

1972

NINA Rapport

Terrestrisk naturovervåking i 2020: 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.

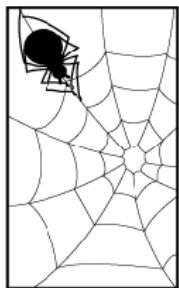
Annen publisering

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 2020: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl

Sammenfatning av resultater

Erik Framstad (red.)



Program for terrestrisk naturovervåking

Rapport nr 155

Finansiering: Miljødirektoratet

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

Norsk institutt for naturforskning

Framstad, E. (red.) 2021. Terrestrisk naturovervåking i 2020: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1972. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, mars 2021

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4750-4

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Jørgen Rosvold

ANSVARLIG SIGNATUR

Forsknings sjef Kristin Thorsrud Teien (sign.)

OPPDRA GSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRA GSGIVERS REFERANSE

M-1976|2021

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Ole Einar Butli Hårstad

FORSIDEBILDE

TOV-området i Børgefjell. Utsikt over Norddalsvika i Namsvatn fra TOV-feltet i lia opp mot Lotterfjellet. © Siri Lie Olsen

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

Sognsveien 68
0855 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.) 2021. Terrestrisk naturovervåking i 2020: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1972. 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 2020 i sammenheng med resultatene fra tidligere år.

Markvegetasjonen i bjørkeskog i Børgefjell har siden 1995 vært relativt stabil når det gjelder karplanter, med unntak av en reduksjon i dekingen av graminider i begynnelsen av overvåkingsperioden. Moser, i første rekke bladmoser, har imidlertid gått sterkt tilbake. I tillegg har vegetasjonen gjennomgått en homogenisering ved at variasjonen i artssammensetning i området har blitt redusert. Utviklingen i Børgefjell skyldes trolig gjengroing med busker og trær som et resultat av endret beitetrykk og klimaendringer.

Markvegetasjonen i granskog i Otterstadstølen har endret seg betydelig fra etablering av overvåkingen i 1989 til 2020. Artsmangfoldet er betydelig redusert, med totalt 31 færre observerte arter i analyserutene. Spesielt bladmoser og levermoser viser større tilbakegang enn i noe annet overvåkingsområde, med til sammen 3,6 færre mosearter pr. analyserute. Noen få arter av bladmoser har økt signifikant i mengde; mens det er blitt mindre av mange andre mosearter samt en del karplantearter. Klimautviklingen er sannsynligvis viktigste årsak til endringene for moser. Årsakene til karplanteendringene er mer komplekse, men fortettingen i bunnsjiktet er trolig medvirkende.

Epifyttvegetasjonen på bjørkestammer i Børgefjell er under endring. Registreringene fra 2020 viser at bristlav og brunskjegg har økt markant i deking siden 2015. Dekning av snømållav øker også i noen flater, etter tilbakegang siden 1990. Det er også markant økning i andel skadet bristlav og vanlig kvistlav. I Solhomfjell inngår aerofytiske alger som dominerende del av epifyttvegetasjonen på bjørkestammene. Området mottar høyt nitrogennedfall sammenliknet med de fleste andre TOV-områdene. I Solhomfjell har det ikke skjedd vesentlige endringer i epifyttsamfunnets sammensetning siden 2015.

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 2020 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 2020 var det en viss økning i bestanden av klatremus og småskogmus i Lund og Solhomfjell, men lav bestand av smågnagere i øvrige områder.

Ungeproduksjonen for kongeørn lå i 2020 over gjennomsnittet for overvåkingsperioden i Åmotsdalen, omtrent som gjennomsnittet i Gutulia og lavere i øvrige områder. Ungeproduksjonen for jaktfalk i Møsvatn var i 2020 den høyeste som er registrert, mens den var under gjennomsnittet for overvåkingsperioden for Børgefjell og Åmotsdalen.

Rypetakseringene i 2020 viste nedgang i bestanden fra 2019 for alle områder unntatt Lund (oppgang) og Gutulia (stabil). Produksjon av kyllinger var lav til middels i alle områder unntatt Åmotsdalen (ikke estimert for Lund pga. få observasjoner).

I TOV-områdene økt bestandene av 'stasjonære' fuglearter i Dividalen i 2020 sammenliknet med 2019, de var stabile i Gutulia og vist nedgang i øvrige områder. Ungeproduksjonen hos svarthvit fluesnapper i 2020 var noe høyere enn medianen for overvåkingsperioden i Gutulia, men noe

lavere enn medianen for øvrige områder. Det er god sammenheng mellom eggleggingstidspunkt hos svarthvit fluesnapper og maitemperatur, men ingen av områdene viser noen klar endring gjennom overvåkingsperioden. En bestandsindeks for fugl knyttet til fjellskog, viser ingen signifikant endring i overvåkingsperioden, mens en indeks for fugl i heiområder i fjellet viser signifikant nedgang.

Den arealrepresentative overvåkingen av hekkefugler (TOV-E) viste flest observasjoner av løvsanger (16,2 %), bokfink (6,9 %) og heipiplerke (6,5 %). Blant 76 fuglearter med tilstrekkelige data er det i perioden 2007–2020 målt signifikant nedgang for 24 arter, tydeligst for vipe og lappspurv, og signifikant bestandsvekst for 10 arter, tydeligst for trane og gulerle. 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, Sognsveien 68, 0855 Oslo (erik.framstad@nina.no)

Abstract

Framstad, E. (ed.) 2021. Terrestrial Ecosystems Monitoring in 2020: Ground vegetation, epiphytes, small mammals and birds. Summary of results. NINA Report 1972. 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 2020 in relation to the results from previous years.

Since 1995 the vascular plants in the ground vegetation in birch forest in Børgefjell has been rather stable, except for a reduction in the cover of graminids during the first part of the monitoring period. However, bryophytes, especially mosses, have declined strongly. The vegetation has also become more homogeneous, with a reduced variation in species composition within the site. The changes in the ground vegetation are likely due to regrowth of trees and bushes as a result of changes in grazing pressure and climate.

The ground vegetation in spruce forest in Otterstadstølen has changed considerably since the start of monitoring in 1989 to 2020. The species diversity is significantly reduced, by a total of 31 fewer observed species in the plots. Bryophytes in particular show a greater reduction than in any other monitoring sites, with 3.6 fewer species per. Plot. A few moss species have increased in amount, whereas many other bryophytes and several vascular plants have decreased. Climate change is probably the most important cause for changes in bryophytes. Causes for changes in vascular plants are more complex, but a denser bottom layer is probably contributing.

The epiphytic vegetation on birch trunks in Børgefjell is changing. The cover of *Parmelia sulcata* and *Bryoria* sp. showed a clear increase from 2015 to 2020. The cover of *Melanelia olivacea* increased in some plots, after declining since 1990. The proportion of damaged *P. sulcata* and *Hypogymnia physodes* also increased significantly. In Solhomfjell, aerophytic algae constitute a significant part of the epiphytic community on birch trunks. This site receives a higher deposition of nitrogen compared to other TOV sites. There were no significant changes in the epiphytic community composition in Solhomfjell since 2015.

Since 2014, there have been outbreaks of birch-defoliating moths in 2014 in Dividalen, 2018 in Børgefjell and 2017 in the other mountain sites. Birch leaves exhibited significant grazing damage in 2017/2018 in all areas except Dividalen. The number of moth larvae was low in all areas in 2020.

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 2020 populations of bank voles and wood mice increased somewhat in Lund and Solhomfjell, but rodent populations were low in other sites.

In 2020, golden eagles produced more than the average number of young for the monitoring period in Åmotsdalen, about average in Gutulia, and less than average in other sites. Production of young for gyrfalcons was the highest recorded in Møsvatn in 2020, but less than the average for the monitoring period in Børgefjell and Åmotsdalen.

Surveys of willow grouse in 2020 showed a decline in population levels from 2010 for all sites except Lund (increase) and Gutulia (stable). The production of chicks was low to medium for all sites except Åmotsdalen (not estimated for Lund due to few observations).

At the TOV sites, populations of stationary birds increased in Dividalen in 2020 compared to 2019, were stable in Gutulia, but declined at other sites. The production of young of pied flycatchers in 2020 was somewhat higher than the median for the monitoring period for Gutulia, but

lower for other sites. There is a close relationship between hatching time of flycatchers and May mean temperature, but neither temperature nor hatching time show any clear change during the monitoring period. A population index for birds associated with mountain forests shows no significant change during the monitoring period, whereas an index for birds of open moors shows a significant decline.

The country-wide representative monitoring of nesting birds showed the most observations of willow warblers (16.2%), chaffinches (6.9%), and meadow pipits (6.5%). For 76 bird species with suitable data, censuses for 2007–2020 show significant declines for 24 species, most clearly for lapwing and lapland bunting, and significant increases for 10 species, most clearly for cranes and yellow wagtails. Species with population declines are particularly associated with the agricultural landscape, but also some species associated with 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, Sognsveien 68, NO-0855 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	14
2.2 Klimautviklingen i TOV-områdene.....	17
2.2.1 Overvåkingsområdene i bjørkeskog og Solhomfjell	17
2.2.2 Overvåkingsområdene i granskog	23
2.3 Beiteaktivitet i TOV-områdene	28
3 Vegetasjonsundersøkelser i boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark	30
3.1 Metoder	30
3.2 Endringer i Børgefjell 1995–2020.....	32
3.2.1 Miljøendringer	32
3.2.2 Vegetasjonsendringer	33
3.3 Oppsummering og konklusjon.....	42
4 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Otterstadstølen naturreservat	46
4.1 Metoder.....	47
4.2 Endringer i perioden 1989–2020 i analyserutene i Otterstadstølen	47
4.3 Oppsummering av vegetasjonsendringene i Otterstadstølen 1989–2020.....	59
5 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2020	64
6 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Børgefjell og Solhomfjell 2020	71
6.1 Metoder.....	71
6.2 Resultater fra Børgefjell.....	72
6.3 Resultater fra Solhomfjell.....	78
6.4 Oppsummering.....	82
7 Bjørkemålere	84
7.1 Metoder.....	84
7.2 Resultater.....	86
8 Smågnagere	90
8.1 Metoder.....	90
8.2 Resultater.....	91
8.3 Konklusjon.....	94
9 Rovfugler	99
9.1 Metoder.....	99
9.2 Resultater.....	100
9.3 Diskusjon.....	100
10 Hønsfugler	104
10.1 Metoder.....	104
10.2 Gjennomføring.....	105

10.3 Resultater.....	106
10.4 Diskusjon.....	108
11 Spurvefugl.....	109
11.1 Metoder.....	109
11.2 Resultater.....	111
11.3 Diskusjon.....	115
12 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl – TOV-E.....	121
12.1 Metoder.....	121
12.2 Resultater.....	124
12.3 Diskusjon.....	129
13 Mulige effekter av påvirkningsfaktorer på indikatorene i TOV.....	133
14 Referanser.....	136

Kontaktinformasjon

Kap. 1, 2, 8, 13	Erik Framstad, NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo (erik.framstad@nina.no)
Kap. 3, 7	Siri Lie Olsen, NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo (siri.lie.olsen@nina.no)
Kap. 4, 5	Tonje Økland, NIBIO, Boks 115, 1431 Ås (tonje.ingeborg.okland@nibio.no)
Kap. 6	Bård Pedersen, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (bard.pedersen@nina.no)
Kap. 9, 11	Bård G. Stokke, NINA, , Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (bard.stokke@nina.no)
Kap. 10	Erlend Nilsen, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (erlend.nilsen@nina.no)
Kap. 12	John Atle Kålås, NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim (john.a.kalas@nina.no)

Forord

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) omfatter integrert naturovervåking i vanlige naturtyper i boreale og alpine områder. I perioden 1990-93 ble slik overvåking startet i Solhomfjell i Aust-Agder, Lund i Rogaland, Møsvatn i Telemark, Gutulia i Hedmark, Åmotsdalen i Sør-Trøndelag, Børgefjell i Nord-Trøndelag, Dividalen i Troms og Ny-Ålesund på Svalbard (bare vegetasjon). Fra 1994 er overvåkingen videreført i disse områdene, unntatt i Ny-Ålesund. I 2009 ble det etablert ny vegetasjonsovervåking i Endalen på Svalbard i regi av Miljøovervåkingen på Svalbard og Jan Mayen (MOSJ), 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 (inkludert rapportering for 2020 i 2021). 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 2020, i form av en felles dokumentasjonsrapport for undersøkelsene av markvegetasjonen i bjørkeskog i Børgefjell (Nord-Trøndelag) og i granskog i Otterstadstølen (Hordaland), epifytter på bjørketrær i Solhomfjell og Børgefjell, 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 det til Framstad mfl. (2020). I denne rapporten har Siri Lie Olsen hatt ansvaret for markvegetasjon i bjørkeskog og bjørkemålere, Tonje Økland for markvegetasjonen i granskog, Bård Pedersen for epifytter, Erik Framstad for smågnagere, Bård G. Stokke for rovfugl og spurvefugl, John Atle Kålås for ekstensiv fugleovervåking og Erlend Nilsen for hønsefugl. Erik Framstad har stått for samlet redigering.

Også i 2020 har en rekke personer bidratt til datainnsamling, analyser og kommentarer:

- For markvegetasjonen i Børgefjell takkes Børgefjellfoten AS for båttransport og leie av hytte og Jan Erik Jacobsen ved NIBIO for kjemiske analyser av jordprøver.
- For vegetasjonsundersøkelsene i Otterstadstølen naturreservat takkes Oddbjørn Otterstad for å stille sin seterbu til vår disposisjon under feltarbeidet, og Håkon Borch for praktisk hjelp og diverse assistanse de første to dagene av feltarbeidet. Rune Halvorsen takkes for hjelp med artsbestemmelse av de mosene som ikke kunne bestemmes under feltarbeidet.
- For registrering og artsbestemmelse av epifytter i Børgefjell og Solhomfjell takkes Per Gerhard Ihlen og Jon Klepsland.
- For innsamling av klimaloggere og bjørkemålerdata i Dividalen takkes Statskog SF ved Tore Bjørnstad, for Børgefjell Røyrvik Auto AS ved Kent Mikkelsen, for Åmotsdalen Morten Sæterhaug, for Gutulia Engerdal Fjellstyre ved Ole Opseth, for Møsvatn Lena Romtveit, for Solhomfjell (kun klimaloggere) Naturkjennskap & Friluftsliv ved Anders K. Wollan, og Lund (kun klimaloggere) Magma Geopark ved Pål Thjømøe.
- For undersøkelsene av smågnagere takkes Kristine Ulvund (Åmotsdalen, Møsvatn), Sondre Dahle (Solhomfjell, Lund), Lars Rød Eriksen (Åmotsdalen, Møsvatn), Jan Nordvålen (Gutulia), Lars Lorentzen og Gøran Stenberg (Børgefjell), Kjetil Letto, Fredrik Jensen 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 smånagerobservasjoner fra ulike områder og tidsperioder.

- I Dividalen er spurvefuglundersøkelsene administrert av Tom Roger Østerås, og utført av Eirik og Jon Djupvik. I Børgefjell er fugleundersøkelsene utført av Statskog Fjelltjenesten ved Lars Lorentzen, Per A. Lorentzen og Gjøran Stenberg (rovfugl og spurvefugl), samt Svein Karlsen, Børje Cato Moen og Øyvind Spjøtvoll (rovfugl). I Åmotsdalen er spurvefugltakseringene utført av Per Willy Bøe, Emil Krokan og Bjørn Steinar Tanem, mens fuglekassene er kontrollert av John Atle Kålås. 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, Erik Edvardsen, Eirik Klemetsen og Roy T. Magnussen. Odd F. Steen har organisert overvåkingen av jaktfalk i tilknytning til overvåkingsområdet i Møsvatn, med assistanse fra Gjermund Geirsta, Sigmund Holte, Helge Midtgard og Inge Stensrud. I Solhomfjell er spurvefugltakseringer utført av Reidar Hindrum, Allen Einar Kjøl-Røsand, Eirik Klemetsen, Jørn Helge Magnussen og Roy T. Magnussen, mens Knut Hagelia har kontrollert fuglekassene. Spurvefuglundersøkelser i Lund er utført av Vegard Ankarstrand, Knut Henrik Dagestad, Ingvald Ekeland, Reidar Hindrum og Toralf Tysse, mens fuglekassene her er kontrollert av Sigvald Skjærpe. Takseringene av lirype i Dividalen er utført i regi av Statskog og gjennomført av Målselv 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 2021
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 at trærne dør, 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 (Jakobsson & Pedersen 2020) 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 mfl. (2010), og Wasof mfl. (2015). Data fra TOV for øvrige økosystemkomponenter er også publisert i flere vitenskapelige artikler: Brlik mfl. (2021), Ehrich mfl. (2019), Evju & Bruteig (2013), Fraixedas mfl. (2017), Gjershaug mfl. (2018), Heldbjerg mfl. (2019), Husby mfl. (2020), Lehikoinen mfl. (2014, 2018), Lindström mfl. (2015, 2019), Lislevand mfl. (2021), Mason mfl. (2019), Morrison mfl. (2021), Nordberg mfl. (2019), Selås mfl. (2011a,b, 2018, 2021), Solbu mfl. (2018) og Stephens mfl. (2016). Også for miljøgifter i økosystemkomponenter er det publisert flere vitenskapelige artikler med opphav i TOV, fra de senere årene Nygård mfl. (2019).

Høsten 2010 ble TOV evaluert (jf. Ims mfl. 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. I 2019–2020 er det gjennomført en mer omfattende utredning om hvordan TOV best kan videreutvikles som økosystembasert overvåking (Framstad mfl. 2020b).

Her rapporterer vi resultatene fra TOVs aktiviteter i 2020. 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 mfl. 2003, 2020a), 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 mfl. 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). Deler av TOV-aktivitetene (markvegetasjon, epifytter, smånagere) ligger rett utenfor Førland/Sletthei landskapsvernområde. 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, men deler av heiområdene er nå under restaurering med beite og brenning. Mesteparten av myrene er små og av fattig type (Holten mfl. 1990). Området er preget av et åslandskap i høydenivået 100 til 700 moh., i hovedsak i mellomboreal vegetasjonssone. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk mfl. (1992). Det har vært økende grad av utmarksbeite med bufe i området i overvåkingsperioden (jf. kap. 2.3).

Solhomfjell

Overvåkingsområdet ligger i Gjerstad kommune (sørøstlig del), Aust-Agder, og i Nissedal kommune (nordvestlig del), Telemark (58°57'N, 8°50'Ø). Området består hovedsakelig av hei og skog, og ligger fra ca. 300 til 650 moh. Heihabitaterne domineres av fjell i dagen, røsslynghei og fattige fastmattemyrer. Skogen er variert, men domineres av fattig, åpen furuskog (Holten mfl. 1990) og granskog, stort sett kalkfattige utforminger, men mer kalkrike sig finnes også (R. Økland & Eilertsen 1993). Området ligger i hovedsak i sørboreal og mellomboreal vegetasjonssoner. Området er vernet som skogreservat og er nærmere beskrevet av R. Økland & Eilertsen (1993), se også Brattbakk mfl. (1991).

Møsvatn

Overvåkingsområdet ligger i den sørlige delen av Møsvatn-Austfjell landskapsvernområdet i Tinn kommune, Telemark (59°51'N, 8°18'Ø). Området består av nordboreal bjørkeskog og lavalpin hei, og ligger fra ca. 950 til 1200 moh. Bjørk danner skoggrensa, og her er innslag av både fattige og rike vegetasjonstyper. Det er noe utmarksbeite med bufe i området for overvåkingsaktivitetene (jf. kap. 2.3). Området er nærmere beskrevet av Brattbakk (1993).

Gutulia (bjørkeskog)

Overvåkingsområdet ligger i Gutulia nasjonalpark, øst for den sørlige delen av Femunden i Engerdal kommune, Hedmark (62°01'N, 12°10'Ø). Området består av nordboreal skog (mest bjørk og furu) og lavalpin hei, og ligger 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. Det er tamreindrift i området (jf. kap. 2.3). Området er nærmere beskrevet av Eilertsen & Often (1994).

Åmotsdalen

Overvåkingsområdene er sentrert omkring midtre deler av Åmotsdalen (Dovrefjell) i Oppdal kommune, Sør-Trøndelag (62°28'N, 9°25'Ø). 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 mfl. 1990). Det er mye utmarksbeite med bufe i området for overvåkingsaktivitetene (jf. kap. 2.3). Området er nærmere beskrevet av Brattbakk mfl. (1992).

Børgefjell

Overvåkingsområdet er sentrert omkring Viermadalen innenfor Børgefjell nasjonalpark, Røyrvik kommune, Nord-Trøndelag (65°04'N, 13°49'Ø). Området består av nordboreal skog (bjørk og gran) og lavalpin hei, fra ca. 450 til 1000 moh. Heiområdene domineres av fattig myr, fukthei og blåbærhei, men de vestlige områdene har også innslag av rikere heityper. Bjørk danner skog-grensa, og her er innslag av både fattige og rike skogtyper (Holten mfl. 1990). Innenfor nasjonalparken finnes bare små arealer med granskog. Det er tamreindrift i området (jf. kap. 2.3). Området er nærmere beskrevet av Brattbakk mfl. (1991).

Dividalen

Overvåkingsområdet er sentrert omkring midtre deler av Dividalen innenfor Øvre Dividal nasjonalpark, Målselv kommune, Troms (68°43'N, 19°47'Ø). Området består hovedsakelig av nordboreal bjørkeskog og lavalpin hei, og hoveddelen av arealene ligger mellom 300 og 1400 moh. Berggrunnen i området er variert, 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 lave-religgende områdene domineres skogen av store furutrær. Tregrensa ligger omkring 600 moh. og dannes av bjørk. Det er tamreindrift i området, men omfang og ev. endring er ukjent (jf. kap. 2.3). Området er nærmere beskrevet av Eilertsen & Brattbakk (1994).

2.1.2 Overvåkingsområdene i granskog

Vegetasjonen som overvåkes i disse granskogsområdene, består av 'blåbærdominert granskog i vid forstand' (T. Økland 1996), dvs. inkludert variasjon langs gradienter i mineralnæringsstoffer og jordfuktighet. Områdene er nærmere beskrevet i T. Økland (1996).

Paulen

Overvåkingsområdet i Paulen naturreservat ligger i Vennesla kommune, Vest-Agder (58°18-19'N, 7°55-56'Ø). 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 til 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, Telemark (59°15' N, 8°37'Ø). 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, Akershus (59°49' N, 11°02'Ø). Reservatet ble opprettet i 1990, utvidet i 2002, og var før dette administrativt fredet. Området ligger i sørboreal sone og svakt oseanisk vegetasjonsseksjon (O1). Krohn & Hardeng (1981) rapporterte at mesteparten av skogen i området da var mellom 80 og 160 år gammel og uten spor etter moderne hogst, selv om det tidligere stedvis har vært noe plukkhogst. Området som overvåkes, har økende preg av naturskog.

Bringen

Overvåkingsområdet i Bringen naturreservat ligger i Vassfaret i Flå kommune, Buskerud (9°23-24'Ø, 60°32-34'N). Bringen naturreservat har vært vernet siden 1954, men ble betydelig utvidet i 1985 og er også omgitt 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 urskogsnerst (jf. Svalastog & Korsmo 1995, <http://fakta-ark.naturbase.no/Vern?id=VV00001877>), selv om det i tidligere tider har vært noe plukkhogst i området. Allerede i 1995 ble det registrert trealder på mellom 195 og 295 år i deler av området (Svalastog & Korsmo 1995).

Otterstadstølen

Overvåkingsområdet i Otterstadstølen naturreservat ligger i Modalen kommune, Hordaland (60°49'N, 5°45'Ø). 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 området har det tidligere vært noe plukkhogst, men skogen er i stor grad preget av lang kontinuitet ('optimalfase'; Børset 1985). Estimert alder for de eldste trærne i overvåkingsområdet ved overvåkingsstart var ca. 195 år.



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. Øyenskavelen og Lundneset er ikke lenger aktive.

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

	Lund	Solhomfjell	Møsvatn	Gutulia	Åmotsdalen	Børgefjell	Dividalen
Fylke (før 2018)	Rogaland	Aust-Agder	Telemark	Hedmark	S-Trøndelag	N-Trøndelag	Troms
UTM-referanse (Ø N, sone 33)	1900 6521600	145200 6551400	124900 6654500	351800 6880200	212400 6938200	444400 7215500	693700 7629700
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, metamorf tuff	omdannetsandstein 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, O3 sterkt oseanisk, OC overgangsseksjon, C1 svakt kontinentalt. Berggrunn: <https://www.ngu.no/>.

Datagrunnlag: DN 1997 (tab.1) & T. Økland mfl. 2001 (tab. 1); geografisk plassering er gitt for sentrum av overvåkingsområdene (UTM WGS84); 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 Karakteristiske forhold for de enkelte overvåkingsområdene i granskog (utenom Solhomfjell).

	Paulen	Grytdalen	Rausjømarka	Bringen	Otterstadstølen	Gutulia	Urvatnet	Granneset
Fylke (før 2018)	V-Agder	Telemark	Akershus	Buskerud	Hordaland	Hedmark	S-Trøndelag	Nordland
UTM-referanse (Ø N sone 33)	86800 6485700	137000 6586500	278200 6638900	193600 6727000	-1600 6777900	353000 6879400	238700 7010000	494900 7377400
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, pres-set og omdannet, feltspatholdig	Grønnstein, amfibolitt	Glimmerskifer, granatglimmerskifer, kalkspatmarmor, dolomitmarmor
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, vegetasjonssoner/seksjoner: Fra T. Økland (1996); jf. tabell 2.1. 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).

Gutulia (granskog)

Overvåkingsområdet i granskogen i Gutulia ligger i Engerdal kommune, Hedmark (62°00-01'N, 12°09-13'Ø), 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 ved Urvatnet i Urvatnet-Litjbumyran naturreservat i Orkland (tidligere Meldal) kommune, Sør-Trøndelag (63°06-07'N, 9°48-49'Ø). Det tidligere Urvatnet naturreservat ble opprettet i 1992 og var før det 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 overvåkingsrutene ligger i bratte lier med mye forsumpning.

Granneset

Overvåkingsområdet i Granneset ligger i Saltfjellet-Svartisen nasjonalpark i Rana kommune, Nordland (66°30-31'N, 14°52-53'Ø). 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 mfl. 1994). Området ligger i mellomboreal vegetasjonssone og i overgangsseksjon (OC). I følge Korsmo mfl. (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, døgnnedbør og snødyb pr. døgn for den mest sentrale kvadratkilometeren for hvert TOV-område. Klimadataene er hentet fra dataportalen til www.senorge.no i januar 2021. 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, 2017 og 2020 (**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 (i nord) (**figur 2.2**). Det var tendens til økt middeltemperatur om våren i perioden for alle områder, men svakt i Dividalen; tendensen var signifikant for Møsvatn, Åmotsdalen og Gutulia (**tabell 2.3**).

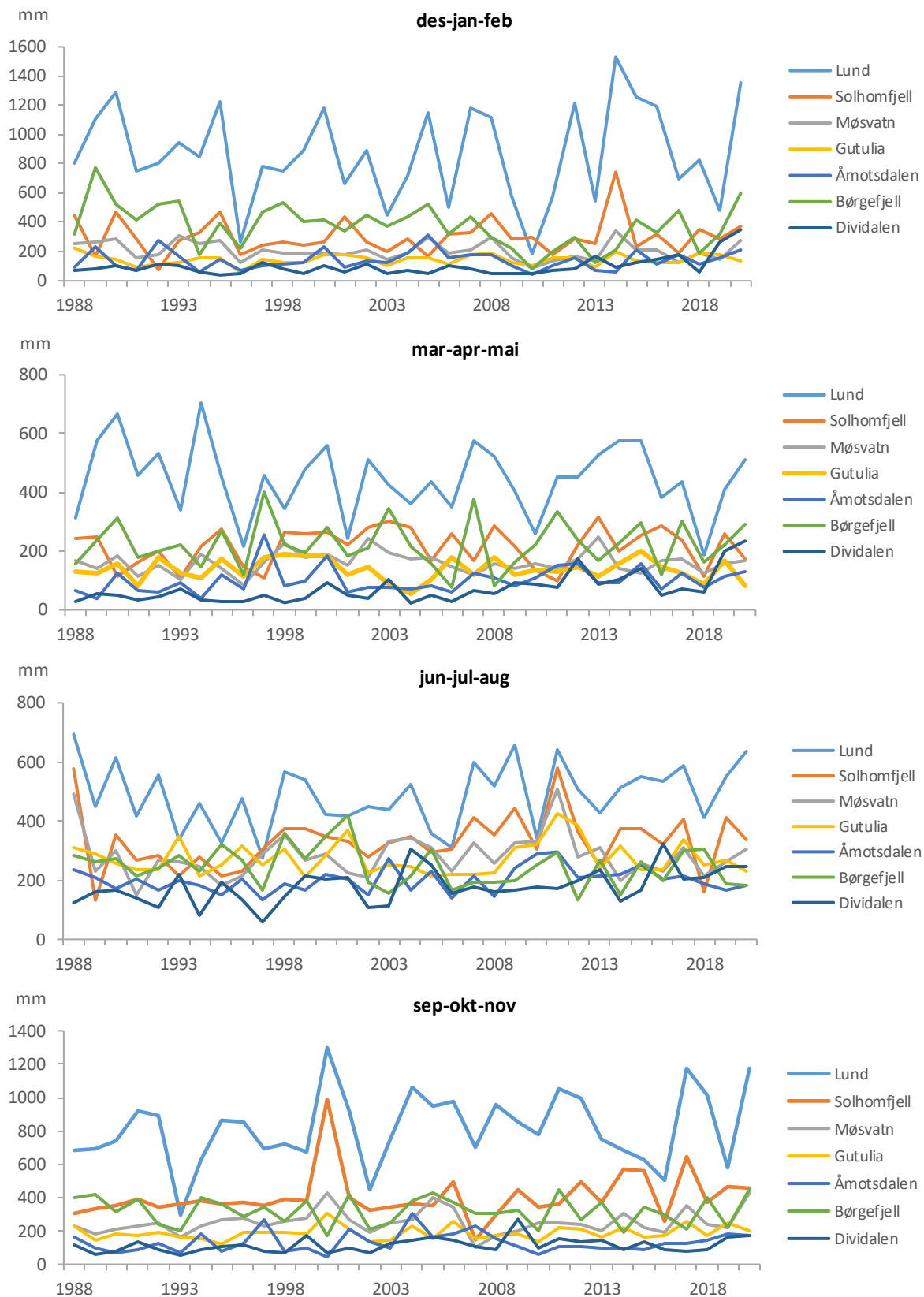
- Middeltemperaturen om sommeren lå vesentlig under snittet for TOV-perioden i årene 1993, 1998, dels i 2000, 2012 og 2015, mens den lå over snittet i 1997, 2002, 2003, 2006, 2014, 2018 og 2020 (**figur 2.2**). Det var signifikant økning i middeltemperaturen om sommeren i perioden for Lund, Møsvatn og Åmotsdalen, tendens til økning for Gutulia og Børgefjell, men ikke for 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, 2015 og 2020 (**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 $>5^{\circ}\text{C}$ 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 $>5^{\circ}\text{C}$) viste signifikant eller nær signifikant økning for alle områder unntatt Dividalen (**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 1990 og 1995 (i sør), 2005, 2008, 2014 og 2020. Det var signifikant nedgang i vinternedbøren i TOV-perioden for Børgefjell og signifikant økning for Dividalen (**tabell 2.3**).

Tabell 2.3 Klimatrender pr. kvartal for overvåkingsområdene i bjørkeskog og i Solhomfjell gjennom overvåkingsperioden 1988-2020. 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 $>5^{\circ}\text{C}$ gjennom året, antall nedbørsdager og nedbør mai-oktober, antall dager med snødekke og gjennomsnittlig snø dyp 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.

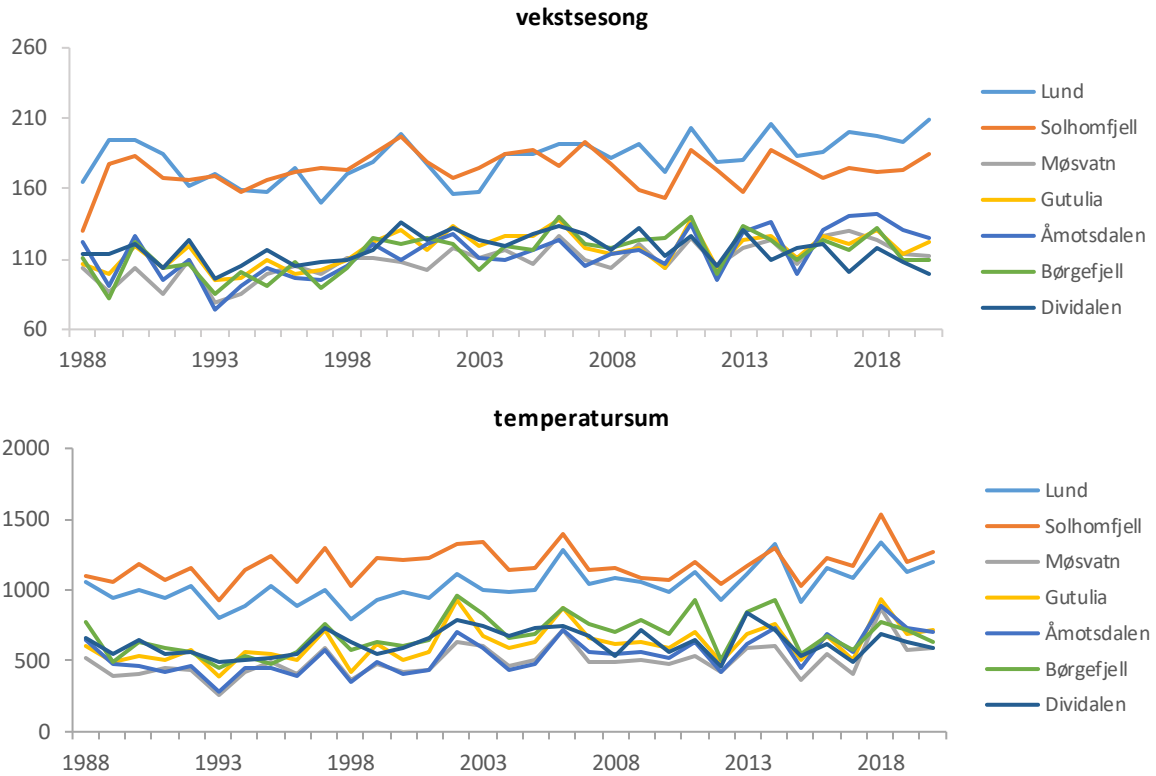
	Lund	Solhom- fjell	Møsvatn	Gutulia	Åmots- dalen	Børgefjell	Dividalen
<i>Temperatur</i>							
Vinter	0,024	-0,122	0,006	0,140	0,132	0,078	-0,104
Vår	0,300	0,269	0,365	0,367	0,441	0,313	0,103
Sommer	0,384	0,152	0,359	0,318	0,468	0,236	-0,047
Høst	0,515	0,311	0,432	0,479	0,487	0,444	0,442
<i>Nedbør</i>							
Vinter	0,036	0,091	-0,225	0,038	0,031	-0,373	0,482
Vår	-0,124	0,106	0,061	-0,073	0,232	0,039	0,636
Sommer	0,188	0,207	0,034	0,059	0,220	-0,276	0,483
Høst	0,236	0,206	0,188	0,227	0,085	-0,101	0,344
<i>Vekstsesong</i>							
Daggrader $>5^{\circ}\text{C}$	0,533	0,229	0,681	0,468	0,569	0,489	0,034
<i>Nedbørsdager</i>							
mai-okt	0,423	0,462	0,642	0,125	0,760	-0,173	0,215
Nedbør mai-okt	0,389	0,337	0,198	0,182	0,334	-0,279	0,538
<i>Snødekke</i>							
Snødekke dager	-0,458	0,065	-0,404	-0,248	-0,134	-0,439	0,293
<i>Snø dyp</i>							
Snø dyp des-apr	-0,284	0,000	-0,344	-0,062	-0,198	-0,435	0,572



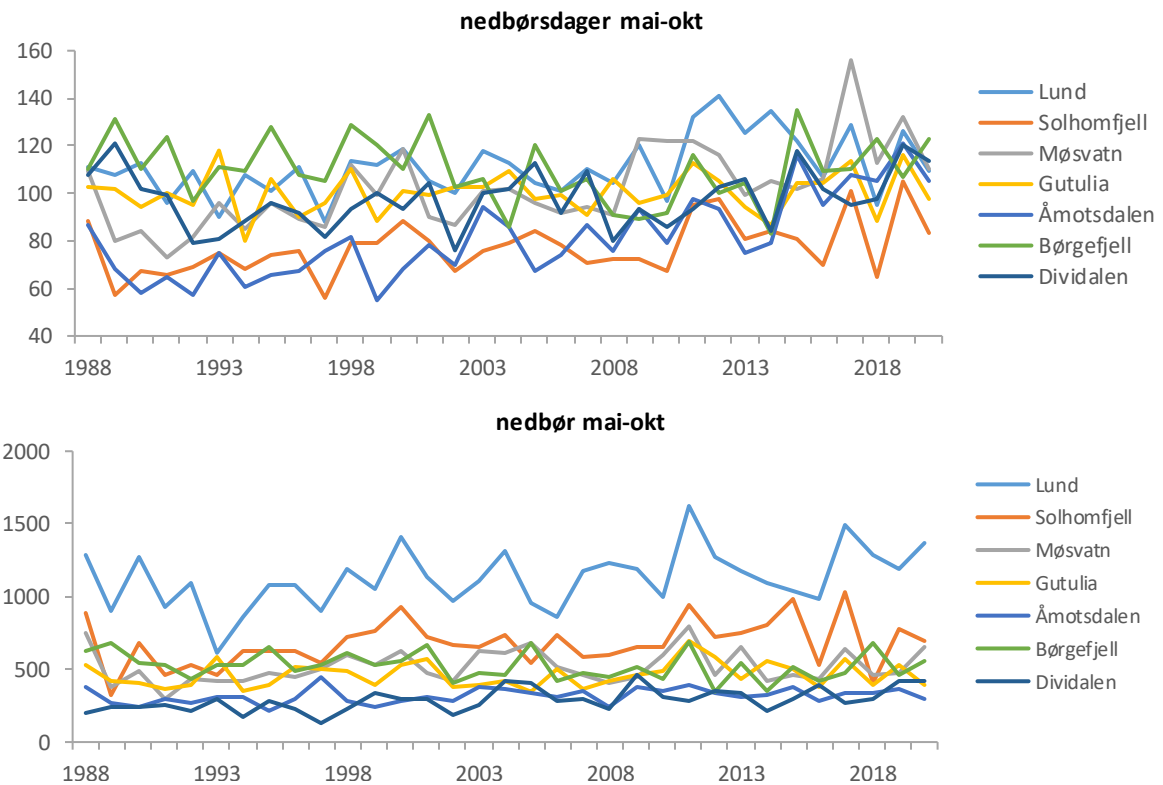
Figur 2.2 Middeltemperaturer (°C) for TOV-områdene i bjørkeskog og Solhomfjell (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Meteorologisk institutt, tilrettelagt av Stefan Blumen-trath, NINA). Dataene er gitt som gjennomsnitt pr. kvartal (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra og med desember 1987 til og med november 2020.



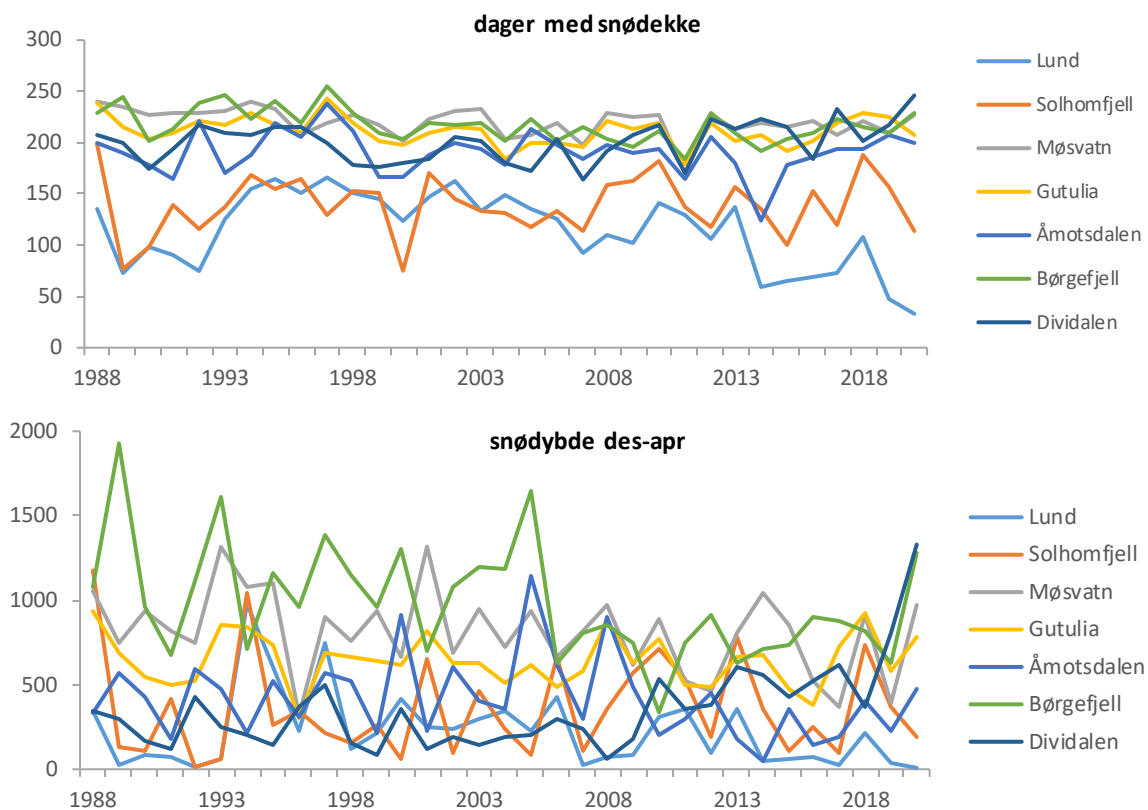
Figur 2.3 Nedbørsmengde (mm) for TOV-områdene i bjørkeskog og Solhomfjell (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Meteorologisk institutt, tilrettelagt av Stefan Blumenrath, NINA). Dataene er gitt som nedbørssummer pr. kvartal (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra og med desember 1987 til og med november 2020.



Figur 2.4 Utvikling i lengde av vekstsesongen (antall dager med middeltemperatur >5°C og uten snødekke) og temperatursum (sum av antall grader >5°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 snø dyp >0 mm) og i gjennomsnittlig snødybde (mm) i perioden desember-april i TOV-områdene i bjørkeskog og Solhomfjell.

- 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. Det var signifikant økning i vårnedbøren i TOV-perioden for Dividalen (**tabell 2.3**).
- 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, 2000 (i nord), 2002 og 2010, mens det var nokså mye nedbør i 2000 (i sør), 2005, 2017 og 2020. 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 signifikant økning for Lund og Dividalen, tendens til økning for Solhomfjell og Åmotsdalen, men 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 snødybde i perioden desember-april varierer en god del mellom år og områder (**figur 2.6**). Det er en tendens til reduksjon i snødybde for flere av områdene (signifikant for Børgefjell), men en signifikant økning i snødybde for Dividalen (**tabell 2.3**).

2.2.2 Overvåkingsområdene i granskog

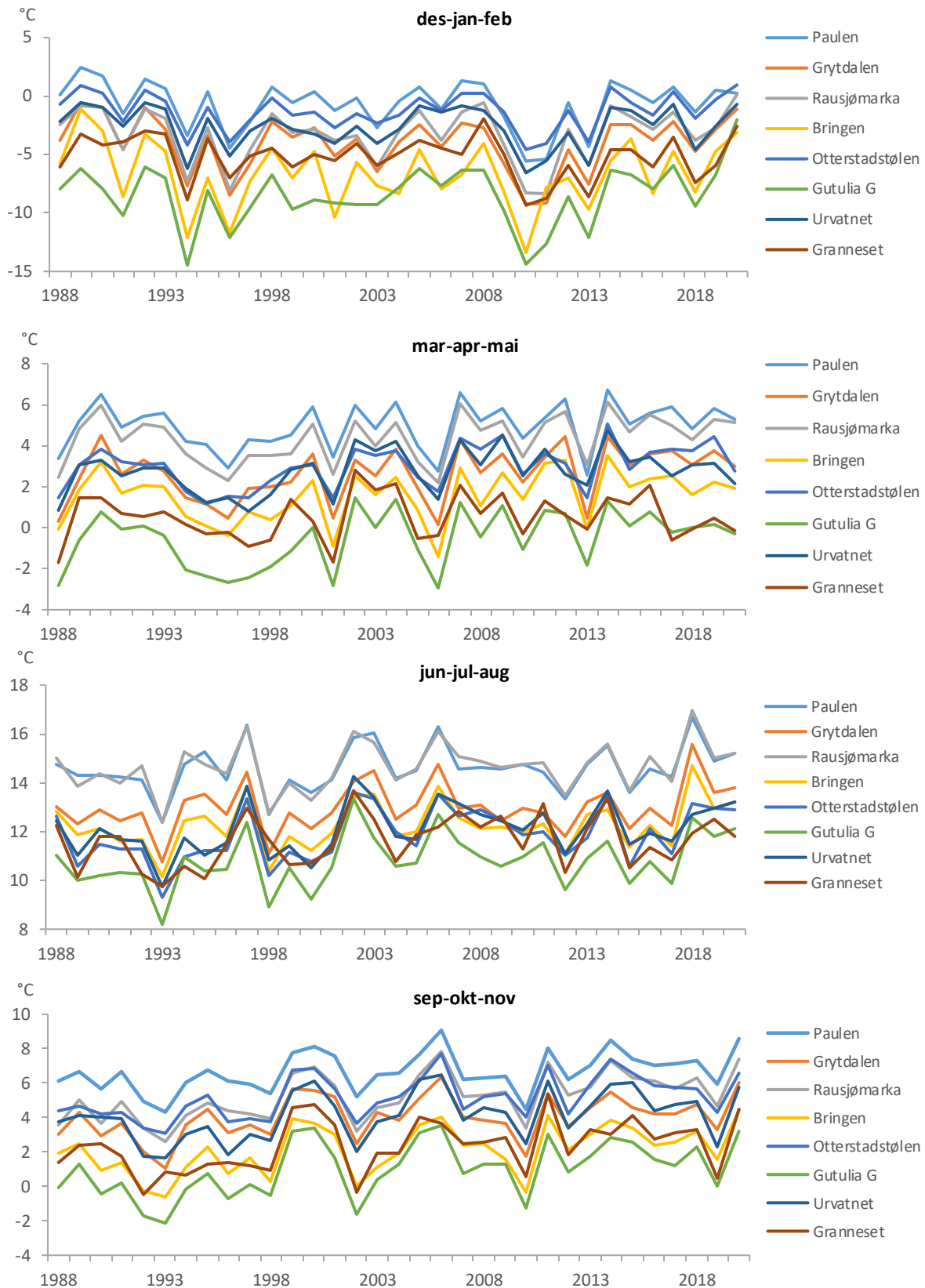
Variasjonen i klimaet for områdene i granskog (utenom Solhomfjell) gjennom overvåkingsperioden er illustrert i **figur 2.7-2.11** og **tabell 2.4**. Hovedmønsteret er:

- 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 veksts sesongen 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, 2013 og 2020, mens den lå over snittet i 1989, 1990 og 1992 (**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, 2004, 2007 og 2012 (**figur 2.7**). Det var tendens til økt middeltemperatur om våren i TOV-perioden for alle områder, med signifikant økning for Grytdalen, Otterstadstølen og Gutulia G (**tabell 2.4**).
- Middeltemperaturen om sommeren lå vesentlig under snittet for perioden i årene 1993, 1998, 2000 og 2012, mens den lå over snittet i 1997, 2002, 2003, 2006 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 og Urvatnet (**tabell 2.4**).

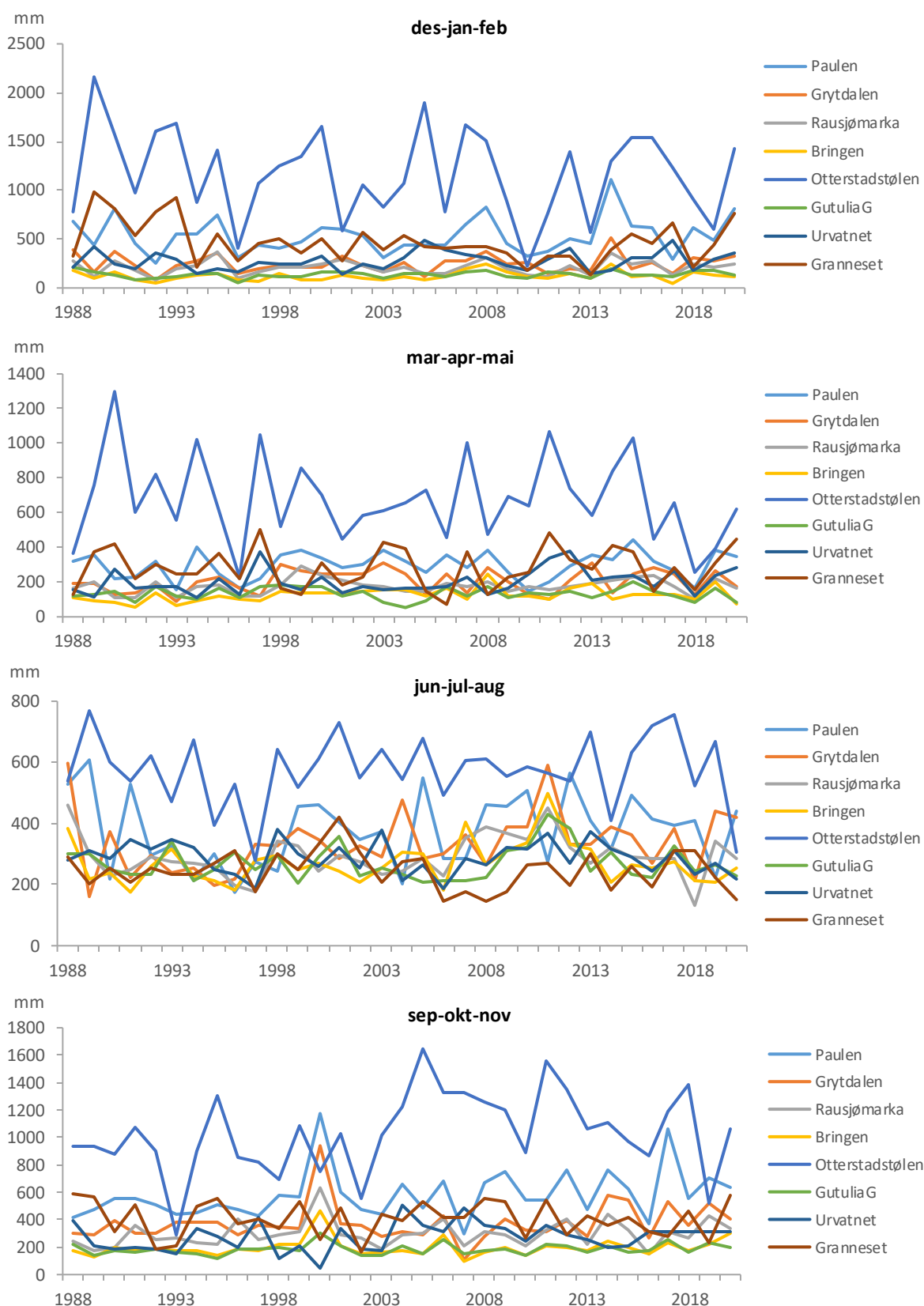
Tabell 2.4 Klimatrender pr. kvartal for overvåkingsområdene i granskog (utenom Solhomfjell) gjennom overvåkingsperioden 1988-2020. Områdene i tabellen er sortert fra sør (Paulen) til nord (Granneset). Trendene er angitt som Pearsons korrelasjonskoeffisient mellom år og klimavariablene, med fortegn for negativ eller positiv utvikling for henholdsvis middeltemperatur og nedbør pr. kvartal, veksts sesongens lengde, sum daggrader >5°C gjennom året, antall nedbørsdager og nedbør mai-oktober, antall dager med snødekke og gjennomsnittlig snø dyp desember-april. Dataene er interpolerte klimadata fra Meteorologisk institutt (jf. **figur 2.7-2.8**). 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	-0,136	-0,089	0,032	-0,063	0,021	0,170	-0,092	-0,176
Vår	0,223	0,354	0,318	0,293	0,413	0,372	0,336	0,111
Sommer	0,232	0,258	0,282	0,273	0,387	0,338	0,356	0,283
Høst	0,408	0,386	0,561	0,464	0,502	0,478	0,401	0,406
<i>Nedbør</i>								
Vinter	0,138	0,078	0,071	0,177	-0,174	0,094	0,178	-0,319
Vår	0,131	0,184	0,202	0,334	-0,156	-0,037	0,309	0,078
Sommer	0,094	0,251	0,069	0,120	0,029	0,055	-0,139	-0,151
Høst	0,324	0,183	0,195	0,160	0,302	0,244	0,248	-0,079
Veksts sesong	0,395	0,376	0,468	0,526	0,390	0,474	0,386	0,283
Daggrader>5°C	0,474	0,450	0,536	0,417	0,566	0,454	0,538	0,378
Nedbørsdager mai-okt	0,567	0,430	0,498	0,664	0,477	0,129	0,436	0,382
Nedbør mai-okt	0,386	0,354	0,254	0,308	0,233	0,192	0,176	-0,274
Snødekke dager	-0,019	-0,143	-0,283	-0,205	-0,274	-0,342	-0,130	-0,025
Snødyp des-apr	0,071	0,032	-0,081	-0,062	0,093	-0,032	0,125	0,110

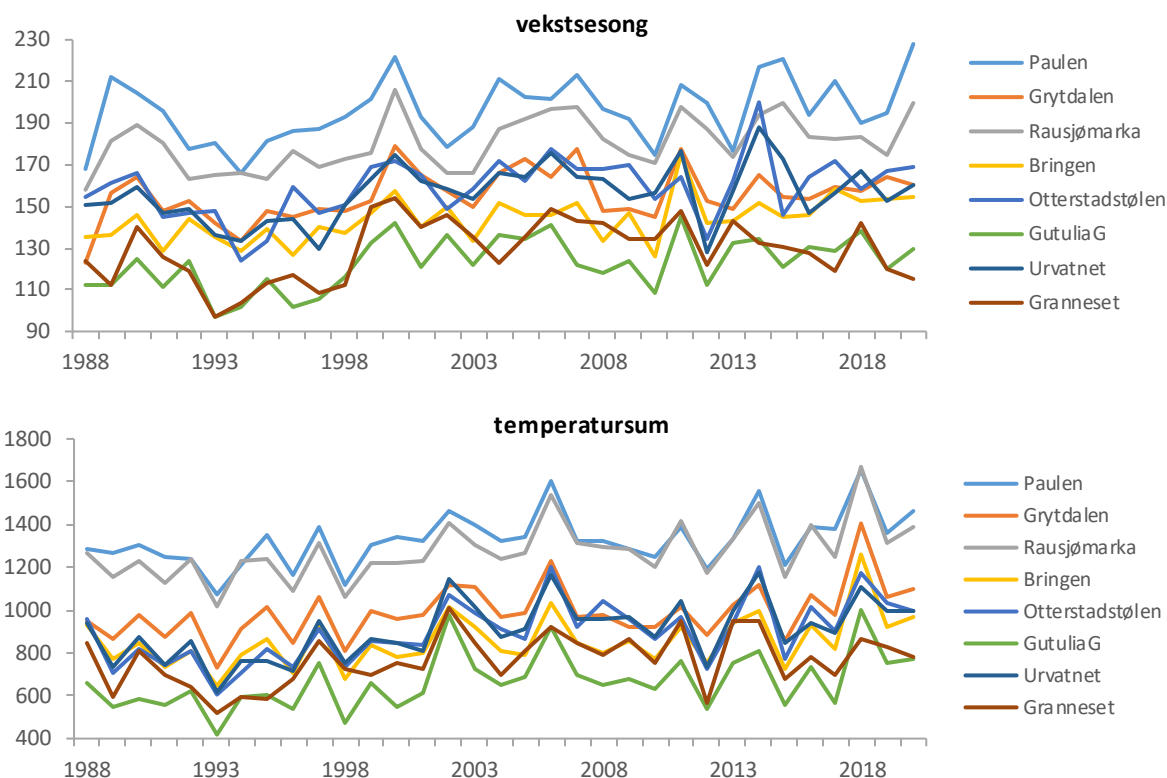
- Middeltemperaturen om høsten lå vesentlig under snittet for perioden i årene 1992, 1993, dels i 1996 og 1998, 2002 og 2010, mens den lå over snittet i 1999, 2000, 2005, 2006, 2011, 2014 og 2015 (**figur 2.7**). Det var signifikant økning i middeltemperaturen om høsten i TOV-perioden for alle områder (**tabell 2.4**).
- Vekstsesongens lengde (beregnet som antall dager med middeltemperatur $>5^{\circ}\text{C}$ og uten snødekke) viste signifikant økning i TOV-perioden for alle områder unntatt Granneset (**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 for minst fire områder (**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 ingen signifikant endring i vinternedbøren i TOV-perioden for noen områder (**tabell 2.4**).
- Om våren var det forholdsvis lite nedbør i flere områder i 1990, 1993, 1996 og 2018, mens flere av områdene hadde relativt mye nedbør i 1997 og 2015. Det var ingen signifikant endring i vårnedbøren i TOV-perioden for noen områder (**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 signifikante endringer i sommernedbøren i TOV-perioden for noen områder (**tabell 2.4**).
- Om høsten var det få av områdene som hadde lite nedbør i samme år, mens det var nokså mye nedbør i flere områder i 2000 og 2006. Det var ingen signifikante endringer i høstnedbør over TOV-perioden i noen områder (**tabell 2.4**).
- Nedbørsummen for vekstsesongen (mai-oktober) viste tendens til økning for flere områder (signifikant for Paulen og Grytdalen), 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 ingen signifikant endring i antall dager med snødekke for noen områder (**tabell 2.4**).
- Gjennomsnittlig snødybde i perioden desember-april varierte en god del mellom år og områder (**figur 2.11**). Det var ingen klar tendens til endring i snødybde over TOV-perioden (**tabell 2.4**).



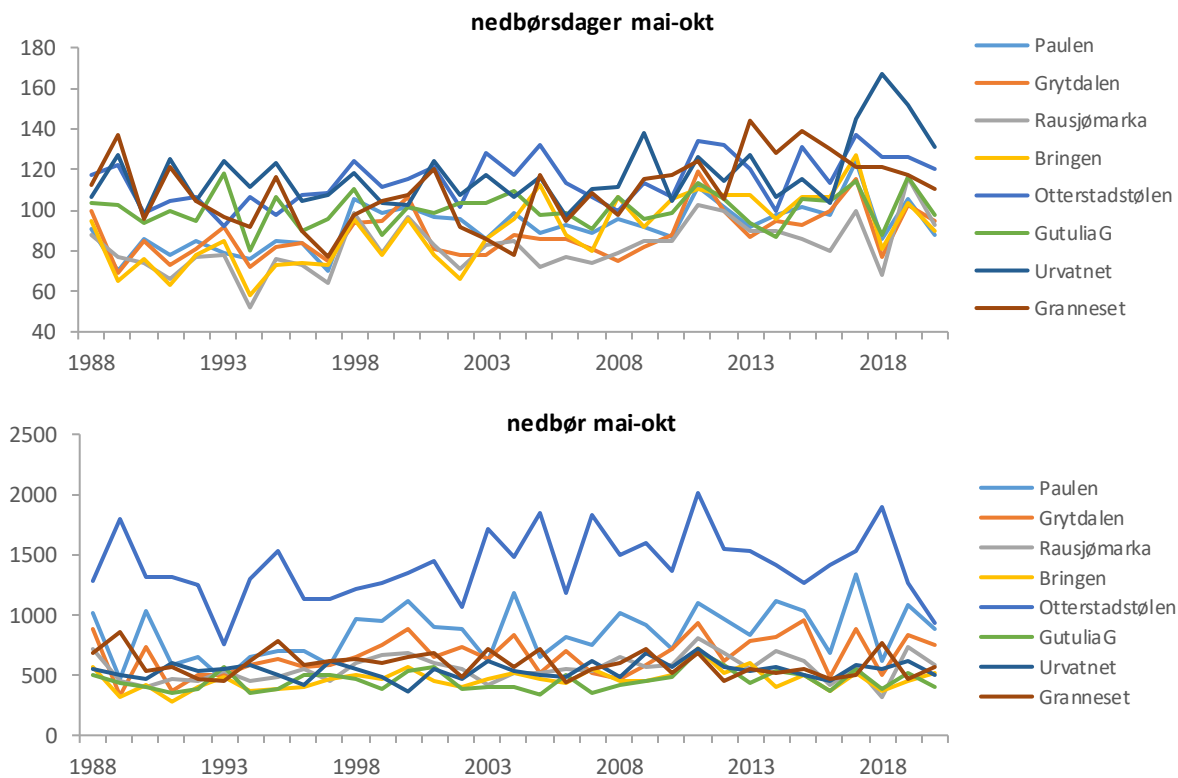
Figur 2.7 Middeltemperaturer (°C) for TOV-områdene i granskog (utenom Solhomfjell) (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Meteorologisk institutt, tilrettelagt av Stefan Blumen-trath, NINA). Dataene er gitt som gjennomsnitt pr. kvartal (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra og med desember 1987 til og med november 2020.



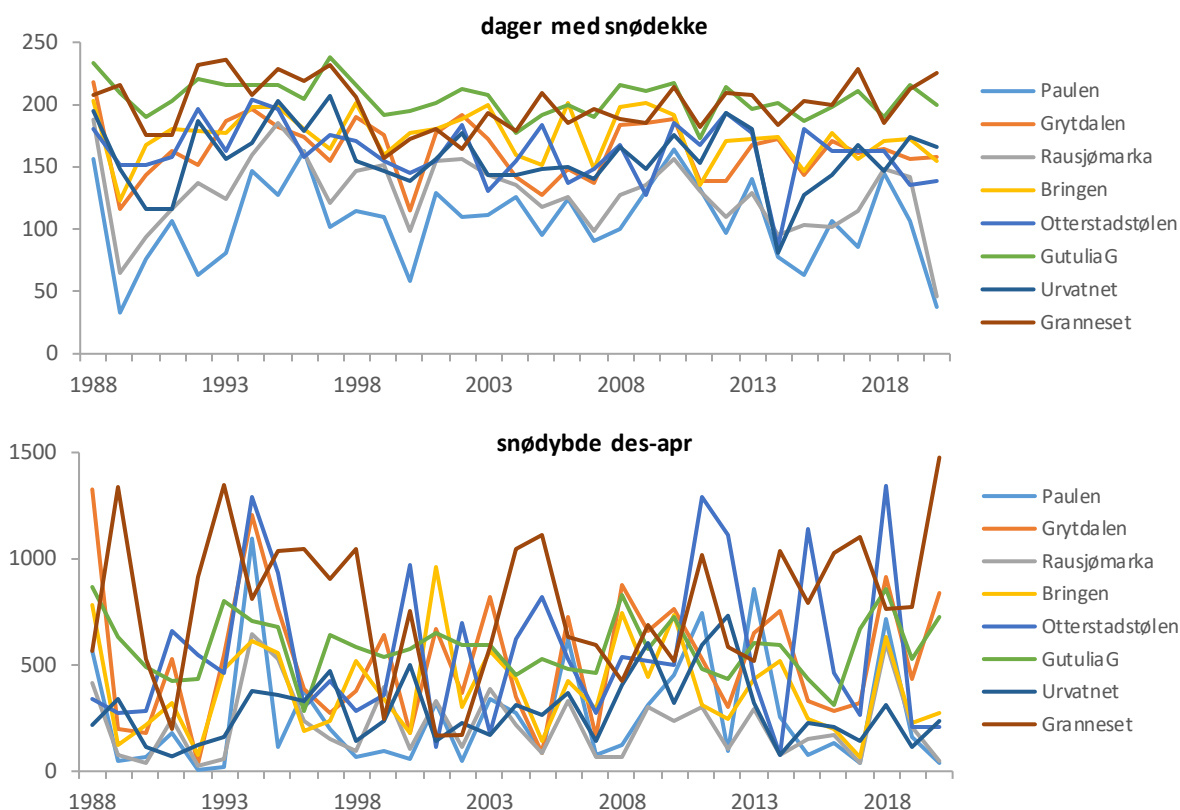
Figur 2.8 Nedbørsmengde (mm) for TOV-områdene i granskog (utenom Solhomfjell) (basert på interpolerte data for nærmeste 1 km², fra Meteorologisk institutt, tilrettelagt av Stefan Blumen-trath, NINA). Dataene er gitt som nedbørssummer pr. kvartal (des-feb, mar-mai, jun-aug, sep-nov), fra og med desember 1987 til og med november 2020.



Figur 2.9 Utvikling i lengde av veksts sesongen (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 snø dekke (basert på dager med angitt snødybde >0 mm) og i gjennomsnittlig snødybde (mm) i perioden desember-april i TOV-områdene i granskog (utenom Solhomfjell).

2.3 Beiteaktivitet i TOV-områdene

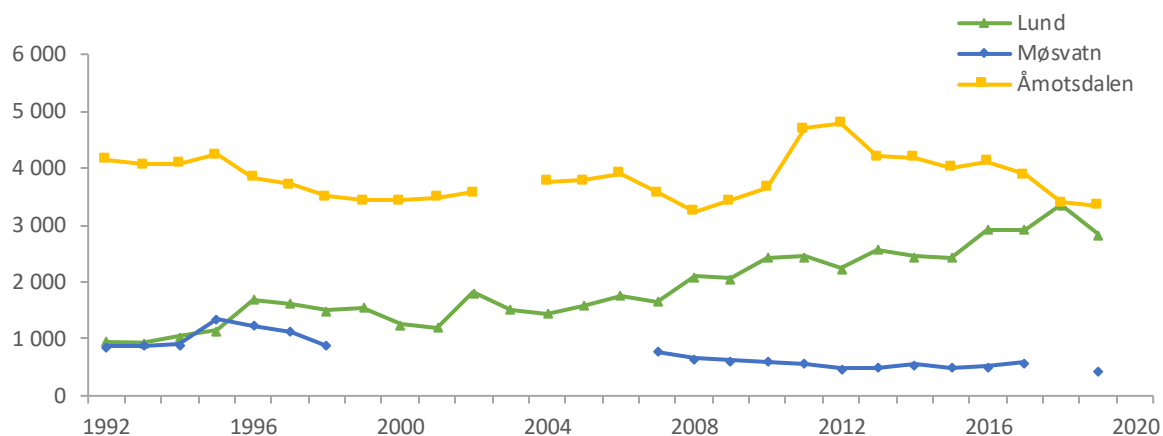
TOV-områdene er i utgangspunktet lagt slik at direkte arealpåvirkning og inngrep ikke skal finne sted. Imidlertid er de fleste bjørkeskogsområdene preget av tidligere og pågående utmarksbruk, spesielt husdyrbeite og setring eller reindrift. Vi har ikke presise data for påvirkningen av slik utmarksbruk 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 reineiere 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.

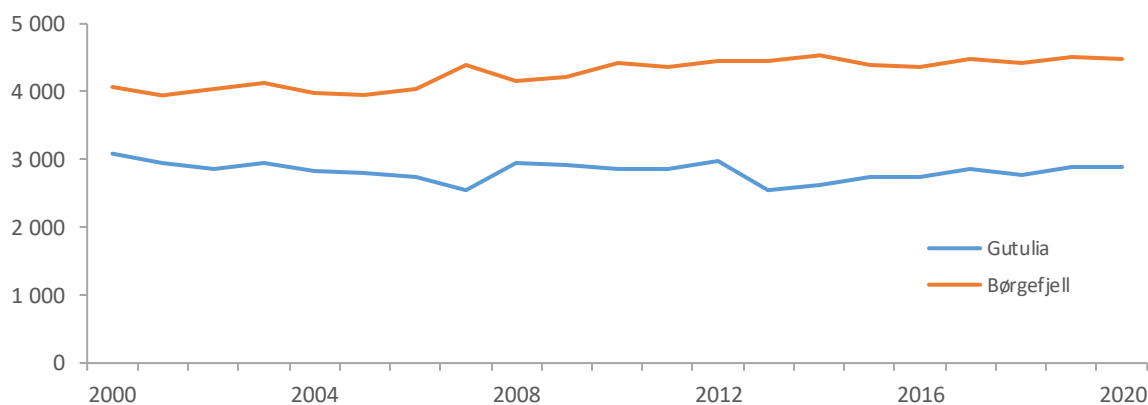
Beiteaktiviteten rundt Åmotsdalen synes totalt å ha vært nokså stabil gjennom TOV-perioden (**figur 2.12**), men med en viss nedgang etter en topp i samlet beiteaktivitet i 2012. Rundt Lund har det vært en jevn oppgang i beiteaktiviteten av sau og utover på 2000-tallet også av storfe.

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

Ut fra reintallene som er oppgitt for de aktuelle reinbeiteområdene, 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) og Soløyfjellet beitelag (Åmotsdalen). Brudd i dataseriene viser manglende data. Data for 2020 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 2003-2020 fra Landbruksdirektoratet (2013, 2016, 2020).

3 Vegetasjonsundersøkelser i boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark

Siri Lie Olsen, Per Arild Aarrestad, Vegar Bakkestuen, Joseph Chipperfield, Heidi Myklebost, Anders Often, Odd Stabbetorp, Joachim Töpper

TOV-feltene for markvegetasjon i Børgefjell ble etablert i 1990 (Brattbakk mfl. 1991), revidert til dagens metodikk i 1995 (Eilertsen & Stabbetorp 1997) og senere reanalysert i 2000, 2005, 2010 og 2015 (se hhv. Bakkestuen mfl. 2001, 2006, 2011, Aarrestad mfl. 2016). I 2020 ble markvegetasjonen reanalysert nok en gang, og her rapporteres endringsmønstre for arter og vegetasjon fra 1995 til 2020, med vekt på endringer funnet ved reanalysene i 2020. Formålet er å klarlegge eventuelle endringer og vurdere om disse kan relateres til langtransportert forurensing, endringer i klima eller andre påvirkningsfaktorer over en 25-årsperiode.

3.1 Metoder

Feltarbeidet i Børgefjell ble utført i perioden 3.–7. august 2020 (**figur 3.1**). Opplegg og metoder følger konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser som er utviklet av NINA, NIBIO og Universitetet i Oslo. En oppdatert beskrivelse av feltmetodikk og databearbeiding er sammenstilt for alle TOV-feltene i Aarrestad & Bakkestuen (2020) og Framstad mfl. (2020a). Under følger en kortfattet oppsummering av metodikken som er brukt.

Vegetasjonsanalyser

I Børgefjell er det lagt ut ti subjektivt valgte vegetasjonsfelt (ca. 5 × 10 m) som dekker de viktigste økologiske gradientene i området. I hvert felt er det lagt ut fem tilfeldig plasserte analyseruter (1 × 1 m), til sammen 50 ruter. I hver av disse analyserutene ble det i felt- og bunnsjikt registrert tilstedeværelse av alle karplanter, moser og lav i 16 småruter à 6,25 cm². I tillegg til disse frekvensdataene registrerte vi artenes dekningsgrad i prosent av hver analyserute. Prosent dekning er bedre egnet enn frekvenstilnæringen til å fange opp mengdeendringer for dominerende arter.

Sopp- og beiteskader

Skader av parasittiske sopp og frost-/tørkeskader på blåbær ble registrert i hver analyserute samtidig med vegetasjonsanalysene, både som prosent dekning av ruta og ved frekvensmetodikk i 16 småruter. Skader av soppene *Valdensinia heterodoxa* ble registrert for seg, mens skader av soppene *Podosphaera myrtilini* og *Pucciniastrum vaccinii* er vanskelig å skille og ble registrert samlet.

Beiteskader på henholdsvis graminider, urter og dvergbusker ble registrert i hver analyserute samtidig med vegetasjonsanalysene i form av prosent dekning. Spor etter smågnagere, i form av smågnagerhull/-ganger og smågnageravføring, ble registrert både som prosent dekning av ruta og ved frekvensmetodikk i 16 småruter. I tillegg ble beiteskader på moser som skyldes smågnagere, registrert med frekvensmetodikk.

Lysinnstråling og jordtemperatur

I analyseruta som ligger nærmest midtpunktet i hvert felt, ble det tatt ett hemisfærisk bilde med et Canon EOS 50D kamera med 4,5 mm Sigma linse. Disse målingene ble startet i 2015, og bildene vil bli analysert for trekronedekning, solinnstråling ('solar radiation' – SR) og bladarealindeks ('Leaf Area Index' – LAI) ved hjelp av trekroneanalysesystemet HEMIV8 ('Forest Canopy Image Analysis System') når vi får en lengre tidsserie.

Siden 2015 har jordtemperatur blitt målt kontinuerlig i hvert av de ti vegetasjonsfeltene ved hjelp av en datalogger plassert 5 cm under jordoverflaten. Opprinnelig ble det benyttet loggere av typen iBCod Thermo-Button 22L, men i 2019 ble de erstattet med nye loggere av typen HOBO

Pendant Temp MX2201. Loggerne måler temperatur hver 6. time, fire ganger i døgnet (kl. 02.00, 08.00, 14.00 og 20.00, sommertid) og blir avlest en gang i året av innleid, lokalt personell. I 2020 ble loggerne i Børgefjell avlest 1. juli.

I 2019 ble det i tillegg satt opp en kombinert datalogger for lufttemperatur og lys i hvert vegetasjonsfelt. Disse loggerne, av typen HOBO Pendant Temp/Light MX2202, registrerer lufttemperatur og lysinnstråling (lux) 60 cm over bakken med samme intervaller som jordtemperaturloggerne og leses av samtidig. Loggerdataene vil bli rapportert når vi får lengre tidsserier.

Jordsmonnsanalyser

Samtidig med vegetasjonsanalysene ble det samlet totalt ti jordprøver, én fra hvert felt. Prøvene ble tatt fra øverste 5 cm av humuslaget (Oh eller Ah). Jordprøvene ble frosset ned så raskt som mulig etter innsamling i felt og holdt frosne fram til analysestadiet for å unngå endringer i forholdet mellom ammonium og nitrat ved lagring. Prøvene ble analysert ved Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), Ås, for glødetap (LOI), pH (vannekstraksjon), total mengde nitrogen (Kjeldahl-metoden) og ammonium (NH_4^+) og nitrat (NO_3^-) i henhold til metoder i Ogner mfl. (1999). Merk at fra og med 2015 ble jordkjemianalysene i tilknytning til markvegetasjonen i bjørkeskog redusert i både antall og analyser av kjemiske parametere, men både pH, glødetap og total mengde nitrogen kan sammenliknes med tidligere analyser tilbake til 1995. Analyser av ammonium og nitrat ble utført for første gang i 2015.



Figur 3.1 Noen glimt fra vegetasjonsanalyser i fjellbjørkeskog i Børgefjell 2020. Foto: Siri Lie Olsen.

Databehandling

Totalt antall registrerte arter i de 50 analyserutene i 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 og 2020 ble beregnet for ulike funksjonelle grupper: lyng og dvergbusker, urter og karsporeplanter, gramini-der, bladmoser, levermoser og lav. Totaldekning av hver funksjonell gruppe ble beregnet som summen av dekning (%) av enkeltarter. Dekning og frekvens av frost- og soppskader på blåbær, samt spor etter smågnagere, ble oppsummert grafisk og i tabellform.

For å se på endringer i mengde (både % dekning og frekvens angitt som % småruter arten forekommer i) av enkeltarter over tid, benyttet vi to ulike tester. Spearmans rangkorrelasjonstest ble benyttet for å teste om gjennomsnittlig dekning/frekvens av hver enkelt art har endret seg gjennom overvåkingsperioden (1995–2020). Hensikten var å identifisere signifikante trender over tid. Nullhypotesen i denne testen er at dekning/frekvens ikke endrer seg gjennom overvåkingsperioden. I tillegg benyttet vi tosidig Wilcoxon ettutvalgstest for parete datasett ('paired samples') for å teste om endringer i mengde av hver enkelt art i siste omløp (2015–2020) var

statistisk signifikant. Nullhypotesen i denne testen er at mengden ikke er endret. For hver art ble separate tester utført for dekning og frekvens. Analysene er utført i R (R Core Team 2019).

Endringer i artssammensetning i analyserutene over tid ble undersøkt ved hjelp av multivariate, numeriske metoder, såkalt 'non-metric multidimensional scaling (NMDS)'. NMDS er en multivariat analyse som tillater spesifisering av ulike mål på ulikhet i artssammensetning. En fordel med dette er mulighet for å bruke Bray-Curtis ulikhetsmål, som er robust når mange arter ikke forekommer i alle rutene som analyseres. Videre tar Bray-Curtis ulikhetsmål hensyn til mål på mengde av arter som ikke tilfredsstillir vanlige krav til slike data. Dette er særlig relevant fordi våre mengdemål (% dekning og frekvens i småruter) går fra 0 % til 100 %, men uten at alle arters frekvens/dekning nødvendigvis summerer til 100 %. Slike mengdemål kan være problematiske i standard ordinasjonsanalyser som bruker euklidisk distanse som ulikhetsmål (Ramette 2007; Minchin 1987). NMDS-analysene ble utført ved hjelp av 'metaMDS'-funksjonen i vegan-pakken (Oksanen mfl. 2020) i R (R Core Team 2019), og artssammensetning gitt ved henholdsvis dekning og frekvens ble analysert separat. For å undersøke hvorvidt det har vært en endring i artssammensetning i løpet av overvåkingsperioden (1995–2020) og i siste omløp (2015–2020), benyttet vi henholdsvis Spearman's rangkorrelasjonstest og Wilcoxon-test (som beskrevet over) for å teste om det har vært en endring i akse-skårene langs NMDS akse 1 og 2.

For å vurdere artenes relasjoner til ulike miljøforhold, analyserte vi endringen i artssammensetning også ved hjelp av Hills reviderte Ellenberg indikatorverdier for lys, fuktighet, reaksjon (baserikhet, jord-pH) og nitrogen (næring) (Ellenberg mfl. 1992, Hill mfl. 1999, 2000, 2007). Disse verdiene er laget for Storbritannia, der miljøforholdene er mer sammenliknbare med forholdene i Norge enn det Ellenbergs sentraleuropeiske indikatorverdier er. Ellenbergs temperatur er utelatt fra Hills indikatorliste, da Ellenberg definerte temperatur etter plantenes geografiske utbredelse og ikke etter klima (Hill mfl. 1999). Vektete Hill-verdier for gjennomsnittlig dekning eller frekvens pr. art pr. analyserute er benyttet (se Diekmann 2005). Vi testet om vektet gjennomsnitt av Hill-verdier (responsvariabel) endret seg over tid ved hjelp av en lineær mikset modell ('linear mixed effects model') parameterisert under bayesiansk inferens ved bruk av INLA-metoden (Rue mfl. 2009). Vi brukte år som forklaringsvariabel, mens analyserute ble brukt som tilfeldig faktor for å ta høyde for tilfeldig variasjon mellom rutene. For modellavvikene brukte vi en beta-fordeling fordi Ellenberg-indikatorverdiene bare tar verdier mellom 1 og 9 (eller 1 og 12 for fuktighetsindikatoren). Analysene er utført i R (R Core Team 2019).

R-skriptene for sammenstilling av data og de ulike analysene er tilgjengelig på GitHub: <https://github.com/joechip90/TOVAnalyser/blob/master/Dataintegrasjon/Datainnsamling.R>
<https://github.com/joechip90/TOVAnalyser/blob/master/Arkiv/Rapport2020/VegetasjonAnalyser.R>

Nomenklatur

Vitenskapelige og norske navn på arter følger Artsdatabankens navneregister fra 2018 (www.artsdatabanken.no). Norske og vitenskapelige navn for registrerte arter er gitt i **vedlegg 3.1**.

3.2 Endringer i Børgefjell 1995–2020

3.2.1 Miljøendringer

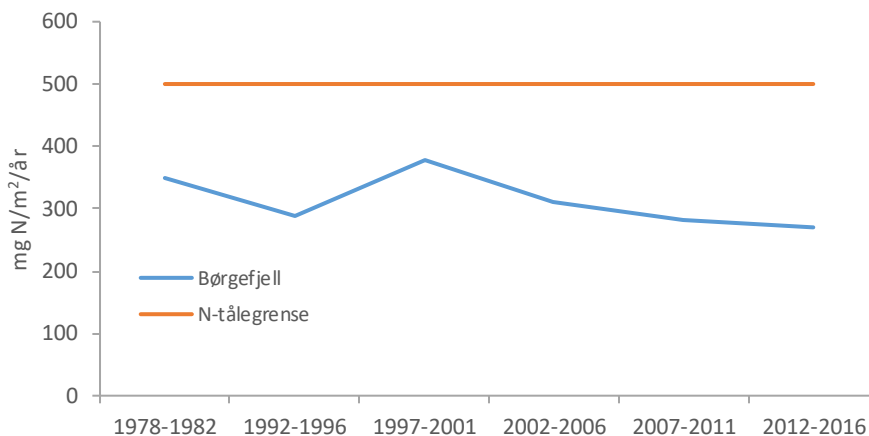
TOV-området i Børgefjell (**figur 2.1**) har vært overvåket for endringer i bakkevegetasjon siden 1990 og etter dagens metodikk siden 1995. Siden 2014 har det vært ett år (2018) med et mindre bjørkemålerangrep i området, uten at det har resultert i betydelig død av trær (se kap. 7). Det ser tvert imot ut til at tre- og busksjikt har blitt tettere i løpet av overvåkingsperioden (pers.obs.). Området har over lengre tid vært påvirket av beite fra tamrein, men beitetrykket har vært relativt konstant i TOV-perioden (**figur 2.13**).

Endringer i klima og vekstsesong

I Børgefjell har det i TOV-perioden vært en signifikant økning i middeltemperaturen om høsten, med tilsvarende tendenser for vår og sommer (**tabell 2.3**). Temperatursummen (summen av daggrader $>5^{\circ}\text{C}$) og vekstsesongens lengde (antall dager med middeltemperatur $>5^{\circ}\text{C}$ og uten snødekke) har også økt signifikant i overvåkingsperioden (**tabell 2.3**). Samtidig har det vært en signifikant nedgang i vinternedbør, antall dager med snødekke og snødybde (**tabell 2.3**). Klimaet i Børgefjell har med andre ord blitt varmere, samtidig som vekstsesongen har blitt lengre, og det faller mindre snø som ligger kortere.

Endringer i nitrogenbelastning

Figur 3.2 viser den totale nitrogenavsetningen i Børgefjell gjennom overvåkingsperioden til og med 2016, basert på data fra norske målestasjoner (Tørseth & Semb 1997, Hole & Tørseth 2002, Aas mfl. 2006, 2008, 2012, 2017). Avsetningen har vært lav og relativt stabil siden 1970-tallet med ca. 300 mg N/m² pr. år. Nitrogenavsetningen har hele tiden ligget godt under tålegrensen for fattige boreale løvskoger på 500 mg N/m² pr. år (Bobbink & Hettelingh 2011, Austnes mfl. 2018).



Figur 3.2 Total nitrogenavsetning i Børgefjell og tålegrensen for fattig boreal løvskog for ulike måleperioder. Tilgjengelige data omfatter ikke perioden fra 2017–2020.

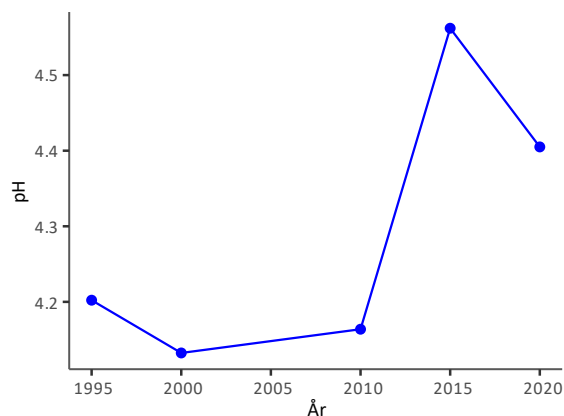
Endringer i jordsmonnparametere

pH i øvre jordlag var relativt stabil fra 1995 til 2010 og økte deretter fra 2010 til 2015, etterfulgt av en liten nedgang fra 2015 til 2020 (**figur 3.3**). Samtidig har andelen karbon, her representert ved glødetap (LOI), i jorda i forhold til total nitrogen økt over tid, først gradvis fra 1995 til 2015 og deretter ganske raskt fra 2015 til 2020 (**figur 3.4**). NO₃⁻ og NH₄⁺ målingene er bare utført to ganger (i 2015 og 2020) og gir derfor liten indikasjon på trender over tid (ikke vist).

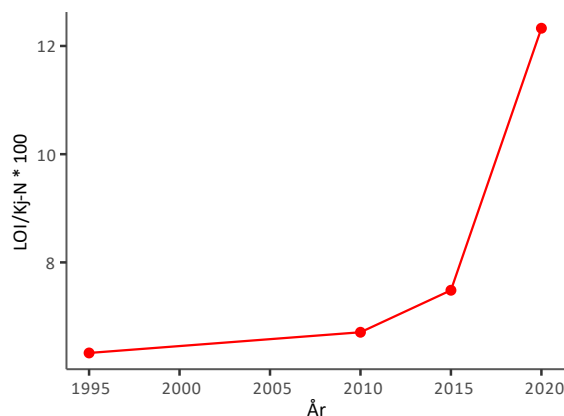
3.2.2 Vegetasjonsendringer

Endringer i antall arter

Artsdiversiteten i Børgefjell er relativt konstant, særlig for karplanter, og de aller fleste artene blir gjenfunnet hvert analyseår (**tabell 3.1**). Totalt antall arter/taksa i analyserutene i Børgefjell fra 1995 til 2020 har variert fra minimum 75 i 2010 til maksimalt 82 i 2000 og 2020. Endring i antall arter skyldes hovedsakelig endringer i forekomst av små og svært lavfrekvente arter, særlig små moser og lav.



Figur 3.3 pH-endringer i jord i Børgefjell fra 1995 til 2020. Gjennomsnittsverdier for 50 prøver i 1995 til 2010 og ti prøver i 2015 til 2020. Data mangler for 2005.



Figur 3.4 Endring i forholdstallet glødetap delt på total nitrogen (LOI/Kj-N), som er et uttrykk for hvor mye nitrogen som er tilgjengelig for opptak i plantene, dess lavere verdier dess mer tilgjengelig N. Gjennomsnittsverdier for 50 prøver i 1995 til 2010 og ti prøver i 2015 til 2020. Data mangler for 2000 og 2005.

Tabell 3.1 Antall arter av ulike artsgrupper registrert i analyserutene i Børgefjell fra 1995 til 2020.

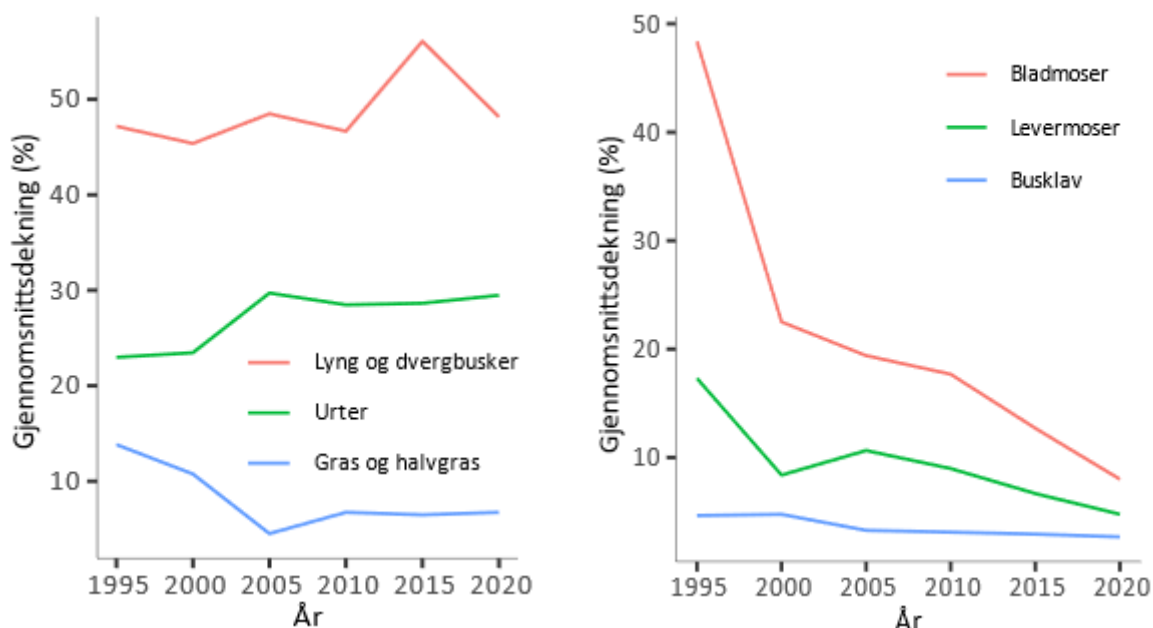
Artsgruppe	1995	2000	2005	2010	2015	2020
Lyng og dvergbusker	9	9	10	8	8	8
Urter og karsporeplanter	23	23	24	24	24	24
Graminider	8	9	9	8	9	9
Bladmoser	18	16	14	14	19	20
Levermoser	7	7	12	9	10	10
Lav	15	18	12	12	11	11
Totalt pr år	80	82	81	75	81	82

Endring i mengde av arter

Totaldekningen av lyng og dvergbusker har holdt seg relativt konstant gjennom overvåkingsperioden (**figur 3.5**). Når det gjelder enkeltarter, har dekningen av einer og frekvensen av bjørk, røsslyng og tyttebær gått tilbake (**figur 3.6, tabell 3.2 og 3.3**). I perioden 2015–2020 har blokkebær gått tilbake i både dekning og frekvens, og dekningen av blåbær har blitt kraftig redusert (**tabell 3.2 og 3.3**).

For urter og karsporeplanter har totaldekningen gjennom overvåkingsperioden også vært relativt konstant, med en liten økning etter 2000 (**figur 3.5**). Dette skyldes trolig en framgang i dekning og/eller frekvens for arter som fjellburkne, skrubbebær og linnea (**figur 3.6, tabell 3.2 og 3.3**). Samtidig har en rekke enkeltarter gått tilbake i både dekning og/eller frekvens: turt, fjelløyentrøst, skogstorkenebb, fugletelg, skogsveve, småtveblad, stri kråkefot, myk kråkefot, kranskonvall, engsyre, gullris og myrfiol. I perioden 2015–2020 er det få endringer, men de ettårige marimjelleartene har gått fram både i dekning og frekvens, og dekningen av skogstjerne har økt (**tabell 3.2 og 3.3**).

Totaldekningen av gras og halvgras (graminider) gjennom overvåkingsperioden gikk tilbake fra 1995 til 2005, men har deretter stabilisert seg (**figur 3.5**). Parallelt med dette har enkeltarter som seterstarr, skogrørkvein og duskull økt i både frekvens og dekning, mens gråstarr har gått tilbake (**figur 3.6, tabell 3.2 og 3.3**). I tillegg har dekningen av slirestarr og frekvensen av smyle og trådsiv gått fram. I perioden 2015–2020 er det ingen endringer i dekning eller frekvens av enkeltarter (**tabell 3.2 og 3.3**).



Figur 3.5 Endring i dekning av lyng og dvergbusker, urter og karsporeplanter og graminider (til venstre) samt bladmoser, levermoser og lav (til høyre) i Børgfjell i perioden 1995–2020.

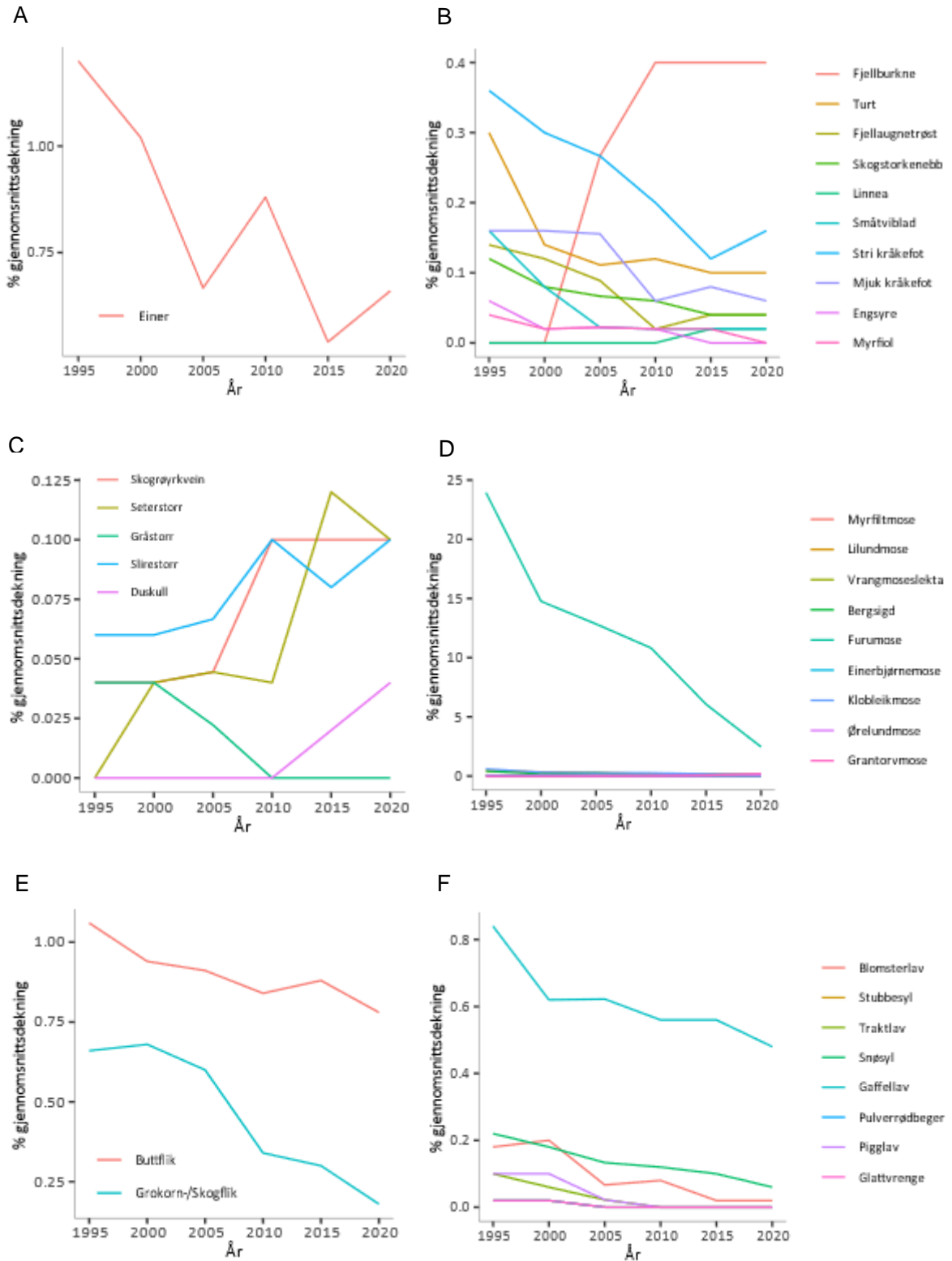
For både bladmoser og levermoser, men særlig førstnevnte, har det vært en sterk reduksjon i totaldekning gjennom overvåkingsperioden (**figur 3.5**), med det største fallet mellom 1995 og 2000. Den nedadgående trenden har imidlertid fortsatt gjennom overvåkingsperioden. Parallelt har dekingen og/eller frekvensen av en rekke enkeltarter gått tilbake: lilundmose, vrangmose-slekta, bergsigd, ribbesigd, furumose, einerbjørnemose, klobleikmose, buttflik og grokornflik (**figur 3.6, tabell 3.2 og 3.3**). Den mest dramatiske endringen er reduksjonen i forekomsten av furumose, en opprinnelig vanlig art hvor dekingen i 2020 er redusert med nesten 90 % sammenliknet med 1995. I tillegg har noen få arter gått fram: myrfiltmose, ørelundmose og grantorvmose. I perioden 2015–2020 er det færre endringer, men dekingen og/eller frekvensen av ribbesigd, furumose, storbjørnemose, gåsefotskjeggumose, storhoggtann og grokornflik har gått tilbake (**tabell 3.2 og 3.3**).

Totaldekingen av lav har også gått tilbake gjennom overvåkingsperioden, men vært relativt stabil siden 2005 (**figur 3.5**). Parallelt har en rekke enkeltarter gått tilbake i deking og/eller frekvens: lys reinlav, blomsterlav, stubbesyl, traktlav, snøsyl, gaffellav, pulverrødbeger, pigglav, storvrenge og glattvrenge (**figur 3.6, tabell 3.2 og 3.3**). I perioden 2015–2020 er det færre endringer, men dekingen og/eller frekvensen av bleikbeger, pulverbrunbeger og gaffellav har gått tilbake (**tabell 3.2 og 3.3**).

Merk at de fleste endringene i mengde av enkeltarter gjelder lavfrekvente arter med relativt små (men signifikante) endringer i deking og/eller frekvens. Det er imidlertid også større endringer i mengden av vanlige arter.

Skader på blåbær og spor etter smågnagere

Det ble registrert skader på blåbær, både av frost og soppene *Valdensinia heterodoxa* og gruppen *Podosphaera myrtillini/Pucciniastrum vaccinii* (**tabell 3.4 og figur 3.7**). Særlig frostskaider var utbredt og forekom i en stor andel av rutene. Det ble ikke registrert spor etter smågnagere, verken i form av avføring, beite på moser eller ganger/hull.



Figur 3.6 Arter med signifikant endring i gjennomsnittlig dekning (%) av lyng og dvergbusker (A), urter og karsporeplanter (B), graminider (C), bladmoser (D), levermoser (E) og lav (F) i Børgefjell fra 1995 til 2020.

Tabell 3.2 Arter i felt- og bunnsjikt som viser en signifikant endring i prosent dekning fra 1995 til 2020 og fra 2015 til 2020 i Børgefjell. Forskjeller i dekning i perioden 1995–2020 og 2015–2020 er analysert ved hjelp av hhv. Spearmans rangkorrelasjonstest, hvor Spearmans p angir sammenhengen mellom dekning og analyseår, og Wilcoxon ettutvalgstest, hvor V er estimatoren. For begge testene angir p -verdien om endringen er statistisk signifikant, og $p \leq 0,05$ er uthevet: rødt viser signifikant tilbakegang, grønt viser signifikant framgang. $p = 0,000$ betyr $p < 0,0005$. – betyr ingen endringer mellom år i alle analyseruter.

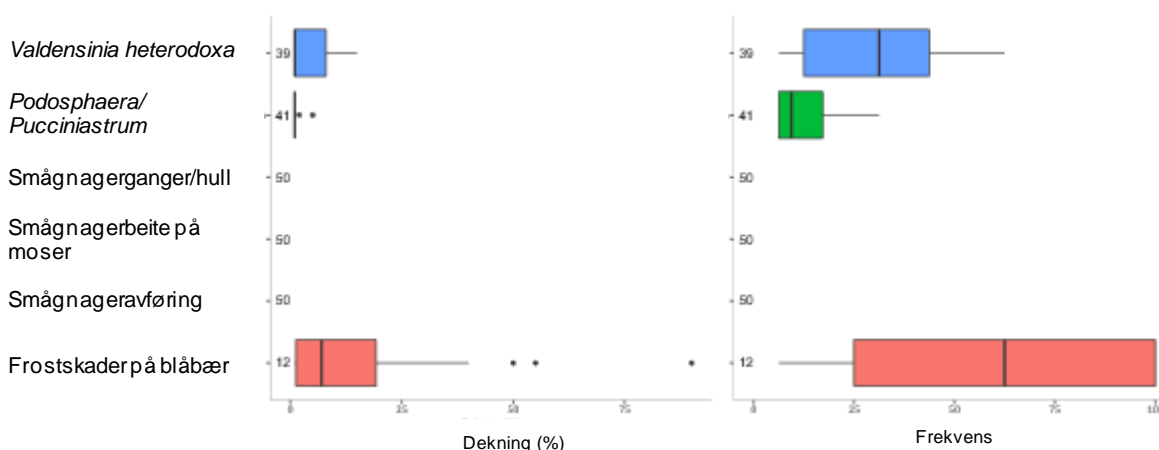
Arter	1995-2020				2015-2020			
	Dekning 1995	Dekning 2020	Spearmans p	p -verdi	Dekning 2015	Dekning 2020	V-verdi	p -verdi
Lyng og dvergbusker								
<i>Juniperus communis</i>	1,2	0,7	-0,89	0,033	0,5	0,7	17,0	0,288
<i>Vaccinium myrtillus</i>	17,9	17,3	0,20	0,714	25,0	17,3	831,0	0,000
<i>Vaccinium uliginosum</i>	1,6	1,4	-0,03	1,000	2,5	1,4	91,0	0,002
Urter og karsporeplanter								
<i>Athyrium distentifolium</i>	0,0	0,4	0,93	0,008	0,4	0,4	0,0	–
<i>Cicerbita alpina</i>	0,3	0,1	-0,93	0,008	0,1	0,1	1,5	1
<i>Euphrasia wettsteinii</i>	0,1	0,0	-0,81	0,050	0,0	0,0	1,5	1
<i>Geranium sylvaticum</i>	0,1	0,0	-0,99	0,000	0,0	0,0	0,0	–
<i>Linnaea borealis</i>	0,0	0,0	0,83	0,042	0,0	0,0	0,0	–
<i>Listera cordata</i>	0,2	0,0	-0,94	0,005	0,0	0,0	0,0	–
<i>Lycopodium annotinum</i>	0,4	0,2	-0,94	0,017	0,1	0,2	0,0	0,346
<i>Lycopodium clavatum</i>	0,2	0,1	-0,88	0,020	0,1	0,1	1,0	1,000
<i>Melampyrum pratense</i>	1,1	2,0	0,26	0,658	1,1	2,0	87,0	0,001
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	0,7	0,7	-0,09	0,919	0,3	0,7	13,5	0,013
<i>Rumex acetosa</i>	0,1	0,0	-0,88	0,020	0,0	0,0	0,0	–
<i>Trientalis europaea</i>	0,9	1,0	0,03	1,000	0,7	1,0	32,0	0,023
<i>Viola palustris</i>	0,0	0,0	-0,82	0,046	0,0	0,0	1,0	1,000
Graminider								
<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	0,04	0,1	0,93	0,008	0,1	0,1	1,5	1
<i>Carex brunnescens</i>	0,0	0,1	0,84	0,036	0,1	0,1	1,0	1,000
<i>Carex canescens</i>	0,0	0,0	-0,93	0,008	0,0	0,0	0,0	–
<i>Carex vaginata</i>	0,1	0,1	0,88	0,020	0,1	0,1	0,0	1,000
<i>Eriophorum angustifolium</i>	0,0	0,0	0,85	0,034	0,0	0,0	0,0	1,000
Bladmoser								
<i>Aulacomnium palustre</i>	0,0	0,0	0,83	0,042	0,0	0,0	1,5	1,000
<i>Brachythecium salebrosum</i>	0,4	0,1	-0,99	0,000	0,2	0,1	7,5	0,424
<i>Bryum</i> sp.	0,0	0,0	-0,83	0,042	0,0	0,0	0,0	–
<i>Dicranum fuscescens</i>	0,4	0,1	-0,93	0,008	0,1	0,1	1,5	1,000
<i>Pleurozium schreberi</i>	23,9	2,5	-1,00	0,003	6,1	2,5	271,5	0,003
<i>Polytrichum juniperinum</i>	0,1	0,0	-0,83	0,042	0,0	0,0	0,0	–
<i>Sanionia uncinata</i>	0,6	0,1	-1,00	0,003	0,2	0,1	4,0	0,850
<i>Sciuro-hypnum latifolium</i>	0,0	0,0	0,85	0,034	0,0	0,0	0,0	1,000
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	0,0	0,2	0,94	0,005	0,1	0,2	0,0	1,000
Levermoser								
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	13,9	2,6	-0,83	0,058	4,0	2,6	254,0	0,045
<i>Lophozia obtusa</i>	1,1	0,8	-0,94	0,017	0,9	0,8	35,0	0,110
<i>Lophozia ventricosa</i> coll.	0,7	0,2	-0,94	0,017	0,3	0,2	31,5	0,041
Lav								
<i>Cladonia bellidiflora</i>	0,2	0,0	-0,87	0,024	0,0	0,0	0,0	–
<i>Cladonia carneola</i>	0,3	0,2	-0,09	0,919	0,4	0,2	71,5	0,004
<i>Cladonia chlorophaea</i> coll.	0,3	0,3	0,26	0,612	0,4	0,3	36,0	0,006
<i>Cladonia coniocraea</i>	0,0	0,0	-0,83	0,042	0,0	0,0	0,0	–
<i>Cladonia crispata</i>	0,1	0,0	-0,94	0,005	0,0	0,0	0,0	–
<i>Cladonia ecmocyna</i>	0,2	0,1	-1,00	0,003	0,1	0,1	3,0	0,346
<i>Cladonia furcata</i>	0,8	0,5	-0,93	0,008	0,6	0,5	12,5	0,203
<i>Cladonia pleurota</i>	0,0	0,0	-0,83	0,042	0,0	0,0	0,0	–
<i>Cladonia uncialis</i>	0,1	0,0	-0,93	0,008	0,0	0,0	0,0	–
<i>Nephroma bellum</i>	0,0	0,0	-0,83	0,042	0,0	0,0	0,0	–

Tabell 3.3 Arter i felt- og bunnsjikt som viser en signifikant endring i frekvens (% forekomst i 16 småruter) fra 1995 til 2020 og fra 2015 til 2020 i Børgefjell. Forskjeller i frekvens i perioden 1995–2020 og 2015–2020 er analysert ved hjelp av hhv. Spearmans rangkorrelasjonstest, hvor Spearmans p angir sammenhengen mellom dekning og analyseår, og Wilcoxon ettutvalgstest, hvor V er estimatoren. For begge testene angir p -verdien om endringen er statistisk signifikant, og $p \leq 0,05$ er uthevet: rødt viser signifikant tilbakegang, grønt viser signifikant framgang. $p = 0,000$ betyr $p < 0,0005$. – betyr ingen endringer mellom år i alle analyseruter.

Arter	1995-2020				2015-2020			
	Frekvens 1995	Frekvens 2020	Spearmans ρ	p -verdi	Frekvens 2015	Frekvens 2020	V-verdi	p -verdi
Lyng og dvergbusker								
<i>Betula pubescens</i>	9,7	3,8	-0,89	0,033	2,9	3,8	15,0	0,725
<i>Calluna vulgaris</i>	11,4	6,3	-0,89	0,033	8,8	6,3	13,0	0,178
<i>Vaccinium uliginosum</i>	18,2	16,5	0,09	0,919	23,0	16,5	114,5	0,002
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	47,3	41,0	-0,89	0,033	43,6	41,0	81,0	0,078
Urter og karsporeplanter								
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	86,9	92,6	0,94	0,017	93,2	92,6	55,0	0,529
<i>Cicerbita alpina</i>	4,1	1,0	-0,99	0,000	1,4	1,0	14,0	0,090
<i>Geranium sylvaticum</i>	1,8	0,2	-0,99	0,000	0,6	0,2	1,0	1,000
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	42,9	27,3	-1,00	0,003	29,8	27,3	223,0	0,232
<i>Hieracium sec. Hieracium</i>	1,7	0,4	-0,89	0,033	0,6	0,4	10,0	0,572
<i>Linnaea borealis</i>	0,0	0,2	0,85	0,034	0,1	0,2	0,0	1,000
<i>Listera cordata</i>	3,5	0,1	-0,94	0,005	0,1	0,1	0,0	–
<i>Lycopodium annotinum</i>	7,7	1,7	-0,94	0,017	1,2	1,7	6,0	0,784
<i>Melampyrum pratense</i>	39,6	43,6	-0,14	0,803	29,4	43,6	219,5	0,004
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	20,7	12,4	-0,60	0,242	4,4	12,4	13,5	0,009
<i>Polygonatum verticillatum</i>	3,9	1,7	-0,89	0,033	2,1	1,7	9,0	0,197
<i>Rumex acetosa</i>	1,0	0,0	-0,88	0,020	0,0	0,0	0,0	–
<i>Solidago virgaurea</i>	39,2	25,4	-0,89	0,033	24,4	25,4	244,0	0,945
Graminider								
<i>Avenella flexuosa</i>	94,4	99,9	0,94	0,017	99,0	99,9	0,0	0,054
<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	0,5	2,7	0,81	0,050	1,88	2,7	3	0,581
<i>Carex brunnescens</i>	0,0	1,6	0,94	0,017	1,2	1,6	1,0	1,000
<i>Carex canescens</i>	0,4	0,0	-0,93	0,008	0,0	0,0	0,0	–
<i>Eriophorum angustifolium</i>	0,0	1,0	0,85	0,034	0,4	1,0	0,0	1,000
<i>Juncus filiformis</i>	0,4	0,7	0,84	0,036	0,8	0,7	2,0	1,000
Bladmoser								
<i>Bryum sp.</i>	0,1	0,0	-0,83	0,042	0,0	0,0	0,0	–
<i>Dicranum scoparium</i>	68,5	42,4	-1,00	0,003	50,1	42,4	590,5	0,005
<i>Pleurozium schreberi</i>	67,8	51,8	-0,83	0,058	57,5	51,8	589,5	0,040
<i>Polytrichum commune</i>	3,4	0,6	0,03	1,000	5,3	0,6	21,0	0,036
<i>Sciuro-hypnum latifolium</i>	0,0	1,5	0,85	0,034	0,5	1,5	1,0	1,000
<i>Sphagnum girgensohnii</i>	0,0	0,7	0,94	0,005	0,6	0,7	0,0	1,000
Levermoser								
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	90,5	69,5	-0,83	0,058	73,5	69,5	587,0	0,043
<i>Lophozia obtusa</i>	32,8	15,7	-1,00	0,003	18,2	15,7	534,5	0,301
<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	2,5	0,2	-0,71	0,136	1,8	0,2	21,0	0,036
Lav								
<i>Cladonia arbuscula coll.</i>	13,7	4,9	-0,94	0,017	5,3	4,9	16,0	0,800
<i>Cladonia bellidiflora</i>	3,9	0,1	-0,94	0,017	0,3	0,1	1,0	1,000
<i>Cladonia carneola</i>	4,4	3,2	-0,20	0,714	6,0	3,2	161,0	0,007
<i>Cladonia chlorophaea coll.</i>	4,2	5,0	0,37	0,497	8,8	5,0	137,0	0,004
<i>Cladonia crispata</i>	1,5	0,0	-0,94	0,005	0,0	0,0	0,0	–
<i>Cladonia furcata</i>	18,5	11,3	-0,89	0,033	14,4	11,3	219,0	0,049
<i>Cladonia uncialis</i>	1,9	0,0	-0,94	0,005	0,0	0,0	0,0	–
<i>Nephroma arcticum</i>	2,0	0,6	-0,93	0,008	1,0	0,6	2,0	1,000
<i>Nephroma bellum</i>	0,3	0,0	-0,83	0,042	0,0	0,0	0,0	–

Tabell 3.4 Skader på blåbær og spor etter smågnagere i Børgefjell i 2020. Frekvens- og dekningsdata fra 50 analyseruter i %. 1./2./3. kvartil angir henholdsvis 1., 2. (median) og 3. kvartil.

	Skader på blåbær			Spor etter smågnagere		
	Frost	<i>Podospaera/Pucciniastrum</i>	<i>Valdensinia heterodoxa</i>	Avføring	Beite på moser	Ganger/hull
Dekning (%)						
Gj.snitt (SD)	10,7 (17,6)	0,3 (0,8)	0,94 (2,8)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
1./2./3. kvartil	1/2,5/15	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0
Frekvens (%)						
Gj.snitt (SD)	46,4 (41,8)	2,5 (6,2)	6,8 (15,4)	0 (0)	0 (0)	0 (0)
1./2./3. kvartil	6,3/31,3/100	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0	0/0/0



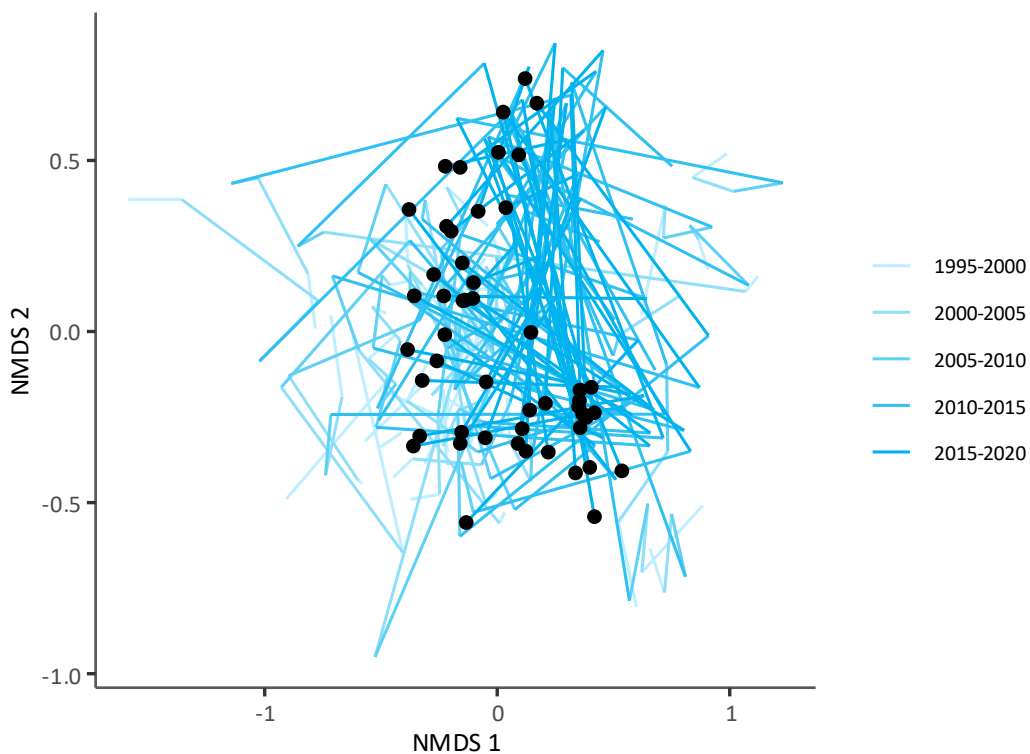
Figur 3.7 Skader på blåbær og spor etter smågnagere i rutene i Børgefjell i 2020, ved henholdsvis dekningsdata (% areal pr. rute, venstre) og frekvensdata (% småruter pr. rute, høyre) av variablene. Antall ruter uten registreringer, dvs. der skader på blåbær eller spor etter smågnagere er 0, er angitt som et tall nærmest y-aksen.

Endringer i artssammensetning

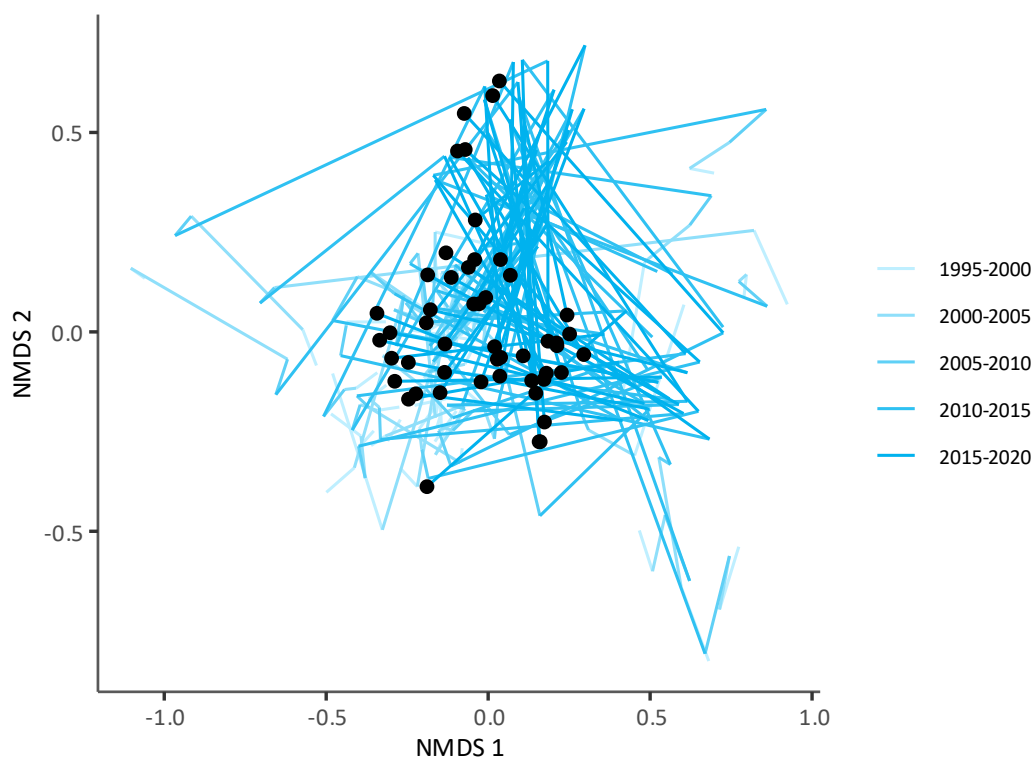
Gjennom overvåkingsperioden har det vært en signifikant endring i artssammensetningen i Børgefjell. Dette vises som en signifikant forflytning av analyserutene langs NMDS akse 1 og 2, både for deknings- og frekvensdata, i retning høyere verdier (**tabell 3.5**, **figur 3.8** og **3.9**). Tilsvarende har det vært en signifikant endring i perioden 2015–2020. Det innebærer at det har skjedd en mer eller mindre rettet endring av markvegetasjonens sammensetning fra 1995 til 2020. Samtidig ser det ut til at artssammensetningen i rutene har blitt mer homogen, med færre ruter i ytterpunktene av NMDS akse 1 (**figur 3.8** og **3.9**).

Tabell 3.5 Forflytning av analyseruter langs de to første NMDS-aksene for perioden 1995–2020 basert på henholdsvis deknings- og frekvensdata fra Børgefjell. Forskjeller i akseskår gjennom hele overvåkingsperioden (1995–2020) er analysert ved hjelp av Spearmans rangkorrelasjonstest, hvor Spearmans p angir sammenhengen mellom akseskår og analyseår. Forskjeller mellom 2015 og 2020 er analysert ved hjelp av Wilcoxon ettutvalgstest, hvor V er estimatoren. For begge testene angir p -verdien om endringen er statistisk signifikant, og $p \leq 0,05$ er uthevet: rødt viser signifikant tilbakegang, grønt viser signifikant framgang.

	1995–2020				2015–2020			
	Dekning		Frekvens		Dekning		Frekvens	
	Spearmans p	p -verdi	Spearmans p	p -verdi	V -verdi	p -verdi	V -verdi	p -verdi
NMDS1	0,23	0,000	0,19	0,001	1 064	0,000	1 045	0,000
NMDS2	0,19	0,001	0,28	0,000	945	0,003	962	0,002



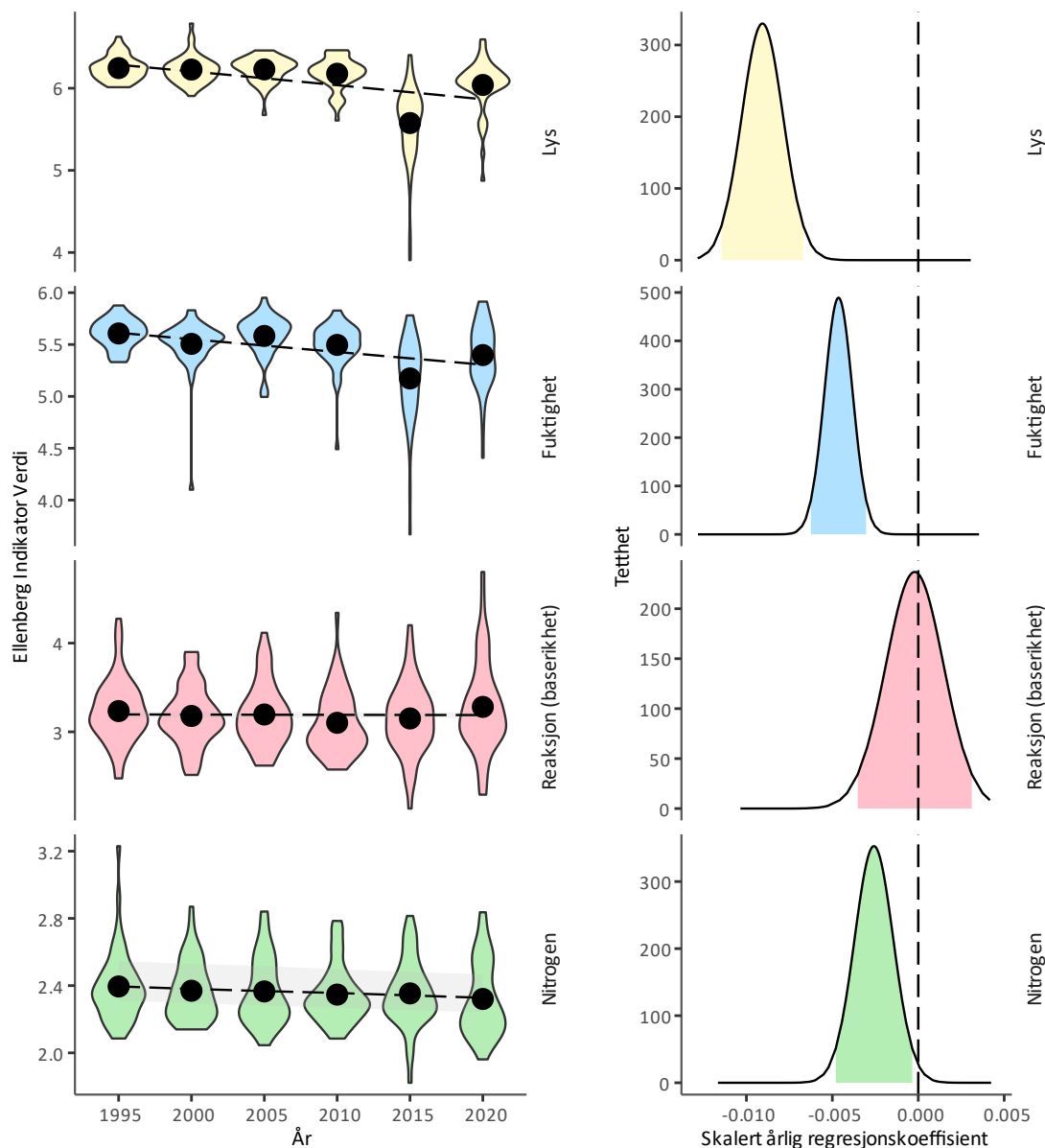
Figur 3.8 NMDS-ordinasjon av vegetasjonen i Børgefjell basert på dekning av arter i 50 analyseruter i 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 og 2020. Figuren viser forflytning av rutenes NMDS-skår fra oppstart i 1995 til 2020, med rutenes posisjon i 2020 vist som punkter.



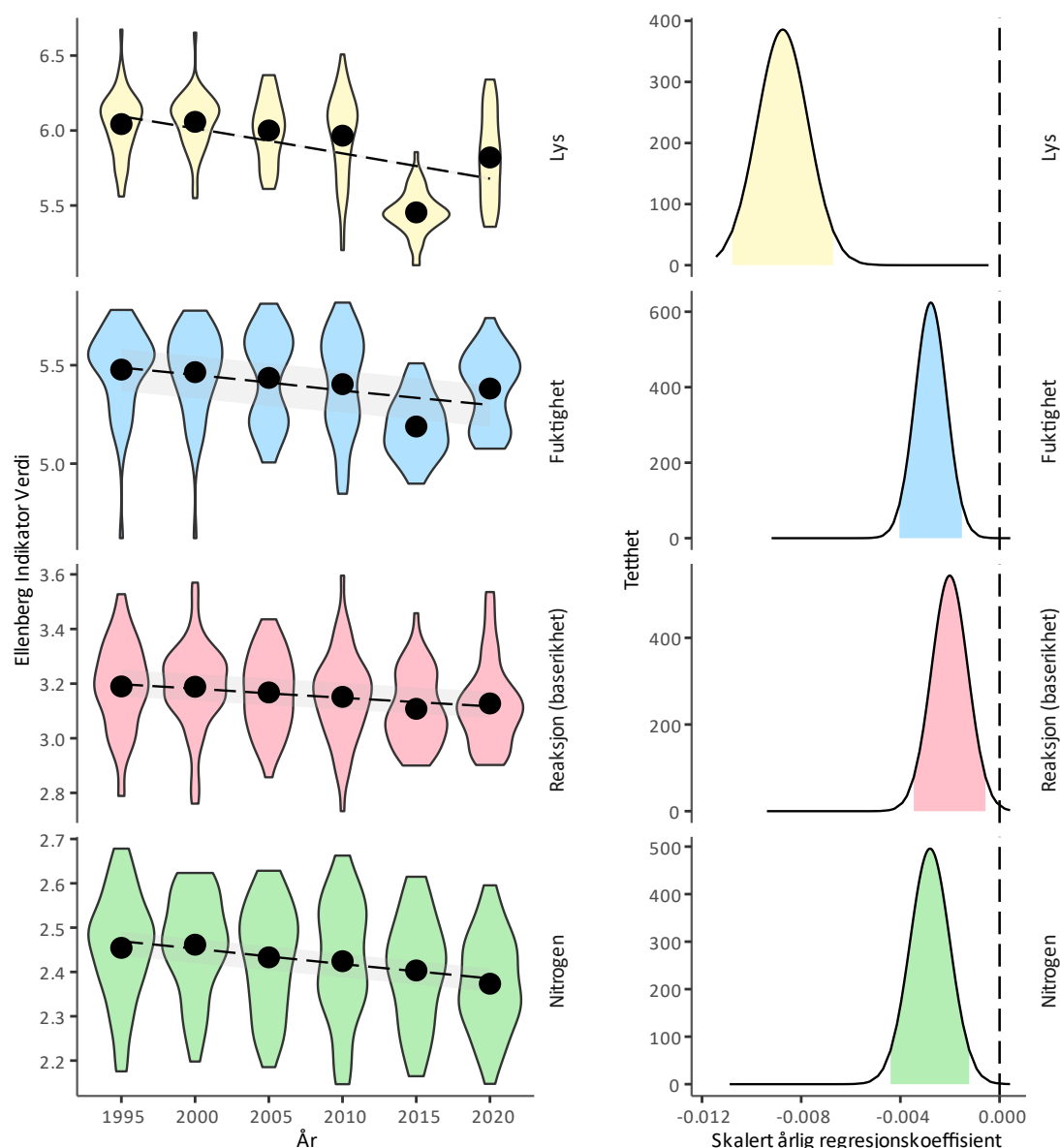
Figur 3.9 NMDS-ordinasjon av vegetasjonen i Børgefjell basert på frekvens av arter i 50 analyseruter i 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 og 2020. Figuren viser forflytning av rutenes NMDS-skår fra oppstart i 1995 til 2020, med rutenes posisjon i 2020 vist som punkter.

Endringer i Ellenbergs indikatorverdier

Analysene av Ellenbergs indikatorverdier for hele overvåkingsperioden viser en signifikant nedgang for lys og fuktighet, med en tilsvarende tendens for nitrogen (**figur 3.10**), når dekningsdata benyttes. For frekvensdata viser de samme analysene en signifikant nedgang i både lys, fuktighet, baserikhet og nitrogen (**figur 3.11**). Indikatorverdien for lys har gått mest tilbake. Dette indikerer at arter som krever stor lystilgang og mye fuktighet, har gått tilbake i mengde, til dels sammen med arter som krever høy pH og stor nitrogentilgang.



Figur 3.10 Estimert årlig endring i Ellenbergs indikatorverdier for lys, fuktighet, baserikhet og nitrogen i Børgefjell fra 1995 til 2020 ved bruk av dekningsdata. Venstre kolonne: Fiolinfigurer av tetthetene av Ellenbergs indikator-verdier observert i analyserutene hvert år. Den stiplede linjen representerer modellprediksjonens gjennomsnitt, og det grå området er prediksjonens 95% sannsynlighetsintervall (Bayesiansk versjon av konfidensintervallet). Høyre kolonne: Figurene viser en 'posterior'-tetthet av de årlige regresjonskoeffisientene av Ellenbergs indikatorverdier (et mål på den relative sannsynligheten for hver regresjonskoeffisient). De fargete områdene er 95% sannsynlighetsintervall (Bayesiansk versjon av konfidensintervallet). Den stiplede null-linjen representerer verdien der ingen endring i tid er oppdaget. Fordeling på høyre side av null-linjen viser økning i Ellenbergverdi, på venstre side nedgang. Hvis hele intervallet ikke krysser null-linjen, kan resultatet anses som 'signifikant'.



Figur 3.11 Estimert årlig endring i Ellenbergs indikatorverdier for lys, fuktighet, baserikhet og nitrogen i Børgefjell fra 1995 til 2020 ved bruk av frekvensdata. Venstre kolonne: Fiolinfigurer av tetthetene av Ellenbergs indikator-verdier observert i analyserutene hvert år. For tolkning av figuren, se figurteksten til **figur 3.10**.

3.3 Oppsummering og konklusjon

Overvåkningsområdet i Børgefjell ligger i det området av Norge som har blitt minst berørt av langtransportert forurensning (med unntak av nedfallet fra Tsjernobyl), og det fungerer i utgangspunktet som et referanseområde når det gjelder forurensning og nitrogenpåvirkning. Børgefjell er imidlertid ikke upåvirket av endringer i temperatur og nedbør og mer lokale variasjoner i beitetrykk, og vi registrerer flere endringer i vegetasjonen som har pågått i hele overvåkingsperioden.

Den totale deknningen av lyng og dvergbusker og urter og karsporeplanter har vært relativt konstant gjennom overvåkingsperioden fra 1995 til 2020 (**figur 3.5**), selv om noen arter, for eksempel fugletelg, engsyre, skogstorkenebb, turt og gullris, har gått tilbake, og fjellburkne, linnea og skrubber har gått fram (**figur 3.6B**, **tabell 3.2** og **3.3**). Total dekning av graminider gikk tilbake fra 1995 til 2005 (**figur 3.5**), hovedsakelig på grunn av reduksjon i dekning av smyle (tabell 3.3 i

Bakkestuen mfl. 2011). Etter 2005 har deknningen av graminider imidlertid økt noe igjen, og fuktighetskrevende arter som duskull og trådsiv har gått fram (**tabell 3.3, figur 3.6C**). Mer dramatisk er den store reduksjonen i den totale deknningen av moser, særlig bladmoser, fra 1995 til 2020 (**figur 3.5**). Mange mose-arter har gått tilbake (**tabell 3.2 og 3.3, figur 3.5D og E**), med den største endringen i forekomsten av furumose, som ved oppstart av overvåkingen var en svært vanlig art. Når det gjelder lav, har det vært noe nedgang i total dekning (**figur 3.5**), og en rekke arter har gått tilbake (**figur 3.6F**), men deknningen av lav i Børgefjell har vært liten gjennom hele overvåkingsperioden.

Disse endringene i mengder av enkeltarter har imidlertid ikke ført til en nedgang i totalt antall arter i TOV-området gjennom overvåkingsperioden. Antall arter av karplanter har vært svært stabilt, antall blad- og levermoser har gått noe fram, mens antall lav-arter har gått noe tilbake (**tabell 3.1**). Artssammensetningen har imidlertid endret seg fra 1995 til 2020, og vegetasjonen i de ulike overvåkingsrutene har blitt likere (**tabell 3.5 og figur 3.8 og 3.9**). Denne homogeniseringen tyder på at det er de samme artene som favoriseres i hele TOV-området, med det resultat at variasjonen i artssammensetning i området reduseres.

Utviklingen i Børgefjell kan først og fremst tolkes som en effekt av gjengroing med busker og trær. Ved feltarbeidet i både 2015 (Aarrestad mfl. 2015) og 2020 ble det observert mer strø av bjørkeblader på bakken og et tettere busk- og tresjikt enn tidligere. Dette har sannsynligvis sammenheng med endring i beitetrykk i området og/eller generelt bedre vekstforhold (se under). Antall beitende rein har vært relativt stabilt, men dette tallet fanger ikke nødvendigvis opp småskala-endringer i dyrenes prefererte beiteområder. Samtidig er det ikke registrert større angrep av bjørkemålere de siste årene (se kap. 7). Til sammen kan endringer i reinbeite og lang tid siden forrige bjørkemålerangrep føre til mindre lystilgang til markvegetasjonen. Dette gjenspeiles i en nedgang i Ellenbergs indikatorverdi for lys, som viser at andelen arter som krever stor lystilgang har gått tilbake.

Endringer i strøfall som følge av gjengroing, reflekteres i både jordsmonn og vegetasjon. Høyere LOI/Kj-N-forhold i jorda (**figur 3.4**), som skyldes en kombinasjon av økt glødetap og lavere total N, er en indikasjon på lavere tilgjengelighet av nitrogen for opptak i plantene, noe som stemmer overens med en til dels redusert Ellenbergs indikatorverdi for nitrogen. Økt glødetap tyder på økte karbonmengder fra nedbrytning av et stadig tykkere lag med bjørkestrø på bakken. Økningen av gjennomsnittlig pH i jordsmonnet fra 1995 til 2020, fra 4,2 til 4,4 (**figur 3.3**), viser at humuslaget har blitt noe mindre surt. Dette kan skyldes endringer i syretilgang fra nedbrytning av en endret sammensetning av strølag, og/eller økt nedbrytningshastighet av strø på grunn av et noe varmere klima og lengre vekstsesong. pH-økningen er imidlertid så liten at man ikke kan forvente en økt baserikhet i jordsmonnet med påfølgende endringer i artssammensetning mot mer basekrevende arter. Ellenbergs baserikhetsindikator har heller ikke økt, som man forventer med økende pH. Tvert imot viser den en signifikant tilbakegang, noe som skyldes at arter med høyere basekrav har gått noe tilbake.

Økt temperatur og forlenget vekstsesong kan ha forsterket gjengroingen med busker og trær i Børgefjell i løpet av overvåkingsperioden. Samtidig vil økt dekning av tre- og busksjikt gjøre at eventuelle positive klimaeffekter på markvegetasjonen blir undertrykt på grunn av økt skygge og strøfall. Det er ingen indikasjoner på at det er økt biomasse av lyng og dvergbusker, urter og karsporeplanter eller graminider som har ført til mindre lystilgang på bakken; tvert imot har deknningen av disse vært relativt stabil gjennom overvåkingsperioden, med unntak av en liten økning i totaldekningen av urter.

Endringene i felt- og bunnsjiktet kan også være påvirket av svingninger i smågnagerbestanden. I Børgefjell var det tydelige bestandstopper for lemen i 1998, 2001, 2004 og 2011 og for andre smågnagere i 2001, 2004, 2007, 2010 og 2014 (se kap. 8). Dette bar vegetasjonen synlig preg av under feltarbeidet i 2005 og 2010 (Aarrestad mfl. 2016). Bestandstoppene for lemen, som i større grad enn andre smågnagere spiser moser, på slutten av 1990- og begynnelsen av 2000-tallet sammenfaller med den kraftige reduksjonen i dekning av moser i begynnelsen av

overvåkingsperioden. Beite og forstyrrelse av smågnagere kan derfor ha vært med på å redusere mengden av moser, samt graminider som smyle, i overvåkingsrutene. I 2015 (Arrestad mfl. 2016) og i 2020 var det ikke synlige spor etter smågnagere, men mosedekket ser ikke ut til å ha hentet seg inn igjen, samtidig som nedgangen i furumose, samt andre mose- og lavararter, fortsetter. Dette skjer på tross av at det ikke har vært tydelige bestandstopper for lemen i området siden 2011, noe som tyder på at også andre faktorer, som gjengroing og økt strøfall, spiller en viktig rolle i de pågående vegetasjonsendringene.

Av andre store endringer de siste fem årene er nedgangen i lyngarter som blåbær og blokkebær den mest markante. Dette skyldes trolig frost, ettersom forekomsten av frostskafer på blåbær var hyppig forekommende (**figur 3.7**). Økt frekvens av frostepisoder forventes i takt med klimaendringene. Dersom økt forekomst av frostskafer i framtida fører til redusert forekomst av nøkkelarter som blåbær, vil det føre til store endringer i vegetasjonen i Børgefjell.

Videre overvåking bør fokusere på effekter av klimaendringer og endringer i beitetrykk. Det vil på sikt være viktig å få kvantifisert beitetrykket av ulike beitedyr, både rein og smågnagere, i området over tid slik at dette kan sammenliknes med observerte endringer i vegetasjonen.

Vedlegg 3.1. Arter som er registrert i TOV-området i Børgefjell i perioden 1995–2020

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Vitenskapelig navn	Norsk navn
Lyng og dvergbusker		Bladmose (forts.)	
<i>Betula pubescens</i>	Bjørk	<i>Hylocomiastrum pyrenaicum</i>	Seterhusmose
<i>Sorbus aucuparia</i>	Rogn	<i>Hylocomium splendens</i>	Etasjemose
<i>Arctous alpinus</i>	Rypebær	<i>Mnium spinosum</i>	Strøtornemose
<i>Calluna vulgaris</i>	Røsslyng	<i>Plagiothecium</i> sp.	Jammemoseslekta
<i>Empetrum nigrum</i>	Krekling	<i>Pleurozium schreberi</i>	Furumose
<i>Juniperus communis</i>	Einer	<i>Pohlia nutans</i>	Vegnikke
<i>Pinus sylvestris</i>	Furu	<i>Pohlia</i> sp.	Nikkemoseslekta
<i>Salix lapponum</i>	Lappvier	<i>Polytrichastrum longisetum</i>	Brembjørnemose
<i>Vaccinium myrtillus</i>	Blåbær	<i>Polytrichum commune</i>	Storbjørnemose
<i>Vaccinium uliginosum</i>	Blokkebær (skinntryte)	<i>Polytrichum juniperinum</i>	Einerbjømemose
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	Tyttebær	<i>Ptilium crista-castrensis</i>	Fjørnrose
Urter og karsporeplanter		<i>Rhodobryum roseum</i>	Rosettmose
<i>Athyrium distentifolium</i>	Fjellburkne	<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i>	Engkransmose
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	Skrubbær	<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose
<i>Chamerion angustifolium</i>	Geitrams	<i>Sciuro-hypnum latifolium</i>	Øyrelundmose
<i>Cicerbita alpina</i>	Turt	<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	Sprikelundmose
<i>Dactylorhiza maculata</i>	Skogmarihand	<i>Sciuro-hypnum starkei</i>	Strølundmose
<i>Dryopteris expansa</i>	Sauetelg	<i>Sphagnum girgensohnii</i>	Grantorvmose
<i>Epilobium</i> sp.	Mjølkeslekta	<i>Sphagnum quinquefarium</i>	Lyngtorvmose
<i>Equisetum sylvaticum</i>	Skogsnelle	<i>Sphagnum</i> sp.	Torvmoseslekta
<i>Euphrasia wettsteinii</i>	Fjellaugnetrøst	Levermoser	
<i>Geranium sylvaticum</i>	Skogstorkenebb	<i>Anastrophyllum minutum</i>	Tråddraugmose
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	Fugletelg	<i>Barbilophozia attenuata</i>	Piskskjeggmose
<i>Hieracium</i> sec. <i>Hieracium</i>	Skogsvæver	<i>Barbilophozia barbata</i>	Skogskjeggmose
<i>Linnaea borealis</i>	Linnea	<i>Barbilophozia floerkei</i>	Lyngskjeggmose
<i>Listera cordata</i>	Småtviblad	<i>Barbilophozia kunzeana</i>	Myrskjeggmose
<i>Lycopodium annotinum</i>	Stri kråkefot	<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjeggmose
<i>Lycopodium clavatum</i>	Mjuk kråkefot	<i>Calyptogeia muelleriana</i>	Sumpflak
<i>Melampyrum pratense</i>	Stormarimjelle	<i>Cephalozia</i> sp.	Glefsmoseslekta
<i>Melampyrum sylvaticum</i>	Småmarimjelle	<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik
<i>Omalotheca norvegica</i>	Setergråurt	<i>Lophozia ventricosa</i> coll.	Grokorn-/skogflik
<i>Polygonatum verticillatum</i>	Kranskonvall	<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse
<i>Potentilla erecta</i>	Tepperot	<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Borkfrynse
<i>Rubus chamaemorus</i>	Molte	<i>Tritomaria quinqueidentata</i>	Storhoggtann
<i>Rumex acetosa</i>	Engsyre	Lav	
<i>Solidago virgaurea</i>	Gullris	<i>Cladonia arbuscula</i> coll.	Lys reinlav/fjellreinlav
<i>Trientalis europaea</i>	Skogstjeme	<i>Cladonia bellidiflora</i>	Blomsterlav
<i>Viola palustris</i>	Myrfiol	<i>Cladonia carneola</i>	Bleikbeger
Graminider		<i>Cladonia chlorophaea</i> coll.	Brunbeger
<i>Anthoxanthum odoratum</i> coll.	Gulaks	<i>Cladonia coniocraea</i>	Stubbesyl
<i>Avenella flexuosa</i>	Smyle	<i>Cladonia cornuta</i>	Skogsyl
<i>Calamagrostis phragmitoides</i>	Skogrørkvein	<i>Cladonia crispata</i>	Traktlav
<i>Carex brunnescens</i>	Seterstorr	<i>Cladonia ecmocyna</i>	Snøsyl
<i>Carex canescens</i>	Gråstorr	<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav
<i>Carex vaginata</i>	Slirestorr	<i>Cladonia gracilis</i>	Syllav
<i>Deschampsia cespitosa</i>	Sølvbunke	<i>Cladonia pleurota</i>	Pulverrødbeger
<i>Eriophorum angustifolium</i>	Duskull	<i>Cladonia pyxidata</i>	Kornbrunbeger
<i>Juncus filiformis</i>	Trådsiv	<i>Cladonia rangiferina</i>	Grå reinlav
<i>Luzula pilosa</i>	Hårfrytle	<i>Cladonia</i> sp.	Begerlavlslekta
Bladmose		<i>Cladonia squamosa</i>	Fnaslav
<i>Atrichum undulatum</i>	Stortaggmose	<i>Cladonia stellaris</i>	Kvitkrull
<i>Aulacomnium palustre</i>	Myrfiltmose	<i>Cladonia sulphurina</i> coll.	Fausklav/begerfausklav
<i>Brachythecium salebrosum</i>	Lilundmose	<i>Cladonia uncialis</i>	Pigglav
<i>Brachythecium</i> sp.	Lundmoseslekta	<i>Nephroma arcticum</i>	Storvrenge
<i>Bryum</i> sp.	Vrangmoseslekta	<i>Nephroma bellum</i>	Glattvrenge
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd	<i>Stereocaulon</i> sp.	Saltlavlslekta
<i>Dicranum scoparium</i>	Ribbesigd		

4 Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Otterstadstølen naturreservat

Tonje Økland, Jørn-Frode Nordbakken, Kristin Daugstad og Marina Gamborg

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 (**figur 2.1**). Vegetasjonen i 50 analyseruter á 1 m² i hvert område ble reanalysert hvert femte år til og med fjerde 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. I TOV overvåkes åtte av de opprinnelige ti områdene som ble etablert av NIJOS, med ett område pr. år (**figur 2.1, tabell 2.2**). Derved ble omløpstiden økt fra fem til åtte år, og analysene i femte omløp ble utført åtte år etter fjerde omløp for fem av områdene. I 2015 ble femte omløp fullført; dvs. at analyserutene i alle de åtte granskogsområdene som overvåkes i regi av NIBIO, da var analysert fem ganger. Sjette omløp ble påbegynt i 2016 med analyse av rutene i Rausjømarka i Østmarka naturreservat. I 2017, 2018, 2019 og 2020 ble rutene i henholdsvis Gutulia nasjonalpark, Paulen naturreservat, Grytdalen naturreservat og Otterstadstølen naturreservat analysert for sjette gang. Tilsammen er 397 av de opprinnelig 400 analyserutene i de åtte områdene analysert fem ganger (to analyseruter i Bringen og én i Gutulia kan nå ikke analyseres pga. store trær som har falt over dem), og 249 av disse er analysert seks ganger. 61 granskogsruiter i Solhomfjell er analysert i syv ganger (Halvorsen mfl. 2019).



De 50 permanente analyserutene i Otterstadstølen naturreservat i Modalen kommune (**figur 2.1, tabell 2.2**) ble første gang analysert i 1989 (T. Økland 1996) og har tidligere vært reanalysert i 1994, 1999, 2004 og 2012 (T. Økland 2004a,b, T. Økland mfl. 2013). Feltarbeidet i 2020 (**figur 4.1**) ble utført i slutten av juni og begynnelsen av juli. For områdebeskrivelser med geografisk beliggenhet, se bl.a. T. Økland (1996) og kapittel 2. For klimautviklingen i Otterstadstølen; se kapittel 2.

Figur 4.1 Vegetasjonsanalysering i Otterstadstølen naturreservat i 2020. Foto: Tonje Økland

4.1 Metoder

Metodene for overvåking av markvegetasjon, som ble utviklet i 1987/1988, er i all hovedsak lik for granskog og bjørkeskog, og følger de metodene som tidligere er beskrevet av T. Økland (1990, 1996), Lawesson mfl. (2000) og 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 (T. Økland mfl. 2001, 2004a,b, 2009, 2011, 2012, 2013, 2015, 2016, 2017, 2019a,b, 2020a, Nordbakken mfl. 2010, og T. Økland & Nordbakken 2014).

Detaljert metodebeskrivelse og plassering av analyseruter er gitt i T. Økland (1996). I korthet ble det ved oppstarten av overvåkingen i hvert overvåkingsområde subjektivt lagt ut 10 felter à 5 × 10 m som dekker variasjonen langs de viktigste lokale miljøgradientene. Innenfor hvert felt ble det trukket ut tilfeldige posisjoner for fem analyseruter à 1 × 1 m. Mengden av alle plantearter i hver 1 m² analyserute har ved hvert analysetidspunkt blitt registrert med to ulike metoder; forekomst/fravær i 16 småruter (smårutefrekvens; jf. T. Økland 1988), og prosent dekning i hele 1 m² analyseruta. Ved første gangs analyse i 1989 ble en rekke miljøvariabler registrert i og ved analyserutene, bl.a. jordkjemiske og jordfysiske variabler, terreng- og trevariabler.

Sammenhenger mellom vegetasjonsgradienter og lokale og regionale miljøgradienter i gran skog 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 1989 (T. Økland 1996) og for å undersøke endringer over tid. Wilcoxon signet rank test ble brukt for å analysere endringer mellom analyseomløp for artsantall, endringer i enkeltartenes mengder og endringer i artssammensetning langs tolkede ordinasjonsaksler (T. Økland mfl. 2001, 2004a,b). Kendall's ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient τ (Sokal & Rohlf 1995) ble beregnet mellom de opprinnelige, tolkede DCA-aksene og aksene i den nye ordinasjonsanalysen.

Endringer i enkeltarters mengder (smårutefrekvens og prosent dekning) er analysert for 31-årsperioden fra 1989 til 2020 og for periodene mellom 1989 og 2020.

Det ble i 2020 satt ned én TMS 4-logger med sensorer for jordtemperatur, jordfuktighet og lufttemperatur (<https://tomst.com/web/en/systems/tms/tms-4/>) i hver av de ti feltene i Otterstadstølen. TMS 4-loggerne ble plassert sentralt i hvert felt (mest mulig representativt for de fem analyserutene). TMS 4-loggere ble i 2020 også plassert i TOV-områdene Gutulia, Engerdal kommune, og Granneset, Rana kommune, i forbindelse med årlige registreringer av etasjemosepopulasjoner som utføres av Rune Halvorsen ved UiO i analyserutene i disse områdene. Derved er det satt ned TMS 4-loggere i seks av de åtte granskogsområdene som overvåkes i regi av NIBIO.

Det ble også registrert mengde av soppkader på blåbær, smågnagerpåvirkning og beitepåvirkning, tråkkskader mm. i analyserutene.

4.2 Endringer i perioden 1989–2020 i analyserutene i Otterstadstølen

Endringer i antall arter totalt registrert for artsgruppene i analyserutene

I de 50 analyserutene ble det i 2020 registrert totalt 95 arter: 36 karplanter, 27 bladmoser, tre torvmoser, 26 levermoser og tre lavararter (**tabell 4.1**). Av karplantene ble det registrert åtte vedaktige arter (inkludert lyng), 19 urter og karsporeplanter og ni graminider; dvs. én bregne og én grasart mer enn i 2012. Totalt antall bladmosearter var redusert med fire, antall torvmosearter var redusert med to, og antall levermosearter med fem i forhold til i 2012. Antall lavararter var som i 2012. Det totale artsantallet ble således redusert med ni fra 2012 til 2020, og med 31 arter i 31-årsperioden siden første gangs analyse i 1989. Levermoser er den artsgruppen som har hatt

størst nedgang, fra 36 arter i 1989 til 26 i 2020; dvs. en reduksjon på ti arter. Totalt har det vært registrert 154 arter i analyserutene fra 1989 til 2020.

Tabell 4.1 Antall arter i ulike artsgrupper registrert i de permanente analyserutene i overvåkingsområdet i Otterstadstølen naturreservat i de enkelte analyseårene og totalt.

Artsgruppe	1989	1994	1999	2004	2012	2020	Totalt
Vedaktige planter inkludert lyngarter	10	10	8	7	8	8	11
Urter og karsporeplanter	21	19	20	19	18	19	22
Graminider	10	8	10	10	8	9	12
<i>Karplanter totalt</i>	<i>41</i>	<i>37</i>	<i>38</i>	<i>36</i>	<i>34</i>	<i>36</i>	<i>45</i>
Bladmoser (unntatt torvmoser)	40	43	35	33	31	27	50
Torvmoser	4	4	3	6	5	3	8
Levermoser	36	38	38	37	31	26	46
<i>Moser totalt</i>	<i>80</i>	<i>85</i>	<i>76</i>	<i>76</i>	<i>67</i>	<i>56</i>	<i>104</i>
Lav	5	4	4	4	3	3	6
<i>Kryptogamer totalt</i>	<i>85</i>	<i>89</i>	<i>80</i>	<i>80</i>	<i>70</i>	<i>59</i>	<i>110</i>
Totalt alle artsgrupper	126	126	118	116	104	95	154

Endring i antall arter (artstetthet) i analyserutene

I den siste perioden, 2012–2020, var det en signifikant reduksjon for antall arter av bladmoser og levermoser, moser totalt, kryptogamer totalt, og alle artsgrupper totalt, mens ingen artsgruppe økte signifikant. I gjennomsnitt var det pr. 1 m² analyserute 0,82 færre bladmosearter, 1,24 færre levermosearter, totalt 2,04 færre mosearter, 1,98 færre kryptogamarter og 1,96 færre arter totalt for alle artsgrupper i 2020 i forhold til 2012 (**tabell 4.2**). Det var ikke signifikant endret artsantall fra 2012 til 2020 for noen karplantegrupper, selv om det var reduksjon i gjennomsnittlig artsantall også for karplanter.

For hele 31-årsperioden 1989–2020 var det en signifikant reduksjon i totalt artsantall med i gjennomsnitt 4,46 færre arter pr. rute.

I hele 31-årsperioden var det også signifikante reduksjoner i artsantall pr. rute for følgende artsgrupper (gjennomsnittlig endring i parenteser): bladmoser u/torvmoser (-1,48), levermoser (-2,18), moser totalt (-3,60), lavarter (-0,26) og kryptogamer (-1,86). Ingen artsgrupper viste signifikant økning i antall arter pr. rute i 31-årsperioden.

Endring i mengder av arter i vegetasjonsrutene

Framgang og tilbakegang i mengde for enkeltarter målt som endring i smårutefrekvens, er vist i **tabell 4.3** for periodene mellom analyseårene og for hele 31-årsperioden 1989–2020 (se **vedlegg 4.1** for latinske og norske navn). Tilsvarende tester ble også utført for enkeltartenes prosentvise dekning i 1 m² analyserutene (tabell ikke vist her) for 31-årsperioden fra 1989 til 2020 og mellom analyseomløpene. Test av mengdeendring ble ikke utført for arter i en eller flere enkeltperioder når antall analyseruter med endring var mindre enn fem. Forekomsten av småplanter av trær, småmarimjelle og stormarimjelle ble testet, men forekomsten av disse varierer naturlig mye mellom år (R. Økland 1995a) og regnes derfor ikke med i teksten nedenfor.

For perioden 2012–2020 er det av karplantene bare blåtopp som har økt (svakt) signifikant i mengde målt som smårutefrekvens, og bare smyle har blitt signifikant redusert av de 20 artene som ble testet.

Tabell 4.2 Endring i artsantall i 50 analyseruter à 1 m² (artstetthet) for ulike artsgrupper i overvåkingsområdet i Otterstadstølen naturreservat fra 1989 til 2020. M angir middelværdi 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 alterna tivet (Wilcoxon signed rank test; p < 0,05 er uthevet, signifikant reduksjon i artsantall er kursivert og 0,000 betyr < 0,0005).

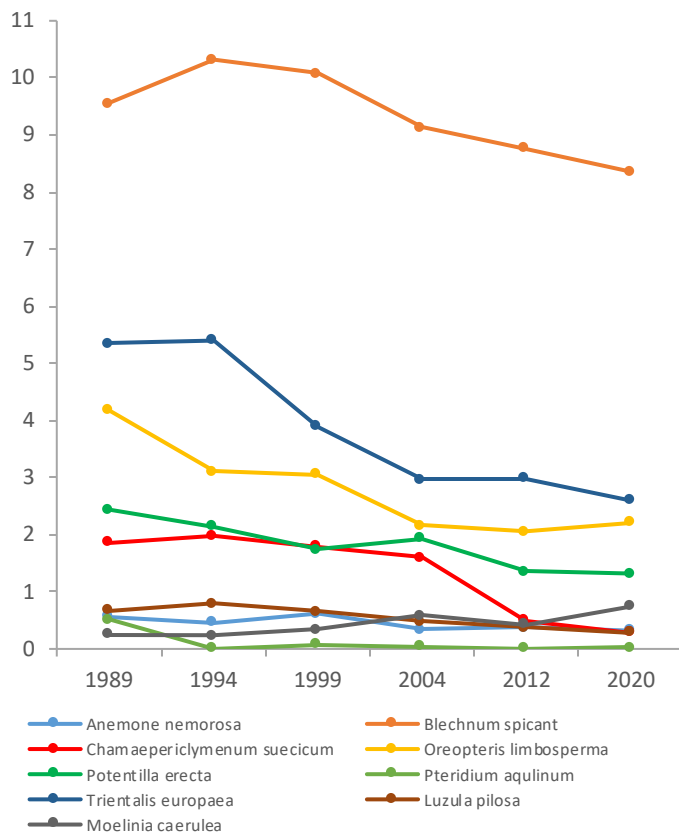
	Endring 1989-1994				Endring 1994-1999				Endring 1999-2004				Endring 2004-2012				Endring 2012-2020				Endring 1989-2020			
	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p	n-	n+	M	p
Vedaktige (inkludert lyngarter)	4	8	0,14	0,208	9	12	0,04	0,683	11	5	-0,10	0,251	20	7	-0,28	0,021	10	14	0,02	0,901	15	11	-0,18	0,201
Urter og karsporeplanter	17	13	-0,22	0,138	10	10	0,02	0,846	10	8	-0,06	0,599	16	11	-0,16	0,175	13	11	0,00	0,988	24	12	-0,42	0,062
Graminider	4	7	0,08	0,285	6	4	-0,04	0,627	3	6	0,04	0,564	9	5	-0,08	0,285	5	5	0,00	1,000	11	10	0,00	0,985
Karplanter totalt	17	16	0,00	0,890	15	15	0,02	0,891	16	12	-0,12	0,491	26	11	-0,52	0,017	15	20	0,02	0,763	25	13	-0,60	0,075
Bladmoser u/torvmoser	10	29	0,86	0,003	29	7	-1,04	0,001	11	19	0,44	0,106	26	9	-0,92	0,001	28	4	-0,82	0,000	34	10	-1,48	0,000
Torvmoser	3	4	0,02	0,705	4	3	-0,02	0,792	3	4	0,02	0,792	5	4	0,02	0,739	3	4	-0,02	0,705	6	7	0,02	0,782
Levermoser	12	23	0,60	0,031	26	11	-0,62	0,030	18	17	-0,20	0,398	27	15	-0,72	0,024	27	8	-1,24	0,000	37	3	-2,18	0,000
Moser totalt	11	31	1,50	0,001	32	9	-1,72	0,000	19	21	0,32	0,521	29	10	-1,66	0,000	34	5	-2,04	0,000	40	6	-3,60	0,000
Lav	4	7	0,04	0,507	5	3	-0,04	0,608	11	3	-0,24	0,022	7	3	-0,08	0,206	3	5	0,06	0,366	12	2	-0,26	0,008
Kryptogamer totalt	11	32	1,54	0,001	32	9	-1,76	0,001	20	20	-0,08	0,968	29	11	-1,74	0,000	32	5	-1,98	0,000	41	6	-3,86	0,000
Totalt alle artsgrupper	12	32	1,54	0,005	32	13	-1,74	0,002	22	21	-0,04	0,702	35	9	-2,26	0,000	30	12	-1,96	0,001	42	8	-4,46	0,000

Tabell 4.3 Endring i mengde for arter av karplanter, moser og lav i overvåkingsområdet i Otterstadstølen naturreservat i løpet av tre 5-årsperioder og to 8-årsperioder mellom undersøkelsene og for 31-årsperioden 1989-2020, målt som endring i forekomst av artene i 16 småruter (smårutefrekvens) i hver av de 50 1 m² analyserutene. 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 ≤ 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 fem analyseruter. Se vedlegg 4.1 for latinske og tilhørende norske artsnavn.

	Endring 1989-1994			Endring 1994-1999			Endring 1999-2004			Endring 2004-2012			Endring 2012-2020			Endring 1989-2020		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
Karplanter																		
<i>Betula pubescens</i>	2	3	1,000	4	0		0	2		2	2		2	1		3	1	
<i>Picea abies</i>	0	0		0	11	0,002	7	2	0,221	5	5	0,874	4	5	1,000	1	8	0,021
<i>Sorbus aucuparia</i>	13	26	0,051	16	29	0,059	29	8	0,001	36	7	0,000	13	23	0,176	20	20	0,121
<i>Vaccinium myrtillus</i>	7	17	0,101	10	13	0,220	8	19	0,074	11	10	0,874	12	6	0,119	10	17	0,294
<i>Vaccinium vitis-idaea</i>	1	13	0,010	6	7	0,304	9	6	0,321	12	6	0,274	7	6	0,751	13	10	0,542
<i>Anemone nemorosa</i>	5	2	0,395	4	5	0,550	4	0		2	3	0,683	5	2	0,257	7	1	0,028
<i>Blechnum spicant</i>	5	20	0,001	14	10	0,179	21	6	0,000	18	9	0,200	18	12	0,167	26	4	0,000
<i>Chamaepericlymenum suecicum</i>	4	6	0,352	4	3	0,491	6	1	0,233	7	0	0,017	4	3	0,270	9	2	0,016
<i>Gymnocarpium dryopteris</i>	4	5	0,280	5	3	0,272	7	3	0,184	6	4	0,183	3	4	0,491	8	3	0,285
<i>Linnea borealis</i>	4	2	0,916	2	4	0,579	1	6	0,050	5	3	0,722	5	4	0,587	2	7	0,280
<i>Listera cordata</i>	2	5	0,380	3	2	0,480	6	3	0,426	2	11	0,043	9	9	0,613	6	12	0,662
<i>Lycopodium annotinum</i>	3	0		0	2		2	3	0,680	3	1		2	2		3	1	
<i>Maianthemum bifolium</i>	8	17	0,032	11	5	0,083	12	10	0,806	10	12	0,731	9	10	0,684	11	16	0,224
<i>Melampyrum pratense</i>	5	11	0,031	4	15	0,008	13	6	0,209	10	11	0,753	12	9	0,315	5	17	0,012
<i>Oreopteris limbosperma</i>	14	1	0,003	7	9	0,815	11	4	0,026	8	8	0,938	4	7	0,562	12	0	0,002
<i>Oxalis acetosella</i>	4	8	0,422	4	6	1,000	3	5	0,473	3	5	0,362	3	3	0,598	3	8	0,181
<i>Phegopteris connectilis</i>	2	7	0,070	1	4	0,131	3	4	1,000	6	1	0,088	3	2	0,581	2	4	0,915
<i>Potentilla erecta</i>	12	5	0,047	11	2	0,026	5	8	0,227	11	1	0,004	7	6	0,972	14	3	0,003
<i>Pteridium aquilinum</i>	5	0	0,042	0	1		1	0		1	0		0	1		5	0	0,042
<i>Trientalis europaea</i>	11	10	0,779	22	2	0,000	16	3	0,001	12	8	0,763	14	9	0,407	23	2	0,000
<i>Agrostis capillaris</i>	3	9	0,340	3	5	0,829	1	11	0,008	6	7	0,778	7	7	0,924	4	9	0,079
<i>Avenella flexuosa</i>	6	11	0,231	6	15	0,024	4	11	0,058	9	8	0,291	19	3	0,003	14	12	0,969
<i>Carex binervis</i>	2	1		1	3		2	2		5	0	0,041	1	0		4	1	0,216
<i>Carex pilulifera</i>	0	2		2	1		1	4	0,785	4	1	0,492	3	1		1	1	
<i>Luzula pilosa</i>	4	4	0,386	5	1	0,236	6	1	0,047	5	4	0,431	5	3	0,194	8	2	0,040
<i>Molinia caerulea</i>	1	1		0	4		0	5	0,042	4	1	0,102	1	5	0,046	0	6	0,027
<i>Trichophorum cespitosum</i>	3	6	0,254	9	1	0,009	3	5	0,396	5	3	0,260	2	5	0,127	4	5	0,766

	Endring 1989-1994			Endring 1994-1999			Endring 1999-2004			Endring 2004-2012			Endring 2012-2020			Endring 1989-2020		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
Bladmöser																		
<i>Dicranodontium denudatum</i>	8	12	0,648	19	3	0,001	10	7	0,205	7	9	0,579	10	1	0,007	19	1	0,000
<i>Dicranum fuscescens</i>	0	17	0,000	7	6	0,913	9	9	0,350	13	2	0,005	6	10	0,446	3	10	0,161
<i>Dicranum majus</i>	10	21	0,008	16	16	0,344	19	15	0,931	17	17	0,762	14	17	0,708	13	22	0,164
<i>Dicranum scoparium</i>	5	30	0,000	21	14	0,157	22	14	0,358	17	18	0,273	18	14	0,121	13	21	0,358
<i>Herzogiella striatella</i>	2	5	0,161	5	0	0,034	1	5	0,332	5	0	0,039	1	0	0,317	5	0	0,034
<i>Hylocomiastrum umbratum</i>	5	16	0,033	13	6	0,093	10	10	0,429	10	9	0,935	15	7	0,095	12	12	0,244
<i>Hylocomium splendens</i>	11	21	0,134	17	19	0,753	14	22	0,094	17	20	0,095	16	20	0,300	12	28	0,029
<i>Hypnum cupressiforme</i> agg.	7	14	0,090	12	9	0,790	7	12	0,165	19	4	0,004	11	8	0,266	12	9	0,252
<i>Leucobryum glaucum</i>	2	4	0,589	3	2	1,000	5	0	0,034	2	2		3	2	0,480	4	2	0,167
<i>Plagiothecium denticulatum</i>	4	3	0,861	2	1		1	0		0	1		1	0		5	0	0,034
<i>Plagiothecium laetum</i> agg.	8	10	0,809	13	3	0,016	6	6	0,663	7	6	0,319	9	2	0,056	19	2	0,001
<i>Plagiothecium undulatum</i>	6	24	0,001	9	17	0,101	13	19	0,917	18	22	0,286	23	14	0,205	17	24	0,227
<i>Pleurozium schreberi</i>	11	24	0,009	22	12	0,012	13	20	0,276	24	10	0,002	20	11	0,164	31	10	0,018
<i>Pohlia nutans</i>	4	1	0,157	2	1		1	0		0	2		2	0		4	0	
<i>Polytrichastrum formosum</i>	16	16	0,400	12	16	0,720	16	13	0,606	18	16	0,744	22	11	0,082	24	12	0,310
<i>Polytrichum commune</i>	4	0		3	2	0,783	3	1		3	0		0	3		5	1	0,084
<i>Pseudotaxiphyllum elegans</i>	2	4	0,832	5	1	0,244	2	4	0,114	5	0	0,039	1	2		5	1	0,056
<i>Ptilium crista-castrensis</i>	3	10	0,021	8	4	0,516	4	9	0,093	6	9	0,729	4	11	0,016	1	14	0,001
<i>Rhizomnium punctatum</i>	2	0		0	2		0	5	0,034	5	0	0,038	1	1		2	1	
<i>Rhytidiadelphus loreus</i>	8	16	0,274	13	14	0,304	9	17	0,344	12	16	0,560	19	11	0,269	16	17	0,720
<i>Rhytidiadelphus squarrosus</i> agg.	14	7	0,037	7	5	0,723	6	12	0,097	15	5	0,054	12	7	0,125	18	6	0,007
<i>Sciuro-hypnum reflexum</i>	6	2	0,305	4	0		1	1		1	0		0	1		6	0	0,026
<i>Stereodon callichrous</i>	6	6	0,554	11	2	0,031	5	4	0,633	3	7	0,642	6	6	0,810	8	5	0,289
<i>Tetraphis pellucida</i>	4	3	1,000	3	1		3	1		4	0		1	1		9	1	0,064
Torvmöser																		
<i>Sphagnum quinquefarium</i>	7	7	0,320	10	5	0,773	5	12	0,030	8	11	0,761	4	14	0,039	7	13	0,254
Levermöser																		
<i>Anastrepta orcadensis</i>	9	11	0,792	14	6	0,018	9	11	0,090	9	10	0,856	7	8	0,793	11	9	0,736
<i>Barbilophozia attenuata</i>	1	6	0,047	6	1	0,041	2	2		1	2		2	5	0,391	1	6	0,046
<i>Barbilophozia barbata</i>	4	6	0,465	5	5	0,426	5	5	0,877	8	4	0,372	6	4	0,959	7	5	0,906
<i>Barbilophozia floerkei</i>	12	11	0,927	14	8	0,040	14	8	0,104	19	5	0,001	19	2	0,000	23	1	0,000
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	14	7	0,171	8	9	0,430	7	12	0,428	11	6	0,357	12	5	0,026	14	5	0,050
<i>Blepharostoma trichophyllum</i>	2	0		0	3		3	4	1,000	4	2	0,739	2	0		2	0	
<i>Calypogeia azurea</i>	1	8	0,016	5	7	0,362	9	0	0,007	5	4	0,582	4	1	0,157	1	1	

	Endring 1989-1994			Endring 1994-1999			Endring 1999-2004			Endring 2004-2012			Endring 2012-2020			Endring 1989-2020		
	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p	n-	n+	p
<i>Calypogeia integristipula</i>	0	0		2	0		0	3		4	3	0,861	3	1		2	0	
<i>Calypogeia muelleriana</i>	13	18	0,058	26	6	0,000	17	16	0,914	26	9	0,022	24	7	0,000	33	4	0,000
<i>Calypogeia neesiana</i>	2	6	0,065	7	0	0,017	0	5	0,025	5	1	0,102	1	1		6	1	0,059
<i>Cephalozia bicuspidata</i>	11	17	0,133	14	11	0,333	15	9	0,885	17	9	0,168	14	11	0,107	19	7	0,009
<i>Cephalozia lunulifolia</i>	5	4	0,755	7	2	0,046	3	2	0,655	3	2	0,655	2	0		9	0	0,007
<i>Diplophyllum albicans</i>	6	7	0,395	8	2	0,032	6	1	0,143	4	5	0,856	7	1	0,076	10	1	0,014
<i>Diplophyllum taxifolium</i>	0	9	0,007	6	4	0,346	7	1	0,119	6	3	0,327	4	4	0,773	4	3	0,603
<i>Kurzia trichoclados</i>	0	3		3	4	0,861	4	1	0,157	2	1		1	2		2	2	
<i>Lepodozia pearsohnii</i>	10	8	0,692	12	5	0,012	6	10	0,495	9	8	0,685	15	3	0,003	16	3	0,005
<i>Lophocolea bidentata</i>	6	12	0,312	7	13	0,370	6	20	0,002	11	11	0,730	15	9	0,123	9	16	0,086
<i>Lophocolea heterophylla</i>	8	19	0,069	19	6	0,007	14	9	0,489	24	2	0,000	13	4	0,027	28	3	0,000
<i>Lophozia obtusa</i>	7	6	0,944	5	2	0,200	5	7	0,188	10	2	0,024	4	4	0,942	6	5	0,348
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	5	16	0,009	19	4	0,001	8	10	0,947	13	7	0,150	9	1	0,013	14	2	0,004
<i>Mylia taylorii</i>	2	7	0,046	5	3	0,136	7	2	0,252	5	4	0,755	6	1	0,040	9	1	0,013
<i>Pellia</i> spp.	5	2	0,347	2	0		1	3		3	2	0,480	4	0		8	0	0,011
<i>Plagiochila asplenoides</i>	9	1	0,006	3	5	0,774	4	6	0,607	6	9	0,642	7	5	0,422	8	4	0,124
<i>Plagiochila porelloides</i>	2	2		1	2		1	0		3	1		4	0		4	1	0,221
<i>Ptilidium ciliare</i>	3	4	0,347	4	5	0,255	2	4	0,461	6	0	0,028	6	0	0,027	7	1	0,049
<i>Schljakovia kunzeana</i>	1	4	0,157	4	1	0,157	2	0		0	0		0	0		1	0	
<i>Tritomaria quinquedentata</i>	7	4	0,653	4	4	0,481	8	4	0,719	6	4	0,797	3	4	0,865	9	3	0,304
Lav																		
<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	1	4	0,104	2	1		5	0	0,042	0	3		4	1	0,102	3	6	0,480
<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	3	6	0,417	6	2	0,222	5	2	0,088	4	3	0,725	3	2	0,891	5	1	0,202
<i>Cladonia furcata</i>	4	7	0,477	5	4	0,951	8	0	0,009	2	3	0,891	3	2	0,480	6	4	0,348



Figur 4.2 Utvikling i gjennomsnittlig smårutefrekvens gjennom 31-årsperioden for karplanter med signifikante endringer fra 1989 til 2020 (småplanter av trær og marimjellearter er utelatt).

I hele 31-årsperioden fra 1989 til 2020 har det blitt signifikant mindre av åtte karplantearter (av totalt 22 karplantearter testet, **figur 4.2**) målt som smårutefrekvens: bjønnekam (**figur 4.3**), einstape, hvitveis, hårfrytle, skogstjerne, skrubbær, smørtelg (**figur 4.3**) og tepperot. Bare blåtopp har økt signifikant.

I siste periode fra 2012 til 2020 ble ingen bladmosearter signifikant redusert i mengde (smårutefrekvens), og bare fjærmose økte signifikant (av 17 testete arter). Av torvmosene kunne bare lyngtorvmose testes, og denne arten økte signifikant i smårutefrekvens fra 2012 til 2020.

Det har blitt signifikant mindre av åtte levermoser (av totalt 19 arter testet) i siste periode: bakkefrynse, grannkrek-mose, grokornflik, gåsefotskjegg-mose, lyngskjegg-mose, rødmsuling-mose (**figur 4.6**), stubbeblonde og sumpflak. Ingen arter økte signifikant i perioden.

Ingen lavararter ble signifikant redusert i mengde i siste periode (av 3 arter testet).

I 31-årsperioden har syv bladmosearter (av totalt 22 testet) blitt signifikant redusert i mengde (smårutefrekvens): engkransmose, flakjammose, fleinljåmose, furumose, glansjammose, sprikelundmose og stridfausk-mose, (**figur 4.4**). Bare to arter økte signifikant: etasjemose (**figur 4.4**) og fjærmose.

Ingen torvmoser ble signifikant endret i løpet av 31-årsperioden (bare lyngtorvmose testet).

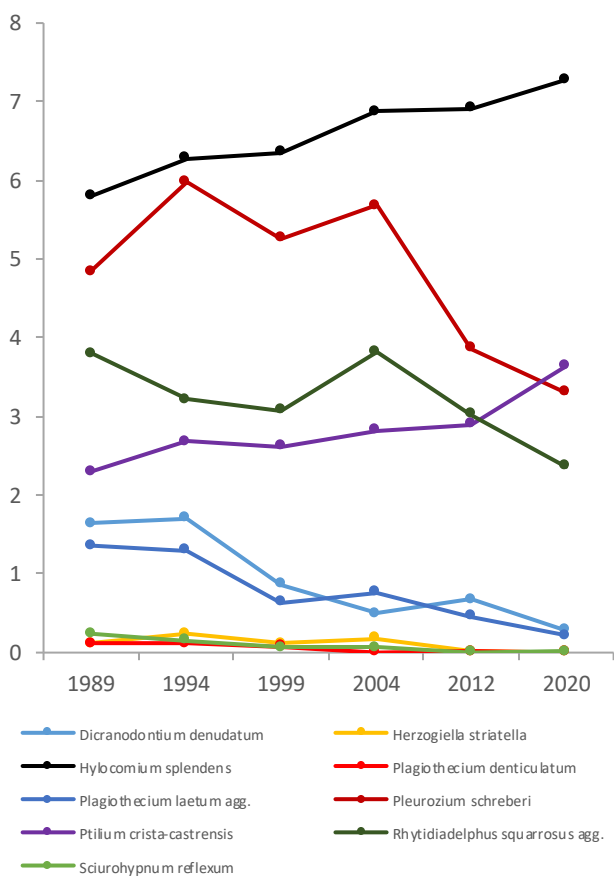
Det har blitt signifikant mindre av 12 levermoser (**figur 4.5**) i løpet av 31-årsperioden (av de totalt 22 som ble testet): broddglefsemose, bakkefrynse, grannkrek-mose, grokornflik, gåsefotskjegg-mose, lyngskjegg-mose, myrglefsemose, rødmsuling-mose (**figur 4.6**), stripefoldmose, stubbeblonde, sumpflak og en art i vårmoseslekta (bare bestemt til slekt). Bare én levermose, piske-skjegg-mose, økte (svakt) signifikant i mengde i løpet av 31-årsperioden.

Ingen lavararter ble signifikant endret i mengde i løpet av 31-årsperioden.

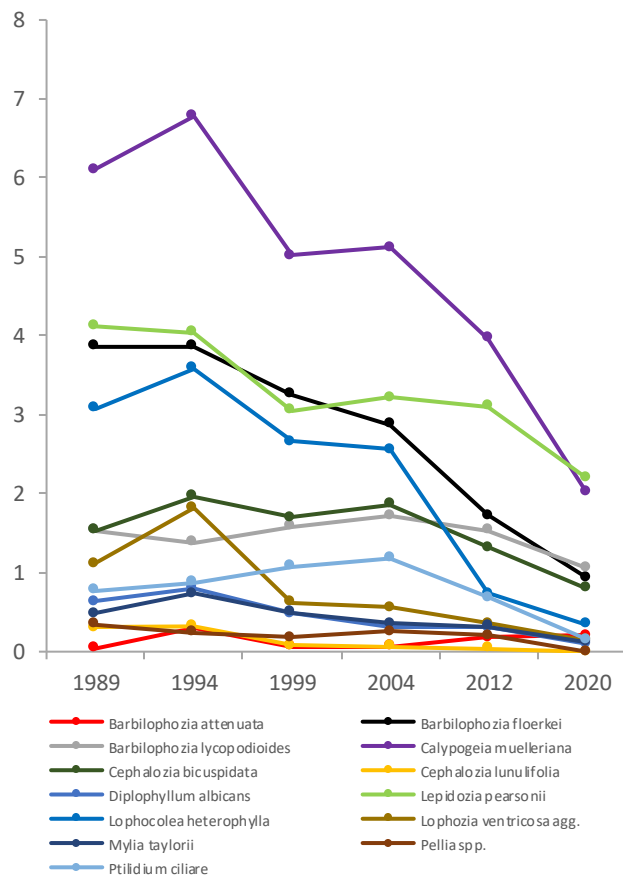
Mange arter hadde for få forekomster og/eller ruter med endringer i minst en av periodene mellom analysetidspunkter til at mengdeendringer kunne testes statistisk. Bare 82 (her inkludert småplanter av trær og marimjeller) av de totalt 154 artene som har vært registrert i rutene i en eller flere perioder, har hatt endring i smårutefrekvens i fem eller flere ruter i en eller flere av periodene. De resterende 72 artene ble ikke testet. Se **vedlegg 4.1** for samtlige norske og latinske artsnavn for perioden 1989 til 2020.



Figur 4.3 Vegetasjonsrute med blant annet bregnene bjørnkam og smørtelg som er to av karplantene det er blitt signifikant mindre av (målt som smårutefrekvens; for smørtelg også signifikant mindre målt som prosent dekning) i 31-årsperioden i Otterstadstølen naturreservat. Foto: Tonje Økland.



Figur 4.4 Utvikling i gjennomsnittlig smårutefrekvens gjennom 31-årsperioden for bladmoser med signifikante endringer fra 1989 til 2020.



Figur 4.5 Utvikling i gjennomsnittlig smårutefrekvens gjennom 31-årsperioden for levermoser med signifikant endring fra 1989 til 2020.



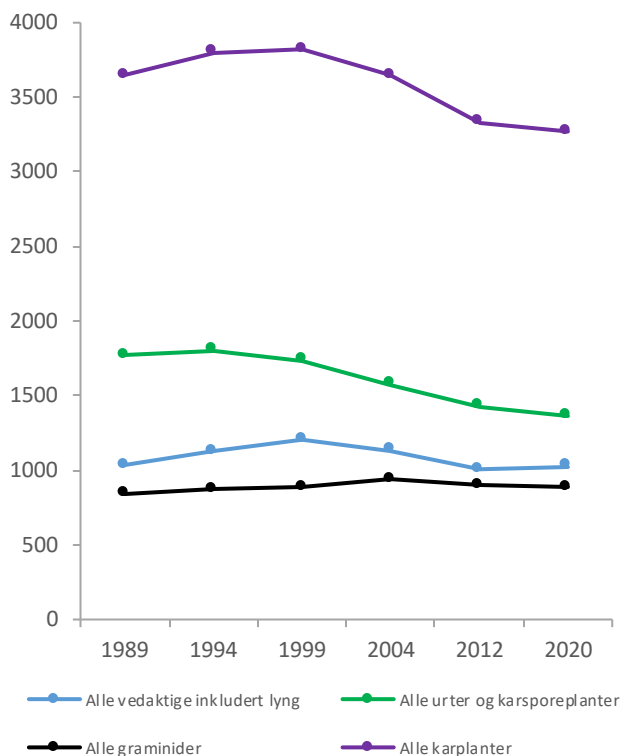
Figur 4.6 Rødmuslingmose er en av de mange levermosene som det er blitt mindre av i 31-årsperioden fra 1989 til 2020 i Otterstadstølen naturreservat. Foto: Marina Gamborg.

Figur 4.7 viser utvikling i sum av småruteforekomster for alle karplantearter totalt og for grupper av karplanter i overvåkingsperioden 1989–2020. **Figur 4.8** viser tilsvarende for alle moser totalt og for artsgruppene bladmoser, torvmoser, levermoser, lav, samt alle kryptogamer og arter totalt. Utvikling i sum småruteforekomster inkluderer også de artene som hadde for få forekomster eller endring i for få analyseruter til å kunne testes.

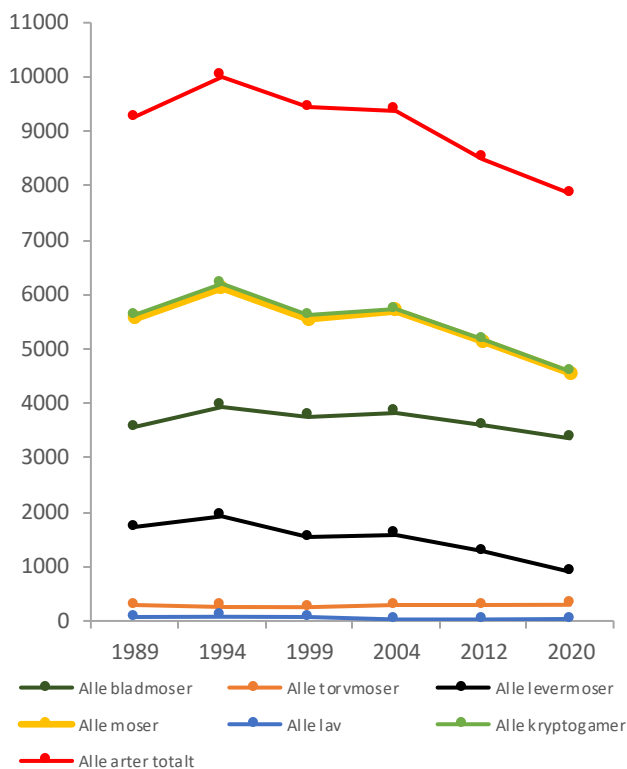
Det har vært en reduksjon i totalt antall småruteforekomster summert for alle arter fra overvåkingsstart i 1989 til 2020, fra 9265 småruteregistreringer i 1989 til 7860 i 2020 (**figur 4.8**), dvs. ca. 15 % færre registreringer i 2020 enn i 1989. Av karplantene (**figur 4.7**), som totalt ble redusert i antall småruteforekomster fra 3648 i 1989 til 3271 i 2020, hadde urter og karsporeplanter størst reduksjon i antall småruteforekomster, fra 1772 småruteregistreringer i 1989 til 1364 i 2020, dvs. ca. 23 % færre registreringer i 2020 enn i 1989. For vedaktige planter (inkludert lyngartene) var det en liten reduksjon, mens graminidene økte noe i antall småruteregistreringer i 2020 i forhold til overvåkingsstart i 1989.

Det var også reduksjon i antall småruteregistreringer totalt for alle moser, fra 5558 i 1989 til 4558 i 2020 (**figur 4.8**). For bladmoser var det en reduksjon fra 3558 i 1989 til 3357 i 2020, mens torvmoser økte fra 275 til 291. Artsgruppen levermoser viste størst reduksjon i småruteobservasjoner, fra 1725 til 904, dvs. en reduksjon på ca. 48 % i perioden 1989–2020. For lav, som var artsgruppen med færrest registreringer, var det en reduksjon fra 59 til 31 småruteobservasjoner, som også innebærer ca. 48 % reduksjon. Antall småruteobservasjoner for alle kryptogamer totalt gikk tilbake (til tross for økningen for torvmoser), fra 5617 i 1989 til 4589 i 2020.

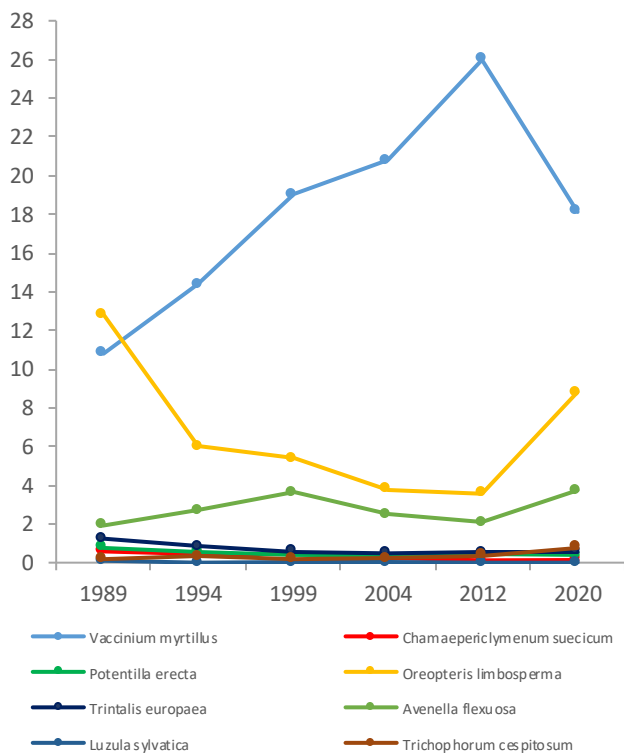
Endringer i prosent dekning i rutene ble også analysert, blant annet for å påvise eventuelle større endringer for dominante arter som ikke alltid fanges opp av smårutefrekvens (T. Økland 1988). Tabell for disse resultatene er ikke vist her, men de viktigste resultatene gjengis nedenfor, og utvikling i gjennomsnittlig prosent dekning for endel arter med signifikante endringer fra 1989 til 2020 er vist i **figur 4.9, 4.10 og 4.12**.



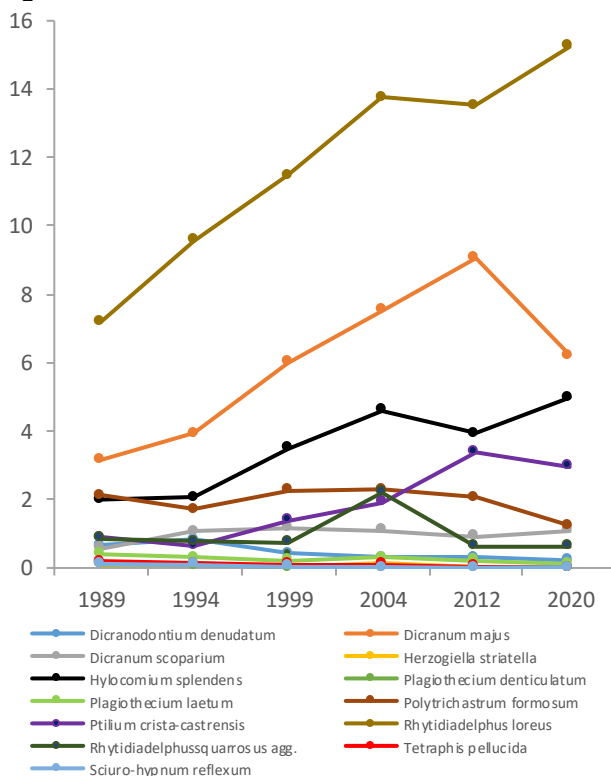
Figur 4.7 Utvikling i sum av antall registrerte småruteforekomster gjennom 31-årsperioden 1989–2020 for alle karplanter totalt og for artsgruppene, vedaktige planter (inkludert lyngartene), urter og karsporeplanter og graminider.



Figur 4.8 Utvikling i sum av antall registrerte småruteforekomster gjennom 31-årsperioden 1989–2020 for alle mosearter totalt, for bladmoser, torvmoser, levermoser, lav og totalt antall kryptogamer og for alle arter totalt.



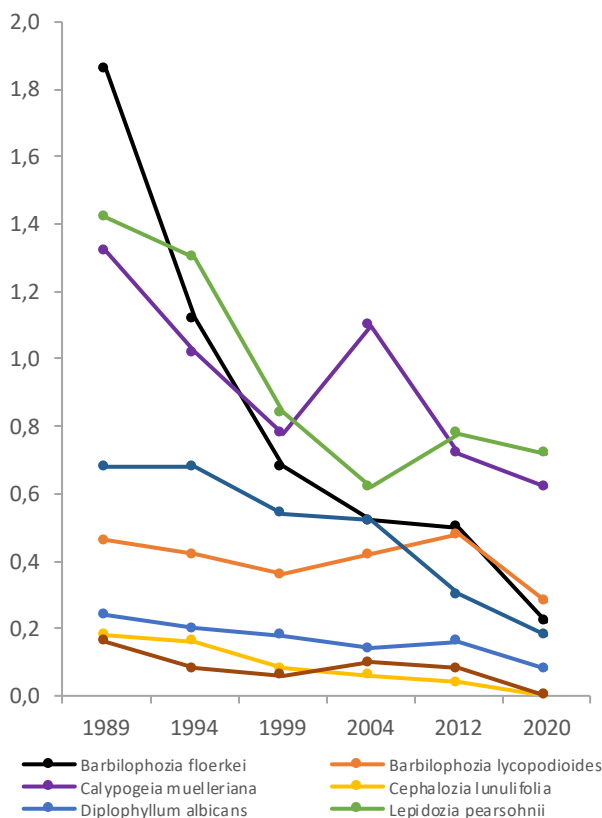
Figur 4.9 Utvikling i gjennomsnittlig prosent dekning for karplanter med signifikant endring i 31-årsperioden 1989–2020.



Figur 4.10 Utvikling i gjennomsnittlig prosent dekning for bladmoser og torvmoser med signifikante endringer 1989–2020.



Figur 4.11 Blanksigd og etasjemose er to av flere store bladmoser som har økt mye i prosent dekning i vegetasjonsrutene i Otterstadstølen gjennom 31-årsperioden 1989–2020. Foto: Tonje Økland.



Figur 4.12 Utvikling i gjennomsnittlig prosent dekning for levermoser med signifikante endringer fra 1989 til 2020.

I siste periode, fra 2012 til 2020, ble blåbær og gjøkesyre signifikant redusert målt som prosent dekning, mens blåtopp og smyle økte signifikant. Ingen andre karplanter endret seg signifikant i siste periode, men for hele 31-årsperioden økte prosent dekning av blåbær, bjønnskjegg og smyle signifikant i analysrutene, mens skogstjerne, skrubbær, smørtelg, storfrytle og tepperot ble signifikant redusert (**figur 4.9**).

Fra 2012 til 2020 ble prosent dekning av de tre bladmosene, blanksigd, kystbinne-mose og stortujamose, signifikant redusert. Ingen arter økte signifikant. I hele perioden 1989–2020 ble prosent dekning av åtte bladmoser signifikant redusert: engkransmose, flakjammose, fleinljåmose, firtannmose, glansjammose, kystbinnemose, sprikelundmose og strid-fauskmose (**figur 4.10**). Fem bladmoser, blanksigd, etasjemose, fjærmose kystkransmose og ribbesigd, økte signifikant (**figur 4.10, 4.11**).

Ingen levermosearter økte signifikant i prosent dekning, verken i siste periode fra 2012 til 2020 eller i hele perioden 1989–2020, men lyngskjeggmose, prakthinne-

mose, tobladblonde og vårmose (bestemt til slekt) ble signifikant redusert fra 2012 til 2020. Prosent dekning av åtte levermoser, lyngskjeggmoser, grannkrekmoser, gåsefotskjeggmoser, myr-glefsemoser, stripefoldmoser, stubbeblonde, sumpflak og vårmose, ble signifikant redusert i løpet av hele 31 årsperioden 1989–2020 (**figur 4.12**).

Ingen lavararter ble signifikant endret i mengde målt som prosent dekning, verken i perioden fra 2012 til 2020 eller i 31-årsperioden 1989–2020.

Endringer i artssammensetning

DCA-ordinasjon basert på alle artene i 50 1 m² analyseruter i seks analyseomløp ble utført. Tolkningen av ordinasjonsaksene basert på analysen av smårutefrekvensdataene fra etableringsåret 1989 (T. Økland 1996), og miljøvariabler ble lagt til grunn også for denne ordinasjonsanalysen. Kendall's ikke-parametriske korrelasjonskoeffisient τ mellom de opprinnelige, tolkede DCA-aksene (T. Økland 1996) og aksene i den nye ordinasjonsanalysen var sterk for alle analyseår for DCA 1 og DCA 2 ($\tau > 0,8$ for alle; signifikant på nivå $p < 0,0001$).

DCA 1 ble i hovedsak tolket som respons på variasjon i pH, jorddybde og innhold av organisk materiale i humussjiktet, samt noe variasjon i innhold av nitrogen og enkelte kationer. DCA 2 ble tolket som respons på jordfuktighet, innhold av kationene Ca, Mn og Na i humussjiktet, variasjon i helning, og variasjon fra under trær til mellom trær (T. Økland 1996). Endringer i artssammensetning ble som tidligere testet for hele DCA 1 og DCA 2, men også separat for den 'fattige' og 'rike' delen av DCA 1 og 2 (**tabell 4.4**) (T. Økland 2004a,b, T. Økland mfl. 2013).

I perioden fra 2012 til 2020 og i hele perioden fra 1989 til 2020 har artssammensetningen uttrykt som variasjon langs DCA 1 i den fattige delen av gradienten, endret seg svakt signifikant i retning av vegetasjon typisk for voksesteder med noe høyere pH og nitrogeninnhold, men lavere innhold av organisk materiale og mindre jorddybde. I den rike delen av denne gradienten og for hele gradienten sett under ett har det vært en motsatt utvikling i 31-årsperioden 1989–2020, dvs. i retning av vegetasjon typisk for voksesteder med lavere pH, innhold av nitrogen, men høyere innhold av organisk materiale og større jorddybde

For hele perioden 1989–2020 er endringer i artssammensetningen langs DCA 2 i retning av vegetasjon typisk på noe tørrere voksesteder under trær, med høyere innhold av kationene Ca og Mn, både i den rike delen og langs hele gradienten sett under ett.

Tabell 4.4 Forflytning av analyseruter langs DCA-ordinasjonsakse 1 og 2 for overvåkingsområdet i Otterstadstølen naturreservat i perioden 1989–2020 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 (T. Økland mfl. 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 $< 0,0005$).

		1989-1994			1994-1999			1999-2004			2004-2012			2012-2020			1989-2020		
		n-	n+	p	n-	n+	P	n-	n+	p	n-	n+	P	n-	n+	p	n-	n+	p
DCA 1 (hele)	50	37	13	0,000	23	27	0,889	26	24	0,451	27	22	0,972	26	24	0,515	30	20	0,031
DCA 2 (hele)	50	15	35	0,001	23	27	0,322	32	18	0,117	26	24	0,806	21	29	0,157	18	32	0,006
DCA 1 «fattig» del	16	12	4	0,179	8	8	0,642	7	9	0,535	5	10	0,078	4	12	0,044	4	12	0,020
DCA 1 «rik» del	34	25	9	0,000	15	19	0,844	19	15	0,188	22	12	0,256	22	12	0,555	26	8	0,000
DCA 2 «fattig» del	16	6	10	0,215	9	7	0,836	11	5	0,148	6	10	0,301	4	12	0,148	5	11	0,070
DCA 2 «rik» del	34	9	25	0,002	14	20	0,326	21	13	0,397	20	14	0,270	17	17	0,590	13	21	0,041

Skader og beitepåvirkning

Det ble registrert noe soppskader på blåbær i 19 1 m² analyseruter og 138 småruter. Beiteskader på blåbær ble registrert i 47 vegetasjonsruter og 564 småruter, trolig skyldtes dette både insektgnag og beite av hjort. I to analyseruter ble det også registrert tråkkskader og i to analyseruter ble det registrert avføring, begge deler fra hjort.

4.3 Oppsummering av vegetasjonsendringene i Otterstadstølen 1989–2020

Vegetasjonsutviklingen i Otterstadstølen naturreservat har tidligere vært rapportert til og med 5. omløp (T. Økland mfl. 2001, 2004a,b, 2013). Her oppsummeres hovedtrekk i resultatene for endringer fra 2012 til 2020 og for hele 31-årsperioden basert på dataene for artene i de 50 analyserutene.

Artsmangfoldet har blitt sterkt redusert gjennom overvåkingsperioden

- Totalt antall arter registrert i de 50 1 m² analyserutene i 2020 var 95, dvs. ni arter færre enn i 2012; to karplanter mer, men 11 mosearter færre enn ved forrige reanalyse i 2012.
- Totalt antall arter registrert i alle analyserutene var 126 i 1989, men bare 95 i 2020, dvs. en reduksjon på 31 arter i løpet av 31-årsperioden, herav fem karplantearter, 24 mosearter og to lavararter.
- Totalt artsantall pr. 1 m² analyserute (artstetthet) var signifikant lavere i 2020 enn i 2012, med i gjennomsnitt 1,96 færre arter for alle artsgrupper. Reduksjonen var også signifikant for artsgruppene bladmoser (i gjennomsnitt -0,82 arter), levermoser (i gjennomsnitt -1,24 arter) og for alle moser totalt og totalt for kryptogamer.
- I 31-årsperioden ble totalt antall arter pr. 1 m² analyserute signifikant og sterkt redusert; i gjennomsnitt var det 4,46 færre arter pr. rute i 2020 enn i 1989.
- Det har blitt signifikant færre arter pr. analyserute i 31-årsperioden for bladmoser, levermoser, totalt antall mosearter, antall lavararter og kryptogamer totalt (henholdsvis -1,48, -2,18, -3,60, -3,86 og -0,26 arter i gjennomsnitt pr. rute). Ingen artsgrupper av karplanter ble signifikant endret, men det var likevel en reduksjon på -0,6 arter i gjennomsnitt pr. rute for alle karplanter totalt.

Reduserte mengder for mange arter, økning for noen få arter

- Av karplantene var det bare smyle som ble signifikant redusert og bare blåtopp som økte signifikant i mengde, målt som smårutefrekvens i siste periode fra 2012 til 2020. Målt som prosent dekning i analyserutene ble to arter (blåbær og gjøkesyre) signifikant redusert og to arter (blåtopp og smyle) økte signifikant.
- I 31-årsperioden 1989–2020 økte bare blåtopp signifikant, målt som smårutefrekvens, mens det ble signifikant mindre av åtte karplantearter (marimjellearter og småplanter av trær ikke regnet med). I 31-årsperioden 1989–2020 økte tre karplantearter signifikant, målt som prosent dekning (blåbær, bjønnskjøgg og smyle), mens det ble signifikant mindre av fem karplantearter (skrubbær, smørtelg, skogstjerne, storfrytle og tepperot).
- Det har i perioden 2012–2020 blitt signifikant mer av fjærmose og lyngtorvmose, målt som smårutefrekvens, mens ingen bladmosearter eller torvmosearter har blitt signifikant redusert. Det ble også signifikant mindre av åtte levermoser, mens ingen økte i siste periode. Målt som prosent dekning i analyserutene, har det blitt signifikant mindre av tre bladmosearter og fire levermoser, mens ingen økte.
- I 31-årsperioden 1989–2020 har 20 mosearter blitt signifikant redusert i mengde (målt som smårutefrekvens), derav syv bladmosearter og 13 levermoser, mens to store bladmosearter (etasjemose og fjærmose) økte signifikant. I 31-årsperioden har det også blitt signifikant mindre av åtte bladmosearter og åtte levermoser, målt som prosent dekning i rutene, mens bare fem bladmosearter (blanksigd, etasjemose, fjærmose kystkransmose og ribbesigd) og ingen levermoser har økt signifikant. Alle de fem bladmosene som hadde

økt signifikant i prosent dekning i 31-årsperioden, hadde nær doblet eller mer enn doblet sin gjennomsnittlige prosent dekning. Av disse hadde ribbesigd minst dekning (1,2 % i 2020 mot 0,56 % i 1989) og kystkransmose størst (15,24 % i 2020 mot 7,2 % i 1989).

- Ingen lavararter endret seg signifikant i mengder i siste periode 2012–2020 eller i hele 31-årsperiodenperioden, verken målt som smårutefrekvens eller prosent dekning.
- Mange arter er det for lite av i rutene til at endringer i mengde kunne testes. En del arter har også vært til stede i en eller flere ruter, men ikke i alle analyseomløp. Oppsummering av småruteregistreringer viser imidlertid at det er blitt færre registreringer totalt for alle arter og for alle artsgruppene i 31-årsperioden, unntatt for torvmoser og graminider som begge har hatt en liten økning. For karplantene er det først og fremst urter og karsporeplanter som er redusert med ca. 23 % i forhold til 1989, og for kryptogamer er det spesielt levermosene og lavartene, begge artsgrupper med ca. 48 % i forhold til utgangspunktet i 1989 (det var imidlertid bare 59 småruteobservasjoner av lav i utgangspunktet i 1989).
- Det var signifikante endringer i artssammensetning langs den 'fattige' delen av gradienten (uttrykt langs DCA 1) i både den siste perioden og i hele perioden. Endringen gikk i retning av vegetasjon typisk for voksesteder med noe høyere pH og nitrogeninnhold, men lavere innhold av organisk materiale og mindre jorddybde. For hele gradienten sett under ett, og langs den 'rike' delen av gradienten, var det motsatt endring for 31-årsperioden, dvs. i retning av lavere pH og innhold av nitrogen i humussjiktet, høyere innhold av organisk materiale og større jorddybde.
- Artssammensetningen (uttrykt langs DCA 2) endret seg også i 31-årsperioden signifikant både i den 'rike' delen og langs hele gradienten sett under ett i retning av vegetasjon typisk på noe tørrere og brattere voksesteder under trær, med høyere innhold av kationene Ca og Mn.
- Det ble registrert noe sopp-skader på blåbær og noe beiteskader, i hovedsak på blåbær. Tallmaterialet fra 2012 er imidlertid noe usikkert, siden det var første gang skaderegistreringer ble testet ut. Endringer er derfor ikke vist.

Sannsynlige og samvirkende årsaker til utviklingstrendene

Det er påvist betydelige endringer for både karplanter og moser for hele overvåkingsperioden 1989–2020. For karplantene gjelder endringen først og fremst enkeltartenes mengder, mens det for mosene har vært betydelige endringer i mange enkeltartenes mengder, samt stor reduksjon i artsantall totalt og i gjennomsnitt pr. analyserute. Det er også endringer i artssammensetning og betydelig reduksjon i totalt antall observerte arter i smårutene og for mange artsgrupper. Artsmangfoldet i vegetasjonen ble totalt sett betydelig redusert fra 1989 til 2020, og som i de andre overvåkingsområdene har det blitt mindre av svært mange arter, mens det ble blitt mer av noen få arter, i all hovedsak store bladmoser (T. Økland & Halvorsen 2020). Som i de andre overvåkingsområdene er det sannsynlig at samvirkende effekter av flere påvirkningsfaktorer har bidratt til vegetasjonsendringene, men klimaendringene i overvåkingsperioden har trolig bidratt vesentlig.

Samvirkende effekter mellom karplanter og moser er én sannsynlig årsak til reduksjonen i karplantenes artsmengder for hele overvåkingsperioden 1989–2020. Tetterebunnsjikt pga. økt dekning av noen få store moser har trolig bidratt til å hindre etablering fra frø og/eller vegetativ formering, og kan også ha gjort det vanskeligere for karplanter å overleve i den tettere mosematta. Endringer i humuskjemien kan også ha bidratt noe til karplanteendringene i 31-årsperioden. Endringene i artssammensetningen er imidlertid ikke entydige, siden det er motsatte trender i endringer langs den 'fattige' og 'rike' delen av hovedgradienten DCA 1, tolket som variasjon i pH og innhold av nitrogen, karboninnhold og jorddybde i humussjiktet. Endringer i tresjiktstrukturen pga. økt bestandsalder kan også ha bidratt, via endrete lysforhold eller fordi humuskjemien forandres ved økt alder av trebestandene. Endringene i artssammensetning langs DCA 2 kan tilsis at det stedvis har blitt noe mørkere og tørrere under trærne.

Beitepåvirkning kan også ha påvirket noen karplanter. I 2020 var det mest beiteskader på dvergbusker, men i 2012 registrerte vi også en del beiteskader på urter og bregner (T. Økland mfl.

2013). Trolig skyldes beitepåvirkningen delvis økende bestand av hjort. Vi så noen steder også tråkkaskader og avføring fra hjort i 2020. Vi registrerte også mye 'insektgnag' på blåbær i 2020.

Middeltemperaturen vår, sommer og høst, antall nedbørsdager fra mai til oktober, vekstsesongens lengde definert som antall dager med middeltemperatur $>5^{\circ}\text{C}$ og uten snødekke, og sum daggrader $> 5^{\circ}\text{C}$ økte signifikant i Otterstadstølen fra 1988 til 2020 (**tabell 2.4, figur 2.7–2.10**; se kapittel 2.2.2). Økt temperatur om høsten og tidlig vår, og derved lenger vekstsesong er gunstig for store skogsmoser som blanksigd, etasjemose, kystbinnemose og torvmoser, siden flere store bladmosearter kan vokse og formere seg vegetativt ved lave temperaturer, gitt nok fuktighet og lys, ettersom mosene kan ha fotosyntese ned mot 0°C (Glime 2017). Store moser kan derved overvokse mindre arter og gjøre bunnsjiktet tettere. Som i de andre overvåkingsområdene er det noen få store skogsmoser som har økt i mengder. Både blanksigd, etasjemose, fjærmose og kystkransmose er store skogsmoser som har økt mye i prosent dekning (**figur 4.10**) fra overvåkingen startet i 1989, selv om fjærmose og blanksigd ble noe redusert i prosent dekning fra 2012 til 2020. Lenger vekstsesong og gunstigere klimatiske forhold, og derved økte vegetativ vekst og formering for noen få store bladmoser, er derfor trolig en viktig årsak til redusert antall og mengder av mange små og mellomstore arter av bladmoser og levermoser i 31-årsperioden. Dette er et tydelig mønster som vi også har registrert i mange andre overvåkingsområder (jf. T. Økland & Halvorsen 2020, T. Økland mfl. 2015, 2016, 2017, 2019b, 2020a).

I Otterstadstølen, som i seks andre TOV granskogsområder, har det fra og med 1990 vært årlige detaljerte populasjonsundersøkelser av etasjemose (R. Økland 1995b, Halvorsen 2019) i et areal innenfor hver analyserute når det har vært registrert tilstrekkelig mange etasjemose skudd. Samtidig er den totale mosedekningen registrert for disse arealene. Halvorsen (2019) rapporterer at mosedekningen økte fram til 2017 i Otterstadstølen, da den nådde sin høyeste verdi på 76 % i gjennomsnitt. Smågnagerpåvirkning er også undersøkt årlig i forbindelse med populasjonsundersøkelsene av etasjemose; smågnagere beiter på moser og roter opp i bunnsjiktet. Det har ikke vært registrert betydelig smågnagerpåvirkning mellom 1990 og 2018 i Otterstadstølen (Halvorsen 2019). Det ble imidlertid registrert en del smågnagerpåvirkning i 1989, da vegetasjonsovervåkingen ble utført for første gang (T. Økland, pers. obs.), men etter dette har smågnagerpåvirkning av betydning ikke vært registrert. Mellom første og andre analyseår, dvs. mellom 1989 og 1994, økte flere bladmoser og levermoser i smårutefrekvens (**tabell 4.3**), trolig fordi smågnagerpåvirkningen i 1989 (eller i perioden 1988–1990) bidro til å skape åpninger i bunnsjiktet. Som i de andre overvåkingsområdene i granskog har noen få arter av bladmoser økt i mengde, både målt som smårutefrekvens og som prosent dekning gjennom overvåkingsperioden (1989–2020), mens det er blitt mindre av mange små bladmoser og av mange levermoser. Resultater fra populasjonsundersøkelsene av etasjemose fra 1989 til 2020 støtter hypotesen om at klimautviklingen, i kombinasjon med fravær av smågnagertopper, har vært en viktig årsak til redusert artsmangfold og mengder for mange moser i Otterstadstølen, fordi mange mindre arter er avhengige av åpninger i bunnsjiktet for å kunne etablere seg og overleve.

Selv om det har blitt mindre av mange karplantearter også i Otterstadstølen, skyldes den store reduksjonen i artsmangfold gjennom 31-årsperioden først og fremst færre mosearter, totalt 24 arter færre og i gjennomsnitt 3,6 færre arter pr. vegetasjonsrute i 2020 enn i 1989. For mosene er dette foreløpig den største reduksjonen i artsmangfold som er registrert i overvåkingsområdene i granskog gjennom hele overvåkingsperioden.

Vedlegg 4.1 Planter registrert i Otterstadstølen 1989–2020

Oversikt over plantearter registrert i overvåkingsrutene i Otterstadstølen naturreservat i ett eller flere av årene 1989, 1994, 1998, 2004, 2012 og/eller 2020.

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

Latinsk navn	Norsk navn	Latinsk navn	Norsk navn
Levermoser (forts.)			
<i>Lepidozia pearsonii</i>	Grannkrekemose	<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse
<i>Lophocolea bidentata</i>	Tobladblonde	<i>Scapania irrigua</i>	Sumtvebladmose
<i>Lophocolea heterophylla</i>	Stubbeblonde	<i>Scapania nemorea</i>	Fjordtvebladmose
<i>Lophozia collaris</i>	Skuggeflik	<i>Scapania scandica</i>	Butt-tvebladmose
<i>Lophozia excisa</i>	Rabbeflik	<i>Scapania umbrosa</i>	Sagtvebladmose
<i>Lophozia longidens</i>	Hornflik	<i>Schljakovia kunzeana</i>	Myrskjeggmose
<i>Lophozia obtusa</i>	Buttflik	<i>Tritomaria exectiformis</i>	Stihoggdann
<i>Lophozia sudetica</i>	Raudflik	<i>Trilophozia quinqueidentata</i>	Storhoggdann
<i>Lophozia ventricosa</i> agg.	Grokornflik	Lav	
<i>Marsupella emarginata</i>	Matteh utremose	<i>Cladonia bellidiflora</i>	Blomsterlav
<i>Mylia taylorii</i>	Rødmuslingmose	<i>Cladonia cenotea</i>	Meltraktlav
<i>Pellia</i> spp.	Värmoseslekta	<i>Cladonia chlorophaea</i> agg.	Pulverbrunbeger
<i>Plagiochila asplenoides</i>	Prakthinnemose	<i>Cladonia coniocraea</i> agg.	Stubbesyl
<i>Plagiochila porelloides</i>	Berghinnemose	<i>Cladonia digitata</i>	Fingerbeger
<i>Ptilidium ciliare</i>	Bakkefrynse	<i>Cladonia furcata</i>	Gaffellav

5 Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2020

Tonje Økland, Siri Lie Olsen og Rune Halvorsen

Vegetasjonsovervåking basert på konseptet for vegetasjonsøkologiske undersøkelser (T. Økland 1990, R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996, Eilertsen & Stabbetorp 1997, Bakkestuen mfl. 2001, T. Økland mfl. 2001), startet opp i 1988 og omfatter 17 referanseområder (**figur 2.1**). Åtte av disse overvåkingsområdene, etablert i granskog i perioden 1988–1992, driftes av NIBIO (se kap. 4 for mer om etableringen av denne delen av overvåkingen). Et overvåkingsområde i Solhomfjell i barskog (gran- og furuskog) ble etablert i 1988 og driftes av Universitetet i Oslo. Disse ni områdene i barskog refereres 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 vegetasjonsovervåkingen fra dette tidspunktet er gjennomført med tilnærmet samme metodikk for bjørkeskog og granskog. Langtidsseriene gir dessuten verdifull og nødvendig kunnskap om naturlig variasjon i skogøkosystemene (R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996, Bakkestuen mfl. 2010).

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 (se bl.a. T. Økland 1996). Her rapporteres endringer for overvåkingsperioder fra 1988 til 2020 i forekomst av fire utvalgte arter, gjøkesyre (*Oxalis acetosella*), fugletelg (*Gymnocarpium dryopteris*), smyle (*Avenella flexuosa*) og etasjemose (*Hylocomium splendens*), som kan tenkes å respondere på langtransporterte forurensinger og/eller klimaendringer (T. Økland mfl. 2004a,b). I forhold til tidligere rapportering av endringer for disse utvalgte artene (T. Økland mfl. 2020b) omfatter dette kapitlet resultater fra reanalyse av analyse-ruter i granskog og bjørkeskog i 2020 i henholdsvis Otterstadstølen naturreservat og Børgefjell nasjonalpark.

Datagrunnlag og metoder

I hvert av åtte granskogsområder overvåkes vegetasjonen i 50 analyseruter à 1 m², mens antallet er 61 i granskog i Solhomfjell. I hvert område dekker analyserutene til sammen variasjon langs de viktigste lokale økologiske gradientene innenfor rammen av 'naturtypen' undersøkelsen omfatter (T. Økland 1996). Artsmengder registreres innen hver 1 m² analyserute som smårutfrekvens (forekomst av hver art i 16 like store småruter; T. Økland 1988) og som prosent dekning (fra og med 1989). Overvåkingen i bjørkeskog omfatter 50 analyseruter i hvert av seks områder. Alle disse er fra og med 1993 analysert hvert femte år etter samme metodikk som i granskogsområdene.

Datagrunnlaget besto opprinnelig av 561 analyseruter fra granskog (T. Økland 1996), men fra og med fjerde omløp analyseres bare ni av elleve granskogsområder (jf. kap. 4), dvs. 461 analyseruter i granskog. Tre av disse analyserutene, to i Bringen og én i Gutulia, ligger nå under store, falne 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 (omløpstiden ble gradvis lagt om i løpet av femte omløp). Etter feltsesongen i 2020 er analyserutene i granskogsområdet i Solhomfjell analysert syv ganger; i Paulen, Grytdalen, Rausjømarka, Otterstadstølen og Gutulia seks ganger, og i Bringen, Urvatnet og Granneset fem ganger. I bjørkeskogsområdene er det til sammen 300 analyseruter, og i disse områdene er analyserutene i Gutulia, Børgefjell og Dividalen analysert seks ganger og i de tre andre områdene fem ganger. Resultatene for de fire artene i de ni granskogsområdene (**figur 5.1**) baserer seg således på registreringer i 458 analyseruter utført fra 1988 til 2020, mens resultatene fra de seks bjørkeskogsområdene (**figur 5.2**) baserer seg på registreringer utført fra 1993 til 2020.

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 analyserutene i hvert område brukt som mengdemål. Dekningsdata 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 (jf. T. Økland 1990, 1996, R. Økland & Eilertsen 1993, Bakkestuen mfl. 2010).

Gjøkesyre

Gjøkesyre er en lavvokst flerårig urt som er vanlig i granskoger på frisk jordbunn med noe bedre mineralnæringstilgang enn i den fattigste blåbærskogen. Arten er noe mindre vanlig i fjellbjørkeskogen enn i boreal granskog. Den trives dårlig på sur og svært 'basefattig' jord (Ellenberg mfl. 1992) og er særlig 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 mfl. 1997).

I perioden 1988–1998 viste gjøkesyre stor tilbakegang i alle de sør- og sørøstnorske granskogsområdene der arten finnes (Solhomfjell, Grytdalen, Rausjømarka, **figur 5.1**), mens utviklingstrenden i de andre granskogsområdene var mindre tydelig. Arten er sjelden i bjørkeskogsområdene, med unntak av Gutulia og Åmotsdalen (**figur 5.2**). 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, med en foreløpig topp i 2013.

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 (T. Økland mfl. 2004a,b).

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, mens den igjen avtok 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 analyserutene ble etablert i 1988. I det sørligste området Paulen mangler gjøkesyre i analyserutene.

I Bringen og Otterstadstølen har antall småruteforekomster variert noe mellom år, men i begge disse områdene har det de siste analyseårene (henholdsvis 2014 og 2020) vært en økning sammenliknet med oppstarttidspunktet for overvåkingen (henholdsvis i 1989 og 1991). I de nordligste granskogsområdene, Gutulia, Urvatnet og Granneset, har antall småruteforekomster variert noe mellom år, men i alle disse områdene var mengdene ved siste analyseår (henholdsvis 2017, 2015 og 2013) litt lavere enn ved overvåkingsstarten (i henholdsvis 1989, 1992 og 1990). I granskogsområdet i Gutulia og i Granneset har det vært registrert tilbakegang for arten siden henholdsvis 2004 og 2000.

Det er trolig flere årsaker til den varierende utviklingen for gjøkesyre i granskogsområdene. Reduserte tilførsler av langtransportert forurensing fra slutten av 1900-tallet kan ha hatt en positiv innvirkning på de sørlige områdene, mens endringene i de nordlige områdene trolig skyldes flere samvirkende årsaker. Tettere bunnsjikt på grunn av mildere klima og forlenget 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.

Framgangen for gjøkesyre i bjørkeskogen i Gutulia kan neppe forklares av en forbedring i forsuringssituasjonen, da området ligger i en del av landet som har vært lite påvirket av langtransportert forurensing. Økningen kan imidlertid skyldes lokale endringer i mikroklimaet, da gjøkesyre er en art som i lauvskog kan favoriseres av lys, og som også er svakt termofil (P.A. 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 overvåkingsområdet (Aarrestad mfl. 2012, 2017).

Fugletelg

Fugletelg er en småbregne som er vanlig i omtrent de samme skogtypene som gjøkesyre. Artene har omtrent samme krav til baserikhet (Ellenberg mfl. 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 5.1**). 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 betydelig tilbakegang. I bjørkeskogsområdene er det siden overvåkingen startet opp, observert framgang for fugletelg i Møsvatn, Gutulia (foreløpig toppår 2013) og Dividalen, svak tilbakegang i Åmotsdalen og Lund, og tydelig tilbakegang i Børgefjell (**figur 5.2**).

Sammenliknet med antallet småruteforekomster ved starten av overvåkingen er det etter registreringene i hittil siste omløp registrert stor reduksjon av fugletelg i åtte av de ni granskogsområdene. I Rausjømarka har det aldri vært observert mye fugletelg i analyserutene, 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 antallet småruteforekomster ved siste analyseomløp redusert til henholdsvis 51 %, 55 % og 56 % av antallet ved starten av overvåkingen i henholdsvis i 1990 (Paulen) og 1988 (Solhomfjell og Grytdalen). I de øvrige områdene varierer antallet småruteforekomster registrert ved siste registrering i forhold til antallet registrert ved overvåkingsstarten fra 54 % (i Otterstadstølen ved sjette omløp) til 79 % (i Granneset og Bringingen ved femte omløp). Trenden er tydelig nedadgående også i disse områdene.

Reduksjonen i mengde for fugletelg i alle granskogsområdene skyldes trolig flere medvirkende og samvirkende faktorer. Selv om den langtransporterte luftforurensingen er redusert siden 90-tallet, har den negative utviklingen for arten fortsatt i de sørlige områdene. 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 redusert spiring som følge av at tilgangen til lys og næringsstoffer i de tette mosemattene avtar. Som for gjøkesyre kan ikke også andre årsakssammenhenger utelukkes. Tilbakegangen for fugletelg er del av en stadig tydeligere tilbakegangstrend for mange vanlige urter og bregner i granskogsområdene (T. Økland & Halvorsen 2020).

Det ser ikke ut til å være noen tydelig geografisk trend i endringene i forekomst av fugletelg over tid i bjørkeskogsområdene (**figur 5.2**). Tilbakegangen for fugletelg i Lund kan tolkes som en forsinket respons på jordforsuring, mens økningen for fugletelg i Møsvatn trolig kan settes i sammenheng med avtakende jordforsuring og økt lokal næringstilgang, særlig av nitrogen, som resultat av bjørkemålerangrep (Bakkestuen mfl. 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 første analyse i 1995. 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 mfl. 2016).

Smyle

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 tilførsler av langtransportert nitrogen har blitt framsatt som en mulig forklaring på at smyle har økt i mengde i sørsvenske skoger (Odell & Ståhl 1998, Strengbom mfl. 2003, Nordin mfl. 2005).

En til dels betydelig framgang for smyle ble observert i flere av de sørlige overvåkingsområdene (**figur 2.1**), både i granskog (Paulen, Solhomfjell, Rausjømarka og Bringen) og i bjørkeskogsområdet Møsvatn (**figur 5.1, 5.2**) gjennom de første analyseomløpene (fram til begynnelsen og midten av 2000-tallet). I de øvrige granskogsområdene, bortsett fra Gutulia, ble mengden av smyle redusert. Fra fjerde omløp har utviklingen variert 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 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 sørlige 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 noen av områdene lenger nord, Urvatnet og Granneset, varierte smyledekningen fram til femte omløp (henholdsvis i 2015 og 2013), men var lavere enn ved utgangspunktet (henholdsvis 1997 og 1995). Også i Otterstadstølen var gjennomsnittlig smyledekning lavere ved femte omløp enn i 1994, men økte betydelig fra 2012 til 2020. I granskogen i Gutulia har utviklingen for smyledekning variert, men var lavere i 2018 enn i 1993.

I bjørkeskogen i Gutulia var smyledekningen noe høyere i 2018 enn ved overvåkingsstarten i 1993, mens den i granskogen var lavere i 2017 enn i 1994 (**figur 5.2**). 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 2020, selv om nedgangen nå ser ut til å ha flatet ut. Også i Åmotsdalen har smyledekningen blitt redusert i overvåkingsperioden. I de resterende bjørkeskogsområdene har det kun vært observert små mengdeendringer for smyle.

Nitrogenavsetningen i Norge er størst på Sørlandet (Aas mfl. 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 har imidlertid hjortebeitingen økt de seneste årene. I Gutulia forekommer det beiting av tamrein, men i svært liten grad i granskogen. Endringer i tresjiktstruktur kan være en medvirkende årsak til endringene i enkelte områder, både i granskogene og bjørkeskogene, da økt lystilgang klart begunstiger smyle. Økningen av smyle i bjørkeskogsområder som Møsvatn (Bakkestuen mfl. 2019) skyldes trolig en kombinasjon av langvarig langtransportert nitrogenforurensning 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 mfl. 2004). Den sterke nedgangen av smyle i Børgefjell fram til 2005 skyldes trolig fortetting av tre- og busksjikt og relativt høyt beitepress fra tamrein og smågnagere (Bakkestuen mfl. 2006), mens den svake reduksjonen av smyle i bjørkeskogsområdet Åmotsdalen kan skyldes endringer i beitetrykk, både av smågnagere og husdyr.

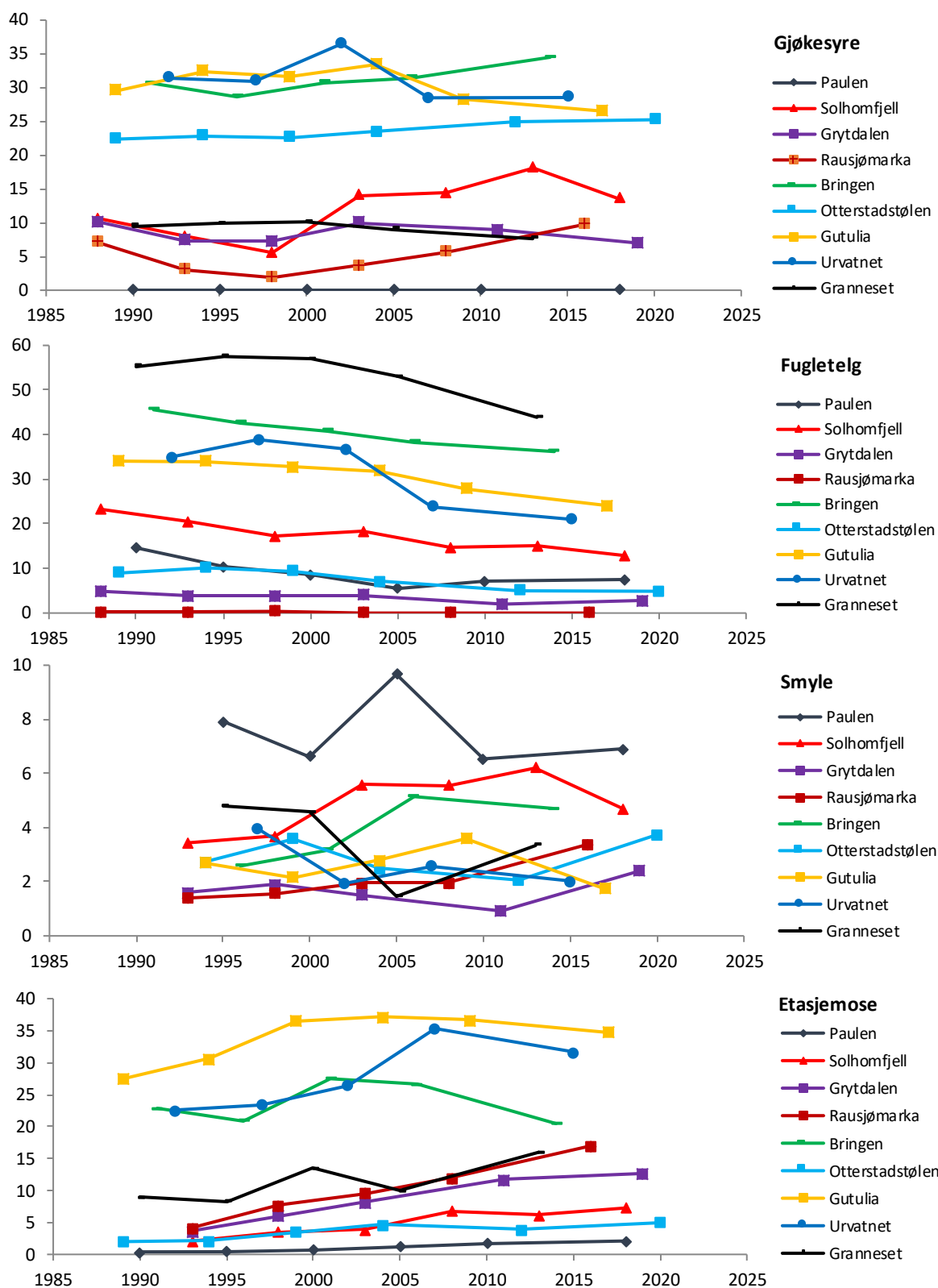
Etasjemose

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 og etter fuktig vær, fram til skogbunnen tørker opp igjen), mens den går inn i en 'dvaletilstand' når den er tørr. Moser vokser selv når gradestokken kryper under null dersom marka ikke er snødekt (Stålfelt 1937). 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 mfl. 2001, 2004a,b).

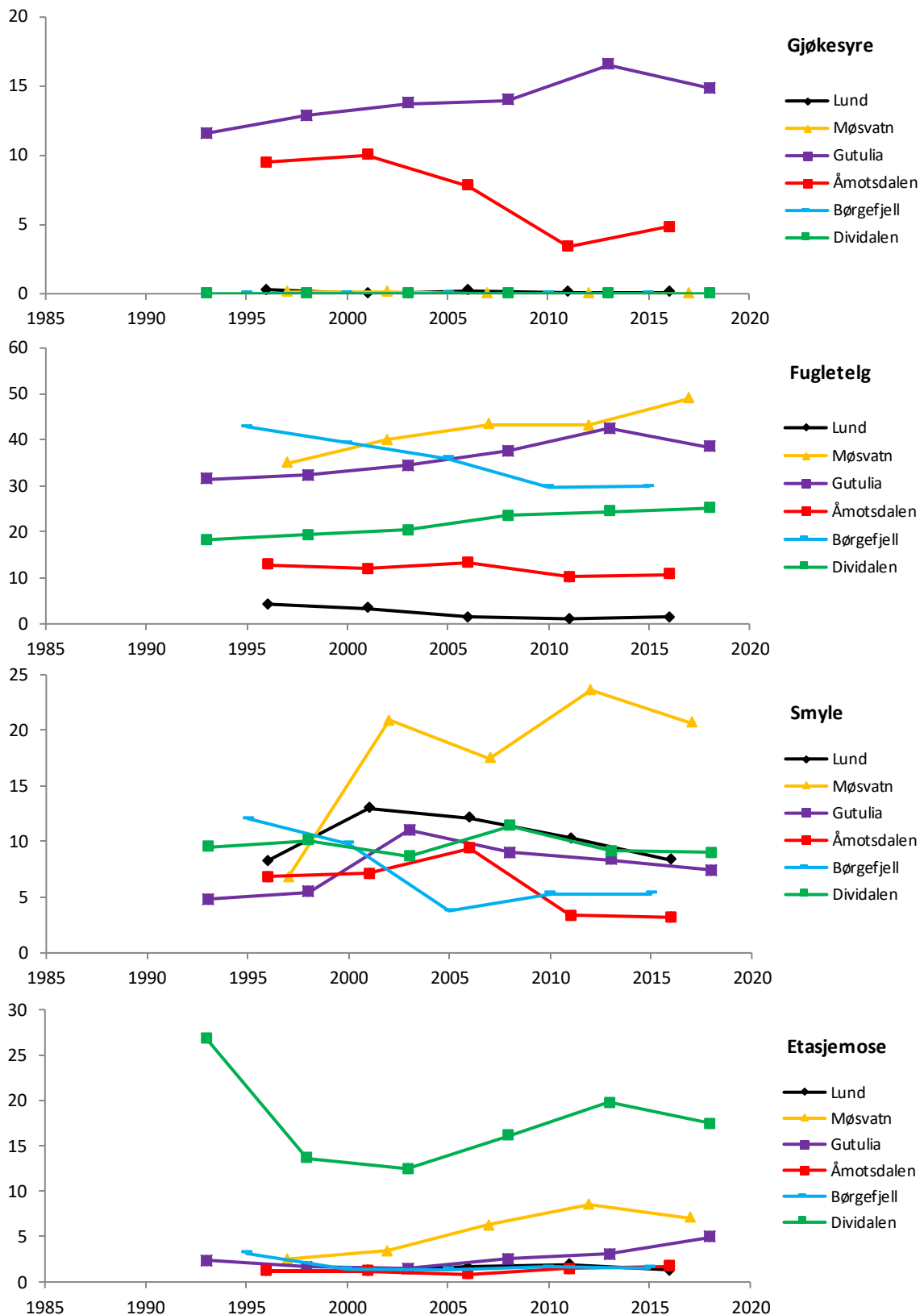
Etasjemose har økt i gjennomsnittlig dekning i åtte av de ni granskogsområdene fra første til hittil siste omløp, selv om det i noen områder har funnet sted en reduksjon i enkelte omløp. I flere av områdene er den gjennomsnittlige dekningen av etasjemose i siste omløp tre til fire ganger større enn da overvåkingen startet. Unntaket er Bringen, der den gjennomsnittlige dekningen ved hittil siste omløp i 2014 var noe lavere enn da overvåkingen startet i 1991 (**figur 5.1**). Stor mengdeøkning for etasjemose er også registrert i områder der det tidligere var lite etasjemose, som for eksempel i Paulen. I granskogsområder der andre store moser (f.eks. blanksigd, kystkransmose og torvmosearter) i utgangspunktet hadde større dekning enn etasjemose i analyserutene, er stor mengdeøkning registrert også for disse artene.

I de fleste områdene er sannsynligvis mildere høstklimate og dermed lengre vekstsesonger høyst sannsynlig en viktig årsak til mengdeøkningen for etasjemose. Økning av store moser som etasjemose i bunnsjiktet har vist seg å være negativt for artsmangfold og mengder av små moser. Dette er trolig også en medvirkende årsak til det lavere artsmangfoldet og mengdereduksjoner for svært mange karplanter i alle granskogsområdene (se tidligere TOV-rapporter og T. Økland & Halvorsen 2020). Endring i smågnagernes populasjonssykluser har også betydning for utviklingen i bunnsjiktet. For eksempel vil fravær av smågnagertoppår favorisere vekst og formering av store, konkurransesterke moser som etasjemose, mens det blir mindre av mange andre arter. På den annen side kan åpning av bunnsjiktet i smågnagertoppår, 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 påvirkning av smågnagere på markvegetasjonen mellom ca. 1989/1990 og ca. 2010/2011. Bortsett fra en smågnagertopp i Granneset i 2001 er det etter 1990 bare registrert smågnagertopper med synlig påvirkning på markvegetasjonen rundt 2010/2011 i Grytdalen og Granneset (T. Økland og R. Halvorsen, pers.obs.). I Bringen og Urvatnet, der populasjonsstudier av etasjemose ikke utføres, kjenner vi ikke til om det har vært store smågnagertopper og påvirkning på vegetasjonen 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 mfl. 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 1995b, Rydgren mfl. 2007). Endringene i etasjemosedekning er relativt små i bjørkeskogsområdene, med unntak av de sørlige overvåkingsområdene Møsvatn og Gutulia der arten har vist en jevn framgang (**figur 5.2**) og det nordlige overvåkingsområdet Dividalen der dekningen gikk betydelig tilbake fra 1993 til 2003. I siste omløp fra 2013 til 2018 gikk etasjemosedekningen igjen noe tilbake, noe som kan skyldes et toppår for smågnagere i Dividalen i 2018. I Børgefjell har etasjemose hatt lav dekning gjennom hele overvåkingsperioden, men i 2020 var arten nesten borte, trolig på grunn av fortetting av tre- og busksjikt og påfølgende økning i strøfall. Smågnagerbeite kan også spille inn her.



Figur 5.1 Mengdeutvikling for utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i granskog gjennom overvåkingsperioden 1988-2020. Mengde er målt som gjennomsnittlig prosentvis forekomst i småruter for gjøkesyre og fugleteleg og som prosent dekning for smyle og etasjemose. I 1988 ble ikke prosent dekning analysert. Data fra første analyseår i Rausjømarka, Grytdalen og Solhomfjell er derfor ikke registrert. Data for 1. omløp (1988–1992) er heller ikke vist for smyle. Områdenes plassering er vist i **figur 2.1**.



Figur 5.2 Mengdeutvikling for utvalgte plantearter i overvåkingsområdene i bjørkeskog gjennom overvåkingsperioden 1993-2020. Mengde er målt som gjennomsnittlig prosentvis forekomst i småruter for gjøkesyre og fugletelg og som prosent dekning for smyle og etasjemose. Områdene plasseres vist i figur 2.1.

6 Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Børgefjell og Solhomfjell 2020

Bård Pedersen, Magni Olsen Kyrkjeide og Heidi E. Myklebost

Formålet med epifyttovervåkingen i TOV-områdene er å følge bestandsutviklingen i epifyttiske samfunn over tid og å kunne skille mellom naturlig variasjon og eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensinger eller andre miljøendringer.

6.1 Metoder

Overvåkingens generelle design og metodene for innsamling av data i felt er beskrevet i Framstad mfl. (2020a). Innenfor hvert TOV-område overvåkes epifyttvegetasjonen på åtte trær i hver av fem prøveflater. Overvåkingstrær som etter hvert dør, erstattes av nye. Forekomst av arter registreres på overvåkingstrærne langs fem horisontale takseringslinjer rundt stammen pr. tre. Linjene er plassert henholdsvis 130 cm, 150 cm, 170 cm, 190 cm og 210 cm over midlere marknivå. Blad- og busklav med redusert vitalitet blir registrert separat. I tillegg registreres arter som forekommer på treet, men som ikke treffes av takseringslinjene. Det tas målinger av overvåkingstrærnes høyde og stammeomkrets. Opplegget har imidlertid gjennomgått noen endringer etter oppstarten både i Børgefjell og Solhomfjell.

Flatene for overvåking av epifyttvegetasjonen i Børgefjell (Røyrvik, Trøndelag, **figur 2.1**) og Solhomfjell (Gjerstad, Agder) ble etablert i 1990 (Hilmo 1991, Hilmo & Wang 1991), med gjenkartlegging i 1995 (Bruteig 1996), 2000 (Bruteig 2001), 2005 (da en ekstra prøveflate ble lagt til overvåkingen i Børgefjell, Hagen mfl. 2006), 2010 (Evju mfl. 2011), 2015 (Evju mfl. 2016) og 2020. Etter fjerde omdrev ble imidlertid opplegget i begge områdene revidert slik at det ble i overensstemmelse med epifyttovervåkingen i de andre TOV-områdene (Evju mfl. 2015, 2016). I Børgefjell innebar dette bl.a. at overvåkingen ble avsluttet i to av syv prøveflater. Fram til og med fjerde omdrev var Solhomfjell det eneste av TOV-områdene hvor overvåkingen ble utført på furu og ikke på bjørk. Dette ble endret i 2015 da fem nye overvåkingsflater med bjørk ble etablert, mens overvåkingen på furu ikke er videreført etter 2010. For Børgefjell presenteres her resultatene fra de fem prøveflatene der overvåkingen er videreført fram til 2020, mens for Solhomfjell presenteres kun resultatene fra registreringene i 2015 og 2020. Framstad mfl. (2020a) gjengir kart over prøveflatenes plassering i terrenget.

Etter fjerde omdrev ble dessuten plasseringen av takseringslinjene på overvåkingstrærne i Børgefjell justert til de samme høydenivåene over bakken som i de andre områdene (Evju mfl. 2015). Dette innebærer til sammen at det for de fleste trærne i Børgefjell er tre linnehøyder med data for hele overvåkingsperioden, mens det for trærne i prøveflate 6 kun er to linnehøyder. En gjennomgang av epifytt databasen i 2019 avslørte i tillegg at noen av takseringslinjene hadde tvetydige IDer, noe som medførte at en tredje linnehøyde i flate 6 feilaktig ble tolket å være benyttet i alle tidligere registreringer, og dermed inkludert i forrige rapportering av resultater fra Børgefjell (Evju mfl. 2016). Årets rapportering og dataanalyser tar utgangspunkt kun i de linnehøydene som har vært benyttet gjennom hele overvåkingsperioden. Resultatene fra flate 6 er derfor noe forskjellig fra det som er rapportert tidligere.

I 2020 ble feltregistreringene av epifyttvegetasjonen gjennomført 22.–26. juni i Solhomfjell og 4.–7. august i Børgefjell.

Feltregistreringene i Solhomfjell i 2015 ble gjennomført under krevende værforhold mht. å oppdage og artsbestemme enkelte skorpelav, spesielt lav som vokste sammen med og til dels under et dekke av alger (Marianne Evju, pers. med.). Registreringene fra 2015 av utvalgte skorpelav er derfor gjennomgått og revidert i lys av registreringene fra 2020. Dekningen av skorpelav forventes likevel fortsatt å være underestimert i registreringene fra 2015.

Fire av overvåkingstrærne i Solhomfjell (tre trær i flate 7 og ett i flate 8) og fire av trærne i Børgefjell (ett tre i hver av flate 1 og 6 og to trær i flate 3) hadde veltet eller dødd siden 2015 og ble erstattet med nye overvåkingstrær i 2020.

For målinger av lufttemperatur og lystilgang i prøveflatene benyttes vanntette loggere av typen HOBO (MX2202) Pendant MX (Framstad mfl. 2020a). Disse ble montert på alle overvåkingstrær i 2019 og erstattet tidligere monterte IButton 23-loggere som registrerte temperatur og luftfuktighet. Loggerne er montert ca. 2 m over bakken på nordsiden av stammen mellom takseringslinje 4 og 5. Loggerne registrerer temperatur og lys (lux) fire ganger i døgnet, kl. 02.00, 08.00, 14.00 og 20.00, sommertid og kl. 01.00, 07.00, 13.00 og 19.00 vinterstid. Loggerne leses av årlig.

Vi har benyttet lineære modeller for å analysere endringer i epifyttdekning og i egenskapene til prøvetrærne over tid, med prøvetre næstet innenfor flater som tilfeldige variabler. Ettersom undersøkelsesperioden dekker 30 år, kan en tenke seg ulike typer av utviklingsforløp for responsvariablene, inklusive svingninger. Vi har derfor gjennomført planlagte, ortogonale, polynome sammenlikninger mellom år, dvs. vi har testet for lineære (lc), kvadratiske (qc) og kubiske (cc) sammenhenger mellom responsvariabelen og tid. I noen tilfeller, der resultatene var vanskelige å tolke, ble disse erstattet med ikke planlagte, parvise sammenlikninger mot f.eks. starttidspunktet. Om nødvendig er dekning av artsgrupper og enkeltarter log- eller arcsin-transformert før analysene. Tilsvarende benyttet vi logistiske modeller i analysen av forekomst av lav med redusert vitalitet.

6.2 Resultater fra Børgefjell

Det er signifikante endringer i den gjennomsnittlige høyden til prøvetrærne i Børgefjell i løpet av perioden fra 1990 til 2010 når en kontrollerer for utskifting av prøvetrær og forskjeller mellom prøveflatene. Det var en negativ trend i prøvetrærnes høyde fra 1990 til rundt 2005, med de største endringene mellom 1990 og 2000, og en positiv trend etter 2005, med de største endringene mellom 2015 og 2020 (kvadratisk kontrast mellom år: $p < 0,001$, **tabell 6.1**). Endringene i prøvetrærnes høyde reflekterer i stor grad at toppgreinene i trekronene i studieområdet ofte knekker eller tørker ut og etter hvert erstattes med nye (pers. obs.).

Tilsvarende analyser av prøvetrærnes stammeomkrets viser som forventet at det har vært en monoton økning i omkretsen gjennom hele perioden (lineær kontrast mellom år: $p < 0,001$, **tabell 6.1**), med unntak av perioden fra 1990 til 1995 da den gjennomsnittlige omkretsen ikke økte ($p = 0,459$). Økningen i omkretsen har vært spesielt stor mellom 2005 og 2010 for deretter gradvis å avta i de to seneste periodene.

Årsmiddeltemperaturen i de fem årene 2015–2019 er i gjennomsnitt noe lavere i de to lavestliggende flatene 0 og 1 enn i de tre andre (**tabell 6.2**). Dette mønsteret er konsistent for alle fem årene (ikke vist), selv om det er noe variasjon mellom årene i årsmiddeltemperatur. Laveste årsmiddel (1,0 °C) ble målt for flate 0 i 2018, mens høyeste (2,5 °C) ble målt i flate 5 i 2015. Det er om vinteren de nedre flatene er kaldest. I sommerhalvåret varierer temperaturen motsatt (ikke vist). Det er derfor flest døgn med temperatur > 0 °C gjennom et år i flate 0 og færrest i de høyestliggende flatene 5 og 6 (**tabell 6.2**). Dette mønsteret er også stabilt gjennom hele femårsperioden. Flest døgn med temperatur > 0 °C (240) ble målt i flate 0 i 2015, færrest (196) i flate 6 i 2017. Luftfuktigheten gjennom vekstsesongen avtar fra den nederste flaten 0 til flatene 5 og 6 (**tabell 6.2**). Også dette mønsteret er konsistent gjennom hele fem-årsperioden (ikke vist), men forskjellene er små. Lysinnstrålingen, målt på nordsiden av stammen på prøvetrærne 2 m over bakken, er signifikant lavere i flate 1 ($p < 0,001$) enn i de andre flatene (**tabell 6.2**). Flaten er et tett blandingsbestand med gran og bjørk. Det er imidlertid stor variasjon i lysinnstråling mellom prøvetrærne innenfor samme flate. Dette gjelder spesielt flate 5 som delvis er gjenvokst med et kratt av bjørk, og flate 0 som er et lysåpent bestand av bjørk.

Tabell 6.1 Høyde (m) og stammeomkrets (cm) av undersøkelsestrærne i fem prøveflater i Børgefjell. Gjennomsnitt av sju trær i 1990 og åtte trær i 1995, 2000, 2005, 2010, 2015 og 2020, med standardavvik i parentes. Stammeomkrets er målt 190 cm over marknivå som tilsvarer høyden til den laveste takseringslinjen som er målt og undersøkt i alle år og på alle prøvetrær. Endringer i høyde og omkrets mellom år gjenspeiler både utviklingen av de enkelte prøvetrærne og at prøvetrær som dør mellom omdrev erstattes med nye. Fire trær ble skiftet ut i 1995, fem i 2000, ett i 2005, to i 2015 og fire i 2020.

Prøveflate	0	1	3	5	6	totalt
Trehøyde						
1990		9,1 (1,2)	10,0 (0,6)	10,0 (0,8)	8,4 (0,8)	9,4 (1,1)
1995		8,8 (1,1)	9,3 (0,8)	8,2 (1,0)	7,8 (0,5)	8,5 (1,0)
2000		8,7 (1,5)	8,0 (1,6)	8,2 (1,1)	7,6 (0,8)	8,1 (1,3)
2005	9,2 (1,6)	8,4 (1,2)	8,5 (1,1)	8,3 (1,2)		8,6 (1,3)
2010	9,6 (1,7)	8,6 (1,7)	8,2 (1,1)	8,2 (1,1)	7,4 (0,9)	8,4 (1,5)
2015	10,0 (1,9)	8,6 (1,8)	7,8 (1,3)	8,6 (1,2)	7,1 (0,8)	8,4 (1,7)
2020	10,2 (1,9)	8,2 (1,8)	8,6 (1,3)	8,9 (1,4)	7,1 (1,2)	8,6 (1,8)
totalt	9,8 (1,8)	8,6 (1,4)	8,6 (1,3)	8,6 (1,2)	7,6 (0,9)	8,6 (1,5)
Stammeomkrets						
1990		42,6 (7,7)	50,6 (5,9)	50,7 (4,3)	44,7 (8,0)	47,1 (7,3)
1995		41,5 (7,8)	51,2 (6,7)	49,4 (5,0)	44,8 (7,8)	46,7 (7,6)
2000		42,4 (8,4)	49,6 (8,1)	50,5 (5,3)	45,5 (6,6)	47,0 (7,6)
2005	43,6 (10,8)	43,2 (8,4)	50,1 (7,7)	51,5 (7,0)	46,4 (7,2)	47,0 (8,6)
2010	46,9 (10,6)	44,4 (8,1)	51,2 (7,5)	54,6 (7,7)	48,1 (6,9)	49,0 (8,6)
2015	49,0 (10,5)	43,6 (8,1)	49,8 (9,7)	55,0 (8,4)	47,4 (7,4)	49,0 (9,2)
2020	50,0 (10,4)	41,5 (8,2)	49,4 (9,4)	55,4 (9,1)	46,9 (8,5)	48,6 (9,8)
totalt	47,4 (10,4)	42,7 (7,7)	50,3 (7,6)	52,5 (6,9)	46,3 (7,2)	47,9 (8,5)

Tabell 6.2 Årsmiddeltemperatur (°C, Årtemp.), antall dager med middeltemperatur > 0 °C (GDD), gjennomsnittlig luftfuktighet på dager med middeltemperatur > 0 °C (% Fuktighet), og gjennomsnittlig belyningsstyrke (illuminans) (lux, Lys) målt kl. 14.00 på dager med middeltemperatur > 0 °C (lux, Lys) på undersøkelsestrærne i fem prøveflater i Børgefjell. Verdiene er gjennomsnitt av inntil åtte trær for perioden 2015–2019 (temperatur og GDD), 2015–2018 (fuktighet) og 1.7.2019–30.06.2020 (illuminans). I parentes er standardavviket mellom år angitt for årsmiddeltemperatur, GDD, og fuktighet. For illuminans er varianskoeffisienten over prøvetrærne angitt.

Prøveflate	0	1	3	5	6
Årtemp	1,6 (0,5)	1,6 (0,4)	1,9 (0,4)	2,1 (0,3)	2,0 (0,3)
GDD	217,6 (13,7)	211,6 (13,5)	212,4 (14,2)	209,6 (13,1)	209,0 (12,3)
Fuktighet	90,5 (1,0)	89,1 (1,7)	88,4 (1,6)	86,1 (1,8)	87,6 (1,5)
Lys	9257,5 (1,5)	4992,6 (1,2)	15255,1 (1,1)	9335,6 (1,7)	15405,8 (1,2)

Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i Børgefjell i 2020

Den totale dekningen av epifytter på bjørkestammer i Børgefjell i 2020 var på 71,1 % (tabell 6.3). Dekningen av naken bark utgjorde i gjennomsnitt 28,9 % av stammearealet. Bladlav er gruppen med størst dekning (66,1 %), fulgt av skorpelav (6,1 %), busklav (5,2 %) og sopp (0,6 %).

Det er registrert 51 takson på undersøkelsestrærne i 2020 (tabell 6.4): 4 bladmoser, 3 levermoser, 12 bladlav, 2 busklav, 27 skorpelav, 2 sopp (inkludert samlegruppe for pyrenokarp, ikke-likenisert sopp) og 1 alge. Begerlav (*Caldonia* sp.), brunskjegg (*Bryoria* sp.) og strylav (*Usnea* sp.) blir bare registrert på slektsnivå, som standard i TOV. I alt syv arter ble ikke gjenfunnet i 2020: makrolavene skjeggav *Alectoria* sp., seterlav *Hypogymnia austerodes*, sukkerlav *H. farinacea*, grå fargelav *Parmelia saxatilis*, og skorpelavene *Cliostomum pallens*, *Micarea* sp., *Pycnora sorophora* (tabell 6.4). Sju arter ble funnet nye i 2020: bladmosene *Brachythecium* sp.,

matteflette *Hypnum cupressiforme*; levermosen *Lophozia* sp.; og skorpelavene *Bacidia subincompta*, *Lepraria* sp., sinoberlav *Pyrrhospora cinnabarina* og *Rinodina efflorescens*.

Tabell 6.3 Estimert gjennomsnittlig dekning med standardfeil (i % av kartlagt stammeareal) av epifytter og naken bark på stammen av bjørk i fem prøveflater i Børgefjell. Estimatenes av dekning er basert på tre takseringslinjer pr. tre (to linjer i flate 6) som er undersøkt alle seks årene. Epifytter (samlet) inkluderer også sopp.

Prøveflate	0	1	3	5	6	Snitt	
Busklav	1990		1,5 (0,7)	0,9 (0,5)	1,0 (0,5)	0,9 (0,6)	1,1 (0,3)
	1995		2,8 (1,1)	1,2 (0,5)	2,3 (1,2)	1,3 (0,7)	1,9 (0,5)
	2000		2,5 (0,9)	0,6 (0,3)	1,8 (0,7)	0,9 (0,5)	1,4 (0,3)
	2005	0,1 (0,2)	2,6 (1,0)	0,9 (0,6)	0,7 (0,4)	0,4 (0,3)	0,9 (0,3)
	2010	0,1 (0,2)	4,1 (1,3)	1,8 (1,0)	2,4 (1,3)	0,8 (0,4)	1,8 (0,5)
	2015	0,4 (0,3)	8,3 (2,2)	2,2 (0,8)	1,6 (0,7)	0,5 (0,3)	2,6 (0,7)
	2020	1,2 (0,6)	14,8 (3,4)	3,9 (1,9)	4,9 (1,5)	1,1 (0,8)	5,2 (1,2)
Bladlav	1990		51,2 (5,2)	62,1 (5,6)	52,1 (6,2)	64,2 (6,6)	57,4 (3,0)
	1995		57,8 (6,1)	61,7 (5,1)	65,8 (4,4)	66,6 (6,1)	63,0 (2,7)
	2000		64,6 (7,0)	66,3 (5,4)	68,7 (4,5)	66,5 (5,8)	66,5 (2,7)
	2005	53,5 (7,5)	63,7 (6,0)	72,8 (4,7)	70,7 (5,1)	62,6 (3,4)	64,7 (2,6)
	2010	60,1 (5,9)	58,5 (5,3)	73,0 (3,7)	67,5 (4,8)	57,3 (3,6)	63,3 (2,2)
	2015	58,0 (4,7)	55,1 (3,6)	67,9 (4,4)	61,3 (3,7)	66,4 (5,0)	61,7 (2,0)
	2020	68,4 (5,4)	66,4 (3,4)	67,1 (5,4)	63,2 (3,8)	65,1 (6,2)	66,1 (2,1)
Skorpelav	1990		7,5 (2,3)	2,6 (0,9)	1,6 (0,7)	3,9 (1,4)	3,9 (0,8)
	1995		5,7 (1,9)	5,2 (1,4)	2,2 (0,8)	4,5 (1,6)	4,4 (0,8)
	2000		6,9 (1,9)	3,5 (1,3)	2,8 (0,8)	9,1 (2,5)	5,6 (1,0)
	2005	2,6 (0,9)	6,2 (1,9)	4,5 (1,8)	2,6 (1,2)	7,6 (2,5)	4,7 (0,8)
	2010	3,4 (1,0)	7,0 (1,8)	5,1 (1,9)	2,8 (1,0)	10,6 (3,8)	5,8 (1,0)
	2015	4,4 (1,5)	6,4 (2,0)	2,3 (1,2)	1,8 (0,6)	7,4 (2,2)	4,5 (0,8)
	2020	3,8 (1,4)	8,5 (2,7)	4,3 (1,9)	3,1 (1,0)	11,0 (2,6)	6,1 (1,0)
Sopp	1990						
	1995						
	2000		1,1 (0,6)	0,2 (0,2)	1,0 (0,5)	0,8 (0,5)	0,8 (0,2)
	2005	5,0 (2,1)	0,4 (0,3)	0,5 (0,6)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	1,2 (0,5)
	2010	8,0 (3,4)	0,4 (0,4)	0,2 (0,2)	0,3 (0,3)	0,0 (0,0)	1,8 (0,8)
	2015	4,0 (2,2)	1,3 (0,9)	0,7 (0,6)	0,9 (0,5)	0,0 (0,0)	1,4 (0,5)
	2020	2,2 (0,9)	0,6 (0,4)	0,0 (0,0)	0,1 (0,1)	0,0 (0,0)	0,6 (0,2)
Epifytter (samlet)	1990		58,6 (5,4)	64,7 (5,9)	53,6 (6,0)	68,3 (7,2)	61,3 (3,1)
	1995		63,4 (5,8)	66,5 (5,2)	67,7 (4,3)	70,3 (6,7)	67,0 (2,7)
	2000		72,7 (6,4)	70,1 (4,5)	72,7 (4,0)	76,6 (5,3)	73,0 (2,5)
	2005	60,8 (6,7)	71,0 (5,1)	77,8 (3,8)	73,3 (4,2)	69,7 (3,6)	70,5 (2,2)
	2010	71,5 (5,6)	66,1 (4,7)	78,5 (3,6)	71,0 (4,9)	67,8 (4,4)	71,0 (2,1)
	2015	66,4 (5,3)	65,4 (2,7)	71,9 (4,6)	64,1 (3,4)	73,6 (4,8)	68,3 (1,9)
	2020	72,6 (5,5)	74,6 (3,2)	70,4 (5,4)	66,2 (3,3)	71,6 (6,3)	71,1 (2,1)
Naken bark	1990		41,4 (5,4)	35,3 (5,9)	46,4 (6,0)	31,7 (7,2)	38,7 (3,1)
	1995		36,6 (5,8)	33,5 (5,2)	32,3 (4,3)	29,7 (6,7)	33,0 (2,7)
	2000		27,3 (6,4)	29,9 (4,5)	27,3 (4,0)	23,4 (5,3)	27,0 (2,5)
	2005	39,2 (6,7)	29,0 (5,1)	22,2 (3,8)	26,7 (4,2)	30,3 (3,6)	29,5 (2,2)
	2010	28,5 (5,6)	33,9 (4,7)	21,5 (3,6)	29,0 (4,9)	32,2 (4,4)	29,0 (2,1)
	2015	33,6 (5,3)	34,6 (2,7)	28,1 (4,6)	35,9 (3,4)	26,4 (4,8)	31,7 (1,9)
	2020	27,4 (5,5)	25,4 (3,2)	29,6 (5,4)	33,8 (3,3)	28,4 (6,3)	28,9 (2,1)

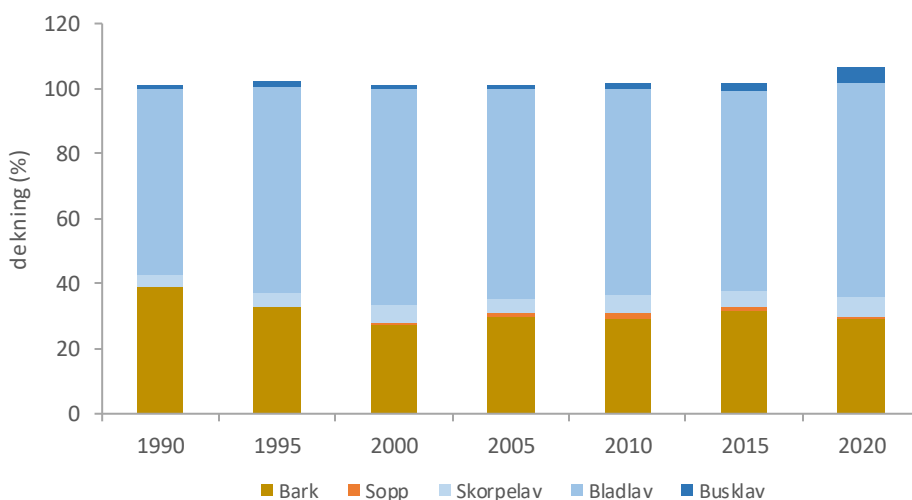
Tabell 6.4 Epifytter registrert på stammen av bjørk i fem prøveflater i overvåkingsområdet Børgefjell i hvert av undersøkelsesårene fra 1990–2020. Frekvens (andel i % av trærne med forekomst av arten) og dekning (gjennomsnittlig dekning i % på takseringslinjene). De kningstallene er basert på takseringslinjer pr. tre som er undersøkt alle syv årene. x betyr at arten er registrert voksende på minst et prøvetre, men ikke på takseringslinjene.

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Frekvens							Dekning							
		90	95	00	05	10	15	20	90	95	00	05	10	15	20	
Bladmose																
<i>Brachythecium</i> sp.	Lundmoser							3								x
<i>Dicranoweisia cirrata</i>	Kystputemose				3	3						x	x			
<i>Dicranum fuscescens</i>	Bergsigd				3	3						x	x			
<i>Dicranum polysetum</i>	Krussigd						3	3						x	x	
<i>Dicranum</i> sp.	Sigdmoser	9	9	45	55	60	73		x	x	x	x	x	x	x	
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Matteflette							3								x
<i>Plagiothecium laetum</i>	Glansjammemose							3							x	
<i>Plagiothecium</i> sp.	Jammemoser							5	3						x	x
Levermoser																
<i>Barbilophozia lycopodioides</i>	Gåsefotskjegg-mose				5	5	5	8				x	x	x	x	
<i>Barbilophozia</i> sp.	Skjeggmoser								23							x
<i>Lophozia</i> sp.	Flikmoser								20							x
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse		3	8	28	40	28				x	x	x	x	x	
Busklav																
<i>Alectoria</i> sp.	Skjeggglav				13	3	3					x	x	0,02		
<i>Bryoria</i> sp.	Brunskjegg	89	100	100	98	98	98	93	1,08	1,91	1,45	0,95	1,85	2,61	4,74	
<i>Cetraria</i> sp.					3							x				
<i>Cladonia</i> sp.	Begerlav		6	6	28	40	55	53		x	x	x	x	x	x	
<i>Usnea</i> sp.	Strylav	4	13	16	8				x	x	x	x				
Bladlav																
<i>Cetraria sepincola</i>	Bjørkelav	7	9		13	20	18	13	x	x		x	x	x	x	
<i>Hypogymnia austerodes</i>	Seterlav			3	5	8	3				x	x	x	0,02		
<i>Hypogymnia farinacea</i>	Sukkerlav						3								x	
<i>Hypogymnia physodes</i>	Vanlig kvistlav	100	100	100	100	100	100	90	26,1	33,5	39,6	39,1	38,5	38,0	38,1	
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Kulekvistlav	71	84	84	95	98	75	60	1,34	1,09	0,37	0,70	1,00	0,90	0,73	
<i>Imshaugia aleurites</i>	Furustokklav	32	53	38	40	38	28	20	0,27	0,41	0,34	0,27	0,27	0,02	0,17	
<i>Melanelia olivacea</i>	Snømållav	89	100	100	100	98	95	90	14,4	11,6	9,69	9,59	8,82	7,24	7,30	
<i>Parmelia saxatilis</i>	Grå fargelav					3	3						x	x		
<i>Parmelia sulcata</i>	Bristlav	100	100	97	100	100	100	90	14,0	16,6	15,3	12,9	13,8	14,4	19,3	
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Gul stokklav	89	97	97	90	100	100	90	2,85	3,68	2,24	2,58	3,16	3,30	4,45	
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Grå stokklav	7	97	100	98	93	93	95	x	x	0,02	0,05	0,02	0,04	0,04	
<i>Platismatia glauca</i>	Vanlig papirlav	25	69	84	70	78	78	78	0,03	0,14	0,39	0,27	0,44	0,38	0,73	
<i>Protopannaria pezizoides</i>	Skålfiltlav		3			3	3	3		x			x	x	x	
<i>Tuckermannopsis chlorophylla</i>	Vanlig kruslav	46	88	72	73	65	48	63	0,43	0,37	0,44	0,47	0,60	0,20	0,65	
<i>Vulpicida pinastri</i>	Gullroselav	25	59	59	73	68	63	40	x	0,06	0,02	0,02	0,05	0,03	0,02	
Skorpelav																
-	Skorpelav, ubest.			6	13	3	3	18			x	0,02	x	x	0,05	
<i>Bacidia igniarii</i>			3							x						
<i>Bacidia subincompta</i>								3								x
<i>Biatora aegrefaciens</i>					3	3						x	x			
<i>Biatora chrysantha</i>						3	5	18					x	x	x	
<i>Biatora</i> sp.	Knopplav		3	5	10	5	3			x	x	x	x	x	x	
<i>Biatora toensbergii</i>					5	8	8	10				x	x	x	x	
<i>Buellia chloroleuca</i>				3	5	5	15	80			x	x	x	x	x	
<i>Buellia disciformis</i>	Bleik bønnelav	41	56	68	78	65	5		x	x	x	x	x	x	x	
<i>Buellia</i> sp.	Bønnelav			5	3							x	x			
Skorpelav																
<i>Cliostomum pallens</i>					3	3	3					x	x	x		
<i>Japewia subaurifera</i>							8	5						0,04	x	
<i>Japewia tornensis</i>		3	3						x	x						
<i>Lecania hyalina</i>					3	3	3	3				x	x	x	x	
<i>Lecanora circumborealis</i>	Bjørkekantlav			38	63	68	58	55			0,03	0,04	0,04	0,02	0,03	
<i>Lecanora fuscescens</i> coll.			59	84	85	88	95	98		0,05	0,07	0,14	0,19	0,27	0,46	
<i>Lecanora</i> sp.	Kantlav	14	34	22					0,11	0,05	x					
<i>Lecanora symmicta</i> coll.	Halmkantlav mm.		9	3	18	18	23	10		0,02	x	0,12	0,15	0,15	0,04	
<i>Lecidea pullata</i>		4	100	100	98	100	98	100	0,04	x	x	x	x	x	0,05	
<i>Lepraria</i> sp.	Mellav							10								0,03
<i>Micarea prasina</i>								3								x
<i>Micarea</i> sp.	Puslelav				10	8	8					0,04	0,04	0,04		
<i>Mycoblastus affinis</i>		11	31	50	18	18	15	23	x	0,02	x	x	x	x	x	
<i>Mycoblastus alpinus</i>	Fjellblodlav		9							x						
<i>Mycoblastus fucatus</i>					3	3	8	8				x	x	0,06	x	
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	Vanlig blodlav	4	25	19	38	40	43	40	x	0,04	0,13	0,06	0,12	0,12	0,22	
<i>Mycoblastus</i> sp.	Blodlav	11	6	6	5	3			0,09	0,03	x	x	x			
<i>Myochroidea porphyrospoda</i>				3	10	5	5	33			x	x	x	x	x	
<i>Ochrolechia alboflavesceus</i>							3	3						x	x	

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Frekvens							Dekning						
		90	95	00	05	10	15	20	90	95	00	05	10	15	20
<i>Ochrolechia androgyna</i>	Grynkorkje	100	100	100	95	98	98	90	3,19	3,47	5,04	4,11	4,93	3,47	4,31
<i>Ochrolechia frigida</i>	Fjellkorkje		3	6	3	3	8	3		x	x	x	x	x	x
<i>Ochrolechia microstictoides</i>		18	41	34	25	30	8	13	0,07	0,08	0,03	x	0,02	0,02	0,07
<i>Ochrolechia pallescens</i>		32	47	44	58	55	35	33	0,15	0,18	0,06	0,07	0,08	0,11	0,04
<i>Pertusaria carneopallida</i>								13							x
<i>Pertusaria</i> sp.	Vortelav				3	3						x	x		
<i>Pycnora sorophora</i>					3	3	8					x	x	x	
<i>Pyrrhospora cinnabarina</i>	Sinoberlav					3		8					x		x
<i>Rinodina efflorescens</i>								3							x
<i>Toensbergia leucococca</i>		21	94	88	70	70	68	68	0,25	0,57	0,22	0,11	0,25	0,16	0,29
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>					10	8	5	8				x	x	x	x
Alger															
<i>Trentepohlia</i> sp.							3	3						x	x
Sopp															
-	Askokarp, ikke-liknisert sopp				5	5						0,04	0,02		
<i>Cystobasidium hypogymnicola</i>						3							x		
-	Sopp ubest.						5							x	
<i>Hystericum pulicare</i>				6	10	18	18	13		0,02	x	x	0,02	0,06	
-	Pyrenokarp, ikke-liknisert sopp			53	80	88	90	63		0,74	1,14	1,79	1,38	0,57	
Naken bark		100	100	100	100	100	100	90	38,7	33,0	27,0	29,5	29,0	31,7	25,8

Endring i epifyttvegetasjonen fra 1990 til 2020

Dekningen av epifytter på bjørkestammene økte tydelig i perioden 1990 til 2000, for deretter å avta noe (lc og qc: $p < 0,001$, **tabell 6.2**). Etter 2005 har det ikke vært signifikante endringer i den totale dekningsgraden av epifytter. Imidlertid har det skjedd endringer i epifyttsamfunnets sammensetning gjennom hele perioden fram til 2020, spesielt i artssammensetningen (se under). Dekningen av gruppen bladlav følger stort sett det samme mønsteret som totaldekningen av epifytter, med en økning fram til 2000 påfulgt av en nedgang (lc og qc: $p < 0,025$). Imidlertid økte dekningsgraden av bladlav markant i flatene 0 og 1 i løpet av den siste femårsperioden (cc: $p < 0,0025$, **tabell 6.2**). Dekningen av busklav er relativt stabil fram til 2010 (parvise kontraster mot dekningsgrad ved oppstart: $p > 0,05$), men øker deretter markant gjennom perioden fram til 2020 (parvise sammenlikninger hhv. $p < 0,01$ og $p < 0,001$). Også dekningsgraden av skorpelav har økt den siste femårsperioden (parvis sammenlikning: $p < 0,0025$). Den tilsynelatende motsetningen mellom utviklingen i totaldekningen av epifytter og dekningsgraden til de økologiske gruppene i løpet av den siste femårsperioden, skyldes at det oftere er registrert flere arter i samme punkt på takseringslinjene i 2020 enn tidligere (**figur 6.1**).



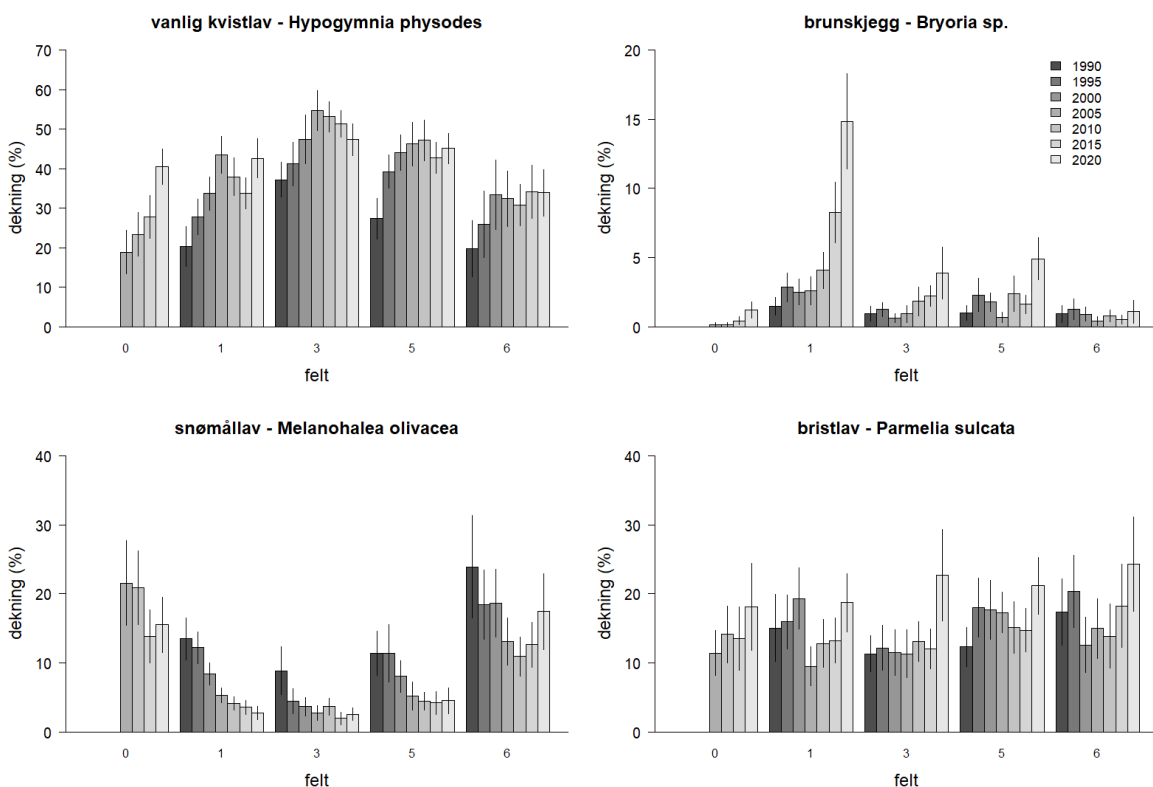
Figur 6.1 Fordelingen av epifytter og naken bark på bjørkestammer i overvåkingsområdet i Børgefjell 1990–2020, basert på data fra takseringslinjer som er undersøkt alle sju årene. Mer enn 100 % dekning skyldes at flere arter registreres i samme punkt på takseringslinjene.

Det er ingen forskjeller i total epifyttdekning mellom flatene i Børgefjell i 2020 ($p = 0,737$). Det er likevel noen forskjeller i sammensetningen av epifytter mellom flatene, med høyere dekning av busklav i flate 1 enn i de andre prøveflatene ($p < 0,001$), og variasjon mellom flatene i dekningen av skorpelav ($p = 0,0195$, **tabell 6.3**). Det er ingen forskjell i dekning av bladlav ($p = 0,924$) mellom flatene.

Vanlig kvistlav dekker i gjennomsnitt 38,1 % av bjørkestammene i Børgefjell i 2020 (**tabell 6.4**). Arten har tidligere hatt en frekvens på 100 %, dvs. den ble funnet på alle undersøkelsestrærne. I 2020 er imidlertid frekvensen redusert til 90 %. Arten har økt i dekning siden starten av undersøkelsesperioden. Utviklingen har vært noe ulik i de fem flatene (**figur 6.2**). Men samlet sett har økningen gradvis flatet ut fram til 2000 (lc og qc: $p < 0,001$), for deretter ikke å endre seg. I 2020 er det ikke signifikant variasjon mellom flatene i dekningen av vanlig kvistlav ($p = 0,286$).

Brunskjegg er registrert på de aller fleste trærne i Børgefjell, men med lav dekning (**tabell 6.4**). Dekningen har imidlertid økt etter 2005, en økning som gradvis har blitt større fram mot 2020 (lc og qc: $p < 0,001$, **figur 6.2**). Det er store forskjeller mellom flatene i dekningen av brunskjegg ($p < 0,001$). Høyest dekning finner vi i flate 1, der dekningen har økt fra 2,6 % i 2005 til 14,8 % i 2020.

Snømållav er en vanlig art i alle prøveflatene, med forekomst på nesten alle trær (**tabell 6.4**). Arten har hatt en signifikant nedgang i dekning fra 14,4 % i 1990 til 7,2 % i 2015, men nedgangen ser nå ut til å ha flatet ut eller snudd i alle prøveflatene i løpet av de to seneste femårsperiodene (lc og qc: $p < 0,001$). Flatene 0 og 6 (den nederste og den øverste prøveflaten) har i 2020 noe høyere dekning av snømållav enn de andre tre flatene ($p < 0,002$, **figur 6.2**).



Figur 6.2 Dekning av vanlig kvistlav, brunskjegg, snømållav og bristlav i Børgefjell, fordelt på flate og år. Gjennomsnitt \pm standardfeil, basert på data fra takseringslinjer som er undersøkt alle sju årene.

Bristlav er en av de vanligste artene på bjørk i Børgefjell og forekommer på nesten alle undersøkelsestrærne (**tabell 6.4**). Det har vært en svak nedgang i dekning fram til 2010, etterfulgt av en markant økning i femårsperioden fra 2015 til 2020 (qc og cc: $p < 0,001$). Arten har en gjennomsnittlig dekning på 19,3 % i 2020. Det er i 2020 ingen signifikant variasjon mellom prøveflatene i dekningen av bristlav ($p = 0,929$, **figur 6.2**).

Skadet lav

I 2020 ble det registrert skade på vanlig kvistlav, snømållav, bristlav og gul stokklav. Det er en markant økning i andelen skadet lav fra 2015 til 2020 (**tabell 6.5**, $p < 0,001$), fra 3,2 % til 6,9 %. Andelen i 2020 er den høyeste som er observert i Børgefjell siden oppstarten i 1990. Økningen gjelder vanlig kvistlav ($p < 0,001$) og bristlav ($p < 0,001$). Også for disse artene er skadeandelen i 2020 den høyeste som er observert gjennom tidsserien. Andel skadet snømållav er på samme høye nivå som i 2015 ($p = 0,932$), mens skadeandelen til gul stokklav fortsatt er på et lavt nivå ($p = 0,151$).

Tabell 6.5 Prosentvis andel skadd lav totalt og for fire lavarter på bjørkestammer i fem prøveflater i overvåkingsområdet Børgefjell 1990–2020. Tallene er basert på data fra takseringslinjer som er undersøkt alle sju årene.

	1990	1995	2000	2005	2010	2015	2020	Snitt
Lav totalt	1,4	5,1	4,9	4,3	3,4	3,2	6,9	4,2
Vanlig kvistlav	0,5	0,0	1,3	0,9	0,6	0,6	4,2	1,2
Snømållav	4,0	19,0	15,9	14,2	13,5	19,6	19,9	15,2
Bristlav	1,2	8,5	10,6	10,7	7,9	4,7	12,4	8,0
Gul stokklav	1,9	8,7	2,2	2,8	2,7	1,5	4,1	3,4

6.3 Resultater fra Solhomfjell

Overvåkingstrærne i Solhomfjell varierer i størrelse, fra 33 cm til 63 cm i omkrets ved brysthøyde, og høyden varierer fra 5,0 til 17,0 m. Høyden varierer signifikant mellom flatene ($p < 0,001$), med høyeste trær i flate 8 og 9 og laveste i flate 10 og 7 (**tabell 6.6**). Det er marginalt signifikante forskjeller mellom flatene i prøvetrærnes stammeomkrets ($p = 0,075$) med størst omkrets på trær i flate 9 og minst i flate 6. Når en kontrollerer for utskifting av prøvetrær mellom 2015 og 2020 og forskjeller mellom prøveflatene, har som forventet gjennomsnittlig stammeomkrets økt signifikant i perioden mellom 2015 og 2020 ($p < 0,001$), men det ser ikke ut til at gjennomsnittshøyden har endret seg i samme tidsrom ($p = 0,178$).

Tabell 6.6 Høyde (m) og stammeomkrets (cm) av undersøkelsestrærne i fem prøveflater i Solhomfjell. Gjennomsnitt av åtte trær i 2015 og 2020, med standardavvik. Stammeomkrets er målt 130 cm over marknivå. Endringer i høyde og omkrets mellom år gjenspeiler både utviklingen av de enkelte prøvetrærne og at prøvetrær som dør mellom omdrev erstattes med nye. Fire trær ble skiftet ut i 2020 (tre trær i flate 7 og ett i flate 8).

Prøveflate	6	7	8	9	10	totalt
Trehøyde						
2015	10,2 (0,8)	8,9 (2,6)	14,8 (1,5)	12,3 (1,3)	7,6 (1,8)	10,8 (3,0)
2020	10,0 (1,9)	10,2 (2,9)	14,1 (1,7)	13,6 (2,0)	8,1 (1,9)	11,2 (3,1)
totalt	10,1 (1,4)	9,6 (2,7)	14,4 (1,6)	13,0 (1,8)	7,9 (1,8)	11,0 (3,0)
Stammeomkrets						
2015	38,4 (4,4)	47,1 (7,0)	44,4 (7,5)	48,1 (6,5)	42,2 (6,9)	44,0 (7,2)
2020	39,0 (4,4)	43,9 (7,8)	45,2 (7,9)	49,2 (7,0)	42,9 (6,7)	44,0 (7,3)
totalt	38,7 (4,3)	45,5 (7,4)	44,8 (7,5)	48,7 (6,5)	42,6 (6,6)	44,0 (7,2)

Årsmiddeltemperaturen i de fem årene 2015–2019 varierer lite mellom de fem prøveflatene i Solhomfjell (**tabell 6.7**) og rangordningen av flatene mht. middeltemperaturen varierer mellom år (ikke vist). Laveste årsmiddel (5,2 °C) ble målt for flate 7 i 2016, mens høyeste (6,2 °C) ble målt i flate 9 i 2018. Tilsvarende gjelder også for antall døgn med middeltemperatur > 0 °C (GDD, **tabell 6.7**). For GDD er variasjonen mellom år langt større enn variasjonen mellom prøveflatene. Flest døgn med temperatur > 0 °C (302) ble målt i flate 9 i 2015, færrest (240) i flate 6 i 2018. Luftfuktigheten gjennom vekstsesongen er konsistent mye lavere i flate 10 enn i de andre 4 prøveflatene gjennom hele femårs-perioden (**tabell 6.7**). Mellom de andre flatene er det små forskjeller i luftfuktighet som ikke er konsistente over år. Lysinnstrålingen er høyest i flate 6 og 10 der prøvetrærne står i åpne bestander med lang avstand mellom trærne, og lavest i flate 8 med et tett bestand av bjørk (**tabell 6.7**).

Tabell 6.7 Årsmiddeltemperatur (°C, Årtemp.), antall dager med middeltemperatur > 0 °C (GDD), gjennomsnittlig luftfuktighet på dager med middeltemperatur > 0 °C (%), Fukt), og gjennomsnittlig belyningsstyrke (illuminans) (lux, Lys) målt kl. 14.00 på dager med middeltemperatur > 0 °C (lux, Lys) på undersøkelsestrærne i fem prøveflater i Solhomfjell. Verdiene er gjennomsnitt av inntil åtte trær for perioden 2015–2019 (temperatur og GDD), 2015–2018 (fuktighet) og 19.6.2019–16.06.2020 (illuminans). I parentes er standardavviket mellom år angitt for årsmiddeltemperatur, GDD, og fuktighet. For illuminans er varianskoeffisienten over prøvetrærne angitt.

Prøveflate	6	7	8	9	10
Årtemp	5,7 (0,3)	5,6 (0,3)	5,8 (0,2)	5,8 (0,3)	5,9 (0,2)
GDD	272,0 (20,7)	272,8 (19,6)	277,8 (18,9)	275,0 (20,3)	278,4 (18,3)
Fuktighet	87,1 (3,4)	87,7 (3,4)	85,8 (3,3)	86,8 (5,2)	74,2 (8,9)
Lys	5695,7 (0,6)	3441,3 (0,8)	1743,0 (0,8)	3629,4 (1,0)	5262,4 (0,6)

Status for epifyttvegetasjonen på bjørk i Solhomfjell i 2020

Den totale dekingen av epifytter på bjørkestammer i Solhomfjell i 2020 var på 56,2 (**tabell 6.8**). Alger og skorpelav utgjorde den største delen av epifyttdekingen, med henholdsvis 26,7 % og 31,4 % deking. Bladlav dekket i gjennomsnitt 5,2 % av bjørkestammene, mens moser og busklav bare forekom sporadisk.

Det ble registrert 64 takson på undersøkelsestrærne i 2020 (**tabell 6.9**): 4 bladmoser, 2 levermoser, 10 bladlav, 2 busklav (begerlav registrert på slektsnivå), 42 skorpelav, 2 alger (inkludert potensiell heterogen samplegruppe for aerofytiske alger) og 2 sopp (inkludert samlegruppe for pyrenokarp, ikke-likenisert sopp).

De vanligste lavartene i Solhomfjell er skorpelavene *Buellia griseovirens*, *Lecanora subfusca* coll. og *Fuscidia pusilla*, som forekommer i hhv. 9,4 %, 7,0 % og 6,0% av registreringspunktene på takseringslinjene (**tabell 6.9**). Av bladlavene er vanlig kvistlav *Hypogymnia physodes* og gul stokklav *Parmeliopsis ambigua* de mest frekvente, men dekingen av disse artene er liten.

I alt åtte arter ble ikke gjenfunnet på prøvetrærne i 2020: bladmosene klokkebustehette *Orthotrichum affine* og krusgullhette *Ulota crispa*, levermosen krinsflatmose *Radula complanata*, bladlaven kulekvistlav *Hypogymnia tubulosa*, og skorpelavene *Biatora beckhausii*, *Catillaria nigroclavata*, *Lecanora farinaria* og *Pertusaria pupillaris*. Atten arter ble funnet nye i 2020, hvorav 13 arter av skorpelav (**tabell 6.9**).

Epifyttdekingen varierte i 2020 mellom prøveflatene ($p = 0,003$), med høyest deking i flate 7 (snitt 68,3 %) og flate 10 (68,6%) og lavest deking i flate 6 (41,3 %). Forskjellen i epifyttdeking mellom flatene skyldes i hovedsak en høyere deking av bladlav ($p = 0,005$) i flatene 7 og 10 enn de andre (**tabell 6.8**). Flate 6 skiller seg noe ut fra de andre flatene. Der utgjorde sopp en større deking på bjørkestammene ($p = 0,021$), mens skorpelav ($p = 0,034$) og alger, marginalt ($p = 0,057$), hadde en lavere deking enn i de andre flatene.

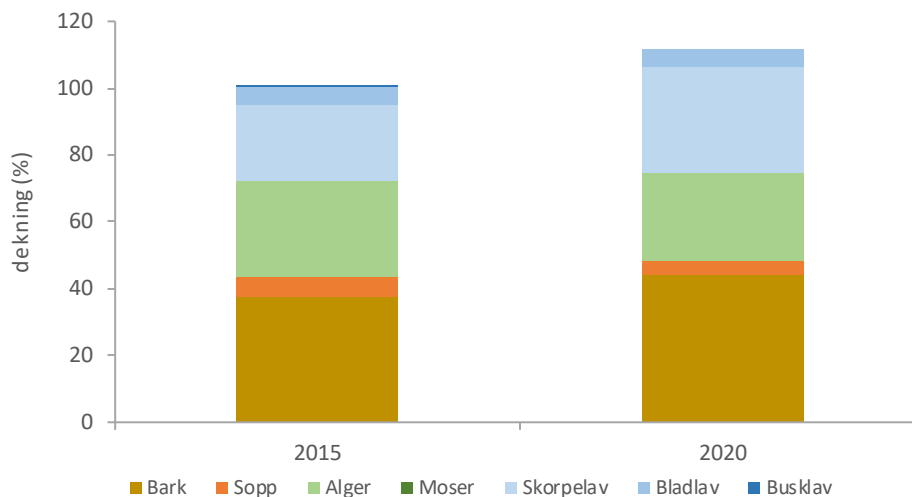
Tabell 6.8 Estimert gjennomsnittlig dekning med standardfeil (i % av kartlagt stammeareal) av epifytter og naken bark på stammen av bjørk i fem prøveflater i Solhomfjell. Estimatenes av dekning er basert på fem takseringslinjer pr. tre. Epifytter (samlet) inkluderer også sopp.

Prøveflate	År	6	7	8	9	10	Snitt
Alger	2015	17,8 (3,6)	39,5 (7,1)	30,3 (3,8)	24,4 (4,8)	31,3 (2,7)	28,7 (2,3)
	2020	13,7 (4,1)	25,4 (6,4)	31,8 (5,9)	27,7 (5,8)	35,1 (3,2)	26,7 (2,5)
Moser	2015	0,0 (0,0)	0,1 (0,2)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	< 0,1 (0,1)
	2020	0,0 (0,0)	0,1 (0,1)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	0,2 (0,2)	0,1 (0,1)
Busklav	2015	0,0 (0,0)	0,3 (0,3)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	< 0,1 (0,1)	0,1 (0,1)
	2020	0,0 (0,0)	0,1 (0,1)	0,0 (0,0)	0,0 (0,0)	< 0,1 (0,1)	< 0,1 (0,1)
Bladlav	2015	1,7 (0,9)	11,7 (5,3)	3,8 (2,0)	1,0 (0,6)	10,7 (3,4)	5,8 (1,5)
	2020	1,6 (0,8)	9,9 (3,5)	3,1 (1,3)	1,0 (0,5)	10,3 (3,0)	5,2 (1,1)
Skorpelav	2015	20,1 (6,0)	23,2 (3,8)	20,1 (4,5)	24,9 (4,5)	24,4 (5,6)	22,5 (2,1)
	2020	19,6 (4,2)	33,5 (3,8)	33,8 (4,9)	31,5 (2,3)	38,5 (5,2)	31,4 (2,1)
Sopp	2015	12,2 (5,6)	6,8 (3,0)	1,8 (1,0)	3,3 (1,7)	5,2 (2,6)	5,9 (1,5)
	2020	10,4 (2,5)	5,3 (3,8)	0,0 (0,0)	2,3 (0,9)	3,3 (1,5)	4,3 (1,1)
Epifytter (samlet)	2015	51,6 (9,4)	81,3 (3,5)	54,4 (6,3)	53,4 (5,7)	71,1 (5,8)	62,4 (3,3)
	2020	41,3 (6,6)	68,3 (4,8)	53,4 (6,7)	49,5 (4,9)	68,6 (4,1)	56,2 (2,9)
Naken bark	2015	48,4 (9,4)	18,7 (3,5)	45,6 (6,3)	46,6 (5,7)	28,9 (5,8)	37,6 (3,3)
	2020	58,7 (6,6)	31,7 (4,8)	46,6 (6,7)	50,5 (4,9)	31,4 (4,1)	43,8 (2,9)

Tabell 6.9 Epifytter registrert på stammen av bjørk i fem prøveflater i overvåkingsområdet Solhomfjell. Frekvens (andel i % av trærne med forekomst av arten) og dekning (gjennomsnittlig dekning i % på takseringslinjene). x betyr at arten er registrert voksende på minst et prøvetre, men ikke på takseringslinjene.

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Frekvens		Dekning	
		2015	2020	2015	2020
Bladmoser					
-	Mose ubestemt		3		0,04
<i>Dicranum sp.</i>	Sigdmose	13	43	x	x
<i>Hypnum cupressiforme</i>	Matteflette		3		x
<i>Orthotrichum affine</i>	Klokkebustehette	3		x	
<i>Plagiothecium sp.</i>	Jamnemose		10		x
<i>Sanionia uncinata</i>	Klobleikmose	3	3	x	x
<i>Ulota crispa</i>	Krusgullhette	3		0,01	
Levermoser					
<i>Lophozia sp.</i>	Flikmose		10		x
<i>Ptilidium pulcherrimum</i>	Barkfrynse	15	55	x	0,01
<i>Radula complanata</i>	Krinsflatmose	3		0,02	
Busklav					
<i>Cladonia digitata</i>	Fingerbeger		13		x
<i>Cladonia sp.</i>	Begerlav	58	85	0,07	0,03
<i>Pseudevernia furfuracea</i>	Elghornslav	3	5	x	x
Bladlav					
<i>Hypogymnia farinacea</i>	Sukkerlav	3	8	0,04	0,04
<i>Hypogymnia physodes</i>	Vanlig kvistlav	90	88	1,48	1,60
<i>Hypogymnia tubulosa</i>	Kulekvistlav	3		0,01	
<i>Imshaugia aleurites</i>	Furustokklav	20	30	1,10	1,20
<i>Melanelia fuliginosa</i>	Stiftbrunlav		5		x
<i>Parmelia saxatilis</i>	Grå fargelav	5	8	0,13	0,29
<i>Parmelia sp.</i>	Fargelav	10	8	0,11	0,06
<i>Parmelia sulcata</i>	Bristlav	23	13	0,42	0,01
<i>Parmeliopsis ambigua</i>	Gul stokklav	75	95	0,83	0,75
<i>Parmeliopsis hyperopta</i>	Grå stokklav	23	33	0,01	0,18
<i>Platismatia glauca</i>	Vanlig papirlav	30	28	1,69	1,13
<i>Vulpicida pinastri</i>	Gullroslav		5		x

Vitenskapelig navn	Norsk navn	Frekvens		Dekning	
		2015	2020	2015	2020
Skorpelav					
-	Skorpelav, ubestemt	13	83	0,17	2,03
<i>Biatora beckhausii</i>		3		0,05	
<i>Biatora chrysantha</i>			5		x
<i>Biatora efflorescens</i>	Bleik knopplav	3	5	x	x
<i>Buellia arnoldii</i>		3	3	x	x
<i>Buellia griseovirens</i>	Kornbønnelav	70	98	3,47	9,44
<i>Buellia sp.</i>	Bønnelav	3		x	
<i>Candelariella sp.</i>	Eggplav	3	3	x	x
<i>Catillaria nigroclavata</i>		3		0,02	
<i>Coenogonium pineti</i>	Bleik vokslav		3		x
<i>Fuscidea arboricola</i>	Bjørkerandlav	3	5	0,01	x
<i>Fuscidea cyathoides</i>	Klipperandlav	3	3	x	x
<i>Fuscidea praeruptorum</i>			15		0,23
<i>Fuscidea pusilla</i>		88	90	5,57	5,97
<i>Fuscidea sp.</i>	Randlav	13	8	0,04	0,04
<i>Hypocnomyce scalaris</i>	Melskjell	3	5	0,04	0,09
<i>Japewia subaurifera</i>		33	15	0,34	0,04
<i>Lecanora aitema</i>		3	5	0,06	0,08
<i>Lecanora expallens</i>			15		0,07
<i>Lecanora farinaria</i>	Melkantlav	13		0,14	
<i>Lecanora fuscescens coll.</i>		3	8	0,01	0,11
<i>Lecanora pulicaris</i>		20	23	2,06	1,38
<i>Lecanora sp.</i>	Kantlav		5		0,02
<i>Lecanora subfusca coll.</i>		73	75	5,74	6,96
<i>Lecanora symmetrica coll.</i>	Halmkantlav mm.	10	8	x	0,04
<i>Lecidea nylanderii</i>		25	65	0,88	1,41
<i>Lecidea pullata</i>			23		x
<i>Lepraria sp.</i>	Mellav	18	53	0,10	0,15
<i>Loxospora elatina</i>	Brisklav		3		x
<i>Micarea lignaria</i>			8		x
<i>Micarea nitschkeana</i>		3	3	x	0,10
<i>Micarea prasina</i>		25	65	0,24	1,35
<i>Micarea sp.</i>	Puslelav	5	3	0,05	x
<i>Mycoblastus affinis</i>			3		x
<i>Mycoblastus fucatus</i>		60	55	2,03	1,15
<i>Mycoblastus sanguinarius</i>	Vanlig blodlav	15	10	0,07	x
<i>Mycoblastus sp.</i>	Blodlav		5		x
<i>Ochrolechia alboflavescens</i>		3	3	x	0,06
<i>Ochrolechia androgyna</i>	Grynorkkje		15		x
<i>Ochrolechia mahuensis</i>		25	15	0,67	0,84
<i>Ochrolechia microstictoides</i>		18	20	0,31	0,62
<i>Pertusaria amara</i>	Bitterlav	5	3	0,07	x
<i>Pertusaria ophthalmiza</i>	Rimvortelav	5	3	x	x
<i>Pertusaria pupillaris</i>		10		0,06	
<i>Placynthiella dasaea</i>			33		0,71
<i>Pycnora sorophora</i>		10	18	0,31	0,45
<i>Rinodina efflorescens</i>		10	5	0,02	0,02
<i>Ropalospora viridis</i>			3		x
<i>Scoliciosporum umbrinum</i>			18		0,07
<i>Toensbergia leucococca</i>		5	8	x	0,01
<i>Trapeliopsis flexuosa</i>		5	5	0,07	0,02
<i>Trapeliopsis pseudogranulosa</i>			3		x
Alger					
<i>Trentepohlia sp.</i>		15	43	x	x
-	Andre alger ubest.	100	98	28,67	26,74
Sopp					
-	Sopp ubestemt	3		0,01	
<i>Hystericum pulicare</i>		8	5	0,06	x
-	Pyrenokarp, ikke-likenisert sopp	88	73	5,78	4,26
Naken bark		100	100	37,64	43,76



Figur 6.3 Fordelingen av epifytter og naken bark på bjørkestammer i overvåkingsområdet i Solhomfjell i 2015 og 2020. Mer enn 100 % dekning skyldes at flere arter registreres i samme punkt på takseringslinjene.

Endring i epifyttvegetasjonen fra 2015 til 2020

Dekningen av epifytter ser ut til marginalt å ha gått ned fra 2015 til 2020 ($p < 0,058$, tabell 6.8). Det har imidlertid ikke vært signifikante endringer i dekingen av bladlav ($p = 0,401$), alger ($p = 0,520$), busklav ($p = 0,840$) eller sopp ($p = 0,308$). Dekningen av skorpelav har tilsynelatende økt i løpet av femårsperioden ($p < 0,001$, figur 6.3), men en bør være forsiktig med å tolke dette resultatet som en reell økning. Skorpelav og alger opptrer ofte sammen på bjørkestammene i Solhomfjell og ble i 2020 ofte registrert i samme punkt på takseringslinjene. Slike samregistreringer forekommer i langt mindre grad i datasettet fra 2015 (figur 6.3), mest sannsynlig fordi eventuell skorpelav under algedekket var vanskelig å oppdage under værforholdene feltarbeidet ble utført i. Vi tolker derfor at resultatene viser at epifyttsamfunnets sammensetning mht. de funksjonelle gruppene av lav og alger ikke har endret seg signifikant siden 2015.

Skadet lav

I 2020 ble det registrert skade på bladlavene vanlig kvistlav, *Hypogymnia physodes*, gul stokklav *Parmeliopsis ambigua*, grå stokklav *Parmeliopsis hyperopta* og vanlig papirlav *Platismatia glauca*; og skorpelavene *Buellia griseovirens*, *Fuscidea pusilla*, *Lecanora fuscescens* coll., *Lecanora pulicaris*, *Lecanora subfusca* coll., *Mycoblastus fucatus* (tabell 6.10). For både *Lecanora pulicaris* og *Lecanora subfusca* coll. var en betydelig andel av forekomstene skadet. Det er en nedgang i andelen skadet bladlav fra 2015 til 2020, fra 9,7 % til 7,0 % ($p < 0,022$). Det ble ikke registret skade på grå stokklav i 2015. For de andre bladlavene er det ikke signifikante endringer i andelen med skade siden 2015 ($0,147 < p < 0,495$).

6.4 Oppsummering

Epifyttvegetasjonen i Børgfjell endret seg markant i perioden fra 1990 til 2005, der dekingen av epifytter totalt og av vanlig kvistlav økte, samtidig som snømallav hadde en tilbakegang. Etter det forble lavdekingen høy og har vært relativt stabil de siste 20 årene, men med en fortsatt nedgang av snømallav. Dette bildet ser nå ut til å endre seg. Resultatene fra 2020 viser at epifyttsamfunnets sammensetning igjen endres, men i en annen retning enn i perioden etter 1990. Bristlav og brunskjegg øker markant i deking, mens nedgangen av snømallav har flatet ut og delvis snudd i noen av prøveflatene. Det er samtidig også en markant økning i andelen av skadet vanlig kvistlav og bristlav. Årsakene til disse endringene er ikke åpenbare. Et oppslag av tett bjørkekratt er f.eks. i ferd med å endre bestandsstrukturen ved flere av flatene i Børgfjell (Aarrestad mfl. 2016, pers. obs.), noe som igjen kan ha påvirket hvordan snøen akkumuleres rundt

trestammene om vinteren. Men om det er noen sammenheng mellom gjenvoksingen i prøvefla-
tene og de observerte endringene i epifyttsamfunnet, er foreløpig uavklart.

I Solhomfjell representerer 2020 første omdrev i en ung overvåkingsserie som vi forventer vil gi oss bedre grunnlag for å forstå betydningen av nitrogen- og svovelnedfall for epifyttsamfunnene på bjørk. I tråd med dette er det en høy dekning av alger på bjørkestammene sammenliknet med de fleste andre TOV-områdene. Unntaket er TOV-området i Lund, som i likhet med Solhomfjell også mottar et høyt nitrogennedfall. I Solhomfjell har det ikke skjedd vesentlige endringer i epifyttsamfunnets sammensetning siden 2015, noe som også er i tråd med de samme forventningene.

Tabell 6.10 Prosentvis andel skadd lav på bjørkestammer i fem prøveflater i overvåkingområdet Solhomfjell i 2015 og 2020. Tallene er basert på data fra fem takseringslinjer pr. tre. *Skader på skorpelav ble ikke registrert i 2015.

	2015	2020	Snitt
Bladlav	9,7	7,0	8,3
Vanlig kvistlav	15,9	14,2	15,0
Gul stokklav	13,3	9,2	11,3
Grå stokklav	0,0	5,9	3,0
Vanlig papirlav	7,6	2,0	4,8
Skorpelav*		6,5	
<i>Buellia griseovirens</i>		5,1	
<i>Fuscidea pusilla</i>		0,2	
<i>Lecanora fuscescens coll.</i>		9,1	
<i>Lecanora pulicaris</i>		33,6	
<i>Lecanora subfusca coll.</i>		15,6	
<i>Mycoblastus fucatus</i>		6,3	
Lav totalt*	2,1	6,6	4,3

7 Bjørkemålere

Siri Lie Olsen, Joseph Chipperfield og Heidi Myklebost

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 indikatorer i TOV, bl.a. fugl, karplanter, moser og lav på bakken og epifyttiske lav. Bjørkemålere har en direkte effekt på bestandsstørrelse og produksjon hos fugleartene som i hovedsak spiser og fôrer unger med insekter. For karplanter og moser kan effektene være direkte via beiting, men også indirekte via omfordeling av næringsstoffer. For karplanter, moser, og bakkelevende og epifyttiske lav kan bjørkemålerangrep også medføre økt lystilgang og endrete fuktighetsforhold. Dette kan endre konkurranseforhold mellom arter og generelt føre til økt vekst av næringskrevende og lyskrevende arter (Jepsen mfl. 2008, 2011, 2013, Karlsen mfl. 2013).

Det er rapportert om økende angrep av bjørkemålere, særlig i nord, noe som settes i sammenheng med klimaendringer (Hagen mfl. 2007, Jepsen mfl. 2008, 2011, Aarrestad mfl. 2015, Forsgren mfl. 2015). Varmere vintre gir redusert dødelighet av egg, noe som kan bidra til økt tetthet av målere. Samtidig gir varmere somre bjørkemålerne et bedre vekstpotensial, da de som vekselvarme dyr spiser og vokser raskere ved økt temperatur. Kombinasjonen av økte vinter- og sommertemperaturer gir målerne 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 utføres nå hvert år i fem av områdene: Dividalen, Børgefjell, Åmotsdalen, Møsvatn og Gutulia.

7.1 Metoder

Områdedesign

I de fem TOV-områdene registreres årlig bjørkemålere og frøsetting (hunnrakler) hos bjørk i alle vegetasjonsfelter (makroruter) og felter for epifyttovervåking, samt på utvalgte lokaliteter som representerer områder for bestandsovervåking av fugl. Lokalitetene for registrering av bjørkemålere kalles målestasjoner og har egne stasjonsnummer (stasjons-ID). Der vegetasjonsfelter og lavfelter ligger ved siden av hverandre, er antall målestasjoner redusert. Antall målestasjoner varierer dermed mellom TOV-områdene. Totalt er det lagt ut mellom 24 og 30 målestasjoner i hvert TOV-område (se Framstad mfl. 2020a), der til sammen 240–300 bjørkegreiner undersøkes hvert år for bjørkemålere og frøsetting hos bjørk.

Arter og registreringer

I fjellbjørkeskogen domineres forekomstene av bjørkemålere av to arter: fjellbjørkemåler (*Epirrita autumnata*) og brun høstmåler (*Operophtera brumata*, tidligere kalt liten høstmåler) (figur 7.1). Andre bjørkemålere kan også forekomme. Blant annet er det rapportert at blek høstmåler (*Operophtera fagata*) er observert i Nord-Norge. Disse registreres som 'ukjente'.

Registreringer av bjørkemålere er avhengig av å treffe larver i egnet innsamlingsstadium, dvs. med de fleste larvene i utviklingsstadium (instar) 3 til 4, som tilsvarer larvelengder på 1,3–1,8 cm. Egnet registreringstidspunkt er ca. 20–25 dager etter lauvsprett, men dette kan variere noe avhengig av temperatur i denne perioden. I 2020 ble feltarbeidet utført 23.–24. juni i Åmotsdalen, 23.–25. juni i Gutulia, 26.–27. juni i Møsvatn, 1. juli i Børgefjell, 7.–9. juli i Dividalen.



Figur 7.1 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. Sentrum av målestasjonen tilsvarer sentrum i lavfeltene og hjørnemerket for vegetasjonsfeltene, mens 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 skal 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 7.2A**). Hver grein ristes kraftig inne i plastsekken i 20–30 sekunder. Plastsekken tømmes så i et hvitt plastkar (**figur 7.2B**). 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 mfl. (2019).

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 7.2 Innsamlingsmetode for bjørkemålerlarver. Foto: J.A. Kålås og H. Myklebost.

Databehandling

For hvert TOV-område har vi sammenstilt data på antall målerlarver, andel blader med beiteskader (%) og forekomst av hunnrakler hos bjørk. R-skriptene for sammenstilling av data og produksjon av figurer er offentlig tilgjengelig på GitHub:

<https://github.com/joechip90/TOVAnalyser/blob/master/Dataintegrasjon/Datainnsamling.R>

<https://github.com/joechip90/TOVAnalyser/blob/master/Arkiv/Rapport2020/Bj%C3%B8rkem%C3%A5lereAnalyser.R>

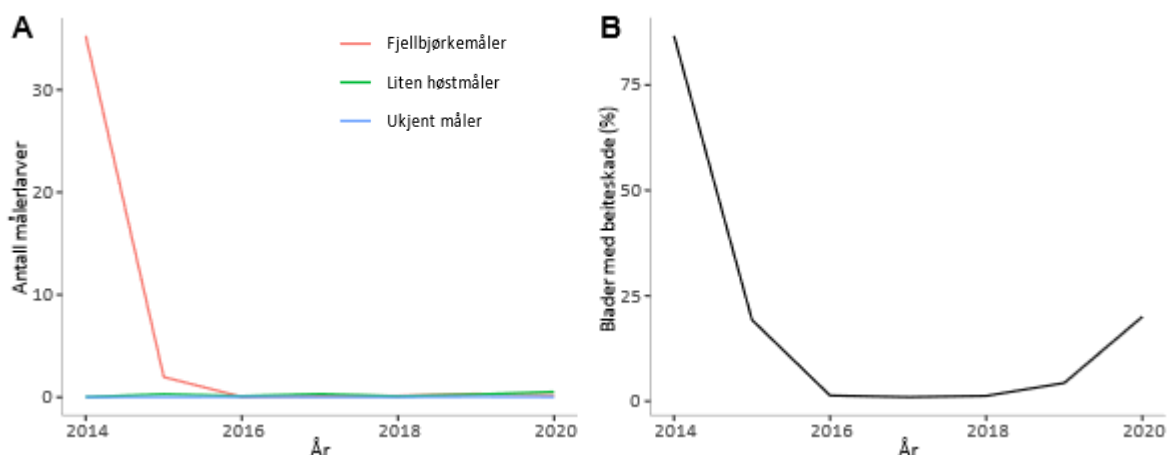
7.2 Resultater

Forekomst av bjørkemålere i TOV-områder fra 2014 til 2020

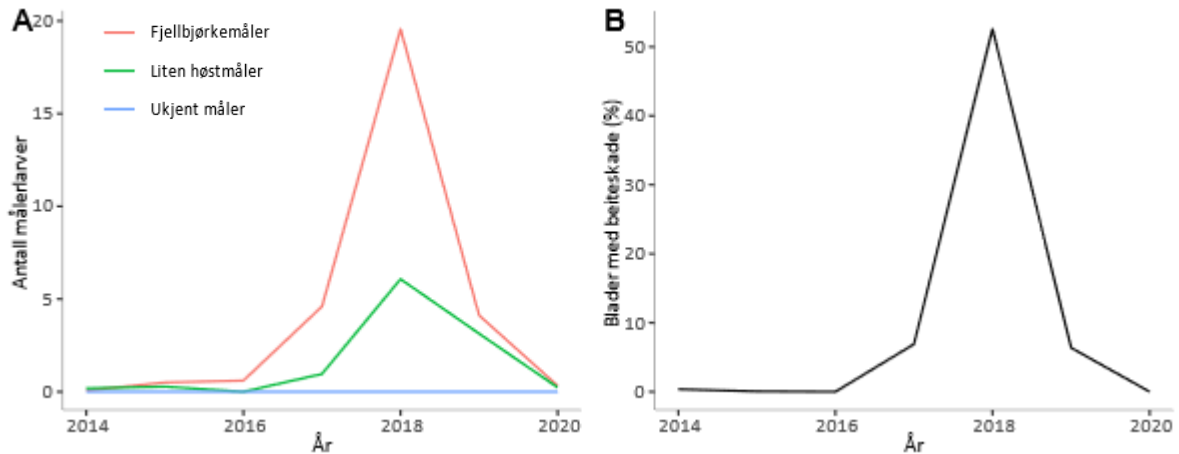
Dividalen hadde et relativt stort utbrudd av fjellbjørkemålere i 2014 med i gjennomsnitt 35,3 målere pr. grein, mens det i de påfølgende seks årene i gjennomsnitt kun ble registrert mellom 0,05 og 2,0 larver pr. grein (**figur 7.3A**). Antall individer av brun høstmåler og ukjente målere har også vært særdeles lavt alle år, med et gjennomsnitt for alle år på 0,2 individ pr. grein for brun høstmåler og 0,03 individ pr. grein for ukjente målere. Gjennomsnittlig andel blader med beiteskader pr. grein følger i grove trekk utviklingen av antall registrerte bjørkemålere (**figur 7.3B**). I 2020 var det imidlertid en del beiteskader uten at det ble registrert særlig mange målerlarver. Det kan skyldes at tidspunktet for måler-registreringene ikke var helt optimalt.

I Børgefjell var det svært små 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 7.4A**). Økningen fortsatte i 2018 med henholdsvis 19,6 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. I 2020 var det igjen svært små forekomster av både fjellbjørkemåler og brun høstmåler, i gjennomsnitt henholdsvis 0,3 og 0,2 målere pr. grein. Det er ikke registrert ukjente arter av bjørkemålere i Børgefjell. Gjennomsnittlig andel blader med beiteskader pr. grein følger utviklingen av antall registrerte bjørkemålere (**figur 7.4B**).

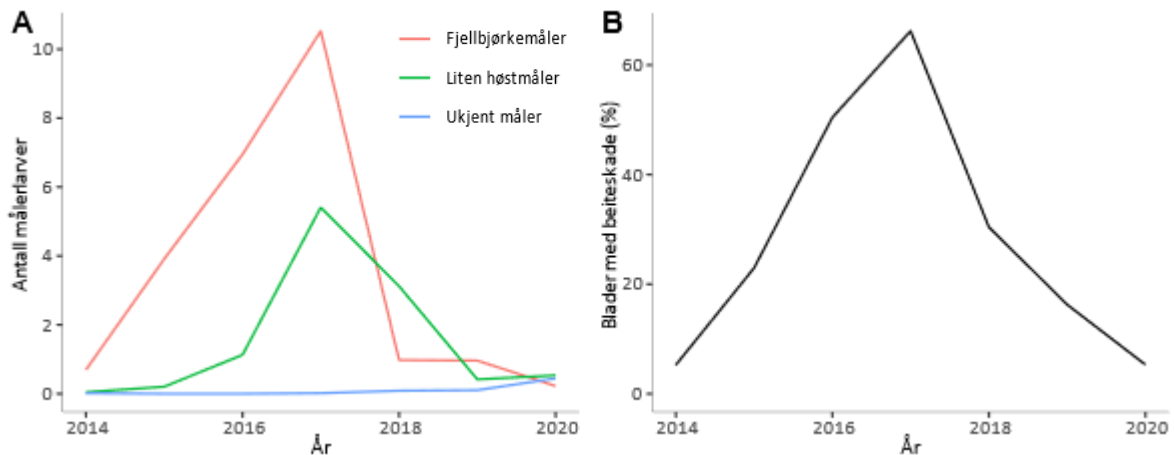
I Åmotsdalen var det en jevn økning av fjellbjørkemåler fra 2014 til 2017, fra gjennomsnittlig 0,7 til 10,5 målere pr. grein (**figur 7.5A**). Det reelle antall bjørkemålere i 2017 kan imidlertid ha vært noe høyere, da larver kan ha falt til bakken da de var små fordi lauvverket allerede var oppspist. Målingene i både 2018, 2019 og 2020 viste betydelig lavere verdier, henholdsvis 1,0, 1,0 og 0,2 individer pr. grein. Også gjennomsnittlig antall individer av brun høstmåler økte fra 0,1 i 2014 til gjennomsnittlig 5,4 pr. grein i 2017. I 2018 ble det registrert i gjennomsnitt 3,1 individer pr. grein, i 2019 kun 0,4 og i 2020 kun 0,5. Antall ukjente målere har vært lavt i alle år (gjennomsnitt pr. grein 0,01 pr. år). Gjennomsnittlig andel blader med beiteskader pr. grein følger utviklingen av antall registrerte bjørkemålere (**figur 7.5B**).



Figur 7.3 Gjennomsnittlig antall bjørkemålere (A) og gjennomsnittlig andel blader (%) med beiteskader (B) pr. grein i Dividalen fra 2014 til 2020.



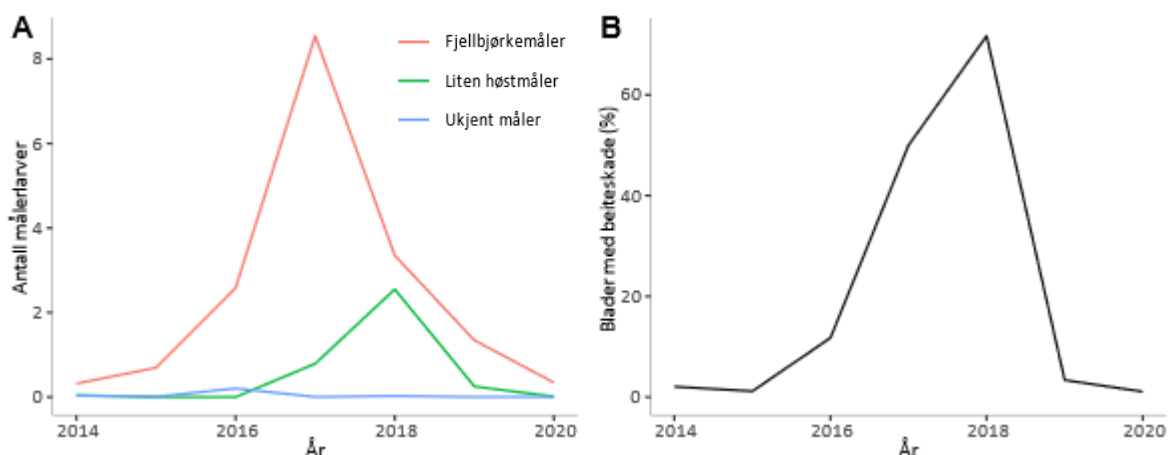
Figur 7.4 Gjennomsnittlig antall bjørkemålere (A) og gjennomsnittlig andel blader (%) med beiteskader (B) pr. grein i Børgefjell fra 2014 til 2020.



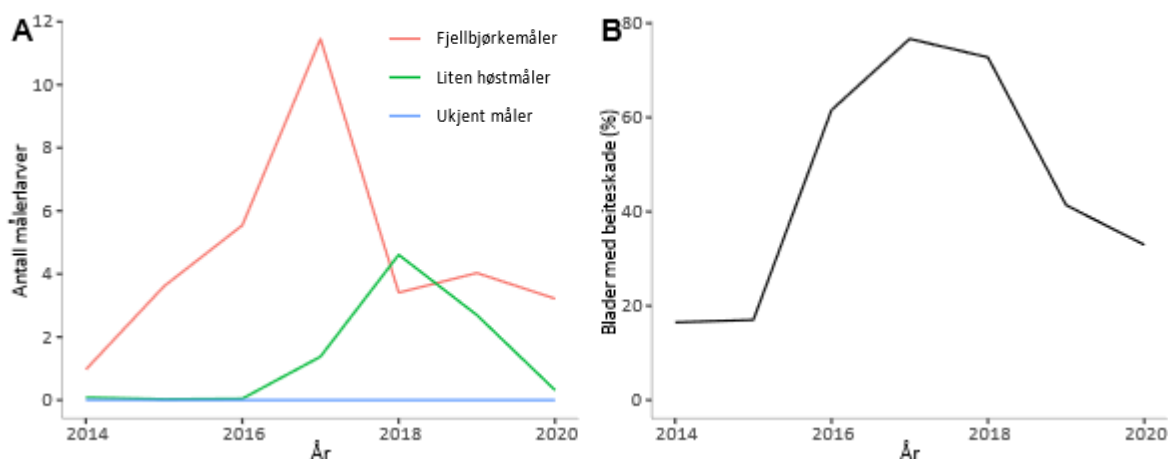
Figur 7.5 Gjennomsnittlig antall bjørkemålere (A) og gjennomsnittlig andel blader (%) med beiteskader (B) pr. grein i Åmotsdalen fra 2014 til 2020.

I Gutulia økte gjennomsnittlig antall fjellbjørkemålere pr. grein fra 2014 til 2017 fra 0,3 til 8,6 (**figur 7.6A**), for deretter å avta i 2018, 2019 og 2020 med et gjennomsnitt pr. grein på henholdsvis 3,4, 1,3 og 0,3. 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 og 2020 (**figur 7.6B**). 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.

Møsvatn hadde svært få registreringer av bjørkemålere i 2014, men antall fjellbjørkemålere økte jevnt fram til 2017 med et gjennomsnitt på 11,5 målere pr. grein, mens antall fjellbjørkemålere i 2018, 2019 og 2020 var betydelig lavere, henholdsvis 3,4, 4,0 og 3,2 målere pr. grein (**figur 7.7A**). Antall av brun bjørkemåler har imidlertid økt helt fram til 2018, men gått noe tilbake igjen i 2019 og 2020. 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 7.7B**).



Figur 7.6 Gjennomsnittlig antall bjørkemålerer (A) og gjennomsnittlig andel blader (%) med beiteskader (B) pr. grein i Gutulia fra 2014 til 2020.



Figur 7.7 Gjennomsnittlig antall bjørkemålerer (A) og gjennomsnittlig andel blader (%) med beiteskader (B) pr. grein i Møsvatn fra 2014 til 2020.

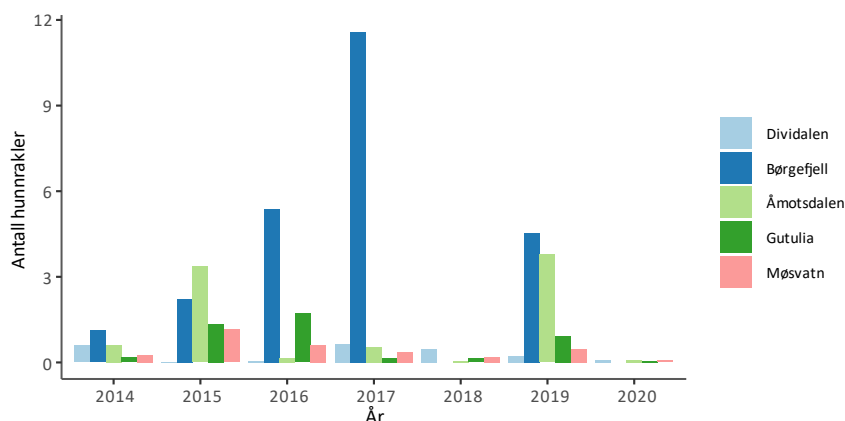
Forekomst av hunnrakler på bjørk i TOV-områdene fra 2014 til 2020

Antall registrerte hunnrakler pr. grein har gjennom hele overvåkingsperioden vært forholdsvis lavt i alle TOV-områdene (**figur 7.8**), med unntak av Børgefjell som har hatt en del bjørkeblomstring, spesielt i 2017 med et gjennomsnitt på 11,6 pr. grein. I 2020 var antall registrerte hunnrakler svært lavt i alle TOV-områdene, og det ble ikke funnet rakler i Børgefjell.

Våre registreringer av hunnrakler er for tidlig på året for å dokumentere reell mengde frøproduksjon, da frøproduksjonsforsøk kan avbrytes på grunn av uegnete 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.

Konklusjon

Generelt viser registreringene i 2020 lave forekomster av fjellbjørkemåler og brun høstmåler i alle TOV-områdene. Høyest antall larver ble registret i Møsvatn med et gjennomsnitt på 3,2 fjellbjørkemålere pr. grein.



Figur 7.8 Utvikling i antall hunnrakler pr. bjørkegrein i TOV-områdene fra 2014 til 2020. I Børgefjell ble det ikke funnet rakler i 2018 eller 2020.

I perioden 2014 til 2020 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 og 2020 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. Dette kan skyldes at middeltemperaturen har økt i en eller flere årstider i de aktuelle TOV-områdene (**tabell 2.3**), ettersom brun høstmåler er noe mer varmekrevende enn fjellbjørkemåler (Mjaaseth mfl. 2005 og referanser der; se også Hagen mfl. 2007). Registreringene i 2019 og 2020 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 til økt tilførsel av nitrogen til jordsmonnet og økt lystilgang til markvegetasjonen (Aarrestad mfl. 2013, Bakkestuen mfl. 2019). Dette kan på sikt føre til omfattende endringer i økosystemet (Jepsen mfl. 2013, Karlsen mfl. 2013). Store beiteskader kan for eksempel føre til et vippepunkt som hindrer regenerering av tresjiktet (Vindstad mfl. 2019).

Endringene i antall bjørkemålere i overvåkingsperioden er trolig en del av dynamikken i syklusen for utbrudd, men variasjon knyttet til klimaendringer, for eksempel når det gjelder forekomsten av brun høstmåler, kan ikke utelukkes.

8 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 menneskeskapte 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 2020 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.

8.1 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).

Prosedyrer for materialinnsamling i felt og laboratorium er nærmere beskrevet av Kålås mfl. (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. For nærmere beskrivelse av utplassering av fangststasjoner etc for de enkelte områdene, se Framstad mfl. (2020a).

Det ble gjennomført fangster i alle områder i løpet av september 2020 som planlagt. Det var gjennomgående gode fangstforhold, med til dels svært godt vær i flere områder. I de fleste områdene var det liten andel av fellene ($\leq 1,1\%$) som var utløst uten fangst. Unntaket var Åmotsdalen der 5,8 % av fellene var utløst uten fangst, noe som trolig skyldes forholdsvis mye sau på beite. I tillegg til smågnagere og spissmus ble det også fanget 1–3 fugler i flere av områdene.

Dato for gjennomføring av fangstene og total fangstinnsats for de ulike overvåkingsområdene i 2020 framgår av **tabell 8.1**. Antall felledøgn representerer et bruttomål på fangstinnsats, 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 mfl. 2010).

8.2 Resultater

Fangstene i de enkelte områdene i 2020 framgår av **tabell 8.1**, mens det relative fangstnivået av smågnagere om høsten for hele overvåkingsperioden er vist i **figur 8.1**. Fordelingen av individer som er kjønnsbestemt og vurdert med hensyn til reproduksjonstilstand, er oppsummert i **tabell 8.2**, mens individenes vektfordeling framgår av **tabell 8.3**.

For de enkelte områdene kan fangstene oppsummeres som følger:

Lund: Det ble fanget tolv småskogmus (åtte hunner, fire hanner), seks klatremus (to hunner, fire hanner), seks markmus (to hunner, fire hanner) og hele 21 spissmus (trolig krattspissmus). To av skogmushunnene var rundt 20 g og ble vurdert som reproduktivt aktive, mens alle de øvrige skogmusene var små (<20 g) og reproduktivt inaktive. Blant klatremusene ble ingen individer vurdert som reproduktivt aktive, men to større hanner (>25 g) og én av hunnene (23,8 g) hadde trolig vært aktive tidligere i sesongen (basert på kjønnskarakterer med redusert størrelse). Blant markmusene ble bare én hann (33,6 g) vurdert som reproduktivt aktiv, mens en annen litt større hann (34,0 g) var nær ved å være aktiv. Fangstene tyder på et moderat bestandsnivå, med oppgang fra året før for småskogmus og markmus, men litt nedgang for klatremus.

Solhomfjell: Det ble fanget 28 småskogmus (18 hunner, ti hanner), 52 klatremus (23 hunner, 29 hanner), én markmus hunn og én spissmus (muligens liten dvergspissmus). Av småskogmusene ble åtte hunner over 22 g vurdert som reproduktivt aktive, men ingen hanner, selv om tre hanner på minst 26 g trolig hadde vært aktive tidligere i sesongen. Blant klatremusene ble kun én hann (24,3 g) vurdert som reproduktivt aktiv, men tre hunner (27,5–33,6 g) og to hanner (26,4 og 30,2 g) hadde trolig vært aktive tidligere i sesongen. Markmushunnen (43,4 g) var gravid med fem fostre. Fangstene tyder på en viss bestandsoppgang for både småskogmus og klatremus fra året før.

Møsvatn: Det ble fanget tre hunner av klatremus, alle var gravide med fem til seks fostre, selv om to av dem bare veide ca. 17,5 g. Det ble også fanget fem spissmus, hvorav én muligens var en liten dvergspissmus og de øvrige trolig krattspissmus. Fangstene tyder på fortsatt lav bestand etter forholdsvis høy bestand i 2017.

Finse: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus i fangstfeltene i 2020. 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 2020. Fangstene tyder på fortsatt svært lav bestand etter en liten topp i 2018.

Åmotsdalen: Det ble fanget fire klatremus (to hunner og to hanner), fire markmus (tre hunner og én hann, som var så oppspist at den bare med sikkerhet kunne bestemmes som *Microtus*) og fire spissmus (trolig krattspissmus). Av klatremusene var de to hunnene gravide (fire og fem fostre), mens én hann ble vurdert som reproduktivt aktiv, og alle disse veide over 25 g. Alle markmushunnene veide over 30 g og ble også vurdert som reproduktivt aktive, men bare én av dem var gravid (to fostre). Fangstene tyder på en liten oppgang i smågnagerbestandene fra året før.

Børgefjell: Det ble ikke fanget noen smågnagere eller spissmus i TOV-området i 2020. Fangstene tyder på fortsatt svært lav bestand etter en ganske liten topp i 2018.

Dividalen: Det ble fanget én gråsidemus hann og én fjellmarkmus hunn i TOV-området i 2020. Fjellmarkmushunnen var gravid med fem fostre. Fangstene viser en kollaps i smågnagerbestanden etter betydelige bestandstopper de to foregående årene.

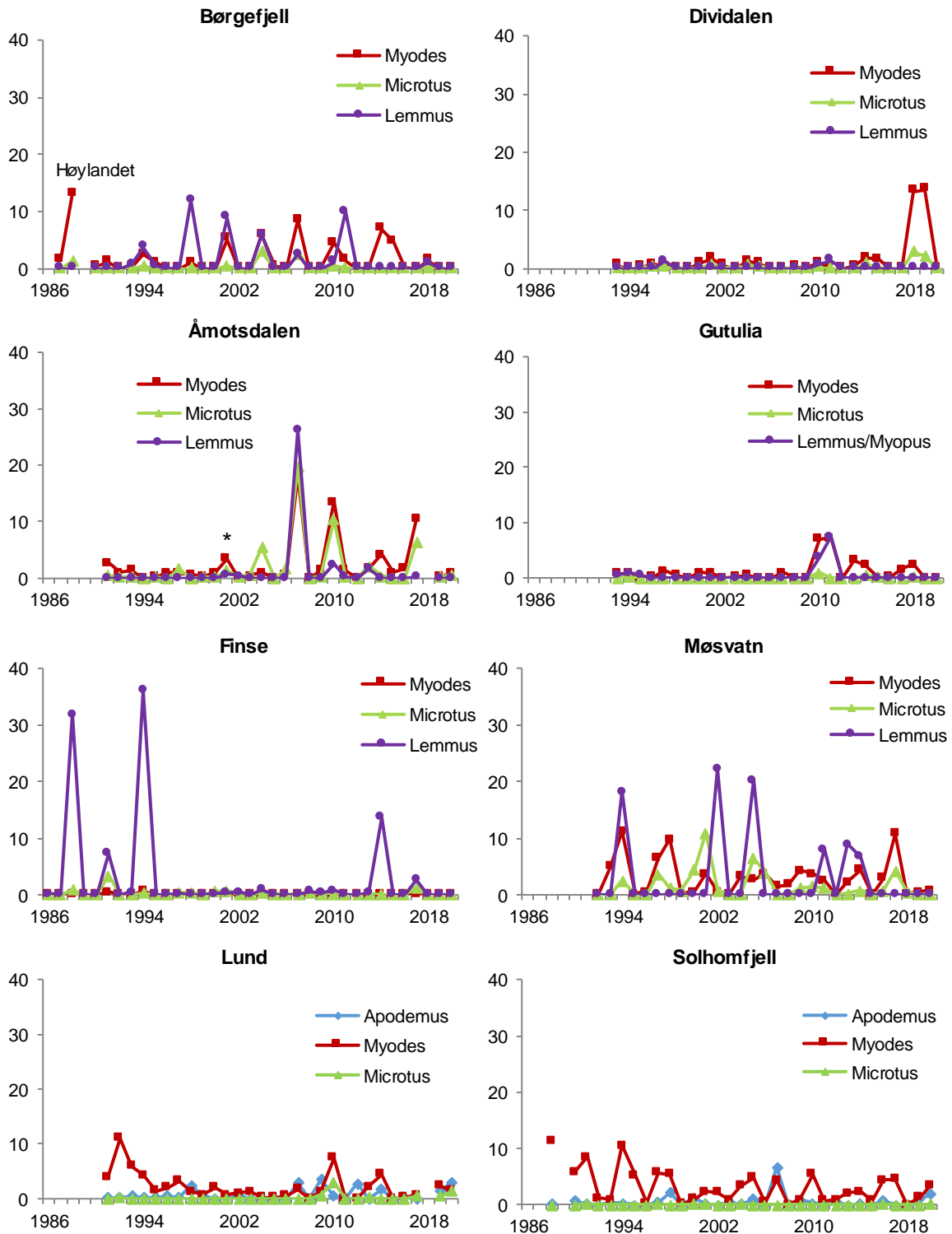
Tabell 8.1 Oversikt over fangstperioder (datoer for utsetting og inntak av feller), fangstinnsetts og totalt antall fangster av småpattedyr i overvåkingsprogrammet TOV i 2020. I tillegg er angitt tilsvarende data for de langsiktige gnagerfangstene på Finse (kombinert for to fangstfelt).

Område/ Periode	Felledøgn	Arter										Ssp	Sum	
		AS	MG	MR	Mrut	MA	MO	LL	MS	Ubest				
Lund														
19-21 sep	400	12	6			6						21	45	
Solhomfjell														
14-18 sep	1499	28	52			1						1	82	
Møsvatn														
31 aug-02 sep	400		3									5	8	
Gutulia														
03-05 sep	400												0	
Åmotsdalen														
08-10 sep	400		4			3					1	4	12	
Børgefjell														
01-03 sep	400												0	
Dividalen														
08-11 sep	1500			1			1						2	
Totalt TOV	4999	40	65	1		10	1				1	31	149	
Finse														
30 jun-02 jul	564												0	
01-04 sep	1194												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).

Tabell 8.2 Fordeling av TOV-fangstene av smågnagere i 2020 på kjønn og kjønnsmodning.

Område/Art	Periode	Hanner		Hunner	
		Umodne	Modne	Umodne	Modne
Småskogmus (AS)					
Lund	sep 20	4		6	2
Solhomfjell	sep 20	10		10	8
Klatremus (MG)					
Lund	sep 20	4		2	
Solhomfjell	sep 20	28	1	23	
Møsvatn	sep 20				3
Åmotsdalen	sep 20	1	1		2
Gråsidemus (MR)					
Dividalen	sep 20	1			
Markmus (MA)					
Lund	sep 20	3	1	2	
Solhomfjell	sep 20				1
Åmotsdalen	sep 20	(1)			3
Fjellmarkmus (MO)					
Dividalen	sep 20				1



Figur 8.1 Høstfangster av smågnagere pr. 100 felledøgn i overvåkingsområdene, med data for sammenlikning fra Høylandet 1987-88 (delfigur Børgefjell) og Finse (Framstad unpubl.). Data for Høylandet er inkludert siden de indikerer en bestandstopp i 1988 i samme region som Børgefjell. For Åmotsdalen i 2001 ble fangstene avbrutt av flom, og antatt bestandsnivå for klatremus er angitt med *. De ulike kurvene omfatter følgende arter: Apodemus – småskogmus, Myodes – klatremus, gråsidemus, rødmus (rødmus kun i Dividalen), Microtus – markmus, fjellmarkmus, Lemmus/Myopus – lemen, skoglemen (skoglemen kun i Gutulia).

Tabell 8.3 Fordeling av TOV-fangstene av smågnagere i 2020 på kjønn og vektklasser.

Art/Område	Hanner				Hunner			
	<20g	20-24g	25-29g	≥30g	<20g	20-24g	25-29g	≥30g
Småskogmus (AS)								
Lund	4				7	1		
Solhomfjell	7		3		8	4	6	
Klatremus (MG)	<20g	20-29g	30-39g	≥40g	<20g	20-29g	30-39g	≥40g
Lund	1	3				2		
Solhomfjell	15	13	1		15	7	1	
Møsvatn					2	1		
Åmotsdalen	1	1				2		
Gråsidemus (MR)	<20g	20-29g	30-39g	≥40g	<20g	20-29g	30-39g	≥40g
Dividalen		1						
Markmus (MA)	<25g	25-34g	35-49g	≥50g	<25g	25-34g	35-49g	≥50g
Lund	2	2			2			
Solhomfjell							1	
Åmotsdalen						1	2	
Fjellmarkmus (MO)	<25g	25-34g	35-49g	≥50g	<25g	25-34g	35-49g	≥50g
Dividalen							1	

8.3 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 mfl. 1985, Hansson & Henttonen 1988, Stenseth & Ims 1993, Framstad mfl. 1997, Stenseth 1999, Hörnfeldt 1994, 2004, Angerbjörn mfl. 2001, Korpimäki mfl. 2004, Ehrich mfl. 2019). Flere (bl.a. Kausrud mfl. 2008, Ims mfl. 2008, 2011, Cornulier mfl. 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 bestandstoppene. Dette er også de områdene som har de høyeste tetthetene av lemen. Men merk at det i alle disse tre områdene nå er mer enn seks år siden siste topp for lemen. Området i Gutulia har bare hatt en tydelig bestandstopp i 2010/2011 (**figur 8.1**), som var et år med bestandstopper i store deler av Fennoskandia (Ehrich mfl. 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 topper 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 (men se Selås mfl. 2021).

Sammenholder vi fangstene i TOV-områdene (**figur 8.1, tabell 8.4**) med resultater fra andres fangster og observasjoner av smågnagere i ulike deler av Norge (**figur 8.2–8.4, tabell 8.5**), kan vi danne oss et forholdsvis representativt bilde av variasjonen i bestandstopper hos smågnagere siden TOV startet i 1990:

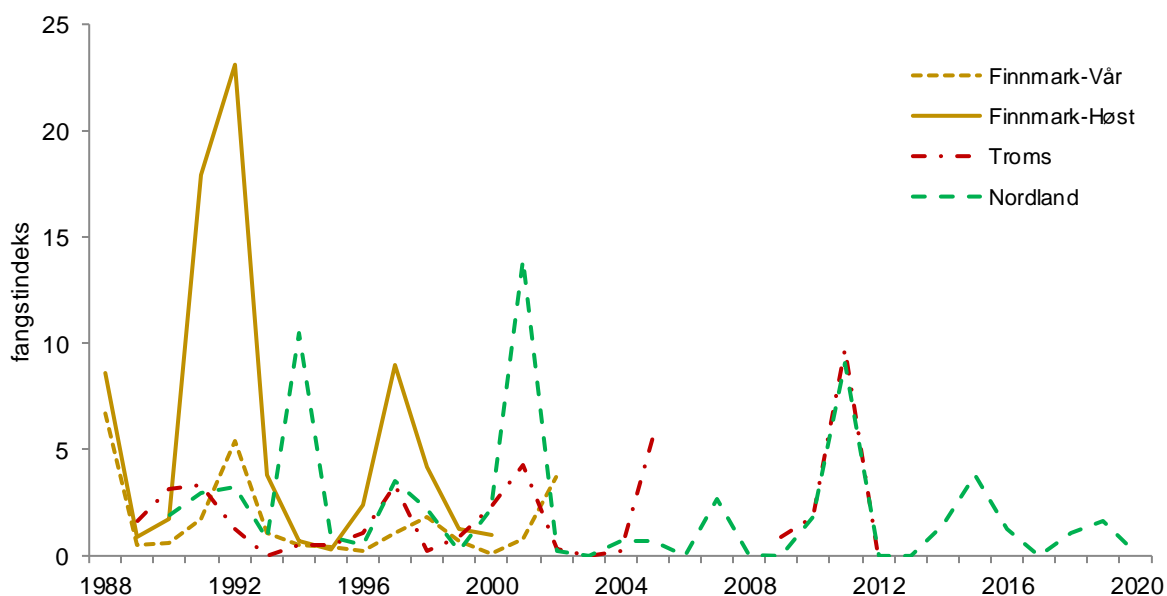
- Sør-Norge sør for Jotunheimen og vest for Gudbrandsdalen: Det var toppår for smågnagere, med varierende bestandsnivå i ulike områder i 1991, 1994, 1997/1998, 2001/2002, 2005, dels 2007, 2010/2011, 2014 og 2017/2018, med bestandstopper av lemen i 1991, 1994, dels 1997, 2002, 2005, 2010/2011, 2014 og 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, dels i 2017/2018, samt med økende bestand i sørøst utover høsten 2020. Det var 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.

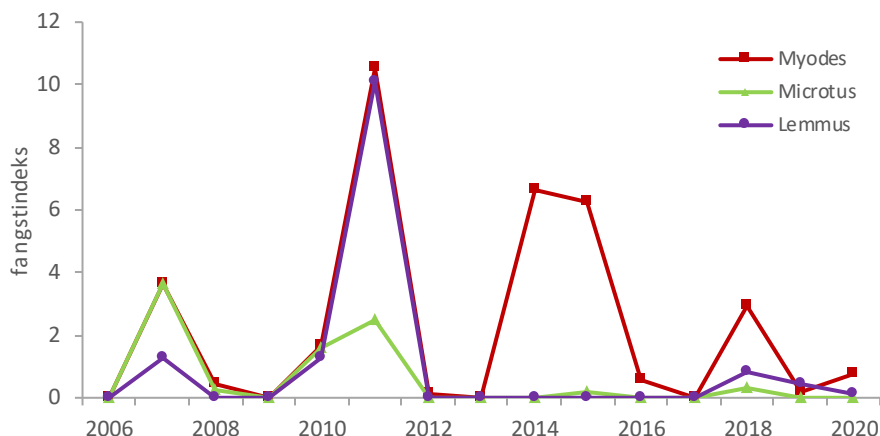
- Midt-Norge nord for Trondheimsfjorden til Saltfjellet: Det var toppår for smågnagere i 1994, 1997/1998, 2001, 2004, 2007, 2010/2011, dels i 2014/2015 og i 2018, med bestandstopper av lemen i 1994 (dels/stedvist), 1998, 2001, 2004, 2007 (lokalt/stedvist) og 2010/2011.
- Troms og Finnmark: Det var toppår for smågnagere, med varierende bestandsnivå i ulike områder, i 1991/1992, 1997/1998, 2001/2002, 2004/2005, 2007, 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 8.4 År med bestandstopper for lemen, skoglemen og andre smågnagere 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.

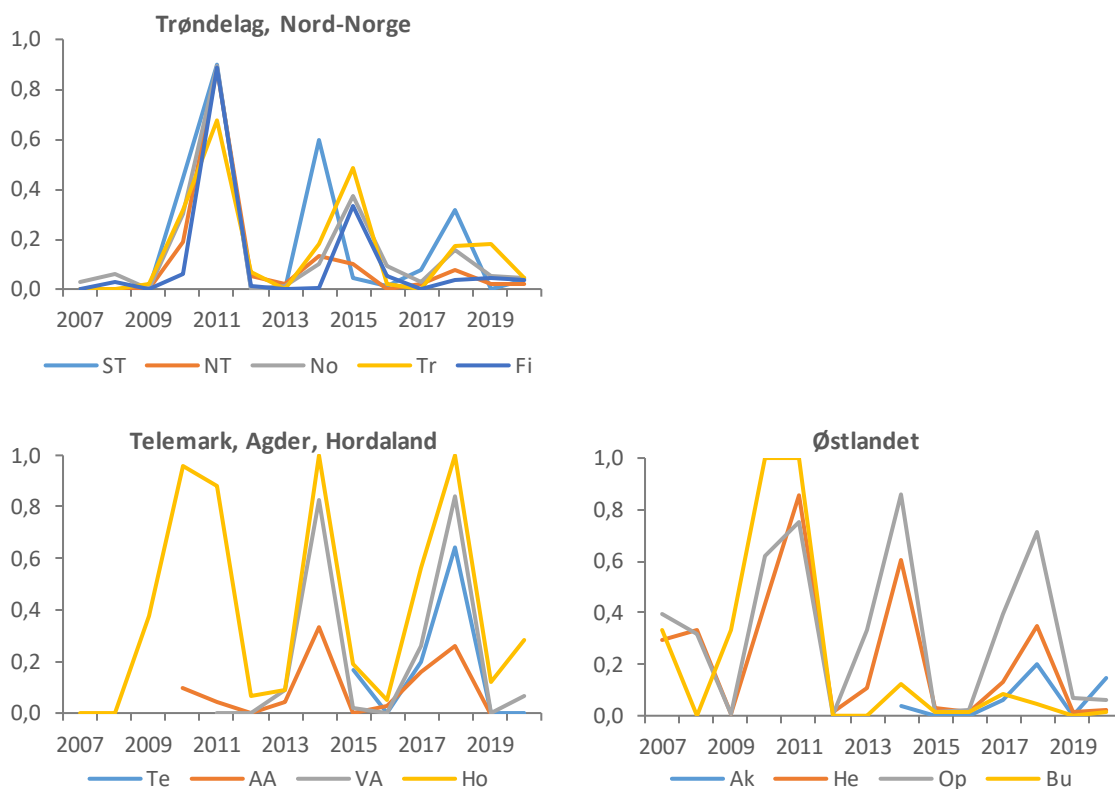
	lemen, skoglemen	klatremus, gråsidemus, rødmus, markmus, fjellmarkmus
Møsvatn	1994, 2002, 2005, 2011, 2013/2014	1994, 1997/1998, 2001, 2005, 2009, 2014, 2017
Finse	1991, 1994 , 1997, 2002, 2005v, 2009v, 2011v, 2014, 2017	1991, 1994v, 1998v, 2001, 2005v, 2010v, 2017
Gutulia	1994, 2010/ 2011	2010/2011 , 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 8.2 Smågnageres bestandsendringer i Finnmark, Troms og Nordland, basert på gjennomsnitt av fangster fra flere lokaliteter, utført og gjort tilgjengelige 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 8.3 Bestandsindeks (fangster pr. 100 felledøgn) for smågnagere fra nordlig og midtre del av Børgefjell. Fangstene er knyttet til studier av fjellrev i Børgefjell nasjonalpark (ved Nina E. Eide).



Figur 8.4 Indeks for andel takseringslinjer med observasjoner av smågnagere i ulike fylker (jf. forkortelser) 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, 2019 og 2020 bare er basert på seks eller sju takseringslinjer. Ellers varierer antall linjer mellom 14 (Telemark 2018) og 768 (Hedmark 2020). Dataene er hentet fra Hønsefuglportalen høsten 2020 (<http://honsefugl.nina.no/lnnsyn/>).

Tabell 8.5 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 mfl. 2019
Sentrale deler av Finnmarksvidda	1978, 1982 , 1987, 1988 , 1992, 1998, 2002, 2007, 2011, 2015 , 2018/19	Oksanen & Oksanen 1992, Ekerholm mfl. 2001, Hambäck mfl. 2004, Olofsson mfl. 2004; Oksanen mfl. 2008, Ehrich mfl. 2019, R.A. Ims pers.medd.
Ulike deler av Finnmark	1991/92, 1997, 2002, 2007, 2011 , 2015	Statskogs fangstdata (figur 8.2), avisrapportasjer 2011; Hønsefuglportalen (figur 8.4)
Kilpisjärvi, Finland	1978 , 1983, 1987, 1992, 1997, 2001/02, 2007	Ehrich mfl. 2019
Kirkedalen, Tr	Topper ca. hvert 3 år siden 1985	Strann mfl. 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 8.4), R.A. Ims pers.medd.
Dividalen, Tr	1991, 1997, 2001, 2011	Statskogs fangstdata (figur 8.2)
Ofoten, No	2000	Frafjord 2009
Salten, No	1997, 1999	Frafjord 2009
Abisko, Vassejaure, Stora Sjöfallet Sverige	2001 , 2004, 2007, 2010/2011, 2014/2015	Olofsson mfl. 2004, Ehrich mfl. 2019
Børgefjell		
Ulike deler av Nordland	1994, 1997, 2001, 2007, 2011 , 2015, 2018	Statskogs fangstdata (figur 8.2), Hønsefuglportalen (figur 8.4)
Nord-Trøndelag	1970 , 1973, 1978, 1981, 1984/85 , 1988, 1994 , 1998, 2004 , 2007, 2011 , 2014, 2018	Sørensen mfl. 2020 (historisk indeks), Hønsefuglportalen (figur 8.4)
Deler av Børgefjell NP	2007, 2011 , 2014/15, 2018	NE Eide (figur 8.3), Ehrich mfl. 2019
Lierne, NT	1988/89, 1994 , 1998, 2001, 2004 , 2007, 2010/11, 2015, 2018	Sørensen mfl. 2020
Ogdalen, Steinkjer, NT	1997, 2001, 2004, 2007, 2010/11, 2013/14, 2018	Sørensen mfl. 2020.
Åmotsdalen		
Mittet, MR	2007, 2010	NE Eide, pers.medd.
Grøtdalen, 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 8.4)
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 8.4)
Gutulia		
Vålådalen, Sverige	2001, 2004, 2007, 2010/ 2011 , 2014	Ehrich mfl. 2019
Hedmark	2011, 2014, 2018	Hønsefuglportalen (figur 8.4)
Finstad, Tynset, He	2014	V Bakkestuen
Trysil, He	1993, 1996	Uglestudier, Selås mfl. 2011a
Hamar, Elverum, He	1991, 1994, 1997, 2004, 2007	Selås mfl. 2011a
Hemeldalen NR, He	2010	T Høitomt, pers.medd.
Vangsåsen, Hedmarksvidda, He	1988, 1991, 1994, 1997, 2004, 2007, 2010, 2011v , 2014, 2017	Selås mfl. 2021 http://naturarkivet.blogspot.com/2011/04/lemen-vandring-over-elva.html ,
Lillehammer, Op	1992, 1996-1998, 2000	Olsen & Grønlien 2002
Brandbu, Op	2000/01	Olsen & Grønlien 2002
Varaldskogen, He	1980, 1984 , 1987/88, 1994, 1999 , 2002, 2007, 2010, 2013/2014 , 2017, 2020	Wegge & Rolstad 2018; J Rolstad pers.medd.

Lokalitet	Bestandstopper	Kilde
Finse		
Hordaland	2010/2011, 2014, 2018	Hønsefuglportalen (figur 8.4)
Møsvatn		
Hølera, Sør-Aurdal, Op	1998, 2001/02, 2005/06, 2010/11	RA lms, pers.medd.
Buskerud	2010/2011	Hønsefuglportalen (figur 8.4)
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 mfl. 2005, E Østbye, pers.medd., NE Eide pers.medd.
Telemark	2018	Hønsefuglportalen (figur 8.4)
Blefjell, Notodden, Te	2014	
Haukelifjell, Setesdalsheiene, Te/AA	1997, 2010/11, 2014, 2018	Johansen mfl. 1997, T Blindheim, NE Eide pers.medd.
Solhomfjell/Lund		
Aust/Vest-Agder nord	2014, 2018	Hønsefuglportalen (figur 8.4)
Vegårshei, AA	2005, 2007, 2009/10, 2014, 2017	V Selås, pers.medd.

9 Rovfugler

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

Rovfuglene representerer toppen av næringskjeden der effekter av endringer i byttedyrtilgang, ytre påvirkninger som forurensing (Reitan 2013, Monclús mfl. 2020), klima (Miller mfl. 2017, Tack mfl. 2020), samt menneskelige forstyrrelser og faunakriminalitet (Ruddock & Whitfield 2007, Heggøy & Øien 2015) vil kunne fanges opp på et tidlig stadium. Dette er derfor indikatorarter og egnet for overvåking av kjente påvirkninger, så vel som tidlig å kunne indikere om det er ukjente negative påvirkninger på naturlige økosystemer. Innenfor den integrerte overvåkingen som er lagt til nordboreale og alpine områder, overvåkes hekkebestand og reproduksjon for artene kongeørn og jaktfalk. Samtidig kartlegges miljøgiftkonsentrasjoner med jevne mellomrom (Nygård mfl. 2001, 2006, Nygård & Polder 2012). For diskusjoner rundt naturgitte og menneskeskapte drivere med tilhørende aktuelle hypoteser for kongeørn, se s. 85–89 i Framstad mfl. (2020b). Disse driverne og hypotesene er i de fleste tilfeller like relevante for jaktfalk. Jaktfalk er for øvrig oppført som nær truet (NT) på Norsk rødliste for arter 2015 (Kålås mfl. 2015).

9.1 Metoder

For en detaljert beskrivelse av overvåkingsområder, metoder og data, se Framstad mfl. (2020a). I 2020 ble det utført registreringer av reproduksjon for kongeørn i Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia, Møsvatn, Lund og Solhomfjell, og for jaktfalk i Børgefjell, Åmotsdalen og Møsvatn.

Fra og med 2013 har Rovdata hatt ansvaret for innsamlingen av data for kongeørn (Tovmo mfl. 2019, <https://rovdata.no/Kongeørn/>), slik at TOV nå høster data direkte fra Rovdata. 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 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 foregår.

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 antakelser om territorieforhold (f.eks. splitting av ett territorium til to eller sammenslåing av to territorier til ett). Dersom dette gjøres, revurderes hele tidsserien for de aktuelle territoriene basert på alle tilgjengelige observasjoner fra hele tidsserien. I enkelte tilfeller vil det også dukke opp reir som ligger langt borte fra tidligere kjente hekkeplasser der det kan være uklarheter om hvilke av de aktuelle territoriene hekkelokaliteten tilhører. Vi må i slike tilfeller gjøre skjønnsmessige vurderinger som vil kunne bli revurderte på bakgrunn av informasjon vi får i kommende år.

Hekkesuksess er kartlagt ved at hvert territorium er besøkt med minimum ett besøk i mars/april, samt ett besøk i juni/juli. Hvert besøk har en varighet på minimum fire timer, og alle kjente reirplasser er sjekket. Dersom det etter disse to besøkene ikke er konstatert enten vellykket hekking, innstilt hekking eller mislykket hekking, kreves ytterligere ett besøk i perioden 1. august–15. september, der man under gunstige værforhold ser etter utflydde unger (for kongeørn se Nordisk metodemanual, Ekenstedt mfl. 2006, feltinstruks fra Rovdata¹ og Gjershaug mfl. 2018). Med dette som bakgrunn er hovedmål å fastslå hvor mange unger som blir minst 30 dager gamle for

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

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 på 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.

9.2 Resultater

Børgefjell

I 2020 ble det registrert aktivitet av kongeørn (observerte fugler og/eller bygging/pynting av reir) i 14 av de 15 territorier som overvåkes i Børgefjell. Det ble konstatert egglegging/ruging i fem av territoriene, og det ble totalt produsert seks unger.

For jaktfalk ble det observert voksne fugler i fire av de ti territoriene som ble undersøkt i 2020. Det var egglegging/ruging i to av disse, og det ble produsert totalt tre unger.

Åmotsdalen

I 2020 ble det registrert aktivitet av kongeørn i 13 av de 15 territorier som inkluderes i TOV. Det ble registrert egglegging/ruging i fem av territoriene, og det ble totalt produsert fem unger.

For jaktfalk ble det i 2020 observert voksne fugler i fem av de ti undersøkte territoriene. Det var egglegging/ruging i fire av disse, og det ble produsert totalt seks unger.

Gutulia

Det ble registrert aktivitet av kongeørn i 12 av de 15 aktuelle territoriene i 2020. Det ble registrert egglegging/ruging i fire av disse, og det ble totalt produsert fem unger.

Møsvatn

I 2020 ble det registrert aktivitet av kongeørn i 13 av de 15 territorier som er inkludert for dette området. Det var indikasjoner på egglegging/ruging i kun ett av territoriene, og det ble totalt produsert to unger.

For jaktfalk ble det i 2020 observert voksne fugler i 13 av de 15 territoriene som nå er inkludert i TOV. Det var indikasjoner på egglegging og ruging i ni av territoriene, og det ble totalt produsert 24 unger.

Lund

I 2020 ble det observert aktivitet av kongeørn i 13 av de 15 territoriene som inkluderes for området. Det ble registrert egglegging/ruging i ni av territoriene, og det ble til sammen produsert syv unger.

Solhomfjell

I 2020 ble det observert aktivitet av kongeørn i 13 av de 15 territoriene som inkluderes for området. Det ble registrert egglegging/ruging i tre av territoriene, og det ble til sammen produsert to unger.

9.3 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.

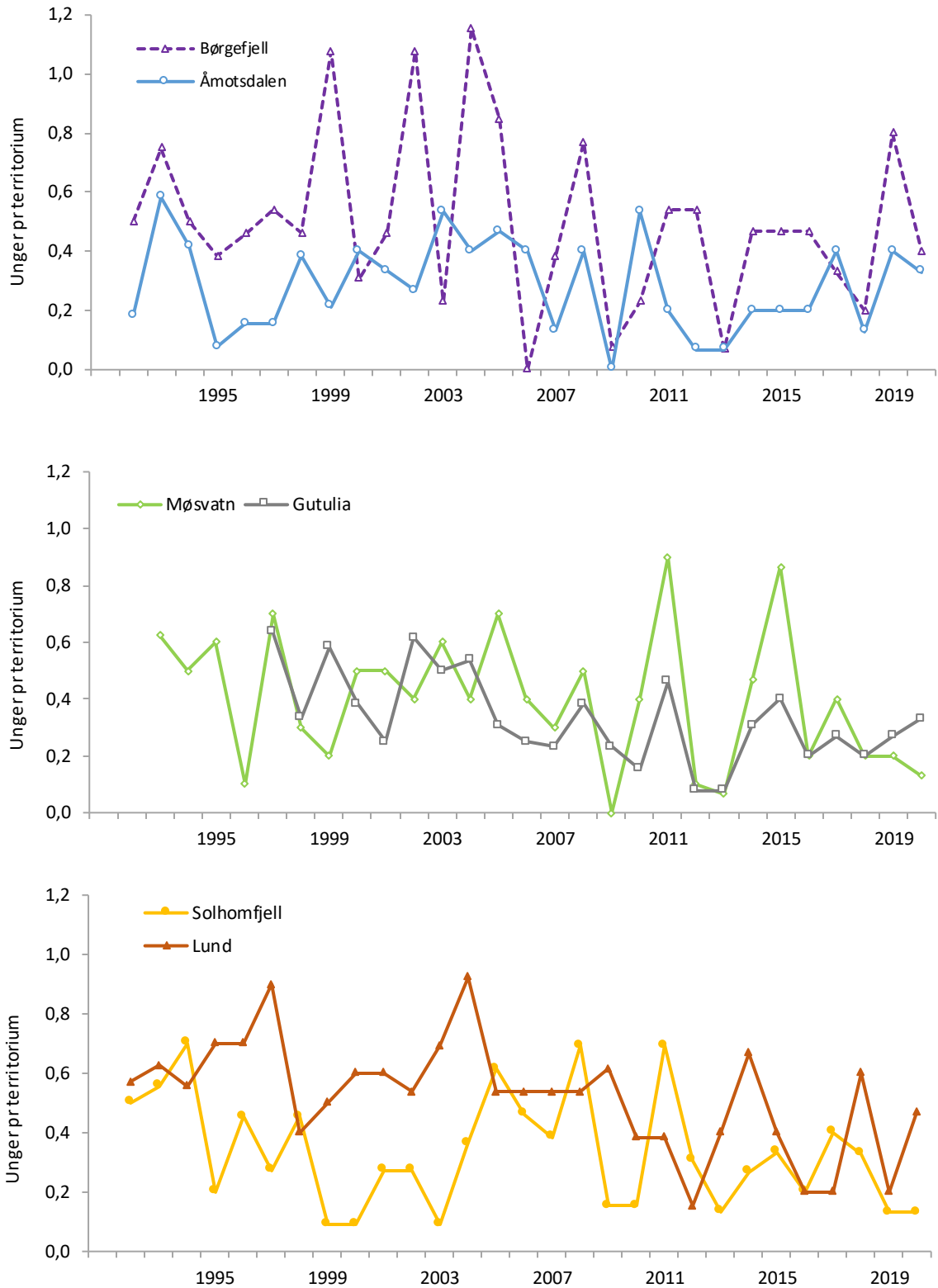
For kongeørn var det i 2020, sammenliknet med 2019, klart bedre ungeproduksjon i Lund, noe bedre i Gutulia, stabilt (men lavt) i Solhomfjell, noe lavere i Møsvatn og Åmotsdalen, og betydelig lavere i Børgefjell. Produksjonen i 2020 var over gjennomsnittet for perioden 1992 (1997)–2019 for Åmotsdalen, lik gjennomsnittet i Gutulia, mens den var lavere enn gjennomsnittet i de fire resterende områdene. Tidsserien for kongeørn (1992 (1997)–2020) viser gjennomsnittlig høyest produksjon i Lund (gjennomsnitt 0,52 unger pr. territorium \pm 0,19 sd), etterfulgt av Børgefjell (0,50 \pm 0,29 sd), Møsvatn (0,40 \pm 0,24 sd), Solhomfjell (0,33 \pm 0,19 sd) og Gutulia (0,33 \pm 0,16 sd), samt Åmotsdalområdet (0,28 \pm 0,16 sd) (**figur 9.1**).

Produksjonen for jaktfalk i Møsvatn var i 2020 den høyeste som er registrert i tidsperioden 1992–2020. I Børgefjell og Åmotsdalen var ungeproduksjonen lavere enn gjennomsnittet for tidsperioden 1992–2019 (**figur 9.2**). Produksjonen av jaktfalkunger har som forventet variert betydelig i perioden 1992–2020. Dette gjelder i særlig grad for Åmotsdalen. Vårt tallmateriale for perioden 1992–2020 indikerer noe forskjell i produksjon mellom de tre områdene, med høyest gjennomsnitt i Åmotsdalområdet (0,83 unger pr. territorium, \pm 0,58 sd), etterfulgt av Møsvatn (0,80 \pm 0,35 sd) og Børgefjell (0,61 \pm 0,38 sd).

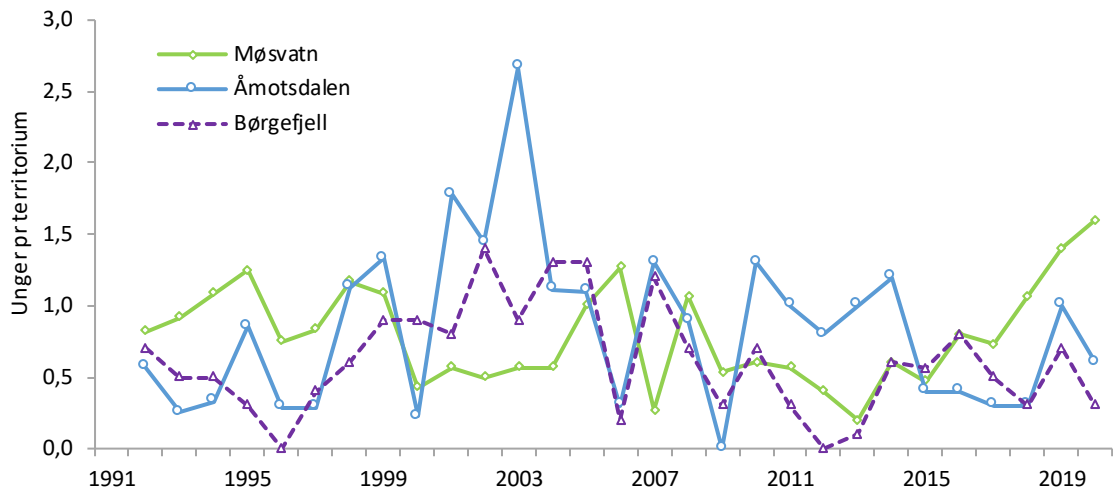
Rype er den viktigste føden for jaktfalk og er også viktig føde for kongeørn. Gode forekomster av lirype gir også en god indikasjon på at det er gode forekomster av fjellrype og annet viktig bytte for disse rovfuglartene. Betydningen av slikt bytte venter vi særlig skal være viktig for de nord-boreale områdene som inngår i TOV (Børgefjell, Åmotsdalområdet, Gutulia og Møsvatn). I 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). Det er interessant at produksjonen hos jaktfalk i Møsvatn har vært meget god og økende de seinere årene, mens produksjonen hos kongeørn i samme område har vist motsatt trend. Rypeproduksjonen har generelt vært god i dette området i samme periode (Nilsen 2020), noe som kan forklare den gode produksjonen hos jaktfalk. At tilsvarende ikke er tilfelle for kongeørn, kan tyde på at den i dette området er mer avhengig av alternativt bytte, eller negativ påvirkning fra andre faktorer. 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 som kunne vært forventet om bestandene her var negativt påvirket av langtransporterte luftforurensninger. For den aktuelle 29-årsperioden ser det imidlertid ut til å være en redusert ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene (gjennomsnitt for alle områder samlet 1992–2020, $r = -0,52$, $p = 0,004$). Dette er tydeligst for Gutulia (1997–2020, $r = -0,63$, $p = 0,001$) og Lund (1992–2020, $r = -0,57$, $p = 0,001$). For jaktfalk er mønsteret for ungeproduksjon i den aktuelle 29-årsperioden mer variert og uten klare tegn til nedgang (Møsvatn $r = -0,02$, $p = 0,91$, Åmotsdalen $r = -0,04$, $p = 0,85$, Børgefjell $r = -0,15$, $p = 0,45$). Det er en positiv sammenheng mellom ungeproduksjon for jaktfalk i Børgefjell og i Åmotsdalsområdet (for perioden 1992–2020, $r = 0,49$, $p < 0,01$), 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 rugeperioden, samt redusert tilgang på føde via forstyrrelser i de sykliske bestandsvariasjonene for smånagere, hønsefugl og hare. Dette er sammenhenger som det verdt å se nærmere på i en eventuell videreføring av overvåkingen i TOV-områdene.



Figur 9.1 Ungeproduksjon for kongeørn i TOV-områdene, 1992(1997)–2020.



Figur 9.2 Ungeproduksjon for jaktfalk i TOV-områdene, 1992–2020.

10 Hønsfugler

Erlend B. Nilsen

I TOV 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 smågnager-svingninger 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 mfl. 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 kadmium (Cd) i både lirype og fjellrype (Herredsvela & Munkejord 1988). Senere undersøkelser har også vist høye bly-verdier (Pb) 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 mfl. 2008).

Jakt på lirype er i Norge en meget populær form for småviltjakt, og lirypa regnes ofte som selve 'folkeviltet'. Som et ledd i en bevegelse i retning av 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/>), noe som 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.

10.1 Metoder

Formålet med rypetakseringene i regi av TOV er i første rekke 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 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 nivåer for de enkelte TOV-områdene.

Overvåking av lirype i TOV er basert på linjetakseringer som utføres på høsten (i august måned). Takseringsmannskapet går langs forhåndsdefinerte takseringslinjer, og de benytter stående fuglehund til å øke antallet rypeobservasjoner. Det er flere forhold som taler for å takseres på sein-sommeren/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 mfl. 2014a, Pedersen mfl. 2004, Sandercock mfl. 2011) og regnes som en godt egnet metode til å overvåke fluktusjoner 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 mfl. 2001). På norsk betegnes denne metoden gjerne 'avstandsmetoden', og vi har benyttet dette begrepet i denne rapporten. Når man beregner bestandsstørrelse eller bestandstetthet ved hjelp av avstandsmetoden,

forutsetter man at man finner alle (hønse)fugler som sitter på linja, og at oppdagbarhetssannsynligheten 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 mfl. 2001, Pedersen mfl. 2012, Royle mfl. 2004, Sillett mfl. 2012, Sollmann mfl. 2015). Metoden er godt utprøvd og benyttet for liryte, og 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, og vi har valgt å estimere denne ved hjelp av en 'half-normal' sannsynlighetsfordeling (Buckland mfl. 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 mfl. 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 fra takseringslinja. Denne avstanden kan bestemmes 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) og 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 variabel mellom områder).

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

10.2 Gjennomføring

I 2020 ble det gjennomført rypetaksering 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

Taksering i Dividalen ble gjennomført 15.–16. august. Totalt ble det taksert 29 km lags ni linjer. 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

Taksering i Børgefjell ble gjennomført i perioden 9.–23. august. Totalt ble det taksert 21 km fordelt på seks 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>).

Møsvatn

Taksering i Møsvatn ble gjennomført i perioden 10.–14. august. Totalt ble det taksert 25 km langs sju linjer. Disse linjene overlapper de tidligere takseringslinjene, men er bedre egnet for analyser med avstandsmetoden. Takseringen ble ledet av Bjørn Frøysa. Alle data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

Åmotsdalen

Taksering i områdene i og rundt Åmotsdalen ble taksert i perioden 5.–18. august. Totalt ble det taksert 24 km, fordelt på 11 linjer. Linjene i Gåvålia ble ikke taksert i 2020. Takseringen ble ledet av B. Frøysa. Data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

Lund

Taksering i Lund skjedde langs seks linjer taksert i perioden 8.–15. august. Totalt ble det taksert 18 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 Engerdal Fjellstyre. Data fra disse takseringene ligger åpent tilgjengelig på GBIF (Nielsen mfl. 2019; <https://www.gbif.org/dataset/b49a2978-0e30-4748-a99f-9301d17ae119>) med en viss tidsforsinkelse. I perioden 8.–10. august ble det, innenfor de områdene vi her benytter data fra, taksert totalt 63 km. Alle data fra takseringene i disse linjene ble registrert i Hønsefuglportalen (<http://honsefugl.nina.no>).

10.3 Resultater

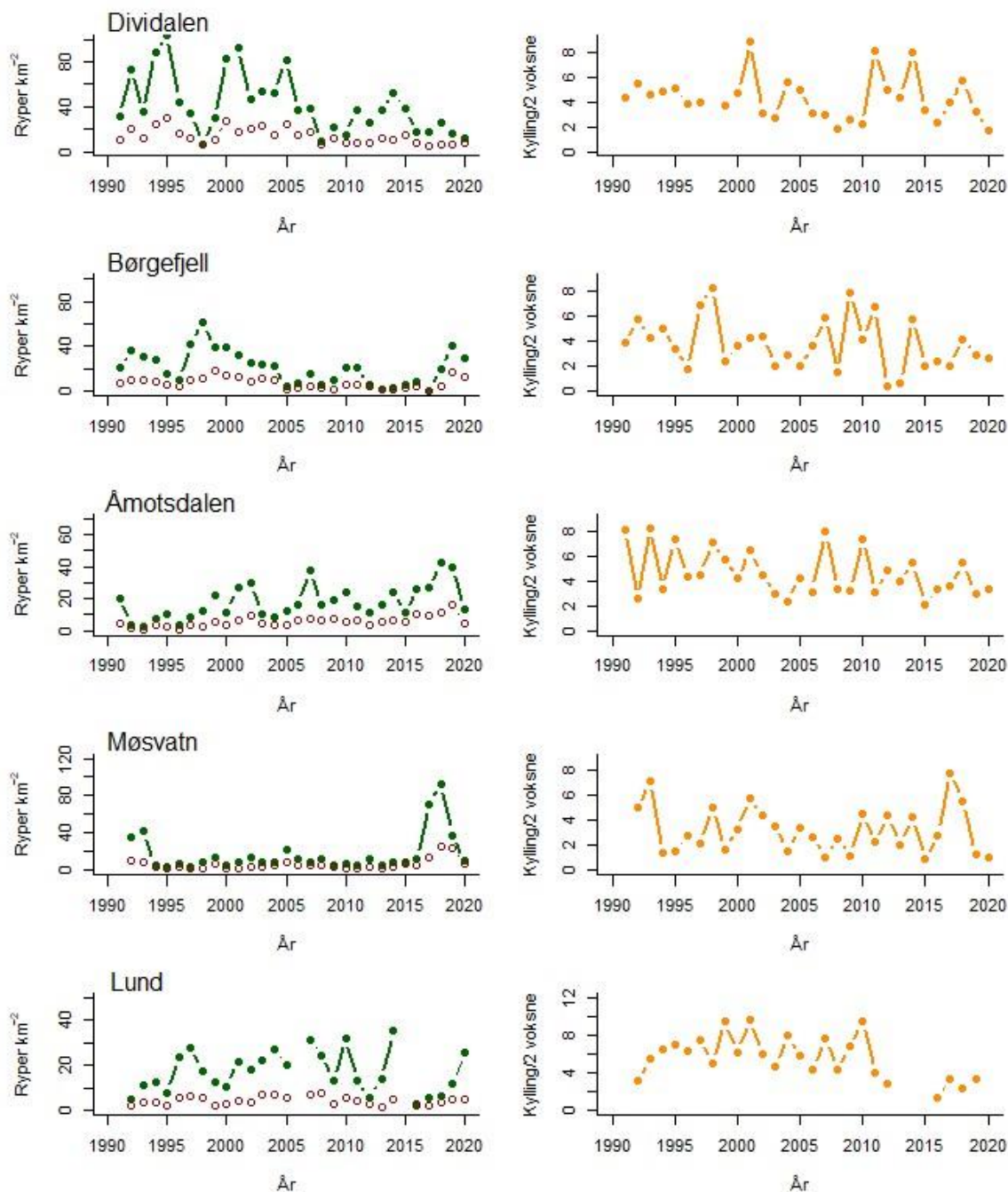
I 2020 ble det totalt gjort 91 observasjoner av liryper (totalt 275 liryper) ved liryperetakseringene i TOV (**tabell 10.1**). Flest observasjoner ble gjort i Dividalen og Møsvatn, mens det ble gjort færrest observasjoner i Lund og Åmotsdalen.

Som det framgår av **tabell 10.1**, ble det registrert lav til middels produksjon av kyllinger i alle takseringsområdene i 2020, med unntak av Åmotsdalen hvor produksjonen var middels. I Lund var antall observasjoner under 10, og kyllingproduksjon ble derfor ikke estimert.

Tetthet av ryper i 2020 (**figur 10.1**), estimert basert på avstandsmetoden, viser en viss nedgang i bestanden i alle områder (bortsett fra Lund) sammenliknet med 2019. Denne nedgangen var mest markert i Åmotsdalen og Møsvatn. Estimert i Åmotsdalen må tolkes med varsomhet, siden alle linjer ikke ble taksert i 2020.

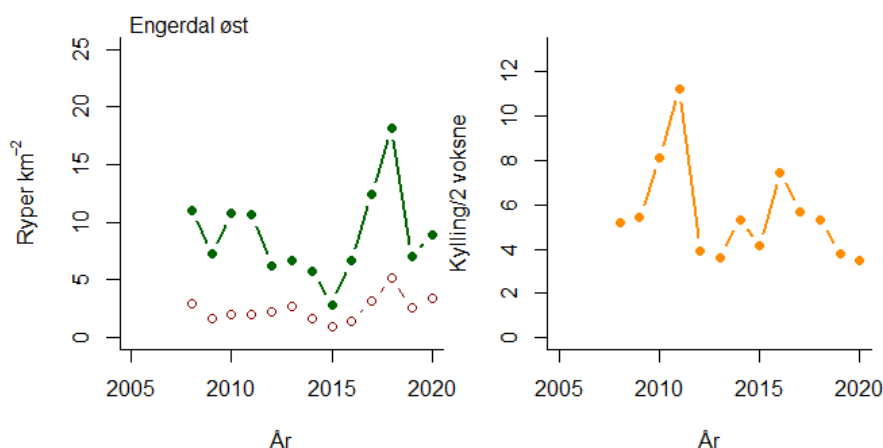
Tabell 10.1 Oversikt over antall observasjoner av liryper, fordelt på alder og kjønn, i de respektive områdene.

Område	Hunner	Stegger	Ukjent	Kyllinger	Totalt	Kylling/Par	Ant.obs
Dividalen	10	10	4	20	44	1,7	25
Børgefjell	14	17	0	39	70	2,5	19
Åmotsdalen	8	12	0	32	52	3,2	13
Møsvatn	10	18	4	15	47	0,9	25
Lund	7	4	0	51	62	Ikke estimert	9



Figur 10.1 Oversikt over estimert tetthet av henholdsvis alle fugl (grønne sirkler, venstre figur) og voksen fugl (røde sirkler, venstre figur), samt estimert antall kyllinger pr. 2 voksne observert (høyre figur). Merk at skala på 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 med 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 mfl. 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 10.2 Oversikt over estimert tetthet av henholdsvis alle fugl (grønne sirkler, venstre figur) og voksen fugl (røde sirkler, venstre figur), samt estimert antall kyllinger pr. 2 voksne observert (høyre figur).

10.4 Diskusjon

Etter en lengre tid med bestandsnedgang ble lirypene i 2015 klassifisert som nært truet (NT) i Norsk rødliste for arter (Henriksen & Hilmo 2015). Linjetakseringer er en godt etablert metode for å beregne størrelsen på lirypebestanden, og takseringene som gjennomføres i regi av TOV, er de siste årene integrert i den øvrige takseringen i Norge (Nilsen & Rød-Eriksen 2020). Basert på alle data samlet inn via Hønsefuglportalen, ble det høsten 2020 beregnet at det for perioden 2009–2020 var en økning i lirypebestanden, selv om det var betydelig variasjon mellom regioner. De resultatene som rapporteres her, er delvis i tråd med dette resultatet. En styrke med TOV-takseringene er imidlertid at disse strekker seg lengre tilbake i tid, og derfor gir mulighet for å belyse endringer over lengre tidsperioder.

Sammenliknet med 2020 var det en viss nedgang i estimert tetthet i alle TOV-områder bortsett fra Lund. Nedgangen i Åmotsdalen må tolkes med varsomhet siden det i 2020 ikke ble taksert i Gåvålia. Innenfor de takserte områdene i Åmotsdalområdet er ofte tettheten noe høyere i Gåvålia, så dette kan være noe av forklaringen til den tilsynelatende kraftige nedgangen. I Møsvatn var det en markant nedgang sammenliknet med 2018 og 2019. Tettheten i Møsvatn er nå omtrent tilbake til det som ble observert før den markante oppgangen i perioden 2017–2019 (**figur 10.1**). I Børgefjell er bestanden noe lavere enn i 2019, men estimert tetthet er likevel høyere enn de fleste årene etter 2005. Den estimerte tettheten i Dividalen er blant de laveste siden takseringene ble startet i 1991. Basert på data fra takseringene til Engerdal fjellstyre i området øst og sørøst for Femunden (overlapper delvis med tidligere TOV-takseringer i Gutulia), var estimert tetthet i 2020 på linje med tettheten i 2019.

11 Spurvefugl

Bård G. Stokke og John Atle Kålås

Spurvefugler er en mangfoldig orden som utgjøres av arter med forskjellig økologi, og de er derfor egnet både for overvåking av kjente påvirkninger og for tidlig å kunne gi signaler om ukjente negative påvirkninger på naturlige økosystemer (jf. Gregory mfl. 2008, Gregory & van Strien 2010, Clavel mfl. 2011). I TOV-områdene overvåkes hekkebestanden for spurvefugler i områdene i bjørkeskog og Solhomfjell, samt reproduksjon for svarthvit fluesnapper i fire av områdene. Den integrerte overvåkingen har fram til nå spesielt vært rettet mot å belyse effekter forårsaket av menneskeskapt påvirkninger som forurensning og klima. I tillegg er det spesielt tre andre drivere som direkte kan påvirke spurvefuglene i TOV-områdene: føde, vegetasjons-sammensetning og -struktur, samt predatorer. For diskusjoner rundt naturgitte og menneskeskapt drivere med tilhørende aktuelle hypoteser for spurvefugl, se s. 76–80 i Framstad mfl. (2020b).

Det foregår nå også en nasjonal overvåking av terrestriske hekkefugl i Norge (TOV-E, se kap. 12), 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 større målestokk er viktig bakgrunnsinformasjon/referanse for spurvefuglovervåkingen i TOV-områdene.

11.1 Metoder

For en detaljert beskrivelse av overvåkingsområder, metoder og data, se Framstad mfl. (2020a).

Bestandsovervåking

For bestandsovervåking av spurvefugler i TOV-områdene har vi valgt å benytte punkttakseringer (Bibby mfl. 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 mfl. (2018) som gir en grundig beskrivelse av forekomst og variasjon for diversiteten av fugl i TOV-områdene.

I hvert område takseres som standard 200 punkter som fortrinnsvis fordeles i terrenget langs ti ruter (linjer), hver med 20 punkter. 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 punkter skal være tilstrekkelig til å kunne dokumentere populasjonsendringer for de vanligst forekommende artene innen hvert enkelt overvåkingsområde. Det legges også vekt på å benytte samme feltpersonell for så mange påfølgende år som mulig. Skifte av feltpersonell vil likevel av og til være nødvendig.

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 på 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.

Her gir vi en kort presentasjon av 2020-resultatene og vurderer disse i forhold til antall observasjoner gjort i perioden 1992–2020. Samtidig presenterer vi oversikt for perioden 1992–2020 for totalt antall observerte spurvefugl for de artene som har relativt høy grad av stedstrohet til

hekkeområdet ('stasjonære'). Artene som er ekskludert fra denne gruppen, på grunn av sin mer irregulære forekomst ('nomadiske'), er finkefuglartene bjørkefink, grønnefink, 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 (jf. Eeva & Lehikoinen 1996). Arten er lett å få til å hekke i fuglekasser, og ungene fores hovedsakelig med insekter (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 og 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 ferdiglagt. Ved beregning av eggleggingstidspunkt benytter vi også dette utvalget av reir. Det vil si at vi heller ikke her inkluderer kull lagt seint 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 1996–2020 gjennomført i områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell.

Feltarbeid 2020

Dividalen: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 22.–25. juni av E. og J. Djupvik.

Børgfjell: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 27. juni–3. juli av L. og P.A. Lorentzen, samt G. Stenberg.

Åmotsdalen: De 200 punktene ble taksert i tidsrommet 12.–19. juni av P.W. Bøe, E. Krokan og B.S. Tanem. Fuglekassene ble kontrollert seks ganger i løpet av hekkesesongen av J.A. Kålås (4., 9., 16. og 25. juni, samt 2. og 9. juli).

Gutulia: De 200 punktene ble taksert i perioden 10.–14. juni av F.N. Bye og K. Isaksen. Fuglekassene ble kontrollert sju ganger i løpet av hekkesesongen av Engerdal Fjellstyre (3., 9., 16., 22. og 30. juni, samt 7. og 14. juli).

Møsvatn: 199 av de 200 faste tellepunktene ble taksert i tidsrommet 19.–25. juni av R. Bergstrøm, E. Edvardsen, E. Klemetsen og R.T. Magnussen.

Solhomfjell: 195 av de 200 faste tellepunktene ble taksert av R. Hindrum, A.E. Kjøl-Røsand, E. Klemetsen, J.H. Magnussen og R.T. Magnussen i perioden 20. mai–4. juni. Fuglekassene ble kontrollert åtte ganger av K. Hagelia (16., 23. og 30. mai, 7., 13., 20. og 27. juni, samt 8. juli).

Lund: De 200 punktene ble taksert i perioden 18.–28. mai av V. Ankarstrand, K.H. Dagestad, I. Ekeland, R. Hindrum og T. Tysse. Fuglekassene ble kontrollert sju ganger av S. Skjærpe (14., 21., og 27. mai, 3., 11., 19., og 26. juni).

Tabell 11.1 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Dividalen, 2020.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	137	274
Bjørkefink	131	218
Gråsisik	113	182
Heipiplerke	70	154
Rødvingetrost	68	85
Rødstjert	23	23
Steinskvett	20	23
Gråtrost	11	14
Korsnebb	10	56
Blåstrupe	10	14
Gulerle	6	8
Kråke	6	7
Måltrost	6	6
Svarthvit fluesnapper	5	6
Gråfluesnapper	3	4
Sidensvans	2	6
Ravn	2	3
Granmeis	2	3
Ringtrost	2	2
Gransanger	2	2
Jernspurv	2	2
Grønnsisik	2	2
Sivspurv	2	2
Lappspurv	2	2
Kjøttmeis	1	2
Rødstrupe	1	1
Buskskvett	1	1
Trepiplerke	1	1
Dompap	1	1
Totalt	200	1104

Tabell 11.2 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Børgefjell, 2020.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	150	277
Bjørkefink	101	119
Gråsisik	87	147
Heipiplerke	85	136
Rødvingetrost	65	82
Sivspurv	49	50
Blåstrupe	21	21
Måltrost	14	15
Gulerle	11	16
Rødstjert	5	5
Grønnsisik	4	6
Kråke	4	4
Steinskvett	3	4
Gråtrost	2	2
Snøspurv	2	2
Korsnebb sp.	1	4
Ravn	1	1
Granmeis	1	1
Ringtrost	1	1
Jernspurv	1	1
Totalt	200	894

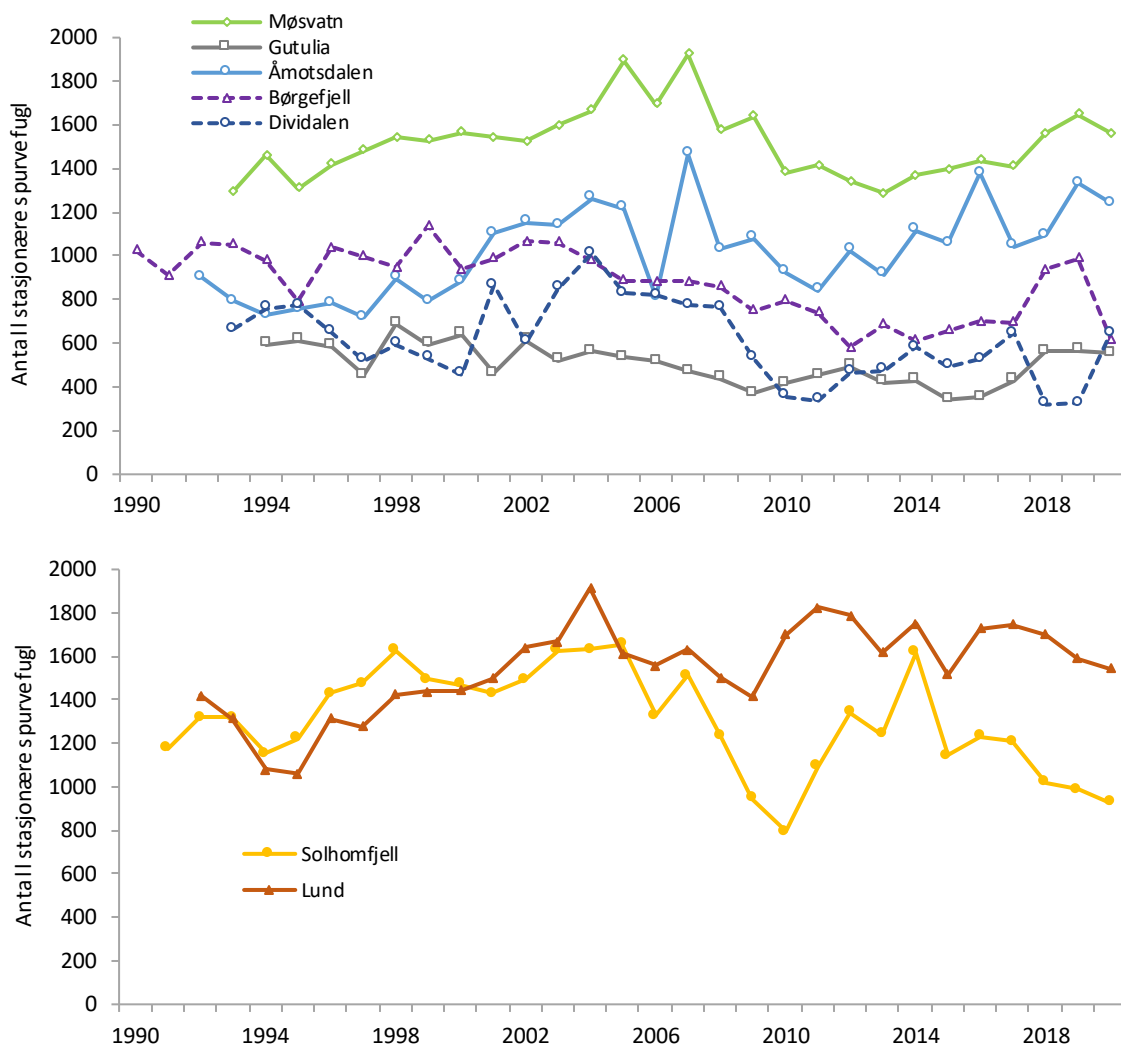
11.2 Resultater

Dividalen

Bestandsovervåking: Takseringene av de 200 punktene i Dividalen resulterte i 1104 registrerte spurvefugler fordelt på 29 arter (**tabell 11.1**). Dette er én art mindre, men et betydelig høyere antall individer enn i 2019. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 646 individer i 2020. Dette er dobbelt så mange som i 2019, og 8 % over median antall observasjoner for denne gruppen av fugl i perioden 1993–2019 (**figur 11.1**). Høye antall av arter som løvsanger, heipiplerke og rødvingetrost bidro spesielt til denne økningen i antall individer i 2020 i forhold til foregående år.

Børgefjell

Bestandsovervåking: Takseringene av de 200 punktene i Børgefjell i 2020 resulterte i 894 observerte spurvefugler fordelt på 20 arter (**tabell 11.2**). Dette er like mange arter, men en liten nedgang i individer i forhold til det som ble observert i 2019. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 618 individer i 2020. Dette er noe færre enn for 2019, og ca. 30 % under median antall observert her for perioden 1993–2019 (**figur 11.1**). Lave antall av arter som løvsanger, måltrost og gråtrost bidro spesielt til denne nedgangen i antall individer i 2020 i forhold til foregående år.



Figur 11.1 Totalt antall observert spurvefugler ved de 200 takseringspunktene i hvert av TOV-områdene for perioden 1990–2020, arter med mer irregulær forekomst er utelatt (bjørkefink, grønnfink, gråsisik, grønnsisik, bergirisk og korsnebb).

Åmotsdalen

Bestandsovervåking: Takseringene i Åmotsdalen i 2020 resulterte i 1534 observert spurvefugler fordelt på 32 arter (**tabell 11.3**). Det er fire færre arter, men noe høyere antall observert individer enn i 2019. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert totalt 1240 individer i 2020. Dette er litt lavere enn for 2019, men ca. 20 % over median antall observert i dette området for perioden 1993–2019 (**figur 11.1**).

Reproduksjonsovervåking: I Åmotsdalen var det i 2020 fullført egglegging for svarthvit fluesnapper i 39 av de 50 fuglekassene. I alle disse kassene ble egglegging fullført i perioden 1.–14. juni. Median dato for fullført egglegging var 7. juni, og kullstørrelsen var i gjennomsnitt 5,62 egg (**tabell 11.8**). For 35 av disse reirene nådde ungene en alder på ti dager. De øvrige fire så ut til å ha blitt forlatt i ungeperioden. Det ble klekt fram unger fra 89 % av eggene, og 96 % av de utklekte ungene, for kassene som ikke ble forlatt, nådde en alder på > 10 dager. Det var imidlertid stor dødelighet for unger fra alder ti dager til de skulle forlatt kassen, og for 11 av kassene lå det igjen totalt 31 døde store unger. Dette skyldes trolig en kuldeperiode i begynnelsen av juli med temperaturer ned under 0°C. Det var tre kasser med kjøttmeis, hvorav to reir der eggleggingen ble fullført før 14. juni. I ett av disse ble fem unger produsert, mens det andre ble forlatt i ungeperioden.

Tabell 11.3 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Åmotsdalen, 2020.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	154	432
Heipiplerke	87	146
Bjørkefink	81	108
Rødvingetrost	77	112
Gråsisik	75	120
Grønnsisik	42	66
Måltrost	39	42
Gråtrost	37	70
Bokfink	37	62
Sivspurv	34	38
Steinskvett	31	36
Jernspurv	26	28
Ringtrost	25	30
Gjerdsmett	22	23
Trepiplerke	21	24
Blåstrupe	21	22
Gulsanger	13	13
Svarthvit fluesnapper	11	17
Rødstrupe	10	10
Rødstjert	5	5
Gråfluesnapper	5	5
Dompap	4	4
Kråke	3	4
Kjøttmeis	3	3
Svarttrost	3	3
Munk	2	2
Linerle	2	2
Snøspurv	2	2
Bergirisk	1	2
Ravn	1	1
Duetrost	1	1
Fuglekonge	1	1
Totalt	200	1534

Tabell 11.4 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Gutulia, 2020.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	122	209
Bjørkefink	69	85
Rødstjert	55	67
Heipiplerke	53	89
Trepiplerke	33	42
Steinskvett	20	21
Bokfink	20	20
Korsnebb sp.	19	44
Grønnsisik	16	21
Rødstrupe	14	17
Gråsisik	13	57
Duetrost	12	12
Måltrost	10	10
Kråke	8	9
Gråtrost	7	7
Svarthvit fluesnapper	7	7
Sivspurv	6	7
Ringtrost	5	5
Lavskrike	3	8
Ravn	3	3
Gulerle	2	4
Kjøttmeis	2	2
Granmeis	2	2
Gransanger	2	2
Fuglekonge	2	2
Buskskvett	1	2
Tornsanger	1	2
Nøtteskrike	1	1
Svarttrost	1	1
Rødvingetrost	1	1
Jernspurv	1	1
Dompap	1	1
Totalt	200	761

Gutulia

Bestandsovervåking: Takseringene i Gutulia i 2020 resulterte i 761 observerte spurvefugler fordelt på 32 arter (**tabell 11.4**). Dette er samme antall arter, men noen flere individer enn i 2019. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert 554 individer for 2020. Dette utgjør en liten nedgang fra 2019, og ca. 10 % over median antall observert for denne gruppen av fugl i dette området for perioden 1994–2019 (**figur 11.1**).

Reproduksjonsovervåking: I Gutulia var det i 2020 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 13 av de 50 kassene. I alle disse kullene ble siste egg lagt i tidsrommet 2.–13. juni. Median dato for fullført egglegging var 6. juni, og kullstørrelsen var i gjennomsnitt 5,69 egg (**tabell 11.8**). I 11 av kassene var det vellykket produksjon. Det ble klekt fram unger fra 93 % av eggene, og 96 % av ungene nådde en alder på > 10 dager. Det var tre kasser med kjøttmeis. For to av disse var egglegging fullført før 14. juni, og det ble produsert åtte flygedyktige unger fra ett av reirene.

Møsvatn

Bestandsovervåking: Takseringene for de 199 takserte punktene i Møsvatn i 2020 resulterte i 1835 spurvefugler fordelt på 33 arter (**tabell 11.5**). Dette er fem færre arter, men noe flere individer enn i 2019. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert 1562 individer i 2020. Dette er en liten nedgang fra 2019, men 2 % over medianverdi for dette området for perioden 1993–2019 (**figur 11.1**).

Tabell 11.5 Spurvefugler observert på de 199 takserte punktene i Møsvatn, 2020.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	191	561
Rødvingetrost	119	172
Gråtrost	94	163
Måltrost	81	122
Heipiplerke	79	210
Gråsisik	72	129
Bjørkefink	72	100
Sivspurv	48	56
Bokfink	44	50
Gulerle	23	36
Ringtrost	21	25
Steinskvett	19	25
Grønnsisik	19	25
Jernspurv	13	15
Blåstrupe	12	12
Kråke	11	11
Rødstrupe	11	11
Granmeis	10	14
Trepiplerke	9	9
Svarttrost	8	8
Munk	7	8
Rødstjert	7	7
Kjøttmeis	6	7
Gjerdsmett	6	7
Korsnebb sp	4	14
Grønnefink	4	4
Ravn	3	13
Gulsanger	3	3
Linerle	3	3
Hagesanger	2	2
Svarthvit fluesnapper	2	2
Fossefall	1	1
Dompap	1	1
Totalt	199	1835

Tabell 11.6 Spurvefugler observert på de 200 takserte punktene i Lund, 2020.

Art	Ant. pkt.	Ant. ind.
Løvsanger	194	644
Gjerdsmett	117	142
Trepiplerke	98	109
Bokfink	94	114
Rødvingetrost	92	114
Måltrost	72	87
Gråsisik	55	67
Rødstrupe	48	51
Svarttrost	47	57
Tornsanger	40	45
Kjøttmeis	39	39
Grønnsisik	38	44
Svarthvit fluesnapper	38	41
Jernspurv	29	29
Munk	8	9
Sivspurv	8	8
Buskskvett	7	7
Stjertmeis	5	8
Ringtrost	5	5
Hagesanger	5	5
Granmeis	4	4
Rødstjert	4	4
Heipiplerke	4	4
Blåmeis	3	3
Steinskvett	3	3
Ravn	2	2
Duetrost	2	2
Linerle	2	2
Nøtteskrike	1	1
Trekryper	1	1
Gulsanger	1	1
Fuglekonge	1	1
Låvesvale	1	1
Totalt	200	1654

Lund

Bestandsovervåking: Takseringene i Lund i 2020 resulterte i 1654 observerte spurvefugler fordelt på 33 arter (**tabell 11.6**). Dette er to flere arter, og noe flere individer enn i 2019. For arter med mer 'stasjonær' forekomst ble det observert 1543 individer i 2020. Dette er litt færre enn i 2019, og 3 % under medianverdien for dette området for perioden 1993–2019 (**figur 11.1**).

Reproduksjonsovervåking: I Lund var det i 2020 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 21 av de 50 fuglekassene. I 18 av disse ble egglegging fullført i tidsrommet 16.–29. mai. Median dato for fullført egglegging var 27. mai, og kullstørrelsen var i gjennomsnitt 6,44 egg (**tabell 11.8**). I disse 18 kassene ble 97 % av eggene klekt, og for de 16 reirene med vellykket ungeproduksjon nådde 100 % av ungene en alder på > 10 dager (**tabell 11.8**). I ett reir ble alle ungene predatert, mens et annet ble tilsynelatende forlatt i ungeperioden. I 2020 ble det i perioden 2.–27. mai fullført egglegging for kjøttmeis i 15 av kassene og blåmeis i tre av kassene. De 15 kjøttmeisreirene produserte til sammen 123 unger som nådde alder over ti dager, og de tre blåmeisreirene produserte til sammen 26 unger som nådde alder over ti dager.

Tabell 11.7 Spurvefugler observert på de 195 takserte punktene i Solhomfjell, 2020.

Art	Ant. pkt	Ant. ind.
Løvsanger	147	257
Bokfink	114	169
Trepiplerke	99	121
Rødstjert	47	48
Svarthvit fluesnapper	42	45
Grønnsisik	36	43
Tornsanger	33	36
Korsnebb sp.	31	88
Rødstrupe	30	33
Duetrost	27	31
Kjøttmeis	22	26
Heipiplerke	17	17
Gråsisik	16	19
Gråfluesnapper	14	17
Svartrost	14	14
Gjerdesmett	12	13
Jernspurv	12	12
Fuglekonge	10	12
Toppmeis	10	11
Granmeis	9	9
Hagesanger	5	5
Sivspurv	4	5
Måltrost	4	4
Munk	4	4
Svartmeis	3	3
Kråke	2	3
Ravn	2	2
Spettmeis	1	2
Grønnfink	1	2
Trekryper	1	1
Buskskvett	1	1
Ringtrost	1	1
Rødvingetrost	1	1
Linerle	1	1
Tornskate	1	1
Låvesvale	1	1
Møller	1	1
Totalt	195	1059

Solhomfjell

Bestandsobservasjon: Takseringene for de 195 takserte punktene i Solhomfjell i 2020 resulterte i 1059 observerte spurvefugler fordelt på 37 arter (**tabell 11.7**). Dette er fem flere arter, og noe flere individer enn i 2019. For arter med mer 'stasjonær' forekomst er det beregnet totalt 930 individer i 2020. Dette er litt færre enn for 2019, og ca 30 % under medianverdi for dette området for perioden 1993–2019 (**figur 11.1**).

Reproduksjonsobservasjon: I Solhomfjell var det i 2020 fullført egglegging av svarthvit fluesnapper i 19 av de 50 fuglekassene. I alle disse ble egglegging fullført i tidsrommet 23. mai–13. juni. Median dato for fullført egglegging var 29. mai, og kullstørrelsen var i gjennomsnitt 6,74 egg (**tabell 11.8**). I de 19 reirene med vellykket klekking ble 88 % av eggene klekt, og for de 17 reirene med vellykket produksjon nådde 99 % av ungene en alder på > 10 dager (**tabell 11.8**). I ett reir ble alle ungene predatert, mens et annet ble tilsynelatende forlatt i ungeperioden. For kjøttmeis ble det i perioden 5. mai–8. juni fullført egglegging i åtte av kassene. Fem av disse reirene produserte totalt 42 unger som nådde alder på > 10 dager.

Tabell 11.8 Reproduksjon hos svarthvit fluesnapper som benyttet opphengte fuglekasser i Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell, 2020. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg som klekkes, 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	5,62	0,75	(39)	89	(219)	96	(174)
Gutulia	5,69	0,63	(13)	93	(74)	96	(57)
Lund	6,44	0,62	(18)	97	(116)	100	(100)
Solhomfjell	6,74	0,81	(19)	88	(128)	99	(102)

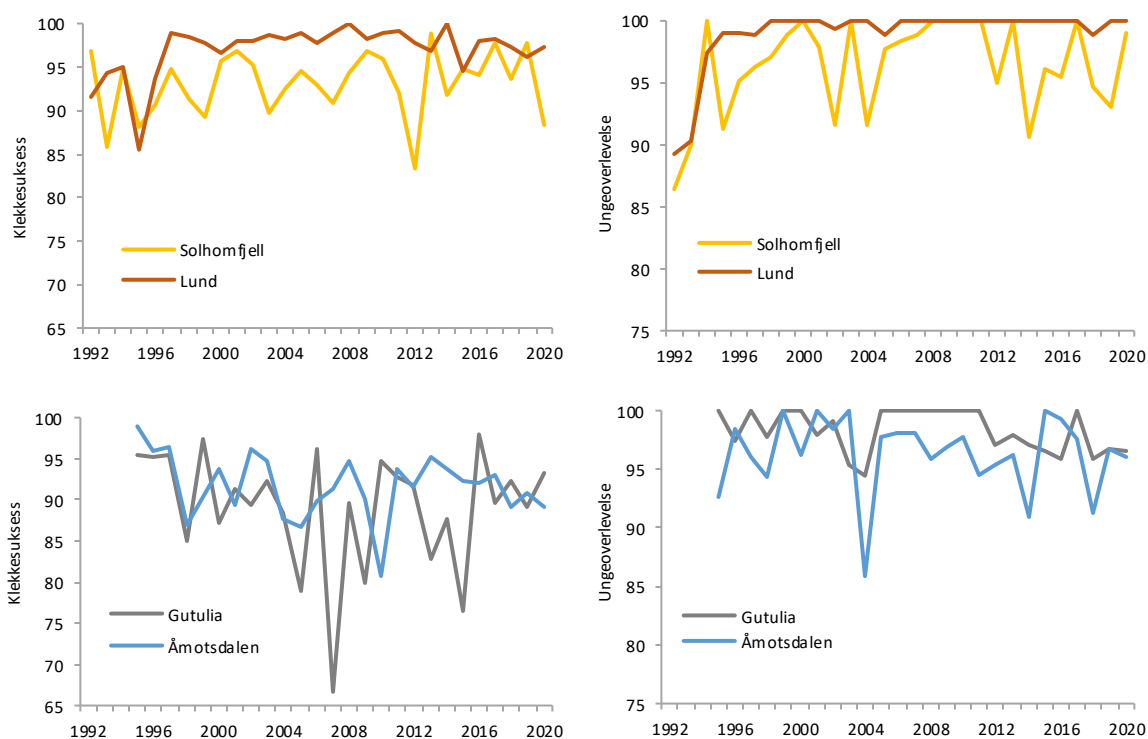
11.3 Diskusjon

I de fem TOV-områdene som ligger i fjellet, ble det som hovedmønster registrert en nedgang i observasjoner av spurvefugl i perioden fra ca. 2005 til 2013, etter at det var en økning i observa-

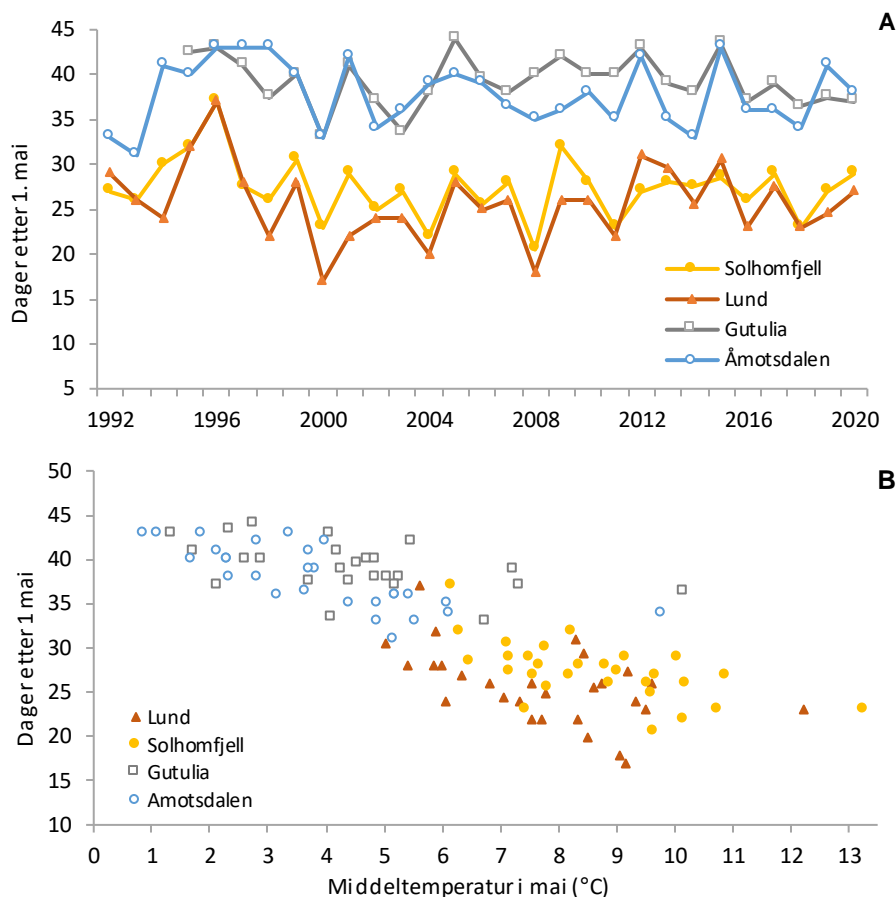
sjonsantallet i tiårsperioden før det. Vi kjenner ikke årsaken til denne nedgangen, men klimatiske forhold som store temperaturvariasjoner og perioder med kaldt vær i reproduksjonsperioden kan være en medvirkende årsak. Etter 2013 har antall observasjoner vært relativt stabilt eller vist en liten økning. Unntaket har vært Dividalen, hvor det var klart færre observasjoner i 2018 og 2019 enn de foregående årene. Antall individer i 2020 var imidlertid over median for perioden 1993–2019 i dette området. I Børgefjell var det betydelig færre antall individer i 2020 i forhold til 2018 og 2019. Dette kan trolig i alle fall delvis forklares med mye snø i fjellet våren 2020, noe som kan resultere i lokale variasjoner i takseringsresultater. I de to sørligste og mer lavereliggende områdene har det vært registrert en nedgang i antall observasjoner i perioden 2018–2020 sammenliknet med de foregående årene (**figur 11.1**). Årsakene til nedgangen i de to sørligste områdene er foreløpig ukjent.

Klekkesuksess og ungeproduksjon for svarthvit fluesnapper fulgte i 2020 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 dager for kull med vellykket produksjon) for 2020 var litt lavere enn medianverdi for perioden 1995–2020 i alle områdene, unntatt i Gutulia hvor den var litt høyere. Antall kasser med fluesnapperreir hvor det ble registrert full-lagte kull i 2020, var omtrent som median for perioden 1995–2020 i Lund, noe høyere enn medianverdi i Gutulia og Solhomfjell, og betydelig høyere enn medianverdi i 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 uklekkete egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse. I 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 11.2**). I Solhomfjell og Lund var klekkesuksessen i denne perioden klart lavere (< 95 %). For årene 1997–2020 har mønsteret vært noe annerledes,



Figur 11.2 Klekkesuksess og ungeoverlevelse for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene, 1991–2020. Klekkesuksess er gitt som prosent av lagte egg klekket for reir som ikke ble ødelagt/forlatt. Ungeoverlevelse er gitt som prosent av utklekkete unger som overlever til en alder av minst ti dager for reir som ikke ble ødelagt/forlatt.



Figur 11.3 A Eggleggingstidspunkt (median dato for siste egg lagt) for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene Åmotsdalen, Gutulia, Lund og Solhomfjell for perioden 1992–2020. **B** Sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og middeltemperatur for mai (basert på interpolerte data for nærmeste km² fra Meteorologisk institutt, jf. kap. 2.2).

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 medianverdien i perioden 2001–2019 var klekkesuksessen i 2020 noe høyere i Gutulia, litt under medianverdien i Åmotsdalen og Lund, og betydelig under medianverdien i Solhomfjell. Når det gjelder ungeoverlevelse, har denne med noen få unntak vært relativt høy (≥ 90 %) for alle år og områder, uten tegn til lavere ungeoverlevelse i sør (**figur 11.2**). I forhold til medianverdien i perioden 2001–2019 var ungeoverlevelsen i 2020 omtrent lik medianen i Lund og Solhomfjell, men litt lavere i Åmotsdalen og Gutulia. Slik situasjonen har vært i perioden 1997–2020, er det altså ikke registrert tegn til vedvarende lavere klekkesuksess eller ungeoverlevelse i de to sørlige og mest forurensete områdene sammenliknet med de to nordligere områdene.

Fugl og klimapåvirkning

Effekter av klimavariasjoner på norsk natur er et aktuelt tema i TOV (Framstad mfl. 2020a, b). To aktuelle klimarelaterte responsvariabler for fugl er start av hekking (f.eks. tidspunkt for egglegging) og endringer i fuglebestander i våre fjellområder.

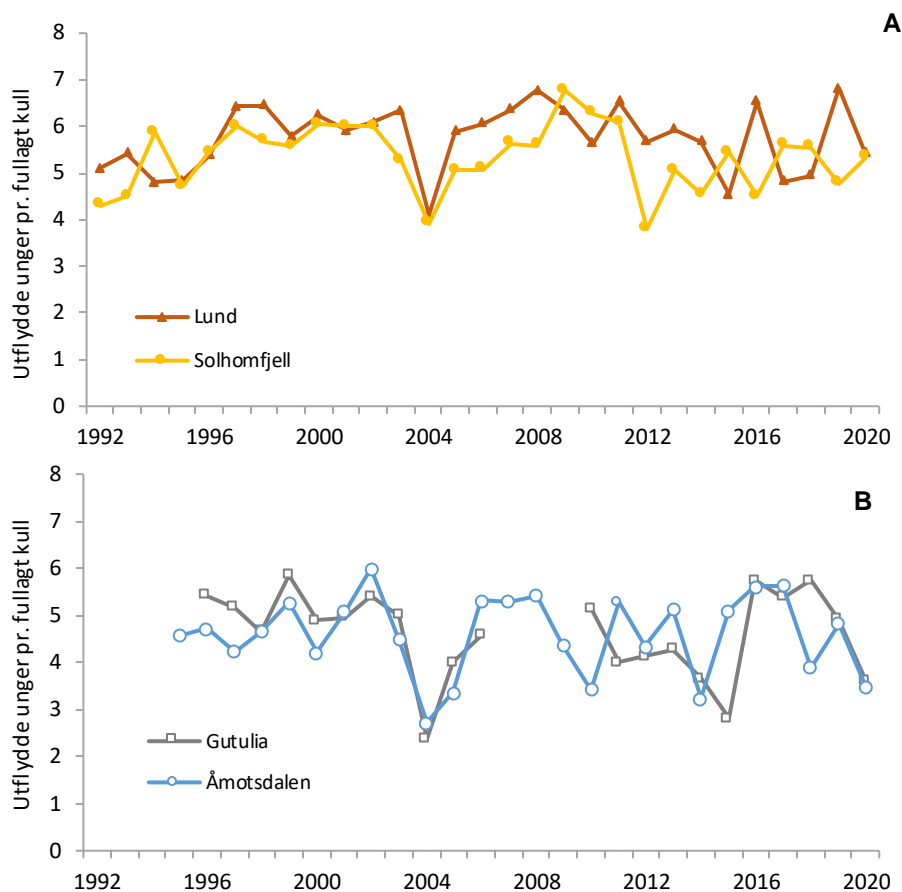
Tidspunkt for egglegging for svarthvit fluesnapper i de inkluderte kassefeltene i TOV har variert betydelig i perioden 1992(96)–2020. I 2020 var det tidligere egglegging enn gjennomsnittet for denne perioden kun i Gutulia (2,25 dager før mediandato), likt som medianen i Åmotsdalen, og litt senere enn medianen i Lund og Solhomfjell (henholdsvis 1,25 og 1,75 dager, **figur 11.3A**). Det er en klar forskjell i eggleggingstidspunkt mellom områdene, og det er en relativt klar sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og lufttemperatur i mai (**figur 11.3B**). For de fire enkelt-

områdene har vi følgende sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og maitemperatur: Åmotsdalen $r = -0,74$, $p < 0,001$; Gutulia $r = -0,50$, $p = 0,01$; Solhomfjell $r = -0,61$, $p < 0,001$; Lund $r = -0,54$, $p = 0,003$. Vi finner imidlertid ingen klare endringer i eggleggingstidspunkt i løpet av perioden 1992(96)–2020: Åmotsdalen $r = -0,20$, $p = 0,30$; Gutulia $r = -0,07$, $p = 0,75$; Lund $r = -0,05$, $p = 0,80$; Solhomfjell $r = -0,21$, $p = 0,28$. Det er for øvrig en tydelig innbyrdes sammenheng mellom tidspunkt for egglegging for alle områdene, og denne sammenhengen er tydeligst mellom de to sørlige områdene Lund og Solhomfjell ($r = 0,81$, $p < 0,001$), mellom Gutulia og Lund ($r = 0,61$, $p = 0,001$), 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 i alle disse fire områdene.

Informasjonen om ungeproduksjon for svarthvit fluesnapper som er gitt i **figur 11.2**, gjelder antall unger som når ti dagers alder, og inkluderer bare de reirene som har hatt vellykket ungeproduksjon og dermed ikke er ødelagt av predatorer eller er forlatt av foreldrefuglene. Dette er et egnet mål for å vurdere mulige effekter av forurensing på befruktning av egg, kvalitet av eggeskall, klekking av egg og overlevelse for unger i den første perioden etter klekking. Negativ påvirkning av værforhold, særlig lave temperaturer, kan imidlertid være en årsak til at fugler forlater reirene og gir opp hekkforsøket eller at store unger dør i reiret. Som grunnlag for å vurdere slike effekter kan man se på antall unger som forlater reiret for alle reir med full-lagt kull, og der det ikke er tegn på at reiret er ødelagt av ytre fysisk påvirkning (predasjon, ødelagt fuglekasse etc.). For dette produksjonsmålet ser vi at de to sørligste områdene, som har noe tidligere vår og er mindre utsatte for svært krevende værforhold i hekketiden, har bedre og mindre variasjon i ungeproduksjonen enn de to nordlige områdene: for perioden 1992–2020, Lund $5,75 \pm 0,71$ og Solhomfjell $5,32 \pm 0,72$ unger pr. reir, for perioden 1996–2020, Gutulia $4,62 \pm 0,93$ og Åmotsdalen $4,60 \pm 0,87$ unger pr. reir (**figur 11.4**). I tillegg ble en større andel av reirene forlatt etter at rugingen hadde startet for de to nordligste områdene (15–18 %) enn for de to sørligste områdene (7–10 %). For den aktuelle tidsperioden er det ikke funnet noen entydig endring over tid for noen av de fire områdene ($r = -0,2$ – $0,1$, $p = 0,3$ – $0,8$). Det er imidlertid en tydelig samvariasjon mellom alle områdene når det gjelder ungeproduksjon, og dette er tydeligst mellom Gutulia og Åmotsdalen ($r = 0,48$, $p = 0,02$), Gutulia og Lund ($r = 0,44$, $p = 0,04$) og Gutulia og Solhomfjell ($r = 0,43$, $p = 0,05$). Dette indikerer at mer overordnede forhold, som eksempelvis uheldige klimaepisoder, kan påvirke ungeproduksjonen negativt. Økt dødelighet av unger ved ugunstige værforhold skjer gjerne dersom det blir kaldt vær i klekkeperioden eller når ungene er små, men i 2020 så vi at kuldeperioden i Åmotsdalsområdet i begynnelsen av juli (1.–4. juli hadde gjennomsnittstemperaturer omkring 5°C inkludert kortere perioder med temperaturer under 0°C) medførte stor dødelighet for store og utflygingsklare fluesnapperunger.

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 i bjørkeskog ligger alle på skoggrensa i fjellet (høydenivå skoggrensa ± 200 moh.). Ved etableringen av takseringspunktene (1991–1994) ble ca. 60% klassifisert til å ligge 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 (Wielgolaski mfl. 2017, Bryn & Potthoff 2018). Dette kan medføre endringer i områdenes egnethet for ulike arter av 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.

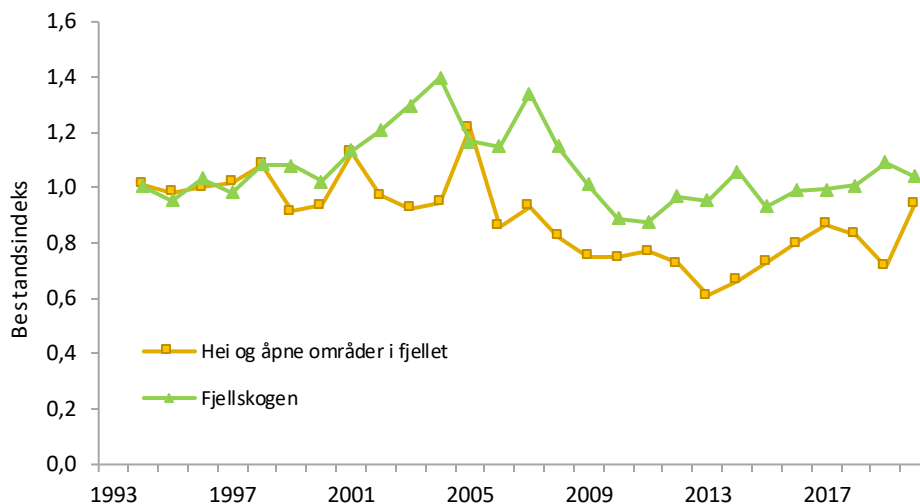


Figur 11.4 Ungeproduksjon for svarthvit fluesnapper i TOV-områdene Lund og Solhomfjell (A), og Gutulia og Åmotsdalen (B), for perioden 1992–2020. Ungeproduksjon er definert som antall unger som forlater reiret for alle reir med full-lagt kull, dvs. reir som har hatt mulighet til å produsere unger (reir ødelagt av ytre fysisk påvirkning som predasjon, ødelagt kasse etc. er u telatt). Data presentert for alle år der aktuelt område har > 5 inkluderte reir.

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, etterfulgt av en nedgang fram til og med 2011. For de siste ni årene har vi her målt bestandstall noenlunde lik det vi fant på begynnelsen av 1990-tallet (for 2020 4 % høyere enn 1994, **figur 11.5**). For arter som foretrekker åpne naturtyper som hekkeområder, ble det registrert mer stabil bestandsutvikling fram til 2005, etterfulgt av en nedgang fram til 2013. Deretter er det registrert økning igjen fram til 2020, da bestandstallene var noenlunde lik det vi fant på begynnelsen av 1990-tallet (7 % lavere enn 1994). For hele tidsperioden 1994–2020 finner vi for fjellskogartene ingen signifikant endring ($r = -0,21$, $p = 0,29$), mens det er en signifikant nedgang for hei-artene ($r = -0,66$, $p < 0,001$) (**figur 11.5**).

Skogsarter er her definert som alle spurvefuglarter som har sin vanligste forekomst i skog (ekskludert finker og korsnebbler som har en mer nomadisk opptreden), samt hakkespetter. Dette inkluderer 42 fuglearter fordelt på 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 1 definert som gjennomsnittlig antall observasjoner for årene 1994–96). For artsspesifikke endringer i bestander i bl.a. fjell, se kapittel 12 som omhandler den ekstensive fugleovervåkingen (TOV-E).



Figur 11.5 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: spetter og spurvefugler som prefererer skog; hei og åpne områder: vadefugl og spurvefugl som prefererer åpnet naturtyper i fjellet), og er geometrisk gjennomsnitt av indeksene for disse fem områdene. For mer informasjon se teksten.

12 Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl – TOV-E

John Atle Kålås, Ingar Jostein Øien, Bård Gunnar Stokke og Roald Vang

Som del av arbeidet med ivaretagelse 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) og Norsk institutt for naturforskning (NINA) med mål å vurdere muligheter og nytte av etablering av fugletakseringer i et 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 2020. 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 Ingar Jostein Øien som ansvarlig for denne delen av arbeidet.

Denne rapporten presenterer også indikatorer for fuglebestander i de tre naturtypene jordbrukslandskap, skog og fjell. For disse tre naturtypene benyttes data fra TOV-E for perioden 2006–2020, men for jordbrukslandskapet og skogen benyttes i tillegg to andre relevante datasett (NOFs Hekkefugltaksering HFT og data fra intensivovervåkingen i TOV-områdene, jf. kap. 11) for perioden 1996–2008 (se Kålås mfl. 2014a for mer informasjon).

I tillegg til rapporteringen som gis her, er enkeltartsindekser for perioden 2007–2020 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 mfl. 2014a), og informasjon om prosjektet, særlig rettet mot feltpersonell, er gitt i NOFs tidsskrift *Vår Fuglefauna* (Kålås & Husby 2011, Kålås mfl. 2014b, 2016, 2019b, 2021, Moksnes 2014, Husby mfl. 2017).

Data fra TOV-E brukes dessuten i internasjonale sammenstillinger av bestandsendringer for fugl, og rapporteres til forskjellige internasjonale indekser for biologisk mangfold og bærekraftig utvikling, samt bidrar til naturindeks (www.naturindeks.no) og inkluderes nå i arbeidet med 'fagsystem for økologisk tilstand' ([Økologisk tilstand \(nina.no\)](http://okologisk.tilstand.nina.no)). Se diskusjon for mer informasjon om dette.

12.1 Metoder

Takseringsrutene for ekstensiv overvåking av fugl er lagt ut i et 18 × 18 km rutesystem i kartprojeksjonen UTM33/WGS84. Dette gir totalt litt over 1000 unike ruter 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 tellepunkter 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 de punktene Statistisk Sentralbyrå (SSB) og NIBIO bruker for kartlegging av areal og arealbruk i Norge (Arealregnskap, se Rekdal & Strand 2005, Strand & Rekdal 2006, Hofsten mfl. 2009, 2010, Bjørklund mfl. 2012). Dette medfører at startpunktene i våre 1,5 × 1,5 km kvadrater blir liggende 600 m vest og 150 m sør for selve 18 ×

18 km-punktene. Med et slikt utvalg vil fugletakseringspunktene for hver takseringsrute sammenfalle med seks av ti arealregnskapspunkter for SSB/NIBIO.

Muligheten for gjennomføring av de aktuelle takseringsrutene (egnetheten) er vurdert basert på tilgjengelighet til tellepunkt. Antall takserbare tellepunkter for en rute må være ≥ 12 for at de er inkludert. Punkt som ikke kan takseres, ligger i sjø/vann eller er utilgjengelige på grunn av topografiske/landskapsmessige forhold. Dersom opprinnelig angitt tellepunkter ikke er tilgjengelig, kan tellepunktet legges inntil 100 m avstand fra angitt tellepunkt, men ikke nærmere enn 250 m fra nærmest-liggende tellepunkt. Når en må bruke en avvikende posisjon for et tellepunkt, anvendes dette punktet ved alle seinere takseringer. For tilfeller med svært vanskelig topografi (f.eks. > 500 m høydeforskjell mellom lavest og høyest liggende tellepunkt) eller der mer enn åtte av tellepunktene havner i sjø eller vann, blir selve telleruta forsøkt rotert 90° med klokka rundt startpunktet for å øke antall tilgjengelige tellepunkter. Dersom dette ikke gir ønsket resultat med hensyn på tilgjengelighet til tellepunkter, 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 tellepunkter der disse legges langs framkommelige traséer i, så langt som mulig, tilsvarende naturtyper som opprinnelig utlagte tellepunkt. Dette er gjort for 74 telleruter. Disse traséene går så nær inntil originalruta som mulig (minimum ett tellepunkt i etablert rute $< 2,5$ km fra originalutlagt tellepunkt), og det legges opp til at disse linjene i så stor grad som mulig også omfatter ett eller flere opprinnelige tellepunkter. Etter slik justering var det fortsatt noen ruter (23) 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 dersom 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 av telling på første tellepunkt til telling er avsluttet på siste tellepunkt. Det er bare observasjoner av levende individer som registreres. Det skilles ikke mellom kjønn- og aldersgrupper og smågnagere, spissmus og flaggermus bestemmes ikke til art. Slik rapportering er inkludert da dette krever lite ekstra arbeidsinnsats fra taksørerne, 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 2020 var dette henholdsvis Knut Eie for Øst-Norge, Nils Chr. Bjørge for Vestlandet, Torstein Myhre for Midt-Norge og Tom Roger Østerås for Sørlandet, Nordland, Troms og Finnmark. For 2020 fikk 159 personer tildelt takseringsruter, se **vedlegg 12.1** for navn på de 154 av disse personene som har gitt sitt samtykke til presentasjon av navn ved rapportering (jf. ny personvernforordning som trådte i kraft 25. mai 2018 (GDPR)).

Tilrettelegging for rapportering og informasjonsformidling via internett

Det internettbaserte systemet for formidling av informasjon fikk en større oppgradering før 2018-sesongen. Før 2020-feltsesongen ble det utført rutinemessig årsoppdatering (se <https://tov-e.nina.no/fugl/>). Selve web-applikasjonen består nå 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 2020

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 (se **tabell 12.1**). For feltsesongen 2020 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 12.1 Områdeoversikt (tidligere fylker) over totalt antall tilfeldig uttrukne telleruter, 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 og antall ruter taksert i 2020.

Fylke	Tilfeldig uttrukne	Ikke tilgjengelige (utgår)	Justert utlegging	Totalt ant. ferdig etablert pr. mars 2020	Taksert i 2020
Østfold	7	0	0	7	7
Akershus	6	1	0	5	5
Oslo	1	0	0	1	1
Hedmark	46	1	0	45	43
Oppland	37	0	3	37	32
Buskerud	20	0	4	20	12
Vestfold	3	0	0	3	2
Telemark	25	1	2	24	20
Aust-Agder	17	1	2	16	13
Vest-Agder	12	0	3	12	8
Rogaland	16	1	3	15	11
Hordaland	26	0	6	26	20
Sogn og Fjordane	28	2	5	26	15
Møre og Romsdal	22	0	4	22	21
Sør-Trøndelag	31	0	0	31	29
Nord-Trøndelag	36	0	1	36	34
Nordland	67	9	23	58	36
Troms	36	2	13	34	22
Finnmark	79	5	5	74	41
Sum	515	23	74	492	372

Bestandsindekser 1996–2020

Tidsserien for bestandsendringer for hekkefugl i jordbrukslandskapet og skog for perioden 1996–2020, 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 (97–376 telleruter for perioden 2007–2020), 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 TOVs intensivovervåking (TOV-I, 13 telleruter i TOV-områdene, 1996–2008). Tidsserien for bestandsendringer for fjellfugl dekker perioden 2007–2020 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 det samme som brukes i andre europeiske land, se Gregory mfl. (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 1996–2020, er det også benyttet samme metodikk som har blitt brukt av 'Pan European Common Bird Monitoring Scheme' (PECBMS) for deres rapportering til EU av kombinerte tidsserier fra forskjellige europeiske land (Gregory mfl. 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 2010) av artsindekser for de artene som er inkludert i hver naturtype.

Bestandsindeksen for jordbrukslandskapet inkluderer syv 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 og gulspurv. Tidligere har vi også inkludert buskskvett blant artene som representerer jordbrukslandskapet, men en nærmere undersøkelse av disse artenes forekomst viser at buskskvetten også i stor grad benytter andre naturtyper (Husby mfl. 2020). Den er derfor nå utelatt som representant for jordbrukslandskapet.

Bestandsindeksen for skog inkluderer 24 fuglearter som i stor grad er knyttet til skogen i hekkeperioden. Dette er artene flaggspett, svartspett, trepiplerke, nøtteskrike, rødstjert, tre kryper, jemsurv, 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, stein-skvett og lappspurv.

12.2 Resultater

Praktisk gjennomføring av takseringene i 2020

Før feltsesongen ble det av NOF skaffet personell til å utføre takseringene for 445 (96 %) av de 462 aktuelle takseringsrutene. Totalt omfattet dette 159 personer. Av disse rapporterte 131 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 15 taksørene med flest ruter i 2020 tildelt 148 telleruter og sto for ca. 35 % av de godkjente rutene).

Det er ulike årsaker til at takseringene ikke ble gjennomført for 73 (16 %) av takseringsrutene som hadde tildelt taksør. For disse angis sykdom eller liknende som årsak til manglende

taksering for ca. 25 % av rutene, og uegnete værforhold eller mye snø i perioden som var aktuelle for taksør som årsak for ca. 50 % av rutene. For de øvrige var manglende taksering forårsaket av at taksering ikke har blitt eller kunne prioriteres i forhold til arbeid eller annen aktivitet.

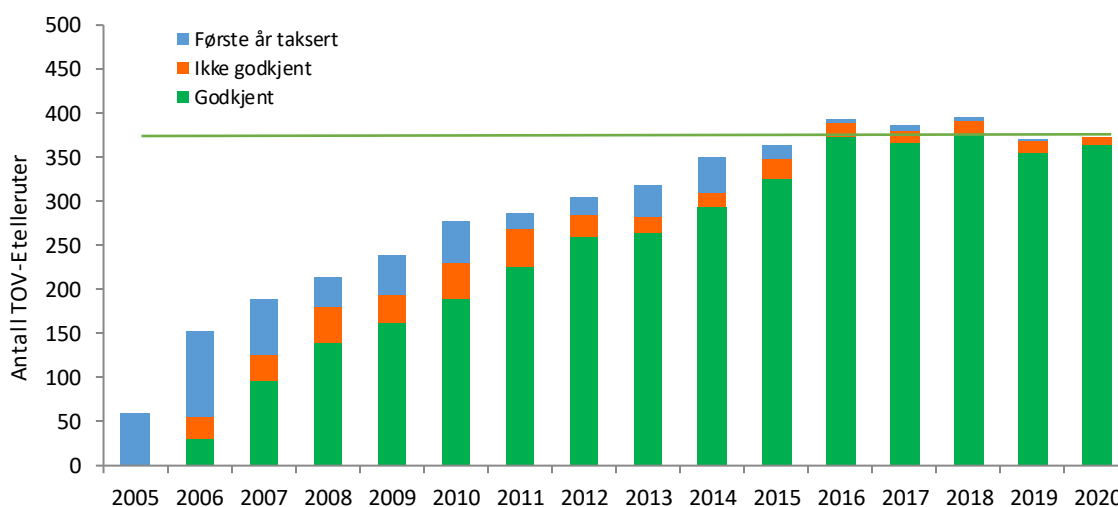
Til sammen er det pr. 31. desember 2020 rapportert takseringsresultater for 372 (81 %) av de 462 rutene som var planlagt taksert i 2020. Dette inkluderer 88 (93 %) av de aktuelle rutene i Øst-Norge, 55 (73 %) av rutene for Sørlandet, 46 (67 %) av rutene på Vestlandet, 84 (94 %) av rutene i Midt-Norge, 36 (62 %) av rutene i Nordland, samt 22 (79 %) av rutene som skulle takseres i Troms og 41 (82 %) av rutene som skulle takseres i Finnmark i 2020 (**tabell 12.1**). Antall takserte ruter var i 2020 omtrent som for 2019 og litt lavere enn de tre forutgående årene. Dette skyldes blant annet at Covid-19 situasjonen medførte at det ikke kunne brukes taksører fra utlandet. For Finnmark var det planlagt bruk av helikopter for 12 telleruter, men uegnete værforhold medførte at helikoptertransporten ikke kunne gjennomføres for fem av disse tellerutene.

Av de 372 rutene som det er rapportert tellinger av fugl for i 2020, er 365 (98 %) gjennomført i henhold til standardrutiner og godkjent for bruk ved beregning av bestandsindekser (**figur 12.1**). 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 intervallet 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 uegnete værforhold for deler av telleruta.

Observasjoner av fugl i 2020

Resultatene fra 2020 viser at det for de 365 tellerutene med godkjent gjennomføring ble registrert inn ca. 51 600 'par' av 194 fuglearter (**tabell 12.2**, med summerte tall for punkt og linjetakseringer). Dette inkluderer ca. 1350 'par' (fordelt på 86 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).

Ikke uventet rapporteres det inn flest observasjoner for løvsanger, som regnes for Norges mest tallrike hekkefugl. Denne arten utgjorde i 2020 ca. 16 % av alle observerte par, og arten ble observert på like over 90 % av tellerutene. For andel ruter med observasjoner følger artene rødvingetrost, gråsisik, måltrost, gjøk, bokfink og trepiplerke, mens bokfink, heipiplerke og rødvingetrost følger nærmest løvsanger når det gjelder antall observerte par (**tabell 12.2**).



Figur 12.1 Antall TOV-E-ruter taksert i perioden 2005–2020 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 ca. 375 telleruter (jf. grønn strek).

Tabell 12.2 Oversikt over antall 'par' registrert for alle arter for de 365 TOV-E rutene med godkjente takseringer våren/ forsommeren 2020. Tabellen viser antall ruter med registrering og totalt antall 'par' summert for punktakkeringene og linjetakkeringene. 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	330	90,4	8345	16,2	Nøtteskrike	44	12,1	62	0,1
Rødvingetrost	275	75,3	1976	3,8	Tjeld	39	10,7	126	0,2
Grå-/brunsisik	239	65,5	2176	4,2	Toppmeis	39	10,7	61	0,1
Måltrost	232	63,6	1267	2,5	Stær	38	10,4	315	0,6
Gjøk	232	63,6	756	1,5	Gulerle	37	10,1	132	0,3
Bokfink	222	60,8	3553	6,9	Skogsnipe	37	10,1	49	<0,1
Trepplerke	219	60,0	1374	2,7	Spettmeis	36	9,9	52	0,1
Heipplerke	217	59,5	3374	6,5	Rugde	36	9,9	44	<0,1
Grønnsisik	204	55,9	1907	3,7	Kvinand	33	9,0	85	0,2
Rødstrupe	196	53,7	1369	2,6	Gulsanger	33	9,0	42	<0,1
Gråtrost	195	53,4	1054	2,0	Svartbak	30	8,2	107	0,2
Kråke	184	50,4	741	1,4	Storlom	30	8,2	47	<0,1
Gjerdsmett	178	48,8	917	1,8	Fjellvåk	30	8,2	32	<0,1
Bjørkefink	174	47,7	1597	3,1	Gråhegre	29	7,9	107	0,2
Svarttrost	173	47,4	1081	2,1	Sandlo	29	7,9	46	<0,1
Kjøttmeis	173	47,4	633	1,2	Grønnspekk	29	7,9	32	<0,1
Jernspurv	167	45,8	412	0,8	Storspove	28	7,7	98	0,2
Steinskvett	152	41,6	582	1,1	Fjelljo	28	7,7	71	0,1
Heilo	146	40,0	1050	2,0	Storfugl	28	7,7	34	<0,1
Rødstjert	143	39,2	519	1,0	Tårnfalk	28	7,7	29	<0,1
Gransanger	142	38,9	851	1,6	Korsnebb sp	27	7,4	452	0,9
Fuglekonge	141	38,6	461	0,9	Trekryper	27	7,4	42	<0,1
Ringdue	125	34,2	632	1,2	Havørn	27	7,4	38	<0,1
Enkeltbekkasin	119	32,6	328	0,6	Tårnseiler	26	7,1	97	0,2
Rødstilk	117	32,1	348	0,7	Snøspurv	26	7,1	89	0,2
Granmeis	115	31,5	220	0,4	Grågås	25	6,8	446	0,9
Ravn	110	30,1	183	0,4	Krikkand	25	6,8	39	<0,1
Svarthvit fluesnapper	108	29,6	247	0,5	Siland	24	6,6	400	0,8
Strandsnipe	105	28,8	186	0,4	Furukorsnebb	24	6,6	198	0,4
Fiskemåke	101	27,7	743	1,4	Bergirisk	22	6,0	164	0,3
Lirype	100	27,4	240	0,5	Toppand	20	5,5	43	<0,1
Linerle	100	27,4	188	0,4	Boltit	20	5,5	30	<0,1
Munk	99	27,1	365	0,7	Fossekall	20	5,5	22	<0,1
Sivspurv	96	26,3	418	0,8	Sanglerke	19	5,2	202	0,4
Flaggspekk	94	25,8	183	0,4	Sildemåke	19	5,2	84	0,2
Ringtrost	92	25,2	231	0,4	Lappspurv	17	4,7	161	0,3
Orrfugl	86	23,6	177	0,3	Sangsvane	17	4,7	38	<0,1
Grankorsnebb	84	23,0	1086	2,1	Myrsnipe	16	4,4	48	<0,1
Blåstrupe	74	20,3	180	0,3	Gråspurv	15	4,1	134	0,3
Gråfluesnapper	74	20,3	112	0,2	Taksvale	15	4,1	56	0,1
Blåmeis	72	19,7	199	0,4	Tyvjo	15	4,1	31	<0,1
Dompap	72	19,7	130	0,3	Vendehals	15	4,1	20	<0,1
Gluttsnipe	68	18,6	151	0,3	Lavskrike	15	4,1	19	<0,1
Grønnefink	66	18,1	171	0,3	Musvåk	15	4,1	17	<0,1
Hagesanger	65	17,8	189	0,4	Dvergalk	15	4,1	16	<0,1
Skjære	64	17,5	192	0,4	Pilfink	14	3,8	32	<0,1
Fjellrype	59	16,2	179	0,3	Vintererle	14	3,8	18	<0,1
Småspove	58	15,9	158	0,3	Laksand	13	3,6	154	0,3
Svartmeis	57	15,6	85	0,2	Båndkorsnebb	13	3,6	101	0,2
Smålom	56	15,3	88	0,2	Sivsanger	12	3,3	20	<0,1
Grønnstilk	53	14,5	157	0,3	Bøksanger	11	3,0	13	<0,1
Låvesvale	52	14,2	134	0,3	Kaie	10	2,7	69	0,1
Trane	50	13,7	132	0,3	Løvmeis	10	2,7	15	<0,1
Møller	50	13,7	77	0,1	Havelle	10	2,7	13	<0,1
Gulspurv	49	13,4	220	0,4	Fjellerke	9	2,5	31	<0,1
Stokkand	47	12,9	108	0,2	Tornirisk	9	2,5	25	<0,1
Buskskvett	47	12,9	63	0,1	Kanadagås	9	2,5	17	<0,1
Svartspett	47	12,9	63	0,1	Gråspekk	9	2,5	12	<0,1
Tornsanger	46	12,6	137	0,3	Hønehauk	9	2,5	9	<0,1
Duetrost	46	12,6	85	0,2	Tornskate	9	2,5	9	<0,1
Gråmåke	44	12,1	1225	2,4	Ærfugl	8	2,2	54	0,1

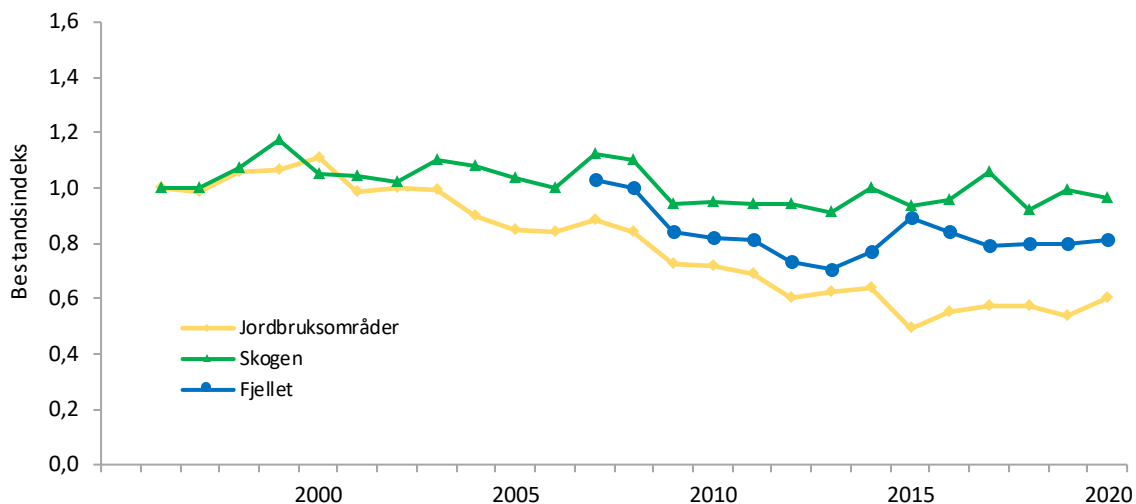
Art	n ruter	% av rutene	n 'par'	% av alle 'par'	Art	n ruter	% av rutene	n 'par'	% av alle 'par'
Hetemåke	8	2,2	21	<0,1	Kjernebiter	4	1,1	4	<0,1
Makrellterne	8	2,2	20	<0,1	Sædgås	3	0,8	11	<0,1
Stillits	8	2,2	19	<0,1	Sothøne	3	0,8	6	<0,1
Svømmesnipe	8	2,2	10	<0,1	Fjæreplytt	3	0,8	4	<0,1
Hvitryggspett	8	2,2	9	<0,1	Knoppsvane	3	0,8	4	<0,1
Storskarv	7	1,9	111	0,2	Kattugle	3	0,8	3	<0,1
Svartand	7	1,9	32	<0,1	Lappmeis	3	0,8	3	<0,1
Rosenfink	7	1,9	10	<0,1	Lerkefalk	3	0,8	3	<0,1
Jaktfalk	7	1,9	7	<0,1	Nattravn	3	0,8	3	<0,1
Jerpe	7	1,9	7	<0,1	Sotsnipe	2	0,5	4	<0,1
Spurvehauk	7	1,9	7	<0,1	Teist	2	0,5	4	<0,1
Tretåspett	7	1,9	7	<0,1	Bergand	2	0,5	3	<0,1
Brunnakke	6	1,6	15	<0,1	Lappfiskand	2	0,5	3	<0,1
Rødnebbtème	6	1,6	11	<0,1	Nattergal	2	0,5	3	<0,1
Dvergspett	6	1,6	8	<0,1	Svartstrupe	2	0,5	3	<0,1
Dobbeltbekkasin	6	1,6	6	<0,1	Temmincksnipe	2	0,5	2	<0,1
Kongeørn	6	1,6	6	<0,1	Åkerrikse	2	0,5	2	<0,1
Sandsvale	5	1,4	21	<0,1	Lunde	1	0,3	25	<0,1
Vipe	5	1,4	16	<0,1	Fjellmyrløper	1	0,3	3	<0,1
Lappiplerke	5	1,4	12	<0,1	Toppdykker	1	0,3	3	<0,1
Sjørørre	5	1,4	12	<0,1	Dvergsnipe	1	0,3	2	<0,1
Sidensvans	5	1,4	11	<0,1	Rapphøne	1	0,3	2	<0,1
Nøttekråke	5	1,4	9	<0,1	Varsler	1	0,3	2	<0,1
Horndykker	5	1,4	7	<0,1	Dverglo	1	0,3	1	<0,1
Jordugle	5	1,4	7	<0,1	Fasan	1	0,3	1	<0,1
Stjertmeis	5	1,4	6	<0,1	Havhest	1	0,3	1	<0,1
Brushane	5	1,4	5	<0,1	Havsule	1	0,3	1	<0,1
Fiskeørn	5	1,4	5	<0,1	Konglebit	1	0,3	1	<0,1
Skogdue	5	1,4	5	<0,1	Krykkje	1	0,3	1	<0,1
Vandrefalk	5	1,4	5	<0,1	Kvartbekkasin	1	0,3	1	<0,1
Terne sp	4	1,1	32	<0,1	Lappspove	1	0,3	1	<0,1
Bydue	4	1,1	14	<0,1	Lappugle	1	0,3	1	<0,1
Myrsanger	4	1,1	7	<0,1	Polarsisik	1	0,3	1	<0,1
Skjærpiplerke	4	1,1	6	<0,1	Steinvender	1	0,3	1	<0,1
Gravand	4	1,1	5	<0,1	Trelerke	1	0,3	1	<0,1
Haukugle	4	1,1	4	<0,1	Tyrkerdue	1	0,3	1	<0,1
Totalt						365		51 664	

Linjetakseringene resulterte for 2020 i flest observasjonsruter for lirype, heilo, orrfugl, strand-snipe og fjellrype, som alle ble observert på over 15 % 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 informasjon om bestandsvariasjoner for enkeltarter basert på data fra TOV-E, viser vi til nettsida <http://tov-e.nina.no/Hekkefugl> som presenterer resultater for perioden 2007–2020. For de 76 artene hvor vi har tilstrekkelig med data (se første del av diskusjon) til å gjennomføre analyser for perioden 2007(08)–2020, identifiserer TOV-E bestandsnedgang for 23 arter og bestandsvekst for 10 arter. Sterkest bestandsnedgang er det målt for vipe og lappspurv, mens det er tydeligst bestandsvekst for trane og gulerle.

Bestandsindekser for hekkefugl i skogen, jordbrukslandskapet og fjellet.

Bestandsindeksen for skog viser en liten, men statistisk signifikant nedgang for perioden 1996–2020 (**figur 12.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,55$, $p < 0,01$, $n = 25$). Denne indeksen inkluderer både barskogsarter og lauvskogsarter. Det er målt signifikant økning i hekkebestanden for tre av de 24 inkluderte artene (måltrost, munk og gransanger), og signifikant nedgang for seks av artene (trepiplerke, jernspurv, svarttost, rødstrupe, løvsanger og granmeis).



Figur 12.2 Bestandsindekser for hekkebestandene av fugl i jordbrukslandskapet, skogen og fjellet. Årlige geometrisk gjennomsnitt av indeksverdier for 7 jordbrukslandskapsarter, 24 skogsarter og 8 fjellarter. Se teksten for nærmere beskrivelse av bestandsindeksene.

Fugleindeksen for jordbrukslandskapet viser klar bestandsnedgang for perioden 1996–2020 (**figur 12.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,95$, $p < 0,001$, $n = 25$). Indeksen indikerer at bestanden nå er i størrelsesorden 60 % av det som ble målt rundt årtusenskiftet. Det er målt signifikant nedgang for fire av de åtte inkluderte artene (vipe, 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 mengde av egnet areal og/eller redusert habitatkvalitet for de inkluderte jordbrukslandskapsartene (se også Pedersen 2020, Lislevand mfl. 2021).

Fugleindeksen for fjellet viser tendens til nedgang for perioden 2007–2020 (**figur 12.2**) (korrelasjon mellom indeksverdi og år: $r = -0,49$, $p = 0,07$, $n = 14$). Det ble her registrert klar nedgang i indeksen fra 2007 til 2013, etterfulgt av en liten økning/stabilisering de siste syv årene. Indeksen indikerer at bestanden nå er i størrelsesorden 80 % av det som ble målt i 2007 og 2008. 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 for heippiplerke.

Disse indeksene ble i januar 2021 gjort tilgjengelige for Miljødirektoratet for bruk i Miljøstatus for publisering på nettsida <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/fugler>.

Observasjoner av pattedyr i 2020

Registreringer av pattedyr ble videreført i 2020 etter at det for 2016-sesongen ble lagt til rette for å rapportere observasjon av pattedyr som blir observert i løpet av fugletakseringene. Dette ble i 2020 rapportert inn for 362 av tellerutene, det vil si fra nesten alle rutene der det ble utført fugletakseringer. For 160 (44 %) av disse rutene ble det ikke observert noen pattedyr.

Det ble observert 543 viltlevende pattedyr fordelt på 151 av tellerutene, ikke uventet med flest observasjonsruter for hjortedyr (elg, rådyr og hjort), men det var også en del telleruter med observasjoner av hare, ekorn og rødrev (**tabell 12.3**).

Det ble observert 4873 husdyr fordelt på 111 av tellerutene, og her var observasjonene dominert av sau, tamrein og storfe (**tabell 12.3**).

Tabell 12.3 Pattedyr observert i de 362 TOV-E tellerutene der slike observasjoner ble innrapportert i 2020.

Art	Ant. ruter.	Ant. ind.	Art	Ant. ruter.	Ant. ind.
Viltlevende dyr			Husdyr		
Elg	39	54	Sau	66	2864
Rådyr	38	77	Storfe	34	625
Hare	32	45	Tamrein	26	1295
Hjort	25	110	Hest	11	35
Ekorn	16	19	Katt	9	14
Rødrev	14	14	Geit	3	40
Smågnager sp.	10	12	Totalt	111	4873
Villrein	8	169			
Grevling	6	8			
Spissmus sp.	5	10			
Bever	4	6			
Piggsvin	3	4			
Røyskatt	3	3			
Lemen	2	2			
Oter	2	2			
Flaggermus sp.	1	1			
Jerv	1	1			
Moskusfe	1	3			
Sørhare	1	2			
Villsvin	1	1			
Totalt	151	543			

12.3 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 landtilknyttete 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 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. 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 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, osv. Basert på tilbakemeldingene fra

feltpersonellet er det imidlertid behov for årlig oppdatering av informasjon om telleruter. Det er også noen ganger behov for justeringer for selve gjennomføringen for enkelte telleruter, f.eks. på grunn av endring i tilgang til telleruta eller manglende tilgang på grunn av menneskelig aktivitet.

De undersøkelsene som er gjort av gjennomførbarhet av de 515 uttrukne tellerutene, resulterte i at 492 (95 %) telleruter ble etablert som TOV-E telleruter. Av disse gjennomføres 418 (85 %) etter de reglene 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 gir 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 2020 ble det rapportert resultater fra 375 telleruter. Dette er omtrent som for 2019, men et litt lavere antall enn de tre forutgående årene (**figur 12.1**). Dette skyldes særlig at det ikke ble funnet nok taksører til å dekke alle takseringsrutene i 2020, blant annet fordi Covid-19 medførte at det ikke kunne brukes taksører fra utlandet. Bare ca. 2 % prosent av de takserte rutene måtte utelates fra tidsserieanalysene fordi standardprosedyrer ikke var fulgt, og 362 av tellerutene fikk godkjent gjennomføring. Dette er like under målet med årlig 375 godkjente telleruter i TOV-E.

Den største utfordringen ved hekkefuglovervåkingen i TOV-E er å finne nok velkvalifisert og godt motivert personell til å utføre takseringene. Blant tiltakene som er utført for å få høy gjennomføringsgrad, er utskifting av feltpersonell som ikke har taksert eller ikke levert resultater etter taksering. 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 mfl. 2016), 2017 (Husby mfl. 2017), 2019 (Kålås mfl. 2019b) og 2021 (Kålås mfl. 2021). For å bedre dekning av ruter er det for tidligere år hentet inn taksører fra utlandet for 10-15 % av tellerutene. Dette kunne imidlertid ikke gjøres i 2020 på grunn av Covid-19 situasjonen.

Kvalitetssikring av feltpersonell vil alltid være en utfordring når frivillig personell skal stå for hoveddelen av datainnsamlingen. En viktig del av slik kvalitetssikring er studiet i 'Fuglekjennskap' ved Nord Universitet. 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 2020 hadde ca. 70 % av feltpersonalet godkjent eksamen i Fuglekjennskap, og ca. 85 % av de gjennomførte rutene ble taksert av disse taksørene.

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 12.2**). 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 2007–2020. 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 som 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 viktig grunnlagsmateriale for fugledelen av 'Naturindeks for Norge' (www.naturindeks.no; Jakobsson & Pedersen 2020). Disse dataene er også viktige i arbeidet med 'Fagsystemet for økologisk tilstand' for Norge ([Økologisk tilstand \(nina.no\)](http://økologisk.tilstand(nina.no)); Nybø & Evju 2017) og i arbeidet med oppdatering av 'Norsk rødliste for arter'.

Vi har i 2020 også videreført internasjonalt samarbeid med indekser knyttet til endringer for biologisk mangfold. TOV-E rapporterer data til den felles europeiske databasen for hekkefugl (EBCC, 'Pan European Common Bird Monitoring Schemes' (PECBMS)), som beregner europeiske indekser for endringer i fuglebestander (https://pecbms.info/trends_2018/). Disse dataene inngår som del av EUs bærekraftindeks for biologisk mangfold som sammenstilles av Det europeiske miljøbyrået (EEA)², og som Forest Europe sammenstiller for skog³. Videre rapporteres TOV-E data for skog og jordbrukslandskapet til UNEP-World Conservation Monitoring Centre sin fugleindeks⁴. 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)⁵. Det nye europeiske fugleatlas (EBBA2) som ble publisert høsten 2020, har også benyttet data fra TOV-E for modellering av tetthet av hekkende arter for Europa⁶.

Internasjonalt forskningssamarbeid om bestandsutvikling for fugl har også blitt videreført i 2020, og flere arbeider er nå under publisering. Det som er avklart for publisering nå i begynnelsen av 2021, omfatter publisering i det 'Nature-eide' tidsskriftet 'Scientific Data' av tidsseriedataene for fugl fra 28 land i Europa, inkludert Norge (Brlík mfl. 2021), bestandsstatus for vadefugler i hei og jordbrukslandskapet i Norge (Lislevand mfl. 2021), og en studie av betydning av påvirkninger i hekkeområdene i forhold til overvintringsområdene for bestandsendringer for fuglearter (Morrison 2021). Ellers ble det i 2020 publisert en studie av flereartsindekser for fugl i jordbrukslandskapet (Husby mfl. 2020). Tidligere er det publisert undersøkelser for bestandsvariasjoner for stær i Europa (Helldberg mfl. 2019), bestandsvariasjoner for vadefugler i Fennoskandia (Lindström mfl. 2015, 2019), fuglers respons på klimaendringer (Mason mfl. 2019), evaluering av kvalitet for forskjellige modeller for beregning av utbredelse av arter (Norberg mfl. 2019), bestandsvariasjoner for fugl i fjellområder i Fennoskandia (Lehikoinen mfl. 2014) og i Europa (Lehikoinen mfl. 2018), bestandsvariasjoner for fugl knyttet til myrområder i Nord-Europa (Fraixedas mfl. 2017), samt sammenlikning av klimaeffekter på fugl i Europa og USA (Stephens mfl. 2016). Data fra TOV-E er også sammen med data fra NOFs hekkefugltakseringer (HFT) brukt for å undersøke bestandstrender hos jordbrukslandskapet fuglearter i Trøndelag (Husby mfl. 2014a) og for å belyse effekter av klimaendring på fugl i Trøndelag (Husby mfl. 2014b).

Observasjoner av pattedyr

Registreringene av pattedyr fortsatte i 2020, og antall observerte pattedyr var ganske likt det som ble observert i 2019. Selv om det, ikke uventet, gjøres ganske få observasjoner av viltlevende pattedyr, vil denne informasjonen på sikt kunne gi oss innsikt i bestandsutvikling for arter

² <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/abundance-and-distribution-of-selected-species-8/assessment-1>

³ https://foresteurope.org/wp-content/uploads/2016/08/SoEF_2020.pdf

⁴ <https://www.bipindicators.net/indicators/wild-bird-index>

⁵ <https://stats.oecd.org/Index.aspx?QueryId=77269&lang=en>

⁶ <https://www.ebba2.info/2020/12/03/new-european-breeding-bird-atlas-a-milestone-for-biodiversity-research-and-nature-conservation-in-europe-is-published/>

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 12.1 Oversikt over feltpersonell 2020

Oversikt over personer som hadde tildelte TOV-E takseringsruter i 2020 og som har gitt tillatelse til at navn kan presenteres (154 av de 159 personer).

Navn	Antall ruter	Navn	Antall ruter	Navn	Antall ruter
Geir Sverre Andersen	6	Øyvind Halgunset	2	Paul Tore Nielsen	2
Johannes Erik Anonby	2	Odd Hallaråker	2	Espen Sundet Nilsen	1
Arnfred Antonsen	1	Charlotte Hallerud	9	Yngve Nilsen	7
Sigurd Bangjord	1	Kåre Haugan	4	Bård Nyberg	5
Pascale Baudonnel	6	Finn Hauge	1	Petter Osbak	1
Trond Berg	1	Kjell-Ove Hauge	1	Roar Pettersen	1
Ola Betten	1	Øystein Hegge	5	Knut Olav Raen	3
Raymond Birkelund	3	Jo Heggset	1	Ståle Reinåmo	1
Sverre Birkelund	1	Anders Heien	2	Bjørn Rismyhr	1
Anders Bjordal	2	Øyvind Heldal	8	Odd Rygh	1
Øystein Bjørklund	1	Trine Hilstad	4	Hege Rølvåg	1
Jo Torvik Bjørbekk	1	Reidar Hindrum	1	Martin Røsand	2
Nils Chr. Bjørgo	2	Gry Løvlien Holen	1	Jan Ove Sagerøy	1
Hanna Bjørgaas	1	Knut-Sverre Horn	2	Jostein Sandvik	3
Kjell Blandhol	1	Eivind Hovin	6	Einar Selvåg	1
Tom Skånsar Borgersen	9	Mia Husdal	1	Ronny Skansen	2
Arvid Bredeesen	1	Tor Egil Høgsås	1	Henry Skevik	2
Torgrim Breiehagen	1	Hans Martin Høyby	2	Audun Skrindo	2
Anders Braanaas	3	Terje Håheim	1	Per Kåre Skudal	3
Stein Bukholm	1	Ørjan Werner Jenssen	2	Ivar Sleveland	1
Tormod Burkey	7	Roger Johnsen	2	Eivind Smørvik	1
Leif Roar Bævre	8	John Bjarne Jordal	1	Rune Solvang	1
Per Willy Bøe	4	Hans Ola Jordet	1	Frantz Sortland	4
Per Bådshaug	1	Per Ingebrigt Karbø	4	Helge Staven	1
Jonas Cleve	13	Kjartan Kjøsnes	4	Ole Knut Steinset	7
Reidar Demmo	1	Jan Helge Kjølsvædt	1	Gjøran Stenberg	1
Jon Djupvik	1	Terje Kolaas	5	Maria Stenklev	1
Markus Kristoffer Dreyer	1	Jim Kristensen	1	Jarl Strømdal	10
Knut Eie	19	Emil Krokan	7	Gisle Sæterhaug	5
Steinar Eldøy	1	Astrid Wenseth Kure	1	Ståle Sætre	1
Heidi Tangen Eriksen	5	Olbjørn Kvernberg	1	Eivind H Sørensen	1
Hanne Etnestad	1	Elisabeth Kvivesen	4	Thomas Sørmo	5
Marte Fandrem	2	Erlend Landsverk	4	Thomas Taksdal	1
Hans Kristian Fjeldsgård	1	Jim Lea	1	Thorleif Thorsen	3
Øyvind Fjeldsgård	1	Arild Lindgaard	1	Ole-Morten Toften	9
Magnus Jonas Fjell	1	Tommy Lindås	2	Ivaylo Tonev	2
Inga Frøseth Rossing	3	Øystein Lorentsen	6	Tom Olav Trydal	1
Knut Fure	1	Lars Lorentzen	3	Sigmund Tveiten	1
Unni Ragnhild Bjerke Gamst	1	Per A. Lorentzen	2	Gunnar Uglem	8
Arild Gauteplass	1	Oddvin Lund	18	Morten Nybak Urdal	1
Øyvind Gjerde	1	Sverre Lundemo	4	Roald Vang	2
Thoralf Gjuvslund	1	Jan Helge Løvik	2	Bernt Jarle Vatland	1
Marius Gjøra	5	Lars Petter Marthinsen	5	Marius von Glahn	4
Ola Ragnar Gjøra	6	Mariella Memo	2	Jørulf Vullum	3
Solveig Gjøra	4	Torill Midtun	4	Victor Wahlberg	5
Nigel Goodgame	9	Børje Cato Moen	1	Tor Wang	1
Stig Gorseth	1	Ola Moen	3	Elise Wiseth Ingvaldsen	3
Pål Martin Grønlien	6	Jostein Moldsvor	2	Rune Zakariassen	1
Morten Günther	1	Kjetil Mork	2	Ragnar Ødegaard	1
Inge Hafstad	1	Jostein Myromslien	2	Tor Ålbu	2
Oddvar Hagen	1	Merete Myromslien	2		
Oddvin Hagen	3	Ingvar Måge	1		

13 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 få 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, noe som er forsterket av flere år uten store smånagertopper. Denne fortettingen har ført til signifikant reduksjon i artsmengder for svært mange levermoser og bladmoser i alle granskogsområdene, men er sannsynligvis også en av årsakene til reduserte artsmengder for mange karplantearter. I alle granskogsområdene er artsmangfoldet i markvegetasjonen betydelig redusert i løpet av overvåkingsperioden (Økland & Halvorsen 2020). Størst reduksjon har det vært i Gutulia, Bringene og Urvatnet, i gjennomsnitt med henholdsvis seks færre arter pr. 1 m² analyserute for Gutulia og fem arter færre både i Bringene og Urvatnet siden overvåkingen startet. Dette tilsvarer en reduksjon på henholdsvis 25, 19 og 21 %. Otterstadstølen har imidlertid hatt størst reduksjon i gjennomsnittlig artsantall for moser gjennom overvåkingsperioden, med 3,6 færre mosearter i 2020 enn i 1989. Otterstadstølen har også hatt størst reduksjon i totalt antall registrerte arter, 31 færre arter i 2020 enn i 1989. Også i Gutulia har det vært stor reduksjon i totalt antall registrerte arter, 26 færre i 2017 enn i 1989. 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 ved færre år med store smånagerbestander.

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 (kap. 3; Bakkestuen mfl. 2019, Aarrestad mfl. 2017, 2019). I Møsvatn har vegetasjonen også respondert på gjentatte bjørkemålerangrep, noe som har resultert i åpnere skog med mer lystilgang (Bakkestuen mfl. 2019). 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. I Børgefjell har deknningen av graminider gått ned i løpet av overvåkingsperioden, samtidig som deknningen av moser er kraftig redusert, mens andre funksjonelle grupper har vært relativt stabile. Disse endringene skyldes sannsynligvis gjengroing med busker og trær, noe som trolig er et resultat av en kombinasjon av endringer i beitetrykk og klimaendringer.

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. Resultatene fra TOV-områdene indikerer at vanlig kvistlav begunstiges av et varmere klima forutsatt at klimaet er tilstrekkelig humid. Den negative utviklingen hos snømållav kan enten skyldes en tilsvarende negativ effekt av et varmt klima, at den fortrenses av vanlig kvistlav gjennom konkurranse, eller begge deler (Evju & Bruteig 2013).

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. Klimascenarier tyder på mer ustabil vær framover (Hanssen-

Bauer mfl. 2015), og ungeproduksjon for spurve- og rovfugler vil kunne bli påvirket negativt ved kaldt og fuktig vær i perioden med unger i reiret. En bestandsindeks for spurvefugler i de fem TOV-områdene i fjellet (Møsvatn, Gutulia, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) viser ingen signifikant bestandsendring for arter knyttet til fjellskogen i perioden 1993–2020, mens arter knyttet til åpne naturtyper i fjellet har vist signifikant nedgang. Den mer generelle påviste tilbakegangen for fugler knyttet til fjellområdene i Fennoskandia (Lehikoinen mfl. 2014, 2018), 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. Det gjenstår å se hvordan hyppigere forekomster av slike hendelser vil påvirke gjennomsnittlig ungeproduksjon og hekkebestand over flere år.

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 (Evju & Bruteig 2013). Mengden av alger på bjørketrærne i det sørligste området Lund (Rogaland) har økt kraftig i overvåkingsperioden (1991-2016), med betydelig algevekst også på bjørketrær i Solhomfjell (Agder). Dette kan dels skyldes et mildere og fuktigere klima, men ganske sikkert også økt tilførsel av nitrogen (kap. 6; Kyrkjeide mfl. 2017). Sterk økning av graset blåtopp og observasjoner av alger i markvegetasjonen i Lund settes også i sammenheng med høy nitrogenavsetning (Aarrestad mfl. 2017). 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 lavararter og framgang for noen nitrogenelskende karplanter (Bakkestuen mfl. 2019). I granskogsområdene er slike gjødslingseffekter på markvegetasjonen ikke like tydelige, 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 utmarka 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. 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 (Henriksen & Hilmo 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, bergirisk, blåstrupe, sivspurv og taksvale (alle nær truet). I tillegg er fugleartene brushane og myrhauk (begge EN), samt fiskemåke, svartand, havelle, dobbeltbekkasin, hønsehauk og vaktel (alle NT) observert i tilknytning til ett eller flere av TOV-områdene.

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 påvirkning 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. 8). 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 smågnagere kan ha sterk påvirkning på mosedekket i skogbunnen. Tynning av mosedekket og blottlegging av jorda åpner for reetablering av plantearter. I granskogsområdene har det imidlertid vært lite tegn til smågnagere mellom bestandstoppene i 1989/1990 og 2010/2011, med unntak av en bestandstopp i 2001 i Granuset. Sammen med økt temperatur og dermed lengre vekstsesong har dette bidratt til fortetting av bunnsjiktet. Ved store angrep av bjørkemålere vil både bjørkelauv og lauv på andre trær, busker og lyngplanter kunne bli fullstendig nedbeitet (se kap. 7). 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 smågnagere og fugler. Det har vært klare indikasjoner på slike endringer i enkelte av TOV-områdene i fjellet (bl.a. Møsvatn; Bakkestuen mfl. 2019).

14 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.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E. & Framstad E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark – reanalyser 2000. NINA Oppdragsmelding 700. Norsk institutt for naturforskning.
- Bakkestuen, V., Stabbetorp, O.E., Aarrestad, P.A. & Wilmann, B. 2006. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell – tredje gangs analyse 2005. S. 16–26 i Framstad, E., red. *Natur i Endring. Terrestrisk naturovervåking i 2005: Markvegetasjon, epifytter, smånagere og fugl*. NINA Rapport 150. Norsk institutt for naturforskning.
- 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., Often, A., Stabbetorp, O.E. & Wilmann, B. 2011. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell 2010. S. 17–25 i Framstad, E. (red.) *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smånagere og fugl*. NINA Rapport 702. Norsk institutt for naturforskning.
- Bakkestuen, V., Aarrestad, P.A., Olsen, S.L., Løkken, J.O., Tøpper, J.P., Often, A., Stabbetorp, O.E. & Myklebost, M. 2019. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn. S. 22–45 i Framstad, E. (red.) 2019. *Terrestrisk naturovervåking i 2017: Markvegetasjon, epifytter, smånagere og fugl. Sammenfatning av resultater*. NINA Rapport 1608. Norsk institutt for naturforskning.
- 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.
- Bobbink, B. & Hettelingh, J.-P. (red.) 2011. Review and revision of empirical critical loads and dose-response relationships. Proceedings of an expert workshop, Noordwijkerhout, 23-25 June 2010. Coordination Centre for Effects, National Institute for Public Health and the Environment (RIUM), www.rivm.nl.cce.
- Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn-Austfjell 1992. NINA Oppdragsmelding 209. Norsk institutt for naturforskning.
- Brattbakk, I., Høiland, K., Økland, R.H., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. NINA Oppdragsmelding 91. Norsk institutt for naturforskning.
- Brattbakk, I., Gaare, E., Hansen, K.F. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. NINA Oppdragsmelding 131. Norsk institutt for naturforskning.
- Brlík, V. et al. 2021. Long-term and large-scale multispecies dataset tracking population changes of common European breeding birds. *Scientific Data*: In press.
- Brunet, J., Falkengren-Grerup, U., Rühling, Å. & Tyler, G. 1997. Regional differences in floristic change in South Swedish oak forests as related to soil chemistry and land use. *Journal of Vegetation Science* 8: 329–336.
- Bruteig, I.E. 1996. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttisk lav i Solhomfjell og Børgefjell 1995. ALLFORSK Rapport 7. Stiftelsen Allmennvitenskapelig Forskning i Trondheim (ALLFORSK).
- Bruteig, I.E. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Solhomfjell og Børgefjell 2000. NINA Oppdragsmelding 703. Norsk institutt for naturforskning.

- Bryn, A. & Potthoff, K. 2018. Elevational treeline and forest line dynamics in Norwegian mountain areas – a review. *Landscape Ecology* 33: 1225–1245.
- 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.
- Børset, 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.
- Clavel, J., Julliard, R. & Devictor, V. 2011. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the environment* 9: 222–228.
- 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.
- Diekmann, M. 2005. Species indicator values as an important tool in applied plant ecology – a review. *Basic and Applied Ecology* 4: 493–506.
- DN 1997. *Natur i endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-95*. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- 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.
- 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* 49: 786–800.
- Eilertsen, O. & Brattbakk, I. 1994. *Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Øvre Dividal nasjonalpark*. NINA Oppdragsmelding 286. Norsk institutt for naturforskning.
- Eilertsen, O. & Often, A. 1994. *Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark*. NINA Oppdragsmelding 285. Norsk institutt for naturforskning.
- Eilertsen, O. & Stabbetorp, O. 1997. *Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell nasjonalpark*. NINA Oppdragsmelding 408. Norsk institutt for naturforskning.
- 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.
- 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., Bruteig, I.E., Myklebost, H.E. & Wilmann, B. 2011. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjon i Solhomfjell og Børgefjell. S. 44-76 i Framstad, E. (red.), *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 702. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Myklebost, H.E. & Bruteig, I.E. 2015. Overvåking av epifytter i program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Revisjon av feltprotokoll 2015. NINA Rapport 1153. Norsk institutt for naturforskning.
- Evju, M., Bruteig, I.E. & Myklebost, H.E. 2016. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Børgefjell og oppstart av ny overvåkingsserie i Solhomfjell 2015. S. 50-60 i Framstad, E. (red.), *Terrestrisk naturovervåking i 2015: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1279. Norsk institutt for naturforskning.
- 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.
- 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.
- 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*: mulige 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. & Kålås, J.A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologisk mangfold – videreutvikling av dagens naturovervåking. NINA Oppdragsmelding 702. Norsk institutt for naturforskning.
- 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.
- Framstad, E., Bakkestuen, V., Halvorsen, R., Kålås, J.A., Myklebost, H., Nilsen, E., Olsen, S.L., Pedersen, B., Stokke, B. & Økland, T. 2020. Program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Dokumentasjon av overvåkingsområder, metoder og data. NINA Rapport 1827. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Bakkestuen, V., Halvorsen, R., Ihlen, P.G., Nilsen, E.B., Olsen, S.L., Pedersen, B., Stokke, B.G., Tøpper, J. & Økland, T. 2020. TOV etter 2020. Utvikling av TOV som økosystembasert overvåking. NINA Rapport 1877. Norsk institutt for naturforskning.
- 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>

- Gregory, R.D. & van Strien, A. 2010. Wild bird indicators: using composite population trends of birds as measure of environmental health. *Ornithological Science* 9: 3–22. <https://doi.org/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. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London B* 360: 269–288.
- Gregory, R.D., Vorisek, P., Noble, D.G., van Strien, A., Klvanova, A., Eaton, M., Meyling, A.W.G., Joys, A., Foppen, R.P.B. & Burfield, I.J. 2008. The generation and use of bird population indicators in Europe. *Bird Conservation International* 18: 223–244.
- Hagen, D., Bruteig, I.E. & Wilmann, B. 2006. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Sol-hornfjell og Børgefjell 2005. S. 27-55 i Framstad, E. (red.), *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking 2005: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 150. Norsk institutt for naturforskning.
- 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.
- Hagen, Y. 1952. *Rovfuglene og viltpleien*. Gyldendal norsk forlag, Oslo.
- Halvorsen, R. 2019. Populasjonsundersøkelser av etasjemose i sju overvåkingsområder i granskog – resultater 2018. S. 103–118 i Framstad, E. (red.). 2019: *Terrestrisk naturovervåking i 2018: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1692. Norsk institutt for naturforskning.
- Halvorsen, R., Bratli, H. & Wollan, A.K. 2019. Vegetasjonsundersøkelser av boreal barskog i Solhornfjell 2018. S. 46–79 i Framstad, E. (red.) 2019. *Terrestrisk naturovervåking i 2018: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1692. Norsk institutt for naturforskning.
- 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.
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E.F., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J.-E.Ø., Sandven, S., Sandø, A.B., Sorteberg, A. & Ådlandsvik, B. (red.) *Klima i Norge 2100*. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015. NCCS Rapport 2/2015.
- 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
- Heggøy, O. & Øien, I.J. 2015. *Kongjørn i Norge*. NOF-Rapport 7-2015.
- 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., Kålås, 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.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. 2015. *Norsk rødliste for arter 2015*. Artsdatabanken, Norge.
- 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. *Annales Zoologici Fennici* 22: 221–227.
- Herredsvella, H. & Munkejord, A. 1988. Ryper i Sørvest-Norge er kadmiumforgiftet. *Vår fuglefauna* 11: 75–77.
- Hill, M.O. & Gauch, H.G. 1980. Detrended correspondence analysis: an improved ordination technique. *Vegetatio* 42: 47–58.
- Hill, M.O. 1979. DECORANA – A FORTRAN program for detrended correspondence analysis and reciprocal averaging. Cornell University, Ithaca, N. Y.

- Hill, M.O., Mountford, J.O., Roy, D.B. & Bunce, R.G.H. 1999. Ellenberg's indicator values for British plants. ECOFACT Volume 2 technical annex. Institute of Terrestrial Ecology. Huntingdon.
- Hill, M.O., Roy, D.B., Mountford, J.O. & Bunce, R.G.H. 2000. Extending Ellenberg's indicator values to a new area: an algorithmic approach. *Journal of Applied Ecology* 37: 3–15.
- 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.
- Hilmo, O. & Wang, R. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Solhomfjell 1990. Programrapport nr. 10. DN-notat 1991–6. Direktoratet for naturforvaltning.
- Hilmo, O. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Børgefjell 1990. Programrapport nr. 8. DN-notat 1991–4. Direktoratet for naturforvaltning.
- Hofsten, J., Rekdal, Y. & Strand, G.-H. 2009. Arealregnskap for Norge, Arealstatistikk for Buskerud. Ressursoversikt fra Skog og Landskap 02/2009.
- 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.
- Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. NINA Oppdragsmelding 24. Norsk institutt for naturforskning.
- 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. s. 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), s. 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.
- Husby, M., Hoset, K.S., & Butler, S. 2020. Non-random sampling along rural-urban gradients may reduce reliability of multi-species farmland bird indicators and their trends. *Ibis* doi:10.1111/ibi.12896
- Hörmfeldt, B. 1994. Delayed density dependence as a determinant of vole cycles. *Ecology* 75: 791–806.
- Hörmfeldt, 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.
- Jakobsson, S. & Pedersen, B. (red.) 2020. Naturindeks for Norge 2020. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. NINA Rapport 1886. Norsk institutt for naturforskning.

- 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 understory 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.
- 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.
- Korsmo, H. & Larsen, H.E. 1994. Inventering av verneverdig barskog i Hedmark. NINA Oppdragsmelding 261. Norsk institutt for naturforskning.
- Korsmo, H., Edenius, L., Moe, B. & Svalastog, D. 1993. Inventering av verneverdig barskog i sørlige del av Nordland. NINA Oppdragsmelding 228. Norsk institutt for naturforskning.
- Krohn, O. & Hardeng, G. 1981. Vestfjella og Rausjømarka. En naturfaglig og skoglig sammenlikning. Institutt for skogskjøtsel, Norges landbrukshøgskole, Rapport, 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.
- Kyrkjeeide, M.O., Evju, M., Myklebost, H.E. & Bruteig, I.E. 2017. Gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen i Åmotsdalen og Lund 2016. S. 56–71 i Framstad, E. (red.) *Terrestrisk naturovervåking i 2016: Mark-vegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater*. NINA Rapport 1376. Norsk institutt for naturforskning.
- Kålås, J.A. & Gjershaug J.O. 2004. Rovfugl. NINA Oppdragsmelding 839: 67–70. Norsk institutt for naturforskning.
- Kålås, J.A. & Husby, M. 2002. Ekstensiv overvåking av terrestre fugl i Norge. NINA Oppdragsmelding 740. Norsk institutt for naturforskning.
- 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. Norsk institutt for naturforskning.
- Kålås, J.A., Framstad, E., Fiske, P., Nygård, T. & Pedersen, H.C. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Metodemanual, fauna. NINA Oppdragsmelding 24. Norsk institutt for naturforskning.
- 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. 2015a. 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.
- Kålås, J.A., Øien, I.J., Vang, R. & Stokke, B.G. 2021. Stort sett stabile fuglebestander i skogen. *Vår Fuglefauna* 44: 14–19.
- 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 2020. Ressursregnskap for reindriftsnæringen. For reindriftsåret 1. april 2019 – 31. mars 2020. Landbruksdirektoratet Rapport 43/2020.
- 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.
- Lislevand, T., Byrkjedal, I., Heggøy, O. & Kålås, J.A. 2021. Population status, trends and conservation of meadow-breeding waders in Norway. *Wader Study* 128: In press. doi:10.18194/ws.00217
- 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.
- 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.
- Miller, T.A., Brooks, R.P., Lanzone, M.J., Cooper, J., O'Malley, K., Brandes, D., Duerr, A. & Katzner, T.E. 2017. Summer and winter space use and home range characteristics of golden eagles (*Aquila chrysaetos*) in eastern North America. *The Condor* 119: 697–719.

- Minchin, P.R. 1987. An evaluation of the relative robustness of techniques for ecological ordination. *Vegetatio* 69: 89–107.
- Mjaaseth, R.R., Hagen, S.B., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2005. Phenology and abundance in relation to climatic variation in a sub-arctic insect herbivore – mountain birch system. *Oecologia* 145: 53–65.
- Moe, B. 1994. Inventering av verneverdig skog i Agder. NINA Oppdragsmeld. 306. Norsk institutt for naturforskning.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens Kartverk. Hønefoss.
- Moksnes, A. 2014. Hvor blir det av gjøken? *Vår Fuglefauna* 37: 22–23.
- Monclús, L., Shore, R.F. & Krone, O. 2020. Lead contamination in raptors in Europe: A systematic review and meta-analysis. *Science of the Total Environment* 748: 141437.
- Morrison, C.A., Butler, S.J., Robinson, R.A., Clark, J.A., Juan Arizaga, Aunins, A., Baltà, O., Cepák, J., Chodkiewicz, T., Escandell, V., Foppen, P., Gregory, R.D., Husby, M., Jiguet, F., Kålås, J.A., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Moshøj, C.M., Nagy, K., Nebot, A.L., Piha, M., Reif, J., Sattler, T., Škorpiľová, J., Szép, T., Teufelbauer, N., Thorup, K., Turnhout, C. van, Wenninger, T., and Gill, J.A. 2021. Covariation in population trends and demography reveals targets for conservation action. *Proceedings of the Royal Society B* 288: 20202955. <https://doi.org/10.1098/rspb.2020.2955>
- Myrberget, S. 1973. Geographical synchronism of cycles of small rodents in Norway. *Oikos* 24: 220–224.
- Nilsen, E.B. & Mattisson, J. 2019. Forslag til modellering av fugledata til Naturindeksen. NINA Rapport 1655. Norsk institutt for naturforskning.
- Nilsen, E.B. & Rød-Eriksen, L. 2020. Trender i størrelsen på den norske lirypebestanden i perioden 2009–2020: Analyser basert på data fra Hønsefuglportalen. NINA Rapport 1869. Norsk institutt for naturforskning.
- Nilsen, E.B. 2020. Hønsefugler. Kap. 9, s. 81–85 i Framstad, E. (red.) 2020. Terrestrisk naturovervåking i 2019: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1800. Norsk institutt for naturforskning.
- 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., Soininen, 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](https://doi.org/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. S. 28–39 i Framstad, E. (red). *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2009: Markvegetasjon, smågnagere og fugl.* NINA Rapport. 580. Norsk institutt for naturforskning.
- 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. & Polder, A. 2012. Miljøgifter i rovfuglegg i Norge. Tilstand og tidstrender. NINA Rapport 834. Norsk institutt for naturforskning.

- Nygård, T., Skaare, J.U., Kallenborn, R & Herzke, D. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge. NINA Oppdragsmelding 701. Norsk institutt for naturforskning.
- 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>
- Odell, G. & Ståhl, G. 1998. Vegetationsförändringar i skogsmark från 1980-talet till 1990-talet resultat från den landsomfattande Ståndortskarteringen. *Svensk botanisk Tidskrift* 92: 227–232.
- Ogner, G., Wickstrøm, T., Remedios, G., Gjelsvik, S., Hensel, G.R., Jacobsen, J.E., Olsen, M., Skretting, E. & Sørli, B. 1999. The chemical analysis program of the Norwegian Forest Research Institute 2000. Norwegian Forest Research Institute.
- Oksanen, J., Blanchet, F.G., Friendly, M., Kindt, R., Legendre, P., McGlinn, D., Minchin, P.R., O'Hara, R.B., Simpson, G.L., Solymos, P., Stevens, M.H.H., Szoecs, E. & Wagner, H. 2020. *vegan: community ecology package*. R package version 2.5-7. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.
- Oksanen, L. & Oksanen, T. 1992. Long-term microtine dynamics in north Fennoscandian tundra: the vole cycle and the lemming chaos. *Ecography* 15: 226–236.
- Oksanen, T., Oksanen, L., Dahlgren, J. & Olofsson, J. 2008. Arctic lemmings, *Lemmus* spp. and *Dicrostonyx* spp.: integrating ecological and evolutionary perspectives. *Evolutionary Ecology Research* 10: 415–434.
- Olofsson, J., Hulme, P.E., Oksanen, L. & Suominen, O. 2004. Importance of large and small mammalian herbivores for the plant community structure in the forest tundra ecotone. *Oikos* 106: 324–334.
- Olsen, S.R. & Grønlien, H. 2002. Smågnagerundersøkelser i Lillehammer og Brandbu 1992–2001. upubl. rapport til fylkesmannen i Oppland. 9 pp + vedlegg.
- 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.
- Pedersen, C. 2020. Fugler i jordbrukslandskapet: Bestandsutvikling og utbredelse. Perioden 2000–2017. NIBIO Rapport 6/40/2020.
- 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* 271: 381–385.
- R Core Team 2019. R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. URL <https://www.R-project.org>.
- Ramette, A. 2007. Multivariate analyses in microbial ecology. *FEMS Microbiology Ecology* 62: 142–160.
- Reitan, M. 2013. Assessing the diet of the golden eagle (*Aquila chrysaetos*) and the biomagnification of metals by use of stable isotope analysis and ICP-MS. NTNU, Institutt for biologi, MSc-thesis.
- 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.
- Royle, J.A., Dawson, D.K. & Bates, S. 2004. Modeling abundance effects in distance sampling. *Ecology* 85: 1591–1597.
- Ruddock, M. & Whitfield, D.P. 2007. A review of disturbance distances in selected bird species. Natural Research (Projects) Ltd. Rapport.
- Rue, H., Martino, S. & Chopin, N. 2009. Approximate Bayesian inference for latent Gaussian models using integrated nested Laplace approximations (with discussion). *Journal of the Royal Statistical Society, Series B*, 71: 319–392. www.r-inla.org.

- 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. Øvre Pasvik - Stabbursdalen: Landskap og fjellgrunn. Norges Nasjonalparker 3: 18–38.
- Sandercock, B.K., Nilsen, E.B., Broseth, H. & Pedersen, H.C. 2011. Is hunting mortality additive or compensatory to natural mortality? Effects of experimental harvest on the survival and cause-specific mortality of willow ptarmigan. *Journal of Animal Ecology* 80: 244–258.
- 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>
- Selås, V., Framstad, E., Rolstad, J., Sonerud, G.A., Spidsø, T. & Wegge, P.. 2021. Bilberry seed production explains spatiotemporal synchronicity in bank vole population fluctuations in Norway. *Ecological Research* <https://doi.org/10.1111/1440-1703.12204>
- 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. & Ims, R.A. 1993. Population dynamics of lemmings: temporal and spatial variation an introduction. pp. 61-96 i Stenseth, N.C. & Ims, R.A., red. *The Biology of Lemmings*. Academic Press, London.
- Stenseth, N.C. 1999. Population cycles in voles and lemmings: density dependence and phase dependence in a stochastic world. *Oikos* 87: 427–461.
- 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., Lehtikoinen, 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 understory forest species reflects differences in N deposition. *Ambio* 32: 91–97.
- Strengbom, J., Näsholm, T. & Ericson, L. 2004. Light, not nitrogen, limits growth of grass *Deschampsia flexuosa* in boreal forest. *Canadian Journal of Botany* 82: 430-435.
- Stålfelt, M.G. 1937a. Der Gasaustausch der Moose. *Planta* 27: 30–60.
- Svalatog, D. & Korsmo, H. 1995. Inventering av verneverdig barskog i Buskerud. NINA Oppdragsmelding 360. Norsk institutt for naturforskning.
- Svensson, S. 1989. Övervakning av fåglarnas populasjonsutveckling och reproduktionsförmåga. Årsrapport 1988. Ekologiska institutionen, Lunds universitet, Lund.
- Syvetsen, P.O., Isaksen, K., Olsen, K.M., Ree, V., Solheim, R. & Viig, Ø. 2010. Nye norske navn på pattedyr, med oppdatert liste over arter påvist i Norge. *Fauna* 63(2): 50–59.
- Sørensen, O.J., Moa, P.F. & Hagen, B.-R. 2020. Populasjonene av smågnagere (Rodentia) og spissmus (Soridae) i Lieme og Steinkjer kommuner 1988 – 2019, og en rekonstruksjon av smågnagerdynamikken i tidligere Nord-Trøndelag 1871-2020. Nord Universitet, FoU-rapport 65.
- Tack, J.D., Noon, B.R., Bowen, Z.H. & Fedy, B.C. 2020. Ecosystem processes, land cover, climate, and human settlement shape dynamic distributions for golden eagle across the western US. *Animal Conservation* 23: 72–82.
- Tovmo, M., Mattisson, J. & Kleven, O. 2019. Overvakning 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. Norsk institutt for vannforskning.
- 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.
- Wasof, S., Lenoir, J., Aarrestad, P.A., Alsos, I.G., Armbruster, W.S., Austrheim, G., Bakkestuen, V., Birk, H.J.B., Bråthen, K.A., Broennimann, O., Brunet, J., Bruun, H.H., Dahlberg, C.J., Diekmann, M., Dullinger, D., Dynesius, M., Ejrnæs, R., Gégout, J.-C., Graae, B.J., Grytnes, J.-A., Guisan, A., Hylander, K., Jónsdóttir, I.S., Kapfer, J., Klanderud, K., Luoto, M., Milbau, A., Moora, M., Nygaard, B., Odland, A., Pauli, H., Ravolainen, V., Reinhardt, S., Sandvik, S.M., Schei, F.H., Speed, J.D.M., Svenning, J.-C., Thuiller, W., Tveraaabak, L.-U., Vandvik, V., Velle, L.-G., Virtanen, R., Vittoz, P., Willner, W., Wohlgemuth, T., Zimmermann, N.E., Zobel, M. & Decocq, G. 2015. Disjunct populations of European vascular plant species keep the same climatic niches. *Global Ecology and Biogeography* 24: 1401–1412. DOI: 10.1111/geb.12375
- 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.
- Wielgolaski, F.E., Hofgaard, A. & Holtmeier, F.K. 2017. Sensitivity to environmental change of the treeline ecotone and its associated biodiversity in European mountains. *Climate Research* 73: 151–166.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. *Sommerfeltia* 16.
- Økland, R.H. 1995b. Persistence of vascular plants in a Norwegian boreal coniferous forest. *Ecography* 18: 3–14.
- Økland, R.H. 1997b. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. III. Six-year demographic variation in two areas. *Lindbergia* 22: 49–68.
- Økland, T. & Halvorsen, R. 2020. TOV granskog: Utvikling i bakkevegetasjonen og dens arts mangfold i ni områder med gammel, vernet granskog. Utvalgte overvåkingsresultater 1988–2019. S. 39–66 i Timmermann, V. (et.al.) 2020. Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2019. NIBIO Rapport 6 (119). Norsk institutt for bioøkonomi.
- Økland, T. & Nordbakken, J.F. 2014. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Granneset 2013. S. 34–43 i Framstad, E. (red) Terrestrisk naturovervåking i 2013: Markvegetasjon, epifytter,

- smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1036. Norsk institutt for naturforskning.
- Økland, T. 1988. An ecological approach to the investigation of a beech forest in Vestfold, SE Norway. *Nordic Journal of Botany* 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., 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 plantearts mangfold 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. S. 70-79 i Framstad, E. (red). *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2008: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport. 490. Norsk institutt for naturforskning.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2011. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal granskog i Paulen naturreservat i Vest-Agder i 2010. S. 26-37 i Framstad, E. (red). *Natur i endring. Terrestrisk naturovervåking i 2010: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. NINA Rapport 702. Norsk institutt for naturforskning.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2012. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Grytdalen naturreservat i 2011. S. 30-38 i Framstad, E. (red.) 2012. *Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 840. Norsk institutt for naturforskning.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2013. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Otterstadstølen naturreservat i 2012. S. 27-37 i Framstad, E. (red.) 2013. *Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 952. Norsk institutt for naturforskning.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2015. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Bringingen naturreservat i Vassfaret i 2014. S. 17-24 i Framstad, E. (red) *Terrestrisk naturovervåking i 2014: Markvegetasjon, smågnagere og fugl*. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1186. Norsk institutt for naturforskning.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Engan, G. 2016. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Urvatnet naturreservat i 2015 i Sør-Trøndelag. S. 31-47 i Framstad, E. (red) *Terrestrisk naturovervåking i 2015: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1279. Norsk institutt for naturforskning.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Engan, G. 2017. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Østmarka naturreservat i 2016. S. 36-48 i Framstad, E. (red.) 2017. *Terrestrisk naturovervåking i 2016: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1376. Norsk institutt for naturforskning.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Engan, G. & Røsberg, I. 2019a. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Gutulia nasjonalpark i 2017. S. 34-49 i Framstad, E. (red:) 2019: *Terrestrisk naturovervåking i 2017: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl*. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1608. Norsk institutt for naturforskning.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Daugstad, K., 2019b. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Paulen naturreservat i 2018. S. 80-95 i Framstad, E. (red.). 2019: *Terrestrisk naturovervåking i*

- 2018: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1692. Norsk institutt for naturforskning.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Daugstad, K. 2020a. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Grytdalen naturreservat. S. 31–47 i Framstad, E. (red). Terrestrisk naturovervåking i 2019: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1800. Norsk institutt for naturforskning.
- Økland, T., Aarrestad, P. A., Bakkestuen, V., Halvorsen, R. 2020b. Mengdeendringer for utvalgte plantearter 1988–2019. S. 48–54 i Terrestrisk naturovervåking i 2019: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1800. Norsk institutt for naturforskning.
- Østbye, E., Østbye, K. & Østbye, V. 2005. Smågnagere og spissmus i Skrimfjellområdet. Raval-sjøskogenes viltjournal, hefte 8, 2005.
- Aarrestad, P.A. & Bakkestuen, V. 2020. TOV feltmetodemanual. Overvåking av markvegetasjon i boreal bjørkeskog, oppdatert versjon 2020. Norsk institutt for naturforskning.
- 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. S. 17–29 i Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking i 2011: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 840. Norsk institutt for naturforskning.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Myklebost, H., Often, A. & Stabbetorp, O.E. 2013. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Møsvatn 2012. S. 17–26 i Framstad, E., red. Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 952. Norsk institutt for naturforskning,
- Aarrestad, P.A., Bjerke, J.W., Follestad, A., Jepsen, J.U., Nybø, S., Rusch, G.M., & Schartau, A.K. 2015. Naturtyper i klimatilpasningsarbeid. Effekter av klimaendringer og klimatilpasningsarbeid på naturmangfold og økosystemtjenester. NINA Rapport 1157. Norsk institutt for naturforskning.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Often, A., Stabbetorp, O. & Myklebost, H. 2016. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell. S. 22–31 i Framstad, E. (red.) 2016. Terrestrisk naturovervåking i 2015: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1279. Norsk institutt for naturforskning.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Töpfer, J.P., Chala, D., Often, A., Olsen, S.L., Myklebost, H.M. & Stabbetorp, O.E. 2017. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Lund og Åmotsdalen. S. 22–35 i Framstad, E. (red.) 2017. Terrestrisk naturovervåking i 2016: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1376. Norsk institutt for naturforskning.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Chipperfield, J., Jokerud, M., Løkken, J.O., Myklebost, H., Often, A. & Olsen, S.L. 2019. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia og Dividalen. S. 22–45 i Framstad, E. (red.) 2019. Terrestrisk naturovervåking i 2018: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1692. Norsk institutt for naturforskning.
- Aas, W., Solberg, S., Berg, T., Manø, S. & Yttri, K.E. 2006. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Atmosfærisk tilførsel, 2005. NILU OR 36/2006.
- Aas, W., Hjellbrekke, A., Hole, L.R. & Tørseth, K. 2008. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2002-2006. NILU OR 72/2008.
- Aas, W., Hjellbrekke, 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: 978-82-426-4750-4

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