

Terrestrisk naturovervåking

Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2002

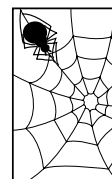
Erik Framstad (red.)

NINA Oppdragsmelding 793

Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 120

Oppdragsgiver: Direktoratet for naturforvaltning
Deltagende institusjoner: NINA



Program for terrestrisk naturovervåking

Program for terrestrisk naturovervåking rettes mot effekter av langtransportert forurensninger og skal følge bestands- og miljøgiftutvikling i dyr og planter. Integreerte studier av nedbør, jord, vegetasjon og fauna, samt landsomfattende representative registreringer inngår. Programmet supplerer andre overvåkingsprogram i Norge når det gjelder terrestrisk miljø.

Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er at det skal gi grunnlag for bedømming av eventuelle langsiktige forandringer i naturen. Sammen med øvrige program for overvåking av luft, nedbør, vann og skog skal det gi grunnlag for å klarlegge årsakssammenhenger.

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 konsentrasjons- og belastningsgrenser) for effekter av langtransporterte forurensninger i terrestriske økosystemer.

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. Direktoratet for naturforvaltning er ansvarlig for gjennomføringen av programmet.

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

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

NINA Norsk institutt for naturforskning

Terrestrisk naturovervåking

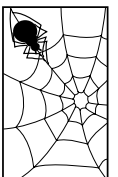
Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og
fugl i TOV-områdene, 2002

Erik Framstad (red.)

Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 120

Oppdragsgiver: Direktoratet for naturforvaltning
Deltagende institusjoner: NINA



NINAs 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.

Opplag: Normalt 300-500

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, års-rapporter fra overvåkingsprogrammer, o.a.

Opplaget er begrenset. (Normalt 50-100)

NINA Project Report

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

Opplaget varierer avhengig av behov og målgrupper

Temahefter

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 miljøvern-avdelinger, turist- og friluftlivskretser o.l. De gis derfor en mer populærfaglig form og med mer bruk av illustrasjoner enn ovennevnte publikasjoner.

Opplag: Varierer

Fakta-ark

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

Opplag: 1200-1800

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

Framstad, E. (red.) 2003. Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2002. – NINA Oppdragsmelding 793. 62pp.

Trondheim, juni 2003

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1404-0

Forvaltningsområde:

Naturovervåking

Environmental monitoring

Rettinghshaver ©:

NINA Stiftelsen for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

Redaksjon:

Erik Framstad, NINA

Design og layout:

Synnøve Vanvik, NINA

Sats: NINA

Kopiering: Norservice

Opplag: 150

Kontaktadresse:

NINA

Tungasletta 2

N-7485 Trondheim

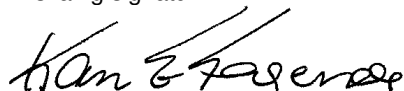
Telefon: 73 80 14 00

Telefax: 73 80 14 01

Tilgjengelighet: Åpen

Prosjekt nr.: 12580, 15420, 15539, 16857

Ansvarlig signatur:



Oppdragsgiver:

Direktoratet for naturforvaltning

Referat

Framstad, E. (red.) 2003. Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2002. – NINA Oppdragsmelding 793. 62pp

Vi presenterer her resultatene for 2002 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 menneskeskapte 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 sør dersom forurensninger har effekter.

Markvegetasjonen i TOV-områdene kartlegges i 5-årsstykker i form av vegetasjonsøkologiske ruteanalyser. Reanalyser i Møsvatn sommeren 2002 viste en klar økning for mosearter. Tilsvarende mønster er funnet i 16 andre overvåkingsområder i gran- og bjørkeskog i Norge og kan knyttes til klimatiske forhold som har vært særlig gunstige for mosevekst siden 1990-tallet. Reanalysene av Møsvatn-rutene viste også en framgang for urter og grasaktige arter på bekostning av lyng. Dette passer ikke med mønsteret for endringene som er observert i sørlige granskogsområder og det sørlige bjørkeskogsområdet i Lund. Årsaken til at Møsvatn ikke følger det generelle mønsteret for Sør-Norge, kan bero på forskjeller mellom økosystemer i bjørkeskog og granskog, f.eks. kjemisk sammensetning og/eller nedbrytingshastighet på strø. Endringene i Møsvatn kan også skyldes respons på omfattende lauvfall hos bjørk ved senere års bjørkemålerangrep, noe som også gir mer lysåpne forhold i skogen. Av gras er det særlig smyle som har vist sterk framgang. Smyle er en nitrofil art som responderer på endret tilførsel av nitrogen. Økningen kan tolkes som en respons på forhøyete mengder med nitrogen i lengre tids langtransportert forurensning. Økt nitrogen kan også frigjøres gjennom bjørkemålerangrep ved bl.a. økt lauvfall/avføring fra målerne og økt lys/varme til marksjiktet.

Epifyttvegetasjon på trestammer blir kartlagt med 5-årsstykker i TOV-områdene, og i 2002 ble epifytter på bjørk igjen kartlagt i Møsvatn. Resultatet viser relativt store endringer fra 1992 til 1997 og 2002. I tiårsperioden har det blitt mer lav på trærne i Møsvatn, med større dekning spesielt av brunskjegg og vanlig kvistlav. Snømållav har gått tilbake. Brunskjeggarter er kjent for å være forurensningsfølsomme. Disse artene kan tidligere har vært holdt nede på grunn av sur nedbør og

kan ha tatt seg opp som følge av lavere forurensningspåvirkning de siste tiårene. Færre observasjoner av skade på lav har sannsynligvis samme årsak. Vanlig kvistlav er en svakt varmekjær art i Norge, som har hatt framgang i flere av TOV-områdene i Sør- og Midt-Norge. Den sterke framgangen av kvistlav i Møsvatn kan henge sammen med at det siste tiåret har vært mildt og fuktig og dermed gunstig for lavvekst. Tilbakegang av snømållav er også observert i flere TOV-områder i Sør- og Midt-Norge. Arten er karakteristisk for subalpin fjellbjørkeskog, og det er trolig klimatiske årsaker til at arten har gått tilbake i tiårsperioden. Det er sannsynlig at de relativt store endringene i epifyttvegetasjonen på bjørk som er observert i Møsvatn fra 1992 til 2002, skyldes en kombinasjon av forbedret luftkvalitet og klimatiske faktorer. Epifyttvegetasjonen i området framstår som frodigere nå enn tidligere.

For kongeørn viser våre tidsserier (1990/93-2002) ingen entydige tegn til redusert reproduksjon i de sørligste områdene. Det har imidlertid vært en tendens til lav produksjon i Solhomfjell de siste årene, med særlig dårlig produksjon i 1999 og 2000, men noe bedre ungeproduksjon i 2001 og 2002 indikerer at dette kan ha vært et midlertidig fenomen. Også for Åmotsdalsområdet har vi hatt relativt dårlig produksjon i en årrekke, og vi registrerte ingen ungeproduksjon her i 2002 til tross for gode rype- og smågnagerforekomster i området høsten 2001. Dette bør gi grunnlag for nærmere undersøkelse av mulige årsaker til den lave ungeproduksjonen for kongeørn i Solhomfjell og Åmotsdalsområdet. I 2002 var det for øvrig meget god produksjon for kongeørn i Børgefjell (1,08 unger pr. territorium) og god produksjon i Lund (0,70 unger pr. territorium), mens produksjonen for Møsvatn var litt under gjennomsnittet for perioden 1993-01 (0,36 unger pr. territorium). I 2002 var produksjonen av jaktfalkunger meget god i Børgefjell (1,40 unger pr. territorium) og i Åmotsdalsområdet (1,18 unger pr. territorium), men noe under middels produksjon i Møsvatn (0,64 unger pr. territorium).

Våre tidsserier for 'stasjonære' spurvefuglarter tyder ikke på spesielle avvik for spurvefuglbestandene i de to sørlige og mest forurensede områdene. Antall observasjoner av disse artene var i 2002 for flere av områdene på samme nivå som for 2001. Unntak er Dividalen der vi hadde klar nedgang i bestandene sammenlignet med 2001. Reproduksjonsovervåkingen for svarthvit fluesnapper viste at det var relativt høy klekkesuksess og svært god ungeoverlevelse i alle fire områdene i 2002, med særlig god produksjon i Åmotsdalen og Lund. Litt dårligere produksjon i Gutulia og Solhomfjell skyldes en litt lavere klekkesuksess i disse områdene i 2002. I perioden 1991-96 viste de nordlige områdene med minst påvirkning av langtransporterte luftforurensninger vellykket klekking for 95% eller mer av de lagte eggene, mens klekkesuksessen i Solhomfjell og Lund var klart lavere ($\leq 95\%$). For årene 1997-02 har mønsteret vært noe annerledes med mer varierende klekkesuksess i de nordlige områdene (88-97%), høy klekkesuksess i Lund (97-99%) og relativt høy klekkesuksess i Solhomfjell (92-97%). Vår nåværende informasjon gir ikke grunnlag for å dra konklusjoner om årsaker til en gjennomgående lavere klekkesuksess observert i Solhomfjell

og Lund for perioden 1992-96. Ungeoverlevelse har med noen få unntak vært relativt høy ($\geq 92\%$) for alle år og områder, uten entydige forskjeller mellom TOV-områdene.

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 2002 tyder på nedgang fra middels store gnagerbestander i 2001 i Børgefjell og Åmotsdalen, mens invasjon av lemen i Møsvatnområdet førte til ytterligere bestandsøkning her. Fangstene i øvrige områder tyder på fortsatt lave gnagerbestander. For lirype viste resultatene fra 2002 en høy bestand i Åmotsdalsområdet. Det var også tegn til bestandsøkning i Gutulia og Møsvatn, men lirypebestandene var fortsatt relativt lave i disse områdene. For Lund fant vi litt under middels tetthet av liryper i 2002 og klar bestandsnedgang i Dividalen og Børgefjell i 2002 sammenlignet med 2001. Jaktutbyttet av orrfugl i Solhomfjell indikerte at bestanden av småvilt var relativt høy i dette området i 2002.

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. Økningen av moser og til dels lav på trær 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. Endringer i markvegetasjonen mot vegetasjon mer typisk for næringsfattige områder i en del av de sørlige overvåkingsområdene kan imidlertid ha tilknytning til akkumulert forsuring over lang tid. Økningen av alger på trær i overvåkingsområdet i Lund kan knyttes både til økt nitrogennedfall og et mildere klima. 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, 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 observerte noen fremmede arter som ledd i overvåkingen. Derimot er det observerte en håndfull truete 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 ev. 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.) 2003. Monitoring programme for terrestrial ecosystems. Ground vegetation, epiphytes, small rodents and birds in the monitoring sites, 2002. – NINA Oppdragsmelding 793. 62pp.

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. This includes integrated studies in 7 permanent monitoring sites, spanning a range of conditions in climate and pollution loads, from the southwest to the north. The studies involve 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 2002.

The ground vegetation is analysed in fixed plots (by frequencies in subplots) in each of the TOV monitoring sites every 5 years. The re-analyses of the vegetation at Møsvatn in 2002 showed a clear increase for bryophytes. A similar pattern has been observed in 16 other monitoring sites in spruce and birch forests ranging over much of Norway and may be related to climate conditions which have been especially beneficial for bryophyte growth during the 1990s. The re-analyses at Møsvatn also showed an increase in herbs and grasses and a reduction for dwarf shrubs. This does not reflect the wider pattern observed for several southern spruce forest sites and the southern birch forest site at Lund. The deviant pattern for Møsvatn may be due differences in ecosystems of spruce and birch forests, such as chemical composition or decomposition rates of the litter. The changes at Møsvatn may also be a response to birch defoliation after severe attacks by the geometrid moth *Epirrita autumnata* over the previous years, resulting in increased light to the field layer. Cover values for the nitrophilous grass *Deschampsia flexuosa* increased strongly, indicating increased supply of nitrogen, either due to accumulation over several years of long-range pollution or liberation of nitrogen through the moth attacks resulting in increased leaf fall/droppings and light/heat flux at ground level.

In the TOV monitoring sites, the epiphytic vegetation on tree trunks is surveyed every 5 years, and the epiphytes on *Betula pubescens* at the Møsvatn site were re-surveyed in 2002. Results show substantial changes from 1992 to 1997 and 2002. During this period, lichens on trees at Møsvatn have increased, with greater coverage especially for *Bryoria* spp and *Hypogymnia physodes*. *Melanella olivacea* has retreated. *Bryoria* spp are known to be sensitive to pollution. They may previously have been reduced due to acidified precipitation and may have expanded due to reduced pollu-

tion loads during recent decades. Fewer observations of damage to lichens may be due to the same factor. *H. physodes* prefers somewhat warmer climate in Norway, and it has expanded in several monitoring sites of South and Central Norway. The strong expansion of *H. physodes* at Møsvatn may be due to the beneficial effects of a mild and wet climate during the last 10 years. Retreat of *M. olivacea*, a species characteristic of subalpine birch forest, has been observed at several monitoring sites of South and Central Norway, and is also most likely due to the milder climate. The great changes observed in the epiphytic vegetation at Møsvatn from 1992 to 2002 are most likely due to a combination of improved air quality and climatic factors. The epiphytic vegetation here appears more luxuriant than previously.

Our time series for production of young in golden eagles (1990/93-2002) do not indicate any reduced reproductive success for the southern sites. A tendency for low production in Solhomfjell (a southern site) during the last few years (especially in 1999 and 2000) has improved somewhat in 2001 and 2002, indicating a temporary reduction in reproductive success. Reproduction has been poor for several years also in the Åmotsdalen site, with no young produced in 2002, in spite of good small rodent and grouse populations in the autumn of 2001. This indicates a need for closer study of the causes of the low reproductive success in these sites. In contrast, there was very high production of young for golden eagles in the Børgefjell area in 2002 (1.08 young per territory), and high production also in the southern site Lund (0.70 young per territory). In Møsvatn production was a bit lower than average for the period 1993-2001 (0.36 young per territory). The production of young in gyrfalcons was very high in Børgefjell (1.40 young per territory) and in Åmotsdalen (1.18 young per territory), but a bit less than average in Møsvatn (0.64 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 2002 was at the same or at higher levels than for 2001, except for Dividalen in the far north, where we found a clear reduction compared with 2001. Monitoring of reproduction in pied flycatchers showed relatively high hatching success and very high nestling survival for all sites in 2002, 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 $\geq 95\%$ of eggs laid in northern sites with the lowest pollution loads, whereas hatching success in the southern sites Lund and Solhomfjell was $\leq 95\%$. During 1997-2002 the pattern has been different, with varying hatching success (88-97%) in northern sites, high success in Lund (97-99%) and rather high success also in Solhomfjell (92-97%). Our current information does not warrant any conclusions on the causes for the lower hatching success in Lund and Solhomfjell during 1992-96. Nestling survival has, with a few exceptions, been relatively high ($\geq 92\%$) for all sites and years without any clear differences between sites.

The main aim of the monitoring of the 'key species' small rodents and grouses is to document the population levels in order to facilitate interpretation of changes in the indicator species (above). The trapping of small rodents in 2002 indicate a reduction in populations from medium high levels in 2001 in Børgefjell and Åmotsdalen, whereas an invasion of lemmings in Møsvatn lead to a further increase in populations here. Trapping at the other sites indicates continuing low population levels of small rodents. The censuses of willow grouse in 2002 indicate a high population in Åmotsdalen. There were also signs of a population increase in Gutulia and Møsvatn, but grouse populations are still fairly low in these areas. We found population levels of willow grouse below average in Lund, and clear population reductions in Dividalen and Børgefjell in 2002 compared with 2001. Hunting results for black grouse in Solhomfjell indicated that population levels of small game species were relatively high in this area.

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 in bryophytes and partly lichens on trees 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 and higher frequencies of species sensitive to pollution appear to be clearly related to a documented reduction in sulphur deposition and associated acidification. Changes in the ground vegetation towards more nutrient poor types in several southwestern monitoring sites may, however, be tied to effects of accumulated acidification over many years. The increase of algae on trees in the Lund monitoring site may be linked to both an increase in nitrogen deposits and a milder climate. 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, it is too early to tell if such changes may be 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 (redlisted) 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 nord-boreale 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 (unntak for vegetasjonsovervåking i Solhomfjell som utføres av NIJOS).

Her rapporteres resultatene fra NINAs del av overvåkingen i 2002, for første gang ved at resultatene for både fauna og vegetasjon presenteres i én felles dokumentasjonsrapport. Hensikten med denne rapporten er primært å dokumentere metoder og resultater fra overvåkingen i 2002. Det gis også en kortfattet diskusjon med en første tolkning av resultatene. En presentasjon av de viktigste resultatene vil også bli gitt i en egen rapport tilrettelagt for et bredere publikum. I denne dokumentasjonsrapporten har Vegar Bakkestuen vært ansvarlig for markvegetasjon, Inga E. Bruteig for epifytter, Erik Framstad smågnagere, mens John Atle Kålås har hatt ansvaret for rovfugler, hønefugler og spurvefugler. Erik Framstad har stått for samlet redigering.

Også i 2002 har en rekke personer bidratt til datainnsamlingen, analyser og kommentarer:

- For undersøkelser av markvegetasjonen er jordkjemiske analyser utført ved Jordforsks laboratorium. Dag Svalastog takkes for innlesing av data, mens Odd Eilertsen, Tonje Økland og Rune H. Økland har bidratt med verdifull diskusjon knyttet til samordning av resultatene fra overvåkingen i bjørkeskog (TOV) og granskog (TOV, NIJOS).
- Epifyttkartleggingen i Møsvatn ble utført av Anne Molia, Inga E. Bruteig og Torveig Balstad. Bodil Wilmann har tilrettelagt gamle og nye epifyttdata fra Møsvatn for NINAs databasesystem. René S. Larsen 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 Jan Erik Fossmo (Dividalen) for energisk assistanse i felt. 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 Vidar Selås, Tor Spidsø, Geir Sonerud, Karl Birger Strann, Nigel Yoccoz, Eivind Østbye og Statskog i Finnmark som generøst har bidratt med informasjon om egne gnagerobservasjoner.

- 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 Rolf Almås og Wiggo Braaten). Statskog Nordland ved Martin Håker har gitt oss tilgang til jaktstatistikk for sesongen 2002/03 for nordlige deler av Børgefjellområdet. I Åmotsdalen er spurvefugltakseringene utført av Magne Myklebust og Geir Rudolfsen, 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 Ole Petter Blestad har taksert spurvefugler. Spurvefuglundersøkelser i Lund er utført av Aanen Munkejord, Knut Harald Dagestad, Torleif Tysse og Olav Steinberg. Kartlegging av forekomster av 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. Gjerstad Jeger og Fiskeforening v/ Arne Gunnerud har gitt oss tilgang til sin jaktstatistikk fra Solhomfjell for sesongen 2002/03. 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, Rjukan politistasjon 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, Gry Tveten og Arild Aune.

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

Trondheim og Oslo, april 2003

Innhold

Referat	3
Abstract	4
Forord.....	6
1 Innledning	7
2 Områdebeskrivelse.....	8
3 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn –reanalyser 2002.....	10
3.1 Metoder.....	10
3.2 Resultater – endringer 1997-2002.....	11
3.3 Diskusjon	13
4 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i Møsvatn 2002.....	16
4.1 Metoder.....	16
4.2 Resultat	17
4.3 Diskusjon	25
Vedlegg 4.1.....	26
Vedlegg 4.2.....	27
5 Smågnagere	29
5.1 Metoder.....	29
5.2 Resultater	30
5.3 Diskusjon	33
6 Rovfugler	35
6.1 Metoder.....	35
6.2 Resultater	36
6.3 Diskusjon	36
7 Hønsefugler	39
7.1 Metoder.....	39
7.2 Resultater	40
7.3 Diskusjon	43
8 Spurvefugler	44
8.1 Metoder.....	44
8.2 Resultater	45
8.3 Diskusjon	48
Vedlegg 8.1.....	53
9 Sammenhenger og mulige påvirkningsfaktorer.....	54
10 Sammendrag	56
11 Litteratur	58

1 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 utgjør de mange artene i markvegetasjonen et bredt spekter av arter med ulike tilpasninger til økologiske forhold og med 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, dvs arter som sterkt påvirker naturlig bestandsdynamikk for indikatorartene, (smågnagere og lirype/orrfugl) i de aktu-

elle 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 bestandsnedgang for de områdene som er mest utsatt for langtransporterte luftforurensninger.

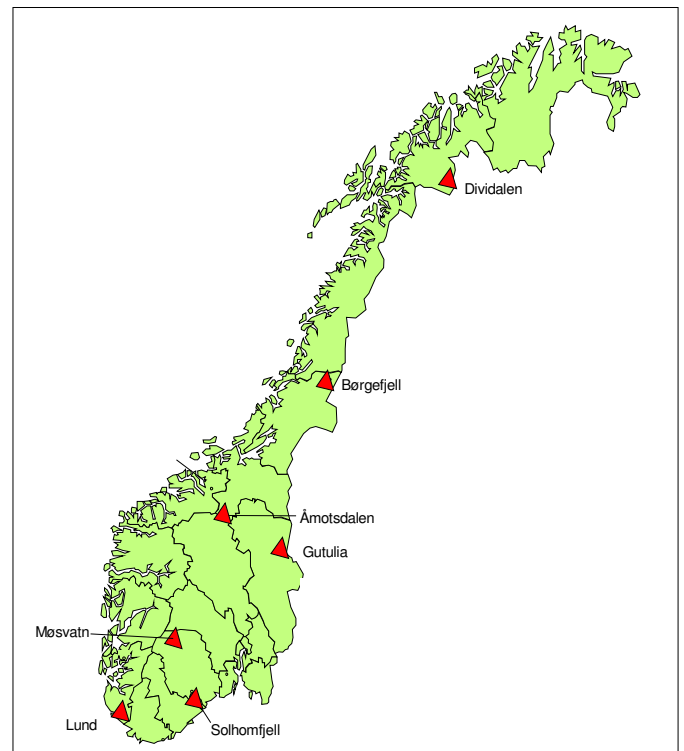
Her rapporterer vi resultatene fra undersøkelsene av markvegetasjonen og epifytter i Møsvatn, samt smågnager- og fugleundersøkelsene i Dividalen, Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia, Møsvatn, Lund og Solhomfjell i 2002.

Denne rapporten har som mål å gi en kortfattet presentasjon av metoder og resultater fra arbeidet i 2002, 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,c, 2001, 2002, Brattbakk et al. 1991, 1992, Eilertsen & Brattbakk 1994, Eilertsen & Often 1994, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Stabbetorp et al. 1999, R. Økland 1994, 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, 2003, Wang & Bruteig 1994)
- fauna: Kålås et al. 1991a,b, Kålås et al. 1992, Kålås & Framstad 1993, Kålås et al. 1994, Kålås et al. 1995, Kålås 1996, 1997, 1998, 1999, 2000, Kålås & Framstad 2001, 2002).

2 Områdebeskrivelse

Denne rapporten dekker resultater for 2002 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.



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

Dividalen

Overvåkingsområdet er sentrert omkring midtre deler av Dividalen innenfor Dividalen nasjonalpark, Målselv kommune i Troms (68° 42' N 19° 47' Ø). Området dekkes av kartblad M711 1532 II, Altevatnet. Området består hovedsakelig av nord-boreal 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).

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

	Lund	Solhom- fjell	Møsvatn	Gutulia	Åmots- dalen	Børgefjell	Dividalen
fylke	Rogaland	Aust-Agder	Telemark	Hedmark	Sør- Trøndelag	Nord- Trøndelag	Troms
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	natur- reservat, privat	natur- reservat	landskaps- vernomr., privat	nasjonalpark	nasjonalpark, landskaps- vernomr.	nasjonal- park	nasjonalpark
høyde over havet	350-420	350-475	1000-1050	770-865	900-925	520-580	385-615
vegetasjonssone	mellom- boreal	sørboreal	nordboreal	nordboreal	nordboreal	nordboreal	nordboreal
Vegetasjons- seksjon	oseanisk (O2)	oseanisk (O2)	svakt osea- nisk (O1)	overgangs- seksjon (OC)	svakt osea- nisk (O1)	svakt ose- anisk (O1)	kontinental (C)
berggrunn	bandgneis	granitt, granittisk gneis	metarhyolitt, metamorftuff	omdannet sandstein med feltspat	grov meta- arkose, konglomerat	granitt, skifer	glimmerskifer, kvartskarbo- natskifer
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 32W; 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/m²/år) og fig.5 (mg N/m²/år).

Børgefjell

Overvåkingsområdet er sentrert omkring Viermadalen innenfor Børgefjell nasjonalpark, Røyrvik kommune i Nord-Trøndelag (65° 08' N, 12° 50' Ø). Området dekkes av kartblad M711 1925 II, Børgefjell. Området består av nord-boreal skog og lavalpin hei og ligger fra ca. 450 til 1 000 m o.h. Heirområdene 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° 24' Ø). Området dekkes av kartblad M711 1519 IV, Snøhetta. Området består av nord-boreal 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 bekrevet av Brattbakk et al. (1992).

Gutulia

Overvåkingsområdet ligger øst for den sørlige delen av Femunden i Engerdal kommune, Hedmark (62° 02' N 12° 11' Ø), og er knyttet til Gutulia nasjonalpark. Området dekkes av kartblad M711 1719 II, Elgå. Området består av nord-boreal skog og lavalpin hei og ligger fra ca. 600 til 1 000 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° 52' N, 8° 20' Ø), og er knyttet til landskapsvernområdet som ligger her. Området dekkes av kartblad M711 1514 I, Frøystaul. Området består av nord-boreal skog og lavalpin hei og ligger fra ca. 950 til 1 200 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 Kjørmo tjørnan i Lund kommune, Rogaland (58° 33' N, 6° 27' Ø). Området dekkes av kartblad M711 1312 III, Ørdalsvatnet. Området har stor variasjon i naturtyper fra termofile skogtyper 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° 48' 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 sør-boreal og mellom-boreal vegetasjonssone. Området er vernet som skogreservat og er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991).

3 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn – reanalyser 2002

Vegar Bakkestuen*, Ingvar Brattbakk, Lars Erikstad, Odd Egil Stabbetorp, Bodil Wilmann, Per Arild Aarrestad

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 menneskeskaptede påvirkninger. Markvegetasjonen utgjør derfor en essensiell komponent i overvåkingsprogrammet. Overvåkingsområdet i Møsvatn ble etablert i 1992 (Brattbakk 1993), og overvåkingsopplegget for vegetasjon ble her revidert i 1997 (Bakkestuen et al. 1999b). Her rapporteres reanalyser av vegetasjonen foretatt i 2002.

3.1 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). 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 cm² i hver av (minst) 50 analyseruter à 1 m² 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 1997 og 2002, 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

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

mest vekt på analysene av datasettet basert på artenes forekomst i småruter (frekvensdata).

Nærmere beskrivelse av plasseringen til de vegetasjons-økologiske feltene og analyserutene i Møsvatn er gitt i Bakkestuen et al. (1999b).

3.2 Resultater – endringer 1997-2002

I de 50 undersøkte rutene i 2002 ble det registrert 137 arter: 64 karplanter, 31 bladmoser, 24 levermoser og 18 lav. Dette er en økning i forhold til 1997 da totalt 124 arter ble funnet. Den gang var karplanteantallet 61 mens antall bladmoser, levermoser og lavararter var henholdsvis 25, 19 og 19.

Endring i forekomst av arter

Framgang og tilbakegang hos arter, målt ved endring i artenes forekomst (frekvens) i småruter, er oppsummert i **tabell 3.1** (kun for arter med forekomst i fem eller flere av analyserutene). I de 50 analyserutene ble det funnet signifikant ($p < 0,05$) tilbakegang hos 3 karplanter og 1 lav, mens slik tilbakegang ikke ble funnet for mosene. I samme periode hadde 8 karplanter og 9 moser signifikant framgang. Tilbakegang hadde dunbjørk (*Betula pubescens*), krekling (*Empetrum nigrum*), vanlig blokkebær (*Vaccinium uliginosum*) og islandslav (*Cetraria islandica*). Mest framgang hadde gullris (*Solidago virgaurea*) og skogstjerne (*Trientalis europaea*). Framgang er også registrert hos fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*), linnea (*Linnaea borealis*), maiblom (*Maianthemum bifolium*), engsyre (*Rumex acetosa*), diverse arter av løvetann (*Taraxacum sp.*), myskegras (*Milium effusum*), spikelundmose (*Brachythecium relexum*), bergsigd (*Dicranum fuscescens*), glansjammemose (*Plagiothecium laetum*), furumose (*Pleurozium schreberi*), rosettmose (*Rhodobryum roseum*), lyngskjeggmoser (*Barbilophozia floerkei*), buttflik (*Lophozia obtusa*), grokorn-/skogflik (*Lophozia ventricosa*) og storhoggdann (*Tritomaria quinqueidentata*).

Endring i antall arter i analyserutene

Av de 50 analyserutene var det 22 ruter som viste reduksjon i antall arter, 23 ruter hadde økning i antall arter, mens 5 ruter hadde like mange arter i 2002 som i 1997. Endringene var ikke signifikante i noen retning (Wilcoxon-test, $Z = -0,775$, $p = 0,450$). Vi gjorde samme test etter å ha delt inn artene i henholdsvis karplanter, moser og lav. Antall karplanter økte i 12 ruter, avtok i 22 og i 16 ruter var antallet det samme. Disse endringene var ikke signifikante (Wilcoxon-test, $Z = -0,958$, $p = 0,338$). For moser gikk artsantallet ned i 10 ruter, opp i 22 ruter, mens 18 ruter var uendret. Denne økningen var signifikant (Wilcoxon-test, $Z = -2,243$, $p = 0,014$). Antall lav gikk tilbake i 13 ruter, økte i 7 ruter, og var uendret i 30 ruter (Wilcoxon-test, $Z = -1,558$, $p = 0,119$).

Endringer i artssammensetning

Figur 3.1 viser de 50 analyserutenes forflytning langs de to viktigste ordinasjonsaksene fra 1997 til 2002 (første og andre

analysetidspunkt). Førsteaksens gradientlengde er 3,738 SD-enheter og andreaksens er 1,698. Verdier for tredje og fjerde akse, samt informasjon om aksenes andel av forklart variasjon er gitt i **tabell 3.2**.

Langs ordinasjonens førsteakse er det en klar tendens til at analyserutene generelt har beveget seg mot høyere verdier. Det samme kan også sies om andre akse, men denne tendensen er ikke like sterk (men signifikant, $p > 0,05$). **Tabell 3.2** viser også at det ikke er noen signifikant endring av arts-sammensetningen i rutene langs de to påfølgende aksene.

Endringer hos smyle (*Deschampsia flexuosa*)

Under feltarbeid i Møsvatn i 2002 ble det visuelt registrert en stor økning i mengden av smyle (*Deschampsia flexuosa*) i markvegetasjonen i og rundt de permanent markerte analyserutene. Smyle er en art med bred økologisk amplitude i blåbærbjørkeskog, således også i Møsvatn (jf Bakkestuen et al. 1999b). Dette medfører blant annet at arten fantes i de aller fleste analyserutene (49 av 50) og også i veldig mange av smårutene (717 av 800) ved etableringen av feltet i 1997. Dette betyr at arten ved bruk av frekvensmålet nesten "stanger hodet i taket", og signifikant økning er vanskelig å måle selv om arten reelt har en økning i mengde. Signifikant økning i frekvens er da heller ikke funnet for denne arten (jf **tabell 3.1**).

Som et ekstra mål på mengde registreres også artenes dekningsgrad i prosent. Vi har sett på endringer i dekningsgrad hos smyle og registrerer at arten i de mest ekstreme tilfellene har gått fram fra en dekningsgrad i rutene på 2% til 60%. Summert dekningsgrad av smyle i alle analyserutene i 1997 var på 340% mens den var mer enn 1040% i 2002, altså over en tredobling. Arten gikk fram i 37 analyseruter, mens den gikk tilbake i kun 4 ruter (Wilcoxon-test, $Z = -4,253$, $p < 0,001$). Smyle gikk klart mest fram i de 30 rutene som ligger i fattig blåbærutforming, dvs de 30 rutene som ligger lengst til venstre i **figur 3.1**.

Miljøvariable

Her presenteres endringer i pH, glødetap og såkalte ekstra-herbare kationer, dvs tilnærmet de mengdene av stoffene som er fritt tilgjengelig for plantene. Mange av de målte jordkjemiske variablene viste signifikant endring fra 1997 til 2002 (**tabell 3.3**). Glødetapet er en viktig strukturerende faktor fordi mange av de andre målte kjemiske variablene ofte er nøye korrelert med dette. Glødetapet viser en signifikant reduksjon fra 1997 til 2002. Det er i så måte naturlig at mange av de andre jordvariablene også viser reduksjon i samme periode. pH ekstrahert i vann viser en liten signifikant økning, men denne er under 0,1 pH-enheter.

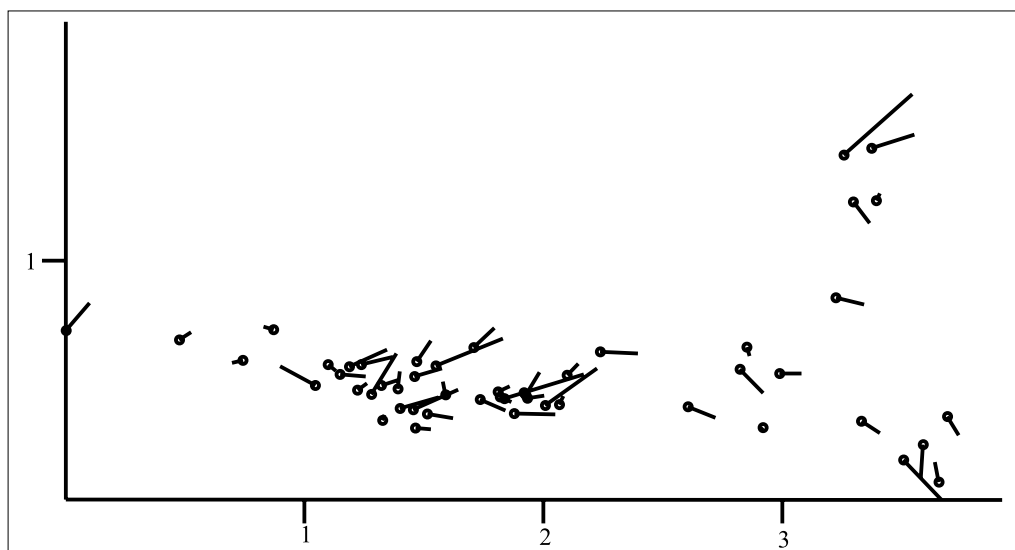
Tabell 3.1 Persistens i karplante-, mose- og lavarters mengde (smårutefrekvens) i Møsvatn, i løpet av femårsperioden 1997-2002. Totalt = antall analyseruter der arten forekommer. Fram – antall analyseruter der arten går fram. Tilbake = antall analyseruter der arten går tilbake. Kun arter som forekommer i 5 eller flere analyseruter er inkludert. W. Rank. = Wilcoxon Rank Z-verdi for en Wilcoxon ettutvalgstest som er benyttet til å teste hypotesen om at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative. Sign. = testens signifikansnivå. Retning = + framgang. – tilbakegang. – Persistence of vascular plants, bryophytes and lichens (frequency data set) in Møsvatn during the period 1997-2002. Totalt = number of mesoplots where the species is found. Fram = number of mesoplots where the species is increasing. Tilbake = number of mesoplots where the species is decreasing. Only species that occur in 5 or more mesoplots, and that shows significant changes, are shown. W. Rank = A Wilcoxon one-sample test Rank Z-value of the hypothesis that the median change is not different from 0, against the two-tailed alternative. Sign = The significance level of the test. Retning = + increase, - decrease.

Kodenavn	Totalt	Fram	Tilbake	W.Rank	Sign	Retning
Betu pub	13	1	12	-2.967(b)	0,003	-
Em ni.he	35	6	15	-2.321(b)	0,02	-
Ju co.co	6	3	2	-0.408(a)	0,683	+
Va ul.ul	31	5	16	-2.392(b)	0,017	-
Vacc myr	50	4	10	-0.802(b)	0,423	-
Vacc vit	34	12	8	-1.384(a)	0,166	+
Gera syl	11	2	0	-1.342(a)	0,18	+
Gymn dry	27	17	2	-3.120(a)	0,002	+
Hier/vtm	8	2	6	-1.852(b)	0,064	-
Linn bor	17	10	2	-2.130(a)	0,033	+
List cor	8	2	5	-0.877(b)	0,38	-
Lyco ann	10	6	2	-1.481(a)	0,139	+
Maia bif	8	5	1	-2.014(a)	0,044	+
Mela pra	22	1	21	-3.516(b)	0	-
Mela syl	5	0	5	-2.236(b)	0,025	-
Pheg con	5	0	0	-1.000(c)	1	=
Ranu acr	7	3	2	-0.813(a)	0,416	+
Rume asa	16	13	2	-2.462(a)	0,014	+
Soli vir	35	25	6	-3.915(a)	0	+
Taraxacz	5	5	0	-2.041(a)	0,041	+
Trie eur	43	31	9	-3.950(a)	0	+
Anth odo	11	7	2	-1.672(a)	0,095	+
Desc fle	49	4	3	-0.172(b)	0,863	-
Luzu pil	10	6	3	-1.131(a)	0,258	+
Mili eff	9	5	0	-2.032(a)	0,042	+
Brac ref	37	19	9	-1.971(a)	0,049	+
Brac sal	14	6	4	-1.218(a)	0,223	+
Dicr fus	14	8	1	-2.326(a)	0,02	+
Dicr sco	42	22	13	-1.883(a)	0,06	+
Hylo spl	36	14	13	-1.332(a)	0,183	+
Mniu hor	6	2	0	-1.414(a)	0,157	+
Plam cus	5	4	1	-0.816(a)	0,414	+
Plat lae	15	9	1	-2.573(a)	0,01	+
Pleu sch	42	22	11	-2.628(a)	0,009	+
Poly com	34	13	8	-1.826(a)	0,068	+
Poly jun	8	3	4	-0.378(b)	0,705	-
Rhod ros	10	10	0	-2.812(a)	0,005	+
Sani unc	5	2	1	0.000(c)	1	=

Tabell 3.1 forts.

Kodenavn	Totalt	Fram	Tilbake	W.Rank	Sign	Retning
Loph obt	16	11	1	-2.877(b)	0,004	+
Loph/ven	20	12	3	-2.764(b)	0,006	+
Ptil cil	5	4	0	-1.890(b)	0,059	+
Trit qui	6	6	0	-2.232(b)	0,026	+
Cetr isl	25	4	16	-2.548(c)	0,011	-
Clad/arb	14	6	4	-1.605(b)	0,108	+
Clad can	5	3	1	-1.300(b)	0,194	+
Clad/chl	14	4	7	-0.711(c)	0,477	-
Clad ecm	11	4	6	-1.409(c)	0,159	-
Clad fur	17	6	7	-0.516(c)	0,606	-
Clad gri	9	3	3	-0.108(c)	0,914	-
Clad raa	8	3	4	0.000(a)	1	=
Clad ste	5	1	0	-1.000(b)	0,317	+

Figur 3.1 Forflytning av permanente analyseruter langs ordinasjonsaksene 1 og 2 for datasettet fra Møsvatn. Analyserutas posisjon i 1997 er markert med en prikk, mens en strek viser rutes endring og posisjon i 2002. – Displacement of permanent plots along ordination axes 1 and 2 for the Møsvatn data set. The dots mark the position of the permanent plots in 1997 and lines show the displacement in 2002.



3.3 Diskusjon

Den økologiske tolkingen av ordinasjonsaksene fra analysene i 1997 (Bakkestuen et al. 1999b) legges til grunn for tolkingen av 1997-2002 ordinasjonen, i det disse viser stor grad av konformitet. De to første ordinasjonsaksene reflekterer i hovedsak begge komplekse gradienter langs næring og fuktighet (Bakkestuen et al. 1999b).

Vegetasjonsstudiene i TOV er primært designet for å studere dynamikken langs forskjellige komplekse gradienter, og om endringer i artsforekomster kan relateres til endringer i fysiske, biotiske og framfor alt 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 verti-

kalutbredelse 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.

Endringer i artsforekomster og endringer langs gradientene

Det ble funnet signifikante endringer ($p > 0,05$) i rutenes plassering langs ordinasjonsaksene. Det var en gjennomgående tendens at alle rutene, uavhengig av plassering langs første akse, hadde beveget seg mot høyere verdier, dvs mot høyre i diagrammet i **figur 3.1**. Dette betyr at arts sammensetningen i rutene har endret seg i retning av en arts sammensetning som er typisk for mer næringsrike forhold, jf tolkingen av ordinasjonsdiagrammet i Bakkestuen et al (1999b). Når det gjelder rutenes bevegelse langs andreaksen, var det typisk at analyserutene i den "fattige" delen til venstre i diagrammet

Tabell 3.2. DCA ordinasjon av 50 reanalyserte ruter fra Møsvatn basert på frekvens av arter i analyseruter, egenskaper ved ordinasjonsaksene. e_{DCA} = egenverdi, SD_{DCA} = gradientlengde målt i SD-enheter, e_{DCA}/Ti = egenverdi/total inertia, dvs. aksens andel av forklart variasjon, angitt i prosent, $\sum e_{DCA}/Ti$ = de n første aksenes andel av forklart variasjon (i prosent), $n(\Delta_{97-02}>0)$ = antall ruter med økning i akseverdi fra 1997 til 2002, $n(\Delta_{97-02}<0)$ = antall ruter med nedgang i akseverdi fra 1997 til 2002. Wilcoxon Z-verdi = Wilcoxon z-verdi for ettvalgstest. P = signifikanssannsynlighet. – DCA ordination of 50 reanalysed mesoplots in Møsvatn, characteristics of ordination axis. e_{DCA} = eigenvalue, SD_{DCA} = gradient length in SD units, e_{DCA}/Ti = eigenvalue/total inertia, i.e. the variation explained by the axis (percentages), $\sum e_{DCA}/Ti$ = variation explained by the first n axes (percentages), $n(\Delta_{97-02}>0)$ = number of plots with increasing value from 1997 to 2002, $n(\Delta_{97-02}<0)$ = number of plots with decreasing value from 1997 to 2002. Wilcoxon Z-verdi = Wilcoxon one sample t-value. P = significance probability.

	DCA1	DCA2	DCA3	DCA4
e_{DCA}	0.480	0.115	0.069	0.045
SD_{DCA}	3.738	1.698	1.371	1.356
e_{DCA}/Ti	25.6	6.1	3.7	3.4
$\sum e_{DCA}/Ti$	25.6	31.7	35.4	37.8
$n(\Delta_{97-02}>0)$	7	20	21	25
$n(\Delta_{97-02}<0)$	43	30	29	25
Wilcoxon Z-verdi	-5.276	-2.283	-1.405	-0.241
P	0.000	0.022	0.160	0.809

Tabell 3.3. Jordsmonnsendringer i analyserutene fra Møsvatn, basert på 50 jordprøver fra 1997 og 2002. Enheter = hva stoffmengdene er oppgitt i. Totalt = antall analyseruter der måleverdien for Variabelen ligger over deteksjonsgrensen. Fram = antall analyseruter der måleverdien for variablene øker. Tilbake = antall analyseruter der måleverdien for variabelen synker. Kun variable som ligger over deteksjonsgrensen i 25 eller flere felles analyseruter for 1997 – 2002 er inkludert. W. Rank = Wilcoxon Rank - Z-verdien (Rank-verdien) i en ettvalgstest som er benyttet til å teste hypotesen om at medianendringen ikke er forskjellig fra 0 mot den tosidige alternative hypotesen. Sign. = testens signifikansnivå. Retning = + økning, - reduksjon. Gj.snitt 1996 = middelerdi for hver enkelt variabel i 1997 basert på 50 analyseruter. Gj.snitt endring = gjennomsnittlig endring for hver variabel i tidsperioden 1996-2001. – Changes in soil composition in 50 mesoplots from 1997 to 2002. Enheter = measurement units. Totalt = number of mesoplots where the variable is detectable. Fram = number of mesoplots where the variabel is increasing. Tilbake = number of mesoplots where the variable is decreasing. Only variables that are detectable in more than 25 mesoplots both years are included. W. Rank = A Wilcoxon one-sample test Rank Z-value of the hypothesis that the median change is not different from 0, against the two-tailed alternative. Sign = The significance level of the. Retning = + increase, - decrease. Gj.snitt 1997 = Mean of each variable in 50 mesoplots in 1997. Gj.snitt endring = changes in mean between 1997 and 2002.

Variabel	Enheter	Totalt	Tilbake	Fram	W. Rank	Sign.	Retning	Gj.snitt 1997	Gj.snitt endring
GLTAP	g/l	50	31	19	-2.920(a)	0,003	-	50,75	-8,07
pH		50	13	34	-3.335(b)	0,001	+	4,24	0,07
H	mmol/kg	34	24	10	-2.325(a)	0,02	-	63,09	9,59
Al	mmol/kg	50	36	14	-3.306(a)	0,001	-	6,69	-1,59
Ca	mmol/kg	50	2	48	-6.057(b)	0	+	48,18	42,95
Fe	mmol/kg	50	13	36	-3.039(b)	0,002	+	0,57	0,15
K	mmol/kg	50	34	16	-2.698(a)	0,007	-	17,39	-2,59
Mg	mmol/kg	50	1	49	-6.144(b)	0	+	13,55	14,04
Mn	mmol/kg	50	28	22	-0.169(a)	0,866	-	6,04	1,09
P	mmol/kg	50	32	16	-2.615(a)	0,009	-	5,12	-0,59
S	mmol/kg	50	39	11	-3.750(a)	0	-	3,46	-0,72
Zn	µmol/kg	50	30	20	-1.926(a)	0,054	-	573,54	-28,25

hadde beveget seg oppover mot enda fattigere typer. I den "rike" delen av ordinasjonsdiagrammet hadde de fleste rutene beveget seg nedover, altså mot enda rikere vegetasjonstyper. Generelt representerer disse endringene en framgang for arter knyttet til rikere næringsforhold, noe som synes å gå i motsatt retning av det mønsteret som T. Økland et al. (2001) har funnet for vegetasjonen i granskog i en rekke overvåkingsområder i Sør-Norge.

Arter som har økt i forekomst (jf **tabell 3.1**), og som er med på å trekke analyserutene mot høyre i ordinasjonsdiagrammet mot rikere vegetasjonstyper, er fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*), gullris (*Solidago virgaurea*), myskegras (*Milium effusum*) og glansjammemose (*Plagiothecium laetum*) (jf Bakkestuen et. al 1999b). Reduksjon hos krekling (*Empetrum nigrum*) og vanlig blokkebær (*Vaccinium uliginosum*), som har optimum i de fattigere typene på venstre side av diagrammet, bidrar også til at rutene forflytter seg mot den rikere siden. Altså ser vi en klar forflytning i de fleste rutene mot en artssammensetning typisk for mer næringsrike steder.

Det kan være flere mulig forklaringer på hvorfor disse endringene har skjedd. Den mest sannsynlige forklaringen er knyttet til et mer lysåpent tresjikt av bjørk (jf Bakkestuen & Erikstad 2002) som resultat av et flerårig angrep av bjørkemålere. Mer lys, samt gjødsling fra avføringen til bjørkemålerlarver, kan føre til gunstige forhold for en mer næringskrevende vegetasjon. Dessuten hadde vi en tidlig snøsmelting og en varm forsommer slik at vegetasjonen hadde kommet langt da feltarbeidet ble gjort. Selv om feltarbeidet ble utført i samme tidsperiode som ved forrige undersøkelse, kan noen av de observerte endringene skyldes at mange av artene hadde kommet lengre i utviklingen i 2002-sesongen.

Når det gjelder endringene hos smyle (*Deschampsia flexuosa*) som er kommet fram under bearbeiding av dataene for dekningsgrad, vil vi påpeke at slike data inneholder en større grad av subjektivitet enn data basert på arters forekomst i småruter (frekvens). Estimeringen av prosent dekning hos flere arter, f.eks. smyle, er vanskelig. I tillegg er det vanskelig å standardisere anslag for dekningsgrad når ulike personer utfører analysene til ulike tidspunkt. Vi har imidlertid i NINA etter hvert opparbeidet en bedre standard på estimering av dekning gjennom flere ulike prosjekter. Det var også de samme personene som utførte ruteanalysene i 2002 som 5 år tidligere. Derfor er det helt klart at de endringene vi har observert, er større enn det som kan tilskrives usikkerhet i målingene. Det er dermed tydelig at smyle har hatt en enorm økning i perioden.

Smyle er en nitrofil art som kan respondere på endringer i tilførsel av nitrogen. Økning av nitrofile arter er tidligere registrert i Sverige (jf Falkenberg-Grerup & Eriksson 1990, Brunet et al. 1997), Finland (Nieppola 1992) og ellers i Sentral-Europa (Becker et al. 1992, Thimonier et. al 1994). Møsvatn, som resten av Sør-Norge, har over en lengre tid mottatt forhøyede mengder med nitrogen gjennom langtransporterte forurensninger (Aas et al. 2002). Dette akkumuleres i jorda

og kan ha medvirket til den store økningen i smyle. Økt mengde nitrogen som frigjøres i vekstsesongen gjennom bjørkemålerangrep ved at larvene spiser opp lauvverket i tresjiktet og nitrogenrik avføring faller ned på bakken (jf Hogstad 1998), kan også bidra til en kraftig økning i mengden av smyle. Dessuten er tresjiktet blitt mer lysåpent, noe som igjen vil kunne favorisere grasarter som smyle. Det er tenkelig at alle disse faktorene spiller inn, og at den voldsomme økningen er en sammensatt respons på disse.

Endringer i artsmangfold

I Møsvatn var det ingen signifikant endring i artsmangfoldet i perioden 1997-2002 med hensyn på totalt artsantall, totalt antall karplanter og totalt antall lav i de ulike analyserutene. Derimot gikk artsantallet for moser signifikant fram. Dette stemmer med den tendensen man har sett i de andre overvåkingsfeltene for bjørkeskog i TOV (Bakkestuen et. al 2002) og i gran- og furuskog (T. Økland et. al 2001). Hovedårsaken synes å være de gunstige klimatiske forholdene for mosevekst i Norge de siste 10 årene.

Endringer i jordkjemiske parametre

Det ble funnet signifikante endringer i mange av de målte jordkjemiske parametrene i perioden 1997-2002. Blant annet var det en gjennomsnittlig økning på 0,07 pH-enheter i løpet av 5-årsperioden. I og med at vegetasjonsendringene i samme periode også går i retning av rikere vegetasjonstyper med høyere pH, kan det være fristende å konkludere med at disse endringene er forbundet med hverandre. Men med den usikkerheten som ligger i prøvetagning og analyse av jord tilknyttet analyserutene, vil det være vanskelig å konkludere med dette før man eventuelt får en lengre tidsserie.

Det er ofte en nøye sammenheng i humusprøver mellom glødetap og andre kjemiske parametre. I og med at glødetapet har en signifikant reduksjon i 5-årsperioden, medfører dette at mange av de andre jordkjemiske variablene viser samme trend. Usikkerhet som oppstår ved innsamling av humusprøvene (ulike værforhold ved innsamling, antall dager med lagring før analyse, metodeusikkerhet på laboratorium med mer) vil utjevnes over tid, og det vil være lettere å trekke konklusjoner om rettede trender etter hvert som vi får flere gjentak.

Konklusjon

Framgangen for karplanter i Møsvatn, ikke minst for arter knyttet til rikere næringsforhold, passer ikke med mønstret for endringene observert i sørlige granskogsområder, med tilbakegang for flere arter, særlig de som har preferanse for mer næringsrik jord (T. Økland 1999, R. Økland et al. 2000, T. Økland et al. 2001). Det sørlige bjørkeskogsområdet i Lund passer også inn i dette mønsteret (jf Bakkestuen et al. 2002, T. Økland et al. 2001). Det er praktisk talt ikke funnet økning i mengde hos noen karplantearter i disse områdene. Årsaken til at Møsvatn ikke følger det generelle mønsteret for Sør-Norge, kan bero på fundamentale forskjeller mellom økosystemer i henholdsvis bjørkeskog og granskog, som gunstig kjemisk sammensetning og/eller nedbrytningshastighet på lauvstrø kontra barnålstro (som påvirker hastigheten

på biologiske prosesser – Sætre 1998), egenskaper ved jord som struktur, humuskonsistens og mulighet/kapasitet til å beholde fuktighet (Sirén 1955; Green et al. 1993), og tilgangen på næringsstoffer (jf Ewald 2000; Qian et al. 2003). Som nevnt i diskusjonen over, kan endringene i Møsvatn også i stor grad skyldes respons på det store lauvfallet i tresjiktet ved senere års bjørkemålerangrep.

Moseøkningen funnet i Møsvatn passer med mønstre funnet over store deler av Norge i de 16 andre overvåkingsområdene for gran- og bjørkeskog (jf T. Økland et al. 2001). Disse endringene kan knyttes til klimatiske forhold som har vært særlig gunstige for mosevekst siden 90-tallet. Dette underbygges også av den nære sammenhengen mellom klima og vekst hos etasjemose (*Hylocomium splendens*) som framkommer gjennom demografiske studier i samme tidsperiode i 7 av granskogsområdene (R. Økland 1997b; T. Økland et al. 2001).

4 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i Møsvatn 2002

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.

Overvåkingsfeltet for kartlegging av epifyttvegetasjonen i Møsvatn vart etablert i 1992 (Hilmo et al. 1993), og første gjenkartlegging vart gjort i 1997 (Bruteig & Holien 1998). Her følgjer rapport for tredje gongs kartlegging av epifyttvegetasjonen, gjort i 2002. Nærare informasjon om lokalisering av prøvefeltet for epifyttovervaking i Møsvatn er gitt i Bruteig & Holien (1998).

4.1 Metodar

Metodikken følgjer i hovudsak same mal som ved grunnlagskartlegginga i 1992 (Hilmo et al. 1993) og gjenkartlegginga i 1997 (Bruteig & Holien 1998). Kartlegginga av epifyttar på bjørk er gjort i dei same prøvefeltet som i 1992 og 1997 og til dels også på dei same trea. Feltarbeidet vart utført i perioden 5. til 11. august 2002. Den ordinære kartlegginga omfattar 8 friske bjørketre i kvart av 5 prøvefelt i Møsvatn. 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 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 log-transformert (ln). Der kravet for parametriske tester

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

(Underwood 1997) ikkje vart fylt etter transformering, vart det brukt ein ikkje-parametrisk test (Kruskal-Wallis). For data samla i 2002, vart det også undersøkt om dekninga av epifyttar var signifikant forskjellig mellom dei ulike stammeeks-posisjonane nord, øst, sør og vest ved Kruskal-Wallis test.

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 1991, 40 tre i 1996 og 40 tre i 2001 (totalt 115 tre).
- **fellestre:** Gjennomsnittleg dekning (%) av grupper, slekter og artar basert på tre som er felles for alle dei tre kartleggingsåra (32 tre)

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. Tukeys post hoc-test vart brukt for å undersøke om endringane var signifikante mellom de ulike årene. Det vart brukt Kruskal-Wallis test for grupper, slekter eller artar som ikkje oppfylte kravet til parametriske tester etter transformering (Underwood 1997).

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. Ikkje-parametriske testar for "related samples", Friedman Test eller Wilcoxon Signed Ranks Test, vart brukt der dataene ikkje oppfylte kriteriet for GLM.

Chi-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 svovel -konsentrasjonen i kvistlav vart testa ved ikkje-parametrisk Friedman Test. Det vart også gjort parvise analysar (Wilcoxon Signed Ranks Test) på feltnivå for å undersøke endringar frå 1997 til 2002.

Nomenklaturen for lav følgjer Santesson (1993) og Krog et al. (1994), mosar følgjer Frisvoll et al. (1995) og karplanter følgjer Lid & Lid (1994).

4.2 Resultat

Prøvefeltet og undersøkingstrea

Tre av dei 35 opprinnelege undersøkingstrea frå 1992 hadde døydd i løpet av femårsperioden 1997-2002, og vart erstatta med nye tre (**vedlegg 4.1**). Dei døde trea stod framleis og vart analysert som gadd etter same metodikk. Desse trea er ikkje med i analysane.

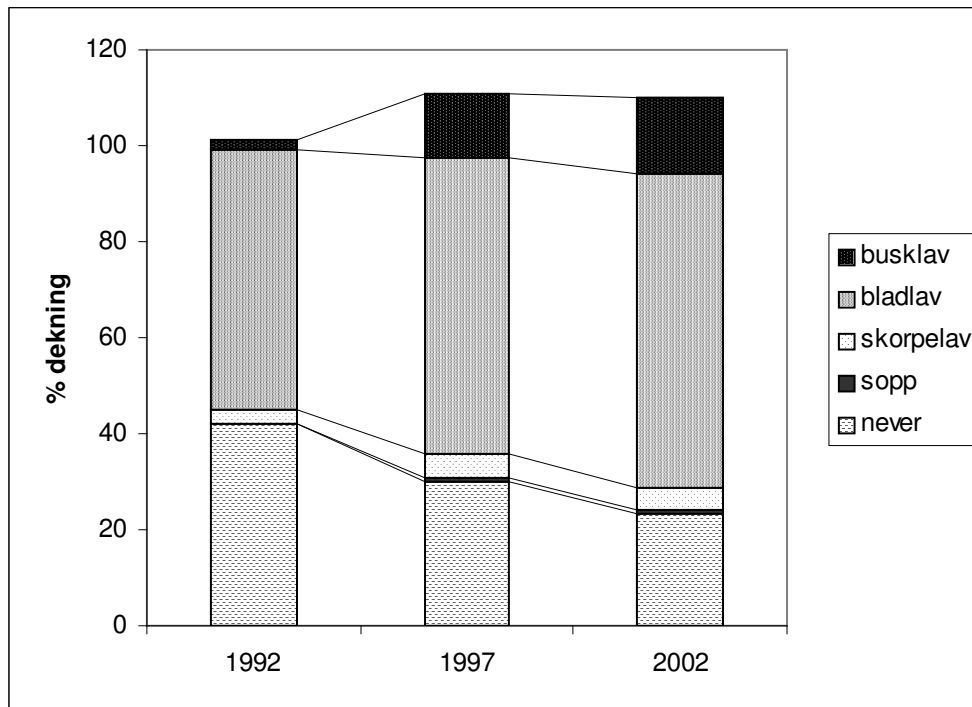
Stammeomkretsen av felles tre har auka signifikant ($p < 0,001$) frå $40,4 \pm 4,9$ cm i 1992 til $41,3 \pm 5,1$ cm i 1997 og $42,3 \pm 5,4$ cm i 2002. Det er ingen signifikant forskjell i stammeomkrets mellom felte ($p < 0,933$). Suppleringstrea har kompensert for auken i stammeomkrets, og det er ingen signifikant forskjell mellom åra ($p = 0,67$) når alle trea er med (**tabell 4.1**). Trehøgda har ikkje endra seg signifikant, verken når det gjeld felles tre ($p = 0,233$) eller når alle trea er med ($p = 0,158$). Det er derimot ein signifikant forskjell i trehøgde mellom felte ($p < 0,001$), med høgast tre i felt 1 og 5, lågast i felt 3 (**tabell 4.1**).

Epifyttvegetasjonen på bjørk i 2002

Den totale dekninga av epifytter på bjørkestammar i Møsvatn i 2002 var på 86,7% (**figur 4.1, tabell 4.2**). Bladlav dominerer og dekker åleine 65,4% av stammearealet. Busklav dekkjer 15,8%, skorpelav 4,5% og sopp 1%. Ingen mosar vart treft av takseringslinjene og får såleis dekning 0. Det vart ikkje registrert epifyttiske algar på undersøkingstrea i Møsvatn. 23,3% 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).

Tabell 4.1. Høgde og brysthøgdeomkrets av undersøkingstrea (bjørk) i fem prøvefelt i Møsvatn. Gjennomsnitt av 7 tre i 1992 og 8 tre i 1997 og 2002, med standardavvik. – Height and circumference at breast height of investigated trees (*Betula pubescens*) in five study plots of the Møsvatn monitoring site. Mean of 7 trees in 1992 and 8 trees in 1997 and 2002, with standard deviation.

prøvefelt/site	år/year	1	2	3	4	5	snitt/mean
Trehøyde/tree height (m)	1992	10,7 ± 1,8	9,6 ± 1	(manglar)	9,8 ± 1,6	10,6 ± 0,8	10,2 ± 1,4
Trehøyde/tree height (m)	1997	10,6 ± 1,3	9,3 ± 1	8 ± 1	8,4 ± 1	10,5 ± 1,3	9,4 ± 1,5
Trehøyde/tree height (m)	2002	10,3 ± 1,1	9,1 ± 1	8,3 ± 0,8	8,6 ± 1,3	10,6 ± 1,2	9,4 ± 1,4
Omkrets/circumference (cm)	1992	39 ± 4	40 ± 3	40 ± 7	40 ± 6	40 ± 6	40 ± 5
Omkrets/circumference (cm)	1997	39 ± 3	40 ± 3	40 ± 7	40 ± 6	41 ± 5	40 ± 5
Omkrets/circumference (cm)	2002	40 ± 3	40 ± 4	41 ± 7	42 ± 7	42 ± 6	41 ± 5



Figur 4.1 Fordelinga av epifyttar og naken never på bjørkestammar i overvåkingsområdet i Møsvatn i 1992-2002. Meir enn 100% dekning skuldast at enkelte artar veks over/oppå kvarandre. – Distribution of fruticose lichens (busklav), foliose lichens (bladlav), crustose lichens (skorpelav), fungi (sopp) and naked bark (never) on *Betula pubescens* trunks in the Møsvatn monitoring site in 1992-2002. Hyperepiphytism makes the sum exceed 100 %.

Tabell 4.2. Gjennomsnittleg dekning (i % av kartlagt stammeareal) av epifyttar og never på stammen av bjørk i fem prøvefelt i Møsvatn. – Mean cover (in % of mapped trunk area) of epiphytes and bark on trunks of *Betula pubescens* in 5 study plots of the Møsvatn monitoring site.

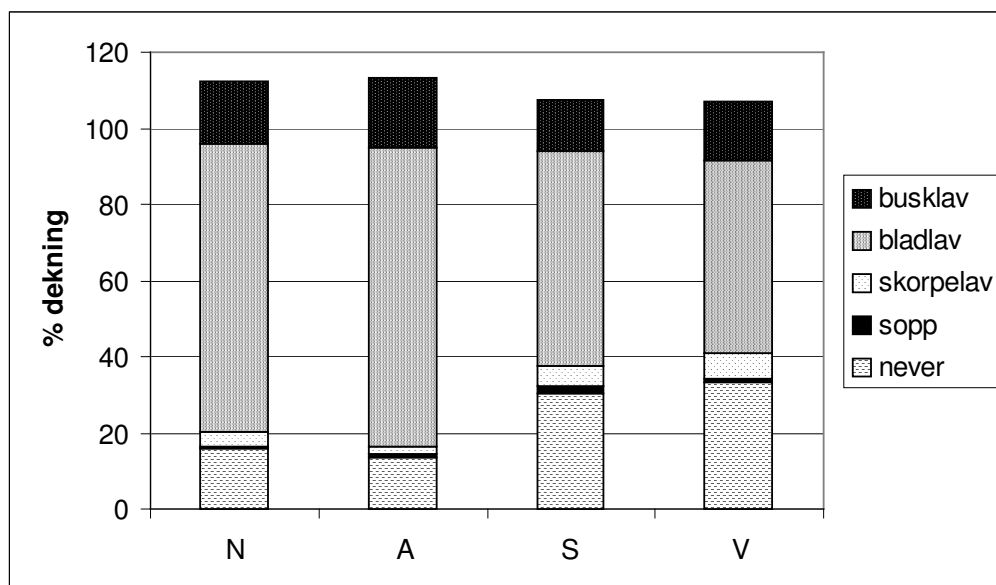
	år/year	1	2	3	4	5	totalt/total
Busklav/fruticose lichens	1992	1,0	0,1	2,9	1,7	4,1	2,0
	1997	10,7	8,5	14,5	10,9	21,7	13,3
	2002	13,9	10,1	17,4	11,2	26,2	15,8
Bladlav/foliose lichens	1992	51,4	60,6	45,2	58,1	57,1	54,5
	1997	57,1	65,8	52,4	66,6	65,6	61,5
	2002	64,2	72,4	56,0	67,2	67,3	65,4
Skorpelav/crustose lichens	1992	2,9	3,8	3,5	3,2	1,0	2,9
	1997	5,6	7,4	4,9	3,8	3,5	5,0
	2002	6,9	6,7	2,6	4,8	1,6	4,5
Sopp/fungi	1997	1,2	1,1	0,9	0,2	0,4	0,8
	2002	1,7	1,3	0,1	0,7	1,4	1,0
Epifyttar totalt/total epiphytes	1992	55,2	64,6	51,6	63,0	62,1	59,3
	1997	74,5	82,8	72,7	81,5	91,3	80,5
	2002	86,7	90,5	76,0	83,9	96,4	86,7
Never/bare bark	1992	46,0	36,6	50,7	39,1	37,4	42,0
	1997	35,0	25,8	38,5	27,1	24,0	30,1
	2002	23,1	17,3	33,4	22,0	20,7	23,3

Det er ein signifikant forskjell mellom stammeeksposisjonar både når det gjeld dekning av bladlav ($p < 0,001$), skorpelav ($p < 0,001$) og never ($p < 0,001$). Bladlav har størst preferanse for aust- og nordekspontert side av stammen, medan det er mest skorpelav og naken never i vest og sør (**figur 4.2**). Det er ikkje signifikant forskjell mellom eksposisjonane for busklav ($p = 0,592$) eller sopp ($p = 0,076$).

I alt 47 epifyttiske takson vart registrert på undersøkingstrea i 2002: 2 bladmosar, 3 levermosar, 7 busklav, 13 bladlav, 19

skorpelav og 3 takson sopp (**tabell 4.3**). Sprikelundmose, gåsefotskjeggmosse, hornflik og barkfrynse vart alle registrert for første gong i 2002. Dessutan vart bjørkelav og knappe-nåslaven gulgrønnål registrert på stammar av undersøkingstrea for første gong, samt ein del skorpelav: *Biatora chrysantha* (10 tre), *Caloplaca ferruginea* cf (1 tre, ikkje verifisert), *Hypocenomyce scalaris* (1 tre), *Lecanora pulicaris* (3 tre). Skorpelavartane *Lecanora circumborealis* og *L. pulicaris* er svært vanskeleg å skilje i felt, og i 1997 vart alle registreringar av sett til *L. circumborealis*. I 2002 vart det samla inn

Figur 4.2 Fordelinga av epifyttar og naken never på ulike sider av stammen av bjørk i overvåkingsområdet i Møsvatn i 2002. – Distribution of naked bark (never), fruticose lichens (busklav), foliose lichens (bladlav), crustose lichens (skorpelav), and fungi (sopp) and on north (N), east (A), south (S) and west (V) sides of *Betula pubescens* trunks in the Møsvatn monitoring site in 2002.



ein del meir materiale av desse artane, og tre av kollektane viste seg å vere *L. pulicaris* ved nærare kjemiske analysar. Det er derfor truleg at denne arten har vore underrepresentert i registreringane.

Epifyttvegetasjonen på bjørkestammar i overvåkingsfeltet i Møsvatn sommaren 2002 framstår som frodig, med høg dekning spesielt av busk- og bladlav og relativt høg artsdiversitet. Både mengden av epifyttar og fleire artar indikerer lang økologisk kontinuitet i fjellskogen i dette området. Både granseterlav (2 tre), gubbeskjegg (1 tre) og gryntjafs (5 tre) er kontinuitetsindikatorar (Cederberg et al. 1993, From & Delin 1995, Nitare 2000). Det same gjeld også skorpelaven *Pyrrhospora cinnabarina* (26 tre) (Tibell 1992). Frekvensen av gryntjafs har gått fram (**tabell 4.3**). Eitt individ av gubbeskjegg er observert i 1997 og 2002. Dette målte 1 cm i 1997 og 10 cm i 2002, noko som er svært god tilvekst. Fjellbjørklav art registrert på to av undersøkingstrea i 2002, eitt meir enn i 1997. Denne arten er endemisk for Sør-Noreg (Nordnes 1982) og står som ansvarsart (A) i den norske raudlista (DN 1999). Oversyn over alle artar registrert på undersøkingstrea i 2002 er gitt i **vedlegg 4.2**.

Følgjande artar frå årets innsamlingar har vorte belagt ved herbariet TRH: *Biatora chrysantha*, *Lecanora pulicaris*, *Lecidea pullata*, *Pyrrhospora cinnabarina* og *Varicellaria rhodocarpa*.

Endringar i epifyttvegetasjonen frå 1992 til 2002

Den registrerte dekninga av epifyttar på bjørk i Møsvatn auka signifikant i perioden frå 1992 fram til 2002 ($p < 0,001$). I gjennomsnitt var dekninga av epifyttar 59% prosent i 1992, 81% i 1997 og 87% i 2002 (**figur 4.1**, **tabell 4.2**). Tilsvarende har registreringa av naken never gått signifikant ned ($p < 0,001$). Tukeys post hoc-test viser at forskjellen er signifikant både frå 1992 til 1997 ($p < 0,001$) og frå 1997 til 2002 ($p = 0,005$). Totalsummen av epifyttar og never var 101,3% i 1992, mot 110% i 1997 og 2002 (**figur 4.1**, **tabell 4.2**). Auken skriv seg hovudsakleg frå auken i busklav, som i stor grad veks over

andre lav og såleis gir fleire registreringar på same cm-intervall.

Dekninga av busklav har auka signifikant frå 1992 til 2002 ($p < 0,001$), men endringa frå 1997 til 2002 er i seg sjølv ikkje signifikant ($p = 0,353$ ved Tukeys post hoc-test). Det same gjeld for bladlav ($p < 0,001$ for perioden 1992-2002; $p = 0,292$ for 1997-2002) og for skorpelav ($p < 0,001$ for perioden 1992-2002; $p = 0,696$ for 1997-2002). Dekninga av sopp-perithecier i borken vart ikkje registrert i 1992, men det er ikkje grunn til å tru at den var vesentleg forskjellig frå nivået i 1997 og 2002. Forskjellen mellom dei to siste kartleggingsåra er ikkje signifikant ($p = 0,290$). Det har også vorte fleire registreringar av epifyttiske mosar (**tabell 4.3**). Alle moseregistreringane var under nedste takseringslinje, og dekning er såleis ikkje rekna ut.

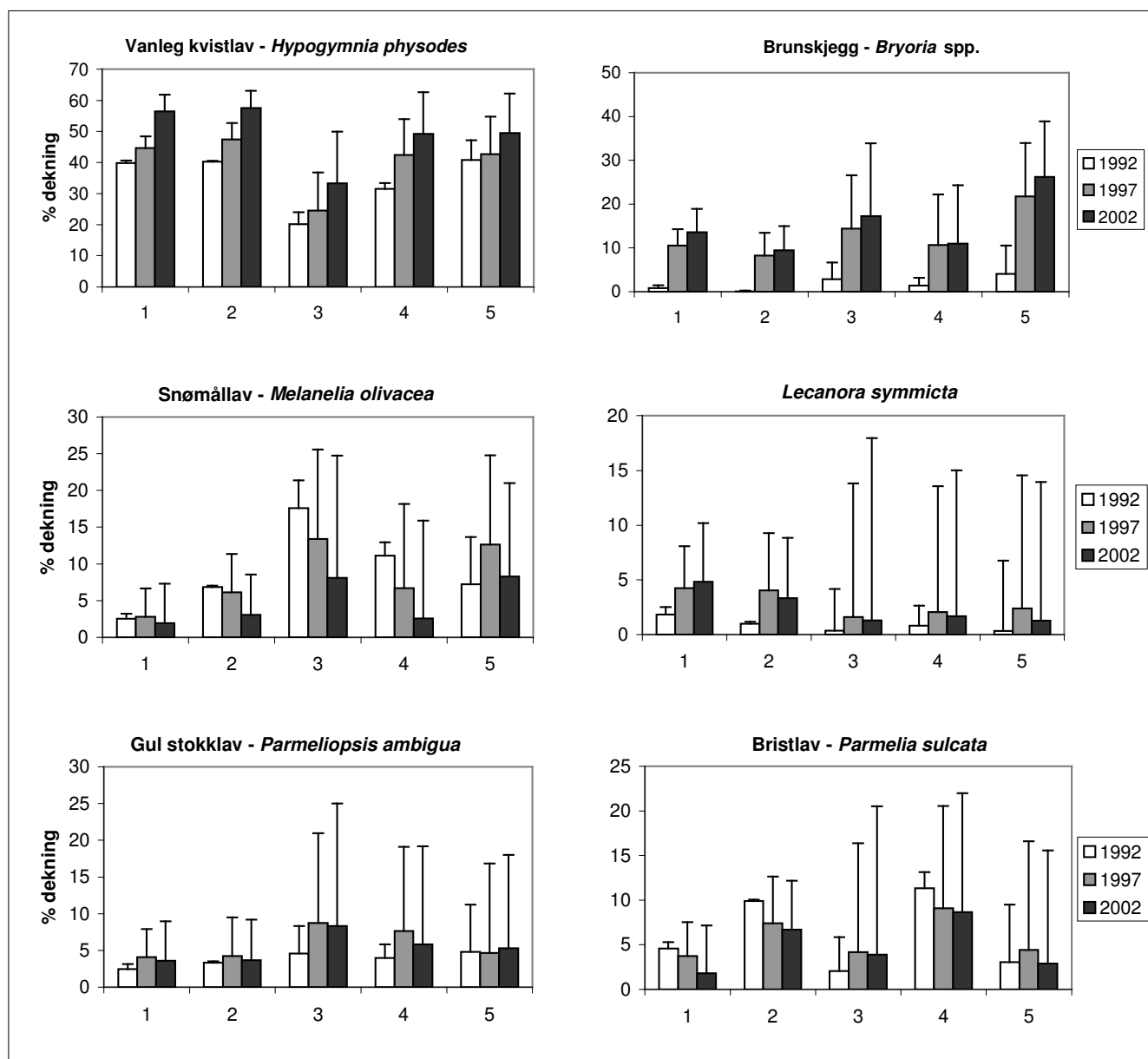
For fellestre er endringane i dekning enno tydelegare. Registreringa av naken never har gått signifikant ned totalt og i begge periodane ($p < 0,001$ for 1992-2002, 1992-1997 og 1997-2002). For busklav og bladlav er dekningsauken på fellestre signifikant også i siste femårsperiode ($p < 0,001$ for 1992-2002; $p = 0,039$ for busklav og $p = 0,022$ for bladlav 1997-2002). Mindre tilbakegang av skorpelav frå 1997-2002 er ikkje statistisk signifikant ($p = 0,328$).

Endringar i enkeltartar

Brunskjegg, hovudsakleg arten mørkskjegg, dominerer blant busklavane (**tabell 4.3**). Førekosten har gått kraftig fram, frå 1,8% dekning i 1992 til 13,1% i 1997 og 15,5% i 2002. Endringa er statistisk signifikant for perioden 1992-2002 og første femårsperiode ($p < 0,001$), men ikkje for siste femårsperiode ($p = 0,369$; Tukeys post hoc-test). Det er registrert auka førekost i alle fem prøvefeltet (**figur 4.3**). Dekninga av brunskjegg varierer signifikant mellom prøvefeltet ($p = 0,020$) og er størst i felt 5. For dei 32 fellestrea er dekningsauken for brunskjegg signifikant både for perioden 1992-2002 ($p < 0,001$) og for dei to femårsperiodane ($p < 0,001$ og $p = 0,046$).

Tabell 4.3 Forekomst av epifyttar registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt innan overvaksingsområdet Møsvatn. – Occurrence of epiphytes found on trunks of *Betula pubescens* in 5 study plots of the Møsvatn monitoring site (artsgruppe – species group, vitenskapleg namn – scientific name, kode – species code, norsk namn – Norwegian name, frekvens – frequency, dekning – cover).

artsgruppe	vitenskapleg namn	kode	norsk namn	frekvens			dekning			
				1992	1997	2002	1992	1997	2002	
Bladmosar	<i>Brachythecium reflexum</i>	Brac ref	Sprikelundmose			3			x	
	<i>Dicranum</i> sp.	Dicranuz	Sigdmose		5	28		x	x	
Levermosar	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Barb lyc	Gåsefotskjegg			18			x	
	<i>Lophozia longidens</i>	Loph lon	Hornflik			3			x	
Busklav	<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Ptil pul	Barkfrynse			13			x	
	<i>Alectoria sarmentosa</i>	Ale sarm	Gubbeskjegg		3	3		x	0,01	
	<i>Bryoria</i> spp.	Bryoriaz	Brunskjegg	100	100	100	1,8	13,1	15,5	
	<i>Cladonia</i> spp.	Cladoniz	Begerlav	3	18	18	x	x	x	
	<i>Evernia mesomorpha</i>	Eve meso	Gryntjafs		5	13		x	0,03	
	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Pse furf	Elghornslav	23	33	28	0,1	0,1	0,1	
	<i>Ramalina farinacea</i>	Ram fari	Barkragg	3			x			
Bladlav	<i>Usnea</i> spp.	Usneaz	Strylav	71	73	80	0,1	0,1	0,1	
	<i>Cetraria chlorophylla</i>	Cet chlo	Vanlig kruslav	11	25	28		0,02	0,03	
	<i>Cetraria pinastri</i>	Vul pina	Gullroselav	63	78	73	0,03	0,1	0,03	
	<i>Cetraria sepincola</i>	Cet sepi	Bjørkelav			10			x	
	<i>Hypogymnia bitteri</i>	Hyp bitt	Granseterlav	6	5	5	0,03	0,1	0,04	
	<i>Hypogymnia physodes</i>	Hyp phys	Vanlig kvistlav	100	100	100	34,5	40,3	49,2	
	<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Hyp tubu	Kulekvistlav	60	88	90	0,7	0,9	1,0	
	<i>Imshaugia aleurites</i>	Ims aleu	Furustokklav	3	3	8	x	0,01	0,01	
	<i>Melanelia olivacea</i>	Mel oliv	Snømållav	91	100	95	9,1	8,3	4,8	
	<i>Parmelia sulcata</i>	Par sulc	Bristlav	89	93	93	6,2	5,8	4,8	
	<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Par ambi	Gul stokklav	97	98	100	3,8	5,9	5,4	
	<i>Parmeliopsis esorediata</i>	Par esor	Fjellbjørklav		3	5		x	x	
	<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Par hype	Grå stokklav	94	98	100	0,1	0,1	0,04	
	<i>Platismatia glauca</i>	Pla glau	Vanlig papirlav	11	25	28	0,04	0,03	0,1	
	Skorpelav	<i>Microlichen</i>	Ubest	Skorpelav, ubestemt			5			0,04
<i>Anzina carneonivea</i>		Anz carn			3	3		x	x	
<i>Bacidia igniarii</i>		Bac igni			3	3		x	x	
<i>Biatora chrysantha</i>		Bia chry				25			x	
<i>Biatora efflorescens</i>		Bia effl			3	3		x	x	
<i>Buellia disciformis</i>		Bue disc			15	8		0,1	0,1	
<i>Caloplaca ferruginea</i>		Cal ferr				3			x	
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>		Cha chry	Gulgrynnål			5			x	
<i>Hypocenomyce leucococca</i>		Hyp leuc			3			0,01		
<i>Hypocenomyce scalaris</i>		Hyp scal				3			x	
<i>Hypocenomyce sorophora</i>		Hyp soro			3	13		x	x	
<i>Lecanora circumborealis</i>		Lca circ			6	100	100	x	0,9	1,2
<i>Lecanora fuscescens</i> coll.		Lca/fusc			71	90	95	0,9	1,1	0,7
<i>Lecanora pulicaris</i>		Lca puli				8			x	
<i>Lecanora</i> sp.		Lecanorz			91	3		0,9	0,04	
<i>Lecanora symmetrica</i> coll.		Lca/symm			80	100	100	0,9	2,9	2,5
<i>Lecidea porphyrospoda</i>		Lci porp				23	40		x	x
<i>Lecidea pullata</i>		Lci pull			97	95	100	0,1	x	x
<i>Lepraria</i> sp.		Leprariz			6	3	13	x	x	x
<i>Ochrolechia androgyna</i>		Och andr			3	13	20	x	x	0,01
<i>Pertusaria pupillaris</i>		Per pupi			3			x		
<i>Pertusaria</i> sp.		Pertusaz			6			x		
<i>Pyrrhospora cinnabarina</i>		Pyr cinn			3	43	65	0,04	x	x
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>		Tra flex				3	3		x	x
<i>Varicellaria rhodocarpa</i>		Var rho				3			x	
Sopp		Fungus	Sopp	Ubestemt sopp			18			0,1
		<i>Hysterium</i> cf. <i>pulicare</i>	Hys puli				8			x
Never	Non-lichenized fungi	Perith	Sopp-perithecier			63		0,8	0,9	
	Naked bark	Bork	Bork	100	100	100	42,0	30,1	23,3	



Figur 4.3 Gjennomsnittleg dekning (med standardavvik) av vanleg kvistlav, brunskjegg, snømållav, bristlav, gul stokklav og skorpelaven *Lecanora symmicta* på bjørkestammar i fem overvaksingsfelt i Møsvatn i 1992-2002. – Mean cover and standard deviation of *Hypogymnia physodes*, *Bryoria* spp., *Melanelia olivacea*, *Parmelia sulcata*, *Parmeliopsis ambigua* and *Lecanora symmicta* on *Betula pubescens* trunks at five sites in the Møsvatn monitoring site in 1992-2002.

Vanleg kvistlav er den mest dominerande arten på bjørk i Møsvatn og dekkjer åleine nær 50% av det kartlagte stammearealet (**tabell 4.3**). Førekomsten har gått fram frå 34,5% dekning i 1992 til 40,3% i 1997 og 49,2% i 2002. Endringa er statistisk signifikant for perioden 1992-2002 ($p < 0,001$). Tukeys post hoc-test viser at endringa ikkje er signifikant frå 1992-1997 ($p = 0,077$), men signifikant for siste femårsperiode ($p = 0,002$). Det er registrert auka førekomst i alle fem prøvefelt (**figur 4.3**). Dekninga av vanleg kvistlav varierer signifikant mellom prøvefelt ($p < 0,001$) og er størst i felt 1 og 2. For dei 32 fellestrea er dekningsauken for vanleg kvistlav signifikant både for perioden 1992-2002 ($p < 0,001$) og for dei to femårsperiodane ($p < 0,001$ og $p < 0,001$).

Snømållav var den nest vanlegaste arten på bjørk i Møsvatn i 1992, men dekninga av denne arten har gått tilbake. Førekomsten har minka frå 9,1% dekning i 1992 til 8,3% i 1997 og 4,8% i 2002. Endringa er statistisk signifikant for perioden 1992-2002 ($p = 0,039$). Tukeys post hoc-test viser at endringa ikkje er signifikant i seg sjølv verken for 1992-1997 eller 1997-2002 ($p = 0,995$ og $p = 0,088$). Det er registrert ein tilbakegang av snømållav i alle fem prøvefelt i siste femårsperiode (**figur 4.3**). Dekninga varierer signifikant mellom prøvefelt ($p < 0,001$) og er størst i felt 3 og 5. For dei 32 fellestrea er tilbakegangen av snømållav heller ikkje signifikant for perioden 1992-1997 ($p = 0,108$), men signifikant for 1997-2002 ($p < 0,001$).

Det er også registrert ein mindre tilbakegang for **bristolav** i overvaksingsperioden. Førekosten har minka frå 6,2% dekning i 1992 til 5,8% i 1997 og 4,8% i 2002. Endringa er likevel ikkje statistisk signifikant, verken for 10-årsperioden ($p=0,560$) eller for dei to femårsperiodane ($p=0,999$ og $p=0,644$; Tukeys post hoc-test). Det er registrert ein tilbakegang av bristolav i alle fem prøvefelta i siste femårsperiode (**figur 4.3**). Dekninga varierer signifikant mellom prøvefelta ($p<0,001$) og er størst i felt 4. For dei 32 fellestrea er tilbakegangen av bristolav heller ikkje signifikant for perioden 1992-1997 ($p=0,857$), men den er signifikant for 1997-2002 ($p=0,015$).

Gul stokklav har gått noko fram. Dekninga var 3,8% i 1992 og auka til 5,9% i 1997 og 5,4% i 2002. Endringa er likevel ikkje statistisk signifikant, verken for 10-årsperioden ($p=0,081$) eller for dei to femårsperiodane ($p=0,075$ og $p=0,233$; Tukeys post hoc-test). Dekninga varierer signifikant mellom prøvefelta ($p=0,011$) og er størst i felt 3 (**figur 4.3**). For dei 32 fellestrea er auken av gul stokklav signifikant for perioden 1992-1997 ($p<0,001$), men endringa frå 1997-2002 er ikkje signifikant ($p=0,741$).

Den dominerande skorpelavsarten på bjørk i Møsvatn er **Lecanora symmicta** coll. Registreringane av *L. symmicta* auka frå 0,9% i 1992 til 2,9% i 1997 og 2,5% i 2002. Endringa er statistisk signifikant for 10-årsperioden ($p<0,001$) og for første femårsperiode ($p<0,001$; Tukeys post hoc-test). Tilbakegangen frå 1997-2002 er ikkje signifikant ($p=0,510$; Tukeys post hoc-test). Dekninga varierer signifikant mellom prøvefelta ($p=0,011$) og er størst i felt 1 (**figur 4.3**). For dei 32 fellestrea er auken av *L. symmicta* signifikant for perioden 1992-1997 ($p<0,001$), men endringa frå 1997-2002 er ikkje signifikant ($p=0,202$).

Endringar i skjeggjav

Oppteljing av antal individ brunskjegg frå basis opp til øvste takseringslinje gav også eit noko lågare tal i 2002 enn i 1997. I 1992 vart det i snitt registrert 39 individ pr tre. Dette hadde auka til 68 individ/tre i 1997 og 51 individ i 2002 (**tabell 4.4**). Den gjennomsnittlege lengden hadde auka frå 1,8 cm i 1992 til 2,5 cm i 1997 og 3,8 cm i 2002. På grunn av den auka lengden, blir den totale biomassen av brunskjegg høgare i 2002 enn i 1997. I 1992 var det lengste registrerte individet av brunskjegg 12 cm langt. I 1997 vart det registrert eit 22 cm langt individ, og i 2002 var det lengste individet 30 cm. 17 individ var lengre enn 12 cm i 2002 (**tabell 4.5**).

Tabell 4.4 Hengende artar registrert på stammen av bjørk i fem prøvefelt i overvaksingsområdet Møsvatn i 1992-2002. – Hanging species found on trunks of *Betula pubescens* in 5 study plots of the Møsvatn monitoring site in 1992-2002.

		år/year	1	2	3	4	5	totalt
Brunskjegg/ <i>Bryoria</i> spp.	Gjennomsnittleg antal pr tre/ mean no. per tree	1992	4	19	70	29	73	39
		1997	41	45	100	50	107	68
		2002	46	41	53	31	85	51
	Gjennomsnittleg lengde (cm)/ mean length (cm)	1992	2,9	1,8	1,7	1,7	1,7	1,8
		1997	3,0	2,1	2,4	2,7	2,6	2,5
		2002	3,9	3,5	3,6	3,5	4,2	3,8
	Lengste lengde (cm)/ longest length (cm)	1992	10	12	5	5	8	12
		1997	20	13	22	14	15	22
		2002	22	15	15	22	30	30
Strylav/ <i>Usnea</i> spp.	Gjennomsnittleg antal pr tre/ mean no. per tree	1992	0,1	0,3	1,0	1,3	0,6	0,7
		1997	0,4	0,6	1,1	1,0	0,8	0,8
		2002	0,3	0,4	1,1	1,6	0,8	0,8
	Gjennomsnittleg lengde (cm)/ mean length (cm)	1992	1,0	2,0	1,3	1,0	1,8	1,3
		1997	1,0	1,8	1,9	2,0	2,5	1,9
		2002	1,0	1,7	2,2	1,6	3,5	2,1
	Lengste lengde (cm)/ longest length (cm)	1992	1	2	2	1	4	4
		1997	1	3	4	4	5	5
		2002	1	3	4	4	6	6
Gryntjafs/ <i>Evernia mesomorpha</i>	Gjennomsnittleg antal pr tre/ mean no. per tree	1992			0,4			0,1
		1997			1,6	0,1		0,4
		2002		0,1	1,8	0,3		0,4
	Gjennomsnittleg lengde (cm)/ mean length (cm)	1992			1,7			1,7
		1997			1,7	1,0		1,6
		2002		1,0	1,9	1,0		1,8
	Lengste lengde (cm)/ longest length (cm)	1992			3			3
		1997			7	1		7
		2002		1	8	1		8
Gubbeskjegg/ <i>Alectoria sarmentosa</i>	Gjennomsnittleg antal pr tre/ mean no. per tree	1997	0,1					0,0
		2002	0,1					0,0
	Gjennomsnittleg lengde (cm)/ mean length (cm)	1997	1,0					1,0
		2002	10,0					10,0
	Lengste lengde (cm)/ longest length (cm)	1997	1					1
		2002	10					10

Tabell 4.5 Antal individ (thallus) av hver lengde (cm) av hengende arter registrert på stammen av 40 bjørk i Møsvatn overvåkingsområde i 2002, fordelt på under første takseringslinje frå bakken opp til 130 cm og i 20 cm breie soner mellom takseringslinjene. – Number of specimens (thalli) of each length (cm) of hanging species found on trunks of 40 *Betula pubescens* trees in the Møsvatn monitoring site in 2002, distributed below the first census line from the ground up to 130 cm and in 20 cm zones between the census lines.

	Lengde length	Under Below	Linje 1-2 Line 1-2	Linje 2-3 Line 2-3	Linje 3-4 Line 3-4	Linje 4-5 Line 4-5	
Brunskjegg (<i>Bryoria</i> spp.)	1	59	87	101	103	105	
	2	28	70	93	85	87	
	3	30	61	81	95	90	
	4	13	31	68	67	82	
	5	8	28	33	48	62	
	6	3	9	36	38	36	
	7	1	13	19	27	44	
	8		5	12	23	22	
	9			5	7	12	
	10			7	5	9	14
	11			1	4	2	4
	12			2	4	9	12
	13				1	1	2
	14				3	3	5
	15				1	4	1
	16					1	1
	17						3
	18					2	
	20						1
	22				1	1	1
25						1	
30				1	1	2	
Strylav (<i>Usnea</i> spp.)	1	1	4	4	2	5	
	2	2	1	1			
	3				4	5	
	4			2	1		
	6					1	
Gryntjafs (<i>Evernia mesomorpha</i>)	1		1	10	1	1	
	2			2			
	5		1				
	8			1			
Gubbeskjegg (<i>Alectoria sarmentosa</i>)	10					1	
Totalt antal/ total number		145	321	488	534	600	

Av andre hengande skjeggglavar vart det registrert i alt 33 individ av strylav på undersøkingstrea, noko som er på nivå med åra før (**tabell 4.4** og **4.5**). Også for strylav har den registrerte gjennomsnittslengden vorte større. I tillegg vart det registrert 17 individ av gryntjafs og eitt individ av gubbeskjegg. Gryntjafs er registrert i fleire felt og på fleire tre enn tidlegare. Det eine individet av gubbeskjegg vart også registrert i 1997, 1 cm langt. I 2002 var registrert lengde 10 cm.

Det er ein klar tendens til at det blir større mengder skjeggglav oppover langs stammen av trea. I 2002 vart det totalt sett registrert 145 individ på 40 tre under takseringslinjene (**tabell 4.5**). Dette omfattar heile stammen frå basis opp til 130 cm. Dette arealet er langt større enn heile arealet mellom takseringslinjene, der det vart registrert til saman 1943 individ. Vidare er det registrert eit aukande antal individ frå nedste til øvste 20 cm breie takseringssone (**tabell 4.5**).

Skadd lav

Det vart registrert skade på vanleg kvistlav, snømållav, bristlav og gul stokklav (**tabell 4.6**). Skadeomfanget i 2002 er noko redusert i høve til ved oppstarten i 1992. Dekninga av vanleg kvistlav har auka, og den registrerte andelen skade har gått noko ned (5,6% i 1992 og 4,2% i 2002). Endringa er ikkje statistisk signifikant ($p=0,158$). Andelen skadd snømållav har vore svært høg alle tre åra, rundt 58% av all snømållav er registrert med skade (**tabell 4.6**). Det er ikkje signifikant forskjell mellom åra ($p=0,862$). Det har vorte signifikant mindre skade på bristlav og gul stokklav. Over 70% av all bristlav var registrert som skadd i 1992, mot om lag 40% skadd i 2002 (**tabell 4.6**). Skadeomfanget for bristlav er altså framleis høgt, trass i at det har gått signifikant tilbake ($p<0,001$). I 1992 vart 35,5% av all gul stokklav registrert

med skade. I tiårsperioden har arten auka i dekning, og andelen skade har vorte redusert til 4%. Førekosten av skadd gul stokklav har gått signifikant ned ($p<0,001$).

Kjemiske analysar

pH i bjørkenever i 2002 varierte frå 3,2 til 4,2 (**tabell 4.7**) og er på samme nivå som analysene i 1992 og 1997. Det er ingen signifikant forskjell mellom åra (Friedman test, $p=0,819$). Det er heller ingen signifikant forskjell i nitrogenkonsentrasjon i vanleg kvistlav ($p=0,549$), sjølv om verdiane er noko høgare i 2002 enn i 1997 og 1992 (**tabell 4.7**). Svovelkonsentrasjonen i kvistlav er signifikant forskjellig mellom år ($p=0,007$), med høgare målte verdiar i 2002 enn tidlegare.

Tabell 4.6 Gjennomsnittleg dekning (dekn.) og prosentvis andel skadd lav (skadd) for fire lavartar på bjørkestammar i fem prøvefelt i Møsvatn overvåkingsområde 1992-2002. – Mean cover (dekn.) and percentage damaged lichens (skadd) for 4 lichen species on trunks of *Betula pubescens* in 5 study plots of the Møsvatn monitoring site 1992-2002.

namn	prøvefelt år	1		2		3		4		5		totalt	
		dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd
Vanleg kvistlav/ <i>Hypogymnia physodes</i>	1992	39,9	2,6	40,3	12,4	40,3	3,3	31,5	6,6	40,8	2,2	34,5	5,6
	1997	44,6	10,1	47,4	6,6	47,4	2,8	42,4	2,8	42,7	3,6	40,3	5,5
	2002	56,5	1,7	57,5	7,8	57,5	1,9	49,3	8,2	49,5	0,7	49,2	4,2
Snømållav/ <i>Melanelia olivacea</i>	1992	2,5	37,8	6,9	61,7	6,9	46,9	11,1	65,0	7,2	74,8	9,1	57,5
	1997	2,8	25,7	6,1	66,8	6,1	60,5	6,7	85,7	12,6	43,9	8,3	58,1
	2002	2,0	50,2	3,1	65,2	3,1	53,1	2,6	86,7	8,3	55,5	4,8	58,8
Bristlav/ <i>Parmelia sulcata</i>	1992	4,6	92,1	9,9	79,1	9,9	23,0	11,3	70,7	3,1	53,9	6,2	71,7
	1997	3,7	79,5	7,4	59,2	7,4	23,9	9,1	63,3	4,4	64,9	5,8	58,8
	2002	1,8	50,3	6,7	48,4	6,7	17,1	8,7	43,1	2,9	42,4	4,8	40,8
Gul stokklav/ <i>Parmeliopsis ambigua</i>	1992	2,5	45,2	3,3	37,7	3,3	25,1	4,0	19,3	4,8	52,3	3,8	35,5
	1997	4,1	13,8	4,3	10,8	4,3	3,2	7,6	21,8	4,7	38,9	5,9	16,3
	2002	3,6	8,9	3,7	3,6	3,7	0,0	5,8	4,3	5,3	7,0	5,4	4,0

Tabell 4.7 pH i bjørkenever og totalt nitrogen- og svovelinnhald (% av tørrvekt) i vanleg kvistlav (*Hypogymnia physodes*) frå fem prøvefelt i overvåkingsområdet Møsvatn. – pH in bark of *Betula pubescens* and total nitrogen and sulphur content (% of dry weight) in *Hypogymnia physodes* from 5 study plots of the Møsvatn monitoring site.

	år	1	2	3	4	5	
pH i never/bark pH	1992	3,6	3,6	3,8	3,7	3,5	median (min - max)
pH i never/bark pH	1997	3,7	3,5	3,6	3,7	3,9	3,6 (3,5 - 3,8)
pH i never/bark pH	2002	3,6	3,8	4,0	3,5	3,5	3,7 (3,4 - 4,0)
							3,6 (3,2 - 4,2)
							snitt/mean
N i vanl. kvistlav (<i>H. physodes</i>)	1992	0,67	0,6	0,65	0,63	0,61	0,63 ± 0,03
N i vanl. kvistlav (<i>H. physodes</i>)	1997	0,63	0,61	0,72	0,65	0,57	0,63 ± 0,05
N i vanl. kvistlav (<i>H. physodes</i>)	2002	0,74	0,66	0,925	0,62	0,6	0,72 ± 0,12
S i vanl. kvistlav (<i>H. physodes</i>)	1992	0,059	0,056	0,077	0,058	0,058	0,061 ± 0,008
S i vanl. kvistlav (<i>H. physodes</i>)	1997	0,074	0,070	0,089	0,075	0,072	0,076 ± 0,007
S i vanl. kvistlav (<i>H. physodes</i>)	2002	0,095	0,135	0,098	0,106	0,110	0,109 ± 0,015

4.3 Diskusjon

Endringar i epifyttvegetasjonen

Auken i dekninga av epifyttar (hovudsakleg lav) på bjørk i Møsvatn passar inn i det mønsteret som teikna seg etter at første runde med gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i TOV var gjennomført: i dei fleste TOV-områda gjekk epifyttdekninga 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 vekstsesonar (T. Økland et al. in press). 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 dekning 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 Møsvatn er fleire registreringar av epifyttiske mosar, framgang av den svakt varmekjære arten vanleg kvistlav og tilbakegang av den subalpine karakterarten snømållav trekk som passar inn i det same mønsteret.

Dekninga av busklav, i første rekkje av brunskjegg, har gått signifikant fram i perioden 1992-2002. Brunskjegg-artar blir rekna som forureiningskjenslege (Insarova et al. 1992), og det er muleg at førekomsten av brunskjegg har vore redusert i Møsvatn på grunn av høgt svovelinnhald i nedbør på 1970- og 80-talet. Det kan forklare den kraftige framgangen i førekomst frå 1992 til 1997 og ein noko mindre framgang også frå 1997 til 2002, etter som svovelkonsentrasjonen i nedbør har vore lågare på 1990-talet. I andre europeiske land er det også registrert ein auka lavvekst spesielt etter som svoveldioksidinnhaldet i luft har gått ned (Henderson-Sellers & Seaward 1979, Nimis et al. 2002, van Herk et al. 2002). I Møsvatn har omfanget av skade på bladlav-artar gått noko ned, men er framleis høgt for snømållav og bristlav. Det kan tyde på at desse artane framleis har problem i området, og at dekninga kan gå vidare ned. Det er lite truleg at luftforureining er årsaken til at desse artane er på retur.

Endringar i kjemiske parametarar

pH i bjørkenever har vore stabil rundt 3,6 heile perioden. Dette er låge verdiar, og ein kunne kanskje ha forventa høgare verdiar etter som at pH i nedbør har gått opp (Aas et al. 2002). pH i bjørkenever er lågare i kontinentale enn i oseaniske strøk på grunn av at sjøsalt bidrar til å heve pH, og verdiane målt i andre innlandsområde i TOV er på same nivå som i Møsvatn (Bruteig 2002). Store nedbørsmengder i Sør-Noreg i år 2000 gjorde at avsetningane av svovel og nitrogen vart noko høgare det året enn åra før (Aas et al. 2002). Det kan kanskje forklare ein viss oppgang (ikkje statistisk signifikant) i nitrogenkonsentrasjonen i kvistlav. Sidan svovelinn-

haldet i nedbør har gått relativt mykje tilbake i Sør-Noreg sidan tidleg på 1990-talet, var det forventa at svovelinnhaldet i kvistlav også ville bli redusert. I staden var svovelkonsentrasjonen i kvistlav i Møsvatn i 2002 vesentleg høgare enn i 1992 og 1997. Vi veit ikkje kva årsaken til dette kan vere.

Konklusjon

Epifyttvegetasjonen i Møsvatn er i endring. Sidan oppstarten i 1992 har endringane gått i retning av større dekning av epifyttar, spesielt av brunskjegg og vanleg kvistlav. Brunskjeggartar er rekna for å vere forureiningskjenslege. Det kan tenkjast at brunskjegg tidlegare har vore halde nede på grunn av sur nedbør, og at dei no tar seg opp som følgje av at forureiningspåverknaden har vorte lågare dei siste tiåra. Færre observasjonar av skade på lav har truleg same årsak. Vanleg kvistlav er ein svakt varmekjær art i Noreg, som har hatt framgang i fleire av TOV-områda i Sør- og Midt-Noreg. Den sterke framgangen av kvistlav i Møsvatn heng truleg saman med at det siste tiåret har vore mildt og fuktig og såleis klimatisk gunstig for lavvekst. Tilbakegang av snømållav er også ein trend som er observert i fleire TOV-område i Sør- og Midt-Noreg. Dette er ein karakterart for den subalpine fjellbjørkeskogen, og det er truleg klimatiske årsaker til at arten har gått tilbake i tiårsperioden. Det er såleis truleg at dei relativt store endringane i epifyttvegetasjonen på bjørk som er observert i Møsvatn frå 1992 til 2002 skuldast ein kombinasjon av betra luftkvalitet og klimatiske faktorar, og epifyttvegetasjonen framstår som frodigare no enn tidlegare.

Vedlegg 4.1

Egenskapar for undersøkingstrea i fem prøvefelt i Møsvatn. – Characteristics of the sample trees in 5 study plots in the Møsvatn monitoring site.

tre nr <i>tree no.</i>	retning <i>direction</i> (°)	avstand <i>distance</i> (m)	treomkrets <i>circumference</i> (cm)	trehøyde <i>height</i> (m)	start år <i>star year</i>	utgått år <i>omitted</i>	merknad <i>remarks</i>
101	14	8,6	42	10,5	1992		lita krone
102	70	5,1	37	9	1992		lita krone
103	104	7,7	45	12	1992		
104	111	9	39	10,5	1992		
105	125	2,4	42	10,5	1992		lita krone
106	185	9,7	36	3,5	1992	2002	død, stammebrekk, analysert som gadd
107	308	3,9	43	11,5	1992		
108	334	9,5	36	9,5	1997		lita krone
109	336	10	39	9	2002		lita krone
201	310	9,2	40	8	1992		
202	343	10	43	9	1992		
203	10	9,6	38	10,5	1992		
204	22	7,1	38	9,5	1992		
205	203	5	38	8	1992	2002	dødt, men står, analysert som gadd
206	254	8,2	44	10	1992		
207	245	4	47	9,5	1992		
208	18	3,5	36	9	1997		
209	148	3,5	35	7,5	2002		
301	252	7,4	37	9	1992		
302	270	9,1	39	7,5	1992		
303	318	6,6	41	8,5	1992		
304	102	5,5	56	9,5	1992		
305	142	9,3	35	8,5	1992		
306	160	3,3	39	7,5	1992		
307	192	4,1	44	8	1992		
308	325	9,4	36	7,5	1997		
401	375	5,8	47	9,5	1992		
402	112	1,8	46	10	1992		
403	226	6,6	37	10,5	1992		
404	230	10	41	8	1992		lita krone
405	288	3,9	56	8	1992		
406	308	4,1	38	8	1992		
407	340	3,1	35	7	1992		lita krone, treet "flassar" bork smal krone
408	40	4,1	35	7,5	1997		smal krone
501	60	4,9	47	12	1992		
502	97	10	37	6,5	1992	2002	død, angripe av borande insekt, analysert som gadd
503	126	6,4	52	11,5	1992		
504	300	4,3	41	9	1992		lita krone
505	142	9	44	12	1992		
506	165	9,2	37	11	1992		smal krone
507	348	8,3	45	10	1992		smal krone
508	380	8,3	35	10	1997		
509	47	5,9	35	9	2002		lita krone

Vedlegg 4.2

Epifyttregistreringar i Møsvatn 2002. Gjennomsnittleg dekning pr. tre. - Survey of epiphytic vegetation in the Møsvatn monitoring site. Mean cover per tree.

Artgr	Kodenamn	M101 02	M102 02	M103 02	M104 02	M105 02	M107 02	M108 02	M109 02	M201 02	M202 02	M203 02	M204 02	M206 02	M207 02	M208 02	M209 02	M301 02	M302 02	M303 02	M304 02	
F	Brac ref																					
F	Dicranuz								x	x								x				x
G	Barb lyc														x			x				
G	Loph lon																	x				
G	Ptil pul								x	x												x
H	Ale sarm					0,4																
H	Bryoriaz	8,3	12,4	11,1	10,2	16,7	22,2	19,7	8,0	18,6	10,9	12,7	6,7	1,0	4,6	12,6	8,6	39,5	39,8	1,7	28,6	
H	Cladoniz							x			x											x
H	Eve meso											0,5								0,5	x	
H	Pse furf		2,2					x			2,7							x				
H	Usn lapp							x														
H	Usneaz	x	x			x	x		x		1,4		x	x		0,6		x	x	x	x	x
I	Cet chlo	x									x	x				x						x
I	Cet sepi											x										
I	Hyp bitt	1,5																				
I	Hyp phys	51,7	52,8	56,1	42,9	48,6	69,1	69,2	61,2	39,3	61,6	75,5	39,0	64,3	60,0	49,5	71,1	31,0	19,6	46,3	31,2	
I	Hyp tubu	x	x	0,9	x	x	x	x		x	5,1	x	2,7	x		x	1,9	x	x	9,6	x	
I	Ims aleu											0,6										
I	Mel oliv	2,2	0,6	x	1,4	5,1	2,9	3,5		9,8	7,9	2,4	0,5	2,9	0,8	x	x	11,6	14,8	4,4	1,3	
I	Par ambi	2,0	6,5	4,4	4,9	4,5	2,4	1,1	3,2	2,5	6,7	2,0	7,6	1,9	1,7	0,6	6,6	7,0	12,4	4,5	14,6	
I	Par esor																					
I	Par hype	0,5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	
I	Par sulc	2,0	6,7		2,4	0,9	1,0	x	1,6	16,6	2,4	0,5	9,6	2,0	11,9	5,7	4,9	7,6	4,9	4,3	1,0	
I	Pla glau		x	x				x		1,0	x	x						x	1,1			
I	Vul pina		x			x	x	x	x		x	x	x	x	x	x			x	x		
J	Anz carn							x														
J	Bac igni																					
J	Bia chry											x		x			x	x	x			x
J	Bia effl																					
J	Bue disc	x						2,2														
J	Cal ferr																					
J	Cha chry																					
J	Hyp scal																					x
J	Hyp soro										x							x				x
J	Lca circ	x	1,1	x	7,1	0,9	x	1,1	x	0,9	0,5	x	6,4	x	1,2	1,1	1,2	x	2,0	x	x	
J	Lca puli																					
J	Lca/fusc	x	x	1,8	2,6		x	x	x	x	0,5	x	4,0	9,9	0,8	x	x	2,7	1,1	0,5	x	
J	Lca/symm	10,8	4,5	0,4	2,8	5,1	3,8	2,2	9,0	4,2	4,7	1,0	3,3	0,5	1,7	11,4	x	1,6	2,0	1,0	x	
J	Lci porp	x	x			x							x	x		x			x	x		
J	Lci pull	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
J	Leprariz							x			x											
J	Och andr										x					x						
J	Pyr cinn					x			x		x	x	x	x	x		x	x	x	x		
J	Tra flex																					
J	Ubest																					
S	Hys puli												x	x								
S	Perith	x	x	2,6	1,5	1,5	2,5		3,2	x		1,0			3,8	2,2	1,8	x				
S	Sopp		1,1			0,4	0,5			0,6					1,2							
U	Never	26,9	22,4	28,8	30,0	23,0	13,8	18,4	21,8	17,9	11,2	12,3	23,1	18,5	15,4	25,5	14,3	19,1	21,8	28,8	38,6	

Vedlegg 4.2 forts.		M305	M306	M307	M308	M401	M402	M403	M404	M405	M406	M407	M408	M501	M503	M504	M505	M506	M507	M508	M509
Artgr	Kodenamn	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02	02
F	Brac ref		x																		
F	Dicranuz	x		x		x	x		x	x				x							
G	Barb lyc			x	x		x					x									
G	Loph lon																				
G	Ptil pul			x						x											
H	Ale sarm																				
H	Bryoriaz	x	2,9	15,0	10,4	6,7	x	15,8	35,7	24,8	x	4,7	x	49,3	27,6	26,0	17,5	7,1	24,0	21,0	37,2
H	Cladoniz		x		x	x							x								
H	Eve meso										x	x									
H	Pse furf	x					x		x			0,6						x	x	x	
H	Usn lapp																				
H	Usneaz	x	x	x	0,6	x	x	x	1,0	x			x	x	x	x	x			x	x
I	Cet chlo								0,5	x					x	x				x	0,6
I	Cet sepi																			x	x
I	Hyp bitt																			x	x
I	Hyp phys	24,5	36,6	43,9	33,3	57,5	55,6	29,3	36,3	43,4	53,9	53,7	64,4	29,7	54,8	65,8	59,3	50,4	50,5	30,3	54,9
I	Hyp tubu	0,5		1,8	5,6	x	0,9	x	x	x	3,0	x	x	x	x	x	x	3,4	4,5		x
I	Ims aleu															x					
I	Mel oliv	1,2	3,7	17,1	10,6		x	8,1	7,4	x	2,6	2,4	x	4,9	2,4	7,9	0,5	1,1	2,9	36,9	9,8
I	Par ambi	9,1	3,7	3,2	12,2	2,5	13,7	2,2	3,0	3,0	11,0	6,3	5,2	15,2	2,8	x	7,5	6,5	7,3	x	3,4
I	Par esor										x									x	
I	Par hype	x	x	x	x	x	0,9	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
I	Par sulc	0,6		5,3	7,4	21,9	4,9	1,6	9,0	13,9	1,5	3,5	12,9	1,6	6,7	1,1	3,2	6,8	0,5		3,3
I	Pla glau						1,1			x											1,7
I	Vul pina	x	x	x		x	x			x	0,5	0,6	x		x	x	x	x	x	x	x
J	Anz carn																				
J	Bac igni							x													
J	Bia chry	x			x			x						x							
J	Bia effl								x												
J	Bue disc		x																		
J	Cal ferr		x																		
J	Cha chry						x					x									
J	Hyp scal																				
J	Hyp soro		x							x											
J	Lca circ	x	x	1,8	1,1	1,2	0,4	3,2	1,5	4,0	4,0	1,7	5,0	x	x	x	x	x	x	x	x
J	Lca puli								x					x				x			
J	Lca/fusc	x	x	0,9	x	x		x	x	0,4	3,1	x	x	0,4	x	x	x	x	0,4	x	x
J	Lca/symm	x	1,1	0,5	4,3	x	2,3	4,8	2,0	1,2	2,1	1,1	x	x	0,4	2,2	0,9	x	3,4	0,6	2,8
J	Lci porp				x	x	x	x	x						x		x	x			
J	Lci pull	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
J	Leprariz				x	x			x												
J	Och andr		x			x					0,5	x	x								
J	Pyr cinn			x	x	x	x	x	x	x	x	x	x				x	x		x	x
J	Tra flex																				
J	Ubest							x										1,5			
S	Hys puli		x																		
S	Perith	x	x		0,6	x	2,5				1,6		x	2,1	0,8		3,7		0,9	x	3,4
S	Sopp					0,8						0,6									
U	Never	64,1	52,0	22,8	19,6	14,8	18,6	41,9	19,5	22,9	16,8	28,4	13,1	21,2	25,1	12,8	19,4	28,0	25,3	21,5	11,8

5 Smågnagere

Erik Framstad*

Smågnagere inngår som et nøkkelement i flere næringskjeder som forbinder planter med topp-predatorer, og deres bestandsfluktasjoner skaper en regelmessig "forstyrrelse" av økosystemene som kan gjøre det vanskelig å skille menneskeskapte 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 DNSs 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 2002 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.

5.1 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 fangsttransekter (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 en del gjenklappede feller i øvre del av feltet pga passering av reinsdyr.

Børgefjell: Smågnagerfangstene gjennomføres etter minimumsopplegget med 400 felledøgn pr fangstperiode. Fra og med 1991 foregår fangstene i Børgefjell i 4 transekter (hver med 10 stasjoner à 5 feller) som dekker de viktigste vegetasjonstypene i Viermadalen (granskog, bjørkeskog, myrkant, 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). Det var en del gjenklappede feller i øvre del av feltet pga reinsdyr i området.

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). Det var i fangstperioden lite lauv på bjørka pga angrep av rustsopp.

Gutulia: Smågnagerfangstene gjennomføres etter minimumsopplegget med 400 felledøgn pr fangstperiode. Overvåkingsområdet ble etablert i 1993 med 4 fangsttransekter (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 transekter (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). Det var i fangstperioden lite lauv på bjørka pga angrep av rustsopp. Etter målerangrep på bjørk i tidligere år var det kraftig oppslag av smyle i feltsjiktet.

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

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 (transekte 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 (10-40 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 2002. Høstfangsten ble avbrutt av uventet tidlig og omfattende snøfall allerede første fangstnatt, og antall fangete gnagerer kan derfor vanskelig relateres til standard fangsttinningsats.

Lund: Smågnagerfangstene gjennomføres etter minimumsopplegget med 400 felledøgn pr fangstperiode. Det er 4 transekte (hver med 10 stasjoner à 5 feller) plassert mer eller mindre parallelt langsetter åssidene sørvest for Kjørmovatna (se beskrivelse i Kålås et al. 1992: figur 2). To av disse passerer gjennom områdene som brukes til vegetasjonsanalyse. 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 1ha 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 fangstopplegget vil ikke fangst pr felledøgn være direkte sammenliknbar med TOV-områdene. Det var lite snø i feltene ved vårfangstene 2002 og dessuten en del problemer med gjenklappete feller pga regn i slutten av fangstperioden. Også under høstfangstene var det enkelte netter problemer med gjenklappete feller pga regn.

Dato for gjennomføring av fangstene og total fangsttinningsats for de ulike overvåkingsområdene i 2002 framgår av **tabell 5.1**. Fangsttinningsatsen 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.

5.2 Resultater

Dividalen: Høsten 2002 ble det fanget til sammen 11 individer av rødmus, gråsidemus og fjellrotte (**tabell 5.1**). I forhold til fangsttinningsatsen viser dette en nedgang fra året før, tilsvarende de lave bestandsnivåene i de fleste av de foregående årene (**figur 5.1**). Det ble bare fanget hunner av rødmus, hvorav alle unntatt én var små (<20g) og ble klassifisert som seksuelt umodne (**tabell 5.2**), og ingen var gravide. Blant gråsidemusene var de to hannene forholdsvis små (<25g) og umodne, mens én av hunnene ble klassifisert som

seksuelt moden (vekt 32g) (**tabell 5.2**). Begge de fangete hunnene av fjellrotte ble klassifisert som seksuelt modne (**tabell 5.2**) og var også forholdsvis tunge (<30g).

Børgefjell: Det ble ikke fanget noen smågnagere i Børgefjell høsten 2002 (**tabell 5.1**). Dette representerer en kollaps i bestanden etter toppen i 2001 (**figur 5.1**).

Åmotsdalen (Dovre): Høsten 2002 ble kun fanget noen få smågnagere (to lemen og en markmus) i Åmotsdalen (**tabell 5.1**). I forhold til fangsttinningsatsen representerer dette en klar nedgang i bestanden etter indikasjonene på en bestandstopp i 2001 (**figur 5.1**). En av de fangete lemenene var en gravid hunn (10 fostre), mens de øvrige var umodne (**tabell 5.2**).

Gutulia: Det ble ikke fanget noen smågnagere i Gutulia høsten 2002 (**tabell 5.1**). Smågnagerbestandene synes dermed fortsatt å holde et svært lavt nivå i dette området (**figur 5.1**).

Møsvatn: Det ble her fanget mange lemen og noen få individer av klatremus og fjellrotte høsten 2002 (**tabell 5.1**). Fangstene tyder på fortsatt oppgang til en klar bestandstopp etter tydelig bestandsøkning også de to foregående årene (**figur 5.1**). En god del av lemenene (17% av hannene og 26% av hunnene) ble klassifisert som seksuelt modne (**tabell 5.2**), men kun to av hunnene ble registrert som gravide (kullstørrelse 7 og 9). De fleste av de umodne individene var forholdsvis lette (<40g), men det var også noen tyngre (og dermed antagelig eldre) individer blant dyrene som var seksuelt umodne. Alle de modne hunnene var til dels betydelig tyngre enn 40g, men et par av de modne hannene var <40g. Begge klatremusene var små og umodne hunner, noe som også var tilfelle for to av fjellrottene, mens én av dem var en større hann (50g) som likevel ble klassifisert som seksuelt umoden.

Solhomfjell: I mai 2002 ble det fanget åtte klatremus og et par spissmus (**tabell 5.1**). Av klatremusene var alle fem hunner seksuelt modne og middels tunge (>24g), og fire var gravide (kullstørrelse 5-7) (jf **tabell 5.2**). To av de tre hannene var modne og middels tunge (>24g). Høstfangstene ble som nevnt avbrutt av kraftig snøfall, men ni klatremus og et par spissmus ble likevel fanget (**tabell 5.1**). Selv om det er vanskelig å anslå reell fangsttinningsats, tyder dette på en smågangerbestand på omtrent samme middels lave nivå som de to foregående årene (**figur 5.1**). Samtlige klatremus ble klassifisert som seksuelt umodne (**tabell 5.2**), men én av hannene var tydelig større (29g) enn de øvrige.

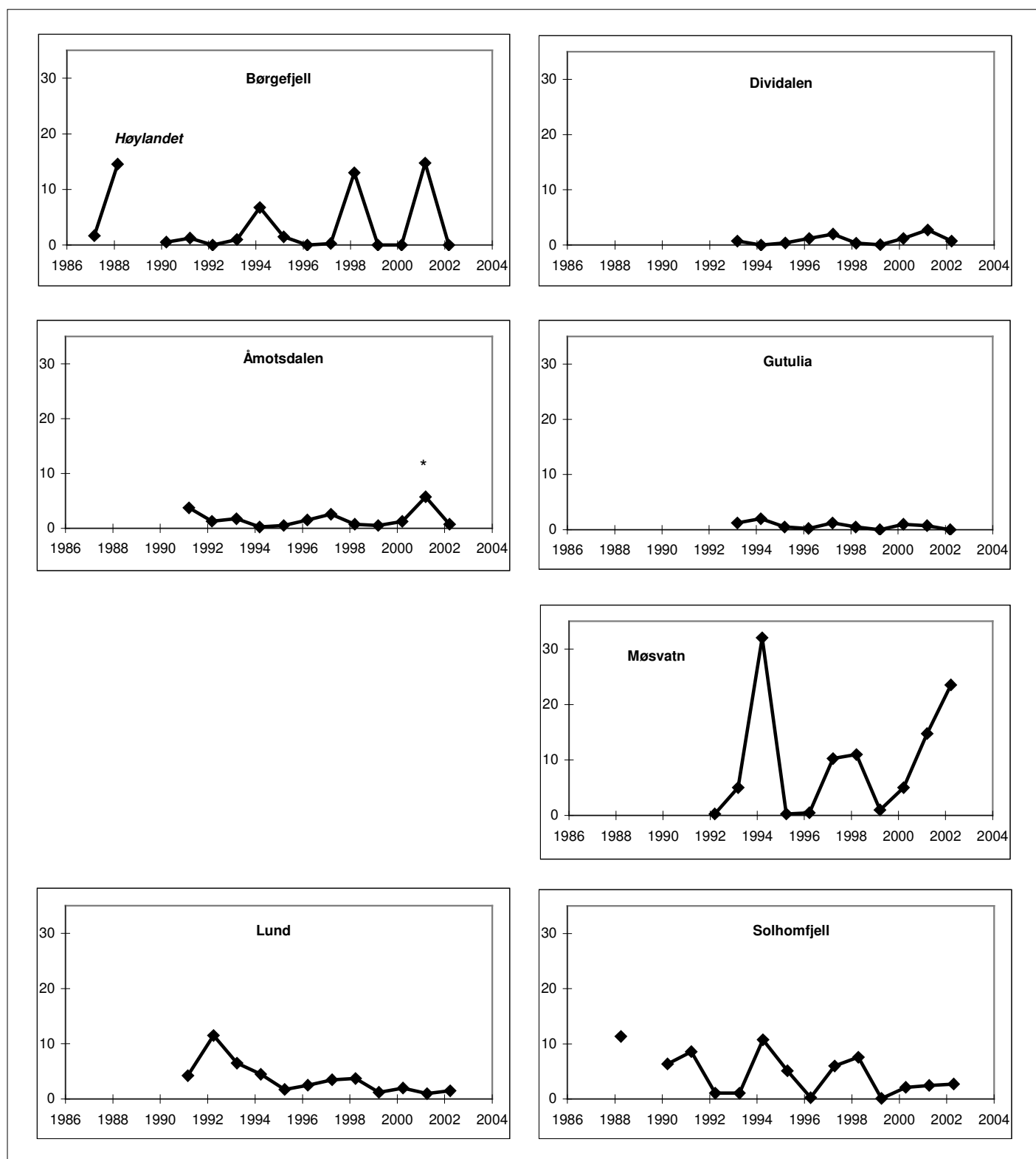
Lund: Det ble fanget fire klatremus, to skogmus og en spissmus i Lund høsten 2002 (**tabell 5.1**). I forhold til fangsttinningsatsen indikerer dette en høstbestand på omtrent samme lave nivå som i de foregående årene (**figur 5.1**). Bare skogmushunnen ble klassifisert som seksuelt moden (trass i vekt på 16g), for øvrig var alle individene små og umodne (**tabell 5.2**).

Tabell 5.1 Oversikt over fangstperioder (datoer for utsetting og inntak av feller), fangststinsats og totalt antall fangster av småpattedyr i DN's overvåkingsprogram i 2002. 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 2002. Similar data are also given for the long-term small mammal trapping studies at Finse (combined for two trapping grids).

område-area periode-period	felledøgn trapnights	arter-species									sum
		AS	CG	CR	Crut	MA	MO	LL	MS	Ssp	
Lund											
20–22 sep	400	2	4							1	7
Solhomfjell											
21–25 mai	1500		8							2	10
14–16 okt	329*		9							2	11
Møsvatn											
19–21 sep	400		2				3	89			94
Gutulia											
11–13 sep	400										0
Åmotsdalen											
11–13 sep	400					1		2			3
Børgefjell											
28–30 aug	400										0
Dividalen											
09–12 sep	1500			4	5		2				11
Totalt TOV	5329	2	23	4	5	1	5	91	0	5	136
Finse											
25 jun–01 jul	2358							10			10
02 sep–07 sep	2000							11			11

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).

* Høstfangsten i Solhomfjell ble avbrutt pga kraftig snøfall og antall felledøgn er kun løst anslått.



Figur 5.1 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 *.

Tabell 5.2 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-area art-species	periode period	hanner-males		hunner-females	
		umodne immatures	modne matures	umodne immatures	modne matures
Lund					
skogmus (AS)	sep 02	1	0	0	1
klatrems (CG)	sep 02	0	0	4	0
Solhomfjell					
klatrems (CG)	mai 02	1	2	0	5
klatrems (CG)	okt 02	3	0	5	0
Møsvatn					
klatrems (CG)	sep 02	0	0	2	0
fjellrotte (MO)	sep 02	1	0	2	0
lemen (LL)	sep 02	39	8	31	11
Åmotsdalen					
markmus (MA)	sep 02	0	0	1	0
lemen (LL)	sep 02	1	0	0	1
Dividalen					
gråsidemus (CR)	sep 02	2	0	1	1
rødmus (Crut)	sep 02	0	0	4	1
fjellrotte (MO)	sep 02	0	0	0	2

Finse: Fangstene vår og høst 2002 var klart lavere enn i 2001, og kun lemen ble fanget (**tabell 5.1**). Med unntak av en liten, umoden hann, var alle individene fanget om våren forholdsvis tunge dyr klassifisert som seksuelt modne, herav to gravide hunner (kullstørrelse 7). Om høsten var det også et betydelig innslag av modne individer, og to av hunnene var gravide (kullstørrelse 4 og 7).

5.3 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 var det et betydelig 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 5.1**) og til dels fra Solhomfjell. Fangstene fra Børgefjell viser at også dette området hadde middels høye gnagerbestander i 1994 og ganske høye bestander i 1998. Etter lave fangster i alle områder i 1999 og svak oppgang i flere områder i 2000, viste fangstene tydelige bestandstopper i flere områder i 2001. I 2002 synes bestandene å ha gått til

dels kraftig tilbake i de fleste av områdene, unntatt i Møsvatn der fangstene økte i 2002 (**figur 5.1**).

I de andre boreale og alpine overvåkingsområdene i Dividalen, Gutulia og til dels Åmotsdalen har vi imidlertid 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 felledøgn, og kun bestandsnivået i Åmotsdalen i 2001 kan karakteriseres som en topp (**figur 5.1**). Gjennomsnittlig fangstindeks for disse områdene er <2, mens Møsvatn og Børgefjell har gjennomsnittlig fangstindeks ≥ 3 .

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 per.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 5.1**). 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 Ogdalen 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 bestandssvingninger 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 hhv 1991 og 1993, selv om fangstene i Åmotsdalen viste en tydelig bestandstopp i 2001 (**figur 5.1**). I andre områder 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.). 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 planteforsvarstoffer 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 planteforsvarstoffers virkning på gnagere). Vi har imidlertid ikke data til å relatere en slik hypotese til observasjonene av bestandssvingninger i overvåkingsområdene. I lys av disse områdenes overraskende lave bestandsnivåer av gnagere over lang tid, kan det likevel 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 5.1**). 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 bestandstoppene 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 også ganske typiske bestandsfluktuasjoner over mange år, med bl.a. middels store topper i 1994, 1997 og 2000, men det er en god del variasjon i både periode og ikke minst i bestandsnivåer (E. Østbye, pers.medd.). Variasjoner i bestandsfluktuasjonene kan mao ventes også i de mest typiske områdene for "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 5.1**). 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 og svak økning etter svært lave bestander i 1999. 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 klatremus 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 anslå-

gene 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) tyder dessuten på at en gjerne må holde på i lang tid før en får et tilstrekkelig materiale til å bedømme mønsteret i smågnagernes bestandsfluktasjoner med noen grad av sikkerhet.

6 Rovfugler

John Atle Kålås* & 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 også å være meget følsom for DDE (Nygård & Gjershaug 2001).

Innenfor den integrerte overvåkingen som er lagt til nordboreale og alpine områder, overvåkes derfor hekkebestand, og reproduksjon for artene kongeørn *Aquila 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).

6.1 Metoder

I 2002 ble det utført registreringer av reproduksjon for kongeørn 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. Omfang av endringer vil imidlertid variere både mellom artene og mellom individuelle par innen en art. Kongeørnene er vanligvis mer statiske i sin arealtilknytning enn jaktfalken, og enkelte kongeørnpar kan bruke samme reirplass i mange påfølgende år. Oppbyggingen av kunnskap om 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

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

på alle tilgjengelige observasjoner fra hele tidsserien. I enkelte tilfeller vil det også dukke opp reir som ligger langt borte fra tidligere kjente hekkeplasser, der det kan være uklarheter om hvilke av de aktuelle territoriene hekkelokaliteten tilhører. Vi må i slike tilfeller gjøre skjønnsmessige vurderinger som vil kunne bli revurderte på bakgrunn av informasjon vi får i kommende år.

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 2002 ble det på TOV-lokaliteter ringmerket 2 kongeørnung (Solhomfjellområdet) og 5 jaktfalkunger (2 i Åmotsdalsområdet og 3 i Møsvatn).

6.2 Resultater

Børgefjell

I 2002 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler, pynting av reir, reir med egg eller unger) ved samtlige av de 13 territorier vi overvåker i Børgefjell. Det var klare indikasjoner på egglegging/ruging i 11 av disse territoriene. Det ble klekket fram unger i 9 territorier. Det ble produsert flyvedyktige unger ved samtlige av disse og totalt nådde 14 unger en alder på >50 dager.

I 2002 ble det observert jaktfalk i alle de 10 undersøkte territoriene. Det ble konstatert egglegging i 5 av disse territoriene, og de produserte totalt 14 unger (>30 dager).

Åmotsdalen

I 2002 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler, pynting av reir, reir med egg eller unger) ved 11 av de 12 kongeørnterritorier som inkluderes i TOV. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 2 av disse territoriene. Det ble imidlertid ikke klekket fram unger i noen av disse, og vi registrerte ingen produksjon av unger i Åmotsdalsområdet i 2002. Sammenlignet med de øvrige TOV områdene har Åmotsdalen hatt relativt dårlig produksjon av kongeørnung i hele perioden 1991-2002. 2002 er imidlertid første året i denne perioden at produksjonsresultatet har blitt 0 unger i dette området.

I 2002 ble det observert jaktfalk ved 6 av de 11 undersøkte territoriene, og det ble produsert til sammen 13 unger i 5 av disse.

Møsvatn

I 2002 ble det da registrert aktivitet (observert voksne fugler, pynting av reir, reir med egg eller unger) av kongeørn ved alle de 11 kongeørnterritorier som inkluderes i dette området. Det var klare tegn på egglegging/ruging i 6 av disse territoriene, og 4 av disse produserte til sammen 4 unger.

For jaktfalk ble det i 2002 observert voksne fugler i 6 av de 11 inkluderte territoriene. Det var klare indikasjoner på egglegging/ruging i 4 av disse territoriene. Ved tre av disse ble det produserte til sammen 7 unger (>30 dager gamle).

Lund

I Lund-området ble det i 2002 registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 10 inkluderte territoriene. I 6 av territoriene ble det registrert egglegging/ruging. Totalt ble det produsert 7 unger fra 5 av disse territoriene.

Solhomfjell

I 2002 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 12 av de 13 kongeørnterritoriene som inkluderes i TOV fra dette området. Det ble observert egglegging/ruging ved bare 2 av disse lokalitetene, og de produserte totalt 3 unger.

6.3 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 2002 var det meget god produksjon for kongeørn i Børgefjell (1,08 unger pr. territorium) og god produksjon i Lund (0,70 unger pr. territorium). For Møsvatn var produksjonen litt under gjennomsnittet for perioden 1993-01 (0,36 unger pr. territorium), mens det var relativt dårlig produksjon i Solhomfjell (0,23 unger pr. territorium) og ingen produksjon i Åmotsdalsområdet. Tidsserien vi nå har tilgjengelig for kongeørn (1993-02), viser gjennomsnittlig høyest produksjon i Lund (gjennomsnitt 0,63 unger pr. territorium, $\pm 0,14$ (sd)), etterfulgt av Børgefjell (0,61 $\pm 0,28$ (sd)), Møsvatn (0,43 $\pm 0,19$ (sd)), Solhomfjell (0,29 $\pm 0,17$ (sd)), og Åmotsdalsområdet (0,27 $\pm 0,17$ (sd)) (**figur 6.1**).

I den tidsserien vi nå har tilgjengelig ser vi ingen entydige tegn til redusert reproduksjon i de sørligste områdene. Det har imidlertid vært en tendens til lav produksjon i Solhomfjell de siste årene, med særlig dårlig produksjonsresultat i 1999 og 2000 (**figur 6.1**). En noe bedre ungeproduksjon her i 2001 og 2002 indikerer at dette kan ha vært et midlertidig fenomen. Jaktstatistikken fra Solhomfjell indikerte at bestandssituasjonen for småvilt var god i dette området høsten 2001. Basert på dette forventet vi en god produksjon for kongeørn i

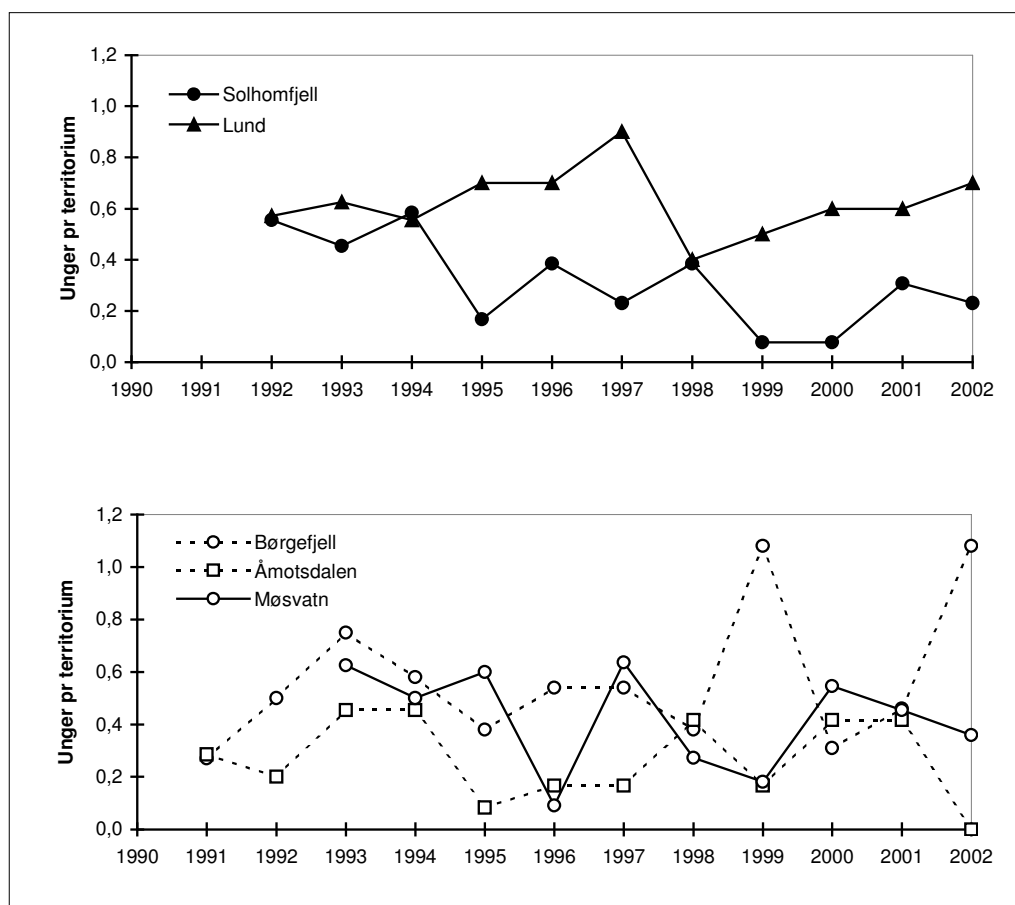
Solhomfjellområdet området i 2002. Også for Åmotsdalsområdet har vi hatt relativt dårlig produksjon i en årrekke og basert på smågnagerbestanden for høsten 2001 i dette området forventet vi også her god produksjon i 2002. Produksjonsresultatet i 2002 tilfredstilte ikke våre forventninger hverken for Solhomfjell eller for Åmotsdalsområdet, og vi mener dette bør gi grunnlag for en nærmere undersøkelse av mulige årsaker til den lave ungeproduksjonen vi nå har for kongeørn i disse områdene.

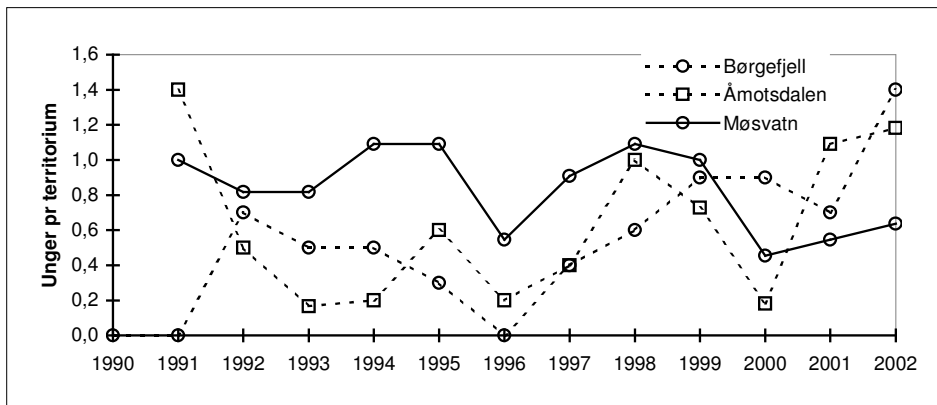
For jaktfalk var produksjonen av unger i 2002 meget god i Børgefjell (1,40 unger pr. territorium) og i Åmotsdalsområdet (1,18 unger pr. territorium), mens det var noe under middels produksjon i Møsvatn (0,64 unger pr. territorium) (**figur 6.2**). Produksjonen av jaktfalkunger har som forventet variert betydelig i årene 1991-01 (**figur 6.2**). Dette gjelder i særlig grad for Åmotsdalen (gjennomsnittlig 0,64 unger pr. territorium, $\pm 0,44$ (sd)). Dataene for jaktfalk viser videre at Børgefjell og Åmotsdalen har hatt omtrent lik produksjon i det aktuelle tidsrommet (Børgefjell gjennomsnitt $0,58 \pm 0,39$ (sd)). For de tre områdene der overvåking av jaktfalk er inkludert, har vi i

denne tidsperioden målt jevnest og høyeste ungeproduksjon i Møsvatn området (gjennomsnitt $0,83 \pm 0,24$ (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 ventet vi særlig skal være tilfelle for de nordligste områdene som inngår i TOV (Børgefjell, Åmotsdalsområdet og Møsvatn). I de to sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) vil kongeørn trolig ha en noe mer variert meny enn for de 3 øvrige områdene denne arten overvåkes i. 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 har om forekomster av smågnagere og tettheter av hønsefugl høsten 2002 gir forventninger om relativt god produksjon for kongeørn og jaktfalk i Åmotsdalsområdet og for kongeørn i Solhomfjellområdet i 2003. For Børgefjell forventer vi derimot en relativt lav produksjon for disse to rovfuglartene i 2003. For Møsvatn er prognosene usikre.

Figur 6.1 Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene, 1991-2002. – 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.





Figur 6.2 Ungeproduksjon for jaktfalk i TOV-områdene, 1991-2002. – Chick production for gyrfalcon (*Falco rusticolus*) in the monitoring areas.

7 Hønsfugler

John Atle Kålås*

Hovedvekten av overvåkingen av hønsfugl er lagt på lirype *Lagopus lagopus*. Lirypa inngår som en viktig art i de nordboreale og alpine økosystemene. Undersøkelser av sammenhengen mellom smågnagersvingninger 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). Lirypa 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 deler av Norge (Kålås et al. 2001).

7.1 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 overvåkingssammenheng 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, Andersen 1983, 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/km²): $D=N/(L \times W \times CD)$, hvor N = antall observerte fugler, L = linjens lengde (km), W = linjens bredde og CD = oppdagbarhetskoeffisient. 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 produksjonsestimater 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 2002 taksert totalt 40,5 km med en stripebredde på 100 m (4,05 km²). Linje I ble taksert 16 august, linje II 17 august, linje III 18 august, linje IV 17 august og linje V 18 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 3 faste linjene i Viermadalen. Totalt ble det da taksert 32,0 km med en stripebredde på 100 m (3,20 km²). Linje I ble taksert 18 august, linje II 19 august og linje III 17 august. Vitringsforholdene ble vurdert til å være middels til vanskelige på grunn av varmt og tørt vær. Takseringen ble utført av Statskog Nordland (organisert av M. Håker, feltarbeid utført av R. Almås og med assistanse av W. Braaten).

Statskog Nordland samler inn vingepøver 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 2 linjer i indre deler av Åmotsdalen, en linje i Dindalen og en linje øst for Kongsvoll. Det ble taksert totalt 39,5 km med en stripebredde på 100 m (3,95 km²). Linje I ble taksert 11 august, linje II 10 august, linje III 14 august og linje IV 12 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 km²). 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. Vittringsforholdene ble vurdert til å være gode.

Møsvatn

Som for tidligere år er takseringslinjene i områdene omkring Hortenuten benyttet for takseringer av liryper ved Møsvatn. Det ble taksert tre linjer på totalt 32,5 km med en stripebredde på 100 m (3,25 km²). Linje I ble taksert 1 august, linje II 31 juli og linje III 30 juli av S.L. Svartaas. Vittringsforholdene ble vurdert til å være gode.

Lund

I 2002 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 km²). Linje I ble taksert 11 august, linje II 17 august og linje III 11 august. Arbeidet ble organisert av Vegard Moi med assistanse i felt fra E. Reed, G. Tveten og A. Aune. Vittringsforholdene ble vurdert som middels til gode.

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 jakt sesongen 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.

7.2 Resultater

Dividalen

I 2002 ble det ved takseringene i Dividalen observert en klar nedgang i tettheter av lirype (totalt 40 ryper/km²) sett i forhold til året før. Hele reduksjonen er forårsaket av en reduksjon i antall observerte ungfugler (**figur 7.1**), og beregnet kyllingproduksjon var i 2002 relativt lav (3,2 kyllinger pr. to voksne) (**tabell 7.1**). Dårlig produksjon var i særlig grad tilfelle langs de to linjene i Høgskaret.

Børgefjell

Takseringen i Børgefjell viste for 2002 en nedgang i tettheter av lirype i forhold til 2001, og tettheten (22 ryper/km²) var blant de laveste registrert i perioden 1990-02. Andelen av ungfugler var også lav (2,6 kyllinger pr. to voksne) noe som indikerer dårlig produksjon for lirype i dette området i 2002 (**tabell 7.1**).

Statskog Nordland sin innsamling av vingepøver fra rype viste også dårlig produksjon for både lirype og fjellrype for jakt sesongen 2002/03 (for lirype 2,2 og for fjellrype 1,1 ung-

fugler pr. to voksne). Totalt antall mottatte vingepøver var høyere enn i 2001/02 for lirype, men klart lavere for fjellrype (henholdsvis 359 lirype, og 144 fjellrype).

Åmotsdalen

Takseringene langs de 4 linjene som nå representerer Åmotsdalsområdet, resulterte i en beregnet tetthet på 46 liryper/km². Dette er en økning sett i forhold til 2001, og er den klart høyeste tetthet vi har registrert i perioden 1991-02 både for voksenfugl og for ungfugl (**figur 4**). Selv om økningen i antall takseringslinjer fra 1997 gjør at tallene fra periodene 1991-96 og 1997-01 ikke er direkte sammenlignbare, indikerer våre tellinger at lirypetettheten i 2002 var den høyeste vi har hatt for dette området i den siste 10-års perioden. Det ble observert 4,0 kyllinger pr. to voksne liryper, noe som indikerer relativt god ungeproduksjon i dette området i 2002.

Gutulia

Tettheten av lirype var fortsatt relativt lav i Gutulia i 2002. Takseringen indikerer imidlertid en liten økning i lirypebestand i dette området i 2002 (13 ryper/km²) (**tabell 7.1**). Dette er den høyeste tettheten vi har registrert her siden 1994, og økningen i tetthet er et resultat av flere observerte ungfugl i 2002 sammenlignet med foregående 7-års periode (**figur 7.1**). Vårt produksjonsestimat for 2002 er da også høyt (6,4 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

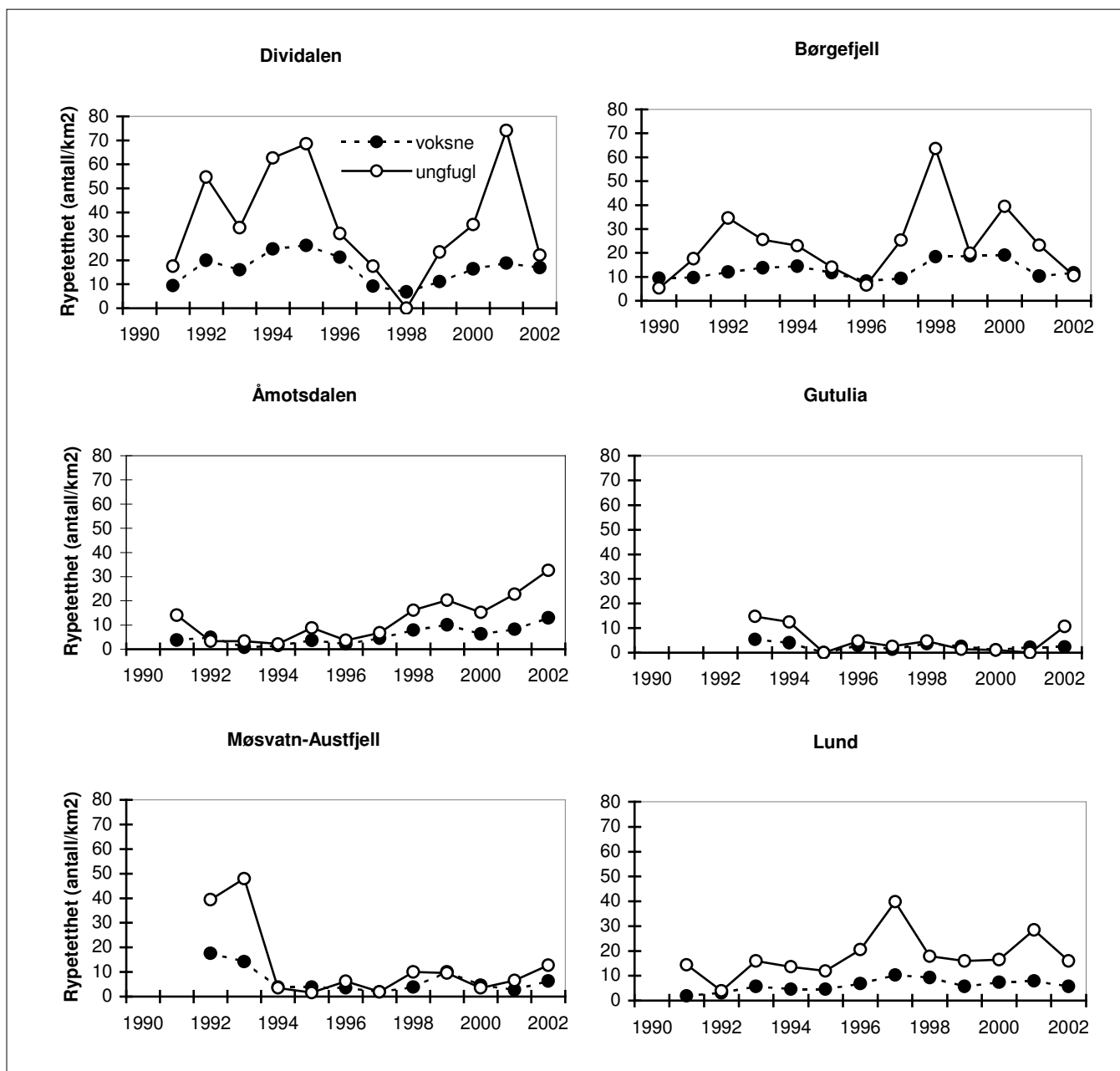
Takseringene i Møsvatn indikerer en liten økning i lirypebestanden i området i 2002 (19 ryper/km²), og sammenlignet med 2001 er det økning både for voksenfugl og for ungfugl. Det er imidlertid langt igjen før en er oppe i de tettheter som vi beregnet for dette området i 1992 og 1993 (**figur 7.1**). Produksjonen av kyllinger synes også å ha vært relativt god i dette området i 2002 (4,3 kyllinger pr. to voksne) (**tabell 7.1**).

Lund

Våre takseringer indikerer en nedgang i høsttetthet av lirype i Lund i 2002 sett i forhold til 2001, og den registrerte tettheten (22 ryper/km²) er omtrent middels av det som er registrert i dette området i perioden 1991-02 (**figur 7.1**). Produksjonen av ungfugl synes å ha vært middels bra i 2002 (4,3 kyllinger pr. to voksne) (**tabell 7.1**), men vårt produksjonsestimat er relativt usikkert på grunn av at det er basert på forholdsvis få observasjoner av fugl.

Solhomfjell

Gjerstad Jeger og Fiskeforening sin fellingsstatistikk for Solhomfjellområdet viser at det i løpet av jakt sesongen 2002/03 ble felt 243 orrfugl, 36 harer og 3 liryper på totalt 1160 jakt dager. For orrfugl er dette omtrent som for 2001, og fellingsindeksen for orrfugl ble 20,9 felte fugl pr. 100 jaktdag. Dette er bare litt lavere enn for 2001, og er på tilsvarende høye nivå som målt for dette området i perioden 1984-91.



Figur 7.1 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.

Tabell 7.1 Totalt antall observerte liryper langs de forskjellige linjene ved høsttakseringene av hønsefugler i TOV-områdene i 2002. () 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 2002.

område area	stegger males	høner females	ubest.ad. indet. ad.	ubest. indet.	kyll. juv.	kyll./2 voksn. juv./2 adults	areal area (km ²)
Dividalen							
Linje I	5	3	1	3	25	-	0,38
Linje II	19	17	2	2	89	-	1,88
Linje III	6	4	0	0	7	-	0,45
Linje IV	3	14	0	0	5	-	1,43
Linje VI	12	8	0	0	22	-	1,95
Totalt	45	46	3	5	148	3,2	6,09
Børgefjell							
Linje I	8	5	4	0	31	-	1,35
Linje II	3	2	10	0	0	-	0,90
Linje III	6	5	0	0	24	-	0,95
Totalt	17	12	14	0	55	2,6	3,20
Åmotsdalen							
Linje I	7	4	0	0	25	-	0,80
Linje II	6	5	0	0	13	-	0,90
Linje III	4	3	1	0	21	-	1,20
Linje IV	15	12	3	0	61	-	1,05
Totalt	32	24	4	0	120	4,0	3,95
Gutulia							
Linje I	3	3	1	0	17	-	1,20
Linje II	0	1	0	0	4	-	1,00
Linje III	1	1	0	0	11	-	1,20
Totalt	4	5	1	0	32	(6,4)	3,40
Møsvatn							
Linje I	5	3	0	0	10	-	1,20
Linje II	6	5	0	0	31	-	1,05
Linje III	1	1	0	0	4	-	1,00
Totalt	12	9	0	0	45	4,3	3,25
Lund							
Linje I	0	0	0	0	0	-	0,45
Linje II	3	3	0	0	6	-	1,00
Linje III	2	2	3	0	22	-	0,75
Totalt	5	11	2	0	28	(4,3)	2,20

7.3 Diskusjon

Sett i sammenheng med tidligere års takseringer av lirype målte vi høy bestand av lirype i Åmotsdalsområdet høsten 2002 (**figur 7.1**). Våre tellingeri i dette området for perioden 1991-02 indikerer "bestandstopper" i 1991, 1995 og 1999, men de to første toppene var svært små og utydelige. Det var også tegn til bestandsøkning i Gutulia og Møsvatn, men lirypebestandene var fortsatt relativt lave i disse områdene. For Gutulia har vi registrert svært lave bestander for hele perioden 1995-01 etter litt høyere bestander i 1993 og 1994, mens vi for Møsvatn har registrert lave bestander i hele perioden 1994-01 etter at vi registrerte høye bestander i 1992 og 1993. For Dividalen og Børgefjell målte vi klar bestandsnedgang i forhold til 2001. For Dividalen sin del målte vi en bestandstopp i 2001 etter at forrige bestandstopp ble målt i 1994-95, mens vi for Børgefjell har registrert størst bestander i 1992, 1998 og 2000 (**figur 7.1**). For Lund målte vi litt under middels tetthet av liryper i 2002. Dette området er lokalisert helt i ytterkanten av lirypas hekkeområder i Sørvest-Norge, og vi forventer at rypebestandene her kan vise mer uregelmessige forekomster enn i de mer sentrale deler av lirypas hekkeområder i Norge. For perioden 1991-02 har vi her målt høyest bestander av lirype i 1997 og 2000. Registrert bestandsstørrelse og produksjon har imidlertid vært relativt stabil i dette området i hele denne perioden. Jaktstatistikken fra Solhomfjell indikerer at bestanden av orrfugl i perioden 1992-00 varierte på et litt lavere nivå (10-18 felte fugl pr. 100 jakt dag) enn det som var tilfelle i perioden 1984-91 (ca 19-24 felte fugl pr. 100 jakt dag). Dette er betydelig høyere enn det som ble registrert i perioden 1975-78 (ca 5 felte fugl pr. 100 jakt dag). Jaktutbyttet av orrfugl høsten 2001 og 2002 var imidlertid igjen oppe på det nivået vi hadde i 1984-91, og indikerer at det nå er en relativt god bestand av småvilt i dette området. Når det gjelder hvilke forventninger registrerte hønsefuglforekomster høsten 2002 gir til produksjon av rovfuglunger i 2003, viser vi til rovfuglkapitlet i denne rapporten.

Som forventet er det endringer i ungfuglbestanden som gir de store bestandsfluktuationene for lirype (**figur 7.1**). For de fleste områdene ser vi at tetthetene for ungfugl har variert fra knapt noen individer og opp til mer enn 40 individer pr. km². 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. km²; Åmotsdalen, Gutulia, Møsvatn og Lund, hovedsakelig mellom 2 og 10 fugler pr. km²).

Det er flere faktorer som påvirker sikkerheten i bestandsestimater for lirype. To viktige faktorene i denne sammenheng er taksert areal og variasjoner i oppdagbarhet. Oppdagbarheten vil variere med både topografi og vegetasjonsforhold, og den vil være avhengig av værforhold. Basert på informasjon gitt av Pedersen et al. (1999) om variasjoner i oppdagbarhet innenfor det takseringsbelte vi bruker (50 m til hver side av takseringslinja) vil vi kunne regne med en usikkerhet på minst $\pm 20\%$ for vår beregning. 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.

8 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 uklekkete egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse.

Det foregår systematisk overvåking av hekkende spurvefugler i mer enn 10 europeiske land (Hustings 1988, 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.

8.1 Metoder

Bestandsovervåking

For bestandsovervåking av spurvefugler har vi valgt å benytte punktakseringsmetoden (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 punktakseringer og den mere nøyaktige og kostnadskrevenne revirkareringsmetoden (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 punktene takseres til samme tid (± 30 min.), og de skal takseres omtrent samme dato (± 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. Vi hadde ingen utskiftning av feltpersonell i 2002, men for Lund deltok i opplæringsøyemed en ny taksør under feltarbeidet da det planlegges skifte av en taksør i dette området i 2003.

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 2002-resultatene og vurderer disse i forhold til antall observasjoner gjort i perioden 1992-2001. 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 irregulær forekomst ('nomadiske'), er finkeartene bjørkefink, grønnfink, gråsisik, bergirisk 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 hulerugende artene svarthvit fluesnapper *Ficedula hypoleuca* og kjøttmeis *Parus major*. For disse artene er det dokumentert reproduksjonssvikt som kan skyldes forurensning (Nyholm 1981, 1994, Eeva et al. 1994, 1997, Eeva & Lehikoinen 1995, 1996). Artene er lette å få til å hekke i fuglekasser, og unge foret hovedsakelig med insekter (Haartman 1954, Lundberg & Alatalo 1992). Kjøttmeis er i motsetning til svarthvit fluesnapper stasjonær hele året. Datamengden for kjøttmeis blir imidlertid mer begrenset 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 svarthvit fluesnapperens unger forlater reiret.

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

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 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 >14 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 ± 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 (>14 dager etter at første kull i det aktuelle området er ferdiglagt).

Reproduksjonsovervåkingen for spurvefugl er i 2002 bare utført i Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell.

Feltarbeid 2002

Dividalen. De 200 punktene ble taksert i perioden 15-19 juni. Takseringene ble utført av K.-O. Jacobsen og S.Ø. Nilsen.

Børgefjell. De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 14-18 juni. Takseringene ble utført av Ø. Spjøtvoll og P.A. Lorentzen.

Åmotsdalen. De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 10-14 juni av M. Myklebust og G. Rudolfsen.

Fuglekassene ble kontrollert 6 ganger i løpet av hekkesesongen av S.L. Svartaas (26 mai, 2, 10, 16 og 24 og 30 juni). Med bakgrunn i tidligere års erfaringer med predasjon av kassene i dette området, ble det også i 2002 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 5-9 juni av J. Bekken og O.P. Blestad.

Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger i løpet av hekkesesongen av O. Vangen, SNO (26 mai, 4, 11, 19 og 26 juni, og 3, 10 og 17 juli).

Møsvatn. De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 18-24 juni av R. Bergstrøm og E. Edvardsen.

Lund. I 2001 ble de 200 punktene taksert i perioden 17 mai-1 juni av Aa. Munkejord, K.H. Dagestad, O. Steinberg og Toralf Tysse.

Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger av S. Skjærpe (16, 23 og 30 mai, 6, 13, 20 og 27 juni).

Solhomfjell. I Solhomfjell ble de 200 punktene taksert av R. Bergstrøm og E. Edvardsen i perioden 31 mai-8 juni.

Fuglekassene ble kontrollert 10 ganger av NOF, Kragerø Lokallag (19 og 26 mai, 1, 9, 16 og 22 juni og 1, 7, 12 og 21 juli).

Innsamling av fuglunger for overvåking av miljøgiftforekomster. I 2002 ble fortsatte innsamling av 10-14 dg gamle unger av kjøttmeis og svarthvit fluesnapper. Tilsvarende innsamling ble gjort i perioden 1991-93, og leverprøver ble analysert for forekomster av miljøgifter (Kålås et al. 1995). Målsettingen med denne innsamlingen er 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°C . I 2002 ble følgende prøver samlet inn (tall angir antall innsamlede unger): Børgefjell (svarthvit fluesnapper 12, kjøttmeis 3); Åmotsdalen (svarthvit fluesnapper 3, kjøttmeis 3); Gutulia (svarthvit fluesnapper 6, kjøttmeis 3); Solhomfjell (kjøttmeis 12). Videre supplerende innsamling er planlagt utført i 2003.

8.2 Resultater

Dividalen

Bestandsovervåking. Punkttakseringene i Dividalen resulterte i 990 observerte spurvefugler fordelt på 26 arter (**tabell 8.1**). Dette er en klar reduksjon i antall observerte individer i forhold til året før. Reduksjonen er forårsaket av færre observasjoner av de mest vanlige artene, utenom for bjørkefink som viste en økning fra 2001 til 2002. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det samlet observert 603 individ noe som er klart mindre enn for 2001, men er bare litt under gjennomsnitt for perioden 1993-2001 (**figur 8.1**).

Børgefjell

Bestandsovervåking. Punkttakseringene i Børgefjell i 2002 resulterte i 1 417 observerte spurvefugler fordelt på 24 arter (**tabell 8.2**) noe som er en klar økning fra 2001. Endringen fra 2001 er særlig en økning i antall observasjoner av løvsanger og bjørkefink. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 1 066 individ i 2002. Dette er en liten økning fra 2001, og noe over gjennomsnittet for perioden 1990-01 (**figur 8.1**).

Åmotsdalen

Bestandsovervåking. Punkttakseringene i Åmotsdalen resulterte i 1 502 observerte spurvefugler fordelt på 34 arter (**tabell 8.3**). Dette er en liten økning i forhold til foregående år. Økningen er særlig forårsaket av flere observasjoner av de to tallrikeste artene, løvsanger og bjørkefink. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 1 154 individ i 2002. Dette er en liten økning i forhold til 2001 og det høyeste antall observert for dette området i hele perioden vi har hatt slik overvåking her (1992-02) (**figur 8.1**).

Tabell 8.1 Spurvefugl observert på de 200 punktene som ble taksert i Dividalen, 2002. – Observed passerine birds at 200 census points in Dividalen. Scientific names are given in Appendix 8.1.

art species	ant. pkt. no. of pts.	ant. ind. no. of ind
Bjørkefink	130	337
Løvsanger	107	191
Heipiplerke	58	108
Rødvingetrost	60	65
Rødstjert	52	63
Gråsisik	39	49
Gråtrost	34	44
Steinskvett	19	21
Blåstrupe	16	18
Måltrost	15	18
Svarthvit fluesnapper	12	12
Kråke	11	11
Gråfluesnapper	8	9
Ravn	4	7
Granmeis	6	6
Sivspurv	6	6
Ringtrost	4	4
Jernspurv	4	4
Trepiplerke	4	4
Kjøttmeis	2	3
Hagesanger	3	3
Lappspurv	3	3
Rødstrupe	1	1
Grønnsisik	1	1
Dompap	1	1
Bokfink	1	1
Sum	200	990

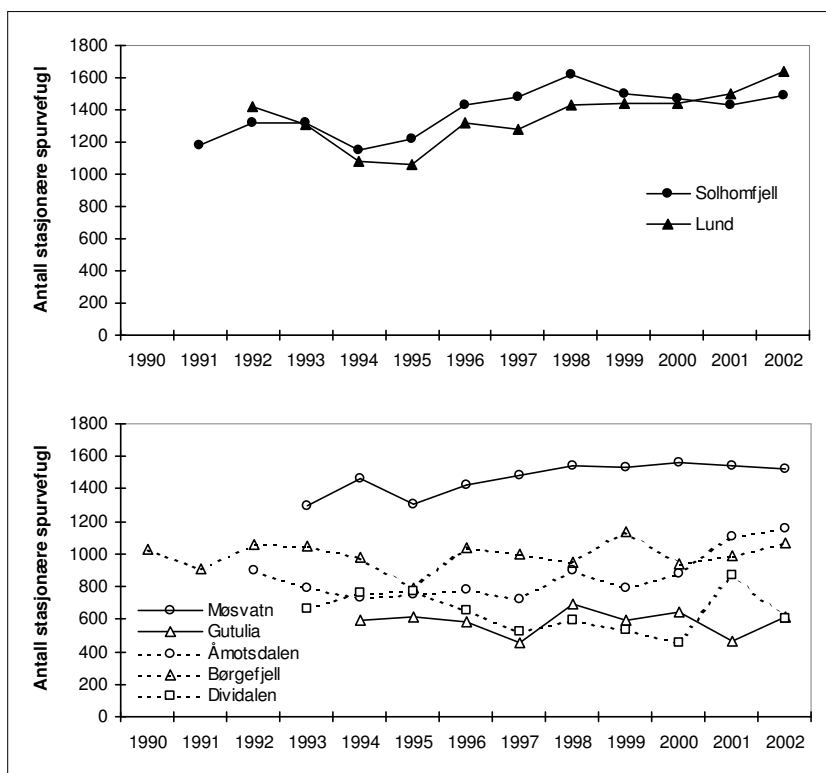
Reproduksjonsovervåking. I Åmotsdalen registrerte vi i 2002 komplett egglegging av svarthvit fluesnapper i hele 41 av de 50 kassene. For 39 av disse ble egglegging fullført i perioden 27 mai - 9 juni (median eggleggingsdato for disse var 3 juni). De øvrige 2 ble ferdiglagte etter 11 juni.

Kullstørrelsen for de 39 kullene som var lagt før 10 juni var i gjennomsnitt 6,55 egg (tabell 8.4). Tre av disse reira ble predert/skydd i rugefasen, og 8 ble predert i ungefase. For de øvrige reirene klekte 96% av eggene, og 98% av de utklekte ungene nådde en alder på >10 dager. Det var egglegging av kjøttmeis i en av kassene. Her klekte 8 av 11 egg, og alle de 8 ungene ble flyvedyktige.

Gutulia

Bestandsobservasjon. Punkttakseringene i Gutulia resulterte i 910 observerte spurvefugler fordelt på 34 arter (tabell 8.5). Dette er en klar økning fra 2001. Økningen skyldes særlig flere observasjoner av de to vanligste artene, løvsanger og bjørkefink. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 615 individ i 2002. Dette er også en klar økning fra 2001 og er litt over gjennomsnittet for perioden 1994-01 (figur 8.1).

Reproduksjonsovervåking. I Gutulia var det i 2002 komplett egglegging av svarthvit fluesnapper i 22 av kassene. For 21 av kullene ble siste egg lagt i tidsrommet 1-13 juni (median eggleggingsdato var 6 juni), mens 1 kull ble ferdiglagte ca. 15 juni. Kullstørrelsen for de 21 kullene som var fullagt før 14 juni var gjennomsnittlig 6,43 egg (tabell 8.4). Ett av disse reira ble predert i rugefasen, og 2 ble predert i ungefase. For de de 20 reirene med vellykket klekking ble 89% av eggene klekt, og for de 18 med vellykket produksjon nådde 99% av ungene en alder på >10 dager. Vi registrerte ett sent kjøttmeiskull (egglegging avsluttet 20 juni). Kullstørrelse var 6 egg, og 3 unger nådde flyvedyktig alder.



Figur 8.1 Totalt antall observasjoner av spurvefugler ved de 200 takseringspunktene i hvert av TOV-områdene for perioden 1990-2002 når arter med mer irregulær forekomst er utelatt (bjørkefink, grønnefink, gråsisik, grønnsisik, bergirisk og korsnebb). – Number of registered passerine birds (excluding species with irregular occurrence) at 200 census points in each of the seven monitoring areas during 1990-02. Filled symbols are used for the areas most heavily influenced by long-range atmospheric transported pollution.

Tabell 8.2 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Børgefjell, 2002. – Observed passerine birds at 200 censused points in Børgefjell. Scientific names are given in Appendix 8.1.

art species	ant. pkt. no. of pts.	ant. ind. no. of ind
Løvsanger	180	605
Bjørkefink	147	277
Heipiplerke	99	179
Gråsisik	48	65
Gråtrost	37	64
Rødvingetrost	53	55
Sivspurv	41	44
Blåstrupe	25	27
Rødstjert	23	24
Steinskvett	17	20
Grønnsisik	6	9
Ringtrost	7	8
Måltrost	8	8
Jernspurv	7	7
Ravn	5	6
Lappspurv	5	6
Granmeis	2	3
Buskskvett	2	2
Gulerle	3	3
Kråke	1	1
Svarthvit fluesnapper	1	1
Konglebit	1	1
Bokfink	1	1
Snøspurv	1	1
Sum	200	1417

Møsvatn

Bestandsobservasjon. Punkttakseringene i Møsvatn resulterte i 1 913 observerte spurvefugler fordelt på 35 arter (**tabell 8.6**). Dette var litt lavere enn for 2001. Det var også noen avvik på artsnivå fra 2001. De klareste endringene var færre observasjoner av bjørkefink, heipiplerke og gråsisik og flere observasjoner av løvsanger, gråtrost og sivspurv. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 1 526 individ i 2002. Dette er litt lavere enn for 2001, men litt over gjennomsnitt for dette området i perioden 1993-01 (**figur 8.1**).

Lund

Bestandsobservasjon. Punkttakseringene i Lund i 2002 resulterte i 1 814 observerte spurvefugler fordelt på 32 arter (**tabell 8.7**). Dette er klart høyere enn antall observasjoner gjort i 2001, noe som særlig er forårsaket av flere observasjoner av de to tallrike artene, løvsanger og trepiplerke. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1 643 individ i 2002. Dette er det høyeste antall som er observert for området i perioden 1991-02 (**figur 8.1**).

Tabell 8.3 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Åmotsdalen, 2002. – Observed passerine birds at 200 censused points in Åmotsdalen. Scientific names are given in Appendix 8.1.

art species	ant. pkt. no. of pts.	ant. ind. no. of ind
Løvsanger	136	442
Bjørkefink	100	196
Heipiplerke	74	132
Gråtrost	60	131
Gråsisik	69	113
Rødvingetrost	54	80
Sivspurv	40	55
Steinskvett	38	48
Trepiplerke	37	39
Grønnsisik	30	37
Måltrost	28	30
Rødstrupe	24	25
Rødstjert	19	22
Svarthvit fluesnapper	17	20
Jernspurv	18	20
Blåstrupe	19	19
Ringtrost	16	17
Kjøttmeis	10	11
Bokfink	11	11
Gulsanger	7	9
Gjerdsmett	7	8
Munk	7	7
Granmeis	3	5
Linerle	3	4
Snøspurv	4	4
Kråke	3	3
Stjertmeis	2	3
Møller	3	3
Gråfluesnapper	2	2
Bergirisk	2	2
Ravn	1	1
Svarttrost	1	1
Hagesanger	1	1
Bøksanger	1	1
Sum	200	1502

Reproduksjonsobservasjon. I Lund var det i 2002 egglegging av svarthvit fluesnapper i 29, kjøttmeis i 9 og blåmeis i 4 av de 50 fuglekassene. Det var et meget godt produksjonsår for alle artene også i 2002. 25 av fluesnapperkullene ble ferdiglagte i perioden 16–29 mai (median eggleggingsdato 24 mai). Kullstørrelsen for disse kullene var i gjennomsnitt 6,40 egg (**tabell 8.4**). For disse reirene ble 98% av eggene klekt, og for 24 av disse reirene nådde 99% av ungene en alder på >10 dager. Alle de 9 kjøttmeisreirene var fullagte før 15 mai. For 7 av disse var gjennomsnittlig kullstørrelsen 10,7 egg (sd=1,4). Hele 74 av disse 75 eggene ble klekt. I ett av disse reira døde alle ungene, mens samtlige av de øvrige 65 ung-

Tabell 8.4 Reproduksjon hos svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell, 2002. 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 of Pied flycatchers breeding in nest-boxes in Åmotsdalen, Gutulia, Lund and Solhomfjell, 2002. 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	kullstør./clutch size			% klekkesuksess		% ungeoverlev.	
	sd	n		hatching success		chick survival	
Åmotsdalen	6,56	0,82	(38)	96	(236)	98	(177)
Gutulia	6,43	0,51	(21)	89	(129)	99	(105)
Lund	6,40	0,91	(25)	98	(160)	99	(151)
Solhomfjell	6,77	0,60	(13)	92	(75)	93	(58)

ene nådde flyvedyktig alder. De 4 blåmeisreirene var alle ferdiglagt før 21 mai. Gjennomsnittlig kullstørrelse var 12,5 egg (sd=2,1), 48 av de 50 eggene klekte, og for de 3 kullene som ikke ble predert, nådde samtlige av de 35 unger flyvedyktig alder.

Solhomfjell

Bestandsobservasjon. Det ble totalt registrert 1 697 spurvefugler fordelt på 40 arter ved de 200 punktene som ble taksert i Solhomfjell i 2002 (**tabell 8.8**). Dette er litt flere observasjoner enn i 2001, men forskjellene mellom 2001 og 2002 er relativt små for de aller fleste artene. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1 493 individ i 2002, noe som er litt flere enn for 2001, og godt over gjennomsnittet av det som er observert for dette området i perioden 1991-01 (**figur 8.1**).

Reproduksjonsobservasjon. I Solhomfjell var det i 2002 komplett egglegging av svarthvit fluesnapper i 24 av de 50 fuglekassene. Kullstørrelsen for de 13 kullene som var ferdiglagt i tidsrommet 18-31 mai (median eggleggingsdato 25 mai), var i gjennomsnitt 6,77 egg. To av disse kull ble predert/forlatt i rugeperioden, og to ble predert/forlatt i ungeperioden. For de 11 reirene med vellykket klekking ble 92% av eggene klekte, og for de 9 reirene med vellykket produksjon nådde 93% av ungene en alder på minst ti dager (**tabell 8.4**). Det var egglegging av kjøttmeis i 9 kasser. Fire av disse var ferdiglagt før 20 mai, gjennomsnittlig kullstørrelse for disse var 10,8 egg, og 36 av de 43 eggene klekte. Det ble produsert flyvedyktige unger bare fra en av disse kassene (9 unger).

8.3 Diskusjon

Antall observasjoner av de 'stasjonære' spurvefuglartene var i 2002 for de fleste områdene på samme nivå som eller litt høyere enn i 2001. Unntakene her er Dividalen der vi hadde en nedgang i 2002 sammenlignet med 2001. For samtlige 7 områder var antall observasjoner enten høyere eller omtrent som gjennomsnitt for perioden 1991/94-01 (**figur 8.1**). Våre tidsserier med observasjoner av bestandsstørrelser for 'stasjonære' spurvefuglarter viser ingen spesielle avvik i de sørlige, mest forurensede områdene sammenlignet med de nordligere områdene.

Reproduksjonsobservasjonen viste at det var relativt høy klekkesuksess og svært god ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper i alle områdene også i 2002. Særlig var produksjonsresultatene gode i Åmotsdalen og Lund. Litt dårligere produksjonsresultat i Gutulia og Solhomfjell skyldes særlig en litt lavere klekkesuksess i disse områdene i 2002. Ellers vil vi framheve det svært gode tilslaget vi fikk av svarthvit fluesnappere i fuglekassene i Åmotsdalen i 2002. Her ble 39 av de 50 fuglekassene tatt i bruk i første del av hekkesesongen. Dette er nesten dobbelt så mye som for tidligere tre års periode, og vi tolker dette som en respons på den svært tidlige våren vi hadde i Trøndelag i 2002.

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 uklekte 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 8.2**). For Solhomfjell og Lund var klekkesuksessen i denne perioden klart lavere ($\leq 95\%$). For

Tabell 8.5 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Gutulia, 2002. – Observed passerine birds at 200 censused points in Gutulia. Scientific names are given in Appendix 8.1.

art species	ant. pkt. no. of pts.	ant. ind. no. of ind
Løvsanger	113	226
Bjørkefink	114	210
Heipiplerke	54	81
Rødstjert	65	73
Steinskvett	33	40
Grønnsisik	19	34
Grankorsnebb	11	28
Trepiplerke	26	27
Svarthvit fluesnapper	23	25
Gråsisik	12	23
Gråtrost	13	19
Taksvale	2	15
Måltrost	13	14
Sivspurv	10	11
Rødstrupe	9	10
Rødvingetrost	7	9
Bokfink	9	9
Gulerle	4	8
Ringtrost	7	7
Kråke	6	6
Duetrost	6	6
Ravn	2	5
Granmeis	5	5
Toppmeis	3	3
Blåstrupe	3	3
Gråfluesnapper	2	3
Fuglekonge	2	2
Jernspurv	2	2
Kjøttmeis	1	1
Lappmeis	1	1
Trekryper	1	1
Munk	1	1
Varsler	1	1
Møller	1	1
Sum	200	910

Tabell 8.6 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Møsvatn, 2002. – Observed passerine birds at 200 censused points in Møsvatn. Scientific names are given in Appendix 8.1.

art species	ant. pkt. no. of pts.	ant. ind. no. of ind
Løvsanger	178	554
Bjørkefink	110	192
Gråtrost	110	181
Heipiplerke	70	168
Rødvingetrost	91	143
Sivspurv	101	133
Gråsisik	74	98
Bokfink	68	91
Måltrost	68	85
Grankorsnebb	6	70
Steinskvett	24	29
Grønnsisik	23	26
Rødstrupe	15	18
Trepiplerke	15	16
Blåstrupe	14	14
Ringtrost	11	13
Gulerle	7	11
Kråke	7	8
Linerle	8	8
Lappspurv	5	8
Kjøttmeis	7	7
Ravn	4	6
Jernspurv	6	6
Svarttrost	5	5
Taksvale	4	4
Granmeis	3	3
Gulsanger	2	3
Hagesanger	3	3
Buskskvett	2	2
Gråfluesnapper	2	2
Gulspurv	2	2
Gjerdsmett	1	1
Svarthvit fluesnapper	1	1
Varsler	1	1
Bergirisk	1	1
Sum	200	1913

Tabell 8.7 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Lund, 2002. – Observed passerine birds at 200 censused points in Lund. Scientific names are given in Appendix 8.1.

art species	ant. pkt. no. of pts.	ant. ind. no. of ind
Løvsanger	190	756
Trepiplerke	126	173
Bokfink	110	135
Gråsisik	107	127
Rødstrupe	80	93
Svarttrost	67	82
Rødvingetrost	72	81
Gjerdsmett	65	67
Måltrost	51	53
Jernspurv	47	49
Svarthvit fluesnapper	27	30
Sivspurv	26	26
Bjørkefink	15	23
Grønnsisik	16	20
Kjøttmeis	17	17
Granmeis	15	15
Tornsanger	12	13
Buskskvett	10	10
Ringtrost	8	8
Steinskvett	4	6
Heipiplerke	5	6
Rødstjert	4	4
Munk	4	4
Gråfluesnapper	4	4
Fuglekonge	3	3
Blåmeis	2	2
Linerle	2	2
Ravn	1	1
Gråtrost	1	1
Bergirisk	1	1
Møller	1	1
Stjertmeis	1	1
Sum	200	1814

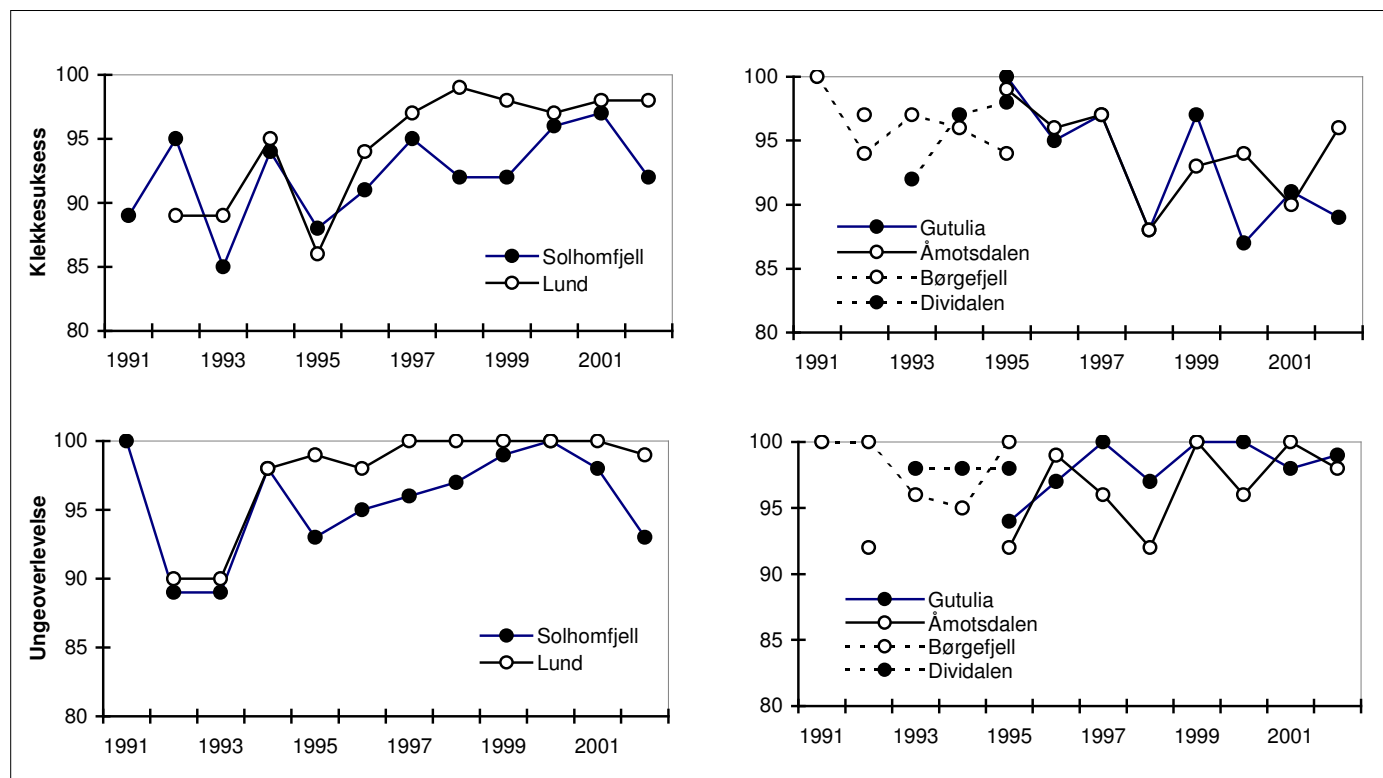
Tabell 8.8 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Solhomfjell, 2002. – Observed passerine birds at 200 censused points in Solhomfjell. Scientific names are given in Appendix 8.1.

art species	ant. pkt. no. of pts.	ant. ind. no. of ind
Løvsanger	179	340
Trepiplerke	163	304
Bokfink	147	244
Gråsisik	82	106
Rødstjert	73	93
Svarttrost	57	66
Rødvingetrost	46	54
Måltrost	49	53
Grønnsisik	41	49
Svarthvit fluesnapper	36	46
Grankorsnebb	25	40
Sivspurv	35	40
Tornsanger	30	32
Kjøttmeis	27	29
Rødstrupe	23	24
Granmeis	19	22
Toppmeis	15	18
Hagesanger	17	18
Steinskvett	14	16
Duetrost	16	16
Gråfluesnapper	12	13
Buskskvett	7	9
Fuglekonge	9	9
Bjørkefink	8	9
Jernspurv	8	8
Kråke	5	6
Linerle	6	6
Trekryper	5	5
Gråtrost	3	4
Tornskate	4	4
Svartmeis	3	3
Munk	2	2
Dompap	2	2
Ravn	1	1
Nøtteskrike	1	1
Spettmeis	1	1
Gjerdsmett	1	1
Ringtrost	1	1
Gulerle	1	1
Møller	1	1
Sum	200	1697

årene 1997-02 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 (92-97%). 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 8.2**). 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 5-6 årene, er det imidlertid ingen klare forskjeller i verken klekkesuksess eller ungeoverlevelse mellom de to mest forurensede områdene og de to referanseområdene.

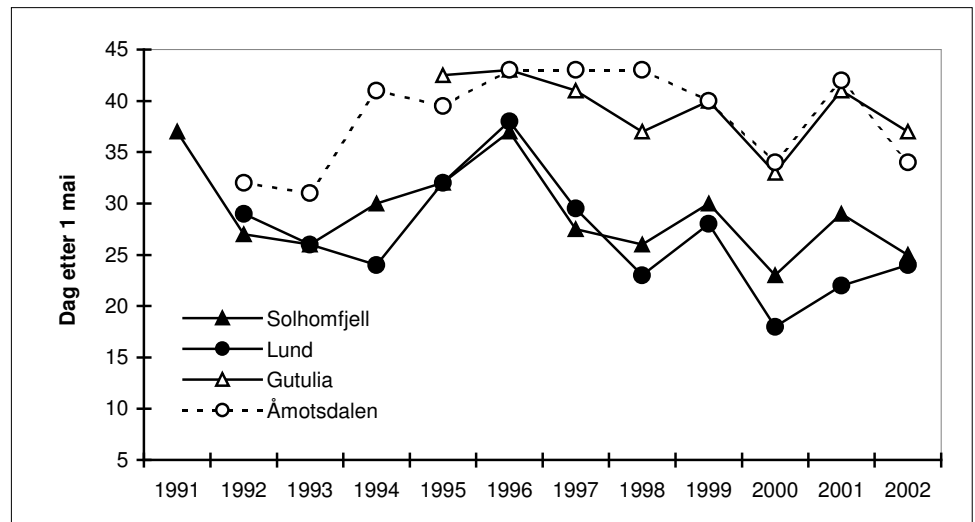
Vi inkluderer her også en oversikt over tidspunkt for egglegging for svarthvit fluesnapper for den siste 10-års perioden i de 4 aktuelle TOV-områdene (**figur 8.3**). Dette er en type informasjon som vi ikke knytter opp mot effekter av langtransporterte luftforurensninger, men som er relevant i for-

bindelse med videreutviklingen av TOV som en viktig komponent i Nasjonalt program for overvåking av biologisk mangfold (jf Framstad & Kålås 2001). I denne sammenheng er klimaendringer en aktuell påvirkningsfaktor, og tidspunkt for egglegging for fugl er en biologisk variabel som vi forventer vil bli påvirket av slike endringer.



Figur 8.2 Klekkesuksess og ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekassser i TOV-områdene, 1991-2002. 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 8.3 Eggleggingstidspunkt (median dato for siste egg lagt, inkluderer bare kull lagt i løpet av den første 14 dg perioden av eggleggingssesongen) for svarthvit fluesnappere i TOV-områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell for perioden 1991-2002. – 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 1991-02.



Vedlegg 8.1

Norske og latinske navn på spurvefuglarter observert på takseringer 1990-02, gruppert etter antall observasjoner. - Passerine birds observed during point censuses 1990-02.

A. Arter med over 10 observasjoner innen minst ett av områdene. - Species with more than 10 observations within at least one of the monitoring areas.

Trepiplerke	<i>Anthus trivialis</i>
Heipiplerke	<i>Anthus pratensis</i>
Gulerle	<i>Motacilla flava</i>
Linerle	<i>Motacilla alba</i>
Taksvale	<i>Delichon urbica</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>
Stær	<i>Sturnus vulgaris</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 trochilus</i>
Fuglekonge	<i>Regulus regulus</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>
Ravn	<i>Corvus corax</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>
Snøspurv	<i>Plectrophenax nivalis</i>

B Arter med få observasjoner (vanligvis ≤10) innen ett eller flere av områdene. - Species with few observations (≤10) within the areas:

Trelerke	<i>Lullula arborea</i>
Fjellerke	<i>Eremophila alpestris</i>
Sandsvale	<i>Riparia riparia</i>
Låvesvale	<i>Hirundo rustica</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>
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>
Tornskate	<i>Lanius collurio</i>
Varsler	<i>Lanius excubitor</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>
Bergirisk	<i>Carduelis flavirostris</i>
Rosenfink	<i>Carpodacus erythrinus</i>
Konglebit	<i>Pinicola enucleator</i>
Dompap	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>
Gulspurv	<i>Emberiza citrinella</i>

9 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 overvåkingsparametrene 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, viser markvegetasjonen en tydelig framgang i mengden av moser. Dette kan mest sannsynlig forklares ved at klimaet i perioden har vært mildt og til dels fuktig, med lengre vekstsesong, noe som særlig har begünstiget veksten av moser. Også observasjonene av økt lavvekst på trær (jf kap. 4) er konsistent med slike endringer i klimaet (men se også neste punkt). Tidspunktet for egglegging hos fluesnappere viser en tidligere start på reproduksjonssesongen i flere av overvåkingsområdene (jf kap. 8), 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. 5-8), 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 kan observere 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 arts sammensetning, 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. 4). Spesielt i de sørlige og mest forurensningsbelastete om-

rådene er det registrert en nedgang i skader på lav og framvekst av lav generelt og spesielt forurensningsfølsomme arter som brunskjegg. Dette tyder på at reduksjonen i svovelledfall 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. For markvegetasjonen er det visse indikasjoner på at akkumulert forsuring påvirker deler av floraen (jf kap. 3). I sørlige granskogsområder (bl.a. Solhomfjell) og bjørkeskogsområdet i Lund viser reanalyser av vegetasjonen at arter knyttet til noe rikere granskog går tilbake. Dette er konsistent med en hypotese om påvirkning fra langvarig forsuring, men det er vanskelig å fastslå en slik virkningsmekanisme med sikkerhet.

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. 5-8). 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. Selv om vi ikke har indikasjoner på at dette skyldes direkte menneskelige inngrep som faunakriminalitet, kan det 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 inngrep 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 gjengroing 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 Børgefjell og Dividalen. Foreløpig er det imidlertid for tidlig å angi forhold ved arealbruken 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 høyereliggende 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. 5). 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 ressursgrunnlaget. 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. 6). Mulige forklaringer kan være svikt i næringsgrunnlaget, menneskelig forstyrrelse/inngrep eller tilfeldigheter. Nærmere undersøkelser er nødvendig for å avklare dette.

10 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 nord-boreal og lavalpin sone, samt å belyse ev. effekter av menneskeskapt påvirkning. 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, Børgfjell 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 NIJOS). Denne rapporten presenterer NINAs resultater fra overvåkingen av flora og fauna som ble utført i disse områdene i 2002.

Markvegetasjonen i TOV-områdene kartlegges i 5-årsstykker i form av vegetasjonsøkologiske ruteanalyser. Reanalyser i Møsvatn sommeren 2002 viste en klar økning for mosearter. Tilsvarende mønster er funnet i 16 andre overvåkingsområder i gran- og bjørkeskog i Norge og kan knyttes til klimatiske forhold som har vært særlig gunstige for mosevekst siden 1990-tallet. Reanalysene av Møsvatn-rutene viste også en framgang for urter og grasaktige arter på bekostning av lyng. Dette passer ikke med mønsteret for endringene som er observert i sørlige granskogsområder og det sørlige bjørkeskogsområdet i Lund. Årsaken til at Møsvatn ikke følger det generelle mønsteret for Sør-Norge, kan bero på forskjeller mellom økosystemer i bjørkeskog og granskog som kjemisk sammensetning og/eller nedbrytingshastighet på strø. Endringene i Møsvatn kan også skyldes respons på omfattende lauvfall hos bjørk ved senere års bjørkemålerangrep, noe som også gir mer lysåpne forhold i skogen. Av gras er det særlig smyle som har vist sterk framgang. Smyle er en nitrofil art som responderer på endret tilførsel av nitrogen. Økningen kan tolkes som en respons på forhøyete mengder med nitrogen i lengre tids langtransportert forurensning. Økt nitrogen kan også frigjøres gjennom bjørkemålerangrep ved bl.a. økt lauvfall/avføring fra målerne og økt lys/varme til marksjiktet.

Epifyttvegetasjon på trestammer blir kartlagt med 5-årsstykker i TOV-områdene, og i 2002 ble epifytter på bjørk igjen kartlagt i Møsvatn. Resultatet viser relativt store endringer fra 1992 til 1997 og 2002. I tiårsperioden har det blitt mer lav på trærne i Møsvatn, med større dekning spesielt av brunskjegg og vanlig kvistlav. Snømållav har gått tilbake. Brunskjeggarter er kjent for å være forurensningsfølsomme. Disse artene kan tidligere har vært holdt nede på grunn av sur nedbør og kan ha tatt seg opp som følge av lavere forurensningspåvirkning de siste tiårene. Færre observasjoner av skade på lav har sannsynligvis samme årsak. Vanlig kvistlav er en svakt varmekjær art i Norge, som har hatt framgang i flere av TOV-

områdene i Sør- og Midt-Norge. Den sterke framgangen av kvistlav i Møsvatn kan henge sammen med at det siste tiåret har vært mildt og fuktig og dermed gunstig for lavvekst. Tilbakegang av snømållav er også observert i flere TOV-områder i Sør- og Midt-Norge. Arten er karakteristisk for subalpin fjellbjørkeskog, og det er trolig klimatiske årsaker til at arten har gått tilbake i tiårsperioden. Det er sannsynlig at de relativt store endringene i epifyttvegetasjonen på bjørk som er observert i Møsvatn fra 1992 til 2002, skyldes en kombinasjon av forbedret luftkvalitet og klimatiske faktorer. Epifyttvegetasjonen i området framstår som frodigere nå enn tidligere.

Faunaovervåkingen inkluderer bestands- og reproduksjonsovervåking 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 1991-02 ser vi ingen entydige tegn til redusert reproduksjon i disse to sørligste områdene. Det har imidlertid vært en tendens til lav produksjon i Solhomfjell de siste årene, med særlig dårlig produksjonsresultat i 1999 og 2000. En noe bedre ungeproduksjon her i 2001 og 2002 indikerer at dette kan ha vært et midlertidig fenomen. Jaktstatistikken fra Solhomfjell indikerte at bestandssituasjonen for småvilt var god i dette området høsten 2001. Basert på dette forventet vi en god produksjon for kongeørn i Solhomfjellområdet i 2002. Også for Åmotsdalsområdet har vi hatt relativt dårlig produksjon i en årrekke, og vi registrerte ingen ungeproduksjon her i 2002. Dette til tross for at vi basert på rype- og smågnagerforekomstene i dette området høsten 2001 forventet god produksjon i 2002. Vi mener dette bør gi grunnlag for en nærmere undersøkelse av mulige årsaker til den lave ungeproduksjonen vi nå har for kongeørn i Solhomfjell og Åmotsdalsområdet. I 2002 var det for øvrig meget god produksjon for kongeørn i Børgfjell (1,08 unger pr. territorium) og god produksjon i Lund (0,70 unger pr. territorium). For Møsvatn var produksjonen litt under gjennomsnittet for perioden 1993-01 (0,36 unger pr. territorium). I 2002 var produksjonen av jaktfalkunger meget god i Børgfjell (1,40 unger pr. territorium) og i Åmotsdalsområdet (1,18 unger pr. territorium), mens det var noe under middels produksjon i Møsvatn (0,64 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 2002. Særlig var produksjonsresultatene gode i Åmotsdalen og Lund. Litt dårligere produksjonsresultat i Gutulia og Solhomfjell skyldes en litt lavere klekkesuksess i disse områdene i 2002. 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 1997-02 har mønsteret vært noe annerledes med mer varierende klekkesuksess i de nordlige områdene (88-97%), høy klekkesuksess i Lund (97-99%) og relativt høy klekkesuksess i Solhomfjell (92-97%). 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. Ungeoverlevelse har med noen få unntak vært relativt høy ($\geq 92\%$) for alle år og områder og uten entydige forskjeller mellom TOV-områdene. 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 2002 for flere av områdene på samme nivå som for 2001. Unntakene her er Dividalen der vi hadde en klar nedgang sammenlignet med 2001.

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 2002 tyder på lave bestander i alle områder unntatt Møsvatn, der lemen viste høy bestand. Fangstene fra Dividalen høsten 2002 tyder på en nedgang i bestandsnivået (0,7 fangster av smågnagere/100 felledøgn) fra et svakt nivå høsten 2001; rødmus og gråsidemus dominerte i fangstene. I Børgefjell ble det ikke fanget noen gnagere i 2002, dvs en kollaps i bestandstoppen fra 2001. I Åmotsdalen viste fangstene også en klar nedgang (0,75 fangster/100 felledøgn) etter en lav topp i 2001. I Gutulia ble det ikke fanget noen gnagere i 2002. Fangstene i Møsvatn viste en enda høyere bestandstopp i 2002 (23,5 fangster/100 felledøgn) enn i 2001 (14,7 fangster/100 felledøgn); lemen dominerte fullstendig i fangstene etter at markmus og fjellrotte hadde dominert i 2001. I Solhomfjell var det lav vårbestand (0,5 fangster/100 felledøgn), med økning til anslått moderat lav bestand om høsten (2,7 fangster/100 felledøgn); klatremus dominerte i fangstene. I Lund viste fangstene fortsatt lavt bestandsnivå i 2002 (1,5 fangster/100 felledøgn); skogmus, 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 forhold til tidligere års takseringer av lirype målte vi høy be-

stand i Åmotsdalsområdet høsten 2002. Våre tellinger i dette området for perioden 1991-02 indikerer 'bestandstopper' i 1991, 1995 og 1999, men de to første toppene var svært små og utydelige. Det var i 2002 også tegn til bestandsøkning i Gutulia og Møsvatn, men lirypebestandene var fortsatt relativt lave i disse områdene. For Gutulia har vi registrert svært lave bestander for hele perioden 1995-01 etter litt høyere bestander i 1993 og 1994, mens vi for Møsvatn har registrert lave bestander i hele perioden 1994-01 etter at vi registrerte høye bestander i 1992 og 1993. For Dividalen og Børgefjell målte vi klar bestandsnedgang i forhold til 2001. I Dividalen målte vi en bestandstopp i 2001 etter at forrige bestandstopp ble målt i 1994-95, mens vi for Børgefjell har registrert størst bestander i 1992, 1998 og 2000. For Lund målte vi litt under middels tetthet av liryper i 2002. Dette området er lokalisert helt i ytterkanten av lirypas hekkeområder i Sørvest-Norge, og vi forventer at rypebestandene her kan vise mer uregelmessige forekomster enn i de mer sentrale deler av lirypas hekkeområder i Norge. For perioden 1991-02 har vi her målt høyest bestander av lirype i 1997 og 2000. Registrert bestandsstørrelse og produksjon har imidlertid vært relativt stabil i dette området i hele denne perioden. Jaktutbyttet av orrfugl i Solhomfjell var i 2002 20,9 felte fugl pr. 100 jakt dager. Dette er på samme høye nivå som målt i perioden 1984-91, og indikerer at det nå er en relativt god bestand av småvilt i dette området.

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. Økningen av moser og til dels lav på trær 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 svovelledfall og tilknyttet forsuring. Endringer i markvegetasjonen mot vegetasjon mer typisk for næringsfattige områder i en del av de sørlige overvåkingsområdene kan imidlertid ha tilknytning til akkumulert forsuring over lang tid. Økningen av alger på trær i overvåkingsområdet i Lund kan knyttes både til økt nitrogennedfall og et mildere klima. 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, 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 observerte noen fremmede arter som ledd i overvåkingen. Derimot er det observerte 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 ev. å belyse mulige årsaksforhold.

11 Litteratur

- Andersson, M. & Jonasson, S. 1986. Rodent cycles in relation to food resources on an alpine heath. – *Oikos* 46: 93-106.
- Aslaksen, P.O. & Overrein, O. 1993. Lirypetellinger i Troms 1978-1992. – Fylkesmannen i Troms, Miljøvernvedlingen, Rapport 52: 1-33.
- 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., 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. 1999c. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal og Gutulia nasjonalpark, -reanalyser 1998. – NINA Oppdragsmelding 612: 1-58.
- 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., Wilmann, B., Brattbakk, I. & Sørlie 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.
- 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.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. Bird census techniques. – Academic Press.
- Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjons-overvåking 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., 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.
- 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 epifyttovervåkinga 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.
- 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.
- 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 successs of great tits (*Parus major*) and pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. – *Can. J. Zool.* 72: 624-635.
- Eeva, T., Lehiokoinen, E. & Sunell, C. 1997. The quality of pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) an great tit (*Parus major*) females in an air pollution gradient. – *Ann. Zool. Fennici.* 34: 61-71.

- Eilertsen, O. & Brattbakk 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.
- Emlen, J.T. 1971. Population densities of birds derived from transect counts. – *Auk* 88: 323-342.
- Ericson, L. 1977. The influence of voles and lemmings on the vegetation in a coniferous forest during a 4-year period in northern Sweden. – *Wahlenbergia* 4: 1-114.
- 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. & 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.
- 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. & 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.
- 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.
- 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.
- 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. & Haukisalme, V. 1987. How much do weasels shape microtine cycles in the northern Fennoscandian taiga? – *Oikos* 50: 353-365.
- Herredsvela, H. & Munkejord, Aa. 1988. Ryper i Sørvest-Norge er kadmiumforgiftet. – *Vår fuglefauna* 11: 75-77.
- Hilmo, O. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Børgefjell 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. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2001. – NINA Oppdragsmelding (under arbeid).
- 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.
- 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.
- 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.
- Kastdalen, L. 1992. Skogshøns og jakt.– NJFF, Hvalstad.
- 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. & Verstrael, 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.
- 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. 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. 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., 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 Mangfold 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.
- Lawesson, J.E., Eilertsen, O., Diekmann, M., Reinikainen, A., Gunnlaugsdottir, E., Fosaa, A.M., Carøe, I., Skov, F., Groom, G., Økland, T., Økland, R., Andersen, P.N., & Bakkestuen, V. 2000. A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries. – TemaNord 2000: 517.
- Lid, J. & Lid, D.T. 1994. Norsk flora. 6. utgåve ved Reidar Elven. – Det norske samlaget, Oslo.
- 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.
- Lindström, E. & Hörnfeldt, B. 1994. Vole cycles, snow depth and fox predation. – Oikos 70: 156-160.
- Lundberg, A. & Alatalo, R.V. 1992. The Pied Flycatcher. – T & A.D. Poyser, London.
- Løbersli, E. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. – DN-rapport 1989,8: 1-98.
- Marchant, J.H., Hudson, R., Carter, S.P. & Whittington, P. 1990. Population trends in British breeding birds. – BTO, Tring, UK.
- Moksnes, A. 1971. Takseringsmetoder for lirype, *Lagopus lagopus* (L.). – Univ. Trondheim. Upubl. hovedfag-soppgave.

- 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.
- 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.
- 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.
- Nordnes, J. 1982. *Parmeliopsis esorediata* comb. nov. in South Norway. – *Nordic Journal of Botany* 2: 381-382.
- Nygård, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugler som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. – *NINA Utredning* 21: 1-34.
- Nygård, T. & Gjershaug, J.O. 2001. The effects of low levels of pollutants on reproduction of golden eagles in Western Norway. – *Ecotoxicology* 10: 285-290.
- Nygård, T., 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, Chelsea.
- Nyholm, N.I.E. & Myhrberg, H.E. 1977. Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland. – *Oikos* 29: 336-341.
- Oksanen, L., Fretwell, S.D, Arruda, J. & Niemela, P. 1981. Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. – *American Naturalist* 118: 240-261.
- Oksanen, L. & Oksanen, T. 1992. Long-term microtine dynamics in north Fennoscandian tundra: the vole cycle and the lemming chaos. – *Ecography* 15: 226-236.
- 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.
- 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.
- Rosseland, B.O., Eldhuset, T.D. & Staurnes, M. 1990. Environmental effects of aluminium. – *Environmental Geochemistry and Health* 12: 17-27.
- Santesson, R. 1993. The lichens and lichenicolous fungi of Sweden and Norway. – Lund.
- Seaward, M. 1992. Large-scale air pollution monitoring using lichens. – *GeoJournal* 28: 403-411.
- Seldal, T., Andersen, K.-J. & Högstedt, G. 1994. Grazing-induced proteinase inhibitors: a possible cause for lemming population cycles. – *Oikos* 70: 3-11.
- 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.
- Sirén, G. 1955. The development of spruce forest on raw humus sites in northern Finland and its ecology. – *Acta for. fenn.* 62: 1-408.
- 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. Vegetasjon-økologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund, Rogaland. – *NINA Oppdragsmelding* 609: 1-58.
- 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.
- Svensson, S. 1989. Övervakning av fåglarnas populasjonsutveckling och reproduktionsförmåga. Årsrapport 1988. – Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.

- Sætre, P. 1998. Decomposition, microbial community structure, and earthworm effects along a birch-spruce soil gradient. – *Ecology* 79: 834-846.
- 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.
- Underwood, A.J. 1997. Experiments in ecology: their logical design and interpretation using analysis of variance. – Cambridge University Press, Cambridge.
- 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.
- Wang, R. & Bruteig, I.E. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Gutulia og Dividal. – ALLFORSK Rapport 1: 1-51.
- Økland, R.H. 1990. Vegetation ecology: theory, methods and applications with reference to Fennoscandia. – *Sommerfeltia* Suppl. 1: 1-233.
- Økland, R.H. 1994. Reanalyse av permanente prøveflater i granskog i referanseområdet Solhomfjell, 1993. – *DN-utredning 1994 - 5*: 1-42.
- 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. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation - environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. – *Sommerfeltia* 16: 1-254.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1996. Dynamics of understory vegetation in an old-growth boreal coniferous forest, 1988-1993. – *J.Veg. Sci.*: 7: 747-762.
- Økland, R.H., Skrindo, A. & Hansen, K.T. 2000. Endringer i træs vekst og vitalitet, vegetasjon og humuslagets kjemiske og fysiske egenskaper i permanente prøveflater i barskog i overvåkingsområdet Solhomfjell, 1988-1998. – *Bot. Hage Mus. Univ. Oslo Rapp.* 5: 1-76.
- 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 undervegetasjon i fem overvåkingsområder 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. in press. Changes in forest understory vegetation in Norway related to long-term soil acidification and climate change. – *Journal of Vegetation Science*.
- Aabakken, R. & Myrberget, S. 1975. Registreringer av fugler og pattedyr i planlagte reguleringsområder i Alta-vassdraget. – Rapport, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.
- Aas, W., Tørseth, K., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. & Yttri, K.E. 2001. Overvåking av langtransportert forurenset 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)

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 trekktelinger. 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. & Førøid, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Organiske miljøgifter i hare og orrfugl. Fellesavde-

- lingen 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 Polarinstitutt. 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 dvergfalk. 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 dvergfalk 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 Polarinstitutt. 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 dvergfalk 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. Landsomfattende 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 Polarinstitutt. 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 circumpolar 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 Røsberg, 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. Atmosfæriske 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:
- 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 trærers vekst og vitalitet, vegetasjon og humuslagets 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 forurensningsovervåking. 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. NIJOS 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. & Sørli, R. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen – reanalyser 2001. – NINA Oppdragsmelding: 758: 41pp.
- 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....

NINA Oppdragsmelding 793

ISSN 0802-4103

ISBN 82-426-1404-0

NINA Hovedkontor
Tungasletta 2
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01
<http://www.nina.no>