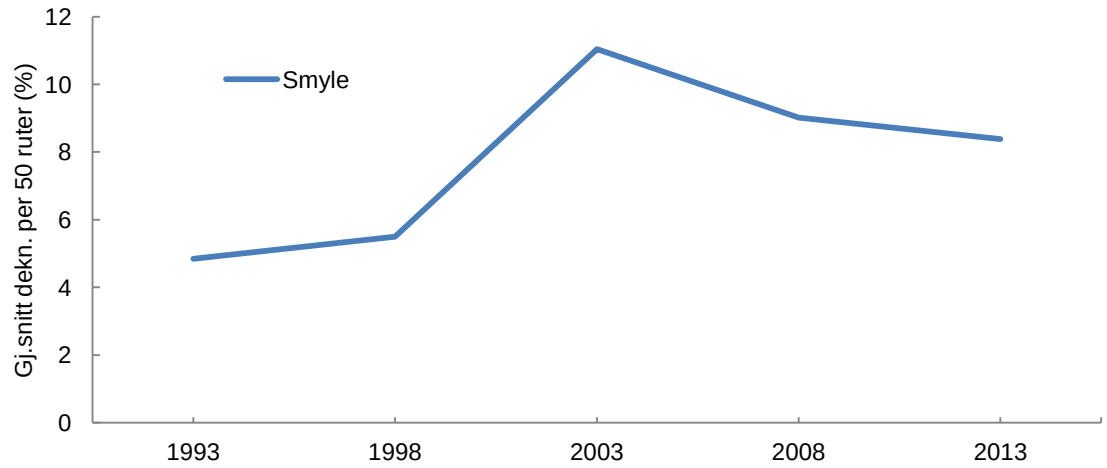
Endringer i artssammensetning
Artssammensetningen i overvåkingsrutene i Gutulia fra 1993 til 2013 er relativ stabil, men det finnes noen trender i materialet (**tabell 3.1** og **vedlegg 3.1**). Generelt viser karplanter en generell framgang, mens det er en betydelig tilbakegang av moser og lav (**figur 3.1–3.6**).

Det har vært relativ liten dynamikk i lyng- og trevekster i 20-årsperioden. Tyttebær (*Vaccinium vitis-ideae*) har dog gått noe tilbake i siste 5-årsperiode (**tabell 3.1**). Karsporeplantene stri kråkefot (*Lycopodium annotinum*) og fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*), samt urtene linnea (*Linnaea borealis*), gjøkesyre (*Oxalis acetosella*) og gullris (*Solidago virgaurea*) viser alle en signifikant framgang fra 1993 til 2013 (**tabell 3.1, figur 3.1, vedlegg 3.**1).

Mange graminider viser signifikant framgang, særlig grasene smyle (*Avenella flexuosa*) og engkvein (*Agrostis capillaris*) (**tabell 3.1, figur 3.**2 og **figur 3.3, vedlegg 3.1**). Av mosene er det først og fremst ribbesigd (*Dicranum scoparium*) og storbjørnemose (*Polytrichum commune*)



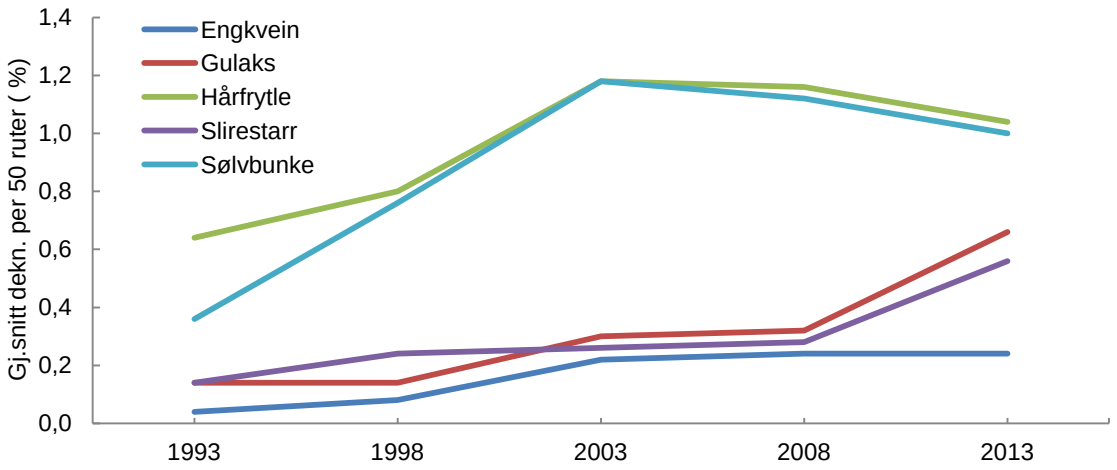
Figur 3.1 *Endringer i gjennomsnittlig dekning av fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*), linnea (*Linnaea borealis*), stri kråkefot (*Lycopodium annotinum*), gullris (*Solidago virgaurea*) og gjøkesyre (*Oxalis acetocella*) i Gutulia fra 1993 til 2013.*



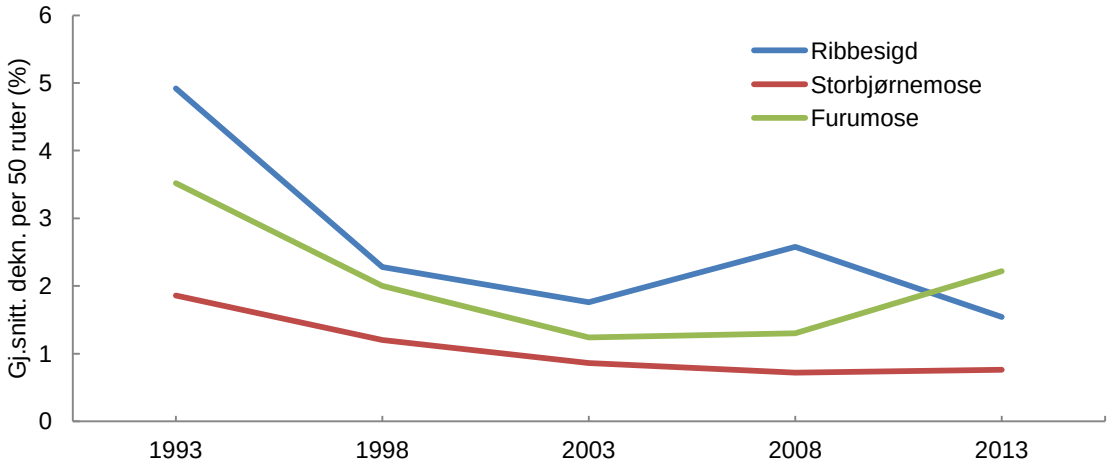
Figur 3.2 *Endringer i gjennomsnittlig dekning av graset smyle (*Avenella flexuosa*) i Gutulia fra 1993 til 2013.*

Tabell 3.1 *Endring i mengde av arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet Gutulia fra 1993 til 2013 og fra 2008 til 2013, målt som endring i prosent dekning og forekomst (frekvens) av artene i småruter. n+ = antall analyseruter der arten økte og n- = antall prøveruter der arten avtok i mengde. P angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0, mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, p ≤ 0,05 er uthevet).*

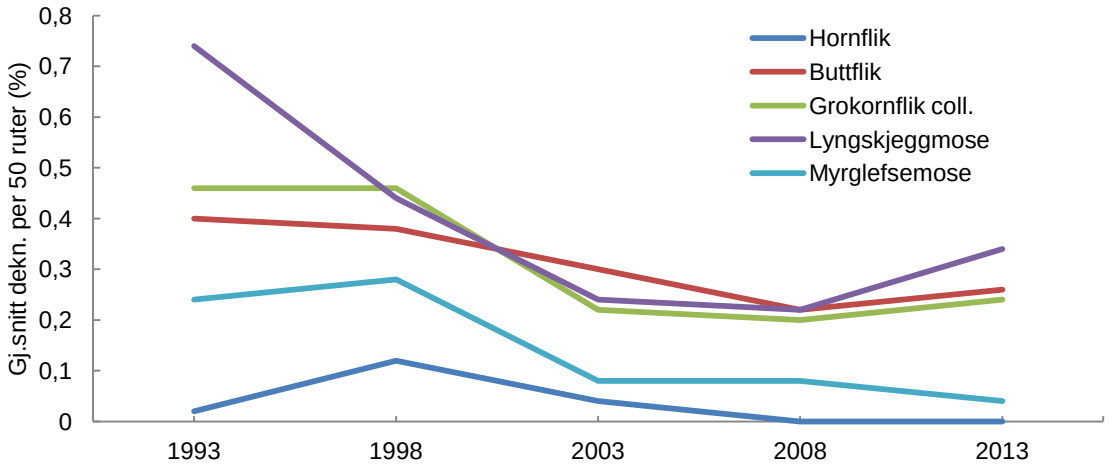
	Prosent 1993-2013			Frekvens 1993-2013			Prosent 20082013			Frekvens 2008-2013		
Navn	**n-**	**n+**	**P**	**n-**	**n+**	**P**	**n-**	**n+**	**P**	**n-**	**n+**	**P**
Lyng/Trevekster												
Juniperus communis	6	5	0,8933	5	6	0,68821	**9**	**2**	**0,0142**	2	8	0,1671
Sorbus aucuparia	**2**	**8**	**0,0457**	**3**	**10**	**0,04454**	2	5	0,1605	4	8	0,1912
Vaccinium uliginosum	5	10	0,0978	6	10	0,06197	**1**	**9**	**0,0078**	6	12	0,1157
Vaccinium vitis-idaea	26	13	0,0660	17	14	0,23699	**24**	**5**	**0,0010**	18	13	0,2292
Urter/bregner												
Gymnocarpium dryopteris	**3**	**20**	**0,0004**	**2**	**20**	**0,00019**	**2**	**19**	**0,0027**	**4**	**16**	**0,0083**
Linnaea borealis	**1**	**20**	**0,0001**	**3**	**20**	**0,00095**	**4**	**11**	**0,0083**	**6**	**17**	**0,0206**
Lycopodium annotinum	**8**	**16**	**0,0087**	**7**	**16**	**0,01981**	**3**	**14**	**0,0097**	13	12	0,8185
Melampyrum pratense	7	6	0,8217	25	18	0,07255	**14**	**3**	**0,0073**	21	22	0,6546
Melampyrum sylvaticum	6	4	0,7168	10	3	0,19455	**9**	**1**	**0,0112**	5	7	0,9686
Oxalis acetosella	1	8	0,0725	**1**	**10**	**0,00501**	3	6	0,1678	2	8	0,0658
Rubus chamaemorus	4	2	0,7389	7	2	0,08281	0	1	0,3173	**6**	**1**	**0,0407**
Solidago virgaurea	**3**	**11**	**0,0151**	8	9	0,43223	5	5	0,5009	10	6	0,1121
Trientalis europaea	**5**	**17**	**0,0051**	22	15	0,15349	12	10	0,4736	17	20	0,8442
Graminider												
Agrostis capillaris	0	4	0,0656	**0**	**5**	**0,04217**	1	1	1,0000	0	4	0,0656
Anthoxanthum nipponicum	**0**	**5**	**0,0422**	**0**	**5**	**0,04217**	3	2	0,6803	2	6	0,1604
Avenella flexuosa	**8**	**29**	**0,0004**	1	6	0,12751	26	14	0,3206	3	5	0,8881
Carex vaginata	1	5	0,0956	**1**	**5**	**0,04580**	0	3	0,1025	2	3	0,3363
Deschampsia cespitosa	**0**	**8**	**0,0107**	**1**	**7**	**0,03547**	5	4	0,4749	2	6	0,0917
Luzula pilosa	**0**	**14**	**0,0007**	12	16	0,59133	14	8	0,3852	17	8	0,1692
Milium effusum	4	1	0,2207	2	5	0,61145	**7**	**0**	**0,0176**	**0**	**6**	**0,0260**
Bladmoser												
Brachythecium reflexum	7	10	0,3711	14	18	0,88066	**3**	**11**	**0,0290**	17	14	0,3020
Brachythecium salebrosum	3	7	0,2059	**6**	**13**	**0,02925**	2	5	0,5271	7	10	0,1410
Dicranum scoparium	**32**	**2**	**0,0000**	**36**	**7**	**0,00003**	**12**	**4**	**0,0113**	**35**	**8**	**0,0000**
Pleurozium schreberi	**17**	**8**	**0,0291**	24	17	0,08760	**2**	**13**	**0,0043**	**30**	**14**	**0,0084**
Pohlia nutans	**12**	**2**	**0,0075**	**13**	**2**	**0,00268**	1	2	0,5637	**13**	**1**	**0,0018**
Polytrichum commune	8	4	0,1808	**18**	**4**	**0,00306**	3	2	0,6803	**20**	**3**	**0,0005**
Polytrichum juniperinum	6	2	0,1317	8	2	0,16631	0	2	0,1573	**8**	**1**	**0,0277**
Sphagnum girgensohnii	**1**	**6**	**0,0343**	1	4	0,13080	**0**	**6**	**0,0277**	3	2	0,5002
Levermoser												
Barbilophozia floerkei	**25**	**4**	**0,0004**	**32**	**7**	**0,00008**	1	6	0,0578	**33**	**5**	**0,0001**
Barbilophozia lycopodioides	**19**	**7**	**0,0093**	25	18	0,07230	9	7	0,6473	**30**	**11**	**0,0002**
Cephalozia lunulifolia	**11**	**1**	**0,0039**	**11**	**2**	**0,00761**	2	0	0,1573	**10**	**3**	**0,0127**
Cephalozia sp.	**0**	**4**	**0,0455**	0	4	0,06560	0	3	0,0833	0	1	0,3173
Lophozia obtusa	8	2	0,0522	**13**	**6**	**0,04057**	5	7	0,5637	**12**	**5**	**0,0298**
Lophozia ventricosa coll.	**15**	**4**	**0,0116**	**21**	**4**	**0,00066**	2	4	0,4142	**20**	**2**	**0,0003**
Ptilidium ciliare	5	2	0,2059	7	2	0,12023	1	2	0,5637	**7**	**1**	**0,0278**
Lav												
Cladonia arbuscula coll.	8	1	0,0705	**9**	**1**	**0,00784**	0	1	0,3173	**10**	**1**	**0,0057**
Cladonia coccifera coll.	**19**	**7**	**0,0158**	21	9	0,09212	1	3	0,3173	**21**	**6**	**0,0128**
Cladonia cornuta	**5**	**0**	**0,0253**	7	2	0,08253	0	1	0,3173	8	2	0,2377
Cladonia crispata	**7**	**0**	**0,0082**	**7**	**0**	**0,01755**	0	0	1,0000	**7**	**0**	**0,0176**
Cladonia gracilis	1	3	0,3173	4	4	1,00000	0	3	0,0833	**5**	**0**	**0,0422**
Cladonia sp.	**9**	**1**	**0,0114**	**9**	**1**	**0,03861**	3	0	0,0833	9	4	0,1649
Cladonia sulphurina/deformis	**9**	**0**	**0,0027**	**10**	**0**	**0,00451**	2	0	0,1573	**10**	**0**	**0,0046**
Cladonia uncialis	**4**	**0**	**0,0455**	**6**	**0**	**0,02601**	1	1	1,0000	5	1	0,0845



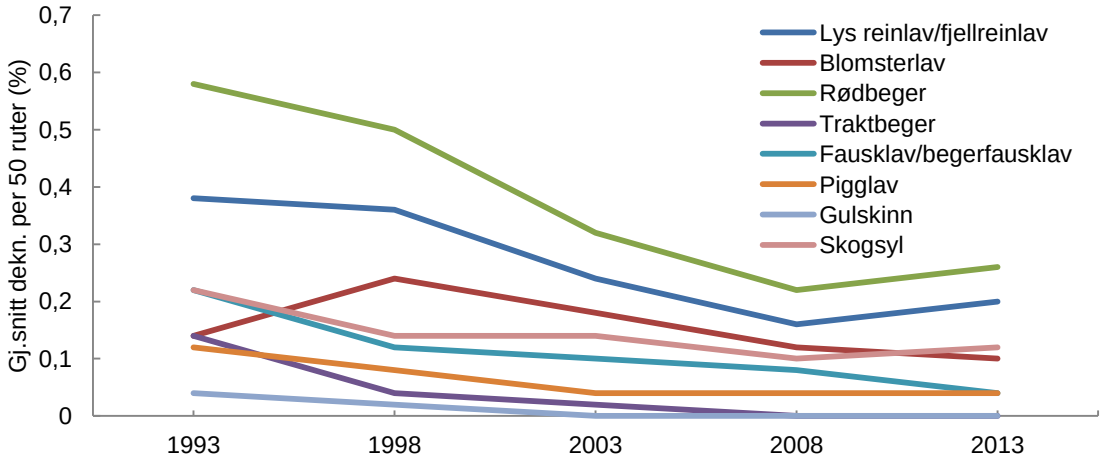
Figur 3.3 *Endringer i gjennomsnittlig dekning av graminidene engkvein (*Agrostis capillaris*), gulaks (*Anthoxanthum nipponicum*), hårfrytle (*Luzula pilosa*), slirestarr (*Carex vaginata*) og sølvbunke (*Deschampsia cespitosa*) i Gutulia fra 1993 til 2013.*



Figur 3.4 *Endringer i gjennomsnittlig dekning av bladmosene ribbesigd (*Dicranum scoparium*), storbjørnemose (*Polytrichum commune*) og furumose (*Pleurozium schreberi*) i Gutulia fra 1993 til 2013.*



Figur 3.5 *Endringer i gjennomsnittlig dekning av levermosene hornflik (*Lophozia longidens*), buttflik (*Lophozia obtusa*), grokornflik coll. (*Lophozia ventricosa *coll.*), lyngskjeggmose (*Barbilophozia floerkei*) og myrglefsemose (Cephalozia lunulifolia) i Gutulia fra 1993 til 2013.*



Figur 3.6 *Endringer i gjennomsnittlig dekning av lavene lys reinlav/fjellreinlav (*Cladonia arbuscula *coll.), blomsterlav (*C. bellidiflora*), rødbeger (*C. coccifera *coll.), traktbeger (*C. crispata*), fausklav/begerfausklav (*C. sulphurina/deformis*), pigglav (*C. uncialis*), skogsyl (*C. cornuta*) og gulskinn (*Flavocetraria nivalis*) i Gutulia fra 1993 til 2013.*

som går kraftig tilbake (**figur 3.4**). Også levermoser viser en betydelig tilbakegang over hele perioden (**tabell 3.1, figur 3.5, vedlegg 3.1**). Nesten alle lav går betydelig tilbake i dekning. Dette gjelder særlig lys reinlav/fjellreinlav (*Cladonia arbuscula* coll.) og rødbegerlav (*Cladonia coccifera* coll.) (**tabell 3.1, figur 3.6, vedlegg 3.1**).

Ellenbergs faktortall

Analysene av prøveflatenes verdier med hensyn på Ellenbergs faktortall viser en signifikant tilbakegang for lys (**figur 3.7**) og fuktighet fra 1993 til 2013, mens prøveflatenes indikatorverdi for baserikhet og nitrogen (**figur 3.8**) viser en økning i samme periode (**tabell 3.2**). Også Dahls r har økt signifikant fra 1993, mest på grunn av en økning fra 2008 til 2013 (**figur 3.9**).

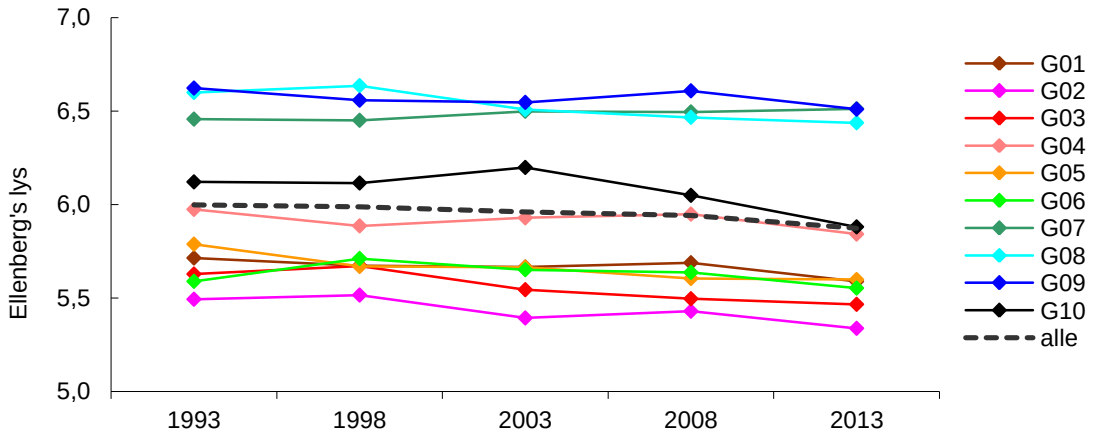
Verdiene for lys viser en svak, gradvis nedgang i 20-årsperioden (**figur 3.7**) med tydeligst nedgang i de fuktigere skogtypene.

Også verdiene for nitrogen har vist en svak, men gradvis økning (**figur 3.8**) som gjør at forskjellen mellom 1993 og 2013 er statistisk signifikant.

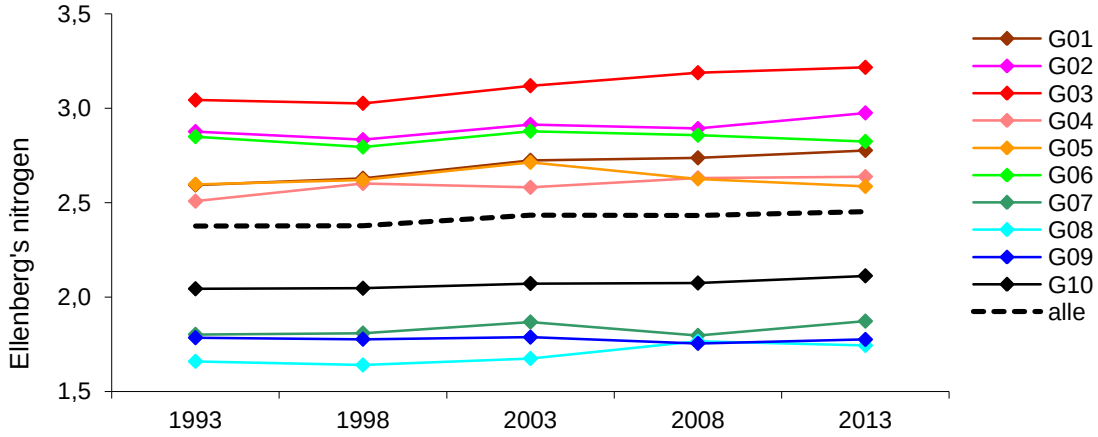
Endringen i Dahls r i retning av vegetasjon med større varmekrav er tydeligst i den siste 5-årsperioden (**figur 3.9**).

Tabell 3.2*. Endring i prøveflatenes verdier med hensyn på Ellenbergs faktortall for lys, fuktighet, baserikhet og nitrogen, samt Dahls verdier for respirasjonssummer i Gutulia. Antall arter med verdi er angitt (gjennomsnittlig antall pr rute i parentes). M og SD angir middel og standardavvik for endringen i variabelen i angitt tidsperiode, n- og n+ antall prøveflater med henholdsvis lavere og høyere verdi enn ved periodens begynnelse, p sannsynligheten for at median forflytning ikke er forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, de med p<0,05 er uthevet).*

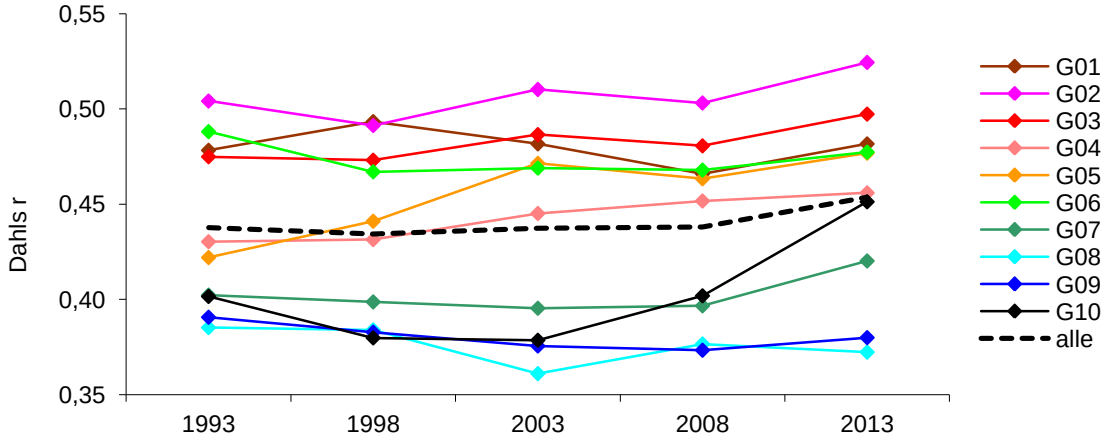
		Endring 1993–2013					Endring 1998–2013				
Indikator	**n**	**n–**	**n+**	**M**	**SD**	**p**	**n–**	**n+**	**M**	**SD**	**p**
Lys	80 (17,9)	**34**	**13**	**-0,070**	**0,127**	**0,000**	**40**	**10**	**-0,126**	**0,168**	**0,000**
Fuktighet	76 (17,1)	30	17	-0,023	0,098	0,138	32	17	-0,015	0,160	0,114
Baserikhet	84 (17,5)	20	28	0,021	0,128	0,105	**16**	**34**	**0,044**	**0,151**	**0,011**
Nitrogen	53 (11,1)	21	28	0,020	0,102	0,166	**13**	**36**	**0,076**	**0,140**	**0,000**
Dahls r	47 (7,8)	**9**	**33**	**0,016**	**0,025**	**0,000**	**17**	**29**	**0,016**	**0,042**	**0,012**



Figur 3.7 *Gjennomsnittlig endring per vegetasjonsfelt i Gutulia for Ellenbergs indikatorverdi for lysinnstråling. Feltene G01-G03 er i blåbærbjørkeskog med lågurter, G04-G06 blåbærbjørkeskog, G07-08 tørr blåbær-kreklingtype og G09-G10 fuktigere blåbærtype.*



Figur 3.8 *Gjennomsnittlig endring per vegetasjonsfelt i Gutulia for Ellenbergs indikatorverdi for nitrogen. Feltene G01-G03 er i blåbærbjørkeskog med lågurter, G04-G06 blåbærbjørkeskog, G07-08 tørr blåbær-kreklingtype og G09-G10 fuktigere blåbærtype.*



Figur 3.9 *Gjennomsnittlig endring per vegetasjonsfelt i Gutulia for Dahls r. Feltene G01-G03 er i blåbærbjørkeskog med lågurter, G04-G06 blåbærbjørkeskog, G07-08 tørr blåbær-kreklingtype og G09-G10 fuktigere blåbærtype.*

3.3 Dividalen, endringer i perioden 1993-2013

Endringer i totalt antall arter
Dividalen har høyest artsdiversitet av alle TOV-feltene, noe som skyldes innslag av rik berggrunn i deler av området. Totalt antall arter/taxa i ruteanalysene i Dividalen fra 1993 til 2013 har variert fra 130 til 146, med noe variasjon fra år til år (**vedlegg 3.2**). Det er imidlertid arter med små forekomster som utgjør forskjellene i variasjonene.

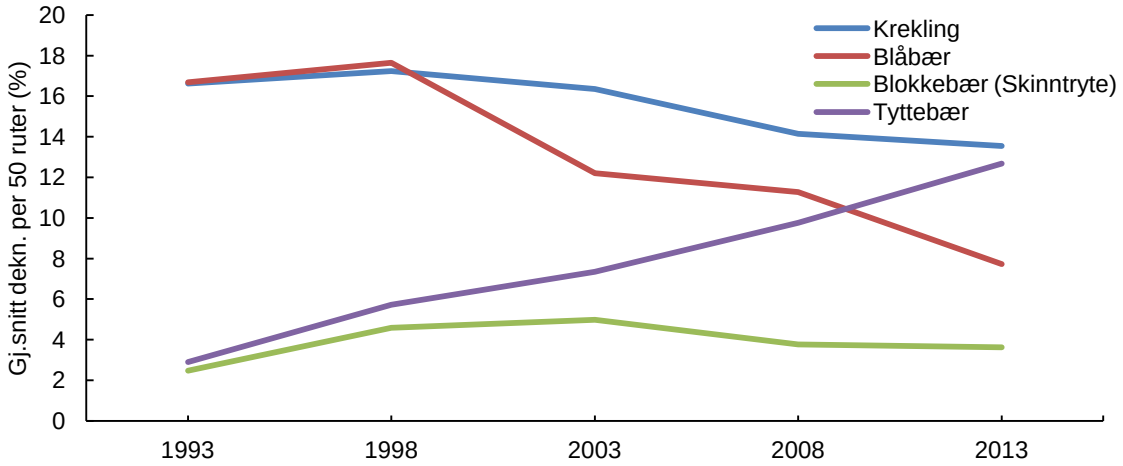
Endringer i artssammensetning
Artssammensetningen i overvåkingsrutene i Dividalen fra 1993 til 2013 viser en del naturlig dynamikk, og det finnes noen langtidstrender for enkeltarter som kan skyldes ytre påvirkningsfaktorer (**tabell 3.3** og **vedlegg 3.2**). Feltarbeidet i 2013 ble utført senere i plantenes vekstsesong enn tidligere år, da vekstsesongen i 2013 i Dividalen startet mye tidligere enn normalt. Flere urter og gras var til dels noe nedvisnet ved analysetidspunktet, og dekning av urter og gras i 2013 er derfor ikke helt sammenlignbar med tidligere år. Men generelt viser karplanter framgang, mens det er tilbakegang av bladmoser, levermoser og lav (**figur 3.7 – 3.12**).

Det har vært relativt stor endring i lyngvekster i 20-årsperioden. Tyttebær (*Vaccinium vitis-ideae*) og blokkebær (*Vaccinium uliginosum*) har hatt en sterk økning i dekning, mest sannsynlig på bekostning av blåbær (*Vaccinium myrtillus*) og krekling (*Empetrum nigrum*), som begge viser tilsvarende tilbakegang (**tabell 3.3, figur 3.7, vedlegg 3.2**).

Bregna fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*) viser en betydelig framgang sammen med urtene skogstorkenebb (*Geranium sylvaticum*), linnea (*Linnaea borealis*), fjelltistel (*Saussurea alpina*) og gullris (*Solidago virgaurea*) i perioden 1993 til 2013 (**tabell 3.3, figur 3.8, vedlegg 3.2**). Enkelte fjellarter som fjellminneblom (*Myosotis decumbens*), setergråurt (*Omalotheca norvegica*) og bleikmyrklegg (*Pedicularis lapponicum*) har gått noe tilbake (**vedlegg 3.2**).

Graminidene slirestarr (*Carex vaginata*) og sauesvingel (*Festuca ovina*) viser signifikant framgang, sammen med snellene engsnelle (*Equisetum pratense*) og skogsnelle (*E. sylvaticum*), (**tabell 3.3, figur 3.9, vedlegg 3.2**).

Av bladmosene viser ribbesigd (*Dicranum scoparium*) og etasjemose (*Hylocomuim spendens*) en signifikant tilbakegang i 20-årsperioden, mens storbjørnemose (Polytrichum commune) og furumose (*Pleurozium schreberi*) viser framgang (**tabell 3.3, figur 3.10, vedlegg 3.2**). Blant

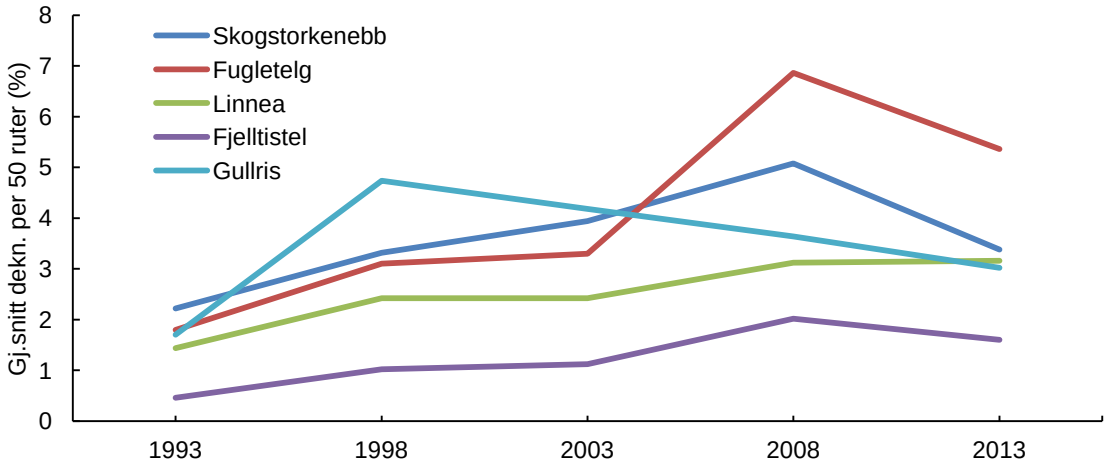


Figur 3.7 *Endringer i gjennomsnittlig dekning av lyngartene krekling (*Empetrum nigrum*), blåbær (*Vaccinium myrtillus*), blokkebær (*V. uliginosum*) og tyttebær (*V. vitis-idaea*) i Dividalen fra 1993 til 2013.*

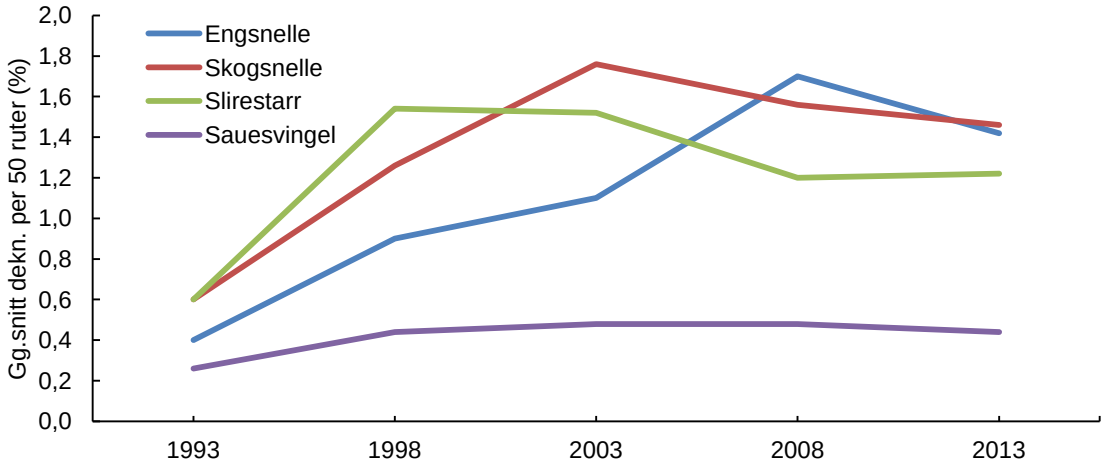
Tabell 3.3 *Endring i mengde av arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet Dividalen fra 1993 til 2013 og fra 2008 til 2013, målt som endring i prosent dekning og forekomst (frekvens) av artene i småruter. n+ = antall analyseruter der arten økte og n- = antall prøveruter der arten avtok i mengde. P angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0, mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, p ≤ 0,05 er uthevet).*

	Prosent 1993-2013			Frekvens 1993-2013			Prosent 2008-2013			Frekvens 2008-2013		
	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
Lyng/Trevekster												
Empetrum nigrum	**25**	**9**	**0,0153**	**18**	**6**	**0,0032**	21	14	0,1229	9	9	0,9127
Juniperus communis	**0**	**5**	**0,0394**	0	4	0,0656	**0**	**5**	**0,0422**	2	2	1,0000
Salix hastata	**0**	**6**	**0,0235**	1	5	0,0516	**0**	**5**	**0,0394**	2	3	0,8907
Vaccinium myrtillus	**35**	**3**	**0,0000**	**19**	**2**	**0,0003**	**26**	**8**	**0,0017**	**16**	**3**	**0,0214**
Vaccinium uliginosum	**3**	**21**	**0,0014**	6	16	0,1064	**3**	**22**	**0,0007**	12	7	0,2703
Vaccinium vitis-idaea	**4**	**46**	**0,0000**	**6**	**30**	**0,0001**	**3**	**44**	**0,0000**	11	9	0,4985
Urter/bregner												
Alchemilla glabra	**0**	**8**	**0,0112**	4	5	0,9524	**1**	**6**	**0,0277**	3	4	0,2623
Bartsia alpina	**0**	**5**	**0,0384**	**0**	**5**	**0,0422**	0	2	0,1797	2	2	0,4615
Cerastium fontanum	**6**	**0**	**0,0143**	**9**	**0**	**0,0076**	4	1	0,1797	3	2	0,4962
Chamaepericlymenum suecicum	12	21	0,3956	**17**	**6**	**0,0080**	13	18	0,7537	**4**	**14**	**0,0036**
Equisetum pratense	**0**	**17**	**0,0002**	**6**	**14**	**0,0070**	**0**	**15**	**0,0005**	8	12	0,0952
Equisetum sylvaticum	**3**	**12**	**0,0092**	10	7	0,3420	**1**	**13**	**0,0027**	11	5	0,1126
Geranium sylvaticum	**2**	**19**	**0,0085**	5	15	0,0632	**1**	**18**	**0,0015**	9	8	0,6686
Gymnocarpium dryopteris	**2**	**10**	**0,0150**	3	10	0,0630	**0**	**11**	**0,0033**	3	4	0,6721
Hieracium sec. *Hieracium*	**0**	**9**	**0,0027**	**0**	**11**	**0,0032**	**0**	**6**	**0,0143**	5	5	0,4726
Hieracium vulgatum agg.	2	6	0,1072	2	6	0,2025	**2**	**8**	**0,0456**	7	1	0,1198
Linnaea borealis	**4**	**20**	**0,0057**	15	16	0,6804	**6**	**28**	**0,0008**	15	9	0,4216
Melampyrum pratense	3	6	0,2482	9	7	0,2547	3	9	0,0707	**15**	**5**	**0,0158**
Melampyrum sylvaticum	13	8	0,1767	**20**	**9**	**0,0126**	11	13	0,7909	**20**	**1**	**0,0002**
Myosotis decumbens	**7**	**0**	**0,0171**	**7**	**1**	**0,0247**	**6**	**0**	**0,0269**	4	2	0,5951
Pedicularis lapponica	**13**	**1**	**0,0013**	**19**	**1**	**0,0001**	**9**	**1**	**0,0114**	9	1	0,0575
Ranunculus acris	**7**	**1**	**0,0242**	**13**	**1**	**0,0013**	6	3	0,1678	8	3	0,0675
Saussurea alpina	**1**	**12**	**0,0023**	**2**	**10**	**0,0338**	**0**	**14**	**0,0010**	4	7	0,2841
Solidago virgaurea	**6**	**21**	**0,0005**	16	15	0,4667	**2**	**25**	**0,0000**	14	13	0,7080
Taraxacum sp.	3	0	0,1025	**5**	**0**	**0,0422**	**0**	**6**	**0,0256**	**5**	**0**	**0,0431**
Trientalis europaea	6	6	0,3302	**20**	**5**	**0,0014**	**3**	**14**	**0,0042**	**17**	**7**	**0,0237**
Trollius europaeus	**1**	**8**	**0,0239**	**8**	**1**	**0,0422**	**1**	**9**	**0,0067**	**10**	**0**	**0,0050**
Viola biflora	**10**	**3**	**0,0057**	**12**	**2**	**0,0031**	**9**	**6**	**0,0285**	**12**	**2**	**0,0038**
Graminider												
Anthoxanthum nipponicum	**12**	**4**	**0,0087**	**14**	**1**	**0,0012**	10	7	0,0573	8	4	0,1070
Calamagrostis neglecta	4	9	0,0640	4	10	0,1760	**4**	**10**	**0,0354**	3	4	0,7995
Carex bigelowii	7	3	0,2439	**10**	**2**	**0,0067**	4	4	0,5214	6	1	0,0898
Carex vaginata	**1**	**19**	**0,0001**	15	16	0,7907	**1**	**16**	**0,0006**	13	9	0,7941
Festuca ovina	**3**	**10**	**0,0388**	**4**	**15**	**0,0213**	3	11	0,0531	12	6	0,2651
Luzula pilosa	1	2	0,7855	6	5	0,5620	**1**	**7**	**0,0310**	8	3	0,3730
Poa alpina	2	5	0,8643	2	7	0,2127	2	6	0,6702	**7**	**1**	**0,0244**
Bladmoser												
Brachythecium salebrosum	**2**	**14**	**0,0048**	**3**	**13**	**0,0020**	**2**	**12**	**0,0218**	7	8	0,8865
Brachythecium starkei	9	9	0,5216	7	12	0,6145	**10**	**4**	**0,0415**	**3**	**13**	**0,0060**
Dicranum fuscescens	**4**	**0**	**0,0455**	4	0	0,0656	**4**	**0**	**0,0455**	0	0	1,0000
Dicranum scoparium	**20**	**5**	**0,0002**	**25**	**5**	**0,0000**	**18**	**2**	**0,0002**	**22**	**6**	**0,0001**
Hylocomium splendens	**22**	**9**	**0,0121**	13	13	0,5841	**29**	**8**	**0,0001**	9	13	0,1167
Pleurozium schreberi	**8**	**23**	**0,0037**	12	20	0,5482	**8**	**25**	**0,0020**	12	17	0,0716
Polytrichum commune	**2**	**16**	**0,0011**	13	15	0,5077	**2**	**19**	**0,0003**	12	11	0,3281
Polytrichum juniperinum	12	5	0,0980	**21**	**2**	**0,0002**	11	8	0,8850	**10**	**2**	**0,0276**
Levermoser												
Barbilophozia kunzeana	**4**	**0**	**0,0455**	4	0	0,0588	**4**	**0**	**0,0455**	0	0	1,0000
Barbilophozia lycopodioides	**20**	**7**	**0,0034**	**26**	**10**	**0,0172**	12	14	0,5223	**25**	**10**	**0,0056**
Lophozia ventricosa coll.	**7**	**1**	**0,0339**	7	1	0,1542	5	2	0,2568	4	1	0,1308

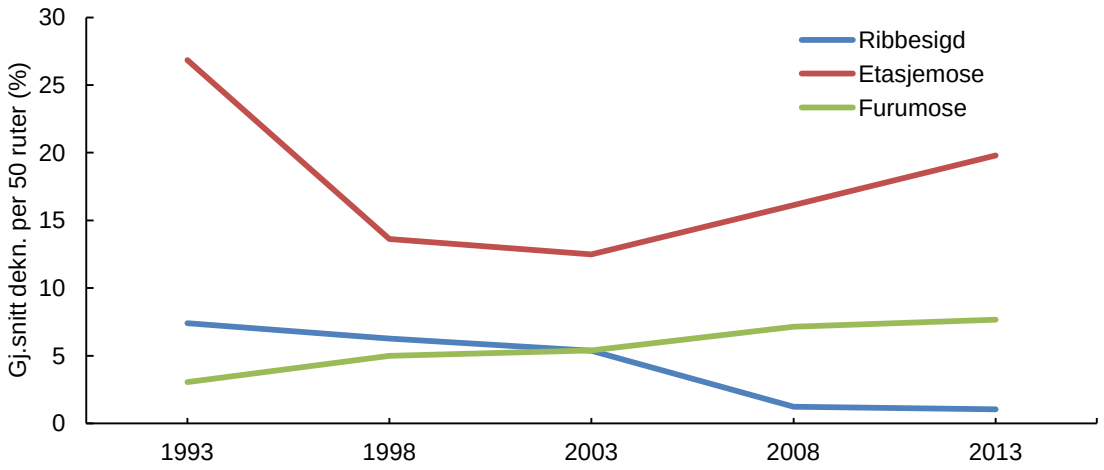
	Prosent 1993-2013			Frekvens 1993-2013			Prosent 2008-2013			Frekvens 2008-2013		
	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
Lav												
Cladonia arbuscula coll.	2	1	0,5637	**8**	**2**	**0,0163**	1	1	1,0000	4	3	0,3972
Cladonia bellidiflora	4	0	0,0588	**6**	**0**	**0,0273**	2	0	0,1797	**5**	**0**	**0,0394**
Cladonia chlorophaea	**10**	**0**	**0,0016**	**12**	**0**	**0,0020**	**7**	**1**	**0,0339**	5	1	0,1682
Cladonia ecmocyna	**5**	**0**	**0,0253**	**13**	**0**	**0,0015**	4	1	0,4795	**9**	**1**	**0,0079**
Cladonia furcata	**5**	**0**	**0,0253**	8	1	0,0644	5	1	0,1025	4	1	0,1756
Cladonia rangiferina	3	0	0,0833	**9**	**1**	**0,0217**	3	1	0,3173	6	1	0,0606
Cladonia sulphurina	**5**	**0**	**0,0253**	**6**	**0**	**0,0273**	**4**	**0**	**0,0455**	2	0	0,1797
Cladonia uncialis	3	0	0,0833	**6**	**0**	**0,0273**	1	1	1,0000	**5**	**0**	**0,0422**
Nephroma arcticum	6	2	0,2282	**9**	**2**	**0,0075**	5	2	0,2632	2	3	0,6845



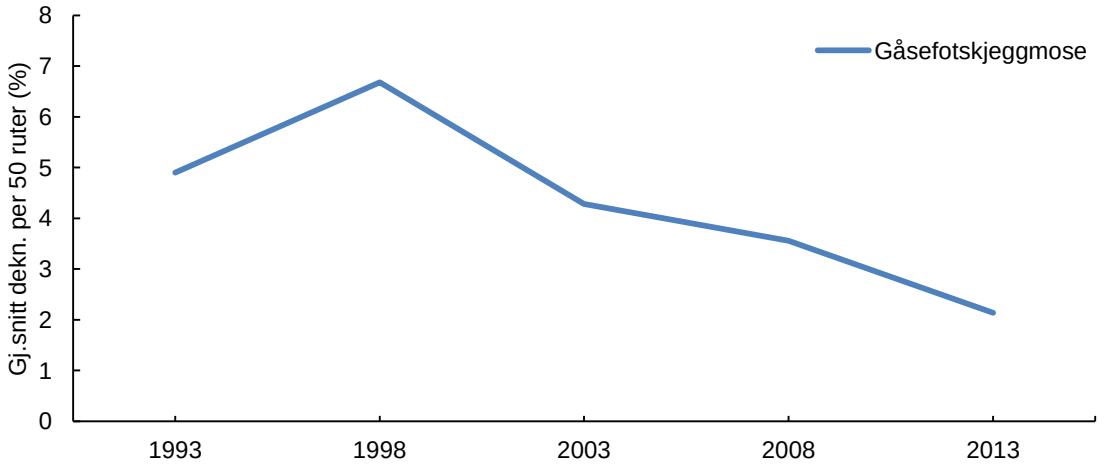
Figur 3.8 *Endringer i gjennomsnittlig dekning av karplantene skogstorkenebb (*Geranium sylvaticum*), fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*), linnea (*Linnaea borealis*), fjelltistel (*Saussurea alpina*) og gullris (*Solidago virgaurea*) i Dividalen fra 1993 til 2013.*



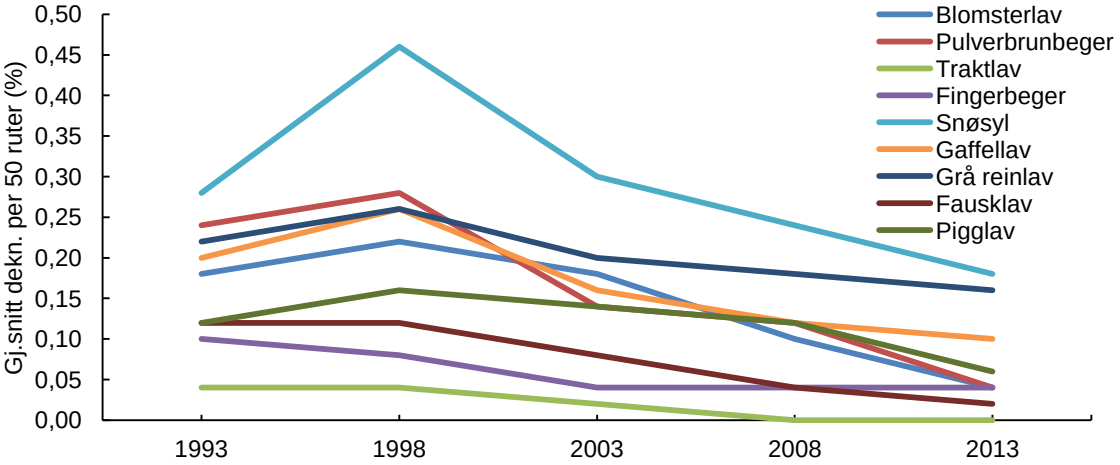
Figur 3.9 *Endringer i gjennomsnittlig dekning av engsnelle (*Equisetum pratense*), skogsnelle (*Equisetum sylvaticum*), slirestarr (*Carex vaginata*) og sauesvingel (*Festuca ovina*) i Dividalen fra 1993 til 2013.*



Figur 3.10 *Endringer i gjennomsnittlig dekning av bladmosene ribbesigd (*Dicranum scoparium*), etasjemose (*Hylocomium splendens*) og furumose (*Pleurozium schreberi*) i Dividalen fra 1993 til 2013.*



Figur 3.11 *Endringer i gjennomsnittlig dekning av levermosen gåsefotskjeggmose (*Barbilophozia lycopodioides*) i Dividalen fra 1993 til 2013.*



Figur 3.12 *Endinger i gjennomsnittlig dekning av lavene blomsterlav (*Cladonia bellidiflora*), pulverbrunbeger (*C. chlorophaea*), traktlav (*C. crispata*), fingerbeger (*C. digitata*), snøsyl (*C. ecmocyna*), gaffellav (*C. furcata*), grå reinlav (*C. rangiferina*), fausklav (*C. sulphurina*) og pigglav (*C. uncialis*) i Dividalen fra 1993 til 2013.*

Tabell 3.4 *Endring i prøveflatenes verdier med hensyn på Ellenbergs faktortall for lys, fuktighet, baserikhet og nitrogen, samt Dahls verdier for respirasjonssummer. Antall arter med verdi er angitt (gjennomsnittlig antall pr rute i parentes). M og SD angir middel og standardavvik for endringen i variabelen i angitt tidsperiode, n- og n+ antall prøveflater med henholdsvis lavere og høyere verdi enn ved periodens begynnelse, p sannsynligheten for at median forflytning ikke er forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, de med p<0,05 er uthevet).*

		Endring 2008–2013					Endring 1993–2013				
Indikator	**n**	**n–**	**n+**	**M**	**SD**	**p**	**n–**	**n+**	**M**	**SD**	**p**
Lys	135 (20,2)	23	27	0,008	0,113	0,641	28	22	-0,009	0,174	0,456
Fuktighet	129 (18,8)	**29**	**20**	**-0,032**	**0,103**	**0,037**	33	17	-0,034	0,156	0,055
Baserikhet	127 (19,1)	24	26	-0,012	0,173	0,947	24	25	0,054	0,300	0,657
Nitrogen	133 (20,0)	**32**	**17**	**-0,087**	**0,159**	**0,001**	21	29	0,013	0,325	0,639
Dahls r	47 (7,7)	27	19	-0,007	0,029	0,156	20	27	0,007	0,037	0,268

levermoser er det først og fremst gåsefotskjeggmose (*Barbilophozia lycopodioides*) og grokorn-/skogflik (*Lophozia ventricosa* coll.) som viser en tilbakegang over hele perioden (**tabell 3.3, figur 3.11, vedlegg 3.2**). Som i Gutulia viser nesten alle lav en betydelig tilbakegang fra 1993 til 2013 (**tabell 3.3, figur 3.12, vedlegg 3.2**).

Ellenbergs faktortall
Analysene av prøveflatenes verdier med hensyn på Ellenbergs faktortall og Dahls r viser ingen signifikante endringer gjennom 20-årsperioden (**tabell 3.4**). Verdiene for fuktighet og nitrogen fra 2013 er signifikant lavere enn tilsvarende fra 2008. For fuktighet kan dette være en svak trend fra 1998 og framover, mens det for nitrogen er en reversering av endringene i forrige 5-årsperiode. Verdiene for 2013 er imidlertid ikke helt sammenlignbare med tidligere år da mengdemålingene av flere arter var påvirket av nedvisning og tidlig høst. Flere urter og gress som inngår i Ellenbergs indekser, ville hatt en høyere frekvens og dekning tidligere på året.

3.4 Oppsummering

Gutulia
Overvåkingsområdet Gutulia ligger utenfor området i Sør-Norge som har blitt sterkest berørt av langtransportert forurensing og har derfor fungert som et referanseområde i forhold til slik påvirkning.

Status 2013, endringer
- Økning av graminider og urter.
- Reduksjon av bladmoser, levermoser og lav.

Mulige årsaker til endringer
- Endring i beitemønstre av ulike herbivorer (økning av graminider, nedgang i lav).
- Varmere klima og langtransportert nitrogen (økning av urter og gras).
- Fortetting av feltsjikt, mindre lystilgang (utskygging av moser og lav).

Dividalen
Overvåkingsområdet Dividalen ligger lengst mot nord av bjørkeskogsflatene i TOV og har vært lite berørt av langtransportert forurensing. Dividalen har derfor fungert som et referanseområde i forhold til slik påvirkning.

Status 2013, endringer
- Endret dynamikk i lyngsjiktet.

- Økning av graminider og urter.
- Reduksjon av bladmoser, levermoser og lav.

Mulige årsaker til endringer
- Endring i beitemønstre av ulike herbivorer (økning av gras og urter, nedgang i lav).
- Varmere klima og langtransportert nitrogen (økning av urter og gras).
- Fortetting av feltsjikt, mindre lystilgang (utskygging av moser og lav).

Konklusjon
Vi ser parallelle mønstre mellom områdene. I begge TOV-områdene er det framgang av gras og urter, der flere av artene er svakt varmekjære. De påviste endringene i plantevekst kan skyldes endringer mot et varmere klima og lengre vekstsesong. Blant annet viser en del av fjellplantene tilbakegang i Dividalen. Økning av gras kan skyldes mindre beite av husdyr og bruk av utmarka. Begge områdene beites av tamrein, noe som kan forklare en tilbakegang i lav, men den store nedgangen i små lavarter skyldes trolig en fortetting av feltsjiktet med gras og urter som skygger ut laven. Nedgang i dekning av mosearter, særlig små levermoser, har høyst sannsynlig samme årsak. Selv om Gutulia og Dividalen ligger i områder der tålegrense for nitrogen i skog ikke er overskredet (Bobbink & Hettelingh 2011), kan man ikke se bort fra at tilførsel av langtransport nitrogen kan bidra til at nitrogenelskende planter har hatt en viss framgang, da tålegrensen for fjellbjørkeskog er noe usikker.

Vedlegg 3.1

Gjennomsnittlig frekvens og prosent dekning av arter/taxa i Gutulia 1993 - 2013.

		Frekvens					Prosent				
Vitenskapelige navn	**Norske navn**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**
Lyng og busker											
Andromeda polifolia	Kvitlyng	1,26	1,76	1,62	1,50	1,38	0,04	0,08	0,08	0,06	0,06
Arctous alpinus	Rypebær	0,26	0,26	0,12	0,12	0,12	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02
Betula nana	Dvergbjørk	3,40	3,14	3,78	3,88	2,88	0,58	0,80	0,72	0,58	0,36
Betula pubescens	Bjørk	1,00	0,50	0,76	0,50	0,50	0,08	0,06	0,14	0,06	0,06
Calluna vulgaris	Røsslyng	14,78	12,16	10,04	10,20	11,02	2,58	2,76	1,98	2,24	2,86
Empetrum nigrum	Krekling	35,80	34,42	34,30	34,02	35,80	9,28	9,76	11,50	11,52	9,88
Juniperus communis	Einer	6,76	9,00	8,46	9,78	7,40	1,12	2,92	2,38	2,46	1,36
Picea abies	Gran	0,00	0,12	0,12	0,38	0,50	0,00	0,02	0,02	0,14	0,16
Sorbus aucuparia	Rogn	2,40	3,50	3,50	3,40	4,38	0,26	0,38	0,40	0,32	0,52
Vaccinium myrtillus	Blåbær	98,26	98,28	96,74	97,02	96,92	30,70	34,34	32,80	34,38	32,86
Vaccinium uliginosum	Blokkebær	13,50	14,52	14,20	15,82	16,78	1,24	1,72	1,96	1,46	2,54
Vaccinium vitis-idaea	Tyttebær	84,32	84,46	80,24	79,86	79,60	5,30	6,62	5,34	5,18	3,90
	Antall taxa	***11***	***12***	***12***	***12***	***12***					
Urter											
Alchemilla alpina	Fjellmarikåpe	1,00	0,88	0,62	0,88	0,38	0,04	0,06	0,06	0,06	0,02
Equisetum sylvaticum	Skogsnelle	0,74	0,64	0,64	0,50	0,38	0,08	0,06	0,06	0,06	0,04
Geranium sylvaticum	Skogstorkenebb	0,38	1,12	0,38	1,00	1,00	0,02	0,06	0,02	0,08	0,06
Gymnocarpium dryopteris	Fugletelg	31,38	32,30	34,58	37,70	42,56	3,10	2,86	4,46	5,98	9,60
Hieracium sec. *Hieracium*	Skogsvæver	0,00	0,26	0,26	0,50	0,38	0,00	0,02	0,04	0,04	0,04
Hieracium vulgatum agg.	Beitesvæver	1,76	1,26	1,50	0,78	0,62	0,08	0,10	0,08	0,06	0,04
Linnaea borealis	Linnea	21,06	26,32	26,68	28,44	37,42	0,58	0,86	1,34	1,32	1,86
Listera cordata	Småtviblad	0,00	0,26	0,50	0,38	0,50	0,00	0,02	0,06	0,02	0,04
Lycopodium annotinum	Stri kråkefot	13,30	11,34	11,70	15,94	24,32	0,72	0,98	0,84	1,34	2,94
Melampyrum pratense	Stormarimjelle	33,46	42,98	38,36	31,34	25,40	0,98	1,64	1,82	1,20	0,96
Melampyrum sylvaticum	Småmarimjelle	14,42	16,26	17,76	14,30	11,40	0,42	0,42	1,10	0,74	0,36
Moneses uniflora	Olavsstake	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00
Oxalis acetosella	Gaukesyre	11,68	12,90	13,78	14,02	16,52	0,48	0,32	0,38	0,52	0,98
Phegopteris connectilis	Hengjeveng	0,26	0,12	0,38	0,26	0,88	0,02	0,02	0,02	0,04	0,10
Potentilla erecta	Tepperot	6,64	6,38	7,02	5,98	5,88	0,44	0,30	1,12	0,40	0,42
Pyrola minor	Perlevintergrøn	0,00	0,00	0,26	0,26	0,12	0,00	0,00	0,02	0,02	0,02
Ranunculus acris	Engsoleie	1,88	0,76	0,76	0,62	0,12	0,06	0,04	0,02	0,02	0,02
Rubus chamaemorus	Molte	6,00	4,74	4,52	4,28	3,76	0,40	0,36	0,28	0,28	0,54
Rumex acetosa	Engsyre	2,54	2,26	2,26	2,28	3,02	0,14	0,14	0,22	0,14	0,28
Solidago virgaurea	Gullris	13,32	11,94	12,94	11,38	14,70	0,70	0,60	1,28	1,00	1,08
Trientalis europaea	Skogstjerne	44,12	35,52	43,22	44,62	38,44	0,94	1,18	1,90	1,48	1,36
	Antall taxa	***17***	***19***	***21***	***20***	***20***					
Graminider											
Agrostis capillaris	Engkvein	1,38	1,88	3,40	4,50	5,04	0,04	0,08	0,22	0,24	0,24
Anthoxanthum nipponicum	Fjellgulaks	5,80	5,40	7,14	7,16	7,04	0,14	0,14	0,30	0,32	0,66
Avenella flexuosa	Smyle	95,80	94,28	94,90	95,40	97,02	4,84	5,50	11,04	9,02	8,38
Carex bigelowii	Stivstorr	1,74	1,74	1,38	1,62	2,14	0,10	0,06	0,08	0,06	0,06

		Frekvens					Prosent				
Vitenskapelige navn	**Norske navn**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**
Carex brunnescens	Seterstorr	0,52	0,64	0,50	1,00	1,38	0,04	0,04	0,04	0,06	0,12
Carex vaginata	Slirestorr	3,50	5,14	4,38	4,76	7,02	0,14	0,24	0,26	0,28	0,56
Deschampsia cespitosa	Sølvbunke	7,38	9,16	10,26	9,40	11,06	0,36	0,76	1,18	1,12	1,00
Eriophorum vaginatum	Torvull	4,16	5,26	2,26	3,76	4,88	0,16	0,14	0,22	0,32	0,34
Luzula pilosa	Hårfrytle	26,96	24,42	22,70	24,16	28,82	0,64	0,80	1,18	1,16	1,04
Melica nutans	Hengjeaks	1,50	1,62	0,26	0,26	0,88	0,10	0,04	0,02	0,02	0,08
Milium effusum	Myskegras	9,52	7,40	9,38	11,16	9,88	0,48	0,30	1,28	0,98	0,32
Molinia caerulea	Blåtopp	1,00	1,12	1,26	0,88	1,02	0,10	0,14	0,14	0,10	0,04
Nardus stricta	Finnskjegg	3,90	4,64	4,64	3,76	4,26	1,02	1,48	0,90	0,84	0,28
	Antall taxa	***13***	***13***	***13***	***13***	***13***					
Bladmoser											
Brachythecium reflexum	Sprikelundmose	22,30	26,22	14,38	19,18	22,54	0,62	0,70	0,50	0,52	0,70
Brachythecium salebrosum	Lilundmose	5,50	7,76	5,12	9,28	9,90	0,28	0,34	0,24	0,32	0,36
Brachythecium sp.	Lundmoseslekta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Brachythecium starkei	Strølundmose	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Buxbaumia aphylla	Brunsko	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Dicranum fuscescens	Bergsigd	0,76	1,12	0,88	0,76	1,62	0,04	0,10	0,06	0,08	0,10
Dicranum majus	Blanksigd	0,00	1,74	0,12	0,12	0,12	0,00	0,08	0,02	0,02	0,02
Dicranum scoparium	Ribbesigd	59,24	57,16	43,56	41,40	41,36	4,92	2,28	1,76	2,58	1,54
Hylocomiastrum umbratum	Skuggehusmose	0,00	0,00	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00
Hylocomium splendens	Etasjemose	29,34	31,80	29,66	33,72	33,44	2,40	1,66	1,50	2,54	3,06
Hypnum cupressiforme	Matteflette	0,00	1,64	0,76	0,76	0,88	0,00	0,10	0,08	0,02	0,02
Plagiothecium laetum/denticulatum	Glans-/Flakjamnemose	6,76	9,80	6,16	7,00	8,40	0,50	0,50	0,42	0,38	0,38
Pleurozium schreberi	Furumose	39,50	37,20	33,88	30,88	34,68	3,52	2,00	1,24	1,30	2,22
Pohlia nutans	Vegnikke	3,16	2,64	0,88	0,24	0,36	0,26	0,22	0,04	0,04	0,06
Polytrichum commune	Storbjørnemose	28,32	27,28	22,02	21,44	20,64	1,86	1,20	0,86	0,72	0,76
Polytrichum juniperinum	Einerbjørnemose	4,02	3,02	1,52	1,54	2,40	0,22	0,16	0,08	0,08	0,12
Ptilium crista-castrensis	Fjørmose	0,24	0,26	0,64	0,50	0,38	0,04	0,02	0,04	0,04	0,02
Rhizomnium punctatum	Bekkerundmose	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Rhodobryum roseum	Rosettmose	3,62	4,52	1,62	3,76	2,36	0,22	0,20	0,14	0,12	0,12
Rhytidiadelphus squarrosus/ subpinnatus	Engkransmose/ Fjørkransmose	2,38	2,14	2,00	2,88	3,00	0,06	0,04	0,06	0,08	0,08
Sanionia uncinata	Klobleikmose	0,38	0,26	0,24	0,12	0,24	0,02	0,02	0,04	0,02	0,04
Sphagnum capillifolium	Furutorvmose	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Sphagnum girgensohnii	Grantorvmose	4,52	4,64	4,76	3,92	5,52	0,56	0,58	1,06	0,56	1,82
Sphagnum russowii	Tvaretorvmose	0,62	0,62	0,50	0,50	0,62	0,02	0,04	0,02	0,02	0,02
Splachnum rubrum	Raudmøkkmose	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Tetraphis pellucida	Firtannmose	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
	Antall taxa	***18***	***18***	***19***	***18***	***23***					
Levermoser											
Barbilophozia attenuata	Piskskjeggmose	0,38	0,38	0,00	0,12	0,00	0,04	0,02	0,00	0,02	0,00
Barbilophozia barbata	Skogskjeggmose	0,50	0,24	0,12	0,12	0,24	0,02	0,04	0,02	0,02	0,04
Barbilophozia floerkei	Lyngskjeggmose	20,64	8,66	4,86	5,30	6,90	0,74	0,44	0,24	0,22	0,34
Barbilophozia lycopodioides	Gåsefotskjegmose	65,80	64,96	51,74	53,10	58,64	1,88	1,08	1,14	1,26	1,26
Calypogeia integristipula	Skogflak	1,50	1,26	1,12	1,02	1,40	0,12	0,12	0,10	0,08	0,10
Calypogeia sp.	Flakmoseslekta	0,00	0,00	0,24	0,12	0,38	0,00	0,00	0,04	0,02	0,04
Cephalozia lunulifolia	Myrglefsemose	4,02	4,90	0,88	0,62	0,38	0,24	0,28	0,08	0,08	0,04
Cephalozia sp.	Glefsemoseslekta	0,00	0,00	0,12	0,26	1,02	0,00	0,00	0,02	0,02	0,08
Cephaloziella sp.	Pistremoseslekta	0,00	0,76	0,00	0,00	0,12	0,00	0,08	0,00	0,00	0,02
Lophozia excisa	Rabbeflik	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Lophozia longidens	Hornflik	0,26	0,72	0,50	0,00	0,00	0,02	0,12	0,04	0,00	0,00
Lophozia obtusa	Buttflik	7,64	7,76	4,88	3,00	3,88	0,40	0,38	0,30	0,22	0,26
Lophozia ventricosa coll.	Grokorn-/Skogflik	9,06	8,54	3,28	2,52	3,12	0,46	0,46	0,22	0,20	0,24
Ptilidium ciliare	Bakkefrynse	3,50	2,16	0,74	0,86	1,26	0,18	0,14	0,06	0,08	0,10
Tetraphis pellucida	Firtannmose	0,00	0,00	0,00	0,00	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Tritomaria quinquedentata	Storhoggtann	0,00	0,00	0,00	0,00	0,62	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
	Antall taxa	***11***	***11***	***11***	***11***	***13***					
Lav											
Cetraria islandica	Islandslav	1,36	1,76	0,86	0,62	1,12	0,12	0,14	0,06	0,08	0,08
Cladonia arbuscula coll.	Lys reinlav/ Fjellreinlav	11,42	9,66	6,62	6,26	6,26	0,38	0,36	0,24	0,16	0,20
Cladonia bellidiflora	Blomsterlav	2,74	3,48	1,90	1,64	1,52	0,14	0,24	0,18	0,12	0,10
Cladonia carneola	Bleikbeger	0,00	0,26	0,26	0,00	0,50	0,00	0,02	0,02	0,00	0,06
Cladonia chlorophaea coll.	Pulverbrunbeger/ Kornbrunbeger	5,04	3,92	2,64	3,52	5,42	0,28	0,26	0,22	0,20	0,30
Cladonia coccifera	Grynrødbeger	0,00	0,00	0,00	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00
Cladonia coccifera coll.	Rødbeger	8,20	9,54	5,42	4,38	5,42	0,58	0,50	0,32	0,22	0,26
Cladonia coniocraea	Stubbesyl	0,00	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
Cladonia cornuta	Skogsyl	2,88	1,50	1,86	2,36	1,38	0,22	0,14	0,14	0,10	0,12
Cladonia crispata	Traktlav	2,64	0,38	0,12	0,00	0,00	0,14	0,04	0,02	0,00	0,00
Cladonia furcata	Gaffellav	1,64	1,86	1,12	0,50	0,60	0,10	0,20	0,10	0,04	0,10
Cladonia furcata coll.	Gaffellav/Kystgaffel/Gryngaffel	0,00	0,00	0,00	0,12	0,50	0,00	0,00	0,00	0,02	0,06
Cladonia gracilis	Syllav	4,16	4,62	3,26	2,64	3,90	0,12	0,14	0,12	0,10	0,16
Cladonia macrophylla	Trevlelav	0,76	1,24	0,50	0,12	0,00	0,04	0,12	0,06	0,02	0,00
Cladonia rangiferina	Grå reinlav	7,02	7,00	4,52	5,28	5,88	0,16	0,20	0,16	0,18	0,18
Cladonia sp.	Begerlav	2,48	1,86	0,50	0,76	0,38	0,18	0,22	0,04	0,08	0,02

		Frekvens					Prosent				
Vitenskapelige navn	**Norske navn**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**
Cladonia stellaris	Kvitkrull	1,64	1,36	0,88	0,74	1,00	0,06	0,06	0,04	0,06	0,06
Cladonia strepsilis	Polsterlav	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Cladonia sulphurina/ deformis	Fausklav/ Begerfausklav	4,04	1,74	0,60	0,62	0,24	0,22	0,12	0,10	0,08	0,04
Cladonia uncialis	Pigglav	1,62	1,26	1,12	0,76	0,50	0,12	0,08	0,04	0,04	0,04
Flavocetraria nivalis	Gulskinn	0,24	0,26	0,00	0,00	0,00	0,04	0,02	0,00	0,00	0,00
	Antall taxa	***16***	***18***	***16***	***16***	***16***					
	Totalt antall taxa	***86***	***91***	***92***	***90***	***97***					

Vedlegg 3.2

Gjennomsnittlig frekvens og prosent dekning av arter/taxa i Dividalen 1993 - 2013.

		Frekvens					Prosent dekning				
Vitenskapelige navn	**Norske navn**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**
Lyng og busker											
Betula nana	Dvergbjørk	13,26	13,50	13,88	13,88	14,26	3,86	4,72	4,54	3,82	3,70
Betula pubescens	Bjørk	2,48	2,52	2,00	2,24	1,62	0,22	0,26	0,24	0,22	0,18
Empetrum nigrum	Krekling	71,20	68,44	62,34	56,68	56,80	16,62	17,24	16,36	14,14	13,54
Juniperus communis	Einer	2,40	3,00	2,88	3,62	3,64	0,58	1,10	0,88	1,14	1,10
Oxycoccus microcarpus	Småtranebær	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00
Phyllodoce caerulea	Blålyng	5,14	3,76	3,76	4,24	3,14	1,20	0,86	0,86	0,88	0,76
Salix caprea	Selje	2,62	2,40	1,38	0,76	0,76	0,12	0,36	0,16	0,08	0,12
Salix glauca	Sølvvier	3,40	2,90	3,00	3,04	3,54	0,22	0,46	0,40	0,38	0,38
Salix hastata	Bleikvier	0,50	0,64	1,02	2,02	2,02	0,04	0,04	0,10	0,20	0,26
Salix lapponum	Lappvier	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Salix myrsinifolia	Svartvier	0,00	0,00	0,00	0,38	0,26	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02
Salix phylicifolia	Grønvier	0,50	0,36	0,12	0,26	0,12	0,06	0,06	0,02	0,02	0,02
Sorbus aucuparia	Rogn	0,12	0,12	0,12	0,12	0,00	0,02	0,02	0,02	0,02	0,00
Vaccinium myrtillus	Blåbær	75,28	74,16	68,78	67,68	62,68	16,68	17,64	12,20	11,28	7,72
Vaccinium uliginosum	Blokkebær	27,34	30,26	30,04	31,20	30,26	2,48	4,58	4,98	3,76	3,62
Vaccinium vitis-idaea	Tyttebær	65,02	79,80	84,48	87,44	89,72	2,90	5,72	7,34	9,76	12,68
	Antall taxa	***14***	***13***	***14***	***14***	***13***					
Urter											
Alchemilla glabra	Glattmarikåpe	8,54	7,16	7,64	8,04	8,78	0,40	0,88	0,74	1,28	1,02
Alchemilla glomerulans	Kjeldemarikåpe	0,00	0,00	0,00	0,50	0,62	0,00	0,00	0,00	0,02	0,06
Alchemilla vulgaris coll.	Marikåper	0,00	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
Antennaria dioica	Kattefot	0,64	0,52	0,26	0,26	0,26	0,06	0,04	0,02	0,02	0,02
Anthriscus sylvestris	Hundekjeks	0,00	0,50	0,50	0,00	0,00	0,00	0,04	0,02	0,00	0,00
Astragalus alpinus	Setermjelt	1,62	1,50	0,76	0,26	0,12	0,08	0,10	0,04	0,02	0,02
Bartsia alpina	Svarttopp	2,66	3,12	3,02	4,64	4,26	0,08	0,18	0,18	0,18	0,22
Bistorta vivipara	Harerug	1,50	1,74	1,00	1,76	1,76	0,06	0,14	0,04	0,10	0,12
Botrychium lunaria	Marinøkkel	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00
Cerastium fontanum	Skogarve	6,66	3,02	1,74	2,28	1,52	0,20	0,18	0,08	0,14	0,08
Chamaepericlymenum suecicum	Skrubbær	59,30	58,90	54,54	40,40	44,70	5,56	9,08	7,50	6,56	6,38
Chamerion angustifolium	Geitrams	0,88	0,62	0,00	0,76	1,36	0,04	0,08	0,00	0,02	0,22
Cirsium heterophyllum	Kvitbladtistel	0,12	0,26	0,26	0,88	1,26	0,02	0,04	0,04	0,10	0,12
Coeloglossum viride	Grønkurle	0,26	0,62	0,74	0,62	0,62	0,02	0,08	0,10	0,04	0,08
Diphasiastrum complanatum ssp. *complanatum*	Vanleg skogjamne	1,62	0,88	0,26	1,64	2,76	0,40	0,10	0,02	0,22	0,24
Epilobium alsinifolium	Kjeldemjølke	1,26	1,38	0,00	0,00	0,00	0,04	0,06	0,00	0,00	0,00
Epilobium hornemannii	Setermjølke	0,00	0,62	1,86	3,38	2,50	0,00	0,04	0,12	0,30	0,14
Equisetum arvense	Åkersnelle	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00
Equisetum palustre	Myrsnelle	0,00	0,00	0,50	0,76	0,62	0,00	0,00	0,04	0,04	0,02
Equisetum pratense	Engsnelle	15,18	16,18	16,44	19,72	22,82	0,40	0,90	1,10	1,70	1,42
Equisetum scirpoides	Dvergsnelle	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
Equisetum sylvaticum	Skogsnelle	16,66	17,46	17,82	17,02	14,72	0,60	1,26	1,76	1,56	1,46
Equisetum variegatum	Fjellsnelle	0,00	0,00	0,88	0,38	0,50	0,00	0,00	0,06	0,02	0,04
Filipendula ulmaria	Mjødurt	0,00	0,00	0,50	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00
Geranium sylvaticum	Skogstorkenebb	22,80	23,06	24,76	27,68	27,02	2,22	3,32	3,94	5,08	3,38
Gymnocarpium dryopteris	Fugletelg	18,30	19,36	20,40	23,64	24,38	1,80	3,10	3,30	6,86	5,36
Hieracium alpinum agg.	Fjellsvæver	0,24	0,24	0,24	0,24	0,24	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
Hieracium sec. *Hieracium*	Skogsvæver	0,36	1,14	1,14	3,26	4,02	0,06	0,18	0,10	0,18	0,24
Hieracium sp.	Svæveslekta	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00
Hieracium vulgatum agg.	Beitesvæver	2,12	3,78	4,64	4,42	3,14	0,10	0,42	0,34	0,26	0,24
Linnaea borealis	Linnea	49,86	45,32	45,74	53,10	51,94	1,44	2,42	2,42	3,12	3,16
Listera cordata	Småtviblad	2,28	1,26	1,64	1,14	1,00	0,08	0,08	0,08	0,06	0,06
Lycopodium annotinum	Stri kråkefot	15,42	14,90	12,24	10,76	10,16	1,18	1,02	0,92	0,52	0,48
Melampyrum pratense	Stormarimjelle	11,80	6,16	8,00	13,94	8,56	0,36	0,42	0,58	0,50	0,50
Melampyrum sylvaticum	Småmarimjelle	21,82	15,92	16,18	22,98	10,62	0,86	0,80	0,84	0,84	0,52
Myosotis decumbens	Fjellminneblom	9,24	5,76	4,00	4,14	3,40	0,68	0,26	0,22	0,20	0,12
Omalotheca norvegica	Setergråurt	1,88	1,90	1,12	1,50	1,12	0,12	0,14	0,10	0,18	0,10
Orthilia secunda	Nikkevintergrøn	5,24	6,26	5,98	6,04	5,98	0,18	0,50	0,36	0,24	0,22
Pedicularis lapponica	Bleikmyrklegg	15,42	13,06	7,52	6,38	3,98	0,42	0,58	0,38	0,26	0,18
Polygonatum verticillatum	Kranskonvall	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00

		Frekvens					Prosent dekning				
Vitenskapelige navn	**Norske navn**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**
Potentilla crantzii	Flekkmure	1,00	0,88	1,00	0,88	0,64	0,04	0,08	0,02	0,04	0,04
Pyrola minor	Perlevintergrøn	5,26	6,16	4,40	8,40	6,00	0,20	0,26	0,28	0,58	0,30
Ranunculus acris	Engsoleie	14,94	13,06	8,66	8,66	6,06	0,74	0,86	0,50	0,52	0,38
Rubus chamaemorus	Molte	5,04	4,96	4,38	5,50	4,60	0,26	0,38	0,34	0,40	0,28
Rubus saxatilis	Tågebær	0,26	0,26	0,12	0,12	0,12	0,02	0,02	0,02	0,02	0,04
Rumex acetosa	Engsyre	8,64	7,16	7,66	9,90	8,56	0,58	0,46	0,46	0,74	0,54
Saussurea alpina	Fjelltistel	12,30	12,40	14,54	16,66	17,82	0,46	1,02	1,12	2,02	1,60
Selaginella selaginoides	Dvergjamne	1,76	2,00	0,50	2,74	2,40	0,08	0,10	0,04	0,10	0,10
Silene dioica	Raud jonsokblom	0,38	0,50	0,12	0,38	0,12	0,04	0,06	0,02	0,04	0,02
Solidago virgaurea	Gullris	36,28	34,96	36,42	34,10	33,20	1,70	4,74	4,18	3,64	3,02
Stellaria borealis	Fjellstjerneblom	0,00	0,00	0,50	2,12	2,00	0,00	0,00	0,04	0,06	0,06
Stellaria graminea	Grasstjerneblom	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Stellaria nemorum	Skogstjerneblom	0,00	0,00	0,00	0,00	1,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12
Taraxacum croceum agg.	Fjell-løvetenner	4,76	4,14	5,26	4,50	3,52	0,14	0,28	0,30	0,26	0,22
Taraxacum sp.	Løvetannslekta	5,64	5,00	4,36	5,26	2,02	0,20	0,44	0,40	0,44	0,10
Thalictrum alpinum	Fjellfrøstjerne	0,50	0,38	0,26	0,12	0,00	0,02	0,02	0,02	0,02	0,00
Trientalis europaea	Skogstjerne	27,96	24,32	19,02	23,68	14,70	0,54	0,98	0,98	1,54	0,68
Trollius europaeus	Ballblom	12,04	12,00	12,76	14,76	9,52	0,40	0,72	0,82	1,92	0,88
Veronica alpina ssp. *alpina*	Vanlig fjellveronika	0,64	0,24	0,38	0,38	0,00	0,04	0,04	0,00	0,04	0,00
Viola biflora	Fjellfiol	24,50	23,78	23,24	24,38	11,28	6,90	5,58	3,72	3,76	0,60
	Antall taxa	47	49	48	52	48					
Graminider											
Anthoxanthum nipponicum	Fjellgulaks	28,64	31,50	23,02	21,82	17,80	1,96	1,90	1,56	1,04	0,66
Avenella flexuosa	Smyle	94,44	93,92	93,42	95,54	92,54	9,52	10,08	8,68	11,38	9,18
Calamagrostis lapponica	Finnmarksrøyr-kvein	4,02	3,50	3,50	4,62	4,24	0,12	0,16	0,24	0,16	0,16
Calamagrostis neglecta	Smårøyrkvein	13,06	13,92	14,38	15,66	16,68	0,30	0,88	0,84	0,74	0,52
Calamagrostis phragmitoi-des	Skogrøyrkvein	0,26	0,00	0,26	0,50	1,26	0,02	0,00	0,02	0,06	0,10
Carex bigelowii	Stivstorr	14,14	9,28	10,26	9,62	6,62	0,38	0,46	0,60	0,44	0,26
Carex nigra var. *nigra*	Vanleg slåttestorr	0,00	3,76	4,52	1,64	1,52	0,00	0,16	0,16	0,08	0,08
Carex vaginata	Slirestorr	33,86	36,14	33,10	36,80	36,18	0,60	1,54	1,52	1,20	1,22
Deschampsia cespitosa	Sølvbunke	2,14	1,76	1,26	1,50	1,26	0,14	0,24	0,20	0,18	0,26
Festuca ovina	Sauesvingel	4,88	3,78	5,16	11,30	8,96	0,26	0,44	0,48	0,48	0,44
Juncus trifidus	Rabbesiv	0,76	0,62	0,76	0,76	1,12	0,02	0,06	0,02	0,04	0,02
Luzula multiflora ssp. *frigida*	Seterfrytle	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Luzula pilosa	Hårfrytle	13,54	10,80	9,56	13,52	12,06	0,42	0,64	0,54	0,62	0,44
Milium effusum	Myskegras	3,00	2,62	2,00	3,62	3,52	0,22	0,12	0,16	0,44	0,10
Phleum alpinum	Fjelltimotei	3,64	2,00	4,26	6,80	5,76	0,22	0,14	0,22	0,30	0,34
Poa alpina	Fjellrapp	2,62	4,02	2,76	6,98	4,40	0,24	0,22	0,16	0,26	0,22
Poa pratensis	Engrapp	19,04	7,50	9,04	19,14	15,66	1,26	0,38	0,50	1,30	1,08
Poa sp.	Rappslekta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Trisetum spicatum	Svartaks	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
	Antall taxa	17	15	16	16	17					
Bladmoser											
Aulacomnium palustre	Myrfiltmose	0,26	0,00	0,00	0,38	0,38	0,02	0,00	0,00	0,02	0,04
Brachythecium reflexum	Sprikelundmose	20,54	21,54	23,94	22,28	20,78	4,12	3,46	1,52	0,64	1,64
Brachythecium salebrosum	Lilundmose	6,52	6,16	7,40	14,76	15,92	0,42	0,34	0,34	0,74	1,76
Brachythecium sp.	Lundmoseslekta	0,00	0,00	0,00	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00
Brachythecium starkei	Strølundmose	13,18	12,56	8,28	8,40	14,64	2,88	1,64	0,30	0,50	0,96
Bryum sp.	Vrangmoseslekta	0,12	0,00	0,26	0,74	0,00	0,02	0,00	0,02	0,04	0,00
Dicranum fuscescens	Bergsigd	1,50	0,50	0,00	0,00	0,00	0,08	0,06	0,00	0,00	0,00
Dicranum majus	Blanksigd	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Dicranum scoparium	Ribbesigd	36,28	33,96	31,56	29,96	21,32	7,40	6,26	5,36	1,22	1,04
Hylocomium splendens	Etasjemose	54,46	49,78	50,34	54,14	55,62	26,84	13,62	12,48	16,14	19,80
Hypnum cupressiforme	Matteflette	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00
Mnium spinosum	Strøtornemose	9,24	11,64	9,36	8,16	9,90	0,22	0,52	0,28	0,26	0,36
Mnium stellare	Stjernetornemose	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Philonotis fontana	Teppekjeldemose	0,00	0,00	0,00	0,38	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00
Plagiomnium cuspidatum	Broddfagermose	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Plagiothecium laetum	Glansjamnemose	1,36	0,88	0,48	0,88	0,38	0,08	0,06	0,08	0,06	0,04
Plagiothecium lae-tum/denticulatum	Glans-/Flak-jamnemose	0,00	0,00	0,00	0,12	0,12	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02
Plagiothecium sp.	Jamnemoseslekta	0,00	0,00	0,00	0,12	0,26	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02
Pleurozium schreberi	Furumose	40,14	36,22	38,56	39,82	42,58	3,04	5,00	5,38	7,14	7,66
Pohlia cruda	Opalnikke	0,52	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
Pohlia nutans	Vegnikke	1,00	0,48	0,24	1,26	0,86	0,12	0,08	0,04	0,08	0,06
Polytrichastrum alpinum	Fjellbinnemose	0,12	0,00	2,00	2,26	0,50	0,02	0,00	0,04	0,08	0,02
Polytrichastrum formosum	Kystbinnemose	0,00	0,00	0,38	0,76	0,76	0,00	0,00	0,04	0,02	0,10
Polytrichastrum longisetum	Brembinnemose	0,00	0,00	0,00	0,12	0,12	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02
Polytrichum commune	Storbjørnemose	27,80	31,44	30,40	33,68	31,94	0,50	1,16	1,12	1,22	1,20
Polytrichum juniperinum	Einerbjørnemose	26,06	25,80	20,88	16,42	12,34	0,72	1,08	0,82	1,16	0,92
Polytrichum piliferum	Rabbebjørnemose	0,00	0,00	0,00	0,62	0,76	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02
Rhizomnium magnifolium	Storrundmose	3,88	1,64	2,02	2,62	2,12	0,46	0,12	0,08	0,10	0,06
Rhizomnium punctatum	Bekkerundmose	0,24	0,12	0,38	0,26	0,00	0,04	0,02	0,02	0,02	0,00
Rhodobryum roseum	Rosettmose	8,16	9,00	8,62	9,48	10,14	0,32	0,46	0,28	0,50	0,40
Sanionia uncinata	Klobleikmose	0,86	0,38	0,12	0,38	0,36	0,08	0,04	0,02	0,04	0,06
Sphagnum capillifolium	Furutorvmose	0,00	0,00	0,26	0,50	0,38	0,00	0,00	0,06	0,14	0,02

		Frekvens					Prosent dekning				
Vitenskapelige navn	**Norske navn**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**
Timmia austriaca	Raudsliremose	0,12	0,00	0,00	0,12	0,12	0,02	0,00	0,00	0,02	0,02
Tortula muralis	Murtustmose	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
	Antall taxa	24	16	20	27	24					
Levermoser											
Barbilophozia barbata	Skogskjeggmose	0,26	0,00	0,00	0,38	0,12	0,02	0,00	0,00	0,04	0,02
Barbilophozia floerkei	Lyngskjeggmose	2,28	2,10	1,64	4,64	5,38	0,20	0,18	0,14	0,16	0,18
Barbilophozia kunzeana	Myrskjeggmose	0,74	0,26	0,12	0,12	0,12	0,10	0,02	0,02	0,02	0,02
Barbilophozia lycopodioides	Gåsefotskjeggmose	62,32	67,16	68,40	62,46	52,20	4,90	6,68	4,28	3,56	2,14
Calypogeia integristipula	Skogflak	0,74	0,50	0,62	0,26	0,26	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02
Calypogeia sp.	Flakmoseslekta	0,00	0,00	0,12	0,00	0,12	0,00	0,00	0,02	0,00	0,02
Cephalozia pleniceps	Storglefsemose	1,62	1,74	1,86	1,64	0,88	0,08	0,10	0,06	0,06	0,04
Cephalozia sp.	Glefsemoseslekta	0,00	0,00	0,24	0,76	0,36	0,00	0,00	0,04	0,06	0,06
Cephaloziella rubella	Raudpistremose	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Cephaloziella sp.	Pistremoseslekta	0,00	0,26	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
Chiloscyphus polyanthos	Bekkeblonde	0,00	0,50	0,62	0,26	0,12	0,00	0,02	0,02	0,02	0,02
Chiloscyphus profundus	Stubbeblonde	0,62	0,50	0,74	0,76	0,64	0,04	0,04	0,04	0,04	0,04
Harpanthus flotovianus	Kjeldesalmose	0,74	1,26	1,12	1,36	1,62	0,06	0,08	0,06	0,34	0,20
Lophozia heterocolpos	Piskflik	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Lophozia obtusa	Buttflik	4,90	9,50	7,64	10,40	7,18	0,24	0,64	0,56	0,34	0,28
Lophozia ventricosa coll.	Grokorn-/Skogflik	1,38	1,24	0,86	1,02	0,50	0,16	0,12	0,12	0,10	0,04
Mylia taylorii	Raudmuslingmose	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Pellia epiphylla	Flikvårmose	0,26	0,50	0,50	1,26	1,50	0,02	0,04	0,06	0,10	0,16
Pohlia sp.	Nikkemoseslekta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Ptilidium ciliare	Bakkefrynse	0,86	1,76	1,88	2,88	2,26	0,08	0,10	0,12	0,16	0,14
Scapania irrigua	Sumptvibladmose	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Scapania sp.	Tvibladmoseslekta	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02
Tritomaria quinquedentata	Storhoggtann	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
	Antall taxa	17	13	14	14	17					
Lav											
Cetraria ericetorum	Smal islandslav	0,50	1,00	0,88	0,26	0,26	0,04	0,04	0,02	0,02	0,02
Cetraria islandica	Islandslav	0,38	0,12	0,00	0,12	0,26	0,04	0,02	0,00	0,02	0,02
Cladonia arbuscula coll.	Lys reinlav/ Fjell-reinlav	9,90	9,42	7,50	5,28	4,62	0,20	0,32	0,28	0,20	0,18
Cladonia bellidiflora	Blomsterlav	3,24	3,78	2,50	1,64	0,64	0,18	0,22	0,18	0,10	0,04
Cladonia carneola	Bleikbeger	1,00	2,64	2,24	0,36	0,24	0,06	0,10	0,08	0,06	0,04
Cladonia chlorophaea	Pulverbrunbeger	4,64	4,14	2,12	1,38	0,62	0,24	0,28	0,14	0,12	0,04
Cladonia coccifera	Grynrødbeger	1,78	1,12	1,88	2,24	1,74	0,06	0,04	0,10	0,14	0,10
Cladonia cornuta	Skogsyl	0,26	0,00	0,00	0,26	0,26	0,02	0,00	0,00	0,02	0,02
Cladonia crispata	Traktlav	0,62	0,64	0,12	0,00	0,00	0,04	0,04	0,02	0,00	0,00
Cladonia digitata	Fingerbeger	0,60	0,48	0,24	0,62	0,24	0,10	0,08	0,04	0,04	0,04
Cladonia ecmocyna	Snøsyl	11,28	11,66	10,00	8,16	3,28	0,28	0,46	0,30	0,24	0,18
Cladonia furcata	Gaffellav	2,86	3,42	2,64	1,88	1,12	0,20	0,26	0,16	0,12	0,10
Cladonia gracilis	Syllav	2,50	2,50	3,76	4,16	2,88	0,14	0,12	0,14	0,12	0,12
Cladonia rangiferina	Grå reinlav	6,52	7,12	4,76	5,50	3,24	0,22	0,26	0,20	0,18	0,16
Cladonia sp.	Begerlav	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00
Cladonia sulphurina	Fausklav	2,50	1,76	1,02	0,76	0,12	0,12	0,12	0,08	0,04	0,02
Cladonia uncialis	Pigglav	4,12	4,76	3,26	3,28	1,38	0,12	0,16	0,14	0,12	0,06
Flavocetraria cucullata	Gulskjerpe	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00	0,00
Flavocetraria nivalis	Gulskinn	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,02	0,00	0,00	0,00
Lobaria linita	Fjellnever	0,90	0,76	0,00	0,26	0,12	0,06	0,06	0,00	0,02	0,02
Nephroma arcticum	Storvrenge	11,26	10,66	8,64	7,38	6,78	1,02	1,30	1,30	0,86	0,72
Peltigera aphthosa	Grønnever	2,62	2,62	2,28	2,64	2,26	0,20	0,32	0,26	0,18	0,20
Peltigera canina	Bikkjenever	0,00	0,00	0,00	0,00	0,12	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04
Peltigera degenii	Blank bikkjenever	0,24	0,00	0,00	0,00	0,00	0,04	0,00	0,00	0,00	0,00
Peltigera malacea	Mattnever	1,14	0,76	0,88	0,78	0,52	0,08	0,06	0,08	0,06	0,06
Peltigera polydactylon	Fingernever	1,12	0,26	0,26	0,26	0,26	0,04	0,02	0,02	0,02	0,02
Peltigera rufescens	Brunnever	0,26	0,12	0,00	0,00	0,00	0,02	0,02	0,00	0,00	0,00
Peltigera sp.	Årenever	0,00	0,26	0,38	1,00	0,88	0,00	0,04	0,04	0,06	0,02
Stereocaulon paschale	Vanlig saltlav	3,14	3,12	3,64	3,50	3,02	0,08	0,08	0,14	0,10	0,10
	Antall taxa	25	24	20	23	23					
	Totalt antall taxa	144	130	132	146	142					

4 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Granneset 2013

Tonje Økland og Jørn-Frode Nordbakken

Vegetasjonsovervåkingen i granskog ble etablert ved Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (fra 2006: Norsk institutt for skog og landskap) i 1988 (T. Økland 1990, 1996). Samme år ble det også etablert tilsvarende overvåking i Solhomfjellområdet (Gjerstad, Aust-Agder) i regi av Universitetet i Oslo/Miljøverndepartementet (R. Økland & Eilertsen 1993). I regi av Norsk institutt for jord- og skogkartlegging ble det etablert og analysert to områder pr år fra 1988 til 1992, til sammen 10 områder. Rutene i Granneset ble første gang analysert i 1990. Etter 2005 har Miljødirektoratet (tidligere Direktoratet for naturforvaltning) finansiert vegetasjonsovervåkingen i granskog gjennom TOV-programmet, men i noe redusert omfang (ett område pr år og åtte områder totalt).

Metodene for overvåking av markvegetasjon ble i 1988 utviklet for å overvåke effekter av langtransportert luftforurensing, men har også vist seg godt egnet til å fange opp effekter av klimaendringer på markvegetasjonen (se T. Økland et al. 2001, 2004a,b, 2009b, T. Økland & Bratli 2008, Nordbakken et al. 2010, T. Økland et al. 2011, T. Økland et al. 2012, T. Økland et al. 2013b). De permanente vegetasjonsrutene i Granneset har tidligere vært analysert i 1990, 1995, 2000, og 2005 (dvs hvert femte år). Reanalyseringen i 2013, som for første gang i dette området ble foretatt 8 år etter forrige reanalyse, var således 5. gangs analyse av disse rutene.

4.1 Områdebeskrivelse og metoder

Overvåkingsområdet i Granneset i Rana kommune (**tabell 4.1**) i Nordland fylke (66°30-31´N, 14°52-53´Ø, UTM VP 94-95, 77) ble vernet som en del av Saltfjellet-Svartisen nasjonalpark i 1989. Før 1989 var området administrativt vernet av Statskog (jf A. Børset 1979, Erikstad & Hardeng 1988). Granneset representerer det nordligste arealet av kontinuerlig naturlig granskog i Norge (jf Ryvarden 1972, Lid et al. 1994). I følge Korsmo et al. (1993) var skogen allerede på slutten av 80-tallet i liten grad påvirket av hogst, og skogen er enda mer naturskogspreget nå enn da overvåkingen startet i 1990.

Granneset inngår i et fjellandskap, og det undersøkte området ligger på en rygg med bratte sider ned mot elva Stormdalsåga som omkranser ryggen i nordvest, nord og øst. Moreneavsetninger dekker i stor grad overflaten av berggrunnen, lokalt med et tykt dekke (fra 0,5 til flere meter tykt) og har gitt opphav til et terreng som er relativt plant/lett bølgete. Hovedretningen for is-bevegelsene var fra øst, der granitt og granittisk gneis dominerer berggrunnen (Sveian 1984).

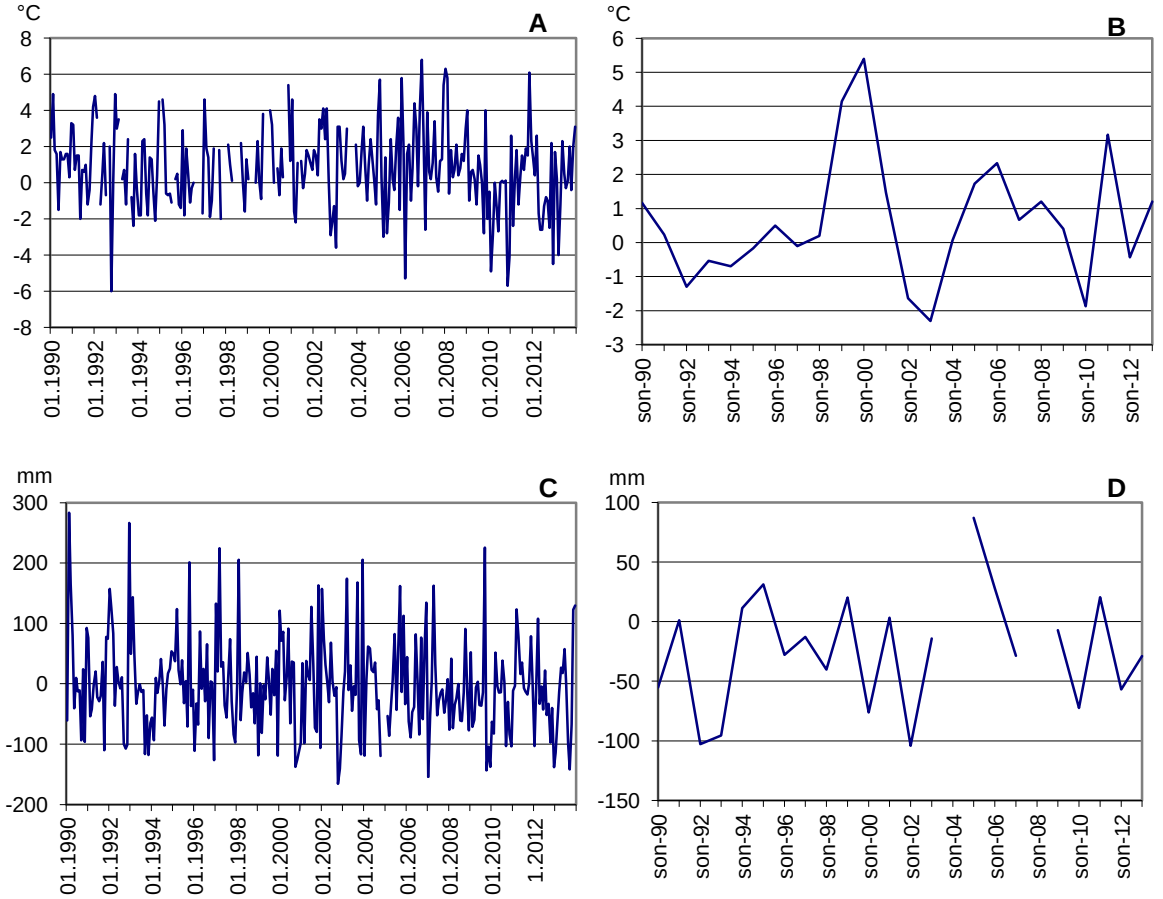
Området ligger i mellomboreal vegetasjonssone og i overgangsseksjon (OC; Moen 1998). Årsnedbøren er ca 1300 mm (**tabell 4.1**). **Figur 4.1 (A-D)** viser klimautviklingen gjennom 23-årsperioden 1990-2013 basert på en kombinasjon av data fra de nærmeste meteorologiske stasjonene til Det norske meteorologiske institutt.

Figur 4.1A viser stor variasjon mellom år i månedsmiddeltemperaturens avvik fra 30-årsnormalen (1961–90). Avviket i månedsmiddeltemperaturen for hele perioden fra overvåkingen startet i 1990 til reanalysene i 2013 var imidlertid i gjennomsnitt 0,75 °C over normalen, og for siste periode fra sommeren 2005 til sommeren 2013 var avviket i gjennomsnitt 0,58 °C over normalen. **Figur 4.1B** viser at det har vært en del år der temperaturen om høsten (september, oktober og november) har ligget over normalen (størst avvik i år 2000; mer enn 5 °C over normalen), men også en del år der temperaturen har ligget under normalen. For høstmånedene var månedsmiddeltemperaturen for hele perioden i gjennomsnitt 0,62 °C over normalen og for siste 5-årsperiode 0,93 °C over normalen. For månedsnedbøren (**figur 4.1C**) har trenden vært

variasjon omkring normalen (avviket var i gjennomsnitt -4,3 mm), men med mange store avvik. For høstnedbøren for månedene september, oktober og november (**figur 4.1D**) var det i gjennomsnitt mindre nedbør (-23,4 mm) enn normalen for hele perioden, men i årene etter 2005 har det gjennomsnittlige avviket vært lite (i gjennomsnitt 4,5 mm over normalen).

Tabell 4.1 *Geografisk posisjon, klima og bakgrunnsinformasjon for overvåkingsområdet i Granneset i Saltfjellet-Svartisen nasjonalpark. Midlere årlig nedbør er estimert på grunnlag av normalen 1961–90 (Førland 1993) for stasjoner nær overvåkingsområdet, og justert for topografisk posisjon og høyde over havet (jf Sjörs 1948, Førland 1979). Temperatur er basert på normalen 1961-90 (Aune 1993) for stasjoner nær området, og justert for høyde i samsvar med Laaksonen (1976).*

Bredde-grad (°N)	Lengde-grad (°Ø)	H.o.h (m)	Areal (km^2)	Årsnedbør (mm)	Temperatur (°C)			Første analyseår
					Årlig	Kaldeste måned	Varmeste måned	
66°30-31´	14°52-53´	225–325	0,5	1300	1,3	–9,1	12,1	1990



Figur 4.1 *Avvik fra normalverdier (1961–90) for (A) månedsmiddeltemperatur (°C), (B) månedsmiddeltemperatur i gjennomsnitt pr måned i september-november (°C), (C) månedsnedbør (mm) og (D) månedsnedbør i gjennomsnitt pr måned i september-november (mm). Data for perioden fra januar 1990 til og med desember 2013 fra Det norske meteorologiske institutt fra de nærmeste målestasjoner er benyttet; fra stasjonene Rana Båsmoen, Glomfjord Hjartåsen og Mo i Rana lufthavn for temperatur, og Dunderlandsdalen, Dunderlandsdalen Nylaenget Mo i Rana III og Rana Elvmøthei for nedbør. For normaler 1960 – 1990 er det brukt data fra Glomfjord, Mo i Rana lufthavn og Rana Båsmoen for temperatur og Dunderlandsdalen og Mo i Rana III for nedbør. Brutte linjer betyr at klimadata mangler for perioden.*

For nærmere beskrivelse av området med ruteplassering etc., se T. Økland (1996).

Metodene for vegetasjonsovervåkingen er i all hovedsak lik for granskog og bjørkeskog, og følger de metodene som tidligere er beskrevet blant annet av T. Økland (1990, 1996), Lawesson et al. (2000), og T. Økland et al. (2001, 2004 a,b). Det henvises til disse publikasjonene for detaljerte metodebeskrivelser. I korthet er det i hvert overvåkingsområde subjektivt lagt ut 10 makroruter á 5 x 10 m som dekker variasjonen langs de viktigste lokale miljøgradientene. Innenfor hver av de 10 makrorutene ble det trukket ut tilfeldige posisjoner for 5 vegetasjonsruter á 1 x 1 m. Alle plantearter i hver 1 m^2-rute har ved hvert analysetidspunkt blitt registrert med to ulike metoder for mengdeangivelse; forekomst/fravær i hver av 16 småruter (smårutefrekvens) og (med unntak av 1988) prosent dekning av alle arter i hele ruta. Feltarbeidet i Granneset i 2013 ble utført i slutten av juli og begynnelsen av august.

Det ble i 2013 satt ut loggere for jordtemperatur og for temperatur og fuktighet i bunnsjiktet sentralt i hver makrorute (mest mulig representativt for de 5 rutene i hver makrorute). Det ble også registrert mengder av soppskader på blåbær, smågnageravføring og beitepåvirkning. Svært få spor av beitepåvirkning og smågnageravføring ble registrert i rutene, trolig fordi smågnagertoppen var i 2010/2011 (Halvorsen, pers.obs.). Det ble observert og registrert betydelige soppangrep på blåbær (da det foreløpig kun er registrert én gang, rapporteres ikke tallene her), men det ble også observert soppskader på fugletelg og skrubbær (soppen på disse artene er foreløpig ikke artsbestemt). Mengden av soppskader på fugletelg og skrubbær ble ikke registrert, men dette bør vurderes for framtiden.

Ved første gangs analyse i 1990 ble en rekke miljøvariabler registrert i og ved rutene (bl.a. jordkjemiske og jordfysiske variabler, terreng- og trevariabler). Sammenhenger mellom vegetasjonsgradienter og lokale og regionale miljøgradienter i granskog er beskrevet og analysert i detalj i T. Økland (1996). DCA-ordinasjon [Detrended Correspondence Analysis (Hill 1979, Hill & Gauch 1980)] og andre multivariate og univariate statistiske metoder ble benyttet både for å identifisere og tolke vegetasjonsøkologiske gradienter ved første gangs registrering i 1990 (T. Økland 1996) og for å undersøke endringer over tid (jf T. Økland et al. 2001, 2004a,b).

4.2 Endringer i perioden 1990-2013

Endringer i antall arter i overvåkingsområdet
I de 50 prøverutene ble det i 2013 registrert totalt 101 arter: 45 karplantearter, 26 bladmosearter, 3 torvmosearter, 20 levermosearter og 7 lavarter (**tabell 4.2**). Av karplantene ble det registrert 30 urter og karsporeplanter, dvs samme antall som i 2005. Det ble registrert 9 graminider dvs én art mer enn i 2005. I forhold til 2005 ble det registrert én bladmoseart mer, én torvmoseart mer og 4 flere levermosearter i 2013. Antall lavarter var det samme som i 2005. Det totale artsantallet økte med fem arter fra 2005 til 2013, men er redusert med én art i 23-årsperioden siden første gangs analyse i 1990. Gjennomsnittlig artsantall pr prøverute er redusert fra 22,16 arter i 1990 til 20,32 arter i 2013.

Endring i antall arter (artstetthet) i prøverutene
I den siste perioden, 2005-2013, ble det påvist en signifikant reduksjon i totalt antall arter pr 1m^2 rute. I gjennomsnitt var det 1,34 færre arter pr rute i 2013 i forhold til 2005 (**tabell 4.3**). For hele 23-årsperioden fra 1990 til 2013 ble det også registrert signifikant reduksjon i det totale artsantallet. Det var i gjennomsnitt 1,84 arter færre pr 1 m^2-rute i 2013 enn i 1990. Bare artsantall for urter og karsporeplanter, antall karplanter totalt og totalt antall arter ble signifikant redusert pr rute i siste periode (henholdsvis -1, -1,14 og -1,34 art pr rute); ingen kryptogamgrupper hadde signifikante endringer i artsantall pr rute i siste periode. For hele 23-årsperioden var det signifikante reduksjoner i artsantall pr rute for gruppene urter og karsporeplanter, graminider, karplanter totalt og totalt antall arter pr rute, mens det for kryptogamer ikke var noen signifikante endringer. Ingen artsgrupper viste signifikant økning i antall arter pr rute i 23-årsperioden. Signifikant økning av artsantall er ikke registrert etter 2000 for noen av artsgruppene.

Tabell 4.2 *Antall arter i ulike artsgrupper observert i de permanente rutene i overvåkingsområdet i Granneset i Saltfjellet-Svartisen nasjonalpark i de enkelte analyseårene og totalt.*

Artsgruppe	1990	1995	2000	2005	2013	Totalt
Vedaktige inkludert lyngarter	9	6	9	6	6	10
Urter og karsporeplanter	32	31	32	30	30	35
Graminider	8	8	9	8	9	10
Karplanter totalt	*49*	*46*	*49*	*46*	*45*	*55*
Bladmoser (unntatt torvmoser)	25	26	26	25	26	30
Torvmoser	4	2	2	2	3	4
Levermoser	15	17	20	16	20	23
Moser totalt	44	45	48	43	49	57
Lav	9	9	8	7	7	11
Kryptogamer totalt	*53*	*54*	*56*	*50*	*56*	*68*
Totalt	**102**	**100**	**105**	**96**	**101**	**123**

Tabell 4.3 *Endring i artsantall i 50 prøveruter á 1 m^2 (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdet i Granneset i Saltfjellet-Svartisen nasjonalpark fra 1990 til 2013. M angir middel for endring i artsantall i angitt tidsperiode, n- og n+ antall prøveruter med henholdsvis reduksjon og økning i antall arter, P-verdien er knyttet til en test av hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest; P<0,05 er uthevet, signifikant reduksjon i artsantall er kursivert og 0.000 betyr ≤ 0.0001). Testen er ikke utført når det har vært endring i artsantall i færre enn 5 ruter.*

	Endring 1990-1995				Endring 1995 - 2000				Endring 2000 - 2005				Endring 2005 - 2013				Endring 1990 – 2013			
	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P
Vedaktige	6	9	0,06	0,439	**2**	**29**	**0,66**	**0,000**	***24***	***3***	***-0,50***	***0,000***	12	8	-0,10	0,355	11	15	0,12	0,285
Urter og karspore-planter	**9**	**18**	**0,26**	**0,044**	15	15	-0,06	0,624	***20***	***8***	***-0,50***	***0,009***	***29***	***5***	***-1,00***	***0,000***	***33***	***5***	***-1,30***	***0,000***
Graminider	4	2	-0,04	0,414	4	3	-0,02	0,705	5	0	-0,10	0,025	4	2	-0,04	0,414	***8***	***0***	***-0,20***	***0,008***
Karplanter totalt	12	21	0,28	0,121	**7**	**24**	**0,58**	**0,004**	***31***	***6***	***-1,1***	***0,000***	***28***	***5***	***-1,14***	***0,000***	***36***	***10***	***-1,38***	***0,000***
Bladmoser u/ torvmo-ser	**14**	**27**	**0,48**	**0,036**	15	18	0,18	0,248	***27***	***5***	***-0,92***	***0,000***	19	15	-0,24	0,317	26	15	-0,5	0,086
Torvmoser	1	0	-0,04		0	1	-0,02		1	0	-0,02		0	2	0,04		1	1	0	
Levermoser	9	16	0,18	0,207	9	12	0,16	0,223	9	14	0,08	0,409	12	11	-0,08	0,838	12	21	0,34	0,074
Moser totalt	**15**	**23**	**0,62**	**0,035**	18	18	0,36	0,173	***24***	***12***	***-0,86***	***0,008***	20	16	-0,28	0,290	22	21	-0,16	0,826
Lav	14	7	-0,16	0,198	11	8	-0,14	0,347	5	2	-0,08	0,206	4	8	0,08	0,356	14	6	-0,30	0,134
Krypto-gamer totalt	17	24	0,46	0,197	22	19	0,22	0,541	***23***	***12***	***-0,94***	***0,008***	18	16	-0,20	0,516	23	21	-0,46	0,509
Totalt	**17**	**27**	**0,74**	**0,050**	14	24	0,80	0,026	***34***	***10***	***-2,04***	***0,000***	***29***	***14***	***-1,34***	***0,003***	***28***	***14***	***-1,84***	***0,008***

Endring i mengder av enkeltarter i prøverutene

Framgang og tilbakegang i mengde for enkeltarter målt som endring i artenes smårutefrekvens er vist i **tabell 4.4** (se **vedlegg 4.1** for latinske og norske navn) for alle 5 analyseomløpene samt for 23-årsperioden 1990-2013. Tilsvarende tester ble også utført på dataene for prosent dekning i rutene (tabell ikke vist her). Test av mengdeendring er ikke utført for arter eller enkeltperioder når antall ruter med endring var mindre enn 5.

I løpet av den siste perioden fra 2005 til 2013 har 9 karplantearter (av totalt 22 arter testet); blåbær, fugletelg, hengeving, gullris, skogsveve, skogstjerne, smyle (bare så vidt signifikant; p = 0,048), småtveblad og stormarimjelle, blitt signifikant redusert i mengde (smårutefrekvens). Av karplanteartene har bare skrubbær hatt signifikant økning i smårutefrekvens i den siste perioden. Analysene basert på prosent dekning av artene (tabell ikke vist) viste imidlertid at også smyle økt signifikant, i tillegg til skrubbær (se også **figur 4.2**).

Tabell 4.4 *Endring i mengde for arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Granneset i Saltfjellet-Svartisen nasjonalpark i løpet av tre 5-årsperioder og en 8-årsperiode mellom undersøkelsene og for 23-årsperioden 1990-2013, målt som endring i forekomst (frekvens) av artene i småruter. n+: antall prøveruter der arten økte, n-: antall prøveruter der arten avtok i mengde. P-verdien er knyttet til en test av hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, P ≤ 0,05 er uthevet, signifikant reduksjon kursivert, 0,000 betyr < 0,0005). Testen er ikke utført for tidsperioder der en art ikke har endring i minst 5 ruter. Se* ***vedlegg 4.1*** *for latinske og tilhørende norske artsnavn.*

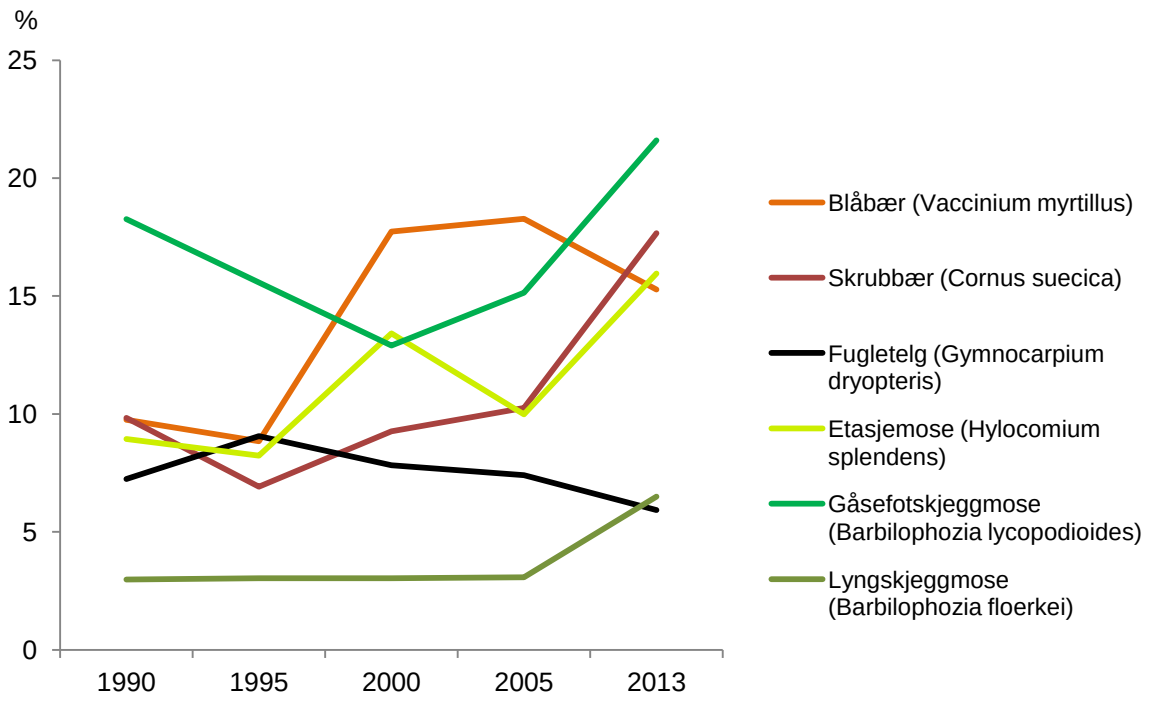
	1990-1995			1995-2000			2000-2005			2005-2013			1990-2013		
	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
Karplanter															
Betula pubescens	1	0		0	9	0,006	7	4	0,290	5	1	0,202	0	2	
Picea abies	3	0		**0**	**12**	**0,002**	*12*	*2*	*0,023*	2	2		3	3	0,339
Sorbus aucuparia	10	18	0,226	10	29	0,056	19	11	0,206	19	15	0,315	16	20	0,613
Empetrum nigrum agg.	2	2		2	2		4	1	0,131	2	3	0,786	4	1	0,138
Vaccinium myrtillus	16	8	0,159	**2**	**23**	**0,000**	7	9	0,978	***18***	***4***	***0,002***	16	11	0,108
Vaccinium vitis-idaea	6	16	0,131	5	11	0,060	8	14	0,289	13	10	0,819	10	16	0,103
Cornus suecica	9	11	0,273	**6**	**17**	**0,005**	11	8	0,152	**5**	**17**	**0,008**	**6**	**21**	**0,002**
Dryopteris expansa agg.	**0**	**7**	**0,016**	3	3	0,914	2	4	0,399	5	2	0,061	5	3	0,574
Geranium sylvaticum	4	2	0,589	5	1	0,290	4	3	0,170	4	2	0,524	5	1	0,058
Gymnocarpium dryopteris	**3**	**15**	**0,036**	9	4	0,354	***17***	***4***	***0,017***	***21***	***5***	***0,002***	***21***	***6***	***0,001***
Hieracium sylvatica agg.	***11***	***1***	***0,004***	4	4	0,944	8	4	0,153	***11***	***1***	***0,015***	***14***	***1***	***0,002***
Linnea borealis	3	2	0,223	0	3		3	2	0,891	5	1	0,112	***5***	***0***	***0,043***
Listera cordata	4	13	0,339	7	12	0,484	***18***	***5***	***0,003***	***14***	***3***	***0,004***	***15***	***3***	***0,005***
Lycopodium annotinum	20	7	0,075	16	11	0,153	15	16	0,163	20	11	0,238	***26***	***8***	***0,002***
Melampyrum pratense	2	14	0,004	6	13	0,100	***18***	***2***	***0,000***	***14***	***1***	***0,001***	***12***	***2***	***0,003***
Melampyrum sylvaticum	18	13	0,175	19	13	0,487	***27***	***4***	***0,000***	14	6	0,134	***29***	***2***	***0,000***
Polygonatum verticillatum	***7***	***0***	***0,017***	3	3	0,752	4	4	0,774	6	2	0,106	***9***	***0***	***0,008***
Ramischia secunda	2	1		1	5	0,058	4	0		4	0		5	1	0,168
Solidago virgaurea	16	6	0,011	8	13	0,737	***18***	***2***	***0,000***	***18***	***3***	***0,002***	***20***	***1***	***0,000***
Thelypteris phegopteris	3	3	0,832	4	2	0,141	3	5	0,778	***8***	***0***	***0,011***	***7***	***2***	***0,028***
Trientalis europaea	10	19	0,042	23	10	0,009	19	18	0,285	***34***	***6***	***0,000***	***32***	***9***	***0,000***
Viola biflora	4	2	0,236	1	7	0,075	***8***	***0***	***0,011***	3	2	0,223	***6***	***0***	***0,027***
Anthoxathun odoratum	4	1	0,102	3	2	0,686	***5***	***0***	***0,042***	3	0		***6***	***0***	***0,028***
Avenella flexuosa	***7***	***2***	***0,046***	3	6	0,857	***12***	***1***	***0,003***	***11***	***5***	***0,048***	***15***	***0***	***0,001***
Luzula pilosa	9	3	0,149	6	5	0,785	***15***	***0***	***0,001***	10	5	0,138	***16***	***2***	***0,001***
Bladmoser (minus torvmoser)															
Brachythecium reflexum	8	13	0,389	***17***	***6***	***0,012***	***17***	***5***	***0,025***	13	8	0,152	***19***	***5***	***0,001***
Brachythecium salebrosum	6	7	0,859	6	5	0,893	***10***	***1***	***0,007***	7	2	0,472	***10***	***1***	***0,005***
Brachythecium starkei	2	8	0,081	5	5	0,797	6	2	0,359	3	5	0,180	4	8	0,207
Dicranum fuscescens	12	8	0,190	9	7	0,670	12	6	0,115	6	10	0,672	***13***	***6***	***0,022***
Dicranum majus	3	10	0,434	5	7	0,168	7	4	0,559	7	6	0,751	6	8	0,506
Dicranum scoparium	**12**	**22**	**0,012**	***9***	***21***	***0,008***	***30***	***7***	***0,000***	***26***	***10***	***0,000***	***28***	***6***	***0,000***
Hylocomium splendens	16	13	0,195	**1**	**25**	**0,000**	15	12	0,652	**7**	**20**	**0,011**	**7**	**23**	**0,004**
Hylocomium umbratum	3	8	0,263	5	5	0,959	9	2	0,107	7	5	0,265	9	3	0,077
Mnium spinosum	4	4	1,000	7	2	0,207	5	2	0,230	5	2	0,263	***9***	***1***	***0,018***
Plagiothecium denticulatum	***13***	***3***	***0,007***	7	10	0,560	***10***	***4***	***0,032***	9	1	0,071	***18***	***3***	***0,001***
Plagiothecium laetum agg.	14	12	0,745	**7**	**15**	**0,031**	***13***	***4***	***0,020***	6	9	0,688	12	9	0,790
Pleurozium schreberi	10	21	0,069	10	15	0,320	16	12	0,102	18	17	0,314	17	19	0,782
Polytrchum commune	***1***	***7***	***0,034***	1	3		3	5	0,942	7	5	0,351	6	4	0,491
Polytrichastrum formosum	3	2	0,334	1	4	0,216	4	1	0,157			0,705	3	3	0,752
Rhodobryum roseum	10	9	0,667	6	15	0,048	***21***	***1***	***0,000***	14	9	0,118	15	10	0,053
Rhytidiadelphus squarrosus agg	3	16	0,012	8	12	0,348	11	6	0,221	10	8	0,061	10	12	0,832
Sanionia uncinata	7	10	0,755	5	12	0,046	12	3	0,073	***11***	***4***	***0,020***	12	6	0,077
Torvmoser															
Sphagnum girgensohnii	1	1		1	4	0,157	1	2		2	2		0	4	
Levermoser															
Barbilophozia attenuata	2	1		1	1		1	2		2	3	0,416	1	3	
Barbilophozia barbata	11	8	0,416	11	9	0,893	6	9	0,433	9	8	0,472	10	7	0,380

Tabell 4.4 *(forts.)*

	1990-1995			1995-2000			2000-2005			2005-2013			1990-2013		
	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
Barbilophozia floerkei	13	9	0,481	9	12	0,201	**8**	**19**	**0,038**	12	12	0,525	12	19	0,057
Barbilophozia lycopodioides	5	6	0,928	8	7	0,863	8	7	0,617	**15**	**6**	***0,045***	***16***	***5***	***0,008***
Lophozia obtusa	11	15	0,980	10	16	0,319	***16***	***8***	***0,043***	18	9	0,059	***21***	***10***	***0,022***
Lophozia ventricosa agg.	8	4	0,424	3	8	0,447	5	9	0,925	12	6	0,377	9	4	0,123
Ptilidium ciliare	12	9	0,930	**7**	**16**	**0,044**	8	8	0,768	15	14	0,853	**9**	**19**	**0,022**
Tritomaria quinquedentata	9	6	0,316	6	8	0,389	4	9	0,243	10	6	0,115	10	6	0,436
Lav															
Cladonia chlorophaea agg.	4	3	0,546	6	3	0,190	3	2	0,655	2	1		***6***	***1***	***0,040***
Cladonia coniocraea agg.	8	3	0,193	4	2	0,414	2	1		1	7	0,132	6	6	0,444
Cladonia furcata	13	6	0,177	3	11	0,128	6	3	0,327	***11***	***3***	***0,038***	9	5	0,094

I hele 23-årsperioden fra 1990 til 2013 har det blitt signifikant mindre av 15 karplantearter (av totalt 24 karplantearter testet); fjellfiol, fugletelg, gullris, gulaks, hengeving, hårfrytle, kranskonvall, linnea (bare så vidt signifikant; p= 0,043), skogstjerne, skogsveve, småmarimjelle, småtveblad, smyle, stormarimjelle og stri kråkefot. De ettårige artene stormarimjelle og småmarimjelle kan ikke tillegges vekt da de i sin natur er lite persistente (varierer mye i forekomst over tid). Bare skrubbær hadde økt signifikant i 23-årsperioden, men tester basert på artenes prosent dekning i rutene viste også signifikant økning for blåbær (se også **figur 4.2**) og rogn (< 80 cm).

I løpet av perioden 2005-2013 har kun to bladmosearter; ribbesigd og klobleikmose blitt signifikant redusert i mengde, mens etasjemose har økt signifikant. Etasjemose økte også signifikant i testen basert på prosent dekning i rutene (se også **figur 4.2**). Bortsett fra en svakt signifikant reduksjon for gåsefotskjeggmose (p = 0,045) har ingen andre mosearter hatt signifikante mengdeendringer i siste periode basert på smårutefrekvensdataene. Av lavartene ble bare gaffellav signifikant redusert i siste periode. Analysene basert på prosent dekning i rutene viste



Figur 4.2 *Utvikling i gjennomsnittlig prosent dekning for blåbær, skrubbær, fugletelg, etasjemose, gåsefotskjeggmose og lyngskjeggmose i rutene i Granneset i perioden 1990 til 2013.*

imidlertid at i tillegg til etasjemose har også gåsefotskjeggmose og lyngskjeggmose (se også **figur 4.2**) hatt signifikant økning i siste periode, mens bladmosene flakjamnemose og ribbesigd og laven stubbesyl har hatt signifikant reduksjon.

I 23-årsperioden har seks bladmosearter; bergsigd, flakjamnemose, lilundmose, ribbesigd og sprikelundmose og strøtornemose blitt signifikant redusert i mengde (småru tefrekvens), mens bare etasjemose har økt signifikant. Levermosene buttflik og gåsefotskjeggmose ble signifikant redusert i småru tefrekvens, mens bakkefrynse økte signifikant. Laven pulverbrunbeger ble også signifikant redusert. Analysene basert på prosent dekning av artene i rutene viste at tre bladmosearter; flakjamnemose, strøtornemose og ribbesigd har blitt signifikant redusert, mens bladmosen etasjemose og levermosen lyngskjeggmose har økt (se også **figur 4.2** for de to sistnevnte artene samt kapittel 6 og 7 for etasjemoseutviklingen).

Ingen av torvmoseartene har hatt signifikante mengdeendringer i noen av periodene, verken i testene basert på småru tefrekvens eller i testene basert på prosent dekning av artene i rutene.

Mange arter hadde for få forekomster og/eller ruter med endringer til at mengdeendringer mellom analyseår kunne testes statistisk i en eller flere av tidsperiodene. Kun 54 av de totalt 123 artene som har vært registrert i rutene, har hatt endring i småru tefrekvens i 5 eller flere ruter i en eller flere av periodene. De 69 andre artene ble ikke testet. Tilsvarende ble bare 50 arter totalt testet for endringer i prosent dekning (se **vedlegg 4.1** for total artsliste for perioden 1990 til 2013).

Endringer i artssammensetning

Tolkningen av DCA-ordinasjonen basert på dataene fra etableringsåret 1990 (T. Økland 1996) er lagt til grunn også for tolkning av ordinasjonsresultater for hele datasettet (50 ruter i hvert av de 5 analyseårene). Korrelasjoner (Kendall's ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient τ; jf Sokal & Rohlf 1995) mellom de opprinnelige, tolkede DCA-aksene og aksene i den nye ordinasjonsanalysen var sterke ($\tau > 0{,}75$ for DCA 1 og $\tau > 0{,}70$ for DCA 2 for alle analyseår; signifikant på nivå $P < 0{,}0001$). DCA 1 er i hovedsak tolket som respons på variasjon i pH samt innhold av næringsstoffer i jorda (for Granneset i hovedsak nitrogen, Ca, Mn og Zn), men også til noe variasjon i jordfuktighet; fuktige voksesteder på steder med lav pH og innhold av næringsstoffer, mens tørre voksesteder er begrenset til steder med intermediær til høy pH. DCA 2 er delvis tolket som respons på jordfuktighet og eksposisjon på makroflateskala, men også til variasjon i lysforhold og tretetthet (se T. Økland 1996).

Tabell 4.5 *Forflytning av prøveruter langs DCA-ordinasjonsakse 1 og 2 for overvåkingsområdet i Granneset i Saltfjellet-Svartisen nasjonalpark i perioden 1990-2013 basert på småru tefrekvensdata [ordinasjon av 50 prøveruter for fem analysetidspunkter, Wilcoxon-test er gjort separat for «fattige» og «rikere» prøveruter etter oppdeling langs DCA 1 (se T. Økland 2004a,b)]. n- og n+ er antall prøveruter med henholdsvis lavere og høyere prøveruteskår enn ved periodens begynnelse. P-verdien er knyttet til en test av hypotesen at median forflytning ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, P<0,05 er uthevet, signifikant reduksjon kursivert, 0,000 betyr < 0,0005).*

DCA-akse	n	Forflytning 1990-1995			Forflytning 1995–2000			Forflytning 2000–2005			Forflytning 2005– 2013			Forflytning 1990–2013		
		n–	n+	P	n-	n+	P	n–	n+	P	n–	n+	P	n–	n+	P
DCA 1 «fattig» del	29	12	17	0,294	12	17	0,456	***20***	***9***	***0,011***	***22***	***7***	***0,013***	***20***	***9***	***0,001***
DCA 1 «rik» del	21	12	9	0,434	***19***	***2***	**0,001**	***17***	***4***	***0,008***	***20***	***1***	***0,000***	***19***	***2***	***0,000***
DCA 2 «fattig» del	29	18	11	0,078	14	15	0,713	9	20	0,103	**6**	**23**	**0,002**	13	16	0,125
DCA 2 «rik» del	21	11	10	0,768	9	12	0,958	9	12	0,170	**3**	**18**	**0,001**	**5**	**16**	**0,004**

Ordinasjonsdiagrammet ble delt i en ”fattigere” og en ”rikere” del, som i tidligere rapportering (se T. Økland 2004a,b). I perioden fra 2005 til 2013 ble det registrert signifikante endringer langs begge DCA-aksene 1 og 2 (**tabell 4.5**). For både den fattige og den rikere delen av DCA 1 ble det for perioden 2005 til 2013 registrert signifikant forflytning av prøveruter i retning av en artssammensetning typisk for voksesteder med lavere pH og lavere innhold av næringsstoffer i jorda, tilsvarende som for perioden 2000 til 2005. Også for DCA 2 var det signifikante endringer i rutenes posisjoner, både for den fattige og den rikere delen; dvs delvis i retning av artssammensetning på tørrere voksesteder og gunstigere eksposisjoner, delvis i retning av ruter med mindre lys og større tre-innflytelse. For 23-årsperioden ble det registrert tilsvarende signifikante endringer som i perioden fra 2005 til 2013, bortsett fra at det ikke var signifikante endringer langs den fattige delen av DCA 2.

4.3 Oppsummering av resultater for vegetasjonsendringene i Granneset

Vegetasjonsutviklingen i Granneset i Saltfjellet-Svartisen nasjonalpark har tidligere vært rapportert til og med 3. omløp [se T. Økland et al. (2001, 2004a,b) for diskusjon av endringer 1990-1995, og T. Økland et al. (2004b) for 1995-2000 og for tiårsperioden 1990-2000].

Her oppsummeres hovedtrekk i resultatene for endringer fra 2005 til 2013 og for hele 23-årsperioden:

- Totalt antall arter registrert i rutene er litt høyere i 2013 enn i 2005; 5 flere arter, men i forhold til utgangspunktet i 1990 er det blitt én art mindre totalt. Høyest antall arter ble registrert i 2000, med 105 arter, mens det totalt ble registrert 101 arter i 2013.

- I den siste perioden har det blitt 4 flere levermosearter i forhold til 2005, men i forhold til registreringene i 2000 er det likt antall levermoser.

- I 23-årsperioden 1990 til 2013 har det blitt 4 færre karplanter, men 5 flere mosearter.

- Totalt artsantall pr 1 m^2 rute (artstetthet) er signifikant lavere i 2013 enn i 2005; i gjennomsnitt 1,14 arter færre pr rute. Reduksjonen i totalt artsantall pr rute skyldes først og fremst reduksjonen for urter og karsporeplanter som også var sterkt signifikant; i gjennomsnitt var det én art mindre pr rute for denne gruppen i 2013 i forhold til 2005. For karplantearter totalt er reduksjonen i gjennomsnitt 1,34 arter pr rute.

- I 23-årsperioden er totalt antall arter pr rute signifikant redusert med -1,84 arter i gjennomsnitt. Reduksjonen skyldes i hovedsak reduksjon i artsantall for gruppene urter og karsporeplanter og graminider, begge reduserte i gjennomsnitt med henholdsvis -1,3 og -0,20 arter pr rute. For karplanter totalt var det også signifikant reduksjon i 23-årsperioden, i gjennomsnitt med -1,38 arter pr rute.

- Det var ingen signifikante endringer i artsantall pr rute for noen kryptogamgrupper, verken i siste periode eller i 23-årsperioden.

- I siste periode fra 2005 til 2013 er det blitt signifikant mindre av ni karplantearter målt som smårutefrekvens i rutene, mens bare skrubbær har økt signifikant. Imidlertid var det også signifikant økning i prosent dekning av smyle i rutene og for denne arten gir prosent dekning et riktigere mål på mengdeutviklingen.

- Det er i siste periode blitt signifikant mindre (målt som smårutefrekvens i rutene) av bare tre mosearter og én lavart, mens bare bladmosen etasjemose har økt signifikant. Målt i prosent

dekning har imidlertid tre mosearter, både etasjemose, gåsefotskjeggmose og lyngskjeggmose økt signifikant (og betydelig, se **figur 4.2**) i rutene siden 2005.

- I 23-årsperioden fra 1990 til 2013 har 15 karplantearter (deriblant stormarimjelle og småmarimjelle som er ettårige og dermed lite persistente) og seks bladmosearter, to levermosearter og én lavart blitt signifikant redusert i mengde (målt som smårutefrekvens), mens bare etasjemose og én levermoseart har økt signifikant.

- Det er også signifikante endringer i artssammensetning både i perioden fra 2005 til 2013 og i hele 23-årsperioden; endringene langs den viktigste gradienten er i retning av artssammensetning på litt mer næringsfattige steder. Dette må sees i sammenheng med karplantendringene (tilbakegang for mange karplantearter, også mange næringskrevende, se nedenfor).

- I Granneset har det vært to tydelige smågnagertopper i perioden fra 1990 til 2013; i 2000/2001 og i 2010/2011 (Halvorsen, kapittel 6.). Ved oppstarten i 1990 hadde det trolig også vært smågnagertopp, da bunnvegetasjonen var til dels mye «opprotet» ved etableringen av rutene. Samtidig har månedsmiddeltemperaturen ligget over normalen mange år, men spesielt siden 2005, da avviket for høstmånedene i gjennomsnitt har vært 0,93 °C over normalen.

- Noen få mosearter, spesielt etasjemose og gåsefotskjeggmose (en av de levermoseartene som har relativt stor økologisk amplitude) har økt betydelig i rutene i siste periode, trolig som en kombinasjon av høy høsttemperatur og smågnagernes «åpning» av bunnsjiktet. Moser kan vokse og formere seg utover høsten selv ved relativt lave temperaturer så lenge skogbunnen ikke er snødekt. Smågnagertoppår kan til å begynne med føre til reduksjon for mengdene av mosearter, men etter et par år kan det føre til en økning for noen arter, fordi det skapes åpninger i bunnsjiktet.

- I motsetning til i mange andre overvåkingsområder har ikke antall pr rute og mengder av levermosearter blitt redusert i Granneset med unntak av noen få signifikante mengdereduksjoner i enkelte perioder. Muligens kan det delvis skyldes at Granneset har hatt flere smågnagertopper. Imidlertid er det svært få av de observerte levermoseartene i Granneset som forkommer i store nok mengder og/eller har endringer i nok antall ruter til å kunne testes for endringer (minst 5 ruter med endring i mengde). Av levermoseartene er det noen få som dominerer i dette området, trolig pga relativt få «lommer» i skogbunnen.

- Endringene for karplantene i artsantall pr rute og mengdeendringene for disse artene i perioden 2005 til 2013 og for hele 23-årsperioden fra 1990 til 2013 har trolig flere årsaker. For siste periode kan det trolig delvis skyldes fortettingen i bunnsjiktet, blant annet relatert til klimautviklingen, men også til smågnagertoppen i 2010/2011 som i Granneset har ført til stor mengdeøkning for noen få mosearter. Det ble også observert mye sopp på blåbær, fugletelg og skrubbær. Stedvis var det massive soppangrep på fugletelg og skrubbær. Skrubbbær ser ikke ut til å påvirkes mye av soppen, mens fugletelg er en av artene som har hatt tilbakegang i mengde i mange av overvåkingsområdene i granskog, og det er også blitt signifikant mindre av arten i Granneset. Vi vet ikke om soppen er årsak til reduksjonen for fugletelg, men det kan ikke utelukkes.

- For blåbær var det en signifikant reduksjon i smårutefrekvens, men ikke i prosent dekning i siste periode. Det er derfor usikkert i hvilken grad soppangrepene på blåbær har hatt betydning for denne arten.

Vedlegg 4.1 Planter registrert i Granneset 1990 - 2013

Plantearter registrert i overvåkingsrutene (1 m^2) i 1990, 1995, 2000, 2005 og/eller 2013.

Latinsk navn	Norsk navn	Latinsk navn	Norsk navn
Vedaktige planter og lyng		**Bladmoser (unntatt torvmoser) (forts.)**	
Betula pubescens	Vanlig bjørk	*Dicranum fuscescens*	Bergsigd
Juniperus communis	Einer	*Dicranum majus*	Blanksigd
Picea abies	Gran	*Dicranum scoparium*	Ribbesigd
Pinus sylvestris	Furu	*Hylocomiastrum pyrenaicum*	Seterhusmose
Prunus padus	Hegg	*Hylocomiastrum umbratum*	Skuggehusmose
Sorbus aucuparia	Rogn	*Hylocomium splendens*	Etasjemose
Empetrum nigrum agg.	Krekling	*Hypnum cupressiforme*	Matteflette
Vaccinium myrtillus	Blåbær	*Mnium spinosum*	Strøtornemose
Vaccinium vitis-idaea	Tyttebær	*Plagiothecium denticulatum*	Flakjamnemose
Phyllodoce cerulea		*Plagiothecium laetum agg.*	Glansjamnemose
Urter og karsporeplanter		*Plagiothecium succulentum agg.*	Pløsjamnemose
Athyrium filix-femina	Skogburkne	*Pleurozium schreberi*	Furumose
Botrychium boreale	Fjellmarinøkkel	*Pohlia nutans*	Vegnikke
Cicerbita alpina	Turt	*Polytrichastrum formosum*	Kystbinnemose
Cornus suecica	Skrubbær	*Polytrichum commune*	Storbjørnemose
Dactylorhiza fuchsii	Skogmarihand	*Ptilium crista-castrensis*	Fjærmose
Dactylorhiza maculata	Flekkmarihand	*Rhizomnium pseudopunctatum*	Fjellrundmose
Dryopteris expansa agg.	Sauetelg	*Rhodobryum roseum*	Rosettmose
Epilobium angustifolium	Geitrams	*Rhytidiadelphus squarrosus agg.*	Engkransmose
Equisetum pratense	Engsnelle	*Rhytidiadelphus triquetrus*	Storkransmose
Equisetum sylvaticum	Skogsnelle	*Sanionia uncinata*	Klobleikmose
Geranium sylvaticum	Skogstorkenebb	*Splachnum sphaericum*	Blankmøkkmose
Gymnocarpium dryopteris	Fugletelg	*Straminergon stramineum*	Grasmose
Hieracium Sylvatica-gr.	Skogsveve	*Tetraphis pellucida*	Firtannmose
Hieracium Vulgata-gr.	Beitesvever	**Torvmoser**	
Linnea borealis	Linnea	*Sphagnum girgensohnii*	Grantorvmose
Listera cordata	Småtveblad	*Sphagnum russowii*	Tvaretorvmose
Lycopodium annotinum	Stri kråkefot	*Sphagnum squarrosum*	Spriketorvmose
Melampyrum pratense	Stormarimjelle	*Sphagnum aongstroemii*	Fjelltorvmose
Melampyrum sylvaticum	Småmarimjelle	**Levermoser**	
Moneses uniflora	Olavsstake	*Barbilophozia attenuata*	Piskeskjeggmose
Orthilia secunda	Nikkevintergrønn	*Barbilophozia barbata*	Skogskjeggmose
Oxalis acetosella	Gjøkesyre	*Barbilophozia floerkei*	Lyngskjeggmose
Paris quadrifolia	Firblad	*Barbilophozia hatcheri*	Grynskjeggmose
Phyllodoce caerulea	Blålyng	*Barbilophozia lycopodioides*	Gåsefotskjeggmose
Polygonatum verticillatum	Kranskonvall	*Blepharostoma trichophyllum*	Piggtrådmose
Potentilla erecta	Tepperot	*Calypogeia integristipula*	Skogflak
Ranunculus acris	Engsoleie	*Calypogeia muelleriana*	Sumpflak
Rubus chamaemorus	Molte	*Calypogeia neesiana*	Torvflak
Rubus saxatilis	Teiebær	*Calypogeia sphagnicola*	Sveltflak
Selaginella selaginoides	Dvergjamne	*Cephalozia bicuspidata*	Broddglefsemose
Solidago virgaurea	Gullris	*Cephalozia lunulifolia*	Myrglefsemose
Thelypteris phegopteris	Hengeving	*Cephalozia pleniceps*	Storglefsemose
Trientalis europaea	Skogstjerne	*Cephaloziella sp.*	Pistremose
Trollius europaeus	Ballblom	*Harpanthus flotovianus*	Kjeldesalmose
Veronica officinalis	Legeveronika	*Lophocolea heterophylla*	Stubbeblonde
Viola biflora	Fjellfiol	*Lophozia longidens*	Hornflik
Grassaktige planter		*Lophozia obtusa*	Buttflik
Athoxanthum odoratum	Gulaks	*Lophozia ventricosa agg.*	Grokornflik
Avenella flexuosa	Smyle	*Moerckia blyttii*	Fjellsløyfe
Carex brunnescens	Seterstarr	*Ptilidium ciliare*	Bakkefrynse
Carex vaginata	Slirestarr	*Ptilidium pulcherrimum*	Barkfrynse
Eriophorum vaginatum	Torvull	*Tritomaria quinquedentata*	Storhoggtann
Juncus filiformis	Trådsiv	**Lav**	
Luzula pilosa	Hårfrytle	*Cladonia bellidiflora*	Blomsterlav
Melica nutans	Hengeaks	*Cladonia cenotea*	Meltraktlav
Milium effusum	Myskegress	*Cladonia chlorophaea agg.*	Pulverbrunbeger
Nardus stricta	Finnskjegg	*Cladonia coniocraea agg.*	Stubbesyl
Bladmoser (unntatt torvmoser)		*Cladonia digitata*	Fingerbeger
Brachythecium populeum	Ospelundmose	*Cladonia furcata*	Gaffellav
Brachythecium reflexum	Sprikelundmose	*Cladonia gracilis*	Syllav
Brachythecium salebrosum	Lilundmose	*Cladonia rangiferina*	Grå reinlav
Brachythecium starkei	Strølundmose	*Peltigera aphthosa*	Grønnever
Bryum sp.	Vrangmose	*Peltigera membranacea*	Hinnenever
Cirriphyllum piliferum	Lundveikmose	*Peltigera polydactyla agg.*	Fingernever

5 Vegetasjonsundersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell 2013

Rune Halvorsen, Anders Bryn, Vegar Bakkestuen og Anders K. Wollan

Overvåking av undervegetasjonen i gran- og furuskog har pågått i Solhomfjell-området siden 1988 (R. Økland & Eilertsen 1993). Overvåkingen i Solhomfjell ble i 2001 samorganisert med tilsvarende overvåking i regi av NIJOS (seinere Norsk institutt for skog og landskap) i granskog og NINA i bjørkeskog i 'Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog', innenfor 'Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold' (Anonym 2001). Fra 2004 har alle disse vegetasjonsovervåkingsaktivitetene vært del av 'Program for terrestrisk naturovervåking' (TOV).

De tre vegetasjonsovervåkingsaktivitetene som nå er samlet i TOV, var i utgangspunktet basert på ulike prøveflateplasseringsmetoder (R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996, Bakkestuen et al. 2010), men er seinere samordnet med sikte på å maksimere sammenliknbarhet (f.eks. T. Økland et al. 2001, 2004a,b). Undersøkelsen i Solhomfjell skiller seg imidlertid (fortsatt) fra undersøkelsene i de øvrige områdene som inngår i TOV ved at prøveflatene (vegetasjonsrutene) er plassert langs transekter i stedet for i 50-m^2 makroruter, ved at datamaterialet i tillegg til å utspenne gradienten i mineralnæringsinnhold [kalkinnhold i NiN-terminologi (Halvorsen et al. 2009a)] fra kalkfattig til intermediær, utspenner hele uttørkingsfaregradienten fra frisk, blåbærdominert granskog, inkludert fuktmarksutforminger [se R. Økland & Eilertsen (1993) og T. Økland (1996) for definisjon av begrepet 'blåbærdominert granskog'], til svært tørkeutsatt, lavdominert furuskog, og ved at prøveflateantallet er 100 (et utvalg av de 200 flatene som opprinnelig ble plassert og analysert i 1988 og 1993) og ikke 50 som i de andre TOV-områdene.

Vegetasjonen i prøveflatene i Solhomfjell ble første gang analysert i 1988. Deretter har 100 ruter blitt analysert hvert 5. år; i 1993, 1998, 2003, 2008 og foreløpig siste gang i 2013. 50 av prøveflatene ble dessuten analysert hvert år mellom 1988 og 1993, samt i 1995. I 1988 og 1993 ble grundige registreringer av økologiske forklaringsvariabler registrert i tilknytning til hver av de 200 analyserte prøveflatene. For å identifisere hovedgradienter i artssammensetning og å relatere disse til komplekse miljøgradienter ble det foretatt en vegetasjonsøkologisk basisundersøkelse av datamaterialet innsamlet i 1988 (R. Økland & Eilertsen 1993). De årlige undersøkelsene av vegetasjon fram til og med 1993 dannet grunnlag for undersøkelser av artenes persistens (R. Økland 1995a,b). Gjenanalysedatasettet fra 1993 ble også grundig analysert ved hensyn til endringer i vegetasjon og miljøvariabler (R. Økland 1995c,d, R. Økland & Eilertsen 1996). Seinere gjenanalyser er, med unntak av datamaterialet som ble samlet inn i 1998 og som er grunnlag for artikkelen T. Økland et al. (2004a), rapportert i enklere form (R. Økland 1997a, R. Økland et al. 2000, R. Økland & Nordbakken 2004, Halvorsen et al. 2009b). I denne rapporten oppsummeres endringsmønstre for arter og vegetasjon i Solhomfjell-området 1988–2013, med særlig vekt på 5-årsperioden 2008–13.

Parallelt med vegetasjonsundersøkelsen har det siden 1990 blitt gjennomført populasjonsbiologiske undersøkelser av etasjemose *Hylocomium splendens* i granskog i Solhomfjell og i seks andre overvåkingsområder. Disse undersøkelsene blir rapportert i kapittel 6.

5.1 Metoder

Områdebeskrivelse

Overvåkingsområdet Solhomfjell ligger i Gjerstad kommune i Aust-Agder (8°49–50' E, 58°57' N; UTM 32V MK 88–91 35, 350–475 m o.h.); i den sørboreale vegetasjonssonen og den klart oseaniske vegetasjonsseksjonen (Moen 1998; se også R. Økland & Eilertsen 1993). Undersøkelsesområdets klima, geologi, topografi og plantegeografiske plassering er grundig beskrevet av R. Økland & Eilertsen (1993).

Utvalgsmetodikk
Hovedtrekkene i prøveflateplassering og dataanalysemetoder følger et konsept beskrevet i detalj i Lawesson et al. (2000) og T. Økland et al. (2001, 2004a,b). I Solhomfjell-området ble først 8 transekter valgt ut subjektivt for å dekke variasjonen i de antatt viktigste miljøvariablene. Posisjoner for 100 storflater á 16 m^2 ble så valgt ut tilfeldig blant 10-metersposisjoner langs transektene. I hver uttrukne storflate ble det plassert to små flater, hver på 1 m^2, i faste posisjoner. En flate i hver storflate, til sammen 100 flater, er analysert minst seks ganger (1988, 1993, 1998, 2003, 2008 og 2013). Noen flater er analysert enda flere ganger, mens de resterende 100 flatene ikke er analysert etter 1993. De 100 flatene som er analysert seks ganger inneholder 61 flater hvor tresjiktet er dominert av granskog og 39 flater hvor tresjiktet er dominert av furuskog. Disse deldatasettene er, med unntak for ordinasjonsanalysen, bearbeidet separat for denne rapporten (jf R. Økland & Eilertsen 1993).

Artsregistrering
I alle flater ble ved alle analysetidspunkter forekomst/fravær av alle arter notert i hver av 16 småruter. Forekomst ble registrert fra og med det stadiet der nye planteindivider hadde fått minst ett ordinært blad. Som mål på artsmengde ble smårutefrekvens, angitt som antall småruter en art ble observert i, benyttet (mengdeskala: 0–16). Fra 1993 har prosent dekning (subjektivt estimert) blitt registrert for hver art (som et tilleggsmål på mengde) og totalt for alle kryptogamer (i 1993 og 1998 bare for et utvalg på 50 flater) som mål på bunnsjiktsvitalitet. Feltarbeidet i 2013 ble utført i siste halvdel av juni og første halvdel av august.

Registrering av økologiske faktorer, treinnflytelse og klima
Ved første gangs analyse i 1988 ble 33 miljøvariabler (topografi, treinnflytelse, jordkjemi og jordfysikk m.m.) registrert i tilknytning til hver av de 200 flatene (R. Økland & Eilertsen 1993). Miljøvariabeldataene ble benyttet til tolkning av sammenhenger mellom gradienter i artssammensetning, identifisert ved DCA-ordinasjon, og lokale komplekse miljøvariabler (R. Økland & Eilertsen 1993). Fordi tidsserier av jordvariabler viser stor variabilitet på fin romlig skala og gjennom året (Skyllberg 1991), er store datamengder og lange tidsserier nødvendig for sikker påvisning av endringer (R. Økland et al. 2000). Jordprøver er derfor ikke analysert etter 1993.

Som klimavariabler er benyttet interpolerte verdier fra Meteorologisk institutt, sammenstilt i kapittel 2.

Vegetasjonsøkologisk basisundersøkelse av data fra første gangs analyse i 1988
Til grunn for analyser av vegetasjonsendringer i Solhomfjell-området ligger DCA-ordinasjonen (Hill 1979) av datasettet med smårutefrekvenser for de 171 artene som ble observert i de 200 flatene som ble analysert i 1988 (R. Økland & Eilertsen 1993). Denne DCA-ordinasjonen ble utført med programmet CANOCO versjon 3.12 (ter Braak 1987, 1990), med standardvalg, bortsett fra at segmentdetrending og nedveiing av arter med lavere frekvens i materialet enn medianfrekvensen (Eilertsen et al. 1990) ble brukt. DCA-ordinasjonen ble bekreftet (R. Økland 1996) ved påvisning av sterk overensstemmelse mellom DCA-aksene og aksene i en parallell LNMDS-ordinasjon (Minchin 1987), utført med programmet DECODA versjon 2.01 (Minchin 1990). DCA-aksene 1 og 2 ble tolket økologisk ved bruk av flere tolkningshjelpemidler hvorav det viktigste var beregning av korrelasjonskoeffisienter mellom flatenes skårer langs aksene og miljøvariablene (R. Økland & Eilertsen 1993).

DCA-akse 1 var relatert til topografi (på grov skala) og skilte granskog (Delsett A; akseskårer < 3,25 S.D.-enheter) fra furuskog (Delsett B). I granskogen avtok pH og humuslagets innhold av næringsstoffer langs denne aksen, mens jorddybden avtok og vegetasjonens preg av tørkeutsatthet økte langs denne aksen i furuskog. Granskog og furuskog ble videre inndelt i skogtyper, tilsammen fire, som avløser hverandre langs DCA-akse 1:

(A1) Rikere granskog (DCA-akse 1, skårer < 2,00 S.D.-enheter): omfatter i NiN-terminologi (Halvorsen et al. 2009a) kombinasjonen av den lokale økoklinen uttørkingsfare (UF) trinn 1 frisk og kalkinnhold (KA) trinnene 3 kalkfattig og trinn 4 intermediær, samt tilgrensende deler av trinn 5 kalkrik [det vil si natursystem-hovedtypen fastmarksskogsmark (T23) grunntyper 2

(småbregneskog), 3 (svak lågurtskog), 7 (småbregnefuktskog) og 8 (storbregneskog), samt tilgrensende deler av 4 (lågurtskog) og 9 (høgstaudeskog)]; omfatter etter Fremstad (1997) vegetasjonstypene småbregneskog og fattigere deler av lavurtskog (A5 og B1). Type A1 forekommer i nedre del av lisider og i svake forsenkninger i terrenget.

(A2) Fattig granskog (DCA-akse 1, skårer mellom 2,00 og 3,25 S.D.-enheter): omfatter i NiN-terminologi kombinasjonen av UF trinn 1 og KA trinn 2, det vil si T23 grunntyper 1 (blåbærskog) og 6 (blåbærfuktskog); omfatter etter Fremstad vegetasjonstypen blåbærskog (A4). Type A2 finnes i plane til konkave lisider.

(B1) Lyngfuruskog (DCA-akse 1, skårer mellom 3,25 og 4,50 S.D.-enheter): omfatter i NiN-terminologi UF trinn 2 (moderat tørkeutsatt), som bare er kombinert med KA trinn 2, det vil si T23 grunntyper 1 (lyngskog) og 16 (lyngfuktskog); omfatter etter Fremstad bærlyngskog (A2) og røsslyng-blokkebærfuruskog (A3). Type B1 finnes på rygger og konvekse lisider.

(B2) Lavrik furuskog (DCA-akse 1, skårer > 4,50 S.D.-enheter): omfatter i NiN-terminologi UF trinn 3 (svært tørkeutsatt), som bare er kombinert med KA trinn 2, det vil si T23 grunntyper 21 (lavskog) og 24 (lavfuktskog), omfatter etter Fremstad lavskog (A1). Type B2 finnes på koller og rygger (skårer > 4,50 S.D.-enheter).

DCA-akse 2 var relatert til fin-skala forsumpning, og gjenspeilte først og fremst variasjon i kryptogamvegetasjon fra vanligvis relativt fuktige voksesteder mellom trær (lave skårer) til voksesteder under trær som vanligvis er mindre fuktige (høye skårer).

DCA-ordinasjon av 600 analyser (1988, 1993, 1998, 2003, 2008 og 2013)

Ny DCA-ordinasjon ble utført på smårutefrekvensdata for 174 arter i 600 observasjonsenheter (100 prøveflater × 6 analysetidspunkter). Programbibliotektet *vegan* (versjon 2.0.9; Oksanen et al. 2013) ble benyttet med R versjon 3.0.2 (Anonym 2013a), med de samme parametervalg som i ordinasjonen av 200 prøveflater analysert i 1988 (se over) med unntak av at mediannedveiing av arter ikke ble gjort (pilotanalyser viste at mediannedveiing hadde minimal innflytelse på resultatene). Kendall's ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient beregnet mellom skårer for de 100 1988-analysene langs tilsvarende akser i de to ordinasjonsanalysene viste at de to førsteaksene var tilnærmet identiske (Kendall's $\tau = 0{,}9545$, $P < 0{,}0001$, $n = 100$). Også andreaksene var sterkt korrelert (Kendall's $\tau = 0{,}4268$, $P < 0{,}0001$, $n = 100$). Punktsvermenes form i de to ordinasjonene skilte seg på ett vesentlig punkt: I ordinasjonen av 200 prøveflater for 1988 var prøveflatene jevnt spredd langs DCA-akse 2 både for lave (granskog) og høye (furuskog) skårer langs DCA-akse 1 (R. Økland & Eilertsen 1993: Fig. 10), mens ordinasjonen av 600 observasjonsenheter derimot hadde en sterk tungeeffekt (Minchin 1987, R. Økland 1990), det vil si at prøveflater med høye skårer langs akse 1 (furuskogsflatene) hadde liten spredning langs akse 2. I slike tilfeller bør ikke akse 2 tolkes for hele datasettet samlet fordi tungeformen da oftest er et produkt av (en artifakt ved) metoden, og ikke en egenskap ved datamaterialet (R. Økland 1990). I tråd med anbefalinger gitt av R. Økland (1996) og van Son & Halvorsen (2014) gjorde vi derfor en parallell GNMDS-ordinasjon (Minchin 1987, Oksanen 2007) av artssammensetningen i de 600 observasjonsenhetene. Følgende parametervalg ble benyttet: ulikhetsmål = Bray-Curtis, antall dimensjoner = 2, maksimalt antall iterasjoner = 2 000, konvergenskriterium = $1 \cdot 10^{-7}$. For å minimere muligheten for bueeffekter eller andre artifakter (se Mahecha et al. 2008) brukte vi geodetisk avstand (step across; De'ath 1999, Oksanen et al. 2013), det vil si at vi erstattet ulikheter > 0,6 med laveste sum av pålitelige ulikheter (Bray-Curtis' indeks < 0,6) gjennom flater som forbinder et flatepar (korteste sti). I tråd med etablert praksis (f.eks. T. Økland 1996, Liu et al. 2008), krevde vi i utgangspunktet at løsninger med samme, laveste stressverdi skulle oppnås fra minst to ulike startkonfigurasjoner. Da dette kravet fortsatt ikke var innfridd etter at 8 500 ulike startkonfigurasjoner var prøvd, aksepterte vi løsningen med lavest stress. Aksene i denne ordinasjonen ble deretter reskalert til H.C.-enheter (half change) og rotert til prinsipale komponenter slik at akse 1 fanget opp den største mulige andel av variasjonen i rommet utspent av aksene 1 og 2 som kunne fanges opp i én dimensjon. Dermed kunne GNMDS-aksene tolkes enkeltvis. Aksene i den aksepterte GNMDS-ordinasjonen var parvis korrelert med akseskårene for de 100 prøveflatene analysert i 1988 i basisundersøkelse-ordinasjonen (DCA) av 200 prøveflater (Kendall's τ: for akse 1: $\tau = 0{,}9206$; for akse 2: $\tau = 0{,}4832$, begge $P < 0{,}0001$). Vi beregnet også korrelasjoner mellom flateskårer

langs andreaksene i de to ordinasjonene av 600 observasjonsenheter med skårer langs aksene i basisordinasjonen (DCA) for de 100 prøveflatene analysert i 1988, separat for de to deldatasettene. Resultatene viste at overensstemmelsen mellom andreaksene i DCA-ordinasjonene var bedre innenfor hvert deldatasett enn for hele datasettet sett under ett (deldatasett A – granskog: Kendall's τ = 0,6315, P < 0,0001, n = 61; deldatasett B – furuskog: Kendall's τ = 0,5707, P < 0,0001, n = 39). For GNMDS-ordinasjonen var overensstemmelsen mellom andreaksene bedre i granskogen, men dårligere i furuskogen (deldatasett A – granskog: Kendall's τ = 0,5460, P < 0,0001, n = 61; deldatasett B – furuskog: Kendall's τ = 0,3415, P < 0,0024, n = 39). Tolkningen av aksene 1 og 2 i DCA-ordinasjonen som er basert på 1988-materialet gjelder derfor for DCA-aksene i ordinasjonen av reanalysedataene, men bare i begrenset grad for GNMDS-ordinasjonen.

Grundige parallelle ordinasjonsanalyser (med DCA og GNMDS) av deldatasettene A og B viste at datamaterialet inneholder to vegetasjonsgradienter som 'konkurrerer' om å komme til uttrykk på akse 2 i DCA og GNMDS-ordinasjonene. I granskogsflatene var både DCA- og GNMDS-akse 2 korrelert med jordfuktighet, treinnflytelse, jorddybde og jordas innhold av Al (og Fe og Ca). Også i furuskogsflatene var DCA-akse 2 sterkt korrelert med noen av de samme variablene (fuktighet og jorddybde), mens GNMDS-akse 2 var korrelert med helning og pH. GNMDS-ordinasjonen identifiserer altså ikke vegetasjonsgradienter som er relatert til samme komplekse miljøgradienter i de to deldatasettene. GNMDS-ordinasjonen plasserte dessuten den artsfattige, svært fuktige prøveflata 38 som en avviker nær den 'tørre' enden av GNMDS-akse 2 (i DCA-ordinasjonen er flate 38 plassert nær flate 94, som sammen med 38 skiller seg fra alle andre flater ved å ha svært høy jordfuktighet). Dette viser at GNMDS-ordinasjonen ikke fanger opp gradientstrukturen i artssammensetningen på en konsistent, økologisk tolkbar måte. Til tross for tungeeffekten valgte vi derfor å legge DCA-ordinasjonen til grunn for analyser av endring i artssammensetning. Analyser av ruteforflytning langs DCA-akse 2 ble imidlertid gjort med stor varsomhet og separat for hver av de fire deldatasettene (skogtypene).

Analyser av endringer mellom to analysetidspunkter

Hovedfokuset i denne rapporten er på endringer 2008–2013 og 1988–2013. Resultater fra tidligere reanalyser (5-årsperiodene 1988–93, 1993–98, 1998–2003, 2003–08) er inkludert når det har vært nødvendig for å vise utviklingen over tid, Endringer, i arters mengde og forekomst og i artssammensetningen er, i hovedtrekk, analysert ved bruk av samme metoder som tidligere (R. Økland & Eilertsen 1996, R. Økland et al. 2000, T. Økland et al. 2001, 2004a,b, R. Økland & Nordbakken 2004, Halvorsen et al. 2009b). Noen små forskjeller mellom de endringsmønstrene som rapporteres her og tidligere rapporterte resultater for samme prøveflateutvalg skyldes retting av opplagte feil i artsregistreringene, oppdaget etter feltarbeidet i 2013. All testing er gjort separat for gran- og furuskog (med henholdsvis 61 og 39 flater).

Følgende indikatorvariabler ble testet for endringer (hypotese: median endring = 0, mot tosidig alternativhypotese) ved bruk av ikke-parametrisk ettutvalgs Wilcoxon-test (Sokal & Rohlf 1995):

(1) Endring i mengder (smårutefrekvens) for hver enkelt art for hvilken mengdeendring ble registrert i ≥ 5 flater i en gitt skogtype (gran- eller furuskog) i den aktuelle tidsperioden. Tolkning av hvorvidt de observerte artsmengdeendringene representerte konsistente endringsmønstre, ble gjort ved bruk av informasjon om artenes ettårspersistens (R. Økland 1995a,b), det vil si deres tendens til å forbli i ei prøveflate og ikke kolonisere nye flater i løpet av ett år (jf Herben et al.1993). Ettårspersistensen ble beregnet på grunnlag av årlige observasjoner av artenes forekomst i 50 prøveflater i perioden 1988–93 og er, som i tidligere rapporter (jf R. Økland 1995d, R. Økland et al. 2000) angitt på en firedelt skala: svært lav, lav, høy, svært høy. Tolket endring er angitt på en nitrinnsskala: meget sterk endring (– – –,+++), sterk endring (– –,++), svak endring (–,+), mulig endring [(–),(+)] og tilsynelatende ingen endring (0).

(2) Endring i antall karplantearter og antall kryptogamarter (fordelt på bladmose-, levermose- og lavarter) – artstetthet (Grace 1999) – i hver flate. Testing ble utført for skogtyper med minst 2 arter i gjennomsnitt pr prøveflate, for perioden 1988–2013 sett under ett.

(3) Endring i artssammensetning, uttrykt som forflytning av prøveflater langs DCA-aksene 1 og 2.

Ved fjerde gangs reanalyse i 2003 (R. Økland & Nordbakken 2004) ble endring i treinnflytelse på hver enkelt prøveflate beregnet og treinnflytelsesvariabelen brukt som forklaringsvariabel i analyse av prøveflatenes forflytninger i ordinasjonsdiagrammet. Ved denne analysen ble ikke noen signifikante sammenhenger mellom endring i treinnflytelse og endring i artssammensetning funnet. Derfor er, som etter forrige reanalyse i 2008 (Halvorsen et al. 2009b), ikke tilsvarende analyser utført denne gangen. Fullstendige registreringer av trær i 64-m^2 flater som omgir hver 1-m^2 prøveflate ble imidlertid utført etter samme metodikk som i tidligere år.

Hypotesen 'antall arter i en gitt artsgruppe som økte (respektivt avtok) signifikant i mengde i en gitt tidsperiode var større enn det forventede antallet (dvs 0,025*n, der n = antallet arter som ble testet)', ble testet ved bruk av den eksakte testen basert på binomialfordelingen med P = 0,025 i hvert enkelt forsøk, mot det ensidige alternativet 'større enn' (Sokal & Rohlf 1995). Små planter av trær og de ettårige marimjelle-artene *Melampyrum* spp. ble ikke tatt med i disse testene på grunn av stor variasjon fra år til år (lav persistens og lav stabilitet; R. Økland 1995b).

Sammenheng mellom endringer i kryptogamartenes mengde og deres størrelse ble testet etter beregning av en størrelsesindeks S for alle observerte kryptogamarter (R. Økland 1995a). Størrelsesindeksen S er en subjektivt estimert indeks som angir største lengde * bredde i mm^2 for ett års normal vekst på en 9-punkts logaritmisk skala (< 4, 4–8, 8–16, 16–32, 32–64, 64–128, 128–256, 256–512, > 512 mm^2). Grunnlaget for angivelse av S er dels opplysninger i litteraturen, dels egne feltobservasjoner i undersøkelsesområdet.

De to hypotesene 'det er ingen tendens til at store (små) kryptogamer går signifikant mer fram enn små (store)' ble testet for hvert tidsintervall der en signifikant større andel av kryptogamartene enn forventet økte i mengde (og tilsvarende for tidsintervaller der en signifikant større andel av kryptogamartene enn forventet avtok i mengde). Til dette ble benyttet en skreddersydd randomiseringstest (Monte Carlo permuteringstest; Legendre & Legendre 2011), beskrevet i detalj hos T. Økland et al. (2004b).

5.2 Resultater

Endring i totalt antall arter

Det totale antallet arter registrert i de 61 1-m^2 flatene i granskog i 2013 var 121, fordelt på 54 karplantearter, 34 bladmosearter, 5 torvmosearter, 26 levermosearter og 3 lavarter (**tabell 5.1**). Artsantallet var dermed uendret fra 2008 til 2013. Fire av karplanteartene som ble observert i flatene i 2008 (spisslønn *Acer platanoides*, nattfiol *Platanthera* sp., tepperot *Potentilla erecta* og fingerstarr *Carex digitata*) ble ikke gjenfunnet i noen rute i 2008. Av disse har tepperot *Potentilla erecta* tidligere blitt funnet i til sammen 18 småruter fordelt på 4 flater, mens fingerstarr *Carex digitata* har blitt funnet i 11 småruter fordelt på 2 flater. Fire karplantearter, som alle har vært observert før 2008, men som ikke ble gjenfunnet i flatene i 2008 (sløke *Angelica sylvestris*, skogmarihånd *Dactylorhiza fuchsii*, vårerteknapp *Lathyrus vernus* og firblad *Paris quadrifolia*), ble igjen observert i 2013 (alle artene i ei flate).

To bladmosearter som ble observert i granskogsflatene i 2008 ble ikke gjenfunnet i 2013 (ugrasvegmose *Ceratodon purpureus* og kystmoldmose *Eurhynchium striatum*), mens tre bladmosearter, som alle har vært observert før 2008, men som ikke ble gjenfunnet i flatene i 2008, ble observert igjen i 2013 (krussigd *Dicranum polysetum*, trådfloke *Heterocladium heteropterum* og vegnikke *Pohlia nutans*). De samme fem torvmoseartene ble observert i 2013 som i 2003 og 2008. Antallet levermosearter ble redusert med én i forhold til 2008 fordi én art (pistremose *Cephaloziella* spp.) ikke ble gjenfunnet, mens antallet lavarter økte med én fordi brunbeger *Cladonia chlorophaea* agg., som ikke ble gjenfunnet i 2008, ble observert igjen i 2013. Totalt har 143 arter blitt observert i de 61 granskogsflatene gjennom 25-årsperioden fra 1988 til 2013; ingen nye arter ble observert i granskogsrutene i 2013.

Tabell 5.1 *Totalt antall arter observert i de 61 1-m² flatene i granskog og i de 39 flatene i furuskog i Solhomfjell-området i hvert av undersøkelsesårene 1988, 1993, 1998, 2003, 2008 og 2013, samt totalt for alle årene.*

	Antall arter						
Artsgruppe	**1988**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**	**Totalt**
Granskog							
Karplanter	56	55	53	56	54	54	62
Bladmoser	34	36	38	35	33	34	41
Torvmoser	4	4	4	5	5	5	5
Levermoser	26	30	29	27	27	26	32
Lav	3	3	3	3	2	3	3
Totalt	123	128	127	126	121	121	143
Furuskog							
Karplanter	18	14	13	14	13	14	19
Bladmoser	21	21	22	21	19	20	24
Torvmoser	4	4	4	4	3	4	4
Levermoser	13	12	14	11	15	11	17
Lav	15	18	15	14	14	14	18
Totalt	71	69	68	64	64	63	82

Det totale antallet arter registrert i de 39 flatene i furuskog i 2013 var 63, fordelt på 14 karplantearter, 20 bladmosearter, 4 torvmosearter, 11 levermosearter og 14 lavarter (**tabell 5.1**). Artsantallet har falt fra 71 i 1988 via 64 i 2003 og 2008 til 63 i 2013. Endringen fra 2008 til 2013 var resultatet av en økning med én art i hver av artsgruppene karplanter, bladmoser og torvmoser, og en reduksjon i antallet levermosearter med fire. Karplantearten maiblom *Maianthemum bifolium* og bladmosearten strølundmose *Sciuro-hypnum starkei* ble observert i furuskogsruter i Solhomfjell for første gang i 2013. Én bladmoseart som ble observert i en furuskogsflate i 2008, stubbesigd *Dicranum montanum*, ble ikke gjenfunnet i 2013 mens, omvendt, berggråmose *Racomitrium heterostichum* agg., ble gjenfunnet etter ikke å ha blitt observert i 2008. Én torvmoseart (klubbetorvmose *Sphagnum angustifolium*), som ikke ble observert i 2008, ble gjenfunnet i 2013. Alle de fire levermoseartene som ikke ble gjenfunnet i 2013, var arter som ble observert i 2008, men som ikke ble observert i 2003: tråddraugmose *Anastrophyllum minutum*, buttflik *Lophozia obtusa*, prakthinnemose *Plagiochila asplenioides* og barkfrynse *Ptilidium pulcherrimum*. Til tross for at det totale antallet lavarter var det samme i 2013 som i 2008, ble to arter som ikke ble observert i 2008, gjenfunnet i 2013 (stubbesyl *Cladonia conoicraea* agg. og skogsyl *Cladonia cornuta*), mens to arter som ble funnet i 2008, ikke ble gjenfunnet i 2013 (gaffellav *Cladonia furcata* og melrødtopp *Cladonia macilenta*). Totalt har 82 arter blitt påvist i de 39 furuskogsflatene gjennom 25-årsperioden fra 1988 til 2013; to av disse for første gang i 2013.

Endring i karplantearters mengde i granskog

To karplantearter (skogstjerne *Trientalis europaea* og smyle *Avenella flexuosa*) økte signifikant i mengde i 5-årsperioden 2008–13, mens signifikant reduksjon i smårutefrekvens ($P < 0,05$; **tabell 5.2, 5.3**) i 5-årsperioden ble observert for én art, skogrørkvein *Calamagrostis phragmitoides*. Verken antallet arter med mengdereduksjon eller antallet arter med mengdeøkning i perioden 2008–13 var signifikant høyere enn forventet (**tabell 5.2**). Mengdeøkningen for smyle *Avenella flexuosa* er en fortsettelse av trenden som ble observert i granskogsrutene fra 1998 til 2003 (det ble ikke funnet noen signifikant mengdeendring for denne arten i perioden 2003–08). I motsetning til forrige periode da økning i smyledekningen ble observert (1998–2003), ble det i 2013 ikke observert noen systematisk endring i smyledekning i flater som allerede hadde høy dekning. Seks flater (6, 16, 17, 39, 51 og 54) hadde smyledekning ≥ 20% i 2013. I tre av disse hadde smyledekningen økt siden 2008, i tre hadde den avtatt. Den gjennomsnittlige smyledekningen i flater med smyle økte fra 6,3% i 2008 til 7,1% i 2013. For skogrørkvein *Calamagrostis phragmitoides* var mengdereduksjonen i perioden 2008–13 en fortsettelse av en vedvarende trend. Mens arten i 1988 ble observert i 229 småruter fordelt på 24 prøveflater, ble den i 2013 bare funnet i 82 småruter fordelt på 12 flater (en reduksjon i antall småruteforekomster på 64,2%).

Tabell 5.2 *Antall karplante- og kryptogamarter (bladmoser, torvmoser, levermoser og lav) med signifikant endring (P < 0,05 i eksakt test basert på binomialfordelingen med P=0,025 i hvert forsøk, jf tabellene 3.3–3.6) i gran- og furuskog i Solhomfjell-området, 1988–93, 1993–98, 1998–2003, 2003–08, 2008–13 og 1988–2013. n, n-, n+ angir antall arter testet og antall med henholdsvis signifikant reduksjon og signifikant økning i mengde. Signifikant endring (P < 0,05) er markert med uthevet skrift.*

Skogtype/			Mengdereduksjon		Mengdeøkning	
Artsgruppe	Tidsperiode	n	n–	P	n+	P
Granskog						
Karplanter	1988–1993	21	**3**	**0,0148**	1	0,4124
	1993–1998	19	**9**	**<0,0001**	0	1,0000
	1998–2003	18	1	0,3660	**3**	**0,0112**
	2003–2008	20	**9**	**<0,0001**	0	1,0000
	2008–2013	18	1	0,3660	2	0,0734
Kryptogamer	1988–1993	43	0	1,0000	**18**	**<0,0001**
	1993–1998	41	1	0,6458	1	0,6458
	1998–2003	39	**5**	**0,0028**	**9**	**<0,0001**
	2003–2008	40	**8**	**<0,0001**	3	0,0778
	2008–2013	42	1	0,6547	**5**	**0,0038**
Furuskog						
Karplanter	1988–1993	5	0	1,0000	0	1,0000
	1993–1998	5	1	0,1189	1	0,1189
	1998–2003	5	0	1,0000	**2**	**0,0059**
	2003–2008	5	1	0,1189	0	1,0000
	2008–2013	5	0	1,0000	**2**	**0,0059**
Kryptogamer	1988–1993	25	**3**	**0,0238**	2	0,1286
	1993–1998	26	2	0,1371	0	1,0000
	1998–2003	25	**4**	**0,0032**	2	0,1286
	2003–2008	28	**4**	**0,0049**	0	1,0000
	2008–2013	29	1	0,5201	**3**	**0,0352**
Granskog						
Karplanter	1988-2013	23	**7**	**<0,0001**	1	0,4414
Kryptogamer	1988-2013	48	2	0,3383	**8**	**<0,0001**
Furuskog						
Karplanter	1988-2013	6	1	0,1409	1	0,1409
Kryptogamer	1988-2013	31	**7**	**<0,0001**	1	0,5438

Også for en annen art, teiebær *Rubus saxatilis*, fortsatte den vedvarende mengdereduksjonen. Denne arten ble i 2013 bare observert i til sammen 6 småruter fordelt på 3 flater, mens den i 2008 og 1988 ble funnet i henholdsvis 9 og 41 småruter og 5 og 8 flater. Dette tilsvarer en reduksjon i antall småruteforekomster på 85,4% fra 1988 til 2013. For andre arter som det i forrige eller tidligere 5-årsperioder ble observert sterke mengdereduksjoner for, f.eks. hvitveis *Anemone nemorosa*, maiblom *Maianthemum bifolium*, liljekonvall *Convallaria majalis* og gullris *Solidago virgaurea*, ble bare ubetydelige mengdeendringer observert i perioden 2008–13. Gaukesyre *Oxalis acetosella*, som fikk sin mengde redusert i begge periodene 1988–93 og 1993–98, men som hadde en formidabel økning i perioden 1998–2003 som følge av en massiv spiring fra frø i 2003 og som stabiliserte sin mengde på det høye 2003-nivået i 2008, økte igjen i mengde fra 2008 til 2013. Mengdeøkningen i perioden 2008–13 var imidlertid ikke signifikant til tross for at arten ble nyoppdaget i 53 småruter i 2013 mens den bare hadde forsvunnet fra 16. I 2013 ble arten observert i 177 småruter og 17 flater, en vesentlig økning siden 1988 da arten ble observert i 103 småruter fordelt på 13 flater.

Totalt for 25-årsperioden 1988–2013 ble signifikant reduksjon i smårutefrekvens observert for ni arter (**tabell 5.2, tabell 5.3**), hvorav to var de lav-persistente treslagene bjørk *Betula* spp. og rogn *Sorbus aucuparia*. De øvrige sju artene var hvitveis *Anemone nemorosa*, fugletelg *Gymnocarpium dryopteris*, maiblom *Maianthemum bifolium*, einstape *Pteridium aquilinum*, teiebær *Rubus saxatilis*, gullris *Solidago virgaurea* og skogrørkvein *Calamagrostis phragmitoides*. Bortsett fra for teiebær og skogrørkvein, som er omtalt ovenfor, og hvitveis som økte fra 58 småruteforekomster i 2008 til 81 i 2013, var antallet observerte småruteforekomster for disse artene i

2013 svært nær (innenfor ± 2 % av) det observerte antallet i 2008. Totalt for 25-årsperioden ble mengdereduksjonen for tre arter (einstape *Pteridium aquilinum*, teiebær *Rubus saxatilis* og skogrørkvein *Calamagrostis phragmitoides*) tolket som meget sterk, mens mengdereduksjonen for to arter (fugletelg *Gymnocarpium dryopteris* og maiblom *Maianthemum bifolium*) ble tolket som sterk. Denne tolkningen er dermed uendret i forhold til tolkningen etter analysene i 2008. For første gang ble mengdeøkningen for en art (gaukesyre *Oxalis acetosella*) tolket som signifikant.

Antallet karplantearter (trær og marimjelle-arter *Melampyrum* spp. unntatt) som avtok signifikant i mengde i 25-årsperioden, sju, mot ti i 20-årsperioden 1988–2008, var fortsatt signifikant høyere enn forventet (P < 0,0001; **tabell 5.2**).

Endring i karplantearters mengde i furuskog
Signifikant økning i smårutefrekvens (P < 0,05; **tabell 5.2, 5.4**) i 5-årsperioden 2008–13 ble, foruten for stormarimjelle *Melampyrum pratense* som har svært lav persistens, observert for blåbær *Vaccinium myrtillus* og tyttebær *Vaccinium vitis-idaea*. Også krekling *Empetrum nigrum* økte i mengde, men ikke tilstrekkelig til å resultere i en signifikant test (**tabell 5.4**). Signifikant mengdereduksjon ble ikke observert for noen art i 5-årsperioden 2008–2013.

For hele 25-årsperioden 1988–2013 ble signifikant mengdeøkning (P < 0,05) observert for én art, blåbær *Vaccinium myrtillus*. Økningen i antallet småruteobservasjoner, fra 523 i 1988 til 584 i 2013 (og fra forekomst i 36 flater i 1988 til forekomst i alle de 39 flatene i 2013), ble tolket som en svak mengdeøkning. Mens arten i 1988 manglet i 101 av de 624 smårutene i furuskog, manglet den i 2013 bare i 40 småruter. Økningen i 25-årsperioden var nesten signifikant på nivå α = 0,05 også for tyttebær *Vaccinium vitis-idaea*, som økte i observert smårutefrekvens i 10 flater fra 2008 til 2013. Arten forekom i 1988 i 555 småruter, mens antallet hadde økt til 599 i 2013. Arten manglet da bare i 25 småruter, mot 69 i 1988. Det observerte endringsmønsteret for tyttebær i furuskogen ble tolket som en mulig mengdeøkning. Signifikant mengdereduksjon i 25-årsperioden ble også funnet for én art, røsslyng *Calluna vulgaris*, som har gått tilbake fra 403 småruter i 1988 til 272 småruter i 2013, en tilbakegang på 32,5%. Dette ble tolket som en klar mengdereduksjon. Også klokkelyng *Erica tetralix* har avtatt i mengde (72,2% tilbakegang, fra 36 småruter i 1988 til 10 i 2008), men arten har kun vært observert i fem flater og mengdeendringstesten var derfor ikke signifikant.

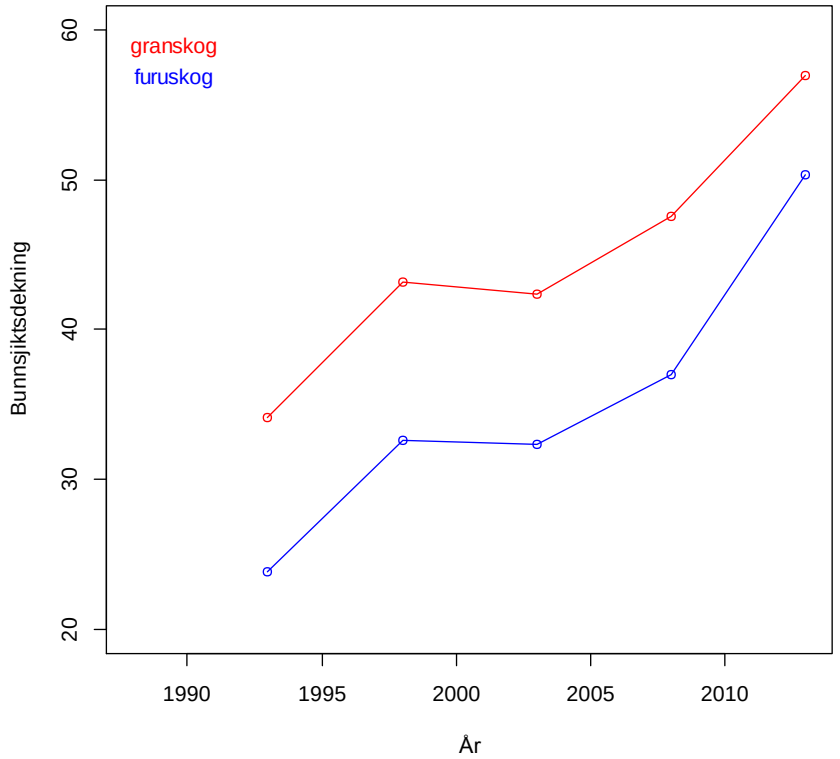
Endring i kryptogamarters mengde i granskog
I 5-årsperioden 2008–13 ble signifikant mengdeøkning observert for fem kryptogamarter i granskog, signifikant flere enn forventet (se **tabell 5.2, 5.5**). Fire av de fem artene var bladmoser (bergsigd *Dicranum fuscescens*, etasjemose *Hylocomium splendens*, fjærmose *Ptilum crista-castrensis* og strølundmose *Sciuro-hypnum starkei*), én var levermosen gåsefotskjeggmose *Barbilophozia lycopodioides*. For sistnevnte representerte mengdeøkningen en delvis reversering av mengdereduksjonen som ble observert i 5-årsperioden 2008–13 (fra 379 småruter i 2003 via 284 i 2008 til 320 i 2013). Etasjemose *Hylocomium splendens* har økt i mengde i hver eneste 5-årsperiode siden overvåkingen startet i 1988, og P-verdien for testen av endring i smårutefrekvens har avtatt (det vil si at testen har blitt mer signifikant) periode for periode. Resultatene for perioden 2008–2013 passet inn i dette mønsteret (P = 0,0099). Artens smårutefrekvens økte i denne perioden i 23 flater, mens den avtok i 9, mens antallet småruteobservasjoner økte fra 416 til 451; en økning på 8,4%. Dette ble tolket som en sterk mengdeøkning. Signifikant mengdereduksjon ble funnet for én av de 42 artene som ble testet, glansjamnemose *Plagiothecium laetum* agg., som fikk antallet småruteforekomster redusert fra 216 i 2008 til 153 i 2013; en reduksjon på 29,2%.

Moseartene som økte i mengde i perioden 2008–13 var større enn testete moser flest, men testen var ikke signifikant (randomiseringstest, 9999 permuteringer: P = 0,1605; **tabell 5.7**).

Den gjennomsnittlige bunnsjiktsdekningen i granskogsflatene økte med 9,4 prosentpoeng, fra 47,6% i 2008 til 57,0% i 2013 (**figur 5.1**). Økningen i bunnsjiktsdekning var sterkt signifikant

(Wilcoxon-test: P < 0,0001). Økningen siden 1993 er dermed på 21,9 prosentpoeng, det vil si 67,2%.

For 25-årsperioden 1988–2013 ble signifikant mengdereduksjon registrert for to arter, gåsefotskjeggmose *Barbilophozia lycopodioides* og engkransmose (i vid forstand) *Rhytidiadelphus squarrosus* agg. Ikke for noen av disse ble mengdereduksjonen tolket som sterk. Signifikant mengdeøkning i 25-årsperioden ble funnet for åtte arter, signifikant flere enn forventet (se **tabell 5.2**). For tre av disse, bergsigd *Dicranum fuscescens* og de relativt lavfrekvente artene matteflette *Hypnum cupressiforme* og piggtrådmose *Blepharostoma trichophyllum*, var endringen ikke sterkt signifikant (0,01 < P < 0,05) og derfor bare tolket som en mulig mengdeøkning. Matteflette økte imidlertid fra én småruteobservasjon i 1988 til 18 småruteobservasjoner i 9 ulike flater i 2013. Nær signifikant mengdeøkning (P = 0,0545) ble observert for kystjamnemose *Plagiothecium undulatum*. Dette ble også tolket som en mulig mengdeøkning. Denne arten har økt fra 126 småruteobservasjoner i 1988 til 164 i 2013, en økning på 30,2%. De øvrige fem artene som økte signifikant i mengde fra 1988 til 2013, alle store bladmoser, falt i tre grupper. For to av artene ble økningen tolket som meget sterk; etasjemose *Hylocomium splendens* (50,8 % økning i antallet småruteobservasjoner, fra 299 i 1988 til 451 i 2013) og kystkransmose *Rhytidiadelphus loreus* (97,9 %, fra 97 til 192). For blanksigd *Dicranum majus*, med 21,9% økning i antallet småruteobservasjoner fra 575 i 1988 til 701 i 2013, ble økningen tolket som sterk. For de to siste artene ble økningen fra 1988 til 2013 tolket som svak. Observert økning for kystbinnemose *Polytrichum formosum* var på 58,6%, fra 70 småruteobservasjoner i 1988 til 111 i 2013, mens grantorvmose *Sphagnum girgensohnii* økte fra 65 småruteobservasjoner i 1988 til 82 i 2013 (26,2%). Moser som økte i mengde i Solhomfjell i perioden 1988–2013, var signifikant større enn testede moser flest (randomiseringstest, 9999 permuteringer: P = 0,0234) (se **tabell 5.7**).



Figur 5.1 *Midlere bunnsjiktsdekning i de permanente prøveflatene i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1993–2013, beregnet separat for granskog (deldatasett A, n = 32 og 61 i henholdsvis 1993–98 og 2003–13) og furuskog (deldatasett B, n = 18 og 39 i henholdsvis 1993–98 og 2003–13).*

Endring i kryptogamarters mengde i furuskog
I 5-årsperioden 2003–08 ble signifikant, men ikke sterk, mengdeøkning (0,01 < P < 0,05) observert for tre av 29 testete kryptogamarter i furuskog (**tabell 5.6**); et signifikant høyere antall enn forventet (**tabell 5.2**). For de to artene ribbesigd *Dicranum scoparium* og bakkefrynse *Ptilidium ciliare* fulgte den signifikante mengdeøkningen signifikante mengdereduksjoner i 5-årsperioden 2003–08. Fjærmose *Ptilum crista-castrensis* var den tredje arten som økte signifikant i mengde. Ikke for noen av disse tre artene passet mengdeøkningen inn i et langsiktig mønster, og for alle ble økningen tolket som svak (se **tabell 5.6**). Signifikant mengdereduksjon i perioden 2008–13 ble observert for én kryptogamart, brunbeger *Cladonia chlorophaea* agg., som fikk antallet registrerte småruteforekomster nesten halvert, fra 100 i 2008 til 51 i 2013 (en reduksjon på 49,0%). Kryptogamartene som økte i mengde fra 2008 til 2013, var ubetydelig større enn testete kryptogamarter flest; testen var ikke signifikant (randomiseringstest, 9999 permuteringer: P = 0,3063).

Liksom i granskogen økte bunnsjiktsdekningen i furuskogen i perioden 2008–13. Økningen på 13,3 prosentpoeng, fra 37,0% i 2008 til 50,3% i 2013 (**figur 5.1**), var sterkt signifikant (Wilcoxon-test: P < 0,0001). Bunnsjiktsdekningen i furuskogen er mer enn doblet siden 1993 da den gjennomsnittlige dekningen var 23,8%.

I 25-årsperioden 1988–2013 avtok sju arters mengde signifikant (**tabell 5.2**); et signifikant høyere antall enn forventet (P < 0,0001, **tabell 5.2**). For tre av disse, vegnikke *Pohlia nutans* (hele 93,0% reduksjon i antall småruter og 86,7% reduksjon i antall flater; fra 57 småruteobservasjoner fordelt på 15 flater i 1988 til henholdsvis 4 og 2 i 2013), grå reinlav *Cladonia rangiferina* (48,6%, fra 146 til 78 småruteobservasjoner) og brunbeger *Cladonia chlorophaea* agg. (70,7%, fra 174 til 51), var testen av mengdereduksjon sterkt signifikant (P < 0,001), og tilbakegangen ble tolket som meget sterk (**tabell 5.6**). For to arter var testen av mengdereduksjon klart signifikant (0,001 < P < 0,005), og tilbakegangen ble tolket som sterk (**tabell 5.6**). For bakkefrynse *Ptilidium ciliare* (46,2% reduksjon; fra 113 småruter i 1988 til 78 småruter i 2013, en økning fra 51 i 2008) representerte imidlertid 5-årsperioden 2008-13 et brudd med den nedadgående tendensen som hadde vart siden 1988 (**tabell 5.6**), mens lys reinlav *Cladonia arbuscula* (53,3% reduksjon, fra 105 til 49 småruter) forekom i tilnærmet samme antall småruter i 2013 som i 2008. De to siste artene som avtok signifikant i mengde fra 1988 til 2013, var furutorvmose *Sphagnum capillifolium* og lyngskjeggmose *Barbilophozia floerkei*. Begge disse artene fulgte samme mønster som bakkefrynse *Ptilidium ciliare*; for begge økte antallet småruteobservasjoner i 2013 i forhold til 2008 etter mer eller mindre vedvarende reduksjon (**tabell 5.6**). Disse artenes tilbakegang i 25-årsperioden ble tolket som svak. Også for heigråmose *Racomitrium lanuginosum* ble tilbakegangen fra 1988 til 2013 tolket som markant, men svak. Denne arten, som totalt sett bare har forekommet i 6 av de 39 furuskogsrutene, forekom i 5 flater i 1988 og 3 i 2013, og antallet småruteforekomster avtok fra 29 i 1988 via 18 i 2008 til bare 12 i 2013; en reduksjon siden 1988 på 58,6%.

Det ble ikke observert noen størrelsesforskjell mellom arter som avtok i mengde og gjennomsnittet av testete arter (P = 1,0000; **tabell 5.7**).

Endring i artsantall i prøveflatene
Ingen signifikant endring i gjennomsnittlig antall karplantearter pr prøveflate ble funnet i noen av de to granskogstypene i perioden 2008–13. Totalt for 25-årsperioden avtok karplanteartstettheten signifikant (P > 0,05) i begge granskogstypene (størst gjennomsnittlig nedgang i antall arter pr flate, 2,24, ble observert i rikere granskog, mens nedgangen i fattig granskog var 1,25 arter; **tabell 5.8**). I lavfuruskogen økte antallet karplantearter signifikant fra 2008 til 2013 (i gjennomsnitt med 0,72 arter pr flate), mens økningen i lyngfuruskogen (0,38 arter) ikke var signifikant. I 25-årsperioden ble ikke signifikante endringer i karplanteartsantall observert i noen av furuskogstypene.

I perioden 2008–13 ble ikke signifikante endringer i gjennomsnittlig antall kryptogamarter pr prøveflate observert noen av de fire skogtypene (**tabell 5.8**). Svakt signifikant endring ble ob-

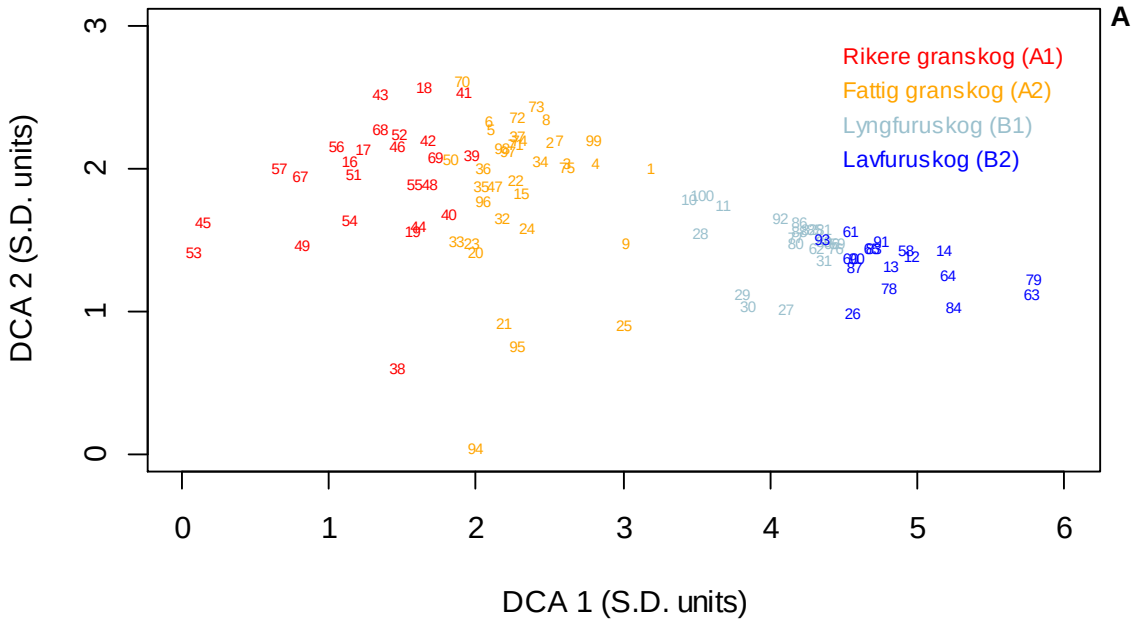
servert for bladmoseartsantallet, som i gjennomsnitt økte med 0,88 arter pr flate (**tabell 5.8**), men antallet bladmosearter økte i alle skogtypene. Antallet levermosearter i granskog og antallet lavarter i furuskog avtok svakt, men ikke signifikant, i 5-årsperioden. Totalt for 25-årsperioden ble sterke endringer i antallet kryptogamarter pr prøveflate observert. I rikere granskog økte kryptogamartsantallet sterkt (P < 0,001; gjennomsnittlig økning 2,64 arter pr flate), i den fattige granskogstypen var økningen mindre og ikke signifikant (0,67 arter pr flate, P = 0,2756), mens det både i lyngfuruskogen og i lavfuruskogen ble observert signifikant (P > 0,05) reduksjon i gjennomsnittlig artsantall (henholdsvis 1,33 og 2.33 arter pr flate). De eneste artsgruppe-skogtypekombinasjonene som det ble funnet signifikant endring i antall kryptogamarter pr flate for, var bladmoser i de to granskogstypene (se **tabell 5.8**).

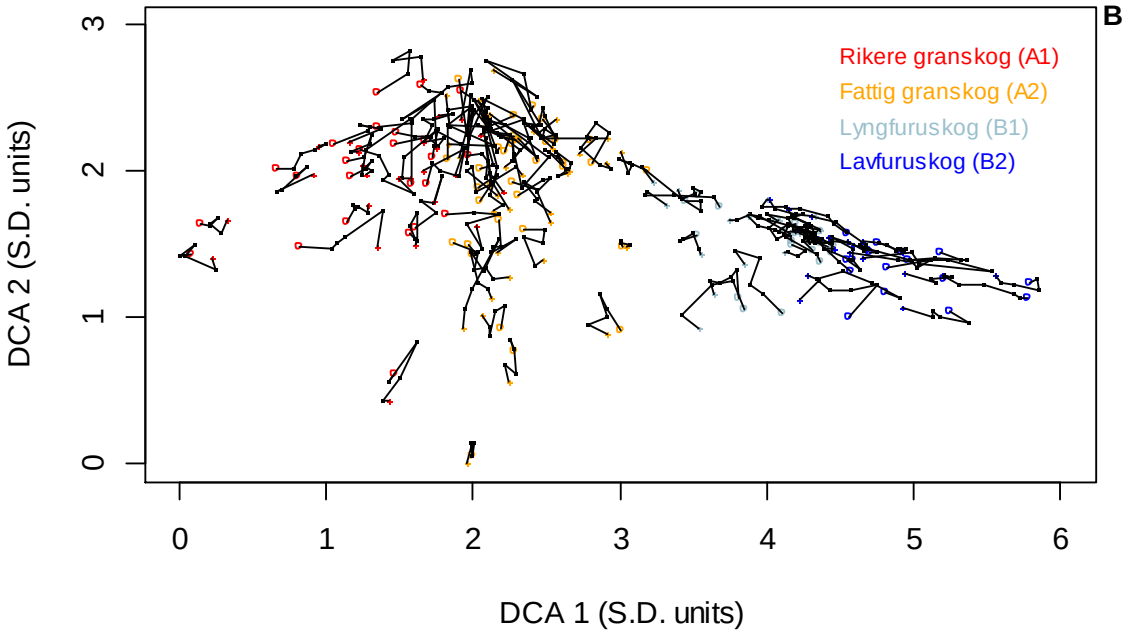
Endring i artssammensetning

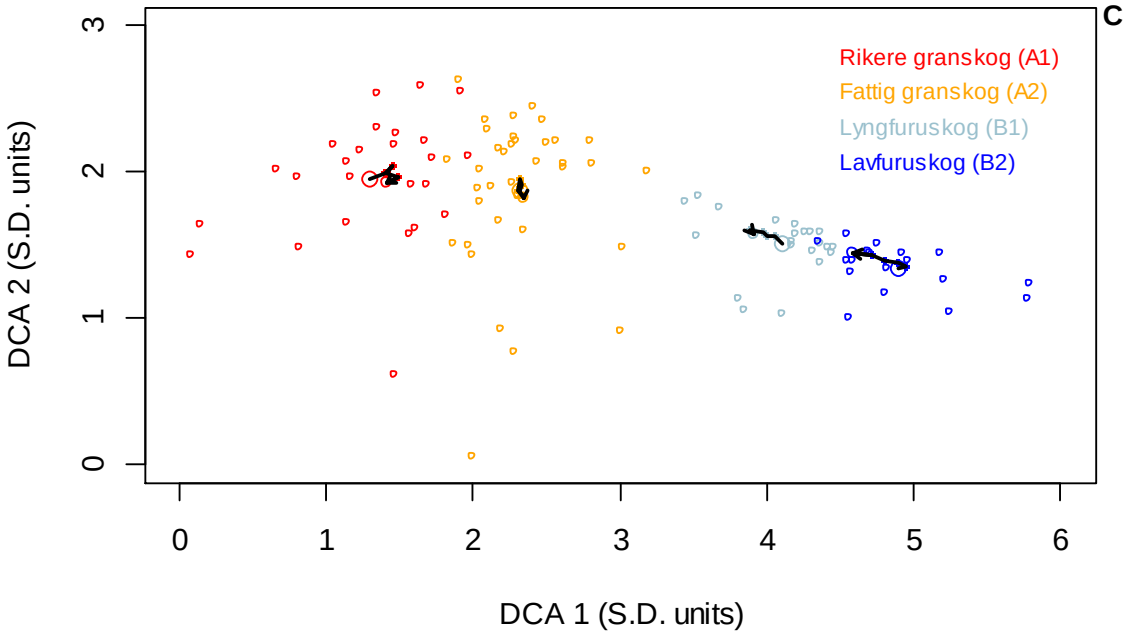
Figur 5.2 viser prøveflatenes forflytninger langs DCA-ordinasjonsaksene 1 og 2. Sammenliknet med spredningen av prøveflater langs ordinasjonsaksene, som var stor, var forflytningen for de aller fleste prøveflatene liten (se **figur 5.2B**). Likevel kunne klare mønstre i prøveflatenes forflytning observeres langs DCA-akse 1, for 5-årsperioden 2008–13 såvel som for 25-årsperioden 1988–2013.

I 5-årsperioden 2008–13 fant en signifikant negativ forflytning langs akse 1 sted for lavfuruskogsflatene; den gjennomsnittlige forflytningen var -0,13 S.D.-enheter (P = 0,0013; **tabell 5.9**). Også for flater i rikere granskog ble en negativ forflytning observert (i gjennomsnitt -0,04 S.D.-enheter), men denne var ikke signifikant. Forflytningen langs DCA-akse 2 var liten, men likevel signifikant i lavfuruskogen (+0,02 S.D.-enheter; P = 0,0359).

Rutenes forflytninger, hele 25-årsperioden 1988–2013 sett under ett, dannet et konsistent mønster. Langs DCA-akse 1 ble det observert en sterk og signifikant tendens til forflytning inn mot midten av aksen (**figur 5.2C**): flatene fra rikere granskog hadde en gjennomsnittliug positiv forflytning på 0,15 S.D.-enheter (P = 0,0002) mens flatene fra furuskog hadde en negativ forflytning (-0,30 S.D.-enheter for lavfuruskogsflatene og -0,19 S.D.-enheter for lyngfuruskogsflatene; begge P < 0,001). Gradientlengden (differansen mellom høyeste og laveste flateskår), som for flater analysert i 1988 var 5,71 S.D., var for flater analysert i 2013 redusert til 5,34 S.D.-enheter. Dette mønsteret var resultatet av betydelige forflytninger for noen enkeltflater. En forflytning > 0,4 S.D.-enheter langs DCA-akse 1 ble observert for 11 flater som til sammen illustrerer hovedmønsteret for endring i artssammensetning i 25-årsperioden. Tre flater fra rikere







Figur 5.2 *DCA-ordinasjon av 100 permanente prøveflater, hver analysert 6 ganger (første gang i 1988, deretter i 1993, 1998, 2003, 2008 og 2013), i overvåkingsområdet Solhomfjell. Aksene 1 (horisontal) og 2 (vertikal) er skalert i standardavvikenheter (S.D.-units). Rutenes fordeling på fire deldatasett (A1, A2, B1 og B2) er angitt med farger som forklart i figuren.* ***A*** *Prøveflatenummer, basert på posisjoner for analyser av prøveflatene i 1988.* ***B*** *Forflytning av prøveflatene i ordinasjonsdiagrammet. Farget sirkel angir posisjonen i 1988, farget prikk angir posisjonen i 2013. Posisjonene i mellomliggende år er angitt med små prikker, forbundet med linje.* ***C*** *Resultantforflytning i ordinasjondiagrammet for hvert av de fire deldatasettene. Stor, farget sirkel angir tyngdepunktet (gjennomsnittlig ruteskår langs hver akse for ruter som hører til det aktuelle deldatasettet), liten farget sirkel angir tyngdepunktet i 2013. Forflytningen i mellomliggende år er markert med kontinuerlig, tjukk linje. Enkeltflatenes plassering i 1988 er vist med små sirkler.*

granskog (deldatasett A1; flatene 17, 46 og 49), samt én flate fra fattigere granskog (deldatasett A2; flate 33) hadde en signifikant positiv forflytning i perioden 1988–2013, det vil si at artssammensetningen i disse flatene ble betydelig mer lik artssammensetningen i den fattige granskogen. Sju flater fra de to furuskogstypene [én fra B1 (30) og hele 6 av 18 fra B2 (14, 60, 63, 78, 87 og 93)] hadde en signifikant negativ forflytning i perioden 1988–2013, det vil si at artssammensetningen også i disse flatene ble betydelig mer lik artssammensetningen i den fattige granskogen. Et resultatet av forflytningsmønstrene, var at 'luka' mellom granskog og furuskog i diagrammet som viser flatenes plassering i 1988 (**figur 5.2A**) i 2013 nesten var tettet igjen (**figur 5.2B**).

Langs DCA-akse 2 ble signifikant positiv forflytning gjennom 25-årsperioden observert i begge furuskogstypene, sterkest for lavfuruskogen (**tabell 5.9**). Dette resultatet kan imidlertid ikke tillegges vekt, ettersom tungeeffekten gir opphav til en minst like sterkt signifikant negativ korrelasjon mellom skårer langs DCA-aksene 1 og 2 i furuskogen (Kendall's τ = -0,4444, $P < 0,0001$, $n = 39$). Gjennomsnittsforflytningen til granskogsrutene i 25-årsperioden var ikke signifikant, men enkeltflater forflyttet seg langs denne aksen i overensstemmelse med observerte endringer flatene gjennomgikk. Ett eksempel på dette er flate 20, som etter at en stor gran ble rykket opp med roten i 1989, ble liggende i en rotveltgrop og deretter har gjennomgått sterk forsumping. Forflytningen for denne flata langs DCA-akse 2 fra 1988 til 2013 har vært -0,50 S.D.-enheter.

5.3 Kortfattet drøfting

Gjennom de 25 årene med vegetasjonsovervåking i Solhomfjell har seks mer eller mindre klare endringsmønstre blitt identifisert og forsøkt forklart. I den foreliggende rapporten blir disse drøftet enkeltvis i lys av observasjoner og analyser av datamaterialet som er samlet inn i 2013. Økologiske forklaringer på disse mønstrene er grundig drøftet i tidligere rapporter (R. Økland et al. 2000, R. Økland & Nordbakken 2004, Halvorsen et al. 2009b) og blir bare tatt opp til ny drøfting her dersom nye momenter har kommet til.

(1) Endringer i artssammensetning i rikere granskog relatert til langvarig jordforsuring. For perioden 1988–98 ble et tydelig og konsistent endringsmønster for karplanter som kjennetegner rikere granskog identifisert, i retning av reduserte artsmengder og en artssammensetning som ble mer og mer lik artssammensetningen i den fattige granskogen (R. Økland et al. 2000). Ved reanalyseringen i 2003 hadde disse endringene ikke bare stoppet opp; det ble også observert tegn på at de var i ferd med å reverseres. Gaukesyre *Oxalis acetosella*, som var den karplantearten som hadde hatt den klareste tilbakegangen i perioden 1988–98, økte så mye i mengde fra 1998 til 2003 at det veide opp for mengdereduksjonen 1988–98 (R. Økland & Nordbakken 2004). I perioden 2003–08 fortsatte imidlertid vegetasjonsutviklingen i rikere granskog i samme spor som i de to 5-årsperiodene 1988–93 og 1993–98. Tilbakegangen for andre karplantearter med tilsvarende krav til mineralnæring som gaukesyre, dvs fugletelg *Gymnocarpium dryopteris*, skogrørkvein *Calamagrostis phragmitoides*, hvitveis *Anemone nemorosa* og teiebær *Rubus saxatilis*, fortsatte, mens signifikant mengdereduksjon for første gang ble registrert for skogfiol *Viola riviniana.* Ytterligere to arter (sauetelg *Dryopteris expansa* agg. og hengeving *Phegopteris connectilis*) hadde nær signifikant mengdereduksjon (Halvorsen et al. 2009b). I tillegg ble en større gjennomsnittlig reduksjon i artstetthet i flatene enn i noen tidligere 5-årsperiode observert. Endringen i artssammensetning i retning av en artssammensetning typisk for den fattige granskogen, var også sterkt signifikant. Alt dette stemte dermed, isolert sett, overens med den hypotesen som ble framsatt av R. Økland & Eilertsen (1996; se også R. Økland 1995d), om at en langsiktig justering av artssammensetningen i rikere granskog til de endrete voksestedbetingelsene som er forårsaket av jordforsuring gjennom det 20. århundret. Observasjonene i 2013 indikerer imidlertid at dette endringsmønsteret nå løser seg opp i en serie enkeltmønstre. Mengdereduksjonen for teiebær *Rubus saxatilis* og skogrørkvein *Calamagrostis phragmitoides* fortsatte, til dels med økt styrke, fra 2008 til 2013. Samtidig fortsatte imidlertid økningen for

Tabell 5.3 *Endring i karplantearters mengde i granskog (deldatasett A) i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988–2013. Kolonnene under overskriften 'Totalt' refererer seg til antall prøveflater (Fl; av totalt 61), antall småruter (Sr; av totalt 976) arten totalt er funnet i, og midlere dekningsgradsprosent (%D) for perioden 1993–2013. I kolonnene for endring i smårutefrekvens er angitt antall prøveflater arten er funnet minst ett av de to aktuelle årene (n), antall flater med reduksjon (n-) resp. økning (n+) i smårutefrekvensen, og P-verdi for en Wilcoxon ettutvalgstest for hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative hypotesen. Kolonnene for endring i småruteforekomst og endring i prosent dekning angir henholdsvis antallet småruter arten har forsvunnet fra (n-) resp. kommet til i (n+), og antallet flater med reduksjon (n-) resp. økning (n+) i prosent dekning. Persistens (jf R. Økland 1995b) er angitt på skala fra – – (lav) til ++ (høy). Kolonnene for tolket trend gir uttrykk for en samlet vurdering av utviklingen i de aktuelle periodene, fra – – – (meget sterk reduksjon) til +++ (meget sterk økning). Signifikant endring (P < 0,05) er markert med uthevet skrift, kursiv er benyttet i tillegg for å markere tilbakegang.*

	Totalt 1988–2013			Endring i smårutefrekvens																								Endring i småruteforekomst										Per-si-	Tolket endring	
				1988–1993				1993–1998				1998–2003				2003–2008				2008–2013				1988–2013				88–93		93–98		98–03		03–08		08-13		stens	08–13	88–03
Art	Fl	Sr	%D	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n–	n+	n–	n+	n–	n+	n–	n+	n–	n+			
Acer platanoides	1	12	1	1	1	0		1	1	0		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	1	0		4	1	1	0	5	0	0	1	2	0			
Betula sp.	14	51	1	10	6	4	1,000	9	5	4	,2278	8	4	2	,3741	7	4	3	1,000	6	4	2	,3741	11	8	3	,0406	15	14	19	6	9	6	5	5	6	3		0	0
Picea abies	50	272	2	33	23	7	***,0068***	29	7	16	,1049	30	20	7	***,0072***	33	7	22	**,0019**	37	20	15	,1643	41	23	14	,1340	63	25	26	46	51	18	27	102	87	45	–	0	0
Pinus sylvestris	27	62	1	15	2	13	**,0134**	14	13	1	***,0022***	14	2	12	**,0082**	14	11	3	,0780	8	2	5	,4299	8	2	6	,3053	4	25	25	2	2	14	13	6	7	12		0	0
Populus tremula	18	98	1	10	3	6	,1870	11	5	3	,5261	16	8	8	,3598	13	7	4	,9638	13	4	9	,3958	13	4	8	,7812	12	23	26	15	26	17	13	16	12	22	–	0	0
Quercus sp.	2	3	1	0	0	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	0	1		1	0	1		0	0	0	1	1	0	0	1	0	1			
Sorbus aucuparia	61	683	2	60	28	23	,6158	61	23	31	,1177	60	30	21	,2146	59	38	11	***,0001***	59	27	22	,6011	58	39	13	*,0001*	133	121	112	143	132	102	165	71	99	94	+	0	–
Viburnum opulus	1	8	3	1	0	1		1	0	1		1	0	1		1	1	0		1	0	0		1	0	1		0	2	0	1	0	1	3	2	1	1			
Calluna vulgaris	1	9	1	1	1	0		1	0	0		1	1	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0		7	0	1	1	1	0	0	0	0	0			
Vaccinium myrtillus	60	946	28	59	4	10	,2817	59	4	5	,6244	60	6	8	,3820	60	5	4	,2054	60	4	6	,7579	60	8	8	,9380	12	22	11	14	13	19	28	13	27	19	++	0	0
Vaccinium vitis-idaea	47	522	4	41	18	13	,2177	41	25	9	***,0015***	43	13	23	,1105	41	21	15	,9298	41	15	19	,8297	44	21	16	,3115	67	45	85	36	47	71	50	58	66	67	++	0	0
Anemone nemorosa	19	176	2	18	8	6	,9245	16	13	2	***,0018***	15	1	11	**,0113**	15	14	0	***,0009***	14	3	9	,0638	18	15	2	***,0023***	30	36	82	18	15	77	72	3	15	38	– –	0	–
Angelica sylvestris	1	3	1	1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	0	1		1	0	1		1	0	0	0	0	0	0	0	0	2			
Athyrium filix-femina	4	35	14	4	0	3		4	4	0		4	1	3		4	3	1		4	1	1		4	3	1		0	6	7	0	1	7	11	2	5	3			
Blechnum spicant	2	22	10	2	1	1		2	1	0		2	0	2		2	1	0		2	0	1		2	0	2		2	1	2	0	0	5	6	1	0	5			
Chaemaepericlymenum suecicum	3	39	3	3	1	1		3	1	1		3	2	1		2	1	1		2	0	2		3	2	1		5	6	4	4	8	3	8	3	1	8			
Convallaria majalis	15	89	2	13	7	2	,1975	11	3	6	,1166	11	4	4	,8286	10	7	2	***,0363***	9	2	3	,4098	14	9	5	,3408	17	11	5	16	11	12	24	5	11	15	+	0	0
Crepis paludosa	2	31	6	2	0	2		2	2	0		2	0	2		2	1	0		2	1	1		2	1	0		1	7	8	0	2	8	1	0	8	1			
Dactylorhiza fuchsii	1	3	1	1	0	0		1	0	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	0	1		0	0	0	0	0	1	2	0	0	2			
Dryopteris expansa agg.	21	143	5	17	11	1	***,0052***	14	6	4	,6655	14	5	9	,1360	14	9	4	,0527	16	3	9	,1886	20	10	8	,3655	28	9	14	12	14	29	29	8	11	22	+	0	0
Dryopteris filix-mas	4	30	3	4	4	0		4	3	1		3	1	1		3	3	0		2	1	0		4	4	0		12	0	7	4	3	2	8	0	2	1			
Geranium sylvaticum	3	29	1	3	2	1		3	2	1		3	2	1		3	2	1		3	1	2		3	2	0		6	3	5	4	6	4	8	2	3	2			
Gymnocarpium dryopteris	27	296	4	27	14	7	,0919	24	15	2	***,0052***	23	10	10	,7776	23	17	4	***,0220***	18	6	9	,8400	25	21	2	***,0025***	53	26	52	20	30	40	54	19	32	32	++	0	– –
Hepatica nobilis	2	25	1	2	0	2		2	0	2		2	0	0		2	1	0		2	1	1		2	0	2		2	6	3	5	2	2	6	5	5	3			
Hieracium spp.	2	28	2	2	0	1		2	1	1		2	1	0		2	1	1		2	1	1		2	1	1		3	5	4	3	5	1	4	4	4	17			
Huperzia selago	5	27	1	4	2	0		4	2	1		5	0	2		5	2	2		4	4	0		5	4	1	,1696	8	3	6	1	3	7	6	3	7	2			0
Lathyrus linifolius	2	3	1	2	1	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0		1	2	2	0	0	0	0	0	0	0			
Lathyrus vernus	1	4	1	1	0	0		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	0	0		1	1	1	0	0	2	2	0	0	1			
Linnaea borealis	12	66	2	11	7	3	,7585	8	8	0	***,0104***	5	0	4		5	3	1		5	1	2		12	9	3	,2686	20	17	16	3	3	17	7	5	8	5	++		0
Listera cordata	1	9	1	1	1	0		0	0	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0		1	1	0		9	0	0	0	0	2	2	0	0	0			
Lycopodium annotinum	21	194	2	16	10	4	,2516	13	7	2	,2341	15	8	7	,9771	18	9	8	,9620	17	9	8	,6324	18	11	5	,2882	43	28	34	18	30	31	38	37	28	40	+	0	0
Maianthemum bifolium	59	835	4	56	19	22	,8653	56	33	8	***,0001***	58	16	26	,0925	59	37	7	***<,0001***	57	23	22	,9274	59	35	14	***,0006***	74	82	127	36	68	107	142	46	94	86	+	0	– –
Melampyrum pratense	15	82	1	7	2	5	,2702	9	2	7	,1366	10	5	4	,9512	8	7	1	***,0244***	8	2	6	,0569	9	5	4	,4049	6	16	13	28	14	17	33	2	3	21	– –	0	0
Melampyrum sylvaticum	17	136	2	11	5	6	,3948	11	4	7	,5904	11	4	6	,4726	12	7	2	,1085	12	3	9	**,0361**	14	5	9	,1007	21	34	26	32	22	35	39	17	9	45	– –	0	0
Orthilia secunda	2	18	2	1	0	1		1	0	1		1	0	1		2	1	1		1	0	1		1	0	1		0	3	0	3	2	4	8	2	0	6			
Oxalis acetosella	18	221	2	14	10	4	,0767	11	7	1	***,0231***	15	0	14	**,0011**	15	7	5	,9686	17	3	13	,0730	17	3	14	**,0167**	40	15	32	8	6	89	26	29	16	53	+	(+)	+
Paris quadrifolia	1	13	1	1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	1	0		3	5	9	0	0	6	6	0	0	3			

Tabell 5.3 *(forts.)*

	Totalt 1988–2013			Endring i smårutefrekvens																								Endring i småruteforekomst										Per-si-	Tolket end-ring	
				1988–1993				1993–1998				1998–2003				2003–2008				2008–2013				1988–2013				88–93		93–98		98–03		03–08		08-13				
Art	**Fl**	**Sr**	**%D**	**n**	**n–**	**n+**	**P**	**n**	**n–**	**n+**	**P**	**n**	**n–**	**n+**	**P**	**n**	**n–**	**n+**	**P**	**n**	**n–**	**n+**	**P**	**n**	**n–**	**n+**	**P**	**n–**	**n+**	**n–**	**n+**	**n–**	**n+**	**n–**	**n+**	**n–**	**n+**	**stens**	**08–13**	**88–03**
Phegopteris connectilis	10	115	8	9	5	3	,8880	9	4	3	,3482	9	5	4	,9525	7	5	1	,0578	7	1	4	,2718	9	6	3	,6292	19	17	23	10	11	23	25	11	11	19	+	0	0
Platanthera sp.	1	1	1													1	0	1		1	1	0		0	0	0								0	1	1	0			
Polygonatum verticillatum	2	30	3	2	1	1		2	1	1		2	1	1		2	2	0		2	1	1		2	1	1		6	9	5	5	2	3	8	2	6	6			
Potentilla erecta	4	18	1	4	3	0		4	2	2		2	2	0		2	1	0		1	1	0		4	4	0		12	0	2	3	4	0	2	1	1	0			
Pteridium aquilinum	26	315	9	25	17	8	***,0472***	24	19	5	***,0293***	19	12	4	,0507	18	11	6	,1063	16	8	6	,6580	24	22	1	***,0003***	95	43	98	39	62	32	62	33	34	35	–	0	– – –
Pyrola minor	1	16	7	1	0	0		1	0	1		1	1	0		1	1	0		1	1	0		1	1	0		1	1	0	2	1	0	3	1	3	1			
Rubus idaeus	1	1	1	0	0	0		0	0	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0	0	0	1	1	0	0	0			
Rubus saxatilis	8	52	1	8	4	2	,2021	7	4	1		6	4	0		5	4	0		4	2	0		8	7	0	***,0223***	15	9	14	4	12	1	6	1	3	0	+		– – –
Sanicula europaea	1	9	4	0	0	0		0	0	0		1	0	1		1	0	1		1	0	1		1	0	1		0	0	0	0	0	2	2	4	2	4			
Solidago virgaurea	15	83	2	15	8	4	,3798	12	4	4	,6193	12	7	2	,0656	8	7	1	***,0280***	8	3	2	1,000	15	13	1	***,0048***	14	11	8	12	12	4	26	3	12	12	+	0	–
Trientalis europaea	48	535	2	47	24	17	,5495	43	31	7	***,0004***	41	5	33	**<,0001**	42	31	9	***,0006***	39	14	24	**,0200**	47	24	18	,3500	123	114	132	55	47	142	155	60	65	123	+	0	0
Valeriana sambucifolia	2	25	4	2	0	1		2	2	0		2	0	2		2	2	0		2	1	1		2	1	1		1	6	7	1	0	6	8	1	5	4			
Veronica officinalis	2	29	2	2	0	2		2	2	0		2	0	1		2	1	1		2	0	2		2	0	2		1	8	9	3	4	14	2	2	1	9			
Viola riviniana	8	71	2	8	3	4	,3438	6	3	3	,8302	5	2	2		5	5	0	***,0422***	5	4	0		8	6	2	,3506	7	18	9	8	8	10	23	2	11	4	++		0
Agrostis capillaris	1	16	2	1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	1	0		1	0	0	2	2	0	1	2	1	0			
Avenella flexousa	54	805	6	53	3	12	**,0307**	53	11	6	,0887	52	5	11	,0570	53	9	6	,6474	53	5	11	**,0202**	54	8	12	,1966	11	30	39	13	9	31	27	18	6	40	++	(+)	0
Calamagrostis phragmi-toides	24	276	2	24	6	7	,7502	23	14	2	***,0053***	20	12	2	***,0096***	20	13	1	***,0058***	16	12	1	*,0073*	24	23	1	***,0001***	32	30	58	19	48	17	61	17	42	11	++	– –	– – –
Carex digitata	2	11	1	2	0	2		2	2	0		2	1	1		2	1	0		2	2	0		2	2	0		0	3	6	1	3	3	4	3	3	0			
Carex echinata	1	3	1													1	0	1		1	1	0		1	0	1								0	3	2	0			
Carex pallescens	3	30	2	3	1	2		3	0	2		3	3	0		3	0	1		3	3	0		3	1	2		2	9	3	10	7	0	3	5	8	1			
Festuca altissima	6	58	2	6	3	2	,7835	5	1	3		5	2	2		5	4	1	,1308	5	2	2		5	4	1	,4098	12	6	6	8	9	12	13	3	9	11			0
Luzula pilosa	15	97	1	14	10	2	*,0235*	11	4	6	,2547	10	4	5	,9048	11	7	3	,1834	10	3	3	,8321	15	9	5	,1656	28	7	8	17	14	15	28	9	10	13	+	0	0
Melica nutans	8	75	1	7	3	2	1,000	7	1	4	,1696	7	5	2	,2359	6	4	1	,2249	5	2	3	1,000	8	6	2	,1390	12	14	6	12	33	11	13	3	5	8	++	0	0
Milium effusum	8	55	1	5	3	1		5	1	2		6	3	3	,8321	7	5	2	,2008	8	3	3	,3951	7	5	2	,5393	12	6	6	13	9	11	19	5	8	13		0	0
Molinia caerulea	3	24	12	2	0	2		2	1	1		3	1	1		3	0	1		3	1	2		3	0	3		0	5	2	2	3	2	1	5	1	5			

Tabell 5.4 *Endring i karplantearters mengde i furuskog (deldatasett B) i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988–2013. Antallet prøveflater (Fl) er 39, med til sammen 624 småruter. For forklaring, se* ***tabell 5.3****.*

	Totalt 1988–2013			Endring i smårutefrekvens																						Endring i småruteforekomst										Per-si-	Tolket end-ring	
				1988–1993				1993–1998				1998–2003				2003–2008				2008–2013				1988–2013				88–93		93–98		98–03		03–08		08-13				
Art	**Fl**	**Sr**	**%D**	**n**	**n–**	**n+**	**P**	**n**	**n–**	**n+**	**P**	**n**	**n–**	**n+**	**P**	**n**	**n–**	**n+**	**P**	**n**	**n–**	**n+**	**P**	**n**	**n–**	**n+**	**P**	**n–**	**n+**	**n–**	**n+**	**n–**	**n+**	**n–**	**n+**	**n–**	**n+**	**stens**	**08–13**	**88–03**
Betula sp.	3	13	1	1	1	0		3	0	2		3	2	1		1	0	1		2	0	1		2	1	1		6	0	1	4	4	2	1	2	0	2			
Picea abies	13	43	1	10	9	0	***,0071***	5	0	3		5	3	1		8	2	4	,2356	10	4	5	,5450	12	5	6	,8908	13	0	0	11	8	1	3	9	8	12		0	0
Pinus sylvestris	29	146	1	17	11	4	***,0296***	16	4	7	,6290	22	5	16	**,0078**	21	16	4	***,0082***	23	8	13	1,000	23	10	11	,8593	28	10	13	17	18	63	43	17	27	21	–		0
Sorbus aucuparia	9	15	1	6	3	1		3	2	0		2	0	1		3	2	1		4	1	2		8	6	2	,1236	6	1	2	1	1	1	2	1	1	2			0
Calluna vulgaris	37	496	12	37	12	13	,8390	34	19	9	,0528	33	14	11	,4242	33	19	10	***,0138***	31	13	9	,2987	37	24	11	*,0102*	61	50	65	31	62	47	87	29	40	27	+	0	—
Empetrum nigrum	25	303	6	19	13	5	,0965	20	11	4	***,0123***	24	3	16	**,0371**	22	11	7	,8098	21	4	12	,0574	24	8	12	,8226	46	20	43	17	21	56	29	33	17	41	+	+	0
Erica tetralix	5	41	1	5	2	2		4	4	0		3	2	1		2	1	1		2	1	1		5	5	0	,0591	6	4	13	0	8	5	4	1	6	1			–
Oxycoccus palustris	1	3	1	1	1	0		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0		2	0	1	0	0	0	0	0	0	0			
Vaccinium myrtillus	39	603	28	35	6	4	,4428	35	7	5	,4310	37	0	12	**,0024**	38	5	4	,8587	39	1	9	**,0129**	39	4	11	**,0265**	23	12	26	17	8	57	25	22	4	24	++	+	+
Vaccinium uliginosum	23	288	12	20	7	8	,6897	20	6	6	,7813	19	3	5	,9438	20	9	3	,0962	21	7	8	,7066	22	8	10	,6935	24	31	18	17	19	18	25	13	27	31	+	0	0
Vaccinium vitis-idaea	39	624	15	38	5	6	,7202	38	2	10	**,0128**	38	4	8	,0513	39	6	3	,2054	39	1	10	**,0090**	39	4	12	,0547	24	18	6	30	7	38	32	13	8	22	++	+	(+)
Melampyrum pratense	25	262	1	15	7	8	,4807	15	8	7	1,000	20	3	17	**,0004**	21	18	2	***,0005***	21	5	16	**,0048**	22	6	15	**,0128**	32	42	46	43	17	119	126	23	0	1	– –	0	0
Monotropa hypopitys	2	2	1	1	1	0		0	0	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0		1	1	0		1	0	0	0	0	1	1	0	26	105			
Trientalis europaea	1	2	0	1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0		2	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Avenella flexousa	3	14	1	1	1	0		1	1	0		1	0	0		2	2	0		3	0	2		3	1	2		1	1	4	1	1	5	3	0	0	0			
Carex pilulifera	3	13	1	3	3	0		2	0	1		3	0	2		3	3	0		2	0	0		3	2	0		5	1	0	2	0	5	7	0	0	5			
Luzula pilosa	1	1	0	1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Trichophorum cespitosum	1	5	0	1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0		5	0	0	0	0	0	0	0	0	0			

Tabell 5.5 *Endring i kryptogamarters mengde (moser og lav) i granskog (deldatasett A) i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988–20013. For forklaring, se* ***tabell 5.3****.*

	Totalt 1988–2013			Endring i smårutefrekvens																						Endring i småruteforekomst										Per-si-	Tolket end-ring	
				1988–1993				1993–1998				1998–2003				2003–2008				2008–2013				1988–2013				88–93		93–98		98–03		03–08		08-13				
Art	Fl	Sr	%D	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n–	n+	n–	n+	n–	n+	n–	n+	n–	n+	stens	08–13	88–03
Aulacomnium palustre	1	1	1	1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	1	1	0	0	0	0	0	0	0			
Brachythecium salebrosum	7	50	2	5	4	1	,5827	6	2	3	,5716	6	2	2		5	5	0	***,0422***	5	1	4	,1696	6	4	2	1,000	6	6	5	7	7	10	15	3	4	12	+	0	0
Ceratodon purpureus	2	5	1	0	0	0		2	0	2		2	2	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0	3	3	0	0	2	2	0			
Cirriphyllum piliferum	11	86	1	7	1	6	**,0418**	9	2	5	,2981	10	5	2	,1434	8	2	2		10	6	2	,3979	9	4	5	,7213	5	23	7	12	21	7	14	8	22	15	++	0	0
Dicranum fuscescens	31	196	2	21	0	17	**,0003**	24	7	13	,2349	26	18	6	***,0023***	24	9	10	,7873	27	10	16	**,0427**	24	5	16	**,0160**	1	39	28	45	68	16	27	29	25	61	–	0	(+)
Dicranum majus	57	802	18	55	9	24	**,0048**	55	16	21	,3632	57	7	25	**,0038**	57	15	14	,7192	56	12	20	,2356	55	6	27	**,0002**	33	91	55	63	36	68	50	57	46	67	++	0	++
Dicranum polysetum	1	3	1	1	0	1		1	1	0		1	1	0		0	0	0		1	0	1		1	0	1		0	2	1	0	1	0	0	0	0	1			
Dicranum scoparium	60	614	2	53	6	41	**<,0001**	56	29	19	,0556	56	23	26	,5278	58	29	19	,1832	58	29	20	,8730	53	22	28	,2695	31	139	129	83	103	118	137	99	132	134	–	0	0
Diphyscium foliosum	1	2	1	0	0	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0	2	2	0	0	0	0	0			
Eurhynchium striatum	1	5	1	1	1	0		1	1	0		1	0	0		1	0	0		1	1	0		1	1	0		1	0	2	1	1	1	1	1	2	0			
Fissidens adianthoides	1	10	2	1	0	1		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	0	0		1	0	1		0	2	0	2	3	0	0	1	0	0			
Herzogiella striatella	2	11	1	2	1	1		1	0	0		1	0	0		1	1	0		1	1	0		2	1	0		1	3	3	3	3	3	2	1	2	0			
Heterocladium dimorphum	1	1	1	0	0	0		1	0	1		1	0	0		1	1	0		1	0	1		1	0	1		0	0	0	1	0	0	1	0	0	1			
Hylocomiastrum umbratum	39	387	5	34	13	16	,3940	31	11	10	,5034	32	7	17	**,0344**	35	22	8	***,0018***	36	15	16	,7011	37	17	16	,8858	32	55	44	32	23	54	73	23	59	71	++	0	0
Hylocomium splendens	49	528	6	44	11	22	,0672	42	11	22	,0669	41	9	20	**,0322**	42	9	21	**,0109**	46	9	23	**,0099**	49	5	39	**<,0001**	37	63	40	62	26	57	20	58	38	73	++	++	+++
Hypnum cupressiforme	13	38	1	5	1	4	,2031	5	2	3	,7656	6	2	3	1,000	7	3	3	,9141	10	2	6	,2597	10	1	9	**,0114**	1	5	3	4	4	4	4	12	11	15		0	(+)
Leucobryum glaucum	1	1	1	0	0	0		0	0	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0	0	0	1	1	0	0	0			
Mnium hornum	1	3	1	1	0	1		1	0	0		1	0	1		1	1	0		1	0	0		1	0	1		0	1	0	0	0	1	1	0	0	0			
Mnium spinosum	3	7	1	3	1	1		2	1	1		2	1	1		2	1	0		2	0	1		3	1	1		1	1	2	1	1	1	1	0	0	1			
Paraleucobryum longifolium	1	6	1	1	0	1		1	0	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	1	1	1	1	4	4	0	0	0			
Plagiomnium affine	12	120	2	11	3	7	,1973	12	3	6	,3088	12	6	5	,4430	11	7	2	,1166	11	2	6	,2322	12	3	7	,4121	14	23	12	20	18	12	18	6	14	25	++	0	0
Plagiothecium denticulatum	29	176	1	24	5	14	**,0329**	28	9	18	,1976	28	19	7	***,0083***	21	17	2	***,0019***	14	4	8	,1588	22	15	5	,0903	21	42	40	53	60	24	44	9	10	24	–	0	0
Plagiothecium laetum agg.	53	494	1	41	6	27	**,0012**	48	13	26	,2036	51	28	21	,2557	49	23	18	,8195	48	25	15	***,0047***	44	15	24	,8445	34	93	85	112	129	99	100	94	119	56	+	(–)	0
Plagiothecium undulatum	17	203	5	14	1	7	**,0332**	14	3	5	,1542	15	1	11	**,0354**	16	8	5	,2442	17	4	6	,7977	16	3	11	,0545	5	22	7	19	10	24	23	14	19	23	++	0	(+)
Pleurozium schreberi	48	519	3	41	14	21	,0816	41	15	17	,6975	46	14	25	**,0402**	46	20	14	,1113	47	17	20	,3351	46	15	27	,1696	64	96	66	55	57	91	93	58	74	94	+	0	0
Pohlia nutans	8	13	1	7	2	5	,2402	6	3	1		4	4	0		0	0	0		1	0	1		3	2	1		2	7	6	3	4	0	0	0	0	1			
Polytrichastrum formosum	24	178	2	20	3	14	**,0032**	21	10	8	1,000	18	3	11	**,0107**	20	9	9	,5685	22	8	9	,8458	23	5	14	**,0306**	5	35	18	23	12	31	35	26	26	22	++	0	+
Polytrichum commune agg.	7	43	1	6	2	4	,4840	5	3	0		5	1	3		6	5	1	,3173	5	1	3		5	2	3	,6845	2	4	5	0	2	4	8	5	4	12			0
Pseudotaxiphyllum elegans	1	1	1	1	0	0		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0		0	0	1	0	0	0	0	0	0	0			
Ptilium crista-castrensis	16	109	1	13	3	5	,7227	13	6	6	1,000	12	5	3	,9425	10	4	4	,6662	12	3	9	**,0435**	14	4	8	,2226	13	16	20	16	12	11	12	16	6	28	+	+	0
Rhizomnium punctatum	7	17	1	3	1	1		4	2	1		6	0	4		6	4	1	,1573	3	2	1		3	2	1		3	1	3	2	1	7	7	3	4	2			
Rhodobryum roseum	5	33	1	5	1	3		4	1	1		4	2	0		2	1	0		3	1	1		5	4	1	,2031	1	6	2	2	4	1	1	0	9	3			0
Rhytidiadelphus loreus	32	261	3	24	2	17	**,0006**	26	6	12	,1143	26	4	17	**,0053**	28	12	10	,7009	29	11	11	,5987	27	4	23	**,0002**	10	46	18	38	18	45	25	24	34	47	++	0	+++
Rhytidiadelphus squarrosus agg.	21	161	4	20	12	4	,1703	16	5	6	,9634	14	6	4	,4715	13	3	6	,3653	14	5	3	,5745	20	14	4	***,0284***	25	17	16	14	18	12	11	14	22	13	++	0	(–)
Rhytidiadelphus triquetrus	16	114	1	14	2	6	,3506	13	6	3	,3968	12	2	7	,1169	13	3	7	,2439	14	9	5	,2379	15	5	7	,3198	13	16	18	14	7	19	11	17	16	9	++	0	0
Sanionia uncinata	13	29	1	3	1	2		3	2	1		2	0	1		7	1	6	,1685	12	4	7	,7805	9	2	7	,0804	1	4	3	1	1	2	4	11	12	10		0	0
Sciuro-hypnum populeum	3	6	1	1	1	0		1	0	1		2	1	1		1	0	0		2	1	1		2	1	1		1	0	0	2	2	1	1	1	1	1			

Tabell 5.5 *(forts.)*

	Totalt 1988–2013			Endring i smårutefrekvens																								Endring i småruteforekomst										Per-si-	Tolket end-ring	
				1988–1993				1993–1998				1998–2003				2003–2008				2008–2013				1988–2013				88–93		93–98		98–03		03–08		08-13				
Art	Fl	Sr	%D	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n–	n+	n–	n+	n–	n+	n–	n+	n–	n+	stens	08–13	88–03
Sciuro-hypnum reflexum	33	224	1	21	7	9	,7943	24	4	19	**,0005**	29	17	10	***,0463***	27	14	9	,2407	24	9	11	,1987	21	9	11	,2236	29	32	16	60	72	35	45	38	29	57	+	0	0
Sciuro-hypnum starkei agg.	26	144	1	12	6	5	,7876	12	5	7	,9685	14	7	7	,5691	12	7	4	,5002	23	4	18	**,0049**	22	4	17	,0528	14	18	23	23	15	24	26	18	12	50	–	+	0
Straminergon stramineum	2	15	1	1	0	1		2	1	1		2	0	1		2	1	0		2	0	1		2	1	1		1	3	2	2	1	7	8	0	1	4			
Tetraphis pellucida	7	26	1	3	1	2		5	1	4	,4902	5	3	2	1,000	4	1	1		6	3	2	,5716	5	1	4	,2031	1	8	5	8	7	7	6	5	6	4		0	0
Sphagnum angustifolium	1	3	1	0	0	0		0	0	0		1	0	1		1	0	0		1	0	1		1	0	1		0	0	0	0	0	1	1	1	1	2			
Sphagnum centrale	2	18	6	1	1	0		1	0	1		1	0	1		2	1	1		2	0	2		2	1	1		5	0	0	1	0	2	3	5	2	4			
Sphagnum girgensohnii	11	92	21	8	1	4	,1675	8	4	1	,2031	9	0	7	**,0179**	9	3	1		9	1	5	,1058	9	0	6	***,0335***	3	8	6	2	2	13	6	4	4	11	++	0	+
Sphagnum quinquefarium	11	117	13	9	2	3	,8902	9	3	4	,3008	9	2	2		11	2	8	,1306	11	4	1	,5842	10	3	5	,2906	6	7	6	11	6	11	7	15	15	11	++	0	0
Sphagnum russowii	4	52	14	4	1	2		4	2	1		4	2	2		4	1	3		4	1	2		3	0	2		3	5	7	5	2	9	5	6	3	9			
Barbilophozia attenuata	16	66	1	10	1	8	**,0402**	12	7	3	,2547	12	4	4	,8857	10	8	1	***,0200***	8	1	6	,2008	11	3	7	,1000	5	29	19	14	15	14	19	6	7	18		0	0
Barbilophozia barbata	19	98	1	14	1	11	**,0053**	14	8	4	,8431	16	10	4	,0976	13	9	2	***,0221***	10	2	7	,0820	10	2	8	,1108	1	35	22	24	26	13	25	5	8	21	–	0	0
Barbilophozia floerkei	22	158	1	21	2	18	**,0018**	20	5	11	,2100	17	10	5	,0541	15	7	5	,1917	16	7	6	,9438	15	5	8	,1818	10	52	22	36	37	19	39	16	26	26	+	0	0
Barbilophozia hatcheri	4	16	1	2	0	1		3	2	1		3	2	0		2	1	1		3	1	2		3	1	2		2	8	6	3	5	1	1	5	1	2			
Barbilophozia lycopodioides	45	506	3	41	10	17	,1166	41	18	12	,0629	43	16	12	,6411	42	30	4	***<,0001***	40	8	22	**,0110**	43	21	10	***,0201***	38	63	61	29	51	44	110	15	39	75	++	+	–
Blepharostoma trichophyllum	14	55	1	9	2	7	,2261	12	4	6	,7527	10	6	1	,0708	10	1	7	**,0278**	12	6	4	,5327	9	1	8	**,0236**	5	13	9	11	11	4	4	17	16	11		0	(+)
Calypogeia azurea	17	97	1	11	3	6	,3075	12	6	5	,8201	15	3	11	,0784	13	7	2	,0850	14	5	6	,7528	14	7	7	,8242	10	16	14	14	9	23	32	9	26	23	– –	0	0
Calypogeia integristipula	19	77	1	12	2	9	,1849	13	5	3	,3543	10	6	2	,4367	13	2	9	**,0258**	16	7	6	,7514	15	5	10	,2639	7	15	18	11	14	8	6	18	18	23	–	0	0
Calypogeia muelleriana	37	268	1	25	8	16	,1689	24	8	12	,4183	24	9	11	,0545	30	12	15	,5058	35	17	13	,5901	30	9	18	,0618	36	57	45	46	25	58	69	51	52	68	–	0	0
Calypogeia neesiana	22	105	1	15	3	9	,0398	16	11	4	,0624	13	4	7	,2526	16	7	7	,9245	14	8	4	,1515	12	6	4	1,000	8	44	36	8	6	18	20	17	22	11	+	0	0
Calypogeia sphagnicola	1	16	1	0	0	0		1	0	1		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	0	1		0	0	0	5	0	10	2	1	0	2			
Cephalozia bicuspidata	17	60	1	10	5	3	,6690	6	4	0	,0890	7	3	3	1,000	9	2	5	,4290	14	4	8	,2561	14	5	8	,4342	13	10	11	4	4	11	7	10	11	22	–	0	0
Cephalozia lunulifolia	13	65	1	11	1	9	,0771	12	3	5	,4811	12	7	4	,1304	11	5	3	,6604	11	8	1	,0702	9	5	2	,3429	6	16	11	18	20	10	10	12	21	5	–	0	0
Cephaloziella sp.	2	5	1	1	0	1		2	0	2		2	2	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	1	1	3	3	0	0	1	1	0			
Chiloscyphus polyanthos	2	32	3	2	0	0		2	2	0		2	0	2		2	2	0		2	2	0		2	2	0		0	0	4	0	0	3	11	0	10	2			
Diplophyllum albicans	1	1	1	1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	1	1	0	0	0	0	0	0	0			
Diplophyllum taxifolium	7	22	1	6	3	3	,5887	5	3	1		5	1	3		4	2	0		3	1	0		5	3	2	,5862	4	6	7	3	3	5	6	0	2	1			0
Gymnocolea inflata	1	2	1	1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0		2	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Lepidozia reptans	7	18	1	2	1	1		4	0	3		4	1	0		4	2	2		5	1	3		6	1	5	,0863	1	1	1	4	3	2	2	6	4	5			0
Lophocolea bidentata	2	19	2	2	1	1		2	1	1		2	0	1		2	0	1		2	2	0		1	0	1		1	3	2	2	0	4	2	4	4	0			
Lophocolea heterophylla	57	609	1	46	9	32	**,0004**	49	25	20	,5736	55	16	31	**,0086**	54	31	14	***,0118***	50	27	17	,2016	48	19	26	,4114	56	138	103	82	72	145	168	85	161	125	+	0	0
Lophozia longidens	2	7	1	1	0	1		1	0	0		2	0	1		2	1	1		1	1	0		1	0	1		0	1	1	1	1	2	1	2	3	2			
Lophozia obtusa	30	201	1	25	4	18	**,0111**	26	13	10	,6662	29	9	15	,1426	25	24	1	***,0001***	15	5	8	,1228	17	9	7	,7155	20	52	39	33	30	52	85	7	18	52	+	0	0
Lophozia ventricosa agg.	23	98	1	15	3	11	**,0166**	17	4	10	,2483	17	13	3	***,0459***	13	8	5	,4174	12	6	4	,5602	14	7	7	,9241	6	28	20	30	33	15	20	15	17	12	+	0	0
Mylia taylorii	1	2	1	1	0	1		1	1	0		1	0	0		1	1	0		0	0	0		1	1	0		0	1	1	0	1	1	1	0	0	0			
Plagiochila asplenioides	40	375	3	39	15	16	,9279	37	14	15	,5199	35	13	14	,8839	36	14	16	,8749	36	10	17	,0955	40	16	20	,1832	42	41	42	38	49	50	49	46	36	57	++	0	0
Plagiochila porelloides	7	21	1	6	1	3		6	1	0		5	1	1		5	2	1		4	3	1		6	3	2	,4098	3	4	1	0	1	1	5	2	6	1			0
Ptilidium ciliare	14	76	1	13	0	10	**,0043**	13	6	6	,8410	11	6	2	,2900	9	7	2	,3105	6	2	4	,4568	10	5	5	,5311	3	22	16	18	18	12	18	14	7	12	+	0	0
Ptilidium pulcherrimum	11	32	1	6	3	3	1	9	1	7	,0562	8	8	0	***,0119***	3	2	0		7	1	5	,1294	8	2	5	,9301	5	5	4	18	18	3	5	2	2	6		0	0
Scapania nemorea	1	1	1	1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	1	1	0	0	0	0	0	0	0			
Scapania scandica	2	2	1	1	0	1		2	1	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	1	1	1	1	0	0	0	0	0			
Tritomaria quinquedentata	10	47	1	8	0	8	**,0130**	8	6	1	***,0494***	8	1	5	,3951	8	6	1	,2325	8	3	3	,8241	6	2	4	,3741	1	19	18	7	7	12	13	7	8	5		0	0
Cladonia chlorophaea agg.	5	10	1	3	1	2		4	0	2		4	3	0		1	1	0		1	0	1		2	1	1		1	2	3	5	5	1	1	0	0	1			
Cladonia coniocraea	7	21	1	4	1	1		3	3	0		4	0	2		4	3	0		2	1	1		5	4	1	,4164	3	3	8	2	2	4	5	0	1	3			0
Cladonia digitata	1	4	1	1	0	1		1	0	0		1	0	1		1	1	0		1	0	0		1	0	1		0	1	1	1	0	2	2	0	0	0			

Tabell 5.6 *Endring i kryptogamarters mengde (moser og lav) i furuskog (deldatasett B) i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988–2013. For forklaring, se* ***tabell 5.3****.*

	Totalt			Endring i smårutefrekvens																								Endring i småruteforekomst										Per-	Tolket end-	
	1988–2013			1988–1993				1993–1998				1998–2003				2003–2008				2008–2013				1988–2013				88–93		93–98		98–03		03–08		08-13		si-	ring	
Art	Fl	Sr	%D	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n	n–	n+	P	n–	n+	n–	n+	n–	n+	n–	n+	n–	n+	stens	08–13	88–03
Aulacomnium palustre	3	8	1	3	2	0		2	0	2		2	2	0		1	1	0		0	0	0		3	3	0		2	0	0	2	3	0	3	0	0	0			
Dicranum drummondii	20	86	1	11	4	4	,9432	10	2	5	,3429	14	6	7	,9716	14	4	7	,9638	13	6	6	,5230	13	6	6	,1930	7	9	6	16	19	15	14	11	12	18	+	0	0
Dicranum fuscescens	25	185	1	19	1	16	**,0006**	20	8	9	,7388	24	6	12	,1654	23	11	6	,2056	20	10	6	,1748	18	5	12	,1385	6	49	38	42	20	43	51	30	42	20	+	0	0
Dicranum majus	8	81	5	6	1	2		6	1	3		6	3	1		7	3	3	,9141	7	2	3	1,000	8	3	4	,8646	6	6	6	16	6	7	12	8	11	8		0	0
Dicranum montanum	3	24	1	3	1	0		3	1	2		3	3	0		3	3	0		1	1	0		3	3	0		2	0	5	9	12	2	5	0	1	0			
Dicranum polysetum	26	180	2	22	11	4	***,0272***	22	6	9	,5645	23	8	10	,7574	23	12	6	***,0450***	23	5	13	,1058	23	10	9	,7304	28	14	20	24	18	20	33	13	15	39	+	0	0
Dicranum scoparium	37	389	2	33	13	18	,1964	33	13	12	,7881	35	17	13	,6418	34	22	9	***,0368***	35	8	22	**,0152**	35	11	20	,0642	34	53	71	58	64	63	73	52	42	93	+	+	(+)
Dicranum spurium	11	51	1	7	4	2	,7463	7	1	4	,1362	10	4	5	1,000	10	3	5	,8307	9	5	2	,6646	6	3	3	,8241	5	4	4	14	16	12	11	10	7	4		0	0
Hylocomiastrum umbratum	2	2	1	0	0	0		1	0	1		2	1	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0	1	1	1	1	0	0	0			
Hylocomium splendens	12	102	10	8	2	3	,7656	8	2	4	,1389	8	1	3		11	2	7	,0532	11	2	5	,9314	12	2	8	,1127	5	6	4	12	7	11	7	21	13	10	++	0	0
Leucobryum glaucum	11	38	1	6	2	1		8	1	6	,1934	9	1	7	**,0326**	9	4	1	,1308	9	3	4	,6698	10	1	8	**,0218**	2	2	2	8	5	16	9	3	7	13		0	(+)
Plagiothecium laetum agg.	4	13	1	3	0	2		3	2	1		1	1	0		2	2	0		2	1	1		2	1	1		0	5	4	7	5	0	3	0	1	1			
Plagiothecium undulatum	1	5	2	1	0	0		1	0	1		1	1	0		1	0	0		1	0	1		1	0	1		0	0	0	3	1	0	0	0	0	1			
Pleurozium schreberi	38	560	15	36	9	6	,1808	36	9	9	,6408	37	8	13	,4698	38	8	8	,7715	37	6	9	,4048	38	11	13	,9087	40	20	30	25	31	29	28	28	19	30	++	0	0
Pohlia nutans	20	95	1	17	10	5	,4041	18	6	9	,1559	17	16	0	***,0004***	9	6	1	***,0473***	6	5	1	,1058	15	15	0	***,0007***	23	17	9	21	41	5	19	3	11	4	+	(–)	– – –
Polytrichum commune agg.	8	27	2	7	1	3		7	2	3	,5716	5	2	2		5	1	3		5	2	2		6	4	2	,8241	1	3	3	5	3	3	3	3	5	3			0
Polytrichum juniperinum	4	42	7	3	1	2		3	2	1		4	2	2		4	3	0		3	1	1		3	1	2		2	4	4	2	4	2	3	0	1	2			
Ptilium crista-castrensis	7	85	6	7	2	4	,6716	7	3	4	,3008	7	2	3	,5862	7	4	2	,2878	7	0	6	**,0335**	7	2	5	,2350	12	16	7	12	5	8	9	3	1	14		+	0
Racomitrium heterostichum agg.	2	9	1	1	1	0		1	1	0		1	1	0		0	0	0		1	0	1		2	1	1		1	0	4	3	3	0	0	0	0	1			
Racomitrium lanuginosum	6	38	1	5	5	0	,0545	4	3	1		5	2	2		6	4	2	,4530	4	3	0		5	5	0	,0533	9	0	8	6	7	10	7	4	7	1			–
Rhytidiadelphus loreus	1	8	1	1	0	1		1	0	0		1	1	0		1	1	0		1	0	0		1	0	1		0	5	2	2	2	1	3	1	1	1			
Sanionia uncinata	1	1	0	1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	1	0		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0			
Sciuro-hypnum starkei	1	1	1	0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		1	0	1		1	0	1		0	0	0	0	0	0	0	0	0	1			
Straminergon stramineum	2	28	2	2	2	0		2	1	0		2	2	0		1	0	1		1	0	1		2	2	0		6	0	4	1	18	0	1	2	1	3			
Sphagnum angustifolium	1	10	5	1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	0	1		0	3	1	0	0	3	7	0	0	10			
Sphagnum capillifolium	16	112	8	15	9	4	,0692	12	9	1	***,0270***	11	5	4	,9007	12	6	2	,1067	13	2	7	,1166	16	11	3	***,0190***	22	5	26	5	8	8	9	3	6	18	++	0	–
Sphagnum quinquefarium	5	65	18	5	4	0		5	3	0		5	0	4		5	1	2		5	1	4	,5716	5	3	1		15	2	7	0	2	8	2	15	8	6		0	
Sphagnum russowii	1	16	18	1	0	1		1	0	1		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	0	1		0	1	0	1	1	6	3	1	0	2			
Anastrophyllum minutum	1	2	1	1	1	0		0	0	0		0	0	0		1	0	1		1	1	0		1	1	0		1	0	0	0	0	0	0	1	1	0			
Barbilophozia attenuata	6	24	1	3	1	2		4	2	2		3	1	0		2	1	1		4	1	3		5	1	4	,3408	2	8	7	5	7	2	1	5	2	6			
Barbilophozia barbata	2	10	1	1	0	1		1	0	1		1	1	0		1	0	1		2	0	2		2	0	2		0	2	1	2	3	0	0	1	1	7			
Barbilophozia floerkei	21	153	1	18	11	1	*,0060*	16	5	6	,6518	17	13	3	,0549	15	10	4	,0889	13	4	8	,0522	19	13	5	***,0099***	52	9	19	19	33	11	23	10	10	28	++	0	–
Barbilophozia lycopodioides	13	81	1	10	4	3	,7737	11	7	2	,1246	8	4	1	,1198	7	2	3	,6845	8	2	6	,0756	12	7	5	,6647	11	8	13	4	13	5	13	8	3	13	+	0	0
Calypogeia muelleriana	1	1	1	1	1	0		0	0	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0		1	1	0		1	0	0	0	0	1	1	0	0	0			
Calypogeia neesiana	7	30	1	5	3	1		3	2	1		3	0	3		4	3	1		5	1	4	,2228	7	3	3	,8330	8	2	6	1	2	10	8	4	2	11		0	0
Calypogeia sphagnicola	4	21	1	4	3	0		4	1	3		3	0	1		3	3	0		2	1	1		4	4	0		17	1	1	4	2	4	8	1	2	1			
Cephalozia bicuspidata	1	1	1	0	0	0		1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0	1	1	0	0	0	0	0			
Cephalozia lunulifolia	1	6	1	1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	0	1		1	0	0	3	2	1	1	3	2	0			
Cephaloziella sp.	12	66	1	8	3	3	,8335	9	2	4	1,000	9	6	0	***,0350***	8	3	4	,3061	6	5	1	,0899	8	6	2	,1212	17	16	15	14	18	5	5	15	17	2	– –	0	0
Lophocolea heterophylla	4	15	1	2	1	1		2	1	0		1	0	0		3	2	1		2	2	0		2	1	0		1	4	3	1	2	3	4	3	3	0			

Tabell 5.6 *(forts.)*

	Totalt 1988–2013			Endring i smårutefrekvens																				Endring i småruteforekomst										Per-si-	Tolket end-ring	
				1988–1993				1993–1998				1998–2003				2003–2008				2008–2013				1988–2013				88–93		93–98		98–03		03–08		08-13				
Art	**Fl**	**Sr**	**%D**	**n**	**n–**	**n+**	**P**	**n**	**n–**	**n+**	**P**	**n**	**n–**	**n+**	**P**	**n**	**n–**	**n+**	**P**	**n**	**n–**	**n+**	**P**	**n**	**n–**	**n+**	**P**	**n–**	**n+**	**n–**	**n+**	**n–**	**n+**	**n–**	**n+**	**n–**	**n+**	**stens**	**08–13**	**88–03**
Lophozia obtusa	2	2	1													2	0	2		2	2	0		0	0	0								0	2	2	0			
Lophozia ventricosa agg.	7	50	1	5	3	2	1,000	5	1	3		6	3	1		6	3	2	,7865	6	3	3	,5982	6	3	3	,8321	11	11	4	14	19	7	8	11	5	14		0	0
Plagiochila asplenioides	1	2	1	1	0	0		1	0	0		1	1	0		1	0	1		1	1	0		1	1	0		0	0	0	0	1	0	0	1	1	0			
Ptilidium ciliare	33	217	1	31	19	7	***,0084***	29	17	9	,2579	24	13	10	,2264	20	14	4	***,0162***	19	5	12	**,0170**	31	25	5	***,0010***	54	21	49	32	40	28	43	11	17	44	+	+	– –
Ptilidium pulcherrimum	3	6	1	1	0	1		2	1	1		1	1	0		2	0	2		2	2	0		0	0	0		0	1	1	4	4	0	0	2	2	0			
Cetraria islandica agg.	17	126	7	15	4	5	,7135	17	6	6	,3505	17	8	4	,1660	13	4	2	,3951	12	4	3	1,000	14	7	4	,7856	11	13	10	16	14	7	12	5	5	8	++	0	0
Cladonia arbuscula agg.	16	142	2	16	5	9	,3043	15	11	3	***,0106***	14	9	1	,0574	11	5	4	,4331	12	5	5	,8359	15	14	1	***,0026***	18	26	45	11	33	12	25	14	14	16	++	0	– –
Cladonia bellidiflora	14	108	2	11	6	4	,2346	11	2	5	,3491	12	2	8	,0850	12	7	3	,1358	12	4	4	,9428	11	3	6	1,000	21	9	11	19	7	23	23	8	14	15	+	0	0
Cladonia carneola	1	1	1	1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0			1	1	0	0	0	0	0	0	0			
Cladonia cenotea	1	1	1	1	0	1		1	1	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	0	0		0	1	1	0	0	0	0	0	0	0			
Cladonia chlorophaea agg.	23	237	2	22	5	9	,3397	23	13	7	,1095	23	17	3	***,0012***	21	12	6	,1728	18	14	3	***,0027***	21	19	1	***,0003***	24	34	44	26	69	19	43	27	61	12	++	– –	– – –
Cladonia coccifera agg.	9	69	1	9	0	8	**,0131**	9	5	2	,1747	8	5	2	,1883	5	4	1	,1308	6	4	2	,6707	6	4	2	,5992	3	28	28	12	16	9	13	6	10	8		0	0
Cladonia coniocraea	3	7	1	2	0	1		2	1	1		1	1	0		0	0	0		1	0	1		2	1	1		0	1	2	4	4	0	0	0	0	1			
Cladonia cornuta	3	13	1	3	1	2		3	0	2		3	3	0		1	1	0		1	0	1		2	1	1		3	4	2	5	6	1	3	0	0	2			
Cladonia crispata	1	7	1	1	0	0		1	1	0		1	0	0		1	0	1		1	1	0		1	1	0		0	0	5	0	0	0	0	2	2	1			
Cladonia deformis	9	51	1	4	1	1		7	2	4	,5898	9	1	6	**,0498**	9	5	4	,7630	7	4	1	,1344	7	3	3	,8302	8	5	6	11	2	20	21	11	17	6		0	0
Cladonia furcata	5	10	1	4	3	0		2	2	0		0	0	0		2	0	2		2	2	0		4	4	0		6	1	2	0	0	0	0	2	2	0			
Cladonia gracilis	6	47	1	5	1	1		5	0	4		6	3	2	,6845	6	1	4	,4795	6	4	2	,5951	4	2	2		2	2	2	18	15	6	10	7	7	7		0	
Cladonia macilenta	4	8	1	3	0	3		4	1	2		3	2	0		1	0	0		1	1	0		0	0	0		0	3	3	4	3	0	1	1	1	0			
Cladonia rangiferina	23	203	2	22	13	5	,4629	19	10	4	,1442	19	11	4	***,0370***	19	8	7	,3218	20	8	3	,0864	23	19	4	***,0006***	29	26	40	23	49	20	25	17	25	11	++	(–)	– – –
Cladonia squamosa	10	70	1	9	3	6	,1870	10	4	5	,9044	10	7	2	,0528	8	5	2	,1213	8	5	1	,1198	9	6	2	,0572	7	16	19	17	18	8	19	8	9	2		0	0
Cladonia sulphurina	8	32	1	7	3	2	,2763	7	4	3	,7925	5	4	1	,1362	4	1	3		4	2	1		7	5	2	,1058	11	5	6	9	17	3	1	6	6	1			0
Cladonia uncialis	11	91	1	9	4	4	,9438	9	3	4	,8646	10	5	4	,8514	8	6	1	,1471	8	5	3	,3204	9	6	2	,1212	15	13	10	12	11	10	19	10	21	10		0	0

Tabell 5.7 *Sammenhenger mellom kryptogamarter (mose- og lavarter) det er observert signifikant mengdeendring for (i en eller annen tidsperiode) og disse artenes størrelsesavvik i forhold til gjennomsnittsstørrelsen for kryptogamarter som er testet for mengdeendring, testet ved bruk av en randomiseringstest (se teksten for detaljert forklaring). Den relative størrelsesindeksen R_0 angir forholdstallet mellom gjennomsnittlig størrelse (angitt på en skala fra 1 til 9 som gjenspeiler skuddstørrelse på en 2-logaritmisk skala) for kryptogamarter det er observert signifikant mengdeendring for, og alle kryptogamarter som ble testet for mengdeendring ($R_0 > 1$ angir at kryptogamarter det er observert signifikant mengdeendring for, gjennomgående er større enn gjennomsnittsarten; $R_0 < 1$det motsatte. Testene er gjort mot alternativhypotesen $R \leq R_0$ (små arter går mer fram, resp. tilbake, enn gjennomsnittsarten) når $R_0 < 1$ og mot alternativhypotesen $R \geq R_0$ (store arter går mer fram, resp. tilbake, enn gjennomsnittsarten) når $R_0 > 1$. Tester er bare utført når antallet arter med signifikant økning resp. tilbakegang er større enn forventet ut fra tilfeldigheter (se* ***tabell 5.2****).*

Skogtype	Periode	n	n+	R_0	P-verdi for test mot alternativ $R \leq R_0$ (små arter går mer fram enn store)	P-verdi for test mot alternativ $R \geq R_0$ (store arter går mer fram enn små)	n–	R_0	P-verdi for test mot alternativ $R \leq R_0$ (små arter går mer tilbake enn store)	P-verdi for test mot alternativ $R \geq R_0$ (store arter går mer tilbake enn små)
Granskog	1988–1993	43	**18**	0,946	0,1764		0			
	1998–2003	39	**9**	1,244		**0,0020**	**5**	0,874	0,1817	
	2003–2008	40	3				**8**	0,957	0,3626	
	2008–2013	42	**5**	1,129		0,1605	1			
	1988–2013	48	**8**	1,196		**0,0234**	2			
Furuskog	1988–1993	25	2				**3**	1,000	–	–
	1998–2003	25	2				**4**	0,755	**0,0438**	
	2003–2008	28	0				**4**	0,947	0,3476	
	2008–2013	29	**3**	1,105		0,3063	1			
	1988–2003	31	1				**7**	1,000	–	–

Tabell 5.8 *Endring i artsantall i 1-m² prøveflater (artstetthet) i overvåkingsområdet Solhomfjell 1988–2013. n er antall prøveflater. M og S.D. er middel og standardavvik for endring i artsantall i angitt tidsperiode. n-, n+ er antall prøveflater med reduksjon, resp. økning i artsantall. P refererer til en Wilcoxon ett-utvalgstest av hypotesen om at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative hypotesen. Signifikant endring (P ≤ 0,05) i artsantall er med uthevet P-verdi.*

Artsgruppe og skogtype	n	Midlere artstetthet						Endring 1988–1993					Endring 1993–1998					Endring 1998–2003					Endring 2003–2008					Endring 2008–2013					Endring 1988–2013				
		1988	1993	1998	2003	2008	2013	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P
Karplanter																																					
Rikere granskog (A1)	25	14,88	14,16	13,48	13,56	12,76	12,64	12	5	–0,72	1,57	,0530	13	3	***–0,68***	1,11	***,0083***	9	9	0,08	1,44	,9117	13	7	–0,80	2,20	,1090	9	11	–0,12	1,90	,9694	20	4	***–2,24***	2,59	***,0008***
Fattig granskog (A2)	36	7,72	7,58	6,94	7,08	6,61	6,47	11	13	–0,14	1,40	,9805	19	7	***–0,64***	1,15	***,0047***	11	11	0,14	1,73	,8451	17	7	***–0,47***	1,32	***,0372***	13	10	0,14	1,33	,5219	25	7	**–1,25**	1,95	***,0009***
Lyngfuruskog (B1)	21	5,62	5,00	5,00	4,90	4,71	5,10	13	4	***–0,62***	1,16	***,0285***	4	6	0,00	1,30	,6223	8	5	–0,09	1,04	,5483	7	3	–0,19	1,08	,3404	5	10	0,38	1,20	,1803	7	4	–0,52	1,50	,1374
Lavrik furuskog (B2)	18	5,17	4,44	4,78	5,67	4,77	5,50	10	1	***–0,72***	0,96	***,0067***	2	4	0,33	1,03	,3455	3	11	**0,89**	1,41	**,0227**	10	0	***–0,89***	0,96	***,0050***	1	11	**0,72**	0,83	**,0057**	5	10	0,33	1,46	,4299
Kryptogamer																																					
Rikere granskog (A1)	25	11,84	13,88	14,52	14,20	13,88	14,48	2	18	**2,04**	2,61	**,0025**	6	12	0,64	1,96	,1213	11	8	–0,32	2,43	,5559	12	9	–0,40	2,33	,6087	8	12	0,60	2,33	,2409	5	18	**2,64**	3,35	**,0008**
Fattig granskog (A2)	36	11,50	13,44	13,47	12,92	12,53	12,17	7	24	**1,94**	2,64	**,0002**	14	12	0,03	2,36	,9694	15	15	–0,56	2,84	,4715	17	12	–0,39	2,10	,3926	15	13	–0,36	2,64	,5476	11	23	0,67	3,99	,2756
Lyngfuruskog (B1)	21	7,81	8,14	7,86	7,14	6,62	6,48	5	10	0,22	1,28	,2889	9	6	–0,28	1,38	,4269	10	3	**–0,71**	1,23	***,0185***	11	5	–0,52	1,25	,0659	9	5	–0,14	1,11	,4164	14	5	***–1,33***	2,71	***,0346***
Lavrik furuskog (B2)	18	13,56	13,78	14,33	12,72	12,06	11,22	5	7	0,64	1,52	,6318	5	9	0,56	1,50	,1635	11	2	**–1,61**	2,20	***,0112***	12	3	–0,67	2,38	,1603	11	5	–0,83	3,57	,2294	13	3	***–2,33***	3,96	***,0226***
Bladmoser																																					
Rikere granskog (A1)	25	8,08	9,28	9,68	9,48	9,36	10,24	3	16	**1,20**	1,94	**,0123**	6	8	0,40	1,50	,2219	12	8	–0,20	1,97	,5934	11	10	–0,12	1,39	,7180	7	17	**0,88**	1,90	**,0476**	6	17	**2,16**	2,87	**,0021**
Fattig granskog (A2)	36	6,19	6,83	7,17	6,94	6,89	7,33	3	17	**0,64**	1,31	**,0097**	6	14	0,33	1,39	,1272	12	10	–0,22	1,53	,4857	15	10	–0,06	1,31	,8895	7	16	0,44	1,71	,1599	6	21	**1,14**	2,02	**,0017**
Lyngfuruskog (B1)	21	4,29	4,52	4,67	4,57	4,24	4,62	4	6	0,24	0,94	,2430	2	4	0,14	0,65	,3741	7	5	–0,10	0,94	,6745	7	3	–0,33	0,91	,1113	4	8	0,38	1,20	,1711	4	9	0,33	1,24	,2803
Lavrik furuskog (B2)	18	5,11	5,11	5,61	5,39	4,94	5,17	5	6	0,00	1,08	1,000	1	9	**0,50**	0,71	**,0147**	7	6	0,22	1,31	,5130	8	5	–0,39	1,38	,2922	6	8	0,17	1,34	,6940	7	8	0,06	1,30	1,000
Levermoser																																					
Rikere granskog (A1)	25	3,68	4,44	4,68	4,48	4,28	4,20	4	14	**0,76**	1,56	**,0354**	5	9	0,24	1,01	,2505	9	5	–0,20	1,41	,4362	9	5	–0,20	1,71	,4179	8	5	–0,08	1,32	,6369	4	10	0,52	1,50	,1229
Fattig granskog (A2)	36	4,69	5,94	5,67	5,31	5,00	4,78	7	22	**1,25**	0,97	**,0017**	15	9	–0,28	1,03	,3616	14	12	–0,36	1,26	,3050	12	8	–0,31	1,33	,2844	12	11	–0,22	1,71	,5441	13	15	0,08	2,56	1,000
Lyngfuruskog (B1)	21	2,05	2,24	1,86	1,33	1,38	1,29																														
Lavrik furuskog (B2)	18	2,33	1,67	2,00	1,78	1,44	1,56																														
Lav																																					
Rikere granskog (A1)	25	0,00	0,04	0,08	0,08	0,04	0,04																														
Fattig granskog (A2)	36	0,17	0,17	0,14	0,11	0,03	0,06																														
Lyngfuruskog (B1)	21	0,90	0,86	0,81	0,71	0,52	0,57																														
Lavrik furuskog (B2)	18	5,61	6,56	6,39	5,17	5,17	4,50	2	11	**0,94**	1,43	**,0209**	5	5	–0,17	1,04	,4575	12	3	**–1,22**	1,59	***,0078***	8	3	0,00	1,41	,5382	10	4	–0,67	1,57	,1083	11	5	–1,11	2,37	,0720

Tabell 5.9 *Forflytning av permanente prøveflater i overvåkingsområdet Solhomfjell langs DCA-ordinasjonsakser 1 og 2 (ordinasjon av 100 prøveflater × 6 analysetidspunkter; akser skalert i S.D.-enheter) gjennom tidsperioden 1988–2013. n er antall prøveflater. M og S.D. er middel og standardavvik for forflytning av prøveflater i angitt tidsperiode. n-, n+ er antall prøveflater med lavere, resp. høyere prøveflateskår ved slutten av perioden enn ved periodens begynnelse. P refererer seg til en Wilcoxon ett-utvalgstest av hypotesen at medianforflytningen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative hypotesen. Signifikant forflytning (P ≤ 0,05) er markert med uthevet P-verdi.*

Artsgruppe og skogtype	n	Midlere flateskår						Forflytn. 1988–1993					Forflytn. 1993–1998					Forflytn. 1998–2003					Forflytn. 2003–2008					Forflytn. 2008–2013					Forflytn. 1988–2013				
		1988	1993	1998	2003	2008	2013	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P
DCA-akse 1																																					
Rikere granskog (A1)	25	1,30	1,40	1,45	1,41	1,49	1,41	3	21	,102	,090	,0001	6	19	**,049**	,075	**,0033**	15	10	–,032	,132	,4117	6	18	**,073**	,108	**,0031**	15	8	–,039	,113	,0591	3	22	**,152**	,142	**,0002**
Fattig granskog (A2)	36	2,32	2,33	2,32	2,30	2,34	2,34	18	18	**,011**	,093	**,5877**	23	12	–,014	,084	,1790	16	17	–,016	,101	,8092	15	19	,043	,127	,1176	19	16	–,006	,157	,8698	15	19	,019	,177	,5325
Lyngfuruskog (B1)	21	4,10	4,05	4,00	3,98	3,89	3,91	17	3	***–,048***	,078	***,0782***	14	6	–,044	,098	,0544	11	9	–,028	,077	,1451	17	3	**,085**	,081	**,0003**	8	12	,017	,082	,3904	19	2	***–,188***	,178	***,0007***
Lavrik furuskog (B2)	18	4,89	4,95	4,90	4,80	4,71	4,59	7	10	,061	,110	,0520	12	6	–,047	,125	,0772	15	3	***–,105***	,135	***,0028***	14	3	***–,086***	,076	***,0013***	15	1	***–,127***	,128	***,0013***	17	1	***–,303***	,181	***,0004***
DCA-akse 2																																					
Rikere granskog (A1)	25	1,95	1,99	2,04	1,99	1,97	1,92	9	15	**,043**	,105	**,0485**	6	18	**,052**	,090	**,0100**	18	7	**,057**	,089	**,0062**	15	10	–,017	,116	,4923	15	7	–,053	,133	,0768	12	13	–,032	,186	,4350
Fattig granskog (A2)	36	1,88	1,91	1,95	1,87	1,84	1,82	12	23	,036	,138	,0825	12	23	,033	,105	,1379	24	9	***–,072***	,155	***,0059***	26	10	–,033	,143	,0732	21	14	,022	,133	,2760	22	13	,057	,218	,1518
Lyngfuruskog (B1)	21	1,51	1,56	1,56	1,59	1,60	1,58	3	17	**,050**	,063	**,0016**	7	12	,005	,044	,7614	4	16	**,025**	,051	**,0453**	5	14	,014	,081	,2346	10	10	,018	,058	,2316	3	18	**,076**	,120	***,0101***
Lavrik furuskog (B2)	18	1,34	1,36	1,38	1,40	1,43	1,45	7	10	,024	,071	,2263	6	10	,022	,065	,2546	5	12	,021	,040	,0576	6	11	,021	,049	,1120	4	12	**,024**	,054	**,0359**	1	17	**,111**	,092	***,0005***

gaukesyre *Oxalis acetosella*. Mange av artene i gruppa med moderate næringskrav, som fikk sine mengder redusert i periodene 1988–98 og 2003–08, økte også i mengde (noen av dem svakt) fra 2008 til 2013: hvitveis *Anemone nemorosa*, sauetelg *Dryopteris expansa* agg., fugletelg *Gymnocarpium dryopteris* og hengeving *Phegopteris connectilis*. Reduksjonen i karplanteartsantall og endringen i retning av en artssammensetning typisk for fattig granskog, stoppet dermed også opp. Etter reanalysen i 2013 er det derfor ikke lenger grunnlag for å tale om et pågående artsendringsmønster for karplanter i Solhomfjell. Dette kan være en indikasjon på at det er i ferd med å innstille seg en dynamisk likevekt mellom karplanteartssammensetningen og jordas innhold av viktige plantenæringsstoffer. Artene som fortsatt er i tilbakegang, er klonale arter med langlevende enkeltskudd, som forekommer spredt og oftest i lav mengde i prøveflatene i Solhomfjell-området. Det er sannsynlig at disse artene fortsatt er inne i en negativ spiral der gradvis størrelses- og vitalitetsreduksjon fører til redusert forventet levealder for enkeltskudd, redusert forgreiningshyppighet og redusert kjønnet formering, og dårlig rekruttering av nye planter. Framtidige reanalyser vil vise om også disse artenes mengder vil stabilisere seg.

(2) Endringer i karplantevegetasjon i granskog som følge av nitrogendeposisjon. Fordi mengdeøkningen for smyle *Avenella flexuosa* som ble observert i perioden 1998–2003 (R. Økland & Nordbakken 2004), stoppet opp i perioden 2003–08, konkluderte Halvorsen et al. (2009b) at det ikke er empirisk støtte for et slikt endringsmønster. Observasjonene i 2013, av en sterkere signifikant økning i smårutefrekvens for smyle *Avenella flexuosa* enn i noen tidligere 5-årsperiode (se **tabell 5.3**) og av at også artens gjennomsnittlige dekning øker, gir ny aktualitet til dette endringsmønsteret. Resultatene fra de andre overvåkingsområdene i TOV (se kapittel 7) tyder imidlertid ikke på at det finner sted en systematisk mengdeøkning for smyle i de sørlige delene av landet, der nitrogendeposisjonen er størst (jf Anonym 2013b). Den nitrofile arten bringebær *Rubus idaeus*, som ble observert i én prøveflate i Solhomfjell i 2003, ble ikke gjenfunnet i 2013. Også dette mulige endringsmønsteret må vurderes på nytt når nye reanalyser foreligger.

(3) Endringer i karplantevegetasjon i granskog som følge av generell fortetting av tresjiktet. Den sterke artsmengdereduksjonen for karplanter som ble observert for perioden 2003–08, da hele åtte arter med ulike preferanser for rikere eller fattig granskog fikk sine mengder signifikant redusert (Halvorsen et al. 2009b), og som falt sammen med signifikant endring i artssammensetningen (langs DCA-akse 2) i retning av en artssammensetning typisk for vegetasjonen under trær og i tett skog, ledet til at Halvorsen et al. (2009b) framsatte en hypotese om et endringsmønster relatert til trebestandsutviklingen i området. Dette mønsteret gjenfinnes ikke i analyseresultatene for perioden 2008–13. Mengdereduksjonen fortsatte ikke for noen av de lite krevende artene som gikk sterkt tilbake i perioden 2003–08, og skogstjerne *Trientalis europaea* økte endog i mengde igjen. Intet konsistent forflytningsmønster langs DCA-akse 2 ble heller observert i perioden 2008–13. Som påpekt av Halvorsen et al. (2009b), har tresjiktet i Solhomfjell-området stort sett blitt tettere i perioden 1988–2008. Målinger av alle trær i storflatene foretatt i 2013, indikerer at volumtilveksten og tresjiktsfortettingen fortsetter, og antallet trær (> 2 m høye) i prøveflatene stadig øker (A.K. Wollan, pers. obs.). Enkelte flater har imidlertid blitt åpnet av trefall. Observasjonene av endringer i karplanteartsmengder, -artsantall pr prøveflate og -artssammensetning i perioden 2008–13 svekker hypotesen om at trebestandsutviklingen er en vesentlig driver for endringer i karplantevegetasjonen i granskogen i Solhomfjell. Dette bør imidlertid sjekkes ut gjennom detaljert analyse av relasjoner mellom artsendringer og endringer i treinnflytelse nær hver enkelt prøveflate.

(4) Endringer i kryptogamvegtasjonen i granskog forårsaket av klimaendringer. Det mest utpregete endringsmønsteret i Solhomfjell-området gjennom 1990-tallet og fram til 2003 var den massive økningen i mange mosearters mengde og økningen i bunnsjiktsdekning (R. Økland & Nordbakken 2004), som ble satt i sammenheng med gunstige klimaforhold for mosevekst (f.eks. T. Økland et al. 2004a). Resultatene av reanalyse i Solhomfjell i 2008 ga imidlertid grunn til å stille spørsmålstegn ved om dette endringsmønsteret, liksom endringene i karplantevegetasjonen i rikere granskog relatert til jordforsuring, var i ferd med å endre seg: signifikant mengdeøkning ble bare observert for tre arter i perioden 2003–08, blant andre etasjemose *Hy-*

locomium splendens, mens signifikant mengdereduksjon ble registrert for hele 8 arter med noe mindre gjennomsnittsstørrelse enn kryptogamarter flest. Halvorsen et al. (2009b) drøftet disse resultatene i lys av 'flaskehals-hypotesen', som først ble framsatt av R. Økland & T. Økland (1996) og som seinere er utviklet videre av R. Økland et al. (2000) og T. Økland et al. (2001, 2004a,b). 'Flaskehals-hypotesen' predikerer at mengdeøkningen for store moser fører til at åpninger i bunnsjiktet tettes igjen (økt bunnsjiktsdekning) og at moseskuddene blir stående tettere i mosematta. R. Økland & T. Økland (1996) viser for etasjemose *Hylocomium splendens* at med økende skuddtetthet øker sannsynligheten for at små skudd begraves i mosematta. Begravde skudd lider under lysmangel, vokser dårligere og dør oftest i løpet av få år (R. Økland 2000). R. Økland (2000, se også Rydin 1997) argumenterer for at denne mekanismen kan generaliseres til blandingsbestander bestående av flere arter, ved at små skudd og, mer generelt, små arter, vil stå i fare for å avta i mengde når 'flaskehalssituasjoner' oppstår som følge av gunstige forhold for mosevekst gjennom mange år samtidig som det ikke finner sted tilbakeslag på grunn av klima, smågnagertoppår eller andre kilder til forstyrrelse.

Endringsmønstrene for store og små moser i Solhomfjell for perioden 2003–08 ga ikke entydig støtte til flaskehalshypotesen (Halvorsen et al. 2009b), mens resultater fra andre overvåkingsområder i granskog (T. Økland & Bratli 2008, T. Økland et al. 2009b, 2012, Nordbakken et al. 2010) har pekt i retning av at en slik utvikling er på gang i deler av Sør-Norge. Halvorsen et al. (2009b) trakk spesielt fram det faktum at begge de to artene med desidert sterkest tilbakegang i perioden 2003–08 i Solhomfjell (gåsefotskjeggmose *Barbilophozia lycopodioides* og buttflik *Lophozia obtusa*) er levermoser som en mulig indikasjon på at en flaskehalssituasjon var i ferd med å oppstå. Reanalyseresultatene fra 2013 viser et konsistent og helt entydig bilde som passer inn i det langsiktige mønsteret av endringer i kryptogamvegetasjonen i granskog forårsaket av klimaendringer: (i) Det er flere mosearter som øker enn som avtar i mengde. (ii) Mengdeøkning blir først og fremst registrert for store bladmoser; sterkest signifikant mengdeøkning blir funnet for etasjemose *Hylocomium splendens*, også fjærmose *Ptilium crista-castrensis* øker signifikant i mengde. (iii) Den fuktighetskrevende, store torvmosearten grantorvmose *Sphagnum girgensohnii* er en av artene som øker signifikant i mengde. (iv) Bladmoseartsantallet pr flate økte signifikant i rikere granskog, og en mindre økning ble også registrert i fattig granskog. (v) Den negative utviklingen for gåsefotskjeggmose *Barbilophozia lycopodioides*, som ble registrert i perioden 2003–08, ble reversert. (vi) Bunnsjiktsdekningen økte kraftig i perioden 2008–13. (vii) Blant de åtte artene som økte signifikant i mengde i 25-årsperioden 1988–2013, finnes seks bladmosearter som er blant de største av mosene som er observert i Solhomfjell-området, og for første gang er gjennomsnittsstørrelsen på moser som øker signifikant i mengde siden 1988, signifikant større enn gjennomsnittsstørrelsen for testete moser. Resultatene fra 2013 indikerer altså at mosematta i skogbunnen i granskog i Solhomfjell ennå ikke har nådd en øvre tetthetsgrense, samtidig som det fortsatt finnes aktive prosesser som holder mikronisjer for mindre arter åpne. Fortettingen av bunnsjiktet kan imidlertid ikke fortsette i det uendelige. Dersom det ikke inntreffer hendelser som reduserer tettheten, vil den uvegerlig nå ei grense der den videre utviklingen vil måtte skje ved at store moser overvokser små moser. Da vil de mindre moseartene oppleve en 'flaskehalssituasjon'. Om denne grensa vil nås, og ved hvilken gjennomsnittsstetthet, trengs lengre tidsserier for å avklare.

Mangelen på tydelige populasjonstopper for smågangere i Solhomfjell etter 1988 (og i andre overvåkingsområder) har vært lansert som en mulig årsak, helt eller delvis, til nesten uavbrutt oppbygging av vitale populasjoner av store moser i granskog (Rydgren et al. 2007). Høsten 2013 var første gang siden 1988 at en betydelig andel (9 %) av skuddene av etasjemose *Hylocomium splendens* i Solhomfjell ble registrert som beitet av smågnagere (se kapittel 6). Dette førte til en liten reduksjon i mosedekning og populasjonsstørrelse for denne arten i utvalget av demografiruter i Solhomfjell i 2013 i forhold til i 2012. De få observasjonene av demografiutvikling i etasjemosepopulasjoner etter smågnagertoppår i overvåkingsområdene som hittil er gjort, indikerer at effektene på mosedekket er vanskelig å forutsi og at de kan variere fra sterk reduksjon til å forsterke pågående økning (kapittel 6). Værforholdene i og etter smågnagertoppåret kan ha betydning, på samme vis som de har betydning for revegeteringen etter andre former for forstyrrelse (Rydgren et al. 2004). Kompleksiteten i mekanismene som er involvert i det

pågående, langvarige endringsmønsteret for kryptogamer i granskog, som er styrket i perioden 2008–13, understrekes av at klimaendringer kan være årsak til at smågangersyklusene er sterkt svekket (Ims et al. 2008, Kausrud et al. 2008), men at dette er sterkt omdiskutert (Brommer et al. 2010).

(5) Endringer i karplantevegetasjon og kryptogamvegetasjon i furuskog som følge av kortvarige værfluktuasjoner, eventuelt også langsiktige klimaendringer. I 5-årsperioden 2003–08 ble en signifikant reduksjon i artstetthet for karplanter observert i lavfuruskogen, etter en signifikant økning i perioden 1998–2003. I perioden 2008–13 økte igjen det gjennomsnittlige karplanteartsantallet i lavfuruskogen i Solhomfjell, som følge av signifikant økning i mengde for vanlige arter som blåbær *Vaccinium myrtillus* og tyttebær *V. vitis-idaea*, nesten signifikant økning for krekling *Empetrum nigrum* og minimal endring for røsslyng *Calluna vulgaris* (som har fått sin mengde redusert i tidligere perioder). Samtidig ble mengdeøkning observert for flere mosearter, mens lavarter (og gjennomsnittlig lavartsantall) fortsatte å avta i lavfuruskogen. Til sammen resulterte disse endringene i signifikant forflytning av lavfuruskogsprøveflatene i retning av lyngfuruskogen. Nesten eksakt samme endringer ble observert for karplantearter i perioden 1998–2003; også da nyetablerte enkelte lyngarter seg i den lavrike furuskogen. Da ble disse endringene satt i sammenheng med at det ikke fant sted noen alvorlig tørkeperiode i løpet av 5-årsperioden (R. Økland & Nordbakken 2004), mens det motsatte mønsteret i perioden 2003–08 ble forklart som et resultat av sommertørke (Halvorsen et al. 2009). De systematiske endringene i lavfuruskogen i periodene 1998–03 og 2008–13 – økning i karplanteartsmengder, tilbakegang for lavarter og 'knausmosen' vegnikke *Pohlia nutans*, framgang for skogsmosearter med tyngdepunkt i lyngfuruskog og frisk granskog – og reverseringen av disse endringene i perioden 2003–08, utgjør et endringsmønster som gir sterk støtte til tildligere forklaringer basert på hypotesen framsatt av R. Økland & Eilertsen (1993) om at vegetasjonsgradienten fra blåbærgranskog via lyngfuruskog til lavrik furuskog først og fremst er en respons på en kompleks økologisk uttørkingsfaregradient, bl.a. forårsaket av en topografisk betinget variasjon i jorddybde. Uttørkingsfarehypotesen predikerer at artenes forekomstgrense langs gradienten er dynamisk, med nykolonisering av arter med begrenset uttørkingstoleranse i den tørreste delen av gradienten (den lavrike furuskogen) når det forekommer lengre perioder uten alvorlig tørke, mens lokal utdøing i tørkeår skyver forekomstgrensa tilbake mot blåbærgranskogen [som vist for enkeltarter av Erkamo (1958), Hiirsalmi (1969) og R. Økland & Bendiksen (1985)]. Nyfunn av to typiske granskogsarter, maiblom *Maianthemum bifolium* og strølundmose *Sciuro-hypnum starkei*, i lyngfuruskog i 2013, stemmer godt med disse prediksjonene. Resultatene fra Solhomfjell-området for enkeltperiodene 2003–08 og 2008–13 støtter også tidligere framsatte hypoteser (R. Økland & Nordbakken 2004) om at raskere kolonisering-avdøingsdynamikk i karplantesjiktet er en viktig medvirkende årsak til at artssammensetningen i den lavrike furuskogen er mer dynamisk enn i lyngfuruskogen (R. Økland & Eilertsen 1996). Framtidige overvåkingsresultater vil vise om dette endringsmønsteret representerer en dynamisk tilpasning til værfluktuasjoner, særlig sommertørke, i årene umiddelbart før analysene, eller om de er del av et konsistent endringsmønster som vil vedvare over tid fordi klimaet blir fuktigere.

(6) Endringer i lavvegetasjonen i furuskog som følge av nitrogendeposisjon. Tendensen til mengdereduksjon for lavarter i furuskog som har blitt registrert i tidligere 5-årsperioder, men som ikke ble observert i 2008 (Halvorsen et al. 2009b) er, i likhet med flere andre endringsmønstre i Solhomfjell, igjen forsterket i perioden fra 2008 til 2013. Mengdereduksjonen var signifikant for brunbeger *Cladonia chlorophaea* agg., men ingen lavarter hadde flere flater med økning enn med reduksjon i smårutefrekvens fra 2008 til 2013. For 25-årsperioden 1988–2013 har de to store og kvantitativt viktige makrolavartene i furuskog, lys reinlav *Cladonia arbuscula* agg. og grå reinlav *C. rangiferina*, fått antallet småruteforekomster redusert med ca 50%, mens reduksjonen for brunbeger *Cladonia chlorophaea* agg. er over 70%. R. Økland & Nordbakken (2004) pekte på at dette endringsmønsteret stemmer overens med disse artenes respons på nitrogengjødsling i flere eksperimentelle studier i furuskog (Mälkönen et al. 1982, Nygaard & Ødegaard 1993, van Dobben et al. 1993, Skrindo & R. Økland 2002). Sammenfall mellom tilbakegang for lavartene og ny mengdeøkning for smyle *Avenella flexuosa* (også i furuskogen, der arten i 2013 forekom i 9 småruter fordelt på 3 flater mens den i 2008 forekom i 4 småruter

fordelt på 2 flater), gir støtte til denne forklaringen. Begge disse mønstrene, tilbakegangen for lav og framgangen for smyle og andre arter med begrenset uttørkingstoleranse, er imidlertid konsistente med forventet resultat av værfluktuasjoner, særlig sommertørke, i årene umiddelbart før analysene. Det er derfor ikke mulig, på grunnlag av overvåkingsresultatene alene, å trekke klare konklusjoner om hvorvidt nitrogendeposisjon er en viktig medvirkende årsak til de observerte endringene i lavvegetasjonen i Solhomfjell.

5.4 Konklusjon

Overvåking av vegetasjon i Solhomfjell-området gjennom 25 år viser at det er en betydelig dynamikk i det boreale barskogsøkosystemet, og at denne dynamikken dels gjenspeiler kortvarige fluktuasjoner, dels langsiktige endringer, i økosystemet. I løpet av 25-årsperioden er seks mer eller mindre veldefinerte endringsmønstre identifisert. Reanalyse av de 100 prøveflatene i Solhomfjell i 2013, 61 i granskog og 39 i furuskog, bidrar vesentlig til å avklare hvilke av disse endringsmønstrene som representerer korttidsfluktasjoner og hvilke som representerer langtidstrender. To av endringsmønstrene, endringer i kryptogamvegetasjonen i granskog forårsaket av klimaendringer, og endringer i karplantevegetasjon og kryptogamvegetasjon i furuskog som følge av kortvarige værfluktuasjoner, eventuelt også langsiktige klimaendringer, framstår som sterke mønstre som er konsistente gjennom 25-årsperioden. I granskogen fortsetter økningen i bunnsjiktsdekning, først og fremst fordi store mosearter øker i mengde. Resultatene av reanalyse i Solhomfjell i 2013 indikerer imidlertid at tidligere rapporterte tendenser til reduksjon i mengde for små moser ikke er en nødvendig del av dette mønsteret, i hvert fall ikke med dagens bunnsjiktstetthet.

Også i furuskogen øker bunnsjiktsdekningen, først og fremst på grunn av at moser øker i mengde. Dette synes å være del av et konsistent mønster som både kan settes i sammenheng med fare for uttørking (ekstrem sommertørke) og som gir seg utslag både i kortvarige vegetasjonsfluktuasjoner (observerbare mellom reanalysetidspunkter) og langvarige endringer.

De øvrige fire endringsmønstrene er mindre sterke. Mønsteret endringer i artssammensetning i rikere granskog relatert til langvarig jordforsuring ser ut til, fra 1998 å løse seg opp i flere enkeltmønstre. Denne tendensen er kraftig forsterket i løpet av perioden 2008–13. For noen få arter med moderate mineralnæringskrav, ser mengdereduksjonen ut til å fortsette, mens de fleste artene i denne gruppa ser ut til å stabilisere seg på et lavere nivå eller igjen øke i mengde. Reanalysene i 2013 bekrefter at tidligere svake endringsmønstre som er satt i sammenheng med nitrogendeposisjon, endringer i karplantevegetasjon i granskog som følge av nitrogendeposisjon, og endringer i lavvegetasjonen i furuskog som følge av nitrogendeposisjon, fortsatt pågår og endog styrkes noe. Det siste endringsmønsteret, endringer i karplantevegetasjon i granskog som følge av generell fortetting av tresjiktet, som ble beskrevet på grunnlag av resultater av reanalysene i 2003 og 2008, lar seg ikke identifisere i reanalyseresultatene fra 2013.

Endringene som er påvist ved undersøkelser av undervegetasjonen i skog i Solhomfjell gjennom 25-årsperioden 1988–2013 styrker tidligere utsagn om at undervegetasjonen i skog er en samling særdeles følsomme indikatorer som responderer raskt på endringer i miljøforholdene. Dette understreker at strategien for integrert vegetasjonsøkologisk intensivovervåking som er benyttet i barskog i Norge, muliggjør tidlig identifisering av små endringer (T. Økland et al. 2001, 2004a,b). En av de viktigste årsakene til at endringsmønstrene i granskog i Solhomfjell-området har latt seg tolke, er tilgangen på data fra sammenliknbar vegetasjon i et stort antall områder med vegetasjonsøkologisk overvåking i granskog (T. Økland 1996), og som sammen med vegetasjonsovervåking i bjørkeskog (Bakkestuen et al. 2010) inngår i TOV-programmet og utgjør et nasjonalt nettverk av overvåkingsflater (T. Økland et al. 2004b). Tolkningene av endringer i furuskog i Solhomfjell-områder lider under mangel på tilsvarende sammenliknings-grunnlag, men furuskogsrutene i Solhomfjell er likevel viktige som referanse for endringene i granskogen i dette området.

6 Populasjonsundersøkelser av etasjemose i sju overvåkingsområder i granskog – resultater 2013

Rune Halvorsen

Allerede i 1988, det første året med vegetasjonsovervåking i skog i Norge, ble det flere steder observert betydelige 'moseskader', først og fremst avbleiking av moseskudd (Frisvoll 1989). Som en direkte følge av moseskadeobservasjonene, som ble satt i sammenheng med 'sur nedbør' (Frisvoll 1989, Flatberg 1994), ble det i 1990 startet populasjonsundersøkelser av en typisk stor skogsmose, etasjemose *Hylocomium splendens*, i sju overvåkingsområder i barskog; Solhomfjell-området (R. Økland & Eilertsen 1993) og seks av områdene som ble etablert i regi av NIJOS (nå Norsk institutt for skog og landskap) i perioden 1988–90; Paulen, Grytdalen, Rausjømarka, Otterstadstølen, Gutulia (granskog) og Granneset [se T. Økland (1996) og kapittel 7: **figur 7.1**]. Data fra denne tidsserien er tidligere bearbeidet til en lang rekke artikler i vitenskapelige tidsskrifter (bl.a. R. Økland 1995e, 1997b, 2000, R. Økland & T. Økland 1996, Rydgren & Økland 2002, R. Økland & Bakkestuen 2004, Rydgren et al. 2007, Bakkestuen et al. 2009). Hovedtrender i utviklingen i etasjemosepopulasjonene ble sist sammenstilt for perioden 1990–2009, da tidsserien rundet 20 år (Halvorsen 2010).

En hovedtrend i vegetasjonsutviklingen i overvåkingsområdene i granskog fra slutten av 1980-tallet til langt inn på 2000-tallet har vært at bunnsjiktsdekningen har økt og en signifikant mengdeøkning for etasjemose og andre store mosearter (R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland et al. 2001, 2004a,b, Halvorsen et al. 2009). Dette endringsmønsteret, som av Halvorsen et al. (kapittel 5) blir betegnet '*endringer i kryptogamvegetasjonen i granskog forårsaket av klimaendringer*', blir først og fremst blir forklart som et resultat av langvarig gunstige klimaforhold for mosevekst, men det er også flere ganger påpekt at den direkte effekten av klima kan ha blitt betydelig forsterket av nesten total mangel på smågnagertoppår mellom 1990 og 2010 (Rydgren et al. 2007, Halvorsen 2010, Halvorsen et al. kapittel 5). Mange ulike prosesser på individnivå kan resultere i endringer i arters mengde, målt som dekning og/eller smårutefrekvens. Mengdeøkning kan skyldes at flere nye individer kommer til enn som faller fra, og kan være resultat av økning i vegetativ (f.eks. ved forgreining) og/eller kjønnet formeringshastighet. Arters mengde, målt som dekning og/eller smårutefrekvens, kan imidlertid også endre seg uten at individtettheten endrer seg ved at enkeltindividene i gjennomsnitt blir større. De fleste plantearter kjennetegnes av en kompleks sammenheng mellom størrelse og både vegetativ og kjønnet formeringshastighet (Harper 1977, Hutchings 1986, R. Økland 1995e, Bakkestuen et al. 2009). Demografiske studier, dvs studier der enkeltindividers skjebne og størrelsesutvikling blir fulgt over lang tid, er derfor nødvendig for å avsløre hvilke mekanismer som er den umiddelbare årsaken til observerte mengdeendringer, og er viktig for å klargjøre de underliggende årsakene til mengdeendringene.

Populasjonsundersøkelsene av etasjemose i de sju overvåkingsområdene i granskog fram til 2009 (Halvorsen 2010) viste: (1) at mengdeøkningen for etasjemose først og fremst skyldes en kraftig økning i skuddtetthet (antallet etasjemoseskudd pr arealenhet) forårsaket av høye vegetative forgreiningsrater; (2) at gjennomsnittlig skuddstørrelse har økt, noe som indikerer at mosen har hatt stabile og gode vekstvilkår i perioden (bl.a. lange vekstsesonger); (3) at økningen i skuddstørrelse har bidratt til økningen i forgreiningsratene; og (4) at etasjemosen har kolonisert mange tidligere åpne flekker i skogbunnen samtidig som det har skjedd en fortetting av mosematta. Halvorsen (2010) drøftet hvorvidt lange perioder uten klare smågangerpopulasjonstopper kan ha påvirket endringsforløpet, men datamangel [i perioden 1990–2009 ble sterk smågangereffekt (mer enn 15 % av etasjemoseskuddene beitet av smågnagere i løpet av en ettårsperiode) bare observert én gang, i ett overvåkingsområde] gjorde det umulig å trekke klare konklusjoner. Halvorsen (2010) konkluderte derfor at den mest tilforlatelige forklaringen er at 'endringsmønsteret for store moser i granskog ... i perioden fra 1990 til 2009, kan ... forklares av at gunstige klimaforhold påvirker mosenes vekst direkte og samtidig indirekte forsterker denne effekten ved å redusere frekvensen og intensiteten av smågangerforstyrrelse.'

Det knytter seg derfor stor interesse til etasjemosepopulasjonenes respons på smågnagertoppene som inntraff i tre av de sju overvåkingsområdene (Grytdalen, Gutulia og Granneset) mellom høsten 2010 og høsten 2011 og, i særdeleshet, om utviklingen etter 2011 kan kaste nytt lys over den relative betydningen av direkte klimaeffekter på mosenes vekst og betydningen av interaksjoner mellom moser og smågnagere. Denne rapporten oppsummerer utviklingen i etasjemosepopulasjonene fra 1990 til 2013, med hovedvekt på utviklingen etter 2009.

6.1 Metoder

Detaljerte beskrivelser av den studerte arten, etasjemose [*Hylocomium splendens* (Hedw.) B., S. & G.], datainnsamlingsprosedyrer og demografiske metoder, finnes hos R. Økland (1995), se også R. Økland (1997b).

Kortfattet beskrivelse av etasjemose
Etasjemosen har årsperiodisk vekst med tydelig markering av vekstperioder (Hagerup 1935, Tamm 1953, R. Økland 1995e). Arten er representativ for store moser i skogbunnen fordi den i likhet med de fleste andre store skogbunnsmoser er ektohydrisk (Buch 1945, 1947), det vil si at den opptar vann og næringsstoffer gjennom hele overflata. Ektohydriske mosers vekst er i hovedsak styrt av den samlete lengden, gjennom hele vekstsesongen, av enkeltperioder med lys-, temperatur- og fuktighetsforhold som tillater mosevekst (Stålfelt 1937a, R. Økland 1997b). Ektohydriske moser er derfor følsomme overfor endringer i klimaet, både på makro- og mikroskala. Etasjemoseskudd er bygd opp ved repetisjon av moduler ('etasjer') som i prinsippet er bygd opp på samme måte (**figur 6.1**). Normalt anlegges hver vår ett (sjeldnere ingen eller flere enn ett) nytt vekstpunkt fra ryggsida av hovedstengelen, ved forgreining av ett år gammelt vev. Samme høst utvikler det nye vekstpunktet greiner av første og ofte også andre orden. I august det påfølgende året, ved ett og et halvt års alder, har det nå dobbelt fjærgreinete vekstpunktet nådd full størrelse og blitt et modent segment. Vekstpunkter kan imidlertid også utvikle seg fra skuddfragmenter og ved regenerering fra hvilende vekstpunktanlegg på eldre deler av skuddene (alder på opphavsmateriale > 1 år). Skuddene med den karakteristiske etasjestrukturen brytes kontinuerlig ned fra grunnen, men dersom ikke skuddet blir fysisk skadet, holdes vanligvis de siste 2–8 segmentene sammen i én skuddkjede.

Figur 1 *Etasjemoseskudd (modent segment) med tre ringmerkede forgreininger (vekstpunkter). Foto: Rune Halvorsen.*

Utvalgsmetodikk
Populasjonsundersøkelsene av etasjemose blir utført i sju av områdene for vegetasjonsovervåking som inngår i TOV, og gjør bruk av de faste 1-m^2 prøveflatene for registrering av vegetasjon. For detaljert områdebeskrivelse og beskrivelse av prøveflateplasseringsmetodikk, se R. Økland & Eilertsen (1993) for overvåkingsområdet Solhomfjell (forkortet SO, Gjerstad, Aust-Agder) og T. Økland (1996) for de seks andre TOV-granskogsområdene [Paulen, Vennesla, Vest-Agder (PA); Grytdalen, Drangedal, Telemark (GR); Rausjømarka, Enebakk, Akershus (RA); Otterstadstølen, Modalen, Hordaland (OT); Gutulia (granskog), Engerdal. Hedmark (GU) og Granneset, Rana, Nordland (GN), se **figur 7.1**]. Populasjonsundersøkelsen er begrenset til de prøveflatene som tilfredsstiller definisjonen av 'blåbærdominert granskog' slik dette begrepet er definert av T. Økland (1996); 101 i SO, 45 i OT og 50 i de øvrige områdene. I området Gutulia, der etasjemose finnes i alle flater, omfatter demografiundersøkelsen bare annenhver flate (flater med ulike numre).

Demografiske registreringer av etasjemose er foretatt i hver 1-m^2 prøveflate fra og med det året minst 8 (fra og med år 2001, minst 12) etasjemosevekstpunkter ble observert innenfor et forhåndsdefinert areal [dette arealet utgjøres i de fleste områdene av smårute 3 fra venstre i nedre rad, 625 cm^2; men se R. Økland (1995) for detaljer] innenfor flata. Prøveflater der det på et gitt tidspunkt pågår demografiske registreringer, blir betegnet 'demografiflater'. Arealet innenfor ei demografiflate der demografiske registreringer foretas, blir redusert eller utvidet ved bruk av standardiserte kriterier når antallet vekstpunkter kommer utenfor intervallet 8–x der x, øvre grense for vekstpunktantall i det undersøkte arealet, varierer fra 28 til 50 og blir fastsatt for hvert område og år på grunnlag av antallet av flater i området der det på det gitte tidspunktet gjøres demografiske undersøkelser. Den delen av ei demografiflate der det på et gitt tidspunkt er gjort demografiske registreringer, blir betegnet 'aktivt areal'. Når antallet vekstpunkter i ei demografiflate var 5 eller færre innenfor et aktivt areal som ikke kunne utvides ytterligere, ble registreringene avsluttet. Antallet demografiflater har variert over tid, og har i perioden 1990–2013 (områdene listet fra S til N) vært: PA 9–15, SO 19–28, GR 17–21, RA 21–29, OT 14–17, GU 20–22 og GN 21–28. Det totale antallet demografiflater var 119 i 1990 og hadde økt til 159 i 2013. Det totale antallet demografiflater der registreringer har blitt gjort for en kortere eller lengre periode innenfor tidsrommet 1990–2013, er 164.

Demografiske registreringer av etasjemose
Alle prøveflater i de sju områdene er oppsøkt årlig fra og med 1990 til og med 2013, mellom 10. august og 12. oktober, dvs etter at de nye segmentene normalt er fullt utvokst, men før første snøfall. Demografiske registreringer ble gjort i alle flater som ved et gitt tidspunkt tilfredsstilte demografiflate-kriteriene. Ved hver årlige registrering ble alle intakte vekstpunkter kartfestet og ikke-destruktivt merket med fargete plastringer med spalte (R. Økland 1995; **figur 6.1**). Alle vekstpunkter som ble registrert året før ble forsøkt gjenfunnet. Antallet registrerte vekstpunkter pr område og år er mellom 200 og 900. Til sammen omfatter datamaterialet informasjon om 63 437 modne segmenter og skjebnen til 71 012 etasjemosevekstpunkter (forskjellen mellom disse tallene skyldes at ikke alle vekstpunkter gir opphav til et modent segment; noen blir beitet av smågnagere, noen blir begravd i mosematta og visner, og noen blir ikke gjenfunnet uten at det er mulig å fastslå hvorfor).

Utviklingen i etasjemosepopulasjonene (og i mosedekket i det til enhver tid aktive arealet innenfor hver demografiflate) blir beskrevet ved hjelp av seks variabler:

1. Mosedekningen i demografiflatene (egentlig totaldekningen av moser og lav, men fordi lav alltid utgjør en ubetydelig del av bunnsjiktet i de undersøkte granskogene, er 'mosedekning' brukt som betegnelse på denne variabelen), subjektivt estimert i prosent.
2. Etasjemosedekningen i demografiflatene, også subjektivt estimert i prosent.
3. Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstindeks (PVI). PVI har verdien 1 for startåret 1989. 2-logaritmen til indeksen uttrykker populasjonsvekstraten på en lineær skala der en økning i PVI på én enhet svarer til en fordobling av etasjemosepopulasjonen. Indeksverdien for 1989 er 0, verdien 1 indikerer en dobling av antallet vekstpunkter siden 1989, verdien 2 en firedobling og verdien 3 en åttedobling.

4. Gjennomsnittsstørrelsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt angitt i 1/10 mg (det vil si at en verdi på 4 svarer til en tørrvekt på 1,6 mg, verdien 6 svarer til 6,4 mg og verdien 8 svarer til 25,6 mg). Tørrvektestimering ble gjort på grunnlag av målinger av (i) segmentlengde, (ii) antall første ordens greiner med greiner av andre orden, og (iii) lengste første ordens grein, og bruk av en regresjonsmodell som forklarer 91,3% av variasjonen i segmentstørrelse (R. Økland 1995e).
5. Etasjemoseproduksjonen (g/m^2), beregnet som et produkt av tettheten i inneværende år og gjennomsnittsstørrelsen for segmenter registrert som modne året før. Vekstpunkttettheten (antall vekstpunkter pr m^2) ble beregnet som gjennomsnittlig tetthet for alle prøveflatene i et overvåkingsområde som er med i undersøkelsen (dvs også inkludert flater uten etasjemose). Også produksjonen er uttrykt på en 2-logaritmeskala, slik at en verdi på 0 svarer til 1 g/m^2, -2 svarer til 0,25 g/m^2 og 2 svarer til 4 g/m^2.
6. Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta (først registrert i 1992) for alle segmenter som ble modne i år t, angitt på en seksdelt skala (R. Økland 2000) på grunnlag av prosentandelen av segmentet som var synlig ovenfra (dekningen av segmentets egne dattervekstpunkter ikke tatt i betraktning): 0 (begravd; mindre enn 5% synlig ovenfra), 1 (lavt plassert; 5-25% synlig), 2 (intermediær plassering; 25-75% synlig), 3 (høyt plassert; 75-95% synlig), 4 (oppå mosematta; 95-100% synlig, men skuddet hadde kontakt med substratet eller andre moser), og 5 (oppstikkende; 100% synlig og uten kontakt med substrat eller andre moser). Den optimale plasseringen av skuddene med hensyn til balansen mellom lystilgang og gunstige fuktighetsforhold er i klasse 3, der gjennomsnittlig skuddstørrelse er størst (R. Økland 2000).

Smågnagere påvirker etasjemosepopulasjoner, direkte ved å beite unge vekstpunkter (synlig som 'avklipte' vekstpunkter; **figur 6.2**) og ved kraftig opproting av mosematta, for eksempel i og nær musehull og ved å lage 'ferdselsveger' mellom disse (Ericson 1977, R. Økland 1995e). Som grunnlag for slutninger om smågnagereffekter på de undersøkte etasjemosepopulasjonene ble derfor, for hvert år og hvert område, andelen av vekstpunktene som er beitet ('klipt') og

Figur 2 *Etasjemoseskudd (modent segment) med fire vekstpunkter som alle er beitet av smågnagere; to er synlige som en kort 'pigg', de to andre er beitet over nederste grein. Foto: Rune Halvorsen.*

andelen av tapte vekstpunkter som ble vurdert ikke å være begravd i mosematta (det vil si vekstpunkter som ikke ble gjenfunnet; heretter referert til som 'tapte skudd'), rapportert. Disse andelene er uttrykt i prosent av alle vekstpunkter i demografiflata som ble registrert som intakte året før. Begrepet 'sterk smågnagereffekt' innebærer at minst 15% av intakte vekstpunkter registrert i år t-1 ble registrert som beitet i år t, mens begrepet 'svak smågnagereffekt' blir brukt for tilfeller der andelen beitete vekstpunkter var minst 5% og andelen tapte skudd samme eller påfølgende år er betydelig høyere enn vanlig for området. Andelen tapte vekstpunkter ble vurdert over en toårsperiode på grunn av observasjoner av at smågnageraktivitet kan forårsake at mange skudd løsner, men ikke forsvinner før i løpet av påfølgende vinter.

6.2 Resultater

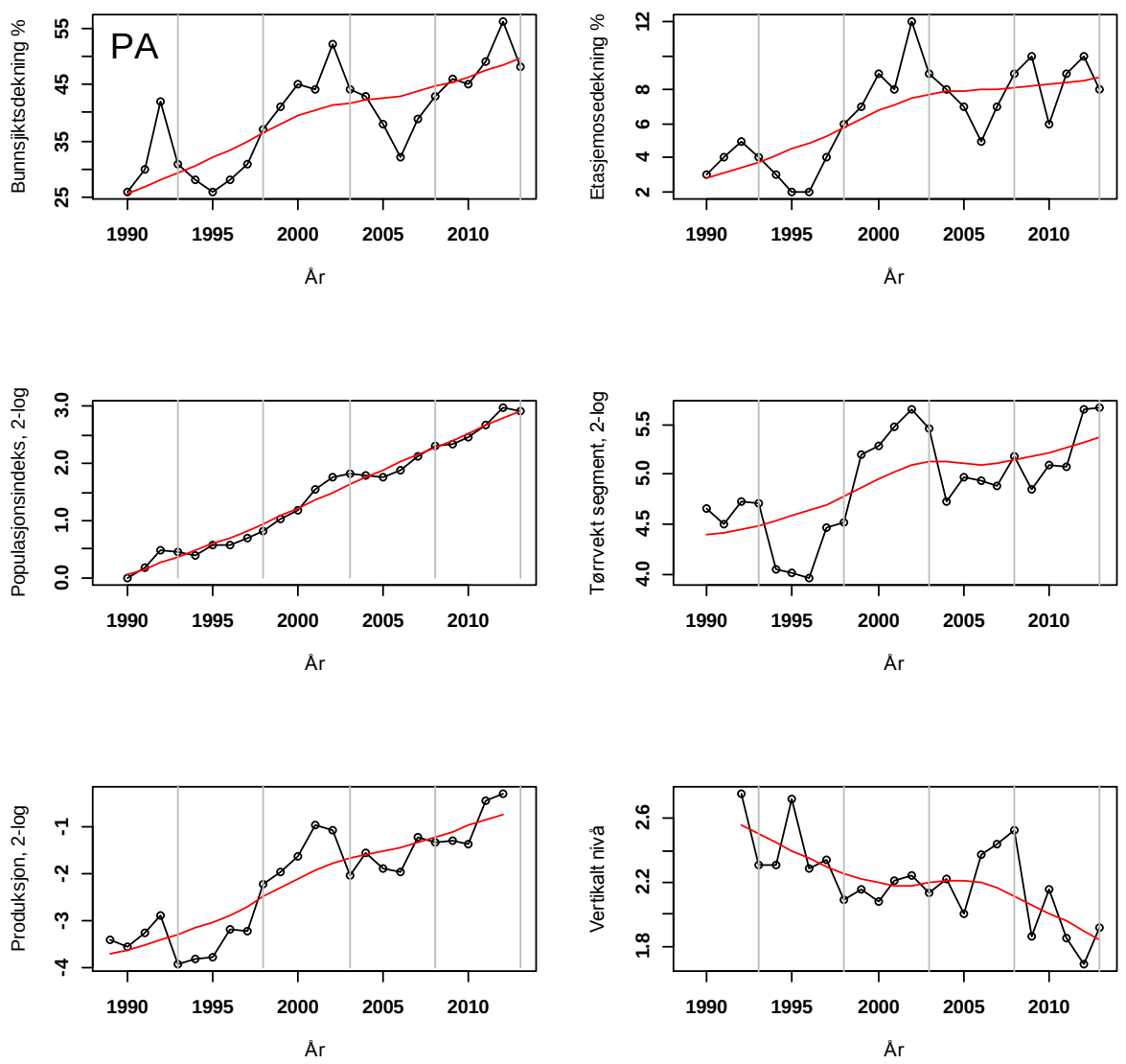
Smågnagereffekter på etasjemose
I fire av områdene (PA, SO, RA og OT) ble svak smågnagereffekt ikke observert noen gang i perioden 1990–2013 (**figur 6.3–6.9**). Andelen vekstpunkter i disse områdene som var beitet av smågnagere oversteg 5% i RA i 2011 (6%) og i SO i 2013 (9 %), men andelen tapte skudd (skudd tapt av ukjente årsaker) var nær normalen for området ved begge disse anledningene.

I perioden 1990–2010 ble kun ett tilfelle av sterk smågnagereffekt (i GN 2000–01 med 24% beita vekstpunkter og 9 og 27% tapte skudd samme og påfølgende år) og ett tilfelle av svak smågnagereffekt (i GU 2001–02 med 5% beita vekstpunkter og 30 og 11% tapte skudd) observert. I tillegg kan observasjonen i GR 1994–95 av (i underkant av) 5% beita vekstpunkter og 5 og 24% tapte skudd ha hatt sammenheng med en større smågnageraktivitet enn vanlig. 2010–11 ble tre klare tilfeller av sterk smågnagereffekt observert; i GR (24% beita vekstpunkter og 46 og 10% tapte skudd samme og påfølgende år), i GU (15% beita vekstpunkter og 24 og 12% tapte skudd) og i GN (25% beita vekstpunkter og 23 og 12% tapte skudd). Observasjonen av 7 % beita vekstpunkter i GU i 2013 ble ikke fulgt av unormalt høyt tapstall samme år og ser derfor ikke ut til å ha gitt effekter på etasjemosepopulasjonen.

Tap av mer enn 20% av vekstpunktene i løpet av ett år har bare blitt observert ved de seks anledningene som er nevnt over, og alltid i kombinasjon med høye andeler beita vekstpunkter. Den samlete andelen tapte skudd på 70% (24+46%) som ble observert i GR i 2011, er den høyeste som er registrert i noe område i forbindelse med en topp i andelen beitete vekstpunkter.

Mosedekning
I GN økte mosedekingen fra 45% i 2009 til 72% i 2013 (**figur 6.9**), mens endringen i mosedekning var minimal (± 3 prosentpoeng) i de seks andre overvåkingsområdene (**figur 6.3–6.9**). I alle de fire områdene der det ikke ble observert sterk smågnagereffekt i denne perioden, fulgte mosedekningen samme mønster fra år til år; først en reduksjon (betydelig i de to sørligste områdene PA og SO) fra 2009 til 2010, dernest en økning fra 2010 til høyeste registrerte mosedekning gjennom hele 24-årsperioden 1990–2013 i 2012 (PA 56%, SO 69%, RA 77% og OT 74%), og igjen en nedgang 2012–13. Også i de øvrige tre områdene økte mosedekningen fra 2009 til 2010, i GR og i GU til maksimumsverdier for hele undersøkelsesperioden på henholdsvis 75 og 70%. I disse områdene medførte den sterke smågnagereffekten en umiddelbar reduksjon i mosedekning på 12–18 prosentpoeng fra 2010 til 2011, mens den økte igjen fra 2011 til 2012 og videre fra 2012 til 2013. I GN ble en ny maksimumsverdi for 24-årsperioden (72%) registrert i 2013, mens i økningen i mosedekning i GR og GU var mindre slik at 2010-nivået ikke var gjenopprettet i 2013.

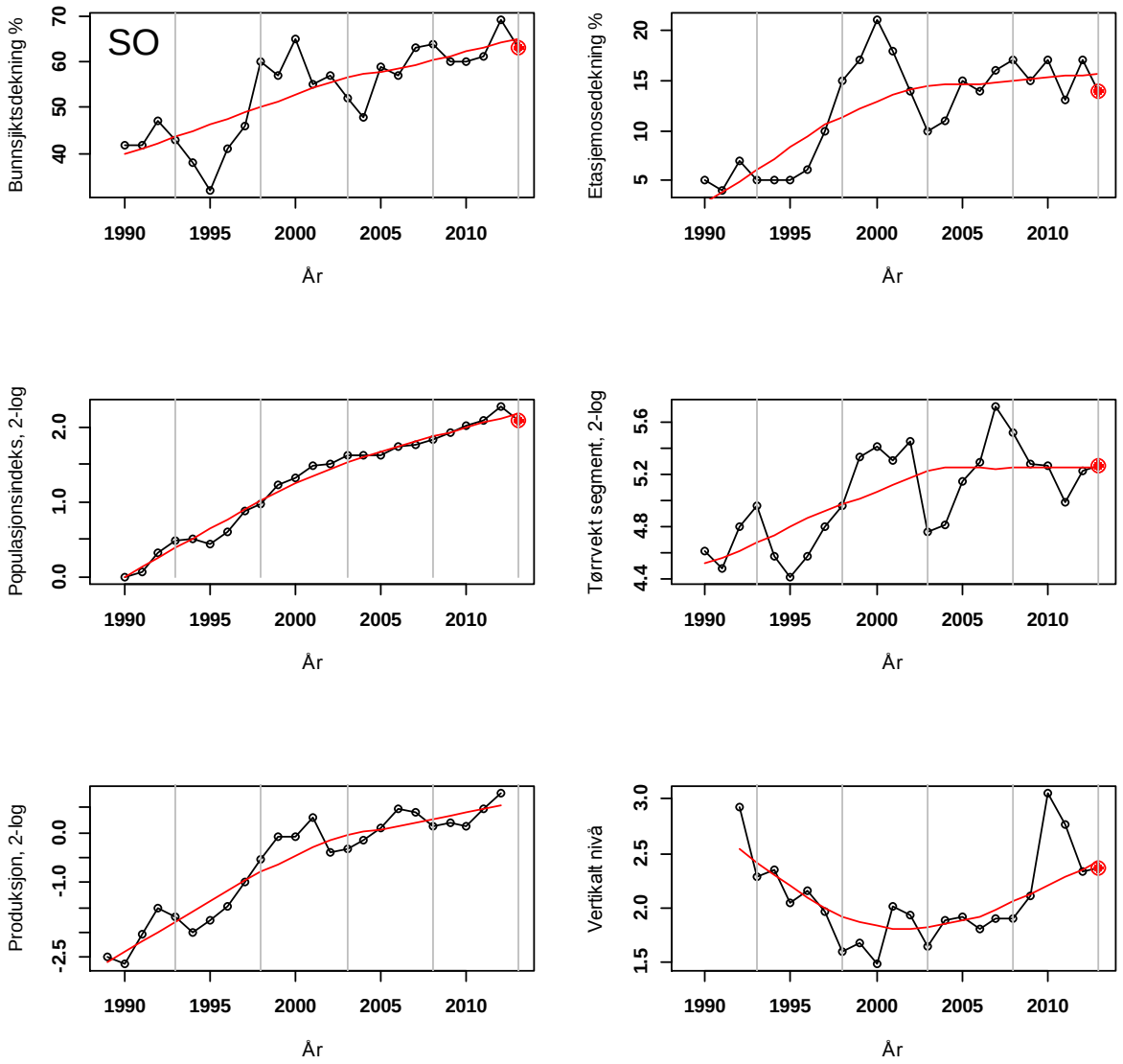
I de fire sørligste områdene viste mosedekningen en klart økende tendens gjennom 24-årsperioden sett under ett, mens ingen klar trend ble observert i de tre nordligste områdene.



Figur 6.3 *Utvikling i populasjoner av etasjemose (*Hylocomium splendens*) i overvåkingsområdet Paulen (Vennesla, Vest-Agder) gjennom perioden 1989–2013. (a, oppe til venstre) Mosedekningen i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (b, oppe til høyre) Etasjemosedekningen i samme. (c, midten til venstre) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstindeks (PVI). (d, midten til høyre) Gjennomsnittsstørrelsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt i 1/10 mg. (e, nede, til venstre) Etasjemoseproduksjonen i år t, beregnet som produkt av tettheten i år t og gjennomsnittsstørrelsen for segmenter registrert som modne i år t+1 og uttrykt som 2-logaritmen til produksjonen i g/m^2. (f, nede, til høyre) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta for alle modne segmenter i år t uttrykt på en skala fra 0 (begravd) til 5 (oppstikkende).*

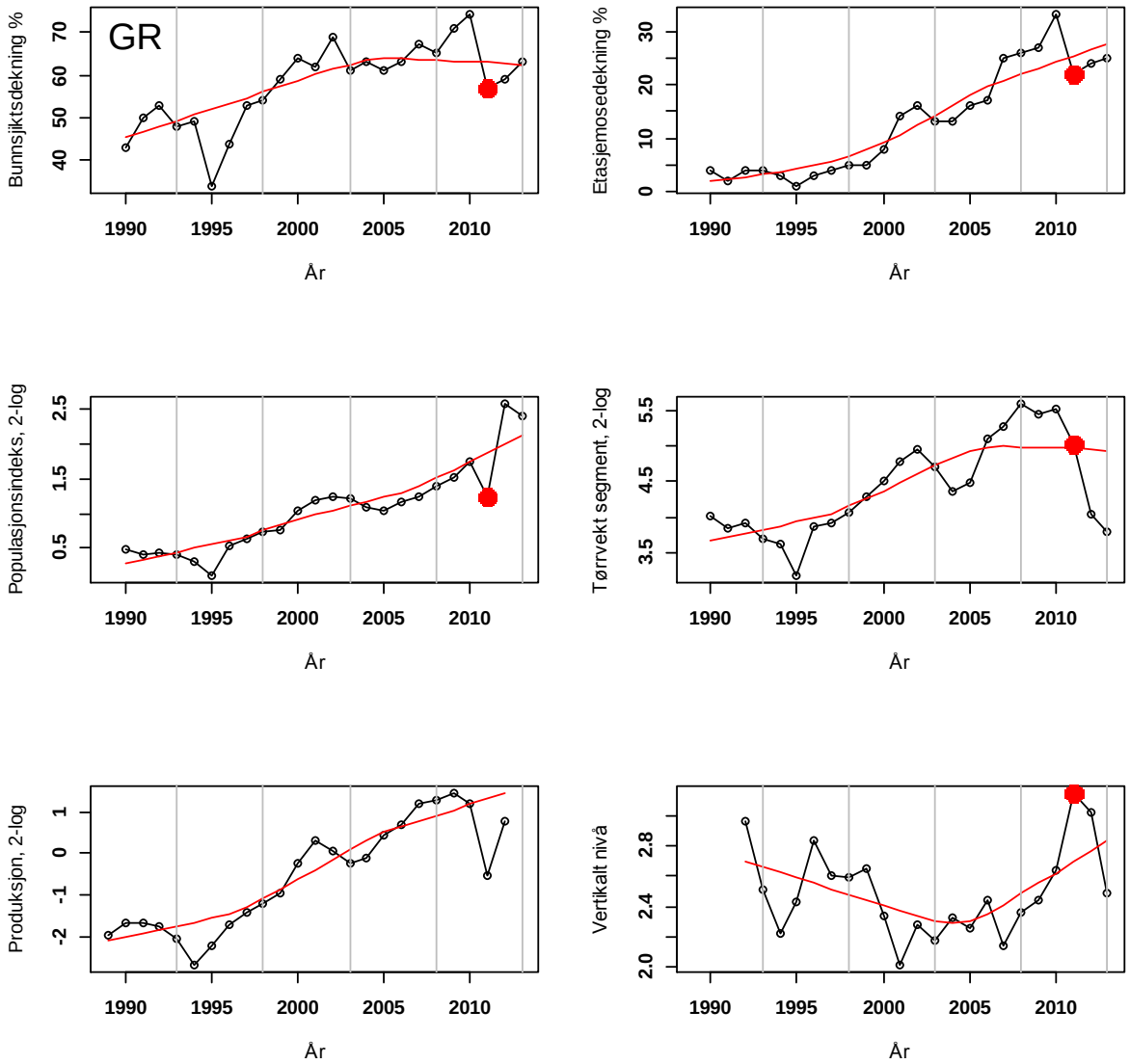
Etasjemosedekning

Etasjemosedekningen i det aktive arealet i perioden 2009-13 (**figur 6.3–6.9**) fulgte samme endringmønster fra år til år som bunnsjiktsdekningen, såvel i områder med som i omtåder uten sterke smågnagereffekter. I de to sørligste områdene med lav etasjemosedekning var variasjonen fra år til år i forhold til middelverdien for området (variasjonskoeffisienten) større for etasjemosedekning enn for mosedekning (maksimumsverdiene for etasjemosedekning i PA og SO for perioden 1990–2013 var henholdsvis 10 og 17%; se **figur 6.3–6.4**). Ny maksimumsverdi for etasjemosedekning for hele perioden 1990–2013 ble i perioden 2009–13 registrert i GR (33% i 2010), OT (13% i 2009), GU (36% i 2010) og GN (33% i 2013).



Figur 6.4 *Utvikling i populasjoner av etasjemose (*Hylocomium splendens*) i overvåkingsområdet Solhomfjell (Gjerstad, Aust-Agder) gjennom perioden 1989–2013. (a, oppe til venstre) Mosedekningen i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (b, oppe til høyre) Etasjemosedekningen i samme. (c, midten til venstre) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstindeks (PVI). (d, midten til høyre) Gjennomsnittsstørrelsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt i 1/10 mg. (e, nede, til venstre) Etasjemoseproduksjonen i år t, beregnet som produkt av tettheten i år t og gjennomsnittsstørrelsen for segmenter registrert som modne i år t+1 og uttrykt som 2-logaritmen til produksjonen i g/m^2. (f, nede, til høyre) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta for alle modne segmenter i år t uttrykt på en skala fra 0 (begravd) til 5 (oppstikkende). Den røde prikken for 2013 i flere av delfigurene indikerer observert frekvens av smågnagerbeitete vekstpunkter på 9 %.*

Etasjemosedekningen viste en mer konsistent økning gjennom 24-årsperioden enn mosedekningen, og en klart økende trend ble observert i alle de sju undersøkelsesområdene unntatt GU, dog med en tendens til utflating i den siste 5-årsperioden. Forholdstallet mellom gjennomsnittlig mosedekning i siste (2009–13) og første (1990–94) 5-årsperiode var størst i områder som i utgangspunktet hadde lav etasjemosedekning; aller størst var den i GR (7,7×; fra 3,4 til 26,3%), fulgt av RA (3,8×; fra 7,0 til 26,7%), SO (2,9×; fra 5,2 til 15,1%), OT (2,8×; fra 3,8 til 10,7%) og PA (2,2×; fra 3,8 til 8,5%). I GN og GU, som hadde etasjemosedekning på over 15%

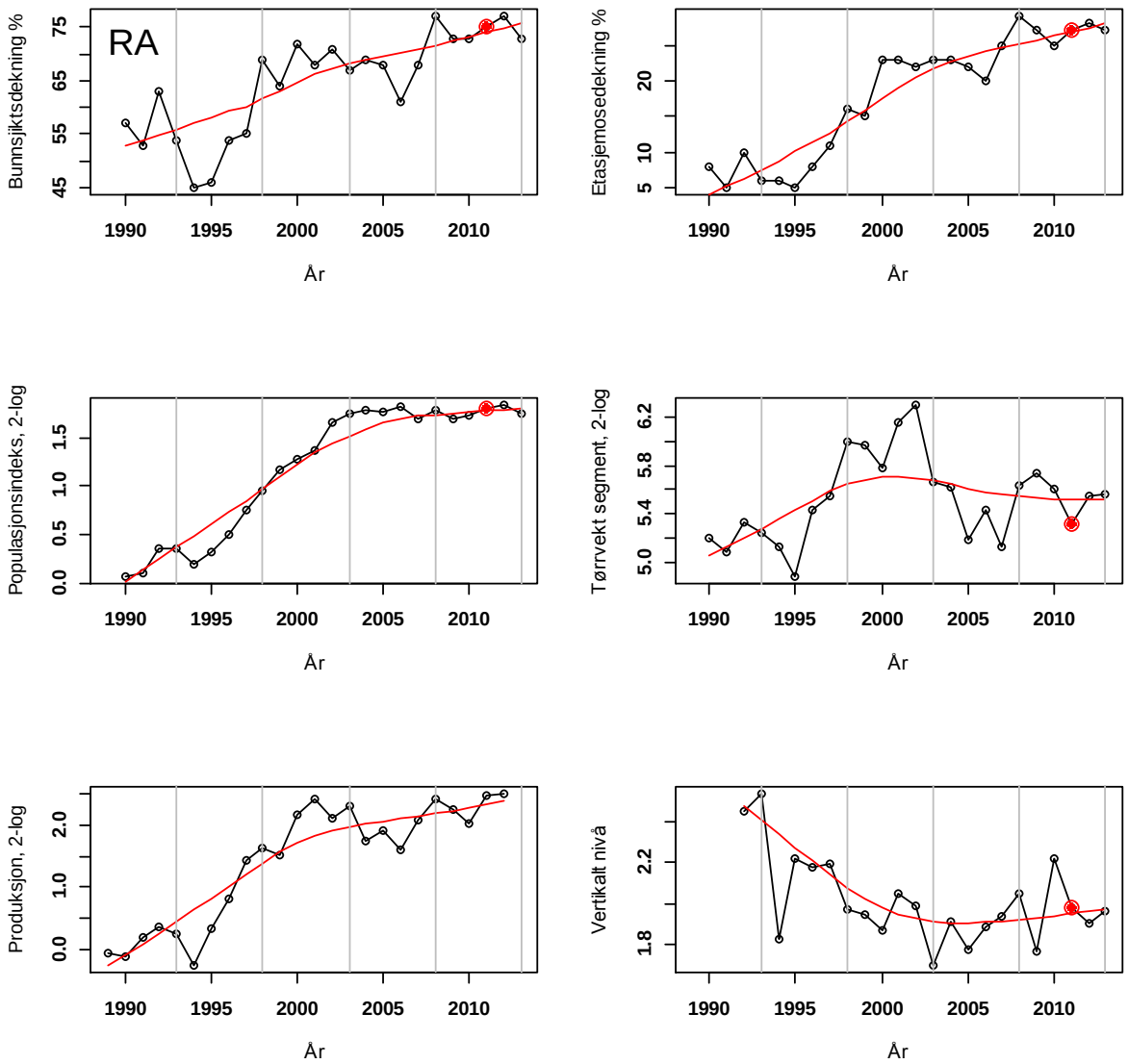


Figur 6.5 *Utvikling i populasjoner av etasjemose (*Hylocomium splendens*) i overvåkingsområdet Grytdalen (Drangedal, Telemark) gjennom perioden 1989–2013. (a, oppe til venstre) Mosedekningen i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (b, oppe til høyre) Etasjemosedekningen i samme. (c, midten til venstre) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstindeks (PVI). (d, midten til høyre) Gjennomsnittsstørrelsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt i 1/10 mg. (e, nede, til venstre) Etasjemoseproduksjonen i år t, beregnet som produkt av tettheten i år t og gjennomsnittsstørrelsen for segmenter registrert som modne i år t+1 og uttrykt som 2-logaritmen til produksjonen i g/m^2. (f, nede, til høyre) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta for alle modne segmenter i år t uttrykt på en skala fra 0 (begravd) til 5 (oppstikkende). Den røde prikken for 2011 i flere av delfigurene indikerer observert frekvens av smågnagerbeitete vekstpunkter på 24 %.*

når undersøkelsen startet, har den forholdsvise økningen i etasjemosedekning vært henholdsvis 1,5 og 1,2×.

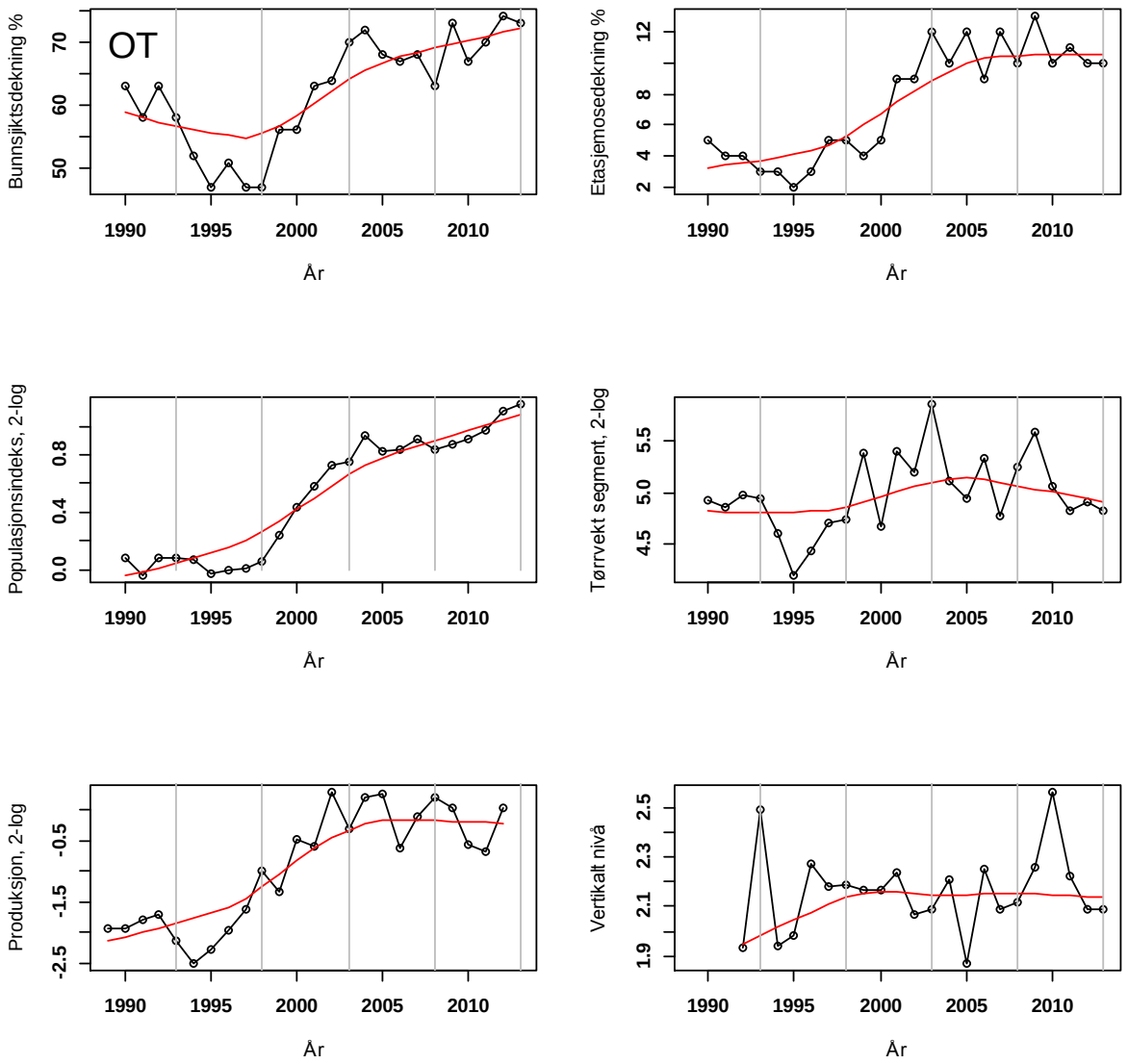
Populasjonsutvikling for etasjemose

Etasjemosens populasjonsutvikling, uttrykt ved populasjonsindeksen, fulgte bare delvis samme mønster som bunnsjikts- og etasjemosedekningen. Med unntak for en mulig liten reduksjon fra 2012 til 2013 fortsatte populasjonsøkningen som har pågått gjennom 1990- og 2000-tallet i tre



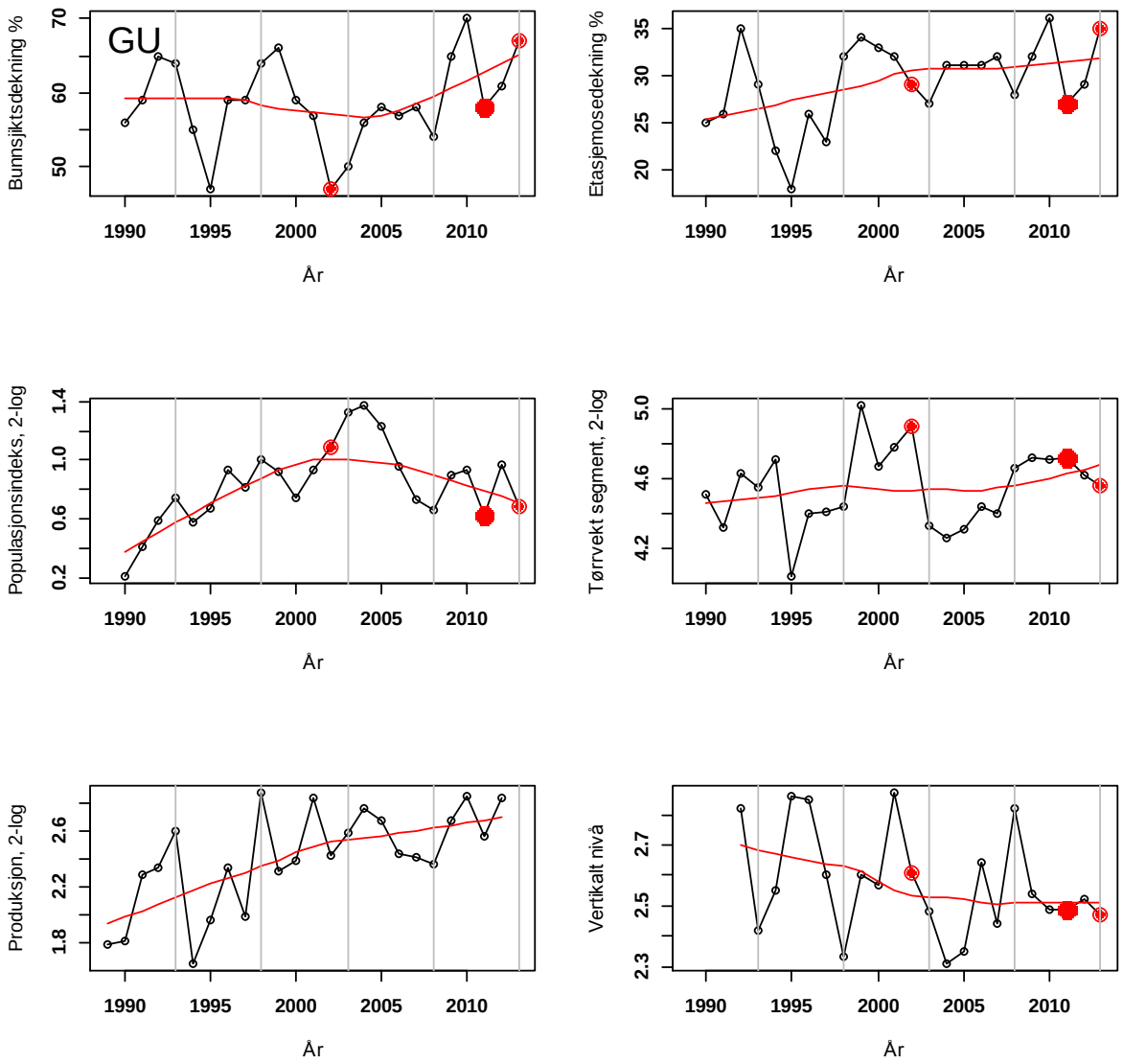
Figur 6.6 *Utvikling i populasjoner av etasjemose (*Hylocomium splendens*) i overvåkingsområdet Rausjømarka (Enebakk, Akershus) gjennom perioden 1989–2013. (a, oppe til venstre) Mosedekningen i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (b, oppe til høyre) Etasjemosedekningen i samme. (c, midten til venstre) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstindeks (PVI). (d, midten til høyre) Gjennomsnittsstørrelsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt i 1/10 mg. (e, nede, til venstre) Etasjemoseproduksjonen i år t, beregnet som produkt av tettheten i år t og gjennomsnittsstørrelsen for segmenter registrert som modne i år t+1 og uttrykt som 2-logaritmen til produksjonen i g/m^2. (f, nede, til høyre) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta for alle modne segmenter i år t uttrykt på en skala fra 0 (begravd) til 5 (oppstikkende). Den røde prikken for 2011 i flere av delfigurene indikerer observert frekvens av smågnagerbeitete vekstpunkter på 6 %.*

av områdene, PA, SO og OT. I disse områdene nådde populasjonsindeksen foreløpige maksimumsverdier på henholdsvis 7,45 (7,45× populasjonsstørrelsen i 1989), 4,79 og 2,22 i 2012–13. I RA holdt populasjonsindeksen seg stabilt omkring 3,5 i hele perioden 2003–13. I alle de tre områdene med sterk smågangereffekt avtok etasjemosens populasjonsstørrelse sterkt fra 2010 til 2011, men økte igjen året etter. Populasjonsøkningen i GR fra 2011 til 2012 på 150% (**figur 6.5**), som hovedsakelig skyldtes regenerering fra fragmenter og regenerering av nye vekstpunkter på beitete skudd, var den største økningen som er observert i en ettårsperiode i



Figur 6.7 *Utvikling i populasjoner av etasjemose (*Hylocomium splendens*) i overvåkingsområdet Otterstadstølen (Modalen, Hordaland) gjennom perioden 1989–2013. (a, oppe til venstre) Mosedekningen i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (b, oppe til høyre) Etasjemosedekningen i samme. (c, midten til venstre) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstindeks (PVI). (d, midten til høyre) Gjennomsnittsstørrelsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt i 1/10 mg. (e, nede, til venstre) Etasjemoseproduksjonen i år t, beregnet som produkt av tettheten i år t og gjennomsnittsstørrelsen for segmenter registrert som modne i år t+1 og uttrykt som 2-logaritmen til produksjonen i g/m^2. (f, nede, til høyre) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta for alle modne segmenter i år t uttrykt på en skala fra 0 (begravd) til 5 (oppstikkende).*

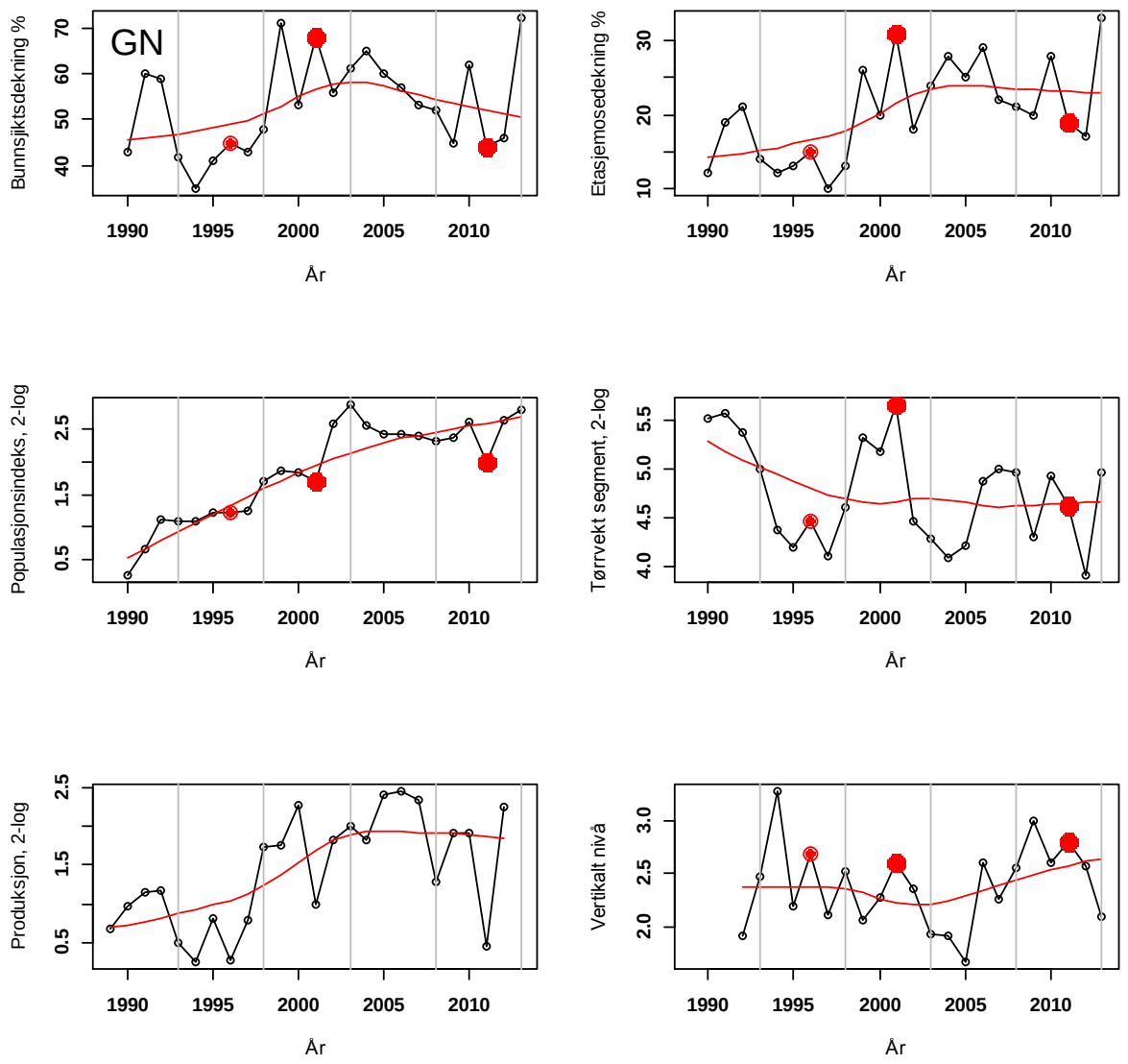
noe område siden undersøkelsen startet i 1990. Fra 2012 til 2013 fant det sted en liten justering av populasjonsstørrelsen i GR, til 5,24× populasjonsstørrelsen i 1989. I GN var populasjonsstørrelsen tilbake på 2010-nivå allerede i 2012 (**figur 6.9**), mens den i GU i 2013 fortsatt ikke hadde nådd 2010-nivået. For hele undersøkelsesperioden sett under ett har populasjonsutviklingen fulgt samme stigende kurve i GR som i de andre områdene (PA, SO og OT) der etasjemosen i utgangspunktet sto svakt, mens den i GN har fulgt samme mønster som i RA, med stabilisering etter 2003 (på et høyere nivå enn tidligere; den største verdien for populasjonsindeksen i GN er 7,35×, som ble registrert i 2003). I GU avtok populasjonsstørrelsen etter toppen på 2,59× i 2004 og ser nå ut til å ha stabilisert seg på et nivå omkring 1,75×.



Figur 6.8 *Utvikling i populasjoner av etasjemose (*Hylocomium splendens*) i overvåkingsområdet Gutulia (Engerdal, Hedmark) gjennom perioden 1989–2013. (a, oppe til venstre) Mosedekningen i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (b, oppe til høyre) Etasjemosedekningen i samme. (c, midten til venstre) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstindeks (PVI). (d, midten til høyre) Gjennomsnittsstørrelsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt i 1/10 mg. (e, nede, til venstre) Etasjemoseproduksjonen i år t, beregnet som produkt av tettheten i år t og gjennomsnittsstørrelsen for segmenter registrert som modne i år t+1 og uttrykt som 2-logaritmen til produksjonen i g/m^2. (f, nede, til høyre) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta for alle modne segmenter i år t uttrykt på en skala fra 0 (begravd) til 5 (oppstikkende). De røde prikkene for 2002, 2011 og 2013 i flere av delfigurene indikerer observert frekvens av smågnagerbeitete vekstpunkter på henholdsvis 5, 15 og 7 %.*

Skuddstørrelse

Gjennom 1990-årene utviklet etasjemosens gjennomsnittlige skuddstørrelse (**figurer 6.3–6.9**) seg stort sett parallelt med bunnsjikts- og etasjemosedekningen og hadde i hovedtrekk samme forløp i alle overvåkingsområdene. Ved undersøkelsens start i 1990 var skuddstørrelsen relativt høy, og skuddene forble store til 1993. Deretter falt skuddstørrelsen med 0,4–0,8 $\log_2$-enheter, det vil si med 25–40%, til 1995 (1996 i PA), da minste gjennomsnittlige skuddstørrelse for hele 24-årsperioden ble registrert i alle områder bortsett fra GN, der minste skuddstørrelse



Figur 6.9 *Utvikling i populasjoner av etasjemose (*Hylocomium splendens*) i overvåkingsområdet Granneset (Rana, Nordland) gjennom perioden 1989–2013. (a, oppe til venstre) Mosedekningen i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (b, oppe til høyre) Etasjemosedekningen i samme. (c, midten til venstre) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstindeks (PVI). (d, midten til høyre) Gjennomsnittsstørrelsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt i 1/10 mg. (e, nede, til venstre) Etasjemoseproduksjonen i år t, beregnet som produkt av tettheten i år t og gjennomsnittsstørrelsen for segmenter registrert som modne i år t+1 og uttrykt som 2-logaritmen til produksjonen i g/m^2. (f, nede, til høyre) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematta for alle modne segmenter i år t uttrykt på en skala fra 0 (begravd) til 5 (oppstikkende). De røde prikkene for 1996, 2001 og 2011 i flere av delfigurene indikerer observert frekvens av smågnagerbeitete vekstpunkter på henholdsvis 6, 24 og 25 %.*

ble observert i 2012, året etter sterk smågnagereffekt. I alle områdene økte den gjennomsnittlige skuddstørrelsen betydelig i perioden fra 1996 til 2001–03, til en maksimumsverdi mellom 1 og 2 $\log_2$-enheter over minimumsverdien, noe som tilsvarer en økning av den gjennomsnittlige skuddstrørrelsen til mellom det dobbelte og det firedobbelte sammenliknet med minimumsstørrelsen. Deretter avtok skuddstørrelsen igjen, til en ny relativt lav verdi omkring 2005. Etter 2005 har størrelsesutviklingen i stor grad fulgt ulike forløp i de ulike områdene (se **figurene 6.3–6.9**). Mens de to sørligste områdene, PA og SO, stort sett hadde sammenfallende størrelsesutvik-

ling fram til og med 2005, har mønsterne deretter vært helt forskjellige. I PA økte gjennomsnittlig skuddstørrelse fra 2011 til 2013, da en foreløpig maksimumsverdi for hele tjuefireårsperioden ble registrert. I SO ble derimot den foreløpige maksimumsverdien registrert i 2007. I RA og OT har ingen systematisk variasjon i skuddstørrelse blitt observert siden 2004. I GR, GU og GN har skuddstørrelsesutviklingen fulgt helt ulike forløp etter den sterke smågnagereffekten 2010–11. I GR fortsatte skuddstørrelsen å øke etter en liten nedgang i 2004–05, til en foreløpig maksimumsverdi i 2008 (**figur 6.5**). Dette høye nivået holdt seg til 2010. Etter 2010 har gjennomsnittsstørrelsen avtatt år for år, sterkest var reduksjonen fra 2011 til 2012, da gjennomsnittsstørrelsen nær ble halvert. I 2013 var gjennomsnittsstørrelsen i GR bare 39% av gjennomsnittsstørrelsen i 2010 og nærmet seg bunn-nivået fra 2005. I GU økte skuddstørrelsen fra 2004 til 2009, og den sterke smågnagereffekten på populasjonsstørrelsen hadde liten innvirkning på den gjennomsnittlige skuddstørrelsen. I GN har skuddstørrelsen fluktuert sterkt etter 2005. Halveringen av gjennomsnittsskuddstørrelsen fra 2010 til 2012 ble mer enn oppveid av en tilsvarende økning fra 2012 til 2013.

Fram til begynnelsen av 2000-tallet fant det sted en systematisk variasjon i gjennomsnittlig skuddstørrelse mellom områdene. Størst skudd ble observert i RA eller GN, små skudd ble observert i GU, og GR hadde gjennomgående de minste skuddene. I 2010, før store smågnagereffekter ble observert i GR, GU og GN, var disse forskjellene nesten fullstendig visket ut. På dette tidspunktet skilte bare GU seg ut med litt mindre og GR og RA med litt større skudd enn de øvrige områdene. I 2013 var størrelseshierarkiet fra 1990-tallet langt på veg gjenopprettet: de klart minste skuddene ble funnet i GR, fulgt av GU, mens RA (sammen med PA) utmerket seg med store skudd.

Produksjon
Produksjonen (tørrvekt mosemateriale produsert pr m^2 og år) er et produkt av antall skudd og skuddstørrelsen. Produksjonen fulgte derfor i store trekk populasjonsindeksen, som har variert mer mellom år enn skuddstørrelsen. Men fordi både skuddantallet og skuddstørrelsen har økt over tid, er den observerte endringen i estimert produksjon sterkere enn populasjonsøkningen (**figurer 6.3–6.9**). Forskjellen i produksjon mellom beste og dårligste år var størst i de tre sørligste områdene: I GR var produksjonen i 2009 17,5× produksjonen i 1994, i PA var forskjellen 12,3× og i SO var den 10,6×. I GR var etasjemoseproduksjonen i 2012 bare 26% av produksjonen i toppåret 2010.

I alle overvåkingsområdene var etasjemoseproduksjonen i 2012 mer enn dobbelt så stor som i 1989. I de tre områdene med høyest estasjemosedekning og størst frekvens av etasjemose i prøveflatene – RA, GU og GN – var produksjonen i 2012 mellom 4,7 og 7,1 g tørrvekt/m^2 og bare i PA var den fortsatt < 1 g tørrvekt/m^2 (0,8 g/m^2, mot 0,07 g i lavåret 1993).

Vertikal plassering i mosematta
Utviklingen gjennom 1990- og store deler av 2000-tallet i retning av en mer heldekkende mosematte der en større andel utgjøres av etasjemose, ble i perioden 2009–13 fulgt av en tendens til at etasjemoseskuddenes gjennomsnittsplassering lå dypere i mosematta (**figurer 6.3–6.9**). Utflatingen av etasjemoseøkningen i områder som RA og OT ble fulgt av stabilitet i gjennomsnittlig vertikal plassering, mens den fortsatte økningen i PA førte til en forskyvning mot enda dypere plassering av skuddene i mosematta (**figur 6.3**). Sterk smågnagereffekt hadde ulik effekt på vertikal plassering i mosematta i de ulike områdene. I GU ble liten endring i vertikal plassering observert etter 2011, mens det etter alle de tre andre episodene med sterk smågnagereffekt har funnet sted en forskyvning mot dypere plassering i mosematta (**figur 6.5, 6.8** og **6.9**).

6.3 Diskusjon

Resultatene av populasjonsundersøkelsene av etasjemose i sju overvåkingsområder i granskog i perioden 2009–13 indikerer at den massive mengdeøkningen for denne arten og for

andre store mosearter som fant sted i lavereliggende områder i Sør-Norge i en 15-årsperiode fra omkring 1990 (T. Økland et al. 2004a, Halvorsen et al., kapittel 5), nå er i ferd med å løse seg opp i områdespesifikke endringsmønstre. To tydelige mønstre kan identifiseres:

(1) *Fortsatt økning i mosedekning og dekning, populasjonsstørrelse og produksjon for etasjemose i de sørligste overvåkingsområdene* (PA, SO og GU, til dels også OT). Felles for disse områdene er at dekningen av etasjemose, til dels også bunnsjiktsdekningen, i utgangspunktet har vært lavere enn i områdene lengre nord. I disse sørlige områdene har økningen i etasjemosedekning utgjort mellom 50 og 100% av den totale økningen i mosedekning, og økningen i antall etasjemoseskudd har vært mye større enn økningen i dekning skulle tilsi. Etasjemose var da også den enkeltarten det ble observert sterkest signifikant mengdeøkning for i vegenetasjonsflatene i Solhomfjell i perioden 2008–13 (kapittel 5). Dette viser at etasjemosen ikke bare har kolonisert tidligere åpne flekker i skogbunnen, men at det også har skjedd en fortetting av mosematta (Halvorsen 2010). Resultatene fra de ulike vegetasjonsovervåkingsområdene spriker imidlertid med hensyn til hvorvidt dette er i ferd med å føre til mengdereduksjon for mindre mosearter eller ikke (se drøfting i kapittel 4 og 5). I Solhomfjell er det pr 2013 ikke observert tegn til reduserte mengder for små moser, men mosene som har økt i mengde er signifikant større enn moser flest (kapittel 5).

(2) *Utflating av etasjemosens populasjonsstørrelse og dekning i områder på sentrale og nordlige Østlandet* (RA og GU) *og lengre nord* (GN). Felles for disse områdene er at mosedekningen i utgangspunktet var høy, og at etasjemosepopulasjonene var store. Dette mønsteret forstyrres ikke av sterke smågnagereffekter i GU og GN 2010–11, som bare ser ut til å ha forårsaket kortvarige fluktuasjoner i viktige populasjonsegenskaper for etasjemose.

Både før og etter 2009, og uavhengig av langtidsendringsmønstrene, er det stor grad av synkronitet i mellomårsvariasjonsmønstrene for etasjemosens skuddstørrelse, forgreiningsrater (R. Halvorsen, upubl. data), dekning og produksjon. Variasjonens synkronitet er dessuten omvendt proposjonal med den geografiske avstanden mellom områdene som sammenliknes. Dette understøtter at gunstige klimaforhold er hovedårsaken til at store, ektohydriske (Buch 1945, 1947) moser som etasjemose har økt i mengde i granskog gjennom de siste 25 årene (R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland et al. 2001, 2004a,b) fordi ektohydriske moser vokser når de når de er oppfuktet, såfremt de får nok lys og varme (Stålfelt 1937a, R. Økland 1997b). Variasjonen i etasjemosens populasjonsegenskaper, med sterk romlig struktur på regional skala, faller altså i stor grad sammen med det regionale mønsteret i kortvarig vær- og langsiktig klimavariasjon. Totalt sett har imidlertid ikke klimaforholdene vært *veldig* mye gunstigere for mosevekst etter 1990 enn de var før 1990 (R. Halvorsen, upubl. resultater). Litt høyere temperatur og litt høyere nedbør enn normalen kan imidlertid resultere i betydelig lengre perioder med gode vekstvilkår for moser, særlig ved forlengelse av vekstperioden om høsten (R. Økland 1995e, 1997b, R. Økland & Eilertsen 1996).

Resultatene av overvåkingen av vegetasjon og populasjonsutviklingen for etasjemose i granskog siden 1990 viser en tendens til at mosedekningen flater ut når den har nådd en gjennomsnittsverdi (i aktive arealer) på omkring 70–75% (høyeste registrerte gjennomsnittsverdi for mosedekning i et enkeltår i noe område er 77%). Resultatene illustrerer at to viktige mekanismer bidrar til å forhindre ytterligere økning i den gjennomsnittlige mosedekningen: sterke smågnagereffekter og ugunstig sommerklima. Den regulerende effekten av smågnagernes beiting og forstyrrelse av mosematta vises ved at hver smågnagereffekt-episode enten umiddelbart eller i det påfølgende året blir fulgt av redusert dekning, redusert skuddstørrelse og/eller redusert populasjonsstørrelse. Den regulerende effekten av ugunstig sommerklima vises av den til dels kraftige reduksjonen i produksjon etter tørkesommeren 1994, noe som endret forholdet mellom mosedekt og strødekt mark (R. Økland 1997b). Resultatene viser også at etasjemosepopulasjonsstørrelsen slutter å øke når den gjennomsnittlige mosedekningen når nivåer på >70%. Da har store deler av skogbunnen, særlig på svakt hellende, jevn mark der strøet har vanskeligere for å bli liggende (During & Verschuren 1988, Bakkestuen et al. 2009), nær full mosedekning. I slike mosematter reguleres skuddtettheten (av etasjemose, sannsynligvis også av andre arter) av sterke tilbakekoblingsmekanismer. Skudd som vokser i ei tett mosematte og som får for lite lys (og kanskje også for lite fuktighet), vokser dårligere enn skuddene de står

sammen med, blir mindre, og har større sjanse for å terminere (ikke klare å produsere nye vekstpunkter). Generelt avtar forgreiningsratene sterkt med redusert lystilgang. Store skudd i tette matter gir sjelden opphav til mer enn ett nytt vekstpunkt pr år, og regenerering fra eldre skuddeler forekommer bare unntaksvis når matta er tett (R. Økland & T. Økland 1996, R. Økland 2000). Disse tilbakekoblingsmekanismene gjør at tettheten i stor grad begrenser seg sjøl, uten eller med liten grad av sjøltynning. Resultatene av populasjonsundersøkelsene gir imidlertid bare svake indikasjoner (i områdene PA, SO og RA) på at andelen av etasjemosemoseskuddene som ligger dypt i mosematta er høyere når mosedekningen er høy. Dette stemmer overens med inntrykket av at økningen i etasjemosepopulasjonsstørrelse ikke i særlig grad har medført negative tetthetseffekter.

Samtidig forekomst av sterke smågnagereffekter i de tre områdene Grytdalen, Gutulia og Granneset 2010–11, som sammenfaller med observasjoner av topper i lokale smågnagerpopulasjoner over store deler av Norge (Framstad 2012), kaster nytt lys over hvilken betydning sykliske svingninger i smågnagerpopulasjonene har for utviklingen i etasjemosepopulasjonene. Fellestrekk ved etasjemosens respons på smågnagertopper, sterke såvel som svakere, er at beiting og opproting/ødeleggelse av skudd og skuddkjeder medfører et umiddelbart tap av deler av populasjonen. Dette fører, som forventet, til umiddelbar reduksjon i mosedekning, populasjonsstørrelse og gjennomsnittlig skuddstørrelse av etasjemose. Resultatene viser imidlertid at de langsiktige følgene av sterke smågnagereffekter varierer sterkt og indikerer at regenerasjonsforløpet i stor grad er situasjonsbestemt og uforutsigbart. Det eneste tilfellet til nå der utviklingen har kunnet følges gjennom lengre tid, er imidlertid smågnagertoppen i Granneset 2001–02, som førte til en reduksjon i gjennomsnittlig størrelse til ca 50% av toppnivået i 2002. Utviklingen de første to årene etter toppene i 2010–11 viser en enda mer drastisk størrelsesreduksjon i Grytdalen, der gjennomsnittsskuddstørrelsen etter femten år med nesten kontinuerlig størrelsesoppbygging til et nivå på omkring det tredobbelte, i 2012 igjen var redusert til normalnivået fra 1990-tallet. I Gutulia og Granneset ser det derimot ut til at den gjennomsnittlige skuddstørrelsen allerede etter to år er tilbake på et 'normalnivå', noe som kan indikere at smågnagerpopulasjonssvingninger har en sterk regulerende effekt på etasjemosepopulasjoner som gjennom lang tid uten store forstyrrelser har bygd opp store, vitale skudd, mens effektene på populasjoner med områdetypiske størrelses- og tetthetsegenskaper er mindre. Gjenoppretting av tidligere nivåer for populasjons- og skuddstørrelse i løpet av to år etter en topp i smågnagerpopulasjonsstørrelsen viser at mosesamfunnet i skogbunnen, og etasjemosepopulasjonene i særdeleshet, har stor resiliens, det vil si stor evne til å hente seg inn igjen etter forstyrrelse (Pimm 1984, Ives 1995). Nøkkelen til å forstå etasjemosens resiliens er artens evne til regenerering, både fra fragmenter og fra beitete skudd (R. Økland 1995e). Ved to av de fire tilfellene av sterk smågnagereffekt (Gutulia og Granneset 2010–11), var antallet tapte vekstpunkter og antallet vekstpunkter regenerert i løpet av de første to årene i samme størrelsesorden, omkring 50%. Ved de to andre tilfellene, i Granneset 2001–02 og i Grytdalen 2010–11, oversteg imidlertid regenereringen langt tapene, med henholdsvis 86 og 151%. Disse to parene av utviklingsforløp etter sterk smågnagereffekt representerer sannsynligvis ulike mønstre. I sistnevnte tilfelle var gjennomsnittsskuddene mye større enn normalt for området. Et av de sterkeste karaktertrekk ved planters demografi er at morplantens innhold av ressurser er avgjørende for vekst og utvikling av, og dermed størrelsen på, vegetativt avkom (Harper 1977, Nault & Gagnon 1993, Nordbakken et al. 2004). Etasjemosen er intet unntak fra dette (R. Økland 1995e, Bakkestuen et al. 2009); morsegmentets størrelse er den enkeltvariabelen som best forklarer variasjon i avkommets størrelse. Store segmenter inneholder mer ressurser som kan mobiliseres etter ødeleggelse av vekstpunktener, og det er logisk at de også gir opphav til større og mer vitale fragmenter. Sammenhengen mellom gjennomsnittlig skuddstørrelse og regenereringspotensialet er derfor en sannsynlig årsak til den kraftige økningen i populasjonsstørrelsen i disse to områdene etter sterk smågnagereffekt. Men relasjonen mellom opphavets og avkommets størrelse kan også forklare det tilsynelatende paradokset at størrelsesreduksjonen blir større og mer langvarig nettopp i de populasjonene som regenererer raskest etter forstyrrelse: den regenererte vekstpunkt-populasjonen har sitt opphav hovedsakelig i fragmenter som er vesentlig mindre enn normale skudd. Regenererte segmenter er gjennomgående små, i gjennomsnitt bare ca 30% av størrelsen på segmenter utviklet fra vekstpunkter på et intakt

morskudd (R. Økland 2000). Observasjonene etter sterke smågnagereffektepisoder i 2010–11 bekrefter dermed hypotesen om at etasjemosens regenereringsevne gjør arten i stand til å tåle regelmessige svingninger i smågnagerpopulasjonene (R. Økland 1995e, 1997b, Rydgren et al. 2007), samtidig som bildet blir mer nyansert. Etasjemosens regenereringsevne er også en sannsynlig årsak til at etasjemose har langt større dekning og større populasjoner i fjellnære områder (Grytdalen, Gutulia og Granneset) der populasjonssvingninger forekommer oftere og, historisk sett, mer regelmessig (Kausrud et al. 2008, Framstad 2012), enn i lavlandsområdene hvor blanksigd *Dicranum majus* ofte er den dominerende arten. Samtidig regulerer smågnagereffekten moseskuddenes gjennomsnittsstørrelse ved å forhindre den langsomme oppbyggingen av store skudd.

Resultatene av de demografiske undersøkelsene av etasjemose gir dermed støtte til hypotesen framsatt av Rydgren et al. (2007), om at mangelen på regelmessig, omfattende forstyrrelse i forbindelse med smågnagertoppår er en viktig medvirkende årsak til at mengden av moser i granskog i deler av Norge har økt sterkt siden slutten av 1980-tallet. Betydelig økning i mosedekning (og mengden av etasjemose) har imidlertid også funnet sted i undersøkelsesområder i lavlandet, der store smågnagersvingninger sjelden eller aldri forekommer. Tidligere konklusjoner om at klimaet har en nøkkelrolle for utviklingen av mosedekket i skogbunnen er derfor ikke svekket. Resultatene av populasjonsundersøkelsene av etasjemose indikerer at et fint samspill mellom klimaendringer og smågnagerpopulasjonssvingninger er hovedårsakene at bunnsjiktet i granskog i Norge har endret seg. Disse faktorenes relative betydning i det lange løpet, og klimaets rolle for smågnagernes populasjonsdynamikk (jf Kausrud et al. 2008, Brommer et al. 2010), er imidlertid viktige nyanser i samvirkningen mellom klima og smågangere som fortsatt er uavklart.

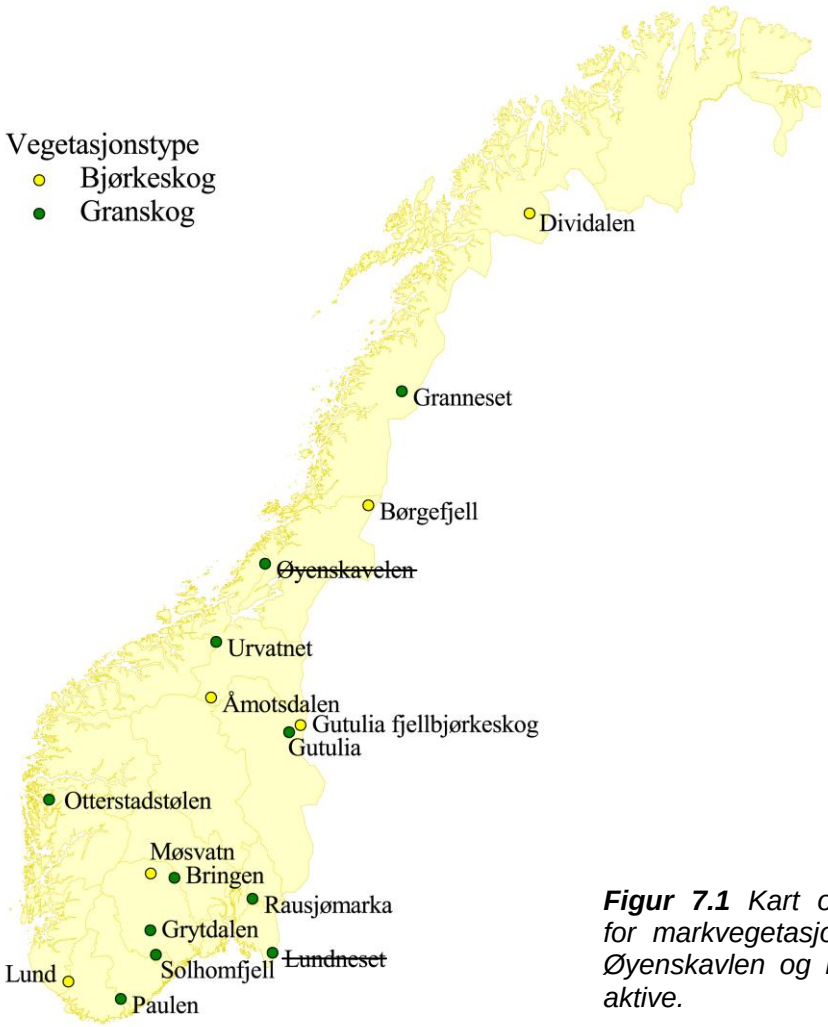
Demografiske undersøkelser, ikke bare av etasjemose, men også av andre arter, vil bidra til økt innsikt i mekanismene som forårsaker endringer i arters mengde i skogbunnen.

7 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2013

Tonje Økland, Per Arild Aarrestad, Vegar Bakkestuen og Rune Halvorsen

Vegetasjonsovervåking basert på konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser (T. Økland 1990, 1996, R. Økland & Eilertsen 1993, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen et al. 2001, T. Økland et al. 2001) ble etablert for ca 25 år siden og omfatter 17 referanseområder (**figur 7.1**). Med to unntak reanalyseres disse fortsatt jevnlig. Ti overvåkingsområder ble etablert i granskog av NIJOS (nå Norsk institutt for skog og landskap) i perioden 1988–1992. I Solhomfjell etablerte Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo i 1988 et overvåkingsområde i barskog (gran- og furuskog) som etter hvert har blitt inkludert i TOV som TOV-granskogsområde. Seks områder ble etablert i bjørkeskog av NINA fra 1990 til 1993 (TOV-bjørkeskogsområder). Områdene spenner ut viktige klimagradienter i Norge (jf Moen 1998) og ble opprinnelig etablert for å fange opp variasjonen i belastning av langtransporterte luftforurensinger i Norge (jf Tørseth & Semb 1997).

Gran- og bjørkeskogsområdene omfatter mer eller mindre sammenliknbar variasjon langs lokale økologiske gradienter innenfor samme naturtype, ”blåbærdominert bar- og bjørkeskog”, inkludert noe fuktigere og rikere utforminger. I hvert område overvåkes vegetasjonen i 50 analyseruter (61 ruter i granskog i Solhomfjell) á 1 m^2 som til sammen antas å dekke den viktigste lokaløkologiske variasjonen. Artsmengder registreres innen hver rute som smårutefrekvens (forekomst av hver art i 16 like store småruter, jf T. Økland 1988) og som prosent dekning.



Figur 7.1 *Kart over overvåkingsområdene for markvegetasjon i gran- og bjørkeskog. Øyenskavlen og Lundsneset er ikke lenger aktive.*

I dette kapitlet rapporterer vi endringer i forekomst av utvalgte arter som kan tenkes å respondere på langtransporterte forurensinger og/eller klimaendringer (jf T. Økland et al. 2004a,b).

Datagrunnlag og metoder
Datagrunnlaget besto opprinnelig av 561 analyseruter fra granskog, men fra og med 4. omløp analyseres bare 9 av 11 granskogsområder, dvs 461 ruter i granskog, og 300 ruter fra bjørkeskog. Områdene ble analysert én gang hvert femte år (5-årig omløp), men fra og med 2008 ble granskogsregistreringene, med unntak for Solhomfjell, lagt om til 8-årig omløp. Resultatene fra de 9 aktive granskogsområdene (**figur 7.2**) bygger på data fra perioden1988–2013, mens resultatene fra bjørkeskogsområdene (**figur 7.3**) baserer seg på registreringer utført etter 1992. I 2013 ble granskogsområdene Granneset i Saltfjellet-Svartisen nasjonalpark i Nordland og Solhomfjell naturreservat i Aust-Agder, samt bjørkeskogsområdene i Gutulia nasjonalpark i Hedmark og Dividalen nasjonalpark i Troms, analysert. For øvrig er datamaterialet det samme som ble rapportert i TOV-rapporten for 2012 (T. Økland et al. 2013a).

For artene gaukesyre og fugletelg er gjennomsnittlig prosentvis forekomst i småruter (til sammen 800 småruter i hvert område, 976 i Solhomfjell-området) brukt som mål på mengde innen hvert område. For smyle og etasjemose er gjennomsnittet av artenes prosentvise dekning innen alle 1 m^2 analyserutene i hvert område brukt som mengdemål. Dekningsdata for smyle fra første omløp i granskogsområdene (1988–1992) og for etasjemose fra 1988 er ikke presentert; fra 1988 fordi dekning ikke ble registrert (derfor mangler dekningsdata for Solhomfjell, Rausjømarka og Grytdalen) og for smyle fra perioden 1989–1992 fordi dataene er beheftet med noe større usikkerhet enn for etasjemose og for senere perioder. For øvrig er samme metodikk brukt for alle områder og omløp.

Gaukesyre (*Oxalis acetosella*)
Gaukesyre er en lavvokst flerårig plante som er vanlig i gran- og bjørkeskoger på frisk jordbunn med noe bedre mineralnæringstilgang enn den fattigste blåbærskogen. Den trives dårlig på sur og svært basefattig jord (Ellenberg et al. 1992), og er i spiringsfasen følsom overfor surt substrat (Rodenkirchen 1998). Det er tidligere rapportert tilbakegang for arten i sørsvenske skoger, angivelig relatert til jordforsuring (Falkengren-Grerup 1986, 1990, Falkengren-Grerup & Tyler 1991, Brunet et al. 1997).

I perioden 1988–1998 hadde gaukesyre stor tilbakegang i alle de sør- og sørøstnorske granskogsområdene der arten finnes (Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka; **figur 7.2**), mens utviklingstrenden i de andre granskogsområdene var mindre tydelig. Arten har liten dekning i bjørkeskogsområdene, med unntak av Gutulia og til dels også Åmotsdalen (**figur 7.3**). Gaukesyre viste her en motsatt utviklingstrend sammenliknet med granskogsområdene, med jevn framgang i Gutulia fra 1993 til 2013 og tilbakegang i det mer nordlige området Åmotsdalen fra 1993 til 2012. Arten forsvant fra rutene i Møsvatn i 2007.

Gjennom store deler av 1900-tallet forårsaket langtransporterte luftforurensinger (”sur nedbør”) forsuring og utvasking av mineralnæringsstoffer i jorda. Denne påvirkningen var sterkest lengst sør i landet der tilførselen av sur nedbør har vært stor, samtidig som jordsmonnet over store områder har lav bufferkapasitet. Tilbakegangen for gaukesyre fram til og med 1998 i granskogsområdene langt sør i landet stemmer overens med det mønsteret vi ville forvente som en forsinket respons på jordforsuring.

I 2003 hadde imidlertid mengdene av gaukesyre tatt seg betydelig opp igjen i granskogsområdene Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka. I Rausjømarka fortsatte mengden av gaukesyre å øke fra 2003 til 2008, men fortsatt fantes arten i færre småruter enn da rutene ble etablert i 1988. I Grytdalen ble den gjennomsnittlige forekomsten i smårutene redusert litt fra 2003 til 2011. Smågnagertoppen i 2010/11 kan ha bidratt til denne utviklingen, da vegetasjonen i Grytdalen i 2011 var tydelig påvirket av smågnagerbeiting (Halvorsen, kapittel 6). Som i Rausjømarka var den gjennomsnittlige forekomsten i smårutene derfor fortsatt lavere enn da rutene ble etablert i 1988.

Den positive utviklingen for gaukesyre i Solhomfjell fra 1998 til 2003 fortsatte i noen grad i perioden 2003-2008 (økning fra 14,1 til 14,4%), og med fornyet styrke fra 2008 til 2013 (til 18,1%). Økningen i 2003 var et resultat av at svært mange frøplanter spirte dette året. Registreringene i Solhomfjell i 2008 viste at mange av frøplantene fra 2003 må ha lykkes i å etablere seg, og registreringene i 2013 viste en ytterligere sterk økning. I 2013 var frekvensen av småruter med gaukesyre nær dobbelt så høy som i 1988 og mer enn tre ganger så høy som i bunnåret 1998. Arten ser nå ut til å ha stabilisert seg på et betydelig høyere nivå i Solhomfjell enn i 1988, i motsetning til i Rausjømarka og Grytdalen.

Utviklingen i de øvrige granskogsområdene viser ikke et tydelig mønster i siste omløpsperiode: Mens det i granskogsområdene i Gutulia og Granneset fant sted en reduksjon i gjennomsnittlig forekomst av arten i smårutene fra henholdsvis 2004 til 2009 og 2005 til 2013, hadde den økt noe i Otterstadstølen fra 2004 til 2012. Reduksjonen for gaukesyre i Granneset er imidlertid betydelig mindre enn i Gutulia. Disse endringene kan ikke på enkelt vis relateres til påvirkningsfaktorer, men det er mulig at reduksjonen for gaukesyre fra 2005 til 2013 i Granneset har sammenheng med smågnagertoppen i 2010/2011 (Halvorsen, kapittel 6); åpninger i bunnsjiktet som oppsto som resultat av høy smågnageraktivitet førte til stor økning i mengde for noen få arter (se kapittel 4), mens andre arter ser ut til å ha fått overlevelsesproblemer i det tette bunnsjiktet.

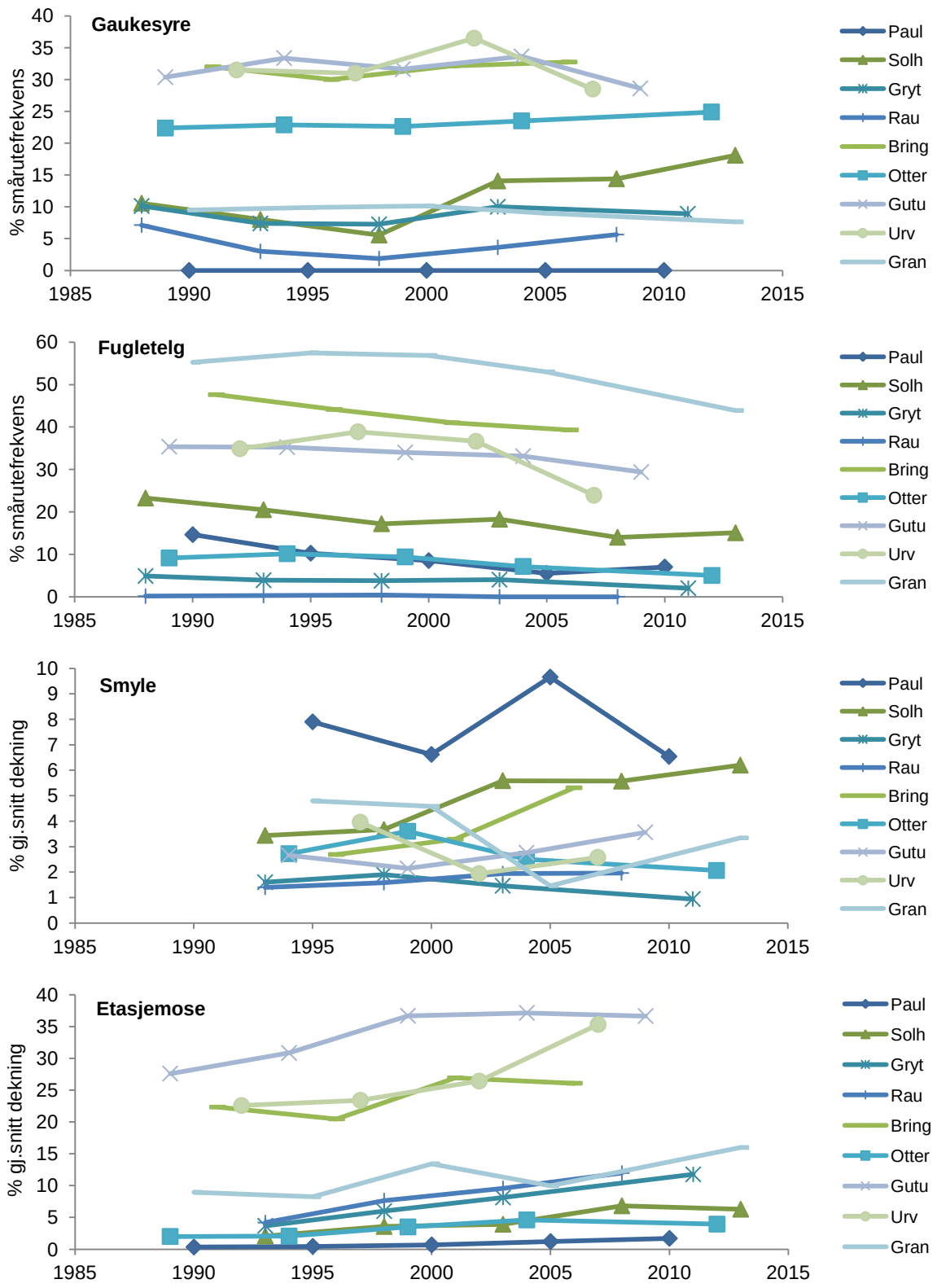
Framgangen for gaukesyre i bjørkeskogen i Gutulia som ble observert mellom 2008 og 2013 kan neppe forklares av en forbedring i forsuringssituasjonen, da feltet ligger i et område som er lite påvirket av langtransportert forurensing. Økningen kan imidlertid skyldes lokale endringer i mikroklimaet, da gaukesyre også er en art som i løvskog kan favoriseres av lys og som også er en svak termofil art (Hill et al. 1999, Aarrestad pers. obs.). Andre årsaker kan skyldes endrete beiteforhold. Tilbakegangen av arten i Åmotsdalen i 2011 skyldes utvilsomt et økt beitepress fra husdyr og til dels også fra smågnagere, noe som har resultert i en generell tilbakegang av de fleste grasarter og urter i dette overvåkingsområdet.

Fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*)

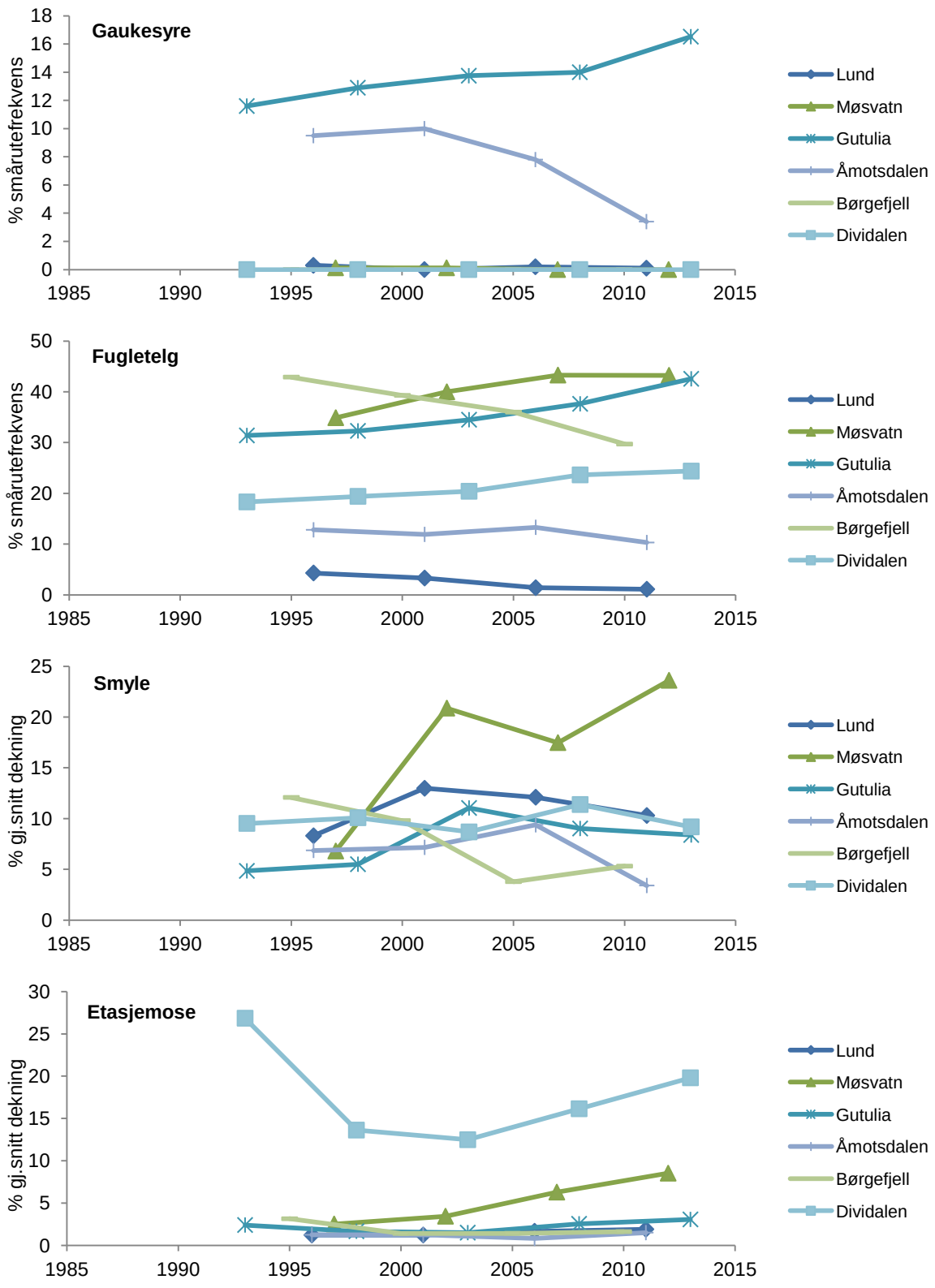
Fugletelg er en vanlig småbregne som forekommer mer eller mindre i de samme skogtypene som gaukesyre. Arten har omtrent samme krav til baserikhet som gaukesyre (Ellenberg et al. 1992) og kan derfor, i utgangspunktet, forventes å ha omtrent samme følsomhet for forsuring.

Gjennom de fire første omløpene (1989–2008) hadde fugletelg stor tilbakegang i det sørligste granskogsområdet Paulen i Vest-Agder og betydelig tilbakegang også i andre granskogsområder på Sør- og Østlandet (**figur 7.2**). I granskog lenger nord i landet ble det ikke observert like tydelige utviklingstrender for fugletelg i de første omløpene, men fra 4. omløp har arten også der i flere områder hatt tilbakegang. I bjørkeskogsområdene har arten enkelte områder gått fram (Møsvatn, Gutulia, Dividalen), mens den i andre områder har gått tilbake (Lund og Børgefjell), altså uavhengig av nord-sørgradienten (**figur 7.3**).

I granskogsområdet i Gutulia har fugletelg hatt en relativt jevn tilbakegang gjennom fem analyse-omløp, men tilbakegangen har ikke vært så stor som i de sørligste områdene. I Rausjømarka har det aldri vært observert mye fugletelg i rutene, og den er ikke registrert der etter 1998. I Paulen hadde arten en jevn tilbakegang fram til og med 2005, og på tross av at en liten økning ble registrert i 2010, forekom arten da bare i halvparten så mange småruter som i 1990. Også i Solhomfjell og Grytdalen, som begge ligger langt sør, fortsatte arten tilbakegangen fra fjerde til femte omløp. I Solhomfjell ble imidlertid en liten økning i mengde observert fra 5. til 6. omløp (2008 til 2013). I Grytdalen ble gjennomsnittlig forekomst i smårutene halvert fra 2003 til 2011. Smågnagertoppen i 2010/11 kan ha bidratt til denne utviklingen. I Otterstadstølen har det vært en jevn reduksjon i antall småruteforekomster etter 1999, og fra 2004 til 2012 ble det registrert en reduksjon fra 7,1% til 5%. Dermed er denne artens mengde i rutene nesten halvert fra utgangspunktet i 1989 og mer enn halvert i forhold til registreringene i 1994. I motsetning til store deler av Sør-Norge, var det ingen tydelig smågnagertopp i 2010/2011 i overvåkingsområdet Otterstadstølen, men andelen etasjemoseskudd som var beitet av smågnagere var noe høyere



Figur 7.2 *Endringer i mengde (målt som frekvens i småruter og prosent dekning) av utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i granskog gjennom overvåkingsperioden 1988-2013. Områdenes plassering er vist i figur 7.1.*



Figur 7.3 *Endringer i mengde (målt som frekvens i småruter og prosentvis dekning) av utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i bjørkeskog gjennom overvåkingsperioden 1993-2013. Områdenes plassering er vist i figur 7.1. I 1993 ble registreringsmetoden i bjørkeskog lagt om til samme metode som for granskog, og data fra før 1993 er derfor ikke vist.*

i 2011 enn vanlig (Halvorsen, pers. medd.). Ingen tydelig smågnagerpåvirkning ble observert ved registreringene i 2012, verken på moser eller karplanter. Imidlertid var det en del steder tydelige spor etter hjortebeite på vegetasjonen. En noe økt beitepåvirkning av hjort er derfor en sannsynlig årsak til tilbakegangen for fugletelg i Otterstadstølen. I Granneset ble en betydelig reduksjon i antall småruteforekomster registrert for fugletelg fra 4. til 5. omløp (Se også kapittel 4). I 2013 ble det observert til dels store angrep av sopp på fugletelg i Granneset. Dette kan ha bidratt til den negative utviklingen som ble observert for denne arten.

Fugletelg viser ulike endringsmønstre i de ulike overvåkingsområdene i bjørkeskog. Tilbakegangen for fugletelg i Lund kan tolkes som en forsinket respons på jordforsuring, mens framgangen for fugletelg i Møsvatn kan trolig settes i sammenheng med avtakende jordforsuring (T. Økland et al. 2009a). Framgangen i Gutulia og Dividalen, der forurensingen har vært minimal, kan ikke forklares med avtakende jordforsuring. Trolig kan mikroklimatiske endringer være en mulig årsak, da gaukesyre og fugletelg i Gutulia viser omtrent samme utviklingstrend (se ovenfor under gaukesyre).

En svak tilbakegang av fugletelg i Åmotsdalen i 2011 kan skyldes økt beitepress av husdyr. I Børgefjell har fugletelg gått jevnt tilbake fra førstegangs analyse i 1995. Denne tilbakegangen kan vanskelig settes i sammenheng med endringer i forurensing, da Børgefjell ligger i et område med liten tilførsel av langtransporterte luftforurensninger. Det er mulig at nedgangen av fugletelg her skyldes en kombinasjon av andre faktorer, som for eksempel endret beitetrykk, gjengroing og smågnagersvingninger.

Smyle (*Avenella flexuosa*)
Smyle er et smalbladet gras som er vanlig i hele Norge og som finnes i mange ulike skogtyper og i andre typer natur. Arten begunstiges av god nitrogentilgang, og økte avsetninger av langtransportert nitrogen har blitt framsatt som en mulig forklaring på at smyle har økt i mengde i sørsvenske skoger (Odell & Ståhl 1998, Strengbom et al. 2003, Nordin et al. 2005).

En betydelig framgang for smyle er observert i flere av de sørlige overvåkingsområdene, såvel i granskogsområdene Paulen, Solhomfjell og Bringen som bjørkeskogsområdene Lund og Møsvatn, men også i Gutulia og Åmotsdalen (som ligger litt lenger nord; **figur 7.1, 7.2** og **7.3**), fram til fjerde omløp. Smyledekningen var imidlertid noe redusert i forhold til tidligere både i Lund og Åmotsdalen ved registreringene i 2011. I bjørkeskogsrutene i Børgefjell har arten vist en tydelig nedadgående trend siden analysene i startet opp 1995, men i perioden fra 2005 til 2010 ble det registrert en liten økning.

Nitrogenavsetningen i Norge er størst på Sørlandet (Aas et al. 2012), og det kan således være en sammenheng mellom tilførsler av langtransportert nitrogen og den økte dekningen av smyle som er observert i de sørlige overvåkingsområdene gjennom de fire første omløpene. Økningen av smyle i bjørkeskogsområder som Møsvatn kan også skyldes økt nitrogentilgang fra nedbryting av strø, forårsaket av bjørkemålerangrep, og/eller en generell økning i lystilgang som resultat av et mer glissent trekronedekke (jf Strengbom et al. 2004).

Utviklingen fra 4. til 5. omløp varierer litt mellom de ulike områdene. I granskogsrutene i Paulen hadde arten en reduksjon i gjennomsnittlig dekning i rutene fra 9,7% i 2005 til 6,5% i 2010, og en tilsvarende reduksjon ble også observert i Grytdalen, fra 1,52% i 2003 til 0,94% i 2011. Også i Otterstadstølen ble reduksjon i smyledekning observert, fra 2,5% i 2004 til 2,06% i 2012, mens smyledekningen i Rausjømarka i 2008 var omtrent på 2003-nivå. Reduksjonen av smyle i granskogsrutene i Paulen i siste omløpsperiode har trolig flere årsaker, for eksempel endringer i tresjiktstruktur, mens reduksjonen i rutene i Grytdalen høyst sannsynlig er en effekt av smågnagertoppen 2010/11: beitepåvirkningen var svært synlig under feltarbeidet i Grytdalen i 2011. Smågnagere har trolig ikke bidratt vesentlig til reduksjonen i granskogsflatene i Otterstadstølen, men som for fugletelg kan tilbakegangen trolig skyldes økt beitetrykk av hjort. I granskogsrutene i Gutulia har smyle økt noe både fra 3. til 4. omløp og fra 4. til 5. omløp.

Både i Solhomfjell og i Granneset har smyledekningen også økt i siste omløpsperiode. Trolig kan utviklingen i Granneset være en seneffekt av smågnagerpåvirkning, som har negative effekter på de fleste artene på kort sikt (spesielt det første året etter toppen, som i Grytdalen), men som deretter resulterer i mengdeøkning for arter som f.eks. smyle, som har god evne til å kolonisere nakne flekker i bunnsjiktet og som vokser raskt.

Reduksjonen av smyle i bjørkeskogsområdene i Lund og Åmotsdalen ved siste gjenanalyse i 2011 skyldes trolig år-til-år-variasjoner i beitetrykk, både av smågnagere og husdyr. Den sterke tilbakegangen av smyle i Børgefjell for hele overvåkingsperioden sett under ett (trass i økningen i siste periode, 2005–2010), kan også skyldes ulike effekter av smågnagerbeiting, da smyle er en av smågnagernes foretrukne beiteplanter (Ericson 1977). Den lille tilbakegangen for smyle i Gutulia og Dividalen siste periode (2008-2013) er ikke mer enn hva som kan tolkes som naturlig dynamikk.

Etasjemose (*Hylocomium splendens*)
Etasjemose er en av de vanligste store mosene i norske skoger. I likhet med de fleste andre moser vokser etasjemosen når den er fuktig (det vil si i fuktig vær og fram til skogbunnen tørker opp igjen), mens den går inn i en ”dvaletilstand” når den er tørr. Moser vokser selv når gradestokken kryper under null dersom marka ikke er snødekt (Stålfelt 1937b). Etasjemosemengden forventes derfor å øke når klimaet endrer seg i gunstig retning for mosevekst, det vil si når vekstsesongene blir lengre og fuktigere (R. Økland 1997a, T. Økland 2001, 2004a,b).

Etasjemose viste en betydelig framgang i alle granskogsområdene fra tredje til fjerde omløp, med unntak av det nordligste området, Granneset (**figur 7.2**). I områder der det var lite etasjemose fra før, dekket etasjemosen etter fjerde omløp omtrent dobbelt så mye eller enda mer av skogbunnen sammenlignet med første omløp. En liknende trend er også observert for andre store mosearter.

Både i Rausjømarka og i Solhomfjell fortsatte økningen i gjennomsnittlig dekning for etasjemose fra 2003 til 2008 (fra 4. til 5. omløp). I 2008 var gjennomsnittlig dekning i begge disse områdene ca tre ganger så stor som i 1988. I 2013 var den gjennomsnittlige dekningen av etasjemose i Solhomfjell omtrent som i 2008, mens artens forekomst i småruter hadde økt (Halvorsen et al., kapittel 5). I Gutulia hadde arten derimot en svak nedgang i gjennomsnittlig dekning fra 2004 til 2009. Også i Paulen hadde arten en økning i gjennomsnittlig dekning i rutene fra fjerde til femte omløp (2005 til 2010), men etasjemose er ikke en dominerende moseart i granskogen i Paulen slik den er i de fleste andre områdene [blanksigd (*Dicranum majus*) er den mest dominerende mosearten i Paulen]. I Grytdalen hadde økningen i etasjemosedekning i rutene fortsatt fra fjerde til femte omløp; arten har mer enn tredoblet sin gjennomsnittlige dekning i dette området fra 1993 til 2011 på tross av betydelig smågnagerbeiting i 2010/11 (jf **figur 7.2**). I Otterstadstølen var artens gjennomsnittlige dekning i rutene redusert noe ved registreringene i 2012 (femte omløp) i forhold til 2004 (fjerde omløp). Imidlertid var fortsatt den gjennomsnittlige dekningen av etasjemose i flatene omtrent dobbelt så høy som ved utgangspunktet i 1989. Som i Paulen dominerer blanksigd og enkelte andre store bladmoser i Otterstadstølen, og disse andre artene økte betydelig i gjennomsnittlig dekning fra 1989 til 2012.

I Granneset er en betydelig økning i etasjemosedekning observert mellom fra 4. til 5. omløp (2005 og 2013). Dette skyldes nok i stor grad åpningen av bunnsjiktet ved smågnagertoppen i 2010/1011 i kombinasjon med mildt høstklima, som i de påfølgende par årene har favorisert konkurransesterke arter som etasjemose (se kapittel 4).

Dekningen av etasjemose er svært liten i overvåkingsområdene i fjellbjørkeskogene. Etasjemose er en relativt lyskrevende art (Hill 1999), og den lave dekningen kan skyldes et relativt tett strølag som hindrer lystilgang. Barskere klima i fjellnære bjørkeskoger kan også begrense mosenes vekst der. Samtidig beites arten av smågnagere (Ericson 1977, R. Økland 1995e, Rydgren et al. 2007). Endringene i etasjemosens dekning er relativt små i bjørkeskogsflatene, med unntak av i det sørlige overvåkingsområdet Møsvatn, der arten har vist en jevn framgang

siden 2002, og i det nordlige overvåkingsområdet Dividalen, der dekningen gikk betydelig tilbake fra 1993 til 2003. Både i Gutlia og Dividalen økte etasjemosedekningen fra 2008 til 2013, betydelig mer i det nordligste området Dividalen. Det er ikke registrert en smågnagertopp i Dividalen på lenge, noe som kan forklare framgangen av etasjemose her.

8 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Gutulia og Dividalen 2013

Marianne Evju, Inga E. Bruteig og Heidi E. Myklebost

Formålet med epifyttovervåkingen i TOV-områdene er å følge bestandsutviklingen i epifyttiske samfunn over tid og å kunne skille mellom naturlig variasjon og eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensninger eller andre miljøendringer. Overvåkingsfeltene for kartlegging av epifyttvegetasjonen i Gutulia og Dividalen ble etablert i 1993 (Wang & Bruteig 1994), med gjenkartlegging i 1998 (Bruteig 2001), 2003 (Bruteig & Wilmann 2004) og 2008 (Evju et al. 2009). Undersøkelsen omfatter fem felt i bjørkeskog med åtte undersøkelsestrær per felt i begge områdene. Her rapporteres femte gangs kartlegging av epifyttvegetasjonen, gjort i 2013.

Metodikken følger samme mal som ved tidligere kartlegginger. I Gutulia hadde ett tre gått ut siden 2008 (felt 3), og i Dividalen hadde fire trær gått ut (felt 2, 3, 4 og 5). Disse ble erstattet med nye trær. Resultatene presenteres for alle felt og trær.

Lineære miksete modeller er brukt for å analysere endringer over tid (år som kontinuerlig variabel) og i siste 5-årsperiode (2008 mot 2013), med tre nøstet i felt som tilfeldige faktorer. Enveis ANOVA er brukt for å analysere forskjeller i dekning mellom felt i 2013. Kjikvadrattest er brukt for å analysere endringer i skadeomfang mellom år. Dekning av artsgrupper og enkeltarter er arcsin-transformert før analysene.

8.1 Resultater fra Gutulia

Undersøkelsestrærne i Gutulia har vokst i løpet av overvåkingsperioden; stammeomkrets har økt over tid, fra et snitt på 46 cm i 1993 til 49 cm i 2013 (**tabell 8.1**; $p < 0,001$), og det er en liten, men signifikant økning i omkrets mellom 2008 og 2013 ($p < 0,001$). Også trærnes høyde har økt, fra et snitt på 8,6 m i 1993 til 9,9 m i 2013 ($p < 0,001$), men i den siste 5-årsperioden har det skjedd bare en liten endring i høyde ($p = 0,046$).

Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i Gutulia i 2013
Den totale dekningen av epifytter på bjørkestammer i Gutulia i 2013 var på 75,2% (**tabell 8.2**). Dekningen av naken bark utgjorde i gjennomsnitt 33,4% av stammearealet. Høy epifyttdekning skyldes delvis hyperepifyttisme, det vil si at ulike arter vokser oppå hverandre. Bladlav er gruppen

Tabell 8.1 *Høyde (m) og brysthøydeomkrets (cm) av undersøkelsestrærne i fem prøvefelt i Gutulia. Gjennomsnitt av sju trær i 1993 og åtte trær i 1998, 2003, 2008 og 2013, med standardavvik.*

	Felt					
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**snitt**
	trehøyde (m)					
1993	10.8 ± 1.0	10.5 ± 2.1	6.0 ± 0.7	8.8 ± 1.1	7.1 ± 1.1	8.6 ± 2.2
1998	10.9 ± 1.4	11.1 ± 1.8	6.3 ± 0.5	9.0 ± 1.5	7.0 ± 0.9	8.9 ± 2.3
2003	11.3 ± 1.3	11.6 ± 2.1	6.6 ± 0.3	9.6 ± 1.6	7.3 ± 1.2	9.3 ± 2.5
2008	12.2 ± 1.5	11.7 ± 2.5	7.1 ± 0.7	9.9 ± 1.6	7.6 ± 0.7	9.7 ± 2.6
2013	12.6 ± 1.4	11.8 ± 2.5	7.5 ± 0.8	9.9 ± 1.6	7.7 ± 0.7	9.9 ± 2.6
	treomkrets (cm)					
1993	48 ± 11	42 ± 8	38 ± 3	48 ± 9	52 ± 13	46 ± 10
1998	48 ± 11	43 ± 8	39 ± 4	48 ± 9	51 ± 13	46 ± 10
2003	49 ± 12	45 ± 7	42 ± 4	50 ± 9	52 ± 13	47 ± 10
2008	50 ± 12	46 ± 8	43 ± 5	51 ± 10	52 ± 14	48 ± 10
2013	51 ± 12	46 ± 8	46 ± 8	52 ± 10	53 ± 13	49 ± 10

Tabell 8.2 *Gjennomsnittlig dekning (i % av kartlagt stammeareal) av epifytter og never på stammen av bjørk i fem prøvefelt i Gutulia.*

		Felt					
		1	**2**	**3**	**4**	**5**	**snitt**
busklav	1993	0,3	0,1	14,3	6,6	3,2	4,9
	1998	0,3	0,5	19,6	11,9	4,1	7,3
	2003	0,1	0,0	23,0	12,4	5,4	8,2
	2008	0,1	0,0	18,9	10,1	7,0	7,2
	2013	0,8	0,5	18,9	13,5	10,7	8,9
bladlav	1993	39,5	21,7	40,2	39,2	60,0	40,1
	1998	42,2	30,1	48,2	41,8	60,7	44,6
	2003	42,9	31,3	48,0	47,3	63,3	46,5
	2008	42,1	34,1	48,1	57,6	66,9	49,8
	2013	52,2	38,9	59,1	61,5	66,3	55,6
skorpelav	1993	2,1	3,8	1,5	3,9	4,9	3,2
	1998	2,8	7,2	1,8	6,9	6,4	5,0
	2003	3,3	4,9	2,0	5,7	5,8	4,3
	2008	2,3	5,7	2,1	5,5	5,2	4,2
	2013	6,6	8,8	7,3	7,2	9,8	7,9
sopp	1998	3,4	3,7	0,7	6,3	0,3	2,9
	2003	3,8	5,1	2,1	6,2	1,1	3,7
	2008	7,3	7,3	3,1	7,8	0,9	5,3
	2013	4,4	3,4	1,8	2,9	0,9	2,7
epifytter totalt	1993	41,9	25,6	56,0	49,7	68,0	48,2
	1998	48,7	41,4	70,3	67,0	71,5	59,8
	2003	50,1	41,2	75,0	71,6	75,5	62,7
	2008	51,8	47,1	72,2	81,0	80,0	66,4
	2013	64,0	51,8	87,1	85,1	87,8	75,2
bark	1993	58,9	74,6	50,5	54,0	34,7	54,5
	1998	52,3	59,5	40,7	38,5	31,9	44,6
	2003	50,2	59,1	37,6	35,9	29,8	42,5
	2008	48,8	53,4	38,9	24,2	26,6	38,4
	2013	38,9	50,3	27,5	26,4	23,7	33,4

med størst dekning (55,6%), fulgt av busklav (8,9%) og skorpelav (7,9%). Sopp utgjør en liten andel av epifyttdekningen (2,7%).

Det er registrert 59 takson på undersøkelsestrærne i 2013 (**tabell 8.3**): 6 bladmoser, 4 levermoser, 11 bladlav, 5 busklav, 31 skorpelav og 2 sopp (inklusiv samlegruppe for pyrenokarp, ikke-likenisert sopp). Begerlav, brunskjegg og strylav blir bare registrert på slektsnivå, som standard i TOV. I alt sju arter ble ikke gjenfunnet i 2013; levermosen grynskjeggmose, bladlavene bjørkelav og grå fargelav og skorpelavene gullnål, *Lecania hyalina*, *Lecanora cadubriae* og *Mycoblastus affinus* (**tabell 8.3**). Tre levermoser (gåsefotskjeggmose, flakmose og *Lophozia ventriculosa* coll), fire bladmoser (ribbesigd, etasjemose, bustehette og flakjamnemose) og én skorpelav (grønnsotnål) ble registrert for første gang i 2013. Tre skorpelaver som ikke ble funnet i 2008, ble gjenfunnet (*Biatora chrysantha*, *Cliostomum pallens* og *Scoliciosporum umbrinum*).

Endring i epifyttvegetasjonen fra 1993-2013

Dekningen av epifytter på bjørkestammer har økt siden 1993 ($p < 0,001$), og også i siste 5-årsperiode ($p < 0,001$) (**figur 8.1**). Dette skyldes først og fremst økt dekning av bladlav ($p < 0,001$). Også busklav og skorpelav har økt i dekning både siden 1993 ($p < 0,001$ for begge gruppene) og i siste 5-årsperiode ($p = 0,001$ og $p < 0,001$ for hhv. busklav og skorpelav). Dekningen av sopp har variert mellom årene og har ikke økt siden 1998 ($p = 0,562$), men det har vært en viss nedgang i dekning mellom 2008 og 2013 ($p < 0,001$).

Tabell 8.3 *Forekomst av epifytter registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt i overvåkings-området Gutulia.*

			frekvens					dekning				
Vitenskapelig navn	**kode**	**norsk navn**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**
Bladmoser												
Dicranum fuscescens	Dicr fus	Bergsigd				3	3				x	x
Dicranum scoparium	Dicr sco	Ribbesigd					3					x
Dicranum sp.	Dicranuz	Sigdmose			5	10	35			x	0,01	0,01
Hylocomium splendens	Hylo spl	Etasjemose					3					x
Orthotrichum sp.	Orthotrz	Bustehette					3					x
Plagiothecium denticulatum	Plat den	Flakjamnemose					3					x
Pleurozium schreberi	Pleu sch	Furumose				3	3				x	x
Levermoser												
Barbilophozia hatcheri	Barb hat	Grynskjeggmose				3					x	
Barbilophozia lycopodioides	Barb lyc	Gåsefotskjeggmose					3					x
Barbilophozia sp.	Barbiloz	Skjeggmoseslekta					3					x
Calypogeia sp.	Calypogz	Flakmoseslekta					3					x
Lophozia ventricosa coll.	Loph/ven	Grokorn-/Skogflik					5					x
Ptilidium pulcherrimum	Ptil pul	Barkfrynse		13	38	43	65		x	x	x	0,02
Busklav												
Bryoria sp.	Bryoriaz	Brunskjegg	97	95	90	88	90	4,83	7,24	8,13	7,16	8,81
Cladonia sp.	Cladoniz	Begerlav	6	8	25	55	73	x	x	x	x	0,01
Evernia mesomorpha	Eve meso	Gryntjafs	3	3	3	3	3	x	0,01	x	0,01	x
Letharia vulpina	Let vulp	Ulvelav	3	3				x	x			
Pseudevernia furfuracea	Pse furf	Elghornslav	3	10	10	13	10	0,02	x	x	x	x
Usnea sp.	Usneaz	Strylav	29	33	38	40	50	0,03	0,02	0,03	0,03	0,06
Bladlav												
Cetraria sepincola	Cet sepi	Bjørkelav			8	5				x	x	
Hypogymnia austerodes	Hyp aust	Seterlav	3	8	5	5	8	x	x	x	0,01	0,01
Hypogymnia physodes	Hyp phys	Vanlig kvistlav	100	100	100	100	100	30,06	34,59	36,88	38,19	40,33
Hypogymnia tubulosa	Hyp tubu	Kulekvistlav	34	55	53	58	53	0,23	0,28	0,38	0,43	0,34
Imshaugia aleurites	Ims aleu	Furustokklav	66	80	85	85	83	0,60	0,66	0,90	1,20	2,02
Melanelia olivacea	Mel oliv	Snømållav	63	65	68	60	68	2,62	2,19	1,24	1,07	1,03
Parmelia saxatilis	Par saxa	Grå fargelav		3	3	3			x	x	x	
Parmelia sulcata	Par sulc	Bristlav	77	83	78	83	85	2,64	2,57	2,44	3,00	3,94
Parmeliopsis ambigua	Par ambi	Gul stokklav	97	98	100	100	100	3,82	4,07	4,42	5,60	7,36
Parmeliopsis hyperopta	Par hype	Grå stokklav	100	100	100	98	100	0,01	0,02	0,02	0,01	0,01
Platismatia glauca	Pla glau	Vanlig papirlav	31	25	43	35	40	0,10	0,14	0,18	0,18	0,42
Tuckermannopsis chlorophylla	Tuc chlo	Vanlig kruslav	31	58	48	43	40	0,06	0,10	0,08	0,08	0,15
Vulpicida pinastri	Vul pina	Gullroselav	37	23	40	45	58	x	x	x	0,01	0,02
Skorpelav												
A Microlichen	Ubest	Skorpelav, ubest.	3	23	48	13	13	0,01	0,15	0,37	0,06	0,15
Biatora chrysantha	Bia chry				3		3			x		x
Biatora sp.	Biatoraz	Knopplav					3					0,03
Buellia arborea	Bue arbo		3		3	3	3	x		x	0,04	0,01
Buellia disciformis	Bue disc	Bleik bønnelav		3	3				x	x		
Buellia triphragmioides	Bue trip		3	5	3	3	3	x	x	x	x	x
Caliciales	Calicial	Knappenålslav				3	5				x	0,01
Calicium trabinellum	Cal trab	Gullringnål			3	3	3			x	x	x
Calicium viride	Cal viri	Grønnsotnål					3					0,06
Chaenotheca chrysocephala	Cha chry	Gulgrynnål		8	13	10	10		x	x	0,01	0,01
Chaenotheca furfuracea	Cha furf	Gullnål				3					x	
Cliostomum pallens	Cli pall				3		5			x		0,01
Japewia subaurifera	Jap suba		37	78	80	83	93	0,27	0,63	0,79	0,59	3,13
Japewia tornoensis	Jap torn		3	10	20	23	25	x	0,01	0,04	0,07	0,10
Lecania hyalina	Lcn glob					3					x	
Lecanora cadubriae	Lca cadu			18	18	3			0,01	0,01	x	
Lecanora circumborealis	Lca circ	Bjørkekantlav	97	95	95	93	95	1,12	1,16	0,97	1,13	1,52
Lecanora fuscescens coll.	Lca/fusc		60	60	43	45	23	0,55	0,35	0,16	0,11	0,04
Lecanora hypopta	Lca hypo			55	25	8	3		0,42	0,20	0,02	0,01
Lecanora pulicaris	Lca puli			3					x			
Lecanora sp.	Lecanorz	Kantlav	3	3				0,02	0,01			
Lecanora symmicta coll.	Lca/symm	Halmkantlav mm.	37	55	58	50	35	0,30	0,60	0,41	0,32	0,34
Lecidea nylanderi	Lci nyla			3	3	3	3		0,02	0,04	0,05	0,07
Lecidea pullata	Lci pull		49	55	95	98	95	0,07	x	x	x	x
Lepraria sp.	Leprariz	Mellav	3	3	5	3	3	x	x	0,01	x	x
Mycoblastus affinis	Myc affi			3	3	3			x	x	x	
Mycoblastus alpinus	Myc alpi	Fjellblodlav		5	8	8	5		0,01	0,01	0,01	x
Mycoblastus fucatus	Myc fuca			5	13	13	5		x	0,04	0,01	0,01
Mycoblastus sanguinarius	Myc sang	Vanlig blodlav	14	18	35	30	35	0,07	0,11	0,03	0,04	0,14
Mycoblastus sp.	Mycoblaz	Blodlav					3					0,04
Ochrolechia alboflavescens	Och albo		6	10	13	15	18	0,10	0,13	0,16	0,22	0,21
Ochrolechia androgyna	Och andr	Grynkorkje	69	85	78	85	83	0,36	0,76	0,52	0,66	1,19
Ochrolechia gowardii	Och gowa			3					x			
Ochrolechia microstictoides	Och micr			10	10	10	10		x	x	x	0,01
Ochrolechia pallescens	Och pall		11	30	20	10	15	0,07	0,09	0,06	0,06	0,12
Pertusaria borealis	Per bore				5	3	3			x	x	x
Pertusaria pupillaris	Per pupi			8	8	5	8		x	x	x	x
Pertusaria sp.	Pertusaz	Vortelav	31					0,02				

Tabell 8.3 *(forts.)*

			frekvens					dekning				
Vitenskapelig navn	**kode**	**norsk navn**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**
Skropelav (forts.)												
Protoparmelia sp.	Protopaz	Glanslav				5	3				0,02	0,01
Pycnora leucococca	Pyc leuc		29	23	18	18	18	0,26	0,11	0,13	0,07	0,15
Pycnora sorophora	Pyc soro			38	43	43	50		0,45	0,35	0,64	0,53
Pyrrhospora cinnabarina	Pyr cinn	Sinoberlav		5	8	3	3		x	x	x	x
Rinodina efflorescens	Rin effl			3	3				x	x		
Scoliciosporum umbrinum	Sco umbr				3		3			0,01		0,01
Trapeliopsis flexuosa	Tra flex			3	3	3	8		x	0,01	0,01	0,02
Sopp												
Hystericum pulicare	Hys puli			8	3	3	8		0,01	x	x	x
Pyrenokarp, ikke-likenisert sopp	Perith			70	78	80	78		2,87	3,67	5,28	2,68
Bark	**Bark**		**100**	**100**	**100**	**100**	**100**	**54,53**	**44,56**	**42,51**	**38,38**	**33,37**

Figur 8.1 *Fordelingen av epifytter og naken bark på bjørkestammer i overvåkingsområdet i Gutulia 1993−2013. Mer enn 100% dekning skyldes at enkelte arter vokser over hverandre.*

Det er forskjeller i total epifyttdekning mellom feltene i Gutulia i 2013 ($p < 0,001$), med lavest dekning i felt 2 fulgt av felt 1, og høy dekning i de tre øverste feltene (**tabell 8.2**). Både bladlav og busklav varierer i dekning mellom feltene (hhv. $p = 0,001$ og $p = 0,002$). Bladlav har lavest dekning i felt 2, mens busklav har spesielt høy dekning i felt 3 og svært lav dekning i feltene 1 og 2. Det er ingen forskjell i dekning av skorpelav ($p = 0,941$) eller sopp ($p = 0,156$) mellom feltene.

Endringer i enkeltarter

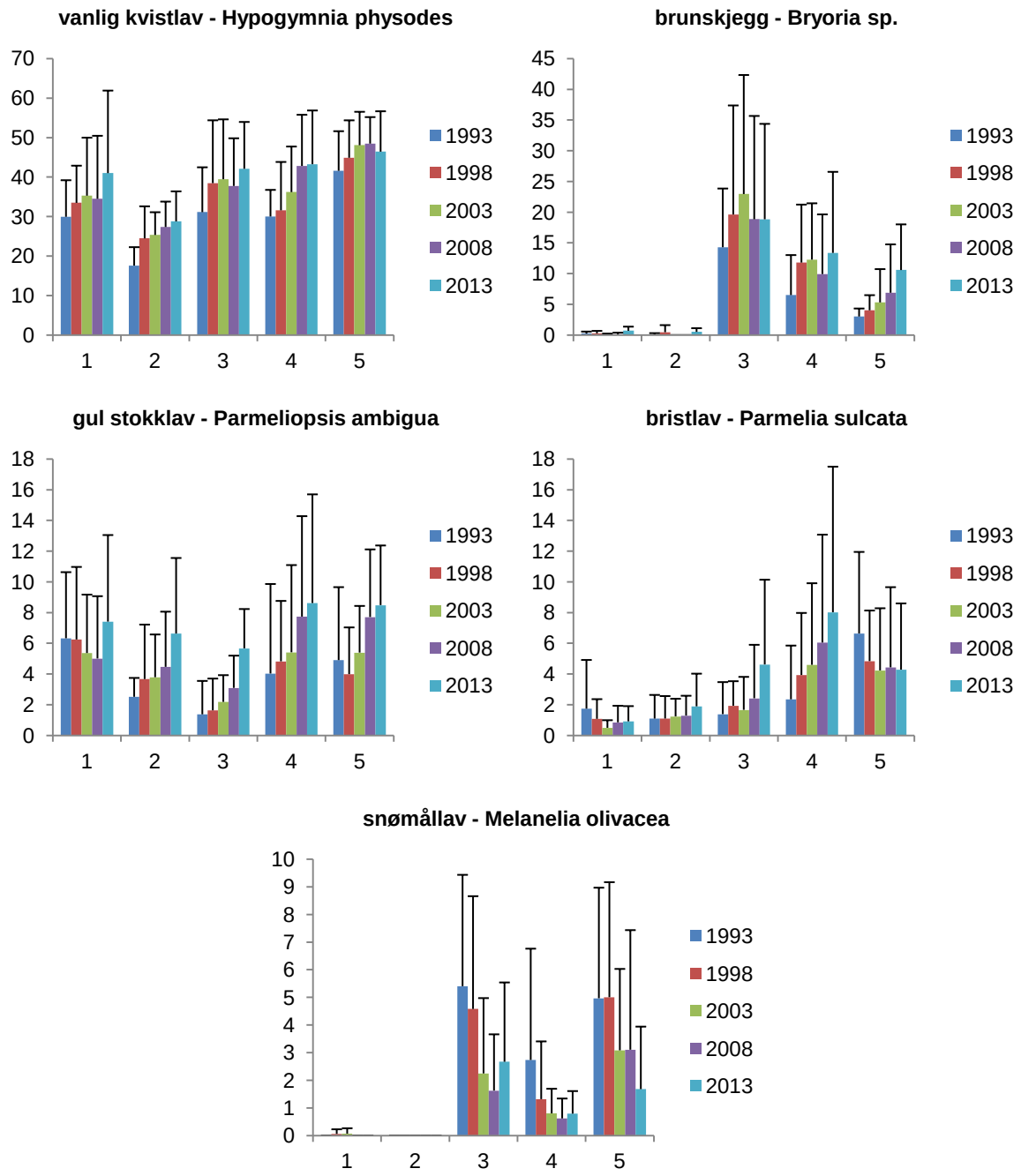
Vanlig kvistlav dekker i gjennomsnitt 40,3% av bjørkestammene i Gutulia i 2013 (**tabell 8.3, figur 8.2**). Arten har en frekvens på 100%, dvs den er funnet på samtlige undersøkelsestrær. Det har vært en økning over tid i dekningen av vanlig kvistlav ($p < 0,001$), men ingen signifikant økning i siste 5-årsperiode ($p = 0,078$). Dekningen varierer ikke signifikant mellom feltene i 2013 ($p = 0,133$).

Gul stokklav har økt i dekning fra 3,8% i 1993 til 7,4% i 2013 ($p < 0,001$) (**tabell 8.3**), med en økning også mellom 2008 og 2013 ($p < 0,001$). Den forekommer på alle undersøkelsestrærne. Det er ingen forskjell mellom feltene i dekning i 2013 ($p = 0,744$, **figur 8.2**).

Bristlav dekker i gjennomsnitt 3,94% i 2013 og er funnet på 85% av trærne (**tabell 8.3**). Det har vært en svak økning i dekning over tid ($p = 0,042$) og siden 2008 ($p = 0,041$). Det er tendens til

høyere dekning i felt 4 enn i de andre feltene (**figur 8.2**), men forskjellen er ikke signifikant (p = 0,100).

Snømållav har gått ned i dekning fra 2,6% i 1993 til 1,0% i 2013 (p < 0,001, **tabell 8.3**), men det har ikke vært noen endring i siste 5-årsperiode (p = 0,843). Dekningen av snømållav i 2013 varierer mellom feltene (p = 0,012), med høyest dekning i felt 3 (**figur 8.2**). I de to nederste feltene er arten ikke registrert på takseringslinjene.



Figur 8.2 *Dekning (%) av vanlig kvistlav, brunskjegg, gul stokklav, bristlav og snømållav i Gutulia, fordelt på felt og år. Gjennomsnitt ± standardavvik.*

Brunskjegg dominerer blant busklavene og dekker i gjennomsnitt 8,8% av bjørkestammene i 2013. Dekningen av brunskjegg har økt fra 4,8% i 1993 (p < 0,001, **tabell 8.3**). Dekningen i 2013 er også høyere enn i 2008 (p = 0,001) og varierer mellom feltene (p = 0,002), med de høyeste verdiene i felt 3 og lavest i feltene 1 og 2 (**figur 8.2**).

Endringer i hengende arter

Opptelling av antall individer brunskjegg fra basis av treet og opp til øverste takseringslinje viser en liten økning fra 2008 til 2013, men tallet har variert mellom årene og var høyest i 1993 (**tabell 8.4**). Både gjennomsnittlig lengde per individ og lengden av lengste individ har vært relativt stabil over tid.

Tabell 8.4 *Hengende arter registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt i overvåkingsområdet Gutulia 1993-2013.*

			Felt					
		år	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**Totalt**
Brunskjegg/ *Bryoria* spp.	Gjennomsnittlig antall per tre	1993	15,6	1,9	148,9	97,0	73,7	67,4
		1998	7,6	5,5	104,5	90,5	62,4	54,1
		2003	2,4	1,0	105,6	66,3	46,5	44,4
		2008	1,1	1,5	63,3	34,0	41,0	28,2
		2013	6,9	4,4	75,3	41,6	49,1	35,5
	Gjennomsnittlig lengde (cm)	1993	1,5	1,2	1,7	1,6	1,2	1,4
		1998	1,3	1,4	2,9	2,4	1,4	1,9
		2003	1,7	1,8	3,1	2,6	1,6	2,2
		2008	1,9	1,1	3,3	2,9	2,3	2,5
		2013	1,5	2,4	2,9	2,6	2,3	2,4
	Lengste lengde (cm)	1993	9	3	15	9	7	15
		1998	5	5	13	15	5	15
		2003	4	3	20	18	9	20
		2008	6	2	15	17	10	17
		2013	5	7	16	14	14	16
Strylav/ *Usnea* spp.	Gjennomsnittlig antall per tre	1993	0,4			0,6	0,6	0,3
		1998	0,3		0,8	0,4	1,0	0,5
		2003	0,3		1,1	0,4	0,6	0,5
		2008	0,1		0,8	0,3	0,9	0,4
		2013	0,4	0,1	1,8	1,4	1,5	1,0
	Gjennomsnittlig lengde (cm)	1993	2,8			1,5	1,0	1,7
		1998	2,0		1,6	2,3	1,2	1,7
		2003	3,0		2,1	1,7	1,6	2,0
		2008	5,0		2,1	1,0	1,5	1,9
		2013	3,3	1,0	3,2	1,9	1,5	2,3
	Lengste lengde (cm)	1993	4			3	1	4
		1998	3		3	4	2	4
		2003	5		4	2	3	5
		2008	5		4	1	3	5
		2013	6	1	10	4	8	10
Gryntjafs/ *Evernia mesomorpha*	Gjennomsnittlig antall per tre	1993					0,6	0,1
		1998					0,3	0,1
		2003					0,3	0,1
		2008					0,8	0,2
		2013					0,8	0,2
	Gjennomsnittlig lengde (cm)	1993					1,3	1,3
		1998					2,0	2,0
		2003					2,0	2,0
		2008					1,5	1,5
		2013					2,2	2,2
	Lengste lengde (cm)	1993					2	2
		1998					3	3
		2003					3	3
		2008					3	3
		2013					4	4

Tabell 8.5 *Gjennomsnittlig dekning og prosentvis andel skadd lav for fire lavarter på bjørkestammer i fem prøvefelt i overvåkingsområdet Gutulia 1993-2013.*

		Felt											
		1		2		3		4		5		totalt	
Art	**år**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**
Lav totalt	1993	41,9	17,8	25,6	15,3	56,0	18,0	49,7	15,6	68,0	13,8	48,2	15,8
	1998	45,3	18,3	37,7	13,5	69,6	12,2	60,7	12,2	71,1	9,7	56,9	12,8
	2003	46,3	12,7	36,2	6,8	72,9	6,8	65,4	4,0	74,4	6,3	59,0	7,1
	2008	44,5	11,0	39,8	6,3	69,2	6,2	73,2	1,3	79,0	4,3	61,1	5,3
	2013	59,6	7,6	48,2	0,8	85,3	1,5	82,2	1,3	86,9	3,9	72,4	3,1
Vanlig kvistlav	1993	30,0	14,5	17,6	14,2	31,1	10,3	30,0	9,9	41,6	8,6	30,1	11,0
Hypogymnia physodes	1998	33,5	13,4	24,5	13,4	38,5	8,1	31,6	7,6	44,9	4,1	34,6	8,6
	2003	35,3	10,1	25,3	6,1	39,2	4,4	36,2	2,0	48,1	2,4	36,9	4,7
	2008	34,5	10,5	27,4	6,7	37,8	6,4	42,8	1,0	48,5	2,3	38,2	4,7
	2013	41,0	8,7	28,8	0,4	42,1	0	43,3	0,7	46,5	3,6	40,3	2,8
Snømållav	1993	-	-	-	-	5,3	58,3	2,7	52,3	5,0	25,7	2,6	44,2
Melanelia olivacea	1998	0,1	0	-	-	4,4	47,8	1,3	48,1	5,0	51,8	2,2	59,5
	2003	0,1	0	-	-	2,2	56,8	0,8	12,5	3,1	44,4	1,2	43,5
	2008	-	-	-	-	1,6	26,9	0,6	7,7	3,1	55,8	1,1	40,7
	2013	-	-	-	-	2,7	26,1	0,8	27,8	1,7	40,0	1,0	30,9
Bristlav	1993	1,7	74,1	1,1	37,5	1,4	47,4	2,3	53,7	6,6	49,6	2,6	52,2
Parmelia sulcata	1998	1,1	58,8	1,1	29,4	1,9	16,1	3,9	30,1	4,8	31,1	2,6	30,7
	2003	0,5	44,4	1,2	5,0	1,7	12,9	4,6	7,1	4,2	27,4	2,4	16,6
	2008	0,8	20,4	1,3	19,0	2,4	6,4	6,0	2,5	4,4	8,3	3,0	7,1
	2013	0,9	12,5	1,9	0	4,6	2,1	8,0	1,3	4,3	11,6	3,9	4,3
Gul stokklav	1993	6,3	23,8	2,5	17,6	1,4	5,3	4,0	10,1	4,9	2,0	3,8	12,3
Parmeliopsis ambigua	1998	6,2	39,3	3,7	13,6	1,6	11,5	4,8	18,6	4,0	6,7	4,1	20,9
	2003	5,4	24,3	3,8	16,1	2,2	0	5,4	14,4	5,4	7,6	4,4	14,0
	2008	5,0	18,8	4,5	2,6	3,1	0	7,7	1,8	7,7	0	5,6	4,1
	2013	7,4	6,4	6,6	3,5	5,7	0	8,6	2,6	8,5	0	7,4	2,5

Av andre hengende arter ble det i 2013 registrert strylav i alle felt og gryntjafs i felt 5 (**tabell8.4**). Antallet og lengden av strylav har økt noe siden 2008, mens antallet gryntjafs har vært stabilt.

Skadet lav

I 2013 ble det registrert skade på vanlig kvistlav, snømållav, bristlav og gul stokklav (**tabell 8.5**). Andel skadet lav har gradvis avtatt over tid, fra 15,8% i 1993 til 3,1% i 2013, og det har vært en signifikant nedgang i skade mellom 2008 og 2013 ($p < 0,001$). Spesielt er det en tydelig nedgang i skade på vanlig kvistlav ($p < 0,001$), mens det ikke er noen signifikante endringer i skadeandel på snømållav ($p = 0,415$), bristlav ($p = 0,187$) eller gul stokklav ($p = 0,150$) mellom 2008 og 2013.

8.2 Resultater fra Dividalen

Stammeomkrets har økt gjennom perioden, fra et snitt på 48 cm i 1993 til 51 cm i 2013 (**tabell 8.6**; $p < 0,001$). Det er også en liten, men signifikant økning mellom 2008 (50,5 cm) og 2013 (50,8 cm; $p < 0,001$). Høyden på undersøkelsestrærne har ikke økt verken siden 1993 ($p < 0,723$) eller mellom 2008 og 2013 (tabell 6, $p = 0,783$).

Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i Dividalen i 2013

Den totale dekningen av epifytter på bjørkestammer i Dividalen i 2013 var på 58,0% (**tabell 8.7**). Dekningen av naken bark utgjorde i gjennomsnitt 46,0% av stammearealet. Summert dekning av bark og epifytter over 100 % skyldes delvis hyperepifyttisme. Bladlav er gruppen med størst dekning (47,0%), fulgt av sopp (5,1%), skorpelav (3,5%) og busklav (2,5%).

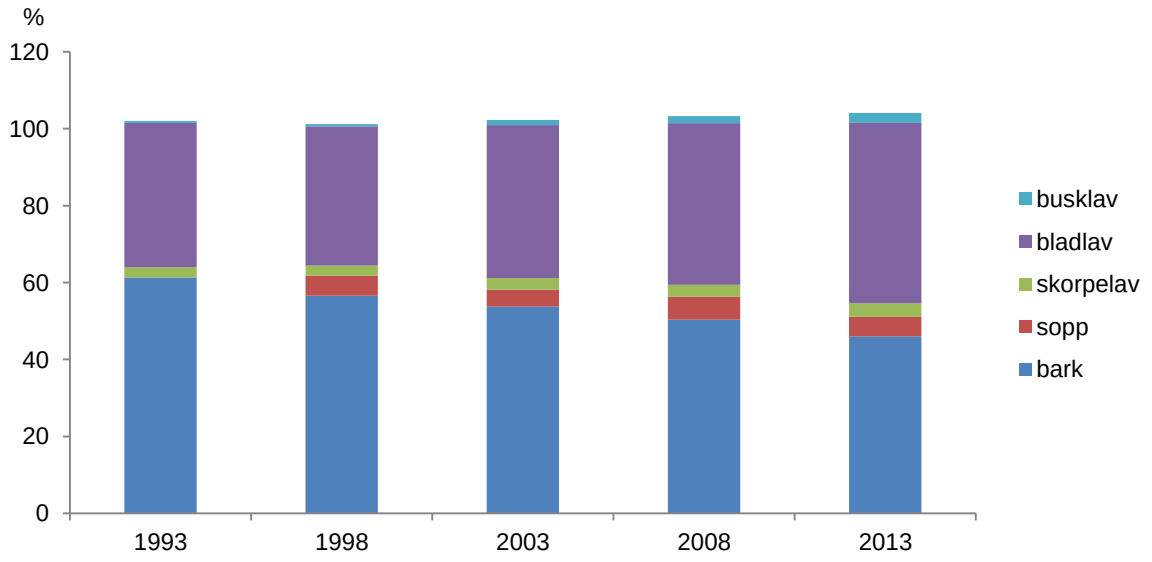
Det er registrert 55 takson på undersøkelsestrærne i 2013 (**tabell 8.8**): 5 bladmoser, 3 levermoser, 14 bladlav, 7 busklav, 23 skorpelav og 3 sopp (inklusiv samlegruppe for pyrenokarp, ikke-likenisert sopp). Tre arter ble ikke gjenfunnet i 2013; grå fargelav og skorpelavene *Mycocalicium subtile* og *Pertusaria pupillaris* (**tabell 8.8**). Skorpelaven *Pertusaria carneopallida* ble registrert for første gang, det samme ble bladmosene vrangmose og glansjamnemose. Vortebrunlav og *Lecidea porphyrospoda* som tidligere har vært registrert, ble gjenfunnet i 2013.

Endring i epifyttvegetasjonen fra 1993-2013

Den totale dekningen av epifytter på bjørkestammer har økt siden 1993 ($p < 0,001$) (**figur 8.3**). Dette skyldes først og fremst økt dekning av bladlav ($p < 0,001$), men også busklav ($p < 0,001$) og skorpelav ($p = 0,003$) har økt dekning over tid. Soppdekningen har variert mellom årene og har ikke økt siden 1998 ($p = 0,804$). Den totale epifyttdekningen har økt fra 2008 til 2013 ($p < 0,001$), med signifikant økning av bladlav ($p = 0,001$) og skorpelav ($p = 0,001$), men ikke av busklav ($p = 0,158$) eller sopp ($p = 0,108$).

Tabell 8.6 *Høyde (m) og brysthøydeomkrets (cm) av undersøkelsestrærne i fem prøvefelt i Dividalen. Gjennomsnitt av sju trær i 1993 og åtte trær i 1998, 2003, 2008 og 2013, med standardavvik.*

	Felt					
	1	**2**	**3**	**4**	**5**	**snitt**
	trehøyde (m)					
1993	8.9 ± 1.3	10.6 ± 2.1	6.4 ± 0.3	8.0 ± 1.7	7.2 ± 1.0	8.2 ± 2.0
1998	9.2 ± 1.3	10.7 ± 2.0	6.7 ± 0.6	8.1 ± 1.5	7.1 ± 0.7	8.4 ± 1.9
2003	9.3 ± 1.0	10.2 ± 1.5	6.8 ± 0.7	8.2 ± 1.4	6.9 ± 1.4	8.3 ± 1.8
2008	9.4 ± 1.2	10.3 ± 1.8	6.8 ± 0.9	8.3 ± 2.0	7.7 ± 1.0	8.5 ± 1.8
2013	9.4 ± 1.5	10.7 ± 1.5	6.4 ± 1.4	8.6 ± 2.2	7.6 ± 1.1	8.5 ± 2.1
	treomkrets (cm)					
1993	49 ± 4	55 ± 11	45 ± 6	47 ± 12	45 ± 8	48 ± 9
1998	49 ± 5	55 ± 12	45 ± 6	47 ± 12	44 ± 8	48 ± 10
2003	49 ± 5	57 ± 12	47 ± 6	49 ± 14	44 ± 6	49 ± 10
2008	49 ± 6	58 ± 12	48 ± 7	50 ± 13	47 ± 6	51 ± 10
2013	49 ± 5	60 ± 10	48 ± 9	51 ± 14	46 ± 7	51 ± 10



Figur 8.3 *Fordelingen av epifytter og naken bark på bjørkestammer i overvåkingsområdet i Dividalen 1993−2013. Mer enn 100% dekning skyldes at enkelte arter vokser over hverandre.*

Tabell 8.7 *Gjennomsnittlig dekning (i % av kartlagt stammeareal) av epifytter og never på stammen av bjørk i fem prøvefelt i Dividalen.*

		Felt					
		1	**2**	**3**	**4**	**5**	**snitt**
busklav	1993	1,5	0,0	0,1	0,2	0,4	0,4
	1998	1,9	0,0	0,1	0,5	0,2	0,5
	2003	4,9	0,1	0,6	0,5	0,8	1,4
	2008	4,7	0,4	1,1	1,9	1,2	1,8
	2013	3,7	0,4	3,6	2,9	2,0	2,5
bladlav	1993	36,3	29,8	48,5	30,5	43,0	37,6
	1998	33,7	31,3	39,5	34,9	41,7	36,2
	2003	36,2	31,9	48,2	40,0	42,7	39,8
	2008	37,5	37,0	49,7	41,1	44,8	42,0
	2013	39,0	44,7	54,4	44,7	52,1	47,0
skorpelav	1993	1,1	1,6	1,5	2,4	6,4	2,6
	1998	0,7	1,5	1,0	1,7	8,1	2,6
	2003	1,8	1,6	1,0	1,5	8,8	2,9
	2008	3,5	1,9	0,9	1,2	7,8	3,1
	2013	3,8	2,4	1,0	1,7	8,5	3,5
sopp	1993						
	1998	2,6	2,7	3,7	9,4	7,8	5,2
	2003	1,6	4,1	2,9	5,2	8,4	4,4
	2008	3,7	4,4	4,8	8,6	8,6	6,0
	2013	3,1	3,1	5,2	9,1	4,8	5,1
epifytter totalt	1993	38,9	31,4	50,1	33,1	49,7	40,6
	1998	39,0	35,6	44,2	46,5	57,8	44,6
	2003	44,4	37,7	52,6	47,2	60,7	48,5
	2008	49,2	43,7	56,6	52,9	62,4	53,0
	2013	49,7	50,6	64,2	58,4	67,3	58,0
bark	1993	64,2	69,6	53,7	67,9	51,3	61,4
	1998	62,9	65,5	56,7	54,6	43,0	56,5
	2003	59,1	63,8	50,7	54,8	40,4	53,8
	2008	55,1	58,5	48,7	49,6	39,8	50,3
	2013	54,9	51,7	42,5	44,8	36,4	46,0

Selv om den totale epifyttdekningen varierer, er det ingen signifikante forskjeller mellom feltene i Dividalen i 2013 ($p = 0,242$) (**tabell 8.7**). Skorpelav er den eneste gruppa hvor dekning varierer signifikant mellom feltene ($p < 0,001$), med høyest dekning i det øverste feltet, felt 5 (**tabell 8.7**).

Endringer i enkeltarter

Snømållav er den vanligste arten på undersøkelsestrærne i Dividalen også i 2013. Den har en frekvens på 98%, dvs den er funnet på 39 av de 40 undersøkelsestrærne og har en gjennomsnittlig dekning på 26,4% (**tabell 8.8**, **figur 8.4**). Det har ikke vært noen endring i dekning av snømållav over tid ($p = 0,260$) og ingen endring mellom 2008 og 2013 ($p = 0,330$), men dekningen varierer mellom feltene ($p < 0,001$), med høyest dekning i felt 5 og lavest i felt 1 (**figur 8.4**).

Bristlav dekker i gjennomsnitt 13,5% av bjørkestammene i 2013 og er funnet på 98% av trærne (**tabell 8.8**). Arten har økt i dekning over tid ($p < 0,001$), og det har vært en liten økning mellom 2008 og 2013 ($p = 0,029$). Dekningen varierer mellom feltene ($p < 0,001$), med svært lav dekning i det øverste feltet og høyest dekning i felt 2 (**figur 8.4**).

Gul stokklav forekommer på alle undersøkelsestrærne i 2013 og har en gjennomsnittlig dekning på 2,8% (**tabell 8.8**). Dekningen av gul stokklav har økt siden 1993 ($p < 0,001$) og mellom 2008 og 2013 ($p = 0,005$), men det er ingen forskjell i dekning mellom feltene i 2013 ($p = 0,665$) (**figur 8.4**).

Tabell 8.8 *Forekomst av epifytter registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt i overvåkings-området Dividalen.*

			frekvens					dekning				
Vitenskapelig navn	**kode**	**norsk navn**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**
Bladmoser												
A Bryophyta	Mose	Moser		3	15	10	3		x	x	x	x
Brachythecium reflexum	Brac ref	Sprikelundmose				3	5				x	x
Brachythecium sp.	Brachytz	Lundmoseslekta					20					x
Bryum sp.	Bryum z	Vrangmoseslekta					5					x
Dicranum montanum	Dicr mon	Stubbesigd				5	10				x	x
Dicranum sp.	Dicranuz	Sigdmose			3	13	35			x	x	x
Hylocomium splendens	Hylo spl	Etasjemose			3	3	5			x	x	x
Plagiothecium laetum	Plat lae	Glansjamnemose					3					x
Plagiothecium sp.	Plagiotz	Jamnemoseslekta					3					x
Levermoser												
A Hepaticophytina	Levermos	Levermoser				5					x	
Barbilophozia lycopodioides	Barb lyc	Gåsefotskjeggmose				3	13				x	x
Lophozia longidens	Loph lon	Hornflik			3	3	3			x	x	x
Lophozia sp.	Lophoziz	Flikmoseslekta					3					x
Ptilidium pulcherrimum	Ptil pul	Barkfrynse			58	60	70			x	x	x
Busklav												
Alectoria nigricans	Ale nigr	Jervskjegg		3	3				x	x		
Alectoria ochroleuca	Ale ochr	Rabbeskjegg	3	3	5	3	3	x	x	x	x	x
Bryocaulon divergens	Bry dive	Fjelltagg				5	3				x	x
Bryoria sp.	Bryoriaz	Brunskjegg	86	98	98	95	93	0,42	0,54	1,36	1,85	2,53
Cetraria islandica	Cet isla	Islandslav		3					x			
Cladonia sp.	Cladoniz	Begerlav	9	15	53	55	63	0,01	0,01	x	x	x
Flavocetraria cucullata	Fla cucu	Gulskjerpe	3	3	3	3	3	x	x	x	x	x
Flavocetraria nivalis	Fla niva	Gulskinn		3	3	5	3		x	x	x	x
Sphaerophorus globosus	Sph glob	Brun korallav			8	8	5			x	x	x
Bladlav												
Cetraria sepincola	Cet sepi	Bjørkelav	17	20	30	20	20	x	x	0,01	0,04	0,05
Hypogymnia austerodes	Hyp aust	Seterlav		3	3	3	3		x	x	x	x
Hypogymnia physodes	Hyp phys	Vanlig kvistlav	86	85	93	93	98	1,54	1,58	2,17	2,96	3,78
Hypogymnia tubulosa	Hyp tubu	Kulekvistlav		3	5	10	10		x	x	x	x
Imshaugia aleurites	Ims aleu	Furustokklav	37	45	55	55	50	0,25	0,32	0,38	0,22	0,36
Melanelia exasperata	Mel exaa	Vortebrunlav	3				3	x				x
Melanelia olivacea	Mel oliv	Snømållav	97	95	98	98	98	25,24	23,67	24,21	24,50	26,44
Parmelia omphalodes	Par omph	Brun fargelav				3	13				x	x
Parmelia saxatilis	Par saxa	Grå fargelav			3	3				x	x	
Parmelia sulcata	Par sulc	Bristlav	91	98	95	93	98	8,79	9,37	11,04	12,07	13,46
Parmeliopsis ambigua	Par ambi	Gul stokklav	100	98	98	100	100	1,75	1,25	1,94	2,18	2,84
Parmeliopsis hyperopta	Par hype	Grå stokklav	66	85	85	78	85	0,03	0,04	0,06	0,05	0,03
Platismatia glauca	Pla glau	Vanlig papirlav				3	3				x	x
Tuckermannopsis chlorophylla	Tuc chlo	Vanlig kruslav				5	8				x	x
Vulpicida pinastri	Vul pina	Gullroselav	54	63	65	65	78	0,01	x	x	0,01	0,02
Skorpelav												
A Microlichen	Ubest	Skorpelav, ubestemt		20	43	18	13		0,06	0,02	0,02	0,04
Amandinea punctata	Ama punc		3					x				
Bacidia igniarii	Bac igni			3	3				x	x		
Biatora chrysantha	Bia chry			5	20	20	15		x	x	x	x
Biatora meiocarpa	Bia meio			3					x			
Buellia arborea	Bue arbo		3	5	3			0,01	0,01	x		
Buellia chloroleuca	Bue chlo				5	8	10			x	x	x
Buellia disciformis	Bue disc	Bleik bønnelav		3	5	5	3		x	x	x	x
Buellia griseovirens	Bue gris	Kornbønnelav		3					x			
Buellia sp.	Buelliaz	Bønnelav		3					x			
Caliciales	Calicial	Knappenålslav			3	3				0,02	0,01	
Calicium viride	Cal viri	Grønnsotnål			5	3	3			x	x	x
Chaenotheca chrysocephala	Cha chry	Gulgrynnål		3	5	5	10		x	x	x	x
Cliostomum pallens	Cli pall		6	28	25	15	20	0,10	0,14	0,19	0,11	0,10
Cyphelium tigillare	Cyp tigi	Vanlig sotbeger		3	3	3	3		x	x	x	x
Hypocenomyce scalaris	Hyp scal	Melskjell			3	3	3			x	x	x
Japewia subaurifera	Jap suba			3	5	8	13		x	x	0,01	0,03
Lecanora cadubriae	Lca cadu			8					0,01			
Lecanora circumborealis	Lca circ	Bjørkekantlav	69	78	85	80	88	0,18	0,13	0,13	0,25	0,28
Lecanora fuscescens coll.	Lca/fusc		97	100	100	98	98	1,79	1,58	1,63	1,71	1,62
Lecanora hypopta	Lca hypo			5					x			
Lecanora sp.	Lecanorz	Kantlav	3	3				x	0,01			
Lecanora symmicta coll.	Lca/symm	Halmkantlav mm.	77	80	88	88	90	0,47	0,59	0,85	0,89	1,23
Lecidea porphyrospoda	Lci porp			3			3		x			x
Lecidea pullata	Lci pull		9	23	20	75	83	x	x	x	x	x
Lecidea sp.	Lecideaz		11					x				
Lepraria sp.	Leprariz	Mellav		3	20	25	33		x	x	x	x
Mycoblastus fucatus	Myc fuca					3	3				x	x

Tabell 8.8 *(forts)*

			frekvens					dekning				
Vitenskapelig navn	**kode**	**norsk navn**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**	**1993**	**1998**	**2003**	**2008**	**2013**
Skorpelav												
Mycoblastus sanguinarius	Myc sang	Vanlig blodlav	6	13	15	18	23	0,01	0,02	x	x	x
Mycoblastus sp.	Mycoblaz	Blodlav					3					x
Mycocalicium subtile	Myc subt				5	3				x	x	
Ochrolechia androgyna	Och andr	Grynkorkje	26	60	75	63	60	0,01	0,02	0,05	0,05	0,13
Ochrolechia frigida	Och frig	Fjellkorkje	3	8	13	10	13	x	x	x	x	x
Ochrolechia sp.	Ochrolez	Korkje			3					x		
Pertusaria carneopallida	Pert car						3					x
Pertusaria pupillaris	Per pupi			3	3	3			x	x	x	
Pertusaria sp.	Pertusaz	Vortelav	3					x				
Pycnora leucococca	Pyc leuc		6	15	5	10	13	0,03	0,05	0,05	0,02	0,05
Pyrrhospora cinnabarina	Pyr cinn	Sinoberlav			3	5	13			x	x	x
Rimularia fuscosora	Rim fusc			5					0,01			
Strangospora moriformis	Str mor					3	3				x	x
Sopp												
Askokarp, ikke-likenisert sopp	Ascomyc				5	10	8			0,01	0,13	0,02
Fungus	Sopp	Sopp		3	3	5	8		0,02	0,03	x	x
Hystericum pulicare	Hys puli			30	28	8	5		0,05	0,04	x	x
Phellinus sp.	Phellinz	Ildkjuke				3	3				x	x
Pyrenokarp, ikke-likenisert sopp	Perith			90	98	98	93		5,15	4,35	5,89	5,05
Bark	**Bark**		**100**	**100**	**100**	**100**	**100**	**61,35**	**56,54**	**53,75**	**50,32**	**46,05**

Vanlig kvistlav dekker i gjennomsnitt 3,8% av bjørkestammene i Dividalen i 2013 (**tabell 8.8**, **figur 8.4**). Arten har en frekvens på 98%. Det har vært en økning over tid i dekningen av vanlig kvistlav ($p < 0,001$), også i siste 5-årsperiode ($p = 0,038$). Dekningen varierer signifikant mellom feltene i 2013 ($p = 0,003$), med høyest dekning i det nederste feltet og lavest i det øverste.

Brunskjegg er den eneste busklaven som forekommer på takseringslinjene. Arten dekker i gjennomsnitt 2,5% av bjørkestammene i 2013 og har økt i dekning fra 0,4% i 1993 ($p < 0,001$, **tabell 8.8**). Dekningen i 2013 er ikke signifikant høyere enn i 2008 ($p = 0,156$) og varierer ikke mellom feltene ($p = 0,609$) (**figur 8.4**).

Endringer i hengende arter

Antallet brunskjegg på undersøkelsestrærne har økt fra 2008 til 2013, og det har vært en jevn økning i hele overvåkingsperioden (**tabell 8.9**). Gjennomsnittlig lengde per individ har økt svakt, og lengste individ er lengre i 2013 enn det har vært tidligere år. Av andre hengende arter ble det i 2013 registrert skjegglav kun i felt 4 (**tabell 8.9**).

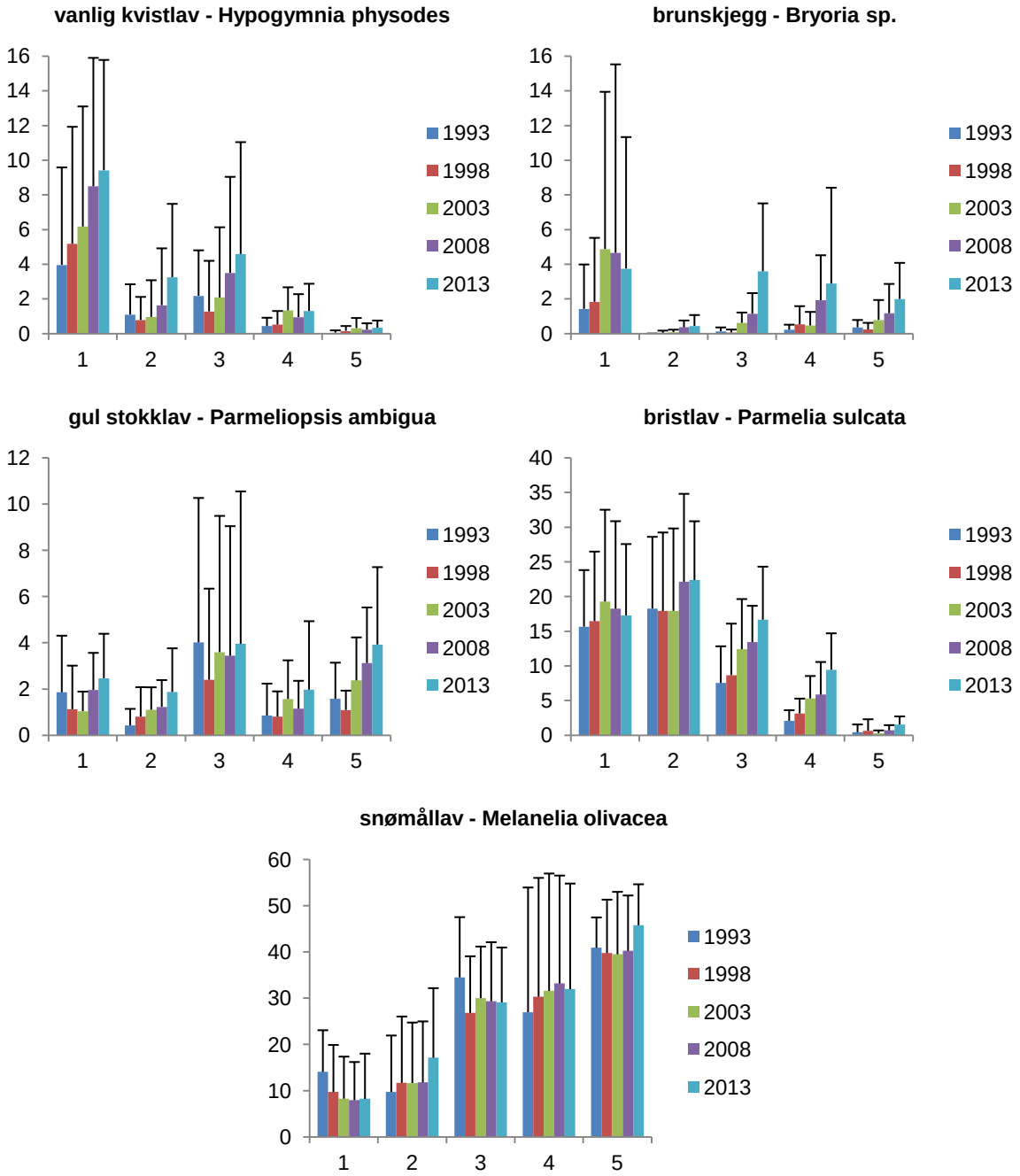
Skadet lav

I 2013 ble det registrert skade på snømållav, bristlav og vanlig kvistlav (**tabell 8.10**). Andelen skadet lav har variert mellom årene og var på sitt høyeste i 2003 (**tabell 8.10**). Etter det har skadeandelen avtatt, og det er signifikant lavere andel skadet lav i 2013 enn i 2008 ($p < 0,001$). Bristlav er den arten med høyest andel skade i 2013 (**tabell 8.10**), men nedgangen i skadeandel fra 2008 er markant ($p < 0,001$). Om lag 10 % av snømållaven er registrert med skade (**tabell 8.10**), og andelen er uendret siden 2008 ($p = 0,318$).

8.3 Oppsummering

Både i Gutulia og Dividalen har den totale dekningen av epifytter økt siden 2008, hovedsakelig på grunn av økt dekning av bladlav. I begge områdene er vanlig kvistlav og gul stokklav arter med størst økning i dekning, i tillegg til bristlav i Dividalen og brunskjegg i Gutulia. Hovedtrekkene med økt epifyttdekning, og spesielt av vanlig kvistlav, følger trenden som er funnet for de andre fjellbjørkeskogsområdene i TOV (Evju et al. 2011, 2012, 2013). Samtidig viser andre studier at mengden av busk- og bladlav øker med alder på trærne (Ellis & Coppins 2006). Økt lengde av vekstsesongen kombinert med økt nedbør kan også være faktorer som virker positivt for lavdekningen.

Prøvefeltene i Dividal ligger langs en høydegradient med mer enn 300 m høydeforskjell mellom øverste og nederste felt. Høydegradienten speiler således også en klimatisk gradient. De største endringene siden overvåkingen startet i 1993 har skjedd i det nederste feltet, hvor det har blitt et større innslag av svakt varmekjære arter, som vanlig kvistlav, og en nedgang av snømållav. I de øvre feltene er snømållavdominansen like stor som tidligere, og totalt sett er dekningen av snømållav i Dividal stabil.



Figur 8.4 *Dekning av vanlig kvistlav, brunskjegg, gul stokklav, bristlav og snømållav i Dividalen, fordelt på felt og år. Gjennomsnitt ± standardavvik.*

Tabell 8.9 *Hengende arter registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt i overvåkingsområdet Dividalen 1993-2013.*

			Felt					
		år	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**Totalt**
Skjegglav/ *Alectoria* spp.	Gjennomsnittlig antall per tre	1993				0,3		0,1
		1998				0,5	0,1	0,1
		2003	0,1			0,6	0,1	0,2
		2008				1,3		0,3
		2013				0,3		0,1
	Gjennomsnittlig lengde (cm)	1993				1,0		1,0
		1998				1,0	3,0	1,4
		2003	1,0			1,8	1,0	1,6
		2008				1,7		1,7
		2013				2,0		2,0
	Lengste lengde (cm)	1993				1		1
		1998				1	3	3
		2003	1			3	1	3
		2008				3		3
		2013				2		2
Brunskjegg/ *Bryoria* spp.	Gjennomsnittlig antall per tre	1993	36,9	0,6	12,3	9,1	8,4	13,5
		1998	36,3	4,5	10,6	13,3	11,0	15,1
		2003	53,8	6,9	12,4	25,9	11,4	22,1
		2008	33,1	4,9	24,5	30,5	22,6	23,1
		2013	31,8	7,8	49,1	42,9	31,4	32,6
	Gjennomsnittlig lengde (cm)	1993	1,0	1,2	1,1	1,1	1,1	1,1
		1998	1,2	1,1	1,1	1,2	1,1	1,1
		2003	1,1	1,3	1,1	1,3	1,2	1,2
		2008	1,3	1,3	1,1	1,4	1,1	1,3
		2013	1,3	1,8	1,5	1,5	1,2	1,4
	Lengste lengde (cm)	1993	3	2	3	3	3	3
		1998	4	3	3	5	3	5
		2003	4	3	4	4	3	4
		2008	5	4	4	4	3	5
		2013	6	6	8	6	3	8

I Gutulia var det mellom 2003 og 2008 en markant tilbakegang av snømållav (Evju et al. 2009), en trend som er observert i flere av de andre TOV-feltene, og som ser ut til å kunne knyttes til en kombinasjon av høy nedbør og høy nitrogenavsetning (Evju & Bruteig 2013). Den siste 5-årsperioden har det ikke skjedd en videre nedgang i dekning av snømållav.

Andelen skadet lav er redusert i begge overvåkingsområdene mellom 2008 og 2013. I Dividalen skyldes det først og fremst at skadeandelen på bristlav er betydelig lavere i 2013, mens i Gutulia har skadeandelen på vanlig kvistlav gått ned. Vi ser i flere av TOV-områdene at skadeandelen varierer mellom år og antar at klimatiske forhold, spesielt om vinteren, har stor betydning.

Tabell 8.10 *Gjennomsnittlig dekning og prosentvis andel skadd lav for tre lavarter på bjørkestammer i fem prøvefelt i overvåkingsområdet Dividalen 1993-2013.*

		Felt											
		1		**2**		**3**		**4**		**5**		**totalt**	
Art	**år**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**	**dekn.**	**skadd**
Lav totalt	1993	38,9	25,9	31,4	19,0	50,1	5,4	33,1	5,3	49,7	7,6	40,6	12,8
	1998	36,4	31,3	32,9	25,2	40,5	15,8	37,2	6,3	50,0	15,2	39,4	19,2
	2003	42,9	38,8	33,6	23,7	49,8	14,9	42,0	16,8	52,3	27,1	44,1	24,2
	2008	45,6	21,9	39,3	25,1	51,8	7,2	44,3	9,2	53,8	5,2	46,9	13,6
	2013	46,6	18,0	47,5	16,0	59,0	5,1	49,3	5,7	62,6	3,6	53,0	9,5
Snømållav/	1993	14,1	34,0	9,7	19,5	34,5	7,0	27,0	6,1	40,9	8,0	25,2	11,8
Melanelia olivacea	1998	9,8	38,9	11,7	22,6	26,8	19,3	30,3	6,9	39,8	15,2	23,7	17,3
	2003	8,3	42,8	11,7	20,4	30,0	18,4	31,6	21,8	39,5	29,7	24,2	24,9
	2008	8,0	25,8	11,8	12,6	29,3	8,3	33,2	11,3	40,2	5,9	24,5	9,9
	2013	8,2	27,7	17,1	14,4	29,1	7,9	32,0	7,8	45,8	4,2	26,4	8,9
Bristlav/	1993	15,6	31,7	18,3	20,5	7,5	2,8	2,1	0	0,4	0	8,8	20,9
Parmelia sulcata	1998	16,5	45,0	17,9	29,3	8,7	12,6	3,1	1,9	0,6	55,6	9,4	30,6
	2003	19,3	64,9	17,9	28,5	12,4	13,8	5,3	3,9	0,3	20,0	11,0	34,9
	2008	18,2	10,7	22,1	35,2	13,4	9,6	5,9	5,9	0,7	0	12,1	28,3
	2013	17,3	32,0	22,4	21,3	16,7	4,6	9,4	4,4	1,5	0	13,5	17,3
Vanlig kvistlav/	1993	4,0	0	1,1	0	2,2	0	0,4	0	0,0	0	1,5	0
Hypogymnia physodes	1998	5,2	1,0	0,8	0	1,3	0	0,5	0	0,2	0	1,6	0,7
	2003	6,2	0	1,0	0	2,1	0	1,3	0	0,3	0	2,2	0
	2008	8,5	0	1,6	0	3,5	0	0,9	0	0,2	0	3,0	0
	2013	9,4	0,6	3,2	0	4,6	0	1,3	0	0,3	0	3,8	0,3

9 Smågnagere

Erik Framstad

Smågnagere inngår som et nøkkelelement i flere næringskjeder som forbinder planter med topp-predatorer. Deres store bestandsfluktuasjoner skaper regelmessige "forstyrrelser" av økosystemene, noe som kan gjøre det vanskelig å skille menneskeskapte endringer fra naturlige. I TOV har vi som mål å følge utviklingen i bestandsnivå og reproduksjon for utvalgte arter, og det er derfor nødvendig å ha et relativt detaljert bilde av bestandsutviklingen for smågnagere. Det er følgelig formulert tre mål for overvåking av smågnagere i TOV: (1) å skaffe en generell oversikt over bestandsutviklingen av smågnagere i et område, (2) å knytte forekomsten av smågnagere til bestemte habitat- og vegetasjonsvariabler, og (3) å skaffe materiale til undersøkelse av miljøgifter i smågnagere.

I 2013 ble det fanget smågnagere og spissmus i samtlige TOV-områder. Her rapporteres resultatene fra fangstene, med en vurdering av bestandsnivåer og demografi for de aktuelle artene så langt materialet tillater. Som ledd i langsiktige studier av smågnageres populasjonsdynamikk og habitatbruk i høyfjellet er det også fanget gnagere på Finse, i utkanten av Hardangervidda (Ulvik, Hordaland). Fangster og bestandsnivåer fra dette området rapporteres her summarisk for en sammenlikning med fangstene i regi av TOV. Vi har også sammenholdt TOVs resultater med resultater fra andre fangstserier og observasjoner av smågnagere i ulike deler av landet.

9.1 Metoder

Gnagerfangstene foregår etter to opplegg, et minimumsopplegg med 40 fangststasjoner og totalt 400 felledøgn (Lund, Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell) og et mer omfattende med 100 fangststasjoner og totalt 1500 felledøgn pr fangstperiode (Solhomfjell, Dividalen). Ressurstilgangen har medført at vi nå fanger etter minimumsopplegget på flere områder enn opprinnelig planlagt, og det fanges kun om høsten.

Prosedyrer for materialinnsamling i felt og laboratorium er nærmere beskrevet av Kålås et al. (1991). Følgende data registreres for hvert individ: løpenummer, dato, fangstposisjon (ved område og nummer for fangststasjon), art, vekt, kjønn og reproduksjonstilstand (både ved eksterne og interne parametere). For utvalgte individer tas leveren ut til bestemmelse av miljøgifter, etter prosedyre beskrevet av Kålås et al. (1992: kap. 7).

For nærmere beskrivelse av utplassering av fangststasjoner etc for de enkelte områdene henvises til tidligere TOV-rapporter. I Lund var det regn og lauvfall under fangsten, og i Åmotsdalen var det uvanlig mye sau i fangstområdet. Under vårfangstene på Finse kom det snøfall som ble liggende ca et halvt døgn, og effektiv fangstinnsats er derfor justert ned med 200 felledøgn. Ellers var det ingen spesielle forhold under fangstene. For en del av fangststasjonene ble oppmerkingen frisket opp.

Dato for gjennomføring av fangstene og total fangstinnsats for de ulike overvåkingsområdene i 2012 framgår av **tabell 9.1**. Fangstinnsatsen i felledøgn representerer et bruttomål på innsats, siden det ikke har vært mulig å ta hensyn til effekten av gjenklappete feller.

Norske og vitenskapelige navn på artene følger Artsdatabankens offisielle navneliste for pattedyr (Syvertsen et al. 2010).

9.2 Resultater

Fangstene i de enkelte områdene i 2013 framgår av **tabell 9.1**, mens det relative fangstnivået av smågnagere om høsten i overvåkingsperioden er vist i **figur 9.1**. Fordelingen av individer som er kjønnsbestemt og vurdert mht reproduksjonstilstand, er oppsummert i **tabell 9.2**, mens individenes vektfordeling framgår av **tabell 9.3**.

For de enkelte områdene kan fangstene oppsummeres som følger:

Lund: Det ble fanget ni klatremus, hvorav kun én hann (35 g) ble vurdert som reproduktivt aktiv, og de fleste andre var forholdsvis små (<23 g). Det ble også fanget én kjønnsmoden markmus hann og en krattspissmus. Fangstene tyder på en svak oppgang for klatremus etter svært lav bestand i 2011-12.

Solhomfjell: Det ble fanget 29 klatremus, hvorav to hunner (begge ca 30 g) og to hanner (begge ca 27 g) ble vurdert som reproduktivt aktive, mens alle øvrige individer var nokså små (≤23,5 g) og inaktive. Det ble dessuten fanget fire krattspissmus. Fangstene tyder på svak oppgang fra tidligere lav bestand av klatremus.

Møsvatn: Det ble fanget ni klatremus, hvorav én var en gravid hunn (38,6 g, 5 foster) og to hanner ble vurdert som reproduktivt aktive. Det ble også fanget 36 lemen, hvorav to var gravide hunner (ca 60g, kullstørrelse 4 og 5) og alle 24 hanner ble vurdert som reproduktivt aktive. Én kjønnsmoden markmus hann (35 g), samt tre krattspissmus ble også fanget. Fangstene tyder på en klar oppgang til middels bestandsnivå for lemen og noe lavere for klatremus.

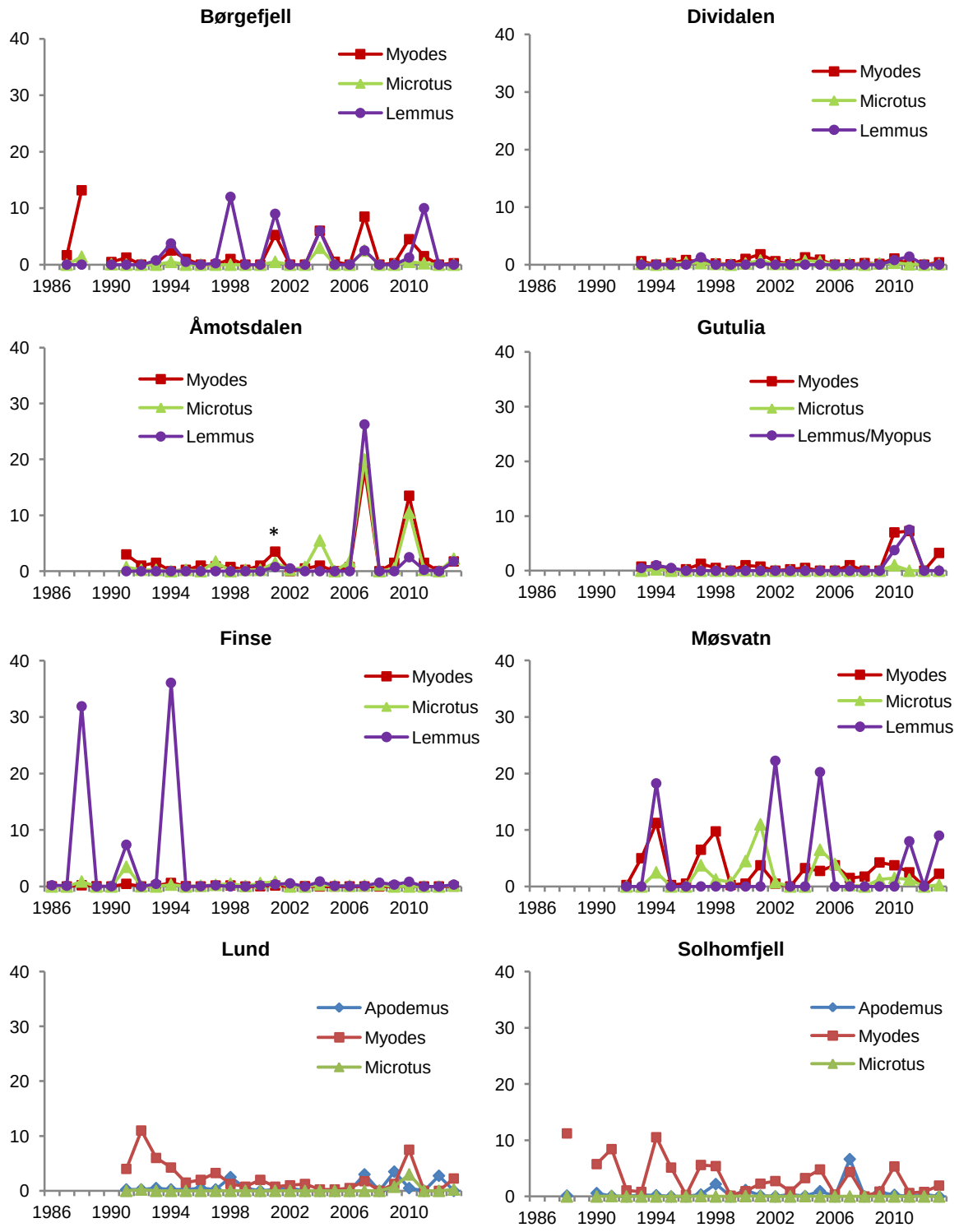
Gutulia: Det ble fanget 13 klatremus, hvorav to hanner ble vurdert som reproduktivt aktive. Fangstene tyder på en lav bestandstopp for klatremus etter tidligere svært lav bestand.

Tabell 9.1 *Oversikt over fangstperioder (datoer for utsetting og inntak av feller), fangstinnsats og totalt antall fangster av småpattedyr i overvåkingsprogrammet TOV i 2013. I tillegg er angitt tilsvarende data for de langsiktige gnagerfangstene på Finse (kombinert for to fangstfelt).*

Område/		Arter										
Periode	**Felledøgn**	**AS**	**MG**	**MR**	**Mrut**	**MA**	**MO**	**LL**	**MS**	**Ubest**	**Ssp**	**Sum**
Lund												
03–05 okt	400		9			1					1	11
Solhomfjell												
30 sep–04 okt	1500		29								4	33
Møsvatn												
19–21 sep	400		9			1		36			3	49
Gutulia												
09–11 sep	400		13									13
Åmotsdalen												
05–07 sep	400		4	3		9		7			3	26
Børgefjell												
02–04 sep	400		1									1
Dividalen												
09–12 sep	1500			1	5	1						7
Totalt TOV	5000		65	4	5	12		43			11	140
Finse												
27–30 jun	995*											0
05–08 sep	1200					2		4			1	7

Artskoder: AS - småskogmus (*Apodemus sylvaticus*), MG - klatremus (*Myodes glareolus*, MR - gråsidemus (*M. rufocanus*), Mrut - rødmus (*M. rutilus*), MA - markmus (*Microtus agrestis*), MO - fjellmarkmus (*M. oeconomus*), LL - lemen (*Lemmus lemmus*), MS – skoglemen (*Myopus schisticolor*), Ubest - ubestemt gnager eller spissmus, så oppspist at artsbestemmelse var vanskelig, Ssp - spissmus (*Sorex* spp., ubestemt art).

* Effektiv fangstinnsats justert ned med 200 fd pga halvt døgns snøfall



Figur 9.1 *Høstfangster av smågnagere pr 100 felledøgn i overvåkingsområdene, med data for sammenlikning fra Høylandet 1987-88 (delfigur Børgefjell) og Finse (Framstad upubl.). For Åmotsdalen i 2001 ble fangstene avbrutt av flom, og antatt bestandsnivå for klatremus er angitt med *. De ulike kurvene omfatter følgende arter:* Apodemus *– småskogmus,* Myodes *– klatremus, gråsidemus, rødmus (rødmus kun i Dividalen),* Microtus *– markmus, fjellmarkmus,* Lemmus/Myopus *– lemen, skoglemen (skoglemen kun i Gutulia).*

Tabell 9.2 *Fordeling av fangstene av smågnagere på kjønn og kjønnsmodning fra overvåkingsområdene.*

		Hanner		Hunner	
Område/Art	**Periode**	**Umodne**	**Modne**	**Umodne**	**Modne**
Klatremus (MG)					
Lund	okt 13	4	1	4	
Solhomfjell	okt 13	12	2	13	2
Møsvatn	sep 13	2	2	4	1
Gutulia	sep 13	6	2	5	
Åmotsdalen	sep 13	1	1	2	
Børgefjell	sep 13				1
Gråsidemus (MR)					
Åmotsdalen	sep 13	2			1
Dividalen	sep 13				1
Rødmus (MRut)					
Dividalen	sep 13		1	3	1
Markmus (MA)					
Lund	okt 13		1		
Møsvatn	sep 13		1		
Åmotsdalen	sep 13	3		5	1
Dividalen	sep 13			1	
Lemen (LL)					
Møsvatn	sep 13		24	10	2
Åmotsdalen	sep 13	2	2		3

Tabell 9.3 *Fordeling av fangstene av smågnagere på kjønn og vektklasser.*

Art/Område	**Hanner**				**Hunner**			
Klatremus (MG)	<20g	20-29g	30-39g	≥40g	<20g	20-29g	30-39g	≥40g
Lund	2	2	1		1	3		
Solhomfjell	5	9			10	4	1	
Møsvatn	3	1			3	1	1	
Gutulia	7	1			4	1		
Åmotsdalen		2			1	1		
Børgefjell								
Gråsidemus (MR)	<20g	20-29g	30-39g	≥40g	<20g	20-29g	30-39g	≥40g
Åmotsdalen		2						1
Dividalen								1
Rødmus (MRut)	<20g	20-29g	30-39g	≥40g	<20g	20-29g	30-39g	≥40g
Dividalen		1			1	2	1	
Markmus (MA)	<25g	25-34g	35-49g	≥50g	<25g	25-34g	35-49g	≥50g
Lund			1					
Møsvatn			1					
Åmotsdalen	1	2			5		1	
Dividalen						1		
Lemen (LL)	<25g	25-39g	40-59g	≥60g	<25g	25-39g	40-59g	≥60g
Møsvatn		2	18	4		3	7	2
Åmotsdalen		2	2				3	

Åmotsdalen: Det ble fanget fire klatremus og tre gråsidemus, hvorav én klatremus hann og én gråsidemus hunn ble vurdert som reproduktivt aktive. Det ble også fanget ni markmus, hvorav én hunn var gravid (40 g, 2 fostre) og de øvrige ble vurdert som reproduktivt inaktive. Dessuten ble det fanget sju lemen, hvorav to hunner var gravide (46 g og 41 g, kullstørrelse 4 og 5) og to hanner (41 g og 48 g) ble vurdert som reproduktivt aktive. Endelig ble det fanget tre krattspissmus. Fangstene tyder på en svak oppgang til lavt bestandsnivå for de ulike artene.

Børgefjell: Det ble kun fanget én klatremus (gravid hunn, 38 g, 7 foster). Fangstene tyder på fortsatt lav bestand for smågnagere i området.

Dividalen: Det ble fanget én gråsidemus (gravid hunn, 52 g, 4 foster), 5 rødmus (hvorav én hann og én hunn ble vurdert som reproduktivt aktive), samt én markmus (inaktiv hunn). Fangstene tyder på en svak oppgang fra forrige år, men fortsatt lav bestand av smågnagere i området.

Finse: Det ble ikke fanget noen småpattedyr i juni, men fire lemen, to markmus og én krattspissmus i september. De to lemenhannene (33 g og 38 g) ble vurdert som reproduktivt aktive, og en av hunnene var gravid (38 g, 7 foster). Også begge markmusene ble vurdert som aktive, og hunnen var gravid (35 g, 4 foster). Høstfangstene tyder på svak oppgang fra svært lavt bestandsnivå av smågnagere.

9.3 Konklusjon

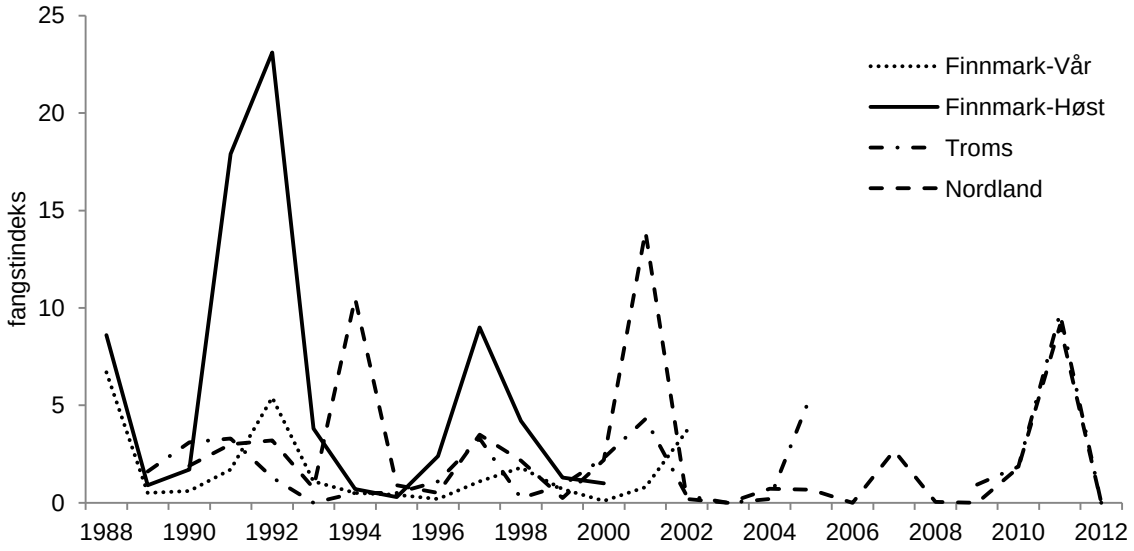
For flere av overvåkingsområdene i boreal og lavalpin sone kan vi observere typiske 3-4 års svingninger i bestandene av smågnagere (jf Myrberget 1973, Christiansen 1983, Henttonen et al. 1985, Hansson & Henttonen 1988, Stenseth & Ims 1993, Framstad et al. 1997, Stenseth 1999, Hörnfeldt 1994, 2004, Angerbjörn et al. 2001, Korpimäki et al. 2004; men se Kausrud et al. 2008, Ims et al. 2008, 2011 og Cornulier et al. 2013). I overvåkingsområdene synes Møsvatn og Børgefjell å ha de mest regelmessige bestandstoppene, mens områdene i Åmotsdalen og Gutulia bare har hatt store bestander i enkelte år (**figur 9.1**). For området i Dividalen har vi imidlertid ikke påvist store smågnagerbestander i overvåkingsperioden. Overvåkingsområdene i Lund og Solhomfjell ligger i sør- og mellomboreal vegetasjonssone der vi ikke forventer like utpregete bestandssvingninger som i nordboreal og alpin sone. Bestandsvariasjonene i disse områdene er derfor omtrent som forventet.

Sammenholder vi fangstene i TOV-områdene (**figur 9.1**, **tabell 9.4**) med resultater fra andres fangster og observasjoner av smågnagere i ulike deler av Norge (**figur 9.2**, **tabell 9.5**), kan vi danne oss et forholdsvis representativt bilde av variasjonen i bestandstopper hos smågnagere siden TOV startet i 1990:

- Sør-Norge sør for Jotunheimen og vest for Gudbrandsdalen: Det var toppår for smågnagere, med varierende bestandsnivå i ulike områder, i 1991, 1994, 1997/1998, 2001/2002, 2005, dels 2007 og 2010/2011, med bestandstopper av lemen i 1991, 1994, dels 1997, 2002, 2005 og 2010/2011.
- Sør-Norge øst for Gudbrandsdalen, nord for Jotunheimen, til Trondheimsfjorden: Det var toppår for smågnagere i 1991, 1994, 1997/1998, 2003/2004, 2007 og 2010/2011, med bestandstopper av lemen i 2007 og 2010/2011. Det var særlig utpregete bestandstopper av lemen og andre gnagere i 2007 og 2010/2011, med bare lavere bestandstopper i flere av de foregående årene.
- Midt-Norge nord for Trondheimsfjorden til sørlige Nordland: Det var toppår for smågnagere i 1994, 1997/1998, 2001, 2004, 2007 og 2010/2011, med bestandstopper av lemen i 1998, 2001, 2004, 2007 og 2010/2011.
- Troms og Finnmark: Det var toppår for smågnagere, med varierende bestandsnivå i ulike områder, i 1991/1992, 1997/1998, 2001/2002, 2004/2005, 2007 og 2010/2011. Større bestandstopper av lemen er kun registrert i 2007 og 2011, med særlig stor utbredelse i 2011.

Tabell 9.4 *År med bestandstopper for lemen, skoglemen og andre smågnagere i de nordboreale/lavalpine TOV-områdene Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen, samt Finse (basert på vår- og høstfangster; v = vårfangster). Tydelige bestandstopper (>4 fangster pr 100 felledøgn for minst én av de aktuelle artene) er satt med fet skrift, andre bestandsnivåer større enn foregående og etterfølgende år med normal skrift.*

	lemen, skoglemen	**klatremus, gråsidemus, rødmus, markmus, fjellmarkmus**
Møsvatn	**1994**, **2002**, **2005, 2011, 2013**	**1994**, **1997/1998**, **2001**, **2005, 2009**, 2013
Finse	**1991, 1994**, 1997, 2002, 2005v, 2009v, 2011v	1991, 1994v, 1998v, 2001, 2005v, 2010v
Gutulia	2010, **2011**	**2010, 2011**, 2013
Åmotsdalen	2001, **2007**, 2010	1991, 1997, 2001, 2004, **2007, 2010**, 2013
Børgefjell	1994, **1998**, **2001**, **2004,** 2007, **2011**	1991, 1994, 1998, **2001**, **2004, 2007, 2010**
Dividalen	1997, 2001, 2011	1993, 1996, 2001, 2004, 2010



Figur 9.2 *Smågnageres bestandsendringer i Finnmark, Troms og Nordland, basert på gjennomsnitt av fangster fra flere lokaliteter, utført av Statskog Fjelltjenesten. Fangstindeksen uttrykker fangst pr 100 felledøgn. Fangstserien i Finnmark er ikke vedlikeholdt etter 2002. For Troms er data for 2006-2008 foreløpig utilgjengelige.*

Tabell 9.5 *Bestandstopper av smågnagere i deler av landet basert på andres fangster eller observasjoner, gruppert til mest relevante TOV-område. Uthevet årstall indikerer også bestandstopp av lemen og/eller skoglemen.*

Lokalitet	Bestandstopper	Kilde
Dividalen		
Sentrale deler av Finnmarksvidda	**1978**, 1982, 1987, **1988**, 1992, 1997/98 og 2002	Oksanen & Oksanen 1992, Ekerholm et al. 2001, Hambäck et al. 2004, Olofsson et al. 2004; Oksanen et al. 2008
Ulike deler av Finnmark	1991/92, 1997, 2002, 2007, **2011**	Statskogs fangstdata (**figur 9.2**), RA Ims pers.medd., avisreportasjer 2011
Øst-Finnmark	2004, **2007**, 2010, **2011**	RA Ims, pers.medd.
Kirkesdalen, Tr	Topper ca hvert 3 år siden 1985	Strann et al. 2002, KB Strann, pers.medd.
Rundhaug, Tr	2001/02, 2005, 2007	NG Yoccoz, pers.medd.
Kvaløya, Tr	1997, 2002, 2004	Frafjord 2009
Indre Troms	1998, 2001	Frafjord 2009
Dividalen, Tr	1991, 1997, 2001, **2011**	Statskogs fangstdata (**figur 9.2**)
Ofoten, No	2000	Frafjord 2009
Salten, No	1997, 1999	Frafjord 2009
Abisko, Vassejaure, Sverige	2001	Olofsson et al. 2004
Børgefjell		
Ulike deler av Nordland	1994, 1997, 2001, 2007, **2011**	Statskogs fangstdata (**figur 9.2**)
Deler av Børgefjell NP	2007, **2010/11**	NE Eide, pers.medd.
Lierne, NT	1988, 1998, 2001, 2004, 2007, 2010/11	OJ Sørensen, pers.medd.
Ogndalen, Steinkjer, NT	1997, 2001, 2004, 2007, 2010/11	TK Spidsø, PF Moa, pers.medd.
Åmotsdalen, Gutulia		
Mittet, MR	2007, 2010	NE Eide, pers.medd.
Grødalen, MR?	2007, 2010	NE Eide, pers.medd.
Hjerkinn, Op	2007/08, 2010/11	NE Eide, JA Kålås, pers.medd.
Forollhogna, ST	2007, 2010	NE Eide, pers.medd.
Øvre Heimdalsvatn, Op	1997/98, 2003/04, 2007, 2010, 2013	V Selås, pers.medd.
Trysil, He	1993, 1996	Uglestudier, Selås et al. 2011a
Hamar, Elverum, He	1991, 1994, 1997, 2004, 2007	Selås et al. 2011a
Hemeldalen NR, He	**2010**	T Høitomt, pers.medd.
Hedmarksvidda, He	**2011v**	http://naturarkivet.blogspot.com/2011/04/lemenvandring-over-elva.html
Lillehammer, Op	1992, 1996-1998, 2000	Olsen & Grønlien 2002
Brandbu, Op	2000/01	Olsen & Grønlien 2002
Varaldskogen, He	1980, 1984,1987/88, 1994, 1999, 2002, 2007, 2010/11, **2013**	J. Rolstad, P Wegge, pers.medd.
Møsvatn		
Haukelifjell, Setesdalsheiene, Te/AA	**1997, 2010/11**	Johansen et al. 1997, T Blindheim, NE Eide pers.medd.
Hølera, Sør-Aurdal, Bu	1998, 2001/02, 2005/06, 2010/11	RA ims, pers.medd.
Skrim, Bu	1994, 1997, 2000, 2005, 2008, 2010	Østbye et al. 2005, E Østbye, pers.medd.
Solhomfjell		
Vegårshei, AA	2005, 2007, 2009/10	V Selås, pers.medd.

10 Rovfugler

John Atle Kålås og Jan Ove Gjershaug

Enkelte miljøgifter akkumuleres oppover i næringskjeden, og rovfugler er gode indikatorer for slike miljøgifter. Rovfuglene er i tillegg følsomme for miljøgifter (bl.a. DDE, dieldrin, kvikksølv) (Ratcliffe 1967, Fimreite 1971, Newton 1988), og det er en gruppe dyr der en forventer tidlig å kunne se effekter av nye gifttrusler (Nygård 1990, Nygård et al. 1993, 1994, 2001). Kongeørn synes for øvrig å være særlig følsom for DDE (Nygård & Gjershaug 2001).

Innenfor den integrerte overvåkingen som er lagt til nordboreale og alpine områder, overvåkes derfor hekkebestand og reproduksjon for artene kongeørn *Aquila chrysae*tos og jaktfalk *Falco rusticolus*. Samtidig kartlegges miljøgiftkonsentrasjoner hos disse artene (Nygård et al. 2001, 2006, Nygård & Polder 2012). For disse indikatorartene forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensinger skal gi seg utslag i redusert reproduksjon i de sørligste områdene som er mest utsatt for slike forurensinger. Jaktfalk er oppført som nær truet (NT) på Norsk Rødliste for arter 2010 (Kålås et al. 2010).

10.1 Metoder

I 2013 ble det utført registreringer av reproduksjon for kongeørn i Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia, Møsvatn, Lund og Solhomfjell, og jaktfalk i Børgefjell, Åmotsdalen og Møsvatn. For hvert område inngår det minimum 10 territorier for hver art, og disse ligger innen et areal med maksimum 50 km avstand fra sentrum av overvåkingsområdet. Det gis i denne rapporten ingen nærmere kartfesting av lokalitetene siden dette gjelder fredete, sårbare arter som har vist seg å være utsatte for faunakriminalitet (blant annet innsamling av egg og unger for salg).

Fra og med 2013 har Rovdata tatt over ansvaret for innsamlingen av data for kongeørn. Etter foreliggende planer medfører dette at antall inkluderte kongeørnterritorier økes til 15 for alle TOV-områdene, og det blir gjort noen mindre justeringer for hvilke territorier som inkluderes. Videre vil det etter plan også bli etablert slik overvåking for Dividalsområdet (trolig data tilgjengelige fra 2014). For øvrig viser vi til oppdatert Skisse for intensiv overvåking av kongeørn i Norge oversendt fra NINA til Direktoratet for naturforvaltning i februar 2012 (Gjershaug et al. 2012).

Både kongeørn og jaktfalk har en dynamisk arealtilknytning med kontinuerlige forandringer i territoriegrenser og skifte av reirplasser. Omfang av endringer vil imidlertid variere både mellom artene og mellom individuelle par innen en art. Kongeørnene er vanligvis mer statiske i sin arealtilknytning enn jaktfalken, og enkelte kongeørnpar kan bruke samme reirplass i mange påfølgende år. Oppbyggingen av kunnskap om territoriegrenser og reirplasser vil imidlertid være en kontinuerlig prosess for begge disse artene. Dette kan medføre at ny informasjon gjør at vi må endre tidligere antagelser om territorieforhold (f.eks. splitting av ett territorium til to eller sammenslåing av to territorier til ett). Dersom dette gjøres, revurderes hele tidsserien for de aktuelle territoriene basert på alle tilgjengelige observasjoner fra hele tidsserien. I enkelte tilfeller vil det også dukke opp reir som ligger langt borte fra tidligere kjente hekkeplasser der det kan være uklarheter om hvilke av de aktuelle territoriene hekkelokaliteten tilhører. Vi må i slike tilfeller gjøre skjønnsmessige vurderinger som vil kunne bli revurderte på bakgrunn av informasjon vi får i kommende år.

Hekkesuksess er kartlagt ved at hvert territorium er besøkt med minimum ett besøk i mars/april samt ett besøk i juni/juli. Hvert besøk har en varighet på minimum 4 timer, og alle kjente reirplasser er sjekket. Dersom det etter disse to besøkene ikke er konstatert enten vellykket hekking, innstilt hekking eller mislykket hekking, kreves ytterligere ett besøk i perioden 1. august til 15. september der man under gunstige værforhold ser etter utflydde unger (for kongeørn se

Nordisk metodemanual, Ekenstedt et al. 2006). Med dette som bakgrunn fastslås det om de aktuelle rovfuglartene har tilhold i området, om de gjør forsøk på hekking, og eventuelt hvor mange unger som blir minst 30 dager gamle for jaktfalk, og 50 dager gamle for kongeørn. Antall unger over denne alder brukes som mål for produksjon, da dødeligheten av eldre unger i reirperioden er liten.

Se forord for informasjon om hvem som har utført feltarbeidet i de forskjellige områdene.

10.2 Resultater

Børgefjell
I 2013 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller bygging/pynting av reir) ved 11 av de 15 territorier som overvåkes i Børgefjell. Det var egglegging og ruging i 2 av territoriene. Det ble klekt fram unge i ett av disse, og det ble her produsert 1 unge. For jaktfalk ble det observert voksne fugler i 4 av de 10 undersøkte territoriene, og det ble fra disse produsert 1 unge.

Åmotsdalen
I 2013 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 14 de 15 kongeørnterritorier som inkluderes i TOV. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i bare 3 av territoriene, og det ble her produsert 1 unge. For jaktfalk ble det i 2013 observert voksne fugler i 6 av de 10 undersøkte territoriene. Det var egglegging og ruging i alle disse, og det ble her produsert til sammen 10 unger.

Gutulia
I 2013 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 12 av de 14 aktuelle kongeørnterritoriene. Det ble registrert egglegging/ruging i 2 av disse territoriene, og det ble produsert 1 unge.

Møsvatn
I 2013 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 10 av de 15 kongeørnterritoriene som fra 2013 er inkludert for dette området. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 2 av territoriene, men det ble bare produsert 1 unge fra ett av disse. For jaktfalk ble det i 2013 observert voksne fugler ved 8 av de 12 inkluderte territoriene. Det var indikasjoner på egglegging og ruging bare for ett av disse territoriene, og det ble her produsert 1 unge.

Lund
I Lund-området ble det i 2013 registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 15 territoriene som nå er inkludert for dette området. Det var indikasjoner på egglegging og ruging i 10 av territoriene, og det ble her produsert 6 unge.

Solhomfjell
I 2013 ble det observert aktivitet av kongeørn ved 12 av de 15 kongeørnterritoriene som nå inkluderes i for området. Det ble registrert egglegging/ruging i 2 av territoriene, og i hvert av disse ble det produsert 1 unge.

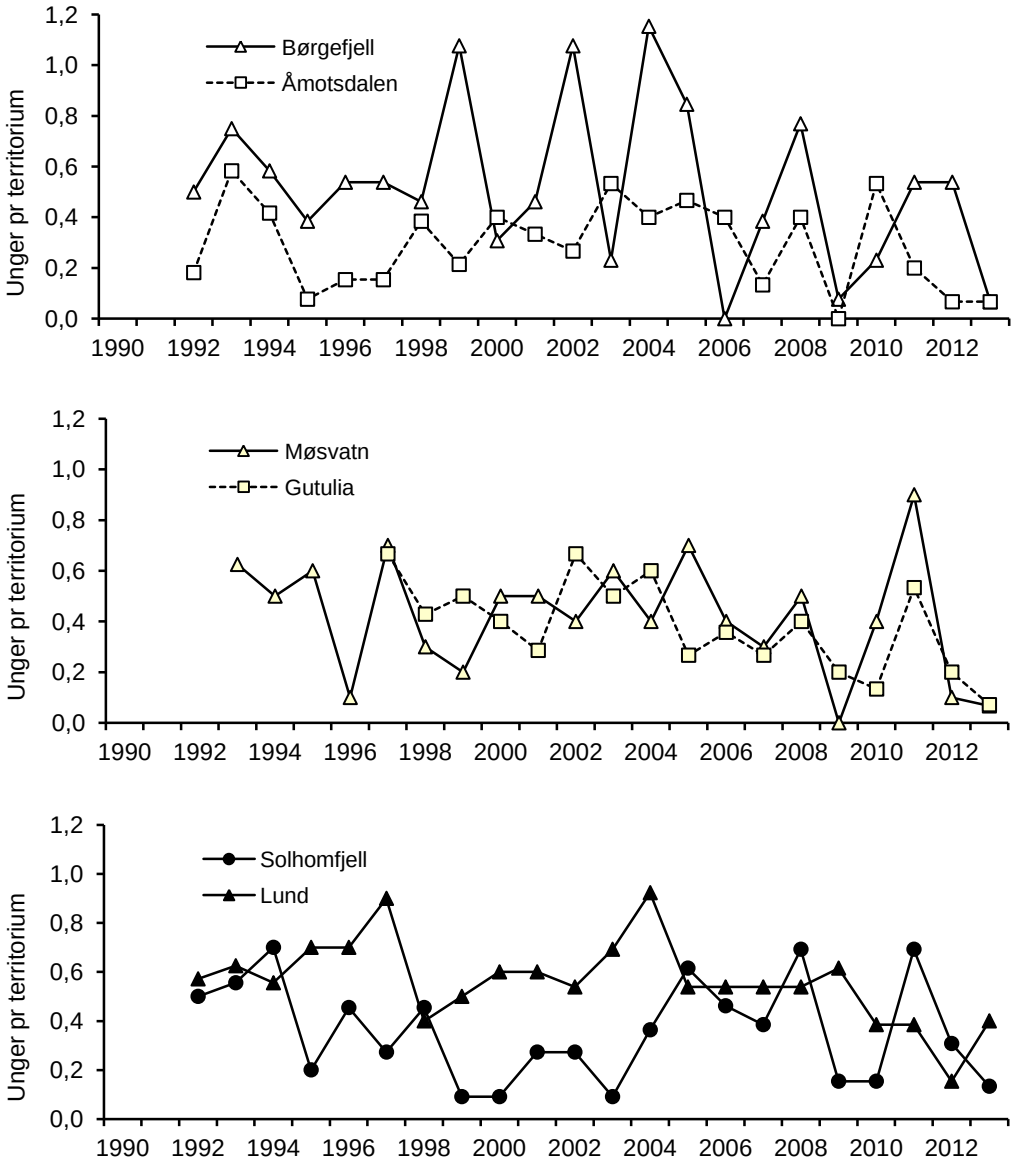
10.3 Diskusjon

For indikatorarten kongeørn forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensinger skal gi seg utslag i redusert reproduksjonssuksess i de sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) som er mest utsatt for slike forurensinger. I våre tilgjengelige dataserier ser vi ingen klare tegn til slike forskjeller.

Sett i forhold til perioden 1993-2012, målte vi i 2013 svært lav produksjon av kongeørnunger for fem av de seks områdene der slik overvåking pågår. Området med omkring middels produksjon var Lund. Det dårlige produksjonsresultatet for kongeørn i 2013 var litt overraskende

da mange av områdene også hadde dårlig produksjon i 2012. Indikasjoner på relativt lave bestander av smågnagere og hønsefugl for mange av områdene høsten 2012 gav imidlertid dårlige prognoser for ungeproduksjon for de to aktuelle rovfuglartene for 2013. Tidsserien for kongeørn (1993-2013) viser gjennomsnittlig høyest produksjon i Lund (gjennomsnitt 0,56 unger pr territorium ± 0,17 SD), etterfulgt av Børgefjell (0,52 ± 0,32 SD), Møsvatn (0,42 ± 0,23 SD), Gutulia (1997-2013, 0,38 ± 0,18 SD), Solhomfjell (0,36 ± 0,21 SD), og Åmotsdalområdet (0,29 ± 0,17 SD) (**figur 10.1**).

For jaktfalk var det i 2013 noe over middels produksjon av unger i Åmotsdalområdet (1,00 unger pr territorium), mens det var svært lav produksjon i Børgefjell (0,10 unger pr territorium) og Møsvatn (0,08 unger pr territorium) (**figur 10.2**). Produksjonen av jaktfalkunger har som forventet variert betydelig i årene 1992-2013. Dette gjelder i særlig grad for Åmotsdalen. Dataene for jaktfalk i de tre undersøkte områdene viser relativt lik produksjon for perioden 1992-2013, men med høyest gjennomsnitt i Åmotsdalområdet (gjennomsnittlig 0,94 unger pr territorium, ± 0,62 SD), etterfulgt av Møsvatn (0,75 ± 0,35 SD) og Børgefjell (0,61 ± 0,42 SD). Noe lavere



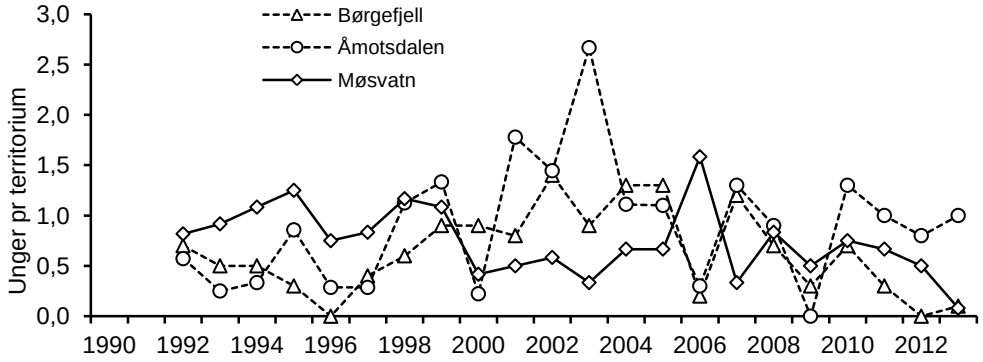
Figur 10.1 *Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene, 1991-2013.*

gjennomsnittlig produksjon for Børgefjell er særlig forårsaket av en periode med relativt lav produksjon på midten av 1990-tallet, samt for siste den 3-årsperioden.

Lirype er vanligvis viktig føde for jaktfalk og kongeørn. Gode forekomstene av lirype gir også en god indikasjon på at det er gode forekomster av annet viktig bytte for disse rovfuglartene. Betydningen av slikt bytte venter vi særlig skal være viktig for de nordboreale områdene som inngår i TOV (Børgefjell, Åmotsdalområdet Gutulia og Møsvatn). For Børgefjell, der vi har tilgjengelige data tilbake til 1985, ser vi en klar sammenheng mellom høstbestanden av rype (målt som antall innsamlede vinger fra jegere) og produksjonen av jaktfalkunger påfølgende vår (Kålås & Gjershaug 2004, Selås & Kålås 2007). I de to sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) vil kongeørn trolig ha en noe mer variert meny enn for de tre øvrige områdene denne arten overvåkes i. Trolig er hare og orrfugl viktigere bytte, og i tillegg kan åtsler fra hjortedyr og bufe ha større betydning i den viktigste delen av reproduksjonssesongen (mars-juni) i disse to sørligste områdene.

Vi ser ingen entydige tegn til lavere reproduksjon i de sørligste områdene som kunne vært forventet om bestandene her var negativt påvirket av langtransporterte luftforurensninger. For den aktuelle 22-årsperioden ser det imidlertid ut til å være tendenser til redusert produksjon for kongeørn i alle de seks aktuelle områdene, og dette er tydeligst for Gutulia (1997-2013, $r = -0{,}64$, $p < 0{,}01$) og Lund (1992-2013, $r = -0{,}58$, $p < 0{,}01$). For jaktfalk er mønsteret i endringer i den aktuelle 22-årsperioden mer variert, med nedgang i Møsvatn (1992-2013, $r = -0{,}53$, $p = 0{,}01$), men med mindre tydelige langtidstrender i Børgefjell- og Åmotsdalområdet der det var flere år med god produksjon i perioden 2001 til 2005.

Den informasjonen vi nå har om forekomster av smågnagere og tettheter av hønsefugl høsten 2013, gir forventninger om noe bedre ungeproduksjon i 2014 både for kongeørn og jaktfalk i de fleste TOV-områdene.



Figur 10.2 *Ungeproduksjon for jaktfalk i TOV-områdene, 1991-2013.*

11 Hønsefugler

John Atle Kålås

Hovedvekten av overvåkingen av hønsefugl er lagt på lirype *Lagopus lagopus*. Lirypa inngår som en viktig art i de nord-boreale og alpine økosystemene. Undersøkelser av sammenhengen mellom smågnagersvingninger og deres kobling til svingninger i så vel rypebestanden som bestanden av rovpattedyr og rovfugl er tidligere viet stor oppmerksomhet i Fennoskandia (Hagen 1952, Myrberget 1984, Hörnfeldt et al. 1986). Lirype er dessuten vårt fremste 'folkevilt', og i den siste 10-årsperioden er det årlig felt mellom ca 80 000 og 290 000 liryper i Norge, se http://www.ssb.no/srjakt.

En annen viktig grunn til at lirype ble valgt som overvåkingsart er at det, spesielt fra de sørvestlige delene av landet, er påvist høye verdier av Cd i så vel lirype som fjellrype Lagopus mutus (Herredsvela & Munkejord 1988). Senere undersøkelser har også vist høye Pb-verdier i lirype fra de sørlige deler av Norge (Kålås et al. 2001, Kålås & Lierhagen 2003). For øvrig kan bestanden av lirype påvirkes negativt av et mildere klima for eksempel via endringer i kvalitet på dens føde (Selås et al. 2011b) eller mer indirekte via endringer for forekomster av smågnagere (Stenseth et al. 2002).

11.1 Metoder

Overvåking av lirype innebærer kvantifisering av bestandsstørrelse samt hekkeresultat (produksjon av kyllinger). Det finnes en rekke forskjellige metoder for bestandstaksering av lirype (Myrberget et al. 1976). I overvåkingssammenheng er det mest praktisk å taksere høstbestanden. Det er her valgt å utføre linjetakseringer med bruk av stående fuglehund. Tidligere undersøkelser har vist at denne metoden gir et brukbart estimat av bestanden (Moksnes 1971, Aabakken & Myrberget 1975, Myrberget et al. 1976, Pedersen et al. 1999). Samtidig med at områdene bestandstakseres, får en også informasjon om kyllingproduksjon.

Standard metode ved disse takseringene er at en person med stående fuglehund går langs faste linjer og registrerer art, antall, kjønn og alder (kyllinger eller voksne) av alle observerte hønsefugl. Takseringene utføres i perioden 1. august til 5. september. Se for øvrig detaljert beskrivelse av metoden i Kålås et al. (1991).

Emlens metode (Emlen 1971) benyttes ved beregning av tettheter (D) (antall fugl/km^2): D = N/(L x W x CD), hvor N = antall observerte fugler, L = linjens lengde (km), W = linjens bredde og CD = oppdagbarhetskoeffisient. Beregning av tetthet er basert på at linjens bredde er 0,1 km (50 m til hver side av takseringslinja), samt at oppdagbarheten (CD) innenfor dette arealet er 0,8 (80% av fuglene innenfor 100 m belte oppdages) (se Pedersen et al. 1999). Et alternativ hadde vært å bruke distansemetoden (Buckland et al. 2001) for beregning av tettheter. Vi har valgt ikke å gjøre det siden denne metoden krever et relativt høyt antall observasjoner av ryper for at den skal gi gode tetthetsestimater. Basert på de målsettinger rypetakseringene i TOV har, og kostnadsmessige forhold for gjennomføring av takseringer har vi et relativt lavt presisjonskrav for tetthetsberegninger for lirype i TOV. Vi vurderer det derfor i denne sammenheng som likså egnet å bruke Emlens metode. Se for øvrig kommentarer i diskusjonsdelen.

Vi beregner produksjon for et område som antall observerte kyllinger pr 2 voksne fugler. Her inkluderer vi alle liryper som er observert under takseringene. For å få noenlunde pålitelige estimater for produksjon bør vi ha > 10 observasjonssituasjoner av lirype, og vi lager ikke produksjonsestimater dersom antall observasjonssituasjoner er < 5. Ved lave tettheter av lirype vil antall observasjoner være lavt, og produksjonsestimatene blir da usikre.

Målet med rypetakseringene er i første rekke å få en grov oversikt over bestandssituasjonen for lirype som grunnlag for vurderingen av ungeproduksjonen for kongeørn og jaktfalk samt for vurderinger av bestandsendringer for småfugl. Takseringsfeltene er lagt ut for å representere bestandsendringer for lirype og ikke for å representere lirypetetthetene i et område. Våre data er derfor egnet for å følge bestandsendringer innen de forskjellige takseringsfeltene, men ikke for direkte sammenligning av bestandsstørrelser mellom områder. Blant annet vil habitatkvalitet for lirype på de arealene som takseres variere, mellom områdene. Våre beregninger av bestander vil derfor variere innenfor forskjellige nivå for de enkelte TOV-områdene.

Dividalen
Det ble utført takseringer ved de faste linjene ved Havgavuobmi (linje I, II og III) 16.-18. august, og i Høgskaret (linje IV og V) 10.-11. august. NINA har nå et direkte samarbeid med Målselv Jeger- og Fiskerforening som også inkluderer de to takseringslinjene i Høgskaret. Totalt for 2013 ble det taksert 40,0 km med en stripebredde på 100 m (4,00 km^2), se **tabell 11.1**. Takseringene i Havgavuobmi ble vurdert til å være gode, mens det var noe varmere og muligens noe dårligere forhold under takseringene i Høgskaret. Takseringene ble utført av Målselv Jeger- og Fiskerforening og organisert av Johnny Brattbakk.

Når det gjelder tetthetsberegninger, har vi for perioden 2008-2010, da det mangler data fra Høgskaret, beregnet tetthet basert på grunnlagsdata for perioden 1991-2006 som viser at median for summert tetthet for Havgavuobmi og Høgskaret er ca 65% av tetthet for Havgavuobmi alene (gjelder både for ungfugler og voksne fugler).

Børgefjell
Det ble utført takseringer ved de 3 faste linjene i Viermadalen. Totalt ble det taksert 32,0 km med en stripebredde på 100 m (3,2 km^2). De tre linjene ble taksert 3., 5. og 12. august. Det var greie værforhold ved takseringene. Takseringen ble ledet av S. Johansen med assistanse fra K. Johansen.

Åmotsdalen
Det ble brukt standard takseringsopplegg med 2 linjer i Åmotsdalen, 1 linje i Dindalen og 1 linje øst for Kongsvoll. Det ble taksert totalt 39,5 km med en stripebredde på 100 m (3,95 km^2). Takseringene ble utført i perioden 10.-16. august. Takseringene ble utført under ledelse av S.L. Svartaas og med assistanse av B. Frøysa, K. Pedersen og H. Lundal. Takseringsforholdene ble vurdert til å være gode.

Gutulia
Som for tidligere år ble det utført linjetakseringer ved Gutulivola, Rundhøgda og Nyrøstvola. Det ble taksert totalt 33,0 km med en stripebredde på 100 m (3,30 km^2). Takseringene ble utført 5.-7. august. Arbeidet ble utført under ledelse av S.L. Svartaas og med assistanse av B. Frøysa. Takseringsforholdene ble vurdert til å være gode.

Møsvatn
Takseringslinjene i områdene omkring Hortenuten ble også i 2013 benyttet for takseringer av liryper ved Møsvatn. Det ble taksert tre linjer på totalt 30,0 km med en stripebredde på 100 m (3,00 km^2). Takseringene ble utført i perioden 1.-3. august. Arbeidet ble utført under ledelse av S.L. Svartaas med assistanse fra B. Frøysa, S. Karlsen og P. Dahle (lokale jeger). Takseringsforholdene ble vurdert til å være middels gode.

Lund
I 2013 ble det som tidligere taksert to linjer på Skykula og en linje på Stokkafjellet. Totalt ble det taksert 22,0 km med en stripebredde på 100 m (2,20 km^2). Takseringene ble utført 5., 8. og 23. august. Arbeidet ble organisert av Vegard Moi med assistanse i felt fra M. Møllerop og E.S. Surdal (medhjelpere B. Steinhaug og K. Hofsmo). Takseringsforholdene ble vurdert som gode.

Solhomfjell
På grunn av svært begrensede forekomster av lirype i Solhomfjell er linjetakseringer med hund ikke egnet her. For dette området benytter vi Statskog og Gjerstad Jeger- og Fiskerforening (GJFF) sine data over jaktutbytte for orrfugl som mål for forekomster av hønsefugl. Fram til 2001/02 ble jaktstatistikk for det aktuelle området samlet inn av GJFF. Fra 2001/02 inkluderer denne statistikken også informasjon fra en gruppe Statskog-jegere som tidligere ikke har vært inkludert i GJFF sin statistikk. Dette utgjør i størrelsesorden 10-15% av totalmateriale. Noe omlegging av rutiner for jaktkortsalg fra og med jaktsesongen 2006/07 (start jaktkortsalg som tidligere fra 10. september, men salg av sesongkort starter ikke før 1. oktober) kan ha medført noe reduksjon i jaktintensitet i området fra jaktsesongen 2006/07. Omlegging av organisering av salg av jaktkort fra jaktsesongen 2007/08, bl.a. ved muligheter for jaktkortkjøp og utbytterapportering via INatur, har medført at færre jegere enn tidligere rapporterer jaktutbytte. Dette kan medføre at jaktutbytte overestimeres, da det gjerne er de som ikke har fått utbytte som unnlater å rapportere. Fra og med 2012 er alt jaktkortsalg og all rapportering utført gjennom INatur.

På grunn av at rutiner for rapportering av jakt og jaktutbytte har vært forskjellig i perioden vi har hatt overvåkingsaktivitet i Solhomfjell, presenterer vi her tre forskjellige kurver for fellingsstatistikken for Gjerstadskogene sine jaktarealer. Dette er: i) statistikk samlet inn av Gjerstad Jeger- og Fiskerforening i perioden 1975-2011; ii) data fra INatur for perioden 2009-2012 og iii) data fra INatur for perioden fra og med 2013. I perioden 2009-2012 kom det inn ganske få jaktrapporter via INatur (for 2012 rapportert fra ca 300 jaktdager, dvs ca halvparten av det som GJFF vanligvis har fått rapporter fra). INatur har etter det lagt om sin web-rapportering av jakt og jaktutbytte, og fra jaktsesongen 2013/14 ser det ut til at vi igjen får en mer fullstendig rapportering (684 jaktdager for 320 jegere).

11.2 Resultater

Dividalen
I 2013 ble det for de 5 linjene i Havgavuobmi i Dividalen beregnet en tetthet på ca 53 ryper/ km^2. Dette er en klar økning fra 2012 og indikerer vekst i bestanden (**figur 11.1**). Beregnet kyllingproduksjon var også høy (5,6 kyllinger pr to voksne) (**tabell 11.1**).

Børgefjell
Takseringen i Børgefjell indikerte svært lav tetthet av lirype i dette området i 2013 (2 ryper/ km^2). Andel ungfugl var svært lav og tyder på svært dårlig kyllingproduksjon i 2013 (0,5 kyllinger pr to voksne) (**tabell 11.1**).

Åmotsdalen
Takseringene langs de 4 linjene som representerer Åmotsdalområdet, resulterte i en beregnet tetthet på 15 liryper/km^2. Dette er en nedgang fra de forrige to årene og godt under medianverdi for siste 10-årsperiode (**figur 11.1**). Andel ungfugler var 3,6 kyllinger pr to voksne liryper, noe som indikerer at det har vært middels ungeproduksjon i dette området i 2013.

Gutulia
Takseringene langs de 3 linjene som representerer Gutulia, resulterte i en beregnet tetthet på 3 liryper/km^2 (**tabell 11.1**). Dette indikerer at det var en lav bestand av lirype i dette området også i 2013 etter at det var tegn til en liten bestandstopp i 2010 (**figur 11.1**). Produksjonen av kyllinger synes å ha vært relativt god i 2013 (5,0 kyllinger pr to voksne), men dette tallet er usikkert fordit det er basert på svært få observasjoner (**tabell 11.1**). Det ble under takseringen også observert ett orrfuglkull med 8 kyllinger og 1 røy.

Tabell 11.1 *Totalt antall observerte liryper langs de forskjellige linjene ved høsttakseringene av hønsefugler i TOV-områdene i 2013. ( ) angir produksjonsestimat basert på 5-10 observasjoner; produksjon er ikke beregnet for områdene med < 5 observasjoner.*

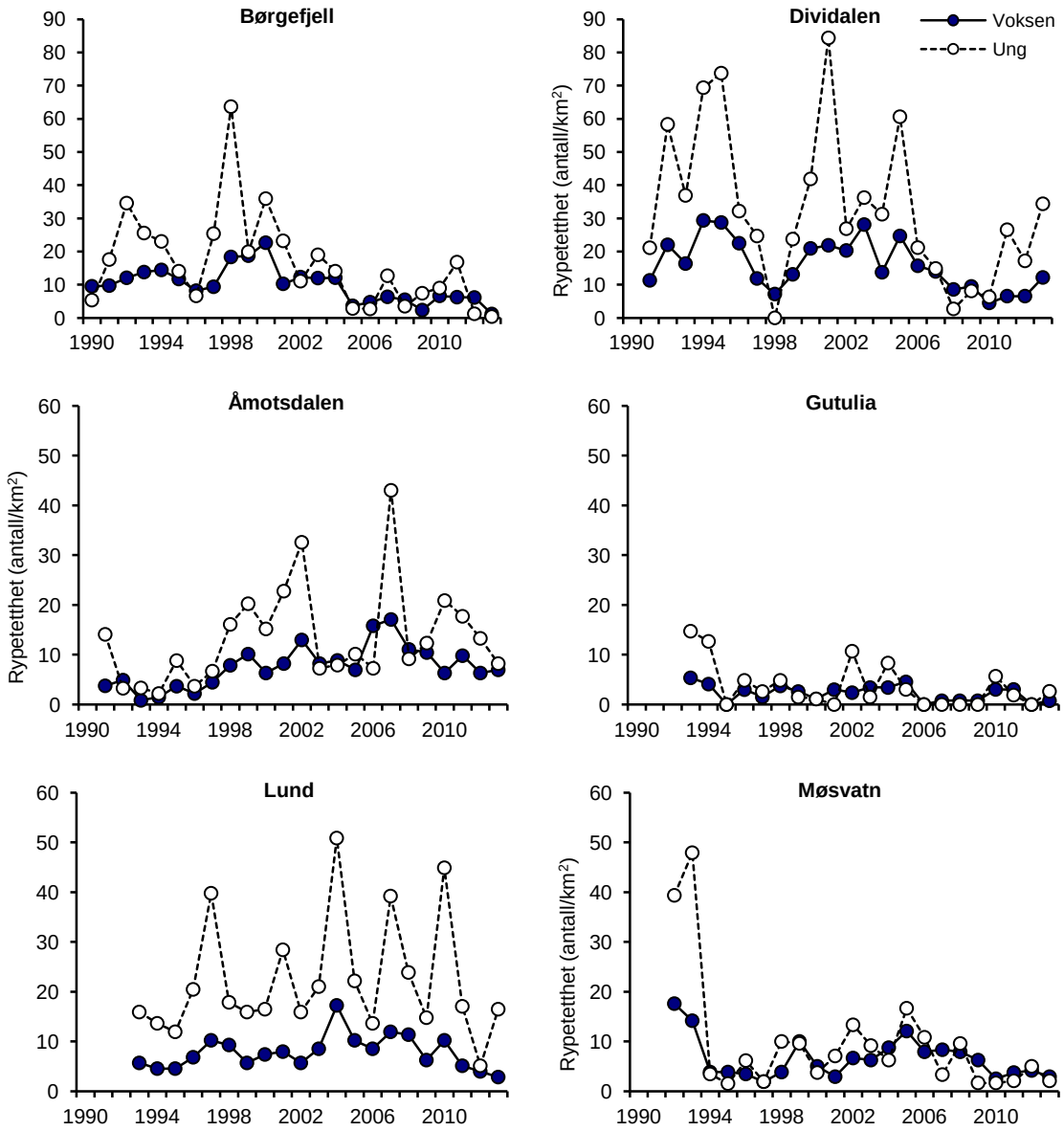
Område **Area**	**Stegger** **Males**	**Høner** **Females**	**Ubest.ad.** **Indet. ad.**	**Ubest.** **Indet.**	**Kyll.** **Juv.**	**Kyll./2 voksne** **Juv./2 adults**	**Areal** **Area (km^2)**
Dividalen:							
Linje I	1	2	0	16	1		0,25
Linje II	6	9	8	6	73		1,25
Linje III	1	1	2		7		0,30
Linje IV	1	1	0		0		0,95
Linje V	2	3	0		22		1,25
Totalt	11	16	10	22	103	5,6	4,00
Børgefjell:							
Linje I	1	0	0		0		1,35
Linje II	2	1	0	3	1		0,90
Linje III	1	1	2		1		0,95
Totalt	4	2	2	3	2	(0,5)	3,20
Åmotsdalen:							
Linje I	4	2	2		8		0,80
Linje II	5	4	1		9		0,90
Linje III	3	4	3		24		1,20
Linje IV	5	2	6		33		1,05
Totalt	17	12	12		74	3,6	3,95
Gutulia:							
Linje I	0	1	0		0		1,20
Linje II	2	1	0		8		0,90
Linje III	2	0	0		7		1,20
Totalt	4	2	0		15	(5,0)	3,30
Møsvatn:							
Linje I	2	2	0		4		0,95
Linje II	2	2	0		4		1,05
Linje III	2	0	0		1		1,00
Totalt	6	4	0		9	(1,8)	3,00
Lund:							
Linje I	1	2	0		16		0,45
Linje II	0	1	0		3		1,00
Linje III	1	1	3		25		0,75
Totalt	2	4	3		44	(9,8)	2,20

Møsvatn

Takseringene i Møsvatn indikerer en svært lav rypebestand for dette området i 2013 (5 ryper/km^2). Dette er blant det lavere vi har registrert her i perioden 1992-2013 (**figur 11.1**). Produksjonen av kyllinger synes også å ha vært dårlig i 2013 (1,8 kyllinger pr to voksne), men dette tallet er usikkert siden det er basert på relativt få observasjoner (**tabell 11.1**).

Lund

Våre takseringer for Lund-området tyder på at høstbestand av lirype var noe under middels for dette området i 2013 (19 ryper/km^2) (**figur 11.1**). Observasjonene våre tyder imidlertid på at produksjonen av ungfugl hadde vært god, men dette er usikkert siden det er basert på få observasjoner av lirype (**tabell 11.1**).



Figur 11.1 *Beregnede tettheter av lirype i takseringsfeltene i TOV-områdene basert på linjetakseringer med stående fuglehund, 1991-2013.*

Solhomfjell

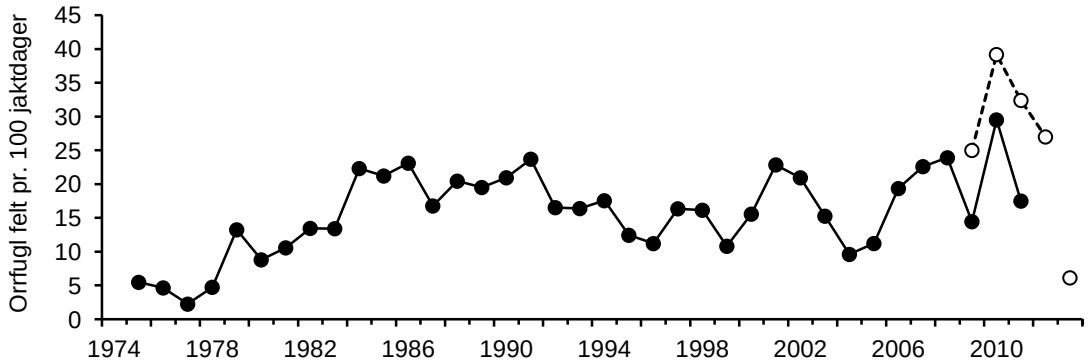
Statskog sin fellingsstatistikk for Solhomfjellområdet som er hentet ut fra INatur for jaktsesongen 2013/14 viser at det av 320 jegere og for totalt 684 jaktdager ble felt 42 orrfugl her. Fellingsindeksen for orrfugl basert på INatur sine nye rapporteringsrutiner, var svært lav i 2013 sammenlignet med den statistikk vi har tilgjengelig for tidligere år. Dette skyldes nok til dels endring i rapporteringsrutiner, men tyder også på at skogsfuglbestanden var lav i det aktuelle området i 2103.

11.3 Diskusjon

Sett i sammenheng med tidligere års takseringer av lirype målte vi i 2013 lave bestander i fire av de seks områder der det utføres rypetakseringer (**figur 11.1**). De to områdene med bestandsvekst var Lund og Dividalen. Jaktstatistikken fra Solhomfjell indikerer bestandsnedgang for orrfugl i dette området i 2013. Våre takseringer for perioden 1991-2013 indikerer 'bestandstopper' i Dividalen i 1992, 1994-95, 2001, 2005 og 2011. For Børgefjell målte vi bestandstopper i 1992, 1998, 2000, 2003, 2007 og 2011. For Åmotsdalområdet tyder tellingene på bestandstopper i 1991, 1995, 1999, 2002, 2007 og 2010, men de to første toppene var svært små og utydelige. For Gutulia har vi registrert svært lave bestander de fleste år i perioden 1993-2013, men med litt høyere bestand i 1993-94, 2002, 2004 og 2010. For Møsvatn har vi målt relativt lave bestander i hele perioden 1994-2013 etter at vi registrerte høye bestander her i 1992 og 1993, men med antydning til større bestander i 1998-99, 2002, 2005, 2008 og 2012. For Lund har vi målt relativt god kyllingproduksjon i store deler av perioden 1991-2013, med bestandstopper i 1993, 1995, 2001, 2004, 2007 og 2010. Dette området er lokalisert helt i ytterkanten av lirypa sitt hekkeområde i Sørvest-Norge, og vi forventer at rypebestandene her kan ha annen type variasjon enn i de mer sentrale deler av lirype sitt hekkeområde i Norge. Jaktstatistikken fra Solhomfjell indikerer at bestanden av orrfugl for hele perioden 1984-2013 (10-30 felte fugl pr 100 jaktdager) har vært klart høyere enn det som ble registrert i perioden 1975-78 (ca 5 felte fugl pr 100 jaktdager). Etter 1992 ser orrfuglbestanden i Solhomfjell ut til å ha hatt bestandstopper i 1994, 1997-98, 2001-02, 2007-08 og 2010. For Solhomfjell ser 2013 ut til å ha vært et bunnår når det gjelder forekomster av hønsefugl (**figur 11.2**). Den svært lave fellingsindeksen for 2013 regner vi med til dels skyldes endringer i rutiner for innhenting av fellingsstatistikk (se kommentarer i metodedelen). For sammenheng mellom orrfuglbestanden og produksjon av kongeørnunger i Solhomfjell-området viser vi til Kålås & Gjershaug (2004).

Som forventet er det endringer i ungfuglbestanden som gir de store bestandsfluktuasjonene for augustbestandene av lirype (**figur 11.1**). For de fleste områdene ser vi at tetthetene for ungfugl har variert fra knapt noen individer og opp til mer enn 40 individer pr km^2. Bestanden av voksne fugler har derimot vært betydelig mer stabil innen et og samme område:

- Dividalen og Børgefjell hovedsakelig mellom 10 og 20 fugler pr km^2, men med noe lavere bestander siste 5-årsperiode;
- Gutulia, Møsvatn og Lund, hovedsakelig mellom 2 og 10 fugler pr km^2;
- Åmotsdalen mellom 2 og 10 fugler pr km^2 i perioden 1990-1997 da det bare ble utført takseringer i selve Åmotsdalen, og mellom 10 og 20 fugler pr km^2 etter at takseringsområdet ble utvidet med takseringsfelt i Dindalen og Gåvålia.



Figur 9.2 *Jaktutbytte av orrfugl i områdene omkring overvåkingsområdet i Solhomfjell, 1975-2013. Fylte symbol viser data fra Gjerstad Jeger- og Fiskerforening, og åpne symbol viser data fra INatur. Fra 2013 er kun data tilgjengelig fra INatur. Data for 2013 er stilt til disposisjon fra Statskog v/ Kristian Eiken Olsen. Se teksten for mer informasjon.*

Det er flere faktorer som påvirker sikkerheten i bestandsestimater for lirype. To viktige faktorer i denne sammenheng er taksert areal og variasjoner i oppdagbarhet. Oppdagbarheten vil variere med både topografi og vegetasjonsforhold, og den vil være avhengig av værforhold. Basert på informasjon gitt av Pedersen et al. (1999) om variasjoner i oppdagbarhet innenfor det takseringsbeltet vi bruker (50 m til hver side av takseringslinja), vil vi kunne regne med en usikkerhet på minst ± 20% for våre beregninger. Særlig vil usikkerheten være stor i Lund-området der et relativt lite areal takseres. I tillegg vil oppdagbarheten variere mellom forskjellige kategorier av fugl. For eksempel er det ved taksering av lirype med stående fuglehund lettere å oppdage kull (≥3 fugler) enn en enslig fugl eller et par (Pedersen et al. 1999). For våre beregninger av tetthet vil dette medføre at vi relativt sett underestimerer bestanden av voksenfugl i år med produksjonssvikt. Selv med såpass store usikkerheter i våre beregninger gir de tetthets- og produksjonsmål vi får, en grov oversikt over bestandssituasjonen for lirype, slik målet er.

12 Spurvefugl

John Atle Kålås

Spurvefugler overvåkes da de forventes å bli negativt påvirket av eventuelle forurensinger, og de forventes også å bli påvirket av eventuelle endringer i klima. Effekter av forurensing inkluderer blant annet redusert reproduksjon i forsurede områder (Ormerod et al. 1988, Rosseland et al. 1990, Graveland et al. 1994) og i områder forurenset med metaller (Eeva et al. 1994, 1997, Eeva & Lehikoinen 1995, 1996). Det er også dokumentert redusert fødetilgang for fugler som søker næring på bartrær i forurensede områder på grunn av nåletap fra slike trær (Gunnarsson 1988, 1990, Hake 1991). Spurvefugler overvåkes også på grunn av at de dekker et spekter av arter med forskjellig økologi, og de er derfor egnet både for overvåking av kjente påvirkninger og for tidlig å kunne gi antydninger om ukjente negative påvirkninger (Koskimies 1989, Marchant et al. 1990, Baillie 1991, Furness et al. 1993, Greenwood et al. 1993). For spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensinger skal gi seg utslag i redusert reproduksjon og/eller reduserte bestandsstørrelser i de sørligste områdene. Når det gjelder reproduksjon, forventer vi at effekter av forurensing skal gi seg utslag i økt omfang av uklekte egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse. I forhold til klimaendringer forventer vi respons i forhold til tidspunkt for reproduksjon, men det er uklart hvilke bestandseffekter dette vil gi.

Det foregår nå en samordnet overvåking av hekkende spurvefugler i Europa ('Pan-European Common Bird Monitoring Scheme', se http://www.ebcc.info/index.php?ID=28). Slik informasjon om fuglearters populasjonsendringer i en større målestokk er viktig bakgrunnsinformasjon og referanse for spurvefuglovervåkingen i TOV.

12.1 Metoder

Bestandsovervåking
For bestandsovervåking av spurvefugler har vi valgt å benytte punkttakseringsmetoden (Bibby et al. 1992). Denne metoden gir i utgangspunktet ikke eksakte tall for tettheter av enkeltarter, men den gir indeksverdier som er godt egnet til å kvantifisere forandringer mellom år (Crawford 1991). For mange arter er det vist en god samvariasjon mellom resultatene fra punkttaksering-er og den mer nøyaktige og kostnadskrevende revirkarteringsmetoden (Svensson 1989).

I hvert område takseres som standard 200 punkter som fortrinnsvis fordeles i terrenget langs 10 ruter (linjer), hver med 20 punkt. Hvert punkt er lagt ut med vanligvis 200-300 m avstand. Nøyaktig samme punkter telles hvert år. På hvert punkt telles alle sette og hørte fugler i løpet av en periode på nøyaktig 5 minutter. Takseringene utføres fortrinnsvis fra kl 04.30 til kl 10.00 (sommertid) slik at den omfatter perioden hvor spurvefuglene er mest sangaktive. Som standard skal punktene takseres til samme tid på døgnet (± 30 min.) hvert år, og de skal takseres på omtrent samme dato (± 5 dager, justert for vårens framdrift). Antall takserte punkt skal være tilstrekkelig til å kunne dokumentere populasjonsendringer for de vanligst forekommende artene innen hvert enkelt overvåkingsområde. Det legges også vekt på å benytte samme feltpersonell for så mange påfølgende år som mulig. Skifte av feltpersonell vil likevel av og til være nødvendig. I 2013 ble det byttet feltpersonell for 5 av rutene i Åmotsdalen, men det ble her benyttet en person som har taksert disse rutene tidligere år.

For å kunne kontrollere for endringer i vegetasjon som kan gi endringer i fuglefaunaen, ble det ved etablering av takseringene gjort en grov kartlegging av vegetasjonen i en radius av 100 m rundt de enkelte punktene. Vegetasjonsforholdene rundt hvert tellepunkt kan ved behov rekartlegges, og eventuelle effekter av vegetasjonsendringer på fuglebestandene kan evalueres. For nærmere beskrivelse av metoder se Kålås et al. (1991) samt senere utarbeidede instrukser (Kålås upubl.).

Her gir vi en kort presentasjon av 2013-resultatene og vurderer disse i forhold til antall observasjoner gjort i perioden 1992-2012. Samtidig presenterer vi oversikt for perioden 1992-2013 for totalt antall observerte spurvefugl for de artene som har relativt høy grad av stedtrohet til hekkeområdet ('stasjonære'). Artene som er ekskludert fra denne gruppen på grunn av sin mer irregulære forekomst ('nomadiske'), er finkeartene bjørkefink, grønnfink, gråsisik, bergirisk og grønnsisik, samt korsnebbartene (se Cramp & Perrins 1994, Hogstad 1999). For områder der alle de 200 faste tellepunktene ikke kunne besøkes, er totalantall beregnet under den forutsetning at endringer for de punkt som ikke ble taksert, var tilsvarende som for de punktene som ble takserte.

Reproduksjonsovervåking
For å overvåke reproduksjonssuksess hos spurvefugler har vi av praktiske og økonomiske grunner valgt den hulerugende arten svarthvit fluesnapper *Ficedula hypoleuca*. For denne arten er det dokumentert reproduksjonssvikt som kan skyldes forurensing (Nyholm & Myhrberg 1977, Nyholm 1981, 1994, Eeva et al. 1994, 1997, Eeva & Lehikoinen 1995, 1996). Arten er lett å få til å hekke i fuglekasser, og ungene fores hovedsakelig med insekter (Haartman 1954, Lundberg & Alatalo 1992).

Det er satt opp fuglekasser for overvåking av reproduksjonssuksess til svarthvit fluesnapper. Det benyttes 50 fuglekasser i skog i hvert område der slik overvåking pågår. Kassene settes opp i to rekker à 25 kasser med et mellomrom på 50-100 m mellom kassene. Kassene kontrolleres vanligvis en gang i uka fra like før start av egglegging hos svarthvit fluesnapper til svarthvit fluesnappernes unger forlater reiret.

Viktigste mål for dokumentasjon av reproduksjonssvikt for svarthvit fluesnapper er klekkesuksess (prosent av lagte egg som klekker, ødelagte/forlatte reir utelates). Andre viktige mål er kullstørrelse, eggleggingstidspunkt og overlevelse for unger (prosent av ungene som overlever minst ti dager etter klekking, ødelagt/forlatte reir utelates). Ved slike beregninger inkluderes ikke sene kull (som ofte vil være omlagte), det vil si kull lagt ≥13 dager etter at tredje kull i området er ferdiglagt. Ved beregning av områdevise eggleggingstidspunkt benytter vi også dette utvalget av reir. Det vil si at vi heller ikke her inkluderer kull lagt sent i hekkesesongen.

Vi definerer eggleggingsdato lik dato for siste egg lagt. Denne datoen er beregnet ut fra at det legges ett egg daglig etter at eggleggingen har startet. I enkelte tilfeller har vi også benyttet oss av klekkedato for å beregne eggleggingstidspunkt. I slike tilfeller har vi gått ut fra at rugeperioden (fra siste egg lagt til klekking) for svarthvit fluesnapper er 14 dager. Det beregnede eggleggingstidspunktet for enkeltkull vil vanligvis ha en sikkerhet på ± 1 dag.

Reproduksjonsovervåkingen for svarthvit fluesnapper er i perioden 1996 – 2013 bare gjennomført i områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell.

Feltarbeid 2013
Dividalen De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 18.-22. juni av S.Ø. Nilsen og J. Stenersen.

Børgefjell De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 17.-21. juni. Takseringene ble utført av P.A. Lorentzen og L. Lorentzen.

Åmotsdalen I 2013 ble de 200 punktene i Åmotsdalen taksert i tidsrommet 13.-17. juni av P.W. Bøe og O. Heggøy. Fuglekassene ble kontrollert 6 ganger i løpet av hekkesesongen av S.L. Svartaas (28. mai, 3., 9., 19., 28. juni og 9. juli). Med bakgrunn i tidligere års erfaringer med predasjon i kassene i dette området (trolig forårsaket av mår), ble det også i 2013 benyttet plasttuter for beskyttelse på reiråpningene. Plasttutene ble montert på kassene like etter at eggleggingen hadde startet. Etter at hekkesesongen var over ble ca 20 kasser skiftet ut. De nye kassene er litt dypere enn de gamle, noe som reduserer mulighetene for mår til å ødelegge reir.

Gutulia De 200 punktene ble taksert i perioden 6.-11. juni av J. Bekken og K. Isaksen. Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger i løpet av hekkesesongen av SNO v/O. Vangen (28. mai, 3., 10., 18., 25. juni og 1., 9., 18. juli).

Møsvatn De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 21.-27. juni av E. Edvardsen og R. Bergstrøm.

Lund De 200 punktene i Lund ble taksert i perioden 20.-26. mai av V. Ankarstrand, K.R. Mjølsnes, K.H. Dagestad og Ø. Egeland. Fuglekassene ble kontrollert 6 ganger av S. Skjærpe (17. og 26. mai og 3., 10., 19. og 25. juni).

Solhomfjell Av de 200 punktene i Solhomfjell ble 180 punkt taksert av E. Edvardsen, J.H. Magnussen, O. Heggøy og S. Bruerberg i perioden 1.-9. juni. De øvrige 20 punktene ble ikke taksert pga sykdom i perioden takseringene skulle utføres. Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger av NOF, Kragerø Lokallag (12., 20. og 26. mai, 3., 8., 17. og 24. juni og 1. juli).

12.2 Resultater

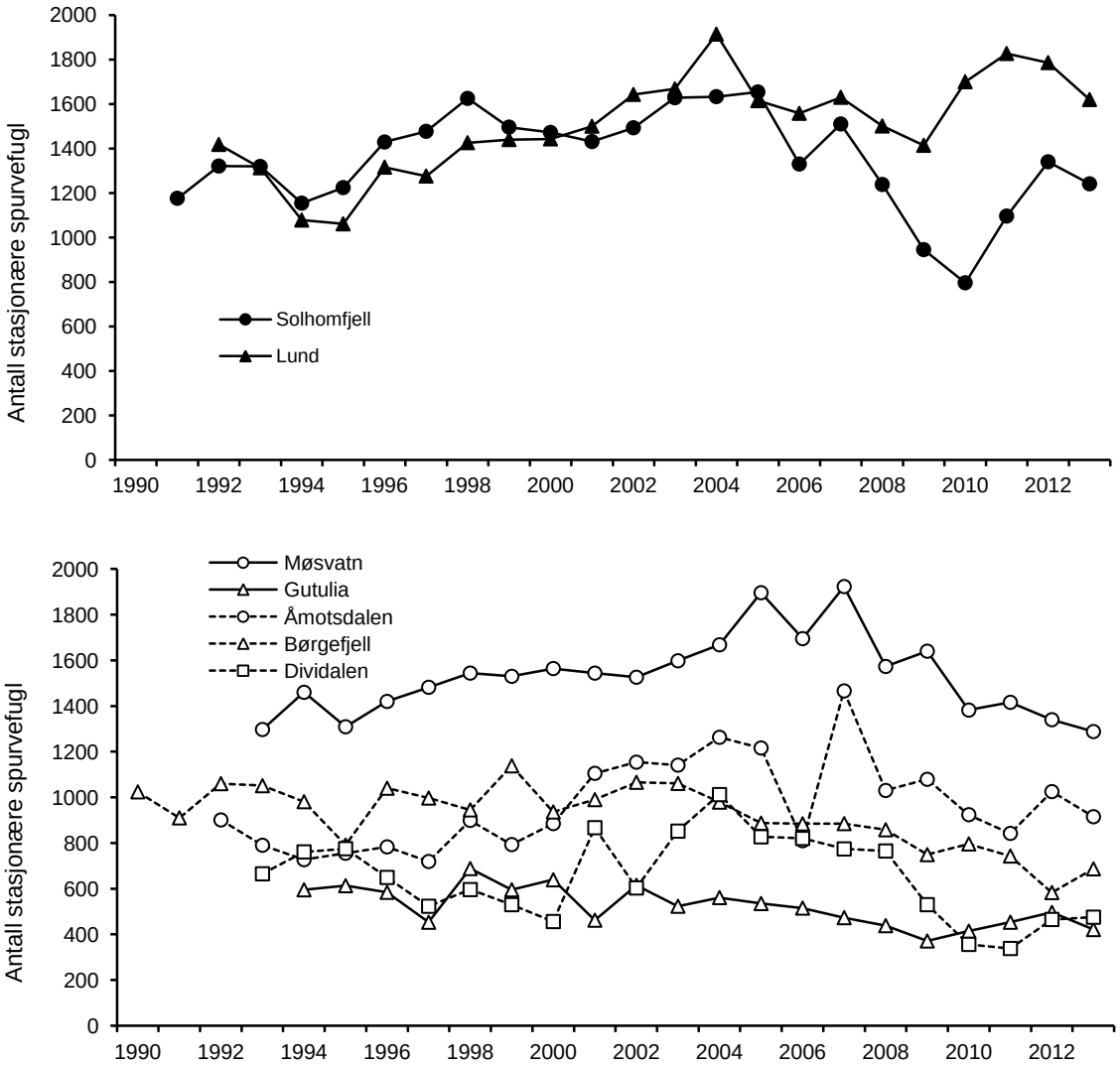
Dividalen
Bestandsovervåking: Punkttakseringene i Dividalen resulterte i 893 observerte spurvefugler fordelt på 27 arter (**tabell 12.1**). Det var en liten økning fra året før når det gjelder totalt antall observerte spurvefugl. Denne økningen er særlig forårsaket av flere observasjoner av finkeartene bjørkefink, gråsisik og grønnsisik. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 475 individ i 2013, noe som er tilsvarende som for 2012, men likevel ca 30% under median antall observasjoner for denne gruppen av fugl i perioden 1990-2012 (**figur 12.1**).

Børgefjell
Bestandsovervåking: Punkttakseringene i Børgefjell i 2013 resulterte i 888 observerte spurvefugler fordelt på 24 arter (**tabell 12.2**). Dette er en klar økning fra 2012 da det var sein vår og mye snø i dette området. Det ble registrert økning for mange av artene, men for de mest tallrike artene var det særlig økning for løvsanger og bjørkefink. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 687 individ i 2013. Dette er klart mer enn for 2012, men likevel ca 25% under median antall observert for perioden 1990-2012 (**figur 12.1**).

Åmotsdalen
Bestandsovervåking: Punkttakseringene i Åmotsdalen resulterte i 1006 observerte spurvefugler fordelt på 33 arter (**tabell 12.3**). Det er en nedgang i antall observasjoner fra 2012, og nedgangen gjelder flere arter, men tallmessig særlig gråtrost, heipiplerke og bjørkefink. For noen arter som trepiplerke og rødstjert ble det imidlertid registrert flere individ enn i 2012. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 915 individ i 2013. Dette er litt lavere enn for 2012 og omtrent som median antall observert for perioden 1992-2012 (**figur 12.1**).

Reproduksjonsovervåking: I Åmotsdalen registrerte vi i 2013 egglegging av svarthvit fluesnapper i 19 av de 50 fuglekassene. For 15 av kullene ble egglegging fullført i perioden 1.–14. juni, og median eggleggingsdato for disse var 4. juni. Kullstørrelsen for de 15 kullene som var lagt innen 14. juni, var i gjennomsnitt 6,07 egg (**tabell 12.8**). Ett av disse reira ble forlatt i ungeperioden. Når en ser bort fra dette reiret, ble det klekt fram unger fra 95% av eggene, og 96% av de utklekte ungene nådde en alder på > 10 dager. Det var 7 kasser med kjøttmeis der eggleggingen ble fullført før 6. juni. Seks av disse reirene produserte til sammen 33 flyvedyktige unger.

Gutulia
Bestandsovervåking: Punkttakseringene i Gutulia resulterte i 513 observerte spurvefugler fordelt på 37 arter (**tabell 12.4**). Dette er noe lavere enn for 2012 og skyldes særlig nedgang i antall observasjoner av rødstjert og bjørkefink. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt



Figur 12.1 *Totalt antall observerte spurvefugler ved de 200 takseringspunktene i hvert av TOV-områdene for perioden 1990-2013, arter med mer irregulær forekomst er utelatt (bjørkefink, grønnfink, gråsisik, grønnsisik, bergirisk og korsnebber).*

observert 421 individ i 2013. Dette er litt lavere enn for 2012 og ca 20% under median antall observert for denne gruppen av fugl i perioden 1990-2012 (**figur 12.1**).

Reproduksjonsovervåking: I Gutulia var det i 2013 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 13 av kassene. For 11 av kullene ble siste egg lagt i tidsrommet 1.–16. juni (median eggleggingsdato 8. juni). Kullstørrelsen for disse kullene var 5,82 egg (**tabell 12.8**). Ett av disse reira ble forlatt i rugeperioden. Når en ser bort fra dette reiret, ble det klekt fram unger fra 83% av eggene, og 98% av de utklekte ungene nådde en alder på > 10 dager. Det var 3 kasser med kjøttmeis der eggleggingen ble fullført før 8. juni. To av disse reirene produserte til sammen 17 flyvedyktige unger.

Møsvatn

Bestandsovervåking: Punkttakseringene i Møsvatn resulterte i 1389 observerte spurvefugler fordelt på 33 arter (**tabell 12.5**). Dette er en klar reduksjon fra 2012. Av de mest tallrikt forekommende artene var det tydeligst nedgang for måltrost, rødvingetrost og bjørkefink, men det var også arter med klart flere observasjoner i 2013 enn i 2012. Dette gjelder særlig heipiplerke

Tabell 12.1 *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Dividalen, 2013.*

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Bjørkefink	135	301
Løvsanger	93	148
Gråsisik	67	83
Heipiplerke	46	73
Rødstjert	52	69
Grønnsisik	21	34
Rødvingetrost	27	32
Måltrost	27	30
Kråke	18	26
Ravn	9	16
Granmeis	11	13
Blåstrupe	8	8
Steinskvett	7	8
Gråtrost	6	8
Trepiplerke	8	8
Kjøttmeis	5	5
Jernspurv	5	5
Lappspurv	3	5
Sidensvans	3	5
Svarthvit fluesnapper	4	4
Ringtrost	3	3
Sivspurv	3	3
Dompap	2	2
Hagesanger	1	1
Gråfluesnapper	1	1
Gulerle	1	1
Korsnebb	1	1
Sum		893

Tabell 12.2 *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Børgefjell, 2013.*

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	150	398
Bjørkefink	132	181
Rødvingetrost	69	81
Heipiplerke	30	31
Rødstjert	28	29
Gråtrost	17	25
Blåstrupe	24	24
Gråsisik	17	17
Sivspurv	16	16
Ringtrost	13	14
Jernspurv	14	14
Steinskvett	9	10
Måltrost	10	10
Kråke	9	9
Gulerle	8	9
Trepiplerke	5	5
Lappspurv	4	4
Munk	3	3
Grønnsisik	3	3
Kjøttmeis	1	1
Granmeis	1	1
Fossekall	1	1
Gråfluesnapper	1	1
Dompap	1	1
Sum		888

og gråtrost. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 1288 individ i 2013. Dette er en liten nedgang fra 2012 og er ca 15% under medianverdi for dette området for perioden 1993-2012 (**figur 12.1**).

Lund

Bestandsovervåking: Punkttakseringene i Lund i 2013 resulterte i 1740 observerte spurvefugler fordelt på 34 arter (**tabell 12.6**). Om man inkluderer beregnet forekomst for de punktene som ikke ble taksert i 2012, viser dette en klar nedgang fra 2012. Det var da særlig nedgang i antall observasjoner av finkefuglartene grønnsisik og gråsisik. For de mest vanlig forekommende øvrige artene var det særlig nedgang for bokfink og trepiplerke. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det beregnet totalt 1620 individ i 2013. Det er en liten nedgang fra 2012, men likevel ca 10% over medianverdi for dette området for perioden 1992-2012 (**figur 12.1**).

Reproduksjonsovervåking: Det var et godt produksjonsår for svarthvit fluesnapper og meisene i fuglekassene i Lund også i 2013. Det var egglegging av svarthvit fluesnapper i 16 av de 50 fuglekassene. Alle disse 16 kullene ble ferdiglagd i tidsrommet 24. mai – 8. juni (median eggleggingsdato 29,5 mai), og det var i gjennomsnitt 6,13 egg i hvert kull. Alle kullene hadde vellykket produksjon. For 97% av eggene var klekking vellykket, og alle ungene nådde en alder på >10 dager (**tabell 12.8**). Det var i 2013 egglegging av kjøttmeis i 8 av kassene og blåmeis i 4 av kassene. Kjøttmeiskullene ble ferdiglagt i perioden 24.–31. mai, og blåmeisreirene ble ferdiglagt i perioden 19. mai – 1. juni. For kjøttmeis ble det produsert til sammen 60 flyvedyktige unger fra 7 av disse reirene, og for blåmeis ble det produsert til sammen 30 flyvedyktige unger fra 3 av reirene.

Tabell 12.3 *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Åmotsdalen, 2013.*

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	141	359
Heipiplerke	59	105
Ringtrost	45	63
Bjørkefink	50	61
Trepiplerke	37	55
Steinskvett	40	49
Bokfink	32	48
Gråtrost	25	42
Rødvingetrost	31	38
Rødstjert	22	23
Svarthvit fluesnapper	15	22
Gråsisik	16	20
Måltrost	15	16
Jernspurv	15	15
Sivspurv	12	13
Grønnsisik	7	10
Blåstrupe	9	9
Ravn	4	8
Svarttrost	8	8
Gulsanger	8	8
Rødstrupe	5	5
Kråke	3	4
Kjøttmeis	4	4
Dompap	4	4
Korsnebb sp	3	4
Munk	3	3
Gråfluesnapper	3	3
Linerle	2	2
Granmeis	1	1
Gjerdesmett	1	1
Snøspurv	1	1
Møller	1	1
Stjertmeis	1	1
Sum		1060

Tabell 12.4 *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Gutulia, 2013.*

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	70	100
Rødstjert	68	79
Bjørkefink	65	72
Heipiplerke	31	33
Trepiplerke	29	29
Bokfink	23	26
Måltrost	21	24
Duetrost	17	18
Kjøttmeis	13	14
Steinskvett	13	14
Grønnsisik	10	11
Fuglekonge	10	10
Svarthvit fluesnapper	9	9
Gråfluesnapper	8	8
Lavskrike	4	7
Ringtrost	7	7
Jernspurv	6	6
Ravn	4	5
Granmeis	5	5
Rødstrupe	4	4
Rødvingetrost	4	4
Gråtrost	3	3
Sivspurv	3	3
Kråke	2	2
Toppmeis	2	2
Spettmeis	2	2
Buskskvett	2	2
Svarttrost	2	2
Gulerle	1	2
Lappspurv	2	2
Møller	2	2
Trekryper	1	1
Gjerdesmett	1	1
Blåstrupe	1	1
Gulsanger	1	1
Korsnebb sp.	1	1
Skjære	1	1
Sum		513

Solhomfjell

Bestandsovervåking: Punkttakseringene av de 180 punktene i Solhomfjell resulterte i 1195 registrerte spurvefugler fordelt på 32 arter (**tabell 12.7**). Om man inkluderer beregnet forekomst for de punktene som ikke ble taksert i 2012/2013, er dette klart færre observasjoner enn i 2012. Nedgangen i 2013 skyldes særlig færre observasjoner av trepiplerke og bokfink, men det var også en klar nedgang i antall observasjoner av finkefuglartene grønnsisik og gråsisik. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det beregnet totalt 1241 individ i 2013. Dette er en nedgang fra 2012 og ca 10% under medianverdi for dette området for perioden 1991-2012 (**figur 12.1**).

Reproduksjonsovervåking: I Solhomfjell var det i 2013 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 17 av de 50 fuglekassene. Av disse ble 16 ferdiglagt i tidsrommet 25. mai – 6. juni (median eggleggingsdato 28. mai), og kullstørrelsen var i gjennomsnitt 6,19 egg. To av disse ble forlatt eller predert i rugeperioden og ett ble forlatt i ungeperioden. For de 14 reirene med vellykket klekking ble 99% av eggene klekt. For de 13 reirene med vellykket produksjon nådde alle ungene en alder på >10 dager (**tabell 12.8**). Det var egglegging av kjøttmeis i 6 av kassene i 2013, og disse reirene ble ferdiglagt i perioden 13. mai – 3. juni. Fra 3 av disse reirene ble det produserte til sammen 19 flyvedyktige unger.

Tabell 12.5 *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Møsvatn, 2013.*

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	189	607
Heipiplerke	66	144
Måltrost	75	94
Rødvingetrost	73	88
Gråtrost	59	83
Bjørkefink	48	60
Sivspurv	55	58
Bokfink	39	45
Gråsisik	30	31
Kråke	23	25
Svarttrost	17	21
Trepiplerke	15	17
Ringtrost	14	16
Steinskvett	13	15
Gulerle	10	12
Munk	8	10
Rødstjert	8	9
Jernspurv	8	8
Granmeis	7	7
Rødstrupe	7	7
Blåstrupe	6	6
Taksvale	2	5
Grønnsisik	4	4
Korsnebb sp.	2	4
Gjerdesmett	3	3
Kjøttmeis	2	2
Svarthvit fluesnapper	2	2
Grønnfink	2	2
Tornsanger	1	1
Linerle	1	1
Tornskate	1	1
Dompap	1	1
Sum		1389

Tabell 12.6 *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Lund, 2013.*

Art	Ant. pkt.	Ant. Ind.
Løvsanger	197	708
Bokfink	122	200
Trepiplerke	119	168
Gråsisik	55	81
Jernspurv	62	66
Svarttrost	58	63
Måltrost	50	54
Rødvingetrost	43	49
Kjøttmeis	36	47
Tornsanger	37	45
Svarthvit fluesnapper	37	43
Grønnsisik	39	42
Rødstjert	29	30
Gjerdesmett	24	26
Rødstrupe	19	21
Sivspurv	19	21
Granmeis	13	16
Ringtrost	11	11
Buskskvett	10	10
Heipiplerke	7	9
Ravn	5	7
Gråfluesnapper	4	5
Linerle	3	4
Korsnebb sp.	2	4
Nøtteskrike	3	3
Blåmeis	3	3
Munk	3	3
Steinskvett	2	2
Kråke	1	1
Svartmeis	1	1
Hagesanger	1	1
Dompap	1	1
Stjertmeis	1	1
Låvesvale	1	1
Sum		1747

12.3 Diskusjon

For de fleste av TOV områdene er det registrert en nedgang i observasjoner av spurvefugl i perioden fra ca 2005, etter at det var en økning i observasjonsantallet i forutgående 10-årsperiode. Om en sammenligner med 2012, ble det i 2013 registrert nedgang i bestandene av de mer stasjonære spurvefuglartene for fem av TOV-områdene, mens det var en liten økning for Børgefjell og Dividalen (**figur 12.1**).

Ser man på hele perioden denne overvåkingen har pågått, var antall observasjoner for de stasjonære spurvefuglartene i 2013 litt over medianverdi for perioden 1991/94-2012 for Lund og Åmotsdalen. De øvrige områdene lå under sine medianer, med Solhomfjell ca 10%, Møsvatn ca 15%, Gutulia ca 20%, og Dividalen og Børgefjell ca 25% under medianverdien. Den registrerte nedgangen for de mer 'stasjonære' spurvefuglartene viser altså ingen entydige avvik i de sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de nordligere områdene. For artene med mer invasjonsartet opptreden (bjørkefink, gråsisik og grønnsisik) ble det i 2013 registrert relativt høye bestander i Dividalen og Børgefjell, mens det var relativt lave bestander av disse artene i de øvrige områdene. I denne sammenheng kan det bemerkes at det var mye bjørkemålerlarver i Dividalen i 2013.

Tabell 12.7 *Spurvefugler observert på de 180 takserte punktene i Solhomfjell, 2013.*

Art	Ant. pkt	Ant. ind.
Løvsanger	151	321
Trepiplerke	133	214
Bokfink	121	167
Rødstjert	60	74
Kjøttmeis	41	44
Tornsanger	31	41
Svarthvit fluesnapper	36	38
Duetrost	26	35
Grønnsisik	27	33
Svarttrost	30	30
Måltrost	22	23
Rødstrupe	20	21
Korsnebb sp.	6	30
Jernspurv	17	18
Munk	14	15
Gråfluesnapper	12	14
Gråsisik	12	14
Toppmeis	11	12
Granmeis	7	8
Sivspurv	7	7
Trekryper	6	6
Fuglekonge	6	6
Møller	6	6
Buskskvett	4	5
Hagesanger	4	4
Gjerdesmett	3	3
Nøtteskrike	1	1
Ringtrost	1	1
Gulsanger	1	1
Heipiplerke	1	1
Linerle	1	1
Tornskate	1	1
Sum		1195

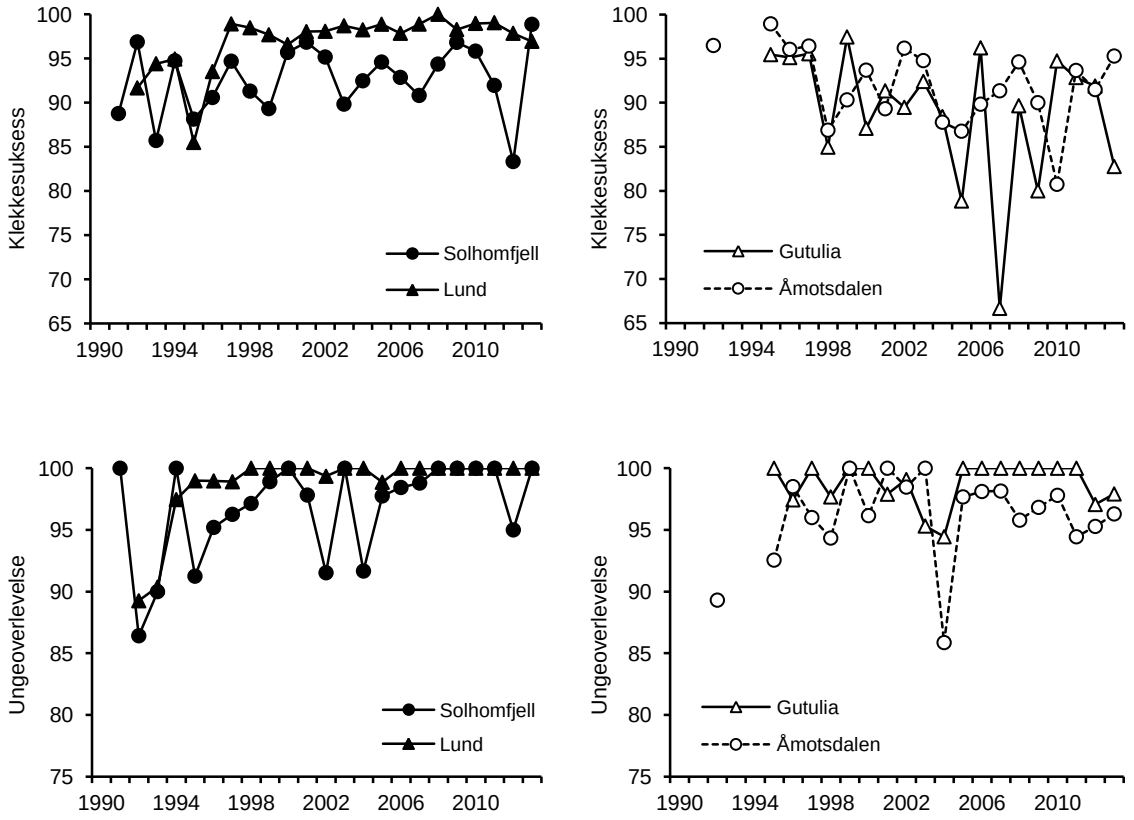
Vi ser ingen klar enkeltårsak til nedgangen vi har registrert for spurvefugl i en del av TOV-områdene i perioden 2006-2013. Det ser ut til å være en generell trend med nedgang i fuglebestander i fjell og fjellnære områder i Skandinavia i denne perioden (Lehikonen et al. 2014). Når det gjelder endringer i de mer fjellnære TOV-områdene kan klimatiske forhold være en av årsakene til generelt sett noe lavere antall observasjoner i siste 7-8-årsperioden. Det kan ha vært ugunstige værforhold for spurvefugl i mange av våre fjellområder på grunn av store temperaturvariasjoner og perioder med kaldt vær i reproduksjonsperioden i flere år i perioden 2005 til 2013. Dette kan ha medført at økningen vi registrerte for spurvefugl i våre fjellområder fra begynnelsen på 1990-tallet og fram til ca 2005, har snudd til tilbakegang.

Det var store bestander av bjørkemålere i Dividalen både i 2012 og 2013. Dette ble i liten grad fanget opp i feltet ved Frihetsli der det utføres tellinger av larver i forbindelse med spurvefugltakseringene, men det ble registrert i forbindelse med fugletakseringene i området. For alle de øvrige TOV-områdene registrerte vi lave forekomster av bjørkemålerlarver. Det ble registrert lite frø på bjørk i de undersøkte feltene i TOV-områdene i 2013. Solhomfjell var eneste område der det ble registrert noe frøsetting.

For svarthvit fluesnapper var det i 2013 relativt sein egglegging for de to sørligste områdene og da særlig for Lund, mens eggleggingen var litt tidligere enn mediandato for perioden 1992-2012 for Åmotsdalen og Gutulia. I forhold til 2012 var det nedgang i antall reir i Åmotsdalen og Solhomfjell, mens det var en liten økning i antall reir i Gutulia.

For de parene som brukte fuglekassene, målte vi i 2013 god klekkesuksess og god ungeoverlevelse (**figur 12.2**). Som mønsteret ellers har vært for siste 14-årsperiode, var klekkesuksessen litt dårligere i de to nordlige områdene enn i de to sørlige områdene.

For spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensinger skal resultere i redusert reproduksjon og lavere bestandsstørrelser i de sørligste områdene. For reproduksjon forventer vi at effekter av forurensing skal gi seg utslag i flere uklekte egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse. For de nordlige områdene med minst påvirkning av langtransporterte luftforurensinger fant vi i perioden 1991-96 vellykket klekking for 95% eller mer av de lagte eggene (**figur 12.2**). For Solhomfjell og Lund var klekkesuksessen i denne perioden klart lavere (≤ 95%). For årene 1997-2013 har mønsteret vært noe annerledes med mer varierende klekkesuksess i de nordlige områdene (67-97%), svært høy klekkesuksess i Lund (97-100%) og også jevnt over høy klekkesuksess i Solhomfjell (90-97%, med unntak av 2012). Når det gjelder ungeoverlevelse, har denne med noen få unntak vært relativt høy (≥ 92%) for alle år og områder, uten tegn til lavere ungeoverlevelse i sør (**figur 12.2**). Slik situasjonen har vært i perioden 1998-2013, er det ikke registrert tegn til lavere klekkesuksess eller ungeoverlevelse i de to sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de to nordligere områdene.

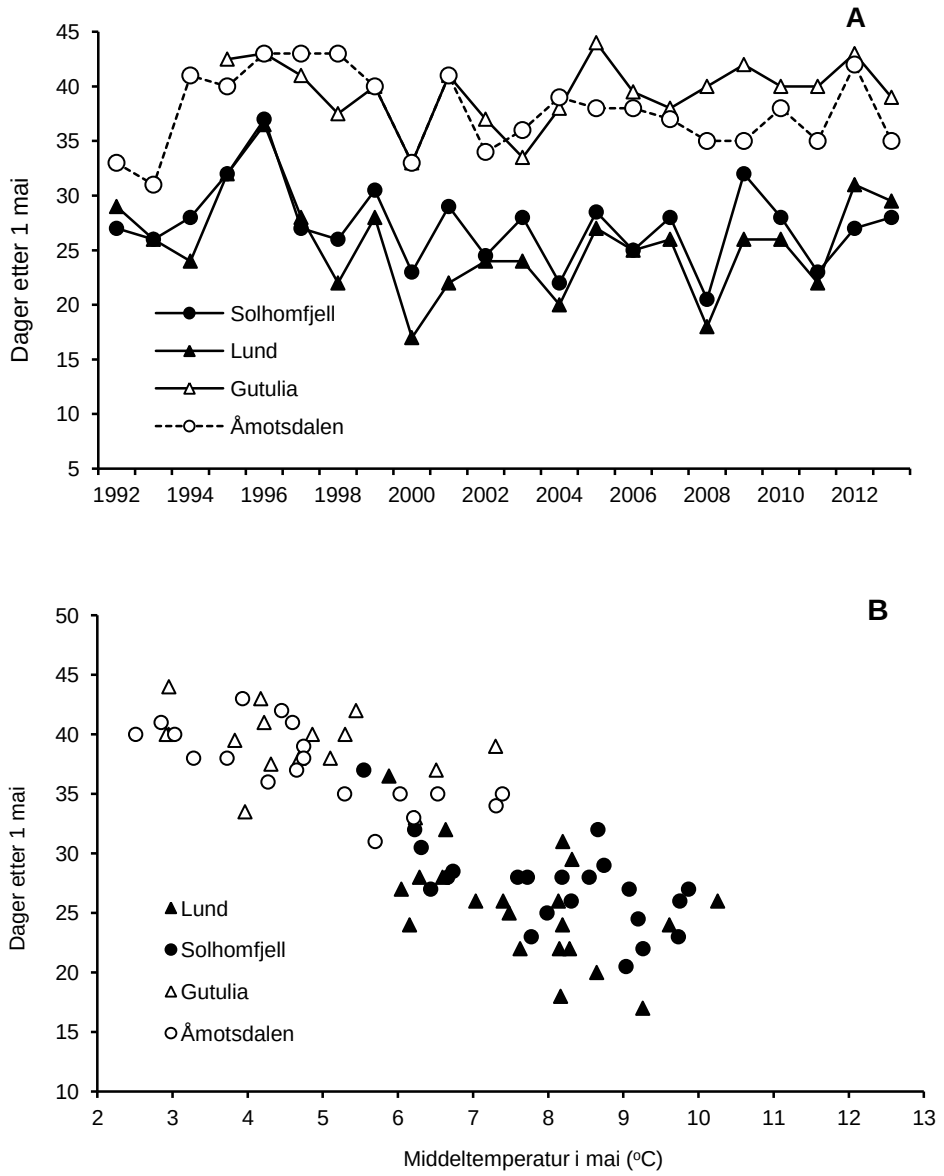


Figur 12.2 *Klekkesuksess og ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene, 1990-2013. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekte unger som overlever til en alder av minst ti dager for reir som ikke ble ødelagt/forlatt.*

Fugl og klimapåvirkning

Effekter av klimavariasjoner på norsk natur er et aktuelt tema i forbindelse med TOV som en viktig komponent i Nasjonalt program for overvåking av biologisk mangfold (jf Framstad & Kålås 2001, Framstad et al. 2003). To aktuelle parametere i forbindelse med klimavariasjoner er start av hekking for fugl (f.eks. egglegging) og endringer i fuglebestander i våre fjellområder.

Tidspunkt for egglegging for svarthvit fluesnapper i de inkluderte kassefeltene i TOV har variert betydelig i perioden 1992-2013. I 2013 var det relativt sett sein egglegging i de to sørligste områdene, mens eggleggingen var litt tidligere enn medianverdi for perioden 1992-2012 i de to nordlige TOV-områdene (**figur 12.3A**). Det er en klar forskjell for eggleggingstidspunkt mellom områder, og det er for de fleste områdene en relativt klar sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og lufttemperatur i mai (**figur 12.3B**) (ANOVA: F=1883, p<0,001, effekt av temperatur p<0,001; forskjeller mellom områder p<0,001). For de 4 enkeltområdene har vi følgende sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og maitemperatur: Åmotsdalen, slope= -1,71, r=0,78, p<0,001; Gutulia, slope= -0,93, r=0,47, p=0,047; Solhomfjell, slope= -1,81, r=0,63, p=0,002; Lund, slope= -1,95, r=0,50, p=0,02 .Vi ser imidlertid ingen klare endringer i eggleggingstidspunkt for 22-årsperioden 1992-2013 (Åmotsdalen: r = -0,14, p = 0,54; Gutulia: r = 0,00, p = 0,99; Lund: r = -0,12, p = 0,59; Solhomfjell: r = -0,15, p = 0,50). Det er for øvrig nær sammenheng mellom eggleggingstidspunkt for de to nordlige områdene (r = 0,65, p < 0,01), og for de to sørlige områdene (r = 0,48, p = 0,04).



Figur 12.3 A) *Eggleggingstidspunkt (median dato for siste egg lagt, inkluderer bare kull lagt i løpet av den første ca 14 dg perioden av eggleggingssesongen) for svarthit fluesnappere i TOV-områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell for perioden 1990-2013.* ***B)*** *Sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og middeltemperatur for mai.*

Det er vanskelig å forutsi effekter av klimavariasjonene vi nå har. I våre fjellområder kan vi forvente et helt spekter av værsituasjoner i hekketida for fugl. Ytterpunkt her er tidlig vår og stabilt gunstig vær, via tidlig vår med ustabile og ugunstige værforhold, til sein vår. Her vil de minst gunstige værforholdene for de fleste av våre fuglearter være ustabile værforhold med lange kuldeperioder etter at hekkeforsøk er påbegynt. Med den klimautviklingen vi nå ser, forventer vi en kombinasjon av tidligere vår og mer ustabile temperaturforhold i hekkeperioden og dermed større variasjoner i produksjonsresultat mellom år. Det gjenstår å se hva dette vil resultere i når det gjelder gjennomsnittlig produksjonsresultat for en årrekke.

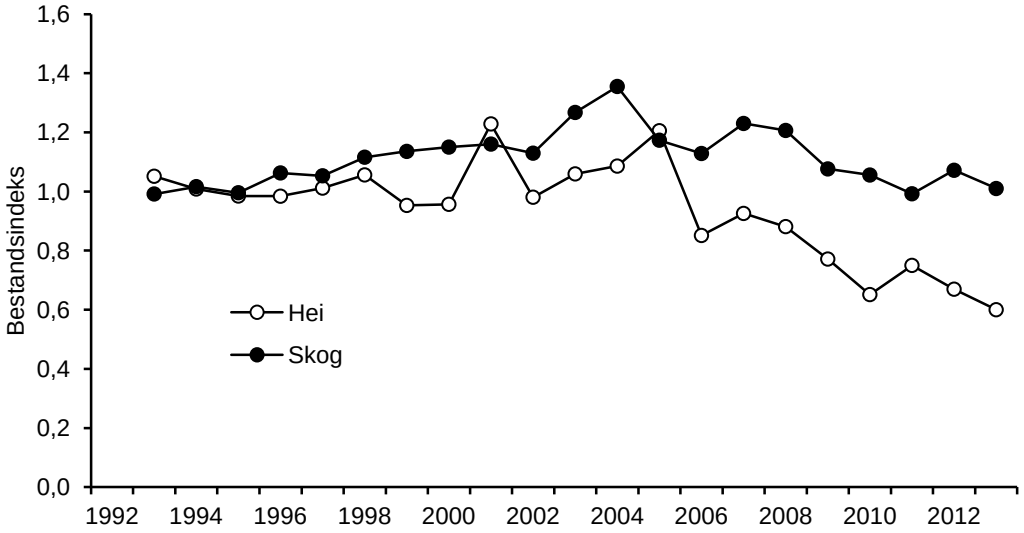
Fugletakseringene i de fem nordligste TOV-områdene ligger alle i områder langs skoggrensa i fjellet (høydenivå skoggrensa ± 200 m oh), og ved etableringen av punktene (1991-94) ble ca 60% klassifisert som liggende under skoggrensa (særlig subalpin bjørkeskog) og ca 40% over skoggrensa (særlig i lav- og mellomalpine naturtyper). Dette er områder der vi kan forvente

klimaeffekter ved tidligere vår, fortetting av skogen og på sikt en heving av skoggrensa (Dalen 2004). Dette vil medføre endringer i områdenes egnethet for hekkefugl, og det kan på sikt forventes gunstigere habitatforhold for skogsartene. Mer variable værforhold med større muligheter for perioder med lave temperaturer i hekkeperioden kan imidlertid føre til dårligere reproduksjonsresultat og bestandsnedgang.

Her presenteres en bestandsindeks som er basert på informasjon fra de 1000 faste tellepunktene i de fem TOV-områdene som representerer våre klassiske fjellområder: SØ del av Hardangervidda, NV del av Dovrefjell, S del av Femundsmarka, S del av Børgefjell og sentrale deler av Dividalen. For artene som er mest knyttet til skogshabitater, indikerer denne indeksen en økning i bestanden i perioden 1993-2004, men med en nedgang etter det (2005-2013). Vi er nå nede på de bestandstallene vi hadde på begynnelsen av 1990-tallet (**figur 12.4**). For arter som foretrekker åpne naturtyper som hekkeområder, var det en mer stabil bestandsutvikling fram til 2005, men også for disse artene er det registrert nedgang etter det. For hele tidsperioden 1993-2013 finner vi for skogsartene ingen signifikant endring ($r = 0,17$, $p = 0,46$, $n = 21$), mens det er en signifikant nedgang for hei-artene ($r = -0,66$, $p < 0,01$, $n = 21$) (**figur 12.4**).

Skogsarter er her definert som alle spurvefuglarter som har sin vanligste forekomst i skog (ekskludert finker og korsnebber som har en mer nomadisk opptreden), samt hakkespetter. Dette inkluderer 42 fuglearter fordelt på 5 hakkespettarter og 37 spurvefuglarter. For åpne områder inkluderes de spurvefuglartene som foretrekker slike naturtyper, samt vadefugler, og i TOV-datasettet inkluderer dette 20 arter, fordelt på 10 vadefuglarter og 10 spurvefuglarter. Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter for hvert område, og det er medianindeks for de fem inkluderte områdene som er presentert her (for hvert område er indeks 100 definert som gjennomsnittlig antall observasjoner for årene 1994-96).

Se for øvrig kommentarer angående bestandsendringer for fugl i TOV-områdene lenger oppe i dette avsnittet og endringer for fugl i skandinaviske fjellområder (Lehikoinen et al. 2014).



Figur 12.4 *Bestandsindekser for fugl i fjellskogen og for fugl som i hovedsak finnes på hei og i åpen områder i fjellet. Basert på data fra 1000 faste tellepunkt i de 5 TOV-områdene som ligger i fjell (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen). Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter (fjellskogen: spurvefugler som prefererer skog, og spetter; hei og åpne områder: spurvefugl som prefererer åpnet naturtyper i fjellet, og vadefugl), og er medianverdi av indeksene for disse 5 områdene. For mer informasjon se teksten.*

13 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl

John Atle Kålås, Magne Husby og Roald Vang

Som del av et nasjonalt program for overvåking av biologisk mangfold i Norge er det aktuelt å kvantifisere forekomster av utvalgte organismegrupper i et nettverk av lokaliteter som er fordelt over hele Norge (Framstad & Kålås 2001). Hovedårsaken til at et systematisk utlagt nett ønskes etablert, er behovet for å få representative mål for endringer som foregår i norsk natur. Med dette som bakgrunn ble det i 2001 gjennomført et prøveprosjekt i samarbeid mellom Norsk Ornitologisk Forening (NOF), Høgskolen i Nord-Trøndelag (HiNT) og Norsk institutt for naturforskning (NINA) med mål å vurdere muligheter og nytte av etableringen av fugletakseringer i et slikt ekstensivt nasjonalt nettverk av områder. Dette prosjektet konkluderte med at et slikt nettverk bestående av ca 500 takseringsruter ville fange opp både regionale og nasjonale bestandsendringer på en representativ måte for en hel rekke av våre terrestriske hekkefuglarter (Kålås & Husby 2002).

Dette nettverk er nå etablert som del av TOV (TOV-E hekkefugl), og her rapporterer vi resultatene fra arbeidet som ble utført i 2013. Dette inkluderer rutinemessige opptellinger av fugl på de takseringsrutene som ble etablert i Midt-Norge i 2005, i Øst-Norge i 2006, Sørlandet i 2007, Vestlandet 2008, Nordland og Troms i 2009, og i Finnmark i 2010–2013. Arbeidet inkluderer også en videreføring av etablering for ruter som foreløpig ikke er besøkte, og dette omfatter særlig fylkene fra Nordland og nordover. Datainnsamlingen ble organisert og utført av NOF, med Magne Husby som ansvarlig for denne delen av arbeidet.

Selv om takseringssystemet foreløpig ikke er fullstendig etablert i hele Norge, har vi nå tilgjengelige data som er relevante for indikatorer for en bærekraftig utvikling i Norge. Vi gjør her en sammenstilling av data for naturtypene skog og kulturlandskap fra 'TOV-E hekkefugl' kombinert med to andre relevante datasett (NOFs hekkefugltaksering, HFT, og bestandsovervåking i TOV-områdene, TOV-I, jf kap. 12) for perioden 1996-2013. Dette gir antydninger om bestandsendringer for hekkefugl i slike habitater i denne tidsperioden. Fra og med 2009 er data til denne indeksen utelukkende basert på data fra TOV-E.

I tillegg til den rapporteringen som gis her, er enkeltartsindekser rapportert i NOF-Rapport 4-2014 (Kålås et al. 2014a), og informasjon om prosjektet, særlig er rettet mot feltpersonell, er gitt i NOF's tidsskrift, Vår Fuglefauna (Kålås et al. 2014b, Moksnes 2014). Data fra TOV-E er i 2013 dessuten brukt i et nordisk samarbeid for å undersøke bestandsvariasjoner for fugl i nordiske fjellområder (Lehikoinen et al. 2014). Data fra HFT og TOV-E er også brukt for å undersøke bestandstrender hos jordbrukslandskapets fuglearter i Trøndelag (Husby et al. 2014a), og sammen med data fra TOV-I har vi analysert effekter av klimaendring på fugl i Trøndelag (Husby et al. 2014b).

Vi rapporterer også data fra de tre datasettene til Norsk naturindeks (Nybø 2010) og til den felles europeiske databasen for hekkefugloverv åking (EBCC, http://www.ebcc.info/pecbm.html). EBCC-dataene inngår som del av EUs bærekraftindeks for biologisk mangfold ('Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators', http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/eu2010_ indicators/index_en.htm).

13.1 Metoder

Takseringsrutene for ekstensiv overvåking av fugl er lagt ut i et 18x18 km rutesystem i kartprojeksjonen UTM33/WGS84. Dette gir totalt litt over 1000 treff i Norge. Det er etablert takseringsruter for fugl i et tilfeldig utvalg av halvparten av disse. Det tilfeldige utvalget er gjort regionvis innenfor de seks regionene: Øst-Norge, Sørlandet, Vestlandet, Midt-Norge, Nordland og Troms, samt Finnmark.

Som hovedregel for utlegging av takseringsrutene blir 20 tellepunkt plassert med 300 m avstand langs sidene i et kvadrat med sidelengde 1,5 km. Startpunktet for dette kvadratet er lagt ut slik at det passer sammen med flest mulige av Statistisk Sentralbyrå (SSB) og Norsk institutt for skog og landskap sine punkt for kartlegging av areal og arealbruk (Arealregnskap, se Rekdal & Strand 2005, Strand & Rekdal 2006, Hofsten et al. 2009, 2010, Bjørklund et al. 2012). Dette medfører at startpunktene i våre 1,5 x 1,5 km kvadrat blir liggende 600 m vest og 150 m sør for selve 18 x 18 km punktene. Med et slikt utvalg vil fugletakseringspunktene for hver takseringsrute sammenfalle med 6 av SSB/Skog og Landskap sine 10 arealregnskapspunkt.

Muligheten for gjennomføring av de aktuelle takseringsrutene (egnetheten) er vurdert basert på tilgjengelighet til tellepunkt, og antall takserbare tellepunkt for en rute må være ≥ 12 for at den skal inkluderes. Punkt som ikke kan takseres, vil være punkt som ligger i sjø/vann eller som ikke er tilgjengelige på grunn av topografiske/landskapsmessige forhold. Dersom opprinnelig angitt tellepunkt ikke er tilgjengelig, kan tellepunktet legges inntil 100 m avstand fra angitt tellepunkt, men ikke nærmere enn 250 m fra nærmeste tellepunkt. Når en må bruke en slik avvikende posisjon for tellepunkt første gang takseringen gjennomføres, anvendes dette punktet ved alle senere takseringer. For tilfeller med svært vanskelig topografi (f.eks. > 500 m høydeforskjell mellom lavest- og høyestliggende tellepunkt) eller der mer enn 8 av tellepunktene havner i sjø eller vann blir selve telleruta forsøkt rotert 90° med klokka rundt startpunktet for å øke antall mulige tellepunkt. Dersom dette ikke gir ønsket resultat med hensyn på tilgjengelighet til tellepunkt, ble ruta rotert ytterligere 90°, osv. Totalt er det foretatt slik rotasjon for 44 av rutene. Selv etter en slik rotasjonsrunde er det en del telleruter som ikke kan gjennomføres. For disse brukes det en mer subjektiv utlegging av tellepunkt der disse legges langs framkommelige traséer i, så langt som mulig, tilsvarende naturtyper som opprinnelig utlagte tellepunkt (gjelder for 69 ruter). Disse linjene går så nære inntil originalruta som mulig (minimum ett tellepunkt i reetablert rute < 2,5 km fra originalutlagt tellepunkt), og det legges opp til at disse linjene i så stor grad som mulig også skal omfatte ett eller flere opprinnelige tellepunkt. Etter slik justering er det fortsatt noen få ruter (22 stk.) som ikke er tilgjengelige, og disse utelates permanent fra TOV-E. Seks av disse ligger i sjø eller vatn, 3 på isbreer og de øvrige i svært utilgjengelig terreng/områder.

Tellingene av fugl utføres i hovedsak i perioden 23. mai – 8. juli, og hver rute har tildelt en fast 14-dagersperiode som tellingene skal utføres i. Metode for gjennomføring av disse takseringene er kort beskrevet: en opptelling av fugl etter gitte retningslinjer i en 5-min. periode på hvert tellepunkt og skilt mellom observasjoner nærmere/lenger borte enn 50 m (se Kålås & Husby 2002, samt egne instrukser gjort tilgjengelig for feltpersonell på nettstedet http://tov-e.nina.no/Fugl/). I tillegg blir det registrert observasjoner av et utvalg av mindre tallrike arter ved forflytning mellom tellepunktene. Det brukes GPS for å finne fram til tellepunktene.

Norsk ornitologisk forening (NOF) har ansvaret for å skaffe til veie vel kvalifisert feltpersonell og organisere arbeidet i felt. Lokale regionkoordinatorer er oppnevnt for daglig oppfølging mot nettverket av taksører. For 2013 var dette henholdsvis Knut Eie for Øst-Norge, Nils Bjørgo for Vestlandet, og Torstein Myhre for Sørlandet, Midt-Norge, Nordland, Troms og Finnmark. For oversikt over de ca 200 personene som fikk tildelt ruter for taksering av fugl i 2013, viser vi til **vedlegg 13.1**.

Tilrettelegging for rapportering og informasjonsformidling via internett

Arbeidet med å etablere et internettbasert system for formidling av informasjon om de forskjellige takseringsrutene til feltpersonell og der resultater fra datainnsamlingen rapporteres, ble videreutviklet i 2013, se http://tov-e.nina.no/Fugl/. Systemet består nå av fire hoveddeler:

- Formidling av informasjon til feltpersonell (metodemanual, kart, koordinatinformasjon, koordinatfiler for opplasting i egen GPS, rutespesifikke standardprosedyrer for gjennomføring av tellinger, osv).
- Innrapportering av resultater fra tellingene (observasjonsforhold, punkttaksering, linjetaksering, rute- og punktbeskrivelser, samt habitatbeskrivelser for tellepunktene).

- Kvalitetssikring og godkjenning av takseringsresultater (utføres i hovedsak av regionkontaktene).
- Uttrekk av data fra databasen.

Feltaktivitet 2013
Av de 493 takseringsrutene ligger 95 ruter i region Øst-Norge, 76 i region Sørlandet, 67 i region Vestlandet, 89 ruter i region Midt-Norge, 92 i region Nordland og Troms og 74 i region Finnmark (for fylkesvis fordeling se **tabell 13.1**). For feltsesongen 2013 var så godt som alle disse 493 rutene klargjort for taksering.

For de tre nordligste fylkene, og da særlig Finnmark, ser vi at mange ruter ligger svært langt fra vei (> 6 t gange) og gjerne også er vanskelige å komme seg inn til pga flomstore elver som må krysses. En god del av disse rutene er relativt greie å gjennomføre om en bare kommer fram til selve telleruta. I 2013 ble det brukt helikopter for å få feltpersonell inn til 15 av de ca 45 tellerutene som er mest fjerntliggende i Troms og Finnmark. Disse 45 rutene, som vanskelig kan gjennomføres uten bruk av helikopter, planlegges taksert over en 3-årsperiode med ca 15 ruter pr år.

Bestandsindekser 1996-2013
Tidsserien for bestandsendringer for hekkefugl i kulturlandskap og skog for perioden 1996-2013 som her presenteres, er satt sammen av data fra tre forskjellige datasett. I tillegg til data fra den ekstensive overvåkingen av hekkefugl rapportert her (60-290 telleruter, 2006-2013, for perioden 2006-2011 største delen av data fra Sør-Norge), inkluderes data fra Norsk ornitologisk forening sin hekkefugltaksering (HFT, 40-85 telleruter, 80% i Sør-Norge, 1996-2008) (Husby & Stueflotten 2009) slått sammen med data fra Program for terrestrisk naturovervåking sin intensivovervåking (TOV-I, 13 telleruter i TOV-områdene, 1996-2008).

Artsspesifikke bestandsindekser og statistiske tester for endringer i disse bestandsindeksene er beregnet ved bruk av statistikkprogrammet TRIM. Dette er det samme som brukes av 'Pan European Common Bird Monitoring Scheme' (PECBMS) for deres rapportering til EU av kombinerte tidsserier fra forskjellige europeiske land, se Gregory et al. (2005) og http://www.ebcc.info/methods2013.html. For å slå sammen datasettet fra HFT+TOV-I med TOV-E og teste for bestandsendringer for hele tidsperioden 1996-2013 er det benyttet samme metodikk. Ved tidsserieanalysene er år 1996 gitt indeksverdi 1,00, modellen 'time effects' er brukt, og 'seriekorrelasjon' og 'overdispersjon' er inkludert.

Indeksene for kulturlandskapet og skog som presenteres her, er årlige geometriske middelverdier (Gregory & van Strien 2011) av artsindekser for de artene som er inkludert i hver naturtype (se detaljer om artsutvalg i neste avsnitt). Dette er samme metode som brukes for den Paneuropeiske hekkefugloverv åkingen (http://www.ebcc.info/pecbm.html). For disse indeksene er indeksverdi omregnet slik at år 2000 får indeksverdi 1,00.

Bestandsindeksen for kulturlandskapet inkluderer 8 fuglearter som hos oss i stor grad er knyttet til naturtyper vi finner på jordbruksarealer og i kulturlandskapet. Dette er artene vipe, storspove, sanglerke, låvesvale, linerle, stær, buskskvett og gulspurv.

Bestandsindeksen for skog inkluderer 20 fuglearter som hos oss i stor grad er knyttet til skogsareal. Dette er artene flaggspett, trepiplerke, nøtteskrike, rødstjert, jernspurv, fuglekonge, måltrost, svarttrost, rødvingetrost, gulsanger, gransanger, løvsanger, hagesanger, munk, gråfluesnapper, svartmeis, toppmeis, granmeis, bokfink og dompap.

Det er nylig utført et arbeid for vurdering av enkeltarters egnethet for slike indekser (Husby & Kålås 2011), og det er i 2013 utført arbeid i forbindelse med framtidig bruk av artsindekser for fugl i Naturindeks for Norge (Nybø 2010). Når det gjelder arter inkludert i de bestandsindeksene vi her presenterer, bruker vi det samme artsutvalg som for 2012. Dette artsutvalget kan bli justert for framtidige års bestandsindekser.

13.2 Resultater

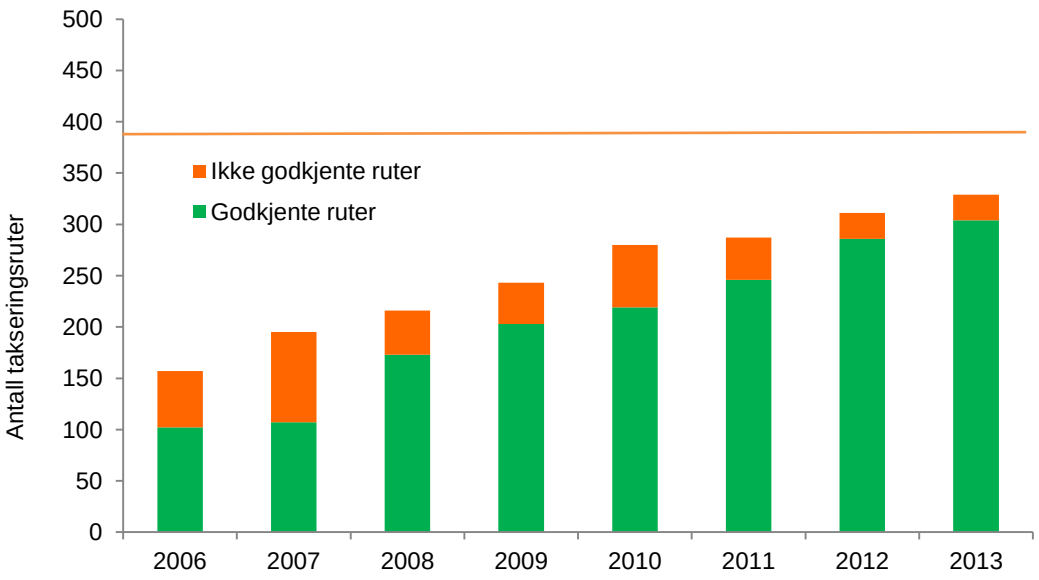
Praktisk gjennomføring 2013
Til sammen er det pr 1. april 2014 rapportert takseringsresultater for 329 (71%) av de 463 rutene som var klargjort for taksering i 2013. Dette inkluderer 74 (78%) av de aktuelle rutene i Øst-Norge, 40 (53%) av rutene for Sørlandet, 54 (81%) av rutene på Vestlandet og 78 (88%) av rutene i Midt-Norge. For Nordland og Troms ble henholdsvis 28 (48%) og 19 (56%) av rutene taksert, mens for Finnmark ble 36 ruter taksert, noe som utgjør 50% alle ruter og 82% av de rutene som var klargjort for taksering i dette fylket i 2013 (**tabell 13.1**). For de aller fleste fylkene som omfattes av regionene Øst-Norge, Vestlandet og Trøndelagsfylkene var det god dekning i 2013. Dekningen var imidlertid betydelig dårligere enn målsetning for fylkene Vest-Agder (33%), Aust-Agder (50%), Buskerud (50%), Telemark (60%), samt for Nordland og Troms.

Før feltsesongen ble det skaffet personell til å utføre takseringene til ca 95% av de aktuelle rutene. Det er ulike årsaker til at takseringene ikke ble gjennomført. Vi har mottatt tilbakemelding om årsak til manglende taksering fra ca halvparten av disse rutene. For disse angis uegnede værforhold de dagene som var aktuelle for taksering som viktigste årsak (ca 50% av rutene). For de aller fleste av rutene uten noen form for tilbakemelding vil vi anta at taksering ikke er gjennomført siden arbeidet ikke har blitt eller kunne prioriteres i forhold til annen aktivitet. Grove anslag indikerer da at manglende gjennomføring av takseringer i hovedsak har sin årsak i at dette arbeidet ikke ble prioritert (70% av de aktuelle rutene), 25% takseres ikke pga dårlige/ uegnede værforhold og for 5% av rutene er sykdom årsaken til at rutene ikke ble takserte.

Av de 329 rutene som det er rapportert tellinger av fugl for i 2013, er ca 92% godkjent for bruk til beregninger av bestandsindekser (**figur 13.1**). Dette viser at lokale taksører i stor grad følger de prosedyrer som er angitt for de respektive takseringsrutene. Manglende godkjenning skyldes at takseringsrutene ikke er taksert innenfor det intervall som er satt for dato eller klokkeslett, eller at det ikke er utført opptellinger for alle aktuelle tellepunk eller ved forflytning mellom tellepunktene.

Tabell 13.1 *Fylkesvis oversikt over totalt antall tilfeldig uttrukne ruter, antall utilgjengelige ruter, antall ruter med justert utlegging for å muliggjøre takseringer, antall ruter der tilgjengelighet foreløpig er uavklart (pga at rutene ikke er besøkt eller mangelfull rapportering fra feltpersonell), totalt antall ferdig etablerte takseringsruter pr april 2014, og antall ruter taksert i 2013.*

Fylke	Tilfeldig uttrukne	Ikke tilgjengelige (utgår)	Justert utlegging	Totalt ant. ferdig etablert pr des. 2013	Taksert i 2013
Østfold	7	0	0	7	6
Akershus	6	1	0	5	4
Oslo	1	0	0	1	1
Hedmark	46	1	0	45	35
Oppland	37	0	3	37	28
Buskerud	20	0	4	19	10
Vestfold	3	0	0	3	3
Telemark	25	0	2	24	15
Aust-Agder	17	1	2	16	8
Vest-Agder	12	0	2	9	4
Rogaland	16	1	2	15	10
Hordaland	26	0	6	26	23
Sogn og Fjordane	28	2	5	26	21
Møre og Romsdal	22	0	4	22	17
Sør-Trøndelag	31	0	0	31	30
Nord-Trøndelag	36	0	1	36	31
Nordland	67	9	23	57	28
Troms	36	2	12	32	19
Finnmark	79	5	3	59	36
Sum	**515**	**22**	**69**	**470**	**329**



Figur 13.1 *Antall TOV-E ruter taksert i perioden 2005–2013 fordelt på de som er godkjente for bruk ved trendanalyser, og de som ikke kan godkjennes for slik bruk. Målsetting er å få årlig godkjente data for ca 375 telleruter. At tellinger ikke kan godkjennes skyldes hovedsakelig at gjennomføring av takseringen ikke har fulgt angitte prosedyrer (ikke taksert innenfor det intervall som er satt for dato eller klokkeslett, ikke akseptable værforhold, ikke utført tellinger for alle tellepunktene, eller at linjetaksering ikke er utført).*

Observasjoner av fugl i 2013

Resultatene fra 2013 viser at det for de 329 aktuelle tellerutene ble registrert ca 36 800 par av 185 fuglearter (**tabell 13.2** med summerte tall for punkt og linjetakseringer). Av disse observasjonene ble ca 1150 par (ca 90 arter) registrert ved linjetakseringen som utføres mellom tellepunktene og som inkluderer mer fåtallige arter (alle ikke-spurvefuglarter unntatt måker, gjøk og ringdue, samt ni utvalgte spurvefuglarter).

Ikke uventet rapporteres det inn flest observasjoner for løvsanger. Denne arten utgjorde 18% av alle observerte par og ble i 2013 observert i 86% av tellerutene. Videre følger artene rødvingetrost, bokfink, heipiplerke, måltrost, gjøk og trepiplerke med observasjoner på over halvparten av de aktuelle tellerutene (**tabell 13.2**).

Linjetakseringene resulterte for 2013 i flest observasjonsruter for lirype, strandsnipe, orrfugl, fjellrype, rødstilk, enkeltbekkasin og storfugl (observert på ≥ 25 ruter). Linjetakseringene gir et viktig supplement av observasjoner for en del av de litt mer sjeldne artene som observeres oftere ved forflytning i terrenget enn ved observasjoner fra utvalgte punkt.

For presentasjon av bestandsvariasjoner for enkeltarter basert på data fra TOV-E for årene 2006-2013 viser vi til tabell 2 i Kålås et al. (2014a). Kort oppsummert viser disse analysene bestandsnedgang for en rekke av våre mer vanlig forekommende fuglearter. Av de 76 artene hvor vi har nok data til å gjennomføre analyser, omfatter dette sterk nedgang for ni arter og moderat nedgang for 19 arter. For øvrig kan det framheves at artene med sterkest nedgang i stor grad er knyttet enten til jordbrukslandskapet eller til fjellet eller fjellnære områder.

De fem artene med størst nedgangsrate i TOV-E datasettet, 2006-2013, er fjellrype, gjerdesmett, vipe, toppmeis og lirype. Registreringene i TOV-E viser for øvrig bestandsøkning for 2 arter, sterk økning for dompap og moderat økning for tornsanger.

Tabell 13.2 *Oversikt over antall par observert for alle artene fra de 329 rutene der vi har mottatt resultater for takseringene som ble utført våren/forsommeren 2013. Tabellen viser antall ruter med registrering og totalt summert antall par for punkttakseringene og linjetakseringene for de respektive artene og er sortert etter totalt antall ruter med observasjoner.*

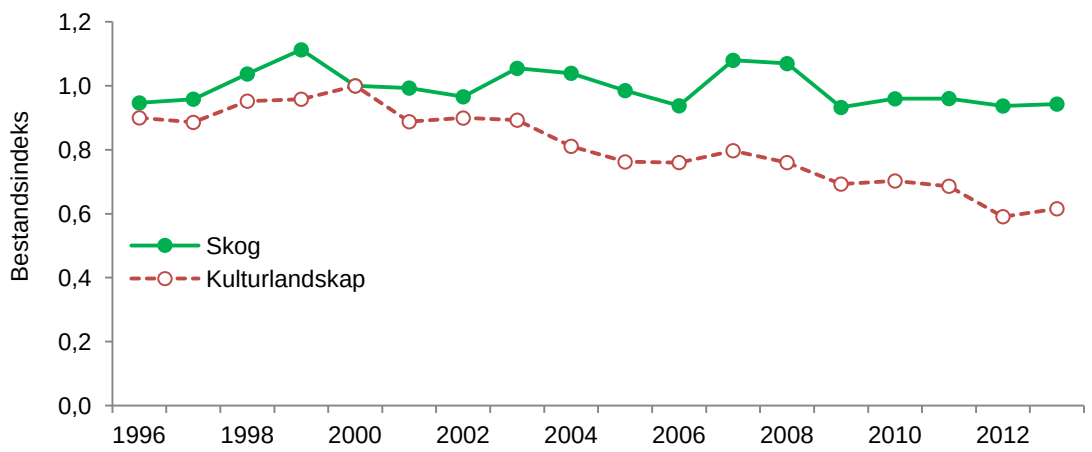
Art	N ruter	% av rutene	N par	% av alle par	Art	N ruter	% av rutene	N par	% av alle par
Løvsanger	283	86,0	6773	18,4	Tjeld	27	8,2	76	0,2
Rødvingetrost	208	63,2	1303	3,5	Krikkand	27	8,2	47	0,1
Bokfink	193	58,7	2711	7,4	Smålom	27	8,2	46	0,1
Heipiplerke	191	58,1	2155	5,9	Nøtteskrike	27	8,2	35	0,1
Måltrost	189	57,4	1080	2,9	Sandlo	25	7,6	70	0,2
Gjøk	187	56,8	643	1,7	Tårnseiler	24	7,3	65	0,2
Trepiplerke	164	49,8	1094	3	Lappspurv	22	6,7	120	0,3
Gråtrost	163	49,5	1024	2,8	Kvinand	22	6,7	35	0,1
Bjørkefink	154	46,8	1520	4,1	Trekryper	22	6,7	26	0,1
Rødstrupe	153	46,5	629	1,7	Storspove	20	6,1	59	0,2
Svarttrost	151	45,9	766	2,1	Boltit	20	6,1	57	0,2
Kråke	151	45,9	519	1,4	Stokkand	20	6,1	50	0,1
Grønnsisik	145	44,1	926	2,5	Siland	20	6,1	47	0,1
Gråsisik	145	44,1	842	2,3	Svartbak	19	5,8	187	0,5
Kjøttmeis	142	43,2	584	1,6	Toppand	19	5,8	51	0,1
Jernspurv	139	42,2	379	1	Lavskrike	19	5,8	32	0,1
Rødstjert	128	38,9	610	1,7	Fjellvåk	19	5,8	23	0,1
Heilo	119	36,2	935	2,5	Rugde	19	5,8	19	0,1
Steinskvett	119	36,2	574	1,6	Taksvale	18	5,5	80	0,2
Granmeis	103	31,3	248	0,7	Spettmeis	18	5,5	36	0,1
Gransanger	102	31,0	707	1,9	Skogsnipe	18	5,5	32	0,1
Rødstilk	99	30,1	248	0,7	Myrsnipe	17	5,2	35	0,1
Ringdue	97	29,5	464	1,3	Dvergfalk	16	4,9	16	<0,1
Munk	96	29,2	437	1,2	Sildemåke	15	4,6	110	0,3
Gjerdesmett	96	29,2	276	0,8	Fjelljo	14	4,3	78	0,2
Svarthvitfluesnapper	93	28,3	242	0,7	Løvmeis	14	4,3	20	0,1
Fiskemåke	84	25,5	643	1,7	Gråspurv	13	4,0	97	0,3
Strandsnipe	84	25,5	140	0,4	Gråhegre	13	4,0	41	0,1
Fuglekonge	83	25,2	203	0,6	Kanadagås	13	4,0	21	0,1
Enkeltbekkasin	83	25,2	180	0,5	Fossekall	13	4,0	16	<0,1
Ringtrost	78	23,7	234	0,6	Jordugle	13	4,0	15	<0,1
Sivspurv	76	23,1	182	0,5	Sanglerke	12	3,6	105	0,3
Ravn	75	22,8	116	0,3	Grågås	11	3,3	427	1,2
Orrfugl	72	21,9	152	0,4	Pilfink	11	3,3	32	0,1
Lirype	68	20,7	114	0,3	Havørn	11	3,3	15	<0,1
Grønnfink	67	20,4	188	0,5	Vendehals	11	3,3	11	<0,1
Blåmeis	64	19,5	130	0,4	Sangsvane	10	3,0	34	0,1
Gluttsnipe	63	19,1	134	0,4	Tornirisk	10	3,0	29	0,1
Linerle	62	18,8	114	0,3	Grønnspett	10	3,0	18	<0,1
Blåstrupe	57	17,3	172	0,5	Ærfugl	9	2,7	65	0,2
Dompap	56	17,0	112	0,3	Bergirisk	9	2,7	23	0,1
Småspove	54	16,4	178	0,5	Bøksanger	9	2,7	21	0,1
Gråfluesnapper	54	16,4	105	0,3	Tårnfalk	9	2,7	10	<0,1
Flaggspett	54	16,4	87	0,2	Hettemåke	8	2,4	70	0,2
Svartmeis	52	15,8	79	0,2	Fjæreplytt	8	2,4	14	<0,1
Hagesanger	51	15,5	170	0,5	Sivsanger	8	2,4	14	<0,1
Låvesvale	50	15,2	157	0,4	Kongeørn	8	2,4	8	<0,1
Fjellrype	50	15,2	88	0,2	Sandsvale	7	2,1	73	0,2
Skjære	48	14,6	110	0,3	Kaie	7	2,1	28	0,1
Gulspurv	46	14,0	172	0,5	Havelle	7	2,1	19	0,1
Buskskvett	43	13,1	73	0,2	Vipe	7	2,1	18	<0,1
Trane	43	13,1	66	0,2	Rosenfink	7	2,1	11	<0,1
Grankorsnebb	41	12,5	402	1,1	Fjellerke	7	2,1	9	<0,1
Grønnstilk	41	12,5	103	0,3	Tretåspett	7	2,1	9	<0,1
Gulerle	38	11,6	138	0,4	Korsnebbsp	6	1,8	30	0,1
Toppmeis	36	10,9	61	0,2	Laksand	6	1,8	26	0,1
Gulsanger	36	10,9	58	0,2	Tyvjo	6	1,8	22	0,1
Svartspett	36	10,9	50	0,1	Svartand	6	1,8	14	<0,1
Ubestemtart	31	9,4	74	0,2	Hvitryggspett	6	1,8	8	<0,1
Stær	30	9,1	139	0,4	Jerpe	6	1,8	6	<0,1
Duetrost	29	8,8	81	0,2	Rødnebbterne	5	1,5	21	0,1
Storfugl	29	8,8	36	0,1	Furukorsnebb	5	1,5	19	0,1
Gråmåke	28	8,5	416	1,1	Gravand	5	1,5	15	<0,1
Tornsanger	28	8,5	129	0,4	Sjøorre	5	1,5	14	<0,1
Møller	28	8,5	49	0,1	Makrellterne	5	1,5	12	<0,1
Storlom	28	8,5	34	0,1	Hønsehauk	5	1,5	5	<0,1
Snøspurv	27	8,2	137	0,4	Musvåk	5	1,5	5	<0,1

Art	N ruter	% av rutene	N par	% av alle par	Art	N ruter	% av rutene	N par	% av alle par
Brushane	4	1,2	14	<0,1	Kjernebiter	2	<1,0	3	<0,1
Horndykker	4	1,2	8	<0,1	Vintererle	2	<1,0	3	<0,1
Steinvender	4	1,2	6	<0,1	Bergand	2	<1,0	2	<0,1
Temmincksnipe	4	1,2	5	<0,1	Lerkefalk	2	<1,0	2	<0,1
Fiskeørn	4	1,2	4	<0,1	Spurvehauk	2	<1,0	2	<0,1
Nøttekråke	4	1,2	4	<0,1	Tornskate	2	<1,0	2	<0,1
Lappiplerke	3	<1,0	7	<0,1	Tyrkerdue	2	<1,0	2	<0,1
Myrsanger	3	<1,0	7	<0,1	Vepsevåk	2	<1,0	2	<0,1
Sidensvans	3	<1,0	6	<0,1	Klippedue	1	<1,0	18	<0,1
Sotsnipe	3	<1,0	5	<0,1	Teist	1	<1,0	13	<0,1
Dobbeltbekkasin	3	<1,0	4	<0,1	Storskarv	1	<1,0	7	<0,1
Knoppsvane	3	<1,0	4	<0,1	Lappspove	1	<1,0	2	<0,1
Brunnakke	3	<1,0	3	<0,1	Nattergal	1	<1,0	2	<0,1
Dvergspett	3	<1,0	3	<0,1	Rørsanger	1	<1,0	2	<0,1
Gråspett	3	<1,0	3	<0,1	Skogdue	1	<1,0	2	<0,1
Polarsisik	3	<1,0	3	<0,1	Dvergfluesnapper	1	<1,0	1	<0,1
Skjærpiplerke	3	<1,0	3	<0,1	Hornugle	1	<1,0	1	<0,1
Stillits	3	<1,0	3	<0,1	Jaktfalk	1	<1,0	1	<0,1
Stjertmeis	3	<1,0	3	<0,1	Kvartbekkasin	1	<1,0	1	<0,1
Varsler	3	<1,0	3	<0,1	Lappfiskand	1	<1,0	1	<0,1
Sothøne	2	<1,0	6	<0,1	Lappugle	1	<1,0	1	<0,1
Sædgås	2	<1,0	6	<0,1	Myrhauk	1	<1,0	1	<0,1
Toppdykker	2	<1,0	6	<0,1	Perleugle	1	<1,0	1	<0,1
Lappmeis	2	<1,0	5	<0,1	Stjertand	1	<1,0	1	<0,1
Trelerke	2	<1,0	4	<0,1	Svømmesnipe	1	<1,0	1	<0,1
Fasan	2	<1,0	3	<0,1					
					Sum	**329**		**36799**	

Bestandsindekser for hekkefugl i skogen og kulturlandskapet

Indeksen for skog viser ingen entydig bestandsendring for perioden 1996-2013 (**figur 13.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: rs = -0,29, p = 0,24, n = 18). Dette inkluderer både barskogsarter og løvskogsarter. Det var signifikant økning i hekkebestanden for 3 av de 20 inkluderte artene og signifikant nedgang for 2 av artene. Bestandsøkning ble målt for munk, gransanger og måltrost, mens det ble målt signifikant nedgang for trepiplerke og løvsanger.

Fugleindeksen for kulturlandskapet viser klar bestandsnedgang for perioden 1996-2013 (**figur 13.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: rs = -0,92, p < 0,001, n = 18). Det var signifikant nedgang for 4 av de 8 inkluderte artene (vipe, storspove, sanglerke og gulspurv). Bestandsutviklingen er klart forskjellig fra hva samme datasett viser for skogsartene, noe som kan tyde på at nedgangen er knyttet spesifikt til redusert areal og/eller redusert habitatkvalitet for de inkluderte kulturlandskapsartene.



Figur 13.2 *Bestandsindekser for hekkebestanden av fugl i kulturlandskapet og skogen. Årlige geometrisk gjennomsnitt av indeksverdier for 8 kulturlandskapsarter og 20 skogsarter, år 2000 er gitt indeksverdi 1,00.*

13.3 Diskusjon

Feltaktivitet 2013
For å kunne gi god informasjon om bestandsendringer (f.eks. 80% sannsynlighet for å kunne dokumentere en 30% bestandsnedgang i løpet av en 10-årsperiode med 5% signifikansnivå, se Kålås & Husby 2002) må man ha i størrelsesorden 50 reelle telleruter, dvs ruter en art kan forventes å bli registrert på. Tellingene som er utført fram til nå, antyder at vi på nasjonalt nivå vil oppnå en slik presisjon for i størrelsesorden 60 arter. Som tidligere påpekt av Kålås & Husby (2002), viser tellingene at nettverket, slik det nå er etablert, vil få en begrenset datatilgang for noen av artene som er sterkt knyttet til jordbrukslandskapet og som også har begrenset utbredelse i Norge (eks. sanglerke). Om ikke nettverket blir fortettet for denne typen habitater, vil vi for slike arter få noe mindre presis informasjon om bestandsendringer.

Blant de vanligst forekommende artene, som en også vil få mest presis informasjon om bestandsendringer for, inngår ca 30 spurvefuglarter, vadefuglartene heilo, rødstilk, gluttsnipe, småspove, enkeltbekkasin og strandsnipe, samt flaggspett, ringdue, lirype, orrfugl og gjøk (observert på > 20% av takseringsrutene). De fleste av disse er arter som har sin hovedforekomst i skogsområder fra kysten og opp til skoggrensa. Presis informasjon om bestandsendringer forventes også for et knippe av arter som har sin hovedforekomst i fjell og fjellnære områder (ca 10 arter). For et lite utvalg av artene vil det etter hvert også kunne presenteres statistikk om bestandsendringer på regionalt nivå.

Etablering av ruter og kvalitetssikring
Det gjenstår fortsatt noe arbeid når det gjelder fastsetting av standardprosedyrer for tellerutene i TOV-E. Med standardprosedyrer menes her tidspunkt for taksering (både dato og klokkeslett), rekkefølge punktene takseres i, om punkt er flyttet eller utelatt, etc. Før en kan fastsette slike standardprosedyrer må takseringsruten besøkes minst én gang. Prosedyrene fastsettes så av prosjektledelsen etter informasjon og eventuelt i dialog med den som har besøkt ruta. Hoveddelen av gjenstående arbeid med avklaring av slike rutespesifikke prosedyrer for takseringene har vi for våre tre nordligste fylker. Her gjenstår slikt arbeid for ca 20 av de totalt 166 aktuelle tellerutene. For å muliggjøre tilgang til tellepunktene er det gjort mer omfattende justering for utleggingen av punkt i forhold til originaloppsett for 38 av rutene i de tre nordligste fylkene (**tabell 13.1**). For resten av Norge er dette gjort for 31 av rutene. Hoveddelen av disse justeringene ble utført før 2013 sesongen for rutene i Nordland fylke og for 2012 sesongen for de øvrige fylkene. For en betydelig del av rutene med justert punktplassering mangler vi en endelig bekreftelse på at de standardrutiner som nå er foreslått, er gjennomførbare.

Etter den siste gjennomgangen som nå er gjort for de vanskeligst tilgjengelige tellerutene, ser det ut til at det vil være mulig å gjennomføre taksering for 493 (96%) av de 515 opprinnelig uttrekte tellerutene. Av disse gjennomføres 424 (86%) etter de regler som er gitt for når standardutlegging gir gjennomførbarhet (>12 besøkbare tellepunkt). For de resterende 69 rutene er det brukt en mer subjektiv utlegging av tellepunkt (se metodekapitlet). Med de tilpasninger som her er gjort, er praktisk gjennomføring noe forenklet, samtidig med at takseringsnettverket fortsatt vil gi god representativitet.

Når frivillig personell skal gjøre feltarbeidet, vil det ofte være begrensninger i hvilke dager som står til rådighet, og det er ikke gitt at disse dagene samsvarer med dager med egnede værforhold i aktuell tidsperiode. Dette vil nødvendigvis medføre at en ikke kan forvente at samtlige takseringsruter vil bli taksert hvert år. I 2013 ble det rapportert resultater fra 71% av de rutene som da var klargjort for taksering. Omkring 8% av disse må utelates fra tidsserieanalysene fordi standard-prosedyrer ikke var fulgt. Ved etableringen av denne overvåkingen var målsettingen å få godkjente data fra > 80% av takseringsrutene. En såpass stor dekning er nødvendig både for å sikre representativ informasjon og for å få tilstrekkelig med data til å kunne levere regional statistikk for bestandsendringer for et godt utvalg av arter.

Den største utfordringen hekkefugloverváakingen TOV-E nå har, er å finne nok velkvalifisert og godt motivert personell til å utføre takseringene. Som del av plan- og rekrutteringsarbeid for å sikre tilgang på feltpersonell er det nå satt i gang tiltak på fylkesnivå med mål å øke takseringsomfanget slik at vi årlig kan få inn godkjente data for minst 80% av tellerutene. Tiltak som er satt i gang, er utskifting av feltpersonell som ikke har taksert eller ikke levert resultater etter taksering, resultatbasert lønn til regionlederne og nye regionledere i tre regioner. Publisering av resultater er også en del av tiltakene. Som del av arbeidet med motivasjon for feltarbeidere ble data for bestandsvariasjoner for 76 fuglearter bl. a. presentert i NOFs rapportserie (Kålås et al. 2014a), og informasjon fra denne rapporten ble også presentert i NOFs tidsskrift 'Vår fuglefauna' (Kålås et al. 2014b, Moksnes 2014). Erfaringene for 2014 vil vise om tiltakene har hatt effekt, eller om ytterligere motiverende tiltak må settes i verk i enkelte fylker.

Kvalitetssikring av feltpersonell vil alltid være en utfordring når frivillig personell skal stå for hoveddelen av datainnsamlingen. For tiltak knyttet mot dette viser vi til Høgskolen i Nord-Trøndelag (HINT) sin etablering av et Fuglekjennskap feltstudium som er en viktig bit av en slik kvalitetssikring. Studiet gir 30 studiepoeng og omfatter artsbestemmelse av fugl på lyd og utseende. Feltpersonell kan her delta på feltstudium, og/eller trene i artskunnskap via internett på www.birdid.no, og de kan ta en nettbasert eksamen på denne nettsiden. Ettersom studiestedet er i Nord-Trøndelag, er det naturlig at de fleste som deltar i feltstudiet i Fuglekjennskap kommer derfra og fra nabofylkene. Dette har ført til god tilgang av feltpersonell i denne regionen, også mange som tidligere ikke var kjent i det ornitologiske miljøet. Mange av disse studiedeltakerne takserer også ruter i nabofylker. Et desentralisert studieopplegg i Sør-Norge kan være et aktuelt tiltak for å bedre rekrutteringen av feltpersonell i denne delen av landet. For hele landet samlet hadde ca 60% av deltakere med tildelte TOV-E ruter i 2013 avlagt eksamen i fuglelyder og/eller fugleutseende ved HiNT's studium i Fuglekjennskap.

Bestandsindekser for skog og kulturlandskap

Data fra denne landsomfattende overvåkingen av hekkebestander av terrestriske fugl har levert data til en av Finansdepartementets indikatorer for bærekraftig utvikling (Andresen et al. 2012), og de benyttes av 'Budsjettnemda for jordbruket' sin resultatkontroll for gjennomføringen av landbrukspolitikken (Budsjettnemda for jordbruket 2012). Her presenterer vi bestandsindekser for naturtypene kulturlandskap og skog som er kombinerte data fra TOV-E med øvrige aktuelle datasett for perioden 1996-2008 (**figur 13.2**). Disse indeksene viser en nedgang for arter i kulturlandskapet, mens det har vært en mer stabil bestandsutvikling for arter knyttet til skog.

For perioden fram til 2006 inkluderer dette datasettet bare ruter som er mer subjektiv utlagt, og for hele tidsserien inngår det svært få tellinger fra Nord-Norge. Dette tilsier at tallene fra de to indeksene som presenteres her, ikke nødvendigvis er representative for bestandsendringer i hele Norge. Vi forventer imidlertid at tallene gir gode indikasjoner for hvilke endringer som skjer for de aktuelle fugleartene/arealtypene i Norge. Fra 2010 og framover baseres disse tidsseriene utelukkende på tellinger fra TOV-E nettverket, men disse dataene vil heller ikke bli helt landsrepresentative før vi får bedre dekning for rutene i de landsdelene der vi nå har den dårligste dekningen (Sørlandet og Nord-Norge).

Øvrig bruk av TOV-E data

Data fra TOV-E ble i 2013 benyttet i en nordisk sammenstilling av data for endringer av fuglebestander i fjell og fjellnære områder (Lehikoinen et al. 2014). Det ble her dokumentert betydelig bestandsnedgang for flere av de aktuelle artene. Ellers er det vist at jordbrukslandskapets fuglebestander i Trøndelag har hatt signifikant nedgang (Husby et al. 2014a), og fuglebestandene i Trøndelag ser ut til å ha respondert på klimaendringene i samsvar med artenes klimapreferanser (Husby et al. 2014b).

Bestandsindekser for hekkende fugl basert på data fra TOV-E er også inkludert i Norsk naturindeks som pågår i regi av Miljødirektoratet (Nybø 2010).

Dessuten rapporteres det TOV-E data til 'Pan European Common Bird Monitoring Schemes' (PECBMS) som beregner europeiske indekser for endringer i fuglebestander (PECBMS 2013, se http://www.ebcc.info/pecbm.html og http://www.ebcc.info/index.php?ID=532). PECBMS rapporterer dette videre til 'European Environment Agency' (EEA) for bruk i arbeidet med EU sin bærekraftindeks for biologisk mangfold ('Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators', se http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/eu2010_indicators/index_en.htm).

De dataene som samles inn i denne bestandsovervåkingen av hekkefugl, kan også brukes i andre typer indekser for endringer i norsk natur. I prinsippet kan dette være indekser for alle arter for gitte arealtyper (habitatindekser), eller det kan være indekser for grupper av arter (flerartsindekser) (se Husby & Kålås 2011). Når det gjelder flerartsindekser for naturtyper, finnes det også forslag til dette på europeisk nivå, se http://www.ebcc.info/pecbm.html. Disse ser imidlertid ut til å ha begrenset relevans for eksklusiv vurdering av norske arealer. I Sverige er det etablert flerartsindekser knyttet til miljømål (se Ottvall et al. 2006), og denne type indekser kan også være relevante for norske forhold.

Vedlegg 13.1 Oversikt over feltmedarbeidere 2013

Oversikt over personer som fikk tildelt TOV-E takseringsruter i 2013.

Navn	Antall ruter 2013	Navn	Antall ruter 2013
Harald Normann Andersen	1	Knut Georg Flo	1
Rolf E. Andersen	1	Knut Fure	1
Johannes Erik Anonby	2	Eskil Furuheim	1
Arnfred Antonsen	1	Unni Ragnhild Bjerke Gamst	1
Steve Aslaksen	1	Øyvind Gjerde	1
Johan Åge Asphjell	1	Eivind Gjerde	1
Paul Aspholm	4	Ola Ragnar Gjøra	9
Viggo Aspvik	1	Georg Gjøstein	1
Inger Anita Aune	1	Stig Gorseth	1
Jon Bekken	1	Jann-Oskar Granheim	3
Ole Petter Bergland	2	Gjermund Graver	1
Tonje Evang Berland	3	Kjell Grimsby	2
Steve Bickford	1	Kåre Grip	1
Håkan Billing	2	Herluf Gruner	1
Raymond Birkelund	3	Pål Martin Grønlien	14
Anders Bjordal	3	John Grønning	1
Nils Chr. Bjørgo	6	Morten Günther	1
Kjell Blandhol	1	Inge Hafstad	3
Gøran Bolme	2	Oddvar Hagen	1
Tom Skånsar Borgersen	7	Per Jan Hagevik	5
Morten Brandsnes	1	Matias Hagtvedt Hansen	1
Svein Arne Bratli	2	Øyvind Halgunset	1
Torgrim Breiehagen	3	Odd Hallaråker	2
Simon Bruerberg	2	Anders Hals	3
Anders Braanaas	3	Tor Magnus Hansen	6
Stein Bukholm	1	Torbjørn Hasund	2
Leif Roar Bævre	6	Kåre Haugan	4
Per Willy Bøe	4	Finn Hauge	1
Per Bådshaug	1	Kjell-Ove Hauge	1
Fredrik Calmeyer	3	John Haugen	1
Even Dehli	1	Oddvar Heggøy	1
Jon Djupvik	6	Kristin Heidal	1
Knut Eie	9	Anders Heien	2
Odd Rune Einmo	1	Øyvind Heldal	6
Silje Eklid	1	Trine Hilstad	1
Steinar Eldøy	1	Svein Hjelmeset	4
Bård Engelstad	1	Thorstein Holtskog	2
Hanne Etnestad	2	Knut-Sverre Horn	3
Øyvind Fjeldsgård	1	Sigurd Arne Hovde	1
Magnus Jonas Fjell	1	Olaf Hunsdal	3

Navn	Antall ruter 2013	Navn	Antall ruter 2013
Magne Husby	2	Tore Reinsborg	1
Tor Egil Høgsås	1	Bjørn Rismyhr	1
Hans Martin Høiby	2	Jon Grunde Roland	1
Terje Håheim	4	Eric Roualet	5
Bjørnulf Håkenrud	1	Elias Ryberg	1
Astrid Bakke Haavik	3	Odd Rygh	1
Anette Jensen	4	Johan Tore Rødland	1
Ole Jonas Johansen	2	Thomas Rødstøl	1
Magnhild Johansen	1	Hege Rølvåg	1
Håvard Johnsen	3	Jan Ove Sagerøy	1
Hans Ola Jordet	6	Hans Sagstuen	1
Runar Jåbekk	1	Jostein Sandvik	3
Lars Kapelrud	1	Steinar Sannes	1
Helge Kiland	2	Kjell Magnus Sarre	2
Jan Helge Kjøstvedt	1	Kjell-Olav Saus	3
Terje Kolaas	5	Harald Simonsen	1
Stig Kolåseter	4	Johan Sirnes	1
Jim Kristensen	1	Ronny Skansen	2
Knut Krogstad	1	Jon Erling Skatan	2
Jonas Langbråten	1	Henry Skevik	2
Kjell Larssen	2	Ole Skimmeland	1
Jim Lea	1	Audun Brekke Skrindo	2
Hampus Lejon	3	Ivar Sleveland	1
Heiko Liebel	1	Rune Solvang	1
Magnus Lien	6	Karl Johan Stadsnes	1
Inga Lillevoll	1	Helge Staven	4
Arild Lindgaard	1	Bjørn Arild Steinsmo	1
Åsmund Loe	1	Ingvar Stenberg	3
Toril Lohne	3	Maria Stenklev	2
Lars Lorentzen	3	Karl-Birger Strann	1
Per A. Lorentzen	3	Jarl Strømdal	7
Jon Lurås	3	Fred Marius Svendsen	1
Jørn Helge Magnussen	1	Per Ole Syvertsen	2
Morten Martinsen	2	Ole Martin Sæterhaug	1
Egil Mikalsen	2	Gisle Sæterhaug	4
John Martin Mjelde	1	Ståle Sætre	3
Rune Moen	1	Truls Tangstad	1
Ola Moen	4	Thorleif Thorsen	2
Stian Moldskred	1	Knut Totland	1
Jostein Moldsvor	2	Sigmund Tveiten	1
Torkjell Morset	1	Jorunn Ospedal Vallestad	3
Torstein Myhre	1	Trond Valstad	4
Jostein Myromslien	5	Roald Vang	1
Merete Myromslien	1	Per M. Vars	3
Anders Faugstad Mæland	5	Bernt Jarle Vatland	2
Pål Mølnvik	1	Per Inge Værnesbranden	2
Ingvar Måge	1	Tor Wang	1
Hans Inge Nicolaysen	1	Tommy Wernberg	7
Paul Tore Nielsen	2	Torstein Wilmot	2
Yngve Nilsen	4	Stein Olav Windingstad	1
Espen Sundet Nilsen	1	Kjell Woxmyhr	1
Bjørn Nissen	1	Roy Erling Wrånes	1
Frank Nygård	3	Rune Zakariassen	2
Øyvind Nyvold Larsen	1	Ragnar Ødegaard	1
Atle Ivar Olsen	1	Arve Østlyngen	1
Sveinung H. Olsnes	1	Tor Ålbu	2
Torbjørn Opheim	1	Øystein Ålbu	1
Øyvind Pedersen	1	Espen Aarnes	1
Karl Plischewski	2	Ingebrigt Saxe Aasen	1
Knut Olav Raen	1		

14 Referanser

Andresen, K., Bergh, M., Brunvoll, F., Homstvedt, S., Husby, M., Kittilsen, M.O., Kolshus, K.E., Kålås, J.A., Lorentsen, S-H., Løbersli, E.M., Nybø, S., Nyvoll, O.T., Simensen K. & Steinnes, M. 2012. Ressurs- og miljøkapital. S 57-120 i: Bruvoll, F., Homstvedt, S. & Kolshus, K.E. (red.) Indikatorer for bærekraftig utvikling 2012. – Statistisk Sentralbyrå, Statistiske analyser 129.

Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M. & Lundberg, H. 2001. Geographical and temporal patterns of lemming population dynamics in Fennoscandia. – Ecography 24: 298-308.

Anonym, 2001. Stortingsmelding 42 (2000-01). Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning. - Miljøverndepartementet, Oslo.

Anonym, 2013a. R version 3.0.2 for Windows. – The R foundation for statistical computing (www.r-project.org).

Anonym, 2013b. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2012. – St. Progm. ForurensnOvervåking Rapp. 1148: 1-211.

Aune, B. 1993. Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990. - Norske Meteorol. Inst. Rapp. Klima 1993: 1-63.

Baillie, S.R. 1991. Monitoring terrestrial breeding bird populations. – s. 112-133 i Goldsmith, F.B., red. Monitoring for conservation and ecology. Chapman and Hall. London, UK.

Bakkestuen, V., Brattbakk, I., Erikstad, L., Stabbetorp, O.E., Often, A. & Wilmann, B. 2004. Vegetasjonsøkolo-giske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen - tredje gangs analyse 2003. – I Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking: markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2003. NINA Oppdragsmelding 839. S. 32-38.

Bakkestuen, V., Halvorsen, R. & Heegaard, E. 2009. Disentangling complex fine-scale ecological patterns by path modelling using GLMM and GIS. – Journal of Vegetation Science 20: 779–790.

Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E., Eilertsen, O., Often, A. & Brattbakk, I. 2000. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal og Gutulia nasjonalparker - reanalyser 1998. – NINA Oppdragsmelding 612: 1-58.

Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Framstad E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark – reanalyser 2000. - NINA Oppdragsmelding 700: 1-41.

Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L. & Eilertsen, O. 2010. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six reference areas in Norway. - Sommerfeltia 33: 237 pp.

Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. Bird census techniques. – Academic Press.

Bjørklund, P.K., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2012. Arealregnskap for utmark. Arealstatistikk for Troms. Ressursoversikt fra Skog og landskap 05/12: VI, 86 s.

Bobbink, B. & Hettelingh, J.-P. 2011. Review and revision of emperical critical loads and dose-response relationships. - Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIUM), www.rivm.nl.cce.

Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn-Austfjell 1992. - NINA Oppdragsmelding 209: 1-33.

Brattbakk, I., Gaare, E., Hansen, K.F. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. – NINA Oppdragsmelding 131: 1-66.

Brattbakk, I., Høiland, K., Økland, R.H., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. – NINA Oppdragsmelding 91: 1-90.

Brommer, J.E., Pietiäinen, H., Ahola, K., Karell, P., Karstinen, T. & Kolunen, H. 2010. The return of the vole cycle in southern Finland refutes the generality of the loss of cycles through 'climatic forcing'. – Global Change Biol. 16: 577-586.

Brunet, J., Falkengren-Grerup, U., Rühling, Å. & Tyler, G. 1997. Regional differences in floristic change in South Swedish oak forests as related to soil chemistry and land use. – J. Veg. Sci. 8: 329-336.

Bruteig, I.E. 2001. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Gutulia og Dividal 1998. Allforsk Rapport 17. 44 s.

Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2004. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen. - I Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2003. NINA Oppdragsmelding 839. S. 39-60.

Buch, H. 1945. Über die Wasser- und Mineralstoffversorgung der Moose. I. – Soc. Scient. Fenn. Commentnes Biol. 9: 1-44.

Buch, H. 1947. Über die Wasser- und Mineralstoffversorgung der Moose. II. – Soc. Scient. Fenn. Commentnes Biol. 20: 1-49.
Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas. L. 2001. Introduction to Distance Sampling. Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press. 448 s.
Budsjettnemnda for jordbruket. 2012. Resultatkontroll for gjennomføringen av landbrukspolitikken. http://www.nilf.no/budsjettnemnda_for_jordbruket/Utredninger_og_publikasjoner/2012/resultatkontroll_for_gjennomforingen_av_landbrukspolitikken_2012
Børset, O. 1985. Skogskjøtsel I. Skogøkologi. - Landbruksforlaget, Oslo.
Børset, A. 1979. Inventering av skogreservater på statens grunn. - NF-Rapp. 1979: 3: 1-451.
Christiansen, E. 1983. Fluctuations in some small rodent populations in Norway 1971 1979. – Holarctic Ecology 6: 24-31.
Cornulier, T., Yoccoz, N., Bretagnolle, V., Brommer, J.E., Butet, A., Ecke, F., Elston, D.A, Framstad, E., Henttonen, H., Hörnfeldt, B., Huitu, O., Imholt, C., Ims, R.A., Jacob, J., Jedrzejewska, B., Millon, A., Petty, S.J., Pietiainen, H., Tkadlec, E., Zub, K. & Lambin, X. 2013. Europe-Wide Dampening of Population Cycles in Keystone Herbivores. – Science 340: 63-66.
Cramp, S. & Perrins, C.M. 1994. Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa Volume VIII - Crows to finches. Oxford University Press. New York.
Crawford, T.J. 1991. The calculation of index numbers from wildlife monitoring data. - S. 225-249 i Goldsmith, F.B., red. Monitoring for conservation and ecology. Chapman and Hall. London, UK.
Dahl, E. 1998. The phytogeography of Northern Europe (British Isles, Fennoscandia and adjacent areas). – Cambridge Univ. Press. 297 s.
Dalen, L. 2004. Dynamics of mountain birch treelines in the Scandes mountain chain, and effects of climatic warming. – PhD theses, NTNU, Trondheim
De'ath, G. 1999. Extended dissimilarity: a method of robust estimation of ecological distances from high beta diversity data. – Pl. Ecol. 144: 191-199.
Diekmann, M. 2005. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. – Basic Appl. Ecol. 4: 493-506.
DN 1997. Natur I endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-95. – Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
Du Rietz, G.E. 1921. Zur methodlogischen Grundlage der Modernen Pflanzensoziologie. - Akad. Abh. Uppsala.
During, H.J. & Verschuren, G.A.C.M. 1988. Influence of the tree canopy on terrestrial bryophyte communities: microclimate and chemistry of throughfall. – I: Barkmann, J.J. & Sýkora, K.V. (red.), Dependent plant communities, SPB Academic Publishing, The Hague, s. 99-110.
Eeva, T. & Lehiokoinen, E. 1995. Egg shell quality, clutch size and hatching success og the great tit (Parus major) and the pied flycatcher (Ficedula hypoleuca) in an air pollution gradient. – Oecologia 102: 312-323.
Eeva, T. & Lehiokoinen, E. 1996. Growth and mortality of nestling in an heavy metal pollution gradient. - Oecologia 108: 631-639.
Eeva, T., Lehiokoinen, E. & Nurmi, J. 1994. Effect of ecto-parasites on the breeding successs of great tits (Parus major) and pied flycatcher (Ficedula hypoleuca) in an air pollution gradient. - Can. J. Zool. 72: 624-635.
Eeva, T., Lehiokoinen, E. & Sunell, C. 1997. The quality of pied flycatcher (Ficedula hypoleuca) an great tit (Parus major) females in an air pollution gradient. - Ann. Zool. Fennici. 34: 61-71.
Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. – NINA Oppdragsmelding 286: 1-82.
Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. – NINA Oppdragsmelding 285: 1-69.
Eilertsen, O. & Stabbetorp, O. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. – NINA Oppdragsmending 408: 1-84.
Eilertsen, O., Økland, R.H., Økland, T. & Pedersen, O. 1990. Data manipulation and gradient length estimation in DCA ordination. – J. Veg. Sci. 1: 261-270.
Ekenstedt, J., Ollilla, T. & Kålås, J.A. 2006. Criteria for monitoring and surveillance of Golden Eagles (Aquila chrysaetos) in Finland-Norway-Sweden. - Upublisert rapport.
Ekerholm, P., Oksanen, L. & Oksanen, T. 2001. Long-term dynamics of voles and lemmings at the timberline and above the willow limit as atest of hypotheses on trophic interactions. – Ecography 24: 555-568.

Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - Scripta Geobotanica XVII.Göttingen. 258 pp.
Ellis, C.J. & Coppins, B.J. 2006. Contrasting functional traits maintain lichen epiphyte diversity in response to climate and autogenic succession. - Journal of Biogeography 33: 1643-1656.
Emlen, J.T. 1971. Population densities of birds derived from transect counts. - Auk 88: 323-342.
Ericson, L. 1977. The influence of voles and lemmings on the vegetation in a coniferous forest during a 4 year period in northern Sweden. - Wahlenbergia 4: 1-114.
Erikstad, L. & Hardeng, G. 1988. Naturvernområder i Norge. - Miljøverndep. Rapp. T-713: 1-147.
Erkamo, V. 1958. Kesän 1955 kuivuudesta ja sen vaikutuksesta kasveihin erityisesti Etelä-Suomessa (Deutsches Ref.: Über die Dürre des Sommers 1955 und deres Einwirkung auf die Pflanzen besonders in Südfinnland). - Annls bot. Soc. zool.-bot. fenn. Vanamo 30: 1-45.
Evju, M. & Bruteig, I.E. 2013. Lichen community change over a 15-year time period: effects of climate and pollution. - The Lichenologist 45:35-50.
Evju, M., Bruteig, I.E. & Myklebost, H.E. 2012. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund i 2011. - I Framstad, E., red. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 840: 45-56.
Evju, M., Bruteig, I.E. & Myklebost, H.E. 2013. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen ved Møsvatn 2012. - I Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 952: 45-53.
Evju, M., Bruteig, I.E., Myklebost, H.E. & Wilmann, B. 2011. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjon i Solhomfjell og Børgefjell. - I Framstad, E., red. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 702: 44-76.
Evju, M., Bruteig, I.E. & Willmann, B. 2009. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjon på bjørk i Dividal og Gutulia i 2008. - I Framstad, E., red. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 490: 85-109.
Falkengren-Grerup, U. 1986. Soil acidification and vegetation changes in deciduous forest in southern Sweden. Oecologia 70: 339-347.
Falkengren-Grerup, U. 1990. Distribution of field layer species in Swedish deciduous forests in 1929-54 and 1979-1988 as related to soil pH. - Vegetatio 86: 143-150.
Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G. 1991. Dynamic floristic changes of Swedish beech forest in relation to soil acidity and stand management. - Vegetatio 95: 149-158.
Fimreite, N. 1971. Effects of dietary methylmercury on ring-necked pheasants. - Can. Wildl. Serv. Occas. Pap. 9.
Flatberg, K.I. 1994. Moseskader i barskog. Del I: Overvåkning av moser i barskog. - Utredn. Dir. Naturforv. 1994: 9-30.
Frafjord, K. 2009. Bestandsvariajsoner hos vanlig spissmus Sorex araneus: mulig årsaker og en sammenligning med smågnagere. – Fauna 62 (1-2): 2-11.
Framstad, E. 2012. Smågnagere. – I Framstad, E., red. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA. Rapport 840: 57-63.
Framstad, E., Bakkestuen, V., Bruteig, I.E., Kålås, J.A., Nygård, T. & Økland, R.H. 2003. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking 1990-2002. – NINA Temahefte 24, 30s.
Framstad, E. & Kålås, J.A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologsk mangfold – videreutvikling av dagens naturovervåking. – NINA Oppdragsmelding 702: 1-49.
Framstad, E., Stenseth, N.C., Bjørnstad, O.N. & Falck, W. 1997. Limit cycles in Norwegian lemmings: tensions between phase-dependence and density-dependence. – Proceedings of the Royal Society, B. 264: 31-38.
Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. – Norsk Inst. Naturforsk. Temahefte 12: 1-279.
Frisvoll, A.A. 1989. Moseskader i skog i Sør-Norge. - Norsk Inst. Naturforsk. Oppdragsmeld. 18: 1-41.
Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. & Jarvis, P.J. 1993. Can birds be used to monitor the environment. - pp. 1-42 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D., eds. Birds as Monitors of Environmental Changes. Chapman & Hall, London.
Førland, E.J. 1993. Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990. - Norske Meteorol. Inst. Rapp. Klima 39: 1-63.
Førland, E.J. 1979. Nedbørens høydeavhengighet. - Klima 2: 2-34.
Gjershaug, J.O., Kålås, J.A., Nygård, T., Herzke, D. & Folkestad, A.O. 2008. Monitoring of raptors and their contamination levels in Norway. - Ambio 37: 420-424.
Gjershaug, J.O., Strann, K.-B., Nygård, T., Johnsen, V. & Kålås, J.A. 2012. Skisse til intensiv overvåking av kongeørn i Norge. Revidert versjon 9. februar 2012.

Grace, J. B. 1999. The factors controlling species density in herbaceous plant communities: an assessment. – Perspect. Pl. Ecol. Evol. Syst. 2: 1-28.
Graveland, J., van der Wahl, R., van Balen, J.H., van Noordwilk, A.J. 1994. Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. - Nature 368: 446-448.
Greenwood, J.J.D., Baillie, S.R., Crick, H.P.Q., Marchant, J.H. & Peach, W.J. 1993. Integrated population monitoring: detecting the effects of diverse changes. - pp. 267-342 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D., eds. Birds as Monitors of Environmental Changes. Chapman & Hall, London.
Gregory, R.D. & van Strien, A. 2011. Wild bird indicators: Using composite population trends for birds as measures of environmental health. – Ornithological Science 9: 3-22. (doi: 10.2326/osj.9.3)
Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., Noble, D.G., Foppen, R.P.B. & Gibbons, D.W. 2005. Developing indicators for European birds. – Phil Trans R Soc Lond B 360: 269–288.
Gunnarsson, B. 1988. Spruce-living spiders and forest decline; the importance of needle-loss. – Biol. Cons. 43: 309-319.
Gunnarsson, B. 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution on spruce-living spiders. – J. Animal. Ecol. 59: 743-752.
Haartman, L. von 1954. Der Trauerfliegenschnäpper. III. Die Nahrungsbiologie. - Acta Zool. Fenn. 83: 1-96.
Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. - Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.
Hagerup, O. 1935. Zur Periodizität im Laubwechsel der Moose. – K. Danske Vidensk. Selsk. Biol. Meddr 11: 1-88.
Hake, M. 1991. The effects of needle loss in coniferous forests in south-western Sweden on the winter foraging behaviour of willow tits Parus montanus. – Biol. Cons. 58: 357-366.
Halvorsen, R. 2010. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, smågnagere og fugl. Demografiundersøkelser av etasjemose i sju granskogsområder 1990–2009. – NINA Rapp. 580: 17-27.
Halvorsen, R., Andersen, T., Blom, H.H., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Gaarder, G., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K., Thorsnes, T. & Ødegaard, F. 2009a. Naturtyper i Norge (NiN) versjon 1.0.0.. – www.artsdatabanken.no.
Halvorsen, R., Bakkestuen, V. & Wollan, A.K. 2009b. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Vegetasjonsundersøkelser av boreal skog i Solhomfjell. – NINA Rapp. 490: 43-69.
Hambäck, P.A., Oksanen, L., Ekerholm, P., Lindgren, Å, Oksanen, T. & Schneider, M. 2004. Predators indirectly protect tundra plants by reducing herbivore abundance. – Oikos 106: 85-92.
Hansson, L. & Henttonen, H. 1988. Rodent dynamics as community processes. – Trends in Ecology and Evolution 3: 195-200.
Harper, J.L. 1977. Population biology of plants. - Academic Press, London.
Henttonen, H., McGuire, A.D. & Hansson, L. 1985. Comparisons of amplitude and frequencies (spectral analyses) of density variations in long-term data sets of Clethrionomys species. – Ann. Zool. Fennici 22: 221-227.
Herben, T., Krahulec, F., Hadincová, V. & Skálová, H. 1993. Small-scale variability as a mechanism for large-scale stability in mountain grassland. – J. Veg. Sci. 4: 163-170.
Herredsvela, H. & Munkejord, Aa. 1988. Ryper i Sørvest-Norge er kadmiumforgiftet. - Vår fuglefauna 11: 75-77.
Herzke, D., Berger, U., Kallenborn, R., Nygård, T. & Vetter, W. 2005. Brominated flame retardants and other organobromines in Norwegian predatory bird eggs. - Chemosphere 61: 441-449.
Hiirsalmi, H. 1969. Trientalis europaeus L. A study of the reproductive biology, ecology and variation . – Annls Bot. Fenn. 6: 119-173.
Hill, M.O. 1979. DECORANA – A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. – Cornell University, Ithaca, N. Y.
Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. - Vegetatio 42: 47-58.
Hill, M.O., Mountford, J.O. et al. 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. ECOFACT Volume 2 technical annex. Institute of Terrestrial Ecology. Huntingdon
Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2009. Arealregnskap for Norge, Arealstatistikk for Buskerud. - Ressursoversikt fra Skog og Landskap 02/2009, 82 s.
Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G-H. 2010. Arealregnskap for Norge. Arealstatistikk for Agder. - Skog og landskap ressursoversikt 02/2010, Ås.

Hogstad, O. 1999. Den ustadige bjørkefinken. – Vår fuglefauna 22: 5-9.
Hole, L.R. & Tørseth, K. 2002. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. – NILU Rapport OR 61/2002: 1-72.
Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. – NINA Oppdragsmelding 24. 49 s.
Husby, M. & Kålås, J.A. 2011. Terrestriske fuglearter som indikatorer for bærekraftig utvikling i Norge. Tilstanden i ulike naturtyper og effekter av klimaendring. - HINT Utredning 128.
Husby, M., Kålås, J.A. & Vang, R. 2014a. Klimaendring og effekter på fugl. Natur og næring i samspill (eds J. Grande, M. Husby & P. Moa), ss. 225-244. Akademika forlag, Trond-heim.
Husby, M., Kålås, J.A. & Vang, R. 2014b. Moderne landbruk og effekter på biologisk mangfold. Natur og næring i samspill (eds J. Grande, M. Husby & P. Moa), ss. 199-224. Akademika forlag, Trondheim.
Husby, M. & Stueflotten, S. 2009. Norsk Hekkefugltaksering - Bestandsutvikling i HFT-områdene for 57 arter 1995-2008. - NOF Rapport 6-2009. 33 s.
Hutchings, M. J. 1986. Plant population biology. - In: Moore, P. D. & Chapman, S. B. (eds.), Methods in plant ecology. Blackwell, Oxford, s. 377-435.
Hörnfeldt, B. 1994. Delayed density dependence as a determinant of vole cycles. – Ecology 75: 791-806.
Hörnfeldt, B. 2004. Long-term decline in numbers of cyclic voles in boreal Sweden: analysis and presentation of hypotheses. – Oikos 107: 376-392.
Hörnfeldt, B., Löfgren, O. & Carlsson, B.-G. 1986. Cycles in voles and small game in relation to variation in plant production indices in Northern Sweden. – Oecologia 68: 496-502.
Ims, R.A., Henden, J.-A. & Killengreen, S.T. 2008. Collapsing population cycles. – Trends in Ecology and Evolution 23: 79-86.
Ims, R.A., Jenssen, B.M., Ohlson, M. & Ønvik Pedersen, Å. 2010. Evaluering av ”Program for terrestrisk natur-overvåking”. – DN-utredning 9-2010. 32 s.
Ims, R.A., Yoccoz, N.G. & Killengreen, S.T. 2011. Determinants of lemming outbreaks. – PNAS 108: 1970-1974.
Ives, A.R. 1995. Measuring resilience in stochastic systems. – Ecol. Monogr. 65: 217-233.
Johansen, B.S., Lerkelund, H.E. & Solheim, R. 1997. Lemen i Setesdal Vesthei høsten 1997. – Fauna 50: 155-157.
Kausrud, K.L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J.O., Østbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A.M., Mysterud, I., Solhøy, T. & Stenseth, N.C. 2008. Linking climate change to lemming cycles. – Nature 456: 93-97.
Korpimäki, E., Brown, P.R., Jacob, J. & Pech, R.P. 2004. The puzzles of population cycles and outbreaks of small mammals solved? – BioScience 54: 1071-1079.
Korsmo, H., Edenius, L., Moe, B. & Svalastog, D. 1993. Inventering av verneverdig barskog i sørlige del av Nordland. - NINA Oppdragsmeld. 228. 133 s.
Koskimies, P. 1989. Birds as a tool in environmental monitoring. - Ann. Zool. Fennici 26: 153-166.
Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, fauna. - NINA Oppdragsmelding 24: 1-36.
Kålås, J.A., Framstad, E., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell, Åmotsdalen, Solhomfjell og Lund, 1991. NINA Oppdragsmelding 132: 1 38.
Kålås, J.A. & Gjershaug J.O. 2004. Rovfugl – NINA Oppdragsmelding 839: 67-70.
Kålås, J.A. & Husby, M. 2002. Ekstensiv overvåking av terrestre fugl i Norge. – NINA-Oppdragsmelding 740, 25 s.
Kålås, J. A., Husby, M., Nilsen, E. B. & Vang, R. 2014a. Bestandsvariasjoner for terrestriske fugler i Norge 1996-2013. - NOF - Rapport 4-2014. 36 sider.
Kålås, J.A., Husby, M., Nilsen, E.B. & Vang, R. 2014b. Terrestriske fugler i Norge – bestandsendringer 1996-2013. - Vår Fuglefauna 37: 14-20.
Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01. – NINA Oppdragsmelding 782: 1-41.
Kålås, J.A., Steinnes, E. & Lierhagen, S. 2001. Lead exposure of small herbivorous vertebrates from atmospheric pollution. – Environmental Pollution 107: 21-29.
Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (Eds.) 2010. Norsk Rødliste for arter 2010 – The 2010 Norwegian Red List for Species. - Artsdatabanken, Trondheim, Norway. 480 pp.
Laaksonen, K. 1976. The dependence of mean air temperatures upon latitude and altitude in Fennoscandia (1921-1950). - Annls Acad. scient. fenn. Ser A 3 geol.-geogr. 119: 1-19.

Lawesson, J., Eilertsen, O., Diekmann, M., Reinikainen, A., Gunnlaugsdóttir, E., Fosaa, A. M., Carøe, I., Skov, F., Groom, G., Økland, R.H., Økland, T., Andersen, P. N. & Bakkestuen, V. 2000. A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries. – Tema Nord 517: 1-125.

Legendre, P. & Legendre, L. 2012. Numerical ecology, 3. utg. – Elsevier, Amsterdam.

Lehikoinen, A., Green, M., Husby, M., Kålås, J.A. & Lindström, Å. 2014. Common montane birds are declining in northern Europe. - Journal of Avian Biology 45: 3-14.

Lid, J. & Lid, D.T. 2005. Norsk flora. – Det norske samlaget, Oslo.

Lid, J., Lid., D.T. & Elven, R. 1994. Norsk flora, ed. 6. - Norske Samlaget, Oslo.

Liu, H.Y., Økland, T., Halvorsen, R., Gao, J.X., Liu, Q.R., Eilertsen, O. & Bratli, H. 2008. Gradient analyses of forests ground vegetation and its relationships to environmental variables in five subtropical forest areas, S and SW China. – Sommerfeltia 32: 1-196.

Lundberg, A. & Alatalo, R.V. 1992. The Pied Flycatcher. - T & A.D. Poyser, London.

Løbersli, E. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. - DN-rapport 1989,8: 1-98.

Mahecha, M.D., Martínez, A., Lischeid, G. & Beck, E. 2007. Nonlinear dimensionality reduction: alternative ordination approaches for extracting and visualizing biodiversity patterns in tropical montane forest vegetation data. – Ecol. Informatics 2: 138-149.

Marchant, J.H., Hudson, R., Carter, S.P. & Whittington, P. 1990. Population trends in British breeding birds. - BTO, Tring, UK.

Mariussen, E., Steinnes, E., Brevik, K., Nygård, T., Schlabach, M. & Kålås, J.A. 2008. Spatial patterns of polybrominated biphenyl ethers (PBDEs) in mosses, herbivores and a carnivore from the Norwegian terrestrial biota. – Science of the Total Environment 404: 162-170.

Minchin, P.R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. – Vegetatio 69: 89-107.

Minchin, P.R. 1990. DECODA Version 2.01. - Dept. Biogeogr. Geomorph., Aust. natn. Univ., Canberra.

Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Statens Kartverk, Hønefoss.

Moksnes, A. 1971. Takseringsmetoder for lirype, Lagopus lagopus (L.). - Univ. Trondheim. Upubl. hovedfagsoppgave.

Moksnes, A. 2014. Hvor blir det av gjøken? - Vår Fuglefauna 37: 22-23.

Myrberget, S. 1973. Geographical synchronism of cycles of small rodents in Norway. – Oikos 24: 220 224.

Myrberget, S. 1984. Population cycles of willow grouse Lagopus lagopus on an island in northern Norway. - Fauna norv. Ser. C, Cinclus 7: 46-56.

Myrberget, S., Parker, H., Erikstad, K.E. & Spidsø, T.K. 1976. Påliteligheten av noen metoder til telling av lirype. - Sterna 15: 149-156.

Mälkönen, E., Kellomäki, S. & Aro-Heinilä, V. 1982. Effect of fertilization and irrigation on the ground vegetation of a Scots pine stand. – Silva Fenn. 16: 27-42.

Nault, A. & Gagnon, D. 1993. Ramet demography of Allium tricoccum, a spring ephemeral, perennial forest herb. – J. Ecol. 81: 101-119.

Newton, I. 1988. Determination of critical pollutant levels in wild populations, with examples from organochlorine insecticides in birds of prey. - Environ. Pollution 55: 29-40.

Nordbakken, J.-F., Rydgren, K. & Økland, R.H. 2004. Demography and population dynamics of Drosera anglica and D. rotundifolia. – J. Ecol. 92: 110-121.

Nordbakken, J.F., Økland, T., Røsberg, I. & Engan G. 2010. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Gutulia nasjonalpark i Hedmark, 2009 I: Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, smågnagere og fugl–. NINA Rapport. 580: 28-39.

Nordin, A., Strengbom, J., Witzell, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2005. Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: implications for the nitrogen critical load. – Ambio 34: 20-24.

Nybø, S. (red.). 2010. Naturindeks for Norge. – DN-utredning 3-2010. 162 s.

Nygaard, P.H. & Ødegaard, T. 1993. Langsiktige effekter av nitrogengjødsling på vegetasjon og jord i barskog. – Rapp. Skogforsk. 1993: 1-24.

Nygård, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugler som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. - NINA Utredning 21: 1-34.

Nygård, T. & Gjershaug. J.O. 2001. The effects of low levels of pollutants on reproduction of golden eagles in Western Norway. - Ecotoxicology 10: 285-290.

Nygård, T., Herzke, D. & Polder, A. 2006. Natur i endring. Utviklingen av miljøgifter i rovfuglegg i Norge fram til 2005. - NINA Rapport 213. 42 s.

Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfalk. – NINA Oppdragsmelding 232: 1-24.
Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk natur-overvåking. Miljøgifter i dvergfalk i Norge. - NINA Forskningsrapport 56: 1-33.
Nygård, T. & Polder, A. 2012. Miljøgifter i rovfuglegg i Norge. Tilstand og tidstrender. – NINA Rapport 834, 51 s.
Nygård, T., Skaare, J.U., Kallenborn, R & Herzke, D. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge. - NINA Oppdragsmelding 701: 1-33.
Nyholm, N.E.I. 1981. Evidence of involvement of aluminium in causation of defective formation of eggshells and impaired breeding in wild passerine birds. - Environ. Res. 26: 363-371.
Nyholm, N.E.I. 1994. Heavy metal tissue levels, impact on breeding and nestling development in natural populations of pied flycatchers (Aves) in the pollution gradient from a smelter. - S. 373-382 i Donker, M. Eijsackers, H. & Heimback, F., eds. Ecotoxicology of soil organisms. Lewis, Chelsee.
Nyholm, N.E.I. & Myhrberg, H.E. 1977. Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland. - Oikos 29: 336-341.
Odell, G. & Ståhl, G. 1998. Vegetationsförändringar i skogsmark från 1980-talet till 1990-talet - resultat från den landsomfattande Ståndortskarteringen. - Svensk bot. Tidskr. 92: 227-232.
Ogner, G., Wickstrøm, T., Remedios, G., Gjelsvik, S., Hensel, G.R., Jacobsen, J.E., Olsen, M., Skretting, E. & Sørlie, B. 1999. The chemical analysis program of the Norwegian Forest Research Institute 2000. – Norwegian Forest Research Institute: 23 pp.
Oksanen, J. 2007. Multivariate analysis of ecological communities in R: vegan tutorial. – Univ. of Oulu, Oulu.
Oksanen, J., Blanchet, F.G., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H. & Wagner, H. 2013. R package vegan: Community Ecology Package Version 2.0-9. – The R foundation for statistical computing (www.r-project.org)
Oksanen, L. & Oksanen, T. 1992. Long-term microtine dynamics in north Fennoscandian tundra: the vole cycle and the lemming chaos. – Ecography 15: 226-236.
Oksanen, T., Oksanen, L., Dahlgren, J. & Olofsson, J. 2008. Arctic lemmings, Lemmus spp. and Dicrostonyx spp.: integrating ecological and evolutionary perspectives. – Evolutionary Ecology Research 10: 415-434.
Olofsson, J., Hulme, P.E., Oksanen, L. & Suominen, O. 2004. Importance of large and small mammalian herbivores for the plant community structure in the forest tundra ecotone. – Oikos 106: 324-334.
Olsen, S.R. & Grønlien, H. 2002. Smågnagerundersøkelser i Lillehammer og Brandbu 1992-2001. – upubl. rapport til fylkesmannen i Oppland. 9 pp + vedlegg.
Ormerod, S.J., Bull, K.R., Cummins, C.P., Tyler, S.J. & Vickery, J.A. 1988. Egg mass and shell thickness in Dipper Cinclus cinclus in relation to stream acidity in Wales and Scotland. - Environmental Pollution 58: 179-194.
Ottvall R., Green, M & Lindstrøm, Å. 2006. Häckande fåglar som RUS-indikatorer för biologisk mångfald. – Länsstyrelsen i Jönköping län, Medelande nr 2006:21.
Pedersen, H.C., Fossøy, F., Kålås, J.A, & Lierhagen, S. 2006. Accumulation of heavy metals in circumpolar willow ptarmigan (Lagopus l. lagopus) populations. – Science of the Total Environment 371: 176-89.
Pedersen, H.C., Steen, H, Kastdalen, L., Svendsen, W. & Brøseth, H. 1999. Betydningen av jakt på lirypebestander. Framdriftsrapport 1996-1998. - NINA Oppdragsmelding 578: 1-43.
Pimm, S.L. 1984. The complexity and stability of ecosystems. – Nature 307: 321-326.
Ratcliffe, D.A. 1967. Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. - Nature 215: 208-210.
Rekdal, Y. & Strand, G.H. 2005. Arealregnskap for Norge. Fjellet i Hedmark. – NIJOS rapport 06/05: 1-32.
Rodenkirchen, H. 1998. Evidence for a nutritional disorder of Oxalis acetosella L. on acid forest soils - I. Control situation and effects of dolomitic liming and acid irrigation . Pl. Soil 199: 141-152.
Rosseland, B.O., Eldhuset, T.D. & Staurnes, M. 1990. Environmental effects of aluminium. - Environmental Geochemistry and Health 12: 17-27.
Rydgren, K. & Økland, R.H. 2002. Life cycle graphs and matrix modelling of bryophyte populations. - Lindbergia 27: 81-89.
Rydgren, K., Økland, R.H. & Hestmark, G. 2004. Disturbance severity and community resilience in a boreal forest. - Ecology 85: 1906-1915.

Rydgren, K., Økland, R.H., Picó, F. X. & de Kroon, H. 2007. Moss species benefits from breakdown of cyclic rodent dynamics in boreal forests. - Ecology 88: 2320-2329.
Rydin, H. 1997. Competition among bryophytes. – Adv. Bryol. 6: 135-168.
Ryvarden, L. 1972. Øvre Pasvik - Stabbursdalen: Landskap og fjellgrunn. - Norg. Nasjonalparker 3: 18-38.
Selås, V. & Kålås, J.A. 2007. Territory occupancy rate of goshawk and gyrfalcon. No evidence of delayed numerical response to grouse numbers. - Oecologia 153: 555-561.
Selås, V., Sonerud, G.A., Framstad, E., Kålås, J.A., Kobro, S., Pedersen, H.B., Spidsø, T.K. & Wiig, Ø. 2011b. Climate change in Norway: warm summers limit grouse reproduction. – Population Ecology 53: 361-371.
Selås, V., Sonerud, G.A., Hjeljord, O., Gangsei, L.E., Pedersen, H.B., Framstad, E., Spidsø, T.K. & Wiig, Ø. 2011a. Moose recruitment in relation to bilberry production and bank vole numbers along a summer temperature gradient in Norway. – European Journal of Wildlife Research 77: 523-535.
Sjörs, H. 1948. Myrvegetation i Bergslagen. - Acta phytogeogr. suec. 21: 1-299.
Skrindo, A. & Økland, R.H. 2002. Effects of fertilization on understorey vegetation in a Norwegian Pinus sylvestris forest. – Appl. Veg. Sci. 5: 167-172.
Skyllberg, U. 1991. Seasonal variation of pHH2O and pHCaCl2 in centimeter-layers of mor humus in a Picea abies (L.) Karst. stand. – Scand. J. For. Res. 6: 3-18.
Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. Biometry, ed. 3. – Freeman. New York
St.meld. nr 42 (2000-2001). Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning. – Miljøverndepartementet, 220 pp.
Stenseth, N.C. 1999. Population cycles in voles and lemmings: density dependence and phase dependence in a stochastic world. – Oikos 87: 427-461.
Stenseth, N.C. & Ims, R.A. 1993. Population dynamics of lemmings: temporal and spatial variation – an introduction. – pp. 61-96 i Stenseth, N.C. & Ims, R.A., red. The Biology of Lemmings. Academic Press, London.
Stenseth, N.C., Mysterud, A., Ottersen, G., Hurrell, J.W., Chan, K-S. & Lima, M. 2002. Ecological effects of climatic fluctuations. – Science 297: 1292-1296.
Strand, G.-H. & Rekdal, Y. 2006. Area frame survey of land resources. AR18×18 system description. - NIJOS report 03/2006, Ås
Strann, K.-B., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2002. Is the heart of the Fennoscandian rodent cycle still beating? A 14-year study of small mammals and Tengmalm's owl in northern Norway. – Ecography 25: 81-87.
Strengbom, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2004. Light, not nitrogen, limits growth of grass Deschampsia flexuosa in boreal forest. - Canadian Journal of Botany 82: 430-435.
Strengbom, J., Walheim, M., Näsholm, T. & Ericson, L. 2003. Regional differences in occurrence of understorey forest species reflects differences in N deposition.- Ambio 32: 91-97.
Stålfelt, M.G. 1937a. Die bedeutung der Vegetation im Wasserhaushalt des Bodens. Svenska Skogsvårdsfören. Tidskr. 35: 161 195.
Stålfelt, M.G. 1937b. Der Gasaustauch der Moose. - Planta 27: 30-60.
Sveian, H. 1984. Bjøllådal. Beskrivelse til kvartærgeologisk kart 2028 II - M 1:50000 (med fargetrykt kart). - Norg. geol. Unders. Skr. 56: 1-39.
Svensson, S. 1989. Övervakning av fåglarnas populasjonsutveckling och reproduktionsförmåga. Årsrapport 1988. - Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
Syvertsen, P.O., Isaksen, K., Olsen, K.M., Ree, V., Solheim, R. & Viig, Ø. 2010. Nye norske navn på pattedyr, med oppdatert liste over arter påvist i Norge. – Fauna 63(2): 50-59.
Tamm, C. O. 1953. Growth, yield and nutrition in carpets of a forest moss (Hylocomium splendens). - Meddn St. SkogsforskInst. 43: 1: 1-140.
ter Braak, C.J.F. 1987. CANOCO: a FORTRAN program for canonical community ordination by [partial] [detrended] [canonical] correspondence analysis and redundancy analysis (version 2.1). - TNO Institute for Applied Computer Science, Wageningen.
ter Braak, C.J.F. 1990. Update notes: CANOCO version 3.10. - Agricultural Mathematics Group, Wageningen.
Tørseth, K. & Semb, A. 1997. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1992-1996. - Norsk Inst. Vannforsk. Rapp. 1997: 1-44.
van Dobben, H.F., ter Braak, C.J.F. & Tamm, C.O. 1993. Forest undergrowth as a biomonitor for deposition of nutrients and acidity. – I: van Dobben, H. F. (red.), Vegetation as a monitor for deposition of nitrogen and acidity, Agricultural Univ. of Wageningen, Wageningen, s. 113-139.

van Son, T.C. & Halvorsen, R. 2014. Multiple parallel ordination and data manipulation: the importance of weighting species abundance data. – Sommerfeltia 37: 1–36.
Vetter, W., Von der Recke, R., Herzke, D. & Nygård, T. 2008. Detailed analysis of polybrominated bipheny congeners in bird eggs from Norway. - Environmental pollution 156: 1204-1210.
Wang, R. & Bruteig, I.E. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Gutulia og Dividal. Allforsk rapport 1. 51 s.
Økland, R.H. 1990. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. – Sommerfeltia Suppl. 1: 1-233.
Økland, R.H. 1995a. Bryophyte and lichen persistence patterns in a Norwegian boreal coniferous forest. – Lindbergia 19: 50-62.
Økland, R.H. 1995b. Persistence of vascular plants in a Norwegian boreal coniferous forest. – Ecography 18: 3-14.
Økland, R.H. 1995c. Boreal coniferous forest vegetation in the Solhomfjell area, S Norway: structure, dynamics and change, with particular reference to effects of long distance airborne pollution. – Sommerfeltia Suppl. 6: 1-33.
Økland, R.H. 1995d. Changes in the occurrence and abundance of plant species in a Norwegian boreal coniferous forest, 1988-1993. – Nord. J. Bot. 15: 415-438.
Økland, R.H. 1995e. Population biology of the clonal moss Hylocomium splendens in Norwegian boreal spruce forests. I. Demography. - J. Ecol. 83: 697-712.
Økland, R.H. 1996. Are ordination and constrained ordination alternative or complementary strategies in general ecological studies? - J. Veg. Sci. 7: 289-292.
Økland, R.H. 1997a. Reanalyse av permanente prøveflater i barskog i overvåkingsområdet Solhomfjell 1995. – Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp. 2: 1-35.
Økland, R.H. 1997b. Population biology of the clonal moss Hylocomium splendens in Norwegian boreal spruce forests. III. Six-year demographic variation in two areas. – Lindbergia 22: 49-68.
Økland, R.H. 2000. Population biology of the clonal moss Hylocomium splendens in Norwegian boreal spruce forests. 5. Consequences of the vertical position of individual shoot segments. – Oikos 88: 449-469.
Økland, R.H. & Bakkestuen, V. 2004. Fine-scale spatial patterns in populations of the clonal moss Hylocomium splendens partly reflect structuring processes in the boreal forest floor. - Oikos 106: 565-575.
Økland, R.H. & Bendiksen, E. 1985. The vegetation of the forest-alpine transition in the Grunningsdalen area, Telemark, SE Norway. – Sommerfeltia 2: 1-224.
Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. – Sommerfeltia 16: 1-254.
Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1996. Dynamics of understory vegetation in an old-growth boreal coniferous forest, 1988-1993. – J. Veg. Sci. 7: 747-762.
Økland, R.H. & Nordbakken, J.-F. 2004. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell - fjerde gangs reanalyse 2003. – NINA. Oppdragsmeld. 839: 14-31.
Økland, R.H., Skrindo, A. & Hansen, K. T. 2000. Endringer i træ rs vekst og vitalitet, vegetasjon og humuslagets kjemiske og fysiske egenskaper i barskog i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988-1998. – Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp. 5: 1-76.
Økland, R.H. & Økland, T. 1996. Population biology of the clonal moss Hylocomium splendens in Norwegian boreal spruce forests. II. Effects of density. – J. Ecol. 84: 63-69.
Økland, T. 1988. An ecological approach to the investigation of a beech forest in Vestfold, SE Norway. – Nord. J. Bot. 8: 375-407.
Økland, T. 1990. Vegetational and ecological monitoring of boreal forests in Norway. I. Rausjømarka in Akershus county, SE Norway. – Sommerfeltia 10: 1-52.
Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference ar-eas in Norway. - Sommerfeltia 22: 1-349.
Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. – NIJOS-rapport 08/01: 1- 46.
Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2004a. Changes in forest understory vegetation in Norway related to long-term soil acidification and climate change. – Journal of Vegetation Science 15: 437-448.
Økland, T & Bratli, H. 2008. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Urvatnet naturreservat i Sør-Trøndelag 2007. I: Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl.- NINA Rapport 362: 29-39.

Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2011. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal-granskog i Paulen naturreservat i Vest-Agder i 2010. I: Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl–. NINA Rapport. 702: 24-37.

Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2012. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Grytdalen naturreservat i 2011. I: Framstad, E. (red.) 2012. Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 840: 30 -38.

Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2013b. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Otterstadstølen naturreservat i 2012. I: Framstad, E. (red.) 2013. Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 952: 27-37.

Økland, T., Røsberg, I. & Bratli, H. 2009. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Akershus. – NINA Rapp. 490: 70-79.

Økland, T., Økland, R.H., Bratli, H. & Eilertsen, O. 2004b. Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog: Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002. – NIJOS Rapport 06/2004: 1-55.

Økland, T., Aarrestad, P.A. & Halvorsen, R. 2009a. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988-2008. . I: Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. – NINA Rapport 490: 80-84.

Økland, T., Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V, & Halvorsen, R. 2013a. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2012. I: Framstad, E. (red.) 2013. Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 952: 38-44.

Østbye, E., Østbye, K. & Østbye, V. 2005. Smågnagere og spissmus i Skrimfjellområdet. – Ravalsjøskogenes viltjournal, hefte 8, 2005: 1-25.

Aabakken, R. & Myrberget, S. 1975. Registreringer av fugler og pattedyr i planlagte reguleringsområder i Alta-vassdraget. - Rapport, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.

Aarrestad, P.A. & Bakkestuen, V. 2012. Feltmetodemanual TOV-bjørkeskog 2012. Analyser av vegetasjon og beitepåvirkning. Målinger av trekrone, solinnstråling, bladareal, temperatur og fuktighet. Innsamling av jordprøver. Bruk av dataloggere og programvare: OneWireViewer, ThermoTrack og HEMIv8. – NINA, upublisert intern TOV rapport.

Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Often, A., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B. 2009. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen. – NINA Rapport 490: 15-42.

Aas, W., Hjelbrekke, A., Hole, L. R. & Tørseth, K. 2012. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2007-2012. - NILU OR 41/2012. 40pp.

Aas, W., Solberg, S., Manø, S. & Yttri, K.E. 2010. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2009. – NILU Rapport OR33/2010. 187 s.

Aas, W., Solberg, S., Yttri, K.E., Larssen, T., & Wright, R. 2009. Langtransporterte luftforurensninger og effekter I Norge – status og fremtidsutsikter. – NILU Rapport OR 52/2009. 45 s.

www.nina.no

1036

NINA Rapport

NINA

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

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

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

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2651-6

Norsk institutt for naturforskning
NINA Hovedkontor
Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim
Besøks/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01
E-post: firmapost@nina.no
Organisasjonsnummer 9500 37 687
http://www.nina.no

Samarbeid og kunnskap for framtidas miljøløsninger