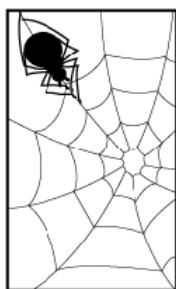


Natur i endring

Terrestrisk naturovervåking i 2010: Mark-vegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Erik Framstad (red.)



Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 139

Finansiering: Direktoratet for naturforvaltning

Deltakende institusjoner: NINA, Norsk institutt for skog og landskap, Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Norsk institutt for naturforskning

Natur i endring

Terrestrisk naturovervåking i 2010: Mark-vegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Erik Framstad (red.)

Framstad, E. (red.) 2011. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. – NINA Rapport 702. 135 s.

Oslo, juni 2011

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2289-1

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

Adm.dir. Norunn Myklebust (sign.)

OPPDRAGSGIVER/SPONSOR

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/SPONSOR

Reidar Hindrum

NØKKEWORD

Terrestrisk miljø – overvåking – markvegetasjon – epifytter – smågnagere – fugl – reproduksjon – bestandsvariasjoner – arts-sammensetning

KEY WORDS

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

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA Trondheim

Postboks 5685 Sluppen
NO-7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 73 80 14 01

NINA Oslo

Gaustadalleen 21
NO-0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00
Telefaks: 22 60 04 24

NINA Tromsø

Framsenteret
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.) 2011. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. – NINA Rapport 702. 135 s.

Resultatene fra Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) viser endringer i overvåkingsområdene som kan knyttes til endringer i bl.a. klimaet og forurensningsbelastninger, samt til naturlige variasjoner. I flere sørlige områder i både granskog og bjørkeskog har store moser vist framgang som er konsistent med mildere klima og lengre vekstsesong. I en del av de sørlige overvåkingsområdene tyder en viss framgang for nitrogenelskende arter også på noe økt tilgang på nitrogen. Hos epifytter på trær tyder framgang for mer varmekjære arter og tilbakegang for kuldetolerante arter på sammenheng med mildere klima. Hekkesesongen for svarthvit fluesnapper følger maitemperaturen nokså tett. For bestandsnivå og produksjon hos fugl og smågnagere er det ikke funnet indikasjoner på negative effekter av forurensninger. Endring i utmarksbruk kan ha påvirket markvegetasjonen i noen områder. Det er ikke observert noen fremmede arter i overvåkingsområdene. Noen få truede og sårbare arter er observert, i hovedsak lavarter.

Markvegetasjonen har siden oppstart i 1988 blitt overvåket i 11 områder i granskog (10 i regi av Norsk institutt for skog og landskap, 1 i regi av Universitetet i Oslo) og i 6 områder i bjørkeskog (i regi av NINA). Markvegetasjonen i disse områdene har blitt registrert hvert 5. år ved vegetasjonsøkologiske ruteanalyser (noen av granskogsflatene nå bare hvert 8. år). I 2010 ble markvegetasjonen undersøkt i bjørkeskog i Børgefjell og granskog i Paulen naturreservat (Vest-Agder). I Børgefjell ble det registrert totalt 76 arter i 2010, en liten tilbakegang sammenlignet med tidligere registreringer (80-82 arter); antall arter av bladmoser og lav har gått mest tilbake. I perioden 2005-2010 gikk mengden av fire arter av karplanter, to moser og én lav tilbake, mens kun én karplanteart og to bladmoser gikk fram. Markvegetasjonens sammensetning viste signifikant endring både i 2005-2010 og for hele perioden 1995-2010, mot artsfattigere vegetasjon typisk for tørrere og fattigere voksesteder, noe som kan skyldes en effekt av endret beitetrykk. I Paulen ble det registrert totalt 85 arter i 2010, en liten tilbakegang siden 2005 (89 arter) og 1990 (87 arter). Antall arter av karplanter og levermoser har gått tilbake, mens antall arter av bladmoser har vært stabilt og antall lavarter har økt litt. I perioden 2005-2010 gikk fire karplantearter og seks mosearter signifikant tilbake i mengde, mens ingen arter økte i mengde i perioden. Det var signifikante endringer i den rikere delen av markvegetasjonens sammensetning i perioden 2005-2010, mens både den fattigere og den rikere delen endret seg over perioden 1990-2010. Endringene skyldes trolig samvirkning av flere faktorer, som nitrogennedfall, klimaendringer og naturlige variasjoner i smågnagersykluser og tresjiktet.

I de 17 områdene med overvåking av markvegetasjonen har de noe mer basekrevende artene gaukesyre og fugletelg vist tilbakegang i sørlige områder fram til 1998, noe som kan skyldes en forsinket respons på langvarig jordforsuring og utarming av jorda. For fugletelg har tilbakegangen fortsatt i flere sørlige granskogsområder også etter 1998, mens gaukesyre har hatt framgang i flere områder. Graset smyle har hatt framgang i flere av de sørlige områdene, noe som kan knyttes til en gjødslingseffekt ved nitrogentilførsel i nedbøren. Framgang for smyle i fjellbjørkeskog kan også knyttes til lokal påvirkning fra bjørkemålerangrep. I de fleste av områdene, unntatt helt i nord, har etasjemose hatt klar framgang sammen med andre større moser, noe som kan knyttes til lengre og mildere høster de siste 20 årene.

Epifyttvegetasjonen (lav, moser, sopp, alger) på stammer av bjørk (furu i Solhomfjell) blir kartlagt med 5 års mellomrom i TOV-områdene. I 2010 ble epifytter kartlagt på nytt i overvåkingsområdene i Solhomfjell og Børgefjell. Lavdekningen i Solhomfjell var forholdsvis lav, men viste en svak økning (fra 13% til 15%) i perioden 1990-2010. Skadeomfanget på lav ble kraftig redusert i perioden. I Børgefjell har lavdekningen vært høy og stabil (ca 75%) de siste 15 årene, og skadeomfanget er lavt og synkende. Her har dekningen av mer varmekjær vanlig kvistlav økt, mens fjellbjørkeskogspesialisten snømållav har redusert dekning, noe som kan knyttes til en trend mot mildere klima og lengre vekstsesong.

For kongeørn viser tidsseriene (1990/93-2010) ingen entydige tegn til redusert reproduksjon i de sørligste områdene. For kongeørn registrerte vi i 2010 relativt lav produksjon i Børgefjell (0,23 unger pr territorium), Gutulia (0,08) og Solhomfjell (0,15), men middels til god produksjon i Lund (0,38 unger pr territorium), Møsvatn (0,43) og Åmotsdalen (0,53). For jaktfalk var det god produksjon i Åmotsdalen (1,3 unger pr territorium) og middels produksjon i Møsvatn (0,75) og Børgefjell (0,70).

I 2010 var det godt tilslag for svarthvit fluesnapper i fuglekassene i Åmotsdalen, mens det var nokså få par som brukte kassene i Lund, Solhomfjell og Gutulia. De parene som hekket, hadde nokså god produksjon, unntatt i Åmotsdalen der både klekkesuksess og ungeoverlevelse var litt lavere enn for øvrige områder. Det har ikke vært systematiske forskjeller mellom nordlige og sørlige områder de siste 10 årene. Takseringene av spurvefugler de siste 20 årene viser ingen forskjeller i bestandsvariasjoner mellom de to sørlige og mest forurensede områdene og de fem områdene lengre nord. Antall observasjoner av regulært forekommende spurvefuglarter var i 2010 lavere enn i foregående 5-årsperiode for alle områdene unntatt Lund. Særlig var nedgangen stor for Solhomfjell og Dividalen. Også for artene med mer typisk invasionsart opptraden (gråsisik, bjørkefink og grønnsisik) registrerte vi lave bestander i 2010. Det ble registrert lite frø på bjørk i alle områdene unntatt Børgefjell, men mye målerlarver i Åmotsdalen. Vi ser ingen klar årsak til de lave bestandsobservasjonene for spurvefugl i 2010.

Et arealrepresentativt nettverk med 515 takseringsruter for bestandsovervåking av terrestriske hekkfugler er planlagt for landet. Hittil er det etablert slike rutenett i Midt-Norge, Øst-Norge, Sørlandet, Vestlandet, Nordland/Troms og deler av Finnmark, der hhv 84, 91, 55, 49, 47 og 32 statistisk representative takseringsruter er etablert pr 2010. For 2010 er det rapportert takseringer eller besøk for hhv 65, 79, 42, 34, 26 og 33 av disse rutene. Det er registrert 177 identifiserte arter og ca 29 750 'par' fugler knyttet til 279 av disse rutene. Dette gir i snitt ca 107 par pr rute. Løvsanger er gjennomgående mest vanlige art (20% av observasjonene), men ellers varierer de mest dominante artene noe mellom regionene. Tellingene så langt indikerer at ca 60 arter er så vanlige at vi vil kunne få holdbar informasjon om deres bestandsendringer på landsbasis innenfor en 10-årsperiode. Rundt 30 arter av spurvefugl, seks vadefuglarter, samt flaggspett, ringdue og gjøk er tilstrekkelig vanlige til å få holdbare resultater på regionalt nivå.

Mildere klima og lengre hekkesesong/vekstsosong 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) for perioden 1993 – 2010 viser økning i bestanden for arter knyttet til skogshabitater, mens det er tegn til nedgang for arter knyttet til åpne naturtyper. Vi tolker de langsiktige endringene mer som en effekt av klima (eks. tidligere vår, men økte muligheter for kuldeperioder i hekketida, lengre vekstsosong) enn som en effekt av endringer i habitat. Også reproduksjonstidspunkt hos svarthvit fluesnapper viser en klar sammenheng med mai-temperaturen.

Viktigste mål med smågnager- og rypetakseringene er å få en oversikt over deres bestandsutvikling som grunnlag for å tolke endringer i andre observasjoner, bl.a. ungeproduksjonen for kongeørn og jaktfalk. Fangstene av smågnagere høsten 2010 viste oppgang til middels eller høye bestander i de fleste TOV-områdene (Lund 11, Solhomfjell 5,8, Møsvatn 5,3, Gutulia 11,8, Åmotsdalen 26,5, Børgefjell 6,3 fangster pr 100 felledøgn), med unntak for Dividalen som bare viste en svak oppgang (2,2). Sammenlignet med takseringene av lirype i 2009 gikk bestand og ungeproduksjon opp i Lund og Åmotsdalen (hhv 53,6 og 33,7 fugl pr km²), mer marginalt opp i Gutulia og Børgefjell (hhv 15,5 og 25,6 fugl pr km²), men ned i Møsvatn og Dividalen (hhv 10,7 og 16,1 fugl pr km²). Jaktstatistikken for Solhomfjell tyder på økt bestand av orrfugl, fra allerede nokså høyt nivå de foregående årene. Dataene for smågnagere og hønsefugl høsten 2010 tyder på potensielt bedre produksjon for kongeørn og jaktfalk i 2011 for de fleste av TOV-områdene, men utviklingen i smågnagerbestanden er usikker.

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

Abstract

Framstad, E. (ed.) 2011. Nature in transition. The Terrestrial Ecosystems Monitoring Programme in 2010: Ground vegetation, epiphytes, small mammals and birds. – NINA Report 702. 135 pp.

Results from the Terrestrial Ecosystems Monitoring Programme (TOV) document changes that may be related to changes in climate and pollution loads. In several southern sites of birch or spruce forest, large mosses have increased, reflecting a milder climate and longer growing season. Increases for somewhat thermophilous epiphytic species and decreases for cold-tolerant species also indicate effects of a milder climate. In some southern monitoring sites, a limited increase for nitrophilous species may be related to long-term deposition of nitrogen. Pied flycatcher breeding season follows the mean May temperatures rather closely. There were no apparent effects of pollution on birds or small rodents. Changes in land use may affect the ground vegetation in some sites. No alien, invasive species have been observed at the monitoring sites. A few threatened or vulnerable species, mainly birds, have been observed at the sites.

Since the start in 1988, the ground vegetation has been monitored in 11 sites in spruce forest (10 run by the Norwegian Forest and Landscape Institute, 1 run by the University of Oslo) and in 6 sites in birch forest (run by NINA). The plant species at each monitoring site are quantified as frequencies for 16 subplots in each of 50 1-m² plots, at 5-year intervals (now at 8-year intervals in some spruce forest sites). In 2010 the ground vegetation was investigated in birch forest in Børgefjell and in spruce forest in Paulen Nature Reserve. A total of 76 species was recorded at Børgefjell in 2010, a small reduction compared to previous surveys (80-82 species); mosses and lichens had the greatest reduction in numbers. During 2005-2010 the amounts of four species of vascular plants, two bryophytes and one lichen were significantly reduced, whereas only one vascular plant and two mosses increased. The composition of the ground vegetation exhibited significant changes during both 2005-2010 and 1995-2010, towards a vegetation typical of drier and poorer sites, something that may be related to effects of changes grazing. In Paulen a total of 85 species was recorded in 2010, a small reduction since 2005 (89 species) and 1990 (87 species). The number of species of vascular plants and hepatics has been reduced, whereas the number of species of mosses has been stable and that for lichens has increased a little. During 2005-2010, amounts of four vascular plant species and six bryophytes were significantly reduced, whereas no species increased in amount during this period. There were significant changes in the richer part of the vegetation composition during 2005-2010, whereas both the poorer and richer parts changed during 1990-2010, probably due to an interaction of several factors such as nitrogen deposition, climate change and natural changes.

The somewhat nutrient-demanding species *Oxalis acetocella* and *Gymnocarpium dryopteris* have declined in abundance in southern monitoring sites until 1998, possibly due to a delayed response of plants to long-term acidification and nutrient leakage from the soil. Whereas *G. dryopteris* has continued to decrease in several southern sites, *O. acetocella* has increased in abundance in several sites. The grass *Avenella flexuosa* has increased in several of the southern sites, possibly due to a eutrophication effect of nitrogen deposition. The increase for *A. flexuosa* in birch forest may also be linked to local effects from attacks by defoliating moths. For most sites, except the northern-most, *Hylocomium splendens* and other larger mosses have increased, probably due to a tendency for longer and milder autumns the last 20 years.

The epiphytic vegetation (lichens, bryophytes, fungi, algae) on trunks of birch (pine in Solhomfjell) is surveyed at 5-yr intervals in the monitoring sites. In 2010 epiphytes were re-surveyed in Solhomfjell and Børgefjell. The lichen cover in Solhomfjell was rather low but exhibited a weak increase since 1990 (from 13% to 15%). Visible damage to lichens was strongly reduced during this period. In Børgefjell the lichen cover has been high and stable (c 75%) the last 15 yrs and the damage to lichens is low and declining. The cover of somewhat thermophilous species has increased at the expense of cold-tolerant species, reflecting a trend towards a milder climate.

Our observations of the production of young in golden eagles (1990/93-2010) show no sign of reduced reproductive success for the southern sites. In 2010 we recorded rather low production of young for golden eagles for Børgefjell (0.23 young per territory), Gutulia (0.08), and Solhomfjell (0.15), and medium to good production in Lund (0.38), Møsvatn (0.43), and Åmotsdalen (0.53). Gyrfalcons had good production of young in Åmotsdalen (1.3 young per territory) and medium production in Møsvatn (0.75) and Børgefjell (0.70).

Pied flycatchers used provided nest boxes to a considerable degree in Åmotsdalen in 2010, but less so in Lund, Solhomfjell and Gutulia. Nesting pairs had rather good production in most sites, except for Åmotsdalen where both hatching success and survival of nestlings were lower than for other sites. Observations over the last 10 years indicate no clear differences in reproductive success between the most polluted southern sites and the northern reference sites. The census of passerine birds over the last 20 yrs also do not indicate any particular differences in population variation between the two southern sites and the five more northern sites. Number of observations of 'stationary' species was lower in 2010 than in previous 5-yr period for all sites, especially Solhomfjell and Dividalen, but not in Lund. Also species with a more 'nomadic' life style (various finches) had low abundances in 2010. Low birch seed production was recorded for all sites except Børgefjell, whereas the amount of larvae of defoliating moths on birch trees was large in Åmotsdalen. We see no clear cause for the low census numbers for passerines in 2010.

A spatially representative network of 515 census plots for population monitoring of terrestrial breeding birds is planned for Norway. So far, 358 statistically representative census plots have been established in all regions. Census results from 279 of these plots have been reported, covering 177 identified species with about 29 750 'pairs'. This represents about 107 pairs per plot. Willow warbler was the overall most common bird (20% of observations). Other dominant species varied somewhat between the regions. Counts indicate that about 60 species are common enough to give reliable estimates of their population changes over a 10-year period. About 30 species of passerines, 6 wading birds and a couple of other species are sufficiently common to allow estimates of regional population trends.

A milder climate and a longer breeding season in the mountains are expected to result in increased bird populations in these areas. A population index based on data from 1000 permanent census points for five mountain sites (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) for 1993-2010 indicated a relatively higher population level of species mainly associated with forest habitats compared to a decreasing tendency for species of open habitats. We interpret the long-term trends as an effect of a milder climate (through earlier spring, although with increased risk of spring cold spells, longer breeding season), rather than as an effect of 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 small rodents and grouse is to document their population levels as background for interpretation of other changes in the ecosystems. Trapping of small rodents in autumn 2010 indicated an increase to medium and high populations in most sites, (Lund 11, Solhomfjell 5.8, Møsvatn 5.3, Gutulia 11.8, Åmotsdalen 26.5, Børgefjell 6.3 catches per 100 trapnights), except for Dividalen with only a weak increase to 2.2 catches per 100 trapnights. Compared to previous census results for willow grouse, population levels and production of young increased in Lund and Åmotsdalen (53.6 and 33.7 birds per km²), more marginally in Gutulia and Børgefjell (15.5 and 25.6 birds per km²), but went down in Møsvatn and Dividalen (10.7 and 16.1 birds per km²). Hunting statistics from Solhomfjell indicated continued good autumn population levels of black grouse. Based on current information on small rodent populations and densities of grouse in the autumn 2010, we would expect improved production in 2011 for both golden eagles and gyrfalcons in most monitoring sites.

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

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Forord	9
1 Innledning.....	10
2 Beskrivelse av TOV-områdene	12
3 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell 2010	17
3.1 Metoder.....	17
3.2 Endringer i perioden 1995-2010.....	18
3.3 Diskusjon	24
4 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Paulen naturreservat i Vest-Agder i 2010.....	26
4.1 Områdebeskrivelse	26
4.2 Metoder.....	28
4.3 Resultater: endringer i perioden 1990-2010 i flatene i Paulen	28
4.4 Diskusjon	33
4.5 Oppsummering og konklusjon.....	35
5 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2010	38
6 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell.....	44
6.1 Metoder.....	44
6.2 Resultater fra Solhomfjell	45
6.3 Resultater fra Børgefjell	52
6.4 Diskusjon	63
7 Smågnagere	77
7.1 Metoder.....	77
7.2 Resultater.....	78
7.3 Diskusjon	82
8 Rovfugler.....	88
8.1 Metoder.....	88
8.2 Resultater.....	89
8.3 Diskusjon	89
9 Hønsefugler.....	92
9.1 Metoder.....	92
9.2 Resultater.....	94
9.3 Diskusjon	97
10 Spurvefugler.....	98
10.1 Metoder.....	98
10.2 Resultater.....	100
10.3 Diskusjon	106
11 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl	112
11.1 Metoder.....	112
11.2 Resultater.....	115

11.3 Diskusjon	120
12 Sammenhenger og mulige påvirkningsfaktorer.....	124
13 Litteratur	128

Kontaktinformasjon

Kap. 1, 2, 7, 12	Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo (erik.framstad@nina.no)
Kap. 3	Per Arild Aarrestad, NINA, Postboks 5685 Sluppen, /485 Trondheim (per.a.aarrestad@nina.no)
Kap. 4, 5	Tonje Økland, Norsk institutt for skog og landskap, Boks 115, 1431 Ås (tonje.okland@skogoglandskap.no)
Kap. 6	Inga E. Bruteig, NINA, Postboks 5685 Sluppen, /485 Trondheim (inga.bruteig@nina.no)
Kap. 8, 9, 10, 11	John Atle Kålås, NINA, Postboks 5685 Sluppen, /485 Trondheim (john.a.kalas@nina.no)

Forord

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

Her rapporteres resultatene fra TOV i 2010, i form av en felles dokumentasjonsrapport for undersøkelsene av markvegetasjonen i Børgefjell og i Paulen naturreservat (Vest-Agder), epifytter i Solhomfjell og Børgefjell, og faunaen i samtlige TOV-områder. I tillegg vises utvalgte resultater fra overvåking av markvegetasjonen i 11 granskogsområder og 6 bjørkeskogsområder. Hensikten er å dokumentere metoder og resultater fra overvåkingen i 2010, samt å gi en kort diskusjon med en første tolkning av resultatene. I denne rapporten har Per Arild Aarrestad vært ansvarlig for undersøkelsene av markvegetasjonen i bjørkeskog, Tonje Økland for markvegetasjonen i granskog, Inga E. Bruteig for epifytter, Erik Framstad for smågnagere og John Atle Kålås for fugler. Erik Framstad har stått for samlet redigering.

Også i 2010 har en rekke personer bidratt til datainnsamling, analyser og kommentarer:

- For undersøkelsene av markvegetasjonen i bjørkeskog i Børgefjell takkes avd.ing. Jan Erik Jacobsen ved Norsk institutt for skog og landskap og laboratoriumet ved UMB for kjemisk analyse av jordprøver.
- For undersøkelsene av markvegetasjonen i granskog i Paulen naturreservat utført av Skog og landskap, takkes Rune Halvorsen for kommentarer til kap. 4 og for bestemmelser av innsamlede mosekollektorer. Takk også til kolleger som har deltatt i feltarbeidet i tidligere tidsperioder.
- For undersøkelsene av epifytter på trær i Solhomfjell og Børgefjell takkes Håkon Holien, Høgskolen i Nord-Trøndelag, for hjelp til artsbestemming av innsamlet skorpelav.
- I arbeidet med gnagerfangstene takkes Dag Svalastog for omfattende felt- og labarbeid og Torleif Skipstad (Lund), Ole Vangen (Gutulia), Per Lorentzen (Børgefjell), John Lambela og Torbjørn Berglund (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 Nina E. Eide, Jan Ove Gjershaug, Pål Fosslund Moa, Jørund Rolstad, Vidar Selås, Geir Sonerud, Tor K. Spidsø, Karl-Birger Strann, Ole Jakob Sørensen, Per Wegge, Nigel Yoccoz, Eivind Østbye og Statskog Fjelltjenesten ved Jo Inge Breisjøberget for fangstdata og informasjon om egne gnagerobservasjoner for ulike tidsperioder.
- I Dividalen er spurvefuglundersøkelsene utført av Stein Ø. Nilsen og John Stenersen, og rypetakseringene er utført i samarbeid med Målselv Jeger- og Fiskeforening v/Johnny Brattbakk. I Børgefjell utføres fugleundersøkelsene av Statskog - Fjelltjenesten ved Per A. Lorentzen og Lars Lorentzen (rovfugl og spurvefugl), og Øyvind Spjøtvoll (rovfugl). Rypetakseringene er her utført i samarbeid med Rørvik Jeger- og Fiskeforening v/Rune Skåren. Statskog Nordland har gitt oss tilgang til jaktstatistikk for sesongen 2010/10 for nordlige deler av Børgefjellområdet. I Åmotsdalen er spurvefugltakseringene utført av Per Willy Bøe og Oddvar Heggøy, mens fuglekassene er kontrollert av Sten L. Svartaas. Rovfuglovervåkingen i dette området er organisert av Jan Ove Gjershaug med feltassistanse fra Harald Jære. I Gutulia har SNO ved Ole Vangen kontrollert fuglekassene, og Jon Bekken og Kjell Isaksen har taksert spurvefugler. Overvåkingen av kongeørn i dette området er utført av Carl Koff og Per Nøkleby. Spurvefuglundersøkelser i Lund er utført av Knut Harald Dagestad, Vegard Ankerstad Larsen, Kjell Ruud Mjøltnes og Torleif Tysse, mens fuglekassene er kontrollert av Sigvald Skjærpe. Overvåkingen av kongeørn i dette området er utført av Toralf Tysse og Vegard Moi har organisert rypetakseringene i Lund med assistanse fra Erik S. Surdal og Mette Møllerop. I Møsvatn er spurvefugltakseringene utført av Erik Edvardsen og Rune Bergstrøm og i Solhomfjell er slike takseringer utført av Rune Skåland, Erik Edvardsen og Jørn Helge Magnussen. NOF-Kragerø lokallag har kontrollert fuglekassene i Solhomfjell. Gjerstad Jeger- og Fiskeforening v/Arne Gunnerud og Statskog ved Nils Olav Sunde har gitt oss tilgang til sin jaktstatistikk fra Solhomfjell for jaktsesongen 2010/11. Odd F. Steen har organisert overvåkingen av rovfugl i tilknytning til overvåkingsområdene i Solhomfjell og Møsvatn, og han har i den forbindelse hatt assistanse i felt av Helge Midtgard, Gjermund Geistad, Sigmund Holte og SNO-Rjukan. Sten L. Svartaas har utført lirypetakseringer i Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn med assistanse fra Bjørn Frøysa, Steinar Karlsen, Einar Malm, og Rune Norli. For oversikt over alle deltagerne for fugletakseringer i den ekstensive fugletakseringene viser vi til kap. 12.

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

Oslo, mai 2011
Erik Framstad

1 Innledning

Direktoratet for naturforvaltning (DN) tok i 1990 initiativet til "Program for terrestrisk naturovervåking" (TOV). Formålet med programmet var opprinnelig å overvåke tilførsel og virkninger av langtransporterte luftforurensninger på ulike naturtyper og organismer (Løbersli 1989). Overvåkingen ble lagt til 7 områder geografisk spredt fra sørvest til nord i landet og i hovedsak med plassering i fjellbjørkeskog i vernetede 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 ble i 2001 dreiet mot å fange opp effekter av endringer i et spekter av naturlige og menneskeskapt påvirkningsfaktorer på biologisk mangfold. Programmet vil dermed utgjøre en viktig komponent i Norges nasjonale overvåking av biologisk mangfold. Innretningen på programmet gjør det best egnet til å fange opp mulige effekter av storskala endringer i klima og langtransporterte forurensninger som sur nedbør, nitrogengjødsling og bakkenært ozon. Overvåkingsområdene er i stor grad lagt til verneområder, og effekter av endringer i lokal arealbruk vil derfor i liten grad bli fanget opp. Områdene vil imidlertid være viktige referanseområder i forhold til ekstensiv, arealrepresentativ overvåking som vil kunne fange opp effekter av endringer i arealbruk på biologisk mangfold.

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

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

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

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

Høsten 2010 ble TOV evaluert (jf Ims et al. 2010). Evalueringen anbefalte en reorientering av TOV med særlig vekt på effekter av klimaendringer. Dessuten ble det foreslått tettere samord-

ning av de ulike fagaktivitetene, med styrking av overvåkingsdesign og analysemetoder for å fange opp klimaeffektene bedre enn dagens program er i stand til. Endeling ble det foreslått en annen rapporteringsform som i større grad tilgodeser brukernes behov. Evalueringen ble diskutert i en workshop våren 2011, der mulig oppfølging av de ulike anbefalingene ble gjennomgått. De mest aktuelle anbefalingene vil bli fulgt opp gjennom 2011 og 2012. Resultatene fra TOVs aktiviteter i 2010 vil imidlertid bli rapportert på tilsvarende måte som for de foregående fem årene, dvs med hovedvekt på en dokumentasjonsrapport med forholdsvis fyldig presentasjon av metoder og resultater fra de enkelte delprosjektene.

Her rapporterer vi resultatene fra NINAs undersøkelser av smågnagere og fugl i Lund, Solhomfjell, Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen i 2010, epifytter på trær i Solhomfjell og Børgefjell, og markvegetasjonen i bjørkeskog i Børgefjell, foruten undersøkelser av markvegetasjonen i granskog i Paulen naturreservat (Vest-Agder), utført av Norsk institutt for skog og landskap. I tillegg inkluderer rapporten en kort presentasjon av resultater fra et landsrepresentativt nettverk for overvåking av terrestriske hekkefugler. Rapporten gir en kortfattet presentasjon av materialet og metoder og foreløpige vurderinger av resultatenes betydning. 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 med oversikt over alle rapporter fra TOV, samt nedlastbare rapporter i pdf-format: <http://www.nina.no/Overvåking/NaturovervåkingTOV.aspx> (jf også DNS nettsider for TOV-rapporter: <http://www.dirnat.no/content/1575/TOV-rapporter>).

2 Beskrivelse av TOV-områdene

Denne rapporten presenterer resultater for 2010 fra de sju opprinnelige overvåkingsområdene i TOV på det norske fastlandet (**figur 2.1**) (men se også kap. 4 og 5 for markvegetasjonen i granskogsområder). 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. 2009a,b). 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.

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	landskapsvernomr., privat	nasjonalpark	nasjonalpark, landskapsvernomr.	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
vegetasjonsseksjon	oseanisk (O2)	oseanisk (O2)	svakt oseanisk (O1)	overgangsseksjon (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) & T. Økland et al. 2001 (tab. 1); geografisk plassering er gitt for vegetasjonsflatene; UTM (WGS84): Dividalen i sone 34W, Børgefjell i sone 33W, Gutulia, i sone 33V, øvrige områder i sone 32V; vegetasjonssone og vegetasjonsseksjon er angitt for områdene på litt grovere skala; klima gjelder standard normaler for 1961-1990 beregnet ut fra geografisk plassering og høyde over havet; forurensningsdata fra Hole & Tørseth 2002, fig.4 (mg S/m²/år) og fig.5 (mg N/m²/år)



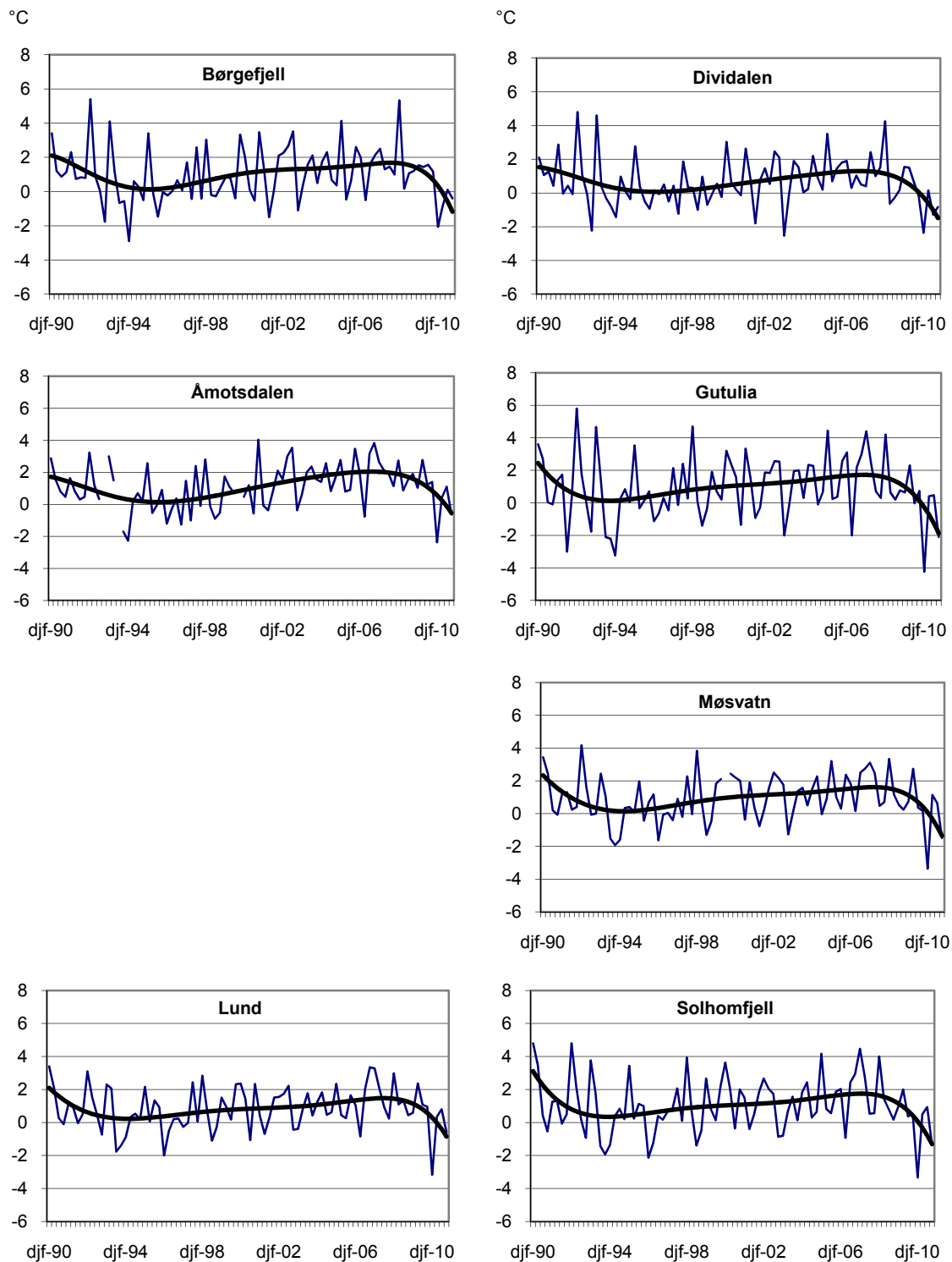
Figur 2.1 Geografisk plassering av overvåkingsområdene i TOV. – Geographical location of the intensive study sites of the Norwegian Terrestrial Monitoring Programme TOV.

Dividalen

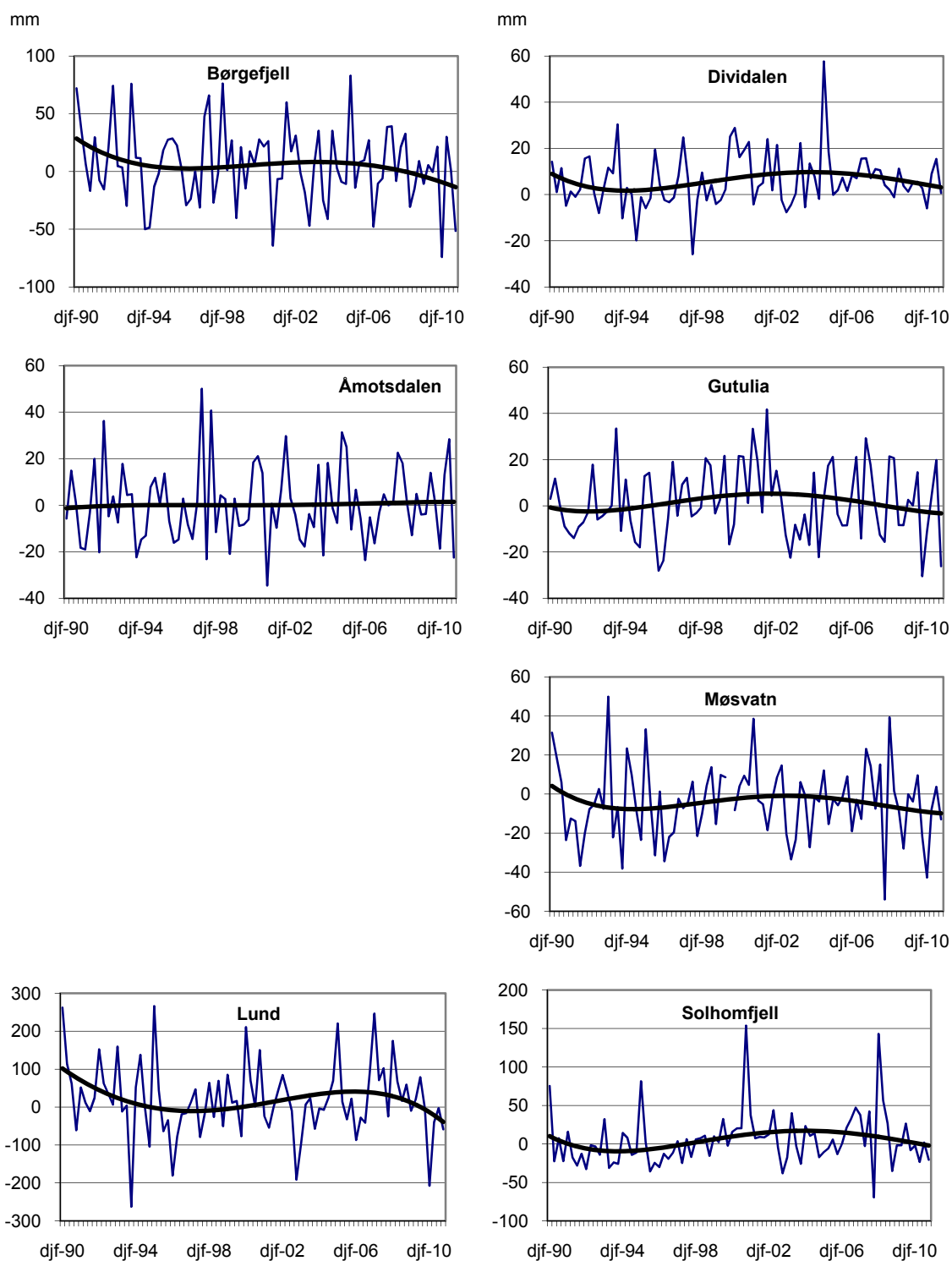
Overvåkingsområdet er sentrert omkring midtre deler av Dividalen innenfor Dividalen nasjonalpark, Målselv kommune i Troms (68°43'N, 19°47'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1532 II, Altevatnet. Området består hovedsakelig av nordboreal skog og lavalpin hei, og hoveddelen av arealene ligger mellom 300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

Børgefjell

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



Figur 2.2A Klimaet for TOV-områdene illustrert ved 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 2010. – 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 2010.



Figur 2.2B Klimaet for TOV-områdene illustrert ved avvik i månedsnedbør (mm) fra 30-års-normalene (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 2010. – The climate of the monitoring sites illustrated as the deviations 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 2010.

Åmotsdalen

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

Gutulia

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

Møsvatn

Overvåkingsområdet ligger ved den sørøstlige delen av Møsvatn-Austfjell i Tinn kommune, Telemark (59°51'N, 8°18'Ø), og er knyttet til landskapsvernområdet som ligger her. Området dekkes av kartblad M711 1514 I, Frøystaul. Området består av nordboreal skog og lavalpin hei og ligger fra ca 950 til 1200 m 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 I, Gjerstad og 1612 IV, Vegår. Området består hovedsakelig av hei og skog og ligger fra ca 300 til 650 m o.h. Hei-habitatene domineres av fjell i dagen, røsslynghei og fattig fastmattemyr. Skogen er variert, men domineres av fattig, glissen furuskog (Holten et al. 1990). Området ligger i hovedsak i sørboreal og mellomboreal vegetasjonssone. Området er vernet som skogreservat og er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991).

Lund

Overvåkingsområdet er sentrert omkring Førlandsvatnet og Kjømotjønnan i Lund kommune, Rogaland (58°33'N, 6°26'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1312 III, Ørsdalsvatnet. Området har stor variasjon i naturtyper fra termofile skogtyper til skrinne bjørke- og furuskoger. Heiene domineres av røsslyng og er over store områder under rask tilgroing med bjørk. Mes-teparten 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).

3 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell 2010

Vegar Bakkestuen, Per Arild Aarrestad, Anders Often, Odd Egil Stabbetorp 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 menneskeskapt påvirkninger. Markvegetasjonen utgjør derfor en essensiell komponent i overvåkingsprogrammet. Hvert overvåkingsområde omfatter 10 felter med 5 analyseruter (prøveflater) à 1x1m i hvert felt, totalt 50 analyseruter i hvert område.

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) og i 2005 (Bakkestuen et al. 2006). Her rapporteres endringsmønstre for arter og vegetasjon fra 1995 til 2010, med særlig vekt på endringer funnet ved reanalysene i 2010. Endringer i jordkjemi rapporteres fra femtenårsperioden 1995 til 2010.

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; 2004a,b). Angrepsmåter og metoder for vegetasjonsundersøkelsene i TOV er beskrevet i en metodemanual for vegetasjonsanalyser (Lawesson et al. 2000). En fullstendig beskrivelse av metodikk og resultater fra første gangs analyser er sammenstilt for alle TOV-felter i Bakkestuen et al. (2010).

Feltarbeidet ble utført i begynnelsen av august 2010 etter samme metodikk som tidligere år. Jordprøver ble på vanlig måte samlet inn og levert til Norsk institutt for skog og landskap for analyse.

Vegetasjonsanalyser

De vegetasjonsøkologiske analysene omfatter studier av arters forekomst i lokale økologiske gradienter basert på registrering av artenes tilstedeværelse eller fravær i 16 småruter à 625 cm² i hver av 50 prøveflater à 1 m² med begrenset tilfeldig utlegging i de viktigste økologiske gradienter i området. I tillegg til slike frekvensdata for artenes forekomst i småruter registreres også artenes dekningsgrad i prosent for hver prøveflate. Dessuten registreres ulike økologiske parametere knyttet til terreng og tresjikt.

Ett av de 10 overvåkingsfeltene i Børgefjell ble ødelagt i perioden mellom 2000 og 2005 (Bakkestuen et al. 2006). Dette feltet ble forkastet og ikke gjenanalysert. I 2010 ble det derfor lagt ut et nytt felt som vil inngå i overvåkingsprogrammet. Gjenanalysene som rapporteres denne gangen vil således basere seg på de resterende 9 feltene og således 45 analyseruter.

Jordsmonnsanalyser

Jordprøver ble samlet inn rett utenfor analyserutene for vegetasjonens artssammensetning, langs de fire sidene, i tilsvarende vegetasjon som inne i ruta. Prøvene ble tatt fra det øvre humuslaget ned til 5 cm. Flere jordstikk er tatt fra hver rute og blandet til en prøve representativ for analyseruta.

Humusprøvene ble analysert for pH (vann og 0,01M CaCl₂ ekstraksjon), glødetap (GI) og Kjeldahl-nitrogen (Kj-N), og skulle etter planen ha vært analysert for NH₄NO₃-ekstraherbare kationer. Imidlertid havarete ICP-instrumentet for analyse av ekstraherbare metallkationer ved Skog og landskap høsten 2010, før våre humusprøver hadde blitt analysert. I forbindelse med dette ble metallkationene midlertidig analysert ved Universitetet for miljø- og biovitenskap (UMB) mens pH, LOI, hydrogen og total Kjeldahl-nitrogen, som ikke er avhengig av ICP-instrumentet, ble analysert på vanlig måte hos Skog og landskap etter metoder beskrevet i Ogner et al. (1999). Nye analyser av metallkationer vil bli utført når nytt ICP-instrument er operativt hos Skog og landskap. Siden de to laboratoriene ikke har samme analysemetodikk presenterer vi derfor i denne rapporten endringer i pH, LOI og total Kjeldahl nitrogen som er analysert på samme måte som tidligere; resultatene fra UMB vil sammenlignes med de nye dataene fra Skog og landskap når de foreligger.

Databehandling

Strukturen i artenes forekomst i prøveflater studeres ved hjelp av multivariate, numeriske metoder, hovedsakelig Detrended Correspondence Analysis DCA (Hill 1979, Hill & Gauch 1980) og andre statistiske analyser. For de 45 prøveflatene som er undersøkt i 1995, 2000, 2005 og 2010, er det kjørt en DCA-ordinasjon der prøveflatene fra hvert år 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 vises til R.H. Økland & Nordbakken (2004).

Jordprøvene fra både 1995 og 2000 ble analysert ved Norsk institutt for skog og landskap. Etersom det kan være store år-til-år variasjoner og også store variasjoner over små avstander ved prøvetagningen av jordprøver, har vi valgt å konsentrere oss om å analysere endringer i det lengste tidsspennet: femtenårsperioden 1995-2010. Hvorvidt endringer i de kjemiske jordparametere pH, LOI, og total Kjeldahl-nitrogen mellom de to analyseårene var statistisk signifikante, ble testet ved tosidig Wilcoxon ettutvalgstest for parete datasett ("paired samples"). Nullhypotesen i denne testen er at parameterens verdi ikke er endret. Wilcoxon-testene ble utført i SPSS.

Nomenklatur

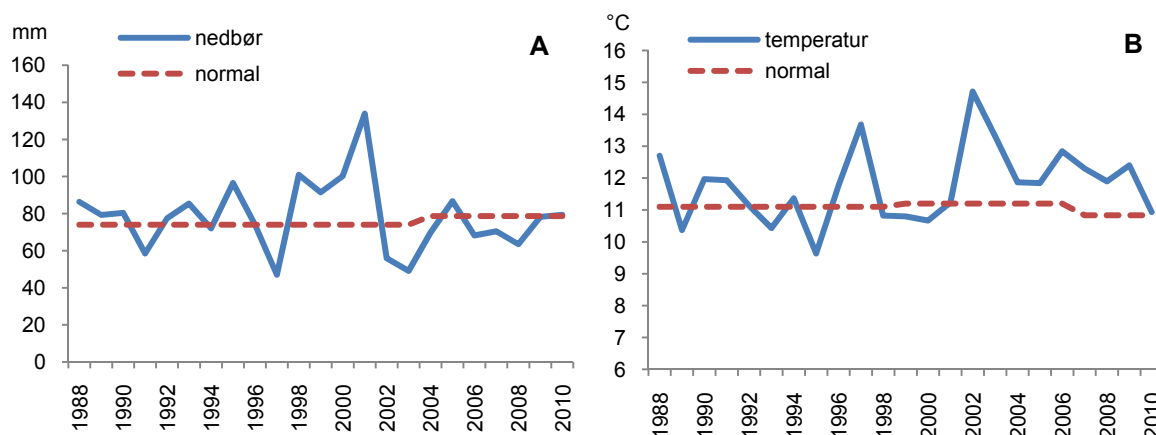
Navn på arter følger Lid & Lid (2005) for karplanter og Frisvoll et al. (1995) for bladmoser og levermoser. Vitenskapelige navn på lav følger Santesson et al. (2004). Norske navn på blad- og busklav følger Krog et al. (1994).

3.2 Endringer i perioden 1995-2010

Egenskaper ved felter og overvåkingsområdet, klimaendring

Detaljert informasjon om plasseringen til de vegetasjonsøkologiske feltene og prøveflatene i Børgefjell er gitt i Eilertsen & Stabbetorp (1997). Fem av de opprinnelig 10 feltene i fattig blåbærbjørkeskog (se Brattbakk et al. 1991) ble beholdt ved revidering til dagens metodikk i 1995. Disse opprinnelige feltene ligger nokså tett samlet oppe på en åsrygg ca 500 m nord for Virmaneset (Bakkestuen et al. 2010). De resterende feltene ble lagt ut i en høyde- og en frodighetsgradient opp mot Lotterfjell ca 700 m øst for de opprinnelige feltene. For nærmere beskrivelser av feltene se Eilertsen & Stabbetorp (1997).

Det er registrert en del inngrep i overvåkingsområdet som hogst og barmarkskjøring. Området er også noe påvirket av beitepress fra reinsdyr. Generelt ble det observert en fortetting av feltsjiktet med lyng og et noe redusert bunnsjikt med tilbakegang og mindre dekning av moser. Fortetting av feltsjiktet kan tyde på redusert beitetrykk. Redusert bunnsjikt kan både skyldes fortetting av feltsjiktet, mye strø, men også en svært tørr analyseperiode (se nedenfor) der mossene nærmest krymper i størrelse.



Figur 3.1 Klimaet i vekstsesongen for overvåkingsområdet Børgefjell, illustrert ved gjennomsnittlig månedsnedbør (A) og månedsmiddeltemperatur (B) for juni-august sammenlignet med normalverdiene 1961-90 for de samme månedene. Meteorologiske data er hentet fra ulike stasjoner i nærheten av Børgefjell, avhengig av operative stasjoner og datatilgjengelighet. – The climate during the growing season for the monitoring area Børgefjell, illustrated by the average monthly precipitation (A) and mean monthly temperature (B) for the months June-August, compared to the normal values 1961-90 for the same months. The meteorological data have been collated from various stations near Børgefjell, dependent on operative stations and data availability.

Data fra en nærliggende meteorologiske stasjoner viser at den gjennomsnittlige nedbøren i vekstsesongen juni til august har variert noe fra år til år i analyseperioden, men med betraktelig mer nedbør enn normalen i perioden mellom 1998 og 2002 (**figur 3.1A**). Gjennomsnittstemperaturen for juni-august de siste fem årene var noe høyere enn for de foregående periodene 1995-2000 og 2000-2005 (**figur 3.1B**). Det har således skjedd en svak temperaturøkning i vekstsesongen, sammenlignet med normalen fra 1961-90.

Totale nitrogenavsetning i Børgefjell har årlig lenge ligget på 290-380 mg N/m² (Aas et al. 2002, 2008). Verdiene ligger under de nye tålegrensene for boreale skoger som er på ca 600 mg N/m²/år, etter nyere undersøkelser fra boreale skoger i Sverige (Nordin et al. 2005).

Endringer i antall arter i overvåkingsområdet

I de 45 reanalyserte rutene ble det i 2010 registrert totalt 76 arter: 41 karplantearter, 14 bladmoserarter, 9 levermoser og 12 lavarter (**tabell 3.1**). Artsantallet har hatt en liten tilbakegang i hele 15-årsperioden fra totalt 80 i 1995, via 82 i 2000, 81 i 2005, til nå 76. Det er antall bladmoser og lavarter som har hatt størst reduksjon i perioden, mens karplanter og levermoser har hatt en svak økning. Fra 2005 til 2010 forsvant furu (*Pinus sylvestris*) (frøplante i 2005) og lappvier (*Salix lapponum*) som begge var nye i rutene i 2005, fra analyserutene. I samme periode forsvant tre levermoserarter fra rutene, men disse var også nye og kun funnet i en rute sist.

Tabell 3.1 Antall arter av ulike artsgrupper observert i prøveflatene i overvåkingsområdet Børgefjell i hvert av analyseårene og totalt registrerte arter. – The number of species of various groups observed in the sample plots from the Børgefjell monitoring area for each year and in total.

Artsgruppe	Antall arter				Totalt
	1995	2000	2005	2010	
Karplanter	40	41	43	41	44
Bladmoser	18	16	14	14	20
Levermoser	7	7	12	9	13
Lav	15	18	12	12	19
Totalt	80	82	81	76	96

Endring i forekomst av arter

Signifikant framgang eller tilbakegang hos arter, målt ved endring i henholdsvis artenes frekvens i småruter og prosent dekning, er vist i **tabellene 3.2 og 3.3**. I perioden 2005-2010 ble det funnet signifikant ($p < 0,05$) reduksjon i smårutefrekvens hos fire karplanter (ettårige planter utelatt), to mosearter og én lavart, mens kun én karplanteart og to bladmosearter viste framgang i samme periode. Karplantene fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*), småmarimjelle (*Melampyrum sylvaticum*, ettårig), gullris (*Solidago virgaurea*) og skogstjerne (*Trientalis europaea*) har hatt en vedvarende tilbakegang i hele overvåkingsperioden fra starten i 1995. Turt (*Cicerbita alpina*) og stormarimjelle (*Melampyrum pratense*, ettårig) viser begge en tilbakegang mellom 1995 og 2010. I hele perioden 1995-2010 har også grasartene gulaks (*Anthoxanthum odoratum*) og hårfrytle (*Luzula pilosa*) gått signifikant tilbake. Blokkebær (*Vaccinium uliginosum*) har hatt en vedvarende økning siden 1995, mens røsslyng (*Calluna vulgaris*) og tyttebær (*Vaccinium vitis-idaea*) også har gått fram for perioden 1995-2010 sett under ett. I tillegg har bjørk (*Betula pubescens*) gått fram i dekning den siste 5-årsperioden. Blant mosene har *Brachythecium reflexum*, *Brachythecium salebrosum*, *Barbilophozia lycopodioides* og *Lophozia obtusa* hatt sig-

Tabell 3.2 Karplanter, moser og lav som viser statistisk signifikante ($p < 0,05$) endringer i frekvens av arter i småruter i siste 5-årsperiode 2005-2010 eller for hele overvåkingsperioden 1995-2010 i Børgefjell. $n+$ angir antall prøveflater der arten økte og $n-$ antall prøveflater der arten avtok i mengde, p sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $p \leq 0,05$ er uthevet). – Vascular plants, bryophytes and lichens showing statistically significant ($p < 0.05$) changes in frequency of species in sub plots during the last 5-year period 2005-2010 or during the monitoring period 1995-2010 at Børgefjell monitoring area. $n+$ is 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 signed ranks test, $p \leq 0.05$ in bold).

Art/artsgruppe	1995-2010			2005-2010		
	n-	n+	p	n-	n+	p
Røsslyng – <i>Calluna vulgaris</i>	0	5	0,0422	0	4	0,0679
Blokkebær (Skinntryte) – <i>Vaccinium uliginosum</i>	0	10	0,0048	1	7	0,0202
Tyttebær – <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	3	11	0,0089	1	5	0,0739
Turt – <i>Cicerbita alpina</i>	7	1	0,0240	2	1	0,4142
Fugletelg – <i>Gymnocarpium dryopteris</i>	24	1	0,0000	18	4	0,0008
Stri kråkefot – <i>Lycopodium annotinum</i>	8	3	0,0552	6	2	0,0486
Stormarimjelle – <i>Melampyrum pratense</i>	33	7	0,0002	21	16	0,5906
Småmarimjelle – <i>Melampyrum sylvaticum</i>	27	1	0,0000	14	2	0,0176
Gullris – <i>Solidago virgaurea</i>	32	4	0,0000	23	5	0,0003
Skogstjerne – <i>Trientalis europaea</i>	29	1	0,0000	19	5	0,0141
Gulaks/Fjellgulaks – <i>Anthoxanthum odoratum</i> coll.	6	2	0,0418	3	3	0,8335
Hårfrytle – <i>Luzula pilosa</i>	14	2	0,0013	8	2	0,2003
Sprinkelundmose – <i>Brachythecium reflexum</i>	35	4	0,0000	17	16	0,7584
Lilundmose – <i>Brachythecium salebrosum</i>	16	3	0,0016	7	4	0,1191
Jamnemose – <i>Plagiothecium</i> sp.	9	2	0,0096	4	1	0,1025
Brembinnemose – <i>Polytrichastrum longisetum</i>	1	6	0,0478	1	6	0,1427
Storbjørnemose – <i>Polytrichum commune</i>	1	5	0,0715	0	6	0,0235
Rosettmose – <i>Rhodobryum roseum</i>	9	6	0,6071	2	8	0,0259
Lyngskjeggmoser – <i>Barbilophozia floerkei</i>	11	27	0,0168	20	13	0,0832
Gåsefotskjeggmoser – <i>Barbilophozia lycopodioides</i>	17	4	0,0036	17	4	0,0017
Buttflik – <i>Lophozia obtusa</i>	27	15	0,0234	25	13	0,2156
Grokorn-/Skogflik – <i>Lophozia ventricosa</i> coll.	21	10	0,0639	19	6	0,0121
Bleikbeger – <i>Cladonia carneola</i>	3	17	0,0018	7	12	0,1982
Snøsyl – <i>Cladonia ecmocyna</i>	6	1	0,0374	5	1	0,0845
Gaffellav – <i>Cladonia furcata</i>	18	4	0,0103	18	7	0,0352
Pulverbrunbeger/Kornbrunbeger – <i>Cladonia chlorophaea</i> coll.	4	14	0,0046	7	12	0,2816

nifikant sterk reduksjon i hele perioden, mens *Barbilophozia floerkeii* har gått mest fram i frekvens. I siste periode har *Polytrichastrum longisetum* og *Rhodobryum roseum* gått singifikant fram, mens *Barbilophozia lycopodioides* og *Lophozia ventricosa* coll. har gått signifikant tilbake. Hos lav var det kun *Cladonia furcata* som hadde konsistent signifikant endring i begge perioder (økning), mens andre *Cladonia*-arter viser både framgang og tilbakegang i hele perioden sett under ett.

Prosentdataene viser i tillegg noen andre trender enn smårutefrekvensdataene (jf **tabellene 3.2 og 3.3**). Mest interessant er den store reduksjonen i hele perioden i dekningen av smyle og store moser (som *Dicranum scoparium* og *Pleurozium schreberi*), noe som ikke fanges opp av smårutemetodikken. Ellers viser også prosentdataene at det er størst dynamikk (fleest signifikante endringer) blant karplantene i forhold til moser og lav (minst dynamikk).

Tabell 3.3 Karplanter, moser og lav som viser statistisk signifikante endringer ($p < 0,05$) i prosent dekning i løpet av siste 5-årsperiode 2005-2010 eller i overvåkingsperioden 1995-2010 i Børgefjell. n+ angir 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, $p \leq 0,05$ er uthevet). – Vascular plants, bryophytes and lichens showing statistically significant ($p < 0.05$) changes in percentage cover during the last 5-year period 2005-2010 or during the monitoring period 1995-2010 at the Børgefjell monitoring area. n+ is 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 signed ranks test $p \leq 0.05$ is in bold).

Art/artsgruppe	1995-2010			2005-2010		
	n-	n+	p	n-	n+	pP
Bjørk – <i>Betula pubescens</i>	8	12	0,2933	3	11	0,0466
Blåbær – <i>Vaccinium myrtillus</i>	27	9	0,0198	19	20	0,3893
Blokkebær (Skinstryte) – <i>Vaccinium uliginosum</i>	3	10	0,0225	3	8	0,1895
Tyttebær – <i>Vaccinium vitis-idaea</i>	4	16	0,0056	7	10	0,2638
Skrubbær – <i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	9	30	0,0001	24	11	0,0230
Turt – <i>Cicerbita alpina</i>	6	1	0,0473	0	0	1,0000
Fugletelg – <i>Gymnocarpium dryopteris</i>	17	4	0,0010	8	5	0,6408
Småmarimjelle – <i>Melampyrum sylvaticum</i>	19	1	0,0001	8	0	0,0067
Gullris – <i>Solidago virgaurea</i>	21	8	0,0095	12	2	0,0066
Skogstjerne – <i>Trientalis europaea</i>	17	5	0,0050	9	4	0,3173
Gulaks/Fjellgulaks – <i>Anthoxanthum odoratum</i> coll.	7	1	0,0201	0	2	0,1573
Smyle – <i>Avenella flexuosa</i>	31	9	0,0001	9	20	0,0772
Hårfrytle – <i>Luzula pilosa</i>	11	2	0,0064	1	2	0,2763
Sprinkelundmose – <i>Brachythecium reflexum</i>	30	2	0,0000	9	3	0,1233
Lilundmose – <i>Brachythecium salebrosum</i>	13	1	0,0016	4	1	0,1797
Bergsigd – <i>Dicranum fuscescens</i>	10	2	0,0169	6	0	0,0143
Ribbesigd – <i>Dicranum scoparium</i>	29	4	0,0000	4	13	0,0321
Furumose – <i>Pleurozium schreberi</i>	27	6	0,0001	20	9	0,0136
Brembinnemose – <i>Polytrichastrum longisetum</i>	0	5	0,0339	0	3	0,1025
Gåsefotskjeggmoser – <i>Barbilophozia lycopodioides</i>	37	3	0,0000	19	13	0,0753
Buttflik – <i>Lophozia obtusa</i>	13	5	0,0409	7	4	0,3657
Grokorn-/Skogflik – <i>Lophozia ventricosa</i> coll.	18	6	0,0143	12	2	0,0075
Lys reinlav – <i>Cladonia arbuscula</i> ssp. <i>arbuscula</i>	4	4	1,0000	0	4	0,0455
Bleikbeger – <i>Cladonia carneola</i>	2	12	0,0076	3	3	0,7389
Gaffellav – <i>Cladonia furcata</i>	11	3	0,0290	3	3	1,0000
Syllav – <i>Cladonia gracilis</i>	0	4	0,0455	0	2	0,1573
Pulverbrunbeger/Kornbrunbeger – <i>Cladonia chlorophaea</i> coll.	3	13	0,0124	3	6	0,5637

Tabell 3.4 Endring i antall arter innen ulike artsgrupper i 45 prøveflater på 1m² (artstetthet) i overvåkingsområdet Børgefjell i siste 5-årsperiode 2005-2010 og for hele overvåkingsperioden 1995-2010. 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 45 sample plots of 1m² (species density) for various species groups at the Børgefjell monitoring area from 2005 to 2010 and the period 1995 to 2010. 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).

Artsgruppe	Endring 2005–2010						Endring 1995–2010				
	n	n–	n+	M	SD	p	n–	n+	M	SD	p
Karplanter	45	24	1	-0,80	0,97	0,000	34	1	-1,47	1,46	0,000
Bladmoser	45	15	10	-0,13	0,87	0,304	26	6	-0,73	1,48	0,001
Levermoser	45	23	7	-0,42	1,01	0,011	18	15	-0,13	1,20	0,408
Lav	45	6	12	0,20	0,87	0,140	5	17	0,31	1,00	0,036

Endring i antall arter (artstetthet) i analyserutene

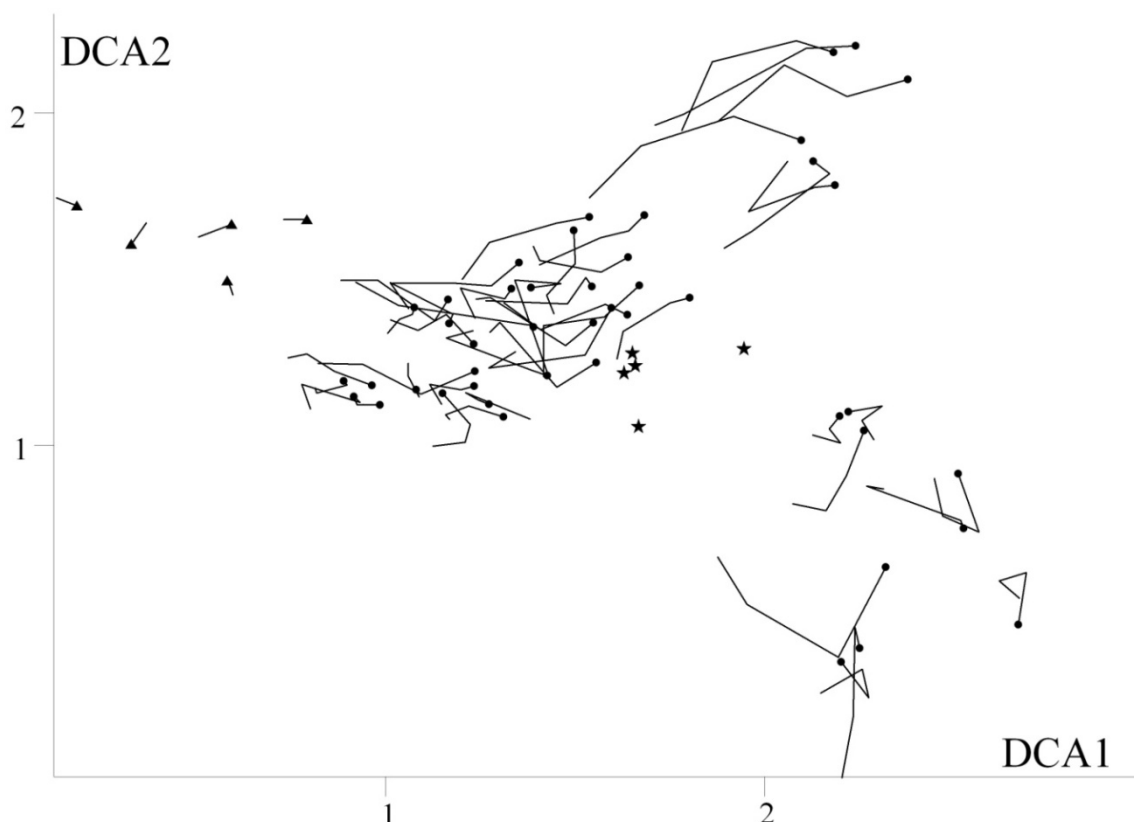
Hos karplanter har det vært en signifikant reduksjon i artstetthet i hele perioden og også i siste periode (**tabell 3.4**). I løpet av siste 5-årsperiode sank artstettheten med 0,8 karplantearter pr analyserute, mens det i gjennomsnitt har forsvunnet 1,46 karplantearter fra rutene siden 1995. Det har ikke skjedd signifikante endringer i bladmosetetthet i siste 5-årsperiode, men siden 1995 har det vært en signifikant reduksjon på 0,73 bladmoser pr analyserute. Artstetthet av levermoser har ikke endret seg signifikant siden oppstart av overvåkingen i 1995, men viser en signifikant gjennomsnittlig tilbakegang på 1,01 levermoseart i siste 5-årsperiode. Lavtettheten viser en liten signifikant økning for hele overvåkingsperioden sett under ett.

Endringer i artssammensetning

DCA ordinasjonen av de 45 prøveflatene fra de fire analyseårene (1995, 2000, 2005 og 2010) er vist i **figur 3.2**. Det ble registrert en signifikant forflytning av analyserutene langs de to første DCA-aksene i både siste 5-årsperiode og for hele overvåkingsperioden (**tabell 3.5**). Langs både DCA-akse 1 og DCA-akse 2 har flatene beveget seg i retning av vegetasjon typisk for fattigere og tørrere voksesteder (jf Bakkestuen et al. 2010).

Tabell 3.5 Forflytning av prøveflater langs de to første DCA-aksene for periodene 1995-2010 og 2005-2010 (ordinasjon av 45 prøveflater fra fire analysetidspunkter) basert på frekvens data fra Børgefjell. M og SD angir middel og standardavvik for forflytning av prøveflater i perioden, n- og n+ antall prøveflater med henholdsvis lavere og høyere prøveflateskår enn ved periodens begynnelse, p sannsynligheten for at median forflytning ikke er forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, p<0,05 er uthevet). – Displacement of sample plots along the first two DCA axes during the period 1995-2010 (ordination of 45 sample plots from four sampling occasions) based on species frequency data from Børgefjell. 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 different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon one-sample test, p<0.05 in bold).

Artsgruppe	Forflytning 2005–2010						Forflytning 1995–2010				
	n	n–	n+	M	SD	p	n–	n+	M	SD	p
DCA-akse 1	45	29	16	-0,039	0,092	0,008	41	4	-0,227	0,186	0,000
DCA-akse 2	45	29	16	-0,031	0,088	0,024	28	17	-0,061	0,131	0,011



Figur 3.2 DCA-ordinasjon av 45 prøveflater (frekvensdata) fra 1995, 2000, 2005 og 2010 fra overvåkingsområdet Børgefjell, aksene 1 og 2. Prøveflatenes posisjoner i 1995 er vist som punkter, mens streker viser prøveflatenes forflytninger i påfølgende år. Posisjoner til rutene i det nyutlagte feltet er vist med stjerne. Posisjoner og forflytninger til det forkastede feltet i 2005 (1995 og 2000 posisjoner) er vist med trekant. – DCA-ordination of 45 sample plots (frequency abundance data) from 1995, 2000, 2005 and 2010 at the Børgefjell monitoring area, axis 1 and 2. The position of the sample plot in 1993 is marked with a dot and the displacement of the sample plots the following years are marked with lines. New sample plots are marked with stars and abandoned sample plots with triangles.

Jordsmonnsendringer

Fra 1995 til 2010 har det skjedd en signifikant reduksjon av pH (både i vannekstrakt og i CaCl_2 -ekstraksjon) og av Kjeldahl-nitrogen i humusjiktet fra analyserutene i Børgefjell (**tabell 3.6**). I snitt har pH sunket med 0,07-0,08 enheter i løpet av disse 15 årene. 34 analyseruter viste tilbakegang for nitrogen, mens 11 viste framgang. I snitt har nitrogeninnholdet i det organiske materialet avtatt med ca 9% i forhold til 1995 (verdiene er justert i forhold til humusinnholdet/ glødetapet).

Tabell 3.6 Gjennomsnittsverdier og endringer av jordkjemiske parametere i Børgefjell fra 1995 til 2010. Glødetap (GI) i %. pH i vanneksrakt (pH-v) og pH i CaCl₂-ekstraksjon (pH-Ca). Kjeldahl-nitrogen (Kj-N) i mmol/kg tørr jord/glødetap. Statistisk signifikante endringer med uthevet skrift (Wilcoxon ettutvalgstest av endringer i 45 prøver mellom to år, $p \leq 0,05$). n- er antall analyseruter der variabelen har gått tilbake, n+ er antall analyseruter der variabelen har gått fram. M og SD angir middel og standardavvik for variabelen i angitt tidsperiode. – Average values and changes in soil chemical variables in Børgefjell from 1995 to 2010. Loss-on-ignition (GI) in %. pH by water extraction (pH-v) og pH by CaCl₂-extraction (pH-Ca). Kjeldahl nitrogen (Kj-N) in mmol/kg dry soil/GI. Statistically significant changes in bold (Wilcoxon one-sample test of changes in 45 plots between two years, $p \leq 0.05$). n- the number of plots where the variable decreased and n+ the number of plots where the variable increased. M and SD indicate the mean and the standard deviation for the relevant period.

	GI	pH-v	pH-Ca	Kj-N/GI
1995	51,0	4,22	3,50	16,8
SD	25,0	0,32	0,37	2,9
2010	65,2	4,15	3,43	15,2
SD	26,8	0,30	0,38	2,7
Endring	14,2	-0,08	-0,07	-1,6
n-	9	28	29	34
n+	36	16	14	11
M	14,213	-0,076	-0,066	1,587
SD	16,916	0,159	0,242	2,684
p	0,001	0,004	0,005	0,001

3.3 Diskusjon

Vegetasjonsstudiene i TOV er primært lagt opp 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 forurensing (med unntak av nedfallet fra Tsjernobyl), og det fungerer i utgangspunktet som et referanseområde i forhold til forsuring og nitrogenpåvirkning. Likevel registrerer vi noen endringer som har pågått i hele overvåkingsperioden. Det er en trend at urter slik som fugletelg, gullris og skogstjerne, og grassarter som gulaks og hårfrytle, har hatt en vedvarende tilbakegang siden oppstarten av overvåkingen i 1995. Vi finner igjen samme tilbakegang hos både bladmoser og levermoser. I tillegg viser urtene marimjeller og turt tilbakegang i forhold til analysen i 1995. Hos lavartene finner vi både framgang og tilbakegang. Den eneste plantegruppen med tydelig framgang er lyngartene. Her har både blokkebær, tyttebær og røsslyng hatt tydelig framgang. Dette har ført til at plantesamfunnet i overvåkingsfeltene har blitt fattigere på arter og i tillegg også fattigere på mer næringskrevende arter. Det virker som hele økosystemet har blitt mer næringsfattig, noe pH og nitrogenmålingene fra jord også viser. Et tettere lyngsjikt vil også kunne skygge ut mange av de mindre artene i bunnsjiktet.

Utviklingen i Børgefjell kan tolkes som en gjengroingseffekt som respons på mindre beitetrykk de siste årene. Det er lite trolig at endringene skal kunne relateres til forsuring, men effekter av klima kan ikke utelukkes.

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 har det vært smånagertopper i området hvert tredje år siden 1998 (jf kap. 7), og vegetasjonen bar synlige preg av dette under feltarbeidet i 2005 og 2010. 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 smånagertopp.

Det har i senere tid vært registrert oppslag av noen nitrofile arter i enkelte overvåkingsområder, slik som smyle (*Avenella flexuosa*) i Møsvatn og Solhomfjell (Aarrestad et al. 2008, R.H. Økland et al. 2009). Det har vært spekulert i om at 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 forurensing (Aas et al. 2009a). Registreringene basert på prosent dekning av arter i rutene, viser tvert i mot at smyle har hatt en tilbakegang siden 1995, men en liten økning i siste 5-årsperiode.

På vei fram og tilbake fra prøvefeltene og båtplassen ved Store Namsvatnet ble det i 2005 registrert mange ferske kjørespor, også inne i nasjonalparken. Sporene var hovedsakelig avsatt som resultat av barmarkskjøring med både snøscooter og motorsykkel. Nesten samtlige bak-kemyrer opp mot overvåkingsfeltet hadde fått stygge skader. Også i og veldig nær feltene ble det observert kjøreskader. Dette var bekymringsfullt i forhold til integriteten til overvåkingsflatene, særlig dersom denne utviklingen skulle fortsette. Slik omfattende lokal påvirkning kan gjøre området uegnet til overvåking av naturlig dynamikk i økosystemene og ev. regionale og stor-skala påvirkninger på naturen. I 2010 ble det ikke registrert noen nye omfattende kjøreskader, noe som vi tolker som en positiv trend.

Det ene overvåkingsfeltet som hadde blitt fullstendig ødelagt ved at det hadde blitt brukt som telteir en gang i perioden mellom 2000 og 2005, ble erstattet med et nytt felt i 2010. Det nye feltet er dominert av høyvokst blåbær og mangler blant annet tyttebær fullstendig. Feltet plasserer seg som middels rikt i ordinasjonsdiagrammet og fungerer bra som en overgangstype mellom de helt fattige blåbærdominerte feltene og de litt rikere lågurtdominerte feltene.

4 Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Paulen naturreservat i Vest-Agder i 2010

Tonje Økland, Jørn-Frode Nordbakken og Ingvald Røsberg

Vegetasjonsovervåkingen i granskog ble etablert ved Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (fra 2006: Norsk institutt for skog og landskap) i 1988 (T. Økland 1990, 1996). Samme år ble det også etablert tilsvarende overvåking i Solhomfjell-området (Gjerstad, Aust-Agder i regi av Universitetet i Oslo/Miljøverndepartementet (R. Økland & Eilertsen 1993). I regi av Norsk institutt for jord- og skogkartlegging ble det etablert og analysert to områder pr år fra 1988 til 1992, til sammen 10 områder. Flatene i Paulen ble første gang analysert i 1990. Etter 2004 har Direktoratet for naturforvaltning finansiert vegetasjonsovervåkingen i granskog gjennom TOV-programmet, men i noe redusert omfang (ett område pr år).

Metodene for overvåkingen av markvegetasjon ble i 1988 utviklet for å overvåke effekter av langtransportert luftforurensing, men har også vist seg godt egnet til å fange opp effekter av klimaendringer på markvegetasjonen (se for eksempel T. Økland et al. 2001, 2004a,b, 2007, 2008, 2009b, Nordbakken et al. 2010). De permanente vegetasjonsflatene i Paulen har tidligere vært analysert i 1990, 1995, 2000, og 2005. Reanalyseringen i 2010 var således 5. gangs analyse av disse flatene.

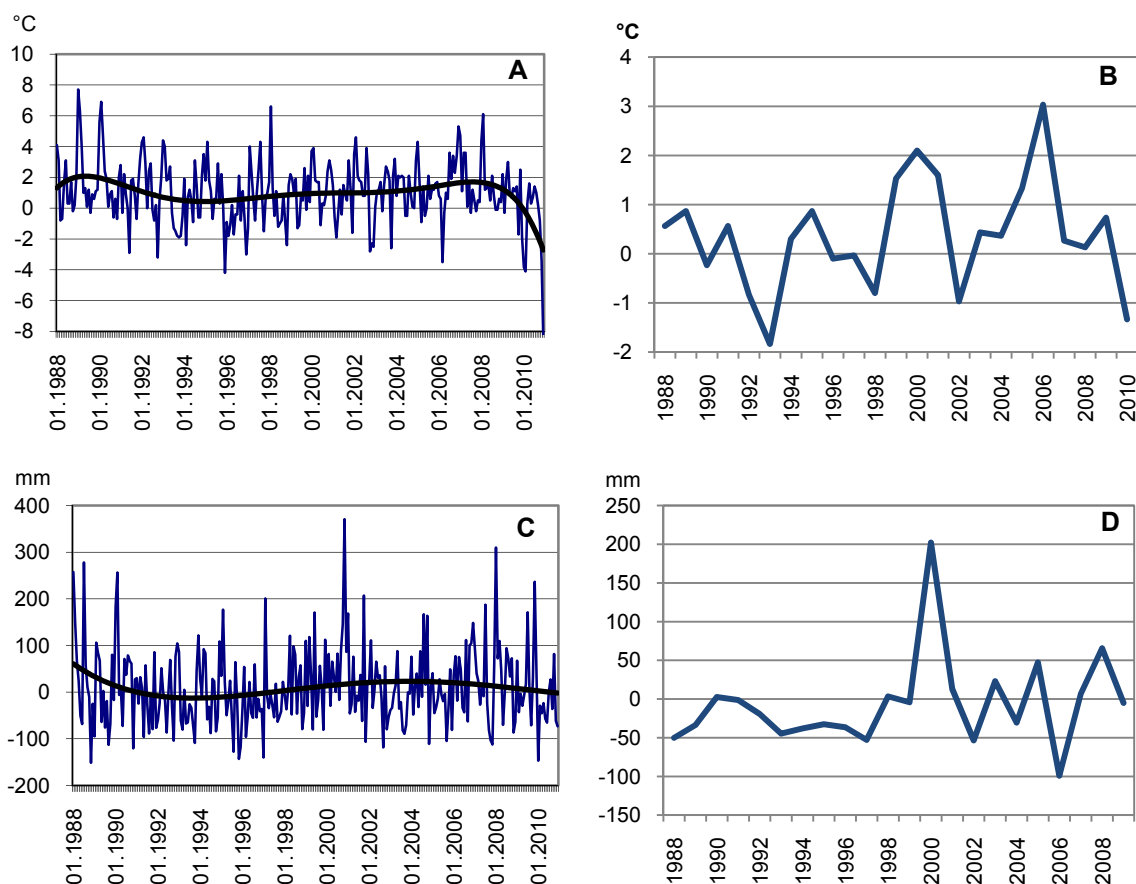
4.1 Områdebeskrivelse

Overvåkingsområdet Paulen i Vennesla kommune (**tabell 4.1**) i Vest-Agder fylke (58°18-19'N, 7°55-56'Ø, UTM MK 37-38, 63-64) ligger i Paulen naturreservat som ble opprettet i 1993 og utvidet 2009. Reservatet forvaltes av Fylkesmannen i Vest-Agder. Etter utvidelsen er totalarealet for reservatet 5482 daa.

Selv om furu dominerer i reservatet finnes det en del granbestander og i følge Moe (1994), som den gangen anslo en alder på 90 – 110 år på de eldste grantrærne, er grana fortsatt i spredning i området. Det finnes spor etter gammel hogst, trolig mest fra sent i det 19. århundret, men skogen har stadig mer naturskogspreg (jf Moe 1994, T. Økland pers. obs.). Tidligere har brann vært av mindre betydning i området, men deler av furuskogen brant i 2006 og dette var en viktig grunn til utvidelsen av reservatet. Området med overvåkingsflatene ble ikke berørt av brannen i 2006.

Tabell 4.1 Geografisk posisjon, klima og bakgrunnsinformasjon for overvåkingsområdet i Paulen naturreservat. Midlere årlig nedbør er estimert på grunnlag av 1961-90 normalen (Førland 1993) for stasjoner nær overvåkingsområdet, og justert for topografisk posisjon og høyde over havet (jf Sjörs 1948, Førland 1979). Temperatur er basert på 1961-90 normalen (Aune 1993) for stasjoner nær området, og justert for høyde i samsvar med Laaksonen (1976). – Geographical position, climate and background information for the monitoring site in Paulen nature reserve. Mean annual precipitation is estimated on the basis of the 1961-90 normal values (Førland 1993) for stations near the site and adjusted for topography and elevation (cf. Førland 1979). Mean temperatures are based on the 1961-90 normal values for stations near the site and adjusted for elevation according to Laaksonen (1976).

	Bredde-grad (°N)	Lengde-grad (°Ø)	H.o.h (m)	Areal (km ²)	Års-nedbør (mm)	Temperatur (°C)		Første analyse-år
						Årlig	Kaldeste måned	Varmeste måned
Paulen	58°18-19'	7°55-56'	150–275	3	1600	5.6	–2.8	14.5
								1990



Figur 4.1 Avvik fra normalverdier (1961-90) for (A) månedsmiddeltemperatur (°C), (B) månedsmiddeltemperatur i gjennomsnitt pr måned i september-november (°C), (C) månedsnedbør (mm), (D) månedsnedbør i gjennomsnitt pr måned i september-november (mm). Data for perioden fra januar 1988 til desember 2010 fra Det norske meteorologiske institutt. Data fra målestasjoner nær området er benyttet; for temperatur er det brukt data fra stasjonen i Kjevik og for nedbør er det brukt data fra stasjonen i Mestad. – Deviation from normal values (1961-90) for (A) monthly mean temperatures (°C), (B) monthly mean temperatures on average per month for September-November (°C), (C) monthly precipitation (mm), (D) monthly precipitation on average per month for September-November. Data for the periode January 1988 to December 2010 from The Norwegian Meteorological Institute. Data from stations near the monitoring site have been used; for temperature data from the station in Kjevik and for precipitation data from the station in Mestad.

Topografien i Paulen er karakterisert av bratte, for det meste nordvendte åssider og et landskap av sprekkedaler. Berggrunnen består av prekambriske bergarter for det meste av granittisk gneiss som gir opphav til et generelt næringsfattig jordsmonn.

Området ligger i boreonemoral - sørboreal sone og oseanisk (O2) til svakt oseanisk vegetasjonsseksjon (O1; Moen 1998). Årsnedbøren er ca 1600 mm (**tabell 4.1**). **Figur 4.1** viser klimautviklingen gjennom 20-årsperioden 1990-2010 basert på data fra Det norske meteorologiske institutt fra de nærmeste meteorologiske stasjonene (Kjevik for temperatur og Mestad for nedbør). **Figur 4.1 A** viser at månedsmiddeltemperaturen i hovedsak har ligget over 30-årsnormalen (1961-90) i mange av årene etter at overvåkingen startet i Paulen, men at trenden har vært motsatt de siste par årene. **Figur 4.1 B** viser at det har vært en del år der temperaturen om høsten (september, oktober og november) har ligget betydelig over normalen. Enkelte år har det imidlertid vært motsatt, som høsten 1993, 1998 og 2002. For månedsnedbøren (**fi-**

gur 4.1 B) var trenden et avvik litt over normalen fra slutten av 90-tallet mens høstnedbøren for månedene september, oktober og november varierte mye mellom år.

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

4.2 Metoder

Metodene for vegetasjonsovervåkingen er i all hovedsak lik for granskog og bjørkeskog, og følger de metodene som tidligere er beskrevet blant annet av T. Økland (1990, 1996), Eilertsen & Stabbetorp (1997), Lawesson et al. (2000), Bakkestuen et al. (2001, 2010) og T. Økland et al. (2001, 2004a,b). Det henvises til disse publikasjonene for detaljerte metodebeskrivelser.

I hvert overvåkingsområde er det subjektivt lagt ut 10 makroflater å 5 x 10 m for å dekke opp den lokale variasjonen langs de viktigste lokale økologiske gradientene. Innenfor hver av de 10 makroflatene ble det trukket ut tilfeldige posisjoner for 5 flater å 1 x 1 m. Alle plantearter i hver 1 x 1 m flate har ved hvert analysetidspunkt blitt registrert med to ulike metoder for mengdeangivelse; forekomst/fravær i hver av 16 småruter (smårutefrekvens) og prosent dekning av alle arter i 1 x 1 m flata. Ved første gangs analyse ble en rekke miljøvariabler registrert i og ved flatene (bl.a. jordkjemiske og jordfysiske, terreng- og trevariabler etc.). Sammenhenger mellom vegetasjonsgradienter og lokale og regionale miljøgradienter i granskog er detaljert analysert og beskrevet i T. Økland (1996). DCA-ordinasjon [Detrended Correspondence Analysis (Hill 1979, Hill & Gauch 1980)] og andre multivariate og univariate statistiske metoder er benyttet både for å analysere vegetasjonsøkologiske gradienter ved første gangs registrering i 1988 (T. Økland 1996) og for å undersøke endringer over tid (jf T. Økland et al. 2001, 2004a,b). Feltarbeidet i Paulen i 2010 ble utført i slutten av juni.

4.3 Resultater: endringer i perioden 1990-2010 i flatene i Paulen

Endringer i antall arter i overvåkingsområdet

I de 50 prøveflatene ble det i 2010 registrert totalt 85 arter: 27 karplantearter, 28 bladmoserarter, 2 torvmoserarter, 23 levermoserarter og 5 lavararter (**tabell 4.2**). Av karplantene ble det registrert 13 urter, bregner og karsporeplanter, dvs 3 arter færre enn i 2005 og 4 graminider, dvs 1 art mindre enn i 2005. Av moser ble det registrert 3 færre levermoserarter i 2010 i forhold til 2005, mens det ble registrert en bladmoserart mer i 2010 i forhold til 2005. Antall lavararter hadde økt fra 3 til 5 arter i 2005. Det totale artsantallet ble redusert med 4 arter fra 2005 til 2010 og er redusert med 2 arter i 20-årsperioden siden første gangs analyse i 1990. Det er totalt registrert 108 arter fra 1990 til 2010. Antall torvmoserarter og antall lavararter som ble registrert i 2010 er likt med det som totalt er registrert i flatene gjennom alle årene. For alle andre artsgrupper var antallet arter som ble registrert i området i 2010 lavere enn det som er registrert totalt gjennom alle registreringsårene.

Av karplantene har 3 arter; teiebær, vivendel, og hårfrytle, vært registrert i enkelte flater i alle analyseårene fram til og med 2005 men ble ikke gjenfunnet i flatene i 2010. Én karplanteart, røsslyng, ble registrert for første gang i en av flatene i 2010. Andre karplantearter har vært registrert i 2 eller 3 av analyseårene. Av moserarter som ble registrert i 2005 ble 4 arter ikke gjenfunnet i 2010: Buttflik, klobleikmose, mattehutremose og tannflak. Én moserart, grasmose, ble registrert for første gang i en flate i 2010. Flere andre moserarter har kun vært registrert i flatene i ett eller to av årene 1990, 1995 og 2000. Det ble registrert 2 nye lavararter i flatene i 2010; fingerbeger og grå reinlav.

Endring i antall arter (artstetthet) i prøveflatene

I den siste 5-årsperioden, 2005-2010, ble det observert en signifikant reduksjon i totalt antall arter pr flate. I gjennomsnitt var det -0,96 færre arter pr flate i 2010 i forhold til 2005 (**tabell 4.3**). I de tidligere 5-årsperiodene var det bare i perioden fra 2000 til 2005 at det totale artsan-

Tabell 4.2 Antall arter i ulike artsgrupper observert i de permanente flatene i overvåkingsområdet i Paulen naturreservat i de enkelte analyseårene og totalt. – The number of species in main species groups observed in the permanent plots in the monitoring area of Paulen nature reserve in each year and in total.

Artsgruppe	Antall arter					
	1990	1995	2000	2005	2010	Totalt
Urter, bregner og karsporeplanter	16	15	16	16	13	18
Graminider	5	5	5	5	4	5
Karplanter totalt	29	28	29	30	27	33
Bladmoser (unntatt torvmoser)	28	27	27	27	28	36
Torvmoser	2	2	2	2	2	2
Levermoser	25	24	25	27	23	31
Moser totalt	55	53	54	56	53	70
Lav	3	3	3	3	5	5
Totalt	87	84	86	89	85	108

tallet endret seg signifikant (reduksjon). For 20-årsperioden var det også signifikant reduksjon i totalt antall arter, i gjennomsnitt med 1,7 arter pr flate.

Ingen andre artsgrupper endret seg signifikant i siste 5-årsperiode, men alle artsgruppene hadde en gjennomsnittlig reduksjon i antall arter pr flate. I 20-årsperioden var antall karplanter totalt, antall urter, bregner og karsporeplanter, antall graminider og antall levermosearter signifikant redusert i flatene, i gjennomsnitt med henholdsvis -1,3, -1,04, -0,2 og -0,76 arter. Ingen artsgrupper hadde signifikant økning i antall arter pr flate i 20-årsperioden.

Tabell 4.3 Endring i artsantall i 50 prøveflater á 1 m² (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdet i Paulen naturreservat fra 1990 til 2010. M angir middel for endring i artsantall i angitt tidsperiode, n- og n+ antall prøveflater med henholdsvis reduksjon og økning i antall arter, P-verdien er knyttet til en test av hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, P<0,05 er uthevet, signifikant reduksjon i artsantall er kursivert, 0,000 betyr ≤ 0,0001). Testen er ikke utført når det har vært endring i artsantall i færre enn 5 flater. – Changes in the number of species in 50 sample plots of 1 m² each (species density) for various species groups in the monitoring site in Paulen nature reserve from 1990 to 2010. M is the mean for change in species number for the period in question, n- and n+ are the numbers of sample plots with, respectively, reduction and increase in the number of species, the P value relates to a test of the hypothesis that the median change is not significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon one-sample test, P<0.05 in bold, significant reduction in species number in italic, 0.000 means ≤ 0.0001). The test was not performed when the number of plots with changes in number of species was less than five.

	Endring 1990-1995				Endring 1995 - 2000				Endring 2000 - 2005				Endring 2005 - 2010				Endring 1990 - 2010			
	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P
Urter, bregner og karsporeplanter	24	2	-0,70	0,000	4	15	0,28	0,019	19	3	-0,42	0,007	13	7	-0,20	0,070	24	4	-1,04	0,000
Graminider	4	2	-0,02	0,739	5	3	-0,04	0,480	4	2	-0,04	0,414	5	1	-0,10	0,096	10	2	-0,20	0,019
Karplanter totalt	27	4	-0,94	0,000	9	21	0,44	0,015	21	8	-0,50	0,032	18	12	-0,30	0,098	29	6	-1,30	0,000
Bladmoser	13	23	0,28	0,181	14	22	0,36	0,047	17	15	-0,08	0,605	16	13	-0,18	0,533	16	23	0,38	0,109
Torvmoser	2	0	-0,04		5	3	-0,04	0,480	2	3	0,02	0,655	4	1	-0,06	0,180	6	1	-0,12	0,058
Levermoser	13	19	-0,02	0,827	13	19	0,16	0,567	24	9	-0,50	0,021	18	11	-0,40	0,128	24	13	-0,76	0,005
Moser totalt	15	24	0,22	0,493	17	26	0,48	0,173	23	10	-0,56	0,060	21	14	-0,64	0,165	22	21	-0,50	0,319
Lav	1	7	0,12	0,034	4	3	-0,02	0,706	6	8	0,04	0,660	8	7	-0,04	0,672	2	6	0,10	0,132
Totalt	25	21	-0,60	0,112	15	30	0,90	0,054	29	11	-1,02	0,014	25	12	-0,96	0,022	32	14	-1,70	0,003

Totalt antall karplantearter og antall urter, bregner og karsporeplanter ble også signifikant redusert i den første og tredje 5-årsperioden, mens det var en signifikant økning i den andre 5-årsperioden.

Antall bladmosearter endret seg signifikant bare i den andre 5-årsperioden (1995 – 2000), med en gjennomsnittlig økning på 0,44 arter pr flate. Antall levermosearter pr flate ble signifikant redusert i den tredje 5-årsperioden (2000 – 2005) med i gjennomsnitt 0,5 arter pr flate. I 20-årsperioden fra 1990 til 2010 hadde antall levermosearter blitt signifikant redusert i gjennomsnitt med -0,76 arter pr flate selv om den gjennomsnittlige reduksjonen i den siste 5-årsperioden ikke var signifikant.

Antall torvmosearter ble ikke signifikant endret i noen av periodene. Antall lavararter pr flate ble signifikant endret bare i den første 5-årsperioden, med en liten økning i antall arter pr flate (0,12).

Endring i mengder av enkeltarter i prøveflatene

Framgang og tilbakegang i mengde for enkeltarter målt som endring i artenes smårutefrekvens er vist i **tabell 4.4** (se **vedlegg 4.1** for latinske og norske navn) for alle 5 analyseomløpene samt for 20-årsperioden 1990-2010. I løpet av den siste 5-årsperioden har fire karplantearter, maiblom, skogstjerne, tepperot og engkvein hatt signifikant mengdereduksjon, mens ingen karplantearter har økt signifikant i mengde.

I 20-årsperioden har det blitt signifikant mindre av 8 karplantearter: rogn, fugletelg, maiblom, tepperot, einstape, skogstjerne, engkvein og skogrørkvein, mens ingen arter har økt signifikant i mengde. Bortsett fra skogrørkvein har alle disse artene hatt signifikant mengdereduksjon i to eller flere av 5-årsperiodene. I Paulen har nesten ingen av karplanteartene (bortsett fra einstape og engmarimjelle i perioden fra 1995 til 2000) hatt signifikant mengdeøkning i noen av 5-årsperiodene.

I løpet av perioden 2005-2010 har tre bladmosearter, bergsigd, glansjamnemose og firtannmose blitt signifikant redusert i mengde, mens ingen arter har økt signifikant. I 20-årsperioden hadde 6 bladmosearter økt signifikant i mengde; blanksigd, etasjemose, kystjamnemose, matteflette, stubbesigd, og kystkransemose, mens glansjamnemose har blitt signifikant redusert i mengde. Ingen torvmosearter viste signifikant mengdeendring i den siste 5-årsperioden eller i 20-årsperioden.

Av torvmosene hadde lyngtorvmose signifikant mengdeøkning i tredje 5-årsperiode, men ellers har det ikke vært signifikante mengdeendringer for torvmosene.

Ingen levermosearter økte signifikant i løpet av den siste 5-årsperioden, men tre arter; piske-skjeggmoser, skogkrekmose og sumpflak hadde signifikant mengdereduksjon. I 20-årsperioden ble mengden av to av disse levermoseartene; piske-skjeggmoser og sumpflak, samt to andre levermosearter; myrglefsemoser og prakthinnemose signifikant redusert.

Mange arter hadde for få forekomster til å kunne testes statistisk; for eksempel kunne bare 8 av totalt 26 registrerte levermosearter testes for endring for perioden 2005 -2010 mens antallet var 12 for den første 5-årsperioden (1990-1995).

Ingen lavararter hadde signifikante mengdeendringer i noen av periodene.

Endringer i artssammensetning

Tolkningen av DCA-ordinasjonen basert på dataene fra etableringsåret 1990 (T. Økland 1996) er lagt til grunn også for denne ordinasjonsanalysen (som er basert på 49 flater i hvert av 5 analyseår; én avvikende flate ble fjernet som i den opprinnelige, tolkede DCA-ordinasjonen; se T. Økland 1996). Korrelasjoner (Kendall's ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient τ ; jf Sokal & Rohlf 1995) mellom de opprinnelige, tolkede DCA-aksene og aksene i den nye ordinasjons-

Tabell 4.4 Endring i mengde for arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Paulen naturreservat i løpet av de fire 5-årsperiodene mellom undersøkelsene og for 20-årsperioden 1990-2010, målt som endring i forekomst (frekvens) av artene i småruter. n+: antall prøveflater der arten økte, n-: antall prøveflater der arten avtok i mengde. P-verdien er knyttet til en test av hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ett-utvalgstest, $P \leq 0,05$ er uthevet, signifikant reduksjon kursivert, 0,000 betyr $< 0,0001$). Se vedlegg 4.1 for artsnavn. – Changes in the frequency of species of vascular plants, bryophytes and lichens in the monitoring site in Paulen nature reserve during the four 5-year periods between investigations and for the whole period between 1990 and 2010 measured as change in frequency of species in small sample plots. n+ is the number of plots where the species increased in frequency and n- the number of plots where the species decreased. The P value relates to a test of the hypothesis that the median change is not significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon one-sample test, $P \leq 0.05$ is in bold, significant reduction in italic, 0.000 means < 0.0001). See Appendix (vedlegg 4.1) for species names.

	1990-1995			1995-2000			2000-2005			2005-2010			1990-2010		
	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
Karplanter															
<i>Picea abies</i>	4	1	0,102	2	6	0,222	4	5	0,719	5	9	0,170	3	10	0,124
<i>Populus tremula</i>	3	1		2	3	0,336	2	3	0,480	4	3	0,380	4	3	0,550
<i>Quercus sp.</i>	4	0		0	2		2	1		2	1		4	1	0,157
<i>Sorbus aucuparia</i>	25	13	0,070	16	20	0,798	27	9	0,001	17	18	0,967	33	10	0,001
<i>Vaccinium myrtillus</i>	17	9	0,068	9	18	0,165	11	19	0,361	14	14	0,528	15	16	0,709
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	16	12	0,467	11	13	0,886	11	19	0,242	16	7	0,059	16	14	0,918
<i>Anemone nemorosa</i>	1	3		3	0		1	0	0,317	1	1		4	1	0,131
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	9	0	0,007	7	2	0,046	6	2	0,049	2	4	0,340	10	1	0,005
<i>Maianthemum bifolium</i>	24	13	0,020	26	8	0,005	15	18	0,338	24	5	0,001	33	7	0,000
<i>Melampyrum pratense</i>	5	6	0,284	1	17	0,000	16	3	0,002	4	10	0,424	5	8	0,549
<i>Potentilla erecta</i>	7	0	0,016	2	5	0,439	4	3	0,732	7	1	0,028	8	1	0,017
<i>Pteridium aquilinum</i>	20	0	0,000	0	14	0,001	14	0	0,001	4	1	0,345	20	1	0,001
<i>Solidago virgaurea</i>	4	2	1,000	2	1		3	0	0,102	2	2		5	1	0,096
<i>Thelypteris phegopteris</i>	5	2	0,306	5	0	0,042	1	4	0,276	3	2	0,496	8	2	0,163
<i>Trientalis europaea</i>	13	5	0,023	13	3	0,017	10	4	0,032	14	2	0,012	20	1	0,000
<i>Agrostis capillaris</i>	6	6	0,662	5	5	0,917	8	3	0,054	9	3	0,023	9	3	0,027
<i>Avenella flexuosa</i>	9	10	0,793	9	9	0,424	8	8	0,446	9	9	0,8574	9	14	0,866
<i>Calamagrostis purpurea</i>	4	2	0,671	2	3		4	0		2	0		5	0	0,042
<i>Caerex pilulifera</i>	2	1		2	1		1	2		1	1		4	1	0,334
Bladmoser (minus torvmoser)															
<i>Dicranodontium denudatum</i>	0	3		2	2		0	2	0,180	3	0		1	4	0,104
<i>Dicranum fuscescens</i>	7	19	0,008	16	13	0,827	14	7	0,025	14	8	0,039	17	11	0,207
<i>Dicranum majus</i>	13	18	0,072	8	26	0,002	10	17	0,132	14	20	0,091	7	32	0,000
<i>Dicranum montanum</i>	0	1		1	0		0	3		1	5	0,096	0	6	0,024
<i>Dicranum polysetum</i>	0	1		1	4	0,131	4	0		1	1		1	3	0,257
<i>Dicranum scoparium</i>	9	25	0,001	16	15	0,495	20	15	0,876	24	11	0,095	17	22	0,454
<i>Herzogiella striatella</i>	3	3	1,000	2	4	0,317	2	3	1,000	4	0		4	2	0,414
<i>Hylocomium splendens</i>	7	10	0,882	5	9	0,026	3	15	0,003	6	10	0,543	3	19	0,000
<i>Hylocomium umbratum</i>	1	1		1	2		1	1		2	2		0	1	0,317
<i>Hypnum cupressiforme</i>	10	10	0,907	5	21	0,002	16	14	0,782	10	15	0,575	7	26	0,000
<i>Isopterygium elegans</i>	2	2		5	2	0,865	3	2	0,276	1	3		5	2	0,495
<i>Mnium hornum</i>	2	2		1	5	0,096	3	1		4	4	0,388	3	4	0,931
<i>Plagiothecium laetum agg.</i>	13	14	0,698	12	16	0,362	22	12	0,037	16	5	0,002	23	8	0,001
<i>Plagiothecium undulatum</i>	7	14	0,117	4	24	0,000	5	25	0,000	12	19	0,112	6	28	0,000
<i>Pleurozium schreberi</i>	18	11	0,248	5	13	0,089	11	20	0,019	19	12	0,150	15	19	0,440
<i>Polytrichum formosum</i>	5	21	0,016	15	12	0,912	10	11	0,902	17	8	0,149	15	13	0,982
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	6	6	1,000	3	8	0,109	1	16	0,001	7	9	0,600	3	13	0,006
<i>Tetraphis pellucida</i>	5	14	0,020	8	9	0,866	11	7	0,125	13	3	0,006	9	8	0,148

Tabell 4.4 forts. neste side

Tabell 4.4 forts.

	1990-1995			1995-2000			2000-2005			2005-2010			1990-2010		
	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
Torvmoser															
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	10	5	0,088	7	6	0,669	5	6	0,417	6	7	0,647	11	7	0,613
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	2	3	0,891	6	3	0,327	1	6	0,047	4	3	0,733	3	5	0,356
Levermoser															
<i>Barbilophozia attenuata</i>	7	7	0,623	7	6	0,658	7	10	0,224	12	2	0,007	11	3	0,015
<i>Calypogeia muelleriana</i>	10	8	0,709	6	15	0,052	12	6	0,110	16	3	0,005	14	6	0,019
<i>Calypogeia neesiana</i>	0	2		2	3	1,000	4	2	0,414	1	2		0	1	
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	2	10	0,009	6	6	0,381	4	5	0,762	5	5	0,296	3	10	0,052
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	2	0		3	1		2	1		2	0		5	0	0,042
<i>Diplophyllum albicans</i>	4	6	0,321	4	5	0,858	4	5	0,582	6	5	1,000	4	9	0,106
<i>Lepidozia reptans</i>	3	5	0,831	5	7	0,564	7	6	0,793	10	1	0,008	6	5	0,415
<i>Lophocolea bidentata</i>	4	5	0,586	3	5	0,831	5	3	0,360	2	4	0,518	5	4	0,506
<i>Lophocolea heterophylla</i>	14	14	0,807	11	18	0,131	23	9	0,013	14	14	0,362	20	11	0,101
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	2	5	0,350	3	6	0,299	6	4	0,375	7	4	0,174	5	5	0,679
<i>Plagiochila asplenoides</i>	5	5	0,917	5	3	0,476	8	3	0,193	5	2	0,161	10	1	0,008
<i>Plagiochila porelloides</i>	4	1	0,180	0	2		3	0		0	2		3	1	
<i>Ptilidium ciliare</i>	0	2		4	1	0,180	1	1		1	2		1	1	
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	3	3	1,000	1	3	0,141	3	1		1	1		3	2	0,655
<i>Tritomaria quinquedentata</i>	4	1	0,131	0	4		3	2	0,680	3	2		4	3	0,262
Lav															
<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	2	3	0,892	3	3	0,914	1	5	0,317	5	2	0,340	3	3	0,914
<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	0	4		3	3	0,518	3	4	0,666	3	1		0	2	

Tabell 4.5 Forflytning av prøveflater langs DCA-ordinasjonsaksene 1 og 2 for overvåkingsområdet i Paulen naturreservat i perioden 1990-2010 basert på smårutefrekvensdata [ordinasjon av 50 prøveflater for fem analysetidspunkter – én flate med avvikende posisjoner fjernet (se T. Økland 1996). Wilcoxon-test er gjort separat for fattige og rikere prøveflater (se T. Økland 2004a,b)]. n- og n+ er antall prøveflater med henholdsvis lavere og høyere prøveflateskår enn ved periodens begynnelse. P-verdien er knyttet til en test av hypotesen at median forflytning ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $P < 0,05$ er uthevet, signifikant reduksjon kursivert, 0,000 betyr $< 0,0001$). – Displacement of sample plots along DCA ordination axes 1 and 2 during the period 1990-2010 for the monitoring site in Paulen nature reserve, based upon subplot frequency data based on frequency data (ordination of 50 sample plots for five sampling occasions - one plot with deviating position deleted, see T. Økland 1996). Wilcoxon test was performed separately for “poor” and “richer” sample plots (se T. Økland 2004a,b). n- and n+ are the numbers of sample plots with, respectively, decreasing and increasing DCA scores. The P value relates to a test of the hypothesis that the median displacement is not significantly different from 0 versus the two-tailed alternative (Wilcoxon one-sample test, $P \leq 0.05$ is in bold, significant reduction in italic, 0.000 means < 0.0001).

DCA-akse	n	Forflytning 1990-1995			Forflytning 1995-2000			Forflytning 2000-2005			Forflytning 2005-2010			Forflytning 1990-2010		
		n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
DCA 1 – fattig del	32	28	4	0,000	21	11	0,096	9	23	0,001	16	16	0,695	22	10	0,218
DCA 1 – rik del	17	11	6	0,407	12	5	0,084	13	4	0,019	13	4	0,015	15	2	0,001
DCA 2 – fattig del	32	7	25	0,003	16	16	0,751	19	13	0,722	14	18	0,866	13	19	0,035
DCA 2 – rik del	17	5	12	0,044	6	11	0,102	6	11	0,381	6	11	0,177	2	15	0,006

analysen var sterke ($\tau > 0,75$ for DCA 1 $\tau > 0,58$ for DCA 2 for alle analyseår og signifikant på nivå $P < 0,0001$). Ordinasjonsdiagrammet ble delt i en "fattigere" og en "rikere" del, som i tidligere rapportering (se T. Økland 2004a,b). I Paulen er DCA 1 tidligere i hovedsak tolket som respons på variasjon i pH, nitrogeninnhold i jorda kationinnhold (T. Økland 1996). Kationene var negativt korrelert med DCA 1 i Paulen (i motsetning til de fleste andre av overvåkingsområdene; se T. Økland 1996), mens pH og nitrogen er positivt korrelert. I de to siste 5-årsperiodene og i 20-årsperioden ble det for den "rikere" delen av DCA 1 registrert signifikant forflytning av prøveflater i retning av vegetasjonssammensetning typisk for voksesteder med lavere pH og nitrogeninnhold i jorda (**tabell 4.5**). I 20-årsperioden er det også signifikant forflytning langs DCA 2, både for den "fattige" og den "rike" delen, mot høyere posisjoner. DCA 2 er delvis tolket som respons på topografi (T. Økland 1996), men noe av variasjonen for både DCA 1 og DCA 2 er også tolket som respons på fuktighet i jorda, fra moderat fuktige steder med lav pH til våtere steder med høy pH. Endringene langs DCA 2 kan derfor delvis bety at flatene har fått vegetasjon typisk for noe tørrere voksesteder.

4.4 Diskusjon

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

Artsantallet totalt sett i flatene er litt redusert fra utgangspunktet i 1990; totalt artsantall pr registreringsår har sunket fra 87 arter i 1990 til 85 arter i 2010. Laveste antall arter, 84, ble observert i 1995. Både antall karplantearter og levermosearter har sunket fra utgangspunktet i 1990 da overvåkingen startet, mens antall lavararter har steget litt. Noen karplantearter og noen mosearter som har vært i flatene i ett eller flere av de tidligere årene ble ikke gjenfunnet ved registreringene i 2010 mens det er kommet 2 nye lavararter inn i flatene.

Selv om endringer i artsantall pr flate for artsgruppene ikke er signifikant i siste 5-årsperiode, er den utviklingen for det samlede artsmangfoldet i flatene "negativ" i betydningen at artsmangfoldet har blitt lavere. For alle artsgruppene er det flere flater med negativ endring enn positiv endring. For 20-årsperioden har det vært en negativ og signifikant endring for artsantallet for flere artsgrupper og for totalt antall arter.

Urter og graminider hører til gruppene som har hatt reduksjon i artsantall pr flate, og selv om endringene ikke er signifikante for siste 5-årsperiode er de signifikante for 20-årsperioden. Noen karplantearter har også hatt en signifikant mengdereduksjon, både i siste 5-årsperiode og i tidligere perioder samt i 20-årsperioden. Dessuten er noen artene som har vært registrert tidligere, ikke gjenfunnet i 2010. Endringene for enkeltarter bidrar trolig til forflytningen av ruter (endring i artssammensetning) langs den viktigste vegetasjonsgradienten (DCA-akse 1).

I de sørligste/sørøstligste vegetasjonsovervåkingsområdene i Norge, blant annet i Paulen, har det også tidligere vært rapportert signifikante mengdereduksjoner for mange karplantearter og signifikant reduksjon i artsantall, og dette har vært tolket som tidsforskjøvet respons relatert til langtransportert luftforurensing (se R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland et al. 2004a,b). Fortsatt har flere karplantearter en negativ mengdeutvikling i Paulen, mens ingen har en positiv mengdeutvikling. Paulen ligger langt sør i landet, i Vest-Agder, og er derfor fortsatt blant de områdene i landet som mottar de største mengdene av nitrogenforbindelser fra luft og nedbør (jf Aas et al. 2010). Selv om spesielt mengden av svovelforbindelser i luft og nedbør har sunket betydelig også i Sør-Norge siden 1980 (Aas et al. 2010) kan det ikke utelukkes at forurenset luft og nedbør påvirker utviklingen for karplantene, men det kan også være andre årsakssammenhenger. Spesielt kan den negative utviklingen for mindre næringskrevende arter, for eksempel maiblom og skogstjerne, tyde på at andre faktorer har betydning. Slike faktorer kan være utviklingen i tresjiktstrukturen (Nygaard & Ødegaard 1999) eller interaksjoner med andre artsgrupper, for eksempel moser, som respons på klimautviklingen.

Som i flere andre områder har flere store skogsmoser hatt mengdeøkning i en eller flere 5-årsperioder og i 20-årsperioden, men ingen av disse artene viste signifikante mengdeendringer i siste fem-årsperiode. Imidlertid har flere store skogsmoser, blant annet har etasjemose og blanksigd økt signifikant i løpet av de 20 årene siden overvåkingen startet. Blanksigd, som er den mosen som dominerer i mange av flatene i Paulen hadde også mer enn doblet sin gjennomsnittlige prosentvise dekning (dekningstallene er ikke brukt i endringsanalysene over) fra 7,8% i 1990 til 20,7% i 2010. Etasjemose har omtrent femdoblet sin gjennomsnittlige dekning fra 1990 til 2010 (se kapittel 5), men har i gjennomsnitt fortsatt bare 1,7% dekning av flatene.

Flatene i Paulen hadde allerede ved starten av overvåkingen lav dekning av levermosearter (jf T. Økland 1996). Det er grunn til å anta at dette skyldes en kombinasjon av flere forhold; klimatiske forhold, stort løvinnslag i flatene som medfører mye strø og høy mosedødelighet m.m. (During & Verschuren 1988, R. Økland 2000). Allikevel har det i løpet av både siste 5-årsperiode og 20-årsperioden blitt signifikant mindre av flere levermosearter og noen små bladmosearter. Som nevnt over er det imidlertid mange arter som det er for lite av til at statistisk testing av enkeltartenes mengdeendring gir mening, og noen arter finnes ikke lenger i flatene. Selv om antall levermosearter pr flate ikke er signifikant endret i siste fem-årsperiode, har det funnet sted en betydelig og signifikant endring i 20-årsperioden; i gjennomsnitt er det nå ca 0,8 færre arter pr flate i forhold til 1990. Siden den gjennomsnittlige reduksjonen i artsantall for alle flater også inkluderer flater som pga. vegetasjonsøkologiske forhold aldri har inneholdt levermoser og flater med lavt levermoseantall, er den gjennomsnittlige reduksjonen i artsantall i 20-årsperioden derfor betydelig. Totalt sett er det derfor en klart negativ utvikling for levermoser og små bladmoser i området.



Blanksigd (Dicranum majus) er den mosen som dominerer mest i flatene i Paulen og har økt betraktelig i dekning fra 1990 – 2010. Foto: Ingvald Røsberg.

At store moser øker i mengde på bekostning av små moser er også tidligere rapportert fra andre overvåkingsområder, blant annet for Urvatnet (T. Økland et al. 2008) og Rausjømarka (T. Økland et al. 2009a). Dette mønsteret er tidligere satt i sammenheng med de mange milde høstene, spesielt fra ca midten av 1990-tallet, noe som har medført at vekstsesongene for moser har blitt lengre (se blant annet R. Økland 1997, T. Økland 2004a,b). Dette favoriserer de store mest konkurransesterke mosene. Klimadata for området viser at månedsmiddeltemperaturen ligger over normaltemperaturen de fleste årene, men med betydelig store variasjoner mellom enkeltår. At klimautviklingen de siste par årene før analyse ikke har fortsatt i samme retning, kan trolig forklare hvorfor store skogsmoser, som etasjemose, blanksigd og kystkransemose som hadde økt signifikant i 20-årsperioden, ikke har økt signifikant i mengde i siste 5-årsperiode.

Mønsteret med tilbakegangen for mange små moser, både i siste 5-årsperiode og i 20-årsperioden passer inn i det som tidligere er rapportert for andre overvåkingsområder (se for eksempel T. Økland et al. 2008, 2009a og Nordbakken et al. 2010). Som i disse områdene kan det mest sannsynlig tilskrives en "flaskehalssituasjon" (jf R. Økland 2000, T. Økland et al. 2001, 2004a,b, 2008, 2009a): De lange vekstsesongene fører til at åpninger i skogbunnen blir tettet igjen av store moser som vokser og formerer seg raskere enn små moser. Dette øker sannsynligheten for at små moseskudd/små moser blir begravd i mosematta og reduserer samtidig mulighetene for nyetablering/overlevelse av små moser. Trolig er effekten av et tettere bunnsjikt som følge av mange milde høster vedvarende for små moser selv om ingen store skogsmoser hadde signifikant mengdeøkning i siste fem-årsperiode. Imidlertid kan andre (samvirkende) faktorer også ha medvirket, for eksempel uregelmessigheter i smågnagersykluser og dermed mangel på forstyrrelser i skogbunnen som kan skape små "lommer" i skogbunnen for små moser (se bl.a. Rydgren et al. 2007). Artsmangfoldet for små moser ser derfor ut til å være i ferd med å bli redusert også i Paulen.

4.5 Oppsummering og konklusjon

Flere karplantearter og små mosearter har hatt en signifikant negativ mengdeutvikling i siste fem-årsperiode og i 20-årsperioden i overvåkingsområdet Paulen, mens ingen arter har hatt signifikant positiv mengdeutvikling i 5-årsperioden. Noen store skogsmoser har hatt signifikant økning i mengde i 20-årsperioden. Artsmangfoldet totalt sett har også endret seg signifikant i den siste 5-årsperioden, og alle artsgrupper hadde færre arter i gjennomsnitt pr flate i 2010 enn i 2005, til tross for at ingen artsgrupper hadde signifikante endringer i artsantall. I 20-årsperioden, har antall urter, graminider, karplanter totalt, levermoser og antall arter totalt blitt signifikant redusert. Flere samvirkende faktorer har trolig bidratt til utviklingen; både nitrogenforurensing og endringer i klima, smågnagersykluser og tresjiktstruktur. Vi har ikke pr i dag data for alle disse påvirkningsfaktorene og "økosystemdriverne" som direkte er knyttet til overvåkingsflatene. Slike data vil kunne gi oss bedre forståelse av årsaker til de endringene i arts-sammensetning, arts mangfold og enkeltartenes mengdeutvikling som er observert.

Vedlegg 4.1 Planter registrert i Paulen 1990 - 2010

Oversikt over plantearter registrert i overvåkingsflatene i Paulen naturreservat i 1990, 1995, 2000, 2005 og 2010. – Overview of plant species found in the monitoring plots in Paulen nature reserve in 1990, 1995, 2000, 2005 or 2010.

Latinsk navn	Norsk navn
Vedaktige planter og lyng	
<i>Betula pubescens</i>	Vanlig bjørk
<i>Frangula alnus</i>	Trollhegg
<i>Picea abies</i>	Gran
<i>Pinus sylvestris</i>	Furu

Latinsk navn	Norsk navn
<i>Populus tremula</i>	Osp
<i>Quercus</i> sp.	Eik
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær
Urter og karsporeplanter	
<i>Anemone nemorosa</i>	Hvitveis
<i>Blechnum spicant</i>	Bjønnekam
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugleteig
<i>Huperzia selago</i>	Lusegras
<i>Listera cordata</i>	Småteblad
<i>Lonicera periclymenum</i>	Vivendel
<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot
<i>Lycopodium clavatum</i>	Myk kråkefot
<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Småmarimjelle
<i>Phegopteris connectilis</i>	Hengeving
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot
<i>Pteridium aquilinum</i>	Einstape
<i>Ramischia secunda</i>	Nikkevintergrønn
<i>Rubus saxatilis</i>	Teiebær
<i>Solidago virgaurea</i>	Gulliris
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne
Grassaktige planter	
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle
<i>Calamagrostis purpurea</i>	Skogrørkvein
<i>Carex pilulifera</i>	Bråtestarr
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle
Bladmoser (unntatt torvmoser)	
<i>Brachythecium populeum</i>	Ospelundmose
<i>Brachythecium reflexum</i>	Spikelundmose
<i>Brachythecium starkei</i>	Strølundmose
<i>Dicranodontium denudatum</i>	Fleinljåmose
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd
<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd
<i>Dicranum montanum</i>	Stubbesigd
<i>Dicranum polysetum</i>	Krussigd
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd
<i>Herzogiella striatella</i>	Stridfauskmose
<i>Heterocladium heteropterum</i>	Trådfloke
<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	Skuggehusmose
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Matteflette
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	Skimmermose
<i>Isoetecium myosuroides</i>	Musehalemose
<i>Mnium hornum</i>	Kysttornemose
<i>Paraleucobryum longifolium</i>	Sigdnervemose
<i>Plagiomnium affine</i>	Skogfagermose
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	Flakjåmnemose
<i>Plagiothecium laetum</i> agg.	Glansjåmnemose
<i>Plagiothecium undulatum</i>	Kystjåmnemose
<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose
<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke
<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemose
<i>Polytrichastrum formosum</i>	Kystbinnemose
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjærmose

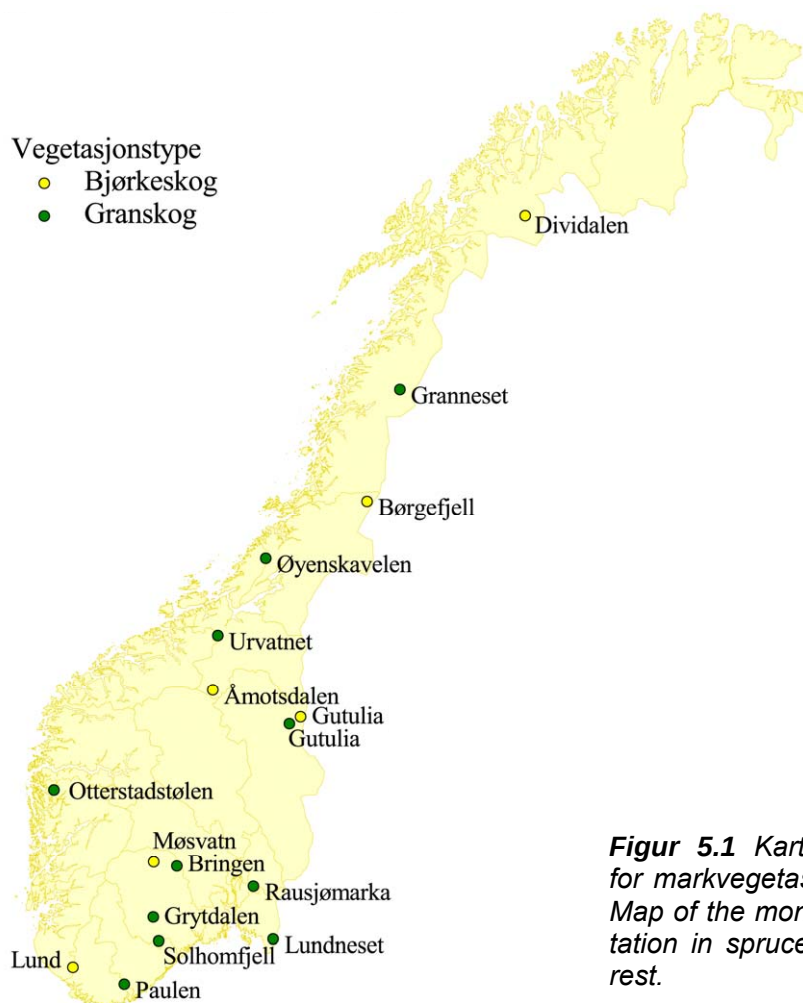
Latinsk navn	Norsk navn
<i>Racomitrium heterostichum</i> agg.	Berggråmose
<i>Rhizomnium punctatum</i>	Bekkerundmose
<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmose
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Kystkransmose
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> ag	Fjørkransmose
<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose
<i>Straminergon stramineum</i>	Grasmose
<i>Tetraphis pellucida</i>	Firtannmose
<i>Thuidium tamariscinum</i>	Stortujamose
Torvmoser	
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantorvmose
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Lyngtorvmose
Levermoser	
<i>Anastrophyllum minutum</i>	Tråddraugmose
<i>Barbilophozia attenuata</i>	Piskskjeggmose
<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmose
<i>Barbilophozia hatcheri</i>	Grynskjeggmose
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmose
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	Piggtrådmose
<i>Calypogeia azurea</i>	Blåflak
<i>Calypogeia fissa</i>	Tannflak
<i>Calypogeia integristipula</i>	Skogflak
<i>Calypogeia muelleriana</i>	Sumpflak
<i>Calypogeia neesiana</i>	Torvflak
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	Broddglefsemose
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Myrglefsemose
<i>Cephaloziella</i> sp.	Pistremose
<i>Diplophyllum albicans</i>	Stripefoldmose
<i>Diplophyllum taxifolium</i>	Bergfoldmose
<i>Jungermannia sphaerocarpa</i>	Hjulsleivmose
<i>Lepidozia reptans</i>	Skogkrekmose
<i>Lophocolea bidentata</i>	Tobladblonde
<i>Lophocolea heterophylla</i>	Stubbeblonde
<i>Lophozia adscendens</i>	Røteflik
<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	Grokornflik
<i>Marsupella emarginata</i>	Mattehutremose
<i>Mylia taylorii</i>	Raudmuslingmose
<i>Plagiochila asplenoides</i>	Prakthinnemose
<i>Plagiochila porelloides</i>	Berghinnemose
<i>Ptilidium ciliare</i>	Berghinnemose
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse
<i>Scapania nemorea</i>	Fjordtvebladmose
<i>Scapania undulata</i>	Bekketvebladmose
<i>Tritomaria quinquedentata</i>	Bekketvebladmose
Lav	
<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	Pulverbrunbeger
<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	Stubbesyl
<i>Cladonia digitata</i>	Fingerbeger
<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav
<i>Cladonia rangiferina</i>	Gråreinlav

5 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2010

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

Vegetasjonsovervåking basert på konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser (R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen et al. 2001, T. Økland et al. 2001) har vært utført i 17 referanseområder i nærmere tjue år (**figur 5.1**). Ti overvåkingsområder ble etablert i granskog av NIJOS fra 1988–1992. I Solhomfjell ble det etablert ett granskogsområde i 1988 i regi av TOV (TOV-granskogsområde), og 6 områder ble etablert i bjørkeskog av NINA fra 1990 til 1993 (TOV-bjørkeskogsområder). Områdene spenner ut viktige klimagrader i Norge (jf Moen 1998) og ble opprinnelig etablert for å fange opp variasjonen i belastning av langtransporterte luftforurensinger i Norge (jf Tørseth & Semb 1997).

Gran- og bjørkeskogsområdene omfatter mer eller mindre sammenliknbar variasjon langs lokale økologiske grader innenfor en og samme naturtype, "blåbærdominert bar- og bjørkeskog", inkludert noe fuktigere og rikere utforminger. I hvert område overvåkes vegetasjonen i 50 prøveflater (61 i Solhomfjell) à 1 m² som til sammen antas å dekke den viktigste lokaløkologiske variasjonen. Artsmengdene registreres innen hver flate ved hjelp av smårutefrekvens (forekomst av arten i 16 like store småruter, jf T. Økland 1988) og som prosent dekning i prøveflata.



Figur 5.1 Kart over overvåkingsområdene for markvegetasjon i gran- og bjørkeskog. – Map of the monitoring sites for ground vegetation in spruce (gran) and birch (bjørk) forest.

I dette kapitlet viser vi endringer i forekomst av utvalgte arter som kan respondere på langtransporterte forurensinger og klimaendringer (jf T. Økland et al. 2004a,b). Datagrunnlaget er 561 prøveflater fra granskog (fra og med 4. omløp analyseres bare 9 områder, dvs 461 flater i granskog) og 300 flater fra bjørkeskog. Områdene har vært analysert én gang i løpet av en 5-årsperiode (ett omløp), men fra og med 2008 ble registreringer i ett område pr år utsatt, dvs overgang til 8-årig omløp. Resultatene fra granskogsområdene (**figur 5.2**) bygger på data fra 1988-2010 (fjerde omløp avsluttet i 2007, femte omløp startet opp i 2008), mens resultatene fra bjørkeskogsområdene (**figur 5.3**) baserer seg på målinger utført etter 1992 (tredje omløp avsluttet i 2007, fjerde omløp påbegynt i 2008). Av granskogsområdene ble flatene i Paulen naturreservat i Vest-Agder analysert i 2010. Av bjørkeskogsområder ble Børgefjell analysert i 2010. Datamaterialet er for øvrig det samme som ble rapportert i TOV-rapporten for 2009 (T. Økland et al. 2010).

For artene gaukesyre og fugletelg er artsmengdene beregnet som prosentvis forekomst i totalt antall småruter innen hvert område. For smyle og etasjemose er artsmengdene beregnet som gjennomsnittet av artenes prosentvise dekning innen alle 1 m² prøveflatene i hvert område. Dekningsdataene for smyle fra første omløp i granskogsområdene (1988–1992) er ikke benyttet siden det knytter seg usikkerhet til disse tallene. Det aller første året (1988) ble ikke prosentdekning registrert. Derfor mangler dekningsdata for første omløp for Solhomfjell, Rausjømarka og Grytdalen (se **figur 5.2** for etasjemose).

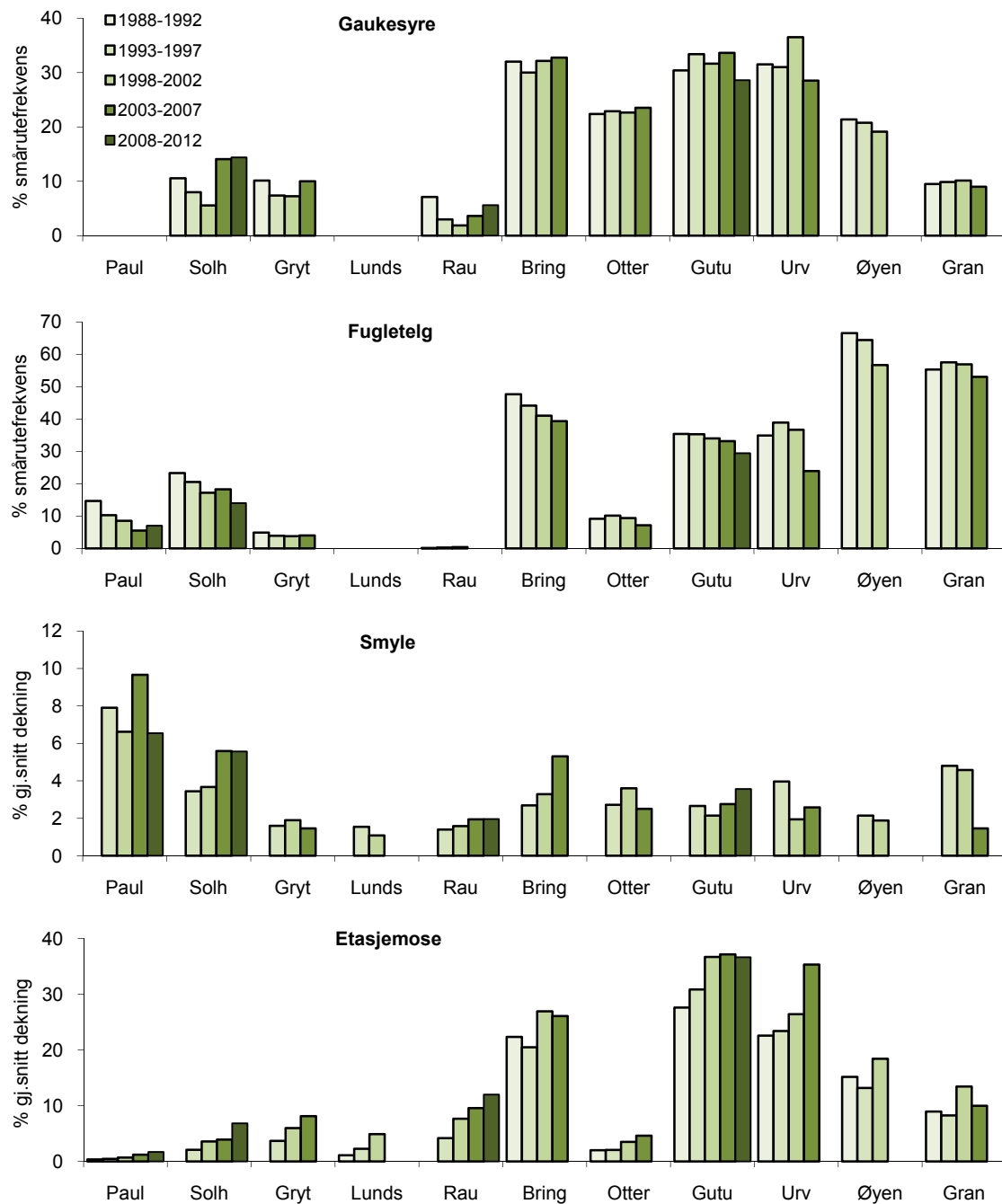
Gaukesyre

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

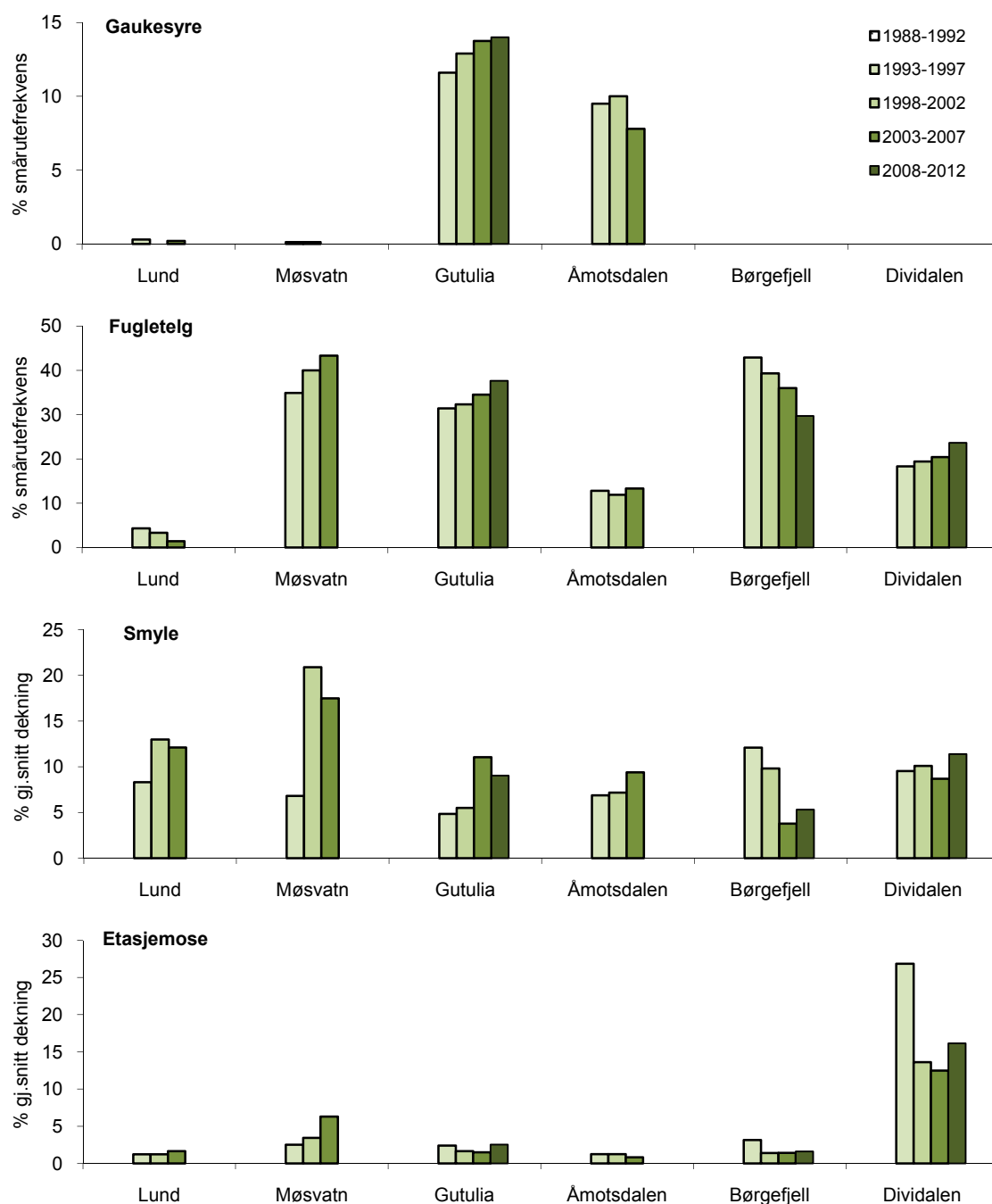
I perioden 1988-98 hadde gaukesyre stor tilbakegang i alle de tre sør- og sørøstnorske granskogsområdene der arten finnes (Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka; **figur 5.2**), mens den ikke hadde en tydelig utviklingstrend i de andre granskogsområdene. Arten er mindre vanlig i bjørkeskogsområdene, med unntak av Gutulia og til dels Åmotsdalen (**figur 5.3**). Bjørkeskogsflatene i disse områdene viste en motsatt utviklingstrend, med en jevn framgang av gaukesyre i Gutulia fra 1993 til 2008 og en tilbakegang i Åmotsdalen fra 1993 til 2007. Arten hadde en tilbakegang i granskogsflatene i siste fem-årsperiode.

Gjennom store deler av 1900-tallet forårsaket langtransporterte luftforurensinger ("sur nedbør") forsuring og utvasking av mineralnæringsstoffer i jorda. Denne påvirkningen var sterkest lengst sør i landet der tilførselen har vært stor, og jorda over store områder har lav bufferkapasitet. Tilbakegangen for gaukesyre fram til og med 1998 langt sør i landet stemmer overens med det mønsteret vi ville forvente som en tidsforskjøvet respons på jordforsuring. I 2003 hadde imidlertid mengdene av gaukesyre tatt seg betydelig opp igjen i granskogsområdene Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka. I Rausjømarka fortsatte mengden av gaukesyre å øke fra 2003 til 2008, men fortsatt fantes arten i færre småruter enn da flatene ble etablert i 1988. Den positive utviklingen for gaukesyre i Solhomfjell fra 1998 til 2003 (framgang fra 5,6 til 14,1% av det totale småruteantallet) fortsatte også i perioden 2003–08. Økningen i 2003 var et resultat av at svært mange frøplanter spirte dette året. Registreringene i Solhomfjell i 2008 (forekomst i 14,3% av smårutene), viste at mange av frøplantene fra 2003 må ha lyktes i å etablere seg, og arten ser ut til å ha stabilisert seg på et høyere nivå enn utgangspunktet (10,6% i 1988), i motsetning til for eksempel i Rausjømarka.

Det rapporteres her ingen nye data for gaukesyre i verken granskogs- eller bjørkeskogsflatene for 2010, da arten aldri har forekommet i flatene i Paulen eller Børgefjell.



Figur 5.2 Endringer i mengde (målt som frekvens i småruter og prosent dekning) av utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i granskog gjennom overvåkingsperioden 1988-2010. Områdenes plassering er vist i figur 5.1. – Changes in frequency in small sample plots and in percentage cover of selected plant species (from the top: *Oxalis acetosella*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Avenella flexuosa*, *Hylocomium splendens*) in the monitoring sites in spruce forest through the monitoring period 1988-2010. The geographical position of the sites is shown in figure 5.1.



Figur 5.3 Endringer i mengde (målt som frekvens i småruter og prosentvis dekning) av utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i bjørkeskog gjennom overvåkingsperioden 1990-2010. Områdenes plassering er vist i figur 5.1. I 1993 ble registreringsmetoden i bjørkeskog lagt om til samme metode som for granskog, og data fra før 1993 er derfor ikke vist. – Changes in frequency in small sample plots and in percentage cover of selected plant species (from the top: *Oxalis acetosella*, *Gymnocarpium dryopteris*, *Avenella flexuosa*, *Hylocomium splendens*) in the monitoring sites in birch forest through the monitoring period 1990-2010. In 1993 the sampling design in birch forest was changed to the same as employed for spruce forest. Hence, data from before 1993 are not shown. The geographical position of the sites is shown in figure 5.1.

Fugletelg

Fugletelg er en vanlig bregne som forekommer i de samme skogtypene som gaukesyre. Den har omtrent samme krav til baserikhet som gaukesyre (Ellenberg et al. 1992) og forventes å kunne ha samme følsomhet for forsurening. Arten hadde størst tilbakegang i det sørligste granskogsområdet Paulen i Vest-Agder, men hadde også tydelig tilbakegang i andre granskogsområder på Sør- og Østlandet gjennom de fire første omløpene (**figur 5.2**). Fugletelg har ikke hatt like tydelige utviklingstrender i granskog lenger nord i landet og i bjørkeskogsområdene, hvor den i enkelte områder går fram, mens den i andre områder går tilbake, som i det sørligste området Lund (**figur 5.3**). Liksom for gaukesyre er tilbakegangen for fugletelg i de sørligste deler av landet tolket som en tidsforskjøvet respons på jordforsurning.

Fugletelg hadde fra 2005 til 2010 en liten økning i gjennomsnittlig forekomst i smårutene i granskogsflatene i Paulen fra 5,5% til 7,0%. I bjørkeskogsområdene hadde fugletelg framgang både i Møsvatn, Gutulia og Dividalen i overvåkingsperioden 1993–2007. For Gutulia og Dividalen fortsatte økningen inn i fjerde omdrev i 2008, noe som tidligere er satt i sammenheng med avtakende jordforsuring (T. Økland et al. 2009b). I Paulen har arten hatt en jevn tilbakegang fram til og med 2005, og på tross av økningen fra 2005 til 2010 er den fortsatt halvert i mengde fra utgangspunktet i 2010. I bjørkeskogsområdet Børgefjell har fugletelg hatt en tilbakegang ved hver gjenanalyse siden 1995. Tilbakegangen av fugletelg i Børgefjell kan ikke settes i sammenheng med forurensing, da Børgefjell ligger i et område med relativt liten tilførsel av langtransporterte luftforurensinger. Det er mulig at endringene i mengde av fugletelg i områder som Børgefjell skyldes en kombinasjon av andre faktorer, som for eksempel virkninger av endret beite, gjengroing og smågnagersvingninger.

Smyle

Smyle er et smalbladet gras som er vanlig i hele Norge, i mange ulike skogtyper og i andre typer natur. Arten hadde en betydelig framgang i flere av de sørlige overvåkingsområdene, både i granskogsområdene Paulen, Solhomfjell og Bringen og i bjørkeskogsområdene Lund, Møsvatn, Gutulia og Åmotsdalen (**figur 5.2** og **5.3**) fram til siste omløp. I bjørkeskogsflatene i Børgefjell har arten vist en betydelig nedadgående trend siden førstegangsanalysen i 1995, men har hatt en liten økning i siste periode fra 2005 til 2010. I granskogsflatene i Paulen hadde arten en reduksjon fra 2005 til 2010 i gjennomsnittlig dekning i flatene fra 9,7% i 2005 til 6,5% i 2010; dvs en gjennomsnittlig reduksjon på ca 3,1 prosentpoeng.

Smyle er kjent som en art som begunstiges av nitrogen. Økte avsetninger av langtransportert nitrogen har blitt framsatt som en mulig forklaring på tilsvarende økning for smyle i sørsvenske skoger (Odell & Ståhl 1998, Strengbom et al. 2003, Nordin et al. 2005). Nitrogenavsetningen i Norge er størst på Sørlandet (Hole & Tørseth 2002), og det kan således være en sammenheng mellom langtransportert nitrogen og økt vekst av smyle i de sørlige overvåkingsområdene. Smyleøkningen i bjørkeskogsområder som Møsvatn kan også skyldes økt nitrogentilgang fra nedbryting av strø, forårsaket av bjørkemålerangrep og en generell økning i lystilgang som resultat av et mer glissent trekronedekke (jf Strengbom et al. 2004). Sørlandet har fortsatt de største tilførselene av nitrogenforbindelser i luft og nedbør og utviklingen de siste årene er ikke entydig (jf Aas et al. 2010). Reduksjonen av smyle i granskogsflatene i Paulen i siste omløpsperiode kan derfor ha flere årsaker, for eksempel endringer i tresjiktstruktur. Den sterke tilbakegang av smyle i Børgefjell (men økning i siste periode fra 2005 til 2010), kan skyldes ulike effekter av smågnagerbeiting, da smyle er en av smågnagernes foretrukne beiteplanter (Ericson 1977).

Etasjemose

Etasjemose er en av de vanligste store mosene i norsk skog. Arten viste en betydelig framgang i alle granskogsområdene fra tredje til fjerde omløp, med unntak av det nordligste området, Granneset (**figur 5.2**). I områder der det var lite etasjemose fra før, dekket etasjemosen etter fjerde omløp omtrent dobbelt så mye (eller mer) av skogbunnen sammenlignet med første omløp. En lignende trend har man også sett for andre store moser. Både i Rausjømarka og i Solhomfjell fortsatte økningen i gjennomsnittlig dekning for etasjemose fra 2003 til 2008. I 2008

var gjennomsnittlig dekning ca 3 ganger så stor i begge disse områdene som i 1988. I Gutulia hadde arten derimot en svak nedgang i gjennomsnittlig dekning fra 2004 til 2009; fra 37,1% til 36,6%. I Paulen hadde arten en økning i gjennomsnittlig dekning i flatene fra 2005 til 2010 fra 1,2% til 1,7%. Imidlertid er ikke etasjemose dominerende i så mange av flatene i Paulen da andre store skogsmoser som blanksigd (*Dicranum majus*) dominerer i mange av flatene. Sistnevnte art økte betydelig i gjennomsnittlig dekning fra 2005 til 2010 og har nesten doblet sin gjennomsnittlige dekning i flatene fra 1990 til 2010.

Endringene er relativt små i bjørkeskogsområdene, med unntak av det sørlige overvåkingsområdet Møsvatn der arten hadde en sterk økning fra 2002 til 2007, og i det nordlige overvåkingsområdet Dividalen der en svak økning har etterfulgt en betydelig nedgang fra 1993 til 1998 (**figur 5.3**). I Børgefjell har etasjemose en liten dekning i analyseflatene. Det ble registrert en reduksjon av arten i perioden 1995 til 2000, men etter dette har dekningen vært stabil.

I likhet med de fleste andre mosene vokser etasjemosen når den er fuktig (det vil si i fuktig vær og fram til skogbunnen tørker opp igjen), mens den går inn i en "dvaletilstand" når den er tørr. Moser vokser selv når gradestokken kryper under null dersom marka ikke er snødekt (Stålfelt 1937). Framgangen i granskogsområdene etter 1988 antas å ha sammenheng med endringer av klimaet i gunstig retning, med lengre og fuktigere vekstsesonger.

Barskere klima i fjellnære bjørkeskoger kan begrense mosenes vekst. Tilbakegangen i det nordligste bjørkeskogsområdet Dividalen og i det nordligste granskogsområdet Granneset kan også skyldes perioder med sterkt beite av smågnagere. Etasjemose påvirkes av smågnagerbeiting (Ericson 1977, R. Økland 1995, Rydgren et al. 2007).

6 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell

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

Formålet med epifyttovervåkingen i TOV-områdene er å følge bestandsutviklingen i epifyttiske samfunn over tid og å kunne skille mellom naturlig variasjon og eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensinger eller andre miljøendringer. Mange epifyttiske lavararter er følsomme overfor miljøendringer og er svært mye brukt som bioindikatorer (f.eks. Hawksworth & Rose 1976, Nimis et al. 2002). Reaksjonsmønsteret for ulike miljøpåvirkninger er ulikt for ulike arter (Hultengren et al. 2004, Seaward 2004), slik at luft- og nedbørskvalitet vil kunne påvirke forekomst og artssammensetning i epifyttvegetasjonen.

Overvåkingsfeltene for kartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell ble etablert i 1990 (Hilmo 1991, Hilmo & Wang 1991), med gjenkartlegging i 1995 (Bruteig 1996), 2000 (Bruteig 2001) og 2005 (Hagen et al. 2006). Her rapporteres femte gangs kartlegging av epifyttvegetasjonen, gjort i 2010. Nærmere informasjon om lokalisering av prøvefeltene i Solhomfjell er gitt av Hilmo & Wang (1991) og i Børgefjell av Hilmo (1991) og Hagen et al. (2006).

6.1 Metoder

Metodikken følger i all hovedsak samme mal som ved grunnlagskartleggingen i 1990 og gjenkartleggingene i 1995, 2000 og 2005. Kartleggingene av epifytter på furu i Solhomfjell og på bjørk i Børgefjell er gjort i de samme prøvefeltene som i 1990 og senere, og til dels også på de samme trærne. Ett nytt felt ble etablert i Børgefjell i 2005, for å strekke den lokalklimatiske gradienten. Feltarbeidet ble utført i perioden 14.–18. juni i Solhomfjell og 8.–12. august i Børgefjell. Den ordinære kartleggingen omfatter nå 8 friske trær i hvert av 5 prøvefelt i Solhomfjell og 7 prøvefelt i Børgefjell. Artstakseringen er gjort langs 6 horisontale linjer rundt stammen på hvert tre med 20 cm avstand mellom hver linje i Solhomfjell og 5 horisontale linjer med 10 cm avstand i Børgefjell. Nederste takseringslinje er plassert over antatt snønivå. Alle arter langs linjene og vitaliteten til alle individer er notert. Arter som ikke er truffet av takseringslinjene, er notert som øvrige arter, og lengden er målt for alle hengende arter. Det er samlet inn bark for pH-analyser og vanlig kvistlav for svovel- og nitrogenanalyser. Vi har valgt å vente med de kjemiske analysene av tekniske årsaker.

Data fra alle fem kartleggingsårene er lagt inn i en database i Microsoft Access. R versjon 2.10.1 er brukt til statistiske analyser (R Development Core Team 2009). Statistisk analyse av endringer over tid er utført på to ulike datasett:

- **alle trær:** Gjennomsnittlig dekning (%) av grupper, slekter eller arter basert på alle trær som er kartlagt i 1990, 1995, 2000, 2005 og 2010 (totalt 195 trær i Solhomfjell og 250 i Børgefjell).
- **fellestrær:** Gjennomsnittlig dekning (%) av grupper, slekter og arter basert på trær som er felles for alle de fem kartleggingsårene ($n = 35$ i Solhomfjell og $n = 28$ i Børgefjell).

I overvåkingsområder med stor utskiftning av analysetrær kan disse to datasettene gi viktige forskjeller, mens i områder med liten supplering av trær er forskjellen liten. I Solhomfjell har det ikke vært utskiftning av trær, men ett nytt tre ble lagt til i hvert prøvefelt i 1995 (**vedlegg 6.1a**). I Børgefjell har det vært relativt stor utskiftning av trær, men i 2010 var alle analysetrærne intakte og ingen nye trær ble lagt til (**vedlegg 6.1b**). Når ikke annet er presisert i teksten, gjelder statistiske tester og resultater datasettet "alle trær". Der det i tillegg er gjort tester på "felles trær", er dette presisert.

For å undersøke endringer i alle trær, er det brukt enveis variansanalyse (ANOVA). Forskjeller i epifyttvegetasjonen mellom år og mellom felt er testet med ANOVA med år og/eller felt som forklaringsvariabler og dekning av arter/artsgrupper på trenivå (alle trær) som avhengig variabel. År er brukt både som kontinuerlig variabel for å fange opp lineære trender i responsvariabelen, og som faktorvariabel for å se på forskjeller i gjennomsnitt mellom år. Der responsvariabelen ikke var normalfordelt, og en transformering ikke avhjalp dette, er det brukt en ikke-parametrisk Kruskal-Wallis-test.

Det er brukt parvise t-tester (parvise Wilcoxon-tester for ikke-normalfordelte data) for å undersøke endringer i stammeomkrets og høyde, samt dekning av lav, på fellestrær mellom de ulike måleperiodene.

Chi-kvadrattest er brukt for å teste om forholdet mellom antall cm skadd og frisk lav varierte signifikant mellom årene.

Nomenklaturen for vitenskapelige navn på lav følger Santesson et al. (2004), norske lavnavn følger Krog et al. (1994) og Holien & Tønsberg (2006), moser følger Frisvoll et al. (1995) og karplanter følger Lid & Lid (2005). Alle artene har koder som blir brukt i feltskjema og under feltarbeid.

6.2 Resultater fra Solhomfjell

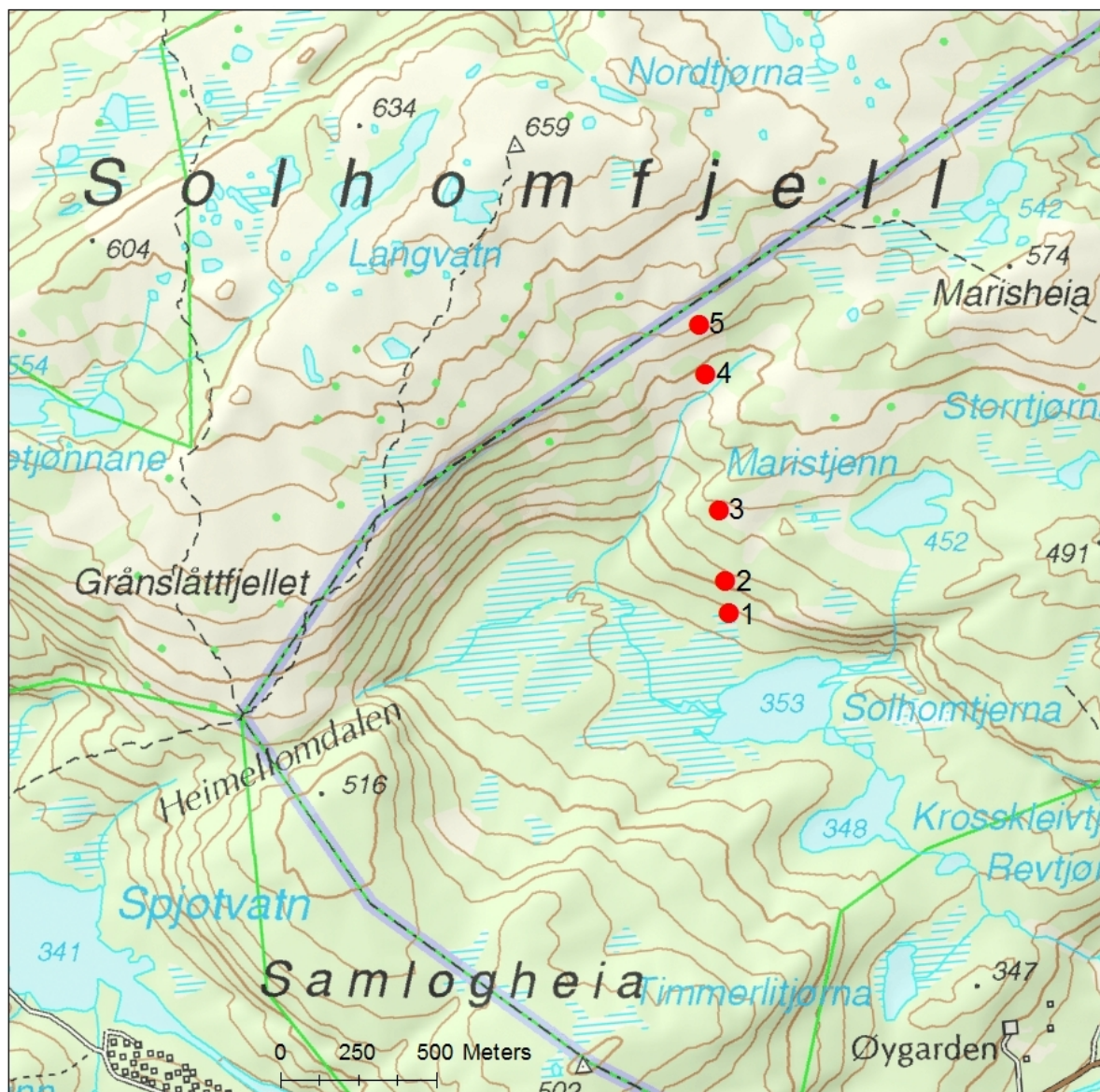
Overvåkingsområdet i Solhomfjell ligger i Gjerstad kommune, Aust-Agder. De fem prøvefeltene ligger langs en høydegradient med 40 m høydeforskjell mellom hvert felt, fra 380 til 540 m o.h., og strekker seg fra Solhomtjern i sør mot Solhomfjell i nord (**figur 6.1**). Den sør-sørøstvendte lia har relativt sammenhengende og til dels storvokst furuskog, som kan klassifiseres til innlandstypen av røsslyng-blåbærfuruskog (Fremstad 1997). Det er også en del bjørk i området, uten at det blir dannet egentlig bjørkeskog. Ellers er området mosaikkpreget, med lyngheier, svaberg og myr.

Totalt 40 trær ble analysert i 2010. Dette inkluderer de 35 trærne som opprinnelig ble lagt ut i 1990 og de 5 suppleringsstrærne som ble etablert i 1995 (**vedlegg 6.1a**). Solhomfjell er det eneste av TOV-områdene der alle undersøkelsestrærne er intakte gjennom hele overvåkingsperioden. Dette indikerer både et stabilt miljø og at furutrærne i området normalt blir svært gamle. Undersøkelsestrærne var greie å finne igjen. Barken på undersøkelsestrærne flasser lett av og krever varsomhet i forbindelse med undersøkelsene. I nedre del av stammen, under takseringslinjene, er barken mer stabil.

Det er en svak økning i stammeomkrets gjennom perioden, fra et snitt på 99 cm i 1990 til 103 cm i 2010 (**tabell 6.1**). Endringen er ikke signifikant ($p = 0,258$), og resultatet dokumenterer den sakte veksten på furu i Solhomfjell. Det er en signifikant forskjell i stammeomkretsen mellom feltene, der trærne i felt 5 er størst (snitt 117 cm) og trærne i felt 2 er minst (snitt 94 cm) ($p = 0,038$). Det er ingen signifikant forskjell i trehøyde mellom første og siste undersøkelsesår ($p = 0,568$), men det er en signifikant forskjell i trehøyden mellom feltene, der trær i felt 2 er høyest (snitt 14,1 m) og trær i felt 3 er lavest (snitt 9,1 m) ($p < 0,001$).

Status for epifyttvegetasjonen på furu i 2010

Den totale dekningen av epifytter på furustammer i Solhomfjell i 2010 var på 15,4% (**figur 6.2, tabell 6.2**). Skorpelav er gruppen med størst dekning på 6,5%, bladlav dekker 5,6%, busklav 3,3% og sopp 0,05%. Det er ikke registrert moser eller alger på noen av de undersøkte trærne i Solhomfjell i 2010. Naken bark utgjør 84,9% av stammearealet i 2010. Summen av epifyttvegetasjon og naken bark er noe over 100%, ettersom artene i blant vokser over hverandre.



Figur 6.1 Kart over lokaliseringen av fem prøvefelt i overvåkingsområdet Solhomfjell. – Position of five study plots at the Solhomfjell monitoring site.

Det er registrert 49 takson på undersøkelsestrærne i 2010 (**tabell 6.3**), 2 bladmoser, 4 busklav, 9 bladlav, 32 skorpelav og 2 sopp. Det er ikke registrert rødlistete blad- eller busklav i undersøkelsene. Begerlav, brunskjegg og strylav blir bare registrert på slektsnivå (som standard i TOV). Av brunskjeggarter fins både mørkskjegg, piggskjegg, bleikskjegg og vrangskjegg, mens bare glattstry er registrert i strylavslekten i Solhomfjell.

Skorpelaven *Protoparmelia ochrococca* og den ikke-likeniserte soppen *Hysterium pulicare* ble registrert for første gang i 2010, det samme ble mosen barkfrynse *Ptidium pulcherrimum*. Alle arter registrert i 2005 ble gjenfunnet.

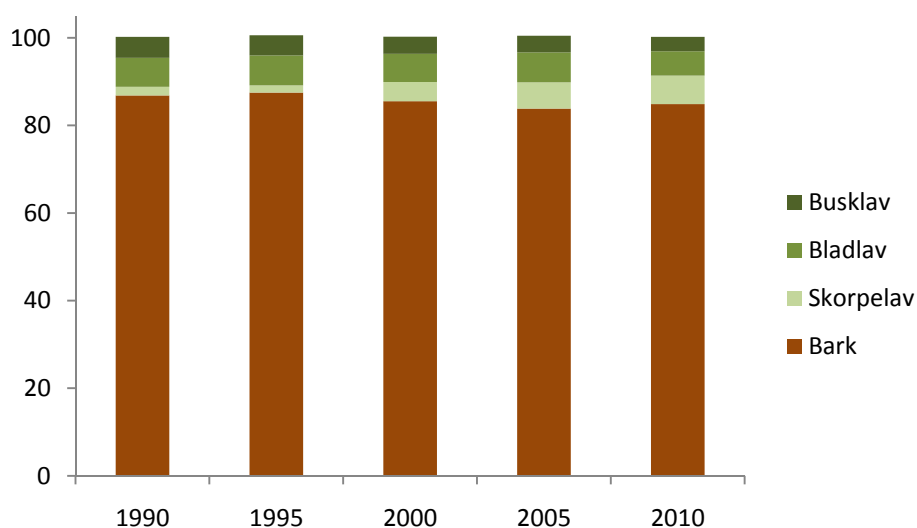
Artsdiversiteten på undersøkelsestrærne er relativt lav, men bl.a. forekomsten av en del knappetårter indikerer at det er lang økologisk kontinuitet i furuskogen i dette området. Av lavartene er det 11 som har frekvens på $\geq 50\%$, dvs de er registrert på 50% eller mer av trærne. Ingen arter finnes i store mengder, og bare to arter har mer enn 3% dekning på takseringslinjene. Dette er elghornslav (3,14%) og skorpelaven *Pycnora sorophora* (5,08%).

Tabell 6.1 Høyde og brysthøydeomkrets av undersøkelsestrærne (furu) i fem prøvefelt i Solhomfjell. Gjennomsnitt ($\pm$ standardavvik) av 7 trær i 1990 og 8 trær i 1995, 2000, 2005 og 2010. – Height and circumference at breast height of investigated trees (*Pinus sylvestris*) in five study plots at the Solhomfjell monitoring site. Mean ($\pm$ standard deviation) of 7 trees in 1990 and 8 trees in 1995, 2000, 2005 and 2010.

1990 and 6 trees in 1990, 2000, 2005 and 2010.						
År	prøvefelt/site					snitt/mean
	1	2	3	4	5	
trehøyde/tree height						
1990	13,7 ± 2,5	14,4 ± 1,9	8,0 ± 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
2010	12,8 ± 2,7	14,1 ± 1,2	9,1 ± 1,1	9,8 ± 2,0	10,4 ± 2,2	11,2 ± 2,7
omkrets/circumference						
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
2010	103 ± 16	94 ± 8	99 ± 14	102 ± 18	117 ± 14	103 ± 16

Endring i epifyttvegetasjonen fra 1990–2010

Det er registrert relativt små endringer i epifyttvegetasjonen på furustammer i Solhomfjell i perioden 1990–2010 (**tabell 6.2, figur 6.2**). Total epifyttdekning har hatt en svak økning fra 1990–2005, med en liten nedgang i siste 5-årsperiode. Det er ingen endring fra 1990 til 2010 ($p = 0,381$). Dekningen av bladlav og busklav har heller ikke endret seg signifikant siden 1990 (hhv. $p = 0,366$ og $p = 0,133$), men dekingen av skorpelav har økt signifikant fra 2,0% i 1990 til 6,5% i 2010 ($p < 0,001$, **tabell 6.2**).



Figur 6.2 Dekning (%) av epifytter og naken bark på furustammer i overvåkingsområdet i Solhomfjell i 1990–2010. Mer enn 100% dekning skyldes at enkelte arter vokser over/på hverandre. – Cover (%) of fruticose (busklav), foliose (bladlav) and crustose (skorpelav) lichens, and naked bark (bark) on *Pinus sylvestris* trunks at the Solhomfjell monitoring site in 1990–2010. The sum may exceed 100% due to hyperepiphytism.

Tabell 6.2 Gjennomsnittlig dekning (i% av kartlagt stammeareal) av epifytter og naken bark 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 at 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	5,8	3,5	7,7	4,3	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
	2010	0,7	3,8	2,7	6,0	3,2	3,3
Bladlav/ foliose lichens	1990	8,3	6,5	4,0	9,6	4,7	6,6
	1995	9,1	9,0	3,6	7,8	4,8	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
	2010	6,5	6,3	2,8	7,0	5,2	5,6
Skorpelav/ crustose lichens	1990	0,03	0,1	1,8	4,4	3,5	2,0
	1995	0,3	0,3	1,4	2,8	3,4	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
	2010	2,3	4,0	5,1	11,1	10,0	6,5
Sopp/ fungi	2000	0,19	0,03	0,0	0,1	0,0	0,05
	2005	0,4	0,05	0,0	0,0	0,0	0,08
	2010	0,1	0,1	0,0	0,0	0,02	0,05
Bladmoser /bryophytes	2000	+					+
	2005						
	2010	+					
Alger/Algae	2000		+				+
Epifytter totalt/ total epiphytes	1990	9,2	11,2	10,4	21,9	14,2	13,4
	1995	11,1	15,1	8,4	18,3	12,4	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
	2010	9,7	14,1	10,6	24,2	18,4	15,4
Bark/ bark	1990	91,1	88,8	89,8	78,4	86,2	86,8
	1995	89,4	85,3	91,8	82,4	88,5	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
	2010	90,5	86,0	89,7	76,3	81,9	84,9

Det er en nesten-signifikant forskjell i total epifyttdekning mellom de forskjellige feltene i Solhomfjell ($p = 0,054$) i 2010, med mest lavdekning i felt 4 (24,2%) og minst i felt 1 (9,7%). Felt 4 har hatt mest dekning i alle fem registreringsårene. Det er ingen forskjell i dekningen av bladlav mellom prøvefeltene i 2010 ($p = 0,301$), men en nesten-signifikant forskjell mellom felt i dekning av busklav ($p = 0,062$), med høyest dekning i felt 4 (6,0%) og lavest i felt 1 (0,7%). For skorpelav er det en signifikant forskjell mellom felt ($p = 0,031$), med klart høyest dekning i de to øverste feltene (felt 4: 11,1%, felt 5: 10,0%; **tabell 6.2**), som i tidligere år.

Endringer i enkeltarter

Skorpelaven *Pycnora sorophora* har gjennomsnittlig størst dekning av alle artene i Solhomfjell i 2010, med 5,1% (**tabell 6.3**). Dette utgjør 1/3 av total epifyttdekning. Arten har en frekvens på 80%, dvs den er funnet på 32 av de 40 undersøkelsestrærne, mot forekomst på 57% av trærne i 1990. Det er en signifikant økning i dekning arten fra 1990–2010 ($p = 0,023$), men ingen endring i siste 5-årsperiode ($p = 0,668$). Det er en signifikant forskjell i dekning mellom felt ($p = 0,002$), med lavest dekning i felt 1 (0,28%) og høyest i felt 4 (10,2%). Dekningen øker

Tabell 6.3 Frekvens (prosentandel av undersøkelsestrærne) og dekning (%) av epifytter registrert på stammen av furu i fem prøvefelt i overvåkingsområdet Solhomfjell. Dekning = x betyr at arten forekommer utenfor takseringslinjene. – Frequency (percentage of the trees) and cover (%) of epiphytes found on trunks of *Pinus sylvestris* in 5 study plots at the Solhomfjell monitoring site. Cover = x means that the species is found outside of the lines. (artsgruppe - species group, vitenskapelig navn - scientific name, kode - species code, norsk navn - Norwegian name, frekvens - frequency, dekning - cover).

artsgruppe/ vitenskapelig navn	kode	norsk navn	frekvens					dekning				
			1990	1995	2000	2005	2010	1990	1995	2000	2005	2010
Bladmoser												
<i>Dicranum</i> sp.	Dicranuz	Sigdmose			3		3			x		x
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Ptil pul	Barkfrynse					5					x
Busklav												
<i>Bryoria</i> sp.	Bryoriaz	Brunskjegg	17	53	58	55	60	0,02	0,01	0,04	0,03	0,01
<i>Cladonia</i> sp.	Cladoniz	Begerlav	3	8	90	100	100	0,004	0,01	0,03	0,07	0,11
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Pse furf	Elghornslav	91	88	90	90	88	4,76	4,55	3,78	3,72	3,14
<i>Usnea</i> sp.	Usneaz	Strylav	17	23	23	20	20	x	0,01	0,02	0,02	0,02
Bladlav												
<i>Hypogymnia farinacea</i>	Hyp fari	Sukkerlav	17	45	50	50	45	0,11	0,21	0,09	0,09	0,16
<i>Hypogymnia physodes</i>	Hyp phys	Vanlig kvistlav	89	88	90	98	95	2,43	2,18	1,79	1,92	1,52
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Hyp tubu	Kulekvistlav	3	8	18	18	15	0,005	0,01	0,02	0,01	0,01
<i>Imshaugia aleurites</i>	Ima aleu	Furustokklav	100	98	100	98	100	3,10	3,24	3,66	3,47	2,95
<i>Parmelia saxatilis</i>	Par saxa	Grå fargelav		3	13	23	20		x	0,01	0,01	x
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Par ambi	Gul stokklav	86	93	100	98	98	0,71	1,02	0,76	1,09	0,76
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Par hype	Grå stokklav	9	30	20	45	28	0,09	0,05	x	0,01	0,004
<i>Platismatia glauca</i>	Pla glau	Vanlig papirlav	31	58	68	73	63	0,17	0,13	0,10	0,21	0,15
<i>Vulpicida pinastri</i>	Vul pina	Gullroselav	17	25	25	38	33	0,01	0,01	0,005	0,01	x
Skorpelav												
<i>Calicium denigratum</i>	Cal deni	Blanknål				3	3				x	x
<i>Calicium parvum</i>	Cal parv	Svartprikknål			10	30	53			0,03	0,15	0,70
<i>Calicium</i> sp.	Caliciuz	Sotnål		8	5				x	x		
<i>Calicium viride</i>	Cal viri	Grønnsotnål				3	3				x	x
<i>Fuscidea arboricola</i>	Fus arbo	Bjørkerandlav		3	3	3	3		x	x	x	x
<i>Fuscidea</i> sp.	Fuscidez	Randlav			3	3	3			0,004	0,004	x
<i>Haematomma</i> sp.	Haematoz		3					x				
<i>Hypocenomyce scalaris</i>	Hyp scal	Melskjell	11	48	80	70	78	0,01	0,06	0,01	0,05	0,04
<i>Japewia subaurifera</i>	Jap suba		6	18	50	53	55	x	0,04	0,08	0,17	0,08
<i>Lecanora aitema</i>	Lca aite		11	20	35	40	28	0,07	0,08	0,07	0,11	0,10
<i>Lecanora chlarotera</i>	Lca chla	Vortekantlav				3	3				0,004	0,004
<i>Lecanora pulicaris</i>	Lca puli				8	3	3			0,005	0,005	0,004
<i>Lecanora</i> sp.	Lecanorz	Kantlav	9	3	3	3	3	0,005	0,004	x	0,004	x
		Halmkantlav										
<i>Lecanora symmicta</i> coll.	Lca/symm	mm.	17	10	18	23	23	0,04	0,02	0,02	0,03	0,04
<i>Lecidea nylanderii</i>	Lci nyla				8	5	8			0,01	0,01	0,03
<i>Lepraria incana</i>	Lep inca				18	38	25			0,06	0,11	0,11
<i>Lepraria</i> sp.	Leprariz	Mellav	3		23	18	20	x		0,02	0,03	0,02
<i>Loxospora elatina</i>	Lox elat	Brisklav				20	18				0,10	0,09
<i>Micarea denigrata</i>	Mic deni				3	3	3			x	x	x
<i>Micarea melaena</i>	Mic mela					8	8				x	x
<i>Micarea prasina</i>	Mic pras				3	8	10			x	x	x
		En puslelav-slekt										
<i>Micarea</i> sp.	Micareaz				13	18	5			x	x	x
<i>Mycoblastus fucatus</i>	Myc fuca				13	13	20			x	0,01	0,03
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	Myc sang	Vanlig blodlav		13	25	15	18		x	0,003	0,004	0,02
<i>Ochrolechia alboflavescens</i>	Och albo		26	33	23	25	23	0,16	0,24	0,04	0,14	0,09
<i>Ochrolechia microstictoides</i>	Och micr			8	23	28	33		x	0,004	0,004	0,05
<i>Ochrolechia</i> sp.	Ochrolez	Korkje			3	3	3			x	x	x
<i>Placynthiella dasaea</i>	Pla dasa				3					x		

Tabell 6.3 (forts.)

artsgruppe/ vitenskapelig navn	kode	norsk navn	frekvens					dekning				
			1990	1995	2000	2005	2010	1990	1995	2000	2005	2010
<i>Protoparmelia ochrococ-</i> <i>ca</i>	Pro ochr						3					x
<i>Protoparmelia oleagina</i>	Pro olea				3	5	5			x	x	0,004
<i>Protoparmelia</i> sp.	Protopaz	Glanslav					10					0,004
<i>Pycnora sorophora</i>	Pyc soro		57	58	83	83	80	1,11	0,99	4,01	5,03	5,08
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	Tra flex					3	3				x	x
<i>Trapeliopsis granulosa</i>	Tra gran	Vanlig bråtelav Skorpelav, ube- stemt				3	3				x	x
Unidentified microlichen	Ubest		17	25	28	10	13	0,57	0,21	0,04	0,02	0,004
Sopp												
<i>Ascocarp, non-lichenized</i> <i>fungi</i>	Ascomyc	Askokarp, ikke- likenisert sopp				18	23				0,08	0,04
<i>Fungus</i>	Sopp	Sopp			15					0,05		
<i>Hystericum pulicare</i>	Hys puli						13					0,01
Naken bark	Bark	Bark	100	100	100	100	100	86,85	87,50	85,51	83,85	84,87

med høyde over havet ($R^2 = 0,261$, $p < 0,001$), og trenden er den samme for alle årene (**figur 6.3**).

Elghornslav er funnet på 88% av trærne (**tabell 6.3**). Arten hadde en gjennomsnittssdekning på 3,1% i 2010, noe lavere enn i 2005 (3,7%), og dekningen har blitt gradvis lavere siden 1990 (4,8%). Endringen i dekning av arten fra 1990 til 2010 er ikke signifikant ($p = 0,179$). I 2010 er det noe forskjell i dekning av elghornslav mellom feltene ($p = 0,044$), og dekning er høyest i felt 4 og lavest i felt 1, men dekningen varierer ikke systematisk med plassering i høydegradienten (**figur 6.3**).

Furustokklav er registrert på alle trærne i Solhomfjell (**tabell 6.3**). I 2010 var gjennomsnittssdekningen 3,0%, en liten, men ikke-signifikant ($p = 0,177$) nedgang fra 2005. Fra 1990 til 2010 er det ingen endring i dekning av furustokklav ($p = 0,954$). Det er ingen signifikant forskjell mellom feltene i dekning av furustokklav i 2010 ($p = 0,222$, **figur 6.3**).

Vanlig kvistlav er også en vanlig art på furu i Solhomfjell. Arten er registrert på 48 av de 40 trærne i 2010 (**tabell 6.3**). Gjennomsnittssdekningen i 2010 var 1,5%. Artsens dekning har blitt jevnt lavere siden 1990 (**tabell 6.3**, **figur 6.3**), men nedgangen er ikke signifikant ($p = 0,319$). Det er ingen forskjell i dekning mellom prøvefeltene i 2010 ($p = 0,077$).

Gul stokklav er også registrert på 39 av de 40 undersøkelsestrærne, men i små mengder. I 2010 var gjennomsnittssdekning 0,76% (**tabell 6.3**). Det har ikke vært noen signifikante endringer i dekning siden 1990 ($p = 0,705$). Det er heller ingen signifikant forskjell i dekning av gul stokklav mellom prøvefeltene i 2010 ($p = 0,289$).

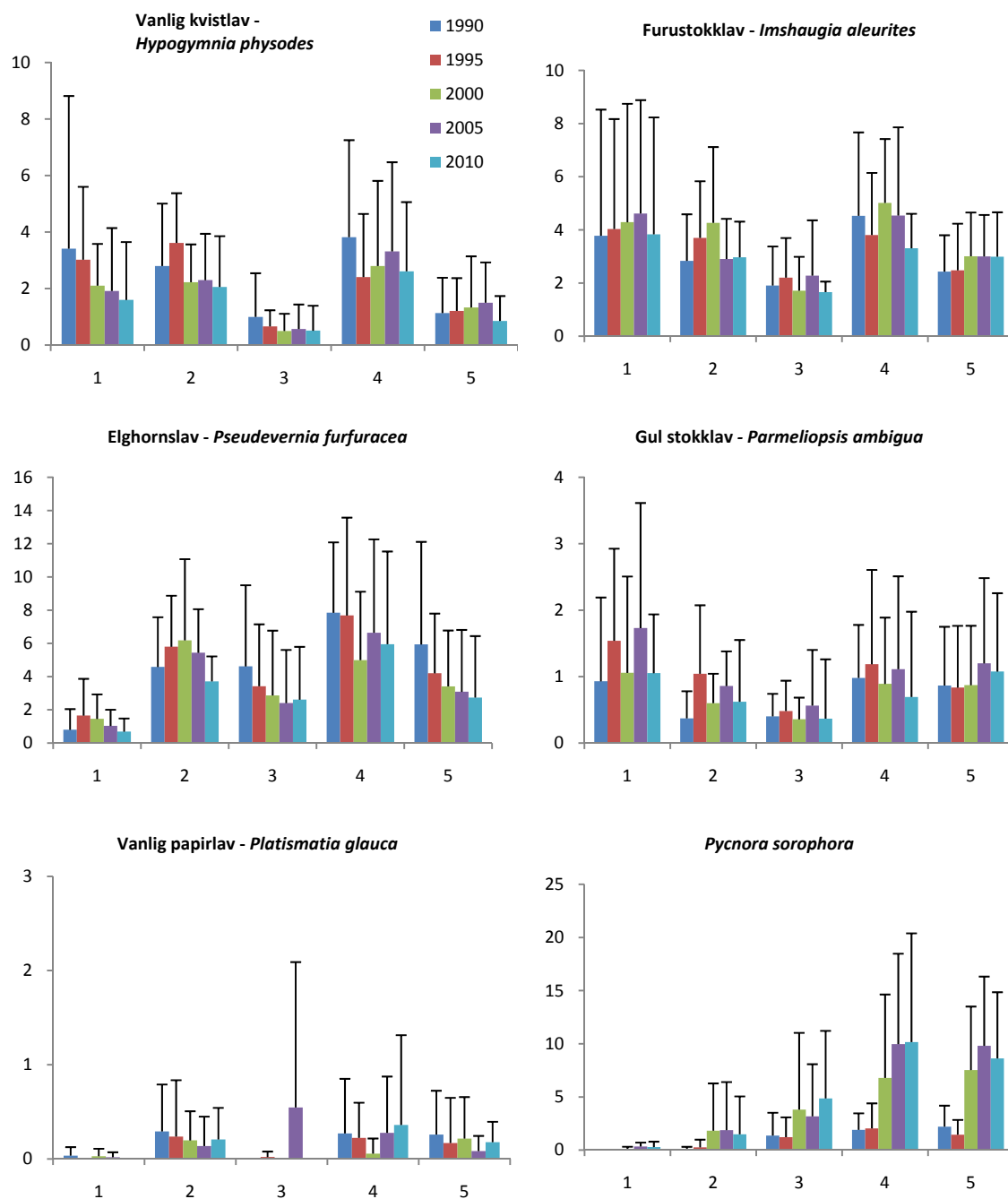
Endringer i skjeggslav

Det har vært en jevn økning i antall individer av brunskjegg fra basis av treet og opp til øvre takseringslinje, fra 1,6 i 1990 til 7,4 i 2010 (**tabell 6.4**). Gjennomsnittslengden pr individ er noe mindre i 2010 enn i 2005. Det er registrert brunskjegg i alle felt alle år, og de aller fleste registreringene er gjort under nederste registreringslinje.

Av andre hengende arter er det registrert strylav, men i svært små mengder. Gjennomsnittlig er det registrert 0,7 individer pr tre (**tabell 6.4**), med en gjennomsnittlig lengde på 2,3 cm, en svak økning fra tidligere år. Strylav er ikke registrert i felt 5.

Skadet lav

Det ble registrert skade på følgende arter i Solhomfjell i 2010: vanlig kvistlav, furustokklav, vanlig papirlav og elghornslav (**tabell 6.5**). Andelen skadd lav har blitt redusert fra 1990 og for



Figur 6.3 Gjennomsnittlig dekning (med standardavvik) av vanlig kvistlav, furustokklav, elghornslav, gul stokklav, vanlig papirlav og skorpelaven *Pycnora sorophora* på furustammer i fem prøvefelt i overvåkingsområdet Solhomfjell 1990-2010. – Mean cover and standard deviation of *Hypogymnia physodes*, *Imshaugia aleurites*, *Pseudevernia furfuracea*, *Parmeliopsis ambigua*, *Platismatia glauca* and *Pycnora sorophora* on *Pinus sylvestris* trunks in five plots at the Solhomfjell monitoring site in 1990-2010.

hvert påfølgende registreringsår (Chi-kvadrat, $p < 0,001$), og også nedgang i skadeomfang fra 2005 til 2010 er signifikant ($p < 0,001$).

Størst reduksjon i skadeomfang er det på furustokklav, fra 13,0% i 2005 til 2,8% i 2010 ($p < 0,001$), og elghornslav (fra 10,1% i 2005 til 5,8% i 2010; $p = 0,002$). På vanlig kvistlav og vanlig papirlav er omfanget også redusert, men endringen er ikke signifikant.

Tabell 6.4 Hengende arter registrert på stammen av furu i fem prøvefelt i overvåkingsområdet Solhomfjell i 1990-2010. – Hanging species found on trunks of *Pinus sylvestris* in 5 study plots at the Solhomfjell monitoring site 1990-2010.

		År	1	2	3	4	5	totalt
Brunskjegg/ <i>Bryoria</i> spp.	Gjennomsnittlig antall pr tre/ <i>mean no. per tree</i>	1990	0,6	5,4	1,6	0,3	0,3	1,6
		1995	1,6	11,4	3,0	0,1	0,6	3,4
		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
		2010	2,0	31,4	3,3	0,3	0,3	7,4
	Gjennomsnittlig lengde (cm)/ <i>mean length (cm)</i>	1990	1,5	1,6	1,5	1,0	1,0	1,5
		1995	1,5	1,7	1,9	1,0	1,2	1,7
		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
		2010	1,9	2,5	4,2	7,0	1,5	2,6
	Lengste lengde (cm)/ <i>longest length (cm)</i>	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
		2010	6	15	23	12	2	23
Strylav/ <i>Usnea</i> spp.	Gjennomsnittlig antall pr tre/ <i>mean no. per tree</i>	1990	2,7	0,1	0,6	1,6	0,0	1,0
		1995	1,1	0,3	0,6	2,1	0,0	0,8
		2000	1,9	0,3	0,8	1,8	0,0	0,9
		2005	3,3	0,3	0,8	0,5	0,0	1,0
		2010	2,0	0,4	0,5	0,6	0,0	0,7
	Gjennomsnittlig lengde (cm)/ <i>mean length (cm)</i>	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
		2010	2,1	2,7	3,0	2,0		2,3
	Lengste lengde (cm)/ <i>longest length (cm)</i>	1990	3	9	3	1		9
		1995	3	1	4	3		4
		2000	4	3	4	2		4
		2005	4	4	5	2		5
		2010	4	5	6	4		6

Eksposisjon

Registreringene fra 2010 viser at artsgruppene fordeler seg noe ulikt på stammene i forhold til eksposisjon (**figur 6.4**). Bladlavene prefererer nordsiden av stammen, busklavene har høyere dekning på nord- og østsiden, mens skorpelavene har relativt jevn dekning rundt hele stammen.

6.3 Resultater fra Børgefjell

Prøvefeltene og undersøkelsestrærne

Overvåkingsområdet i Børgefjell ligger i Børgefjell nasjonalpark i Røyrvik kommune i Nord-Trøndelag (**figur 6.5**). De sju prøvefeltene ligger langs en høydegradient fra 450–580 m o.h. i en sørvestvendt li med relativt sammenhengende lavalpin bjørkeskog øst for elven Vierma på nordsiden av Store Namsvatn. En del av analyseflatene for vegetasjonsovervåking ligger i det samme bjørkebeltet. Området er mosaikkpreget, med flekkvis bjørkeskog, fattige myrtyper, fukthei og blåbærhei. Prøvefeltene er lyngdominert blåbærbjørkeskog med innslag av fuktarter som multe, torvull og moser.

Tabell 6.5 Gjennomsnittlig dekning (%) og andel av arten som er skadd (%) for fem lavarter på furustammer i fem prøvefelt i Solhomfjell overvåkingsområde 1990-2010. – Mean cover (dekning;%) and percentage of the species being damaged (skadd) for 5 species of lichens on Pinus sylvestris trunks in 5 study plots at the Solhomfjell monitoring site 1990-2010.

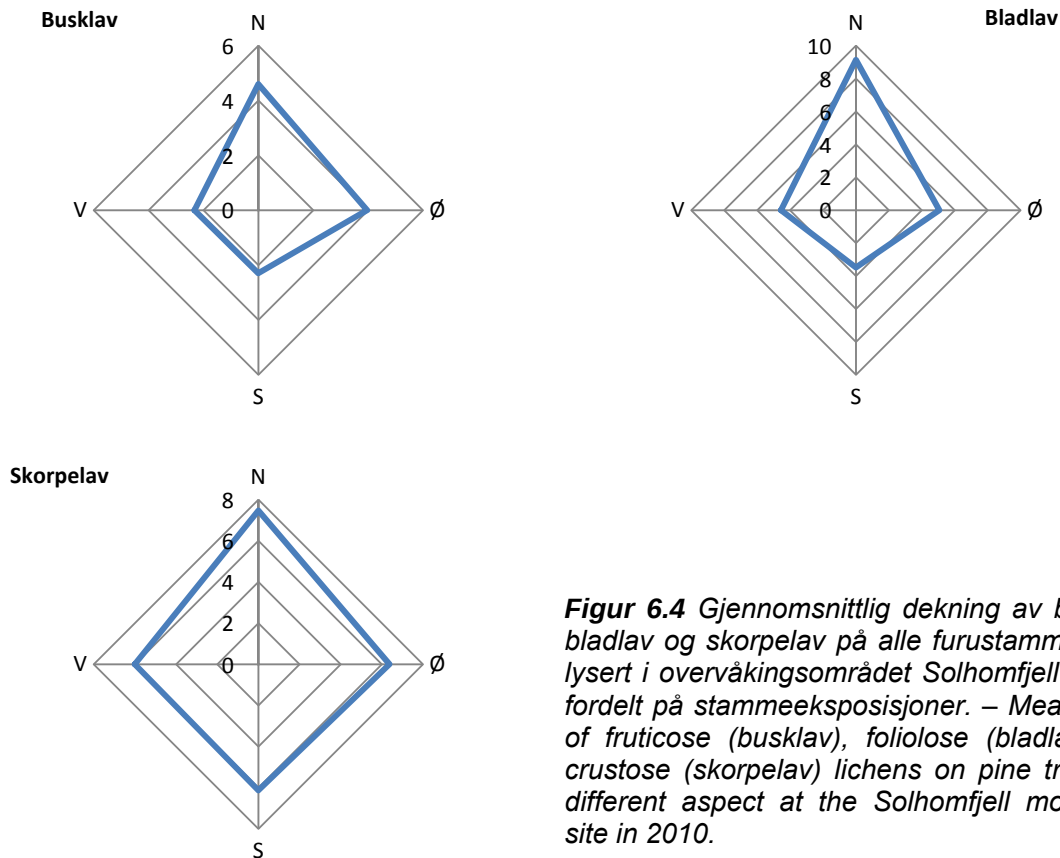
felt	1		2		3		4		5		totalt	
År	dekning	skadd	dekning	skadd	dekning	skadd	dekning	skadd	dekning	skadd	dekning	skadd
Vanlig kvistlav (<i>Hypogymnia physodes</i>)												
1990	3,4	1,7	2,8	36,6	1,0	31,7	3,8	25,0	1,1	33,9	2,4	23,2
1995	3,0	21,4	3,6	29,1	0,7	38,7	2,4	18,6	1,2	27,4	2,2	24,9
2000	2,1	2,1	2,2	16,3	0,5	12,5	2,8	3,6	1,3	1,5	1,8	6,2
2005	1,9	2,3	2,3	5,2	0,6	0,0	3,3	0,0	1,5	0,0	1,9	1,5
2010	1,6	0,0	2,1	2,3	0,5	4,0	2,6	0,7	0,9	0,0	1,5	1,1
Furustokklav (<i>Imshaugia aleurites</i>)												
1990	3,8	6,0	2,8	23,1	1,9	26,9	4,5	33,9	2,4	18,3	3,1	21,7
1995	4,0	9,2	3,7	33,1	2,2	9,6	3,8	36,3	2,5	13,4	3,2	21,4
2000	4,3	18,3	4,3	30,3	1,7	11,3	5,0	27,4	3,0	7,6	3,7	20,8
2005	4,6	13,1	2,9	21,6	2,3	8,3	4,5	15,9	3,0	5,5	3,5	13,0
2010	3,8	3,8	3,0	3,7	1,7	3,9	3,3	2,4	3,0	0,6	3,0	2,8
Gul stokklav (<i>Parmeliopsis ambigua</i>)												
1990	0,9	0,0	0,4	7,1	0,4	6,3	1,0	17,1	0,9	41,9	0,7	17,8
1995	1,5	0,0	1,0	6,8	0,5	0,0	1,2	10,7	0,8	10,9	1,0	5,8
2000	1,1	2,0	0,6	0,0	0,4	0,0	0,9	2,3	0,9	0,0	0,8	1,1
2005	1,7	2,4	0,9	2,7	0,6	0,0	1,1	0,0	1,2	1,5	1,1	1,5
2010	1,1	0,0	0,6	0,0	0,4	0,0	0,7	0,0	1,1	0,0	0,8	0,0
Vanlig papirlav (<i>Platismatia glauca</i>)												
1990	0,03	0,0	0,3	100,0	0,0		0,3	91,7	0,3	100,0	0,2	94,4
1995	0,0		0,2	66,7	0,02	0,0	0,2	83,3	0,2	70,0	0,1	71,9
2000	0,03	0,0	0,2	25,0	0,0		0,1	0,0	0,2	38,5	0,1	28,0
2005	0,02	0,0	0,1	33,3	0,5	44,4	0,3	13,3	0,1	80,0	0,2	37,0
2010	0,0		0,2	55,6	0,0	0,0	0,4	25,0	0,2	0,0	0,1	25,0
Elghornslav (<i>Pseudevernia furfuracea</i>)												
1990	0,8	0,0	4,6	15,6	4,6	63,6	7,8	54,2	5,9	60,2	4,8	49,2
1995	1,7	0,0	5,8	21,8	3,4	38,6	7,7	23,5	4,2	36,8	4,6	26,4
2000	1,5	2,8	6,2	9,3	2,9	11,3	5,0	4,9	3,4	4,5	3,8	6,9
2005	1,0	11,8	5,4	7,7	2,4	18,0	6,6	11,4	3,1	5,2	3,7	10,1
2010	0,7	5,6	3,7	11,6	2,6	5,6	6,0	3,6	2,7	4,4	3,1	5,8

Det ble etablert et nytt prøvefelt i 2005, felt 0, som forlenger gradienten ned mot Store Namsvatn.

Totalt 56 trær ble analysert i 2010. 28 av disse er blant de opprinnelige undersøkelsestrærne fra 1990, 11 ble etablert i 1995, 6 i 2000 og i 2005 ble 3 nye trær i tillegg til de 8 i felt 0 analysert for første gang (**vedlegg 6.1b**). Alle trærne fra 2005 var intakte i 2010.

Som tidligere var skogen også i 2010 sterkt preget av harde klimatiske forhold (snøbrudd og toppskader) og tidligere bjørkemålerangrep (glisne kroner). Flere trær har også sår og langsående sprekker eller borehull i barken. Det var ingen synlig bjørkemåleraktivitet i 2010. På tross av at mange av trærne er notert med dårlig vitalitet og skadet krone, var alle intakte i 2010. Det virker som om trærne i området kan bli svært gamle på tross av at de har store skader. I en del av feltene er det likevel svært få unge trær, og det kan etter hvert bli vanskelig å finne nye suppleringsstrær ettersom trær går ut av undersøkelsene.

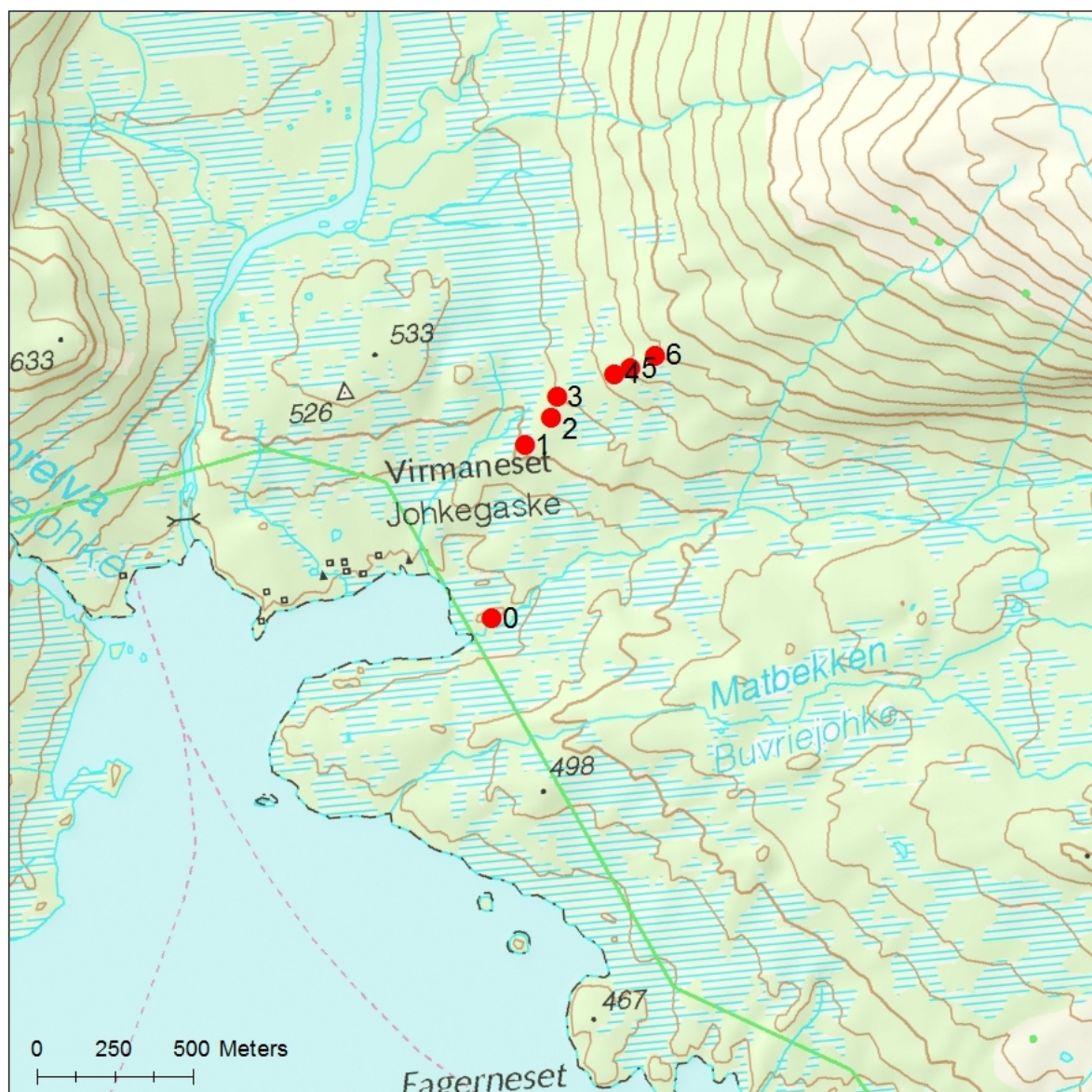
I gjennomsnitt har trærnes omkrets økt fra 47,0 cm i 1990 til 48,6 cm i 2010 (**tabell 6.6**), men økningen er ikke signifikant ($p = 0,342$). På fellestrærne har omkretsen økt fra 46,8 cm i 1990 til 50,0 cm i 2010 ($p < 0,001$). I siste 5-årsperiode har gjennomsnittlig omkrets økt 1,5 cm på fellestrærne (fra 48,5 cm; $p < 0,001$), nesten like mye som 15-årsperioden fra 1990 til 2005.



Figur 6.4 Gjennomsnittlig dekning av busklav, bladlav og skorpelav på alle furustammer analysert i overvåkingsområdet Solhomfjell i 2010, fordelt på stammeeksposisjoner. – Mean cover of fruticose (busklav), foliolose (bladlav) and crustose (skorpelav) lichens on pine trunks of different aspect at the Solhomfjell monitoring site in 2010.

Tabell 6.6 Høyde og brysthøydeomkrets av undersøkelsestrærne (furu) i sju prøvefelt i Børgfjell Gjennomsnitt ($\pm$ standardavvik) av 7 trær i 1990 og 8 trær i 1995, 2000, 2005 og 2010. – Height and circumference at breast height of investigated trees (*Betula pubescens*) in 7 study plots at the Børgfjell monitoring site. Mean ($\pm$ standard deviation) of 7 trees in 1990 and 8 trees in 1995, 2000, 2005 and 2010.

prøvefelt/site								
År	0	1	2	3	4	5	6	snitt/ mean
trehøyde/ tree height								
1990		9,1 ± 1,2	8,3 ± 0,8	10,0 ± 0,6	7,7 ± 0,8	10,0 ± 0,8	8,4 ± 0,8	8,9 ± 1,2
1995		8,8 ± 1,1	8,1 ± 1,0	9,3 ± 0,8	7,9 ± 1,2	8,3 ± 1,0	7,8 ± 0,5	8,4 ± 1,0
2000		8,7 ± 1,5	7,8 ± 1,1	8,0 ± 1,6	7,7 ± 1,3	8,3 ± 1,1	7,6 ± 0,8	8,0 ± 1,3
2005	9,3 ± 1,6	8,4 ± 1,2	7,6 ± 0,9	8,5 ± 1,1	8,0 ± 1,4	8,3 ± 1,2	mangler	8,3 ± 1,3
2010	9,6 ± 1,7	8,6 ± 1,7	7,2 ± 1,2	8,3 ± 1,1	7,6 ± 2,0	8,3 ± 1,1	7,4 ± 0,9	8,1 ± 1,6
omkrets/ circumference								
1990		43,1 ± 7,2	44,6 ± 7,8	53,0 ± 8,8	42,1 ± 4,6	52,6 ± 5,4	46,7 ± 8,1	47,0 ± 8,0
1995		43,3 ± 7,2	41,5 ± 6,3	53,0 ± 8,5	45,3 ± 7,5	50,6 ± 5,1	47,6 ± 7,7	46,9 ± 7,9
2000		44,8 ± 8,8	42,6 ± 5,6	48,9 ± 7,4	44,8 ± 6,5	50,3 ± 5,7	45,5 ± 6,6	46,1 ± 7,0
2005	44,8 ± 10,2	44,1 ± 9,1	43,1 ± 5,8	49,5 ± 7,1	47,1 ± 7,3	51,3 ± 6,9	46,4 ± 7,2	46,6 ± 7,8
2010	48,1 ± 9,7	45,4 ± 8,5	44,4 ± 5,4	51 ± 7,5	49,0 ± 8,1	54,0 ± 6,9	48,1 ± 6,9	48,6 ± 7,9



Figur 6.5 Kart over lokaliseringen av sju prøvefelt i overvåkingsområdet Børgefjell. – Position of seven study plots at the Børgefjell monitoring site.

Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i 2010

Den totale dekingen av epifytter på bjørkestammer i Børgefjell i 2010 var 76,1% (**figur 6.6, tabell 6.7**). Bladlav dominerer og dekker 67,7% av det kartlagte stammearealet. Skorpelav dekker 5,2%, busklav 1,9% og sopp 1,3% av kartlagt areal på bjørkestammene. Det er ikke registrert moser på takseringslinjene, bare som tilleggssarter ved stammebasis. Det er heller ikke registrert alger på noen av de undersøkte trærne. Naken bark utgjør 28,6% av stammearealet i 2010. Summen av epifyttvegetasjon og naken bark er noe over 100%, ettersom artene i blant vokser over hverandre.

Det er registrert 58 takson på undersøkelsestrærne i 2010 (**tabell 6.8**), herav 5 mosetakson, 5 takson barkboende sopp og 48 takson av lav. Grå fargelav og skorpelavene *Biatora chrysantha* og sinoberlav ble registrert for første gang i 2010. Skålfiltlav, som bare ble registrert i 1995, ble gjenfunnet på ett tre, mens strylav ikke ble gjenfunnet. Skjeggglav, brunskjegg, strylav og begerlav blir regnet på slektsnivå (som standard i TOV). Av skjeggglav finnes bare gubbe-

skjegg mens av brunskjeggarter fins både mørkskjegg og vrangskjegg. Gubbeskjegg (NT) er den eneste rødlistete blad-/busklavarten som er registrert i undersøkelsen.

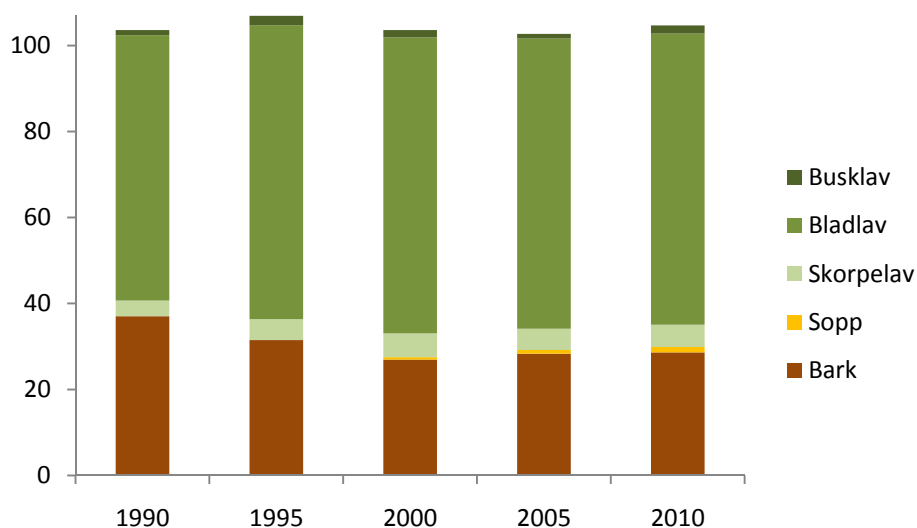
Perithecier av ikkelikenisert sopp er synlige som små, svarte prikker som bryter opp gjennom barken. Dette er svært vanlig i fjellbjørkeskog og er registrert på 86% av trærne i 2010. En prøve av innsamlet materiale fra Børgefjell er artsbestemt til *Cyrtidula hippogastani* (Begoña Aguirre-Hudson, pers.medd.). I 2010 ble det i tillegg registrert apothecier av en ubestemt ikke-likenisert sopp på to trær, og en parasittsopp på kvistlav ble registrert på ett tre.

Det er 15 lavarter med frekvens på $\geq 50\%$, dvs de forekommer på halvparten av trærne eller mer i 2010, og ni av disse har frekvens på over 90%. De fleste artene fins i svært små mengder, men tre lavarter har mer enn 5% dekning; vanlig kvistlav (39%), bristlav (14%) og snømal-lav (9%).

Endring i epifyttvegetasjonen fra 1990–2010

Total epifyttdekning har økt over tid (år som kontinuerlig variabel; $p < 0,001$), fra 1990 (snitt 66,6%) til 2010 (snitt 76,1%), først og fremst som et resultat av økt dekning av bladlav, som har økt fra 61,7% i 1990 til 67,7% i 2010 (år som kontinuerlig variabel; $p = 0,004$). Dekningen av busklav og skorpelav har vært ikke blitt signifikant endret mellom 1990 og 2010 (hhv. $p = 0,646$ og $p = 0,164$). Det er ingen signifikante endringer i epifyttdekning mellom 2005 og 2010.

I 2010 var lavdekningen høyest i felt 3 (snitt 84,7%) og lavest i felt 4 (snitt 63,2%). Forskjellen i dekning mellom felt er ikke signifikant ($p = 0,059$). Det er ingen systematisk variasjon i dekning langs høydegradienten, og ingen enkeltfelt skiller seg ut med spesielt høy eller spesielt lav dekning. Felt 4 har i hele overvåkingsperioden hatt lavere dekning enn de fleste andre feltene, og hadde en spesielt stor nedgang mellom 2000 og 2005. I den siste 5-årsperioden har det vært en økning i lavdekning igjen i dette feltet. Dekningen av bladlav varierer mellom feltene ($p = 0,033$), med høyest dekning i felt 3 og lavest i felt 4. Også dekningen av busklav og sopp varierer signifikant mellom feltene (hhv. $p = 0,027$ og $p < 0,001$). Sopp har mye høyere dekning i det nederste feltet (0) enn i noen av de andre feltene (**tabell 6.7**), mens busklav har høyest dekning i felt 1.



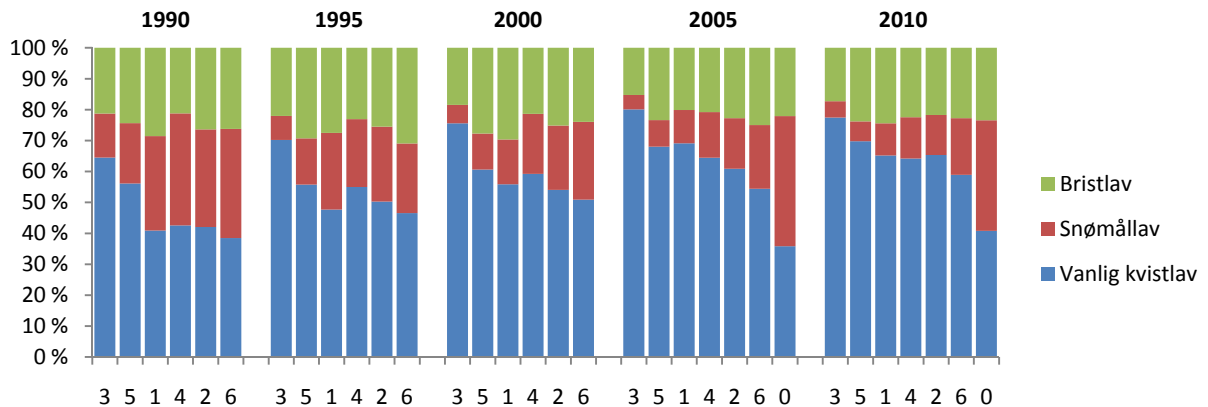
Figur 6.6 Dekning (%) av epifytter og naken bark på bjørkestammer i overvåkingsområdet i Børgefjell i 1990-2010. Mer enn 100% dekning skyldes at enkelte arter vokser over/på hverandre. – Dekning (%) of fruticose (busklav), foliolose (bladlav), crustose (skorpelav) lichens, fungi (sopp), and naked bark (bark) on *Betula pubescens* trunks at the Børgefjell monitoring site in 1990-2010. The sum exceeds 100% due to hyperepiphytism.

Tabell 6.7 Gjennomsnittlig dekning (i% av kartlagt stammeareal) av epifytter og naken bark på stammen av bjørk i sju prøvefelt i Børgefjell. – Mean cover (in% of mapped trunk area) of epiphytes and bark on *Betula pubescens* trunks in seven study plots at the Børgefjell monitoring site.

	År/year	0	1	2	3	4	5	6	totalt
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	0,8	0,9	1,5	1,0	0,6	1,1
	2010	0,2	4,1	1,4	1,8	2,5	2,2	1,0	1,9
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	79,2	75,9	53,3	73,8	68,3	67,5
	2010	64,1	65,0	75,3	77,5	56,4	70,9	64,9	67,7
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	5,0	5,0	4,4	2,1	5,6	5,0
	2010	3,1	8,5	4,5	5,4	4,3	2,4	8,0	5,2
Sopp/ fungi	2000		0,9		0,1	0,2	0,9	1,1	0,5
	2005	4,6	0,5	0,2	0,5	0,1	0,1		0,8
	2010	6,6	0,8	0,7	0,1	0,1	0,5		1,3
Bladmoser /bryophytes	2000								
	2005								
	2010								
Alger/Algae	2000								
Epifytter 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	85,2	82,3	59,4	77,1	74,5	74,4
	2010	74,1	78,4	81,9	84,9	63,3	76,0	74,0	76,1
Bark/ 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	18,0	21,4	42,1	25,7	27,6	28,3
	2010	28,6	29,6	23,8	21,1	39,9	28,7	28,8	28,6

På fellestrærne har det vært en signifikant økning i lavdekning fra 1990 til 2010 ($p = 0,005$), men ikke i den siste 5-årsperioden ($p = 0,800$). Både bladlav ($p = 0,044$), busklav ($p = 0,006$) og skorpelav ($p = 0,006$) har økt i dekning på fellestrærne siden 1990.

Dominansforholdet mellom de tre store bladlavene vanlig kvistlav, snømållav og bristlav har endret seg i løpet av overvåkingsperioden (**figur 6.7**). I 1990 var det typiske forholdet 40–35–25 for kvistlav–snømållav–bristlav, bortsett fra i felt 3 som hadde mer kvistlav og mindre snømållav. Over tid har kvistlavdominansen økt i alle felt, mens andelen snømållav har gått tilbake. Bortsett fra i felt 0, som har en høy andel snømållav, er forholdet mellom kvistlav–snømållav–bristlav i 2010 typisk 70–10–20. I felt 0 er dominansforholdene mer som de var i resten av prøvefeltene i starten av overvåkingsperioden. Forskjellen i dominansforhold reflekterer ikke feltenes plassering langs høydegradienten.



Figur 6.7 Innbyrdes fordeling av de dominerende lavartene i prøvefelt 0-6 i overvåkingsområdet Børgefjell i 1990, 1995, 2000, 2005 og 2010. Feltene er organisert etter økende mengde snømållav i 2010. – Distribution of the dominating lichen species in seven study plots at the Børgefjell monitoring site in 1990, 1995, 2000, 2005 and 2010. The plots are organized by increasing levels of *Melanelia olivacea* in 2010.

Endringer i enkeltarter

Vanlig kvistlav har vært den klart vanligste arten ved alle registreringstidspunkt. I 2010 har den en gjennomsnittlig dekning på 39%, uendret i forhold til 2005, men betydelig høyere enn i 1990 (tabell 6.8, $p < 0,001$). I 2010 er det en signifikant forskjell mellom feltene i dekning av vanlig kvistlav ($p < 0,001$); høyest dekning finner vi i felt 3, etterfulgt av 2 og 5 (figur 6.8). Det er ingen sammenheng mellom dekning og feltets plassering langs høydegradienten ($r = 0,107$, $p = 0,092$).

Snømållav er en vanlig art i alle feltene, med forekomst på nesten alle trær. Arten har hatt en signifikant nedgang i dekning gjennom hele perioden ($p = 0,002$), fra 16,1% i 1990 til 8,8% i 2010. Også i siste 5-årsperiode har dekningen av snømållav blitt redusert ($p = 0,013$). Felt 0 (det nederste feltet) har noe høyere dekning av snømållav enn de andre feltene (figur 6.8), men forskjellen er ikke signifikant ($p = 0,059$).

Brunskjegg er registrert på de aller fleste trærne i Børgefjell, men med svært lav dekning. Det er stor variasjon i dekning mellom trær innen feltene (store standardavvik), og det er ingen signifikante endringer i dekning mellom 1990 og 2010 ($p = 0,677$). Den siste 5-årsperioden har det imidlertid vært en signifikant økning i dekning av brunskjegg ($p < 0,001$), fra i gjennomsnitt 1,0% til 1,9%. Det er signifikant forskjell i dekning mellom feltene i 2010 ($p = 0,028$), høyest dekning finner vi i felt 1 (4,1%) og lavest i felt 0 (0,2%) (figur 6.8).

Bristlav er blant de vanligste artene på bjørketrærne i Børgefjell (tabell 6.8). Arten er stabilt til stede i alle feltene i alle registreringsårene, og det er ingen signifikant forskjell i dekning mellom 1990 og 2010 ($p = 0,717$), og heller ingen endring i den siste 5-årsperioden ($p = 0,506$). I 2010 er det ingen forskjell mellom felt i dekning av bristlav ($p = 0,870$).

Gul stokklav har ikke endret dekning i løpet av perioden fra 1990 til 2010 ($p = 0,089$), men det har vært en svak økning i dekning, fra 3,1 til 3,6% mellom 2005 og 2010 ($p = 0,036$). Dekningen av gul stokklav varierer mellom feltene ($p = 0,006$); høyest dekning finner vi i felt 3 og 4, og lavest dekning i felt 5 og 6 (figur 6.8).

Grynkorkje finnes på de fleste trærne. Mellom 1990 og 2010 har det ikke vært noen signifikant endring i dekning av grynkorkje i Børgefjell ($p = 0,236$), men dekningen har variert noe mellom år, og hadde en topp i 2000 (figur 6.8). Dekningen varierer mellom feltene ($p = 0,008$) og er høyest i felt 1 og 6 og lavest i felt 0.

Tabell 6.8 Frekvens (prosentandel av undersøkelsestrærne) og dekning (%) av epifytter registrert på stammen av bjørk i sju prøvefelt i overvåkingsområdet Børgefjell. Dekning = x betyr at arten forekommer utenfor takseringslinjene. – Frequency (percentage of the trees) and cover (%) of epiphytes found on trunks of *Betula pubescens* in 7 study plots at the Børgefjell monitoring site. Cover = x means that the species is found outside of the lines. (artsgruppe - species group, vitenskapelig navn - scientific name, kode - species code, norsk navn - Norwegian name, frekvens - frequency, dekning - cover).

artsgruppe/ vitenskapelig navn	kode	norsk navn	frekvens					dekning				
			1990	1995	2000	2005	2010	1990	1995	2000	2005	2010
Bladmoser												
<i>Dicranoweisia cirrata</i>	Dico cir	Kystputemose				2	2				x	x
<i>Dicranum fuscescens</i>	Dicr fus	Bergsigd				2	2				x	x
<i>Dicranum</i> sp.	Dicranuz	Sigdmose		6	8	39	59		x	x	x	x
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Hypn cup	Matteflette				4	4				x	x
<i>Frullania dilatata</i>	Frul dil	Hjelmbære-mose			2	4				x	x	
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Ptil pul	Barkfrynse				2	30				x	x
Busklav												
<i>Alectoria</i> sp.	Alectorz	Skjeggjav	2	2	2	14	7	x	0,02	0,02	0,04	0,03
<i>Bryoria</i> sp.	Bryoriaz	Brunskjegg	83	100	100	98	98	1,20	2,22	1,70	1,04	1,86
<i>Cetraria</i> sp.	Cetraraz					2					x	
<i>Cladonia</i> sp.	Cladoniz	Begerlav		4	4	25	38		x	x	x	x
<i>Usnea</i> sp.	Usneaz	Strylav	2	10	10	5		x	x	x	x	
Bladlav												
<i>Cetraria sepincola</i>	Cet sepi	Bjørkelav	5	13		16	18	x	0,03		x	x
<i>Hypogymnia austrodes</i>	Hyp aust	Seterlav				5	5				x	x
<i>Hypogymnia austrodes/bitteri</i>	Hyp/aust	Seterlav/ Granseterlav			2					x		
<i>Hypogymnia physodes</i>	Hyp phys	Vanlig kvistlav	100	100	100	100	100	26,90	33,76	38,24	39,18	39,24
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Hyp tubu	Kulekvistlav	64	73	81	93	95	1,12	0,97	0,41	0,73	1,07
<i>Imshaugia aleurites</i>	Ims aleu	Furustokklav	29	56	42	46	45	0,27	0,64	0,58	0,47	0,53
<i>Melanelia olivacea</i>	Mel oliv	Snømållav	90	100	98	100	98	16,11	12,10	10,52	10,06	8,85
<i>Parmelia saxatilis</i>	Par saxa	Grå fargelav					4					0,03
<i>Parmelia sulcata</i>	Par sulc	Bristlav	100	100	98	100	100	14,02	16,61	15,78	13,37	13,68
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Par ambi	Gul stokklav	88	98	98	93	100	2,94	3,64	2,68	3,14	3,60
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Par hype	Grå stokklav	5	96	100	98	95	0,03	0,11	0,07	0,02	0,01
<i>Platismatia glauca</i>	Pla glau	Vanlig papirlav	17	56	73	73	80	0,02	0,09	0,19	0,24	0,31
<i>Protopannaria pezizoides</i>	Pri pezi	Skålfiltlav		2			2		x			x
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	Tuc chlo	Vanlig kruslav	43	81	65	77	63	0,33	0,35	0,35	0,29	0,38
<i>Vulpicida pinastri</i>	Vul pina	Gullroselav	21	46	44	57	57	0,01	0,02	0,01	0,02	0,04
Skorpelav												
<i>Bacidia igniarii</i>	Bac igni			2					x			
<i>Biatora aegrefaciens</i>	Bia aegr					2	2				x	x
<i>Biatora chrysantha</i>	Bia chry						7					x
<i>Biatora</i> sp.	Biatoraz	Knopplav			2	7	11			x	x	x
<i>Biatora toensbergii</i>	Bia toen					4	5				x	x
<i>Buellia chloroleuca</i>	Bue chlo				2	7	7			x	0,02	0,01
<i>Buellia disciformis</i>	Bue disc	Bleik bønnelav	2	38	56	70	77	x	x	x	x	x
<i>Buellia disciformis/chloroleuca</i>	Bu di/ch					4	2				x	x
<i>Buellia</i> sp.	Buelliaz	Bønnelav		2			2		0,01			0,01
<i>Cliostomum pallens</i>	Cli pall					2	2				x	x
<i>Japewia tornensis</i>	Jap torn			2	2				x	x		
<i>Lecania hyalina</i>	Lcn glob					2	2				x	x
<i>Lecanora circumbo-realis</i>	Lca circ	Bjørkekantlav			42	59	64			0,02	0,08	0,08
<i>Lecanora fuscescens</i> coll.	Lca/fusc			54	88	89	89		0,06	0,07	0,08	0,10
<i>Lecanora</i> sp.	Lecanorz	Kantlav	14	33	25	2	2	0,06	0,06	x	0,01	x

Tabell 6.8 (forts.)

artsgruppe/ vitenskapelig navn	kode	norsk navn	frekvens					dekning				
			1990	1995	2000	2005	2010	1990	1995	2000	2005	2010
<i>Lecanora symmicta</i> coll.	Lca/symm	Halmkantlav mm.		15	8	14	14		0,04	0,01	0,07	0,10
<i>Lecidea porphyrosporda</i>	Lci porp				2	7	4			x	x	x
<i>Lecidea pullata</i>	Lci pull		5	100	100	96	98	0,04	x	x	x	x
<i>Lecidea</i> sp.	Lecideaz		2					x				
<i>Micarea</i> sp.	Micareaz	En puslelav-slekt				7	5				0,02	0,02
<i>Mycoblastus affinis</i>	Myc affi		7	23	38	14	16	0,03	0,03	0,04	0,01	0,02
<i>Mycoblastus alpinus</i>	Myc alpi	Fjellblodlav		8					x			
<i>Mycoblastus fucatus</i>	Myc fuca			2	4	4	4		x	0,02	0,03	0,02
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	Myc sang	Vanlig blodlav	7	29	29	39	41	0,01	0,04	0,08	0,07	0,13
<i>Mycoblastus</i> sp.	Mycoblaz	Blodlav	10	10	8	4	9	0,03	0,05	0,04	x	x
<i>Ochrolechia androgyna</i>	Och andr	Grynkorkje	98	100	100	96	98	3,02	3,71	4,81	4,21	4,32
<i>Ochrolechia frigida</i>	Och frig	Fjellkorkje		2	4	2	2		x	x	x	x
<i>Ochrolechia microstictoides</i>	Och micr		14	35	29	21	23	0,10	0,16	0,06	0,03	0,03
<i>Ochrolechia pallescens</i>	Och pall		24	48	46	48	45	0,12	0,14	0,16	0,09	0,10
<i>Pertusaria</i> sp.	Pertusaz	Vortelav				2	2				x	x
<i>Pycnora leucococca</i>	Pyc leuc		29	94	92	66	70	0,22	0,56	0,24	0,24	0,23
<i>Pycnora sorophora</i>	Pyc soro					2	2				x	0,01
<i>Pyrrhospora cinnabarina</i>	Pyr cinn	Sinoberlav					4					x
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	Tra flex					7	5				x	x
Unidentified microlichen	Ubest	Skorpelav, ubestemt			6	9	2			x	0,01	x
Sopp												
<i>Ascocarp, non-lichenized fungi</i>	Ascomyc	Askokarp, ikke-likenisert sopp				4	4				0,03	0,02
<i>Cystobasidium hypogymniicola</i>	Cys hypo	Parasittsopp på Hy-pogymz					2					x
<i>Fungus</i>	Sopp	Sopp					2					x
<i>Hystericum pulicare</i>	Hys puli				4	9	13			0,01	x	x
<i>Pyrenocarp, non-lichenized fungi</i>	Perith	Pyrenokarp, ikke-likenisert sopp			50	80	86			0,52	0,82	1,23
Naken bark	Bark	Bark	100	100	100	100	100	37,03	31,50	26,96	28,32	28,63

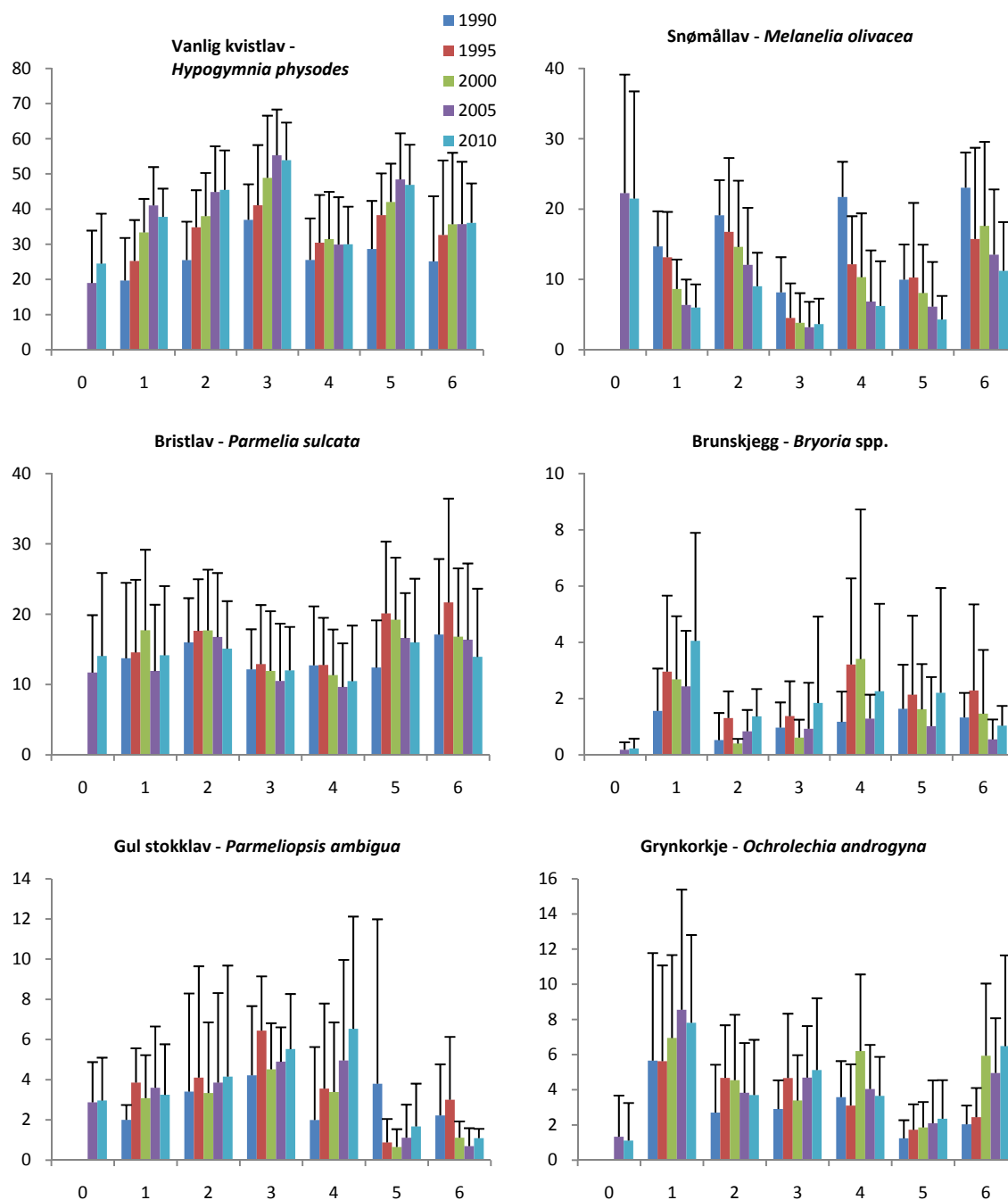
Endringer i hengende arter

I 2005 var det færre individer av brunskjegg enn tidligere år, men antallet har økt i den siste 5-årsperioden og var i 2010 i gjennomsnitt 13,8 individer pr tre (**tabell 6.9**). Snittlengden pr individ er noe lengre enn i 2005 (2,1 mot 1,9 cm). Dekningen av brunskjegg også har økt signifikant de siste 5 årene (se over).

Av andre hengende arter er det registrert 0,3 individer pr tre av skjeggjav i 2010, det samme som i 2005 (**tabell 6.9**). De fleste forekomstene av skjeggjav er fra felt 4. Strylav ble ikke gjenfunnet i 2010.

Skadet lav

Det ble registrert skade på følgende arter i Børgefjell i 2010: vanlig kvistlav, snømållav, bristlav og gul stokklav (**tabell 6.10**). Skadeomfanget på disse artene var lavest i 1990 (1,5%), økte til 6,4% i 1995, men har under senere registreringer vært lavere (6,0% i 2000, 5,3% i 2005 og 3,6% i 2010). Skadeomfanget er fremdeles signifikant høyere i 2010 enn det var i 1990 (Chi-kvadrattest; $p < 0,001$), samtidig som det er signifikant lavere i 2010 enn i 2005 (Chi-kvadrattest; $p < 0,001$).



Figur 6.8 Gjennomsnittlig dekning (med standardavvik) av vanlig kvistlav, snømållav, bristlav, brunskjegg, gul stokklav og grynorkje på bjørkestammer i sju prøvefelt i overvåkingsområdet Børgefjell i 1990-2010. – Mean cover and standard deviation of *Hypogymnia physodes*, *Melanelia olivacea*, *Parmelia sulcata*, *Bryoria* spp., *Parmeliopsis ambigua* and *Ochrolechia androgyna* on *Betula pubescens* trunks in seven plots at the Børgefjell monitoring site in 1990-2010.

Andelen skadet kvistlav har vært lav gjennom hele perioden, og bare 0,4% av all kvistlav registrert var skadet i 2010, som er ingen signifikant endring siden 2005 ($p = 0,115$). Andelen skadet snømållav var lav da overvåkingen startet i 1990 (2,6%), men økte kraftig den første 5-årsperioden (til 18,5% i 1995). Siden 1995 har andelen skadet snømållav gradvis blitt redusert, til 11,0% i 2010 (ingen signifikant endring siden 2005; $p = 0,127$), samtidig med at dekningen av snømållav har blitt lavere. Gul stokklav har samme utviklingsmønster i andel skade som snømållav, mens bristlav hadde en topp i skade i 2000, og andelen skadet bristlav har blitt re-

duert de siste 10 årene, med en signifikant nedgang i siste 5-årsperiode ($p = 0,003$) (**tabell 6.10**).

Tabell 6.9 Hengende arter registrert på stammen av bjørk i sju prøvefelt i overvåkingsområdet Børgefjell i 1990-2010. – *Hanging species found on trunks of Betula pubescens in 7 study plots at the Børgefjell monitoring site 1990-2010.*

		År	0	1	2	3	4	5	6	totalt
Brunskjegg/ <i>Bryoria</i> spp.	Gjenomsnittlig antall pr tre/ <i>mean no. per tree</i>	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
		2010	1,0	21,9	10,4	11,4	18,4	22,8	10,8	13,8
	Gjenomsnittlig lengde (cm)/ <i>mean length (cm)</i>	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
		2010	1,4	2,6	1,8	2,4	1,8	2,2	1,5	2,1
	Lengste lengde (cm)/ <i>longest length (cm)</i>	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
		2010	3	15	5	10	7	12	5	15
Strylav/ <i>Usnea</i> spp.	Gjenomsnittlig antall pr tre/ <i>mean no. per tree</i>	1990							0,14	0,024
		1995					0,13		0,13	0,042
		2000							0,25	0,042
		2005							0,38	0,054
		2010								
	Gjenomsnittlig lengde (cm)/ <i>mean length (cm)</i>	1990							1,0	1,0
		1995					1,0		3,0	2,0
		2000							1,5	1,5
		2005							1,0	1,0
		2010								
	Lengste lengde (cm)/ <i>longest length (cm)</i>	1990							1	1
		1995					1		3	3
		2000							2	2
		2005							1	1
		2010								
Skjeggjav/ <i>Alectoria</i> spp.	Gjenomsnittlig antall pr tre/ <i>mean no. per tree</i>	1990					0,3			0,05
		1995					1,5			0,25
		2000					1,3			0,21
		2005				0,13	1,5		0,13	0,25
		2010					1,8			0,25
	Gjenomsnittlig lengde (cm)/ <i>mean length (cm)</i>	1990					1,0			1,0
		1995					1,4			1,4
		2000					2,2			2,2
		2005				1,0	1,6		1,0	1,5
		2010					1,4			1,4
	Lengste lengde (cm)/ <i>longest length (cm)</i>	1990					1			1
		1995					3			3
		2000					5			5
		2005				1	4		1	4
		2010					3			3

Tabell 6.10 Gjennomsnittlig dekning (%) og andel av arten som er skadd (%) for fire lavarter på

bjørkestammer i sju prøvefelt i Børgefjell overvåkingsområde 1990-2010. – Mean cover (dekning;% and percentage of the species being damaged (skadd) for 4 species of lichens on Betula pubescens trunks in 7 study plots at the Børgefjell monitoring site 1990-2010.

Ar	0		1		2		3		4		5		6		Totalt	
	dek-ning	skadd	dek-ning	skadd	dek-ning	skadd	dek-ning	skadd	dek-ning	skadd	dek-ning	skadd	dek-ning	skadd	dek-ning	skadd
Vanlig kvistlav (<i>Hypogymnia physodes</i>)																
1990			19,7	1,3	25,5	0,0	36,9	0,0	25,5	0,3	28,6	1,0	25,1	0,5	26,9	0,5
1995			25,3	0,2	34,8	0,0	41,1	0,0	30,4	0,2	38,3	0,0	32,6	0,3	33,8	0,1
2000			33,4	0,8	38,0	1,7	48,9	0,5	31,5	0,2	42,0	1,5	35,7	1,3	38,2	1,0
2005	19,0	0,0	41,0	0,7	44,9	0,3	55,3	1,7	29,9	0,1	48,4	0,3	35,7	0,5	39,2	0,6
2010	24,5	0,0	37,8	0,6	45,5	0,0	53,9	0,0	30,0	0,0	46,9	0,5	36,1	1,9	39,2	0,4
Snømållav (<i>Melanelia olivacea</i>)																
1990			14,7	1,8	19,1	4,2	8,2	0,7	21,7	0,0	10,0	6,3	23,0	2,9	16,1	2,6
1995			13,2	21,8	16,8	16,0	4,5	7,2	12,2	11,2	10,3	15,3	15,7	29,3	12,1	18,5
2000			8,6	31,9	14,6	14,6	3,8	5,1	10,3	8,3	8,1	21,0	17,6	5,8	10,5	13,7
2005	22,3	11,5	6,4	22,9	12,1	13,1	3,2	5,9	6,8	14,1	6,1	13,2	13,5	10,1	10,1	12,8
2010	21,5	17,6	6,0	5,0	9,0	7,9	3,7	0,0	6,2	4,4	4,3	16,0	11,2	9,3	8,8	11,0
Gul stokklav (<i>Parmeliopsis ambigua</i>)																
1990			2,0	6,7	3,4	2,2	4,2	0,0	2,0	0,0	3,8	0,0	2,2	0,0	2,9	1,0
1995			3,9	9,2	4,1	11,1	6,4	9,8	3,6	9,9	0,9	5,9	3,0	6,1	3,6	9,3
2000			3,1	6,8	3,3	0,0	4,5	4,6	3,4	0,0	0,7	0,0	1,1	0,0	2,7	2,6
2005	2,9	0,0	3,6	2,5	3,9	1,5	4,9	3,7	5,0	5,0	1,1	0,0	0,7	0,0	3,1	2,8
2010	3,0	0,0	3,3	0,0	4,2	1,5	5,5	4,3	6,5	0,7	1,7	0,0	1,1	0,0	3,6	1,4
Bristlav (<i>Parmelia sulcata</i>)																
1990			13,7	2,4	16,0	0,0	12,2	0,9	12,7	8,1	12,4	1,4	17,1	2,2	14,0	2,3
1995			14,6	12,8	17,6	9,1	12,9	11,0	12,8	18,3	20,1	7,4	21,7	4,8	16,6	9,7
2000			17,7	17,6	17,7	19,6	11,9	8,3	11,3	13,6	19,2	4,7	16,8	19,4	15,8	13,9
2005	11,7	1,5	11,9	17,8	16,8	15,2	10,5	15,2	9,7	12,8	16,6	7,3	16,4	12,2	13,4	11,7
2010	14,1	1,4	14,2	24,0	15,1	8,5	12,0	5,1	10,5	6,3	16,0	7,8	13,9	9,6	13,7	8,9

Eksposisjon

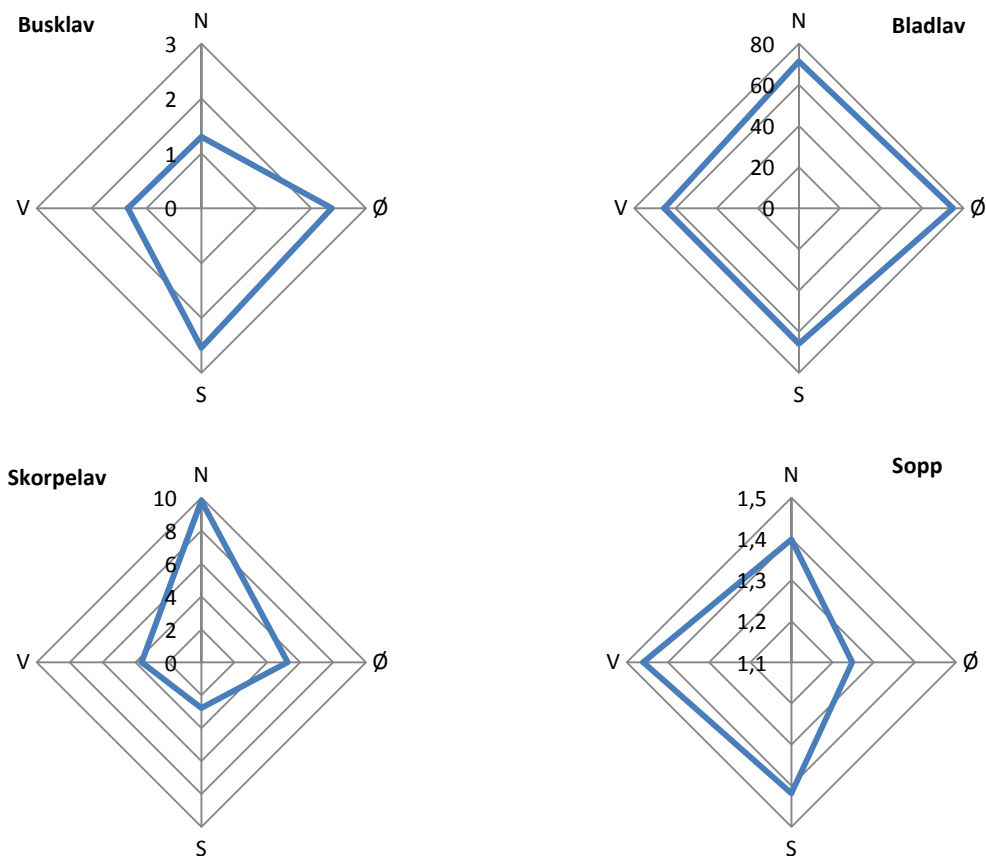
Registreringene fra 2010 viser at artsgruppene fordeler seg noe ulikt i forhold til stammeeksposisjon (**figur 6.9**). Skorpelavene prefererer nordsiden av treet, mens busklavene har høyest dekning på sør- og østsiden av trestammen. Bladlavene har generelt høy dekning rundt hele stammen, men noe høyere på øst- og dels nordsiden. Sopp har generelt lav dekning, men det er en tendens til høyere dekning på stammens vestside.

6.4 Diskusjon

Endringer i epifyttvegetasjonen i Solhomfjell

Det er registrert en del mindre endringer i epifyttvegetasjonen på furu i Solhomfjell i perioden 1990–2010. Lavdekningen har hele tiden vært lav, med en svak økning fra 13,1% i 1990 til 15,4% i 2010, men med en liten nedgang i siste 5-årsperiode. Variasjonen mellom trærne er stor. Barken på trærne flasser lett av, noe som sannsynligvis bidrar til den lave dekningen av epifytter.

Diversiteten er heller ikke høy, men i løpet av perioden har det stadig blitt registrert flere arter, spesielt av skorpelav. Dette kan også henge noe sammen med økt fokus på og kunnskap om artsgruppen. Knappenålslaver blir ofte regnet som indikatorer på kontinuitet (Holien 1996). Det ble i 2010 registrert minst 3 ulike knappenålslaver på til sammen 21 av undersøkelsestrærne. Det har også blitt registrert flere hengende skjeggjav, spesielt av brunskjeggarter. Disse artene er generelt regnet for å være forurensingsfølsomme, spesielt i forhold til svoveldioksid (Insarova et al. 1992).



Figur 6.9 Gjennomsnittlig dekning av busklav, bladlav, skorpelav og ikke-likenisert sopp på alle bjørkestammer analysert i overvåkingsområdet Børgefjell i 2010, fordelt på stammeeksposisjoner. – Mean cover of fruticose (busklav), foliolose (bladlav), crustose (skorpelav) lichens and non-lichenized fungi (sopp) on pine trunks of different aspect at the Børgefjell monitoring site in 2010.

Den største endringen er knyttet til vitalitet. I 1990 var en tredjedel av all blad-/busklav registrert med visuelle skadesymptomer. Dette har minnet signifikant for hver gjenkartlegging og for alle arter. Størst endring ser vi hos vanlig kvistlav, der andelen skade har blitt redusert fra 23% i 1990 til ca 1% i 2010, og for vanlig papirlav, der skadeomfanget er redusert fra 94% til 25%. Også i siste 5-årsperiode er skadeomfanget blitt redusert, spesielt for furustokklav og elghornslav. Dekningen til artene har vært stabil i samme periode, noe som viser at de skadete individene i stor grad er erstattet av nye, friske individ.

På tross relativt små endringer i Solhomfjell, peker endringene i samme retning: økt dekning, økt forekomst av forurensingsfølsomme brunskjeggarter og mindre skade på lav. Alt dette tyder på at epifyttvegetasjonen i Solhomfjell har respondert på bedre miljøforhold, i første rekke som følge av nedgangen i sure komponenter i luft og nedbør i perioden (Aas et al. 2008). Det er mindre trolig at klimatiske forhold har spilt vesentlig inn på endringene i epifyttvegetasjon og skadeomfang. Temperaturen har ligget jevnt noe over normalen i perioden (**figur 2.2a**), mens nedbørsforholdene har vært tilnærmet normale (**figur 2.2b**). Det hadde vært forventet økt dekning av busk- og bladlav etter som laven har bedret vitalitet, men det kan synes som om det i første rekke er stabiliteten til substratet som er begrensende faktor for dekningsgraden. Siden barken på furu i området er mer stabil i nedre del av stammen, bør det vurderes om overvåkingen skal inkludere en eller flere linjer under det som i dag er nedre takseringslinje. Ettersom Solhomfjell er det eneste overvåkingsområdet hvor epifyttundersøkelsene gjøres

på furu, bør det også vurderes å etablere prøvefelt for bjørk i Solhomfjell, slik at dette området lettere kan sammenlignes med de andre TOV-områdene.

Endringer i epifyttvegetasjonen i Børgefjell

Den mest markante endringen av epifyttvegetasjonen i Børgefjell fra 1990 til 2010 er framgangen av vanlig kvistlav og tilbakegangen av snømållav. Lavdekningen er høy i alle felt i Børgefjell og har vært relativt stabil de siste 15 årene, og det er lite sannsynlig at epifyttdekningen kan bli særlig høyere. Ved endring i miljøforhold er det derfor mer sannsynlig at dette kan spores i endrete dominansforhold og artssammensetning enn i stadig økt dekning.

Vanlig kvistlav blir regnet som svakt varmekjær, og arten er registrert med økt dekning i de fleste TOV-områdene (Bruteig 2002). Snømållav er en karakterart for den typiske nordboreale og subalpine bjørkeskogen (Ahti 1977), og tilbakegang av arten er også registrert bl.a. i TOV-områdene Gutulia (Evju et al. 2009) og Møsvatn (Hagen et al. 2008). I den første overvåkingsperioden (1990–1995) var det en svært markant økning i andel skade på snømållav i Børgefjell. Skadene registrert i 1995 var størst på lav i nedre del av trestammene, og ble tolket som en respons på en uvanlig lang og snørik vinter i 1995 (Bruteig 1996). Siden da har andelen skadet snømållav gradvis gått ned, men dekningen av arten har samtidig blitt redusert, sannsynligvis som følge av at arten har "tapt terreng" i forhold til kvistlav, som vokser raskere og trolig har mer optimale forhold i Børgefjell.

I Nederland er det registrert endringer i lavfloraen som blir tilskrevet effekten av temperaturøkning de siste 10–15 årene (van Herk et al. 2002). Det blir konkludert med at økt diversitet og økt dekning av både epifyttiske og terrestriske lavararter skyldes flere miljøfaktorer som virker i samme retning; nedgang i svoveldioksid i luft, økt innhold av ammonium i nedbør og global oppvarming. Utviklingen i Nederland de siste årene har gått i retning av en mer varme- og næringskrevende lavvegetasjon (van Herk et al. 2002), og framgangen av vanlig kvistlav og tilbakegangen av snømållav i Børgefjell er trekk som passer inn i det samme mønsteret. I hele perioden 1990–2010 har gjennomsnittstemperaturen i Børgefjell jevnt ligget over normalen (**figur 2.2a**). Nedbørsforholdene har variert en del i perioden, med særlig høy nedbør høsten 2009 (**figur 2.2b**). Mild og fuktig høst/vinter er generelt regnet som positivt for lavvekst.

Konklusjon

Det er endringer i epifyttvegetasjonen både i Solhomfjell og Børgefjell som ser ut til å følge et mønster som går igjen i flere TOV-områder, og som kan skyldes dels mindre langtransporterte luftforurensinger og dels klimaendringer. Økt mengde av forurensingsfølsomme brunskjeggarter og mindre skade på lav på furu i Solhomfjell er trolig en effekt av at svovelinnholdet i luft og nedbør i Sør-Norge har blitt kraftig redusert i perioden. Økt dekning av vanlig kvistlav og nedgang av snømållav på bjørk i Børgefjell kan være en effekt av mildere og dels fuktigere klima i perioden.

Vedlegg 6.1a Undersøkelsestrærne i Solhomfjell

Data om undersøkelsestrærne i Solhomfjell. Retning (g) og avstand (m) fra fastmerket til treet, treomkrets (cm) 130 cm over bakken, trehøyde (m) og analyseår. – Data on the sample trees at the Solhomfjell monitoring site: Direction (g) and distance (m) from the centre of the study plot, trunk circumference (cm) at 130 cm above ground, tree height (m) and year of investigation.

Tre nr	Retning	Avstand	Tre-omkrets	Tre-høyde	Analyseår	Merknad
101	218	4,1	99	15	90 95 00 05 10	Veldig avflaket bark (2010)
102	319	5,2	111	15	90 95 00 05 10	
103	85	7,1	114	12,5	90 95 00 05 10	
104	34	9,5	86	9	90 95 00 05 10	
105	272	9,7	85	12	90 95 00 05 10	
106	66	14,6	124	12,5	90 95 00 05 10	Toppgrein død (2010)
107	149	15,2	116	16,5	90 95 00 05 10	
108	22	20,7	85	9,5	95 00 05 10	
201	313	2,8	100	15,5	90 95 00 05 10	Knekt i toppen (2000)
202	24	5,6	101	13,5	90 95 00 05 10	
203	306	6,1	109	15	90 95 00 05 10	
204	257	7,7	90	12,5	90 95 00 05 10	
205	265	8,9	89	15,5	90 95 00 05 10	
206	343	9,4	91	13	90 95 00 05 10	
207	292	9,8	86	15	90 95 00 05 10	
208	20	5,8	87	13	95 00 05 10	
301	263	3,7	104	9	90 95 00 05 10	
302	390	3,7	113	8,5	90 95 00 05 10	Toppbrekk/skeiv topp (2005)
303	275	11	78	8,5	90 95 00 05 10	Toppbrekk,avflakande bark (2005)
304	282	12,8	89	11	90 95 00 05 10	
305	325	14,1	112	10,5	90 95 00 05 10	Treet har uregelmessig topp og 2 store sår, vel 1 m lange (2010)
306	50	25	88	8,5	90 95 00 05 10	
307	303	25,8	116	8	90 95 00 05 10	
308	365	27,7	90	9	95 00 05 10	
401	372	12,2	113	9	90 95 00 05 10	Toppgreina er død (2010)
402	394	17,7	123	13	90 95 00 05 10	
403	72	20,8	130	12,5	90 95 00 05 10	
404	136	24,7	85	8,5	90 95 00 05 10	
405	361	25,2	100	7,5	90 95 00 05 10	
406	90	27,7	91	8,5	90 95 00 05 10	Veldig avflaket tre (2010)
407	118	29	89	9,5	90 95 00 05 10	
408	291	38,2	82	9,5	95 00 05 10	
501	44	5,8	136	10	90 95 00 05 10	Sprekker/sår i stammen (2005)
502	46	8,2	128	13	90 95 00 05 10	
503	62	14,9	132	11	90 95 00 05 10	
504	28	18,7	117	7	90 95 00 05 10	Toppgreina er død (2010)
505	66	25,5	114	7,5	90 95 00 05 10	
506	278	26,3	115	10	90 95 00 05 10	
507	296	35,8	101	12	90 95 00 05 10	
508	67	40,1	95	12,5	95 00 05 10	

Vedlegg 6.1b Undersøkelsestrærne i Børgefjell

Data om undersøkelsestrærne i Børgefjell. Retning (g) og avstand (m) fra fastmerket til treet, treomkrets (cm) 130 cm over bakken, trehøyde (m) og analyseår. – Data on the sample trees at the Børgefjell monitoring site: Direction (g) and distance (m) from the centre of the study plot, trunk circumference (cm) at 130 cm above ground, tree height (m) and year of investigation.

Tre nr	Retning	Avstand	Treomkrets	Trehøyde	Analyseår				Merknad
001	25	5,2	38	7,5	05	10			
002	78	5,9	43	7	05	10			
003	145	6,1	44	9	05	10			
004	170	5	47	11	05	10			
005	215	9,9	64	11,5	05	10			
006	318	11,1	62	11,5	05	10			
007	330	9	47	10	05	10			
008	370	4,1	40	9	05	10			
101	10	3,3	42	7,5	90	95	00	05	10
102	4	5	35	6,5	90	95	00		Gadd (2000)
103	58	5,6	36	10,5	90	95	00	05	10
104	153	6,6	46	9	90	95	00	05	10
105	170	8,6	56	10	90	95	00	05	10
106	163	8,6	52	10,5	90	95	00	05	10
107	52	9,9	56	7,5	90	95	00	05	10
108	90	10,1	35	6	95	00	05	10	
109	65	5,5	40	7,5	00	05	10		
201	334	3,2	50	7	90	95	00	05	10
202	318	3,8	53	9	90	95	00	05	10
203	358	5,4	43	6,5	90	95	00	05	10
204				90					Hogd (1995)
205	118	10,8	45	9	90	95	00	05	10
206	226	11	44	7	90	95	00	05	10
207	28	12,9	38	5,5	90	95	00	05	10
208	47	5,8	37	6,5	95	00	05	10	
209	200	9,3	45	7	95	00	05	10	
301					90	95			Hogd (2000)
302	168	10,9	58	8	90	95	00	05	10
303	190	9,8	59	10,5	90	95	00	05	10
304				90					Hogd (1995)
305	222	6,8	53	8,5	90	95	00	05	10
306				90					Rotna (1995)
307	3	8,1	49	9	90	95	00	05	10
308	150	6,8	38	7	95	00	05	10	
309	258	8,5	54	8	95	00	05	10	
310	341	17,2	55	8	95	00	05	10	
311	185	5,7	42	7	00	05	10		
401	222	2	50	8	90	95	00	05	10
402	226	5,6	56	9	90	95	00	05	10
403	74	6,6	43	4	90	95	00	05	10
404				90					Velta (1995)
405	132	11	41	2,5	90	95			Gadd (2000)
406	200	12,4	41	6	90	95	00	05	10
407	170	15,3	41	6	90	95	00		Brote, høgstubbe (2005)
408	60	17,3	45	7,5	95	00	05	10	
409	94	18,8	54	9,5	95	00			Daudt, liggande (2005)
410	65	7,6	49	9	00	05	10		
411	75	18	65	10,5		05	10		
412	55	16,2	43	7		05	10		

Tre nr	Retning	Avstand	Treomkrets	Trehøyde	Analyseår					Merknad
501	168	4,3	50	6	90	95	00	05	10	Hogd (2005)
502	258	5,6	46	9	90	95	00			
503	108	6	53	8	90	95	00	05	10	
504	20	7,1	62	8,5	90	95	00	05	10	Brote (1995)
505					90					
506	98	9	60	10	90	95	00	05	10	Brote (1995)
507					90					
508	212	9,6	56	8,5		95	00	05	10	
509	205	12,2	61	8,5		95	00	05	10	
510	63	9,4	44	8		95	00	05	10	
511	90	11,4	46	8,5				05	10	
601	120	13,1	33	7	90	95				Daudt (2000)
602	112	6,5	53	7,5	90	95	00	05	10	
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	47	7,5	90	95	00	05	10	
606	33	12,1	61	9	90	95	00	05	10	
607	363	8,2	44	8	90	95	00	05	10	
608	83	14,9	45	7,5		95	00	05	10	
609	285	10,5	52	6,5			00	05	10	
610	328	11,8	44	7,5			00	05	10	
611	380	13,2	39	6			00	05	10	

Vedlegg 6.2a Epifyttregistrering i Solhomfjell 2010

Gjennomsnittlig dekning pr tre - Survey of epiphytic vegetation at the Solhomfjell monitoring site 2010. Mean cover per tree.

Artgr	Kodenavn	S101	S102	S103	S104	S105	S106	S107	S108	S201	S202	S203	S204	S205	S206	S207	S208	S301	S302	S303	S304
F	Dicranuz				x																
G	Ptil pul			x	x																
H	Bry capi																0,2				
H	Bryoriaz		x	x		x	x		x	x	x	x	x	x	0,4	x	x	x	x	x	x
H	Cladoniz	x	x	x	x	0,2	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
H	Pse furf	0,2	0,6	1,5		0,4	2,2		0,6	3,2	6,4	2,1	3,5	3,0	4,5	5,1	1,9	4,3		x	4,2
H	Usneaz	x		0,2											x		0,2		0,6		x
I	Hyp fari		x	x			x	0,3		1,4				1,1	0,8		x	0,5	1,5		
I	Hyp phys	0,5	3,4		0,2	5,9	1,1	0,7	0,8	2,6	1,3	0,6	0,9	1,0	0,6	5,4	4,1	2,5	1,1	x	x
I	Hyp tubu	x	x			x	0,1														
I	lms aleu	1,2	12,7	1,8	0,8	7,0	6,0	0,7	0,4	3,4	3,0	5,5	1,1	2,6	3,7	2,9	1,6	2,4	1,9	1,5	0,9
I	Par ambi	0,5	3,8	0,8	0,6	0,4	1,5	0,4	0,4	0,2	0,5	0,6	x	0,6	0,9	1,6	0,6	1,5	0,3	0,2	x
I	Par hype						x		x										x	x	x
I	Par saxa	x	x		x		x	x	x									x			
I	Pla glau	x	x			x			x	x	0,8	x	x	x		0,6	0,2	x			x
I	Vul pina	x	x	x	x		x		x										x		
J	Cal deni	x																			
J	Cal parv	2,4	1,7	2,2	0,4	0,4	2,0	1,6	0,8	1,9		1,9	4,1	2,3	1,3	2,4	1,2			x	
J	Cal viri			x																	
J	Fus arbo					x															
J	Fuscidez											x									
J	Hyp scal	x	x	x			x	x		x		x	x	x	x		x	x	0,2	x	x
J	Jap suba					x									0,6	x		0,2	x	x	x
J	Lca aite	x		0,2		0,2						0,5	0,2			0,4					
J	Lca chla																				
J	Lca puli																				
J	Lca/symm	x				0,4															
J	Lci nyla						x				0,2							1,1			
J	Lecanorz																				
J	Lep inca			0,6	x	0,4						x					x				
J	Leprariz						x				x		x		x	x					
J	Lox elat		0,5	0,2		1,5					0,2			0,4		0,6	0,2				
J	Mic deni												x								
J	Mic mela																				
J	Mic pras	x	x								x						x				
J	Micareaz				x	x															
J	Myc fuca	0,2					x														x
J	Myc sang												x			0,2			x		
J	Och albo										x										
J	Och micr		0,3					x	x						0,2	1,2					
J	Ochrolez																				
J	Pro ochr							x													

Artgr	Kodenavn	S101	S102	S103	S104	S105	S106	S107	S108	S201	S202	S203	S204	S205	S206	S207	S208	S301	S302	S303	S304
J	Pro olea								x												
J	Protopaz																				
J	Pyc soro	x	0,3	0,1		1,5	0,3				10,2		0,2	x		x	1,5		18,4		7,5
J	Tra flex											x									
J	Tra gran																				
J	Ubest						x	x													
S	Ascomyc	0,4					0,3	x	0,2				x	0,4							
S	Hys puli			0,1	x								0,2		x	0,2					
U	Bark	94,9	77,1	92,3	98,0	81,9	86,5	96,2	96,7	87,4	77,4	88,8	89,8	88,6	87,3	79,8	88,9	88,9	67,7	98,2	87,4

Vedlegg 6.2a Epifytregistrering i Solhomfjell 2010 (forts.)

Artgr	Kodenavn	S305	S306	S307	S308	S401	S402	S403	S404	S405	S406	S407	S408	S501	S502	S503	S504	S505	S506	S507	S508
F	Dicranuz																				
G	Ptil pul																				
H	Bry cap																				
H	Bryoriaz	x		x	x			0,1		x							x	x			
H	Cladoniz	x	x	x	0,2	x	x	x	x	x	0,2	x	x	0,2	x	1,0	2,7	x	x	x	x
H	Pse furf	1,7	1,6	x		6,4	12,0	6,9	5,2	15,5		0,4	1,3	10,8	5,3	0,6	1,0		2,8	0,3	1,0
H	Usneaz							x				x									
I	Hyp fari					x	x	x			x			0,3	x	x	0,4				
I	Hyp phys	0,3	x	x	0,2	3,5	7,0	1,7	0,8	4,7	3,2	x	x	2,2	0,4	2,0	0,6	0,3	x		1,3
I	Hyp tubu						0,3														x
I	Ims aleu	1,7	1,5	1,8	1,5	4,7	4,0	4,1	2,2	5,1	2,3	2,5	1,6	4,3	2,1	3,7	3,7	0,9	0,3	4,5	4,5
I	Par ambi	0,5	x	0,3	0,2	0,7	0,6	1,3	x	2,4	0,2	0,4		2,0	x	3,4	1,0	0,3	0,3	0,2	1,5
I	Par hype	x	x	x			x			0,2						x					
I	Par saxa													x							
I	Pla glau		x				2,7	x		0,2	x			0,5	0,1	0,4	0,4	x	x		x
I	Vul pina		x	x											x	x	x				x
J	Cal deni																				
J	Cal parv					0,3			0,2		0,2	0,4		0,1							
J	Cal viri																				
J	Fus arbo																				
J	Fuscidez																				
J	Hyp scal	x			x	x	x	0,1	x	x	0,4	x		x		0,1	0,4	0,6	x	x	x
J	Jap suba	0,3	x			0,2	x	x	x	x	0,2		0,2	0,5	0,3	0,1	0,4		0,1		x
J	Lca aite												x	0,4	1,3		x			0,7	
J	Lca chla						0,1														
J	Lca puli						0,1														
J	Lca/symm		0,2	0,2		0,2	0,1	x	0,4	0,4											
J	Lci nyla																				
J	Lecanorz			x																	
J	Lep inca								0,4							1,7	0,4	1,0			x
J	Leprariz					x				x				1,0							
J	Lox elat																				
J	Mic deni																				
J	Mic mela																				
J	Mic pras															x	x	x			
J	Micareaz																				
J	Myc fuca	0,2								x					0,4	0,1				0,2	
J	Myc sang					x			0,2		x		0,2								
J	Och albo				x	1,5	0,7		x	0,7				x					0,1	0,7	
J	Och micr					x	0,1	x			x	x	x	x	x						
J	Ochrolez																x				
J	Pro ochr																				
J	Pro olea									0,2											
J	Protopaz							x		0,2	x				x						
J	Pyc soro	5,9	6,6	0,3	0,2	25,6	23,3	5,1	8,8	0,3	15,8	0,2	2,1	12,0	7,1	1,0	7,2	0,2	8,9	14,4	18,2

Artgr	Kodenavn	S305	S306	S307	S308	S401	S402	S403	S404	S405	S406	S407	S408	S501	S502	S503	S504	S505	S506	S507	S508
J	Tra flex																				
J	Tra gran											x									
J	Ubest					0,2				x										x	
S	Ascomyc	x		x																0,2	
S	Hys puli																				
U	Bark	90,1	90,0	97,5	97,7	57,9	49,6	81,0	83,2	70,8	77,5	96,1	94,6	66,5	82,9	86,1	82,2	96,9	87,4	79,2	73,8

Vedlegg 6.2b Epifyttregistrering i Børgfjell 2010

Gjennomsnittlig dekning per tre - Survey of epiphytic vegetation at the Børgfjell monitoring site 2010. Mean cover per tree.

Artgr	Kodenavn	B001	B002	B003	B004	B005	B006	B007	B008	B101	B103	B104	B105	B106	B107	B108	B109	B201	B202	B203	B205	B206	B207	B208	B209	B302	B303	B305	B307
F	Dico cir																												
F	Dicr fus																												
F	Dicranuz		x		x	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x		x	x		x		x	x	x	x		x	
F	Hypn cup		x				x											x	x					x	x	x	x		x
G	Ptil pul	x			x	x	x	x		x						x	x				x	x				x			
H	Ale sarm																				x								
H	Alectorz																				x								
H	Bry fusc					0,32				x		2,24	0,38	0,38	11,1	2,22	5,21	0,4					0,48				x	0,73	
H	Bryoriaz	x	x		x	0,63	x	0,88	x	2,47	0,53	1,74	0,73	0,38	0,78	4,24		0,8	2,66	1,4	x	0,92	x	2,11	2,18	1,79	1,08	9,19	1,5
H	Cladoniz									x		x	x	x	x	x		x	x							x		x	
I	Cet sepi						x	x	x						x										x				
I	Hyp aust		x		x										x										x				
I	Hyp phys	7,63	46,6	10,4	21,9	41,1	14,6	31,6	22,2	30,7	33,4	36,2	24,3	41,8	43,3	45,8	47	55,3	39	63,7	39	36,6	31,2	54,5	44,4	52	60,6	44,8	58,5
I	Hyp tubu	x	x	x	2,89		0,67	2,2	0,49	0,48	1,58	1,36	0,38	1,5	0,76	1,67	x	x	1,91		x	x	x	1,33	x	1	4,4	1,05	
I	Ims aleu		x							1,48	1,58	x	x	0,77		1,62					x	x	2,16	3,25	2,07	1,81	x	0,7	
I	Mel oliv	35,6		0,47	34,2	32,6	34,3	22	12,8	9,71	1,05	8,35	6,99	7,16	8,29	5,42	1,11	9,36	13,7	7,82	6,37	12,9	0,5	6,63	15	3,77	1,79	10,7	7,29
I	Par ambi	0,53	3,18	1,38	2,56	2,51	1,3	6,48	5,78	5,21	1,04	1,75	3,01	3,82	1,81	8,34	1,03	2	0,75	1,85	2,22	4,27	17,5	1,01	3,63	8,32	5,5	2,62	2,7
I	Par hype		x	x		x	x	x	0,5	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x	x
I	Par saxa										1,62																		
I	Par sulc	9,47	5,91	32,4	4,21	7,59	33,2	7,37	12,3	5,52	26,7	2,66	4,08	13,2	24,4	12,4	24,3	14	16,6	9,2	18,5	5,31	10,5	26,1	20,6	14,8	10,9	13,5	23,8
I	Pla glau									1,43	1,55	0,45	x	0,38	1,87	1,05	x	0,78	0,75	x	x	x	x	x	x	x	1,67	x	0,39
I	Pri pezi									x																			
I	Tuc chlo					x				2,11	1,04	0,87	x	1,16	0,73	x	3,11	1,18	1,13	x	x	x					0,37	0,75	
I	Vul pina	x	x	x	0,41	x	0,33	0,89	0,5		x	x		x	x		x		x	x							0,37		
J	Bia aegr			x																									
J	Bia chry															x					x			x	x				
J	Bia toen																												
J	Biatoraz		x		x						x																		
J	Bu di/ch			x																									
J	Bue chlo																						x		0,47				
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	x
J	Buelliaz																					0,47							
J	Cli pall																												
J	Lca circ	x	0,48	x	x	x	0,33	x	x	1,54						x	x	x		x	0,47	0,48			0,44	x	x	0,36	x
J	Lca/fusc	x	x	0,91	x	x	x	2,13	1,5	x	x	x		x	x	x	x	x	x	x		x	0,53	x	0,44	x		x	x
J	Lca/symm	0,57	2,25	x	1,68		x	0,43										0,4											
J	Lci porp							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	x	x	x	x	x
J	Lcn glob		x																										
J	Lecanorz																												
J	Micareaz		0,89	x	x																								
J	Myc affi									x	x				x	x					x							x	

Artgr	Kodenavn	B001	B002	B003	B004	B005	B006	B007	B008	B101	B103	B104	B105	B106	B107	B108	B109	B201	B202	B203	B205	B206	B207	B208	B209	B302	B303	B305	B307
J	Myc fuca																		x										
J	Myc sang									1,03	x		0,36	1,95	x	0,53	x	x		x							x	0,39	
J	Mycoblaz																												
J	Och andr	x	0,95	x	0,84	6,32	0,32	0,43		9,05	9,55	0,87	15,3	9,37	0,75	6,42	11,1	1,58	4,93	0,48	1,33	10,2	1,99	4,11	4,99	2,7	1,81	11,7	7,44
J	Och frig																												
J	Och micr		x							x	x		x	x		x	x					1,4							
J	Och pall		0,45		x		x	0,43	0,49	x	x	x				x					0,93					x			
J	Pertusaz																												
J	Pyc leuc		1,43		0,41		0,33		1,5	x						x		0,4		x		x	x	x		0,34	x	x	x
J	Pyc soro									0,51																			
J	Pyr cinn																												
J	Tra flex	x					x	x																					
J	Ubest							x																					
S	Ascomyc		0,95		0,43																								
S	Cys hypo																												
S	Hys puli		x		x	x	x					x			x														
S	Perith	9,91	0,91	4,61	2,96	2,19	0,32	7,39	23,3	2,08	x	1,33	0,73	0,74	1,13	x		x	0,75	x	1,37		2,58	0,53		0,71	x	0,36	x
S	Sopp																												
U	Bark	38,1	36,9	51,2	30,9	10,5	18,2	21,3	21,6	33,4	26,1	46,6	46,7	21,2	22,1	21,2	19,2	18,5	25,3	21,1	33,9	30,9	37,9	10,5	12,3	17,6	18,7	14,5	5,18

Vedlegg 6.2b Epifyttregistrering i Børgefjell 2010 (forts.)

Artgr		Kodenavn																												B308	B309	B310	B311	B401	B402	B403	B406	B408	B410	B411	B412	B501	B503	B504	B506	B508	B509	B510	B511	B602	B605	B606	B607	B608	B609	B610	B611
F	Dico cir													x																																											
F	Dicr fus													x																																											
F	Dicranuz	x	x	x		x		x		x	x	x		x		x				x		x											x																								
F	Hypn cup																																																								
G	Ptil pul		x			x		x			x			x																	x																										
H	Ale sarm						1,33																																																		
H	Alectorz							0,51																																																	
H	Bry fusc				0,91						0,31						7,21																																								
H	Bryoriaz	x	x	x	0,48	1,3	9,66	0,98	0,83	0,89	0,42		2,78	0,38	1,5	0,3	4,05	x	0,66	1,79	1,77	1,55	0,86	0,66	2,23	1,26	0,4	1,35	x																												
H	Cladoniz		x	x				x				x	x	x		x			x				x	x																																	
I	Cet sepi			x					x													x		x	x																																
I	Hyp aust																																																								
I	Hyp phys	69,4	54,6	34,2	57,3	16,3	22,9	45,6	41,6	34,6	20	34,8	24	29,9	53,1	40,3	64,9	37,1	42,6	56,1	51,2	61	38,7	30,3	29,2	38,3	33,6	34,2	23,7																												
I	Hyp tubu	x	1,48	1,85	x	x	1,11	4,05	x	x	2,08	2,49	0,47	6,28	0,74	x	1,05	x	0,66	x	0,43	x	1,3	1	4,09	2,43	2,55	2,13	x																												
I	lms aleu		x		x		1,46	1,88	9,4	0,44	x	x				x																																									
I	Mel oliv	1,58	1,12	2,99	x	19,2	9,84	9,11	0,93	5,39	x	3,18	2,28	8,15	5,71	3,23	3,81	1,79	9,87	0,44	1,37	2,73	9,4	22,2	7,77	2,91	11,5	16,9	16,3																												
I	Par ambi	3,63	5,17	10,5	5,75	0,8	15,1	2,44	1,8	11,6	1,33	10,4	8,82	0,4	1,11	5,81	1,72	0,36	x	x	4	1,14	0,87	0,33	0,91	1,7	0,78	1,4	1,62																												
I	Par hype	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 saxa										x																																														
I	Par sulc	2,15	9,99	12,9	8,15	26	11,3	5,52	4,19	10,4	x	14,8	11,6	27,4	8,16	6,4	13	7,07	17,4	30	18,6	1,56	7,26	20,5	5,92	31,8	18,5	10,8	15,2																												
I	Pla glau	x	x	x	0,95	x	x	x		x		x	x	x	0,73	0,3	0,34	1,07	0,97	0,43	0,89	x	0,43	1,18	x	x	x																														
I	Pri pezi																																																								
I	Tuc chlo	x	x	x		0,4	1,78	x	x					x	x	x	0,36	x		0,45	1,32		0,43	2,32	x	x		1,78																													
I	Vul pina	x	x	x	x					x		x	x		x						x	x	x	x	x		x	x	x																												
J	Bia aegr																																																								
J	Bia chry																																																								
J	Bia toen																																																								
J	Biatoraz		x					x			x																																														
J	Bu di/ch																																																								
J	Bue chlo		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																									
J	Buelliaz																																																								
J	Cli pall															x																																									
J	Lca circ	x	x			x	x		x	x							x	x	x	x	x			0,33	x	x		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																									
J	Lca/symm																																																								
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	x																								
J	Lcn glob																																																								
J	Lecanorz										x																																														
J	Micareaz																																																								
J	Myc affi			x						1,3													x																																		
J	Myc fuca																																																								
J	Myc sang				x		1,83		x	x	x		x	x			x								x																																
J	Mycoblaz											x																																													

Artgr	Kodenavn	B308	B309	B310	B311	B401	B402	B403	B406	B408	B410	B411	B412	B501	B503	B504	B506	B508	B509	B510	B511	B602	B605	B606	B607	B608	B609	B610	B611
J	Och andr	7,57	1,83	7,87	x	3,84	4,55	2,89	3,29	3,86	x	7,99	2,79	1,22	1,1	4,16	0,71	1,77	1,92	0,89	7,06	3,52	3,02	7,28	14,5	2,59	2,31	14,5	4,23
J	Och frig																							x					
J	Och micr	x												0,38			x							x	x				
J	Och pall			0,38	x		0,36		x					x	x	x				x	x	x	0,96	0,91			x	0,45	
J	Pertusaz		x																										
J	Pyc leuc	x		0,73	x	x	x	x	0,48	x	0,84			x	x	x	x	x	x	x		x	x	x	2,25	x	0,78	1,84	1,68
J	Pyc soro																												
J	Pyr cinn																												
J	Tra flex																												
J	Ubest																												
S	Ascomyc																												
S	Cys hypo																												
S	Hys puli																							x					
S	Perith	x	x	x	x	x	x	x	x	x	0,82	x		1,2	0,37		2,03	0,36	x	x		x	x			x	x	x	x
S	Sopp							x																					
U	Bark	17,6	28,8	33,9	32,1	35,6	24,9	29	37,8	35,8	75,8	30,3	49,7	26,7	29,7	41,4	12,1	51,2	30	18,7	20	30,9	39	16,2	30,9	24	33,3	17,9	38,3

7 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, Krebs et al. 2003, Olofsson et al. 2004, Ims & Fuglei 2005). I et overvåkingsprogram som TOV 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 2010 ble det fanget smågnagere og spissmus i samtlige TOV-områder. Her rapporteres resultatene fra fangstene, med en vurdering av bestandsnivåer og demografi for de aktuelle artene så langt materialet tillater. Som ledd i langsiktige studier av smågnageres populasjonsdynamikk og habitatbruk i høyfjellet er det også fanget gnagere på Finse, i utkanten av Hardangervidda (Ulvik, Hordaland). Fangster og bestandsnivåer fra dette området rapporteres her summarisk for en sammenlikning med fangstene i regi av TOV. I diskusjonen har vi også sammenholdt TOVs resultater med resultater fra andre fangstserier av smågnagere i ulike områder.

7.1 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 Little 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. Under fangsten var ca 1,6% av fellene gjenklappet uten fangst.

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).

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 Halvorsen, 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 kun gjennomføre høstfangster i 2010. Det var betydelig mengde (ca 10%) gjenklappete feller på grunn av kraftig nedbør natt til 3 oktober.

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 langssettes åssiden sørvest for Kjermovatna (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. Det meste av transekt 4 og enkelte stasjoner i transekt 2 og 3 ble brent før fangstene i 2007, muligens som del av skjøtsel av området som beite.

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, henholdsvis sørvendt i middels rik vegetasjon og nordøstvendt i fattig vegetasjon. Det fanges på 100 faste fangststasjoner, med 200 feller i inntil 6 døgn (dvs 1200 felledøgn) pr felt. Deler av begge felt vil ofte være snødekt i første fangstperiode, noe som også var tilfellet våren 2010. I 2010 ble fangstene av praktiske grunner bare gjennomført over tre døgn (dvs inntil 600 felledøgn pr felt). 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 2010 framgår av **tabell 7.1**. Fangstinnsatsen i felledøgn representerer et bruttomål på innsats, siden det ikke har vært mulig å ta hensyn til effekten av gjenklappete feller pga kraftig regnvær eller andre forstyrrelser.

Merk at norske og vitenskapelige navn på artene nå er i overensstemmelse med Artsdatabankens offisielle navneliste for pattedyr (Syvertsen et al. 2010).

7.2 Resultater

Dividalen: Høsten 2010 ble det fanget to gråsidemus, 14 rødmus, to markmus, tre fjellmarkmus og 12 lemen (**tabell 7.1**). Samlet for alle smågnagerartene er dette blant de høyeste bestandsnivåene som er registrert for TOV-området i Dividalen og klart over bestandsnivåene i foregående år (**figur 7.1**). Begge gråsidemusene var middels store (36-38g), reproduktivt akti-

ve hanner, mens det blant rødmusene var fire aktive (ikke gravide), relativt store (29-40g) hunner (**tabell 7.2**). En av markmusene var en nokså liten (25g), seksuelt umoden hann (og en kunne ikke kjønnsbestemmes). Blant fjellmarkmusene var det én moden hann og én moden (ikke gravid) hunn, begge forholdsvis store (36-43g). Av lemenene var det seks modne hanner og fire modne hunner (herav to gravide, kullstørrelse 5), alle forholdsvis store (44-61g).

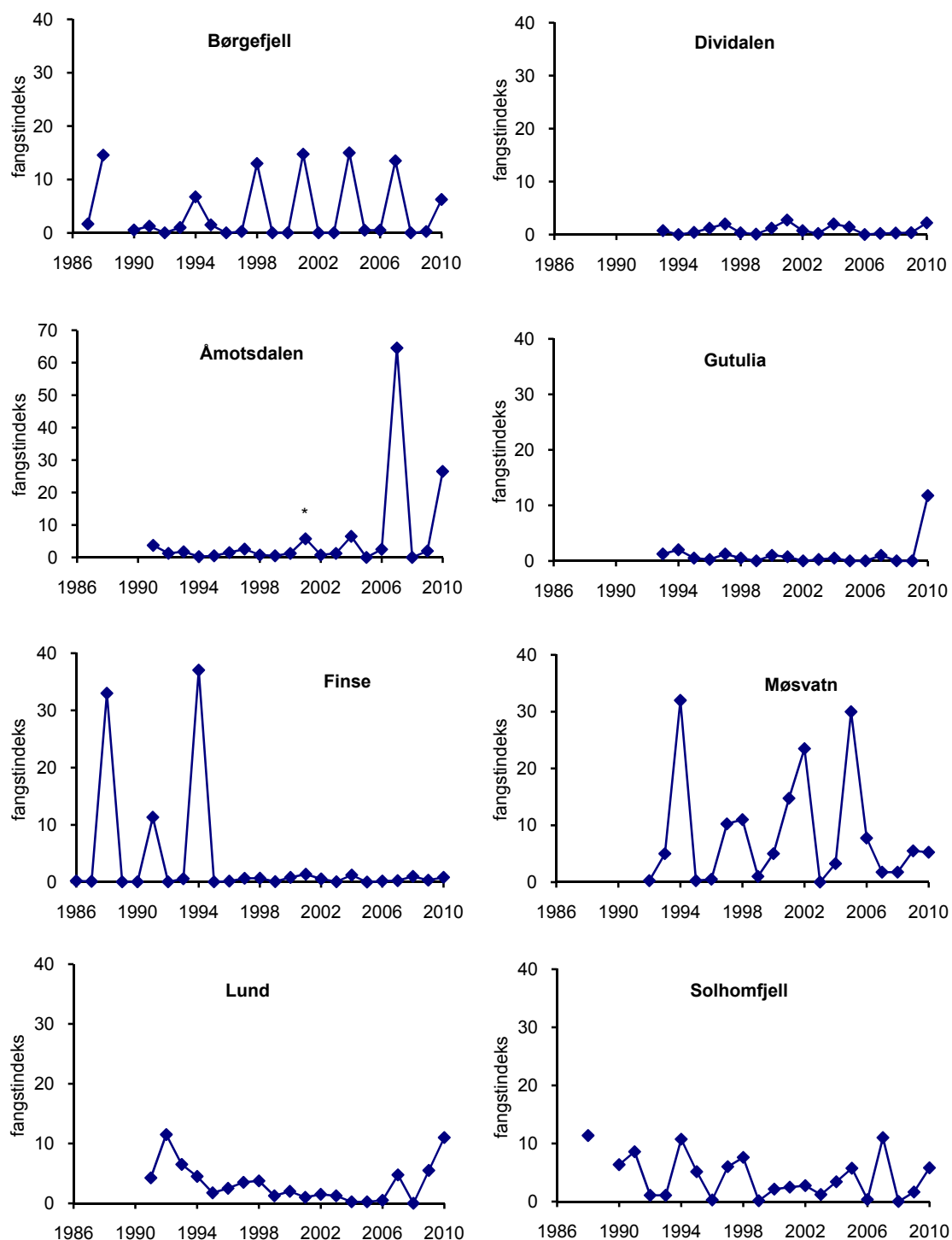
Børgefjell: Det ble fanget 18 klatremus, to markmus og fem lemen i Børgefjell høsten 2010 (**tabell 7.1**), noe som representerer et middels bestandsnivå for smågnagere etter toppen i 2007 og bunnårene 2008-2009 (**figur 7.1**). Kun én klatremushann var reproduktivt aktiv, mens seks klatremushunner var aktive (herav tre gravide med kullstørrelse 5) (**tabell 7.2**). Enkelte av de modne hunnene var forholdsvis små (<24g), men de fleste modne individene var større (>24g). Begge markmusene var hanner, herav én større (42g), seksuelt moden. Alle lemenene var reproduktivt aktive, tre forholdsvis store hanner (46-62g) og to gravide hunner (kullstørrelse 5 og 8, vekt hhv 33g og 72g).

Åmotsdalen: Det ble fanget 49 klatremus, fem gråsidemus, 37 markmus, fem fjellmarkmus og ti lemen høsten 2010 (**tabell 7.1**), noe som representerer en klar bestandstopp etter en svak oppgang i bestandsnivå i 2009, men langt unna den meget store toppen i 2007 (**figur 7.1**). Blant klatremusene ble tre hunner (vekt 28-32g) klassifisert som seksuelt aktive, mens de øvrige var inaktive (vekt 16-29g) (**tabell 7.2**). Ingen av gråsidemusene var seksuelt aktive (vekt 19-29g). Blant markmusene var det tre seksuelt aktive hunner (herav én gravid, kullstørrelse 1) (vekt 43-45g) og fire aktive hanner (40-55g), mens det blant fjellmarkmusene kun var én seksuelt moden hunn (vekt 54g). Blant lemenene var det én aktiv hunn (vekt 43g) og tre aktive hanner (vekt 44-58g).

Tabell 7.1 Oversikt over fangstperioder (datoer for utsetting og inntak av feller), fangstinnsett og totalt antall fangster av småpattedyr i overvåkingsprogrammet TOV i 2010. 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 2010. Similar data are also given for the long-term small mammal studies at Finse (combined for two trapping grids).*

område-area periode-period	felledøgn trapnights	arter-species										
		AS	MG	MR	Mrut	MA	MO	LL	MS	Ubest	Ssp	Sum
Lund												
21–23 sep	400	2	30			12					6	50
Solhomfjell												
07–10 okt	1500	4	80					3			3	90
Møsvatn												
09–11 sep	400		15			1	5			1	4	26
Gutulia												
09–11 sep	400		28			4			15	1	6	54
Åmotsdalen												
15–17 sep	400		49	5		37	5	10				106
Børgefjell												
14–16 sep	400		18			2		5			1	26
Dividalen												
07–10 sep	1500			2	14	2	3	12				33
Totalt TOV	5000	6	220	7	14	58	13	30	15	2	20	385
Finse												
22-25 jun	1194					3	8	8				19
39 aug – 01 sep	1200							10				10

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



Figur 7.1 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 *.

Tabell 7.2 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	sep 10				
småskogmus (AS)		2	0	0	0
klatrems (MG)*		13	3	12	0
markmus (MA)		4	3	4	1
Solhomfjell	okt 10				
småskogmus (AS)		2	0	2	0
klatrems (MG)*		42	3	30	3
lemen (LL)		0	2	1	0
Møsvatn	sep 10				
klatrems (MG)		5	0	7	3
markmus (MA)		0	0	0	1
fjellmarkmus (MO)		0	1	0	4
Gutulia	sep 10				
klatrems (MG)*		9	2	13	3
markmus (MA)		1	1	0	2
skoglemen (MS)		1	2	11	1
Åmotsdalen	sep 10				
klatrems (MG)		24	0	22	3
gråsidemus (MR)		3	0	2	0
markmus (MA)		12	4	18	3
fjellmarkmus (MO)		2	0	2	1
lemen (LL)		4	3	2	1
Børgefjell	sep 10				
klatrems (MG)		9	1	2	6
markmus (MA)		1	1	0	0
lemen (LL)		0	3	0	2
Dividalen	sep 10				
gråsidemus (MR)		0	2	0	0
rødmus (Mrut)		3	0	7	4
markmus (MA)*		1	0	0	0
fjellmarkmus (MO)		0	1	1	1
lemen (LL)		0	6	2	4

* individer uten bestemt kjønn og/eller kjønnsmodning pga oppspist/ødelagt eller ikke notert: Lund 2 klatremus, Solhomfjell 2 klatremus, Gutulia 1 klatremus, Dividalen 1 markmus

Gutulia: Høsten 2010 ble det fanget 28 klatremus, fire markmus, 15 skoglemen, seks spissmus og ett individ som ikke kunne artsbestemmes (**tabell 7.1**). Dette representerer det høyeste bestandsnivået for smågnagere som hittil er registrert i overvåkingsperioden i dette området (**figur 7.1**). Blant klatremusene ble tre hunner klassifisert som reproduktivt aktive (herav en gravid, kullstørrelse 5; vekt 21-23g), mens to hanner var aktive (vekt 28-30g) (**tabell 7.2**). Begge markmushunnene var aktive og gravide (kullstørrelse 3 og 5; vekt 25-27g), mens én av hannene var stor (48g) og seksuelt aktiv. Blant skoglemenene var det bare én moden hunn (vekt 31g), men begge hannene var modne (vekt 29-40g).

Møsvatn: Det ble fanget 15 klatremus, én markmus, fem fjellmarkmus, fire spissmus og ett individ som ikke kunne artsbestemmes ved Møsvatn høsten 2010 (**tabell 7.1**). Dette representerer en smågnagerbestand å omtrent samme nivå som året før, dvs et middels nivå (**figur 7.1**). Tre av klatremushunnene var reproduktivt aktive (vekt 22-29g), men ingen av hannene (**tabell 7.2**). Markmushunnen var liten (17g), men gravid (kullstørrelse 3). Alle fjellmarkmusene var reproduktivt aktive, herav én gravid hunn (kullstørrelse 6), og middels store (31-52g).

Solhomfjell: Høsten 2010 ble det fanget fire småskogmus, 81 klatremus, to lemen og tre spissmus (**tabell 7.1**). Dette representerer en videre økning mot middels bestandsnivå etter en svak oppgang i 2009 (**figur 7.1**). Alle småskogmusene (to hanner, to hunner) var små (15-22g) og reproduktivt inaktive (**tabell 7.2**). Blant klatremusene ble tre hunner klassifisert som seksuelt modne (vekt 32-33g), mens tre hanner ble klassifisert som modne (vekt 24-29g). To av lemenene var middels store (44-45g) seksuelt aktive hanner, mens hunnen var inaktiv (36g).

Lund: Det ble fanget to småskogmus, 30 klatremus, 12 markmus og sju spissmus høsten 2009 (**tabell 7.1**), noe som indikerer videre oppgang til et høyt bestandsnivå for Lund etter oppgang til middels nivå året før (**figur 7.1**). Begge småskogmusene var små (<21g) seksuelt umodne hanner (**tabell 7.2**). Blant klatremusene var det tre forholdsvis store (32-34g) seksuelt modne hanner. Av markmusene var én hunn aktiv og gravid (kullstørrelse 3; vekt 28g), mens tre av hannene var seksuelt aktive (vekt 32-40g).

Finse: Våren 2010 ble det fanget tre markmus, åtte fjellmarkmus og åtte lemen i fangstfeltene, mens det om høsten ble fanget ti lemen (**tabell 7.1**). I forhold til fangsttinnssatsen representerer dette en vårbestand litt over bunnivået. Høstbestanden var fremdeles ganske lav, men med svak oppgang fra nivået året før (**figur 7.1**). Alle smågnagerne fanget om våren unntatt én fjellmarkmushunn, var reproduktivt aktive. Fangsten inkluderte ellers én gravid lemenhunn (kullstørrelse 8), sju modne lemenhanner, én gravid markmushunn (kullstørrelse 5), to modne markmushanner, tre gravide fjellmarkmushunner (kullstørrelse 6-8), én ikke-gravid moden fjellmarkmushunn og tre modne fjellmarkmushanner. Blant de ti lemenene fanget om høsten, var det fem middels store (45-61g) og modne hanner og én liten (21g) umoden hann, mens alle de fire hunnene var gravide (kullstørrelse 5-7) og med kroppsvekt 36-61g.

7.3 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; men se Kausrud et al. 2008 og Ims et al. 2008, 2011). 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, 2004/2005 og 2010 var det smågnagerår i deler av Sør-Norge, men med variabelt bestandsnivå i ulike områder. I 2007 var det imidlertid mange områder i Midt-Norge, fra Jotunheimen/Dovre til Børgefjell, som hadde utpregete bestandstopper av lemen og andre gnagere. Dette gjentok seg til en viss grad i 2010 også i denne regionen (samt i mange områder i Sør-Norge). I overvåkingsområdene er typiske bestandssvingninger særlig reflektert i fangstene fra Møsvatn (**figur 7.1**). Fangstene viser også nokså regelmessige bestandssvingninger i Børgefjell siden den middels høye toppen i 1994, med bestandstopper i 1998, 2001, 2004, 2007 og noe lavere i 2010 (**figur 7.1, tabell 7.3**). I Åmotsdalen var det en ekstremt stor bestandstopp høsten 2007 og en normalt høy topp i 2010, mens tidligere topper har vært nokså små (**figur 7.1**). I 2010 var det generelt middels til høye bestandsnivåer for alle overvåkingsområdene, med unntak av Dividalen som bare hadde økning til en liten bestandstopp. Gjennomsnittlig fangstindeks for Møsvatn, Åmotsdalen og Børgefjell ligger på henholdsvis 8,4, 6,2 og 3,6, med en varianskoeffisient (CV) på minst 1,2, noe som tilsier en vekslende mellom tydelige bestandstopper og -bunner for disse områdene. I de andre nordboreale og alpine overvåkingsområdene i Dividalen og Gutulia har vi gjennom overvåkingsperioden hatt lave smågnagerbestander uten utpregete bestandstopper (bedømt ut fra fangstene), med gjennomsnittlig fangstindeks <1 og CV omtrent 1. I Gutulia var det imidlertid en tydelig bestandstopp i 2010, noe som resulterte i gjennomsnittlig fangstindeks på 1,2 og CV på 2,3.

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

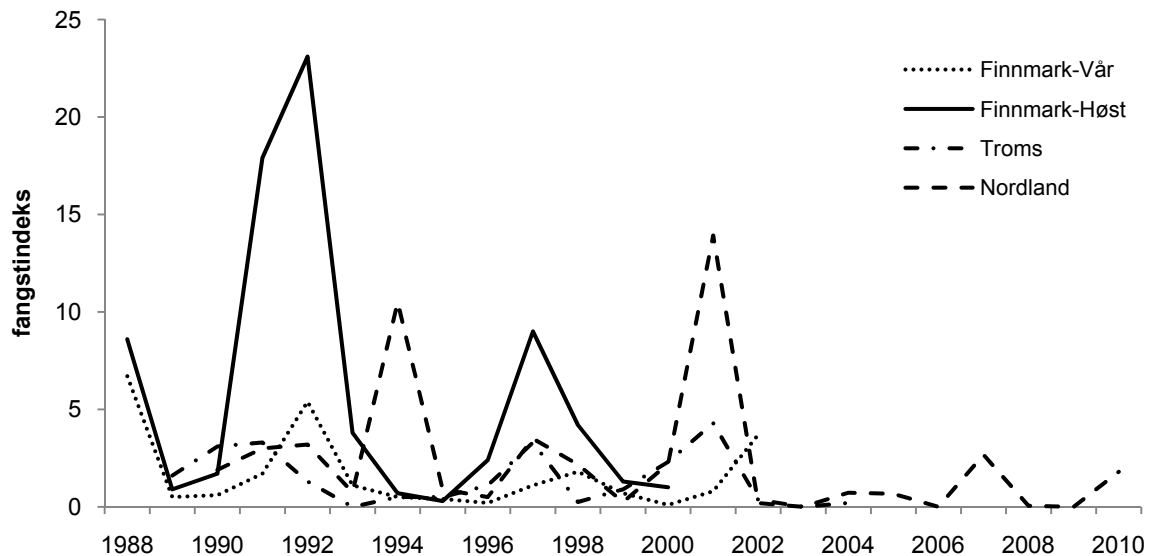
og med Jotunheimen) hadde toppår ett år før det meste av de øvrige områdene, der toppene oftest falt sammen i tid. Bestandstoppene for alle smågnagere fra TOV-områdene i nordboreal og lavalpin sone (alle unntatt Lund og Solhomfjell), såvel som for lemen (der vi har tilstrekkelig informasjon), viser et mer komplekst mønster (**tabell 7.3**). Flere av toppårene for alle smågnagere fra Møsvatn har dels falt sammen med tilsvarende topper i Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen og dels falt ett år etter disse. Enkelte år har det vært avvikende toppår for lemen i forhold til andre smågnagere (jf Møsvatn og Finse i 2001/2002).

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 1998-2009 (K.-B. Strann pers. medd., 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 (30 km fra Dividalen) i 2001/02, 2005 og en mindre topp i 2007. I nærliggende områder i Sverige (Abisko, Vassejaure) var det også 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, 1982, 1987, 1992, 1997/98 og 2002, med bestandsutbrudd av lemen i 1978 og 1988 (Oksanen & Oksanen 1992, Ekerholm et al. 2001, Hambäck et al. 2004, Olofsson et al. 2004; Oksanen et al. 2008). Statskogs fangster av smågnagere i Finnmark tyder på topper i 1991-92 og i en viss grad i 1997 og 2002, mens deres fangster i Troms tyder på (heller lave) topper i 1991, 1997 og 2001 (**figur 7.2**). I store deler av Finnmark, men mer lokalt i Troms, var det betydelige bestandstopper i 2007, med en tydelig topp i Øst-Finnmark også i 2010 (Ims et al. 2009; R.A. Ims, N.G. Yoccoz pers. medd.). I lys av disse andre observasjonene er mangelen på tydelige bestandstopper fra TOV-området i Dividalen overraskende.

Det er tidligere hevdet at gnagerbestander i Nord-Fennoskandia har lengre periode mellom toppene enn 3-4 år (Hanski et al. 1991; jf også Ims et al. 2008), men i lys av andre fangster i regionen (jf Kirkesdalen) er dette neppe tilstrekkelig 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; jf også Yoccoz & Ims 2004, Ims et al. 2011).

Tabell 7.3 År med bestandstopper for lemen, skoglemen og andre smågnagere i de nordbo-reale/lavalpine TOV-områdene Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen, samt Finse (basert på vår- og høstfangster; v=vårfangster). Tydelige bestandstopper (>4 fangster pr 100 felledøgn for minst én av de aktuelle artene) er satt med fet skrift, andre bestandsnivåer større enn foregående og etterfølgende år med normal skrift. – Years of population peaks for lemmings, wood lemmings and other small rodents in the monitoring sites in north boreal/low alpine zones, as well as Finse (based on spring and fall catches; v=spring). Clear peaks (>4 catches per 100 trapnights for at least one of the relevant species) are indicated by bold types, other peaks larger than preceeding and following years by normal types.

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



Figur 7.2 Smågnageres bestandsendringer i Finnmark, Troms og Nordland, basert på gjennomsnitt av fangster fra flere lokaliteter, utført av Statskog Fjelltjenesten. Fangstindeksen uttrykker fangst pr 100 felledøgn. – Small rodent population fluctuations in the counties Finnmark, Troms and Nordland, based on a mean of catches from several sites, executed by the Mountain Service of the State Forest Corporation. The trapping index (Fangstindeks) represents catches per 100 trapnights.

I Børgefjell viser fangstene et nokså typisk svingningsmønster for smågnagerbestander med topper i 1994, 1998, 2001, 2004, 2007, 2010 og med lemen i toppårene (**figur 7.1**, **tabell 6.3**). Fangster av smågnagere i andre deler av Børgefjell nasjonalpark (3 områder) 2006-2010 (5 år) i forbindelse med studier av fjellrev og fjelløkosystemet i Børgefjell, viste også en tydelig bestandstopp i 2007 og 2010, med lavt bestandsnivå de øvrige årene (N.E. Eide pers. medd.). Basert på reproduksjonssuksessen hos predatorer spesialisert på smågnagere i dette området, så kunne det se ut som om oppgangen begynte relativt sent på vinteren. Det var f. eks. lave kullstørrelser hos fjellrev (Eide et al. 2011) og relativt liten hekkeaktivitet av fjelljo og fjellvåk. Registreringer av gnageraktivitet (vintergnag) viste også at vinterbestandene hadde vært relativt lave før sommeren 2010 (N. E. Eide pers. obs), mens det til gjengjeld ble observert mye aktivitet av lemen seinhøstes. I Høylandet i mellomboreal barskog ca 100 km lenger vest ble det registrert en stor bestandstopp av klatremus i 1988 (Framstad unpubl.). Et gjennomsnitt av Statskogs smågnagerfangster i ulike deler av Nordland tyder på bestandstopper i 1994, til dels i 1997, 2001 og med en liten topp i 2007 (**figur 7.2**). Fangster av smågnagere i Lierne, sør for Børgefjell, tyder på bestandstopper i årene 1988, 1998, 2001, 2004, 2007 og 2010 (OJ Sørensen pers.medd.), dvs med regelmessige 3-årssvingninger på 2000-tallet. Fangster av smågnagere i årene 1996-2010 foretatt i mellomboreal barskog lenger sør, i Ogndalen ved Steinkjer, viste høye bestander i 1997, middels høye i 2001 og 2004, den hittil største registrerte bestandstoppen i 2007, og ny mer moderat bestandstopp i 2010 (T.K. Spidsø, P.F. Moa pers. medd.). Bestandstoppen i Børgefjell og Ogndalen i 2007 henger sammen med den svært store regionale bestandstoppen over mye av Midt-Norge i 2007 (jf resultatene for TOV-området i Åmotsdalen). Dersom bestandene av ulike gnagerarter i nordre del av Nord-Trøndelag kan antas å samvarierte, antyder disse observasjonene et bestandsmønster med nokså regelmessige bestandstopper med 3-4 års mellomrom fra 1988 (riktignok med bare marginal topp i 1991). Andre steder i det nordlige Fennoskandia er det observert betydelig mer uregelmessige bestandsfluktuasjoner, spesielt de siste 20 årene (Henttonen et al. 1987, Hanski et al. 1993, Hörnfeldt 1994, 2004, Angerbjörn et al. 2001; se sammenfatning i Ims et al. 2008).

I Gutulia og dels i Åmotsdalen har fangstene i lange perioder vist ganske lave bestandsnivåer for smågnagere siden fangstene startet i henholdsvis 1993 og 1991 (**figur 7.1**). Fangstene i Åmotsdalen viste imidlertid tydelige bestandstopper i 2001 og 2004, en svært stor topp i 2007, samt en mer normal topp i 2010. Også i Gutulia var det en markert bestandstopp for smågnagere i 2010, den første egentlige bestandstoppen som er registrert her. Fangster og systematiske registreringer av spor tegn etter smågangere på Hjerkin (Dovre fjell) og i Grødalen (Sunndalsfjella) fra 2007-2010, samt i Forollhogna og vest til Mittet i Møre og Romsdal 2008-2010 viste de samme toppene i 2007 og i 2010, bortsett fra at området lengst vest, Mittet, ikke viste tegn til oppgang i 2010 (N.E. Eide pers.medd.). Bestandstoppen på Hjerkin 2007 synes å ha vart til et stykke ut på sommeren 2008 (J.A. Kålås, J.O. Gjershaug pers.medd.), også registrert gjennom spor tegn data (N.E. Eide pers.medd.). Det var klare indikasjoner på relativt høye smågnagerbestander allerede våren 2010 (hekkende rovfugl), og bestandene synes å ha opprettholdt nivået inn i 2011 (J.A. Kålås pers.medd.). I et studieområde i Hessdalen nord for Røros var det imidlertid ingen smågnagertopp i 2007 (J.O. Gjershaug pers. medd.). Ved Øvre Heimdalsvann i Jotunheimen var det forholdsvis høye gnagerbestander i 1997-1998, 2003-2004, 2007, og igjen i 2010 (V. Selås pers. medd.). Studier av populasjonsdynamikk hos etasjemose i overvåkingsområdet for markvegetasjon i granskog i Gutulia (jf Halvorsen 2010) viser betydelige beiteskader på etasjemose i 2002-2003 (i noen grad også i 1995), antatt å være forårsaket av stor smågnagerbestand, uten at dette er reflektert i smågnagerfangstene fra det nærliggende TOV-området i bjørkeskog. Lengre sør i Hedmark tyder uglestudier fra Trysil på at det var markerte gnagertopper i 1993 og 1996, mens studier av smågnagere i høyere liggende skogstrakter nær Hamar og ved Elverum påviste toppe i 1991, 1994, 1997, 2004 og 2007 (Selås et al. 2010). Observasjoner fra Hemmeldalen naturreservat i august 2010 (T. Høitomt pers.medd.) og fra Hedmarksvidda påsken 2011 tyder på en stor bestandstopp av lemen i dette området (<http://naturarkivet.blogspot.com/2011/04/lemenvandring-over-elva.html>). Smågnagerfangster i Lillehammer og Brandbu 1992-2001 tyder på toppe i 1992, 1996-1998 og 2000 (Lillehammer) og i 2000-2001 (Brandbu) (Olsen & Grønlien 2002). I Varaldskogen nær Kongsvinger var det store toppe i høstbestanden av smågnagere i 1980, 1984 og 1987/88, mindre toppe i 1994 og 1999, stor topp i 2002, mindre topp i 2007 og stor topp i 2010, generelt med dominans av klatremus, men også markmus, skogmus og skoglemen (noen år) (P. Wegge pers. medd.). TOV-området i Gutulia er lavproduktivt og har kanskje bare sjelden store lokale bestander av gnagere. Både områdene i Åmotsdalen og Gutulia er dessuten beitet av sau og/eller rein, noe som er hevdet å ha negativ innvirkning på smågnagere og mange andre planteetere. 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. Undersøkelser av effekter av sauebeting 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).

Fangstene fra Møsvatnområdet ser ut til å vise typiske bestandssvingninger med en periode på 3-4 år (**figur 7.1**). 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, etterfulgt av nye store toppe i 2001-2002 og 2005 og en heller lav topp i 2009-2010. Her har de store toppene (1994, 2002, 2005) også hatt til dels store innslag av lemen. Etter toppåret 1994 har ikke gnagerbestandene på Finse vist tilsvarende størrelse eller variasjon i bestandsnivå som ved Møsvatn, i det de observerte bestandstoppe i 1998, 2001, 2004-2005 og 2008/våren 2009 var vesentlig lavere enn forventet (**figur 7.1, tabell 7.3**). På Finse kan det se ut til at den forventete bestandsøkningen mot toppe på høsten i henholdsvis 1998, 2002, 2005 og 2008 har blitt avbrutt av kollaps i bestandene utover foregående vinter og vår. I 2005 var det en tydelig oppgang for vårfangstene fra året før, men deretter kollapse bestanden i løpet av sommeren, noe som også var tilfellet i 2009 og 2010 (men fra lavere bestandsnivå om våren). På ettersommeren og høsten 2010 og i påsken 2011 ble det

rapportert om svært mye lemen i områdene ved Haukelifjell og Hovden (T. Blindheim, N.E. Eide pers.medd.). Våren 2006 var det en forholdsvis stor smånageretopp i Hølera, Sør-Aurdal kommune (R.A. Ims pers. medd.). Smånagerbestandene 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), og igjen en betydelig topp i 2008 (E. Østbye pers. medd.). Variasjoner i bestandsfluktuasjonene viser seg følgelig også i områder der vi skulle forvente nokså regelmessige svingninger i smånagerbestandene. Slike endringer i bestandssvingningene er i de senere årene tolket som bortfall av typiske smånageretopper, i hovedsak på grunn av klimaendringenes påvirkning av snødekkets mengde, varighet og kvalitet (jf Ims et al. 2008, Kausrud et al. 2008, men se Brommer et al. 2010).

I de lavereliggende og sørlige overvåkingsområdene i Solhomfjell og Lund har smånagerbestandene dels vist nokså lave, stabile nivåer eller hatt mer uregelmessige fluktuasjoner (**figur 7.1**). I Lund ser bestandene ut til å ha blitt liggende på et lavt nivå i en periode etter en middels stor bestand i 1992, før oppgangen til noe høyere nivå i 2007 og 2009, samt en betydelig bestandstopp i 2010. Her har klatremus og skogmus variert som dominerende art i enkelte år. Den videre bestandsutviklingen er usikker, men vi vil ikke vente typiske smånager-svingninger i dette området, bl.a. på grunn av mildt vinterklima (jf Myrberget 1973, Christiansen 1983, Hansson & Henttonen 1988, Ims et al. 2008). I Solhomfjell viser fangstene større grad av regelmessige svingninger i perioden 1988-1997/1998 og noe mer uregelmessig fluktuasjonsmønster etter dette, fram til en middels stor topp i 2007 og en noen lavere topp i 2010. I nærliggende Vegårshei ble det observert betydelige bestandstopper høsten 2005, 2007 og 2009 (V. Selås, pers. medd.). Ellers viser studier av populasjonsdynamikken hos etasjemose i Solhomfjell (jf Halvorsen 2010) betydelige beiteskader på etasjemose i 1995, muligens som følge av stor smånagerbestand høsten 1994 og utover vinteren. Mer uregelmessige bestands-svingninger, ev. med lavere maksimalt bestandsnivå, kan imidlertid forventes i dette området som følge av variasjoner i snødekket om vinteren (jf også Lindström & Hörnfeldt 1994) eller generelt mildere klima og varmere sommere (jf Selås et al. 2010). 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 sentrale næringsplanter kan være viktige for gnageres bestandsdynamikk, 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.

Ganske uregelmessige og mindre ekstreme bestandsnivåer i sørlige områder som Lund og Solhomfjell er som forventet i områder med uregelmessig vinterklima. Derimot er det uventet at smånagere i flere av de øvrige overvåkingsområdene i nordboreal og lavalpin vegetasjonssone, spesielt i Gutulia (før 2010), Åmotsdalen (før 2007) og Dividalen, ikke viser mer utpregete bestandstopper. Spesielt Gutulia-området har lav produktivitet og vil kanskje bare unntaksvis 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). Vi er ikke kjent med at det er observert betydelige bestandstopper i andre områder rundt Gutulia eller Åmotsdalen i overvåkingsperioden (unntatt i 2007 og 2010; men se indikasjoner på beiteaktivitet av smånagere på moser i Gutulia, jf Halvorsen 2010). Erfaringer fra langtidsstudiene av smånagere på Finse (jf Framstad et al. 1997) tilsier behov for lange tids-serier før en får et tilstrekkelig materiale til å bedømme variasjonen i smånagernes bestandsfluktuasjoner. Over tid vil vi forvente at smånagerfangstene i TOV-områdene vil synliggjøre variasjonsmønsteret for smånagerbestandene i regionen rundt overvåkingsområdene, men samtidig viser resultater fra andre fangster at de fåtallige TOV-områdene vanskelig kan fange opp den regionale variasjonen fullt ut. I Sverige og Finland har flere forskere pekt på en betydelig endring i fluktuasjonsmønsteret for smånagere i boreal skog siden 1970-tallet (jf Hörnfeldt 2004, oppsummert av Ims et al. 2008), med mindre utpregete bestandstopper, mer uregelmessige svingninger og generelt lavere bestandsnivå. Det er foreløpig vanskelig å bedømme om

fangstene fra TOV-områdene viser at vi har å gjøre med et tilsvarende fenomen i alle disse områdene. For enkelte av TOV-områdene synes bestandsendringene å følge et nokså regelmessig mønster med utpregete bestandstopper, mens dette ikke er tilfellet i andre TOV-områder. For å få fram et mer detaljert bilde av den regionale variasjonen i smågnagerbestandene er det nødvendig med informasjon om gnagerbestandene fra flere, geografisk tettere lokaliserte områder enn det TOV-områdene dekker. Ved å sammenstille slik informasjon fra de ulike fangstene av smågnagere som foregår i regi av ulike forsknings- og forvaltningsinstitusjoner, kan det etter hvert være mulig å få et mer robust bilde av den regionale variasjonen i smågnagerbestandene.

8 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, 2006). For disse indikatorartene forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensinger skal gi seg utslag i redusert reproduksjonsuksess i de sørligste områdene som er mest utsatt for slike forurensinger. Jaktfalk er oppført som nær truet (NT) på 'Norsk Rødliste for arter 2010' (Kålås et al. 2010).

8.1 Metoder

I 2010 ble det utført registreringer av reproduksjon for kongeørn i Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia, Møsvatn, Lund og Solhomfjell, og jaktfalk i Børgefjell, Åmotsdalen og Møsvatn. Det er ikke etablert overvåking av rovfugl i Dividalen.

For hvert område inngår det minimum 10 territorier for hver art, og disse ligger innen et areal med maksimum 50 km avstand fra sentrum av overvåkingsområdet. Det gis i denne rapporten ingen nærmere kartfesting av lokalitetene siden dette gjelder fredete, sårbare arter som har vist seg å være utsatte for faunakriminalitet (blant annet innsamling av egg og unger for salg). Det pågår imidlertid registrering av TOV reirlokaltetene for kongeørn i Rovbase 3.0.

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 ikke etter disse to besøkene er konstatert enten vellykket hekking, innstilt hekking eller mislykket hekking, kreves ytterligere ett besøk i perioden 1. august til 15. september der man under gunstige værforhold ser etter utflydde unger (for kongeørn se Nordisk metodemanual, Ekenstedt et al. 2006). Med dette som bakgrunn fastslås det om de aktuelle rovfuglartene har tilhold i området, om de gjør forsøk på hekking, og eventuelt hvor mange unger som blir minst 30 dager gamle for jaktfalk, og 50 dager gamle for kongeørn. Antall unger over denne alder brukes som mål for produksjon, da dødeligheten av eldre unger i reirperioden er liten. For øvrig viser vi til 'Skisse for intensiv overvåking av kongeørn i Norge' oversendt fra NINA til Direktoratet for naturforvaltning i mars 2008 (Gjershaug et al. 2008).

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

8.2 Resultater

Børgefjell

I 2010 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller bygging/pynting av reir) ved 12 av de 13 territorier som overvåkes i Børgefjell. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 3 av territoriene. Det ble klekt fram unger i alle disse 3 territoriene, men for ett ble ungen borte tidlig etter klekking. I de 2 øvrige territoriene ble det produsert til sammen 3 unger. Det ble observert jaktfalk i 5 av de 10 undersøkte territoriene. Det var egglegging/ruging i 3 av disse territoriene og det ble her produsert til sammen 7 unger.

Åmotsdalen

I 2010 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 12 de 15 kongeørnterritorier som inkluderes i TOV. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 6 av territoriene. Det ble klekt fram unger i 5 av disse territoriene, og de produserte til sammen 8 unger. Det ble observert jaktfalk ved 7 av de 10 undersøkte territoriene i 2010. Det var egglegging og ruging i 6 av disse territoriene, og det ble her produsert til sammen 13 unger.

Gutulia

I 2010 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 11 av de 12 kongeørnterritorier som er inkludert i TOV. Det ble registrert egglegging/ruging i bare ett av disse territoriene, og det ble her produsert en unge.

Møsvatn

I 2010 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 8 de 10 kongeørnterritorier som er inkludert i dette området. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 4 av territoriene, og det ble produsert en unge i hvert av disse, til sammen 4 unger. For jaktfalk ble det i 2010 observert voksne fugler ved samtlige av de 12 inkluderte territoriene. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 4 av territoriene, og disse produserte til sammen 9 unger.

Lund

I Lund-området ble det i 2010 registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 13 territoriene som nå er inkludert for dette området. Det var egglegging/ruging i 7 av territoriene, og 5 av disse produserte 1 unge hver.

Solhomfjell

I 2010 ble det registrert aktivitet av kongeørn i alle de 13 kongeørnterritoriene som nå inkluderes i dette området. Det var egglegging/ruging i 4 av territoriene, og 2 av disse produserte 1 unge hver. Det har dermed vært relativt dårlig produksjon for kongeørn i dette området de to siste årene etter en del år med ganske god produksjon (2004-2008 gjennomsnitt pr år 0,50 unger pr territorium).

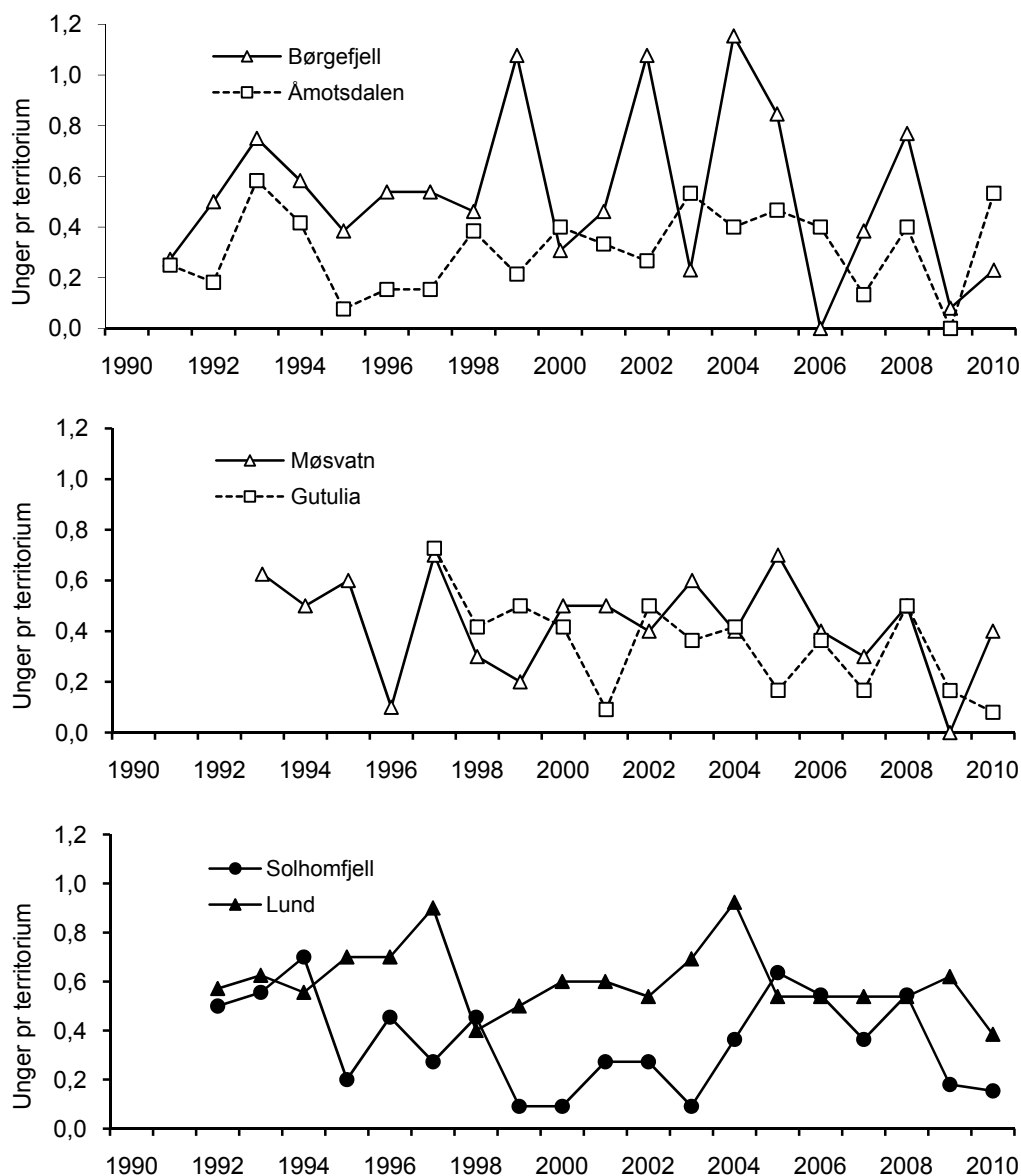
8.3 Diskusjon

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

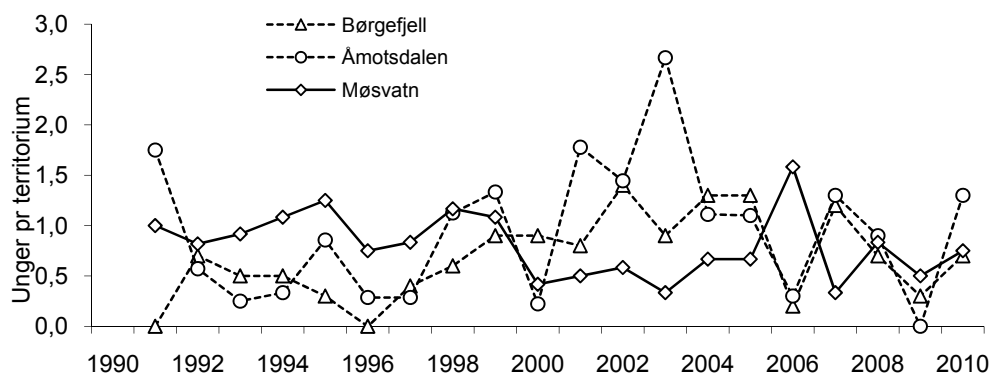
Sett i forhold til perioden 1993-2009, målte vi i 2010 relativt lav produksjon av kongeørnunger i Børgefjell (0,23 unger pr territorium), Gutulia (0,08 unger pr territorium), Solhomfjell (0,15 unger pr territorium) og Lund (0,38 unger pr territorium), mens det var middels produksjon i Møsvatn (0,43 unger pr territorium) og god produksjon i Åmotsdalområdet (0,53 unger pr territori-

um). I denne sammenheng er det verdt å merke seg at det i 2009 var svært dårlig ungeproduksjon for kongeørn i både Møsvatn og Åmotsdalsområdet. Tidsserien for kongeørn (1993-2010) viser gjennomsnittlig høyest produksjon i Lund (gjennomsnitt 0,60 unger pr territorium $\pm$ 0,14 SD), etterfulgt av Børgefjell (0,55 $\pm$ 0,34 SD), Møsvatn (0,43 $\pm$ 0,19 SD), Gutulia (1997-2010, 0,35 $\pm$ 0,19 SD), Solhomfjell (0,35 $\pm$ 0,20 SD) og Åmotsdalsområdet (0,33 $\pm$ 0,17 SD) (**figur 8.1**).

Også for jaktfalk var det i 2010 god produksjon av unger i Åmotsdalsområdet (1,30 unger pr territorium) og middels produksjon i Børgefjell (0,70 unger pr territorium) og Møsvatn (0,75 unger pr territorium) (**figur 8.2**). Produksjonen av jaktfalkunger har som forventet variert betydelig i årene 1991-2010. Dette gjelder i særlig grad for Åmotsdalen. Dataene for jaktfalk i de tre undersøkte områdene viser relativt lik produksjon for perioden 1991-2010, men med høyest gjennomsnitt i Åmotsdalsområdet (gjennomsnittlig 0,95 unger pr territorium, $\pm$ 0,68 SD) etterfulgt av



Figur 8.1 Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene, 1991-2010. – Chick production for golden eagle in the monitoring areas. Filled symbols are used for the areas most heavily influenced by long-range atmospheric transported pollution.



Figur 8.2 Ungeproduksjon for jaktfalk i TOV-områdene, 1991-2010. – Chick production for gyrfalcon in the monitoring areas.

Møsvatn ($0,80 \pm 0,33$ SD) og Børgefjell ($0,68 \pm 0,42$ SD). Noe lavere gjennomsnittlig produksjon for Børgefjell er særlig forårsaket av en periode med relativt lav produksjon på midten av 1990-tallet.

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

Den informasjonen vi nå har om forekomster av smågnagere og tettheter av hønsefugl høsten 2010, gir forventninger om ganske god ungeproduksjon i 2011 både for kongeørn og jaktfalk i de fleste TOV-områdene.

9 Hønsefugler

John Atle Kålås

Hovedvekten av overvåkingen av hønsefugl er lagt på lirype *Lagopus lagopus*. Lirype inngår som en viktig art i de nord-boreale og alpine økosystemene. Undersøkelser av sammenhengen mellom smågnagersvingninger og deres kobling til svingninger i så vel rypebestanden som bestanden av rovpattedyr og rovfugl er tidligere viet stor oppmerksomhet i Fennoskandia (Hagen 1952, Myrberget 1984, Hörnfeldt et al. 1986). Lirype er dessuten vårt fremste 'folkevilt', og det felles årlig vanligvis 200 000 til 300 000 lirype i Norge.

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

9.1 Metoder

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

Standard metode ved disse takseringene er at en person med stående fuglehund går langs faste linjer og registrerer art, antall, kjønn og alder (kyllinger eller voksne) av alle observerte 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/km²): $D = N/(L \times W \times CD)$, hvor N = antall observerte fugler, L = linjens lengde (km), W = linjens bredde og CD = oppdagbarhetskoeffisient. Vi baserer våre beregninger av tetthet på at linjens bredde er 0,1 km (50 m til hver side av takseringslinja), samt at oppdagbarheten (CD) innenfor dette arealet er 0,8 (80% av fuglene innenfor 100 m belte oppdages) (se Pedersen et al. 1999). Et alternativ hadde vært å bruke 'Distance-metoden' (Buckland et al. 2001) for beregning av tettheter. Vi har valgt å ikke gjøre det på grunn av at denne metoden krever et relativt høyt antall observasjoner av ryper for at den skal gi gode tetthetsestimater. Basert på de målsettinger rypetakseringene i TOV har, og kostnadmessige forhold for gjennomføring av takseringer er det et relativt lavt presisjonskrav for tetthetsberegninger for lirype i TOV. Vi vurderer det derfor i denne sammenheng som likeå egnet å bruke Emlens metode. Se for øvrig kommentarer i diskusjonsdelen.

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

er derfor egnet for å følge bestandsendringer innen de forskjellige takseringsfeltene, men ikke for direkte sammenligning av bestandsstørrelser mellom områder. Blant annet vil habitatkvalitet for lirype på de arealene som takseres variere mellom områdene. Våre beregninger av bestander vil derfor variere innenfor forskjellige nivå for de forskjellige TOV-områdene.

Dividalen

Det ble utført takseringer ved de faste linjene ved Havgavuobmi (linje I, II og III). Linjene i Høgskaret som tidligere har blitt taksert i regi av Statskog har vi ikke informasjon fra etter 2007 (linje IV og V), da Statskog reviderte sitt nettverk for rypetakseringer i Troms. Det ble i 2010 taksert totalt 18,0 km med en stripebredde på 100 m (1,80 km²). Linje I ble taksert 13. august, linje II 14. august og linje III 15. august. Det var litt varmt under takseringene men forholdene var relativt gode. Takseringene ble gjennomført av Målselv Jeger og Fiskerforening og organisert av J. Brattbakk.

Børgefjell

Det ble utført takseringer ved de 3 faste linjene i Viermadalen. Totalt ble det taksert 32,0 km med en stripebredde på 100 m (3,2 km²). Alle de tre linjene ble taksert 10. august. Det var gode forhold ved takseringene. Takseringen ble gjennomført av Røyrvik Jeger og Fiskerforening og organisert av R. Skåren.

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 km²). Linje I ble taksert 15. august, linje II 14. august, linje III 17. august og linje IV 11. august. Arbeidet ble organisert av S.L. Svartaas og takseringene ble utført med assistanse fra B. Frøysa, Einar Malm og Rune Norli. Det var litt varmt under takseringene, men forholdene ble vurdert som gode.

Gutulia

Som for tidligere år ble det utført linjetakseringer ved Gutulivola, Rundhøgda og Nyrøstvola. Det ble taksert totalt 33,0 km med en stripebredde på 100 m (3,30 km²). Linje I ble taksert 6. august, linje II 5. august og linje III 9. august av S.L. Svartaas med assistanse av B. Frøysa. Takseringsforholdene ble vurdert til å være gode.

Møsvatn

Takseringslinjene i områdene omkring Hortenuten ble også i 2010 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 km²). Linje I ble taksert 3. august, linje II 2. august og linje III 1. august av S.L. Svartaas med assistanse fra B. Frøysa. Takseringsforholdene ble vurdert til å være gode.

Lund

I 2010 ble det som tidligere taksert to linjer på Skykula og en linje på Stokkafjellet. Totalt ble det taksert 22,0 km med en stripebredde på 100 m (2,00 km²). Linje I ble taksert 6. august, linje II 3. august og linje III 15. august. Arbeidet ble organisert av Vegard Moi med assistanse i felt fra M. Møllerop og Erik S. Surdal. Takseringsforholdene ble vurdert som gode.

Solhomfjell

På grunn av svært begrensede forekomster av lirype i Solhomfjell er linjetakseringer med hund ikke egnet her. For dette området benytter vi Gjerstad Jeger og Fiskeforening sin statistikk over jaktutbytte som mål for forekomster av hønsefugl. Fra 2001/02 jaktseasonen inkluderer denne

statistikken også informasjon fra en gruppe Statsskog-jegere som tidligere ikke har vært inkludert i Gjerstad Jeger og Fiskeforening sin statistikk. Dette utgjør i størrelsesorden 10-15% av totalmateriale. Noe omlegging på rutiner for jaktkortsalg fra og med jakt sesongen 2006/07 (start jaktkortsalg som tidligere fra 10. september, men oppstart av salg av sesongkort starter ikke før 1. oktober) kan ha medført noe reduksjon i jaktintensitet i området fra jakt sesongen 2006/07. Omlegging av organisering av salg av jaktkort fra jakt sesongen 2007/08, bl.a. ved muligheter for jaktkortkjøp via INatur, har medført at færre jegere enn tidligere rapporterer jaktutbytte. Dette kan ha medført redusert rapportering fra jegere uten utbytte.

9.2 Resultater

Dividalen

I 2010 ble det for de 3 linjene i Havgavuobmi i Dividalen beregnet en tetthet på i alt 17 ryper/km². For perioden 1991-2006 er median for summert tetthet for Havgavuobmi og Høgskaret ca 65% av tetthet for Havgavuobmi alene (både for ungfugler og voksne fugler). Om en inkluderer slike forhold for å kunne sammenligne 2010 med tidligere år, får vi en beregnet tetthet for Dividalen 2010 på 11 ryper/km². Dette indikerer lav tetthet av lirype i Dividalen også i 2010 (**figur 9.1**). Beregnet kyllingproduksjon var også lav i 2010 (1,9 kyllinger pr to voksne) (**tabell 9.1**).

Børgefjell

Takseringen i Børgefjell indikerte lav tetthet av lirype i dette området høsten 2010 (16 ryper/km²), men det ble registrert en økning fra 2009. Beregnet kyllingproduksjon basert på linjetakseringene viste ganske god kyllingproduksjon i 2010 (3,7 kyllinger pr to voksne) (**tabell 9.1**). Det kom inn få vinger til Statskog Nordland sin innsamling av vingeprøver fra rype for det aktuelle området (48 lirype og 14 fjellryper). Dette gir et relativt dårlig grunnlag for beregning av kyllingproduksjon, men dette materialet tyder også på at det for lirype var en relativt god produksjon i 2010 (for lirype 4,4 kyllinger pr 2 voksne fugler). Både rypetakseringene og vingeinnsamlingen tyder altså på at det var brukbar kyllingproduksjon i 2010 og indikerer at bestanden er i vekst igjen etter å ha vært meget lav både i 2008 og 2009.

Åmotsdalen

Takseringene langs de 4 linjene som representerer Åmotsdalsområdet, resulterte i en beregnet tetthet på 27 liryper/km². Dette er en liten økning fra 2009 og omtrent som medianverdi for siste 10-års periode (**figur 9.1**). Andel ungfugler var 5,2 kyllinger pr to voksne lirype, noe som indikerer at det har vært en god ungeproduksjon i dette området i 2010.

Gutulia

I 2010 ble det observert 23 liryper innenfor det 100 m brede belte langs takseringslinja som brukes for estimering av rypetetthet i Gutulia (9 ryper/km²). Beregnet kyllingproduksjon var 3,6 kyllinger pr to voksne (**tabell 9.1**). Dette indikerer en liten vekst i bestanden av lirype i dette området etter at vi har registrert svært lave bestander i forutgående 4-års periode (**figur 9.1**). Det ble under takseringen også observert 1 orrfugl og 7 storfugl inkludert ett kull med 2 kyllinger.

Møsvatn

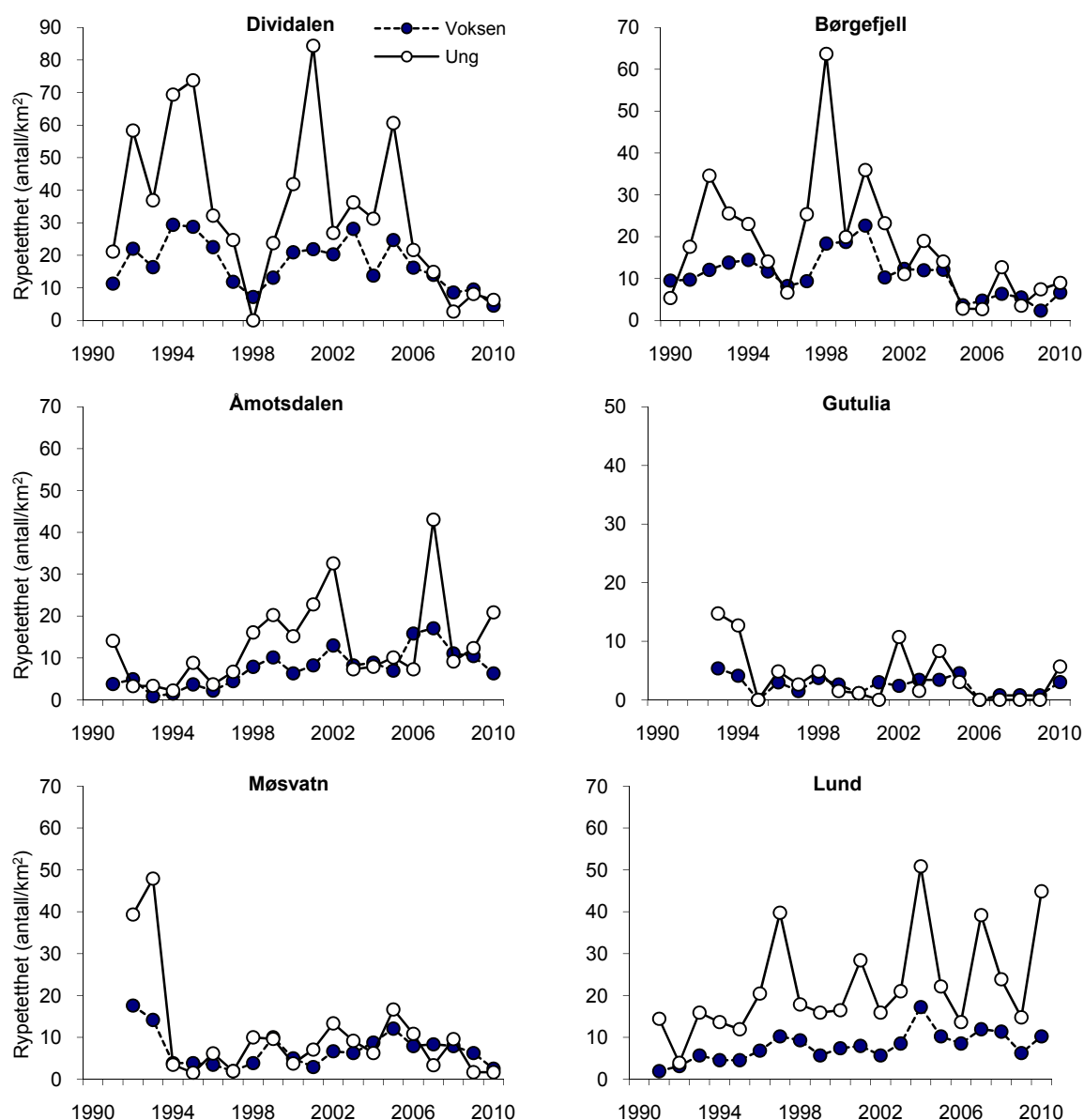
Takseringene i Møsvatn indikerer en svært lav rypebestand for dette området i 2010 (4 ryper/km²), noe som er det nest laveste vi har registrert i dette området i perioden 1992-2010 (**figur 9.1**). Produksjonen av kyllinger synes å ha vært relativt god (3,3 kyllinger pr to voksne), men dette tallet er usikkert på grunn av at det er basert få observasjoner (**tabell 9.1**). Det ble under takseringen også observert 1 orrhane.

Lund

Våre takseringer for Lund-området indikerer en høy høstbestand av lirype i dette området i 2010 (55 ryper/km²) (**figur 9.1**). Våre tellinger tyder også på at produksjonen av ungfugl var svært god i 2010 (9,2 kyllinger pr to voksne) (**tabell 9.1**).

Solhomfjell

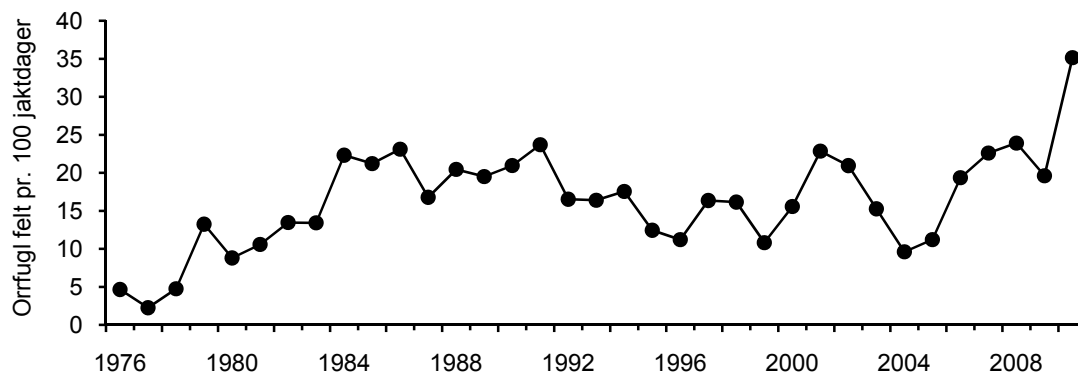
Gjerstad Jeger og Fiskeforening og Statskog sin fellingsstatistikk for Solhomfjellområdet viser at det i løpet av jaktsesongen 2010/11 ble felt 226 orrfugl, 9 harer og 1 lirype på totalt 643 jakt-dager innrapportert lokalt samt via INatur for det aktuelle området. Fellingsindeksen for orrfugl blir da 35 felte fugl pr 100 jaktdager. Dette er det høyeste nivå som er målt i perioden 1976-2010, og indikerer at vi nå er inne i en periode med svært god bestand for orrfugl i dette området (**figur 9.2**). Etter omlegging av rutiner for salg av jaktkort sesongen 2007/08 mottas det nå fellingsrapport fra en noe lavere andel av jegerne enn tidligere. Vi vil likevel anta at vår utbyttestatistikk etter 2008 er rimelig sammenlignbar med tidligere år, selv om det ved lav rapportering til jaktstatistikk kan være en fare for å overestimere jaktutbytte, på grunn av at det gjerne er de som ikke har fått utbytte som unnlater å rapportere.



Figur 9.1 Beregnede tettheter av lirype i takseringsfeltene i TOV-områdene basert på linjetakseringer med stående fuglehund, 1991-2010. – Estimated densities of willow grouse in the monitoring areas. Filled circles - adult birds, open circles - juveniles.

Tabell 9.1 Totalt antall observerte liryper langs de forskjellige linjene ved høsttakseringene av hønsefugler i TOV-områdene i 2010. () angir produksjonsestimat basert på 5-10 observasjoner; produksjon er ikke beregnet for områdene med < 5 observasjoner. – Observations of willow grouse (*Lagopus lagopus*) along the census transects included in the monitoring programme, August 2010.

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	2	2	0		0		0,25
Linje II	2	8	0		14		1,25
Linje III	0	0	1		0		0,30
Totalt	4	10	1		14	1,9	1,80
Børgefjell:							
Linje I	6	6	1		18		1,35
Linje II	5	5	0		17		0,90
Linje III	2	2	2		18		0,95
Totalt	13	13	3		53	3,7	3,20
Åmotsdalen:							
Linje I	0	1	2		11		0,80
Linje II	3	3	4		18		0,90
Linje III	5	1	1		6		1,20
Linje IV	8	7	2		61		1,05
Totalt	16	12	9		96	5,2	3,95
Gutulia:							
Linje I	5	4	0		22		1,20
Linje II	4	1	4		11		0,90
Linje III	0	0	0		0		1,20
Totalt	9	5	4		33	(3,7)	3,30
Møsvatn:							
Linje I	2	0	0		0		0,95
Linje II	1	1	0		2		1,05
Linje III	3	2	3		18		1,00
Totalt	6	3	3		20	(3,3)	3,00
Lund:							
Linje I	3	5	0		43		0,45
Linje II	2	3	0		25		1,00
Linje III	4	4	0		29		0,75
Totalt	9	12	0		97	9,2	2,20



Figur 9.2 Jaktutbytte av orrfugl i områdene omkring overvåkingsområdet i Solhomfjell. Data fra Gjerstad Jeger og Fiskeforening v/ Arne Gunnerud. – Bags of black grouse within the hunting area surrounding the monitoring area in Solhomfjell.

9.3 Diskusjon

Sett i sammenheng med tidligere års takseringer av lirype målte vi i 2010 lave bestander i Dividalen og Møsvatn, bestander i vekst i Børgefjell, Åmotsdalen og Gutulia og høy bestand i Lund (**figur 9.1**). Jaktstatistikken fra Solhomfjell antyder at vi nå er inne i en periode med svært god bestand for orrfugl i dette området. For perioden 1991-2010 indikerer våre tellinger 'bestandsstopper' i Dividalen i 1992, 1994-95, 2001 og 2005, og for Børgefjell målte vi bestandstopper i 1992, 1998, 2000, 2003 og 2007. For Åmotsdalområdet tyder tellingene våre på bestandstopper i 1991, 1995, 1999, 2002 og 2007, men de to første toppene var svært små og utydelige. For Gutulia har vi registrert svært lave bestander de fleste år i perioden 1993-2010, men med litt høyere bestand i 1993-94, 2002, 2004 og 2010. For Møsvatn har vi registrert relativt lave bestander i hele perioden 1994-2010 etter at vi registrerte høye bestander i dette området i 1992 og 1993, men med antydning til større bestander i 1998-99, 2002, 2005 og 2008. For Lund har vi målt relativt god kyllingproduksjon i store deler av perioden 1991-2010, med bestandstopper i 1993, 1995, 2001, 2004, 2007 og 2010. Dette området er lokalisert helt i ytterkanten av lirype sitt hekkeområde i Sørvest-Norge, og vi forventer at rypebestandene her kan ha annen type variasjon enn i de mer sentrale deler av lirype sitt hekkeområde i Norge. Jaktstatistikken fra Solhomfjell indikerer at bestanden av orrfugl i perioden 1992-2000 varierte på et litt lavere nivå (10-20 felte fugl pr 100 jaktdager) enn det som var tilfelle i perioden 1984-91 (ca 20-24 felte fugl pr 100 jaktdager) da revebestanden i dette området var sterkt påvirket av reveskabb. Men for hele perioden 1984-2010 ser bestandsstørrelsen ut til å ha vært klart høyere enn det som ble registrert i perioden 1975-78 (for denne perioden ca 5 felte fugl pr 100 jaktdager). Etter 1992 ser orrfuglbestanden i Solhomfjell ut til å ha hatt bestandstopper i 1994, 1997-98, 2001-02, 2007-08 og nå i 2010 (**figur 9.2**). 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 bestandsfluktuationene for augustbestandene av lirype (**figur 9.1**). For de fleste områdene ser vi at tetthetene for ungfugl har variert fra knapt noen individer og opp til mer enn 40 individer pr km². Bestanden av voksne fugler har derimot vært betydelig mer stabil innen ett og samme område (Dividalen og Børgefjell hovedsakelig mellom 10 og 20 fugler pr km², men med noe lavere bestander siste 5-års periode; Gutulia, Møsvatn og Lund, hovedsakelig mellom 2 og 10 fugler pr km²; Åmotsdalen mellom 2 og 10 fugler pr km² i perioden 1990-1997 da det bare ble utført takseringer i selve Åmotsdalen og mellom 10 og 20 fugler pr km² etter at takseringsområdet ble utvidet med takseringsfelt i Dindalen og Gåvålia).

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

10 Spurvefugler

John Atle Kålås

Spurvefugler overvåkes fordi de forventes å bli negativt påvirket av eventuell forurensing, samt at de forventes å bli påvirket av eventuelle klimaendringer. Når det gjelder forurensing inkluderer dette 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. 1994, Greenwood et al. 1994). For spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensinger skal gi seg utslag i redusert reproduksjon og/eller reduserte bestandsstørrelser i de sørligste områdene. Når det gjelder reproduksjon, forventer vi at effekter av forurensing skal gi seg utslag i økt omfang av uklekkte egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse. I forhold til klimaendringer forventer vi respons i forhold til tidspunkt for reproduksjon, men det er uklart hvilke bestandseffekter dette vil gi.

Det foregår nå en samordnet overvåking av hekkende fugler i Europa (Pan-European Common Bird Monitoring¹, se PECBMS 2009, 2010). Slik informasjon om fuglearters populasjonsendringer i en større målestokk vil være viktig bakgrunnsinformasjon/referanse for spurvefuglovervåkingen i TOV.

10.1 Metoder

Bestandsovervåking

For bestandsovervåking av spurvefugler har vi valgt å benytte punkttakseringsmetoden (Bibby et al. 1992). Denne metoden gir i utgangspunktet ikke eksakte tall for tettheter av enkeltarter, men den gir indeksverdier som er godt egnet til å kvantifisere forandringer mellom år (Crawford 1991). For mange arter er det vist en god samvariasjon mellom resultatene fra 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 punkt. Hvert punkt er lagt ut med vanligvis 200-300 m avstand. Nøyaktig samme punkter telles hvert år. På hvert punkt telles alle sette og hørte fugler i løpet av en periode på nøyaktig 5 minutter. Takseringene utføres fortrinnsvis fra kl 04.30 til kl 10.00 (sommertid) slik at den omfatter perioden hvor spurvefuglene er mest sangaktive. Som standard skal punktene takseres til samme tid på døgnet (± 30 min.) hvert år, og de skal takseres på omtrent samme dato (± 5 dager, justert for vårens framdrift). Antall takserte punkt skal være tilstrekkelig til å kunne dokumentere populasjonsendringer for de vanligst forekommende artene innen hvert enkelt overvåkingsområde. Det legges også vekt på å benytte samme feltpersonell for så mange påfølgende år som mulig. Skifte av feltpersonell vil likevel av og til være nødvendig. I 2010 ble det byttet feltpersonell for 3 av rutene i Lund, 5 av rutene i Solhomfjell, 3 av rutene i Møsvatn og 5 av rutene i Dividalen.

For å kunne kontrollere for endringer i vegetasjon som kan gi endringer i fuglefaunaen, ble det ved etablering av takseringene gjort en grov kartlegging av vegetasjonen i en radius av 100 m rundt de enkelte punktene. Vegetasjonsforholdene rundt hvert tellepunkt kan ved behov rekartlegges og eventuelle effekter av vegetasjonsendringer på fuglebestandene kan evalueres.

¹ <http://www.ebcc.info/index.php?a=cat.7&basket=adc4556c6c2adbff62fc612bd8d0f9db>

For nærmere beskrivelse av metoder se Kålås et al. (1991a) samt senere utarbeidede instruksjoner (Kålås upubl.).

Her gir vi en kort presentasjon av 2010-resultatene og vurderer disse i forhold til antall observasjoner gjort i perioden 1992-2009. Samtidig presenterer vi oversikt for perioden 1992-2010 for totalt antall observerte spurvefugl for de arter som har relativt høy grad av stedtrohet til hekkeområdet ('stasjonære'). Artene som er ekskludert fra denne gruppen på grunn av sin mer irregulære forekomst ('nomadiske'), er finkeartene bjørkefink, grønnfink, gråsisik, bergirisk og grønnsisik, samt korsnebbartene (se Cramp & Perrins 1994, Hogstad 1999).

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 forurenning (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 svart-hvit 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 svarthvit fluesnappernes unger forlater reiret.

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

Vi definerer dato for siste egg lagt som eggleggingsdato. Denne datoen er beregnet ut fra at det legges ett egg daglig etter at eggleggingen har startet. I enkelte tilfeller har vi også benyttet oss av klekkedato for å beregne egglegging. I slike tilfeller har vi gått ut fra en rugeperiode (fra siste egg lagt til klekking) på 14 dager for svarthvit fluesnapper og 15 dager for kjøttmeis. Det beregnede eggleggingstidspunktet for enkeltkull vil vanligvis ha en sikkerhet på ± 1 dag.

Reproduksjonsovervåkingen for svarthvit fluesnapper er i perioden 1996 – 2010 bare gjennomført i områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell.

Feltarbeid 2010

Dividalen De 200 punktene ble taksert i perioden 18.-22. juni. Takseringene ble utført av S.Ø. Nilsen og J. Stenersen.

Børgefjell De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 18.-22. juni. Takseringene ble utført av P.A. Lorentzen og L. Lorentzen.

Åmotsdalen I 2010 ble de 200 punktene i Åmotsdalen taksert i tidsrommet 11.-15. juni av P.W. Bøe og O. Heggøy. Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger i løpet av hekkesesongen av S.L. Svartaas (27. mai, 3., 9., 13., 20., 28. juni og 4. juli). Med bakgrunn i tidligere års erfaringer med predasjon i kassene i dette området (trolig forårsaket av mår), ble det også i 2010 be-

nyttet plast-tuter for beskyttelse på reiråpningene. Plast-tutene ble montert på kassene like etter at eggleggingen hadde startet.

Gutulia De 200 punktene ble taksert i perioden 9.-22. juni av J. Bekken og K. Isaksen. Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger i løpet av hekkesesongen av SNO v/O. Vangen (30. mai, 7. 14., 20. og 28. juni og 6., 14. og 20. juli).

Møsvatn De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 20.-29. juni av E. Edvardsen og R. Bergstrøm.

Lund De 200 punktene ble taksert i perioden 19.-31. mai av V.A. Larsen, K.H. Dagestad, K.R. Mjølssnes og T. Tysse. Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger av S. Skjærpe (19. og 27. mai og 2., 9., 16., 24. og 30. juni).

Solhomfjell De 200 punktene ble taksert av E. Edvardsen, J.H. Magnussen og R. Skåland i perioden 28. mai til 6. juni. Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger av NOF, Kragerø Lokallag (19., 23. og 29. mai, 6., 13., 20. og 26. juni og 4. juli).

10.2 Resultater

Dividalen

Bestandsobservasjon. Punkttakseringene i Dividalen resulterte i 508 observerte spurvefugler fordelt på 28 arter (**tabell 10.1**). Dette er en klar reduksjon fra året før når det gjelder antall observasjonerte fugl. Reduksjonen i antall observasjoner er særlig forårsaket av færre observasjoner for heipiplerke, løvsanger og gråsisik, mens det ble observert litt flere bjørkefink i 2010 enn i 2009. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det i 2010 bare observert totalt 356 individ noe som er klart lavere enn for 2009 og det laveste antall som er observert for hele perioden 1993-2010 (**figur 10.1**).

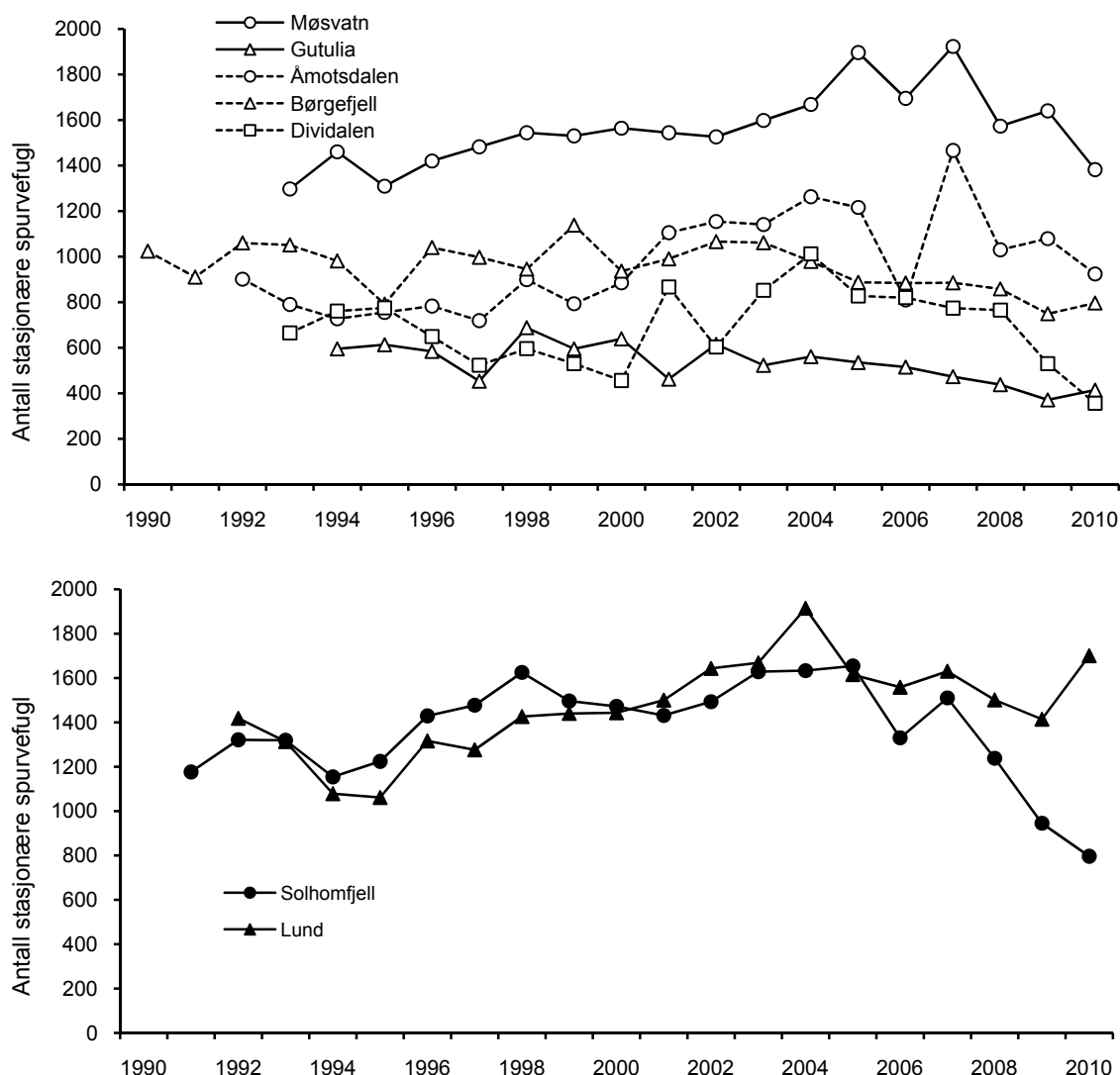
Børgefjell

Bestandsobservasjon. Punkttakseringene i Børgefjell i 2010 resulterte i 979 observerte spurvefugler fordelt på 21 arter (**tabell 10.2**). Dette er en klar økning fra 2009. For de vanligste artene var det særlig en økning i antall observasjoner av løvsanger, bjørkefink og heipiplerke. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 796 individ i 2010. Dette er et høyere antall enn for 2009, men ca 20% under median antall observert for perioden 1990-2009 (**figur 10.1**).

Åmotsdalen

Bestandsobservasjon. Punkttakseringene i Åmotsdalen resulterte i 1070 observerte spurvefugler fordelt på 37 arter (**tabell 10.3**). Det er en reduksjon i antall observasjoner fra 2009 og nedgangen gjelder særlig for løvsanger, bjørkefink, grønnsisik, gråtrost og rødvingetrost, mens det var økning for ringtrost. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 924 individ i 2010. Dette er mindre enn i 2009, men likevel ca som median antall observert for perioden 1992-2009 (**figur 10.1**).

Reproduksjonsovervåking. I Åmotsdalen registrerte vi i 2010 egglegging av svarthvit fluesnapper i 33 av de 50 fuglekassene. For 30 av kullene ble egglegging fullført i perioden 29. mai - 13. juni, og median eggleggingsdato for disse var 7. juni. Kullstørrelsen for de 30 kullene som var lagt innen 13. juni var i gjennomsnitt 5,90 egg (**tabell 10.8**). Ti av disse reira ble enten predert eller skydd i ruge eller ungeperioden. Når en ser bort fra de ødelagte/skydde reirene ble det klekt fram unger fra 81% av eggene, og 98% av de utklekte ungene nådde en alder på > 10 dager. Det var 4 kasser med kjøttmeis der eggleggingen ble fullført før 10. juni, og 5 reir der det ble lagt egg sent i sesongen (4 fullagt etter 1. juli). Tre av de 4 tidlige kjøttmeisreirene produserte til sammen 18 flyvedyktige unger.



Figur 10.1 Totalt antall observasjoner av spurvefugler ved de 200 takseringspunktene i hvert av TOV-områdene for perioden 1990-2010, når arter med mer irregulær forekomst er utelatt (bjørkefink, grønnfink, gråsisik, grønnsisik, bergirisk og korsnebb). – Number of passerine birds (excluding species with irregular occurrence) at 200 census points at each of the seven monitoring sites during 1990-2010. Filled symbols are used for sites most heavily influenced by long-range atmospheric pollution.

Gutulia

Bestandsobservasjon Punkttakseringene i Gutulia resulterte i 594 observerte spurvefugler fordelt på 35 arter (**tabell 10.4**). Dette er en økning fra 2009. Det var særlig flere observasjoner av løvsanger, bjørkefink, rødstjert, heipiplerke og korsnebb, mens det var reduksjon for antall observasjoner av grønnsisik. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 414 individ i 2010. Dette er høyere enn for 2009, men likevel ca 25% under median antall observert for denne gruppen av fugl i perioden 1990-2009 (**figur 10.1**).

Reproduksjonsovervåking Antall fluesnappere i kassene i Gutulia har vært lavere i siste 6 års periode (3-9 reir) sammenlignet med perioden 1996-2004 (14-22 reir). I Gutulia var det i 2010 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 9 av kassene. For 7 av kullene ble siste egg lagt i tidsrommet 6.-12. juni (median eggleggingsdato 9. juni). Kullstørrelsen for disse 7 kullene var i gjennomsnitt 6,29 egg (**tabell 10.8**). For de 6 reirene som hadde vellykket klekking ble

Tabell 10.1 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Dividalen, 2010. – Observed passerine birds at the 200 census points in Dividalen. See Vedlegg 10.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	82	125
Bjørkefink	78	116
Rødstjert	40	48
Heipiplerke	36	43
Rødvingetrost	32	37
Steinskvett	20	25
Gråsisik	18	19
Gråtrost	13	15
Korsnebb sp	4	12
Kråke	9	10
Blåstrupe	8	9
Svarthvit fluesnapper	9	9
Lappspurv	5	6
Måltrost	5	5
Grønnsisik	4	5
Jernspurv	4	4
Sivspurv	3	4
Ravn	2	2
Granmeis	2	2
Ringtrost	2	2
Gråfluesnapper	2	2
Sidensvans	1	2
Kjøttmeis	1	1
Fossekall	1	1
Rødstrupe	1	1
Trepiplerke	1	1
Dompap	1	1
Bokfink	1	1
Sum	200	508

Tabell 10.2 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Børgefjell, 2010. – Observed passerine birds at 200 censused points in Børgefjell. See Vedlegg 10.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	167	469
Bjørkefink	103	141
Rødvingetrost	66	84
Heipiplerke	53	66
Gråsisik	33	37
Blåstrupe	29	32
Rødstjert	26	26
Sivspurv	22	24
Ringtrost	20	21
Måltrost	15	16
Lappspurv	10	16
Gråtrost	9	10
Kråke	8	8
Steinskvett	6	7
Gulerle	7	7
Trepiplerke	4	4
Kjøttmeis	1	3
Grønnsisik	3	3
Jernspurv	2	2
Korsnebb sp.	1	2
Snøspurv	1	1
Sum	200	979

95% av eggene klekt, og samtlige av disse ungene nådde en alder på > 10 dager. Det var egglegging av kjøttmeis i tre av kassene. Disse kullet ble fullagt omkring 10. juni, og det ble produsert minimum 13 flyvedyktige kjøttmeisunger.

Møsvatn

Bestandsobservasjon Punkttakseringene i Møsvatn resulterte i 1709 observerte spurvefugler fordelt på 39 arter (**tabell 10.5**). Dette er en reduksjon fra 2009. Det var sterkest nedgang fra 2009 for løvsanger, sivspurv og heipiplerke, men det var også arter med klart flere observasjoner i 2010 enn i 2009. Dette gjelder særlig korsnebb og gråsisik. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 1382 individ i 2010. Dette er en klar reduksjon fra 2009, og er ca 10% under medianverdi for dette området for perioden 1993-2009 (**figur 10.1**).

Lund

Bestandsobservasjon Punkttakseringene i Lund i 2010 resulterte i 1966 observerte spurvefugler fordelt på 33 arter (**tabell 10.6**). Dette er en klar økning fra 2009. Det var økning i antall observasjoner av alle de mest tallrike artene (løvsanger, bokfink, trepiplerke) og prosentvis særlig stor økning for finkefuglartene grønnsisik og gråsisik. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det registrert totalt 1700 individ i 2010. Dette er klart flere enn for 2009, og er nær 20% over medianverdi for dette området for perioden 1992-2009 (**figur 10.1**).

Tabell 10.3 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Åmotsdalen, 2010. – Observed passerine birds at 200 censused points in Åmotsdalen. See Vedlegg 10.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	137	370
Heipiplerke	84	174
Bjørkefink	58	75
Steinskvett	44	70
Gråsisik	36	53
Ringtrost	31	39
Gråtrost	18	32
Rødvingetrost	24	29
Sivspurv	23	26
Måltrost	20	21
Blåstrupe	17	20
Svarthvit fluesnapper	14	20
Trepiplerke	14	17
Bokfink	14	16
Rødstjert	14	15
Jernspurv	14	15
Grønnsisik	11	13
Ravn	7	9
Rødstrupe	8	8
Gråfluesnapper	7	8
Gulsanger	6	6
Gransanger	5	5
Bergirisk	3	4
Kråke	2	3
Dompap	3	3
Kjøttmeis	2	2
Granmeis	1	2
Gjerdesmett	2	2
Munk	2	2
Hagesanger	2	2
Fuglekonge	1	2
Snøspurv	1	2
Fossefall	1	1
Svarttrost	1	1
Linerle	1	1
Tornskate	1	1
Grønnfink	1	1
Sum	200	1070

Tabell 10.4 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Gutulia, 2010. – Observed passerine birds at 200 censused points in Gutulia. See Vedlegg 10.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	86	123
Bjørkefink	86	105
Rødstjert	77	89
Korsnebb sp.	11	38
Heipiplerke	30	34
Grønnsisik	22	28
Måltrost	19	21
Bokfink	16	19
Steinskvett	15	17
Trepiplerke	13	13
Duetrost	11	11
Ravn	7	9
Gråsisik	8	9
Kråke	8	8
Lavskrike	4	7
Ringtrost	5	7
Sivspurv	7	7
Granmeis	5	6
Svarthvit fluesnapper	6	6
Kjøttmeis	5	5
Trekryper	5	5
Gråtrost	2	4
Gråfluesnapper	4	4
Jernspurv	3	3
Buskskvett	2	2
Fuglekonge	2	2
Gulerle	1	2
Dompap	2	2
Skjære	2	2
Fossefall	1	1
Rødstrupe	1	1
Gulsanger	1	1
Lappspurv	1	1
Møller	1	1
Låvesvale	1	1
Sum	200	594

Reproduksjonsovervåking Det var et svært godt produksjonsår for svarthvit fluesnapper og kjøttmeis i fuglekassene i Lund også i 2010. Det var fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 16 av de 50 fuglekassene. Ett av kullene ble ikke fullagt, ett ble skydd/predert i rugeperioden og ett ble skydd/predert i ungeperioden. Kullstørrelsen for de 16 kullene som ble ferdiglagt i tidsrommet 23. mai - 5. juni (median eggleggingsdato 26. mai), var i gjennomsnitt 6,50 egg. For de 16 reirene med vellykket klekking ble 99% av eggene klekt, og for disse reirene nådde alle ungene en alder på >10 dager (**tabell 10.8**). Det var egglegging av kjøttmeis i 10 av kassene og blåmeis i 4 av kassene i 2010. Ni av kjøttmeisreirene ble fullagte i perioden 11-25. mai og de fire blåmeisreirene ble fullagt i perioden 12-21. mai. For disse ble det lagt henholdsvis 77 og 49 egg. Alle disse ble vellykket klekt og samtlige ungene nådde en alder på minst 10 dager.

Tabell 10.5 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Møsvatn, 2010. - Observed passerine birds at 200 censused points in Møsvatn. See Vedlegg 10.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	179	551
Bjørkefink	83	122
Gråtrost	74	120
Heipiplerke	60	118
Måltrost	74	114
Sivspurv	78	107
Rødvingetrost	74	92
Bokfink	67	86
Korsnebb sp.	24	82
Gråsisik	57	77
Grønnsisik	32	45
Ringtrost	25	34
Steinskvett	16	18
Jernspurv	15	17
Trepiplerke	15	16
Kråke	15	15
Gulerle	10	15
Granmeis	9	11
Blåstrupe	10	11
Svarttrost	9	10
Munk	8	8
Rødstjert	4	5
Hagesanger	5	5
Gjerdsmett	4	4
Linerle	3	4
Rødstrupe	3	3
Taksvale	2	3
Ravn	2	2
Gråfluesnapper	2	2
Gulspurv	2	2
Skjære	1	2
Kjøttmeis	1	1
Buskskvett	1	1
Gulsanger	1	1
Bøksanger	1	1
Svarthvit fluesnapper	1	1
Tornskate	1	1
Grønnfink	1	1
Møller	1	1
Sum	200	1709

Tabell 10.6 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Lund, 2010. - Observed passerine birds at 200 censused points in Lund. See Vedlegg 10.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt. No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Løvsanger	199	790
Bokfink	131	198
Trepiplerke	120	170
Grønnsisik	93	133
Gråsisik	96	130
Måltrost	61	68
Rødvingetrost	52	61
Svarttrost	51	57
Tornsanger	43	55
Jernspurv	43	46
Sivspurv	30	46
Rødstrupe	39	40
Svarthvit fluesnapper	33	34
Kjøttmeis	24	26
Rødstjert	20	22
Gjerdsmett	19	21
Granmeis	11	12
Munk	10	11
Heipiplerke	8	10
Buskskvett	5	5
Gråfluesnapper	3	4
Linerle	2	4
Blåmeis	3	3
Gråtrost	2	3
Duetrost	3	3
Hagesanger	3	3
Korsnebb sp.	2	3
Bøksanger	2	2
Stjertmeis	2	2
Ravn	1	1
Steinskvett	1	1
Ringtrost	1	1
Møller	1	1
Sum	200	1966

Solhomfjell

Bestandsobservasjon Punkttakseringene i Solhomfjell resulterte i 908 registrerte spurvefugler fordelt på 34 arter (**tabell 10.7**). Dette er klart færre observasjoner enn i 2009. Dette skyldes særlig betydelig færre observasjoner av korsnebb, men også klar nedgang for løvsanger, bokfink, grønnsisik. Det var imidlertid flere observasjoner av trepiplerke, grønnsisik og svarthvit fluesnapper i dette området i 2010 sammenlignet med 2009. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 796 individ i 2010. Dette er klart færre enn i 2009, det er ca 40% under medianverdi for dette området for perioden 1991-2010, og det er det laveste som er registrert for dette området i denne perioden (**figur 10.1**).

Tabell 10.7 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Solhomfjell, 2010. – Observed passerine birds at 200 censused points in Solhomfjell. See Vedlegg 10.1 for scientific names.

Art Species	Ant. pkt No. of pts.	Ant. ind. No. of ind.
Trepiplerke	124	187
Løvsanger	103	173
Bokfink	108	160
Grønnsisik	56	69
Rødstjert	58	67
Svarthvit fluesnapper	41	49
Tornsanger	23	25
Gråsisik	20	25
Rødstrupe	16	18
Korsnebb sp.	14	18
Svarttrost	15	16
Kjøttmeis	13	13
Duetrost	11	12
Gråfluesnapper	7	10
Sivspurv	10	10
Måltrost	8	8
Buskskvett	7	7
Toppmeis	6	6
Munk	5	5
Hagesanger	4	4
Jernspurv	4	4
Tornskate	3	3
Møller	3	3
Ravn	2	2
Kråke	2	2
Trekryper	2	2
Rødvingetrost	2	2
Linerle	2	2
Nøtteskrike	1	1
Svartmeis	1	1
Steinskvett	1	1
Gråtrost	1	1
Heipiplerke	1	1
Taksvale	1	1
Sum	200	908

Om en grovt ser på endringer for enkeltarter i tidsperioden 1991-2010 har det siden årtusen-skifte, da observasjonsantallet var høyest for mange av artene, vært en betydelig reduksjon i antall observasjoner. Denne nedgangen har særlig vært framtrødende i siste 3-års periode. Dette gjelder blant annet for flere av de mest tallrike artene som løvsanger og trepiplerke der vi har hatt nær en halvering i antall observasjoner. For noen andre arter som det tidligere har vært et betydelig antall observasjoner av (årlig 30-50 observasjoner) er det nesten ikke gjort observasjoner i siste 3 års perioden (granmeis, rødvingetrost), eller antall observasjoner er betydelig redusert (buskskvett, sivspurv og svarttrost). Andre arter som bokfink, rødstjert, kjøttmeis og svarthvit fluesnapper har derimot hatt en betydelig mindre nedgang i antall observasjoner.

Reproduksjonsovervåking. I Solhomfjell var det i 2010 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 11 av de 50 fuglekassene. Alle disse ble ferdiglagt i tidsrommet 21. mai - 4. juni (median eggleggingsdato 28. mai), og kullstørrelsen var i gjennomsnitt 6,55 egg. For disse reirene ble 96% av eggene klekt, og alle ungene nådde en alder på >10 dager (**tabell 10.8**). Det var egglegging av kjøttmeis i 4 av kassene i 2010. Tre av disse ble fullagte i perioden 12-22. mai. For to av disse ble det lagt henholdsvis 11 og 12 egg og produsert 10 og 11 unger. Det siste ble forsøkt røvet, trolig av hakkespett, mot slutten av ungeperioden og produksjonsresultatet er usikkert.

Tabell 10.8 Reproduksjon hos svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell, 2010. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekte unger som overlever til en alder av minst ti dager, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Tallene i parentes gir henholdsvis antall kull, egg eller unger som var med i utvalget. – Reproduction for the Pied flycatchers breeding in nest-boxes in Åmotsdalen, Gutulia, Lund and Solhomfjell, 2010. 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 sd n			% Klekkesuksess Hatching success	% Ungeoverlevelse Chick survival
Åmotsdalen	5,90	0,55	(30)	81 (135)	98 (91)
Gutulia	6,29	0,76	(7)	95 (38)	100 (36)
Lund	6,50	0,73	(16)	99 (97)	100 (90)
Solhomfjell	6,55	0,52	(11)	96 (72)	100 (69)

10.3 Diskusjon

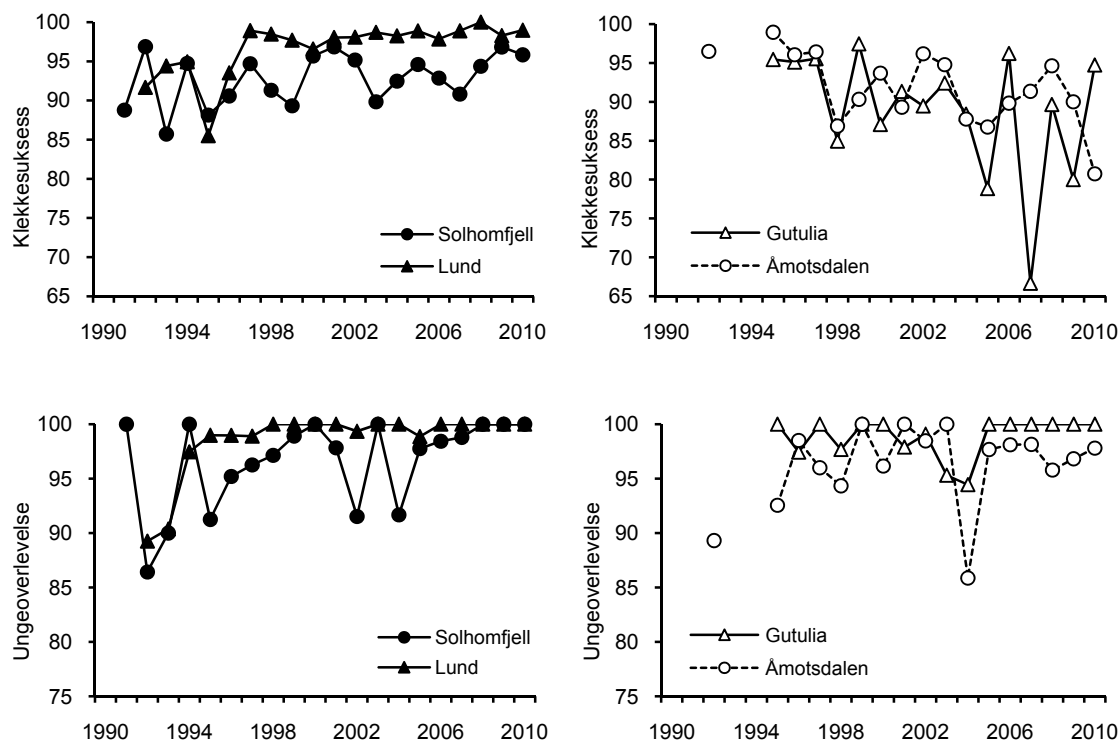
Sammenlignet med forutgående 5-års periode var det i 2010 relativt få observasjoner av spurvefugl i alle TOV-områdene, med unntak av Lund. Observasjoner av de 'stasjonære' spurvefuglartene var lavere i 2010 enn i 2009 for 4 av de 7 overvåkingsområdene. Særlig var nedgangen stor for Solhomfjell og Dividalen. Ser man på hele perioden denne overvåkingen har pågått var antall observasjoner i 2010 over medianverdi for perioden 1991/94-2009 bare for Åmotsdalen og Lund. For de fleste av overvåkingsområdene var det økning i antall observasjoner av fugl fra midten av 1990-tallet til midten av 2000-tallet, men så med en nedgang i antall observasjoner i siste 5-6-års periode (**figur 10.1**). For områdene Dividalen og Solhomfjell har nedgangen i antall observasjoner vært særlig markant i 2009 og 2010. I Lund har vi imidlertid registrert relativt stabile bestander de siste årene så våre tidsserier med observasjoner av bestander for 'stasjonære' spurvefuglarter viser ingen tydelige avvik i de sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de nordligere områdene. Også for artene med mer invasionsartet opptreden (bjørkefink, gråsisik og grønnsisik) ble det registrert relativt lave bestander i de fleste TOV-områdene i 2010. Samlet sum for disse tre artene for alle områdene var imidlertid litt høyere i 2010 enn i 2009.

Vi ser ingen klar årsak til det relativt lave observasjonstallene for spurvefugl i 2010. Når det gjelder endringer i de mer fjellnære TOV-områdene er klimatiske forhold en av de mulige årsak til generelt sett noe lavere antall observasjoner i siste 4-5-års periode. Det kan ha vært ugunstige værforhold for spurvefugl i mange av våre fjellområder på grunn av store temperaturvariasjoner og perioder med kaldt vær i reproduksjonsperioden i flere år i perioden 2005 til 2009. Dette kan ha medført at den økningen vi registrerte for spurvefugl i våre fjellområder fra begynnelsen på 1990-tallet og fram til ca 2004 har stagnert. De fleste av de mer tallrike fugleartene som registreres i denne overvåkingen er imidlertid trekkfugler og det kan heller ikke utelukkes at de endringer vi her har i antall observasjoner av fugl i våre fjellnære områder skyldes forhold under trekk eller i overvintringsområdene.

Når det gjelder Solhomfjell, er det registrert nedgang i antall observasjoner for mange av artene og nedgangen her er betydelig, noe som ikke er tilfelle for Lund som er det området det er mest naturlig å sammenligne med. Dette kan tyde på at endringene skyldes forhold som er særegne for tellingene eller telleområdet i Solhomfjell. Dette kan for eksempel være endringer i vegetasjonsforhold, men det kan også skyldes forhold ved selve takseringene. Telleområdet i Solhomfjell er konsentrert til naturreservatet i Solhomfjell og er ganske lite i utstrekning noe som medfører at tellepunktene ligger ganske tett. Dette øker mulighetene for at samme fugl registreres på flere enn ett tellepunkt, noe som vil medføre at bestandsendringer kan overestimeres. I tillegg har det vært stor utskifting av taksører i dette området i 2009 og 2010. Det bør utføres mer detaljerte analyser av tilgjengelige data for å se om man kan identifisere mulige årsaker til den registrerte nedgangen i dette området (f.eks. forhold ved takseringene, endringer i vegetasjon, etc).

Det var for øvrig lite frø på bjørk i TOV-områdene i 2010 med unntak av Børgefjell der det ble registrert moderate mengder. I 2010 ble det fortsatt registrert store bestander av målerlarver i Åmotsdalen der det har vært registrert mye larver i hele perioden 2007-2010, mens det var lite larver i de øvrige områdene.

For svarthvit fluesnapper var det i 2010 relativt mange par som brukte kassene i Åmotsdalen. For Solhomfjell og Gutulia var det en liten økning i forhold til 2009, men fortsatt relativt få fluesnappere i kassene i 2010. For de parene som brukte kassene målte vi klekkesuksess og produksjon tilsvarende det som har vært vanlig for disse områdene i siste 10-års periode. I siste 7-års periode har det imidlertid vært et lavere antall svarthvit fluesnappere som har benyttet kassene i Gutulia, Lund og Solhomfjell enn i forutgående 7-års periode. Dette er særlig tydelig for Gutulia (gjennomsnittlig antall reir i perioden 1997-2003 vs. 2004-2010 er hhv 20 og 8), men kassene er også mindre brukt i Lund (hhv 23 og 15) og Solhomfjell (hhv 18 og 14). For Åmotsdalen har antall par som benytter kassene vært mer stabilt (hhv 26 og 27).

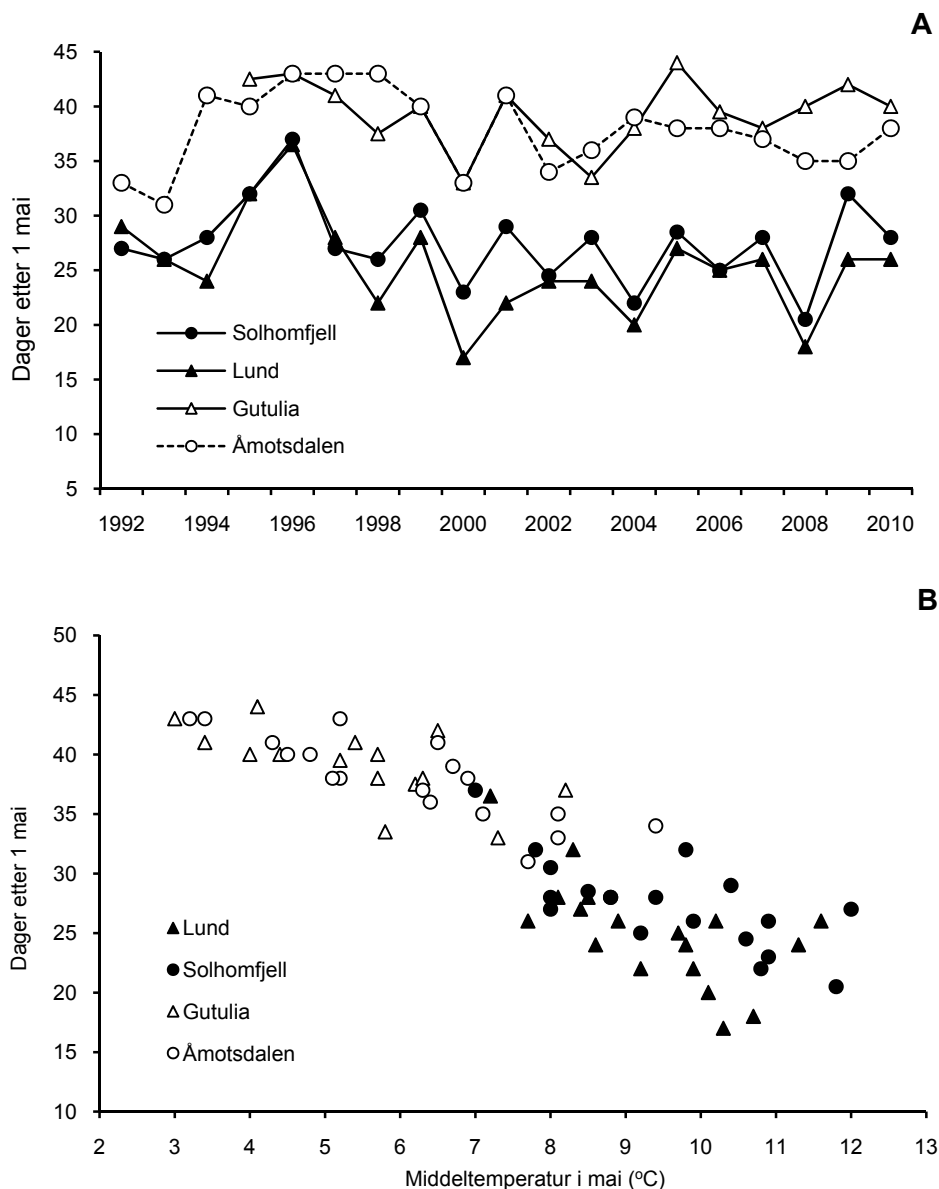


Figur 10.2 Klekkesuksess og ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekassser i TOV-områdene, 1991-2010. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekte unger som overlever til en alder av minst ti dager, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. – Hatching success and chick survival for the Pied flycatchers breeding in nestboxes in the TOV areas. Hatching success is given as percentage of eggs hatched from normally tended/unpredated nests, chick survival as percentage of hatched young survived until ten days of age.

For spurvefugl forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensinger skal resultere i redusert reproduksjon og lavere bestandsstørrelser i de sørligste områdene. For reproduksjon forventer vi at effekter av forurensing skal gi seg utslag i flere uklekkte egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse. For de nordlige områdene med minst påvirkning av langtransporterte luftforurensinger fant vi i perioden 1991-96 vellykket klekking for 95% eller mer av de lagte eggene (**figur 10.2**). For Solhomfjell og Lund var klekkesuksessen i denne perioden klart lavere ($\leq 95\%$). For årene 1997-2010 har mønsteret vært noe annerledes med mer varierende klekkesuksess i de nordlige områdene (67-97%), svært høy klekkesuksess i Lund (97-100%) og også høy klekkesuksess i Solhomfjell (90-97%). Når det gjelder ungeoverlevelse, har denne med noen få unntak vært relativt høy ($\geq 92\%$) for alle år og områder, og uten tegn til lavere ungeoverlevelse i sør (**figur 10.2**). Den informasjon vi nå har, gir ikke grunnlag for å dra konklusjoner om årsaker til den gjennomgående lavere klekkesuksess observert i Solhomfjell og Lund for perioden 1992-96. Slik situasjonen har vært i perioden 1998-2010, er det imidlertid ikke lavere klekkesuksess eller ungeoverlevelse i de to sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de to nordligere områdene.

Fugl og klimapåvirkning

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



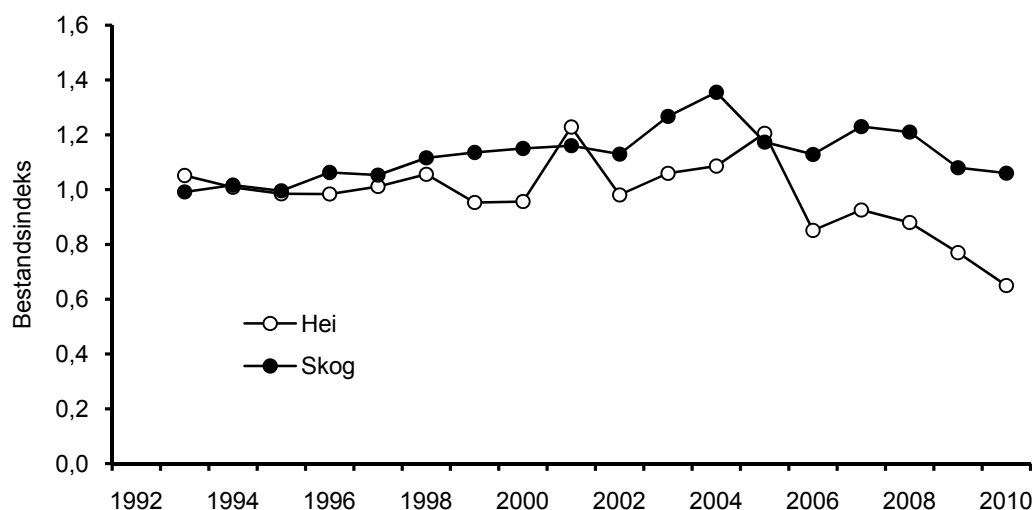
Figur 10.3 A) Eggleggingstidspunkt (median dato for siste egg lagt, inkluderer bare kull lagt i løpet av den første ca 14 dagersperioden av eggleggingssesongen) for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell for perioden 1992-2010. B) Sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og middeltemperatur i mai. – A) Time of egg-laying (median date for last egg, only nests laid during the first two weeks of egg-laying included) for Pied flycatcher in four of the TOV areas during the period 1992-2010. B) Relationship between time of egg-laying and mean May temperature.

Tidspunkt for egglegging for svarthvit fluesnapper i de inkluderte kassefeltene i TOV har variert betydelig i perioden 1992-2010 (**figur 10.3A**). Det er en klar forskjell for eggleggingstidspunkt mellom områder, og det er en klar sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og lufttemperatur i mai (**figur 10.3B**) (ANOVA: $F=1952$, $p<0,001$, effekt av temperatur $p<0,001$; forskjeller mellom områder $p<0,001$). 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 til å nå reprodutiv 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 Gu-

tulia og Åmotsdalen, som også ligger høyest til fjells, resulterte dette i sen egglegging og relativt dårlig produksjonsresultat. Hvordan dette påvirket bestanden av fugl generelt er vanskelig å si, men det er påfallende at vi etter 2004 har hatt en klar reduksjon i antall hekkeforsøk for svarthvit fluesnapper i fuglekassefeltene og da særlig i Gutulia, og for de fleste TOV-områdene har vi også registrert nedgang i antall observasjoner av spurvefugl i perioden etter 2005.

I våre fjellområder kan vi forvente hele spekteret av vær-situasjoner i hekketida for fugl. Ytterpunkt her er 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. Med den klimautviklingen vi nå ser, forventer vi en kombinasjon av tidligere vår og mer ustabile temperaturforhold i hekkeperioden og dermed større variasjoner i produksjonsresultat mellom år. Det gjenstår å se hva dette vil resultere i når det gjelder gjennomsnittlig produksjonsresultat for en årrekke.

Fugletakseringene i de fem nordligste TOV-områdene ligger alle i områder langs skoggrensa i fjellet (høydenivå skoggrensa ± 200 m oh) og ved etableringen av punktene (1991-94) ble ca 60% klassifisert som liggende under skoggrensa (særlig subalpin bjørkeskog), og ca 40% over skoggrensa (særlig i lav- og mellomalpine naturtyper). Dette er områder der vi kan forvente klimaeffekter ved 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. Her presenteres en bestandsindeks som er basert på informasjon fra de 1000 faste tellepunkt i de fem TOV-områdene som representerer våre klassiske fjellområder: SØ del av Hardangervidda, NV del av Dovrefjell, S del av Femundsmarka, S del av Børgefjell og sentrale deler av Dividalen. For perioden 1993-2010 viser denne indeksen en økning i bestanden av arter som er mest knyttet til skogshabitater ($r_p = 0,53$, $p < 0,05$, $n = 18$), mens det ser ut til å ha vært en nedgang i bestandene for artene som foretrekker åpne naturtyper som hekkeområder ($r_p = -0,48$, $p < 0,05$, $n = 18$) (**figur 10.4**). Økningen i for arter knyttet til fjellskogen var særlig framtrædende i perioden 1994-2005.



Figur 10.4 Bestandsindekser for fugl i fjellskogen og for fugl som foretrekker åpne naturtyper i fjell. Basert på data fra 1000 faste tellepunkter i de fem TOV-områdene som ligger i fjell (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen). Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter (fjellskogen: spurvefugler som foretrekker skog, og spetter; åpne områder: spurvefugl som foretrekker åpne naturtyper, og vadefugl), og er medianverdi av indeksene for disse 5 områdene. For mer informasjon se teksten. – Population indices for bird species in the mountain forest (filled circles) and for bird species preferring open habitats along the tree line (open circles). Based on data from 1000 permanent sampling plots in the five TOV-areas situated in mountains.

Til tross for at det er målt relativt lavere bestander av fugl for de inkluderte områdene i årene etter 2005, er en økning for skogsartene for perioden 1993 til 2010 fremdeles tydelig.

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

Vedlegg 10.1 Fuglearter observert i overvåkingsområdene

Norske og latinske navn på spurvefuglarter (og tårnseiler) observert på takseringer i overvåkingsområdene 1990-2010, gruppert etter antall observasjoner. – Passerine birds (and *Apus apus*) observed during point censuses at the monitoring sites 1990-2010, 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.

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.

Trepiplerke	<i>Anthus trivialis</i>	Tårnseiler	<i>Apus apus</i>
Heipiplerke	<i>Anthus pratensis</i>	Tretåspett	<i>Picoides tridactylus</i>
Gulerle	<i>Motacilla flava</i>	Trelerke	<i>Lullula arborea</i>
Gjerdesmett	<i>Troglodytes troglodytes</i>	Fjellerke	<i>Eremophila alpestris</i>
Jernspurv	<i>Prunella modularis</i>	Linerle	<i>Motacilla alba</i>
Rødstrupe	<i>Erithacus rubecula</i>	Sandsvale	<i>Riparia riparia</i>
Blåstrupe	<i>Luscinia svecica</i>	Låvesvale	<i>Hirundo rustica</i>
Rødstjert	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	Taksvale	<i>Delichon urbica</i>
Buskskvett	<i>Saxicola rubetra</i>	Lappiplerke	<i>Anthus cervinus</i>
Steinskvett	<i>Oenanthe oenanthe</i>	Sivsanger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>
Ringtrost	<i>Turdus torquatus</i>	Gulsanger	<i>Hippolais icterina</i>
Svarttrost	<i>Turdus merula</i>	Munk	<i>Sylvia atricapilla</i>
Gråtrost	<i>Turdus pilaris</i>	Møller	<i>Sylvia curruca</i>
Måltrost	<i>Turdus philomelos</i>	Bøksanger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>
Rødvingtrost	<i>Turdus iliacus</i>	Gransanger	<i>Phylloscopus collybita</i>
Duetrost	<i>Turdus viscivorus</i>	Lappsanger	<i>Phylloscopus borealis</i>
Tornsanger	<i>Sylvia communis</i>	Østsanger	<i>Phylloscopus trochiloides</i>
Hagesanger	<i>Sylvia borin</i>	Fuglekonge	<i>Regulus regulus</i>
Løvsanger	<i>Phylloscopus throchilus</i>	Løvmeis	<i>Parus palustris</i>
Svarthvit fluesnapper	<i>Ficedula hypoleuca</i>	Lappmeis	<i>Parus cinctus</i>
Gråfluesnapper	<i>Muscicapa striata</i>	Svartmeis	<i>Parus ater</i>
Granmeis	<i>Parus montanus</i>	Blåmeis	<i>Parus caeruleus</i>
Toppmeis	<i>Parus cristatus</i>	Stjertmeis	<i>Aegithalos caudatus</i>
Kjøttmeis	<i>Parus major</i>	Spettmeis	<i>Sitta europaea</i>
Kråke	<i>Corvus corone</i>	Trekryper	<i>Certhia familiaris</i>
Bokfink	<i>Fringilla coelebs</i>	Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>
Bjørkefink	<i>Fringilla montifringilla</i>	Stær	<i>Sturnus vulgaris</i>
Grønnsisik	<i>Carduelis spinus</i>	Tornskate	<i>Lanius collurio</i>
Gråsisik	<i>Carduelis flammea</i>	Varsler	<i>Lanius excubitor</i>
Korsnebb	<i>Loxia spp.</i>	Ravn	<i>Corvus corax</i>
Sivspurv	<i>Emberiza schoeniclus</i>	Skjære	<i>Pica pica</i>
		Nøtteskrike	<i>Garrulus glandarius</i>
		Lavskrike	<i>Perisoreus infaustus</i>
		Sidensvans	<i>Bombus garrulus</i>
		Fossefall	<i>Cinclus cinclus</i>
		Grønnefink	<i>Carduelis chloris</i>
		Tornirisk	<i>Carduelis cannabina</i>
		Bergirisk	<i>Carduelis flavirostris</i>
		Rosenfink	<i>Carpodacus erythrinus</i>
		Konglebit	<i>Pinicola enucleator</i>
		Dompap	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>
		Lappspurv	<i>Calcarius lapponicus</i>
		Kjernebiter	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>
		Snøspurv	<i>Plectrophenax nivalis</i>
		Dvergspurv	<i>Emberiza pusilla</i>
		Gulspurv	<i>Emberiza citrinella</i>

11 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl

John Atle Kålås, Magne Husby og Roald Vang

Som del av et nasjonalt program for overvåking av biologisk mangfold i Norge er det aktuelt å 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 endringer som foregår i norsk natur. Med dette som bakgrunn ble det i 2001 gjennomført et prøveprosjekt i samarbeid mellom Norsk Ornitologisk Forening (NOF), Høgskolen i Nord-Trøndelag (HiNT) og Norsk institutt for naturforskning (NINA) med mål å vurdere muligheter og nytte av etableringen av fugletakseringer i et slikt ekstensivt nasjonalt nettverk av områder. Dette prosjektet konkluderte med at et slikt 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).

Et slikt nettverk er nå etablert som del av TOV (TOV-E hekkefugl), og her rapporterer vi resultatene fra arbeidet som ble utført i 2010. Dette inkluderer rutinemessige opptellinger av fugl på de takseringsrutene som ble etablert i Midt-Norge i 2005, i Øst-Norge i 2006, Sørlandet i 2007, Vestlandet 2008, Nordland og Troms i 2009, samt etablering av takseringsruter i deler av Finnmark i 2010. Datainnsamlingen ble organisert og utført av NOF og med Magne Husby som ansvarlig for denne delen av arbeidet.

Det nasjonalt representative nettverket for overvåking av fugl er fortsatt i en etableringsfase. I denne rapporten gir vi en summarisk oversikt over feltaktivitet og observasjonene av fugl i 2010, og rapporterer erfaringer med etablering av takseringsruter og gjennomføring av datainnsamling.

Selv om takseringssystemet foreløpig ikke er fullstendig etablert i hele Norge, har vi nå tilgjengelige data som er relevante for indikatorer for en bærekraftig utvikling i Norge (NOU 2005:5, Brunvoll et al. 2010). Vi gjør her en sammenstilling av data for naturtypene skog og kulturlandskap fra 'TOV-E hekkefugl' med øvrige aktuelle datasett for perioden 1996-2010. Dette gir antydninger om bestandsendringer for hekkefugl i slike habitater i denne tidsperioden. Fra og med 2010 er data til denne indeksen utelukkende basert på data fra TOV-E.

11.1 Metoder

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

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

Muligheten for gjennomføring av de aktuelle takseringsrutene (egnetheten) blir vurdert basert på tilgjengelighet til tellepunkt, og antall takserbare tellepunkt for en rute må være ≥ 12 for at den skal inkluderes. Punkt som ikke kan takseres, vil være punkt som ligger i sjø/vann eller

som ikke er tilgjengelige på grunn av topografiske/landskapsmessige forhold. Dersom opprinnelig angitt tellepunkt ikke er tilgjengelig (f.eks. på grunn av topografi) kan tellepunktet som brukes, legges inntil 100 m avstand fra angitt tellepunkt, men ikke nærmere enn 250 m fra nærmeste tellepunkt. Når en må velge å bruke en slik avvikende posisjon for tellepunkt første gang takseringen gjennomføres, anvendes dette punktet ved alle senere takseringer. For tilfeller med svært vanskelig topografi (f.eks. > 500 m høydeforskjell mellom lavest- og høyestliggende tellepunkt) eller der mer enn 8 av tellepunktene havner i sjø eller vann blir selve telleruta forsøkt rotert 90° med klokka rundt startpunktet for å øke antall mulige tellepunkt. Dersom dette ikke gir ønsket resultat med hensyn på tilgjengelighet til tellepunkt, ble ruta rotert ytterligere 90°, osv. I tilfeller der dette roteringssystemet ikke gir ønsket antall tellepunkt, ble ruta foreløpig utelatt.

Når det gjelder etablering av takseringsnettverk, ble det utviklet prosedyrer for beregning av geografiske posisjoner for de 20 tellepunktene som skal besøkes for hver takseringsrute. Sjekk av tilgjengelighet for disse takseringspunktene ble utført ved hjelp av ArcGis og digitale 1:250 000 kart kombinert med vanlige 1:50 000 kart. Videre er det utviklet prosedyrer for tilgjengeliggjøring av grunnlagskart for feltpersonell og for innlesing av kartinformasjon i GPS'er.

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

Norsk ornitologisk forening (NOF) har ansvaret for å skaffe til veie vel kvalifisert feltpersonell og organisere arbeidet i felt. Dette arbeidet ledes av Magne Husby. Lokale regionkoordinatorer er oppnevnt for daglig oppfølging mot nettverket av taksører (Knut Eie for Øst-Norge, Kjell Blandhol for Sørlandet, Nils Bjørge for Vestlandet, Torstein Myhre for Midt-Norge, Stein Narve Kjølvik Nordland og Troms). For oversikt over de som har hatt tildelte ruter for taksering av fugl i 2010 viser vi til **vedlegg 11.1**.

For samordning av arbeidet med TOV-E ble det avholdt et møte mellom DN, NINA, NOF og regionkontaktene i Trondheim 22. november 2010. Det er dessuten som del av vårt arbeid med informasjon og rekruttering av feltpersonell gitt en presentasjon av TOV-E i NOF's medlems-tidsskrift (Kålås & Husby 2011).

Nettstedet <http://tov-e.nina.no/Fugl/> er hovedkommunikasjonskanal mellom feltpersonell og prosjektadministrasjon. Her formidles både generell bakgrunnsinformasjon og all informasjon som gjelder praktisk gjennomføring av de forskjellige tellerutene. Dette nettstedet brukes også for rapportering av resultater fra tellingene, og det er her utviklet egne kvalitetssikringsprosedyrer knyttet til godkjenningen av tellingene. Slik godkjenning utføres primært av de respektive regionkoordinatorene.

Feltaktivitet 2010

Det er trukket ut totalt 515 telleruter for fugl i Norge. Av disse ligger 97 i region Øst-Norge, 77 i region Sørlandet, 70 i region Vestlandet, 89 ruter i region Midt-Norge, 103 i region Nordland og Troms og 79 i Finnmark (for fylkesvis fordeling se **tabell 11.1**). Av disse har det ved feltarbeid i 2005-2010 for områdene sør for Nordland fylke vist seg at 7% av rutene ikke er praktisk gjennomførbare ved bruk av den standard design for utlegging av punkt som vi bruker (se over). De fleste av disse rutene ligger ikke uventet på Vestlandet i fylkene Rogaland til Møre og Romsdal. I tillegg gjenstår det fortsatt en del ruter der endelig avklaring av gjennomføring ikke er utført også i områdene i Sør-Norge (ca 9% av rutene), særlig for Buskerud, Hordaland og Sogn og Fjordane (se **tabell 11.1**). Dette skyldes enten at rutene foreløpig ikke er besøkt, eller at forsøk på gjennomføring har mislykkes (av praktiske grunner eller pga uegnede værforhold).

Tabell 11.1 Fylkesvis oversikt over totalt antall potensielle telleruter for hekkefugl i det brukte nettverket, antall tilfeldig uttrekte ruter, antall utilgjengelige ruter, antall ruter der tilgjengelighet foreløpig er uavklart (enten pga vanskelig tilgjengelighet eller fordi rutene ikke er besøkt eller mangelfull rapportering fra feltpersonell), totalt antall ferdig etablerte takseringsruter pr april 2011, og antall ruter taksert i 2010. – Distribution of census routes in the different counties in Norway.

Fylke County	Totalt i nettverket Total no.	Tilfeldig uttrekte Randomly selected	Ikke til- gjengelig Not avail- able	Foreløpig uav- klart tilgjenge- lighet Availability not yet verified	Totalt antall ferdig etab- lert pr 2010 Total no. established per 2010	Takseret/besøk gjennomført i 2010 Censused/ visited in 2010
Østfold	14	7	0	0	7	6
Akershus	14	6	1	0	5	5
Oslo	2	1	0	0	1	1
Hedmark	86	46	1	2	43	36
Oppland	77	37	2	0	35	31
Buskerud	48	20	1	8	11	9
Vestfold	7	3	0	0	3	3
Telemark	48	25	1	3	21	16
Aust-Agder	29	17	3	0	14	8
Vest-Agder	22	12	0	6	6	6
Rogaland	30	16	3	0	13	10
Hordaland	50	26	4	7	15	11
Sogn og Fjordane	60	28	3	4	21	13
Møre og Romsdal	47	22	4	0	18	14
Sør-Trøndelag	61	31	0	0	31	26
Nord-Trøndelag	70	36	1	0	35	25
Nordland	123	67	15	16	36	20
Troms	84	36	4	21	11	6
Finnmark	158	79	4	43	32	33
Sum	1030	515	47	110	358	279

For noen av disse rutene har feltpersonell vurdert tilgjengelighet til å være såpass vanskelig at det må gjøres en ny vurdering av om rutene kan roteres eller eventuelt om de foreløpig må utelates.

For Nordland og Troms startet etableringen i 2009 og for Finnmark startet etableringen i 2010. Av de 515 potensielle tellerutene vi har i Norge ligger 182 i disse tre nordligste fylkene. For Nordland er 36 av de 67 aktuelle rutene nå etablert, 15 av rutene er foreløpig utelatt pga svært vanskelig tilgjengelighet, og for 16 er gjennomføring uavklart da de verken ble besøkt i 2009 eller i 2010 (se **tabell 11.1**). For Troms er 11 av de 36 rutene etablert, 4 av rutene er foreløpig utelatt pga vanskelig tilgjengelighet, og for 21 er gjennomføring uavklart da de foreløpig ikke er besøkte.

For Finnmark startet vi med etablering av tellenettverket i 2010 med mål å få avklart gjennomføring for ca halvparten av de 79 aktuelle takseringsrutene. 33 av de 39 aktuelle rutene ble besøkt i 2010. For 4 av de 79 rutene i dette fylket ble nødvendig tilgjengelighet vurdert som ikke mulig selv etter rotasjon av rutesystemet. For Finnmark ser vi, ikke uventet, at mange ruter ligger svært langt fra vei (>6 t gange) og gjerne også er vanskelige å komme seg inn til pga flomstore elver som må krysses. Basert på kart ser imidlertid disse rutene ut til å være relativt greie å gjennomføre om en bare kommer fram til selve telleruta. Dette gjelder for anslagsvis 20 av rutene i Finnmark. I tillegg er det ca 15 ruter som det tar mellom 2 og 6 timer å komme seg inn til, og som gjennomføring foreløpig ikke er avklart for. Vi har innhentet informasjon fra SNO v/Torkjell Morset om tilgjengelighet og praktisk gjennomføring for ca 30 av rutene i Finnmark som ikke ble besøkte av feltpersonell fra NOF i 2010.

Bestandsindekser 1996-2010

Tidsserien for bestandsendringer for hekkefugl i kulturlandskap og skog for perioden 1996-2010 som her presenteres, er satt sammen av data fra tre forskjellige datasett. I tillegg til data fra den ekstensive overvåkingen av hekkefugl rapportert her (60-190 telleruter i Sør-Norge, 2006-2010), inkluderes data fra Norsk ornitologisk forening sin hekkefugltaksering (HFT, 40-70 telleruter, 85% i Sør-Norge, 1996-2008) (Husby & Stueflotten 2009), og data fra Program for terrestrisk naturovervåking sin intensivovervåking (TOV-I, 13 telleruter i TOV-områdene, 1996-2009). Indeksene som presenteres her, er årlige geometriske middelverdier (Gregory & van Strien 2010) av artsindekser for de artene som er inkludert i hver naturtype, se detaljer i senere avsnitt. Artsspesifikke indekser er beregnet ved bruk av statistikkprogrammet TRIM som er det samme som brukes for den pan-europeiske hekkefuglovervåkingen som rapporterer til EU, se <http://www.ebcc.info/pecbm.html>. År 2000 er gitt indeksverdi 1,00, Modell 'Time effects' er brukt, og seriekorrelasjon og overdispersjon er inkludert.

Bestandsindeksen for kulturlandskapet inkluderer 8 fuglearter som hos oss i stor grad er knyttet til naturtyper vi finner på jordbruksarealer og i kulturlandskapet. Dette er artene vipe, stor-spove, sanglerke, låvesvale, linerle, stær, buskskvett og gulspurv. Indeksen for kulturlandskap viser årlig medianverdi for disse 8 artene.

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

11.2 Resultater

Praktisk gjennomføring 2010

Til sammen ble det utført takseringer for 279 (60%) av de 468 rutene som pr 2010 inngår i takseringsnettverket i Norge (47 foreløpig utelatt pga umulig/vanskelig tilgjengelighet). Dette inkluderer 79 (85%) av de aktuelle rutene i Øst-Norge, 42 (58%) av rutene for Sørlandet, 34 (57%) av rutene på Vestlandet og 65 (77%) av rutene i Midt-Norge, og 26 (31%) av de aktuelle takseringsrutene i Nordland og Troms (**tabell 11.1**). Lavest andel takserte ruter hadde vi for fylkene Troms (19%) og Nordland (39%) der oppstart av takseringene var i 2009. Av fylkene i Sør-Norge hadde vi i 2010 lavest andel takserte ruter i Buskerud (47%), Vest-Agder (50%) og Hordaland (50%).

For Finnmark der vi hadde første år med etablering i 2010, ble 33 av de 39 rutene som var med i planene for feltarbeid, besøkt. Vi har her fått avklart standardprosedyrer for 32 (43%) av de 75 aktuelle rutene.

Av de 279 rutene som det ble rapportert tellinger av fugl for i 2010, kan ca 23% ikke godkjennes for bruk til beregninger av bestandsindekser på grunn av at fastsatte standardprosedyrer for takseringene av den enkelte ruten ikke er fulgt. Det vil si at ruten ikke er taksert innenfor det intervall som er satt for dato eller klokkeslett, eller at det ikke er utført opptellinger for alle punktene som i følge standard prosedyre skal inkluderes. Det er særlig avvik for klokkeslett for start av takseringene som gjør at ruter ikke kan godkjennes.

Basert på de erfaringer vi har til nå, vil vi anslå at det er mulig å gjennomføre taksering for ca 95% av rutene i Øst-Norge og for ca 90% av rutene i Midt-Norge og Sørlandet etter de regler som nå er gitt for når ruter må ekskluderes (<12 besøkbare tellepunkt pr. rute selv etter rotasjon i henholdsvis 90°, 180° og 270°). Det ser imidlertid ut til at andelen ruter som kan gjennomføres, blir noe lavere for regionene Vestlandet og for Nordland/Troms. For Finnmarks del har vi foreløpig begrenset oversikt over hvor mange ruter det er praktisk mulig å gjennomføre takseringer for.

Erfaringene til nå viser at det er mulig å inkludere de aller fleste tellepunkt for de rutene som er takserbare. Forskjeller mellom regioner i topografi og framkommelighet gir selvsagt noen mindre regionale forskjeller i antall tellepunkt som kan besøkes, med høyest gjennomsnitt for Øst-Norge (ca 19,3 punkt pr rute), etterfulgt av Sørlandet (ca 18,7 punkt pr rute), Finnmark (ca 18,7 punkt pr rute), Midt-Norge (ca 18,4 punkt pr rute), Vestlandet (ca 18,2 punkt pr rute) og Nordland/Troms (ca 18,2 punkt pr rute). Størstedelen av punktene som ikke kunne besøkes, ligger enten i vann/sjø eller er svært vanskelig tilgjengelige på grunn av bratt terreng eller elver.

Tilrettelegging for rapportering og informasjonsformidling via internett

Arbeidet med å etablere et internettbasert system der resultater fra datainnsamlingen kan rapporteres, og for formidling av informasjon om de forskjellige takseringsrutene til feltpersonell, er videreutviklet til feltsesongen 2010, se <http://tov-e.nina.no/Fugl/>. Systemet består av to deler. Den ene delen gjelder formidling av informasjon til feltpersonell (metodemanual, kart, koordinatinformasjon, koordinatfiler for opplasting i egen GPS, rutespesifikke standardprosedyrer for gjennomføring av tellinger, osv). Den andre delen gjelder innrapportering av resultater fra tellingene (observasjonsforhold, punkttaksering, linjetaksering, rute- og punktbeskrivelser, samt habitatbeskrivelser for tellepunktene). Vinteren 2010/11 ble det dessuten utviklet en egen modul som skal brukes av NOF's regionkontakter ved godkjenning av takseringene.

Observasjoner av fugl i 2010

Vi har pr 1. mai 2011 registrert inn resultater for 2010 fra tellingene for 279 av TOV-E rutene. Foreløpige beregninger for punkttakseringene viser at det ble registrert ca 29 750 par av 177 fuglearter for disse rutene i 2010 (**tabell 11.2**). Det ble registrert ca 9 150 par av 126 arter i Øst-Norge, ca 5 900 par av 124 arter for Sørlandet, ca 3 850 par av 94 arter på Vestlandet, ca 6 400 par av 130 arter i Midt-Norge, ca 2 550 par av 89 arter i Nordland/Troms og ca 2 000 arter av 72 arter i Finnmark. Dette gir i gjennomsnitt ca 107 par pr rute, med et litt høyere antall observerte par pr rute sør i Norge enn lengre nord: for Sørlandet (ca 134 par), Øst-Norge (ca 116) og Vestlandet (ca 112), enn for Midt-Norge (ca 98), Nordland/Troms (ca 98) og Finnmark (ca 59 par). I tillegg ble det observert ca 1 100 par av de artene det er obligatorisk å registrere tilleggsobservasjoner av ved bevegelse mellom tellepunktene (linjetakseringen).

Løvsanger hadde flest registreringer i alle områdene med unntak av Finnmark og utgjorde i 2010 ca 20% av observasjonene. For øvrig ser vi at det er rødvingetrost, gjøk, bokfink og måltrost som er de 5 artene som registreres på flest ruter i Øst-Norge; bokfink, måltrost, rødstrupe og svarttrost som utgjør de vanligste artene for Sørlandet; heipiplerke, måltrost, bokfink og gjøk for Vestlandet; rødvingetrost, bokfink, måltrost og heipiplerke i Midt-Norge; gjøk, rødvingetrost, gråtrost og heipiplerke i Nordland/Troms, mens i Finnmark er heipiplerke observert på flest ruter etterfulgt av løvsanger, gråsisik, bjørkefink og heilo (**tabell 11.2**). Linjetakseringene omfattet i 2010 ca 90 arter og inkluderte flest observasjoner av lirype, heilo, orrfugl, rødstilk og strand-snipe.

Bestandsindekser for hekkefugl i skogen og kulturlandskapet

Indeksen for skog viser ingen entydig bestandsendring for perioden 1996-2010 (**figur 11.1**) (Spearman's rank korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r_s = 0,25$, $p = 0,37$, $n=15$). Dette inkluderer både barskogsarter og løvskogsarter. Det var signifikant bestandsøkning for 5 av de 20 inkluderte artene og signifikant nedgang for 2 av artene. Det var særlig arter med sterkest tilknytning til løvskog (munk, gransanger og grå fluesnapper) som viste bestandsvekst.

Indeksen for kulturlandskapet viser bestandsnedgang for perioden 1996 -2010 for de inkluderte arealene (**figur 11.1**) (Spearman's rank korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r_s = -0,80$, $p < 0,001$, $n=15$). Det var signifikant nedgang for 3 av de 8 inkluderte artene (storspove, sanglerke og gulspurv). Bestandsutviklingen er klart forskjellig fra hva samme datasett viser for skogsartene, noe som tyder på at nedgangen er knyttet spesifikt til redusert areal og/eller redusert habitatkvalitet for de inkluderte kulturlandskapsartene.

Tabell 11.2 Regionvis oversikt over fugleobservasjoner gjort under takseringene av de 279 rutene vi har mottatt resultater fra for takseringene som ble utført våren/forsommeren 2010. Tabellen viser antall ruter med registrering og totalt summert antall par for punkttakseringene for de respektive artene og er sortert etter totalt antall ruter med observasjoner. – Bird observations made during point counts for 279 routes censused in Norway in 2010. Total numbers and numbers for separate regions are presented.

Art/Species	Totalt 2010		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		Midt-Norge		Nordland/ Troms		Finnmark	
	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum
Løvsanger	256	5881	73	1925	43	1143	31	971	58	986	24	478	27	378
Rødvingetrost	176	1163	52	279	30	158	15	53	43	385	21	213	15	75
Gjøk	175	770	53	278	27	96	24	150	33	127	23	93	15	26
Bokfink	174	2781	56	1203	40	852	25	296	42	385	11	45	0	0
Måltrost	166	1002	49	349	38	259	25	136	38	184	15	71	1	3
Heipiplerke	154	1687	32	357	9	142	29	301	37	411	19	158	28	318
Rødstrupe	147	908	40	301	36	286	22	84	36	175	12	61	1	1
Kjøttmeis	140	512	39	154	33	122	18	92	34	109	13	32	3	3
Gråtrost	136	756	46	225	20	119	8	24	30	252	21	111	11	25
Grønnsisik	135	764	46	299	29	186	21	133	31	123	7	20	1	3
Svarttrost	132	847	39	254	36	291	23	173	26	109	7	19	1	1
Trepiplerke	131	955	40	374	32	311	19	107	30	134	9	27	1	2
Kråke	130	441	35	101	24	76	14	66	31	120	15	58	11	20
Bjørkefink	122	869	34	245	10	33	1	1	37	238	19	186	21	166
Jernspurv	118	327	30	104	26	75	20	52	29	73	12	21	1	2
Gråsisik	112	559	19	40	13	55	18	98	20	57	18	102	24	207
Rødstjert	101	412	33	99	14	39	4	6	29	160	15	65	6	43
Ringdue	99	543	39	294	22	130	11	36	21	71	5	11	1	1
Steinskvett	96	354	20	75	13	56	15	66	20	65	12	48	16	44
Heilo	93	754	21	202	5	15	4	59	30	233	14	96	19	149
Fiskemåke	92	320	25	67	4	16	15	36	31	135	11	51	6	15
Munk	86	393	27	102	26	180	16	72	17	39	0	0	0	0
Granmeis	86	186	25	48	19	39	9	11	26	68	6	18	1	2
Gransanger	85	564	12	31	16	46	12	64	35	338	10	85	0	0
Svarthvit fluesnapper	71	153	15	22	19	54	8	13	19	43	8	19	2	2
Fuglekonge	70	180	28	111	17	28	2	4	19	33	4	4	0	0
Sivspurv	69	237	23	103	12	39	3	9	15	37	9	32	7	17
Rødstilk	69	162	14	30	6	9	6	11	27	76	9	26	7	10
Grønnfink	66	203	19	49	12	51	10	20	14	61	8	19	3	3
Linerle	66	131	16	25	18	46	13	20	11	28	4	5	4	7
Ravn	61	112	12	22	14	17	7	13	13	33	7	12	8	15
Orrfugl	58	146	19	62	12	27	10	36	13	16	4	5	0	0
Strandsnipe	58	81	8	10	12	18	10	16	21	27	4	7	3	3
Enkeltbekkasin	57	125	15	36	3	4	6	16	17	41	8	17	8	11
Gjerdsmett	57	118	16	46	17	32	12	18	12	22	0	0	0	0
Gulspurv	56	200	22	90	18	43	2	6	11	50	3	11	0	0
Ringtrost	55	157	5	8	6	19	13	60	19	50	10	18	2	2
Blåmeis	51	147	9	26	15	43	9	26	17	51	1	1	0	0
Flaggspett	51	96	25	50	21	40	0	0	4	5	0	0	1	1
Svartmeis	50	86	21	41	15	26	5	5	9	14	0	0	0	0
Gluttsnipe	47	100	14	29	1	1	0	0	22	53	5	10	5	7
Gråfluesnapper	47	88	16	34	14	31	6	9	8	8	3	6	0	0
Dompap	47	84	12	26	12	23	2	3	14	22	7	10	0	0
Blåstrupe	46	140	12	28	4	16	0	0	4	6	8	21	18	69
Hagesanger	45	139	17	58	21	73	3	4	3	3	1	1	0	0
Skjære	41	100	13	30	12	22	4	10	8	32	3	4	1	2
Grankorsnebb	41	93	19	44	14	36	1	2	6	6	1	5	0	0
Låvesvale	39	100	12	27	13	38	6	15	7	18	1	2	0	0
Småspove	36	122	8	33	0	0	0	0	15	54	5	6	8	29
Møller	36	64	24	48	9	13	1	1	2	2	0	0	0	0

Tabell 11.2 (forts.)

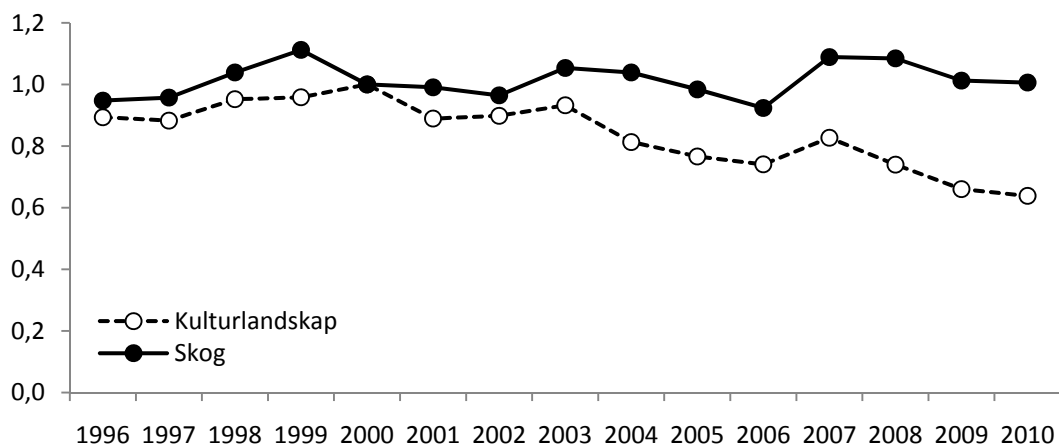
Art/Species	Totalt 2010		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		Midt-Norge		Nordland/ Troms		Finnmark	
	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum
Grønnstilk	34	80	13	22	1	1	0	0	5	10	2	3	13	44
Svartspett	34	63	16	30	14	27	0	0	4	6	0	0	0	0
Tomsanger	33	168	5	14	8	19	14	118	6	17	0	0	0	0
Stær	33	109	4	9	9	22	7	41	12	37	1	0	0	0
Buskskvett	33	66	13	30	5	5	6	8	9	23	0	0	0	0
Toppmeis	27	55	10	19	13	28	0	0	4	8	0	0	0	0
Tjeld	25	68	1	2	2	6	6	11	9	31	5	16	2	2
Duetrost	24	48	18	40	6	8	0	0	0	0	0	0	0	0
Gråmåke	23	106	4	16	2	15	5	19	7	43	2	8	3	5
Gulerle	23	49	12	21	2	4	0	0	3	6	1	1	5	17
Lirype	23	46	8	9	2	6	1	2	5	7	7	22	0	0
Nøtteskrike	23	35	7	11	12	19	3	4	1	1	0	0	0	0
Gulsanger	22	28	5	6	2	4	7	9	8	9	0	0	0	0
Storspove	21	45	3	6	0	0	3	6	10	24	5	9	0	0
Trane	21	35	16	28	0	0	0	0	5	7	0	0	0	0
Lappspurv	20	111	4	37	0	0	0	0	3	11	1	2	12	61
Spettmeis	20	28	4	4	7	9	6	12	3	3	0	0	0	0
Fjellrype	19	31	3	3	0	0	3	4	4	5	5	9	4	10
Vipe	17	25	5	6	1	1	5	8	6	10	0	0	0	0
Trekryper	17	22	8	12	5	6	2	2	1	1	1	1	0	0
Svartbak	16	77	1	2	1	1	6	64	4	7	2	1	2	2
Fjellvåk	16	39	1	1	2	2	0	0	6	6	2	2	5	28
Gråhegre	16	20	2	2	2	2	5	5	6	10	1	1	0	0
Krikkand	16	18	6	7	2	2	1	1	3	4	2	2	2	2
Gråspurv	15	121	2	21	2	9	2	10	6	77	3	4	0	0
Stokkand	15	45	3	15	5	10	4	5	3	15	0	0	0	0
Storlom	15	17	4	4	1	1	2	2	5	6	0	0	3	4
Sanglerke	14	87	8	28	3	29	1	9	2	21	0	0	0	0
Tårnseiler	14	62	4	20	8	19	0	0	2	23	0	0	0	0
Sandlo	14	32	0	0	1	1	1	1	4	4	4	17	4	9
Lavskrike	14	21	8	13	1	1	0	0	3	5	2	2	0	0
Kvinand	13	29	3	10	5	10	1	1	3	7	1	1	0	0
Toppand	13	25	7	17	0	0	2	3	1	1	2	2	1	2
Skogsnipe	13	17	6	9	6	7	0	0	1	1	0	0	0	0
Grønnspekk	12	26	5	9	4	6	1	1	2	10	0	0	0	0
Smålom	12	12	2	2	0	0	3	3	3	3	2	2	2	2
Rødnebbterne	11	95	4	18	0	0	0	0	1	2	2	66	4	9
Sildemåke	11	18	3	8	3	2	3	4	2	4	0	0	0	0
Kaie	10	30	7	17	1	1	0	0	2	12	0	0	0	0
Ubestemt art	10	29	3	5	0	0	3	11	2	4	2	9	0	0
Vendehals	10	11	1	1	6	7	1	1	1	1	1	1	0	0
Taksvale	9	24	4	1	5	23	0	0	0	0	0	0	0	0
Snøspurv	9	20	3	9	0	0	0	0	1	1	2	4	3	6
Laksand	9	16	1	1	4	5	1	4	1	1	1	5	1	0
Fjellerke	9	15	1	1	1	1	2	2	0	0	2	2	3	9
Storfugl	9	10	5	6	3	3	0	0	1	1	0	0	0	0
Dvergfalk	9	9	1	1	1	1	0	0	5	5	2	2	0	0
Bøksanger	8	12	1	1	7	11	0	0	0	0	0	0	0	0
Ærfugl	7	52	0	0	2	6	1	1	2	34	2	11	0	0
Fjelljo	7	23	0	0	0	0	0	0	2	3	2	6	3	14
Bergirisk	7	17	0	0	1	4	0	0	4	7	0	0	2	6
Siland	7	16	1	2	2	6	1	1	2	3	1	4	0	0
Tornirisk	6	28	1	1	2	4	2	21	1	2	0	0	0	0
Myrsnipe	6	19	2	6	0	0	1	3	2	6	0	0	1	4
Grågås	6	16	0	0	1	1	1	3	3	10	1	2	0	0

Tabell 11.2 (forts.)

Art/Species	Totalt 2010		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		Midt-Norge		Nordland/ Troms		Finnmark	
	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum
Korsnebb sp	6	13	3	8	0	0	0	0	1	1	2	4	0	0
Kanadagås	6	9	4	4	2	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Rugde	6	6	3	3	2	2	0	0	0	0	1	1	0	0
Pilfink	5	17	2	12	3	5	0	0	0	0	0	0	0	0
Tyvjo	5	17	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	4	16
Hettemåke	5	9	3	5	0	0	0	0	1	4	1	0	0	0
Polarsisik	5	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	5	9
Rosenfink	5	9	2	3	2	5	0	0	1	1	0	0	0	0
Sjørørre	5	9	2	5	1	1	0	0	1	1	1	2	0	0
Boltit	5	6	1	1	2	3	0	0	1	1	1	1	0	0
Sangsvane	5	6	0	0	1	2	0	0	0	0	2	3	2	1
Sotsnipe	4	9	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	4	9
Svømmesnipe	4	8	1	1	0	0	0	0	1	2	0	0	2	5
Makrellterne	4	7	1	1	2	5	1	1	0	0	0	0	0	0
Musvåk	4	5	1	1	2	2	0	0	1	2	0	0	0	0
Sivsanger	4	5	0	0	1	1	1	1	0	0	1	1	1	2
Fossefall	4	4	0	0	0	0	0	0	3	3	0	0	1	1
Hvitryggspett	4	4	0	0	1	1	3	3	0	0	0	0	0	0
Kongeørn	4	4	0	0	0	0	0	0	2	2	1	1	1	1
Svartand	4	4	2	2	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0
Furukorsnebb	4	3	0	0	2	1	0	0	2	2	0	0	0	0
Jordugle	3	7	1	3	1	2	0	0	1	2	0	0	0	0
Fjæreplytt	3	5	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	2	3
Kjernebiter	3	5	0	0	2	2	0	0	1	3	0	0	0	0
Lappiplerke	3	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	5
Løvmeis	3	5	0	0	0	0	1	2	2	3	0	0	0	0
Tornskate	3	5	1	2	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0
Steinvender	3	4	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	2	3
Dvergspett	3	3	0	0	2	2	0	0	1	1	0	0	0	0
Havørn	3	3	0	0	0	0	0	0	1	1	1	1	1	1
Tårnfalk	3	3	1	1	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0
Varsler	3	3	0	0	1	1	0	0	2	2	0	0	0	0
Sandsvale	2	10	0	0	1	10	1	0	0	0	0	0	0	0
Knoppsvane	2	5	1	4	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Lappspove	2	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	5
Skjærpiplerke	2	5	0	0	1	2	1	3	0	0	0	0	0	0
Stillits	2	5	1	1	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0
Horndykker	2	3	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	1	1
Jaktfalk	2	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	2	1	1
Gresshoppesanger	2	2	0	0	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0
Myrsanger	2	2	2	2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Perleugle	2	2	0	0	0	0	0	0	2	2	0	0	0	0
Temmincksnipe	2	2	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	1	1
Vintererle	2	2	0	0	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0
Storskarv	2	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Teist	1	11	0	0	0	0	0	0	0	0	1	11	0	0
Dobbeltbekkasin	1	5	1	5	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Klippedue	1	4	1	4	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Havelle	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3	0	0
Nøttekråke	1	3	0	0	0	0	1	3	0	0	0	0	0	0
Rørsanger	1	3	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Toppdykker	1	3	1	3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Gråspett	1	2	0	0	0	0	0	0	1	2	0	0	0	0
Trelerke	1	2	0	0	1	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Brunnakke	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0

Tabell 11.2 (forts.)

Art/Species	Totalt 2010		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		Midt-Norge		Nordland/ Troms		Finnmark	
	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum	N ruter	Sum
Brushane	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Dverglo	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Fiskeørn	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
Hønsehauk	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Jerpe	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Kortnebbgås	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Lomvi	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Myrhauk	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Myrrikse	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Nattergal	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Sothøne	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Spurvehauk	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Svartstrupe	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Tyrkerdue	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0
Vandrefalk	1	1	0	0	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0
Vepsevåk	1	1	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Åkerrikse	1	1	0	0	0	0	1	1	0	0	0	0	0	0
Sum	279	29750	79	9135	44	5900	34	3823	65	6371	26	2558	33	1963



Figur 11.1 Bestandsindekser for hekkebestanden av fugl i kulturlandskapet og skogen. Årlige geometrisk gjennomsnitt av indeksverdier for 8 kulturlandskapsarter og 20 skogsarter, år 2000 er gitt indeksverdi 1,00. – Population indices for breeding birds in farmland and forest. Geometric mean values for 8 farmland species and 20 forest species.

11.3 Diskusjon

Feltaktivitet 2010

For å kunne gi god informasjon om bestandsendringer (eks. 80% sannsynlighet for å kunne dokumentere en 30% bestandsnedgang i løpet av en 10-årsperiode med 5% signifikansnivå, se Kålås & Husby 2002) må man ha i størrelsesorden 50 reelle telleruter, dvs ruter en art kan forventes å bli registrert på. Tellingene fram til nå antyder at vi på nasjonalt nivå vil oppnå en slik presisjon for i størrelsesorden 60 arter. De supplerende tellingene som gjøres av mer sjeldne arter ved forflytning mellom tellepunkt har som mål å øke datamengde for slike arter for å bedre statistikken for disse. Som tidligere påpekt av Kålås & Husby (2002), viser tellingene at nettverket, slik det nå er under etablering, vil få en begrenset dekning for noen av artene som

er sterkt knyttet til jordbrukslandskapet (eks. sanglerke). Dette skyldes at denne typen habitat har for liten utstrekning til å dekkes av mange nok takseringsruter. Om ikke nettverket blir for-tettet for denne typen habitater vil vi for slike arter få en noe mindre presis informasjon om be-standsendringer.

Av de vanligst forekommende artene, som en også vil få mest presis informasjon om be-standsendringer for på regionalt nivå, inngår ca 30 spurvefuglarter, vadefuglartene heilo, rød-stilk, gluttsnipe, småspove, enkeltbekkasin og strandsnipe, samt flaggspett, ringdue og gjøk (observert på > 20% av takseringsrutene). De fleste av disse er arter som har sin hovedfore-komst i skogsområder fra kysten og opp til skoggrensa. Det inngår imidlertid også et knippe av arter som har sin hovedforekomst i åpne områder og i fjellet (ca 10 arter). Vi regner med at fjell-artene vil få en betydelig bedre dekning når områdene i Nord-Norge for fullt kommer med i takseringsnettverket.

Etablering av ruter og kvalitetssikring

Vi er fortsatt i en etableringsfase for denne ekstensive overvåkingen av fugl i Norge. Det gjen-står noe arbeid når det gjelder fastsetting av standardprosedyrer for tellerutene i områdene fra og med Nord-Trøndelag og sørover der etablering startet i 2005-2008 (30 ruter gjenstår). Vide-re gjenstår slikt arbeid for 37 av de 103 rutene i Nordland/Troms der etablering startet i 2009, og for 43 av de 79 rutene i Finnmark der etablering startet i 39 av rutene i 2010. Med stan-dardprosedyrer menes her tidspunkt for taksering (både dato og klokkeslett), rekkefølge punk-tene takseres i, om punkt er flyttet eller utelatt, etc. Før en kan fastsette slike standardprosedy-rer for en takseringsrute må denne besøkes minst én gang. Prosedyrene fastsettes så av pro-sjektledelsen etter informasjon og eventuelt i dialog med den som har besøkt ruta.

Etablering av tellerutene gjøres samtidig med første års taksering. Dette krever en god del ekstra oppmerksomhet bl.a. knyttet til det å finne fram til og etablere tellepunkt, registreringer av habitatforhold etc. Første års besøk og opptellinger for takseringsrutene vil derfor i begren-set grad kunne inngå som fullverdige datasett for vurdering av bestandsendringer.

Når frivillig personell skal gjøre feltarbeidet, vil det ofte være begrensninger i hvilke dager som står til rådighet, og det er ikke gitt at disse dagene samsvarer med dager med egnede værfor-hold i relevant tidsperiode. Dette vil nødvendigvis medføre at en ikke kan forvente at samtlige takseringsruter vil bli taksert hvert år. For Sør-Norge sin del ble 71% av de aktuelle rutene tak-sert i 2010, og litt over 20% av disse må utelates fra tidsserieanalysene fordi standardprosedy-rer ikke ble fulgt. Dette gir en klart lavere andel av ruter enn det vi har satt som mål å få inn data fra hvert år (> 80%). For 2011 er det i informasjon til taksører i sterkere grad presisert be-hovet for at standardprosedyrer følges. Nå når vi har erfaringer fra alle våre fylker, bør det imidlertid gjøres en egen evaluering av feltaktivitet med mål å finne løsninger slik at vi årlig kan få godkjente data for minst 80% av rutene, slik målet er.

En del av de aktuelle tellerutene er det ikke mulige å utføre takseringer av etter en standard utlegging av tellepunkt pga vanskelig tilgjengelighet. For områdene fra og med Nord-Trøndelag og sørover gjelder dette for 24 (7%) av rutene, mens andelen av slike ruter er betydelig større for Nordland, Troms og Finnmark. Der det er praktisk mulig, bør det for disse vurderes en mer subjektiv form for utlegging av tellepunkt der en tar hensyn til tilgjengelighet, men samtidig, i så stor grad som mulig, legger tellepunktene til samme hovedtyper av natur som for originalopp-settet. For de tre nordligste fylkene er det særlig store utfordringer når det gjelder tilgjengelig-het til tellerutene. En betydelig andel av de aktuelle tellerutene ligger her enten langt borte fra vei og/eller de ligger i svært ulendt terreng. For en del områder og da særlig i Finnmark er det særlig avstand fra vei og inn til tellerutene som er den største utfordringen. For slike ruter bør det vurderes å bruke helikopter for å transportere taksører inn til tellerutene. Det bør også vur-deres om fugleovervåkingen for disse fylkene kan baseres på et noe lavere antall ruter enn det som er standard utlegging av takseringsruter i TOV-E eller at noen av rutene besøkes sjeldne-re, og eventuelt hvilke effekter dette vil ha for statistiske holdbarhet for målingene av bestands-endringer for fugl i Norge.

Kvalitetssikring av feltpersonell vil alltid være en utfordring når frivillig personell skal stå for hoveddelen av datainnsamlingen. For tiltak knyttet mot dette viser vi til Høgskolen i Nord-Trøndelag (HINT) sin etablering av et Fuglekunnskap-studium som blir en viktig bit av en slik kvalitetssikring. Feltpersonell kan her delta på feltkurs, trene i arts-kunnskap via internett, og de kan ta en nettbasert eksamen, se www.birdid.no. Ca 50% av personene som fikk tildelt ruter for taksering for 2010, hadde avlagt eksamen i fuglekunnskap ved HINT.

Bestandsindekser for skog og kulturlandskap

Data fra denne landsomfattende overvåkingen av hekkebestander av terrestriske fugl skal levere data til en av Finansdepartementets indikatorer for bærekraftig utvikling (Brunvoll et al. 2010). Her presenterer vi bestandsindekser for naturtypene skog og kulturlandskap som er kombinerte data fra 'TOV-E hekkefugl' med øvrige aktuelle datasett for perioden 1996-2010 (**figur 11.1**). Disse viser en nedgang for arter i kulturlandskapet, mens det har vært en mer stabil bestandsutvikling for arter knyttet til skog.

For perioden fram til 2006 inkluderer datasettet bare ruter som er mer subjektiv utlagt, og for hele tidsserien inngår det svært få tellinger fra Nord-Norge. Dette tilsier at tallene fra de to indeksene som presenteres her ikke nødvendigvis er representative for bestandsendringer i hele Norge. Tallene gir derfor kun en indikasjon på hvilke endringer som skjer i Norge. Fra 2010 og framover baseres disse tidsseriene utelukkende på tellinger fra TOV-E nettverket, men disse dataene vil heller ikke bli landsrepresentative før vi får god dekning på rutene også i Nord-Norge (fra ca 2011). Graden av representativitet for de tidsseriene som presenteres her, vil dermed bli betydelig bedre for kommende år.

De dataene som samles inn i denne bestandsovervåkingen av hekkefugl, kan også brukes i andre typer indekser for endringer i norsk natur. I prinsippet kan dette være indekser for grupper av arter (flerartsindekser) eller det kan være indekser for alle arter for gitte areal typer (habitatindekser) eller for klimaendring. Når det gjelder rene artsindekser for naturtyper finnes det forslag til dette på europeisk nivå, se <http://www.ebcc.info/pecbm.html>. Disse ser imidlertid ut til å ha begrenset relevans for eksklusiv vurdering av norske arealer. I Sverige er det etablert flerartsindekser knyttet miljømål, og denne type indekser kan også være relevante for norske forhold (se Ottvall et al. 2006). Dette arbeidet må også sees i sammenheng med arbeidet med en norsk naturindeks som nå pågår i regi av Direktoratet for naturforvaltning (Nybo 2010). Det pågår også en vurdering av prinsipper for og hvilke arter eller arealer som kan inkluderes i både bærekraftindeksen og i andre mulige indekser for bestandsendringer for hekkefugl (Husby & Kålås, i prep.).

Vedlegg 11.1 Oversikt over deltakere i feltarbeidet

Oversikt over personer som gjennomførte feltarbeid, med antall ruter hver takserte i fugletakseringsnettverket i 2010. – Overview of people doing the census work in 2010.

Navn	Antall ruter 2010	Navn	Antall ruter 2010	Navn	Antall ruter 2010
Per Willy Bøe	3	Pål Martin Grønlien	11	Åsmund Loe	3
Ole Berge Helland	1	John Grønning	2	Toril Lohne	1
Rolf E. Andersen	1	Leif Gunleifsen	1	Lars Lorentzen	5
Johannes Erik Anonby	2	Morten Günther	1	Per A. Lorentzen	5
Arnfred Antonsen	1	Inge Hafstad	5	Leif Lunde	1
Morten Rask Arnesen	2	Oddvar Hagen	1	Sverre Lundemo	4
Johan Åge Asphjell	2	Per Jan Hagevik	5	Jon Lurås	2
Paul Aspholm	3	Øyvind Halgunset	1	Morten Martinsen	3
Viggo Aspvik	1	Odd Hallaråker	1	Jutta Meiforth	1
Johannes Balandin	3	Anders Hals	3	Svein-Olav Mikkelsen	1
Jon Bekken	1	Torbjørn Hasund	2	John Martin Mjelde	1

Navn	Antall ruter 2010	Navn	Antall ruter 2010	Navn	Antall ruter 2010
Svein Bekkum	1	Fredrik Haug	4	Erlend Moen	1
Ole Petter Bergland	3	Finn Hauge	1	Ola Moen	1
Steve Bickford	1	Kjell-Ove Hauge	1	Rune Moen	1
Håkan Billing	2	Rune Haugen	1	Jostein Moldsvor	2
Øystein Birkelund	1	Jan Erik Heggelund	1	Kjetil Mork	2
Anders Bjordal	3	Arne Heggland	1	Torstein Myhre	1
Nils Chr. Bjørge	2	Oddvar Heggøy	1	Jostein Myromslien	5
Kjell Blandhol	1	Anders Heien	2	Anders Faugstad Mæland	4
Tom Skånsar Borgersen	4	Øyvind Heldal	6	Pål Mølnvik	2
Gunnar Borgos	1	Thorstein Holtskog	3	Ingvar Måge	1
Morten Brandsnes	1	Geir Andre Homme	1	Paul Tore Nielsen	2
Svein Arne Bratli	4	Knut-Sverre Horn	3	Yngve Nilsen	4
Torgim Breiehagen	5	Harald Hunderi	3	Ola Nordsteien	2
Anders Braanaas	3	Olav Huso	2	Frank Nygård	3
Stein Bukholm	1	Hans Martin Høiby	2	Atle Ivar Olsen	1
Per Bådshaug	3	Leif Salve Håkedal	1	Torbjørn Opheim	1
Fredrik Calmeyer	3	Svein Haakonseth	1	Almar Paulsen	1
Even Dehli	2	Paul Terje Haarr	1	Øyvind Pedersen	2
Harry Dijkstra	1	Anette Jensen	2	Jo Ranke	1
Jon Djupvik	2	Per Arne Johansen	1	Stein Inge Refvik	1
Stian Edvardsen	1	Ole Jonas Johansen	2	Esben Reiersen	1
Knut Eie	8	Finn Jørgensen	2	Tor Bjarte Reigstad	6
Ingvald Ekeland	3	Lars Kapelrud	1	Tore Reinsborg	2
Stig Ekker	2	Per Ingebrigt Karbø	1	Bjørn Rismyhr	2
Steinar Eldøy	1	Rune Karlstad	5	Jan K Roang	1
Berit Roll Elgsaas	3	Helge Kiland	3	Jon Grunde Roland	1
Bård Engelstad	2	Stein Narve Kjelvik	1	Eric Roualet	2
Arne Engås	3	Jan Helge Kjøstvedt	1	Johan Tore Røddland	1
Hanne Etnestad	2	Anne Kolstad	2	Jan Ove Sagerøy	1
Magne Evensen	3	Terje Kolaas	5	Hans Sagstuen	1
Tor Fjesme	1	Jim Kristensen	1	Jostein Sandvik	3
Harald Egil Folden	2	Knut Krogstad	1	Kjell Magnus Sarre	4
Knut Fure	1	Arnt Kvinnesland	1	Eirik Sekse	2
Per Furuseth	4	Jonas Langbråten	3	Harald Simonsen	1
Eivind Gjerde	1	Tore Larsen	2	Johan Sirnes	1
Øyvind Gjerde	2	Kjell Larssen	2	Ronny Skansen	3
Jann-Oskar Granheim	4	Kjell Thore Leinhardt	1	Henry Skevik	2
Per Øyvind Grimsby	1	Asbjørn Lie	1	Ole Skimmeland	1
Kjell Grimsby	4	Magnus Lien	4	Audun Brekke Skrindo	3
Kåre Grip	2	Arild Lindgaard	1	Rune Skåland	5
Ivar Sleveland	1	Anders Thingnes	3	Tommy Wernberg	4
Rune Solvang	1	Thorleif Thorsen	2	Morten Wilhelmsen	1
Karl Johan Stadsnes	3	Knut Totland	1	Vidar Wilhelmsen	1
Helge Staven	1	Sigmund Tveiten	1	Kjell Woxmyhr	2
Bjørn Arild Steinsmo	2	Jorunn Ospedal Vallestad	3	Ragnar Ødegaard	1
Ingvar Stenberg	1	Trond Valstad	6	Harry Ødegaard	3
Karl-Birger Strann	5	Per M. Vars	3	Egil Østby	3
Jarl Strømdal	6	Thom Ole Vedø	1	Arve Østlyngen	1
Roar Svenkerud	1	Jon Olav Veldø	1	Øystein Ålbu	1
Per Ole Syvertsen	3	Morten Venås	1	Tor Ålbu	2
Ole Martin Sæterhaug	3	Trond Voldmo	4	Espen Aarnes	2
Ståle Sætre	3	Per Inge Værnesbranden	3	Ingebrigt Saxe Aasen	1
Truls Tangstad	2	Tor Wang	1		

12 Sammenhenger og mulige påvirkningsfaktorer

Overvåkingen i TOV omfatter viktige biologiske komponenter i vanlige boreale og lavalpine økosystemer. De ulike komponentene dekker også viktige næringskjeder i disse systemene, f.eks. planter, smågnagere/ryper, rovfugl. Det er forventet at de inkluderte overvåkingsvariablene vil respondere på ulike naturlige og menneskeskapte endringer. Vi har ingen grundig analyse av sammenhenger mellom endringene i de ulike overvåkingsvariablene og mulige påvirkningsfaktorer, men vi gir her en kvalitativ vurdering av noen hovedmønstre i slike sammenhenger.

Klimaendringer

Flere av komponentene som overvåkes i TOV-områdene og i granskogsområdene, viser endringer som kan knyttes til observerte klimavariasjoner etter 1990. Generelt er det en sammenheng mellom planteartenes kjente temperaturfølsomhet og deres fordeling med høyden over havet, noe som uttrykker en lokal temperaturgradient (Bakkestuen et al. 2005). Det er derfor gode muligheter for å fange opp endringer i plantearters forekomst i TOV-områdene som svar på endringer i klimaet. Mosene svarer umiddelbart på klimaforholdene, og de viser tydelige endringer i perioden 1988-2010. Særlig har store moser i markvegetasjonen økt i mengde i flere granskogsområder med vegetasjonsovervåking (jf etasjemose i **figur 5.2**; R. Økland & Nordbakken 2004, T. Økland et al. 2004a,b, Halvorsen 2010). En hovedgrunn til dette er lengre vekstsesong for moser på grunn av mange milde høster, spesielt fra slutten av 1990-tallet. Økningen for store moser har ført til fortetting av bunnsjiktet, noe som flere steder i sin tur har ført til mengdereduksjon for mange små moser. I enkelte granskogsområder er artsmangfoldet for mosene i flatene derfor i ferd med å bli betydelig redusert. I enkelte av de nordlige områdene med bjørkeskog, f.eks. Åmotsdalen, Gutulia og Børgefjell, har lokalklimaet vært mer variabelt, og markvegetasjonen her har de siste årene vist tendens mot noe tørrere vekstforhold (jf kap. 3, Bakkestuen et al. 2007, Aarrestad et al. 2009).

På undersøkte trær i flere av overvåkingsområdene har mer varmekjære lavarter som vanlig kvistlav gått fram, mens kuldetolerante arter som snømållav har gått tilbake og ev. vist høyere skadefrekvens (Bruteig 2002, Hagen et al. 2006, 2007, 2008, Evju et al. 2009).

Tidspunktet for egglegging hos fluesnappere viser en nær sammenheng med vårens utvikling (f.eks. målt ved middeltemperaturen i mai) (jf **figur 10.3**). Fuglenes hekkestart er følsom for variasjonene i værforholdene om våren. I 2010 var maitemperaturen lavere enn året før i alle aktuelle områder. Likevel var dato for hekkestart mer som forventet ut fra den langsiktige trenden enn tilfellet var året før, da hekkingen var senere enn maitemperaturen skulle tilsi.

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 over tid noe økning i bestanden av arter som er mest knyttet til skogshabitater. Arter som foretrekker åpne naturtyper som hekkeområder, ser ut til å ha hatt en mer stabil eller synkende bestandsutvikling. De siste årene ser det ut til å være noe mer variasjon i dette mønsteret, med nedgang for begge grupper, men mest for artene tilknyttet åpne naturtyper. Vi ser ingen klar årsak til den dokumenterte nedgangen de siste årene. To aktuelle årsaker kan være effekter av episoder med ugunstige værforhold i hekketida, eller effekter av sen og kald vår med forskyvninger i artenes arealbruk som følge.

Andre observasjoner av endringer i bestandsnivå eller reproduksjonssuksess for dyrearter som overvåkes i TOV (jf kap. 7-10), 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 forurensinger

En rekke ulike forurensingskomponenter 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 forurensingen 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 forurensing kan ev. vise seg ved forskjeller i arts-sammensetning og endringer i artsmengder, bestandsvariasjoner eller reproduksjonssuksess mellom de sørligste områdene med mest forurensing i forhold til områder lenger nord med lavere belastning av forurensing.

De tydeligste effektene av forurensing er knyttet til epifytter på faste prøvetrær i overvåkingsområdene (jf Evju et al. 2009). Spesielt i de sørlige og mest forurensete områdene er det registrert en nedgang i skader på lav, samt framvekst av lav generelt og spesielt for forurensingsfølsomme arter som brunskjegg (jf Bruteig 2002, Hagen et al. 2006, 2007, 2008, Evju et al. 2009). Den generelle framgangen for lav og det reduserte skadeområdet tyder på at reduksjonen i svovelnedfall og forsuring de siste tiårene har hatt en positiv effekt på lavfloraen. Dette er ikke minst illustrert for lavfloraen på bjørk i Møsvatnområdet, der lav generelt og forurensingsfølsomme brunskjeggarter spesielt har gått kraftig fram. I siste periode ble det imidlertid også registrert økt andel skadd lav, både i det lite forurensingsbelastete området i Åmotsdalen og det mer belastete området i Lund (Hagen et al. 2007). Mengden av alger på trærne i Lund har økt kraftig i overvåkingsperioden, noe som dels kan skyldes et mildere og fuktigere klima (jf over), men ganske sikkert også økt tilførsel av nitrogen i dette området (Hagen et al. 2007).

For markvegetasjonen tyder enkelte observasjoner på at en gjødslingseffekt av tilført nitrogen kan være i ferd med å påvirke floraen, både ved tilbakegang av nitrogenfølsomme lavarter og framgang for noen nitrogenelskende karplanter (jf Aarrestad et al. 2009, R. Økland & Nordbakken 2004, T. Økland et al. 2004a,b). Dette er tydelig for flere av overvåkingsområdene i bjørkeskog, f.eks. overvåkingsområdene ved Møsvatn, Gutulia og Dividalen (jf smyle i **figur 5.3**). I bjørkeskogsområdene kan både langtransporterte nitrogenforbindelser og lokale effekter av kraftige bjørkemålerangrep være årsaker til observerte endringer mot mer nitrogenelskende vegetasjon. I granskogsområdene er disse signalene om en gjødslingseffekt ikke like klare. I enkelte områder er det observert økning av smyle, tydeligst i det sørligste området der nitrogenilførselen er størst (jf **figur 5.2**; T. Økland et al. 2004a,b), men i andre områder er det ingen slik framgang å observere for nitrogenelskende arter (jf Halvorsen et al. 2009, T. Økland et al. 2009b). For markvegetasjonen synes tidligere indikasjoner på at akkumulert forsuring påvirker deler av floraen (T. Økland et al. 2004a,b), dels å være reversert i løpet av de siste 5-årsperiodene, dels å vise et inkonsistent mønster mellom områdene. Endelige konklusjoner om dette må avvente ytterligere undersøkelser (jf R. Økland & Nordbakken 2004).

For faunaen gir heller ikke resultatene fra 2010 noen indikasjoner på at forurensinger i de mest utsatte områdene i sør har noen effekter på bestandsvariasjon eller reproduksjon hos undersøkte arter i TOV-områdene (jf kap. 7-10). 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, 2006). Det er også funnet betydelige nivåer av bly og andre giftige metaller i hønsefugl fra Sørvest-Norge (Kålås & Lierhagen 2003), 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 ryer og skogs-fugl. Det drives jakt i en viss utstrekning i de fleste overvåkingsområdene. Våre undersøkelser er ikke innrettet mot å avsløre effekter av beskatning, og vi kan dermed ikke si om disse artene overbeskattes eller ikke. Variasjonen fra år til år og mellom områder, samt fordelingen av ung-

fugl og voksne for liryte, kan trolig i hovedsak tilskrives naturlig variasjon i artenes bestandsdynamikk.

Variasjonen i reproduksjon hos kongeørn og jaktfalk kan ikke 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 faunakriminalitet fra mennesker i 2003, men det er usikkert om den svake reproduksjonssuksessen for kongeørn skyldes slik faunakriminalitet. Mer omfattende overvåkingsinnsats i Solhomfjell i 2004-08 viste bedre reproduksjon i denne perioden, og årsakene til den svake reproduksjonen i dette området i perioden 1999-2003 er ikke avklart. Den reduserte produksjonen for kongeørn og jaktfalk i flere av områdene i løpet av de siste årene kan trolig tilskrives dårlig tilgang på viktig bytte som småvilt.

Naturinngrep og endringer i arealbruk

Opplegget for overvåking i TOV-områdene er i utgangspunktet ikke innrettet mot 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. På den andre siden synes utviklingen i artssammensetning av markvegetasjonen snarere å indikere en viss gjengroing ved at lyngarter øker i mengde (jf kap. 3). I Gutulia viser også ungeproduksjonen hos kongeørn forskjeller mellom områder med og uten reinbeite (Kålås & Gjershaug 2009). Også mer akutte effekter av arealbruk kan påvirke overvåkingsområdene, som kjøreskader på vegetasjonen og hogst eller annen ødeleggelse av analysefelter og -trær. 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 ble satt i gang i 2004 (Framstad et al. 2006). 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 (Kålås et al. 2010) er så langt observert i forbindelse med overvåkingen i TOV-områdene:

- Gubbeskjegg (*Alectoria sarmentosa*) er oppført som nær truet (NT) på rødlista. Arten forekommer på ett undersøkelsestre i Børgefjell (alle år) og i Møsvatn (1997 og 2002).
- Gryntjafs (*Evernia mesomorpha*) er oppført som nær truet (NT) på rødlista. Arten er funnet på ett undersøkelsestre i Gutulia i alle årene og er også registrert på flere undersøkelsestrær i Møsvatn siden 1997.
- Ulvelav (*Letharia vulpina*) er oppført som sårbar (VU) på rødlista; arten ble funnet i området i Gutulia i 1993 og 1998, både på ett av prøvetrærne og flere steder i området

- Jaktfalk (*Falco rusticolus*) er oppført som nær truet (NT) på rødlista; arten overvåkes og observeres regelmessig i flere områder (Møsvatn, Åmotsdalen, Børgefjell)

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 vise tydelige bestandssvingninger, ofte med nokså regelmessig variasjon med bestandstopper med 3-4 års mellomrom. Et slikt mønster ser vi særlig tydelig i TOV-områdene ved Møsvatn og i Børgefjell (jf kap. 7). 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 ikke viser tydelige bestandstopper eller regelmessige bestandsvariasjon. Vi har ingen god forklaring på de generelt lave bestandsnivåene i disse områdene (selv om smågnagerbestanden i Gutulia viste en topp for første gang i 2010). 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 nedbeitet. Mildere vintre vil kunne gi store angrep i flere påfølgende år (Neuvonen et al. 2005, Jepsen et al. 2008), der også enkelttrær 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 (klatremus), til arter knyttet til mer åpne områder (markmus). Masseforekomster av bjørkemålerlarver gir også god tilgang på næring for fugler, noe som kan utnyttes av arter med en nomadisk livsform som f.eks. bjørkefink. Slike endringer ble observert i Møsvatnområdet etter store bjørkemålerangrep rundt 2000 (se Framstad et al. 2003).

13 Litteratur

- Ahti, T. 1977. Lichens of the boreal coniferous zone. - I Seaward, M. R. D., red. Lichen ecology. Academic Press, London. S. 145-181.
- 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.
- Aune, B. 1993. Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990. - Norsk meteorologiske institutt, Rapport, Klima 1993. 63 s.
- 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. & 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. & Framstad, E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark - reanalyser 2000. - NINA Oppdragsmelding 700: 1-41.
- Bakkestuen, V., Bruteig, I.E., Framstad, E., Storeid, S.-E., Stabbetorp, O.E. & Aarrestad, P.A. 2005. Overvåking av klimaeffekter på biomangfold i TOV. - NINA Rapport 52, 47s.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E., Aarrestad, P. A. & Wilmann, B. 2006. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell - tredje gangs analyse 2005. - I Framstad, E., red. Natur i Endring. Terrestrisk naturovervåking i 2005: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 150. s. 16-26.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B. 2007. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen - tredje gangs analyse 2006. - NINA Rapport 262: 16-32.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P. A., Stabbetorp, O. E., Erikstad, L. & Eilertsen, O. 2010. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six reference areas in Norway. - *Sommerfeltia* 34. 223 pp. + Suppl. Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. Bird census techniques. - Academic Press.
- Bjor, K. & Graffer, H. 1963. Beiteundersøkelser på skogsmark. - *Forsk. Forsøk Landbr.* 14: 121-365.
- Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn-Austfjell 1992. - NINA Oppdragsmelding 209: 1-33.
- 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.
- Brattbakk, I., Gaare, E., Hansen, K.F. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. - NINA Oppdragsmelding 131: 1-66.
- Brommer, J.E., Pietiäinen, H., Ahola, K., Karell, P., Karstinen, T. & Kolunen, H. 2010. The return of the vole cycle in southern Finland refutes the generality of the loss of cycles through 'climatic forcing'. *Global Change Biology* 16: 577-586.
- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U., Rühling, Å. & Tyler, G. 1997. Regional differences in floristic change in South Swedish oak forests as related to soil chemistry and land use. - *Journal of Vegetation Science* 8: 329-336.
- Brunvoll, F., Andresen, K., Halleraker, J. H., Husby, M., Kålås, J. A., Nybø, S. & Stalsberg, L. 2010. Biologisk mangfold og kulturminner. S. 35-48 I: Brunvoll, F. & Smith, T. (red.): På rett vei? Indikatorer for bærekraftig utvikling 2010. Statistisk sentralbyrå. Statistiske analyser 114.
- Bruteig, I. E. 1996. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Solhomfjell og Børgefjell 1995. ALLFORSK Rapport 7. 42 s.
- Bruteig, I. E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell 2000. NINA Oppdragsmelding 703. 39 s.
- Bruteig, I.E. 2002. Terrestrisk naturovervåking. Samanstilling av epifyttovervåkinga 1990-1999. - NINA Oppdragsmelding 776: 1-39.
- Buckland, S.T., D. R. Anderson, K. P. Burnham, J. L Laake, D. L. Borchers & L. Thomas. 2001. Introduction to Distance Sampling. Estimating abundance of biological populations. Oxford University Press. 448 s.
- 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.
- During, H.J. & Verschuren, G.A.C.M. 1988. Influence of the tree canopy on terrestrial bryophyte communities: microclimate and chemistry of throughfall. - In: Barkmann, J.J., Sýkora, K.V. (Eds.), Dependent plant communities. SPB Academic Publishing, The Hague, pp. 99-110.
- Eeva, T. & Lehiokainen, 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. & Lehiokainen, E. 1996. Growth and mortality of nestling in an heavy metal pollution gradient. - *Oecologia* 108: 631-639.
- Eeva, T., Lehiokainen, 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., Lehiokainen, 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.E. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. - NINA Oppdragsmelding 408: 1-84.
- Ekenstedt, J., Ollilla, T. & Kålås, J.A. 2006. Criteria for monitoring and surveillance of Golden Eagles (*Aquila chrysaetos*) in Finland-Norway-Sweden. - Upublisert rapport.
- Ekerholm, P., Oksanen, L. & Oksanen, T. 2001. Long-term dynamics of voles and lemmings at the timberline and above the willow limit as atest of hypotheses on trophic interactions. - *Ecography* 24: 555-568.
- Ellenberg, H., Weber, H. E., Düll, R., Wirth, V., Werner, W. & Paulissen, D. 1992. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. - *Scripta Geobotanica XVII*.Göttingen. 258 pp.
- 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.
- Evju, M., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2009. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk I Dividalen og Gutulia. - NINA Rapport 490: 85-109.
- Falkengren-Grerup, U. 1986. Soil acidification and vegetation changes in deciduous forest in southern Sweden. *Oecologia* 70: 339-347.
- Falkengren-Grerup, U. 1990. Distribution of field layer species in Swedish deciduous forests in 1929-54 and 1979-1988 as related to soil pH. - *Vegetatio* 86: 143-150.
- Falkengren-Grerup, U. & Tyler, G. 1991. Dynamic floristic changes of Swedish beech forest in relation to soil acidity and stand management. - *Vegetatio* 95: 149-158.
- Fimreite, N. 1971. Effects of dietary methylmercury on ring-necked pheasants. - *Can. Wildl. Serv. Occas. Pap.* 9.
- Framstad, E. & Kålås, J.A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologisk mangfold - videreutvikling av dagens naturovervåking. - NINA Oppdragsmelding 702: 1-49.
- Framstad, E., Stenseth, N.C. & Østbye, E. 1993. Time series analysis of population fluctuations of *Lemmus lemmus*. - pp: 97-115 in Stenseth, N.C. & Ims, R.A., red. The biology of lemmings. Academic Press. London.
- Framstad, E., Stenseth, N.C., Bjørnstad, O.N. & Falck, W. 1997. Limit cycles in Norwegian lemmings: tensions between phase-dependence and density-dependence. - *Proceedings of the Royal Society, B.* 264: 31-38.
- 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.
- Fremstad, E. 1997. Vegetasjonstyper i Norge. - Norsk institutt for naturforskning, Trondheim.

- Frisvoll, A. A., Elvebakk, A., Flatberg, K. I. & Økland, R. H. 1995. Sjekkliste over norske mosar: vitskapleg og norsk namneverk. NINA Temahefte 4. 104 s.
- Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. & Jarvis, P.J. 1993. Can birds be used to monitor the environment. - pp. 1-42 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D., eds. *Birds as Monitors of environmental Changes*. Chapman & Hall, London.
- Førland, E.J. 1979. Nedbørens høydeavhengighet. - *Klima* 2: 2-34.
- Førland, E.J. 1993. Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990. - *Norske Meteorol. Inst. Rapp. Klima* 39: 1-63.
- Gjershaug, J.O., Strann, K-B. Nygård, T. & Kålås, J.A. 2008. Skisse til intensiv overvåking av kongeørn i Norge. - Skisse oversendt Direktoratet for naturforvaltning mars 2008. 7 s.
- Graveland, J., van der Wahl, R., van Balen, J.H., van Noordwijk, A.J. 1994. Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. - *Nature* 368: 446-448.
- Greenwood, J.J.D., Baillie, S.R., Crick, H.P.Q., Marchant, J.H. & Peach, W.J. 1993. Integrated population monitoring: detecting the effects of diverse changes. - pp. 267-342 in Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D., eds. *Birds as Monitors of environmental Changes*. Chapman & Hall, London.
- Gregory, R. D. & van Strien, A. 2010. Wild bird indicators: Using composite population trends for birds as measures of environmental health. - *Ornithological Science* 9: 3-22. (doi: 10.2326/osj.9.3)
- 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, D., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2006. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell 2005. - NINA Rapport 150: 27-55.
- Hagen, D., Bruteig, I.E., Larssen, R.S. & Wilmann, B. 2007. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2006. - NINA Rapport 262: 38-65.
- Hagen, D., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2008. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjon i Møsvatn 2007. I: Framstad, E. (red.) *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl.* - NINA Rapport 362, s. 45-64.
- 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.
- Halvorsen, R. 2010. Demografiundersøkelser av etasjemose i sju granskogsområder 1990-2009. - I Framstad, E. (red.) *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, smågnagere og fugl.* NINA Rapport 580: 17-27.
- Halvorsen, R., Bakkestuen, V. & Wollan, A.K. 2009. Vegetasjonsundersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell. - NINA Rapport 490: 43-69.
- Hambäck, P.A., Oksanen, L., Ekerholm, P., Lindgren, Å, Oksanen, T. & Schneider, M. 2004. Predators indirectly protect tundra plants by reducing herbivore abundance. - *Oikos* 106: 85-92.
- 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. & Haukialmi, V. 1987. How much do weasels shape microtine cycles in the northern Fennoscandian taiga? - *Oikos* 50: 353-365.
- Herredsvella, H. & Munkejord, Aa. 1988. Ryper i Sørvest-Norge er kadmiumforgiftet. - *Vår fuglefauna* 11: 75-77.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA - A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. - Cornell University, Ithaca, NY, US.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. - *Vegetatio* 42: 47-58.

- Hilmo, O. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Børgefjell 1990. DN-notat 1991-4. 38 s.
- Hilmo, O. & Wang, R. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Solhomfjell 1990. DN-notat 1991-6. 50 s.
- Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2009. Arealregnskap for Norge, Arealstatistikk for Buskerud. - Ressursoversikt fra Skog og Landskap 02/2009, 82 s.
- 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 akademiske forlag, Trondheim.
- Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. - NINA Oppdragsmelding 24: 1-49.
- Hultengren, S., Gralen, H. & Pleijel, H. 2004. Recovery of epiphytic lichen flora following air quality improvement in south-west Sweden. - *Water Air and Soil Pollution* 154: 203-211.
- Husby, M. & Kålås, J.A. I prep. Terrestriske fuglearter som indikatorer for bærekraftig utvikling i Norge: Tilstanden i ulike naturtyper og effekter av klimaendring. - HINT-Rapport 2011: xx. xx s.
- Husby, M. & Stuefløten, S. 2009. Norsk Hekkefugltaksering - Bestandsutvikling i HFT-områdene for 57 arter 1995-2008. - NOF Rapport 6-2009. 33 s.
- Hörsfeldt, B. 1994. Delayed density dependence as a determinant of vole cycles. - *Ecology* 75: 791-806.
- Hörsfeldt, B. 2004. Long-term decline in numbers of cyclic voles in boreal Sweden: analysis and presentation of hypotheses. - *Oikos* 107: 376-392.
- Hörsfeldt, B., Löfgren, O. & Carlsson, B.-G. 1986. Cycles in voles and small game in relation to variation in plant production indices in Northern Sweden. - *Oecologia* 68: 496-502.
- Ims, R.A. & Fuglei, E. 2005. Trophic interaction cycles in tundra ecosystems and the impact of climate change. - *BioScience* 55: 311-322.
- Ims, R.A., Henden, J.-A. & Killengreen, S.T. 2008. Collapsing population cycles. - *Trends in Ecology and Evolution* 23: 79-86.
- Ims, R.A., Killengreen, S.T., Jemsvoll, J., Yoccoz, N.G., Henden, J.A., Mørk, T., Sarre, A.P. & Ørjebu, A. 2009. Fjellrev i Finnmark: Årsrapport 2009. - <http://www.fjellrev-finnmark-uit.no>. 14 s.
- Ims, R.A., Jenssen, B.M., Ohlson, M. & Ønvik Pedersen, Å. 2010. Evaluering av "Program for terrestrisk naturovervåking". - DN-utredning 9-2010. 32 s.
- Ims, R.A., Yoccoz, N.G. & Killengreen, S.T. 2011. Determinants of lemming outbreaks. - *PNAS* doi/10.1073/pnas.1012714108. 5 s.
- 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.
- Jepsen, J.U., Hagen, S.B., Ims, R.A. & Yoccoz, N.G. 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrata autumnata* in subarctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. - *Journal of Animal Ecology* 77: 257-264.
- Kausrud, K.L., Myrsetrud, A., Steen, H., Vik, J.O., Østbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A.M., Myrsetrud, I., Solhøy, T. & Stenseth, N.C. 2008. Linking climate change to lemming cycles. - *Nature* 456: 93-97.
- Korpimäki, E., Brown, P.R., Jacob, J. & Pech, R.P. 2004. The puzzles of population cycles and outbreaks of small mammals solved? - *BioScience* 54: 1071-1079.
- Koskimies, P. 1989. Birds as a tool in environmental monitoring. - *Ann. Zool. Fennici* 26: 153-166.
- Krebs, C.J., Danell, K., Angerbjörn, A., et al. 2003. Terrestrial trophic dynamics in the Canadian Arctic. - *Canadian Journal of Zoology* 81: 827-843.
- Krog, H., Østhaugen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. - Universitetsforlaget, Oslo.
- 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. & Gjershaug J.O. 2004. Rovfugl - NINA Oppdragsmelding 839: 67-70.
- Kålås, J.A. & Gjershaug J.O. 2009. Rovfugler. - NINA Rapport 490: 119-123.
- Kålås, J.A. & Husby, M. 2002. Ekstensiv overvåking av terrestre fugl i Norge. - NINA-Oppdragsmelding 740, 25 s.
- Kålås, J.A. & Husby, M. 2011. Det nye nasjonale nettverket for overvåking av terrestriske hekkefugler er nå etablert. - *Vår fuglefauna*: 34: 16-19.

- Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01. – NINA Oppdragsmelding 782: 1-41.
- Kålås, J.A., 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., Steinnes, E. & Lierhagen, S. 2001. Lead exposure of small herbivorous vertebrates from atmospheric pollution. – *Environmental Pollution* 107: 21-29.
- Kålås, J.A., Viken, Å., Henriksen, S. & Skjelseth, S. (Eds.) 2010. Norsk Rødliste for arter 2010 – The 2010 Norwegian Red List for Species. – Artsdatabanken, Trondheim, Norway. 480 pp.
- Laaksonen, K. 1976. The dependence of mean air temperatures upon latitude and altitude in Fennoscandia (1921-1950). – *Annls Acad. scient. fenn. Ser A 3 geol.-geogr.* 119: 1-19.
- Lawesson, J., Eilertsen, O., Diekmann, M., Reinikainen, A., Gunnlaugsdóttir, E., Fosaa, A.M., Carøe, I., Skov, F., Groom, G., Økland, R.H., Økland, T., Andersen, P.N. & Bakkestuen, V. 2000. A concept for vegetation studies and monitoring in the Nordic countries. – *Tema Nord* 517: 1-125.
- Lid, J. & Lid, D. T. 2005. Norsk flora. 7. utg. Elven, R., red. – Det Norske 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., Martinsen, 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.
- Moe, B. 1994. Inventering av verneverdig skog i Agder. – NINA Oppdragsmeld. 306:1-99.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. – Hønefoss, Statens Kartverk.
- 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.
- Neuvonen, S., Bylund, H. & Tømmervik, H. 2005. Forest defoliation risks in birch forest by insects under different climate and land use scenarios in northern Europe. – s 125-138 i Wielgolaski, F.E., Karlsson, P.S., Neuvonen, S. & Tannheiser, D. (red) *Plant ecology, herbivory, and human impact in Nordic mountain birch forests*. Springer-Verlag.
- 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., Scheidegger, C. & Wolseley, P., red. 2002. Monitoring with lichens - monitoring lichens. NATO Science Series. – Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Nordbakken, J.-F., Økland, T., Røsberg, I. & Engan, G. 2010. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Gutulia nasjonalpark i Hedmark, 2009. – NINA Rapport 580: 28-39.
- Nordin, A., Strengbom, J., Witzell, J., Nasholm, T. & Ericson, L. 2005. Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: Implications for the nitrogen critical load. – *Ambio* 34: 20-24.
- Nybø, S. (red.). 2010. Naturindeks for Norge. – DN-utredning 3-2010. 162 s.
- Nygaard, P.H. & Ødegaard, T. 1999. Sixty years of vegetation dynamics in a south boreal coniferous forest in southern Norway. – *J. Veg. Sci.* 10: 5-16.
- Nygård, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugler som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. – NINA Utredning 21: 1-34.
- Nygård, T. & Gjershaug, J.O. 2001. The effects of low levels of pollutants on reproduction of golden eagles in Western Norway. – *Ecotoxicology* 10: 285-290.

- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfolk. – NINA Oppdragsmelding 232: 1-24.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk natur-overvåking. Miljøgifter i dvergfolk i Norge. – NINA Forskningsrapport 56: 1-33.
- Nygård, T., Skaare, J.U., Kallenborn, R & Herzke, D. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge. – NINA Oppdragsmelding 701: 1-33.
- Nygård, T., Herzke, D. & Polder, A. 2006. Natur i endring. Utviklingen av miljøgifter i rovfuglegg i Norge fram til 2005. – NINA Rapport 213. 42 s.
- 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. Eijssackers, H. & Heimback, F., eds. *Ecotoxicology of soil organisms*. Lewis, Chelsee.
- Nyholm, N.E.I. & Myhrberg, H.E. 1977. Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland. – *Oikos* 29: 336-341.
- Odell, G. & Ståhl, G. 1998. Vegetationsförändringar i skogsmark från 1980-talet till 1990-talet - resultat från den landsomfattande Ståndortskarteringen. – *Svensk bot. Tidskr.* 92: 227-232.
- Ogner, G., Wickstrøm, T., Remedios, G., Gjelsvik, S., Hensel, G.R., Jacobsen, J.E., Olsen, M., Skretting, E., Sørli, B. 1999. The chemical analysis program of the Norwegian Forest Research Institute 2000. – Norwegian Forest Research Institute: 23 pp.
- 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.
- Oksanen, T., Oksanen, L., Dahlgren, J. & Olofsson, J. 2008. Arctic lemmings, *Lemmus* spp. and *Dicrostonyx* spp.: integrating ecological and evolutionary perspectives. – *Evolutionary Ecology Research* 10: 415-434.
- Olofsson, J., Hulme, P.E., Oksanen, L. & Suominen, O. 2004. Importance of large and small mammalian herbivores for the plant community structure in the forest tundra ecotone. – *Oikos* 106: 324-334.
- Olsen, S.R. & Grønlien, H. 2002. Smågnagerundersøkelser i Lillehammer og Brandbu 1992-2001. – upubl. rapport til fylkesmannen i Oppland. 9 pp + vedlegg.
- Ormerod, S.J., Bull, K.R., Cummins, C.P., Tyler, S.J. & Vickery, J.A. 1988. Egg mass and shell thickness in Dipper *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in Wales and Scotland. – *Environmental Pollution* 58: 179-194.
- Ottvall R., Green, M & Lindstrøm, Å. 2006. Häckande fåglar som RUS-indikatorer för biologisk mångfald. – Länsstyrelsen i Jönköping län, Medelände nr 2006:21.
- PECBMS, 2009. The State of Europe's Common Birds 2008. – CSO/RSPB, Prague, Czech Republic.
- PECBMS. 2010 Trends of common birds in Europe, 2010 update. – European Bird Census Council, Prague. (www.ebcc.info/index.php?ID=387)
- 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:.
- R Development Core Team. 2009. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna.
- Ratcliffe, D.A. 1967. Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. – *Nature* 215: 208-210.
- Rekdal, Y. & Strand, G.H. 2005. Arealregnskap for Norge. Fjellet i Hedmark. – NIJOS rapport 06/05: 1-32.
- Rodenkirchen, H. 1998. Evidence for a nutritional disorder of *Oxalis acetosella* L. on acid forest soils - I. Control situation and effects of dolomitic liming and acid irrigation. *Pl. Soil* 199: 141-152.
- Rosseland, B.O., Eldhuset, T.D. & Staurnes, M. 1990. Environmental effects of aluminium. – *Environmental Geochemistry and Health* 12: 17-27.
- Rydgren, K., Økland, R.H., Picó, F.X. & de Kroon, H. 2007. Moss species benefits from breakdown of cyclic rodent dynamics in boreal forests. – *Ecology* 88: 2320-2329.
- Santesson, R., Moberg, R., Nordin, A., Tønberg, T. & Vitikainen, O. 2004. Lichen-forming and lichenicolous fungi of Fennoscandia. – Museum of Evolution, Uppsala University, Uppsala.
- Seaward, M. R. D. 2004. The use of lichens for environmental impact assessment. – *Symbiosis* 37: 293-305.
- Seldal, T., Andersen, K.-J. & Högstedt, G. 1994. Grazing-induced proteinase inhibitors: a possible cause for lemming population cycles. – *Oikos* 70: 3-11.

- Selås, V. 1997. Cyclic population fluctuations of herbivores as an effect of cyclic seed cropping of plants: the mast depression hypothesis. – *Oikos* 80: 257-268.
- Selås, V. & Kålås, J.A. 2007. Territory occupancy rate of goshawk and gyrfalcon. No evidence of delayed numerical response to grouse numbers. – *Oecologia* 153: 555-561.
- Selås, V., Framstad, E. & Spidsø, T.K. 2002. Effects of seed masting of bilberry, oak and spruce on sympatric populations of bank vole (*Clethrionomys glareolus*) and wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) in southern Norway. – *Journal of Zoology* 258: 459-468.
- Selås, V., Sonerud, G.A., Hjeljord, O., Gangsei, L.E., Pedersen, H.B., Framstad, E., Spidsø, T.K. & Wiig, Ø. 2010. Moose recruitment in relation to bilberry production and bank vole numbers along a summer temperature gradient in Norway. – *European Journal of Wildlife Research* DOI 10.1007/s10344-010-0461-2
- Sjörs, H. 1948: Myrvegetation i Bergslagen. – *Acta phytogeogr. Suec.* 21: 1-299.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. Biometry, ed. 3. – Freeman. New York
- St.meld. nr 42 (2000-2001). Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning. – Miljøverndepartementet, 220 pp.
- Steen, H., Myrsetrud, 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. 1999. Population cycles in voles and lemmings: density dependence and phase dependence in a stochastic world. – *Oikos* 87: 427-461.
- Stenseth, N.C. & Ims, R.A. 1993. Population dynamics of lemmings: temporal and spatial variation – an introduction. – pp. 61-96 i Stenseth, N.C. & Ims, R.A., red. *The Biology of Lemmings*. Academic Press, London.
- Strann, K.-B., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2002. Is the heart of the Fennoscandian rodent cycle still beating? A 14-year study of small mammals and Tengmalm's owl in northern Norway. – *Ecography* 25: 81-87.
- Strengbom, J., Walheim, M., Näsholm, T. & Ericson, L. 2003. Regional differences in occurrence of understory forest species reflects differences in N deposition. – *Ambio* 32: 91-97.
- Strengbom, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2004. Light, not nitrogen, limits growth of grass *Deschampsia flexuosa* in boreal forest. – *Canadian Journal of Botany* 82: 430-435.
- Stålfelt, M.G. 1937. Die bedeutung der Vegetation im Wasserhaushalt des Bodens. – *Svenska Skogsvårdsfören. Tidskr.* 35: 161-195.
- Svensson, S. 1989. Övervakning av fåglarnas populasjonsutveckling och reproduktionsförmåga. Årsrapport 1988. – Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- Syvetsen, P.O., Isaksen, K., Olsen, K.M., Ree, V., Solheim, R. & Wiig, Ø. 2010. Nye norske navn på pattedyr, med oppdatert liste over arter påvist i Norge. – *Fauna* 63(2): 50-59.
- Tørseth, K. & Semb, A. 1997. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1992-1996. – *Norsk Inst. Vannforsk. Rapp.* 1997: 1-44.
- van Herk, C. M., Aptroot, A. & van Dobben, H. F. 2002. Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. – *The Lichenologist* 34: 141-154.
- Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2004. Spatial population dynamics of small mammals: some methodological and practical issues. – *Animal Biodiversity and Conservation* 27: 427-435.
- Økland, R.H. 1995. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. I. Demography. – *J. Ecol.* 83: 697-712.
- Økland, R.H. 1997. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. III. Six-year demographic variation in two areas. – *Lindbergia* 22: 49-68.
- Økland, R.H. 2000. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. 5. Vertical dynamics of individual shoot segments. – *Oikos* 88: 449-469.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. – *Sommerfeltia* 16: 1-254.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1996. Dynamics of understory vegetation in an old-growth boreal coniferous forest, 1988-1993. – *J. Veg. Sci.* 7: 747-762.
- Økland, R.H. & Nordbakken, J.-F. 2004. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell – fjerde gangs analyse 2003. – NINA Oppdragsmelding 839: 14-31.
- Økland, R.H., Bakkestuen, B.V. & Wollan, A.K. 2009. Vegetasjonsundersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell. – NINA Rapport 490: 43-69.
- Økland, T. 1988. An ecological approach to the investigation of a beech forest in Vestfold, SE Norway. – *Nord. J. Bot.* 8: 375-407.
- Økland, T. 1990. Vegetational and ecological monitoring of boreal forests in Norway. I. Rausjømarka in Akerhus county, SE Norway. – *Sommerfeltia* 10: 1-52.

- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. – *Sommerfeltia* 22: 1-349.
- Økland, T., 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.
- Økland, T., Aarrestad, P.A., Økland, R.H., Bakkestuen, V., Bratli, H. & Stabbetorp, O. 2007. Endringer for utvalgte arter i granskogsområder og bjørkeskogsområder 1988-2007. – NINA Rapport 262: 33-37.
- Økland, T., Aarrestad, P.A., Halvorsen, R., Bakkestuen, V., Bratli, H. & Stabbetorp, O. 2008. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988-2007. – NINA Rapport 362: 40-44.
- Økland, T., Røsberg, I. & Bratli, H. 2009a. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Akershus. – NINA Rapport 490: 70-79.
- Økland, T., Aarrestad, P.A. & Halvorsen, R. 2009b. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988-2008. – NINA Rapport 490: 80-84.
- Økland, T., Aarrestad, P.A. & Halvorsen, R. 2010. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988-2009. – NINA Rapport 580: 40-45.
- Østbye, E., Østbye, K. & Østbye, V. 2005. Smågnagere og spissmus i Skrimfjellområdet. – *Ravalsjøskogenes viltjournal*, hefte 8, 2005: 1-25.
- Aabakken, R. & Myrberget, S. 1975. Registreringer av fugler og pattedyr i planlagte reguleringsområder i Alta-vassdraget. - Rapport, Direktoratet for vilt og fersk-vannsfisk, Trondheim.
- Aarrestad, P. A., Bakkestuen, V., Stabbetorp, O. E. & Wilmann, B. 2008. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn 2007. - I Framstad, E., red. *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 362. s. 15-28.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Often, A., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B. 2009. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen. – NINA Rapport 490: 16-42.
- Aas, W., Tørseth, K., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. & Yttri, K.E. 2002. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør: atmosfærisk tilførsel, 2001. – NILU Rapport OR 21/2002. 157 s.
- Aas, W., Hjellbrekke, A., Hole, L. R. & Tørseth, K. 2008. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2002-2006. NILU OR 72/2008. Norwegian Institute for Air Research, Oslo. 56 s.
- Aas, W., Solberg, S., Manø, S. & Yttri, K.E. 2009a. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. *Atmosfærisk tilførsel, 2008*. – NILU Rapport OR 22/2009. 187 s.
- Aas, W., Solberg, S., Yttri, K.E., Larssen, T., & Wright, R. 2009b. Langtransporterte luftforurensninger og effekter i Norge – status og fremtidsutsikter. – NILU Rapport OR 52/2009. 45 s.
- Aas, W., Solberg, S., Manø, S. & Yttri, K.E. 2010. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. *Atmosfærisk tilførsel, 2009*. – NILU Rapport OR33/2010. 187 s.

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

DNs nettsider <http://www.dirnat.no/content.ap?thisId=409> gir generell informasjon om TOV. Overvåkingsdata fra områdene finnes på: <http://tov.dirnat.no/>.

NINAs presentasjon av TOV finnes på: <http://www.nina.no/Overvåking/NaturovervåkingTOV.aspx>. Her finnes oversikt over samtlige TOV-rapporter i høyre marg. De fleste TOV-rapportene fra NINA etter 2000 er produsert i pdf-format og kan lastes ned fra NINAs publikasjonsarkiv. Trykte rapporter fåes ved henvendelse til den aktuelle institusjonen.

NINA Rapport 702

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-2289-1



Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 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>