

1800

NINA Rapport

Terrestrisk naturovervåking i 2019: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Sammenfatning av resultater

Erik Framstad (red.)



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære 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 engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. Heftene har vanligvis en populærvitenskapelig form med vekt på illustrasjoner. NINA Temahefte kan også utgis på engelsk, som NINA Special Report.

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

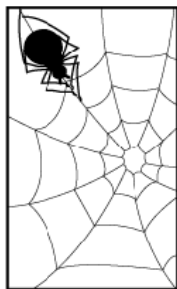
Annen publisering

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

Terrestrisk naturovervåking i 2019: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Sammenfatning av resultater

Erik Framstad (red.)



Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 152

Finansiering: Klima- og miljødepartementet, Miljødirektoratet

Deltakende institusjoner: NINA, NIBIO og Naturhistorisk museum, Univ. i Oslo

Norsk institutt for naturforskning

Framstad, E. (red.) 2020. Terrestrisk naturovervåking i 2019: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1800. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, mars 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4557-9

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Signe Nybø

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Kristin Thorsrud Teien (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-1657 | 2020

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Ole Einar Butli Hårstad

FORSIDEBILDE

Utsetting av musefeller i Solhomfjell, september 2019 © Erik

Framstad, NINA

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 rodents – birds – reproduction – population variation – species composition – Norway

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor
Postboks 5685 Torgarden
7485 Trondheim
Tlf: 73 80 14 00

NINA Oslo
Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

NINA Tromsø
Postboks 6606 Langnes
9296 Tromsø
Tlf: 77 75 04 00

NINA Lillehammer
Vormstuguvegen 40
2624 Lillehammer
Tlf: 73 80 14 00

NINA Bergen
Thormøhlens gate 55
5006 Bergen
Tlf: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Framstad, E. (red.) 2020. Terrestrisk naturovervåking i 2019: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1800. Norsk institutt for naturforskning.

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) startet i 1990 og omfatter undersøkelser av vanlige planter og dyr i seks områder i bjørkeskog og elleve i granskog. Her ses resultatene fra 2019 i sammenheng med resultatene fra tidligere år.

Som planlagt ble ikke markvegetasjonen eller epifytter undersøkt i overvåkingsområdene i bjørkeskog i 2019.

Markvegetasjonen i granskog i Grytdalen ble undersøkt for 6. gang i 2019, 31 år etter første undersøkelse i 1988. Det har vært betydelig reduksjon i totalt antall registrerte arter i de 50 flatene, fra 98 i 1988 til 86 i 2019, fire færre karplantearter og åtte færre mosearter. Fra 1988 til 2019 er det blitt i gjennomsnitt 2,92 færre arter pr. flate. I overvåkingsperioden har det blitt signifikant mindre av 11 karplantearter og 12 mosearter, mens 3 mosearter og 1 lavart har økt i mengde. Artssammensetningen har endret seg mot vegetasjon på voksesteder med lavere pH, N og kationer.

Den landsdekkende kartleggingen av epifytter på bjørkestammer ble i 2019 lagt om for å passe med Landsskogtakseringens ordinære prøvetaking. Alle områder og prøvetrær var nye, og dataene er dermed ikke direkte sammenliknbare med tidligere landsdekkende registreringer av epifytter. Det ble ikke påvist signifikant endring i lavdekningen fra registreringene i 2012.

Siden 2014 har det vært utbrudd av bjørkemålere i 2014 i Dividalen, 2018 i Børgefjell og 2017 i øvrige fjellområder. Det var betydelige beiteskader på bjørkeblader i 2017/2018 i alle områdene utenom Dividalen. I 2019 var antall målerlarver lavt i alle områder.

Smågnagere viser nokså regelmessige bestandstopper i Møsvatn, Åmotsdalen og Børgefjell, men mer uregelmessige og lavere topper i Lund, Solhomfjell, Gutulia og Dividalen. I 2018 og 2019 var det stor bestand av smågnagere (særlig gråsidemus, rødmsus og markmus) i Dividalen. Bestanden viste svak oppgang i Lund og Solhomfjell, men var lav i øvrige områder.

Ungeproduksjonen for kongeørn lå i 2019 over gjennomsnittet for overvåkingsperioden i Børgefjell og Åmotsdalen, mens den var lavere i Lund, Solhomfjell, Møsvatn og Gutulia. Ungeproduksjonen for jaktfalk var høyere i 2019 enn gjennomsnittet for overvåkingsperioden for alle områder, og for Møsvatn den høyeste som er registrert.

Rypetakseringene i 2019 viste små endringer i bestanden fra 2018 for Dividalen, Åmotsdalen og Lund. I Børgefjell viste bestanden en oppgang. I Møsvatn og Gutulia var det nedgang i bestanden, men likevel var bestanden i Møsvatn over middels for overvåkingsperioden. Produksjon av kyllinger var nokså lav for Lund, Møsvatn og Gutulia og nærmere middels i øvrige områder.

Antall observasjoner av stasjonære spurvefugler for TOV-områdene i fjellet har vist lavere bestander i 2005-2013, sammenliknet med tidligere år. Denne nedgangen samsvarer med observasjoner fra andre fjellområder i Fennoskandia. Deretter har antall observasjoner vært relativt stabilt eller vist en liten økning. I 2018-19 har bestandene i Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn vist en viss oppgang, mens det i Dividalen, Lund og Solhomfjell har vært en nedgang. Ungeproduksjonen hos svarthvit fluesnapper i 2019 var noe lavere enn medianen for overvåkingsperioden for Solhomfjell, men litt høyere enn medianen for øvrige områder. Det er god sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og maitemperatur, men ingen av områdene viser noen klar endring gjennom overvåkingsperioden. Bestandsindekser for fugl knyttet til fjellskogen, viser ingen signifikante endringer i bestandsstørrelse i overvåkingsperioden. Bestandsindekser

for fugl i heiområder i fjellet antyder at bestandsstørrelsen i 2019 var ca. 25 % lavere enn på midten av 1990-tallet.

Den arealrepresentative overvåkingen av hekkefugler viste flest observasjoner av løvsanger (18,6 %), heippiplerke (7,1 %) og bokfink (6,5 %). For 76 fuglearter med tilstrekkelige data viser takseringene siden 2007 sterk nedgang for vipe og lappspurv og moderat nedgang for 24 andre arter, mens det var bestandsvekst for 11 arter, spesielt for gulerle og trane. Arter med bestandsnedgang er særlig knyttet til jordbrukslandskapet, men også enkelte arter knyttet til fjell, myr og skog, har gått tilbake.

I tillegg til å framskaffe kunnskap om endringer i norsk natur og mulige årsaker til endringer, inngår overvåkingsresultater fra TOV i indikatorer for Naturindeksen og Fagsystemet for økologisk tilstand. Resultater fra hekkefugltakseringen inngår også i internasjonal rapportering om biologisk mangfold.

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

Abstract

Framstad, E. (ed.) 2020. Terrestrial Ecosystems Monitoring in 2019: Ground vegetation, epiphytes, small mammals and birds. Summary of results. NINA Report 1800. Norwegian Institute for Nature Research.

The Terrestrial Ecosystems Monitoring Programme started in 1990 and includes surveys of common plants and animals at six sites in birch forests and eleven in spruce forests. Here we present the results from 2019 in relation to the results from previous years.

As planned, the ground vegetation and epiphytes of the birch forest monitoring sites were not monitored in 2019.

The ground vegetation in spruce forest in Grytdalen was examined for the 6th time in 2019, 31 years after the first survey. There has been a significant reduction in the total number of recorded species in the 50 monitoring plots, from 98 in 1988 to 86 in 2019, four fewer vascular plant species and eight fewer bryophyte species. From 1988 to 2019, there has been an average of 2.92 fewer species per year per 1 m² plot. During the monitoring period, 11 vascular plant species and 12 bryophyte species have been significantly reduced in quantity, while 3 bryophyte species and 1 lichen species have increased. The species composition has changed towards vegetation growing at sites with lower pH, N, and cations.

The nationwide survey of epiphytes on birch trunks was revised in 2019 to be in line with the National Forestry Inventory's regular sampling scheme. All areas and sample trees were new, and thus the data are not directly comparable with previous nationwide surveys of epiphytes. No significant change in lichen coverage was detected from the 2012 survey.

Since 2014, there have been outbreaks of birch-defoliating moths in 2014 in Dividalen, 2018 in Børgefjell and 2017 in the other mountain sites. There was significant grazing damage to birch leaves in 2017/2018 in all areas except Dividalen. The number of moth larvae was low in all areas in 2019.

Small rodents show fairly regular population peaks in Møsvatn, Åmotsdalen and Børgefjell, but more irregular and lower peaks in Lund, Solhomfjell, Gutulia and Dividalen. In 2018 and 2019 there were high population peaks of small rodents (especially grey-sided vole, northern red-backed vole and field vole) in Dividalen. The population showed a slight increase in Lund and Solhomfjell, but was low in other sites.

In 2019, golden eagles produced more than the average number of young for the monitoring period in Børgefjell and Åmotsdalen, while production was lower in Lund, Solhomfjell, Møsvatn and Gutulia. Production of young for gyrfalcons was higher in 2019 than the average for the monitoring period for all sites, and reached the highest recorded at Møsvatn.

The surveys of willow grouse in 2019 showed small changes in the population level from 2018 for Dividalen, Åmotsdalen and Lund. In Børgefjell the population showed an increase. In Møsvatn and Gutulia populations decreased, but the population in Møsvatn was still above average for the monitoring period. The production of chicks was rather low for Lund, Møsvatn and Gutulia and closer to medium for the other sites.

Observations of stationary passerine birds for the TOV mountain sites have shown lower populations for some years since 2005, compared with the years before. This decline is consistent with observations from other mountain areas in Fennoscandia. In 2018-19, populations in these TOV sites showed some increase, except for Dividalen, where populations remained low. For the southern areas Lund and Solhomfjell, the censuses showed population decline in 2018-2019. The production of young of pied flycatchers in 2019 was somewhat lower than the median for

the monitoring period for Solhomfjell, but similar to the median for other sites. There is a good relationship between hatching time and May mean temperature, but neither temperature nor hatching time show any clear change during the monitoring period.

The country-wide representative monitoring of nesting birds showed the most observations of willow warblers (18.6%), meadow pipits (7.1%) and chaffinches (6.5%). For 76 bird species with suitable data, the censuses since 2007 show strong declines for lapwing and lapland bunting and moderate declines for 24 other species, while populations increased for 11 species. Species with population declines are particularly related to the agricultural landscape, but also some species related to mountains, mires and forests have declined.

In addition to acquiring knowledge about changes in Norwegian nature and possible causes of such changes, monitoring results from TOV are included in indicators for the Nature Index and the Ecological Condition Assessment System. Results from the nesting bird monitoring are also included in international reporting on biodiversity.

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

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	5
Forord	9
1 Innledning	11
2 TOV-områdene – naturforhold, klima, beitepåvirkning	13
2.1 TOV-områdenes beliggenhet og naturforhold.....	13
2.1.1 Overvåkingsområdene i bjørkeskog og Solhomfjell	13
2.1.2 Overvåkingsområdene i granskog	17
2.2 Klimautviklingen i TOV-områdene.....	18
2.2.1 Overvåkingsområdene i bjørkeskog og Solhomfjell	18
2.2.2 Overvåkingsområdene i granskog	24
2.3 Beiteaktivitet i TOV-områdene.....	29
3 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Grytdalen naturreservat	31
3.1 Metoder.....	31
3.2 Vegetasjonsendringer i Grytdalen i perioden 1991–2019.....	33
3.3 Oppsummering av resultater for vegetasjonsendringene i Grytdalen.....	44
Vedlegg 3.1 Planter registrert i Grytdalen 1988–2019.....	47
4 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2019	48
5 Landsomfattende gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i 2019	55
5.1 Metoder.....	55
5.2 Resultater.....	58
5.3 Konklusjon	61
6 Bjørkemålere	62
6.1 Metoder.....	62
6.2 Resultater.....	64
6.3 Konklusjon	66
7 Smågnagere	68
7.1 Metoder.....	68
7.2 Resultater.....	69
7.3 Konklusjon	72
8 Rovfugler	76
8.1 Metoder.....	76
8.2 Resultater.....	77
8.3 Diskusjon	78
9 Hønefugler	81
9.1 Metoder og gjennomføring	81
9.2 Resultater.....	83
9.3 Diskusjon	85
10 Spurvefugl	86
10.1 Metoder.....	86
10.2 Resultater.....	88
10.3 Diskusjon	92

11 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl – TOV-E	97
11.1 Metoder.....	97
11.2 Resultater.....	100
11.3 Diskusjon	105
12 Mulige effekter av påvirkningsfaktorer på indikatorene i TOV	109
13 Referanser	112

Kontaktinformasjon

Kap. 1, 2, 7, 12	Erik Framstad, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo (erik.framstad@nina.no)
Kap. 6	Siri Lie Olsen, NINA, Gaustadalleen 21, 0349 Oslo (siri.lie.olsen@nina.no)
Kap. 3, 4	Tonje Økland, NIBIO, Boks 115, 1431 Ås (tonje.ingeborg.okland@nibio.no)
Kap. 5	Magni Olsen Kyrkjeide, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (magni.kyrkjeide@nina.no)
Kap. 8, 10, 11	John Atle Kålås, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (john.a.kalas@nina.no)
Kap. 9	Erlend Nilsen, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (erlend.nilsen@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), men dette feltet er ikke fulgt opp. I TOV inngår nå studier av jord, markvegetasjon, epifytter på trær, bestandsnivå av bjørkemålere, bestandsstudier av fugler og smågnagere, og undersøkelser av miljøgifter i utvalgte organismer/næringskjeder. Miljødirektoratet har gitt tilskudd til grunnaktivitetene i TOV, i 2014-2018 har Klima- og miljødepartementet bidratt med finansiering av TOV som en nasjonal oppgave for Norsk institutt for naturforskning (NINA), mens programmet er finansiert som et oppdrag for Miljødirektoratet i 2019-2020. NINA har ansvaret for det meste av overvåkingsaktivitetene, mens vegetasjonsovervåkingen i Solhomfjell utføres av Naturhistorisk museum, Universitetet i Oslo. Overvåking av markvegetasjonen i ti granskogsområder startet i 1988-1992 i regi av Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (nå NIBIO Norsk institutt for bioøkonomi); overvåkingen i åtte av disse områdene er videreført med støtte fra Miljødirektoratet som del av TOV fra 2005. Formålet med overvåkingen er å avdekke eventuelle effekter av langtransportert forurensing og klimaendringer på vegetasjon og fauna.

Her rapporteres resultatene fra TOV i 2019, i form av en felles dokumentasjonsrapport for undersøkelsene av markvegetasjonen i granskog i Grytdalen (Telemark), epifytter på bjørketrær i landsomfattende undersøkelser, samt bjørkemålere, smågnagere og fugler i alle aktuelle TOV-områder. Hensikten er å presentere resultatene fra overvåkingen, samt de viktigste konklusjonene. For mer informasjon om områdene og metoder henvises til tidligere TOV-rapporter. I denne rapporten har Tonje Økland hatt ansvaret for markvegetasjonen i granskog i Grytdalen, Magni Olsen Kyrkjeeide for epifytter, Siri Lie Olsen for bjørkemålere, Erik Framstad for smågnagere, John Atle Kålås og Bård G. Stokke for rovfugl, spurvefugl og ekstensiv fugleovervåking, og Erlend Nilsen for hønsefugl. Erik Framstad har stått for samlet redigering.

Også i 2019 har en rekke personer bidratt til datainnsamling, analyser og kommentarer:

- For vegetasjonsundersøkelsene i Grytdalen naturreservat takkes Rune Halvorsen for hjelp med artsbestemmelse av de mosene som ikke kunne bestemmes under feltarbeidet. For tilatelser og praktisk hjelp m.m. takkes Tor Peder Lohne (ordfører i Drangedal), Jon Petter Lauvstad (eier av Grytdalen naturreservat), Peder Tørdal (styreleder i veilaget), Gro Hagen og Rune Hagen.
- For landsomfattende kartlegging av epifytter har Rune Eriksen vært ansvarlig for arbeidet utført av NIBIO, og Craig Jackson (NINA) for kartfigur.
- For innsamling av klimaloggere og bjørkemålerdata i Dividalen takkes Statskog/Fjelltjenesten ved Fredrik Jenssen og Kjetil Letto, for Børgefjell Kent Mikkelsen, for Åmotsdalen Sten L. Svartaas, for Gutulia Engerdal Fjellstyre ved Ole Opseth og Anstein Felde Johansen, for Møsvatn Lena Romtveit, for Solhomfjell og Lund (kun klimaloggere) hhv. Anders K. Wollan og Magma Geopark ved Pål Thjømøe.
- For undersøkelsene av smågnagere takkes Kristine Ulvund (Åmotsdalen, Møsvatn. Lund), Torleif Skipstad (Lund), Sondre Dahle (Solhomfjell), Nina Myhr (Møsvatn), Anstein Felde Johansen (Gutulia), Lars Lorentzen (Børgefjell), Kjetil Letto, Fredrik Jenssen og John Lambela (Dividalen) for assistanse med feltinnsamling. Vi er takknemlige for assistanse til gjennomføring av fangstene fra Statskog i Børgefjell og Dividalen, og Engerdal fjellstyre i Gutulia. Vi vil også takke en rekke kolleger i og utenfor NINA, samt Statskog Fjelltjenesten for fangstdata og informasjon om egne smågnagerobservasjoner fra ulike områder og tidsperioder.
- I Dividalen er spurvefuglundersøkelsene utført av Reidar Hindrum og Odd Rygh. I Børgefjell er fugleundersøkelsene utført av Statskog Fjelltjenesten ved Lars Lorentzen, Per A. Lorentzen og Gjorran Stenberg (rovfugl og spurvefugl), samt Øyvind Spjøtvoll (rovfugl). I Åmotsdalen

er spurvefugltakseringene utført av Per Willy Bøe, Emil Krokan og Bjørn Steinar Tanem, mens fuglekassene er kontrollert av Sten L. Svartaas. Jaktfalkovervåkingen i dette området er utført av Jan Ove Gjershaug med bistand fra Nils Olav Talgøy. I Gutulia har Frode Nordang Bye og Kjell Isaksen taksert spurvefugler og Engerdal fjellstyre kontrollert fuglekassene. I Møsvatn er spurvefugltakseringene utført av Rune Bergstrøm og Erik Edvardsen. Odd F. Steen har organisert overvåkingen av jaktfalk i tilknytning til overvåkingsområdet i Møsvatn. I Solhomfjell er spurvefugltakseringer utført av Knut Eie, Allen Einar Kjøhl-Røsand, Eirik Klemetsen og Jørn Helge Magnussen, mens Knut Hagelia har kontrollert fuglekassene. Spurvefuglundersøkelser i Lund er utført av Vegard Ankarstrand, Knut Henrik Dagestad, Ingvald Ekeland og Toralf Tysse, mens fuglekassene her er kontrollert av Sigvald Skjærpe. I arbeidet med TOV-E har Knut Eie, Nils Chr. Bjørge, Torstein Myhre og Tom Roger Østerås vært regionkontakter. For oversikt over de ca. 150 personene som fikk tildelt TOV-E telleruter for taksering av fugl i 2019, viser vi til vedlegg 11.1.

- Takseringene av lirype i Dividalen er utført i regi av Statskog og gjennomført av Måselv JFF, i Børgefjell er takseringene utført av Røyrvik Fjellstyre, i Åmotsdalen av Sten Svartaas (med assistanse fra Bjørn Frøysa) og Torgeir Ekseth (kun i Gåvålia), i Møsvatn av Sten Svartaas (med assistanse fra Bjørn Frøysa) og i Lund av Erik Surdal. I Gutulia har Engerdal Fjellstyre stilt takseringsdata til disposisjon.

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

Kontaktperson i Miljødirektoratet har vært Ole Einar Butli Hårstad.

Oslo, mars 2020
Erik Framstad (red.)

1 Innledning

Direktoratet for naturforvaltning (DN, nå Miljødirektoratet) tok i 1990 initiativet til Program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Formålet med programmet var opprinnelig å overvåke tilførsel og virkninger av langtransportert luftforurensing på ulike naturtyper og organismer (Løbersli 1989). Overvåkingen ble lagt til sju 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 rovfuglegg, tungmetaller i hønsefugl og forekomst av lav, moser og alger på trær.

Motivasjonen for programmet ble i 2001 dreiet mot å fange opp effekter av endringer i et spekter av naturlige og menneskeskapt påvirkningsfaktorer på biologisk mangfold. Programmet utgjør dermed 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 forurensinger som sur nedbør, nitrogengjødsling og bakkenært ozon. Overvåkingsområdene er i stor grad lagt til verneområder, og effekter av endringer i lokal arealbruk blir derfor i liten grad fanget opp. Områdene vil imidlertid være viktige referanseområder for 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 2015 del av Norsk institutt for bioøkonomi, NIBIO) vegetasjonsovervåking i granskog (se oversikt over områdene i **figur 2.1**). 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/Miljødirektoratet bidratt med midler til videreføring av vegetasjonsovervåkingen i åtte av de opprinnelig ti områdene i granskog som del av TOV, dvs. at til sammen overvåkes ni områder i granskog (inkl. Solhomfjell).

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 aktiviteter må overvåke endringer i truet natur. Arbeid for å følge opp truet natur er i gang gjennom oppfølgingen av stortingsmeldingen Natur for livet (Meld. St. 14 (2015-2016)).

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 forurensingsbelastninger som gjør dem interessante i overvåkingen.

Bjørkemålere (lauvmakk) overvåkes i flere TOV-områder, da de til tider kan angripe lauvverket i fjellbjørkeskog og føre til avdøing av trær og dermed påvirke bestandsforhold for flere av indikatorne som inngår i TOV, bl.a. fugler, karplanter, moser og lav på bakken og epifyttiske lav.

Faunaovervåkingen inkluderer bestands- og reproduksjonsovervåking for kongeørn, jaktfalk og en rekke spurvefuglarter som kan indikere effekter av endringer i klima og påvirkning av langtransporterte luftforurensinger. Programmet inkluderer også bestandsovervåking av nøkkelarter som smågnagere og hønsefugl, dvs. arter som sterkt påvirker naturlig bestandsdynamikk for indikatorartene i de aktuelle naturtypene. Produksjons- og bestandsendringer for områder med forskjellig omfang av langtransportert forurensing sammenliknes for å påvise mulige effekter av slike luftforurensinger. 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 Naturindeks for Norge (Nybø 2010) og Fagsystemet for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017) samt i annen rapportering om tilstanden for biologisk mangfold i Norge. Dataene blir også brukt i ulike forskningsprosjekter og i vitenskapelig publisering av forskere ved NINA, NIBIO og UiO og samarbeidspartnere. Så langt er en rekke vitenskapelige artikler publisert om endringene i markvegetasjonen og mulige årsaker til dette, hvorav de nyere er Bakkestuen et al. (2009, 2010), Ohlson et al. (2009) og Rydgren et al. (2007). Data fra TOV for øvrige økosystemkomponenter er også publisert i flere vitenskapelige artikler: Ehrich et al. (2019), Evju & Bruteig (2013), Fraixedas et al. (2017), Gjershaug et al. (2018), Heldbjerg et al. (2019), Lehikoinen et al. (2014, 2018), Lindström et al. (2015, 2019), Mason et al. (2019), Nordberg et al. (2019), Pedersen et al. (2004), Selås & Kålås (2007), Selås et al. (2011a,b, 2018), Solbu et al. (2018) og Stephens et al. (2016). Også for miljøgifter i økosystemkomponenter er det publisert flere vitenskapelige artikler med opphav i TOV, fra de senere årene Gjershaug et al. (2008), Herzke et al. (2005), Kålås et al. (2000), Mariussen et al. (2008), Nygård et al. (2019), Pedersen et al. (2006) og Vetter et al. (2008).

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 faglige aktivitetene, 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 forvaltningens behov. Evalueringen ble diskutert i en workshop våren 2011, der mulig oppfølging av de ulike anbefalingene ble gjennomgått. De mest aktuelle anbefalingene er delvis fulgt opp fra 2011, men avsatte ressurser til overvåkingsaktivitetene begrenser mulighetene for å ta opp nye omfattende aktiviteter eller å utvide de pågående aktivitetene vesentlig, slik det hadde vært ønskelig.

Her rapporterer vi resultatene fra TOVs aktiviteter i 2019. Hovedvekten er lagt på å dokumentere gjennomføring og resultater, samt å vise til de viktigste konklusjonene. Rapporten omfatter resultatene fra NINAs undersøkelser av smågnagere og fugler i Lund, Solhomfjell, Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen (jf. **tabell 2.1**), bjørkemålere i Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen, markvegetasjon i granskog i Grytdalen utført av NIBIO, samt landsomfattende undersøkelser av epifytter på bjørkestammer. Som planlagt er det ikke gjennomført feltundersøkelser av markvegetasjon og epifytter på bjørkestammer i TOV-områdene i bjørkeskog i 2019. For nærmere beskrivelser av målsetting 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, vitenskapelig artikler og monografier (jf. over), samt til presentasjon av TOV på internett med oversikt over alle rapporter fra TOV og lenker til de siste nedlastbare rapportene i pdf-format: <http://www.nina.no/Miljøovervåking/Naturovervåking>.

2 TOV-områdene – naturforhold, klima, beitepåvirkning

TOV-områdene er plassert fra sør til nord (jf. **figur 2.1**) med store forskjeller i nedfall av langtransportert forurensing (Hole & Tørseth 2002, Austnes et al. 2018). Områdene dekker også ulikheter i klima og geografiske forhold. Områdene er lite utsatt for raske endringer i arealbruk, kun en viss grad av utmarksbruk. Flere av områdene er lagt til nasjonalparker eller naturreservater. Seks områder har bjørk som dominerende treslag, mens området i Solhomfjell er lagt til barskog. I åtte granskogsområder undersøkes kun markvegetasjonen. Se **tabell 2.1** for karakteristika ved områdene i bjørkeskog og Solhomfjell og **tabell 2.2** for øvrige granskogsområder.

2.1 TOV-områdenes beliggenhet og naturforhold

2.1.1 Overvåkingsområdene i bjørkeskog og Solhomfjell

Lund

Overvåkingsområdet er sentrert omkring Førlandsvatnet og Kjørmotjørnan i Lund kommune, Rogaland (58°33'N, 6°26'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1312 III Ørdsdalsvatnet. Området har stor variasjon i naturtyper fra varmekjære skogtyper til skrinne bjørke- og furuskoger. Heiene domineres av røsslyng og er over store områder under rask tilgroing med bjørk. Mesteparten av myrene er små og av fattig type (Holten et al. 1990). Området er preget av åslandskap i høydenivået 100-700 moh., i hovedsak i mellomboreal vegetasjonssone. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1992).

Solhomfjell

Overvåkingsområdet ligger i Gjerstad kommune (sørøstlig del), Aust-Agder, og i Nissedal kommune (nordvestlig del), Telemark (58°57'N, 8°50'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1612 I Gjerstad og 1612 IV Vegår. Området består hovedsakelig av hei og skog, fra ca. 300 til 650 moh. Heihabitatene 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).

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 bjørkeskog og lavalpin hei, fra ca. 950 til 1200 moh. Bjørk danner tregrensa, og her er innslag av både fattige og rike vegetasjonstyper. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk (1993).

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 (bjørk, furu) og lavalpin hei, fra ca. 600 til 1000 moh. Skoggrensa ligger mellom 800 og 900 moh. 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).

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 bjørkeskog og lavalpin hei, fra ca. 650 til 1200 moh. På grunn av heterogen og flekkvis kalkrik berggrunn og variert topografi har området høy vegetasjonsdiversitet. Heivegetasjonen domineres imidlertid av fattige vegetasjonstyper. Vierkratt og bjørkeskog har derimot større innslag av rike typer (Holten et al. 1990). Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1992).

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 (bjørk og gran) og lavalpin hei, fra ca. 450 til 1000 moh. Heirområdene domineres av fattig myr, fukthei og blåbærhei, men de vestlige områdene har også innslag av rikere heityper. Bjørk danner tregrensa, og her er innslag av både fattige og rike skogtyper (Holten et al. 1990). Innenfor nasjonalparken finnes bare små arealer med gran-skog. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk et al. (1991).

Dividalen

Overvåkingsområdet er sentrert omkring midtre deler av Dividalen innenfor Øvre Dividal nasjonalpark, Målselv kommune i Troms (68°43'N, 19°47'Ø). Området dekkes av kartblad M711 1532 II Altevatnet. Området består hovedsakelig av nordboreal bjørkeskog og lavalpin hei, og hoveddelen av arealene ligger mellom 300 og 1400 moh. 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 moh. og dannes av bjørk. Området er nærmere beskrevet av Eilertsen & Brattbakk (1994).



Figur 2.1 Kart over overvåkingsområdene i gran- (grønne sirkler) og bjørkeskog (gule sirkler). De opprinnelige TOV-områdene, der både markvegetasjon, epifytter og fauna overvåkes, omfatter bjørkeskogsområdene og Solhomfjell. Øvrige granskogsområder dekker kun overvåking av markvegetasjonen. Øyenskaevelen og Lundneset er ikke lenger aktive.

Tabell 2.1 Karakteristika for de enkelte overvåkingsområdene i bjørkeskog, samt Solhomfjell.

	Lund	Solhomfjell	Møsvatn	Gutulia	Åmotsdalen	Børgefjell	Dividalen
Fylke (før 2020)	Rogaland	Aust-Agder	Telemark	Hedmark	S-Trøndelag	N-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	NR, privat	NR	LVO, privat	NP	NP, LVO	NP	NP
Høyde over havet (m)	350-420	350-475	1000-1050	760-865	900-925	520-580	385-615
Klimasoner	MB, O2	SB, O2	NB, O1	NB, OC	NB, O1	NB, O1	NB, C1
Berggrunn	bandgneis	granitt, granittisk gneis	metarhyolitt, meta- morf tuff	omdannet sandstein med feltspat	grov meta-arkose, konglomerat	granitt, skifer	glimmerskifer, kvartskarbonat-skifer
Nedbør (mm/år)	2245	1161	869	669	435	1106	339
Middeltemp. °C januar	-2,45	-5,71	-8,91	-13,00	-8,59	-10,52	-11,80
Middeltemp. °C juli	12,32	14,02	9,77	10,42	9,81	11,00	11,65

Vernestatus: NR naturreservat, LVO landskapsvernområde, NP nasjonalpark. *Klimasoner (etter Moen 1998):* vegetasjonssone: MB mellomboreal, NB nordboreal, SB sørboreal; vegetasjonsseksjon: O1 svakt oseanisk, O2 klart oseanisk, OC overgangsseksjon, C1 svakt kontinentalt.

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; klimadata er standard normaler for 1961-1990 beregnet av Meteorologisk institutt ut fra geografisk plassering og høyde over havet (data hentet fra server januar 2020).

Tabell 2.2 Karakteristika for de enkelte overvåkingsområdene i granskog (utenom Solhomfjell).

	Paulen	Grytdalen	Rausjømarka	Bringen	Otterstadstølen	Gutulia	Urvatnet	Granneset
Fylke (før 2020)	V-Agder	Telemark	Akershus	Buskerud	Hordaland	Hedmark	S-Trøndelag	Nordland
Bredde	58°18-19´	59°15´	59°49´	60°32-34´	60°49´	62°00-01´	63°06-07´	66°30-31´
Lengde	7°55-56´	8°37´	11°02´	9°23-24´	5°45´	12°09-13´	9°48-49´	14°52-53´
UTM-referanse	MK 37-38,63-64	ML 78-79,68-69	PM 14,33-34	NN 21-22,12-14	LN 23-24,46-47	UJ 51-53,78-79	NQ 40-41,98-99	VP 94-95,77
Vernestatus	NR	NR	NR	NR	NR	NP	NR	NP
Høyde over havet (m)	150-275	475-550	220-300	600-750	220-350	700-850	300-400	225-325
Klimasoner	BN-SB, O2 - O1	MB, O2 - O1	SB, O1	MB, OC	SB, O3	MB/NB, OC	SB-MB, O2-O1	MB, OC
Berggrunn*	Hovedsakelig granittisk gneis	Hovedsakelig granittisk gneiss	Diorittisk til granittisk gneis, migmatitt	Hovedsakelig granittisk gneis	Dioprittisk til granittisk gneis, migmatitt	Sandstein, presset og omdannet, feltspatholdig	Grønnstein, amfibolitt	Glimmerskifer, granatglimmerskifer, kalkspatmarmor, dolomittmarmor
Nedbør (mm/år)	1530	1135	837	654	3032	653	874	1367
Middeltemp. °C januar	-2,97	-6,81	-6,00	-9,10	-3,41	-12,81	-4,92	-7,96
Middeltemp. °C juli	14,65	13,12	14,92	12,63	11,45	10,80	11,74	11,52

Geografisk plassering, vegetasjonssoners/seksjoner: Fra T. Økland (1996). Berggrunn: Fra T. Økland (1996) og fra <https://www.ngu.no/>. Klimadata for standard normaler for 1961-1990 beregnet av Meteorologisk institutt ut fra geografisk plassering og høyde over havet (data hentet fra server januar 2020).

2.1.2 Overvåkingsområdene i granskog

Vegetasjonen som overvåkes i disse granskogsområdene, består av 'blåbærdominert granskog i vid forstand' (T. Økland 1996); dvs. med en viss variasjon i kalkinnhold og jordfuktighet. Områdene er nærmere beskrevet i T. Økland (1996).

Paulen

Overvåkingsområdet i Paulen naturreservat ligger i Vennesla kommune i tidligere Vest-Agder fylke (58°18-19'N, 7°55-56'Ø, UTM MK 37-38, 63-64). Paulen naturreservat ble opprettet i 1993 og utvidet i 2009. Området ligger i boreonemoral til sør-boreal sone og i oseanisk (O2) til svakt oseanisk vegetasjonsseksjon (O1; Moen 1998). Selv om furu dominerer i reservatet, finnes det en del granbestander. Ifølge Moe (1994), som den gangen anslo en alder på 90–110 år på de eldste grantrærne, er grana fortsatt i spredning i området. Det finnes spor etter gammel hogst, trolig mest fra sent 1800-tall, men skogen får stadig mer naturskogspreg (jf. Moe 1994, T. Økland pers. obs.).

Grytdalen

Overvåkingsområdet i Grytdalen naturreservat ligger i Drangedal kommune i tidligere Telemark fylke (59°15' N, 8°37'Ø, UTM ML78-79, 68-69). Grytdalen naturreservat ble opprettet i 1993, men et areal på 12 km² av reservatet har vært administrativt fredet siden 1971. Området ligger i mellomboreal sone og oseanisk (O2) til svakt oseanisk vegetasjonsseksjon (O1; Moen 1998). Den undersøkte delen er i stor grad upåvirket av hogst (jf. Haugen 1991, Moe 1994).

Rausjømarka

Overvåkingsområdet i Rausjømarka ligger i Østmarka naturreservat i Enebakk kommune i tidligere Akershus fylke (59°49' N, 11°02'Ø, UTM: PM 14,33-34). Reservatet ble opprettet i 1990, utvidet i 2002, og var før opprettelsen av naturreservatet administrativt fredet. Området ligger i sørboreal sone og svakt oseanisk vegetasjonsseksjon (O1). Mesteparten av skogen i området er rapportert å være mellom 80 og 160 år gammel av Krohn & Hardeng (1981) og uten spor etter moderne hogst, selv om det tidligere stedvis har vært noe plukkhogst. Området som overvåkes, har økende preg av naturskog/urskog.

Bringen

Overvåkingsområdet i Bringen naturreservat, ligger i Vassfaret i Flå kommune, tidligere Buskerud fylke (9°23-24'Ø, 60°32-34'N, UTM NN 21-22,12-14). Bringen naturreservat har vært vernet ved lov siden 1954, men ble betydelig utvidet i 1985 og er også omkranset av Indre Vassfaret landskapsvernområde. Området ligger i mellomboreal vegetasjonssone, i overgangsseksjon (OC), dvs. overgang mellom svakt oseanisk og svakt kontinentalt klima. Området er betegnet som urskogsnært (jf. Svalastog & Korsmo 1995, <http://faktaark.naturbase.no/Vern?id=VV00001877>), selv om det i tidligere tider vært noe plukkhogst i området. Allerede i 1995 ble det registrert trealder på 195-295 år i deler av området (Svalastog & Korsmo 1995).

Otterstadstølen

Overvåkingsområdet i Otterstadstølen naturreservat ligger i Modalen kommune i Vestland (tidligere Hordaland) fylke (60°49' N, 5°45'Ø, UTM LN 23-24, 46-47). Otterstadstølen naturreservat ble opprettet i 1999 for å bevare den vestligste sammenhengende naturgranskogen i Norge. Området ligger i sørboreal vegetasjonssone og sterkt oseanisk vegetasjonsseksjon (O3). I deler av det undersøkte området har det tidligere vært noe plukkhogst, men skogen er i stor grad preget av lang kontinuitet ('optimalfase'; Børset 1985). Estimert maksimal alder for de eldste trærne i overvåkingsflatene ved overvåkingsstart var ca. 195 år.

Gutulia (granskog)

Overvåkingsområdet i granskogen i Gutulia ligger i Engerdal kommune, i tidligere Hedmark fylke (62°00-01'N, 12°09-13'Ø, UTM: UTM UJ 48-53, 80-87), i Gutulia nasjonalpark som ble opprettet i 1968 og utvidet i 2004. Sentrale deler var administrativt fredet allerede fra 1957. Området ligger fra ca. 700 til 850 moh. i mellomboreal og nordboreal granskog og overgangsseksjon (OC). Selv

om det tidligere har vært plukkhogst og brann i Gutulia, er granskogen lite påvirket av dette. Korsmo & Larsen (1994) vurderte området blant de boreale skogsområdene i Norge som var nærmest til å kunne karakteriseres som urskog.

Urvatnet

Overvåkingsområdet i Urvatnet naturreservat i Orkdal (tidligere Meldal) kommune i tidligere Sør-Trøndelag fylke (63°06-07'N, 9°48-49'Ø, UTM: NQ 40-41,98-99). Urvatnet naturreservat ble opprettet i 1992 og var tidligere administrativt fredet. Området hører til sørboreal og mellomboreal vegetasjonssone og oseanisk (O2) til svakt oseanisk (O1) vegetasjonsseksjon. Skogen er relativt gammel med naturskogspreg og stedvis urskogspreg. En del av overvåkingsflatene ligger i bratte lier med mye forsumpning og dominans av torvmoser.

Granneset

Overvåkingsområdet i Granneset ligger i Saltfjellet-Svartisen nasjonalpark i Rana kommune i Nordland fylke (66°30-31'N, 14°52-53'Ø, UTM VP 94-95, 77). Granneset ble vernet som en del av Saltfjellet-Svartisen nasjonalpark i 1989 og var tidligere administrativt vernet. Granneset representerer det nordligste arealet av kontinuerlig naturlig granskog i Norge (jf. Ryvarden 1972, Lid et al. 1994). Området ligger i mellomboreal vegetasjonssone og i overgangsseksjon (OC). I følge Korsmo et al. (1993) var skogen allerede på slutten av 1980-tallet i svært liten grad påvirket av hogst, og skogen er enda mer naturskogspregnet nå enn da overvåkingen startet i 1990.

2.2 Klimautviklingen i TOV-områdene

Klimaet for TOV-områdene er basert på interpolerte data fra Meteorologisk institutt for døgnmiddeltemperatur, døgnedbør og snødyb pr. døgn for den mest sentrale kvadratkilometeren for hvert TOV-område. Klimadataene er hentet fra dataportalen til www.senorge.no i januar 2020. Mønstre i klimadataene er presentert i separate kapitler og figurer for henholdsvis områdene i bjørkeskog pluss Solhomfjell (dvs. der NINA har integrert overvåking) og i granskog der NIBIO har overvåking av markvegetasjonen. Nedenfor er overvåkingsområdet i bjørkeskog i Gutulia benevnt Gutulia, mens området i granskog er benevnt Gutulia G.

2.2.1 Overvåkingsområdene i bjørkeskog og Solhomfjell

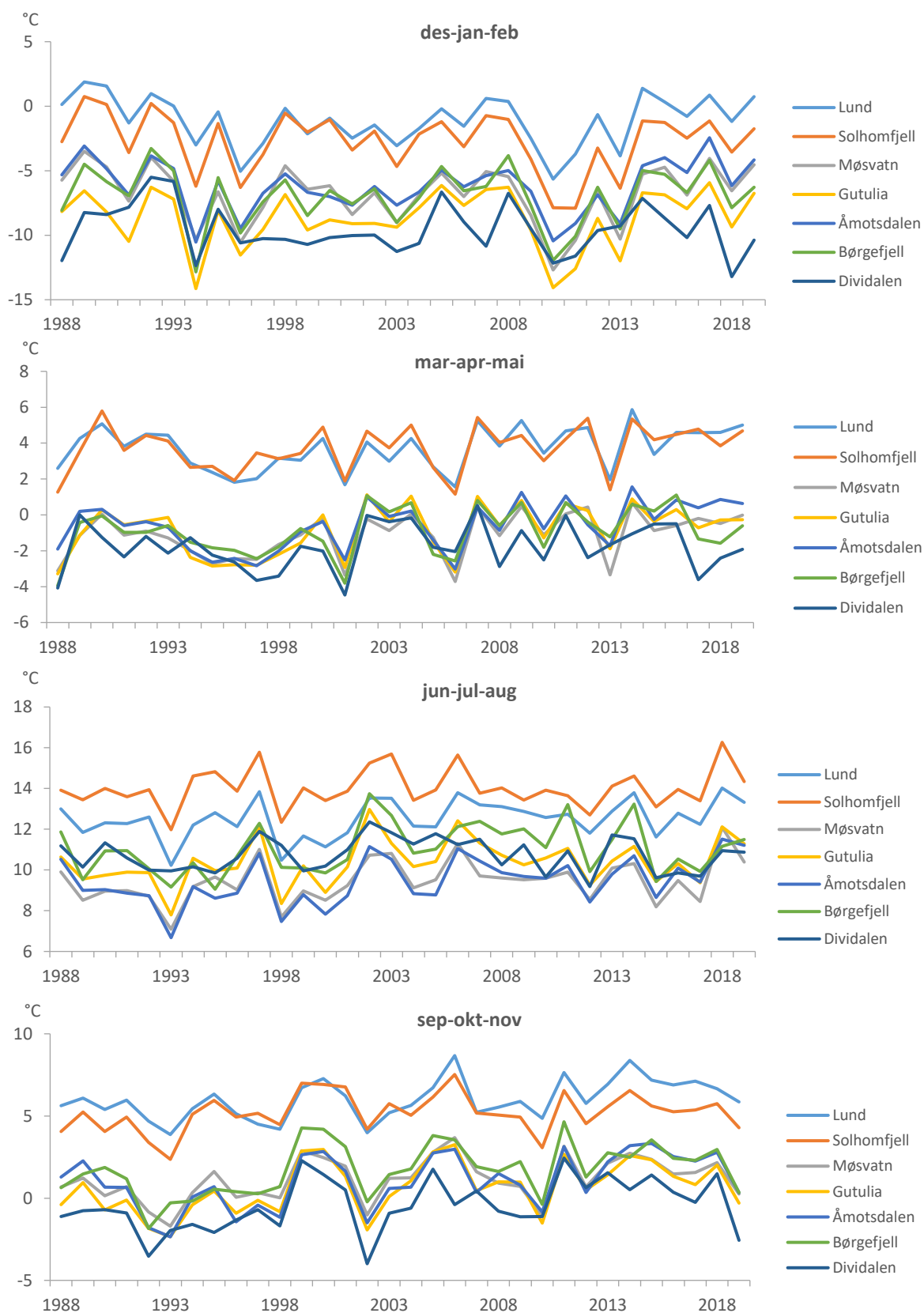
Variasjonen i klimaet for områdene i bjørkeskog og Solhomfjell gjennom overvåkingsperioden er illustrert i **figur 2.2-2.6** og **tabell 2.3**. Hovedmønsteret er:

- De sørlige områdene Lund og Solhomfjell har gjennomgående høyere middeltemperatur i alle årstider (**figur 2.2**), lengre vekstsesong og høyere temperatursum gjennom året (**figur 2.4**) enn de øvrige, mer høyereliggende områdene.
- Middeltemperaturen om vinteren lå vesentlig under snittet for overvåkingsperioden for minst tre av områdene i årene 1994, 1996, 2010, 2011 og 2013, mens den lå over snittet i 1989, 1992, 2005, 2008 og 2017 (**figur 2.2**). Det var ingen signifikant trend i vintertemperaturen gjennom TOV-perioden for noen av områdene (**tabell 2.3**).
- Middeltemperaturen om våren lå vesentlig under snittet for TOV-perioden i årene 1988, 1995-1997, 2001, 2006 og 2013 (i sør), mens den lå over snittet i 2002, 2004, 2007, 2009, 2011, 2014 og 2016 (**figur 2.2**). Det var tendens til økt middeltemperatur om våren i perioden for alle områder; tendensen var signifikant for Møsvatn, Åmotsdalen og Gutulia (**tabell 2.3**).
- Middeltemperaturen om sommeren lå vesentlig under snittet for TOV-perioden i årene 1993, 1998 og dels i 2000 og 2015, mens den lå over snittet i 1997, 2002, 2003, 2006, 2014 (delvis) og 2018 (**figur 2.2**). Det var signifikant økning i middeltemperaturen om sommeren i perioden for Åmotsdalen og klar tendens til økning for de øvrige områdene unntatt Solhomfjell og Dividalen (**tabell 2.3**).

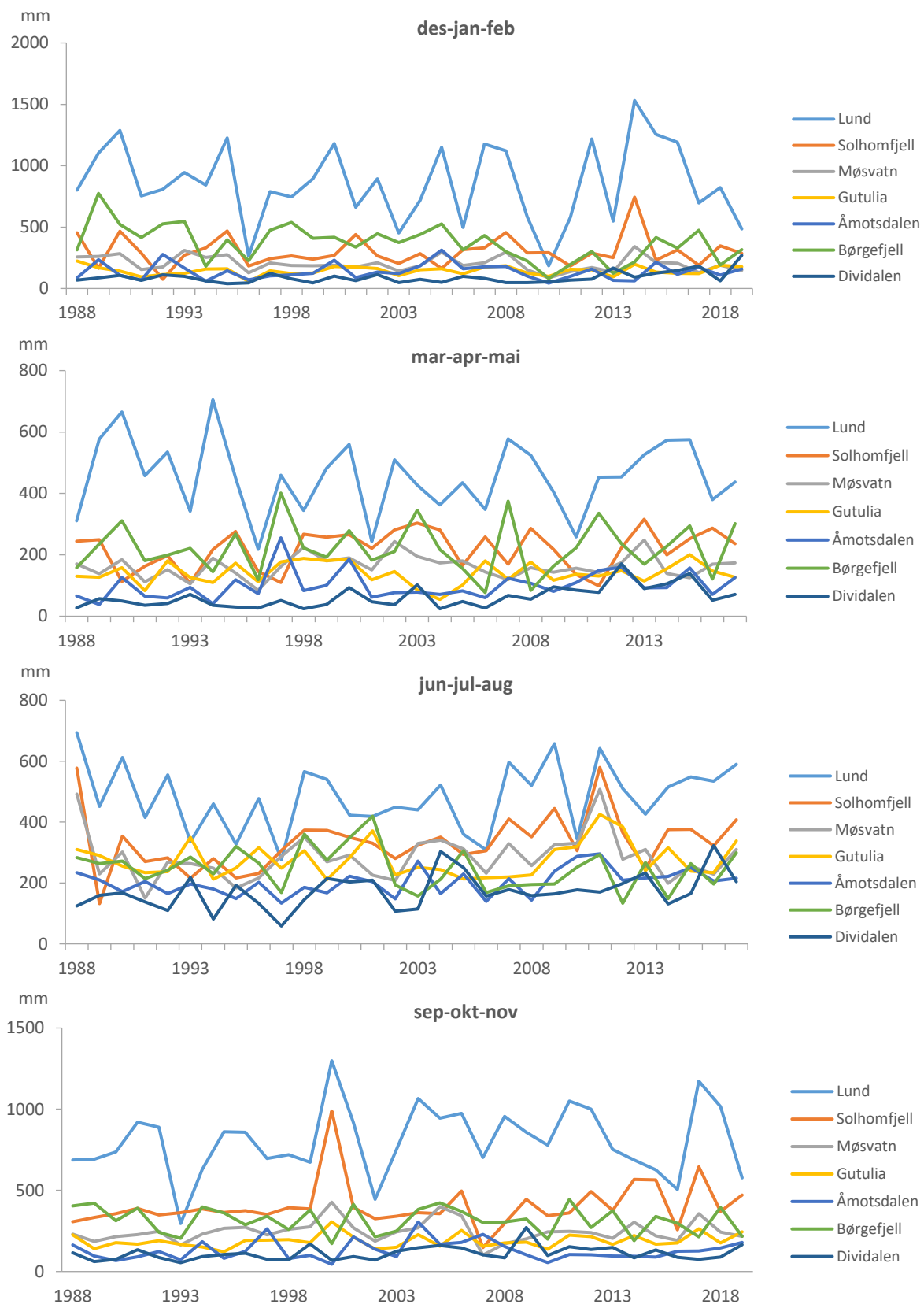
- Middeltemperaturen om høsten lå vesentlig under snittet for TOV-perioden i årene 1992, 1993, 2002 og 2010, mens den lå over snittet i 1999, 2000, 2005, 2006, 2011, 2014 og 2015 (**figur 2.2**). Det var signifikant økning i middeltemperaturen om høsten i perioden for alle områder unntatt Solhomfjell (**tabell 2.3**).
- Vekstsesongens lengde (beregnet som antall dager med middeltemperatur >5°C og uten snødekke) viste signifikant økning i TOV-perioden for alle områder unntatt Solhomfjell og Dividalen (**figur 2.4, tabell 2.3**).
- Temperatursummen (beregnet som summen av daggrader >5°C) viste signifikant eller nær signifikant økning for alle områder unntatt Solhomfjell og Dividalen, som imidlertid også viste klar tendens til økning i temperatursummen (**figur 2.4, tabell 2.3**).
- Nedbøren er gjennomgående vesentlig større i Lund enn i de andre områdene, mens spesielt Dividalen og dels Åmotsdalen har mindre nedbør enn de øvrige områdene i alle årstider (**figur 2.3**). Det gjelder også for nedbørsummen i vekstsesongen (mai-okt), men ikke i samme grad for antall dager med nedbør i denne perioden (**figur 2.5**). Det er ellers betydelig variasjon mellom områdene i nedbør pr. kvartal, og det er få år med sammenfallende mønstre (**figur 2.3**).
- Det var forholdsvis lite nedbør om vinteren i flere av områdene i årene 1996, 2010 og 2013, mens det var forholdsvis mye nedbør om vinteren i årene i 1995 (i sør), 2005, 2008 og 2014. Det var signifikant nedgang i vinternedbøren i TOV-perioden for Børgefjell og signifikant økning for Dividalen (**tabell 2.3**).
- Om våren var det forholdsvis lite nedbør i flere områder i 1996, dels også i 2018, mens noen av områdene hadde relativt mye nedbør i 1997 og 2015. Det var signifikant økning i vårnedbøren i TOV-perioden for Dividalen (**tabell 2.3**).

Tabell 2.3 Klimatrender pr. kvartal for overvåkingsområdene i bjørkeskog og i Solhomfjell gjennom overvåkingsperioden 1988-2019. Områdene i tabellen er sortert fra sør (Lund) til nord (Dividalen). Trendene er angitt som Pearsons korrelasjonskoeffisient mellom år og klimavariablene, med fortegn for negativ eller positiv utvikling for henholdsvis middeltemperatur og nedbør pr. kvartal, vekstsesongens lengde, sum daggrader >5°C gjennom året, antall nedbørsdager og nedbør mai-oktober, antall dager med snødekke og gjennomsnittlig snødyb desember-april. Dataene er interpolerte klimadata fra Meteorologisk institutt (jf. **figur 2.2-2.3**). Statistisk signifikante korrelasjonsverdier ($p < 0,05$) er uthevet. Kvartalene omfatter: Vinter: des-jan-feb, Vår: mar-apr-mai, Sommer: jun-jul-aug, Høst: sep-okt-nov.

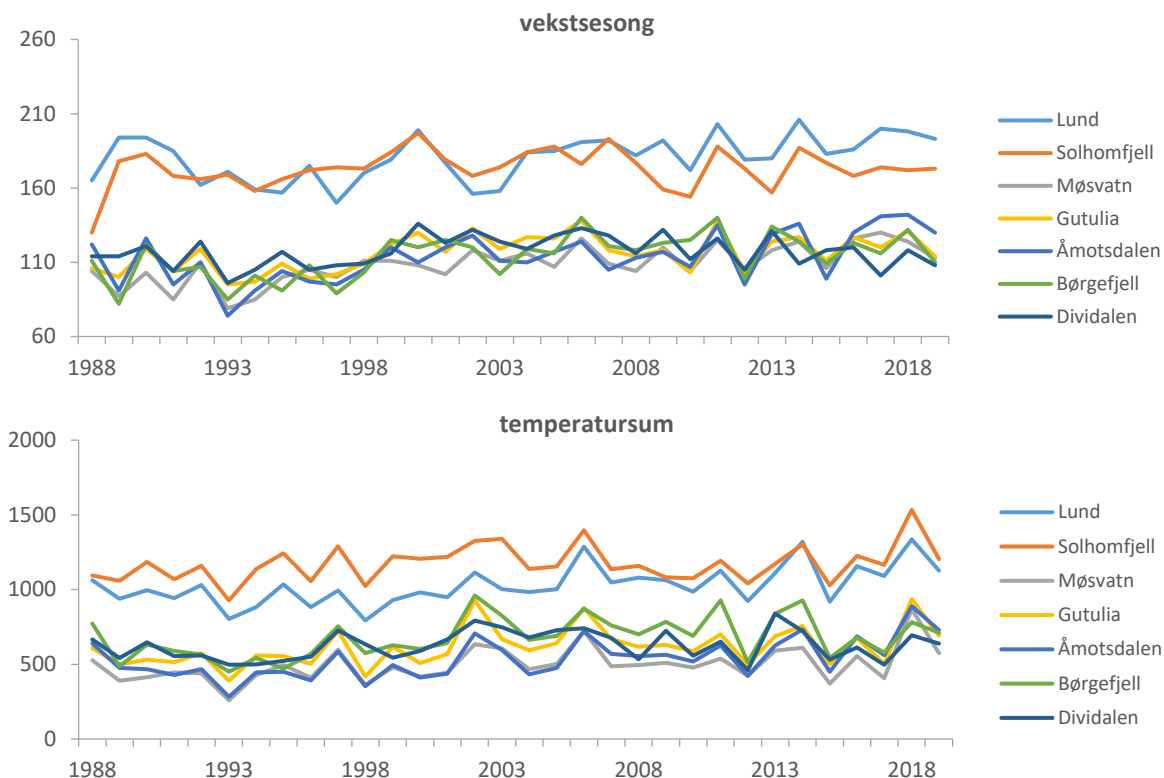
	Lund	Solhomfjell	Møsvatn	Gutulia	Åmotsdalen	Børgefjell	Dividalen
<i>Temperatur</i>							
Vinter	-0,073	-0,202	-0,078	0,056	0,040	-0,012	-0,168
Vår	0,308	0,266	0,377	0,383	0,443	0,338	0,140
Sommer	0,340	0,120	0,336	0,277	0,427	0,253	-0,039
Høst	0,466	0,253	0,378	0,437	0,443	0,409	0,404
<i>Nedbør</i>							
Vinter	-0,047	0,063	-0,311	0,061	-0,029	-0,494	0,400
Vår	-0,160	0,149	0,050	0,004	0,207	-0,008	0,596
Sommer	0,123	0,213	0,018	0,108	0,257	-0,239	0,452
Høst	0,163	0,196	0,067	0,228	0,053	-0,202	0,296
<i>Vekstsesong</i>							
Daggrader>5°C	0,484	0,192	0,699	0,466	0,562	0,527	0,134
Nedbørsdager mai-okt	0,453	0,458	0,649	0,146	0,742	-0,238	0,154
Nedbør mai-okt	0,348	0,345	0,142	0,236	0,374	-0,311	0,493
Snødekke dager	-0,388	0,119	-0,449	-0,243	-0,166	-0,505	0,197
Snødyb des-apr	-0,247	0,031	-0,398	-0,119	-0,221	-0,510	0,535



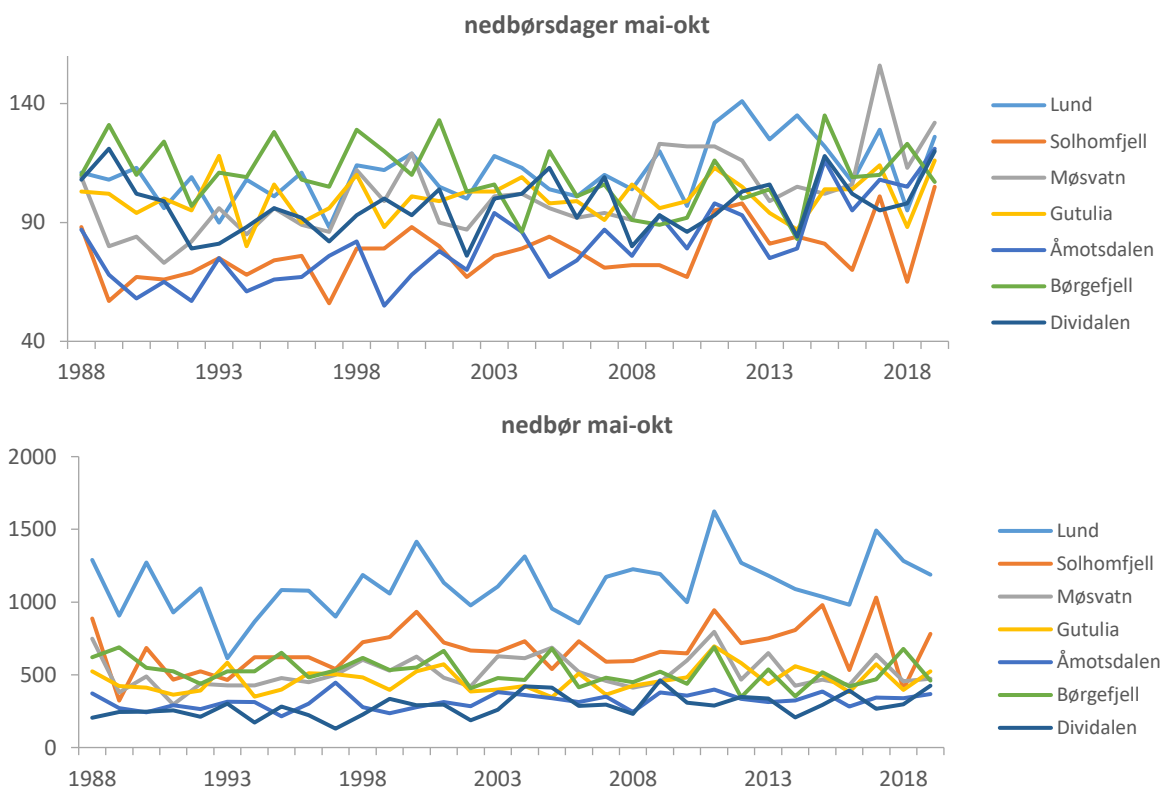
Figur 2.2 Middeltemperaturer (°C) for TOV-områdene i bjørkeskog og Solhomfjell (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Meteorologisk institutt, tilrettelagt av Stefan Blumen-trath, NINA). Dataene er gitt som gjennomsnitt for perioder på 3 måneder (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra og med desember 1987 til og med november 2019.



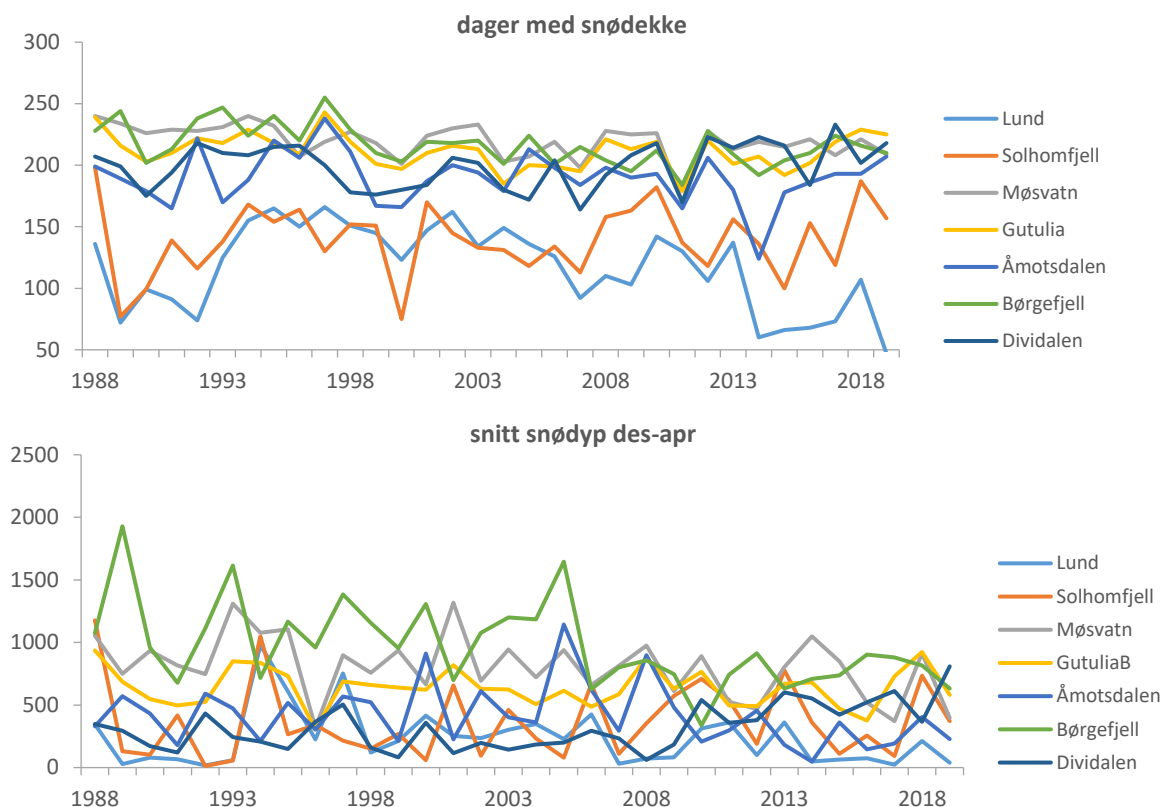
Figur 2.3 Nedbørsmengde (mm) for TOV-områdene i bjørkeskog og Solhomfjell (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Meteorologisk institutt, tilrettelagt av Stefan Blumentrath, NINA). Dataene er gitt som nedbørssummer pr. kvartal (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra og med desember 1987 til og med november 2019.



Figur 2.4 Utvikling i lengde av vekstsesongen (antall dager med middeltemperatur $>5^{\circ}\text{C}$ og uten snødekke) og temperatursum (sum av antall grader $>5^{\circ}\text{C}$ gjennom året) i TOV-områdene i bjørkeskog og Solhomfjell.



Figur 2.5 Utvikling i antall nedbørsdager (dager med $\geq 0,1$ mm nedbør) og sum nedbør (mm) i perioden mai-oktober i TOV-områdene i bjørkeskog og Solhomfjell.



Figur 2.6 Utvikling i antall dager med snødekke (basert på dager med angitt snødyp >0 mm) og i gjennomsnittlig snødyp (mm) i perioden desember-april i TOV-områdene i bjørkeskog og Solhomfjell.

- Om sommeren var det forholdsvis lite nedbør i flere områder i 1995, 1997 og 2006, mens det var forholdsvis mye nedbør i 1988 (i sør) og 2011. Det var signifikant økning i sommernedbøren i TOV-perioden for Dividalen (**tabell 2.3**).
- Om høsten var det forholdsvis lite nedbør i flere av områdene i 1993, 2002 og 2010, mens det var nokså mye nedbør i 2000, 2005 og 2017. Det var ingen signifikante endringer i høstnedbør over TOV-perioden i noen områder, men en klar tendens til økning for Dividalen (**tabell 2.3**).
- Nedbørsummen for vekstsesongen (mai-oktober) viste tendens til økning for de fleste områdene (signifikant for Åmotsdalen og Dividalen), mens det var tendens til nedgang for Børgefjell (**figur 2.5, tabell 2.3**).
- Antall nedbørsdager i mai-oktober viste signifikant økning for Lund, Solhomfjell, Møsvatn og Åmotsdalen, men tendens til nedgang for Børgefjell (**figur 2.5, tabell 2.3**).
- Antall dager med snødekke var gjennomgående lavere for Lund og Solhomfjell enn for de øvrige områdene (**figur 2.6**). Det var tendens til nedgang i antall dager med snødekke for de fleste områdene (signifikant for Lund, Møsvatn og Børgefjell), men ikke for Solhomfjell og Dividalen (**tabell 2.3**).
- Gjennomsnittlig snødyp i perioden desember-april varierer en god del mellom år og områder (**figur 2.6**). Det er en tendens til reduksjon i snødyp for flere av områdene (signifikant for Møsvatn og Børgefjell), men en signifikant økning i snødyp for Dividalen (**tabell 2.3**).

2.2.2 Overvåkingsområdene i granskog

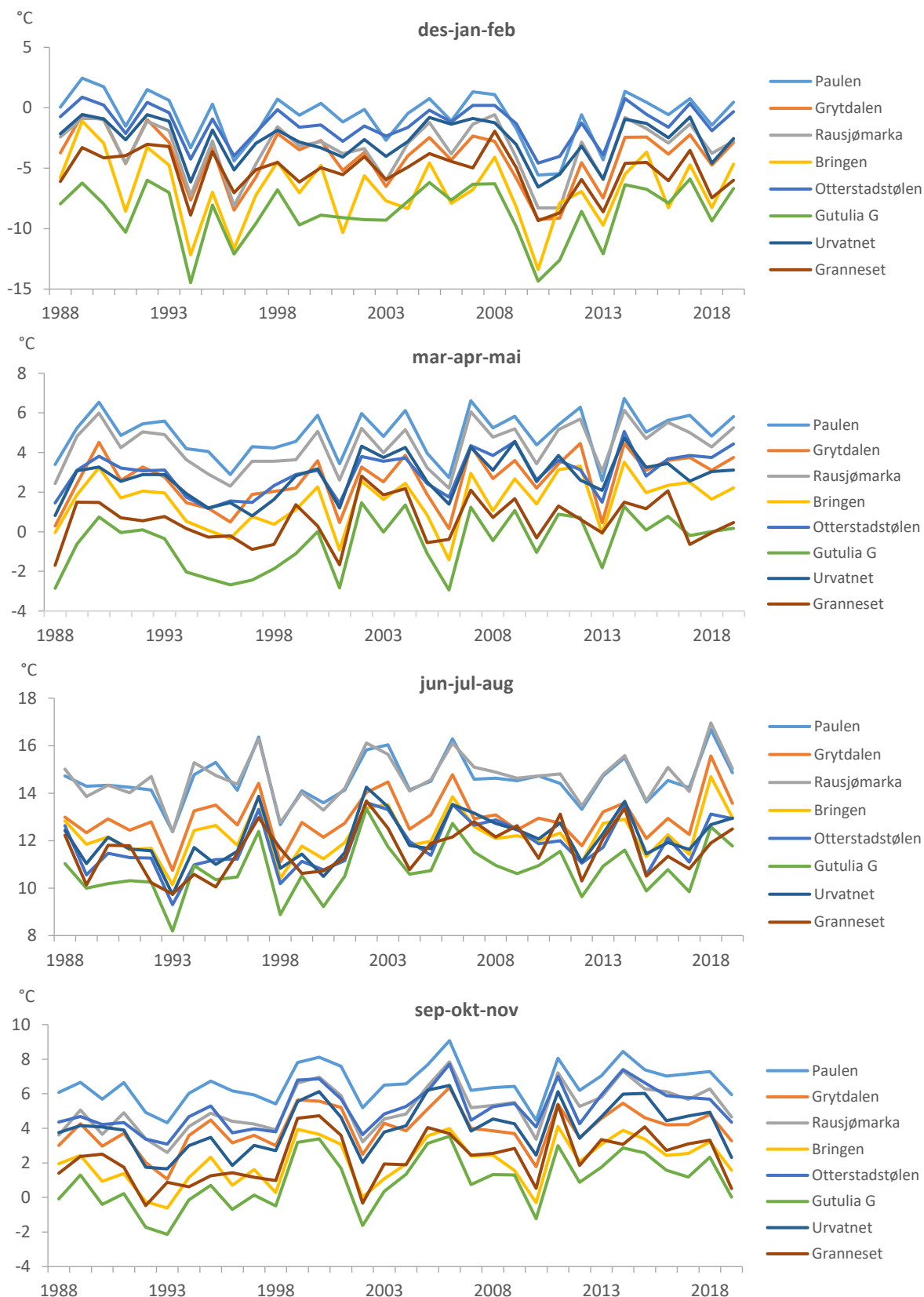
Variasjonen i klimaet for områdene i granskog (utenom Solhomfjell) gjennom overvåkingsperioden er illustrert i **figur 2.7-2.11** og **tabell 2.4**. Hovedmønsteret er:

- Det sørligste området Paulen har gjennomgående høyest middeltemperatur i alle årstider, mens Rausjømarka ligger høyt vår og sommer (**figur 2.7**). Høst og vinter er middeltemperaturen også relativt høy i kystnære områder som Otterstadstølen og Urvatnet. Gutulia G har lavest middeltemperatur i alle årstider. Dette er reflektert i lengden på vekstsesongen og temperatursum gjennom året, som begge er høyest for Paulen og Rausjømarka og lavest for Gutulia G og Granneset (**figur 2.9**).
- Middeltemperaturen om vinteren lå vesentlig under snittet for overvåkingsperioden for minst fire av områdene i årene 1994, 1996, 2010, 2011 og 2013, mens den lå over snittet i 1989, 1990, 1992, 2005, 2008 og dels 2014 og 2017 (**figur 2.7**). Det var ingen signifikant trend i vintertemperaturen gjennom TOV-perioden for noen av områdene (**tabell 2.4**).
- Middeltemperaturen om våren lå vesentlig under snittet for perioden i årene 1988, 1995-1997, 2001, 2006 og 2013, mens den lå over snittet i 1990, dels i 2002, 2004, 2007, dels i 2009, 2012 og 2014 (**figur 2.7**). Det var tendens til økt middeltemperatur om våren i TOV-perioden for alle områder; tendensen var signifikant for Grytdalen, Otterstadstølen, Gutulia G og Urvatnet (**tabell 2.4**).
- Middeltemperaturen om sommeren lå vesentlig under snittet for perioden i årene 1989 (delvis), 1993, 1998, 2000 og 2012, mens den lå over snittet i 1997, 2002, 2003, 2006, 2014 (delvis) og 2018 (**figur 2.7**). Det var tendens til økning i middeltemperaturen om sommeren i TOV-perioden for alle områder, men bare signifikant for Otterstadstølen (**tabell 2.4**).
- Middeltemperaturen om høsten lå vesentlig under snittet for perioden i årene 1992, 1993, dels i 1996 og 1998, 2002 og 2010, mens den lå over snittet i 1999, 2000, 2005, 2006, 2011, 2014 og 2015 (**figur 2.7**). Det var signifikant eller nær signifikant økning i middeltemperaturen om høsten i TOV-perioden for alle områder (**tabell 2.4**).
- Vekstsesongens lengde (beregnet som antall dager med middeltemperatur $>5^{\circ}\text{C}$ og uten snødekke) viste signifikant eller nær signifikant økning i TOV-perioden for alle områder (**figur 2.9, tabell 2.4**).
- Temperatursummen (beregnet som summen av daggrader $>5^{\circ}\text{C}$) viste signifikant økning for alle områder (**figur 2.9, tabell 2.4**).
- Nedbøren er gjennomgående vesentlig høyere i Otterstadstølen enn i de andre områdene, mens spesielt Gutulia G har lavere nedbør enn de øvrige områdene i alle årstider utenom sommeren (**figur 2.8**). Det gjelder også for nedbørsummen i vekstsesongen (mai-okt), men ikke i samme grad for antall dager med nedbør i denne perioden (**figur 2.10**). Det er ellers betydelig variasjon mellom områdene i nedbør pr. kvartal, og det er få år med sammenfallende mønstre (**figur 2.8**).
- Det var forholdsvis lite nedbør om vinteren i flere av områdene i årene 1992, 1996, 2010, 2013 og 2017, mens det var forholdsvis mye nedbør om vinteren i årene i 1990, 2008 og 2014. Det var signifikant nedgang i vinternedbøren i TOV-perioden for Granneset, men ellers få konsistente mønstre (**tabell 2.4**).
- Om våren var det forholdsvis lite nedbør i flere områder i 1990, 1991, 1993, 1996 og 2018, mens flere av områdene hadde relativt mye nedbør i 2015. Det var signifikant økning i vårnedbøren i TOV-perioden for Bringen, men også noen av de andre områdene hadde tendens til økt vårnedbør (**tabell 2.4**).
- Om sommeren var det forholdsvis lite nedbør i flere områder i 1996, 1997 og 2006, mens det var forholdsvis mye nedbør i 1988 og 2011. Det var ingen klare endringer i sommernedbøren i TOV-perioden for områdene (**tabell 2.4**).
- Om høsten var det forholdsvis lite nedbør i noen av områdene i 1993, 2002 og 2007, mens det var nokså mye nedbør i 2000 og 2006. Det var ingen signifikante endringer i høstnedbør over TOV-perioden i noen områder, men en viss tendens til økning for flere av dem (**tabell 2.4**).

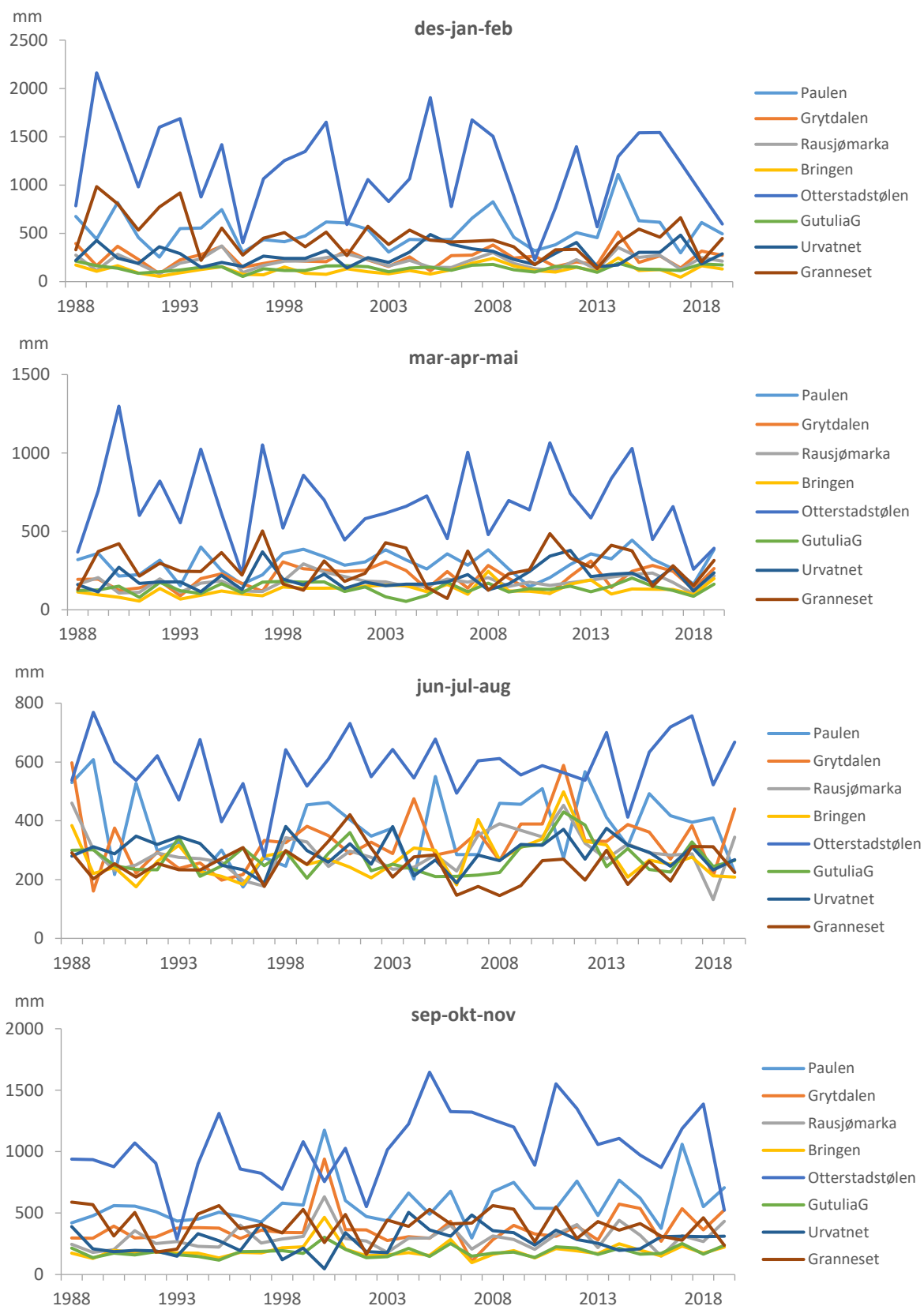
- Nedbørsummen for vekstsesongen (mai-oktober) viste tendens til økning for de fleste områdene (signifikant for Paulen, Grytdalen, Otterstadstølen), mens det var tendens til nedgang for Granneset (**figur 2.10, tabell 2.4**).
- Antall nedbørsdager i mai-oktober viste signifikant økning for alle områder unntatt Gutulia G (**figur 2.10, tabell 2.4**).
- Antall dager med snødekke var gjennomgående lavere for Paulen og Rausjømarka enn for de øvrige områdene (**figur 2.11**). Det var bare en svak tendens til nedgang i antall dager med snødekke for de fleste områdene (mest tydelig for Gutulia G), men ikke for Paulen (**tabell 2.4**).
- Gjennomsnittlig snødyp i perioden desember-april varierte en god del mellom år og områder (**figur 2.11**). Det var ingen klar tendens til endring i snødyp over TOV-perioden (**tabell 2.4**).

Tabell 2.4 Klimatrender pr. kvartal for overvåkingsområdene i granskog (utenom Solhomfjell) gjennom overvåkingsperioden 1988-2019. Områdene i tabellen er sortert fra sør (Paulen) til nord (Granneset). Trendene er angitt som Pearsons korrelasjonskoeffisient mellom år og klimavariablene, med fortegn for negativ eller positiv utvikling for henholdsvis middeltemperatur og nedbør pr. kvartal, vekstsesongens lengde, sum daggrader >5°C gjennom året, antall nedbørsdager og nedbør mai-oktober, antall dager med snødekke og gjennomsnittlig snødyp desember-april. Dataene er interpolerte klimadata fra Meteorologisk institutt (jf. **figur 2.2-2.3**). Statistisk signifikante korrelasjonsverdier ($p < 0,05$) er uthevet. Kvartalene omfatter: Vinter des-jan-feb, Vår mar-apr-mai, Sommer jun-jul-aug, Høst sep-okt-nov.

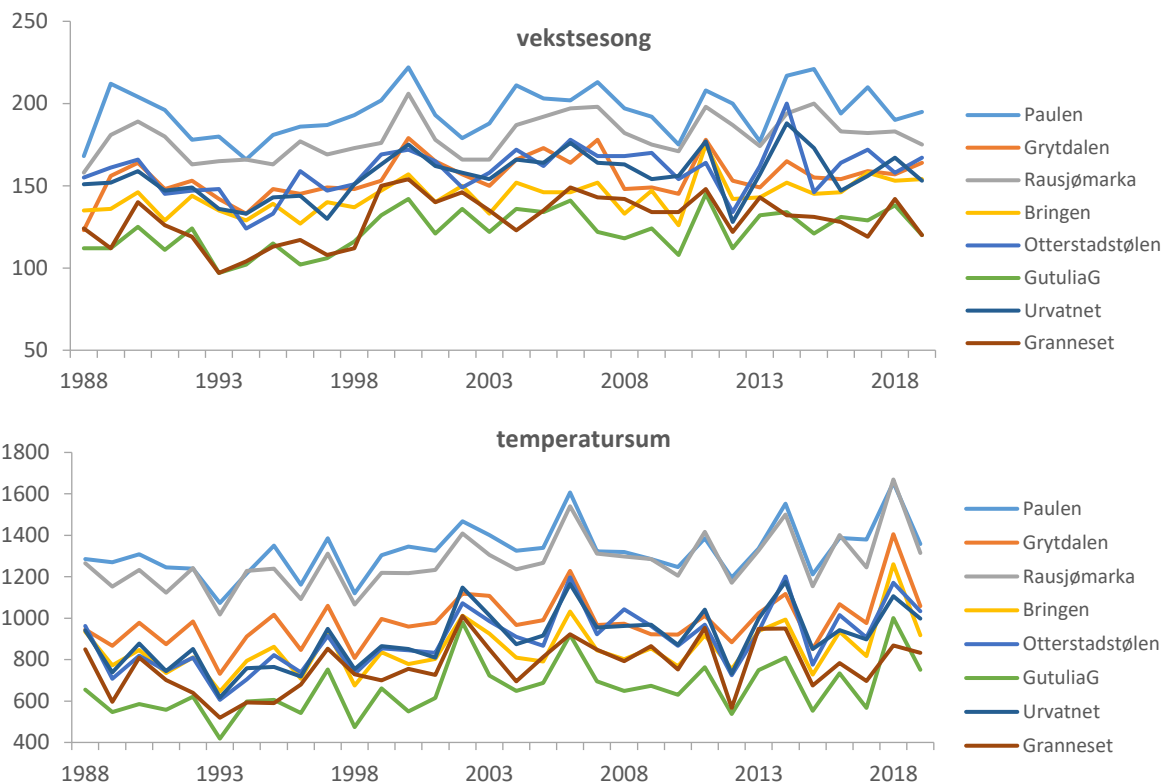
	Paulen	Grytdalen	Rausjømarka	Bringen	Otterstadstølen	Gutulia G	Urvatnet	Granneset
<i>Temperatur</i>								
Vinter	-0,167	-0,168	-0,051	-0,141	-0,060	0,044	-0,163	-0,273
Vår	0,219	0,356	0,298	0,292	0,444	0,380	0,387	0,151
Sommer	0,207	0,228	0,265	0,234	0,357	0,296	0,321	0,287
Høst	0,348	0,327	0,521	0,412	0,472	0,437	0,364	0,357
<i>Nedbør</i>								
Vinter	0,061	0,038	0,048	0,190	-0,215	0,115	0,141	-0,429
Vår	0,103	0,222	0,232	0,439	-0,151	0,045	0,265	0,004
Sommer	0,069	0,218	0,078	0,138	0,178	0,101	-0,075	-0,076
Høst	0,325	0,178	0,180	0,080	0,311	0,234	0,240	-0,166
Vekstsesong	0,323	0,374	0,421	0,501	0,374	0,467	0,389	0,355
Daggrader>5°C	0,445	0,428	0,520	0,391	0,559	0,436	0,528	0,392
Nedbørsdager mai-okt	0,615	0,421	0,481	0,694	0,476	0,150	0,414	0,399
Nedbør mai-okt	0,394	0,344	0,250	0,286	0,354	0,239	0,219	-0,277
Snødekkedager	0,101	-0,138	-0,167	-0,164	-0,236	-0,340	-0,154	-0,097
Snødyp des-apr	0,121	-0,022	-0,029	-0,038	0,154	-0,091	0,147	0,002



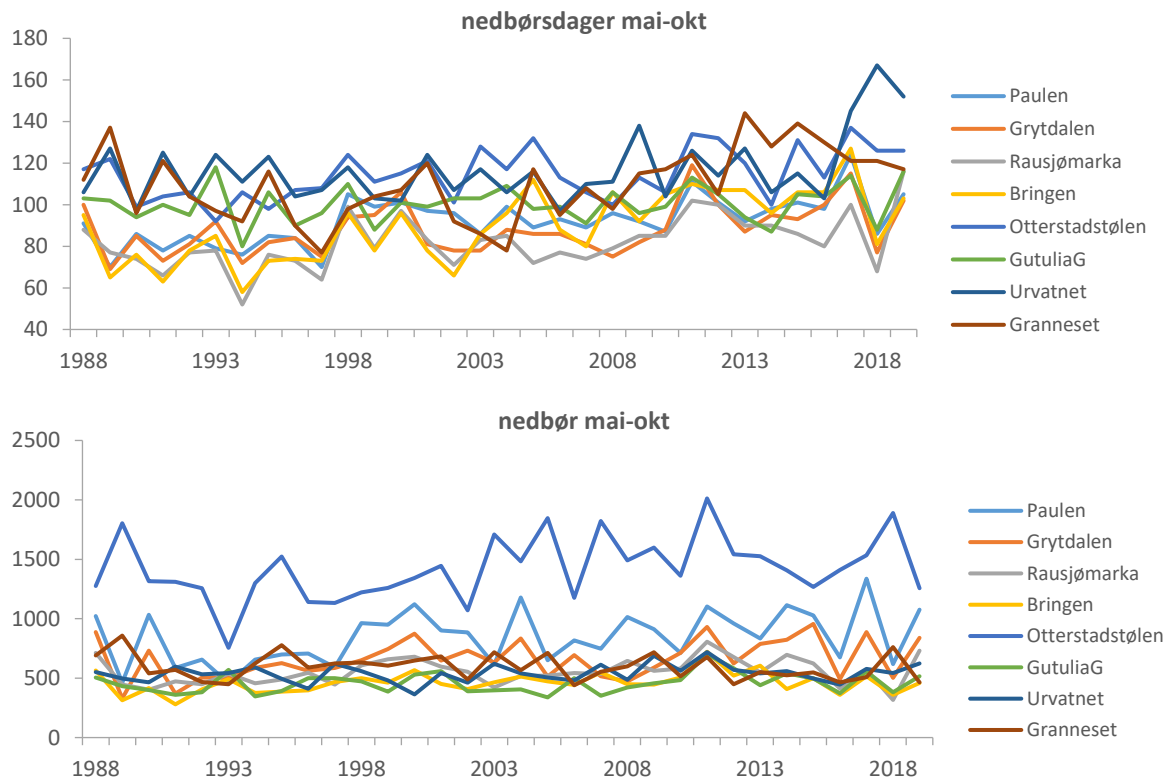
Figur 2.7 Middeltemperaturer (°C) for TOV-områdene i granskog (utenom Solhomfjell) (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Meteorologisk institutt, tilrettelagt av Stefan Blumen-trath, NINA). Dataene er gitt som gjennomsnitt for perioder på 3 måneder (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra og med desember 1987 til og med november 2019.



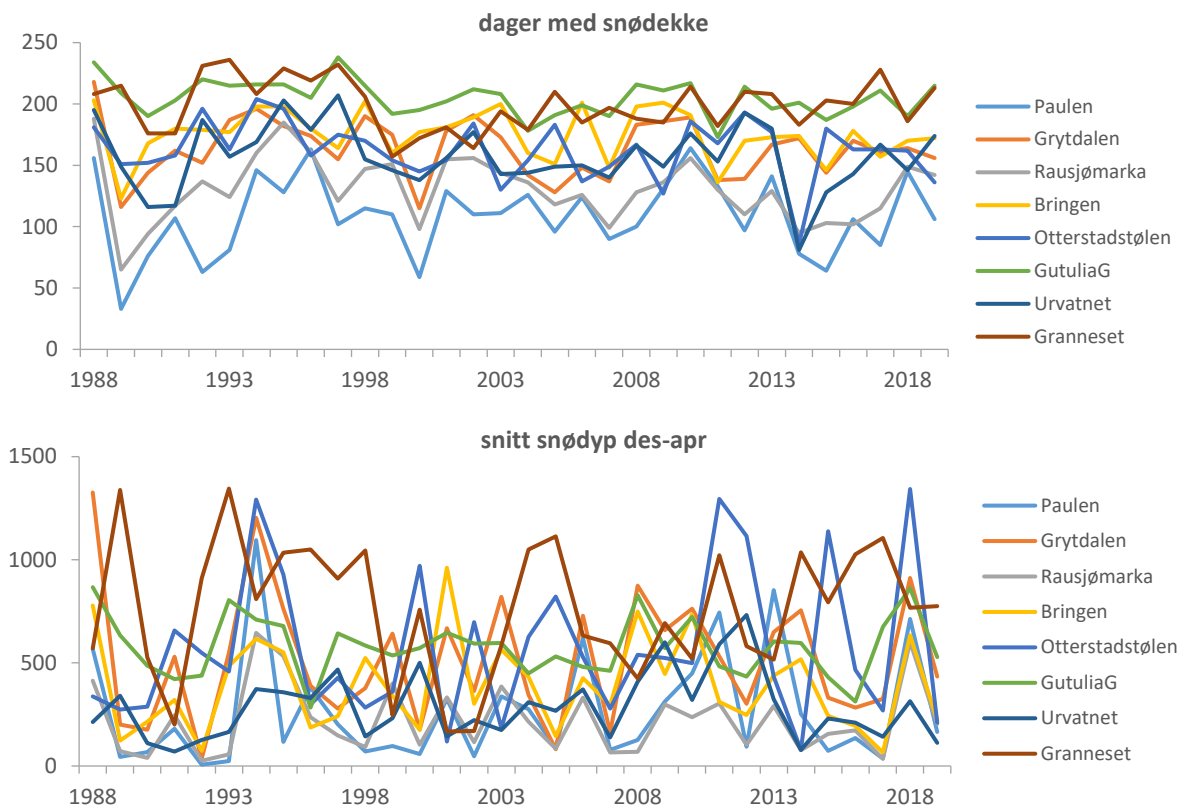
Figur 2.8 Nedbørsmengde (mm) for TOV-områdene i granskog (utenom Solhomfjell) (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Meteorologisk institutt, tilrettelagt av Stefan Blumen-trath, NINA). Dataene er gitt som nedbørssummer pr. kvartal (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra og med desember 1987 til og med november 2019.



Figur 2.9 Utvikling i lengde av vekstsesongen (antall dager med middeltemperatur $>5^{\circ}\text{C}$ og uten snødekke) og temperatursum (sum av antall grader $>5^{\circ}\text{C}$ gjennom året) i TOV-områdene i granskog (utenom Solhomfjell).



Figur 2.10 Utvikling i antall nedbørsdager (dager med $\geq 0,1$ mm nedbør) og sum nedbør (mm) i perioden mai-oktober i TOV-områdene i granskog (utenom Solhomfjell).



Figur 2.11 Antall dager med snødekke (basert på dager med angitt snødyp >0 mm) og i gjennomsnittlig snødyp (mm) i perioden desember-april i TOV-områdene i granskog (utenom Solhomfjell).

2.3 Beiteaktivitet i TOV-områdene

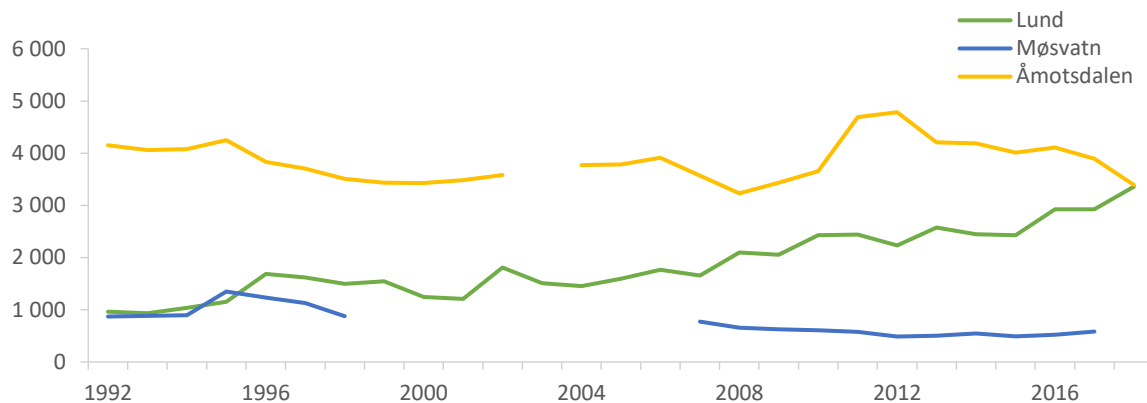
TOV-områdene er i utgangspunktet lagt slik at direkte arealpåvirkning og inngrep ikke skal finne sted. Imidlertid er de fleste bjørkeskogsområdene preget av tidligere og pågående utmarksbruk, spesielt husdyrbeite og setring eller reindrift. Vi har ikke presise data for påvirkningen av slik utmarksbruk i de enkelte TOV-områdene, verken tilbake i tid eller i dag. Dels er det vanskelig å skaffe relevante data for mengde husdyr og tamrein i de ulike områdene over tid. Dessuten vil den faktiske påvirkningen fra beitedyra følge deres lokale utnytting av de ulike beiteressursene i landskapet. Uten detaljerte studier av beitedyras forekomst og beiteaktivitet i TOV-områdene kan vi bare gi et grovt bilde av den generelle beiteaktiviteten i og omkring TOV-områdene.

Husdyrbeite, i hovedsak av sau, men i de senere årene også dels av storfe, foregår i overvåkningsområdene i Lund, Møsvatn og Åmotsdalen, mens tamrein bruker områdene i Gutulia, Børgefjell og Dividalen. Det er ikke organisert beitebruk i Solhomfjell eller i øvrige granskogsområder. **Figur 2.12** viser utviklingen i husdyrbeite for beitelagene som omfatter henholdsvis Lund, Møsvatn og Åmotsdalen, mens **figur 2.13** viser reintallene for reinbeitedistriktene rundt Gutulia og Børgefjell. I Dividalen har svenske reieiere sommerbeite, og vi har ikke funnet relevante tall for reinbestanden her. Figurene viser bruttotallene, uten å regne disse om til beitedyr eller rein pr. arealenhet, siden poenget her er å vise utviklingen over tid og ikke en sammenlikning av beitepress i de ulike områdene.

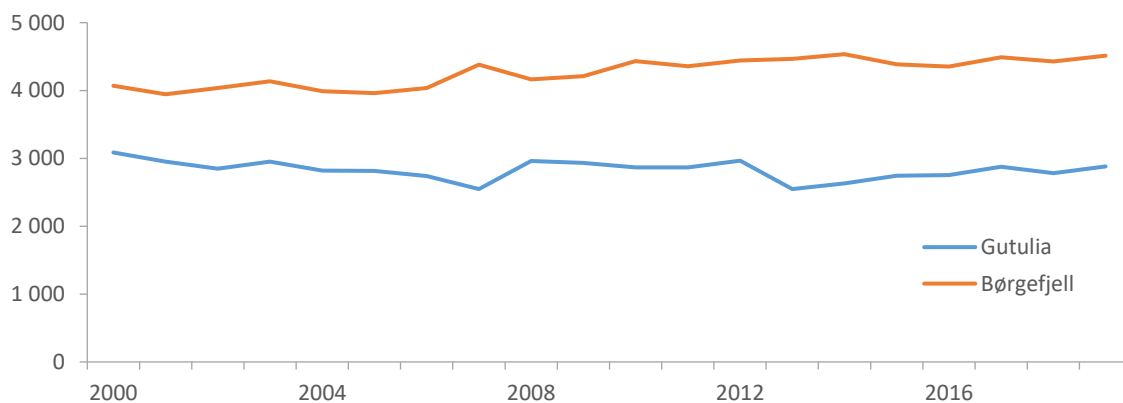
Beiteaktiviteten rundt Åmotsdalen synes totalt å ha vært nokså stabil gjennom TOV-perioden (**figur 2.12**), men med en svak nedgang for sauebeite og økt storfebeite fra ca. 2010. Rundt Lund har det vært en jevn oppgang i beiteaktiviteten av sau og utover på 2000-tallet også av

storfe. Derimot har det vært noe nedgang rundt Møsvatn (der det ikke er storfebeite); her mangler vi data for åtte år i midten av perioden, samt for 2018.

Ut fra reintallene som er oppgitt for de aktuelle reinbeitedistriktene, synes det ikke å være noen vesentlig endring i beiteaktiviteten fra tamrein i TOV-områdene Gutulia og Børgefjell siden 2000 (**figur 2.13**).



Figur 2.12 Antall husdyr på beite rundt TOV-områdene. Tallene viser antall sau og lam, samt antall storfe omregnet til saueekvivalenter (ut fra gjennomsnittlig krav til fôropptak i utmark; storfe bare i Lund og Åmotsdalen). Tallene gjelder for områdene til de relevante beitelagene: Lund nordre sankelag, Vestfjorddalen sankelag (Møsvatn), Soløyfjellet beitelag (Åmotsdalen). Brudd i dataseriene viser manglende data. Data for 2019 var ikke tilgjengelig innen ferdigstilling av rapporten. (Data fra NIBIO: Kilden)



Figur 2.13 Reintall for reinbeiteområdene Elgå (Gutulia) og Østre Namdal (Børgefjell) pr. 31. mars i aktuelt år. Tallene for 2000-2002 er hentet fra www.reinbase.no, tallene for 2003-2019 fra Landbruksdirektoratet (2013, 2016, 2019).

3 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Grytdalen naturreservat

Tonje Økland, Jørn-Frode Nordbakken og Kristin Daugstad

Formålet med vegetasjonsovervåkingen er å dokumentere og forstå endringer i artssammensetningen i markvegetasjonen som følge av naturlig økosystemdynamikk og menneskeskapt påvirkninger som forurensinger og klimaendringer.

Vegetasjonsovervåkingen i granskog ble startet opp av daværende Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (NIJOS) i 1988 (T. Økland 1990, 1996). NIJOS (nå del av Norsk institutt for bioøkonomi, NIBIO) etablerte og analyserte to områder pr. år fra 1988 til 1992, til sammen ti områder (se **figur 2.1**). Vegetasjonen i 50 analyseflater i hvert område ble re-analysert hvert 5. år til og med 4. omløp for åtte av de ti områdene. I 1988 etablerte Universitetet i Oslo tilsvarende overvåking i Solhomfjellområdet (Gjerstad, Aust-Agder; R. Økland & Eilertsen 1993). Etter 2005 har vegetasjonsovervåkingen i granskog vært inkludert i TOV-programmet, med finansiering fra Miljødirektoratet for overvåking i åtte av de opprinnelige ti områdene, med ett område pr. år (se **figur 2.1, tabell 2.2**). Derved ble omløpstiden økt fra fem til åtte år, og analysene i 5. omløp ble utført åtte år etter 4. omløp for fem av områdene. I 2015 ble 5. omløp fullført; dvs. at analyseflatene i alle de åtte granskogsområdene som overvåkes i regi av NIBIO, da var analysert fem ganger. 6. omløp ble påbegynt i 2016 med analyse av flatene i Rausjømarka i Østmarka naturreservat. I 2017, 2018 og 2019 ble flatene i henholdsvis Gutulia nasjonalpark, Paulen naturreservat og Grytdalen naturreservat analysert for 6. gang. Tilsammen er 397 av de opprinnelig 400 analyseflatene i de åtte områdene analysert fem ganger (to analyseflater i Bringen analysert fem ganger og én i Gutulia kan nå ikke analyseres pga. store trær som har falt over dem) og 199 av disse er analysert seks ganger (se kapittel 4), samt at 61 granskogsflater i Solhomfjell er analysert i syv ganger.

De 50 permanente analyseflatene i Grytdalen naturreservat i Drangedal kommune (se **figur 2.1** og **tabell 2.2**) ble første gang analysert i 1988 (T. Økland 1996) og har tidligere vært re-analysert i 1993, 1998, 2003 og 2011 (T. Økland 2004a,b, T. Økland et al. 2012). Feltarbeidet i 2019 (**figur 3.1**) ble utført i slutten av juli og begynnelsen av august. For områdebeskrivelser med geografisk beliggenhet og klimautvikling se kapittel 2, samt T. Økland (1996) og T. Økland et al. (2012) for flere detaljer.

3.1 Metoder

Metodene for overvåking av markvegetasjon ble utviklet i 1987/1988 og er i all hovedsak lik for granskog og bjørkeskog og følger de metodene som tidligere er beskrevet av T. Økland (1990, 1996), Lawesson et al. (2000) R. Økland & Eilertsen (1993). Metodene som opprinnelig ble utviklet for å overvåke effekter av langtransportert luftforurensing, har også vist seg godt egnet til å fange opp effekter av klimaendringer på markvegetasjonen (se bl.a. T. Økland et al. 2001, 2004a,b, T. Økland et al. 2009, Nordbakken et al. 2010, T. Økland et al. 2011, 2012, 2013, 2015, 2016, 2017, 2019a,b og T. Økland & Nordbakken 2014).

Se publikasjonene nevnt ovenfor for detaljerte metodebeskrivelser og plassering av analyseflatene. I korthet ble det ved oppstarten av overvåkingen i hvert overvåkingsområde subjektivt lagt ut 10 'makroruter' à 5 x 10 m som dekker variasjonen langs de viktigste lokale miljøgradientene. Innenfor hver av de 10 makrorutene ble det trukket ut tilfeldige posisjoner for fem analyseflater à 1 x 1 m. Mengden av alle plantearter i hver 1 m² analyseflate har ved hvert analysetidspunkt blitt registrert med to ulike metoder; forekomst/fravær i hver av 16 småruter (smårutefrekvens; jf. T. Økland 1988) og prosent dekning i hele 1 m² analyseflata, bortsett fra i 1988 da bare smårutefrekvens ble registrert. Ved første gangs analyse i 1988 ble en rekke miljøvariabler registrert i og ved analyseflatene (bl.a. jordkjemiske og jordfysiske variabler, terreng- og trevariabler).



Figur 3.1 Feltarbeid i Grytdalen 2019. Foto: Tonje Økland, NIBIO.

Sammenhenger mellom vegetasjonsgradienter og lokale og regionale miljøgradienter i granskog er beskrevet og analysert i detalj 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 og tolke vegetasjonsøkologiske gradienter ved første gangs registrering i 1988 (T. Økland 1996) og for å undersøke endringer over tid. Wilcoxon signed rank test er brukt for å analysere endringer mellom analyseomløp for artsantall, endringer i enkeltartenes mengder og endringer i artssammensetning langs tolkede ordinasjonsakser (jf. T. Økland et al. 2001, 2004a,b). Kendall's ikke-parametriske korrelasjons-koeffisient τ (jf. Sokal & Rohlf 1995) mellom de opprinnelige, tolkede DCA-aksene og aksene i den nye ordinasjonsanalysen ble beregnet.

Endringer i smårutefrekvens for enkeltarters mengder basert på smårutefrekvens er analysert for 31-årsperioden fra 1988 til 2019 og for periodene mellom 1988 og 2019. Endringer i enkeltartenes prosent dekning i flatene er undersøkt for 26-årsperioden fra 1993 (første registreringsår for prosent dekning i Grytdalen) til 2019 og for periodene mellom 1993 og 2019.

Det ble i 2019 satt ut en ny type loggere, TMS 4 (<https://tomst.com/web/en/systems/tms/tms-4/>) som har sensorer som logger jordtemperatur, jordfuktighet og lufttemperatur, sentralt i hver makrorute (mest mulig representativt for de fem analyseflatene i hvert felt). Det ble også registrert mengde av sopp-skader på blåbær, smågnageravføring og beitepåvirkning. Det var litt sopp-skader på blåbær i en del flater samt stedvis en del beiteskader. I hovedsak var det beiteskader på blåbær som trolig skyldes elg, samt en del insektgnag. Tall for sopp- og beiteskader på blåbær og smågnageravføring i flatene rapporteres ikke foreløpig, da det ble registrert første gang i Grytdalen i 2019.

3.2 Vegetasjonsendringer i Grytdalen i perioden 1991–2019

Endringer i antall arter totalt registrert for artsgruppene i vegetasjonsflatene

I de 50 prøveflatene ble det i 2019 registrert totalt 86 arter: 30 karplantearter, 23 bladmosearter, fire torvmosearter, 24 levermosearter og fem lavararter (**tabell 3.1**). Av karplantene ble det, som i 2011, registrert 19 urter, bregner og karsporeplanter, og fem graminider, mens det ble registrert seks vedaktige plantearter (inkludert lyngarter), én art mindre enn i 2011. Totalt antall levermosearter var likt som i 2011, mens antall bladmosearter var redusert med én art og antall lavararter var økt med én art. Det totale artsantallet ble således bare redusert med én art fra 2011 til 2019, men er redusert med 12 arter i 31-årsperioden siden første gangs analyse i 1988. Levermoser er den artsgruppen som har hatt størst endring i 31-årsperioden, med en endring fra 29 arter i 1988 til 24 arter i 2011; dvs. en reduksjon på fem arter. Det er i alt registrert 114 arter fra 1988 til 2019. Antall torvmosearter som ble registrert er likt for alle registreringsårene.

Tabell 3.1 Antall arter i ulike artsgrupper registrert i de permanente analyseflatene i overvåkingsområdet i Grytdalen naturreservat i de enkelte analyseårene og totalt.

Artsgruppe	1988	1993	1998	2003	2011	2019	Totalt
Vedaktige planter inkl. lyngarter	7	6	7	7	7	6	7
Urter og karsporeplanter	22	19	19	21	19	19	24
Graminider	5	5	6	6	5	5	6
<i>Karplanter totalt</i>	34	30	32	34	31	30	37
Bladmoser (unntatt torvmoser)	26	25	24	26	24	23	33
Torvmoser	4	4	4	4	4	4	4
Levermoser	29	24	26	26	24	24	33
<i>Moser totalt</i>	59	53	54	56	52	51	70
Lav	5	5	5	6	4	5	7
<i>Kryptogamer totalt</i>	64	58	59	62	56	56	77
Totalt alle artsgrupper	98	88	91	96	87	86	114

Endring i antall arter i vegetasjonsflatene

For den siste perioden, 2011-2019, er det registrert en signifikant reduksjon bare for antall vedaktige planter (inkludert lyngarter), mens ingen artsgrupper økte signifikant. I gjennomsnitt var det 0,44 færre vedaktige planter pr. flate i 2019 i forhold til 2011 (**tabell 3.2**). For øvrig var det ingen signifikante endringer i artstetthet for noen annen artsgruppe eller totalt for alle artsgrupper i siste periode, men gjennomsnittlig artsantall for levermoser var redusert med 0,52 arter pr. flate (nær signifikant; $p=0,052$).

For hele 31-årsperioden er det registrert signifikant reduksjon i det totale artsantallet fra 1988 til 2019, i gjennomsnitt med 2,92 færre arter pr. flate.

I hele 31-årsperioden var det også signifikante reduksjoner i artsantall pr. flate for de fleste artsgruppene (gjennomsnittlig endring i parenteser): antall vedaktige planter (-0,50), antall urter, bregner og karsporeplanter (-0,84), antall graminider (-0,14), antall karplantearter totalt (-1,48), antall bladmoser u/ torvmoser (-0,66), antall levermoser (-1,38), antall moser totalt (-1,90) og antall kryptogamer (-1,44). Bare artsgruppene torvmoser og lav viste signifikant økning i antall arter pr. flate i 31-årsperioden, i gjennomsnitt med henholdsvis 0,14 og 0,46 arter pr flate.

Endring i mengder av arter i vegetasjonsflatene

Framgang og tilbakegang i mengde for enkeltarter målt som endring i artenes smårutefrekvens er vist i **tabell 3.3** for periodene mellom analyseårene og for 31-årsperioden 1988–2019 (se **vedlegg 3.1** for latinske og norske navn). Tilsvarende tester ble også utført på dataene for artenes prosent dekning i flatene (tabell ikke vist her) for 26-årsperioden fra 1993 til 2019 og mellom

Tabell 3.2 Endring i artsantall i 50 analyseruter à 1 m² (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdet i Grytdalen naturreservat fra 1988 til 2019. M angir middel for endring i artsantall i angitt tidsperiode, n- og n+ antall analyseruter 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 signed rank test; p < 0,05 er uthevet, signifikant reduksjon i artsantall er kursivert og 0,000 betyr < 0,0005). Testen er ikke utført når det har vært endring i artsantall i færre enn 5 analyseruter.

	Endring 1988-1993				Endring 1993-1998				Endring 1998-2003				Endring 2003-2011				Endring 2011-2019				Endring 1988-2019			
	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p
Vedaktige (inkludert lyngarter)	20	4	-0,56	0,000	4	12	0,18	0,039	9	15	0,08	0,549	12	20	0,24	0,097	22	6	-0,44	0,003	26	8	-0,50	0,001
Urter og karsporeplanter	16	6	-0,30	0,016	18	6	-0,44	0,004	9	13	0,10	0,317	15	6	-0,34	0,011	9	13	0,14	0,271	25	3	-0,84	0,000
Graminider	3	0	-0,08		1	2	0,02		1	2	0,02		7	0	-0,14	0,008	3	5	0,04	0,480	6	0	-0,14	0,020
Karplanter totalt	28	6	-0,94	0,000	18	14	-0,24	0,295	12	21	0,20	0,230	22	16	-0,24	0,385	24	15	-0,26	0,207	37	3	-1,48	0,000
Bladmoser u/torvmoser	20	15	-0,14	0,537	17	13	-0,24	0,208	13	20	0,38	0,040	26	10	-0,64	0,004	21	18	-0,02	0,662	30	16	-0,66	0,023
Torvmoser	1	1	0,00		2	3	0,02	0,655	0	2	0,04		0	1	0,02		1	4	0,06	0,180	0	7	0,14	0,008
Levermoser	18	18	0,44	0,222	18	16	-0,22	0,482	20	22	-0,06	0,723	26	10	-1,02	0,001	26	12	-0,52	0,052	30	12	-1,38	0,009
Moser totalt	23	21	0,30	0,663	21	17	-0,44	0,286	17	25	0,36	0,345	32	12	-1,64	0,000	24	18	-0,48	0,211	33	15	-1,90	0,002
Lav	6	11	0,20	0,110	7	10	0,04	0,785	3	14	0,40	0,014	13	1	-0,42	0,002	6	14	0,24	0,076	6	17	0,46	0,003
Kryptogamer totalt	20	21	0,50	0,548	20	18	-0,40	0,442	16	27	0,76	0,065	35	9	-2,06	0,000	23	20	-0,24	0,567	31	17	-1,44	0,021
Totalt alle artsgruppert	28	16	-0,44	0,234	24	20	-0,64	0,295	18	28	0,96	0,063	35	9	-2,30	0,000	24	17	-0,50	0,322	36	8	-2,92	0,000

Tabell 3.3 Endring i mengde for arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Grytdalen naturreservat i løpet av fire 5-årsperioder og en 8-årsperiode mellom undersøkelsene og for 31-årsperioden 1988-2019, målt som endring i forekomst (frekvens) av artene i småruter. n+: antall analyseruter der arten økte, n-: antall analyseruter der arten avtok i mengde (av totalt 50). p-verdien er knyttet til en test av hypotesen at medianendringen ikke er signifikant forskjellig fra 0 mot det tosidige alternativet (Wilcoxon signed rank test, $p \leq 0,05$ 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 analyseruter. Se **vedlegg 3.1** for latinske og tilhørende norske artsnavn.

	Endring 1988-1993			Endring 1993-1998			Endring 1998-2003			Endring 2003-2011			Endring 2011-2019			Endring 1988-2019		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
Karplanter																		
<i>Picea abies</i>	8	7	0,509	6	6	0,614	8	5	0,747	4	21	0,010	20	8	0,016	7	9	0,915
<i>Pinus sylvestris</i>	15	0	0,001	0	1		1	6	0,058	6	8	0,382	9	0	0,007	15	0	0,001
<i>Sorbus aucuparia</i>	16	6	0,046	12	15	0,816	15	13	0,535	24	7	0,000	12	8	0,202	24	3	0,000
<i>Vaccinium myrtillus</i>	5	2	0,161	4	3	0,233	7	2	0,431	3	4	0,607	4	3	0,792	7	2	0,122
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	24	8	0,001	21	14	0,126	20	17	0,684	19	18	0,805	17	17	0,871	26	17	0,017
<i>Anemone nemorosa</i>	3	2	0,786	4	0		3	2	0	4	1	0,104	2	3	0,581	5	0	0,041
<i>Dryopteris expansa</i>	4	1	0,129	2	2	0,705	2	2		5	0	0,038	1	1		6	0	0,027
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	5	1	0,071	1	0	0,317	1	2	0,414	4	0		1	4	0,157	5	1	0,141
<i>Linnea borealis</i>	6	1	0,034	5	1	0,202	3	0		2	1		1	2		8	0	0,012
<i>Lycopodium annotinum</i>	13	1	0,002	11	0	0,003	2	6	0,065	4	5	0,514	5	6	0,449	12	5	0,055
<i>Maianthemum bifolium</i>	9	11	0,925	3	13	0,012	14	5	0,023	18	1	0,000	4	11	0,137	15	7	0,02
<i>Melampyrum pratense</i>	17	11	0,211	18	9	0,050	4	20	0,001	16	9	0,013	15	11	0,654	18	9	0,039
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	4	9	0,459	11	1	0,004	2	10	0,006	7	6	0,598	7	5	0,301	9	7	0,546
<i>Oxalis acetosella</i>	6	0	0,026	4	2	0,673	0	6	0,027	4	2	0,196	4	0		5	0	0,042
<i>Rubus saxatilis</i>	5	0	0,038	3	1	0,461	2	3	0,480	3	1		1	1		5	0	0,041
<i>Solidago virgaurea</i>	7	1	0,023	6	0	0,024	3	3	0,739	2	3	0,891	0	3		8	2	0,021
<i>Trientalis europaea</i>	5	2	0,088	5	1	0,194	3	3	0,671	4	2	0,168	2	2	0,705	8	0	0,011
<i>Avenella flexuosa</i>	17	7	0,059	11	9	0,373	7	15	0,032	25	0	0,000	10	18	0,145	22	5	0,000
Bladmoser																		
<i>Dicranum fuscescens</i>	8	25	0,000	10	21	0,052	14	15	0,974	19	11	0,193	23	8	0,019	13	18	0,311
<i>Dicranum majus</i>	16	13	0,414	14	18	0,970	20	10	0,067	23	5	0,001	7	25	0,001	18	17	0,371
<i>Dicranum scoparium</i>	11	26	0,043	12	22	0,057	14	23	0,006	42	2	0,000	24	21	0,455	32	11	0,045
<i>Hylocomium splendens</i>	23	8	0,006	10	19	0,090	12	18	0,214	12	19	0,219	9	22	0,048	10	32	0,013
<i>Hypnum cupressiforme</i>	0	1		1	0		0	7	0,014	4	3	0,861	4	4	0,886	0	4	
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	10	7	0,362	10	4	0,194	6	7	0,943	8	4	0,661	5	5	0,791	15	2	0,006
<i>Plagiothecium laetum</i> agg.	17	17	0,400	16	23	0,229	22	13	0,079	31	6	0,000	28	5	0,000	35	4	0,000
<i>Pleurozium schreberi</i>	26	6	0,001	20	13	0,126	9	26	0,004	22	13	0,028	22	17	0,024	31	15	0,000

Tabell 3.3 fortsetter

	Endring 1988-1993			Endring 1993-1998			Endring 1998-2003			Endring 2003-2011			Endring 2011-2019			Endring 1988-2019		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
Bladmose forts.																		
<i>Polytrichastrum formosum</i>	2	2		1	1		0	2		1	4	0,480	1	8	0,080	2	8	0,040
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	3	3	0,914	2	2	0,705	2	2		5	1	0,058	3	2	0,785	4	2	0,168
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	4	4	0,669	4	5	0,590	1	7	0,120	7	2	0,020	3	7	0,027	6	6	0,478
<i>Rhytidiadelphus subpinnatus</i> agg.	4	1	0,157	1	2	0,414	2	3	0,480	1	3		3	1		4	1	0,408
<i>Sanionia uncinata</i>	2	2	0,854	1	3	0,705	2	2		3	3	0,671	2	1		2	3	0,891
<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	16	5	0,002	10	5	0,268	5	7	0,780	11	3	0,066	4	4	0,725	14	1	0,003
<i>Sciuro-hypnum starkei</i>	9	7	0,875	8	6	0,196	2	6	0,065	5	6	1,000	6	7	0,832	11	5	0,391
<i>Tetraphis pellucida</i>	2	9	0,033	7	0	0,008	4	6	0,527	6	0	0,024	2	6	0,157	6	5	0,593
Torvmose																		
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	1	6	0,058	2	4	0,395	2	4	0,527	1	7	0,019	2	6	0,671	2	7	0,109
<i>Sphagnum russowii</i>	1	1		0	4		1	3		0	4		3	3	0,750	1	6	0,041
Levermose																		
<i>Barbilophozia attenuata</i>	4	23	0,000	17	10	0,320	16	10	0,080	12	8	0,762	13	11	0,311	10	14	0,750
<i>Barbilophozia barbata</i>	10	12	0,611	14	5	0,186	10	10	0,819	10	8	0,724	10	9	0,855	11	8	0,353
<i>Barbilophozia floerkei</i>	9	11	0,835	10	10	0,881	17	3	0,001	15	1	0,001	8	3	0,042	20	1	0,000
<i>Barbilophozia hatcheri</i>	0	2	0,18	0	5	0,043	5	1	0,058	2	1		1	3		0	4	
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	12	14	0,747	18	11	0,130	15	13	0,782	18	11	0,131	24	9	0,008	28	9	0,001
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	7	10	0,532	8	4	0,715	4	9	0,157	12	3	0,011	6	4	0,877	6	6	0,812
<i>Calypogeia integristipula</i>	2	12	0,007	7	6	0,429	3	11	0,057	13	3	0,017	7	8	0,858	2	11	0,047
<i>Calypogeia muelleriana</i>	3	7	0,175	6	5	1,000	8	4	0,282	4	11	0,060	11	4	0,025	5	7	0,564
<i>Calypogeia neesiana</i>	12	2	0,063	3	6	0,713	5	8	0,110	6	4	0,234	11	3	0,022	13	3	0,006
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	4	1	0,157	1	0	0,317	0	3		2	1		2	2		4	2	0,916
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	6	5	0,889	6	4	0,666	3	10	0,135	15	1	0,001	2	8	0,266	10	5	0,074
<i>Cephaloziella</i> sp.	1	5	0,084	3	2	0,480	3	3	0,914	4	0		0	0		1	0	
<i>Lophocolea heterophylla</i>	21	20	0,979	23	14	0,156	22	16	0,317	19	14	0,114	31	2	0,000	36	3	0,000
<i>Lophozia longidens</i>	4	12	0,023	7	8	0,977	14	0	0,001	2	2		2	3	0,480	5	3	0,388
<i>Lophozia obtusa</i>	12	8	0,156	15	2	0,005	3	6	0,185	7	1	0,024	2	4	0,414	14	1	0,001
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	3	15	0,003	10	17	0,191	11	14	0,892	16	11	0,162	10	10	0,938	9	15	0,110
<i>Ptilidium ciliare</i>	5	4	0,809	5	2	0,796	3	3	0,832	5	2	0,344	5	0	0,042	9	0	0,007
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	4	8	0,356	6	9	0,346	10	5	0,277	6	7	0,475	10	2	0,017	8	3	0,109
<i>Tritomaria quinquedentata</i>	7	6	0,547	8	1	0,019	6	4	0,404	5	3	0,570	4	1	0,131	9	1	0,009

Tabell 3.3 fortsetter

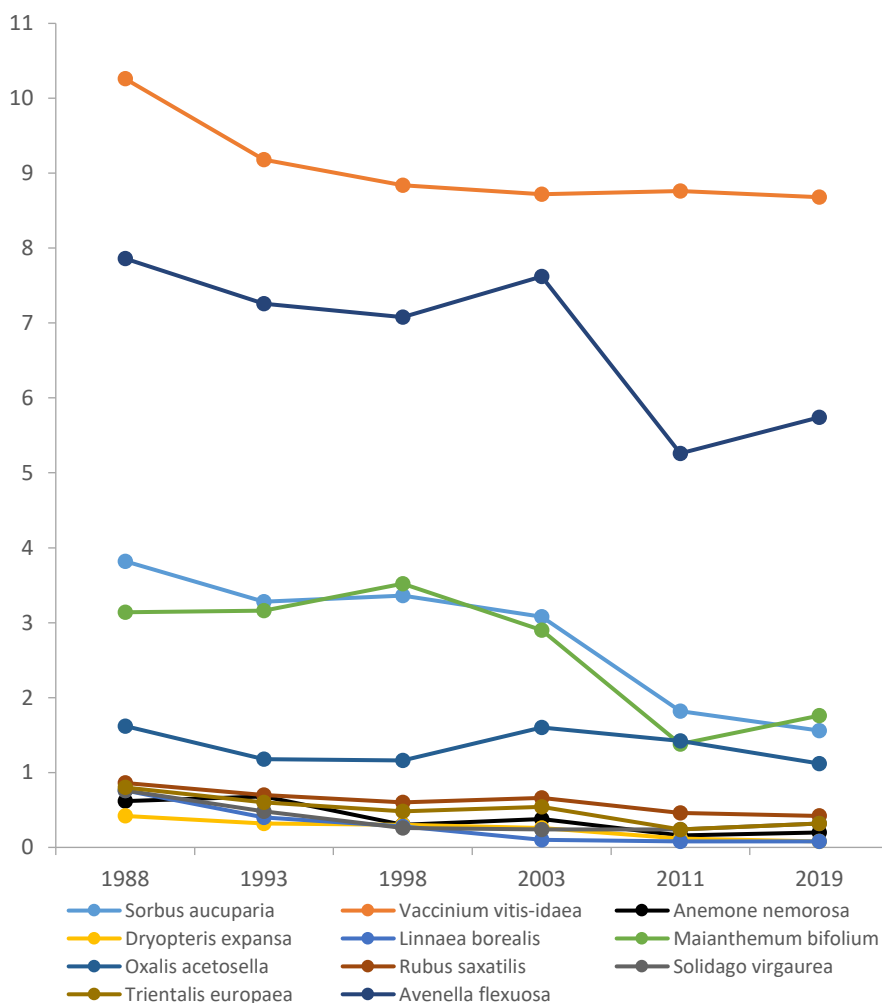
	Endring 1988-1993			Endring 1993-1998			Endring 1998-2003			Endring 2003-2011			Endring 2011-2019			Endring 1988-2019		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
Lav																		
<i>Cladonia bellidiflora</i>	2	0		0	1		1	0		0	3		1	4	0,157	1	6	0,054
<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	8	11	0,520	8	12	0,090	9	14	0,963	16	3	0,011	9	13	0,417	12	11	0,679
<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	7	11	0,161	6	8	0,873	10	15	0,178	18	6	0,004	3	19	0,001	4	20	0,008
<i>Cladonia digitata</i>	1	4	0,180	1	2		3	0		2	0		0	2		0	1	
<i>Cladonia furcata</i>	4	5	0,417	4	4	0,557	0	10	0,004	8	4	0,659	6	4	0,378	5	7	0,245

analyseomløpene. Test av mengdeendring er ikke utført for arter eller enkeltperioder når antall flater med endring var mindre enn fem. Forekomsten av småplanter av trær, småmarimjelle og stormarimjelle er testet, men forekomsten av disse varierer naturlig mellom år (jf. R. Økland 1995b) og regnes derfor ikke med i teksten nedenfor.

I perioden fra 2011 til 2019 har ingen karplantearter blitt signifikant endret i mengde målt som smårutefrekvens. I hele 31-årsperioden fra 1988 til 2019 har det blitt signifikant mindre av 11 karplantearter (av totalt 14 karplantearter testet, **figur 3.2**), gjøkesyre, gullris, hvitveis, linnea, maiblom, rogn, saueteig, skogstjerne (**figur 3.3**), smyle, teiebær og tyttebær, mens ingen arter økte signifikant.

Fra 2011–2019 har to bladmosearter (av totalt 14 testede); glansjammose og furumose, blitt signifikant redusert i mengde (smårutefrekvens), mens tre bladmosearter; blanksigd, etasjemose og kystkransmose har økt signifikant. Ingen torvmoser ble signifikant endret i mengde i løpet av siste periode. Det har blitt signifikant mindre av syv levermoser (av totalt 16 testet) i siste periode, bakkefrynse, barkfrynse, gåsefotskjeggose, lyngskjeggose, stubbeblonde, sumpflak og torvflak, mens ingen økte signifikant i perioden.

Ingen lavarter ble signifikant redusert i mengde i siste periode og bare én lavart (av totalt 4 testet); stubbesyl økte signifikant.

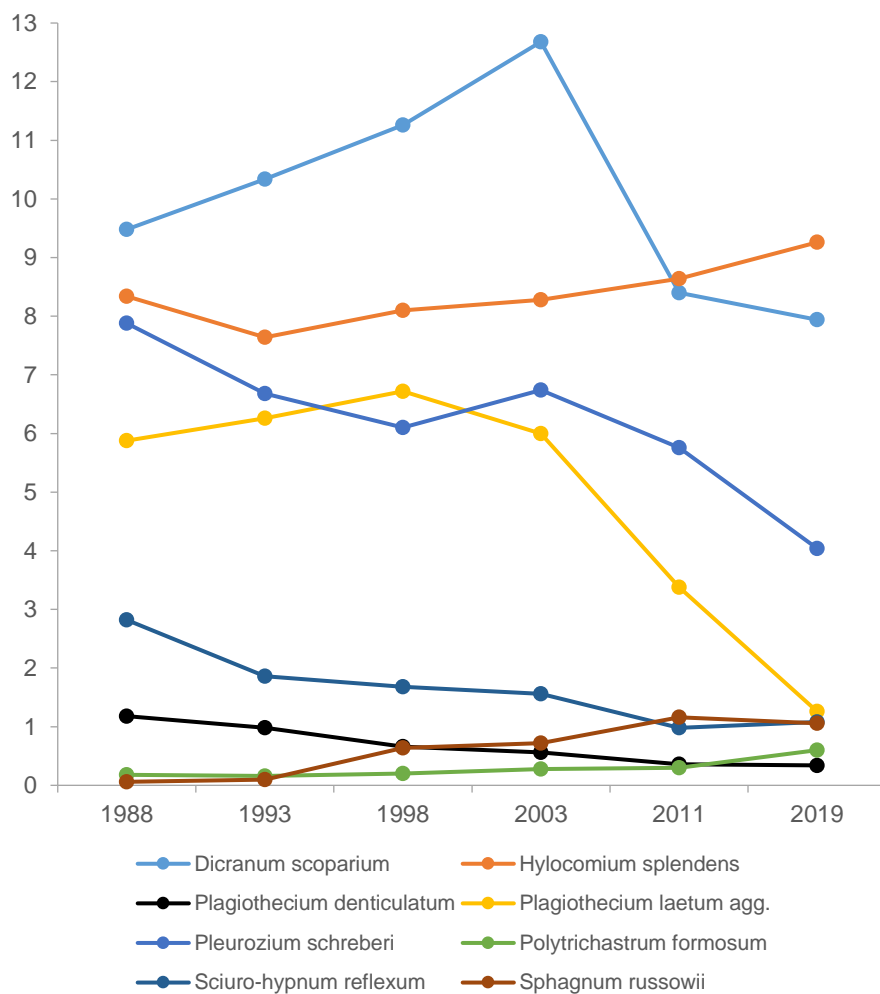


Figur 3.2 Gjennomsnittlig smårutefrekvens for karplanter med signifikant endring 1988–2019.



Figur 3.3 Skogstjerne. Foto: John Y. Larsson, NIBIO.

I 31-årsperioden har fem bladmosearter (av totalt 15 testet) blitt signifikant redusert i mengde (smårutefrekvens), flakjammemose, furumose, glansjammemose, ribbesigd og sprikelundmose (**figur 3.4**), mens to bladmosearter, etasjemose (**figur 3.4, 3.5**) og kystbinnemose, økte signifikant. Av torvmosene ble bare én av de to artene som ble testet, signifikant endret i løpet av 31-årsperioden, tvaretorvmose som økte signifikant (**figur 3.4**).

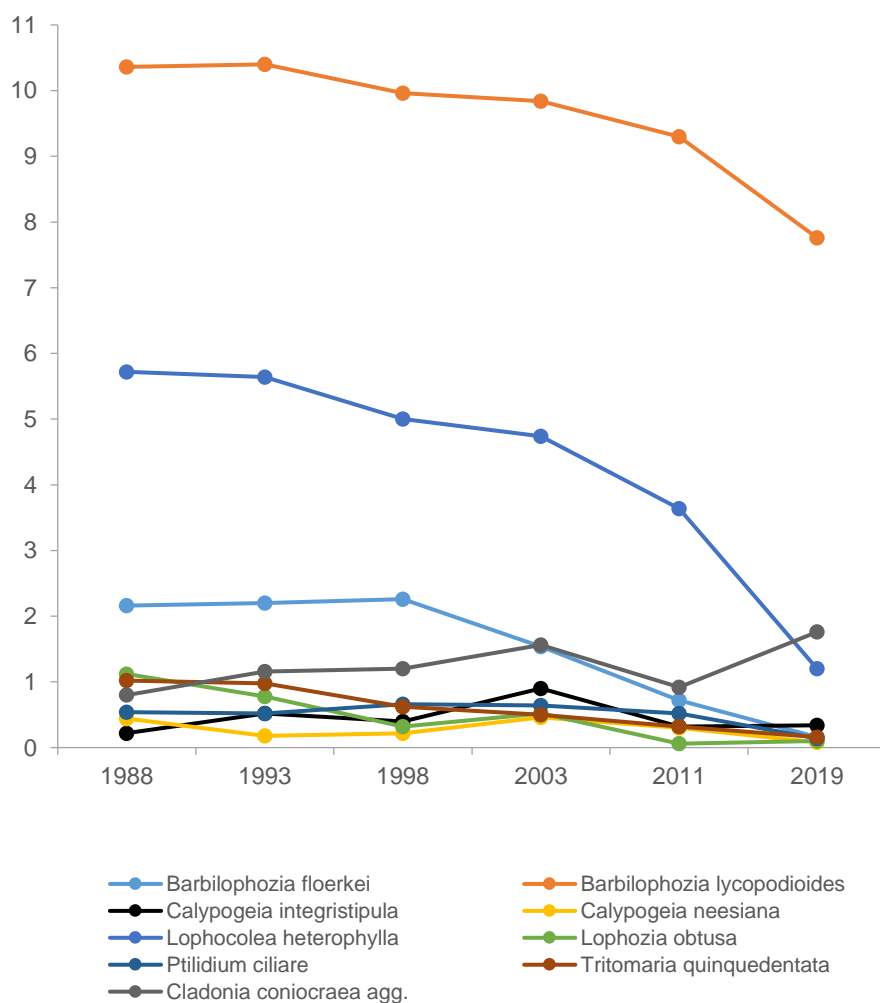


Figur 3.4 Gjennomsnittlig smårutefrekvens for bladmoser og torvmoser med signifikant endring 1988–2019.



Figur 3.5 Etasjemose. Foto: Jørn-Frode Nordbakken, NIBIO.

Det har blitt signifikant mindre av syv levermoser (**figur 3.6**) i løpet av 31-årsperioden (av de totalt 17 som ble testet), bakkefrynse, buttflik, gåsefotskjeggmosse, lyngskjeggmosse, storhogg-tann, stubbeblonde og torvflak. Bare én levermose, skogflak, økte (så vidt) signifikant i mengde i løpet av 31-årsperioden.



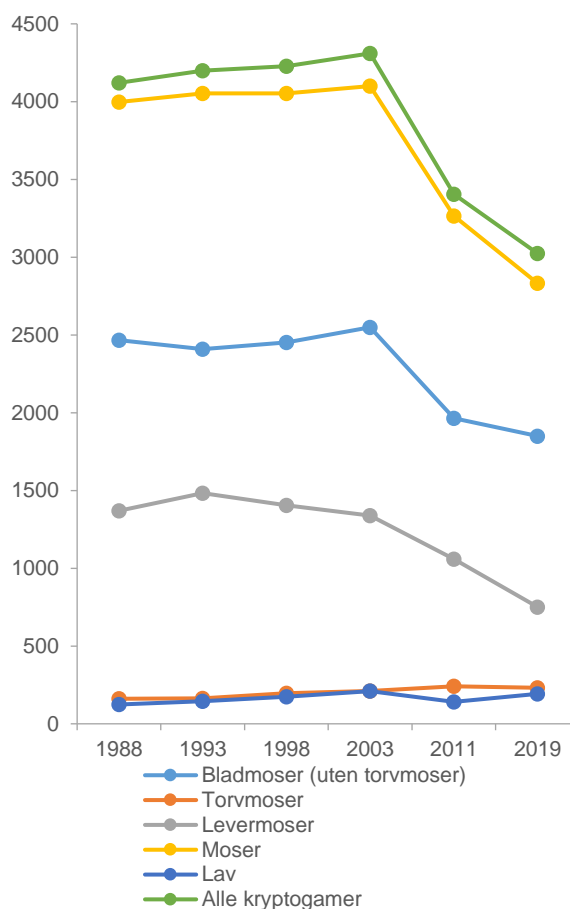
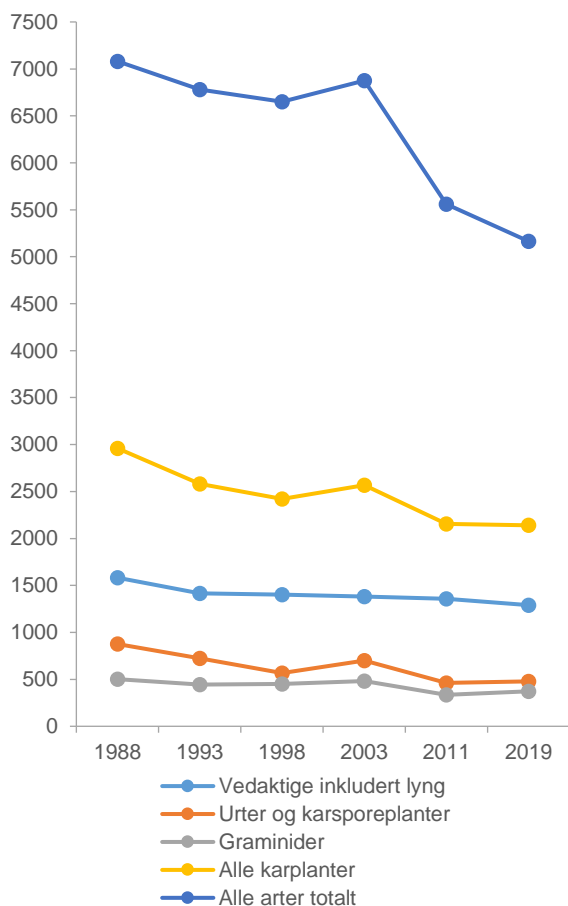
Figur 3.6 Gjennomsnittlig smårutefrekvens for levermoser og lav med signifikant endring i 1988–2019.

Ingen lavarter ble signifikant redusert i mengde i løpet av 31-årsperioden, og bare én lavart, stubbesyl, økte signifikant (av fire testet).

Mange arter hadde for få forekomster og/eller flater med endringer til at mengdeendringer mellom analyseår kunne testes statistisk i en eller flere av periodene mellom analysetidspunkter. Bare 60 arter (inkludert småplanter av trær og marimjellearter) av de totalt 114 artene som har vært registrert i flatene i en eller flere perioder, har hatt endring i smårutefrekvens i fem eller flere flater i en eller flere av periodene. De resterende 54 artene ble ikke testet. Se **vedlegg 3.1** for norske og latinske navn for total artsliste for perioden 1988 til 2019.

Figur 3.7 viser utvikling i antall småruteregistreringer for alle arter totalt, alle karplantearter totalt og for grupper av karplantearter i overvåkingsperioden fra 1988 til 2019. **Figur 3.8** viser tilsvarende for alle moser totalt og for artsgruppene bladmoser, torvmoser, levermoser, lav og alle kryptogamer. Utvikling i sum småruteforekomster inkluderer også de artene som hadde for få forekomster/ending i for få analyseflater til å kunne testes.

Det har vært en reduksjon i antall småruteforekomster summert totalt for alle arter fra overvåkingsstart i 1988 til 2019, fra 7081 småruteregistreringer i 1988 til 5164 i 2019, dvs. en reduksjon på ca. 27 % færre registreringer i 2019 i forhold til 1988. For karplantene, som totalt ble redusert i antall småruteforekomster fra 2960 i 1988 til 2140 i 2019, er det urter og karsporeplanter som har hatt størst reduksjon i antall småruteforekomster, fra 876 småruteregistreringer i 1988 til 479 i 2019, dvs. ca. 45 % færre registreringer i 2019 i forhold til 1988. Alle artsgruppene av karplanter har færre småruteregistreringer i 2019 i forhold til overvåkingsstart i 1988.



Figur 3.7 Antall småruteregistreringer for alle arter totalt og for grupper av karplanter. **Figur 8** Antall småruteregistreringer for kryptogamer totalt og for grupper av kryptogamer.

Det er også en reduksjon i antall småruteregistreringer totalt for alle moser, fra 3997 i 1988 til 2832 i 2019. For artsgruppene torvmoser og lav økte antall småruteregistreringer fra 1988 til 2019, henholdsvis fra 161 til 231 og fra 124 til 191 småruteobservasjoner. For bladmoser var det en reduksjon fra 2467 i 1988 til 1850 i 2019, dvs. en reduksjon på ca. 25%. Artsgruppen levermoser har hatt den største reduksjonen i småruteobservasjoner, fra 1369 i 1988 til 751 i 2019, dvs. en reduksjon på ca. 45% i løpet av 31-årsperioden. Også antall småruteobservasjoner totalt for alle kryptogamer var redusert (til tross for økningen for torvmoser og lav), fra 4121 i 1988 til 3024 i 2019.

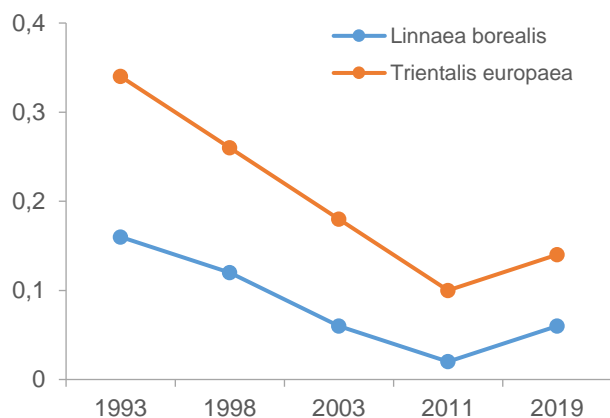
Endringer i prosent dekning i flatene er også analysert (fra 1993 til 2019; % dekning ble ikke registrert i 1988), blant annet for å vise eventuelle endringer for dominante arter som ikke alltid fanges opp av smårutefrekvens. Tabell for disse resultatene er ikke vist her, men de viktigste resultatene gjengis nedenfor, og utvikling i gjennomsnittlig prosent dekning er vist for endel arter med signifikante endringer fra 1988 til 2019 i **figur 3.9, 3.10 og 3.11**.

Blåbær og smyle økte signifikant i mengde målt som prosent dekning i analyseflatene i siste periode fra 2011 til 2019. For perioden fra 1993 til 2019 ble imidlertid blåbær signifikant redusert, mens tyttebær økte signifikant. Ingen andre karplanter endret seg signifikant i siste periode, men for perioden 1993 til 2019 ble både linnea og skogstjerne (**figur 3.9**) signifikant redusert.

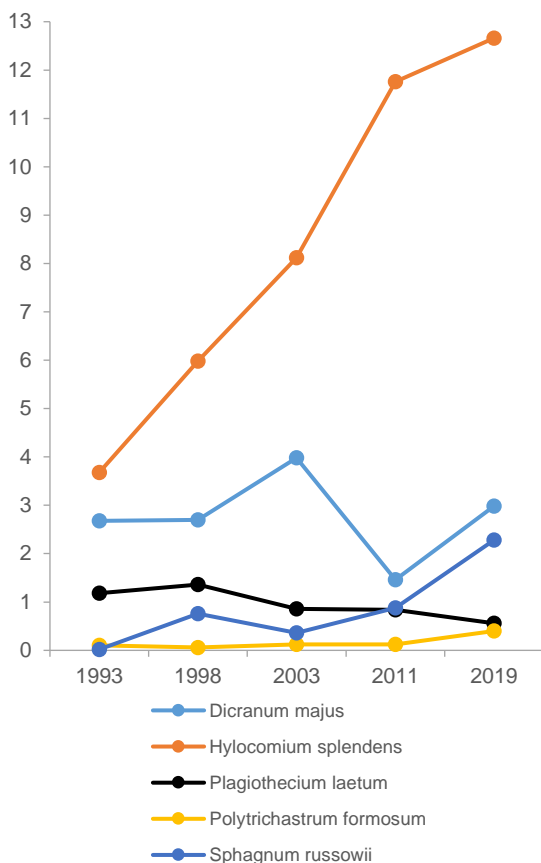
I siste periode økte bladmoseartene blanksigd og kystbinnemose, mens bergsigd og glansjåmose ble signifikant redusert målt som prosent dekning i flatene. I perioden fra 1993 til 2019 økte etasjemose og kystbinnemose, mens glansjåmose ble signifikant redusert (**figur 3.10**). Tvaretorvmose økte også signifikant fra 1993 til 2019 (**figur 3.10**).

Ingen levermosearter økte signifikant i mengde målt som prosent dekning, verken i siste periode fra 2011 til 2019 eller i perioden fra 1993 til 2019, men barkfrynse, gåsefotskjeggmoser og stubbeblonde ble signifikant redusert i siste periode fra 2011 til 2019. Syv levermoser, bakkefrynse, buttflik, hornflik, lyngskjeggmoser, pistremose (bestemt til slekt), stubbeblonde og storhoggtann, ble signifikant redusert i perioden fra 1993 til 2019 (**figur 3.11**).

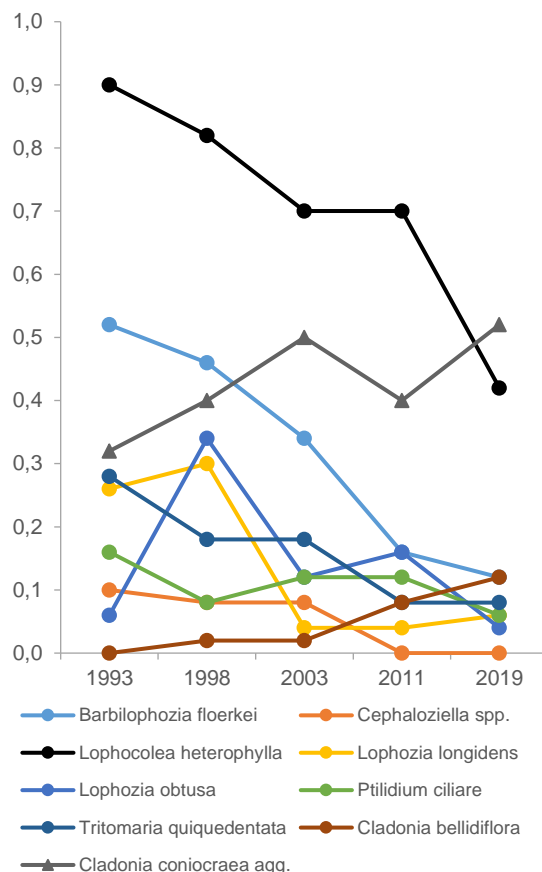
To lavararter, blomsterlav og stubbesyl (**figur 3.11**), økte signifikant i mengde målt som prosent dekning i 26-årsperioden fra 1993 til 2019. Stubbesyl økte også signifikant i siste periode fra 2011 til 2019.



Figur 3.9 Gjennomsnittlig % dekning for linnea og skogstjerne.



Figur 3.10 Gjennomsnittlig % dekning for bladmoser og torvmoser med signifikant endring 1993–2019.



Figur 3.11 Gjennomsnittlig % dekning for levmoser og lav med signifikant endring 1993–2019.

Endringer i artssammensetning

DCA-ordinasjon basert på alle artene i 50 analyseflater i seks analyseomløp ble utført. Tolkningen av ordinasjonsaksene basert på analysen av smårutefrekvensdataene fra etableringsåret 1988 (T. Økland 1996) er lagt til grunn også for denne ordinasjonsanalysen. Kendall's ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient τ mellom de opprinnelige DCA-aksene (T. Økland 1996) og aksene i den nye ordinasjonsanalysen var sterke for alle analyseår ($\tau > 0,75$ for DCA 1 og $\tau > 0,55$ for DCA 2; signifikant på nivå $p < 0,0001$). For Grytdalen er imidlertid kun DCA 1 tolket tidligere (ingen sterke korrelasjoner med DCA 2). Endringer langs DCA 2 er derfor ikke analysert her. DCA 1 er i hovedsak tolket som respons på variasjon i pH samt nitrogeninnhold og innhold av kationene Ca, Mn og Zn i jorda (T. Økland 1996). Ordinasjonsdiagrammet ble delt i en 'fattigere' og en 'rikere' del, som i tidligere rapportering (se T. Økland 2004a,b). Endringer i artssammensetning ble testet både for hele DCA 1 og DCA 2 og separat for den 'fattige' og 'rike' delen av DCA 1 og 2 (**tabell 3.4**).

I siste periode fra 2011 til 2019 og for hele 31-årsperioden fra 1988 til 2019 har artssammensetningen, både langs hele gradienten og separat for den 'fattige' og 'rike' delen av gradienten, endret seg signifikant i retning av vegetasjon typisk for voksesteder med lavere pH og lavere innhold av nitrogen og kationer som Ca, Mg og Zn, men med høyere innhold av Na og Al i humussjiktet.

Tabell 3.4 Forflytning av analyseruter langs DCA-ordinasjonsakse 1 og 2 for overvåkingsområdet i Grytdalen naturreservat i perioden 1988-2019 basert på smårutefrekvensdata (ordinasjon av 50 analyseruter over seks analysetidspunkter). Wilcoxon-test er gjort for hele DCA 1 og DCA 2 og separat for 'fattige' og 'rikere' analyseruter etter oppdeling langs DCA 1 (se T. Økland et al. 2004a,b). n- og n+ er antall analyseruter med henholdsvis lavere og høyere analyseruteskår 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 signed rank test $p < 0,05$ er uthevet, signifikant reduksjon kursivert, 0,000 betyr $< 0,0005$).

		1988-1993			1993-1998			1998-2003			2003-2011			2011-2019			1989-2019		
		n-	n+	p	n-	n+	P	n-	n+	p	n-	n+	P	n-	n+	p	n-	n+	p
DCA 1 (hele ak-sen)	50	15	35	0,004	26	24	0,836	33	17	0,831	39	11	0,001	37	13	0,002	37	13	0,000
DCA 1 'fattig' del	33	6	27	0,000	16	17	0,623	25	8	0,001	24	9	0,004	23	10	0,016	23	10	0,014
DCA 1 'rik' del	17	9	8	0,943	10	7	0,266	8	9	0,136	15	2	0,004	14	3	0,004	14	3	0,002

3.3 Oppsummering av resultater for vegetasjonsendringene i Grytdalen

Vegetasjonsutviklingen i Grytdalen naturreservat har tidligere vært rapportert til og med 5. omløp (se T. Økland et al. 2001, 2004a,b, T. Økland et al. 2012). Her oppsummeres hovedtrekk i resultatene for endringer fra 2011 til 2019 og for hele 31-årsperioden basert dataene for artene i de 50 analyseflatene.

Artsmangfoldet er betydelig redusert gjennom overvåkingsperioden

- Totalt antall arter registrert i de 50 1 m²-flatene i 2019 var 86, dvs. én art færre enn i 2011. To færre mosearter ble registrert, men én lavart mer enn ved forrige reanalyse i 2011.
- Totalt antall arter registrert for alle analyseflatene var 98 i 1988, men bare 86 i 2019, dvs. en reduksjon på 12 arter i løpet av 31-årsperioden, fire karplantearter og åtte mosearter.
- Totalt artsantall pr. 1 m²-flate (artstetthet) var signifikant lavere i 2019 enn i 2011 for vedaktige planter (inkludert lyngarter), i gjennomsnitt 0,44 arter færre pr. flate. For øvrige artsgrupper og totalt for alle artsgrupper var det ingen signifikante endringer i siste periode, men flere artsgrupper hadde i gjennomsnitt reduksjon i artsantall, og for levermoser var endringen nær signifikant ($p = 0,052$ og i gjennomsnitt 0,52 færre levermosearter pr. flate).
- I 31-årsperioden er totalt antall arter pr. 1 m²-flate signifikant og sterkt redusert. I gjennomsnitt var det 2,92 færre arter pr. flate i 2019 enn i 1988.
- Det har blitt signifikant færre arter pr. analyseflate i 31-årsperioden for karplanter totalt, i gjennomsnitt med 1,48 færre arter: for vedaktige planter (-0,5 i gjennomsnitt), for urter og karspo-replanter (-0,84 i gjennomsnitt) og for graminider (-0,14 i gjennomsnitt), samt for bladmoser, levermoser, totalt antall mosearter og kryptogamer totalt (henholdsvis -0,66, -1,38, -1,90 og -1,44 arter i gjennomsnitt pr. flate). Bare antall torvmosearter og antall lavarter har økt signifikant, i gjennomsnitt med henholdsvis 0,14 og 0,46 arter pr. flate.

Reduserte mengder for mange arter, økning for noen få arter

- Ingen karplantearter (bortsett fra småplanter av gran og furu) ble signifikant endret i mengde i siste periode målt som smårutefrekvens fra 2011 til 2019, men blåbær økte signifikant målt som prosent dekning. Ingen karplanter ble signifikant redusert målt som prosent dekning i siste periode.
- I 31-årsperioden fra 1988 til 2019 økte ingen karplanter signifikant målt som smårutefrekvens, mens det ble signifikant mindre av 11 karplantearter (marimjellearter og småplanter av trær ikke regnet med) målt som smårutefrekvens. I 26-årsperioden fra 1993 til 2019 er det blitt signifikant mindre av tre karplantearter arter (blåbær, linnea og skogstjerne) målt som prosent dekning, mens bare tyttebær økte signifikant.

- Det har i perioden fra 2011 til 2019 blitt signifikant mindre (målt som smårutefrekvens) av to bladmosearter og syv levermoser. Bare tre store bladmosearter, blanksigd, etasjemose og kystkransmose, økte signifikant målt som smårutefrekvens i siste periode. Målt som prosent dekning i analyseflatene har det blitt signifikant mindre av to bladmosearter og tre levermoser, mens bare de to store bladmoseartene blanksigd og kystbinnemose har økt.
- I 31-årsperioden har 12 mosearter blitt signifikant redusert i mengde (målt som smårutefrekvens), derav fem bladmosearter og syv levermoser, mens to store bladmosearter (etasjemose og kystbinnemose) samt tvaretormose økte signifikant. I 26-årsperioden fra 1993 til 2019 er det også blitt signifikant mindre av én bladmoseart og syv levermoser målt som prosent dekning i flatene, mens bare etasjemose, kystbinnemose og tvaretormose økte signifikant. Av alle mosene hadde etasjemose størst gjennomsnittlig dekning i flatene i 2019 med 12,66 %, mens den bare var 3,68 % i 1993. Etasjemose har mer dermed mer enn tredoblet sin gjennomsnittlige dekning i flatene i Grytdalen i 26-årsperioden.
- Av lavartene økte stubbesyl signifikant i mengde målt som smårutefrekvens, både i perioden fra 1993 til 2019 og i 31-årsperioden, mens ingen arter ble signifikant redusert i mengde. Denne arten økte også signifikant målt som prosent dekning i flatene i siste periode fra 2011 til 2019. Både denne arten og en annen lavart økte også signifikant i 26-årsperioden.
- Mange arter er det for lite av i flatene til at endringer i mengde kunne testes. En del arter har også vært til stede i en eller flere flater, men ikke i alle analyseomløp. Oppsummering av småruteregistreringer viser imidlertid at det er blitt betydelig færre registreringer totalt for alle arter og for alle artsgruppene bortsett fra torvmoser og lav i 31-årsperioden fra 1988 til 2019. For karplantene er det først og fremst urter og karsporeplanter som er redusert, og for kryptogamer er det spesielt levermosene, begge artsgrupper med ca. 45% i forhold til utgangspunktet i 1988.
- Det var signifikante endringer i artssammensetning i perioden fra 2011 til 2019 og for 31-årsperioden fra 1988 til 2019. Både langs hele (den viktigste) gradienten og i den 'fattige' og den 'rike' delen av gradienten har artssammensetningen endret seg i retning av vegetasjon på voksesteder med litt lavere pH og innhold av nitrogen og kationer som Ca, Mg og Zn, men høyere innhold av Na og Al i humussjiktet.

Sannsynlige og samvirkende årsaker til utviklingstrendene

I 2010/2011 var det en tydelig smånagertopp i Grytdalen; mange smånagere ble observert i flatene under feltarbeidet i 2011. Denne smånagertoppen har trolig bidratt til at vegetasjonsendringene ikke har vært så store i siste periode som i de andre overvåkingsområdene i gran-skog. Imidlertid er det betydelige endringer for både karplanter og moser for hele overvåkingsperioden fra 1988 til 2019, både i artsantall, enkeltartenes mengder, artssammensetning og i antall observerte arter i smårutene. Artsmangfoldet i vegetasjonen er betydelig redusert fra 1988 til 2019, og det er blitt mindre av mange arter, mens det er blitt mer av noen få arter. Som i flere andre overvåkingsområder er det sannsynlig at samvirkende effekter av flere påvirkningsfaktorer har bidratt til vegetasjonsendringene, men klimaendringene i overvåkingsperioden har trolig bidratt vesentlig (se under).

Samvirkende effekter mellom karplanter og moser er en sannsynlig årsak til den betydelige reduksjonen i karplantenes artsmangfold og artsmengder for hele overvåkingsperioden fra 1988 til 2019. Tettere bunnsjikt pga. økning i dekning av noen få store moser har trolig bidratt til vanskeligere etablering fra frø og/eller vegetativ vekst og å overleve i den tettere mosematta. Endringer i humuskjemien kan også ha bidratt noe til karplanteendringene i 31-årsperioden. Dette støttes av at artssammensetningen har endret seg langs næringsgradienten i retning av steder med lavere pH, nitrogen og færre kationer i jorda. Endringer i tresjiktstrukturen pga. økt bestandsalder kan også ha bidratt, ved endrede lysforhold eller fordi humuskjemien endrer seg ved økt alder av trebestandene. Smånagere bidrar til å åpne opp bunnsjiktet i toppår, og smånagertoppen i 2010/2011 kan derfor ha medvirket til at artsmangfold og artsmengder for karplanter ikke har endret seg mye fra 2011 til 2019. Stedvis registrerte vi noe beitepåvirkning på dvergbusker både i 2011 og i 2019, trolig mest beiting av elg. Beitepåvirkning av elg har trolig bidratt til den reduserte dekningen av blåbær for 26-årsperioden fra 1993 til 2019.

Middeltemperaturen, spesielt om våren og høsten, temperatursum, vekstsesongens lengde samt antall nedbørsdager og nedbør mai–oktober (**tabell 2.4, figur 2.7–2.10**) har økt i Grytdalen gjennom overvåkingsperioden fra 1988 til 2019. Økt temperatur om høsten og tidlig vår, økt nedbør og lenger vekstsesong er gunstig for store skogsmoser som blanksigd, etasjemose, kystbinne-mose og torvmoser, siden flere store bladmosearter vokse og formere seg vegetativt ved lave temperaturer fordi de kan ha fotosyntese ned mot 0 °C (jf. Glime 2017). Store moser kan derved overvokse mindre arter og gjøre bunnsjiktet tettere. Som i mange andre overvåkingsområder er etasjemose en av artene som har økt mest gjennom overvåkingsperioden (**figur 3.10**, se også kapittel 4), men stedvis har også noen andre store moser økt. Økte vegetativ vekst og formering av noen få store bladmoser og torvmoser, og derved overvoksing og økt konkurranse om mikrohabitater i skogbunnen, er derfor en sannsynlig årsak til redusert artsantall og mengder av mange små og mellomstore arter av bladmoser og levermoser i 31-årsperioden. Dette er et tydelige mønster som vi også har registrert i mange andre overvåkingsområder (se for eksempel. T. Økland et al. 2015, 2016, 2017 og 2019b).

I Grytdalen, som i seks andre TOV granskogsområder, har det vært årlige detaljerte populasjonsundersøkelser av etasjemose (Halvorsen 2019). Utviklingen i mosedekning er da undersøkt årlig i en del av analyseflatene. Disse undersøkelsene har også vist at smånagerpåvirkning har vært svært liten/fraværende i Grytdalen mellom 1990 og 2010/2011 [se kapittel 7 og figur 7.4 i Halvorsen (2019)]. Populasjonsundersøkelsene av etasjemose i Grytdalen støtter derfor hypotesen om at klimautviklingen, i kombinasjon med fravær av smånagertopper i overvåkingsperioden fram til smånagertoppen i 2010/2011, har vært en viktig årsak til redusert artsmangfold og mengder for mange moser, fordi mange arter er avhengige av åpninger i bunnsjiktet for å kunne etablere seg og overleve. Smånagertoppen i 2010/2011 har trolig bidratt til at utviklingen i artsmangfold og mengdeutviklingen for en del moser ikke har vært så stor i siste periode fra 2011 til 2019, mens endel levermosearter ble redusert også i denne perioden. Dette skyldes trolig at spesielt etasjemose har økt betydelig i dekning også fra 2011 til 2019 og dermed har overvokst disse små mosene.

Vedlegg 3.1 Planter registrert i Grytdalen 1988–2019

Oversikt over plantearter registrert i overvåkingsflatene i Grytdalen naturreservat i ett eller flere av årene 1988, 1993, 1998, 2003, 2011 og/eller 2019.

Latinsk navn	Norsk navn	Latinsk navn	Norsk navn
Vedaktige planter og lyng		Bladmose (unntatt torvmose) (forts.)	
<i>Betula pubescens</i>	Vanlig bjørk	<i>Polytrichastrum formosum</i>	Kystbinnemose
<i>Picea abies</i>	Gran	<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke
<i>Pinus sylvestris</i>	Furu	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjærmose
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	<i>Racomitrium heterostichum</i> agg.	Berggråmose
<i>Empetrum nigrum</i> agg.	Krekling	<i>Rhizomnium punctatum</i>	Bekkerundmose
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmose
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	Kystkransmose
Urter og karsporeplanter		<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> agg.	Fjørkransmose
<i>Anemone nemorosa</i>	Hvitveis	<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose
<i>Blechnum spicant</i>	Bjønnkam	<i>Sciurohypnum populeum</i>	Ospelundmose
<i>Convallaria majalis</i>	Liljekonvall	<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	Sprinkelundmose
<i>Cornus suecica</i>	Skrubbær	<i>Sciuro-hypnum starkei</i>	Strølundmose
<i>Dryopteris expansa</i>	Sauetelg	<i>Tetraphis pellucida</i>	Firtannmose
<i>Geranium sylvaticum</i>	Skogstorkenebb	Torvmoser	
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	<i>Sphagnum centrale</i>	Kratt-torvmose
<i>Linnea borealis</i>	Linnea	<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantorvmose
<i>Listera cordata</i>	Småtveblad	<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Lyngtorvmose
<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot	<i>Sphagnum russowii</i>	Tvaretorvmose
<i>Maianthemum bifolium</i>	Maiblom	Levermoser	
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle	<i>Barbilophozia attenuata</i>	Piskeskjeggmose
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Småmarimjelle	<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmose
<i>Moneses uniflora</i>	Olavsstake	<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggmose
<i>Oxalis acetosella</i>	Gjøkesyre	<i>Barbilophozia hatcheri</i>	Grynskjeggmose
<i>Polygonatum verticillatum</i>	Kranskonvall	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjegg- mose
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	<i>Bazzania tricrenata</i>	Småstylte
<i>Pteridium aquilinum</i>	Einstape	<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	Piggrådsmose
<i>Rubus idaeus</i>	Bringebær	<i>Calyptogeia azurea</i>	Blåflak
<i>Rubus saxatilis</i>	Teiebær	<i>Calyptogeia integrispula</i>	Skogflak
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	<i>Calyptogeia muelleriana</i>	Sumpflak
<i>Thelypteris phegopteris</i>	Hengeving	<i>Calyptogeia neesiana</i>	Torvflak
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjerne	<i>Cephalozia bicuspidata</i>	Broddglefsemose
<i>Viola riviniana</i>	Skogfiol	<i>Cephalozia connivens</i>	Tråklefsemose
Grassaktige planter		<i>Cephalozia lunulifolia</i>	Myrglefsemose
<i>Carex digitata</i>	Fingerstarr	<i>Cephalozia pleniceps</i>	Storglefsemose
<i>Carex vaginata</i>	Slirestarr	<i>Cephalozia sp.</i>	Pistemoslekta
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	<i>Diplazium taxifolium</i>	Bergfoldmose
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	<i>Lepidozia reptans</i>	Skogkrekmose
<i>Melica nutans</i>	Hengeaks	<i>Lophocolea bidentata</i>	Tobladdblonde
<i>Molinia caerulea</i>	Blåtopp	<i>Lophocolea heterophylla</i>	Stubbeblonde
Bladmose (unntatt torvmose)		<i>Lophozia adscendens</i>	Røteflik
<i>Brachythecium rivulare</i>	Sumplundmose	<i>Lophozia incisa</i>	Lurvflik
<i>Brachythecium rutabulum</i>	Storlundmose	<i>Lophozia longidens</i>	Hornflik
<i>Brachythecium salebrosum</i>	Lilundmose	<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik
<i>Bryum sp.</i>	Vrangmoseslekta	<i>Lophozia sudetica</i>	Raudflik
<i>Cirriphyllum piliferum</i>	Lundveikmose	<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	Grokornflik
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd	<i>Metzgeria furcata</i>	Gulband
<i>Dicranum majus</i>	Blanksigd	<i>Plagiochila asplenoides</i>	Praktinnemose
<i>Dicranum montanum</i>	Stubbesigd	<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd	<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse
<i>Herzogiella striatella</i>	Stridfauskmose	<i>Scapania scandica</i>	Butt-tvebladmose
<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose	<i>Sphenobolus minutus</i>	Tråddraugmose
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	Skuggehusemose	<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	Storhoggtann
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Matteflette	Lav	
<i>Mnium spinosum</i>	Strørtornemose	<i>Cladonia bellidiflora</i>	Blomsterlav
<i>Oxystegus tenuirostris</i>	Kaursvamose	<i>Cladonia cenotea</i>	Meltraktlav
<i>Paraleucobryum longifolium</i>	Sigdnervemose	<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	Pulverbrunbeger
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	Flakjamnemose	<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	Stubbesyl
<i>Plagiothecium laetum</i> agg.	Glansjamnemose	<i>Cladonia digitata</i>	Fingerbeger
<i>Plagiothecium succulentum</i> agg.	Pløsjamnemose	<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav
<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose	<i>Cladonia rangiferina</i>	Gråreinlav

4 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2019

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

Vegetasjonsovervåking i barskog og bjørkeskog basert på konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser (T. Økland 1990, R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996, Eilertsen & Stab- betorp 1997, Bakkestuen et al. 2001, T. Økland et al. 2001), startet opp i 1988 og omfatter 17 referanseområder (**figur 2.1**). Med to unntak (Lundsneset og Øyenskavelen) reanalyseres disse fortsatt jevnlig. Ti overvåkingsområder ble etablert i granskog av Norsk institutt for jord- og skog- kartlegging (nå Norsk institutt for bioøkonomi; NIBIO) i perioden 1988–1992. I 1988 etablerte Naturhistorisk museum (ved Universitetet i Oslo) et overvåkingsområde i Solhomfjell i barskog (gran- og furuskog). Fra 2005 er alle de gjenværende ni granskogsområdene inkludert i TOV som TOV-granskogsområder. Seks områder ble etablert i fjellbjørkeskog av NINA fra 1990 til 1993 (TOV-bjørkeskogsområder). Fra 1993 ble metodikken i bjørkeskogsområdene endret slik at den i hovedsak ble lik for bjørkeskog og granskog. Områdene spenner ut viktige klimagradi- enter 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). Etter hvert har formålet endret seg til å studere endringer som skyldes naturlig variasjon i økosystemene og klima- endringer, i tillegg til langtransportert forurensing (nå i hovedsak nitrogenilførsel).

Gran- og bjørkeskogsområdene omfatter mer eller mindre sammenliknbar variasjon langs lokale økologiske gradienter innenfor samme naturtype, 'blåbærdominert bar- og bjørkeskog, inkludert noe fuktigere og rikere utforminger'. Her rapporteres endringer for overvåkingsperioden fra 1988/1993 til 2019 i forekomst av noen få utvalgte arter som kan tenkes å respondere på lang- transporterte forurensinger og/eller klimaendringer (jf. T. Økland et al. 2004a,b). I forhold til tidli- gere rapportering av de utvalgte artene (se for eksempel T. Økland et al. 2019c) omfatter dette kapitlet også resultater fra granskog i Grytdalen naturreservat i 2019.

Datagrunnlag og metoder

Datagrunnlaget besto opprinnelig av 561 analyseflater å 1 m² fra granskog (T. Økland 1996), men fra og med fjerde omløp analyseres bare ni av elleve granskogsområder, dvs. 461 flater i granskog. Tre av disse analyseflatene, to i Bringen og én i Gutulia, ligger nå under store, nedfalte trær og kunne ikke analyseres i henholdsvis 2014 og 2017. Områdene ble i utgangspunktet analysert hvert femte år, men åtte av ni granskogsområder analyseres nå hvert åttende år (om- løpstiden ble gradvis lagt om i løpet av femte omløp). Inkludert feltsesongen i 2019 er analyse- flatene i granskogsområdene analysert syv ganger i Solhomfjell, seks ganger i Paulen, Grytda- len, Rausjømarka og Gutulia, og fem ganger i Bringen, Otterstadstølen, Urvatnet og Granneset. I bjørkeskogsområdene er det til sammen 300 analyseflater, og i disse områdene er analysefla- tene analysert seks ganger i Gutulia og Dividalen og fem ganger i de fire andre områdene. Re- sultatene fra de ni granskogsområdene (**figur 4.1**) bygger dermed på data fra perioden 1988– 2019, mens resultatene fra de seks bjørkeskogsområdene (**figur 4.2**) baserer seg på registre- ringer utført fra 1993 til 2018.

I hvert av åtte granskogsområder overvåkes vegetasjonen i 50 analyseflater å 1 m², mens flate- antallet er 61 i granskog i Solhomfjell. I hvert område dekker flatene til sammen variasjon langs de viktigste lokale økologiske gradientene innenfor rammen av 'naturtypen' undersøkelsen om- fatter. Artsmengder registreres innen hver 1-m² analyseflate som smårutefrekvens (forekomst av hver art i 16 like store småruter, jf. T. Økland 1988) og som prosent dekning (fra og med 1989). Overvåkingen i bjørkeskog omfatter 50 analyseflater i hvert av seks områder, som alle er analysert hvert femte år etter samme metodikk som i granskogsområdene, fra og med 1993.

For artene gjøkesyre og fugletelg er gjennomsnittlig prosentvis forekomst i småruter brukt som mål på mengde innen hvert område. For smyle og etasjemose er gjennomsnittet av artenes prosentvise dekning innen alle 1-m² analyseflatene i hvert område brukt som mengdemål. Dek- ningsdata for smyle fra første omløp i granskogsområdene (1988–1992) og for etasjemose fra 1988 er ikke presentert; fra 1988 fordi dekning ikke ble registrert (derfor mangler dekningsdata

for Solhomfjell, Rausjømarka og Grytdalen) og for smyle fra perioden 1989–1992, fordi dataene er beheftet med noe større usikkerhet enn for etasjemose og for senere perioder. For øvrig er samme metodikk brukt for alle områder og omløp (se blant annet T. Økland 1990, 1996, R. Økland & Eilertsen 1993, Bakkestuen et al. 2010).

Gjøkesyre (*Oxalis acetosella*)

Gjøkesyre er en lavvokst flerårig urt som er vanlig i granskoger på frisk jordbunn med noe bedre mineralnæringsstilgang enn i den fattigste blåbærskogen. Arten er noe mindre vanlig i fjellbjørkeskoger. 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, angivelig relatert til jordforsuring (Falkengren-Grerup 1986, 1990, Falkengren-Grerup & Tyler 1991, Brunet et al. 1997).

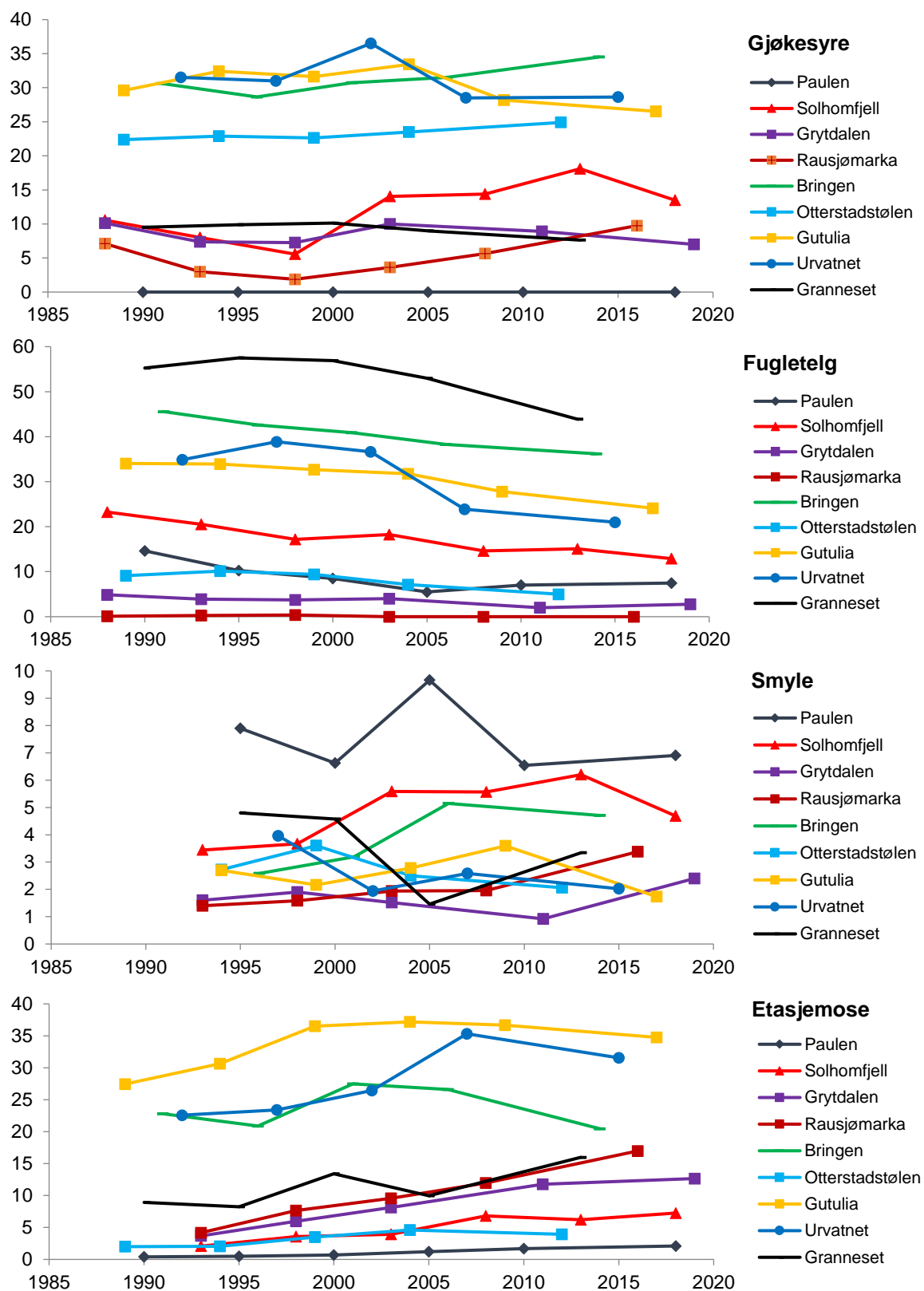
I perioden 1988–1998 viste gjøkesyre stor tilbakegang i alle de sør- og sørøstnorske granskogsområdene der arten finnes (Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka; **figur 4.1**), mens utviklingstrenden i de andre granskogsområdene var mindre tydelig. Arten er sjelden i bjørkeskogsområdene, med unntak av Gutulia og til dels Åmotsdalen (**figur 4.2**). I Åmotsdalen har gjøkesyre gått jevnt tilbake siden 1996, med en svak økning fra 2011 til 2016, mens arten har vist økning gjennom overvåkingsperioden i Gutulia.

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 størst, samtidig som jordsmonnet over store områder har lav bufferkapasitet. Tilbakegangen for gjøkesyre 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.

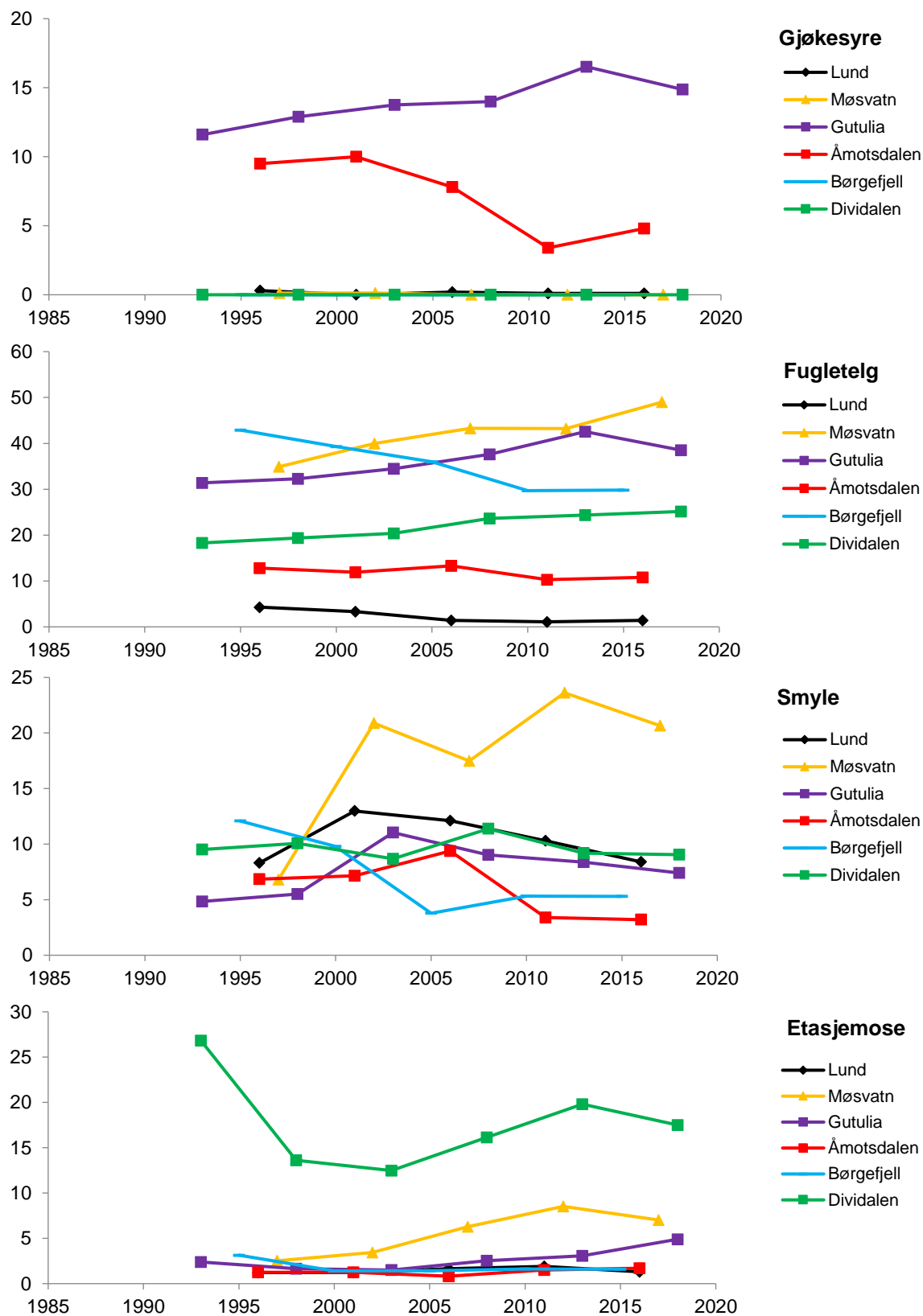
I 2003 hadde mengdene av gjøkesyre tatt seg betydelig opp igjen i granskogsområdene Solhomfjell, Grytdalen og Rausjømarka. I Rausjømarka fortsatte mengden av gjøkesyre å øke fra 2003 og fram til 2016 og i Solhomfjell fram til 2013, men den har igjen avtatt i Solhomfjell fra 2013 til 2018. I Grytdalen ble den gjennomsnittlige forekomsten i smårutene redusert fra 2003 til 2011 og fra 2011 til 2019. Smågnagertoppen i 2010/11 kan ha bidratt noe til denne utviklingen, da vegetasjonen i Grytdalen i 2011 var tydelig påvirket av smågnagere (T. Økland, pers. obs.). I Grytdalen var således den gjennomsnittlige forekomsten i smårutene i 2019 betydelig lavere enn da flatene ble etablert i 1988. I det sørligste området Paulen har arten aldri vært tilstede i analyseflatene.

Utviklingen for gjøkesyre i de øvrige granskogsområdene viser ingen tydelige trender og varierer både mellom år og mellom områdene. I Otterstadstølen og Bringgen har antall småruteforekomster variert noe mellom år, men de siste analyseårene (henholdsvis 2012 og 2014) har antallet økt noe sammenliknet med oppstarttidspunktet for overvåkingen (henholdsvis i 1989 og 1991). Også i granskogsområdene i Gutulia, Granneset og Urvatnet har antall småruteforekomster variert mellom år, men i disse områdene var mengdene ved siste analyseår (henholdsvis 2017, 2013 og 2015) litt lavere enn ved overvåkingsstarten (i henholdsvis 1989, 1990 og 1992). I granskogsområdet i Gutulia har det vært registrert tilbakegang for arten siden 2004.

Det er trolig flere årsaker til den varierende utviklingen for gjøkesyre i granskogsområdene. Mindre langtransportert forurensing kan ha virket positivt på de sørlige områdene, mens endringene i de andre områdene må ha andre årsaker. Trolig er det flere samvirkende mekanismer. Tettere bunnsjikt på grunn av mildere klima og lengre vekstsesong om høsten kan hindre frøspiring og overlevelse. Smågnagertopper kan ha bidratt til å åpne opp bunnsjiktet i enkelte områder og analyseår, men smågnagere kan også beite på gjøkesyreplantene og dermed i første omgang påvirke mengdeutviklingen negativt. Lavere innhold av næringsstoffer i humussjiktet og/eller endringer i tresjiktstrukturen kan heller ikke utelukkes som årsaker.



Figur 4.1 Mengdeutvikling for utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i granskog gjennom overvåkingsperioden 1988-2019. Mengde er målt som gjennomsnittlig prosentvis forekomst i småruter for gjøkesyre og fugletelg og som prosent dekning for smyle og etasjemose. I 1988 ble ikke prosent dekning analysert. Data for 1. omløp er ikke vist for smyle. Områdenes plassering er vist i figur 2.1.



Figur 4.2 Mengdeutvikling for utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i bjørkeskog gjennom overvåkingsperioden 1993-2018. Mengde er målt som gjennomsnittlig prosentvis forekomst i småruter for gjølkesyre og fugletelg og som prosent dekning for smyle og etasjemose. Områdenes plassering er vist i figur 2.1.

Framgangen for gjøkesyre i bjørkeskogen i Gutulia kan neppe forklares av en forbedring i forsuringssituasjonen (jf. granskogsområdene), da området ligger i en del av landet som har vært lite påvirket av langtransportert forurensing. Økningen kan imidlertid skyldes lokale endringer i mikro-klimaet, da gjøkesyre er en art som i løvskog kan favoriseres av lys, og som også er svakt termofil (Aarrestad pers. obs.). Endringer i beiteintensiteten kan også ha hatt betydning. Tilbakegangen av arten i Åmotsdalen fram til 2011 skyldes trolig økt beitepress fra husdyr og til dels også fra smågnagere, noe som har resultert i en generell tilbakegang av de fleste grasartene og urtene i dette overvåkingområdet (Aarrestad et al. 2012, 2017).

Fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*)

Fugletelg er en vanlig småbregne som forekommer mer eller mindre i de samme skogtypene som gjøkesyre. Begge artene har omtrent samme krav til baserikhet (Ellenberg et al. 1992) og kan derfor i utgangspunktet forventes å ha omtrent samme følsomhet for forsuring. Gjennom de fire første omløpene (1989–2008) hadde fugletelg stor tilbakegang i det sørligste granskogsområdet i Paulen i Vest-Agder og betydelig tilbakegang også i andre granskogsområder på Sør- og Østlandet (**figur 4.1**). I granskogene lenger nord i landet ble det ikke observert like tydelige utviklingstrender for fugletelg i de første omløpene, men fra fjerde omløp har arten også der hatt tilbakegang. I bjørkeskogsområdene er arten relativt stabil, med en svak framgang i Møsvatn, Gutulia og Dividalen og en noe varierende tilbakegang i Børgefjell, Åmotsdalen og Lund (**figur 4.2**). Endringene er dermed uavhengige av nord-sørgradienten.

Etter registreringene i femte omløp er det stor reduksjon i antallet småruteforekomster av fugletelg i åtte av de ni granskogsområdene sammenliknet med antallet ved starten av overvåkingen. I Rausjømarka har det aldri vært observert mye fugletelg i flatene, og arten er ikke registrert der etter 1998. Data til og med sjette omløp i Paulen og Grytdalen og syvende omløp i Solhomfjell viser fortsatt stor reduksjon i forhold til utgangspunktet ved starten av overvåkingen. I de sørligste områdene, Paulen, Solhomfjell og Grytdalen, er antall småruteforekomster ved siste analyseomløp redusert til henholdsvis 51 %, 55 % og 56 % av antallet ved overvåkingsstart i henholdsvis 1990 (Paulen) og 1988 (Sohomfjell og Grytdalen). I de øvrige områdene varierer antallet småruteforekomster registrert i femte analyseomløp fra 55 % til 79 % av antallet registrert ved overvåkingsstart. Minst reduksjon har det vært i Granneset og Bringen (79 % av antallet ved overvåkingsstart i begge områdene), men det er en tydelig nedadgående trend også i disse områdene. I Gutulia har det vært reduksjon i antallet småruteforekomster fram til og med sjette omløp i 2017, da antall småruteforekomster var 71 % av antallet ved overvåkingsstart.

Fugletelgs nedadgående trend i alle granskogsområdene skyldes trolig flere medvirkende/samvirkende faktorer. Selv om langtransportert forurensing er redusert siden 90-tallet, har den negative utviklingen for arten fortsatt i de sørlige områdene. Også i de nordlige overvåkingsområdene, som har vært lite utsatt for langtransportert forurensing, har arten en tiltakende negativ utvikling. Det er mulig at fortetting i bunnsjiktet pga. økt temperatur og lengre vekstsesong kan ha påvirket fugletelg negativt, blant annet ved lavere spiringsevne og mindre tilgang til lys og næringsstoffer i de tette mosemattene, men andre årsakssammenhenger kan heller ikke utelukkes (som for gjøkesyre). For øvrig er det en stadig tydeligere trend at mange vanlige urter og bregner går tilbake i granskogsområdene.

Fugletelg viser ulike endringsmønstre i overvåkingsområdene i bjørkeskog (**figur 4.2**). I Møsvatn, Gutulia og Dividalen har fugletelg gått noe fram sammenliknet med starten av overvåkingen, mens i Børgefjell har det vært en klar tilbakegang. Fugletelg har også gått noe tilbake i Åmotsdalen og Lund. Tilbakegang av fugletelg i Lund kan tolkes som en forsinket respons på jordforsuring, mens framgang for fugletelg i Møsvatn trolig kan settes i sammenheng med avtakende jordforsuring og økt lokal næringstilgang, særlig av nitrogen, som resultat av bjørkemålerangrep (se Bakkestuen et al. 2019). Framgangen i Gutulia og Dividalen, der forurensingen har vært minimal, kan ikke forklares med avtakende jordforsuring. Mikroklimatiske endringer kan være en mulig årsak, da gjøkesyre og fugletelg i Gutulia viser omtrent samme utviklingstendens.

En svak tilbakegang for fugletelg i Åmotsdalen kan skyldes økt beitepress fra husdyr. I Børgefjell har fugletelg gått jevnt tilbake siden førstegangs analyse i 1995, men er nå stabilisert rundt en gjennomsnittlig dekning på ca. 30 %. Denne tilbakegangen kan vanskelig settes i sammenheng med endringer i forurensingsbelastning, da Børgefjell ligger i et område med liten tilførsel av langtransporterte luftforurensinger. Det er mulig at nedgangen for fugletelg her skyldes en kombinasjon av andre faktorer, som for eksempel endret beitetrykk, gjengroing og flere år med smågnagertopper (jf. Aarrestad et al. 2016).

Smyle (*Avenella flexuosa*)

Smyle er et smalbladet gras som er vanlig i hele Norge og som finnes i mange ulike skogtyper og i andre typer natur. Arten begunstiges av god nitrogentilgang og god lystilgang. 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).

En til dels betydelig framgang for smyle ble observert i flere av de sørlige overvåkingsområdene (**figur 2.1**) i så vel granskogsområdene Paulen, Solhomfjell, Rausjømarka og Bringen som i bjørkeskogsområdet Møsvatn fram til fjerde omløp (**figurene 4.1, 4.2**). I de øvrige områdene, unntatt Gutulia, ble arten redusert. Fra og med fjerde omløp varierer utviklingen mellom granskogsområdene. Gjennomsnittlig prosent dekning for smyle ble redusert i Paulen, Grytdalen og Bringen fra fjerde til femte omløp, men har økt litt igjen i Paulen og i Grytdalen fra femte til sjette omløp. I Rausjømarka har økningen fortsatt fram til sjette omløp i 2018, mens den gjennomsnittlige dekningen i Solhomfjell i 2018 (syvende omløp) var litt lavere enn i 2013 (sjette omløp). Gjennomsnittlig prosent dekning er således fortsatt høyere i flere av de sørligere områdene (Grytdalen, Rausjømarka, Solhomfjell og Bringen) enn da overvåkingen startet, og i Grytdalen ble det registrert høyere gjennomsnittlig dekning i 2019 enn i noe annet år. I de mer nordlige områdene Otterstadstølen, Granneset og Urvatnet har smyledekningen variert fram til femte omløp (henholdsvis 2012, 2013 og 2015), men var lavere i femte omløp enn ved utgangspunktet (henholdsvis 1994, 1995 og 1997). Også i granskogen i Gutulia har utviklingen variert, men dekningen av smyle var lavere i 2018 enn i 1993.

I bjørkeskogen i Gutulia var smyledekningen derimot noe høyere i 2018 enn ved overvåkingsstarten i 1993, mens den i granskogen var lavere i 2017 enn i 1994. I Møsvatn har dekningen av smyle økt betraktelig sammenliknet med starten av overvåkingen. Bjørkeskogen i Børgefjell viser derimot en betydelig nedgang i smyledekning fra 1995 til 2015, mens dekningen viser tilbakegang i Åmotsdalen fra 2006. I de resterende bjørkeskogsområdene har det kun vært små endringer i forekomsten av smyle.

Nitrogenavsetningen i Norge er størst på Sørlandet (Aas et al. 2017), og det kan derfor være en sammenheng mellom tilførsler av langtransportert nitrogen og den økte dekningen av smyle som er observert i flere av de sørlige overvåkingsområdene gjennom de tre/fire første omløpene. Som for gjøkesyre og fugletelg er det imidlertid trolig flere medvirkende/samvirkende årsaker til utviklingen.

Overvåkingsområdene i granskog er i svært liten grad påvirket av husdyrbeiting (svært spredt sauebeiting foregikk i Otterstadstølen i første del av overvåkingsperioden). I Otterstadstølen kan imidlertid økt hjortebeiting i de seneste årene av overvåkingsperioden ha påvirket smyleutviklingen. I Gutulia forekommer det beiting av tamrein, men i liten grad i granskogen. Endringer i tresjiktstruktur kan være en medvirkende årsaksfaktor i enkelte områder, både i granskogene og bjørkeskogene, da økt lystilgang klart begünstiger smyle. Økningen av smyle i bjørkeskogsområder som Møsvatn (Bakkestuen et al. 2019) skyldes trolig en kombinasjon av langvarig langtransportert nitrogen og økt nitrogentilgang fra ekskrementer og nedbryting av strø, forårsaket av bjørkemålerangrep, og/eller en generell økning i lystilgang som resultat av et mer glissent trekronedekke (jf. Strengbom et al. 2004). Den sterke nedgangen av smyle i Børgefjell fram til 2005 skyldes trolig fortetting av tre- og busksjikt og relativt høyt beitepress av tamrein og smågnagere (Bakkestuen et al. 2006), mens den svake reduksjonen av smyle i bjørkeskogsområdene i Lund og Åmotsdalen kan skyldes endringer i beitetrykk, både av smågnagere og husdyr.

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 grade-stokken kryper under null dersom marka ikke er snødekt (Stålfelt 1937). Etasjemosemengden forventes derfor å øke når klimaet endrer seg i gunstig retning for mosevekst, det vil si når vekstsesongene blir lengre og fuktigere (R. Økland 1997, T. Økland et al. 2001, 2004a,b).

Etasjemose har økt i gjennomsnittlig dekning i åtte av de ni granskogsområdene fra første til hittil siste omløp, selv om det i noen områder har vært en reduksjon i enkelte omløp. I flere av områdene er den gjennomsnittlige dekningen av etasjemose tre til fire ganger høyere enn ved overvåkingsstart. Unntaket er Bringen, der den gjennomsnittlige dekningen ved hittil siste omløp i 2014 var noe lavere enn da overvåkingen startet i 1991 (**figur 4.1**). Også i områder der det var lite etasjemose fra før, som for eksempel Paulen, har etasjemose økt kraftig. I noen områder dominerer andre store moser mer enn etasjemose i analyseflatene, og en liknende trend i granskogsområdene er også observert for flere andre store mosearter.

Mildere høstklimate og derved lengre vekstsesonger er høyst sannsynlig en viktig årsak til mengde-økningen for etasjemose i de fleste områdene. Økning av store moser som etasjemose i bunnsjiktet har vist seg å være negativt for arts mangfold og mengder av små moser. Dette er trolig også en medvirkende årsak til det lavere arts mangfoldet og mengdereduksjonen for svært mange karplanter som er registrert fra fjerde til femte omløp i de fleste granskogsområdene og fra femte til sjette omløp i fire av de fem områdene som hittil er analysert (jf. tidligere TOV-rapporter). Påvirkning fra smågnagere har også betydning for utviklingen i bunnsjiktet. Fravær av smågnagertopper favoriserer vekst og formering av store, konkurransesterke moser, mens det blir mindre av mange andre arter. På den andre siden kan åpning av bunnsjiktet i år med smågnagertopper, for eksempel på flekker der det ikke har vært store moser på forhånd, også være positivt for etasjemoseutviklingen. I de fleste av granskogsområdene har det vært lite smågnagere mellom ca. 1989/1990 og ca. 2010/2011. Bortsett fra en smågnagertopp i Granneset i 2001, er det etter 1990 bare registrert smågnagertopper rundt 2010/2011 i Grytdalen og Granneset (T. Økland, pers. obs., R. Halvorsen, pers. obs.). I Bringen og i Urvatnet, der populasjonsstudier av etasjemose ikke utføres, kjenner vi ikke til om det har vært smågnagertopper mellom analysetidspunktene, men det er sannsynlig at det ikke har vært flere smågnagertopper der enn i de andre, litt høyereliggende granskogsområdene, som for eksempel Grytdalen.

Dekningen av etasjemose er svært lav i overvåkingsområdene i fjellbjørkeskogene. Etasjemose er en relativt lyskrevende art (Ellenberg-tall for lys = 6; Hill et al. 2007), og den lave dekningen kan skyldes et kjølig klima med sein nedbryting og et relativt tett strølag som hindrer lystilgang. Et barskere klima i fjellnære bjørkeskoger kan også begrense mosenes vekst der. Samtidig beites arten av smågnagere (Ericson 1977, R. Økland 1995a, Rydgren et al. 2007). Endringene i etasjemosedekning er relativt små i bjørkeskogsområdene, med unntak av de overvåkingsområdene Møsvatn og Gutulia, der arten har vist en jevn framgang (**figur 4.2**), og i det nordlige overvåkingsområdet Dividalen, der dekningen gikk betydelig tilbake fra 1993 til 2003. I siste omløp fra 2013 til 2018 gikk etasjemosedekningen noe ned igjen, noe som kan skyldes et toppår for smågnagere i Dividalen i 2018 (jf. kap. 7).

5 Landsomfattende gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i 2019

Magni Olsen Kyrkjeide, Heidi E. Myklebost, Marianne Evju og Bård Pedersen

Formålet med epifyttovervåkingen i TOV er å følge bestandsutvikling i epifyttiske samfunn over tid for å skille mellom naturlig variasjon og eventuelle effekter av menneskelig påvirkning som klimaendringer, nitrogentilførsel, arealbruk og sur nedbør. Epifyttiske lavararter har lenge vært brukt som bioindikatorer, fordi de er følsomme for miljøendringer. Endringer i luft- og nedbørs-kvalitet vil kunne påvirke forekomst og artssammensetning i epifyttvegetasjonen. (Pescott et al. 2015, Hawksworth & Rose 1976). Ulike arter responderer forskjellig på miljøendringer (Hultengren et al. 2004, Insarova et al. 1992, Seaward 2004) Svoveldioksid påvirker de fleste lavararter negativt (Pescott et al. 2015), og i områder med høye utslipp forsvinner epifyttiske lavararter med lav toleranse for svovel (Aamlid & Skogheim 2001). Det er også påvist at lufttransportert nitrogen kan påvirke lavfloraen over lange avstander (van Herk et al. 2003).

Lavararter kan også brukes som indikatorer på klimaendringer (Ellis et al. 2007, van Herk et al. 2002). Root et al. (2014) benyttet datasett med lavararter til å undersøke potensielle, gode indikatorarter for klimaendringer og fant at flere arter påvirkes av klimavariabler, blant annet vanlig kvistlav (*Hypogymnia physodes*), gul stokklav (*Parmeliopsis ambigua*) og bristlav (*Parmelia sulcata*). Disse artene inngår i den landsomfattende kartleggingen av epifyttisk lav. Lavdata kan også brukes til å utvikle indekser som kan kvantifisere endringer i klima (Will-Wolf et al. 2015).

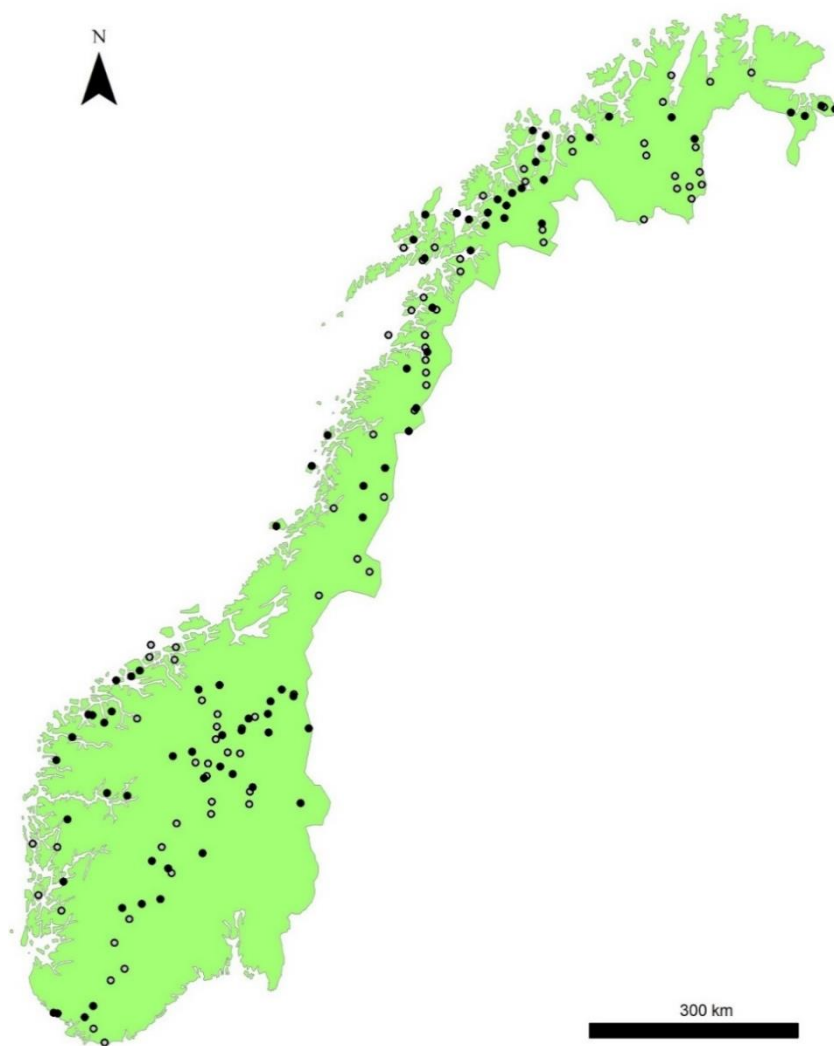
Lavovervåking inngår både i de ekstensive og de intensive undersøkelsene i TOV. Den første landsomfattende epifyttkartlegginga på bjørk (*Betula pubescens*) ble gjort i 1992 (Bruteig 1993) i samarbeid med NIJOS og utført i deres nett av bjørkeflater for overvåking av skogskader. I de første kartleggingene (1992, 1997, 2002 og 2007) ble det målt svovel- og nitrogeninnhold i vanlig kvistlav, fordi det kan gi informasjon om miljøforholdene for epifyttvegetasjonen på den enkelte observasjonsflata. Det er kjent at pH og bufferevne i substratet påvirker lavvegetasjonen (Barkman 1958, Kermit & Gauslaa 2001). Resultatene varierte imidlertid noe mellom flater og år, noe som kan skyldes målemetoder heller enn de faktiske forholdene (Evju et al. 2014). Som følge av liten tiltro til innsamlete data, ble de kjemiske målingene av kvistlav ikke videreført fra 2012.

Videre ble det ved forrige rapportering av landsomfattende kartlegging av epifyttisk lav foreslått å forenkle feltinnsamlingene ytterligere (Evju et al. 2014). Det ble foreslått kun å analysere arter og artsgrupper langs takseringslinjene, og dermed kutte ut registrering av øvrige arter på stammen og telling av individer av hengende lav. I tillegg ble det ikke anbefalt å videreføre innsamling av barkprøver til analyser av pH. Disse anbefalingene har blitt fulgt i datainnsamlingen for 2019.

Fram til 2012 har kartleggingene vært knyttet til NIBIO (tidligere NIJOS) sitt nett av observasjonsflater i bjørkeskog. Dette nettverket av bjørkeflater er nå faset ut av NIBIOs overvåkingsaktivitet. Det ble derfor nødvendig å etablere nye overvåkingsflater for den landsomfattende overvåkingen av epifyttiske lav fra og med 2019, se under.

5.1 Metoder

NIBIOs nett av observasjonsflater i bjørkeskog lå i et systematisk rutenett i et forband på 18 × 18 km. I utgangspunktet var 76 bjørkeflater med 1–4 undersøkingstrær i hver flate omfattet av kartleggingen av epifytter, og i 2007 og 2012 ble 69 flater kartlagt. I 2019 ble det etablert et nytt sett med overvåkingsflater knyttet til NIBIOs ordinære landsskogstaksering. Utvalget av flater er knyttet til NIBIOs forband på 3 × 9 km, for å sikre at utvalget også har flater som ligger over barskogsgrensa og i Finnmark. Flater med minst fire aktuelle trær (bjørketrær > 30 cm i omkrets) blir inkludert. Disse vil oppsøkes i forbindelse med ordinær takst også i framtiden.



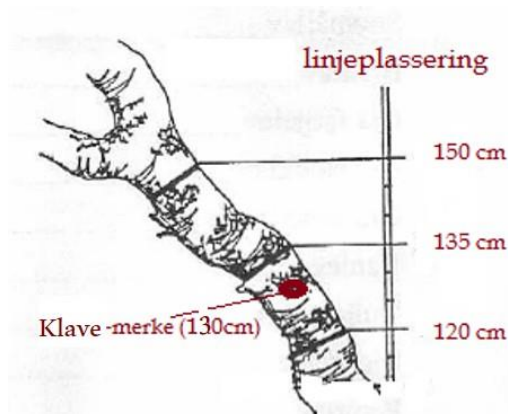
Figur 5.1 Flatene som er inkludert i den landsomfattende kartleggingen av epifyttiske lav, er vist på kart med grå prikker for flatene som ble kartlagt i 1992 og gjenkartlagt i 1997, 2002, 2007 og 2012 (med noen få unntak) og svarte prikker for de nye flatene som ble kartlagt i 2019.

NIBIO har hatt ansvar for utvalg av prøveflater og gjennomføringen av selve feltarbeidet. Det ble lagt ut 79 nye flater i Landsskogstakseringens nett av observasjonsflater i 2019. Feltarbeidet foregikk i perioden 6. juni til 18. september, og tilsammen 312 trær er analysert.

Kartlegging av lav ble gjort i 78 flater i 1992, 76 flater i 1997, 69 flater i 2002 og 2007 og 70 flater i 2012 (**figur 5.1**). Av disse er 68 flater kartlagt alle de fem første omløpene. I 2019 ble det kartlagt i 79 flater (**figur 5.1**). Ett felt inngår i datasettet fra tidligere år, mens de resterende 78 feltene er nye.

Lavregistreringer gjøres på fire trær pr. prøveflate. Dersom kravene til valg av tre ikke oppfylles, kartlegges færre trær. 77 av flatene hadde fire analysetrær, én flate hadde tre analysetrær og én flate hadde bare ett tilgjengelig tre for analyse. Trærne som inkluderes, skal være levende og med en diameter på 10-30 cm ved brysthøyde. Trærne med stammebrekk lavere enn 2,5 meter skal ekskluderes.

Siden alle trærne, med unntak av to, var nye i 2019, ble tre takseringslinjer etablert på hvert tre. Dette ble gjort ved å markere linjenes startpunkt med ei kartnål på nordsida av stammen. Linjene ble lagt horisontalt på høydene 120 cm, 135 cm og 150 cm fra basis av treet (**figur 5.2**). Høyden måles i nord langs loddelinja.



Figur 5.2 Takseringslinjer legges rundt bjørkestammen på tre ulike høyder. Arter registreres medsols for hver cm på oversiden langs et målebånd som legges rundt takseringslinjene med startpunkt (0 cm) i nord.

Artsregistreringene blir gjort langs de tre takseringslinjene rundt stammen. Et målebånd legges medsols rundt stammen med startpunkt under kartråla. Forekomsten av epifytter blir registrert for hvert cm-intervall langs overkanten av målebåndet. To eller flere arter kan registreres dersom de vokser sammen eller over hverandre. Individ mindre enn 0,5 cm blir ikke registrert. Omkretsen for hver takseringslinje blir notert. Registreringene ble gjort for arter og grupper angitt i **tabell 5.1**.

Tidligere år ble forekomst av gubbeskjegg (*Alectoria sarmentosa*), begerlav (*Cladonia* sp.), bjørkelav (*Cetraria sepincola*), grå stokklav (*Parmeliopsis hyperopta*), vanlig kruslav (*Tuckermanniopsis chlorophylla*), gullroselav (*Vulpicida pinastri*) registrert langs takseringslinjene. I 2019 inngår disse artene i samlegruppen Andre/ubestemte blad- og busklav (jf. **tabell 5.1**).

I tillegg til direkte artsbestemming under feltarbeidet ble det samlet inn referansemateriale fra artene som ble registrert i hver flate. Innsamlingene ble gjort fra nærliggende trær som ikke ble analysert. Eventuelle systematiske feilbestemmelser kan dermed rettes opp i ettertid ved sjekk mot referansematerialet. Nomenklaturen for vitenskapelige navn på lav følger Santesson et al. (2004), norske lavnavn følger Krog et al. (1994) og Holien & Tønsberg (2006). Alle artene har koder som blir brukt i feltskjema og under feltarbeidet.

Forekomsten av registrerte arter/artsgrupper og naken bark i cm ble regnet om til relativ dekning langs takseringslinja (= stammeomkretsen). Deretter ble den gjennomsnittlige dekninga (%) av hvert takson på hvert undersøkingsstre og i hver flate regnet ut.

Tabell 5.1 Følgende arter/grupper ble registrert langs analyselinjene i landsomfattende kartlegging av epifyttiske lav i 2019.

Art/gruppe	Vitenskapelig navn	Kode
Vanlig kvistlav (inkl. kulekvistlav)	<i>Hypogymnia physodes</i> agg.	1
Snømållav	<i>Melanelia olivacea</i>	2
Bristlav	<i>Parmelia sulcata</i>	3
Grå fargelav	<i>Parmelia saxatilis</i>	4
Gul stokklav	<i>Parmeliopsis ambigua</i>	5
Papirlav	<i>Platismatia glauca</i>	6
Elghornslav	<i>Pseudevernia furfuracea</i>	7
Strylav	<i>Usnea</i> spp.	8
Brunskjegg	<i>Bryoria</i> spp.	9
Andre/ubestemte blad- og busklav		10
Skorpelav		11
Naken bark		B
Moser		M
Algeovertrekk		A

Lineære miksedde modeller (LME) ble brukt for å analysere endringer i dekning av epifytter fra de to siste kartleggingsårene (2012 mot 2019), og mellom 1992 (første kartleggingsår) og 2019. Modellene inkluderte prøveflater som tilfeldig faktor for å ta høyde for at observasjoner fra trær innenfor samme flate kan være avhengige. Dekning av artsgrupper og enkeltarter ble arcsin-transformert før analysene. Resultatene som presenteres, er sammenfattet for alle flater og trær. Programpakken R er brukt til statistisk bearbeiding av data, Excel er brukt til grafiske fremstillinger og ArcMap™ 10.7 (Copyright © Esri www.esri.com) er brukt i framstilling av kart.

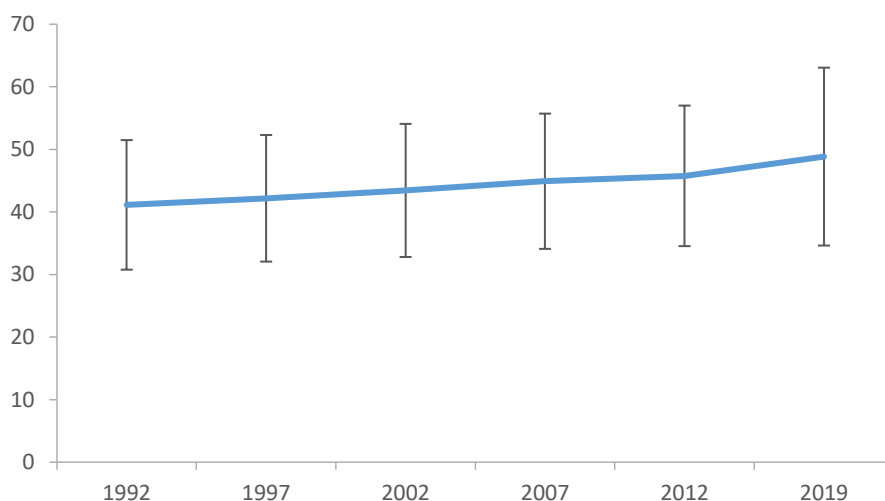
5.2 Resultater

Det ble kartlagt i 78 nye flater i 2019 og en flate (nr 116) ble gjenkartlagt. For flate 116 er tre nr 5 og 6 helt nye trær, mens tre nr 1 og 4 har blitt analysert tidligere. Til sammen ble 312 trær analysert i 2019. I de aller fleste flatene ble fire trær analysert (kun to flater som avviker) med tre linjer for hvert tre (**tabell 5.2**). Alle innsamlede data ble lagt inn i NINAs Tidsseriedatabase. Tidligere registreringer ligger i den samme databasen.

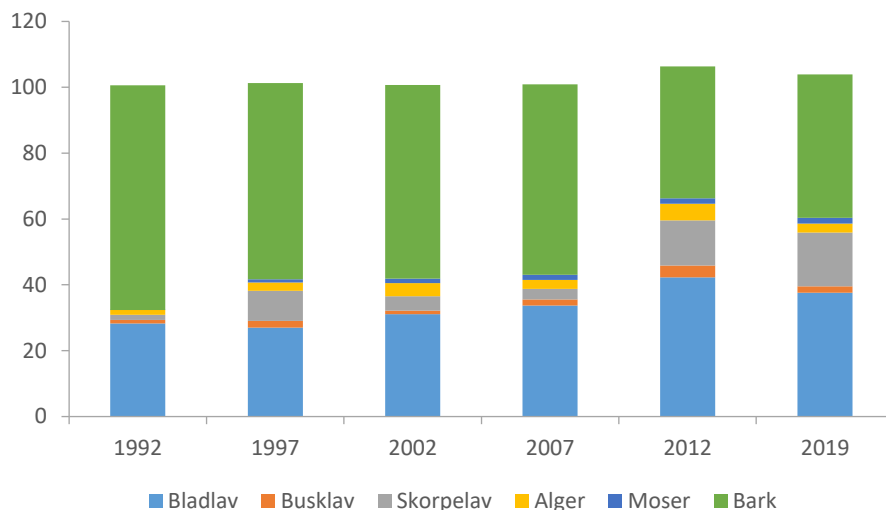
Omkretsen på kartleggingstrær, målt for nederste takseringslinje, har økt siden oppstarten i 1992 (**figur 5.3**). For 2019 er gjennomsnittlig treomkrets 48,8 cm, mens den i 2012 var 45,8 cm ($p = 0,05$). Det er en signifikant sammenheng mellom trestammeomkrets og dekning av moser i 2019 ($p = 0,002$), men ikke for øvrige artsgrupper.

Tabell 5.2 Antall flater og kartleggingstrær for alle år i landsomfattende kartlegginga av epifyttiske lav.

	1992	1997	2002	2007	2012	2019
Flater med 4 kartleggingstrær	42	37	40	36	41	77
Flater med 3 kartleggingstrær	15	12	9	11	11	1
Flater med 2 kartleggingstrær	6	14	8	10	10	0
Flater med 1 kartleggingstrær	15	13	12	11	6	1
Totalt antall kartleggingstrær	240	226	215	208	223	312



Figur 5.3 Gjennomsnittlig omkrets for alle kartlagte trær. De samme trærne er analysert i perioden 1992 til 2012. I 2012 ble utgåtte trær erstattet av nye. I 2019 var alle flater og trær nye (unntatt to trær som ble gjenkartlagt).



Figur 5.4 Gjennomsnittlig dekning av bladlav, busklav, skorpelav, alger, moser og bark på bjørkestammer i 1992 (240 trær på 78 prøveflater), 1997 (226 trær på 76 flater), 2002 (215 trær på 69 flater), 2007 (208 trær på 68 flater), 2012 (223 trær på 68 flater) og 2019 (312 trær på 79 flater). Alle flater fra 2019 er nye, med unntak av en.

Fordelingen av artsgrupper og bark på bjørkestammer er vist for alle kartleggingsår i **figur 5.4**. Bladlav er artsgruppa med høyest dekning alle årene, og fra 2007 er skorpelav gruppa med nest høyest dekning. Den totale dekningen av epifyttiske lav har ikke endret seg signifikant fra 2012 til 2019 ($p = 0,879$). Det er heller ingen signifikant endring i dekning for gruppene bladlav ($p = 0,379$), busklav ($p = 0,141$) og skorpelav ($p = 0,199$). Også moser og alger har omtrent samme dekning fra 2012 til 2019 (p -verdien er henholdsvis 0,833 og 0,453, **tabell 5.3**). Det er en økning i dekning av bladlav og skorpelav i 2019 sammenliknet med 1992 ($p < 0,001$ for begge grupper), men ikke for busklav ($p = 0,353$). For moser er det også en signifikant økning i dekning fra 1992 til 2019 ($p = 0,007$), men ikke for alger ($p = 0,555$, **tabell 5.3**).

Vanlig kvistlav (inkl. kulekvistlav) – *Hypogymnia physodes coll.*

Kvistlav var den vanligste arten på undersøkingstrærne til og med 2012, men i 2019 var arten den nest vanligste med forekomst på 67,6 % av trærne (**tabell 5.3**). Til sammen dekker arten 12,86 % av trestammene i 2019, noe som er lavere enn registrert i 2012 ($p = 0,167$), som er det året med den høyeste registrerte dekningen (17,24 %). Sammenliknet med dekningen i 1992 har det vært en signifikant økning av vanlig kvistlav på undersøkingstrærne i 2019 ($p = 0,046$).

Snømållav – *Melanelia olivacea*

Snømållav ble registrert på 1/3 av trærne i 2019, noe som er en mye lavere frekvens enn i 2012 (**tabell 5.3**). Det ble imidlertid ikke påvist en signifikant endring i dekningen av snømållav fra 2012 til 2019 ($p = 0,663$), heller ikke fra 1992 til 2019 ($p = 0,879$, **tabell 5.3**).

Bristlav – *Parmelia sulcata*

Bristlav var i 2019 den vanligste arten på undersøkingstrærne og registrert på 71,2 % av trærne (**tabell 5.3**). Den dekker til sammen 12,6 %, ca. 3 % mer enn i 2012 (9,75 %), men denne forskjellen er ikke signifikant ($p = 0,276$). Mellom 1992 (7,0 % dekning) og 2019 er det derimot en signifikant økning ($p < 0,001$).

Gul stokklav – *Parmeliopsis ambigua*

Gul stokklav er også en vanlig art og ble funnet på halvparten av trærne i 2019 (51,9 %, **tabell 5.3**). Arten hadde en dekning på 4,23 % i 2019, som er noe lavere enn i 2012 (5,70 %), men forskjellen er ikke signifikant ($p = 0,414$). Mellom 1992 og 2019 er det en signifikant økning i dekning fra 1,28 % til 4,23 % ($p < 0,001$).

Tabell 5.3 Forekomst av epifytter registrert på takseringslinjene på bjørkestammer i 1992 (n = 240), 1997 (n = 226), 2002 (n = 215), 2007 (n = 208), 2012 (n = 223) og 2019 (n = 312). Frekvens er gitt som andelen av trærne med forekomst, og gjennomsnittlig dekning er gitt som dekning i % av stammeomkretsen. Arter med **fet** skrift har blitt registrert til art alle kartleggingsår.

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Antall tre						Frekvens dekning						% dekning					
		92	97	02	7	12	19	92	97	02	7	12	19	92	97	02	7	12	19
Moser																			
Bryophyta	Moser	1	8	8	12	12	49	0,4	3,5	3,7	5,8	5,4	15,7	0,003	0,97	1,32	1,50	1,66	1,77
Busklav																			
<i>Alectoria sarmentosa</i>	Gubbeskjegg	2	0	0				0,8	0	0				0,03	0	0			
Bryoria sp.	Brunskjegg	20	49	42	40	60	33	8,3	21,7	19,5	19,2	26,9	10,6	0,55	1,49	0,83	1,50	3,20	1,24
<i>Cladonia sp.</i>	Begerlav			6	1					2,8	0,5					0,08	0,03		
Pseudevernia furfuracea	Elghornslav	10	9	5	6	10	6	4,2	4,0	2,3	2,9	4,5	1,9	0,49	0,45	0,21	0,25	0,38	0,06
Usnea sp.	Strylav	2	8	10	14	16	28	0,8	3,5	4,7	6,7	7,2	9,0	0,02	0,06	0,04	0,10	0,10	0,62
Bladlav																			
<i>Cetraria sepincola</i>	Bjørkelav	4						1,7						0,095					
Hypogymnia physodes coll.	Vanlig kvistlav	141	148	144	157	170	211	58,8	65,5	67,0	75,5	76,2	67,6	8,26	11,32	11,37	14,21	17,24	12,86
Melanelia olivacea	Snømållav	133	119	116	96	103	104	55,4	52,7	54,0	46,2	46,2	33,3	8,81	9,46	7,96	6,79	7,48	5,12
Parmelia saxatilis	Grå fargelav	35	13	27	10	10	19	14,6	5,8	12,6	4,8	4,5	6,1	0,79	0,70	1,54	0,31	0,31	0,88
Parmelia sulcata	Bristlav	137	89	111	129	157	222	57,1	39,4	51,6	62,0	70,4	71,2	7,00	4,13	7,18	8,27	9,75	12,60
Parmeliopsis ambigua	Gul stokklav	100	67	86	101	134	162	41,7	29,6	40,0	48,6	60,1	51,9	1,28	0,85	1,69	2,39	5,70	4,23
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Grå stokklav	29	8	13	18			12,1	3,5	6,0	8,7			0,61	0,06	0,15	0,11		
Platismatia glauca	Vanlig papirlav	21	16	20	30	31	38	8,8	7,1	9,3	14,4	13,9	12,2	0,68	0,41	1,06	1,46	1,56	1,55
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	Vanlig kruslav	16						6,7						0,63					
<i>Vulpicida pinastri</i>	Gullroselav	9	2	6	7			3,8	0,9	2,8	3,4			0,05	0,01	0,04	0,07		
Andre makrolav	Andre blad- og busklav	10	7	6	5	21	25	4,2	3,1	2,8	2,4	9,4	8,0	0,08	0,10	0,04	0,04	0,19	0,41
Totalt for makrolav*	Totalt blad- og busklav	58	17	29	28	21	25	24,2	7,5	13,5	13,5	9,4	8,0	1,47	0,17	0,31	0,25	0,19	0,41
Skorpelav																			
A Microlichen	Skorpelav, ubestemt	81	116	106	83	141	237	33,8	51,3	49,3	39,9	63,2	76,0	1,56	9,17	4,38	3,21	13,71	16,27
Alger																			
Aerophytic algae	Alger	6	21	21	25	29	18	2,5	9,3	9,8	12,0	13,0	5,8	1,42	2,51	3,96	2,78	4,99	2,74
Bark																			
Naked bark	Bark	240	226	213	207	218	306	100	100	99,1	99,5	97,8	98,1	68,22	59,58	58,82	57,90	40,09	43,56

* Artsutvalget har endret seg mellom registreringsår, hvorav flere etter hvert har blitt inkludert i samlebetegnelsen makrolav. Artene som ikke inngikk i artsutvalget i 2012 og 2019 (arter uten fet skrift), inngår derfor her for alle registreringsår, slik at verdiene skal være sammenlignbare over år.

Vanlig papirlav – *Platismatia glauca*

Vanlig papirlav ble registrert på 12,2 % av undersøkelsestrærne i 2019 (**tabell 5.3**). Dekningen er uendret mellom 2012 og 2019 (henholdsvis 1,56 % og 1,55 %, $p = 0,889$). Det er heller ikke påvist en signifikant endring mellom 1992 og 2019 ($p = 0,315$).

Strylav – *Usnea* spp.

Strylav ble funnet på 9,0 % av undersøkingstrærne i 2019, sammenliknet med 7,2 % i 2012. Dekning av strylav gikk fra 0,1 % i 2012 til 0,62 % i 2019, men forskjellen er ikke signifikant ($p = 0,140$). I 1992 var det nesten ikke strylav på trærne, kun 0,02 % dekning, men det er likevel ikke påvist noen signifikant endring mellom 1992 og 2019 ($p = 0,074$).

Brunskjegg – *Bryoria* spp.

Brunskjegg ble funnet på langt færre trær i 2019 (10,6 %) enn i 2012 (26,9 %), og 2019 er det året etter 1992 med den laveste frekvensen av brunskjegg på undersøkingstrærne (**tabell 5.3**). Dekningen av brunskjegg i 2012 og 2019 er likevel ikke signifikant forskjellig ($p = 0,082$), selv om den er omtrent halvert fra 2012 (3,2 %) til 2019 (1,24 %). Det er heller ingen signifikant forskjell mellom 1992 og 2019 ($p = 0,244$).

5.3 Konklusjon

Omkretsen på bjørkestammene har økt fra oppstarten i 1992. For de første fire kartleggingsårene kan dette skyldes at trærne har blitt eldre, siden de samme trærne ble analyserte hvert år fram til 2012. I 2012 ble utgåtte trær erstattet av nye trær, likevel økte omkretsen noe. I 2019 var alle flater og trær nye, og gjennomsnittlig omkrets for de nye trærne er høyere enn for trærne analyserte tidligere.

Siden oppstarten i 1992 har det blitt observert økt dekning av epifyttiske lav på bjørkestammer (Evju et al. 2014). Fra 2012 til 2019 er det ingen forskjell i dekningen av epifytter. Økning av lavdekning på bjørkestammer har blitt observert i TOV-områdene som overvåkes intensivt, men også for flere av disse områdene har økningen i dekning avtatt eller opphørt mellom de to siste kartleggingsårene (Kyrkjeeide et al. 2017, 2019a,b). Vår evne til å påvise endringer i dekning fra årene 1992–2012 til 2019 er mindre enn mellom de andre årene fram til og med 2012. Dette skyldes at vi i 2019 kartla andre trær og flater enn tidligere, mens det for perioden 1992 til 2012 var de samme flatene og trærne som ble undersøkt hvert kartleggingsår. Redusert svovelnedfall (Austnes et al. 2018), økte temperaturer (kombinert med nedbør) og økt lengde av vekstsesongen (jf. kap. 2.2) kan være viktige faktorer bak den økte dekningen av lav over tid (Evju & Bruteig 2013). Avsetningen av svovelforbindelser er nå svært redusert, mens det fremdeles er betydelige avsetninger av nitrogenforbindelser i sørvestlige deler av Norge (Austnes et al. 2018).

Nedgang i dekning av snømållav er en trend som er observert i flere av de intensive TOV-områdene, og som ser ut til å kunne knyttes til en kombinasjon av høy nedbør og høy nitrogenavsetning (Evju & Bruteig 2013), men det er ingen observert nedgang i snømållav i de landsomfattende kartleggingene.

I det videre arbeidet blir det viktig å se på påvirkning av forurensing og klima samlet (Will-Wolf et al. 2015), men også i sammenheng med andre variabler som kan ha påvirkning på lavarters utbredelse og dekning, som spredningsevne og habitatkvalitet (Ellis 2019).

6 Bjørkemålere

Heidi Myklebost, Siri Lie Olsen og Vegar Bakkestuen

Bjørkemålere (lauvmark) kan til tider forekomme i store mengder i fjellbjørkeskogen og angriper blader på bjørk og lyngvekster på bakken, særlig blåbær. Utbruddene kommer ofte i sykluser på omtrent ti år. Bjørkemålere er dermed en av flere biotiske faktorer som i sterk grad kan påvirke bestandsforhold for flere av indikatorene som inngår i TOV, bl.a. fugl, karplanter, moser og lav på bakken og epifyttiske lav. For fugl har bjørkemålere en direkte effekt på bestandsstørrelser og produksjon for fugleartene som i hovedsak spiser og fôrer unger med insekter. For karplanter og moser kan effektene enten være direkte via beiting, men også indirekte via omfordeling av næringsstoffer. For karplanter, moser og lav på bakken samt epifyttiske lav kan bjørkemålerangrep også medføre økt lystilgang og endrede fuktighetsforhold, noe som igjen kan endre konkurranseforhold mellom arter og generelt føre til økt vekst av næringskrevende og lyskrevende arter (Jepsen et al. 2008, 2011, 2013, Karlsen et al. 2013).

Det er rapportert om økende angrep av bjørkemålere, særlig i nord, noe som settes i sammenheng med klimaendringer (Hagen et al. 2007, Jepsen et al. 2008, 2011, Aarrestad et al. 2015, Forsgren et al. 2015). En varmere vår og sommer gir bjørkemålerne et bedre vekstpotensial, da de som andre insekter ikke opprettholder sin egen kroppstemperatur, men er avhengige av omgivelsenes temperatur. Ved økt temperatur spiser og vokser de raskere og har da økt mulighet til å overleve i områder hvor det før var for kaldt.

Formålet med overvåking av bjørkemålere i TOV-områdene er å få en tallfestet oversikt over lokale bjørkemålerutbrudd, for bedre å kunne vurdere årsaker til endringer i bestander av fugl og endringer i forekomst og mengde av karplanter, moser og lav. Samtidig er denne overvåkingen av interesse i forbindelse med effekter av klimaendringer, da økte frekvenser av enkelte bjørkemålerarter er satt i sammenheng med de pågående klimaendringene.

Registrering av bjørkemålere i TOV-områdene startet i 2014 og registreres nå hvert år i fem av områdene: Dividalen, Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn og Gutulia.

6.1 Metoder

Områdedesign

Lokalitetene for registrering av bjørkemålere kalles målestasjoner og har egne stasjonsnummer (stasjons-ID). I de fem TOV-områdene registreres årlig bjørkemålere og frøsetting (hunnrakler) av bjørk i alle vegetasjonsfelter (makroruter) og felter for epifyttovervåking, samt på utvalgte lokaliteter som representerer områder for bestandsovervåking av fugl. Der vegetasjonsfelter og lavfelter ligger ved siden av hverandre, er antall målestasjoner redusert. Antall målestasjoner varierer dermed mellom TOV-områdene og mellom år. Totalt er det lagt ut mellom 24 og 30 målestasjoner i hvert TOV-område, der ca. 240–300 bjørkegreiner undersøkes hvert år for bjørkemålere og frøsetting av bjørk.

Arter og registreringer

I fjellbjørkeskogen domineres forekomstene av bjørkemålerne av to arter: fjellbjørkemåler (*Epirrita autumnata*) og brun høstmåler (*Operophtera brumata*, tidligere kalt liten høstmåler) (figur 6.1). Andre bjørkemålere kan også forekomme. Disse registreres som 'ukjente'. Blant annet er det rapportert at blek høstmåler (*Operophtera fagata*) er observert i Nord-Norge.

Registreringer av bjørkemålere er avhengig av å treffe larver i egnet innsamlingsstadium, dvs. med de fleste larvene i instar (utviklingsstadium) 3 til 4, som tilsvarer larvelengder på 1,3–1,8 cm. Egnet registreringstidspunkt er ca. 20–25 dager etter løvsprett, men dette kan variere noe avhengig av temperatur i denne perioden.



Figur 6.1 Bilder av larver av brun høstmåler (tidligere kalt liten høstmåler) (A og B) og fjellbjørkemåler (C). Foto: A.C. Nilssen.

For hver målestasjon registreres antall målerlarver av hver art, gjennomsnittsstørrelse på larver, antall hunnrakler av bjørk og omfanget av beiteskade på blad på totalt 10 greiner fordelt på 10 forskjellige trær (én grein pr. tre) som velges innen en sirkel med radius ca. 5–15 m fra sentrum av målestasjonen (dvs. sentrum i lavfeltene og hjørnemerket for vegetasjonsfeltene). For øvrige stasjoner knyttet til fugleovervåking, er GPS-posisjon oppgitt. Greinene fordeles med noenlunde jevn avstand langs sirkelen og velges ut i høydenivå ca. 1–2,5 m over bakken. Hver del av en 'grein' som det gjøres registreringer for, skal ha en lengde på 60–75 cm. Valg av greiner skal utføres på litt avstand og må ikke påvirkes av tegn til beiting av larver på greinene.

Den utvalgte greina puttes ned i en større plastsekk laget av grov gjennomsiktig plast (**figur 6.2A**). Hver grein ristes kraftig inne i plastsekken i 20–30 sekunder. Plastsekken tømmes så i et hvitt plastkar (**figur 6.2B**). Antall larver og gjennomsnittsstørrelse (mm) fordelt på artene fjellbjørkemåler og brun høstmåler, samt antall ukjente målere, for hver enkelt grein telles opp, dvs. 10 tellinger pr. stasjon. Det gjøres videre et estimat for omfang av beiteskader på blad for valgt 'grein' der larveopptelling gjøres. Her brukes andel av blad som har beiteskader og verdiene 0 % av bladene beitet, 1 % beitet, 5 % beitet, 10 % beitet, og videre 20 %, 30 %, 40 %, 50 %, 60 %, 70 %, 80 %, 90 % og 100 % av bladene beitet på, se Kålås et al. (2019a).

For de aktuelle bjørkegreinene gjøres det også en opptelling av antall hunnrakler. Dette for å få en indikasjon på årets potensial for frøproduksjon. Slike frø kan være viktige som føde for flere arter finkefugl og kan påvirke overlevelse og dermed neste års bestand av slike fuglearter. Antall hunnrakler for valgte 'grein' telles etter at larvene er ristet av. Ved antall rakler over 20 gjøres det bare grove anslag (dvs. 30, 40, 50, 60, 70, 80, 90, 100, 150, 200, 250 etc.).

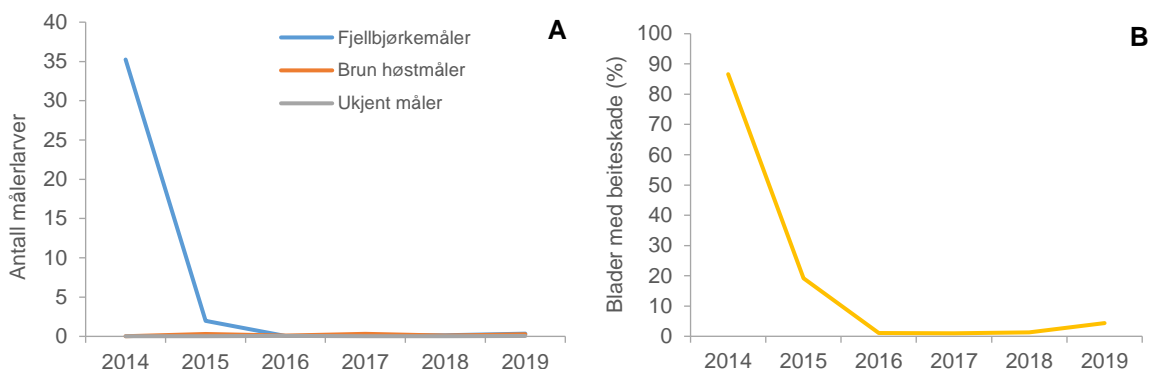


Figur 6.2 Innsamlingsmetode for bjørkemålerlarver. Foto: J. Kålås og H. Myklebost.

6.2 Resultater

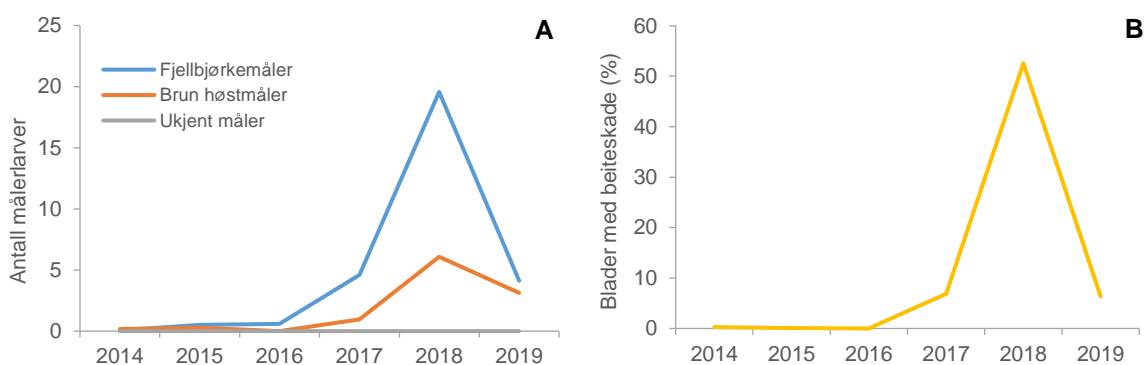
Forekomst av bjørkemålere i TOV-områder fra 2014 til 2019

Dividalen hadde et relativt stort utbrudd av fjellbjørkemålere i 2014 med gjennomsnitt 35,3 målere pr. grein, mens det i de påfølgende fem år ble registrert særdeles få individer, henholdsvis 1,96, 0,05, 0,12, 0,14 og 0,33 pr. grein (**figur 6.3A**). Antall individer av brun høstmåler og ukjente målere har også vært særdeles lavt alle år, med et gjennomsnitt på 0,19 individ pr. grein for brun høstmåler og 0,03 individ pr. grein for ukjente målere. Gjennomsnittlig andel blader med beiteskader pr. grein følger utviklingen av antall registrerte bjørkemålere (**figur 6.3B**).



Figur 6.3 Gjennomsnittlig antall bjørkemålere (A) og gjennomsnittlig andel blader (%) med beiteskader (B) pr. grein i Dividalen fra 2014 til 2019.

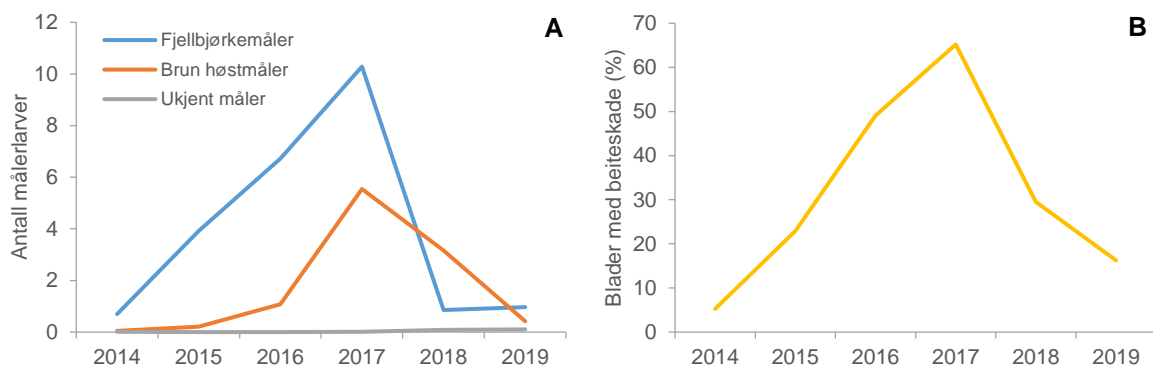
I Børgefjell var det svært få forekomster av bjørkemålere i årene 2014–2016. Det ble registrert en liten økning i 2017 av både fjellbjørkemåler og brun høstmåler, i gjennomsnitt henholdsvis 4,6 og 1,0 målere pr. grein (**figur 6.4A**). Økningen fortsatte i 2018 med henholdsvis 19,5 og 6,1 målere pr. grein, for så å avta i 2019 med et gjennomsnitt pr. grein på 4,1 for fjellbjørkemåler og 3,1 for brun høstmåler. Det er ikke registrert ukjente arter av bjørkemålere i Børgefjell. Gjennomsnittlig andel blader med beiteskader pr. grein følger utviklingen av antall registrerte bjørkemålere (**figur 6.4B**).



Figur 6.4 Gjennomsnittlig antall bjørkemålere (A) og gjennomsnittlig andel blader (%) med beiteskader (B) pr. grein i Børgefjell fra 2014 til 2019.

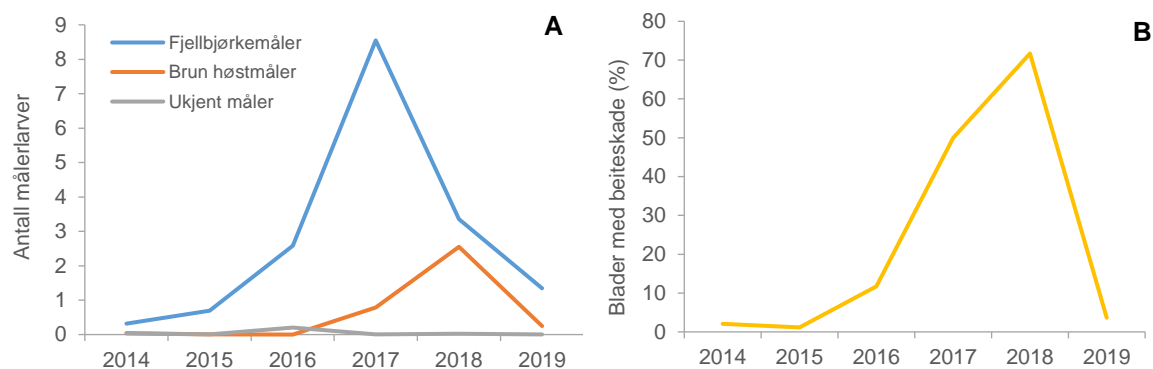
I Åmotsdalen var det en jevn økning av fjellbjørkemåler fra 2014 til 2017, fra gjennomsnittlig 0,7 til 10,3 målere pr. grein (**figur 6.5A**). Det reelle antall bjørkemålere i 2017 kan imidlertid ha vært noe høyere, da larver kan ha falt til bakken da de var små fordi løvvirket allerede var oppspist. Målingene i både 2018 og 2019 viste betydelig lavere verdier, henholdsvis 0,9 og 1,0 individer

pr. grein. Også gjennomsnittlig antall individer av brun høstmåler økte fra 0,1 i 2014 til gjennomsnittlig 5,5 pr. grein i 2017. I 2018 ble det registrert i gjennomsnitt 3,2 individer pr. grein og i 2019 kun 0,4. Antall ukjente målere har vært lavt alle år (gjennomsnitt pr. grein 0,04 pr. år). Gjennomsnittlig andel blader med beiteskader pr. grein følger utviklingen av antall registrerte bjørkemålere (**figur 6.5B**).



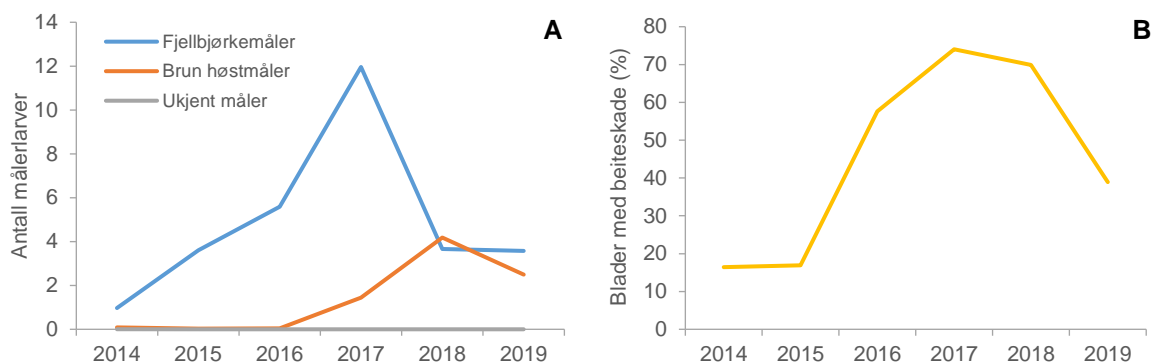
Figur 6.5 Gjennomsnittlig antall bjørkemålere (A) og gjennomsnittlig andel blader (%) med beiteskader (B) pr. grein i Åmotsdalen fra 2014 til 2019.

I Gutulia økte gjennomsnittlig antall fjellbjørkemålere pr. grein fra 2014 til 2017 fra 0,3 til 8,6 (**figur 6.6A**), for deretter å avta i 2018 og 2019 med et gjennomsnitt pr. grein på henholdsvis 3,4 og 3,1. Antall brun høstmåler og ukjente individer har vært særdeles lavt, unntatt i 2018 da brun høstmåler var omtrent like vanlig som fjellbjørkemåler. Gjennomsnittlig andel blader med beiteskader pr. grein i Gutulia økte fra 2017 til 2018, for så å være lavt igjen i 2019 (**figur 6.6B**). Dette tyder på at bjørkemålerangrepet i 2018 har vært større enn antall registrerte larver indikerer, noe som kan tyde på at målingene ble gjort noe seint i larvenes syklus.



Figur 6.6 Gjennomsnittlig antall bjørkemålere (A) og gjennomsnittlig andel blader (%) med beiteskader (B) pr. grein i Gutulia fra 2014 til 2019.

Møsvatn hadde svært få registreringer av bjørkemålere i 2014, men antall fjellbjørkemålere økte jevnt fram til 2017 med et gjennomsnitt på 12,0 målere pr. grein, mens antall fjellbjørkemålere i 2018 og 2019 var betydelig lavere, 3,7 målere pr. grein (**figur 6.7A**). Antall av brun bjørkemåler har imidlertid økt helt fram til 2018, men gått noe tilbake igjen i 2019. Gjennomsnittlig andel blader med beiteskader pr. grein følger i store trekk utviklingen av antall registrerte bjørkemålere, men ser ut til å avta mer gradvis enn antall bjørkemålere etter 2017 (**figur 6.7B**).

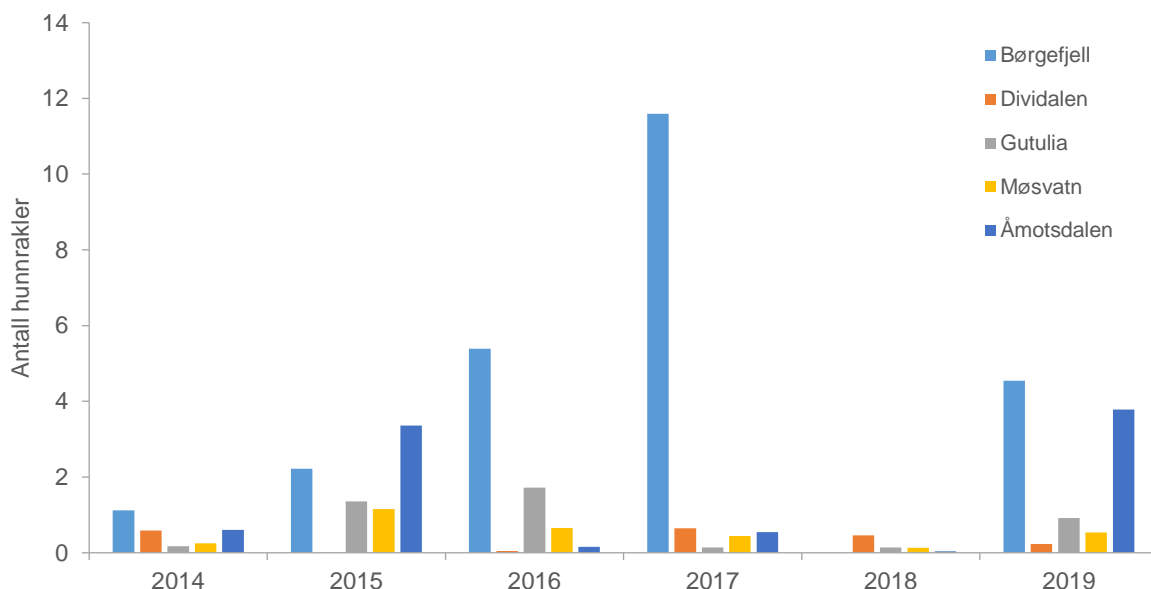


Figur 6.7 Gjennomsnittlig antall bjørkemålere (A) og gjennomsnittlig andel blader (%) med beiteskader (B) pr. grein i Møsvatn fra 2014 til 2019.

Forekomst av hunnrakler på bjørk i TOV-områdene fra 2014 til 2019

Antall registrerte hunnrakler pr. grein er forholdsvis lavt i alle TOV-områdene (figur 6.8), med unntak av Børgefjell som har hatt en del bjørkeblomstring, spesielt i 2017 med et gjennomsnitt på 11,6 pr. grein. Registreringer av hunnrakler ble avglemt av underleverandør i Børgefjell i 2018, mens målingene i 2019 viser et gjennomsnitt på 4,5.

Våre registreringer av hunnrakler er for tidlig på året for å dokumentere reell mengde frøproduksjon, da frøproduksjonsforsøk kan avbrytes pga. uegnede værforhold i løpet av sommeren. Det gir imidlertid informasjon om potensialet for produksjon av bjørkefrø for gjeldende år ved at høy forekomst av hunnrakler gir det nødvendige grunnlaget for høy frøproduksjon. Lav forekomst av hunnrakler vil alltid gi lav frøproduksjon.



Figur 6.8 Utvikling i antall hunnrakler pr. bjørkegrein i TOV-områdene fra 2014 til 2019. Børgefjell ble ikke målt i 2018.

6.3 Konklusjon

I perioden 2014 til 2019 har Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn hatt størst forekomst av fjellbjørkemåler i 2017, mens Børgefjell hadde størst forekomst i 2018. I samsvar med dette er det i

Åmotsdalen, Gutulia og Møsvatn registrert omfattende beiteskader på bladverk i 2017, og noe mindre omfattende skader i Børgefjell i 2018. Møsvatn og Gutulia hadde i tillegg en høy andel av blad med beiteskader også i 2018, og i 2019 var det fremdeles en relativt høy andel skader i Møsvatn. I Dividalen har antall målere vært svært lavt siden toppåret i 2014.

Det er en tendens til at brun høstmåler har økt i mengde i alle TOV-områdene fra 2014 til 2017/2018, med unntak av Dividalen, som i hele perioden har hatt svært lave forekomster av brun høstmåler. Registreringene i 2019 viser imidlertid en nedgang i antall brun høstmåler sammenliknet med 2018. I Møsvatn og Gutulia ser det ut til at den høyeste forekomsten av brun høstmåler kommer ett år etter toppåret for fjellbjørkemåler, mens i Åmotsdalen og Børgefjell er forekomsten av de to artene sammenfallende.

I Møsvatn er det helt siden 2016 registrert en betydelig andel skadet bladverk. Dette er et område som fra før er sterkt påvirket av bjørkemålerangrep. Bjørkemålerangrep bidrar til økt dødelighet av trær og busker i Møsvatn, noe som fører økt tilførsel av nitrogen til jordsmonnet og økt lystilgang til markvegetasjonen (Aarrestad et al. 2013, Bakkestuen et al. 2019). Dette kan føre til omfattende endringer i økosystemet (Jepsen et al. 2013, Karlsen et al. 2013). Store beiteskader kan også føre til et vippepunkt som hindrer regenerering av tresjiktet (Vindstad et al. 2019).

Generelt viser registreringene i 2019 lave forekomster av fjellbjørkemåler og brun høstmåler i alle områder. Høyest antall larver ble registret i Børgefjell med et gjennomsnitt på 4,1 fjellbjørkemålere pr. grein. Endringene i antall bjørkemålere er trolig en del av dynamikken i syklusen for utbrudd, men variasjon knyttet til klimaendringer kan ikke utelukkes.

7 Smågnagere

Erik Framstad og Nina E. Eide

Smågnagere er sentrale i flere næringskjeder som forbinder planter med predatorer. De har en nøkkelfunksjon spesielt i høyfjellsøkosystemer der smågnagernes forekomst har stor betydning for rovdyr og andre byttedyrs bestandsdynamikk, så vel som for plantedekkets utvikling. Smågnagernes store bestandsfluktasjoner skaper regelmessige 'forstyrrelser' av økosystemene, noe vi må ta hensyn til for å skille menneskeskapt fra naturlige endringer i økosystemene. I TOV har vi som mål å følge utviklingen i bestandsnivå og reproduksjon for utvalgte arter. Siden smågnagerne har stor påvirkning på andre deler av økosystemet, er det nødvendig å ha et relativt detaljert bilde av bestandsutviklingen for smågnagere. Det er formulert tre mål for overvåking av smågnagere i TOV: (1) å skaffe en generell oversikt over bestandsutviklingen av smågnagere i utvalgte områder, (2) å knytte forekomsten av smågnagere til bestemte habitat- og vegetasjonsvariabler, og (3) å skaffe materiale til undersøkelse av miljøgifter i smågnagere.

I 2019 ble det gjennomført fangst av 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 bestandsdynamikk og habitatbruk i høyfjellet, er det også fanget smågnagere 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 vi kjenner til 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, Åmotsdalen, Børgefjell) og et mer omfattende opplegg med 100 fangststasjoner og totalt 1500 felledøgn pr. fangstperiode (Solhomfjell, Dividalen). Resurstilgangen har medført at vi nå fanger etter minimumsopplegget på flere områder enn opprinnelig planlagt, og det fanges kun om høsten (september-oktober).

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 (vurdert ved ytre og indre karaktertrekk). Enkelte år brukes utvalgte individer til analyser av innhold av tungmetaller eller radioaktivitet. Se tidligere TOV-rapporter for nærmere beskrivelse av utplassering av fangststasjoner etc for de enkelte områdene.

Det ble gjennomført fangster i alle områder i løpet av september som planlagt. I Lund ble det imidlertid bare fanget på 39 stasjoner, siden transekt 4 bare dekket ni stasjoner på grunn av for lang avstand mellom stasjonene. Etter årets fangst ble dette korrigert. Det er uklart hvor lenge det bare har vært fanget på ni stasjoner i transekt 4. Et betydelig antall manglende merkepinner erstattet, ikke minst i transekt 4. I Solhomfjell ble fangstperioden redusert med ett døgn av logistiske grunner, også her ble noen manglende (eller ikke gjenfunnete) merkepinner erstattet. I Møsvatn var det ca. 5 % gjenklappete feller uten fangst ved siste fellesjekk, uten noen åpenbar årsak. I Gutulia falt det noe sludd/snø i fangstperioden, og ca. 5 % av fellene var gjenklappet uten fangst ved første fellesjekk. I Børgefjell var ca. 5 % av fellene gjenklappet uten fangst ved andre fellesjekk, muligens på grunn av regnvær eller noe tamrein i området. I Dividalen var henholdsvis ca. 6 % og 8 % av fellene gjenklappet uten fangst på andre og tredje fellesjekk, trolig på grunn av stor smågnageraktivitet i området, kombinert med regnvær.

Dato for gjennomføring av fangstene og total fangstinnsetts for de ulike overvåkingsområdene i 2019 framgår av **tabell 7.1**. Fangstinnsettsen i felledøgn representerer et bruttomål på innsats, siden det ikke er tatt hensyn til effekten av gjenklappete feller uten fangst.

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 2019 framgår av **tabell 7.1**, mens det relative fangstnivået av smågnagere om høsten for hele overvåkingsperioden er vist i **figur 7.1**. Fordelingen av individer som er kjønnsbestemt og vurdert med hensyn til reproduksjonstilstand, er oppsummert i **tabell 7.2**, mens individenes vektfordeling framgår av **tabell 7.3**.

For de enkelte områdene kan fangstene oppsummeres som følger:

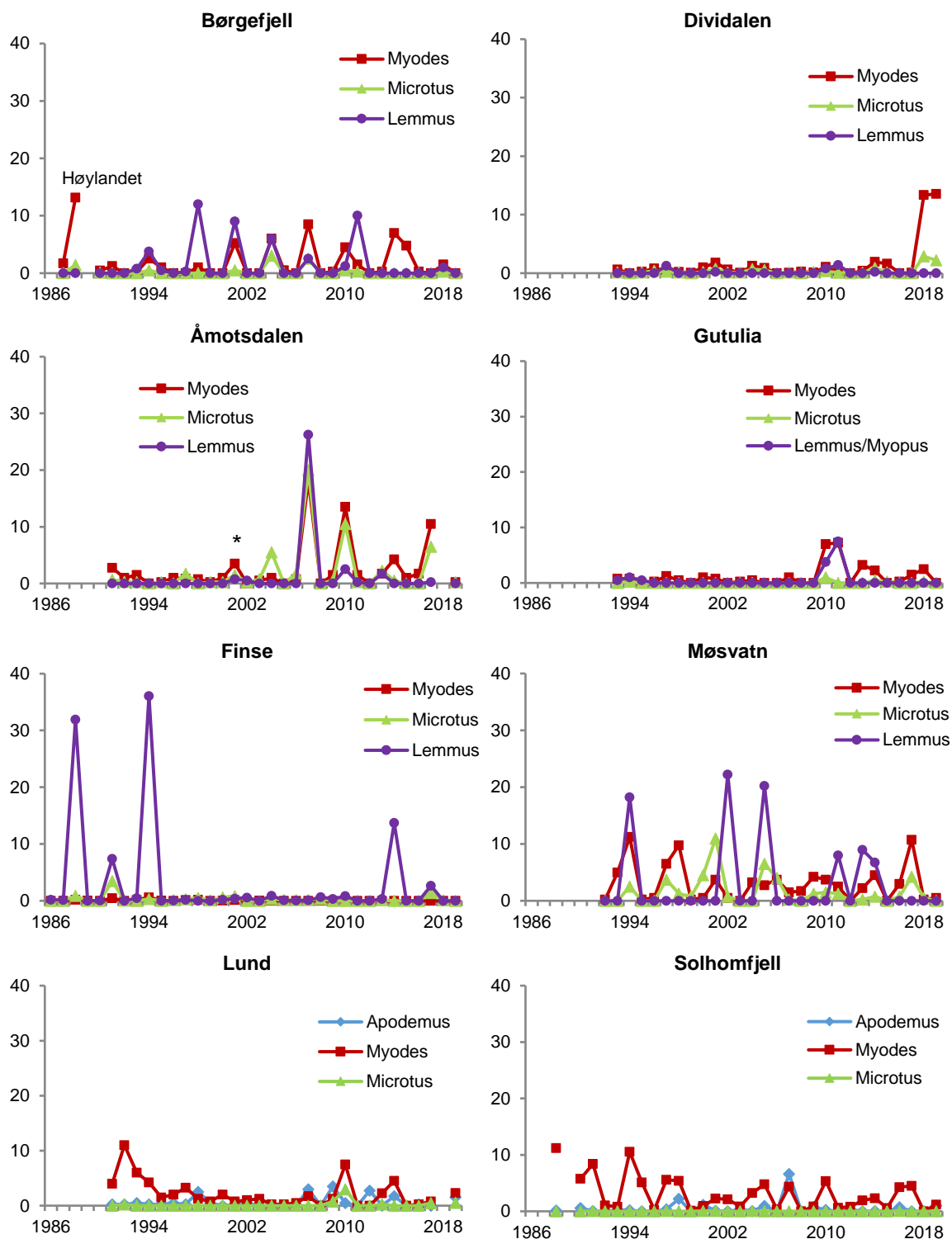
Lund: Det ble fanget seks småskogmus (to hunner, fire hanner), ni klatremus (tre hunner, seks hanner), og to markmus (én hunn, én hann). Bortsett fra en noe større klatremus hunn (32,6 g), ble alle disse vurdert som reproduktivt inaktive. Også en av klatremushannene var noe større (28,7 g) og tydelig gammel (nedslitte kinntenner). I tillegg ble det fanget seks spissmus, sannsynligvis krattspissmus. Fangstene tyder på et moderat bestandsnivå, men fordi det ikke ble fanget i TOV-området i 2018 og observasjoner i 2017 tyder på et høyere nivå enn det som framgår av fangstene dette året, er det usikkert om bestanden er i oppgang eller ikke.

Solhomfjell: Det ble fanget ti småskogmus (seks hunner, fire hanner) og tolv klatremus (seks hunner, seks hanner). Av småskogmusene ble fire hunner og to hanner vurdert som reproduktivt aktive, mens fire hunner og fire hanner ble vurdert som aktive blant klatremusene. Fem av skog-

Tabell 7.1 Oversikt over fangstperioder (datoer for utsetting og inntak av feller), fangstinnsetts og totalt antall fangster av småpattedyr i overvåkingsprogrammet TOV i 2019. 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												
24-26 sep	390	6	9			2					6	23
Solhomfjell												
16-19 sep	995	10	12									22
Møsvatn												
02-04 sep	400		1	1								2
Gutulia												
18-20 sep	400											
Åmotsdalen												
09-11 sep	400		1			1					1	3
Børgefjell												
03-05 sep	400											
Dividalen												
10-13 sep	1500			192	11	19	14				1	237
Totalt TOV	4485	16	23	193	11	22	14				8	287
Finse												
24-27 jun	1200											0
02-05 sep	1200											0

Artskoder: AS - småskogmus (*Apodemus sylvaticus*), MG - klatremus (*Myodes glareolus*), MR - gråsidemus (*M. rufocanus*), Mrut - rødmus (*M. rutilus*), MA - markmus (*Microtus agrestis*), MO - fjellmarkmus (*M. oeconomus*), LL - lemen (*Lemmus lemmus*), MS - skoglemen (*Myopus schisticolor*), Ubest - ubestemt gnager eller spissmus, 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 (delfigur Børgefjell) 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, rødmsus (rødmsus kun i Dividalen), Microtus – markmus, fjellmarkmus, Lemmus/Myopus – lemen, skoglemen (skoglemen kun i Gutulia).

Tabell 7.2 Fordeling av TOV-fangstene av smågnagere i 2019 på kjønn og kjønnsmodning.

Område/Art	Periode	Hanner		Hunner	
		Umodne	Modne	Umodne	Modne
Småskogmus (AS)					
Lund	sep 19	4		2	
Solhomfjell	sep 19	2	2	2	4
Klatremus (MG)					
Lund	sep 19	6		2	1
Solhomfjell	sep 19	1	3	2	4
Møsvatn	sep 19				1
Åmotsdalen	sep 19			1	
Gråsidemus (MR)					
Møsvatn	sep 19			1	
Dividalen	sep 19	82		79	29
Rødmus (Mrut)					
Dividalen	sep 19	5		5	1
Markmus (MA)					
Lund	sep 19	1		1	
Åmotsdalen	sep 19				1
Dividalen	sep 19	6		12	1
Fjellmarkmus (MO)					
Dividalen	sep 19	3		9	2

Tabell 7.3 Fordeling av TOV-fangstene av smågnagere i 2019 på kjønn og vektclasser.

Art/Område		Hanner				Hunner			
		<20g	20-24g	25-29g	≥30g	<20g	20-24g	25-29g	≥30g
Småskogmus (AS)									
Lund		1	2	1		1	1		
Solhomfjell		2		2		1	2	3	
Klatremus (MG)									
Lund		2	4			2	2	1	
Solhomfjell		2	4			2	2	2	
Møsvatn								1	
Åmotsdalen						1			
Gråsidemus (MR)									
Møsvatn						1			
Dividalen		9	66	6	1	16	69	18	4
Rødmus (Mrut)									
Dividalen		5				5	1		
Markmus (MA)									
Lund		1				1			
Åmotsdalen							1		
Dividalen		3	2	1		6	6	1	
Fjellmarkmus (MO)									
Dividalen			1			3	3	3	2

musene og sju av klatremusene var middels store (minst 25 g). Fangstene tyder på en lav bestandsoppgang fra året før.

Møsvatn: Det ble fanget én klatremus (reproduktivt aktiv hunn på 33,5 g) og én gråsidemus (inaktiv hann på 26,0 g). Fangstene tyder på en fortsatt lav bestand etter forholdsvis høy bestand i 2017.

Finse: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus i fangstfeltene i 2019. Dette tyder på fortsatt svært lav bestand etter den lave toppen i 2017.

Gutulia: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus i TOV-området i 2019. Fangstene tyder på svært lav bestand etter en liten topp i 2018.

Åmotsdalen: Det ble fanget én klatremus (liten, inaktiv hunn), én markmus (gravid hunn på 28,7 g) og én sannsynligvis krattspissmus. Fangstene tyder på et lavt bestandsnivå. Fordi det ikke ble fanget i Åmotsdalen i 2018, er det usikkert om dette kan tolkes som en svak oppgang.

Børgefjell: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus i TOV-området i 2019. Fangstene tyder på svært lav bestand etter en ganske liten topp året før, ev. en oppgang mot en forventet topp som kollapset på ettervinteren 2019.

Dividalen: Det ble fanget et stort antall smågnagere og spissmus høsten 2019: 192 gråsidemus, 11 rødmus, 19 markmus, 14 fjellmarkmus og én spissmus. Svært mange av individene av smågnagere var små og reproduktivt inaktive, men blant gråsidemusene var det et betydelig innslag av hunner som ble vurdert som reproduktivt aktive. Både blant hanner og hunner av både gråsidemus og fjellmarkmus var det noen større individer som trolig hadde vært reproduktivt aktive. Fangstene indikerer en videreføring av den store bestandstoppen fra året før, noe som anses som uvanlig, ikke minst i Dividalen der tidligere bestandstopper har vært små.

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). Flere (bl.a. Kausrud et al. 2008, Ims et al. 2008, 2011, Cornulier et al. 2013) har imidlertid dokumentert lavere bestandstopper over en lengre periode. I overvåkingsområdene synes Møsvatn og Børgefjell, og Åmotsdalen siden ca. 2001, å ha de mest regelmessige bestandstoppe. Dette er også de områdene som har de høyeste tetthetene av lemen. Området i Gutulia har bare hatt en tydelig bestandstopp i 2010/2011 (**figur 7.1**), som var et år med bestandstopp i store deler av Fennoskandia (Ehrich et al. 2019). På Finse var det en lang periode (1995-2013) uten betydelige bestandstopper, men i 2014 var det igjen en middels høy bestandstopp og igjen en liten topp i 2017. Andre områder på Hardangervidda (bl.a. Møsvatn og Haukeli) har imidlertid hatt flere bestandstopper i denne perioden hvor store smågnagertopper ikke ble observert på Finse. For området i Dividalen har vi før 2018 ikke påvist store smågnagerbestander i overvåkingsperioden, selv om fangstene viser nokså regelmessige fluktuasjoner med små toppe med ca. 4-5 års mellomrom. 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.

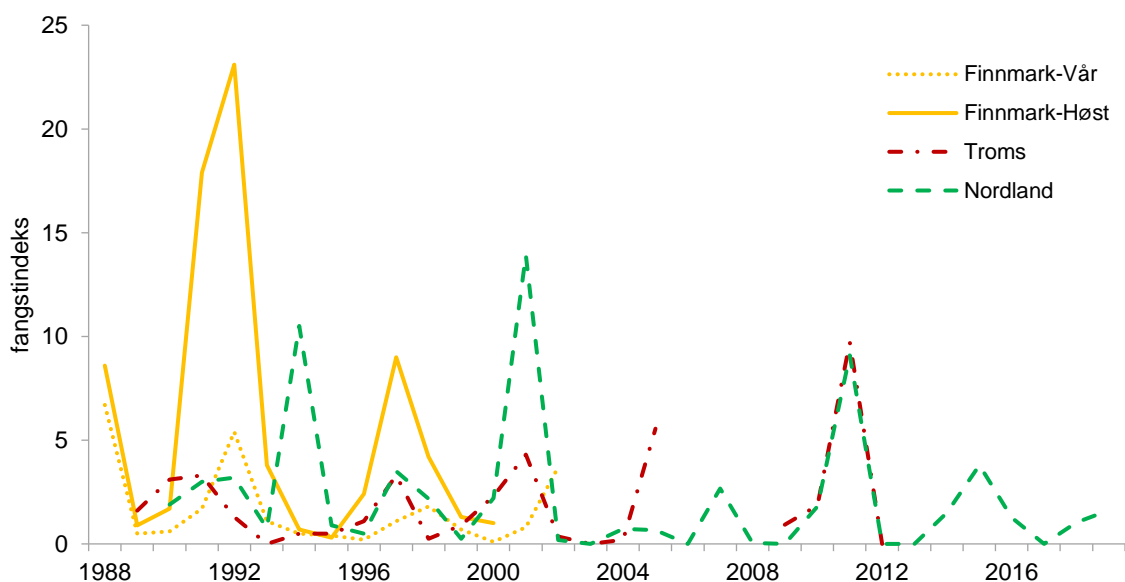
Sammenholder vi fangstene i TOV-områdene (**figur 7.1, tabell 7.4**) med resultater fra andres fangster og observasjoner av smågnagere i ulike deler av Norge (**figur 7.2, figur 7.3, tabell 7.5**), kan vi danne oss et forholdsvis representativt bilde av variasjonen i bestandstopper hos smågnagere siden 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, 2010/2011, 2014 og 2017/2018, med bestandstopper av lemen i 1991, 1994, dels 1997, 2002, 2005, 2010/2011, 2014 og dels/stedvis i 2017/2018.
- Sør-Norge øst for Gudbrandsdalen, nord for Jotunheimen, til Trondheimsfjorden: Det var toppår for smågnagere i 1991, 1994, 1997/1998, 2003/2004, 2007, 2010/2011, 2013/2014 og dels i 2017/2018, med bestandstopper av lemen i 2007, 2010/2011 og 2014. Det var særlig utpregete bestandstopper av lemen og andre smågnagere i 2007, 2010/2011 og 2014, med bare lavere bestandstopper i flere av de foregående årene.

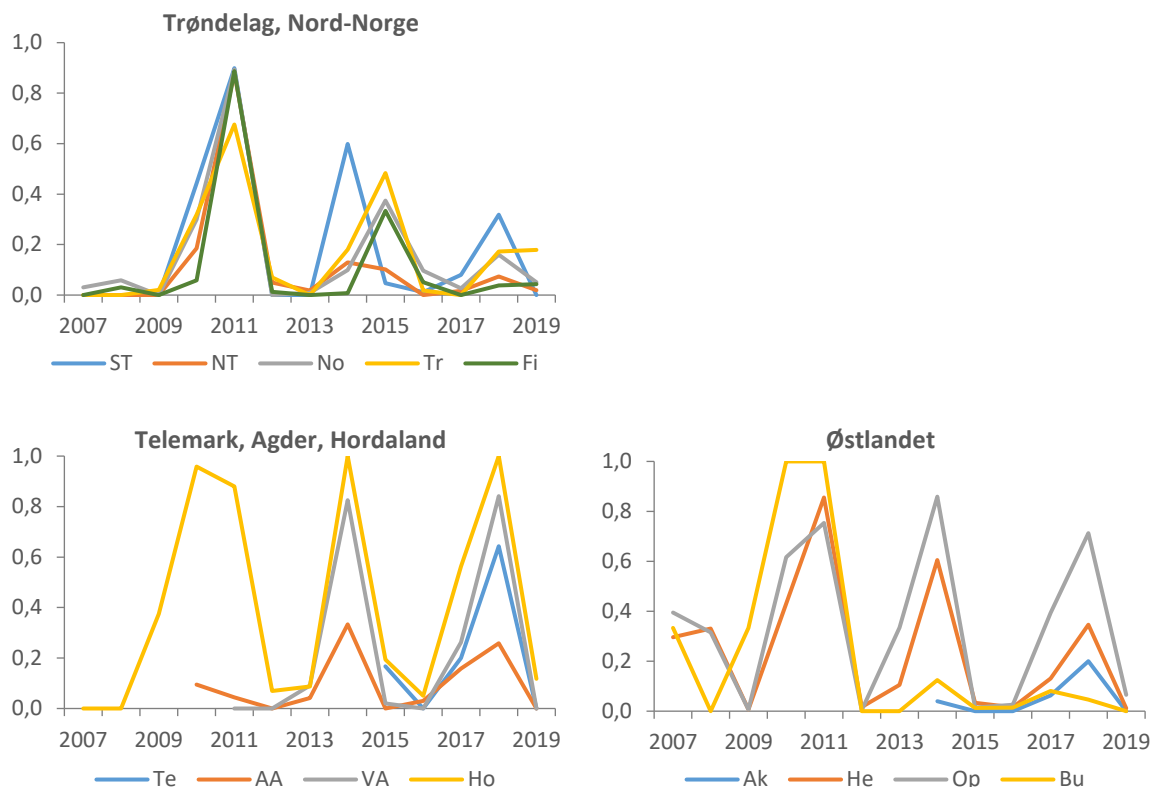
- Midt-Norge nord for Trondheimsfjorden til Saltfjellet: Det var toppår for smånagere i 1994, 1997/1998, 2001, 2004, 2007, 2010/2011, dels i 2014/2015 og en økning i 2018 mot en forventet topp som ikke viste seg i 2019, med bestandstopper av lemen i 1998, 2001, 2004, 2007 og 2010/2011.
- Troms og Finnmark: Det var toppår for smånagere, med varierende bestandsnivå i ulike områder, i 1991/1992, 1997/1998, 2001/2002, 2004/2005, 2007, 2010/2011, 2014/2015 og 2018/2019. 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 smånagere i de nordboreale/lavalpine TOV-områdene Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen, samt Finse (basert på vår- og høstfangster; v = vårfangster). Tydelige bestandstopper (>4 fangster pr. 100 felledøgn for minst én av de aktuelle artene) er satt med fet skrift, andre bestandstopper større enn foregående og etterfølgende år med normal skrift.

	lemen, skoglemen	klatremus, gråsidemus, rødmus, markmus, fjellmarkmus
Møsvatn	1994, 2002, 2005, 2011, 2013/2014	1994, 1997/1998, 2001, 2005, 2009, 2014, 2017
Finse	1991, 1994 , 1997, 2002, 2005v, 2009v, 2011v, 2014, 2017	1991, 1994v, 1998v, 2001, 2005v, 2010v, 2017
Gutulia	1994, 2010/ 2011	2010/2011 , 2013, 2018
Åmotsdalen	2001, 2007 , 2010, 2013	1991, 1997, 2001, 2004, 2007, 2010, 2013/2014, 2017
Børgefjell	1994, 1998, 2001, 2004 , 2007, 2011	1991, 1994, 1998, 2001, 2004, 2007, 2010, 2014 , (2018)
Dividalen	1997, 2011	(1993), 1996, 2001, 2004, 2010, 2014, 2018/2019



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 og etter 2012 ikke tilgjengelige.



Figur 7.3 Indeks for andel takseringslinjer med observasjoner av smågnagere i ulike fylker ved gjennomføring av rypetakseringer sensommer/tidlig høst. Data for Buskerud i 2007-2013 er bare basert på ni takseringslinjer, mens data for Telemark i 2015 og 2019 bare er basert på seks takseringslinjer. Ellers varierer antall linjer mellom 14 og 759. Dataene er hentet fra Hønsefuglportalen høsten 2019 (<http://honsefugl.nina.no/ltnsyn/>).

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/skoglemen. Angitte bestandstopper er basert på tilgjengelig informasjon; manglende tilgang på informasjon for ulike tidsperioder vil medføre at mulige toppår ikke er registrert.

Lokalitet	Bestandstopper	Kilde
Dividalen		
Øst-Finnmark	2004, 2007 , 2010, 2011 , 2015, 2018/19	RA Ims pers.medd., Ehrich et al. 2019
Sentrale deler av Finnmarksvidda	1978 , 1982 , 1987, 1988 , 1992, 1998, 2002, 2007 , 2011 , 2015 , 2018/19	Oksanen & Oksanen 1992, Ekerholm et al. 2001, Hambäck et al. 2004, Olofsson et al. 2004; Oksanen et al. 2008, Ehrich et al. 2019, R.A. Ims pers.medd.
Ulike deler av Finnmark	1991/92, 1997, 2002, 2007, 2011 , 2015	Statskogs fangstdata (figur 7.2), avisreportasjer 2011; Hønsefuglportalen (figur 7.3)
Kilpisjärvi, Finland	1978 , 1983, 1987, 1992, 1997, 2001/02, 2007	Ehrich et al. 2019
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, 2011, 2015, 2018	Frafjord 2009, Hønsefuglportalen (figur 7.3), R.A. Ims pers.medd.
Dividalen, Tr	1991, 1997, 2001, 2011	Statskogs fangstdata (figur 7.2)
Ofoten, No	2000	Frafjord 2009
Salten, No	1997, 1999	Frafjord 2009
Abisko, Vassejaure, Stora Sjöfallet Sverige	2001 , 2004, 2007 , 2010/2011 , 2014/2015	Olofsson et al. 2004, Ehrich et al. 2019

Lokalitet	Bestandstopper	Kilde
Børgefjell		
Ulike deler av Nordland	1994, 1997, 2001, 2007, 2011 , 2015, 2018	Statskogs fangstdata (figur 7.2), Hønsefuglportalen (figur 7.3)
Nord-Trøndelag	2011	Hønsefuglportalen (figur 7.3)
Deler av Børgefjell NP	2007, 2010/11 , 2014, 2018/19	NE Eide, pers.medd., Ehrich et al. 2019
Lierne, NT	1988, 1998, 2001, 2004, 2007, 2010/11, 2015	OJ Sørensen, pers.medd.
Ogndalen, Steinkjer, NT	1997, 2001, 2004, 2007, 2010/11	TK Spidsø, PF Moa, pers.medd.
Åmotsdalen		
Mittet, MR	2007, 2010	NE Eide, pers.medd.
Grørdalen, MR	2007, 2010, 2014, 2017/2018	NE Eide, pers.medd.
Kongsvoll, Oppdal, ST	2014	V Bakkestuen, pers.medd.
Hjerkinn, Op	2007/08, 2010/11, 2014, 2017/2018	NE Eide, JA Kålås, pers.medd.
Forollhogna, ST	2007, 2010, 2014, 2017/2018	NE Eide, pers.medd.,
Sør-Trøndelag	2010/2011, 2014, 2018	Hønsefuglportalen (figur 7.3)
Rondane, Op/He	2014	K Skogen, pers.medd.
Øvre Heimdalsvatn, Op	1997/98, 2003/04, 2007, 2010 , 2013	V Selås, pers.medd.
Vang, Op	2014	M Greaker, pers.medd.
Oppland, Hedmark	2010/2011, 2014, 2018	Hønsefuglportalen (figur 7.3)
Gutulia		
Vålådalen, Sverige	2001, 2004, 2007, 2010/ 2011 , 2014	Ehrich et al. 2019
Hedmark	2011, 2014, 2018	Hønsefuglportalen (figur 7.3)
Finstad, Tynset, He	2014	V Bakkestuen
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 , 2017	http://naturarkivet.blogspot.com/2011/04/lemen-vandring-over-elva.html , V Selås, pers.medd.
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 , 2013/2014 , 2017	Wegge & Rolstad 2018
Finse		
Hordaland	2010/2011, 2014, 2018	Hønsefuglportalen (figur 7.3)
Møsvatn		
Hølera, Sør-Aurdal, Op	1998, 2001/02, 2005/06, 2010/11	RA lms, pers.medd.
Buskerud	2010/2011	Hønsefuglportalen (figur 7.3)
Hardangervidda Ø, Dagali, Hol, Bu	2014	Egne obs.
Trillemarka, Bu	2014	M Evju pers.medd.
Skrim, Bu	1994, 1997, 2000, 2005, 2008, 2010, 2014	Østbye et al. 2005, E Østbye, pers.medd., NE Eide pers.medd.
Telemark	2018	Hønsefuglportalen (figur 7.3)
Blefjell, Notodden, Te	2014	
Haukelifjell, Setesdalsheiene, Te/AA	1997 , 2010/11 , 2014 , 2018	Johansen et al. 1997, T Blindheim, NE Eide pers.medd.
Solhomfjell/Lund		
Aust/Vest-Agder nord	2014, 2018	Hønsefuglportalen (figur 7.3)
Vegårshei, AA	2005, 2007, 2009/10, 2014, 2017	V Selås, pers.medd.

8 Rovfugler

Bård G. Stokke, Jan Ove Gjershaug og John Atle Kålås

Enkelte miljøgifter akkumuleres oppover i næringskjeden, og rovfugler er gode indikatorer for slike miljøgifter. Rovfuglene er også følsomme for miljøgifter (bl.a. DDE, dieldrin, kvikksølv) (Ratcliffe 1967, Fimreite 1971, Newton 1988), og for rovfugl forventer en 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).

Bestandene av rovfugl kan også påvirkes negativt av endringer i klima. Aktuelle mekanismer her er redusert ungeproduksjon på grunn av ugunstige værforhold i egglegging og rugeperiode, og redusert tilgang på føde f.eks. via forstyrrelser i de sykliske bestandsvariasjonene for smågnagere, hønsefugl og hare.

Innenfor den integrerte overvåkingen som er lagt til nordboreale og alpine områder (nedenfor benevnt TOV-I), overvåkes derfor hekkebestand og reproduksjon for artene kongeørn og jaktfalk. Samtidig kartlegges miljøgiftkonsentrasjoner hos rovfugl med jevne mellomrom (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. Når det gjelder potensielle effekter av klimaendringer, er det foreløpig vanskelig å forutsi om bestemte geografiske områder vil påvirkes mer enn andre. Sammenhengen mellom klima (temperatur, snødekke, nedbør og variasjon i disse klimaparameterne både innen og mellom år) og ulike komponenter i TOV-I som kan ha innflytelse på rovfuglbestandene (for eksempel forekomster av smågnagere, hønsefugl og hare), må studeres nærmere i en eventuell videreutvikling av TOV-I. Jaktfalk er for øvrig oppført som nær truet (NT) på Norsk Rødliste for arter 2015 (Kålås et al. 2015).

8.1 Metoder

I 2019 ble det utført registreringer av reproduksjon for kongeørn i Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia, Møsvatn, Lund og Solhomfjell, og jaktfalk i Børgefjell, Åmotsdalen og Møsvatn.

Fra og med 2013 har Rovdata hatt ansvaret for innsamlingen av data for kongeørn (Tovmo et al. 2019). Dette medfører at antall inkluderte kongeørnterritorier (innenfor ca. 50 km radius til sentrum av overvåkingsområdet) er økt til 15 for alle TOV-områdene, og det er gjort noen mindre justeringer for hvilke territorier som inkluderes. For øvrig viser vi til 'Skisse for intensiv overvåking av kongeørn i Norge' oversendt fra NINA til Direktoratet for naturforvaltning i februar 2012 (Gjershaug et al. 2012). For jaktfalk er det som tidligere inkludert 10-15 territorier innenfor ca. 50 km radius til sentrum av overvåkingsområdet for de tre områdene der slik overvåking er inkludert.

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 uklareheter om hvilke av de aktuelle territoriene hekkelokaliteten tilhører. Vi må i slike tilfeller gjøre skjønnsmessige vurderinger som vil kunne bli revurdert 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 fire 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–15. september, der man under gunstige værforhold ser etter utflydde unger (for kongeørn se Nordisk metodemanual, Ekenstedt et al. 2006, feltinstruks fra Rovdata¹ og Gjershaug et al. 2018). Med dette som bakgrunn er hovedmål å fastslå hvor mange unger som blir minst 30 dager gamle for jaktfalk, og minst 50 dager gamle for kongeørn for det utvalget av territorier som er inkludert. Antall unger over denne alderen brukes som mål for produksjon, da dødeligheten av eldre unger i reirperioden er liten. Vi får også noe informasjon om de aktuelle rovfuglartene har tilhold i de forskjellige 'territoriene', og om de gjør forsøk på hekking eller ikke.

Se forord og <https://www.rovdata.no/> for informasjon om hvem som har utført feltarbeidet i de forskjellige områdene.

8.2 Resultater

Børgefjell

I 2019 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller bygging/pynting av reir) i 14 av de 15 territoriene som overvåkes i Børgefjell. Det ble konstatert egglegging og ruging i 12 av territoriene, og det ble totalt produsert 12 unger.

For jaktfalk ble det observert voksne fugler i fire av de ti territoriene som ble undersøkt i 2019. Det var egglegging/ruging i to av disse, og det ble produsert totalt sju unger.

Åmotsdalen

I 2019 ble det registrert aktivitet av kongeørn i alle de 15 kongeørnterriorene som inkluderes i TOV. Det ble registrert egglegging/ruging i seks av territoriene, og det ble totalt produsert seks unger.

For jaktfalk ble det i 2019 observert voksne fugler i tre av de ti undersøkte territoriene. Det var egglegging/ruging i alle disse, og det ble produsert totalt ti unger.

Gutulia

Det ble registrert aktivitet av kongeørn i 14 av de 15 aktuelle kongeørnterriorene i 2019. Det ble registrert egglegging/ruging i seks av disse, og det ble totalt produsert fire unger.

Møsvatn

I 2019 ble det registrert aktivitet av kongeørn i 14 av de 15 kongeørnterriorene som er inkludert for dette området. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i fem av territoriene, og det ble totalt produsert tre unger.

For jaktfalk ble det i 2019 observert voksne fugler i 12 av de 15 territoriene som nå er inkludert i TOV. Det var indikasjoner på egglegging og ruging i syv av territoriene, og det ble totalt produsert 21 unger.

Lund

I 2019 ble det observert aktivitet av kongeørn i 14 av de 15 kongeørnterriorene som inkluderes for området. Det ble registrert egglegging/ruging i seks av territoriene, og det ble til sammen produsert tre unger.

¹ http://www.rovdata.no/Portals/Rovdata/Dokumenter/Instrukser/A_intensiv%20overvåking%20av%20kongeørn_09032015.pdf

Solhomfjell

I 2019 ble det observert aktivitet av kongeørn i 14 av de 15 kongeørnterritoriene som inkluderes for området. Det ble registrert egglegging/ruging i tre av territoriene, og det ble til sammen produsert to unger.

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.

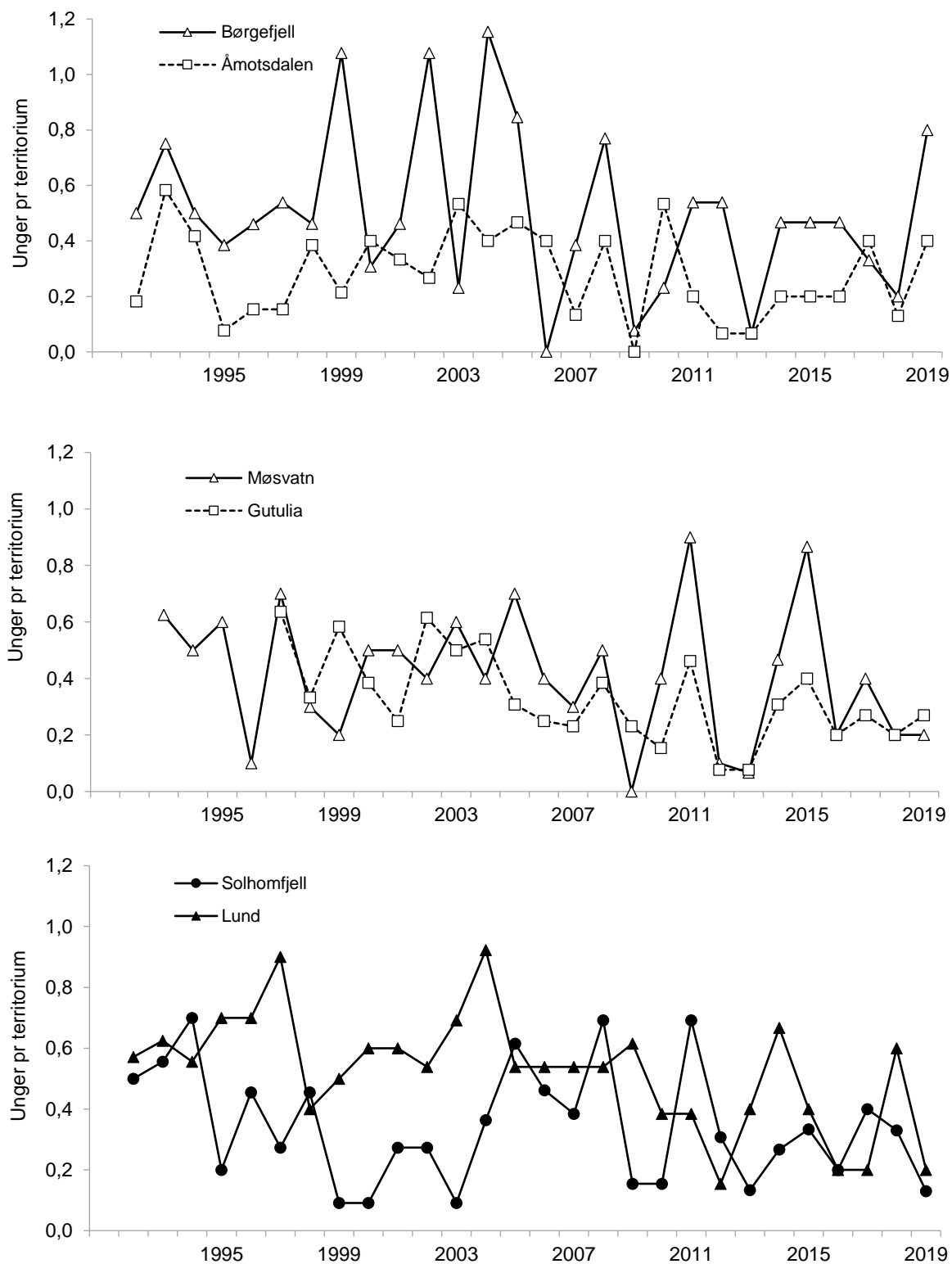
For kongeørn var det i 2019 sammenliknet med 2018 klart bedre ungeproduksjon i Børgefjell og Åmotsdalen, noe bedre i Gutulia, mens den var betydelig lavere i Lund og Solhomfjell. Produksjonen i Møsvatn var lik i 2018 og 2019. Produksjonen var over gjennomsnittet for perioden 1992(1997)–2019 for de to nordligste områdene (Børgefjell og Åmotsdalen), mens den var lavere enn gjennomsnittet for de fire resterende områdene. Tidsserien for kongeørn (1992(1997)–2019) viser gjennomsnittlig høyest produksjon i Lund (gjennomsnitt 0,52 unger pr. territorium \pm 0,19 sd), etterfulgt av Børgefjell (0,50 \pm 0,30 sd), Møsvatn (0,41 \pm 0,24 sd), Solhomfjell (0,34 \pm 0,19 sd), Gutulia (0,33 \pm 0,16 sd) og Åmotsdalområdet (0,28 \pm 0,16 sd) (**figur 8.1**).

Produksjonen for jaktfalk var i 2019 høyere enn gjennomsnittet for perioden 1992-2018 i alle de tre aktuelle områdene, og for Møsvatn den høyeste som er registrert i tidsperioden (**figur 8.2**). Produksjonen av jaktfalkunger har som forventet variert betydelig i årene 1992-2019. Dette gjelder i særlig grad for Åmotsdalen. Vårt tallmateriale for perioden 1992-2019 indikerer noe forskjell i produksjon mellom de tre områdene, med høyest gjennomsnitt i Åmotsdalområdet (0,84 unger pr. territorium, \pm 0,59 sd), etterfulgt av Møsvatn (0,77 \pm 0,32 sd) og Børgefjell (0,62 \pm 0,38 sd).

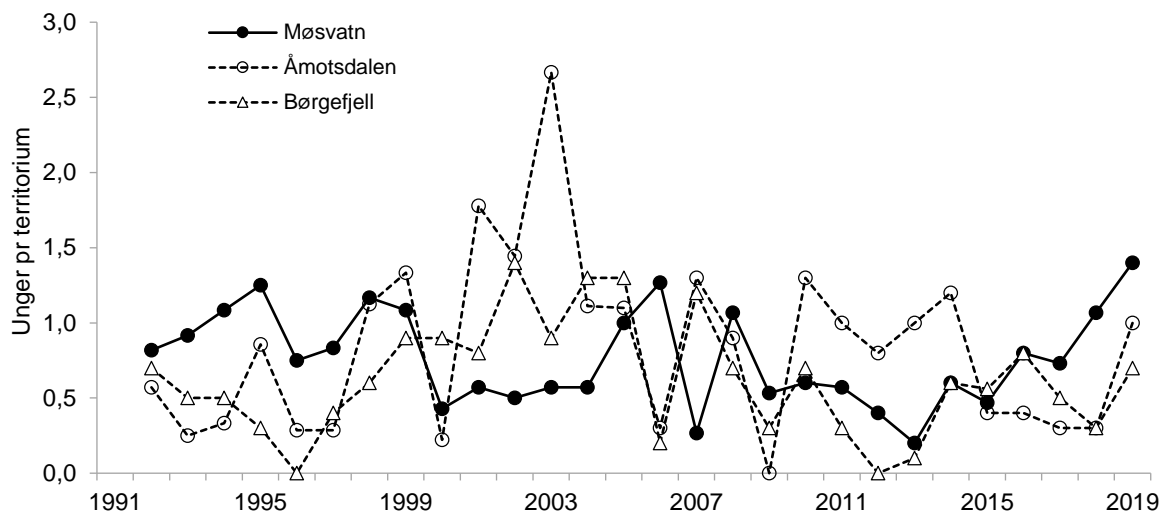
Rype er den viktigste føden for jaktfalk og er også viktig føde for kongeørn. Gode forekomster av lirype gir også en god indikasjon på at det er gode forekomster av fjellrype og annet viktig bytte for disse rovfuglartene. Betydningen av slikt bytte venter vi særlig skal være viktig for de nord-boreale områdene som inngår i TOV (Børgefjell, Åmotsdalområdet, Gutulia og Møsvatn). For Børgefjell, der vi har tilgjengelige data tilbake til 1985, ser vi en klar sammenheng mellom høstbestanden av rype (målt som antall innsamlete 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 der denne arten overvåkes. 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 entydige tegn til lavere reproduksjon i de sørligste områdene, noe som kunne vært forventet om bestandene her var negativt påvirket av langtransporterte luftforurensinger. For den aktuelle 28-årsperioden ser det imidlertid ut til å være tendenser til redusert ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene (gjennomsnitt for alle områder samlet 1992-2019, $r = -0,51$, $p = 0,006$), og dette er tydeligst for Gutulia (1997-2019, $r = -0,59$, $p = 0,003$) og Lund (1992-2019, $r = -0,58$, $p = 0,001$). For jaktfalk er mønsteret for ungeproduksjon i den aktuelle 28-årsperioden mer variert og uten klare tegn til nedgang (Møsvatn $r = -0,19$, $p = 0,33$, Åmotsdalen $r = -0,01$, $p = 0,95$, Børgefjell $r = -0,10$, $p = 0,60$). Det er dessuten en positiv sammenheng mellom ungeproduksjon for jaktfalk i Børgefjell og i Åmotsdalområdet (for perioden 1992-2019, $r = 0,49$, $p = 0,01$), men ingen slik sammenheng mellom produksjon i disse to områdene og Møsvatn.

Rovfuglbestandene kan potensielt påvirkes negativt av endringer i klima gjennom redusert ungeproduksjon på grunn av ugunstige værforhold i egglegging og rugeperiode, samt redusert tilgang på føde via forstyrrelser i de sykliske bestandsvariasjonene for smågnagere, hønsefugl og hare. Dette er sammenhenger som det verdter å se nærmere på i en eventuell videreføring av TOV.



Figur 8.1 Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene, 1992(1997)–2019.



Figur 8.2 Ungeproduksjon for jaktfalk i TOV-områdene, 1992-2019.

9 Hønsfugler

Erlend B. Nilsen

I TOV-sammenheng er overvåkingen av hønsfugl først og fremst knyttet til lirype. Lirypa inngår som en viktig art i de nord-boreale og alpine økosystemene, og er en viktig del av næringsgrunnlaget for flere arter rovfugl. 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, Steen et al. 1988). En viktig grunn til at lirype ble valgt som overvåkingsart i TOV, er at det, spesielt fra de sørvestlige delene av landet, er påvist høye verdier av Cd i så vel lirype som fjellrype (Herredsvela & Munkejord 1988). Senere undersøkelser har også vist høye Pb-verdier i lirype fra de sørlige delene av Norge (Kålås & Lierhagen 2003). For øvrig kan bestanden av lirype påvirkes negativt av et mildere klima på grunn av endringer i habitatsammensetningen og mer indirekte via endringer i forekomster av smågnagere (Kausrud et al. 2008).

Jakt på lirype er i Norge en meget populær form for småviltjakt, og lirypa regnes ofte som selve 'folkevilt'. Som et ledd i en bevegelse mot en mer kunnskapsbasert og langsiktig forvaltning av våre rypebestander, har det etter hvert vokst fram et stort nettverk av takseringslinjer som telles hver høst i regi av rettighetshavere. En stor andel av disse er samlet og systematisert i Hønsfuglportalen (<http://honsfugl.nina.no/>). Disse muliggjør analyser av økologiske sammenhenger på større geografisk skala enn det som tidligere har vært mulig. Dette er et viktig supplement til de takseringene som presenteres her, når vi skal tolke lirypenes bestandsendringer i Norge.

9.1 Metoder og gjennomføring

Formålet med rypetakseringene i TOV-områdene har i første rekke vært å få en grov oversikt over bestandssituasjonen for lirype som grunnlag for vurderingen av ungeproduksjonen for kongeørn og jaktfalk. Takseringsfeltene ble lagt ut for å representere bestandsendringer for lirype i de aktuelle områdene, og de er ikke nødvendigvis representativ for den generelle tettheten av lirype i et område. Dataene er derfor mindre egnet til direkte sammenlikning 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 enkelte TOV-områdene.

Overvåking av lirype i TOV-regi er basert på linjetakseringer som utføres på høsten (i august måned). Takseringsmannskapet går langs på forhånd definerte takseringslinjer og benytter stående fuglehund til å øke antallet rypeobservasjoner. Det er flere forhold som taler for å takseres på seinsommeren/tidlig høst, blant annet at man på denne tiden får et mål på årets produksjon av kyllinger i tillegg til et mål på tetthet av voksne fugler. Taksering på høsten har blitt benyttet i en rekke forskningsprosjekter (Kvasnes et al. 2014a, Pedersen et al. 2004, Sandercock et al. 2011) og regnes som en godt egnet metode til å overvåke fluktasjoner i bestander av liryper.

Selve feltgjennomføringen og datainnsamlingen skjer ved at to personer går langs takseringslinjene, mens hunden er løs og avsøker området for ryper. Når hønsfugl observeres, noteres klokkeslett og dato, samt antall fugl i ulike kategorier (art, antall, alder og kjønn på voksne fugler), samt avstand fra takseringslinja. I tillegg har det de siste årene blitt notert nøyaktig posisjon for observasjonen.

For å estimere tetthet (antall ryper pr. km²) innenfor de respektive takseringsområdene benyttes en statistisk metode kjent som 'Distance sampling' (Buckland et al. 2001). På norsk betegnes denne metoden gjerne 'avstandsmetoden', og vi har nedenfor benyttet dette begrepet i denne rapporten. Når man beregner bestandsstørrelse eller bestandstetthet ved hjelp av avstandsmetoden, forutsetter man at man finner alle (høns)fugler som sitter på linja, og at oppdagbarhets-

sannsynligheten avtar som en funksjon av avstand til takseringslinja. Det har etter hvert blitt opparbeidet en betydelig litteratur relatert til avstandsmetoden, både knyttet til videreutvikling av det statistiske rammeverket og praktisk bruk av metoden (Buckland et al. 2001, Pedersen et al. 2012, Royle et al. 2004, Sillett et al. 2012, Sollmann et al. 2015). Metoden er godt utprøvd og benyttet for lirype, og den har vært standard tilnærming innenfor hønsefuglforskningen i Norge og Sverige siden siste halvdel av 90-tallet. De tekniske og metodiske utfordringene er godt beskrevet andre steder, men prinsippet er at man benytter observasjonene til å estimere en oppdagbarhetskurve i forhold til avstand fra takseringslinjen. Vi har valgt å estimere denne ved hjelp av en 'half-normal' sannsynlighetsfordeling (Buckland et al. 2001). Selv om denne modellen er mindre fleksibel enn for eksempel en hazard-modell, synes den å være mer egnet ved lave utvalgsstørrelser slik som tilfellet er her. For å estimere populasjonsstørrelse eller tetthet benytter man den estimerte oppdagbarhetsfunksjonen samt en 'Horvitz-Thompson'-liknende estimator (Buckland et al. 2001). Fugl som ikke er på takseringslinja, har en oppdagbarhet <1 , og vil slik sett 'representere' flere uobserverte fugl. Når fugl finnes i grupper (slik som ofte er tilfellet med våre takseringer), vil estimatoren uttrykkes slik:

$$\hat{N} = \sum_{i=1}^n \frac{s_i}{P_i}$$

hvor \hat{N} er estimert bestandsstørrelse, s_i er antall fugl i observasjon i og P_i er estimert oppdagbarhet for observasjon i . For å estimere tetthet av fugl (antall fugl pr. km²) blir estimert populasjonsstørrelse \hat{N} delt på arealet (a) på det takserte området. Dette beregnes som $L \cdot \omega^2$, hvor L er total (samlet) lengde på takseringslinjene, og ω er maksimal avstand takseringslinja. Denne avstanden kan settes på før datainnsamlingen gjennomføres, men settes ofte ved at man trunkerer datasettet slik at de 5-10% av observasjonene som ligger lengst fra linja utelates fra analysene. Vi har her valgt å trunkere slik at kun de 90% av observasjonene som ligger nærmest takseringslinjene inkluderes i analysene. Basert på avstandsmetoden estimerer vi her total tetthet (antall fugl pr. km²) samt tetthet av voksne fugl (antall voksne fugl pr. km²). På grunn av relativt begrenset med data estimerer vi en oppdagbarhetsfunksjon som er felles for alle år (men potensielt forskjellig mellom områder).

Produksjon estimeres som kyllinger pr. to voksne. For å estimere usikkerhet i estimatene benytter vi metoden beskrevet i Kvasnes et al. (2014b), men bemerker at denne tilnærmingen kan være sårbar for overestimering dersom man ofte observerer kun en voksen fugl (hann eller hunn) sammen med kullet.

I 2019 ble det gjennomført rypetaksering etter justert design i fem områder i regi av TOV (Dividalen, Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn og Lund). Resultatene fra disse rapporteres her. I tillegg inkluderer denne rapporten resultater fra takseringene i Engerdal (i regi av Engerdal Fjellstyre), som overlapper de tidligere takseringene i Gutulia. Alle data fra takseringene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

Dividalen

Takseringene i Dividalen ble gjennomført 4.–14. august. Totalt ble det taksert 19 km. NINA har fra 2015 avtale med Statskog om taksering av disse linjene, og Statskog har den direkte kontakten med taksører fra Målselv JFF. Alle data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

Børgefjell

Justerte linjer i Børgefjell ble taksert i perioden 2.–20. august. Totalt ble det taksert 22 km fordelt på fem takseringslinjer. Disse linjene overlapper de tidligere takseringslinjene, men er bedre egnet for analyser med avstandsmetoden. NINA har avtale med Røyrvik Fjellstyre som administrere takseringene i Børgefjell på samme måte som øvrige takseringer på fjellstyreområdene i kommunen. Alle data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

Åmotsdalen

Justerte linjer i områdene i og rundt Åmotsdalen ble taksert i perioden 1.–15. august. Totalt ble det taksert 38 km, fordelt på 17 linjer (åtte i Gåvålia, sju i Åmotsdalen og fire i Dindalen). Disse linjene overlapper de tidligere takseringslinjene, men er bedre egnet for analyser med avstandsmetoden. Takseringen ble gjennomført av Sten Svartaas (med assistanse fra B. Frøysa) og Torgeir Ekseth (kun i Gåvålia). Takseringene i Gåvålia gjennomføres i samarbeid med Statskog. Alle data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

Møsvatn

Justerte linjer i Møsvatn ble taksert i perioden 5.–9. august. Totalt ble det taksert 17 km. Disse linjene overlapper de tidligere takseringslinjene, men er bedre egnet for analyser med avstandsmetoden. Takseringen ble gjennomført av Sten Svartaas, med assistanse fra Bjørn Frøysa. Alle data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

Lund

Lund ble delvis taksert etter nytt design i 2016, og de samme linjene ble taksert i 2019. Takseringene skjedde langs seks linjer taksert i perioden 4.–14. august. Totalt ble det taksert 19 km. Takseringen ble gjennomført av Erik Surdal. Alle data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

Gutulia / Engerdal Fjellstyre

Vi inkluderer også her data fra Engerdal Fjellstyre (områdene 'Sone1/Vilt3' og 'Østfjellet/Vilt2'), hvor det takseres i regi av Engerdal Fjellstyre. Data fra disse takseringene ligger åpent tilgjengelig på GBIF (Nilsen et al. 2019; <https://www.gbif.org/dataset/b49a2978-0e30-4748-a99f-9301d17ae119>) med en viss tidsforsinkelse. I perioden 3.–10. august ble det innenfor de områdene der vi her benytter data, taksert totalt 77 km. Alle data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

9.2 Resultater

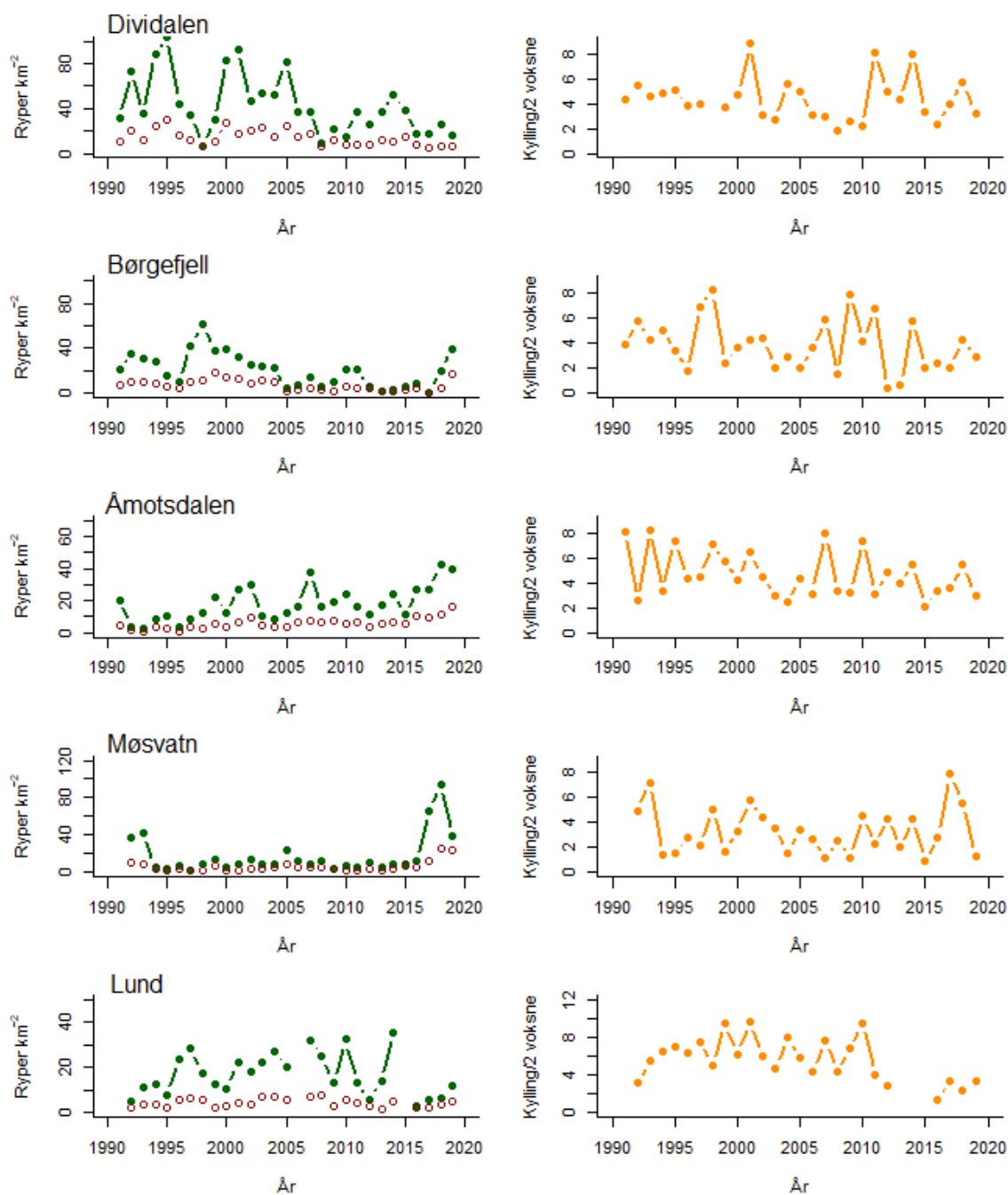
I 2019 ble det totalt gjort 130 observasjoner av liryper (totalt 431 liryper) i forbindelse med lirypetakseringene, men fordelingen mellom områdene var relativt ujevn (**tabell 9.1**). Fleste observasjoner ble gjort i Børgefjell, Møsvatn og Åmotsdalen/Gåvålia, mens det ble gjort færrest observasjoner i Lund og Dividalen.

Som det framgår av **tabell 9.1**, ble det registrert lav til middels produksjon av kyllinger i alle takseringsområdene i 2018, med unntak av Møsvatn hvor produksjonen var meget lav. I Lund var antall observasjoner under 10, og kyllingproduksjon ble derfor ikke estimert.

Tetthet av ryper (**figur 9.1**), estimert basert på avstandsmetoden, viser mindre endringer sammenliknet med 2018 i Dividalen (liten nedgang), Åmotsdalen (liten nedgang) og Lund (liten økning), mens det var markant nedgang i Møsvatn og markant økning i Børgefjell.

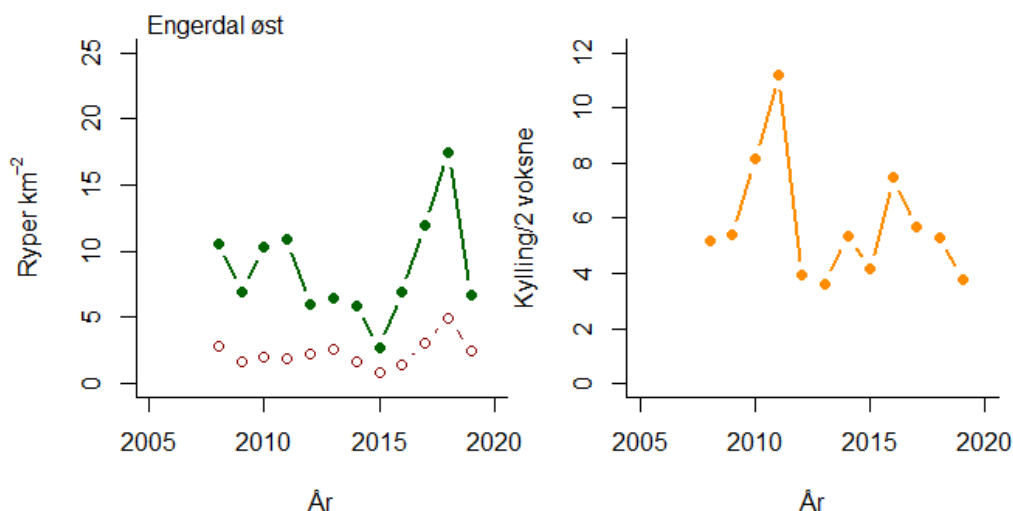
Tabell 9.1 Oversikt over antall observasjoner av lirype, fordelt på alder og kjønn, i de respektive områdene.

	Hunner	Stegger	Ukjent	Kyllinger	Totalt	Kylling/par	Ant. obs
Dividalen	14	6	4	37	61	3,1	18
Børgefjell	25	25	3	76	129	2,9	42
Åmotsdalen	27	24	0	76	127	3,0	31
Møsvatn	20	27	6	33	86	1,2	30
Lund	5	6	0	17	28	Ikke estimert	9



Figur 9.1 Oversikt over estimert tetthet av kyllinger og voksen fugl (grønn strek - venstre figur) og estimert tetthet av voksen fugl (røde sirkler - venstre figur), samt estimert antall kyllinger pr. 2 voksne observert. Merk at y-aksen varierer mellom de ulike områdene.

I tillegg til de ordinære TOV-takseringene gjennomføres det linjetakseringer basert på samme metodikk og feltprotokoll i Engerdal kommune, i regi av Engerdal fjellstyre. Disse linjene takseres som en del av det ordinære linjetakseringsprogrammet, og koordineres via Hønsefuglportalen. Disse linjene overlapper delvis de tidligere TOV-takseringslinjene i Gutulia, og inkluderes her for en oversikt over situasjonen i dette TOV-området. Data er åpent tilgjengelig via GBIF (Nilsen et al. 2019; <https://www.gbif.org/dataset/b49a2978-0e30-4748-a99f-9301d17ae119>). I analysene rapportert her, har vi inkludert data fra områdene 'Sone1/Vilt3' og 'Østfjellet/Vilt2'.



Figur 9.2 Oversikt over estimert tetthet av kyllinger og voksen fugl (grønn strek - venstre figur) og estimert tetthet av voksen fugl (røde sirkler - venstre figur), samt estimert antall kyllinger pr. 2 voksne observert.

9.3 Diskusjon

Siden rypene (både lirype og fjellrype) ble klassifisert som nær truet (NT) i Norsk rødliste for arter 2015 (Henriksen & Hilmo 2015), har det vært betydelig fokus på rypenes bestandssituasjon. De resultatene som presenteres her, inngår som en sikker og langsiktig del av den øvrige rypetakseringen i Norge. TOV-programmet er unikt i denne sammenheng, siden det har blitt taksert ved bruk av omtrent samme metode og takseringslinjer i mer enn 25 år. I dokumentasjonsrapporten fra 2015 presenterte vi hvordan estimatene endret seg når vi endret metodikk, og viste at det var meget godt samsvar mellom de to metodene. Det er imidlertid flere faktorer som påvirker sikkerheten i bestandsestimater for lirype, og dette vil kunne påvirke hvor nøyaktig estimatet for et enkelt år gjenspeiler de reelle tetthetene. To viktige faktorer i denne sammenhengen er taksert areal (eller samlet lengde på takseringslinjene) og variasjoner i oppdagbarhet. Oppdagbarheten vil variere med både topografi og vegetasjonsforhold, og den vil være avhengig av værforhold. Tilnærmingen med å benytte avstandsmetoden tillater at oppdagbarheten varierer mellom områder. Det omfanget med lirypetakseringer som foregår i regi av TOV, er imidlertid for begrenset i de fleste områdene til å estimere egne oppdagbarhetskurver for hvert område hvert år med noenlunde sikkerhet. Selv med såpass store usikkerheter i våre beregninger gir de tetthets- og produksjonsmålene vi får, en grov oversikt over bestandssituasjonen for lirype, slik målet er.

Sammenliknet med 2019 var det mindre endringer i rypebestanden i TOV-områdene i Lund, Dividalen og Åmotsdalen. I Møsvatn var det en markant nedgang sammenliknet med 2018. Det er imidlertid verdt å merke seg at tettheten fortsatt er meget høy sammenliknet med det meste av tidsserien også i 2019 (**figur 9.1**). Den markante nedgangen i Møsvatn samsvarer godt med de øvrige takseringene som blir gjennomført i regi av Hønsefuglportalen, som generelt viste lavere tettheter i mange områder i Sør-Norge sammenliknet med 2018. Oppgangen i Børgefjell er også i samsvar med de øvrige takseringene i denne regionen. For eksempel ble det i nabokommunen Lierne i årene 2018 og 2019 beregnet de høyeste tetthetene siden takseringene startet i dette området i 2006.

Basert på data fra takseringene til Engerdal fjellstyre i området øst og sørøst for Femunden (overlapper delvis med tidligere TOV-takseringer i Gutulia), var det en klar nedgang i tettheten i 2019 sammenliknet med 2018. Også denne nedgangen er i tråd med de øvrige takseringene på indre strøk at Østlandet.

10 Spurvefugl

Bård G. Stokke og John Atle Kålås

Spurvefugler overvåkes da de forventes å bli negativt påvirket av eventuelle forurensinger, og de forventes også å bli påvirket av endringer i klima. Effekter av forurensing inkluderer blant annet redusert reproduksjon i forsurete 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 fordi 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 sørligste 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 også en nasjonal overvåking av terrestriske hekkefugl i Norge (TOV-E, se kap. 11), og det er samordning av overvåking av våre mer vanlig forekommende hekkefugler i Europa ('Pan-European Common Bird Monitoring Scheme', se <http://www.ebcc.info/index.php?ID=631>). Slik informasjon om fuglearters populasjonsendringer i en større målestokk er viktig bakgrunnsinformasjon/referanse for spurvefuglovervåkingen i de syv TOV-områdene.

10.1 Metoder

Bestandsovervåking

For bestandsovervåking av spurvefugler i TOV-områdene har vi valgt å benytte punkttakseringer (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 endringer over tid (Crawford 1991). For mange arter er det vist en god samvariasjon mellom resultatene fra punkttakseringer og den mer nøyaktige og kostnadskrevende revirkarteringsmetoden (Svensson 1989). Se også Solbu et al. (2018) som gir en grundig beskrivelse av forekomst og variasjon for diversiteten av fugl i TOV-områdene.

I hvert område takseres som standard 200 punkt som fortrinnsvis fordeles i terrenget langs ti ruter (linjer), hver med 20 punkt. Punktene er vanligvis lagt ut med 200-300 m avstand. Nøyaktig samme punkter telles hvert år. På hvert punkt telles alle sette og hørte fugler i løpet av en periode på nøyaktig fem minutter. Takseringene utføres fortrinnsvis fra ca. kl. 04:30 til ca. 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 felpersonell for så mange påfølgende år som mulig. Skifte av felpersonell vil likevel av og til være nødvendig.

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 kartlegges på nytt, og eventuelle effekter av vegetasjonsendringer på fuglebestandene kan evalueres. For nærmere beskrivelse av metoder se Kålås et al. (1991) samt senere utarbeidete instruksjer (Kålås upubl.).

Her gir vi en kort presentasjon av 2019-resultatene og vurderer disse i forhold til antall observasjoner gjort i perioden 1992-2019. Samtidig presenterer vi oversikt for perioden 1992-2019 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 finkefuglartene bjørkefink, grønnfink, gråsisik, bergirisk og grønnsisik, samt korsnebbartene (se Cramp & Perrins 1994, Hogstad 1999). For år der ikke alle de 200 faste tellepunktene kan besøkes i et område, er totalantall beregnet under den forutsetning at endringer for de punktene som ikke ble taksert, er tilsvarende som for de punktene som ble taksert.

Reproduksjonsovervåking

For å overvåke reproduksjonssuksess hos spurvefugler har vi av praktiske og økonomiske grunner valgt den hulerugende arten svarthvit fluesnapper. 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 hver med ca. 25 kasser med et mellomrom på 50-100 m mellom kassene. Kassene kontrolleres vanligvis en gang i uka fra ca. start av egglegging hos svarthvit fluesnapper til ungene forlater reiret.

Viktigste mål for dokumentasjon av reproduksjonssvikt for svarthvit fluesnapper er klekkesuksess (prosent av lagte egg som klekker, ødelagte/forlatte reir utelates) og overlevelse for unger (prosent av ungene som overlever minst ti dager etter klekking, ødelagt/forlatte reir utelates). Andre viktige mål er kullstørrelse og eggleggingstidspunkt. Ved slike beregninger inkluderes ikke sene kull (som ofte vil være omlagte), det vil si kull lagt ≥ 12 dager etter at tredje kull i området er ferdig-lagt. Ved beregning av eggleggingstidspunkt benytter vi heller ikke 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 en rugeperiode (fra siste egg lagt til klekking) for svarthvit fluesnapper på 14 dager. Det beregnede eggleggingstidspunktet for enkeltkull vil vanligvis ha en sikkerhet på $\leq \pm 1$ dag.

Reproduksjonsovervåkingen for svarthvit fluesnapper er i perioden 1996–2019 bare gjennomført i TOV-områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell.

Feltarbeid 2019

Dividalen: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 17.–21. juni av R. Hindrum og O. Rygh.

Børgefjell: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 25.–28. juni av P.A. Lorentzen, L. Lorentzen og G. Stenberg.

Åmotsdalen: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 8.–14. juni av P.W. Bøe, E. Krokan og B.S. Tanem. Fuglekassene ble kontrollert sju ganger i løpet av hekkesesongen av S.L. Svartaas (29. mai, 5., 11., 17., 25. juni samt 2. og 12. juli).

Gutulia: De 200 punktene ble taksert i perioden 5.–9. juni av F.N. Bye og K. Isaksen. Fuglekassene ble kontrollert åtte ganger i løpet av hekkesesongen av Engerdal Fjellstyre (22. og 29. mai, 12., 19., 26. juni samt 2., 9. og 16. juli).

Møsvatn: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 22.–27. juni av R. Bergstrøm og E. Edvardsen.

Solhomfjell: 179 av de 200 faste tellepunktene i Solhomfjell ble taksert av K. Eie, A.E. Kjøl-Røsand, E. Klemetsen og J.H. Magnussen i perioden 25. mai–10. juni. Fuglekassene ble kontrollert åtte ganger av K. Hagelia (15., 21. og 28. mai, 3., 10., 17., 26. juni, samt 2. juli).

Tabell 10.1 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Dividalen, 2019.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	108	145
Bjørkefink	82	102
Rødvingetrost	43	45
Heipiplerke	37	40
Gråsisik	29	33
Rødstjert	23	23
Steinskvett	14	14
Svarthvit fluesnapper	9	9
Gjøk	8	8
Kråke	7	7
Gråtrost	7	7
Blåstrupe	5	5
Ringtrost	5	5
Kjøttmeis	2	2
Granmeis	2	2
Sivspurv	2	2
Korsnebb sp.	2	2
Ravn	1	1
Rødstrupe	1	1
Svarttrost	1	1
Måltrost	1	1
Gransanger	1	1
Gråfluesnapper	1	1
Jernspurv	1	1
Trepiplerke	1	1
Gulerle	1	1
Varsler	1	1
Grønnsisik	1	1
Lappspurv	1	1
Sivsanger	1	1
Totalt	200	464

Tabell 10.2 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Børgefjell, 2019.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	171	482
Bjørkefink	123	170
Rødvingetrost	92	128
Heipiplerke	56	92
Måltrost	45	50
Sivspurv	43	45
Gjøk	39	43
Gråtrost	34	41
Gråsisik	22	29
Gulerle	22	24
Blåstrupe	18	18
Steinskvett	12	18
Jernspurv	11	12
Kråke	10	12
Ringtrost	10	11
Rødstjert	10	10
Grønnsisik	4	5
Trepiplerke	2	2
Munk	1	1
Gråfluesnapper	1	1
Totalt	200	1194

Lund: 160 av de 200 faste punkter i Lund ble taksert i perioden 19. mai–2. juni av V. Ankarstrand, K.H. Dagestad, I. Ekeland og T. Tysse. Fuglekassene ble kontrollert sju ganger av S. Skjærpe (14. og 24. mai, 4., 12., 19., og 25. juni, samt 3. juli).

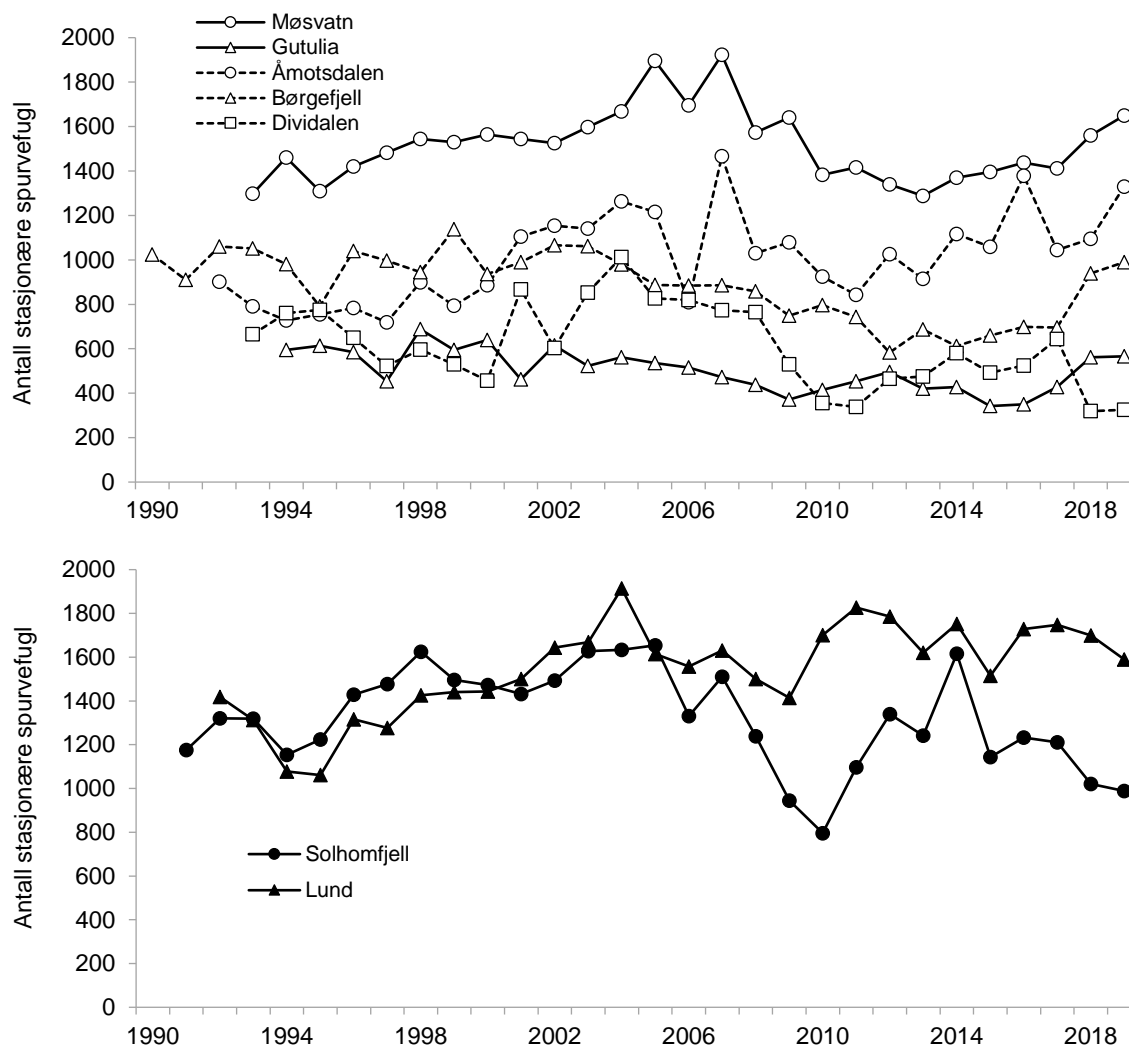
10.2 Resultater

Dividalen

Bestandsobservasjon: Takseringene av de 200 punktene i Dividalen resulterte i 464 registrerte spurvefugler fordelt på 30 arter (**tabell 10.1**). Dette er to flere arter og noe høyere antall individer enn i 2018. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 326 individer i 2019. Dette er litt høyere enn for 2018, men klart lavere enn for 2017, og bare litt over halvparten av median antall observasjoner for denne gruppen av fugl i perioden 1993-2018 (**figur 10.1**). Det har nå vært to etterfølgende år med svært få registreringer av 'stasjonære' arter i dette området.

Børgefjell

Bestandsobservasjon: Takseringene av de 200 punktene i Børgefjell i 2019 resulterte i 1194 observerte spurvefugler fordelt på 20 arter (**tabell 10.2**). Dette er to færre arter og en liten nedgang i individer sammenliknet med det som ble observert i 2018. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 990 individer i 2019. Dette er noe flere enn for 2018 og ca. 12 % over median antall observert her for perioden 1993-2018 (**figur 10.1**). Det har nå vært to etterfølgende år med relativt mange registreringer av 'stasjonære' arter i dette området.



Figur 10.1 Totalt antall observerte spurvefugler ved de 200 takseringspunktene i hvert av TOV-områdene for perioden 1990-2019, arter med mer irregulær forekomst er utelatt (bjørkefink, grønnfink, gråsisik, grønnsisik, bergirisk og korsnebb).

Åmotsdalen

Bestandsobservasjon: Takseringene i Åmotsdalen i 2019 resulterte i 1461 observerte spurvefugler fordelt på 36 arter (**tabell 10.3**). Det er tre færre arter, men noe høyere antall observerte individer enn i 2018. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1330 individer i 2019. Dette er betydelig høyere enn for 2018 og ca. 29 % over median antall observert i dette området for perioden 1993-2018 (**figur 10.1**).

Reproduksjonsobservasjon: I Åmotsdalen var det i 2019 fullført egglegging for svarthvit fluesnapper i 38 av de 50 fuglekassene. For 35 av disse ble egglegging fullført i perioden 1.–14. juni. Median eggleggingsdato var 10. juni, og kullstørrelsen var i gjennomsnitt 6,17 egg (**tabell 10.8**). Trettitre av disse hadde vellykket produksjon, mens de øvrige to så ut til å ha blitt forlatt i ungeperioden. Det ble klekt fram unger fra 91 % av eggene, og 97 % av de utklekte ungene, for kassene som ikke ble forlatt, nådde en alder på > 10 dager. Det var fem kasser med kjøttmeis, men bare ett reir der eggleggingen ble fullført før 14. juni. Fra dette reiret ble det produsert sju flyvedyktige unger.

Tabell 10.3 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Åmotsdalen, 2019.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	154	442
Heipiplerke	87	165
Rødvingetrost	76	119
Bjørkefink	63	82
Bokfink	39	75
Gråtrost	34	73
Steinskvett	49	67
Måltrost	43	47
Svarthvit fluesnapper	30	43
Ringtrost	36	41
Gjøk	30	33
Trepiplerke	28	33
Jernspurv	30	32
Grønnsisik	22	30
Blåstrupe	28	28
Sivspurv	22	23
Rødstjert	21	21
Gulsanger	19	20
Gråsisik	12	17
Rødstrupe	13	14
Kjøttmeis	8	8
Gjerdsmett	8	8
Gransanger	7	7
Svarttrost	6	6
Ravn	5	6
Munk	4	4
Kråke	3	4
Gråfluesnapper	3	3
Granmeis	1	2
Grønnfink	1	2
Fossefall	1	1
Hagesanger	1	1
Fuglekonge	1	1
Linerle	1	1
Dompap	1	1
Snøspurv	1	1
Totalt	200	1461

Tabell 10.4 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Gutulia, 2019.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	112	186
Rødstjert	70	82
Bjørkefink	62	80
Heipiplerke	40	55
Gjøk	35	39
Bokfink	27	31
Trepiplerke	27	30
Måltrost	21	21
Grønnsisik	17	20
Steinskvett	15	18
SV fluesnapper	12	13
Ringtrost	11	13
Sivspurv	9	9
Duetrost	8	8
Kråke	7	7
Gråtrost	6	7
Rødvingetrost	6	7
Ravn	4	6
Rødstrupe	5	5
Lavskrike	4	5
Kjøttmeis	4	5
Buskskvett	3	3
Fuglekonge	3	3
Gulerle	3	3
Dompap	3	3
Korsnebb sp.	2	3
Toppmeis	2	2
Gjerdsmett	2	2
Granmeis	1	1
Bøksanger	1	1
Gråfluesnapper	1	1
Gråsisik	1	1
Totalt	200	670

Gutulia

Bestandsobservasjon: Takseringene i Gutulia resulterte i 670 observerte spurvefugler fordelt på 32 arter (**tabell 10.4**). Dette er tre flere arter, men litt færre individer enn i 2018. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert 566 individer for 2019. Dette utgjør en liten økning fra 2018 og er ca. 14 % over median antall observert for denne gruppen av fugl i dette området for perioden 1994-2018 (**figur 10.1**).

Reproduksjonsobservasjon: I Gutulia var det i 2019 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 12 av kassene. For alle disse kullene ble siste egg lagt i tidsrommet 29. mai–11. juni (median eggleggingsdato 5. juni). Kullstørrelsen var 6,17 egg (**tabell 10.8**). Elleve av disse reirene hadde vellykket produksjon. Det ble klekt fram unger fra 89 % av eggene, og 97 % av ungene nådde en alder på > 10 dager. Det var fem kasser med kjøttmeis. For alle disse var egglegging fullført før 13. juni, og det ble produsert 27 flygedyktige unger fra fire av reirene.

Møsvatn

Bestandsobservasjon: Takseringene i Møsvatn resulterte i 1757 spurvefugler fordelt på 38 arter (**tabell 10.5**). Dette er like mange arter som i 2018, men litt færre individer. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert 1649 individer i 2019. Dette er en økning fra 2018 og 10 % over medianverdi for dette området for perioden 1993-2018 (**figur 10.1**).

Tabell 10.5 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Møsvatn, 2019.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	167	512
Heipiplerke	79	211
Gråtrost	99	180
Bjørkefink	75	106
Rødvingetrost	67	91
Sivspurv	70	91
Gråsisik	62	83
Måltrost	59	67
Gulerle	31	47
Steinskvett	33	44
Bokfink	31	36
Munk	28	32
Kråke	25	30
Grønnsisik	19	26
Blåstrupe	18	22
Ringtrost	16	21
Jernspurv	19	19
Trepiplerke	16	19
Rødstjert	16	18
Granmeis	10	13
Korsnebb sp.	2	12
Taksvale	3	12
Gjerdsmett	10	10
Svarttrost	8	9
Ravn	7	8
Rødstrupe	6	6
Kjøttmeis	3	5
Linerle	3	4
Dompap	3	3
Buskskvett	2	2
Gulsanger	2	2
SV fluesnapper	2	2
Duetrost	1	1
Hagesanger	1	1
Gråfluesnapper	1	1
Tornskate	1	1
Grønnefink	1	1
Møller	1	1
Totalt	195	1757

Tabell 10.6 Spurvefugler observert på de 160 takserte punktene i Lund, 2019.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	154	542
Trepiplerke	97	122
Måltrost	69	97
Bokfink	75	85
Rødvingetrost	60	73
Gjerdsmett	60	71
Svarttrost	61	67
Gråsisik	39	44
Svarthvit fluesnapper	40	43
Tornsanger	32	36
Grønnsisik	32	33
Kjøttmeis	23	24
Rødstrupe	22	23
Gjøk	20	20
Jernspurv	20	20
Heipiplerke	7	12
Rødstjert	9	9
Munk	9	9
Sivspurv	6	6
Ravn	5	5
Ringtrost	4	5
Granmeis	4	4
Buskskvett	4	4
Hagesanger	4	4
Gråfluesnapper	3	4
Duetrost	2	2
Bøksanger	2	2
Linerle	2	2
Låvesvale	2	2
Kråke	1	1
Blåmeis	1	1
Totalt	160	1372

Lund

Bestandsobservasjon: Takseringene for de 160 takserte punktene i Lund i 2019 resulterte i 1372 observerte spurvefugler fordelt på 31 arter (**tabell 10.6**). For arter med mer 'stasjonær' forekomst er det beregnet totalt 1590 individer i 2019. Dette er betydelig færre enn i 2018, men likt med medianverdien for dette området for perioden 1993-2018 (**figur 10.1**).

Reproduksjonsobservasjon: I Lund var det i 2019 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 19 av de 50 fuglekassene. For 18 av disse ble egglegging fullført i tidsrommet 15. mai–4. juni (median eggleggingsdato 25. mai), og det var i gjennomsnitt 7,06 egg i hvert kull. For disse 18 reirene ble 96 % av eggene klekt, og for de 17 reirene med vellykket ungeproduksjon nådde 100 % av ungene en alder på > 10 dager (**tabell 10.8**). I ett reir ble alle ungene predatert. I 2019 ble det i perioden 4.–14. mai fullført egglegging for kjøttmeis i seks av kassene og blåmeis i to av kassene. Fem av kjøttmeisreirene produserte til sammen 47 unger som nådde alder over ti dager, og de to blåmeisreirene produserte til sammen 25 unger som nådde alder over ti dager.

Tabell 13.7 Spurvefugler observert på de 179 takserte punktene i Solhomfjell, 2019.

Art	Ant. pkt	Ant. ind.
Løvsanger	133	256
Bokfink	107	160
Trepiplerke	104	130
Korsnebb sp.	14	54
Tornsanger	50	51
Grønnsisik	31	35
Rødstjert	30	30
Svarthvit fluesnapper	27	30
Duetrost	25	26
Gråfluesnapper	15	21
Svarttrost	15	16
Rødvingetrost	14	16
Måltrost	15	16
Gjøk	14	14
Kjøttmeis	12	13
Rødstrupe	10	12
Toppmeis	8	11
Grønnfink	7	9
Jernspurv	8	8
Munk	7	7
Sivspurv	7	7
Gjerdsmett	5	5
Fuglekonge	3	4
Ravn	3	3
Kråke	3	3
Nøtteskrike	3	3
Granmeis	3	3
Trekryper	3	3
Gransanger	2	3
Svartmeis	2	2
Bøksanger	2	2
Møller	1	1
Totalt	179	954

Solhomfjell

Bestandsobservasjon: Takseringene for de 179 takserte punktene i Solhomfjell i 2019 resulterte i 954 observerte spurvefugler fordelt på 32 arter (**tabell 10.7**). For arter med mer 'stasjonær' forekomst er det beregnet totalt 988 individer i 2019. Dette er færre enn for 2018 og 26 % under medianverdi for dette området for perioden 1993-2018 (**figur 10.1**).

Reproduksjonsobservasjon: I Solhomfjell var det i 2019 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 22 av de 50 fuglekassene. Av disse ble 14 ferdiglagt i tidsrommet 19. mai–4. juni (median eggleggingsdato 27. mai). Kullstørrelse var i gjennomsnitt 6,71 egg. Tre reir ble forlatt i ungeperioden. For de 14 reirene med vellykket klekking ble 98 % av eggene klekt, og for de elleve reirene med vellykket produksjon nådde 93 % av ungene en alder på > 10 dager (**tabell 10.8**). For kjøttmeis ble det i perioden ca. 10.–15. mai fullført egglegging i tre av kassene. Bare ett av disse reirene produserte unger (seks stk.) som nådde alder over ti dager. I tillegg hekket vendehals i en av kassene. Kullet var fullagt med syv egg den 6. juni, og fire unger fløy senere ut.

Tabell 10.8 Reproduksjon hos svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell, 2019. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekte unger som overlever til en alder av minst ti dager, for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Tallene i parentes gir henholdsvis antall kull, egg eller unger som var med i utvalget.

Område	Kullstørrelse			Klekkesuksess		Ungeoverlevelse	
	gj.snitt	sd	n	%	n	%	n
Åmotsdalen	6,17	0,92	(35)	91	(210)	97	(186)
Gutulia	6,17	0,94	(12)	89	(74)	97	(66)
Lund	7,06	0,64	(18)	96	(127)	100	(116)
Solhomfjell	6,71	0,61	(14)	98	(94)	93	(72)

10.3 Diskusjon

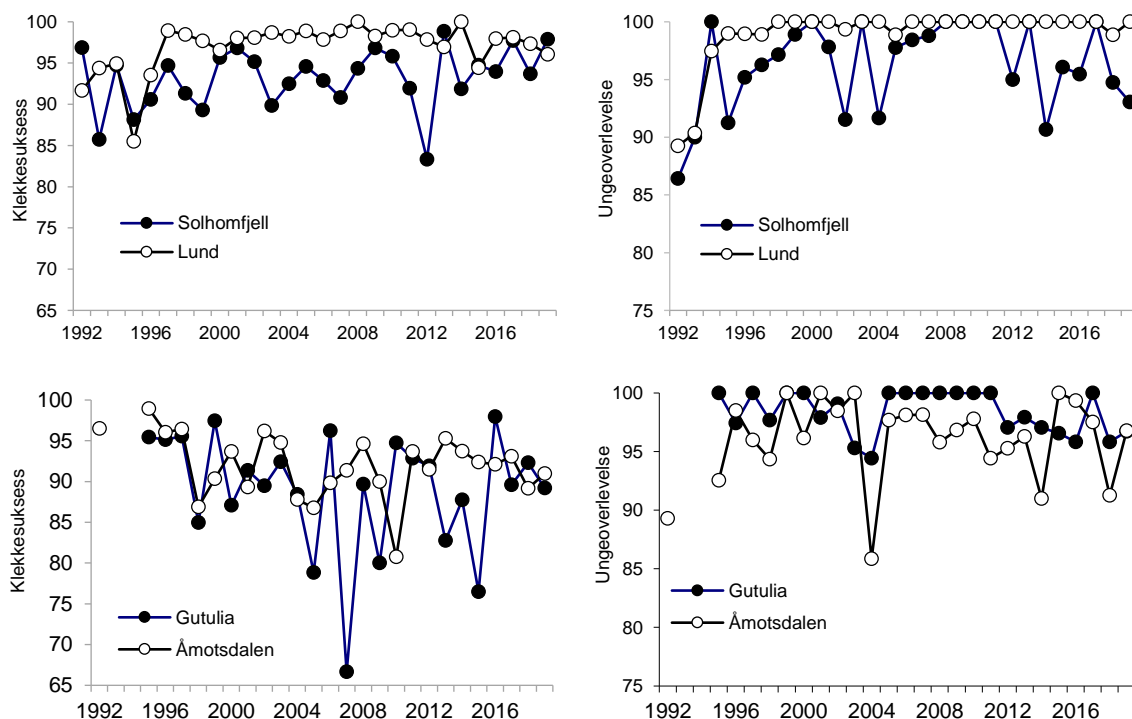
For de fem TOV-områdene som ligger i fjellet, ble det som hovedmønster registrert en nedgang i observasjoner av spurvefugl i perioden fra ca. 2005-2013, etter at det var en økning i observasjonsantallet i ti-årsperioden før det. Deretter har antall observasjoner vært relativt stabilt eller vist en liten økning. Unntaket er Dividalen der det var klart færre observasjoner i 2018 og 2019 enn de foregående årene. For de to sørligste og mer lavereliggende områdene er det registrert

en nedgang i antall observasjoner i 2018 og 2019 sammenliknet med de foregående årene (**figur 10.1**). Årsakene til nedgangen i Dividalen og de to sørligste områdene er foreløpig ukjent.

Nedgangen vi har registrerte for TOV-områdene i perioden 2005-2013 samsvarer godt med en nedgang dokumentert for fuglebestander i fjell og fjellnære områder i Skandinavia i denne perioden (Lehikoinen et al. 2014, 2018). Vi kjenner ikke årsaken til denne nedgangen, men klimatiske forhold som store temperaturvariasjoner og perioder med kaldt vær i reproduksjonsperioden kan være en medvirkende årsak.

Klekkesuksess og ungeproduksjon for svarthvit fluesnapper fulgte i 2019 i stor grad samme mønster som det vi har sett fra slutten av 1990-tallet. Ungeproduksjonsindeksen (andel av lagte egg som resulterer i unger med alder > 10 dg for kull med vellykket produksjon) for 2019 var litt høyere enn medianverdi for perioden 1995-2018 for alle områdene, unntatt i Lund hvor den var litt lavere. Antall kasser med fluesnapperreir hvor det ble registrert fullagte kull i 2019, var omtrent som median for perioden 1995-2018 for Solhomfjell og Lund, mens antall reir var noe høyere enn medianverdi for Gutulia og betydelig over medianverdi for Åmotsdalen.

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 uklekte 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 (< 95 %). For årene 1997-2019 har mønsteret vært noe annerledes med mer varierende klekkesuksess i de nordlige områdene (67-98 %), svært høy klekkesuksess i Lund (for de fleste år 95-100 %) og også jevnt over høy klekkesuksess i Solhomfjell (for de fleste år 90-98 %). I forhold til medianverdier i perioden 2001-2019 var klekkesuksessen i 2019 noe høyere i Solhomfjell, lik medianen i Åmotsdalen, og litt under medianverdien i Gutulia og



Figur 10.2 Klekkesuksess og ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene, 1991–2019. 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.

Lund. Når det gjelder ungeoverlevelse, har denne med noen få unntak vært relativt høy ($\geq 90\%$) for alle år og områder, uten tegn til lavere ungeoverlevelse i sør (**figur 10.2**). Slik situasjonen har vært i perioden 1997-2019, er det altså ikke registrert tegn til lavere klekkesuksess eller ungeoverlevelse i de to sørlige og mest forurensete områdene sammenliknet med de to nordligere områdene. I forhold til medianverdien i perioden 2001-2018 var ungeoverlevelsen i 2019 noe lavere i Solhomfjell, men omtrent lik medianen i Åmotsdalen, Gutulia og Lund.

Fugl og klimapåvirkning

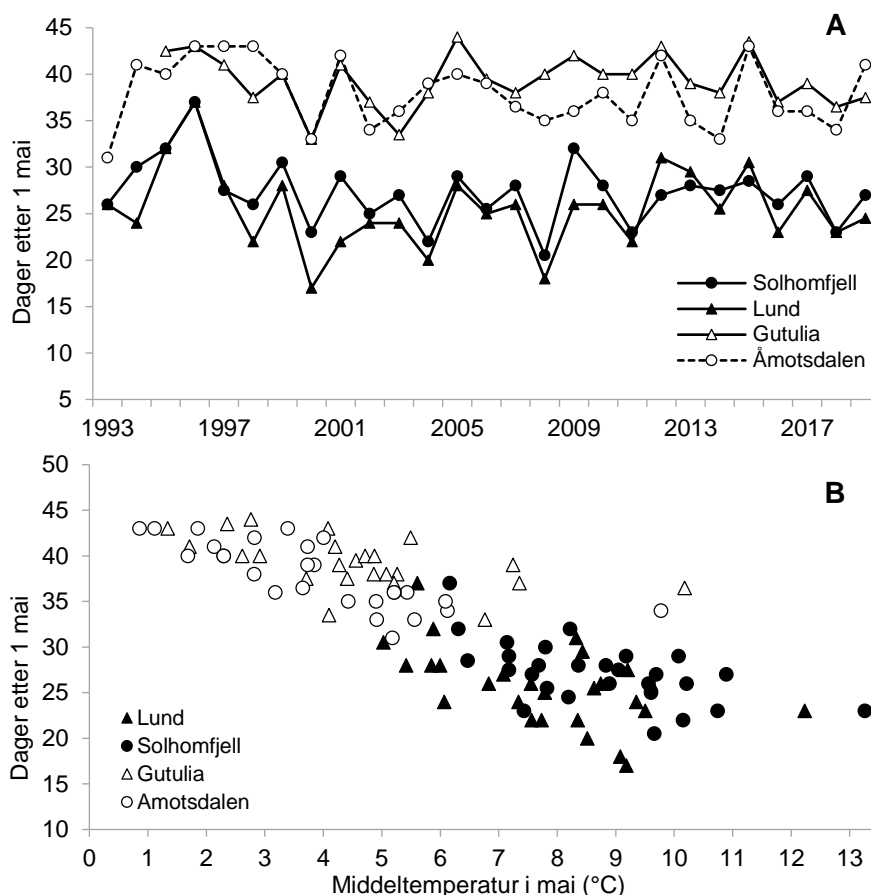
Effekter av klimavariasjoner på norsk natur er et aktuelt tema i forbindelse med TOV som en viktig komponent i overvåkingen av biologisk mangfold i Norge (se Framstad & Kålås 2001, Framstad et al. 2003). To aktuelle parametere i forbindelse med klimavariasjoner er start av hekking for fugl (f.eks. tidspunkt for 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(96)-2019. I 2019 var det tidligere egglegging for svarthvit fluesnapper i tre av de fire aktuelle TOV-områdene (0,25–2 dager før mediandato), men litt senere enn medianen i Åmotsdalen (3,75 dager, **figur 10.3A**). Det er en klar forskjell for eggleggingstidspunkt mellom områdene, og det er en relativt klar sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og lufttemperatur i mai (**figur 10.3B**). For de fire enkeltområdene har vi følgende sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og maitemperatur: Åmotsdalen, $r = -0,75$, $p < 0,001$; Gutulia, $r = -0,56$, $p = 0,004$; Solhomfjell, $r = -0,59$, $p = 0,001$; Lund, $r = -0,54$, $p = 0,003$. Vi finner imidlertid ingen klare endringer i eggleggingstidspunkt i løpet av perioden 1992(96)-2019; Åmotsdalen: $r = -0,21$, $p = 0,29$; Gutulia: $r = -0,02$, $p = 0,94$; Lund: $r = -0,04$, $p = 0,84$; Solhomfjell: $r = -0,29$, $p = 0,13$. Det er for øvrig en tydelig innbyrdes sammenheng mellom tidspunkt for egglegging for alle områdene, men denne sammenhengen er mest tydelig mellom de to sørlige områdene Lund og Solhomfjell ($r = 0,79$, $p < 0,001$), mellom Gutulia og Lund ($r = 0,62$, $p = 0,001$), og mellom de to nordlige områdene Åmotsdalen og Gutulia ($r = 0,59$, $p = 0,003$). Dette indikerer at det i stor grad er felles overordnede klimaregimer som styrer tidspunkt for egglegging for alle disse fire områdene.

Det er vanskelig å forutsi effekter av klimavariasjoner og mer langsiktige endringer i klima på bestandsutvikling for fugl. I våre fjellområder kan vi forvente et helt spekter av vær-situasjoner i hekketida for fugl. Ytterpunkter her er tidlig vår og stabilt gunstig vær, via tidlig vår med ustabile og ugunstige værforhold, til sen vår. Her vil de minst gunstige værforholdene for de fleste av våre fuglearter være ustabile værforhold med kuldeperioder over flere dager i perioden 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 moh), 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 hekkfugl, og det kan på sikt forventes mer gunstige habitatforhold for skogsartene. Mer variable værforhold med større muligheter for perioder med lave temperaturer i hekkeperioden kan imidlertid føre til dårligere reproduksjonsresultat og bestandsnedgang.

Her presenteres en bestandsindeks for fjellfugl som er basert på informasjon fra de 1000 faste tellepunktene i de fem TOV-områdene som representerer våre klassiske fjellområder: sørøstlig del av Hardangervidda, nordvestlig del av Dovrefjell, sørlig del av Femundsmarka, sørlig del av Børgefjell og sentrale deler av Dividalen. For artene som er mest knyttet til fjellskogshabitater, indikerer denne indeksen en økning i bestanden i perioden 1993-2004, men med en nedgang



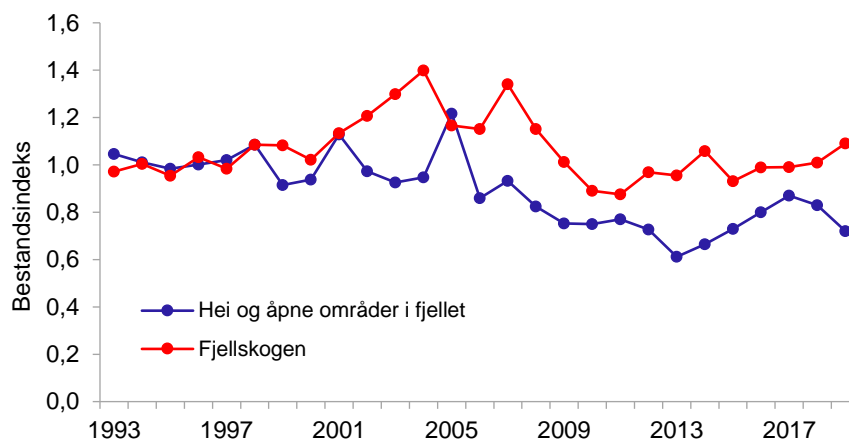
Figur 10.3 **A** Eggleggingstidspunkt (median dato for siste egg lagt, inkluderer bare kull lagt i løpet av den første ca. 14 dagersperioden av eggleggings sesongen) for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell for perioden 1992–2019. **B** Sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og middeltemperatur for mai (basert på interpolerte data for nærmeste km² fra Meteorologisk institutt, jf. kap. 2).

etter det, og for de siste seks årene har vi her målt bestandstall noenlunde like de vi fant 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, etterfulgt av en nedgang fram til 2013 og så fire år med en liten økning igjen etter det. De to siste årene ser vi igjen tegn til nedgang for disse artene. Denne bestandsindeksen for heiområdene antyder at bestandsstørrelsen i 2019 var ca. 25 % lavere enn bestandene vi målte på midten av 1990-tallet. For hele tidsperioden 1993-2019 finner vi for fjellskogsartene ingen signifikant endring ($r = -0,15$, $p = 0,46$), mens det er en signifikant nedgang for hei-artene ($r = -0,74$, $p < 0,001$) (**figur 10.4**).

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 37 spurvefuglarter og fem hakkespettarter. For åpne områder inkluderes spurvefuglartene som foretrekker slike naturtyper, samt vadefugler, og i TOV data-settet omfatter dette 20 arter, fordelt på ti spurvefuglarter og ti vadefuglarter. Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter for hvert område, og det er geometrisk gjennomsnitt for de fem inkluderte områdene som er presentert her (for hvert område er indeks 100 definert som gjennomsnittlig antall observasjoner for årene 1994-96).

Se for øvrig kommentarer angående bestandsendringer for fugl i TOV-områdene lenger oppe i dette kapitlet, endringer for fugler i fjell i den ekstensive fugleovervåkingen (TOV-E) (se kap. 11)

og dokumentert nedgang for flere av de mer vanlig forekommende hekkefuglartene i Skandinavias fjellområder for perioden 2002-2014 (Lehikoinen et al. 2018).



Figur 10.4 Bestandsindekser for fugl knyttet til 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 fem TOV-områdene som ligger i fjell (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell og Dividalen). Bestandsindeksen er basert på summert antall observasjoner av alle aktuelle arter (fjellskog: spurvefugler som prefererer skog, og spetter; hei og åpne områder: spurvefugl som prefererer åpent naturtyper i fjellet, og vedefugl), og er geometrisk gjennomsnitt av indeksene for disse fem områdene. For mer informasjon se teksten.

11 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl – TOV-E

John Atle Kålås, Magne Husby, Bård G. Stokke og Roald Vang

Som del av overvåkingen av biologisk mangfold i Norge overvåkes hekkebestander av terrestriske fuglearter i et nettverk av lokaliteter som er fordelt over hele Norge (Framstad & Kålås 2001). Hovedårsaken til at et tilfeldig utlagt nettverk av tellelokaliteter er etablert, er behovet for å få representative mål for endringer som foregår i norsk natur. Som grunnlag for dette arbeidet 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 etablering av fugletakseringer i et slikt ekstensivt nasjonalt nettverk av områder. Dette prosjektet konkluderte med at et slikt nettverk bestående av ca. 500 takseringsruter ville fange opp nasjonale bestandsendringer på en representativ måte for en hel rekke av våre mer vanlig forekommende terrestriske hekkefuglarter (Kålås & Husby 2002).

Takseringsnettverket ble etablert i perioden 2005-2010 (nedenfor referert til som TOV-E), og her rapporterer vi gjennomføring og resultater fra arbeidet som ble utført i 2019. Dette inkluderer i hovedsak rutinemessige opptellinger på etablerte telleruter, men omfatter også mindre justeringer for noen av tellerutene. Datainnsamlingen ble organisert og utført i regi av NOF, med Magne Husby som ansvarlig for denne delen av arbeidet.

Denne rapporten presenterer også indikatorer for bærekraftig utvikling i de tre naturtypene jordbrukslandskap, skog og fjell. For disse tre naturtypene benyttes data fra TOV-E for perioden 2006-2019, mens for jordbrukslandskapet og skogen benyttes også to andre relevante datasett (NOFs Hekkefugltaksering HFT og TOV-I, dvs. intensivovervåking i TOV-områdene), jf. kap. 10) for perioden 1996-2008 (se Kålås et al. 2014a for mer informasjon).

I tillegg til rapporteringen som gis her, er enkeltartsindekser for perioden 2007-2019 gjort tilgjengelig via internett (<http://tov-e.nina.no/hekkefugl>). Resultater fram til og med 2013 er også rapportert i NOF-Rapport 4-2014 (Kålås et al. 2014a), og informasjon om prosjektet, særlig rettet mot felpersonell, er gitt i NOFs tidsskrift, Vår Fuglefauna (Kålås & Husby 2011, Kålås et al. 2014b, Moksnes 2014, Kålås et al. 2016, Husby et al. 2017, Kålås et al. 2019b).

Data fra TOV-E brukes dessuten i internasjonale sammenstillinger av bestandsendringer for fugl, og data rapporteres til forskjellige internasjonale indekser for biologisk mangfold og bærekraftig utvikling, samt bidrar med data til naturindeks (www.naturindeks.no) og er foreslått som en del av arbeidet med fagsystem for økologisk tilstand. Se diskusjon for mer informasjon om dette.

11.1 Metoder

Takseringsrutene for ekstensiv overvåking av fugl er lagt ut i et 18 x 18 km rutesystem i kartprosjeksjonen UTM33/WGS84. Dette gir totalt litt over 1000 treff i Norge. Det er etablert 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 passer sammen med flest mulige av punktene til Statistisk Sentralbyrå (SSB) og NIBIO (tidligere Norsk institutt for skog og landskap) for kartlegging av areal og arealbruk i Norge (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/NIBIOs 10 arealregnskapspunkt.

Muligheten for gjennomføring av de aktuelle takseringsrutene (egnetheten) er vurdert basert på tilgjengelighet til tellepunkt, og antall takserbare tellepunkt for en rute må være ≥ 12 for at de er inkludert. 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 nærmestliggende tellepunkt. Når en må bruke en avvikende posisjon for tellepunkt, anvendes dette punktet ved alle senere takseringer. For tilfeller med svært vanskelig topografi (f.eks. > 500 m høydeforskjell mellom lavest og høyest liggende 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 tilgjengelige tellepunkt. Dersom dette ikke gir ønsket resultat med hensyn på tilgjengelighet til tellepunkt, blir ruta rotert ytterligere 90° , osv. Totalt er det foretatt rotasjon for 44 av rutene. Selv etter en slik rotasjonsrunde er det en del telleruter som ikke kan gjennomføres på grunn av manglende tilgjengelighet til tellepunkt. For disse brukes det en mer subjektiv utlegging av tellepunkt der disse legges langs framkommelige traséer i, så langt som mulig, tilsvarende naturtyper som opprinnelig utlagte tellepunkt (gjelder for 74 ruter). Disse linjene går så nær 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 var det fortsatt noen ruter (23 stk.) som ikke var tilgjengelige, og disse er utelatt fra TOV-E. Seks av disse ligger i sjø eller vatn, tre 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. Tidspunktene kan justeres noe hvis våren er svært tidlig eller sen i forhold til normalt. Metode for gjennomføring av disse takseringene er, kort beskrevet: En opptelling av fugl etter gitte retningslinjer i nøyaktig fem minutter på hvert tellepunkt, og skilt mellom observasjoner nærmere/lenger borte enn 50 m (se Kålås & Husby 2002, samt egne instruksjoner til feltpersonell gjort tilgjengelig 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.

Fra og med feltsesongen 2016 ble det etablert mulighet for også å registrere observasjoner av pattedyr som ble gjort under fugletakseringene. Dette omfatter registreringer av alle landlevende pattedyr som observeres, også husdyr, fra start telling på første tellepunkt til telling er avsluttet på siste tellepunkt. Det er bare observasjoner av levende individ som registreres, og det skilles ikke mellom kjønn- og aldersgrupper. Slik rapportering er inkludert da dette krever lite ekstra arbeidsinnsats fra taksør, og det vil på lengre sikt kunne gi oss nyttig informasjon om bestandsvariasjoner for noen av våre mest vanlig forekommende pattedyrarter.

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 2019 var dette henholdsvis Knut Eie for Øst-Norge og Sørlandet, Nils Chr. Bjørge for Vestlandet, Torstein Myhre for Midt-Norge og Tom Roger Østerås for Nordland, Troms og Finnmark. For 2019 fikk 148 personer tildelt takseringsruter, se **vedlegg 11.1** for navn på de 143 av disse personene som har gitt sitt samtykke til presentasjon av navn ved rapportering (se ny personvernforordning som trådte i kraft 25. mai 2018 (GDPR)).

Tilrettelegging for rapportering og informasjonsformidling via internett

Det internettbaserte systemet for formidling av informasjon om takseringsruter til feltpersonell og der resultater fra datainnsamlingen rapporteres og formidles, fikk en større oppdatering til 2018-sesongen og er videreutviklet i 2019 (se <https://tov-e.nina.no/fugl>). Selve webapplikasjonen består av følgende fem 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, pattedyrtaksering, rute- og punktbeskrivelser, samt habitatbeskrivelser for tellepunktene).
- Kvalitetssikring og godkjenning av takseringsresultater (utføres først av regionkontaktene og endelig godkjenning gjøres av NINA).
- Uttrekk av data fra databasen.
- Formidling av takseringsresultater for enkeltarter, se <https://tov-e.nina.no/Hekkefugl>.

Feltaktivitet 2019

Av de 492 takseringsrutene som nå inngår i TOV-E, ligger 95 ruter i region Øst-Norge, 75 i region Sørlandet, 67 i region Vestlandet, 89 ruter i region Midt-Norge, 92 i region Nordland og Troms og 74 i region Finnmark (for fylkesvis fordeling se **tabell 11.1**). For feltsesongen 2019 var alle de 492 rutene klargjort for taksering.

For de to nordligste fylkene, og da særlig Finnmark, ligger mange telleruter svært langt fra vei (> seks timers gange) og er ofte også 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. Med bakgrunn i dette er det planlagt bruk av helikopter for å få feltpersonell inn til de 44 tellerutene som er mest utilgjengelige i Troms og Finnmark. Disse rutene er planlagt taksert over en 3-årsperiode med ca. 15 ruter pr. år. Det totale antall ruter som skal takseres hvert år, er dermed like over 460.

Tabell 11.1 Fylkesvis oversikt over totalt antall tilfeldig uttrukne ruter, antall av disse som ikke er egnet for fugletakseringer pga. vanskelig tilgjengelighet, antall ruter med justert utlegging for å muliggjøre takseringer, totalt antall ferdig etablerte takseringsruter pr. mars 2020, og antall ruter taksert i 2019.

Fylke	Tilfeldig uttrukne	Ikke tilgjengelige (utgår)	Justert utlegging	Totalt ant. ferdig etablert pr. mars 2020	Taksert i 2019
Østfold	7	0	0	7	7
Akershus	6	1	0	5	5
Oslo	1	0	0	1	1
Hedmark	46	1	0	45	41
Oppland	37	0	3	37	33
Buskerud	20	0	4	20	11
Vestfold	3	0	0	3	2
Telemark	25	1	2	24	20
Aust-Agder	17	1	2	16	6
Vest-Agder	12	0	3	12	3
Rogaland	16	1	3	15	10
Hordaland	26	0	6	26	23
Sogn og Fjordane	28	2	5	26	20
Møre og Romsdal	22	0	4	22	16
Sør-Trøndelag	31	0	0	31	31
Nord-Trøndelag	36	0	1	36	29
Nordland	67	9	23	58	48
Troms	36	2	13	34	20
Finnmark	79	5	5	74	43
Sum	515	23	74	492	369

Bestandsindekser 1996-2019

Tidsserien for bestandsendringer for hekkefugl i jordbrukslandskapet og skog for perioden 1996-2019, som presenteres her, er satt sammen av data fra tre forskjellige datasett. I tillegg til data fra den ekstensive overvåkingen av hekkefugl som rapporteres her (60-380 telleruter for perioden 2006-2019), inkluderes data fra Norsk Ornitologisk Forenings hekkefugltaksering (HFT, 40-85 telleruter, 80 % i Sør-Norge, 1996-2008; Husby & Stueflotten 2009) slått sammen med data fra fugletakseringene i TOV's intensivovervåking (TOV-I, 13 telleruter i TOV-områdene, 1996-2008). Tidsserien for bestandsendringer for fjellfugl dekker perioden 2007-2019 og er utelukkende basert på data fra TOV-E. For vurdering av enkeltarters egnethet for slike indekser se Husby & Kålås (2011).

Artsspesifikke bestandsindekser og statistiske tester for endringer i disse indeksene er beregnet ved bruk av statistikkprogrammet TRIM. Dette er samme program som brukes for den Pan-europeiske hekkefuglovervåkingen som rapporterer til EU, se Gregory et al. (2005) og <https://www.ebcc.info/pan-european-common-bird-monitoring-scheme-pecbms/>. For å slå sammen datasettet fra HFT+TOV-I med TOV-E og teste for bestandsendringer for hele tidsperioden 1996-2019, er det også benyttet samme metodikk som brukes av 'Pan European Common Bird Monitoring Scheme' (PECBMS) for deres rapportering til EU av kombinerte tidsserier fra forskjellige europeiske land, se Gregory et al. (2005). Ved tidsserieanalysene er år 1996 gitt indeksverdi 1,00 for skog og jordbrukslandskap, og år 2008 er gitt indeksverdi 1,00 for fjellet. I tidsserieanalysene er modellen 'time effects' brukt, og 'seriekorrelasjon' og 'overdispersjon' er inkludert.

Indeksene for jordbrukslandskapet, skog og fjell som presenteres her, er årlige geometriske middelverdier (Gregory & van Strien 2011) av artsindekser for de artene som er inkludert i hver naturtype (se detaljer om artsutvalg under).

Bestandsindeksen for jordbrukslandskapet inkluderer åtte fuglearter som i hekkeperioden i stor grad er knyttet til naturtyper vi i Norge finner på jordbruksarealer og i kulturlandskapet. Dette er artene vipe, storspove, sanglerke, låvesvale, linerle, stær, buskskvett og gulspurv.

Bestandsindeksen for skog inkluderer 24 fuglearter som i stor grad er knyttet til skogen i hekkeperioden. Dette er artene flaggspett, svartspett, trepiplerke, nøtteskrike, rødstjert, trekryper, jernspurv, fuglekonge, rødstrupe, måltrost, duetrost, svarttost, rødvingetrost, gulsanger, gransanger, løvsanger, hagesanger, munk, gråfluesnapper, svartmeis, toppmeis, granmeis, bokfink og dompap.

Bestandsindeksen for fjell inkluderer åtte fuglearter som i stor grad er knyttet til våre fjellområder i hekkeperioden. Dette er artene heilo, liryte, fjellryte, heipiplerke, blåstrupe, ringtost, steinskvett og lappspurv.

11.2 Resultater

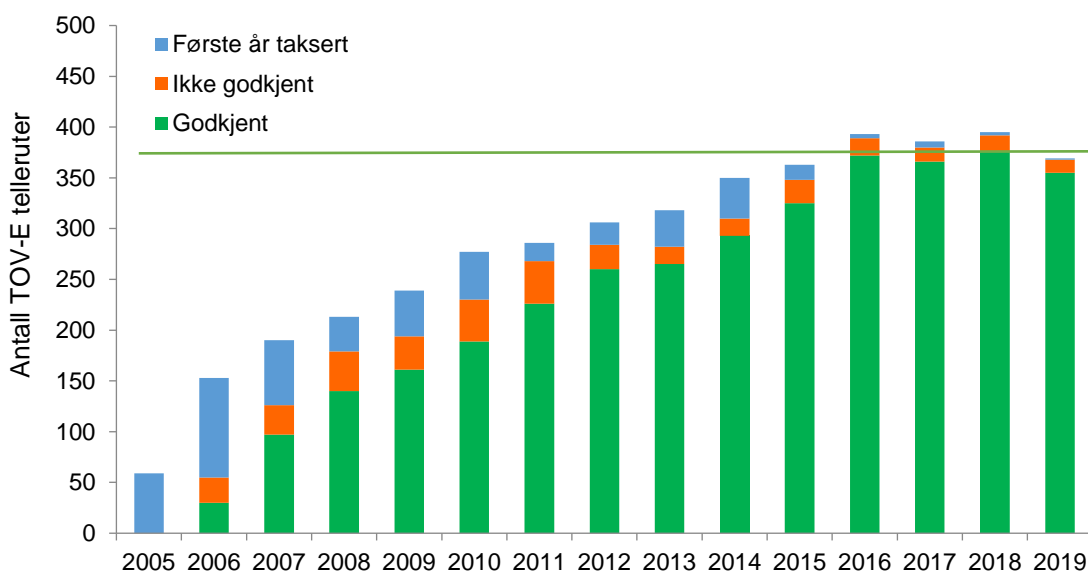
Praktisk gjennomføring av takseringene i 2019

Før feltsesongen ble det skaffet personell til å utføre takseringene for 430 av de 462 aktuelle takseringsrutene. Totalt omfattet dette 148 personer. Av disse rapporterte 129 personer godkjente resultater. Når det gjelder taksører, har det vært noe endring siden TOV-E ble landsdekkende, med en liten nedgang i antall taksører samtidig som noen personer takserer mange ruter (f.eks. hadde de 13 taksørene med flest ruter i 2019 tildelt 140 telleruter (32 % av rutene), og sto for ca. en tredjedel av de godkjente rutene.

Det er ulike årsaker til at takseringene ikke ble gjennomført for 63 av takseringsrutene som hadde tildelt taksør. For disse angis sykdom eller liknende som årsak til manglende taksering for ca. 20 % av rutene, og uegnede værforhold de dagene som var aktuelle for taksør, som årsak for ca. 40 % av rutene. For de øvrige varierer årsak, men i hovedsak er manglende taksering forårsaket av at taksering ikke har blitt eller kunne prioriteres i forhold til arbeid eller annen aktivitet.

Til sammen er det pr. 1. mars 2020 rapportert takseringsresultater for 369 (80 %) av de 462 rutene som var planlagt taksert i 2019. Dette inkluderer 87 (92 %) av de aktuelle rutene i Øst-Norge, 42 (56 %) av rutene for Sørlandet, 53 (78 %) av rutene på Vestlandet, 76 (85 %) av rutene i Midt-Norge, 48 (83 %) av rutene i Nordland, samt 20 (77 %) av rutene i Troms og 43 (78 %) av rutene som skulle takseres i Finnmark i 2019 (**tabell 11.1**). Antall takserte ruter var i 2019 noe lavere enn de to forutgående årene. Det var planlagt bruk av helikopter for 17 ruter i Finnmark. Uegneede værforhold medførte at helikoptertransport ikke var mulig for åtte av disse tellerutene, og for én av helikopterrutene kunne ikke taksering gjennomføres etter standardrutinene pga. uegneede værforhold.

Av de 369 rutene som det er rapportert tellinger av fugl for i 2019, er 355 (96 %) enten første års taksering eller gjennomført i henhold til standardrutiner og godkjent for bruk ved beregninger av bestandsindekser (**figur 11.1**). Dette tallet er noe under det vi har som mål for antall inkluderte ruter i våre tidsserieanalyser for endringer av hekkebestandene av terrestriske fugl i Norge. Den høye andelen av takseringsruter som kan godkjennes, viser at taksørene i svært stor grad følger de prosedyrene som er angitt for de respektive takseringsrutene. Manglende godkjenning skyldes vanligvis at takseringsrutene ikke er taksert innenfor det intervall som er satt for dato eller klokkeslett, at det ikke er utført optellinger for alle aktuelle tellepunkt (f.eks. pga. mye snø, ugunstig endring for værforhold i løpet av takseringen, o.l.), eller på grunn av uegneede værforhold for deler av telleruta.



Figur 11.1 Antall TOV-E ruter taksert i perioden 2005–2019 fordelt på første års besøk, 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 375 telleruter. At tellinger ikke kan godkjennes 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).

Observasjoner av fugl i 2019

Resultatene fra 2019 viser at det for de 355 godkjente tellerutene ble registrert inn ca. 44 500 'par' av 189 fuglearter (**tabell 11.2**, med summerte tall for punkt og linjetakseringer). Dette inkluderer ca. 1400 'par' (fordelt på 84 arter) observert ved forflytning mellom tellepunktene (gjelder artene som obligatorisk skal registreres på linjetakseringene og omfatter ni utvalgte spurvefuglarter samt alle ikke-spurvefuglarter unntatt måker, gjøk og ringdue).

Tabell 11.2 Oversikt over antall 'par' registrert for alle arter for de 355 TOV-E rutene med godkjente takseringer våren/ forsommeren 2019. Tabellen viser antall ruter med registrering og totalt antall 'par' summert for punkttagseringene og linjetakseringene. Artene er sortert etter antall ruter med observasjoner.

Art	n ruter	% av rutene	n 'par'	% av alle 'par'	Art	n ruter	% av rutene	n 'par'	% av alle 'par'
Løvsanger	324	91,3	8251	18,6	Grankorsnebb	35	9,9	125	0,3
Rødvingetrost	268	75,5	2234	5	Storfugl	34	9,6	50	0,1
Gjøk	236	66,5	831	1,9	Svartspett	34	9,6	49	0,1
Måltrost	230	64,8	1425	3,2	Møller	34	9,6	46	0,1
Heipiplerke	226	63,7	3144	7,1	Tjeld	33	9,3	131	0,3
Bokfink	213	60	2883	6,5	Stær	32	9	124	0,3
Gråtrost	207	58,3	1211	2,7	Rugde	32	9	36	0,1
Trepiplerke	191	53,8	1309	2,9	Gulsanger	31	8,7	41	0,1
Rødstrupe	188	53	1070	2,4	Skogsnipe	31	8,7	40	0,1
Grønnsisik	185	52,1	1219	2,7	Nøtteskrike	31	8,7	39	0,1
Kråke	182	51,3	613	1,4	Siland	30	8,5	121	0,3
Bjørkefink	174	49	1512	3,4	Trekryper	30	8,5	38	0,1
Kjøttmeis	168	47,3	594	1,3	Tårnfalk	29	8,2	31	0,1
Svarttrost	163	45,9	881	2	Fjellvåk	28	7,9	41	0,1
Jernspurv	161	45,4	396	0,9	Fossefall	28	7,9	31	0,1
Gråsisik	158	44,5	700	1,6	Svartbak	27	7,6	168	0,4
Rødstjert	149	42	613	1,4	Kvinand	27	7,6	107	0,2
Gjerdesmett	148	41,7	501	1,1	Storspove	27	7,6	81	0,2
Heilo	145	40,8	1029	2,3	Fjelljo	27	7,6	73	0,2
Svarthvit fluesnapper	133	37,5	335	0,8	Gråhegre	27	7,6	45	0,1
Gransanger	132	37,2	933	2,1	Snøspurv	26	7,3	82	0,2
Steinskvett	128	36,1	528	1,2	Sandlo	26	7,3	58	0,1
Rødstilk	119	33,5	265	0,6	Krikkand	25	7	57	0,1
Fiskemåke	116	32,7	834	1,9	Toppand	24	6,8	60	0,1
Ringdue	111	31,3	596	1,3	Dvergfall	22	6,2	23	0,1
Enkeltbekkasin	110	31	284	0,6	Grågås	21	5,9	551	1,2
Ringtrost	109	30,7	285	0,6	Gråspurv	20	5,6	96	0,2
Lirype	107	30,1	287	0,6	Boltit	20	5,6	38	0,1
Strandsnipe	107	30,1	175	0,4	Havørn	20	5,6	34	0,1
Sivspurv	104	29,3	356	0,8	Lappspurv	19	5,4	139	0,3
Granmeis	101	28,5	177	0,4	Laksand	19	5,4	135	0,3
Fuglekonge	100	28,2	239	0,5	Tårnseiler	16	4,5	171	0,4
Ravn	97	27,3	147	0,3	Furukorsnebb	16	4,5	32	0,1
Orrfugl	89	25,1	193	0,4	Spettmeis	16	4,5	24	0,1
Munk	88	24,8	281	0,6	Grønnspekk	16	4,5	20	<0,1
Gråfluesnapper	84	23,7	133	0,3	Taksvale	15	4,2	40	0,1
Linerle	78	22	136	0,3	Sanglerke	14	3,9	134	0,3
Blåstrupe	73	20,6	194	0,4	Sangsvane	14	3,9	38	0,1
Blåmeis	71	20	155	0,3	Korsnebb sp	13	3,7	145	0,3
Dompap	69	19,4	99	0,2	Sildemåke	13	3,7	82	0,2
Fjellrype	68	19,2	132	0,3	Myrsnipe	13	3,7	53	0,1
Småspove	67	18,9	190	0,4	Lavskrike	13	3,7	16	<0,1
Flaggspett	65	18,3	115	0,3	Bergirisk	12	3,4	49	0,1
Gluttsnipe	60	16,9	108	0,2	Tyvjo	11	3,1	33	0,1
Svartmeis	59	16,6	108	0,2	Pilfink	11	3,1	32	0,1
Trane	58	16,3	149	0,3	Sivsanger	11	3,1	26	0,1
Grønnefink	56	15,8	149	0,3	Rødnebbterne	10	2,8	75	0,2
Skjære	56	15,8	145	0,3	Kaie	9	2,5	48	0,1
Grønnstilk	54	15,2	173	0,4	Svartand	9	2,5	18	<0,1
Hagesanger	51	14,4	174	0,4	Bøksanger	9	2,5	16	<0,1
Buskskvett	51	14,4	80	0,2	Nøttekråke	9	2,5	12	<0,1
Gulspurv	50	14,1	142	0,3	Storskarv	8	2,3	64	0,1
Låvesvale	47	13,2	137	0,3	Ærfugl	8	2,3	47	0,1
Gulerle	46	13	155	0,3	Hettemåke	8	2,3	38	0,1
Smålom	45	12,7	68	0,2	Sjørre	8	2,3	30	0,1
Storlom	42	11,8	62	0,1	Vipe	8	2,3	14	<0,1
Gråmåke	41	11,5	632	1,4	Svømmesnipe	8	2,3	13	<0,1
Duetrost	41	11,5	98	0,2	Kongeørn	8	2,3	8	<0,1
Toppmeis	41	11,5	75	0,2	Vintererle	8	2,3	8	<0,1
Tornsanger	38	10,7	91	0,2	Brushane	7	2	16	<0,1
Stokkand	37	10,4	89	0,2	Kanadagås	7	2	13	<0,1

Art	n ruter	% av rutene	n 'par'	% av alle 'par'	Art	n ruter	% av rutene	n 'par'	% av alle 'par'
Musvåk	7	2	8	<0,1	Steinvender	2	0,6	6	<0,1
Spurvehauk	7	2	7	<0,1	Makrellterne	2	0,6	5	<0,1
Fjellerke	6	1,7	17	<0,1	Sothøne	2	0,6	5	<0,1
Sandsvale	6	1,7	17	<0,1	Haukugle	2	0,6	2	<0,1
Brunnakke	6	1,7	10	<0,1	Kattugle	2	0,6	2	<0,1
Horndykker	6	1,7	8	<0,1	Kortnebbgås	2	0,6	2	<0,1
Hvitryggspett	6	1,7	8	<0,1	Lerkefalk	2	0,6	2	<0,1
Løvmeis	6	1,7	8	<0,1	Myrhauk	2	0,6	2	<0,1
Jordugle	6	1,7	6	<0,1	Vepsevåk	2	0,6	2	<0,1
Tretåspett	6	1,7	6	<0,1	Stjertand	1	0,3	8	<0,1
Vandrefalk	6	1,7	6	<0,1	Stjertmeis	1	0,3	7	<0,1
Sædgås	5	1,4	17	<0,1	Krykkje	1	0,3	6	<0,1
Tornirisk	5	1,4	14	<0,1	Lappspove	1	0,3	6	<0,1
Havelle	5	1,4	7	<0,1	Bergand	1	0,3	5	<0,1
Dobbeltbekkasin	5	1,4	6	<0,1	Svartstrupe	1	0,3	3	<0,1
Hønehauk	5	1,4	5	<0,1	Teist	1	0,3	2	<0,1
Rosenfink	4	1,1	11	<0,1	Fjellmyrløper	1	0,3	1	<0,1
Skjærpiplerke	4	1,1	8	<0,1	Fjæreplytt	1	0,3	1	<0,1
Sidensvans	4	1,1	6	<0,1	Hornugle	1	0,3	1	<0,1
Temmincksnipe	4	1,1	6	<0,1	Konglebit	1	0,3	1	<0,1
Dvergspett	4	1,1	4	<0,1	Kvartbekkasin	1	0,3	1	<0,1
Jerpe	4	1,1	4	<0,1	Lappmeis	1	0,3	1	<0,1
Vendehals	4	1,1	4	<0,1	Myrrikse	1	0,3	1	<0,1
Terne sp	3	0,8	11	<0,1	Myrsanger	1	0,3	1	<0,1
Fiskeørn	3	0,8	6	<0,1	Polarsisik	1	0,3	1	<0,1
Kjernebiter	3	0,8	4	<0,1	Skogdue	1	0,3	1	<0,1
Stillits	3	0,8	4	<0,1	Sotsnipe	1	0,3	1	<0,1
Gråspett	3	0,8	3	<0,1	Toppdykker	1	0,3	1	<0,1
Jaktfalk	3	0,8	3	<0,1	Trelerke	1	0,3	1	<0,1
Knoppsvane	3	0,8	3	<0,1	Tyrkerdue	1	0,3	1	<0,1
Bydue	2	0,6	17	<0,1	Vaktel	1	0,3	1	<0,1
Gravand	2	0,6	10	<0,1	Varsler	1	0,3	1	<0,1
Lappiplerke	2	0,6	9	<0,1	Åkerrikse	1	0,3	1	<0,1
Sum						355		44470	

Ikke uventet rapporteres det inn flest observasjoner for løvsanger. Denne arten utgjorde i 2019 ca. 18 % av alle observerte par, og arten ble observert på like over 90 % av tellerutene. For andel ruter med observasjoner følger artene rødvingetrost, gjøk, måltrost, heipiplerke, bokfink og gråtrost, mens heipiplerke, bokfink og rødvingetrost følger nærmest løvsanger når det gjelder antall observerte par (**tabell 11.2**).

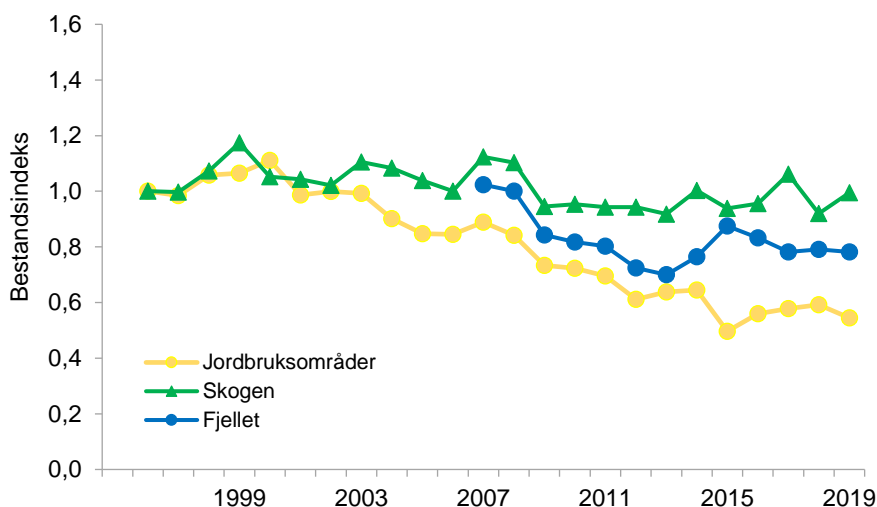
Linjetakseringene resulterte for 2019 i flest observasjonsruter for lirype, heilo, fjellrype, strandsnipe og orrfugl som ble observert på over 10 % av tellerutene. Linjetakseringene gir et viktig supplement av observasjoner for en del av de litt mer sjeldne artene som observeres oftere ved forflytning i terrenget enn ved observasjoner fra utvalgte punkt.

For presentasjon av bestandsvariasjoner for enkeltarter basert på data fra TOV-E, viser vi til nettsida <http://tov-e.nina.no/Hekkefugl> som presenterer resultater for perioden 2007-2019. Kort oppsummert viser disse analysene bestandsnedgang for en rekke av våre mer vanlig forekommende fuglearter. For de 76 artene hvor vi har tilstrekkelig med data (se første del av diskusjon) til å gjennomføre analyser for perioden 2007(08)-2019, indikeres det sterk bestandsnedgang for to arter (vipe og lappspurv) og moderat nedgang for 24 arter. Artene med nedgang er særlig overrepresentert i jordbrukslandskapet, men omfatter også en del arter knyttet til både myr, fjell og skog. Det er for perioden 2007-2019 registrert bestandsvekst for 11 arter, med tydeligst vekst for trane og gulerle.

Bestandsindekser for hekkefugl i skogen, jordbrukslandskapet og fjellet

Bestandsindeksen for skog for perioden 1996-2019 viser signifikant, men begrenset nedgang (**figur 11.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,53$, $p = 0,01$, $n = 24$). Denne indeksen

inkluderer både barskogsarter og løvskogsarter. Det er målt signifikant økning i hekkebestanden for fem av de 24 inkluderte artene (duetrost, måltrost, grå fluesnapper, munk og gransanger), og signifikant nedgang for fem av artene (trepiplerke, jernspurv, rødstrupe, løvsanger og granmeis).



Figur 11.2 Bestandsindekser for hekkebestanden av fugl i jordbrukslandskapet, skogen og fjell. Årlige geometrisk gjennomsnitt av indeksverdier for 8 jordbrukslandskapsarter, 23 skogsarter og 8 fjellararter. Se teksten for nærmere beskrivelse av bestandsindeksene.

Fugleindeksen for jordbrukslandskapet viser klar bestandsnedgang for perioden 1996–2019 (**figur 11.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,95$, $p < 0,001$, $n = 24$). Det er målt signifikant nedgang for fire av de åtte inkluderte artene (viipe, storspove, sanglerke og gulspurv). Bestandsutviklingen er klart svakere enn hva tilsvarende datasett viser for skogsartene, noe som tyder på at nedgangen er knyttet spesifikt til redusert areal og/eller redusert habitatkvalitet for de inkluderte jordbrukslandskapsartene.

Fugleindeksen for fjellet viser bestandsnedgang for perioden 2007–2019 (**figur 11.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,57$, $p = 0,04$, $n = 13$). Det ble her registrert klar nedgang i indeksen fra 2007 til 2013, etterfulgt av en liten økning/stabilisering de seks siste årene. Det er for den aktuelle tidsperioden registrert signifikant bestandsnedgang for tre av de åtte inkluderte artene (heilo, blåstrupe og lappspurv), mens det er registrert økning kun for heipiplerke.

Disse indeksene ble gjort tilgjengelige for Miljødirektoratet for bruk i Miljøstatus i januar 2020 og er nå tilgjengelige på nettsida <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/fugler>.

Observasjoner av pattedyr i 2019

Registreringer av observasjoner av pattedyr ble videreført i 2019 etter at det til 2016-sesongen ble lagt til rette for å rapportere observasjon av pattedyr som ble observert i løpet av fugletakseringene. Dette ble i 2019 rapportert inn for 349 av tellerutene, det vil si fra de aller fleste rutene der det ble utført fugletakseringer etter angitte prosedyrer. For 145 (42 %) av disse rutene ble det ikke observert noen pattedyr.

Det ble observert 488 villlevende pattedyr fordelt på 134 av tellerutene, ikke uventet med flest observasjonsruter for hjortedyr (elg, rådyr og hjort), men det var også en del ruter med observasjoner av rødrev, hare, ekorn og smågnagere (**tabell 11.3**). Det var fem telleruter med observasjon av lemen, alle disse fra de nordlige delene av Norge.

Det ble observert 4359 husdyr fordelt på 131 av tellerutene, og her var observasjonene dominert av sau, tamrein og storfe (**tabell 11.3**).

Tabell 11.3 Pattedyr observert for de 349 TOV-E tellerutene der slike observasjoner ble innrapportert i 2019.

Art	Ant. ruter.	Ant. ind.	Art	Ant. ruter.	Ant. ind.
Viltlevende dyr			Husdyr		
Elg	35	50	Sau	87	3330
Hjort	31	113	Storfe	25	425
Rådyr	27	43	Tamrein	24	477
Rødrev	19	21	Katt	15	21
Hare	17	20	Hest	8	31
Smågnager sp.	9	10	Geit	3	71
Villrein	6	178	Kanin	3	4
Lemen	5	16	Sum	131	4359
Bever	5	5			
Oter	5	5			
Røyskatt	5	5			
Spissmus sp.	4	4			
Ekorn	3	4			
Sørhare	2	4			
Grevling	2	2			
Mår	2	2			
Piggsvin	2	2			
Flaggermus sp.	1	2			
Mink	1	1			
Snømus	1	1			
Sum	134	488			

11.3 Diskusjon

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 gjerne ha data fra mer enn 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 et slikt antall telleruter for i størrelsesorden 80 av våre landtilknyttede fuglearter.

Blant de vanligst forekommende artene, som vi også får mest presis informasjon om, inngår ca. 30 spurvefuglarter, vadefuglartene heilo, rødstilk, gluttsnipe, småspove, enkeltbekkasin og strandsnipe, samt flaggspett, ringdue, lirype, orrfugl og gjøk (observeres 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 imidlertid også for et knippe av arter som har sin hovedforekomst i fjell og fjellnære områder (ca. ti arter). For et begrenset utvalg av artene vil det etter hvert også kunne presenteres statistikk om bestandsendringer på mer regionalt nivå (f.eks. Sør-Norge vs. Nord-Norge, se også Nilsen & Mattisson 2019).

Som tidligere påpekt av Kålås & Husby (2002), viser tellingene at nettverket, slik det nå er etablert, vil få en begrenset datatilgang for noen av artene som er sterkt knyttet til jordbrukslandskapet og som nå også har begrenset utbredelse i Norge (eks. sanglerke, vipe). Dette er arter som har hatt bestandsnedgang, og om ikke nettverket blir fortettet for denne typen habitater vil vi, om denne utviklingen fortsetter, få mindre presis informasjon om bestandsendringer for slike arter.

Etablering av ruter og kvalitetssikring

Arbeidet med fastsetting av standardprosedyrer for tellerutene i TOV-E er nå så godt som fullført. Dette har omfattet fastsetting av tidspunkt for taksering (både dato og klokkeslett), rekkefølge

punktene takseres i, om punkt er flyttet eller utelatt, etc. Pr. mars 2020 gjenstår det slikt arbeid for én tellerute.

Etter den siste gjennomgangen som nå er gjort for de vanskeligst tilgjengelige tellerutene, er det mulig å gjennomføre taksering for 492 (95 %) av de 515 opprinnelig uttrukne tellerutene. Av disse gjennomføres 418 (85 %) etter de regler som er gitt for når standardutlegging gir gjennomførbarhet (> 12 besøkbare tellepunkt, inkludert roterte ruter). For de resterende 74 rutene er det brukt en noe 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. Dette vil nødvendigvis medføre at en ikke kan forvente at samtlige takseringsruter vil bli taksert hvert år. I 2019 ble det rapportert resultater fra 369 telleruter. Dette er litt lavere antall enn de tre forutgående årene (**figur 11.1**). Dette skyldes særlig at det ikke ble funnet nok taksører til å dekke alle takseringsrutene i 2019, blant annet på grunn av at to russiske taksører ikke ble gitt tillatelse til feltarbeid i Norge på turistvisum. Dette ble klart like før feltsesongen startet slik at det ikke var mulig å finne erstattere. Bare ca. 3,5 % prosent av de takserte rutene måtte utelates fra tidsserieanalysene fordi standardprosedyrer ikke var fulgt, og 355 av telleruten fikk godkjent gjennomføring. Dette er noe under målet med årlig 375 godkjente telleruter i TOV-E.

Den største utfordringen ved hekkefuglovervåkingen i TOV-E er nå å finne nok velkvalifisert og godt motivert personell til å utføre takseringene. Tiltak som er utført for å få høy gjennomføringsgrad, er utskifting av feltpersonell som ikke har taksert eller ikke levert resultater etter taksering, og utskifting av regionledere. Publisering og tilbakemelding av resultater til feltpersonell er også del av tiltakene. Som del av arbeidet med motivasjon for feltarbeidere er resultatene fra TOV-E gjort tilgjengelig via internett (<http://tov-e.nina.no/Hekkefugl>), og informasjon om resultater fra TOV-E ble presentert i Vår Fuglefauna før feltsesongen både i 2011 (Kålås & Husby 2011), 2016 (Kålås et al. 2016), 2017 (Husby et al. 2017) og 2019 (Kålås et al. 2019b). For å bedre dekning av ruter, er det dessuten hentet inn taksører fra utlandet (omfattet fem personer og ca. 60 takseringsruter i 2019).

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 Nord universitet sitt studium i 'Fuglekjennskap' 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 feltstudium 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 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 denne regionen og omfatter også mange som tidligere ikke var kjent i det ornitologiske miljøet. Mange av disse studiedeltakerne takserer også ruter i nabofylker. For 2019 hadde ca. 70 % av feltpersonalet godkjent eksamen i Fuglekjennskap, og ca. 85 % av de gjennomførte rutene ble taksert av disse taksørene (Husby 2019).

Bestandsendringer for fugl i jordbruksområder, skog og fjell

I tillegg til informasjon om endringer for enkeltarter av fugl (se <https://tov-e.nina.no/Hekkefugl>) gir TOV-E også mer samlet informasjon om bestandsendringer for fugl i hovedtyper av norsk natur (**figur 11.2**). Sammenstilt med data fra HFT og TOV-I for perioden 1996-2008 viser dette en pågående nedgang for arter i jordbrukslandskapet, mens det har vært en mer stabil bestandsutvikling for artene som er sterkest knyttet til skog. For fjellet har vi bare tilgjengelige data fra TOV-E og dermed bare for perioden 2007-2019. Her ble det målt bestandsnedgang i første del av denne perioden, etterfulgt av mer stabil bestandsutvikling de siste seks årene. Se også <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/fugler>.

For perioden 1996–2005 inkluderer datasettene for jordbrukslandskapet og skogen bare ruter som er mer subjektiv utlagt (HFT og TOV-I), og for perioden fram til 2013 inngår det svært få tellinger fra Nord-Norge. Dette tilsier at disse indeksene ikke nødvendigvis er helt representative for bestandsendringer i hele Norge for denne perioden. Vi forventer imidlertid at tallene gir gode indikasjoner for hvilke endringer vi har hatt for hekkebestander av fugl i disse arealtypene. Fra og med 2009 baseres disse tidsseriene utelukkende på tellinger fra TOV-E nettverket.

Øvrig bruk av TOV-E data

Data fra TOV-E er et svært viktig grunnlagsmateriale for fugledelen av Naturindeks for Norge (www.naturindeks.no) (Framstad 2015). Disse dataene vil også være viktige i arbeidet med Fag-systemet for økologisk tilstand for Norge (Nybø & Evju 2017) og i arbeidet som nå pågår med oppdatering av Norsk rødliste for arter og naturindeks.

Data fra TOV-E er dessuten brukt for internasjonale sammenstillinger for bestandsutvikling for fugl. Dette har for 2019 omfattet bestandsvariasjoner for stær i Europa (Heldbjerg et al. 2019), bestandsvariasjoner for vadefugler i Fennoskandia (Lindström et al. 2019) og responser på klimaendringer (Mason et al. 2019). TOV-E data har også inngått som del av en omfattende evaluering av kvalitet for forskjellige modeller for beregning av utbredelse av arter (Norberg et al. 2019). Tidligere er det gjort sammenstillinger for bestandsvariasjoner for fugl i fjellområder i Fennoskandia (Lehikoinen et al. 2014) og i Europa (Lehikoinen et al. 2018), for vadefugler i Fennoskandia (Lindström et al. 2015), for fugl knyttet til myrområder i Nord-Europa (Fraixedas et al. 2017), samt sammenlikning av klimaeffekter på fugl i Europa og USA (Stephens et al. 2016). Data fra TOV-E er også sammen med data fra NOFs hekkefugltakseringer (HFT) brukt for å undersøke bestandstrender hos jordbrukslandskapetets fuglearter i Trøndelag (Husby et al. 2014a), og for å belyse effekter av klimaendring på fugl i Trøndelag (Husby et al. 2014b).

Vi har i 2019 også videreført internasjonalt samarbeid med indekser knyttet til endringer for biologisk mangfold. TOV-E rapporterer i denne sammenheng data til den felles europeiske databasen for hekkefugl (EBCC, 'Pan European Common Bird Monitoring Schemes' (PECBMS)) som beregner europeiske indekser for endringer i fuglebestander (se https://pecbms.info/trends_2018/). Disse dataene inngår som del av EU sin bærekraftindeks for biologisk mangfold som sammenstilles av Det europeiske miljøbyrået (EEA), se <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/abundance-and-distribution-of-selected-species-8/assessment>. Videre rapporteres TOV-E data for skog og jordbrukslandskapet til UNEP-World Conservation Monitoring Centre sin fugleindeks, se <https://www.bipindicators.net/indicators/wild-bird-index>. Dette er del av et globalt arbeid for overvåking og ivaretagelse av biologisk mangfold (Biodiversity Indicator Partnership (BIP)) og er knyttet til Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD). Data for jordbrukslandskapet rapporteres også via Landbruks- og matdepartementet til Organisasjonen for økonomisk samarbeid og utvikling (OECD), se <https://stats.oecd.org/Index.aspx?QueryId=77269&lang=en>. Det nye europeiske fugleatlas (EBBA2) som skal publiseres høsten 2020, har også benyttet data fra TOV-E for modellering av tetthet av hekkende fuglearter for hele Europe, se <https://www.ebba2.info/>.

Observasjoner av pattedyr

Registreringene av pattedyr fortsatte i 2019, og antall observerte pattedyr var ganske likt det som ble observert i 2018. Selv om det, ikke uventet, gjøres ganske få observasjoner av villtlevende pattedyr, vil denne informasjonen på sikt kunne gi oss innsikt i bestandsutvikling for arter som naturlig har store variasjoner i bestandsstørrelse og som vi nå har lite slik informasjon om. Dette gjelder f.eks. variasjoner i forekomster av smågnagere i forskjellige deler av Norge og endringer i bestander for rev, hare og ekorn.

Vedlegg 11.1 Oversikt over feltpersonell 2019

Oversikt over personer som hadde tildelte TOV-E takseringsruter i 2019 og som har gitt tillatelse til at navn kan presenteres (143 av de 148 personer).

Navn	Antall ruter 2019	Navn	Antall ruter 2019	Navn	Antall ruter 2019
Geir Sverre Andersen	4	Kjell-Ove Hauge	1	Ingvar Måge	1
Johannes Erik Anonby	2	Jo Heggset	1	Paul Tore Nielsen	2
Arnfred Antonsen	1	Anders Heien	2	Espen Sundet Nilsen	1
Pascale Baudonnel	8	Øyvind Heldal	6	Yngve Nilsen	6
Trond Berg	1	Anne Gri Henriksen	1	Bård Nyberg	6
Håkan Billing	2	Trine Hilstad	4	Atle Ivar Olsen	1
Raymond Birkelund	2	Gry Løvlien Holen	1	Roar Pettersen	1
Sverre Birkelund	1	Knut-Sverre Horn	2	Knut Olav Raen	3
Anders Bjordal	2	Eivind Hovin	4	Bjørn Rismyhr	1
Jo Torvik Bjørnbekk	1	Mia Husdal	1	Odd Rygh	1
Nils Chr. Bjørgo	6	Tor Egil Høgsås	1	Hege Rølvåg	1
Hanna Bjørgaas	5	Hans Martin Høiby	2	Martin Røsand	1
Kjell Blandhol	1	Terje Håheim	1	Jan Ove Sagerøy	1
Gøran Bolme	3	David Jarrett	4	Jostein Sandvik	2
Tom Skånsar Borgersen	8	Ørjan Werner Jenssen	2	Ronny Skansen	2
Arvid Bredesen	1	Magnhild Johansen	1	Henry Skevik	2
Torgrim Breiehagen	1	Hans Ola Jordet	3	Audun Skrindo	2
Ida Brennodden	1	Per Ingebrigt Karbø	4	Ivar Sleveland	1
Anders Braanaas	4	Kristina Khlebnikova	12	Eivind Smørvik	1
Stein Bukholm	1	Kjartan Kjøsnes	1	Rune Solvang	1
Leif Roar Bævre	2	Jan Helge Kjøstvedt	1	Frantz Sortland	4
Per Willy Bøe	4	Sindre Kolstad Valan	1	Helge Staven	2
Per Bådshaug	1	Terje Kolaas	5	Max Steinmetz	5
Reidar Demmo	1	Jim Kristensen	1	Ole Knut Steinset	5
Eirik Djupvik	2	Astrid Wenseth Kure	1	Gjøran Stenberg	1
Markus Kristoffer Dreyer	1	Elisabeth Kvivesen	4	Maria Stenklev	2
Knut Eie	21	Erlen Landsverk	4	Jarl Strømdal	9
Steinar Eldøy	1	Jim Lea	1	Gisle Sæterhaug	3
Heidi Tangen Eriksen	4	Hampus Lejon	8	Ståle Sætre	1
Hanne Etnestad	2	Arild Lindgaard	1	Eivind H Sørensen	1
Inga Frøseth Rossing	1	Tommy Lindås	2	Thomas Taksdal	1
Knut Fure	1	Øystein Lorentsen	8	Thorleif Thorsen	3
Arild Gauteplass	1	Lars Lorentzen	3	Ole-Morten Toften	10
Øyvind Gjerde	1	Per A. Lorentzen	3	Ivaylo Tonev	16
Thoralf Gjuvsland	1	Øyvind Lorvik Arnekleiv	8	Tom Olav Trydal	1
Ola Ragnar Gjøra	11	Sverre Lundemo	4	Sigmund Tveiten	1
Nigel Goodgame	10	Jan Helge Løvik	2	Gunnar Uglev	7
Stig Gorseth	1	Lars Petter Marthinsen	4	Grete Vaicaityte	11
Pål Martin Grønlien	6	Mariella Memo	2	Ronny Andre Valstad Holberg	1
Morten Günther	1	Torill Midtun	5	Roald Vang	2
Inge Hafstad	1	Børje Cato Moen	5	Bernt Jarle Vatland	1
Oddvar Hagen	1	Ola Moen	3	Marius von Glahn	4
Oddvin Hagen	3	Jostein Moldsvor	2	Jørulf Vullum	2
Øyvind Halgunset	2	Kjetil Mork	2	Tor Wang	1
Odd Hallaråker	2	Baro Moslet	2	Rune Zakariassen	1
Tor Magnus Hansen	6	Jostein Myromslien	5	Ragnar Ødegaard	1
Kåre Haugan	4	Merete Myromslien	2	Tor Ålbu	2
Finn Hauge	1	Pål Mølnvik	1		

12 Mulige effekter av påvirkningsfaktorer på indikatorene i TOV

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 effekter av aktuelle påvirkningsfaktorer.

Klimaendringer

Flere av artsgruppene som overvåkes i bjørkeskog og granskog, viser endringer som kan knyttes til observert klimavariasjon fra midten av 1980-tallet. Mange plantearter har en fordeling med høyde over havet som henger sammen med deres temperaturfølsomhet. Noen store mosearter viser økt mengde i de fleste granskogsområdene og enkelte bjørkeskogsområder, noe som trolig skyldes lengre vekstsesong med milde høster, spesielt fra midten av 1990-tallet. Dette har gitt fortetting av bunnsjiktet i mange granskogsområder og er sannsynligvis en viktig årsak til den påviste reduksjonen i plantearters mangfold og mengde av svært mange enkeltarter av moser og karplanter. I alle granskogsområdene er totalt artsmangfold i markvegetasjonen betydelig redusert i løpet av overvåkingsperioden. Størst reduksjon har det vært i Gutulia, Bringen og Urvatnet, i gjennomsnitt med henholdsvis seks færre arter pr. 1 m² analyseflate for Gutulia og fem arter færre både i Bringen og Urvatnet siden overvåkingen startet. Dette tilsvarer en reduksjon på henholdsvis 25, 19 og 21 %. Gutulia har også hatt størst reduksjon i totalt antall registrerte arter; fra 124 i 1989 til bare 98 i 2017. I Solhomfjell går små mosearter tilbake i mengde. Resultatene fra vegetasjonsovervåkingen i granskog tyder således på at små moser er på vei inn i en vedvarende reduksjon, noe som forsterkes gjennom mangel på smågnagertoppår.

De fleste bjørkeskogsområdene (unntatt Børgefjell) har respondert på et varmere og fuktigere klima med økt framgang av urter og gras, høyst sannsynlig på grunn av økt næringsomsetning og økt pH og mineralisering av organisk materiale i jordsmonnet. I Møsvatn har vegetasjonen også respondert på gjentatte bjørkemålerangrep, noe som har resultert i åpnere skog med mer lystilgang. Gjengroing av feltsjiktet på grunn av mer næring og lys gir i sin tur redusert lystilgang til bunnsjiktet og bidrar til nedgang i mengde av små moser og lav.

På undersøkte bjørketrær i flere av overvåkingsområdene har mer varmekjære lavarter som vanlig kvistlav gått fram, mens kuldetolerante arter som snømållav har gått tilbake og dels vist høyere skadefrekvens.

Tidspunktet for egglegging hos fluesnappere viser nær sammenheng med vårens utvikling (målt ved middeltemperaturen i mai), og det er stor samvariasjon mellom eggleggingstidspunkt i de inkluderte TOV-områdene. Dette indikerer at det i stor grad er felles overordnede klimaregimer som her styrer tidspunkt for egglegging. Forventet mildere klima og lengre produksjonssesong vil kunne gi økte fuglebestander i fjellet, men middeltemperaturen i mai og juni viser ikke konsistent økning i TOV-områdene. En bestandsindeks for fugler i de fem TOV-områdene i fjellet (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) viser ikke signifikant bestandsendring for arter knyttet til fjellskogen i perioden 1993–2018, mens arter knyttet til åpne naturtyper i fjellet har hatt signifikant nedgang. Den mer generelle påviste tilbakegangen for fugler knyttet til fjellområdene i Fennoskandia (jf. kap. 11), kan også helt eller delvis skyldes klimaendringer. Enkelte år har hatt episoder med ugunstige værforhold i hekketida eller sein og kald vår, noe som kan ha hatt negative konsekvenser for klekkesuksess, med mulig effekt på bestandene av 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 og områder lengre nord med lavere belastning.

De tydeligste effektene av endringer i forurensingsnivå er knyttet til epifytter på faste prøvetrær i overvåkingsområdene. Her viser særlig de sørlige og mest forurensete områdene 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 (Rogaland) har økt kraftig i overvåkingsperioden (1991-2016). Dette kan dels skyldes et mildere og fuktigere klima, men ganske sikkert også økt tilførsel av nitrogen. Sterk økning av gras et blåtopp og observasjoner av alger i markvegetasjonen i Lund settes også i sammenheng med høy nitrogenavsetning. Observasjoner fra bjørkeskog i Møsvatn (Telemark) tyder også på at lengre tids avsetning av langtransportert nitrogen er i ferd med å påvirke floraen, både ved tilbakegang av nitrogenfølsomme lavarter og framgang for noen nitrogenelskende karplanter. I granskogsområdene er slike gjødslingseffekter på markvegetasjonen ikke like klare, men i enkelte områder er det observert økning av smyle og algevekst på bakken og på trær, tydeligst i det sørligste området Paulen (Vest-Agder) der nitrogentilførselen er størst.

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. Dette har ikke medført observerbare effekter på reproduksjon og bestandsdynamikk for undersøkte arter i TOV-områdene. For faunaen gir ikke overvåkingsresultatene noen indikasjoner på at forurensinger i de mest utsatte TOV-områdene i sør har noen effekter på bestandsvariasjon eller reproduksjon hos undersøkte arter.

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 reduksjon i beiteaktivitet og annen høsting, med økt gjengroing som resultat. I flere bjørkeskogsområder (f.eks. Åmotsdalen) er det imidlertid fremdeles et høyt beitetrykk av sau, og tamrein bruker områdene i Gutulia, Børgefjell og Dividalen. Særlig Børgefjell har fortsatt høyt beitetrykk av rein og smågnagere, noe som trolig har bidratt til redusert dekningsgrad av gras og urter. Smågnagere har her også ført til redusert mosedekke. Også mer akutte effekter av arealbruk, som kjøreskader på vegetasjonen og hogst eller annen ødeleggelse av analysefelter og -trær, er påvist i enkelte bjørkeskogsområder. Det er vanskelig å anslå i hvor stor grad slike påvirkninger er årsak til observerte endringer hos artene og artssamfunnene som overvåkes.

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. Det er dermed lite sannsynlig at fremmede arter vil dukke opp her 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 på den norske rødlista 2015 er så langt observert i forbindelse med overvåkingen i TOV-områdene: lavartene gubbeskjegg, gryntjafs og ulvelav (alle nær truet), samt fugleartene lappspurv (sårbar), jaktfalk, fjellrype, lirype, gjøk, blåstrupe, sivspurv og taksvale (alle 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. Disse naturlige variasjonene kan også bli endret av menneskeskapt påvirkninger som klimaendringer eller arealbruk. Foruten variasjon i klimaet, snødekket og stormer er også endringer i smågnagerbestandene og i mengden av bjørkemålere 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 (se kap. 7). I Gutulia og Dividalen har vi imidlertid bare sett større smågnagerbestander i enkelte år (hhv 2010/2011 og 2018/2019). Overvåkingen av etasjemosepopulasjoner

i sju TOV-områder i granskog viser at store bestander av smånagere kan ha sterk påvirkning på mosedekket i skogbunnen. Tynning av mosedekket og blottlegging av jorda åpner for reetablering av moser. I granskogsområdene har det imidlertid vært lite smånagere mellom bestandstopene i 1989/1990 og 2010/2011, med unntak av en bestandstopp i 2001 i Granneset. Sammen med økt temperatur og dermed lengre vekstsesong har dette bidratt til fortetting av bunn-sjiktet. Ved store angrep av bjørkemålere vil både bjørkelauv og lauv på andre trær, busker og lyngplanter kunne bli fullstendig nedbeitet (se kap. 6). Mildere vintre vil kunne gi store insektangrep i flere påfølgende år, der også enkelttrær blir 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 smånagere og fugler. Det har vært klare indikasjoner på slike endringer i enkelte av TOV-områdene i fjellet (bl.a. Møsvatn).

13 Referanser

- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M. & Lundberg, H. 2001. Geographical and temporal patterns of lemming population dynamics in Fennoscandia. *Ecography* 24: 298-308.
- Austnes, K., Lund, E., Sample, J.E., Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V. & Aas, W. 2018. Overskridelser av tålegrenser for forsuring og nitrogen for Norge. Oppdatering med perioden 2012–2016. NIVA Rapport 7239-2018, Miljødirektoratet M-966 | 2018.
- 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., Stabbetorp, O.E. & Framstad E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark – reanalyser 2000. NINA Oppdragsmelding 700.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E., Aarrestad, P.A. & Wilmann, B. 2006. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell - tredje gangs analyse 2005. I Framstad, E., red. *Natur i Endring. Terrestrisk naturovervåking i 2005: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 150.
- 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., Aarrestad, P.A., Stabbetorp, O.E., Erikstad, L. & Eilertsen, O. 2010. Vegetation composition, gradients and environment relationships of birch forest in six reference areas in Norway. *Sommerfeltia* 34
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Olsen, S.L., Løkken, J.O., Töpper, J.P, Often, A., Stabbetorp, O.E. & Myklebost, M. 2019. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn. I Framstad, E. (red.) 2019. *Terrestrisk naturovervåking i 2017: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater*. NINA Rapport 1608. Norsk institutt for naturforskning.
- Barkman, J.J. 1958. *Phytosociology and ecology of cryptogamic epiphytes*. Van Gorcum, Assen.
- 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.
- Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn-Austfjell 1992. NINA Oppdragsmelding 209.
- Brattbakk, I., Høiland, K., Økland, R.H., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. NINA Oppdragsmelding 91.
- Brattbakk, I., Gaare, E., Hansen, K.F. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. NINA Oppdragsmelding 131.
- 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. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Epifyttisk lav på bjørk - landsomfattande kartlegging 1992. Allforsk Rapport. 42 s.
- Buckland, S.T., Anderson, D.R., Burnham, K.P., Laake, J.L., Borchers, D.L. & Thomas, L. 2001. *Introduction to Distance Sampling: Estimating abundance from biological populations*. Oxford University Press. 448 s.
- ørset, O. 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.
- Dalen, L. 2004. Dynamics of mountain birch treelines in the Scandes mountain chain, and effects of climatic warming. PhD theses, NTNU, Trondheim
- DN 1997. Natur i endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-95. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Eeva, T. & Lehikoinen, E. 1995. Egg shell quality, clutch size and hatching success of the great tit (*Parus major*) and the pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. *Oecologia* 102: 312-323.
- Eeva, T. & Lehikoinen, E. 1996. Growth and mortality of nestling great tits (*Parus major*) and pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) in a heavy metal pollution gradient. *Oecologia* 108: 631-639.
- Eeva, T., Lehikoinen, E. & Nurmi, J. 1994. Effect of ecto-parasites on the breeding success of great tits (*Parus major*) and pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. *Can. J. Zool.* 72: 624-635.
- Eeva, T., Lehikoinen, E. & Sunell, C. 1997. The quality of pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) and great tit (*Parus major*) females in an air pollution gradient. *Ann. Zool. Fennici.* 34: 61-71.
- Ehrich, D., Schmidt, N.M., Gauthier, G., Alisauskas, R., Clark, K., Ecke, F., Eide, N., Framstad, E., Frandsen, J., Franke, A., Gilg, O., Giroux, M.-A., Henttonen, H., Hörnfeldt, B., Ims, R.A., Kataev, G.B., Kharitonov, S., Krebs, C., Killengreen, S.T., Lanctot, R., Lecomte, N., Menyushina, I.E., Morris, D., Morrisson, G., Oksanen, L., Oksanen, T., Olofsson, J., Pokrovsky, I.G., Popov, I., Reid, D., Roth, J., Samelius, G., Sittler, B., Sleptsov, S., Smith, P., Sokolov, A.A., Sokolova, N.A., Soloviev, M. & Solovieva, D. 2019. Documenting lemming population change in the Arctic: Can we detect trends? *Ambio* <https://doi.org/10.1007/s13280-019-01198-7>
- Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 286.
- Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 285.
- Eilertsen, O. & Stabbetorp, O. 1997. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 408.
- 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 a test 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.
- Ellis, C.J. 2019. Climate change, bioclimatic models and the risk to lichen diversity. *Diversity*, 11: 54.
- Ellis, C.J., Coppins, B.J., Dawson, T.P. & Seaward, M.R.D. 2007. Response of British lichens to climate change scenarios: Trends and uncertainties in the projected impact for contrasting biogeographic groups. *Biological Conservation* 140: 217-235
- 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.

- Evju, M., Hagen, D., Bruteig, I.E., Myklebost, H.E. & Wilmann, B. 2014. Program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Landsomfattande gjenkartlegging av epifyttar på bjørk i 2007 og 2012. NINA Rapport 1000. 29 s.
- 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.
- Forsgren, E., Aarrestad P.A., Gundersen, H., Christie, H., Friberg, N., Jonsson, B., Kaste, Ø., Lindholm, M., Nilsen, E.B., Systad, G., Veiberg, V. & Ødegaard, F. 2015. Klimaendringenes påvirkning på naturmangfoldet i Norge. NINA Rapport 1210. Norsk institutt for naturforskning.
- Frafjord, K. 2009. Bestandsvariasjoner hos vanlig spissmus *Sorex araneus*: mulig årsaker og en sammenligning med smågnagere. *Fauna* 62 (1-2): 2-11.
- Fraixedas, S., Lindén, A., Mellera, K., Lindström, Å., Keišs, O., Kålås, J.A., Husby, M., Leivits, A., Leivits, M., Lehtikoinen, A. 2017. Substantial decline of Northern European peatland bird populations: Consequences of drainage. *Biological Conservation* 214: 223–232.
- Framstad, E. (red.) 2015. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Miljødirektoratet Rapport M-441 | 2015.
- Framstad, E. & Kålås, J.A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologisk mangfold videreutvikling av dagens naturovervåking. NINA Oppdragsmelding 702.
- Framstad, E., Stenseth, N.C., Bjørnstad, O.N. & Falck, W. 1997. Limit cycles in Norwegian lemmings: tensions between phase-dependence and density-dependence. *Proceedings of the Royal Society, B.* 264: 31-38.
- Framstad, E., Bakkestuen, V., Bruteig, I.E., Kålås, J.A., Nygård, T. & Økland, R.H. 2003. Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking 1990-2002. NINA Temahefte 24.
- 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.
- 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.
- Gjershaug, J.O., Brøseth, H., Kleven, O., Kålås, J.A., Mattisson, J. & Tovmo, M. 2018. Monitoring methods for the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* in Norway. *Bird Study*, DOI: 10.1080/00063657.2018.1478389
- Glime, J.M. 2017. Temperature: Effects. Chapt. 10-1. In: Glime, J.M. *Bryophyte Ecology*. Volume 1. Physiological Ecology. 10-1-1 Ebook sponsored by Michigan Technological University and the International Association of Bryologists. Last updated 13 March 2017 and available at <http://digitalcommons.mtu.edu/bryophyte-ecology>
- 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)

- Gregory, R.D., van Strien, A., Vorisek, P., Meyling, A.W.G., Noble, D.G., Foppen, R.P.B. & Gibbons, D.W. 2005. Developing indicators for European birds. *Phil Trans R Soc Lond B* 360: 269–288.
- Gunnarsson, B. 1988. Spruce-living spiders and forest decline; the importance of needle-loss. *Biol. Cons.* 43: 309-319.
- Gunnarsson, B. 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution on spruce-living spiders. *J. Animal. Ecol.* 59: 743-752.
- Haartman, L. von 1954. Der Trauerfliegenschnäpper. III. Die Nahrungsbiologie. *Acta Zool. Fenn.* 83: 1-96.
- Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. Gyldendal norsk forlag, Oslo.
- Hagen, S.B., Jepsen, J.U., Ims, R.A. & Yoccoz, N.G. 2007. Shifting altitudinal distribution of outbreak zones of winter moth *Operophtera brumata* in sub-arctic birch forest: a response to recent climate warming? *Ecography* 30: 299-307.
- Hake, M. 1991. The effects of needle loss in coniferous forests in south-western Sweden on the winter foraging behaviour of willow tits *Parus montanus*. *Biol. Cons.* 58: 357-366.
- Halvorsen, R. 2019. Populasjonsundersøkelser av etasjemose i sju overvåkningsområder i granskog – resultater 2018. I: Framstad, E. (red.). 2019: Terrestrisk naturovervåking i 2018: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1692:103-118.
- 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.
- Haugen, I. 1991. Barskog i Midt-Norge. Utkast til verneplan. -DN Rapport 1991:1
- Hawksworth, D.L. & Rose, F. 1976. Lichens as pollution monitors. *Studies in Biology* 66: 1-60.
- Heldbjerg, H., Fox, A.D., Lehikoinen, A., Sunde, P., Aunins, A., Balmer, D.E., Calvi, G., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., Escandell, V., Foppen, R., Gamero, A., Hristov, I., Husby, M., Jiguet, F., Kmecl, P., Kálás, J.A., Lewis, L.J., Lindström, Å., Moshøj, C., Nellis, R., Paquet, J.-Y., Portolou, D., Ridzoň, J., Schmid, H., Skorpilová, J., Szabó, Z.D., Szép, T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., Turnhout, C. van, Vermouzek, Z., Voříšek, P. & Weiserbs, A. 2019. Contrasting population trends of Common Starlings (*Sturnus vulgaris*) across Europe. - *Ornis Fennica* 96: 153–168.
- 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, A. 1988. Ryper 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, N. Y.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47-58.
- Hill, M.O., Preston C.D., Bosanquet, S.D.S. & Roy D.B. 2007. BRYOATT, Attributes of British and Irish Mosses, Liverworts and Hornworts. NERC Centre for Ecology & Hydrology and Countryside Council for Wales.
- 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. 1999. Den ustadige bjørkefinken. *Vår fuglefauna* 22: 5-9.

- Hole, L.R. & Tørseth, K. 2002. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-1982 and 1997-2001: status and trends. NILU Rapport OR 61/2002.
- Holien, H. & Tønsberg, T. 2006. Norsk lavflora. Tapir akademiske forlag, Trondheim.
- Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. NINA Oppdragsmelding 24.
- Hultengren, S., Gralen, H. & Pleijel, H. 2004. Recovery of the epiphytic lichen flora following air quality improvement in south-west Sweden. *Water Air and Soil Pollution* 154: 203-211.
- Husby, M. 2019. Overvåking av terrestriske fuglearter i Norge (TOV-E) i 2019. NOF-notat 2019-25., pp. 10. Norsk Ornitologisk Forening.
- 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.
- Husby, M., Kålås, J.A. & Vang, R. 2014a. Klimaendring og effekter på fugl. I: Natur og næring i samspill (Grande, J., Husby, M. & Moa, P., red.). Akademika forlag, Trondheim. ss. 225-244
- Husby, M., Kålås, J.A. & Vang, R. 2014b. Moderne landbruk og effekter på biologisk mangfold. Natur og næring i samspill (eds J. Grande, M. Husby & P. Moa), ss. 199-224. Akademika forlag, Trondheim.
- Husby, M., Vang, R., Dyrhaug, E. & Kålås, J.A. 2017. Hvilke fuglearter har flest nett-visninger, og deres bestandstrender i TOV-E. *Vår Fuglefauna 2017*: 12-15.
- 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.
- 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.
- Ims, R.A., Yoccoz, N.G. & Killengreen, S.T. 2011. Determinants of lemming outbreaks. *PNAS* 108: 1970-1974.
- Insarova, I.D., Insarov, G.E., Bråkenhielm, S., Hultengren, S., Martinsson, P.O. & Semenov, S.M. 1992. Lichen sensitivity and air pollution - a review of literature data. Swedish Environmental Protection Agency Report 4007: 1-72.
- Jepsen, J.U., Hagen, S.B., Ims, R.A., Yoccoz, N.G. 2008. Climate change and outbreaks of the geometrids *Operophtera brumata* and *Epirrita autumnata* in sub-arctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. *Journal of Animal Ecology* 77: 257-264.
- 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.
- 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* 16: 561-575.
- Johansen, B.S., Lerkelund, H.E. & Solheim, R. 1997. Lemen i Setesdal Vesthei høsten 1997. *Fauna* 50: 155-157.
- 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 understorey plant communities. *Oecologia* 173: 859-870.

- 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.
- Kermit, T. & Gauslaa, Y. 2001. The vertical gradient of bark pH of twigs and macrolichens in a *Picea abies* canopy not affected by acid rain. - *The Lichenologist* 33: 353-359.
- 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.
- Korsmo, H. & Larsen, H.E. 1994. Inventering av verneverdig barskog i Hedmark. NINA Oppdragsmeld. 261
- "Korsmo, H., Edenius, L., Moe, B. & Svalastog, D. 1993. Inventering av verneverdig barskog i sørlige del av Nordland. NINA Oppdragsmeld. 228"
- Krog, H., Østhagen, H. & Tønsberg, T. 1994. Lavflora. Norske busk- og bladlav. Universitetsforlaget, Oslo.
- "Krohn, O. & Hardeng, G. 1981. Vestfjella og Rausjømarka. En naturfaglig og skoglig sammenlikning. Inst. Skogskjøtsel, Norg. Ldbbrukshøgsk. Rapp., Ås."
- Kvasnes, M.A.J., Pedersen, H.C., Solvang, H., Storaas, T. & Nilsen, E.B. 2014a. Spatial distribution and settlement strategies in willow ptarmigan. *Population Ecology* 57: 151-161.
- Kvasnes, M.A.J., Pedersen, H.C., Storaas, T. & Nilsen, E.B. 2014b. Large-scale climate variability and rodent abundance modulates recruitment rates in Willow Ptarmigan (*Lagopus lagopus*). *Journal of Ornithology* 155: 891-903.
- Kyrkeeide, M.O., Evju, M., Myklebost, H.E. & Bruteig, I.E. 2017. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2016. I Framstad, E. (red.). 2017. Terrestrisk naturovervåking i 2016: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1376.
- Kyrkjeeide, M.O., Evju, M., Myklebost, H.E., Blaaid, R. & Bruteig, I.E. 2019a. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Møsvatn 2017. I: Framstad, E. (red.). 2019. Terrestrisk naturovervåking i 2017: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1608.
- Kyrkeeide, M.O., Evju, M. & Myklebost, H.E. 2019b. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Gutulia og Dividalen 2018. I: Framstad, E. (red.) 2019. Terrestrisk naturovervåking i 2018: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1692.
- 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.
- Kålås, J.A. & Husby, M. 2011. Det nye nasjonale nettverket for overvåking av terrestriske hekkefugler er nå etablert. *Vår fuglefauna* 34: 16-19.
- Kålås, J.A. & Lierhagen, S. 2003. Terrestrisk naturovervåking. Tungmetaller og sporelementer i lever fra orrfugl og lirype i Norge, 2000-01. NINA Oppdragsmelding 782.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, smågnagere og fugl. NINA Oppdragsmelding 75.
- Kålås, J.A., Steinnes, E. & Lierhagen, S. 2000. Lead exposure of small herbivorous vertebrates from atmospheric pollution. *Environ. Pollution* 107: 21-29.
- Kålås, J.A., Husby, M., Nilsen, E.B. & Vang, R. 2014a. Bestandsvariasjoner for terrestriske fugler i Norge 1996-2013. NOF Rapport 4-2014.
- Kålås, J.A., Husby, M., Nilsen, E.B. & Vang, R. 2014b. Terrestriske fugler i Norge bestandsendringer 1996-2013. *Vår Fuglefauna* 37: 14-20.

- Kålås, J.A., Dale, S., Gjershaug, J.O., Husby, M., Lislevand, T., Strann, K-B. & Strøm, H. 2015. Fugler (Aves). Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken. <http://www.artsdatabanken.no/Rodliste/Artsgruppene/Fugler>
- Kålås, J.A., Husby, M. & Vang, R. 2016. TOV-E artsindekser på nett. *Vår Fuglefauna* 39: 24-28.
- Kålås, J.A., Jepsen, J.U., Bakkestuen, V. Myklebost, H. & Aarrestad, P.A. 2019a. Bjørkemålere i TOV-områdene. Metodemanual. Versjon 2.0, 2019. Intern NINA-rapport. Upublisert.
- Kålås, J.A., Husby, M. & Vang, R. 2019b. Endringer for våre fuglebestander. *Vår Fuglefauna* 42: 18-23.
- Landbruksdirektoratet 2013. Ressursregnskap for reindriftsnæringen. For reindriftsåret 1. april 2011 – 31. mars 2012. Reindriftsforvaltningen.
- Landbruksdirektoratet 2016. Ressursregnskap for reindriftsnæringen. For reindriftsåret 1. april 2015 – 31. mars 2016. Landbruksdirektoratet Rapport 24/2016.
- Landbruksdirektoratet 2019. Ressursregnskap for reindriftsnæringen. For reindriftsåret 1. april 2018 – 31. mars 2019. Landbruksdirektoratet Rapport 34/2019.
- 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.
- Lehikoinen, A., Green, M., Husby, M., Kålås, J.A. & Lindström, Å. 2014. Common montane birds are declining in northern Europe. *Journal of Avian Biology* 45: 3-14.
- Lehikoinen, A., Brotons, L., Calladine, J., Campedelli, T., Escandell, V., Flousek, J., Grueneberg, C., Haas, F., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Jiguet, F., Kålås, J.A., Lindström, Å., Lorrillière, R., Molina, B., Pladevall, C., Calvi, G., Sattler, T., Schmid, H., Sirkiä, P.M., Teufelbauer, N. & Trautmann, S. 2018. Declining population trends of European mountain birds. *Global Change Biology* DOI: 10.1111/gcb.14522
- Lid, J., Lid, D.T. & Elven, R. 1994. Norsk flora, ed. 6. Norske Samlaget, Oslo
- Lindström, Å., Green, M., Husby, M., Kålås, J.A. & Lehikoinen, A. 2015. Largescale monitoring of waders on their boreal and arctic breeding grounds in northern Europe. *Ardea* 103: 3-15. doi:10.5253/arde.v103i1.a1
- Lindström, Å., Green, M., Husby, M., Kålås, J.A., Lehikoinen, A. & Stjernman, M. 2019. Population trends of waders on their boreal and arctic breeding grounds in northern Europe. – *Wader Study* 126: 200-216.
- 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.
- 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.
- Mason, L.R., Green, R.E., Howard, C., Stephens, P.A., Willis, S.G., Aunins, A., Brotons, L., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., Escandell, V., Foppen, R.P.B., Herrando, S., Husby, M., Jiguet, F., Kålås, J.A., Lindström, Å., Massimino, D., Moshøj, C., Nellis, R., Paquet, J.-Y., Reif, J., Sirkiä, P.M., Szép, T., Florenzano, G.T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., Strien, A. von, Turnhout, C.A.M. van, Voříšek, P. & Gregory, R.D. 2019. Population responses of bird populations to climate change on two continents vary with species' ecological traits but not with direction of change in climate suitability. - *Climatic Change* 157: 337-354.
- Meld. St. 14 (2015-2016) Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Melding til Stortinget. Klima- og miljødepartementet. 155 s.
- Moe, B. 1994. Inventering av verneverdig skog i Agder. –NINA Oppdragsmeld. 306
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens Kartverk. Hønefoss.

- Moksnes, A. 2014. Hvor blir det av gjøken? *Vår Fuglefauna* 37: 22-23.
- Myrberget, S. 1973. Geographical synchronism of cycles of small rodents in Norway. *Oikos* 24: 220-224.
- 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.
- Nilsen, E.B., Vang, R., Kjønnsberg, M. & Kvasnes, M.A.J. 2019. Tetraonid line transect surveys from Norway: Data from Fjellstyrene. Norwegian Institute for Nature Research. Sampling event dataset <https://doi.org/10.15468/975> (accessed via GBIF.org.no 2019-08-27).
- Norberg, A., Abrego, N., Blanchet, F.G., Adler, F.R., Anderson, B.J., Anttila, J., Araujo, M.B., Dallas, T., Dunson, D., Elith, J., Foster, S.D., Fox, R., Franklin, J., Godsoe, W., Guisan, A., O'Hara, B., Hill, N.A., Holt, R.D., Hui, F.K.C., Husby, M., Kålås, J.A., Lehikoinen, A., Luoto, M., Mod, H.K., Newell, G., Renner, I., Roslin, T., Soinen, J., Thuiller, W., Vanhatalo, J., Warton, D., White, M., Zimmermann, N.E., Gravel, G. & Ovaskainen, O. 2019. A comprehensive evaluation of predictive performance of 33 species distribution models at species and community levels. – *Ecological Monographs* 89(3):e01370. 10.1002/ecm.1370
- 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., 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.
- Nybø, S. & Evju, M. (red) 2017. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand, 247 s. <https://www.regjeringen.no/no/dokument/rapportar-og-planar/id438817/>.
- Nygård, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugler som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. NINA Utredning 21.
- 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.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfalk. NINA Oppdragsmelding 232.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk natur-overvåking. Miljøgifter i dvergfalk i Norge. NINA Forskningsrapport 56.
- Nygård, T., Skaare, J.U., Kallenborn, R & Herzke, D. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge. NINA Oppdragsmelding 701.
- 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., Sandercock, B.K., Reinsborg, T. & Einvik, K. 2019. Population recovery of peregrine falcons in central Norway in the 4 decades since the DDT-ban. – *Ecotoxicology*. <https://doi.org/10.1007/s10646-019-02111-4>
- 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. I Donker, M., Eijsackers, H. & Heimback, F. (eds) *Ecotoxicology of soil organisms*. Lewis, Chelsee. S. 373-382.
- 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 Ståndortskareringen. Svensk bot. Tidskr. 92: 227-232.
- Ohlson, M., Dahlberg, B., Økland, T., Brown, K.J. & Halvorsen, R. 2009. The charcoal carbon pool in boreal forest soils. *Nature Geoscience* 2: 692-695.
- 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. unpubl. rapport til fylkesmannen i Oppland. 9 pp + vedlegg.
- Ormerod, S.J., Bull, K.R., Cummins, C.P., Tyler, S.J. & Vickery, J.A. 1988. Egg mass and shell thickness in Dipper *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in Wales and Scotland. *Environmental Pollution* 58: 179-194.
- Pedersen, H.C., Steen, H., Kastdalen, L., Broseth, H., Ims, R.A., Svendsen, W. & Yoccoz, N.G. 2004. Weak compensation of harvest despite strong density-dependent growth in willow ptarmigan. *Proceedings of the Royal Society of London Series B-Biological Sciences* 271: 381-385.
- 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, A.O., Bårdsen, B.J., Yoccoz, N.G., Lecomte, N. & Fuglei, E. 2012. Monitoring Svalbard rock ptarmigan: Distance sampling and occupancy modeling. *Journal of Wildlife Management* 76: 308-316.
- Pescott, O.L., Simkin, J.M., August, T.A., Randle, Z., Dore, A.J. & Botham, M.S. 2015. Air pollution and its effects on lichens, bryophytes, and lichen-feeding Lepidoptera: review and evidence from biological records. *Biological Journal of the Linnean Society*, 115: 611-635.
- 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.
- 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.
- Root, H.T., McCune, B. & Jovan, S. 2014. Lichen communities and species indicate climate thresholds in southeast and south-central Alaska, USA. *The Bryologist*, 117: 241-252.
- Rosseland, B.O., Eldhuset, T.D. & Staurnes, M. 1990. Environmental effects of aluminium. *Environmental Geochemistry and Health* 12: 17-27.
- Royle, J.A., Dawson, D.K. & Bates, S. 2004. Modeling abundance effects in distance sampling. *Ecology* 85: 1591-1597.
- 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.
- Ryvarden, L. 1972. Landskap og fjellgrunn. s. 18-38 i Ryvarden, L. Wikan, S. & Efteland, S. (red.) Øvre Pasvik – Stabbursdalen. Norges Nasjonalparker 3. Lutherstiftelsen forlag.
- Santesson, R., Moberg, R., Nordin, A., Tønsberg, T. & Vitikainen, O. 2004. Lichen-forming and lichenicolous fungi of Fennoscandia. - Museum of Evolution, Uppsala University, Uppsala.
- Seaward, M.R.D. 2004. The use of lichens for environmental impact assessment. *Symbiosis* 37: 293-305.

- 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., 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.
- 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., Framstad, E., Sonerud, G.A., Wegge, P. & Wiig, Ø. 2018. Voles and climate in Norway: Is the abundance of herbivorous species inversely related to summer temperature? *Acta Oecologica*. <https://doi.org/10.1016/j.actao.2018.12.002>
- Sillett, T.S., Chandler, R.B., Royle, J.A., Kéry, M. & Morrison, S.A. 2012. Hierarchical distance-sampling models to estimate population size and habitat-specific abundance of an island endemic. *Ecological Applications* 22: 1997-2006.
- Sokal, R.R. & Rohlf, F.J. 1995. *Biometry*, ed. 3. Freeman. New York
- Solbu, E.B., Diserud, O.H., Kålås, J.A., Engen, S. 2018. Heterogeneity among species and community dynamics - Norwegian bird communities as a case study. *Ecological Modelling* 388: 13-23.
- Sollmann, R., Gardner, B., Chandler, R.B., Royle, J.A. & Sillett, T.S. 2015. An open-population hierarchical distance sampling model. *Ecology* 96: 325-331.
- Steen, J.B., Steen, H., Stenseth, N.C., Myrberget, S. & Marcstrom, V. 1988. Microtine density and weather as predictors of chick production in willow ptarmigan, *Lagopus l. lagopus*. *Oikos* 51: 367-373.
- 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.
- Stephens, P.A., Mason, L.R., Green, R.E., Gregory, R.D., Sauer, J.R., Alison, J., Aunins, A., Brotons, L., Butchart, S.H.M., Campedelli, T., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., Crowe, O., Elts, J., Escandell, V., Foppen, R.P.B., Heldbjerg, H., Herrando, S., Husby, M., Jiguet, F., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Noble, D.G., Paquet, J.-Y., Reif, J., Sattler, T., Szép, T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., van strien, A.J., van Turnhout, C.A.M., Vorisek, P. & Willis, S.G. 2016. Consistent response of bird populations to climate change on two continents. *Science*, 352: 84-87.
- 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., Walheim, M., Näsholm, T. & Ericson, L. 2003. Regional differences in occurrence of understorey forest species reflects differences in N deposition. *Ambio* 32: 91-97.
- Strengbom, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2004. Light, not nitrogen, limits growth of grass *Deschampsia flexuosa* in boreal forest. *Canadian Journal of Botany* 82: 430-435.
- Stålfelt, M.G. 1937. Der Gasaustausch der Moose. *Planta* 27: 30-60.
- Svalatog, D. & Korsmo, H. 1995. Inventering av verneverdig barskog i Buskerud. NINA Oppdragsmeld. 360
- Svensson, S. 1989. Övervakning av fåglarnas populasjonsutveckling och reproduktionsförmåga. Årsrapport 1988. Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- Syvertsen, 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.

- Tovmo, M., Mattisson, J. & Kleven, O. 2019. Overvaking av kongeørn i Noreg 2019. Resultat frå 12 intensivt overvaka område. NINA Rapport 1748. Norsk institutt for naturforskning.
- Tørseth, K. & Semb, A. 1997. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1992-1996. NIVA Rapp. 1997.
- van Herk, C.M., Aptroot, A. & van Dobben, H.F. 2002. Long-term monitoring in the Netherlands suggests that lichens respond to global warming. *The Lichenologist* 34: 141-154.
- 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.
- Vindstad, O.P.L., Jepsen, J.U., Ek, M., Pepi, A. & Ims, R.A. 2019. Can novel pest outbreaks drive ecosystem transitions in northern-boreal birch forest? *Journal of Ecology* 107: 1141-1153.
- Wegge, P. & Rolstad, J. 2018. Cyclic small rodents in boreal forests and the effects of even-aged forest management: Patterns and predictions from a long-term study in southeastern Norway. *Forest Ecology and Management* 422: 79-86.
- Will-Wolf, S., Jovan, S., Neitlich, P., Peck, J.E. & Rosentreter, R. 2015. Lichen-based indices to quantify responses to climate and air pollution across northeastern U.S.A. *The Bryologist*, 118: 59-82.
- Økland, R.H. 1995a. Bryophyte and lichen persistence patterns in a Norwegian boreal coniferous forest. *Lindbergia* 19: 50-62.
- Økland, R.H. 1995b. Persistence of vascular plants in a Norwegian boreal coniferous forest. *Ecography* 18: 3-14.
- Økland, R.H. 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. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. *Sommerfeltia* 16.
- 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.
- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. *Sommerfeltia* 22.
- Økland, T. & Nordbakken, J.F. 2014. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Granneset 2013. I: Framstad, E. (red) *Terrestrisk naturovervåking i 2013: Markvegetasjon, epifytter, smånagere og fugl. Sammenfatning av resultater.* NINA Rapport 1036: 34-43.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2001. Vegetasjonsendringer i Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog. *NIJOS-rapport* 08/01.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2004a. Changes in forest understory vegetation in Norway related to long-term soil acidification and climate change. *Journal of Vegetation Science* 15: 437-448.
- Økland, T., Økland, R.H., Bratli, H. & Eilertsen, E. 2004b. Nasjonalt nettverk av flater for intensivovervåking i skog: Endringer i planteartsmangfold i granskog i perioden 1988-2002. *NIJOS Rapport* 06/2004.
- Økland, T., Røsberg, I. & Bratli, H. 2009. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Akershus. I: Framstad, E. (red). *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smånagere og fugl.* NINA Rapport. 490: 70-79.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2011. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Paulen naturreservat i Vest-Agder i 2010. I: Framstad, E. (red). *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smånagere og fugl.* NINA Rapport 702: 26-37.
- 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., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2013. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Otterstadstølen naturreservat i 2012. I: Framstad, E. (red.) 2013. Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 952: 27-37.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2015. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Bringen naturreservat i Vassfaret i 2014. I: Framstad, E. (red.) Terrestrisk naturovervåking i 2014: Markvegetasjon, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1186: 17-24.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Engan, G. 2016. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Urvatnet naturreservat i 2015 i Sør-Trøndelag. I: Framstad, E. (red.) Terrestrisk naturovervåking i 2015: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1279: 31-47.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Engan, G. 2017. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Østmarka naturreservat i 2016. I: Framstad, E. (red.) 2017. Terrestrisk naturovervåking i 2016: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1376: 36-48.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Engan, G. & Røsberg, I. 2019a. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Gutulia nasjonalpark i 2017. I: Framstad, E. (red.) 2019: Terrestrisk naturovervåking i 2017: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1608: 34-49.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Daugstad, K., 2019b. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Paulen naturreservat i 2018. I: Framstad, E. (red.) 2019: Terrestrisk naturovervåking i 2018: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1692: 80-95.
- Økland, T., Aarrestad, P. A., Bakkestuen, V., Halvorsen, R. 2019c. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2018. I: Framstad, E. (red.) 2019: Terrestrisk naturovervåking i 2018: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1692: 96-102.
- Østbye, E., Østbye, K. & Østbye, V. 2005. Smågnagere og spissmus i Skrimfjellområdet. Raval-sjøskogenes viltjournal, hefte 8, 2005.
- Aamlid, D. & Skogheim, I. 2001. The occurrence of *Hypogymnia physodes* and *Melanelia olivacea* lichens on birch stems in northern boreal forest influenced by local air pollution. *Norwegian journal of geography*, 55: 94-98.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Myklebost, H., Often, A., Stabbetorp, O.E. & Westergaard, K. 2012. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen i 2011. I Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, små-gnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 840.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Myklebost, H., Often, A. & Stabbetorp, O.E. 2013. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn 2012. NINA Rapport 952: 17-26.
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Follestad, A., Jepsen, J.U., Nybø, S., Rusch, G.M., & Schartau, A.K. 2015. Naturtyper i klimatilpassningsarbeid. Effekter av klimaendringer og klimatilpassningsarbeid på naturmangfold og økosystemtjenester. NINA Rapport 1157.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Often, A., Stabbetorp, O. & Myklebost, H. 2016. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell. I Framstad, E. (red.) 2016. Terrestrisk naturovervåking i 2015: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1279: 22-31.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Tøpper, J.P., Chala, D., Often, A., Olsen, S.L., Myklebost, H.M. & Stabbetorp, O.E. 2017. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen. I Framstad, E. (red.) 2017. Terrestrisk naturovervåking i 2016: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1376.

Aas, W., Hjelmbrekke, A-G., Fagerli, H. & Benedictow, A. 2017. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2012-2016. NILU report 41/2017.

Norsk institutt for naturforskning, NINA, er en uavhengig stiftelse som forsker på natur og samspillet natur–samfunn.

NINA ble etablert i 1988. Hovedkontoret er i Trondheim, med avdelingskontorer i Tromsø, Lillehammer, Bergen og Oslo. I tillegg driver NINA Sæterfjellet avlsstasjon for fjellrev på Oppdal, og forskningsstasjonen for vill laksefisk på lms i Rogaland.

NINAs virksomhet omfatter både forskning og utredning, miljøovervåking, rådgivning og evaluering. NINA har stor bredde i kompetanse og erfaring med både naturvitere og samfunnsvitere i staben. Vi har kunnskap om artene, naturtypene, samfunnets bruk av naturen og sammenhenger med de store drivkreftene i naturen.

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-4557-9

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 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