

## Terrestrisk naturovervåking

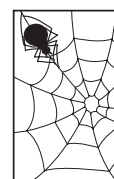
Markvegetasjon, epifytter, smånagere og fugl i TOV-områdene, 2003

Erik Framstad (red.)

Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 125

Oppdragsgiver: Direktoratet for naturforvaltning  
Deltagende institusjoner: NINA, Univ. i Oslo/NIJOS



# Program for terrestrisk naturovervåking (TOV)

## Formål

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) inngår som ett av flere overvåkingsprogrammer som dokumenterer biologisk mangfold i Norge og endringer i dette. TOV fokuserer på vanlig forekommende naturtyper og arter, hovedsakelig i skog og fjell.

Programmet skal framskaffe kunnskap om langsiktige endringer i naturen, og om mulig knytte dette til påvirkning fra

- sur nedbør (både svovel og nitrogen)
- langtransporterte miljøgifter (metaller og organiske miljøgifter)
- klimaendringer
- arealbruk
- samspillet mellom flere påvirkningsfaktorer

Programmet skal på et tidlig tidspunkt oppdage eventuelle negative effekter av menneskelig påvirkning på det biologiske mangfoldet. For å kunne gjøre dette, må programmet også framskaffe kunnskap om naturlige variasjoner i naturen. TOV skal også framskaffe viktige referansedata til områder som lokalt er påvirket av arealbruk eller forurensning.

## Finansiering og bruk

Data for overvåkingsprogrammet skal bidra til å dekke forvaltningens behov med hen-syn til å ta administrative avgjørelser (utslippsavtaler, mottiltak, forurensningskontroll). Det skal også gi grunnlag for vurdering av naturens tålegrenser (kritiske konsentra-sjons- og belastningsgrenser) for effekter av langtransporterte forurensninger i terrestriske økosystemer.

Overvåkingsprogrammet finansieres over statsbudsjettet. Direktoratet for Naturforvaltning er ansvarlig for gjennomføringen av programmet.

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter vil bli publisert i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institusjoner rettes til  
Direktoratet for naturforvaltning,  
Tungasletta 2,  
7485 Trondheim  
(tlf. 73 58 05 00)

**Norsk institutt for naturforskning**

## Terrestrisk naturovervåking

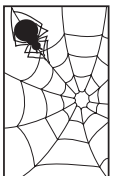
Markvegetasjon, epifytter, smånagere og fugl i TOV-områdene, 2003

Erik Framstad (red.)

Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 125

Oppdragsgiver: Direktoratet for naturforvaltning  
Deltagende institusjoner: NINA, Univ. i Oslo/NIJOS



## NINA publikasjoner

NINA utgir følgende faste publikasjoner:

### NINA Fagrapport

Her publiseres resultater av NINAs eget forskningsarbeid, problemoversikter, kartlegging av kunnskapsnivået innen et emne, og litteraturstudier. Rapporter utgis også som et alternativ eller et supplement til internasjonal publisering, der tidsaspekt, materialets art, målgruppe m.m. gjør dette nødvendig.

### NINA Oppdragsmelding

Dette er det minimum av rapportering som NINA gir til oppdragsgiver etter fullført forsknings- eller utredningsprosjekt. I tillegg til de emner som dekkes av fagrapportene, vil oppdragsmeldingene også omfatte befaringsrapporter, seminar- og konferanseforedrag, årsrapporter fra overvåkningsprogrammer, o.a.

### NINA Project Report

Serien presenterer resultater fra instituttets prosjekter når resultatene må gjøres tilgjengelig på engelsk. Serien omfatter original egenforskning, litteraturstudier, analyser av spesielle problemer eller tema, etc.

### NINA Temahefte

Disse behandler spesielle tema og utarbeides etter behov bl.a. for å informere om viktige problemstillinger i samfunnet. Målgruppen er "allmennheten" eller særskilte grupper, f.eks. landbruket, fylkesmennenes miljøvernavdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

### NINA Fakta

Hensikten med disse er å gjøre de viktigste resultatene av NINAs faglige virksomhet, og som er publisert andre steder, tilgjengelig for et større publikum (presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivåer, politikere og interesserte enkeltpersoner).

I tillegg publiserer NINA-ansatte sine forskningsresultater i internasjonale vitenskapelige journaler, gjennom populærfaglige tidsskrifter og aviser.

Framstad, E. (red.) 2004. Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-område-  
ne, 2003. – NINA Oppdragsmelding 839. 96 pp.

Trondheim, oktober 2004

ISSN 0802-4103  
ISBN 82-426-1479-2

Forvaltningsområde:  
Naturovervåking  
Environmental monitoring

Rettighetshaver ©:  
Stiftelsen Norsk institutt for naturforskning NINA

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:  
Erik Framstad, NINA

Design & Layout:  
Rune Rypdal, Tegnekontoret NINA

Kopiering: Norservice

Opplag: 150

Kontaktadresse:  
NINA  
Tungasletta 2  
N-7485 Trondheim  
Telefon: 73 80 14 00  
Telefax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12580, 15420, 15539, 16857

Ansvarlig signatur:

Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

## Referat

Framstad, E. (red.) 2004. Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2003. – NINA Oppdragsmelding 839. 96 pp.

Vi presenterer her resultatene for 2003 fra den integrerte overvåkingen av markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i Direktoratet for naturforvaltnings Program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Overvåkingen inkluderer et bredt spekter av økosystemkomponenter i næringskjeder i boreale og alpine økosystemer, som mengde og forekomst av planter (markvegetasjon og epifytter på trær), samt populasjonsstørrelse og produksjon hos dyr (smågnagere, lirype, kongeørn, jaktfalk og et utvalg av spurvefuglarter). Dette er komponenter som kan respondere på endringer i ulike menneskeskapt eller naturlige påvirkningsfaktorer. Programmet er særlig egnet til å fange opp effekter av storskala endringer i klima og langtransporterte luftforurensninger, der de sørligste områdene (Lund, Solhomfjell) har de høyeste belastningene av forurensninger. Indikatorarter som planter, rovfugl og spurvefugl kan forventes å ha annen artssammensetning eller bestandsdynamikk og/eller lavere reproduksjonssuksess, i sær detsom forurensninger har effekter.

Markvegetasjonen i TOV-områdene kartlegges i 5-årssyklar i form av vegetasjonsøkologiske ruteanalyser. I det sørlige overvåkingområdet i Solhomfjell viste fjerde gangs analyser av markvegetasjonen i barskog at mønstret for karplanter fra de siste 15 årene, som tydet på en langvarig effekt av jordforsuring, var noe endret. Noen karplanter har fortsatt gått tilbake i rikere granskog, mens andre så ut til å ha økt igjen etter flere års tilbakegang. Framgangen for mosefloraen som følge av vedvarende gunstige klimatiske forhold for mosevekst, fortsatte for store arter, mens framgangen synes å ha stanset opp for små arter, noe som trolig skyldes overvokning av store arter. En mulig effekt av langvarig nitrogennedfall synes også å vise seg ved at enkelte store, nitrogenfølsomme lavarter viste tilbakegang, mens det var framgang for graset smyle og bringebær ble registrert for første gang. I de østlige og nordlige overvåkingområdene i Gutulia og Dividalen, der markvegetasjonen ble analysert for tredje gang i 2003, var det som forventet ingen tegn på endringer som kan knyttes til langtransporterte forurensninger. Derimot var det endringer som kan skyldes høyt/økende beitetrykk fra reinsdyr, både ut fra langvarig tilbakegang for flere lavarter og økt frekvens av slitasjeskader på vegetasjonen. I Gutulia viste mosene tilbakegang på bred basis, noe som kan tyde på klimatisk mer ugunstige forhold for mosevekst de aller siste årene av observasjonsperioden i dette området.

Epifyttvegetasjon på trestammer blir kartlagt med 5-årssyklus i TOV-områdene, og i 2003 ble epifytter på bjørk igjen kartlagt i Gutulia og Dividalen. I Dividalen er endringene fra 1993 til 1998 og 2003 relativt små. Prøvefeltene ligger langs en høydegradient, og det kan virke som om forskjellene langs høydegradienten har blitt noe tydeligere i løpet av tiårsperioden, med et større innslag av svakt varmekjære arter i den nedre delen av gradienten. Karakterarten snømållav dominerer i øvre del, men ser ut til å gå tilbake helt nederst

i gradienten. Dette kan være en effekt av klimaendringer. Tilbakegang av snømållav er en trend som er observert i flere TOV-områder i Sør- og Midt-Norge siden starten av overvåkingen. Omfanget av skade på snømållav og bristlav har økt signifikant i løpet av 10-årsperioden i Dividalen. I Gutulia er endringene i epifyttvegetasjonen tydeligere. Det har blitt signifikant større lavdekning, spesielt arten vanlig kvistlav har gått kraftig fram. Samtidig har andelen skade på vanlig kvistlav gått signifikant tilbake. Snømållav finnes stort sett bare i øvre del av gradienten i Gutulia, men også der har arten gått signifikant tilbake i tiårsperioden. Skadeomfanget på snømållav er høyt (rundt 45%). Dekningen av brunskjegg har gått fram, samtidig som antallet registrerte individer i slekta har gått tilbake. Svovel- og nitrogeninnholdet i vanlig kvistlav er fremdeles lavt i begge områdene, og det er ingen grunn til å anta at forurensning er årsak til endringene som er observert. Generelt varmere og fuktigere klima i overvåkingperioden kan være med på å forklare en del av de observerte trendene.

For kongeørn viser våre tidsserier (1990/93-03) ingen entydige tegn til redusert reproduksjon i de sørligste områdene. Det har imidlertid vært lav produksjon for kongeørn i Solhomfjell i den siste 5-årsperioden, med særlig dårlig produksjonsresultat i 1999, 2000 og 2003. Dette samsvarer ikke med våre forventninger basert på vår informasjon om tilgang på føde og indikasjoner vi har fra perioden 1992-98 om sammenhengen mellom produksjon av kongeørnunger og forekomster av småvilt. Dette viser et klart behov for en nærmere undersøkelse av mulige årsaker til den lave ungeproduksjonen vi har registrert for kongeørn i dette området. I 2003 var det for øvrig relativt god produksjon for kongeørn i Åmotsdalsområdet (0,67 unger pr. territorium), Møsvatn (0,60 unger pr. territorium) og i Lund (0,50 unger pr. territorium). For Børgefjell var produksjonen lav (0,23 unger pr. territorium), men dette var ikke overraskende basert på den svært gode produksjonen vi hadde i dette området i 2002 (1,08 unger pr. territorium). I 2003 var produksjonen av jaktfalkunger meget god i Åmotsdalsområdet (1,73 unger pr. territorium). Det var også god produksjon i Børgefjell (0,90 unger pr. territorium), mens det var lav produksjon i Møsvatnområdet (0,36 unger pr. territorium).

Våre tidsserier for 'stasjonære' spurvefuglarter tyder ikke på spesielle avvik for bestandene i de to sørlige og mest forurensede områdene. Antall observasjoner av disse artene var i 2003 for de fleste områdene på samme nivå eller litt høyere enn i 2002. Unntakene er Gutulia der vi hadde en nedgang i 2003 sammenlignet med 2002. For samtlige 7 områder var imidlertid antall observasjoner i 2003 enten høyere eller omtrent som gjennomsnitt for perioden 1991/94-2003. Reproduksjonsovervåkingen for svarthvit fluesnapper viste at det var relativt høy klekkesuksess og svært god ungeoverlevelse i alle områdene i 2003. Særlig var produksjonsresultatene gode i Åmotsdalen og Lund. Litt dårligere produksjonsresultat i Gutulia og Solhomfjell skyldes en litt lavere klekkesuksess i disse områdene i 2003. For de nordlige områdene med minst påvirkning av langtransporterte luftforurensninger fant vi i hele perioden 1991-96 vellykket klekking for 95% eller mer av de lagte eggene. For Solhomfjell og Lund var klek-

kesuksessen i denne perioden klart lavere ( $\leq 95\%$ ). For årene 1997-2003 har mønsteret vært mer varierende klekkesuksess i de nordlige områdene (88-97%), høy klekkesuksess i Lund (97-99%) og også relativt god klekkesuksess i Solhomfjell (90-97%). Ungeoverlevelse har med noen få unntak vært relativt høy ( $\geq 92\%$ ) for alle år og områder, uten entydige forskjeller mellom TOV-områdene. Slik situasjonen har vært de siste 6-7 årene, er det ingen klare forskjeller i hverken klekkesuksess eller ungeoverlevelse mellom de to mest forurensede områdene og de to referanseområdene.

Viktigste mål med bestandsovervåkingen av 'nøkkelartene' (smågnagere og lirype) er å få en grov oversikt over bestandssituasjonen for å kunne tolke endringer (naturlig dynamikk) for indikatorartene. Fangstene av smågnagere i 2003 tyder på at alle områder har gnagerbestander på lavt nivå, etter bestandstopper i 2001/2002 i noen av områdene. For lirype viser resultatene middels til lave bestander i samtlige overvåkingsområder i 2003. I tillegg indikerte jaktstatistikken fra Solhomfjell relativt lave høstbestander av hønefugl også i dette området. Relativt sett målte vi høyest bestander i Lund-området. For de to nordligste områdene, Dividalen og Børgefjell, kan det tyde på at lirypebestanden var i vekst igjen etter bunnår i 2002, mens vi for områdene Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn ser ut til å være inne i et bunnår når det gjelder kyllingproduksjon. Den informasjonen vi nå har om forekomsten av smågnagere og tettheter av hønefugl høsten 2003, gir forventninger om relativt begrenset produksjon i 2004 for både kongeørn og jaktfalk i alle områdene der slik overvåking pågår.

Opplegget for overvåkingen kan ikke påvise sikre årsaker til observerte endringer i de komponentene som overvåkes, men vi kan gi en kvalitativ vurdering av mulige sammenhenger mellom endringer i overvåkingskomponentene og mulige påvirkningsfaktorer. Framgang for moser og til dels lav på trær i mange områder har trolig sammenheng med et mildere og fuktigere klima i overvåkingsperioden i forhold til tidligere. Også observasjoner av tidligere start på reproduksjonssesongen for fluesnappere kan knyttes til mildere klima. Reduksjonen i skader på lav på trær og framgangen for forurensningsfølsomme arter synes å ha en klar sammenheng med dokumentert reduksjon i svovelnedfall og tilknyttet forsuring. Tidligere observerte endringer i markvegetasjonen som kunne tyde på en effekt av langvarig forsuring i en del av de sørlige overvåkingsområdene, var dels reversert i Solhomfjell i siste periode. Imidlertid tyder både økningen av alger på trær i overvåkingsområdet i Lund og endringer i markvegetasjonen i Solhomfjell på at effekter av langvarig nitrogennedfall i de sørlige områdene synes å vise seg. For faunaen er det ikke funnet noe klare indikasjoner på effekter av forurensninger. Selv om noen av overvåkingsområdene trolig er påvirket av endringer i arealbruk, spesielt beiting av sau eller rein, er det foreløpig for tidlig å si om slike effekter kan knyttes til observerte endringer i overvåkingskomponentene i TOV. Det er ingen indikasjon på effekter av overbeskatning, og det er heller ikke observert noen fremmede arter som ledd i overvåkingen. Derimot er det observert en håndfull truede og sårbare arter, i hovedsak noen arter av lav og fugler. En del av de observerte endringene hos smågnagere og rovfugl er ikke

helt som forventet, og her er det behov for mer omfattende undersøkelser for å belyse mulige årsaksforhold.

Emneord: Terrestrisk miljø - overvåking - vegetasjon - epifytter - smågnagere - fugl - reproduksjon - bestandsvariasjoner - skade

Erik Framstad, NINA, Boks 736 Sentrum, 0105 Oslo (erik.framstad@nina.no)

## Abstract

Framstad, E. (ed.) 2004. Monitoring programme for terrestrial ecosystems. Ground vegetation, epiphytes, small rodents and birds at the monitoring sites, 2003. – NINA Oppdragsmelding 839. 96 pp.

The Monitoring Programme for Terrestrial Ecosystems (TOV) of the Directorate for Nature Management (DN) aims to document changes in flora and fauna of common boreal and alpine ecosystems and to discover possible effects of human activities, especially long-range atmospheric pollution. The programme includes integrated studies at 7 permanent monitoring sites, spanning a range of conditions in climate and pollution loads, from the southwest to the north. The studies cover ecosystem components which may reflect effects of long-range atmospheric pollution, such as ground vegetation, epiphytes, population levels and reproduction of predatory and passerine birds. The studies also include populations of 'key species' like small rodents and grouses which may heavily influence the natural dynamics of other ecosystem components. Here we present the monitoring results from 2003.

The ground vegetation is analysed for fixed plots (by frequencies in subplots) in each of the TOV monitoring sites every 5 years. In the southern site at Solhomfjell, results of the fourth round of analyses of ground vegetation in conifer forest indicated that the pattern of the previous 15 years, which indicated an effect of long-term soil acidification has now been partly reversed. Some vascular plants continued their retreat in richer spruce forest, whereas other species rebounded after several years of retreat. Increases for bryophytes as a consequence of durable favourable climatic conditions, continued for larger species but small species now appeared to be hampered by overgrowth by the larger species. A possible effect of long-term nitrogen deposition was apparent in the reduction in frequency of some nitrogen-sensitive lichen species (*Cladonia* spp), increased coverage of the grass *Deschampsia flexuosa* and the first observation of *Rubus idaeus*. In the eastern and northern monitoring sites of Gutulia and Dividalen, where ground vegetation was analysed for the third time in 2003, there was as expected no indication of effects of long-range pollution. However, both long-term reduction in frequency for several lichen species and visible signs of damage to the vegetation indicated that high or increasing grazing pressure from reindeer may be a problem in these areas. In Gutulia, bryophytes were reduced in frequency on a broad basis which may indicate less favourable climatic conditions for bryophyte growth over the last years of the observation period in this area.

At the TOV monitoring sites, the epiphytic vegetation on tree trunks is surveyed every 5 years, and the epiphytes on *Betula pubescens* at the Gutulia and Dividalen sites were resurveyed in 2003. For Dividalen, the changes in the epiphytes from 1993 to 1998 and 2003 were rather small. It appeared that the differences between the lower and upper sample plots of the local elevation gradient had become more prominent during the 10-year period, with a greater cover of species preferring warmer conditions at the lower plots.

The character species *Melanella olivacea* dominates at the upper plots, but appears to have retreated at the lower ones, something which may be due to climate change. The retreat of *M. olivacea* is a trend which has been observed at several monitoring sites in southern and central Norway since the beginning of the monitoring programme. The extent of damage to *M. olivacea* and *Parmelia sulcata* has increased significantly during the 10-year period at Dividalen. At the Gutulia site, the changes in the epiphytes were more distinct, with significantly greater lichen cover. Particularly the cover of the species *Hypogymnia physodes* has increased, and the proportion of this species with damage has been significantly reduced. *M. olivacea* is mainly found at the upper sample plots of the elevation gradient at Gutulia and here it has been significantly reduced in cover over the 10-year period. The frequency of damage to *M. olivacea* is high (around 45%). The cover of *Bryoria* species has increased, although the number of censused individuals of this genus has been reduced. The sulphur and nitrogen content of *H. physodes* is still low at both sites, and there is no reason to assume that pollution may be the cause of the observed changes. A generally warmer and moister climate during the monitoring period may contribute to explain the observed trends.

Our time series for production of young in golden eagles (1990/93-2003) does not indicate any reduced reproductive success for the southern sites. The tendency for low production in Solhomfjell (a southern site) during the last 5 years (especially in 1999, 2000, 2003) does not conform to our expectations based on information about the food supply and the indications we have for 1992-98 on the relationship between the production of young and the supply of small game. This indicates a clear need for closer examination of possible causes for the low production of young which we have seen for golden eagles in this area. In 2003, the production of young for golden eagles was rather good in the Åmotsdalen area (0.67 young per territory), Møsvatn (0.60 young per territory), and Lund (0.50 young per territory). For Børgefjell the production was low (0.23 young per territory), but this was not surprising considering the very high production in this area in 2002 (1.08 young per territory). In 2003, the production of young for gyrfalcons was very good in Åmotsdalen (1.73 young per territory). It was also good for Børgefjell (0.90 young per territory), but low in the Møsvatn area (0.36 young per territory).

Our time series for 'stationary' passerine birds do not indicate any particular deviations for passerine populations in the southern and most heavily polluted sites. For most sites, the number of observations for such species in 2003 was at the same or at higher levels than for 2002, except for Gutulia where we found a reduction compared with 2002. However, for all 7 sites, the number of observations in 2003 was higher or comparable to the average for the period 1991/94-2003. Monitoring of reproduction in pied flycatchers showed relatively high hatching success and very high nestling survival for all sites in 2003, with especially good production of young in Åmotsdalen and Lund. Somewhat lower production in Gutulia and Solhomfjell was due to lower hatching success. During 1991-96, there was successful hatching of

≥ 95% of eggs laid at northern sites with the lowest pollution loads, whereas hatching success in the southern sites Lund and Solhomfjell was ≤ 95%. During 1997-2003 the pattern has been different, with varying hatching success (88-97%) in northern sites, high hatching success in Lund (97-99%) and rather high success also in Solhomfjell (90-97%). Nestling survival has, with a few exceptions, been relatively high (≥ 92%) for all sites and years without any clear differences between sites. Our observations for the last 6-7 years do not indicate any clear differences in hatching success or nestling survival between the two most polluted sites and the two reference sites.

The main aim of the monitoring of the 'key species' small rodents and grouse is to document their population levels in order to facilitate interpretation of changes in the indicator species (above). The trapping of small rodents in 2003 indicates that all sites had low population levels after population peaks in 2001/2002 for some sites. The surveys of willow grouse indicate moderate to low populations for all sites in 2003. Hunting statistics for Solhomfjell indicated that population levels of small game species were relatively low also in this area. Relatively speaking, Lund had the highest population level. For the two northernmost sites, Dividalen and Børgfjell, the willow grouse populations appeared to be increasing after the low level in 2002, whereas the chick production for Åmotsdalen, Gutulia and Møsvatn seemed to be at bottom level. Based on our current information on small rodent populations and densities of grouse in the autumn 2003, we would expect rather limited production in 2004 for both golden eagles and gyrfalcons in all monitoring areas.

Monitoring itself cannot clearly show causes for the observed changes in the components being monitored. However, we may present a qualitative assessment of possible relationships between these components and various natural or anthropogenic factors of influence. The increases for bryophytes and partly lichens on trees at several sites are probably related to a milder and wetter climate during the monitoring period than previously. Also observations of earlier breeding in pied flycatchers may be linked to a milder climate. A reduction in the damage to lichens on trees and higher frequencies of species sensitive to pollution appear to be clearly related to a documented reduction in sulphur deposition and associated acidification. Previously observed changes in the ground vegetation which may be tied to effects of accumulated acidification over many years at the southern monitoring sites, seemed to be partly reversed in Solhomfjell during the last 5-year period. However, the increase of algae on trees at the Lund monitoring site and changes in the ground vegetation at Solhomfjell may indicate effects of accumulated nitrogen deposition over southern areas. The fauna did not show any clear indications of pollution effects. Even if some of the monitoring sites are likely to be influenced by changes in land use, especially grazing of sheep or reindeer, it is still too early to tell if such factors may be clearly related to observed changes in the monitoring components. There are no indications of effects of excessive harvesting, and no alien species have been observed as part of the monitoring. A handful of threatened (red-listed) species have been found, mainly a few species of lichens and birds. Some of the observed changes in

small rodents and birds of prey are unexpected and there is a need for additional studies to elucidate possible causes for these patterns.

Key words: Terrestrial environment - monitoring - ground vegetation - epiphytes - small mammals - birds - reproduction - population variation - damage

Erik Framstad, NINA, PO Box 736 Sentrum, NO-0105 Oslo, Norway



## Forord

Direktoratet for naturforvaltning (DN) sitt "Program for terrestrisk naturovervåking" inkluderer integrert naturovervåking med vekt på vanlige naturtyper i nordboreale og alpine områder. Det ble i perioden 1990-93 startet opp slik overvåking 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. I denne overvåkingen inngår nå studier av jord, markvegetasjon (plantesamfunn), epifytter på trær, bestandsstudier av fugler og pattedyr, og undersøkelser av miljøgifter i utvalgte organismer/næringskjeder. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har nå ansvaret for det meste av denne overvåkingen utenom Svalbard, men vegetasjonsovervåking i Solhomfjell utføres av Univ. i Oslo/NIJOS.

Her rapporteres resultatene fra NINAs del av overvåkingen i 2003, i form av en felles dokumentasjonsrapport for resultatene for både fauna og vegetasjon. Hensikten med denne rapporten er primært å dokumentere metoder og resultater fra overvåkingen i 2003. Det gis også en kortfattet diskusjon med en første tolkning av resultatene. I denne dokumentasjonsrapporten har Vegar Bakkestuen vært ansvarlig for markvegetasjon i TOV-områdene med bjørkeskog, Rune H. Økland (UiO/NIJOS) for markvegetasjon i TOV-området i Solhomfjell, Inga E. Bruteig for epifytter, Erik Framstad smågnagere, mens John Atle Kålås har hatt ansvaret for rovfugler, hønsefugler og spurvefugler. Erik Framstad har stått for samlet redigering.

Også i 2003 har en rekke personer bidratt til datainnsamlingen, analyser og kommentarer:

- Odd Eilertsen og Tonje Økland takkes for verdifulle innspill knyttet til samordning av resultatene fra overvåkingen i bjørkeskog (TOV) og granskog (TOV, NIJOS).
- Epifyttkartleggingen i Dividalen ble utført av Inga E. Bruteig, René S. Larsen og Torveig Balstad. I Gutulia ble feltarbeidet gjort av Inga E. Bruteig og Signe Nybø. Håkon Holien har bidratt til artsbestemming av innsamlet materiale. Espen Aarnes har gjort pH-analysene, mens kjemiske analyser av svovel og nitrogen er utført ved Mikro Kemi AB, Uppsala.
- I arbeidet med gnagerfangstene takkes Dag Svalastog for omfattende felt- og labarbeid og for øvrig Torleif Skipstad (Lund), Ole Vangen (Gutulia), Øyvind Spjøtvoll (Børgefjell) og Pål Nerdrum (Dividalen) for assistanse med feltinnsamling. Vi er ellers takknemlige for Statskogs bidrag til gjennomføring av fangstene i Børgefjell og Dividalen, og Statens naturoppsyns assistanse i Gutulia. Vi vil også takke Jan Ove Gjershaug, Jørund Rolstad, Vidar Selås, Geir Sonerud, Tor Spidsø, Karl Birger Strann, Nigel Yoccoz, Eivind Østbye og Statskog i Finnmark som har bidratt med informasjon om egne gnagerobservasjoner for ulike tidsperioder.

- I Dividalen er spurvefuglundersøkelsene utført av Karl-Otto Jacobsen og Stein Ø. Nilsen, og rypetakseringene er utført i regi av Fylkesmannen i Troms (ved P.O. Aslaksen) i samarbeid med Målselv Jeger og Fiskeforening. I Børgefjell utføres fugleundersøkelsene av Statskog Nordland ved Øyvind Spjøtvoll, Per A. Lorentzen (rovfugl og spurvefugl) og Martin Håker (ryper, assistert av Trygve Næss og Wiggo Braaten). Statskog Nordland ved Martin Håker har gitt oss tilgang til jaktstatistikk for sesongen 2003/04 for nordlige deler av Børgefjellområdet. I Åmotsdalen er spurvefugltakseringene utført av Magne Myklebust og Kjetil Aadne Solbakken, mens fuglekassene er kontrollert av Sten L. Svartaas. Rovfuglovervåkingen i dette området er organisert av Jan Ove Gjershaug med feltassistanse fra Harald Jære. I Gutulia har SNO ved Ole Vangen kontrollert fuglekassene, og Jon Bekken og Kjell Isaksen har taksert spurvefugler. Spurvefuglundersøkelser i Lund er utført av Vegard A. Larsen, Knut Harald Dagestad, Toralf Tysse og Olav Steinberg, og fuglekassene er kontrollert av Sigvald Skjærpe. Kartleggingen av produksjon for kongeørn i dette området er utført av Toralf Tysse. I Solhomfjell og Møsvatn er spurvefuglundersøkelsene organisert av Rune Bergstrøm med feltassistanse fra Erik Edvardsen og NOF, Kragerø lokallag. Gjershaug Jeger og Fiskeforening v/ Arne Gunnerud har gitt oss tilgang til sin jaktstatistikk fra Solhomfjell for sesongen 2003/04. Odd F. Steen har organisert kartleggingen av kongeørnterritorier i tilknytning til overvåkingsområdene i Solhomfjell og Møsvatn, og han har i den forbindelse hatt assistanse i felt av Helge Midtgard og SNO-Rjukan. Sten L. Svartaas har utført lirypetakseringer i Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn, og Vegard Moi har organisert rypetakseringene i Lund der han har hatt assistanse i felt fra Egil Reed og Mette Møllerop.

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

*Trondheim og Oslo, april 2004*

# Innhold

<b>Referat</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>5</b>
<b>Forord</b> .....	<b>7</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>9</b>
<b>2 Områdebeskrivelse</b> .....	<b>10</b>
<b>3 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell – fjerde gangs analyse 2003</b> .....	<b>14</b>
3.1 Metoder .....	14
3.2 Resultater .....	16
3.3 Diskusjon.....	27
3.4 Konklusjon.....	30
<b>4 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen – tredje gangs analyse 2003</b> .....	<b>32</b>
4.1 Metoder .....	32
4.2 Gutulia – endringer 1998-2003 .....	32
4.3 Dividalen – endringer 1998-2003 .....	37
4.4 Diskusjon.....	38
<b>5 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i Dividal og Gutulia 2003</b> .....	<b>39</b>
5.1 Metodar .....	39
5.2 Resultat frå Dividal .....	39
5.3 Resultat frå Gutulia .....	45
5.4 Diskusjon.....	52
<b>6 Smågnagere</b> .....	<b>61</b>
6.1 Metoder .....	61
6.2 Resultater .....	62
6.3 Diskusjon .....	63
<b>7 Rovfugler</b> .....	<b>67</b>
7.1 Metoder .....	67
7.2 Resultater .....	67
7.3 Diskusjon.....	68
<b>8 Hønsfugler</b> .....	<b>71</b>
8.1 Metoder .....	71
8.2 Resultater .....	72
8.3 Diskusjon.....	75
<b>9 Spurvefugler</b> .....	<b>76</b>
9.1 Metoder .....	76
9.2 Resultater .....	77
9.3 Diskusjon.....	83
<b>10 Sammenhenger og mulige påvirkningsfaktorer</b> .....	<b>86</b>
<b>11 Sammendrag</b> .....	<b>88</b>
<b>12 Litteratur</b> .....	<b>90</b>

# I Innledning

Direktoratet for naturforvaltning (DN) startet i 1990 "Program for terrestrisk naturovervåking" (TOV). Formålet med programmet var 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.

Motiveringen for programmet har de siste årene blitt dreiet mot å fange opp effekter av endringer i et bredere spekter av naturlige og menneskeskapt påvirkningsfaktorer på biologisk mangfold. Programmet er dermed tenkt å 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, nitrogen-gjødsling og 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 det planlagte ekstensive, arealrepresentative overvåkingsnett som vil kunne fange opp effekter av endringer i arealbruk på biologisk mangfold.

Programmet er innrettet mot endringer i vanlige naturtyper og vanlig forekommende arter. Det fanger i liten grad opp effekter på truede naturtyper og arter. Egne programmer eller moduler må utvikles spesielt for å overvåke endringer i truet natur. Arbeidet for å følge opp truet natur er påbegynt gjennom den interdepartementale satsingen som følger opp stortingsmeldingen om biologisk mangfold (St.meld. 42 (2000-2001)).

Overvåking av markvegetasjonen er motivert dels ut fra vegetasjonens viktige rolle i alle terrestriske økosystemer, som produksjonsgrunnlag, næring og habitat for andre organismer. Dessuten har de mange artene i markvegetasjonen et bredt spekter av ulike tilpasninger til økologiske forhold og potensielt ulik respons på forskjellige menneskelige påvirkninger. For epifytter på trær, som i stor grad utgjøres av 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 reproduksjons-overvåking for arter som kan indikere effekter av langtransporterte luftforurensninger (kongeørn, jaktfalk og et spekter av spurvefuglarter), samt bestandsovervåking for nøkkelarter (smågnagere og lirype/orrfugl), dvs arter som sterkt påvirker naturlig bestandsdynamikk for indikatorartene i de aktuelle naturtypene. For å vurdere effekter av langtransporterte luftforurensninger sammenlignes produksjon og bestandsend-

ringer for områder med forskjellig omfang av slike forurensninger. Overvåkingen har som mål å dokumentere eventuell særegen reproduksjonssvikt eller bestandsnedgang for de områdene som er mest utsatt for langtransporterte luftforurensninger. For å redusere ressursbruken er mye av bestandsovervåkingen basert på bruk av kvalifisert personell som bor i nærheten av overvåkingsområdene. For å sikre lik bruk av metoder er det utarbeidet instruksjoner og metodemanual for feltpersonell (Kålås et al. 1991a).

Her rapporterer vi resultatene fra undersøkelsene av markvegetasjonen i Solhomfjell, Gutulia og Dividalen, epifytter i Gutulia og Dividalen, samt smågnager- og fugleundersøkelsene i Lund, Solhomfjell, Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen i 2003.

Denne rapporten har som mål å gi en kortfattet presentasjon av metoder og resultater fra arbeidet i 2003, samtidig som det gis korte vurderinger av materialet der dette er nødvendig. For nærmere beskrivelser av målsetning med overvåkingen, valg av overvåkingsorganismer og metoder, samt resultater fra tidligere år, viser vi til synteserapporten for TOV 1990-95 (DN 1997) og til tidligere rapporter fra overvåkingen (se for øvrig lista over samtlige TOV-rapporter bak i dette heftet):

- markvegetasjon: Bakkestuen et al. 1999a,b, 2000, 2001, 2002, Brattbakk et al. 1991, 1992, Eilertsen & Brattbakk 1994, Eilertsen & Often 1994, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Stabbetorp et al. 1999, R. Økland 1994a, 1997a, R. Økland & Eilertsen 1993, R. Økland et al. 1999, T. Økland et al. 2001
- epifytter: Bruteig 1996, 1998, 2001a,b, 2002, Bruteig & Holien 1998, Hilmo 1991, Hilmo & Wang 1991, 1992, Hilmo et al. 1993, 2004, Wang & Bruteig 1994
- fauna: Kålås 1996, 1997, 1998, 1999, 2000, Kålås & Framstad 1993, 2001, 2002, Kålås et al. 1991a,b, 1992, 1994, 1995
- samlet rapportering: Framstad 2003, Framstad et al. 2003

## 2 Områdebeskrivelse

Denne rapporten dekker resultater for 2003 fra de sju overvåkingsområdene i TOV på det norske fastlandet (**figur 2.1**). Disse områdene er plassert i en gradient fra sør til nord som reflekterer store forskjeller i nedfall av langtransporterte forurensninger (Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2001). Områdene dekker også vide gradienter i klima og geografiske forhold. Områdene er imidlertid 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. De fleste 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**.

### 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 o.h. 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 o.h. 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 o.h. Hei-områdene 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 skogstyper (Holten et al. 1990). Innenfor nasjonalparken finnes bare små arealer med granskog. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991).

### 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 o.h. 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 o.h. Skoggrensa ligger mellom 800 og 900 m o.h. 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 del 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 o.h. Bjørk danner tregrensa, og her er innslag av både fattige og rike vegetasjonstyper. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk (1993).

### Lund

Overvåkingsområdet er sentrert omkring Førlandsvatnet og Kjermotjønnan i Lund kommune, Rogaland (58°33'N, 6°26'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1312 III, Ørdalsvatnet. Området har stor variasjon i naturtyper fra termofile skogstyper til skrinne bjørke- og furuskoger. Heiene domineres av røsslyng og er i 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 o.h., det preges av åslandskap, i hovedsak i mellom-boreal vegetasjonssone. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1992).

### 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 IV, Vegår. Området består hovedsakelig av hei og skog og ligger fra ca. 300 til 650 m o.h. 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).

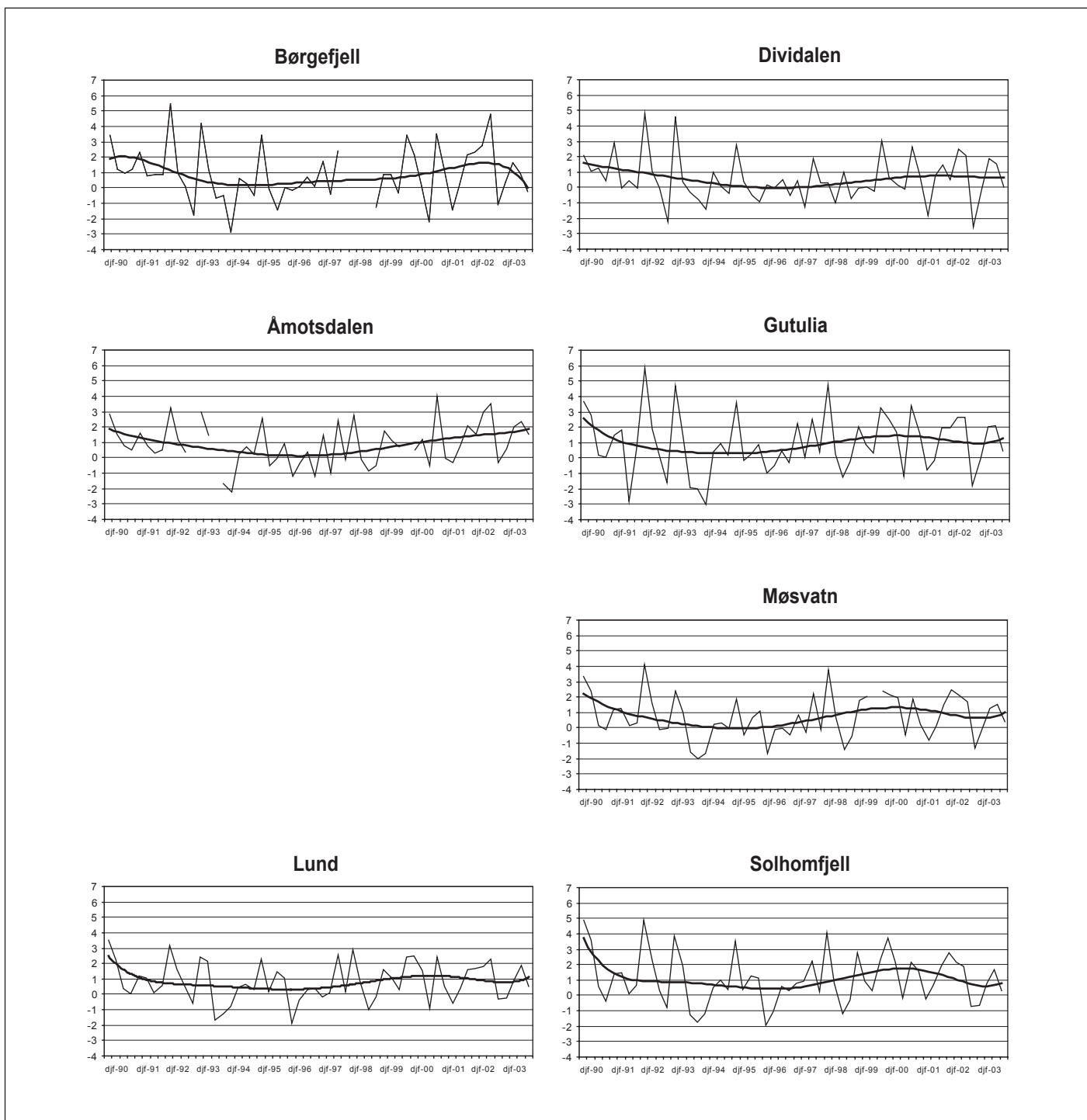


**Figur 2.1** Geografisk plassering av overvåkingsområdene i TOV. – Geographical location of the intensive study sites of the Norwegian Terrestrial Monitoring Programme TOV.

**Tabell 2.1** Karakteristika for de enkelte overvåkingsområdene. – Characteristics of the various monitoring sites.

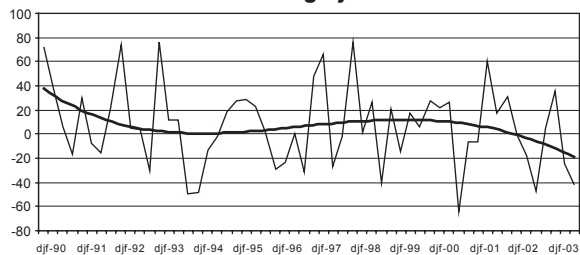
	Lund	Solhomfjell	Møsvatn	Gutulia	Åmotsdalen	Børgefjell	Dividalen
fylke	Rogaland	Aust-Agder	Telemark	Hedmark	Sør-Trøndelag	Nord-Trøndelag	Troms
breddegrad	58°33'N	58°57'N	59°51'N	62°01'N	62°28'N	65°04'N	68°43'N
lengdegrad	6°26'E	8°50'E	8°18'E	12°10'E	9°25'E	13°49'E	19°47'E
UTM-referanse	LK 50,92	ML 86-92, 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 oseanisk (O1)	overgangs- seksjon (OC)	svakt oseanisk (O1)	svakt oseanisk (O1)	kontinental (C)
berggrunn	bandgneis	granitt, granittisk gneis	meta- rhyolitt, metamor- tuff	omdannet sandstein med feltspat	grov meta- arkose, konglomerat	granitt, skifer	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) & Økland et al. 2001 (tab. 1); geografisk plassering er gitt for vegetasjonsflatene; UTM (WGS84): Dividalen i sone 34W, Gutulia, Børgefjell i sone 33W, 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<sup>2</sup>/år) og fig.5 (mg N/m<sup>2</sup>/år)

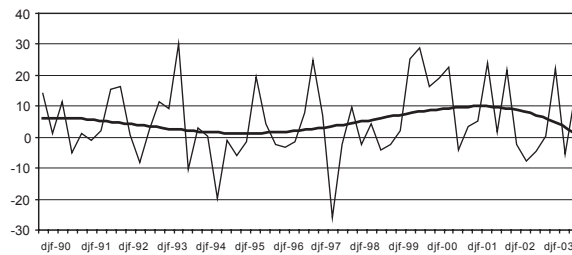


**Figur 2.2** Klimaet for TOV-områdene illustrert ved avvik i månedsmiddeltemperaturer (°C) (over) og månedsnedbør (mm) (neste side) fra 30-årsnormalene (1961-90) (data for nærliggende meteorologiske stasjoner fra Det norske meteorologiske institutt). Dataene er gitt som gjennomsnitt for perioder på 3 måneder (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov) – The climate of the monitoring sites illustrated as the deviations in mean monthly temperatures (°C) (above) and monthly precipitation (mm) (next page) from the 30-year normals (1961-90) (data for the nearest relevant meteorological stations from Met Norway). The data are given as means for periods of 3 months (Dec-Feb, Mar-May, Jun-Aug, Sep-Nov).

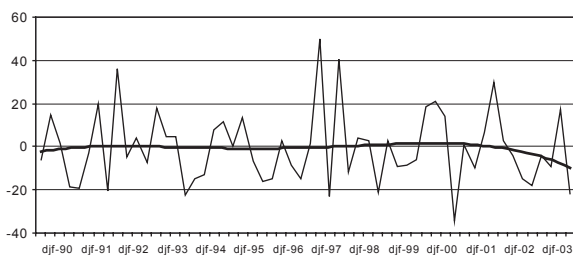
**Børgefjell**



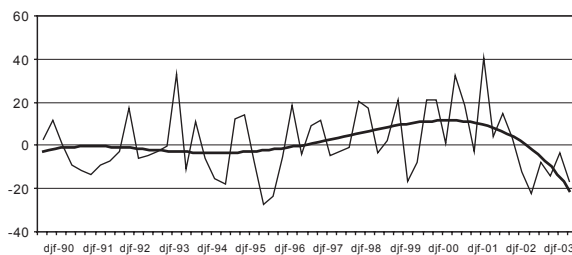
**Dividalen**



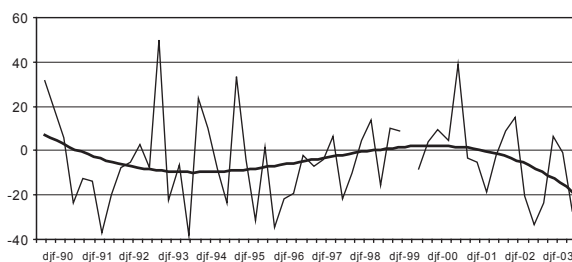
**Åmotsdalen**



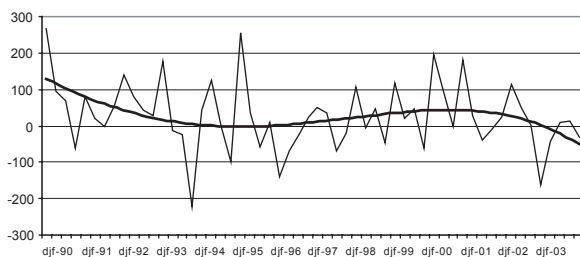
**Gutulia**



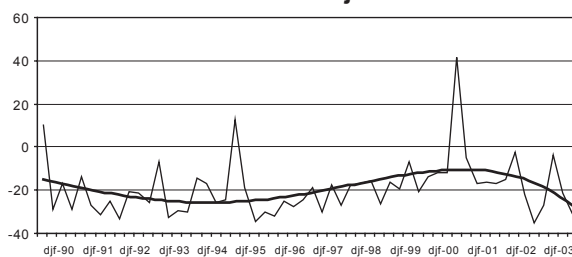
**Møsvatn**



**Lund**



**Solhomfjell**



### 3 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell – fjerde gangs analyse 2003

Rune Halvorsen Økland\* og Jørn-Frode Nordbakken

Undervegetasjonen i skog inneholder et bredt spekter av plantearter, som representerer mange ulike livsformer og tilpasninger til miljøet og derfor utgjør et stort sett av indikatorer som er følsomme overfor mange ulike påvirkningsfaktorer (T. Økland et al. 2001, 2004a). Overvåking av undervegetasjon i gran- og furuskog har pågått i Solhomfjell-området siden 1988 (R. Økland & Eilertsen 1993), fra 2001 samordnet med tilsvarende overvåking i regi av NIJOS og NINA (innenfor TOV) i "Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog", innenfor "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold" (St.meld. 42 (2000-2001)).

Resultater etter at tredje analyseomløp i de 11 granskogsområdene (Solhomfjell-området og 10 NIJOS-områder, fra Vennesla i sør til Rana i nord) var fullført i 2002 (T. Økland et al. 2004b) viste to hovedtrender: (1) En vedvarende tilbakegang for mange karplantearter i de sørligste/sørøstligste områdene. (2) Økning i moseartenes mengde og artsantall. Men mens det i første femårsperiode (etablering 1988–92, første reanalyse 1993–97) ble observert en generell mengdeøkning for et flertall av moseartene, fortsatte mengdeøkningen for store moser i neste periode (1993/97–1998/2002) samtidig som det var en klar tendens til at mengden av mindre moser avtok i mange områder. Disse endringene ble tolket (1) som en tidsforskjøvet respons på lang tids forurensing av skogsjorda relatert til langtransportert forurensing, og (2) som en umiddelbar respons på generelt gode veksebetingelser for moser gjennom 1990-tallet og fram til 2002. T. Økland et al. (2004b) forklarer de mindre mosenes tilbakegang med at de i økende grad overvokses av større moser. I Solhomfjell-området ble imidlertid kun ubetydelige endringer observert for moser fra 1993 til 1998 (R. Økland et al. 2000).

De nye trendene for endring etter annen reanalyse gjør at det knytter seg stor interesse til det videre endringsforløpet for undervegetasjonen i skog. I denne rapporten oppsummeres endringsmønstre for arter og vegetasjon i Solhomfjell-området 1988–2003, med særlig vekt på femårsperioden 1998–2003.

#### 3.1 Metoder

##### 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<sup>2</sup> ble så valgt ut tilfeldig blant 10-metersposisjoner langs transektene. I hver uttrukne storflate ble plassert to flater, hver 1 m<sup>2</sup>, i faste posisjoner. En av disse, til sammen 100 flater, er analysert fire ganger. De 61 flatene som er klassifisert som granskog og de 39 som er klassifisert som furuskog, er bearbeidet som to separate datasett i 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, og smårute-frekvens (mellom 0 og 16) beregnet som mål på artsmengde. Prosent dekning ble fra 1993 også registrert som mål på mengde.

##### Registrering av økologiske faktorer, treinnflytelse og klima

Ved første gangs analyse i 1988 ble 33 miljøvariabler (for topografi, treinnflytelse, jordkjemi og jordfysikk m.m.) registrert i tilknytning til alle de 200 flatene (R. Økland & Eilertsen 1993). Disse ble benyttet til tolkning av sammenhenger mellom gradienter i artssammensetning, identifisert ved DCA-ordinasjon (R. Økland & Eilertsen 1993). Reanalyse av jordvariabler vil ikke bli rapportert her fordi lengre tidsserier på grunn av stor variabilitet på fin romlig skala og gjennom året anses nødvendige for å kunne påvise sikre trender (Skjyllberg 1991, R. Økland et al. 2000). En indeks for treinnflytelse tilpasset Solhomfjell-området (R. Økland et al. 1999, 2000), er beregnet for alle flater i Solhomfjell-området og alle analysetidspunkter. Treinnflytelsesindeksen brukes til å beskrive endringer i tresjiktets tetthet og til å teste relasjoner mellom (endring i) tresjiktets egenskaper og vegetasjonen.

Nedbørens og temperaturens avvik fra normalen (normalperioden 1961–90; Aune 1993, Førland 1993) gjennom perioden 1988–2003 for stasjonen Tveitsund (250 m o.h., 20 km WNW for undersøkelsesområdet) er sammenstilt for enkeltmåned og for hele høsten (månedene september, oktober og november) på grunnlag av data fra Det norske meteorologiske institutt.

##### Vegetasjonsøkologisk basisundersøkelse av data fra første gangs analyse i 1988

Grunnlaget for å analysere vegetasjonsendringer er en DCA-ordinasjon (Hill 1979) av de observerte frekvensene av artenes forekomst i småruter fra 1988 (200 flater med 171 arter) (R. Økland & Eilertsen 1993). DCA-ordinasjonen ble utført med programmet CANOCO versjon 3.12 (ter Braak 1987, 1990), med standardvalg bortsett fra segmentdetrending og nedveing av arter med lavere frekvens i materialet enn medianfrekvensen (Eilertsen et al. 1990). R. Økland & Eilertsen (1993, 1994) tolket DCA-aksene 1 og 2 på grunnlag av korrelasjonskoeffisienter mellom flatenes skårer langs aksene og de økologiske variablene.

\* Kontakt: Seksjon for botanikk, De naturhistoriske museer og botanisk hage, Universitetet i Oslo, Postboks 1172 Blindern, 0318 Oslo (r.h.okland@nhm.uio.no)



DCA-akse 1 var relatert til topografi (på grov skala) og skilte granskog (Deltett A; akseskårer < 3,25 S.D.-enheter) fra furuskog (Deltett B). I granskogen avtok pH og humuslagets innhold av næringsstoffer langs denne akse, mens jorddybden avtok og vegetasjonens preg av tørkeutsatthet økte langs akse 1 i furuskog. Granskog og furuskog ble videre inndelt i skogtyper, tilsammen fire, som avløser hverandre langs DCA-akse 1: (A1) Rikere granskog; middels rik, frisk skog av lågurt- og småbregnegranskogstype, i nedre del av lisider og forsengkninger i terrenget (skår < 2,00 S.D.-enheter). (A2) Fattig granskog; fattig, frisk granskog av blåbærgranskogstype (i snever forstand), på plane til konkave lisider (skår mellom 2,00 og 3,25 S.D.-enheter). (B1) Lyngfuruskog; middels tørr lyngdominert furuskog i konvekse lisider (skår mellom 3,25 og 4,50 S.D.-enheter). (B2) Lavrik furuskog; ekstremtørr lavdominert furuskog på koller og rygger (skår > 4,50 S.D.-enheter).

DCA-akse 2 var relatert til fin-skala forsumpning og gjenspeiler først og fremst variasjonen 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 400 analyser (1988, 1993, 1998 og 2003)

Ny DCA-ordinasjon ble utført på smårutefrekvensdata for 172 arter i 400 analyser (100 prøveflater × 4 analyse-tidspunkter). CANOCO, versjon 4.5 (ter Braak & Šmilauer 2002) ble benyttet, med samme valg som i ordinasjonen av 200 prøveflater analysert i 1988 (se over). Kendalls 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. Tolkningen av DCA-aksene basert på 1988-materialet gjelder derfor også for aksene basert på reanalysedataene. Til tross for sterke aksevisse korrelasjoner mellom de to DCA-ordinasjonene, skiller punktsvermene seg i form på ett vesentlig punkt: Mens det i ordinasjonen av 200 prøveflater for 1988 var jevn spredning av prøveflater langs DCA-akse 2 både for lave (granskog) og høye (furuskog) skårer langs DCA-akse 1 (R. Økland & Eilertsen 1993: Fig. 10), hadde ordinasjonen av 400 analyser 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.

### Analysen av endringer mellom to analyse-tidspunkter

Endringer er i hovedtrekk analysert med samme metodikk som tidligere (R. Økland & Eilertsen 1996, R. Økland et al. 2000, T. Økland et al. 2001, 2004a,b). Resultater fra tidligere reanalyser (femårsperiodene 1988–93, 1993–98) er tatt med her når det har vært nødvendig for å vise utviklingen over tid, men hovedfokus er på endringer 1998–2003 og 1988–2003. Små forskjeller mellom de endringsmønstre som rapporteres her og tidligere rapporterte resultater for samme prøveflate-utvalg, skyldes at (få) opplagte feil i artsregistreringene, oppdaget etter feltarbeidet i 2003, ble rettet før ny bearbeiding. 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) Endringer i mengder (smårutefrekvens) for enkeltartene. Testing ble utført for arter med mengdeendring i ≥ 5 flater i en gitt skogtype (gran- eller furuskog) i den aktuelle tidsperioden. Her ble artenes ettårspersistens, dvs. deres tendens til å forbli i ei prøveflate og ikke kolonisere nye flater i løpet av ett år, trukket inn (jf Herben et al. 1993, R. Økland 1995a,b), basert på årlige observasjoner av artenes forekomst i 50 flater 1988–93. Tolkning av endring er angitt på en skala fra meget sterk negativ/positiv endring ---,+++ til tilsynelatende ingen endring 0. (2) Endring i antall karplantearter og antall kryptogamarter (mose- og lavararter) – artstetthet (Grace 1999) – i hver flate. (3) Endring i artssammensetning, uttrykt som forflytning av prøveflater langs DCA-aksene 1 og 2. (4) Endring i treinnflytelse. Kendalls  $\tau$  ble beregnet for test av sammenhenger mellom (endring i) treinnflytelse og endring i artssammensetning i hver skogtype.

Hypotesen 'antall arter i en gitt artsgruppe som økte (respektivt avtok) signifikant i mengde i en gitt tidsperiode var større enn det forventede antallet (lik  $0,025 \cdot n$ , 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). Småplanter av trær og de ettårlige *Melampyrum*-artene ble ikke tatt med i disse testene på grunn av stor variasjon fra år til år (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), en subjektivt estimert indeks som angir største lengde × bredde i  $\text{mm}^2$  for ett års normal vekst med verdier på en 9-punkts logaritmisk skala (< 4, 4–8, 8–16, 16–32, 32–64, 64–128, 128–256, 256–512, > 512  $\text{mm}^2$ ). 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 1998), beskrevet i detalj hos T. Økland et al. (2004b).

### Utvikling i populasjoner av etasjemose

Populasjonsbiologiske studier av etasjemose (*Hylocomium splendens*) har foregått i 1  $\text{m}^2$ -flatene i Solhomfjell-området og seks av overvåkingsområdene til NIJOS i granskog (Paulen, Solhomfjell, Grytdalen, Rausjømarka, Otterstadstølen, Gutulia og Granneset; T. Økland et al. 2001) siden 1990, se R. Økland (1995c). I Solhomfjell-området brukes 101 av de 200 flatene som ble merket opp og analysert i 1988 i etasjemoseundersøkelsen. Dette er flatene klassifisert som frisk granskog (voksestedstype 5) av R. Økland & Eilertsen (1993).

Demografiske registreringer er foretatt i ei flate fra det året det var minst 8 etasjemosevekstpunkter (se nedenfor) innenfor et forhåndsdefinert areal (vanligvis smårute 3 fra venstre i nedre rad, 625 cm<sup>2</sup>) innenfor flata. En standardisert metode er benyttet for å redusere eller øke dette arealet når antallet vekstpunkter kom utenfor intervallet 6–50 (fra 2001 endret til 8–32). Antallet flater der demografiske registreringer er utført, var 19 når registreringene startet i 1990, men økte gradvis og har vært 23 fra 2001. Detaljerte beskrivelser av art, datainnsamlingsprosedyrer og demografiske metoder finnes hos R. Økland (1995c), se også R. Økland (1997a).

Etasjemosen har årsperiodisk vekst med tydelig markering av vekstperioder (Hagerup 1935, R. Økland 1995c). 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 lengden på perioden med lys- og temperaturforhold som muliggjør vekst, og mosen er fuktig (Stålfelt 1937, R. Økland 1997b). Slike moser er derfor følsomme overfor endringer i klimaet. Etasjemose-skudd er bygd opp ved repetisjon av moduler ('etasjer') som i prinsippet er like. Normalt anlegges hver vår ett (sjeldnere ingen eller flere enn ett) nytt vekstpunkt fra ryggside 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 anlegg på eldre deler av skuddene (alder på opphavsmateriale > 1 år). Skuddene med den karakteristiske etasjestrukturen brytes kontinuerlig ned fra grunnen, men de siste 2–8 segmentene holdes normalt sammen i en skuddkjede om ikke skuddet blir fysisk skadet.

Registreringer ble utført hvert år 1990–2003 mellom 10. september og 10. oktober, dvs. etter at de nye segmentene var fullt utvokst, men før første snøfall. Ved hver årlig registrering ble alle vekstpunkter registrert forrige høst forsøkt gjenfunnet. Alle intakte vekstpunkter ble kartfestet og ikke-destruktivt merket med fargete plastringer med spalte (R. Økland 1995c). Utviklingen i mosedekket år for år er beskrevet ved hjelp av seks variabler: (1) Mosedekningen i det aktive arealet i demografiflatene, subjektivt estimert i prosent. (2) Dekningen av etasjemose i samme. (3) Populasjonsutvikling for etasjemose, angitt som 2-logaritmen til en populasjonsvekstindeks (PVI) med startår 1989 (R. Økland et al. 2000). (4) Gjennomsnittstørrelsen på alle modne segmenter ferdig utviklet i et gitt år, uttrykt som 2-logaritmen til estimert tørrvekt i 1/10 mg. Tørrvektestimerting 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, ved bruk av en regresjonsmodell som forklarer 91,3% av variasjonen i segmentstørrelse (R. Økland 1995c). (5) Etasjemoseproduksjonen (g/m<sup>2</sup>) ble beregnet som et produkt av tettheten i inneværende år og gjennomsnittstørrelsen for segmenter registrert som modne året før. Vekstpunktstettheten (antall vekstpunkter pr. m<sup>2</sup>) ble bereg-

net som gjennomsnittlig tetthet i de 101 prøveflatene som er med i undersøkelsen (dvs. at flater uten etasjemose også er inkludert). (6) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematra 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 dets egne dattersegmenter 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 (på toppen; 95–100% synlig, men skuddet hadde kontakt med substratet eller andre moser), og 5 (emergent; 100% synlig og uten kontakt med substrat eller andre moser). Den optimale plassering av skuddene med hensyn til balansen mellom lystilgang og gunstige fuktighetsforhold er i klasse 3 (R. Økland 2000).

## 3.2 Resultater

### Endring i totalt antall arter

Det totale antallet arter i de 61 1-m<sup>2</sup> flatene i granskog var 126 i 2003, fordelt på 56 karplantearter, 35 bladmosearter, 5 torvmosearter, 27 levermosearter og 3 lavararter (**tabell 3.1**). Artsantallet har vært relativt stabilt fra starten i 1988 fram til 2003. Fra 1998 til 2003 ble fem nye karplantearter funnet, tre som ikke var til stede i 1998 (*Lathyrus vernus*, *Listera cordata*, *Paris quadrifolia*) og to som aldri hadde vært observert i flatene (*Rubus idaeus*, *Sanicula europaea*). To arter ble ikke gjenfunnet (*Quercus* sp., *Calluna vulgaris*). En ny bladmoseart (*Leucobryum glaucum*) ble funnet, mens fire ikke ble gjenfunnet (*Ceratodon purpureus*, *Dicranum polysetum*, *Diphyscium foliosum*, *Pohlia nutans*). En ny torvmoseart (*Sphagnum angustifolium*) ble funnet, mens to levermosearter ikke ble gjenfunnet (*Cephaloziella* spp., *Scapania scandica*). Det har vært en viss utskiftning av artsinventaret; 141 arter har totalt vært funnet i de 61 granskogsflatene gjennom femtenårsperioden.

Det totale artsantallet i furuskogsflatene i 2003 var 64, fordelt på 14 karplantearter, 21 bladmosearter, 4 torvmosearter, 11 levermosearter og 14 lavararter (**tabell 3.1**). Artsantallet har falt jevnt, fra 71 i 1988. I 2003 ble en karplanteart (*Monotropa hypopitys*) funnet som manglet i 1998, mens en bladmoseart (*Racomitrium heterostichum* agg.) ikke ble gjenfunnet. En ny levermoseart (*Calyptogeia muelleriana*) ble funnet, mens fire ikke ble gjenfunnet (*Barbilophozia barbata*, *Cephalozia bicuspida*, *Plagiochila asplenioides*, *Ptilidium pulcherrimum*). En lavart (*Cladonia cornuta*) ble ikke gjenfunnet. I alt er 79 arter påvist i de 39 furuskogsflatene ved de fire observasjonstidspunktene.

### Endring i karplantearters mengde i granskog

Foruten gran *Picea abies* hadde bare én art, *Calamagrostis purpurea*, signifikant reduksjon i smårutefrekvens ( $P < 0,05$ ; **tabell 3.2, 3.3**) i femårsperioden 1998–2003. Arten fortsatte dermed den signifikante tilbakegangen ( $P < 0,05$ ) i perioden 1993–98. Mengdeøkning i femårsperioden 1998–2003 (signifikant på nivå  $\alpha = 0,05$ ) ble observert for furu (*Pinus sylvestris*) og tre andre arter (*Anemone nemorosa*, *Oxalis acetosella*, *Trientalis europaea*). For *Oxalis*, som fikk sin mengde redusert i begge de to foregående periodene, var økningen formidabel;

arten kom inn i 89 nye småruter i 2003 mens den forsvant fra bare 6! Observasjoner i felt indikerte at økningen først og fremst skyldtes en massiv spiring fra frø i 2003. Også *Trientalis* økte kraftig; arten kom inn i 142 nye småruter og forsvant fra 47. For smyle *Deschampsia flexuosa* var økningen i smårutefrekvens nesten signifikant ( $P = 0,0570$ ), mens deknin-gen av arten økte i 27 flater og avtok i bare 8 ( $P = 0,0009$  for at 27 eller flere av 35 utfall skal være like, gitt to mulige utfall som er like sannsynlige; eksakt test basert på binomialfordelingen). I fire flater (6, 12, 44 og 51) økte smyledekningen med over ti prosentpoeng fra 1998 til 2003, størst i flate 51 der smyle hadde en dekning på 34% i 2003 mot bare 5% i 1998. På grunnlag av artenes persistens ble disse artenes mengdeøkning vurdert som betydelig eller sterk i femårsperioden.

Totalt for femtenårsperioden 1988–2003 ble signifikante reduksjoner i smårutefrekvens observert for fire arter (**tabell 3.2**). *Pteridium aquilinum* hadde tilbakegang ( $P < 0,1$ ) i alle femårsperioder, mens *Calamagrostis purpurea* viste sterkt signifikant reduksjon ( $P < 0,001$ ) i hele femtenårsperioden. *Pteridium* forekom i 1988 i 244 småruter mens den i 2003 bare ble funnet i 103; en nedgang på 57,8%. For *Calamagrostis* var nedgangen på 31,4%, fra 229 småruter i 1988 til 157 i 2003. Begge disse artene ble vurdert å ha hatt meget sterk tilbakegang i femtenårsperioden. For *Gymnocarpium dryopte-*

*ris* og *Rubus saxatilis* var nedgangen mindre sterkt signifikant, men ingen av disse økte i mengde i noen femårsperiode. *R. saxatilis* gikk i løpet av 15 år tilbake fra 41 til 14 småruter, dvs en reduksjon på 65,8%. Dette ble vurdert som en sterk tilbakegang. Ingen art økte signifikant i mengde i femtenårsperioden, men en økning av *Deschampsia flexuosa* kan ha funnet sted (**tabell 3.3**).

Antallet karplantearter (trær og *Melampyrum* spp. unntatt) som økte signifikant i mengde, 3, var signifikant høyere enn forventet i perioden 1998–2003, mens det for femtenårsperioden ble registrert nedgang i mengde for signifikant flere arter, 4, enn forventet ( $P = 0,0020$ ; **tabell 3.2**).

### Endring i karplantearters mengde i furuskog

Foruten furu *Pinus sylvestris* og *Melampyrum pratense*, begge med svært lav persistens, ble signifikant økning i smårutefrekvens ( $P < 0,05$ ; **tabell 3.2, 3.4**) i femårsperioden 1998–2003 observert for *Empetrum nigrum* og *Vaccinium myrtillus*. For begge disse artene var økningen et resultat av nyetableringer i tørrere deler av furuskogen. Nesten signifikant mengdeøkning ble observert for *Vaccinium vitis-idaea* (**tabell 3.4**). Mengdereduksjon ble ikke observert for noen art, verken i femårsperioden 1998–2003 eller hele femtenårsperioden 1988–2003. For hele perioden ble signifikant mengdeøkning funnet for en art, *Vaccinium vitis-idaea*.

**Tabell 3.1** Totalt antall arter observert i de 61 1-m<sup>2</sup> flatene i granskog og i de 39 flatene i furuskog i Solhomfjell-området hvert av undersøkelsesårene 1988, 1993, 1998 og 2003, samt totalt for alle årene. – Total number of species observed in the 61 1-m<sup>2</sup> plots in spruce forest and the 39 plots in pine forest in the Solhomfjell area each year 1988, 1993, 1998, 2003, and in total.

Artsgruppe	Antall arter				Totalt
	1988	1993	1998	2003	
<b>Granskog</b>					
Karplanter	56	55	53	56	59
Bladmoser	34	36	38	35	42
Torvmoser	4	4	4	5	5
Levermoser	26	30	29	27	32
Lav	3	3	3	3	3
Totalt	123	128	127	126	141
<b>Furuskog</b>					
Karplanter	18	14	13	14	18
Bladmoser	21	21	22	21	23
Torvmoser	4	4	4	4	4
Levermoser	13	12	14	11	16
Lav	15	18	15	14	18
Totalt	71	69	68	64	79

## Endring i kryptogamarters mengde i granskog

I femårsperioden 1998–2003 ble signifikant mengdereduksjon funnet for 5 mosearter, etter økende P-verdi: *Dicranum fuscescens*, *Plagiothecium denticulatum*, *Ptilidium pulcherrimum*, *Lophozia ventricosa* agg., *Brachythecium reflexum* (**tabell 3.2, 3.5**). Alle disse artene hadde moderat persistens, og tilbakegangen ble derfor ikke tolket som sterk for noen av dem. Signifikant mengdereduksjon ble ikke registrert for noen art i femtenårsperioden (**tabell 3.2**). Moseartene som avtok i mengde i perioden 1998–2003 var mindre enn testede moser flest, men testen var ikke signifikant (randomiseringstest, 9999 permuteringer:  $P = 0,1181$ ).

Signifikant mengdeøkning i femårsperioden 1998–2003 ble registrert for hele ni mosearter; *Chiloscyphus profundus* og åtte store blad- og torvmoser (etter økende P-verdi: *Dicranum majus*, *Rhytidiadelphus loreus*, *Polytrichum formosum*, *Sphagnum girgensohnii*, *Hylocomium splendens*, *Hylocomiastrum umbratum*, *Plagiothecium undulatum*, *Pleurozium schreberi*). Disse hadde gjennomgående moderat til høy persistens, og mengdeøkningen ble tolket som sterk for *Chiloscyphus profundus*, *Dicranum majus* og *Rhytidiadelphus loreus*. I femtenårsperioden 1988–2003 ble signifikant mengdeøkning registrert for hele 15 mosearter; sju av de som økte signifikant i femårsperioden 1998–2003 og åtte andre (**tabell 3.5**). For fire arter, *Hylocomium splendens*, *Dicranum majus*, *Rhytidiadelphus loreus*, *Chiloscyphus profundus*, var økningen signifikant på nivå

$P < 0,001$ , og den ble tolket som meget sterk. Økningens størrelse, målt i prosentvis økning i antallet småruter fra 1988 til 2003, var størst for *Rhytidiadelphus loreus* (85,6%; fra 97 til 180 småruter), fulgt av *Chiloscyphus profundus* (56,8%; fra 236 til 370), *Hylocomium splendens* (26,4%; fra 299 til 378) og *Dicranum majus* (17,0%; fra 575 til 673). Kraftig prosentvis økning ble også registrert for *Polytrichum formosum* (77,1%; fra 70 til 124 småruter). Basert på tolkning, ble en økning vurdert å ha funnet sted for i alt 11 arter.

Mosene som økte i mengde i perioden 1998–2003, var vesentlig større enn testede moser flest (randomiseringstest, 9999 permuteringer:  $P = 0,0012$ ). For femtenårsperioden var det bare en meget svak og ikke signifikant tendens til at mosene som økte i mengde var større enn testede moser flest ( $P = 0,3532$ ), mens det i den første femårsperioden da signifikant økning i mosemengde ble registrert for 18 arter, var en tendens (ikke signifikant) til at mosene som økte i mengde var mindre enn moser flest ( $P = 0,1770$ ).

**Tabell 3.2** Antall karplante- og kryptogamarter 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 og 1988–2003.  $n$ ,  $n-$ ,  $n+$  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. – Number of vascular plant and cryptogam species with significant abundance change ( $P < 0.05$  in the exact test based on  $n$  binomial trials, each with  $P = 0.025$ , cf. **Tables 3.3–3.6**) in spruce and pine forest, respectively, in the Solhomfjell area, 1988–93, 1993–98, 1998–2003 and 1988–2003.  $n$ ,  $n-$  and  $n+$  indicate the number of species tested and the numbers with significant decline or increase in abundance, respectively. Significant change ( $P < 0.05$ ) is indicated by bold-face.

Skogtype/ Artsgruppe	Tidsperiode	n	Mengdereduksjon		Mengdeøkning	
			n-	P	n+	P
<b>Granskog</b>						
Karplanter	1988–1993	21	3	<b>0,0148</b>	1	0,4124
	1993–1998	19	9	<b>&lt;0,0001</b>	0	1,0000
	1998–2003	18	1	0,3660	3	<b>0,0112</b>
Kryptogamer	1988–1993	43	0	1,0000	18	<b>&lt;0,0001</b>
	1993–1998	41	1	0,6458	1	0,6458
	1998–2003	39	5	<b>0,0028</b>	9	<b>&lt;0,0001</b>
<b>Furuskog</b>						
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	<b>0,0059</b>
Kryptogamer	1988–1993	25	3	<b>0,0238</b>	2	0,1286
	1993–1998	26	2	0,1371	0	1,0000
	1998–2003	25	4	<b>0,0032</b>	2	0,1286
<b>Granskog</b>						
Karplanter	1988–2003	22	4	<b>0,0020</b>	0	1,0000
Kryptogamer	1988–2003	43	0	1,0000	15	<b>&lt;0,0001</b>
<b>Furuskog</b>						
Karplanter	1988–2003	6	0	1,0000	1	0,1409
Kryptogamer	1988–2003	29	7	<b>&lt;0,0001</b>	3	<b>0,0352</b>

**Tabell 3.3** Endring i karplantarterers mengde i granskog (deldatasett A) i overvåkningsområdet Solhomfjell, 1988–2003. Totalt antall refererer seg til antall prøveflater (Fi; av totalt 61) og småruter (Sr; av totalt 976) arten totalt er funnet i. 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 smårutefrekvens, og P-verdi for en Wilcoxon etuttvalgstest for hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot den tilsidige alternative hypotesen. For perioden 1988–2003 er også antallet flater med reduksjon (n-) resp. økning (n+) i prosent dekning angitt. 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). Kun arter som har forekommet i minst 5 av prøveflatene, er inkludert i tabellen. Signifikant endring ( $P < 0,05$ ) er markert med uthvet skrift. – Change in the abundance of vascular plants in spruce forest (Subset A) in the Solhomfjell area, 1988–2003. 'Totalt antall' refers to the number of plots (Fi; of the total 61) and subplots (Sr; of the total 976) in which the species has been found. The columns for subplot frequency change give the total number of plots in which the species has been found in at least one of the two years (n), the number of plots with recorded decrease (n-) and increase (n+) in subplot frequency, and P-value for a Wilcoxon one-sample test of the hypothesis that the median change is not significantly different from 0, against the two-tailed alternative. For the period 1988–2003 the number of plots with decrease, resp. increase of percent cover, is also shown. Persistence (cf. R. Økland 1995b) is given on a scale from -- (low) to ++ (high). The columns for inferred trend provide an overall judgment of the species' pattern of change during the time periods in question, from -- (very strong decrease) to +++ (very strong increase). Only species that have occurred in at least 5 plots are included. Significant change ( $P < 0,05$ ) is indicated by bold-face P value.

Art	Totalt antall	Endring i smårutefrekvens												Prosent Persi- stens dekn.		Tolket endring 98-03 88-03								
		1988-1993				1993-1998				1998-2003				98-03										
		n	n-	n+	P	n	n-	n+	P	n	n-	n+	P	n-	n+									
Betula sp.	12	45	10	6	4	4	2,278	8	4	2	3,741	9	8	1	<b>,0193</b>	4	2							
Picea abies	40	171	33	23	7	16	1,049	30	20	7	<b>,0072</b>	35	24	7	<b>,0068</b>	15	7	–	0	0				
Pinus sylvestris	24	44	15	2	13	1	<b>,0134</b>	14	2	12	<b>,0082</b>	13	2	11	<b>,0424</b>	2	12							
Populus tremula	16	80	10	3	6	3	1,870	11	5	8	3,598	14	6	7	5,691	5	7	–	0	0				
Sorbus aucuparia	61	633	60	28	23	31	6,158	61	23	31	2,146	60	27	25	7,619	15	13	+	0	0				
Vaccinium myrtillus	60	931	59	4	10	5	2,817	59	4	8	3,820	60	5	9	1,857	20	40	++	0	0				
Vaccinium vitis-idaea	45	467	41	18	13	9	2,177	41	25	9	<b>,0015</b>	43	13	23	1,105	14	9	++	0	0				
Anemone nemorosa	19	174	18	8	6	2	9,245	16	13	2	<b>,0018</b>	15	8	8	<b>,0113</b>	19	8	--	0	0				
Convallaria majalis	14	81	13	7	2	6	1,975	11	3	6	8,286	14	5	7	6,045	3	2	+	0	0				
Dryopteris expansa agg.	18	130	17	11	1	4	<b>,0052</b>	14	6	4	6,655	14	5	9	1,360	2	8	+	0	0				
Gymnocarpium dryopteris	27	280	27	14	7	2	9,919	24	15	2	<b>,0052</b>	23	10	10	7,776	27	17	8	++	0	–			
Linnaea borealis	11	62	11	7	3	0	7,585	8	8	0	<b>,0104</b>	5	0	4	11	8	3	++	0	0				
Lycopodium annotinum	18	159	16	10	4	2	2,516	13	7	2	2,341	15	8	7	9,771	18	11	7	+	0	0			
Maianthemum bifolium	58	811	56	19	22	8	8,653	56	33	8	<b>,0001</b>	58	16	26	9,925	58	27	21	8	30	+	0	0	
Melampyrum pratense	12	70	7	2	5	7	2,702	9	2	7	1,366	10	5	4	9,912	10	3	7	–	0	0			
Melampyrum sylvaticum	14	113	11	5	6	7	3,948	11	4	7	5,904	11	4	6	4,726	14	7	7	–	0	0			
Oxalis acetosella	16	183	14	10	4	1	0,767	11	7	1	<b>,0231</b>	15	0	14	<b>,0011</b>	16	5	11	2,881	0	8	+	++	0
Phegopteris connectilis	10	109	9	5	3	3	8,880	9	4	3	3,482	9	5	4	9,925	9	4	4	1,0000	3	6	+	0	0
Pteridium aquilinum	25	298	25	17	8	5	<b>,0472</b>	24	19	5	<b>,0293</b>	19	12	4	0,507	23	21	2	<b>,0001</b>	15	4	–	–	–
Rubus saxatilis	8	52	8	4	2	1	2,021	7	4	1	6	4	0	0	8	7	1	4	<b>,0249</b>	2	0	+	–	–
Solidago virgaurea	15	77	15	8	4	4	3,798	12	4	4	6,193	12	7	2	0,656	15	10	4	2,679	6	3	+	0	0
Trifolium europaea	48	484	47	24	17	7	5,495	43	31	7	<b>,0004</b>	41	5	33	< <b>,0001</b>	48	25	19	8,560	3	15	+	++	0
Viola riviniana	8	71	8	3	4	3	3,438	6	3	3	8,302	5	2	2	8	4	4	4	5,266	1	2	++	0	0
Calamagrostis purpurea	24	273	24	6	7	2	7,502	23	14	2	<b>,0053</b>	20	12	2	2,096	24	18	2	<b>,0006</b>	6	3	++	–	–
Deschampsia flexuosa	53	769	53	3	12	6	<b>,0307</b>	53	11	6	0,887	52	5	11	0,570	53	13	13	2,799	8	27	++	+	+
Luzula pilosa	14	88	14	10	2	2	<b>,0235</b>	11	4	6	2,547	10	4	5	9,048	14	10	4	3,118	1	1	+	0	0
Melica nutans	7	71	7	3	2	1	1,0000	7	1	4	1,696	7	5	2	2,359	7	3	3	4,004	3	1	++	0	0
Milium effusum	6	45	5	3	1	2		5	1	4	8,321	6	3	3	1,0000	6	3	2	1,0000	0	1	+	0	0

**Tabell 3.4** Endring i karplantearters mengde i furuskog (deldatasett B) i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988–2003. For forklaring, se tabell 3.3. – Change in the abundance of vascular plants in pine forest (Subset B) in the Solhomfjell area, 1988–2003. Explanation, see table 3.3.

Art	Endring i smårutefrekvens												Prosent Persi- stens dekn.		Tolket endring 98-03 88-03		
	1988-1993				1993-1998				1998-2003				1988-2003			98-03	
	n	n-	n+	P	n	n-	n+	P	n	n-	n+	P	n	n-		n+	P
Picea abies	11	27	10	9	0	3	1	5	3	3	1	10	8	1	,0519	1	0
Pinus sylvestris	26	122	17	11	4	7	,6290	16	4	7	,0296	22	5	16	,0078	23	8
Sorbus aucuparia	8	12	6	3	1	0	0	3	2	0	0	2	0	1	,1198	1	1
Calluna vulgaris	37	485	37	12	13	8390	,0528	34	19	9	,0528	33	14	11	,4242	37	22
Empetrum nigrum	25	259	19	13	5	,0965	,0123	20	11	4	,0123	24	3	16	,0371	25	11
Erica tetralix	5	41	5	2	2	0	0	4	4	0	0	3	2	1	,0545	5	0
Vaccinium myrtillus	38	573	35	6	4	4428	,4310	35	7	5	,4310	37	3	9	,1058	4	27
Vaccinium uliginosum	21	277	20	7	8	,6897	,7813	20	6	6	,6897	19	3	5	,9438	20	8
Vaccinium vitis-idaea	39	617	38	5	6	,7202	,0128	38	2	10	,0128	38	4	8	,0513	38	5
Melampyrum pratense	22	212	15	7	8	4807	1,0000	15	8	7	1,0000	20	3	17	,0004	21	3

**Tabell 3.5** Endring i kryptogamarters mengde i granskog (deldatasett A) i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988–2003. For forklaring, se tabell 3.3. – Change in the abundance of cryptogams in spruce forest (Subset A) in the Solhomfjell area, 1988–2003. Explanation, see table 3.3.

Art	Endring i smårutefrekvens												Prosent Persi- stens dekn.		Tolket endring 98-03 88-03		
	1988-1993				1993-1998				1998-2003				1988-2003			98-03	
	n	n-	n+	P	n	n-	n+	P	n	n-	n+	P	n	n-		n+	P
Brachythecium reflexum	29	175	21	7	9	7943	,0005	24	4	19	,0005	29	17	10	,0463	25	11
Brachythecium salebrosum	7	45	5	4	1	,5827	,5716	6	2	3	,5716	6	2	2	,3408	6	1
Brachythecium starkei agg.	16	98	12	6	5	,7876	,9885	12	5	7	,9885	14	7	7	,4299	12	5
Cirriophyllum piliferum	10	70	7	1	6	,0418	,2981	9	2	5	,2981	10	5	2	,1434	8	2
Dicranum fuscescens	27	142	21	0	17	,0003	,2349	24	7	13	,2349	26	18	6	,0023	21	8
Dicranum majus	57	752	55	9	24	,0048	,3632	55	16	21	,3632	57	7	25	,0038	57	8
Dicranum scoparium	58	512	53	6	41	,0000	,0556	56	29	19	,0556	56	23	26	,5278	56	18
Hylacomiastrum umbratum	35	335	34	13	16	,3940	,5034	31	11	10	,5034	32	7	17	,0344	35	11
Hylacomium splendens	44	437	44	11	22	,0672	,0669	42	11	22	,0669	41	9	20	,0322	42	8
Hypnum cupressiforme	8	14	5	1	4	,2031	,7656	5	2	3	,7656	6	2	3	1,0000	4	0
Plagiomnium affine	12	105	11	3	7	,1973	,3088	12	3	6	,3088	12	6	5	,4430	12	4
Plagiothecium denticulatum	29	159	24	5	14	,0329	,1976	28	9	18	,1976	28	19	7	,0083	26	11
Plagiothecium laetum	53	422	41	6	27	,0012	,2036	48	13	26	,2036	51	28	21	,2557	47	8
Plagiothecium undulatum	15	183	14	1	7	,0332	,1542	14	3	5	,1542	15	1	11	,0354	15	1
Pleurozium schreberi	47	454	41	14	21	,0816	,6975	41	15	17	,6975	46	14	25	,0402	45	14
Pohlia nutans	8	12	7	2	5	,2402	,4402	6	3	1	,4402	4	4	0	0	2	0
Polytrichum commune	6	34	6	2	4	,4840	,4840	5	3	0	,4840	5	1	3	1,0000	6	2
Polytrichum formosum	22	148	20	3	14	,0032	,10000	21	10	8	1,0000	18	3	11	,0107	19	2
Ptilium crista-castrensis	14	78	13	3	5	,7227	,10000	13	6	6	1,0000	12	5	3	,9425	11	5
Rhizomnium punctatum	7	13	3	1	1	0	0	4	2	1	0	6	0	4	0	7	2
Rhodobryum roseum	5	33	5	1	3	0	0	4	1	1	0	4	2	0	0	4	2

Tabell 3.5 (forts.)

Art	Totalt antall	Endring i smårutefrekvens												Prosent Persi- dekn. 98-03		Tolket endring 98-03 88-03						
		1988-1993				1993-1998				1998-2003				1988-2003			98-03					
		n	n-	n+	P	n	n-	n+	P	n	n-	n+	P	n-	n+		n-	n+				
Rhytidadelphus loreus	28	24	2	17	,0006	26	6	12	,1143	26	4	17	,0053	26	1	24	<,0001	1	9	++	++	+++
Rhytidadelphus squarrosus agg.	21	20	12	4	,1703	16	5	6	,9634	14	6	4	,4715	20	12	4	,0783	4	6	++	++	0
Rhytidadelphus triquetrus	14	14	2	6	,3506	13	6	3	,3968	12	2	7	,1169	13	5	6	,3008	3	1	++	++	0
Tetraphis pellucida	5	3	1	2		5	1	4	,4902	5	3	2	1,0000	5	1	4	,1696	1	0			
Sphagnum girgensohnii	10	8	1	4	,1675	8	4	1	,2031	9	0	7	,0179	9	1	5	,0899	0	8	++	+	(+)
Sphagnum quinquefarium	10	103	2	3	,8902	9	3	4	,3008	9	2	2		10	3	4	,3017	1	7	++	++	0
Barbilophozia attenuata	15	61	1	8	,0402	12	7	3	,2547	12	4	4	,8857	11	2	8	,0369	3	4	0	0	(+)
Barbilophozia barbata	18	91	1	11	,0053	14	8	4	,8431	16	10	4	,0976	14	2	10	,0466	3	3	-	(-)	(+)
Barbilophozia floerkei	21	143	2	18	,0018	20	5	11	,2100	17	10	5	,0541	14	3	9	,0276	8	1	+	+	(-)
Barbilophozia lycopodioides	44	489	41	10	,1166	41	18	12	,0629	43	16	12	,6411	43	12	14	,6996	10	9	++	++	0
Blepharostoma trichophyllum	13	36	9	2	,2261	12	4	6	,7527	10	6	1	,0708	8	1	4	,4902	3	0			0
Calypogeia azurea	15	80	11	3	,3075	12	6	5	,8201	15	3	11	,0784	13	1	9	,0269	2	7	--	(+)	(+)
Calypogeia integrisipula	13	47	12	2	,1849	13	5	3	,3543	10	6	2	,4367	10	5	4	,5067	4	1	-	0	0
Calypogeia muelleriana	29	204	25	8	,1689	24	8	12	,4183	24	9	11	,0545	25	8	17	,0110	5	7	-	0	0
Calypogeia neesiana	21	83	15	3	,0398	16	11	4	,0624	13	4	7	,2526	17	8	9	,4014	3	5	+	+	0
Cephalozia bicuspidata	10	33	10	5	,6690	6	4	0	,0890	7	3	3	1,0000	9	6	2	,3506	3	3	-	0	0
Cephalozia lunulifolia	12	52	11	1	,0771	12	3	5	,4811	12	7	4	,1304	11	3	7	,2334	5	1	-	0	0
Chiloscyphus profundus	56	516	46	9	,0004	49	25	20	,5736	55	16	31	,0086	52	9	39	<,0001	9	12	+	+	+++
Diplophyllum taxifolium	7	21	6	3	,5887	5	3	1		5	1	3		6	3	3	1,0000	1	3			
Lophozia obtusa	30	189	25	4	,0111	26	13	10	,6662	29	9	15	,1426	26	5	19	,0278	5	9	+	+	0
Lophozia ventricosa agg.	20	82	15	3	,0166	17	4	10	,2483	17	13	3	,0459	13	5	7	,1886	9	1	+	+	(-)
Plagiochila asplenoides	39	339	39	15	,9279	37	14	15	,5199	35	13	14	,8839	38	17	15	,8195	4	11	++	++	0
Plagiochila porelloides	6	18	6	1		6	1	0		5	1	1		5	2	2		1	0			
Ptilidium ciliare	13	66	13	0	,0043	13	6	6	,8410	11	6	2	,2900	11	5	5	,4587	3	2	+	+	0
Ptilidium pulcherrimum	9	29	6	3	1,0000	9	1	7	,0562	8	8	0	,0119	4	2	2		5	0			
Tritomania quinquentata	9	38	8	0	,0130	8	6	1	,0494	8	1	5	,3951	7	0	5		1	1			
Cladonia chlorophaea agg.	4	9	3	1		4	0	2		4	3	0		1	1	0		3	0			
Cladonia coniocraea	6	18	4	1		3	3	0		4	0	2		6	4	2	,3741	0	2			

## Endring i kryptogamarters mengde i furuskog

I femårsperioden 1998–2003 ble signifikant mengdereduksjon funnet for 4 kryptogamarter i furuskog (**tabell 3.2**), sterkest for *Pohlia nutans* (57,1% reduksjon i antallet småruter arten ble observert, fra 63 til 27), sterk også for *Cladonia chlorophaea* og signifikant for *Cephaloziella* spp. og *Cladonia rangiferina* (**tabell 3.6**). Nær signifikant mengdereduksjon ( $P < 0,06$ ) ble observert for *Barbilophozia floerkei* og *Cladonia arbuscula* agg. Basert på tolkning ble en mengdereduksjon vurdert å ha funnet sted for alle disse seks artene så nær som *Cephaloziella* spp., som hadde svært lav persistens.

I femtenårsperioden 1988–2003 avtok sju arter signifikant i mengde (**tabell 3.2**). For fem av disse var endringen signifikant på nivå  $P < 0,01$  og tolket som sterk (**tabell 3.6**): *Barbilophozia floerkei* (57,3% reduksjon i antall småruter, fra 113 i 1988 til 48 i 2003), *Cladonia arbuscula* (44,8%, fra 105 til 58), *Ptilidium ciliare* (42,8%, fra 145 til 83), *Cladonia rangiferina* (33,6%, fra 146 til 97) og *Cladonia chlorophaea* (33,3%, fra 174 til 116).

I perioden 1998–2003 var det en signifikant tendens til at arter med redusert mengde var mindre enn testede arter flest (randomiseringstest, 9999 permuteringer:  $P = 0,0172$ ), mens ingen slik tendens ble funnet for arter med signifikant mengdereduksjon, verken i perioden 1988–1993 ( $P = 0,5428$ ) eller i femtenårsperioden 1988–2003 ( $P = 0,3873$ ).

Bare to arter, *Leucobryum glaucum* og *Cladonia deformis*, hadde signifikant mengdeøkning i femårsperioden 1998–2003. Dette var ikke signifikant flere enn forventet (**tabell 3.2**). Begge disse relativt sparsomt forekommende artene ble i 2003 registrert i omtrent dobbelt så mange småruter som i 1998. I femtenårsperioden ble signifikant mengdeøkning registrert for de samme to artene samt for *Dicranum fuscescens*, som hadde en sterk økning i perioden 1988–1993 og som også økte (om enn ikke signifikant) i perioden 1998–2003. Totalt økte forekomsten av *Leucobryum glaucum* fra 7 småruter i 1988 til 24 småruter i 2003 (243% økning), mens *Dicranum fuscescens* økte fra 37 til 107 småruter (189%); for begge arter vurdert som en sterk økning. Det var ingen tendens til at store kryptogamarter økte mer i mengde enn små (randomiseringstest, 9999 permuteringer:  $P = 0,6587$ ) i femtenårsperioden.

## Endring i artsantall i prøveflatene

Nedgangen i gjennomsnittlig antall karplantearter pr. prøveflate i granskog, som ble observert i begge de to første femårsperiodene, stoppet opp i perioden 1998–2003 (**tabell 3.7**). Likevel ble en signifikant reduksjon i artstetthet (midlere nedgang 1,31 arter) observert i rikere granskog for hele femtenårsperioden (**tabell 3.7**). Karplanteartstettheten i den lavrike furuskogen økte signifikant i femårsperioden 1998–2003, i gjennomsnitt med 0,89 arter pr. flate. Økningen i femtenårsperioden (0,50 arter) var imidlertid ikke signifikant. I lyngfuruskogen ble en meget svak reduksjon i artstetthet observert i femårsperioden, men denne bidro til en signifikant reduksjon i karplanteartstetthet i femtenårsperioden (**tabell 3.7**).

Både i granskogen og i furuskogen avtok det gjennomsnittlige antallet kryptogamarter pr. prøveflate svakt, men ikke signifikant, i perioden 1998–2003 (**tabell 3.7**). Totalt i femtenårsperioden ble en sterkt signifikant økning i kryptogamartsantallet funnet i granskog ( $P < 0,01$ ), både i rikere og i fattig type (gjennomsnitt pr. flate henholdsvis 2,24 og 1,42 arter). Dette skyldtes den sterke økningen i femårsperioden 1988–1993. I furuskogen avtok artsantallet svakt (men ikke signifikant) også i femtenårsperioden (**tabell 3.7**).

## Endring i artssammensetning

**Figur 3.1a** viser prøveflatenes forflytningsmønster gjennom femtenårsperioden 1988–2003 i forhold til DCA-ordinasjonsaksler 1 og 2. I forhold til spredningen av prøveflater langs ordinasjonsaksene var forflytningen liten for de aller fleste prøveflatene, men noen flater hadde en forflytning på nær 1 S.D.-enhet i det todimensjonale diagrammet gjennom femtenårsperioden (f.eks. prøveflater 55 og 34 i fattig granskog, i retning høyere skårer langs DCA-akse 2; **figur 3.1**).

Den signifikante forflytningen av prøveflater fra rikere granskog mot høyere skårer langs DCA-akse 1 (i retning vegetasjonen i fattig granskog) som ble observert i begge femårsperiodene 1988–1993 og 1993–1998, ble fulgt av en ikke-signifikant reversering i perioden 1998–2003 (**tabell 3.8**). Også i fattig granskog og i lyngfuruskog ble en ikke-signifikant forflytning mot lavere ruteskårer observert i denne perioden (**tabell 3.8**). Flater i den lavrike furuskogen forflyttet seg signifikant i retning lyngfuruskogen ( $P < 0,01$ ; **tabell 3.8**). Særlig sterk var forflytningen for flatene med aller høyest skårer langs DCA-akse 1 (**figur 3.1**).

I tidsperioden 1998–2003 fant en signifikant forflytning av granskogsprøveflater sted langs DCA-akse 2 mot lavere prøveflateskår, det vil si i retning vegetasjon typisk for fuktigere voksesteder i åpninger mellom trær (**tabell 3.8**). Forflytningsmønsteret for granskogen i de to første femårsperiodene ble dermed reversert, og for femtenårsperioden under ett ble ingen signifikant endring langs DCA-akse 2 observert i granskogen.

Furuskogsprøveflatenes forflytning langs DCA-akse 2 i tidsperioden 1998–2003 hadde motsatt retning av mønsteret i granskog. Sjøl om størrelsen på endringene var mindre, var trenden sterkere signifikant enn i granskogen (**tabell 3.8**). Dette må imidlertid sees på bakgrunn av at variasjonen langs DCA-akse 2 er mye mindre i furuskogen enn i granskogen (**figur 3.1b**). Ettersom prøveflatene i furuskog har hatt tendens til forflytning mot høyere skårer langs DCA-akse 2 (vegetasjon typisk for tørrere voksesteder innunder trær) gjennom hele femtenårsperioden, var forflytningen for perioden 1988–2003 signifikant ( $P < 0,002$ ) for begge deldatasettene (**tabell 3.8**).



**Tabell 3.6** Endring i kryptogamarterers mengde i furuskog (deldatasett B) i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988-2003. For forklaring, se **tabell 3.3.** – Change in the abundance of cryptogams in pine forest (Subset B) in the Solhomfjell area, 1988-2003. Explanation, see **table 3.3.**

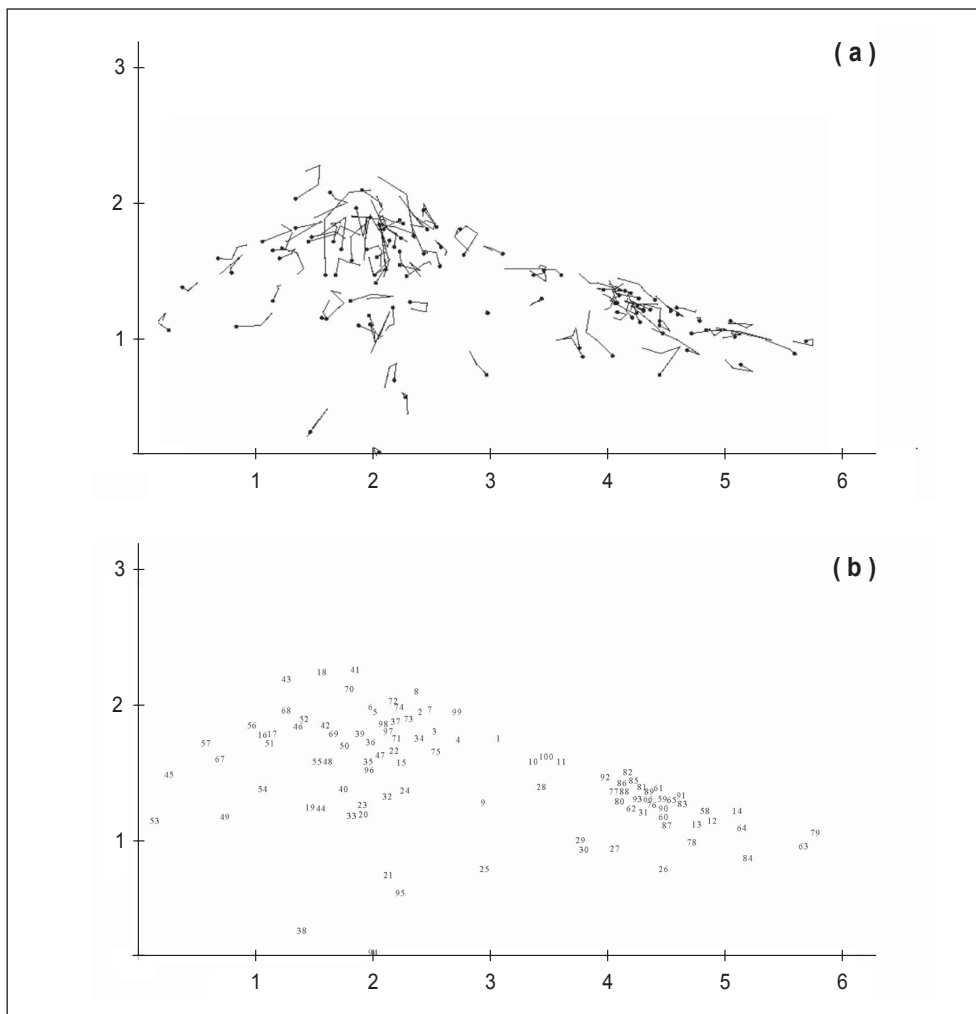
Art	Totalt antall		Endring i smårutefrekvens												Prosent dekn.		Tolket endring 98-03 88-03					
	FI	Sr	1988-1993				1993-1998				1988-2003				98-03							
			n	n-	n+	P	n	n-	n+	P	n	n-	n+	P	n-	n+						
Dicranum drummondii	17	62	11	4	4	,9432	10	2	5	7	6	14	,9716	14	5	8	,3733	4	5	+	0	0
Dicranum fuscescens	24	158	19	1	16	,0006	20	8	9	12	6	24	,1654	23	2	19	,0005	3	10	+	0	++
Dicranum majus	7	73	6	1	2		6	1	3	1	3	6		6	1	4	,1198	3	1			
Dicranum polysetum	24	151	22	11	4	,0272	22	6	9	10	8	23	,7574	23	11	6	,4648	6	6	+	0	0
Dicranum scoparium	36	335	33	13	18	,1964	33	13	12	13	17	35	,6418	32	10	16	,6284	8	8	+	0	0
Dicranum spurium	10	43	7	4	2	,7463	7	1	4	5	4	10	1,0000	7	2	5	,2981	4	3			
Hylocomium splendens	9	74	8	2	3	,7656	8	2	4	3	1	8		8	1	4		2	4	++		
Leucobryum glaucum	10	31	6	2	1		8	1	6	1	7	9	,0326	10	1	9	,0096	0	1		+	++
Pleurozium schreberi	38	548	36	9	6	,1808	36	9	9	13	8	37	,4698	37	10	10	,5412	14	12	++	0	0
Pohlia nutans	20	93	17	10	5	,4041	18	6	9	0	16	17	,0004	17	13	3	,0287	9	0	+	--	--
Polytrichum commune	7	24	7	1	3		7	2	3	2	2	5	,5716	6	3	3	,5887	1	1			
Ptilium crista-castrensis	7	77	7	2	4	,6716	7	3	4	3	2	7	,3008	7	2	5	,4436	1	4			
Racomitrium lanuginosum	6	37	5	2	0	,0545	4	3	1	2	2	5		5	2	2	,2905	0	1		0	--
Sphagnum capillifolium	15	107	15	9	4	,0692	12	9	1	4	5	11	,9007	15	11	2	,0113	0	2	++	0	--
Sphagnum quinquefarium	5	58	5	4	0		5	3	0	4	0	5		5	4	0		0	3			
Barbilophozia floerkei	20	136	18	11	1	,0060	16	5	6	3	13	17	,6518	18	15	2	,0026	8	2	++	(-)	--
Barbilophozia lycopodioides	12	71	10	4	3	,7737	11	7	2	1	4	8	,1246	10	6	1	,0771	4	2	+	0	0
Calyptogeia neesiana	5	19	5	3	1		3	2	1	0	3	3		3	0	3		5	3			
Cephalozia sp.	10	54	8	3	3	,8335	9	2	4	0	6	9	1,0000	9	6	0	,0350	8	5	--	0	0
Lophozia ventricosa agg.	6	41	5	3	2	1,0000	5	1	3	1	3	6		6	3	3	1,0000	2	1			
Ptilidium ciliare	32	200	31	19	7	,0084	29	17	9	10	13	24	,2579	24	13	6	,0088	8	5	+	0	--
Cetraria islandica	17	121	15	4	5	,7135	17	6	6	4	8	17	,3505	14	4	4	,7765	6	4	++	0	0
Cladonia arbuscula agg.	16	139	16	5	9	,3043	15	11	3	1	9	14	,0106	15	12	1	,0063	6	2	++	--	--
Cladonia bellidiflora	12	102	11	6	4	,2346	11	2	5	8	2	12	,0850	11	2	9	,1631	4	3	+	0	0
Cladonia chlorophaea agg.	23	226	22	5	9	,3397	23	13	7	3	17	23	,1095	23	17	3	,0012	22	15	4	1	++
Cladonia coccifera agg.	9	64	9	0	8	,0131	9	5	2	2	5	8	,1883	6	2	4	,8321	5	0			
Cladonia deformis	9	40	4	1	1		7	2	4	1	6	9	,0498	8	0	8	,0130	2	3			
Cladonia gracilis	6	40	5	1	1		5	0	4	2	3	6	,6845	6	1	4	,3408	1	1			
Cladonia rangiferina	23	197	22	13	5	,4629	19	10	4	4	3	19	,0370	23	16	3	,0026	6	1	++	--	--
Cladonia squamosa	10	64	9	3	6	,1870	10	4	5	2	7	10	,0528	9	4	4	,6219	4	0			
Cladonia sulphurina	8	29	7	3	2	,2763	7	4	3	1	4	5	,1362	6	5	1	,0739	3	1			
Cladonia uncialis	11	84	9	4	4	,9438	9	3	4	4	5	10	,8514	9	2	5	,9325	4	2			

**Tabell 3.7** Endring i artsantall i 1-m<sup>2</sup> prøveflater (ærtstetthet) i overvåkingområdet Solhornfjell 1988–2003. *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 ( $P \leq 0.05$ ) i artsantall er med uthvet *P*-verdi. – Change in species density (number of species per 1-m<sup>2</sup> plot) in the Solhornfjell area, 1988–2003. *n* is the number of plots. *M*, *S.D.* are the mean and standard deviation of change in species density. *n*-, *n*+ are the number of plots with decrease and increase in species density, respectively. *P* refers to Wilcoxon one-sample test of the hypothesis that the median change in species number is not significantly different from 0, against the two-tailed alternative. Significant change ( $P \leq 0.05$ ) is indicated by a *P* value in bold. Forest types: A1 medium-rich submesic spruce forest; A2 poor submesic spruce forest; B1 subxeric pine forest; B2 xeric pine forest.

Artsgruppe og skogtype	n	Midlere artstetthet			Endring 1988-1993			Endring 1993-1998			Endring 1998-2003			Endring 1988-2003												
		1988	1993	1998	1988	1993	1998	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P				
<b>Karplanter</b>																										
Rikere granskog (A1)	25	14,88	14,16	13,48	13,56	12	5	-0,72	1,57	0,530		13	3	-0,68	1,11	,0083	9	9	0,08	1,44	,9117	16	4	-1,32	2,21	,0098
Fattig granskog (A2)	36	7,72	7,58	6,94	7,08	11	13	-0,14	1,40	,9805		19	7	-0,64	1,15	,0047	11	11	0,14	1,73	,8451	15	10	-0,64	2,03	,1275
Lyngturuskog (B1)	21	5,62	5,00	5,00	4,90	13	4	-0,62	1,16	,0285		4	6	0,00	1,30	,6223	8	5	-0,09	1,04	,5483	13	3	-0,71	1,19	,0149
Lavrik turuskog (B2)	18	5,17	4,44	4,78	5,67	10	1	-0,72	0,96	,0067		2	4	0,33	1,03	,3455	3	11	0,89	1,41	,0227	6	11	0,50	1,25	,1223
<b>Kryptogamer</b>																										
Rikere granskog (A1)	25	11,84	13,80	14,36	14,08	3	18	1,96	2,59	,0016		6	11	0,56	1,94	,1855	11	8	-0,28	2,39	,5583	7	17	2,24	3,19	,0042
Fattig granskog (A2)	36	11,22	13,02	13,17	12,64	7	25	1,81	2,54	,0004		14	13	0,14	2,26	,9176	15	15	-0,52	2,80	,5732	7	22	1,42	2,94	,0038
Lyngturuskog (B1)	21	6,90	7,29	7,05	6,43	4	9	0,38	1,16	,1575		8	6	-0,24	1,37	,5420	9	3	-0,62	1,20	,0506	9	7	-0,48	1,91	,3676
Lavrik turuskog (B2)	18	7,94	7,22	7,94	7,56	10	1	-0,72	0,96	,0067		2	10	0,72	1,07	,0160	9	6	-0,39	1,69	,4000	9	7	-0,39	1,46	,2947

**Tabell 3.8** Forflytning av permanente prøveflater i overvåkingområdet Solhornfjell langs DCA-ordinasjonsaksler 1 og 2 (ordinasjon av 100 prøveflater x 4 analysestidspunkter; akser skalert i S.D.-enheter) gjennom tidsperioden 1988–2003. *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 prøvefateskår 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 ( $P \leq 0.05$ ) er markert med uthvet *P*-verdi. – Displacement of plots along DCA-ordination axes 1 and 2 (scaled in S.D. units x 100); ordination of 300 plot-by-time combinations (100 plots x 4 times). Data from the Solhornfjell area, 1988–2003. *n* is the number of plots. *n*-, *n*+ are the number of plots or subplots with decreasing and increasing DCA-scores along the axis. *P* refers to a Wilcoxon one-sample test of  $H_0$ : median displacement = 0 against the two-tailed alternative. Significant displacement ( $P \leq 0.05$ ) is indicated by a *P* value in bold face. Forest types: A1 medium-rich submesic spruce forest; A2 poor submesic spruce forest; B1 subxeric pine forest; B2 xeric pine forest.

DCA-akse og skogtype	n	Midlere flateskår			Forflytning 1988-1993			Forflytning 1993-1998			Forflytning 1998-2003			Forflytning 1988-2003												
		1988	1993	1998	2003	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P	n-	n+	M	SD	P						
<b>DCA-akse 1</b>																										
Rikere granskog (A1)	25	1,186	1,283	1,332	1,295	4	21	0,098	0,092	,0001		5	19	0,049	0,073	,0026	15	10	-0,037	0,136	,3529	5	20	0,110	0,156	,0037
Fattig granskog (A2)	36	2,186	2,195	2,185	2,168	19	17	0,009	0,092	,7893		22	13	-0,009	0,082	,2384	16	18	-0,018	0,101	,8258	18	17	-0,018	0,145	,6040
Lyngturuskog (B1)	21	3,940	3,890	3,847	3,814	17	4	-0,050	0,080	,0070		14	7	-0,044	0,094	,0474	12	9	-0,032	0,074	,1022	19	1	-0,126	0,143	,0006
Lavrik turuskog (B2)	18	4,719	4,781	4,738	4,629	6	12	0,061	0,111	,0475		11	5	0,073	0,124	,1019	13	3	-0,108	0,133	,0037	13	5	-0,090	0,147	,0328
<b>DCA-akse 2</b>																										
Rikere granskog (A1)	25	1,676	1,735	1,794	1,749	7	18	0,059	0,116	,0077		6	19	0,058	0,091	,0045	17	8	-0,044	0,083	,0154	8	17	0,074	0,191	,0559
Fattig granskog (A2)	36	1,629	1,673	1,708	1,647	12	23	0,044	0,128	,0418		13	23	0,036	0,105	,1037	25	9	-0,062	0,146	,0127	19	16	0,018	0,225	,9000
Lyngturuskog (B1)	21	1,338	1,386	1,388	1,422	3	17	0,049	0,062	,0026		8	12	0,002	0,050	,8617	4	14	0,034	0,055	,0104	3	18	0,084	0,108	,0011
Lavrik turuskog (B2)	18	1,124	1,153	1,175	1,215	8	9	0,029	0,080	,2956		6	11	0,022	0,067	,2660	3	13	0,040	0,046	,0043	3	14	0,091	0,093	,0017



**Figur 3.1** (a) Forflytning av permanente prøveflater i overvåkingsområdet Solhomfjell langs DCA-ordinasjonsakser 1 (horisontal) og 2 (vertikal), i en standard ordinasjon av 100 prøveflater analysert i 1988 (markert med prikk), 1993, 1998 og 2003. (b) Prøveflatenummer, basert på posisjoner for 1988-analyser. Akser er skalert i standardavvikenheter (S.D.-enheter). – (a) Displacement of permanent plots in the Solhomfjell area along DCA ordination axes 1 (horizontal) and 2 (vertical), in a standard ordination of 400 plot  $\times$  time combinations, i.e. 100 plots analysed in 1988 (indicated by dot), 1993, 1998 and 2003. (b) Plot numbers, 1988 analyses. Axes are scaled in standard deviation (S.D.) units.

### Endring i treinnflytelse

Treinnflytelsen økte fra 1998 til 2003 i et stort flertall av prøveflatene, både i granskogen og i furuskogen (**tabell 3.9, 3.10**). Den gjennomsnittlige økningen i treinnflytelse var større i perioden 1998–2003 enn i noen av de tidligere femårsperiodene, både i granskogen og i furuskogen. Nedgang i treinnflytelse i perioden 1998–2003 ble observert i seks flater i granskog og fire flater i furuskog. Ikke i noen av disse var nedgangen større enn 0,017 enheter (**tabell 3.10**). I de fleste tilfeller var årsaken til nedgang at mindre trær hadde dødd. Død av større trær nær prøveflatene fant ikke sted i femårsperioden.

### Sammenhenger mellom endring i treinnflytelse og endring i artssammensetning

Det var ingen sammenheng mellom treinnflytelse ved et gitt tidspunkt og prøveflatenes forflytning langs DCA-aksene 1 og 2 i den påfølgende femårsperioden. Av 14 korrelasjonskoeffisienter (Kendalls  $\tau$ ), 6 for DCA-akse 1 og 8 for DCA-akse 2, beregnet mellom treinnflytelse og endring i prøveflateskår for de tidsperioder og deldatasett der det ble funnet signifikant forflytning av prøveflater (**tabell 3.8**), var ingen signifikante på nivå  $P < 0,05$ . Av de 14 korrelasjonskoeffisientene beregnet mellom endring i treinnflytelse og endring i prøveflateskår, var én test signifikant på nivå  $P < 0,05$  ( $P = 0,5123$  for at 1 eller flere av 14 utfall skal være like; eksakt testen

basert på binomialfordelingen med  $P = 0,05$  i hvert enkelt forsøk, mot det ensidige alternativet 'større enn').

### Utvikling i populasjoner av etasjemose

Bunnsjiktdekingen i etasjemoseflatenes aktive arealer lå omkring 40% fra 1990 til 1993 og avtok til en minimumsverdi på 32% for perioden 1990–2003 i 1995 (**figur 3.2**). Deretter steg bunnsjiktdekingen jevnt til en maksimumsverdi på 65% i år 2000. Etter år 2000 har dekingen ligget omkring 55%. Etasjemosedekningen fulgte en glattere kurve, fra et nivå omkring 5% fram til 1995 til en topp på 21% i år 2000. Deretter har den avtatt til 10% høsten 2003 (**figur 3.2**).

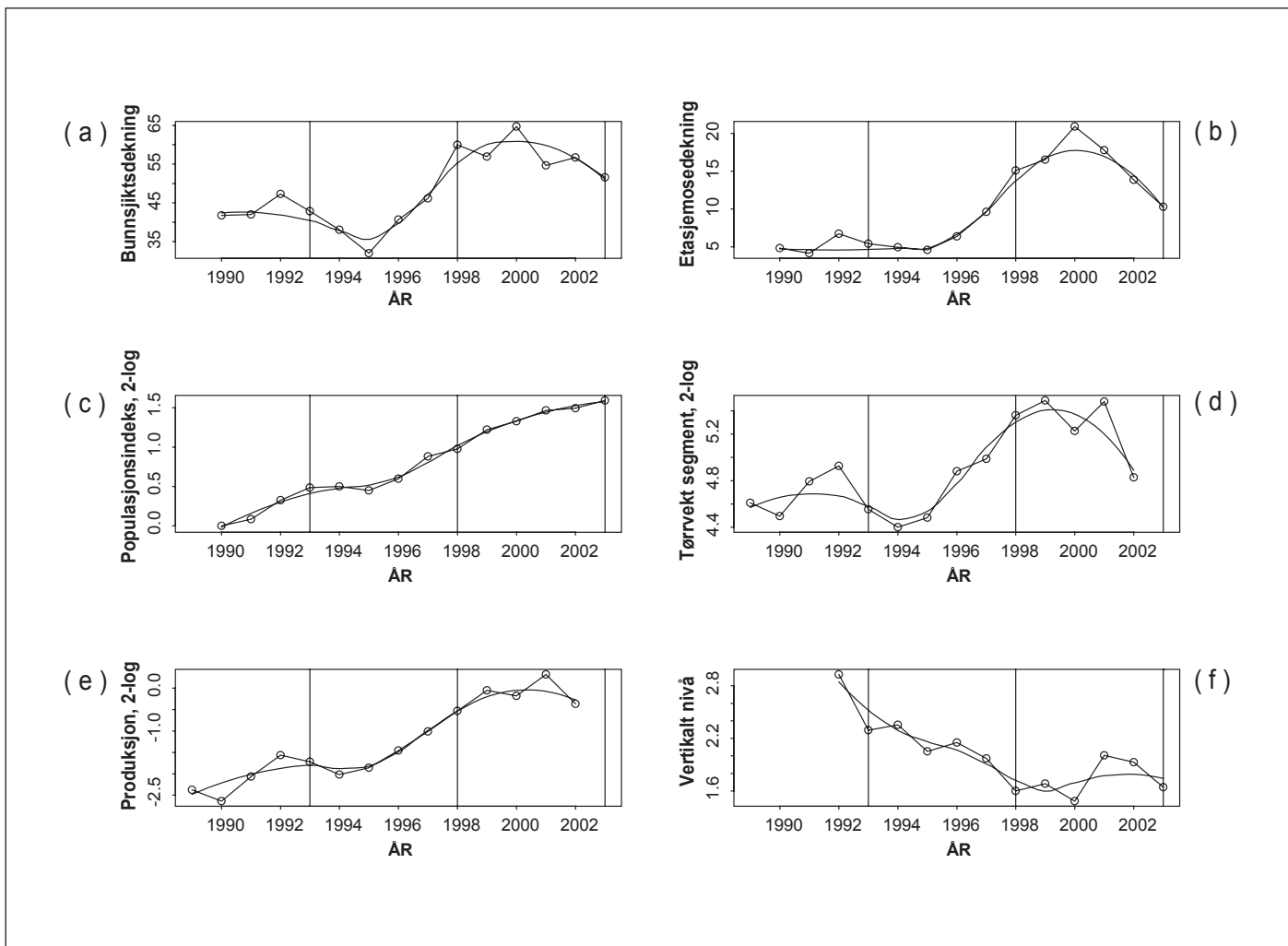
Med unntak for en ubetydelig nedgang i 1995 økte populasjonsstørrelsen til etasjemose i undersøkelsesområdet jevnt i hele perioden (**figur 3.2**). Indeksverdien var 140 i 1993, 197 i 1998 og 302 i 2003, noe som tilsvarer en prosentvis økning i antallet etasjemosevekstpunkter pr arealenhet på 40,7% i femårsperioden 1993–1998 og 53,3% i perioden 1998–2003. Størrelsen på etasjemosesegmentene (**figur 3.2**) fulgte nesten samme mønster som mosedekningen, med en liten topp i 1992, en bunn i 1994 og en ny topp 1999–2001. Forskjellen mellom bunnåret 1994 og toppåret 2001 er 1,04 enheter, det vil si at segmentene i gjennomsnitt var dobbelt så store i 2001 som i 1994. En markert størrelsesnedgang, større enn i noe annet år, ble observert fra 2001 til 2002.

Etasjemoseproduksjonen (**figur 3.2**), som kombinerer endring i populasjonstørrelse med endring i segmentstørrelse, økte jevnt gjennom perioden 1989–2002, med unntak for en svak nedgang 1992–1994 og fra 2001 til 2002.

Etasjemoseskuddenes plassering i mosematte endret seg gjennom perioden fra 1992 til 2003 (**figur 3.2**). Fra en gjennomsnittsplassering på 2,93 (75–95% av hvert klasse-3-segment er synlig ovenfra) i 1992 ble et bunn-nivå på 1,48

nådd i år 2000 (bare 5–25% av hvert klasse-1-segment er synlig ovenfra). I 2003 var gjennomsnittet for vertikalklasseplassering 1,68.

Utviklingen gjennom perioden fra 1989 til 2003 har altså gått i retning av en mer heldekkende mosematte med flere og til dels større etasjemoseskudd, som imidlertid befinner seg dypere i mosematte.



**Figur 3.2** Utvikling i populasjoner av etasjemose (*Hylocomium splendens*) i overvåkningsområdet Solhomfjell gjennom perioden 1989–2003. (a, oppe til venstre) Mosedekningen i demografiplatene, 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) Gjennomsnittstørrelsen 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 gjennomsnittstørrelsen for segmenter registrert som modne i år  $t+1$  og uttrykt som 2-logaritmen til produksjonen i  $\text{g/m}^2$ . (f, nede, til høyre) Gjennomsnittlig vertikal plassering i mosematte for alle modne segmenter i år  $t$  uttrykt på en skala fra 0 (begravd) til 5 (emergent). – Dynamics of *Hylocomium splendens* populations in the Solhomfjell area, 1989–2003. (a, upper left) Bryophyte cover in demography plots, subjectively estimated in %. (b, upper right) *H. splendens* cover in same. (c, middle left) Change of *H. splendens* populations, given as the 2-logarithm of a population growth index (PI). (d, middle right) Mean size of segments mature a given year, given as the 2-logarithm of estimated dry weight in 1/10 mg. (e, lower left) *H. splendens* production in year  $t$ , given as the 2-logarithm of production in  $\text{g/m}^2$ . (f, lower right) Mean vertical position in the bryophyte carpet for all *H. splendens* segments mature in year  $t$ , expressed on a scale from 0 (buried) to 5 (emergent).

**Tabell 3.9** Treinnflytelse (basert på beregnet treinnflytelsesindeks, se Metodekapitlet) i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988–2003. – Tree influence in the Solhomfjell area, 1988–2003.

Skogtype	År	minimum	nedre kvartil	median	middel	øvre kvartil	maksimum
Granskog (n=61)	1988	0,0000	0,0037	0,0823	0,1639	0,2920	0,5670
	1993	0,0000	0,0059	0,0860	0,1665	0,2439	0,5958
	1998	0,0000	0,0080	0,0952	0,1717	0,2675	0,6236
	2003	0,0000	0,0159	0,1153	0,1861	0,2920	0,6382
Furuskog (n=39)	1988	0,0000	0,0000	0,0135	0,1031	0,1456	0,7123
	1993	0,0000	0,0001	0,0264	0,1115	0,1587	0,7208
	1998	0,0000	0,0003	0,0328	0,1121	0,1643	0,7393
	2003	0,0000	0,0003	0,0353	0,1219	0,1758	0,7563

**Tabell 3.10** Endring i treinnflytelse (basert på beregnet treinnflytelsesindeks, se Metodekapitlet) i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988–2003. n-, n+ er antall prøveflater med reduksjon, resp. økning i treinnflytelsen gjennom perioden.  $P < 0,0001$  i alle Wilcoxon ett-utvalgstester av hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0, mot de tosidige alternativhypotesene. – Change in tree influence in the Solhomfjell area, 1988–2003. n-, n+ are the number of plots or subplots with decreasing and increasing tree influence, respectively.  $P < 0.0001$  in all Wilcoxon one-sample tests of  $H_0$ : median change = 0 against the two-tailed alternatives.

Skogtype	Tidsperiode	minimum	nedre kvartil	median	øvre kvartil	maksimum	n-	n+	% endring av middel
Granskog (n=61)	1988–1993	-0,2810	0,0001	0,0073	0,0177	0,0430	4	53	1,59
	1993–1998	-0,3721	0,0001	0,0116	0,0240	0,0937	7	51	3,12
	1998–2003	-0,0168	0,0010	0,0099	0,0273	0,0577	6	52	8,34
	1988–2003	-0,3514	0,0004	0,0224	0,0681	0,1214	8	50	13,51
Furuskog (n=39)	1988–1993	-0,0003	0,0000	0,0013	0,0130	0,0476	2	33	8,11
	1993–1998	0,0000	0,0001	0,0035	0,0132	0,0357	0	35	0,67
	1998–2003	-0,0095	0,0000	0,0016	0,0088	0,0687	4	31	8,54
	1988–2003	0,0000	0,0002	0,0100	0,0287	0,1471	1	34	18,13

### 3.3 Diskusjon

#### Endringer i tresjiktet

Endringer i treinnflytelsesindeksen for enkeltflater gir et godt bilde av trærnes utvikling (R. Økland et al. 2000). Økningen i treinnflytelsesindeksen for perioden 1988–1993 viser derfor at stående volum og tresjiktets tetthet generelt har fortsatt å øke i overvåkingsområdet Solhomfjell i perioden 1998–2003. Konklusjonen til R. Økland et al. (2000) etter reanalysene i 1998, at det foregår langtidsuksjoner i tresjiktet i undersøkelsesområdet og at skogøkosystemet ikke er i noen dynamisk likevekt slik som det opprinnelig ble antatt av R. Økland & Eilertsen (1993), er derfor ytterligere styrket av resultatene fra 2003. Som i de to tidligere femårsperiodene er endringen i treinnflytelsesindeksen, og dermed også tilveksten, større i granskogen enn i furuskogen. R. Økland et al. (2000) beregnet den gjennomsnittlige årlige volumtilveksten for gran i granskog i perioden 1988–1998 til 2,11% og for furu i furuskog til 1,17%, og fant at disse tallene var sammenliknbare med forstlig drevet skog på tilsvarende boniteter (Nilsen & Haveraaen 1982). At endringen i treinnflytelsesindeksen var større både i granskog og i furuskog i perioden 1998–2003 enn i noen tidligere femårsperiode, indikerer at volumtilveksten i hvert fall ikke har avtatt etter 1998. Det foreligger ikke nye opplysninger om mulige årsaker til disse suksesjonene. Den mest sannsynlige årsaken er derfor fortsatt at skogbranner har påvirket hele eller store deler av det undersøkte

skogarealet. Økning i stående volum finner sted 100–300 år etter skogbrann (jf Linder et al. 1997, Engelmark et al. 1998). Mest sannsynlig er derfor kanskje at Svarttjernslia, med transektene 1–3 og 57 av 100 prøveflater innenfor et begrenset område, har vært utsatt for en eller flere skogbranner i løpet av de siste 300 årene. Spredte brannspor er observert på gamle trær og læger i dette området (R. Økland et al. 2000). Det kan imidlertid ikke utelukkes at også andre faktorer har medvirket til tresjiktendringene i Solhomfjell-området, f.eks. nitrogengjødsling på grunn av stor deposisjon av lufttransportert nitrogen (Elfvig & Tegnhammar 1996, Binkley & Högberg 1997). En skoghistorisk undersøkelse er nødvendig for å avdekke årsakene til trærnes suksesjoner i Solhomfjell-området.

#### Endringer i karplantevegetasjonen i rikere granskog relatert til langvarig jordforsuring

Den sterkt signifikante endringen i artssammensetning i rikere granskog i retning av større likhet med artssammensetningen i fattig granskog som fant sted i Solhomfjell-området (R. Økland & Eilertsen 1996, R. Økland et al. 2000) såvel som i andre overvåkingsområder i granskog i Sørøst-Norge på 1990-tallet (T. Økland et al. 2001, 2004a, 2004b), fortsetter ikke i Solhomfjell-området i perioden 1998–2003. Mens det i tidligere perioder ble observert signifikante reduksjoner i mengde for flere arter enn forventet, signifikante forflytning i ordinasjonsdiagrammet og signifikant nedgang i

antall karplantearter pr. prøveflate, er det i perioden 1998–2003 signifikant flere arter enn forventet i granskog som øker i mengde, men ellers ingen signifikante endringer. Den ene arten som avtok signifikant i mengde i perioden 1998–2003, *Calamagrostis purpurea*, avtok imidlertid også i tidligere perioder, og det samme gjorde *Rubus saxatilis* som i 2003 var blitt så sparsom i prøveflatene at statistisk testing av endring ikke lenger var mulig. Begge disse artene har derfor fortsatt utviklingen fra 1990-tallet. For *Gymnocarpium dryopteris* stoppet tilbakegangen opp, men arten har likevel gått kraftig tilbake når femtenårsperioden 1988–2003 ses under ett. Den enkeltarten som først og fremst bryter med mønsteret fra før 1998 er *Oxalis acetosella*, som på grunn av rikelig spiring fra frø sommeren 2003 med ett forekom i større mengde enn i 1988. Populasjonsbiologiske undersøkelser av *O. acetosella* (Berg & Redbo-Torstensson 2000, Berg 2002) viser at spiring fra frø er viktig for at denne artens populasjoner i skog skal opprettholdes, noe som også er overensstemmende med våre tidligere antakelser om at mangel på rekruttering er den demografiske hovedårsaken til artens tilbakegang (R. Økland 1995d, R. Økland et al. 2000, T. Økland et al. 2001). I sin tur har dette vært satt i sammenheng med eksperimentelle undersøkelser som har vist at arten vokser og spirer dårlig i sur (Falkengren-Grerup & Tyler 1993, 1995) og Ca-fattig (Rodenkirchen 1994, 1998a, 1998b) jord. Ett år med usedvanlig høy spiringsrate er imidlertid ikke nok til å slå fast at en langvarig trend er brutt. Det er vist for *Oxalis acetosella* (Berg 2002) liksom for en rekke andre arter (Scherff et al. 1994, Nordbakken et al. 2004) at frøplanter har stor dødelighet; dødeligheten er generelt størrelsesavhengig hos planter (Sohn & Policansky 1977, R. Økland 1995c, Odland 1998, Horvitz & Schemske 2002). Derfor er det slett ikke sikkert at rekrutteringen sommeren 2003 vil resultere i varig økning av mengde for *Oxalis acetosella*.

R. Økland & Eilertsen (1996; se også R. Økland 1995e) satte fram en hypotese som forklarer karplantetilbakegangen i rikere granskog som en langsiktig justering av artssammensetningen til endrete voksestedbetingelser forårsaket av jordforsuring gjennom det 20. århundret. De fleste av karplanteartene i granskog er klonale arter med langlevete enkeltskudd (se R. Økland 1995b). Fordi klonale karplantearter har sterkt størrelsesavhengig mortalitet, forgreining og kjønned formering (Harper 1977, Meagher & Antonovics 1982, Nault & Gagnon 1993), vil endringer av voksestedbetingelsene i ugunstig retning føre til gradvis størrelses- og vitalitetsreduksjon, som i sin tur fører til redusert forventet levealder for enkeltskudd, redusert forgreiningshyppighet og redusert kjønned formering. Observasjoner i overvåkingsområdene i granskog fram til 2003 har passet med en slik forklaring (se T. Økland et al. 2004b), og også andre empiriske undersøkelser har vist at arter med moderate næringskrav er særlig sårbare for jordforsuring (Falkengren-Grerup 1986, Dahl 1988, Wittig 1988). Data fra flere overvåkingsområder over en lengre tidsperiode er derfor nødvendig for å vise om en negativ trend for karplanter i rikere granskog i SØ-Norge er brutt, om ulike arter heretter vil vise ulik utvikling, eller om observasjonene for perioden 1998–2003 i Solhomfjell-området representerer et unntak fra en langsiktig trend.

## Endringer i karplantevegetasjonen i granskog som følge av nitrogendeposisjon

To observasjoner av karplanter i Solhomfjell-området i perioden 1998–2003 stemmer overens med endringer som er beskrevet i andre undersøkelser og som er forklart som resultat av høye antropogene tilførsler av nitrogen: økningen som er observert for smyle *Deschampsia flexuosa* i granskog, og den første forekomsten av en nitrofil art, *Rubus idaeus*, i prøveflatene.

Også i perioden 1988–1993 økte mengden av *Deschampsia flexuosa* i prøveflatene i Solhomfjell-området (R. Økland 1995d), men i neste femårsperiode fant ingen økning sted (R. Økland 1997a, R. Økland et al. 2000). Målt som smårutefrekvens var økningen i perioden 1998–2003 ubetydelig. Arten forekommer imidlertid jevnt spredd i granskogen, med smårutefrekvens 16 i de fleste (36 av 61) granskogflatene. For arter med et slikt fordelingsmønster vil ikke en generell mengdeøkning fanges opp når mengde måles ved smårutefrekvens (Aarrestad & Aamlid 1999). Prosent dekningsdataene indikerer imidlertid en sterk økning i området i perioden 1998–2003, og viser også at det flekkvis har vært en utrolig rask utvikling av smyledominans. Økning i dekning av *D. flexuosa* ble, interessant nok, også observert i bjørkeskogsområdet Møsvatn, ikke langt fra Solhomfjell-området, i perioden 1997–2002, men i dette tilfellet ble økt lysttilgang som følge av bjørkemålerangrep framholdt som mulig medvirkende årsak (Bakkestuen et al. 2003). Det er sterke indikasjoner fra andre studier på at *D. flexuosa* responderer raskt på nitrogengjødsling. Kellner & Redbo-Torstensson (1995) finner i en femårig eksperimentell nitrogengjødslingsstudie i barskog i Sverige en klar sammenheng mellom tilført nitrogen og økning i smylemengde. Deres resultater tilsier at vegetasjonsendringer i feltsjiktet i boreale barskoger må forventes allerede ved en årlig N-deposisjon på 5 kg Nha<sup>-1</sup>yr<sup>-1</sup>, eller om lag halvparten av normal deposisjon i vårt undersøkelsesområde. Økt mengde av *D. flexuosa* er i flere svenske undersøkelser satt i sammenheng med nitrogendeposisjon (Falkengren-Grerup 1995, Odell & Ståhl 1998).

Forekomst av én nitrofil art, *Rubus idaeus*, i én prøveflate kan naturligvis ikke tillegges noen vekt alene. Framtidig overvåking vil vise om denne observasjonen er en tilfeldighet eller det første tegnet på at nitrofile arter øker i barskog i søndre deler av Norge, slik som er observert f.eks. for *Epilobium angustifolium*, *Rubus idaeus* og *Urtica dioica* i Finland (Nieppola 1992), Sverige (Falkengren-Grerup 1995, Brunet et al. 1997, Tyler & Olsson 1997) og Mellom-Europa (f.eks. Wittig et al. 1985, Bürger 1991, Becker et al. 1992).

Undersøkelser fra Sør-Sverige (Falkengren-Grerup 1995, Brunet et al. 1997, Olsson & Tyler 1997) indikerer at også karplantearter med stor toleranse for sure voksesteder, som f.eks. *Anemone nemorosa*, *Maianthemum bifolium* og *Trientalis europaea*, øker som følge av nitrogengjødsling. Alle disse artene øker i mengde i Solhomfjell-området fra 1998 til 2003 (*Maianthemum*, som er en art med høy smårutefrekvens i mange flater øker bare signifikant når mengden måles som prosent dekning). Noen tilsvarende konsistent økning

for disse artene kan imidlertid ikke spores i andre overvåkingsområder i granskog i perioden 1993–2002 (T. Økland et al. 2004b), og det er derfor mulig at disse observasjonene i Solhomfjell-området representerer et områdespesifikt mønster. Falkengren-Grerup (1995) og Brunet et al. (1998) forklarer mengdeøkningen for slike arter med at tilførsler av nitrogen også virker forsurende (se også Stuanes & Kjønnaas 1998, Wright 1999) og over tid fører til utvasking av kationer fra jorda og næringsubalanse i planter (Abrahamsen et al. 1994).

### Endringer i karplantevegetasjonen som følge av trebestandsutvikling

R. Økland et al. (2000) åpnet for muligheten av at sammenfallet mellom tilbakegang for karplanter og forflytning av prøveflater langs ordinasjonsakse 2 (relatert til treinnflytelse) i perioden 1993–1998 kunne være et resultat av trærnes utvikling. Resultatene fra perioden 1998–2003 tyder imidlertid på at så ikke var tilfellet. Trærne har riktignok fortsatt å vokse slik at tresjiktet har blitt tettere, og de aller fleste karplanteartene med optimum i fattig blåbærskog forekom i større mengde i åpninger mellom trær enn på de skyggefulle og tørre voksestedene (R. Økland & Eilertsen 1993, R. Økland et al. 1999). Likevel observerer vi at flere karplantearter økte enn avtok i mengde fra 1998 til 2003, at artssammensetningen i granskogsflatene har blitt mer lik artssammensetningen typisk for åpninger mellom trær, og at det ikke er noen sammenheng mellom forflytning i ordinasjonsdiagrammet og treinnflytelse eller endring i treinnflytelse. Dette indikerer at endringer i tresjiktet ikke er viktig som drivkraft bak endringene i artssammensetningen av karplanter i undervegetasjonen i Solhomfjell-området.

### Endringer i karplantevegetasjonen i furuskog: En mulig effekt av klima?

I motsetning til tidligere femårsperioder ble det i perioden 1998–2003 observert et konsistent endringsmønster også for karplanter i furuskogen i Solhomfjell-området. To arter, flere enn forventet, økte signifikant i mengde (for en tredje art var økningen nesten signifikant); karplanteartsantallet pr. prøveflate økte signifikant i begge furuskogstypene, og artssammensetningen i den lavrike furuskogen endret seg signifikant i retning av lyngfuruskogen. Observasjoner i Solhomfjell-området i 2003 viser at endringene først og fremst har bestått i nyetablering av lyngarter (*Empetrum nigrum*, *Vaccinium myrtillus* og *V. vitis-idaea*) i den lavrike furuskogen. Vi mener den sannsynlige årsaken til disse endringene er at det ikke har vært noen alvorlig tørkeperiode i femårsperioden (jf **figur 2.2** for Solhomfjell); det har knapt i noen måned vært under 40% av normal nedbør. Mest sannsynlig har det i løpet av femårsperioden, f.eks. etter den svært fuktige høsten 2000, forekommet perioder med usedvanlig gunstige etableringsforhold i den lavrike furuskogen. Ved reanalysetidspunktet i 2003 var de nyetablerte plantene fortsatt i live i tilstrekkelig høyt antall til å resultere i et signifikant endringsmønster.

Endringene for karplanter i furuskogen, særlig i lavrik furuskog, stemmer med 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 gradient som represen-

terer uttørkingsfare, bl.a. forårsaket av en topografisk betinget variasjon i jorddybde. Denne hypotesen tilsier at grensen for artenes forekomst langs gradienten (mot den tørreste delen av gradienten, den lavrike furuskogen) er dynamisk, med nykolonisering i lengre perioder uten tørke, mens tørkeår fører til lokal utdøing og skyver forekomstgrensa tilbake mot blåbærgranskogen [som vist for enkeltarter av Erkamo (1958), Hiirsalmi (1969) og R. Økland & Bendiksen (1985)]. Resultatene fra Solhomfjell-området for perioden 1998–2003 bidrar med data til støtte for at betydelig nykolonisering kan finne sted nær artenes forekomstgrense i gunstige perioder. Videre viser resultatene at årsaken til at artssammensetningen i den lavrike furuskogen er mer dynamisk enn i lyngfuruskogen (R. Økland & Eilertsen 1996) trolig ikke bare er hyppigere fin-skala forstyrrelser og raskere bunnsjiktodynamikk, men at også dynamikken i kolonisering og avdøing i hos karplantene sannsynligvis er raskere i den lavrike furuskogen enn i lyngfuruskogen.

### Endringer i kryptogamvegetasjonen i granskog forårsaket av klimaendringer

Det mest utpregete endringsmønsteret i Solhomfjell-området gjennom 1990-tallet, den massive økningen i mange mosearters mengde, fortsetter til dels også i perioden 1998–2003. Resultatene nyanserer imidlertid dette bildet i tråd med hypotesen framsatt av R. Økland & T. Økland (1996), seinere gjentatt av R. Økland et al. (2000) og T. Økland et al. (2001, 2004a, 2004b), om at en 'flaskehalsituasjon' etter hvert vil kunne oppstå når store mosers dominans har blitt sterk nok. I perioden 1998–2003 var *Chiloscyphus profundus* den eneste mosearten i granskog som økte i mengde og som er mindre enn gjennomsnittet. De åtte andre artene med signifikant mengdeøkning er alle store arter. Signifikant mengdeøkning ble observert for sju av de 11 moseartene i de tre øverste størrelseskategoriene.

Et stort flertall av kryptogamartene i boreal barskog, inkludert artene som øker i mengde [bortsett fra *Polytrichum formosum* (Héban 1977) og kanskje i noen grad *Dicranum majus* er ektohydriske (Buch 1945, 1947). Ektohydriske moser vokser når de er oppfuktet, såfremt de får nok lys og varme (Stålfelt 1937, R. Økland 1997b). Det er tidligere vist at *Hylocomium splendens* er en typisk representant for gruppa av ektohydriske arter, og at populasjonsutviklingen for andre store ektohydriske arter styres av de samme klimafaktorene som er viktige for *Hylocomium splendens* (jf. R. Økland 1994b, 1995d, 1997a, R. Økland et al. 2000). I femårsperioden 1998–2003 fant vi maksimal bunnsjiktdekning, maksimal etasjemosedekning og etasjemosestørrelse i perioden 1999–2001, mens bunnsjiktdekning, etasjemosedekning og etasjemosestørrelse ikke var større i 2002–03 enn i 1998 (se **figur 3.2**). Likevel var den årlige produksjonen større i 2003 enn i 1998 fordi antallet vekstpunkter i etasjemosepopulasjonene har fortsatt å øke helt fram til 2003. Med unntak for den ekstremt fuktige seinhøsten 2000 var nedbøren i Solhomfjell-området i perioden 1998–2003 omkring normalen (jf **figur 2.2**). Det største avviket fra klimanormalen finner vi for temperaturen; høsttemperaturen lå i perioden 1999–2001 om kring 2°C over normalen, og dette bidro til gjennomsnittstemperaturer godt over normalen også på

årsbasis. Høsten er oftest mosenes viktigste vekstperiode (Tamm 1953), og lange milde høster kan forlenge mosenes vekstsesong betydelig og dermed bidra til økte mosemengder (R. Økland et al. 2000). Sannsynligvis er dette viktigste grunn til den observerte økningen i mengde for store moser i perioden 1998–2003. Denne forklaringen stemmer også godt med hvilke store arter som øker i mengde. Blant de åtte artene, finner vi to med en suboseanisk kystutbredelse i Norge, *Plagiothecium undulatum* og *Rhytidiadelphus loreus* (Størmer 1969), to arter som i blåbærskogen forekommer i områder med humid klima (kystnære og høyereliggende skogsstrøk), *Polytrichum formosum* og *Hylocomiastrum umbratum* (R. Økland & Bendiksen 1985), torvmosearten *Sphagnum girgensohnii* som er typisk for lokalt fuktige flekker i skogbunnen (R. Økland & Eilertsen 1993), samt de tre dominerende skogbunnsmosene *Dicranum majus*, *Hylocomium splendens* og *Pleurozium schreberi*. Blant arter som økte i mengde, er det altså en overvekt av arter som forventes å begunstiges av et fuktig og mildt klima og som har tyngdepunkt i åpninger mellom trær og på flekkvis forsumpete steder. Slike arter har lavt optimum langs DCA-akse 2 (R. Økland & Eilertsen 1993), noe som forklarer den signifikante forflytningen av prøveflater langs DCA-akse 2 i femårsperioden.

Fordi mosenes vekst er bestemt av den faktiske vekstperiodens lengde, vokser moser generelt bedre i åpninger mellom trær enn innunder trærne (R. Økland & Eilertsen 1993, R. Økland 1994b, R. Økland et al. 1999). Det tilsynelatende paradoksale at moser øker i mengde samtidig som treinnflytelsen øker (R. Økland et al. 2000), understreker hvor gode betingelsene for mosevekst har vært i Sør-Norge i femtenårsperioden 1988–2003. Men av fem mosearter som trives godt på skyggefulle, strødedekte voksesteder og som økte i mengde i perioden 1993–1998 (R. Økland et al. 2000), er det bare *Chiloscyphus profundus* som har fortsatt å øke i mengde etter 1998. De øvrige artene har avtatt i mengde i perioden 1998–2003, til tross for at treinnflytelsen har fortsatt å øke. Dette tyder på at tresjiktsutviklingen er en mindre viktig kilde til endring i bunnsjiktet i granskogen i Solhomfjell-området enn tidligere antatt (se også T. Økland et al. 2003), og at *Chiloscyphus profundus* kan ha egenskaper som skiller denne arten fra de øvrige mindre moseartene med toleranse for skyggefulle voksesteder.

Det nye utviklingstrekket i bunnsjiktsutviklingen i granskogen i Solhomfjell-området etter et tiår med synkron økning (og tidvis reduksjon) i mengde for både små og store mosearter (R. Økland 1995d) er at noen mosearter nå fortsetter å øke i mengde mens andre arter samtidig avtar. I Solhomfjell-området er de fem moseartene som avtar i mengde, mindre enn moser flest, men ikke signifikant mindre. T. Økland et al. (2004b) finner for 2. reanalyseperiode (1993–2002) i 11 overvåkingsområder i granskog en signifikant generell tendens til at store arter øker mer i mengde enn små, samtidig som det også er en signifikant generell tendens til at små arter avtar mer i mengde enn store. Resultatene fra Solhomfjell-området for perioden 1988–1998 stemte ikke overens med et slikt mønster; resultatene for perioden 1998–2003 gjør det. Det scenariet som tidligere er skissert for framtidige endringer i bunnsjiktet i granskog dersom økningen i mosemengde hol-

der fram (R. Økland et al. 2000, T. Økland et al. 2001, 2004a, 2004b), ser altså ut til å bli virkeliggjort: Mosenes mengdeøkning har ført til utstrakt gjenvokst av åpninger i bunnsjiktet (økt bunnsjiktsdekning). Sannsynligheten for kontakt mellom moseskudd har dermed økt. R. Økland & T. Økland (1996) viser for *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 mengdereduksjoner når 'flaskehals-situasjoner' oppstår som følge av gunstige forhold for mosevekst gjennom mange år, og det ikke finner sted tilbakeslag på grunn av klima, smånagertoppår eller andre kilder til forstyrrelse. Resultatene fra Solhomfjell-området for tidsperioden 1998–2003 og fra flere av NIJOS' overvåkingsområder for femårsperioder mellom 1993 og 2002 (T. Økland et al. 2004b) bekrefter at en slik mekanisme virkelig forekommer.

Resultatene fra Solhomfjell-området for tidsperioden 1998–2003 viser at den økningen i moseartstetthet (artsantall i prøveflatene) som ble observert fram til 1998 i kjølvannet av den synkron økningen i mange mosearters mengde, nå er snudd til reduksjon, om enn ennå ikke signifikant. Dersom utviklingen vedvarer, er det sannsynlig at reduksjonen i mosemangfoldet vil forsterke seg fordi de store mosenes flekkvise nykolonisering ikke vil kompensere for det frafallet av arter som finner sted når 'lommer' i skogbunnen rike på små arter (T. Økland et al. 2003) lukkes.

På sikt kan fortetting av mosedekket resultere i redusert artsmangfold for karplanter gjennom en negativ interaksjonseffekt; et tettere mosedekke kan forhindre nyetablering og overlevelse av karplantearter i skogbunnen ved fysisk å hindre spirende frø tilgang til vann og næringsstoffer (Perttula 1941, Eriksson & Ehrlén 1992, Ohlson & Zackrisson 1992, Steijlen et al. 1995, Hörnberg et al. 1997). Dette kan få økonomiske konsekvenser fordi det er kjent at spiring og overlevelse av frøplanter av gran og furu disfavoriseres av et tett mosedekke, blant annet fordi frøplanter som ikke kan holde tritt med mosemattens vertikale vekst, blir begravd (Ohlson 1995, 1999, Ohlson et al. 2001).

### Endringer i kryptogamvegetasjonen i furuskog: Mulige effekter av klima eller nitrogen-gjødsling?

Tre ulike forklaringer har vært gitt på endringene i kryptogamarters mengde i furuskog i tidligere femårsperioder (R. Økland 1995d, R. Økland et al. 2000). Observasjonene i perioden 1998–2003, der fire arter avtok og to økte i mengde, representerer til dels en fortsettelse av disse mønstrene. R. Økland et al. (2000) antar at tørke og påfølgende fin-skala (re)koloniseringsdynamikk i åpninger er en viktig årsak til endringene i perioden 1993–98, og at tørkesommeren 1994 spilte en rolle i denne sammenhengen. Omvendt er det mulig at mangel på en tørkesommer kan være årsaken til at to av artene som avtar i mengde, *Pohlia nutans* og *Cladonia chlorophaea* agg., har hatt sterk tilbakegang i perioden 1998–2003.



Det er imidlertid et paradoks at *Leucobryum glaucum*, som har fortsatt å øke i mengde fra 1993 til 2003, også er en art som koloniserer nakne flekker. Dette kan tyde på at det er artsspesifikke årsaker til endringer i artsmengde for disse små artene i furuskogen. For *Leucobryum glaucum*, som er en suboseanisk art (Størmer 1969) som begunstiges av høy temperatur såvel som god fuktighetstilgang (Bates 1989), er det sannsynlig at årsaken til mengdeøkningen er den samme som for de store kryptogamene i granskogen.

Den signifikante reduksjonen i mengde av de to store og kvantitativt viktige makrolavartene i furuskog, *Cladonia arbuscula* agg. og *C. rangiferina*, fortsatte med uforminsket styrke i Solhomfjell-området i femårsperioden 1998–2003. Disse artene viser samme respons (avtar i mengde) på nitrogen gjødsling i flere eksperimentelle studier i furuskog (Mällkönen et al. 1982, Nygaard & Ødegaard 1993, van Dobben et al. 1993, Skrindo & R. Økland 2002). Liksom de fleste moseartene er lavene ektohydriske; de tar opp vann og næringsstoffer over hele overflata (Buch 1947, Blum 1974). Eventuell respons på nitrogen gjødsling kan derfor skyldes direkte toksiske effekter (skader er ikke observert, og direkte effekter er heller ikke forventet ved det nåværende nitrogendeposjonsnivået i undersøkelsesområdet) eller være resultatet av indirekte effekter, f.eks. økt tretilvekst (jf Skrindo & R. Økland 1998). At mengdereduksjonen for de to lavartene i furuskog vedvarer over tid, styrker teorien om at årsaken er høye nitrogentilførsler. I så fall forventes utviklingen å vedvare og forsterke seg, og at også andre arter kan komme til å avta i mengde over tid.

### 3.4 Konklusjon

Overvåking av vegetasjon i Solhomfjell-området gjennom femten år viser at det er en betydelig dynamikk i det boreale barskogsøkosystemet, og at denne dynamikken kan settes i sammenheng med endringer i økosystemet. Endringene ved forrige reanalysetidspunkt, i 1998, så ut til å være relativt entydige responser på to hovedårsaksfaktorer: (1) jordforurening og næringsutvasking gjennom mange tiår som forårsaker vegetasjonsendringer i rikere granskog, og (2) klimavariasjon som forårsaker endringer i kryptogamarters mengder, særlig i granskog. Reanalysene i 2003 tyder imidlertid på at hvert av disse mønstrene er i ferd med å nyanseres. Noen karplantearter fortsetter å reduseres i mengde i den rikere granskogen, mens andre (særlig *Oxalis acetosella*) etter mange år med svekkete populasjoner ser ut til å ta seg opp igjen. Mens små og store moser tidligere økte i mengde sammen, fortsetter store arter å øke i mengde, mens flere små arter nå avtar i mengde. Et tredje endringstrekk i 1998 som har forsterket seg til 2003, er tilbakegangen for de store lavartene *Cladonia arbuscula* agg. og *C. rangiferina*, som er kjent å være følsomme for nitrogenedfall. At vedvarende høy nitrogendeposisjon har betydning for vegetasjonen, styrkes av to nye observasjoner i 2003: mengden av *Deschampsia flexuosa* øker sterkt i granskogen, samtidig som en av de 'klassiske' nitrofile artene, *Rubus idaeus*, dukker opp i ei prøveflate for første gang. I motsetning til i 1998 ser det i 2003 ikke ut til at

den vedvarende bestandsøkningen for både gran og furu har noen vesentlig innflytelse på undervegetasjonen, i hvert fall ikke på kort sikt.

Endringene påvist ved undersøkelser av undervegetasjonen i skog gjennom en tiårsperiode, bekrefter tidligere antakelser (T. Økland 1990, R. Økland & Eilertsen 1993, 1996, T. Økland et al. 2004a) om at undervegetasjonen (i skog) er en samling særdeles følsomme indikatorer som responderer raskt på endringer i miljøforholdene, og understreker at den 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 de sikre tolkningene av endringsmønstre i blåbærdominert granskog i Solhomfjell-området er tilgangen på data fra sammenliknbar vegetasjon i et stort antall områder som utgjør et nasjonalt nettverk av overvåkingsflater [T. Økland et al. (2001); NIJOS' vegetasjonsøkologiske overvåking i granskog (T. Økland 1996, 1999), og overvåkingen av bjørkeskog i TOV (se Framstad & Kålås 2001, Framstad et al. 2003)]. Tolkningene av endringer i furuskog i Solhomfjell-området lider under mangel på tilsvarende sammenlikningsgrunnlag.

De endringene som pr. 2003 pågår i undervegetasjonen i barskog i Solhomfjell-området, er ledd i et større regionalt mønster. Dersom endringene fortsetter, vil de i seg sjøl føre til betydelig endringer i skogøkosystemet, både direkte og indirekte ved at balansen mellom ulike plantegrupper forrykkes. Endringene vil kunne få betydelige konsekvenser, blant annet er det sannsynlig at høy mosedekning i skogbunnen over lang tid vil ha en negativ innflytelse på naturlig regenerasjon av trær og andre karplanter fra frø. Tidlige og sikre holdepunkter på hvilke endringer som pågår i norsk natur, er nødvendig for å kunne treffe tiltak. Dette betinger at vegetasjonsøkologisk overvåking i skog bør videreføres og, om mulig, utvides med overvåking av nye naturtyper.

## 4 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen – tredje gangs analyse 2003

**Vegar Bakkestuen\*, Ingvar Brattbakk, Lars Erikstad, Odd Egil Stabbetorp, Anders Often og Bodil Wilmann**

Markvegetasjonen utgjør et viktig fundament for andre komponenter i terrestriske økosystemer som utgangspunkt for næringskjeder og som viktig del av artenes habitat. Et bredt spekter av plantearter med ulike økologiske tilpasninger gjør det også sannsynlig at noen av artene i markvegetasjonen vil respondere på forskjellige naturlige eller menneskeskapte påvirkninger. Markvegetasjonen utgjør derfor en essensiell komponent i overvåkingsprogrammet. For en summarisk gjennomgang av resultater fra de siste årenes undersøkelser av markvegetasjonen i boreal skog, med særlig vekt på barskog, henvises til innledningen til kap. 3 i denne rapporten. Overvåkingsområdene i Gutulia og Dividalen ble etablert i 1993 (Eilertsen & Often 1994, Eilertsen & Brattbakk 1994), og begge ble reanalysert i 1998 (Bakkestuen et al. 2000). Her rapporteres endringsmønstre for arter og vegetasjon i Gutulia og Dividalen, med særlig vekt på endringer funnet ved reanalysene i 2003.

### 4.1 Metoder

Opplegg og metoder følger det konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser som er utviklet av NINA, NIJOS og Universitetet i Oslo (jf R. Økland 1990, R. Økland & Eilertsen 1993, 1996, Eilertsen & Fremstad 1994, 1995, Eilertsen & Often 1994, Eilertsen & Brattbakk 1994, T. Økland 1996, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Stabbetorp et al. 1999, Bakkestuen et al. 1999a,b, 2000, 2001, 2002, T. Økland et al. 2001; se også kap. 3.1 i denne rapporten). En metodemanual som bl.a. dekker angrepsmåter og metoder for vegetasjonsundersøkelsene i TOV er også utviklet (Lawesson et al. 2000). Kort skissert omfatter konseptet studier av arters forekomst i lokale økologiske gradienter basert på registrering av artenes tilstedeværelse eller fravær i 16 småruter à 625 cm<sup>2</sup> i hver av (minst) 50 analyseruter à 1 m<sup>2</sup> med begrenset tilfeldig utlegging i viktigste økologiske gradienter i området. I tillegg til slike frekvensdata for artenes forekomst i småruter registreres også artenes dekningsgrad i prosent for hver analyserute. Dessuten registreres ulike økologiske parametere knyttet til terreng, tresjikt og jordsmonn. Strukturen i artenes forekomst i analyseruter studeres ved hjelp av multivariate, numeriske metoder (i hovedsak DCA-ordinasjon) og andre statistiske analyser.

For de 50 analyserutene som er undersøkt både i 1998 og 2003, er det kjørt en DCA-ordinasjon der dataene fra hvert år for samme analyserute er behandlet som separate enheter. DCA-ordinasjon av datasettet basert på dekningsgrad

(prosent), medfører større grad av subjektivitet. Derfor har vi lagt mest vekt på analysene av datasettet basert på artenes forekomst i småruter (frekvensdata). For metoder for testing av endringer i artsantall i prøveflatene, endringer i arters mengde og endringer i artssammensetning, se kap. 3.1 i denne rapporten.

Nærmere beskrivelse av plasseringen til de vegetasjonsøkologiske feltene og analyserutene i Gutulia og Dividalen er gitt i Bakkestuen et al. (2000).

### 4.2 Gutulia – endringer 1998-2003

I de 50 reanalyserte rutene ble det i 2003 registrert totalt 93 arter: 46 karplantearter, 17 bladmosearter, 2 torvmosearter, 11 levermoser og 17 lavararter (**tabell 4.1**). Artsantallet har hatt en liten, men jevn økning i 10-årsperioden fra totalt 87 i 1993, via 90 i 1998 til nå 93. Fra 1998 til 2003 ble det funnet to nye arter (*Pyrola minor* og *Moneses uniflora*) som ikke har vært registrert i flatene tidligere. Én karplanteart (*Euphrasia arctica*) har forsvunnet fra flatene; denne er tidligere kun registrert i én flate i 1993. *Hylocomium umbratum* er eneste bladmoseart som har kommet inn i flatene i løpet av siste 5-års periode, mens både *Dicranum majus* og *Hypnum cupressiforme*, som først ble registrert innen flatene i 1998, ble gjenfunnet i 2003. *Bauxbamia aphylla* og *Tetraxis pellucida*, som kun er funnet ved én anledning i 1993, ble verken gjenfunnet i 1998 eller i 2003. To levermoser (*Barbilophozia attenuata* og *Cephaloziella* sp.) har forsvunnet fra flatene i perioden fra 1998 til 2003, mens *Lophozia excisa*, som kun er blitt funnet i én rute i 1993, ikke er gjenfunnet senere. Antallet lavararter har vært nokså stabilt i hele overvåkingsperioden, dog har *Cetraria nivalis* forsvunnet ut av flatene i løpet av siste 5-års periode.

#### Endring i forekomst av arter

Framgang og tilbakegang hos arter, målt ved endring i artenes frekvens i småruter, er oppsummert i **tabell 4.2** og vist i **tabell 4.3** for de enkelte artene (kun for arter med forekomst i minst fem analyseruter). I perioden 1998-2003 ble det funnet signifikant ( $p < 0,05$ ) reduksjon i forekomst hos én karplante, hele 10 mosearter og 3 lavararter, mens kun 2 karplantearter viste framgang i samme periode. *Trientalis europaea* og *Milium effusum*, de to eneste karplantene som avtok signifikant i mengde i perioden 1993-98, var de to eneste artene som hadde en signifikant økning i siste periode. Mens det var omtrent like mange mosearter som viste framgang og tilbakegang i perioden 1993-98, var det i siste periode en meget sterk reduksjon i mengde hos en hel rekke mosearter, sterkest hos *Brachythecium reflexum* (mengdereduksjon i 29 flater), *Dicranum scoparium* (reduksjon i 35 flater) og *Barbilophozia lycopodioides* (reduksjon i 36 flater). Det har også vært en reduksjon hos flere lavararter gjennom 10-årsperioden. *Cladonia cornuta* og *C. sulphurina*, som avtok signifikant i første 5-årsperiode, fortsatte sin reduksjon i perioden 1998-2003, men nå ikke signifikant mye på grunn av få gjenværende forekomster i flatene. De artene som avtok signifikant i mengde i siste periode, var *Cladonia arbuscula*, *C. chlo-rophaea* og *C. coccifera*.

\* Kontakt: NINA, Postboks 736 Sentrum, 0105 Oslo (vegar.bakkestuen@nina.no)

**Tabell 4.1** Antall arter av ulike artsgrupper observert i vegetasjonsundersøkelsene i overvåkingsområdene i Dividalen og Gutulia i analyseårene og totalt.  
– The number of species of various groups observed during the vegetation analyses at the Dividalen and Gutulia monitoring sites for each year and in total.

<b>Gutulia</b>				
Artsgruppe	1993	1998	2003	Totalt
Karplanter	42	44	46	47
Bladmoser	16	16	17	19
Torvmoser	2	2	2	2
Levermoser	11	11	11	14
Lav	16	18	17	19
<b>Totalt</b>	<b>87</b>	<b>91</b>	<b>93</b>	<b>101</b>
<b>Dividalen</b>				
Artsgruppe	1993	1998	2003	Totalt
Karplanter	77	77	81	89
Bladmoser	24	16	19	26
Torvmoser	0	0	1	1
Levermoser	18	14	15	22
Lav	18	17	15	27
<b>Totalt</b>	<b>144</b>	<b>131</b>	<b>136</b>	<b>165</b>

## Endring i antall arter i analyserutene

I den første perioden, 1993-98, ble det ikke observert noen signifikante endringer i noen av artsgruppene karplanter, moser og lav. I siste femårsperiode har karplanteantallet holdt seg fortsatt relativt stabilt (midlere nedgang på -0,14 arter pr analyseflate), mens det har skjedd en signifikant reduksjon hos både antall mosearter og lavarter i prøveflatene (**tabell 4.5**). Artstettheten hos moser har sunket med gjennomsnittlig -1,48 arter, mens tettheten hos lav har sunket med -0,70 arter. I løpet av hele 10-årsperioden har antallet karplanter ikke endret seg signifikant, men artstettheten har sunket signifikant hos både moser (-1,84 arter) og lav (-0,78).

## Endringer i artssammensetning

Det ble ikke observert noen signifikante endringer langs de to første DCA-ordinasjonsaksene i den første analyseperioden (1993-98). Men det ble derimot registrert en signifikant forflytning av analyseflater langs DCA-akse 1 i den siste perioden fra 1998-2003 (**tabell 4.6**). Analyseflatene beveget seg i retning av vegetasjon typisk for fattigere voksesteder (jf. Bakkestuen et al. In press). Det ble også notert en signifikant forflytning av flater langs DCA-akse 2, men det foreligger ingen god økologisk tolkning av denne gradienten foreløpig. Det planlegges imidlertid supplerende innsamlinger av økologiske variable i løpet av sommeren 2004 for å prøve å gi en økologisk tolkning av denne aksene.

**Tabell 4.2** Antall arter av karplanter, moser og lav med signifikant endring ( $P < 0,05$ ) i overvåkingsområdene i Dividalen og Gutulia i periodene mellom analyseårene 1993, 1998 og 2003. Her angir *n* totalt antall arter testet (arter med endring i fem eller flere flater i løpet av perioden; ettårige arter og frøplanter/småplanter av trær ikke medregnet), og *n*-, *n*+ antall arter med henholdsvis signifikant reduksjon og økning i mengde. *G* og *P* angir verdi og sannsynlighet for *G*-testen. Signifikant overrepresentasjon av arter med signifikant endring er markert med uthevet skrift (*G*-test bare utført når antall arter testet for en artsgruppe er  $\geq 5$ ). – The number of species of vascular plants, bryophytes and lichens with a significant change ( $P < 0,05$ ) at the Dividalen and Gutulia monitoring sites during the periods between the years of analysis 1993, 1998, 2003. Here *n* indicates the total number of species tested (species with changes in at least five squares during the period only; annuals and seedlings of trees not included), and *n*-, *n*+ indicate the number of species with, respectively, significant reduction and significant increase in frequency. *G* and *P* indicate the values and significance levels for the *G* test. Significant surplus of species with significant change is indicated by bold print (only tested when number of species tested for a species groups is  $\geq 5$ ).

Artsgruppe/ overvåkings- område	Analyseår	n	Mengdereduksjon			Mengdeøkning		
			n-	G	P	n+	G	P
<b>Karplanter</b>								
Dividalen	1993-98	43	9	24.00	<b>&lt;0.0001</b>	4	4.87	<b>0.0137</b>
Dividalen	1998-03	39	6	12.45	<b>&lt;0.0001</b>	2	0.85	0.1783
Gutulia	1993-98	23	2	2.23	0.0677	3	5.33	<b>0.0105</b>
Gutulia	1998-03	21	1	0.34	0.2799	2	2.50	0.0569
<b>Moser</b>								
Dividalen	1993-98	17	1	0.58	0.2232	2	3.19	<b>0.0371</b>
Dividalen	1998-03	15	3	7.72	<b>0.0028</b>	0	0.76	0.8084
Gutulia	1993-98	19	2	2.82	<b>0.0466</b>	3	6.37	<b>0.0058</b>
Gutulia	1993-98	18	10	49.45	<b>&lt;0.0001</b>	0	0.91	0.8300
<b>Lav</b>								
Dividalen	1993-98	12	0	0.61	0.7822	0	0.61	0.7822
Dividalen	1993-98	11	3	9.65	<b>0.0001</b>	0	0.56	0.7729
Gutulia	1993-98	12	2	4.45	<b>0.0174</b>	0	0.61	0.7822
Gutulia	1993-98	11	3	9.65	<b>0.0001</b>	0	0.56	0.7729

**Tabell 4.3** Endring i mengde av arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Gutulia i løpet av de tre 5-årsperiodene mellom undersøkelserne. Endringene er her målt som endring i forekomst (frekvens) av artene i småruter. Her angir n antall prøveflater (maks = 50) der arten er funnet i minst ett av de aktuelle årene, n+ antall prøveflater der arten økte og n- antall prøveflater der arten avtok i mengde. P angir sannsynligheten for en Wilcoxon ettvalgstest for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet ( $P \leq 0,05$  er uthevet). – Changes in the frequency of species of vascular plants, bryophytes and lichens at the Gutulia monitoring site during the three 5-year periods between investigations. Changes are measured as the change in frequency of the species in small sample squares. Here n indicates the number of sample quadrates (max = 50) where the species was found in either of the relevant years, n+ indicates the number of quadrates where the species increased in frequency and n- indicates the number of quadrates where the species decreased. P is the probability of a Wilcoxon one-sample test that the median change is not significantly different from 0 versus the two-tailed alternative ( $P \leq 0.05$  is in bold).

Art	1993 - 98				1993-03				1998-03			
	n	n+	n-	P	n	n+	n-	P	n	n+	n-	P
Betu nan	6	2	4	0.595	6	3	3	0.914	4	3	1	0.131
Betu pub	4	1	2	0.414	5	2	2	0.854	4	1	0	0.317
Call vul	15	4	8	0.134	15	3	10	<b>0.029</b>	12	3	6	0.205
Empe nig	29	6	9	0.526	29	7	12	0.530	25	6	7	0.832
Juni com	11	7	2	0.056	13	8	3	0.139	13	6	7	0.972
Sorb auc	15	8	4	0.208	17	9	4	0.098	16	7	5	0.902
Vacc myr	50	2	3	0.891	50	2	5	0.203	50	1	5	0.071
Vacc uli	17	9	5	0.354	17	8	6	0.705	17	6	5	0.787
Vacc vit	49	13	13	0.795	49	10	21	0.100	49	10	19	<b>0.022</b>
Gymn dry	25	12	9	0.437	25	11	9	0.193	25	13	7	0.110
Hier/vtm	4	0	2	0.157	5	2	2	0.458	4	2	0	0.157
Linn bor	23	13	7	<b>0.037</b>	23	14	3	<b>0.021</b>	23	13	9	0.845
Lycy ann	22	8	13	0.290	23	8	11	0.429	20	8	8	0.479
Mela pra	45	28	12	<b>0.015</b>	44	25	17	0.268	43	16	24	0.143
Mela syl	13	7	4	0.398	13	9	4	0.115	13	7	4	0.246
Oxal ace	12	7	3	0.162	11	7	1	<b>0.042</b>	12	7	3	0.298
Pote ere	9	5	3	1.000	9	4	2	0.674	8	4	3	0.491
Rubu chm	10	2	6	0.180	9	1	5	0.206	8	2	3	0.680
Rume asa	7	2	4	0.414	6	1	3	0.577	7	2	2	1.000
Soli vir	19	2	10	0.065	19	7	9	0.599	19	10	4	0.424
Trie eur	41	15	23	<b>0.017</b>	40	20	16	0.918	41	29	10	<b>0.001</b>
Anth odo	7	2	5	0.429	9	6	1	0.121	9	7	2	0.058
C vagina	6	4	0	0.068	6	4	2	0.399	6	3	3	0.914
Desc ces	8	6	1	<b>0.040</b>	8	5	2	0.089	8	4	4	0.622
Desc fle	50	3	7	0.150	50	4	6	0.355	50	7	5	0.523
Erio vag	6	4	2	0.236	6	2	4	0.292	5	0	4	0.068
Luzu pil	28	10	15	0.165	29	13	15	0.133	29	12	10	0.545
Mili eff	7	1	6	<b>0.047</b>	7	2	4	0.829	7	6	1	<b>0.025</b>
Nard str	6	3	0	0.109	6	3	1	0.357	6	1	1	1.000
Brac ref	37	19	11	<b>0.050</b>	34	10	22	<b>0.004</b>	35	3	29	<b>&lt;0.001</b>
Brac sal	18	10	4	0.053	17	6	9	0.774	17	2	11	0.053
Dicr sco	50	21	20	0.510	50	7	35	<b>&lt;0.001</b>	49	6	35	<b>&lt;0.001</b>
Hylo spl	33	19	8	0.081	31	14	11	0.612	31	7	16	<b>0.050</b>
Plat/lae	29	17	8	<b>0.019</b>	25	10	12	0.716	25	2	16	<b>0.003</b>
Pleu sch	43	14	19	0.182	44	13	26	0.053	43	14	21	0.154
Pohl nut	17	7	10	0.512	13	1	11	<b>0.005</b>	11	1	9	<b>0.011</b>
Poly com	23	5	9	0.319	23	2	18	<b>0.001</b>	22	1	17	<b>&lt;0.001</b>
Poly jun	10	2	7	0.164	9	0	8	<b>0.011</b>	7	1	5	0.058
Rhod ros	12	5	3	0.272	11	1	7	<b>0.024</b>	10	0	7	<b>0.017</b>
Sph girg	6	2	1	0.785	6	2	2	0.705	7	3	2	0.783
Barb flo	26	4	19	<b>&lt;0.001</b>	28	6	21	<b>0.001</b>	24	9	15	0.071
Barb lyc	46	17	19	0.296	46	6	37	<b>&lt;0.001</b>	44	3	36	<b>&lt;0.001</b>
Caly int	9	5	4	0.539	9	3	5	0.476	7	2	3	0.783
Ceph lun	17	9	5	0.388	14	2	10	<b>0.027</b>	14	1	11	<b>0.007</b>
Loph obt	19	6	7	0.692	22	7	12	0.298	23	7	14	0.202
Loph/ven	25	11	9	0.849	23	2	19	<b>&lt;0.001</b>	23	3	19	<b>&lt;0.001</b>
Ptil cil	10	2	7	<b>0.046</b>	8	0	7	<b>0.016</b>	7	1	6	0.123
Cetr isl	8	3	2	0.588	7	2	5	0.380	7	1	5	0.167
Clad arb	13	5	4	0.541	11	2	9	<b>0.036</b>	13	2	11	<b>0.049</b>
Clad bel	10	4	1	0.336	9	4	5	0.298	12	3	8	0.070
Clad chl	16	3	9	0.201	16	3	11	<b>0.024</b>	13	2	9	<b>0.029</b>
Clad coc	31	13	12	0.436	29	7	19	0.059	25	3	16	<b>0.003</b>
Clad cor	12	1	8	<b>0.018</b>	12	2	9	0.177	7	2	3	0.891
Clad cri	6	1	5	0.167	6	1	5	0.071	3	1	2	0.414
Clad fur	10	5	4	0.755	7	2	2	0.461	10	2	6	0.132
Clad gri	8	4	3	0.527	7	3	4	0.606	7	2	4	0.293
Clad raa	9	1	5	0.056	9	1	6	0.051	8	1	5	0.092
Clad sul	10	2	8	<b>0.015</b>	9	0	9	<b>0.006</b>	6	1	4	0.131
Clad unc	6	1	3	0.257	6	1	5	0.279	4	2	2	0.854

**Tabell 4.4** Endring i mengde av arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Dividalen i løpet av de tre 5-årsperiodene mellom undersøkelsene. Endringene er her målt som endring i forekomst (frekvens) av artene i småruter. Her angir n antall prøveflater (maks = 50) der arten er funnet i minst ett av de aktuelle årene, n+ antall prøveflater der arten økte og n- antall prøveflater der arten avtok i mengde. P angir sannsynligheten for en Wilcoxon ettvalgstest for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet ( $P \leq 0,05$  er uthevet). – Changes in the frequency of species of vascular plants, bryophytes and lichens at the Dividalen monitoring site during the three 5-year periods between investigations. Changes are measured as the change in frequency of the species in small sample squares. Here n indicates the number of sample quadrates (max = 50) where the species was found in either of the relevant years, n+ indicates the number of quadrates where the species increased in frequency and n- indicates the number of quadrates where the species decreased. P is the probability of a Wilcoxon one-sample test that the median change is not significantly different from 0 versus the two-tailed alternative ( $P \leq 0.05$  is in bold).

Art	1993 - 98				1993-03				1998-03			
	n	n+	n-	P	n	n+	n-	P	n	n+	n-	P
Betu nan	10	2	3	1.000	10	2	3	0.684	9	2	1	0.276
Betu pub	11	4	3	1.000	13	3	6	0.417	11	3	5	0.618
Empe nig	42	7	13	0.214	42	6	20	<b>0.002</b>	41	4	15	<b>0.007</b>
Phyl cae	5	0	4	0.068	5	1	3	0.273	4	1	1	1.000
Sali gau	7	2	2	0.705	7	2	4	0.915	7	3	2	0.655
Sali phy	6	2	2	1.000	8	4	4	0.773	7	3	3	0.739
Vacc myr	45	6	7	0.430	44	2	12	<b>0.009</b>	44	1	16	<b>0.001</b>
Vacc uli	27	17	4	<b>0.008</b>	27	15	6	<b>0.028</b>	27	8	9	1.000
Vacc vit	48	29	4	<b>&lt;0.001</b>	49	33	2	<b>&lt;0.001</b>	49	17	5	<b>0.004</b>
Alch gab	9	1	6	<b>0.040</b>	10	4	4	0.481	10	7	3	0.315
Bart alp	5	3	2	0.336	5	3	2	0.334	5	2	2	0.854
Cera fon	9	1	6	<b>0.034</b>	9	1	8	<b>0.012</b>	7	1	3	0.144
Coel vir	4	3	0	0.083	5	4	0	<b>0.046</b>	6	2	1	0.564
Corn sue	33	2	6	0.569	33	3	11	<b>0.033</b>	33	3	8	<b>0.042</b>
Equi pra	18	8	8	0.533	18	7	8	0.605	18	6	7	0.971
Equi syl	19	7	6	0.395	21	10	6	0.375	20	8	5	0.215
Gera syl	20	9	6	0.886	20	12	4	0.084	20	11	4	0.121
Gymn dry	13	6	3	0.476	13	6	3	0.256	13	6	2	0.203
Hier/Syl	4	4	0	0.059	5	5	0	<b>0.039</b>	6	2	1	0.414
Hier/vtm	10	6	2	0.065	10	6	3	0.150	11	5	6	0.718
Linn bor	37	10	20	0.086	37	12	16	0.230	37	14	15	0.983
List cor	5	1	4	0.279	6	2	3	0.588	6	4	2	0.524
Lycy ann	18	6	8	0.849	20	9	10	0.454	18	4	9	0.072
Mela pra	17	6	10	<b>0.040</b>	21	10	11	0.347	20	8	8	0.467
Mela syl	24	7	16	<b>0.015</b>	24	5	17	<b>0.022</b>	23	9	11	0.985
Myos dec	9	0	8	<b>0.012</b>	9	0	7	<b>0.018</b>	8	1	4	0.131
Omali nor	6	1	1	1.000	6	0	3	0.109	6	1	3	0.141
Orth sec	10	4	1	0.131	12	6	3	0.359	12	4	4	0.670
Pedi lap	21	9	11	0.574	21	5	16	<b>0.003</b>	19	5	12	<b>0.020</b>
Pyro min	10	5	4	0.431	11	4	6	0.645	10	3	7	0.136
Ranu acr	14	5	6	0.283	15	1	11	<b>0.004</b>	15	2	12	<b>0.003</b>
Rubu chm	14	4	5	0.904	13	4	7	0.336	13	3	7	0.438
Rume asa	12	4	7	0.370	12	4	6	0.326	11	4	4	0.619
Saus alp	11	3	5	0.777	13	7	3	0.240	13	7	4	0.263
Sela sel	4	2	0	0.157	5	1	4	0.102	5	1	4	0.102
Soli vir	37	13	18	0.589	36	15	16	0.937	37	12	12	0.281
Taraxacz	11	3	7	0.258	11	5	6	0.789	11	4	3	0.733
Trie eur	26	7	15	<b>0.025</b>	27	7	20	<b>0.001</b>	26	9	14	0.081
Trol eur	10	6	3	0.905	10	6	2	0.107	10	4	5	0.586
Viol bif	15	1	4	0.221	15	1	3	0.197	15	2	3	0.588
Anth odo	32	9	6	0.303	33	8	15	<b>0.036</b>	33	4	19	<b>0.001</b>
C bigelo	11	0	9	<b>0.008</b>	11	0	11	<b>0.003</b>	3	0	3	0.109
C vagina	30	16	9	0.195	30	11	15	0.720	30	9	16	0.077
Ca ni.ni	8	7	1	<b>0.017</b>	8	8	0	<b>0.012</b>	8	5	2	0.445
Cala lap	7	4	3	0.309	7	4	3	0.176	4	3	0	0.109
Desc fle	50	4	7	0.377	50	8	10	0.400	50	6	7	0.621
Fest ovi	11	3	6	<b>0.043</b>	15	7	6	0.805	15	7	4	0.324
Luzu pil	12	1	9	<b>0.026</b>	14	3	7	0.052	14	6	5	0.754
Phle alp	5	1	4	0.138	9	6	3	0.592	9	8	0	<b>0.011</b>
Po pr.ap	9	2	6	<b>0.049</b>	10	2	7	0.212	6	3	3	0.833
Po pr.pr	11	0	11	<b>0.003</b>	13	3	10	<b>0.006</b>	4	4	0	0.059
Poa api	6	6	0	<b>0.026</b>	5	5	0	<b>0.043</b>	6	0	4	0.068
Brac ref	23	8	8	0.565	26	16	7	<b>0.050</b>	25	13	4	0.060
Brac sal	9	4	4	1.000	9	5	3	0.356	9	5	2	0.306
Brac sta	16	4	8	0.465	17	4	12	<b>0.016</b>	17	2	9	<b>0.035</b>
Dicr sco	32	7	14	0.189	33	10	16	0.065	32	9	13	0.377
Hylo spl	40	8	17	<b>0.009</b>	41	8	17	<b>0.019</b>	39	12	9	0.559
Mniu spi	11	8	2	0.057	11	3	5	0.944	10	1	5	0.058
Plat lae	4	0	3	0.102	5	1	3	0.197	4	1	2	0.414
Pleu sch	39	12	18	0.161	40	17	15	0.790	39	17	11	0.214
Pohl nut	6	0	4	<b>0.046</b>	7	1	6	0.058	5	1	3	0.317
Poly com	26	18	7	0.160	27	10	11	0.972	26	8	14	0.443
Poly jun	24	14	8	0.322	25	7	15	<b>0.011</b>	23	3	14	<b>0.013</b>

Tabell 4.4 (forts.)

Rhod ros	12	6	4	0.437	12	4	4	1.000	12	3	5	0.618
Barb flo	11	3	5	0.478	10	2	5	0.348	9	2	5	0.206
Barb hat	4	2	0	0.157	5	1	3	0.197	5	1	4	0.102
Barb kun	5	1	4	0.157	5	0	4	0.059	1	0	1	0.317
Barb lyc	45	23	11	<b>0.030</b>	45	24	11	<b>0.024</b>	44	15	11	0.466
Loph obt	17	12	4	<b>0.011</b>	17	9	4	0.088	17	2	7	0.046
Loph/ven	8	2	4	0.666	10	3	4	0.260	8	2	4	0.317
Ptil cil	7	4	3	0.726	7	4	3	0.546	6	2	1	0.564
Clad bel	7	4	2	0.395	7	1	4	0.157	8	2	5	0.088
Clad can	6	4	1	0.176	6	4	1	0.225	6	0	2	0.180
Clad chl	13	4	5	0.510	12	0	8	<b>0.011</b>	12	1	9	<b>0.011</b>
Clad coc	2	0	2	0.180	5	3	2	0.786	5	4	1	0.131
Clad dig	5	0	1	0.317	5	0	3	0.083	4	0	2	0.157
Clad ecm	14	4	6	0.878	14	5	8	0.304	14	2	9	0.077
Clad fur	13	7	3	0.331	11	3	5	0.720	12	2	6	0.222
Clad gri	7	2	3	0.785	7	4	2	0.168	7	4	1	0.136
Clad raa	11	4	6	0.876	11	1	9	0.071	9	1	6	0.061
Clad sul	6	1	4	0.157	6	0	5	<b>0.039</b>	5	1	2	0.414
Clad unc	6	4	1	0.157	6	1	4	0.174	6	0	5	<b>0.042</b>
Clad/arb	10	5	4	0.546	10	3	5	0.322	10	3	4	0.270
Neph arc	12	4	6	0.380	12	2	10	<b>0.011</b>	12	2	7	<b>0.046</b>
Pelt aph	12	5	5	0.714	12	4	5	0.582	9	3	3	0.595
Pelt mal	4	1	2	0.414	5	2	3	0.680	3	2	1	0.564

**Tabell 4.5** Endring i artsantall i prøveflater på 1m<sup>2</sup> (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdene i Gutulia og Dividalen fra 1993 til 2003. I alt 50 slike prøveflater er aktuelle for hvert overvåkingsområde. M og SD angir middel og standardavvik for endring i artsantall i angitt tidsperiode. n- og n+ angir antall prøveflater med henholdsvis reduksjon og økning i antall arter. P angir sannsynligheten for en Wilcoxon ettutvalgstest for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet. Signifikant endring i artsantall er uthevet. – Changes in the number of species in sample plots of 1m<sup>2</sup> (species density) for various species groups at the Gutulia and Dividalen monitoring sites from 1993 to 2003. A total of 50 such sample squares are relevant for each area. M and SD indicate the mean and standard deviation for changes in species number for the relevant period. n- and n+ indicate the number of sample squares with, respectively, reduction and increase in the number of species. P is the probability of a Wilcoxon one-sample test of the median change not being significantly different from 0 versus the two-tailed alternative. Significant changes are highlighted in bold.

Område/ artsgruppe	Endring 1993–1998					Endring 1998–2003					Endring 1993–2003				
	n–	n+	M	SD	P	n–	n+	M	SD	P	n–	n+	M	SD	P
<b>Gutulia</b>															
Karplanter	16	11	-0,16	1,49	0,417	13	12	0,02	0,89	0,977	19	11	-0,14	1,34	0,427
Moser	13	22	0,36	1,45	0,122	37	5	-1,84	2,10	<b>0,000</b>	34	8	-1,48	2,14	<b>0,000</b>
Lav	11	15	0,08	1,23	0,514	24	1	-0,78	1,20	<b>0,000</b>	23	4	-0,70	1,30	<b>0,000</b>
<b>Dividalen</b>															
Karplanter	16	15	-0,02	1,33	0,883	18	18	-0,06	1,67	0,705	20	18	-0,08	1,76	0,694
Moser	21	14	-0,54	1,70	0,055	18	13	-0,1	1,23	0,415	25	14	-0,64	1,75	<b>0,014</b>
Lav	9	6	-0,16	0,85	0,205	14	1	-0,5	1,02	<b>0,001</b>	16	4	-0,66	1,35	<b>0,002</b>

**Tabell 4.6** Forflytning av permanente prøveflater i overvåkingsområdene Gutulia og Dividalen langs DCA-ordinasjonsaksene 1 og 2 for perioden 1993–2003 (ordinasjon av 50 prøveflater for tre analysetidspunkter i hvert område). M og SD angir middel og standardavvik for forflytning av prøveflater i angitt tidsperiode. n- og n+ angir antall prøveflater med henholdsvis lavere og høyere prøveflateskår enn ved periodens begynnelse. P angir sannsynligheten for en Wilcoxon ettutvalgstest for at median forflytning ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet. Signifikant forflytning er uthevet. – Displacement of sample plots at the Gutulia and Dividalen monitoring sites along DCA ordination axes 1 and 2 during the period 1993–2003 (ordination of 50 sample plots for three sampling occasions for each area). M and SD indicate the mean displacement of plots and its standard deviation for the relevant period. n- and n+ indicate the number of sample squares with, respectively, decreasing and increasing DCA scores. P is the probability of a Wilcoxon one-sample test of the median displacement not being significantly different from 0 versus the two-tailed alternative. Significant displacement is highlighted in bold.

Område/ DCA-akse	Forflytning 1993–1998					Forflytning 1998–2003					Forflytning 1993–2003				
	n–	n+	M	SD	P	n–	n+	M	SD	P	n–	n+	M	SD	P
<b>Gutulia</b>															
DCA-akse 1	29	21	-0,016	0,092	0,169	34	16	-0,058	0,087	<b>0,000</b>	37	13	-0,073	0,122	<b>0,000</b>
DCA-akse 2	20	30	0,008	0,074	0,311	11	39	0,068	0,104	<b>0,000</b>	13	37	0,076	0,120	<b>0,000</b>
<b>Dividalen</b>															
DCA-akse 1	27	23	-0,006	0,100	0,739	34	16	-0,021	0,058	<b>0,011</b>	30	20	-0,027	0,100	<b>0,041</b>
DCA-akse 2	31	18	-0,010	0,076	0,221	16	34	0,027	0,073	<b>0,015</b>	23	27	0,016	0,099	0,188

### 4.3 Dividalen – endringer 1998-2003

I de 50 flatene som nå er reanalysert for 3. gang, ble det i 2003 registrert 136 arter: 81 karplantearter, 19 bladmoserarter, én torvmoseart, 15 levermosearter og 15 lavararter (**tabell 4.1**). Etter en innledende stor reduksjon i det totale artsantallet, fra 144 arter i 1993 til 131 i 1998, ble det i 2003 registrert en økning på fire arter (*Salix myrsinifolia*, *Vaccinium oxycoccus*, *Equisetum palustre* og *Filipendula ulmaria*) i forhold til 1998. Åtte karplantearter er tidligere registrert, hvorav fire (*Equisetum scirpoides*, *Stellaria graminea*, *Luzula multiflora*, *Trisetum spicatum*) ikke er gjenfunnet siden 1993, og fire (*Alchemilla vulgaris*, *Epilobium alsinifolium*, *Epilobium angustifolium* og *Equisetum arvense*), sist funnet i 1998, ikke ble gjenfunnet i flatene i 2003. Hele sju bladmoserarter er heller ikke gjenfunnet i flatene siden oppstarten i 1993, mens to (*Hypnum cupressiforme* og *Polytrichastrum formosum*) ble registrert for første gang i 2003. *Dicranum fuscescens* var den eneste bladmosen som forsvant ut av flatene i perioden 1998-2003. Ingen nye levermosearter ble registrert i 2003, mens seks, hvorav fem ikke er gjenfunnet siden 1993, har forsvunnet ut av flatene i løpet av overvåkingsperioden hittil. Også sju lavararter har forsvunnet ut av flatene i løpet av overvåkingsperioden 1993-2003. *Cetraria cucullata*, *Cladonia cornuta* og *Peltigera degenii* har ikke vært sett i flatene siden de første analysene i 1993, mens *Cetraria islandica*, *Cetraria nivalis*, *Lobaria linita* og *Peltigera rufescens* har forsvunnet i løpet av siste femårsperiode.

#### Endring i forekomst av arter

Framgang og tilbakegang hos arter, målt ved endring i artenes frekvens i småruter, er oppsummert i **tabell 4.2** og vist i **tabell 4.4** for de enkelte artene (kun for arter med forekomst i minst fem analyseruter). I perioden 1998-2003 ble det funnet signifikant ( $p < 0,05$ ) reduksjon i forekomst hos 6 karplanter, 3 mosearter og 3 lavararter, mens kun 2 karplantearter viste framgang i samme periode. *Vaccinium vitis-idaea* fortsatte sin framgang fra 1993-98 og har i hele overvåkingsperioden hatt en signifikant mengdeøkning i hele 33 flater og kun avtatt signifikant i 2 prøveflater. Ellers hadde særlig *Vaccinium myrtillus* (mengdereduksjon i 16 flater, økning i kun én) og *Anthoxanthum odoratum* (reduksjon i 19, økning i 4) en stor mengdereduksjon i siste periode. Ingen mose- eller lavararter viste signifikant økning i siste periode, mens tre i hver av disse gruppene hadde en signifikant reduksjon (**tabell 4.4**).

#### Endring i antall arter i analyserutene

Det er ikke registrert noen betydelige endringer i artstetthet hos karplanter gjennom overvåkingsperioden (den største gjennomsnittlige endringen ble registrert i siste periode og var på kun -0,08 arter, se **tabell 4.5**). Mosene, som viste en reduksjon på -0,54 arter i perioden 1993-98, hadde også en svak nedgang i siste periode (-0,1 arter), slik at den totale nedgangen i artstetthet i hele 10-årsperioden (-0,64 arter) ble signifikant ( $P = 0,014$ ). I siste periode ble det også registrert en sterk nedgang i artstetthet hos lav på gjennomsnittlig -0,5 arter. Dette er en mye sterkere trend enn det som ble observert i første 5-årsperiode (-0,16).

### Endringer i artssammensetning

Det ble registrert en signifikant forflytning av analyseflatene langs de to første DCA-aksene i perioden fra 1998-2003 (**tabell 4.6**). Langs DCA-akse 1 har flatene beveget seg i retning av vegetasjon typisk for fattigere voksesteder, langs DCA-akse 2 har flatene beveget seg mot vegetasjon typisk for mer høyereleggende områder (i retning mer alpint preg, jf. Bakkestuen et al. in press). Dette er nye trender for siste femårsperiode, i og med at det ikke ble registrert signifikante endringer langs ordinasjonsaksene i perioden 1993-98 (Bakkestuen et al. 2000).

### 4.4 Diskusjon

Den økologiske tolkningen av ordinasjonsaksene fra analysene i 1993 (Eilertsen & Often 1994, Eilertsen & Brattbakk 1994, Bakkestuen et al. 2000, Bakkestuen et al. In press) legges også til grunn for tolkningen av ordinasjonene for 1998 og 2003. Disse ordinasjonene viser stor grad av konformitet, og korrelasjonsanalyser mellom korresponderende akser over tid viser stor samavariasjon. Den første ordinasjonsaksen i hvert område reflekterer i hovedsak en kompleks gradient for variasjon i næring og fuktighet (Bakkestuen et al. 2000, Bakkestuen et al. in press).

Vegetasjonsstudiene i TOV er primært designet for å studere dynamikken langs forskjellige komplekse gradienter og om endringer i artsforekomster kan knyttes til endringer i fysiske, biotiske eller kjemiske parametre. Materialet vil på sikt også kunne bidra til å gi økt innsikt i hvilke strukturerende prosesser som er viktigst i de boreale bjørkeskogsområdene. Disse områdene, i beltet mellom den boreale barskogen og de alpine utformingene, har en betydelig vertikalutbredelse i dal- og fjordstrøk og dekker store arealer. Norges geografiske plassering i forhold til det boreale barskogsbeltet og landets varierte topografi tilsier at det er en nasjonal oppgave å følge utviklingen av ulike boreale bjørkeskoger.

Overvåkingsområdene i Gutulia og Dividalen ligger utenfor området i Sør-Norge som har blitt sterkest berørt av langtransportert forurensning, og de fungerer derfor som referanseområder i forhold til slik påvirkning. Det er ikke registrert noen vedvarende endringer i karplante floraen i disse to områdene slik som for mange karplantearter i de sørlige/sørøstlige overvåkingsområdene for granskog (jf. T. Økland 2004a,b). Det ble i det hele tatt registrert få endringer i mengde hos karplanter i Gutulia (de to karplantene som viste framgang i siste periode, 1998-2003, hadde faktisk hatt reduksjon i forrige periode 1993-98), mens tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) fortsatte sin framgang i Dividalen. Det er et stort beitetrykk av rein i begge områder, og det ble observert flere reinsdyr og tråkkskader i løpet av feltarbeidet i 2003 enn hva som har vært gjort under tidligere feltarbeid. De endringene vi har i mengde av karplanter i områdene, særlig i Dividalen, har sannsynligvis en direkte sammenheng med eller er en sekundærrespons på endringer i beitetrykket i områdene. Det vil på sikt være meget viktig å få kvantifisert beitetrykket i områdene over tid slik at dette kan sammenlignes med de observerte endringene i vegetasjonen.

Det har i senere tid vært registrert oppslag av noen nitrofile arter i enkelte referanseområder, slik som smyle (*Deschampsia flexuosa*) i Møsvatn og Solhomfjell (jf Bakkestuen et al. 2003, kap. 3 i denne rapporten) og førstegangsregistrering av bringebær (*Rubus idaeus*) i Solhomfjell i 2003 (jf kap. 3). Det har vært spekulert i om at dette kan være en effekt av økt tilførsel av nitrogen gjennom nedbøren. I Gutulia og Dividalen har vi ikke registrert noen økning eller nye innslag av nitrofile arter så langt. Dette harmoniserer også med at disse områdene ligger utenfor de områdene som er mest berørt av langtransportert forurensning.

Siden starten av overvåkingsprogrammene i barskog og bjørkeskog (det første området etablert i 1988) har det vært påvist en vedvarende økning i mosearters mengde og artsantall i de fleste områdene (T. Økland et al. 2004a). T. Økland et al. (2004b) har rapportert at denne trenden fortsetter for store moser i siste periode opp til 2002, men at det i denne perioden (1993/97-1998/2002) nå er en klar tilbakegang i mengden av små moser. Dette er et nytt endringsmønster som ikke tidligere er påvist, og det er tolket som at de små mosene har kommet under press ved at de i økende grad overvokses av de større mosene som stadig viser mengdeøkning. Den store mengdereduksjonen hos 10 mosearter som nå er påvist i Gutulia, ser ut til å ramme både store (f.eks *Hylocomium splendens*, *Dicranum scoparium* og *Polytrichum commune*) og små mosearter (*Cephalozia lunulifolia* og *Lophozia ventricosa*). Også nærliggende studier i barskog av populasjonsendringer hos etasjemose (*Hylocomium splendens*) viser tilbakegang for denne arten (R.H. Økland pers.medd.). Trass i at enkelte tidligere år i observasjonsperioden har vist klimaforhold som er gunstige for mosevekst med bl.a. lange, milde og fuktige høster (jf **figur 2.2** og Framstad et al. 2003), var klimaet i perioden rett før vegetasjonsanalysene i 2003 heller ugunstig for mosevekst med en varm, tørr sommer og en kald, tørr høst i 2002 og en varm og forholdsvis tørr sommer i 2003. Vi tolker de observerte endringene som en respons på slike ugunstige klimaforhold de siste vekstsesongene før vegetasjonsanalysene i 2003. Vi ser ikke den samme sterke mengdereduksjonen hos moser i Dividalen, selv om det også her ble registrert signifikant nedgang hos tre arter og ingen med signifikant økning.

Vi har i hele overvåkingsperioden i Gutulia og Dividalen (1993-2003) sett en generell mengdereduksjon hos lavararter. Det er signifikant utslag på ulike arter til forskjellige tider (noe som kan skyldes at arter med stor mengdereduksjon i første periode forsvant fra så mange flater at de ikke viste signifikant nedgang i andre periode selv om de fortsatte å avta i mengde). Det er stor grunn til å tro at reduksjonen i mengde og antall arter av lav skyldes høyt beitestrykk av rein i begge områder. Under feltarbeidet ble det lagt merke til store arealer, som tidligere høyst sannsynlig har vært dekket av lav, men som nå kun inneholdt grus og stein. Men vi har foreløpig ikke data for beiteaktiviteten av rein i disse områdene slik at denne hypotesen ev. kan verifiseres.



## 5 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i Dividal og Gutulia 2003

Inga E. Bruteig\* og Bodil Wilmann

Føremålet med epifyttovervakinga i TOV-områda er å følgje bestandsutviklinga i epifyttiske samfunn over tid og å kunne skilje mellom naturleg variasjon og eventuelle effektar av langtransporterte luftforureiningar eller andre miljøendringar. Mange epifyttiske lavartar er kjenslege overfor miljøendringar og er svært mykje brukt som bioindikatorar (til dømes Ferry et al. 1973, Hawksworth & Rose 1976, Nimis et al. 2002, Seaward 1992). Reaksjonsmønsteret for ulike miljøpåverknader er ulikt for ulike artar (Hultengren et al. 1991, Insarova et al. 1992), slik at luft- og nedbørskvalitet vil kunne påverke førekomst og artsamansetjing i epifyttvegetasjonen.

Overvakingfeltet for kartlegging av epifyttvegetasjonen i Dividal og Gutulia vart etablert i 1993 (Wang & Bruteig 1994), og første gjenkartlegging vart gjort i 1998 (Bruteig 2001a). Her følgjer rapport for tredje gongs kartlegging av epifyttvegetasjonen, gjort i 2003. Nærare informasjon om lokalisering av prøvefeltet for epifyttovervaking i Dividal og Gutulia er gitt i Wang & Bruteig (1994).

### 5.1 Metodar

Metodikken følgjer i hovudsak same mal som ved grunnlagskartlegginga i 1993 (Wang & Bruteig 1994) og gjenkartlegginga i 1998 (Bruteig 2001a). Kartlegginga av epifyttar på bjørk er gjort i dei same prøvefeltet som i 1993 og 1998 og til dels også på dei same trea. Feltarbeidet vart utført i perioden 3-8 august i Gutulia og 10-16 august i Dividal. Den ordinære kartlegginga omfattar 8 friske bjørketre i kvart av 5 prøvefelt i begge områda. Artstakseringa er gjort langs 5 horisontale linjer rundt stammen på kvart tre (130, 150, 170, 190 og 210 cm over bakken), og vitaliteten til alle individ er registrert. Artar som ikkje er treft av takseringslinjene er notert som øvrige artar, og lengda er målt for alle individ av hengande artar. Det er samla inn bork for pH-analysar og vanleg kvistlav for svovel- og nitrogenanalysar. pH-analysane er gjort på oppmalt bork ved NINA Trondheim, etter same metode som tidlegare år. Svovel- og nitrogenanalysane er gjort ved Mikro Kemi AB, Uppsala, metode MK2011 for svovel og MK2062 for nitrogen. Dette er likt med tidlegare år.

Data frå alle tre kartleggingsåra er lagt inn i ein database i Microsoft Access. SPSS versjon 11.5 er brukt til statistiske analysar (SPSS 2003). Einvegs ANOVA er brukt for å undersøke om prøvefeltet er signifikant forskjellige med omsyn til dei målte parametrane. Der kravet om homogen varians ikkje vart fylt (Levene-test), vart dataene kvadratrot- eller logtransformert (ln). Der kravet for parametriske tester (Underwood 1997) ikkje vart fylt etter transformering, vart det brukt ein ikkjeparametrisk test (Kruskal-Wallis).

Statistisk analyse av endringar over tid er utført på to ulike datasett:

- **alle tre:** Gjennomsnittleg dekning (%) av grupper, slekter eller artar basert på 35 tre i 1993, 40 tre i 1998 og 40 tre i 2003 (totalt 115 tre).
- **fellestre:** Gjennomsnittleg dekning (%) av grupper, slekter og artar basert på tre som er felles for alle dei tre kartleggingsåra (32 tre i Dividal og 35 tre i Gutulia)

Forskjellar i epifyttvegetasjonen mellom år og mellom felt er testa ved tovegs ANOVA (General Linear Model) med år og felt som faktorar og dekning av artar/artsgrupper på trenivå (alle tre) som avhengig variabel. Tovegs ANOVA vart også brukt for å teste effekten av år og felt på antal thallus av hengande artar. I tilfelle der kravet om homogen varians ikkje vart oppfylt, vart dataene kvadratrot-transformert. Grupper, slekter eller artar som ikkje oppfylte kravet til parametriske testar etter transformering vart testa ved Kruskal-Wallis ikkjeparametriske test (Underwood 1997). Pearsons tohala korrelasjonskoeffisient er brukt for å teste om artar og artsgrupper korrelerer med høgdegradienten.

For å studere endringar over tid hos gjenkartlagte tre (fellestre) vart det brukt ein lineær modell for repeterte målingar (General Linear Model – GLM; "repeated measurement") med kartleggingsår som faktor og dekning (%) av artar/slekter på trenivå som avhengig variabel. Ikkjeparametriske testar for "related samples", Friedman Test eller Wilcoxon Signed Ranks Test, vart brukt der dataene ikkje oppfylte kriteriet for GLM.

Khi-kvadrat test vart brukt for å teste om antal cm skadd og frisk lav varierte signifikant mellom åra. Forskjellar i pH i never og nitrogen- og svovelkonsentrasjonen i kvistlav vart testa ved ikkjeparametrisk Friedman Test.

Nomenklaturen for lav følgjer Santesson (1993) og Krog et al. (1994), mosar følgjer Frisvoll et al. (1995) og karplanter følgjer Lid & Lid (1994). Norske og vitskaplege namn på lavartar som ikkje står i Santesson (1993) og Krog et al. (1994) er henta frå Lavherbariet i Oslo si internettside (<http://www.toyen.uio.no/botanisk/lavherb.htm>).

### 5.2 Resultat frå Dividal

#### Prøvefeltet og undersøkingstrea

Tre av dei 35 opphavlege undersøkingstrea frå 1993 hadde døydd i løpet av femårsperioden 1998-2003 og vart erstatta med nye tre (**vedlegg 5.1a**). Det øvste feltet var i spesielt dårleg forfatning, med mange velta og brekte tre. Eit av dei trea som går ut, hadde velta slik at stammen står om lag 1 m over bakken, og dette treet vart gjenanalysert. Dette er likevel ikkje med i den vidare datapresentasjonen. Eitt av undersøkingstrea i felt 2 hadde fått raude målingsmerke i analyseområdet på stammen (**vedlegg 5.1a**).

\* Kontakt: NINA, Tungasletta 2, 7485 Trondheim ([inga.bruteig@nina.no](mailto:inga.bruteig@nina.no))

Stammeomkrinsen av felles tre har auka signifikant ( $p < 0,001$ ) frå  $47,8 \pm 9,1$  cm i 1993 til  $48,9 \pm 9,4$  cm i 1998 og  $50,7 \pm 10,2$  cm i 2003). Suppleringsstrea har kompensert for auken i stammeomkrins, og det er ingen signifikant forskjell mellom åra ( $p = 0,84$ ) når alle trea er med (**tabell 5.1**). Det er ein signifikant forskjell i stammeomkrins mellom felta ( $p = 0,001$ ), med størst dimensjon på trea i felt 2, minst i felt 5 som ligg øvst i høgdegradienten. Trehøgda har ikkje endra seg signifikant, verken når det gjeld felles tre ( $p = 0,37$ ) eller når alle trea er med ( $p = 0,89$ ). Det er også ein signifikant forskjell i trehøgde mellom felta ( $p < 0,001$ ), med høgast tre i felt 2 og lågast i felt 3 (**tabell 5.1**).

### Epifyttvegetasjonen på bjørk i 2003

Den totale dekninga av epifyttar på bjørkestammar i Dividal i 2003 var på 48,3% (**figur 5.1, tabell 5.2**). Bladlav dominerer og dekker åleine 39,6% av stammearealet. Busklav dekkjer 1,4%, skorpelav 2,9% og sopp 4,5%. Ingen mosar vart treft av takseringslinjene og får såleis dekning 0. Det vart ikkje registrert epifyttiske algar på undersøkingstrea i Dividal. 54% av stammearealet var utan epifyttisk vekst, registrert som naken never. Summen av never og epifyttar er over 100% fordi ulike artar i blant veks over kvarandre eller på kvarandre (hyper-epifyttisme). Det er lite slik lag på-lag-epifyttisme i Dividal.

**Tabell 5.1** Høgde og brysthøgdeomkrets av undersøkingstrea (bjørk) i fem prøvefelt i Dividal. Gjennomsnitt av 7 tre i 1993 og 8 tre i 1998 og 2003, med standardavvik. – Height and circumference at breast height of investigated trees (*Betula pubescens*) in five study plots of the Dividal monitoring site. Mean of 7 trees in 1993 and 8 trees in 1998 and 2003, with standard deviation.

	år/year	prøvefelt/site					Snitt/mean
		1	2	3	4	5	
trehøyde/tree height (m)	1993	8,9 ± 1,3	10,6 ± 2,1	6,4 ± 0,3	8,0 ± 1,7	7,2 ± 1,0	8,2 ± 1,3
	1998	9,2 ± 1,3	10,7 ± 2,0	6,7 ± 0,6	8,1 ± 1,5	7,1 ± 0,7	8,4 ± 1,2
	2003	9,3 ± 1,0	10,2 ± 1,5	6,8 ± 0,7	8,2 ± 1,4	6,9 ± 1,4	8,2 ± 1,3
omkrets/circumference (cm)	1993	49 ± 4	55 ± 11	45 ± 6	47 ± 12	45 ± 8	48 ± 8
	1998	49 ± 5	55 ± 12	45 ± 6	47 ± 12	44 ± 8	48 ± 9
	2003	49 ± 5	57 ± 12	47 ± 6	49 ± 14	44 ± 6	49 ± 10

**Tabell 5.2** Gjennomsnittleg dekning (i % av kartlagt stammeareal) av epifyttar og never på stammen av bjørk i fem prøvefelt i Dividal. – Mean cover (in % of mapped trunk area) of epiphytes and bark on trunks of *Betula pubescens* in 5 study plots of the Dividal monitoring site.

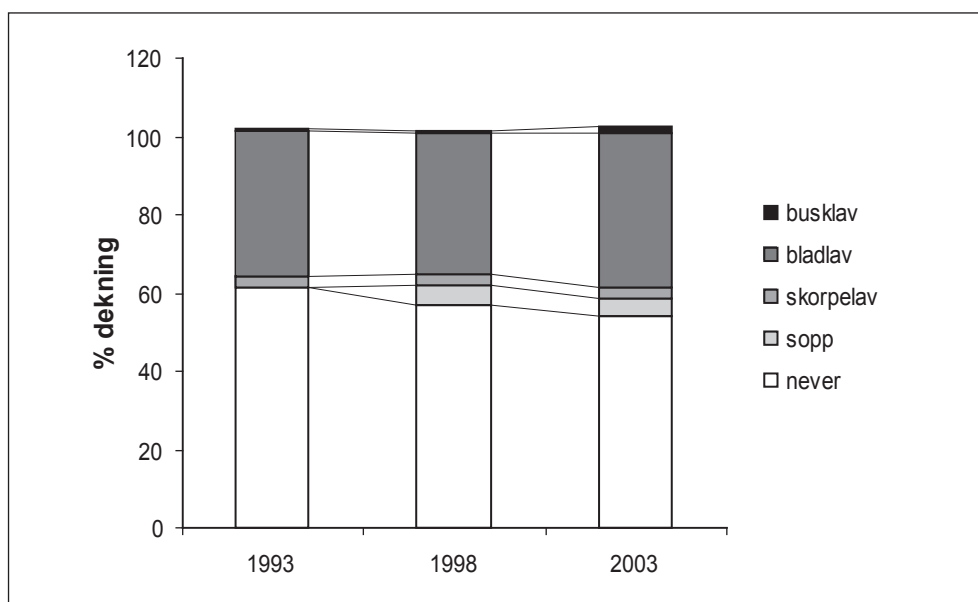
	år/year	1	2	3	4	5	totalt/total
Busklav/fruticose lichens	1993	1.5	-	0.1	0.2	0.4	0.4
	1998	1.9	0.0	0.1	0.5	0.2	0.6
	2003	4.8	0.1	0.6	0.5	0.8	1.4
Bladlav/foliose lichens	1993	35.9	29.7	48.4	30.5	43.0	37.5
	1998	33.4	31.1	39.0	35.0	41.7	36.0
	2003	35.8	31.8	47.9	39.9	42.7	39.6
Skorpelav/crustose lichens	1993	1.1	1.6	1.4	2.3	6.1	2.5
	1998	0.7	1.5	1.0	1.6	8.0	2.6
	2003	1.8	1.6	0.9	1.5	8.6	2.9
Bladmosar/bryophytes	1998	+	-	-	-	-	+
	2003	+	-	-	-	-	+
Levermosar/hepaticae	2003	+	+	+	+	+	+
Sopp/fungi	1998	2.6	2.8	3.8	9.6	7.7	5.3
	2003	1.6	4.1	3.0	5.2	8.4	4.5
Epifyttar totalt/total epiphytes	1993	38.5	31.3	49.9	33.0	49.5	40.4
	1998	38.6	35.4	43.9	46.7	57.6	44.4
	2003	44.0	37.6	52.4	47.0	60.5	48.3
Bork/bark	1993	64.5	69.8	53.7	68.0	51.4	61.5
	1998	63.3	65.7	57.0	54.4	43.1	56.7
	2003	59.6	63.9	50.9	55.0	40.5	54.0

I alt 49 epifyttiske takson vart registrert på undersøkingstrea i 2003: 2 bladmosar, 2 levermosar, 7 busklav, 11 bladlav, 24 skorpelav og 3 takson sopp (tabell 5.3). Det er lite epifyttiske mosar i området. Den vanlegaste arten er levermosen hjelmbæremose, registrert på i alt 23 tre. Det er berre registrert mosar ved stammebasis og aldri så høgt opp på stammen som til første takseringslinje. Knappenslavane gulgrynnål og vanleg sotbeger vart registrert for første gong på undersøkingstrea i Dividal i 1998. I 2003 vart det gjort fleire funn i denne gruppa, mellom anna av grønnsothål og ein art i slekta *Chaenothecopsis*. Brun korallav og grå fargelav vart registrert for første gong, medan islandslav registrert i 1998 ikkje vart attfunne. Nye skorpelavsartar i 2003 er *Hypocenomyce scalaris*, *Pyrrhospora cinnabarina* og *Buellia triphragmioides*.

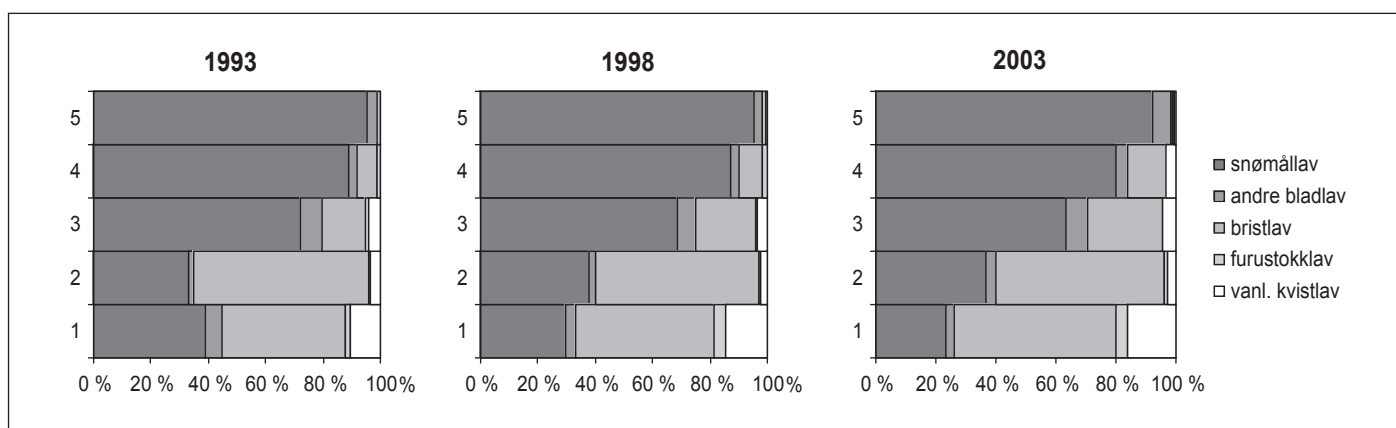
Epifyttvegetasjonen på bjørkestammar i overvåkingsfeltet i Dividal er relativt typisk for nordleg fjellbjørkeskog.

Bladlavane snømallav og bristlav dominerer, med vanleg kvistlav som den tredje vanlegaste arten. I meir sørleg og kystnær fjellbjørkeskog har vanleg kvistlav oftast større dekning enn bristlav. Det er relativt lite skjeggglav, noko som er typisk for vêr- og vindutsette område som dette. Ei rekkje primært bakkebuande artar har etablert seg epifyttisk på bjørkestammane, noko som indikerer at det er mykje vind og fokk i området. Dette gjeld mellom anna artane jervskjegg, rabbeskjegg, gulskjerpe, gulskinn, brun korallav og skorpelavsarten *Ochrolechia frigida*. Artsdiversiteten på undersøkingstrea er relativt låg, men m.a. førekomsten av ein del knappenslavartar indikerer at det er relativt lang økologisk kontinuitet i fjellskogen i dette området. Det er ikkje registrert raudlista blad- eller busklav i TOV-området i Dividal.

Følgjande artar frå årets innsamlingar har vorte belagt ved herbariet TRH: *Calicium salicinum*, *Cliostomum pallens*, *Lecanora fuscescens* og *L. symmicta*.



**Figur 5.1** Fordelinga av epifyttar og naken never på bjørkestammar i overvåkingsområdet i Dividal i 1993-2003. Meir enn 100% dekning skuldast at enkelte artar veks overloppå kvarandre. – Distribution of fruticose lichens (busklav), foliose lichens (bladlav), crustose lichens (skorpelav), fungi (sopp) and naked bark (never) on *Betula pubescens* trunks in the Dividal monitoring site in 1993-2003. Hyperepiphytism makes the sum exceed 100 %.



**Figur 5.2** Innbyrdes fordeling av dei ulike bladlavartane i prøvefelt 1-5 i overvåkingsområdet Dividal i 1993, 1998 og 2003. – Relative distribution of foliose lichen species in 5 study plots in the Dividal monitoring site in 1993, 1998 and 2003.

**Tabell 5.3** Førekost av epifyttar registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt innan overvåkingsområdet Dividal. – Occurrence of epiphytes found on trunks of *Betula pubescens* in 5 study plots of the Dividal monitoring site (artsgruppe – species group, vitenskapleg namn – scientific name, kode – species code, norsk namn – Norwegian name, frekvens – frequency, dekning – cover).

artsgruppe	vitskapeleg namn	kode	norsk namn	frekvens			dekning			
				1993	1998	2003	1993	1998	2003	
Bladmosar	Bryophyta	Mose	Mosar		3	15		x	x	
	<i>Dicranum</i> sp.	Dicranuz	Sigdmose			3			x	
	<i>Hylocomium splendens</i>	Hylo spl	Etasjemose			3			x	
Levermosar	<i>Frullania dilatata</i>	Frul dil	Hjelmbælremose			58			x	
	<i>Lophozia longidens</i>	Loph lon	Hornflik			3			x	
Busklav	<i>Alectoria nigricans</i>	Ale nigr	Jervskjegg		3	3		x	x	
	<i>Alectoria ochroleuca</i>	Ale ochr	Rabbeskjegg	3	3	5	x	x	x	
	<i>Bryoria</i> spp.	Bryoriaz	Brunskjegg	86	98	98	0.43	0.54	1.36	
	<i>Cetraria cucullata</i>	Cet cucu	Gulskjerpe	3	3	3	x	x	x	
	<i>Cetraria islandica</i>	Cet isla	Islandslav		3			x		
	<i>Cetraria nivalis</i>	Cet niva	Gulskinn		3	3		x	x	
	<i>Cladonia</i> spp.	Cladoniz	Begerlav	9	15	53	0.01	0.01	x	
	<i>Sphaerophorus globosus</i>	Sph glob	Brun korallav			8			x	
	<i>Cetraria pinastri</i>	Vul pina	Gullroselav	54	63	65	0.01	x	x	
	<i>Cetraria sepincola</i>	Cet sepi	Bjørkelav	17	20	30	x	x	0.01	
Bladlav	<i>Hypogymnia austeroles</i>	Hyp aust	Seterlav		3	3		x	x	
	<i>Hypogymnia physodes</i>	Hyp phys	Vanleg kvistlav	86	85	93	1.47	1.53	2.09	
	<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Hyp tubu	Kulekvistlav		3	5		x	x	
	<i>Imshaugia aleurites</i>	Ims aleu	Furustokklav	37	45	55	0.25	0.33	0.38	
	<i>Melanelia exasperata</i>	Mel exaa	Vortelav	3				x		
	<i>Melanelia olivacea</i>	Mel oliv	Snømållav	97	95	98	25.41	23.78	24.31	
	<i>Parmelia saxatilis</i>	Par saxa	Grå fargelav			3			x	
	<i>Parmelia sulcata</i>	Par sulc	Bristlav	91	98	95	8.65	9.17	10.90	
	<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Par ambi	Gul stokklav	100	98	98	1.67	1.20	1.87	
	<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Par hype	Grå stokklav	66	85	85	0.03	0.03	0.06	
	Skorpelav	Microlichen	Ubest	Skorpelav, ubestemt		20	43		0.06	0.02
		<i>Bacidia igniarii</i>	Bac igni			3			x	
		<i>Biatora chrysantha</i>	Bia chry			5	20		x	x
		<i>Biatora meiocarpa</i>	Lci meio			3			x	
		<i>Buellia arborea</i>	Bue arbo		3	5	3	0.01	0.01	x
<i>Buellia disciformis</i>		Bue disc			3	3		x	x	
<i>Buellia griseovirens</i>		Bue gris			3			x		
<i>Buellia punctata</i>		Bue punc		3			x			
<i>Buellia</i> sp.		Buelliaz			3	8		x	x	
<i>Buellia triphragmioides</i>		Bue trip				5			x	
Caliciales		Calicial	Knappenåslav			3			0.02	
<i>Calicium viride</i>		Cal viri	Grønnsotnål			5			x	
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>		Cha chry	Gulgrynnål		3	5		x	x	
<i>Chaenothecopsis</i> sp.		Chaenotz	Knappenåslav-slekt			5			x	
<i>Cliostomum pallens</i>		Cli pall		6	28	25	0.10	0.13	0.19	
<i>Cyphellium tigillare</i>		Cyp tigi	Vanleg sotbeger		3	3		x	x	
<i>Hypocenomyce leucococca</i>		Hyp leuc		6	15	5	0.03	0.05	0.04	
<i>Hypocenomyce scalaris</i>		Hyp scal				3			x	
<i>Japewia subaurifera</i>		Jap suba			3	5		x	x	
<i>Lecanora cadubriae</i>		Lca cadu			8			0.01		
<i>Lecanora circumborealis</i>		Lca circ		69	78	85	0.18	0.12	0.13	
<i>Lecanora fuscescens</i> coll.		Lca/fusc		97	100	100	1.73	1.54	1.59	
<i>Lecanora hypopta</i>		Lca hypo			5			x		
<i>Lecanora</i> sp.		Lecanorz		3	3		x	0.01		
<i>Lecanora symmicta</i> coll.		Lca/symm		77	80	88	0.47	0.58	0.84	
<i>Lecidea porphyrospoda</i>		Lci porp			3			x		
<i>Lecidea pullata</i>		Lci pull		9	23	20	x	x	x	
<i>Lecidea</i> sp.		Lecideaz		11			x			
<i>Lepraria</i> sp.		Leprariz			3	20		x	x	
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>		Myc sang		6	13	15	0.01	0.02	x	
<i>Ochrolechia androgyna</i>	Och andr		26	60	75	0.01	0.02	0.04		
<i>Ochrolechia frigida</i>	Och frig		3	8	13	x	x	x		
<i>Pertusaria pupillaris</i>	Per pupi			3	3		x	x		
<i>Pertusaria</i> sp.	Pertusaz		3			x				
<i>Pyrrhospora cinnabarina</i>	Pyr cinn				3			x		
<i>Rimularia fuscisora</i>	Rim fusc				5		0.01			
Sopp	Ascocarp, non-lichenized fungi	Ascomyc	Ikkjelikenisert sekksporesopp			3			0.01	
	Fungus	Sopp	Sopp		3	5		0.02	0.03	
	<i>Hysterium pulicare</i>	Hys puli			30	28		0.05	0.04	
	Pyrenocarp, non-lichenized fungi	Perith	Ikkjelikenisert stilksporesopp		90	98		5.22	4.37	
Bork	Naked bark	Bark	Bork	100	100	100	61.48	56.70	53.96	

## Endringar i epifyttvegetasjonen frå 1993 til 2003

Variasjonen i epifyttvegetasjonen i Dividal frå 1993 til 2003 er relativt små, og mange av endringane er ikkje ein statistisk signifikant trend. Den registrerte dekninga av epifyttar på bjørk i Dividal har auka frå drygt 40% i 1993 til 44% i 1998 og 48% i 2003. Då er ikkje likeniserte borkbuande sopp med dei to siste åra, med ei dekning på rundt 5% (tabell 5.2). Lavdekninga dei tre åra var 40,4%, 39,2% og 43,8%. Endringa over tid er ikkje statistisk signifikant ( $p=0,555$ ). Det er mest lav i felt 5 og minst i felt 2; forskjellen mellom felta er signifikant ( $p=0,02$ ). Totalsummen av epifyttar og never var 101,9% i 1993, 101,1% i 1998 og 102,3% i 2003 (figur 5.1, tabell 5.2). Det er oftast busklav som er årsak til dobbeltregistrering, då desse i stor grad veks over andre lav og såleis gir fleire registreringar på same cm-intervall.

Ingen av endringane i dekning av dei ulike gruppene busklav, bladlav, skorpelav og borkbuande sopp er statistisk signifikante for tiårsperioden 1993-2003 i Dividal (tabell 5.2). Det er derimot signifikante forskjellar mellom felta i høgdegradienten for dei fleste gruppene. Dekninga av busklav er desidert høgst i det lågastliggjande feltet (felt 1), der det er spesielt eitt tre som slår ut (tabell 5.2, vedlegg 5.2a). Forskjellen mellom felta er signifikant ( $p<0,001$ ). Forskjellen mellom felta er også signifikant for skorpelav ( $p<0,001$ ), men det er det høgastliggjande feltet (felt 5) som har størst dekning av skorpelav (tabell 5.2). Dekninga av borkbuande sopp vart ikkje registrert i 1993, men det er ikkje grunn til å tru at den var vesentleg forskjellig frå nivået i 1998 og 2003. Det har vorte fleire registreringar av epifyttiske mosar (tabell 5.3). Alle moseregistreringane var under nedste takseringslinje, og dekning er såleis ikkje rekna ut.

På fellestre har det vore ein signifikant auke i lavdekning i perioden 1993-2003 ( $p<0,001$ ). Endringa er ikkje signifikant for 1993-1998 ( $p=0,80$ ), men signifikant for 1998-2003 ( $p<0,001$ ). Både blad- og busklav har gått signifikant fram (hhv  $p=0,005$  og  $p=0,008$  for heile perioden,  $p<0,001$  og  $p=0,006$  for siste 5-årsperiode), medan endringa i skorpelav ikkje er statistisk signifikant.

## Endringar i enkeltartar

Den innbyrdes fordelinga av dei ulike bladlavartane i prøvefelta varierer med høgdegradienten (figur 5.2). Snømallav dominerer i dei øvre felta, medan bristlav, vanleg kvistlav og furustokklav har større andel i nedre del av gradienten. Denne innbyrdes fordelinga langs høgdegradienten har vorte tydelegare i løpet av overvakingsperioden. I 1993 utgjorde snømallav nærare 40% av bladlavdekninga i det nedste feltet, og denne andelen er redusert til i overkant av 20% i 2003 (figur 5.2). Dei svakt varmekjære artane vanleg kvistlav og furustokklav utgjør ein større andel i det lågastliggjande feltet i 2003 enn i 1993.

**Snømallav** er den mest dominerande arten på bjørk i Dividal og dekkjer åleine nær 25% av det kartlagde stammearealet (tabell 5.3). Førekkomsten har vore relativt stabil i 10-årsperioden, utan signifikant forskjell mellom åra, verken for alle tre ( $p=0,897$ ) eller fellestre ( $p=0,421$ ).

Førekkomsten av snømallav korrelerer sterkt med trea si plassering langs høgdegradienten (figur 5.3), med størst dekning i øvre del (korrelasjon med høgda 0,53, 0,58 og 0,59 for 1993, 1998 og 2003).

**Bristlav** er den nest vanlegaste arten på bjørk i Dividal. Dekninga av bristlav har gått noko fram frå 8,7% i 1993 til 9,2% i 1998 og 10,9% i 2003 (tabell 5.3). Endringa er likevel ikkje statistisk signifikant ( $p=0,680$ ). For dei 32 fellestre er framgangen av bristlav heller ikkje signifikant ( $p=0,069$ ). Dekninga varierer signifikant mellom prøvefelta ( $p<0,001$ ) og er størst i dei to lågastliggjande felta (figur 5.3). Korrelasjonen med høgdegradienten er -0,67, -0,64 og -0,65 for dei tre åra.

**Vanleg kvistlav** har også gått noko fram i overvakingsperioden (tabell 5.3), spesielt i det nedste feltet (figur 5.3). Endringa er ikkje statistisk signifikant når vi ser på alle tre under eitt ( $p=0,751$ ), men det er ein signifikant framgang når vi samanliknar tre som er felles mellom åra ( $p=0,011$ ). Dekninga varierer signifikant mellom prøvefelta ( $p=0,014$ ) og er størst i dei to lågastliggjande felta (figur 5.3). Korrelasjonen med høgdegradienten er -0,39, -0,38 og -0,39 for dei tre åra.

**Gul stokklav** hadde ei gjennomsnittsddekning på 1,7% i 1993, 1,2% i 1998 og 1,9% i 2003 (tabell 5.3). Det er ikkje signifikante forskjellar mellom åra alle tre under eitt, men signifikante forskjellar mellom åra for fellestre ( $p=0,001$ ). Dekninga av gul stokklav varierer ikkje med høgdegradienten (figur 5.3).

**Brunskjegg**, hovudsakleg arten buskskjegg, dominerer blant busklavane (tabell 5.3). Førekkomsten har gått noko fram, frå 0,4% dekning i 1993 til 0,5% i 1998 og 1,4% i 2003. Endringa er ikkje statistisk signifikant ( $p=0,089$ ). Dekninga av brunskjegg er størst i felt 1 (figur 5.3), men korrelasjonen med høgdegradienten er ikkje statistisk signifikant.

**Lecanora fuscescens** coll. er den dominerande skorpe-lavsarten på bjørk i Dividal. Registreringane av *L. fuscescens* utgjorde 1,7% i 1993, 1,5% i 1998 og 1,6 i 2003. Endringane er ikkje statistisk signifikante. Det er signifikant forskjell mellom prøvefelta ( $p<0,001$ ), med desidert størst dekning i felt 5 øvst mot skoggrensa (figur 5.3). Korrelasjonen med høgdegradienten er 0,49, 0,67 og 0,58 for dei tre åra.

## Endringar i skjeglav

Oppteljing av antal individ brunskjegg frå basis opp til øvste takseringslinje gav eit høgare tal i 2003 enn i 1998 og 1993. I 1993 vart det i snitt registrert 13 individ pr tre, 15 individ i 1998 og 22 i 2003 (tabell 5.4). Den gjennomsnittlege lengda hadde auka frå 1,1 cm i 1993 til 1,4 cm i 1998 og 2003. Når vi tar omsyn til auka lengde, har førekkomsten av brunskjegg vorte dobla frå 1993 til 2003. På linjetakseringa har brunskjegg auka frå 0,4% dekning i 1993 til 1,4 % dekning i 2003 (tabell 5.3). Det er ein svak tendens til aukande mengde brunskjegg oppover langs stammen (216 individ registrert mellom linje 1 og 2, mot 256 individ mellom linje 4 og 5 øvst).

Av andre hengende artar vart det registrert i alt 13 individ av skjeggjav (jervskjegg og rabbeskjegg) på undersøkings-trea, mot 7 individ i 1998 og 2 i 1993 (tabell 5.4). Også for skjeggjav har den registrerte gjennomsnittslengda vorte større.

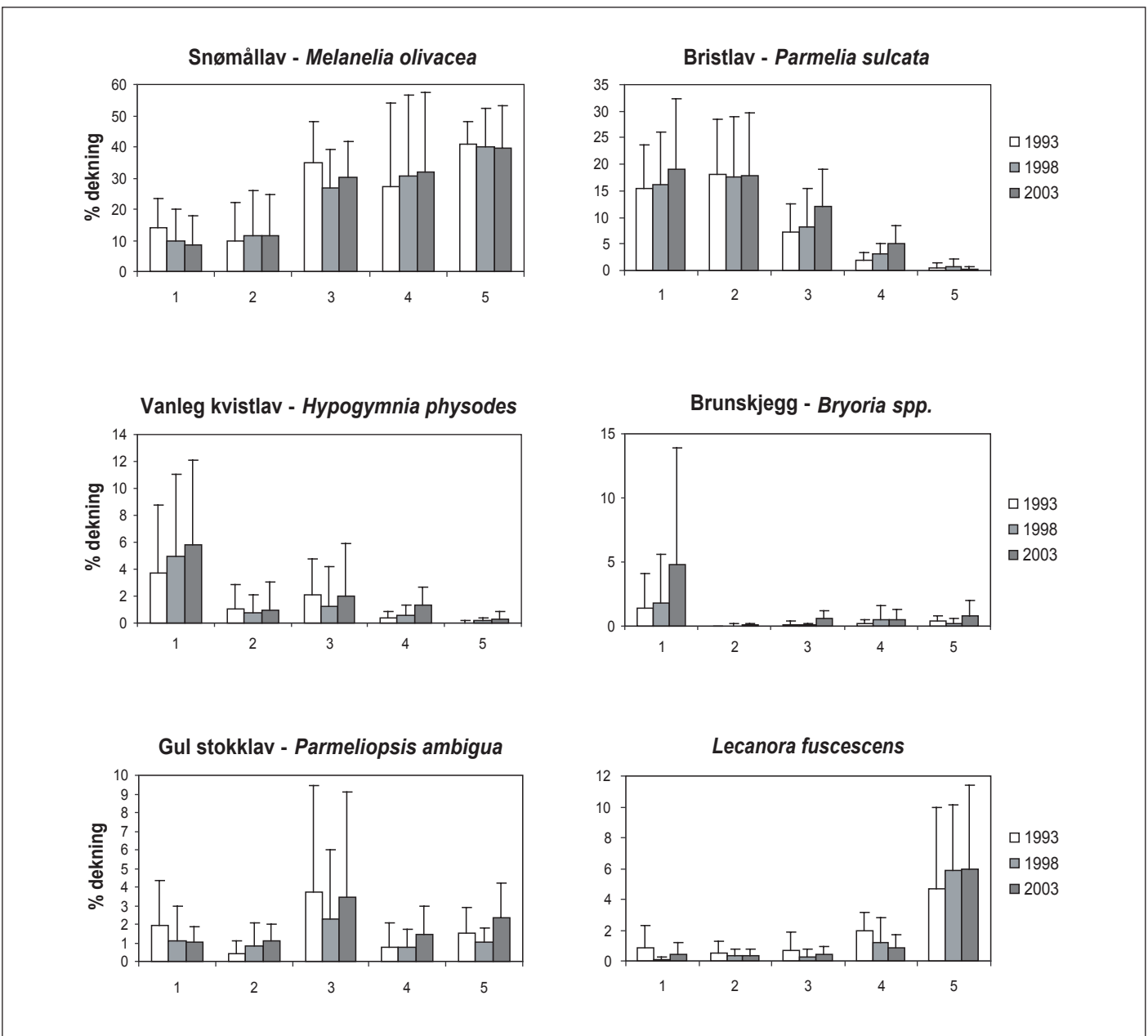
### Skadd lav

Det er registrert auka skadeomfang på bladlav i Dividal over tid. Andelen skadd snømallav har gått opp frå 10,6% i 1993 til 15,4% i 1998 og 24,5% i 2003 (tabell 5.5). Endringa er statistisk signifikant ( $p < 0,001$ ). Det same gjeld for bristlav, der andelen skadd lav har gått opp frå 20,3% i 1993 til 30,2% i 1998 og 36,4% i 2003 ( $p < 0,001$ ). Det er mest skade på snømallav og bristlav i det lågastliggjande feltet (felt 1). Omfanget

av skade på vanleg kvistlav er svært lågt, og i 2003 vart det ikkje registrert vanleg kvistlav med skade på takseringslinjene (tabell 5.5). I tillegg er det registrert skade på gul stokklav, grå stokklav og furustokklav, men desse artane har låg dekning, og skadeprosenten kan vere noko tilfeldig (tabell 5.5).

### Kjemiske analysar

pH i bjørkenever i 2003 varierte frå 3,2 til 3,7, med 3,3 som median (tabell 5.6). Dette er på same nivå som analysane i 1993, medan verdiane i 1998 var høgare. Det er ein signifikant forskjell mellom åra (Friedman test,  $p = 0,015$ ). Det er ingen signifikant forskjell i nitrogenkonsentrasjon i vanleg kvistlav ( $p = 0,472$ ), og nivået på 0,6-0,7% er svært lågt (tabell 5.6). Svovelkonsentrasjonen i kvistlav er signifikant forskjellig mellom år ( $p = 0,022$ ), med høgare målte verdiar i 1998 og 2003 enn i 1993. Verdiane er framleis låge.



**Figur 5.3** Gjennomsnittleg dekning (med standardavvik) av snømallav, bristlav, vanleg kvistlav, gul stokklav, brunskjegg og skorpelaven *Lecanora fuscescens* på bjørkestammar i fem overvakingsfelt i Dividal i 1993-2003. – Mean cover and standard deviation of *Melanelia olivacea*, *Parmelia sulcata*, *Hypogymnia physodes*, *Parmeliopsis ambigua*, *Bryoria spp.*, and *Lecanora fuscescens* on *Betula pubescens* trunks at five sites in the Dividal monitoring site in 1993-2003.

## 5.3 Resultat frå Gutulia

### Prøvefelta og undersøkingstrea

Ingen av dei 35 opphavlege undersøkingstrea frå 1993 har døydd i løpet av tiårsperioden 1993-2003, men eitt av tilleggstrea frå 1998 hadde knekt ved basis og velta. Dette vart erstatta med eit nytt tre (**vedlegg 5.1b**). Ein del av trea, spesielt i dei øvre felta, har borehol etter insekt i borken. Fleire tre flassar bork ganske kraftig, og enkelte tre har lita krone.

Stammeomkrinsen av felles tre har auka signifikant ( $p=0,009$ ) frå  $45,6 \pm 10,3$  cm i 1993 til  $46,5 \pm 10,4$  cm i 1998 og  $47,7 \pm 10,3$  cm i 2003. Suppleringsstrea har kompensert for auken i stammeomkrins, og det er ingen signifikant forskjell mellom åra ( $p=0,79$ ) når alle trea er med (**tabell 5.7**). Det er ein signifikant forskjell i stammeomkrins mellom felta ( $p<0,001$ ), med størst dimensjon på trea i felt 5, øvst i høgdegradienten. Trehøgda har også endra seg signifikant, og fellestrea har i snitt vorte 0,4 m lengre for kvar femårsperiode ( $p<0,001$ ). Når alle tre er med, er denne trenden ikkje signifikant ( $p=0,55$ ). Det er ein signifikant forskjell i trehøgde mellom felta ( $p<0,001$ ), med høgast tre nedst i felt 1 og 2 og lågast i felt 3 og 5 (**tabell 5.7**).

### Epifyttvegetasjonen på bjørk i 2003

Den totale dekinga av epifyttar på bjørkestammar i Gutulia i 2003 var på 58,9% (**figur 5.4, tabell 5.8**). Bladlav dominerer og dekkjer åleine 46,4% av stammearealet. Busklav dekkjer 8,2%, skorpelav 4,3% og sopp 3,7%. Ingen mosar vart treft av takseringslinjene, og dei får såleis deking 0. Det vart ikkje registrert epifyttiske algar på undersøkingstrea i Gutulia. 42,6% av stammearealet var utan epifyttisk vekst, registrert som naken never. Summen av never og epifyttar er over 100% fordi ulike artar i blant veks over kvarandre eller på kvarandre (hyperepifyttisme). Det er mest slik lag-på-lag-epifyttisme i felt 3 og svært lite i dei nedre felta (**tabell 5.8**).

I alt 55 epifyttiske takson vart registrert på undersøkingstrea i 2003: 1 bladmose, 1 levermose, 5 busklav, 13 bladlav, 33 skorpelav og 2 takson sopp (**tabell 5.9**). Det er lite epifyttiske mosar i området. Den vanlegaste arten er levermosen hjelmblæremose, registrert på i alt 15 tre. Det er berre registrert mosar ved stammebasis og aldri så høgt opp på stammen som til første takseringslinje. Raudlistearten ulvelav vart registrert med eitt individ på eitt av undersøkingstrea i felt 5 både i 1993 og 1998. Denne vart ikkje attfunne i 2003, men fanst på andre tre i feltet. Arten er ikkje uvanleg på furu i området, men går sjeldan på bjørk. Bjørkelav er registrert for første gong i 2003, på 3 tre. Grå fargelav vart registrert på eitt tre i felt 2 både i 1998 og 2003. Grå fargelav veks ofte epifyttisk i kystnære strøk, men finst vanlegvis berre på stein i kontinentale strøk som her. Det er gjort fleire funn av knappnålslav i 2003 enn tidlegare. Gulgrynnål vart registrert på 5 tre og gullringnål på eitt. Det er relativt høg diversitet av skorpelav i Gutulia, men dei fleste av artane har låg frekvens og deking. Nye skorpelavsartar i 2003 er *Biatora chrysantha*, *Cliostomum pallens* og *Scoliciosporum umbrinum* (**tabell 5.9**).

Epifyttvegetasjonen på bjørkestammar i overvakingfeltet i Gutulia ber preg av å vere svakt varmekjær. Den store dominansen av vanleg kvistlav, førekomst av elghornslav og vanleg papirlav og det relativt høge innslaget av andre blad- og skorpelavsartar tyder på det. Det er relativt høg deking av skjeggjav, noko som er typisk for lite påverka innlandsområde med lang kontinuitet. Både gryntjafs (1 tre) og seterlav (2 tre) er rekna som kontinuitetsindikatorar i fjellskog (Cederberg et al. 1993, From & Delin 1995). Ulvelav er relativt vanleg på furu i området, som er rekna som kjerneområde for denne arten i Noreg (Krog et al. 1994). Arten står som omsynskrevjande (DC) på den norske raudlista (DN 1999).

Følgjande artar frå årets innsamlingar har vorte belagt ved herbariet TRH: *Ochrolechia alboflavescens*.

**Tabell 5.4** Hengande artar registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt i overvakingområdet Dividal i 1993-2003. – Hanging species found on trunks of *Betula pubescens* in 5 study plots of the Dividal monitoring site in 1993-2003.

		år/year	1	2	3	4	5	Totalt
Skjeggjav/ <i>Alectoria</i> spp.	Gjennomsnittleg antal pr tre/ mean no. per tree	1993	-	-	-	0.3		0.1
		1998	-	-	-	0.5	0.1	0.1
		2003	0.1	-	-	0.6	0.1	0.2
	Gjennomsnittleg lengde (cm)/ mean length (cm)	1993	-	-	-	1		1.0
		1998	-	-	-	1	3	1.4
		2003	1	-	-	1.8	1	1.6
	Lengste lengde (cm)/ maximum length (cm)	1993	-	-	-	1		1
		1998	-	-	-	1	3	3
		2003	1	-	-	3	1	3
Brunskjegg/ <i>Bryoria</i> spp.	Gjennomsnittleg antal pr tre/ mean no. per tree	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	25.8	11.4	22.0
	Gjennomsnittleg lengde (cm)/ mean length (cm)	1993	1.1	1.3	1.1	1.2	1.1	1.1
		1998	1.5	1.2	1.1	1.4	1.1	1.4
		2003	1.5	1.3	1.1	1.3	1.2	1.4
	Lengste lengde (cm)/ maximum length (cm)	1993	3	2	3	3	3	3
		1998	4	3	3	5	3	5
		2003	4	3	4	4	3	4

**Tabell 5.5** Gjennomsnittlig dekning (dekn.) og prosentvis andel skadd lav (skadd) for fire lavarter på bjørkestammer i fem prøvefelt i Dividal overvåkingsområde 1993-2003. – Mean cover (dekn.) and percentage damaged lichens (skadd) for 4 lichen species on trunks of *Betula pubescens* in 5 study plots of the Dividal monitoring site 1993-2003.

Art	prøvefelt år	1		2		3		4		5		totalt	
		dekning	skadd	dekning	skadd	dekning	skadd	dekning	skadd	dekning	skadd	dekning	skadd
Snømållav/ <i>Melanelia olivacea</i>	1993	14.1	33.1	9.8	19.3	34.9	6.2	27.2	5.7	41.0	7.7	25.4	10.6
	1998	9.8	38.3	11.7	20.6	26.9	17.8	30.6	5.5	39.9	14.3	23.8	15.4
Bristlav/ <i>Parmelia sulcata</i>	2003	8.4	41.3	11.7	21.9	30.2	16.8	31.8	22.7	39.4	29.0	24.3	24.5
	1993	15.5	30.5	18.1	21.5	7.3	2.8	2.0	0.4	0.4	8.7	8.7	20.3
Vanleg kvistlav/ <i>Hypogymnia physodes</i>	1998	16.2	44.2	17.7	29.8	8.3	12.2	3.0	2.2	0.6	55.7	9.2	30.2
	2003	19.1	65.9	17.8	29.3	12.1	14.0	5.1	5.1	0.3	20.0	10.9	36.4
Furustokklav/ <i>Imshaugia aleurites</i>	1993	3.7	0.9	1.1		2.1		0.4		0.0		1.5	0.6
	1998	4.9		0.8		1.3		0.5		0.1		1.5	
Gul stokklav/ <i>Parmeliopsis ambigua</i>	2003	5.8		1.0		2.0		1.3		0.3		2.1	
	1993	0.7		0.2		0.3						0.2	
Grå stokklav/ <i>Parmeliopsis aleurites</i>	1998	1.2		0.1		0.3						0.3	
	2003	1.4	13.1	0.3	13.5	0.1	50.0	0.8		0.1		0.4	14.2
Gul stokklav/ <i>Parmeliopsis ambigua</i>	1993	1.9		0.4		3.7		0.7		1.5		1.7	
	1998	1.1		0.8		2.3		0.7		1.1		1.2	
Grå stokklav/ <i>Parmeliopsis aleurites</i>	2003	1.0		1.1	3.7	3.4	1.5	1.4		2.4		1.9	1.0
	1993							0.1		0.1		0.03	
Gul stokklav/ <i>Parmeliopsis aleurites</i>	1998	0.05						0.1	100.0	0.1		0.03	71.6
	2003							0.2		0.1		0.1	



**Tabell 5.6** pH i bjørkenever og totalt nitrogen- og svovelinnhold (% av tørrvekt) i vanleg kvistlav (*Hypogymnia physodes*) frå fem prøvefelt i Dividal overvåkingsområde. – pH in bark of *Betula pubescens* and total nitrogen and sulphur content (% of dry weight) in *Hypogymnia physodes* from 5 study plots of the Dividal monitoring site.

	år/year	1	2	3	4	5	
pH i never/bark pH	1993	2.8	3.5	3.6	3.4	3.3	<b>median (min-max)</b>
	1998	3.7	3.8	3.8	3.4	3.5	3,4 (2,7 - 4,3)
	2003	3.5	3.2	3.3	3.3	3.2	3,6 (3,3 - 4,0)
							3,3 (3,2 - 3,7)
N i vanleg kvistlav/( <i>H. physodes</i> )	1993	0.58	0.56	0.70	0.67	0.69	<b>snitt/mean</b>
	1998	0.59	0.52	0.69	0.77	0.95	0,64±0,06
	2003	*	0.57	0.68	0.64	0.68	0,68±0,15
							0,64±0,05
S i vanleg kvistlav/( <i>H. physodes</i> )	1993	0.054	0.053	0.069	0.065	0.074	0,063±0,01
	1998	0.052	0.046	0.056	0.056	0.064	0,055±0,01
	2003	*	0.060	0.070	0.065	0.075	0,068±0,01

**Tabell 5.7** Høgde og brysthøgdeomkrets av undersøkingstrea (bjørk) i fem prøvefelt i Gutulia. Gjennomsnitt av 7 tre i 1993 og 8 tre i 1998 og 2003, med standardavvik. – Height and circumference at breast height of investigated trees (*Betula pubescens*) in five study plots of the Gutulia monitoring site. Mean of 7 trees in 1993 and 8 trees in 1998 and 2003, with standard deviation.

	år/year	prøvefelt/site					Snitt/mean
		1	2	3	4	5	
trehøyde/tree height (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
omkrets/circumference (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	42 ± 6	42 ± 4	50 ± 9	52 ± 13	47 ± 10

**Tabell 5.8** Gjennomsnittleg dekning (i % av kartlagt stammeareal) av epifyttar og never på stammen av bjørk i fem prøvefelt i Gutulia. – Mean cover (in % of mapped trunk area) of epiphytes and bark on trunks of *Betula pubescens* in 5 study plots of the Gutulia monitoring site.

	år/year	1	2	3	4	5	totalt/total
Busklav/fruticose lichens	1993	0.3	0.1	14.2	6.6	3.3	4.9
	1998	0.3	0.5	19.6	12.0	4.1	7.3
	2003	0.1	x	23.0	12.5	5.5	8.2
Bladlav/foliose lichens	1993	39.4	21.4	39.8	39.1	59.8	39.9
	1998	42.1	29.9	48.2	41.8	60.5	44.5
	2003	42.8	31.0	47.8	47.3	63.2	46.4
Skorpelav/crustose lichens	1993	2.1	3.8	1.5	3.9	4.9	3.3
	1998	2.8	7.1	1.8	6.9	6.3	5.0
	2003	3.3	4.9	2.0	5.7	5.7	4.3
Sopp/fungi	1998	3.5	3.8	0.7	6.4	0.3	2.9
	2003	3.9	5.1	2.2	6.3	1.1	3.7
Epifyttar totalt/total epiphytes	1993	41.8	25.4	55.6	49.7	67.9	48.1
	1998	48.7	41.3	70.3	67.1	71.3	59.7
	2003	50.1	41.0	74.9	71.7	75.5	62.6
Bork/bark	1993	59.0	74.8	50.9	54.0	34.8	54.7
	1998	52.2	59.6	40.7	38.5	32.1	44.6
	2003	50.3	59.3	37.7	35.8	29.8	42.6

**Tabell 5.9** Forekomst av epifytter registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt innan overvåkingsområdet Gutulia. – Occurrence of epiphytes found on trunks of *Betula pubescens* in 5 study plots of the Gutulia monitoring site (artsgruppe – species group, vitskapeleg namn – scientific name, kode – species code, norsk namn – Norwegian name, frekvens – frequency, dekning – cover).

artsgruppe	vitskapeleg namn	kode	norsk namn	frekvens			dekning		
				1993	1998	2003	1993	1998	2003
Bladmosar	<i>Dicranum</i> sp(p).	Dicranuz	Sigdmose			5			x
Levermosar	<i>Frullania dilatata</i>	Frul dil	Hjelmbælremose		13	38		x	x
Busklav	<i>Bryoria</i> spp.	Bryoriaz	Brunskjegg	97	95	90	4.85	7.26	8.17
	<i>Cladonia</i> spp.	Cladoniz	Begerlav	6	8	25	x	x	x
	<i>Evermia mesomorpha</i>	Eve meso	Gryntjafs	3	3	3	x	0.01	x
	<i>Letharia vulpina</i>	Let vulp	Ulvelav	3	3		x	x	
	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Pse furf	Elghornslav	3	10	10	0.02	x	x
	<i>Usnea</i> spp.	Usneaz	Strylav	29	33	38	0.03	0.02	0.03
Bladlav	<i>Cetraria chlorophylla</i>	Cet chlo	Vanlig kruslav	31	58	48	0.05	0.10	0.08
	<i>Cetraria pinastri</i>	Vul pina	Gullroselav	37	23	40	x	x	x
	<i>Cetraria sepincola</i>	Cet sepi	Bjørkelav			8			x
	<i>Hypogymnia austerodes</i>	Hyp aust	Seterlav	3	8	5	x	x	x
	<i>Hypogymnia physodes</i>	Hyp phys	Vanlig kvistlav	100	100	100	29.85	34.49	36.73
	<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Hyp tubu	Kulekvistlav	34	55	53	0.23	0.29	0.40
	<i>Imshaugia aleurites</i>	lms aleu	Furustokklav	66	80	85	0.61	0.67	0.91
	<i>Melanelia olivacea</i>	Mel oliv	Snømållav	63	65	68	2.61	2.18	1.24
	<i>Parmelia saxatilis</i>	Par saxa	Grå fargelav		3	3		x	x
	<i>Parmelia sulcata</i>	Par sulc	Bristlav	77	83	78	2.65	2.57	2.45
	<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Par ambi	Gul stokklav	97	98	100	3.80	4.05	4.42
	<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Par hype	Grå stokklav	100	100	100	0.01	0.02	0.02
	<i>Platismatia glauca</i>	Pla glau	Vanlig papirlav	31	25	43	0.10	0.14	0.18
Skorpelav	Microlichen	Ubest	Skorpelav, ubestemt	3	23	48	0.01	0.15	0.37
	<i>Biatora chrysantha</i>	Bia chry				3			x
	<i>Buellia arborea</i>	Bue arbo		3		3	x		x
	<i>Buellia disciformis</i>	Bue disc			3	3		x	x
	<i>Buellia triphragmioides</i>	Bue trip		3	5	3	x	x	x
	<i>Calicium trabinellum</i>	Cal trab	Gullringnål			3			x
	<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	Cha chry	Gulgrynnål			8		x	x
	<i>Cliostomum pallens</i>	Cli pall				3			x
	<i>Hypocenomyce leucococca</i>	Hyp leuc		29	23	18	0.27	0.11	0.14
	<i>Hypocenomyce sorophora</i>	Hyp soro				38		0.46	0.35
	<i>Japewia subaurifera</i>	Jap suba		37	78	80	0.26	0.63	0.79
	<i>Japewia tornensis</i>	Jap torn		3	10	20	x	0.01	0.04
	<i>Lecanora cadubriæ</i>	Lca cadu				18		0.01	0.01
	<i>Lecanora circumborealis</i>	Lca circ		97	95	95	1.13	1.16	0.98
	<i>Lecanora fuscescens</i> coll.	Lca/fusc		60	60	43	0.56	0.35	0.16
	<i>Lecanora hypopta</i>	Lca hypo				55		0.41	0.20
	<i>Lecanora pulicaris</i>	Lca puli				3		x	
	<i>Lecanora</i> sp.	Lecanorz		3	3		0.02	0.01	
	<i>Lecanora symmicta</i> coll.	Lca/symm		37	55	58	0.30	0.60	0.41
	<i>Lecidea nylanderii</i>	Lci nyla				3		0.02	0.04
	<i>Lecidea pullata</i>	Lci pull		49	55	95	0.07	x	x
	<i>Lepraria</i> sp.	Leprariz		3	3	5	x	x	0.01
	<i>Mycoblastus affinis</i>	Myc affi				3		x	x
	<i>Mycoblastus alpinus</i>	Myc alpi				5		0.01	0.01
	<i>Mycoblastus fucatus</i>	Myc fuca				5		x	0.04
	<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	Myc sang		14	18	35	0.07	0.11	0.03
	<i>Ochrolechia alboflavescens</i>	Och albo		6	10	13	0.10	0.13	0.16
	<i>Ochrolechia androgyna</i>	Och andr		69	85	78	0.35	0.74	0.51
	<i>Ochrolechia gowardii</i>	Och gowa				3		x	
	<i>Ochrolechia microstictoides</i>	Och micr				10		x	x
	<i>Ochrolechia pallescens</i>	Och pall		11	30	20	0.07	0.09	0.05
	<i>Pertusaria borealis</i>	Per bore				5			x
	<i>Pertusaria pupillar</i>	Per pupi				8		x	x
	<i>Pertusaria</i> sp.	Pertusaz		31		8	0.02		
	<i>Pyrrhospora cinnabarina</i>	Pyr cinn				5		x	x
	<i>Rinodina efflorescens</i>	Rin effl				3		x	x
	<i>Scoliosporum umbrinum</i>	Sco umbr				3			0.01
	<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	Tra flex				3		x	0.01
Sopp	<i>Hysterium pulicare</i>	Hys puli				8		0.01	x
	Pyrenocarp, non-lichenized fungi	Perith	Ikkjelikenisert stilksporesopp			70		2.92	3.70
Bork	Naked bark	Bork	Bork	100	100	100	54.70	44.61	42.59

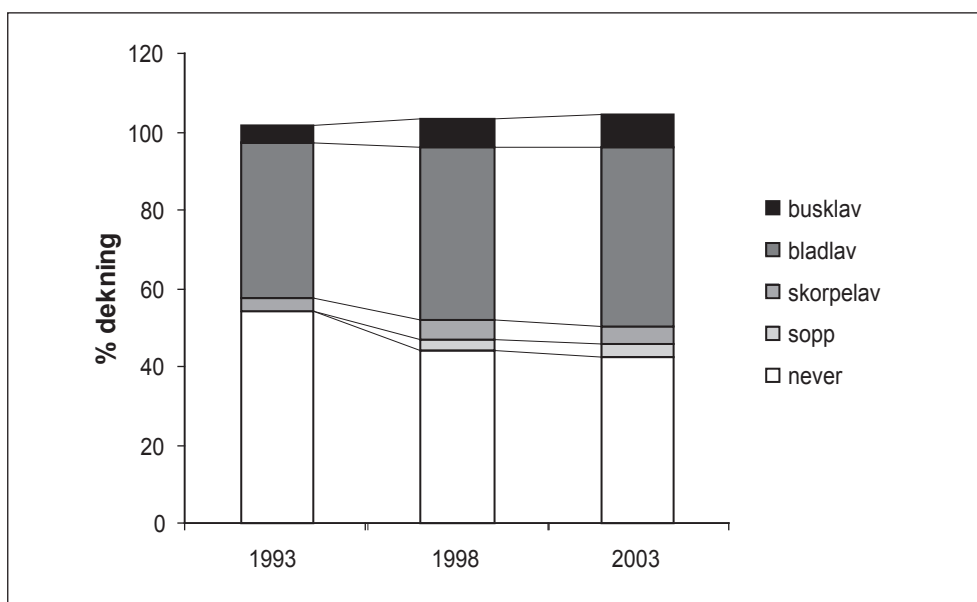
## Endringar i epifyttvegetasjonen frå 1993 til 2003

Endringane i epifyttvegetasjonen i Gutulia frå 1993-2003 er tydelege og føyer seg inn i eit mønster vi ser i fleire av TOV-områda. Den registrerte dekninga av epifyttar på bjørk i Gutulia har auka frå 48% i 1993 til 60% i 1998 og 63% i 2003. Då er ikkjelekeniserte borkbuande sopp med dei to siste åra, med ei dekning på 3-4% (tabell 5.8). Lavdekninga dei tre åra var 48,1%, 56,8% og 58,9%. Endringa er statistisk signifikant ( $p=0,008$ ). Det er mest lav i felt 5 (øvt) og minst i felt 2, og forskjellen mellom felta er signifikant ( $p<0,0001$ ). Totalsummen av epifyttar og never var 102,8% i 1993, 104,3% i 1998 og 105,2% i 2003 (figur 5.4, tabell 5.8). Det er oftast busklav som er årsak til dobbeltregistrering, og såleis er det mest dobbeltregistrering i felt 3 der det er mest busklav.

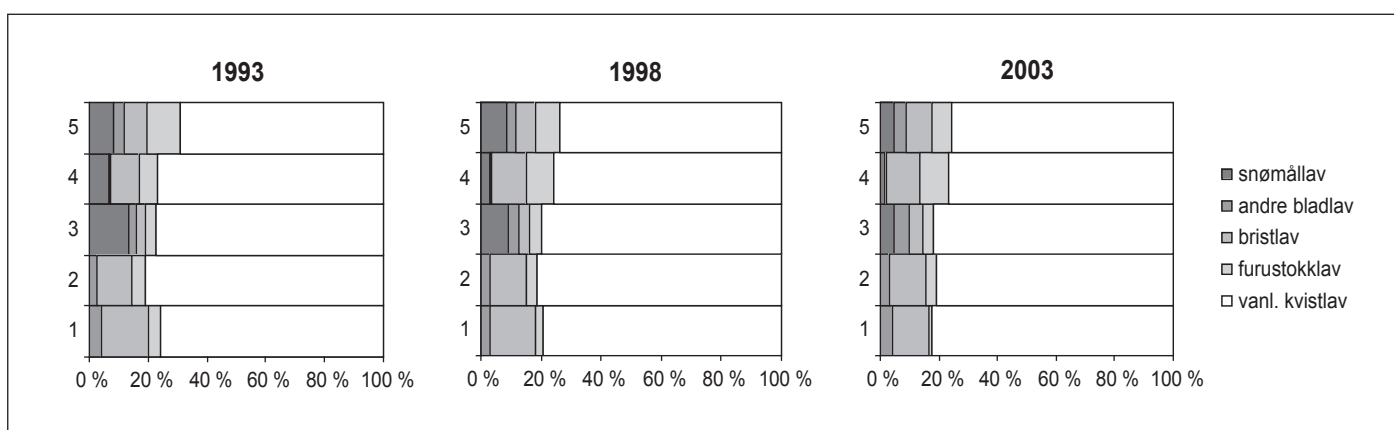
Både busklav, bladlav og borkbuande sopp har vorte registrert med auka dekning frå 1993-2003 (tabell 5.8). Skorpelav hadde størst dekning i 1998. Ingen av endringane i dekning er likevel statistisk signifikante når alle tre er med. Det er derimot signifikante forskjellar mellom felta i høgdegradienten for alle gruppene. Dekninga av busklav er desidert høgst i felt

3 (tabell 5.8), og forskjellen mellom felta er høgst signifikant ( $p<0,001$ ). Forskjellen mellom felta er også signifikant for blad-lav ( $p<0,001$ ), med størst dekning i det høgastliggende feltet (felt 5) alle tre åra (tabell 5.8). Dekninga av skorpelav varierer mykje, og det er minst i felt 3 ( $p<0,001$ ). Dekninga av borkbuande sopp vart ikkje registrert i 1993, men det er ikkje grunn til å tru at den var vesentleg forskjellig frå nivået i 1998 og 2003. Førekosten er minst i felt 5 og 3 (tabell 5.8). Det har vorte fleire registreringar av epifyttiske mosar (tabell 5.9). Alle moseregistreringane var under nedste takseringslinje, og dekning er såleis ikkje rekna ut.

På fellestre har det vore ein signifikant auke i lavdekning i perioden ( $p<0,001$ ). Endinga er både signifikant for 1993-1998 ( $p<0,001$ ) og for 1998-2003 ( $p=0,036$ ). Auken i dekninga av busklav er ikkje signifikant ved Friedmans ikkje-parametriske test ( $p=0,502$ ). Auken av bladlav er signifikant både for heile perioden og for første og andre femårsperiode (hv  $p<0,001$ ,  $p<0,001$  og  $p=0,023$ ). Endringa for skorpelav er signifikant for heile perioden og første femårsperiode, men ikkje for siste (hv  $p=0,008$ ,  $p=0,001$  og  $p=0,267$ ).



**Figur 5.4** Fordelinga av epifyttar og naken never på bjørkestammar i overvaksingsområdet i Gutulia i 1993-2003. Meir enn 100% dekning skuldast at enkelte artar veks overloppå kvarandre. – Distribution of fruticose lichens (busklav), foliose lichens (bladlav), crustose lichens (skorpelav), fungi (sopp) and naked bark (never) on *Betula pubescens* trunks in the Gutulia monitoring site in 1993-2003. Hyperepiphytism makes the sum exceed 100 %.



**Figur 5.5** Innbyrdes fordeling av dei ulike bladlavartane i prøvefelt 1-5 i overvaksingsområdet Gutulia i 1993, 1998 og 2003. – Distribution of foliose lichen species in 5 study plots in the Gutulia monitoring site in 1993, 1998 and 2003.

## Endringar i enkeltartar

Den innbyrdes fordelinga av dei ulike bladlavartane i prøvefel- ta varierer langt mindre med høgdegradienten i Gutulia enn i Dividal (**figur 5.5**). Det mest slåande er den store dominan- sen av vanleg kvistlav i alle felt, og at snømållav berre kjem inn på dei tre øvste felta (3-5). I løpet av tiårsperioden har snømållav tapt terreng og utgjer ein mindre andel av bladlav- dekninga i 2003 enn i 1993 (**figur 5.5**).

**Vanleg kvistlav** er den mest dominerande arten på bjørk i Gutulia og dekkjer åleine nær 37% av det kartlagde stamme- arealet i 2003 (**tabell 5.9**). Vanleg kvistlav er registrert på alle tre i Gutulia alle åra. Dekninga har gått signifikant fram i 10-årsperioden, frå 29,8% dekning i 1993 til 34,5% i 1998 og 36,7% i 2003 ( $p=0,023$ ). På fellestre har dekninga auka til 37,4%, og endringa er signifikant både i første og andre peri- ode ( $p<0,001$  og  $p=0,019$ ). Førekosten av vanleg kvistlav varierer også signifikant mellom felta ( $p<0,001$ ) (**figur 5.6**).

**Brunskjegg**, hovudsakleg arten mørkskjegg, dominerer blant busklavane (**tabell 5.9**). Førekosten har gått fram frå 4,8% dekning i 1993 til 7,3% i 1998 og 8,2% i 2003. Endringa er ikkje statistisk signifikant ( $p=0,368$  for fellestre og  $p=0,866$  for alle tre). Dekninga av brunskjegg er størst i felt 3 og desi- dert lågast i dei to nedste felta i gradienten, og forskjellen mellom felta er statistisk signifikant ( $p<0,001$ ) (**figur 5.6**).

**Gul stokklav** er den nest vanlegaste bladlavarten på bjørk i Gutulia. Dekninga av gul stokklav har gått noko fram frå 3,8% i 1993 til 4,1% i 1998 og 4,4% i 2003 (**tabell 5.9**). Endringa er likevel ikkje statistisk signifikant ( $p=0,238$  for fellestre og  $p=0,771$  for alle tre). Dekninga varierer signifikant mellom prøvefelta ( $p<0,001$ ) og er minst i felt 3 (**figur 5.6**).

**Bristlav** har hatt ein gjennomsnittleg dekning på same nivå alle tre åra, rundt 2,5% (**tabell 5.9**). Forskjellen mellom år er ikkje signifikant verken for fellestre eller for alle tre ( $p=0,182$

og  $p=0,721$ ). Dekninga varierer signifikant mellom prøvefelta ( $p<0,001$ ) og er størst i dei to øvste felta (**figur 5.6**).

**Snømållav** har fått redusert si gjennomsnittlege dekning til det halve i løpet av overvaksingsperioden, frå 2,6% i 1993 til 2,2% i 1998 og 1,2% i 2003 (**tabell 5.9**). Tendensen er signi- fikant for fellestre ( $p<0,001$ ), men ikkje for alle tre ( $p=0,064$ ). Endringa på fellestre er ikkje signifikant frå 1993 til 1998, men signifikant frå 1998 til 2003. Snømållav er knapt nok registrert på trea i dei to nedste felta, og tilbakegangen er minst i det øvste feltet (**figur 5.6**). Forskjellen mellom felta er signifikant ( $p<0,001$ ).

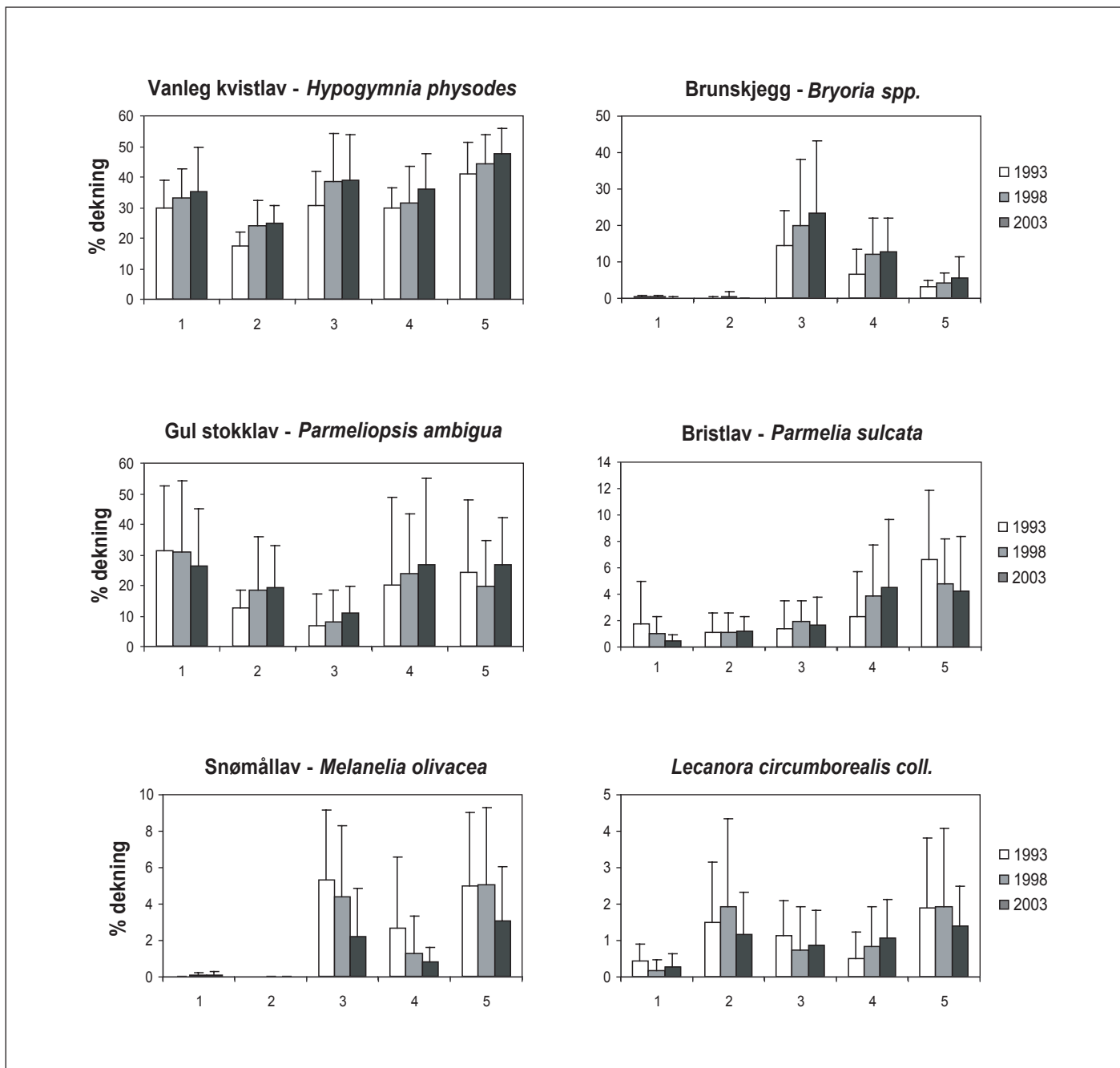
Dei fleste skorpelavane på bjørk i Gutulia har låg dekning, men *Lecanora circumborealis* coll. har ei dekning på rundt 1% og er registrert på 95% av trea (**tabell 5.9**). Forskjellane mellom år er ikkje statistisk signifikante ( $p=0,759$  for fellestre og  $p=0,868$  for alle tre). Det er signifikant forskjell mellom prøvefelta ( $p=0,002$ ), med størst dekning i felt 5 (**figur 5.6**).

## Endringar i skjeggjav

Oppteljing av antal individ brunskjegg frå basis opp til øvste takseringslinje gav lågare tal i 2003 enn i 1998 og 1993. I 1993 vart det i snitt registrert 68 individ pr tre, 54 individ i 1998 og 44 i 2003 (**tabell 5.10**). Den gjennomsnittlege leng- da hadde auka frå 1,5 cm i 1993 til 2,5 cm i 1998 og 2,9 cm i 2003. Når lengda aukar, flettar fleire individ seg saman og framstår som eitt. Når førekosten er høg, slik som i dei tre øvste felta i Gutulia, er det derfor naturleg at talet på regis- trerte individ minkar når populasjonen veks. Registreringa langs målbandslinjene viser at førekosten har auka i dei tre øvste felta (**figur 5.6**), medan talet på individ har gått ned (**tabell 5.10**). Førekosten av brunskjegg har gått tilbake i dei to nedste felta, der populasjonen i utgangspunktet var låg (**tabell 5.10**). Det er ein klar tendens til aukande mengde brunskjegg oppover langs stammen (274 individ registrert mellom linje 1 og 2 i 2003, mot 446 individ mellom linje 4 og 5 øvst).

**Tabell 5.10** Hengande artar registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt i overvaksingsområdet Gutulia i 1993-2003. – Hanging species found on trunks of *Betula pubescens* in 5 study plots of the Gutulia monitoring site in 1993-2003.

		år/year	1	2	3	4	5	Totalt
Brunskjegg/ Bryoria spp.	Gjennomsnittleg antal pr tre/ mean no. per tree	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
	Gjennomsnittleg lengde (cm)/ mean length (cm)	1993	1.5	1.2	1.6	1.6	1.1	1.5
		1998	1.4	1.7	3.1	2.7	1.4	2.5
		2003	1.4	1.5	3.4	3.0	1.7	2.9
	Lengste lengde (cm)/ maximum length (cm)	1993	9	3	15	9	7	15
		1998	5	5	13	15	5	15
		2003	4	3	20	18	9	20
Strylav/ Usnea spp.	Gjennomsnittleg antal pr tre/ mean no. per tree	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
	Gjennomsnittleg lengde (cm)/ mean length (cm)	1993	2.3			1.5	1.0	1.5
		1998	2.0		1.7	2.3	1.3	1.6
		2003	3.0		2.2	1.7	1.6	2.1
	Lengste lengde (cm)/ longest length (cm)	1993	4			3	1	4
		1998	3		3	4	2	4
		2003	5		4	2	3	5



**Figur 5.6** Gjennomsnittleg dekning (med standardavvik) av snømållav, bristlav, vanleg kvistlav, gul stokklav, brunskjegg og skorpelaven *Lecanora fuscescens* på bjørkestammar i fem overvåkingsfelt i Gutulia i 1993-2003. – Mean cover and standard deviation of *Melanelia olivacea*, *Parmelia sulcata*, *Hypogymnia physodes*, *Parmeliopsis ambigua*, *Bryoria spp.* and *Lecanora fuscescens* on *Betula pubescens* trunks at five sites in the Gutulia monitoring site in 1993-2003.

Talet på strylav har auka frå gjennomsnittleg 0,3 individ pr tre i 1993 til 0,5 individ i 1998 og 2003 (**tabell 5.10**). Det vart totalt registrert 19 individ av strylav på dei 40 undersøkingstrea i 2003. Gjennomsnittslengda auka frå 1,5 cm i 1993 til 1,6 cm i 1998 og 2,1 cm i 2003. I tillegg vart raudlistear-ten gryntjafs registrert på eitt av undersøkingstrea. Det vart observert fire individ i 1993, noko som var redusert til to individ i 1998 og 2003. Det eine individet av ulvelav registret i felt 5 i 1993 og 1998 hadde forsvunne i 2003.

### Skadd lav

Det er registrert morfologisk skade på i alt 7 bladlavartar i Gutulia (**tabell 5.11**). Dekninga av vanleg kvistlav har auka i perioden, og andelen registrert som skadd har gått signifikant ned ( $p < 0,001$ ). Det vart registrert skade på 4,6% av vanleg kvistlav i 2003 (**tabell 5.11**). Skadeomfanget er størst hos snømallav, der 45-50% av førekomsten er registrert med skade alle tre åra. Forskjellen mellom åra er ikkje statistisk signifikant ( $p = 0,5$ ). Skadeomfanget var også høgd for bristlav i 1993 (over 50%), men dette har gått signifikant ned til 16% i 2003 ( $p < 0,001$ ). I same periode har dekinga av bristlav auka (**tabell 5.11**). Registrert skade på gul stokklav utgjør 14-22% av totaldekinga av arten. Forskjellen mellom år er statistisk signifikant ( $p = 0,003$ ). Dei tre øvrige artane med registrert skade, kulekvistlav, furustokklav og vanleg papirlav, har alle låg deking, og éin enkelt førekomst av skade kan få store prosentvise utslag. Det er derfor ikkje grunnlag for å seie om skadenivået hos desse artane har endra seg i perioden.

### Kjemiske analysar

pH i bjørkenever i 2003 varierte frå 3,1 til 3,6, med 3,4 som median (**tabell 5.6**). Dette er på same nivå som analysane i 1993, medan verdiane i 1998 var høgare. Det er ein signifikant forskjell mellom åra (Friedman test,  $p = 0,022$ ). Det er signifikant høgare nitrogenkonsentrasjon i vanleg kvistlav ( $p = 0,549$ ) i 1998 og 2003 enn i 1993 ( $p = 0,015$ ). Verdiane er framleis relativt låge og varierer frå 0,6-0,85% i 2003 (**tabell 5.6**). Svovelskonsentrasjonen i kvistlav er signifikant forskjellig mellom år ( $p = 0,022$ ), med tendens til høgare målte verdiar i 1993 og i 2003 enn i 1998. Verdiane er låge.

## 5.4 Diskusjon

### Endringar i epifyttvegetasjonen i Dividal

Det er ikkje registrert store endringar i epifyttvegetasjonen i Dividal i tiårsperioden 1993-2003. I dei fleste TOV-områda har dekinga av blad- og busklav gått signifikant fram (sjå t.d. Bruteig 2002, Bruteig & Wilmann 2003), og denne tendensen har vi også i Dividal. Når vi ser på alle undersøkingstrea under eitt, er trenden ikkje statistisk signifikant, men for dei trea som er felles for alle åra, har blad- og busklav fått signifikant større deking. Sidan forureiningspåverknaden alltid har vore svært låg i dette området, må det vere endringar som følgje av suksessjon og eller endra klimatiske tilhøve som har gitt auka lavvekst.

I Dividal ligg prøvefelta langs ein høgdegradient med meir enn 300 m høgdeforskjell mellom øvste og nedste felt. Høgdegradienten speglar såleis også ein klimatisk gradient.

Det er størst endringar i det nedste feltet, der det har vorte eit større innslag av svakt varmekjære artar og ein tilbakegang av snømallav, som er ein karakterart for den typiske nordboreale og subalpine bjørkeskogen. Det er også mest skade på snømallav i nedre del av gradienten. Det kan skuldast store snømengder, då snømallav ikkje tåler å vere snødekt over lang tid (Sonesson 1989). Det kan også skuldast at snømallav taper i konkurransen med andre bladlavartar som er betre tilpassa eit mildare klima, som t.d. vanleg kvistlav. Det er også svært lite skade på vanleg kvistlav, noko som tyder at vilkåra er gunstige for arten og at populasjonen er i god helse. I dei øvre felta er snømallavdominansen like stor som tidlegare, og det er ingen teikn på at dei meir varmekjære artane er i ferd med å ekspandere i øvre del av gradienten.

### Endringar i epifyttvegetasjonen i Gutulia

Som i Dividal har det også i Gutulia vorte auka lavdeking i løpet av overvaksingsperioden. Dette passar inn i det mønsteret som teikna seg etter at første runde med gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i TOV var gjennomført: i TOV-områda i sør- og midt-Noreg gjekk epifyttdekinga opp frå første til andre kartlegging (Bruteig 2002). Dette tilsvarar også det som er observert for skogbotnsmosar i det nasjonale nettverket for intensivovervaking i skog, der TOV inngår (T. Økland et al. 2001). Dette blir tolka som ein respons på klimatisk gunstige vekstforhold for skogmosar i perioden, med lange og/eller spesielt fuktige vekstsesongar (T. Økland et al. 2004a). I Nederland er det også registrert endringar i lavfloraen som blir tilskrive effekten av temperaturauke dei siste 10-15 åra (van Herk et al. 2002). Arktisk-alpine/boreomontane artar er i tilbakegang i Nederland, medan (sub)tropiske artar er i sterk framgang. Det blir konkludert med at auka diversitet og auka deking av både epifyttiske og terrestriske lavartar skuldast fleire miljøfaktorar som verkar i same retning: nedgang i svoveldioksid i luft, auka innhald av ammonium i nedbør og global oppvarming. Utviklinga i Nederland dei siste åra har gått i retning av ein meir varme- og næringskrevjande lavvegetasjon (van Herk 1999, van Herk et al. 2002). I Gutulia er framgangen av vanleg kvistlav og tilbakegang av den subalpine karakterarten snømallav trekk som passar inn i det same mønsteret av gunstig klima over fleire år. I motsetnad til mosane vil lavane heller ikkje gå raskt tilbake ved kortvarige tørre og kalde periodar, slik som hausten 2002 (jf kap. 4 og figur 2.2).

Høgdegradienten i Gutulia gir seg mindre utslag i forskjellar i epifyttvegetasjonen enn den gjer i Dividal. Den høge dominansen av vanleg kvistlav i alle felta er delvis årsak til at det blir mindre forskjellar. I ei rekkje TOV-felt har vi observert ein tilbakegang av snømallav, og i Gutulia finst arten mest utelukkande i dei tre øvste felta. Sjølv øvst i gradienten er snømallav på retur i Gutulia, i motsetnad til i Dividal.

### Endringar i kjemiske parametrar

pH i bjørkenever ligg rundt 3,4 i begge områda. Dette er same nivå som ved oppstarten i 1993. I begge områda var dei målte pH-verdiane høgare i 1998, utan at det funne noko logisk forklaring på det. pH rundt 3,4 er låge verdiar for bjørkebark, noko som er typisk for så kontinentale område som Dividal og Gutulia. Svovel- og nitrogenverdiane i vanleg

**Tabell 5.11** Gjennomsnittlig dekning (dekn.) og prosentvis andel skadd lav (skadd) for fire lavarter på bjørkestammer i fem prøvefelt i *Gutulia* overvaksingsområde 1993-2003. – Mean cover (dekn.) and percentage damaged lichens (skadd) for 4 lichen species on trunks of *Betula pubescens* in 5 study plots of the *Gutulia* monitoring site 1993-2003.

Art	prøvefelt år	1		2		3		4		5		totalt	
		dekning	skadd	dekning	skadd	dekning	skadd	dekning	skadd	dekning	skadd	dekning	skadd
Vanleg kvistlav/ <i>Hypogymnia physodes</i>	1993	29.8	15.4	17.3	14.8	30.8	10.6	30.0	10.3	41.3	7.3	29.8	11.1
	1998	33.5	13.9	24.3	14.4	38.5	7.8	31.6	8.3	44.6	3.5	34.5	8.9
	2003	35.3	10.1	22.1	4.6	39.2	4.5	36.3	2.2	47.9	2.4	36.7	4.6
Kulekvistlav/ <i>Hypogymnia tubulosa</i>	1993	0.3	0.0	-	-	0.3	45.1	-	-	0.6	0.0	0.2	10.9
	1998	0.1	0.0	0.1	0.0	0.5	31.8	-	-	0.8	0.0	0.3	10.3
	2003	0.1	0.0	0.1	0.0	1.1	0.0	-	-	0.8	0.0	0.4	0.0
Furustokklav/ <i>Imshaugia aleurites</i>	1993	1.3	4.8	0.3	0.0	0.7	0.0	-	-	0.8	0.0	0.6	2.0
	1998	1.2	34.5	0.3	25.5	0.8	0.0	0.1	0.0	1.0	0.0	0.7	14.0
	2003	1.5	19.2	0.7	0.0	1.1	0.0	0.1	0.0	1.2	0.0	0.9	6.2
Snømållav/ <i>Melanella olivacea</i>	1993	-	-	-	-	5.3	59.2	2.7	55.6	5.0	26.7	2.6	46.0
	1998	0.1	0.0	-	-	4.4	47.9	1.3	51.7	5.1	54.3	2.2	51.1
	2003	0.1	0.0	-	-	2.2	56.0	0.8	13.0	3.1	47.5	1.2	45.6
Bristlav/ <i>Parmelia sulcata</i>	1993	1.8	76.2	1.1	39.6	1.4	49.3	2.3	50.9	6.7	47.9	2.7	51.7
	1998	1.1	59.5	1.1	32.3	1.9	18.1	3.9	29.3	4.9	31.9	2.6	31.3
	2003	0.5	39.7	0.9	0.0	1.7	12.9	4.6	6.6	4.3	28.5	2.4	16.2
Gul stokklav/ <i>Parmeliopsis ambigua</i>	1993	6.3	24.2	2.5	18.6	1.3	4.6	4.0	11.4	4.8	2.7	3.8	13.9
	1998	6.2	42.7	3.7	13.4	1.6	11.2	4.8	17.6	3.9	5.5	4.1	21.7
	2003	5.3	27.5	3.8	17.6	2.2	0.0	5.4	15.3	5.4	6.8	4.4	15.0
Vanleg papirlav/ <i>Platismatia glauca</i>	1993	-	-	0.1	0.0	-	-	-	-	0.4	45.1	0.1	39.9
	1998	0.1	0.0	0.2	0.0	0.2	0.0	-	-	0.2	0.0	0.1	0.0
	2003	0.1	66.7	0.1	0.0	0.3	0.0	0.0	0.0	0.3	0.0	0.2	8.5

**Tabell 5.12** pH i bjørkenever og totalt nitrogen- og svovelinnhald (% av tørrvekt) i vanleg kvistlav (*Hypogymnia physodes*) frå fem prøvefelt i overvåkingsområdet Gutulia. – pH in bark of *Betula pubescens* and total nitrogen and sulphur content (% of dry weight) in *Hypogymnia physodes* from 5 study plots of the Gutulia monitoring site.

	år/year	1	2	3	4	5	
pH i never/bark pH	1993	3.6	3.2	3.4	3.4	3.4	<b>median (min-max)</b> 3.4 (2.8 - 3.8)
	1998	3.8	3.7	3.7	4.0	3.6	3.7 (3.6 - 4.1)
	2003	3.5	3.2	3.6	3.4	3.3	3.4 (3.1 - 3.6)
N i vanleg kvistlav/( <i>H. physodes</i> )	1993	0.54	0.52	0.44	0.56	0.63	<b>snitt/mean</b> 0.54±0.07
	1998	0.70	0.66	0.93	0.67	1.03	0.78±0.16
	2003	0.61	0.62	0.83	0.85	0.83	0.75±0.12
S i vanleg kvistlav/( <i>H. physodes</i> )	1993	0.073	0.073	0.074	0.072	0.097	0.078±0.01
	1998	0.055	0.059	0.073	0.068	0.088	0.068±0.01
	2003	0.065	0.060	0.090	0.080	0.090	0.077±0.01

kvistlav er svært låge både i Dividal og i Gutulia. Naturleg variasjon i verdiane frå thallus til thallus kan gje opphav til noko forskjellige verdier frå år til år og mellom felt.

### Konklusjon

Det er endringar i epifyttvegetasjonen både i Dividal og i Gutulia som ser ut til å følge eit mønster som går att i fleire TOV-område, og som kan skuldast klimaendringar. Det mest typiske er at dei svakt varmekjære artane, i første rekkje vanleg kvistlav, men også brunskjegg og furustokklav, har fått auka dekning. Det er også svært lite skade på vanleg kvistlav i

desse områda. Skadeomfanget på snømållav er derimot høgt, rundt 25% i Dividal og rundt 45% av snømållaven i Gutulia er registrert som skadd. I Gutulia har dekninga av snømållav gått signifikant tilbake, medan i Dividal er det berre tilbakegang av snømållav nedst i høgdegradienten. Tilbakegang av snømållav er også ein trend som er observert i fleire TOV-område, t.d. i Åmotsdal og i Møsvatn. Dette er ein karakterart for den subalpine fjellbjørkeskogen, og det er truleg klimatiske årsaker til at arten har gått tilbake i overvåkingsperioden. Svovel- og nitrogenkonsentrasjonen i vanleg kvistlav og pH-verdiane i bork er framleis låge både i Dividal og Gutulia.



**Vedlegg 5.1a** *Egenskapar for undersøkingstrea i fem prøvefelt i Dividal. – Characteristics of the sample trees in 5 study plots at the Dividal monitoring site.*

tre nr tree no	retning direction (g)	avstand distance (m)	treomkrets circumference (cm)	trehøgde height (m)	startår start	utgått år omitted	merknad remarks
101	0	2,4	57	10	1993		
102	0	7,8	49	10	1993		
103					1993	2003	Velta
104	90	9,7	48	10,5	1993		
105	140	8,6	49	7,5	1993		
106	280	9,7	47	10	1993		
107	320	7,4	55	9	1993		Sprekk i nedre del av stammen, tjuke
108	283	9,4	42	9	1998		
109	185	4,2	45	8,5	2003		Nytt tre 2003
201	0	9,9	63	11,5	1993		
202	103	8	72	11	1993		To store målingsmerke over stammen
203	220	10,4	43	10	1993		
204	270	10,9	43	7,5	1993		Lita krone
205	350	3,6	61	9,5	1993		
206	380	9,7	59	12	1993		Borken flassar sterkt
207	394	10	70	11	1993		
208	140	13,4	45	9	1998		
301	375	8,6	47	6	1993		
302	75	10,8	58	7	1993		
303	105	8,5	45	6	1993		Tørr topp, levande greiner
304	110	8,3	38	6,5	1993		
305	127	10,7	47	6,5	1993		Tørr topp, lita krone, borehol
306	130	10,5	50	6,5	1993		Borehol
307	280	10,5	49	7,5	1993		Hallar sterkt
308	380	17	39	8	1998		
401	80	10	36	5,5	1993		Lita krone, heksekost
402	85	4,8	37	6,5	1993		
403	90	3,4	40	8	1993		
404	100	1,6	62	9	1993		
405	170	5,2	65	9	1993		
406	255	7,8	69	9,5	1993		
407	300	4	43	9	1993		Lita krone
408	120	7,1	38	9	1998		
501	0	3,5	49	7,5	1993		
502	27	9,6	48	4,5	1993		Hallar sterkt
503					1993	2003	Velta
504	165	9	36	5,5	1993		
505	180	8,2	50	7,5	1993		
506	225	7,2	39	7,5	1993		Lita krone, kjuke
507	235	5	39	3	1993	2003	Velta, 1 m over bakken, analysert
508	356	7,7	39	7	1998		
509	365	4,7	40	6,5	2003		
510	100	8,5	47	9	2003		

**Vedlegg 5.1b** *Egenskapar for undersøkingstrea i fem prøvefelt i Gutulia. – Characteristics of the sample trees in 5 study plots at the Gutulia monitoring site.*

tre nr tree no	retning direction (g)	avstand distance (m)	treomkrets circumference (cm)	trehøgde height (m)	startår start	utgått år omitted	merknad remarks
101	310	9,2	49	11	1993		
102	155	5,6	44	11,5	1993		
103	211	9,3	76	12,5	1993		Hallar sterkt
104	150	8,3	42	12,5	1993		Flassar never
105	244	9,4	51	12	1993		
106	300	3,2	40	10,5	1993		
107	134	4,4	53	11,5	1993		
108	100	3,4	37	8,5	1998		
201	226	6,8	40	10,5	1993		
202	302	5,7	35	14	1993		
203	62	5,1	36	8	1993		
204	294	9,3	45	12,5	1993		
205	60	3,5	43	13	1993		
206	266	7,2	40	14	1993		
207	229	7,2	54	10	1993		Mange rikuleanlegg
208					1998	2003	Knekt ved basis, velta
209	92	7,8	43	10,5	2003		
301	18	8,4	43	7	1993		Flassar never
302	43	9,7	36	6,5	1993		Borehol i nedre del
303	62	9,6	43	6,5	1993		Flassar never, sår på sørsida
304	85	8,1	39	7	1993		
305	136	4,6	51	6,5	1993		
306	195	8,5	42	6,5	1993		Flassar never
307	315	3,5	40	6	1993		Borehol i nedre del
308	262	7,2	40	6,5	1998		
401	5	7,5	49	11,5	1993		
402	20	8,9	62	10	1993		Mye maur på treet
403	24	9,1	44	8	1993		Svakt hallande
404	94	4,9	45	10,5	1993		
405	100	5,8	40	7,5	1993		
406	302	9,4	51	10,5	1993		
407	363	8,9	65	11	1993		
408	150	7,7	44	7,5	1998		Lita krone, borehol
501	80	7,9	79	8,5	1993		
502	105	3,5	46	5,5	1993		Toppbrekk
503	135	3,4	62	6,5	1993		Oppsprukken never
504	192	8,4	44	8	1993		
505	210	8,7	52	9	1993		
506	245	6,8	48	7	1993		
507	265	7,1	42	6,5	1993		Hallar, lita krone
508	75	7,8	40	7,5	1998		Flassar never

**Vedlegg 5.2a** Epifytregistreringar i Dividal 2003. Gjennomsnittleg dekning pr. tre. – Survey of epiphytic vegetation for the Dividal monitoring site. Mean cover per tree.

Artgr	Kodenamn	D101	D102	D104	D105	D106	D107	D108	D109	D201	D202	D203	D204	D205	D206	D207	D209	D301	D302	D303	D304	
F	Dicranuz																					
F	Hylo spl	x																				
F	Mose		x	x				x														
G	Frul dil	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x					x	
G	Loph lon																					
H	Ale ochr							x														
H	Alectorz																					
H	Bryoriaz	3,6	4,0	x	2,4	x	26,9	x	1,9	0,3	x	x	x	x		0,3	x	1,3	x	0,9	x	
H	Cet cucu																					
H	Cet niva																					
H	Cladoniz	x			x	x	x	x		x	x		x	x	x	x					x	
H	Sph glob																					
I	Cet sepi																					
I	Hyp aust																					
I	Hyp phys	5,8	1,4	x	19,9	3,1	6,8	7,5	2,3	1,7	x	x	x	x		6,0	x	x	x	x	x	
I	Hyp tubu																					
I	Ims aleu	x	0,9	0,9	1,8	x	1,6	1,0	5,1	x			1,9	x		0,3	x	x				
I	Mel oliv	6,6	27,2	3,9	8,7	1,7	16,9	2,3		25,7	x	9,7	0,5	2,6	x	24,0	30,8	18,9	18,1	41,3	39,4	
I	Par ambi	1,4	0,8	x	2,6	1,3	1,2		0,9	1,7	2,3	x	1,4	1,3	x	2,0	x	0,9	x	0,4	x	
I	Par hype	x	x	x	x				x	x	x			x	x	x	x	x	x	x	x	
I	Par saxa																					
I	Par sulc	13,8	21,2	2,5	6,0	12,2	22,4	39,9	35,2	18,9	21,4	5,3	29,3	26,9	5,9	32,8	2,2	17,6	2,3	5,5	10,2	
I	Vul pina	x	x			x	x	x	x					x	x	x	x	x		x	x	
J	Bia chry																					
J	Bue arbo																x					
J	Bue disc												x									
J	Bue trip																					
J	Buelliaz																					
J	Cal viri							x	x													
J	Calicial												0,9									
J	Cha chry												x				x					
J	Chaenotz									x												
J	Cli pall																					
J	Cyp tigi																					
J	Hyp leuc																					
J	Hyp scal							x														
J	Jap suba				x												x					
J	Lca circ	x	0,4	x	x	0,9	x	x	0,5	x	x	0,5	x	x	x	0,9	x	x	x	x	0,5	
J	Lca/fusc	x	x	x	x	0,4	0,4	x	2,3	x	0,6	x	0,9	0,7	0,6	x	x	x	x	x	1,2	
J	Lca/symm	x	0,8	x	x	2,2	0,4	2,6	2,3	x	0,9	0,9	3,8	1,3		x	x	0,4		0,5		
J	Lci pull	x										x					x					
J	Leprariz		x						x		x		x				x				x	
J	Myc sang			x	x			x	x		x						x					
J	Och andr	x	x		1,2	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x	x	x		
J	Och frig																					
J	Per pupi											x										
J	Pyr cinn																					
J	Ubest										x	x	0,5				x		x	x	x	x
S	Ascomyc							0,4														
S	Hys puli	x								x	x		x						x			
S	Perith	x	1,7	1,7	x	4,7	2,3	1,7	x	9,2	2,8	x	4,7	4,9	0,7	0,9	9,9	2,7	2,9	1,3	5,7	
S	Sopp																					
U	Bork	70,9	43,3	91,0	59,5	74,8	39,1	46,8	51,0	48,2	72,6	84,7	57,2	62,3	93,1	35,4	57,5	60,4	78,1	54,6	45,2	

## Vedlegg 5.2a (forts.)

Artgr	Kodenamn	D305	D306	D307	D308	D401	D402	D403	D404	D405	D406	D407	D408	D501	D502	D504	D505	D506	D508	D509	D510	D507*
F	Dicranuz																					x
F	Hylo spl																					
F	Mose															x	x		x			
G	Frul dil	x	x					x	x		x				x	x	x					x
G	Loph lon								x													
H	Ale ochr					x																
H	Alectorz																x					
H	Bryoriaz	1,5	0,7	0,5	x	x	0,6	x	2,3	0,3	x	0,5	x	x	2,3	0,7	x	x	3,0	x	0,5	0,6
H	Cet cucu					x																
H	Cet niva					x																
H	Cladoniz			x		x	x	x			x					x	x		x	x		x
H	Sph glob							x												x	x	
I	Cet sepi				x			x	x	x	x		x	x	x	x		x	x		0,5	0,6
I	Hyp aust							x														
I	Hyp phys	x	10,3	5,9		x	1,2	4,2	1,4	0,9	1,9	0,9		x	x	x	x	1,0	1,4	x	x	
I	Hyp tubu						x												x			
I	Ims aleu	x	0,8	x		x											0,4	x	x	0,5		
I	Mel oliv	41,9	38,9	27,6	16,0	59,6	70,2	54,1	17,9	5,7	8,4	12,3	26,2	27,3	44,6	59,7	43,4	51,4	30,7	40,6	17,8	56,0
I	Par ambi	9,3	15,1	1,7	x	2,2	x	x	2,6	0,3	2,6	3,8	x	2,0	0,4	2,8	5,7	3,5	3,5	0,5	0,5	4,2
I	Par hype	x	x		x	x	x	x	x	x	x	1,4	x	x	x	x	0,4	0,5	x	x	x	0,5
I	Par saxa																					
I	Par sulc	24,4	12,1	9,0	15,6	4,4	1,6	8,3	8,8	1,2	9,1	4,8	2,8	x	x	x	0,9		0,9		0,5	0,6
I	Vul pina	x		x		x	x	x	x	x	x				x	x	x	x	x		x	x
J	Bia chry										x	x			x	x	x	x	x		x	x
J	Bue arbo																					
J	Bue disc																					
J	Bue trip						x				x											
J	Buelliaz		x					x			x											
J	Cal viri																					
J	Calicial																					
J	Cha chry																					
J	Chaenotz														x							
J	Cli pall							0,9				0,5	x	x	0,9	x	2,7	2,5	x	x		x
J	Cyp tigi		x																			
J	Hyp leuc			1,8				x														
J	Hyp scal																					
J	Jap suba																					
J	Lca circ	x	0,7	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x		0,7			x		
J	Lca/fusc	0,9	1,2	x	x	x	x	1,0	1,3	0,6	2,3	1,5	x	3,2	0,4	1,1	7,5	7,0	12,8	1,0	14,5	11,3
J	Lca/symm	x	0,4		x	x	x	0,5	1,7	0,3		1,0	x	1,3	2,2	x	1,9	2,1	4,8	1,6	x	2,1
J	Lci pull				x						x				x							x
J	Leprariz								x								x					
J	Myc sang																					
J	Och andr	x	x	x		x		x	x		x		x	x	x	x	x	0,5	x	x	x	x
J	Och frig					x		x									x			x	x	
J	Per pupi																					
J	Pyr cinn										x											
J	Ubest	x				x	x		x	x	0,3	x	x				x					
S	Ascomyc																					
S	Hys puli							x	x					x	1,3		0,4	x				x
S	Perith	x	0,4	1,6	9,0	x	1,1		0,3	12,0	5,3	12,8	9,2	12,8	6,2	9,8	1,5	5,7	3,3	3,7	22,5	x
S	Sopp					1,1	x															
U	Bork	25,1	27,2	53,9	62,6	34,3	27,0	33,0	69,9	79,1	73,5	61,0	61,8	53,9	42,5	26,5	35,6	28,3	42,3	52,1	43,1	26,4

\* Tre 507 er velta og går ut

**Vedlegg 5.2b** Epifyttregistreringar i Gutulia 2003. Gjennomsnittleg dekning pr. tre. – Survey of epiphytic vegetation for the Gutulia monitoring site. Mean cover per tree.

Artgr	Kodenavn	G101	G102	G103	G104	G105	G106	G107	G108	G201	G202	G203	G204	G205	G206	G207	G209	G301	G302	G303	G304
F	Dicranuz											x				x					
G	Frul dil	x	x	x	x	x		x		x	x	x		x		x					
H	Bryoriaz		x	0,3	x	x		0,4	x	x	x	x	x		x	x		6,6	8,8	17,4	52,3
H	Cladoniz	x		x					x		x							x	x	x	
H	Eve meso																				
H	Pse furf																			x	
H	Usneaz	x	x															x			x
I	Cet chlo							x		x						x			x	x	0,5
I	Cet sepi																	x			
I	Hyp aust																				
I	Hyp phys	39,5	52,0	16,0	25,1	45,6	23,7	55,0	25,3	26,0	16,7	28,6	16,3	28,0	27,7	33,1	23,8	18,0	45,4	22,1	46,7
I	Hyp tubu			0,6				x		0,5		x	x			x			2,2	x	x
I	Ims aleu	0,4	1,8	3,8	1,2	1,6	0,5	2,3	x	2,3	0,8	x	0,5	x	2,0	x		1,0	1,4	0,5	x
I	Mel oliv							x	0,6	x								x	5,7	0,6	5,5
I	Par ambi	6,9	2,8	6,8	4,1	1,5	13,4	4,4	2,7	6,3	3,0	2,3	4,8	3,1	9,1	1,5	0,4	1,0	1,3	0,6	2,9
I	Par hype	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0,8		x	x	x	x
I	Par saxa															x					
I	Par sulc	1,3	0,5	0,6	x		0,5		1,1	2,2		2,4			1,0	1,5	2,7			1,6	x
I	Pla glau		x	0,9				x								0,7			x		1,5
I	Vul pina		x	x												x			x	x	x
J	Bia chry									x											
J	Bue arbo																				x
J	Bue disc																				
J	Bue trip																				
J	Cal trab			x																	
J	Cha chry	x	x	x							x						x				
J	Cli pall																				
J	Hyp leuc		x	5,0				x													
J	Hyp soro		x	0,3		x	1,0	x	1,1	1,6	x	4,0	3,8		0,5	1,6					
J	Jap suba	0,9	x	x	x	x	1,5	1,1	x	x	x	x	1,9		0,5	1,9	4,3	x			x
J	Jap torn	x				0,4			0,5	x						x	0,4				
J	Lca cadu																				
J	Lca circ		x	0,9	x	0,8	0,5	x	x	3,8	1,1	1,8	0,9	x	1,0	1,1		x	2,8	1,1	x
J	Lca hypo		0,9	x				5,4	x	x			x								
J	Lca/fusc														x					x	x
J	Lca/symm			x		x		0,4		0,6				3,3				x		x	0,5
J	Lci nyla	1,7																			
J	Lci pull	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x
J	Leprariz	x																			
J	Myc affi																				
J	Myc alpi			x																	
J	Myc fuca												0,5			0,7		x		0,5	
J	Myc sang			x				x	x							x				x	
J	Och albo																				
J	Och andr	0,4		1,1				x	x	0,5	x	x		x	0,5	x		x	0,6	x	x
J	Och micr						x				x					x					
J	Och pall								0,5	x		0,6				x	0,5				x
J	Per bore	x																			
J	Per pupi								x			x									
J	Pyr cinn			x		x	x														
J	Rin effl																				
J	Sco umbr																				
J	Sort lav																				
J	Tra flex																				
J	Ubest		0,9	x	0,4	0,4			0,5			0,6				1,1					x
S	Hys puli			x																	
S	Perith	x	8,1	4,5		2,8	0,5	4,4	10,7	0,6	9,1		4,3	12,8	12,3		1,9	x	3,6	6,4	
U	Bark	48,9	33,0	59,8	69,6	46,9	59,0	27,8	57,0	55,6	69,3	60,4	67,5	52,8	45,2	56,0	67,7	73,9	36,6	57,9	21,0

## Vedlegg 5.2b (forts.)

Artgr	Kodenavn	G305	G306	G307	G308	G401	G402	G403	G404	G405	G406	G407	G408	G501	G502	G503	G504	G505	G506	G507	G508	
F	Dicranuz																					
G	Frul dil					x									x	x						
H	Bryoriaz	50,1	0,5	26,3	21,8	0,4	16,6	9,3	4,2	5,1	13,2	24,3	25,5	6,7	4,7	0,7	1,3	3,9	8,9	17,5	x	
H	Cladoniz	x							x					x								
H	Eve meso													x								
H	Pse furf													x	x							x
H	Usneaz		x	x	x		x		x	1,0	x			0,3	x					x		x
I	Cet chlo	x		x			0,3	0,9	x		x	x	x	0,8		x	0,4	x	0,4			
I	Cet sepi															x	x					
I	Hyp aust			x										x								
I	Hyp phys	36,8	45,2	34,2	65,3	38,6	40,1	49,3	36,4	42,5	25,7	44,0	13,4	43,5	55,3	42,1	45,2	53,8	58,6	51,8	32,9	
I	Hyp tubu	1,2	3,3	1,8	x		x	x	x			x					2,7	2,3	1,3			x
I	Ims aleu		4,3	0,4	1,0		0,6					x	x	1,6	0,9	1,3	2,8	1,9	x	0,6	0,5	
I	Mel oliv	5,0	x	0,4	0,5	x	1,2	2,4	0,5	x	0,4	0,3	1,5	0,8	3,5	0,3	4,1	2,9	x	3,8	9,3	
I	Par ambi	x	4,8	2,9	4,0	5,3	6,5	1,3	0,4	1,6	18,1	3,2	6,9	10,5	5,2	6,5	1,8	6,7	2,5	2,1	7,6	
I	Par hype	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
I	Par saxa																					
I	Par sulc	5,8		3,3	2,6	0,4	3,0	4,6	1,4	2,1	8,9	0,3	15,6	5,7		3,8	1,8	1,5	8,4	12,1	1,1	
I	Pla glau		0,9	x	x						x	0,3		1,3	0,4	x	1,0			x	x	
I	Vul pina	x		x			x	x			x		x			x	x	x		x		
J	Bia chry																					
J	Bue arbo																					
J	Bue disc									x												
J	Bue trip																			x		
J	Cal trab																					
J	Cha chry																					
J	Cli pall			x																		
J	Hyp leuc								x				0,5			x	x					
J	Hyp soro											x		x		x						
J	Jap suba	x	x	0,4	x	x	0,6			x	0,8	x	8,8	4,8	0,5	x			0,7		2,8	
J	Jap torn										x								0,3			
J	Lca cadu						x	x	0,5	x		x	x							x		
J	Lca circ	0,4	1,5	1,4	x	x	x	x	1,8	2,7	0,8	0,9	2,5		2,8	x	2,3	2,5	0,4	2,1	1,5	
J	Lca hypo									0,5			0,5			0,3			0,4			
J	Lca/fusc	x		x		2,5	1,6	x	x	x		x	1,5						0,7	x	x	
J	Lca/symm	0,4	x	0,4		2,5	2,5	0,4	0,9	2,1	x	0,3			x	0,6	1,3	0,4	x			
J	Lci nyla																					
J	Lci pull	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x		x	x	x	x	x	
J	Leprariz													0,5								
J	Myc affi													x								
J	Myc alpi			x										0,3								
J	Myc fuca						x															
J	Myc sang					x	x						x	1,1	x	x			x	x	x	
J	Och albo			2,9	x								x	3,4						x		
J	Och andr	x	1,0	x	0,5		x			x	x	x	4,3	8,2	1,0	x	x	x	0,4	2,0	x	
J	Och micr															x						
J	Och pall						0,6							x								
J	Per bore																					
J	Per pupi																					
J	Pyr cinn																					
J	Rin effl												x									
J	Sco umbr								0,4													
J	Sort lav																					
J	Tra flex												0,5									
J	Ubest		0,5	1,2			0,6				1,2	1,3	1,5	1,9	1,2	0,3	x			1,1		
S	Hys puli																					
S	Perith	4,3	3,0	x	x	12,6	0,6		11,4	8,6	4,0	11,4	1,5			x	3,2	4,0			1,5	
U	Bark	17,8	36,0	39,9	18,7	38,0	35,1	38,9	44,9	38,4	35,7	24,8	30,6	15,6	28,7	44,6	34,8	22,3	26,2	20,8	45,7	

## 6 Smågnagere

### Erik Framstad\*

Smågnagere inngår som et nøkkelement i flere næringskjeder som forbinder planter med topp-predatorer, og deres bestandsfluktuasjoner skaper regelmessige "forstyrrelser" av økosystemene som kan gjøre det vanskelig å skille menneskeskapt endringer fra naturlige (se f.eks. Pitelka 1973, Ericson 1977, Christiansen 1983, Andersson & Jonasson 1986, Hörnfeldt et al. 1986, Hansson & Henttonen 1988, Lindström et al. 1994). I et overvåkingsprogram som ikke bare tar sikte på å registrere nivåer av miljøgifter, men også har som mål å følge utviklingen i bestandsnivå og reproduksjon for utvalgte arter, synes det derfor helt nødvendig å ha et relativt detaljert bilde av bestandsutviklingen for smågnagere.

På denne bakgrunnen er det formulert tre mål for overvåking av smågnagere i DNs terrestre overvåkingsprogram (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 2003 er det fanget smågnagere og spissmus i samtlige TOV-områder. Her rapporteres resultatene fra disse fangstene og 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 (Hordaland). Fangster og bestandsnivåer fra dette området rapporteres her summarisk for en sammenlikning med fangstene i regi av TOV.

### 6.1 Metoder

Gnagerregistreringene foregår etter to opplegg, et minimumsopplegg med 40 fangststasjoner og totalt 400 felledøgn og et mer omfattende standardopplegg med 100 fangststasjoner og totalt 1500 felledøgn pr fangstperiode. Opprinnelig var begge forutsatt gjennomført to ganger hvert år (mai/juni og september) i det enkelte området (se Kålås et al. 1991a). Imidlertid har ressurstilgangen gjort det nødvendig å fange etter minimumsopplegget på flere områder enn opprinnelig planlagt og i hovedsak kun å fange om høsten.

Prosedyrer for materialinnsamling i felt og laboratorium er nærmere beskrevet av Kålås et al. (1991a). Kort referert registreres følgende data for hvert individ: individuelt løpenummer, dato, fangstposisjon (ved område og nummer for fangststasjon), art, vekt, kjønn og reproduksjonstilstand (både ved eksterne og interne parametere). For øvrig innsamles øyne til aldersbestemmelse (ved øyelinsens vekt). Denne metoden for aldersbestemmelse er ikke verifisert for alle aktuelle arter, og ev. aldersanslag er derfor usikre (rapporteres ikke i her). For utvalgte individer tas leveren ut til

bestemmelse av miljøgifter, etter prosedyre beskrevet av Kålås et al. (1992: kap. 7).

**Dividalen:** Smågnagerfangstene gjennomføres etter standardopplegget med 1500 felledøgn pr fangstperiode. Overvåkingsområdet ble etablert i 1993 med 5 fangsttransektorer (hver med 20 stasjoner à 5 feller). Disse er plassert langs høydekotene i lia opp mot Litle Jerta, oppover langs Hagembekken innenfor nasjonalparken, og dekker de viktigste vegetasjonstypene fra rik bjørkeskog til lavalpin hei (se beskrivelse i Kålås et al. 1994: figur 9). På grunn av begrensede ressurser til overvåkingen er det ikke gjennomført vårfangster etter 1997. Det var i 2003 en god del gjenklappete feller, trolig pga passering av reinsdyr.

**Børgefjell:** Smågnagerfangstene gjennomføres etter minimumsopplegget med 400 felledøgn pr fangstperiode. Fra og med 1991 foregår fangstene i Børgefjell i 4 transektorer (hver med 10 stasjoner à 5 feller) som dekker de viktigste vegetasjonstypene i Viermadalen (granskog, bjørkeskog, myrskog, lavalpin hei), bl.a. knyttet til undersøkelsene av vegetasjonen (se beskrivelse av transektene i Kålås et al. 1992). Disse transektene er enten helt tilsvarende de som ble benyttet i 1990, eller de dekker i stor grad de samme områdene (se Kålås et al. 1991b: figur 3.1). Siste natten i fangstperioden var det en god del gjenklapte feller pga passerende reinsflokk.

**Åmotsdalen (Dovre):** Smågnagerfangstene gjennomføres fra og med 1993 etter minimumsopplegget med 400 felledøgn pr fangstperiode (basert på de 10 første stasjonene, hver med 5 feller, i 4 av transektene som ble lagt ut i 1991-92). Disse transektene ligger i bjørkeskog, mer eller mindre parallelt i åssiden opp mot Tverrfjellet ved Gottemsetra (se beskrivelse i Kålås et al. 1992: figur 1).

**Gutulia:** Smågnagerfangstene gjennomføres etter minimumsopplegget med 400 felledøgn pr fangstperiode. Overvåkingsområdet ble etablert i 1993 med 4 fangsttransektorer (hver med 10 stasjoner à 5 feller) plassert langs med høydekotene i lia opp mot Gutulivola. Transektene dekker de viktigste vegetasjonstypene fra rik bjørkeskog til lavalpin hei (se beskrivelse i Kålås et al. 1994: figur 6).

**Møsvatn:** Smågnagerfangstene gjennomføres etter minimumsopplegget med 400 felledøgn pr fangstperiode. Det er 4 transektorer (hver med 10 stasjoner à 5 feller) plassert i Hjordalen i tilknytning til vegetasjons- og jordsmonnsundersøkelsene ved Merakkhaugene. Alle transektene ligger i bjørkeskog, fra 1000 til 1070 m o.h. (se Kålås & Framstad 1993: figur 1).

**Solhomfjell:** Smågnagerfangstene gjennomføres etter standardopplegget med 1500 felledøgn pr fangstperiode. Det er gjennomført gnagerfangster på 100 fangststasjoner i gran- og furuskog i tilknytning til vegetasjonstransektene T1-T8 i barskog (transektorer etablert av Rune Økland, Univ. i Oslo; se beskrivelse i Kålås et al. 1991b: figur 3.2). Transektene har ulik lengde og noe variabel avstand mellom fangststasjonene (10-

\* Kontakt: NINA, Postboks 736 Sentrum, 0105 Oslo (erik.framstad@nina.no)

40 m). På grunn av begrenset ressurstilgang til overvåkingen har det etter 1998 vært meningen kun å foreta høstfangster i Solhomfjell (slik som i Dividalen). Ved å omdisponere noe på NINAs personalressurser var det likevel mulig å gjennomføre vårfangstene etter standardopplegget også i 2003.

**Lund:** Smågnagerfangstene gjennomføres etter minimumsopplegget med 400 felledøgn pr fangstperiode. Det er 4 transekter (hver med 10 stasjoner à 5 feller) plassert mer eller mindre parallelt langsetter åssiden sørvest for Kjørmovatna (se beskrivelse i Kålås et al. 1992: figur 2). To av disse passerer gjennom områdene som brukes til vegetasjonsanalysene. Tre av transektene ligger i bjørkeskog, mens den fjerde dels ligger i bjørkeskog og dels i lynghei.

**Finse:** Her gjennomføres smågnagerfangstene etter et annet opplegg enn i TOV (se Framstad et al. 1993). Fangstene foregår i juni/juli og august/september på to 1 ha kvadratiske felt som ligger i lavalpin sone, hhv sørvendt i middels rik vegetasjon og nordøstvendt i fattig vegetasjon. Det fanges på 100 faste fangststasjoner, med 200 feller i 6 døgn (dvs normalt 1200 felledøgn) pr felt. Deler av begge felt vil ofte være snødekt i første fangstperiode. På grunn av forskjeller i fangstoppellet vil ikke fangst pr felledøgn være direkte sammen-

liknbart med TOV-områdene. Det var lite snø i feltene ved vårfangstene 2003, og det var en del problemer med gjenklappete feller pga sau i det sørvendte feltet om våren.

Dato for gjennomføring av fangstene og total fangstinnstatts for de ulike overvåkingsområdene i 2003 framgår av **tabell 6.1**. Fangstinnstatts i felledøgn representerer et bruttomål på innsats, siden det ikke har vært mulig presis å ta hensyn til effekten av gjenklappete feller pga kraftig regnvær eller andre forstyrrelser.

## 6.2 Resultater

**Dividalen:** Høsten 2003 ble det kun fanget tre gnagere (en rødmus og to fjellrotter) i Dividalen (**tabell 6.1**). I forhold til fangstinnstatts viser dette en ytterligere nedgang fra foregående år, tilsvarende lave nivåer som i de fleste årene med fangster (**figur 6.1**). Rødmusa var en liten (<20g), umoden hunn, mens begge fjellrottene var middels tunge hanner (rundt 30g), hvorav én ble klassifisert som moden (**tabell 6.2**).

**Tabell 6.1** Oversikt over fangstperioder (datoer for utsetting og inntak av feller), fangstinnstatts og totalt antall fangster av småpattedyr i DN's overvåkingsprogram i 2003. I tillegg er angitt tilsvarende data for de langsiktige gnagerfangstene på Finse (kombinert for to fangstfelt). – Trapping periods (dates of setting and removing traps), number of trapnights, and total number of catches by species of small mammals in the monitoring programme in 2003. Similar data are also given for the long-term small mammal trapping studies at Finse (combined for two trapping grids).

område-arena periode-period	fellesdøgn trapnights	arter-species		CR	Crut	MA	MO	LL	MS	Ssp	sum
		AS	CG								
<b>Lund</b>											
27–29 sep	400		5							2	7
<b>Solhomfjell</b>											
20–24 mai	1500									1	1
07–11 okt	1500	5	13							1	19
<b>Møsvatn</b>											
16–18 sep	400										0
<b>Gutulia</b>											
15–17 sep	400		1								1
<b>Åmotsdalen</b>											
10–12 sep	400			2		3					5
<b>Børgefjell</b>											
22–24 aug	400										0
<b>Dividalen</b>											
14–17 sep	1500				1		2				3
<b>Totalt TOV</b>	6500	5	19	2	1	0	2	0	0	4	36
<b>Finse</b>											
30 jun–05 jul	1990							6			6
01 sep–06 sep	2000		1								1

Artskoder-Species: AS - liten skogmus (*Apodemus sylvaticus*), CG - klatremus (*Clethrionomys glareolus*, CR - gråsidemus (*C. rufocanus*), Crut - rødmus (*C. rutilus*), MA - markmus (*Microtus agrestis*), MO - fjellrotte (*M. oeconomus*), LL - lemen (*Lemmus lemmus*), MS - skoglemen (*Myopus schisticolor*), Ssp - spissmus (*Sorex* spp., ubestemt art).



**Børgefjell:** Det ble ikke fanget noen småpattedyr i Børgefjell høsten 2003, som for 2002 (**tabell 6.1**). Dette representerer en kollaps i bestanden etter toppen i 2001 (**figur 6.1**).

**Åmotsdalen (Dovre):** Høsten 2003 ble det kun fanget noen få smågnagere (to gråsidemus og tre markmus) i Åmotsdalen (**tabell 6.1**). I forhold til fangsttinningsrepresenterer dette en svak økning i bestanden fra året før, men klart lavere enn bestandstoppen i 2001 (**figur 6.1**). Begge gråsidemusene ble klassifisert som umodne (**tabell 6.2**), der hunnen var liten (21g) og hannen noe større (30g). To av markmusene ble klassifisert som modne, en hann (vekt 30g) og en gravid hunn (vekt 36g, med 5 fostre), mens den andre hannen var liten (12g) og umoden (**tabell 6.2**).

**Gutulia:** Det ble kun fanget én klatremus i Gutulia høsten 2003 (**tabell 6.1**), en moden, forholdsvis liten hann (23g). Smågnagerbestandene synes dermed fortsatt å holde et svært lavt nivå i dette området (**figur 6.1**).

**Møsvatn:** Det ble ikke fanget noen smågnagere høsten 2003 (**tabell 6.1**), og dette representerer et bestandssammenbrudd etter toppen i 2002 (**figur 6.1**).

**Solhomfjell:** I mai 2003 ble det kun fanget en spissmus, men om høsten ble det fanget fem skogmus, 13 klatremus og en spissmus (**tabell 6.1**). I forhold til fangsttinningsrepresenterer dette en nedgang i bestandene fra et forholdsvis lavt nivå året før (selv om nivået i 2002 er vanskelig å anslå pga snøfall, jf Framstad (2003)) (**figur 6.1**). Av klatremusene var det ni hunner, hvorav kun én var seksuelt moden og middels tung (26g), mens fem av de øvrige var små (<20g) (jf **tabell 6.2**). Én av de fire hannene ble klassifisert som seksuelt moden (vekt 35g), mens de øvrige var umodne og til dels små (to stykker >20g) (**tabell 6.1**). Av skogmusene ble én av tre hunner klassifisert som moden (vekt 26g; de øvrige veide <20g), mens de to hannene begge var små (<20g) og umodne (**tabell 6.2**).

**Lund:** Det ble fanget fem klatremus og to spissmus i Lund høsten 2003 (**tabell 6.1**). I forhold til fangsttinningsrepresenterer dette en høstbestand på omtrent samme lave nivå som i de foregående årene (**figur 6.1**). To av klatremushunnene ble klassifisert som seksuelt moden (med vekt >25g) og én av dem var gravid (7 fostre); en hann av klatremus var middels tung (26g), men ble klassifisert som umoden (**tabell 6.2**).

**Finse:** Våren 2003 ble det fanget seks lemen, men bare én klatremus om høsten (**tabell 6.1**). Av lemenene i vårfangstene var én av to hunner seksuelt moden og gravid (5 fostre), mens én av fire hanner ble klassifisert som moden. De seksuelt modne individene middels tunge (>40g), mens de øvrige var små (<30g).

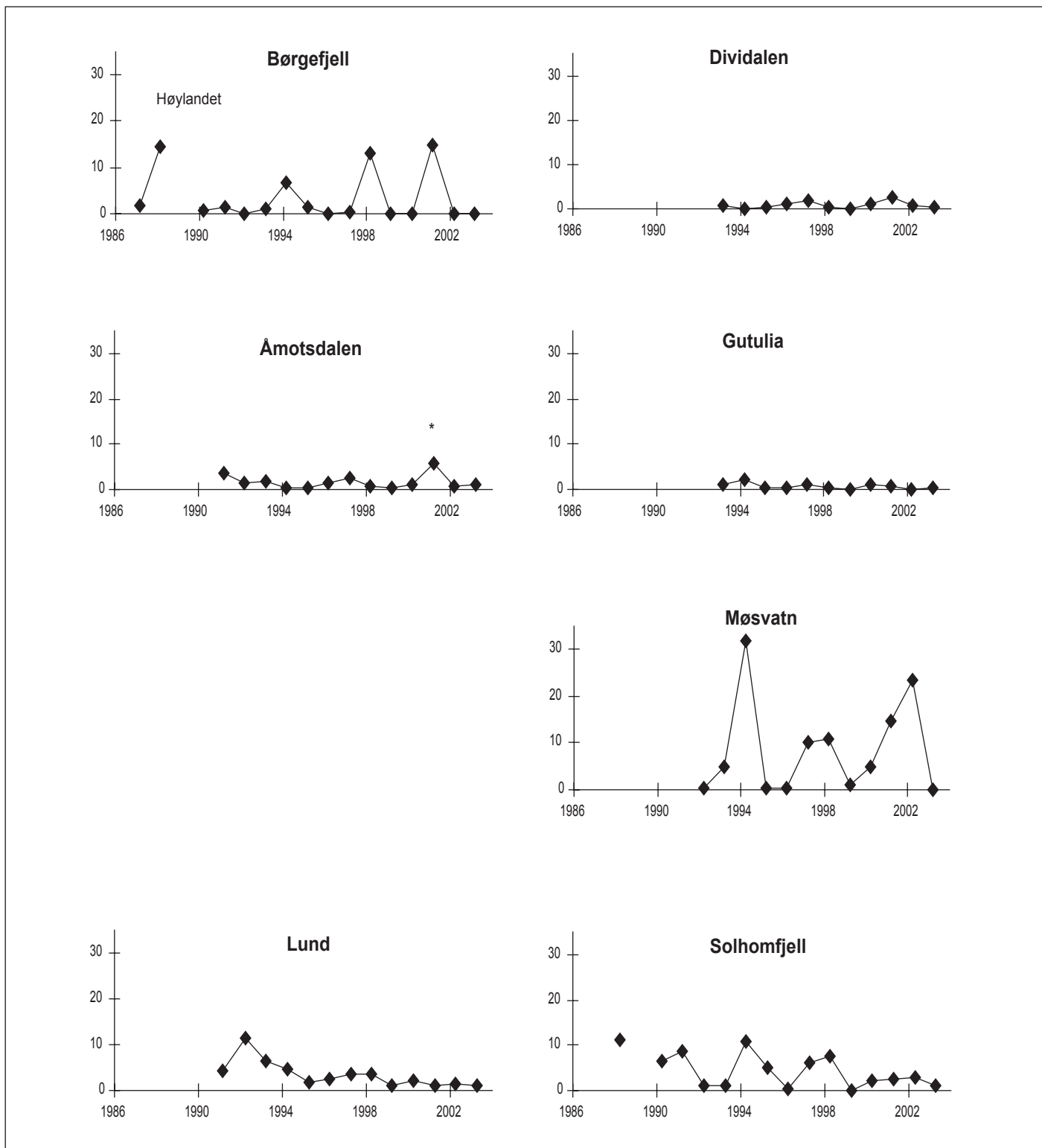
### 6.3 Diskusjon

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). Det siste store og vidt utbredte smågnageråret i Sør-Norge var i 1994, med særlig mye lemen i sentrale og vestlige fjelltrakter (jf bl.a. Framstad et al. 1997). Også i 1998 og 2001/2002 var det smågnagerår i deler av Sør-Norge, men med variabelt bestandsnivå i ulike områder. I overvåkingsområdene er dette mønstret særlig reflektert i fangstene fra Møsvatn (**figur 6.1**). Fangstene fra Børgefjell viser at også dette området hadde middels høye gnagerbestander i 1994 og ganske høye bestander i 1998 og 2001. Etter toppen i noen av overvåkingsområdene i 2001 eller 2002 har det vært lave bestandsnivåer i alle områder (**figur 6.1**).

I de andre boreale og alpine overvåkingsområdene i Dividalen, Gutulia og til dels Åmotsdalen har vi hatt overraskende stabile og lave bestander av smågnagere (bedømt ut fra fangstene). Med unntak for Åmotsdalen i 1991 og 2001 har bestandsnivåene her ligget under 3 fangster pr 100 felle-

**Tabell 6.2** Fordeling av fangstene av smågnagere på kjønn og kjønnsmodning fra overvåkingsområdene. – Distribution of the catches of small rodents by sex and sexual maturity from the monitoring sites.

område-arena art-species	periode period	hanner-males		hunner-females	
		umodne immatures	modne matures	umodne immatures	modne matures
<b>Lund</b> klatremus (CG)	sep 03	1	0	2	2
<b>Solhomfjell</b> skogmus (AS)	okt 03	2	0	2	1
klatremus (CG)	okt 03	3	1	8	1
<b>Åmotsdalen</b> gråsidemus (CR)	sep 03	1	0	1	0
markmus (MA)	sep 03	1	1	0	1
<b>Dividalen</b> rødmus (Crut)	sep 03	0	0	1	0
fjellrotte (MO)	sep 03	1	1	0	0



**Figur 6.1** Høstfangster av smågnagere pr. 100 felledøgn i overvåkingsområdene, med data for sammenlikning fra Høylandet 1987-88 (Framstad unpubl.). For Åmotsdalen i 2001 ble fangstene avbrutt av flom, og antatt bestandsnivå er angitt med \*. – Fall trapping of small rodents per 100 trapnights in the monitoring areas, with comparable data from Høylandet 1987-88 (Framstad unpubl.). For Åmotsdalen in 2001 trapping was interrupted by flooding and the assumed population level is indicated by\*.

døgn, og kun bestandsnivået i Åmotsdalen i 2001 kan karakteriseres som en topp (**figur 6.1**). Gjennomsnittlig fangstindeks for disse områdene er <2, mens Møsvatn har gjennomsnittlig fangstindeks på 8,6 og Bjørgefjell på 2,8.

I forhold til Dividalen indikerer fangster av smågnagere i flere andre områder av Troms og Finnmark i 1998-2002 at det lokalt har vært høye bestander (15-20 fangster pr 100 felledøgn) i enkelte av disse årene (K.B. Strann & N.G. Yoccoz pers.medd.). Tidligere fangster fra sentrale deler av Finnmarksvidda tyder også på mer eller mindre regelmessige fluktuasjoner i bestandene av smågnagere (utenom lemen), med topper i 1978-79, 1982-84 og 1987-88 (Oksanen & Oksanen 1992). Statskogs fangster av smågnagere i Finnmark (in litt.) tyder på topper i 1991-92 og i en viss grad i 1997 og 2002. I lys av disse andre observasjonene er mangelen på klare, dokumenterte bestandstopper fra TOV-området i Dividalen de siste årene overraskende. Det er tidligere postulert at gnagerbestander i Nord-Fennoskandia har lengre periode mellom toppene enn 3-4 år (Hanski et al. 1991), noe som likevel ikke virker som en dekkende forklaring for TOV-fangstene, i lys av andre fangster i regionen. En annen forklaring kan være at bestandsnivåer og svingningsmønstre kan avhenge av det lokale produksjonsgrunnlaget og mekanismene for populasjonsregulering som henger sammen med dette (jf Oksanen et al. 1981). Fangster foretatt på en rekke lokaliteter i Troms og Finnmark av N.G. Yoccoz og R.A. Ims de siste årene, tyder også på svært stor lokal/regional variasjon i bestandssvingningene (N.G. Yoccoz pers.medd.). Etter som disse fangstene blir nærmere analysert, kan det være grunnlag for å vurdere hvordan bestandsvariasjonen i TOV-området i Dividalen ev. passer inn i et større regionalt mønster.

I Børgefjell viser fangstene et nokså typisk svingningsmønster for smågnagerbestander med topper i 1994, 1998 og 2001 (**figur 6.1**). I Høylandet i mellomboreal barskog ca 100 km lenger vest ble det registrert en stor bestandstopp av klatremus i 1988 (Framstad unpubl.). Fangster av smågnagere i årene 1996-2002 foretatt i mellomboreal barskog lenger sør, i Ogn-dalen ved Steinkjer, viste høye bestander i 1997 og middels høye i 2001 (T. Spidsø, pers.medd.). Dersom bestandene av ulike gnagerarter i nordre del av Nord-Trøndelag kan antas å samvariere, antyder disse observasjonene et bestandsmønster med topper i 1988, 1994, 1998 og 2001 i denne regionen. Dette angir en periode på 3-6 år, dvs dels noe lengre og mer uregelmessig enn for typiske smågnagersvingninger. Tilsvarende uregelmessige eller utstrakte bestandsvingninger er imidlertid også observert andre steder i det nordlige Fennoskandia (Henttonen et al. 1987, Hanski et al. 1993, Hörnfeldt 1994).

Både i Åmotsdalen og i Gutulia har fangstene vist ganske lave bestandsnivåer for smågnagere i det meste av perioden siden fangstene startet i henholdsvis 1991 og 1993, selv om fangstene i Åmotsdalen viste en tydelig bestandstopp i 2001 (**figur 6.1**). I et studieområde i Hessdalen nord for Røros var det en stor bestandstopp av lemen i 2001, men svært lave gnagerbestander i 2002 og 2003 (J.O. Gjershaug, pers.medd.). Ved Øvre Heimdalsvann i Jotunheimen var det derimot forholdsvis høye gnagerbestander i 2002 og en

bestandstopp i 2003 (V Selås, pers.medd.). Lengre sør i Hedmark tyder uglestudier fra Trysil på at det var markerte gnageropper i 1993 og 1996, mens studier av smågnagere i høyereliggende skogstrakter nær Hamar og ved Elverum påviste topper i 1994 og 1997 (G. Sonerud, pers.medd.). I Varaldskogen nær Kongsvinger var det små til middels topper i høstbestandene av smågnagere (mest klatremus) i 1994 og 1999 og en stor topp i 2002, med en god del klatremus også i 2003 (J. Rolstad, pers.medd.). TOV-området i Gutulia er lavproduktivt og har kanskje aldri store lokale bestander av gnagere. Både områdene i Åmotsdalen og Gutulia er dessuten forholdsvis hardt beitet av sau og/eller rein, noe som er postulert å ha negativ innvirkning på smågnagere og mange andre plante-eterer. Hypotesen om at beiteinduserte plante-forsvarsstoffer kan begrense gnageres reproduksjon og overlevelse slik at bestandene ikke utvikler seg normalt, vil kunne forklare en ev. mangel på vanlige smågnagersvingninger (jf Seldal et al. (1994) for en utlegging av teorien om plante-forsvarsstoffers virkning på gnagere). Vi har imidlertid ikke data til å relatere en slik hypotese til observasjonene av bestandsvingninger i overvåkingsområdene. I lys av disse områdenes overraskende lave bestandsnivåer av gnagere over lang tid, kan det være grunn til å vurdere områdenes habitatkvalitet og påvirkning fra andre faktorer nærmere.

Så langt i overvåkingsprogrammet synes fangstene fra Møsvatn å vise de mest typiske bestandssvingningene med en periode på 3-4 år (Hansson & Henttonen 1988) (**figur 6.1**). Toppen i 1994 falt sammen med tilsvarende bestandstopp i langtidsseriene fra Finse (jf Framstad et al. 1997). I 1997 og 1998 holdt smågnagerbestandene i Møsvatnområdet seg på et middels høyt nivå, med en typisk nedgang til svært lavt nivå i 1999 og en oppgang mot en ny stor topp i 2002. Etter toppåret 1994 har ikke gnagerbestandene på Finse vist tilsvarende variasjon som ved Møsvatn, i det de observerte bestandstopperne i 1998 og 2001 var vesentlig lavere enn forventet (Framstad, unpubl. data). En langtidsserie med smågnagerfangster fra et barskogsområde i Kongsberg ca 500 m o.h. viser smågnagerbestandene en god del variasjon i både periode og ikke minst i bestandsnivåer, med bl.a. middels store topper i 1994, 1997 og 2000 og lave bestander siden da (E. Østbye, pers.medd.). Variasjoner i bestandsfluktuasjonene viser seg mao også i områder der vi skulle forvente nokså regelmessige svingninger i smågnagerbestandene.

I de lavereliggende og sørligere overvåkingsområdene i Solhomfjell og Lund har smågnagerbestandene dels vist nokså lave, stabile nivåer eller hatt mer uregelmessige fluktuasjoner (**figur 6.1**). I Lund ser bestandene ut til å ha blitt liggende på et lavt nivå etter en middels bestand i 1992. Her har klatremus og skogmus variert som dominerende art i enkelte år. Den videre bestandsutviklingen er usikker, og vi vil ikke vente typiske smågnagersvingninger i dette området, bl.a. pga mildt vinterklima (jf Myrberget 1973, Christiansen 1983, Hansson & Henttonen 1988). Et liknende bestandsmønster som i Lund er også vist for gnagere i Ås-området, der klatremus viser forholdsvis stabil bestand, mens skogmus viser svært uregelmessige bestandsfluktuasjoner (G. Sonerud, pers.medd.). I Solhomfjell viser fangstene større grad av regelmessige svingninger, med sterk reduksjon i bestandene etter

middels høyt nivå høsten 1998, men bare svak økning etter dette. Tilsvarende svak økning til middels lavt bestandsnivå ble også observert i nærliggende Vegårshei (V. Selås, pers. medd.). Mer stabile eller uregelmessige bestandssvingninger kan imidlertid forventes i dette området som følge av variasjoner i snødekket om vinteren (jf også Lindström & Hörnfeldt 1994). Selås (1997) har dessuten påpekt at det er betydelig samvariasjon mellom bestander av skogmus og tilgangen på eikenøtter, mens variasjon i bestandene av klattremus kan ha sammenheng med fruktproduksjonen hos bl.a. blåbær (jf også Selås et al. 2002). Slike interaksjoner med viktige næringsplanter kan generelt være viktige for gnageres bestandsdynamikk, men kanskje særlig i områder der snødekket og effekter som henger sammen med dette, ikke er like regelmessige og sterke som i mer typiske boreale områder.

Mer stabile eller ganske uregelmessige bestandsnivåer i sørlige områder som Lund og Solhomfjell er som forventet i områder med uregelmessig vinterklima. Derimot er det uventet at smågnagere i flere av de øvrige overvåkingsområdene i nordboreal og lavalpin vegetasjonssone, spesielt i Gutulia, Åmotsdalen og Dividalen, ikke viser mer utpregete bestandssvingninger. Den forholdsvis lave fangsttinningsraten i de fleste områdene kan riktignok gi for liten presisjon i anslagene for bestandsnivåene. Observasjoner av gnagerbestander fra nærliggende områder tyder på at fangstene fra TOV-områdene kanskje ikke gir et helt dekkende bilde av bestandssituasjonen regionalt (jf rapporter fra andre fangster i Troms og Finnmark). Erfaringer fra langtidsstudiene av smågnagere på Finse (jf Framstad et al. 1997) tilsier dessuten behov for lange tidsserier før en får et tilstrekkelig materiale til å bedømme mønsteret i smågnagernes bestandsfluktasjoner med noen grad av sikkerhet.

## 7 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 meget følsom for DDE (Nygård & Gjershaug 2001).

Innenfor den integrerte overvåkingen som er lagt til nord-boreale og alpine områder, overvåkes derfor hekkebestand, og reproduksjon for artene kongeørn *Aquila chrysaetos* og jaktfalk *Falco rusticolus*. Samtidig kartlegges miljøgiftkonsentrasjoner hos disse artene (Nygård et al. 2001). For disse indikatorartene forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensninger skal gi seg utslag i redusert reproduksjonsuksess i de sørligste områdene som er mest utsatt for slike forurensninger. Begge disse artene er oppført på 'Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998', jaktfalken som sårbar (V) og kongeørna som sjelden (R) (DN 1999).

### 7.1 Metoder

I 2003 ble det utført registreringer av reproduksjon for kongeørn i overvåkingsområdene i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn, Lund og Solhomfjell og jaktfalk i Børgefjell, Åmotsdalen og Møsvatn. Av økonomiske årsaker er det ikke etablert overvåking av rovfugl i Dividalen og Gutulia.

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).

Både kongeørn og jaktfalk har en dynamisk arealtilknytning med kontinuerlige forandringer i territoriegrensener og skifte av reirplasser. Omfanget av endringene 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 territoriegrensener 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 uklareheter 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.

Hekkebestanden 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. 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 ble minst 30 dager gamle for jaktfalk, og 50 dager gamle for kongeørn. Antall unger over denne alder brukes som mål for produksjon da det har vist seg at dødeligheten av eldre unger i reirperioden er liten. For en nærmere beskrivelse av metoder vises det til Kålås et al. (1991a).

Dersom det er mulig å komme fram til reirplassen, ringmerkes kongeørnungene ved ca 50 dagers alder og jaktfalk ved ca 35 dagers alder. Dette gjøres for å få informasjon om forflytninger og overlevelse etter at reiret forlates, og for å få kunnskap om rekruttering til hekkebestanden. I 2003 ble det på TOV-lokaliteter ringmerket 8 kongeørnungar (6 i Åmotsdalsområdet og 2 i Møsvatn).

### 7.2 Resultater

#### Børgefjell

I 2003 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller bygging/pynting av reir) ved samtlige av de 13 territorier vi overvåker i Børgefjell. Det var klare indikasjoner på egglegging/ruging i 6 av disse territoriene. Det ble klekket fram 4 unger i 3 av disse territorier. En av ungene i reiret med 2 unger døde, og 3 unger nådde en alder på >50 dager.

I 2003 ble det observert jaktfalk i 6 av de 10 undersøkte territoriene. Det ble konstatert egglegging i 3 av disse territoriene, og disse produserte til sammen 9 unger (>30 dager).

#### Åmotsdalen

I 2003 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller påbygging/pynting av reir) ved alle de 12 kongeørnterritorier som inkluderes i TOV. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 8 av disse territoriene og 6 av disse produserte til sammen 8 unger. Sammenlignet med de øvrige TOV områdene har Åmotsdalen hatt relativt dårlig produksjon av kongeørnungar i hele perioden 1991-2003. 2003 gav imidlertid det beste produksjonsresultatet vi har hatt i dette området i hele denne 13-års perioden.

I 2003 ble det observert jaktfalk ved 8 av de 11 undersøkte territoriene. Det var klare indikasjoner på egglegging/ruging i 6 av territoriene og ved disse ble det produsert til sammen 19 unger.

\* Kontakt: NINA, Tungasletta 2, 7485 Trondheim (john.a.kalas@nina.no)

**Faunakriminalitet:** En av kongeørnlokalitetene ble i regi av Norsk Ornitologisk Forening overvåket med kamera. Her forsvant den rugende hunnfuglen 17 mai ca kl. 11.00. Det er mistanke om at denne fuglen ble skutt ved reiret. For en av jaktfalklokalitetene ble 3 unger funnet døde ved reiret ved ca 30 dagers alder. Senere obduksjon utført av Veterinærinstituttet v/ Johan Schultze, Trondheim, viste at disse var avlivet av folk. Begge disse sakene er anmeldt til politiet.

### Møsvatn

I 2003 ble det registrert aktivitet (observert voksne fugler og/eller påbygging/pynting av reir) av kongeørn ved alle de 10 kongeørnterritorier som inkluderes i dette området. Det var klare tegn på egglegging/ruging i 7 av disse territoriene, og 5 av disse produserte til sammen 6 unger.

For jaktfalk ble det i 2003 observert voksne fugler i 7 av de 11 inkluderte territoriene. Det var klare indikasjoner på egglegging/ruging i 2 av territoriene, men det ble bare produsert unger i 1 av disse reirene (4 unger >30 dager gamle).

### Lund

I Lund-området ble det i 2003 registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 10 inkluderte territoriene. Det var klare tegn på egglegging/ruging i 6 av territoriene. Totalt ble det produsert 5 unger fra 5 av disse territoriene.

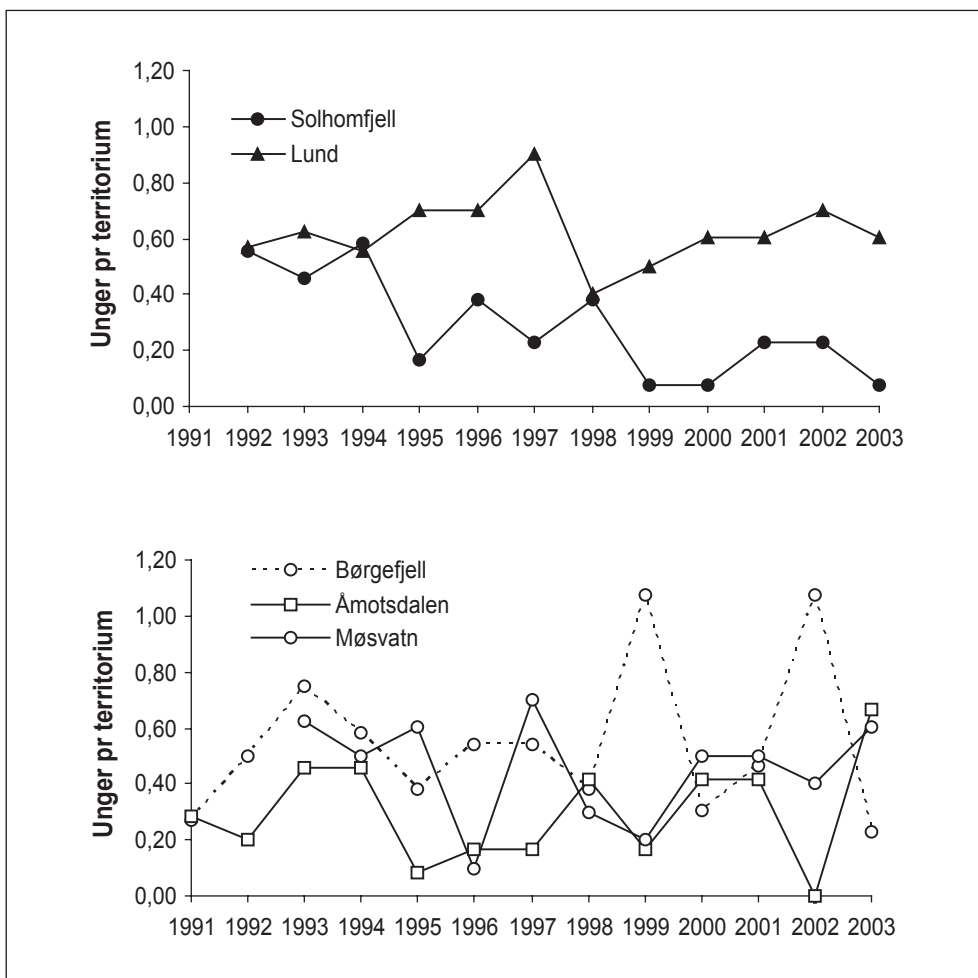
## Solhomfjell

I 2003 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 11 av de 13 kongeørnterritoriene som inkluderes i TOV fra dette området. Det var klare tegn på egglegging/ruging i 2 av territoriene, og det ble produserte 1 unger fra ett av reirene.

## 7.3 Diskusjon

For indikatorartene kongeørn og jaktfalk forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensninger skal gi seg utslag i redusert reproduksjonsuksess i de sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) som er mest utsatt for slike forurensninger.

I 2003 var det relativt god produksjon for kongeørn i Åmotsdal-området (0,67 unger pr. territorium), Møsvatn (0,60 unger pr. territorium) og i Lund (0,50 unger pr. territorium). For Børgefjell var produksjonen lav (0,23 unger pr. territorium), men det var ikke overraskende basert på den svært gode produksjonen vi hadde i dette området i 2002 (1,08 unger pr. territorium). For Solhomfjell var det dårlig produksjon også i 2003 (0,08 unger pr. territorium). Tidsserien vi nå har for kongeørn (1993-2003), viser gjennomsnittlig høyest produksjon i Lund (gjennomsnitt 0,63 unger pr. territorium,  $\pm 0,13$  sd), etterfulgt av Børgefjell ( $0,58 \pm 0,29$  sd), Møsvatn ( $0,46 \pm 0,19$  sd), Åmotsdalen ( $0,31 \pm 0,20$  sd) og Solhomfjell ( $0,26 \pm 0,17$  sd) (figur 7.1).



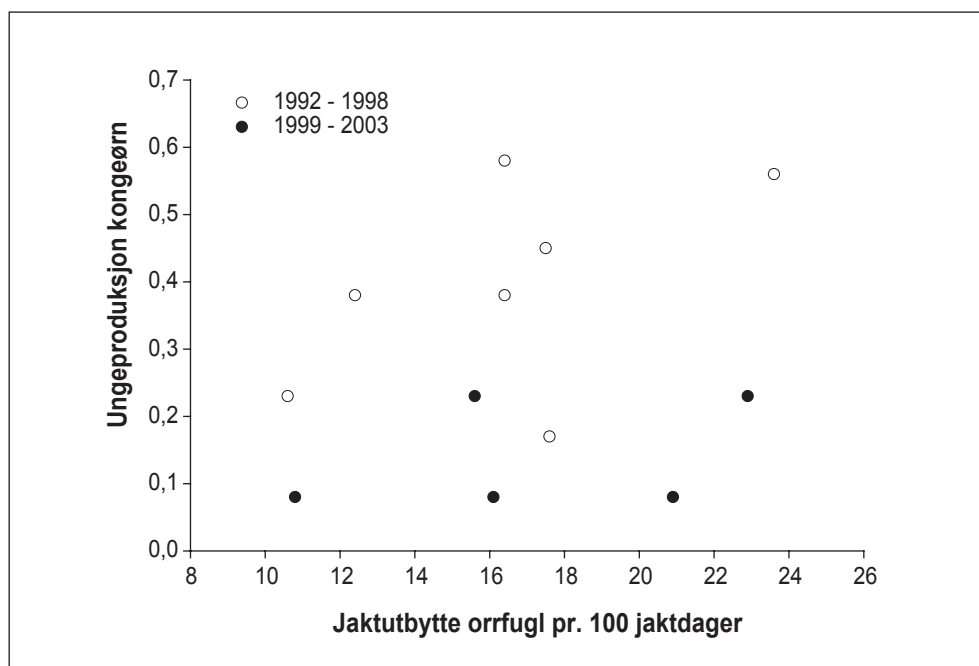
**Figur 7.1** Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene, 1991-2003. – Chick production for golden eagle (*Aquila chrysaetos*) in the monitoring areas. Filled symbols are used for the areas most heavily influenced by long-range atmospheric transported pollution.

I de tidsseriene vi nå har tilgjengelig, ser vi ingen entydige tegn til redusert reproduksjon i de sørligste områdene. Det har imidlertid vært lav produksjon for kongeørn i Solhomfjell i den siste 5-årsperioden, med særlig dårlig produksjonsresultat i 1999, 2000 og 2003 (**figur 7.1**). Dette samsvarer ikke med våre forventninger basert på den informasjonen vi har om tilgang på føde (jaktstatistikk for orrfugl fra Solhomfjell, jf kap. 8), og de indikasjoner vi har fra perioden 1992-98 om sammenhengen mellom produksjon av kongeørninger og forekomster av småvilt (**figur 7.2**). Dette viser et klart behov for en nærmere undersøkelse av mulige årsaker til den lave ungeproduksjonen vi nå har observert for kongeørn i dette området.

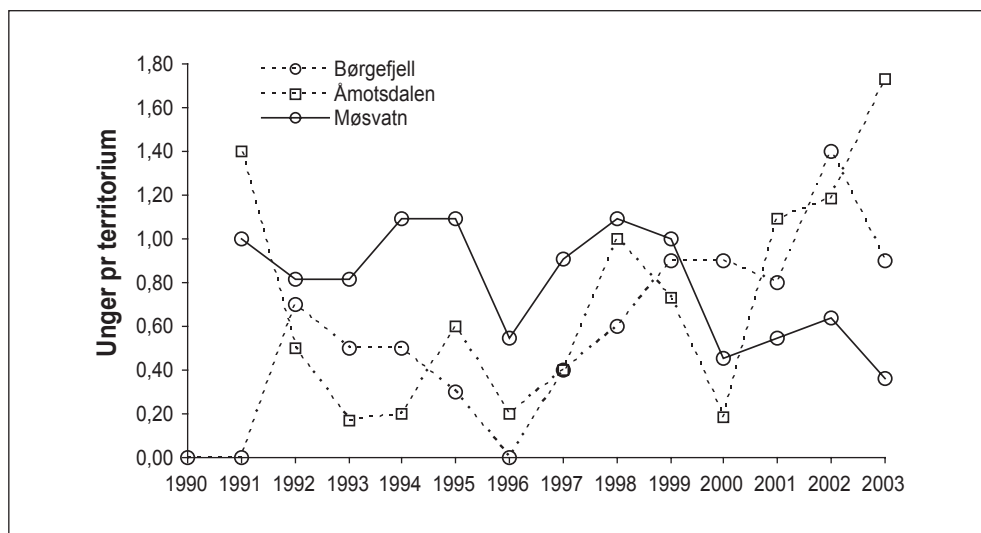
For jaktfalk var produksjonen av unger i 2003 meget god i Åmotsdal-området (1,73 unger pr. territorium). Det var også god produksjon i Børgefjell (0,90 unger pr. territorium), mens det var lav produksjon i Møsvatn (0,36 unger pr. territorium, laveste produksjon registrert her i perioden 1991-2003) (**figur 7.3**). Produksjonen av jaktfalkunger har som forventet variert betydelig i årene 1991-2003 (**figur 7.3**). Dette gjelder i særlig grad for Åmotsdalen (gjennomsnittlig 0,72 unger pr. territorium,  $\pm 0,52$  sd). Dataene for jaktfalk viser videre at Børgefjell og Åmotsdalen har hatt omtrent lik produksjon i det aktuelle tidsrommet (Børgefjell gjennomsnitt  $0,61 \pm 0,39$  sd). For de tre områdene der overvåking av jaktfalk er inkludert, har vi i tidsperioden 1991-2003 målt høyeste og mest stabil ungeproduksjon i Møsvatn-området (gjennomsnitt  $0,80 \pm 0,26$  sd).

Lirype er vanligvis ett av de aller viktigste byttedyrene for jaktfalk og kongeørn. Gode forekomstene av lirype er også en klar indikasjon på gode forekomster av annet viktig bytte for disse rovfuglartene. Dette venter vi særlig skal være tilfelle for de nordligste områdene som inngår i TOV (Børgefjell, Åmotsdalsområdet 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 ( $r=0,75$ ,  $n=19$ ,  $p<0,001$ , **figur 7.4**). Den gode produksjonen av jaktfalkunger vi har målt i Åmotsdalen i den siste 3-årsperioden, samsvarer også med gode rypebestander i dette området i denne perioden (se kap. 8). I de to sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) vil kongeørn trolig ha en noe mer variert meny enn for de tre øvrige områdene der vi overvåker denne arten. Trolig er hare og orrfugl viktigere bytte her, 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.

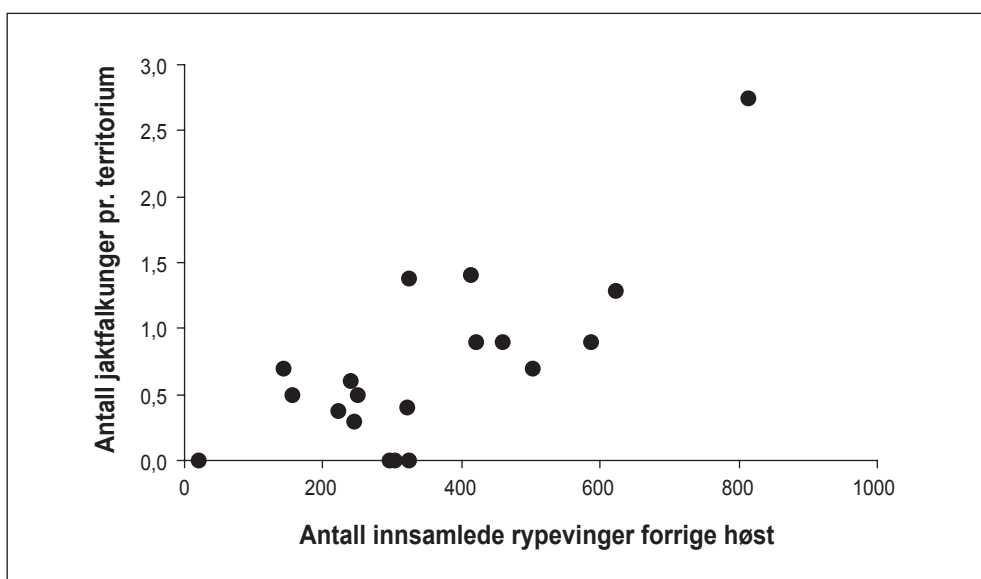
Den informasjonen vi nå har om forekomster av smågnagere og tettheter av hønsefugl høsten 2003, gir forventninger om relativt begrenset produksjon i 2004 for både kongeørn og jaktfalk i alle områdene der slik overvåking pågår.



**Figur 7.2** Sammenheng mellom produksjon av kongeørninger og fellingsindeks for orrfugl (foregående høst) for Solhomfjellområdet for perioden 1992-2003. Produksjonsresultatene for perioden 1999-2003 ligger betydelig under det som ble målt i perioden 1992-98. – Relationship between the production of Golden eagle chicks and the appearance of black grouse (measured by bag statistics the previous autumn) for the Solhomfjell area, 1992-2003. Production results for the period 1999-2003 are considerably lower than for the period 1992-98.



**Figur 7.3** Ungeproduksjon for jaktfalk i TOV-områdene, 1991-2003. – Chick production for gyrfalcon (*Falco rusticolus*) in the monitoring areas.



**Figur 7.4** Sammenheng mellom produksjon av jaktfalkunger og forekomster av ryper (her målt som antall innsamlede vinger fra jegere forutgående høst) for Børgesfjellområdet for perioden 1985-2003. Data fra Statskog Nordland v/Martin Håker, Øyvind Spjøtvoll og Per Lorentzen. – Relationship between the production of gyrfalcon (*Falco rusticolus*) chicks and the occurrence of grouse (measured by bag statistics from the previous autumn) for the Børgesfjell area, 1985-2003. Data from Statskog Nordland.



## 8 Hønsfugler

### John Atle Kålås\*

Hovedvekten av overvåkingen av hønsfugl er lagt på lirype *Lagopus lagopus*. Lirype inngår som en viktig art i de nordboreale og alpine økosystemene. Undersøkelser av sammenhengen mellom smånagersvingninger og deres kobling til svingninger i såvel 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 det felles årlig mer enn 500 000 liryper i Norge.

En annen viktig grunn til at lirype ble valgt som overvåkingsart, var at det, spesielt fra de sørvestlige delene av landet, var påvist høye verdier av Cd i såvel lirype som fjellrype *Lagopus mutus* (Herredsvela & Munkejord 1988). Senere undersøkelser har også vist høye Pb-verdier i lirype fra de sørlige delene av Norge (Kålås et al. 2001, Kålås & Lierhagen 2003).

### 8.1 Metoder

Overvåking av lirype innebærer kvantifisering av bestandsstørrelse samt hekkeresultat (reproduksjon). Det finnes en rekke forskjellige metoder for bestandstaksering av lirype (Myrberget et al. 1976). I overvåkingsammenheng er det mest praktisk å takserer høstbestanden. Det er her valgt å foreta 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 hønsfugl. Takseringene utføres i perioden 1 august - 5 september. Se for øvrig detaljert beskrivelse av metoden i Kålås et al. (1991a).

Emlens metode (Emlen 1971) benyttes ved beregning av tettheter ( $D$ , antall fugl/km<sup>2</sup>):  $D = N/(L \times W \times CD)$ , hvor  $N$  = antall observerte fugler,  $L$  = linjens lengde (km),  $W$  = linjens bredde og  $CD$  = oppdagbarhetkoeffisient. Vi baserer våre beregninger av tetthet på at linjens bredde er 0,1 km (50 m til hver side av observatøren), samt at oppdagbarheten ( $CD$ ) innenfor dette arealet er 0,8 (80% av fuglene oppdages) (se Pedersen et al. 1999).

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 produksjonsesti-

mater dersom antall observasjonssituasjoner er <5. Ved lave tettheter av lirype vil antall observasjoner ofte være lavt, og produksjonsestimatene blir da meget 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. De data vi her presenterer, er derfor egnet for å følge bestandsendringer innen de forskjellige takseringsfeltene, men ikke for direkte sammenligning av bestandsstørrelser mellom områder. Blant annet vil kvaliteten på de arealene som takseres, variere mellom områdene. Våre beregninger av bestander vil derfor variere innenfor forskjellige nivå for de forskjellige TOV-områdene.

#### Dividalen

Det ble utført takseringer ved de faste linjene ved Havgavuobmi (linje I, II og III) og ved Høgskaret (linje IV og V). Tilsvarende taksering i Høgskaret har pågått siden 1982 og i Havgavuobmi siden 1991. Det ble i 2003 taksert totalt 40,5 km med en stripebredde på 100 m (4,05 km<sup>2</sup>). Linje I ble taksert 15 august, linje II 16 august, linje III 17 august, linje IV 16 august og linje V 17 august. Totalt sett ble vitringsforholdene vurdert som middels til dårlige på grunn av varmt og tørt vær. Takseringene ble utført i regi av Fylkesmannen i Troms i samarbeid med Målselv Jeger og Fiskerforening.

#### Børgfjell

Det ble utført takseringer ved de tre faste linjene i Viermadalen. Totalt ble det da taksert 25,0 km med en stripebredde på 100 m (2,50 km<sup>2</sup>). Linje I ble taksert 31 august, linje II 30 august og linje III 29 august. Det var bare mulig å takserer de to første km av linje I på grunn av at det i hele takseringsperioden oppholdt seg store mengder tamrein i området takseringslinja dekker. Vitringsforholdene ble vurdert til å være middels gode. Takseringen ble utført av Statskog Nordland (organisert av M. Håker, feltarbeid utført av T. Næss og W. Braaten).

Statskog Nordland samler inn vingeprovver fra felte ryper fra nordlige deler av Børgfjell nasjonalpark samt områdene som ligger like nord og vest for nasjonalparken (Susenfjell/Tiplingdal/Storelvdal/Fiplingdalen/Simskaret). Denne innsamlingen gir også opplysninger om lirypas produksjon av unger og benyttes som tilleggsinformasjon til linjetakseringene i Viermadalområdet.

#### Åmotsdalen

Det ble brukt standard takseringsopplegg med to linjer i indre deler av Åmotsdalen, én linje i Dindalen og én linje øst for Kongsvoll. Det ble taksert totalt 39,5 km med en stripebredde på 100 m (3,95 km<sup>2</sup>). Linje I ble taksert 13 august, linje II 12 august, linje III 18 august og linje IV 10 august. Takseringene ble utført av S.L. Svartaas. Vitringsforholdene ble vurdert som gode.

\* Kontakt: NINA, Tungasletta 2, 7485 Trondheim (john.a.kalas@nina.no)

## Gutulia

Som for tidligere år ble det utført linjetakseringer ved Gutulivola, Rundhøgda og Nyrøstvola. Det ble taksert totalt 34 km med en stripebredde på 100 m (3,40 km<sup>2</sup>). Linje I ble taksert 7 august, linje II 6 august og linje III 8 august av S.L. Svartaas med assistanse av D.H. Svartaas. Vitringsforholdene ble vurdert til å være gode.

## Møsvatn

Som for tidligere år er takseringslinjene i områdene omkring Hortenuten benyttet for takseringer av lirype ved Møsvatn. Det ble taksert tre linjer på totalt 32,5 km med en stripebredde på 100 m (3,25 km<sup>2</sup>). Linje I ble taksert 4 august, linje II 3 august og linje III 2 august av S.L. Svartaas. Vitringsforholdene ble vurdert til å være gode.

## Lund

I 2003 ble det som tidligere taksert to linjer på Skykula og en linje rundt Rygla sørvest for Gyavatnet. Totalt ble det taksert 22,0 km med en stripebredde på 100 m (2,20 km<sup>2</sup>). Linje I ble taksert 17 august, linje II 17 august og linje III 16 august. Arbeidet ble organisert av Vegard Moi med assistanse i felt fra E. Reed og M. Møllerop. Vitringsforholdene ble vurdert som relativt gode selv om det var tørt.

## Solhomfjell

På grunn av svært begrensede forekomster av lirype i Solhomfjell er linjetakseringer med hund ikke egnet her. For dette området benytter vi Gjerstad Jeger og Fiskeforening sin statistikk over jaktutbytte som mål for forekomster av hønsfugl. Fra 2001/02 jaktseasonen inkluderer denne statistikk også informasjon fra en gruppe Statskog-jegere som tidligere ikke har vært inkludert i Gjerstad Jeger og Fiskeforening sin statistikk. Dette utgjør i størrelsesorden 10-15% av totalmateriale.

## 8.2 Resultater

### Dividalen

I 2003 ble det ved takseringene i Dividalen observert en liten økning i tettheter av lirype (totalt 66 ryper/km<sup>2</sup>) sett i forhold til året før (**figur 8.1**). Lav tetthet var i særlig grad tilfelle langs de to linjene i Høgskaret. Beregnet kyllingproduksjon var også relativt lav i 2003 (2,6 kyllinger pr. to voksne) (**tabell 8.1**).

### Børgfjell

Takseringene i Børgfjell i 2003 indikerte en relativt lav tetthet av lirype (31 ryper/km<sup>2</sup>). Det var imidlertid en liten økning fra 2002. Andelen av ungfugler var relativt lav (2,7 kyllinger pr. to voksne), men noe høyere enn for 2002 (**tabell 8.1**).

Statskog Nordland sin innsamling av vingepøver fra rype viste relativt god produksjon for lirype (4,2 kyllinger pr. 2 voksne fugler), men noe dårligere produksjon for fjellrype (2,2 kyllinger pr. 2 voksne fugler). For begge artene viste imidlertid vingepøvene en bedre produksjon enn det som

ble funnet forrige sesong. Totalt antall mottatte vingepøver var høyere enn for 2002/03 for fjellrype, men klart lavere for lirype (henholdsvis 264 liryper og 262 fjellryper).

## Åmotsdalen

Takseringene langs de 4 linjene som nå representerer Åmotsdalsområdet, resulterte i en beregnet tetthet på 16 liryper/km<sup>2</sup>. Dette er en klar reduksjon sett i forhold til 2002 (**figur 8.1**). Det ble bare observert 2,4 kyllinger pr. to voksne liryper, noe som indikerer at det var en dårlig ungeproduksjon i dette området i 2003. Takseringene tyder derfor på at vi passerte en bestandstopp for lirype i dette området i 2002, og at vi i 2003 var nede i et 'bunnår'.

## Gutulia

Tettheten av lirype var meget lav i Gutulia også i 2003 (5 ryper/km<sup>2</sup>). Takseringene indikerer også en reduksjon i lirypebestand i dette området fra 2002 til 2003 (**tabell 8.1**). Dette er samme lave nivå som vi har registrert i de fleste av årene i perioden 1995-2003 (**figur 8.1**). Vårt produksjonsestimat for 2003 er da også svært lavt (0,9 kyllinger pr. to voksne liryper), men dette er meget usikkert på grunn av det lave antall observasjoner vi har av lirype fra dette området.

## Møsvatn

Takseringene ved Møsvatn indikerer en liten nedgang i lirypebestanden i området i 2003 (15 ryper/km<sup>2</sup>). Vi har registrert relativt lave bestandsnivå for lirype i dette området helt siden 1994 etter at vi registret høye bestander i 1992 og 1993 (**figur 8.1**). Produksjonen av kyllinger synes også å ha vært relativt dårlig i dette området i 2003 (2,8 kyllinger pr. to voksne) (**tabell 8.1**).

## Lund

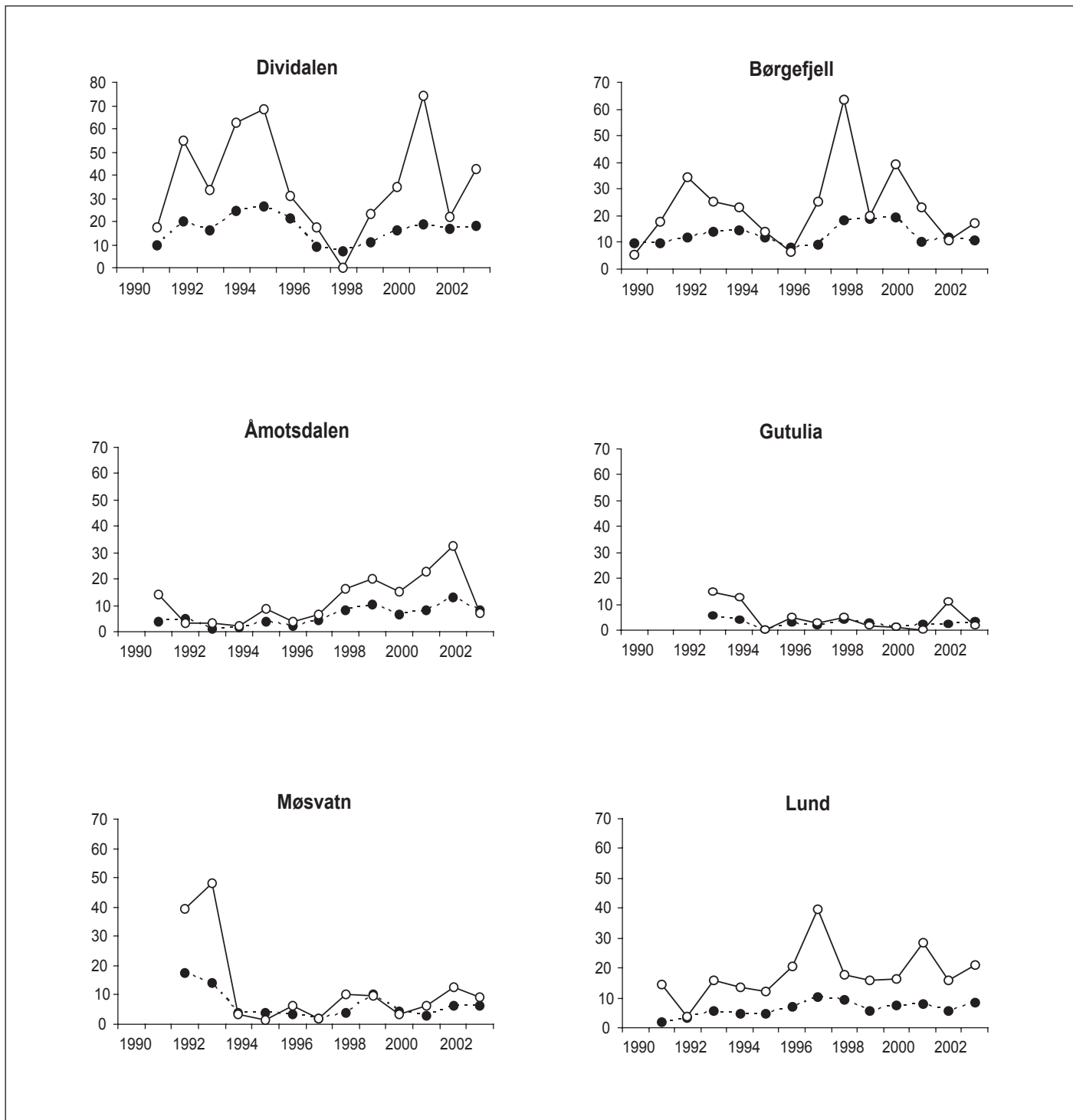
Våre takseringer indikerer en liten økning i høsttetthet av lirype i Lund i 2003 sett i forhold til 2002, og den registrerte tettheten (30 ryper/km<sup>2</sup>) er litt over middels av det som er registrert i dette området i perioden 1991-02 (**figur 8.1**). Produksjonen av ungfugl synes å ha vært god i 2003 (5,3 kyllinger pr. to voksne) (**tabell 8.1**), men vårt produksjonsestimat er relativt usikkert siden det er basert på forholdsvis få observasjoner.

## Solhomfjell

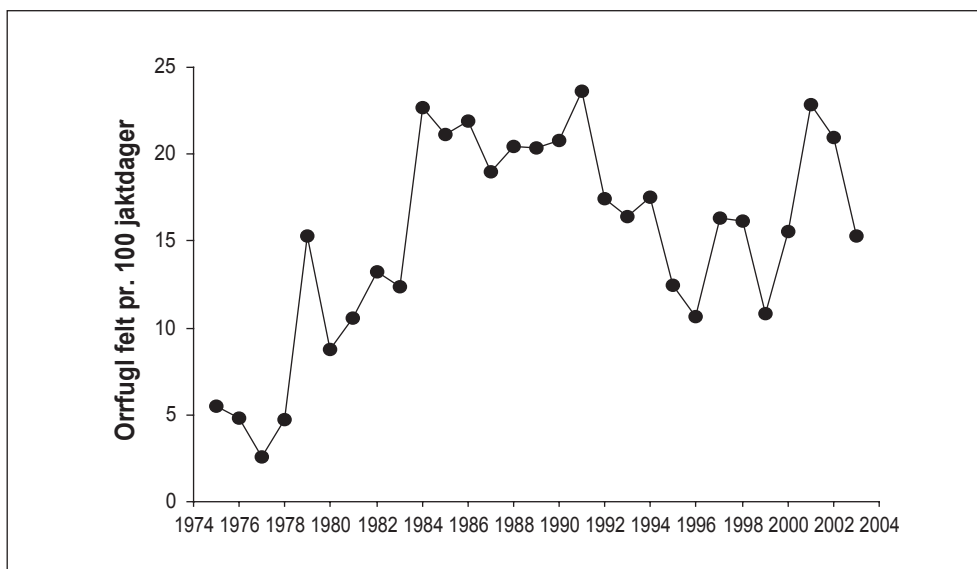
Gjerstad Jeger og Fiskeforening sin fellingsstatistikk for Solhomfjellområdet viser at det i løpet av jaktseasonen 2003/04 ble felt 178 orrfugl, 45 harer og 5 liryper på totalt 1166 jaktdager. Fellingsindeksen for orrfugl blir da 15,3 felte fugl pr. 100 jaktdager, og dette er en klar nedgang fra 2002.

**Tabell 8.1** Totalt antall observerte liryper langs de forskjellige linjene ved høsttakseringene av hønsfugler i TOV-områdene i 2003. ( ) angir produksjonsestimat basert på 5-10 observasjoner, (-) angir ingen produksjonsestimat pga. < 5 observasjoner. – Observations of willow ptarmigan along the census transects included in the monitoring programme, august 2003.

Område Area	Stegger Males	Høner Females	Ubest.ad. Indet. ad.	Ubest. Indet.	Kyll. Juv.	Kyll./2 voksne Juv./2 adults	Areal Area (km <sup>2</sup> )
Dividalen:							
Linje I	13	5	4		5		0,38
Linje II	20	22	5	7	85		1,88
Linje III	19	5			17		0,45
Linje IV	3	7			6		1,43
Linje VI	0	6			15		1,95
Totalt	55	45	9	7	128	2,6	6,09
Børgefjell:							
Linje I	9	3		4	3		1,35
Linje II	4	2			12		0,20
Linje III	5	3		5	20		0,95
Totalt	18	8		9	35	2,7	2,50
Åmotsdalen:							
Linje I	3	0	2		3		0,80
Linje II	3	0			1		0,90
Linje III	3	2	2		5		1,20
Linje IV	10	5	1		28		1,05
Totalt	19	7	5		37	2,4	3,95
Gutulia:							
Linje I	3	2	3		4		1,20
Linje II	1	0			0		1,00
Linje III	0	0			0		1,20
Totalt	4	2	3		4	(0,9)	3,40
Møsvatn-Austfjell:							
Linje I	2	2	1		0		1,20
Linje II	3	0			0		1,05
Linje III	3	3	2		22		1,00
Totalt	8	5	3		22	(2,8)	3,25
Lund:							
Linje I	2	5	4		20		0,45
Linje II	1	3			22		1,00
Linje III	1	1	1	8	6		0,75
Totalt	4	9	5	8	48	5,3	2,20



**Figur 8.1** Beregnede tettheter av lirype i takseringsfeltene i TOV-områdene basert på linjetakseringer med stående fuglehund. – Estimated densities of willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) in the monitoring areas. Filled circles - adult birds, open circles - juveniles.



**Figur 8.2** Jaktutbytte av orrfugl fra områdene omkring overvåkingsområdet i Solhomfjell. Data fra Gjerstad Jeger og Fiskeforening vl Arne Gunnerud. – Bags of black grouse from the hunting area surrounding the monitoring area in Solhomfjell.

### 8.3 Diskusjon

Sett i sammenheng med tidligere års takseringer av lirype målte vi middels til lave bestander i samtlige overvåkingsområder i 2003 (**figur 8.1**). I tillegg indikerte jaktstatistikken fra Solhomfjell relativt lave høstbestander av hønsfugl også i dette området. Relativt sett målte vi høyest bestander i Lund-området. For de to nordligste områdene, Dividalen og Børgefjell, kan det tyde på at lirypebestanden var i vekst igjen etter bunnår i 2002, mens vi for områdene Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn ser ut til å være inne i et bunnår når det gjelder kyllingproduksjon. For perioden 1991-2003 indikerer våre tellinger 'bestandstopper' i Dividalen i 1992, 1995 og 2001, og for Børgefjell målte vi bestandstopper i 1992, 1998 og 2000. For Åmotsdal-området tyder tellingene våre på bestandstopper i 1991, 1995, 1999 og 2002, men de to første toppene var svært små og utydelige. For Gutulia har vi registrert svært lave bestander for det meste av perioden 1993-2003, men med litt høyere bestander i 1993, 1994 og i 2002. For Møsvatn har vi registrert lave bestander i hele perioden 1994-2003 etter at vi registrerte høye bestander i dette området i 1992 og 1993 (**figur 8.1**). For Lund målte vi litt over middels tetthet av liryper i 2003. Dette området er lokalisert helt i ytterkanten av lirypas hekkeområder i Sørvest-Norge, og vi forventer at rypebestandene her kan vise mer uregelmessige bestandsvariasjoner enn i de mer sentrale deler av lirypas hekkeområder i Norge. Jaktstatistikken fra Solhomfjell indikerer at bestanden av orrfugl i perioden 1992-2000 varierte på et litt lavere nivå (10-18 felte fugl pr. 100 jaktdager) enn det som var tilfelle i perioden 1984-91 (ca 19-24 felte fugl pr. 100 jaktdager) da revebestanden i dette området var sterkt påvirket av reveskabb. Men for hele perioden 1984-2003 ser bestandsstørrelsen ut til å ha vært klart høyere enn det som ble registrert i perioden 1975-78 (ca 5 felte fugl pr. 100 jaktdager). Jaktutbyttet av orrfugl var i 2001 og 2002 igjen oppe på det nivået vi hadde i 1984-91. Den noe laver fellingsindeksen målt i 2003 (15 felte fugl pr. 100 jaktdager) tyder på at vi passerte en bestandstopp for skogsfugl i dette området i 2001-02 (**figur 8.2**). For sammenheng mellom hønsfuglbestanden og produksjon av kongeørnunger i Solhomfjellområdet viser vi til kap. 7.

Som forventet er det endringer i ungfuglbestanden som gir de store bestandsfluktuasjonene for lirype (**figur 8.1**). 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<sup>2</sup>. 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<sup>2</sup>; Åmotsdalen, Gutulia, Møsvatn og Lund, hovedsakelig mellom 2 og 10 fugler pr. km<sup>2</sup>).

Det er flere faktorer som påvirker sikkerheten i bestandsestimater for lirype. To viktige faktorer i denne sammenhengen 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  $\pm 20\%$  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 enslige fugler og par (Pedersen et al. 1999). For våre beregninger av tettheter 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.

## 9 Spurvefugler

John Atle Kålås\*

Spurvefugler overvåkes fordi de forventes å bli negativt påvirket av forurensninger. Dette 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 forurensete 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. 1994, Greenwood et al. 1994). For spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensninger skal gi seg utslag i redusert reproduksjon og/eller reduserte bestandsstørrelser i de sørligste områdene. Når det gjelder reproduksjon, forventer vi at effekter av forurensning skal gi seg utslag i økt omfang av uklekkte egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse.

Det foregår systematisk overvåking av hekkende spurvefugler i mer enn 10 europeiske land (Kwak & Hustings 1994). Informasjon om forskjellige spurvefuglarters populasjonsendringer i en større målestokk (meta-analyser) vil være viktig bakgrunnsinformasjon/referanse for spurvefuglovervåkingen i TOV. I første omgang vurderer vi overvåkingen i Storbritannia som startet i 1962 (Marchant et al. 1990), og i Sverige som startet i 1969 (Svensson 1989), som de viktigste referansene.

### 9.1 Metoder

#### Bestandsovervåking

For bestandsovervåking av spurvefugler har vi valgt å benytte punkttagingsmetoden (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 punkttaginger og den mer nøyaktige og kostnadskrevenne 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 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 punkte-

ne takseres til samme tid på døgnet ( $\pm 30$  min.) hvert år, og de skal takseres på omtrent samme dato ( $\pm 5$  dager, justert for vårens framdrift). Antall takserte punkter 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, og i 2003 ble det skiftet ut feltpersonell i Åmotsdalen (5 ruter), Gutulia (5 ruter) og Lund (5 ruter).

For å kunne kontrollere for endringer i vegetasjon som kan gi endringer i fuglefaunaen, kartlegges vegetasjonen rundt de enkelte punktene i en radius av 100 m. Nye kart kan da tegnes etter en tidsperiode (eks. 10 år), slik at eventuelle endringer kan dokumenteres og punkter fjernes fra indeksberegningene dersom omfattende endringer i vegetasjonsforholdene har forekommet. For nærmere beskrivelse av metoder se Kålås et al. (1991a) samt senere utarbeidede instruksjoner (Kålås upubl.).

Her gir vi en kort presentasjon av 2003-resultatene og vurderer disse i forhold til antall observasjoner gjort i perioden 1992-2002. Samtidig presenterer vi en oversikt over variasjoner for totalt antall observerte fugl av de arter som har 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, bergjirisk og grønnsisik, samt korsnebbene (se Cramp & Perrins 1994, Hogstad 1999).

#### Reproduksjonsovervåking

For å overvåke reproduksjonssuksess hos spurvefugler har vi av praktiske og økonomiske grunner valgt de hullruggende artene svarthvit fluesnapper *Ficedula hypoleuca* og kjøttmeis *Parus major*. For disse artene er det dokumentert reproduksjonssvikt som kan skyldes forurensning (Nyholm & Myhrberg 1977, Nyholm 1981, 1994, Eeva et al. 1994, 1997, Eeva & Lehikoinen 1995, 1996). Artene er lette å få til å hekke i fuglekasser, og ungene fores hovedsakelig med insekter (Haartman 1954, Lundberg & Alatalo 1992). Kjøttmeis er i motsetning til svarthvit fluesnapper stasjonær hele året. Datamengden for kjøttmeis blir imidlertid betydelig mindre enn for svarthvit fluesnapper. Hovedvekten av reproduksjonsovervåkingen legges derfor på svarthvit fluesnapper.

Det er satt opp fuglekasser for overvåking av reproduksjonssuksess til svarthvit fluesnapper og kjøttmeis. Det benyttes 50 fuglekasser i skog i hvert område. Kassene settes opp i to rekker à 25 kasser med et mellomrom på 50-100 m mellom kassene og mellom rekkene. Kassene kontrolleres vanligvis en gang i uken fra midten av kjøttmeisenes rugeperiode til svart/hvit fluesnapperenes unger forlater reiret.

Viktigste mål for dokumentasjon av reproduksjonssvikt for svarthvit fluesnapper vil være klekkesuksess (prosent av lagte egg som klekker, ødelagte/forlatte reir utelates). Andre viktige mål er kullstørrelse, eggleggingstidspunkt og

\* Kontakt: NINA, Tungasletta 2, 7485 Trondheim (john.a.kalas@nina.no)

overlevelse for unger (prosent av ungene som overlever minst ti dager etter klekking, ødelagt/forlatte reir utelates). Ved slike beregninger inkluderes ikke sene kull (omlagte), det vil si kull lagt >12 dager etter at første kull i området er ferdiglagt.

Vi definerer dato for siste egg lagt som eggleggingsdato. 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 egglegging. I slike tilfeller har vi gått ut fra en rugeperiode (fra siste egg lagt til klekking) på 14 dager for svarthvit fluesnapper og 15 dager for kjøttmeis. Det beregnede eggleggingstidspunktet for enkeltkull vil vanligvis ha en sikkerhet på  $\pm 1$  dag. Ved beregning av områdevis eggleggingstidspunkt benytter vi median dato for 'første'-kull. Det vil si at vi heller ikke her inkluderer kull lagt sent i hekkesesongen (>12 dager etter at første kull i det aktuelle området er ferdiglagt).

Reproduksjonsovervåkingen for spurvefugl er i perioden 1996–2003 bare gjennomført i områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell.

## Feltarbeid 2003

**Dividalen.** De 200 punktene ble taksert i perioden 20-24 juni. Takseringene ble utført av K.-O. Jacobsen og S.Ø. Nilsen.

**Børgefjell.** De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 23-27 juni. Takseringene ble utført av Ø. Spjøtvoll og P.A. Lorentzen.

**Åmotsdalen.** De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 9-13 juni av M. Myklebust og K.A. Solbakken. Fuglekassene ble kontrollert 6 ganger i løpet av hekkesesongen av S.L. Svartaas (29 mai, 4, 11, 20 og 30 juni, 11 juli). Med bakgrunn i tidligere års erfaringer med predasjon i kassene i dette området (trolig forårsaket av mår), ble det også i 2003 satt beskyttelse på reiråpningene. Dette ble gjort ved enten montering av 30 mm tykke plankebiter (1/3 av kassene) eller ved montering av plasttuter (80 mm dybde). Plasttutene ble satt på plass like etter at eggleggingen hadde startet.

**Gutulia.** De 200 punktene ble taksert i perioden 6-12 juni av J. Bekken og K. Isaksen. Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger i løpet av hekkesesongen av O. Vangen, SNO (29 mai, 4, 14, 22 og 26 juni, 5 og 11 juli).

**Møsvatn.** De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 20-27 juni av R. Bergstrøm og E. Edvardsen.

**Lund.** I 2003 ble de 200 punktene taksert i perioden 23-29 mai av V.A. Larsen, K.H. Dagestad, O. Steinberg og T. Tysse. Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger av S. Skjærpe (19 og 25 mai, 1, 7, 14, 22 og 29 juni).

**Solhomfjell.** I Solhomfjell ble de 200 punktene taksert av R. Bergstøm og E. Edvardsen i perioden 29 mai-9 juni. Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger av NOF, Kragerø Lokallag (18 og 25 mai, 1, 7, 14, 23 og 30 juni, 8 juli).

**Innsamling av fuglunger for overvåking av miljøgiftforekomster.** I 2003 ble innsamling av 10-14 dg gamle unger av kjøttmeis og svarthvit fluesnapper videreført. Tilsvarende innsamling ble gjort i perioden 1991-93, og leverprøver ble analysert for forekomster av miljøgifter (Kålås et al. 1995). Målsettingen med denne innsamlingen var i løpet av 2001-03 å samle inn 3 unger fra hver av 6 reir for hver av disse to artene. Det innsamlede materialet er lagret ved  $-50^{\circ}\text{C}$ , ved NINA Tungasletta, Trondheim. I 2003 ble følgende prøver samlet inn (tall angir antall innsamlede unger): Børgefjell (svarthvit fluesnapper 3, kjøttmeis 3); Dividalen (svarthvit fluesnapper 18). Vi anser nå innsamlingen av fuglunger for i hovedsak å være fullført. Imidlertid har vi relativt få kjøttmeisunger fra en del områder siden kjøttmeis hekker relativt sjelden i de oppsatte fuglekassene i de fleste områdene. Vi vil derfor prøve å få supplert med noen flere kjøttmeisunger i 2004.

## 9.2 Resultater

### Bestandsovervåking

I **Dividalen** resulterte punkttakseringene i 1463 observerte spurvefugler fordelt på 25 arter i 2003 (**tabell 9.1**). Dette er en klar økning fra året før. Økningen er forårsaket av flere observasjoner for de fleste av de mest vanlige artene og da særlig for løvsanger og gråsisik. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det samlet observert 852 individ, noe som er klart mer enn for 2002 og det nest høyeste antallet som observert i perioden 1993-2003 (**figur 9.1**).

I **Børgefjell** resulterte punkttakseringene i 1614 observerte spurvefugler fordelt på 19 arter i 2003 (**tabell 9.2**), noe som er en klar økning fra 2002. Endringen fra 2002 skyldes særlig en økning i antall observasjoner av 'invasjonsartene' gråsisik og bjørkefink. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 1061 individ i 2003. Dette er tilsvarende nivå som for 2002 og noe over gjennomsnittet for perioden 1990-2002 (**figur 9.1**).

I **Åmotsdalen** resulterte punkttakseringene i 1532 observerte spurvefugler fordelt på 32 arter i 2003 (**tabell 9.3**). Dette er omtrent tilsvarende som foregående år. Artsvis er det likevel noen endringer fra 2002 med flere løvsangere og gråsisik og færre bjørkefink og gråtrost. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 1141 individ i 2003, noe som også er omtrent samme antall som for 2002 og blant det høyeste observert for dette området i perioden vi har hatt slik overvåking her (1992-2003) (**figur 9.1**).

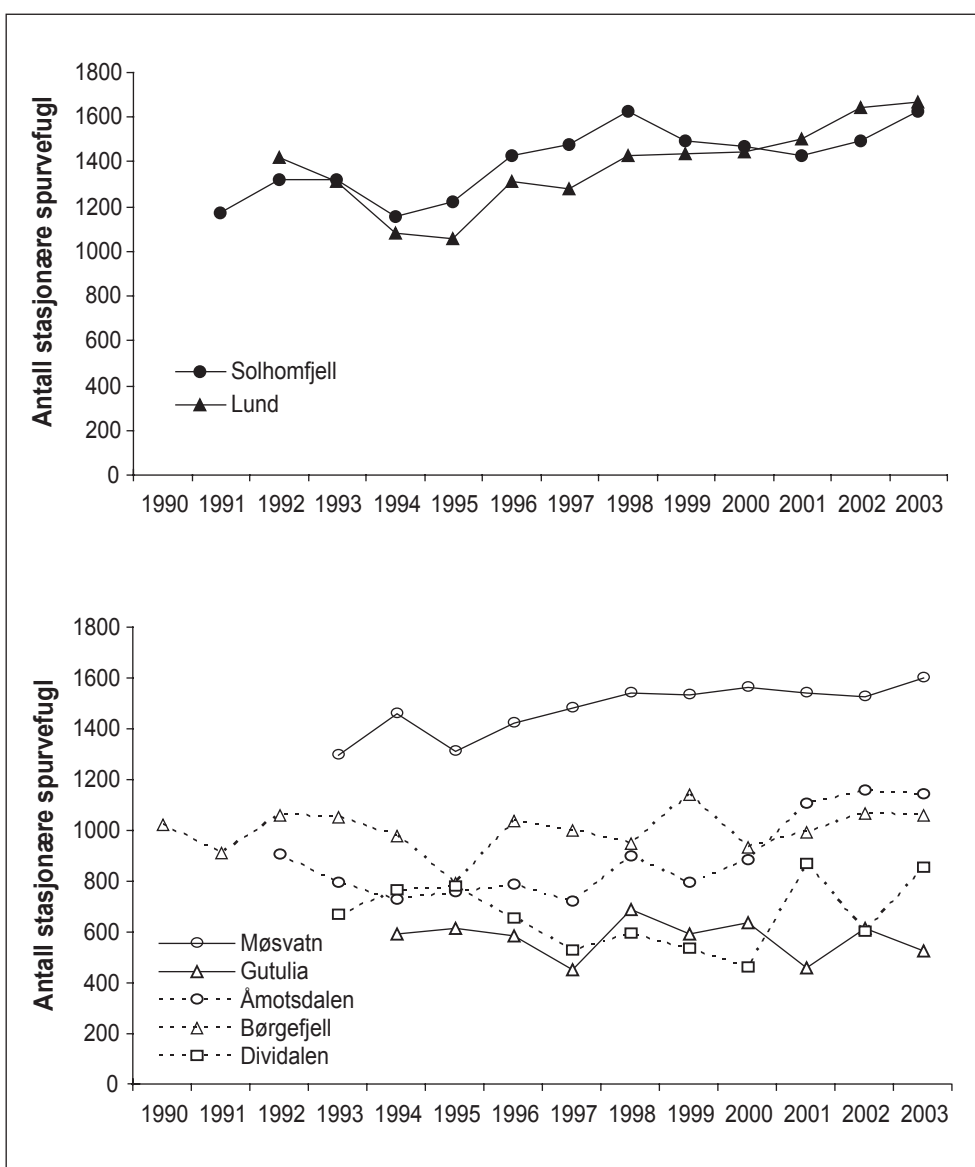
I **Gutulia** resulterte punkttakseringene i 775 observerte spurvefugler fordelt på 36 arter i 2003 (**tabell 9.4**). Dette er en nedgang fra 2002. Denne nedgangen skyldes særlig færre observasjoner av de to vanligste artene, løvsanger og bjørkefink som det var særlig mange observasjoner av i 2002. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 523 individ i 2003, noe som er mindre enn for 2002 og litt under medianen for perioden 1994-2002 (**figur 9.1**).

I **Møsvatn** resulterte punkttakseringene i 1906 observert spurvefugler fordelt på 38 arter i 2003 (**tabell 9.5**). Dette er omtrent samme antall som for 2002. Det var imidlertid noen avvik på artsnivå fra 2002. De klareste endringene var færre observasjoner av bjørkefink, løvsanger og bokfink og flere observasjoner av gråtrost, heipiplerke og sivspurv. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 1598 individ i 2003. Dette er litt høyere enn for 2002, og det er også det høyeste antallet som er registrert i hele perioden 1993-2003 (**figur 9.1**).

I **Lund** resulterte punkttakseringene i 1846 observert spurvefugler fordelt på 37 arter i 2003 (**tabell 9.6**). Dette er et litt høyere antall observasjoner enn i 2002, noe som særlig er forårsaket av flere observasjoner av bokfink og kjøttmeis, mens det var noe færre observasjoner av løvsanger og trepiplerke som det var særlig mange observasjoner av i 2002.

For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1668 individ i 2003. Dette er litt mer enn for 2002 og det høyeste antallet som er registrert for området i perioden 1991-2003 (**figur 9.1**).

I **Solhomfjell** resulterte punkttakseringene i 1841 observert spurvefugler fordelt på 39 arter i 2003 (**tabell 9.7**). Dette er klart flere observasjoner enn i 2002, noe som særlig skyldes flere observasjoner av grønnsisik, men også flere av de vanlig forekommende artene er registrert med et høyere antall i 2003 sammenlignet med 2002. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1628 individ i 2003, noe som er 3 mer enn i 1998 og dermed det høyeste antallet vi har registrert i dette området i hele perioden 1991-2003 (**figur 9.1**).



**Figur 9.1** Totalt antall observasjoner av spurvefugler ved de 200 takseringspunktene i hvert av TOV-områdene for perioden 1990-2003 når arter med mer irregulær forekomst er utelatt (bjørkefink, grønnefink, gråsisik, grønnsisik, bergirisk og korsneber). – Number of registered passerine birds (excluding species with irregular occurrence) at 200 census points in each of the seven monitoring areas during 1990-2003. Filled symbols are used for the areas most heavily influenced by long-range atmospheric transported pollution.



**Tabell 9.1** Spurvefugl observert på de 200 takserte punktene i Dividalen, 2003. – Observedf passerine birds at the 200 censused points in Dividalen. See scientific names in Appendix 9.1.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind
Løvsanger	141	340
Bjørkefink	128	339
Gråsisik	148	249
Heipiplerke	68	119
Rødvingetrost	70	89
Rødstjert	60	83
Gråtrost	51	72
Blåstrupe	28	29
Grønnsisik	14	23
Steinskvett	18	22
Måltrost	15	15
Svarthvit fluesnapper	11	13
Lappspurv	7	12
Gråfluesnapper	9	10
Jernspurv	10	10
Granmeis	7	9
Sivspurv	8	9
Kråke	8	8
Trepiplerke	4	4
Gulerle	3	3
Kjøttmeis	1	1
Ringtrost	1	1
Hagesanger	1	1
Snøspurv	1	1
Sidensvans	1	1
Sum	200	1463

**Tabell 9.2** Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Børgefjell, 2003. – Observed passerine birds at the 200 censused points in Børgefjell. See scientific names in Appendix 9.1.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	173	599
Bjørkefink	148	329
Gråsisik	113	212
Heipiplerke	74	114
Gråtrost	50	76
Rødvingetrost	57	67
Sivspurv	58	64
Måltrost	39	44
Blåstrupe	36	38
Rødstjert	13	14
Steinskvett	12	14
Grønnsisik	5	12
Ringtrost	7	8
Granmeis	5	7
Gulerle	5	7
Jernspurv	5	5
Lappspurv	2	2
Buskskvett	1	1
Fuglekonge	1	1
Sum	200	1614

**Tabell 9.3** Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Åmotsdalen, 2003. – Observed passerine birds at the 200 censused points in Åmotsdalen. See scientific names in Appendix 9.1.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	146	523
Gråsisik	111	200
Bjørkefink	89	150
Heipiplerke	72	136
Steinskvett	53	64
Gråtrost	43	64
Sivspurv	38	42
Grønnsisik	35	39
Ringtrost	26	34
Rødvingetrost	25	34
Trepiplerke	28	33
Blåstrupe	31	32
Rødstrupe	22	26
Jernspurv	26	26
Rødstjert	21	24
Måltrost	17	19
Svarthvit fluesnapper	11	14
Bokfink	12	14
Kjøttmeis	6	7
Gjerdsmett	7	7
Gråfluesnapper	5	6
Linerle	6	6
Kråke	4	5
Svarttrost	4	5
Gulsanger	5	5
Snøspurv	5	5
Ravn	4	4
Granmeis	3	3
Bergirisk	2	2
Fossekall	1	1
Munk	1	1
Stjertmeis	1	1
Sum	200	1532

**Tabell 9.4** Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Gutulia, 2003. – Observed passerine birds at the 200 censused points in Gutulia. See scientific names in Appendix 9.1.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	101	163
Bjørkefink	101	147
Rødstjert	67	82
Gråsisik	41	70
Heipiplerke	46	56
Trepiplerke	40	47
Grønnsisik	24	30
Steinskvett	21	24
Bokfink	16	18
Svarthvit fluesnapper	16	17
Rødstrupe	14	15
Måltrost	13	14
Duetrost	11	12
Gråtrost	6	11
Gråfluesnapper	10	11
Fuglekonge	7	7
Granmeis	6	6
Gulerle	4	6
Sivspurv	5	6
Jernspurv	4	4
Ravn	2	3
Lavskrike	2	3
Grankorsnebb	2	3
Kråke	2	2
Kjøttmeis	2	2
Ringtrost	2	2
Rødvingetrost	2	2
Dompap	1	2
Møller	2	2
Grønnfink	1	2
Trekryper	1	1
Blåstrupe	1	1
Buskskvett	1	1
Svarttrost	1	1
Gransanger	1	1
Østsanger	1	1
Sum	200	775

**Tabell 9.5** Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Møsvatn, 2003. – Observed passerine birds at the 200 censused points in Møsvatn. See scientific names in Appendix 9.1.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	171	508
Gråtrost	108	225
Heipiplerke	80	191
Bjørkefink	109	172
Sivspurv	106	151
Rødvingetrost	97	147
Gråsisik	85	113
Måltrost	67	90
Bokfink	63	76
Steinskvett	28	31
Grønnsisik	17	21
Trepiplerke	17	20
Rødstrupe	15	18
Blåstrupe	15	17
Jernspurv	16	17
Gulerle	11	16
Ringtrost	12	14
Kråke	13	13
Kjøttmeis	10	10
Svarttrost	7	8
Granmeis	6	7
Linerle	5	5
Lappspurv	3	5
Buskskvett	3	4
Taksvale	2	4
Gulspurv	4	4
Ravn	3	3
Svarthvit fluesnapper	3	3
Hagesanger	2	2
Gråfluesnapper	2	2
Korsnebb sp.	2	2
Gjerdesmett	1	1
Rødstjert	1	1
Tornsanger	1	1
Bøksanger	1	1
Varsler	1	1
Snøspurv	1	1
Skjære	1	1
Sum	200	1906

**Tabell 9.6** Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Lund, 2003. – Observed passerine birds at the 200 censused points in Lund. See scientific names in Appendix 9.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. Ind. No. of ind.
Løvsanger	194	732
Bokfink	130	189
Trepiplerke	117	139
Gråsisik	93	123
Rødvingetrost	79	96
Rødstrupe	68	83
Gjerdesmett	55	68
Jernspurv	60	64
Svarttrost	56	61
Kjøttmeis	48	50
Måltrost	41	43
Grønnsisik	35	42
Granmeis	19	25
Sivspurv	16	18
Svarthvit fluesnapper	16	16
Bjørkefink	11	12
Tornsanger	10	11
Heipiplerke	8	11
Ringtrost	8	9
Ravn	5	6
Rødstjert	6	6
Steinskvett	4	6
Stjertmeis	4	6
Gråtrost	5	5
Gråfluesnapper	5	5
Buskskvett	4	4
Blåmeis	1	2
Spettmeis	2	2
Munk	2	2
Fuglekonge	2	2
Tornirisk	2	2
Kråke	1	1
Nøtteskrike	1	1
Løvmeis	1	1
Hagesanger	1	1
Gransanger	1	1
Grønnfink	1	1
Sum	200	1846

**Tabell 9.7** *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Solhomfjell, 2003. – Observed passerine birds at the 200 censused points in Solhomfjell. See scientific names in Appendix 9.1.*

Art Species	Ant. pkt No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	181	379
Trepiplerke	172	311
Bokfink	157	246
Grønnsisik	87	109
Rødstjert	77	100
Svarthvit fluesnapper	47	60
Rødvingetrost	48	59
Gråsisik	49	58
Måltrost	49	54
Svarttrost	49	53
Tornsanger	43	47
Grankorsnebb	23	44
Kjøttmeis	35	40
Sivspurv	34	39
Rødstrupe	35	38
Buskskvett	19	22
Toppmeis	12	17
Fuglekonge	16	16
Duetrost	15	15
Jernspurv	15	15
Gråtrost	8	13
Gråfluesnapper	11	13
Kråke	10	12
Trekryper	12	12
Steinskvett	9	10
Linerle	10	10
Granmeis	7	9
Møller	9	9
Hagesanger	7	7
Tårseiler	2	5
Gjerdsmett	4	4
Ravn	3	3
Dompap	2	3
Nøtteskrike	2	2
Ringtrost	2	2
Bjørkefink	2	2
Spettmeis	1	1
Munk	1	1
Gulerle	1	1
Sum	200	1841

## Reproduksjonsovervåking

I **Åmotsdalen** registrerte vi i 2003 komplett egglegging av svarthvit fluesnapper i 37 av de 50 kassene. For 29 av disse ble egglegging fullført i perioden 31 mai - 11 juni (median eggleggingsdato for disse var 5 juni). De øvrige 8 kullene ble ferdiglagt etter 13 juni. Kullstørrelsen for de 29 kullene som var lagt før 12 juni, var i gjennomsnitt 6,07 egg (**tabell 9.8**). Syv av disse reira ble predert/ skydd i rugefasen, og ett ble predert i ungefasen. For de øvrige reirene klekte 95 % av eggene, og 100 % av de utklekte ungene nådde en alder på > 10 dager. Det var egglegging av kjøttmeis i 3 av kassene. For to av disse klekte 16 av 17 lagte egg, og 15 av ungene ble flyvedyktige.

I **Gutulia** var det i 2003 komplett egglegging av svarthvit fluesnapper i 24 av kassene. For 22 av kullene ble siste egg lagt i tidsrommet 30 mai - 10 juni (median eggleggingsdato var 2,5 juni), mens 2 kull ble ferdiglagt etter 12 juni. Kullstørrelsen for de 22 kullene som var fullagt før 11 juni, var gjennomsnittlig 6,59 egg (**tabell 9.8**). Ingen av disse reira ble predert/ skydd i rugefasen, men for 3 var det uklart hvor mange unger som nådde flyvedyktig alder. For de 22 reirene med vellykket klekking ble 92 % av eggene klekt, og for de 19 med vellykket produksjon nådde 96 % av ungene en alder på > 10 dager. For 3 av disse reirene ble det imidlertid registrert at ungene døde i reiret etter at de var 10 dager gamle (totalt 10 stk). Det var ikke hekking av andre arter enn svarthvit fluesnapper i fuglekassene i Gutulia i 2003.

I **Lund** var det i 2003 egglegging av svarthvit fluesnapper i 27, kjøttmeis i 9 og blåmeis i 3 av de 50 fuglekassene. Det var et meget godt produksjonsår for alle artene også i 2003. 26 av fluesnapperkullene ble ferdiglagt i perioden 21 mai – 1 juni (median eggleggingsdato 24 mai). Kullstørrelsen for disse kullene var i gjennomsnitt 6,50 egg (**tabell 9.8**). To av disse reira ble predert i rugefasen. For de resterende 24 reirene ble 99 % av eggene klekt, og 100 % av ungene nådde en alder på > 10 dager. For 7 av de 9 kjøttmeisreirene var eggleggingen ferdig før 15 mai. For disse 7 reirene var gjennomsnittlig kullstørrelse 9,3 egg. Samtlige 65 egg i disse 7 reirene ble klekt, og alle ungene ble > 10 dager gamle. To av de 3 blåmeisreirene var ferdiglagt før 15 mai. Totalt ble det lagt 26 egg i disse reirene, og 23 av disse unger nådde flyvedyktig alder.

I **Solhomfjell** var det i 2003 komplett egglegging av svart-hvit fluesnapper i 27 av de 50 fuglekassene og i tillegg ble det startet egglegging i 3 reir som ble predert i leggefase. Kullstørrelsen for de 25 kullene som var ferdiglagt i tidsrommet 24 mai – 4 juni (median eggleggingsdato 28 mai), var i gjennomsnitt 6,52 egg. Syv av disse kullene ble predert/forlatt i rugeperioden, og 1 ble predert/forlatt i ungeperioden. For de 18 reirene med vellykket klekking ble 90 % av eggene klekte, og for de 17 reirene med vellykket produksjon nådde 100 % av ungene en alder på > 10 dager (**tabell 9.8**). Det var egglegging av kjøttmeis i bare to av kassene i 2003. Det eneste kjøttmeiskullet som klekte, var et relativt sent kull (ferdiglagt 5 juni) med 11 egg, der 9 unger ble klekt fram, og samtlige unger døde tidlig i ungeperioden.

### 9.3 Diskusjon

Antall observasjoner av de 'stasjonære' spurvefuglartene var i 2003 for de fleste områdene på samme nivå som eller litt høyere enn i 2002. Unntakene er Gutulia der vi hadde en nedgang i 2003 sammenlignet med 2002. For samtlige 7 områder var antall observasjoner enten høyere eller omtrent som gjennomsnittet for perioden 1991/94-2003 (**figur 9.1**). Når det gjelder artene med mest typisk invasjonsartet opp-treden, registrerte vi i 2003 bestandsstopper for gråsisik i alle de 4 nordligste områdene og topper for grønnsisk i de 2 sørligste områdene. Våre tidsserier med observasjoner av bestandsstørrelser for 'stasjonære' spurvefuglarter viser ingen spesielle avvik i de sørlige, mest forurensede områdene sammenlignet med de nordligere områdene.

Reproduksjonsovervåkingen viste at det var relativt høy klekkesuksess og svært god ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper i alle områdene også i 2003. Som for 2002 målte vi særlig gode produksjonsresultat i Åmotsdalen og Lund. Litt dårligere produksjonsresultat i Gutulia og Solhomfjell skyldes særlig en litt lavere klekkesuksess i disse områdene.

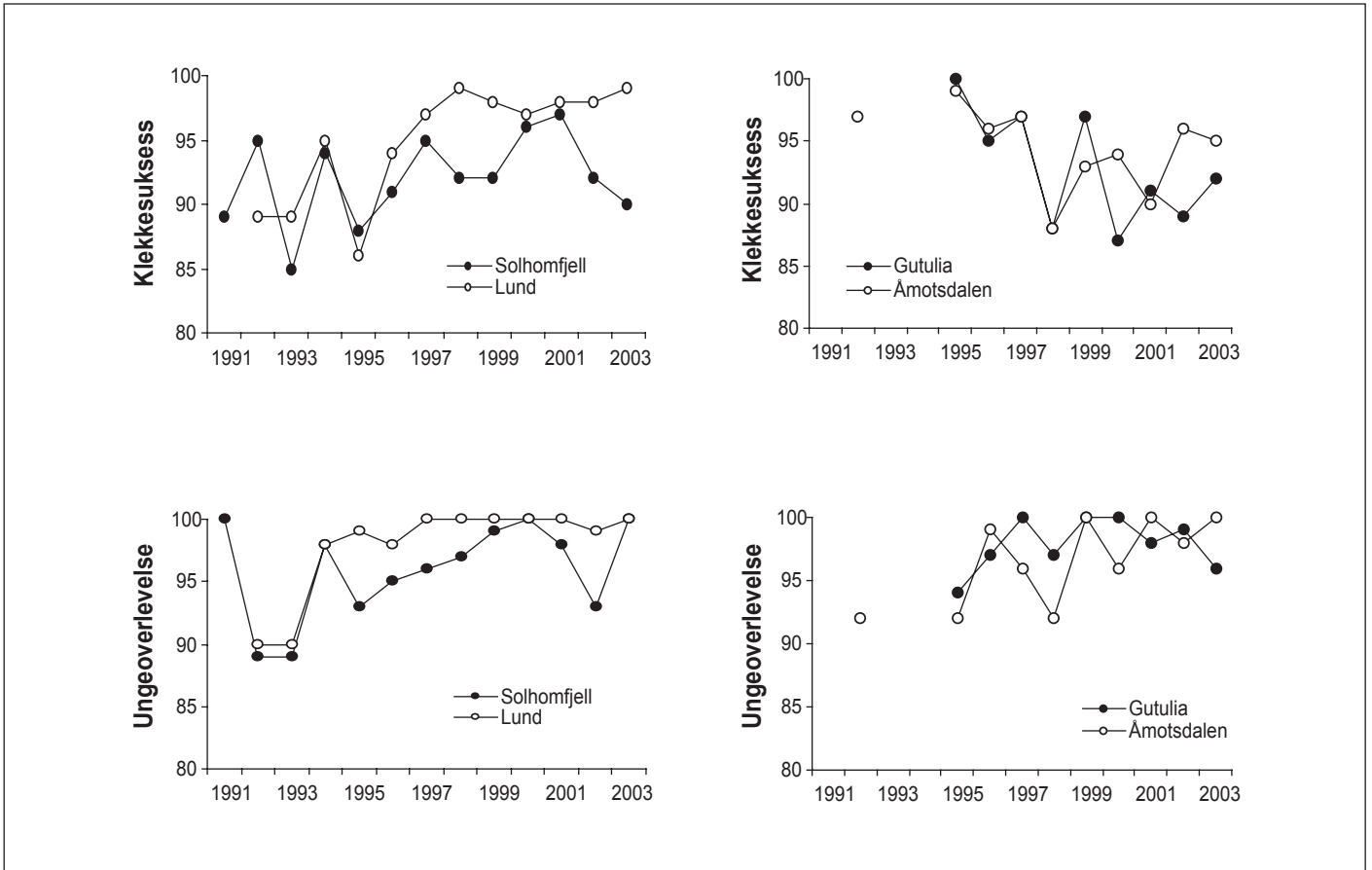
For spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensninger skal gi seg utslag i redusert reproduksjon og reduserte bestandsstørrelser i de sørligste områdene. Når det gjelder reproduksjon, forventer vi at effekter av forurensning skal kunne gi seg utslag i flere uklekkete egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse. For de nordlige områdene med minst påvirkning av langtransporterte luftforurensninger fant

vi i hele perioden 1991-96 vellykket klekking for 95% eller mer av de lagte eggene (**figur 9.2**). For Solhomfjell og Lund var klekkesuksessen i denne perioden klart lavere ( $\leq 95\%$ ). For årene 1997-2003 har mønsteret vært noe annerledes, med mer varierende klekkesuksess i de nordlige områdene (88-97%), høy klekkesuksess i Lund (97-99%) og også relativt god klekkesuksess i Solhomfjell (90-97%). Når det gjelder ungeoverlevelse, har denne med noen få unntak vært relativt høy ( $\geq 92\%$ ) for alle år og områder og uten entydige forskjeller mellom TOV-områdene (**figur 9.2**). Vår tilgjengelige informasjon gir ikke grunnlag for å dra konklusjoner om årsaker til den gjennomgående lavere klekkesuksessen som ble observert i Solhomfjell og Lund for perioden 1992-96. Slik situasjonen har vært de siste 6-7 årene, er det imidlertid ingen klare forskjeller i klekkesuksess eller ungeoverlevelse mellom de to mest forurensede områdene og de to referanseområdene.

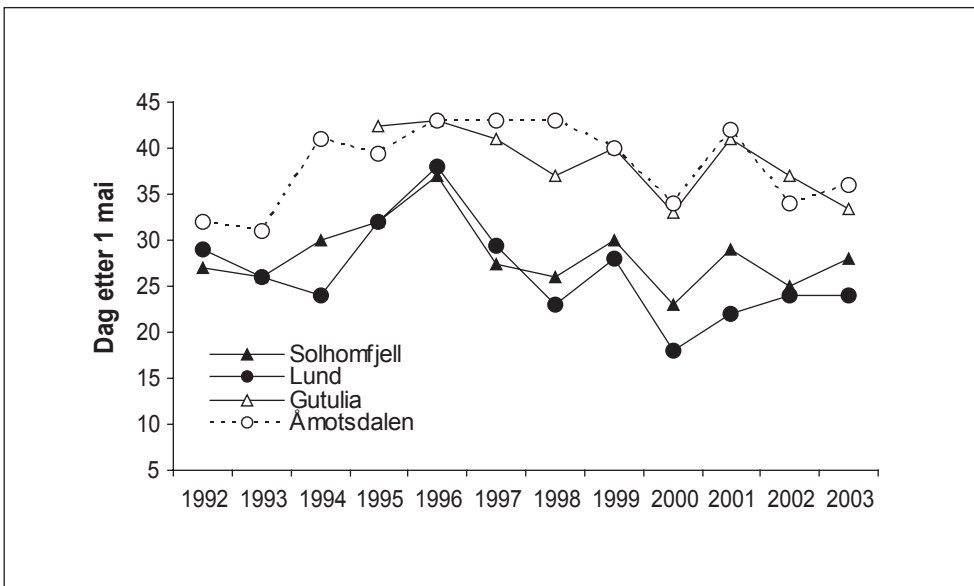
Vi inkluderer her også en oversikt over tidspunkt for egglegging for svarthvit fluesnapper for den siste 10-årsperioden i de 4 aktuelle TOV-områdene (**figur 9.3**). Dette er en type informasjon som vi ikke knytter opp mot effekter av langtransporterte luftforurensninger, men som er relevant i forbindelse med videreutviklingen av TOV som en viktig komponent i Nasjonalt program for overvåking av biologisk mangfold (jf Framstad & Kålås 2001). I denne sammenhengen er klimaendringer en aktuell påvirkningsfaktor, og tidspunkt for egglegging for fugl er en biologisk variabel som vi forventer vil bli påvirket av slike endringer. Se kap. 10 og Framstad et al. (2003) for mer informasjon om dette temaet.

**Tabell 9.8** Reproduksjon hos svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell, 2003. 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. Tallene i parentes gir henholdsvis antall kull, egg eller unger som var med i utvalget. – *Reproduction for the Pied flycatchers breeding in nest-boxes in Åmotsdalen, Gutulia, Lund and Solhomfjell, 2003. Hatching success is given as percentage of eggs hatched from normally tended nests, chick survival as percentage of hatched young survived until ten days of age. Numbers in brackets give sample sizes.*

Art Species	Kullstørrelse/Clutch size			% Klekkesuksess		% Ungeoverlevelse	
	sd	n		Hatching success		Chick survival	
Åmotsdalen	6,07	0,70	(29)	95	(134)	100	(121)
Gutulia	6,59	0,73	(22)	92	(145)	96	(114)
Lund	6,50	0,91	(26)	99	(154)	100	(152)
Solhomfjell	6,52	0,65	(25)	90	(118)	100	(100)



**Figur 9.2** Klekkesuksess og ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i TOV-områdene, 1991-2003. 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. – Hatching success and chick survival for pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) breeding in nestboxes in the monitoring areas. Hatching success is given as percentage of eggs hatched from normally tended/unpredated nests, chick survival as percentage of hatched young survived until ten days of age.



**Figur 9.3** Eggleggingstidspunkt (median dato for siste egg lagt, inkluderer bare kull lagt i løpet av den første 14 dg perioden av eggleggingssesongen) for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell for perioden 1991-2003. – Time of egg-laying (median date, day after 1 May, for last egg, only nests laid during the first two weeks of egg-laying included) for pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in four of the monitoring areas during the period 1991-2003.

**Vedlegg 9.1** Norske og latinske navn på spurvefuglarter (og tårnseiler) observert på takseringer i overvåkingsområdene 1990-2003, gruppert etter antall observasjoner. – Passerine birds (and *Apus apus*) observed during point censuses of the monitoring sites 1990-2003, grouped according to observation frequency.

A. Arter med gjennomsnittlig minst 10 observasjoner pr år for minst ett av områdene. – Species with an annual average of at least 10 observations for at least one of the sites.

Trepiplerke	<i>Anthus trivialis</i>
Heipiplerke	<i>Anthus pratensis</i>
Gulerle	<i>Motacilla flava</i>
Gjerdsmett	<i>Troglodytes troglodytes</i>
Jernspurv	<i>Prunella modularis</i>
Rødstrupe	<i>Erithacus rubecula</i>
Blåstrupe	<i>Luscinia svecica</i>
Rødstjert	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>
Buskskvett	<i>Saxicola rubetra</i>
Steinskvett	<i>Oenanthe oenanthe</i>
Ringtrost	<i>Turdus torquatus</i>
Svarttrost	<i>Turdus merula</i>
Gråtrost	<i>Turdus pilaris</i>
Måltrost	<i>Turdus philomelos</i>
Rødvingtrost	<i>Turdus iliacus</i>
Duetrost	<i>Turdus viscivorus</i>
Tornsanger	<i>Sylvia communis</i>
Hagesanger	<i>Sylvia borin</i>
Løvsanger	<i>Phylloscopus throchilus</i>
Svarthvit fluesnapper	<i>Ficedula hypoleuca</i>
Gråfluesnapper	<i>Muscicapa striata</i>
Granmeis	<i>Parus montanus</i>
Toppmeis	<i>Parus cristatus</i>
Kjøttmeis	<i>Parus major</i>
Kråke	<i>Corvus corone</i>
Bokfink	<i>Fringilla coelebs</i>
Bjørkefink	<i>Fringilla montifringilla</i>
Grønnsisik	<i>Carduelis spinus</i>
Gråsisik	<i>Carduelis flammea</i>
Korsnebb	<i>Loxia spp.</i>
Lappspurv	<i>Calcarius lapponicus</i>
Sivspurv	<i>Emberiza schoeniclus</i>

B Arter med gjennomsnittlig mindre enn 10 observasjoner pr år for alle områder. – Species with an annual average of less than 10 observations for all sites.

Tårnseiler	<i>Apus apus</i>
Trelerke	<i>Lullula arborea</i>
Fjellerke	<i>Eremophila alpestris</i>
Linerle	<i>Motacilla alba</i>
Sandsvale	<i>Riparia riparia</i>
Låvesvale	<i>Hirundo rustica</i>
Taksvale	<i>Delichon urbica</i>
Lappiplerke	<i>Anthus cervinus</i>
Gulsanger	<i>Hippolais icterina</i>
Munk	<i>Sylvia atricapilla</i>
Møller	<i>Sylvia curruca</i>
Bøksanger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>
Gransanger	<i>Phylloscopus collybita</i>
Lappsanger	<i>Phylloscopus borealis</i>
Østsanger	<i>Phylloscopus trochiloides</i>
Fuglekonge	<i>Regulus regulus</i>
Løvmeis	<i>Parus palustris</i>
Lappmeis	<i>Parus cinctus</i>
Svartmeis	<i>Parus ater</i>
Blåmeis	<i>Parus caeruleus</i>
Stjertmeis	<i>Aegithalos caudatus</i>
Spettmeis	<i>Sitta europaea</i>
Trekryper	<i>Certhia familiaris</i>
Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>
Stær	<i>Sturnus vulgaris</i>
Tornskate	<i>Lanius collurio</i>
Varsler	<i>Lanius excubitor</i>
Ravn	<i>Corvus corax</i>
Skjære	<i>Pica pica</i>
Nøtteskrike	<i>Garrulus glandarius</i>
Lavskrike	<i>Perisoreus infaustus</i>
Sidensvans	<i>Bombycilla garrulus</i>
Fossefall	<i>Cinclus cinclus</i>
Grønnfink	<i>Carduelis chloris</i>
Tornirisk	<i>Carduelis cannabina</i>
Bergirisk	<i>Carduelis flavirostris</i>
Rosenfink	<i>Carpodacus erythrinus</i>
Konglebit	<i>Pinicola enucleator</i>
Dompap	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>
Snøspurv	<i>Plectrophenax nivalis</i>
Gulspurv	<i>Emberiza citrinella</i>

## 10 Sammenhenger og mulige påvirkningsfaktorer

Overvåkingen i TOV er lagt opp for å dekke viktige biologiske komponenter i vanlige boreale og lavalpine økosystemer. De ulike komponentene vil delvis dekke viktige næringskjeder i disse systemene, f.eks. planter, smågnagere/ryper, rovfugl. Til sammen er det forventet at de valgte overvåkingsparametrene vil respondere på ulike naturlige og menneskeskapte endringer. Vi har her ikke foretatt en grundig analyse av sammenhenger mellom endringene i de ulike overvåkingsparameterne og mulige påvirkningsfaktorer, men vi kan gi en kvalitativ vurdering av noen hovedmønstre i slike sammenhenger.

### Klimaendringer

Flere av de overvåkede komponentene i TOV-områdene viser endringer som kan knyttes til forskjeller i klimaet de siste 10 årene sammenliknet med tidligere. Som beskrevet i kapittel 3 og vist for en del andre barskogsområder i Sør-Norge (jf T. Økland et al. 2004b), viser store moser i markvegetasjonen en tydelig økning i mengde. Dette kan mest sannsynlig forklares ved at klimaet i perioden har vært mildt og til dels fuktig (jf figur 2.2), med lengre vekstsesong, noe som særlig har begunstiget veksten av store moser med best konkurransekraft. I Gutulia viser imidlertid tilbakegangen for moser i perioden 1998-2003 en sammenheng med noe tørrere og til dels kjøligere klima for dette området i de aller siste vekstsesongene før vegetasjonsanalysene i 2003. Også observasjonene av økt lavvekst på trær (jf kap. 5) er konsistent med et mildere og fuktigere klimaet (men se også neste punkt). Tidspunktet for egglegging hos fluesnappere viser en tidligere start på reproduksjonssesongen i flere av overvåkingsområdene (jf kap. 9), noe som er konsistent med en effekt av mildere vinterklima og tidligere start på våren. Observasjonene av endringer i bestandsnivå eller reproduksjonssuksess for dyrearter som overvåkes i TOV (jf kap. 6-9), gir ellers ikke grunnlag for å knytte disse til spesifikke klimaendringer. Slike sammenhenger er sannsynligvis til stede, men sett i forhold til andre faktorer er de ikke tydelige nok til at vi har kunnet oppdage dem.

### Langtransporterte forurensninger

En rekke ulike forurensningskomponenter kan tenkes å påvirke flora og fauna i TOV-områdene. Siden TOV-områdene med hensikt er lagt til områder med forholdsvis liten lokal menneskelig påvirkning, vil det meste av forurensningen av disse områdene bli tilført med luft og nedbør fra andre områder, til dels over store avstander. Det er særlig forsuring ved tilførsel av svovelforbindelser (dels også nitrogenforbindelser), gjødsling ved tilførsel av nitrat og/eller ammonium og ulike miljøgifter som metaller, ozon og ulike organiske forbindelser som vil kunne påvirke våre observerte arter. Effektene av slik forurensning kan ev. vise seg ved forskjeller i artssammensetning, bestandsvariasjoner eller reproduksjonssuksess mellom de sørligste områdene med størst forurensningsbelastning i forhold til områder lenger nord med lavere belastninger.

De tydeligste effektene av forurensningspåvirkning er knyttet til epifytter på faste prøvetrær i overvåkingsområdene (jf kap. 5). Spesielt i de sørlige og mest forurensningsbelastete områdene er det registrert en nedgang i skader på lav, samt framvekst av lav generelt og spesielt forurensningsfølsomme arter som brunskjegg (jf bl.a. Bruteig 2002, Bruteig & Wilmann 2003, Hilmo et al. 2004). Dette tyder på at reduksjonen i svovelnedfall og forsuring de siste 10 årene har hatt en positiv effekt på lavfloraen. Mer foruroligende er det at mengden av alger på trærne i Lund har økt kraftig i samme periode, noe som dels kan skyldes et mildere og fuktigere klima (jf over), men ganske sikkert også økt tilførsel av nitrogen i dette området (Hilmo et al. 2004). Også for markvegetasjonen kan det nå se ut til at en gjødslingseffekt av tilført nitrogen påvirker floraen, både ved tilbakegang av nitrogenfølsomme lavarter og framgang for noen nitrogenelskende karplanter (jf kap. 3). For markvegetasjonen er tidligere indikasjoner på at akkumulert forsuring påvirker deler av floraen, noe reversert i løpet av den siste 5-årsperioden, slik at endelige konklusjoner om slike effekter må avvente ytterligere undersøkelser (jf kap. 3).

For faunaen er det ingen indikasjoner på at forurensninger i de mest utsatte områdene i sør har noen effekter på bestandsvariasjon eller reproduksjon hos undersøkte arter i TOV-områdene (jf kap. 6-9). I landsomfattende undersøkelser er det riktignok funnet forhøyete nivåer av ulike organiske miljøgifter i egg av flere rovfuglarter, til dels på antatt kritiske nivåer. Det er også funnet betydelige nivåer av bly og andre giftige metaller i hønsefugl fra Sørvest-Norge, men dette synes ikke å ha gitt observerbare effekter på reproduksjon og bestandsdynamikk for undersøkte arter i TOV-områdene.

### Overbeskatning

Av arter som overvåkes i TOV, vil denne problemstillingen i første omgang være aktuell for ryper og skogsfugl. Det drives jakt i en viss utstrekning i de fleste av overvåkingsområdene, men det er ikke noe i våre observasjoner som tilsier at disse artene overbeskattes. Variasjonen fra år til år og mellom områder, samt fordelingen av ungfugl og voksne for lirype, kan i hovedsak tilskrives naturlig variasjon i artenes bestandsdynamikk.

Heller ikke variasjonen i reproduksjon hos kongeørn og jaktfalk kan knyttes direkte til jakt/bekjempelse eller forstyrrelse fra mennesker. Det har imidlertid vært noen år med uvanlig svak reproduksjon hos kongeørn i Solhomfjell og Åmotsdalen. I Åmotsdalen er det klare indikasjoner på at både kongeørn og jaktfalk har vært utsatt for overgrep fra mennesker i 2003, men det er usikkert om den svake reproduksjonssuksessen for kongeørn skyldes slik faunakriminalitet. Det vil imidlertid være behov for nærmere undersøkelser av årsakene til denne reproduksjonssvikten.

### Naturinngrep og endringer i arealbruk

Opplegget for TOV er i utgangspunktet ikke spesielt tilpasset for å belyse effekter av endringer i arealbruk eller direkte inngrep i artenes leveområder. De fleste TOV-områdene er lagt til verneområder nettopp for å unngå inn-



grep og raske endringer i arealbruk. Imidlertid er bruken av norske utmarksarealer under endring, oftest med langt mindre høsting av den naturlige biologiske produksjonen enn før og med økt gjengroing og skogsuksesjon som resultat. Dette påvirker også mange verneområder. Det har f.eks. siden 1950 foregått en tydelig fortetting av trevegetasjonen i overvåkingsområdet ved Møsvatn (Bakkestuen & Erikstad 2002). I andre TOV-områder (f.eks. Åmotsdalen og Lund) er det fremdeles et høyt beitetrykk av sauer, og reinsdyr bruker områdene i Gutulia, Børgefjell og Dividalen. I noen av disse områdene (Gutulia, Dividalen) er det observert skader på vegetasjonen som kan skyldes høyt beitetrykk. Foreløpig har vi imidlertid for lite presis informasjon om graden av endring i arealbruken til å kunne angi dette som årsak til observerte endringer i overvåkingskomponentene i TOV. En nærmere analyse, bl.a. med nøyere dokumentasjon av endringer i arealbruk og beitetrykk over de siste tiårene, vil i så fall være påkrevet.

### Fremmede arter

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 kjent forekomster av slike arter i nærheten av TOV-områdene, slik at fremmede arter kan forventes å dukke opp i disse områdene i nær framtid.

### Truete og sårbare arter og norske ansvarsarter

Overvåkingen i TOV er lagt til områder med vanlig forekommende økosystemer der vi ikke vil vente å finne spesielt mange rødlistete arter. Heller ikke undersøkelsesmetodene i TOV er spesielt innrettet mot å finne slike arter, som ofte er sjeldne. Følgende arter fra den norske rødlista (DN 1999) er så langt observert i forbindelse med overvåkingen i TOV-områdene:

- fjellbjørklav (*Parmeliopsis esorediata*) er oppført som sjelden (R) på rødlista og som en norsk ansvarsart på verdensbasis; arten ble funnet i området ved Møsvatn i 1997 og 2002, både på to av prøvetrærne (i 2002) og flere steder i området
- ulvelav (*Letharia vulpina*) er oppført som hensynskrevende (DC) på rødlista; arten ble funnet i området i Gutulia i 1993 og 1998, både på ett av prøvetrærne og flere steder i området
- kongeørn (*Aquila chrysaetos*) er oppført som sjelden (R) på rødlista; arten overvåkes og observeres regelmessig i flere områder (Lund, Solhomfjell, Møsvatn, Åmotsdalen, Børgefjell)
- jaktfalk (*Falco rusticolus*) er oppført som sårbar (V) på rødlista; arten overvåkes og observeres regelmessig i flere områder (Møsvatn, Åmotsdalen, Børgefjell)
- fjellerke (*Eremophila alpestris*) er oppført som sårbar (V) på rødlista; arten er kun observert som enkeltindivider ved takseringene i Dividalen (1993, 1995)
- lemen (*Lemmus lemmus*) er oppført som norsk ansvarsart på rødlista fordi Norge trolig har minst 25% av bestanden i verden; arten er funnet i flere overvåkingsområder (Møsvatn 1994, 2002; Åmotsdalen 2001, 2002; Børgefjell 1993-95, 1997-98, 2001; Dividalen 1997-98, 2001), til dels i betydelige mengder

### Naturlige endringsmønstre eller endringer uten klar sammenheng med kjente påvirkningsfaktorer

I nordlige og høyere liggende områder der et veletablert snødekke skaper tydelige forskjeller mellom sommer og vinter, kan smågnagere oppvise tydelige bestandssvinginger, ofte med nokså regelmessig variasjon med bestandstopper med 3-4 års mellomrom. Et slikt mønster kan vi se i TOV-områdene ved Møsvatn og i Børgefjell (jf kap. 6). For de sørlige områdene i Lund og Solhomfjell vil vi normalt vente mer uregelmessige bestandsvariasjoner, slik observasjonene fra disse områdene også tyder på. Derimot er det overraskende at smågnagerne i Gutulia og Dividalen (til dels også Åmotsdalen) ikke viser tydelige bestandstopper eller regelmessige bestandsvariasjon. Vi har ingen god forklaring på de lave bestandsnivåene i disse områdene. En mulig forklaring kan være at det er stor lokal variasjon i bestandsmønsteret regionalt og at fangstene tilfeldigvis er lagt til områder med lave bestander. Alternativt kan produksjonsforholdene i de aktuelle områdene være så dårlige at bestandene sjelden oppnår stor tetthet, eller det kan være påvirkning fra andre dyr (f.eks. beitedyr) på ressursgrunlaget. Lengre dataserier og mer detaljerte analyser vil kunne avklare dette noe bedre i årene som kommer.

Selv om det ikke er funnet klare tegn på at forurensninger har en negativ effekt på reproduksjonen hos rovfugl (jf over), viser observasjonene fra Solhomfjell og Åmotsdalen at kongeørn har hatt svært lav reproduksjonssuksess i noen år i disse områdene (jf kap. 7). Mulige forklaringer kan være svikt i næringsgrunlaget, menneskelig forstyrrelse/inngrep eller tilfeldigheter. Nærmere undersøkelser er nødvendig for å avklare dette.

## II Sammendrag

Direktoratet for naturforvaltning (DN) sitt Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) ble startet i 1990 med viktigste mål å overvåke vegetasjon og fauna for å avdekke eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensninger. Programmet har nå et noe bredere mål om å dokumentere endringer i viktige komponenter i vanlige økosystemer i hovedsak i nordboreal og lavalpin sone, samt å belyse ev. effekter av menneskeskapte påvirkninger. Dette omfatter bl.a. integrerte undersøkelser i faste overvåkingsområder som inkluderer studier av jord, markvegetasjon, epifytter på trær, pattedyr og fugl. TOV inngår som en viktig komponent i den nasjonale overvåkingen av biologisk mangfold.

Norsk institutt for naturforskning (NINA) har i dag ansvaret for overvåking i de 7 faste TOV-områdene (Dividalen i Troms, Børgefjell i Nord-Trøndelag, Åmotsdalen i Sør-Trøndelag, Gutulia i Hedmark, Møsvatn i Telemark, Lund i Rogaland og Solhomfjell i Aust-Agder, med unntak for vegetasjon i Solhomfjell som dekkes av Univ. i Oslo/NIJOS). Denne rapporten presenterer resultater fra overvåkingen i regi av NINA og Univ. i Oslo/NIJOS av flora og fauna som ble utført i disse områdene i 2003.

Markvegetasjonen i TOV-områdene kartlegges i 5-årssyklar i form av vegetasjonsøkologiske ruteanalyser. I det sørlige overvåkingsområdet i Solhomfjell viste fjerde gangs analyser av markvegetasjonen i barskog at mønstret for karplanter fra de siste 15 årene, var noe endret. Den tidligere observerte tilbakegangen for en del karplantearter knyttet til rikere granskog, noe som er konsistent med en langvarig effekt av jordforsuring, ble dels reversert i siste 5-årsperiode. Noen karplanter har fortsatt gått tilbake i rikere granskog, mens andre så ut til å ha økt igjen etter flere års tilbakegang. Et vedvarende gunstig klima for mosevekst har vist seg ved fortsatt framgang for store mosearter. Framgangen synes imidlertid å ha stanset opp for små arter, noe som trolig skyldes overvoksning av store arter. En mulig effekt av langvarig nitrogentilførsel synes også å vise seg ved at enkelte store, nitrogenfølsomme lavarter viste tilbakegang, mens det var framgang for graset smyle, og bringebær ble registrert for første gang. I de østlige og nordlige overvåkingsområdene i Gutulia og Dividalen, der markvegetasjonen ble analysert for tredje gang i 2003, var det som forventet ingen tegn på endringer som kan knyttes til langtransporterte forurensninger. Derimot var det endringer som kan skyldes høyt/økende beitettrykk fra reinsdyr, både ut fra langvarig tilbakegang for flere lavarter og økt frekvens av slitasjeskader på vegetasjonen. I Gutulia viste mosene tilbakegang på bred basis, noe som kan tyde på klimatisk mer ugunstige forhold for mosevekst de aller siste årene av observasjonsperioden i dette området.

Epifyttvegetasjon på trestammer blir kartlagt med 5-års-syklus i TOV-områdene, og i 2003 ble epifytter på bjørk igjen kartlagt i Gutulia og Dividalen. I Dividalen er endringene fra 1993 til 1998 og 2003 relativt små. Prøvefeltene ligger langs en høydegradient, og det kan virke som om forskjellene langs høydegradienten har blitt noe tydeligere i løpet av 10-årsperioden, med et større innslag av svakt varmekjære arter

i den nedre delen av gradienten. Karakterarten snømållav dominerer i øvre del, men ser ut til å gå tilbake helt nederst i gradienten. Dette kan være en effekt av klimaendringer. Tilbakegang av snømållav er en trend som er observert i flere TOV-områder i Sør- og Midt-Norge siden starten av overvåkingen. Omfanget av skade på snømållav og bristlav har økt signifikant i løpet av 10-årsperioden i Dividalen. I Gutulia er endringene i epifyttvegetasjonen tydeligere. Det er blitt signifikant større lavdekning, spesielt arten vanlig kvistlav har gått kraftig fram. Samtidig har andelen skade på vanlig kvistlav gått signifikant tilbake. Snømållav finnes stort sett bare i øvre del av gradienten i Gutulia, men også der har arten gått signifikant tilbake i tiårsperioden. Skadeomfanget på snømållav er høyt (rundt 45%). Dekningen av brunskjegg har gått fram, samtidig som antallet registrerte individer i slekta har gått tilbake. Svovel- og nitrogeninnholdet i vanlig kvistlav er fremdeles lavt i begge områdene, og det er ingen grunn til å anta at forurensning er årsak til endringene som er observert. Generelt varmere og fuktigere klima i overvåkingsperioden kan være med på å forklare en del av de observerte trendene.

Faunaovervåkingen inkluderer bestands- og reproduksjons-overvåking for arter som er indikatorer på effekter av langtransporterte luftforurensninger (kongeørn, jaktfalk og et spekter av spurvefuglarter), samt bestandsovervåking for nøkkelarter (smågnagere og lirype/orrfugl, arter som sterkt påvirker den naturlige bestandsdynamikken for indikatorartene) i de aktuelle naturtypene. For å vurdere effekter av langtransporterte luftforurensninger sammenlignes produksjon og bestandsendringer for områder med forskjellig omfang av slike forurensninger. Overvåkingen har som mål å dokumentere eventuell særegen reproduksjonssvikt eller bestandsendring for de områdene som er mest utsatt for langtransporterte luftforurensninger.

For indikatorartene kongeørn og jaktfalk forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensninger skal gi seg utslag i redusert reproduksjonssuksess i de sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) som er mest utsatt for slike forurensninger. For tidsperioden 1991-2003 ser vi ingen entydige tegn til redusert reproduksjon i disse to sørligste områdene. Det har imidlertid vært lav produksjon for kongeørn i Solhomfjell i den siste 5-års perioden, med særlig dårlig produksjonsresultat i 1999, 2000 og 2003. Dette samsvarer ikke med våre forventninger basert på den informasjon vi har om tilgang på føde (jaktstatistikken for orrfugl fra Solhomfjell, og de indikasjoner vi har fra perioden 1992-98 om sammenhengen mellom produksjon av kongeørnunger og forekomster av småvilt. Dette viser et klart behov for en nærmere undersøkelse av mulige årsaker til den lave ungeproduksjonen vi nå har for kongeørn i dette området. I 2003 var det for øvrig relativt god produksjon for kongeørn i Åmotsdal-området (0,67 unger pr. territorium), Møsvatn (0,60 unger pr. territorium) og i Lund (0,50 unger pr. territorium). For Børgefjell var produksjonen lav (0,23 unger pr. territorium), men dette var ikke overraskende sett i forhold til den svært gode produksjonen vi hadde i dette området i 2002 (1,08 unger pr. territorium). I 2003 var produksjonen av jaktfalkunger meget god i Åmotsdalsområdet (1,73 unger pr. territorium). Det var

også god produksjon i Børgefjell (0,90 unger pr. territorium), mens det var lav produksjon i Møsvatnområdet (0,36 unger pr. territorium).

Også for spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensninger skal gi seg utslag i redusert reproduksjonssuksess og reduserte bestandsstørrelser i de sørligste områdene. Når det gjelder reproduksjon, forventer vi at effekter av forurensning skal kunne gi seg utslag i flere uklekkede egg og/eller redusert overlevelse for ungene i deres første levedager. Reproduksjonsovervåkingen viste at det var relativt høy klekkesuksess og svært god ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper i alle områdene i 2003. Særlig var produksjonsresultatene gode i Åmotsdalen og Lund. Litt dårligere produksjonsresultat i Gutulia og Solhomfjell skyldes en litt lavere klekkesuksess i disse områdene i 2003. For de nordlige områdene med minst påvirkning av langtransporterte luftforurensninger fant vi i hele perioden 1991-96 vellykket klekking for 95% eller mer av de lagte eggene. For Solhomfjell og Lund var klekkesuksessen i denne perioden klart lavere ( $\leq 95\%$ ). For årene 1997-2003 har mønsteret vært noe annerledes med mer varierende klekkesuksess i de nordlige områdene (88-97%), høy klekkesuksess i Lund (97-99%) og også relativt god klekkesuksess i Solhomfjell (90-97%). Når det gjelder ungeoverlevelse, har denne med noen få unntak vært relativt høy ( $\geq 92\%$ ) for alle år og områder, og uten entydige forskjeller mellom TOV-områdene. Den informasjon vi nå har, gir ikke grunnlag for å dra konklusjoner om årsaker til en gjennomgående lavere klekkesuksess observert i Solhomfjell og Lund for perioden 1992-96. Slik situasjonen har vært de siste 6-7 årene, er det imidlertid ingen klare forskjeller i hverken klekkesuksess eller ungeoverlevelse mellom de to mest forurensede områdene og de to referanseområdene. Når det gjelder bestandsstørrelser, viser våre tidsserier med observasjoner av 'stasjonære' spurvefuglarter ingen spesielle avvik i de to sørlige og mest forurensede områdene. Antall observasjoner av de 'stasjonære' spurvefuglartene var i 2003 for de fleste områdene på samme nivå som eller litt høyere enn i 2002. Unntaket er Gutulia der vi hadde en nedgang i 2003 sammenlignet med 2002. For samtlige 7 områder var antall observasjoner i 2003 enten høyere enn eller omtrent som gjennomsnitt for perioden 1991/94-2003.

Hovedmålet med overvåking av smågnagere er å få et inntrykk av bestandsnivåer og deres endringer, slik at disse eventuelt kan bidra til å forklare observerte endringer i andre deler av økosystemene i overvåkingsområdene. Fangstene av smågnagere i overvåkingsområdene i 2003 tyder på lave bestander i alle områder, etter bestandstopper i noen av områdene i 2001/2002. Fangstene fra Dividalen høsten 2003 tyder på ytterligere nedgang i bestandsnivået (0,2 fangster av smågnagere/100 felledøgn) fra 2001; rødmus og fjellrotte ble fanget. I Børgefjell ble det heller ikke i 2003 fanget noen gnagere, dvs en kollaps i bestandstoppen fra 2001. I Åmotsdalen viste fangstene en svak oppgang (1,25 fangster/100 felledøgn) fra et lavt nivå i 2002; gråsidemus og markmus ble fanget. I Gutulia ble det kun fanget én klatremus i 2003 (0,25 fangster/100 felledøgn). Det ble ikke fanget noen smågnagere i Møsvatn i 2003, etter en betydelig bestandstopp i 2002. I Solhomfjell ble det ikke fanget noen smågnagere om våren

(kun én spissmus), mens det var en nedgang i bestanden fra moderat lavt nivå om høsten (1,2 fangster/100 felledøgn); både skogmus og klatremus ble fanget. I Lund viste fangstene fortsatt lavt bestandsnivå i 2003 (1,25 fangster/100 felledøgn); klatremus og spissmus ble fanget.

Viktigste mål med rypetakseringene er å få en grov oversikt over bestandssituasjonen for lirype som grunnlag for vurderingen av ungeproduksjonen for kongeørn og jaktfalk. Sett i sammenheng med tidligere års takseringer av lirype målte vi middels til lave bestander i samtlige overvåkingsområder i 2003. I tillegg indikerte jaktstatistikken fra Solhomfjell relativt lave høstbestander av hønsefugl også i dette området. Relativt sett målte vi høyest bestander i Lund-området. Observasjonene i de to nordligste områdene, Dividalen og Børgefjell, kan det tyde på at lirypebestanden var i vekst igjen etter bunnår i 2002, mens vi for områdene Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn ser ut til å være inne i et bunnår når det gjelder kyllingproduksjon. Den informasjonen vi nå har om forekomsten av smågnagere og tettheter av hønsefugl høsten 2003, gir forventninger om relativt begrenset produksjon i 2004 for både kongeørn og jaktfalk i alle områdene der slik overvåking pågår.

Opplegget for overvåkingen kan ikke påvise sikre årsaker til observerte endringer i de komponentene som overvåkes, men vi kan gi en kvalitativ vurdering av mulige sammenhenger mellom endringer i overvåkingskomponentene og mulige påvirkningsfaktorer. Framgang for moser og til dels lav på trær i mange av områdene har trolig sammenheng med et mildere og fuktigere klima i overvåkingsperioden i forhold til tidligere, men tilbakegang for moser i Gutulia i siste observasjonsperiode tyder på rask respons på mer ugunstig tørt og til dels kaldt klima de aller siste årene i dette området. Også observasjoner av tidligere start på reproduksjonssesongen for fluesnappere kan knyttes til mildere klima. Reduksjonen i skader på lav på trær og framgangen for forurensningsfølsomme arter i sørlige områder synes å ha en klar sammenheng med dokumentert reduksjon i svovelnedfall og tilknyttet forsuring. Tidligere observerte endringer i markvegetasjonen som kunne tyde på en effekt av langvarig forsuring i en del av de sørlige overvåkingsområdene, var dels reversert i Solhomfjell i siste periode. Imidlertid tyder både tidligere påvist økning av alger på trær i overvåkingsområdet i Lund og endringer i markvegetasjonen i Solhomfjell på at effekter av langvarig nitrogennedfall i de sørlige områdene nå synes å vise seg. For faunaen er det ikke funnet noe klare indikasjoner på effekter av forurensninger. Selv om noen av overvåkingsområdene trolig er påvirket av endringer i arealbruk, spesielt beiting av sau eller rein, er det foreløpig for tidlig å si om slike effekter kan knyttes til observerte endringer i overvåkingskomponentene i TOV. Det er ingen indikasjon på effekter av overbeskatning, og det er heller ikke observert noen fremmede arter som ledd i overvåkingen. Derimot er det observert en håndfull truede og sårbare arter, i hovedsak noen arter av lav og fugler. En del av de observerte endringene hos smågnagere og rovfugl er ikke helt som forventet, og her er det behov for mer omfattende undersøkelser for å belyse mulige årsaksforhold.

## 12 Litteratur

- Abrahamsen, G., Stuanes, A.O. & Sogn, T.A. 1994. Long-term experiments with acid rain in Norwegian forest ecosystems: monolith lysimeters. – *Ecol. Stud.* 104: 239-286.
- Andersson, M. & Jonasson, S. 1986. Rodent cycles in relation to food resources on an alpine heath. – *Oikos* 46: 93-106.
- Anonym 2001. S-Plus. Version 6.0. – Insightful Corp., Seattle.
- Aslaksen, P.O. & Overrein, O. 1993. Lirypetellinger i Troms 1978-1992. – Fylkesmannen i Troms, Miljøvernvedlingen, Rapport 52: 1-33.
- Aune, B. 1993. Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990. – Norske Meteorol. Inst. Rapp. Klima 1993: 1-63.
- Baillie, S.R. 1991. Monitoring terrestrial breeding bird populations. – pp 112-133 i Goldsmith, F.B., red. *Monitoring for conservation and ecology*. Chapman and Hall, London, UK.
- Bakkestuen, V. & Erikstad, L. 2002. Terrestrisk overvåking. Metodeutvikling med fokus på arealdekkende modeller – analyse av detaljerte vegetasjonsdata og regionale miljøvariable. – NINA Oppdragsmelding 759: 1-35.
- Bakkestuen, V., Brattbakk, I., Erikstad, L., Stabbetorp, O.E., Wilmann, B. & Aarrestad, P.A. 2003. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn – reanalyser 2002. – i Framstad, E. (red.) *Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2002*. NINA Oppdragsmelding 793: 10-16.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Eilertsen, O. 1999a. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvann - Austfjell, Telemark. – NINA Oppdragsmelding 611: 1-47.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Eilertsen, O. 1999b. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Åmotsdalen, Sør-Trøndelag. – NINA Oppdragsmelding 610: 1-46.
- 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., Erikstad, L. & Eilertsen, O. In press. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six monitoring reference areas in Norway. – *Sommerfeltia* 31.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L., Wilmann, B., Brattbakk, I. & Sørli, R. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen – reanalyser 2001. – NINA Oppdragsmelding 758: 1-46.
- 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.
- Bates, J.W. 1989. Growth of *Leucobryum glaucum* cushions in a Berkshire oakwood. – *J. Bryol.* 15: 785-791.
- Becker, M., Bonneau, M. & Le Tacon, F. 1992. Long-term vegetation changes in an *Abies alba* forest: natural development compared with response to fertilization. – *J. Veg. Sci.* 3: 467-474.
- Berg, H. & Redbo-Torstensson, P. 2000. Offspring performance in *Oxalis acetosella*, a cleistogamous perennial herb. – *Pl. Biol.* 2: 638-645.
- Berg, H. 2002. Population dynamics in *Oxalis acetosella*: the significance of sexual reproduction in a clonal, cleistogamous forest herb. – *Ecography* 25: 233-243.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. Bird census techniques. – Academic Press.
- Binkley, D. & Högberg, P. 1997. Does atmospheric deposition of nitrogen threaten Swedish forests? – *For. Ecol. Mgmt.* 92: 119-152.
- Blum, O. B. 1973. Water relations. – I: Ahmadian, V. & Hale, M. E. (red.), *The lichens*. Academic Press, New York, s. 381-400.
- 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.
- Brunet, J., Diekmann, M. & Falkengren-Grerup, U. 1998. Effects of nitrogen deposition on field layer vegetation in south Swedish oak forests. – *Environm. Pollut.* 102: 35-40.
- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G. 1997b. Pattern and dynamics of the ground vegetation in south Swedish *Carpinus betulus* forests: importance of soil chemistry and management. – *Ecography* 20: 513-520.
- 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. 1996. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Solhomfjell og Børgefjell 1995. – Allforsk Rapport 7: 1-42.
- Bruteig, I.E. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Åmotsdalen og Lund 1996. – Allforsk Rapport 9: 1-40.
- Bruteig, I.E. 2001a. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Gutulia og Dividal 1998. – Allforsk rapport 17: 1-37.
- Bruteig, I.E. 2001b. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell 2000. – NINA Oppdragsmelding 703: 1-39.
- Bruteig, I.E. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Samanstilling av epifyttsovervåkinga 1990-1999. – NINA Oppdragsmelding 776: 1-39.
- Bruteig, I.E. & Holien, H. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Møsvatn 1997. – Allforsk Rapport 10: 1-34.
- Bruteig, I. E. & Wilmann, B. 2003. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i Møsvatn 2002. – I Framstad, E., red. *Terrestrisk naturovervåking : markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2002*. NINA Oppdragsmelding 793.. 16-28.
- 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.
- Bürger, R. 1991. Immissionen und Kronenverlichtung als Ursachen für Veränderungen der Waldbodenvegetation im Schwarzwald. – *Tuexenia* 11: 407-424.

- Cederberg, B., Hermansson, J. & Lundqvist, R. 1993. Nyckelbiotoper i skogarna vid våra sydligaste fjäll. – Skogsstyrelsen, Rapport 5/1993.
- Christiansen, E. 1983. Fluctuations in some small rodent populations in Norway 1971-1979. – *Holarctic Ecology* 6: 24-31.
- 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. 1988. Acidification of soil in the Rondane Mountains, South Norway, due to acid precipitation. – *Økoforsk Rapp.* 1: 1-53.
- DN 1997. Natur i endring. Program for Terrestrisk naturovervåking 1990-95. – Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim.
- DN 1999. Nasjonal rødliste for truede arter i Norge 1998. – DN-rapport 1999-3: 1-162.
- 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 a heavy metal pollution gradient. – *Oecologia* 108: 631-639.
- Eeva, T., Lehiokoinen, E. & Nurmi, J. 1994. Effect of ectoparasites on the breeding success 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*) and great tit (*Parus major*) females in an air pollution gradient. – *Ann. Zool. Fennici.* 34: 61-71.
- Eilertsen, O. & Brattbakk 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. – NINA Oppdragsmelding 286: 1-82.
- Eilertsen, O. & Fremstad, E. 1994. Miljøovervåking Tjeldbergodden, jord- og vegetasjonsundersøkelser. – NINA Oppdragsmelding 278: 1-30.
- Eilertsen, O. & Fremstad, E. 1995. Miljøovervåking på Tjeldbergodden og Terningvatn, jord- og vegetasjonsundersøkelser 1993-94. – NINA Oppdragsmelding 391: 1-38.
- 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 Oppdragsmelding 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.
- Elfving, B. & Tegnhammar, L. 1996. Trends of tree growth in Swedish forests 1953-1992: an analysis based on sample trees from the National Forest Inventory. – *Scand. J. For. Res.* 11: 26-37.
- Emlen, J.T. 1971. Population densities of birds derived from transect counts. – *Auk* 88: 323-342.
- Engelmark, O., Hofgaard, A. & Arnborg, T. 1998. Successional trends 219 years after fire in an old *Pinus sylvestris* stand in northern Sweden. – *J. Veg. Sci.* 9: 583-592.
- 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.
- Eriksson, O. & Ehrlén, J. 1992. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. – *Oecologia* 91: 360-364.
- 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.
- Ewald, J. 2000. The influence of coniferous canopies on understory vegetation and soils in mountain forests of the northern Calcareous Alps. – *Appl. Veg. Sci.* 3: 123-134.
- Falkengren-Grerup, U. 1986. Soil acidification and vegetation changes in deciduous forest in southern Sweden. – *Oecologia* 70: 339-347.
- Falkengren-Grerup, U. 1995. Long-term changes in flora and vegetation in deciduous forests of southern Sweden. – *Ecol. Bull.* 44: 215-226.
- Falkengren-Grerup, U. & Eriksson, H. 1990. Changes in soil, vegetation and forest yield between 1947 and 1988 in beech and oak sites of southern Sweden. – *For. Ecol. Mgmt* 38: 37-53.
- Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G. 1993. Soil chemical properties excluding field-layer species from beech forest mor. – *Pl. Soil* 148: 185-191.
- Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G. 1995. Chemical conditions limiting survival and growth of *Galium odoratum* (L.) Scop. in acid forest soil. – *Acta Oecol.* 13: 169-180.
- Ferry, B.W., Baddeley, M. S. & Hawksworth, D. L. 1973. Air pollution and lichens. – The Athlone Press, London.
- Fimreite, N. 1971. Effects of dietary methylmercury on ring-necked pheasants. – *Can. Wildl. Serv. Occas. Pap.* 9.
- Framstad, E., red. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2002. – NINA Oppdragsmelding 793: 1-62.
- 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: 1-30.
- Framstad, E. & Kålås, J.A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologisk mangfold – videreutvikling av dagens naturovervåking. – NINA Oppdragsmelding 702: 1-49.
- Framstad, E., Stenseth, N.C. & Østbye, E. 1993. Time series analysis of population fluctuations of *Lemmus lemmus*. – pp: 97-115 in Stenseth, N.C. & Ims, R.A., red. The biology of lemmings. Academic Press, London.
- 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.
- Frisvoll, A.A., Elvebakk, A., Flatberg, K. I. & Økland, R. H. 1995. Sjekkliste over norske mosar. Vitskapleg og norsk namneverk. – NINA Temahefte 4: 1-104.
- From, J. & Delin, A. 1995. Art- och biotopbevarande i skogen med utgångspunkt från Gävleborgs län. – Skogsvårdsstyrelsen i Gävleborgs län, Gävle.
- 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.

- 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 Noordwijk, A.J. 1994. Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. – *Nature* 368: 446-448.
- Green, R.N., Trowbridge, R.L. & Klinka, K. 1993. Towards a taxonomic classification of humus forms. – *For. Sci. Monogr.* 29: 1-49.
- 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.
- 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.
- Hanski, I., Hansson, L. & Henttonen, H. 1991. Specialist predators, generalist predators, and the microtine rodent cycle. – *J. Anim. Ecol.* 60: 353-367.
- Hanski, I., Turchin, P., Korpimäki, E. & Henttonen, H. 1993. Population oscillations of boreal rodents: regulation by mustelid predators leads to chaos. – *Nature* 364: 232-235.
- Hansson, L. & Henttonen, H. 1988. Rodent dynamics as community processes. – *Trends in Ecology and Evolution* 3: 195-200.
- Hawksworth, D.L. & Rose, F. 1976. Lichens as pollution monitors. – *Studies in Biology* 66: 1-60.
- Héban, C. 1977. The conducting tissues of bryophytes. – *Bryophyt. Bibliotheca* 10: 1-157.
- Henderson-Sellers, A. & Seaward, M. 1979. Monitoring lichen reinvasion of ameliorating environments. – *Environ Pollution* 0013-9327: 207-213.
- 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.
- Henttonen, H., Oksanen, T., Jortikka, A. & Haukialmi, V. 1987. How much do weasels shape microtine cycles in the northern Fennoscandian taiga? – *Oikos* 50: 353-365.
- 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.
- Herredsvæla, H. & Munkejord, Aa. 1988. Ryper i Sørvest-Norge er kadmiumforgiftet. – *Vår fuglefauna* 11: 75-77.
- 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.
- Hilmo, O. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Børgesfjell 1990. – DN-notat 1991- 4: 1-38.
- Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wang, R. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Møsvatn-Austfjell 1992. – Allforsk, AVH, Programrapport 38: 1-20 + vedlegg.
- Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2004. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2001. – NINA Oppdragsmelding 834. 33pp.
- Hilmo, O. & Wang, R. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Solhomfjell - 1990. – DN-notat 1991- 6: 1-50.
- Hilmo, O. & Wang, R. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Åmotsdalen og Lund 1991. – DN-notat 1992-3: 1-73.
- Hogstad, O. 1998. Masseforekomst av fjellbjørkemåler – årsaker og konsekvenser. – *Fauna* 51:68-76
- 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: 1-49.
- Hörnberg, G., Ohlson, M. & Zackrisson, O. 1997. Influence of bryophytes and microrelief conditions on *Picea abies* seed regeneration patterns in boreal old-growth swamp forests. – *Can. J. For. Res.* 27: 1015-1023.
- Hörnfeldt, B. 1994. Delayed density dependence as a determinant of vole cycles. – *Ecology* 75: 791-806.
- 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.
- Horvitz, C.C. & Schemske, D.W. 2002. Effects of plant size, leaf herbivory, local competition and fruit production on survival, growth and future reproduction of a neotropical herb. – *J. Ecol.* 90: 279-290.
- Hultengren, S., Martinsson, P.O. & Stenström, J. 1991. Lavar och luftföroreningar. Känslighetsklassning och indexberäkning av epifyttiska lavar. – Naturvårdsverket Rapport 3967.
- Insarova, I. D., Insarov, G. E., Bråkenhielm, S., Hultengren, S., Martinsson, P. O. & Semenov, S. M. 1992. Lichen sensitivity and air pollution - a review of literature data. – Swedish Environmental Protection Agency Report 4007: 1-72.
- Kålås, J.A. (red). 1996. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl i TOV-områdene, 1995. – NINA Oppdragsmelding 429: 1-36.
- Kålås, J.A. (red). 1997. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl i TOV-områdene, 1996. – NINA Oppdragsmelding 484: 1-37.
- Kålås, J.A. (red). 1998. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl i TOV-områdene, 1997. – NINA Oppdragsmelding 547: 1-42.
- Kålås, J.A. (red). 1999. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, smågnagere, fugl i TOV-områdene, 1998. – NINA Oppdragsmelding 596: 1-35.
- Kålås, J.A. (red). 2000. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i TOV-områdene, 1999. – NINA Oppdragsmelding 653: 1-33.
- Kålås, J.A. & Framstad E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2000. – NINA Oppdragsmelding 697: 1-33.
- Kålås, J.A. & Framstad E. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2001. – NINA Oppdragsmelding 749: 1-32.

- Kålås, J.A. & Framstad, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn-Austfjell, Lund og Solhomfjell, 1992. – NINA Oppdragsmelding 221: 1-38.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991a. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, fauna. – NINA Oppdragsmelding 24: 1-36.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991b. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell og Solhomfjell, 1990. – NINA Oppdragsmelding 85: 1-41.
- 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., Framstad, E., Pedersen H.C. & Strand, O. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1993. – NINA Oppdragsmelding 296: 1-47.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen H.C. & Strand, O. 1995. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1994. – NINA Oppdragsmelding 367: 1-52.
- Kålås, J.A. & Myklebust, I. 1998. Program for Terrestrisk Naturovervåking – Faunaovervåking. – S. 63-71 i Olsson, O., Rolèn, M. & Torp, E., eds. Hållbar utvecling och Biologisk Mångfald i Fjällregionen. Rapport från 1997 års fjällforskningskonferens. Erlanders Gotab, Stockholm.
- Kålås, J.A. & Myklebust, I. 1999. Jaktfalkens plass i Program for Terrestrisk Naturovervåking. – Faunaovervåking. – Vandrefalken 4: 52-56.
- Kålås, J.A., Steinnes, E. & Lierhagen, S. 2001. Lead exposure of small herbivorous vertebrates from atmospheric pollution. – *Environmental Pollution* 107: 21-29.
- Kastdalen, L. 1992. Skogshøns og jakt. – NJFF, Hvalstad.
- Kellner, O. & Redbo-Torstenson, P. 1995. Effects of elevated nitrogen deposition on the field-layer vegetation in coniferous forests. – *Ecol. Bull.* 44: 227-237.
- Koskimies, P. 1989. Birds as a tool in environmental monitoring. – *Ann. Zool. Fennici* 26: 153-166.
- Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. – Universitetsforlaget, Oslo.
- Kwak, R.G.M. & Hustings, M.F.H. 1994. National common birds census projects in Europe: An overview. – S. 347-352 i Hagemeyer, E.J.M. & Verstraal, T.J., eds. Bird Numbers 1992, Distribution, monitoring and ecological aspects. Proceedings of the 12th International Conference of IBCC and EOAC, Noordwijkerhout, The Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON, Beek-Ubbergen.
- 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. 1998. Numerical ecology, 2. utg. – Elsevier, Amsterdam.
- Lid, J. & Lid, D.T. 1994. Norsk flora. 6. utgåve ved Reidar Elven. – Det norske samlaget, Oslo.
- Linder, P., Elfving, B. & Zackrisson, O. 1997. Stand structure and successional trends in virgin boreal forest reserves in Sweden. – *For. Ecol. Mgmt* 98: 17-33.
- Lindström, E. & Hörnfeldt, B. 1994. Vole cycles, snow depth and fox predation. – *Oikos* 70: 156-160.
- Lindström, E., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P.-A., Martinsson, B., Sköld, K. & Swenson, J.E. 1994. Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. – *Ecology* 75: 1042-1049.
- Løbersli, E. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. – DN-rapport 1989,8: 1-98.
- Lundberg, A. & Alatalo, R.V. 1992. The Pied Flycatcher. – T & A.D. Poyser, London.
- Mällkönen, 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.
- Marchant, J.H., Hudson, R., Carter, S.P. & Whittington, P. 1990. Population trends in British breeding birds. – BTO, Tring, UK.
- Meagher, T.R. & Antonovics, J. 1982. The population biology of *Chamaelirium luteum*, a dioecious member of the lily family: life history studies. – *Ecology* 63: 1690-1700.
- Minchin, P.R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. – *Vegetatio* 69: 89-107.
- Moksnes, A. 1971. Takseringsmetoder for lirype, *Lagopus lagopus* (L.). – Univ. Trondheim. Upubl. hovedfagsoppgave.
- 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.
- 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.
- Nieppola, J. 1992. Long-term vegetation changes in stands of *Pinus sylvestris* in southern Finland. – *J. Veg. Sci.* 3: 475-484.
- Nilsen, P. & Haveraaen, O. 1982. En analyse av tilvekst i gamle granbestand. – *Rapp. Norsk Inst. Skogforsk.* 1982: 1-38.
- Nimis, P.L., Wolseley, P.A. & Scheidegger, C., red. 2002. Monitoring with lichens - monitoring lichens. NATO science series. Series IV, Earth and environmental sciences ; 7: 408 s. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Nitare, J. 2000. Signalarter. Indikatorer på skyddsvärd skog. Flora över kryptogamer. – Skogsstyrelsens förlag, Jönköping: 117-212.
- Nordbakken, J.F., Rydgren, K. & Økland, R. H. 2004. Demography and population dynamics of *Drosera anglica* and *D. rotundifolia*. – *J. Ecol.* 92: 110-121.
- Nordnes, J. 1982. *Parmeliopsis esorediata* comb. nov. in South Norway. – *Nordic Journal of Botany* 2: 381-382.
- Nygaard, P.H. & Ødegaard, T. 1993. Langsiktige effekter av nitrogen gjødsling på vegetasjon og jord i barskog. – *Rapp. Skogforsk.* 1993: 1-24.
- 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. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugler som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. – NINA Utredning 21: 1-34.
- 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 naturovervåking. Miljøgifter i dvergfalk i Norge. – NINA Forskningsrapport 56: 1-33.
- 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. – pp. 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 Ståndortskararteringen. – *Svensk Bot. Tidskr.* 92: 227-232.
- Odland, A. 1998. Size and reproduction of *Thelypteris limbosperma* and *Athyrium distentifolium* along environmental gradients in western Norway. – *Nord. J. Bot.* 18: 311-321.
- Ohlson, M. 1995. Growth and nutrient characteristics in bog and fen populations of Scots pine (*Pinus sylvestris*). – *Pl. Soil* 172: 235-245.
- Ohlson, M. 1999. Differentiation in adaptive traits between neighbouring bog and mineral soil populations of Scots pine *Pinus sylvestris*. – *Ecography* 22: 178-182.
- Ohlson, M. & Zackrisson, O. 1992. Tree establishment and microhabitat relationships in north Swedish peatlands. – *Can. J. For. Res.* 22: 1869-1877.
- Ohlson, M., Økland, R.H., Nordbakken, J.-F. & Dahlberg, B. 2001. Fatal interactions between Scots pine and Sphagnum mosses in bog ecosystems. – *Oikos* 94: 425-432.
- 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, L., Fretwell, S.D., Arruda, J. & Niemela, P. 1981. Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. – *American Naturalist* 118: 240-261.
- 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.
- 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.
- Perttula, U. 1941. Untersuchungen über die generative und vegetative Vermehrung der Blütenpflanzen in der Wald-, Hainwiesen- und Hainfelsenvegetation. – *Annls Acad. Scient. Fenn. Ser. A* 558: 1-388.
- Pitelka, F.A. 1973. Cyclic pattern in lemming populations near Barrow, Alaska. – pp. 199-215 i Britton, M.E., red. *Alaskan arctic tundra*. Arctic Institute of North America, Technical Paper 25.
- Qian, H., Klinka, K., Økland, R.H., Krestov, P. & Kayahara, G.J. 2003. Comparison of species composition and species density of understorey vegetation in the boreal *Picea mariana* and *Populus tremuloides* stands in British Columbia, Canada. – *J. Veg. Sci.* 14: in press.
- Ratcliffe, D.A. 1967. Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. – *Nature* 215: 208-210.
- Rodenkirchen, H. 1994. Callose concentration in leaves of field-grown *Oxalis acetosella* (L.) indicates growth impediments. – *Z. Pflernähr. Bodenkd.* 157: 327-332.
- Rodenkirchen, H. 1998a. 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.
- Rodenkirchen, H. 1998b. Evidence for a nutritional disorder of *Oxalis acetosella* L. on acid forest soils – II. Diagnostic field experiments and nutrient solution studies. – *Pl. Soil* 199: 153-166.
- Rosseland, B.O., Eldhuset, T.D. & Staurnes, M. 1990. Environmental effects of aluminium. – *Environmental Geochemistry and Health* 12: 17-27.
- Rydin, H. 1997. Competition among bryophytes. – *Adv. Bryol.* 6: 135-168.
- Sætre, P. 1998. Decomposition, microbial community structure, and earthworm effects along a birchspruce soil gradient. – *Ecology* 79: 834-846.
- Santesson, R. 1993. The lichens and lichenicolous fungi of Sweden and Norway. – Lund.
- Scherff, E.J., Galen, C. & Stanton, M. L. 1994. Seed dispersal, seedling survival and habitat affinity in a snowbed plant: limits to the distribution of the snow buttercup, *Ranunculus adoneus*. – *Oikos* 69: 405-413.
- Seaward, M. 1992. Large-scale air pollution monitoring using lichens. – *GeoJournal* 28: 403-411.
- Selås, V. 1997. Cyclic population fluctuations of herbivores as an effect of cyclic seed cropping of plants: the mast depression hypothesis. – *Oikos* 80: 257-268.
- Selås, V., Framstad, E. & Spidsø, T.K. 2002. Effects of seed masting of bilberry, oak and spruce on sympatric populations of bank vole (*Clethrionomys glareolus*) and wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in southern Norway. – *Journal of Zoology* 258: 459-468.
- Seldal, T., Andersen, K.-J. & Högstedt, G. 1994. Grazing-induced proteinase inhibitors: a possible cause for lemming population cycles. – *Oikos* 70: 3-11.
- Sirén, G. 1955. The development of spruce forest on raw humus sites in northern Finland and its ecology. – *Acta for. fenn.* 62: 1-408.
- Skrindo, A. & Økland, R.H. 1998. Fertilization effects and vegetation-environment relationships in a boreal pine forest in Åmli, S Norway. – *Sommerfeltia* 25: 1-90.
- 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 pH<sub>H2O</sub> and pH<sub>CaCl2</sub> in centimeter-layers of mor humus in a *Picea abies* (L.) Karst. stand. – *Scand. J. For. Res.* 6: 3-18.
- Sohn, J.J. & Policansky, D. 1977. The costs of reproduction in the mayapple *Podophyllum peltatum* (Berberidaceae). – *Ecology* 58: 1366-1374.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. *Biometry*, 3. utg. – Freeman, New York.
- Sonesson, M. 1989. Water, light and temperature relations of the epiphytic lichens *Parmelia olivacea* and *Parmeliopsis ambigua* in northern Swedish Lapland. – *Oikos* 56: 402-415.
- SPSS 2003. *SPSS base 11.5: User's guide package*. – SPSS Inc, Chicago.



- St.meld. nr 42 (2000-2001). Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning. – Miljøverndepartementet, 220 pp.
- Stabbetorp, O.E., Bakkestuen, V., Eilertsen, O. & Bendiksen, E. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund, Rogaland. – NINA Oppdragsmelding 609: 1-58.
- Steijlen, I., Nilsson, M.-C. & Zackrisson, O. 1995. Seed regeneration of Scots pine in boreal forest stands dominated by lichen and feather moss. – *Can. J. For. Res.* 25: 713-723.
- 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.
- St.meld. 42 (2000-2001). Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning. – Miljøverndepartementet, Oslo.
- Stuanes, A.O. & Kjønnaas, O.J. 1998. Soil solution chemistry during four years of NH<sub>4</sub>NO<sub>3</sub> addition to a forested catchment at Gårdsjön, Sweden. – *For. Ecol. Mgmt* 101: 215-226.
- Størmer, P. 1969. Mosses with a western and southern distribution in Norway. – Universitetsforlaget, Oslo.
- Stålfelt, M.G. 1937. Die bedeutung der Vegetation im Wasserhaushalt des Bodens. *Svenska Skogsvårdsfören. Tidskr.* 35: 161-195.
- Svensson, S. 1989. Övervakning av fåglarnas populasjonsutveckling och reproduktionsförmåga. Årsrapport 1988. – Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- Tamm, C.O. 1953. Growth, yield and nutrition in carpets of a forest moss (*Hylocomium splendens*). – *Meddn St. Skogsforsknst.* 43: 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.
- ter Braak, C.J.F. & Šmilauer, P. 2002. CANOCO reference manual CanoDraw for Windows user's guide: software for canonical community ordination (version 4.5). – Microcomputer Power, Ithaca, N.Y.
- Thimonier, A., Dupouey, J.L., Bost, F. & Becker, M. 1994. Simultaneous eutrophication and acidification of a forest ecosystem in North-East France. – *New Phytol.* 126: 533-539.
- Tibell, L. 1992. Crustose lichens as indicators of forest continuity in boreal coniferous forests. – *Nordic Journal of Botany* 12: 427-450.
- Tuhkanen, S. 1980. Climatic parameters and indices in plant geography. – *Acta Phytogeographica Suecica* 67: 1-109.
- Tyler, T. & Olsson, K.-A. 1997. Förändringar i Skånes flora under perioden 1938-1996 – statistisk analys av resultat från två inventeringar. – *Svensk Bot. Tidskr.* 91: 143-185.
- Underwood, A.J. 1997. Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. – Cambridge University Press, Cambridge.
- 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 Herk, C.M. 1999. Mapping of ammonia pollution with epiphytic lichens in the Netherlands. – *Lichenologist* 31: 9-20.
- van Herk, C.M., Aptroot, A. & van Dobben, H.F. 2002. Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. – *Lichenologist* 34: 141-154.
- Venables, W.N. & Ripley, B.D. 2002. *Modern applied statistics with S*. – Springer, New York.
- Wang, R. & Bruteig, I.E. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Gutulia og Dividal. – ALLFORSK Rapport 1: 1-51.
- Wittig, R. 1988. Retrospective studies of changes in central European forests by means of repeating phytosociological surveys. – I: Salbitano, F. (red.), *Human Influence on forest ecosystems development in Europe*, Forest Ecosystem Research Network of the European Science Foundation & Consiglio Nazionale delle Ricerche. Pigatora Editrice, Bologna, pp. 139-147.
- Wittig, R., Ballach, H.-J. & Brandt, C.J. 1985. Increase of number of acid indicators in the herb layer of the millet grassbeech forest of the Westphalian Bight. – *Angew. Bot.* 59: 219-232.
- Wright, R.F. 1999. Risk of N leaching from forests to surface waters in Norway. – *Norw. Inst. Wat. Res. Rep.* 4038: 1-24.
- Økland, R.H. 1990. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. – *Sommerfeltia Suppl.* 1: 1-233.
- Økland, R.H. 1994a. Reanalyse av permanente prøveflater i granskog i referanseområdet Solhomfjell, 1993. – *DN-utredning 1994 - 5*: 1-42.
- Økland, R.H. 1994b. Patterns of bryophyte associations at different scales in a Norwegian boreal spruce forest. – *J. Veg. Sci.* 5: 127-138.
- 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. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. I. Demography. – *J. Ecol.* 83: 697-712.
- 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. 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. 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. & 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. 1994. Canonical correspondence analysis with variation partitioning: some comments and an application. – *J. Veg. Sci.* 5: 117-126.
- 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., Rydgren, K. & Økland, T. 1999. Single-tree influence on understory vegetation in a Norwegian boreal spruce forest. – *Oikos* 87: 488-498.
- Økland, R.H., Skrindo, A. & Hansen, K.T. 2000. Endringer i trær vekst og vitalitet, vegetasjon og humuslagets kjemiske og fysiske egenskaper i permanente prøveflater i barskog i overvåkningsområdet 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. 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 areas in Norway. – *Sommerfeltia* 22: 1-349.
- Økland, T. 1999. Intensivovervåking i granskog: Endringer i undervegetasjonen i fem overvåkningsområder i løpet av en fem-års-periode. – *Norsk Inst. Jord- Skogkartlegging Rapp.* 1999: 1-33.
- Økland, T. 1999. Intensivovervåking i granskog: Endringer i undervegetasjon i fem overvåkningsområder i løpet av en fem-års-periode. – *NIJOS-rapport* 19/99: 1-33.
- 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 climatic change. – *Journal of Vegetation Science* 15: 437-448.
- Økland, T., Rydgren, K., Økland, R.H., Storaunet, K.O. & Rolstad, J. 2003. Variation in environmental conditions, understory species richness, abundance and composition among natural and managed *Picea abies* forest stands. – *For. Ecol. Mgmt* 177: 17-37.
- Økland, T., Økland, R.H., Bratli, H. & Eilertsen, E. 2004b. Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog: Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002. – *NIJOS Rapport* 06/2004: 1-55.
- 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. & Aamlid, D. 1999. Vegetation monitoring in South-Varanger, Norway – species composition of ground vegetation and its relation to environmental variables and pollution impact. – *Environm. Monit. Assessment* 58: 1-21.
- Aas, W., Tørseth, K., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. & Yttri, K.E. 2001. Overvåking av langtransportert furensset luft og nedbør: Atmosfærisk tilførsel 2000. – *NILU OR* 34/2001: 1-160.
- Aas, W., Tørseth, K., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. & Yttri, K.E. 2002. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør: atmosfærisk tilførsel, 2001. – *NILU OR* 21/2002.

# Rapporter utgitt innen Program for terrestrisk naturovervåking (TOV)

- Løbersli, E.M. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. DN-rapport 8-1989: 1-98.
- 1. Fremstad, E. (red.). 1989. Terrestrisk naturovervåking. Rapport fra nordisk fagmøte 13.- 14.11. 1989. NINA Notat 2: 1-98.
- 2. Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. NINA Oppdragsmelding 24: 1-49.
- 3. Heggberget, T.M. & Langvatn, R. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Bruk av fallvilt i miljøprøvebank. NINA Oppdragsmelding nr. 28: 1-21.
- 4. Alterskjær, K., Flatberg, K.I., Fremstad, E., Kvam, T. & Solem, J.O. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Etablering og drift av en miljøprøvebank. NINA Oppdragsmelding 25: 1-31.
- 5. Sandvik, J. & Axelsen, T. 1992. Bestandsovervåking av trekkfugl ved fangst og trekkteflinger. Belyst ved materiale innsamlet ved Jomfruland Fuglestasjon og Mølen Ornitologiske Stasjon. Naturundersøkelser A.S., (stensil): 1-168.
- 6. Nygård, T. 1990. Rovfugl som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. NINA Utredning 21: 1-34.
- 7. Kålås, J.A., Fiske, P. & Pedersen, H.C. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgiftbelastninger i dyr. NINA Oppdragsmelding 37: 1-15.
- 8. Hilmo, O. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Børgefjell 1990. DN-notat 1991- 4: 1-38.
- 9. Nybø, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og aluminium i pattedyr og fugl. DN-notat 1991- 9: 1-62.
- 10. Hilmo, O. & Wang, R. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Solhomfjell - 1990. DN-notat 1991- 6: 1-50.
- 11. Johnsen, P. 1991. Maur i skogovervåking: Økologi og metoder. Zoologisk Museum, Universitetet i Bergen. (stensil): 1-14.
- 12. Bruteig, I.E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende lavkartlegging på furu 1990. DN-notat 1991-8: 1-35.
- 13. Frogner, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking (TOV). Jordforsuringsstatus 1990. Norsk Institutt for Skogforskning (stensil): 1-28.
- 14. Jensen, A. 1991. Terrestrisk naturovervåking (TOV). Jordovervåking i Solhomfjell og Børgefjell 1990. Norsk institutt for skogforskning (stensil): 1-20.
- 15. Brattbakk, I., Høyland, K., Halvorsen Økland, R., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. NINA Oppdragsmelding 91: 1-90.
- 16. Frisvoll, A.A. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Nitrogen i mose fra Agder og Trøndelag. NINA Oppdragsmelding 80: 1-19.
- 17. Strand, O. & Skogland, T. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodeutvikling for overvåking av fjellrev. (stensil).
- 18. Spidsø, T.K. & Pedersen, H.C. 1991. Bestands- og reproduksjonsovervåking av hare. NINA Oppdragsmelding 62: 1-15.
- 19. Bruteig, I.E. 1990. Landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav på furu, Manual. Universitetet i Trondheim, AVH, Botanisk institutt, (stensil): 1-17.
- 20. Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell og Solhomfjell, 1990. NINA Oppdragsmelding 85: 1-41.
- 21. Løken, A. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Moser- en kjemisk analyse. Universitetet i Trondheim, inst. for org. kjemi, NTH og botanisk avd. Vitenskapsmuseet, (stensil).
- 22. Joranger, E. & Røyset, O. 1991. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av nedbør og nedbørkjemi i referanseområder Børgefjell og Solhomfjell 1990. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 31/91: 1-21.
- 23. Kvamme, H. 1991. Rapport for forprosjekt "Undersøkelse av stammelav på fjellbjørk". Norsk institutt for jord- og skogkartlegging, (stensil).
- 24. Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, smågnagere og fugl. NINA Oppdragsmelding 75: 1-36.
- 25. Fremstad, E. 1990. Terrestrisk naturovervåking Vegetasjonsovervåking 1990. NINA Oppdragsmelding 42: 1-35.
- 26. Fremstad, E. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1991. NINA Oppdragsmelding 83: 1-26.
- 27. Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation - environment relationships of boreal coniferous forest in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. Sommerfeltia, 16: 1 - 254. Oslo.
- 28. Skaare, J.U. & Føreid, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Organiske miljøgifter i hare og orrfugl. Fellesavdelingen for farmakologi og toksikologi, Veterinærinstituttet/Norges veterinærhøgskole, (stensil): 1-10.
- 29\* Nybø, S. 1992. Terrestrisk naturovervåkingsprogram. Sammendrag av resultater fra 1990. DN-rapport 1992-3: 1-30.
- 29 Jensen, A. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1991. Rapp. Skogforsk 9/92: 1-25.
- 30 Joranger, E. & Røyset, O. 1992. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av nedbørkjemi i Børgefjell, Solhomfjell, Lund og Åmotsdalen 1990-91. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR: 58/92: 1-54.
- 31 Hilmo, O. & Wang, R. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Åmotsdalen og Lund 1991. DN-notat 1992-3: 1-73.
- 32 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.
- 33 Brattbakk, I., Gaare, E., Fremstad Hansen, K. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. NINA Oppdragsmelding 131: 1-66.
- 34 Bruteig, I.E. & Øien, D-I. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav på fjellbjørk. Manual. ALLFORSK, Universitetet i Trondheim, (stensil): 1-27.
- 35 Wegener, C., Hansen, M. & Bryhn Jacobsen, L. 1992. Vegetasjonsovervåking på Svalbard 1991. Effekter av reinbeite ved Kongsfjorden, Svalbard. Norsk Polarinstittut. Meddelelser nr. 121: 1-54.
- 36 Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Metallbelastninger i lever fra hare, orrfugl og lirype i Norge. NINA Oppdragsmelding 137: 1-72.
- 37 Fremstad, E. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1992. NINA Oppdragsmelding 148: 1-23.
- 38 Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wang, R. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Møsvatn-Austfjell 1992. ALLFORSK, AVH: 1-50.
- 39 Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn-Austfjell. NINA Oppdragsmelding 209: 1-33.
- 40 Kålås, J.A. & Framstad, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn-Austfjell, Lund og Solhomfjell, 1992. NINA Oppdragsmelding 221: 1-38.
- 41 Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfolk. NINA Oppdragsmelding 232: 1-24.
- 42 Tørseth, K. & Røyset, O. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av nedbørkjemi i Ualand, Solhomfjell, Møsvatn, Åmotsdalen og Børgefjell, 1992. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 13/93: 1-64.
- 43 Jensen, A. & Frogner, T. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1992. Rapp. Skogforsk 12/93: 1-21.
- 44 Gaare, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Radiocesium-målinger i planter, vegetasjon og rein fra Børgefjell, Dovre-Rondane og Møsvatn-Austfjell 1992. NINA Oppdragsmelding 230:
- 45 Hannisdal, A. & Myklebust, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Sammendrag av resultater fra 1990 - 1992. DN-rapport 1994 - 6: 1-76.
- 46 Bruteig, I.E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Epifyttisk lav på bjørk - landsomfattende kartlegging 1992. ALLFORSK, Universitetet i Trondheim: 1-42.
- 47 Kålås, J.A. & Myklebust, I. 1994. Akkumulering av metaller i hjortedyr. NINA Utredning 58: 1-45.
- 48 Økland, R.H. 1994. Reanalyse av permanente prøveflater i granskog i referanseområdet Solhomfjell, 1993. DN-utredning 1994 - 5: 1-42.
- 49 Tørseth, K. & Røstad, A. 1994. Overvåking av nedbørkjemi i tilknytning til feltforskningsområdene, 1993. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 25/94: 1-78.

- 50 Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Miljøgifter i dvergfolk i Norge. NINA Forskningsrapport 56: 1-33.
- 51 Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 285: 1-69.
- 52 Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 286: 1-82.
- 53 Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen, H.C. & Strand, O. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1993. NINA Oppdragsmelding 296: 1-47.
- 54 Wang, R. & Bruteig, I.E. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Gutulia og Dividal. ALLFORSK Rapport 1: 1-51.
- 55 Gaare, E. 1994. Overvåking av 137 Cs i TOV-områdene Dividal, Børgefjell, Dovre/Rondane, Gutulia og Solhomfjell sommeren 1993. NINA Oppdragsmelding 300: 1-29.
- 56 Berg, I.A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jord og jordvann 1993. Rapp. Skogforsk 17/94: 1-17.
- 57 Jacobsen, L.B. 1994. Reanalyse av permanente prøveflater i overvåkingsområdet ved Kongsfjorden, Svalbard 1994. Norsk Polarinstittutt. Rapport nr 87: 1-29.
- 58 Tørseth, K. & Johnsrud, M. 1994. Program for terrestrisk naturovervåking. Tilførsler til Gutulia og Dividalen og representativitet av nærliggende NILU stasjoner. Norsk institutt for luftforskning, NILU TR 17/94: 1-38.
- 59 Strand, O., Espelien, I.E. & Skogland, T. 1995. Metaller og radioaktivitet i villrein fra Rondane. NINA fagrapport 05: 1-40.
- 60 Berg, I.A. 1995. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann 1994. Rapp. Skogforsk 8/95: 1-12.
- 61 Tørseth, K. & Hermansen, O. 1995. Overvåking av nedbørkjemi i tilknytning til feltforskningsområdene, 1994. Norsk institutt for luftforskning, NILU OR 33/95: 1-53.
- 62 Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen, H.C. & Strand, O. 1995. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1994. NINA Oppdragsmelding 367: 1-52.
- 63 Nygård, T. 1995. Tungmetaller i fjær fra dvergfolk i Norge. NINA Oppdragsmelding 373: 1-18.
- 64 Espelien, I. 1996. Undersøkelse av metaller i reinsdyr fra Troms og Nordland. NINA Oppdragsmelding 442: 1-13.
- 65 Bruteig, I.E. 1996. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Solhomfjell og Børgefjell 1995. ALLFORSK Rapport 7: 1-42.
- 66 Eilertsen, O. & Stabbetorp, O. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 408: 1-84.
- 67 Tørseth, K. 1996. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel 1995. SFT rapport nr. 663/96: 1-189.
- 68 Berg, I.A. 1996. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann 1995. Rapp. Skogforsk 12/96: 1-23.
- 69 Kålås, J.A. (red). 1996. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1995. NINA Oppdragsmelding 429: 1-36.
- 70 Sjøbakk, T.E. & Steinnes, E. 1997. Forekomst av tungmetaller i jordprofiler fra overvåkingsflater i ulike deler av Norge. DN-utredning 1997-3: 1-29.
- 71 Strand, O., Severinsen, T. & Espelien, I. 1998. Metaller og radioaktivitet i fjellrev. NINA Oppdragsmelding 560: 1-20.
- 72 Direktoratet for naturforvaltning. 1997. Natur i endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-95. Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim: 1-160.
- 73 Kålås, J.A. (red). 1997. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 1996. NINA Oppdragsmelding 484: 1-37.
- 74 Berg, I.A. & Aamlid, D. 1997. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann – Årsrapport 1996. Rapp. Skogforsk. 4/97: 1-21.
- 75 Tørseth, K. & Manø, S. 1997. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel 1996. SFT rapport 703/97: 1-205.
- 76 Bruteig, I.E. & Øien, D.I. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattande gjenkartlegging av epifyttisk lav på bjørk 1997. Manual. ALLFORSK Rapport 8: 1-22.
- 77 Kålås, J.A. & Øyan, H.S. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Metaller, selen, kalsium og fosfor i elg, hjort og rådyr, 1995-96. NINA oppdragsmelding 491: 1-22.
- 78 Økland, R.H. 1997. Reanalyse av permanente prøveflater i barskog i overvåkingsområdet Solhomfjell 1995. Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp. 2: 1-35.
- 79 Severinsen, T. 1997. Terrestrisk naturovervåking - Metaller i rype fra Svalbard. Norsk Polarinstittutt. Rapportserie. Oslo 1997.
- 80 Gaare, E. & Wilmann, B. 1997. Skyldes død lav i Nordfjella villreinområde klima eller forurensning? NINA Oppdragsmelding 504: 1-13.
- 81 Bruteig, I.E. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Åmotsdalen og Lund 1996. ALLFORSK Rapport 9: 1-40.
- 82 Gaare, E. & Strand, O. 1998. Overvåking av 137Cs i Dovre/Rondane i perioden 1994-96. NINA Oppdragsmelding 535: 1-20.
- 83 Kålås, J.A. (red). 1998. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 1997. NINA Oppdragsmelding 547: 1-42.
- 84 Bruteig, I.E. & Holien, H. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Møsvatn 1997. ALLFORSK Rapport 10: 1-34.
- 85 Berg, I.A. & Aamlid, D. 1998. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann – Årsrapport 1997. Rapp. Skogforsk. 5/98: 1-26.
- 86 Lükewille, A., Tørseth, K. & Manø, S. 1998. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel 1997. SFT rapport 736/98: 1-181.
- 87 Amundsen, C.E., Inghe, O., Knutzen, J. & Laursen, K. 1998. Evaluering av Program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Utredning for DN 1998-2: 1-36.
- 88 Pedersen, H.C. & Fossøy, F. 2000. Accumulation of heavy metals in circum-polar willow ptarmigan populations. NINA Oppdragsmelding 646: 1-31.
- 89 Bruteig, I.E. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Vekstrate hos vanleg kvistlav 1993-1997. - ALLFORSK Rapport 13: 1-46.
- 90 Røseberg, I. & Aamlid, D. 1999. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann – Årsrapport 1998. Rapp. Skogforsk. 9/99: 1-21.
- 91 Kålås, J.A. (red). 1999. Terrestrisk naturovervåking. Hare, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 1998. NINA Oppdragsmelding 596: 1-35.
- 92 Tørseth, K., Berg, T., Hanssen, J.E. & Manø, S. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 1998. Oslo. Statlig program for forurensningsovervåking. NILU OR 27/99.
- 92 Stabbetorp, O. E., Bakkestuen, V., Eilertsen, O. & Bendiksen, E. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund, Rogaland. NINA Oppdragsmelding 609: 1-58.
- 93 Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E. & Eilertsen, O. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Åmotsdalen, Sør-Trøndelag. NINA Oppdragsmelding 610: 1-46.
- 94 Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E. & Eilertsen, O. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvann - Austfjell, Telemark. NINA Oppdragsmelding 611: 1-47.
- 95 Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E., Eilertsen, O., Often, A. & Brattbakk, I. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal og Gutulia nasjonalpark, -reanalyser 1998. NINA Oppdragsmelding 612: 1-38.
- 97 Bruteig, I.E. & Tronstad, I.K.K. 2000. Landsomfattande gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk 1997. - ALLFORSK Rapport 16: 1-38.
- 98 Økland, R., Skrindo, A. & Hansen, K.T. 1999. Endringer i trær vekst og vitalitet, vegetasjon og humuslaget kjemisk og fysiske egenskaper i permanente prøveflater i barskog i overvåkingsområdet i Solhomfjell, 1988-1998. Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp. 5: 1-72.
- 99 Ugedal, O., Forseth, T., Jonsson, B. & Mooij, W. 2000. Langtidsutvikling for radioaktivitet i ferskvann. NINA Oppdragsmelding 650: 1-15.
- 100 Kålås, J.A. (red). 2000. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i TOV-områdene, 1999. NINA Oppdragsmelding 653: 1-33.
- 101 Aas, W., Tørseth, K., Berg, T., Solberg, S. & Manø, S. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 1999. NILU OR 23/ 2000.

- 102 Røsberg, I. & Aamlid, D. 2000. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann – Årsrapport 1999. Rapp. Skogforsk. 12/00: 1-25.
- 103 Gaare, E., Skogen, A. & Strand, O. 2000. Overvåking av 137 Cs i Dovrefjell og Rondane i perioden 1997-1999. NINA Oppdragsmelding 616: 1-43.
- 104 Lawesson (red.). 2000. A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries. TemaNord 2000:517: 1-125. (rapporten er delfinansiert fra TOV).
- 105 Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Framstad, E. 2001. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark- reanalyser 2000. NINA Oppdragsmelding 700: 1-41.
- 106 Aas, W., Tørseth, K., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. & Yttri, K.E. 2001. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfæriske tilførsel, 2000. Oslo. Statlig program for forureningsovervåking. NILU rapport OR 34/ 2001.
- 107 Kålås, J.A. & Framstad, E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2000. NINA Oppdragsmelding 697: 1-33.
- 108 Nygård, T., Skaare, J.U., Kallenborn, R. & Hezke, D. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge. NINA Oppdragsmelding 701:1-33.
- 109 Bruteig, I. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell 2000. NINA Oppdragsmelding 703:1-39.
- 110 Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2001. Nasjonalt nettverk av vegetasjonsflater for intensiv overvåking i skog. NIIOS rapport 08/01: 1-40.
- 111 Framstad, E. & Kålås, J.A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av biologisk mangfold på land – basert på videreutvikling av dagens TOV. NINA Oppdragsmelding 702:1-49.
- 112 Bruteig, I.E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Gutulia og Dividal 1998. ALLFORSK rapport 17: 1-37.
- 113 Røsberg, I., Sjøbakk, T.E., Steinnes, E. & Aamlid, D. 2001. Program for terrestrisk naturovervåking. Overvåking av jordvann. Sluttrapport 2000. Rapport fra skogforskningen 5/01:1-23.
- 114 Kålås, J.A. & Husby, M. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Ekstensiv overvåking av terrestre fugl i Norge. NINA Oppdragsmelding 740: 1-25.
- 115 Kålås, J.A. & Framstad, E. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2001. – NINA Oppdragsmelding: 749: 1-32.
- 116 Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L., Wilmann, B.H., Brattbakk I. & Sorlie, R. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen – reanalyser 2001. – NINA Oppdragsmelding 758: 1-41.
- 117 Bakkestuen, V. & Erikstad, L. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Metodeutvikling med fokus på arealdekkende modeller - analyse av detaljerte vegetasjonsdata og regionale miljøvariable. – NINA Oppdragsmelding 759: 1-35.
- 118 Bruteig, I.E. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Samanstilling av epifyttovervåkinga 1990-1999. – NINA Oppdragsmelding 776: 39pp.
- 119 Kålås, J.A., & Lierhagen, S. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01. – NINA Oppdragsmelding 782: 41pp.
- 120 Framstad, E. (red.) 2003. Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene 2002. – NINA Oppdragsmelding 793: 62pp.
- 121 Larsen, R. & Bruteig, I. 2003. Lavdød på Østlandet. – NINA Oppdragsmelding 790: 18pp.
- 122 Kålås, J.A. & Pedersen, H.C. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Samordning av bestandsovervåking av hønsfugl. – NINA Minirapport 8
- 123 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: 30pp.
- 124 Edvardsen, E., Røer, J.E., Solvang, R., Ergon, T. Rafoss, T. & Klaveness, G. 2004. Bestandsovervåking ved standardisert fangst og ringmerking ved fuglestasjonene. – NOF rapport nr 3-2004.
- 125 Framstad, E. (red.) 2004. Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene 2003. – NINA Oppdragsmelding 839. 96pp.
- 126 Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2004. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2001. – NINA Oppdragsmelding 834. 33pp.

# NINA Oppdragsmelding 839

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1479-2

**NINA** Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor • Tungasletta 2 • 7485 Trondheim

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

<http://www.nina.no>