

952 Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

NINA Rapport

Sammenfatning av resultater

Erik Framstad (red.)



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

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

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

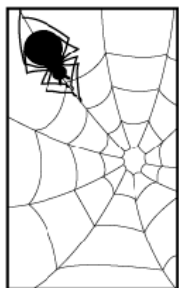
Annen publisering

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

Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Sammenfatning av resultater

Erik Framstad (red.)



Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 142

Finansiering: Direktoratet for naturforvaltning

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

Framstad, E. (red.) 2013. Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 952. 107 s.

Oslo, mai 2013

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-2557-1

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 S. Myklebust (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Reidar Hindrum

FORSIDEBILDE

Gjenanalyse av markvegetasjonen i Otterstadstølen naturreservat, Hordaland. Foto: Ingvald Røsberg

NØKKEWORD

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

KEY WORDS

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

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen
7485 Trondheim
Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret
9296 Tromsø
Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkalgården
2624 Lillehammer
Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Framstad, E. (red.) 2013. Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. – NINA Rapport 952. 107 s.

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

Klimaendringer

Flere av overvåkingskomponentene i bjørkeskog og granskog viser endringer som kan knyttes til observerte klimavariasjoner etter ca 1990. Det er generell sammenheng mellom planteartenes temperaturfølsomhet og deres fordeling med høyden over havet. Store moser i markvegetasjonen viser økt mengde i flere granskogsområder og dels bjørkeskogsområder, noe som trolig skyldes lengre vekstsesong pga milde høster, spesielt fra midten av 1990-tallet. Økningen for store moser har ført til fortetting av bunnsjiktet, med reduksjon i mengden av mange små moser og redusert arts mangfold av spesielt levermoser. I noen granskogsområder, som i området Otterstadstølen, er det totale arts mangfoldet i markvegetasjonen betydelig redusert i løpet av overvåkingsperioden. I enkelte nordlige bjørkeskogsområder (Åmotsdalen, Gutulia, Børgefjell) har lokalklimaet vært mer variabelt, og markvegetasjonen her har de siste årene vist tendens mot noe tørrere vekstforhold. På undersøkte trær i flere av overvåkingsområdene har mer varmekjære lavarter som vanlig kvistlav gått fram, mens kuldetolerante arter som snømållav har gått tilbake og ev. vist høyere skadefrekvens. Tidspunktet for egglegging hos fluesnappere viser nær sammenheng med vårens utvikling (målt ved middeltemperaturen i mai). Mildere klima og lengre produksjonssesong bør gi økning i fuglebestandene i fjellet. En bestandsindeks for fugler i de fem overvåkingsområdene i fjellet (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) viser ikke signifikant endring for arter knyttet til skog i perioden 1990-2012, mens arter knyttet til åpne naturtyper har hatt signifikant nedgang. De siste årene har det vært episoder med ugunstige værforhold i hekketida eller sen og kald vår med negative konsekvenser for hekkestart og klekkesuksess, med mulig effekt på bestandsutviklingen for spurvefugl.

Langtransporterte forurensinger

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

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

Andre påvirkningsfaktorer

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

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

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

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

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

Abstract

Framstad, E. (ed.) 2012. Terrestrial Ecosystems Monitoring in 2012: Ground vegetation, epiphytes, small mammals and birds. Summary of results. – NINA Report 952. 107 pp.

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

Climate change

Changes in several of the components monitored in birch and spruce forests can be related to climate variation observed after about 1990. There is a general relationship between plant species temperature sensitivity and their distribution with altitude. In the ground vegetation large mosses show increased abundance in several sites of spruce forest and some of birch forest, probably due to the longer growing season of mild autumns, particularly from the late 1990s. Increases for large species have led to a denser bottom layer, with a reduction in the amount of many small bryophytes and reduced species richness. In some spruce forest sites, as in Otterstadstølen, total species diversity of the ground vegetation is considerably reduced since the start of monitoring. In some northern birch forest sites (Åmotsdalen, Gutulia, Børgefjell), local climate has been more variable, with the vegetation reflecting somewhat drier growing conditions. On examined trees in several monitoring sites, more thermophilic lichens (e.g. *Hypogymnia physodes*) have increased, whereas cold-tolerant species (e.g. *Melanelia olivacea*) have decreased and exhibited higher damage rates. The timing of egg laying in pied flycatchers shows close relationship with spring development (measured as May mean temperature). A milder climate and longer production season should result in an increase in bird populations in the mountains. A bird population index for the five mountain monitoring sites (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) shows no significant change for species of forest habitats during 1990-2012, whereas species preferring open habitats have had a significant population decrease. In recent years, episodes of unfavorable weather during the nesting season or a late/cold spring have had negative impacts on breeding season start, hatching success, and possibly, population development for passerine birds.

Long-range pollution

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

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

Other impact factors

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

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

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

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

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

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Forord	9
1 Innledning	10
2 Beskrivelse av TOV-områdene	12
3 Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn 2012	17
3.1 Metoder.....	17
3.2 Endringer i Møsvatn 1997-2012.....	18
3.3 Diskusjon.....	21
3.4 Konklusjon.....	24
4 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Otterstadstølen naturreservat 2012	27
4.1 Områdebeskrivelse og metoder.....	27
4.2 Resultater: endringer i perioden 1989-2012 i prøverutene i Otterstadstølen.....	29
4.3 Oppsummering av resultater for vegetasjonsendringene i Otterstadstølen.....	34
5 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2012	38
6 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen ved Møsvatn 2012	45
6.1 Resultater fra Møsvatn.....	45
7 Smågnagere	54
7.1 Metoder.....	54
7.2 Resultater.....	55
7.3 Konklusjon.....	57
8 Rovfugler	60
8.1 Metoder.....	60
8.2 Resultater.....	61
8.3 Diskusjon.....	61
9 Hønefugler	64
9.1 Metoder.....	64
9.2 Resultater.....	66
9.3 Diskusjon.....	68
10 Spurvefugl	70
10.1 Metoder.....	70
10.2 Resultater.....	72
10.3 Diskusjon.....	76
11 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl	83
11.1 Metoder.....	83
11.2 Resultater.....	85
11.3 Diskusjon.....	90
12 Bjørkemålere i TOV-områdene - Metodetest	94
12.1 Bakgrunn.....	94

12.2 Felttest i Dividalen	95
12.3 Forslag til metodikk.....	95
12.4 Diskusjon	97
13 Referanser	99

Kontaktinformasjon

Kap. 1, 2, 7	Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo (erik.framstad@nina.no)
Kap. 3	Per Arild Aarrestad, NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim (per.a.aarrestad@nina.no)
Kap. 4, 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, 7485 Trondheim (inga.bruteig@nina.no)
Kap. 8, 9, 10, 11, 12	John Atle Kålås, NINA, Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim (john.a.kalas@nina.no)

Forord

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) omfatter integrert naturovervåking i vanlige naturtyper i boreale og alpine områder. I perioden 1990-93 ble slik overvåking startet i Solhomfjell i Aust-Agder, Lund i Rogaland, Møsvatn i Telemark, Gutulia i Hedmark, Åmotsdalen i Sør-Trøndelag, Børgefjell i Nord-Trøndelag, Dividalen i Troms og Ny-Ålesund på Svalbard (bare vegetasjon). Fra 1994 er overvåkingen videreført i disse områdene (unntatt i Ny-Ålesund). I 2009 ble det etablert ny vegetasjonsovervåking i Endalen på Svalbard i regi av Miljøovervåkingen på Svalbard og Jan Mayen (MOSJ). I TOV inngår studier av jord, markvegetasjon, epifytter på trær, bestandsstudier av fugler og smågnagere, og undersøkelser av miljøgifter i utvalgte organismer/næringskjeder. Direktoratet for naturforvaltning (DN) har gitt tilskudd til grunnaktivitetene i TOV. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har ansvaret for det meste av informasjonsaktivitetene, 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 2012, i form av en felles, forenklet dokumentasjonsrapport for undersøkelsene av markvegetasjonen i Møsvatn (Telemark) og Otterstadstølen (Hordaland), epifytter i Møsvatn og faunaen i alle aktuelle TOV-områder. I tillegg vises utvalgte resultater fra overvåking av markvegetasjonen i 11 granskogsområder og 6 bjørkeskogsområder. Hensikten er å dokumentere resultatene fra overvåkingen i 2012, samt de viktigste konklusjonene. For mer informasjon om områdene og metoder henvises til tidligere TOV-rapporter. I denne rapporten har Per Arild Aarrestad vært ansvarlig for undersøkelsene av markvegetasjonen i bjørkeskog, Tonje Økland for markvegetasjonen i granskog, Inga E. Bruteig for epifytter, Erik Framstad for smågnagere og John Atle Kålås for fugler og bjørkemålere. Erik Framstad har stått for samlet redigering.

Også i 2012 har en rekke personer bidratt til datainnsamling, analyser og kommentarer:

- Avdelingsingeniør Jan Erik Jacobsen ved Skog og landskap takkes for analyse av jordprøver knyttet til undersøkelsene av markvegetasjon i Møsvatn.
- For undersøkelsene av markvegetasjonen i granskog i Otterstadstølen naturreservat takkes Rune Halvorsen for artsbestemmelser av innsamlede moser og Oddbjørn Otterstad for velvillig utlån av seterbu på Otterstadstølen. Takk også til alle kolleger som har deltatt i feltarbeidet i tidligere tidsperioder.
- For undersøkelsene av epifytter på trær i Møsvatn takkes Bård Pedersen, NINA, for hjelp til feltarbeid og Håkon Holien, Høgskolen i Nord-Trøndelag, for hjelp til artsbestemming av innsamlet skorpelev.
- I arbeidet med gnagerfangstene takkes Dag Svalastog for omfattende felt- og labarbeid og Torleif Skipstad (Lund), Ole Vangen (Gutulia), Per og Lars Lorentzen (Børgefjell), Albert Fosli og Kjetil Lefto (Dividalen) for assistanse med feltinnsamling. Vi er taknemlige for assistanse til gjennomføring av fangstene fra Statskog i Børgefjell og Dividalen, og Statens naturoppsyns i Gutulia. Vi vil også takke en rekke kolleger i og utenfor NINA, samt Statskog Fjelltjenesten ved Jo Inge Breisjøberget for fangstdata og informasjon om egne gnagerobservasjoner for ulike tidsperioder.
- I Dividalen er spurvefuglundersøkelsene utført av Stein Ø. Nilsen og John Stenersen, og rypetakseringene er utført i samarbeid med Målselv Jeger- og Fiskerforening v/Johnny Brattbakk. I Børgefjell utføres fugleundersøkelsene av Statskog - Fjelltjenesten ved Per A. Lorentzen og Lars Lorentzen (rovfugl og spurvefugl), og Øyvind Spjøtvoll (rovfugl). Statskog Nordland v/ Per Lorentzen har gitt oss tilgang til jaktstatistikk for sesongen 2012/13 for nordlige deler av Børgefjelloområdet. I Åmotsdalen er spurvefugltakseringene utført av Per Willy Bøe og Peter S. Ranke, mens fuglekassene er kontrollert av Sten L. Svartaas. Rovfuglovervåkingen i dette området er organisert av Jan Ove Gjershaug med feltassistanse fra Harald Jære og Per Willy Bøe. I Gutulia har SNO ved Ole Vangen kontrollert fuglekassene, og Jon Bekken og Kjell Isaksen har taksert spurvefugler. Overvåkingen av kongeørn i dette området er utført av Carl Koff og Per Nøkleby. Spurvefuglundersøkelser i Lund er utført av Vegard Ankerstad Larsen, Kjell Ruud Mjølåsnes og Øyvind Egeland, 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 Magnusen. NOF-Kragerø lokallag har kontrollert fuglekassene i Solhomfjell. Statskog ved Kristian Eiken Olsen har gitt oss tilgang til sin jaktstatistikk fra Solhomfjell for jaktseasonen 2012. 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/organisert lrypetakseringer i Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn med assistanse fra Bjørn Frøysa, Åsgeir Moe, Heidi Lundal, Frank Gjerde, Einar Malm, Arnfinn Skaare og Jens T. Sagør. For oversikt over alle de over 200 deltagerne for fugletakseringer i de ekstensive fugletakseringene viser vi til kap. 11.

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

Oslo, mai 2013
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.

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

I 1988 etablerte Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (fra 2006 Norsk institutt for skog og landskap) vegetasjonsovervåking i granskog (se oversikt over områdene i **figur 5.1**). Siden 2001 er resultatene fra denne vegetasjonsovervåkingen og fra TOVs vegetasjonsovervåking i bjørkeskog (barskog i Solhomfjell) i økende grad sett i sammenheng. Fra 2005 har DN 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 smånagere og lirype/orrfugl, dvs arter som sterkt påvirker naturlig bestandsdynamikk for indikatorartene i de aktuelle naturtypene. Produksjons- og bestandsendringer for områder med forskjellig omfang av langtransporterte forurensninger sammenlignes for å påvise mulige effekter av slike luftforurensninger. De mange artene av spurvefugl i overvåkingsområdene har ulike økologiske krav og kan dermed også forventes å svare forskjellig på endringer i klimaet eller i menneskers arealbruk.

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

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

Høsten 2010 ble TOV evaluert (jf Ims et al. 2010). Evalueringen anbefalte en reorientering av TOV med særlig vekt på effekter av klimaendringer. Dessuten ble det foreslått tettere samordning av de ulike fagaktivitetene, med styrking av overvåkingsdesign og analysemetoder for å fange opp klimaeffektene bedre enn dagens program er i stand til. Endelig ble det foreslått en annen rapporteringsform som i større grad tilgodeser brukernes behov. Evalueringen ble diskutert i en workshop våren 2011, der mulig oppfølging av de ulike anbefalingene ble gjennomgått. De mest aktuelle anbefalingene er forsøkt fulgt opp gjennom 2011 og 2012, men avsatte ressurser til overvåkingsaktivitetene begrenser mulighetene for å ta opp nye aktiviteter eller utvide de pågående aktivitetene, slik det hadde vært ønskelig.

Resultatene fra TOVs aktiviteter i 2012 blir her rapportert i noe forenklet form, sammenlignet med i perioden fram til 2011. Hovedvekten er lagt på å dokumentere resultatene, samt å vise til de viktigste konklusjonene. Rapporten omfatter resultatene fra NINAs undersøkelser av smågnagere og fugl i Lund, Solhomfjell, Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen, epifytter på trær og markvegetasjonen i bjørkeskog i Møsvatn (Telemark), foruten undersøkelser av markvegetasjonen i granskog i Otterstadstølen naturreservat (Hordaland), utført av Norsk institutt for skog og landskap. I tillegg inkluderer rapporten en oversikt over tidsutviklingen for noen sentrale arter i markvegetasjonen, en kort presentasjon av resultater fra et landsrepresentativt nettverk for overvåking av terrestriske hekkefugler, samt en sammenfatning av en metodetest for grundigere registrering av målerlarver i bjørkeskog. For nærmere beskrivelser av målsetning med overvåkingen, valg av overvåkingsorganismer og metoder, samt resultater fra tidligere år og mer detaljert diskusjon av resultatene, viser vi til synteserapportene for TOV (DN 1997, Framstad et al. 2003), til tidligere rapporter fra overvåkingen, og til presentasjon av TOV på internett med oversikt over alle rapporter fra TOV, samt 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>).

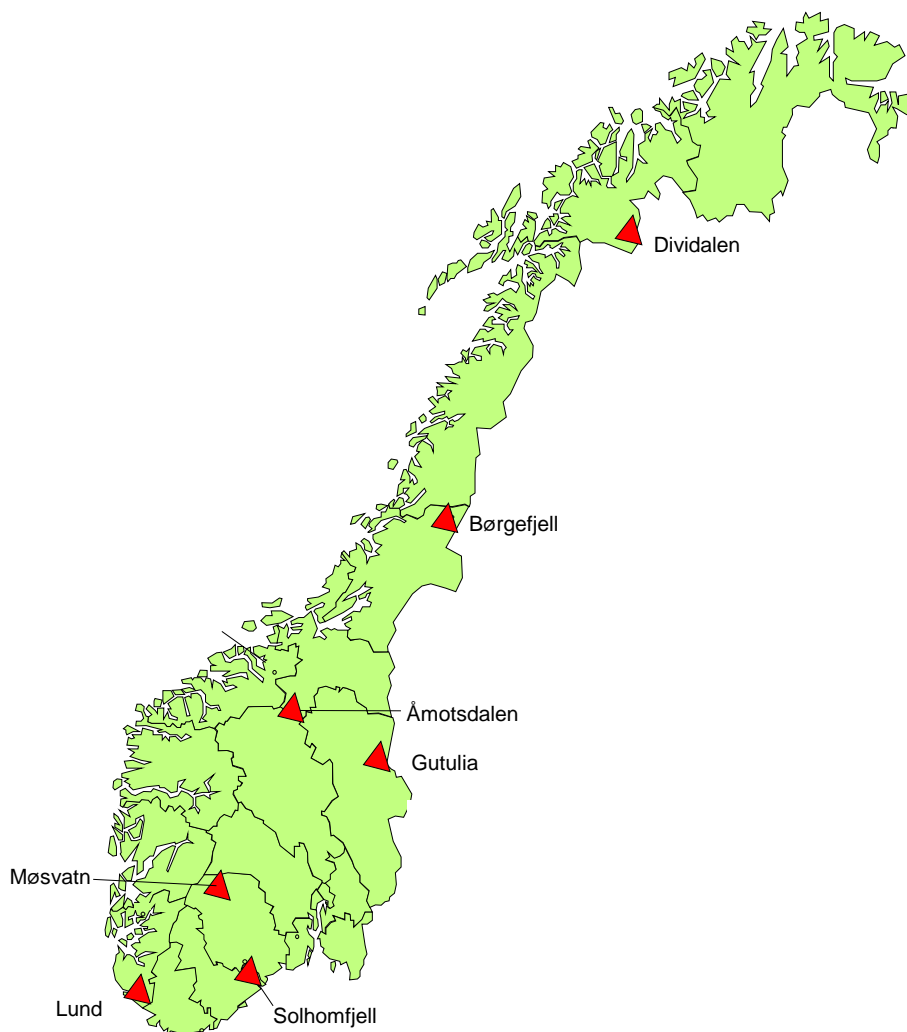
2 Beskrivelse av TOV-områdene

Denne rapporten presenterer resultater for 2012 fra de sju opprinnelige overvåkingsområdene i TOV på det norske fastlandet (**figur 2.1**) (se 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. 2009, 2010). 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. Viktige unntak er våren 2001 og 2006, høsten 2002 og 2010, og vinteren 2010 og 2011. Gjennomsnittsnedbøren har ligget nær det normale i det meste av perioden, med noe variasjon mellom områdene. Både temperatur og nedbør viser betydelig variasjon mellom ulike kvartaler og år.

Tabell 2.1 Karakteristika for de enkelte overvåkingsområdene.

	Lund	Solhomfjell	Møsvatn	Gutulia	Åmotsdalen	Børgefjell	Dividalen
fylke	Rogaland	Aust-Agder	Telemark	Hedmark	Sør-Trøndelag	Nord-Trøndelag	Troms
breddegrad	58°33'N	58°57'N	59°51'N	62°01'N	62°28'N	65°04'N	68°43'N
lengdegrad	6°26'E	8°50'E	8°18'E	12°10'E	9°25'E	13°49'E	19°47'E
UTM-referanse	LK 50,92	ML 86-92, 33-36	MM 60,35	UJ 48-53, 80-87	NQ 21-23, 25-27	VN 44-45, 15	DB 50-51, 22
vernestatus	naturreservat, privat	naturreservat	landskaps- vernomr., privat	nasjonalpark	nasjonalpark, landskaps- vernomr.	nasjonalpark	nasjonalpark
høyde over ha- vet	350-420	350-475	1000-1050	760-865	900-925	520-580	385-615
vegetasjonssone	mellomboreal	sørboreal	nordboreal	nordboreal	nordboreal	nordboreal	nordboreal
vegetasjons- seksjon	oseanisk (O2)	oseanisk (O2)	svakt oseanisk (O1)	overgangs- seksjon (OC)	svakt oseanisk (O1)	svakt oseanisk (O1)	kontinental (C)
berggrunn	bandgneis	granitt, gra- nittisk gneis	meta- rhyolitt, metamorf tuff	omdannet sandstein med feltspat	grov meta- arkose, konglomerat	granitt, ski- fer	glimmerskifer, kvartskarbonskifer
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)



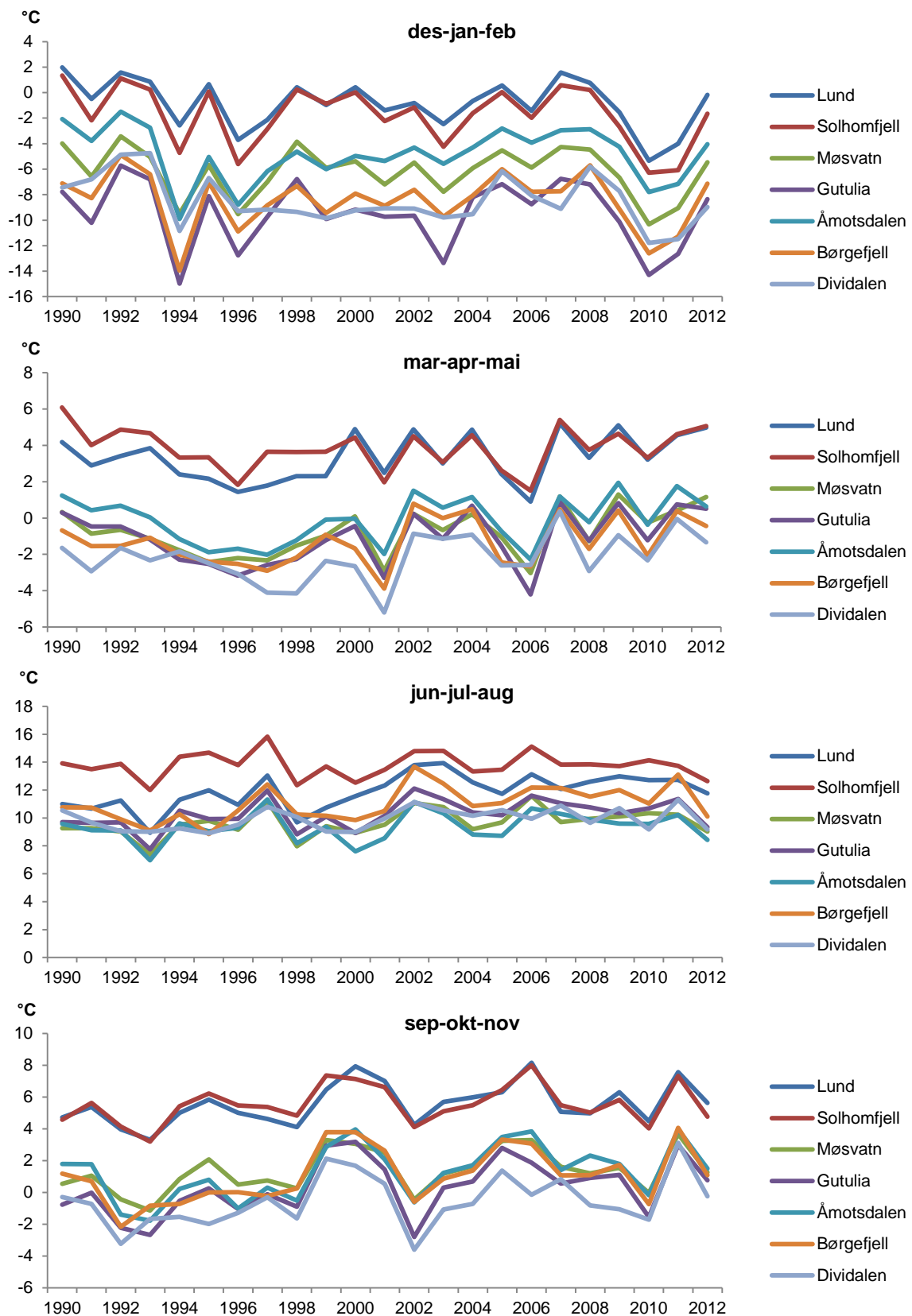
Figur 2.1 Geografisk plassering av overvåkingsområdene i TOV.

Dividalen

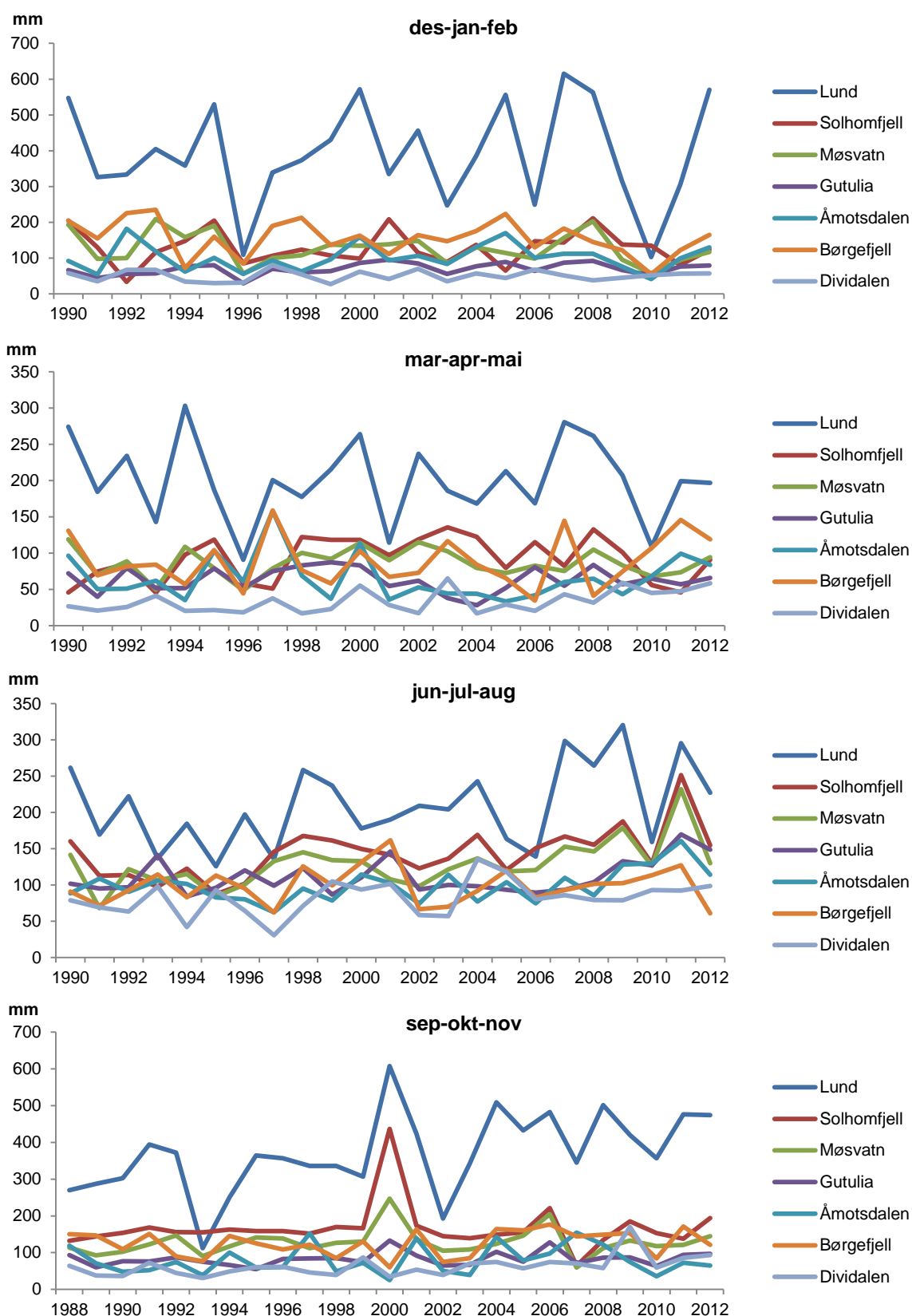
Overvåkingsområdet er sentrert omkring midtre deler av Dividalen innenfor Dividalen nasjonalpark, Målselv kommune i Troms (68°43'N, 19°47'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1532 II, Altevatnet. Området består hovedsakelig av nordboreal skog og lavalpin hei, og hoveddelen av arealene ligger mellom 300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

Børgefjell

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



Figur 2.2A Klimaet for TOV-områdene illustrert ved månedsmiddeltemperaturer (°C) (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Det norske meteorologiske institutt, til rettelagt av Torkild Tveraa, NINA). Dataene er gitt som gjennomsnitt for perioder på 3 måneder (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra desember 1989 til november 2012.



Figur 2.2B Klimaet for TOV-områdene illustrert ved månedsnedbør (mm) (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Det norske meteorologiske institutt, til rettelagt av Torkild Tve-
raa, NINA). Dataene er gitt som gjennomsnitt for perioder på 3 måneder (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra desember 1989 til november 2012.

Åmotsdalen

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

Gutulia

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

Møsvatn

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

Solhomfjell

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

Lund

Overvåkingsområdet er sentrert omkring Førlandsvatnet og Kjørmo tjørnan 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 oh, det preges av åslandskap, i hovedsak i mellomboreal vegetasjonssone. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1992).

3 Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn 2012

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

TOV-feltet Møsvatn ble første gang analysert i 1992 (Brattbakk 1993) og deretter etter ny, standardisert metodikk i 1997, 2002 og 2007 (Bakkestuen et al. 1999, 2003, Aarrestad et al. 2008). Hovedmålet i 2012 var gjenanalyse av markvegetasjonen og jord, klarlegge eventuelle endringer, og vurdere om disse kan relateres til langtransportert forurensing, endringer i klima eller andre påvirkningsfaktorer over en 15-årsperiode fra 1997 til 2012. Etter analysene i 2012 har alle TOV-bjørkeskogfeltene data for endringer over en 15-års periode både for vegetasjon og jordsmonn.

I tillegg ble det lagt dataloggere for målinger av jord- og lufttemperatur og luftfuktighet, samt registreringer av nye biotiske og abiotiske miljøvariabler, som bedre kan belyse årsaker til eventuelle vegetasjonsendringer, som klima- og soppskader på blåbær, beiteindikatorer og endret skogstruktur og lysinnstråling. Tanken er at disse miljøvariablene skal fases inn for alle TOV-områder etter hvert.

3.1 Metoder

Standard feltmetodikk

Feltarbeidet i Møsvatn ble utført i begynnelsen av august 2012. Opplegg og metoder følger konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser som er utviklet av NINA, NIJOS og Universitetet i Oslo. En fullstendig beskrivelse av feltmetodikk og databearbeiding er sammenstilt for alle TOV-felter i Bakkestuen et al. (2010) og Aarrestad & Bakkestuen (2012).

Jordprøver ble samlet inn og levert til Norsk institutt for skog og landskap for kjemiske analyser av pH (vannekstraksjon), pH (CaCl₂-ekstraksjon), ICP-kationanalyse av ammoniumnitrat-ekstraherbare kationer, utbyttbar aciditet, basemetning, utbyttingskapasitet, total elementanalyse ved syreoppløsning og Kjeldahl nitrogen (Ogner et al. 1999).

Nye feltmålinger

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

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

0: Ingen skade

1: Liten skade: 1-33% av blåbærblader/skudd er skadet

2: Moderat skade: 34-66% av blåbærblader/skudd er skadet

3: Mye skade: 67-100% av blåbærblader/skudd er skadet

Frostskader på blåbærskudd ble registrert etter samme metodikk som soppskader.

Lokale klimadata ble registrert ved utlegging av én datalogger av typen iBCod 22L i hvert vegetasjonsfelt for registrering av jordtemperatur 5 cm under jordoverflaten, hver tredje time (se Aarrestad & Bakkestuen 2012). Loggerne vil bli avlest etter ett års målinger.

Databehandling

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

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

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

Nomenklatur

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

3.2 Endringer i Møsvatn 1997-2012

Endringer i totalt antall arter

Totalt har det blitt registrert 157 arter/taxa i ruteanalysene i Møsvatn fra 1997 til 2012 med noe variasjon fra år til år (**tabell 3.1**). Dette er et relativt høyt artsantall, og artene representerer en gradient fra høgstaudebjørkeskog via lågurtbjørkeskog til bærlyng- og lyngdominert bjørkeskog. Antall arter innen karplanter og moser er relativt stabilt, men noen arter har forsvunnet og noen har kommet til. Blant annet er rypebær, fjellmarikåpe, grønnkurle og gaukesyre blitt borte, mens fjellminneblom, kvitsoleie, fjelltistel, fjellstjerneblom og engrapp kommet til.

Imidlertid har flere lavarter, som blomsterlav, brune beger, kvitkrull, gulskjerpe, runever og safranlav forsvunnet fra analyserutene. Ingen nye lavarter har kommet til i løpet av analyseperioden.

Endringer i artssammensetning

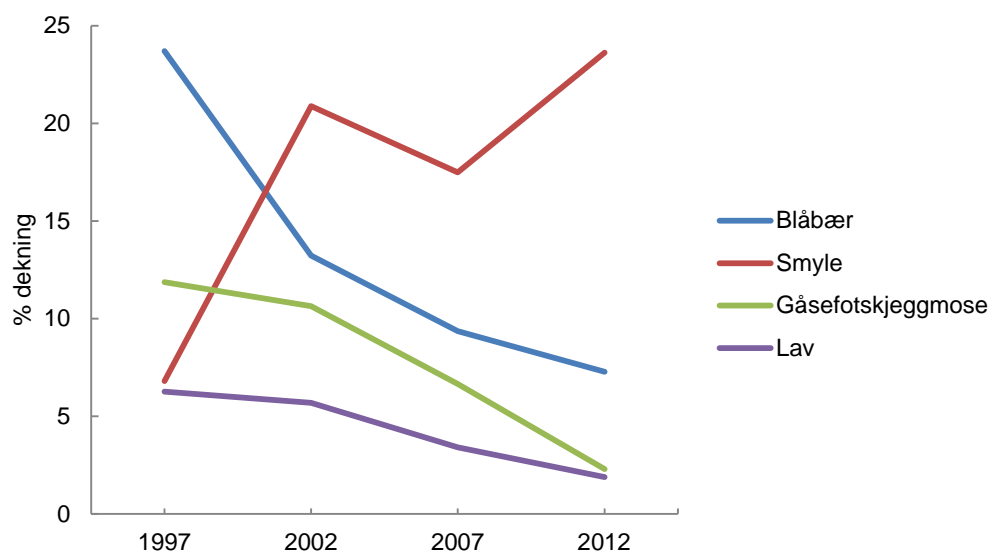
Det har skjedd relativt store endringer i artssammensetningen i overvåkingsrutene i Møsvatn fra 1997 til 2012 (**tabell 3.2** og **3.3**). Generelt viser karplanter og moser framgang, mens det er betydelig tilbakegang av lav (**figur 3.1**). Endringen i siste periode fra 2007 til 2012 er imidlertid noe mindre enn i de to første periodene.

Tabell 3.1 Antall arter av ulike artsgrupper observert i vegetasjonsundersøkelsene i overvåkingsområdet Møsvatn i ulike år og totalt.

Artsgruppe	1997	2002	2007	2012	Total
Karplanter ekskl. graminider	51	50	48	51	60
Graminider	13	15	14	16	17
Bladmoser	26	30	29	28	36
Levermoser	18	23	19	19	25
Lav	19	17	13	11	19
Totalt	127	135	123	125	157

Tabell 3.2. Endring i artsantall i 50 prøveflater på 1m² (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdet i Møsvatn fra 1997 til 2012. n- og n+ angir antall prøveflater med henholdsvis reduksjon og økning i antall arter. R = endringsretning: nedgang (-), økning (+). P er sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettvalgstest, P<0,05 er uthevet).

Artsgruppe	1997-2012				2007-2012			
	n-	n+	R	P	n-	n+	R	P
Karplanter ekskl. graminider	10	27	+	0,0033	6	19	+	0,0083
Graminider	2	20	+	0,0002	3	4		0,5271
Bladmoser	14	21	+	0,0292	22	10		0,0603
Levermoser	6	28	+	0,0041	13	13		0,9577
Lav	32	3	-	0,0000	20	1	-	0,0001



Figur 3.1 Gjennomsnitt prosent dekning av blåbær og graset smyle, levermosen gåsefotskjeggmoser og samlet dekning av lav i 50 ruteanalyser fra Møsvatn fra ulike analyseår.

Av lyng- og trevekster viser bjørk, blåbær og blokke-bær en statistisk signifikant tilbakegang, mens tyttebær går fram (**tabell 3.3**). Tilbakegangen av blåbær er betydelig over hele perioden (**figur 3.1**). Karsporeplantene stri kråkefot, fugletelg og hengeving, samt urtene skogstorke-nebb, linnea, småtveblad, stormarimjelle, engsyre og gullris viser alle en signifikant framgang fra 1997 til 2012, mens skogstjerne er den eneste urten som viser tilbakegang i siste femårsperiode.

Tabell 3.3 Endring i mengde av arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet Møsvatn fra 1997 til 2012 og fra 2007 til 2012, målt som endring i prosent dekning og forekomst (frekvens) av artene i småruter. n+ = antall analyseruter der arten økte og n- = antall prøveruter der arten avtok i mengde. R = endringsretning: nedgang (-), økning (+). P angir sannsynligheten for at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0, mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $p \leq 0,05$ er uthevet).

	1997-2012								2007-2012							
	Prosent				Frekvens				Prosent				Frekvens			
	n-	n+	R	P	n-	n+	R	P	n-	n+	R	P	n-	n+	R	P
Lyng/trevekster																
<i>Betula pubescens</i>	12	2	-	0,0238	12	2	-	0,0414	0	1		0,3173	0	2		0,1573
<i>Empetrum nigrum</i>	12	18		0,0953	14	13		0,1039	4	22	+	0,0007	10	11		0,5405
<i>Juniperus communis</i>	2	6	+	0,0352	2	6		0,0584	0	5	+	0,0431	0	6	+	0,0277
<i>Vaccinium myrtillus</i>	36	2	-	0,0000	23	4	-	0,0002	19	11		0,0870	18	9	-	0,0195
<i>Vaccinium uliginosum</i>	17	7		0,0722	22	5	-	0,0002	8	7		0,9093	16	6	-	0,0319
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	5	26	+	0,0000	4	17	+	0,0021	9	20	+	0,0062	3	7		0,0583
Urter/bregner																
<i>Geranium sylvaticum</i>	3	8		0,1179	0	8	+	0,0106	2	4		0,5961	2	4		0,2878
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	9	17	+	0,0087	6	17	+	0,0494	9	10		0,4425	10	9		0,9355
<i>Linnaea borealis</i>	0	21	+	0,0001	2	21	+	0,0001	1	19	+	0,0011	1	17	+	0,0003
<i>Listera cordata</i>	0	3		0,0833	1	7	+	0,0237	1	3		0,3173	2	5		0,8643
<i>Lycopodium annotinum</i>	0	10	+	0,0049	1	10	+	0,0044	1	8	+	0,0186	2	9	+	0,0159
<i>Melampyrum pratense</i>	3	18	+	0,0017	4	23	+	0,0001	6	16		0,0856	8	20	+	0,0191
<i>Phegopteris connectilis</i>	0	5	+	0,0422	0	0		1,0000	2	1		0,5637	0	0		1,0000
<i>Rumex acetosa</i>	3	12	+	0,0127	4	14		0,0560	8	6		0,5907	9	6		0,2085
<i>Solidago virgaurea</i>	1	39	+	0,0000	3	36	+	0,0000	11	19		0,5554	8	23		0,1036
<i>Trientalis europaea</i>	12	17		0,2758	17	27		0,0783	29	8	-	0,0001	31	10	-	0,0021
Graminider																
<i>Agrostis capillaris</i>	0	4		0,0633	0	7	+	0,0171	1	3		0,7055	1	6	+	0,0330
<i>Avenella flexuosa</i>	3	43	+	0,0000	6	6		0,6935	8	31	+	0,0004	4	5		0,5519
<i>Luzula pilosa</i>	1	7	+	0,0337	0	9	+	0,0074	2	4		0,8330	3	5		0,1366
<i>Milium effusum</i>	0	10	+	0,0049	2	6		0,5261	6	3		0,0720	5	2		0,1732
Bladmoser																
<i>Brachythecium reflexum</i>	14	6	-	0,0223	20	10	-	0,0266	22	3	-	0,0004	31	4	-	0,0000
<i>Brachythecium salebrosum</i>	3	9		0,0589	2	13	+	0,0014	9	3		0,0588	9	10		0,6120
<i>Dicranum scoparium</i>	10	13		0,9621	18	22		0,8395	15	4	-	0,0156	29	9	-	0,0002
<i>Hylocomium splendens</i>	5	22	+	0,0008	9	24	+	0,0020	13	16		0,2285	11	15		0,6261
<i>Plagiomnium cuspidatum</i>	0	2		0,1573	0	5	+	0,0394	0	2		0,1573	1	3		0,2733
<i>Plagiothecium laetum</i>	3	10	+	0,0522	6	13		0,2884	8	3		0,1088	17	4	-	0,0015
<i>Pleurozium schreberi</i>	6	32	+	0,0000	6	28	+	0,0000	3	24	+	0,0002	6	15	+	0,0323
<i>Rhizomnium pseudopunctatum</i>	0	6	+	0,0196	0	6	+	0,0235	0	4		0,0588	1	3		0,2568
<i>Rhodobryum roseum</i>	0	10	+	0,0036	0	12	+	0,0022	3	3		0,7389	3	8		0,2370
Levermoser																
<i>Barbilophozia attenuata</i>	4	0	-	0,0455	4	1		0,4795	1	0		0,3173	0	0		1,0000
<i>Barbilophozia floerki</i>	5	10		0,4323	6	22	+	0,0113	6	5		0,8127	5	16	+	0,0119
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	35	4	-	0,0000	29	6	-	0,0001	30	0	-	0,0000	28	1	-	0,0000
<i>Lophozia obtusa</i>	1	23	+	0,0001	1	30	+	0,0000	4	8		0,5101	11	15		0,3982
<i>Tritomaria quinquedentata</i>	1	7	+	0,0339	1	7	+	0,0310	2	0		0,1573	4	2		0,2356
Lav																
<i>Cetraria islandica</i>	21	2	-	0,0004	24	2	-	0,0001	11	1	-	0,0039	14	1	-	0,0047
<i>Cladonia carneola</i>	3	1		0,3173	3	2		0,4795	3	0		0,0833	5	0	-	0,0253
<i>Cladonia ecmogyna</i>	8	1	-	0,0196	9	1	-	0,0078	4	1		0,1797	4	1		0,1308
<i>Cladonia furcata</i>	12	1	-	0,0027	12	1	-	0,0031	8	1	-	0,0196	8	1		0,0606
<i>Cladonia stellaris</i>	5	0	-	0,0422	4	0		0,0656	4	0		0,0679	1	0		0,3173
<i>Cladonia chlorophaea agg.</i>	10	3	-	0,0522	11	4	-	0,0371	3	0		0,0833	3	2		0,3363

Flere gras viser signifikant framgang, særlig smyle (**figur 3.1**). Av mosene er det først og fremst etasjemose og furumose som viser økende dominans i de fattige vegetasjonstypene, og bekkerundmose og rosettmose i rikere og fuktigere utforminger. Levermosen gåsefotskjegg-mose viser en betydelig tilbakegang over hele perioden (**figur 3.1**). Nesten alle lav går også betydelig tilbake i dekning. Dette gjelder særlig islandslav (**tabell 3.3**).

Ellenbergers faktortall

Analysene av prøveflatenes verdier med hensyn på Ellenbergs faktortall for lys og fuktighet viser en signifikant tilbakegang for lys og fuktighet fra 1997 til 2012, mens prøveflatenes indikatorverdi for baserikhet og nitrogen viser en økning i samme periode (**tabell 3.4, figur 3.2**). Dahls r øker også signifikant i samme tidsrom. Disse endringene har i hovedsak skjedd før 2007; bare for fuktighet er trenden signifikant også i den siste 5-årsperioden (**tabell 3.4, figur 3.2**).

Jordsmonnsendringer

Jordsmonnsanalysene fra 1997 og 2012 viser svært stabile næringsforhold i overvåkingsfeltet med små endringer i målte parametere (**tabell 3.5**). Glødetapet (LOI) har gått noe ned, mens pH og totalt nitrogen (pr glødetapsenhet) viser en signifikant svak økning. Endringene i utbyttingskapasitet og basemetning er også relativt små.

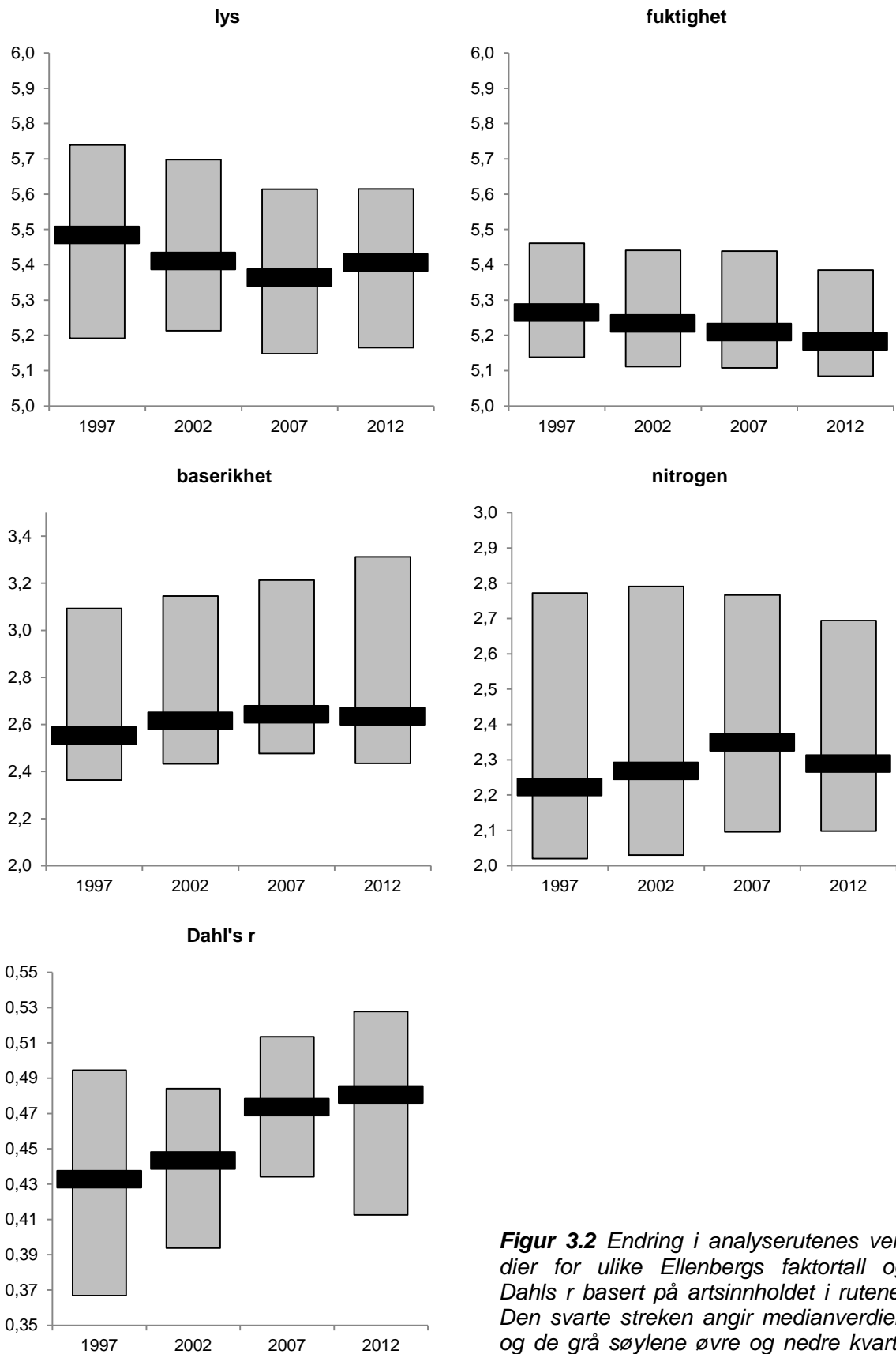
3.3 Diskusjon

Gjenanalysen av de 50 prøveflatene i 2012 viste en tydelig tilbakegang for bjørk, blåbær, blokkebær og lavararter, og en framgang av store moser og mer næringskrevende urter og gras (**tabell 3.3**). Vegetasjonen har således utviklet seg til noe mer næringskrevende vegetasjon. Dette var en utvikling som ble observert allerede i 2002 (Bakkestuen et al. 2003) og i 2007 (Aarrestad et al. 2008), og utviklingen ser ut til å fortsette.

Overvåkingsområdet Møsvatn ligger i et område med relativt høy nitrogensavsetning på 600–700 mg N/m² pr år og har vært relativt stabilt de siste tiårene (Hole & Tørseth 2002, Aas et al. 2006, 2008, 2012). Avsetningen ligger over nitrogentålegrensen for boreal skogvegetasjon på 500 mg N/m² pr år (Nordin et al. 2005, Bobbink & Hettelingh 2011). Flere års angrep av bjørkemålere i overvåkingsområdet kan også ha tilført jordsmonnet mer nitrogen ved at bjørkemålerlarvene spiser opp lauvverket i tresjiktet og nitrogenrik avføring faller ned på bakken (jf Hogstad 1998). Fjellbjørkeskogen i Møsvatn mottar således både nitrogen fra langtransportert forurensing og fra lokal næringstilførsel i så store mengder at dette kan påvirke vegetasjonens artssammensetning.

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

Indikator	n	Endring 2007–2012					Endring 1997–2012				
		n^-	n^+	M	SD	p	n^-	n^+	M	SD	p
Lys	135 (20,2)	22	28	0,005	0,090	0,592	35	15	-0,092	0,151	0,000
Fuktighet	129 (18,8)	30	20	-0,026	0,030	0,031	34	16	-0,064	0,137	0,001
Baserikhet	127 (19,1)	23	26	0,194	0,113	0,072	12	38	0,134	0,158	0,000
Nitrogen	133 (20,0)	27	23	0,012	-0,078	0,399	13	37	0,070	0,123	0,000
Dahls r	47 (7,7)	27	23	0,000	0,958	0,861	10	40	0,030	0,050	0,000



Figur 3.2 Endring i analyserutenes verdier for ulike Ellenbergs faktortall og Dahls r basert på artsinnholdet i rutene. Den svarte streken angir medianverdien og de grå søylene øvre og nedre kvartil for prøveflatene.

Tabell 3.5 Gjennomsnittsverdier og endringer av jordkjemiske variabler fra Møsvatn fra 1997 til 2012. Glødetap (LOI) og basemetning (BS) i %. pH ved vannekstraksjon (pH-vann) og CaCl₂-ekstraksjon (pH-Ca). Kjeldahl nitrogen (Kj-N) og ammoniumnitrat utbyttbare ioner (H, Ca, K, Na, Mg, P) i mmol/kg tørr jord/ glødetap. Kationbyttekapasitet (CEC) i mmol/kg tørr jord. Total-syreløselig svovel (Tot S) i mmol/kg tørr jord (Wilcoxon ettvalgstest, $p \leq 0,05$ er uthevet).

Variabel	n-	n+	R	P	Snitt 1997	Snitt 2012	Gj. endring
LOI	37	13	-	0,000	50,75	43,56	-7,19
pH-vann	5	44	+	0,000	4,24	4,36	0,12
pH-Ca	13	37	+	0,000	3,61	3,72	0,11
Kj-N/LOI	14	36	+	0,001	16,19	17,54	1,35
H/LOI	15	35	+	0,001	1,15	1,33	0,18
Ca/LOI	24	26		0,754	1,05	1,03	-0,02
K/LOI	7	43	+	0,000	0,36	0,46	0,1
Mg/LOI	6	44	+	0,000	0,28	0,34	0,06
Na/LOI	32	18	-	0,013	0,07	0,06	-0,01
P/LOI	25	25		0,647	0,09	0,09	0
Tot S	38	12	-	0,000	35,77	31,22	-4,55
CEC	36	14	-	0,011	219,24	201,6	-17,64
BS	28	21		0,114	66,65	65,39	-1,26

Tilbakegangen av bærlyngartene blåbær og blokkebær kan knyttes til vedvarende nitrogenpåvirkning, da slike arter har lave nitrogenkrav og er følsomme for økt nitrogenpåvirkning (Ellenberg 1992, Achermann & Bobbink 2003, Bobbink & Hetteling 2011). Den sterke tilbakegangen av blåbær kan også knyttes til indirekte effekter av nitrogen, da økt nitrogentilgang øker skadefrekvensen av naturlige predatorer som sommerfugllarver og sykdomsframkallende parasittisk sopp som *Valdensia heterodoxa*, noe som igjen fører til økt avdøying av bladverket (Nordin et al. 1998, Strengbom et al. 2002, 2006). Skadefrekvensen øker også ved økt sommernedbør. Sammen med tidligere observerte bjørkemålerangrep på blåbærblad (Bakkestuen et al. 1999, 2003, Aarrestad et al. 2008), kan dette forklare noe av den sterke tilbakegangen av blåbærdekningen i overvåkingsområdet.

Tilbakegangen av lav, både i dekning og ved at arter har blitt borte, kan forklares ved vedvarende høy nitrogentilførsel, da bakkelevende lav viser tilbakegang ved økt nitrogentilførsel (Strengbom et al. 2001). Noe av tilbakegangen, særlig i de blåbærdominerte feltene, kan imidlertid også forklares ved utskygging, pga økt smyledekke som også produserer et tett strølag.

Av karplantene som viser framgang, er det to typer: lite krevende blåbærskogsarter som tyttebær, linnea og stri kråkefot, og mer næringskrevende arter som skogstorkenebb, fugleteig, engsyre og myskegras. Muligens er framgangen til de lite næringskrevende artene et resultat av at blåbær- og til dels blokkebærdominansen har blitt redusert. Mens framgangen til de mer næringskrevende artene sannsynligvis er en mer direkte respons på endring i økologiske faktorer som nitrogentilgang og svakt høyere pH. En generell temperaturøkning vil også kunne øke næringstilgang på nitrogen og baserikhet (kationer) da nedbrytningshastigheten av både organisk materiale og mineralpartikler er avhengig av temperatur (jf Stålfelt 1969, Schroeder 1984). Imidlertid ble det ved analysen i 2012 ikke målt en økning av jordas basemetning, selv om innhold av K og Mg økte noe (tabell 3.5).

Den sterke framgangen av graset smyle fra 1997 til 2012 kan til dels settes i sammenheng med nitrogentilførselen, da graset har vist økt vekst i flere nitrogengjødslingsforsøk i skog (Hallbäck & Zhang 1998, van Dobben et al. 1999, Strengbom et al. 2003). Sammen med økt lys-tilgang pga avdøying av trær og redusert kronedekke ved gjentatte bjørkemålerangrep kan dette forklare den store framgangen av smyle (jf Strengbom et al. 2004).

I Møsvatn har mosene hatt en betydelig framgang siden 1997, først og fremst de store skogsmosene etasjemose og furumose. Siden starten av overvåkingsprogrammene i granskog og bjørkeskog (det første området etablert i 1988) har det vært påvist vedvarende økning i mose-

arters mengde og artsantall i de fleste områdene (Økland et al. 2004a). Framgangen er også observert i overvåkingsprogrammer for terrengkalking (Hindar et al. 2012). Økningen er sannsynligvis et resultat av en klimaendring med mange relativt lange, milde og ofte fuktige høster der skogsmosene har hatt lange, gode vekstsesonger.

Fra midten av 1990-tallet er det rapportert om klar tilbakegang av små moser i granskogsflate- ne, noe som skyldes at de overvokses av de store skogsmosene (Økland et al. 2004b). Dette fenomenet er lite framtreddende i Møsvatn, Den eneste mindre mosen som går betydelig tilbake er gåsefotskjeggmoser. Flere små moser er i Møsvatn knyttet til fuktige habitater med høystau- devegetasjon og er her lite påvirket av konkurranse fra større skogsmoser.

Endringen i verdien på økologiske artsindikatorverdier (**tabell 3.4, figur 3.2**) er avhengig av "riktigheten" av verdiene for de enkelte artene, og de må tolkes med en viss forsiktighet. Ellenbergs verdier er ikke tilpasset norske forhold, og Dahls verdier er bare angitt for en del av kar- plantene. Rent numerisk framkommer endringene enten som et resultat av at arter i den ene enden av variasjonsbredden i verdier går fram, at arter i den andre enden av variasjonsbred- den går tilbake, eller som en kombinasjon av disse.

For nitrogen er det en tydelig endring fra 1997 til 2008 mot mer nitrogenkrevende vegetasjon. Dette skyldes at arter med lave indikatorverdier, spesielt blåbær og blokkebær går tilbake, mens arter med høye indikatortall som skogstorkenebb, fugletelg, engsyre og myskegras går fram.

Endringen i lys mot mindre lyskrevende vegetasjon er misvisende i forhold til det vi tror er reali- teten, hvor kroneskjattet i bjørkeskogen synes å ha blitt mer glissent. Rent numerisk er forklaringen at en rekke skyggetolerante skogsarter viser framgang, men dette kan godt være et re- sultat av blåbærenes tilbakegang og økt næringstilgang. Endringen i tallene for fuktighet mot svakt mindre fuktighetskrevende vegetasjon er også misvisende og har sannsynligvis en tilsva- rende forklaring. Faktisk har sommernedbøren økt i overvåkingsperioden fra 1997 til 2012.

Tallene for baserikhet viser et tilsvarende mønster som for nitrogen. For de artene som viser endring, er det imidlertid en betydelig korrelasjon mellom indikatorverdier for nitrogen og base- rikhet. Dahls *r* viser en jevn økning fra 1997 til 2012. Endringen i rutenes verdier mot høyere varmekrav i vekstsesongen skyldes først og fremst nedgang i blåbær og oppgang i linnea og fugletelg. Det er ingen direkte varmekjære arter som viser framgang, i det minste ingen med indikatorverdier oppført av Dahl (1998). Men her må det nevnes at verken maiblom eller skog- storkenebb, som utvilsomt er noe varmekrevende, har Dahl-verdi. Ellenbergs temperaturltall viser ingen signifikant endring i perioden, men tendensen er i samme retning som Dahls *r*. No- en tydelig endring i temperaturforhold kan derfor ikke tolkes ut fra endringene i vegetasjons- sammensetning.

3.4 Konklusjon

Den bakkenære vegetasjonen i overvåkingsfeltene i Møsvatn har endret seg betydelig fra 1997 til 2012 mot mer gras- og urterik, nærings- og basekrevende vegetasjon, samtidig som flere lyngarter, særlig blåbær, og lavarter har gått tilbake. Dette kan trolig settes i sammenheng med vedvarende, relativt høye avsetninger av langtransportert nitrogen og betydelige angrep av bjørkemålere både på bjørk og blåbær. En generell temperaturøkning de siste tiårene kan også ha bidratt til økt næringstilgang ved raskere omsetning av næringsstoffer. Store skogs- moser har gått fram, og endringen følger den generelle trenden for slike moser i de fleste over- våkingsprogram i Norge. Det er sannsynlig at de store mosene favoriseres av en forlenget kjø- lig, men overveiende frostfri periode om høsten.

Vedlegg 3.1 Planter registrert i Møsvatn 1997 - 2012

Oversikt over plantearter registrert i overvåkingsrutene ved Møsvatn i 1997, 2002, 2007 og/eller 2012.

Vitenskapelige navn	Norsk navn	Vitenskapelige navn	Norsk navn
Lyng og busker		Starr og gras	
Arctostaphylos uva-ursi	Mjølbær	Agrostis canina	Hundekvein
Arctous alpinus	Rypebær	Agrostis capillaris	Engkvein
Betula nana	Dvergbjørk	Anthoxanthum odoratum coll.	Gulaks/Fjellgulaks
Betula pubescens	Bjørk	Avenella flexuosa	Smyle
Calluna vulgaris	Røsslyng	Calamagrostis phragmitoides	Skogrørkvein
Empetrum nigrum	Krekling	Carex bigelowii	Stivstorr
Juniperus communis	Einer	Carex brunnescens	Seterstorr
Picea abies	Gran	Deschampsia cespitosa	Sølvbunke
Salix glauca	Sølvvier	Festuca ovina	Sauesvingel
Sorbus aucuparia	Rogn	Juncus trifidus	Rabbesiv
Vaccinium myrtillus	Blåbær	Luzula multiflora	Engfrytle
Vaccinium uliginosum	Blokkebær (Skinntryte)	Luzula multiflora ssp. frigida	Seterfrytle
Vaccinium vitis-idaea	Tyttebær	Luzula pilosa	Hårfrytle
Urter		Milium effusum	Myskegras
Aconitum lycoctonum	Tyrihjem	Nardus stricta	Finnskjegg
Alchemilla alpina	Fjellmarikåpe	Phleum alpinum	Fjelltimotei
Alchemilla glabra	Glattmarikåpe	Poa pratensis	Engrapp
Alchemilla vulgaris coll.	Marikåper	Bladmoser	
Alchemilla wichurae	Skarmarikåpe	Brachythecium reflexum	Sprikelundmose
Athyrium distentifolium	Fjellburkne	Brachythecium rivulare	Sumplundmose
Bistorta vivipara	Harerug	Brachythecium salebrosum	Lilundmose
Cicerbita alpina	Turt	Brachythecium sp.	Lundmose
Coeloglossum viride	Grønkurle	Brachythecium starkei	Strølundmose
Crepis paludosa	Sumphaukeskjegg	Bryum sp.	Vrangmose
Dryopteris expansa	Sauetelg	Dicranum fuscescens	Bergsigd
Epilobium montanum	Krattmjølke	Dicranum polysetum	Krussigd
Epilobium sp.	Mjølkeslekta	Dicranum scoparium	Ribbesigd
Equisetum sylvaticum	Skogsnelle	Ditrichum flexicaule	Storbust
Gentiana purpurea	Søterot	Hylocomiastrum pyrenaicum	Seterhusmose
Geranium sylvaticum	Skogstorkenebb	Hylocomiastrum umbratum	Skugghusmose
Geum rivale	Enghumleblom	Hylocomium splendens	Etasjemose
Gymnocarpium dryopteris	Fugletelg	Mnium spinosum	Strøtornemose
Hieracium alpinum agg.	Fjellsvæver	Plagiomnium cuspidatum	Broddfagermose
Hieracium sec. Hieracium	Skogsvæver	Plagiomnium ellipticum	Sumpfagermose
Hieracium sp.	Svæveslekta	Plagiomnium sp.	Fagermose
Hieracium vulgatum agg.	Beitesvæver	Plagiothecium laetum	Glansjammemose
Linnaea borealis	Linnea	Plagiothecium sp.	Jammemose
Listera cordata	Småtviblad	Pleurozium schreberi	Furumose
Lycopodium annotinum	Stri kråkefot	Pohlia nutans	Vegnikke
Maianthemum bifolium	Maiblom	Pohlia sp.	Nikkemose
Melampyrum pratense	Stormarimjelle	Polytrichum commune	Storbjørnemose
Melampyrum sylvaticum	Småmarimjelle	Polytrichum juniperinum	Einerbjørnemose
Myosotis decumbens	Fjellminneblom	Polytrichum piliferum	Rabbebjørnemose
Omalotheca norvegica	Setergråurt	Ptilium crista-castrensis	Fjørnrose
Oxalis acetosella	Gaukesyre	Racomitrium fasciculare	Knippegråmose
Paris quadrifolia	Firblad	Rhizomnium magnifolium	Storrundmose
Phegopteris connectilis	Hengjeveng	Rhizomnium pseudopunctatum	Fjellrundmose
Potentilla erecta	Tepperot	Rhizomnium punctatum	Bekkerundmose
Pyrola minor	Perlevintergrøn	Rhodobryum roseum	Rosettmose
Pyrola rotundifolia	Lækjevintergrøn	Rhytidiadelphus loreus	Kystkransmose
Pyrola sp.	Vintergrønslekta	Rhytidiadelphus squarrosus/ subpinnatus	Eng-/Fjørkransmose
Ranunculus acris	Engsoleie (smørblom)	Sanionia uncinata	Klobleikmose
Ranunculus platanifolius	Kvitsoleie	Splachnum sp.	Møkkmose
Rubus saxatilis	Tågebær (teiebær)	Tetraplodon mnioides	Fagerlemenmose
Rumex acetosa	Engsyre	Levermoser	
Saussurea alpina	Fjelltistel	Barbilophozia atlantica	Kystskjeggmose
Solidago virgaurea	Gullris	Barbilophozia attenuata	Piskskjeggmose
Stellaria borealis	Fjellstjerneblom	Barbilophozia barbata	Skogskjeggmose
Taraxacum sp.	Løvetannslekta	Barbilophozia floerkei	Lyngskjeggmose
Trientalis europaea	Skogstjerne	Barbilophozia hatcheri	Grynskjeggmose
Viola biflora	Fjellfiol	Barbilophozia lycopodioides	Gåsefotskjeggmose

Vitenskapelige navn	Norsk navn	Vitenskapelige navn	Norsk navn
Levermoser (forts.)		Lav	
<i>Blasia pusilla</i>	Flekkmose	<i>Cetraria ericetorum</i>	Smal islandslav
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	Piggtrådmosse	<i>Cetraria islandica</i>	Islandslav
<i>Calypogeia muelleriana</i>	Sumpflak	<i>Cladonia arbuscula</i>	Lys reinlav/Fjellreinlav
<i>Calypogeia neesiana</i>	Torvflak	<i>Cladonia bellidiflora</i>	Blomsterlav
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Myrglefsemose	<i>Cladonia carneola</i>	Bleikbeger
<i>Cephalozia</i> sp.	Glefsmose	<i>Cladonia chlorophaea</i> coll.	Pulverbrunbeger/ Kornbrunbeger
<i>Cephaloziella</i> sp.	Pistremose	<i>Cladonia crispata</i>	Traktlav
<i>Chiloscyphus profundus</i>	Stubbeblonde	<i>Cladonia ecmocyna</i>	Snøsyl
<i>Harpanthus flotovianus</i>	Kjeldesalmose	<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav
<i>Lophozia longidens</i>	Hornflik	<i>Cladonia gracilis</i>	Syllav
<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik	<i>Cladonia rangiferina</i>	Grå reinlav
<i>Lophozia</i> sp.	Flikmose	<i>Cladonia stellaris</i>	Kvitkrull
<i>Lophozia ventricosa</i> coll.	Grokorn-/Skogflik	<i>Cladonia sulphurina</i>	Fausklav
<i>Marsupella emarginata</i>	Mattehutmose	<i>Flavocetraria cucullata</i>	Gulskjerpe
<i>Pellia epiphylla</i>	Flikvårmose	<i>Flavocetraria nivalis</i>	Gulskinn
<i>Plagiochila asplenioides</i>	Prakthinnemose	<i>Peltigera polydactylon</i>	Fingernever
<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse	<i>Peltigera scabrosa</i>	Runever
<i>Scapania</i> sp.	Tvibladmose	<i>Peltigera</i> sp.	Årenever
<i>Tritomaria quinquentata</i>	Storhoggtann	<i>Solorina crocea</i>	Safranlav

4 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Otterstadstølen naturreservat 2012

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 Solhomfjellområdet (Gjerstad, Aust-Agder) i regi av Universitetet i Oslo/Miljøverndepartementet (R. Økland & Eilertsen 1993). I regi av Norsk institutt for jord- og skogkartlegging ble det etablert og analysert to områder pr år fra 1988 til 1992, til sammen 10 områder. Rutene i Otterstadstølen ble første gang analysert i 1989. Etter 2004 har Direktoratet for naturforvaltning finansiert vegetasjonsovervåkingen i granskog gjennom TOV-programmet, men i noe redusert omfang (ett område pr år og åtte områder totalt).

Metodene for overvåking av markvegetasjon ble i 1988 utviklet for å overvåke effekter av langtransportert luftforurensing, men har også vist seg godt egnet til å fange opp effekter av klimaendringer på markvegetasjonen (se T. Økland et al. 2001, 2004a,b, 2008, 2009b, Nordbakken et al. 2010, T. Økland et al. 2011, T. Økland et al. 2012b). De permanente vegetasjonsrutene i Otterstadstølen har tidligere vært analysert i 1989, 1994, 1999, og 2004 (dvs hvert femte år). Reanalyseringen i 2012, som for første gang i dette området ble foretatt 8 år etter forrige reanalyse, var således 5. gangs analyse av disse rutene.

4.1 Områdebeskrivelse og metoder

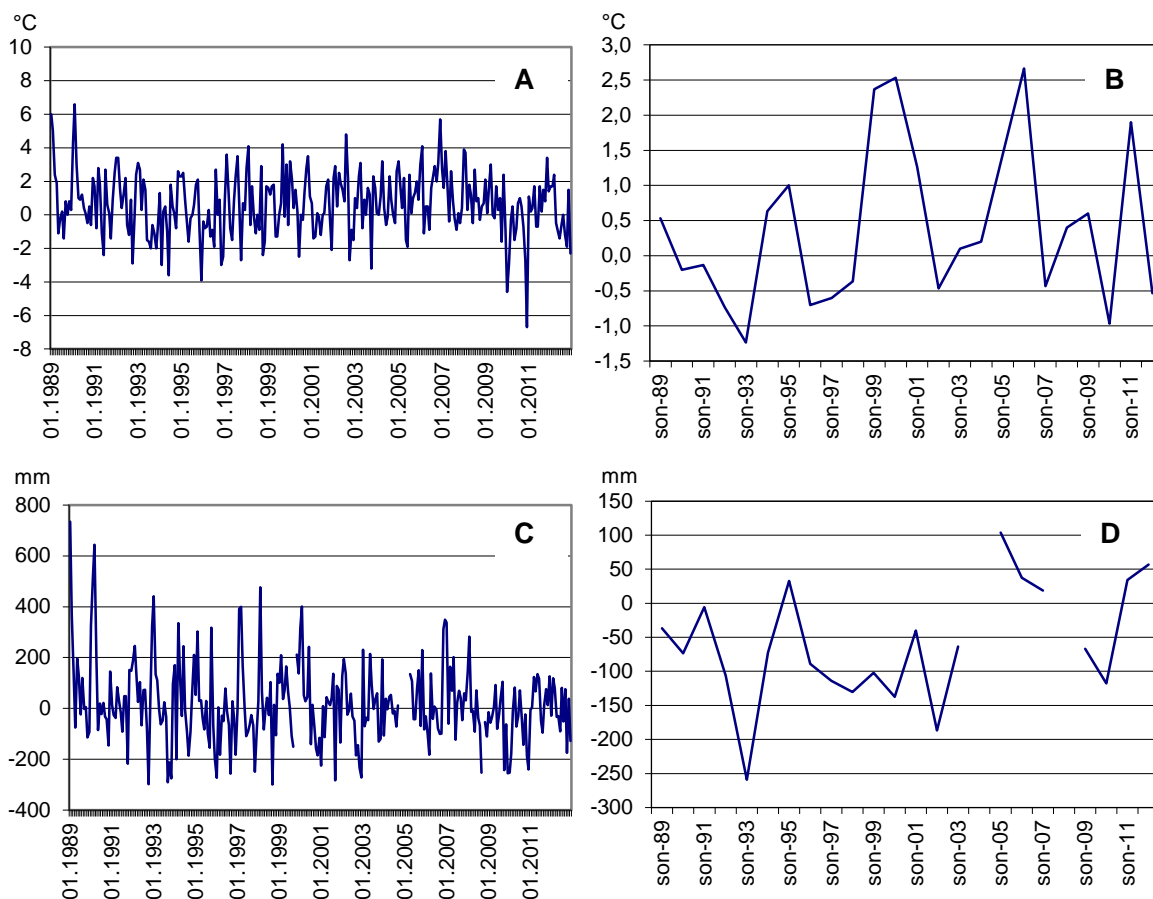
Overvåkingsområdet Otterstadstølen i Modalen kommune (**tabell 4.1**) i Hordaland fylke (60°49'N, 5°45'Ø, UTM LN 23-24, 46-47) ligger i Otterstadstølen naturreservat som ble opprettet i 1999 for å bevare den vestligste sammenhengende naturgranskogen i Norge. Ca en tredjedel av reservatet på 2357 dekar er skogkledd, hvorav barskog utgjør ca 50% (Haavik 2013). Reservatet, som er privateid av flere grunneiere, forvaltes av Fylkesmannen i Hordaland.

Den undersøkte delen av reservatet strekker seg fra bunnen av den U-formede hoveddalen til de øvre delene av de tilliggende mer eller mindre bratte lisdene. I deler av området har det tidligere vært noe plukkhogst, men skogen er i stor grad preget av lang kontinuitet («optimalfase»; Børset 1985), og de eldste grantrærne er trolig rundt 160 år gamle (jf Haavik 2013; Moe 2001). Det undersøkte området domineres av gran. Berggrunnen i området består av hard gneis som gir opphav til et generelt næringsfattig jordsmonn. I lisdene øst for stølselva er det betydelige moreneavsetninger.

Området ligger i sørboreal vegetasjonssone og sterkt oseanisk vegetasjonsseksjon (O3; Moen 1998). Årsnedbøren er ca 3500 mm (**tabell 4.1**). **Figur 4.1 (A-D)** viser klimautviklingen gjennom 23-årsperioden 1989-2012 basert på data fra Det norske meteorologiske institutt fra de nærmeste meteorologiske stasjonene (Modalen II og Modalen III).

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

Breddegrad (°N)	Lengdegrad (°Ø)	H.o.h (m)	Areal (km ²)	Årsnedbør (mm)	Temperatur (°C)			Første analyseår
					Årlig	Kaldeste måned	Varmeste måned	
60°49'	5°45'	220–350	2,4	3500	4,5	–3,3	12,8	1989



Figur 4.1 Avvik fra normalverdier (1961–90) for (A) månedsmiddeltemperatur (°C), (B) månedsmiddeltemperatur i gjennomsnitt pr måned i september-november (°C), (C) månedsnedbør (mm) og (D) månedsnedbør i gjennomsnitt pr måned i september-november (mm). Data for perioden fra januar 1989 til og med desember 2012 fra Det norske meteorologiske institutt. Data fra målestasjoner nær området er benyttet; fra stasjonene Modalen II fram til og med september 2008 og Modalen III fra og med oktober 2008. For normalverdier er brukt stasjonen Modalen II. Brutte linjer betyr at klimadata mangler for perioden.

Figur 4.1A viser at månedsmiddeltemperaturen i hovedsak har ligget over 30-årsnormalen (1961–90) i mange av årene etter at overvåkingen startet i Otterstadstølen. **Figur 4.1B** viser at det har vært en del år der temperaturen om høsten (september, oktober og november) har ligget betydelig over normalen, spesielt gjelder dette mange av årene etter 1993. Middeltemperaturen for høstmånedene i årene 1994 til 2011 var i gjennomsnitt 0,5°C over normalen, og i siste periode, fra høsten 2004 til og med høsten 2011, var den i gjennomsnitt 0,7°C over normalen. Enkelte år har den imidlertid vært under normalen, som for eksempel høsten 2010. For månedsnedbøren (**figur 4.1C**) har trenden vært variasjon omkring normalen, men med mange store avvik. For høstnedbøren for månedene september, oktober og november var det i gjennomsnitt mindre nedbør enn normalen i mange av årene fram til 2004, men i årene 2005, 2006, 2007 og 2011 var det mer nedbør enn normalt (**figur 4.1D**).

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

Metodene for vegetasjonsovervåkingen er i all hovedsak lik for granskog og bjørkeskog, og følger de metodene som tidligere er beskrevet blant annet av T. Økland (1990, 1996), Lawesson et al. (2000), og T. Økland et al. (2001, 2004 a,b). Det henvises til disse publikasjonene for detaljerte metodebeskrivelser. Feltarbeidet ble utført i slutten av juni i 2012.

I hvert overvåkingsområde er det subjektivt lagt ut 10 makroruter á 5 x 10 m for å dekke opp variasjonen langs de viktigste lokale miljøgradientene. Innenfor hver av de 10 makrorutene ble det trukket ut tilfeldige posisjoner for 5 mesoruter á 1 x 1 m. Alle plantearter i hver 1 m²-rute har ved hvert analysetidspunkt blitt registrert med to ulike metoder for mengdeangivelse; forekomst/fravær i hver av 16 småruter (smårutefrekvens) og (med unntak av 1988) % dekning av alle arter i 1 m²-rute.

Noen nye parametre ble registrert i 2012 (jf. kapittel 3.1). Det ble satt ut klimaloggere for jordtemperatur og for temperatur og fuktighet i bunnsjiktet sentralt i hver makrorute (mest mulig representativt for de 5 rutene i hver makrorute). Det ble også registrert smågnageravføring og soppskader på blåbær (nesten fraværende i rutene for begge disse parametrene) samt beitepåvirkning. Bare beiting av hjort ble observert. Dataene for disse parametrene er foreløpig ikke benyttet i statistiske analyser.

Ved første gangs analyse i 1989 ble en rekke miljøvariabler registrert i og ved rutene (bl.a. jordkjemiske og jordfysiske variabler, terreng- og trevariabler). Sammenhenger mellom vegetasjonsgradienter og lokale og regionale miljøgradienter i granskog er detaljert beskrevet og analysert i T. Økland (1996). DCA-ordinasjon [Detrended Correspondence Analysis (Hill 1979, Hill & Gauch 1980)] og andre multivariate og univariate statistiske metoder ble benyttet både for å identifisere vegetasjonsøkologiske gradienter ved første gangs registrering i 1989 (T. Økland 1996) og for å undersøke endringer over tid (jf T. Økland et al. 2001, 2004a,b).

4.2 Resultater: endringer i perioden 1989-2012 i prøverutene i Otterstadstølen

Endringer i antall arter i overvåkingsområdet

I de 50 prøverutene ble det i 2012 registrert totalt 104 arter: 34 karplantearter, 31 bladmosearter, 5 torvmosearter, 31 levermosearter og 3 lavarter (**tabell 4.2**). Av karplantene ble det registrert 18 urter, bregner og karsporeplanter, dvs 1 art færre enn i 2004, og 8 graminider, dvs 2 arter færre enn i 2004. I forhold til 2004 ble det registrert 2 færre bladmosearter og 6 færre levermosearter i 2012. Antall lavarter gikk tilbake fra 4 i 2004 til 3 arter i 2012. Det totale artsantallet ble redusert med 12 arter fra 2004 til 2012 og er redusert med 22 arter i 23-årsperioden siden første gangs analyse i 1989. Antall arter registrert i 2012 er for alle artsgruppene med unntak av torvmoser redusert i forhold til utgangspunktet (1989). Gjennomsnittlig artsantall pr prøverute er redusert fra 26,3 arter i 1989 til 23,7 arter i 2012.

Endring i antall arter (artstetthet) i prøverutene

I den siste perioden, 2004-2012, ble det registrert en signifikant reduksjon i totalt antall arter pr 1m² rute. I gjennomsnitt var det 2,28 færre arter pr rute i 2012 i forhold til 2004 (**tabell 4.3**).

Tabell 4.2 Antall arter i ulike artsgrupper observert i de permanente rutene i overvåkingsområdet i Otterstadstølen naturreservat i de enkelte analyseårene og totalt.

Artsgruppe	1989	1994	1999	2004	2012	Totalt
Vedaktige inkludert lyngarter	10	10	8	7	8	11
Urter, bregner og karsporeplanter	21	19	20	19	18	21
Graminider	10	8	10	10	8	11
Karplanter totalt	41	37	38	36	34	43
Bladmose (unntatt torvmose)	40	43	35	33	31	50
Torvmose	4	4	3	6	5	8
Levermose	36	38	38	37	31	46
Mose totalt	80	85	76	76	67	104
Lav	5	4	4	4	3	6
Kryptogamer totalt	85	89	80	80	70	110
Totalt	126	126	118	116	104	153

Tabell 4.3 Endring i artsantall i 50 prøveruter á 1 m² (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdet i Otterstadstølen naturreservat fra 1989 til 2012. M angir middel for endring i artsantall i angitt tidsperiode, n- og n+ antall prøveruter med henholdsvis reduksjon og økning i antall arter, P-verdien er knyttet til en test av hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, P<0,05 er uthevet, signifikant reduksjon i artsantall er kursivert, 0,000 betyr ≤ 0,0005). Testen er ikke utført når det har vært endring i artsantall i færre enn 5 ruter.

	Endring 1989-1994				Endring 1994 - 1999				Endring 1999 - 2004				Endring 2004 - 2012				Endring 1989 - 2012			
	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P	n-	n+	M	P
Urter, bregner, karsporeplanter	16	14	-0,08	0,399	10	10	0,02	0,846	10	8	-0,06	0,599	17	11	-0,18	0,134	25	11	-0,30	0,100
Graminider	4	7	0,08	0,285	6	4	-0,04	0,627	3	6	0,04	0,564	9	5	-0,08	0,285	8	9	0,00	0,980
Karplanter totalt	17	16	0	0,890	15	15	0,02	0,891	16	12	-0,12	0,491	27	11	-0,54	0,013	28	12	-0,64	0,015
Bladmoser u/ torvmoser	10	29	0,86	0,003	29	7	-1,04	0,001	11	19	0,44	0,106	26	9	-0,92	0,001	25	15	-1,52	0,030
Torvmoser	2	4	0,04	0,414	3	1	-0,06		1	4	0,08	0,157	3	2	-0,02	0,655	3	5	0,04	0,480
Levermoser	12	23	0,60	0,031	26	11	-0,62	0,030	18	17	-0,20	0,398	27	15	-0,72	0,024	25	10	-0,94	0,009
Moser totalt	11	31	1,50	0,001	32	9	-1,72	0,000	19	21	0,32	0,521	29	10	-1,66	0,000	29	15	-1,56	0,007
Lav	4	7	0,04	0,507	5	3	-0,04	0,608	11	3	-0,24	0,022	7	3	-0,08	0,206	11	1	-0,32	0,005
Kryptogamer totalt	11	32	1,54	0,001	32	9	-1,76	0,001	20	20	0,08	0,968	29	11	-1,74	0,000	30	15	-1,88	0,002
Totalt	12	32	1,54	0,005	32	13	-1,74	0,002	22	21	-0,04	0,702	35	9	-2,28	0,000	33	14	-2,52	0,001

For hele 23-årsperioden fra 1989 til 2012 ble det også registrert signifikant reduksjon i det totale artsantallet. Det var i gjennomsnitt 2,52 arter færre pr 1 m²-rute i 2012 enn i 1989.

Flere artsgrupper gikk signifikant tilbake i artsantall pr rute i siste periode; antall karplantearter totalt, antall bladmoser u/ torvmoser, antall levermoser, antall mosearter totalt og antall kryptogamer. Antall kryptogamer pr. rute er redusert med 1,74 arter pr 1 m²-rute. Denne reduksjonen utgjøres i all hovedsak av moser, som var redusert med 1,66 art pr 1 m²-rute. Ingen artsgrupper hadde signifikant økning i antall arter i perioden fra 2004 til 2012.

I hele 23-årsperioden var det signifikante reduksjoner i gjennomsnittlig artsantall pr rute for antall karplantearter, antall bladmoser u/ torvmoser, antall levermoser, antall mosearter totalt, antall lav og antall kryptogamer. Ingen artsgrupper viste signifikant økning i antall arter pr rute i 23-årsperioden. Signifikant økning av artsantall er ikke registrert etter 1994 for noen av artsgruppene.

Endring i mengder av enkeltarter i prøverutene

Framgang og tilbakegang i mengde for enkeltarter målt som endring i artenes smårutefrekvens er vist i **tabell 4.4** (se **vedlegg 4.1** for latinske og norske navn) for alle 5 analyseomløpene samt for 23-årsperioden 1989-2012. Test av mengdeendring er ikke utført for arter eller enkeltperioder når antall ruter med endring var mindre enn 5.

I løpet av den siste perioden fra 2004 til 2012 har fire karplantearter (av totalt 23 arter testet); heistarr, rogn, skrubbær, og tepperot blitt signifikant redusert i mengde. Bare småtveblad har hatt signifikant økning i mengde i den siste perioden.

I 23-årsperioden fra 1989 til 2012 har det blitt signifikant mindre av åtte karplantearter (av totalt 25 karplantearter testet); bjønnekam, einstape, hårfrytle, rogn, skogstjerne, skrubbær, smørtelg og tepperot, mens 5 arter; blåbær, blåtopp og smyle samt frøplanter og småplanter av gran (<80 cm) og stormarimjelle, har økt signifikant i mengde. De to sistnevnte artene kan ikke tillegges vekt da de i sin natur er lite persistente (varierer mye i forekomst over tid).

Tabell 4.4 Endring i mengde for arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Otterstadstølen naturreservat i løpet av tre 5-årsperioder og en 8-årsperiode mellom undersøkelsene og for 23-årsperioden 1989-2012, målt som endring i forekomst (frekvens) av artene i småruter. n+: antall prøveruter der arten økte, n-: antall prøveruter der arten avtok i mengde. P-verdien er knyttet til en test av hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettvalgstest, $P \leq 0,05$ er uthevet, signifikant reduksjon kursivert, 0,000 betyr $< 0,0005$). Testen er ikke utført for tidsperioder der en art ikke har endring i minst 5 ruter. Se **vedlegg 4.1** for latinske og tilhørende norske artsnavn.

	1989-1994			1994-1999			1999-2004			2004-2012			1989-2012		
	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
Karplanter															
<i>Betula pubescens</i>	2	3	1,000	4	0		0	2		2	2		4	1	0,180
<i>Picea abies</i>	0	0		0	11	0,002	7	2	0,221	5	5	0,874	0	6	0,023
<i>Sorbus aucuparia</i>	13	26	0,051	16	29	0,059	29	8	0,001	36	7	0,000	27	11	0,005
<i>Vaccinium myrtillus</i>	7	17	0,101	10	13	0,220	8	19	0,074	11	10	0,874	7	20	0,042
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	1	13	0,010	6	7	0,304	9	6	0,321	12	6	0,274	11	10	0,820
<i>Anemone nemorosa</i>	5	2	0,395	4	5	0,550	4	0	0,068	2	3	0,683	5	1	0,056
<i>Blechnum spicant</i>	5	20	0,001	14	10	0,179	21	6	0,000	18	9	0,200	18	8	0,021
<i>Cornus suecica</i>	4	6	0,352	4	3	0,491	6	1	0,233	7	0	0,017	9	1	0,012
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	4	5	0,280	5	3	0,272	7	3	0,184	6	4	0,183	8	2	0,102
<i>Linnaea borealis</i>	4	2	0,916	2	4	0,579	1	6	0,050	5	3	0,722	2	5	0,058
<i>Listera cordata</i>	2	5	0,380	3	2	0,480	6	3	0,426	2	11	0,043	4	8	0,268
<i>Lycopodium annotinum</i>	3	0		0	2		2	3	0,680	3	1		3	1	
<i>Maianthemum bifolium</i>	8	17	0,032	11	5	0,083	12	10	0,806	10	12	0,731	13	16	0,379
<i>Melampyrum pratense</i>	5	11	0,031	4	15	0,008	13	6	0,209	10	11	0,753	6	16	0,009
<i>Oxalis acetosella</i>	4	8	0,422	4	6	1,000	3	5	0,473	4	5	0,812	4	7	0,655
<i>Potentilla erecta</i>	12	5	0,047	11	2	0,026	5	8	0,227	11	1	0,004	17	2	0,000
<i>Pteridium aquilinum</i>	5	0	0,042	0	1		1	0		1	0		5	0	0,042
<i>Thelypteris limbosperma</i>	14	1	0,003	7	9	0,815	11	4	0,026	8	8	0,938	14	1	0,001
<i>Thelypteris phegopteris</i>	2	7	0,070	1	4	0,131	3	4	1,000	6	1	0,088	3	3	0,671
<i>Trientalis europaea</i>	11	10	0,779	22	2	0,000	16	3	0,001	12	8	0,763	25	2	0,000
<i>Carex binervis</i>	2	1		1	3		2	2		5	0	0,041	4	1	0,334
<i>Carex pilulifera</i>	0	2		2	1		1	4	0,492	4	1	0,492	0	2	
<i>Agrostis capillaris</i>	3	9	0,340	3	5	0,829	1	11	0,008	6	7	0,778	4	10	0,059
<i>Avenella flexuosa</i>	6	11	0,231	6	15	0,024	4	11	0,058	9	8	0,291	5	15	0,016
<i>Luzula pilosa</i>	4	4	0,386	5	1	0,236	6	1	0,047	5	4	0,431	7	2	0,046
<i>Molinia caerulea</i>	1	1		0	4		0	5	0,042	4	1		0	5	0,038
<i>Scirpus cespitosus</i>	3	6	0,254	9	1	0,009	3	5	0,396	5	3	0,260	5	4	0,341
Bladmoser (minus torvmoser)															
<i>Brachythecium reflexum</i>	6	2	0,305	4	0		1	1		1	0		6	0	0,026
<i>Dicrandontium denudatum</i>	8	12	0,648	19	3	0,001	10	7	0,205	7	9	0,579	18	6	0,009
<i>Dicranum fuscescens</i>	0	17	0,000	7	6	0,913	9	9	0,350	13	2	0,005	3	12	0,086
<i>Dicranum majus</i>	10	21	0,008	16	16	0,344	19	15	0,931	17	17	0,762	13	22	0,032
<i>Dicranum scoparium</i>	5	30	0,000	21	14	0,157	22	14	0,348	17	18	0,273	10	28	0,024
<i>Herzogiella striatella</i>	2	5	0,161	5	0	0,034	1	5	0,332	5	0	0,039	5	1	0,096
<i>Hylocomium splendens</i>	11	21	0,134	17	19	0,753	14	22	0,094	17	20	0,946	17	27	0,055
<i>Hylocomium umbratum</i>	5	16	0,033	13	6	0,093	10	10	0,430	10	9	0,935	11	14	0,655
<i>Hylocomium callichroum</i>	6	6	0,554	11	2	0,031	5	4	0,633	3	7	0,642	8	5	0,155
<i>Hypnum cupressiforme</i>	7	14	0,089	12	9	0,790	7	12	0,165	19	4	0,004	14	7	0,111
<i>Isopterygium elegans</i>	2	4	0,832	5	1	0,244	2	4	0,114	5	0	0,039	5	1	0,112
<i>Leucobryum glaucum</i>	2	4	0,589	3	2	1,000	5	0	0,034	2	2		4	0	
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	4	3	0,861	2	1		1	0		0	1		4	0	
<i>Plagiothecium laetum agg.</i>	8	0	0,809	13	3	0,017	6	6	0,663	7	6	0,319	17	5	0,013
<i>Plagiothecium undulatum</i>	6	24	0,002	9	17	0,101	13	19	0,917	18	22	0,286	9	26	0,006
<i>Pleurozium schreberi</i>	11	24	0,009	22	12	0,012	13	20	0,276	24	10	0,002	25	15	0,126
<i>Pohlia nutans</i>	4	1	0,157	2	1		1	0		0	2		4	1	0,157
<i>Polytrichum commune</i>	4	0		3	2	0,783	3	1		3	0		5	1	0,046
<i>Polytrichastrum formosum</i>	16	16	0,400	12	16	0,720	16	13	0,606	18	16	0,744	16	16	0,693
<i>Ptilium crista castrensis</i>	3	10	0,021	8	4	0,516	4	9	0,093	6	9	0,729	4	12	0,334

Tabell 4.4 (forts.)

	1989-1994			1994-1999			1999-2004			2004-2012			1989-2012		
	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
Bladmose (forts.)															
<i>Rhizomnium punctatum</i>	2	0		0	2		0	5	0,034	5	0	0,038	2	1	
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	8	16	0,273	13	14	0,304	9	17	0,344	12	16	0,560	12	21	0,390
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> agg	14	7	0,037	7	5	0,723	6	12	0,097	15	5	0,054	17	7	0,061
<i>Tetraphis pellucida</i>	4	3	1,000	3	1		3	1		4	0		9	1	0,052
Torvmose															
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	7	7	0,320	10	5	0,773	5	12	0,030	8	11	0,761	9	9	0,677
Levermose															
<i>Anastrepta orcdensis</i>	9	11	0,792	14	6	0,018	9	11	0,090	9	10	0,856	10	7	0,635
<i>Barbilophozia attenuata</i>	1	6	0,047	6	1	0,041	2	2		1	2		2	4	0,317
<i>Barbilophozia barbata</i>	4	6	0,465	5	5	0,426	5	5	0,877	8	4	0,372	6	7	0,724
<i>Barbilophozia floerkei</i>	12	11	0,927	14	8	0,040	14	8	0,104	19	5	0,001	21	4	0,000
<i>Barbilophozia kunzeana</i>	1	4	0,157	4	1	0,157	2	0		0	0		1	0	
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	14	7	0,171	8	9	0,431	7	12	0,428	11	6	0,357	10	11	0,916
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	2	0		0	3		3	4	1,000	4	2	0,739	2	2	
<i>Calypogeia azurea</i>	1	8	0,016	5	7	0,362	9	0	0,007	5	4	0,582	2	5	0,206
<i>Calypogeia integristipula</i>	0	0		2	0		0	3		4	3	0,861	2	3	0,680
<i>Calypogeia muelleriana</i>	13	18	0,058	26	6	0,000	17	16	0,914	26	9	0,022	32	8	0,001
<i>Calypogeia neesiana</i>	2	6	0,065	7	0	0,017	0	5	0,025	5	1	0,103	6	1	0,059
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	11	17	0,133	14	11	0,132	15	9	0,885	17	9	0,168	14	9	0,572
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	5	4	0,755	7	2	0,046	3	2	0,655	3	2	0,655	8	0	0,010
<i>Diplophyllum albicans</i>	6	7	0,395	8	2	0,032	6	1	0,143	4	5	0,856	8	2	0,051
<i>Diplophyllum taxifolium</i>	0	9	0,007	6	4	0,346	7	1	0,119	6	3	0,378	4	3	0,792
<i>Kurzia trichoclados</i>	0	3		3	4	0,861	4	1	0,157	2	1		2	0	
<i>Lepidozia pearsonii</i>	10	8	0,692	12	5	0,012	6	10	0,495	9	8	0,685	13	5	0,038
<i>Lophocolea bidentata</i>	6	12	0,312	7	13	0,370	6	20	0,002	11	11	0,730	7	18	0,012
<i>Lophocolea heterophylla</i>	8	19	0,069	19	6	0,007	14	9	0,489	24	2	0,000	27	4	0,000
<i>Lophozia obtusa</i>	7	6	0,944	5	2	0,200	5	7	0,188	10	2	0,024	7	5	0,268
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	5	16	0,010	19	4	0,001	8	10	0,947	13	7	0,150	12	6	0,041
<i>Mylia taylorii</i>	2	7	0,046	5	3	0,136	7	2	0,252	5	4	0,755	7	4	0,464
<i>Pellia</i> sp.	5	2	0,347	2	0		1	3		3	2	0,480	6	1	0,200
<i>Plagiochila asplenoides</i>	9	1	0,006	3	5	0,774	4	6	0,607	6	9	0,642	8	6	0,361
<i>Plagiochila porelloides</i>	2	2		1	2		1	0		3	1	0,578	2	3	1,000
<i>Ptilidium ciliare</i>	3	4	0,347	4	5	0,255	2	4	0,461	6	0	0,028	6	3	0,511
<i>Tritomaria quinquedentata</i>	7	4	0,653	4	4	0,481	8	4	0,719	6	4	0,797	8	4	0,526
Lav															
<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	1	4	0,104	2	1		5	0	0,042	1	0		6	0	0,020
<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	3	6	0,417	6	2	0,222	5	2	0,088	4	3	0,725	4	2	0,343
<i>Cladonia furcata</i>	4	7	0,477	5	4	0,951	8	0	0,009	2	3	0,891	6	3	0,402

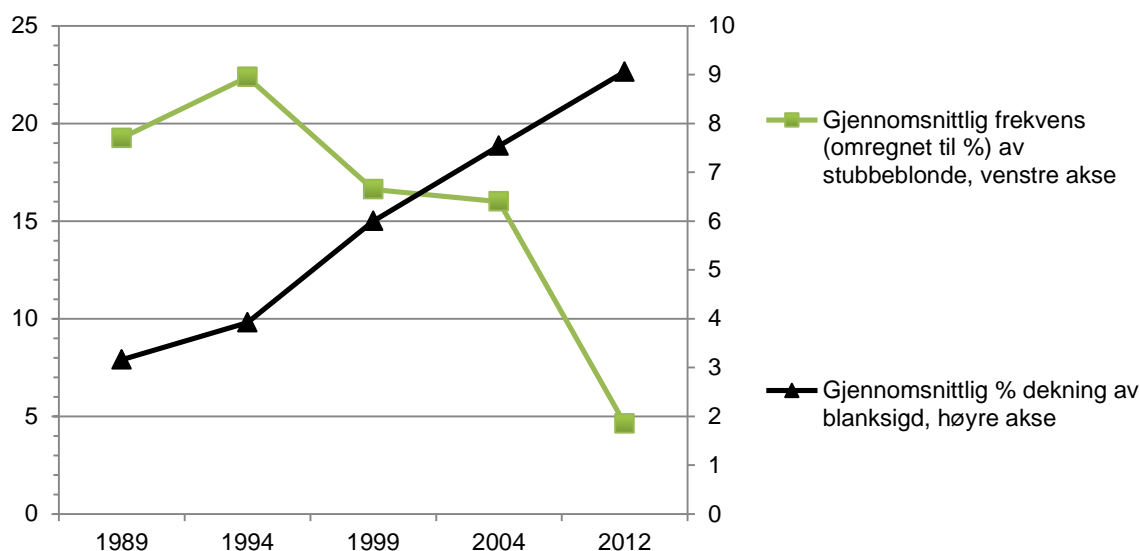
I løpet av perioden 2004-2012 har seks bladmosearter; bekkerundmose, bergsigd, matteflette, furumose, skimmermose og stridfauskmose blitt signifikant redusert i mengde, mens ingen arter har økt signifikant.

I 23-årsperioden har fire bladmosearter; glansjammemose, fleinljåmose, sprikelundmose og storbjørnemose blitt signifikant redusert i mengde, mens tre bladmosearter; blanksigd, ribbesigd og kystjammemose har økt signifikant. Av torvmosene ble bare lyngtorvmose testet. Arten hadde ikke signifikant mengdeendringer i noen av periodene.

Ingen levermosearter økte signifikant i løpet av den siste perioden fra 2004 til 2012, men fem arter; bakkefrynse, buttflik, lyngskjeggemose, stubbeblonde (se figur 4.2) og sumpflak hadde signifikant mengdereduksjon. I 23-årsperioden ble mengden av tre av disse levermoseartene; lyngskjeggemose, stubbeblonde og sumpflak samt tre andre arter; grannkrekemose, grokornflik og myrglefsemose signifikant redusert. Kun én levermoseart, tobladblonde, økte signifikant i 23-årsperioden. Ingen lavarter hadde signifikante mengdeendringer i perioden fra 2004 til

2012, og bare pulverbrunbeger hadde signifikant mengdereduksjon i 23-årsperioden. Ingen lavarter hadde signifikant økning i denne perioden.

Mange arter hadde for få forekomster og ruter med endringer til å kunne testes statistisk i en eller flere av tidsperiodene; for eksempel har det totalt vært registrert 46 levermoser i Otterstadstølen, mens bare 27 arter ble testet i en eller flere av tidsperiodene. 24 av 31 levermosearter ble testet for endring i siste tidsperiode. Totalt ble 82 av de 153 registrerte artene i området testet for en eller flere perioder; de andre artene hadde for få forekomster og/eller mengdeendringer i færre enn fem ruter (se **vedlegg 4.1** for total artsliste for perioden 1989 til 2012).



Figur 4.2 Utvikling i gjennomsnittlig forekomst av levermosen i stubbeblonde (gjennomsnittlig % av smårutene med forekomst) og utvikling i gjennomsnittlig % dekning for den store bladmosen blanksigd i rutene i Otterstadstølen i perioden 1989 til 2012.

Som i tidligere år er endringer i prosent dekning i rutene ikke testet her, men for moser som dominerer er utviklingen i prosent dekning viktig. Blanksigd (**figur 4.2**), som er den mosen det er mest av i rutene i Otterstadstølen, (og som også hadde signifikant økning smårutefrekvensøkning i 23-årsperioden) har omtrent tredoblet sin gjennomsnittlige prosent dekning fra starten av overvåkingen i 1989 til 2012. Et annet eksempel på en art som har økt i mengde er kystkransmose, som har økt sin gjennomsnittlige dekning i rutene fra 7,2% i 1989 til 13,5% i 2012; dvs nesten en dobling av gjennomsnittlig dekning.

Endringer i artssammensetning

Tolkningen av DCA-ordinasjonen basert på dataene fra etableringsåret 1989 (T. Økland 1996) er lagt til grunn også for tolkning av ordinasjonsresultater for hele datasettet (50 ruter i hvert av de 5 analyseårene). Korrelasjoner (Kendall's ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient τ ; jf Sokal & Rohlf 1995) mellom de opprinnelige, tolkede DCA-aksene og aksene i den nye ordinasjonsanalysen var sterke ($\tau > 0,8$ for både DCA 1 og DCA 2 for alle analyseår; signifikant på nivå $P < 0,0001$). DCA 1 er i hovedsak tolket som respons på variasjon i pH samt jorddybde og innhold av organisk materiale i humussjiktet. DCA 2 er i hovedsak tolket som respons på jordfuktighet og innhold av kationene Ca, Mn og Na i humussjiktet, samt variasjon i helning og variasjon fra under trær til mellom trær (T. Økland 1996). Ordinasjonsdiagrammet ble delt i en "fattigere" og en "rikere" del, som i tidligere rapportering (se T. Økland 2004a,b). I perioden fra 2004 til 2012 ble det ikke registrert signifikante endringer langs DCA-aksene 1 og 2. For den rikere delen av DCA 1 ble det for hele 23-årsperioden registrert signifikant forflytning av prøve-

ruter i retning av en artssammensetning typisk for voksesteder med lavere pH, mindre jorddybde og lavere innhold av organisk materiale i jorda (**tabell 4.5**), tilsvarende som i den første perioden fra 1989 til 1994. For DCA 2 var det ingen signifikante endringer unntatt for den første perioden fra 1989 til 1994, da det ble registrert en signifikant forflytning for den rikere delen, i retning av vegetasjon på fuktigere voksesteder mellom trær med mindre helning og innhold av Ca og Mn, men mer Na i humussjiktet.

Tabell 4.5 Forflytning av prøveruter langs DCA-ordinasjonsakse 1 og 2 for overvåkingsområdet i Otterstadstølen naturreservat i perioden 1989-2012 basert på smårutefrekvensdata [ordinasjon av 50 prøveruter for fem analysetidspunkter. Wilcoxon-test er gjort separat for «fattige» og «rikere» prøveruter etter oppdeling langs DCA 1 (se T. Økland 2004a,b)]. *n*- og *n*+ er antall prøveruter med henholdsvis lavere og høyere prøveruteskår enn ved periodens begynnelse. *P*-verdien er knyttet til en test av hypotesen at median forflytning ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon ettutvalgstest, $P < 0,05$ er uthevet, signifikant reduksjon kursivert, 0,000 betyr $< 0,0005$).

DCA-akse	n	Forflytning 1989-1994			Forflytning 1994-1999			Forflytning 1999-2004			Forflytning 2004-2012			Forflytning 1989-2012		
		n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P	n-	n+	P
DCA 1 «fattig» del	16	12	4	0,180	8	8	0,438	7	9	0,501	6	10	0,088	8	8	0,679
DCA 1 «rik» del	34	26	8	0,001	16	18	0,871	20	14	0,169	22	12	0,256	28	6	0,000
DCA 2 «fattig» del	16	5	11	0,301	9	7	0,796	11	5	0,134	6	10	0,301	5	11	0,196
DCA 2 «rik» del	34	9	25	0,002	12	22	0,301	21	13	0,309	20	14	0,194	13	21	0,099

4.3 Oppsummering av resultater for vegetasjonsendringene i Otterstadstølen

Vegetasjonsutviklingen i Otterstadstølen naturreservat har tidligere vært rapportert til og med 3. omløp [se T. Økland et al. (2001, 2004a,b) for diskusjon av endringer 1989-1994, og T. Økland et al. (2004b) for 1994-1999 og for tiårsperioden 1989-1999].

Her oppsummeres hovedtrekk i resultatene for endringer fra 2004 til 2012 og for hele 23-årsperioden:

- Totalt antall arter registrert i rutene er betydelig lavere i 2012 enn i 2004; 12 færre arter, og i forhold til utgangspunktet i 1989 har det blitt 22 færre arter. Det vil si at det totale artsmangfoldet i overvåkingsrutene er redusert med ca 17,5% i forhold til utgangspunktet da overvåkingen startet.
- I den siste perioden har levermoser hatt den største reduksjonen i totalt antall arter registrert i rutene; 6 færre arter ble registrert i 2012 enn i 2004.
- I 23-årsperioden 1989 til 2012 har artsgruppen bladmoser hatt den største reduksjonen i totalt antall arter registrert i rutene, med 9 færre arter registrert i 2012 enn i 1989, men også antall levermosearter (minus 5 arter) og antall karplantearter (minus 7 arter) er betydelig redusert i forhold til utgangspunktet.
- Artsantall pr 1 m² rute (artstetthet) er signifikant lavere i 2012 enn i 2004 for flere artsgrupper. Størst endring har det vært for mosene; antall mosearter totalt er redusert med 1,66 arter i gjennomsnitt pr rute. Dette skyldes i hovedsak reduksjonen i antallet bladmosearter (torvmoser ikke tatt med) og levermosearter, med henholdsvis -0,92 og -0,72 arter pr rute. Ingen artsgrupper har signifikant økning i antall arter pr rute.

- I 23-årsperioden er antall arter pr rute signifikant redusert for alle artsgrupper unntatt gruppen urter, bregner og karsporeplantearter og gruppene graminider og torvmoser. Ingen art har signifikant økning. Totalt var det i gjennomsnitt 2,52 færre arter pr rute i 2004 i forhold til 1989.
- Signifikante mengdeendringer er også funnet for mange arter i siste periode fra 2004 til 2012; det er blitt mindre av 4 karplanter, 6 bladmoser og 5 levermosearter. Kun urten småtveblad har økt signifikant i mengde.
- I 23-årsperioden fra 1989 til 2012 har 8 karplantearter, 4 bladmosearter, og 6 levermosearter blitt signifikant redusert i mengde, mens 5 karplantearter (deriblant småplanter/frøplanter av gran og stormarimjelle), 3 bladmosearter og 1 levermoseart har økt signifikant.
- Karplantenes reduksjon i artsantall og artsmengder fra 2004 til 2012 kan trolig delvis forklares med hjortebeite, da dette stedvis var tydelig, både som direkte beitespor på karplanter og i form av tråkkslitasje. Vi vet ikke spesifikt om hjortebestanden i Otterstadstølen området har økt, men generelt har bestanden av hjort på Vestlandet økt betydelig etter 1990 (antall felte dyr i Hordaland har økt med en faktor på 2,5; Myklestad 2005).
- Endringene for karplantene i artsantall pr rute og mengdeendringene for hele 23-årsperioden fra 1989 til 2012 har trolig flere årsaker. Redusert smånagerpåvirkning kan ikke utelukkes. Det har tidligere vært saubeite i området, uten at dette har hatt satt spesielt sterke spor på vegetasjonen. Men mens beitepåvirkning av hjort trolig har økt, har beiting av sau avtatt de siste årene og har nå fullstendig opphørt (R. Halvorsen, pers. medd.).
- Som i mange andre granskogsområder i TOV er det både i siste periode og i hele 23-årsperioden påvist en reduksjon artsantall i rutene og en reduksjon i mengder for mange levermosearter. Også antall bladmosearter er redusert i begge disse periodene, og for noen bladmosearter er det også observert reduksjon i mengde. Noen av de store, dominerende bladmosene øker sterkt i mengde i 23-årsperioden. Den mosen som det er mest av i rutene i Otterstadstølen, blanksigd, har økt signifikant i smårutefrekvens og har også økt sterkt gjennomsnittlig prosent dekning i rutene i 23-årsperioden (se **tabell 4.4** og **figur 4.2**). En annen av de store dominerende mosene, kystkransmose, som er en suboseanisk art, har også økt betydelig i gjennomsnittlig prosent dekning.
- Reduksjonen i artsmangfold og mengdeendringene for mosene er trolig klimarealtert og kan i stor grad tilskrives det som er registrert i mange av de andre overvåkingsområdene; effekten av mange milde høster fra midten av 90-tallet, ved at store moser, som vokser og formerer seg raskt, favoriseres på bekostning av små, som ofte overvokses (se **figur 4.2 A, B** og blant annet T. Økland et al. 2004a, b, 2008, 2009, 2010, 2011b, 2012b). Denne effekten skyldes at moser kan vokse og formere seg utover høsten selv ved relativt lave temperaturer så lenge skogbunnen ikke er snødekt.
- Det ble ikke registrert tegn på smånagerbeiting ved feltarbeidet i 2012. Smånagerbeiting påvirker artsmangfoldet negativt det første eller de første årene etter et smånagertoppår men har deretter en positiv effekt for små moser, ved at det bidrar til åpne flekker; «lommer», i bunnsjiktet. Mangel på smånagertoppår, som også muligens kan knyttes til klima (Kausarud et al. 2008) kan også ha bidratt til endringsmønstrene som er observert for moser (jf Rydgren et al. 2007) og forsterket/samvirket med de mer direkte effektene av klima.
- Det var ingen signifikante endringer i rutene i artssammensetningen i siste periode, men for 23-årsperioden 1989 til 2012 var det signifikant endring langs den viktigste vegetasjonsgradienten («fattig-rik»), som tidligere rapportert for perioden fra 1989 til 1994.

Vedlegg 4.1 Planter registrert i Otterstadstølen 1989 - 2012

Oversikt over plantearter registrert i overvåkingsrutene i Otterstadstølen naturreservat i 1989, 1994, 1999, 2004 og/eller 2012.

Latinsk navn	Norsk navn	Latinsk navn	Norsk navn
Vedaktige planter og lyng		Bladmose (unntatt torvmose) (forts.)	
<i>Betula pubescens</i>	Vanlig bjørk	<i>Hypnum callichroum</i>	Dunflette
<i>Juniperus communis</i>	Einer	<i>Hypnum cupressiforme</i>	Matteflette
<i>Picea abies</i>	Gran	<i>Isoetecium myosuroides</i>	Musehalemose
<i>Pinus sylvestris</i>	Furu	<i>Leucobryum glaucum</i>	Blåmose
<i>Populus tremula</i>	Osp	<i>Mnium hornum</i>	Kysttornemose
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	<i>Paraleucobryum longifolium</i>	Sigdnervemose
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	<i>Plagiothecium denticulatum</i>	Flakjammemose
<i>Empetrum nigrum agg.</i>	Krekling	<i>Plagiothecium laetum agg.</i>	Glansjammemose
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	<i>Plagiothecium succulentum agg.</i>	Pløsjammemose
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær	<i>Plagiothecium undulatum</i>	Kystjammemose
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose
Urter og karsporeplanter		<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	Skimmermose
<i>Anemone nemorosa</i>	Hvitveis	<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke
<i>Blechnum spicant</i>	Bjønnekam	<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemose
<i>Cornus suecica</i>	Skrubbær	<i>Polytrichastrum formosum</i>	Kystbinnemose
<i>Digitalis purpurea</i>	Revebjelle	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjærmose
<i>Dryopteris expansa agg.</i>	Sauetelg	<i>Racomitrium heterostichum agg.</i>	Berggråmose
<i>Galium saxatile</i>	Kystmaure	<i>Racomitrium lanuginosum</i>	Heigråmose
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	<i>Rhabdoweisia crenulata</i>	Butturnemose
<i>Huperzia selago</i>	Lusegras	<i>Rhizomnium punctatum</i>	Bekkerundmose
<i>Linnea borealis</i>	Linnea	<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Kystkransmose
<i>Listera cordata</i>	Småtveblad	<i>Rhytidiadelphus squarrosus agg.</i>	Engkransmose
<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot	<i>Rhytidiadelphus triquetrus</i>	Storkransmose
<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom	<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle	<i>Schistidium apocarpum agg.</i>	Storblomstermose
<i>Narthecium ossifragum</i>	Rome	<i>Straminergon stramineum</i>	Grasmose
<i>Oxalis acetosella</i>	Gjøkesyre	<i>Tetraphis pellucida</i>	Firtannmose
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	<i>Thuidium delicatulum</i>	Bleiltujamose
<i>Pteridium aquilinum</i>	Einstape	<i>Thuidium tamariscinum</i>	Stortujamose
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	Torvmose	
<i>Thelypteris limbosperma</i>	Smørtelg	<i>Sphagnum austinii</i>	Kysttorvmose
<i>Thelypteris phegopteris</i>	Hengeving	<i>Sphagnum capillifolium</i>	Furutorvmose
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	<i>Sphagnum centrale</i>	Kratt-torvmose
Grassaktige planter		<i>Sphagnum compactum</i>	Stivtorvmose
<i>Agrostis capillaris</i>	Engkvein	<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantorvmose
<i>Athoxanthum odoratum</i>	Gulaks	<i>Sphagnum papillosum</i>	Vortetorvmose
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Lyngtorvmose
<i>Carex binervis</i>	Heistarr	<i>Sphagnum russowii</i>	Tvaretorvmose
<i>Carex panicea</i>	Kornstarr	Levermose	
<i>Carex pilulifera</i>	Bråtestarr	<i>Anastrepta orcadensis</i>	Heimose
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	<i>Barbilophozia atlantica</i>	Kystskjeggemose
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	<i>Barbilophozia attenuata</i>	Pisceskjeggemose
<i>Luzula sylvatica</i>	Storfrytle	<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggemose
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggemose
<i>Scirpus cespitosus</i>	Bjønnskjegg	<i>Barbilophozia hatcheri</i>	Grynskjeggemose
Bladmose (unntatt torvmose)		<i>Barbilophozia kunzeana</i>	Myrskjeggemose
<i>Andreaea rupestris</i>	Bergsotmose	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggemose
<i>Brachythecium reflexum</i>	Sprikelundmose	<i>Bazzania tricrenata</i>	Småstylte
<i>Brachythecium salebrosum</i>	Lilundmose	<i>Bazzania trilobata</i>	Storstylte
<i>Brachythecium starkei</i>	Strølundmose	<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	Piggtrådsmose
<i>Campylopus atrovirens</i>	Pelssåtemose	<i>Calypogeia arguta</i>	Kystflak
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	Lundveikmose	<i>Calypogeia azurea</i>	Blåflak
<i>Cynodontium jenneri</i>	Planskortemose	<i>Calypogeia integrispula</i>	Skogflak
<i>Dicranella heteromalla</i>	Smaragdgrøftemose	<i>Calypogeia muelleriana</i>	Sumpflak
<i>Dicranodontium denudatum</i>	Fleinljåmose	<i>Calypogeia neesiana</i>	Torvflak
<i>Dicranum drumondii</i>	Kjempesigd	<i>Cephalozia bicuspidata</i>	Broddglefsemose
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd	<i>Cephalozia connivens</i>	Tråkleglefsemose
<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd	<i>Cephalozia bicuspidata</i>	Broddglefsemose
<i>Dicranum polysetum</i>	Krussigd	<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Myrglefsemose
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	<i>Cephalozia leucantha</i>	Blygglefsemose
<i>Dryoptodon patens</i>	Rennemose	<i>Cephalozia pleniceps</i>	Storglefsemose
<i>Herzogiella striatella</i>	Stridfauskemose	<i>Cephaloziella sp.</i>	Pistremose
<i>Heterocladium heteropterum</i>	Trådfloke	<i>Diplophyllum albicans</i>	Stripefoldmose
<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose	<i>Diplophyllum taxifolium</i>	Bergfoldmose
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	Skuggehusmose	<i>Kurzia trichoclados</i>	Kystfingeremose

Latinsk navn	Norsk navn	Latinsk navn	Norsk navn
Levermoser (fortsetter):			
<i>Lepidozia pearsonii</i>	Grannkrekgnose	<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse
<i>Lophocolea bidentata</i>	Tobladblonde	<i>Scapania irrigua</i>	Sumtvebladmose
<i>Lophocolea heterophylla</i>	Stubbeblonde	<i>Scapania nemorea</i>	Fjordtvebladmose
<i>Lophozia collaris</i>	Skuggeflik	<i>Scapania scandica</i>	Butt-tvebladmose
<i>Lophozia excisa</i>	Rabbeflik	<i>Scapania umbrosa</i>	Sagtvebladmose
<i>Lophozia longidens</i>	Hornflik	<i>Tritomaria exectiformis</i>	Stihoggtann
<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik	<i>Tritomaria quinquedentata</i>	Bekketvebladmose
<i>Lophozia sudetica</i>	Raudflik	Lav	
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	Grokornflik	<i>Cladonia bellidiflora</i>	Blomsterlav
<i>Marsupella emarginata</i>	Mattehutmose	<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	Pulverbrunbeger
<i>Pellia</i> sp.	Vårmoseslekta	<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	Stubbesyl
<i>Plagiochila asplenoides</i>	Prakthinnemose	<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav
<i>Plagiochila porelloides</i>	Berghinnemose	<i>Cladonia squamosa</i>	Fnaslav
<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse	<i>Peltigera neopolydactyla</i>	Bred fingernever

5 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2012

Tonje Økland, Per Arild Aarrestad, Vegar Bakkestuen 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) ble etablert for 25 år siden og har vært utført i 17 referanseområder i ca tjue år (**figur 5.1**). Ti overvåkingsområder ble etablert i granskog av NIJOS (nå Norsk institutt for skog og landskap) fra 1988–1992. I Solhomfjell etablerte Universitetet i Oslo i 1988 et overvåkingsområde i granskog som etter hvert er inkludert i TOV (TOV-granskogsområde). Seks 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 samme naturtype, "blåbærdominert bar- og bjørkeskog", inkludert noe fuktigere og rikere utforminger. I hvert område overvåkes vegetasjonen i 50 analyseruter (61 i Solhomfjell) á 1 m² som til sammen antas å dekke den viktigste lokaløkologiske variasjonen. Artsmengdene registreres innen hver rute ved hjelp av smårutefrekvens (forekomst av hver art i 16 like store småruter, jf T. Økland 1988) og som prosent dekning i analyse-ruta.



Figur 5.1 Kart over overvåkingsområdene for markvegetasjon i gran- og bjørkeskog.

Her viser vi endringer i forekomst av utvalgte arter som kan respondere på langtransporterte forurensinger og/eller klimaendringer (jf T. Økland et al. 2004a,b).

Datagrunnlag og metoder

Datagrunnlaget består av 561 analyseruter fra granskog (fra og med 4. omløp analyseres bare 9 områder, dvs 461 ruter i granskog) og 300 ruter fra bjørkeskog. Områdene har vært analysert én gang hvert femte år (ett omløp), men fra og med 2008 ble granskogsregistreringene lagt om til 8-årige omløp (unntatt for Solhomfjell). Resultatene fra granskogsområdene (**figur 5.2**) bygger på data fra perioden 1988–2012, mens resultatene fra bjørkeskogsområdene (**figur 5.3**) baserer seg på registreringer utført etter 1992. I 2012 ble granskogsområdet Otterstadstølen naturreservat i Hordaland og bjørkeskogsområdet Møsvatn i Telemark analysert. For øvrig er datamaterialet det samme som ble rapportert i TOV-rapporten for 2011 (T. Økland et al. 2012).

For artene gaukesyre og fugletelg er artsmengdene beregnet som gjennomsnittlig 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 analyserutene i hvert område. Dekningsdataene for smyle fra første omløp i granskogsområdene (1988–1992) er ikke benyttet, da det knytter seg en viss usikkerhet til disse målingene. I 1988 ble det heller ikke registrert prosent dekning av arter. Derfor mangler dekningsdata for første omløp for Solhomfjell, Rausjømarka og Grytdalen (se **figur 5.2** for etasjemose). For øvrig er samme metodikk brukt for alle områder og omløp.

Gaukesyre (*Oxalis acetosella*)

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

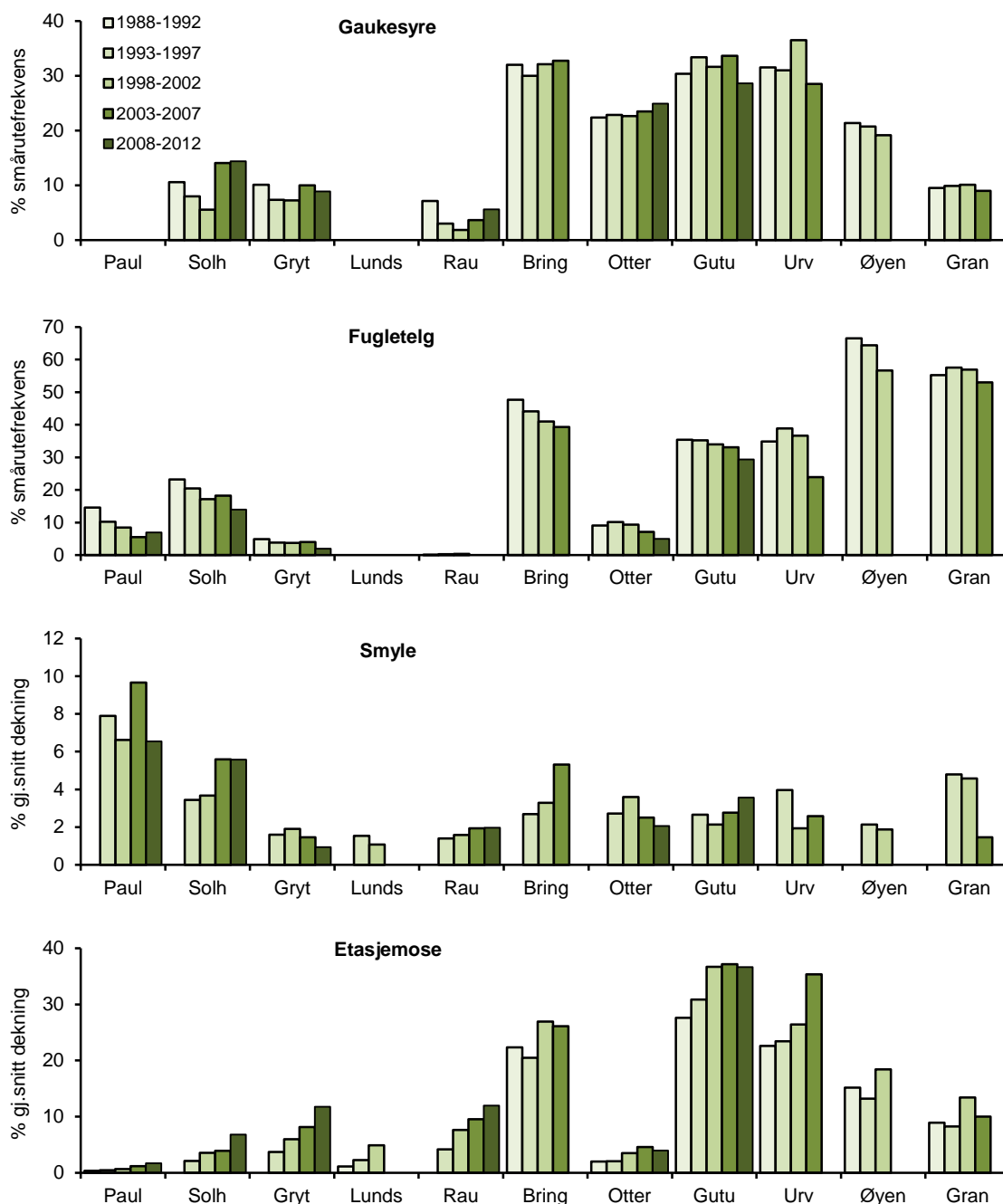
I perioden 1988-1998 hadde gaukesyre stor tilbakegang i alle de sør- og sørøstnorske granskogsområdene der arten finnes (Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka; **figur 5.2**), mens utviklingstrenden i de andre granskogsområdene var mindre tydelig. Arten har liten dekning i bjørkeskogsområdene, med unntak av Gutulia og til dels Åmotsdalen (**figur 5.3**). Gaukesyre viste her en motsatt utviklingstrend sammenliknet med granskogsområdene, med jevn framgang i Gutulia fra 1993 til 2008 og tilbakegang i det mer nordlige området Åmotsdalen fra 1993 til 2012. I Møsvatn forsvant arten i 2007 og ble heller ikke registrert i 2012.

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

I 2003 hadde imidlertid mengdene av gaukesyre tatt seg betydelig opp igjen i granskogsområdene Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka. I Rausjømarka fortsatte mengden av gaukesyre å øke fra 2003 til 2008, men fortsatt fantes arten i færre småruter enn da rutene ble etablert i 1988. Den positive utviklingen for gaukesyre i Solhomfjell fra 1998 til 2003 fortsatte i perioden 2003-2008. Økningen i 2003 var et resultat av at svært mange frøplanter spirte dette året. Registreringene i Solhomfjell i 2008 viste at mange av frøplantene fra 2003 må ha lyktes i å etablere seg, og arten så da ut til å ha stabilisert seg på et høyere nivå enn i 1988, i motsetning til for eksempel i Rausjømarka. I Grytdalen var imidlertid gjennomsnittlig forekomst i smårutene litt redusert fra 2003 til 2011. Smågnagertoppen i 2010/11 kan ha bidratt til denne utviklingen, da vegetasjonen i Grytdalen i 2011 var tydelig påvirket av smågnagerbeiting. Som i Rausjø-

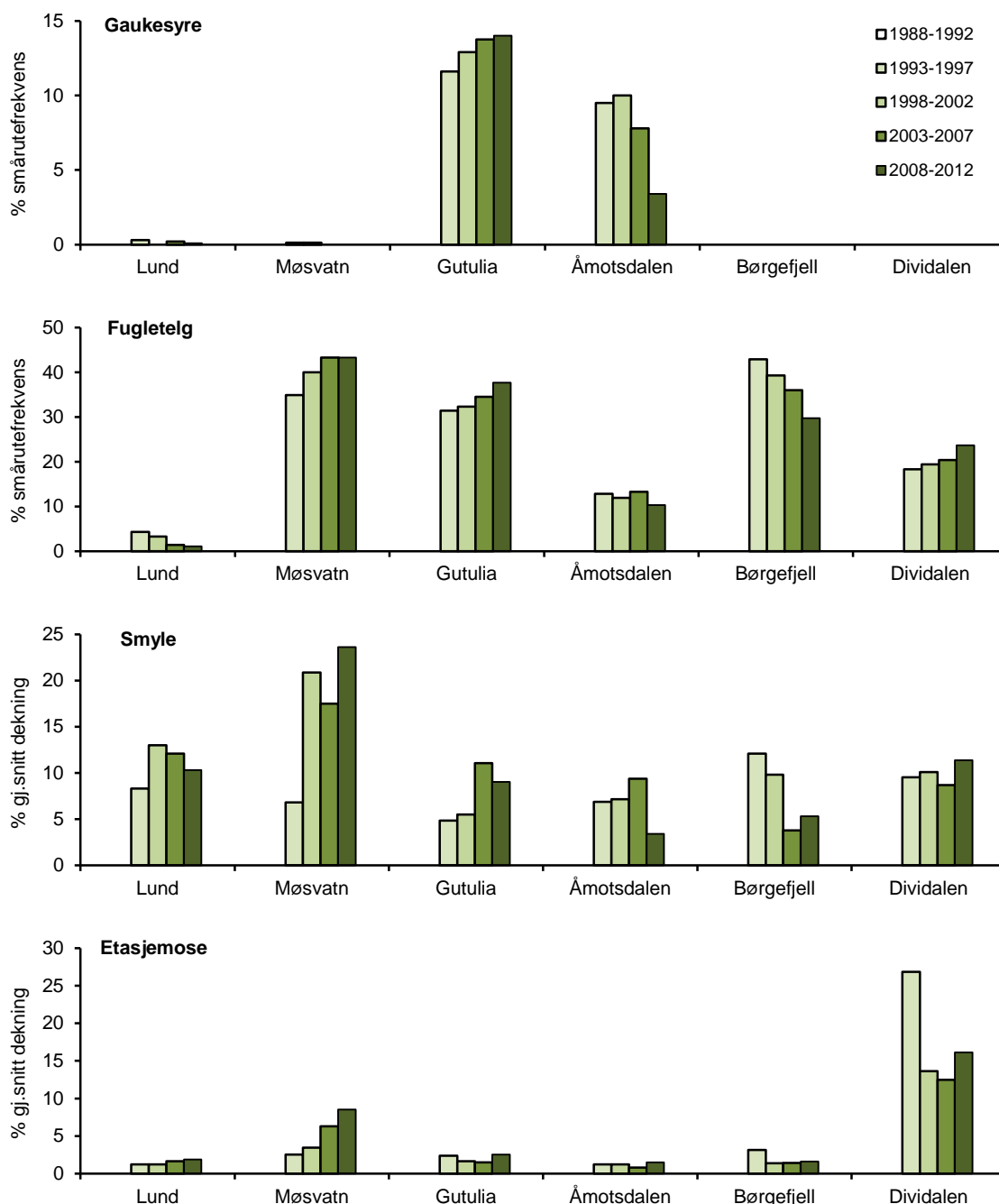
marka var gjennomsnittlig forekomst i smårutene derfor fortsatt lavere enn da rutene ble etablert i 1988.

Utviklingen i de øvrige områdene gir ikke noe tydelig mønster: Mens det i granskogsområdet i Gutulia fant sted en reduksjon i gjennomsnittlig forekomst av arten i smårutene fra 2004 til 2009, hadde den økt noe i Otterstadstølen fra 2004 til 2012. Disse endringene kan derfor ikke enkelt relateres til påvirkningsfaktorer.



Figur 5.2 Endringer i mengde (målt som frekvens i småruter og prosent dekning) av utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i granskog gjennom overvåkingsperioden 1988-2012. Områdenes plassering er vist i figur 5.1.

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



Figur 5.3 Endringer i mengde (målt som frekvens i småruter og prosentvis dekning) av utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i bjørkeskog gjennom overvåkingsperioden 1993-2012. 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.

Fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*)

Fugletelg er en vanlig småbregne som forekommer i de samme skogtypene som gaukesyre. Den har omtrent samme krav til baserikhet som gaukesyre (Ellenberg et al. 1992) og kan forventes å ha omtrent samme følsomhet for forsurening.

Fugletelg hadde størst tilbakegang i det sørligste granskogsområdet Paulen i Vest-Agder, men betydelig tilbakegang ble også registrert 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. I bjørkeskogsområdene har den i enkelte områder gått fram (Møsvatn, Gutulia, Dividalen), mens den i andre områder har gått tilbake (Lund og Børgefjell), altså uavhengig av nord-sørgradienten (**figur 5.3**).

I granskogsområdet i Gutulia har arten hatt en relativt jevn tilbakegang gjennom fem analyseomløp, men ikke i like stor grad som i de sørligste områdene. I Rausjømarka har det aldri vært mye av arten i rutene, og den er ikke registrert her etter 1998. I Paulen hadde arten en jevn tilbakegang fram til og med 2005, og på tross av en liten økning fra fjerde til femte omløp var gjennomsnittlig forekomst i smårutene i 2010 fortsatt bare det halve av utgangsverdien i 1990. Også i Solhomfjell og Grytdalen, som begge ligger langt sør, fortsatte arten tilbakegangen fra fjerde til femte omløp. I Grytdalen ble gjennomsnittlig forekomst i smårutene halvert fra 2003 til 2011. Smågnagertoppen i 2010/11 kan ha bidratt til denne utviklingen. I Otterstadstølen har det vært en jevn reduksjon av gjennomsnittlig forekomst i smårutene etter 1999, og fra 2004 til 2012 ble det registrert en reduksjon fra 7,1% til 5%. Dette vil si at artens gjennomsnittlige mengder i rutene er nesten halvert fra utgangspunktet i 1989. Det var ingen tydelig smågnagertopp i 2010/2011 i Otterstadstølen som det var i mange andre områder i Sør-Norge, men andelen moseskudd som var beitet av smågnagere var noe høyere i 2011 enn vanlig (R. Halvorsen, pers. medd.). Ingen tydelig smågnagerpåvirkning ble observert ved registreringene i 2012, verken på moser eller karplanter. Imidlertid var det en del steder tydelige spor etter hjortebeteite på vegetasjonen. En noe økt beitepåvirkning av hjort er derfor en sannsynlig årsak til tilbakegangen for fugletelg i Otterstadstølen.

Fugletelg viser ulike endringsmønstre i de ulike bjørkeskogsovervåkingsområdene. Tilbakegangen for fugletelg i Lund kan tolkes som en forsinket respons på jordforsuring, mens framgangen for fugletelg i Møsvatn kan trolig settes i sammenheng med avtakende jordforsuring (T. Økland et al. 2009a), mens det er vanskelig å forklare framgangen i Gutulia og Dividalen, der forurensingen har vært minimal. Mikroklimatiske endringer kan imidlertid være en mulig årsak.

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

Smyle (*Avenella flexuosa*)

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

Smyle 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 fjerde omløp. Mengden av smyle gikk imidlertid noe tilbake både i Lund og Åmotsdalen i 2011. I Paulen og Grytdalen har arten blitt noe redusert fra fjerde til femte omløp, mens den har økt noe i granskogsrutene i Gutulia. I bjørkeskogsrutene i Børgefjell har arten vist en betydelig nedadgående trend siden analysene i 1995, men i siste periode fra 2005 til 2010 ble det registrert en liten økning.

Nitrogenavsetningen i Norge er størst på Sørlandet (Aas et al. 2012), og det kan således være en sammenheng mellom tilførsler av langtransportert nitrogen og økt vekst av smyle i de sørlige overvåkingsområdene i de fire første omløpene. Økningen av smyle 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).

Utviklingen fra 4. til 5. omløp er litt forskjellig i de ulike områdene. I granskogsrutene i Paulen hadde arten en reduksjon i gjennomsnittlig dekning i rutene fra 9,7% i 2005 til 6,5% i 2010, og en tilsvarende reduksjon fant sted i Grytdalen, fra 1,52% i 2003 til 0,94% i 2011. Også i Otterstadstølen hadde arten en reduksjon i gjennomsnittlig dekning, fra 2,5% i 2004 til 2,06% i 2012 mens den i Rausjømarka i 2008 var omtrent på nivå med 2003.

Reduksjonen av smyle i granskogsrutene i Paulen i siste omløpsperiode har trolig flere årsaker, for eksempel endringer i tresjiktstruktur, mens reduksjonen i rutene i Grytdalen høyst sannsynlig skyldes beiting av smågnagere. Beitepåvirkningen var visuelt tydelig ved feltarbeidet i Grytdalen i 2011. Smågnagere har trolig ikke bidratt vesentlig til reduksjonen i granskogsflatene i Otterstadstølen, men som for fugletelg kan den trolig skyldes økt beitetrykk av hjort.

Reduksjonen av smyle i bjørkeskogsområdene i Lund og Åmotsdalen ved siste gjenanalyse i 2011 skyldes trolig år til år variasjoner i beitetrykk, både av smågnagere og husdyr. Den sterke tilbakegangen av smyle i Børgefjell for hele overvåkingsperioden sett under ett (trass i økningen i siste periode, 2005–2010), kan også skyldes ulike effekter av smågnagerbeiting, da smyle er en av smågnagernes foretrukne beiteplanter (Ericson 1977).

Etasjemose (*Hylocomium splendens*)

Etasjemose er en av de vanligste store mosene i norske skoger. 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 grastokken kryper under null dersom marka ikke er snødekt (Stålfelt 1937). Økt mengde av arten antas å ha sammenheng med endringer av klimaet i gunstig retning, med lengre og fuktigere vekstsesonger (R. Økland 1997, T. Økland 2001, 2004a,b).

Etasjemose viste en betydelig framgang i alle granskogsområdene fra tredje til fjerde omløp, med unntak av det nordligste området, Granneset (**figur 5.2**). I områder der det var lite etasjemose fra før, dekket etasjemosen etter fjerde omløp omtrent dobbelt så mye eller enda mer av skogbunnen sammenlignet med første omløp. En liknende trend er også observert for andre store mosearter. Både i Rausjømarka og i Solhomfjell fortsatte økningen i gjennomsnittlig dekning for etasjemose fra 2003 til 2008 (fra fjerde til femte omløp). I 2008 var gjennomsnittlig dekning i begge disse områdene ca tre ganger så stor som i 1988. I Gutulia hadde arten derimot en svak nedgang i gjennomsnittlig dekning fra 2004 til 2009. Også i Paulen hadde arten en økning i gjennomsnittlig dekning i rutene fra fjerde til femte omløp (2005 til 2010). Imidlertid er ikke etasjemose dominerende i mange ruter i Paulen; der er blanksigd (*Dicranum majus*) den viktigste mosearten. I Grytdalen har økningen i etasjemosedekning i rutene fortsatt fra fjerde til femte omløp, og arten mer enn tredoblet sin gjennomsnittlige dekning i dette området fra 1993 til 2011, på tross av betydelig smågnagerbeiting i 2010/11 (jf **figur 5.2**). I Otterstadstølen var artens gjennomsnittlige dekning i rutene redusert noe ved registreringene i 2012 (femte omløp) i forhold til 2004 (fjerde omløp). Imidlertid er fortsatt den gjennomsnittlige dekningen av etasjemose i flatene omtrent dobbelt så høy som ved utgangspunktet i 1989. Som i Paulen dominerer blanksigd og enkelte andre store bladmoser mer enn etasjemose i rutene i Otterstadstølen (se kapittel 4) og disse har økt betydelig i gjennomsnittlig dekning fra 1989 til 2012.

Dekningen av etasjemose er svært liten i overvåkingsområdene i fjellbjørkeskogene. Etasjemose er en lyskrevende art (Hill 1999) og den lave dekningen kan skyldes et relativt tett strølag som hindrer lystilgang. Barskere klima i fjellnære bjørkeskoger kan også begrense mosenes vekst. Samtidig beites arten av smågnagere (Ericson 1977, R. Økland 1995, Rydgren et al.

2007). Endringene etasjemosens dekning er relativt små, med unntak av i det sørlige overvåkingsområdet Møsvatn, der arten har vist en jevn framgang siden 2002, og i det nordlige overvåkingsområdet Dividalen, der dekningen gikk betydelig tilbake fra 1993 til 2003. Tilbakegangen i det nordligste bjørkeskogsområdet Dividalen og i det nordligste granskogsområdet Granaset kan skyldes perioder med sterkt beite av smågnagere.

6 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen ved Møsvatn 2012

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

Formålet med epifyttovervåkingen i TOV-områdene er å følge bestandsutviklingen i epifyttiske samfunn over tid og å kunne skille mellom naturlig variasjon og eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensninger eller andre miljøendringer. Overvåkingsfeltene for kartlegging av epifyttvegetasjonen i Møsvatn ble etablert i 1992 (Hilmo et al. 1993), med gjenkartlegging i 1997 (Bruteig & Holien 1998), 2002 (Bruteig & Wilmann 2003) og 2007 (Hagen et al. 2008). For å utvide miljøgradienten ble to nye prøvefelt lagt ut i Møsvatn i 2007, slik at undersøkelsen nå omfatter 7 felt med 8 prøvetrær pr felt. Her rapporteres femte gangs kartlegging av epifyttvegetasjonen, gjort i 2012.

Metodikken følger samme mal som ved tidligere kartlegginger. 3 trær hadde gått ut siden 2007 (i felt 1, 2 og 5). Disse ble erstattet med nye trær. Resultatene presenteres normalt for alle felt og trær, med unntak av der det presiseres at resultatene gjelder opprinnelige felt/trær.

Lineære miksete modeller er brukt for å analysere endringer over tid (år som kontinuerlig variabel) og i siste 5-årsperiode (2007 mot 2012), med tre nøstet i felt som tilfeldige faktorer. Enveis ANOVA er brukt for å analysere forskjeller i dekning mellom felt i 2012. Kjikvadrattest er brukt for å analysere endringer i skadeomfang mellom år. Dekning av artsgrupper og enkeltarter er arcsin-transformert før analysene.

6.1 Resultater fra Møsvatn

Stammeomkrets har økt gjennom perioden, fra et snitt på 40 cm i 1992 til 43 cm i 2012 (**tabell 6.1**; $p < 0,001$). Økningen i omkrets er også signifikant dersom de to nye feltene utelates fra analysene ($p < 0,001$). Det er en liten, men signifikant økning ($p < 0,001$) i omkrets mellom 2007 og 2012.

Når de to nye feltene utelates fra analysene, er det ingen endring i trehøyde over tid (**tabell 6.1**; $p = 0,122$).

Tabell 6.1 Høyde (m) og brysthøydeomkrets (cm) av undersøkelsestrærne i sju prøvefelt i Møsvatn. Gjennomsnitt av sju trær i 1992 og åtte trær i 1997, 2002, 2007 og 2012, med standardavvik.

	felt							snitt 1-5	snitt 1-7
	1	2	3	4	5	6	7		
	trehøyde								
1992	10,7±1,8	9,6±1,0		9,8±1,6	10,6±0,8			10,2±1,4	
1997	10,6±1,3	9,3±1,0	8,0±1,0	8,4±1,0	10,5±1,3			9,4±1,5	
2002	10,3±1,1	9,1±1,0	8,3±0,8	8,6±1,3	10,6±1,2			9,4±1,4	
2007	10,3±0,8	9,1±0,8	8,5±0,5	8,6±0,7	10,9±1,1	7,6±0,6	8,9±0,7	9,5±1,2	9,1±1,3
2012	10,7±1,0	8,9±0,7	8,3±0,5	8,5±0,7	10,5±1,4	7,1±0,6	8,4±0,7	9,4±1,3	8,9±1,4
	treomkrets								
1992	39±4	40±3	40±7	40±6	41±5			40±5	
1997	39±3	40±3	40±7	40±6	41±5			40±5	
2002	40±3	41±4	41±7	42±7	42±6			41±5	
2007	42±4	42±4	43±7	44±8	44±6	38±3	42±6	43±6	42±6
2012	44±5	42±5	44±7	44±8	44±6	39±2	43±6	44±6	43±6

Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i 2012

Den totale dekningsgraden av epifytter på bjørkestammer i Møsvatn i 2012 var på 97,6% (**tabell 6.2**). Den høye dekningsgraden skyldes delvis hyperepifyttisme, det vil si at ulike arter vokser opp på hverandre, og dekningsgraden av naken bark utgjorde i gjennomsnitt 20% av stammearealet i 2012. Bladlav er gruppen med størst dekningsgrad (68,7%), etterfulgt av busklav (24,1%). Skorpelav og sopp utgjør en liten andel av epifyttdekningsgraden (henholdsvis 2,9% og 1,9%).

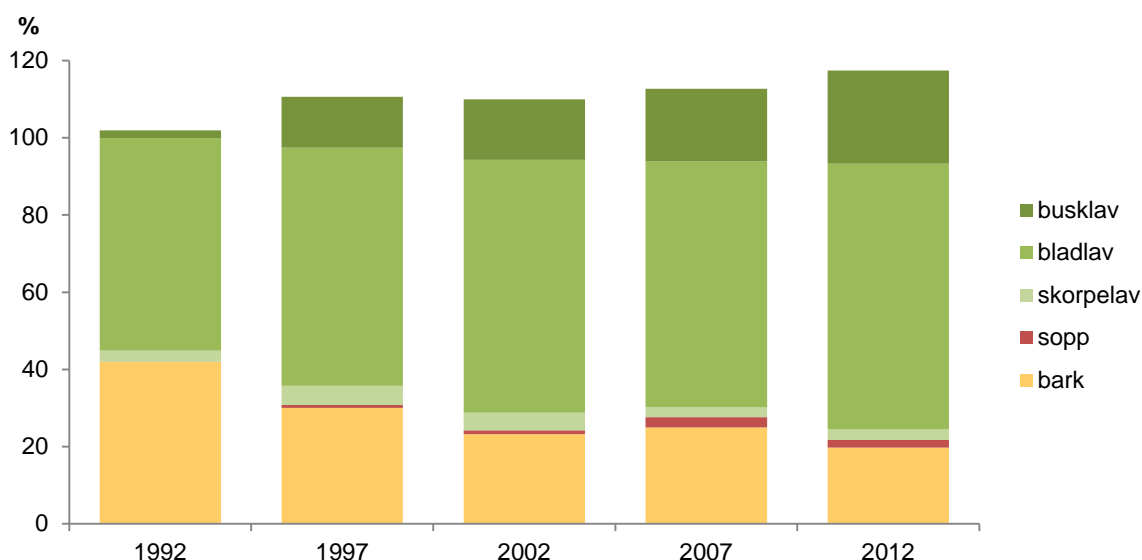
Det er registrert 51 taksoner på undersøkelsestrærne i 2012, 7 bladmoser, 3 levermoser, 6 busklav, 12 bladlav, 20 skorpelav og 3 sopp (inkludert samlegruppe for pyrenokarp, ikke-liknisert sopp, **tabell 6.3**). Begerlav, brunskjegg og strylav blir bare registrert på slektsnivå, som standard i TOV. Pulverstry *U. lapponica* og piggstry *U. subfloridana* er registrert i strylav-slekten.

Skorpelavene *Biatora meiocarpa* og fjellblodlav ble registrert for første gang i 2012, det samme ble soppen *Tremella hypogymnia*. De tidligere registrerte skorpelavene *Lecanora hypopta* og fjellkorkje ble ikke gjenfunnet i 2012 (**tabell 6.3**).

Endring i epifyttvegetasjonen fra 1992–2012

Dekningsgraden av epifytter på bjørkestammer har økt siden 1992 ($p < 0,001$), og også i siste 5-årsperiode ($p < 0,001$) (**figur 6.1**). Dette skyldes først og fremst økt dekningsgrad av bladlav ($p < 0,001$) og busklav ($p < 0,001$). Dekningsgraden av sopp har økt noe siden registreringene startet i 1997 ($p < 0,001$), men har en liten nedgang fra 2007 til 2012 ($p = 0,017$). Skorpelavsdekningsgraden har variert noe mellom årene, og det er ingen signifikant endring mellom 2007 og 2012 ($p = 0,398$).

Det er forskjeller i total epifyttdekningsgrad mellom feltene i Møsvatn i 2012 ($p < 0,001$), med lav dekningsgrad i felt 7 i forhold til de andre feltene (**tabell 6.2**). Både gruppene bladlav, busklav og skorpelav varierer i dekningsgrad mellom feltene ($p < 0,001$ for alle gruppene). Bladlav har lavest dekningsgrad i felt 7 og høyest i feltene 2 og 4. Busklav har også lav dekningsgrad i felt 7, med høyest dekningsgrad i felt 5. Skorpelav har høyest dekningsgrad i felt 7 (**tabell 6.2**). Det er ingen forskjell i dekningsgrad av sopp mellom feltene ($p = 0,355$).



Figur 6.1 Fordelingen av epifytter og naken bark på bjørkestammer i overvåkingsområdet i Møsvatn 1992–2012. Mer enn 100% dekningsgrad skyldes at enkelte arter vokser over/opp på hverandre.

Tabell 6.2 Gjennomsnittlig dekning (i % av kartlagt stammeareal) av epifytter og never på stammen av bjørk i sju prøvefelt i Møsvatn 1992-2012.

		1	2	3	4	5	6	7	snitt 1-5	snitt 1-7
busklav	1992	1,0	0,1	3,0	1,7	4,1			2,0	
	1997	10,7	8,6	14,5	10,8	21,5			13,2	
	2002	13,9	10,1	17,3	11,0	26,0			15,7	
	2007	20,8	12,4	25,9	15,7	38,1	18,2	1,1	22,6	18,9
	2012	20,8	14,9	29,4	20,3	50,6	30,7	1,8	27,2	24,1
bladlav	1992	51,6	60,8	45,5	58,2	59,1			55,0	
	1997	57,2	65,9	52,6	66,7	65,7			61,6	
	2002	64,3	72,4	56,3	67,2	67,4			65,5	
	2007	72,1	77,0	65,7	73,5	68,1	54,1	34,8	71,3	63,6
	2012	75,1	79,3	70,6	79,2	66,7	61,4	48,7	74,2	68,7
skorpe- lav	1992	2,9	3,8	3,5	3,2	1,0			2,9	
	1997	5,5	7,3	4,9	3,8	3,5			5,0	
	2002	6,9	6,7	2,6	4,8	1,6			4,5	
	2007	2,8	2,7	0,9	1,6	1,6	0,3	8,4	1,9	2,6
	2012	2,9	4,0	1,2	2,4	1,6	0,9	7,0	2,4	2,9
sopp	1997	1,2	1,1	0,9	0,2	0,4			0,7	
	2002	1,6	1,3	0,1	0,7	1,4			1,0	
	2007	2,7	1,7	3,4	0,9	2,0	2,3	5,4	2,1	2,6
	2012	2,3	2,0	2,2	0,5	1,4	2,0	3,2	1,7	1,9
epifytter totalt	1992	55,5	64,8	52,0	63,1	64,2			59,9	
	1997	74,5	82,9	72,9	81,5	91,2			80,6	
	2002	86,7	90,6	76,2	83,7	96,4			86,7	
	2007	98,4	93,8	95,9	91,7	109,8	74,9	49,7	97,9	87,7
	2012	101,0	100,2	103,4	102,4	120,4	95,0	60,6	105,5	97,6
bark	1992	45,8	36,4	50,4	39,0	38,3			42,0	
	1997	35,0	25,8	38,3	27,2	23,9			30,0	
	2002	23,1	17,2	33,2	22,1	20,6			23,2	
	2007	20,0	15,8	17,9	20,4	13,1	35,8	51,7	17,5	25,0
	2012	17,3	13,8	14,7	14,1	10,7	24,0	43,9	14,1	19,8

Endringer i enkeltarter

Vanlig kvistlav dekker i gjennomsnitt 51,8% av bjørkestammene i Møsvatn i 2012 (**tabell 6.3, figur 6.2**). Arten har en frekvens på 100%, dvs den er funnet på samtlige undersøkelsestrær. Det har vært en signifikant økning over tid i dekningen av vanlig kvistlav ($p < 0,001$), og også en økning i siste 5-årsperiode ($p < 0,001$). Dekningen er høyest i felt 2 og lavest i feltene 6 og 7 ($p < 0,001$).

Snømållav var den nest vanligste bladlaven i 1992, men dekker i gjennomsnitt bare 3,3% av bjørkestammene i 2012 (**tabell 6.3, figur 6.2**). Arten har en frekvens på 89%, dvs den er funnet på 50 av de 56 undersøkelsestrærne. Det er en signifikant nedgang i dekning av snømållav over tid ($p < 0,001$), også i siste 5-årsperiode ($p = 0,011$). Dekningen varierer mellom feltene i 2012 ($p < 0,001$), med høyest dekning i felt 5 (**figur 6.2**).

Gul stokklav har økt i dekning fra 3,9% i 1992 til 7,9% i 2012 ($p < 0,001$) (**tabell 6.3**), med en liten økning også mellom 2007 og 2012 ($p = 0,001$). Den forekommer på alle undersøkelsestrærne. Dekningen er lavest i felt 7 og høyest i felt 4 ($p = 0,006$, **figur 6.2**).

Bristlav dekker i gjennomsnitt 4,9% av bjørkestammene i 2012 og er funnet på 53 av de 56 undersøkelsestrærne (**tabell 6.3**). Det har vært en signifikant nedgang i dekning over tid ($p < 0,001$), men ingen endring i den siste 5-årsperioden ($p = 0,966$). Det er ingen signifikant forskjell i dekning mellom felt (**figur 6.2**; $p = 0,154$).

Tabell 6.3 Forekomst av epifytter registrert på stammen av bjørk i sju prøvefelt i overvåkningsområdet Møsvatn 1992-2012.

Vitenskapelig navn	kode	norsk navn	frekvens					dekning				
			felt 1-5		felt 1-7			felt 1-5		felt 1-7		
			1992	1997	2002	2007	2012	1992	1997	2002	2007	2012
Bladmoser												
<i>Brachythecium reflexum</i>	Brac ref	Sprikelundmose	0	0	3	2	2	0	0	x	x	x
<i>Brachythecium</i> sp.	Brachytz	Lundmoseslekta	0	0	0	0	5	0	0	0	0	x
<i>Brachythecium starkei</i>	Brac sta	Strølundmose	0	0	0	7	9	0	0	0	x	x
<i>Dicranum montanum</i>	Dicr mon	Stubbesigd	0	0	0	2	0	0	0	0	x	0
<i>Dicranum</i> sp.	Dicranuz	Sigdmose	0	5	28	63	82	0	x	x	x	x
<i>Plagiothecium laetum</i>	Plat lae	Glansjammemose	0	0	0	4	7	0	0	0	x	x
<i>Pleurozium schreberi</i>	Pleu sch	Furumose	0	0	0	4	4	0	0	0	x	x
<i>Pohlia nutans</i>	Pohl nut	Vegnikke	0	0	0	2	2	0	0	0	x	x
<i>Pohlia</i> sp.	Pohlia z	Nikkemoseslekta	0	0	0	0	2	0	0	0	0	x
<i>Polytrichum</i> sp.	Polytriz	Bjørnemose	0	0	0	2	0	0	0	0	x	0
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Rhyt lor	Kystkransmose	0	0	0	2	2	0	0	0	x	x
Levermoser												
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Barb lyc	Gåsefotskjeggmoser	0	0	18	41	64	0	0	x	x	x
<i>Lophozia longidens</i>	Loph lon	Hornflik	0	0	3	2	2	0	0	x	x	x
<i>Lophozia</i> sp.	Lophoziz	Flikmose	0	0	0	0	5	0	0	0	0	x
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Ptil pul	Barkfrynse	0	0	13	34	32	0	0	x	x	x
Busklav												
<i>Alectoria sarmentosa</i>	Ale sarm	Gubbeskjegg	0	3	3	0	0	0	0	0,0116	0	0
<i>Bryoria</i> sp.	Bryoriaz	Brunskjegg	100	100	100	98	98	1,8	13,1	15,4	18,6	23,6
<i>Cladonia</i> sp.	Cladoniz	Begerlav	3	18	18	39	50	x	x	x	x	x
<i>Evernia mesomorpha</i>	Eve meso	Gryntjafs	0	5	13	7	5	0	0	0,03	0,02	0,02
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Pse furf	Elghornslav	23	33	28	29	29	0,06	0,08	0,14	0,10	0,07
<i>Ramalina farinacea</i>	Ram fari	Barkragg	3	0	0	0	0	x	0	0	0	0
<i>Usnea lapponica</i>	Usn lapp	Pulverstry	0	8	3	2	2	0	x	x	x	x
<i>Usnea</i> sp.	Usneaz	Strylav	71	68	75	63	73	0,07	0,09	0,09	0,18	0,41
<i>Usnea subfloridana</i>	Usn subf	Piggstry	0	5	0	0	0	0	x	0	0	0
Bladlav												
<i>Cetraria sepincola</i>	Cet sepi	Bjørkelav	0	0	10	0	0	0	0	x	0	0
<i>Hypogymnia bitteri</i>	Hyp bitt	Granseterlav	6	5	5	4	4	0,03	0,06	0,04	0,02	0,02
<i>Hypogymnia physodes</i>	Hyp phys	Vanlig kvistlav	100	100	100	100	100	35,2	40,5	49,3	47,5	51,8
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Hyp tubu	Kulekvistlav	60	88	90	84	73	0,65	0,87	1,00	0,68	0,60
<i>Imshaugia aleurites</i>	lms aleu	Furustokklav	3	3	8	7	5	0	0,01	0,01	0,03	0,01
<i>Melanelia olivacea</i>	Mel oliv	Snømållav	91	100	95	95	89	8,9	8,2	4,7	4,1	3,3
<i>Parmelia sulcata</i>	Par sulc	Bristlav	89	93	93	91	95	6,2	5,8	4,8	4,6	4,9
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Par ambi	Gul stokklav	97	98	100	98	100	3,9	5,9	5,4	6,4	7,9
<i>Parmeliopsis esorediata</i>	Par esor	Fjellbjørklav	0	3	5	4	4	0	x	x	x	x
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Par hype	Grå stokklav	94	98	100	96	96	0,08	0,09	0,03	0,12	0,09
<i>Platismatia glauca</i>	Pla glau	Vanlig papirlav	11	25	28	25	29	0,04	0,03	0,13	0,04	0,06
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	Tuc chlo	Vanlig kruslav	11	25	28	14	13	0	0,02	0,03	0,03	0,03
<i>Vulpicida pinastris</i>	Vul pina	Gullroselav	63	78	73	79	82	0,03	0,07	0,03	0,05	0,05
Skorpelav												
<i>Skorpelav, ubestemt</i>	Ubest		0	0	5	4	2	0	0	0,04	0	0,01
<i>Anzina carneonivea</i>	Anz carn		0	3	3	0	0	0	x	x	0	0
<i>Bacidia igniarii</i>	Bac igni		0	3	3	0	0	0	x	x	0	0
<i>Biatora chrysantha</i>	Bia chry		0	0	25	23	25	0	0	x	x	x
<i>Biatora efflorescens</i>	Bia effl	Bleik knopplav	0	3	3	2	2	0	x	x	x	x
<i>Biatora meiocarpa</i>	Bia meio		0	0	0	0	2	0	0	0	0	x
<i>Biatora</i> sp.	Biatoraz	Knopplav	0	0	0	7	11	0	0	0	x	x
<i>Buellia chloroleuca</i>	Bue chlo		0	0	0	0	2	0	0	0	0	x
<i>Buellia disciformis</i>	Bue disc	Bleik bønnelav	0	15	8	7	5	0	0,07	0,06	0,04	0,02
<i>Caloplaca ferruginea</i>	Cal ferr	Jernoransjelav	0	0	3	2	2	0	0	0	0,02	0,04
<i>Chaenotheca chrysocephala</i>	Cha chry	Gulgrynnål	0	0	5	13	13	0	0	0	0,02	0,05
<i>Hypocnomyce scalaris</i>	Hyp scal	Melskjell	0	0	3	2	2	0	0	0	0,01	0,01
<i>Lecanora circumborealis</i>	Lca circ	Bjørkekantlav	6	100	100	93	96	0	0,90	1,19	0,52	0,70
<i>Lecanora fuscescens</i>	Lca fusc		0	0	0	0	2	0	0	0	0	0,01

Tabell 6.3 (forts.)

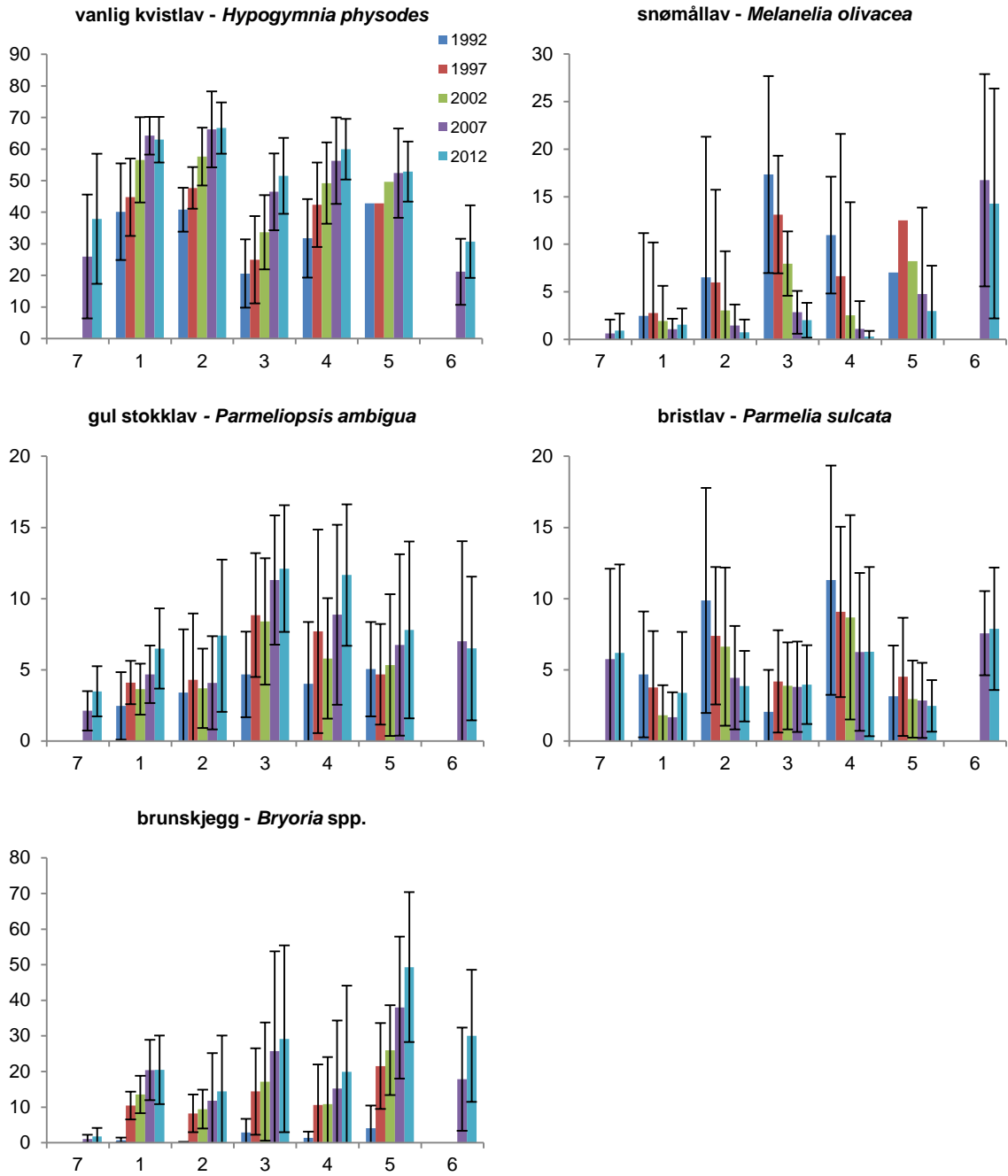
Vitenskapelig navn	kode	norsk navn	frekvens					dekning				
			felt 1-5			felt 1-7		felt 1-5			felt 1-7	
			1992	1997	2002	2007	2012	1992	1997	2002	2007	2012
Skorpelav (forts.)												
<i>Lecanora fuscescens</i> coll.	Lca/fusc		71	90	95	98	96	0,90	1,13	0,72	0,20	0,23
<i>Lecanora hypopta</i>	Lca hypo		0	0	0	2	0	0	0	0	x	0
<i>Lecanora pulicaris</i>	Lca puli		0	0	8	7	4	0	0	0	0,02	0,01
<i>Lecanora</i> sp.	Lecanorz	Kantlav	91	3	0	2	0	0,94	0,04	0	0,01	0
<i>Lecanora symmetrica</i> coll.	Lca/symm	Halmkantlav mm.	80	100	100	79	86	0,9	2,9	2,5	1,8	1,8
<i>Lecidea porphyrospoda</i>	Lci porp		0	23	40	39	45	0	x	x	x	x
<i>Lecidea pullata</i>	Lci pull		97	95	100	96	98	0,13	0	0	0	0
<i>Lecidea</i> sp.	Lecideaz		0	0	0	2	0	0	0	0	x	0
<i>Lepraria</i> sp.	Leprariz	Mellav	6	3	13	23	30	x	x	x	x	x
<i>Mycoblastus alpinus</i>	Myc alpi	Fjellblodlav	0	0	0	0	2	0	0	0	0	x
<i>Ochrolechia androgyna</i>	Och andr	Grynkorkje	3	13	20	16	14	0	0	0,01	0,01	0
<i>Ochrolechia frigida</i>	Och frig	Fjellkorkje	0	0	0	2	0	0	0	0	x	0
<i>Pertusaria pupillaris</i>	Per pupi		3	0	0	0	0	x	0	0	0	0
<i>Pertusaria</i> sp.	Pertusaz	Vortelav	6	0	0	0	0	x	0	0	0	0
<i>Pycnora leucococca</i>	Pyc leuc		0	3	0	0	0	0	0,01	0	0	0
<i>Pycnora sorophora</i>	Pyc soro		0	3	13	4	2	0	x	x	x	x
<i>Pyrrhospora cinnabarina</i>	Pyr cinn	Sinoberlav	3	43	65	77	80	0,03	0	0	0	0
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>	Tra flex		0	3	3	4	5	0	0	0	0	0,01
<i>Varicellaria rhodocarpa</i>	Var rho		0	3	0	0	0	0	x	0	0	0
Alger												
Alger, totalt	Alger		0	0	0	2	0	0	0	0	x	0
Sopp												
Sopp	Sopp		0	0	18	2	0	0	0	0,13	0,01	0
<i>Hystericum pulicare</i>	Hys puli		0	0	8	0	9	0	0	0	0	0,02
Pyrenokarp, ikke-likenisert sopp	Perith		0	63	65	82	84	0	0,75	0,89	2,63	1,93
<i>Tremella hypogymnia</i>	Tre hypo		0	0	0	0	2	0	0	0	0	x
Bark												
Bark	Bark		100	100	100	100	100	42,0	30,0	23,2	25,0	19,8

Brunskjegg har økt i dekning fra 1,8% i 1992 til 23,6% i 2012 ($p < 0,001$) (**tabell 6.3**). Den forekommer på 55 av undersøkelsestrærne i 2012. Også mellom 2007 og 2012 har det vært en økt dekning av brunskjegg ($p < 0,001$). Felt 5 har svært høy dekning av brunskjegg, mens felt 7 har lav dekning (**figur 6.2**). Forskjellene mellom felt er signifikant ($p < 0,001$).

Endringer i hengende arter

Opptelling av antall individer brunskjegg fra basis av treet opp til øverste takseringslinje viser en økning fra 2007 til 2012 (**tabell 6.4**), men tallet har variert mye mellom år. Både snittlengden per individ og lengden av lengste individ har økt over tid.

Av andre hengende arter ble det i 2012 registrert 18 individ av tjafslav og 58 individ av strylav. Antallet tjafslav har vært relativt stabilt over tid, mens både antallet og lengden av strylav har økt noe, også om man kun ser på feltene 1–5.



Figur 6.2 Gjennomsnittlig dekning (med standardavvik) av vanlig kvistlav, snømållav, gul stokklav, bristlav og brunskjegg på bjørkestammer i sju prøvefelt i overvåkingsområdet Møsvatn 1992-2012.

Tabell 6.4 Hengende arter registrert på stammen av bjørk i sju prøvefelt i overvåkningsområdet Møsvatn 1992–2012.

			1	2	3	4	5	6	7	totalt 1-5	totalt 1-7
Skjeggglav <i>Alectoria</i> spp.	antall	1997	0,1							0,03	
		2002	0,1							0,03	
	lengde	1997	1,0							1,0	
	snitt (cm)	2002	10,0							10,0	
	lengde	1997	1							1	
	lengste (cm)	2002	10							10	
Brunskjegg <i>Bryoria</i> spp.	antall	1992	4,4	19,3	71,3	30,3	74,6			40,0	
		1997	41,1	44,8	99,8	49,6	106,9			68,4	
		2002	45,6	40,6	52,9	30,8	84,8			50,9	
		2007	25,3	14,0	31,8	21,3	42,6	58,5	7,4	27,0	28,7
		2012	37,0	25,0	66,5	37,0	70,0	76,3	9,3	47,1	45,9
	lengde	1992	2,4	1,7	1,6	1,8	1,9			1,8	
	snitt (cm)	1997	3,0	2,0	2,2	2,5	2,5			2,5	
		2002	4,0	3,2	3,1	2,9	4,2			3,5	
		2007	5,8	4,1	5,9	3,4	6,2	3,4	1,7	5,1	4,4
		2012	4,9	4,8	5,4	4,8	7,6	5,1	2,5	5,5	5,0
	lengde	1992	10	12	5	5	8			12	
	lengste (cm)	1997	20	13	22	14	15			22	
		2002	22	15	15	22	30			30	
	2007	28	18	30	23	34	20	7	34	34	
	2012	26	27	40	25	40	41	12	40	41	
Tjafslav <i>Evernia</i> spp.	antall	1997	0,0	0,0	1,6	0,1	0,0			0,4	
		2002	0,0	0,1	1,8	0,3	0,0			0,4	
		2007	0,0	0,0	1,5	0,1	0,0	0,0	0,0	0,3	0,2
		2012	0,0	0,0	2,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,5	0,3
	lengde	1997			1,7	1,0				1,3	
	snitt (cm)	2002		1,0	1,5	1,0				1,2	
		2007			1,8	2,0				1,9	1,9
		2012			2,9	2,0				2,6	2,6
	lengde	1997	0	0	7	1	0			7	
	lengste (cm)	2002	0	1	8	1	0			8	
	2007	0	0	11	2	0	0	0	11	11	
	2012	0	0	10	2	0	0	0	10	10	
Ragglav	antall	1992	0,0	0,0	0,4	0,0	0,0			0,1	
<i>Ramalina</i> spp.	lengde snitt	1992	0,0	0,0	1,7	0,0	0,0			1,7	
	Lengde leng.	1992	0	0	3	0	0			3	
Strylav <i>Usnea</i> spp.	antall	1992	0,1	0,3	1,1	1,4	0,6			0,7	
		1997	0,4	0,6	1,1	1,0	0,8			0,8	
		2002	0,3	0,4	1,1	1,6	0,8			0,8	
		2007	0,1	0,3	1,4	1,5	0,9	5,0	0,0	0,8	1,3
		2012	0,3	0,5	1,6	1,6	3,3	10,8	0,3	1,5	2,6
	lengde	1992	1,0	2,0	1,3	1,0	1,5			1,3	
	snitt (cm)	1997	1,0	1,8	1,3	2,2	2,6			1,9	
		2002	1,0	1,7	2,2	1,5	3,6			2,2	
		2007	3,0	3,0	3,9	2,3	3,3	2,8		3,3	3,2
		2012	6,0	1,8	3,1	2,6	4,5	3,3	1,5	3,6	3,4
	lengde	1992	1	2	2	1	4			4	
lengste (cm)	1997	1	3	4	4	5			5		
	2002	1	3	4	4	6			6		
	2007	3	4	6	6	6	6	0	6	6	
	2012	7	4	6	8	18	8	2	18	18	

Skadet lav

I 2012 ble det registrert skade på vanlig kvistlav, snømållav, bristlav og gul stokklav (**tabell 6.5**). Andelen skadd lav var høyest i 1992, på 23,3%. I 2012 var 4,0% av laven registrert med skade, på samme nivå som i 2007 ($p = 0,460$). Snømållav har en gjennomgående høy andel skade, på rundt 50%. Det er lite endring i andel skade for noen av lavartene i den siste 5-årsperioden (**tabell 6.5**).

Tabell 6.5 Gjennomsnittlig dekning og prosentvis andel skadd lav for fire lavarter på bjørke-stammer i sju prøvefelt i Møsvatn overvåkingssområde 1992–2012.

		felt								
		1	2	3	4	5	6	7	totalt	
Dekning										
vanlig kvistlav										
	1992	40,1	40,8	20,6	31,8	42,8			35,2	
	1997	44,8	47,7	25,0	42,4	42,8			40,5	
	2002	56,6	57,7	33,7	49,2	49,7			49,3	
	2007	64,2	66,2	46,5	56,3	52,4	21,2	26,0	47,5	
	2012	63,0	66,7	51,5	60,0	52,8	30,7	37,9	51,8	
snømållav										
	1992	2,5	6,5	17,3	11,0	7,0			8,9	
	1997	2,8	6,0	13,1	6,7	12,5			8,2	
	2002	1,9	3,0	8,0	2,5	8,2			4,7	
	2007	1,1	1,5	2,8	1,1	4,8	16,7	0,6	4,1	
	2012	1,5	0,7	2,0	0,3	3,0	14,3	0,9	3,3	
bristlav										
	1992	4,7	9,9	2,1	11,3	3,1			6,2	
	1997	3,8	7,4	4,2	9,1	4,5			5,8	
	2002	1,8	6,6	3,9	8,7	2,9			4,8	
	2007	1,7	4,4	3,8	6,3	2,9	7,6	5,7	4,6	
	2012	3,4	3,9	4,0	6,3	2,5	7,9	6,2	4,9	
gul stokklav										
	1992	2,5	3,4	4,7	4,0	5,1			3,9	
	1997	4,1	4,3	8,8	7,7	4,7			5,9	
	2002	3,6	3,7	8,4	5,8	5,3			5,4	
	2007	4,7	4,1	11,3	8,9	6,7	7,0	2,1	6,4	
	2012	6,5	7,4	12,1	11,7	7,8	6,5	3,5	7,9	
Andel skadd										
vanlig kvistlav										
	1992	2,3	12,1	3,9	6,2	2,4			5,5	
	1997	10,0	6,5	2,8	2,8	3,5			5,4	
	2002	1,8	7,8	1,8	7,8	0,6			4,1	
	2007	1,3	1,8	0,5	1,0	0,9	0,0	0,5	1,1	1,0
	2012	0,9	0,6	2,5	2,3	1,5	2,0	1,3	1,5	1,5
snømållav										
	1992	35,3	60,7	46,6	65,3	75,8			57,6	
	1997	26,7	65,6	61,3	85,4	44,3			58,5	
	2002	51,6	64,0	54,4	87,2	55,5			59,3	
	2007	50,0	96,0	38,3	83,3	56,2	18,1	0,0	59,1	34,8
	2012	42,9	53,8	34,3	0,0	68,9	68,9	0,0	49,2	31,7
bristlav										
	1992	92,1	79,1	31,0	70,8	56,3			72,2	
	1997	79,3	59,5	25,0	63,6	65,8			59,6	
	2002	50,0	50,0	18,3	40,0	44,0			40,6	
	2007	18,5	26,8	23,4	22,4	23,1	18,5	12,2	23,3	20,3
	2012	18,0	19,4	25,8	13,7	27,3	12,4	25,7	19,4	19,2
gul stokklav										
	1992	42,4	39,1	26,9	19,6	52,9			36,0	
	1997	13,8	10,8	3,5	21,5	40,5			16,8	
	2002	8,5	3,5	0,0	4,1	7,5			4,0	
	2007	0,0	0,0	0,0	1,3	0,0	1,0	0,0	0,3	0,4
	2012	0,0	0,8	0,5	1,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,4

Oppsummering

- Det har vært en økt dekning av epifytter den siste 5-årsperioden. Bladlav og busklav har økt mest, spesielt vanlig kvistlav og brunskjegg, men også gul stokklav. Samtidig har snømållav gått tilbake. Denne endringen fra 2007 til 2012 følger trenden som er funnet for de andre fjellbjørkeskogsområdene i TOV (Evju & Bruteig 2013).
- Andelen skadd lav er liten og uendret fra 2007 til 2012. For snømållav er skadeandelen noe lavere i 2012 enn 2007.
- De nye feltene som ble lagt ut i 2007 har strukket den lokale miljøgradienten i Møsvatn (Hagen et al. 2008). Felt 6 ligger høyest av alle feltene, mens felt 7 ligger lavest og sørøstvendt. Analyser i 2007 viste at artssammensetningen i felt 6 og 7 lignet mer på artssammensetningen i de opprinnelige feltene i 1992 enn i 2007. Utviklingen i den siste 5-årsperioden er imidlertid lik i de to nye feltene som i de fem opprinnelige, med en økning i vanlig kvistlav og brunskjegg og en nedgang i snømållav.
- Redusert svovelnedfall, økte temperaturer (kombinert med nedbør) og økt lengde av vekstsesongen kan være viktige faktorer bak den økte dekningen av lav, spesielt av brunskjegg, i dette området.

7 Smågnagere

Erik Framstad

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

I 2012 ble det fanget smågnagere og spissmus i samtlige TOV-områder. Her rapporteres resultatene fra fangstene, med en vurdering av bestandsnivåer og demografi for de aktuelle artene så langt materialet tillater. Som ledd i langsiktige studier av smågnageres populasjonsdynamikk og habitatbruk i høyfjellet er det også fanget gnagere på Finse, i utkanten av Hardangervidda (Ulvik, Hordaland). Fangster og bestandsnivåer fra dette området rapporteres her summarisk for en sammenlikning med fangstene i regi av TOV. Vi har også sammenholdt TOVs resultater med resultater fra andre fangstserier og observasjoner av smågnagere i ulike deler av landet.

7.1 Metoder

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

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

For nærmere beskrivelse av utplassering av fangststasjoner etc for de enkelte områdene henvises til tidligere TOV-rapporter. I Solhomfjell var det mye regn første fangstdøgn, og i Åmotsdalen kom det snø i løpet av fangstperioden som dermed måtte utvides med én dag for å kunne sjekke og samle inn fellene. Ellers var det ingen spesielle forhold under fangstene.

Dato for gjennomføring av fangstene og total fangstinnsats for de ulike overvåkingsområdene i 2012 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.

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

7.2 Resultater

Fangstene i de enkelte områdene i 2012 framgår av **tabell 7.1**, mens det relative fangstnivået av smågnagere om høsten i overvåkingsperioden er vist i **figur 7.1**. Fordelingen av individer som er kjønnsbestemt og vurdert mht reproduksjonstilstand, er oppsummert i **tabell 7.2.**, mens individenes vektfordeling framgår av **tabell 7.3**.

For de enkelte områdene kan fangstene oppsummeres som følger:

Lund: Det ble fanget 11 småskogmus, men ingen klatremus. Kun én av hunnene (26g) var reprodusert aktiv, og de fleste andre individene var forholdsvis små (<23g). Fangstene tyder på en moderat oppgang for småskogmus etter svært lav bestand i 2011.

Solhomfjell: Det ble fanget 5 småskogmus og 12 klatremus. Blant småskogmusene var det én reprodusert aktiv hunn (26g), ellers var alle individene forholdsvis små (<22g) og inaktive. Også blant klatremusene ble én hunn (32g) vurdert som reprodusert aktiv, mens alle øvrige individer ble ansett som inaktive. Blant disse var én middels stor hunn (32g), mens de øvrige var forholdsvis små (<23g). Fangstene tyder på en fortsatt nokså lav bestand.

Møsvatn: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus i 2012.

Gutulia: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus i 2012.

Åmotsdalen: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus i 2012.

Børgefjell: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus i 2012.

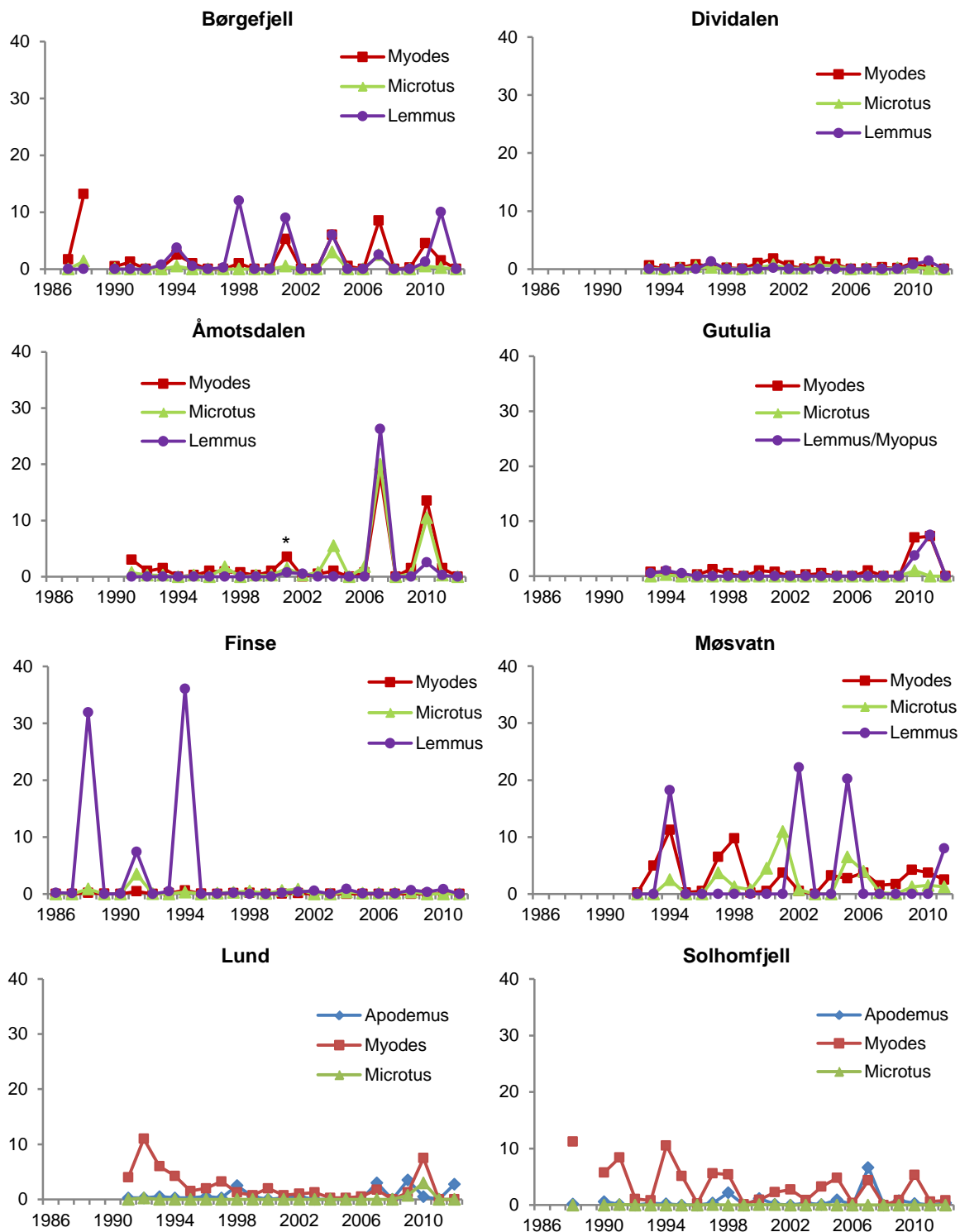
Dividalen: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus i 2012.

Finse: Det ble kun fanget ett lemen og én spissmus i juli, ingen dyr i september. Lemenet var en middels stor (49g) hann som ble vurdert som reprodusert inaktiv. Fangstene tyder på fortsatt svært lavt bestandsnivå av smågnagere.

Tabell 7.1 Oversikt over fangstperioder (datoer for utsetting og inntak av feller), fangstinnsetts og totalt antall fangster av småpattedyr i overvåkingsprogrammet TOV i 2012. I tillegg er angitt tilsvarende data for de langsiktige gnagerfangstene på Finse (kombinert for to fangstfelt)

Område/ Periode	Felledøgn	Arter										Sum
		AS	MG	MR	Mrut	MA	MO	LL	MS	Ubest	Ssp	
Lund												
01–03 okt	400	11										11
Solhomfjell												
03–07 okt	1500	5	12								2	19
Møsvatn												
20–22 sep	400											0
Gutulia												
18–20 sep	400											0
Åmotsdalen												
06–09 sep	400											0
Børgefjell												
07–09 sep	400											0
Dividalen												
10–13 sep	1500											0
Totalt TOV	5000	16	12								2	30
Finse												
03–06 jul	1068							1			1	2
09–11 sep	600											0

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



Figur 7.1 Høstfangster av smågnagere pr 100 felledøgn i overvåkingsområdene, med data for sammenlikning fra Høylandet 1987-88 og Finse (Framstad upubl.). For Åmotsdalen i 2001 ble fangstene avbrutt av flom, og antatt bestandsnivå for klatremus er angitt med *. De ulike kurvene omfatter følgende arter: Apodemus – småskogmus, Myodes – klatremus, gråsidemus, rødmus (kun i Dividalen), Microtus – markmus, fjellmarkmus, Lemmus/Myopus – lemen, skoglemen (kun i Gutulia).

Tabell 7.2 Fordeling av fangstene av smågnagere på kjønn og kjønnsmodning fra overvåkingsområdene.

Område/Art	Periode	Hanner		Hunner	
		Umodne	Modne	Umodne	Modne
Småskogmus (AS)					
Lund	okt 12	5	0	5	1
Solhomfjell	okt 12	2	0	2	1
Klatremus (MG)					
Solhomfjell	okt 12	6	0	6	0

Tabell 7.3 Fordeling av fangstene av smågnagere på kjønn og vektklasser.

Art/Område	Hanner				Hunner			
	<20g	20-24g	25-29g	≥30g	<20g	20-24g	25-29g	≥30g
Småskogmus (AS)								
Lund	5				3	2	1	
Solhomfjell	1	1			1	1	1	
Klatremus (MG)								
Solhomfjell	1	5			4		2	

7.3 Konklusjon

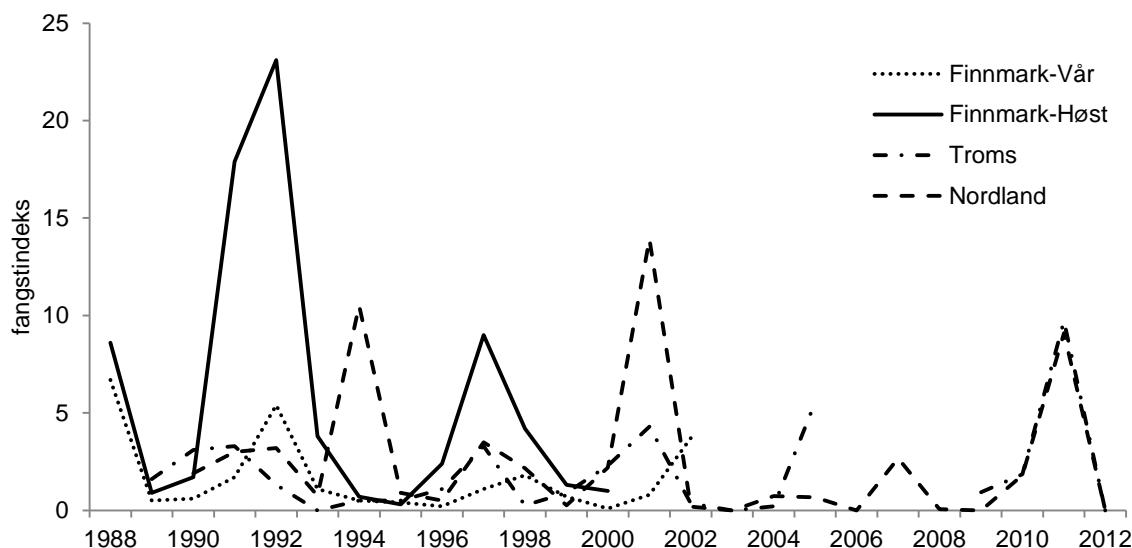
For flere av overvåkingsområdene i boreal og lavalpin sone kan vi observere typiske 3-4 års svingninger i bestandene av smågnagere (jf Myrberget 1973, Christiansen 1983, Henttonen et al. 1985, Hansson & Henttonen 1988, Stenseth & Ims 1993, Framstad et al. 1997, Stenseth 1999, Hörnfeldt 1994, 2004, Angerbjörn et al. 2001, Korpimäki et al. 2004; men se Kausrud et al. 2008, Ims et al. 2008, 2011 og Cornulier et al. 2013). I overvåkingsområdene synes Møsvatn og Børgefjell å ha de mest regelmessige bestandstoppene, mens områdene i Åmotsdalen og Gutulia bare har hatt store bestander i enkelte år (**figur 7.1**). For området i Dividalen har vi imidlertid ikke påvist store smågnagerbestander i overvåkingsperioden. Overvåkingsområdene i Lund og Solhomfjell ligger i sør- og mellomboreal vegetasjonssone der vi ikke forventer like utpregete bestandssvingninger som i nordboreal og alpin sone. Bestandsvariasjonene i disse områdene er derfor omtrent som forventet.

Sammenholder vi fangstene i TOV-områdene (**figur 7.1, tabell 7.4**) med resultater fra andres fangster og observasjoner av smågnagere i ulike deler av Norge (**figur 7.2, tabell 7.5**), kan vi danne oss et forholdsvis representativt bilde av variasjonen i bestandstopper hos smågnagere siden TOV startet i 1990:

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

Tabell 7.4 År med bestandstopper for lemen, skoglemen og andre smågnagere i de nordboreale/lavalpene TOV-områdene Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen, samt Finse (basert på vår- og høstfangster; v=vårfangster). Tydelige bestandstopper (>4 fangster pr 100 felledøgn for minst én av de aktuelle artene) er satt med fet skrift, andre bestandsnivåer større enn foregående og etterfølgende år med normal skrift.

	lemen, skoglemen	klatremus, gråsidemus, rødmus, markmus, fjellmarkmus
Møsvatn	1994, 2002, 2005, 2011	1994, 1997/1998, 2001, 2005, 2009
Finse	1991, 1994 , 1997, 2002, 2005v, 2009v, 2011v	1991, 1994v, 1998v, 2001, 2005v, 2010v
Gutulia	2010, 2011	2010, 2011
Åmotsdalen	2001, 2007 , 2010	1991, 1997, 2001, 2004, 2007, 2010
Børgefjell	1994, 1998, 2001, 2004 , 2007, 2011	1991, 1994, 1998, 2001, 2004, 2007, 2010
Dividalen	1997, 2001, 2011	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. Fangstserien i Finnmark er ikke vedlikeholdt etter 2002. For Troms er data for 2006-2008 foreløpig utilgjengelige.

Tabell 7.5 Bestandstopper av smågnagere i deler av landet basert på andres fangster eller observasjoner, gruppert til mest relevante TOV-område. Uthevet årstall indikerer også bestandstopp av lemen.

Lokalitet	Bestandstopper	Kilde
Dividalen		
Sentrale deler av Finnmarksvidda	1978, 1982, 1987, 1988, 1992, 1997/98 og 2002	Oksanen & Oksanen 1992, Ekerholm et al. 2001, Hambäck et al. 2004, Olofsson et al. 2004; Oksanen et al. 2008
Ulike deler av Finnmark	1991/92, 1997, 2002, 2007, 2011	Statskogs fangstdata (figur 7.2), RA Ims pers.medd., avisreportasjer 2011
Øst-Finnmark	2004, 2007, 2010, 2011	RA Ims, pers.medd.
Kirkesdalen, Tr	Topper ca hvert 3 år siden 1985	Strann et al. 2002, KB Strann, pers.medd.
Rundhaug, Tr	2001/02, 2005, 2007	NG Yoccoz, pers.medd.
Kvaløya, Tr	1997, 2002, 2004	Frafjord 2009
Indre Troms	1998, 2001	Frafjord 2009
Dividalen, Tr	1991, 1997, 2001, 2011	Statskogs fangstdata (figur 7.2)
Ofoten, No	2000	Frafjord 2009
Salten, No	1997, 1999	Frafjord 2009
Abisko, Vassejaure, Sverige	2001	Olofsson et al. 2004
Børgefjell		
Ulike deler av Nordland	1994, 1997, 2001, 2007, 2011	Statskogs fangstdata (figur 7.2)
Deler av Børgefjell NP	2007, 2010/11	NE Eide, pers.medd.
Lierne, NT	1988, 1998, 2001, 2004, 2007, 2010/11	OJ Sørensen, pers.medd.
Ogndalen, Steinkjer, NT	1997, 2001, 2004, 2007, 2010/11	TK Spidsø, PF Moa, pers.medd.
Åmotsdalen, Gutulia		
Mittet, MR	2007, 2010	NE Eide, pers.medd.
Grødalen, MR?	2007, 2010	NE Eide, pers.medd.
Hjerkinn, Op	2007/08, 2010/11	NE Eide, JA Kålås, pers.medd.
Forollhogna, ST	2007, 2010	NE Eide, pers.medd.
Øvre Heimdalsvatn, Op	1997/98, 2003/04, 2007, 2010	V Selås, pers.medd.
Trysil, He	1993, 1996	Uglestudier, Selås et al. 2011a
Hamar, Elverum, He	1991, 1994, 1997, 2004, 2007	Selås et al. 2011a
Hemeldalen NR, He	2010	T Høitomt, pers.medd.
Hedmarksvidda, He	2011v	http://naturarkivet.blogspot.com/2011/04/lemenvandring-over-elva.html
Lillehammer, Op	1992, 1996-1998, 2000	Olsen & Grønlien 2002
Brandbu, Op	2000/01	Olsen & Grønlien 2002
Varaldskogen, He	1980, 1984, 1987/88, 1994, 1999, 2002, 2007, 2010/11	P Wegge, pers.medd.
Møsvatn		
Haukelifjell, Hovden, Te/AA	2010/11	T Blindheim, NE Eide pers.medd.
Hølera, Sør-Aurdal, Bu	1998, 2001/02, 2005/06, 2010/11	RA Ims, pers.medd.
Skrim, Bu	1994, 1997, 2000, 2005, 2008, 2010	Østbye et al. 2005, E Østbye, pers.medd.
Solhomfjell		
Vegårshei, AA	2005, 2007, 2009/10	V Selås, pers.medd.

8 Rovfugler

John Atle Kålås og Jan Ove Gjershaug

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

Innenfor den integrerte overvåkingen som er lagt til nordboreale og alpine områder, overvåkes derfor hekkebestand og reproduksjon for artene kongeørn *Aquila chrysaetos* og jaktfalk *Falco rusticolus*. Samtidig kartlegges miljøgiftkonsentrasjoner hos disse artene (Nygård et al. 2001, 2006, Nygård & Polder 2012). For disse indikatorartene forventer vi at eventuelle effekter av langtransporterte forurensinger skal gi seg utslag i redusert reproduksjon i de særligste 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 2012 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 territoriegrensener og skifte av reirplasser. Omfang av endringer vil imidlertid variere både mellom artene og mellom individuelle par innen en art. Kongeørnene er vanligvis mer statiske i sin arealtilknytning enn jaktfalken, og enkelte kongeørnpar kan bruke samme reirplass i mange påfølgende år. Oppbyggingen av kunnskap om territoriegrensener og reirplasser vil imidlertid være en kontinuerlig prosess for begge disse artene. Dette kan medføre at ny informasjon gjør at vi må endre tidligere antagelser om territorieforhold (f.eks. splitting av ett territorium til to eller sammenslåing av to territorier til ett). Dersom dette gjøres, revurderes hele tidsserien for de aktuelle territoriene basert 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 oppdatert *Skisse for intensiv overvåking av kongeørn i*

Norge oversendt fra NINA til Direktoratet for naturforvaltning i februar 2012 (Gjershaug et al. 2012).

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

8.2 Resultater

Børgefjell

I 2012 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 egglegging og ruging i 6 av territoriene. Det ble klekt fram unger i alle disse, og til sammen ble det produsert 7 unger. For jaktfalk ble det observert voksne fugler i 4 av de 10 undersøkte territoriene. Det ble ikke dokumentert egglegging og heller ikke ruging i noen av de aktuelle territoriene i 2012.

Åmotsdalen

I 2012 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved 10 av de 15 kongeørnterritorier som inkluderes i TOV. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i bare 4 av territoriene, og det ble her produsert 1 unge. For jaktfalk ble det i 2012 observert voksne fugler i alle de 10 undersøkte territoriene. Det var egglegging og ruging i 4 av disse, og det ble her produsert til sammen 8 unger.

Gutulia

I 2012 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 12 kongeørnterritorier som er inkludert i TOV. Det ble registrert egglegging/ruging i 2 av disse territoriene, og det ble til sammen produsert 2 unger.

Møsvatn

I 2012 ble det registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 10 kongeørnterritorier som er inkludert i dette området. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i 5 av territoriene, men det ble bare produsert 1 unge fra ett av disse territoriene. For jaktfalk ble det i 2012 observert voksne fugler ved 8 av de 12 inkluderte territoriene. Det var indikasjoner på egglegging og ruging i 3 av territoriene, og disse produserte til sammen 6 unger.

Lund

I Lund-området ble det i 2012 registrert aktivitet av kongeørn ved alle de 13 territoriene som er inkludert for dette området. Det var indikasjoner på egglegging og ruging bare i 2 av territoriene, og disse produserte 1 unge hver.

Solhomfjell

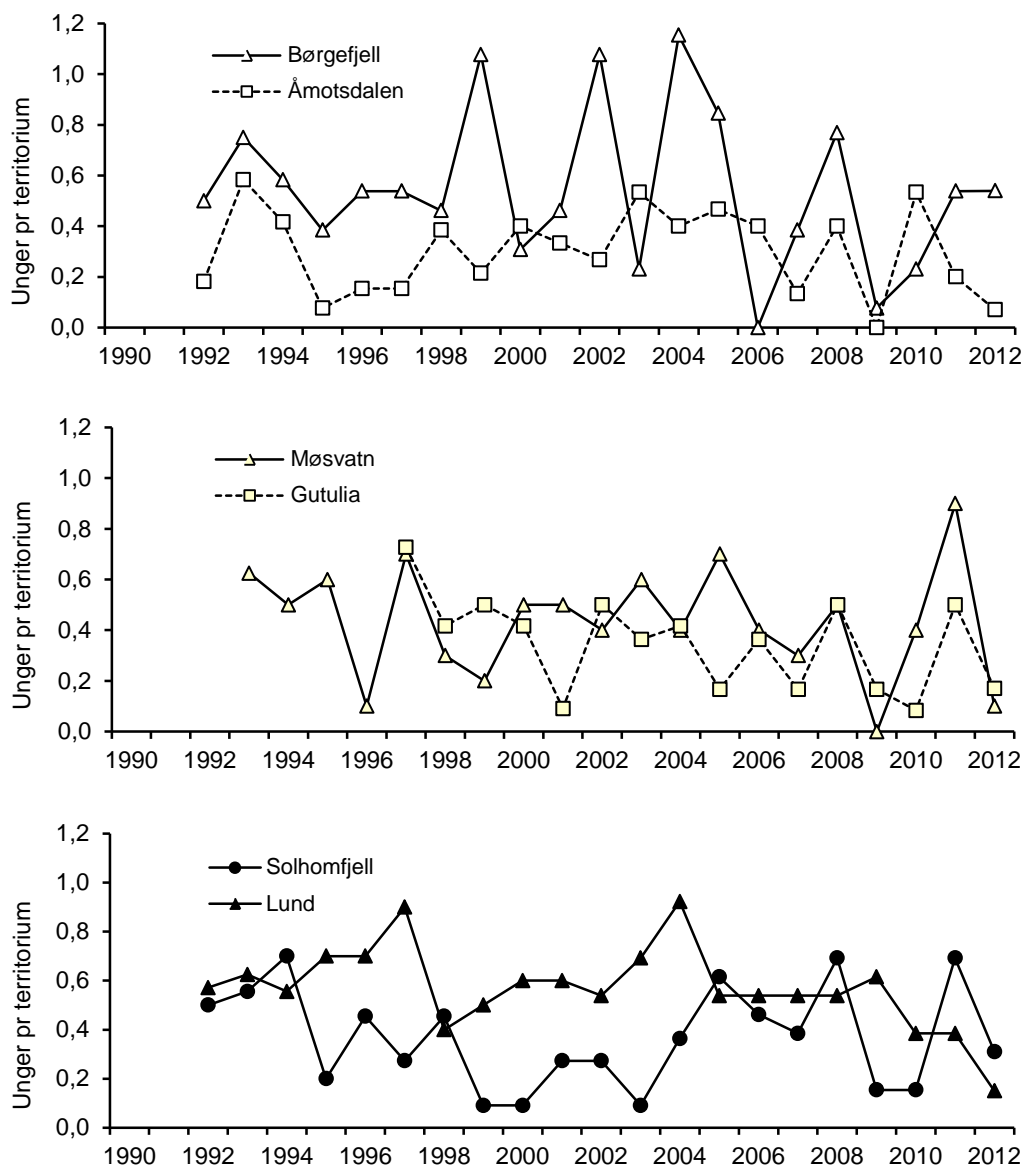
I 2012 ble det registrert aktivitet av kongeørn i alle de 13 kongeørnterritoriene som inkluderes i dette området. Det var egglegging/ruging i 5 av territoriene, og i hvert av 4 av disse ble det produsert 1 unge.

8.3 Diskusjon

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

Sett i forhold til perioden 1992-2011, målte vi i 2012 lav produksjon av kongeørnunger for fire av de seks områdene der slik overvåking pågår. De to områdene med omkring middels produksjon var Børgefjell og Solhomfjell. Det dårlige produksjonsresultatet for kongeørn i 2012 var ikke overraskende tatt i betraktning den relativt gode produksjonen kongeørn hadde i mange

av TOV-områdene i 2011. Tidsserien for kongeørn (1992-2012) viser gjennomsnittlig høyest produksjon i Lund (gjennomsnitt 0,57 unger pr territorium \pm 0,17 SD), etterfulgt av Børgefjell (0,55 \pm 0,32 SD), Møsvatn (0,44 \pm 0,23 SD), Solhomfjell (0,36 \pm 0,21 SD), Gutulia (1997-2012, 0,35 \pm 0,19 SD), og Åmotsdalsområdet (0,31 \pm 0,17 SD) (**figur 8.1**). Vi finner ingen tydelige regionale mønstre når det gjelder hvilke år det er god ungeproduksjon. Om vi parvis sammenligner ungeproduksjon for den vel 20-år lange tidsserien som vi nå har tilgjengelig for de 6 TOV-områdene, er det ingen par av områder som viser signifikante sammenheng. Det er imidlertid noen tendenser til slike sammenhenger, og disse er tydeligst for Åmotsdalen – Møsvatn ($r = 0,42$, $p = 0,07$).



Figur 8.1 Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene, 1992-2012.

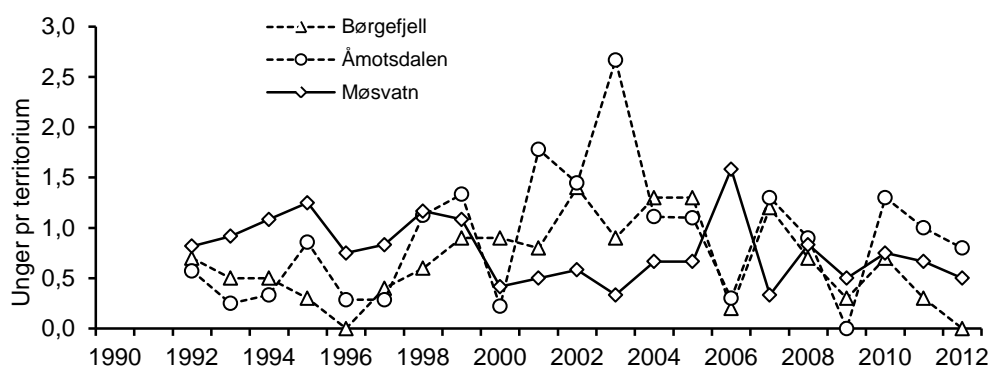
For jaktfalk var det i 2012 noe under middels produksjon av unger i Åmotsdalsområdet (0,80 unger pr territorium) og i Møsvatn (0,50 unger pr territorium), mens det var svært dårlig produksjon i Børgefjell (ingen unger produsert) (**figur 8.2**). Produksjonen av jaktfalkunger har som forventet variert betydelig i årene 1992-2012. Dette gjelder i særlig grad for Åmotsdalen. Dataene for jaktfalk i de tre undersøkte områdene viser relativt lik produksjon for perioden 1992-

2012, men med høyest gjennomsnitt i Åmotsdalområdet (gjennomsnittlig 0,90 unger pr territorium, $\pm 0,64$ SD) etterfulgt av Møsvatn (0,77 $\pm 0,32$ SD) og Børgefjell (0,66 $\pm 0,42$ SD). Noe lavere gjennomsnittlig produksjon for Børgefjell er særlig forårsaket av en periode med relativt lav produksjon på midten av 1990-tallet. For jaktfalk finner vi tegn til regionale mønster når det gjelder produksjon av unger. Om vi parvis sammenligner ungeproduksjon for den 21-år lange tidsserien som vi nå har tilgjengelig for de 3 aktuelle TOV-områdene, finner vi tendens til positiv sammenheng mellom årlig ungeproduksjon i Børgefjell og Åmotsdalen ($r = 0,38$, $p = 0,08$), men vi finner tendenser til negative sammenhenger mellom produksjon i Møsvatn og henholdsvis Børgefjell ($r = -0,40$, $p = 0,07$) og Åmotsdalen ($r = -0,29$, $p = 0,19$).

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 nordboreale områdene som inngår i TOV (Børgefjell, Åmotsdalområdet, Gutulia, Møsvatn). For Børgefjell, der vi har tilgjengelige data tilbake til 1985, ser vi en klar sammenheng mellom høstbestanden av rype (målt som antall innsamlede vinger fra jegere) og produksjonen av jaktfalkunger påfølgende vår (Kålås & Gjershaug 2004, Selås & Kålås 2007). I de to sørligste områdene (Solhomfjell og Lund) vil kongeørn trolig ha en noe mer variert meny enn for de tre øvrige områdene denne arten overvåkes i. Trolig er hare og orrfugl viktigere bytte, og i tillegg kan åtsler fra hjortedyr og bufe ha større betydning i den viktigste delen av reproduksjonssesongen (mars-juni) i disse to sørligste områdene.

Vi ser ingen tegn til lavere reproduksjon i de sørligste områdene som kunne vært forventet om bestandene her var negativt påvirket av langtransporterte luftforurensninger. Vi ser heller ingen klare tegn på endringer i produksjon i perioden 1992-2012, som eventuelt kunne vært direkte eller indirekte effekter av klimavariasjoner, f.eks. via reduserte forekomster av føde som smågnagere og hønsefugl. For den aktuelle 20-årsperioden ser det imidlertid ut til å være tendenser til redusert produksjon for noen av områdene, og dette er tydeligst for kongeørn i Gutulia (1997-2012, $r = -0,50$, $p = 0,05$) og Lund (1992-2012, $r = -0,47$, $p = 0,03$), og for jaktfalk i Møsvatn (1992-2012, $r = -0,39$, $p = 0,07$).

Den informasjonen vi nå har om forekomster av smågnagere og tettheter av hønsefugl høsten 2012, gir forventninger om relativt dårlig ungeproduksjon i 2013 både for kongeørn og jaktfalk i de fleste TOV-områdene.



Figur 8.2 Ungeproduksjon for jaktfalk i TOV-områdene, 1992-2012.

9 Hønsfugler

John Atle Kålås

Hovedvekten av overvåkingen av hønsfugl er lagt på lirype *Lagopus lagopus*. Lirype inngår som en viktig art i de nordboreale og alpine økosystemene. Undersøkelser av sammenhengen mellom smågnagersvingninger og deres kobling til svingninger i så vel rypebestanden som bestanden av rovpattedyr og rovfugl er tidligere viet stor oppmerksomhet i Fennoskandia (Hagen 1952, Myrberget 1984, Hörnfeldt et al. 1986). Lirype er dessuten vårt fremste 'folkevilt', og i den siste 10-årsperioden er det årlig felt mellom 110 000 og 290 000 liryper i Norge, se <http://www.ssb.no/srjakt>.

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

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 hønsfugl. Takseringene utføres i perioden 1 august til 5 september. Se for øvrig detaljert beskrivelse av metoden i Kålås et al. (1991).

Emlens metode (Emlen 1971) benyttes ved beregning av tettheter (D) (antall fugl/km²): $D = N/(L \times W \times CD)$, hvor N = antall observerte fugler, L = linjens lengde (km), W = linjens bredde og CD = oppdagbarhetskoeffisient. Beregning av tetthet er basert på at linjens bredde er 0,1 km (50 m til hver side av takseringslinja), samt at oppdagbarheten (CD) innenfor dette arealet er 0,8 (80% av fuglene innenfor 100 m belte oppdages) (se Pedersen et al. 1999). Et alternativ hadde vært å bruke distansemetoden (Buckland et al. 2001) for beregning av tettheter. Vi har valgt ikke å gjøre det siden denne metoden krever et relativt høyt antall observasjoner av ryper for at den skal gi gode tetthetsestimater. Basert på de målsettinger rypetakseringene i TOV har, og kostnadsmessige forhold for gjennomføring av takseringer har vi et relativt lavt presisjonskrav for tetthetsberegninger for lirype i TOV. Vi vurderer det derfor i denne sammenheng som like egnet å bruke Emlens metode. Se for øvrig kommentarer i diskusjonsdelen.

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

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

Dividalen

I 2012 ble det utført takseringer ved de faste linjene ved Havgavuobmi (linje I, II og III) 10-12 august, og i Høgskaret (linje IV og V) 18-19 august. NINA har nå et direkte samarbeid med Målselv Jeger- og Fiskerforening som også inkluderer de to takseringslinjene i Høgskaret. Linjene i Høgskaret ble fram til 2007 taksert i regi av Statskog, men har fra 2008 ikke vært med i Statskog sitt reviderte nettverk for rypetakseringer i Troms. Totalt for 2012 ble det taksert 40,0 km med en stripebredde på 100 m (4,00 km²), se **tabell 9.1**. Takseringene i Havgavuobmi ble gjennomført under relativt varme og tørre værforhold, og vitringsforholdene ble her vurdert som relativt dårlige, mens forholdene ble vurdert som gode under takseringene i Høgskaret. Takseringene ble utført av Målselv Jeger- og Fiskerforening og organisert av Johnny Brattbakk.

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

Børgefjell

Det ble utført takseringer ved de 3 faste linjene i Viermadalen. Totalt ble det taksert 32,0 km med en stripebredde på 100 m (3,2 km²). De tre linjene ble taksert 1-2 september. Det var greie værforhold ved takseringene. Takseringen ble ledet av S.L. Svartaas med assistanse fra B. Frøysa, Å. Moe, og H. Lundal.

Statskog Nordland samler inn vingepøver 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). Takseringene ble utført i perioden 8-15 august. Arbeidet ble organisert av S.L. Svartaas og takseringene ble utført av B. Frøysa med assistanse fra F. Gjerde, E. Malm, A. Skaare og J.T. Sagør. Takseringsforholdene ble vurdert til å være gode.

Gutulia

Som for tidligere år ble det utført linjetakseringer ved Gutulivola, Rundhøgda og Nyrøstvola. Det ble taksert totalt 33,0 km med en stripebredde på 100 m (3,30 km²). Takseringene ble utført 5, 6 og 18 august. Arbeidet ble utført under ledelse av S.L. Svartaas og med assistanse av B. Frøysa. Takseringsforholdene ble vurdert til å være ganske gode.

Møsvatn

Takseringslinjene i områdene omkring Hortenuten ble også i 2012 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). Takseringene ble utført i perioden 1-3 august. Arbeidet ble utført under ledelse av S.L. Svartaas med assistanse fra B. Frøysa, S. Karlsen, R. Haaland, M. Brendengen og lokale jegere (K. Dahle og P. Dahle). Takseringsforholdene ble vurdert til å være gode.

Lund

I 2012 ble det som tidligere taksert to linjer på Skykula og en linje på Stokkafjellet. Totalt ble det taksert 22,0 km med en stripebredde på 100 m (2,20 km²). Takseringene ble utført i perioden 7-8 august og 23 august. Arbeidet ble organisert av Vegard Moi med assistanse i felt fra M. Møllerop, E.S. Surdal og B. Steinhaug. Takseringsforholdene ble vurdert som relativt gode.

Solhomfjell

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

I 2012 er det kommet inn ganske få jaktrapporter via INatur (rapportert fra ca 300 jaktdager, dvs ca halvparten av det som GJFF vanligvis har fått rapporter fra). INatur holder imidlertid på med omlegging av sin rapportering av jaktutbytte, og forhåpentligvis vil vi få mer fullstendig rapportering fra og med 2013. Her presenterer vi statistikken fra GJFF og INatur hver for seg pga muligheter for systematiske feil når det gjelder hvem som rapporterer utbytte fra jakta.

9.2 Resultater

Dividalen

I 2012 ble det for de 5 linjene i Havgavuobmi i Dividalen beregnet en tetthet på ca 24 rypet/km². Dette er en liten nedgang fra 2011, og indikerer at området passerte en liten bestandstopp i 2011 (**figur 9.1**). Beregnet kyllingproduksjon var høy (4,7 kyllinger pr to voksne) (**tabell 9.1**).

Børgefjell

Takseringen i Børgefjell indikerte nedgang i tettheter av lirype i dette området i 2012 (7 rypet/km²). Andel ungfugl var svært lav og tyder på svært dårlig kyllingproduksjon i 2012 (0,3 kyllinger pr to voksne) (**tabell 9.1**). Det kom inn få vinger til Statskog Nordland sin innsamling av vingepøver fra rype for det aktuelle området også i 2012 (35 lirype og 35 fjellryper). Dette gir et relativt dårlig grunnlag for beregning av kyllingproduksjon, men dette materialet tyder også på at det var svært dårlig kyllingproduksjon her i 2012 (1,0 kyllinger pr 2 voksne fugler). Både rypetakseringene og vingeinnsamlingen tyder altså på at det var et meget dårlig produksjonsår for ryper her i 2012.

Åmotsdalen

Takseringene langs de 4 linjene som representerer Åmotsdalsområdet, resulterte i en beregnet tetthet på 20 liryper/km². Dette er en nedgang fra de forrige to år og noe under medianverdi for siste 10-års periode (**figur 9.1**). Andel ungfugler var 4,1 kyllinger pr to voksne lirype, noe som indikerer at det har vært middels ungeproduksjon i dette området i 2012.

Gutulia

I 2012 ble det ikke observert liryper innenfor det 100 m brede beltet langs takseringslinja som brukes for estimering av rypetetthet. Det ble observert ett kull med 8 kyllinger utenfor dette takseringsbeltet (**tabell 9.1**). Dette indikerer at det var en svært lav bestand av lirype i dette områ-

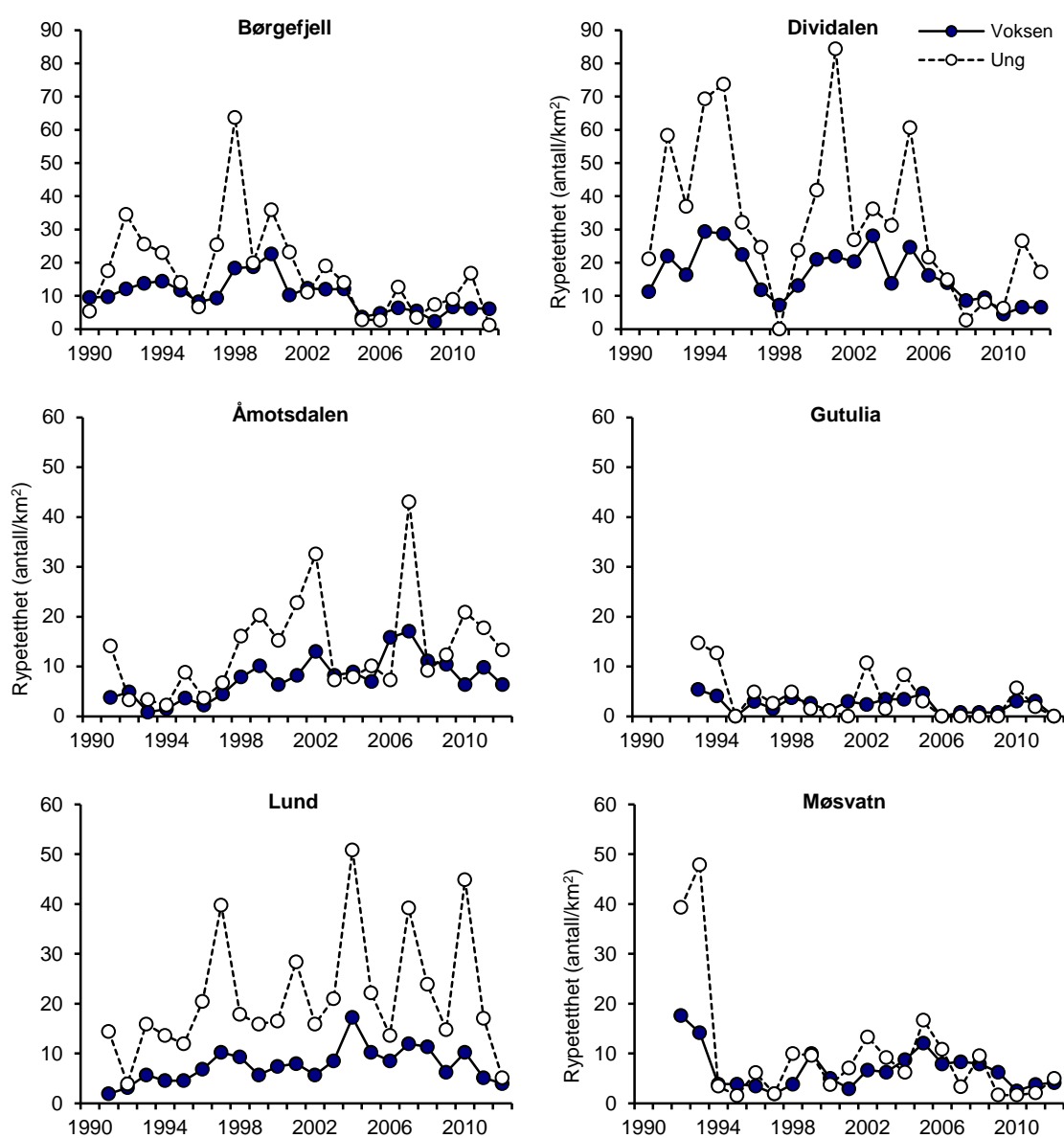
det i 2012 etter at det var tegn til en liten bestandstopp i 2010 (**figur 9.1**). Det ble under takseringen også observert 4 voksne orrfugl og 1 røy.

Møsvatn

Takseringene i Møsvatn indikerer en lav rypebestand for dette området også i 2012 (9 ryper/km²). Dette er en liten økning fra 2011, men likevel blant det lavere vi har registrert her i 20-årsperioden fra 1992 (**figur 9.1**). Produksjonen av kyllinger synes imidlertid å ha vært relativt god i 2012 (3,9 kyllinger pr to voksne), men dette tallet er usikkert på grunn av at det er basert relativt få observasjoner (**tabell 9.1**).

Lund

Våre takseringer for Lund-området tyder på at høstbestand av lirype var lav i dette området i 2012 (9 ryper/km²) (**figur 9.1**). Våre tellinger tyder også på at produksjonen av ungfugl var relativt dårlig i dette området i 2012 (2,6 kyllinger pr to voksne) (**tabell 9.1**).



Figur 9.1 Beregnede tettheter av lirype i takseringsfeltene i TOV-områdene basert på linjetakseringer med stående fuglehund, 1991-2012. Merk ulik skala for y-aksen.

Tabell 9.1 Totalt antall observerte liryper langs de forskjellige linjene ved høsttakseringene av hønsefugler i TOV-områdene i 2012. () angir produksjonsestimat basert på 5-10 observasjoner; produksjon er ikke beregnet for områdene med < 5 observasjoner.

Område Area	Stegger Males	Høner Females	Ubest.ad. Indet. ad.	Ubest. Indet.	Kyll. Juv.	Kyll./2 voksne Juv./2 adults	Areal Area (km ²)
Dividalen:							
Linje I	7	2	0		6		0,25
Linje II	4	14	0	1	64		1,25
Linje III	1	0	0		0		0,30
Linje IV	0	0	0		0		0,95
Linje V	0	0	2		0		1,25
Totalt	12	16	2	1	70	4,7	4,00
Børgefjell:							
Linje I	7	2	2		1		1,35
Linje II	4	1	0		0		0,90
Linje III	5	0	1		2		0,95
Totalt	16	3	3		3	0,3	3,20
Åmotsdalen:							
Linje I	3	3	1		12		0,80
Linje II	2	0	1		1		0,90
Linje III	2	2	1		9		1,20
Linje IV	5	4	0		27		1,05
Totalt	12	9	3		49	4,1	3,95
Gutulia:							
Linje I	0	1	0		8		1,20
Linje II	0	0	0		0		0,90
Linje III	0	0	0		0		1,20
Totalt	0	1	0		8	(-)	3,30
Møsvatn:							
Linje I	3	3	1		14		0,95
Linje II	4	2	0		7		1,05
Linje III	1	1	0		8		1,00
Totalt	8	6	1		29	(3,9)	3,00
Lund:							
Linje I	2	3	0		9		0,45
Linje II	1	1	0		0		1,00
Linje III	2	2	0		5		0,75
Totalt	5	6	0		14	(2,6)	2,20

Solhomfjell

Statskog sin fellingsstatistikk for Solhomfjellområdet som er hentet ut fra INatur for jaktseasonen 2012/13 og summert sammen med 10 jaktrapporter mottatt av Statskog via epost viser at det i løpet av 291 jaktdager ble felt 80 orrfugl her. Siden det kan forventes underrapportering fra jegere uten utbytte i INatur sitt rapporteringssystem, presenterer vi her fellingsstatistikken fra INatur separat fra den statistikken som har blitt samlet inn av Gjerstad Jeger- og Fiskerforening i perioden 1975-2011 (**figur 9.2**). Fellingsindeksene for orrfugl var lavere i 2012 enn i 2011, og en tilsvarende reduksjon for GJF sin statistikk ville indikert at bestanden var på et relativt lavt nivå høsten 2012.

9.3 Diskusjon

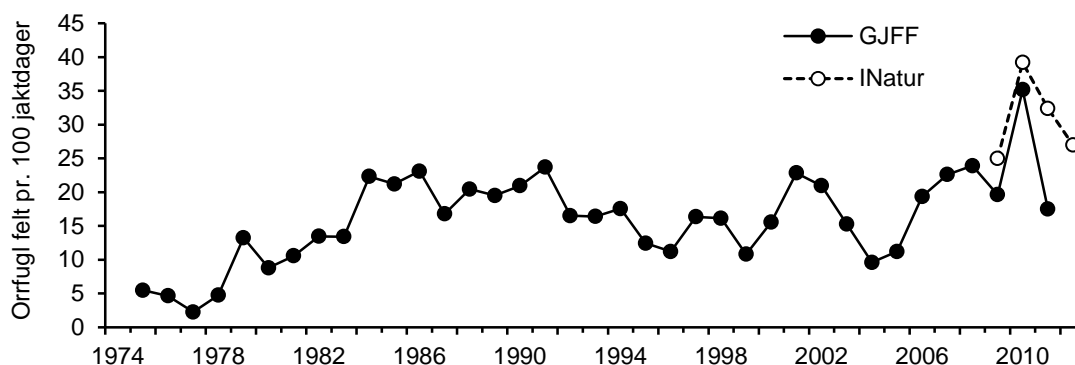
Sett i sammenheng med tidligere års takseringer av liryper målte vi i 2012 bestandsnedgang eller lave bestander i samtlige seks områder der det utføres rypetakseringer (**figur 9.1**). Jaktstatistikken fra Solhomfjell viser bestandsnedgang for orrfugl i dette området i 2012. For perioden 1991-2012 indikerer tellingene 'bestandstopper' i Dividalen i 1992, 1994-95, 2001, 2005 og 2011. For Børgefjell målte vi bestandstopper i 1992, 1998, 2000, 2003 og 2007 og i 2011. For

Åmotsdalområdet tyder tellingene på bestandstopper i 1991, 1995, 1999, 2002, 2007 og 2010, men de to første toppene var svært små og utydelige. For Gutulia har vi registrert svært lave bestander de fleste år i perioden 1993-2012, men med litt høyere bestand i 1993-94, 2002, 2004 og 2010. For Møsvatn har vi målt relativt lave bestander i hele perioden 1994-2012 etter at vi registrerte høye bestander her 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 1991-2012, 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 for hele perioden 1984-2012 (10-30 felte fugl pr 100 jaktdager) har vært klart høyere enn det som ble registrert i perioden 1975-78 (ca 5 felte fugl pr 100 jaktdager). Etter 1992 ser orrfuglbestanden i Solhomfjell ut til å ha hatt bestandstopper i 1994, 1997-98, 2001-02, 2007-08 og 2010. 2012 ser ut til å ha vært et bunnår når det gjelder forekomster av hønsefugl i dette området (**figur 9.2**). For sammenheng mellom orrfuglbestanden og produksjon av kongeørnunger i Solhomfjell-området viser vi til Kålås & Gjershaug (2004).

Som forventet er det endringer i ungfuglbestanden som gir de store 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 takseringsbeltet vi bruker (50 m til hver side av takseringslinja), vil vi kunne regne med en usikkerhet på minst ±20% for våre beregninger. Særlig vil usikkerheten være stor i Lund-området der et relativt lite areal takseres. I tillegg vil oppdagbarheten variere mellom forskjellige kategorier av fugl. For eksempel er det ved taksering av lirype med stående fuglehund lettere å oppdage kull (≥3 fugler) enn en enslig fugl eller et par (Pedersen et al. 1999). For våre beregninger av 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.



Figur 9.2 Jaktutbytte av orrfugl i områdene omkring overvåkingsområdet i Solhomfjell, 1975-2012. Data fra Gjerstad Jeger- og Fiskerforening (GJFF) og INatur (fra Statskog v/ Kristian Eiken Olsen).

10 Spurvefugl

John Atle Kålås

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

Det foregår nå en samordnet overvåking av hekkende spurvefugler i Europa ('Pan-European Common Bird Monitoring Scheme', se <http://www.ebcc.info/index.php?ID=28>). Slik informasjon om fuglearters populasjonsendringer i en større målestokk er viktig bakgrunnsinformasjon/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 kostnadskrevede 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 2012 ble det byttet feltpersonell for 5 av rutene i Åmotsdalen, men det ble her benyttet en person som har taksert disse rutene tidligere år.

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

Her gir vi en kort presentasjon av 2012-resultatene og vurderer disse i forhold til antall observasjoner gjort i perioden 1992-2011. Samtidig presenterer vi oversikt for perioden 1992-2012 for totalt antall observerte spurvefugl for de artene som har relativt høy grad av stedtrohet til hekkeområdet ('stasjonære'). Artene som er ekskludert fra denne gruppen på grunn av sin mer irregulære forekomst ('nomadiske'), er finkeartene bjørkefink, grønnfink, gråsisik, bergirisk og grønnsisik, samt korsnebbartene (se Cramp & Perrins 1994, Hogstad 1999). For områder der alle de 200 faste tellepunktene ikke kunne besøkes, er totalantall beregnet under den forutsetning at endringer for de punkt som ikke ble taksert, var tilsvarende som for de punktene som ble takserte.

Reproduksjonsovervåking

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

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

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

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

Reproduksjonsovervåkingen for svarthvit fluesnapper er i perioden 1996 – 2012 bare gjennomført i områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell.

Feltarbeid 2012

Dividalen Takseringene ble gjennomført i perioden 15-19 juni av S.Ø. Nilsen og J. Stenersen. På grunn av flom i elver var det ikke mulig å komme fram til 8 av takseringspunktene. Totalt ble da 192 punkt takserte i dette området i 2012.

Børgefjell De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 22-24 juni og 4-5 juli. To dager med taksering litt senere enn det som er standardrutiner for dette området, var nødvendig pga mye snø og meget sen snøsmelting. Takseringene ble utført av P.A. Lorentzen og L. Lorentzen.

Åmotsdalen I 2012 ble de 200 punktene i Åmotsdalen taksert i tidsrommet 14-18 juni av P.W. Bøe og P.S. Ranke. Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger i løpet av hekkesesongen av S.L. Svartaas (30 mai, 5, 13, 18, 25 juni og 2 og 15 juli). Med bakgrunn i tidligere års erfaringer med predasjon i kassene i dette området (trolig forårsaket av mår), ble det også i 2012 benyttet plasttuter for beskyttelse på reiråpningene. Plasttutene ble montert på kassene like etter at eggleggingen hadde startet. Etter at hekkesesongen var over ble ca 15 gamle og slitte kasser

skiftet ut. De nye kassene er litt dypere enn de gamle, noe som reduserer mulighetene for mår til å ødelegge reir.

Gutulia De 200 punktene ble taksert i perioden 7-11 juni av J. Bekken og K. Isaksen. Fuglekassene ble kontrollert 8 ganger i løpet av hekkesesongen av SNO v/O. Vangen (30 mai, 6, 13, 20 og 28 juni og 4 og 11 og 18 juli).

Møsvatn De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 23-29 juni av E. Edvardsen og R. Bergstrøm.

Lund Av de 200 punktene i Lund ble 140 punkt taksert i perioden 24 mai - 4 juni av V. Ankarstrand, K.R. Mjølåsnes og Ø. Egeland. De øvrige punktene ble ikke taksert pga trafikkulykke for en av de faste taksørene like før takseringene skulle gjennomføres. Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger av S. Skjærpe (13, 18 og 26 mai og 3, 10, 17 og 28 juni).

Solhomfjell Av de 200 punktene i Solhomfjell ble 156 punkt taksert av E. Edvardsen, J.H. Magnussen og R. Skåland i perioden 25. mai til 10. juni. De øvrige punktene ble ikke taksert pga sykdom i perioden takseringene skulle utføres. Fuglekassene ble kontrollert 7 ganger av NOF, Kragerø Lokallag (12, 20 og 26 mai, 2, 8, og 26 juni og 1 juli).

10.2 Resultater

Dividalen

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Dividalen resulterte i 809 observerte spurvefugler fordelt på 24 arter (**tabell 10.1**). Det var en økning fra året før når det gjelder totalt antall observerte spurvefugl. Denne økningen er særlig forårsaket av flere observasjoner av løvsanger og rødstjert, samt for finkeartene bjørkefink, gråsisik og grønnsisik. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det beregnet totalt 465 individ i 2012, noe som er klart mer enn for 2011, men likevel 30% under median antall observasjoner for denne gruppen av fugl i perioden 1990-2011 (**figur 10.1**).

Børgefjell

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Børgefjell i 2012 resulterte i 700 observerte spurvefugler fordelt på 19 arter (**tabell 10.2**). Dette er en klar nedgang fra 2011. Det ble registrert nedgang for mange av artene, men for de mest tallrike artene var det særlig en nedgang for løvsanger, bjørkefink og gråsisik. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 583 individ i 2012. Dette er også et klart lavere antall enn for 2011 og nesten 40% under median antall observert for perioden 1990-2011 (**figur 10.1**). Det lave antallet observasjoner må sees i sammenheng med sen vår og mye snø på bakken til langt ut i normal hekkeperiode.

Åmotsdalen

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Åmotsdalen resulterte i 1150 observerte spurvefugler fordelt på 31 arter (**tabell 10.3**). Det er en klar økning i antall observasjoner fra 2011, og økningen gjelder flere arter, men tallmessig særlig gråtrost, heipiplerke og bjørkefink. For noen arter som rødstjert og steinskvett ble det imidlertid registrert færre individ enn i 2011. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1025 individ i 2012. Dette er en økning fra 2011 og ca 15% over median antall observert for perioden 1992-2011 (**figur 10.1**).

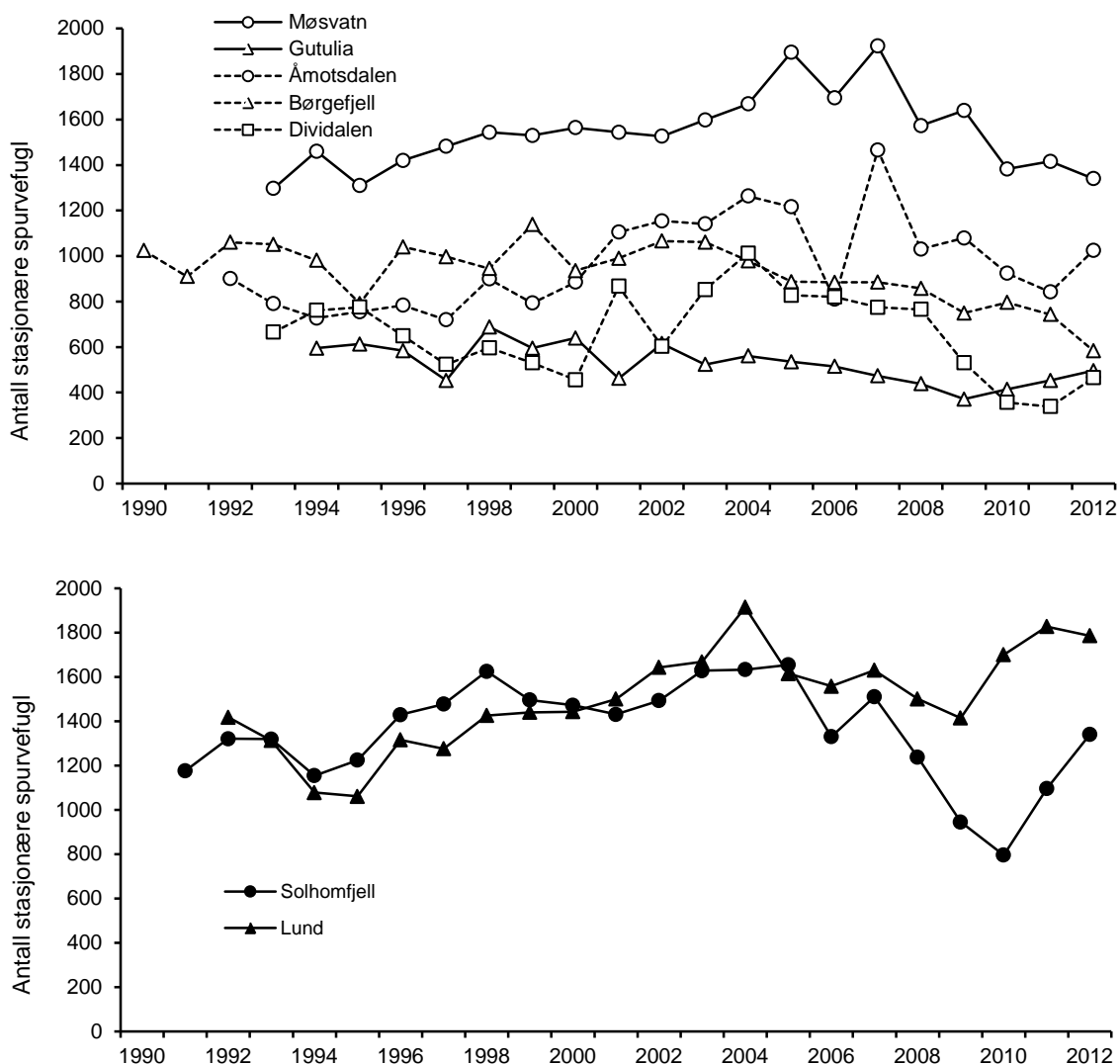
Reproduksjonsobservasjon: I Åmotsdalen registrerte vi i 2012 egglegging av svarthvit fluesnapper i 29 av de 50 fuglekassene. For 24 av kullene ble egglegging fullført i perioden 30 mai - 13 juni, og median eggleggingsdato for disse var 11 juni. Kullstørrelsen for de 24 kullene som var lagt innen 13 juni, var i gjennomsnitt 5,88 egg (**tabell 10.8**). Tre av disse reira ble enten predert eller skydd i ungeperioden. Når en ser bort fra de ødelagte/skydde reirene, ble det klekt fram unger fra 91% av eggene, og 95% av de utklekte ungene nådde en alder på > 10 dager. For flere av reirene stoppet egglegging opp noen dager i månedsskiftet mai/juni (trolig pga

kaldt vær), og for en del av kassene var rugeperioden uvanlig lang (opp mot 20 dager). Det var 5 kasser med kjøttmeis der eggleggingen ble fullført før 5 juni. Fire av disse reirene produserte til sammen 22 flyvedyktige unger.

Gutulia

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Gutulia resulterte i 634 observerte spurvefugler fordelt på 32 arter (tabell 10.4). Dette er omtrent som for 2011. Av de mest tallrikt forekommende artene var det likevel noen endringer med flere observasjoner av særlig rødstjert, bjørkefink og måltrost, og færre observasjoner av korsnebber og løvsanger. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 496 individ i 2012. Dette er litt høyere enn for 2011, men likevel ca 5% under median antall observert for denne gruppen av fugl i perioden 1990-2011 (figur 10.1).

Reproduksjonsobservasjon: Antall fluesnappere i kassene i Gutulia har vært lavere i siste 8-årsperiode (3-9 reir) sammenlignet med perioden 1996-2004 (14-22 reir). I Gutulia var det i 2012 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 9 av kassene. For 8 av kullene ble siste egg



Figur 10.1 Totalt antall observerte spurvefugler ved de 200 takseringspunktene i hvert av TOV-områdene for perioden 1990-2012, arter med mer irregulær forekomst er utelatt (bjørkefink, grønnfink, gråsisik, grønnsisik, bergirisk og korsnebber).

Tabell 10.1 Spurvefugler observert på de 192 takserte punktene i Dividalen, 2012.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Bjørkefink	111	258
Løvsanger	85	147
Rødstjert	73	96
Gråsisik	57	74
Heipiplerke	33	51
Rødvingetrost	24	27
Grønnsisik	16	21
Gråtrost	10	17
Kråke	13	14
Steinskvett	10	11
Måltrost	11	11
Korsnebb	5	10
Blåstrupe	8	9
Svarthvit fluesnapper	7	9
Jernspurv	8	8
Ravn	6	7
Kjøttmeis	7	7
Granmeis	4	6
Lappspurv	5	6
Trepiplerke	5	5
Sidensvans	2	5
Ringtrost	4	4
Duetrost	4	4
Sivspurv	2	2
Sum	192	809

Tabell 10.2 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Børgefjell, 2012.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	136	269
Bjørkefink	84	98
Rødvingetrost	76	86
Heipiplerke	36	43
Blåstrupe	32	32
Sivspurv	30	30
Gråtrost	19	27
Ringtrost	18	19
Rødstjert	17	18
Måltrost	14	14
Gulerle	11	14
Gråsisik	10	13
Jernspurv	12	12
Steinskvett	7	7
Grønnsisik	5	6
Lappspurv	5	6
Kråke	3	3
Kjøttmeis	1	2
Munk	1	1
Sum	200	700

lagt i tidsrommet 30 mai–16 juni (median eggleggingsdato 12 juni). Kullstørrelsen for disse kullene var 5,75 egg (**tabell 10.8**). To av disse reira ble enten predert eller skydd i rugeperioden. Når en ser bort fra disse ødelagte/skydde reirene, ble det klekt fram unger fra 92% av eggene, og 97% av de utklekte ungene nådde en alder på > 10 dager. Også her ble det for en av kassene registrert uvanlig lang rugeperiode (over 20 dager). Det var egglegging av kjøttmeis i en av kassene. Dette kullet ble ferdiglagt 2 juni, og det ble her produsert 9 flyvedyktige unger.

Møsvatn

Bestandsovervåking: Punkttakseringene i Møsvatn resulterte i 1524 observerte spurvefugler fordelt på 33 arter (**tabell 10.5**). Dette er en liten reduksjon fra 2011. Av de mest tallrikt forekommende artene var det tydelig nedgang for løvsanger, heipiplerke, bokfink og gråtrost, men det var også arter med klart flere observasjoner i 2012 enn i 2011. Dette gjelder særlig for måltrost, rødvingetrost og bjørkefink. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det totalt observert 1340 individ i 2012. Dette er en liten nedgang fra 2011 og er ca 10% under medianverdi for dette området for perioden 1993-2010 (**figur 10.1**).

Lund

Bestandsovervåking: Punkttakseringene i Lund i 2012 (140 punkt) resulterte i 1497 observerte spurvefugler fordelt på 35 arter (**tabell 10.6**). Om man inkluderer beregnet forekomst for de punktene som ikke ble taksert i 2012 viser dette en liten nedgang fra 2011. Det var da særlig nedgang i antall observasjoner av måltrost, rødvingetrost, kjøttmeis og jernspurv, men det ble registrert flere trepiplerker, grønnsisiker og rødstjerter enn året før. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det beregnet totalt 1786 individ i 2012. En liten nedgang fra 2011, men ca 20% over medianverdi for dette området for perioden 1992-2011 (**figur 10.1**).

Reproduksjonsovervåking: Det var et godt produksjonsår for svarthvit fluesnapper og meisene i fuglekassene i Lund også i 2012. Det var egglegging av svarthvit fluesnapper i 18 av de 50 fuglekassene. Kullstørrelsen for de 16 kullene som ble ferdiglagt i tidsrommet 29 mai – 5 juni (median eggleggingsdato 31 mai), var i gjennomsnitt 6,13 egg. Ett av kullene ble predert i

Tabell 10.3 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Åmotsdalen, 2012.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	131	404
Heipiplerke	71	144
Bjørkefink	54	79
Ringtrost	59	71
Gråtrost	41	60
Steinskvett	38	51
Bokfink	25	40
Svarthvit fluesnapper	23	34
Sivspurv	28	34
Blåstrupe	22	25
Måltrost	24	25
Gråsisik	16	25
Rødstrupe	17	22
Grønnsisik	17	21
Rødvingetrost	19	20
Trepiplerke	15	19
Ravn	13	16
Jernspurv	10	11
Kjøttmeis	6	8
Kråke	3	5
Rødstjert	5	5
Svarttrost	4	5
Gulsanger	5	5
Gråfluesnapper	4	5
Granmeis	4	4
Snøspurv	2	3
Møller	3	3
Fossefall	2	2
Lappspurv	2	2
Gjerdesmett	1	1
Munk	1	1
Sum	200	1150

Tabell 10.4 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Gutulia, 2012.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Rødstjert	97	118
Løvsanger	77	109
Bjørkefink	87	107
Måltrost	33	34
Heipiplerke	27	30
Trepiplerke	26	27
Bokfink	27	27
Grønnsisik	20	25
Steinskvett	19	20
Rødstrupe	15	15
Kjøttmeis	14	14
Duetrost	13	14
Kråke	11	11
Gråfluesnapper	9	9
Svarthvit fluesnapper	8	8
Lavskrike	5	7
Rødvingetrost	6	7
Ringtrost	6	6
Granmeis	5	5
Gråtrost	5	5
Jernspurv	5	5
Sivspurv	5	5
Fuglekonge	4	4
Korsnebb	3	4
Trekryper	3	3
Fossefall	2	3
Blåstrupe	3	3
Ravn	2	2
Toppmeis	2	2
Gråsisik	1	2
Møller	2	2
Buskskvett	1	1
Sum	200	634

rugefasen, og ett ble forlatt i ungeperioden. For de 15 reirene med vellykket klekking ble 98% av eggene klekt, og for de 14 reirene med ungeproduksjon nådde alle ungene en alder på >10 dager (**tabell 10.8**). Det var i 2012 egglegging av kjøttmeis i 8 av kassene og blåmeis i 6 av kassene. Seks av kjøttmeisreirene ble ferdiglagt i perioden 17-31 mai, og 5 av blåmeisreirene ble ferdiglagt i perioden 16-23 mai. For kjøttmeis ble det produsert til sammen 37 flyvedyktige unger fra 5 av disse reirene, og for blåmeis ble det produsert til sammen 48 flyvedyktige unger.

Solhomfjell

Bestandsobservasjon: Punkttakseringene i Solhomfjell resulterte i 1136 registrerte spurvefugler fordelt på 37 arter (**tabell 10.7**). Om man inkluderer beregnet forekomst for de punktene som ikke ble taksert i 2012, er dette klart flere observasjoner enn i 2011. Økningen i 2012 skyldes særlig betydelig flere observasjoner av de to vanligste artene: løvsanger og trepiplerke, mens det var en nedgang i antall observasjoner av korsnebb. For arter med 'stasjonær' forekomst ble det beregnet totalt 1340 individ i 2012. Dette er klart økning fra 2011, men likevel fortsatt ca 5% under medianverdi for dette området for perioden 1991-2011 (**figur 10.1**).

Reproduksjonsobservasjon: I Solhomfjell var det i 2012 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 22 av de 50 fuglekassene. Alle disse ble ferdiglagt i tidsrommet 23-31 mai (median eggleggingsdato 27. mai), og kullstørrelsen var i gjennomsnitt 6,41 egg. Seks av disse ble forlatt eller predert i rugeperioden og ett ble forlatt i ungeperioden. For de 16 reirene med vellykket klekking ble 83% av eggene klekt. Den lave klekkeprosenten skyldes særlig at det bare ble klekt 1 unge for to av disse reirene. For de 15 reirene med vellykket produksjon nådde 95% av

Tabell 10.5 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Møsvatn, 2012.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	183	602
Måltrost	91	131
Rødvingetrost	83	109
Heipiplerke	58	109
Bjørkefink	82	109
Gråtrost	50	69
Sivspurv	61	69
Gråsisik	49	62
Bokfink	49	56
Ringtrost	22	34
Rødstrupe	18	21
Trepiplerke	17	20
Gulerle	10	19
Jernspurv	15	16
Blåstrupe	11	12
Svarttrost	12	12
Granmeis	9	11
Grønnsisik	11	11
Kråke	9	10
Steinskvett	10	10
Munk	6	6
Rødstjert	5	5
Kjøttmeis	3	4
Ravn	3	3
Hagesanger	2	2
Linerle	2	2
Dompap	2	2
Grønnefink	2	2
Skjære	2	2
Svarthvit fluesnapper	1	1
Lappspurv	1	1
Møller	1	1
Stær	1	1
Sum	200	1524

Tabell 10.6 Spurvefugler observert på de 140 takserte punktene i Lund, 2012.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	138	495
Trepiplerke	95	186
Bokfink	104	166
Grønnsisik	76	145
Gråsisik	66	95
Måltrost	43	49
Tornsanger	40	47
Svarttrost	41	43
Rødstrupe	35	39
Rødvingetrost	26	29
Rødstjert	25	28
Svarthvit fluesnapper	27	28
Sivspurv	22	26
Kjøttmeis	21	23
Jernspurv	19	21
Gjerdsmett	16	16
Granmeis	9	9
Heipiplerke	7	9
Munk	7	7
Gråfluesnapper	4	5
Linerle	4	5
Korsnebb sp	2	4
Hagesanger	2	3
Dompap	3	3
Ravn	2	2
Kråke	2	2
Steinskvett	2	2
Gulsanger	2	2
Båndkorsnebb	1	2
Svartmeis	1	1
Duetrost	1	1
Gransanger	1	1
Bjørkefink	1	1
Stjertmeis	1	1
Taksvale	1	1
Sum	140	1497

ungene en alder på >10 dager (**tabell 10.8**). Det var egglegging av kjøttmeis i 6 av kassene i 2012, og alle disse reirene ble ferdiglagt i perioden 12-20 mai. Fra 5 av disse reirene ble det produsert til sammen 44 flyvedyktige unger.

10.3 Diskusjon

For de fleste av TOV områdene er det registrert en nedgang i observasjoner av spurvefugl i perioden fra ca 2005, etter at det var en økning i observasjonsantallet i forutgående 10-årsperiode. I 2012 ble det registrert økning i spurvefuglbestanden for fire av områdene, en liten nedgang i Møsvatn og Lund, og en prosentvis noe større nedgang i Børgefjell. Nedgangen i Børgefjell må sees i sammenheng med meget sen vår i dette området i 2012 (**figur 10.1**).

Ser man på hele perioden denne overvåkingen har pågått, var antall observasjoner for de stasjonære spurvefuglartene i 2012 over medianverdi for perioden 1991/94-2011 for Lund og Åmotsdalen. De øvrige områdene lå under sine medianer med Solhomfjell og Gutulia ca 5% under median, Møsvatn vel 10%, Dividalen 30% og for Børgefjell var antall observasjoner i 2012 bare vel 60% av området sin medianverdi for perioden 1993-2011. Den registrerte nedgangen for de mer 'stasjonære' spurvefuglartene, viser altså ingen entydige avvik i de sørlige

Tabell 10.7 Spurvefugler observert på de 156 takserte punktene i Solhomfjell, 2012.

Art	Ant. pkt	Ant. ind.
Løvsanger	131	298
Trepiplerke	121	270
Bokfink	115	177
Rødstjert	49	57
Grønnsisik	38	52
Tornsanger	28	33
Svarthvit fluesnapper	25	29
Gråsisik	23	26
Kjøttmeis	19	25
Svartrost	21	21
Rødstrupe	15	17
Toppmeis	14	16
Måltrost	15	16
Granmeis	9	12
Duetrost	9	11
Fuglekonge	9	10
Buskskvett	6	6
Munk	4	6
Nøtteskrike	4	4
Rødvingetrost	3	4
Gråfluesnapper	3	4
Jernspurv	4	4
Tornskate	4	4
Korsnebb sp	2	3
Sivspurv	3	3
Møller	3	3
Trekryper	1	2
Gjerdesmett	2	2
Hagesanger	2	2
Linerle	2	2
Kråke	1	1
Svartmeis	1	1
Gråtrost	1	1
Bøksanger	1	1
Varsler	1	1
Låvesvale	1	1
Tårnseiler	1	1
Sum	156	1126

og mest forurensede områdene sammenlignet med de nordligere områdene. For artene med mer invasjonsartet opptreden (bjørkefink, gråsisik og grønnsisik) ble det i 2012 registrert relativt høye bestander i Lund og i Dividalen, mens det var relativt lave bestander av disse artene i de øvrige områdene. I denne sammenheng kan det bemerkes at det var mye bjørkemålerlarver i Dividalen i 2012 (se kap. 12).

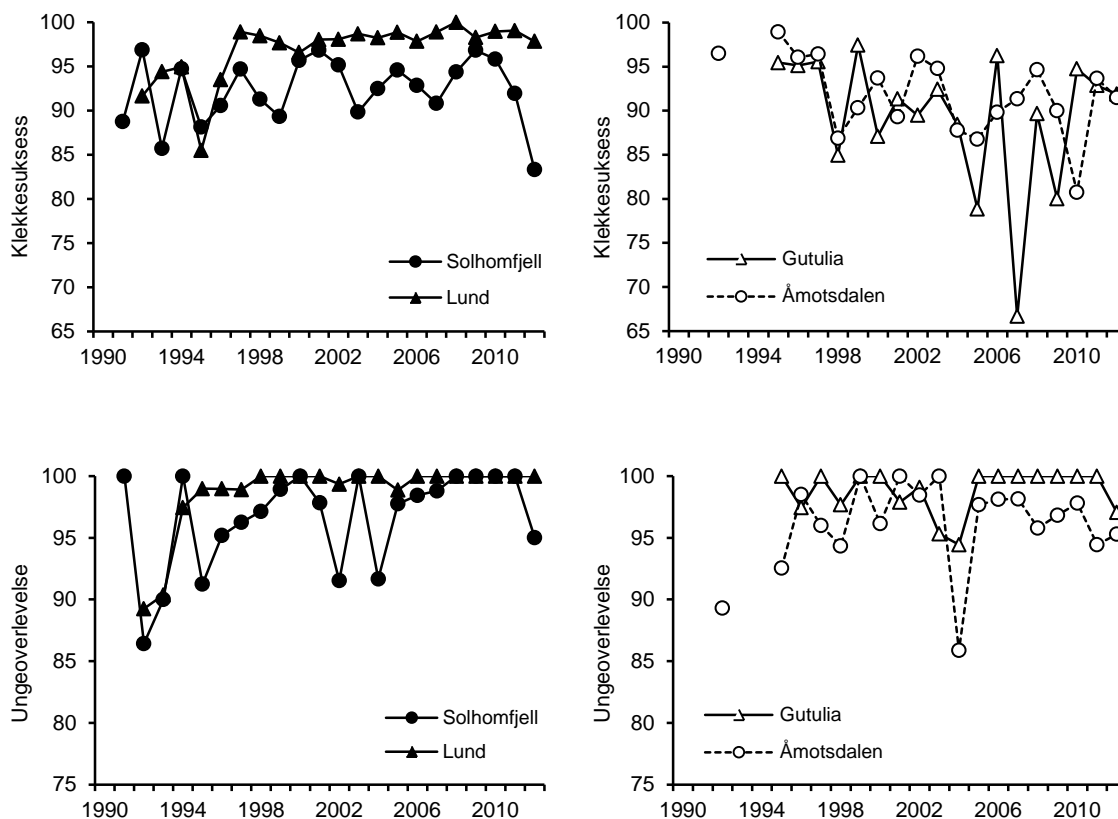
Vi ser ingen klar årsak til nedgangen vi har registrert for spurvefugl i en del av TOV-områdene i perioden 2006-2012. Når det gjelder endringer i de mer fjellnære TOV-områdene, kan klimatiske forhold være en av de mulige årsakene til generelt sett noe lavere antall observasjoner i siste 5-6-årsperiode. 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 2012. Dette kan ha medført at økningen vi registrerte for spurvefugl i våre fjellområder fra begynnelsen på 1990-tallet og fram til ca 2005, har stagnert.

Det var store bestander av bjørkemålere i Dividalen i 2012. Dette ble i liten grad fanget opp i feltet ved Frihetsli der det utføres tellinger av larver i forbindelse med spurvefugltakseringene, men det ble registrert i forbindelse med test av metodikk for mer omfattende kvantifisering av forekomster av bjørkemålere i TOV-områdene (se kap. 12). For alle de øvrige TOV-områdene registrerte vi lave forekomster av bjørkemålerlarver. Det ble registrert lite frø på bjørk i TOV-områdene i 2012. Børgefjell var eneste område der det ble registrert litt frøsetting.

For svarthvit fluesnapper var det i 2012 sen egglegging og relativt få egg i kullene for alle de fire aktuelle områdene. I forhold til 2011 var det nedgang i antall reir i Åmotsdalen, mens det var økning i antall reir i Solhomfjell. Sen egglegging, små kull og mer fugl i lavereliggende områder kan sees i sammenheng med relativt sein vår og kald start på mai i 2012.

Tabell 10.8 Reproduksjon hos svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell, 2012. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekkte 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.

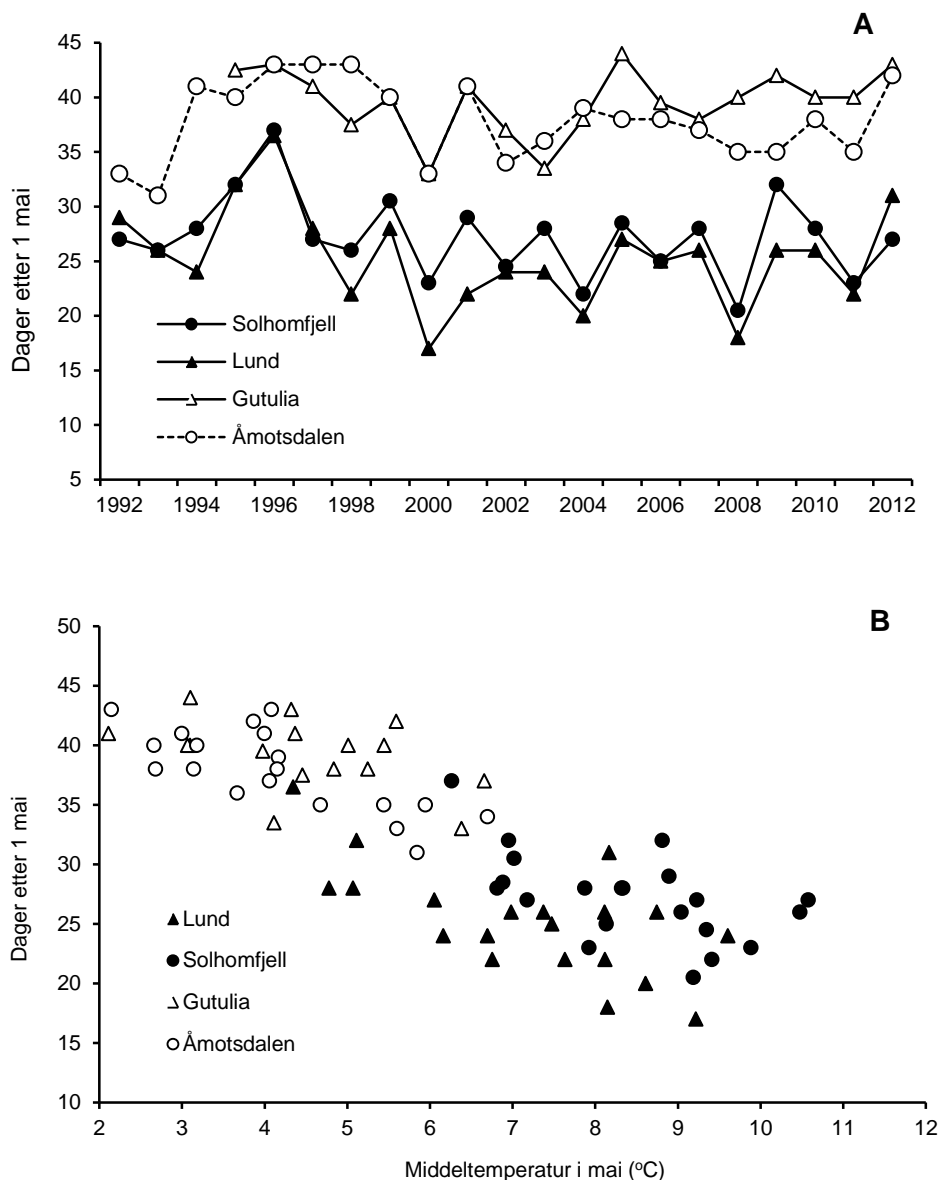
Art	Kullstørrelse			Klekkesuksess		Ungeoverlevelse	
	gj.snitt	sd	n	%	n	%	n
Åmotsdalen	5,87	0,80	(24)	91	(141)	95	(106)
Gutulia	5,75	1,04	(8)	92	(37)	97	(34)
Lund	6,13	0,50	(16)	98	(93)	100	(85)
Solhomfjell	6,41	0,50	(22)	83	(102)	95	(80)



Figur 10.2 Klekkesuksess og ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene, 1990-2012. 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.

For de parene som brukte fuglekassene, målte vi i 2012 for de fleste områdene en noe dårligere klekkesuksess og ungeoverlevelse enn det som har vært vanlig for disse områdene i siste 5-årsperiode (**figur 10.2**). Vi ser også dette i sammenheng med ugunstige klimatiske forhold i ruge- og ungeperioden.

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 uklekkede 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 1997-2012 har mønsteret vært noe annerledes med mer varierende klekkesuksess i de nordlige områdene (67-97%), svært høy klekkesuksess i Lund (97-100%) og også jevnt over høy klekkesuksess i Solhomfjell (90-97%, med unntak av 2012). Når det gjelder ungeoverlevelse, har denne med noen få unntak vært relativt høy ($\geq 92\%$) for alle år og områder, uten tegn til lavere ungeoverlevelse i sør (**figur 10.2**). Slik situasjonen har vært i perioden 1998-2012, er det ikke registrert tegn til lavere klekkesuksess eller ungeoverlevelse i de to sørlige og mest forurensede områdene sammenlignet med de to nordligere områdene.



Figur 10.3 A) Eggleggingstidspunkt (median dato for siste egg lagt, inkluderer bare kull lagt i løpet av den første ca 14 dg perioden av eggleggingssesongen) for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell for perioden 1990-2012. B) Sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og middeltemperatur for mai (basert på modellerte verdier fra MetNo for nærmeste km²).

Fugl og klimapåvirkning

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

Tidspunkt for egglegging for svarthvit fluesnapper i de inkluderte kassefeltene i TOV har variert betydelig i perioden 1992-2012. I 2012 var det sen egglegging i alle de fire aktuelle TOV-områdene (**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: $F=1939$, $p<0,001$, 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

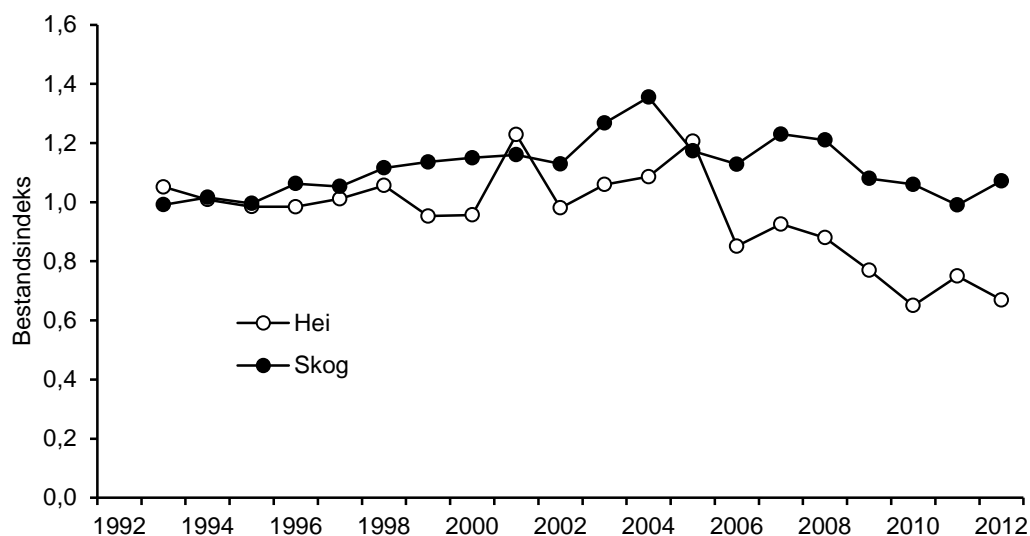
usikkert. Tidlige kull er ofte større enn sene kull, og unger som er selvstendige tidlig på året har forventet større sannsynlighet til å nå reprodutiv alder enn senere klekte unger. For 2004 så vi imidlertid at en tidlig vår sammen med lave temperaturer i juni medførte at en betydelig andel av hekkebestanden ga opp forsøket på reproduksjon. I 2005 fikk vi så en situasjon med meget sen og kald vår i store deler av våre fjellområder. I kassefeltene i Gutulia og Åmotsdalen, som også ligger høyest til fjells, resulterte dette i sen egglegging og relativt dårlig produksjonsresultat. Hvordan slike forhold påvirket bestanden av fugl generelt, er vanskelig å si, men det er påfallende at vi for de fleste TOV-områdene har registrert nedgang i antall observasjoner av spurvefugl i perioden etter 2005.

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

Fugletakseringene i de fem nordligste TOV-områdene ligger alle i områder langs skoggrensa i fjellet (høydenivå skoggrensa ± 200 m oh), og ved etableringen av punktene (1991-94) ble ca 60% klassifisert som liggende under skoggrensa (særlig subalpin bjørkeskog), og ca 40% over skoggrensa (særlig i lav- og mellomalpine naturtyper). Dette er områder der vi kan forvente klimaeffekter ved tidligere vår, fortetting av skogen og på sikt en heving av skoggrensa (Dalen 2004). Dette vil medføre endringer i områdenes egnethet for hekkefugl, og det kan på sikt forventes gunstigere habitatforhold for skogsartene. Mer variable værforhold med større muligheter for perioder med lave temperaturer i hekkeperioden kan imidlertid føre til dårligere produksjonsresultat og bestandsnedgang.

Her presenteres en bestandsindeks som er basert på informasjon fra de 1000 faste tellepunktene i de fem TOV-områdene som representerer våre klassiske fjellområder: SØ del av Hardangervidda, NV del av Dovrefjell, S del av Femundsmarka, S del av Børgefjell og sentrale deler av Dividalen. For artene som er mest knyttet til skogshabitater, indikerer denne indeksen en økning i bestanden i perioden 1993-2004, men med en nedgang etter det (2005-2012). Vi er nå nede på de bestandstallene vi hadde på begynnelsen av 1990-tallet (**figur 10.4**). For arter som foretrekker åpne naturtyper som hekkeområder, var det en mer stabil bestandsutvikling fram til 2005, men også for disse artene er det registrert nedgang etter det. For hele tidsperioden 1993-2012 finner vi for skogsartene ingen signifikant endring ($r_p = 0,26$, $p = 0,27$, $n = 20$), mens det er en signifikant nedgang for hei-artene ($r_p = -0,62$, $p < 0,01$, $n = 20$) (**figur 10.4**). Se for øvrig kommentarer angående bestandsendringer for fugl i TOV-områdene lenger oppe i dette avsnittet.

Skogsarter er her definert som alle spurvefuglarter som har sin vanligste forekomst i skog (ekskludert finker og korsnebb 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).



Figur 10.4 Bestandsindekser for fugl i fjellskogen og for fugl som i hovedsak finnes på hei og i åpne områder i fjellet. Basert på data fra 1000 faste tellepunkt i de 5 TOV-områdene som ligger i fjell (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen). Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter (fjellskogen: spurvefugler som prefererer skog, og spetter; hei og åpne områder: spurvefugl som prefererer åpnet naturtyper i fjellet, og vadefugl), og er medianverdi av indeksene for disse 5 områdene. For mer informasjon se teksten.

Vedlegg 10.1 Fuglearter observert i overvåkingsområdene

Norske og latinske navn på spurvefuglarter observert på takseringer i overvåkingsområdene 1990-2012, gruppert etter antall observasjoner..

A. Arter med gjennomsnittlig minst 10 observasjoner pr år for minst ett av områdene.

B Arter med gjennomsnittlig mindre enn 10 observasjoner pr år for alle områder.

Trepiplerke	<i>Anthus trivialis</i>	Trelerke	<i>Lullula arborea</i>
Heipiplerke	<i>Anthus pratensis</i>	Fjellerke	<i>Eremophila alpestris</i>
Gulerle	<i>Motacilla flava</i>	Linerle	<i>Motacilla alba</i>
Gjerdsmett	<i>Troglodytes troglodytes</i>	Sandsvale	<i>Riparia riparia</i>
Jernspurv	<i>Prunella modularis</i>	Låvesvale	<i>Hirundo rustica</i>
Rødstrupe	<i>Erithacus rubecula</i>	Taksvale	<i>Delichon urbica</i>
Blåstrupe	<i>Luscinia svecica</i>	Lappiplerke	<i>Anthus cervinus</i>
Rødstjert	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	Sivsanger	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>
Buskskvett	<i>Saxicola rubetra</i>	Gulsanger	<i>Hippolais icterina</i>
Steinskvett	<i>Oenanthe oenanthe</i>	Munk	<i>Sylvia atricapilla</i>
Ringtrost	<i>Turdus torquatus</i>	Møller	<i>Sylvia curruca</i>
Svarttrost	<i>Turdus merula</i>	Bøksanger	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>
Gråtrost	<i>Turdus pilaris</i>	Gransanger	<i>Phylloscopus collybita</i>
Måltrost	<i>Turdus philomelos</i>	Lappsanger	<i>Phylloscopus borealis</i>
Rødvingtrost	<i>Turdus iliacus</i>	Østsanger	<i>Phylloscopus trochiloides</i>
Duetrost	<i>Turdus viscivorus</i>	Fuglekonge	<i>Regulus regulus</i>
Tornsanger	<i>Sylvia communis</i>	Løvmeis	<i>Parus palustris</i>
Hagesanger	<i>Sylvia borin</i>	Lappmeis	<i>Parus cinctus</i>
Løvsanger	<i>Phylloscopus throchilus</i>	Svartmeis	<i>Parus ater</i>
Svarthvit fluesnapper	<i>Ficedula hypoleuca</i>	Blåmeis	<i>Parus caeruleus</i>
Gråfluesnapper	<i>Muscicapa striata</i>	Stjertmeis	<i>Aegithalos caudatus</i>
Granmeis	<i>Parus montanus</i>	Spettmeis	<i>Sitta europaea</i>
Toppmeis	<i>Parus cristatus</i>	Trekryper	<i>Certhia familiaris</i>
Kjøttmeis	<i>Parus major</i>	Pirol	<i>Oriolus oriolus</i>
Kråke	<i>Corvus corone</i>	Stær	<i>Sturnus vulgaris</i>
Bokfink	<i>Fringilla coelebs</i>	Tornskate	<i>Lanius collurio</i>
Bjørkefink	<i>Fringilla montifringilla</i>	Varsler	<i>Lanius excubitor</i>
Grønnsisik	<i>Carduelis spinus</i>	Ravn	<i>Corvus corax</i>
Gråsisik	<i>Carduelis flammea</i>	Skjære	<i>Pica pica</i>
Korsnebb	<i>Loxia spp.</i>	Nøtteskrike	<i>Garrulus glandarius</i>
Sivspurv	<i>Emberiza schoeniclus</i>	Lavskrike	<i>Perisoreus infaustus</i>
		Sidensvans	<i>Bombycilla garrulus</i>
		Fossekall	<i>Cinclus cinclus</i>
		Grønnfink	<i>Carduelis chloris</i>
		Tornirisk	<i>Carduelis cannabina</i>
		Bergirisk	<i>Carduelis flavirostris</i>
		Rosenfink	<i>Carpodacus erythrinus</i>
		Konglebit	<i>Pinicola enucleator</i>
		Dompap	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>
		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 kvantifisere forekomster av utvalgte organismegrupper i et ekstensivt prøvenettverk som er fordelt over hele Norge (Framstad & Kålås 2001). Hovedårsaken til at et systematisk utlagt nett ønskes etablert, er behovet for å få representative mål for endringer som foregår i norsk natur. Med dette som bakgrunn ble det i 2001 gjennomført et prøveprosjekt i samarbeid mellom Norsk Ornitologisk Forening (NOF), Høgskolen i Nord-Trøndelag (HiNT) og Norsk institutt for naturforskning (NINA) med mål å vurdere muligheter og nytte av etableringen av fugletakseringer i et slikt ekstensivt nasjonalt nettverk av områder. Dette prosjektet konkluderte med at et slikt 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 2012. Dette inkluderer rutinemessige optellinger av fugl på de takseringsrutene som ble etablert i Midt-Norge i 2005, i Øst-Norge i 2006, Sørlandet i 2007, Vestlandet 2008, Nordland og Troms i 2009, og i Finnmark i 2010–2012. Arbeidet inkluderer også en videreføring av etablering for ruter som foreløpig ikke er besøkte, og dette omfatter særlig fylkene fra Nordland og nordover. Datainnsamlingen ble organisert og utført av NOF og med Magne Husby som ansvarlig for denne delen av arbeidet.

Selv om takseringssystemet foreløpig ikke er fullstendig etablert i hele Norge, har vi nå tilgjengelige data som er relevante for indikatorer for en bærekraftig utvikling i Norge (NOU 2005:5, Andresen et al. 2012). Vi gjør her en sammenstilling av data for naturtypene skog og kulturlandskap fra 'TOV-E hekkefugl' inklusiv to andre aktuelle datasett (HFT og TOV-I) for perioden 1996-2012. 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. Vi rapporterer også data fra de tre datasettene til den felles europeiske databasen for hekkefuglovervåking (<http://www.ebcc.info/pecbm.html>), og disse dataene inngår som del av EUs bærekraftindeks for biologisk mangfold ('Streamlining European 2010 Biodiversity Indicators', http://ec.europa.eu/environment/nature/knowledge/eu2010_indicators/index_en.htm).

11.1 Metoder

Takseringsrutene for ekstensiv overvåking av fugl er lagt ut i et 18x18 km rutesystem i kartprosjeksjonen 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 er gjort regionvis innenfor de seks regionene: Øst-Norge, Sørlandet, Vestlandet, Midt-Norge, Nordland og Troms, samt Finnmark.

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

Muligheten for gjennomføring av de aktuelle takseringsrutene (egnetheten) 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 kan tellepunktet legges inntil 100 m avstand fra angitt tellepunkt, men ikke nærmere enn 250 m fra nærmeste tellepunkt. Når en må bruke en slik avvikende posisjon for tellepunkt første gang takseringen gjennomføres, anvendes dette punktet ved alle senere takseringer. For tilfeller med svært vanskelig topografi (f.eks. > 500 m høydeforskjell mellom lavest- og høyestliggende tellepunkt) eller der mer enn 8 av tellepunktene havner i sjø eller vann blir selve telleruta forsøkt rotert 90° med klokka rundt startpunktet for å øke antall mulige tellepunkt. Dersom dette ikke gir ønsket resultat med hensyn på tilgjengelighet til tellepunkt, ble ruta rotert ytterligere 90°, osv. Totalt er det foretatt slik rotasjon for 44 av rutene. Selv etter en slik rotasjonsrunde er det telleruter som ikke kan gjennomføres. For disse brukes det en mer subjektiv utlegging av tellepunkt der disse legges langs framkommelige traséer i tilsvarende naturtyper som opprinnelig utlagte tellepunkt (gjelder for 65 ruter). Disse linjene går så nære inntil originalruta som mulig (minimum ett tellepunkt i reetablert rute < 2,5 km fra originalutlagt tellepunkt), og det legges opp til at disse linjene i så stor grad som mulig også skal omfatte ett eller flere opprinnelige tellepunkt. Etter slik justering er det fortsatt noen få ruter (22 stk.) som ikke er tilgjengelige og disse utelates permanent fra TOV-E. Fem av disse ligger i sjøen, 3 på isbreer og de øvrige i svært utilgjengelig terreng/områder.

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

Norsk ornitologisk forening (NOF) har ansvaret for å skaffe til veie vel kvalifisert feltpersonell og organisere arbeidet i felt. Lokale regionkoordinatorer er oppnevnt for daglig oppfølging mot nettverket av taksører. For 2012 var dette henholdsvis Knut Eie for Øst-Norge, Nils Bjørge for Vestlandet, og Torstein Myhre for Sørlandet, Midt-Norge, Nordland, Troms og Finnmark. For oversikt over de 204 personene som fikk tildelt ruter for taksering av fugl i 2012, viser vi til **vedlegg 11.1**.

For samordning av arbeidet med TOV-E ble det avholdt et møte mellom NOF (inkludert regionkontaktene), DN og NINA i Trondheim 28 februar 2013.

Tilrettelegging for rapportering og informasjonsformidling via internett

Arbeidet med å etablere et internettbasert system der resultater fra datainnsamlingen rapporteres, og for formidling av informasjon om de forskjellige takseringsrutene til feltpersonell, ble videreutviklet i 2012, se <http://tov-e.nina.no/Fugl/>. Systemet består nå av fire hoveddeler:

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

Feltaktivitet 2012

Ved etablering av TOV-E ble det trukket ut totalt 515 telleruter for fugl i Norge. Av disse er 22 utelatt pga svært krevende tilgjengelighet, så nettverket omfatter nå 493 takseringsruter. Av disse ligger 95 i region Øst-Norge, 76 i region Sørlandet, 67 i region Vestlandet, 89 ruter i region Midt-Norge, 92 i region Nordland og Troms og 74 i Finnmark (for fylkesvis fordeling se

tabell 11.1). For feltsesongen 2012 var alle rutene fra Nord-Trøndelag og sørover samt 80 av rutene i Nordland/Troms og 49 av rutene i Finnmark klargjort for taksering (totalt 455 ruter).

For de tre nordligste fylkene, og da særlig Finnmark, ser vi at mange ruter ligger svært langt fra vei (> 6 t gange) og gjerne også er vanskelige å komme seg inn til pga flomstore elver som må krysses. En god del av disse rutene er relativt greie å gjennomføre om en bare kommer fram til selve telleruta. I 2012 ble det brukt helikopter for å få feltpersonell inn til 15 av de ca 45 tellerutene som er mest fjerntliggende i Troms og Finnmark. Disse 45 rutene, som vanskelig kan gjennomføres uten bruk av helikopter, planlegges taksert over en 3-årsperiode med ca 15 ruter pr år.

I store deler av fjellområdene i Norge var det i 2012 en meget kald forsommer med sen snøsmelting. På grunn av dette ble aktuell takseringsperioder for fjellrutene forlenget med 3 dager.

Bestandsindekser 1996-2012

Tidsserien for bestandsendringer for hekkefugl i kulturlandskap og skog for perioden 1996-2012 som her presenteres, er satt sammen av data fra tre forskjellige datasett. I tillegg til data fra den ekstensive overvåkingen av hekkefugl rapportert her (60-285 telleruter, 2006-2012, største delen av data fra Sør-Norge), 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 middelværdier (Gregory & van Strien 2011) av artsindekser for de artene som er inkludert i hver naturtype (se detaljer om artsutvalg i neste avsnitt). Artsspesifikke indekser er beregnet ved bruk av statistikkprogrammet TRIM som er det samme som brukes for den Pan-europeiske hekkefugl-overvåkingen som rapporterer til EU, se <http://www.ebcc.info/pecbm.html>. År 2000 er gitt indeksverdi 1,00, modellen '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, storspove, sanglerke, låvesvale, linerle, stær, buskskvett og gulspurv.

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

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

11.2 Resultater

Praktisk gjennomføring 2012

Til sammen er det pr 1 mai 2013 rapportert takseringsresultater for 311 (68%) av de 455 rutene som var klargjort for taksering i 2012. Dette inkluderer 84 (88%) av de aktuelle rutene i Øst-Norge, 36 (47%) av rutene for Sørlandet, 41 (61%) av rutene på Vestlandet og 72 (88%) av rutene i Midt-Norge. Av de foreløpig klargjorte takseringsrutene i nordlige deler av Norge ble 29 (58%), 10 (33%) og 41 (84%) besøkte for henholdsvis Nordland, Troms og Finnmark (**tabell 11.1**). For fylkene som omfattes av region Øst-Norge samt for Vestfold, Trøndelagsfylkene og de rutene som var inkludert for Finnmark var det meget god dekning i 2012 (> 80%). For Sogn og Fjordane og Møre og Romsdal var det også bra dekning med rapporteringer fra ca 70% av

rutene. For de øvrige fylkene var dekningsen betydelig lavere enn det som er målet og aller lavest andel takserte ruter var det for Vest-Agder (25%), Troms (33%) og Telemark (44%).

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

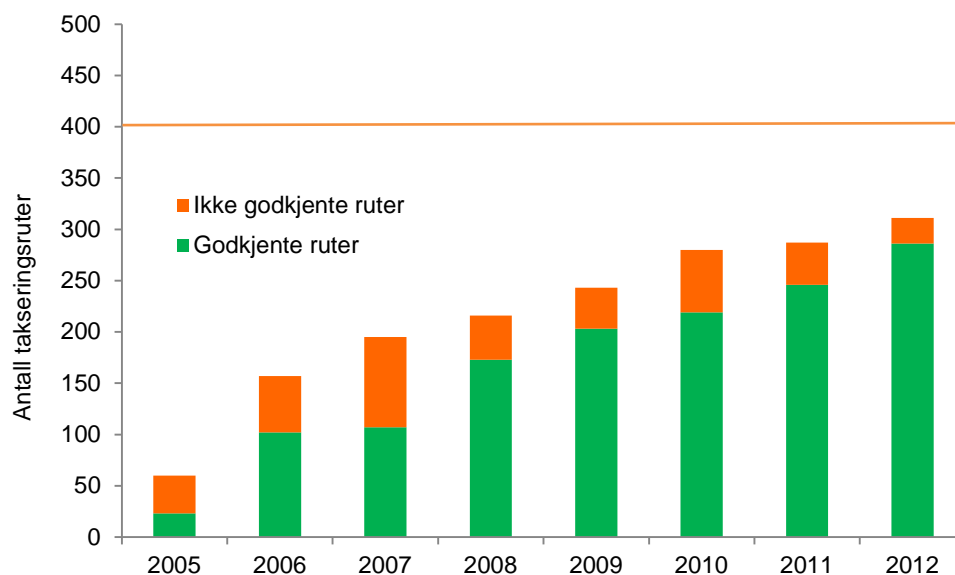
Av de 311 rutene som det er rapportert tellinger av fugl for i 2012 er 92% godkjent for bruk til beregninger av bestandsindekser (**figur 11.1**). For de resterende rutene er fastsatte standardprosedyrer for takseringene ikke fulgt. Det vil si at ruten ikke er taksert innenfor det intervall som er satt for dato eller klokkeslett, eller at det ikke er utført opptellinger for alle aktuelle tellepunkter eller ved forflytning mellom tellepunktene. Dette er et bedre resultat enn for 2011, og godkjeningsprosenten var god for Sør-Norge (94%) og da særlig for Øst-Norge sin del (98%). Vanskelig tilgang pga mer snø enn tidligere år er hovedårsak til at enkelte tellepunkter ikke ble besøkt i 2012.

Observasjoner av fugl i 2012

Resultatene fra 2012 viser at det for de 311 aktuelle tellerutene ble registrert ca 35 300 par av 191 fuglearter (**tabell 11.2** med summerte tall for punkt og linjetakseringer). Det ble registrert ca 10 000 par av 151 arter i Øst-Norge, ca 4 800 par av 121 arter for Sørlandet, ca 5 200 par av 116 arter på Vestlandet, ca 8 100 par av 136 arter i Midt-Norge, ca 3 800 par av 105 arter i

Tabell 11.1 Fylkesvis oversikt over totalt antall tilfeldig uttrukne ruter, antall utilgjengelige ruter, antall ruter med justert utlegging for å muliggjøre takseringer, antall ruter der tilgjengelighet foreløpig er uavklart (pga at rutene ikke er besøkt eller mangelfull rapportering fra feltpersonell), totalt antall ferdig etablerte takseringsruter pr april 2013, og antall ruter taksert i 2012.

Fylke	Tilfeldig uttrukne	Ikke tilgjengelige (utgår)	Justert utlegging	Foreløpig uavklart tilgjengelighet	Totalt ant. ferdig etablert pr des. 2012	Taksert/besøkt gjennomført i 2012
Østfold	7	0	0	0	7	7
Akershus	6	1	0	0	5	5
Oslo	1	0	0	0	1	1
Hedmark	46	1	0	0	45	41
Oppland	37	0	2	0	37	29
Buskerud	20	0	4	1	19	11
Vestfold	3	0	0	0	3	3
Telemark	25	0	2	1	24	11
Aust-Agder	17	1	2	0	16	7
Vest-Agder	12	0	2	2	10	4
Rogaland	16	1	2	0	15	8
Hordaland	26	0	5	0	26	15
Sogn og Fjordane	28	2	5	0	26	19
Møre og Romsdal	22	0	4	0	22	14
Sør-Trøndelag	31	0	0	0	31	26
Nord-Trøndelag	36	0	1	0	36	32
Nordland	67	9	22	1	57	26
Troms	36	2	11	7	27	11
Finnmark	79	5	3	21	53	41
Sum	515	22	65	33	460	311



Figur 11.1 Antall TOV-E ruter taksert i perioden 2005–2012 fordelt på de som er godkjente for bruk ved trendanalyser og de som ikke kan godkjennes for slik bruk. Målsetting er å få årlig godkjente data for ca 400 av de totalt 500 tellerutene som er med i nettverket. At tellinger ikke kan godkjennes, skyldes delvis at ruter ble besøkt for første gang og med hovedformål å sjekke ut gjennomførbarhet, men skyldes hovedsakelig at gjennomføring av takseringen ikke har fulgt angitte prosedyrer (ikke taksert innenfor det intervall som er satt for dato eller klokkeslett, ikke akseptable værforhold, ikke utført tellinger for alle tellepunktene, eller at linjetaksering ikke er utført).

Nordland/Troms og ca 3 400 par av 103 arter i Finnmark. Dette gir i gjennomsnitt ca 113 par pr rute, med et litt høyere antall observerte par pr. rute sør i Norge enn lengre nord: for Sørlandet (133 par/rute), Vestlandet (123 par/rute), Øst-Norge (121 par/rute), og Midt-Norge (113 par/rute), og for Nordland/Troms (103 par/rute) og Finnmark (82 par/rute). Av disse observasjonene ble ca 1150 par (ca 90 arter) registrert ved bevegelse mellom tellepunktene (linjetakseringen).

Løvsanger hadde flest punkt med registreringer i alle områdene med unntak av Finnmark. Denne arten utgjorde, som for tidligere år, nær 20% av alle observerte par, og ble i 2012 observert i 87% av tellerutene. For øvrig ser vi at det er bokfink, måltrost, trepiplerke og gjøk som er de 4 artene som registreres på flest ruter i Øst-Norge; bokfink, måltrost, rødstrupe og rødvingetrost som utgjør de vanligste artene for Sørlandet; bokfink, måltrost, gjøk og heipiplerke for Vestlandet; rødvingetrost, gråtrost, gjøk og bjørkefink i Midt-Norge; bjørkefink, heipiplerke, rødvingetrost og gråtrost i Nordland/Troms, mens i Finnmark er heipiplerke observert på flest ruter etterfulgt av heilo, løvsanger, gråsisik og rødvingetrost (**tabell 11.2**). Linjetakseringene ga flest observasjoner av lirype, orrfugl, heilo, strandsnipe, storfugl, fjellrype og rødstilk (observert på > 25 ruter). Linjetakseringene gir et meget viktig supplement av observasjoner for en del av de litt mer sjeldne artene.

Bestandsindekser for hekkefugl i skogen og kulturlandskapet

Indeksen for skog viser ingen entydig bestandsendring for perioden 1996-2012 (**figur 11.2**) (Spearman's rangkorrelasjon mellom indeksverdi og år: $r_s = 0,01$, $p = 0,98$, $n = 17$). Dette inkluderer både barskogsarter og løvskogsarter. Det var signifikant økning i hekkebestanden for 3 av de 20 inkluderte artene og signifikant nedgang for 4 av artene. Bestandsøkning ble målt for munk, gransanger og måltrost, mens det ble målt signifikant nedgang for trepiplerke, jernspurv, toppmeis og løvsanger.

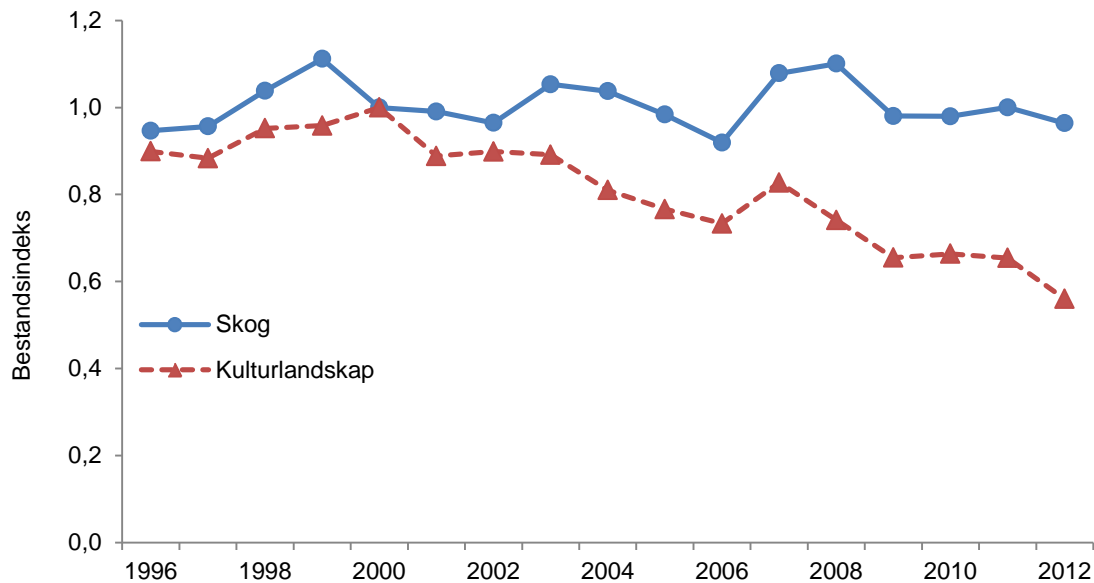
Tabell 11.2 Regionvis oversikt over antall par observert for de mest tallrike fugleartene (observert på ≥ 10 ruter) fra de 311 rutene der vi har mottatt resultater for takseringene som ble utført våren/forsommeren 2012. Tabellen viser antall ruter med registrering (n) og totalt summert antall par for punkttakseringene og linjetakseringene for de respektive artene og er sortert etter totalt antall ruter med observasjoner. Det ble i tillegg observert 77 andre arter under takseringene i 2012, og totalt antall observerte par som er angitt nederst i tabellen inkluderer alle artene.

Art	Totalt 2012		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		Midt-Norge		Nordl./Troms		Finnmark	
	n	sum	n	sum	n	sum	n	sum	n	sum	n	sum	n	sum
Løvsanger	271	6038	79	2106	33	913	35	1007	65	1088	28	419	30	452
Rødvingetrost	199	1225	46	228	29	136	18	63	56	461	24	214	25	120
Bokfink	185	2785	62	1292	32	639	31	350	43	413	14	72	2	3
Måltrost	183	1145	59	405	30	244	31	167	43	211	16	111	3	3
Gjøk	182	621	53	201	16	46	30	120	46	152	24	79	13	23
Heipiplerke	166	1779	31	378	8	80	29	356	38	380	25	204	34	380
Rødstrupe	162	889	47	287	30	178	29	118	42	256	13	46	0	0
Gråtrost	160	1105	43	164	23	217	13	51	49	482	24	157	8	34
Kråke	152	588	40	138	16	51	18	95	41	187	21	84	16	33
Trepiplerke	151	874	54	421	23	155	25	126	34	127	12	39	2	3
Kjøttmeis	148	498	45	142	29	124	21	72	35	113	14	38	3	6
Grønnsisik	147	1302	50	423	24	194	24	277	32	343	15	59	1	1
Bjørkefink	142	1275	38	259	5	21	4	8	44	312	27	366	24	309
Svartrost	141	733	42	218	27	176	26	158	34	145	8	18	3	5
Heilo	129	1073	27	186	3	14	9	41	35	286	24	213	31	333
Jernspurv	123	327	36	97	20	50	18	50	33	89	11	32	4	5
Gråsisik	114	600	12	31	14	47	25	121	18	51	17	171	27	172
Steinskvett	112	421	22	76	6	33	21	85	26	77	19	98	18	52
Granmeis	112	254	39	69	14	30	17	26	28	95	10	19	3	6
Ringdue	111	606	45	311	23	152	15	42	21	94	6	6	0	0
Rødstjert	107	512	33	149	10	33	8	22	33	168	12	59	11	81
Rødstilk	97	269	20	42	2	5	8	16	35	125	20	52	12	29
Gransanger	93	614	13	36	14	32	15	62	37	398	13	84	1	2
Svarthvitfluesn.	89	212	23	48	14	34	13	35	19	59	18	31	2	5
Fuglekonge	87	235	40	140	16	41	11	19	18	33	1	1	1	1
Ravn	84	248	12	22	8	15	15	25	25	144	11	22	13	20
Strandsnipe	84	137	14	24	10	19	15	28	26	38	9	14	9	13
Fiskemåke	83	410	17	63	3	34	18	72	30	110	9	117	6	14
Gjerdsmett	82	185	27	67	14	27	21	55	20	36	0	0	0	0
Enkeltbekkasin	81	180	23	46	2	2	6	24	28	51	11	33	11	24
Orrfugl	78	196	34	95	11	23	7	21	16	38	9	18	0	0
Munk	77	422	22	98	20	194	20	90	12	32	2	5	0	0
Lirype	75	173	18	27	2	4	5	5	19	35	15	75	16	27
Sivspurv	72	211	26	100	7	14	3	9	17	25	12	45	6	14
Ringtrost	70	211	6	7	4	15	19	65	23	69	13	47	5	8
Blåmeis	67	165	21	41	15	37	13	25	13	54	4	7	1	1
Linerte	63	136	14	18	12	33	18	35	11	34	2	4	5	11
Grønnefink	62	228	10	20	13	34	13	46	15	78	7	43	3	6
Småspove	62	187	11	59	0	0	0	0	26	59	12	38	13	31
Flaggspett	62	101	30	49	18	36	3	5	9	9	2	2	0	0
Gluttsnipe	60	110	17	27	1	5	1	1	31	60	6	8	4	9
Skjære	56	143	16	52	7	15	12	28	11	34	4	4	6	10
Hagesanger	54	177	16	63	17	86	8	10	8	11	4	6	0	0
Blåstrupe	52	187	12	43	3	20	1	1	8	30	8	27	20	66
Gråfluesnapper	51	97	17	28	8	20	11	31	9	10	5	7	0	0
Dompap	51	89	18	34	6	13	3	5	13	25	8	9	3	3
Gulspurv	50	164	21	67	13	32	4	14	9	44	3	7	0	0
Buskskvett	42	71	15	24	5	6	11	22	7	13	3	5	1	1
Låvesvale	40	132	12	42	8	36	12	42	5	7	3	5	0	0
Fjellrype	40	84	3	4	1	3	6	18	11	21	15	32	4	6
Svartmeis	39	69	15	27	8	16	5	8	10	17	1	1	0	0
Svartspett	39	60	25	36	10	18	0	0	4	6	0	0	0	0
Trane	38	65	22	39	2	2	1	1	12	22	0	0	1	1
Duetrost	37	95	28	85	5	6	0	0	3	3	0	0	1	1
Grønntilk	36	119	9	18	0	0	1	1	6	15	2	2	18	83
Smålom	36	59	3	3	0	0	5	6	14	26	4	6	10	18
Nøtteskrike	35	53	16	24	10	15	2	5	6	8	1	1	0	0
Tornsanger	34	176	5	22	12	15	14	125	2	7	0	0	0	0

Tabell 11.2 (forts.)

Art	Totalt 2012		Øst-Norge		Sørlandet		Vestlandet		Midt-Norge		Nordl./Troms		Finnmark	
	n	sum	n	sum	n	sum	n	sum	n	sum	n	sum	n	sum
Møller	34	42	21	27	4	4	2	2	6	8	0	0	0	0
Gulerle	33	87	16	42	1	3	1	1	5	18	1	2	9	21
Gulsanger	33	53	9	10	4	12	9	12	10	18	1	1	0	0
Stær	30	206	4	11	5	25	11	56	9	42	1	72	0	0
Lappspurv	29	163	4	21	0	0	1	1	3	4	5	20	16	117
Stokkand	29	67	12	29	2	3	3	5	8	20	4	10	0	0
Toppand	29	63	9	30	2	3	4	5	6	11	3	3	5	11
Storfugl	29	36	20	27	4	4	1	1	3	3	1	1	0	0
Ubestemtart	27	68	2	2	1	3	9	33	4	4	9	22	2	4
Storlom	27	43	5	10	2	2	2	2	9	16	2	2	6	9
Krikkand	25	44	4	8	5	14	2	2	8	12	2	2	3	3
Trekryper	25	35	11	18	4	5	2	2	8	10	0	0	0	0
Kvinand	24	44	9	13	6	8	0	0	7	15	0	0	2	8
Gråmåke	23	189	3	20	0	0	6	99	5	28	5	16	4	26
Grankorsnebb	22	90	9	44	3	14	1	2	7	26	2	4	0	0
Tjeld	22	73	1	3	1	3	6	14	6	17	5	18	3	18
Toppmeis	22	40	14	16	7	15	0	0	1	9	0	0	0	0
Skogsnipe	21	26	12	13	7	9	0	0	1	1	1	3	0	0
Spettmeis	21	24	5	5	6	7	6	7	3	4	0	0	0	0
Tårnseiler	20	92	11	50	7	13	1	2	1	27	0	0	0	0
Myrsnipe	19	89	1	1	1	1	1	7	2	6	2	4	12	70
Storspove	19	59	3	5	0	0	4	13	8	17	2	20	2	4
Rugde	19	24	6	6	1	1	3	3	1	1	7	12	1	1
Tårnfalk	19	21	4	5	3	4	1	1	9	9	1	1	1	1
Snøspurv	18	41	3	7	1	1	3	6	1	2	4	17	6	8
Siland	17	190	0	0	2	3	4	5	3	3	4	11	4	168
Svartbak	17	115	0	0	1	2	7	42	3	11	2	2	3	30
Sanglerke	17	85	6	27	6	27	2	28	1	1	2	2	0	0
Fjelljo	17	43	0	0	0	0	0	0	0	0	3	10	14	33
Lavskrike	17	26	7	8	0	0	0	0	7	13	0	0	3	5
Vendehals	17	20	6	7	7	9	2	2	2	2	0	0	0	0
Gråhegre	16	37	1	1	2	2	6	12	5	20	2	2	0	0
Sandlo	16	31	0	0	0	0	1	1	3	4	7	11	5	15
Sangsvane	15	38	5	13	0	0	0	0	1	4	4	10	5	11
Grønnspekk	15	19	2	3	6	7	1	1	6	8	0	0	0	0
Dvergfalk	15	15	6	6	1	1	1	1	4	4	2	2	1	1
Grågås	14	407	1	7	1	2	5	156	3	141	3	90	1	11
Gråspurv	14	156	1	17	1	1	3	24	6	104	3	10	0	0
Vipe	14	61	4	16	0	0	4	12	4	17	2	16	0	0
Bergirisk	14	33	0	0	1	1	5	7	6	11	2	14	0	0
Løvmeis	14	16	0	0	3	3	4	4	7	9	0	0	0	0
Taksvale	13	87	5	27	3	45	4	9	0	0	1	6	0	0
Pilfink	12	30	5	16	5	11	1	1	1	2	0	0	0	0
Musvåk	12	18	5	6	7	12	0	0	0	0	0	0	0	0
Havørn	12	17	0	0	0	0	2	2	2	3	5	8	3	4
Ærfugl	11	71	0	0	1	5	3	10	3	13	1	5	3	38
Boltit	11	21	3	3	2	2	1	3	2	2	2	9	1	2
Svartand	11	21	3	4	2	5	0	0	6	12	0	0	0	0
Havelle	11	15	0	0	0	0	0	0	3	3	1	1	7	11
Kaie	10	64	6	42	2	8	0	0	2	14	0	0	0	0
Kanadagås	10	24	5	14	2	2	0	0	2	6	0	0	0	0
Sildemåke	10	24	1	7	2	2	5	12	2	3	0	0	0	0
Fjellvåk	10	13	0	0	0	0	0	0	1	1	2	4	7	8
Spurvehawk	10	11	5	5	1	2	0	0	2	2	2	2	0	0
Jordugle	10	10	3	3	1	1	1	1	4	4	0	0	1	1
Tretåspett	10	10	5	5	0	0	0	0	4	4	0	0	1	1
Sum	311	35280	83	10024	36	4800	42	5164	72	8115	37	3807	41	3370

Fugleindeksen for kulturlandskapet viser klar bestandsnedgang for perioden 1996-2012 (**figur 11.2**) (Spearman's rangkorrelasjon mellom indeksverdi og år: $r_s = -0,88$, $p < 0,001$, $n = 17$). Det var signifikant nedgang for 4 av de 8 inkluderte artene (storspove, sanglerke, stær og gulspurv). Bestandsutviklingen er klart forskjellig fra hva samme datasett viser for skogsartene,



Figur 11.2 Bestandsindekser for hekkebestanden av fugl i kulturlandskapet og skogen. Årlige geometrisk gjennomsnitt av indeksverdier for 8 kulturlandskapsarter og 20 skogsarter, år 2000 er gitt indeksverdi 1,00.

noe som kan tyde på at nedgangen er knyttet spesifikt til redusert areal og/eller redusert habitatkvalitet for de inkluderte kulturlandskapsartene.

11.3 Diskusjon

Feltaktivitet 2012

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

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

Etablering av ruter og kvalitetssikring

Det gjenstår fortsatt noe arbeid når det gjelder fastsetting av standardprosedyrer for tellerutene i TOV-E. Med standardprosedyrer menes her tidspunkt for taksering (både dato og klokkeslett), rekkefølge punktene takseres i, om punkt er flyttet eller utelatt, etc. Før en kan fastsette slike

standardprosedyrer må takseringsruten besøkes minst én gang. Prosedyrene fastsettes så av prosjektledelsen etter informasjon og eventuelt i dialog med den som har besøkt ruta. Hoveddelen av gjenstående arbeid med avklaring av slike rutespesifikke prosedyrer for takseringene har vi for våre tre nordligste fylker. Her gjenstår slikt arbeid for ca 30 av de totalt 166 aktuelle tellerutene. For å muliggjøre tilgang til tellepunktene er det gjort mer omfattende justering for utleggingen av punkt i forhold til originaloppsett for 36 av rutene i de tre nordligste fylkene (**tabell 11.1**). For resten av Norge er dette gjort for 29 av rutene. Denne justerte utleggingen ble utført henholdsvis før 2013 sesongen (i hovedsak Nordland fylke) og 2012 sesongen (øvrige fylker). For en betydelig del av disse rutene med justert punktplassering mangler vi en endelig bekreftelse på at de standardrutiner som nå er foreslått er gjennomførbare.

Etter den siste gjennomgangen som nå er gjort for de vanskeligst tilgjengelige tellerutene, ser det ut til at det vil være mulig å gjennomføre taksering for 493 (96%) av de 515 aktuelle tellerutene. Av disse gjennomføres 428 (87%) etter de regler som er gitt for når standardutlegging gir gjennomførbarehet (>12 besøkbare tellepunkt). For de resterende 65 rutene er det brukt en mer subjektiv utlegging av tellepunkt (se metodekapitlet). Med de tilpasninger som her er gjort er praktisk gjennomføring noe forenklet, samtidig med at takseringsnettverket fortsatt vil gi god representativitet.

Når frivillig personell skal gjøre feltarbeidet, vil det ofte være begrensninger i hvilke dager som står til rådighet, og det er ikke gitt at disse dagene samsvarer med dager med egnede værforhold i aktuell tidsperiode. Dette vil nødvendigvis medføre at en ikke kan forvente at samtlige takseringsruter vil bli taksert hvert år. I 2012 ble det rapportert resultater fra 68% av de aktuelle takseringsrutene. Omkring 8% av disse må utelates fra tidsserieanalysene fordi standardprosedyrer ikke var fulgt. Det er store forskjeller mellom regioner når det gjelder andel ruter taksert, med blant annet svært god dekning for Øst-Norge (88%) og dårlig dekning for Sørlandet (47%). Ved etableringen av denne overvåkingen var målsettingen å få data fra > 80% av takseringsrutene. En såpass stor dekning er nødvendig både for å sikre representativ informasjon og for å få tilstrekkelig med data til å kunne levere regional statistikk for bestandsendringer for et godt utvalg av arter.

Den største utfordringen hekkefuglovervåkingen i TOV-E nå har er å finne nok velkvalifisert og godt motivert personell til å utføre takseringene. Som del av plan- og rekrutteringsarbeid for å sikre tilgang på feltpersonell bør det nå gjøres evaluering av feltaktivitet på fylkesnivå med mål å finne løsninger slik at vi årlig kan få inn godkjente data for minst 80% av tellerutene, slik målet er. Som del av arbeidet med motivasjon for feltarbeidere bør også informasjonsformidlingen til fugleinteresserte om TOV-E og resultater fra dette arbeidet bedres, bla annet ved mer aktiv bruk av NOFs tidsskrift 'Vår fuglefauna'.

Kvalitetssikring av feltpersonell vil alltid være en utfordring når frivillig personell skal stå for hoveddelen av datainnsamlingen. For tiltak knyttet mot dette viser vi til Høgskolen i Nord-Trøndelag (HINT) sin etablering av et Fuglekjennskap feltstudium som er en viktig bit av en slik kvalitetssikring. Studiet gir 30 studiepoeng, og omfatter artsbestemmelse av fugl på lyd og utseende. Feltpersonell kan her delta på feltkurs, og/eller trene i artskunnskap via internett på www.birdid.no, og de kan ta en nettbasert eksamen på denne nettsiden. Ettersom studiestedet er i Nord-Trøndelag, er det naturlig at de fleste som deltar i feltstudiet i Fuglekjennskap kommer derfra og fra nabofylkene. Dette har ført til god tilgang av feltpersonell i dette fylket, også mange som tidligere ikke var kjent i det ornitologiske miljøet. Mange av disse studiedeltakerne takserer også ruter i nabofylker. Før feltsesongen 2012 var det 58% av rutene i Møre og Romsdal, Sør-Trøndelag, Nord-Trøndelag og Nordland som skulle takseres av personell som hadde deltatt på samlingene i Fuglekjennskap, mens dette var tilfelle for kun 11% i resten av landet. Et desentralisert studieopplegg i Sør-Norge hadde kanskje bedret rekrutteringen av feltfolk i denne delen av landet. For hele landet samlet hadde nær 60% av deltakere med tildelte TOV-E ruter i 2012 avlagt eksamen i fuglelyder og/eller fugleutseende ved HiNT's studium i Fuglekjennskap.

Bestandsindekser for skog og kulturlandskap

Data fra denne landsomfattende overvåkingen av hekkebestander av terrestriske fugl leverer data til en av Finansdepartementets indikatorer for bærekraftig utvikling (Andresen et al. 2012). Her presenterer vi bestandsindekser for naturtypene skog og kulturlandskap som er kombinerte data fra 'TOV-E hekkefugl' med øvrige aktuelle datasett for perioden 1996-2012 (**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 dette datasettet bare ruter som er mer subjektiv utlagt, og for hele tidsserien inngår det svært få tellinger fra Nord-Norge. Dette tilsier at tallene fra de to indeksene som presenteres her ikke nødvendigvis er representative for bestandsendringer i hele Norge. Vi forventer imidlertid at tallene gir gode indikasjoner for hvilke endringer som skjer for de aktuelle fugleartene/arealtypene i Norge. Fra 2010 og framover baseres disse tidsseriene utelukkende på tellinger fra TOV-E nettverket, men disse dataene vil heller ikke bli helt landsrepresentative før vi får bedre dekning for rutene i de landsdelene der vi nå har den dårligste dekningen (Sørlandet og Nord-Norge).

Videre bruk av TOV-E data

De dataene som samles inn i denne bestandsovervåkingen av hekkefugl, kan også brukes i andre typer indekser for endringer i norsk natur. I prinsippet kan dette være indekser for alle arter for gitte areal typer (habitatindekser), eller det kan være indekser for grupper av arter (flerartsindekser) (se Husby & Kålås 2011). Når det gjelder flerartsindekser for naturtyper finnes det også forslag til dette på europeisk nivå, se <http://www.ebcc.info/pecbm.html>. Disse ser imidlertid ut til å ha begrenset relevans for eksklusiv vurdering av norske arealer. I Sverige er det etablert flerartsindekser knyttet til miljømål (se Ottvall et al. 2006), og denne type indekser kan også være relevante for norske forhold. Bestandsindekser for hekkende fugl basert på data fra TOV-E står også sentralt i arbeidet med en Norsk naturindeks som pågår i regi av Direktoratet for naturforvaltning (Nybø 2010).

Vedlegg 11.1 Oversikt over feltmedarbeidere 2012

Oversikt over personer som fikk tildelt TOV-E takseringsruter i 2012.

Navn	Antall ruter 2012	Navn	Antall ruter 2012	Navn	Antall ruter 2012
Espen Aarnes	1	Gøran Bolme	2	Magne Evensen	3
Ingebrigt Saxe Aasen	1	Tom Skånsar Borgersen	6	Lars Einar Farbu	1
Tormod Amundsen	1	Anders Braanaas	3	Øyvind Fjeldsgård	1
Rolf E. Andersen	1	Morten Brandsnes	1	Knut Georg Flo	1
Johannes Erik Anonby	2	Svein Arne Bratli	4	Harald Egil Folden	1
Arnfred Antonsen	1	Torgrim Breiehagen	4	Knut Fure	1
Morten Rask Arnesen	1	Stein Bukholm	1	Eskil Furuheim	1
Steve Aslaksen	3	Leif Roar Bævre	4	Øyvind Gjerde	1
Johan Åge Asphjell	1	Per Willy Bøe	3	Eivind Gjerde	1
Paul Aspholm	4	Per Bådshaug	3	Ola Ragnar Gjøra	6
Viggo Aspvik	1	Fredrik Calmeyer	3	Stig Gorseth	1
Johannes Balandin	1	Even Dehli	2	Jann-Oskar Granheim	3
Jon Bekken	1	Jon Djupvik	1	Kjell Grimsby	4
Svein Bekkum	1	Knut Eie	8	Kåre Grip	1
Ole Petter Bergland	1	Odd Rune Einmo	1	Pål Martin Grønlien	12
Tonje Evang Berland	3	Stig Ekker	2	John Grønning	2
Steve Bickford	1	Silje Eklid	1	Leif Gunleifsen	1
Håkan Billing	2	Steinar Eldøy	1	Morten Günther	1
Anders Bjordal	3	Bård Engelstad	1	Paul Terje Haarr	1
Nils Chr. Bjørge	4	Arne Engås	1	Inge Hafstad	3
Kjell Blandhol	1	Hanne Etnestad	2	Øyvind Hagen	1

Navn	Antall ruter 2012	Navn	Antall ruter 2012	Navn	Antall ruter 2012
Oddvar Hagen	1	Tore Larsen	1	Jostein Sandvik	3
Per Jan Hagevik	5	Kjell Larssen	2	Steinar Sannes	1
Øyvind Halgunset	1	Kjell Thore Leinhardt	5	Kjell Magnus Sarre	4
Odd Hallaråker	1	Heiko Liebel	1	Eirik Sekse	1
Anders Hals	3	Arild Lindgaard	1	Harald Simonsen	1
Tor Magnus Hansen	6	Åsmund Loe	1	Johan Simes	1
Torbjørn Hasund	2	Toril Lohne	3	Ronny Skansen	3
Kåre Haugan	2	Per A. Lorentzen	3	Jon Erling Skatan	1
Kjell-Ove Hauge	1	Lars Lorentzen	1	Henry Skevik	2
Finn Hauge	1	Jon Lurås	6	Audun Brekke Skrindo	2
John Haugen	1	Jørn Helge Magnussen	1	Rune Skåland	4
Jan Erik Heggelund	1	Morten Martinsen	3	Ivar Sleveland	1
Oddvar Heggøy	1	Jutta Meiforth	1	Rune Solvang	1
Kristin Heidal	1	Egil Mikalsen	2	Karl Johan Stadsnes	3
Anders Heien	2	Gunvar Mikkelesen	1	Helge Staven	1
Øyvind Heldal	6	John Martin Mjelde	1	Bjørn Arild Steinsmo	2
Ole Berge Helland	1	Ola Moen	3	Ingvar Stenberg	1
Lars Ø. Hemsing	1	Erlend Moen	1	Maria Stenklev	2
Svein Hjelmeset	1	Rune Moen	1	Karl-Birger Strann	1
Thorstein Holtskog	2	Jostein Moldsvor	2	Jarl Strømdal	7
Hallvard Holtung	3	Kjetil Mork	2	Per Ole Syvertsen	2
Geir Andre Homme	1	Torkjell Morset	1	Gisle Sæterhaug	4
Knut-Sverre Horn	4	Torstein Myhre	1	Ole Martin Sæterhaug	1
Harald Hunderi	3	Jostein Myromslien	5	Ståle Sætre	2
Olaf Hunsdal	2	Anders Faugstad Mæland	9	Truls Tangstad	1
Magne Husby	1	Pål Mølsvik	2	Thorleif Thorsen	2
Håvard Husebø	1	Ingvar Måge	1	Knut Totland	1
Olav Huso	1	Paul Tore Nielsen	2	Sigmund Tveiten	1
Hans Martin Høiby	2	Yngve Nilssen	4	Ken Gøran Uglebakken	2
Leif Salve Håkedal	1	Espen Sundet Nilssen	1	Gunnar Uglem	2
Bjørnulf Håkenrud	1	Erlend B Nilssen	1	Jorunn Ospedal Vallestad	3
Anette Jensen	4	Bjørn Nissen	1	Trond Valstad	3
Ole Jonas Johansen	2	Frank Nygård	2	Roald Vang	1
Magnhild Johansen	1	Atle Ivar Olsen	1	Per M. Vars	3
Kenneth Johansen	1	Torbjørn Opheim	1	Jon Olav Velde	1
Håvard Johnsen	1	Øyvind Pedersen	2	Morten Venås	1
Margrethe Jønsson	1	Christian E. Pettersen	1	Jo-Inge Vidal	1
Finn Jørgensen	1	Karl Plischewski	2	Per Inge Værnesbranden	2
Lars Kapelrud	1	Esben Reiersen	1	Tor Wang	1
Helge Kiland	2	Tor Bjarte Reigstad	2	Tommy Wernberg	6
Jan Helge Kjøstvedt	1	Tore Reinsborg	1	Kjell Woxmyhr	1
Terje Kolaas	5	Bjørn Rismyhr	2	Roy Erling Wrånes	1
Stig Kolåseter	6	Jon Grunde Roland	1	Rune Zakariassen	4
Jim Kristensen	1	Johan Tore Rødland	1	Ragnar Ødegaard	1
Knut Krogstad	1	Jan Ove Sagerøy	1	Arve Østlyngen	1
John Atle Kålås	1	Hans Sagstuen	1	Tor Ålbu	2
Jonas Langbråten	1	Reidar Johan Sandal	1	Øystein Ålbu	1

12 Bjørkemålere i TOV-områdene - Metodetest

John Atle Kålås, Jane U. Jepsen og Vegar Bakkestuen

12.1 Bakgrunn

Bjørkemålere kan til tider forekomme i store mengder i fjellbjørkeskogen og er en av flere biotiske faktorer som i sterk grad kan påvirke bestandsforhold for flere av indikatorene som inngår i TOV. Dette omfatter både fugl, karplanter, moser og lav. Når det gjelder fugl omfatter dette gjerne direkte effekt på bestandsstørrelser og produksjon for artene som i hovedsak spiser og forer unger med insekter (Enemar et al. 1984, Hogstad 2000, 2005). For karplanter og moser kan effektene enten være direkte via beiting, men også indirekte via omfordeling av næringsemner (f.eks. N-gjødsling) (Hogstad 1998, Bobbink & Hettelingh 2011, Karlsen et al. 2013, Jepsen et al. 2013). Og for karplanter, moser og lav kan bjørkemålerangrep medføre økt lystilgang og endrede fuktighetsforhold, noe som kan endre konkurranseforhold mellom arter og generelt sett øke vekstraten.

I våre fjellbjørkeskoger domineres oppblomstringen for de såkalte 'bjørkemålerne' av to arter, fjellbjørkemåler (*Epirrita autumnata*) og liten høstmåler (*Operophtera brumata*) (Hogstad 1997). Også andre arter kan imidlertid forekomme tallrikt, f.eks. gul frostmåler (*Agriopis aurantiaria*) (Jepsen et al. 2011). Grovt sett har forekomstene av bjørkemålere vært antatt å blomstre opp i en 1-3 års periode med ca 10 års mellomrom. Data fra TOV og øvrige data fra Nord-Norge (Jane Jepsen, pers. obs.) tyder imidlertid på at dette mønsteret også kan være mer uregelmessig og at oppblomstring noen ganger kan vare i lengre perioder med bare noen få års opphold mellom.

Som del av spurvefuglovervåkingen i TOV er det gjort en årlig kvantifisering av forekomster av bjørkemålere i alle de 7 TOV-områdene. Dette er gjort ved årlige opptellinger av bjørkemålere på 5 greiner på hvert av 5 trær i 2 faste studiefelt (totalt 50 greiner). Dette arbeidet er utført av de som gjør spurvefugltakseringene og samtidig med disse. Dette gir et grovt bilde av forekomstene av bjørkemålere for de aktuelle områdene. Det vil imidlertid ofte kunne være stor romlig variasjoner for forekomstene av bjørkemålere innenfor ganske små areal (Ims et al. 2004). Å telle forekomster i bare to felt og totalt 5 trær i hvert felt har vist seg å være i minste laget for å gi et mer presist bilde for forekomstene av målere i de aktuelle områdene. Det er også stor usikkerhet om hvordan disse tellingene representerer feltene der det utføres overvåking av markvegetasjon og epifyttisk lav, da det her vil være mengden med larver på de spesifikke trærne som inkluderes i overvåkingen som er av interesse. Dessuten vil ikke alltid tidspunktene for fugletakseringer være optimale for telling av målerlarver.

Det benyttes mange forskjellige metoder for kvantifisering av forekomster av bjørkemålere, men i all hovedsak omfatter disse opptellinger av larver på et gitt antall greiner innenfor forhåndsdefinerte arealer. For studiene i Svensk Lappland, Ammarnes (Enemar et al. 1994) ble det talt opp larver på 1000 'skudd' i 4 stk 50 x 50 m felt. I Ims et al. (2004) sine studier i Nord-Norge ble det lagt ut transekter med 10 sirkulære felter med 40 m diameter og 200 m avstand mellom feltene (totalt 1,8 km). Larver ble talt på 10 'armlange' grener i hvert felt. I Budalen benyttet Hogstad (1997) seg av insektshov, 100 hovslag i 6-28 felt. Et annet alternativ er antall larver funnet pr. tidsenhet leting (Ruohomäki 1994), og fangst i lysfeller er også benyttet for å kvantifisere bestandsvariasjoner for målere (Linnaluoto and Koponen 1980). Overvåking av mer omfattende angrep av målerlarver som medfører at løvdekket skades eller dør kan også utføres ved fjernmålinger, f.eks. MODIS-NDVI data (Jepsen et al. 2009).

Det ble i 2012 utprøvd metodikk for bruk til kvantifisering av forekomster av bjørkemålere i TOV områdene. Dette ble gjort i Dividalen da det var forventet oppblomstring av forekomster av bjørkemålere i dette området i 2012. Her rapporteres dette arbeidet og det gis konkrete anbefalinger for metodikk for overvåking av bjørkemålere i TOV-områdene. Målsettingen for denne

overvåkingen er at den skal kvantifisere forekomster av bjørkemålere direkte mot de enkelte vegetasjonsflatene og lavflatene, og også representere de noe større arealene der det utføres tellinger av fugl i fjellbjørkeskogen. Videre må innsamlingen være såpass enkel at den kan utføres av lokale kontaktpersoner basert på utarbeide instruksjoner og opplæring, og feltinnsatsen bør kunne begrenses til 1-2 dager pr. område.

12.2 Feltest i Dividalen

Utprøvingen av metodikken ble utført i TOV-området i Dividalen 4 juli 2012. Deltagere var Jane U. Jepsen, Vegar Bakkestuen og John Atle Kålås. Potensielle metoder var diskutert på forhånd, og ble prøvd ut for vegetasjonsflatene og lavflatene i dette området. Det ble gjort tester både i de lavestliggende vegetasjonsfeltene (ca 380 m oh) og i de høyestliggende feltene (ca 680 m oh), samt i de to feltene som har vært brukt for kvantifisering av bjørkemålerlarver i forbindelse med fugleovervåkinge i området (ved Fossbua ca 220 m oh). Totalt ble det talt opp larver etter den metodikk vi her anbefaler for 10 stasjoner (se **tabell 12.1**).

Vi fant ganske mye larver av fjellbjørkemåler, og noen få av liten høstmåler i de 8 feltene vi undersøkte langs Hagemsbekken (gjennomsnitt antall larver pr grein for alle prøver tatt i dette området 9,0 (sd=7,6), **tabell 12.1**). Det var imidlertid betydelig forskjellen i larvenes utvikling fra de lavestliggende feltene (larver i stor grad i instar 4) til de høyestliggende feltene (stor andel av larvene fortsatt i instar 2). I de to feltene ved Fossbua som har blitt undersøkt i perioden 1993-2012 i forbindelse med fugletakseringene ble det funnet lav tetthet av larver (gjennomsnitt antall larver pr grein 0,4 (sd=0,6)). Disse feltene er lagt såpass lavt i terrenget (ca 220 m oh) for at de skal kunne undersøkes i perioden fugletakseringene utføres (ca 20 juni).

Tabell 12.1 Antall målerlarver funnet for innsamlingsstasjonene som ble undersøkt i Dividalen 4 juli 2012. Tallene er gjennomsnitt for 10 undersøkte greiner på hver stasjon og sd angir standardavvik.

Stasjon	Fjellbjørkemåler <i>Epirrita autumnata</i>	Liten høstmåler <i>Operophtera brumata</i>
Vegetasjonsfelt 1	8,4 (sd=5,3)	0,1 (sd=0,3)
Vegetasjonsfelt 2	3,7 (sd=3,6)	0
Vegetasjonsfelt 3	4,2 (sd=2,6)	0
Vegetasjonsfelt 4	9,0 (sd=6,5)	0
Vegetasjonsfelt 7	18,4 (sd=6,7)	0
Vegetasjonsfelt 10	14,3 (sd=11,8)	0
Lavfelt 2	5,1 (sd=2,2)	0,2 (sd=0,6)
Lavfelt 3	8,5 (sd=5,0)	0
Fuglefelt 1 (Fossbua)	0,5 (sd=0,7)	0
Fuglefelt 2 (Fossbua)	0,3 (sd=0,5)	0

12.3 Forslag til metodikk

Basert på de målsettinger som var gitt for den aktuelle overvåkingen presenterer vi her punktvis våre forslag til metodikk for overvåking av forekomster av bjørkemålere i TOV-områdene. Samme metodikk benyttes for tellinger på både vegetasjonsflatene, lavflatene og for de stasjonene som velges ut for å få et mer representativt sampel for fugletakseringsarealene.

Romlig fordeling av innsamlingsstasjonene

- Det legges innsamlingsstasjoner til samtlige vegetasjonsflater og samtlige lavflater.
- For vegetasjonsflaten vil anbefalt innsamlingsmetodikk medføre at det utføres innsamling på 10 bjørketrær(busker) inntil og rundt selve smårutene som undersøkes for planter. Det blir da ett sampel for hver av de 10 vegetasjonsflatene (totalt 100 greiner, se neste avsnitt).

- c) For lavflaten vil anbefalt innsamlingsmetodikk medføre at det utføres innsamling på 10 trær rundt senterpunktet for lavflata, det vil inkludere greiner fra de trærne som inngår i lavovervåkingen og andre nærliggende bjørketrær(busker). Det blir ett sampel for hver av de 6 lavflatene (totalt 60 greiner). Om lav- og vegetasjonsflatene delvis overlapper hverandre vil en stasjon kunne representere begge disse flatene.
- d) I tillegg til det som utføres på lav- og vegetasjonsflatene legges det ut egne transekter for å få bedre representativitet for arealene som takseres for fugl. Vanligvis vil det være tilfredsstillende med 1-2 slike transekter, f.eks. hver med 6 stasjoner og med 200 m mellom stasjonene (dvs 1 km lange ruter), totalt 6-12 stasjoner. Omfang og utlegging av slike ruter må imidlertid tilpasses til den romlige plasseringen av de fugletakseringsrutene som ligger i bjørkeskogsbeltet.
- e) Totalt blir det da i størrelsesorden 20-25 stasjoner og 200-250 greiner som undersøkes i hvert TOV-område.

Design for innsamling av larver på hver stasjon

- a) For hver innsamlingsstasjon utføres det innsamling av larver fra 10 greiner som velges innen en sirkel med radius ca 10-15 m fra sentrum av stasjonen. Greinene fordeles med noenlunde jevn avstand langs denne sirkelen. Det blir da størrelsesorden 7-10 m mellom valgte greiner, men dette må tilpasses til forekomstene av potensielle greiner sett i forhold til kriterium b og c nedenfor. Forekomstene av bjørketrær/kratt vil variere for hver stasjon, av den grunn lages det ved første års innsamling en kort beskrivelse av innsamlingsforholdene for hver enkelt stasjon.
- b) Greinene velges ut i høydenivå ca 1-2,5 m over bakken.
- c) Den delen av greina som puttes inn i plastposen, skal ha en lengde på 60-75 cm og man må etterstrebe at det ikke blir for mye variasjon i antall skudd pr grein som telles.
- d) Valg av greiner skal utføres på litt avstand og må ikke påvirkes av om en ser tegn til beiting av larver på greinene.
- e) Det registreres antall larver fordelt på de to artene fjellbjørkemåler og liten høstmåler for hver enkelt grein som inkluderes, dvs 10 stk subsample pr stasjon.
- f) Felttesten viste at en slik innsamling vil, ved små til middels mengder larver, ta i størrelsesorden 10-15 min pr stasjon for en person. Ved forekomst av mye larver vil det være noe mer tidkrevende, men vi antar at 2 dagsverk pr. område vil være tilstrekkelig for denne datainnsamlingen for de aller fleste situasjoner.

Innsamlingsteknikk

- a) Den utvalgte greina puttes ned i en større plastsekk laget av litt grov gjennomsiktig plast (se **figur 12.1**).
- b) Dette må gjøres forsiktig slik at larver ikke ramler av eller at greier knekkes.
- c) Greina ristes kraftig inne i plastsekken i 20-30 sekund, Pass på at plastsekken lukkes slik at det ikke kommer inn larver fra andre greiner på treet.
- d) Etter at greina er ristet og sekken fjernet gjøres det en visuell inspeksjon av den aktuelle greina for å sikre at det ikke er igjen noen larver der. Vær særlig observant på liten høstmåler som når de er små ligger inne i sammenspunnede blader.
- e) Plastsekken tømmes så i et hvitt plastkar (**figur 12.1**) og larvene sorteres på art (fjellbjørkemåler og liten høstmåler, se egen beskrivelse for artsbestemmelse i **vedlegg 12.1**), og telles opp i plastkaret. Om man finner larver der man er usikker på artsbestemmelse samles disse inn på tuber med sprit som merkes med områdeid., stasjonsid. og dato.

Innsamlingstidspunkt og værforhold

- a) Den aktuelle metoden vil bare fungere når det er tørre greiner. Innsamling kan altså bare utføres når en har slike forhold.
- b) Innsamlingen er avhengig av å treffe larver i egnet innsamlingsstadium, dvs instar 3 til 4. Samler man for tidlig er larvene så små at det vil være vanskelig å få dem av greinene, og tetthetsestimater vil heller ikke bli direkte sammenlignbare pga at det er en viss dødelighet gjennom larvestadiene. Dette betyr at det for områder med klar høydegradient (som f.eks. Dividalen) bør utføres innsamling i to tidsperioder (gjærne med 7-10 dg mellomrom).

- c) Fenologisk er det også noe forskjell mellom de to aktuelle artene der fjellbjørkemåler klekkes litt tidligere enn høstmåler. Fjellbjørkemålerne må derfor være i et relativt sent instar for at en også skal få god dekning for liten høstmåler.
- d) I en etableringsfase må man påregne noe erfaringsoppbygging vedrørende optimal timing av innsamling. Å følge med tidspunkt for bjørkesprett vil være et godt grunnlag for å velge rett tidspunkt. Egnede tidspunkt vil ofte være 20-25 dg etter løvsprett, men dette kan variere noe avhengig av temperatur i denne perioden.



Figur 12.1 Innsamlingsmetode for bjørkemålerlarver der utvalgt grein plasseres i gjennomsiktig plastsekk og ristes i 20-30 sekunder. Innholdet i plastsekken fordeles deretter i hvit plastbakke for artsbestemmelse og optelling av larver.

12.4 Diskusjon

Vår konklusjon er at kvantifisering av forekomster av bjørkemålerlarver i TOV-områdene vil kunne utføres under de forutsetninger som i denne sammenheng var gitt for slik innsamling. Den metodikk vi her foreslår vil knytte forekomster av larver direkte til de respektive lav- og ve-

getasjonsfeltene, og med et begrenset nettverk av supplerende stasjoner knyttet til spurvefugl-takserinsrutene vil det også gi et godt bilde av forekomstene av bjørkemålere innen de arealene som er relevante for fugleovervåkingen. En slik innsamling er vurdert å kunne gjennomføres med 2 dagsverk pr område, og vil kunne utføres av lokale kontaktpersoner.

Innsamlingene av larver i Dividalen viste at det var relativt høye tettheter av bjørkemålerlarver her i 2012. Tallene viser også at det var relativt stor homogenitet når det gjelder antall larver for de forskjellige greinene innen hver stasjon (**tabell 12.1**), noe som indikerer at 10 greiner pr stasjon vil være tilstrekkelig for å fange opp den lokale variasjonen her og gi et godt bilde på situasjonen for de spesifikke stasjonene. Innsamlingen illustrerte også den romlige variasjonen en kan ha for forekomster av larver med betydelig lavere tettheter for de to lavestliggende stasjonene. Dessuten fikk vi godt innblikk i de lokale variasjoner i fenologi for områder med stor høydegradient, noe som illustrerte behovet for at innsamlingen av larver for slike områder må fordeles på to tidsperioder.

For noen områder er det lagt ut vegetasjonsflater som ikke eller i liten grad har bjørketrær eller bjørkekratt i flatene eller like i nærheten av flatene. For tilfeller med for lite antall greiner innen 15 m avstand til sentrum av stasjonen kan man inkludere greiner som har noe lenger avstand til sentrum (opp mot 25 m), og antall greiner kan også reduseres (min 5 greiner). Slike tilpasninger må angis i beskrivelsen av innsamlingsforholdene for den enkelte stasjon. Det kan også være enkelte vegetasjonsflater der det ikke kan etableres stasjoner for innsamling av bjørkemålere pga mangel på bjørketrær/kratt. Avgjørelse om innsamling skal utføres eller ikke må vurderes spesifikt for hver enkelt stasjon basert på de lokale forekomstene av bjørkegreiner.

Arbeidet med kvantifisering av forekomster av bjørkemålerlarver vil kunne utføres av lokal kontaktperson. Det vil imidlertid være behov for at alle innsamlingsstasjonene blir vist til den som skal utføre arbeidet, samt en kort opplæring i innsamlingsmetodikk. Dette vil kunne gjøres ved ett besøk til området der den som har ansvaret for etableringen sammen med lokal kontaktperson besøker de aktuelle stasjonene, og samtidig presenteres innsamlingsmetodikk.

Vedlegg 12.1 – Artsbestemmelse av bjørkemålerlarver

Artsbestemmelse av målerlarver på bjørk kan være vanskelig, men i våre bjørkeskogsområder domineres forekomstene av de to artene fjellbjørkemåler (*Epirrita autumnata*) og liten høstmåler (*Operophtera brumata*). Når larvene har nådd instar 3 er det ganske lett å se forskjell på disse to artene. Fjellbjørkemålerens larver har grønn hodekapsel og en klar 'eple-grønn' kropp med en langsgående lys stripe helt nede på hver side (sub-dorsalt). Larvene til liten høstmåler har betydelig fargevariasjon, fra helt lys grønn til mørk grå-grønn. Den har en mørkere langsgående stripe midt på ryggen og parallelle lysere striper på siden (se bilder nedenfor). Fjellbjørkemålerlarvene blir større enn larvene til liten høstmåler, henholdsvis maks størrelse 2-3 cm og 1,5-2 cm. Fjellbjørkemålerne klekkes også vanligvis først og vil ved innsamling vanligvis være større enn larvene til liten høstmåler. Men det kan for samme art være ganske stor variasjon i størrelsen på larver på samme grein. Det kan også forekomme andre arter av bjørkemålere i våre fjellnære områder. Om en finner larver som er forskjellige fra det som er beskrevet her samles disse inn for grundigere artsbestemmelse. Foto: Arne C. Nilssen.



13 Referanser

- Achermann, B. & Bobbink, R. (red.) 2003. Empirical Critical Loads for Nitrogen. Expert Workshop Berne, 11-13 November 2002. Proceedings. Environmental Documentation 164: 1-327. - Swiss Agency for the Environment, Forests and Landscape SAEFL, Bern.
- Andresen, K., Bergh, M., Brunvoll, F., Homstvedt, S., Husby, M., Kittilsen, M. O., Kolshus, K. E., Kålås, J.A., Lorentsen, S-H., Løbersli, E. M., Nybø, S., Nyvoll, O. T., Simensen K. & Steinnes, M. 2012. Ressurs- og miljøkapital. S 57-120 i: Bruvoll, F., Homstvedt, S. & Kolshus, K. E. (red.) Indikatorer for bærekraftig utvikling 2012. – Statistisk Sentralbyrå, Statistiske analyser 129.
- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M. & Lundberg, H. 2001. Geographical and temporal patterns of lemming population dynamics in Fennoscandia. – *Ecography* 24: 298-308.
- Aune, B. 1993. Temperaturnormaler, normalperiode 1961-1990. - Norske Meteorol. Inst. Rapp. Klima 1993: 1-63.
- Baillie, S.R. 1991. Monitoring terrestrial breeding bird populations. – s. 112-133 i Goldsmith, F.B., red. Monitoring for conservation and ecology. Chapman and Hall. London, UK.
- Bakkestuen, V., Brattbakk, I., Erikstad, L., Stabbetorp, O.E., Wilmann, B. & Aarrestad, P.A. 2003. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn - reanalyser 2002. - I Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking. Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene. NINA Oppdragsmelding 793. S. 10-16.
- Bakkestuen, V., Halvorsen, R. & Heegaard, E. 2009. Disentangling complex fine-scale ecological patterns by path modelling using GLMM and GIS. – *Journal of Vegetation Science* 20: 779–790.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Eilertsen, O. 1999. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn-Austfjell, Telemark. - NINA Oppdragsmelding 611: 1-47.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Framstad E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark – reanalyser 2000. - NINA Oppdragsmelding 700: 1-41.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L. & Eilertsen, O. 2010. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six reference areas in Norway. - *Sommerfeltia* 33: 237 pp.
- Bibby, C.J., Burgess, N.D. & Hill, D.A. 1992. Bird census techniques. – Academic Press.
- Bjørklund, P.K., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2012. Arealregnskap for utmark. Arealstatistikk for Troms. Ressursoversikt fra Skog og landskap 05/12: VI, 86 s.
- Bobbink, B. & Hettelingh, J.-P. 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. - Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIUM), www.rivm.nl.cce.
- Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn-Austfjell 1992. - NINA Oppdragsmelding 209: 1-33.
- Brattbakk, I., Gaare, E., Hansen, K.F. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. – NINA Oppdragsmelding 131: 1-66.
- Brattbakk, I., Høiland, K., Økland, R.H., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. – NINA Oppdragsmelding 91: 1-90.
- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U., Rühling, Å. & Tyler, G. 1997. Regional differences in floristic change in South Swedish oak forests as related to soil chemistry and land use. - *J. Veg. Sci.* 8: 329-336.
- Bruteig, I. E. & Holien, H. 1998. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Møsvatn 1997. - Allforsk rapport 10: 1-34.
- Bruteig, I. E. & Wilmann, B. 2003. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i Møsvatn 2002. - I Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking: markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl i TOV-områdene, 2002. NINA Oppdragsmelding 793: 16-28.
- 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.
- Børset 1985. Skogskjøtsel I. Skogøkologi. - Landbruksforlaget, Oslo.
- Christiansen, E. 1983. Fluctuations in some small rodent populations in Norway 1971 1979. – *Holarctic Ecology* 6: 24-31.
- Cornulier, T., Yoccoz, N., Bretagnolle, V., Brommer, J.E., Butet, A., Ecke, F., Elston, D.A, Framstad, E., Henttonen, H., Hörnfeldt, B., Huitu, O., Imholt, C., Ims, R.A., Jacob, J., Jedrzejewska, B., Millon, A., Petty, S.J., Pietiainen, H., Tkadlec, E., Zub, K. & Lambin, X. 2013. Europe-Wide Dampening of Population Cycles in Keystone Herbivores. – *Science* 340: 63-66.
- Cramp, S. & Perrins, C.M. 1994. Handbook of the birds of Europe the Middle East and North Africa Volume VIII - Crows to finches. Oxford University Press. New York.

- Crawford, T.J. 1991. The calculation of index numbers from wildlife monitoring data. - S. 225-249 i Goldsmith, F.B., red. Monitoring for conservation and ecology. Chapman and Hall. London, UK.
- Dahl, E. 1998. The phytogeography of Northern Europe (British Isles, Fennoscandia and adjacent areas). - Cambridge Univ. Press. 297 s.
- Diekmann, M. 2005. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a re-view. – Basic Appl. Ecol. 4: 493-506.
- DN 1997. Natur i endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-95. – Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Du Rietz, G.E. 1921. Zur methodologischen Grundlage der Modernen Pflanzensoziologie. - Akad. Abh. Uppsala.
- Eeva, T. & Lehiokoinen, E. 1995. Egg shell quality, clutch size and hatching success og the great tit (*Parus major*) and the pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. – *Oecologia* 102: 312-323.
- Eeva, T. & Lehiokoinen, E. 1996. Growth and mortality of nestling in an heavy metal pollution gradient. - *Oecologia* 108: 631-639.
- Eeva, T., Lehiokoinen, E. & Nurmi, J. 1994. Effect of ecto-parasites on the breeding successs of great tits (*Parus major*) and pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. - *Can. J. Zool.* 72: 624-635.
- Eeva, T., Lehiokoinen, E. & Sunell, C. 1997. The quality of pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) an great tit (*Parus major*) females in an air pollution gradient. - *Ann. Zool. Fennici.* 34: 61-71.
- Eilertsen, O. & Brattbakk 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. – NINA Oppdragsmelding 286: 1-82.
- Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. – NINA Oppdragsmelding 285: 1-69.
- Eilertsen, O. & Stabbetorp, O. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. – NINA 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.
- Enemar, A., Nilsson, L. & Sjöstrand, B. 1984. The composition and dynamics of the passerine bird community in a subalpine birch forest, Swedish Lapland. A 20-year study. - *Ann. Zool. Fennici* 21: 321-338.
- 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. 2013. Lichen community change over a 15-year time period: effects of climate and pollution. - *The Lichenologist* 45:35-50.
- 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.
- Frafjord, K. 2009. Bestandsvariasjoner hos vanlig spissmus *Sorex araneus*: mulig årsaker og en sammenligning med smågnagere. – *Fauna* 62 (1-2): 2-11.
- 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., 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., Stenseth, N.C., Bjørnstad, O.N. & Falck, W. 1997. Limit cycles in Norwegian lemmings: tensions between phase-dependence and density-dependence. – *Proceedings of the Royal Society, B.* 264: 31-38.
- Frisvoll, A.A., Elvebakk, A., Flatberg, K.I. & Økland, R.H. 1995. Sjekkliste over norske mosar: vitskapleg og norsk namneverk. NINA Temahefte 4. 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. 1993. Nedbørnormaler, normalperiode 1961-1990. - *Norske Meteorol. Inst. Rapp. Klima* 39: 1-63.
- Førland, E.J. 1979. Nedbørens høydeavhengighet. - *Klima* 2: 2-34.

- Gjershaug, J.O., Kålås, J.A., Nygård, T., Herzke, D. & Folkestad, A.O. 2008. Monitoring of raptors and their contamination levels in Norway. - *Ambio* 37: 420-424.
- Gjershaug, J.O., Strann, K.-B., Nygård, T., Johnsen, V. & Kålås, J.A. 2012. Skisse til intensiv overvåking av kongeørn i Norge. Revidert versjon 9. februar 2012.
- 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. 2011. Wild bird indicators: Using composite population trends for birds as measures of environmental health. - *Ornithological Science* 9: 3-22. (doi: 10.2326/osj.9.3)
- 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.
- Haavik, A. B. 2013. Forvaltningsplan for Otterstadstølen naturreservat. Fylkesmannen i Hordaland. - MVA-rapport 4/2013.
- Hagen, D., Bruteig, I. E. & Wilmann, B. 2008. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen 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.
- Hallbäck, L. & Zhang, L.-Q. 1998. Effects of experimental acidification, nitrogen addition and liming on ground vegetation in a mature stand of Norway spruce (*Picea abies* (L.) Karst.) in SE Sweden. - *Forest Ecology and Management* 108: 201-213.
- Hambäck, P.A., Oksanen, L., Ekerholm, P., Lindgren, Å, Oksanen, T. & Schneider, M. 2004. Predators indirectly protect tundra plants by reducing herbivore abundance. - *Oikos* 106: 85-92.
- Hansson, L. & Henttonen, H. 1988. Rodent dynamics as community processes. - *Trends in Ecology and Evolution* 3: 195-200.
- 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.
- Herredsvela, H. & Munkejord, Aa. 1988. Rypen i Sørvest-Norge er kadmiumforgiftet. - *Vår fuglefauna* 11: 75-77.
- Herzke, D., Berger, U., Kallenborn, R., Nygård, T. & Vetter, W. 2005. Brominated flame retardants and other organobromines in Norwegian predatory bird eggs. - *Chemosphere* 61: 441-449.
- 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.
- Hill, M.O., Mountford, J.O., Roy, D.B. & Bunce, R.G.H. 1999. *Ellenberg's Indicator Values for British Plants*. - Grange-over-Sands: Technical Annex, Institute of Terrestrial Ecology. 46 pp.
- Hilmo, O., Bruteig, I.E. & Wang, R. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Møsvatn-Austfjell 1992. - Allforsk, Trondheim.
- Hindar, A. (red.), Tørseth, K., Aas, W., Heier, L.S., Salbu, B., Standring, W., Teien, H.-C., Bakke-stuen, V., Brandrud, T.E., Aarrestad, P.A., Kroglund, F., Larssen, T., Nilsen, P. & Krokan, P.S. 2012. Terrengkalking for å redusere surhet og tilførsel av aluminium til vassdrag. Terrengkal-kingsprosjektets oppsummeringsrapport. - DN-utredning 5-2012. 150 s.
- Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2009. Arealregnskap for Norge, Arealstatistikk for Buskerud. - Ressursoversikt fra Skog og Landskap 02/2009, 82 s.
- Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2010. Arealregnskap for Norge. Arealstatistikk for Agder. - Skog og landskap ressursoversikt 02/2010, Ås.
- Hogstad, O. 1997. Population fluctuation of *Epirrita autumnata* Bkh. and *Operophtera brumata* (L.) (Lep., Geometridae) during 25 years and habitat distribution of their larvae during a mass outbreak in a subalpine birch forest in central Norway. *Fauna Norv. Ser. B* 44, 1-10.
- Hogstad, O. 1998. Masseforekomst av bjørkemåler - årsaker og konsekvenser. - *Fauna* 51: 68-76.
- Hogstad, O. 1999. Den ustadige bjørkefinken. - *Vår fuglefauna* 22: 5-9.
- Hogstad, O. 2000. Bjørkefinken - en karakterart i fjellbjørkeskogen. - *Vår Fuglefauna* 23: 152-161.

- Hogstad, O. 2005. Numerical and functional responses of breeding passerine species to mass occurrence of geometrid caterpillars in a subalpine birch forest: a 30-year study. - *Ibis* 147: 77–91.
- 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.
- Husby, M. & Kålås, J.A. 2011. Terrestriske fuglearter som indikatorer for bærekraftig utvikling i Norge. Tilstanden i ulike naturtyper og effekter av klimaendring. - HINT Utredning 128.
- Husby, M & Stueflotten, S. 2009. Norsk Hekkefugltaksering - Bestandsutvikling i HFT-områdene for 57 arter 1995-2008. - NOF Rapport 6-2009. 33 s.
- Hörnfeldt, B. 1994. Delayed density dependence as a determinant of vole cycles. – *Ecology* 75: 791-806.
- Hörnfeldt, B. 2004. Long-term decline in numbers of cyclic voles in boreal Sweden: analysis and presentation of hypotheses. – *Oikos* 107: 376-392.
- Hörnfeldt, B., Löfgren, O. & Carlsson, B.-G. 1986. Cycles in voles and small game in relation to variation in plant production indices in Northern Sweden. – *Oecologia* 68: 496-502.
- Ims, R.A., Henden, J.-A. & Killengreen, S.T. 2008. Collapsing population cycles. – *Trends in Ecology and Evolution* 23: 79-86.
- Ims, R.A., Jenssen, B.M., Ohlson, M. & Ønvik Pedersen, Å. 2010. Evaluering av "Program for terrestrisk naturovervåking". – DN-utredning 9-2010. 32 s.
- Ims, R.A., Yoccoz, N.G. & Hagen, S.B. 2004. Do sub-Arctic winter moth populations in coastal birch forest exhibit spatially synchronous dynamics? - *Journal of Animal Ecology* 73: 1129–1136
- Ims, R.A., Yoccoz, N.G. & Killengreen, S.T. 2011. Determinants of lemming outbreaks. – *PNAS* 108: 1970-1974.
- Jepsen, J.U., Biuw, M., Ims, R.A., Kapari, L., Schott, T., Vindstad, O.P.L. & Hagen, S.B. 2013. Ecosystem impacts of a range expanding forest defoliator at the forest-tundra ecotone. - *Ecosystems Online Early DOI: 10.1007/s10021-012-9629-9*.
- Jepsen, J.U., Hagen, S.B., Høgda, K.A., Ims, R.A., Karlsen, S.R., Tømmervik, H. & Yoccoz, N. 2009. Monitoring the spatio-temporal dynamics of geometrid moth outbreaks in birch forest using MODIS-NDVI data. - *Remote Sens. Environ.* 113: 1939-1947.
- Jepsen, J.U., Kapari, L., Hagen, S.B., Schott, T., Vindstad, O.P.L., Nilssen, A.C. & Ims, R.A. 2011. Rapid northwards expansion of a forest insect pest attributed to spring phenology matching with sub-Arctic birch. - *Global Change Biology* 17: 2071-2083.
- Karlsen, S.R., Jepsen, J.U., Odland, A., Ims, R.A. & Elvebakk, A. 2013. Outbreaks by canopy feeding geometrid moth cause state-dependent shifts in understory plant communities. - *Oecologia Online Early DOI 10.1007/s00442-013-2648-1*.
- Kausrud, K.L., Mysterud, A., Steen, H., Vik, J.O., Østbye, E., Cazelles, B., Framstad, E., Eikeset, A.M., Mysterud, I., Solhøy, T. & Stenseth, N.C. 2008. Linking climate change to lemming cycles. – *Nature* 456: 93-97.
- Korpimäki, E., Brown, P.R., Jacob, J. & Pech, R.P. 2004. The puzzles of population cycles and outbreaks of small mammals solved? – *BioScience* 54: 1071-1079.
- Koskimies, P. 1989. Birds as a tool in environmental monitoring. - *Ann. Zool. Fennici* 26: 153-166.
- Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. - Universitetsforlaget, Oslo.
- Kålås, J.A. & Gjershaug J.O. 2004. Rovfugl – NINA Oppdragsmelding 839: 67-70.
- Kålås, J.A. & Husby, M. 2002. Ekstensiv overvåking av terrestre fugl i Norge. – NINA-Oppdragsmelding 740, 25 s.
- Kålås, J.A. & 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. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metode-manual, fauna. - NINA Oppdragsmelding 24: 1-36.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Smågnagere og fugl i Børgefjell, Åmotsdalen, Solhomfjell og Lund, 1991. NINA Oppdragsmelding 132: 1 38.
- Kålås, J.A., 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). - *Annals 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.
- Linnaluoto, E. T. & Koponen, S. 1980. Lepidoptera of Utsjoki, northernmost Finland. - *Kevo Notes* 5: 1–68.
- 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.
- Mariussen, E., Steinnes, E., Brevik, K., Nygård, T., Schlabach, M. & Kålås, J.A. 2008. Spatial patterns of polybrominated biphenyl ethers (PBDEs) in mosses, herbivores and a carnivore from the Norwegian terrestrial biota. – *Science of the Total Environment* 404: 162-170.
- Moe B. 2001. Inventering av verneverdig barskog i Hordaland. Fylkesmannen i Hordaland. - MVA-rapport 2-2001.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. - Statens Kartverk. Hønefoss.
- Moksnes, A. 1971. Takseringsmetoder for lirype, *Lagopus lagopus* (L.). - Univ. Trondheim. Upubl. hovedfagsoppgave.
- Myklestad, Å. 2005. Foryngelse av barlind på Vestlandet. - *Aktuelt fra skogforskningen* 6/05: 1-21
- Myrberget, S. 1973. Geographical synchronism of cycles of small rodents in Norway. – *Oikos* 24: 220-224.
- Myrberget, S. 1984. Population cycles of willow grouse *Lagopus lagopus* on an island in northern Norway. - *Fauna norv. Ser. C, Cinclus* 7: 46-56.
- Myrberget, S., Parker, H., Erikstad, K.E. & Spidsø, T.K. 1976. Påliteligheten av noen metoder til telling av lirype. - *Sterna* 15: 149-156.
- Newton, I. 1988. Determination of critical pollutant levels in wild populations, with examples from organochlorine insecticides in birds of prey. - *Environ. Pollution* 55: 29-40.
- Nordbakken, J.F., Økland, T., Røsberg, I & Engan G. 2010. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Gutulia nasjonalpark i Hedmark, 2009 I: Framstad, E. (red). *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, smågnagere og fugl*-. NINA Rapport. 580: 28-39.
- Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 1998. Effects of simulated N deposition on understory vegetation of a boreal coniferous forest. - *Functional Ecology* 12: 691-699.
- Nordin, A., Strengbom, J., Witzell, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2005. Nitrogen deposition and the biodiversity of boreal forests: implications for the nitrogen critical load. – *Ambio* 34: 20-24.
- NOU 2005. Enkle signaleri en kompleks verden. Forslag til et nasjonalt indikatorsett for bærekraftig utvikling. – Norges offentlige utredninger 2005: 5. 105 s.
- Nybø, S. (red.). 2010. *Naturindeks for Norge*. – DN-utredning 3-2010. 162 s.
- 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. & Polder, A. 2012. Miljøgifter i rovfuglegg i Norge. Tilstand og tidstrender. – NINA Rapport 834, 51 s.
- Nygård, T., Herzke, D. & Polder, A. 2006. *Natur i endring. Utviklingen av miljøgifter i rovfuglegg i Norge fram til 2005*. - NINA Rapport 213. 42 s.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfalk. – NINA Oppdragsmelding 232: 1-24.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk natur-overvåking. Miljøgifter i dvergfalk i Norge. - NINA Forskningsrapport 56: 1-33.
- Nygård, T., Skaare, J.U., Kallenborn, R & Herzke, D. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge. - NINA Oppdragsmelding 701: 1-33.
- Nyholm, N.E.I. 1981. Evidence of involvement of aluminium in causation of defective formation of eggshells and impaired breeding in wild passerine birds. - *Environ. Res.* 26: 363-371.
- Nyholm, N.E.I. 1994. Heavy metal tissue levels, impact on breeding and nestling development in natural populations of pied flycatchers (*Aves*) in the pollution gradient from a smelter. - S. 373-382 i Donker, M. Eijsackers, H. & Heimback, F., eds. *Ecotoxicology of soil organisms*. Lewis, Chelsee.
- Nyholm, N.E.I. & Myhrberg, H.E. 1977. Severe eggshell defects and impaired reproductive capacity in small passerines in Swedish Lapland. - *Oikos* 29: 336-341.
- Odell, G. & Ståhl, G. 1998. Vegetationsförändringar i skogsmark från 1980-talet till 1990-talet - resultat från den landsomfattande Ståndortskarteringen. - *Svensk bot. Tidskr.* 92: 227-232.
- Ogner, G., Wickstrøm, T. Remedios, G., Gjelsvik, S., Hensel, G.R., Jacobsen, J.E., Olsen, M., Skretting, E. & 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, 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.
- Pedersen, H.C., Fossøy, F., Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 2006. Accumulation of heavy metals in circumpolar willow ptarmigan (*Lagopus l. lagopus*) populations. – *Science of the Total Environment* 371: 176-89.
- Pedersen, H.C., Steen, H, Kastdalen, L., Svendsen, W. & Brøseth, H. 1999. Betydningen av jakt på lirypebestander. Framdriftsrapport 1996-1998. - NINA Oppdragsmelding 578: 1-43.
- 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.
- Ruohomäki, K. 1994. Larval parasitism in outbreaking and non-outbreaking populations of *Epirrita autumnata* (Lepidoptera, Geometridae). - *Entomol. Fenn.* 5: 27–34.
- 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., Tønsberg, T. & Vitikainen, O. 2004. Lichen-forming and lichenicolous fungi of Fennoscandia. - Museum of Evolution, Uppsala University, Uppsala.
- Schroeder, D. 1984. Soil, facts and concepts. - International Potash Institute, Bern.
- Selås, V. & Kålås, J.A. 2007. Territory occupancy rate of goshawk and gyrfalcon. No evidence of delayed numerical response to grouse numbers. - *Oecologia* 153: 555-561
- Selås, V., Sonerud, G.A., Framstad, E., Kålås, J.A., Kobro, S., Pedersen, H.B., Spidsø, T.K. & Wiig, Ø. 2011b. Climate change in Norway: warm summers limit grouse reproduction. – *Population Ecology* 53: 361-371.
- Selås, V., Sonerud, G.A., Hjeljord, O., Gangsei, L.E., Pedersen, H.B., Framstad, E., Spidsø, T.K. & Wiig, Ø. 2011a. Moose recruitment in relation to bilberry production and bank vole numbers along a summer temperature gradient in Norway. – *European Journal of Wildlife Research* 77: 523-535.
- Sjörs, H. 1948. Myrvegetation i Bergslagen. - *Acta phytogeogr. suec.* 21: 1-299.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. *Biometry*, ed. 3. – Freeman. New York
- St.meld. nr 42 (2000-2001). Biologisk mangfold. Sektoransvar og samordning. – Miljøverndepartementet, 220 pp.
- Stenseth, N.C. 1999. Population cycles in voles and lemmings: density dependence and phase dependence in a stochastic world. – *Oikos* 87: 427-461.
- Stenseth, N.C. & Ims, R.A. 1993. Population dynamics of lemmings: temporal and spatial variation – an introduction. – pp. 61-96 i Stenseth, N.C. & Ims, R.A., red. *The Biology of Lemmings*. Academic Press, London.
- Stenseth, N.C., Mysterud, A., Ottersen, G., Hurrell, J.W., Chan, K-S. & Lima, M. 2002. Ecological effects of climatic fluctuations. – *Science* 297: 1292-1296.
- Strand, G.-H. & Rekdal, Y. 2006. Area frame survey of land resources. AR18x18 system description. - NIJOS report 03/2006, Ås
- Strann, K.-B., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2002. Is the heart of the Fennoscandian rodent cycle still beating? A 14-year study of small mammals and Tengmalm's owl in northern Norway. – *Ecography* 25: 81-87.
- Strengbom, J., Englund, G. & Ericson, L. 2006. Experimental scale and precipitation modify effects of nitrogen addition on plant pathogen. - *Journal of Ecology* 94: 227-233.
- Strengbom, J., Nordin, A., Nasholm, T. & Ericson, L. 2001. Slow recovery of boreal forest ecosystem following decreased nitrogen input. - *Functional Ecology* 15: 451-457.
- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 2002. Parasitic fungus mediates change in nitrogen-exposed boreal forest vegetation. - *Journal of Ecology* 90: 61-67.
- Strengbom, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2004. Light, not nitrogen, limits growth of grass *Deschampsia flexuosa* in boreal forest. - *Canadian Journal of Botany* 82: 430-435.
- Strengbom, J., Walheim, M., Näsholm, T. & Ericson, L. 2003. Regional differences in occurrence of understory forest species reflects differences in N deposition. - *Ambio* 32: 91-97.
- Stålfelt, M.G. 1937. Der Gasaustausch der Moose. - *Planta* 27: 30-60.
- Stålfelt, M.G. 1969. Vækstekologi. Balansen mellan väkstvärldens produktion och beskattning. - Svenska bokförlaget, Stockholm.

- 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. & Viig, 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. - NIVA Rapp. 1997: 1-44.
- van Dobben, H.F., ter Braak, C.J.F. & Dirkse, G. M. 1999. Undergrowth as a biomonitor for deposition of nitrogen and acidity in pine forest. - Forest Ecology and Management 114: 83-95.
- Vetter, W., Von der Recke, R., Herzke, D. & Nygård, T. 2008. Detailed analysis of polybrominated biphenyl congeners in bird eggs from Norway. - Environmental pollution 156: 1204-1210.
- 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. & Bakkestuen, V. 2004. Fine-scale spatial patterns in populations of the clonal moss *Hylocomium splendens* partly reflect structuring processes in the boreal forest floor. – Oikos 106: 565-575
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. - Sommerfeltia 16: 1-254.
- Økland, T. 1988. An ecological approach to the investigation of a beech forest in Vestfold, SE Norway. – Nord. J. Bot. 8: 375-407.
- Økland, T. 1990. Vegetational and ecological monitoring of boreal forests in Norway. I. Rausjømarka in Akershus county, SE Norway. – Sommerfeltia 10: 1-52.
- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. - Sommerfeltia 22: 1-349.
- Økland, T. & Bratli, H. 2008. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Urvatnet naturreservat i Sør-Trøndelag 2007. - I: Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2007: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 362: 29-39.
- Økland, T., 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., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2011. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av borealgranskog i Paulen naturreservat i Vest-Agder i 2010. - I: Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport.702:24-37.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2012. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Grytdalen naturreservat i 2011. - I: Framstad, E. (red.) 2012. Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 840. 30 -38.
- Økland, T., Røsberg, I. & Bratli, H.. 2009.b. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Akershus. - I: Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport. 490: 70-79.
- Økland, T., Økland, R.H., Bratli, H. & Eilertsen, O. 2004b. Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog: Endringer i plantearts mangfold i granskog i perioden 1988-2002. – NIJOS Rapport 06/2004: 1-55.
- Økland, T., Aarrestad, P.A. & Halvorsen, R. 2009.a. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988-2008. - I: Framstad, E. (red). Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. NINA Rapport 490: 80-84.
- Økland, T., Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Halvorsen, R. 2012. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2011. - I: Framstad, E. (red). I: Framstad, E. (red.) 2012. Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 840. 39 -44.
- Østbye, E., Østbye, K. & Østbye, V. 2005. Smågnagere og spissmus i Skrimfjellområdet. – Ravalsjøskogenes viltjournal, hefte 8, 2005: 1-25.
- Aabakken, R. & Myrberget, S. 1975. Registreringer av fugler og pattedyr i planlagte reguleringsområder i Alta-vassdraget. - Rapport, Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk, Trondheim.
- Aarrestad, P.A. & Bakkestuen, V. 2012. Feltmetodemannual TOV-bjørkeskog 2012. Analyser av vegetasjon og beitepåvirkning. Målinger av trekroner, solinnstråling, bladareal, temperatur og fuktighet. Innsamling av jordprøver. Bruk av dataloggere og programvare: OneWireViewer, ThermoTrack og HEMIV8. – NINA intern TOV rapport.
- 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.
- Aas, W., Hjellbrekke, A., Hole, L.R. & Tørseth, K. 2008. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2002-2006. - NILU OR 72/2008. 56 s.
- Aas, W., Hjellbrekke, A., Hole, L.R. & Tørseth, K. 2012. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2007-2012. - NILU OR 41/2012. 40pp.

- Aas, W., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. & Yttri, K.E. 2006. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2005. - NILU OR 36/2006.
- Aas, W., Solberg, S., Manø, S. & Yttri, K.E. 2010. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2009. – NILU Rapport OR33/2010. 187 s.
- Aas, W., Solberg, S., Yttri, K.E., Larssen, T., & Wright, R. 2009. Langtransporterte luftforurensninger og effekter i Norge – status og fremtidsutsikter. – NILU Rapport OR 52/2009. 45 s.

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, smånagere, 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.



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

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

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

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-2557-1

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
E-post: firmapost@nina.no
Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger