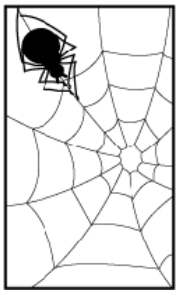
NINA Rapport 150

Natur i endring

Terrestrisk naturovervåking i 2005: Mark-vegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Erik Framstad (red.)



Program for terrestrisk naturovervåking
Rapport nr 131
Oppdragsgiver: Direktoratet for naturforvaltning
Deltakende institusjoner: NINA

NINA
Norsk institutt for naturforskning

LAGSPILL ENTUSIASME INTEGRITET KVALITET

Samarbeid og kunnskap for framtidas miljøløsninger

NINAs publikasjoner

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

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

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

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

Norsk institutt for naturforskning

Natur i endring

Terrestrisk naturovervåking i 2005: Mark-vegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Erik Framstad (red.)

Framstad, E. (red.) 2006. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2005: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. – NINA Rapport 150. 102 pp.

Oslo, mai 2006

ISSN: 1504-3312
ISBN: 82-426-1701-5 (elektronisk versjon)

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

TILGJENGELIGHET
Åpen

PUBLISERINGSTYPE
Digitalt dokument (pdf)

REDAKSJON
Erik Framstad

KVALITETSSIKRET AV
Sidsel Grønvik

ANSVARLIG SIGNATUR
Forskningssjef Erik Framstad (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)
Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER
Signe Nybø

NØKKELORD
Terrestrisk miljø – overvåking – markvegetasjon – epifytter – smågnagere – fugl – reproduksjon – bestandsvariasjoner – artssammensetning

KEY WORDS
Terrestrial environment – monitoring – ground vegetation - epiphytes – small mammals – birds – reproduction – population variation – species composition

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA Trondheim
NO-7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo
Postboks 736 Sentrum
NO-0105 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 33 11 01

NINA Tromsø
Polarmiljøsenteret
NO-9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00
Telefaks: 77 75 04 01

NINA Lillehammer
Fakkelgården
NO-2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 61 22 22 15

http://www.nina.no

Sammendrag

Framstad, E (red.) 2006. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2005: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. – NINA Rapport 150. 102 pp.

Resultatene fra Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) i 2005 viser endringer i overvåkingsområdene som kan knyttes til endringer i bl.a. klimaet og forurensningsbelastninger. Endringer i artssammensetningen av lav på trær i Børgefjell tyder på effekter av et mildere og fuktigere klima i overvåkingsperioden i forhold til tidligere. En sen og kald vår i flere av overvåkingsområdene ga forsinket start på hekkesesongen for fluesnappere i 2005. Den sene våren synes også å ha ført til at en større del av fuglebestandene knyttet til åpne områder, måtte hekke i lavereliggende deler av fjellet enn vanlig. Reduksjon i skader og framgang for forurensningsfølsomme lavarter på trær i bl.a. Solhomfjell synes å ha en klar sammenheng med dokumentert reduksjon i svovelnedfall og tilknyttet forsuring. For faunaen er det ikke funnet klare indikasjoner på effekter av forurensninger. Overvåkingsområdene gjennomgår endringer i utmarksbruk, og markvegetasjonen i noen områder viser skader pga tråkk og beiting av sau eller tamrein. Også mer akutt menneskelig påvirkning var tydelig i Børgefjell i 2005, ved omfattende kjøreskader på vegetasjonen. Det er ingen indikasjon på effekter av overbeskatning, og det er heller ikke observert noen fremmede arter som ledd i overvåkingen. Derimot er det observert en håndfull truete og sårbare arter, i hovedsak noen arter av lav og fugler. En del av de observerte endringene hos smågnagere og rovfugl har ikke vært helt som forventet, og her er det behov for mer omfattende undersøkelser for å belyse mulige årsaksforhold.

Markvegetasjonen i TOV-områdene kartlegges i 5-årssykler ved vegetasjonsøkologiske ruteanalyser. En bestandstopp av smågnagere i 2004 var trolig viktigste årsak til observerte endringer i markvegetasjonen i overvåkingsområdet i Børgefjell. Flere arter av karplanter og moser hadde gått noe tilbake siden forrige analyse i 2000. Det var også synlige tråkkskader på vegetasjonen etter tamrein, ett av overvåkingsfeltene var ødelagt av telting/bålbrenning, og det var betydelig slitasje etter barmarkskjøring i områdene rundt overvåkingsfeltene. Trass i en periode med mildere og fuktigere klima enn normalt i Børgefjell ble det ikke påvist endringer i vegetasjonen som reflekterte dette, noe som kan skyldes stor effekt av smågnagertoppen det foregående året. Det er som ventet ingen tegn til effekter av forsuring eller overgjødsling i Børgefjell, som er lite påvirket av langtransportert forurensning.

Epifyttvegetasjon på trestammer blir kartlagt med 5-årssyklus i TOV-områdene, og i 2005 ble epifytter igjen kartlagt på bjørk i Børgefjell og på furu i Solhomfjell. I Børgefjell var endringene fra 1990 til 2005 særlig kjennetegnet ved klar framgang for vanlig kvistlav (fra 27% til 42% dekning) og tilbakegang for snømållav (fra 16% til 8%), noe som kan knyttes til en trend mot mildere klima og lengre vekstsesong. Lavdekningen er generelt høy (74%), og ytterligere økning i dekningsgrad er lite trolig. Det var noe mindre andel skadd lav i 2005 enn i 2000, men fremdeles noe mer enn i 1990. Et nytt prøvefelt ble lagt ut for å utvide dekningen av klimagradienten i området. Dette feltet har en større andel kuldetolerante arter enn de øvrige feltene. Epifytter på furutrær i Solhomfjell hadde forholdsvis lav, men svakt økende dekningsgrad (fra 13% til 17%) i overvåkingsperioden. Artsmangfoldet er generelt lavt, men forekomst av knappenålslav tyder på skoglig kontinuitet. Det har vært en betydelig reduksjon i skadefrekvensen på lav i overvåkingsperioden (f.eks. fra 22% til 2% for vanlig kvistlav og fra 97% til 37% for vanlig papirlav), men dekningsgraden for disse artene har ikke økt. Endringene tyder på at reduksjon i svovelnedfall og forsuring de siste tiårene har hatt en gunstig virkning ved mindre skadeomfang og noe større forekomst av forurensningsfølsomme arter.

For kongeørn viser våre tidsserier (1990/93-2005) ingen entydige tegn til redusert reproduksjon i de sørligste områdene. Det har imidlertid vært lav produksjon for kongeørn i Solhomfjell, særlig i perioden 1999-2003, med vesentlig bedre resultat i 2005 (0,54 unger pr. territorium). Ekstra feltinnsats er satt inn her i 2004-06 for å klarlegge årsaker til variasjonen i produksjonsresultat. For kongeørn registrerte vi ellers god produksjon i Børgefjell og Møsvatn (henholdsvis 0,85 og 0,70 unger pr territorium) og middels til svak produksjon i Åmotsdalen og Lund (henholdsvis

0,46 og 0,40 unger pr territorium). For jaktfalk var det i 2005 meget god produksjon av unger i Børgefjell (1,30 unger pr. territorium), mens det var middels produksjon i Åmotsdalen og Møsvatn (0,73 unger pr. territorium for begge områder).

Reproduksjonsovervåkingen for spurvefugl viste at 2005 var et relativt dårlig produksjonsår for de nordlige områdene, med relativt få par i kassene og svak klekkesuksess (<90%). Også i Lund var det forholdsvis få par i kassene, men klekkesuksessen her var svært god. Alle områder hadde svært god ungeoverlevelse (≥98%). Vi knytter den lave klekkesuksessen i nord til den sene og kalde våren i nordlige fjelltrakter av Sør-Norge i 2005. Observasjonene de siste 6-7 årene viser ingen klare forskjeller i klekkesuksess eller ungeoverlevelse mellom de to mest forurensede områdene og referanseområdene. Våre tidsserier for bestandsnivået av regulært forekommende spurvefuglarter viser ingen spesielle avvik i de to sørlige og mest forurensede områdene. For en del av områdene var antall observasjoner av disse spurvefuglartene i 2005 på samme nivå som i 2004, men med en klar økning i antall observasjoner for Møsvatn og nedgang for Dividalen, Børgefjell og Lund. For alle områder unntatt Børgefjell var antall observasjoner i 2005 høyere enn gjennomsnittet for perioden 1991/94-2004. For artene med mest typisk invasjonsartet opptreden, registrerte vi bestandsnedgang i 2005 og relativt lave bestander for gråsisik, bjørkefink og grønnsisik i alle områder. Et arealrepresentativt nettverk for bestandsovervåking av terrestriske hekkefugler er etablert i Midt-Norge, der 89 statistisk representative takseringsruter er valgt ut. I 2005 ble takseringer gjennomført for 61 av disse rutene, med 1115 takserte punkt. Det ble observert 109 identifiserte arter og ca 5700 'par' fugler knyttet til disse punktene, og dessuten ble 54 arter identifisert og 314 'par' observert mellom tellepunktene. Frekvensfordelingen av ulike arter i 2005 var forholdsvis lik fordelingen fra tidligere forsøk med samme metode. Tellingene i 2005 indikerer at 25-30 arter er så vanlige at vi vil kunne få holdbar informasjon om deres bestandsendringer innenfor en 10-årsperiode.

Mildere klima og lengre hekkesesong/vekstsesong i fjellet forventes å gi økte fuglebestander i disse områdene. En bestandsindeks basert på data fra 1000 faste tellepunkt i overvåkingsområdene i fjellet (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) viser økning i bestanden av arter mest knyttet til skogshabitater, mens arter som foretrekker åpne naturtyper, ser ut til å ha en mer stabil bestandsutvikling. En sen og kald vår i 2005 ga noe avvik i denne trenden, med litt nedgang i mengden av fugl knyttet til skog og økning i fugl knyttet til åpen mark. Vi antar at den sene våren gjorde at større del av bestandene måtte hekke i lavereliggende fjellområder pga snødekkete arealer høyere oppe. Siden økningen for skogsartene ikke har skjedd ved en fortrengning av arter som hekker åpent, tolker vi de langsiktige endringene mer som en direkte klimaeffekt (eks. tidligere vår, lengre vekstsesong) enn som en effekt av endringer i habitat. Også reproduksjonen hos svarthvit fluesnapper viser en klar sammenheng mellom tidspunkt for egglegging og maitemperaturen.

Viktigste mål med smågnager- og rypetakseringene er å få en grov oversikt over bestandssituasjonen for slike arter som grunnlag for å kunne tolke endringer i andre observasjoner, bl.a. ungeproduksjonen for kongeørn og jaktfalk. Fangstene av smågnagere i 2005 viste nedgang i bestandene for de fleste områdene i forhold til året før. Det var en tydelig bestandstopp ved Møsvatn (30 fangster pr 100 felledøgn), mens det var oppgang også for Solhomfjell (5,7 fangster pr 100 felledøgn). Øvrige områder hadde enten bestandskollaps (Børgefjell, Åmotsdalen) eller fortsatt svært lavt bestandnivå (Gutulia, Lund) (0-0,5 fangster pr 100 felledøgn), mens bestandsnivået for Dividalen holdt seg noe høyere (1,4 fangster pr 100 felledøgn). Ut fra tidligere års takseringer av lirype målte vi relativt høye bestander og god produksjon i Dividalen og Møsvatn i 2005. For øvrige områder målte vi forholdsvis lave bestander og produksjon. Jaktstatistikken fra Solhomfjell indikerte fortsatt lave høstbestander av hønsefugl også for dette området. Ut fra vår informasjon om forekomster av smågnagere og tettheter av hønsefugl høsten 2005 må vi vente relativt begrenset produksjon for både kongeørn og jaktfalk i 2006 i alle områdene der slik overvåking pågår.

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

Abstract

Framstad, E. (ed.) 2006. Nature in transition. The Terrestrial Ecosystems Monitoring Programme in 2005: Ground vegetation, epiphytes, small mammals and birds. – NINA Rapport 150. 102 pp.

The results from the Terrestrial Ecosystems Monitoring Programme (TOV) in 2005 document changes that may be linked to changes in climate and pollution loads. Changes in the species composition of lichens on trees in Børgefjell show effects of a milder climate with longer growing season in recent years. A late and cold spring for several monitoring sites in 2005 resulted in a delayed start of the breeding season for pied flycatchers. Due to late snow in the mountains, species preferring open areas in mountains apparently increase their use of the lowest part of the alpine zone. Reduced damage to and increase in pollution-sensitive lichen species on trees in Solhomfjell and other areas reflect documented reductions in sulphur deposition and associated acidification over S Norway. There were no clear indications of pollution effects on animals. The monitoring sites undergo long-term changes in land use, and in places the ground vegetation is significantly damaged by trampling and grazing by sheep or reindeer. More acute human influence was apparent as extensive vegetation damage from vehicle tracks in Børgefjell in 2005. There is no indication of effects of excessive harvesting of game, and no alien, invasive species have been observed at the monitoring sites. A handful of threatened or vulnerable species, mainly some lichens and birds, have been observed at the sites. Parts of the observed changes in small mammals and predatory birds have not been entirely as expected and further investigations are needed to clarify the underlying causes.

The ground vegetation at the monitoring sites is surveyed as small quadrate frequencies at 5-year intervals. In Børgefjell, a population peak of small rodents in 2004 was the most likely cause of the observed vegetation changes. Several species of vascular plants and bryophytes had retreated somewhat since the previous analyses in 2000. Damage to the vegetation from trampling by reindeer was also visible, one of the vegetation plots had been destroyed by camping activities, and there was considerable damage to the surrounding vegetation from vehicle tracks. In spite of a period of milder and moister climate than normal in Børgefjell, changes in the vegetation did not reflect this, probably due to disturbance by the rodent population peak the year before. As expected, there were no apparent effects of acidification or eutrophication in Børgefjell, an area little influenced by long-range pollution.

Epiphytes on tree trunks are surveyed at 5-year intervals at the monitoring sites. Changes in epiphytes on birch trunks in Børgefjell 1990-2005 were characterised by a clear increase in the cover of *Hypogymnia physodes* (from 27% to 42%) and a retreat for *Melanelia olivacea* (from 16% to 8%), changes that may be linked to a milder climate and longer growing season. The lichen cover is generally high (74%) and unlikely to increase further. Damage level for lichens was somewhat lower than in 2000 but still higher than in 1990. A new sample plot was established to expand the local climate gradient. This plot has a higher proportion of cold-tolerant species than the other plots. The cover of epiphytes on pine trunks in Solhomfjell in 2005 was still rather low (17%), but had increased somewhat since 1990 (13%). The species richness is generally low but the occurrence of Caliciales is a sign of forest continuity. The level of damage to lichens has been significantly reduced during the monitoring period (e.g., from 22% to 2% for *Hypogymnia physodes* and from 97% to 37% for *Platismatia glauca*), but without an increase in cover for these species. These changes indicate that reduced sulphur depositions and acidification over the last decades have had a beneficial effect by lower damage levels and increases for some pollution-sensitive species.

Our time series for production of young in golden eagles (1990/93-2005) show no sign of reduced reproductive success for the southern sites. There has been a tendency for low production in Solhomfjell (a southern site) during 1999-2003, but with a somewhat better result the last two years (0.54 young per territory in 2005). Extra field efforts at this site in 2004-06 attempt to clarify possible causes for the variable breeding success. At the other monitoring

sites, we observed good reproduction in Børgefjell and Møsvatn (0.85 and 0.70 young per territory, respectively) and medium to weak reproduction in Åmotsdalen and Lund (0.46 and 0.40 young per territory, respectively). Gyrfalcons exhibited very good production in 2005 in Børgefjell (1.30 young per territory) and medium production in the Åmotsdalen and Møsvatn areas (0.73 young per territory in both sites).

The reproduction monitoring for passerine birds showed rather weak production in 2005 in northern sites, with rather few pairs in nest boxes and weak hatching success (<90%). There were also rather few pairs in nest boxes in Lund, but here the hatching success was very good. Chick survival was very good (≥98%) in all sites. The low hatching success in the north is linked to the late and cold spring in the northern mountains of South Norway in 2005. The observations for the last 7-8 years indicate no clear differences in hatching or fledgling success between the most polluted southern sites and the northern reference sites. Our time series for 'stationary' passerine birds also do not indicate any particular deviations for passerine populations in the southern sites. For some sites, the number of observations for such species in 2005 was at the same level as for 2004, but populations increased at Møsvatn and decreased at Dividalen, Børgefjell and Lund. For all sites except Børgefjell, the number of observations in 2005 was higher than the average for the period 1991/94-2004. Species with a 'nomadic' life style (various finches) had lower abundances in 2005. A spatially representative network for population monitoring of terrestrial breeding birds has been established in Central Norway, where 89 statistically representative census routes have been chosen. In 2005, 61 of these routes, with 1115 points, were censused, and 109 identified species were observed with about 5700 'pairs'. In addition, 54 species and 314 'pairs' were observed between the points. The frequencies of various species in 2005 were comparable to previous tests with the same method. Counts in 2005 indicate that 25-30 species are common enough to ensure reliable estimates of their population changes over a 10-year period.

Milder climate and longer breeding season in the mountains are expected to result in increased bird populations in these areas. A population index based on the information from 1000 permanent census points for five mountain sites (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) indicated an increase in the population level of species mainly associated with forest habitats, whereas the population level of species of open habitats was rather stable. A late and cold spring in 2005 created some deviations from this trend, with a decrease in the abundance of forest birds and increase for species of open habitats. We assume that the late spring forced a greater part of the populations to stay at lower elevation due to lasting snow cover higher up. We interpret the long-term trends as a direct effect of a milder climate (through earlier spring, longer breeding season), rather than as an indirect effect like changes in the habitat. The timing of breeding in pied flycatchers also reflects a response to spring temperatures.

The main aim of the monitoring of populations of small rodents and grouse is to document their population levels as a background for interpretation of other changes in the ecosystems. The trapping of small rodents in 2005 indicated reduced population abundances for most sites, compared to the previous year. There was a clear population peak (30 catches per 100 trapnights) at Møsvatn, and populations increased also in Solhomfjell (5.7catches per 100 trapnights). The other sites had either a population crash (Børgefjell, Åmotsdalen) or remained at very low abundances (Gutulia, Lund) (0-0.5 catches per 100 trapnights), although populations at Dividalen remained at somewhat higher levels (1.4 catches per 100 trapnights). Compared to the census results in previous years, we observed rather high population levels and good reproduction for willow grouse in Dividalen and Møsvatn in 2005. For other sites, we observed rather low population levels and production. Hunting statistics from Solhomfjell indicated continued low autumn population levels of grouse species for this area. Based on current information on small rodent populations and densities of grouse in the autumn 2005, we would expect rather limited production in 2006 for both golden eagles and gyrfalcons in all monitoring areas.

Erik Framstad, NINA, PO Box 736 Sentrum, NO-0105 Oslo, Norway (erik.framstad@nina.no)

Innhold

Sammendrag **3**

Abstract **5**

Forord **8**

1 Innledning **9**

2 Områdebeskrivelse **11**

3 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell – tredje gangs analyse 2005 ..... **16**
3.1 Metoder 16
3.2 Endringer 1995-2005 17
3.3 Diskusjon 23

4 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell 2005 ..... **27**
4.1 Metodar 27
4.2 Resultat frå Solhomfjell 28
4.3 Resultat frå Børgefjell 37
4.4 Diskusjon 46

5 Smågnagere **56**
5.1 Metoder 56
5.2 Resultater 57
5.3 Diskusjon 59

6 Rovfugler **64**
6.1 Metoder 64
6.2 Resultater 65
6.3 Diskusjon 66

7 Hønsefugler **68**
7.1 Metoder 68
7.2 Resultater 70
7.3 Diskusjon 72

8 Spurvefugler **74**
8.1 Metoder 74
8.2 Resultater 76
8.3 Diskusjon 81

9 Ekstensiv bestandsovervåking av fugl i Midt-Norge **88**
9.1 Metoder 88
9.2 Resultater 89
9.3 Diskusjon 92

10 Sammenhenger og mulige påvirkningsfaktorer **94**

11 Litteratur **98**

Forord

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) omfatter integrert naturovervåking med vekt på vanlige naturtyper i boreale og alpine områder. I perioden 1990-93 ble slik overvåking startet i Solhomfjell i Aust-Agder, Lund i Rogaland, Møsvatn i Telemark, Gutulia i Hedmark, Åmotsdalen i Sør-Trøndelag, Børgefjell i Nord-Trøndelag, Dividalen i Troms og Ny-Ålesund på Svalbard (bare vegetasjon). Fra 1994 er overvåkingen videreført i disse områdene (men overvåking på Svalbard er ikke lenger del av TOV). I programmet inngår studier av jord, markvegetasjon, epifytter på trær, bestandsstudier av fugler og pattedyr, og undersøkelser av miljøgifter i utvalgte organismer/næringskjeder. Direktoratet for naturforvaltning har finansiert grunnaktivitetene i TOV. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har ansvaret for det meste av overvåkingsaktivitetene, men vegetasjonsovervåkingen i Solhomfjell utføres av Universitetet i Oslo.

Her rapporteres resultatene fra NINAs del av overvåkingen i 2005, i form av en felles dokumentasjonsrapport for undersøkelsene av markvegetasjon, epifytter og fauna. Hensikten er å dokumentere metoder og resultater fra overvåkingen i 2005, samt å gi en kortfattet diskusjon med en første tolkning av resultatene. I denne rapporten har Vegar Bakkestuen vært ansvarlig for markvegetasjon, Inga E. Bruteig og Dagmar Hagen for epifytter, Erik Framstad for smågnagere og John Atle Kålås for fugler. Erik Framstad har stått for samlet redigering.

Også i 2005 har en rekke personer bidratt til datainnsamling, analyser og kommentarer:

- René S. Larsen takkes for bistand med epifyttkartlegging i Solhomfjell og Håkon Holien for artsbestemming av innsamlet materiale av skorpelav.
- I arbeidet med gnagerfangstene takkes Dag Svalastog for omfattende felt- og labarbeid og Torleif Skipstad (Lund), Ole Vangen (Gutulia), Øyvind Spjøtvoll (Børgefjell), Albert Fosli og Jon Lambela (Dividalen) for assistanse med feltinnsamling. Vi er takknemlige for Statskogs bidrag til gjennomføring av fangstene i Børgefjell og Dividalen, og Statens naturoppsyns assistanse i Gutulia. Vi vil også takke Jan Ove Gjershaug, Jørund Rolstad, Vidar Selås, Geir Sonerud, Tor Spidsø, Karl Birger Strann, Nigel Yoccoz, Eivind Østbye og Statskog i Finnmark for informasjon om egne gnagerobservasjoner for ulike tidsperioder.
- I Dividalen er spurvefuglundersøkelsene utført av Karl-Otto Jacobsen og Stein Ø. Nilsen, og rypetakseringene er utført i regi av Statskog Troms i samarbeid med Målselv Jeger og Fiskerforening. I Børgefjell utføres fugleundersøkelsene av Statskog Nordland ved Øyvind Spjøtvoll, Per A. Lorentzen (rovfugl, spurvefugl og ryper, for rypetakseringene assistert av Snorre Nicolaisen og Roy Eriksen). Statskog Nordland ved Halgrim Breie har gitt oss tilgang til jaktstatistikk for sesongen 2005/06 for nordlige deler av Børgefjellområdet. I Åmotsdalen er spurvefugltakseringene utført av Edvin Thesen og Kjetil Aadne Solbakken, mens fuglekassene er kontrollert av Sten L. Svartaas. Rovfuglovervåkingen i dette området er organisert av Jan Ove Gjershaug med feltassistanse fra Harald Jære. I Gutulia har SNO ved Ole Vangen kontrollert fuglekassene, og Jon Bekken og Kjell Isaksen har taksert spurvefugler. Spurvefuglundersøkelser i Lund er utført av Knut Harald Dagestad (SNO), Vegard Ankerstrand Larsen, Torleif Tysse og Olav Steinberg, mens fuglekassene er kontrollert av Sigvald og Bjørnar Skjærpe. Kartlegging av forekomster av kongeørn i dette området er utført av Toralf Tysse. I Solhomfjell og Møsvatn er spurvefugltakseringene organisert av Erik Edvardsen med feltassistanse fra Frøydis Haga, og NOF, Kragerø lokallag har kontrolert fuglekassene i Solhomfjell. Gjerstad Jeger- og Fiskerforening ved Arne Gunnerud har gitt oss tilgang til sin jaktstatistikk fra Solhomfjell for sesongen 2005/06. Odd F. Steen har organisert overvåkingen av kongeørnterritorier i tilknytning til overvåkingsområdene i Solhomfjell og Møsvatn, og han har i den forbindelse hatt assistanse i felt av Helge Midtgard og SNO-Rjukan. Sten L. Svartaas har utført lirypetakseringer i Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn, og Vegard Moi har utført rypetakseringene i Lund med assistanse av Egil Reed. For oversikt over deltagere ved den ekstensive fugletakseringene i Midt-Norge viser vi til kap. 9.

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

Oslo, april 2006
Erik Framstad

1 Innledning

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

Motiveringen for programmet har de siste årene blitt dreiet mot å fange opp effekter av endringer i et spekter av naturlige og menneskeskapte påvirkningsfaktorer på biologisk mangfold. Programmet vil dermed utgjøre en viktig komponent i Norges nasjonale overvåking av biologisk mangfold. Innretningen på programmet gjør det best egnet til å fange opp mulige effekter av storskala endringer i klima og langtransporterte forurensninger som sur nedbør, nitrogengjødsling og bakkenært ozon. Overvåkingsområdene er i stor grad lagt til verneområder, og effekter av endringer i lokal arealbruk vil derfor i liten grad bli fanget opp. Områdene vil imidlertid være viktige referanseområder i forhold til det planlagte ekstensive, arealrepresentative overvåkingsnettet 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 truete 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)), samt gjennom ulike prosjekter i regi av Artsdatabanken.

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

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

Her rapporterer vi derfor resultatene fra undersøkelsene av markvegetasjonen i Børgefjell, epifytter i Solhomfjell og Børgefjell, smågnagere og fugl i Lund, Solhomfjell, Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen i 2005. I tillegg inkluderer rapporten en kort presentasjon av resultater og erfaringer med etableringen av et landsrepresentativt nettverk for overvåking av terrestriske hekkefugl.

Denne rapporten har som mål å gi en kortfattet presentasjon av metoder og resultater fra arbeidet i 2005, 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 synteserapportene for TOV (DN 1997, Framstad et al. 2003), til tidligere rapporter fra overvåkingen og til presentasjon av TOV på internett (http://www.nina.no/?io=1001287) med oversikt over alle rapporter fra TOV, samt nedlastbare rapporter i pdf-format.

2 Områdebeskrivelse

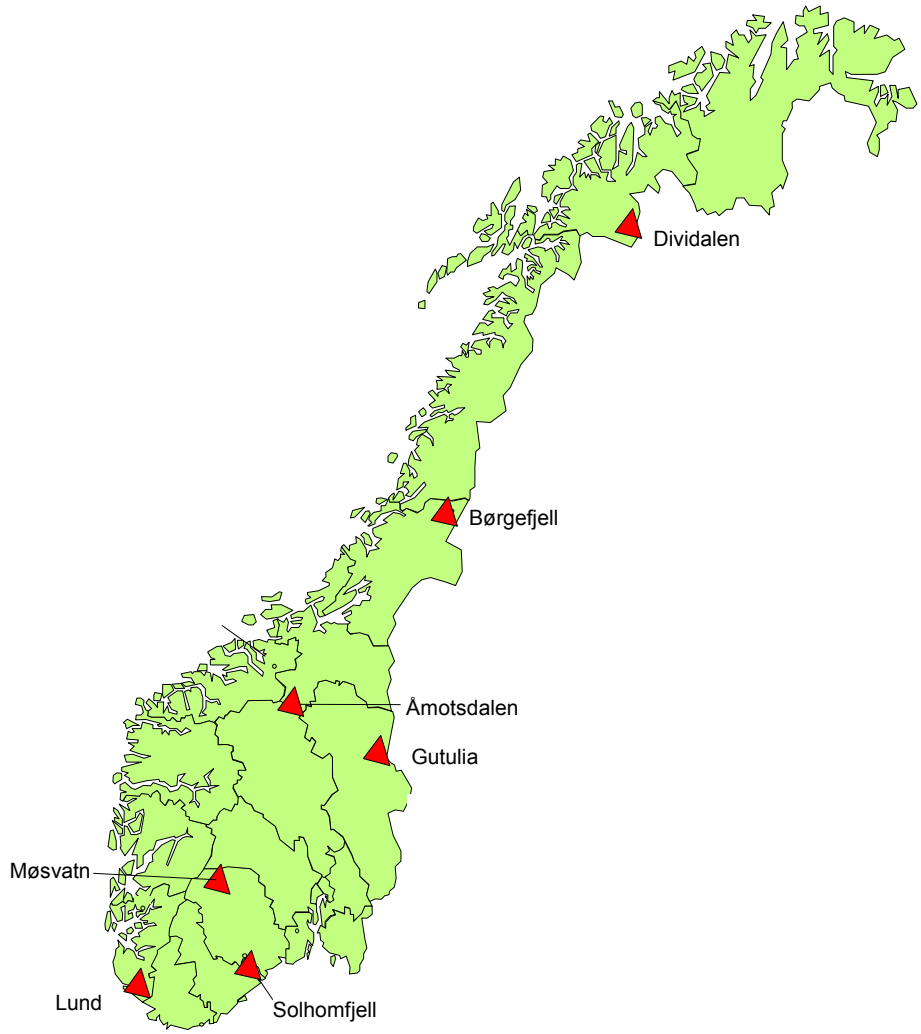
Denne rapporten dekker resultater for 2005 fra de sju overvåkingsområdene i TOV på det norske fastlandet (**figur 2.1**). Disse områdene er plassert i en gradient fra sør til nord som reflekterer store forskjeller i nedfall av langtransporterte forurensninger (Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2005). Områdene dekker også vide gradienter i klima og geografiske forhold. Områdene er imidlertid plassert slik at de i liten grad er utsatt for raske endringer i arealbruk, bl.a. er flere av områdene lagt til nasjonalparker eller naturreservater. De fleste områdene har bjørk som dominerende treslag, mens området i Solhomfjell er lagt til barskog. Se for øvrig **tabell 2.1** for karakteristika ved områdene. Variasjonen i klimaet for områdene gjennom overvåkingsperioden er illustrert i **figur 2.2**. Generelt har gjennomsnittstemperaturen pr kvartal ligget nær det normale på midten av 1990-tallet, men ellers noe over det normale for alle områder. Gjennomsnittsnedbøren har ligget nær det normale i det meste av perioden, med noe variasjon mellom områdene. Både temperatur og nedbør viser betydelig variasjon mellom ulike kvartaler og år.

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

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

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

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



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

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

Solhomfjell
Overvåkingsområdet ligger i Gjerstad kommune (sørøstlig del), Aust-Agder, og i Nissedal kommune (nordvestlig del), Telemark (58°57'N, 8°50'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1612 IV, Vegår. Området består hovedsakelig av hei og skog og ligger fra ca. 300 til 650 m o.h. Hei-habitatene domineres av fjell i dagen, røsslynghei og fattig fastmattemyr. Skogen er variert, men domineres av fattig, glissen furuskog (Holten et al. 1990). Området ligger i hoved-

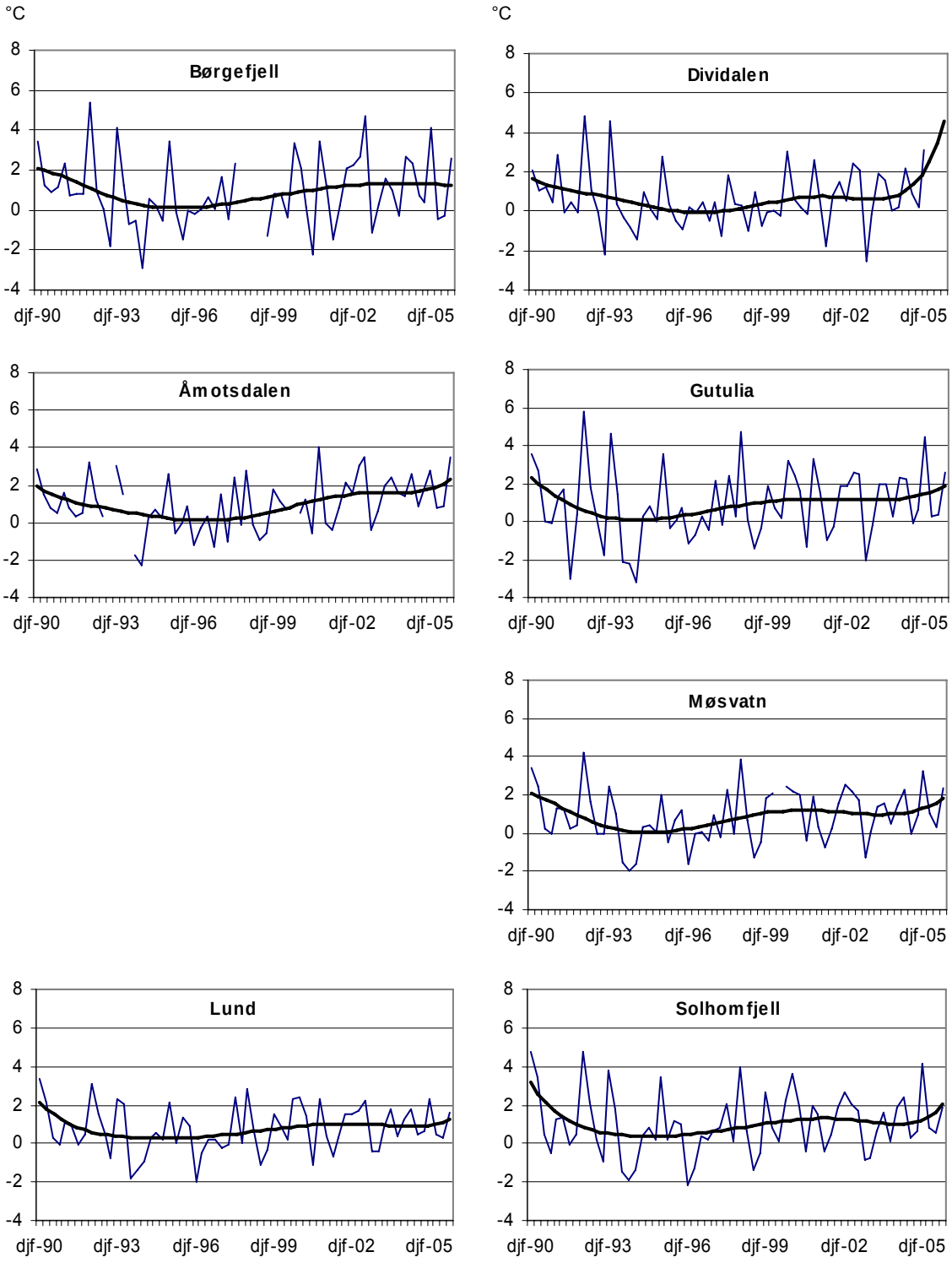
sak i sørboreal og mellomboreal vegetasjonssone. Området er vernet som skogreservat og er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991).

Lund
Overvåkingsområdet er sentrert omkring Førlandsvatnet og Kjørmotjørnan i Lund kommune, Rogaland (58°33'N, 6°26'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1312 III, Ørsdalsvatnet. Området har stor variasjon i naturtyper fra termofile skogtyper til skrinne bjørke- og furuskoger. Heiene domineres av røsslyng og er 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 mellomboreal vegetasjonssone. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1992).

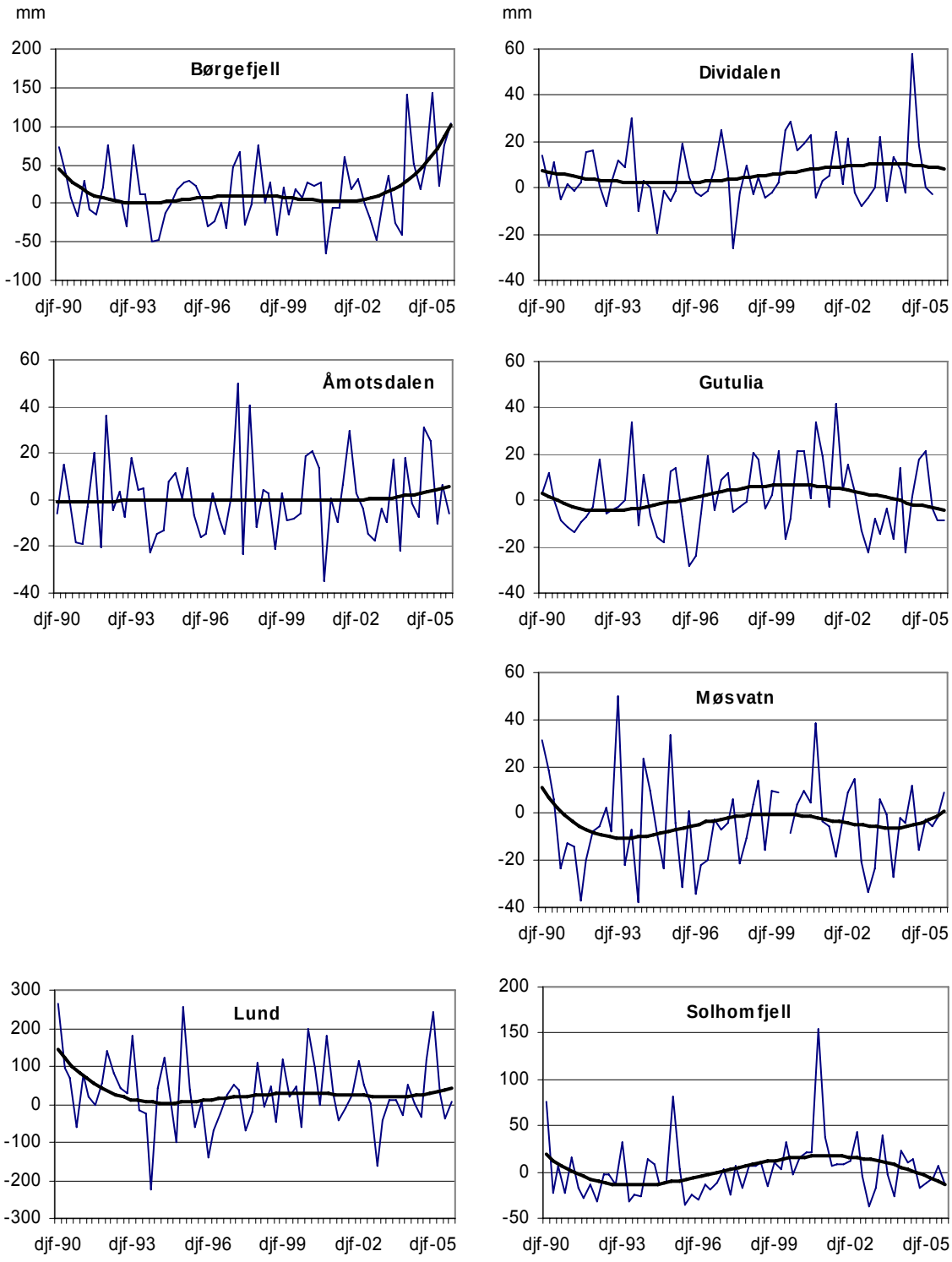
Tabell 2.1 *Karakteristika for de enkelte overvåkingsområdene.*
– Characteristics of the various monitoring sites.

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

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



Figur 2.2A *Klimaet for TOV-områdene illustrert ved avvik i månedsmiddeltemperaturer (°C) fra 30-årsnormalene (1961-90) (data for nærliggende meteorologiske stasjoner fra Det norske meteorologiske institutt). Dataene er gitt som gjennomsnitt for perioder på 3 måneder (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra desember 1989 til november 2005. – The climate of the monitoring sites illustrated as the deviations in mean monthly temperatures (°C) from the 30-year normals (1961-90) (data for the nearest relevant meteorological stations from Met Norway). The data are given as means for periods of 3 months (Dec-Feb, Mar-May, Jun-Aug, Sep-Nov), from December 1989 to November 2005.*



Figur 2.2B *Klimaet for TOV-områdene illustrert ved avvik i månedsnedbør (mm) fra 30-årsnormalene (1961-90) (data for nærliggende meteorologiske stasjoner fra Det norske meteorologiske institutt). Dataene er gitt som gjennomsnitt for perioder på 3 måneder (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra desember 1989 til november 2005. – The climate of the monitoring sites illustrated as the deviations (mm) in monthly precipitation (mm) from the 30-year normals (1961-90) (data for the nearest relevant meteorological stations from Met Norway). The data are given as means for periods of 3 months (Dec-Feb, Mar-May, Jun-Aug, Sep-Nov), from December 1989 to November 2005.*

3 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell – tredje gangs analyse 2005

Vegar Bakkestuen, Odd Egil Stabbetorp, Per Arild Aarrestad og Bodil Wilmann

Markvegetasjonen utgjør et viktig fundament for andre komponenter i terrestriske økosystemer som utgangspunkt for næringskjeder og som viktig del av artenes habitat. Et bredt spekter av plantearter med ulike økologiske tilpasninger gjør det også sannsynlig at noen av artene i markvegetasjonen vil respondere på forskjellige naturlige eller menneskeskapte påvirkninger. Markvegetasjonen utgjør derfor en essensiell komponent i overvåkingsprogrammet. Overvåkingsfeltene for vegetasjon i Børgefjell ble etablert i 1990 (Brattbakk et al. 1991), revidert til dagens metodikk i 1995 (Eilertsen & Stabbetorp 1997) og senere reanalysert i 2000 (Bakkestuen et al. 2001). Her rapporteres endringsmønstre for arter og vegetasjon Børgefjell, med særlig vekt på endringer funnet ved reanalysene i 2005.

3.1 Metoder

Opplegg og metoder følger det konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser som er utviklet av NINA, NIJOS og Universitetet i Oslo (jf T. Økland 1996, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen et al. 2001, T. Økland et al. 2001, 2004ab). En metodemanual som bl.a. dekker angrepsmåter og metoder for vegetasjonsundersøkelsene i TOV er også utviklet (Lawesson et al. 2000). Kort skissert omfatter konseptet studier av arters forekomst i lokale økologiske gradienter basert på registrering av artenes tilstedeværelse eller fravær i 16 småruter à 625 cm^2 i hver av (minst) 50 analyseruter à 1 m^2 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 1995 og 2000 og de 45 rutene som er analysert i 2005, er det kjørt en DCA-ordinasjon der dataene fra hvert år for samme analyserute er behandlet som separate enheter. Anslag for artenes dekningsgrad i prosent medfører større grad av subjektivitet. Derfor har vi lagt mest vekt på analysene av datasettet basert på artenes forekomst i småruter (frekvensdata). For metoder for testing av endringer i artsantall i prøveflatene, endringer i arters mengde og endringer i artssammensetning, se R.H. Økland & Nordbakken (2004). Felt 7 er ikke reanalysert i 2005 (jf under). I de statistiske testene er derfor data fra felt 7 fjernet for alle år i det testene hvor 2005-data inngår.

Nærmere beskrivelse av plasseringen til de vegetasjonsøkologiske feltene og analyserutene i Børgefjell er gitt i Eilertsen & Stabbetorp (1997). Ett av feltene (felt 7) ble ikke analysert i 2005 på grunn av ødeleggelse (har vært brukt som telt- og bålplass). Det ble også observert mye barmarkskjøring nær observasjonsfeltene, men det er noe usikkert om dette hittil har hatt betydning for vegetasjonsutviklingen i disse feltene.

Det ble også innsamlet jordprøver i 2005. Disse er tørket og lagret ved standard prosedyre for en eventuell analyse.

3.2 Endringer 1995-2005

I de 45 reanalyserte rutene ble det i 2005 registrert totalt 82 arter: 43 karplantearter, 14 bladmosearter, 1 torvmoseart, 12 levermoser og 12 lavarter (**tabell 3.1**). Artsantallet har hatt en liten økning i 10-årsperioden fra totalt 80 i 1995, via 81 i 2000 til nå 82. Det er antall karplanter og levermoser som har økt mest i perioden, mens bladmoser og lav har hatt en reduksjon. Reduksjonen hos antall bladmoser og lav er i stor grad relatert til at felt 7 ikke ble analysert i 2005 på grunn av store ødeleggelser i dette feltet (se diskusjon). Fra 2000 til 2005 ble det funnet tre nye arter som ikke har vært registrert i flatene tidligere: furu (*Pinus sylvestris*, frøplante), lappvier (*Salix lapponum*) og fjellburkne (*Athyrium distentifolium*). Ingen karplantearter har forsvunnet fra flatene, mens rypebær (*Arctostaphylos alpinus*) tidligere kun er registrert i én flate i 1995. Alle nye bladmose- og levermosearter, hhv 2 og 5 arter, som har kommet inn i flatene i løpet av siste 5-årsperiode, er kun funnet i én ny rute. Alle mose- og lavarter som har forsvunnet fra rutene i Børgefjell i perioden 2000 til 2005, var tidligere nesten uten unntak funnet i felt 7, som nå altså ikke er analysert.

Endring i forekomst av arter
Framgang og tilbakegang hos arter, målt ved endring i henholdsvis artenes frekvens i småruter og prosent dekning, er vist i **tabellene 3.2** og **3.3** (kun for arter med forekomst i minst fem analyseruter). I perioden 2000-2005 ble det funnet signifikant ($p<0,05$) reduksjon i smårutefrekvens hos seks karplanter (ettårige planter utelatt), tre mosearter og én lavart, mens kun én moseart og én lavart viste framgang i samme periode. Fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*) og gullris (*Solidago virgaurea*) var de to eneste karplantene som avtok signifikant i mengde i perioden 1995-2000, og som fortsatte denne trenden i 2000-2005. Ingen karplantearter hadde signifikant økning i begge perioder. Blant mosene hadde kun *Brachythecium reflexum* signifikant reduksjon i begge perioder, mens *Barbilophozia floerkeii* var den eneste mosen med signifikant økning i begge perioder. Hos lav var det kun *Cladonia carneola* som hadde konsistent signifikant endring i begge perioder (økning). Målt i frekvens er det karplantene i Børgefjell som har størst endringer i perioden fra 1995-2005 (7 med signifikant reduksjon og to med økning) sammenlignet med moser (5 med reduksjon, ingen med signifikant økning) og lav (én med signifikant reduksjon og én med økning).

Prosentdataene viser noen andre trender enn smårutefrekvensdataene (jf **tabellene 3.2** og **3.3**). Mest interessant er den store reduksjonen i smyledekning som ikke fanges opp av smårutemetodikken. Ellers viser også prosentdataene at det er størst dynamikk (flest signifikante endringer) blant karplantene i forhold til moser og lav (minst dynamikk).

Tabell 3.1 *Antall arter av ulike artsgrupper observert i vegetasjonsundersøkelsene i overvåkingsområdet i Børgefjell i analyseårene og totalt. – The number of species of various groups observed during the vegetation analyses at the Børgefjell monitoring sites for each year and in total.*

Artsgruppe	Antall arter			
	1995	2000	2005	Totalt
Karplanter	40	40	43	44
Bladmoser	18	16	14	19
Torvmoser	0	0	1	1
Levermoser	7	7	12	13
Lav	15	18	12	18
Totalt	80	81	82	95

Tabell 3.2 *Endring i mengde av arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Børgefjell i løpet av de tre 5-årsperiodene mellom undersøkelsene, målt som endring i forekomst (frekvens) av artene i småruter. Her angir n antall prøveflater (maks = 50) der arten er funnet i minst ett av de aktuelle årene, n+ antall prøveflater der arten økte og n- antall prøveflater der arten avtok i mengde. P angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, P ≤ 0,05 er uthevet). Se vedlegg 3.1 for artsnavn. – Changes in the frequency of species of vascular plants, bryophytes and lichens at the Børgefjell monitoring site during the three 5-year periods between investigations, measured as change in frequency of species in small sample plots. Here n indicates the number of sample plots (max = 50) where the species was found in either of the relevant years, n+ the number of plots where the species increased in frequency and n- the number of plots where the species decreased. P is the probability that the median change is not significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon one-sample test, P ≤ 0.05 is in bold). See Appendix (vedlegg 3.1) for species names.*

	1995-2000				2000-2005				1995-2005			
Art	**n**	**n-**	**n+**	**P**	**n**	**n-**	**n+**	**P**	**n**	**n-**	**n+**	**P**
Arct alp	4	1	2	0,5637	1	0	0	1,0000	0	0	0	1,0000
Betu pub	23	8	9	0,4871	21	7	7	0,6353	22	11	9	0,3014
Call vul	9	1	4	0,4982	8	3	2	0,8923	7	2	3	0,6803
Empe nig	40	2	8	**0,0323**	36	1	6	0,0537	35	1	8	**0,0167**
Juni com	10	4	2	0,5887	9	4	2	0,7389	8	6	2	0,2720
Pinu syl	0	0	0	1,0000	1	0	1	0,3173	1	0	1	0,3173
Sali lap	0	0	0	1,0000	1	0	1	0,3173	1	0	1	0,3173
Sorb auc	7	7	6	0,6547	6	1	1	0,5243	9	2	0	0,7855
Vacc myr	50	3	3	0,5164	46	2	1	0,4142	45	1	1	0,6547
Vacc uli	16	3	8	0,1025	15	3	5	0,2482	14	2	8	**0,0260**
Vacc vit	29	3	10	**0,0360**	24	3	9	0,1535	24	3	11	**0,0402**
Athy dis	0	0	0	1,0000	1	0	1	0,3173	1	0	1	0,3173
Cice alp	7	6	0	**0,0256**	6	5	1	0,0715	8	7	1	**0,0199**
Corn sue	47	6	6	0,5243	44	7	6	0,7164	43	8	5	0,9149
Dact mac	2	1	1	1,0000	2	1	0	0,3173	1	1	0	0,3173
Dryo car	8	0	6	**0,0235**	8	3	1	0,1441	8	1	5	0,2383
Epil ang	4	3	1	0,4652	4	1	2	0,5930	4	2	2	0,8539
Equi syl	3	1	1	0,6547	2	1	1	0,6547	3	1	2	0,7855
Euph str	5	1	3	0,5775	5	5	0	**0,0422**	4	4	0	0,0656
Gera syl	4	3	0	0,0833	4	3	0	0,1025	4	3	0	0,1025
Gymn dry	29	13	6	**0,0284**	27	18	2	**0,0005**	29	21	2	**0,0001**
Hier/Syl	7	4	1	0,1573	7	2	2	1,0000	8	4	2	0,3173
List cor	3	1	0	0,3173	3	3	0	0,1088	3	3	0	0,1025
Lyco ann	11	6	3	0,1508	10	5	4	0,3981	12	7	4	0,1382
Lyco cla	2	1	1	0,6547	3	1	2	1,0000	3	0	2	0,1797
Mela pra	46	5	39	**0,0000**	45	42	2	**0,0000**	45	36	7	**0,0003**
Mela syl	31	22	9	**0,0286**	27	22	2	**0,0001**	30	26	4	**0,0001**
Omal nor	2	2	0	0,1573	2	0	1	0,3173	2	1	0	0,3173
Poly ver	5	3	2	0,3363	5	3	2	0,4795	5	3	1	0,1975
Pote ere	3	1	1	0,6547	3	0	1	0,3173	3	0	1	0,3173
Rubu chm	2	0	2	0,1797	2	2	0	0,1573	2	1	0	0,3173
Rume asa	3	3	0	0,1088	1	0	0	1,0000	3	3	0	0,1088
Soli vir	40	21	9	**0,0179**	38	21	10	**0,0254**	40	25	5	**0,0002**
Trie eur	37	16	15	0,7941	38	31	4	**0,0000**	34	29	3	**0,0000**
Viol pal	2	1	1	0,6547	1	1	0	0,3173	2	2	0	0,1573
Anth odo	7	4	0	0,0656	7	6	0	**0,0273**	7	6	0	**0,0273**
C canesc	4	1	3	0,1975	4	3	0	0,0833	4	1	2	0,5930
C vagina	3	0	1	0,3173	3	2	0	0,1797	3	1	1	1,0000
Cala pur	3	1	1	1,0000	2	1	0	0,3173	3	2	1	0,5637
Desc ces	1	0	1	0,3173	2	1	1	0,6547	2	1	1	1,0000

***Tabell 3.2** (forts.)*

	1995-2000				2000-2005				1995-2005			
Art	**n**	**n-**	**n+**	**P**	**n**	**n-**	**n+**	**P**	**n**	**n-**	**n+**	**P**
Desc fle	50	4	3	0,5271	46	3	0	0,1088	45	3	1	0,1408
Junc fil	1	0	1	0,3173	1	1	0	0,3173	1	0	0	1,0000
Luzu pil	17	7	4	0,1628	17	14	0	**0,0010**	17	15	1	**0,0008**
Atri und	1	1	0	0,3173	0	0	0	1,0000	1	1	0	0,3173
Barb flo	0	0	0	1,0000	1	0	1	0,3173	1	0	1	0,3173
Brac ref	44	24	8	**0,0001**	43	26	8	**0,0002**	44	35	5	**0,0000**
Brac sal	22	11	5	0,1016	19	13	5	**0,0099**	22	16	5	**0,0030**
Brac sta	2	2	0	0,1573	0	0	0	1,0000	2	2	0	0,1573
Bryum z	2	1	1	1,0000	1	1	0	0,3173	0	0	0	1,0000
Dicr fus	11	4	2	0,3173	11	3	4	0,6029	14	6	6	0,8084
Dicr sco	47	14	14	0,5878	42	11	12	0,5908	42	14	12	0,4285
Hylo spl	19	6	9	0,2638	15	5	3	0,7196	17	7	8	0,2840
Mniu spi	2	0	1	0,3173	2	2	0	0,1573	1	1	0	0,3173
Plagiotz	14	7	6	0,4150	13	9	3	0,1131	12	9	2	**0,0224**
Pleu sch	45	5	12	**0,0440**	40	9	8	0,9231	40	8	14	0,1493
Pola lon	5	0	3	0,1025	7	2	4	0,7512	7	2	5	0,2274
Poly com	8	2	4	0,1682	6	2	2	0,5807	6	2	4	0,2449
Poly jun	2	0	1	0,3173	0	0	0	1,0000	0	0	0	1,0000
Ptil cri	4	1	3	0,2568	4	3	1	0,2568	1	0	0	1,0000
Rhod ros	13	4	6	0,7186	14	10	2	**0,0057**	14	9	2	**0,0119**
Rhyt/squ	1	0	0	1,0000	2	1	1	0,6547	2	1	1	0,6547
Sani unc	2	0	1	0,3173	2	1	0	0,3173	1	0	0	1,0000
Sphagnuz	0	0	0	1,0000	1	0	1	0,3173	1	0	1	0,3173
Anas min	0	0	0	1,0000	1	0	1	0,3173	1	0	1	0,3173
Barb att	1	1	0	0,3173	0	0	0	1,0000	0	0	0	1,0000
Barb bar	4	0	4	0,0656	4	3	0	0,1088	1	0	1	0,3173
Barb flo	40	8	27	**0,0002**	39	7	26	**0,0069**	38	7	29	**0,0001**
Barb kun	0	0	0	1,0000	1	0	1	0,3173	1	0	1	0,3173
Barb lyc	49	8	7	0,5827	45	6	5	0,8228	44	7	6	0,9159
Caly mue	0	0	0	1,0000	1	0	1	0,3173	1	0	1	0,3173
Cephaloz	0	0	0	1,0000	1	0	1	0,3173	1	0	1	0,3173
Loph obt	46	18	18	0,8675	43	17	15	0,1441	43	22	14	0,1197
Loph/ven	42	13	23	0,1309	34	15	10	0,6482	36	14	16	0,3016
Ptil cil	12	2	9	**0,0174**	11	6	1	0,0881	8	3	4	0,8608
Ptil pul	0	0	0	1,0000	1	0	1	0,3173	1	0	1	0,3173
Trit qui	13	7	5	0,4992	10	2	6	0,1366	14	5	9	0,3740
Clad arb	15	3	9	0,0810	11	5	3	0,6078	10	4	4	0,7740
Clad bel	11	5	3	0,3657	7	5	0	**0,0253**	7	6	1	**0,0473**
Clad can	19	4	11	**0,0197**	20	2	14	**0,0117**	21	3	14	**0,0075**
Clad coi	1	0	1	0,3173	0	0	0	1,0000	0	0	0	1,0000
Clad cri	6	5	1	0,0845	2	1	0	0,3173	3	3	0	0,1025
Clad ecm	11	7	0	**0,0139**	7	0	2	0,1797	7	3	2	0,7855
Clad fur	33	14	9	0,7091	28	9	12	0,5236	30	15	11	0,4635
Clad gri	8	1	5	0,0707	3	1	2	0,7855	2	0	2	0,1797
Clad ple	1	0	1	0,3173	0	0	0	1,0000	0	0	0	1,0000
Clad pyx	1	0	1	0,3173	1	0	0	1,0000	1	0	1	0,3173
Clad raa	6	2	3	0,2207	2	1	0	0,3173	0	0	0	1,0000
Clad ste	1	0	1	0,3173	0	0	0	1,0000	0	0	0	1,0000
Clad sul	3	2	1	1,0000	1	0	1	0,3173	2	1	0	0,3173
Clad unc	5	1	1	0,6547	1	0	0	1,0000	1	0	0	1,0000
Clad/chl	19	4	11	0,0537	17	4	11	**0,0311**	17	5	11	**0,0170**
Neph arc	3	0	1	0,3173	2	0	1	0,3173	2	0	1	0,3173
Neph bel	1	0	0	1,0000	1	1	0	0,3173	1	1	0	0,3173
Stereocz	1	0	1	0,3173	0	0	0	1,0000	0	0	0	1,0000

Tabell 3.3 *Endring i mengde av arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Børgefjell i løpet av de tre 5-årsperiodene mellom undersøkelsene, målt som endring i prosent dekning av artene. Se øvrige forklaringer i tabell 3.2. Se vedlegg 3.1 for artsnavn. – Changes in the percent cover of species of vascular plants, bryophytes and lichens at the Børgefjell monitoring site during the three 5-year periods between investigations. See further explanations in table 3.2. See Appendix (vedlegg 3.1) for species names.*

	1995-2000				2000-2005				1995-2005			
Art	**n**	**n-**	**n+**	**P**	**n**	**n-**	**n+**	**P**	**n**	**n-**	**n+**	**P**
Arct alp	4	3	1	0.7127	1	0	0	1.0000	0	0	0	1.0000
Betu pub	23	11	8	0.4253	21	7	8	0.6886	21	9	11	0.9250
Call vul	9	4	3	0.1755	8	3	2	0.6845	7	3	2	0.2207
Empe nig	40	10	22	**0.0380**	36	12	14	0.9490	35	11	17	0.2993
Juni com	10	5	3	0.5716	9	5	0	**0.0339**	8	5	1	0.1682
Pinu syl	0	0	0	1.0000	1	0	1	0.3173	1	0	1	0.3173
Sali lap	0	0	0	1.0000	1	0	1	0.3173	1	0	1	0.3173
Sorb auc	6	0	0	1.0000	6	1	2	0.5308	8	6	5	0.5849
Vacc myr	50	31	12	**0.0155**	46	18	16	0.2576	45	32	10	**0.0083**
Vacc uli	16	4	8	0.0532	15	2	3	0.4962	14	4	7	0.0678
Vacc vit	28	17	8	0.0696	24	0	15	**0.0006**	23	6	12	**0.0452**
Athy dis	0	0	0	1.0000	1	0	1	0.3173	1	0	1	0.3173
Cice alp	7	5	0	**0.0384**	6	2	1	0.4142	8	6	1	**0.0473**
Corn sue	47	16	22	0.1532	44	3	33	**0.0000**	43	4	31	**0.0000**
Dact mac	2	0	1	0.3173	2	1	0	0.3173	1	0	0	1.0000
Dryo car	8	0	8	**0.0112**	8	6	1	**0.0478**	8	2	6	0.6740
Epil ang	4	1	0	0.3173	4	0	1	0.3173	4	0	0	1.0000
Equi syl	3	1	1	1.0000	2	1	0	0.3173	3	2	1	0.5637
Euph str	5	1	1	0.6547	5	2	1	0.4142	4	2	0	0.1797
Gera syl	4	1	0	0.3173	4	1	0	0.3173	4	2	0	0.1797
Gymn dry	29	14	3	**0.0070**	27	9	4	0.1067	29	17	3	**0.0009**
Hier/Syl	7	1	1	1.0000	7	1	1	1.0000	8	2	2	1.0000
List cor	3	2	0	0.1797	3	3	0	0.0833	3	3	0	0.1088
Lyco ann	10	4	2	0.4530	10	1	3	0.7055	11	5	2	0.3008
Lyco cla	2	0	0	1.0000	3	1	1	0.6547	3	1	1	0.6547
Mela pra	46	4	24	**0.0001**	45	27	0	**0.0000**	45	19	7	**0.0411**
Mela syl	31	10	6	0.4913	27	11	1	**0.0039**	30	16	4	**0.0067**
Omal nor	2	1	0	0.3173	2	0	1	0.3173	2	0	0	1.0000
Poly ver	5	4	0	**0.0455**	5	0	0	1.0000	5	4	0	**0.0455**
Pote ere	3	1	2	0.5930	3	2	0	0.1797	3	2	1	1.0000
Rubu chm	2	1	0	0.3173	2	2	0	0.1797	2	2	0	0.1797
Rume asa	3	2	0	0.1573	1	0	0	1.0000	3	2	0	0.1573
Soli vir	40	22	5	**0.0006**	38	6	11	0.2255	40	17	11	0.2183
Trie eur	37	9	9	0.6686	38	12	3	**0.0184**	34	15	6	**0.0223**
Viol pal	2	1	0	0.3173	1	0	0	1.0000	2	1	0	0.3173
Anth odo	7	7	0	**0.0171**	7	2	0	0.1573	7	7	0	**0.0160**
C canesc	4	0	2	0.1573	4	1	0	0.3173	4	1	2	0.5637
C vagina	3	1	1	1.0000	3	0	0	1.0000	3	1	1	1.0000
Cala pur	3	1	1	1.0000	2	0	0	1.0000	3	1	1	1.0000
Desc ces	1	0	1	0.3173	2	1	1	0.6547	2	1	1	0.6547
Desc fle	50	27	8	**0.0252**	46	30	1	**0.0000**	45	41	4	**0.0000**
Junc fil	1	0	0	1.0000	1	0	0	1.0000	1	0	0	1.0000
Luzu pil	17	8	2	**0.0156**	17	7	0	**0.0000**	17	11	2	**0.0064**

Tabell 3.3 *(forts.)*

	1995-2000				2000-2005				1995-2005			
Art	**n**	**n-**	**n+**	**P**	**n**	**n-**	**n+**	**P**	**n**	**n-**	**n+**	**P**
Atri und	1	1	0	0.3173	0	0	0	1.0000	1	1	0	0.3173
Barb flo	0	0	0	1.0000	1	0	1	0.3173	1	0	1	0.3173
Brac ref	44	24	1	**0.0000**	43	14	2	**0.0063**	44	26	1	**0.0000**
Brac sal	22	6	1	0.0588	19	7	2	0.0956	22	10	1	**0.0075**
Brac sta	2	2	0	0.1573	0	0	0	1.0000	2	2	0	0.1573
Bryum z	2	1	1	1.0000	1	1	0	0.3173	0	0	0	1.0000
Dicr fus	11	6	0	**0.0260**	11	2	4	0.4142	14	7	3	0.0999
Dicr sco	47	35	1	**0.0000**	42	12	8	0.2060	42	29	3	**0.0000**
Hylo spl	19	9	3	0.0777	15	2	4	0.2356	17	6	3	0.3275
Mniu spi	2	0	1	0.3173	2	2	0	0.1573	1	1	0	0.3173
Plagiotz	14	3	4	1.0000	13	7	1	**0.0339**	12	7	2	0.0833
Pleu sch	45	28	6	**0.0000**	40	16	8	0.2011	40	26	6	**0.0000**
Pola lon	5	1	1	1.0000	7	0	2	0.1573	7	1	3	0.3173
Poly com	8	1	2	1.0000	6	2	0	0.1573	6	2	0	0.1797
Poly jun	2	0	0	1.0000	0	0	0	1.0000	0	0	0	1.0000
Ptil cri	4	1	3	0.3173	4	3	1	0.3173	1	0	0	1.0000
Rhod ros	13	1	1	1.0000	14	6	2	0.1573	14	6	2	0.1573
Rhyt/squ	1	1	0	0.3173	2	0	1	0.3173	2	1	1	0.6547
Sani unc	2	1	1	0.6547	2	2	0	0.1797	1	1	0	0.3173
Sphagnuz	0	0	0	1.0000	1	0	1	0.3173	1	0	1	0.3173
Anas min	0	0	0	1.0000	1	0	1	0.3173	1	0	1	0.3173
Barb att	1	1	0	0.3173	0	0	0	1.0000	0	0	0	1.0000
Barb bar	4	0	4	**0.0455**	4	3	0	0.0833	1	0	1	0.3173
Barb flo	40	10	9	0.8535	39	2	15	**0.0082**	38	7	16	0.0583
Barb kun	0	0	0	1.0000	1	0	1	0.3173	1	0	1	0.3173
Barb lyc	49	42	1	**0.0000**	45	10	20	**0.0446**	44	33	3	**0.0000**
Caly mue	0	0	0	1.0000	1	0	1	0.3173	1	0	1	0.3173
Cephaloz	0	0	0	1.0000	1	0	1	0.3173	1	0	1	0.3173
Loph obt	46	8	5	0.3173	43	5	0	**0.0253**	43	9	4	0.1063
Loph/ven	42	8	9	0.8084	34	7	2	0.0956	36	9	7	0.6171
Ptil cil	12	1	7	**0.0339**	11	6	1	0.0588	8	2	3	0.6547
Ptil pul	0	0	0	1.0000	1	0	1	0.3173	1	0	1	0.3173
Trit qui	13	7	4	0.3657	10	1	4	0.1797	14	5	5	1.0000
Clad arb	15	5	2	0.8646	11	0	2	0.1573	10	4	0	**0.0455**
Clad bel	11	1	2	0.5637	7	3	0	0.0833	7	4	1	0.1797
Clad can	19	3	5	0.4795	20	2	9	**0.0325**	21	3	12	**0.0184**
Clad coi	1	0	0	1.0000	0	0	0	1.0000	0	0	0	1.0000
Clad cri	6	3	1	0.3173	2	1	0	0.3173	3	2	0	0.1573
Clad ecm	11	2	0	0.1573	7	0	1	0.3173	7	1	0	0.3173
Clad fur	33	10	2	**0.0201**	28	2	3	0.6547	30	10	2	**0.0201**
Clad gri	8	2	4	0.4142	3	1	0	0.3173	2	0	2	0.1573
Clad ple	1	0	0	1.0000	0	0	0	1.0000	0	0	0	1.0000
Clad pyx	1	0	1	0.3173	1	0	0	1.0000	1	0	1	0.3173
Clad raa	6	3	3	0.5951	2	1	0	0.3173	0	0	0	1.0000
Clad ste	1	0	1	0.3173	0	0	0	1.0000	0	0	0	1.0000
Clad sul	3	1	0	0.3173	1	0	0	1.0000	2	1	0	0.3173
Clad unc	5	0	0	1.0000	1	0	0	1.0000	1	0	0	1.0000
Clad/chl	19	3	5	0.4795	17	2	7	0.0833	17	3	9	0.0707
Neph arc	3	1	0	0.3173	2	0	1	0.3173	2	0	1	0.3173
Neph bel	1	0	0	1.0000	1	1	0	0.3173	1	1	0	0.3173
Stereocz	1	0	1	0.3173	0	0	0	1.0000	0	0	0	1.0000

Tabell 3.4 *Endring i artsantall i 50 prøveflater på 1m^2 (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdet i Børgefjell fra 1995 til 2005. M og SD angir middel og standardavvik for endring i artsantall i angitt tidsperiode,. n- og n+ antall prøveflater med henholdsvis reduksjon og økning i antall arter, P sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, P<0,05 er uthevet). – Changes in the number of species in 50 sample plots of 1m^2 (species density) for various species groups at the Børgefjell monitoring site from 1995 to 2005. M and SD indicate the mean and standard deviation for changes in species number for the relevant period, n- and n+ the number of sample squares with, respectively, reduction and increase in the number of species, P the probability of the median change not being significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon one-sample test, P<0.05 in bold).*

Område/ Artsgruppe	n	Endring 1995–2000					Endring 2000–2005					Endring 1995–2005				
		n–	n+	M	SD	P	n–	n+	M	SD	P	n–	n+	M	SD	P
Karplanter	50 (45*)	13	18	-0,02	1,08	,868	**24**	**5**	**-0,62**	**1,09**	**,001**	**27**	**6**	**-0.67**	**1,40**	**,001**
Moser	50 (45*)	15	17	0.00	1,43	,916	23	14	-0,49	1,84	,095	19	15	-0.33	1,94	,287
Lav	50 (45*)	6	9	0,12	0,80	,311	7	10	0,07	0,72	,536	7	14	0,11	0,96	,388

Tabell 3.5 *Forflytning av permanente prøveflater i overvåkingsområdet Børgefjell langs DCA-ordinasjonsaksene 1 og 2 for perioden 1995-2005 (ordinasjon av 50 prøveflater for tre analysetidspunkter i hvert område). M og SD angir middel og standardavvik for forflytning av prøveflater i angitt tidsperiode, n- og n+ antall prøveflater med henholdsvis lavere og høyere prøveflateskår enn ved periodens begynnelse, P sannsynligheten for at median forflytning ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, P<0,05 er uthevet). – Displacement of sample plots at the Børgefjell monitoring site along DCA ordination axes 1 and 2 during the period 1995-2005 (ordination of 50 sample plots for three sampling occasions for each area). M and SD indicate the mean displacement of plots and its standard deviation for the relevant period, n- and n+ the number of sample squares with, respectively, decreasing and increasing DCA scores, P the probability of the median displacement not being significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon one-sample test, p<0.05 in bold).*

Område/ DCA-akse	n	Forflytning 1995–2000					Forflytning 2000–2005					Forflytning 1995–2005				
		n–	n+	M	SD	P	n–	n+	M	SD	P	n–	n+	M	SD	P
Frekvens																
DCA-akse 1	50(45*)	**39**	**11**	**-0,051**	**0,073**	**,000**	**44**	**1**	**-0,149**	**0,095**	**,000**	**42**	**3**	**-0,199**	**0,145**	**,000**
DCA-akse 2	50(45*)	**32**	**18**	**-0,022**	**0,062**	**,017**	21	24	0,013	0,070	,367	24	21	-0,012	0,083	,453
Prosent																
DCA-akse 1	50(45*)	31	19	-0,035	0,247	,255	22	23	-0.083	-0,082	,204	24	21	-0,095	0,375	,208
DCA-akse 2	50(45*)	19	18	-0,075	0,259	,087	**35**	**10**	**0,279**	**0,160**	**,001**	**34**	**11**	**-0,172**	**0,301**	**,000**

Endring i antall arter i analyserutene

I første periode, 1995-2000, ble det ikke observert signifikante endringer i noen av artsgruppene karplanter, moser og lav. I siste femårsperiode holdt antall lavarter seg fortsatt relativt stabilt (midlere økning på 0,07 arter pr analyseflate), mens det har skjedd en signifikant reduksjon i antall karplantearter og en betydelig reduksjon i antall mosearter i prøveflatene (**tabell 3.4**). Artsrikheten hos karplanter har sunket med gjennomsnittlig 0,62 arter, mens artsrikheten hos moser har sunket med 0,49 arter. I løpet av hele 10-årsperioden har antallet moser og lav ikke endret seg signifikant, men artsrikheten har sunket signifikant hos karplanter (0,67 arter).

Endringer i artssammensetning
Det ble registrert en signifikant forflytning av analyseflatene langs de to første DCA-aksene i perioden fra 1995-2000 (**tabell 3.5**). Langs DCA-akse 1 har flatene beveget seg i retning av vegetasjon typisk for fattigere og tørrere voksesteder, langs DCA-akse 2 har flatene beveget seg mot vegetasjon typisk for tørrere voksesteder i den rikere delen av gradienten (jf. Bakkestuen et al. in press). Dette gjelder dog bare dataene basert på smårutefrekvens. Trenden fortsatte for DCA-akse 1 i perioden 2000-2005, men ikke for DCA-akse 2 hvor trenden stagnerte. Dataene basert på artenes dekningsgrad (prosent) viste imidlertid en signifikant endring for DCA-akse 2 for perioden 2000-2005.

3.3 Diskusjon

Den økologiske tolkningen av ordinasjonsaksene fra analysene i 1995 (Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen et al. 2001, Bakkestuen et al. in press) legges også til grunn for tolkningen av ordinasjonene for 2000 og 2005. Disse ordinasjonene viser stor grad av konformitet, og korrelasjonsanalyser mellom korresponderende akser over tid viser stor samavariasjon. Den første ordinasjonsaksen i hvert område reflekterer i hovedsak en kompleks gradient for variasjon i næring og fuktighet (Bakkestuen et al. 2001, Bakkestuen et al. in press).

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

Overvåkingsområdet i Børgefjell ligger i det området av Norge som har blitt minst berørt av langtransportert forurensning (med unntak av nedfallet fra Tsjernobyl i 1986), og det fungerer derfor som et referanseområde i forhold til forsuring og nitrogenpåvirkning. Det er ikke registrert noen vedvarende endringer i karplantefloraen i området slik som for mange karplantearter i de sørlige/sørøstlige overvåkingsområdene for granskog (jf T. Økland 2004a,b). De endringene vi ser hos karplanter i Børgefjell (reduksjon hos seks arter) er neppe relatert til forsuring eller lignende, men effekter av klima kan ikke utelukkes. Videre er det et stort beitetrykk av rein i området, og det ble observert flere reinsdyr og tråkkskader på vegetasjonen i løpet av feltarbeidet i 2005 enn under tidligere feltarbeid. De endringene vi har i mengde av karplanter i området, kan ha en direkte sammenheng med eller være en sekundærrespons på endringer i beitetrykket i områdene. Det vil på sikt være viktig å få kvantifisert beitetrykket i området over tid slik at dette kan sammenlignes med observerte endringer i vegetasjonen. Dessuten var det en smågnagertopp i området høsten 2004 (Framstad & Kålås 2005), og vegetasjonen bar synlig preg av dette under feltarbeidet 2005. Nedgang hos en rekke karplanter og moser har sannsynligvis sammenheng med dette, og disse artene vil sannsynligvis øke i mengde i de neste årene inntil neste smågnagertopp.

Det har i senere tid vært registrert oppslag av noen nitrofile arter i enkelte overvåkingsområder, slik som smyle (*Deschampsia flexuosa*) i Møsvatn og Solhomfjell (Bakkestuen et al. 2004, R.H. Økland & Nordbakken 2004) og førstegangsregistrering av bringebær (*Rubus idaeus*) i Solhomfjell i 2003. Det har vært spekulert om dette kan være en effekt av økt tilførsel av nitrogen gjennom nedbøren. I Børgefjell har vi ikke registrert noen økning eller nye innslag av nitrofile arter så langt, noe som er konsistent med at dette området ligger utenfor de områdene som er mest berørt av langtransportert forurensning. Registreringene basert på prosent dekning av arter i rutene viser tvert i mot at smyle har hatt en tilbakegang siden 1995.

Siden starten av overvåkingsprogrammene i barskog og bjørkeskog (det første området etablert i 1988) har det vært påvist en vedvarende økning i mosearters mengde og artsantall i de fleste områdene (T. Økland et al. 2004a). T. Økland et al. (2004b) har rapportert at denne trenden fortsetter for store moser i siste periode opp til 2002, men at det i denne perioden (1993/97-1998/2002) er en klar tilbakegang i mengden av små moser. Dette endringsmønsteret er ikke tidligere påvist, og det er tolket som at de små mosene i økende grad overvokses av de større mosene som stadig viser mengdeøking. Klimadata for området rundt Børgefjell **(figure 2.2**), tyder på at det har vært (1) forholdsvis mildt og (2) en del mer nedbør enn normalt i Børgefjell de siste årene, nettopp klimaforhold som har vist seg å være gunstige for moser. Det kan da synes paradoksalt at mosene har gått tilbake i antall arter og i mengde i Børgefjell. Vi tolker imidlertid disse endringene hos mosene til i hovedsak å være knyttet til forstyrrelser av vegetasjonsdekket pga flere store smågnagerbestander i løpet av overvåkingsperioden, sist i 2004 (jf kap. 5 i denne rapporten). Slike hyppige bestandstopper hos smågnagerne forhindrer stabile forhold hvor de store mosene kan overvokse de små.

På vei fram og tilbake fra prøvefeltene og båtplassen ved Store Namsvatnet registrerte vi i år mange ny ferske kjørespor, også inne i nasjonalparken. Sporene var hovedsakelig avsatt som resultat av barmarkskjøring med både snøscooter og motorsykkel. Nesten samtlige bakkemyrer opp mot overvåkingsfeltet hadde stygge skader. Også i og veldig nær feltene ble det observert kjøreskader. Dette er bekymringsfullt i forhold til integriteten til overvåkingsflatene, særlig dersom denne utviklingen fortsetter. Slik omfattende lokal påvirkning kan gjøre området uegnet til overvåking av naturlig dynamikk i økosystemene og ev. regionale og storskala påvirkninger på naturen.

Det var også veldig beklagelig at ett av de 10 overvåkingsfeltene i vegetasjonsovervåkingen var nesten fullstendig ødelagt ved at det var brukt som teltleir. Merkepinnene var samlet sammen, og det var gjort opp bål på disse inne i en av analyserutene. Vegetasjonen var nesten slitt bort i hele makrofeltet, og det er helt klart at dette feltet har mistet sin funksjon i overvåkingssammenheng for lang tid framover. Vi foreslår å erstatte dette feltet med et annet og har allerede plukket ut en aktuell erstatning.

Vedlegg 3.1 Planter registrert i Børgefjell 2005

Oversikt over plantearter registrert i overvåkingsfeltene i Børgefjell i 2005. – Overview of plant species found in the monitoring plots in Børgefjell in 2005.

Artsfor kortelse	Norsk navn	Latinsk navn
Betu pub	Fjellbjørk	*Betula pubescens* ssp. *czerepanovii*
Juni com	Vanlig einer	*Juniperus communis* ssp. *communis*
Pinu syl	Furu	*Pinus sylvestris*
Sali lap	Lappvier	*Salix lapponum*
Sorb auc	Vanlig rogn	*Sorbus aucuparia* ssp. *aucuparia*
Arct alp	Rypebær	*Arctous alpina*
Call vul	Røsslyng	*Calluna vulgaris*
Empe her	Fjellkrekling	*Empetrum nigrum* ssp. *hermaphroditicum*
Vacc myr	Blåbær	*Vaccinium myrtillus*
Vacc uli	Vanlig blokkebær	*Vaccinium uliginosum* ssp. *uliginosum*
Vacc vit	Tyttebær	*Vaccinium vitis-idaea*
Athy dis	Fjellburkne	*Athyrium distentifolium*
Cice alp	Turt	*Cicerbita alpina*
Corn sue	Skrubbær	*Chamaepericlymenum suecicum*
Dact mac	Flekkmarihånd	*Dactylorhiza maculata* ssp. *maculata*
Dryo exp	Sauetelg	*Dryopteris expansa*
Epil ang	Geitrams	*Chamerion angustifolium*
Equi syl	Skogsnelle	*Equisetum sylvaticum*
Euph str	Kjerteløyentrøst	*Euphrasia stricta*
Gera syl	Skogstorkenebb	*Geranium sylvaticum*
Gymn dry	Fugletelg	*Gymnocarpium dryopteris*
Hier syl	Skogsveve	*Hieracium sylvaticum coll.*
Linn bor	Linnea	*Linnaea borealis*
List cor	Småtveblad	*Listera cordata*
Lyco ann	Stri kråkefot	*Lycopodium annotinum* ssp. *annotinum*
Lyco cla	Myk kråkefot	*Lycopodium clavatum* ssp. *clavatum*
Mela pra	Stormarimjelle	*Melampyrum pratense*
Mela syl	Småmarimjelle	*Melampyrum sylvaticum*
Omal nor	Setergråurt	*Omalotheca norvegica*
Poly ver	Kranskonvall	*Polygonatum verticillatum*
Pote ere	Tepperot	*Potentilla erecta*
Rubu cha	Molte	*Rubus chamaemorus*
Rume ace	Vanlig engsyre	*Rumex acetosa* ssp. *acetosa*
Soli vir	Gullris	*Solidago virgaurea*
Trie eur	Skogstjerne	*Trientalis europaea*
Viol pal	Myrfiol	*Viola palustris*
Anth odo	Gulaks	*Anthoxanthum odoratum* coll.
Cala pur	Skogrørkvein	*Calamagrostis phragmitoides*
Care can	Gråstarr	*Carex canescens*
Care vag	Slirestarr	*Carex vaginata*
Desc ces	Sølvbunke	*Deschampsia cespitosa* ssp. *cespitosa*
Desc fle	Smyle	*Avenella flexuosa*
Junc fil	Trådsiv	*Juncus filiformis*
Luzu pil	Hårfrytle	*Luzula pilosa*
Moli cae	Blåtopp	*Molinia caerulea*
Atri und	Stortaggmose	*Atrichum undulatum*
Brac ref	Sprikelundmose	*Brachythecium reflexum*
Brac sal	Lilundmose	*Brachythecium salebrosum*
Bryu sp	Vrangmose	*Bryum* sp.
Call str	Grasmose	*Straminergon stramineum*
Dicr fus	Bergsigd	*Dicranum fuscescens*
Dicr sco	Ribbesigd	*Dicranum scoparium*
Hylo spl	Etasjemose	*Hylocomium splendens*
Mniu spi	Strøtornemose	*Mnium spinosum*
Plag sp	Jamnemose	*Plagiothecium* sp.
Pleu sch	Furumose	*Pleurozium schreberi*
Poly com	Storbjørnemose	*Polytrichum commune*
Poly jun	Einerbjørnemose	*Polytrichum juniperinum*

Artsfor kortelse	Norsk navn	Latinsk navn
Poly lon	Brembinnemose	*Polytrichastrum longisetum*
Ptil cri	Fjærmose	*Ptilium crista-castrensis*
Rhod ros	Rosettmose	*Rhodobryum roseum*
Rhyt squ	Engkransmose	*Rhytidiadelphus squarrosus*
Sani unc	Klobleikmose	*Sanionia uncinata*
Barb att	Piskskjeggmose	*Barbilophozia attenuata*
Barb bar	Skogskjeggmose	*Barbilophozia barbata*
Barb flo	Lyngskjeggmose	*Barbilophozia floerkei*
Barb lyc	Gåsefotskjeggmose	*Barbilophozia lycopodioides*
Loph obt	Buttflik	*Lophozia obtusa*
Loph ven	Grokornflik	*Lophozia ventricosa*
Ptil cil	Bakkefrynse	*Ptilidium ciliare*
Trit qui	Storhoggtann	*Tritomaria quinquedentata*
Clad arb	Lys reinlav	*Cladonia arbuscula*
Clad bac	Morknelav	*Cladonia bacilliformis*
Clad bel	Blomsterlav	*Cladonia bellidiflora*
Clad car	Bleikbeger	*Cladonia carneola*
Clad chl	Pulverbrunbeger	*Cladonia chlorophaea*
Clad con	Stubbesyl	*Cladonia coniocraea*
Clad cri	Traktlav	*Cladonia crispata*
Clad dig	Fingerbeger	*Cladonia digitata*
Clad ecm	Snøsyl	*Cladonia ecmocyna*
Clad fur	Gaffellav	*Cladonia furcata*
Clad gra	Syllav	*Cladonia gracilis*
Clad ple	Pulverrødbeger	*Cladonia pleurota*
Clad pyx	Kornbrunbeger	*Cladonia pyxidata*
Clad ran	Grå reinlav	*Cladonia rangiferina*
Clad sul	Fausklav	*Cladonia sulphurina*
Clad unc	Pigglav	*Cladonia uncialis*
Neph arc	Storvrenge	*Nephroma arcticum*
Neph ble	Glattvrenge	*Nephroma bellum*

4 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell 2005

Dagmar Hagen, 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 2004). Reaksjonsmønsteret for ulike miljøpåverknader er ulikt for ulike artar (Hultengren et al. 2004, Insarova et al. 1992, Seaward 2004), slik at luft- og nedbørskvalitet vil kunne påverke førekomst og artsamansetjing i epifyttvegetasjonen.

Overvakingsfelta for kartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell vart etablert i 1990 (Hilmo 1991, Hilmo & Wang 1991), med gjenkartlegging i 1995 (Bruteig 1996) og 2000 (Bruteig 2001). Her følgjer rapport for fjerde gongs kartlegging av epifyttvegetasjonen, gjort i 2005. Nærare informasjon om lokalisering av prøvefelta for epifyttovervakinga i Solhomfjell er gitt av Hilmo & Wang (1991) og for Børgefjell av Hilmo (1991).

4.1 Metodar

Metodikken følgjer i hovudsak same mal som ved grunnlagskartlegginga i 1990 og gjenkartleggingane i 1995 og 2000. Kartlegginga av epifyttar på furu i Solhomfjell og på bjørk i Børgefjell er gjort i dei same prøvefelta som i 1990 og seinare, og til dels også på dei same trea. I Børgefjell er det etablert eitt ekstra prøvefelt i 2005, for å strekkje den lokalklimatiske gradienten. Feltarbeidet vart utført i perioden 15.-20. august i Solhomfjell og 6.-12. august og 29. september - 2. oktober i Børgefjell. Den ordinære kartlegginga omfattar no 8 friske tre i kvart av 5 prøvefelt i Solhomfjell og 7 prøvefelt i Børgefjell. Artstakseringa er gjort langs 6 horisontale linjer rundt stammen på kvart tre med 20 cm avstand mellom kvar linje i Solhomfjell og 5 horisontale linjer med 10 cm avstand Børgefjell. Nedste takseringslinje er plassert over antatt snønivå. Alle artar langs linjene 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. Vi har valt å vente med dei kjemiske analysane av tekniske årsakar.

Data frå alle tre kartleggingsåra er lagt inn i ein database i Microsoft Access. SPSS versjon 13.0 er brukt til statistiske analysar (SPSS 2004). Einvegs variansanalyse (ANOVA) er brukt for å undersøke om prøvefelta er signifikant forskjellige med omsyn til dei målte parametrane. Der kravet for parametriske testar (Underwood 1997) ikkje vart fylt etter transformering, vart det brukt ein ikkjeparametrisk test (Kruskal-Wallis). Lineær regresjon er bruka for å teste samanhengen mellom dekning av lavartar og høgde (m o.h.) for felta innan undersøkingsområda. Chi-kvadrattest vart brukt for å teste om antal cm skadd og frisk lav varierte signifikant mellom åra.

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

- **alle tre**: Gjennomsnittleg dekning (%) av grupper, slekter eller artar basert på alle tre som er kartlagt i 1990, 1995, 2000 og 2005 (n=155 i Solhomfjell og n=194 i Børgefjell).
- **fellestre**: Gjennomsnittleg dekning (%) av grupper, slekter og artar basert på tre som er felles for alle dei fire kartleggingsåra (35 tre i Solhomfjell og 28 tre i Gutulia)

I overvakingsområde med stor utskifting av analysetre kan desse to datasetta gje viktige skilnader, medan i område med lite supplering av nye tre er denne skilnaden liten. I Solhomfjell er

framleis alle dei opprinnelige trea med i analysane, men antall tre vart auka i 1995 (**vedlegg 4.1a**). I Børgefjell har det vore relativt stor utskifting av tre (**vedlegg 4.1b**). Når ikkje anna er presisert i teksten, gjeld statistiske testar og resultat datasettet 'alle tre'. Der det i tillegg er gjort testar på 'felles tre', er dette presisert.

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. Grupper, slekter eller artar som ikkje oppfylte kravet til parametriske testar etter transformering vart testa ved Kruskal-Wallis ikkjeparametriske test (Underwood 1997). Sopp er registrert på to tidspunkt i Børgefjell, og endring er testa med Mann-Whitney U-test (Zar 1996).

For å studere endringar over tid hos gjenkartlagde 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 (Zar 1996). Friedman Test, vart brukt der data ikkje oppfylte kriteriet for GLM.

Nomenklaturen for lav følgjer Santesson et al. (2004) og Holien & Tønsberg (2006), mosar følgjer Frisvoll et al. (1995) og karplanter følgjer Lid et al. (2005). Norske og vitskaplege namn på lavartar som ikkje står i Santesson et al. (2004) og Holien & Tønsberg (2006) er henta frå Lavherbariet i Oslo si internettside (http://www.toyen.uio.no/botanisk/lavherb.htm).

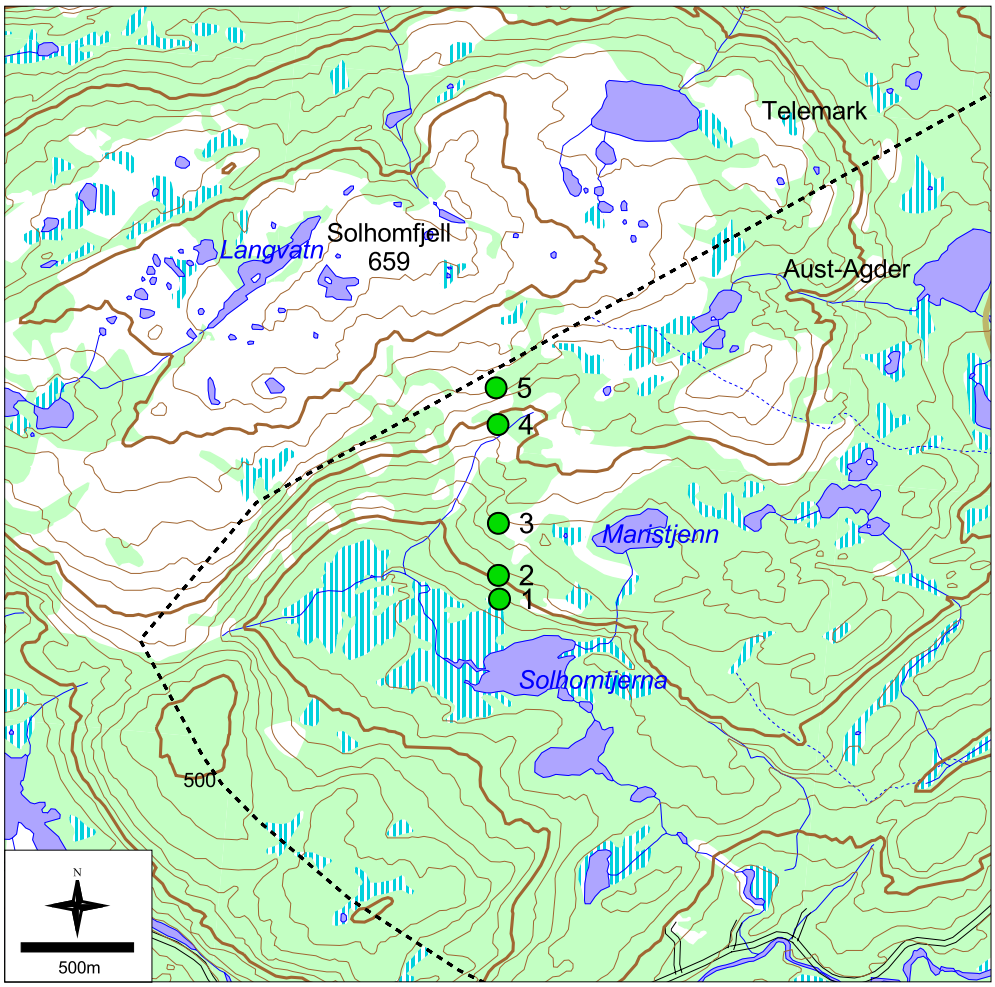
4.2 Resultat frå Solhomfjell

Prøvefelta og undersøkingstrea

Overvakingsområdet i Solhomfjell (**figur 4.1**) ligg i Gjerstad kommune, Aust-Agder fylke. Dei fem prøvefelta ligg langs ein høgdegradient med 40 m høgdeforskjell mellom kvart felt, frå 380 til 540 m o.h., og strekkjer seg frå Solhomtjern i sør mot Solhomfjell i nord. Den sørsøraustvende lia har relativt samanhengande og til dels storvaksen furuskog, som kan klassifiserast til innlandstypen av røsslyng-blåbærfuruskog (Fremstad 1997). Det er også ein del bjørk i området, utan at det blir danna eigentleg bjørkeskog. Elles er området mosaikkprega med lyngheier, svaberg og myr.

Totalt 40 tre vart analysert i 2005. Dette inkluderer dei 35 trea som opphavleg vart lagt ut i 1990, og dei 5 suppleringstrea som vart etablert i 1995 (**vedlegg 4.1a**). Solhomfjell er det einaste av TOV-områda der alle undersøkingstrea er intakte gjennom heile overvakingsperioden. Dette indikerer både eit stabilt miljø og at furutrea i området normalt blir svært gamle. Undersøkingstrea var greie å finne att, men det var nødvendig å supplere mange av kartnålene som markerer analyselinjene. Anten fell desse nålene lettare av på furu enn på bjørk pga ustabil bork, eller så blir dei hakka ut av fugl (enkelte merke rundt nålehola kunne tyde på det). Borken på undersøkingstrea flassar lett av og krev varsemd i samband med undersøkingane. I nedre del av stammen, under takseringslinjene, er borken meir stabil.

Det er ein svak auke i stammeomkrets gjennom perioden, frå eit snitt på 99 cm i 1990 til 101 cm i 2005 (**tabell 4.1**). Endringa er ikkje signifikant (p=0,186), og resultatet dokumenterer den sakte veksten på furu i Solhomfjell. Det er ein signifikant skilnad i stammeomkretsen mellom felta, der trea i felt 5 er størst (snitt 115 cm), og trea i felt 2 minst (snitt 92 cm) (p=0,009). Trehøgda har auka signifikant gjennom perioden frå 10,8 m i 1990 til 11,2 m i 2005 (p=0,001) (**tabell 4.1**). Det er også ein signifikant skilnad i trehøgde mellom felta, der tre i felt 2 er høgast (snitt 13,9 m), medan trea i felt 3 er lågast (snitt 8,8 m) (p<0,001).



Figur 4.1 *Kart som viser plasseringa av fem prøvefelt i overvakingsområdet Solhomfjell. – Position of five study plots in the Solhomfjell monitoring site.*

Status for epifyttvegetasjonen på furu i 2005

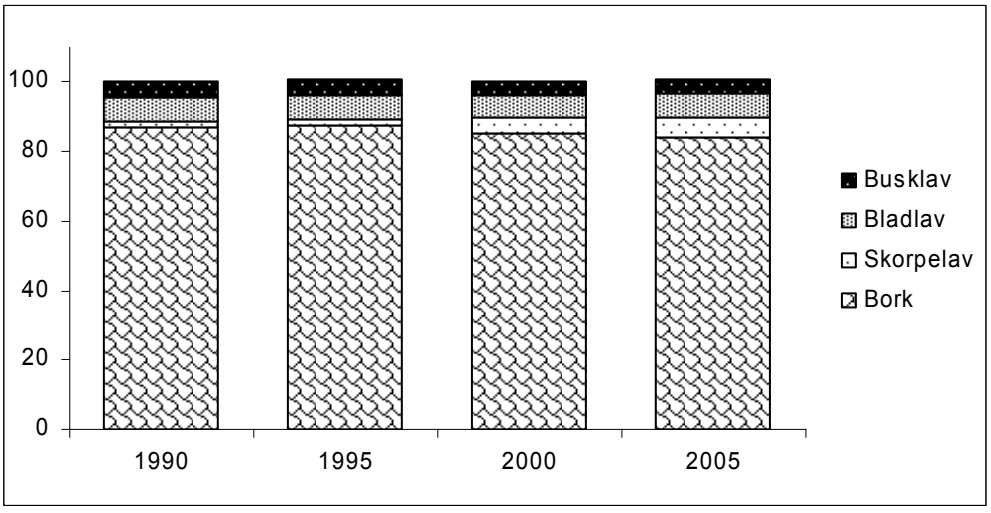
Den totale dekninga av epifyttar på bjørkestammar i Solhomfjell i 2005 var på 16,7 % (**figur 4.2, tabell 4.2**). Bladlav er gruppa med størst dekning på 6,8 %, skorpelav dekkjer 6 %, busklav dekkjer 3,8 %, medan det er 0,1 % dekning av sopp. Det er ikkje registrert mosar eller algar på nokon av dei undersøkte trea i Solhomfjell i 2005. Naken bork utgjer 83,9 % av stammearealet i 2005. Summen av epifyttvegetasjon og naken bork er noko over 100 %, ettersom artane i blant veks over kvarandre.

Det er registrert 43 takson på undersøkingstrea i 2005 (**tabell 4.3**). Det er registrert ein eller fleire artar av ikkjelikenisert sopp (ascomycetes) og resten er lav. Det er ikkje registrert raudlista blad- eller busklav i undersøkinga. Begerlav, brunskjegg og strylav blir berre rekna på slektsnivå (som standard i TOV). Av brunskjeggartar finst både mørkskjegg, piggskjegg, bleikskjegg og vrangskjegg, medan berre glattstry er registrert i slekta strylav i Solhomfjell.

Tabell 4.1 *Høgde og brysthøgdeomkrets av undersøkingstrea (furu) i fem prøvefelt i Solhomfjell. Gjennomsnitt av 7 tre i 1990 og 8 tre i 1995, 2000 og 2005, med standardavvik. – Height and circumference at breast height of investigated trees (*Pinus sylvestris*) in five study plots of the Solhomfjell monitoring site. Means of 7 trees in 1990 and 8 trees in 1995, 2000 and 2005, with standard deviations.*

	prøvefelt/site					
År	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**snitt/mean**
			trehøgde/tree height (m)			
1990	13,7 ± 2,5	14,4 ± 1,9	8 ± 1,2	9,1 ± 1,9	8,9 ± 1,8	10,8 ± 3,2
1995	12,8 ± 2,5	13,9 ± 1,5	8,5 ± 1,2	9,3 ± 1,7	9,8 ± 1,5	10,9 ± 2,7
2000	12,8 ± 2,7	13,6 ± 1,5	8,8 ± 0,9	9,5 ± 2,6	10,2 ± 1,6	11,0 ± 2,7
2005	12,8 ± 2,8	13,9 ± 1,3	8,8 ± 0,9	9,9 ± 2,1	10,6 ± 1,7	11,2 ± 2,6
			omkrets/circumference (cm)			
1990	99 ± 15	91 ± 6	95 ± 13	97 ± 16	112 ± 11	99 ± 14
1995	97 ± 15	90 ± 8	96 ± 13	97 ± 17	111 ± 14	98 ± 15
2000	98 ± 14	91 ± 8	97 ± 13	97 ± 18	114 ± 14	99 ± 15
2005	100 ± 15	92 ± 8	98 ± 15	100 ± 18	115 ± 14	101 ± 16

Det har vorte registrert knappenålslav på stadig fleire tre. Svartprikknål er den mest frekvente arten, men i 2006 vart også blanknål og grønnsotnål registrert for første gong (**tabell 4.3**). Skorpelaven vortekantlav er også ny, men denne kan tidlegare ha vore registrert som *Lecanora* sp. eller *L. pulicaris*, då artane i den såkalla *L. subfusca*-gruppa er vanskelege å skilje frå kvarandre. *L. symmicta* (halmkantlav) og *L. aitema* har tidlegare vorte slått saman. I år har vi gjort forsøk på å skilje desse to i felt, hovudsakleg basert på at halmkantlav har lysare apothecier med tydelegare kant. Ut frå årets registrering har vi så splitta tidlegare års registreringar tilsvarande på dei to artane. Andre nye skorpelavsfunn i 2006 er brisklav, *Micarea cf. melaena* og vanleg bråtelav. Skorpelaven *Placynthiella dasaea* registrert i 2000, vart ikkje attfunne (**tabell 4.3**).



Figur 4.2 *Fordelinga (%) av epifyttar og naken bork på furustammar i overvakingsområdet i Solhomfjell i 1990-2005. Meir enn 100% dekning skuldast at enkelte artar veks over/på kvarandre. – Distribution (%) of fruticose lichens (busklav), foliose lichens (bladlav), crustose lichens (skorpelav), and naked bark (never) on* Pinus sylvestris *trunks in the Solhomfjell monitoring site in 1990-2005. The sum may exceed 100% due to hyperepiphytism.*

Tabell 4.2 *Gjennomsnittleg dekning (i % av kartlagt stammeareal) av epifyttar og naken bork på stammen av furu i fem prøvefelt i Solhomfjell. – Mean cover (in % of mapped trunk area) of epiphytes and bark on trunks of* Pinus sylvestris *in 5 study plots of the Solhomfjell monitoring site.*

	år/year	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**totalt**
Busklav/ fruticose lichens	1990	0.8	4.6	4.6	7.9	6.0	4.8
	1995	1.7	6.6	3.5	7.7	4.9	4.6
	2000	1.5	6.3	2.9	5.0	3.6	3.9
	2005	1.1	5.6	2.5	6.7	3.4	3.8
Bladlav/ foliose lichens	1990	8.3	6.5	4.0	9.6	4.7	6.6
	1995	9.1	10.3	3.6	7.8	5.4	6.9
	2000	7.6	7.5	2.8	8.8	5.4	6.4
	2005	8.4	6.5	4.1	9.3	5.8	6.8
Skorpelav/ crustose lichens	1990	0.0	0.1	1.8	4.4	3.5	2.0
	1995	0.3	0.3	1.4	2.8	3.9	1.6
	2000	0.4	2.3	4.0	7.1	8.2	4.4
	2005	1.3	2.7	3.4	11.0	11.6	6.0
Sopp/ fungi	2000	0.2	0.03		0.1		0.1
	2005	0.4	0.05	+			0.1
Bladmosar/bryophytes	2000	+					+
Algar/algae	2000		+				+
Epityttar totalt/ total epiphytes	1990	9.2	11.2	10.4	21.9	14.2	13.4
	1995	11.1	17.2	8.4	18.3	14.2	13.1
	2000	9.7	16.1	9.7	20.9	17.3	14.7
	2005	11.2	14.8	9.9	26.9	20.8	16.7
Bork/ bark	1990	91.1	88.8	89.8	78.4	86.2	86.8
	1995	89.4	97.5	91.8	82.4	101.2	87.5
	2000	90.4	84.2	90.5	79.5	82.9	85.5
	2005	89.0	85.3	90.4	74.5	80.0	83.9

Artsdiversiteten på undersøkingstrea er relativt låg, men m.a. førekomsten av ein del knappenålsartar indikerer at det er relativt lang økologisk kontinuitet i furuskogen i dette området. Av lavartane er det 11 som har frekvens på ≥50 %, dvs dei er registrert på 50 % eller meir av trea, og fem av desse har frekvens på 90 % eller meir (**tabell 4.3**). Ingen artar finst i store mengder, og berre tre lavartar har meir enn 3 % dekning på takseringslinjene. Dette er elghornslav (3,72 %), furustokklav (3,47 %) og skorpelaven *Pycnora sorophora* (5,03 %). Andre artar med meir enn 1 % dekning er vanleg kvistlav (1,92 %) og gul stokklav (1,09 %). Det er meir lav lengre ned på trestammane, og takseringslinjene ligg høgt i høve til å fange opp den største lavdekninga.

Endring i epifyttvegetasjonen frå 1990-2005

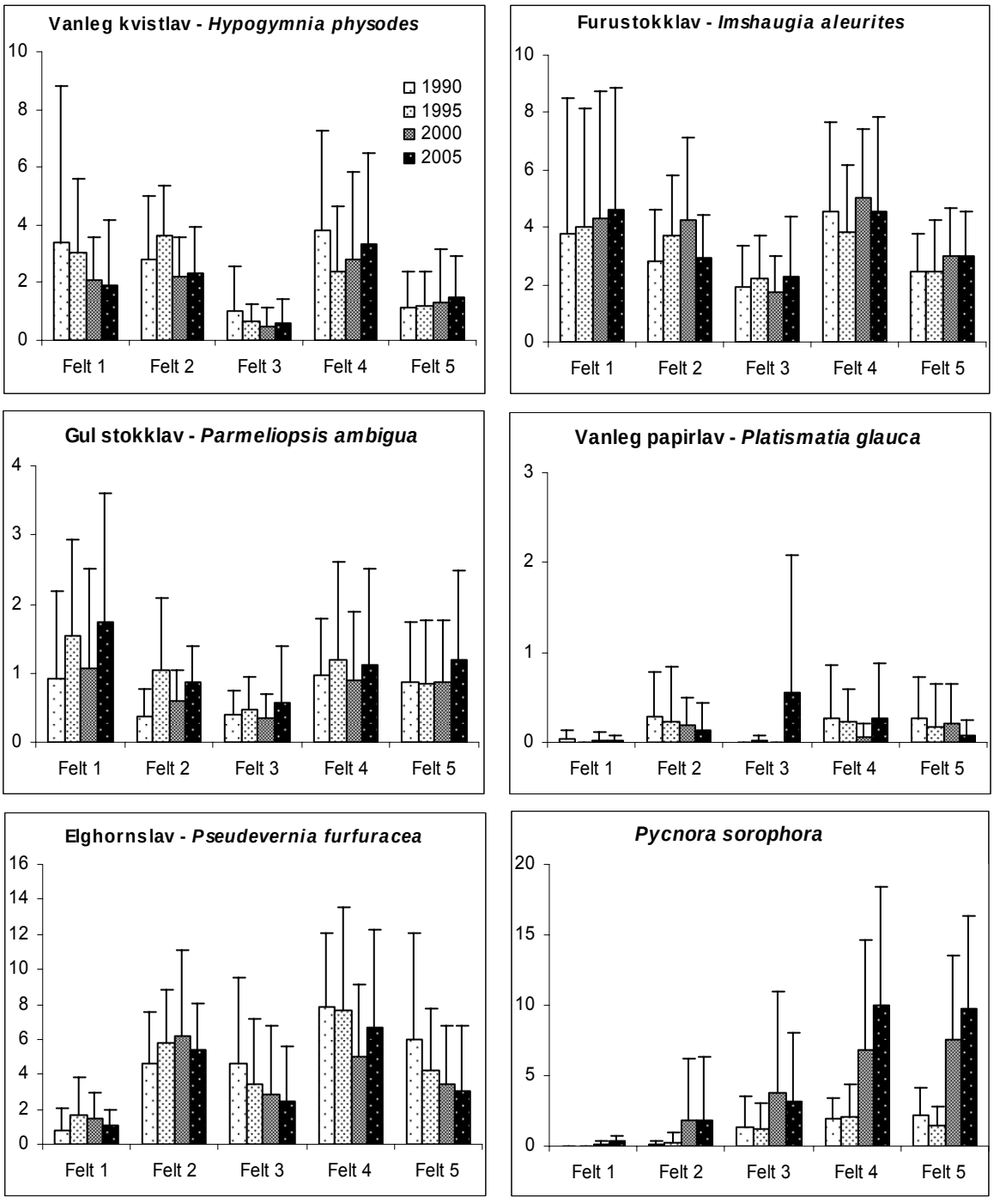
Det er registrert relativt små endringar i epifyttvegetasjonen på furustammar i Solhomfjell i perioden 1990-2005 (**tabell 4.2**, **figur 4.2**). Total epifyttdekning i Solhomfjell har hatt ein svak auke gjennom perioden, med lågast dekning i 1995 (13,1 %) og høgast dekning i 2005 (16,7 %). Endringa er ikkje signifikant for heile perioden (p=0,326). Dekninga av bladlav og skorpelav har heller ikkje endra seg signifikant gjennom perioden (hv p=0,982; p=0,473). Busklavdekninga har hatt ein svak nedgang frå 4,8 % i 1990 til 3,8 % i 2005, men nedgangen er ikkje signifikant (p=0,697).

Det er ein signifikant skilnad i total epifyttdekning mellom dei forskjellige felta i Solhomfjell (p<0,001). I 2005 var det mest lavdekning i felt 4 (26,9 %) og minst i felt 3 (9,9 %). Felt 4 har hatt mest dekning i alle fire registreringsåra, og deretter kjem felt 5. Dekninga er lågast i felt 3 og 1 (**tabell 4.2**). Det er likeins ein signifikant skilnad i dekning av bladlav mellom felta (p<0,001), med størst dekning i felt 4 dei fleste år (**tabell 4.2**). Det er stor skilnad i dekning av

Tabell 4.3 *Førekomst av epifyttar registrert på stammen av furu i fem prøvefelt i overvakingsområdet Solhomfjell. – Occurrence of epiphytes found on trunks of* Pinus sylvestris *in 5 study plots of the Solhomfjell monitoring site (artsgruppe – species group, vitskapleg namn – scientific name, kode – species code, norsk namn – Norwegian name, frekvens – frequency, dekning – cover).*

artsgruppe/ vitskapeleg namn	kode	norsk namn	frekvens				dekning			
			1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
Bladmosar										
Dicranum sp.	Dicranuz	Sigdmose			3				x	
Busklav										
Bryoria spp.	Bryoriaz	Brunskjegg	17	53	58	55	0.02	0.01	0.03	0.04
Cladonia spp.	Cladoniz	Begerlav	3	8	90	100	0.004	0.01	0.03	0.07
Pseudevernia furfuracea	Pse furf	Elghornslav	91	88	90	90	4.76	4.55	3.78	3.72
Usnea spp.	Usneaz	Strylav	17	23	23	20	x	0.01	0.02	0.02
Bladlav										
Cetraria pinastri	Vul pina	Gullroselav	17	25	25	38	0.01	0.01	0.005	0.01
Hypogymnia farinacea	Hyp fari	Sukkerlav	17	45	50	50	0.11	0.21	0.09	0.09
Hypogymnia physodes	Hyp phys	Vanlig kvistlav	89	88	90	98	2.43	2.18	1.79	1.92
Hypogymnia tubulosa	Hyp tubu	Kulekvistlav	3	8	18	18	0.005	0.01	0.02	0.01
Imshaugia aleurites	Ims aleu	Furustokklav	100	98	100	98	3.10	3.24	3.66	3.47
Parmelia saxatilis	Par saxa	Grå fargelav		3	13	23		x	0.01	0.01
Parmeliopsis ambigua	Par ambi	Gul stokklav	86	93	100	98	0.71	1.02	0.76	1.09
Parmeliopsis hyperopta	Par hype	Grå stokklav	9	30	20	45	0.09	0.05	x	0.01
Platismatia glauca	Pla glau	Vanlig papirlav	31	58	68	73	0.17	0.13	0.10	0.21
Skorpelav										
Calicium denigratum	Cal deni	Blanknål				3				x
Calicium parvum	Cal parv	Svartprikknål			10	30			0.03	0.15
Calicium sp.	Caliciuz	Sotnål		8	5			x	x	
Calicium viride	Cal viri	Grønnsotnål				3				x
Fuscidea arboricola	Fus arbo	Bjørkerandlav		3	3	3		x	x	x
Fuscidea sp.	Fuscidez	Randlav			3	3			0.004	0.004
Haematomma sp.	Haematoz		3				x			
Hypocenomyce scalaris	Hyp scal	Melskjell	11	48	80	70	0.01	0.06	0.01	0.05
Japewia subaurifera	Jap suba		6	18	50	53		0.04	0.08	0.17
Lecanora aitema	Lca aite		11	20	35	40	0.07	0.08	0.07	0.11
Lecanora chlarotera	Lca chla	Vortekantlav				3				0.004
Lecanora pulicaris	Lca puli				8	3			0.005	0.005
Lecanora sp.	Lecanorz	Kantlav	9	3	3	3	0.005	0.004	x	0.004
Lecanora symmicta coll.	Lca/symm	Halmkantlav	17	10	18	23	0.04	0.02	0.02	0.03
Lecidea nylanderi	Lci nyla				8	5			0.01	0.01
Lepraria incana	Lep inca				18	38			0.06	0.11
Lepraria sp.	Lepraria		3		23	18	x		0.02	0.03
Loxospora elatina	Lox elat	Brisklav				23				0.11
Micarea denigrata	Mic deni				3	3			x	x
Micarea melaena	Mic mela					8				x
Micarea prasina	Mic pras				3	8			x	x
Micarea sp.	Micareaz	Puslelav			13	18			x	x
Mycoblastus fucatus	Myc fuca				13	10			x	0.01
Mycoblastus sanguinarius	Myc sang	Vanleg blodlav		13	25	15		x	0.003	0.004
Ochrolechia alboflavescens	Och albo		26	33	23	25	0.16	0.24	0.04	0.14
Ochrolechia microstictoides	Och micr			8	23	28		x	0.004	0.004
Ochrolechia sp.	Ochrolez	Korkje			3	3			x	x
Placynthiella dasaea	Pla dasa				3				x	
Protoparmelia oleagina	Pro olea				3	5			x	x
Pycnora sorophora	Pyc soro		57	58	83	83	1.11	0.99	4.01	5.03
Trapeliopsis granulosa	Tra gran	Vanleg bråtelav				3				x
Microlichen	Ubest	Skorpelav, ubestemt	17	25	28	10	0.57	0.21	0.04	0.02
Sopp										
Ascomycetes	Ascomyc	Ikkjelik. ascomycet			15	18			0.05	0.08
Algar										
Aerophytic algae	Alge	Alge		3	3			0.004	x	
Bork										
Naked bark	Bork	Bork	100	100	100	100	86.85	87.50	85.51	83.85

skorpelav mellom felta, frå 1,3 % i felt 1 opp til 11,6 % i felt 5, systematisk etter feltnummer med meir skorpelav dess høgare opp i gradienten. Tendensen med auka skorpelavsdekning frå felt 1 til 5 er med få unntak gjeldande gjennom alle år. Busklavdekninga varierer også signifikant mellom felta ($p<0,001$) og er generelt høgast i felt 4 og lågast i felt 1.



Figur 4.3 *Gjennomsnittleg dekning (med standardavvik) av vanleg kvistlav, furustokklav, gul stokklav, vanleg papirlav, elghornslav og skorpelaven* Pycnora sorophora *på furustammar i fem overvakingsfelt i Solhomfjell i 1990-2005. – Mean cover and standard deviation of* Hypogymnia physodes, Imshaugia aleurites, Parmeliopsis ambigua, Platismatia glauca, Pseudevernia furfuracea *and* Pycnora sorophora *on* Pinus sylvestris *trunks at five sites in the Solhomfjell monitoring site in 1990-2005.*

Endringar i enkeltartar

Skorpelaven *Pycnora sorophora* har gjennomsnittleg størst dekning av alle artane i Solhomfjell i 2005, med 5 % (**tabell 4.3**). Dette utgjer nesten 1/3 av total epifyttdekning. Arten har ein frekvens på 83 %, dvs den er funne på 33 av dei 40 undersøkingstrea. Det er ein signifikant auke i dekning av *P. sorophora* gjennom heile perioden (p<0,001), frå 1,11 % i 1990 til 5,03 % i 2005 (**figur 4.3**). Dekninga i 2005 er ikkje signifikant høgare enn i 2000 (p=0,705), men er signifikant høgare enn i både 1990 og 1995 (hv p=0,001; p<0,001). Det er også ein signifikant skilnad mellom felta (p<0,001), der dekninga er lågast i felt 1 (0,34 %) og blir stadig høgare opp til felt 5 (9,81 %). Tendensen til større dekning med høgda er statistisk signifikant ved lineær regresjon (R^2=0,169; p<0,001). Trenden er den same for alle åra (**figur 4.3**).

Elghornslav hadde ei gjennomsnittsdekning på 3,7 % i 2005, og dette er ein liten nedgang i høve til tidlegare registreringar (**tabell 4.3**). Arten er funne på 90 % av trea. Det er ingen signifikant forskjell i dekning for elghornslav mellom analyseår, verken ved testing av alle trea (p=0,543) eller fellestre (p=0,119). Dekninga varierer signifikant mellom felta (p<0,001), men dette har ingen samanheng med kor høgt felta ligg. Dekninga er høgast i felt 4 og lågast i felt 2 (**figur 4.3**).

Furustokklav er registert på 98 % av undersøkingstrea i Solhomfjell (**tabell 4.3**). Snitt dekning i 2005 var på 3,5 %, som er ein svak nedgang frå 2000, men høgare enn tidlegare registreringsår. Det er ingen signifikant skilnad i dekning av furustokklav mellom analyseår ved analyse av alle tre (p=0,816) eller for fellestre (p=0,376). Dekninga varierer signifikant mellom felta (p=0,003), men dette har ikkje samanheng med kor høgt felta ligg. Dekninga er høgast i felt 4 og lågast i felt 3 (**figur 4.3**).

Vanleg kvistlav er også ein vanleg art på furu i Solhomfjell, registrert på 98 % av trea (**tabell 4.3**). Den finst oftast i små mengder og hadde i 2005 ei gjennomsnittsdekning på 1,9 %. Det er ingen signifikant skilnad i dekning av vanleg kvistlav mellom analyseår (p=0,609). Dekninga varierer signifikant mellom felta (p<0,001), men dette har ikkje samanheng med kor høgt felta ligg. Dekninga er høgast i felt 4 og lågast i felt 3 (**figur 4.3**). Resultata er tilsvarande for 'fellestre', men her er ikkje skilnadene mellom felta signifikante (p=0,282).

Gul stokklav er også registrert på 98 % av trea, men i små mengder. Snitt dekning i 2005 var på 1,1 %, som er ein auke i høve til 2000 (**tabell 4.3)**. Heller ikkje for denne arten er det signifikante skilnader i dekning mellom registreringsår (p=0,293) når alle analyserte tre er med i testen, medan det er ein skilnad mellom felta (p=0,021). Dekninga er høgast i felt 1 og lågast i felt 3 (**figur 4.3**). For 'fellestre' er det auke i dekning mellom åra, frå 0,71% i 1990 til 1,15% i 2005, og auken er signifikant (p=0,009).

Endringar i skjegglav

Oppteljing av antal individ brunskjegg frå basis av treet og opp til øvre takseringsline viser at det har vore ein jamn auke gjennom alle år, frå 1,6 individ i snitt per tre i 1990 opp til 6,3 i 2005 (**tabell 4.4**). Det er registrert brunskjegg i alle felt alle år. Snittlengda per individ har også auke gjennom heile perioden, frå 1,6 cm i 1990 til 3 cm i 2005. Dekninga av brunskjegg på takseringslinjene viser ein liten auke i høve til 2000, men dekninga er på berre 0,04 % i 2005 (**tabell 4.3**). Dei aller fleste individa er registrert under nedste registreringslinje.

Av andre hengande artar er det registrert strylav, men i svært små mengder. I snitt er det registrert 1 individ per tre i 2005, og sjølv om dette er ein liten auka frå tidlegare (0,9 individ i både 2000 og 1995), kan dette vere tilfeldig. Individa er små, med snittlengde på 1,8 cm i 2005, som er ein svak auke frå tidlegare år (**tabell 4.4**). Det er aldri registrert strylav i felt 5, men elles er slekta registrert i alle felt og år. Som for brunskjegg er dei aller fleste individa registrert under nedste registreringslinje.

Tabell 4.4 *Hengande artar registrert på stammen av furu i fem prøvefelt i overvakingsområdet Solhomfjell i 1990-2005. – Hanging species found on trunks of* Pinus sylvestris *in 5 study plots of the Solhomfjell monitoring site in 1990-2005.*

		År	1	2	3	4	5	totalt
Brunskjegg/ *Bryoria spp.*	Gjenomsnittleg antal pr tre/ *mean no. per tree*	1990	0.6	5.4	1.6	0.3	0.3	1.6
		1995	1.6	11.4	3.0	0.1	0.6	5.6
		2000	1.8	22.4	4.5	0.8	0.3	5.9
		2005	1.8	23.1	4.4	1.9	0.3	6.3
	Gjenomsnittleg lengde (cm)/*mean length (cm)*	1990	1.5	1.6	1.5	1.0	1.0	1.6
		1995	1.5	1.7	1.9	1.0	1.2	1.8
		2000	2.1	2.4	2.5	2.0	3.5	2.4
		2005	2.1	3.1	3.5	2.7	1.5	3.0
	Lengste lengde (cm)/ *longest length (cm)*	1990	2	4	5	1	1	5
		1995	3	4	4	1	2	4
		2000	5	10	7	3	4	10
		2005	6	9	23	10	2	23
Strylav/ *Usnea spp.*	Gjenomsnittleg antal pr tre/ *mean no. per tree*	1990	2.7	0.1	0.6	1.6		1.0
		1995	1.1	0.3	0.6	2.1		0.9
		2000	1.9	0.3	0.8	1.8		0.9
		2005	3.3	0.3	0.8	0.5		1.0
	Gjenomsnittleg lengde (cm)/*mean length (cm)*	1990	1.4	9.0	1.5	1.0		1.5
		1995	1.7	1.0	2.4	1.4		1.6
		2000	1.4	2.0	2.3	1.1		1.5
		2005	1.6	3.0	2.3	1.5		1.8
	Lengste lengde (cm)/ *longest length (cm)*	1990	3	9	3	1		9
		1995	3	1	4	3		4
		2000	4	3	4	2		4
		2005	4	4	5	2		5

Tabell 4.5 *Gjennomsnittleg dekning og prosentvis andel skadd lav for fem lavartar på furustammar i fem prøvefelt i Solhomfjell overvakingsområde 1990-2005. – Mean cover (dekning) and percentage damaged lichens (skadd) for 5 lichen species on trunks of* Pinus sylvestris *in 5 study plots of the Solhomfjell monitoring site 1990-2005.*

	prøvefelt	1		2		3		4		5		totalt	
Art	år	dekning	skadd	dekning	skadd	dekning	skadd	dekning	skadd	dekning	skadd	dekning	skadd
Vanleg kvistlav/ *Hypogymnea physodes*	1990	3.41	1.4	2.80	36.4	0.99	30.5	3.82	24.7	1.13	33.1	2.43	22.12
	1995	3.02	21.8	3.61	28.9	0.66	38.0	2.41	18.3	1.21	26.6	2.18	24.88
	2000	2.10	1.9	2.22	16.5	0.50	11.5	2.80	3.7	1.33	1.8	1.79	6.60
	2005	1.91	2.5	2.30	4.9	0.57	0.0	3.31	0.0	1.50	0.0	1.92	1.67
Furustokklav/ *Imshaugia aleurites*	1990	3.78	6.0	2.83	23.8	1.91	26.7	4.53	35.2	2.43	18.7	3.1	22.34
	1995	4.03	9.4	3.70	33.0	2.20	9.5	3.80	36.8	2.48	13.6	3.24	21.87
	2000	4.29	18.3	4.26	30.4	1.71	10.6	5.01	27.2	3.01	7.8	3.66	21.13
	2005	4.62	13.9	2.91	21.8	2.28	8.2	4.54	16.3	3.00	5.9	3.47	13.70
Gul stokklav/ *Parmeliopsis ambigua*	1990	0.93	0.0	0.37	7.8	0.40	6.0	0.98	17.0	0.87	42.3	0.71	16.51
	1995	1.54	0.0	1.04	7.1	0.48	0.0	1.19	12.0	0.84	11.7	1.02	6.16
	2000	1.06	1.8	0.60	0.0	0.36	0.0	0.89	2.5	0.87	0.0	0.76	1.10
	2005	1.73	2.2	0.86	3.0	0.56	0.0	1.11	0.0	1.20	1.6	1.09	1.53
Vanleg papirlav *Platismatia glauca*	1990	0.03	0.0	0.29	100.0	0.00	0.0	0.27	92.7	0.26	100.0	0.17	93.66
	1995	0.00	0.0	0.24	66.2	0.02	0.0	0.22	81.9	0.17	69.9	0.13	70.48
	2000	0.03	0.0	0.20	25.1	0.00	0.0	0.06	0.0	0.22	38.1	0.1	26.46
	2005	0.02	0.0	0.14	35.4	0.55	44.4	0.28	13.2	0.08	79.7	0.21	37.13
Elghornslav/ *Pseudevernia furfaracea*	1990	0.80	0.0	4.58	16.2	4.62	63.1	7.85	55.1	5.94	60.6	4.76	48.67
	1995	1.66	0.0	5.80	21.3	3.42	38.8	7.69	23.1	4.20	37.3	4.55	25.96
	2000	1.46	3.2	6.19	9.5	2.87	11.8	4.99	4.8	3.41	4.2	3.78	7.18
	2005	1.04	11.1	5.44	7.8	2.41	17.2	6.64	11.5	3.09	5.3	3.72	10.11

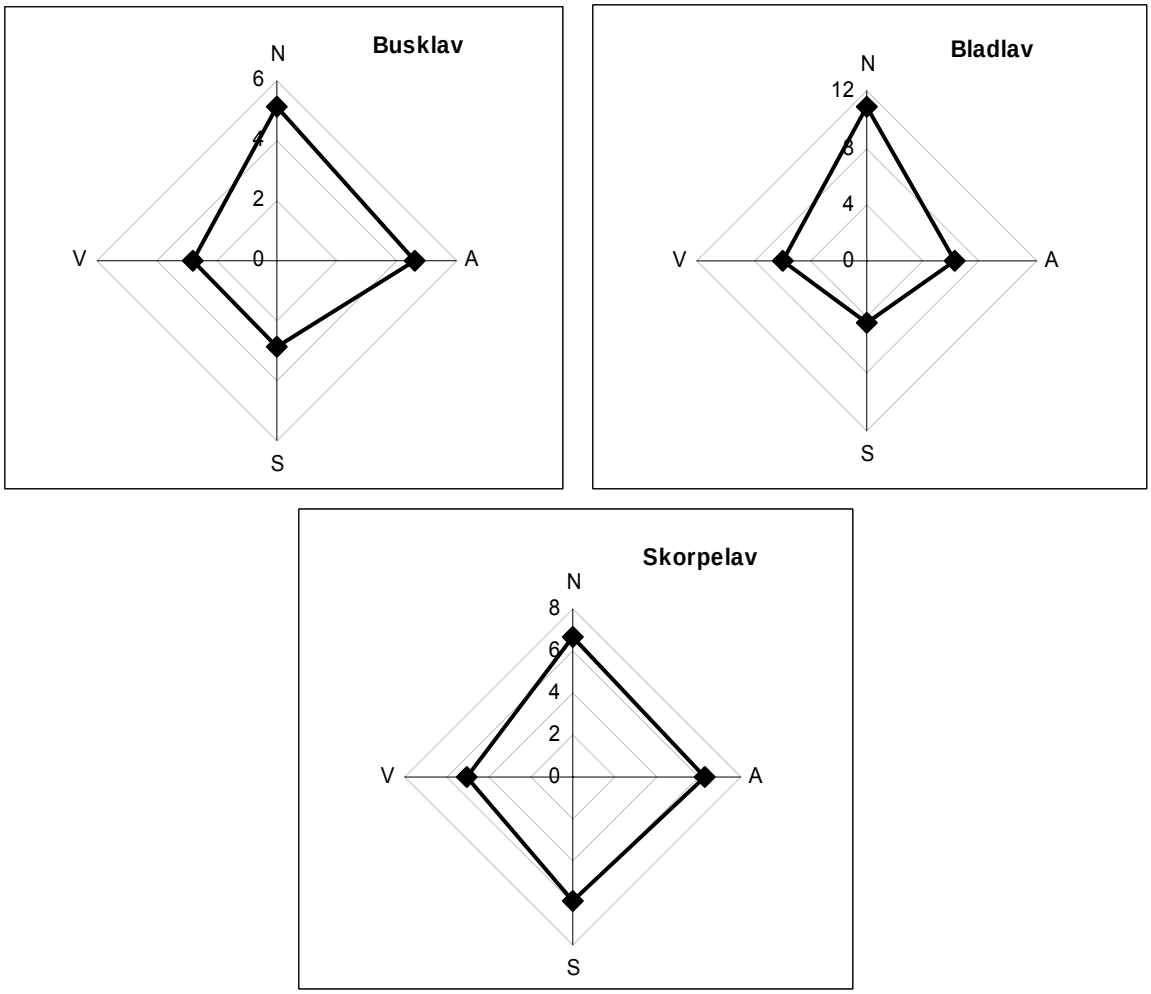
Skadd lav

Det vart registrert skade på følgande lavartar i Solhomfjell i 2005: vanleg kvistlav, furustokklav, gul stokklav, vanleg papirlav og elghornslav (**tabell 4.5**). Det er registrert tydeleg nedgang i totalt skadeomfang frå 1990 og for kvart påfølgande registreringsår (Chi-kvadrat; p<0,001). Også kvar enkelt av dei fem artane viser ein signifikant nedgang i skadeomfang frå 1990 til 2005 (Chi-kvadrat; p<0,001).

Andelen skadd kvistlav har gått kraftig ned, frå 22% i 1990 til under 2% i 2005 (**tabell 4.5**). Andelen skadd papirlav var på heile 93% i 1990, men er no redusert til 37%, medan dekninga har vore omlag uendra gjennom perioden. Også for furustokklav, gul stokklav og elghornslav har andelen skadd lav gått klart ned, medan dekninga er omlag uendra (**tabell 4.5**).

Eksposisjon

Registreringane frå 2005 viser at artsgruppene fordeler seg seg noko ulikt på stammane i høve til eksposisjon (**figur 4.4**). Bladlavane prefererer nordsida av trea, busklavane viser ein tendens til høgast forekomst på nordsida og austsida av stammen. Skorpelavane har om lag samme preferanse for alle stammeeksposisjonar.



Figur 4.4 *Snitt dekning av busklav, bladlav og skorpelav på alle furustammar analysert i overvakingsområde Solhomfjell 2005, fordelt på stammeeksposisjonar. – Mean cover of fruticose lichens (busklav), foliose lichens (bladlav), and crustose lichens (skorpelav) on pine trunks of different aspect in the Solhomfjell monitoring site 2005.*

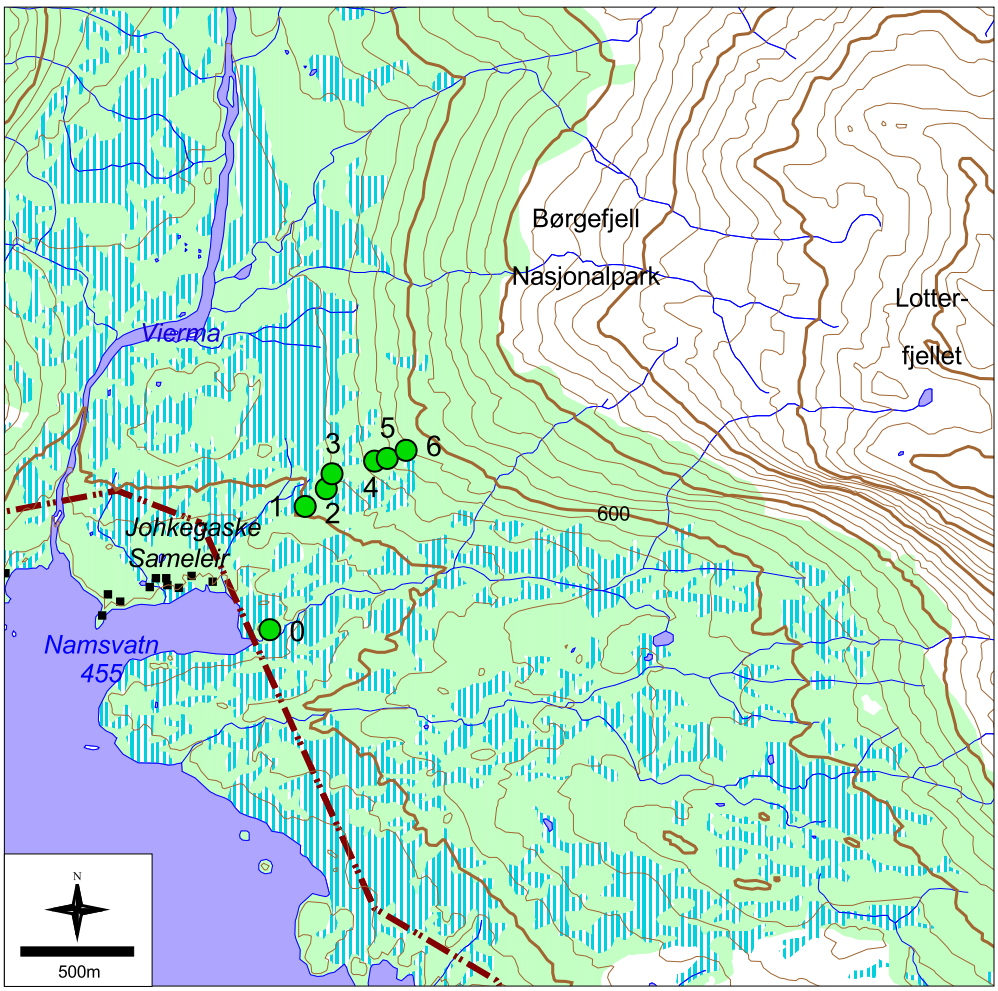
4.3 Resultat frå Børgefjell

Prøvefelta og undersøkingstrea

Overvakingsområdet i Børgefjell (**figur 4.5**) ligg i Børgefjell nasjonalpark i Røyrvik kommune i Nord-Trøndelag. Dei sju prøvefelta ligg langs ein høgdegradient frå 460 - 580 m o.h. i ei sørvestvendt li med relativt samanhengande lågalpin bjørkeskog aust for elva Vierma på nordsida av Store Namsvatn. Ein del av analyseflatene for vegetasjonsovervaking ligg i det same bjørkebeltet. Området er mosaikkprega med flekkvis bjørkeskog, fattige myrtypar, fukthei og blåbærhei. Prøvefelta er lyngdominert blåbærbjørkeskog med innslag av fuktartar som molte, torvull og mosar.

Det vart etablert eit nytt prøvefelt i området i 2005, felt 0 (**figur 4.5**). Dette feltet forlengar gradienten ned mot Store Namsvatn, og ligg ca 40 m lågare i terrenget enn felt 1.

Totalt 56 tre vart analysert i 2005. 28 av desse er av dei opphavlege undersøkingstrea frå 1990, 11 vart etablerte i 1995 og 6 vart analysert for første gong i år 2000 (**vedlegg 4.1b**). I 2005 vart det etablert 8 nye tre i det nye feltet. I tillegg vart det tatt ut to nye tre i felt 4 og eit i felt 5 som erstatning for to døde tre og for eitt som var saga ned sidan førre kartlegging.



Figur 4.5 *Kart som viser plasseringa av sju prøvefelt i overvakingsområdet Børgefjell. – Position of seven study plots in the Børgefjell monitoring site.*

Som tidlegare var skogen også i 2005 sterkt prega av harde klimatiske tilhøve (snøbrot og toppskadar) og tidlegare bjørkemålaråtak (glisne kroner). I snitt har rundt 10% av undersøkingstrea gått ut ved kvar 5-årsperiode (6 tre i 1995, 6 i 2000 og 3 tre i 2005) (**vedlegg 4.1b**). 4 av trea har vorte hogd. I år vart det registrert svært mange tre med sår og langsgåande sprekker i stammen, og ei rekkje av undersøkingstrea hadde også borehol i borken eller bar preg av å vere hakka i av fugl. Det var ikkje synleg bjørkemålaraktivitet i 2005. Overraskande mange av dei trea som tidlegare er notert med dårleg vitalitet og skadd krone, står likevel med same status år etter år. Det verkar såleis som trea i området kan bli svært gamle trass i at dei har store skader. I ein del av felta er det likevel svært få unge tre, og det kan etter kvart bli vanskeleg å finne nye suppleringstre etter som tre går ut av undersøkinga. Trea i det nye, lågastliggjande feltet (felt 0), var alle i god vitalitet.

Det er ikkje signifikant endring i stammeomkrets over tid, når alle trea er med i testen (p=0,278) (**tabell 4.6**). Analyse av berre dei trea som har vore analysert ved alle tidspunkt ('fellestre') viser at desse har hatt ein liten auke i stammeomkrets mellom kvart registreringsår, frå snitt omkrets på 46,8 cm i 1990 opp til 48,5 cm i 2005. Resultatet dokumenterer svært sakte vekst på bjørketre i Børgefjell, med auke i omkrets på 1,7 cm på 15 år. Endringa er svakt signifikant dersom hele perioden blir analysert samla (p=0,024). Det er ikkje signifikant endring mellom påfølgande analyseår, med unntak av 1990-1995 (p=0,008).

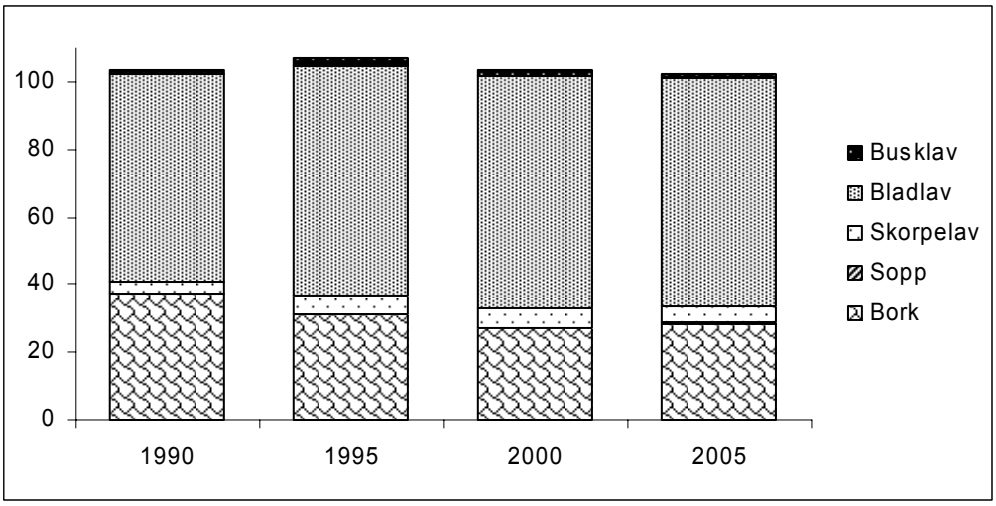
Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i 2005

Den totale dekninga av epifyttar på bjørkestammar i Børgefjell i 2005 var på 74,0 % (**figur 4.6, tabell 4.7**). Bladlav dominerer, og dekkjer 67,2 % av det kartlagde stammearealet. Skorpelav dekkjer 4,9 %, busklav 1,1 % og sopp 0,8 % av kartlagt areal på bjørkestammane. Det er ikkje registrert mosar på takseringslinjene i Børgefjell, berre som tilleggsartar ved stammebasis. Det er heller ikkje registrert algar på nokon av dei undersøkte trea i Børgefjell. Naken bork utgjer 28,3 % av stammearealet i 2005. Summen av epifyttvegetasjon og naken bork er noko over 100 %, ettersom artane i blant veks over kvarandre.

Det er registrert 43 takson på undersøkingstrea i 2005 (**tabell 4.8**). Det er registrert fire mosetakson, tre takson borkbuande sopp og 36 takson lav. Det er ikkje registrert raudlista blad- eller busklav i undersøkinga. Bladmosen matteflette og levermosen barkfrynse er registrert på undersøkingstrea for første gong i 2005. Skjegglav, brunskjegg, strylav og begerlav blir rekna på

Tabell 4.6 *Høgde og brysthøgdeomkrets av undersøkingstrea (bjørk) i sju prøvefelt i Børgefjell. Gjennomsnitt av 7 tre i 1990 og 8 tre i 1995, 2000 og 2005, med standardavvik. – Height and circumference at breast height of investigated trees (*Betula pubescens*) in seven study plots of the Børgefjell monitoring site. Means of 7 trees in 1990 and 8 trees in 1995, 2000 and 2005, with standard deviations.*

	prøvefelt/site							
år/year	**0**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**snitt/mean**
trehøgde/tree height (m)								
1990		9,1 ± 1,2	8,3 ± 0,8	10 ± 0,6	7,7 ± 0,8	10 ± 0,8	8,4 ± 0,8	8,9 ± 0,8
1995		8,8 ± 1,1	8,1 ± 1	9,3 ± 0,8	7,9 ± 1,2	8,3 ± 1	7,8 ± 0,5	8,3 ± 0,9
2000		8,6 ± 1,4	7,8 ± 1,1	8 ± 1,6	7,7 ± 1,2	8,3 ± 1,1	7,1 ± 1,4	7,9 ± 1,3
2005	9,3 ± 1,6	8,3 ± 1,1	7,6 ± 0,9	8,5 ± 1,1	7,8 ± 1,4	8,3 ± 1,2	(manglar)	8,3 ± 1,2
omkrets/circumference (cm)								
1990		43 ± 7	45 ± 8	53 ± 9	42 ± 5	53 ± 5	47 ± 8	47 ± 7
1995		43 ± 7	42 ± 6	53 ± 9	45 ± 7	51 ± 5	48 ± 8	47 ± 7
2000		44 ± 9	43 ± 6	49 ± 7	45 ± 6	50 ± 6	44 ± 7	46 ± 7
2005	45 ± 10	44 ± 11	43 ± 6	50 ± 7	48 ± 7	51 ± 7	46 ± 7	47 ± 8



Figur 4.6 *Fordelinga (%) av epifyttar og naken bork på bjørkestammar i overvakingsområdet i Børgefjell i 1990-2005. 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 Børgefjell monitoring site in 1990-2005. The sum exceed 100 % due to hyperepiphytism.*

slektsnivå (som standard i TOV). Av skjegglav finst berre gubbeskjegg, av brunskjeggartar finst både mørkskjegg og vrangskjegg og av strylav er det registrert piggstry og pulverstry på undersøkingstrea. Seterlav/granseterlav som var ny i 2000 (eitt tre), vart registrert på 3 tre i 2005. Skålfiltlav registrert i 1995, vart ikkje attfunne.

Tabell 4.7 *Gjennomsnittleg dekning (i % av kartlagt stammeareal) av epifyttar og naken bork på stammen av bjørk i sju prøvefelt i Børgefjell. – Mean cover (in % of mapped trunk area) of epiphytes and bark on trunks of* Betula pubescens *in seven study plots of the Børgefjell monitoring site.*

	år/year	0	1	2	3	4	5	6	totalt/total
Busklav/ fruticose lichens	1990		1.6	0.5	1.0	1.2	1.6	1.3	1.2
	1995		3.0	1.3	1.4	3.3	2.1	2.3	2.2
	2000		2.7	0.4	0.6	3.5	1.6	1.5	1.7
	2005	0.2	2.4	0.7	0.9	1.5	1.0	0.6	1.1
Bladlav/ foliose lichens	1990		52.5	65.1	63.2	63.7	55.7	70.2	61.7
	1995		61.2	75.8	67.2	60.0	70.5	75.3	68.3
	2000		65.4	75.3	70.7	58.5	70.3	72.8	68.8
	2005	56.5	65.7	76.7	75.9	53.3	73.8	68.3	67.2
Skorpelav/ crustose lichens	1990		6.9	3.1	3.7	3.9	1.7	2.7	3.6
	1995		6.9	5.7	5.9	4.5	2.3	3.8	4.9
	2000		7.8	5.2	4.0	7.7	2.2	6.4	5.6
	2005	3.5	9.0	4.9	5.0	4.4	2.1	5.6	4.9
Sopp/ fungi	2000		0.9	x	0.1	0.2	0.9	1.1	0.5
	2005	4.6	0.5	0.2	0.5	0.1	0.1	x	0.8
Epifyttar totalt/ total epiphytes	1990		60.9	68.7	67.9	68.8	59.0	74.3	66.6
	1995		71.1	82.8	74.5	67.8	74.9	81.4	75.4
	2000		76.8	81.0	75.4	69.9	75.0	81.8	76.6
	2005	64.7	77.6	82.5	82.3	59.4	77.1	74.5	74.0
Bork/ bark	1990		42.7	34.2	33.7	36.8	44.6	30.3	37.0
	1995		37.7	23.9	31.0	38.7	32.2	25.5	31.5
	2000		27.6	22.0	27.4	35.2	28.7	20.9	27.0
	2005	37.6	25.9	17.9	21.4	42.1	25.7	27.6	28.3

Tabell 4.8 *Førekomst av epifyttar registrert på stammen av bjørk i sju prøvefelt innan overvakingsområdet Børgefjell. – Occurrence of epiphytes found on trunks of* Betula pubescens *in seven study plots of the Børgefjell monitoring site (artsgruppe – species group, vitskapleg namn – scientific name, kode – species code, norsk namn – Norwegian name, frekvens – frequency, dekning – cover).*

artsgruppe/ vitskapeleg namn	**kode**	**norsk namn**	**frekvens**				**dekning**			
			1990	**1995**	**2000**	**2005**	**1990**	**1995**	**2000**	**2005**
Bladmosar										
Dicranum sp.	Dicranuz	Sigdmose		6	8	39		x	x	x
Hypnum cupressiforme	Hypn cup	Matteflette				4				x
Levermosar										
Frullania dilatata	Frul dil	Hjelmblæremose			2	4			x	x
Ptilidium pulcherrimum	Ptil pul	Barkfrynse				2				x
Busklav										
Alectoria sp.	Alectorz	Skjegglav	2	2	2	14	x	0.02	0.02	0.04
Bryoria sp.	Bryoriaz	Brunskjegg	83	100	100	98	1.20	2.22	1.70	1.02
Cladonia sp.	Cladoniz	Begerlav		4	4	25		x	x	x
Usnea sp.	Usneaz	Strylav	2	10	10	5	x	x	x	x
Bladlav										
Cetraria chlorophylla	Cet chlo	Vanleg kruslav	43	81	65	77	0.33	0.35	0.35	0.29
Cetraria pinastri	Vul pina	Gullroselav	21	46	44	57	0.01	0.02	0.01	0.02
Cetraria sepincola	Cet sepi	Bjørkelav	5	13		16	x	0.03		x
Hypogymnia austerodes/bitteri	Hyp/aust	Seterlav/ Granseterlav			2	5			x	x
Hypogymnia physodes	Hyp phys	Vanleg kvistlav	100	100	100	100	26.90	33.76	38.24	39.02
Hypogymnia tubulosa	Hyp tubu	Kulekvistlav	64	73	81	93	1.12	0.97	0.41	0.73
Imshaugia aleurites	Ims aleu	Furustokklav	29	56	42	46	0.27	0.64	0.58	0.45
Melanelia olivacea	Mel oliv	Snømållav	90	100	98	100	16.11	12.10	10.52	10.01
Pannaria pezizoides	Pan pezi	Skålfiltlav		2				x		
Parmelia sulcata	Par sulc	Bristlav	100	100	98	100	14.02	16.61	15.78	13.27
Parmeliopsis ambigua	Par ambi	Gul stokklav	88	98	98	93	2.94	3.64	2.68	3.11
Parmeliopsis hyperopta	Par hype	Grå stokklav	5	96	100	98	0.03	0.11	0.07	0.02
Platismatia glauca	Pla glau	Vanleg papirlav	17	56	73	73	0.02	0.09	0.19	0.24
Skorpelav										
Bacidia igniarii	Bac igni			2				x		
Biatora flavopunctata	Bia flav					2				x
Biatora globulosa	Bia glob					2				x
Biatora pallens	Bia pall					2				x
Biatora sp.	Biatoraz	Knopplav			2	9			x	x
Biatora toensbergii	Bia toen					4				x
Buellia chloroleuca	Bue chlo				2	7				0.02
Buellia disciformis	Bue disc	Bleik bønnelav	2	38	56	70	x	x	x	x
Buellia disciformis/chloroleuca	Bu di/ch					4				x
Buellia sp.	Buelliaz	Bønnelav		2				0.01		
Hypocenomyce leucococca	Hyp leuc		29	94	92	66	0.22	0.56	0.24	0.24
Japewia tornoensis	Jap torn			2	2			x	x	
Lecanora "subfusca"	Lca/subf		14	31			0.06	0.04		
Lecanora circumborealis	Lca circ	Bjørkekantlav			42	59			0.02	0.08
Lecanora fuscescens coll.	Lca/fusc			54	88	89		0.06	0.07	0.08
Lecanora sp.	Lecanorz	Kantlav		2	25	2		0.02	x	0.01
Lecanora symmicta coll.	Lca/symm	Halmkantlav		15	8	14		0.04	0.01	0.07
Lecidea porphyrospoda	Lci porp				2	7			x	x
Lecidea pullata	Lci pull		5	100	100	96	0.04	x	x	x
Lecidea sp.	Lecideaz		2				x			
Micarea sp.	Micareaz	Puslelav				7				0.02
Mycobilimbia epixanthoides	Myc epix					5				x
Mycoblastus affinis	Myc affi		7	23	38	14	0.03	0.03	0.04	0.01
Mycoblastus alpinus	Myc alpi	Fjellblodlav		8				x		
Mycoblastus fucatus	Myc fuca			2	4	4		x	0.02	0.03
Mycoblastus sanguinarius	Myc sang	Vanleg bladlav	7	29	29	39	0.01	0.04	0.08	0.07
Mycoblastus sp.	Mycoblaz	Blodlav (juvenil)	10	10	8	4	0.03	0.05	0.04	x
Ochrolechia androgyna	Och andr	Grynkorkje	98	100	100	96	3.02	3.71	4.81	4.20
Ochrolechia frigida	Och frig	Fjellkorkje		2	4	2		x	x	x
Ochrolechia microstictoides	Och micr		14	35	29	21	0.10	0.16	0.06	0.03
Ochrolechia pallescens	Och pall		24	48	46	48	0.12	0.14	0.16	0.09
Pertusaria sp.	Pertusaz	Vortelav				2				x
Pycnora sorophora	Pyc soro					2				x
Microlichen	Ubest	Skorpelav, ubestemt			6	9			x	0.01

Tabell 4.8 *(forts.)*

artsgruppe/ vitskapeleg namn	kode	norsk namn	frekvens				dekning			
			1990	1995	2000	2005	1990	1995	2000	2005
Sopp										
Ascocarp, non-lichenized	Ascomyc	Ikkjelikenisert asco-mycet				4				0.03
Hystericum pulicare	Hys puli				4	9			0.01	x
Pyrenocarp, non-lichenized	Perith	Ikkjelikenisert pyre-nomycet			50	80			0.52	0.82
Naken bork	Bork	Bork	100	100	100	100	37.03	31.50	26.96	28.30

Det har vorte registrert gradvis fleire skorpelavsartar ved undersøkinga i Børgefjell. Følgjande artar vart registrert for første gong i 2005: *Biatora flavopunctata, B. globulosa, B. pallens, B. toensbergii, Micarea* sp. (innsamla materiale for dårleg utvikla til å fastslå art), *Mycobilimbia epixanthoides, Pertusaria* sp. og *Pycnora sorophora*. *Bacidia igniarii* (registrert i 1995), *Japewia tornoënsis* (1995 og 2000) og *Mycoblastus alpinus* (1995) vart ikkje attfunne. Alle desse artane har låg frekvens og dekning (**tabell 4.8**).

Perithecier av ikkjelikenisert sopp er synlege som små, svarte prikkar som bryt opp gjennom borken. Dette er svært vanleg i fjellbjørkeskog og er registrert på 80% av trea i 2005. Ei prøve av innsamla materiale frå Børgefjell er artsbestemt til *Cyrtidula hippocastani* (Begoña Aguirre-Hudson, pers.medd.). I 2005 vart det i tillegg registrert apothecier av ein ubestemt ikkjelikenisert sopp på to tre (**tabell 4.8**).

Det er 15 lavartar med frekvens på >50 %, dvs dei er registrert på meir enn 50 % av trea, og ni av desse har frekvens på over 90 %. Dei fleste artane finst i svært små mengder, men tre lavartar har meir enn 5 % dekning: vanleg kvistlav (39 %), bristlav (13 %) og snømållav (10 %).

Endring i epifyttvegetasjonen frå 1990-2005

Det er registrert berre små endringar i epifyttvegetasjonen på bjørkestammar i Børgefjell i perioden 1990-2005 (**tabell 4.7**, **figur 4.6**). Total epifyttdekning har auka signifikant dersom ein ser på hele perioden samla (p=0,012). Parvis samanlikning av kvart analysetidspunkt (post hoc Tukey test) syner at det ikkje er signifikant endring mellom 2000 og 2005 (p=0,818). Det er størst skilnad mellom 1990 og 2000.

Det har vore ein auke i mengda bladlav for heile perioden (frå 61,7 % til 67,2 %), men ein svak nedgang frå 2000 til 2005 (frå 68,8 % til 67,2 %). Endringa er ikkje signifikant gjennom perioden (p=0,121). Dekning av busklav er ikkje signifikant ved samanlikning av 1990 og 2005 (Mann-Whitney U; p=0,348). Lågast dekning gjennom perioden er registrert i 2005 (1,1 %), men også i 1990 var dekninga nesten like låg (1,2 %). Det vart registrert auke i dekning av skorpelav frå 1990 til 2000, men tilbakegang til 2005. Endringa i skorpelav er ikkje signifikant gjennom perioden frå 1990 til 2005 (p=0,183). Dekning av sopp er registrert berre i år 2000 og 2005, og det er ikkje signifikant endring i løpet av denne perioden (Mann-Whitney U; p=0,078).

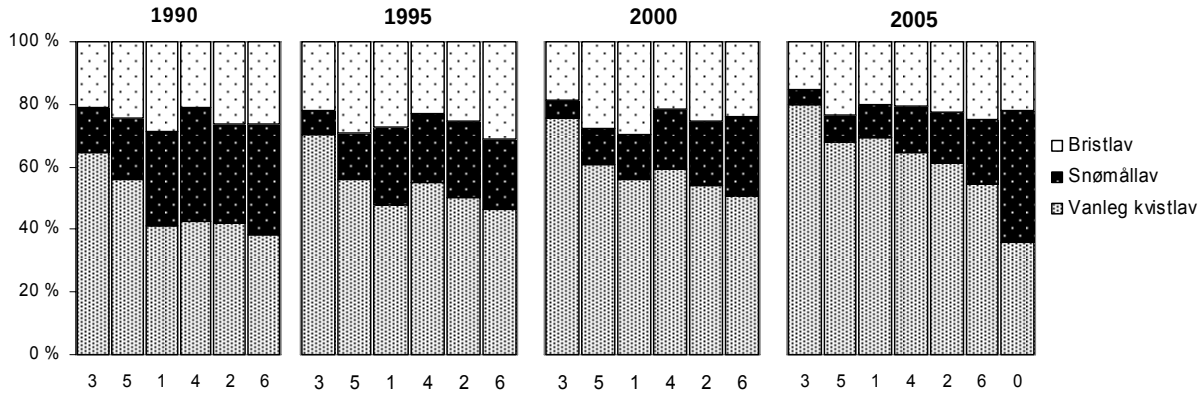
I 2005 var det mest lavdekning i felt 2 (82,5 %) og minst i felt 4 (59,4 %). Skilnaden er signifikant dersom data frå alle felta i 2005 blir samanlikna (p=0,14). Det er ingen systematisk variasjon i dekning langs høgdegradienten, og ingen enkeltfelt skil seg ut med spesielt mykje eller spesielt lite dekning. Felt 4 har i alle år hatt lågare dekning enn dei fleste andre felta, men har ein relativt kraftig nedgang mellom 2000 (69,9 %) og 2005 (59,4 %). I dette feltet var det svært kraftig flassing på fleire tre, og deler av stammen var dermed nesten glatt. I tillegg var det nødvendig å supplere med to nye tre, som også kan vere årsak til den store endringa i dekning mellom 2000 og 2005. Førekomsten av busklav og skorpelav varierer signifikant mellom felta dersom data frå alle åra blir analysert saman (p=0,001), men er ikkje signifikant ved testing av berre 2005-data (skorpelav; p=0,268 og busklav; p=0,095).

På fellestre har det vore ein signifikant auke i total epifyttdekning gjennom perioden (p<0,001). Endringa er signifikant både mellom 1990 og 1995 (p=0,016) og mellom 1995 og 2000 (p<0,001). Det er ikkje signifikant endring mellom 2000 og 2005 (p=0,308). Auken av bladlav er også signifikant for heile perioden (p=0,005) og mellom dei to første analyseåra (1990-1995) (p=0,018). Det er ikkje signifikante endringar mellom 1995 og 2000 (p=0,189) eller mellom 2000 og 2005 (p=0,334). Dekninga av skorpelav har auka svakt gjennom heile perioden på fellestrea og er signifikant (p=0,011). Endringa er signifikant mellom 1990 og 1995 (p<0,001), men er ikkje signifikant mellom 1995 og 2000 (p=0,291) eller mellom 2000 og 2005 (p=0,843). Det er ikkje endring i dekning av busklav på fellestre gjennom heile perioden (Friedman test; p=0,206).

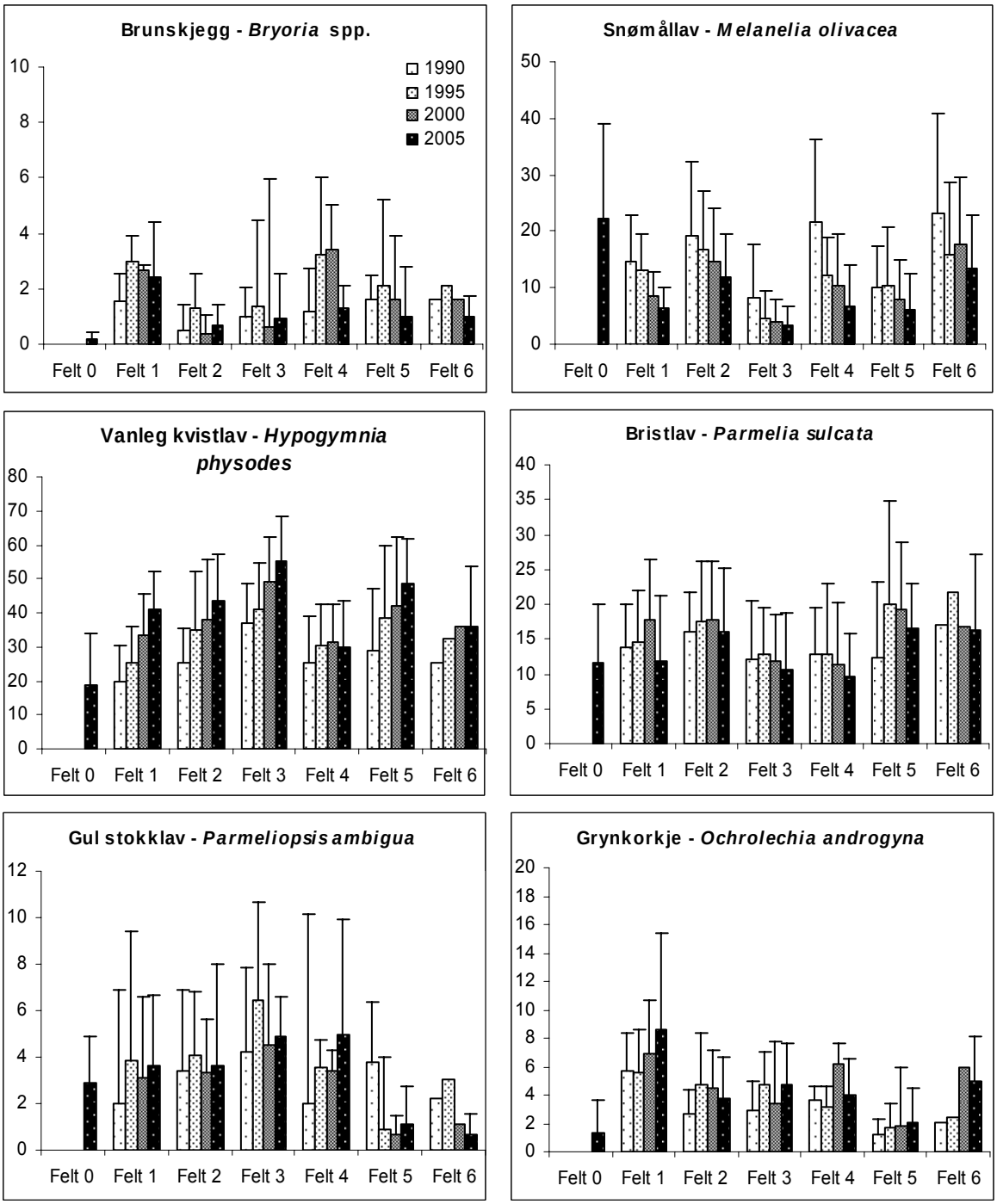
Dominanstilhøvet mellom dei tre store bladlavane vanleg kvistlav, snømållav og bristlav har endra seg i løpet av overvakingsperioden (**figur 4.7**). I 1990 var det typiske tilhøvet 40-35-25 for kvistlav-snømållav-bristlav, bortsett frå i felt 3 og 5 som hadde meir kvistlav og mindre snømållav. Etter kvart har kvistlavdominansen auka i alle felt, medan andelen snømållav har gått tilbake. I 2005 var det typiske tilhøvet 65-15-20 for dei tre artane. Tilleggsfeltet (felt 0) har utvida denne gradienten ved at dominanstilhøvet her er meir lik tilhøvet ved starten av overvakinga, med meir snømållav og mindre kvistlav (**figur 4.7**). Skilnaden i dominanstilhøve speglar ikkje høgdegradienten.

Endringar i enkeltartar

Vanleg kvistlav har vore den klart vanlegaste arten ved alle registreringstidspunkt og har i 2005 ei snitt dekning på over 39 % (**tabell 4.8**). Det har vore ein signifikant auke i dekning av kvistlav (p<0,001), men endringa er ikkje signifikant auke mellom 2000 og 2005 (p=0,159) (**figur 4.8**). Det er signifikant skilnad i dekning av kvistlav mellom felta, både for heile perioden og for siste periode (mellom 2000 og 2005) (p<0,001). Det er ikkje ein lineær samanheng langs høgdegradienten, og felt 3 har høgast dekning, medan felt 0 og 4 har lågast dekning (**figur 4.8**). På fellestre har det vore ein kraftig auke i dekning av kvistlav gjennom heile perioden, frå 26,3 % til 42,5 %. Det er signifikant auke mellom alle registreringstidspunkta (p<0,001).



Figur 4.7 *Innbyrdes fordeling av dei dominerande lavartane i prøvefelt 0-6 i overvakingsområdet Børgefjell i 1990, 1995, 2000 og 2005. Felta er organisert etter aukande mengde snømållav i 2005 – Distribution of the dominating lichen species in seven study plots in the Børgefjell monitoring site in 1990, 1995, 2000 and 2005. The plots are organized by increasing levels of* Melanelia olivacea *in 2005.*



Figur 4.8 *Gjennomsnittleg dekning (med standardavvik) av brunskjegg, snømållav, vanleg kvistlav, bristlav, gul stokklav og grynkorkje på bjørkestammar i sju overvakingsfelt i Børgefjell i 1990-2005. – Mean cover and standard deviation of* Bryoria *spp.,* Melanelia olivacea, Hypogymnia physodes, Parmelia sulcata, Parmeliopsis ambigua *and* Ochrolechia androgyna *on* Betula pubescens *trunks at seven sites in the Børgefjell monitoring site in 1990-2005.*

Snømållav er ein vanleg art i alle felta, med førekomst på nesten alle tre. Arten har hatt ein signifikant nedgang i dekning gjennom heile perioden ($p<0,001$) frå 16,1 % i 1990 til 10 % i 2005 (**tabell 4.8**). Det er ikkje signifikante endringar mellom påfølgande registreringsår, men nedgangen er signifikant for perioden sett under eitt. Det er signifikant skilnad i dekning av snømållav mellom felta ($p<0,001$), men dekninga varierer ikkje langs høgdegradienten i for-

søksområdet. Det er størst dekning i felt 0 og 6 og minst dekning i felt 3 (**figur 4.8**). Resultatet er tilsvarande også dersom felt 0 ikkje er med i testen for 'alle tre'. På fellestre har det også vore ein tydeleg nedgang i dekning av snømållav, frå 18,6 % i 1995 til 10,4 % i 2005. Det er signifikant nedgang mellom alle registeringstidspunkt (hv p=0,009; p=0,17; p=0,004).

Brunkjegg er registrert på dei aller fleste trea i Børgefjell, men med svært liten dekning. Spesielle registreringar i enkeltår og svært store standardavvik gir stor varians, og det er ikkje signifikant endring i dekning over år (p=0,037). Det er signifikant skilnad i dekning mellom felta (p=0,005), der felt 1 og 4 har høgast dekning, og felt 0 og 2 har lågast (**figur 4.8**). Det er heller ingen skilnad i dekning over tid for fellestre (p=0,056).

Grynkorkje er til stades på dei fleste trea (**tabell 4.8**). Det er ikkje registrert signifikant endring i dekning frå 1990 til 2005, og dekninga har variert frå 3 til 4,8 %. Skilnaden mellom felta er signifikant (p<0,001), og felt 1 har klart høgast dekning, medan felt 0 og 5 har minst dekning (**figur 4.8**). På fellestrea har det vore ein auke i dekning av grynkorkje frå 3,4 % i 1990 til 5,4 % i 2005. Endringa er signifikant for heile perioden (p=0,004) og mellom dei to første analyseåra (p=0,001), men det er ikkje signifikant endring mellom dei seinare analysetidspunkta (hv p=0,055; p=0,974). Det også ein signifikant interaksjon mellom år og felt mellom 1990 og 1995 (p=0,002).

Bristlav er mellom dei vanlegaste artane på bjørketrea i Børgefjell. Arten er stabilt til stades i alle felta alle registreringsår, og det er ingen signifikante endringar i dekning mellom år (p=0,301). Det er ein skilnad mellom felt (p=0,025) (**figur 4.8**). Testing av fellestre viser at det har vore ein signifikant auke i dekning over heile perioden (p=0,012). Det er signifikant nedgang mellom 2000 og 2005 (p=0,006), medan det ikkje er endring mellom dei andre tidspunkta (hv p=0,324; p= 0,509).

Gul stokklav har ikkje endra dekning i løpet av perioden frå 1990 til 2005 (p=0,561), men varierer noko mellom felta (p=0,002) (**figur 4.8**). Heller ikkje denne arten varierer langs høgdegradienten, men har størst dekning i felt 3 og minst i felt 5 og 6. Heller ikkje for fellestrea er det endring i dekning av stokklav (p=0,054).

Endringar i skjegglav

Oppteljing av antal individ brunskjegg frå basis av treet og opp til øvre takseringsline viser at det er færre individ i 2005 enn dei andre tre registreringsåra. I 2005 vart det registrert i snitt 7 individ pr tre, medan høgast antal vart registrert i 1995 med i snitt 17 individ (**tabell 4.9**). Snittlengda per individ er også kortare i 2005 (1,9 cm) enn i 2000 (2,2), men er litt lengre enn i 1995 (1,8) og 1990 (1,6). Dekninga av brunskjegg på takseringslinjene er også lågare i 2005 enn tidlegare år, med ei dekning på 1,02 %. Dette er mindre enn halvparten av dekninga i 1995 på 2,22 % (**tabell 4.8**).

Av andre hengande artar er det registrert 0,4 individ pr tre av skjegglav i 2005, mot 0,3 i 2000 (**tabell 4.9**). Dei aller fleste individa gjennom alle åra er registrert i felt 4. Det er også registrert 0,1 individ pr tre av strylav i 2005 (**tabell 4.9**). Dei aller fleste individa av strylav er registrert i felt 6, som tidlegare år.

Tabell 4.9 *Hengande artar registrert på stammen av bjørk i sju prøvefelt i overvakingsområdet Børgefjell i 1990-2005. – Hanging species found on trunks of* Betula pubescens *in seven study plots of the Børgefjell monitoring site in 1990-2005.*

		år/year	**0**	**1**	**2**	**3**	**4**	**5**	**6**	**totalt/total**
Brunskjegg/ *Bryoria* spp.	Gjennomsnittleg antal pr tre/ *mean no. per tree*	1990		9.0	2.0	6.9	6.6	18.1	12.4	9.2
		1995		22.8	8.3	14.0	20.9	18.6	18.8	17.2
		2000		21.3	7.1	7.6	21.1	15.9	12.1	14.2
		2005	1.1	11.5	4.5	8.6	10.6	9.6	5.9	7.4
	Gjennomsnittleg lengde (cm)/ *mean length (cm)*	1990		1.4	1.1	1.6	2.0	1.7	1.4	1.6
		1995		1.7	1.5	1.7	1.7	2.0	2.1	1.8
		2000		2.2	1.5	2.0	2.3	2.2	2.3	2.2
		2005	1.1	2.2	1.1	2.1	2.0	1.8	1.4	1.9
	Lengste lengde (cm)/ *longest length (cm)*	1990		5	2	5	5	6	3	6
		1995		10	5	5	6	10	14	14
		2000		9	6	6	9	9	12	12
		2005	2	10	2	8	6	5	5	10
Strylav/ *Usnea* spp.	Gjennomsnittleg antal pr tre/ *mean no. per tree*	1990							0.10	0.10
		1995					0.13		0.13	0.05
		2000							0.25	0.05
		2005							0.38	0.08
	Gjennomsnittleg lengde (cm)/ *mean length (cm)*	1990							1.00	1.00
		1995					1.00		3.00	2.00
		2000							1.50	1.50
		2005							1.00	1.00
	Lengste lengde (cm)/ *longest length (cm)*	1990							1	1
		1995					1		3	3
		2000							2	2
		2005							1	1
Skjegglav/ *Alectoria* spp.	Gjennomsnittleg antal pr tre/ *mean no. per tree*	1990					0.10			0.10
		1995					1.50			0.30
		2000					1.25			0.25
		2005				0.13	1.50		0.13	0.35
	Gjennomsnittleg lengde (cm)/ *mean length (cm)*	1990					1.00			1.00
		1995					1.42			1.42
		2000					2.20			2.20
		2005				1.00	1.58		1.00	1.50
	Lengste lengde (cm)/ *longest length (cm)*	1990					1			1
		1995					3			3
		2000					5			5
		2005				1	4		1	4

Skadd lav

Det vart registrert skade på følgjande lavartar i Børgefjell i 2005: vanleg kvistlav, snømållav, bristlav og gul stokklav. Det er registrert auka skadeomfang på desse artane over tid (Chi-kvadrat p<0,001), med oppgang frå 2,3 % i 1990 til 9,8 % i 2000, men ein nedgang til 7,5 % 2005 (**tabell 4.10**).

Andelen skadd kvistlav har vore låg gjennom heile perioden, og var på 1,4 % i 2005. Andelen skadd snømållav auka kraftig frå 1990 (4,2 %) til 1995 (22,1 %), men har hatt ein svak nedgang etter dette (**tabell 4.10**). Gul stokklav og bristlav har same utviklingsmønster som snømållav, med kraftig oppgang mellom dei to første registreringane og deretter ein nedgang (**tabell 4.10**).

Tabell 4.10 *Gjennomsnittleg dekning og prosentvis andel skadd lav for fire lavartar på bjørkestammar i sju prøvefelt i Børgefjell overvakingsområde 1990-2005. – Mean cover (dekn.) and percentage damaged lichens (skadd) for 4 lichen species on trunks of* Betula pubescens *in seven study plots of the Børgefjell monitoring site 1990-2005.*

		Prøvefelt															
		0		1		2		3		4		5		6		totalt	
Art	år	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd	dekn.	skadd
Vanleg kvistlav/ *Hypogymnia physodes*	1990			19,7	2,3	25,5	0,0	36,9	0,0	25,5	0,5	28,6	2,0	25,1	1,0	26,9	0,9
	1995			25,3	0,4	34,8	0,0	41,1	0,0	30,4	0,4	38,3	0,0	32,6	0,8	33,8	0,2
	2000			33,4	1,7	38,0	3,7	48,9	1,4	31,5	0,3	42,0	3,6	35,7	2,9	38,2	2,2
	2005	19,0	0	41,0	2,2	43,7	0,9	55,3	3,6	29,9	0,3	48,4	1,1	35,7	1,3	39,0	1,4
Snømållav/ *Melanelia olivacea*	1990			14,7	2,5	19,1	8,0	8,2	0,9	21,7	0,0	10,0	8,7	23,0	5,4	16,1	4,2
	1995			13,2	24,1	16,8	24,0	4,5	9,1	12,2	13,5	10,3	21,1	15,7	31,9	12,1	22,1
	2000			8,6	34,6	14,6	22,4	3,8	6,7	10,3	11,5	8,1	26,6	17,6	8,6	10,5	18,5
	2005	22,3	18,2	6,4	23,9	11,8	28,4	3,2	4,1	6,8	9,0	6,1	17,2	13,5	13,6	10,0	15,7
Gul stokklav/ *Parmeliopsis ambigua*	1990			2,0	4,0	3,4	2,5	4,2	0,0	2,0	0,0	3,8	0,0	2,2	0,0	2,9	0,8
	1995			3,9	9,8	4,1	12,7	6,4	10,8	3,6	10,6	0,9	5,9	3,0	6,5	3,6	10,1
	2000			3,1	7,6	3,3	0,0	4,5	5,2	3,4	0,0	0,7	0,0	1,1	0,0	2,7	2,9
	2005	2,9	0	3,6	0,0	3,6	1,9	4,9	4,8	5,0	7,1	1,1	0,0	0,7	0,0	3,1	3,0
Bristlav/ *Parmelia sulcata*	1990			13,7	3,5	16,0	0,0	12,2	1,2	12,7	11,2	12,4	2,0	17,1	3,7	14,0	3,3
	1995			14,6	19,1	17,6	12,6	12,9	15,5	12,8	21,2	20,1	11,3	21,7	8,2	16,6	14,1
	2000			17,7	21,3	17,7	27,2	11,9	11,6	11,3	18,0	19,2	6,9	16,8	26,6	15,8	18,7
	2005	11,7	1,9	11,9	26,9	16,1	22,5	10,5	14,2	9,7	13,6	16,6	7,3	16,4	19,9	13,3	15,0

Eksposisjon

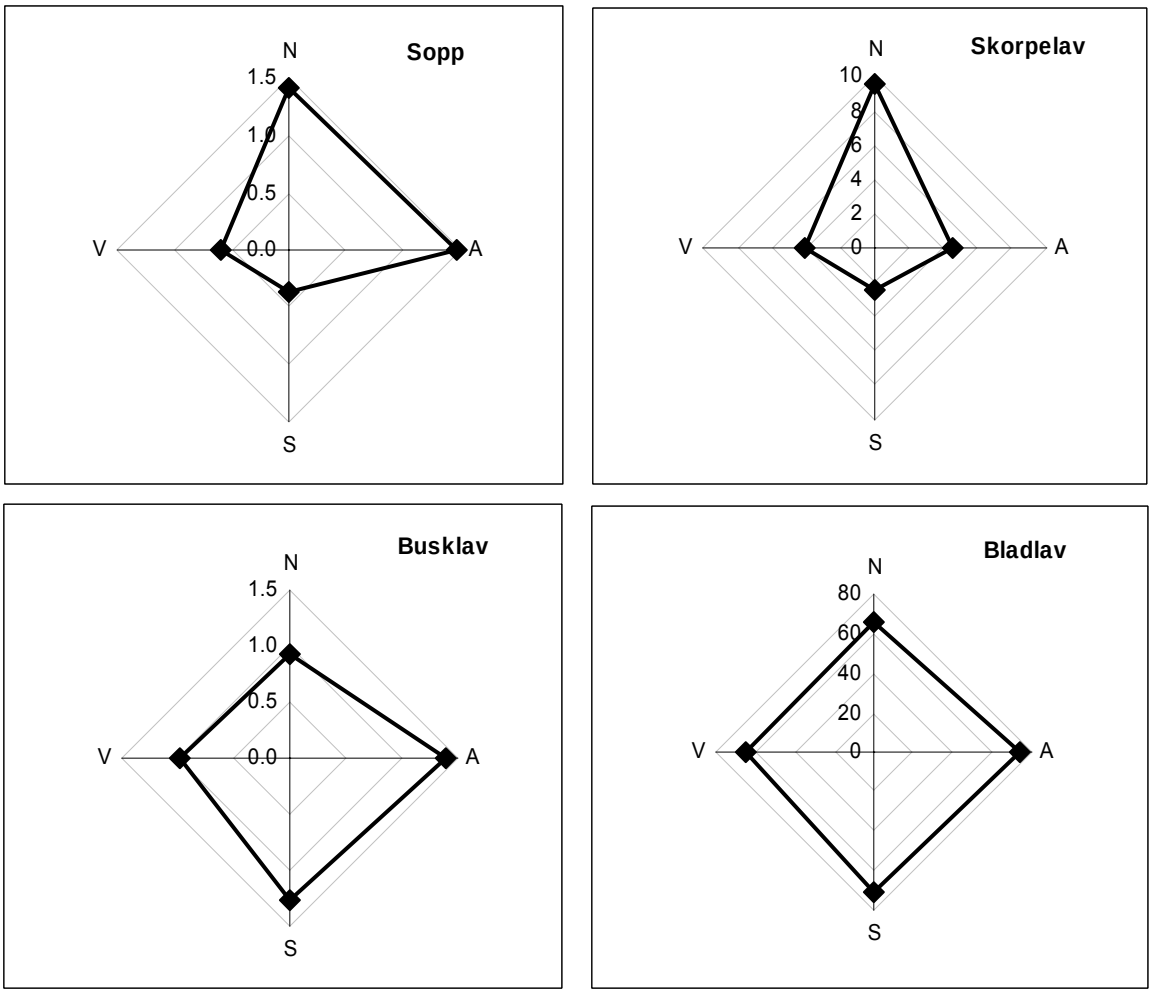
Registreringane frå 2005 viser at artsgruppene fordeler seg noko ulikt i høve til stammeeksposisjon (**figur 4.9**). I Børgefjell prefererer skorpelavane nordsida av trea, medan verken bladlavane eller busklavane preferer spesielle sider av stammen. Sopp ser ut til å ha ein viss preferanse for nord- og austsida av stammane.

4.4 Diskusjon

Endringar i epifyttvegetasjonen i Solhomfjell

Det er registrert ein del mindre endringar i epifyttvegetasjonen på furu i Solhomfjell i perioden 1990-2005. Lavdekninga har heile tida vore låg, men tendensen er at den er svakt aukande, frå 13,1 % i 1990 til 16,7 % i 2005. Variasjonen mellom trea er stor, og endringa er såleis ikkje statistisk signifikant. Diversiteten er heller ikkje høg, men i løpet av perioden har det stadig vorte registrert fleire artar, spesielt av skorpelav. Dette kan også henge noko saman med auka fokus på og kunnskap om artsgruppa. Knappenålsartar blir ofte rekna som kontinuitetsindikatorar (Holien 1996), og ved kartlegginga i 2005 vart det registrert minst 3 ulike artar på 12 av undersøkingstrea. Det har også vorte fleire registreringar av hengande skjegglav, spesielt av brunskjeggartar. Desse artane er generelt rekna for å vere forureiningskjenslege, spesielt i høve til svoveldioksid (Insarova et al. 1992).

Den største endringa er knytt til vitalitet. I 1990 vart ein tredel av all blad/busklav registrert med visuelle skadesymptom. Dette har minka signifikant for kvar gjenkartlegging og for alle artar. Størst endring ser vi hos vanleg kvistlav, der andelen skade har minka frå 22 % til under 2 %, og for vanleg papirlav, der skadeomfanget er redusert frå 93% til 37 %. Det hadde vore venta at dekninga for desse artane ville gått opp etter som vitaliteten vart betra, men det har vi ikkje registrert. Ettersom artane oppretheld same dekning, viser dette at skadde individ i stor grad er erstatta av nye, friske individ.



Figur 4.9 *Snitt dekning av sopp, skorpelav, bladlav og busklav på alle bjørkestammar analysert i overvakingsområdet i Børgefjell 2005, fordelt på stammeeksposisjonar. – Mean cover of fungi (sopp), crustose lichens (skorpelav), foliose lichens (bladlav) and fruticose lichens (busklav) on* Betula pubescens *trunks of different aspect in the Børgefjell monitoring site 2005.*

Trass i at endringane i Solhomfjell er relativt små, peikar alle i same retning: auka lavdekning, auka førekomst av forureiningskjenslege brunskjeggartar, mindre skade på lav. Alt dette tyder på at epifyttvegetasjonen i Solhomfjell har respondert på betra miljøforhold, i første rekkje som følgje av nedgangen i sure komponentar i luft og nedbør i løpet av perioden (Aas et al. 2005). Det er mindre truleg at klimatiske tilhøve har spela vesentleg inn på endringane i epifyttvegetasjon og skadeomfang. Temperaturen har jamnt ligge noko over normalen i perioden (**figur 2.2a**), medan nedbørstilhøva har vore tilnærma normale (**figur 2.2b**). Det hadde vore forventa auka dekning av busk- og bladlav etter som laven har betra vitalitet, men det kan synest som om det i første rekkje er stabiliteten til substratet som er begrensande faktor for dekningsgraden. Sidan borken på furu i området er meir stabil i nedre del av stammen, bør det vurderast om overvakinga skal inkludere ein eller fleire linjer under det som i dag er nedre takseringslinje.

Endringar i epifyttvegetasjonen i Børgefjell

Den mest markante endringa av epifyttvegetasjonen i Børgefjell frå 1990 til 2005 er framgangen av vanleg kvistlav og tilbakegangen av snømållav. Lavdekninga er høg i alle felt i Børgefjell, og sjølv om dekninga har gått noko opp i løpet av overvakingsperioden, er det lite truleg at

dekninga av epifyttar kan bli særleg høgare. Ved endring i miljøforhold er det derfor meir sannsynleg at dette kan sporast i endra dominansforhold og artssamansetning enn i stadig auka dekning.

Vanleg kvistlav blir rekna som svakt varmekjær, og arten er registrert med auka dekning i dei fleste TOV-områda (Bruteig 2002). Snømållav er ein karakterart for den typiske nordboreale og subalpine bjørkeskogen (Ahti 1977), og tilbakegang av arten er også registrert m.a. i TOV-området Gutulia (Bruteig & Wilmann 2004). I Nederland er det registrert endringar i lavfloraen som blir tilskrive effekten av temperaturauke dei siste 10-15 åra (van Herk et al. 2002). 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). Framgangen av vanleg kvistlav og tilbakegang av snømållav i Børgefjell er trekk som passar inn i det same mønsteret. I heile perioden 1990-2005 har gjennomsnittstemperaturen i Børgefjell jamt ligge over normalen, med spesielt høge temperaturar siste femårsperiode (jf **figur 2.2a**). Nedbørstilhøva har variert ein del i perioden, med særleg høge nedbørsmengder dei siste par åra (jf **figur 2.2b**). Mild og fuktig haust/vinter er generelt rekna som positiv for lavvekst. Dette tilsvarar også det som er observert for skogbotnsmosar i det nasjonale nettverket for intensivovervaking i skog, der TOV inngår (Økland et al. 2004a).

I 2005 vart gradienten utvida med eitt nytt felt i Børgefjell, lengst ned mot Store Namsvatn. Dette vart tilrådd etter pilotprosjektet med utviding av gradienten i Åmotsdalen (Bakkestuen et al. 2005). Den lokalklimatiske variasjonen i dalsida frå vatnet opp mot tregrensa i Børgefjell er ikkje kjend, men ut frå lavvegetasjonen er det ikkje grunn til å anta at det nedste feltet er det klimatisk gunstigaste. Dette feltet har størst dekning av snømållav og lågast andel vanleg kvistlav. Førekomsten av snømållav heng gjerne saman med snøtilhøva, då snømållav ikkje toler å vere snødekt over tid (Sonesson 1989). Det kan såleis tenkast at det er relativt lite og meir stabilt snødekke og låge temperaturar i det lågastliggande feltet. Oppover langs den sørvestvendte lia med prøvefelta kan det vere meir variabelt snødekke og lunare temperaturtilhøve (**figur 4.5**). Det nye feltet har såleis bidratt til å utvide den lokalklimatiske gradienten ved epifyttovervakinga i området, om enn på noko anna måte enn forventa.

Konklusjon

Det er endringar i epifyttvegetasjonen både i Solhomfjell og i Børgefjell som ser ut til å følgje eit mønster som går att i fleire TOV-område, og som kan skuldast dels mindre langtransporterte luftforureiningar og dels klimaendringar. Auka mengde av forureiningskjenslege brunskjeggartar og mindre skade på lav i Solhomfjell er truleg ein effekt av at svovelinnhaldet i luft og nedbør i Sør-Noreg har vorte kraftig redusert i perioden. Auka dekning av vanleg kvistlav og nedgang av snømållav på bjørk i Børgefjell kan vere ein effekt av mildare og til dels fuktigare klima i perioden.

Vedlegg 4.1a Undersøkingstrea i Solhomfjell

Data om undersøkingstrea i Solhomfjell. Retning (g) og avstand (m) frå fastmerket til treet, treomkrets (cm) 130 cm over bakken, trehøgde (m) og analyseår. – Data for the sample trees in the Solhomfjell monitoring site: Direction (g) and distance (m) from the site´s centre, trunk circumference (cm) at 130 cm above ground, tree height (m) and year of investigation.

Tre nr	Retning	Avstand	Treomkrets	Trehøgde	Analyseår				Merknad
101	218	4,1	93	15,0	90	95	00	05	
102	319	5,2	104	15,0	90	95	00	05	
103	85	7,1	110	12,0	90	95	00	05	
104	34	9,5	83	9,5	90	95	00	05	
105	272	9,7	82	11,0	90	95	00	05	
106	66	14,6	119	13,0	90	95	00	05	
107	149	15,2	110	17,0	90	95	00	05	
108	22	20,7	84	10,0		95	00	05	
201	313	2,8	97	15,0	90	95	00	05	
202	24	5,6	94	13,0	90	95	00	05	
203	306	6,1	104	14,5	90	95	00	05	
204	257	7,7	89	11,0	90	95	00	05	Knekt i toppen (2000)
205	265	8,9	89	15,0	90	95	00	05	
206	343	9,4	89	12,5	90	95	00	05	
207	292	9,8	84	15,0	90	95	00	05	
208	20	5,8	80	12,5		95	00	05	
301	263	3,7	102	9,0	90	95	00	05	
302	390	3,7	109	7,5	90	95	00	05	Toppbrekk/skeiv topp ('05)
303	275	11,0	79	9,0	90	95	00	05	Toppbrekk, avflakande bork
304	282	12,8	87	10,0	90	95	00	05	
305	325	14,1	110	8,5	90	95	00	05	
306	50	25,0	86	8,0	90	95	00	05	
307	303	25,8	113	10,0	90	95	00	05	Sår under lj1 (2000)
308	365	27,7	88	8,5		95	00	05	
401	372	12,2	106	9,0	90	95	00	05	
402	394	17,7	119	13,0	90	95	00	05	
403	72	20,8	126	14,0	90	95	00	05	
404	136	24,7	78	7,0	90	95	00	05	
405	361	25,2	96	8,5	90	95	00	05	
406	90	27,7	88	7,5	90	95	00	05	
407	118	29,0	84	9,0	90	95	00	05	
408	291	38,2	79	8,0		95	00	05	
501	44	5,8	128	10,5	90	95	00	05	
502	46	8,2	122	12,0	90	95	00	05	Sprekker/sår i stammen ('05)
503	62	14,9	129	11,5	90	95	00	05	
504	28	18,7	119	7,5	90	95	00	05	
505	66	25,5	112	8,0	90	95	00	05	
506	278	26,3	112	10,0	90	95	00	05	
507	296	35,8	96	11,0	90	95	00	05	
508	67	40,1	90	11,0		95	00	05	

Vedlegg 4.1b Undersøkingstrea i Børgefjell

Data om undersøkingstrea i Børgefjell. Retning (g) og avstand (m) frå fastmerket til treet, treomkrets (cm) 130 cm over bakken, trehøgde (m) og analyseår. – Data for the sample trees in the Børgefjell monitoring site: Direction (g) and distance (m) from the site´s centre, trunk circumference (cm) at 130 cm above ground, tree height (m) and year of investigation.

Tre nr	Retning	Avstand	Treomkrets	Trehøgde	Analyseår				Merknad
001	25	5,2	35	7,0				05	
002	78	5,9	42	7,5				05	
003	145	6,1	38	8,0				05	
004	170	5,0	42	10,0				05	
005	215	9,9	63	11,0				05	
006	318	11,1	58	11,5				05	
007	330	9,0	43	10,0				05	
008	370	4,1	37	9,0				05	
101	10	3,3	40	7,5	90	95	00	05	
102	4	5,0	36	8,0	90	95			Gadd (2000)
103	58	5,6	37	10,0	90	95	00	05	
104	153	6,6	45	9,0	90	95	00	05	
105	170	8,6	56	10,0	90	95	00	05	
106	163	8,6	52	11,0	90	95	00	05	
107	52	9,9	56	7,5	90	95	00	05	
108	90	10,1	35	7,0		95	00	05	
109	65	5,5	37	7,5			00	05	
201	334	3,2	47	9,5	90	95	00	05	
202	318	3,8	53	8,5	90	95	00	05	
203	358	5,4	41	7,0	90	95	00	05	
204					90				Hogd (1995)
205	118	10,8	42	9,0	90	95	00	05	
206	226	11,0	42	7,5	90	95	00	05	
207	28	12,9	37	6,5	90	95	00	05	
208	47	5,8	35	7,0		95	00	05	
209	200	9,3	44	7,5		95	00	05	
301					90	95			Hogd (2000)
302	168	10,9	54	9,0	90	95	00	05	
303	190	9,8	56	10,0	90	95	00	05	
304					90				Hogd (1995)
305	222	6,8	52	8,5	90	95	00	05	
306					90				Rotna (1995)
307	3	8,1	48	5,0	90	95	00	05	
308	150	6,8	38	7,5		95	00	05	
309	258	8,5	54	9,5		95	00	05	
310	341	17,2	52	8,0		95	00	05	
311	185	5,7	37	6,5			00	05	
401	222	2,0	41	8,0	90	95	00	05	
402	226	5,6	56	9,0	90	95	00	05	
403	74	6,6	41	6,5	90	95	00	05	
404					90				Velta (1995)
405	132	11,0	51	8,0	90	95			Gadd (2000)
406	200	12,4	40	7,0	90	95	00	05	
407	170	15,3	41	6,0	90	95	00		Brote; høgstubbe (2005)
408	60	17,3	41	7,0		95	00	05	
409	94	18,8	54	9,5		95	00		Daudt; liggande (2005)
410	65	7,6	44	8,5			00	05	
411	75	18,0	60	10,5				05	
412	55	16,2	43	7,0				05	

Vedlegg 4.1b (forts.)

Tre nr	Retning	Avstand	Treomkrets	Trehøgde	Analyseår				Merknad
501	168	4,3	50	6,5	90	95	00	05	
502	258	5,6	46	9,0	90	95	00		Hogd (2005)
503	108	6,0	49	8,0	90	95	00	05	
504	20	7,1	57	8,0	90	95	00	05	
505					90				Brote (1995)
506	98	9,0	57	10,5	90	95	00	05	
507					90				Brote (1995)
508	212	9,6	50	8,0		95	00	05	
509	205	12,2	53	8,0		95	00	05	
510	63	9,4	40	8,0		95	00	05	
511	90	11,4	42	8,5				05	
601	120	13,1	33	7,0	90	95			Daudt (2000)
602	112	6,5	51	8,5	90	95	00	05	
603	177	12,5	41	7,5	90	95			Daudt (2000)
604	186	14,8		3,5	90	95			Brote; høgstubbe (2000)
605	207	10,8	45	7,5	90	95	00	05	
606	33	12,1	57	8,0	90	95	00	05	
607	363	8,2	42	8,0	90	95	00	05	
608	83	14,9	41	8,5		95	00	05	
609	285	10,5	49	6,5			00	05	
610	328	11,8	43	7,0			00	05	
611	380	13,2	36	6,5			00	05	

Vedlegg 4.2a Epifyttregistrering i Solhomfjell 2005

Gjennomsnittleg dekning pr tre. – Survey of epiphytic vegetation for the Solhomfjell monitoring site. Mean cover per tree.

Artgr	Kodenamn	S101	S102	S103	S104	S105	S106	S107	S108	S201	S202	S203	S204	S205	S206	S207	S208	S301	S302	S303	S304	S305	S306	S307	S308
H	Bry capi																0.2								
H	Bryoriaz		0.2	x		x	x	x		x	x	x	x	x	0.6	0.2	x	x		x	x	x		x	x
H	Cla digi				x																				
H	Cladoniz	x	x	x	x	0.2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0.2
H	Pse furf	0.5	0.8	2.1		0.8	2.7		1.3	2.8	7.6	2.3	7.7	3.8	8.1	3.1	8.1	9.3	3.4	x	4.0	1.3	1.2	x	
H	Usneaz	x		0.3											x				0.3	x	x				
I	Hyp fari		x	x			x	0.2		1.0	x		x	0.6	0.6		x	0.5	0.3						
I	Hyp phys	0.9	2.6	0.2	0.2	6.7	3.0	0.3	1.4	2.9	2.1	0.3	0.9	1.0	2.1	3.8	5.2	2.2	1.6	x	x	0.8	x	x	x
I	Hyp tubu	x	x			x	0.1		0.4					x											
I	Ims aleu	1.8	11.6	5.4	0.4	7.7	8.4	0.4	1.2	3.3	2.6	3.2	1.5	1.2	3.8	5.9	1.8	0.8	7.2	1.3	1.3	2.5	0.8	2.4	1.9
I	Par ambi	0.2	5.5	2.9	0.4	1.9	2.5	0.3	0.2	0.7	0.2	1.3	0.2	0.6	1.3	1.5	1.2	0.7	2.5	0.2	x	0.6	x	0.3	0.2
I	Par hype		x			x	x		x							0.2	x		x			x	x	x	
I	Par saxa	x	0.3		x		x	x	x						x			x							
I	Pla glau	x	x			x	0.1		x	x	0.9	x	x	x		0.2	x	x	4.4		x		x		
I	Vul pina	x	x		x	0.2	x		x								x						x	x	
J	Cal deni	x																							
J	Cal parv	0.5	x	0.3	x		2.8	0.4		0.7		0.5	x			0.4	0.2			x					
J	Cal viri			x																					
J	Fus arbo					x																			
J	Fuscidez											0.2													
J	Hyp scal	x		x			x	x	x	x		x	x	x	x			x	0.4	x	x				x
J	Jap suba	x				x	x									0.2		x			x	0.2			
J	Lca aite	0.2	0.2	0.2		0.2	x				0.4	0.3	x			0.2	x								
J	Lca chla																								
J	Lca puli																								
J	Lca/subf																								
J	Lca/symm	x			x														x				0.4	0.2	
J	Lci nyla															x		0.5							
J	Lep inca		0.3	0.3	x	0.4	x		x			x				1.2	x								
J	Lepriariz										x		x		x										
J	Lox elat	0.2	0.2	0.5		0.9					0.2		0.2	0.6		1.2	0.4								
J	Mic deni												x												
J	Mic mela																								
J	Mic pras	x														x	x								
J	Micareaz				x	x						x													
J	Myc fuca					x															x	0.3			
J	Myc sang		x		x												x								
J	Och albo										x														x
J	Och micr		0.2					x							x	x									
J	Ochrolez																								
J	Pro olea							x	x																
J	Pyc soro	0.2	0.2	0.2	0.2	1.1	0.7		0.2		13.0			x		0.6	1.4		14.6		3.5	3.7	3.2	0.2	0.2
J	Tra gran																								
J	Ubest																								
S	Ascomyc	1.7						x	1.3					0.4	x							x		x	
U	Bork	94.2	78.2	88.2	98.8	79.9	80.3	98.4	94.2	88.6	74.0	92.0	89.5	91.9	83.5	81.8	81.4	86.4	67.6	98.4	91.1	91.0	94.4	97.0	97.5

Vedlegg 4.2a (forts.)

Artgr	Kodenamn	S401	S402	S403	S404	S405	S406	S407	S408	S501	S502	S503	S504	S505	S506	S507	S508
H	Bry capi																
H	Bryoriaz			0.4		x								x			
H	Cla digi																
H	Cladoniz	x	x	x	x	x	x	x	x	0.6	x	0.4	1.4	x	x	x	x
H	Pse furf	5.7	11.3	7.2	8.9	16.7	0.6	1.2	1.7	10.3	7.2	0.9	0.7		3.3	0.6	1.6
H	Usneaz			x				x									
I	Hyp fari	x	x	x			x			0.1	x	x	0.3				
I	Hyp phys	5.9	5.9	1.7	0.4	8.0	4.6	x	x	2.6	0.8	4.1	0.7	1.8	x		1.9
I	Hyp tubu																x
I	Ims aleu	8.2	4.0	4.7	1.6	10.5	4.5	1.2	1.6	4.7	2.2	3.8	4.4	1.9		3.8	3.4
I	Par ambi	2.1	0.6	1.6	x	4.0	0.4		0.2	1.2	0.1	4.1	1.0	0.6	0.2	0.8	1.6
I	Par hype	x	x		x	0.2		x			x	x					x
I	Par saxa									x							
I	Pla glau	0.3	1.7	x	x	0.2	x			0.3	x	x	0.4	x	x		x
I	Vul pina					x		x	x		x		x				x
J	Cal deni																
J	Cal parv																
J	Cal viri																
J	Fus arbo																
J	Fuscidez																
J	Hyp scal	0.2	x	x	x	x	0.2	x		x		0.1	0.1	0.9	x		x
J	Jap suba	0.3	0.3	x		x	x	x	0.2	3.1	0.8	0.1	1.0		0.3	0.2	0.2
J	Lca aite									0.6	0.8	x	x		0.2	1.2	
J	Lca chla		0.2														
J	Lca puli																0.2
J	Lca/subf					0.2											
J	Lca/symm	0.2	0.1		x	0.4											
J	Lci nyla																
J	Lep inca		x				0.2					1.3	0.1	0.6			x
J	Lepraria	x				x				0.8				0.6			
J	Lox elat																
J	Mic deni																
J	Mic mela			x								x	x				
J	Mic pras																
J	Micareaz	x	x			x								x			
J	Myc fuca					x											
J	Myc sang	x					x				0.1						
J	Och albo	2.0	2.3	x	0.4	0.5		x							x	0.5	
J	Och micr	x	x	x			x	x	x		x						
J	Ochrolez												x				
J	Pro olea																
J	Pyc soro	16.7	19.7	9.1	8.0	1.3	21.9	1.2	1.9	14.4	9.3	3.5	8.5	0.4	6.3	17.8	18.2
J	Tra gran							x									
J	Ubest				0.2				x						0.2		0.4
S	Ascomyc																
U	Bork	60.3	55.1	75.9	82.0	62.1	69.4	96.5	94.6	63.6	79.3	82.7	82.4	93.6	89.6	75.5	73.1

Vedlegg 4.2b Epifyttregistreringar i Børgefjell 2005

Gjennomsnittleg dekning pr tre. – Survey of epiphytic vegetation for the Børgefjell monitoring site. Mean cover per tree.

Artgr	Kodenamn	B001	B002	B003	B004	B005	B006	B007	B008	B101	B103	B104	B105	B106	B107	B108	B109	B201	B202	B203	B205	B206	B207	B208	B209
F	Dicranuz		x			x		x		x	x	x	x	x	x	x			x				x		
F	Hypn cup		x			x																			
G	Frul dil							x							x										
G	Ptil pul																								
H	Ale sarm																			x					
H	Alectorz																								
H	Bryoriaz	x	x		x	0.6	0.4	0.5	x	1.0	x	2.3	1.1	6.1	3.4	4.0	1.6	0.4	0.8	x	0.5	2.0	x	1.6	0.5
H	Cladoniz											x	x	x	x				x						
H	Usneaz													x											
I	Cet chlo		x							2.1	0.5	0.9	0.4	1.6	0.4	x	0.6	x	0.4		0.5	x			
I	Cet sepi						x	x													x		x		x
I	Hyp aust		x		x																x				
I	Hyp phys	2.6	43.2	7.0	18.2	37.1	10.1	25.1	8.5	26.2	36.9	31.2	32.7	53.9	54.2	42.6	50.4	51.1	33.9	73.1	47.4	36.4	34.0	39.7	34.3
I	Hyp tubu	x		x	0.9			2.9	x	x	x	1.8	x	0.8	1.2	1.8	x		1.2			0.5	x	0.5	0.5
I	Ims aleu									1.6	2.8	0.5	0.4	0.4			x		0.4			0.5	x	3.9	2.4
I	Mel oliv	39.8		1.1	33.6	36.5	38.7	16.2	12.4	9.4	0.5	8.2	7.4	5.4	5.5	11.7	2.8	9.9	24.3	6.6	16.8	15.3		4.9	16.3
I	Par ambi	x	5.6	1.6	1.9	2.9	1.4	4.7	5.0	3.1	3.8	0.9	3.3	3.9	1.5	10.6	1.7	2.4	0.4	1.9	4.1	1.0	14.2	1.6	3.2
I	Par hype	x	x	x		x	x	x	0.5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
I	Par sulc	7.2	6.1	19.7	4.8	7.1	28.4	10.0	10.5	2.0	24.8	2.7	1.1	10.4	18.3	13.6	22.4	15.2	17.9	10.7	20.9	7.7	6.6	34.7	15.0
I	Pla glau									1.0	1.6		0.4		0.4	1.1	x	0.4	x	x	x	0.5	0.6		x
I	Vul pina	x	x	x		x	0.4	x	0.5		x	x		x	x		x			x	x				
J	Bia flav			x																					
J	Bia glob		x																						
J	Bia pall																								
J	Bia toen																								
J	Biatoraz		x		x											x									
J	Bu di/ch			x		x																			
J	Bue chlo																						0.6		0.5
J	Bue disc		x				x	x	x	x	x			x		x	x	x	x	x	x			x	x
J	Hyp leuc		7.6						1.1	x				x	x	x		0.4			x	x	x	0.5	
J	Lca circ	x	x	x	x	x	0.4	x	x	1.1						x		x		x	0.5	1.0		x	0.9
J	Lca/fusc	x	x	0.5	x	x	x	2.3	0.5	x		x				x	x	x	x	x	x	x	0.5	x	0.5
J	Lca/symm		1.9	x	1.4			0.5										0.4							
J	Lci porp						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	x
J	Lecanorz																								
J	Micareaz		0.9	x	x	x																			
J	Myc affi									x	x			x											
J	Myc epix	x					x	x																	
J	Myc fuca																		x						
J	Myc sang									1.1	x		x	0.8	x	x		x		x					
J	Mycoblaz										x						x								
J	Och andr	x	3.8	x	x	6.1	0.7	x		10.9	5.5	2.3	22.0	7.6	0.7	6.1	13.3	2.4	6.1	1.5	1.4	9.8	2.4	3.8	2.8
J	Och frig																								
J	Och micr		x							x	x		x			x	x					1.5			
J	Och pall				x	x	x	x		x	x	0.5	x			0.5		0.4				1.5			
J	Pertusaz																								
J	Pyc soro		x																						
J	Ubest					x		x	x				x												
S	Ascomyc		0.5		1.0																				
S	Hys puli		x		x	x						x													
S	Perith	2.7	3.3	5.8	2.3	1.6	1.8	5.6	11.9	1.1	x	1.8			0.8	x		1.6		x	x		x		
U	Bork	47.6	29.6	64.3	38.8	13.2	21.4	35.1	50.7	39.6	25.1	49.7	32.6	17.1	18.6	14.1	10.3	18.2	17.7	8.7	10.7	26.0	42.8	11.5	7.5

Vedlegg 4.2b (forts.)

Artgr	Kodenamn	B302	B303	B305	B307	B308	B309	B310	B311	B401	B402	B403	B406	B408	B410	B411	B501	B503	B504	B506	B508	B509	B510	B511	B602	B605	B606	B607	B608	B609	B610	B611
F	Dicranuz	x		x		x	x	x		x						x	x		x				x									
F	Hypn cup																															
G	Frul dil																															
G	Ptil pul																x															
H	Ale sarm	x									2.1																					
H	Alectorz		x			x						x												x			x					
H	Bryoriaz	0.4	4.1	3.0		x	x	x		1.9	2.5	0.5	2.1	1.0	x	2.3	x	0.4		5.2	0.4	0.3	0.5	1.4	0.8	x		1.8	1.3	x	0.5	x
H	Cladoniz	x		x			x	x				x				x	x					x	x									
H	Usneaz																										x		x			
I	Cet chlo	0.4	0.4	0.8	x	x	x	x		0.4	1.1	x	x	x			x	x	x		x	0.3	0.5			0.4	3.7	x			0.9	
I	Cet sepi												x												x		x	x				
I	Hyp aust																															
I	Hyp phys	53.0	67.2	55.0	47.8	68.1	64.6	28.4	58.2	13.7	23.1	52.4	40.1	36.9	12.7	31.3	25.4	55.7	30.8	60.7	52.5	49.1	58.8	54.4	69.8	40.4	22.1	22.4	31.8	48.6	36.6	14.0
I	Hyp tubu	x	1.0	1.1	1.1		1.1	1.1	x	x	1.1	2.6		x	2.2	0.3	6.9	x	x	0.7		x	x		x	0.9	0.7	3.8	2.2	0.4	1.3	x
I	Ims aleu	2.2	1.1	x	1.1		x	x	0.5		0.4	0.5	6.3		x	x			x									0.5				
I	Mel oliv	0.7	1.5	10.9	6.2	1.6	1.1	3.1	0.5	20.9	11.5	12.6	2.3	2.9	0.9	2.0	17.8	6.7	1.7	5.3	1.1	13.6	0.5	2.3	4.0	10.6	30.8	8.9	2.6	13.1	17.9	20.3
I	Par ambi	6.0	4.7	2.3	3.2	7.2	4.1	5.0	6.7	x	11.3	1.0	1.4	6.9	x	12.0		0.4	4.1	0.7	0.4		x	3.4	1.2	2.3				x	0.5	1.7
I	Par hype	0.7	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
I	Par sulc	15.2	5.1	8.2	28.6	3.2	8.3	9.9	5.7	18.5	8.1	7.4	3.4	14.4	0.9	16.3	25.0	9.6	8.7	24.2	11.6	17.1	20.9	15.9	1.6	8.5	23.6	10.2	33.8	17.1	9.6	26.5
I	Pla glau	x	1.0	x	0.4		x		1.0	x				0.5		x		0.8	0.3	x	0.8	0.7	x	1.0	0.8	0.4	x	x		x		x
I	Vul pina	x	0.4			x	x	x	x							x		x				x	x	x	x	x	x	x		x	x	x
J	Bia flav																															
J	Bia glob																															
J	Bia pall																x															
J	Bia toen																							x					x			
J	Biatoraz											x			x																	
J	Bu di/ch																															
J	Bue chlo						x																								x	
J	Bue disc	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x		x		x	x				x		x	x		x	x	x	x	x	x	x
J	Hyp leuc	0.4	x	x	x	x		0.8	x			x	0.5	x	0.9		x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	0.9	x	0.4	x	x
J	Lca circ	x	x	0.4	x	x	x	x			x		x						x	x	x		x	x			0.3		x			x
J	Lca/fusc	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	x	x
J	Lca/symm																										x			x	x	
J	Lci porp																															
J	Lci pull	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
J	Lecanorz														0.4																	
J	Micareaz																															
J	Myc affi			x			x	x						0.5											x							
J	Myc epix																															
J	Myc fuca																											1.4				
J	Myc sang				0.4				x		0.7		x	x	x	x	x			x				x			x	0.9		x	x	
J	Mycoblaz																															
J	Och andr	2.1	2.2	10.1	6.2	6.2	2.6	6.2	2.1	2.3	8.2	3.5	2.9	6.2		5.2	1.2	1.9	6.9		1.1		0.9	4.7	2.0	2.2	5.5	8.8	2.2	2.9	9.8	6.3
J	Och frig																										x					
J	Och micr	x				x										x				x							x					
J	Och pall							0.4	x				x					0.4	x	x					x	x	x	0.5	x		0.9	
J	Pertusaz						x																									
J	Pyc soro																															
J	Ubest							0.4																								
S	Ascomyc																															
S	Hys puli															x																
S	Perith	2.5	x		x		x	1.1	x	x	x	x	x	x		0.6		x	x	1.1	x	x						x	x		x	x
U	Bork	19.6	17.7	15.8	8.9	13.7	22.7	45.1	27.9	45.1	31.4	21.1	43.2	31.8	82.5	41.0	26.5	25.4	47.8	9.8	34.4	19.5	22.1	19.8	21.8	35.5	15.6	41.8	27.9	20.4	23.4	34.1

5 Smågnagere

Erik Framstad

Smågnagere inngår som et nøkkelelement i flere næringskjeder som forbinder planter med topp-predatorer, og deres bestandsfluktuasjoner skaper regelmessige "forstyrrelser" av økosystemene, noe 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, Olofsson et al. 2004, Ims & Fuglei 2005). I et overvåkingsprogram der vi også har som mål å følge utviklingen i bestandsnivå og reproduksjon for utvalgte arter, er det derfor nødvendig å ha et relativt detaljert bilde av bestandsutviklingen for smågnagere.

Det er følgelig formulert tre mål for overvåking av smågnagere i TOV: (1) å skaffe en generell oversikt over bestandsutviklingen av smågnagere i et område, (2) å knytte forekomsten av smågnagere til bestemte habitat- og vegetasjonsvariabler, og (3) å skaffe materiale til undersøkelse av miljøgifter i smågnagere.

I 2005 ble det fanget smågnagere og spissmus i samtlige TOV-områder. Her rapporteres resultatene fra 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 (Ulvik, Hordaland). Fangster og bestandsnivåer fra dette området rapporteres her summarisk for en sammenlikning med fangstene i regi av TOV.

5.1 Metoder

Gnagerfangstene foregår etter to opplegg, et minimumsopplegg med 40 fangststasjoner og totalt 400 felledøgn og et mer omfattende med 100 fangststasjoner og totalt 1500 felledøgn pr fangstperiode. Ressurstilgangen har medført at vi nå fanger etter minimumsopplegget på flere områder enn opprinnelig planlagt og i hovedsak kun om høsten (jf Kålås et al. 1991a).

Prosedyrer for materialinnsamling i felt og laboratorium er nærmere beskrevet av Kålås et al. (1991a). Følgende data registreres for hvert individ: løpenummer, dato, fangstposisjon (ved område og nummer for fangststasjon), art, vekt, kjønn og reproduksjonstilstand (både ved eksterne og interne parametere). For 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 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 opplegget 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). Det er ikke gjennomført vårfangster etter 1997. Som i tidligere år var det også i 2005 noen problemer med gjenklappete feller, trolig på grunn av rein.

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).

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

Gutulia: Smågnagerfangstene gjennomføres etter minimumsopplegget med 400 felledøgn pr fangstperiode. Overvåkingsområdet ble etablert i 1993 med 4 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). Det var en del gjenklappete feller på grunn av kraftig regn.

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

Solhomfjell: Smågnagerfangstene gjennomføres med 1500 felledøgn pr fangstperiode, basert på 100 fangststasjoner i gran- og furuskog i tilknytning til vegetasjonstransektene T1-T8 i barskog (transekter 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). Det ble ikke gjennomført vårfangster i 2005.

Lund: Smågnagerfangstene gjennomføres etter minimumsopplegget med 400 felledøgn pr fangstperiode. Det er 4 transekter (hver med 10 stasjoner à 5 feller) plassert mer eller mindre parallelt langsetter åssiden sørvest for Kjørmovatna (se beskrivelse i Kålås et al. 1992: figur 2). To av disse passerer gjennom områdene som brukes til vegetasjonsanalysene. Tre av transektene ligger i bjørkeskog, mens den fjerde dels ligger i bjørkeskog og dels i lynghei. Mye regn kan ha påvirket fangsten noe i 2005.

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 vanligvis 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 sammenliknbart med TOV-områdene.

Dato for gjennomføring av fangstene og total fangstinnsats for de ulike overvåkingsområdene i 2005 framgår av **tabell 5.1**. Fangstinnsatsen 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 2004 ble det fanget 21 gnagere i Dividalen, fordelt på rødmus (*Clethrionomys rutilus*), gråsidemus (*C. rufocanus*) og fjellrotter (*Microtus oeconomus*) (**tabell 5.1**). I forhold til fangstinnsatsen viser dette en nedgang fra en lav bestandstopp foregående år (**figur 5.1**). Bortsett fra én rødmushunn ble alle klassifisert som seksuelt umodne (**tabell 5.2**). De fleste individene var også små (dvs trolig unge), med unntak av en gråsidemushann (37g), den modne rødmushunnen (29g) og to fjellrottehanner (36g, 44g).

Børgefjell: Det ble kun fanget 2 klatremushunner (*C. glareolus*) i Børgefjell høsten 2005, og én av dem ble klassifisert som seksuelt moden (**tabell 5.1, 5.2**). Dette viser en kraftig bestandsnedgang fra toppen året før (**figur 5.1**).

Tabell 5.1 *Oversikt over fangstperioder (datoer for utsetting og inntak av feller), fangstinnsats og totalt antall fangster av småpattedyr i DNs overvåkingsprogram i 2005. 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 2005. 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									
		AS	**CG**	**CR**	**Crut**	**MA**	**MO**	**LL**	**Ubest.**	**Ssp**	**Sum**
Lund											
30 sep – 02 okt	400		1								1
Solhomfjell											
11–15 okt	1500	14	72							2	88
Møsvatn											
29 sep – 01 okt	400		10	1		25	1	81	2	1	121
Gutulia											
13–15 sep	400										0
Åmotsdalen											
13–15 sep	400										0
Børgefjell											
31 aug – 02 sep	400		2								2
Dividalen											
20–23 sep	1500			5	8		8				21
Totalt TOV	6500	14	85	6	8	25	9	81	2	3	233
Finse											
29 jun – 03 jul	1464						19	27			46
01–04 sep	1200						2	1		4	7

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*), ubest - ubestemt *Microtus* pga manglende hode, Ssp - spissmus (*Sorex* spp., ubestemt art).

Åmotsdalen: Høsten 2005 ble det ikke fanget noen småpattedyr i Åmotsdalen (**tabell 5.1**), noe som indikerer et svært lavt bestandsnivå etter den moderate toppen året før (**figur 5.1**).

Gutulia: Heller ikke i Gutulia ble det fanget noen småpattedyr høsten 2005 (**tabell 5.1**), noe som tilsier enda lavere bestandsnivå enn året før (**figur 5.1**).

Møsvatn: Høsten 2005 ble det fanget 121 individer av småpattedyr i Møsvatnområdet (**tabell 5.1**). Dette representerer en klar bestandstopp av smågnagere etter en moderat oppgang året før (**figur 5.1**). Lemen (*Lemmus lemmus*) dominerte i fangstene, og det ble også fanget en del klatremus og markmus (*M. agrestis*), foruten enkeltindivider av andre arter. De fleste individene ble vurdert som seksuelt umodne, men 4 hunner av markmus, 10 hunner og hele 18 hanner av lemen ble vurdert som seksuelt modne (**tabell 5.2**). Ingen av hunnene var gravide. Flere av lemenene var forholdsvis tunge, med 7 hunner og 2 hanner >60g. Også to av hunnene og to av hannene av markmus var forholdsvis tunge (>40g).

Solhomfjell: Høsten 2005 ble det fanget 14 skogmus (*Apodemus sylvaticus*) og 72 klatremus og to vanlig spissmus (*Sorex araneus*) (**tabell 5.1**). I forhold til fangstinnsatsen representerer dette en oppgang mot en forholdsvis lav bestandstopp (**figur 5.1**). Én hann og én hunn av skogmusene ble klassifisert som modne, mens fire av klatremushunnene ble vurdert som seksuelt modne (**tabell 5.2**). Kun fire av klatremushunnene var over middels tunge (>25g).

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.*

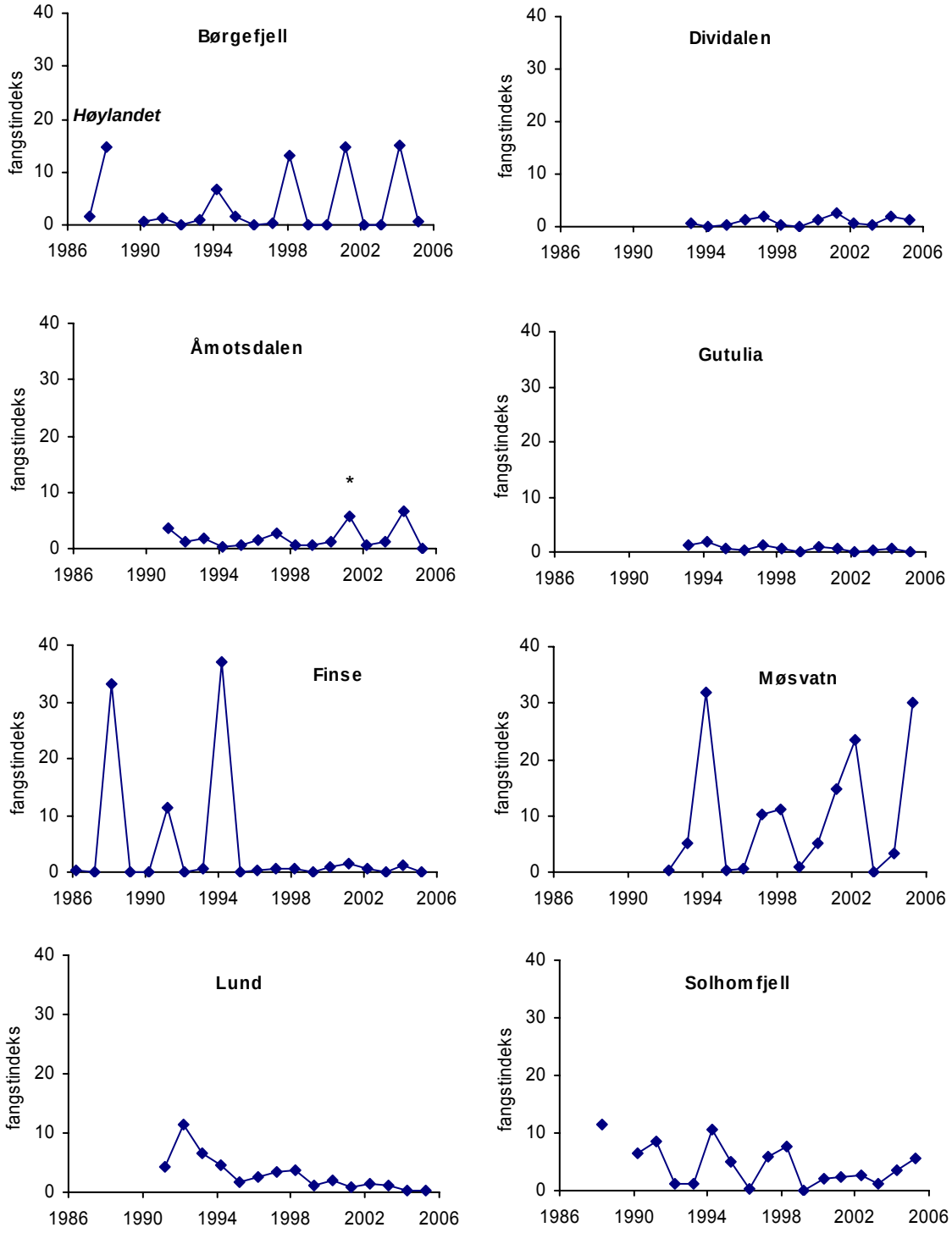
område-area art-species	periode period	hanner-males		hunner-females	
		umodne immatures	modne matures	umodne immatures	modne matures
Lund	okt 05				
klatremus (CG)		0	0	1	0
Solhomfjell	okt 05				
skogmus (AS)		8	1	4	1
klatremus (CG)		30	0	38	4
Møsvatn	sep 05				
klatremus (CG)		6	0	4	0
gråsidemus (CR)		1	0	0	0
markmus (MA)		12	0	9	4
fjellrotte (MO)		0	0	1	0
ubest. *Microtus*		2	0	0	0
lemen (LL)		23	18	30	10
Børgefjell	sep 05				
klatremus (CG)		0	0	1	1
Dividalen	sep 05				
gråsidemus (CR)		4	0	1	0
rødmus (Crut)		2	0	5	1
fjellrotte (MO)		4	0	4	0

Lund: Det ble kun fanget en liten, umoden klatremus hunn i Lund høsten 2005 (**tabell 5.1**, **tabell 5.2**), noe som indikerer fortsatt meget lav høstbestand av smågnagere i dette området (**figur 5.1**).

Finse: Våren 2005 ble det fanget 27 lemen og19 fjellrotter, mens det om høsten ble fanget én lemen, to fjellrotter og fire vanlig spissmus (**tabell 5.1**). I forhold til fangstinnsatsen representerer dette en oppgang i vårbestandene fra året før, men bestandsnedgang i løpet av sommeren 2005 resultert i fortsatt svært lave høstbestander **(figur 5.1**). Alle hunnene av lemen (11) og fjellrotte (5) som ble fanget om våren, ble vurdert som seksuelt modne. Herav var 7 lemen og 4 fjellrotter gravide (gjennomsnittlig kullstørrelse hhv 6 og 5,5). Også 9 av 16 lemenhanner og 10 av 14 fjellrottehanner ble vurdert som modne. Alle de modne fjellrottene veide minst 36g (inkl. ev. gravide hunner), mens alle modne lemenhanner veide minst 38g. Fire av de modne lemenhunnene veide imidlertid <30g. De to fjellrottene fanget om høsten, ble klassifisert som modne hanner, mens lemenen var en liten umoden hunn.

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, Stenseth 1999, Hörnfeldt 1994, 2004, Angerbjörn et al. 2001, Korpimäki et al. 2004). 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, 2001/2002 og 2004/2005 var det smågnagerår i deler av Sør-Norge, men med variabelt bestandsnivå i ulike områder. I overvåkingsområdene er typiske bestadssvingninger særlig reflektert i fangstene fra Møsvatn, der vi har fått en ny topp i 2005 (**figur 5.1**). Fangstene fra Børgefjell viser at også dette området har hatt nokså regelmessige bestandssvingninger siden den middels høye toppen i 1994, med bestandstopper i 1998, 2001 og 2004 (**figur 5.1**, **tabell 5.3**). Gjennomsnittlig fangstindeks for Møsvatnområdet og Børgefjell ligger på henholdsvis 9,8 og 3,4, med en varianskoeffisient (CV) >1, noe som tilsier en veksling mellom tydelige bestandstopper og -bunner for disse områdene.



Figur 5.1 *Høstfangster av smågnagere pr. 100 felledøgn i overvåkingsområdene, med data for sammenlikning fra Høylandet 1987-88 (Framstad upubl.). 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 sites, 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 *.*

I de andre nordboreale og alpine overvåkingsområdene i Dividalen, Gutulia og til dels Åmotsdalen har vi hatt lave smågnagerbestander uten utpregete bestandstopper (bedømt ut fra fangstene). Selv om både Dividalen og Åmotsdalen hadde noe høyere bestandsindeksverdier i 1997, 2001 og 2004 enn i mellomliggende år, er det bare bestandstoppene i Åmotsdalen i 2001 og 2004 som kan betegnes som lave topper (fangstindeks >5) (**figur 5.1**). Gjennomsnittlig fangstindeks for disse områdene er ≤2, med en varianskoeffisient ≤1.

I en analyse av kvalitative og kvantitative observasjonsserier for lemen fra hele Fennoskandia viste Angerbjörn et al. (2001) at det var betydelig grad av sammenfall i toppår for lemen mellom de ulike områdene. Deres analyse viste at lemenbestandene i fjellene i Sør-Norge (opp til og med Jotunheimen) hadde toppår ett år før det meste av de øvrige områdene, der toppene oftest falt sammen i tid. Bestandstoppene for alle smågnagere fra TOV-områdene i nordboreal og lavalpin sone (alle unntatt Lund og Solhomfjell) viser snarere motsatt mønster (**tabell 5.3**), ved at Møsvatn hadde sine to siste topper (2002, 2005) ett år etter toppene i Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen. Bestandstoppene i Møsvatn i 1994 og 1998 falt imidlertid sammen med tilsvarende topper i Børgefjell, mens de små toppene i Åmotsdalen og Dividalen kom i 1993 og 1997 (i den grad disse kan kalles bestandstopper).

Tabell 5.3 *År med bestandstopper for lemen og andre smågnagere i de nordboreale/lavalpine TOV-områdene Møsvatn, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen, samt på Finse (basert på både vår- og høstfangster). TOV-området i Gutulia har så lave bestander og så lite utpregete topper at dette ikke er tatt med her. Tydelige bestandstopper (>4 fangster pr 100 felledøgn) er satt med fet skrift, andre bestandsnivåer større enn foregående og etterfølgende år med normal skrift. – Years of population peaks for lemmings and other small rodents in the monitoring sites in the north boreal/low alpine zones, as well as Finse (based on both spring and fall catches). The site at Gutulia has such low populations and general lack of peaks that it is excluded here. Clear peaks (>4 catches per 100 trapnights) are indicated by bold types, other peaks larger than preceeding and following years by normal types.*

	lemen	**klatremus, gråsidemus, rødmus, markmus, fjellrotte**
Møsvatn	**1994**, **2002**, **2005**	**1994**, **1997/1998**, **2001**, **2005**
Finse	**1991, 1994**, 1997, 2002, 2005	1991, 1994, 1998, 2001, 2005
Åmotsdalen	2001	1991, 1997, 2001, 2004
Børgefjell	1994, 1**998**, **2001**, **2004**	1994, 1998, **2001**, **2004**
Dividalen	1997, 2001	1996, 2001, 2004

I forhold til Dividalen indikerer fangster av smågnagere i nærliggende Kirkesdalen (Strann et al. 2002) og i flere andre områder av Troms og Finnmark i 1998-2004 (K.B. Strann & N.G. Yoccoz pers.medd.) at det lokalt har vært høye bestander (15-20 fangster pr 100 felledøgn) i flere av disse årene, f.eks. med topper i Kirkesdalen med 3 års mellomrom fra 1985 og ved Rundhaug (3 mil fra Dividalen) i 2001/02 og 2005. I nærliggende områder i Sverige (Abisko, Vassejaure) var det bestandstopp i 2001 (Olofsson et al. 2004). 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, 1983-84, 1987-88, 1992 og 1998, med bestandsutbrudd av lemen i 1978 og 1988 (Oksanen & Oksanen 1992, Ekerholm et al. 2001, Hambäck et al. 2004, Olofsson et al. 2004). Statskogs fangster av smågnagere i Finnmark (in litt.) tyder på topper i 1991-92 og i en viss grad i 1997 og 2002. Her regner N.G. Yoccoz (pers. medd.) med oppgang mot en topp i 2007. I lys av disse andre observasjonene er mangelen på tydelige 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), men i lys av andre fangster i regionen (jf Kirkesdalen) virker ikke dette som noen rimelig forklaring. Angerbjörn et al. (2001) fant heller ingen signifikante mønstre i antall år mellom bestandstopper av lemen i forhold til breddegrad, men de viste at

særlig lemen i nordlige områder av Fennoskandia hadde lengre perioder uten tydelige bestandstopper. En annen mulighet kan være at bestandsnivå og svingningsmønster kan avhenge av det lokale produksjonsgrunnlaget og mekanismene for populasjonsregulering som henger sammen med dette (jf Oksanen et al. 1981, Ekerholm et al. 2001). Fangster foretatt på en rekke lokaliteter i Troms og Finnmark av N.G. Yoccoz og R.A. Ims de siste årene, tyder også på stor lokal eller regional variasjon i bestandssvingningene (N.G. Yoccoz pers.medd.). Etter som disse fangstene blir nærmere analysert, kan det være grunnlag for å vurdere hvordan bestandsvariasjonen i TOV-området i Dividalen ev. passer inn i et større regionalt mønster.

I Børgefjell viser fangstene et nokså typisk svingningsmønster for smågnagerbestander med topper i 1994, 1998, 2001 og 2004 (**figur 5.1**, **tabell 5.3**). I Høylandet i mellomboreal barskog ca 100 km lenger vest ble det registrert en stor bestandstopp av klatremus i 1988 (Framstad upubl.). Fangster av smågnagere i årene 1996-2005 foretatt i mellomboreal barskog lenger sør, i Ogndalen ved Steinkjer, viste høye bestander i 1997 og middels høye i 2001 og 2004, men en bunn i 2005 (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, 2001 og 2004 i denne regionen. Dette angir en periode på 3-4 år de siste 10 årene, mens perioden de tidligere årene kan ha vært noe lengre (6 år) og mer uregelmessig enn for typiske smågnagersvingninger. Tilsvarende uregelmessige eller utstrakte bestandssvingninger er imidlertid også observert andre steder i det nordlige Fennoskandia, spesielt de siste 20 årene (Henttonen et al. 1987, Hanski et al. 1993, Hörnfeldt 1994, 2004, Angerbjörn et al. 2001).

I Gutulia og dels i Åmotsdalen har fangstene vist ganske lave bestandsnivåer for smågnagere i det meste av perioden siden fangstene startet i henholdsvis 1993 og 1991, selv om fangstene i Åmotsdalen viste tydelige bestandstopper i 2001 og 2004 (**figur 5.1**). I et studieområde i Hessdalen nord for Røros var det en stor bestandstopp av lemen i 2001, men svært lave gnagerbestander i 2002 og 2003 (J.O. Gjershaug, pers.medd.). Ved Øvre Heimdalsvann i Jotunheimen var det derimot forholdsvis høye gnagerbestander i 2002 og en bestandstopp i 2003, men en bunn i 2005 (V. Selås, pers.medd.). Lengre sør i Hedmark tyder uglestudier fra Trysil på at det var markerte gnagertopper 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.). Mens smågnagerfangster i Lillehammer og Brandbu 1992-2001 tyder på topper i 1992, 1996-1998 og 2000 (Lillehammer) og i 2000-2001 (Brandbu) (Olsen & Grønlien 2002). I Varaldskogen nær Kongsvinger var det små til middels topper i høstbestandene av smågnagere (mest klatremus) i 1994 og 1999 og en stor topp i 2002, med en god del klatremus også i 2003 (J. Rolstad, pers.medd.). TOV-området i Gutulia er lavproduktivt og har kanskje aldri store lokale bestander av gnagere. Både områdene i Åmotsdalen og Gutulia er dessuten beitet av sau og/eller rein, noe som er postulert å ha negativ innvirkning på smågnagere og mange andre plante-etere. Hypotesen om at beiteinduserte planteforsvarsstoffer 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 planteforsvarsstoffers virkning på gnagere). Vi har imidlertid ikke data til å relatere en slik hypotese til observasjonene av bestandssvingninger i overvåkingsområdene. Nyere undersøkelser av sauebeitings effekter på smågnagere tyder dessuten på at moderat beiting ikke har negativ effekt på gnagerne, men heller kan virke positivt (Steen et al. 2005). Det synes ellers ikke å være godt belegg for at beiteindusert planteforsvar er noen plausibel forklaring på bestandssvingningene hos smågnagere (jf Korpimäki et al. 2004, Ims & Fuglei 2005). I lys av disse områdenes overraskende lave bestandsnivåer av gnagere over lang tid, kan det være grunn til å vurdere områdenes habitatkvalitet og påvirkning fra andre faktorer nærmere.

Fangstene fra Møsvatnområdet ser ut til å vise typiske bestandssvingninger 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 (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 oppgang mot en ny stor topp i 2002. Etter svært lavt bestandsnivå i 2003 og oppgang i 2004 fikk vi en ny stor bestandstopp i 2005. Etter toppåret 1994 har ikke gnagerbestandene på Finse vist tilsvarende variasjon som ved Møsvatn, i det de observerte bestandstoppene i 1998, 2001 og 2004 var vesentlig lavere enn forventet (**figur 5.1**, **tabell 5.3**). På Finse kan det se ut til at den forventete bestandsøkningen mot topper i hhv 1998, 2002 og 2005 har blitt avbrutt av kollaps i bestandene foregående vinter eller vår. I 2005 var det en tydelig oppgang for vårfangstene, men deretter kollapset bestanden i løpet av sommeren. Smågnagerbestandene i et barskogsområde i Kongsberg ca 500 m o.h. viser en god del variasjon både i periode og ikke minst i bestandsnivåer, med bl.a. middels store topper (>5 fangster pr 100 felledøgn) i 1994, 1997, 2000 og 2005 (Østbye et al. 2005). Variasjoner i bestandsfluktuasjonene viser seg mao også i områder der vi skulle forvente nokså regelmessige svingninger i smågnagerbestandene.

I de lavereliggende og sørlige 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 stor bestand i 1992. Her har klatremus og skogmus variert som dominerende art i enkelte år. Den videre bestandsutviklingen er usikker, men 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 bare gradvis økning etter dette mot en foreløpig topp i 2005. Også i nærliggende Vegårshei ble det observert en økning mot en betydelig bestandstopp i 2005 (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 og alpine 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 bestandstopper. Spesielt Gutulia-området har lav produktivitet og vil kanskje ikke tillate oppbygging av høye bestander. Observasjoner av gnagerbestander fra enkelte nærliggende områder kan tyde på at lokale fangster slik som i TOV-områdene kanskje ikke gir et helt dekkende bilde av bestandssituasjonen regionalt (jf rapporter fra andre fangster i Troms og Finnmark), men vi er ikke kjent med at det er observert betydelige bestandstopper i andre områder rundt Gutulia eller Åmotsdalen i overvåkingsperioden. Erfaringer fra langtidsstudiene av smågnagere på Finse (jf Framstad et al. 1997) tilsier dessuten behov for lange tidsserier før en får et tilstrekkelig materiale til å bedømme variasjonen i smågnagernes bestandsfluktuasjoner. Over tid vil vi forvente at smågnagerfangstene i TOV-områdene vil synliggjøre variasjonsmønsteret for smågnagerbestandene i regionen rundt overvåkingsområdene. I Sverige og Finland har flere forskere pekt på en betydelig endring i fluktuasjonsmønstret for smågnagere i boreal skog siden 1970-tallet (jf Hörnfeldt 2004), med mindre utpregete bestandstopper, mer uregelmessige svingninger og generelt lavere bestandsnivå. Med mulig unntak for reduserte bestandsfluktuasjoner på Finse de siste 10 årene (**figur 5.1**), er det foreløpig ikke noe ved fangstene fra TOV-områdene som tyder på at vi har å gjøre med et tilsvarende fenomen i disse områdene.

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 for øvrig å være særlig følsom for DDE (Nygård & Gjershaug 2001).

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

6.1 Metoder

I 2005 ble det utført registreringer av reproduksjon for kongeørn i overvåkingsområdene i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn, Lund og Solhomfjell, og for jaktfalk i Børgefjell, Åmotsdalen og Møsvatn. Av økonomiske årsaker er det ikke etablert overvåking av rovfugl i Dividalen og Gutulia.

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

Hekkesuksess er kartlagt ved at hvert territorium er besøkt med minimum ett besøk i mars/april samt ett besøk i juni/juli. Hvert besøk har en varighet på minimum 4 timer, og alle kjente reirplasser er sjekket. Dersom det etter disse to besøkene ikke er konstatert enten vellykket hekking, innstilt hekking eller mislykket hekking, kreves ytterligere ett besøk i perioden 1 august til 15 september der man under gunstige værforhold ser etter utflydde unger (for kongeørn se Nordisk metodemanual, Ekenstedt et al. 2004). Med dette som bakgrunn fastslås det om de aktuelle rovfuglartene har tilhold i området, om de gjør forsøk på hekking, og eventuelt hvor mange unger som blir minst 30 dager gamle for jaktfalk og 50 dager gamle for kongeørn. Antall unger over denne alderen brukes som mål for produksjon, da dødeligheten av eldre unger i reirperioden er liten.

Dersom det er mulig å komme fram til reirplassen, ringmerkes kongeørnungene ved ca 50 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 2005 ble det på TOV-lokaliteter ringmerket 5 kongeørnunger (4 i Åmotsdalsområdet og 1 i Møsvatnområdet) og 4 jaktfalkunger (Møsvatnområdet).

6.2 Resultater

Børgefjell
I 2005 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller bygging/pynting av reir) ved samtlige av de 13 territoriene vi overvåker i Børgefjell. Det var klare indikasjoner på egglegging/ruging i 10 av disse territoriene. Det ble klekket fram 11 unger fra 9 av disse territoriene, og alle disse nådde en alder på >50 dager. For 1 reir ble ungen funnet død på reiret etter at den var passert 50 dager. Det var her mistanke om faunakriminalitet. Saken ble etterforsket av politiet, og ungen ble obdusert av Veterinærinstituttet i Trondheim (J.nr P0375 - 2006). Obduksjonen kunne ikke finne noen årsak til at ungen døde, og saken ble henlagt av politiet. Kongeørnterritoriene som overvåkes i Børgefjell, hadde i årene 2004 og 2005 en svært god ungeproduksjon med hele 26 produserte unger fra 13 territorier. Dette er nesten dobbelt så mye som det gjennomsnitt man kan forvente fra en slik kongeørnpopulasjon.

I 2005 ble det observert jaktfalk i 8 av de 10 undersøkte territoriene. Det ble konstatert egglegging/ruging i 6 av territoriene, og fra 5 av disse ble det til sammen produserte 13 unger. Også jaktfalk har de to siste årene hatt god ungeproduksjon i dette området med 26 produserte unger fra de 10 undersøkte territoriene.

Åmotsdalen
I 2005 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller påbygging/pynting av reir) ved 10 av de 13 kongeørnterritoriene som inkluderes i TOV. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 7 av territoriene, og 5 av disse produserte til sammen 6 unger. Sammenlignet med de øvrige TOV områdene har Åmotsdalen hatt relativt dårlig produksjon av kongeørnunger i 8-års perioden 1995-2002. I perioden 2003-2005 har vi imidlertid målt relativt god produksjon for kongeørn i dette TOV-området.

I 2005 ble det observert jaktfalk ved 3 av de 11 undersøkte territoriene. Det var egglegging/ruging i disse territoriene, og de produsert til sammen 8 unger.

Møsvatn
I 2005 ble det registrert aktivitet (observert voksne fugler og/eller påbygging/pynting av reir) av kongeørn ved alle de 10 kongeørnterritoriene som er inkludert i dette området. Det var klare tegn på egglegging/ruging i 8 av disse teritoriene, og fra 6 av disse ble det produsert til sammen 7 unger.

For jaktfalk ble det i 2005 observert voksne fugler i 10 av de 11 inkluderte territoriene. Det var klare indikasjoner på egglegging/ruging i 5 av territoriene, og 4 av disse produserte til sammen 4 unger.

Lund
I Lund-området ble det i 2005 registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 10 inkluderte territoriene. Det var klare tegn på egglegging/ruging i 8 av teritoriene. Totalt ble det produsert 9 unger fra 7 av disse territoriene.

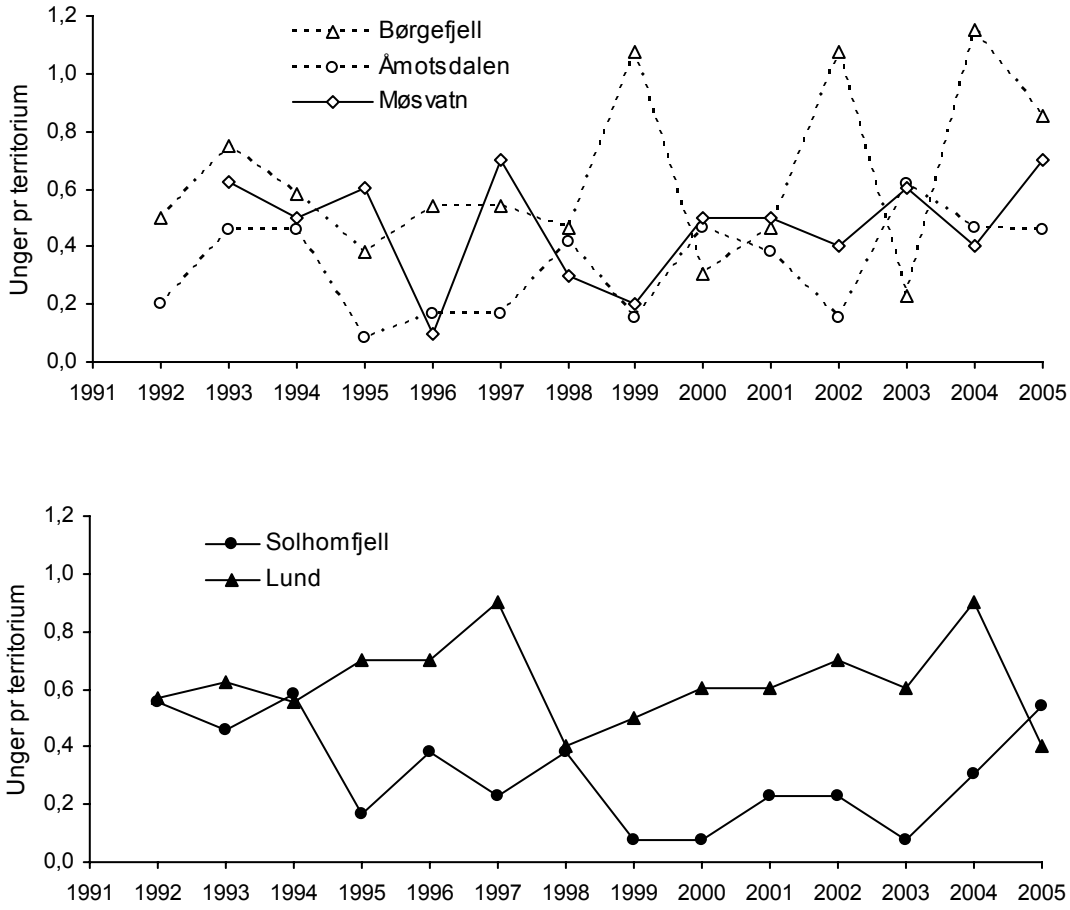
Solhomfjell
I 2005 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 12 av de 13 kongeørnterritoriene som inkluderes i TOV fra dette området. Det var klare tegn på egglegging/ruging i 9 av teritoriene. Hek-

kingen ble avbrutt i rugefasen for 2 av disse territoriene, og de øvrige 7 produserte 1 unge hver. Dette er det beste hekkeresultatet vi har hatt i dette området siden 1994.

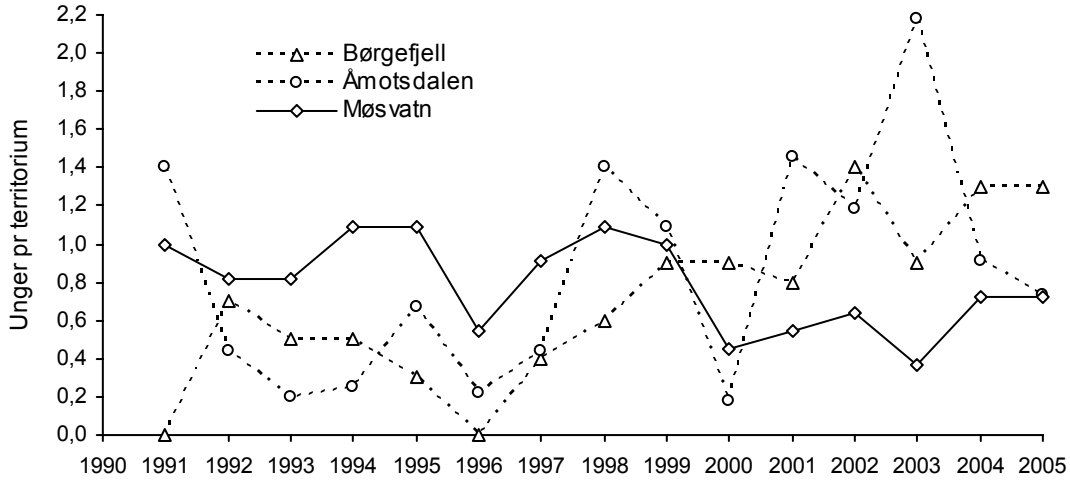
6.3 Diskusjon

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 2005 var det god produksjon for kongeørn i Børgefjell (0,85 unger pr. territorium) og Møsvatn (0,70 unger pr. territorium), og middels produksjon i Åmotsdalsområdet (0,46 unger pr. territorium) og relativt dårlig produksjon i Lund (0,40 unger pr. territorium). For Solhomfjell observerte vi betydelig bedre produksjon i 2005 (0,54 unger pr. territorium) enn det var i 5-årsperioden 1999-2003. Tidsserien vi nå har for kongeørn (1993-2005), viser gjennomsnittlig høyest produksjon i Børgefjell (0,65 unger pr. territorium, ± 0,31 (sd)), etterfulgt av Lund (gjennomsnitt 0,63 ± 0,16 (sd)), Møsvatnområdet (0,47 ± 0,19 (sd)), Åmotsdalområdet (0,34 ± 0,17 (sd)) og Solhomfjell (0,29 ± 0,17 (sd)) (**figur 6.1**).



Figur 6.1 *Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene, 1991-2005. – Chick production for golden eagle at the monitoring sites. Filled symbols are used for the sites most heavily influenced by long-range transported atmospheric pollution.*



Figur 6.2 *Ungeproduksjon for jaktfalk i TOV-områdene, 1991-2005. – Chick production for gyrfalcon at the monitoring sites.*

For de tilgjengelige tidsseriene ser vi ingen entydige tegn til redusert reproduksjon i de sørligste områdene. Det har imidlertid vært lav produksjon for kongeørn i Solhomfjell, særlig i 5-årsperioden 1999-2003 (**figur 6.1)**. Dette har ikke vært i samsvar med forventet produksjon basert på informasjonen vi har om tilgang på føde (jaktstatistikken for orrfugl fra Solhomfjell), og indikasjoner vi har fra perioden 1992-98 om sammenhengen mellom produksjon av kongeørnunger og forekomster av småvilt (Kålås & Gjershaug 2004). Den ekstra feltinnsatsen som ble lagt til Solhomfjell i 2005 (andre år i en planlagt 3-års periode med ekstrainnsats), viste at det var relativt god produksjon i 2005. Sammenlignet med 2004 var det også få fugler som avbrøt hekkeforsøket i rugeperioden i 2005 (2 av 9 i forhold til 5 av 8). En ekstra feltinnsats for dette området bør opprettholdes i minst 1 år til, og feltaktivitet bør særlig rettes mot egglegging- og rugeperioden.

For jaktfalk var det i 2005 meget god produksjonen av unger i Børgefjell (1,30 unger pr. territorium), mens det var middels produksjon i Åmotsdalsområdet (0,73 unger pr. territorium) og Møsvatn (0,73 unger pr. territorium) (**figur 6.2**). Produksjonen av jaktfalkunger har som forventet variert betydelig i årene 1991-05. Dette gjelder i særlig grad for Åmotsdalen (gjennomsnittlig 0,85 unger pr. territorium, $\pm$ 0,60 (sd)). Dataene for jaktfalk i de tre undersøkte områdene i perioden 1991-05 viser relativt lik produksjon, men med høyest gjennomsnitt i Åmotsdalområdet etterfulgt av Møsvatnområdet (gjennomsnitt 0,79 $\pm$ 0,24 (sd)) og Børgefjell (0,79 $\pm$ 0,44 (sd)).

Lirype er vanligvis et viktig byttedyr for jaktfalk og kongeørn. Gode forekomster av lirype er også en klar indikasjon på gode forekomster av annet viktig bytte for disse rovfuglartene. Dette venter vi særlig skal være tilfelle for fjellområdene som inngår i TOV (Børgefjell, Åmotsdalen og Møsvatn). For Børgefjell der vi har tilgjengelige data tilbake til 1985, ser vi en klar sammenheng mellom høstbestanden av rype (målt som antall innsamlede vinger fra jegere) og produksjonen av jaktfalkunger påfølgende vår (Kålås & Gjershaug 2004). 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 nå har om forekomster av smågnagere og tettheter av hønsefugl høsten 2005 gir forventninger om relativt begrenset ungeproduksjon i 2006 for både kongeørn og jaktfalk i alle områdene der slik overvåking pågår.

7 Hønsefugler

John Atle Kålås

Hovedvekten av overvåkingen av hønsefugl er lagt på lirype (*Lagopus lagopus*). Lirypa inngår som en viktig art i de nord-boreale og alpine økosystemene. Undersøkelser av sammenhengen mellom smågnagersvingninger og deres kobling til svingninger i 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 kadmium i såvel lirype som fjellrype *Lagopus mutus* (Herredsvela & Munkejord 1988). Senere undersøkelser har også vist høye blyverdier i lirype fra de sørlige deler av Norge (Kålås et al. 2001, Kålås & Lierhagen 2005).

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 taksere høstbestanden. Det er her valgt å foreta linjetakseringer med bruk av stående fuglehund. Tidligere undersøkelser har vist at denne metoden gir et brukbart estimat av bestanden (Moksnes 1971, Aabakken & Myrberget 1975, Myrberget et al. 1976, Pedersen et al. 1999). Samtidig med at områdene bestandstakseres, får en også informasjon om kyllingproduksjon.

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

Emlens metode (Emlen 1971) benyttes ved beregning av tettheter (D) (antall fugl/km^2): D = N/(L x W x CD), hvor N = antall observerte fugler, L = linjens lengde (km), W = linjens bredde og CD = oppdagbarhetkoeffisient. Vi baserer våre beregninger av tetthet på at linjens bredde er 0,1 km (50 m til hver side av takseringslinja), 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. Våre data er derfor egnet for å følge bestandsendringer innen de forskjellige takseringsfeltene, men ikke for direkte sammenligning av bestandsstørrelser mellom områder. Blant annet vil 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 2005 taksert totalt 40,0 km med en stripebredde på 100 m (4,00 km^2). Linje I ble taksert 12 august, linje II 13 august, linje III 14 august, linjene IV 20 august og linje V 21 august. Vitringsforholdene varierte fra vanskelige til relativt gode. Takseringene ble gjennomført av Målselv Jeger- og Fiskerforening, og i samarbeid med Statskog.

Børgefjell
Det ble utført takseringer ved de 3 faste linjene i Viermadalen. Totalt ble det taksert 31,0 km med en stripebredde på 100 m (3,10 km^2). På grunn av mye tamrein kunne ca 1 km av linje I ikke takseres. Linje I ble taksert 19 august, linje II 20 august og linje III 18 august. Det var delvis mye tåke og relativt dårlige forhold for takseringer. Takseringen ble utført av Statskog Nordland (og feltarbeid utført av Snorre Nicolaisen og Roy Eriksen).

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

Åmotsdalen
Det ble brukt standard takseringsopplegg med 2 linjer i Åmotsdalen, 1 linje i Dindalen og 1 linje øst for Kongsvoll. Det ble taksert totalt 39,5 km med en stripebredde på 100 m (3,95 km^2). Linje I ble taksert 14 august, linje II 13 august, linje III 15 august og linje IV 18 august. Takseringene ble utført av S.L. Svartaas. Vitringsforholdene ble vurdert som gode.

Gutulia
Som for tidligere år ble det utført linjetakseringer ved Gutulivola, Rundhøgda og Nyrøstvola. Det ble taksert totalt 33,5 km med en stripebredde på 100 m (3,35 km^2). Linje I ble taksert 8 august, linje II 6 august og linje III 20 august av S.L. Svartaas med assistanse av D.H. Svartaas. Vitringsforholdene ble vurdert til å være relativt 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 30,0 km med en stripebredde på 100 m (3,00 km^2). Linje I ble taksert 4 august, linje II 3 august og linje III 2 august av S.L. Svartaas. Vitringsforholdene ble vurdert til å være relativt gode.

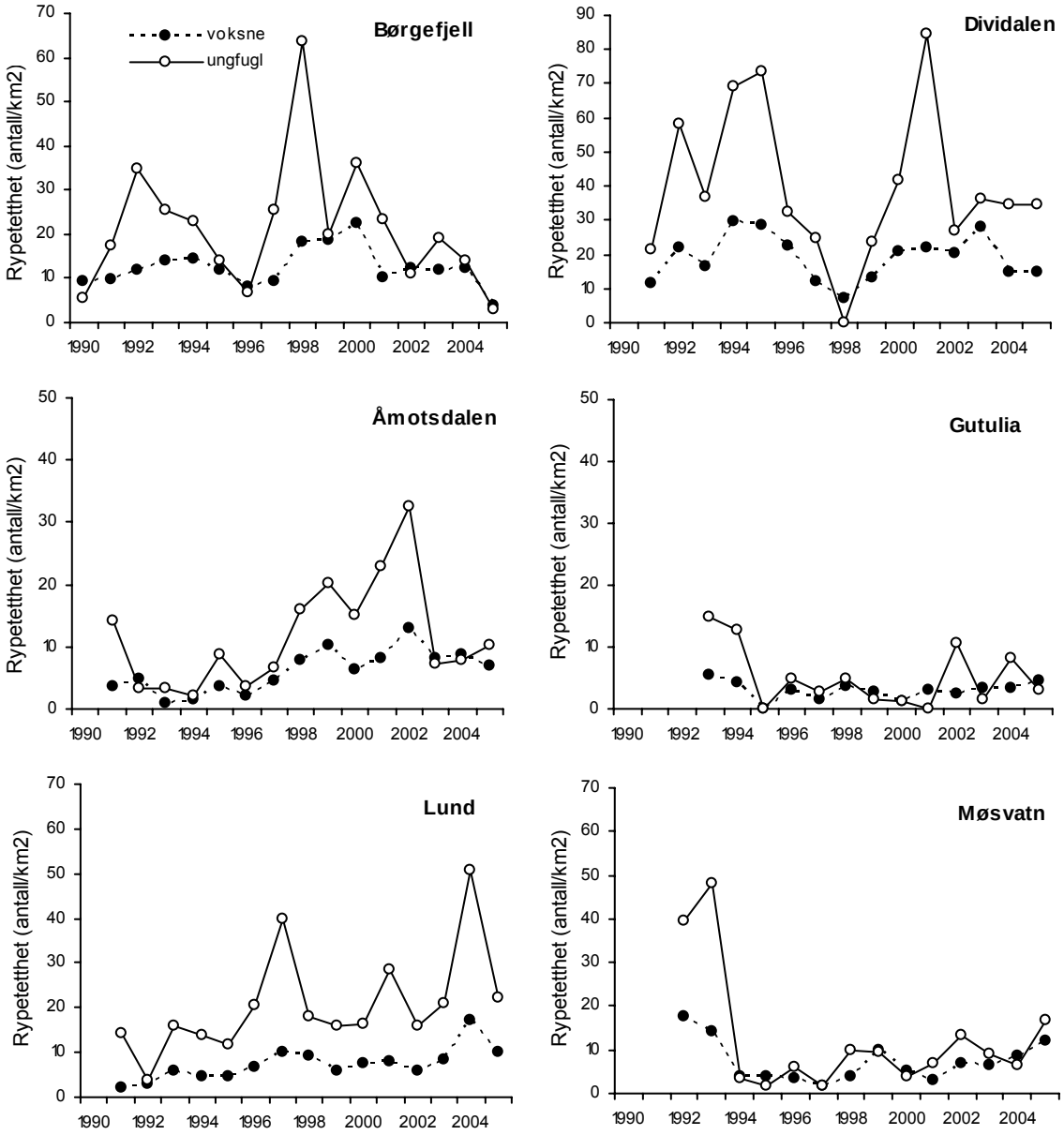
Lund
I 2005 ble det som tidligere taksert to linjer på Skykula og en linje på Stokkafjellet. Totalt ble det taksert 22,5 km med en stripebredde på 100 m (2,25 km^2). Linje I ble taksert 5 august og linje II 6 august. Arbeidet ble organisert av Vegard Moi med assistanse i felt fra E. Reed. Vitringsforholdene ble vurdert som relativt 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 Fiskerforening sin statistikk over jaktutbytte som mål for forekomster av hønsefugl. Fra jaktsesongen 2001/02 inkluderer denne statistikken også informasjon fra en gruppe Statskog-jegere som tidligere ikke har vært inkludert i Gjerstad Jeger- og Fiskerforening sin statistikk. Dette utgjør i størrelsesorden 10-15% av totalmaterialet.

7.2 Resultater

Dividalen
I 2005 ble det ved takseringene i Dividalen registrert en tetthet på totalt 87 ryper/km^2. Dette er en klar økning sett i forhold til året før (**figur 7.1**). Beregnet kyllingproduksjon var også relativt høy i 2005 (4,5 kyllinger pr. to voksne) (**tabell 7.1**).

Børgefjell
Takseringen i Børgefjell i 2005 indikerte en svært lav tetthet av lirype (7 ryper/km^2), og dette er laveste tetthet registrert av oss for hele perioden 1990-2005. Andelen av ungfugler var også svært lav (1,6 kyllinger pr. to voksne), men dette tallet har stor usikkerhet på grunn av få observasjoner (**tabell 7.1**).



Figur 7.1 *Beregnede tettheter av lirype i takseringsfeltene i TOV-områdene basert på linjetakseringer med stående fuglehund. – Estmated densities of willow ptarmigan at the monitoring sites. 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 2005. ( ) angir produksjonsestimat basert på 5-10 observasjoner. – Observations of willow ptarmigan along the census transects included in the monitoring programme, august 2005.*

Område Area	Stegger Males	Høner Females	Ubest.ad. Indet. ad.	Ubest. Indet.	Kyll. Juv.	Kyll./2 voksne Juv./2 adults	Areal Area (km^2)
Dividalen							
Linje I	5	6			12		0,25
Linje II	20	35	7		171		1,25
Linje III	2	1			3		0,30
Linje IV	6	10	5		25		0,95
Linje V	5	3	7		41		1,25
Totalt	38	56	19		252	4,5	4,00
Børgefjell							
Linje I	2	2			5		1,25
Linje II	2	2			2		0,90
Linje III		1					0,95
Totalt	4	5			7	(1,6)	3,20
Åmotsdalen							
Linje I	1	3	1		9		0,80
Linje II	2						0,90
Linje III	3	3			12		1,20
Linje IV	9	2	9		27		1,05
Totalt	15	8	10		48	2,9	3,95
Gutulia							
Linje I	4	2	4		7		1,20
Linje II	1	1			1		0,95
Linje III	0	0			0		1,20
Totalt	5	3	4		8	(1,3)	3,35
Møsvatn							
Linje I	7	5	4		27		0,95
Linje II	10	6	2		21		1,05
Linje III	3	1			5		1,00
Totalt	20	12	6		53	2,8	3,00
Lund							
Linje I	3	3			11		0,45
Linje II	7	7			40		1,00
Linje III		1	4		8		0,75
Totalt	10	11	4		59	4,7	2,20

Statskog Nordland sin innsamling av vingeprøver fra rype viste også dårlig produksjon både for lirype (1,4 kyllinger pr. 2 voksne fugler), og for fjellrype (0,7 kyllinger pr. 2 voksne fugler). Totalt antall mottatte vingeprøver var klart lavere enn for 2004/05 (for 2005/06 sesongen henholdsvis 111 liryper og 32 fjellryper).

Åmotsdalen

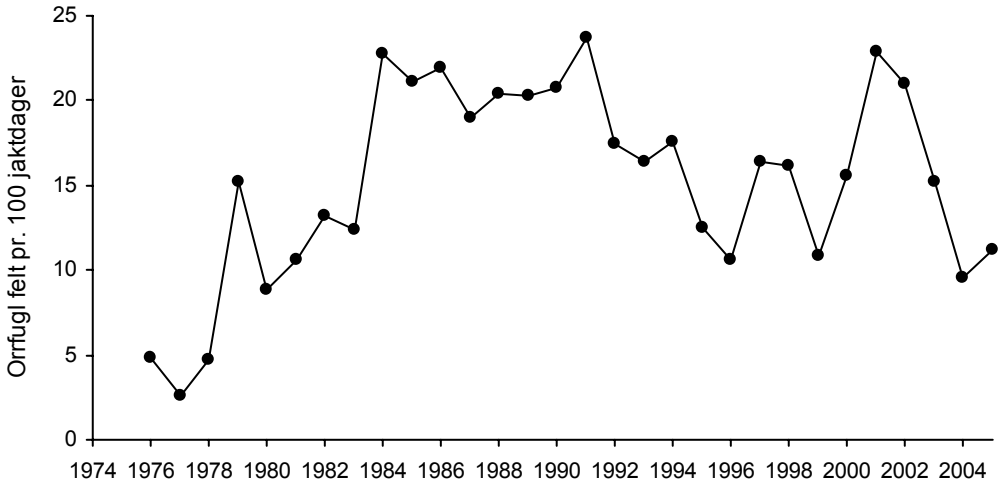
Takseringene langs de 4 linjene som representerer Åmotsdalsområdet, resulterte i en beregnet tetthet på 17 liryper/km^2. Dette er en relativt lav tetthet og på samme nivå som for 2003-04 (**figur 7.1**). Det ble bare observert 2,9 kyllinger pr. to voksne liryper, noe som indikerer at det var en dårlig ungeproduksjon i dette området i 2005. En svært kald vår og sen sommer kan være en delårsak til den begrensede produksjonen i 2005.

Gutulia
Vår målte tetthet av lirype indikerer lav bestand i Gutulia i 2005 (8 ryper/km^2). Dette er på samme lave nivå som vi har målt i store deler av perioden 1995-2005 (**tabell 7.1**). Vårt produksjonsestimat for 2005 er også lavt (1,3 kyllinger pr. to voksne liryper), men dette er usikkert på grunn av det lave antallet observasjoner vi har av lirype fra dette området.

Møsvatn
Takseringene i Møsvatn indikerer en økning i lirypebestanden i dette området i 2005 (28 ryper/km^2). Dette er høyest tetthet målt her i hele perioden 1994-2005. Vi har for øvrig registrert relativt lave bestandsnivå for lirype i dette området helt siden en tydelig bestandstopp i 1992 og 1993 (**figur 7.1**). Produksjonen av kyllinger synes imidlertid å ha vært relativt lav i dette området i 2005 (2,8 kyllinger pr. to voksne) (**tabell 7.1**).

Lund
Våre takseringer indikerer en middels høstbestand av lirype i Lund-området i 2005 (32 ryper/km^2) (**figur 7.1**). Produksjonen av ungfugl synes å ha vært relativt god i 2005 (4,7 kyllinger pr. to voksne) (**tabell 7.1**).

Solhomfjell
Gjerstad Jeger- og Fiskerforening sin fellingsstatistikk for Solhomfjellområdet viser at det i løpet av jaktsesongen 2005/06 ble felt 83 orrfugl, 54 harer og 1 liryper på totalt 740 jaktdager. Fellingsindeksen for orrfugl blir da 11,2 felte fugl pr. 100 jaktdag. Dette er en liten økning fra året før, men likevel blant det laveste som er registrert i siste 20-årsperiode (**figur 7.2**).



***Figur 7.2** Jaktutbytte av orrfugl i områdene omkring overvåkingsområdet i Solhomfjell. Data fra Gjerstad Jeger- og Fiskerforening v/Arne Gunnerud. – Bags of black grouse from the hunting area surrounding the monitoring site at Solhomfjell.*

7.3 Diskusjon

Sett i sammenheng med tidligere års takseringer av lirype målte vi relativt høye bestander i Dividalen og Møsvatn i 2005 (**figur 7.1**). For Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia og Lund målte vi lave bestander og lav reproduksjon. Jaktstatistikken fra Solhomfjell indikerte en liten økning i høstbestander av hønsefugl for dette området fra 2004 til 2005, men bestanden synes fortsatt å være lav sammenlignet med den siste 20-årsperioden. For perioden 1991-2005 indikerer våre tellinger 'bestandstopper' i Dividalen i 1992, 1994-95, 2001 og 2005, og for Børgefjell målte vi bestandstopper i 1992, 1998, 2000 og 2003. For Åmotsdalsområdet tyder tellingene våre

på bestandstopper i 1991, 1995, 1999 og 2002, men de to første toppene var svært små og utydelige. For Gutulia har vi registrert svært lave bestander de fleste årene i perioden 1993-2005, men med litt høyere bestander i 1993-94, 2002 og 2004. For Møsvatn har vi registrert relativt lave bestander i hele perioden 1994-2005 etter at vi registrerte høye bestander i dette området i 1992 og 1993. Vår registrering her i 2005 var imidlertid den høyeste for perioden 1994-2005 (**figur 7.1**). For Lund har vi målt relativt god kyllingproduksjon i store deler av perioden 1991-2005, med bestandstopper i 1993, 1995, 2001 og 2004. Dette området er lokalisert helt i ytterkanten av lirypas hekkeområder i Sørvest-Norge, og vi forventer at rypebestandene her kan ha annen type variasjon enn i de mer sentrale delene av lirypas hekkeområder i Norge. Jaktstatistikken fra Solhomfjell indikerer at bestanden av orrfugl i perioden 1992-2000 varierte på et litt lavere nivå (10-18 felte fugl pr. 100 jaktdag) enn det som var tilfelle i perioden 1984-91 (ca 19-24 felte fugl pr. 100 jaktdag) da revebestanden i dette området var sterkt påvirket av reveskabb. Men for hele perioden 1984-2005 ser bestandsstørrelsen ut til å ha vært klart høyere enn det som ble registrert i perioden 1975-78 (ca 5 felte fugl pr. 100 jaktdag). Jaktutbyttet av orrfugl var i 2001-2002 igjen oppe på det nivået vi hadde i 1984-91. Fellingsindeksen målt i 2005 (11,2 felte fugl pr. 100 jaktdag) tyder på at vi i 2005 hadde en lav bestand for hønsefugl i dette området (**figur 7.2**). For sammenheng mellom hønsefuglbestanden og produksjon av kongeørnunger i Solhomfjellområdet viser vi til Kålås & Gjershaug (2004).

Som forventet er det endringer i ungfuglbestanden som gir de store bestandsfluktuasjonene 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. km^2. Bestanden av voksne fugler har derimot vært betydelig mer stabil innen et og samme område (Dividalen og Børgefjell hovedsakelig mellom 10 og 20 fugler pr. km^2; Åmotsdalen, Gutulia, Møsvatn og Lund, hovedsakelig mellom 2 og 10 fugler pr. km^2).

Det er flere faktorer som påvirker sikkerheten i bestandsestimater for lirype. To viktige faktoreri denne sammenhengen er taksert areal og variasjoner i oppdagbarhet. Oppdagbarheten vil variere med både topografi og vegetasjonsforhold, og den vil være avhengig av værforhold. Basert på informasjon gitt av Pedersen et al. (1999) om variasjoner i oppdagbarhet innenfor det takseringsbeltet vi bruker (50 m til hver side av takseringslinja), vil vi kunne regne med en usikkerhet på minst $\pm$ 20% for våre beregninger. Særlig vil usikkerheten være stor i Lund-området der et relativt lite areal takseres. I tillegg vil oppdagbarheten variere mellom forskjellige kategorier av fugl. For eksempel er det ved taksering av lirype med stående fuglehund lettere å oppdage kull (>3 fugler) enn en enslig fugl eller et 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 våre tetthets- og produksjonsmål 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 forurensede områder på grunn av nåletap fra slike trær (Gunnarsson 1988, 1990, Hake 1991). Spurvefugler overvåkes også på grunn av at de dekker et spekter av arter med forskjellig økologi, og de er derfor egnet både for overvåking av kjente påvirkninger og for tidlig å kunne gi antydninger om ukjente negative påvirkninger (Koskimies 1989, Marchant et al. 1990, Baillie 1991, Furness et al. 1993, Greenwood et al. 1993). For spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte 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 uklekte egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse.

Det foregår nå en samordnet overvåking av hekkende fugler i Europa (Pan-European Common Bird Monitoring, se Gregory & Vorisek (2003)). Slik informasjon om forskjellige spurvefuglarters populasjonsendringer i en større målestokk vil være viktig bakgrunnsinformasjon/referanse for spurvefugloverv åkingen i TOV.

8.1 Metoder

Bestandsovervåking

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

I hvert område takseres som standard 200 punkter som fortrinnsvis fordeles i terrenget langs 10 ruter (linjer), hver med 20 punkter. 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 de omfatter perioden når spurvefuglene er mest sangaktive. Som standard skal punktene takseres til samme tid på døgnet (± 30 min.) hvert år, og de skal takseres på omtrent samme dato (± 5 dager, justert for vårens framdrift). Antall takserte punkter skal være tilstrekkelig til å kunne dokumentere populasjonsendringer for de vanligst forekommende artene innen hvert enkelt overvåkingsområde. Det legges også vekt på å benytte samme feltpersonell for så mange påfølgende år som mulig. Skifte av feltpersonell vil likevel av og til være nødvendig. I 2005 ble det skiftet ut feltpersonell for 5 av takseringsrutene i Åmotsdalen.

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

Her gir vi en kort presentasjon av 2005-resultatene og vurderer disse i forhold til antall observasjoner gjort i perioden 1992-2004. Samtidig presenterer vi en oversikt over variasjoner for totalt antall observerte fugl av de artene som har høy grad av stedtrohet til hekkeområdet ('stasjonære'). Artene som er ekskludert fra denne gruppen på grunn av sin mer irregulære forekomst ('nomadiske'), er finkeartene bjørkefink, grønnfink, gråsisik, 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 & Myhrberg 1977, Nyholm 1981, 1994, Eeva et al. 1994, 1997, Eeva & Lehikoinen 1995, 1996). Artene er lette å få til å hekke i fuglekasser, og ungene fores hovedsakelig med insekter (Haartman 1954, Lundberg & Alatalo 1992). Kjøttmeis er i motsetning til svarthvit fluesnapper stasjonær hele året. Datamengden for kjøttmeis blir imidlertid betydelig mindre enn for svarthvit fluesnapper. Hovedvekten av reproduksjonsovervåkingen legges derfor på svarthvit fluesnapper.

Det er satt opp fuglekasser for overvåking av reproduksjonssuksess til svarthvit fluesnapper og kjøttmeis. Det benyttes 50 fuglekasser i skog i hvert område. Kassene settes opp i to rekker à 25 kasser med et mellomrom på 50-100 m mellom kassene og mellom rekkene. Kassene kontrolleres vanligvis en gang i uken fra like før start av egglegging hos svarthvit fluesnapper til ungene deres forlater reiret.

Viktigste mål for dokumentasjon av reproduksjonssvikt for svarthvit fluesnapper vil være klekkesuksess (prosent av lagte egg som klekker, ødelagte/forlatte reir utelates). Andre viktige mål er kullstørrelse, eggleggingstidspunkt og overlevelse for unger (prosent av ungene som overlever minst ti dager etter klekking, ødelagte/forlatte reir utelates). Ved slike beregninger inkluderes ikke sene kull (som ofte vil være omlagte), det vil si kull lagt >12 dager etter at tredje kull i området er ferdiglagt.

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

Reproduksjonsovervåkingen for spurvefugl er i perioden 1996-2005 bare gjennomført i områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell.

Feltarbeid 2005

Dividalen. 192 av de 200 punktene ble taksert i perioden 18-22 juni. Åtte punkt lot seg ikke taksere på grunn av uegnede værforhold mot avslutning av takseringslinje en av takseringsdagene. Takseringene ble utført av K.-O. Jacobsen og S.Ø. Nilsen.

Børgefjell. De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 25-29 juni. Takseringene ble utført av P.A. Lorentzen og Ø. Spjøtvoll.

Åmotsdalen. De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 12-17 juni av E. Thesen og K.A. Solbakken. Det var skifte av taksør for 5 av de 10 takseringsrutene i dette området. For å sikre lik bruk av metodikk var det samarbeid mellom tidligere (M. Myklebust) og ny taksør (E. Thesen) før feltarbeidet startet.

Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger i løpet av hekkesesongen av S.L. Svartaas (3, 9, 16, 22 og 30 juni, 7 og 14 juli). Med bakgrunn i tidligere års erfaringer med predasjon i kassene i dette området (trolig forårsaket av mår), ble det også i 2005 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 9-14 juni av J. Bekken og K. Isaksen.

Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger i løpet av hekkesesongen av O. Vangen, SNO (3, 11, 21 og 29 juni, 4, 13 og 20 juli).

Møsvatn. 199 av de 200 punktene ble taksert i tidsrommet 17-21 juni av E. Edvardsen og F. Haga. Ett punkt lot seg ikke taksere på grunn av for mye støy fra uvanlig stor vannføring i nærliggende elv.

Lund. De 200 punktene ble taksert i perioden 15 til 29 mai av V.A. Larsen, K.H. Dagestad, O. Steinberg og T. Tysse.

Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger av S. Skjærpe (19 og 26 mai, 4, 11, 18 og 27 juni, og 3 juli).

Solhomfjell. I Solhomfjell ble de 200 punktene taksert av E. Edvardsen og F. Haga i perioden 27 mai til 9 juni.

Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger av NOF, Kragerø Lokallag (16, 22 og 29 mai, 6, 12, 18 og 26 juni, 2 juli).

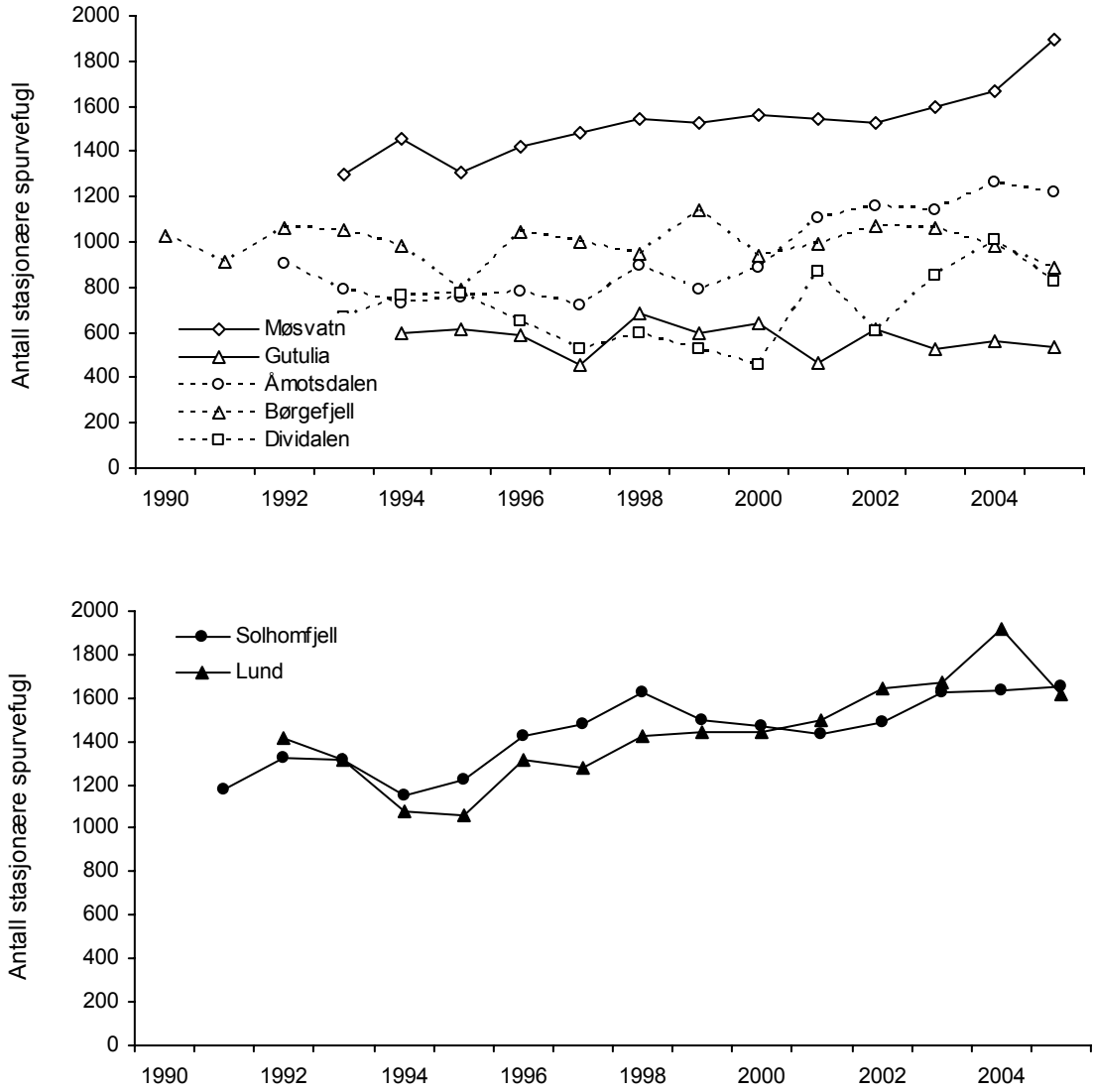
8.2 Resultater

Dividalen

Bestandsovervåking. Punkttakseringene i Dividalen resulterte i 1126 observerte spurvefugler fordelt på 25 arter (**tabell 8.1**). Dette er en klar nedgang fra året før både i antall observasjoner og i antall arter observert. Reduksjonen i antall observasjoner er forårsaket av færre observasjoner for de fleste av de mest vanlige artene og da særlig for løvsanger, bjørkefink og gråsisik. For arter med stasjonær forekomst ble det totalt beregnet 827 individ, noe som er klart lavere enn i 2004, men på samme nivå som for perioden 2001-2003 (**figur 8.1**).

Børgefjell

Bestandsovervåking. Punkttakseringene i Børgefjell resulterte i 1074 observerte spurvefugler fordelt på 25 arter (**tabell 8.2**). Dette er et litt lavere antall observasjoner enn det som ble gjort i 2004. Endringen fra 2004 skyldes særlig en reduksjon i antall observasjoner av løvsanger og av invasjonsartene bjørkefink og gråsisik, mens det var en økning for heipiplerke. For arter med stasjonær forekomst ble det totalt observert 887 individ i 2005. Dette er litt lavere enn for 2004 og under gjennomsnitt for perioden 1990-2004 (**figur 8.1**).



Figur 8.1 *Totalt antall observasjoner av spurvefugler ved de 200 takseringspunktene i hvert av TOV-områdene for perioden 1990-2005, når arter med mer irregulær forekomst er utelatt (bjørkefink, grønnfink, gråsisik, grønnsisik, bergirisk og korsnebber) For tilfeller der ikke alle punkter er taksert, er totaltall beregnet under forutsetningen at endringer for ikketakserte punkter har vært tilsvarende som for de takserte punktene. – Number of passerine birds (excluding species with irregular occurrence) at 200 census points at each of the seven monitoring sites during 1990-2005. Filled symbols are used for sites most heavily influenced by long-range atmospheric pollution. In cases where some points have not been included in the census, total numbers have been calculated under the assumption that changes for censused and non-censused points are similar.*

Åmotsdalen

Bestandsovervåking. Punkttakseringene i Åmotsdalen resulterte i 1369 observerte spurvefugler fordelt på 36 arter (**tabell 8.3**). Dette er litt lavere enn foregående år. Artsvis er det en del endringer fra 2004 med færre løvsanger og finkefugler og betydelig flere heipiplerker og steinskvett. For arter med stasjonær forekomst ble det totalt observert 1216 individ i 2005, noe som er bare litt lavere enn for 2004 og det nest høyeste antall som er observert for dette området i perioden vi har hatt slik overvåking (fra 1992) (**figur 8.1**).

Tabell 8.1 *Spurvefugl observert på de 192 takserte punktene i Dividalen, 2005. – Observed passerine birds at the 192 census points in Dividalen. See Vedlegg 8.1 for scientific names.*

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind
Løvsanger	132	324
Bjørkefink	124	273
Heipiplerke	71	134
Rødvingetrost	66	76
Rødstjert	48	57
Gråsisik	48	54
Gråtrost	23	34
Jernspurv	15	19
Sivspurv	16	19
Blåstrupe	17	18
Trepiplerke	17	18
Steinskvett	15	17
Måltrost	14	14
Svarthvit fluesnapper	13	14
Lappspurv	8	11
Kråke	9	9
Ravn	5	5
Kjøttmeis	5	5
Gråfluesnapper	5	5
Grankorsnebb	4	5
Sidensvans	3	5
Granmeis	4	4
Ringtrost	3	3
Gulerle	2	2
Hagesanger	1	1
Sum	192	1126

Tabell 8.2 *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Børgefjell, 2005. – Observed passerine birds at 200 censused points in Børgefjell. See Vedlegg 8.1 for scientific names.*

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	160	413
Heipiplerke	93	159
Bjørkefink	111	154
Rødvingetrost	63	74
Sivspurv	58	64
Gråtrost	31	48
Måltrost	24	28
Blåstrupe	22	24
Gråsisik	12	19
Steinskvett	17	18
Grankorsnebb	3	13
Gulerle	9	12
Ringtrost	11	11
Jernspurv	8	9
Lappspurv	7	8
Rødstjert	6	6
Dompap	2	3
Ravn	2	2
Kråke	2	2
Varsler	2	2
Granmeis	1	1
Svarttrost	1	1
Munk	1	1
Grønnsisik	1	1
Snøspurv	1	1
Sum	200	1074

Reproduksjonsovervåking. I Åmotsdalen registrerte vi i 2005 komplett egglegging av svarthvit fluesnapper i 29 av de 50 kassene. For 18 av disse ble egglegging fullført i perioden 2-14 juni (median eggleggingsdato for disse var 7 juni). De øvrige 11 kullene ble ferdiglagt etter 15 juni. Kullstørrelsen for de 18 kullene som var lagt før 15 juni var i gjennomsnitt 5,90 egg (**tabell 8.8**). Ni av disse reirene ble ødelagt/skydd i rugefasen, og 3 ble ødelagt/oppgitt i ungefasen. For de aktuelle reirene klekte 87 % av eggene, og 98 % av de utklekte ungene nådde en alder på > 10 dager. Det var egglegging av kjøttmeis i 4 av kassene. Tre av disse reirene ble fullagt før 5 juni, og fra to av disse ble det produsert til sammen 13 flyvedyktige unger.

Gutulia

Bestandsovervåking. Punkttakseringene i Gutulia resulterte i 737 observerte spurvefugler fordelt på 35 arter (**tabell 8.4**). Dette er omtrent som for 2004. Artsvis er det likevel noen endringer fra 2004, særlig med færre løvsangere og finkefugler og med flere heipiplerker og steinskvett. For arter med stasjonær forekomst ble det totalt observert 535 individ i 2005, noe som er på samme nivå som for 2004 og omtrent som gjennomsnitt for perioden 1994-2004 (**figur 8.1**).

Reproduksjonsovervåking. I Gutulia var det i 2005 komplett egglegging av svarthvit fluesnapper i 9 av kassene. For alle disse ble siste egg lagt i tidsrommet 8-22 juni (median eggleggingsdato var 13 juni). Kullstørrelsen for disse 9 kullene var i gjennomsnitt 5,8 egg (**tabell 8.8**). I ett av disse reirene døde alle ungene. For de 9 reirene med vellykket klekking ble 79 %

Tabell 8.3 *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Åmotsdalen, 2005. – Observed passerine birds at 200 censused points in Åmotsdalen. See Vedlegg 8.1 for scientific names.*

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	127	376
Heipiplerke	136	317
Steinskvett	59	103
Bjørkefink	55	87
Gråtrost	48	84
Blåstrupe	50	73
Ringtrost	40	48
Gråsisik	32	48
Rødvingetrost	31	38
Sivspurv	23	29
Jernspurv	18	21
Måltrost	18	19
Trepiplerke	11	13
SV fluesnapper	11	12
Kråke	9	11
Korsnebb sp.	1	9
Rødstrupe	7	8
Rødstjert	8	8
Lappspurv	7	8
Snøspurv	5	7
Granmeis	4	6
Grønnsisik	6	6
Bokfink	5	5
Ravn	4	4
Kjøttmeis	4	4
Blåmeis	3	4
Gjerdesmett	4	4
Svarttrost	2	3
Bergirisk	2	3
Gråfluesnapper	2	2
Linerle	1	2
Dompap	2	2
Stjertmeis	1	2
Fjellerke	1	1
Fossekall	1	1
Møller	1	1
Sum	200	1369

Tabell 8.4 *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Gutulia, 2005. – Observed passerine birds at 200 censused points in Gutulia. See Vedlegg 8.1 for scientific names.*

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	104	156
Bjørkefink	86	113
Rødstjert	68	78
Heipiplerke	43	51
Grankorsnebb	10	45
Steinskvett	37	40
Måltrost	27	30
Trepiplerke	25	25
Grønnsisik	15	23
Gråsisik	11	21
Svarthvit fluesnapper	14	15
Bokfink	12	14
Rødvingetrost	13	13
Rødstrupe	12	12
Gråfluesnapper	9	10
Ravn	4	9
Gulerle	6	9
Gråtrost	7	8
Duetrost	7	8
Sivspurv	6	8
Kråke	7	7
Lavskrike	4	7
Ringtrost	4	5
Lappspurv	2	5
Granmeis	4	4
Trekryper	2	4
Fuglekonge	4	4
Jernspurv	4	4
Kjøttmeis	2	2
Møller	2	2
Blåstrupe	1	1
Buskskvett	1	1
Gulsanger	1	1
Gransanger	1	1
Linerle	1	1
Sum	200	737

av eggene klekt, og for de 8 med produksjon nådde 100 % av ungene en alder på > 10 dager. Det var hekking av kjøttmeis i 3 kasser. To av disse reirene var lagt omkring 10 juni, og for disse døde alle ungene. Ett kjøttmeiskull ble lagt ca 17 juni, og dette produserte 6 flyvedyktige unger fra 8 lagte egg.

Møsvatn

Bestandsovervåking. Punkttakseringene i Møsvatn resulterte i 2156 observerte spurvefugler fordelt på 40 arter (**tabell 8.5**). Dette er litt høyere enn for 2004. Størst økning var det for rødvingetrost, mens mange av artene viste en liten økning. Det var en klar reduksjon i antall observasjoner av gråsisik. For arter med stasjonær forekomst ble det totalt observert 1896 individ i 2005. Dette er høyere enn for 2004, og det er det høyeste antallet som er registrert i hele perioden 1993-2005 (**figur 8.1**).

Tabell 8.5 *Spurvefugler observert på de 199 takserte punktene i Møsvatn, 2005. - Observed passerine birds at 199 censused points in Møsvatn. See Vedlegg 8.1 for scientific names.*

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	186	674
Rødvingetrost	122	218
Gråtrost	89	188
Bjørkefink	106	180
Heipiplerke	70	178
Sivspurv	112	154
Måltrost	80	110
Gråsisik	47	59
Bokfink	46	55
Steinskvett	34	44
Jernspurv	33	39
Trepiplerke	31	36
Blåstrupe	21	29
Rødstrupe	21	23
Ringtrost	18	22
Grønnsisik	14	18
Kråke	16	16
Rødstjert	10	13
Svarttrost	11	13
Gulerle	8	12
Granmeis	9	11
Linerle	9	10
Tornsanger	6	6
Svarthvit fluesnapper	4	6
Ravn	4	5
Buskskvett	5	5
Gråfluesnapper	3	4
Kjøttmeis	3	3
Gjerdesmett	3	3
Tornskate	2	3
Lappspurv	3	3
Gulspurv	3	3
Grønnfink	3	3
Munk	2	2
Grankorsnebb	2	2
Taksvale	1	2
Fossekall	1	1
Duetrost	1	1
Skjære	1	1
Møller	1	1
Sum	199	2156

Tabell 8.6 *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Lund, 2005. - Observed passerine birds at 200 censused points in Lund. See Vedlegg 8.1 for scientific names.*

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. Ind. No. of ind.
Løvsanger	194	648
Bokfink	152	226
Trepiplerke	101	131
Rødvingetrost	77	96
Gjerdesmett	73	92
Rødstrupe	63	77
Gråsisik	57	71
Svarttrost	52	59
Jernspurv	55	58
Måltrost	47	49
Kjøttmeis	31	31
Grønnsisik	23	28
Sivspurv	25	27
Svarthvit fluesnapper	24	25
Granmeis	18	20
Tornsanger	15	18
Heipiplerke	13	16
Rødstjert	8	9
Ringtrost	6	6
Bjørkefink	4	5
Ravn	3	4
Kråke	2	2
Blåmeis	2	2
Spettmeis	2	2
Buskskvett	2	2
Steinskvett	1	2
Munk	2	2
Fuglekonge	2	2
Linerle	2	2
Stjertmeis	2	2
Meis sp.	2	2
Nøtteskrike	1	1
Gråtrost	1	1
Skjære	1	1
Sum	200	1719

Lund

Bestandsovervåking. Punkttakseringene i Lund i 2005 resulterte i 1719 observerte spurvefugler fordelt på 34 arter (**tabell 8.6**). Dette er et klart lavere antall observasjoner enn i 2005, og det er forårsaket av færre observasjoner av løvsanger, trepiplerke og gråsisik. For arter med stasjonær forekomst ble det observert totalt 1615 individ i 2005. Dette er klart lavere enn for 2004, men på samme nivå som observert i 2002 og 2003 (**figur 8.1**).

Tabell 8.7 *Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Solhomfjell, 2005. – Observed passerine birds at 200 censused points in Solhomfjell. See Vedlegg 8.1 for scientific names.*

Art Species	Ant. pkt No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	181	414
Trepiplerke	180	361
Bokfink	151	253
Grankorsnebb	42	143
Rødstjert	92	119
Rødstrupe	42	56
Tornsanger	47	56
Grønnsisik	41	53
Sivspurv	38	49
Svarttrost	42	48
Svarthvit fluesnapper	34	41
Gråsisik	36	39
Buskskvett	28	36
Kjøttmeis	21	25
Granmeis	22	23
Måltrost	18	20
Gråfluesnapper	13	18
Toppmeis	16	17
Fuglekonge	13	15
Ringtrost	8	11
Jernspurv	10	11
Gjerdesmett	9	9
Duetrost	9	9
Svartmeis	4	8
Trekryper	8	8
Hagesanger	7	8
Møller	7	8
Munk	4	6
Tornskate	5	6
Steinskvett	4	4
Rødvingetrost	4	4
Linerle	3	3
Nøtteskrike	2	2
Heipiplerke	1	2
Låvesvale	1	2
Kråke	1	1
Bøksanger	1	1
Sum		1889

Reproduksjonsovervåking. I Lund var det i 2005 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 17, kjøttmeis i 9 og blåmeis i 1 av de 50 fuglekassene. Det var et godt produksjonsår for alle artene også i 2005. 15 av fluesnapperkullene ble ferdiglagt i perioden 18 mai – 1 juni (median eggleggingsdato 27 mai). Kullstørrelsen for disse kullene var i gjennomsnitt 5,93 egg (**tabell 8.8**). De øvrige 4 fluesnapperkullene ble fullagt etter 1 juni. Det var ingen predasjon, og ingen reir ble forlatt verken i rugefasen eller i ungefasen. For de 15 reirene ble 99 % av eggene klekt, og 99 % av disse ungene nådde en alder på > 10 dager. For 7 av de 9 kjøttmeisreirene var eggleggingen ferdig før 21 mai. Alle disse reirene produserte unger, og dette resulterte i 58 flyvedyktige unger. For blåmeisreiret ble det flyvedyktige unger fra alle de 10 lagte eggene.

Solhomfjell

Bestandsovervåking. Punkttakseringene i Solhomfjell resulterte i 1889 registrerte spurvefugler fordelt på 37 arter (**tabell 8.7**). Dette er litt flere observasjoner enn i 2004. De klareste endringene fra 2004 var flere observasjoner av trepiplerke, bokfink og rødstjert og noe færre observasjoner av løvsanger, tornsanger, måltrost og gråsisik. For arter med stasjonær forekomst ble det observert totalt 1654 individ i 2005, noe som er litt mer enn i 2004, og dermed det høyeste antallet vi har registrert i dette området i hele perioden 1991-05 (**figur 8.1**).

Reproduksjonsovervåking. I Solhomfjell var det i 2005 komplett egglegging av svarthvit fluesnapper i 21 av de 50 fuglekassene. Kullstørrelsen for de 18 kullene som var ferdiglagt i tidsrommet 21 mai – 3 juni (median eggleggingsdato 28,5 mai), var i gjennomsnitt 6,50 egg. Ett av kullene ble forlatt/ødelagt i rugefasen, og 3 ble forlatt/ødelagt i ungefasen. For de 17 reirene med vellykket klekking ble 95 % av eggene klekt, og for de 14 reirene med vellykket produksjon nådde 98 % av ungene en alder på >10 dager (**tabell 8.8**). Det var egglegging av kjøttmeis i 6 av kassene i 2005. Fem av disse var fullagte før 22 mai, og bare 2 av disse produserte unger.

8.3 Diskusjon

Antall observasjoner av de stasjonære spurvefuglartene var i 2005 for flere av områdene på samme nivå som i 2004. Vi registrerte imidlertid en del forskjeller mellom 2004 og 2005, og det var særlig en klar økning i antall observasjoner i Møsvatn og en klar nedgang for Dividalen, Børgefjell og Lund. For alle de 7 områdene unntatt Børgefjell var imidlertid antall observasjoner høyere enn gjennomsnittet for perioden 1991/94-04 (**figur 8.1**). For artene med mest typisk

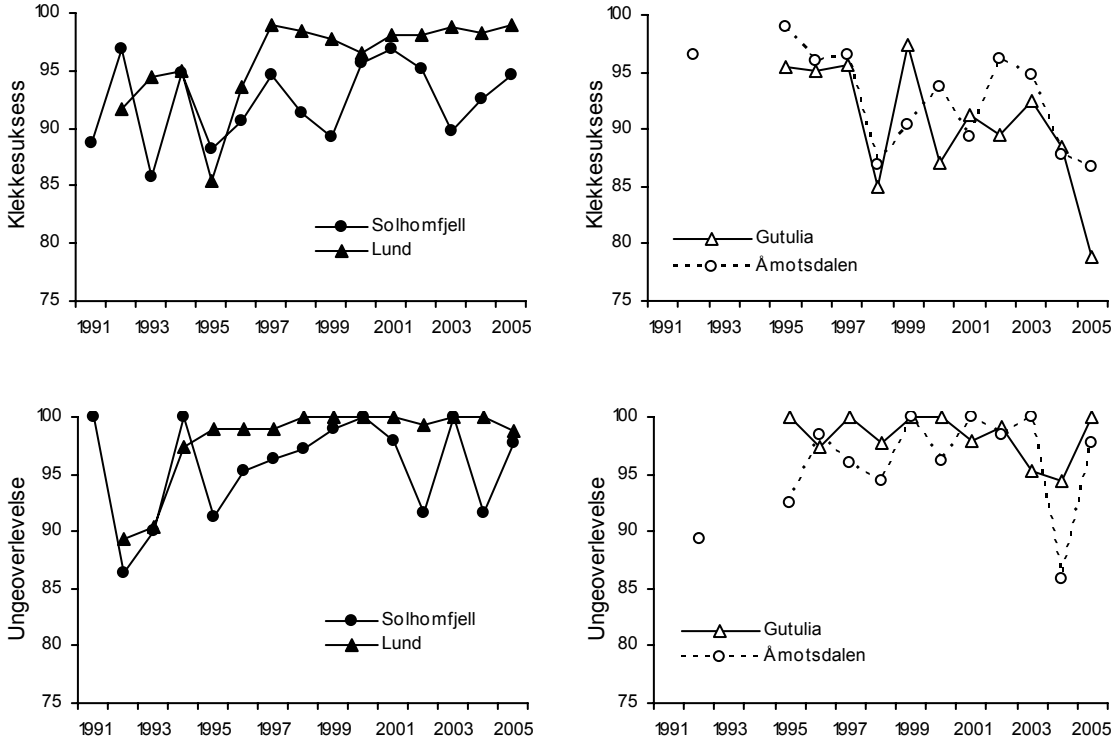
Tabell 8.8 *Reproduksjon hos svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell, 2005. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekte unger som overlever til en alder av minst ti dager, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Tallene i parentes gir henholdsvis antall kull, egg eller unger som var med i utvalget. – Reproduction for pied flycatchers breeding in nest boxes in Åmotsdalen, Gutulia, Lund and Solhomfjell, 2005. Hatching success is given as percentage of eggs hatched from normally tended nests, chick survival as percentage of hatched young survived until ten days of age. Numbers in brackets give sample sizes*

Art **Species**	**Kullstørrelse/Clutch size**			**% Klekkesuksess** **Hatching success**		**% Ungeoverlevelse** **Chick survival**	
		sd	**n**				
Åmotsdalen	5,67	0,69	(18)	87	(68)	98	(43)
Gutulia	5,78	0,97	(9)	79	(52)	100	(36)
Lund	5,93	0,80	(15)	99	(89)	99	(88)
Solhomfjell	6,50	0,79	(18)	95	(111)	98	(89)

invasjonsartet opptreden, registrerte vi i 2005 bestandsnedgang og relativt lave bestander både for gråsisik, bjørkefink og grønnsisik i alle områdene. Våre tidsserier med observasjoner av bestandsstørrelser for stasjonære spurvefuglarter viser ingen spesielle avvik i de sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de nordligere områdene.

For svarthvit fluesnapper målte vi relativt dårlig produksjon i 2005 for de nordlige områdene. Dette var forårsaket av at vi fikk relativt få par i kassene, og for Åmotsdalen sin del ble mange reir forlatt i ruge- og ungeperioden. For Lund var det også relativt få fluesnapperpar i våre kasser. Vi ser dette i sammenheng med værforholdene vi hadde forsommeren 2005 med en svært kald og sen vår i disse områdene. For klekkesuksess og produksjon fra reir med vellykket klekke/hekkeresultat, som vi bruker som mål på produksjon sett i forhold til effekter av forurensning, ga dette et noe mindre utslag. I de nordlige områdene var riktignok klekkesuksessen lav, men ungeoverlevelse var her ganske god. Dette kommer trolig av at værforholdene var ugunstige i rugeperioden, men ganske gunstige i ungeperioden for de fuglene som startet relativt sen egglegging. For Solhomfjell var klekkesuksess og ungeoverlevelse relativt god, og for Lund målte vi et meget godt produksjonsresultat for de parene som gjorde hekkeforsøk i våre fuglekasser.

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 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 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 (≤ 95 %). For årene 1997-2005 har mønsteret vært noe annerledes med mer varierende klekkesuksess i de nordlige områdene (87-97%), høy klekkesuksess i Lund (97-99%) og også relativt god klekkesuksess i Solhomfjell (90-97%). Når det gjelder ungeoverlevelse, har denne med noen få unntak vært relativt høy (≥ 92 %) for alle år og områder, og uten tegn til lavere ungeoverlevelse i de sørligste områdene (**figur 8.2**). Den informasjon vi nå har, gir ikke grunnlag for å dra konklusjoner om årsaker til den gjennomgående lavere klekkesuksessen observert i Solhomfjell og Lund for perioden 1992-96. Slik situasjonen har vært i perioden 1998-2005, er det imidlertid ikke lavere klekkesuksess eller ungeoverlevelse i de to mest forurensede områdene sammenlignet med de to nordligere områdene.



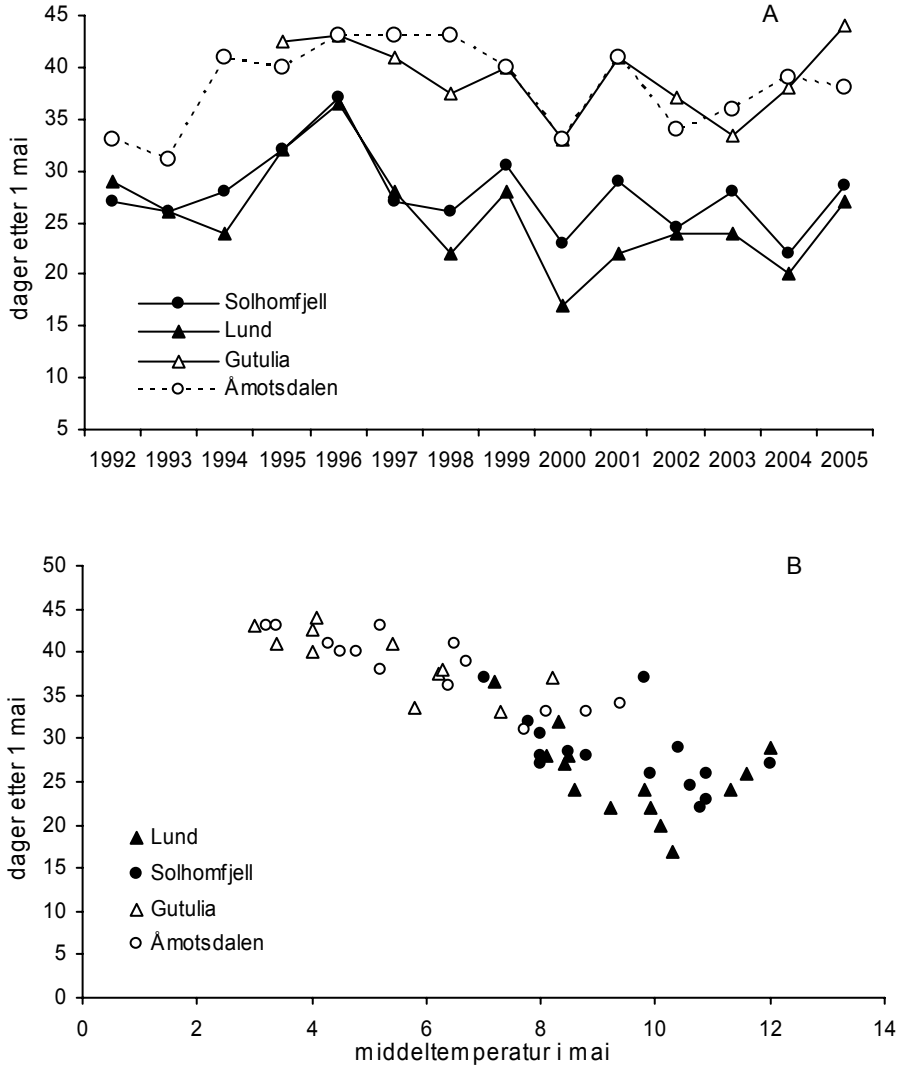
Figur 8.2 *Klekkesuksess og ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i TOV-områdene, 1991-2005. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekte unger som overlever til en alder av minst ti dager, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. – Hatching success and chick survival for pied flycatchers breeding in nest boxes at the monitoring sites. 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.*

Fugl og klimapåvirkning

Effekter av klimavariasjoner på norsk natur er et meget relevant tema i forbindelse med videreutviklingen av TOV som en viktig komponent i Nasjonalt program for overvåking av biologisk mangfold (jf Framstad & Kålås 2001, Framstad et al. 2003). To aktuelle parametre i forbindelse med klimavariasjoner er starten på hekkesesongen for fugl (for eksempel egglegging) og endringer i fuglebestander i våre fjellområder.

Tidspunkt for egglegging for svarthvit fluesnapper i de inkluderte kassefeltene i TOV har variert betydelig i perioden 1992-2005 (**figur 8.3a**), og det er en klar sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og klimaet om våren (mai-temperatur) (**figur 8.3b**). Hvilke effekter tidligere egglegging som følge av et eventuelt mildere klima vil gi, er usikkert. Tidlige kull er ofte større enn sene kull, og unger som er selvstendige tidlig på året, har forventet større sannsynlighet for å nå reproduktiv alder enn senere klekte unger. For 2004 så vi imidlertid at en tidlig vår sammen med lave temperaturer i juni medførte at en betydelig andel av hekkebestanden gav opp forsøket på reproduksjon. I 2005 fikk vi så en situasjon med meget sen og kald vår i store deler av våre fjellområder. I kassefeltene i Gutulia og Åmotsdalen, som også ligger høyest til fjells, resulterte dette i sen egglegging og relativt dårlig produksjonsresultat. Slik klimasituasjonen nå er i våre fjellområder kan vi forvente hele spekteret av utvikling for vårsituasjonen, fra tidlig vår og stabilt gunstig vær, via tidlig vår med ustabilt og ugunstige værforhold, til sen vår. Her vil de minst gunstige værforholdene for de fleste av våre fuglearter være ustabile værforhold med lange kuldeperioder etter at hekkeforsøk er påbegynt, eller svært sen vår. Basert på dette vil vi

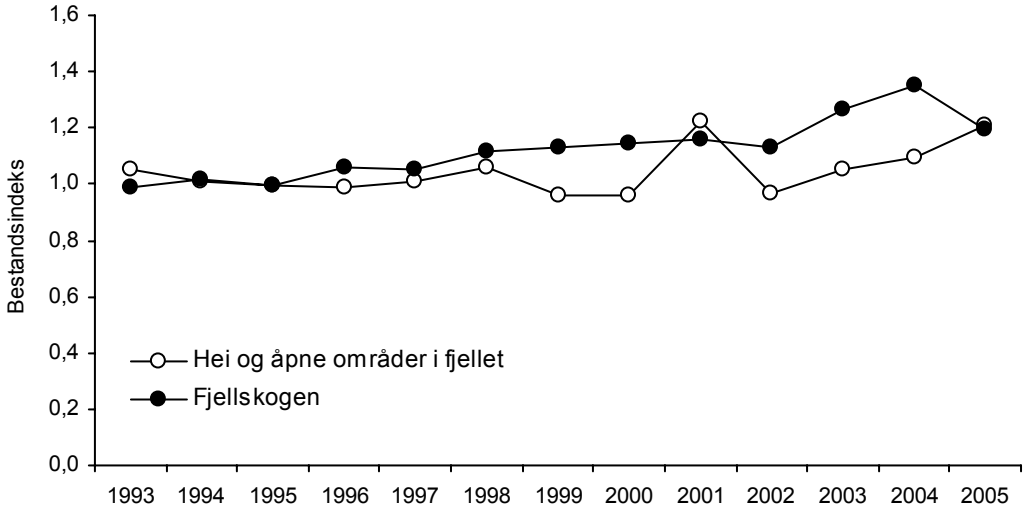
med den klimautviklingen vi nå ser, forvente større variasjoner i produksjonsresultat mellom år. Hva som så blir gjennomsnittlig produksjonsresultat for en årrekke, gjenstår å se.



Figur 8.3 *A) Eggleggingstidspunkt (median dato for siste egg lagt, inkluderer bare kull lagt i løpet av den første 12-dagersperioden av eggleggingssesongen) for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell for perioden 1992-2005. B) Sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og middeltemperatur i mai. – A) Time of egg laying (median date for last egg, only nests laid during the first 12 days of egg laying included) for pied flycatchers at four of the monitoring sites during 1990-2005. B) The relationship between time of egg laying and mean May temperature.*

Fugletakseringene i de 5 nordligste TOV-områdene ligger alle i områder langs skoggrensa i fjellet (høydenivå skoggrensa +/- 200 m o.h.), og ved etableringen av punktene (1991-94) ble ca 60 % klassifisert som liggende under skoggrensa (særlig sub-alpin bjørkeskog), og ca 40 % over skoggrensa (særlig i lav- og mellomalpine naturtyper). Dette er områder der vi kan forvente klimaeffekter ved lengre hekkesesong (tidligere vår), fortetting av skogen og på sikt en heving av skoggrensa (Dalen 2004). Dette vil medføre endringer i områdenes egnethet for hekkefugl og da særlig ved mer gunstige forhold for skogsartene. Basert på informasjon fra de 1000 faste tellepunktene i 5 av våre klassiske fjellområder (SØ del av Hardangervidda, NV del av

Dovrefjell, S del av Femundsmarka, S del av Børgefjell og sentrale deler av Dividalen) har vi utviklet en bestandsindeks for arter tilknyttet henholdsvis skog og åpne områder. Skogsarter er her definert som alle spurvefuglarter med sin vanligste forekomst i skog (ekskludert finker og korsnebber som har en mer nomadisk opptreden), samt hakkespetter. Dette inkluderer 40 fuglearter fordelt på 5 hakkespettarter og 35 spurvefuglarter. For åpne områder inkluderes de spurvefuglartene som foretrekker slike naturtyper, samt vadefugler, og i TOV-datasettet inkluderer dette 18 arter, fordelt på 9 vadefuglarter og 9 spurvefuglarter. Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter og er årlige gjennomsnitt av indeksen for de 5 inkluderte områdene (for hvert område er indeks 1 definert som gjennomsnittlig antall observasjoner for årene 1994-96). Bestandsindeksene viser en økning i bestanden av arter som er mest knyttet til skogshabitater (r_p = 0,90, p < 0,001, n = 13), mens det ser ut til å ha vært en mer stabil bestandsutvikling for artene som foretrekker åpne naturtyper som hekkeområder (r_p = 0,11, p = 0,47, n = 13) (**figur 8.4**). Disse observasjonene er som forventet ved mildere klima og lengre hekkesesong/vekstsesong i fjellet. Siden økningen for skogsartene ikke har skjedd ved en fortrengning av artene som hekker åpent, tolker vi de observerte endringene mer som en direkte klimaeffekt (eks. tidligere vår, lengre vekstsesong) enn som en effekt av endringer i habitat. Effekter på fuglefaunaen av direkte endringer i skogsareal (eksempelvis ved fortetting av skogen og heving av skoggrensa) forventer vi imidlertid skal få større effekt på litt lengre sikt.



Figur 8.4 *Bestandsindekser for fugl som prefererer fjellskog, og for fugl som prefererer åpen naturtyper i fjell, basert på data fra 1000 faste tellepunkt i de 5 TOV-områdene som ligger i fjell (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen). Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter (fjellskogen: hakkespetter og spurvefugler som prefererer skog; åpne områder: vadefugl og spurvefugl som prefererer åpnet naturtyper), og er gjennomsnitt av indeksene for disse 5 områdene. For mer informasjon se teksten. – Population indices for bird species in mountain forest (fjellskogen) and for bird species of open habitats along the tree line (hei og åpne områder I fjellet), based on data from 1000 permanent sampling plots at the 5 TOV sites situated in mountains.*

Forsommeren 2005 var for store deler av Norge preget av lave temperaturer, og det ble en sen sesong i mange av våre fjellområder. Dette vil påvirke fuglefaunanen, og selv om dette ikke gav store utslag i totalt antall observasjoner av hekkefugl i TOV-områdene, var det en del tydelige endringer for enkeltarter. Generelt sett ble det gjort færre observasjoner av skogartene, mens det ble gjort flere observasjoner av noen av de artene som hekker i åpne områder over skoggrensa. Dette gjelder særlig heipiplerke og steinskvett og var særlig tydelig for områdene i

midtre deler av Norge (Gutulia, Åmotsdalen og Børgefjell). I disse områdene lå det fortsatt mye snø i høyereliggende fjellområder i midten av juni, noe som medførte at disse arealene ikke var tilgjengelige som hekkeområder til normal tid. Vi fikk derfor trolig en fortetting av fugl i fjellområdene like over skoggrensa i 2005. Siden TOV-takseringspunktene over skoggrensa er konsentrert til lavalpine områder, vurderer vi den registrerte bestandsøkningen for disse artene i 2005 til heller å være en effekt av en slik fortetting enn en reell økning i bestanden.

Vedlegg 8.1: Fuglearter observert i overvåkingsområdene

Norske og latinske navn på spurvefuglarter (og tårnseiler) observert på takseringer i overvåkingsområdene 1990-2005, gruppert etter antall observasjoner. – Passerine birds (and *Apus apus*) observed during point censuses at the monitoring sites 1990-2005, grouped according to observation frequency.

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

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

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

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

9 Ekstensiv bestandsovervåking av fugl i Midt-Norge

John Atle Kålås & Magne Husby

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

Her rapporterer vi resultatene fra arbeidet utført i 2005 med etablering av arealrepresentative overvåkingsfelt i regionen Midt-Norge (Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag). Datainnsamlingen ble organisert og utført av NOF, og Magne Husby var ansvarlig for denne delen av arbeidet. Vi gir her en summarisk oversikt over obeservasjonene av fugl i denne regionen i 2005 og rapporterer erfaringer med utplukkingen av takseringsruter og gjennomføringen av datainnsamlig.

9.1 Metoder

Valg av rutesystemet for ekstensiv overvåking av fugl ble avklart i møte mellom DN, SSB, NIJOS og NINA i april 2005. Her ble det enighet om å bruke kartprojeksjonen UTM33/WGS84 som grunnlag for en ekstensiv overvåking av fugl i Norge. Et rutesystem med origo i UTM33 og et 18x18 km rutesystem gir totalt ca 1000 treff i Norge. Av disse ligger 178 treff i regionen Midt-Norge. Et tilfeldig uttrekk av 50 % av disse resulterte i 89 mulige takseringsruter der ikke en for stor andel av de aktuelle tellepunktene blir liggende i sjø (≥ 10 takseringspunkt må besøkes) (se neste avsnitt for metode for utlegging av tellepunkt).

For de aktuelle takseringsrutene ble 20 tellepunkt plassert med 300 m avstand langs sidene i et kvadrat med sidelengde 1,5 km for hver rute. Startpunktet for dette kvadratet ble lagt ut slik at det passet sammen med flest mulige av SSB/NIJOS sine punkter for kartlegging av areal og arealbruk (Arealregnskap se Rekdal & Strand 2005). Dette medfører at startpunktene i våre 1,5 x 1,5 km kvadrat blir liggende 600 m vest og 150 m sør for selve 18 x 18 km punktene. Med et slikt utvalg vil fugletakseringspunktene sammenfalle med 6 av SSB/NIJOS sine 10 arealkartleggingspunkt for hver takseringsrute.

Egnetheten for de aktuelle takseringsrutene i Midt-Norge ble så vurdert basert på at antall takserbare tellepunkt for en rute må være ≥ 10. Punkt som ikke kan takseres, vil være punkt som ligger i sjø/vann eller som er helt utilgjengelige på grunn av topografiske forhold. For tilfeller med svært vanskelig topografi (> 500 m høydeforskjell mellom lavest- og høyestliggende tellepunkt) eller der mer enn 10 av tellepunktene havner i sjø eller vann, ble selve telleruta forsøkt rotert 90° med klokka rundt startpunktet for å øke antall mulige tellepunkt. Dersom dette ikke gav ønsket resultat med hensyn på tilgjengelighet til tellepunkt, ble ruta rotert ytterligere 90° osv. I tilfeller der dette roteringssystemet ikke gav ønsket antall tellepunkt, ble ruta ekskludert.

Tilgjengeligheten ble vurdert ut fra kart, og 13 av de 89 rutene ble vurdert som ikke mulig å taksere i sin opprinnelige form på grunn av topografi/vann/sjø. For 10 av disse ble nødvendig tilgjengelighet vurdert som mulig etter rotasjon av rutesystemet som beskrevet i forrige avsnitt.

Av de 86 tellerutene som etter disse justeringene ble vurdert som aktuelle for datainnsamling, ligger 36 i Nord-Trøndelag, 31 i Sør-Trøndelag og 19 i Møre og Romsdal.

Når det gjelder etablering av takseringsnettverk, er det utviklet prosedyrer for beregning av geografiske posisjoner for de 20 tellepunktene som skal besøkes for hver takseringsrute, sjekk av tilgjengelighet for disse takseringspunktene ved bruk av ArcView og digitale 1:250 000 kart kombinert med vanlige 1:50 000 kart, og utvikling av kartgrunnlag for feltpersonell. Videre er det utviklet rutiner for produksjon av datafiler for innlegging av kartinformasjon i GPS'er.

Tellingene av fugl ble utført i perioden 20 mai – 10 juli 2006. Metode for gjennomføringen av disse takseringene var den samme som ble brukt i forprosjektet i 2001 med opptelling av fugl i en 5 min. periode på hvert tellepunkt, skilt mellom par nærmere/lenger borte enn 50 m (se Kålås & Husby 2002). Ved forflytning mellom tellepunktene ble det i tillegg registrert observasjoner av et utvalg av mindre tallrike arter. Det ble brukt GPS for å finne fram til tellepunktene.

Takseringene i Midt-Norge ble i 2005 utført av Andreas Landrø, Daniel Sellæg, Erlend Moen, Frank Grønningsæter, Geir Vie, Gunnar Borgos, Halvor Sørhuus, Hans Einar Ring, Hans Martin Høiby, Helge Staven, Inge Hafstad, Ingebrikt Saxe Aasen, Kjartan Trana, Kjell Mork Soot, Livar Ramvik, Morten Martinsen, Nils Roger Duna, Olgeir Haug, Per Inge Værnesbranden, Pål Mølnvik, Ståle Sætre, Terje Kolaas, Terje O. Nordvik, Thorleif Thorsen, Tor Ålbu, Torbjørn Opheim, Tore Reinsborg, Tore Storli, Torfinn Sellæg, Tut Jessen, Øystein Ålbu.

9.2 Resultater

Det ble gjort forsøk på taksering for 70 av de 86 aktuelle rutene i Midt-Norge. Ni av disse lot seg ikke gjennomføre i 2005, tre på grunn av vanskelig topografi, og seks ble avbrutt på grunn av vanskelige værforhold eller vanskelig tilgjengelighet kombinert med helsemessige forhold. For de øvrige 16 ble det ikke utført takseringer enten på grunn av sykdom eller på grunn av at feltpersonell ikke hadde tid å utføre arbeidet i de periodene det var egnete værforhold. Klart størst andel av rutene ble taksert i Nord-Trøndelag (86 %) etterfulgt av Sør-Trøndelag (65 %) og Møre og Romsdal (63 %).

Punkttakseringene langs de 61 gjennomførte tellerutene gav som resultat 1115 takserte punkt. Det vil si at det var i gjennomsnitt 18,3 tilgjengelige tellepunkt pr. gjennomført rute. Dette resulterte i observasjoner av 109 identifiserte arter og ca 5700 'par' av fugl (**tabell 9.1**). Tellingene ved forflytning mellom tellepunktene av et utvalg av mindre tallrike arter resulterte i obervasjoner av 54 identifiserte arter og 314 'par' av fugl (**tabell 9.2**). Vi vil her bemerke at våren 2005 var meget sen og kald i hele Midt-Norge. Vi vil derfor anta at observasjonsfrekvenser ble noe påvirket av dette. Vi forventer derfor at både antall observerte arter og antall observasjoner av par i gjennomsnitt vil være noe høyere enn det som var tilfelle i 2005.

De tre datasettene vi nå har fra Nord-Trøndelag (2001, 2004 og 2005) viser mye samme frekvensfordeling av arter selv om ulike ruter ble undersøkt. Dette kan eksemplifiseres med at den vanligste arten, løvsanger, utgjorde 17,0 % av observasjonene i 2001, 16,9 % av observasjonene i 2004 og 19,0 % av observasjonene i 2005. Gjennomsnittlig antall observasjoner av fugl pr. tellepunkt var også mye tilsvarende for de tre datasettene (henholdsvis 5,4 par pr. tellepunkt i 2001, 5,1 par i 2004 og 5,1 par i 2005).

Tabell 9.1 *Fugleobservasjoner gjort under punkttakseringene (1115 punkt) langs de 61 rutene som ble taksert i Midt-Norge våren 2005. Totalt antall par registrert, prosent av rutene med observasjoner av arten, prosent av totalt antall punkt med observasjoner av arten, og gjennomsnittlig antall observerte par pr. rute med observasjoner av arten. – Bird observations made during point counts (1115 points) for the 61 censused routes in Central Norway during the spring 2005.*

Art/ Species	Antall par/ Number of pairs	% ruter med observasjoner/ % of routes with observations	% punkt med observasjoner/ % of points with observations	Gjennomsnitt antall obs. pr. rute/ Average number of obs. for each route
Løvsanger	1090	95,1	55,1	18,8
Bjørkefink	361	72,1	25,1	8,2
Rødvingetrost	320	82,0	23,5	6,4
Heipiplerke	309	59,0	19,6	8,6
Gransanger	287	49,2	19,4	9,6
Gråtrost	271	72,1	16,1	6,2
Bokfink	271	60,7	19,6	7,3
Rødstrupe	203	59,0	14,3	5,6
Måltrost	190	67,2	15,5	4,6
Gjøk	152	68,9	11,7	3,6
Heilo	150	47,5	11,3	5,2
Grønnsisik	135	39,3	10,9	5,6
Trepiplerke	128	54,1	10,0	3,9
Gjerdesmett	110	52,5	8,9	3,4
Rødstjert	91	42,6	7,1	3,5
Fiskemåke	89	42,6	5,4	3,4
Gråsisik	89	39,3	6,0	3,7
Rødstilk	87	54,1	6,9	2,6
Kråke	85	55,7	7,4	2,5
Jernspurv	84	57,4	7,4	2,4
Svarttrost	82	42,6	7,3	3,2
Gluttsnipe	60	34,4	4,9	2,9
Småspove	60	27,9	5,0	3,5
Steinskvett	49	26,2	3,9	3,1
Sivspurv	48	36,1	3,9	2,2
Kjøttmeis	47	36,1	4,0	2,1
Enkeltbekkasin	44	37,7	3,7	1,9
Granmeis	42	34,4	3,6	2,0
Fuglekonge	41	31,1	3,6	2,2
Svarthvit fluesnapper	39	36,1	3,4	1,8
Ravn	39	34,4	3,5	1,9
Ringdue	37	24,6	3,0	2,5
Ringtrost	36	23,0	3,0	2,6
Munk	29	14,8	2,2	3,2
Blåstrupe	27	19,7	2,2	2,3
Gulspurv	25	11,5	1,9	3,6
Grønnfink	24	16,4	2,0	2,4
Gulerle	23	6,6	1,9	5,8
Strandsnipe	19	19,7	1,6	1,6
Gråspurv	19	3,3	0,8	9,5
Gråfluesnapper	18	21,3	1,6	1,4
Stær	18	11,5	1,3	2,6
Dompapp	17	18,0	1,5	1,5
Sivsanger	17	1,6	0,9	17,0
Linerle	16	19,7	1,4	1,3
Toppmeis	16	18,0	1,4	1,5
Lirype	16	16,4	1,3	1,6
Blåmeis	15	16,4	1,3	1,5
Gråmåke	15	6,6	0,7	3,8
Orrfugl	14	9,8	1,2	2,3
Skjære	11	11,5	1,0	1,6
Vipe	11	11,5	0,9	1,6
Løvmeis	11	9,8	1,0	1,8
Storspove	10	13,1	0,9	1,3
Buskskvett	10	11,5	0,9	1,4
Sanglerke	10	1,6	0,6	10,0
Grønnstilk	9	1,6	0,4	
Trane	8	11,5	0,7	
Storlom	8	9,8	0,6	
Trekryper	7	8,2	0,6	

***Tabell 9.1** (forts.)*

Art/ Species	Antall par/ Number of pairs	% ruter med observasjoner/ % of routes with observations	% punkt med observasjoner/ % of points with observations	Gjennomsnitt antall obs. pr. rute/ Average number of obs. for each route
Svartmeis	7	8,2	0,5	
Gulsanger	6	8,2	0,5	
Tjeld	6	6,6	0,5	
Sandlo	6	4,9	0,4	
Fjelljo	6	3,3	0,4	
Svartspett	5	8,2	0,4	
Kvinand	5	8,2	0,4	
Nøtteskrike	5	8,2	0,4	
Lavskrike	5	4,9	0,4	
Flaggspett	4	6,6	0,4	
Smålom	4	4,9	0,4	
Låvesvale	4	4,9	0,4	
Tårnfalk	4	4,9	0,4	
Hettemåke	4	4,9	0,3	
Tornsanger	4	3,3	0,2	
Lappspurv	4	1,6	0,3	
Grankorsnebb	3	4,9	0,3	
Krikkand	3	4,9	0,3	
Dvergfalk	3	4,9	0,3	
Skogsnipe	3	4,9	0,3	
Fossekall	3	3,3	0,3	
Stokkand	3	3,3	0,2	
Sildemåke	3	3,3	0,2	
Taksvale	3	1,6	0,1	
Gråhegre	2	3,3	0,2	
Kanadagås	2	3,3	0,2	
Svartand	2	3,3	0,2	
Fjellvåk	2	3,3	0,2	
Fjellrype	2	3,3	0,2	
Svømmesnipe	2	3,3	0,2	
Svartbak	2	3,3	0,2	
Haukugle	2	3,3	0,2	
Møller	2	3,3	0,2	
Bergirisk	2	3,3	0,2	
Spettmeis	2	3,3	0,1	
Snøspurv	2	1,6	0,2	
Siland	1	1,6	0,1	
Jerpe	1	1,6	0,1	
Storfugl	1	1,6	0,1	
Boltit	1	1,6	0,1	
Myrsnipe	1	1,6	0,1	
Kattugle	1	1,6	0,1	
Jordugle	1	1,6	0,1	
Gråspett	1	1,6	0,1	
Grønnspett	1	1,6	0,1	
Tretåspett	1	1,6	0,1	
Hagesanger	1	1,6	0,1	
Bøksanger	1	1,6	0,1	
Varsler	1	1,6	0,1	
Fugl sp.	16	11,5	1,4	
Korsnebb sp.	4	3,3	0,4	
Sisik sp.	4	3,3	0,4	
Meis sp.	3	3,3	0,3	
Trost sp.	3	3,3	0,3	
Spurvefugl sp.	2	3,3	0,4	
Lom sp.	1	1,6	0,1	
Fink sp.	1	1,6	0,1	
Piplerke sp.	1	1,6	0,1	
Spette sp.	1	1,6	0,1	
Svale sp.	1	1,6	0,1	
Vader sp.	1	1,6	0,1	

Tabell 9.2 *Observasjoner av mer sjeldne arter mellom takseringspunktene. – Observations of less common bird species between census points.*

Art **Species**	**Ant. Ind.** **No. of ind.**
Heilo	33
Lirype	30
Rødstilk	29
Gluttsnipe	17
Strandsnipe	15
Enkeltbekkasin	13
Småspove	13
Ringtrost	10
Stokkand	9
Storfugl	9
Fjellvåk	8
Storlom	7
Svartand	7
Krikkand	6
Fjellrype	6
Grønnstilk	6
Fossekall	6
Lavskrike	6
Smålom	5
Orrfugl	5
Trane	5
Gråhegre	4
Toppand	4
Vipe	4
Rugde	4
Storspove	4
Kvinand	3
Dvergfalk	3
Jerpe	3
Svartspett	3
Gulerle	3
Horndykker	2
Siland	2
Laksand	2
Kongeørn	2
Fiskeørn	2
Sandlo	2
Tretåspett	2
Sanglerke	2
Sivsanger	2
Gulsanger	2
Jordugle	2
Havørn	1
Spurvehauk	1
Myrhauk	1
Fjæreplytt	1
Dobbeltbekkasin	1
Grønnspett	1
Flaggspett	1
Gråspett	1
Hvitryggspett	1
Vintererle	1
Varsler	1
Blåstrupe	1
Totalt	314

9.3 Diskusjon

For å kunne gi noenlunde holdbar informasjon om bestandsendringer (eks. 80 % sannsynlighet for å kunne dokumentere 30 % bestandsnedgang i løpet av en 10-års periode ved 95 % signifikansnivå, se Kålås & Husby 2002) må man ha i størrelsesorden 50 reelle telleruter. Tellingene utført i 2005, indikerer at dette vil være tilfelle for i størrelsesorden 25-30 arter for regionen Midt-Norge (de 25-30 artene som står øverst i **tabell 9.1**). Dette samsvarer godt med vurderingene gjort i forprosjektet i 2001 (Kålås & Husby 2002). Kombinert med informasjon fra naboregioner vil vi forvente et tilsvarende presisjonsnivå for ytterligere 40-50 arter. Dessuten vil det etablerte nettverket på litt sikt være godt egnet for å dokumentere endringer av utbredelse for de aller fleste av våre terrestriske hekkefuglarter.

Av de vanligst forekommende artene, som en også vil få mest presis informasjon om bestandsendringer for, inngår 25 spurvefuglarter, 5 vadefuglarter samt gjøk og fiskemåke (arter som i 2005 ble observert på > 30 % av takseringsrutene). De fleste av disse er arter som har sin hovedforekomst i skogsområder fra kysten og opp til fjellbjørkeskogen. Det inngår imidlertid også et knippe arter som har sin hovedforekomst i åpne områder og i fjellet (ca 10 arter).

Kvalitetssikring av feltpersonell vil alltid være en utfordring når frivillige skal stå for hoveddelen av datainnsamlingen. Et viktig tiltak for slik kvalitetssikring vil være et Fuglekunnskapskurs som etableres ved Høgskolen i Nord-Trøndelag. Når frivillig personell skal gjøre arbeidet, vil det ofte være begrensninger i hvilke dager som står til rådighet. Det er ikke gitt at disse dagene samsvarer med dager med egnede værforhold i relevant tidsperiode. Dette vil nødvendigvis medføre at en ikke kan forvente at samtlige takseringsruter vil bli taksert hvert år. I 2005 ble klart størst andel av rutene i Nord-Trøndelag taksert, mens andelen i Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal var ca 65 %. Den lave andelen i Sør-Trøndelag og Møre og Romsdal er særlig et resultat av at oppstart av takseringene ikke ble klar før i mars. Tidsrommet for å skaffe til veie feltpersonell for 2005 ble derfor for kort til å få større dekning i disse fylkene. Erfaringene fra 2005 viste imidlertid at det gikk relativt greit å skaffe feltpersonell til Nord-Trøndelag der kontaktnettet mot potensielle feltpersoner allerede var etablert.

Både for å redusere kostnader for punching av data og for kvalitetssikring bør det utvikles web-baserte rapporteringsrutiner. Dette gjelder både for observasjoner av fugl (både for punkttakseringene og for observasjoner mellom punkt), for kringinformasjon om takseringene (navn på taksør, dato, værforhold, informasjon om praktisk gjennomføring, etc) og for registrering av vegetasjonsforhold ved tellepunktene. Når det gjelder databasen for lagring av data, har vi til nå brukt programmet Access. Det vil være behov for å videreutvikle dette sett i forhold til utviklingen av et web-basert rapporteringssystem.

10 Sammenhenger og mulige påvirkningsfaktorer

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

Klimaendringer
Flere av de overvåkete komponentene i TOV-områdene viser endringer som kan knyttes til klimavariasjoner de siste 10 årene sammenliknet med tidligere. Generelt er det en sammenheng mellom planteartenes kjente temperaturfølsomhet og deres fordeling med høyden over havet, som uttrykk for en lokal temperaturgradient (Bakkestuen et al. 2005). Det er følgelig gode muligheter for å fange opp endringer i plantearters forekomst i TOV-områdene som svar på endringer i klimaet. Tidligere er det vist at store moser i markvegetasjonen i sørlige områder har økt i mengde (R.H. Økland & Nordbakken 2004), noe som mest sannsynlig kan forklares med lengre vekstsesong for moser i overvåkingsperioden. Slike klimaeffekter er ikke åpenbare i våre analyser av markvegetasjonen i Børgefjell i 2005 (kap. 3), selv om gjennomsnittstemperatur og nedbør her har ligget noe over det normale de siste årene (jf **figur 2.2**). Disse endringene i markvegetasjonen, med bl.a. noe tilbakegang for moser, reflekterer trolig en dominerende effekt av høy smågnagerbestand i 2004, året før våre registreringer av vegetasjonen. Selv om vi forventer at plantene svarer på klimaendringer også i dette området, kan sterke lokale forstyrrelser åpenbart overstyre slike klimaeffekter.

På undersøkte trær i flere av overvåkingsområdene har mer varmekjære lavarter som vanlig kvistlav gått fram, mens kuldetolerante arter som snømållav har gått tilbake (Bruteig 2002). Dette er også tilfellet for endringene i artssammensetning hos lav på trær i Børgefjell, der endringene er konsistente med høyere temperatur enn normalt over flere år og forholdsvis mye nedbør de siste årene (**figur 2.2**). I Solhomfjell er mengden av lav generelt gått litt fram, men uten endringer i artssammensetnining som klart kan tolkes som en effekt av klimaendringer.

Tidspunktet for egglegging hos fluesnappere viser en nær sammenheng med vårens utvikling (f.eks. målt ved middeltemperaturen i mai). Gjennom flere år har det vært en svak tendens til tidligere hekking for svarthvit fluesnapper som følge av tidligere vår (jf **figur 8.3**). Fuglenes hekkestart er følsom for variasjonene i værforholdene om våren, noe den sene og kalde våren i flere av overvåkingsområdene i 2005 ga klart inntrykk av. Da fikk vi vesentlig senere hekking enn i mange av de foregående årene (jf kap. 8).

Vi forventer at mildere klima og lengre produksjonssesong i fjellet vil gi økning i fuglebestandene i disse områdene. En bestandsindeks basert på informasjon fra 1000 faste tellepunkt i de fem overvåkingsområdene i fjellet (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) viser en økning i bestanden av arter som er mest knyttet til skogshabitater. Arter som foretrekker åpne naturtyper som hekkeområder, ser imidlertid ut til å ha vært en mer stabil bestandsutvikling. Dette ble i noen grad reversert i 2005, ved at mengden arter knyttet til skog ble noe redusert fra året før, mens mengden arter knyttet til åpne områder, økt noe. Vi tolker dette som en konsekvens av den sene og kalde våren i 2005, der bl.a. arter knyttet til åpne fjellområder ikke fikk etablert seg i høyereliggende områder pga sen snøsmelting og derfor hadde spesielt stor forekomst i lavalpin sone mot skogen, der våre fugletakseringspunkter ligger.

Andre observasjoner 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 har kunnet oppdage dem.

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

De tydeligste effektene av forurensningspåvirkning er knyttet til epifytter på faste prøvetrær i overvåkingsområdene (jf kap. 4). Spesielt i de sørlige og mest forurensningsbelastete områdene er det registrert en nedgang i skader på lav, samt framvekst av lav generelt og spesielt forurensningsfølsomme arter som brunskjegg (jf Bruteig 2002, Bruteig & Wilmann 2004, Hilmo et al. 2004, og kap. 4 i denne rapporten). Siste års kartlegging i Solhomfjell viste både økt lavdekning, økt forekomst av brunskjegg og mindre skade på lav. Dette tyder på at reduksjonen i svovelnedfall og forsuring de siste 10 årene har hatt en positiv effekt på lavfloraen. Mer forurolig ende er det at mengden av alger på trærne i Lund har økt kraftig i samme periode, noe som dels kan skyldes et mildere og fuktigere klima (jf over), men ganske sikkert også økt tilførsel av nitrogen i dette området (Hilmo et al. 2004). Også for markvegetasjonen kan det nå se ut til at en gjødslingseffekt av tilført nitrogen påvirker floraen, både ved tilbakegang av nitrogenfølsomme lavarter og framgang for noen nitrogenelskende karplanter (jf Bakkestuen et al. 2004, R.H. Økland & Nordbakken 2004). For markvegetasjonen er tidligere indikasjoner på at akkumulert forsuring påvirker deler av floraen, noe reversert i løpet av den siste 5-årsperioden, slik at endelige konklusjoner om slike effekter må avvente ytterligere undersøkelser (jf R.H. Økland & Nordbakken 2004). Overvåkingsområdet i Børgefjell er svært lite utsatt for langtransportert forurensning, og det er heller ingen indikasjoner på effekter av forsuring eller nitrogengjødsling på markvegetasjonen eller epifyttene i dette området.

For faunaen gir heller ikke resultatene fra 2005 noen 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 fra tidligere år er det riktignok funnet forhøyete nivåer av ulike organiske miljøgifter i egg av flere rovfuglarter, til dels på antatt kritiske nivåer (Nygård et al. 2001). Det er også funnet betydelige nivåer av bly og andre giftige metaller i hønsefugl fra Sørvest-Norge (Kålås & Lierhagen 2004), 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 beskatning i utgangspunktet være aktuell for ryper og skogsfugl. Det drives jakt i en viss utstrekning i de fleste av overvåkingsområdene, men det er ikke noe i våre observasjoner som tilsier at disse artene overbeskattes. Variasjonen fra år til år og mellom områder, samt fordelingen av ungfugl og voksne for lirype, kan i hovedsak tilskrives naturlig variasjon i artenes bestandsdynamikk.

Heller ikke variasjonen i reproduksjon hos kongeørn og jaktfalk kan knyttes direkte til jakt/bekjempelse eller forstyrrelse fra mennesker. Det har imidlertid vært noen år med uvanlig svak reproduksjon hos kongeørn i Solhomfjell og Åmotsdalen. I Åmotsdalen var det klare indikasjoner på at både kongeørn og jaktfalk har vært utsatt for overgrep fra mennesker i 2003, men det er usikkert om den svake reproduksjonssuksessen for kongeørn skyldes slik faunakriminalitet. Mer omfattende overvåkingsinnsats i Solhomfjell i 2004 og 2005 har foreløpig ikke avklart årsakene til den svake reproduksjonen i dette området i perioden 1999-2003.

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 ca 1950 foregått en tydelig fortetting av trevegetasjonen i overvåkingsområdene ved Møsvatn og i Åmotsdalen (Bakkestuen & Erikstad 2002, Framstad et al. 2006). I flere av TOV-områdene (f.eks. Åmotsdalen og Lund) er det fremdeles et høyt beitetrykk av sauer, og reinsdyr bruker områdene i Gutulia, Børgefjell og Dividalen. I noen av disse områdene (Gutulia, Børgefjell, Dividalen) er det observert skader på vegetasjonen som kan skyldes høyt beitetrykk. Også mer akutte effekter arealbruk kan påvirke overvåkingsområdene, noe vi fikk et klart inntrykk av i Børgefjell i 2005, der ett av analysefeltene var ødelagt av mennesker, og det ellers var omfattende kjøreskader på vegetasjonen nær analysefeltene. I Børgefjell er til sammen fire av undersøkelsestrærne for epifytter hogd ned i løpet av prosjektet. Det er generelt ikke lett å skaffe presis informasjon om graden av endring i arealbruken over tid. Dermed er det vanskelig å anslå i hvor stor grad slike endringer er årsak til de observerte endringene i overvåkingsområdene. Utvikling av landskapsmodeller og dokumentasjon av ev. endringer i arealdekket i TOV-områdene er satt i gang i 2004 (Framstad et al. 2005). Dette vil kunne gi et bedre grunnlag for tolkning av mulige effekter av endringer i arealbruk i forhold til våre observasjoner av flora og fauna.

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, 2005; Åmotsdalen 2001, 2002; Børgefjell 1993-95, 1997-98, 2001, 2004; 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 bestandssvingninger, ofte med nokså regelmessig variasjon med bestandstopper med 3-4 års mellomrom. Et slikt mønster

kan vi se særlig tydelig 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.

Bjørkemålere er en annen gruppe av arter som kan ha stor innvirkning på flere deler av lokale økosystemer. Ved store angrep vil både bjørkelauv og lauv på andre trær, busker og lyngplanter kunne bli fullstendig fjernet. Ved angrep i flere påfølgende år kan også treindivider bli drept i stor skala. Dette endrer vekstforholdene for markvegetasjonen, med bl.a. et sterkere oppslag av grasarter. Dermed får også smågnagerne endret sine livsbetingelser, noe som kan endre artssammensetningen fra arter knyttet til områder med tre- og buskdekning (f.eks. klatremus), til arter knyttet til mer åpne områder (f.eks. markmus). Masseforekomster av bjørkemålerlarver gir også et stort overskudd på næring for fugler, noe som kan utnyttes av arter med en nomadisk livsform som f.eks. bjørkefink. Alle disse endringene viste seg i Møsvatnområdet etter store bjørkemålerangrep rundt 2000 (se Framstad et al. 2003; http://www.nina.no/?io=1001287).

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.

11 Litteratur

Ahti, T. 1977. Lichens of the boreal coniferous zone. – I Seaward, M., red. Lichen Ecology. Academic Press, London. S. 145-182.

Andersson, M. & Jonasson, S. 1986. Rodent cycles in relation to food resources on an alpine heath. – Oikos 46: 93-106.

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

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

Bakkestuen, V., Brattbakk, I., Erikstad, L., Stabbetorp, O.E., Often, A. & Wilmann, B. 2004. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen – tredje gangs analyse 2003 – NINA Oppdragsmelding 839: 32-38.

Bakkestuen, V., Bruteig, I.E., Framstad, E., Sloreid, S.-E., Stabbetorp, O.E. & Aarrestad, P.A. 2005. Overvåking av klimaeffekter på biomangfold i TOV. – NINA Rapport 52, 47s.

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., Erikstad, L. & Eilertsen, O. In press. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six monitoring reference areas in Norway. – Sommerfeltia 31.

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

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.

Bruteig, I.E. 1996. Terrestrisk naturovervaking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Solhomfjell og Børgefjell 1995. – Allforsk Rapport 7: 1-42.

Bruteig, I.E. 2001. Terrestrisk naturovervaking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell 2000. – NINA Oppdragsmelding 703: 1-39.

Bruteig, I.E. 2002. Terrestrisk naturovervaking. Samanstilling av epifyttovervakinga 1990-1999. – NINA Oppdragsmelding 776: 1-39.

Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2004. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i Dividal og Gutulia 2003. – NINA Oppdragsmelding 839: 39-60.

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.

Dalen, L. 2004. Dynamics of mountain birch treelines in the Scandes mountain chain, and effects of climatic warming. – PhD theses, NTNU, Trondheim.

DN 1997. Natur i endring. Program for Terrestrisk naturovervåking 1990-95. - Direktoratet for Naturforvaltning, Trondheim.

DN 1999. Nasjonal rødliste for truete 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 an heavy metal pollution gradient. - Oecologia 108: 631-639.

Eeva, T., Lehiokoinen, E. & Nurmi, J. 1994. Effect of ecto¬parasites on the breeding successs of great tits (Parus major) and pied flycatcher (Ficedula hypoleuca) in an air pollution gradient. - Can. J. Zool. 72: 624-635.

Eeva, T., Lehiokoinen, E. & Sunell, C. 1997. The quality of pied flycatcher (Ficedula hypoleuca) an great tit (Parus major) females in an air pollution gradient. - Ann. Zool. Fennici. 34: 61-71.

Eilertsen, O. & Brattbakk 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. – NINA Oppdragsmelding 286: 1-82.

Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. – NINA Oppdragsmelding 285: 1-69.

Eilertsen, O. & Stabbetorp, O. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. – NINA Oppdragsmending 408: 1-84.

Ekenstedt, J., Ollilla, T. & Kålås, J.A. 2004. Criteria for monitoring and surveillance of Golden Eagles (Aquila chrysaetos) in Finland-Norway-Sweden. - Naturvärdsverket, Stockholm (in press)

Ekerholm, P., Oksanen, L. & Oksanen, T. 2001. Long-term dynamics of voles and lemmings at the timberline and above the willow limit as atest of hypotheses on trophic interactions. – Ecography 24: 555-568.

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.

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 biologsk mangfold – videreutvikling av dagens naturovervåking. – NINA Oppdragsmelding 702: 1-49.

Framstad, E. & Kålås, J.A. 2005. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2004. – NINA Rapport 51, 63 s.

Framstad, E., Bakkestuen, V., Bruteig, I.E., Kålås, J.A., Nygård, T. & Økland, R.H. 2003. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking 1990-2002. – NINA Temahefte 24, 30s.

Framstad, E., Sloreid, S.-E. & Erikstad, L. 2006. Landskapsmodeller for TOV-områdene. – NINA Rapport 108, 41 s.

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.

Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. – NINA Temahefte 12: 1-279.

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.

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 Noordwilk, A.J. 1994. Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. - Nature 368: 446-448.

Greenwood, J.J.D., Baillie, S.R., Crick, H.P.Q., Marchant, J.H. & Peach, W.J. 1993. Integrated population monitoring: detecting the effects of diverse changes. - pp. 267-342 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D., eds. Birds as Monitors of environmental Changes. Chapman & Hall, London.

Gregory, R.D. & Vorisek, P. 2003. Report on the Pan-European common bird monitoring workshop. – Bird Census News 16: 4-15.

Gunnarsson, B. 1988. Spruce-living spiders and forest decline; the importance of needle-loss. – Biol. Cons. 43: 309-319.

Gunnarsson, B. 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution on spruce-living spiders. – J. Animal. Ecol. 59: 743-752.

Haartman, L. von 1954. Der Trauerfliegenschnäpper. III. Die Nahrungsbiologie. - Acta Zool. Fenn. 83: 1-96.

Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. - Gyldendal Norsk Forlag, Oslo.

Hake, M. 1991. The effects of needle loss in coniferous forests in south-western Sweden on the winter foraging behaviour of willow tits Parus montanus. – Biol. Cons. 58: 357-366.

Hambäck, P.A., Oksanen, L., Ekerholm, P., Lindgren, Å, Oksanen, T. & Schneider, M. 2004. Predators indirectly protect tundra plants by reducing herbivore abundance. – Oikos 106: 85-92.

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.

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. & Haukisalmi, 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. & Wang, R. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Solhomfjell - 1990. – DN-notat 1991-6: 1-50.

Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2004. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2001. – NINA Oppdragsmelding 834, 33s.

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.

Holien, H. 1996. Influence of site and stand factors on the distribution of crustose lichens of the Caliciales in a suboceanic spruce forest area in central Norway. – Lichenologist 28: 315-330.

Holien, H. & Tønsberg, T. 2006. Norsk lavflora. – Tapir akademisk forl., Trondheim.

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. 2004. Long-term decline in numbers of cyclic voles in boreal Sweden: analysis and presentation of hypotheses. – Oikos 107: 376-392.

Hörnfeldt, B., Löfgren, O. & Carlsson, B.-G. 1986. Cycles in voles and small game in relation to variation in plant production indices in Northern Sweden. – Oecologia 68: 496-502.

Hultengren, S., Gralen, H. & Pleijel, H. 2004. Recovery of the epiphytic lichen flora following air quality improvement in south-west Sweden. – Water Air and Soil Pollution 154: 203-211.

Ims, R.A. & Fuglei, E. 2005. Trophic interaction cycles in tundra ecosystems and the impact of climate change. – BioScience 55: 311-322.

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.

Korpimäki, E., Brown, P.R., Jacob, J. & Pech, R.P. 2004. The puzzles of population cycles and outbreaks of small mammals solved? – BioScience 54: 1071-1079.

Koskimies, P. 1989. Birds as a tool in environmental monitoring. - Ann. Zool. Fennici 26: 153-166.

Kålås, J.A. & Framstad, E. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere, fugl og næringskjedestudier i Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn-Austfjell, Lund og Solhomfjell, 1992. - NINA Oppdragsmelding 221: 1-38.

Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991a. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, fauna. - NINA Oppdragsmelding 24: 1-36.

Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991b. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell og Solhomfjell, 1990. - NINA Oppdragsmelding 85: 1-41.

Kålås, J.A., Framstad, E., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell, Åmotsdalen, Solhomfjell og Lund, 1991. NINA Oppdragsmelding 132: 1 38.

Kålås, J.A., Framstad, E., Pedersen H.C. & Strand, O. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Fjellrev, hare, smågnagere, fugl og næringskjedestudier i TOV-områdene, 1993. - NINA Oppdragsmelding 296: 1-47.

Kålås, J.A. & Gjershaug, J.O. 2004. Rovfugl – s 67 – 70 i Framstad, E. (red). Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2003. - NINA Oppdragsmelding 839, NINA, Trondheim.

Kålås, J.A. & Husby, M. 2002. Ekstensiv overvåking av terrestre fugl i Norge. – NINA-Oppdragsmelding 740, 25 s.

Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 2005. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01. - NINA Oppdragsmelding 782: 1-41.

Kålås, J.A., Steinnes, E. & Lierhagen, S. 2001. Lead exposure of small herbivorous vertebrates from atmospheric pollution. - Environmental Pollution 107: 21-29.

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

Lid, J., Elven, R., Alm, T. & Lid, D.T. 2005. Norsk flora. 7. utg. – Samlaget, Oslo.

Lindström, E. & Hörnfeldt, B. 1994. Vole cycles, snow depth and fox predation. – Oikos 70: 156-160.

Lindström, E., Andrén, H., Angelstam, P., Cederlund, G., Hörnfeldt, B., Jäderberg, L., Lemnell, P.-A., Martinsson, B., Sköld, K. & Swenson, J.E. 1994. Disease reveals the predator: sarcoptic mange, red fox predation, and prey populations. – Ecology 75: 1042-1049.

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. hovedfagsoppgave.

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

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

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

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.

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.

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

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

Nygård, T. Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk natur¬overvåking. Miljøgifter i dvergfalk i Norge. - NINA Forskningsrapport 56: 1-33.

Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfalk. - NINA Oppdragsmelding 232: 1-24.

Nygård, T., Skaare, J.U., Kallenborn, R & Herzke, D. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge. - NINA Oppdragsmelding 701: 1-33.

Nyholm, N.E.I. 1981. Evidence of involvement of aluminium in causation of defective formation of eggshells and impaired breeding in wild passerine birds. - Environ. Res. 26: 363-371.

Nyholm, N.E.I. 1994. Heavy metal tissue levels, impact on breeding and nestling development in natural populations of pied flycatchers (Aves) in the pollution gradient from a smelter. - S. 373-382 i Donker, M. Eijsackers, H. & Heimback, F., eds. Ecotoxicology of soil organisms. Lewis, Chelsee.

Nyholm, N.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. & Oksanen, T. 1992. Long-term microtine dynamics in north Fennoscandian tundra: the vole cycle and the lemming chaos. – Ecography 15: 226-236.

Oksanen, L., Fretwell, S.D, Arruda, J. & Niemela, P. 1981. Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. – American Naturalist 118: 240-261.

Olofsson, J., Hulme, P.E., Oksanen, L. & Suominen, O. 2004. Importance of large and small mammalian herbivores for the plant community structure in the forest tundra ecotone. – Oikos 106: 324-334.

Olsen, S.R. & Grønlien, H. 2002. Smågnagerundersøkelser i Lillehammer og Brandbu 1992-2001. – upubl. rapport til fylkesmannen i Oppland. 9 pp + vedlegg.

Ormerod, S.J., Bull, K.R., Cummins, C.P., Tyler, S.J. & Vickery, J.A. 1988. Egg mass and shell thickness in Dipper Cinclus cinclus in relation to stream acidity in Wales and Scotland. - Environmental Pollution 58: 179-194.

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:.

Ratcliffe, D.A. 1967. Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. - Nature 215: 208-210.

Rekdal, Y. & Strand, G.H. 2005. Arealregnskap for Norge. Fjellet i Hedmark. – NIJOS rapport 06/05: 1-32.

Rosseland, B.O., Eldhuset, T.D. & Staurnes, M. 1990. Environmental effects of aluminium. - Environmental Geochemistry and Health 12: 17-27.

Santesson, R., Moberg, R., Nordin, A., Tønsberg, T. & Vitikainen, O. 2004. Lichen-forming and lichenicolous fungi of Fennoscandia. – Museum of Evolution, Uppsala Universitet, Uppsala.

Seaward, M.R.D. 2004. The use of lichens for environmental impact assessment. – Symbiosis 37: 293-305.

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 symaptric populations of bank vole (Clethrionomys glareolus) and wood mouse (Apodemus sylvaticus) in southern Norway. – Journal of Zoology 258: 459-468.

Seldal, T., Andersen, K.-J. & Högstedt, G. 1994. Grazing-induced proteinase inhibitors: a possible cause for lemming population cycles. – Oikos 70: 3-11.

Sonesson, M. 1989. Water, light and temperature relations of the epiphytic lichens Parmelia olivacea and Parmeliopsis ambigua in northern Swedish Lapland. – Oikos 56: 402-415.

SPSS. 2004. SPSS base 13.0: User guide package. – SPSS Inc., Chigaco.

St.meld. nr 42 (2000-2001). Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning. – Miljøverndepartementet, 220 pp.

Steen, H., Mysterud, A. & Austrheim, G. 2005. Sheep grazing and rodent populations: evidence of negative interactions from a landscape scale experiment. – Oecologia 143: 357-364.

Stenseth, N.C. & Ims, R.A. 1993. Population dynamics of lemmings: temporal and spatial variation – an introduction. – pp. 61-96 I Stenseth, N.C. & Ims, R.A., red. The Biology of Lemmings. Academic Press, London.

Stenseth, N.C. 1999. Population cycles in voles and lemmings: density dependence and phase dependence in a stochastic world. – Oikos 87: 427-461.

Strann, K.-B., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2002. Is the heart of the Fennoscandian rodent cycle still beating? A 14-year study of small mammals and Tengmalm's owl in northern Norway. – Ecography 25: 81-87.

Svensson, S. 1989. Övervakning av fåglarnas populasjonsutveckling och reproduktionsförmåga. Årsrapport 1988. - Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.

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.

Zar, J.H. 1996. Biostatistical analysis. 3. utg. – Prentice Hall, New Jersey.

Økland, R.H. & Nordbakken, J.-F. 2004. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell – fjerde gangs analyse 2003. – NINA Oppdragsmelding 839: 14-31.

Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. – Sommerfeltia 22: 1-349.

Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. – NIJOS-rapport 08/01: 1- 46.

Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2004a. Changes in forest understory vegetation in Norway related to long-term soil acidification and climate change. – Journal of Vegetation Science 15: 437-448.

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

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

Aabakken, R. & Myrberget, S. 1975. Registreringer av fugler og pattedyr i planlagte reguleringsområder i Altavassdraget. - Rapport, Direktoratet for vilt og fersk-vannsfisk, Trondheim.

Aas, W., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. & Yttri, K.E. 2005. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2004. – NILU OR 26/2005.

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV)

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

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

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

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

Beskrivelse
TOV baserer seg på integrert overvåking i syv utvalgte områder, samt landsdekkende kartlegging av utvalgte parametere. TOV ble etablert i 1990, og det siste overvåkingsområdet ble satt i gang i 1993.

De syv overvåkingsområder er fordelt over landet fra sørvest til nord på en måte som reflekterer både klimavariasjoner og ulikheter i belastning av langtransporterte miljøgifter. Alle områdene er plassert slik at de ikke utsettes for raske endringer i arealbruken. De fleste områdene er lagt til verneområder. I områdene foregår integrert overvåking. Dette betyr at forekomsten av ulike arter og andre egenskaper ved økosystemet sees i sammenheng, noe som gir bedre mulighet til å tolke resultatene. I områdene overvåkes lav og alger på trær, moser, markvegetasjon, smågnagere, spurvefugl, lirype, jaktfalk og kongeørn. Faunaovervåkingen foregår årlig, mens overvåking av vegetasjon foregår hvert femte år. Informasjon om påvirkningsfaktorene hentes inn fra overvåkingsprogrammer som går i regi av SFT og andre.

I den landsdekkende overvåkingen gjentas kartleggingen hvert 5. eller hvert 10. år. Eksempler på slik overvåking er; Eggskalltykkelse og innhold av organiske miljøgifter i rovfugl, forekomst av lav og alger på trær, samt tungmetaller i vilt. Fra og med 2005 bygges det opp et landsdekkende representativt nett for taksering av fugl. Nettet baserer seg på 18x 18 km ruter, og ferdig utbygd vil det omfatte ca. 500 takseringsruter. Omfanget av ferdig utbygd overvåkingsnett vil avhenge av bevilgningene over statsbudsjettet. Kunnskap om bestander av trekkfugl som samles inn gjennom fuglestasjonene Lista og Jomfruland, vil supplere tolkingene av variasjoner i fuglebestandene.

Finansiering og involverte institusjoner
Direktoratet for naturforvaltning finansierer grunnaktivitetene i TOV, men flere institusjoner har bidratt med finansiering av tilknyttede prosjekter. Norsk institutt for naturforskning koordinerer de vitenskapelige undersøkelsene i programmet, men en rekke institusjoner bidrar til både datainnsamling og tolking av data, for detaljer se forord.

Mer informasjon på internett
Generell TOV informasjon finnes på DNs nettsider: http://www.dirnat.no/wbch3.exe?p=1838. Her finnes oversikt over samtlige TOV-rapporter i høyre marg. De fleste rapporter etter 2000 er produsert i pdf-format, og disse kan også gjenfinnes i høyre marg på internettsida. Trykte rapporter fåes ved henvendelse til den aktuelle institusjonen.
Overvåkingsdata fra områdene finnes på: http://dnweb2.dirnat.no/tov/

NINAs presentasjon av TOV finnes på: http://www.nina.no/?io=1001287

NINA Rapport 150

ISSN:1504-3312
ISBN: 82-426-1701-5 (elektronisk versjon)

Norsk institutt for naturforskning
NINA Hovedkontor
Postadresse: NO-7485 Trondheim
Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, NO-7047 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01
Organisasjonsnummer: 9500 37 687

http://www.nina.no

Grafisk utforming: NINA
Omslagsfoto: Per Jordhøy, Børre Dervo,
Knut Kringstad, Tycho Anker-Nilssen NINA