

1877

NINA Rapport

## TOV etter 2020

Utvikling av TOV som økosystembasert overvåking

Erik Framstad, Vegar Bakkestuen, Rune Halvorsen, Per Gerhard Ihlen, Erlend B. Nilsen, Siri Lie Olsen, Bård Pedersen, Bård G. Stokke, Joachim Töpper og Tonje Økland



## **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.

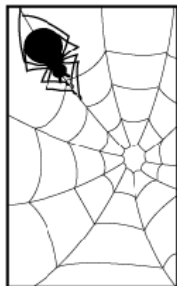
### **Annen publisering**

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.

# TOV etter 2020

Utvikling av TOV som økosystembasert overvåking

Erik Framstad, Vegar Bakkestuen, Rune Halvorsen, Per Gerhard Ihlen, Erlend B. Nilsen, Siri Lie Olsen, Bård Pedersen, Bård G. Stokke, Joachim Tøpper og Tonje Økland



**Program for terrestrisk naturovervåking**

Rapport nr 154

Finansiering: Miljødirektoratet

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

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.

Oslo, november 2020

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4649-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Jørgen Rosvold

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Kristin Thorsrud Teien (sign.)

OPPDRAUGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAUGSGIVERS REFERANSE

M-1809 | 2020

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Ole Einar Butli Hårstad

FORSIDEBILDE

NINA-forskere på vei for å måle endringer i naturen i Børgefjell

2020 © Siri Lie Olsen, NINA

NØKKEWORD

Overvåking, terrestriske økosystemer, vegetasjon, epifytter, fauna, modeller, integrasjon, adaptiv

KEY WORDS

Monitoring, terrestrial ecosystems, vegetation, epiphytes, fauna, models, integration, adaptive

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](http://www.nina.no)

## Sammendrag

Framstad, E., Bakkestuen, V., Halvorsen, R., Ihlen, P.G., Nilsen, E.B., Olsen, S.L., Pedersen, B., Stokke, B.G., Töpper, J. & Økland, T. 2020. TOV etter 2020. Utvikling av TOV som økosystembasert overvåking. NINA Rapport 1877. Norsk institutt for naturforskning.

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) ble etablert i 1990 for å overvåke utviklingen av markvegetasjon, epifytter og fauna i vanlige økosystemer i skog og lavereliggende fjell. Formålet er å undersøke påvirkningen fra langtransportert forurensing, klimaendringer og ev. andre faktorer. TOVs ambisjon er å påvise og belyse ev. årsaker til viktige endringer på økosystemene. Dette kan trolig best lykkes ved å videreutvikle TOV som integrert og økosystembasert overvåking. Denne rapporten drøfter hvordan TOV dekker gradienter i sentrale påvirkninger, viktige økosystemkomponenter og ulike variabler for disse komponentene, samt hvordan disse elementene ev. bør justeres eller suppleres for å gjøre TOV mer økosystembasert.

TOV dekker i dag overvåking av markvegetasjon, epifytter og fauna i seks områder i bjørkeskog pluss Solhomfjell (med barskog), så vel som markvegetasjon i åtte områder i granskog. Det anbefales å videreføre overvåkingen i både bjørkeskog og granskog.

De viktigste ytre påvirkningene på TOV-områdene er klimaendringer og langtransportert forurensing. TOV-områdene dekker det meste av aktuelle gradienter for slik påvirkning, men mangler dekning for de mest oseaniske høyereliggende bjørkeskogene. Det anbefales derfor å supplere dagens TOV-områder med et nytt område i sterkt oseanisk og nordboreal klimaregion. I tillegg bør det plasseres enkelte prøvefelt/transekter høyere i lavalpin sone i nordboreale bjørkeskogsområder for å utvide dekningen av lokale klimagrader.

Den konseptuelle modellen for TOV tar utgangspunkt i næringsnettet som forbinder de viktigste økosystemkomponentene. Dette omfatter planter som primærprodusenter, nedbrytere, planteetere og predatorer på ulike trofiske nivåer. Dagens TOV i bjørkeskog og Solhomfjell dekker ulike grupper innen disse kategoriene, unntatt nedbrytere, mens overvåkingen i granskog nå omfatter markvegetasjonen. For å sikre bedre forståelse av endringer i komponentene i TOV, forbindelsene mellom dem og ev. årsaker til endringer, er det behov for å supplere overvåkingen med flere komponenter og nye variabler. TOV bruker modellerte klimadata fra MET og lokale temperaturloggere, men disse bør suppleres med lokale målinger av nedbør og snødybde. Tre- og busksjiktet har stor innflytelse på de fleste andre komponenter i økosystemet, og det er behov for bedre data for horisontal og vertikal struktur for trær og busker på skalaer tilpasset de ulike komponentene. Jordsmonnet er helt sentralt for plantenes vekst, og dagens jordkjemiske analyser i bjørkeskog bør suppleres med tilsvarende analyser i granskog, samt måling av nedbrytingshastighet ved standard strøprøver. For å knytte plantene bedre til planteeternes bestandsvariasjoner, bør dagens registrering av plantearter mengde suppleres med mål på deres biomasse og beitekvalitet. I bjørkeskogsområdene registreres mengde av smågnagere, bjørkemålere og hønsefugl. Dette bør suppleres med mål på aktiviteten til viktige beitedyr som ville hjortedyr og husdyr. Aktiviteten til beitedyr bør også registreres for granskogsområdene. Det er dessuten behov for en bedre dekning av viktige predatorer som røyskatt, snømus, rødrev, mår og kråkefugler, i tillegg til dagens overvåking av ungeproduksjonen av kongeørn. Vi anbefaler bredt anlagt overvåking inkludert fauna i bjørkeskogsområdene og Solhomfjell, mens overvåkingen i øvrige granskogsområder avgrenses til markvegetasjonen og komponenter av direkte betydning for denne. Overvåking av markvegetasjonen i granskogsområdene bør imidlertid foregå hvert femte år, som for bjørkeskogsområdene.

TOVs data representerer en stor verdi som noen av de lengste tidsseriene for viktige komponenter i terrestriske økosystemer i Norge. For å øke nytteverdien av TOV anbefaler vi også at det utvikles flere indikatorer basert på TOV i Naturindeksen og Fagsystemet for økologisk tilstand. Dessuten bør det utvikles og settes i verk en forskningsplan for å utvikle og teste metoder og utnytte TOVs resultater best mulig, en forbedret dataforvaltningsplan for å sikre og tilgjenge-

liggjøre TOVs data, og en formidlingsplan for å sikre at TOVs resultater blir tilgjengelige og nyttige for aktuelle brukere.

Erik Framstad ([erik.framstad@nina.no](mailto:erik.framstad@nina.no)), Vegar Bakkestuen ([vegar.bakkestuen@nina.no](mailto:vegar.bakkestuen@nina.no)) og Siri Lie Olsen ([siri.lie.olsen@nina.no](mailto:siri.lie.olsen@nina.no)), NINA, Sognsveien 68, 0855 Oslo

Erlend B. Nilsen ([erlend.nilsen@nina.no](mailto:erlend.nilsen@nina.no)), Bård Pedersen ([bard.pedersen@nina.no](mailto:bard.pedersen@nina.no)) og Bård G. Stokke ([bard.stokke@nina.no](mailto:bard.stokke@nina.no)), NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Joachim Tøpper ([joachim.topper@nina.no](mailto:joachim.topper@nina.no)), NINA, Thormøhlens gate 55, 5006 Bergen

Rune Halvorsen ([rune.halvorsen@nina.no](mailto:rune.halvorsen@nina.no)), Naturhistorisk museum, Universitet i Oslo, Postboks 1172 Blindern, 0318 Oslo

Per Gerhard Ihlen ([per.ihlen@asplanviak.no](mailto:per.ihlen@asplanviak.no)), Asplan Viak AS, Postboks 2304 Solheimsviken, 5824 Bergen

Tonje Økland ([tonje.okland@nibio.no](mailto:tonje.okland@nibio.no)), NIBIO, Postboks 115, 1431 Ås

## Abstract

Framstad, E., Bakkestuen, V., Halvorsen, R., Ihlen, P.G., Nilsen, E.B., Olsen, S.L., Pedersen, B., Stokke, B.G., Töpper, J. & Økland, T. 2020. TOV after 2020. Development of TOV as ecosystem-based monitoring. NINA Report 1877. Norwegian Institute for Nature Research.

The Terrestrial Ecosystems Monitoring Program (TOV) was established in 1990 to monitor the development of terrestrial vegetation, epiphytes and fauna in common ecosystems in forests and the low alpine zone. The purpose is to investigate the impact of long-range pollution, climate change and various other factors. TOV's ambition is to detect any significant changes in ecosystems and indicate their possible causes. To improve our ability to detect and understand changes, we propose to develop TOV further towards integrated and ecosystem-based monitoring. This report discusses how TOV covers gradients in key impact factors, important ecosystem components and various variables for these components, as well as how these elements may be adjusted or supplemented to make TOV more ecosystem-based.

TOV currently covers monitoring of ground vegetation, epiphytes and fauna in six sites in birch forest plus Solhomfjell (with coniferous forest), as well as ground vegetation in eight sites in spruce forest. It is recommended to continue the monitoring in both birch forests and spruce forests.

The most important external impacts on the TOV sites are climate change and long-range pollution. The TOV sites cover most of the relevant gradients for such factors, but lack coverage for the most oceanic birch forests at higher elevation. It is therefore recommended to supplement the current TOV sites with a new site in the strongly oceanic and north boreal climate region. Some additional sampling plots should be placed at higher elevation in the alpine zone of the birch forest sites, to expand the coverage of local climate gradients.

The conceptual model for TOV is based on the trophic network that connects the most important ecosystem components. This includes plants as primary producers, decomposers, herbivores, and predators at different trophic levels. TOV in birch forests and Solhomfjell covers various groups within these categories, except decomposers, while monitoring in spruce forests now covers the ground vegetation. To ensure a better understanding of changes in the components of TOV, the connections between them and possible reasons for changes, there is a need to supplement the monitoring with more components and some new variables. TOV has modelled climate data available from MET and local temperature loggers, but these should be supplemented with local measurements of precipitation and snow depth. The tree and shrub layers have a great influence on most other components in the ecosystem, and there is a need for better data for horizontal and vertical structure for trees and shrubs on scales relevant for the various components. The soil is central to the plants' growth, and current soil chemical analyses in birch forests should be supplemented with similar analyses in spruce forests, as well as measuring the rate of decomposition with standard litter bags. In order to better link the plants to the herbivores, the current registration of plant species composition and amounts should be supplemented with measures of their biomass and grazing quality. In the birch forest areas, the amount of small rodents, geometrid moths and grouse is recorded. This should be supplemented with measures of the activity of important grazers such as wild cervids and domestic livestock. Activity of mammalian herbivores should also be monitored in the spruce forest sites. There is a need for better coverage of important predators such as stoats, weasels, red foxes, martens and corvids, in addition to the current monitoring of juvenile production of golden eagles. In the birch forest areas and Solhomfjell, we recommend continued broad-based monitoring including fauna, while the monitoring in other spruce forest areas should be limited to the ground vegetation and components of direct importance for this. Monitoring in spruce forest sites should be performed every five years, as in the birch forest sites.

TOV's data represent great value, since they represent some of the longest running time series for important components in terrestrial ecosystems in Norway. To increase the usefulness of

TOV, we also recommend that more indicators based on TOV be developed for the Nature Index and the System for Assessing Ecological Conditions. In addition, three plans should be developed and implemented: a research plan to develop and test methods and make the best possible use of TOV's results, an improved data management plan to secure and make available TOV's data, and a dissemination plan to ensure that TOV's results are available and useful to relevant users.

Erik Framstad ([erik.framstad@nina.no](mailto:erik.framstad@nina.no)), Vegar Bakkestuen ([vegar.bakkestuen@nina.no](mailto:vegar.bakkestuen@nina.no)) and Siri Lie Olsen ([siri.lie.olsen@nina.no](mailto:siri.lie.olsen@nina.no)), NINA, Sognsveien 68, NO-0855 Oslo

Erlend B. Nilsen ([erlend.nilsen@nina.no](mailto:erlend.nilsen@nina.no)), Bård Pedersen ([bard.pedersen@nina.no](mailto:bard.pedersen@nina.no)) and Bård G. Stokke ([bard.stokke@nina.no](mailto:bard.stokke@nina.no)), NINA, PO Box 5685 Torgarden, NO-7485 Trondheim

Joachim Tøpper ([joachim.topper@nina.no](mailto:joachim.topper@nina.no)), NINA, Thormøhlens gate 55, NO-5006 Bergen

Rune Halvorsen ([rune.halvorsen@nina.no](mailto:rune.halvorsen@nina.no)), Naturhistorisk museum, Universitet i Oslo, PO Box 1172 Blindern, NO-0318 Oslo

Per Gerhard Ihlen ([per.ihlen@asplanviak.no](mailto:per.ihlen@asplanviak.no)), Asplan Viak AS, PO Box 2304 Solheimsviken, NO-5824 Bergen

Tonje Økland ([tonje.okland@nibio.no](mailto:tonje.okland@nibio.no)), NIBIO, PO Box 115, NO-1431 Ås



# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>5</b>
<b>Forord</b> .....	<b>9</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>10</b>
1.1 Etablering og utvikling av TOV .....	10
1.2 Økosystembasert og adaptiv overvåking .....	12
1.3 Rammer for videreutviklingen av TOV .....	14
1.4 Rapportens målsetting .....	17
<b>2 TOV-områdene og dekning av påvirkningsgradienter</b> .....	<b>18</b>
2.1 Dagens TOV-områder .....	18
2.1.1 TOV-områdene med overvåking av markvegetasjon, epifytter og fauna .....	18
2.1.2 TOV-områdene med overvåking av markvegetasjon i granskog .....	20
2.2 TOV-områdene og viktige påvirkninger .....	22
<b>3 Overordnet konseptuell modell for TOV</b> .....	<b>29</b>
3.1 Naturgitte og menneskeskapte påvirkninger .....	30
3.1.1 Naturgitte forstyrrelser .....	30
3.1.2 Menneskeskapte påvirkninger .....	32
3.2 Sentrale økosystemkomponenter og interaksjoner .....	34
3.3 Overvåkingsvariabler og datagrunnlag for sentrale økosystemkomponenter.....	38
<b>4 Konseptuelle modeller for sentrale komponenter i dagens TOV</b> .....	<b>48</b>
4.1 Markvegetasjon i bjørkeskog .....	48
4.2 Markvegetasjon i granskog .....	53
4.3 Epifytter.....	59
4.4 Bjørkemålere.....	66
4.5 Smågnagere .....	70
4.6 Spurvefugl.....	75
4.7 Hønsfugl.....	81
4.8 Kongeørn .....	85
<b>5 Nye økosystemkomponenter som bør inkluderes</b> .....	<b>91</b>
5.1 Registrering av lokal nedbør og snødybde.....	91
5.2 Dekning, høyde og andre variabler for trær og busker.....	92
5.3 Vegetasjonens fenologi, biomasse, primærproduksjon.....	92
5.4 Mengde og kvalitet av næringsplanter .....	93
5.5 Nedbrytingshastighet .....	94
5.6 Forekomst og mengde av insekter .....	95
5.7 Forekomst av hjortedyr og bufe.....	96
5.8 Forekomst av røyskatt og snømus .....	96
5.9 Forekomst av mellomstore predatorer (rødrev, mår etc.).....	97
<b>6 TOVs bidrag til miljøforvaltningens behov</b> .....	<b>99</b>
<b>7 Forskningsplan for TOV</b> .....	<b>105</b>
<b>8 Dataforvaltningsplan for TOV</b> .....	<b>107</b>
<b>9 Formidlingsplan for TOV</b> .....	<b>109</b>

<b>10 Anbefalinger for TOV etter 2020 .....</b>	<b>110</b>
<b>11 Referanser .....</b>	<b>113</b>
<b>Vedlegg 1 NINAs prosjektbeskrivelse for videreutvikling av TOV etter 2020.....</b>	<b>132</b>
<b>Vedlegg 2 Ulike komponenters følsomhet for menneskeskapt påvirkning .....</b>	<b>134</b>
<b>Vedlegg 3 Vitenskapelige publikasjoner der resultater fra TOV inngår.....</b>	<b>136</b>

## Forord

Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) ble etablert i 1990 med overvåking av markvegetasjon, epifytter og fauna i seks områder i høyereliggende bjørkeskog fra sørvest til nord, samt et område med barskog i Solhomfjell. Fra 2005 inkluderer TOV også overvåking av markvegetasjonen i åtte områder i granskog, etablert i 1988 av NIJOS (nå del av NIBIO). TOV har fra begynnelsen hatt ambisjon om å dekke viktige komponenter i vanlige terrestriske økosystemer (skog og lavalpine fjell) og har opparbeidet noen av de lengste tidsseriene for slike komponenter i terrestriske økosystemer i Norge. Gjennom overvåkingsperioden er TOV noe justert for bedre å fange opp effekter av klimaendringer og for i større grad å se de ulike overvåkingskomponentene i sammenheng.

Som del av oppfølgingen av evalueringen av TOV i 2010 har det vært ønskelig å videreutvikle TOV til et fullverdig økosystembasert overvåkingsprogram. En slik økosystembasert tilnærming vil gi bedre muligheter for å forstå økosystemets dynamikk og hva som kan være årsaker til observerte endringer. I 2019 ga Miljødirektoratet NINA i oppdrag å koordinere arbeidet med å utrede hvordan TOV kunne utvikles mot et slikt økosystembasert overvåkingsprogram. Dette arbeidet har bestått av tre bredt anlagte seminarer med deltakelse fra forskere i og utenfor NINA, både aktive deltakere i TOV og andre som har relevant kompetanse på temaene som ble drøftet.

Med utgangspunkt i gjennomgangen av de ulike temaene fra disse seminarene har en forfattergruppe produsert denne rapporten. Her har Erik Framstad (NINA) koordinert arbeidet og hatt hovedansvaret for kapitlene 1-3, 4.5, 5-10, med bidrag fra øvrige medforfattere. For de øvrige kapitlene har hovedansvarlige vært: Siri Lie Olsen, Vegar Bakkestuen og Joachim Töpfer (alle NINA) for markvegetasjonen i bjørkeskog (kap. 4.1), Tonje Økland (NIBIO) og Rune Halvorsen (NHM-UiO) for markvegetasjonen i granskog (kap. 4.2), Bård Pedersen (NINA) og Per Ihlen (nå Asplan Viak) for epifytter på bjørkestammer (kap. 4.3), Siri Lie Olsen for bjørkemålere (kap. 4.4), Bård G. Stokke (NINA) for spurvefugler (kap. 4.6) og kongeørn (kap. 4.8), og Erlend B. Nilsen (NINA) for hønsefugler (kap. 4.7). Flere andre TOV-deltakere i NINA har også bidratt til ulike kapitler: Joseph Chipperfield og Odd Egil Stabbetorp (kap. 4.1), Inga Elise Bruteig, Marianne Evju, Magni Olsen Kyrkjeeide og Heidi Myklebost (kap. 4.3), Nina E. Eide (kap. 4.5 og flere), og John Atle Kålås (kap. 1-3, 4.4, 4.6). I tillegg til disse har en lang rekke personer bidratt til TOVs utvikling ved feltarbeid, innspill på TOV-seminarer og bidrag til tidligere rapporter.

Kontaktperson i Miljødirektoratet har vært Ole Einar Butli Hårstad.

Oslo, november 2020

Erik Framstad  
(prosjektleder)

# 1 Innledning

## 1.1 Etablering og utvikling av TOV

Direktoratet for naturforvaltning (DN, nå Miljødirektoratet) startet i 1990 Program for terrestrisk naturovervåking (TOV). Grunnlaget for TOV var en utredning om hvordan terrestrisk naturovervåking i Norge burde legges opp (Løbersli 1989). Den generelle målsettingen for slik overvåking var å gi grunnlag for å bedømme eventuelle langsiktige forandringer i naturen, ved å fastslå den aktuelle situasjonen og påvise endringer over tid. Overvåkingen skulle følge langtids- og stor-skala miljøforandringer og innrettes primært mot forandringer som betraktes som antropogene og potensielt skadelige. I utgangspunktet skulle overvåkingen omfatte både forurensingsovervåking og naturvernorientert overvåking av arter og biotoper, men overvåking av tilførsler og effekter av langtransporterte forurensinger ble prioritert i første omgang.

Formålet med TOV ble mer eksplisitt formulert i en oppsummering av TOVs resultater etter de første fem årene (DN 1997):

*«Programmet er retta mot mulige effekter på flora og fauna av langtransporterte luftforurensninger (svovel, nitrogen, metaller, organiske miljøgifter og radioaktivitet) i representativ norsk natur. Den biologiske overvåkinga har også som mål å avsløre virkninger av forurensninger som man i dag ikke kjenner til eller veit er skadelige.»*

*Programmet har som mål å*

- *gi grunnlag for bedømming av langsiktige endringer i naturen*
- *påvise utviklingstendenser over tid, i tillegg til å avsløre geografiske forskjeller*
- *på et tidlig tidspunkt oppdage eventuelle virkninger av langtransporterte luftforurensninger i terrestriske økosystemer i Norge*
- *skille menneskeskapte endringer fra naturlige variasjoner*

*Resultater fra programmet skal videre gi grunnlag for:*

- *vurdering av naturens sunnhetstilstand*
- *vurdering av naturens tålegrenser*
- *klarlegge årsak-virkning sammenhenger*
- *administrative avgjørelser (mottiltak, utslippsavtaler m.m.)*
- *sammenligning med lokalt forurensa områder»*

I perioden 1990–1993 ble overvåking i regi av TOV etablert i sju områder, geografisk spredt fra sørvest til nord i Norge og i hovedsak med plassering i fjellbjørkeskog i vernet områder. Ut fra et økosystemperspektiv ble det i disse områdene lagt opp til integrerte studier av nedbør, jord, jordvann, 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 kartlegginger av organiske miljøgifter i rovfuglegg, tungmetaller i hønsfugl og forekomst av lav, moser og alger på trær. Opprinnelig ble også overvåking av langtransporterte tilførsler av forurensing og effekter av dette på kjemien i jordvann inkludert i TOV, men disse aktivitetene ble midt på 1990-tallet faset ut av TOV og overført til andre programmer.

Motivasjonen for programmet ble i 2001 dreiet mot å fange opp effekter av endringer i et bredere spekter av naturlige og menneskeskapte påvirkningsfaktorer på biologisk mangfold (Framstad & Kålås 2001). 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 raske endringer i 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 ulike typer arealbruk på biologisk mangfold.

I 1988 etablerte Norsk institutt for jord- og skogkartlegging (nå del av Norsk institutt for bioøkonomi, NIBIO) vegetasjonsovervåking i granskog (se oversikt over områdene i kapittel 2.1). Siden 2001 er resultatene fra denne vegetasjonsovervåkingen og fra TOVs vegetasjonsovervåking i bjørkeskog (pluss 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 nå ni områder i granskog (inkl. Solhomfjell), i tillegg til de seks områdene i bjørkeskog. En populasjonsbiologisk undersøkelse av etasjemose med årlige registreringer i Solhomfjell og seks av overvåkingsområdene i granskog ble startet opp i 1990. Også denne undersøkelsen har de siste ca. 20 årene vært inkludert i TOV.

Høsten 2010 ble TOV evaluert (Ims mfl. 2010). Evalueringen anbefalte en betydelig reorientering av TOV:

- Formulere en konseptuell modell for økosystemet for å utlede forventete prosessrelasjoner mellom ulike økosystemkomponenter og tilhørende påvirkningsfaktorer.
- Fokuserer på klimaendringer som den viktigste påvirkningsfaktoren, med beitedyr som et relevant forvaltningsaspekt.
- Omprioritere ressursbruk ved å intensivere og spisse innsatsen på markvegetasjon, smågnagere, spurvefugl og hønsefugl, redusere innsatsen på rovfugl, kanalisere miljøgiftovervåking til annet program, utfase epifyttovervåkingen, og etablere ny overvåking av skogstruktur, herbivorer (ville/tamme beitedyr og bjørkeskogsmålere), andre rovdyr og klimarelaterte parametere.
- Justere, utvide og omprioritere overvåkingsdesign i lys av utledningene fra den konseptuelle modellen. Dette inkluderer romlig utvidelse for å inkludere skarpere klimagradienter, økt frekvens av målinger for å samsvare bedre med frekvens hos påvirkningsfaktorer og prosessrelasjoner, prioritere sensitive arter og prosessparametere i samsvar med konseptuell modell, og inkludere eksperimentelle protokoller og nye teknologier.
- Spesifisere effektive, modellbaserte analysesystemer som gjør det mulig å evaluere målefeil og presisjon i estimering av prosess- og påvirkningsrelasjoner, samt gjøre løpende vurderinger av programmets resultater i forhold til målsettingene og innføring av en adaptiv protokoll.
- Bedre rapportering og relasjon til brukere ved økt internasjonal publisering som redskap for kvalitetssikring og insentiv for internasjonalt samarbeid, og ved korte, synteseorienterte rapporter basert på effektive statistiske analyse, samt datalagring i brukervennlig format i henhold til klart uttrykt policy for datatilgang som stimulerer til samarbeid.
- Styrke ledelse og organisasjon ved å opprette et eksternt programstyre.
- Gi tydeligere signaler om muligheter for måloppnåelse under ulike ressursscenarier for å klargjøre behov for mer ressurser for å fylle nåværende og framtidig mandat.

Evalueringens anbefalinger ble gjennomgått og diskutert første gang i en TOV-workshop våren 2011. De mest aktuelle anbefalingene er delvis fulgt opp gjennom justeringer og suppleringer av overvåkingsaktivitetene, blant annet ved et eget delprosjekt for overvåking av mengden bjørkemålere, justering av lokale prøveflater for å fange opp mer av potensielle lokale klimagradienter, utsetting av klimaloggere i prøveflater, justering av feltprotokoller med mer. Avsatte ressurser til overvåkingsaktivitetene har imidlertid begrenset mulighetene for å ta opp nye omfattende aktiviteter eller å utvide de pågående aktivitetene vesentlig, slik det hadde vært ønskelig.

De begrensede årlige bevilgningene til TOV har ikke gitt rom for en så grundig prosess for videreutvikling av TOV som evalueringen anbefalte. I NINAs kontrakt med Miljødirektoratet for TOV i 2019-2020 er det imidlertid satt av ressurser til å gjennomføre en mer omfattende og detaljert prosess for å videreutvikle TOV mot mer økosystembasert og integrert overvåking i lys av anbefalingene fra evalueringen i 2010 (jf. **vedlegg 1**). Høsten og vinteren 2019/2020 er det avholdt tre seminarer med deltakelse fra TOVs forskere og eksterne eksperter. Resultatene fra diskusjonene i disse seminarene er oppsummert i egne notater og utgjør, sammen med presenta-

sjonene fra seminarene og andre innspill fra deltakerne, grunnlaget for denne rapporten som drøfter hvordan TOV bør videreutvikles etter 2020.

Siden oppstart av TOV i 1990 (1988 for markvegetasjon i granskog) har overvåkingen gitt resultater for et bredt spekter av økosystemkomponenter. Disse resultatene representerer tidsserier som nå strekker seg over tilnærmet 30 år og sammenfaller med neste normalperiode i meteorologien (1991-2020). Disse lange tidsseriene gir et verdifullt bilde av utviklingen i de aktuelle økosystemene i en periode preget av betydelige endringer i klimaforhold og langtransporterte forurensinger. Det er følgelig viktig å sikre at slike etablerte tidsserier kan integreres og harmoniseres med ev. endringer i eller suppleringer av overvåkingsprogrammet i framtida.

## 1.2 Økosystembasert og adaptiv overvåking

Økosystembasert overvåking har som mål å følge utviklingen av viktige egenskaper og funksjoner i et økosystem, ikke bare utviklingen for enkelte komponenter som enkeltarters bestandsutvikling. Et slik økosystemperspektiv innebærer å bruke beste tilgjengelige kunnskap om hvordan økosystemet er strukturert, hva som utgjør de viktigste funksjonelle komponentene og prosessene, og hva som er de viktigste faktorene (påvirkningene) som endrer systemet over tid. Dette er en nødvendig forutsetning for å kunne velge overvåkingsvariabler som kan vise hvordan viktige egenskaper ved økosystemet eventuelt endrer seg. I arbeidet med utviklingen av et klima-økologisk observatorium for arktisk tundra (COAT) har Rolf Ims og medarbeidere utdypet og formalisert hvordan økosystembasert overvåking kan legges opp for arktisk tundra (Ims mfl. 2013a, Ims & Yoccoz 2017). Her skisserer vi hva økosystembasert overvåking vil innebære av vurderinger for økosystemene som dekkes av TOV.

### Forstå økosystemets struktur og dynamikk

Å beskrive hvordan økosystemet er strukturert og hva som påvirker det, gjøres best i form av en konseptuell modell som omfatter de viktigste komponentene og prosessene i økosystemet, så vel som de viktigste påvirkningsfaktorene. En konseptuell modell krever at vi gjør eksplisitte vurderinger av hva som er de viktige egenskapene ved økosystemet. Den krever også at vi avgrensar hva som hører til i økosystemet og hva som er utenfor.

En konseptuell modell for økosystemet bør ikke bare være en deskriptiv modell, men bør være forankret i økologisk teori og empirisk dokumenterte effekter. Dette bør omfatte hvordan ulike økosystemkomponenter svarer på ytre påvirkninger eller forstyrrelser, bl.a. retning, størrelse og form på endringer i økosystemkomponenter ved ulike grader av påvirkning (dose-respons-forhold, jf. Lyche Solheim mfl. 2008). Dette bør også omfatte forståelsen av dynamikken i økosystemet, dvs. om denne i hovedsak er regulert gjennom ressurstilgangen (bottom-up; White 2013), ved direkte eller indirekte kaskade-effekter på underliggende trofiske nivåer (top-down; Terborgh 2015, Ripple mfl. 2016), eller hvordan slike forhold varierer med økosystemenes produktivitet, heterogenitet eller naturgitte forstyrrelsesregimer (Oksanen mfl. 1981, Hunter & Price 1992, Pace mfl. 1999). Fra den konseptuelle modellen bør man kunne utlede eksplisitte, helst testbare hypoteser om hvordan ulike deler av økosystemet vil svare på endringer i de viktigste påvirkningsfaktorene og hvordan endringer for enkelte komponenter vil påvirke andre deler av økosystemet.

Et tidlig valg i utviklingen av TOV var å fokusere på arter, artssamfunn og trofiske interaksjoner i økosystemet, ikke biogeokjemiske kretsløp som sådan (unntatt der deler av slike inngår som viktige påvirkningsfaktorer). Dette reflekterte et ønske om at TOV skulle kunne fange opp effekter på arter og artssamfunn, ikke primært på biogeokjemiske prosesser som dels var dekket av annen overvåking. Dermed vil en konseptuell modell for økosystemene i TOV spesifisere hvilke arter, artsgrupper eller funksjonelle grupper, og interaksjonene mellom dem, som vi anser som viktige for økosystemets egenskaper. I tillegg kommer de påvirkningsfaktorene som vi mener er særlig viktige for disse artene og interaksjonene.

Viktige påvirkningsfaktorer kan omfatte både naturgitte og menneskeskapt påvirkninger, de kan variere i grad av påvirkning i tid og rom, og ulike påvirkninger kan virke sammen ved å forsterke eller svekke den samlede effekten på de ulike delene av økosystemet. Naturgitte påvirkninger i norske terrestriske økosystemer er særlig knyttet til forstyrrelseseffekter av værforhold (flom, tørke, snøras, brann, stormfelling) og/eller terreng og løsmasser (ras, skred), så vel som forstyrrelser knyttet til gjentatte masseforekomster av særlig insekter og smågnagere. Menneskeskapt påvirkninger omfatter generelt ulike former for arealbruk og inngrep, klimaendringer, forurensinger, høsting og etterstrebelse av arter, samt etablering av fremmede arter. I de aktuelle økosystemene i TOV er det særlig relevant å vurdere klimaendringer i form av endringer i temperatur, vekstsesongens varighet, snødybde, snødekkets varighet og egenskaper, samt mengde og antall dager med nedbør. Dessuten kan forurensinger i form av forsurening eller eutrofiering endre vegetasjonens struktur og sammensetning, mens miljøgifter særlig kan påvirke arter på høyere trofiske nivåer. Både tidligere (skogbruk, beitebruk) og pågående arealbruk (beitebruk) er generelt viktige påvirkninger, selv om inngrep og raske arealbruksendringer er lite aktuelle i TOV-områdene (jf. kap. 2). Høsting og annen regulering av ville dyrebestander kan ha både direkte og indirekte effekter på økosystemkomponenter i TOV-områdene.

### Prioritere komponenter for overvåking

En konseptuell modell er en forenklet sammenfatning av vår forståelse av økosystemet. Den kan i utgangspunktet likevel ha med flere elementer enn det som er praktisk mulig å overvåke. I modellen må vi derfor prioritere de mest kritiske komponentene for å beskrive og forstå endringer i økosystemet. I tillegg bør de prioriterte delene av modellen være praktisk mulige å overvåke og kunne gi relevante og forståelige resultater.

### Utvikle design og tilpasse analysemetoder

Ut fra de prioriterte elementene i den konseptuelle modellen må det utvikles et hensiktsmessig overvåkingsdesign med indikatorer og analysemetoder som kan gjøre det mulig å konkludere om hypotesene holder eller må forkastes. Et slikt overvåkingsdesign omfatter:

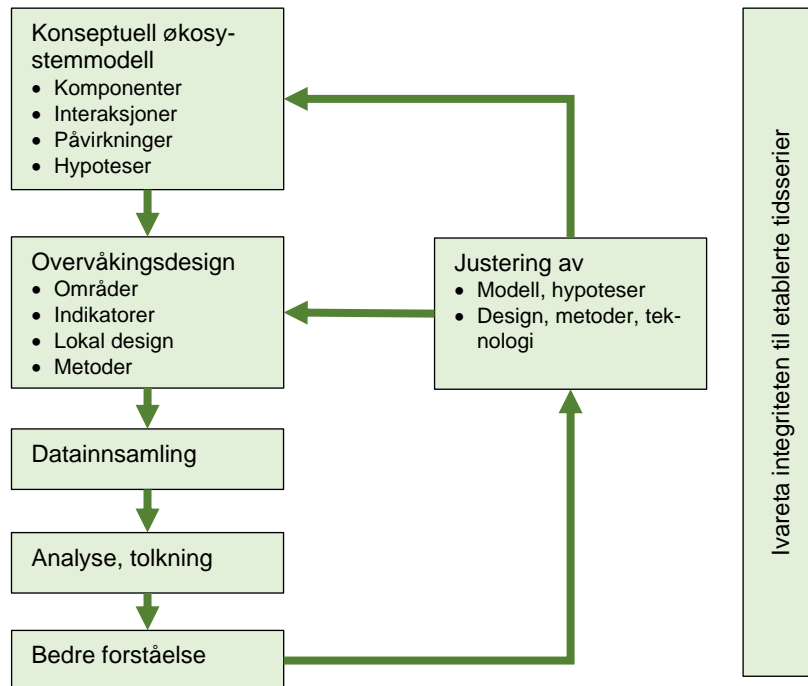
- Plassering av overvåkingsområder innenfor tilgjengelig og ønsket variasjon i naturforhold og påvirkningsfaktorer.
- Valg av variabler for de ulike overvåkingsindikatorer.
- Design for innsamling av data innenfor de enkelte områdene: romlig fordeling innen området, frekvens for datainnsamling og metoder for datainnsamling/feltprotokoll.
- Statistiske modeller og analysemetoder.

### Adaptiv overvåking

Godt designet økosystembasert overvåking vil gi innsikt i økosystemet som vil forbedre forståelsen av systemet og effektene av påvirkningsfaktorer. Slik innsikt bør utnyttes til å forbedre overvåkingen i en prosess kalt adaptiv overvåking (**figur 1.1**; Lindenmayer & Likens 2010). En bedre forståelse av systemet kan gi bedre modeller, mer relevante indikatorer og/eller forbedret overvåkingsdesign eller metoder. Forbedringsprosessen kan så gjentas gjennom nye omløp.

Ved justering av modellen, design og metoder er det viktig å ta hensyn til hvordan etablerte lange dataserier kan ivaretas og samordnes med ny eller justert datainnsamling. Slike lange dataserier representerer verdifull innsikt om tidligere og pågående endringer som det er viktig å kunne nyttiggjøre seg også i framtidig overvåking. For sentrale komponenter bør derfor noen grunnleggende overvåkingsvariabler og indikatorer fortsatt måles.

I tillegg til en stadig forbedring av overvåkingsopplegget vil den konseptuelle modellen og avledete hypoteser også være et viktig grunnlag for å utvikle eksperimenter for å teste utvalgte hypoteser mer eksplisitt enn det som er mulig gjennom tradisjonell overvåking. Slike avgrensede studier er viktige for å øke forståelsen av hvordan økosystemet fungerer, og resultatene vil kunne inngå i den adaptive overvåkingen ved å bidra til forbedring av den konseptuelle modellen, design og metoder.



**Figur 1.1** Rammeverk for adaptiv overvåking (tilpasset fra Lindenmayer & Likens 2010, Ims & Yoccoz 2017).

### 1.3 Rammer for videreutviklingen av TOV

Videreutvikling av TOV som økosystembasert overvåking reiser en rekke spørsmål:

- Hva er overvåkingsens overordnede formål?
- Hva slags økosystem(er) skal stå i fokus – og hvorfor?
- Hvilke påvirkningsfaktorer (drivere) er de viktigste for disse økosystemene?
- Hvordan bør overvåkingsområder og lokaliteter for datainnsamling innen områder plasseres for å gi best mulighet til å studere effektene av de viktigste påvirkningsfaktorene?
- Hvilke økosystemkomponenter, prosesser og sammenhenger er de viktigste for
  - å forstå økosystemets dynamikk?
  - å belyse effektene av påvirkningsfaktorer?
  - å belyse utviklingen for naturmangfoldet?
  - å belyse utviklingen for økosystemfunksjoner og økosystemtjenester?
- Hvordan skal egenskaper ved økosystemkomponenter og prosesser representeres og måles for å gi best mulig innsikt om utviklingen av komponentene og sammenhengen mellom dem?

I tillegg må andre viktige forhold vurderes:

- Det er viktig at overvåkingen legges opp slik at resultatene kan gi vesentlige bidrag til miljøforvaltningens behov, knyttet til Naturindeksen, Fagsystemet for økologisk tilstand og annen nasjonal og internasjonal rapportering.
- For å formulere en god konseptuell modell og utvikle et godt overvåkingsopplegg for de sentrale komponentene i økosystemet, må kunnskapsgrunnlaget være tilstrekkelig.
- Overvåkingsopplegget man kommer fram til, må være praktisk gjennomførbart, med realistisk ressursbruk.



Noen av de overordnede føringene er kort diskutert nedenfor. De fleste spørsmålene gjennomgås mer detaljert i etterfølgende kapitler.

### **TOV-områdenes formål**

TOVs formål er å kunne fange opp endringer i vanlig norsk natur på land og å kunne belyse mulige årsaker til ev. observerte endringer. Den grunnleggende modellen for TOV var opprinnelig tenkt som en kombinasjon av landsdekkende, mer eller mindre arealrepresentativ ekstensiv overvåking av noen få overvåkingsindikatorer, og intensiv integrert overvåking av et bredere spekter av overvåkingsindikatorer i utvalgte områder (Løbersli 1989). Denne modellen er for så vidt videreført, men det meste av innsatsen har vært rettet mot overvåkingen i TOV-områdene.

Hovedformålet med intensiv integrert overvåking av flere økosystemkomponenter i noen utvalgte områder har dels vært å få dypere innsikt i hvordan hver av disse økosystemkomponentene endrer seg over tid ved mer detaljerte undersøkelser enn det vil være mulig å gjennomføre for et stort antall lokaliteter i ekstensiv overvåking. Dessuten er det viktig å få innsikt i hvordan de ulike økosystemkomponentene samvarierer og ev. påvirker hverandre. Slik etablert innsikt fra intensiv overvåking i TOV-områdene kan da bidra til å forklare observerte endringer i indikatorer brukt i ekstensiv overvåking og hva slike endringer kan bety for andre økosystemkomponenter. Resultater fra den ekstensive overvåkingen vil på sin side kunne si noe om i hvilken grad endringer i TOV-områdene representerer generelle trender eller er spesifikke for de enkelte TOV-områdene.

Som nevnt over, er en grunnleggende målsetting med overvåkingen i TOV «å fange opp endringer i vanlig norsk natur og å kunne belyse mulige årsaker til observerte endringer». Det å skaffe kunnskap om hvordan økosystemer fungerer og hvordan komponenter i økosystemene påvirker hverandre er i hovedsak et middel for å nå dette målet. Et valgt sett med komponenter og avledete indikatorer er et verktøy for å fange opp endringer i norsk natur som er viktige for miljøforvaltningen å ha kunnskap om. Enkelte økosystemkomponenter trenger ikke nødvendigvis å være sentrale faktorer i økosystemdynamikken eller å ha direkte tilknytning til andre utvalgte økosystemkomponenter. Komponenter som er lite påvirket av andre naturlig forekommende økologiske faktorer, kan være velegnet dersom de viser klar respons på menneskeskapte påvirkninger. Siden det finnes få slike «enkle» komponenter, må det også brukes komponenter som har mer kompliserte relasjoner i økosystemet. Dette framhever behovet for økosystembasert overvåking. Men i tillegg er det viktig å vurdere komponenter som har få forstyrrende faktorer, og der vi forventer klare effekter av endringer i påvirkningsfaktorer som klima.

### **Økosystemer TOV skal dekke**

Det overordnede formålet for TOV er å følge utviklingen for vanlige arter i vanlige terrestriske økosystemer i Norge. De mest vidt utbredte hovedøkosystemene i Norge er henholdsvis skog og fjell (dvs. areal over skoggrensa, hvorav ikke alt er fastmark), begge med ca. 37%. Ved oppstart av TOV i 1990 ble det i hovedsak valgt ut områder med nordboreal bjørkeskog. Unntaket var Solhomfjell, der vegetasjonsovervåking i barskog ble etablert uavhengig av TOV i 1988, men etter hvert inkludert i TOV, og Lund med bjørkeskog i sørboreal til mellomboreal sone. I 1988 etablerte NIJOS (nå del av NIBIO) vegetasjonsovervåking i granskog (jf. kap. 1.1). Disse hovedøkosystemene, nordboreal bjørkeskog og nærliggende lavalpin sone, samt granskog, representerer vidt utbredte norske økosystemer som kan forventes å vise effekter av storskala miljøendringer i klima og næringstilførsel (jf. kap. 2.2 for diskusjon av områdenes plassering i slike miljøgradienter). Det er følgelig vesentlig å videreføre overvåking i disse økosystemene.

De ulike komponentene i TOV forholder seg til ulike romlige skalaer og dermed til miljøvariasjon på svært ulik skala. Markvegetasjon og epifytter responderer både på finskala miljøvariasjon langs lokale komplekse miljøgradienter og på regional bioklimatisk variasjon. Smågnagere forholder seg i hovedsak til tilsvarende lokal skala, men har muligheter for å utnytte ressurser i ulike deler av lokale økosystemer. Spurvefugler og rovfugler forholder seg til miljøvariasjon på grovere skala og kan utnyttet ressurser i ulike økosystemer innen og i tilknytning til skog og fjell. Mens markvegetasjon, epifytter, og i noen grad smågnagere, kan knyttes til spesifikke økosystemer

og avgrensede deler av den lokale miljøvariasjonen, vil fugler respondere på miljøvariasjon og ressurstilgang over større områder som omfatter ulike økosystemer.

### **Viktigste påvirkningsfaktorer**

TOV ble opprinnelig etablert for å følge effektene av langtransportert forurensing på vanlige norske arter i terrestriske økosystemer (jf. kap. 1.1). Ved en reorientering av TOV ble perspektivet på aktuelle påvirkninger utvidet til særlig å omfatte effekter av klimaendringer. Evalueringen av TOV (Ims mfl. 2010) anbefalte en enda tydeligere innretning mot å fange opp effekter av klimaendringer. De siste årenes klimautvikling forsterker behovet for å overvåke effekter av slike endringer på norsk natur.

Selv om omfanget av langtransporterte forurensinger til dels er betydelig redusert de siste 30 årene, gjelder ikke dette alle typer av forurensinger. Tilførsler av forsurende svovelforbindelser er sterkt redusert, men tilførslene av eutrofierende nitrogenforbindelser er fremdeles betydelig, ikke minst i sørvestlige deler av Norge (Austnes mfl. 2018). Tilsvarende er tilførsler av visse miljøgifter redusert, mens andre har økt eller kommet til<sup>1</sup>.

TOVs design og plassering av områdene over landet gjør TOV velegnet til å fange opp effekter av storskala påvirkninger i form av klimaendringer og langtransporterte forurensinger. Derimot gjør plassering av TOV-områdene i verneområder og andre områder med restriksjoner på arealbruk at datainnsamling fra TOV-områdene i liten grad kan belyse effekter av den generelle utviklingen i arealbruk. TOV-områdene kan imidlertid fungere som referanseområder for måling av slike effekter i andre områder. Samtidig vil tidligere og pågående utmarksbruk påvirke ulike forhold i TOV-områdene (jf. Austerheim mfl. 2011). Tidligere skogbruksaktivitet kan fremdeles medføre langvarige suksesjonseffekter. Beite av bufe og tamrein, så vel som av ville hjortedyr, foregår i dag særlig i bjørkeskogsområdene. I granskogene er utmarksbeite av husdyr nå tilnærmet fraværende, men beiting av hjortedyr forekommer. Det er dermed viktig også å fange opp omfang og effekter av slik påvirkning.

Store rovdyr kan i utgangspunktet ha en viktig regulerende funksjon på underliggende trofiske nivåer. Målsettingene for rovviltforvaltningen er imidlertid å opprettholde bestander på mye lavere tettheter enn vi ville finne i naturlige økosystemer. De store rovdyrene har dermed bare begrenset regulerende effekt på underliggende trofiske nivåer. I stedet vil jakt og viltforvaltning forestå mye av reguleringen av bestandene til spesielt de store hjortedyrene (elg, hjort, villrein). På grunn av svært målrettet bestandsforvaltning av elg og hjort, er bestandene vesentlig høyere enn vi ville finne i naturlige økosystemer (Austerheim mfl. 2011), og de kan dermed forventes å ha en betydelig effekt på både markvegetasjonen og trær og busker.

Ved videreutvikling av TOV vil det være sentralt å vurdere hvordan effekter av klimaendringer og langtransporterte tilførsler av nitrogen best mulig kan overvåkes. I tillegg må effektene av tidligere og pågående arealbruk fanges opp, samtidig som effektene av forvaltningen av store ville pattedyr må tas hensyn til.

### **Bidrag til miljøforvaltningens kunnskapsbehov**

Ved etableringen av TOV var det et ønske om at resultatene fra overvåkingen skulle bidra til et grunnlag for å vurdere naturens sunnhetstilstand og tålegrenser, samt utgjøre et kunnskapsgrunnlag for miljøforvaltningens beslutninger (jf. kap. 1.1). Siden 2010 har miljøforvaltningen satt i gang utviklingen av to sentrale verktøy for å vurdere tilstanden for biologisk mangfold og økosystemer i Norge, Naturindeks for Norge og System for vurdering av økologisk tilstand (jf. Nybø 2010, Nybø & Eide 2017). Et viktig grunnlag for disse verktøyene er for det første gode indikatorer som representerer viktige egenskaper for henholdsvis biologisk mangfold og økosystemers tilstand. Dessuten trengs gode data om utviklingen for arter og økosystemer fra naturovervåking. Naturindeksen trenger data for bestandsutviklingen av et bredt spekter av arter, mens vurdering av økologisk tilstand trenger data som kan belyse utviklingen for ulike egenskaper ved

<sup>1</sup> <https://miljostatus.miljodirektoratet.no/tema/miljogifter/>

økosystemene. Begge systemer har behov for data fra et representativt utvalg av lokaliteter for de aktuelle økosystemene, alternativt at representativiteten av slike data kan vurderes på annen måte. I tillegg må vi ha en formening om hvilke verdier de aktuelle overvåkingsvariablene ville ha i et intakt økosystem (referansetilstanden).

Det er viktig at TOV og andre overvåkingsprogrammer kan bidra til å fylle databehovene til Naturindeksen og System for vurdering av økologisk tilstand. Både dekning av overvåkingsindikatorer, resultatenes representativitet og mulighetene for å fastsette referanseverdier må derfor vurderes i arbeidet med videreutviklingen av TOV.

### **Proessen for videreutvikling av TOV**

Arbeidet med videreutvikling av TOV er basert på tre todagersseminarer i 2019/2020 med deltakelse fra alle sentrale medarbeidere i TOV og noen inviterte eksterne eksperter. I seminarene er ulike utfordringer ved å utvikle TOV som økosystembasert overvåking gjennomgått og diskutert. Fra hvert seminar er det laget oppsummeringer og refleksjoner omkring de ulike temaene. Konklusjonene fra diskusjonene er en del av grunnlaget i denne rapporten, som imidlertid også representerer en videreutvikling av diskusjonene i seminarene.

Opprinnelig var det foreslått at utviklingsarbeidet også skulle omfatte en grundig gjennomgang og analyse av TOVs resultater, for bl.a. å utforske sammenheng og synergier mellom de ulike delene av TOV og identifisere kritiske mangler som en justering eller supplering av deler av TOV ev. kunne fylle. En slik samlet gjennomgang og analyse av TOVs resultater har det imidlertid ikke vært tid eller ressurser til innenfor rammen av dette utviklingsprosjektet.

## **1.4 Rapportens målsetting**

Ut fra føringene som er gitt ved etableringen og utviklingen av TOV siden oppstarten i 1990, og de føringene som er gitt av Miljødirektoratet for arbeidet med videreutvikling av TOV (jf. over), er den overordnede målsettingen for denne rapporten å beskrive hvordan TOV bør utvikles fra dagens utgangspunkt mot et opplegg for økosystembasert, integrert overvåking av vanlige terrestriske økosystemer. Dette omfatter følgende mer spesifikke målsettinger:

- Å vurdere hvordan dagens TOV-områder dekker gradienter i viktige påvirkningsfaktorer, og om disse TOV-områdene bør justeres eller suppleres for å oppnå en bedre dekning av disse gradientene (jf. kap. 2).
- Å utvikle konseptuelle modeller for de aktuelle økosystemene på overordnet nivå, så vel som på mer detaljert nivå for ulike økosystemkomponenter. Og basert på dette, å vurdere i hvilken grad dagens overvåking representerer de viktigste økosystemkomponentene på en tilfredsstillende måte eller om dekningen av økosystemkomponenter og overvåkingsvariabler bør justeres eller suppleres (jf. kap. 3 for overordnet modell, kap. 4 for mer detaljerte modeller for sentrale komponenter, kap. 5 for nye økosystemkomponenter).
- Å vurdere om metodene som brukes i overvåkingen bør justeres (kap. 3 og 4).
- Å vise hvordan TOVs resultater kan bidra til å fylle miljøforvaltningens behov knyttet til vurderinger av tilstanden i norske økosystemer (jf. kap. 6).
- Å skissere hvordan TOV kan utvikle planer for forskning, dataforvaltning og formidling som et grunnlag for mer og bedre forskning på og tilgjengeliggjøring av TOVs data og formidling av TOVs resultater (jf. kap. 7-9).
- Å gi en helhetlig anbefaling om hvordan TOV bør innrettes i perioden etter 2020 (jf. kap. 10).

## 2 TOV-områdene og dekning av påvirkningsgradienter

### 2.1 Dagens TOV-områder

TOV-områdene er plassert fra sør til nord i Norge (jf. **figur 2.1**) med store forskjeller i nedfall av langtransportert forurensing (Austnes mfl. 2018) og ulikheter i klima (jf. kap. 2.2). De fleste områdene er lagt til nasjonalparker eller naturreservater. Områdene er dermed lite utsatt for raske endringer i arealbruk, men kan være noe preget av tidligere eller pågående utmarksbruk. I fem områder (Lund, Møsvatn, Åmotsdalen, Børgefjell, Dividalen) er bjørk dominerende treslag, Gutulia dekker både bjørkeskog og granskog, mens de øvrige områdene er dominert av barskog. I områdene med bjørkeskog og i Solhomfjell overvåkes både markvegetasjon, epifytter på bjørkestammer og fauna. I de øvrige barskogsområdene undersøkes nå bare markvegetasjonen. Grunnleggende informasjon for områdene i bjørkeskog og i Solhomfjell er gitt i **tabell 2.1** og for de øvrige granskogsområdene i **tabell 2.2**.

#### 2.1.1 TOV-områdene med overvåking av markvegetasjon, epifytter og fauna

##### Lund

Overvåkingsområdet er sentrert omkring Førlandsvatnet og Kjømotjørnan i Lund kommune, Rogaland (58°33'N, 6°26'Ø). Deler av TOV-aktivitetene (markvegetasjon, epifytter, smågnagere) 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 mellom-boreal vegetasjonssone. Området er nærmere beskrevet av Brattbakk mfl. (1992). Det har vært økende grad av utmarksbeite med bufe i området i overvåkingsperioden (jf. Framstad 2020).

##### Solhomfjell

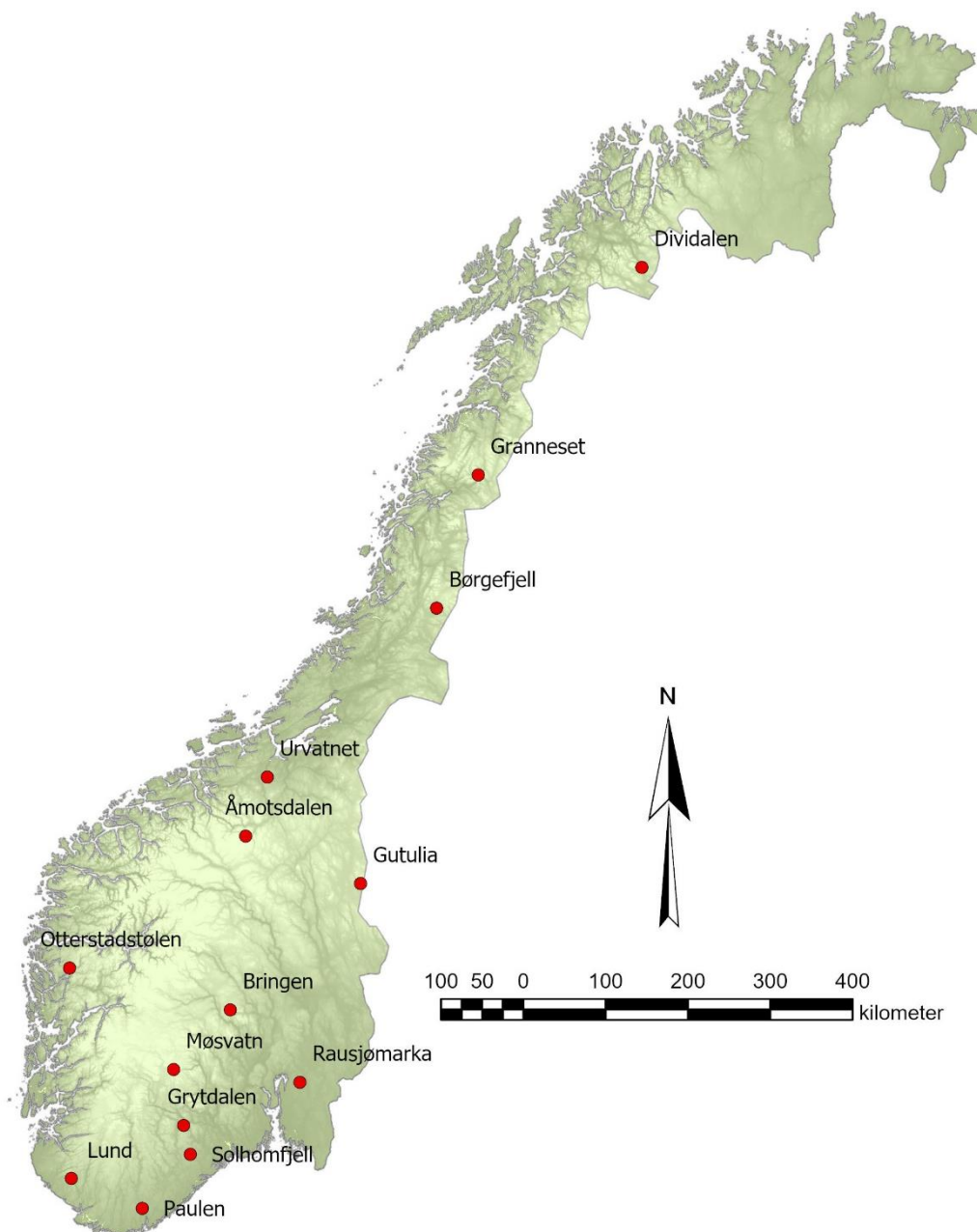
Overvåkingsområdet ligger i Gjerstad kommune (sørøstlig del), Aust-Agder, og i Nissedal kommune (nordvestlig del), Telemark (58°57'N, 8°50'Ø). Området består hovedsakelig av hei og skog, og ligger fra ca. 300 til 650 moh. Heihabitaterne domineres av fjell i dagen, røsslynghei og fattige fastmattemyrer. 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 (Framstad 2020). 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 (Framstad 2020). Området er nærmere beskrevet av Eilertsen & Often (1994).



**Figur 2.1** Kart med plassering av overvåkingsområdene i TOV.

### Åmotsdalen

Overvåkingsområdet 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 (Framstad 2020). 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 (Framstad 2020). 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 nord-boreal 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 (Framstad 2020). Området er nærmere beskrevet av Eilertsen & Brattbakk (1994).

## **2.1.2 TOV-områdene med overvåking av markvegetasjon 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 naturskogspreget (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 km<sup>2</sup> 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 urskogsnett (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).



**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	omdannet sandstein med feltspat	grov meta-arkose, konglomerat	granitt, skifer	glimmerskifer, kvartskarbonat-skifer
Nedbør (mm/år)	2245	1161	869	669	435	1106	339
Middeltemp. °C januar	-2,45	-5,71	-8,91	-13,00	-8,59	-10,52	-11,80
Middeltemp. °C juli	12,32	14,02	9,77	10,42	9,81	11,00	11,65

*Vernestatus:* NR naturreservat, LVO landskapsvernområde, NP nasjonalpark. *Klimasoner (etter Moen 1998):* vegetasjonssone: MB mellomboreal, NB nordboreal, SB sørboreal; vegetasjonsseksjon: O1 svakt oseanisk, O2 klart oseanisk, 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, presset og omdannet, feltspatholdig	Grønnstein, amfibolitt	Glimmerskifer, granatglimmerskifer, kalkspatmarmor, dolomittmarmor
Nedbør (mm/år)	1530	1135	837	654	3032	653	874	1367
Middeltemp. °C januar	-2,97	-6,81	-6,00	-9,10	-3,41	-12,81	-4,92	-7,96
Middeltemp. °C juli	14,65	13,12	14,92	12,63	11,45	10,80	11,74	11,52

*Geografisk plassering, 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).

### 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 overvåkingsflatene ved overvåkingsstart var ca. 195 år.

### 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 naturskogspreget og stedvis urskogspreget. En del av overvåkingsflatene 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 naturskogspreget nå enn da overvåkingen startet i 1990.

## 2.2 TOV-områdene og viktige påvirkninger

For de aktuelle økosystemene, henholdsvis boreal bjørkeskog/lavalpint fjell og barskog (i hovedsak granskog), er det særlig tre menneskeskapte påvirkninger som har vesentlig betydning:

- *Klimaendringer* har særlig endret karakter siden midten av 1980-tallet og starten av 1990-tallet. Både sommer- og vintertemperaturen har økt, og det samme har lengden på vekstsesongen (Hanssen-Bauer 2015). Økt vintertemperatur påvirker også mengde og egenskaper ved snødekket. Mengden nedbør har også økt noe siden midt på 1980-tallet. Ulike forhold ved klimaendringene virker direkte og/eller indirekte på alle økosystemkomponenter.
- *Langtransportert forurensing* har tidligere medført betydelige forsureffekter på ferskvann i deler av Sør-Norge ved tilførte svovelforbindelser, men i mindre grad observerbare effekter på terrestriske økosystemer. Slik forurensing omfatter nå i hovedsak eutrofieringseffekter ved tilførte nitrogenforbindelser både i akvatiske og terrestriske økosystemer, spesielt i Sørvest-Norge. Effektene virker i hovedsak via direkte påvirkning på næringsstilgangen for markvegetasjon og epifytter og indirekte ved endringer i habitat eller tilgang, mengde eller kvalitet av næringsplanter for ulike dyrearter. Nitrogentilførsel medfører også en viss forsureffekt på jordsmonn og vann.
- *Arealbruk og arealbruksendringer* er generelt de viktigste menneskeskapte påvirkningene på naturmangfoldet i terrestriske økosystemer. Fysiske inngrep og raske endringer i areal-



bruk gjelder imidlertid i liten grad for nåværende TOV-områder, som i hovedsak ligger i vernetede områder med restriksjoner på arealbruk. Områdene er imidlertid i varierende grad påvirket av tidligere og nåværende ekstensiv utmarksaktivitet knyttet til husdyrbeite, rein-drift og annen tradisjonell drift.

Annen menneskelig påvirkning kan være forstyrrelser, jakt og bestandsregulering for enkelte komponenter (vilt, rovvilt), eller effekter av fremmede arter (foreløpig lite aktuelt i TOV-områdene). Regulering av viltbestander kan medføre indirekte effekter på økosystemene der toppredatorer holdes på svært lav bestand og hjorteviltbestander holdes på langt høyere nivåer enn de ville hatt i økosystemer regulert ved naturgitte prosesser. Dette påvirker trolig også mark-vegetasjonen i flere av TOV-områdene.

For å fange opp effekter av storskala påvirkninger som klimaendringer og langtransportert forurensing, bør overvåkingen dels legges opp slik at den dekker en gradient i slike påvirkninger, og dels slik at den omfatter områder der effektene kan forventes å være særlig sterke.

- *Klimaendringer*: I Norge er det to hovedgrader for klimaet, bioklimatiske seksjoner fra oseaniske til kontinentale områder og soner som representerer varmesummen gjennom året fra sør til nord eller langs en høydegradient (Moen 1998). Effektene av klimaendringer forventes å være særlig sterke og tydelige i overgangen mellom nordboreal skog og lav-alpin sone (eller sørlig arktisk sone) i bjørkeskog. Her vil klimaendringene kunne gi endringer i tresjiktet og plasseringen av skoggrensa, noe som vil ha stor effekt på alle andre deler av økosystemet. I alle TOV-områder, fra boreonemoral til nordboreal sone, er det for øvrig registrert endringer som med stor sannsynlighet skyldes klimaendringer (se f.eks. Framstad 2020).
- *Langtransportert forurensing*: Effektene reflekterer dels en gradient i tilførsler fra sørvest til nord, og dels variasjon i følsomhet for slik påvirkning knyttet til egenskaper ved berggrunn og jordsmonn. Vegetasjonens tålegrenser for nitrogen er generelt lavest (5 kg N/ha/år) for fattig mark med lav produktivitet (Austnes mfl. 2018).

I tillegg til storskala geografisk variasjon i klimapåvirkning er det lokal variasjon knyttet til høydegrader og andre terrengforhold. For forurensingspåvirkning vil lokal variasjon dels henge sammen med variasjon i tilførsler på grunn av terreng og værforhold, og særlig variasjon i følsomhet knyttet til jordsmonn/berggrunn.

**Tabell 2.3** viser hvordan dagens TOV-områder er plassert i bioklimatiske soner og seksjoner, og hvordan de dekker lokale høydegrader. **Figur 2.2** viser den geografiske plasseringen av områdene i bioklimatiske soner. **Figur 2.3** viser plasseringen av TOV-områdene i soner med ulik grad av overskridelse av vegetasjonens tålegrenser for nitrogen. **Figur 2.4** viser endring i områdenes plassering langs akser for varmesum og grad av (termisk) oseanitet siste fem tiår. I denne perioden har klimaet i TOV-områdene generelt blitt noe varmere og mer oseanisk.

Ut fra **tabell 2.4** ser vi at TOV-områdene grupperer seg i to hovedgrupper, én i BN-MB sone og O3-O1 seksjon (grønn boks) og en annen i MB-LA sone og O1-OC seksjon (rød boks). I første gruppe utgjør Lund eneste bjørkeskogsområde. De øvrige bjørkeskogsområdene ligger i den høyereliggende/nordlige gruppa, i NB-LA, mens barskogsområdene i denne gruppa i hovedsak ligger i MB. Det er mangelfull dekning av kombinasjonene sørlige/lavereliggende mer kontinentale områder og nordlige/høyereliggende mer oseaniske områder. Kombinasjonen av MB-LA og O1-C1 (rød boks) utgjør 60% av Norges areal, mens kombinasjonen av NB-MB og O3-O1 (grønn boks) utgjør 30% (**tabell 2.5**). Resten utgjør henholdsvis 11% for høyereliggende oseaniske områder og 4% for lavere-liggende kontinentale områder. For å få en klimatisk noe mer balansert dekning av høyereliggende skog/lavalpin områder, er det særlig behov for et egnet overvåkingsområde i oseanisk seksjon. Det vil i praksis si fjellområdene i vestlige Hordaland og Sogn og Fjordane.

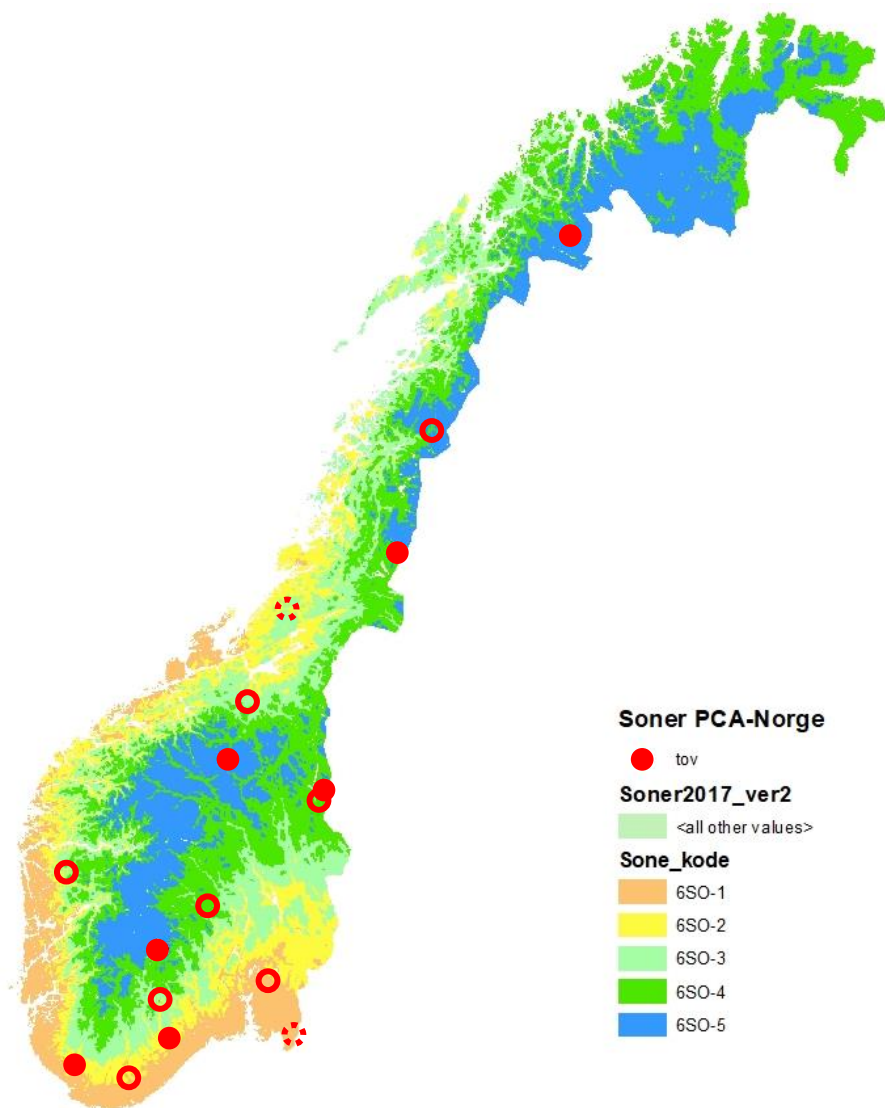
**Tabell 2.3** Oversikt over TOV-områdenes plassering i økosystemer, bioklimatiske soner og seksjoner, samt områdenes dekning av høydelag (innenfor ca. 2x2 km omkring sentrum av overvåkingsområdet for bjørkeskogsområdene; høydelag for granskogsområdene gjelder innenfor mer begrenset areal). I hovedsak bjørkeskogsområder er markert med gulbrunt og barskogsområder med grønt. Områder med \* følges ikke opp lenger.

Områder	Økosystem	Bioklimatiske soner	Bioklimatiske seksjoner	Høydelag (m oh)	Høydegradient (m)
Lund (LU)	Bjørkeskog	BN(?) - SB-MB	O2	250-600	350
Solhomfjell (SO)	Barskog	SB-MB	O2	300-570	270
Møsvatn (MØ)	Bjørkeskog	NB-LA	OC	960-1260	300
Gutulia, bjørk (GU)	Bjørkeskog	NB-LA	OC	700-940	240
Åmotsdalen (ÅM)	Bjørkeskog	NB-LA	O1-OC	740-1200	460
Børgefjell (BØ)	Bjørkeskog	NB-LA	O1	455-900	545
Dividalen (DI)	Bjørkeskog	NB-LA	C1	380-800	420
Paulen (PA)	Granskog	BN	O2	150-275	125
Lundsneset* (LUN)	Granskog	BN-SB	O2-O1	120-240	120
Grytdalen (GRY)	Granskog	MB	O2-O1	475-550	75
Bringen (BR)	Granskog	MB	OC	600-750	150
Rausjømarka (RA)	Granskog	SB	O1	220-300	80
Otterstadstølen (OT)	Granskog	SB	O3	220-350	130
Gutulia, gran (GUG)	Granskog	MB-NB	OC	700-850	150
Urvatnet (UR)	Granskog	SB-MB	O2-O1	300-400	100
Øyenskavelen* (ØY)	Granskog	SB-MB	O3-O2	220-300	80
Granneset (GRA)	Granskog	MB	OC	225-325	100

Når det gjelder i hvilken grad TOV-områdene dekker de viktigste påvirkningsfaktorene og behov for ev. justeringer av områdene, kan vi oppsummere dette som følger:

#### Klimaendringer

- Bjørkeskogsområdene dekker en gradient fra sør til nord og i noen grad fra vest til øst, men har ikke en balansert dekning, med fem områder i NB/LA og ett i SB/MB (**figur 2.2**). De fem områdene i NB/LA dekker dels økotonen over skoggrensa, men i større grad NB enn LA sone. Området i Lund (SB/MB) avviker nokså mye fra de øvrige.
- Granskogsområdene dekker en gradient fra sør til nord og vest til øst og har en ganske balansert dekning av klimasoner opp til og med MB, men mangler dekning for BN/SB i mer kontinentale områder (**figur 2.2**).
- Tre justeringer kan gi bedre dekning av bjørkeskogsområder der klimaendringer trolig vil ha størst effekt, og av hhv. storskala og lokale klimagradienter:
  - Konsentrasjon om skoggrense-økotonen i NB/LA bjørkeskog; ev. ved å nedlegge/flytte området i Lund.
  - Supplere med ett eller to områder i oseaniske (O3/O2) vestlige fjelltrakter.
  - Utvide plassering av prøveflater/takseringslinjer for å dekke en større del av den lokale høydegradienten, spesielt over skoggrensa, som uttrykk for lokal klimavariasjon.
- Egnete nye granskogsområder som dekker kontinentalt sørlig/lavland, kan trolig være vanskelig å finne.
- Muligheter for lokal tilpasning til klima/høydevariasjon må ev. vurderes nærmere, dvs. om det finnes relevante lokale høydegradienter.



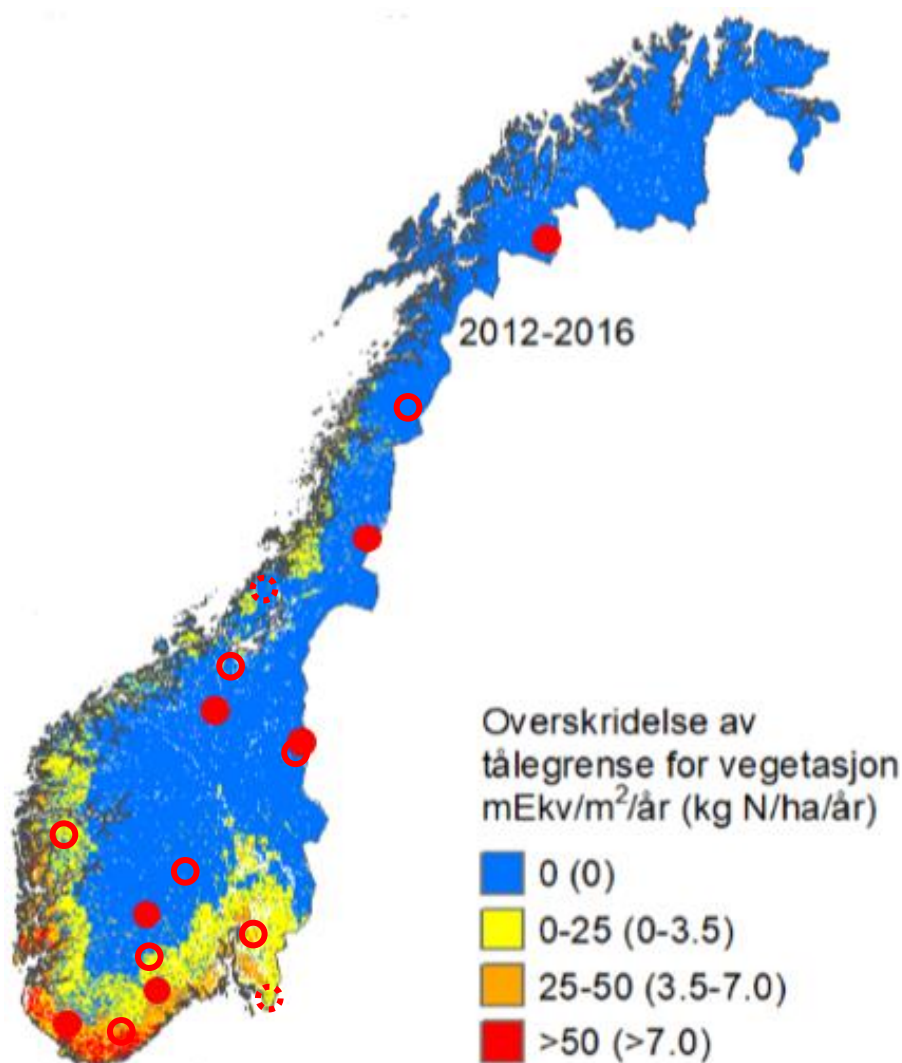
**Figur 2.2** Plassering av TOV-områdene i bioklimatiske soner. Fylte røde sirkler er TOV-områder med vegetasjon, epifytter og fauna, åpne røde sirkler er TOV-områder i granskog med markvegetasjon ('stiplede' sirkler er områder hvor overvåking ikke videreføres lenger). Grunnlagskartet er basert på foreløpig versjon av PCA-Norge (Bakkestuen mfl. 2008) og avviker noe fra Moen (1998).

**Tabell 2.4** Fordeling av TOV-områdene på bioklimatiske soner og seksjoner. Områdene er plassert der de i hovedsak hører hjemme, selv om de også dels kan dekke andre soner/seksjoner (angitt med pil). \* overvåking videreføres ikke lenger.

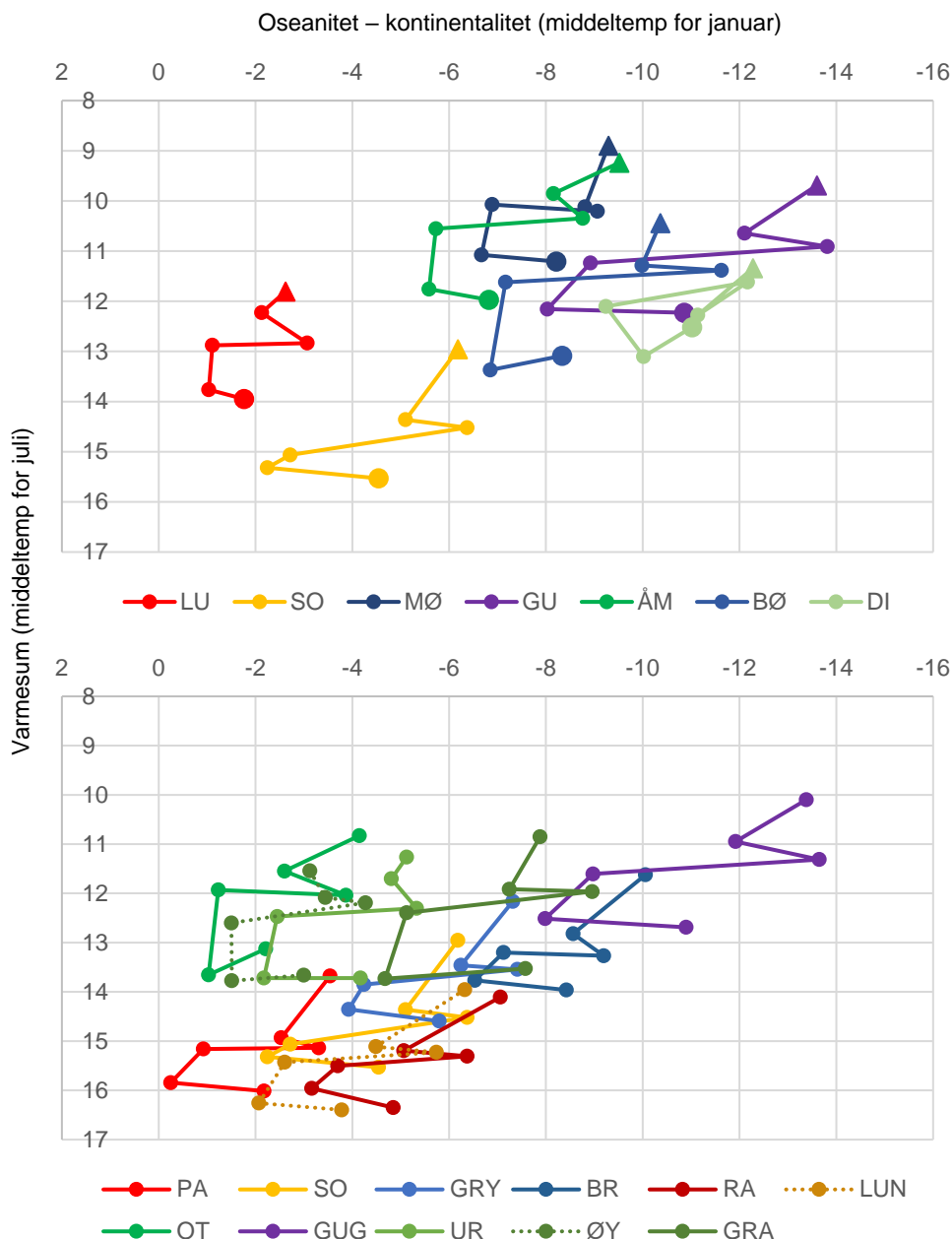
Bioklim. soner	Bioklim. seksjoner				
	O3	O2	O1	OC	C1
LA					
NB-LA			Børgefjell	Møsvatn Gutulia B ← Åmotsdalen	Dividalen
NB				Gutulia G↓	
MB		Grytdalen→		Bringen Granneset	
SB-MB	Øyenskavelen*→	Lund			
SB		Urvatnet→			
BN	Otterstadstølen	Solhomfjell	Rausjømarka		
		Lundsneset*↑→ Paulen			

**Tabell 2.5** Norges arealfordeling i ulike bioklimatiske soner og seksjoner. Den røde og grønne boksen indikerer kombinasjonen av soner og seksjoner som i hovedsak dekkes av respektive TOV fjellbjørkeskog og TOV granskog.

Soner	Seksjoner					Sum
	O3	O2	O1	OC	C1	
LA	1,4%	5,2%	11,3%	11,8%	2,2%	31,7%
NB	0,1%	4,6%	7,9%	10,0%	5,5%	28,2%
MB	1,3%	6,7%	6,3%	4,2%	1,3%	19,7%
SB	1,5%	4,3%	3,1%	3,3%	0,3%	12,5%
BN	1,7%	3,1%	2,3%	0,8%	0,0%	7,9%
Sum	6,0%	23,9%	31,0%	30,0%	9,2%	100,0%



**Figur 2.3** Plassering av TOV-områdene i forhold til overskridelse av vegetasjonens tålegrenser for nitrogen (Austnes mfl. 2018). Se figur 2.2 for symbolforklaring.



**Figur 2.4** TOV-områdenes plassering i et klimadiagram, der julitemperaturen representerer varmesummen og januartemperaturen et uttrykk for grad av oseanitet, basert på gjennomsnittlige middeltemperaturer for juli og januar for tiårsperiodene fra 1960 til 2019 (siste kun med ni år) (interpolerte data fra MET). Områdene med bjørkeskog pluss Solhomfjell øverst, områdene med granskog (inkl. Solhomfjell) nederst. Overvåking i LUN og ØY er ikke videreført. Merk at aksene er reversert. Generelt har klimaet i områdene beveget seg fra kjøligere og mer kontinentalt klima (oppe til høyre) til varmere og mer oseanisk klima (nede til venstre). Forkortelser for områdene er forklart i **tabell 2.3**.

*Langtransportert forurensing (N-påvirkning)*

- Bjørkeskogsområdene dekker gradienten i påvirkning fra sørvest til nord, men bare ett område (Lund) ligger der N-belastningen er størst (**figur 2.3**). Områdene dekker også forholdsvis fattig vegetasjon som kan antas å svare nokså raskt på N-tilførsel.
- Dersom Lund nedlegges/flyttes for å konsentrere bjørkeskogsområdene om skoggrense-økotonen (NB/AL), bør fortsatt dekning av regioner med høy N-belastning vurderes. Alternativt kan gradienten i langtransportert N-påvirkning nedtones for bjørkeskogen og ikke legges som premiss for plassering av TOVs bjørkeskogsområder.
- Granskogsområdene dekker en gradient fra sør til nord og vest til øst, med god dekning av områder med ulik grad av N-belastning (**figur 2.3**). Områdene dekker også forholdsvis fattig vegetasjon som kan antas å svare nokså raskt på N-tilførsel.
- Bortsett fra ev. konsekvenser for dekningen av høy N-belastning ved å justere plasseringen av Lund, er det neppe behov for supplering eller justering av områdene for å dekke N-påvirkning bedre.

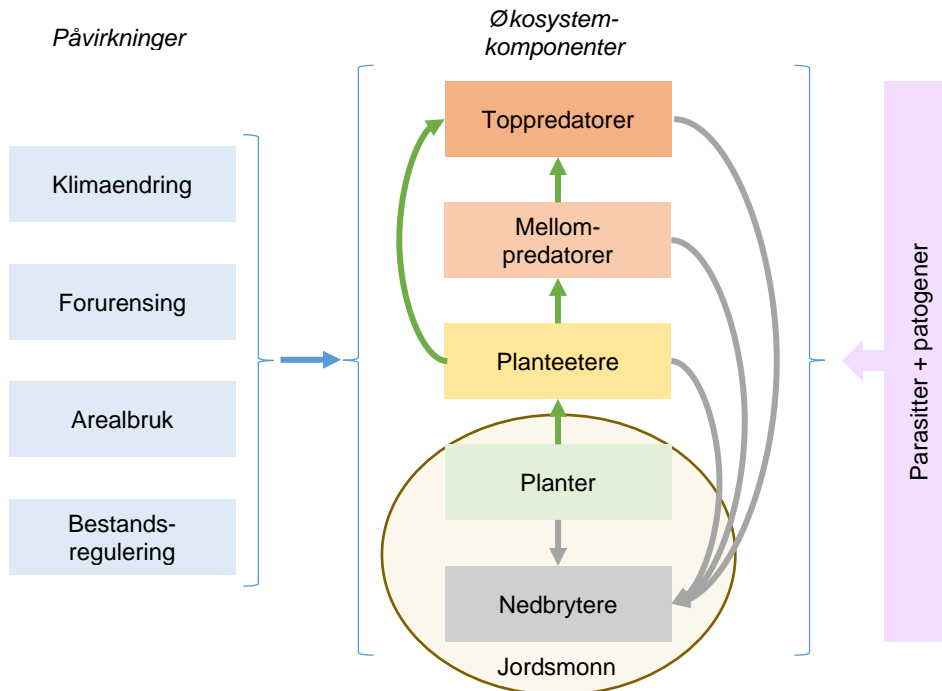


### 3 Overordnet konseptuell modell for TOV

Et sentralt element i videreutviklingen av TOV som økosystembasert overvåking er å ta utgangspunkt i en konseptuell modell for økosystemet som skal overvåkes. En slik konseptuell modell representerer en overordnet og prioritert sammenfatning av vår kunnskap om økosystemet, med vekt på de elementene vi mener det er viktig å undersøke. Ovenfor (kap. 1) har vi allerede lagt noen føringer for en slik konseptuell modell for TOV:

- Skog og lavalpint fjell er relevante økosystemer for TOV, der de ulike delene av TOV i forskjellig grad kan dekke deler av disse hovedøkosystemene.
- Vi velger en næringsnett-tilnærming til økosystemene, der deres struktur og funksjon er representert ved ulike arter og interaksjoner mellom disse, samt naturgitte og menneskeskapt påvirkninger. Deler av biogeokjemiske kretsløp inngår bare som ev. påvirkningsfaktorer eller forklaringsvariabler.
- Ut fra TOVs formål og TOV-områdenes generelle plassering er storskala klimaendringer og langtransporterte forurensinger viktige påvirkninger som må fanges opp.

En generell konseptuell økosystemmodell kan dermed illustreres som i **figur 3.1**. Her inngår noen sentrale menneskeskapt påvirkningsfaktorer og hovedkomponenter med mulige interaksjoner. Modellen er i utgangspunktet skissert som en enkel næringskjede, men i realiteten kan spesielt flere av konsumentene opptre på ulike nivåer. Nedbrytersamfunnet har også en kompleks struktur der flere komponenter også kan inngå i plantebaserte næringskjeder. I figuren er interaksjoner mellom økosystemkomponentene bare angitt som energistrøm, men her kan det også være andre direkte og indirekte interaksjoner mellom komponentene, bl.a. interaksjoner fra høyere til lavere trofiske nivåer ('top-down effekter') og innen trofiske nivåer. Det er også antydning at alle påvirkningsfaktorer vil ha effekter på alle økosystemkomponenter, men her vil både type



**Figur 3.1** Grov konseptuell modell for et næringsnettbasert økosystem som kan være relevant for TOV. Grønne piler angir energistrøm gjennom det plantebaserte næringsnett, grå piler tilsvarende gjennom nedbrytersamfunnet, mens blå pil angir ulike effekter av påvirkningsfaktorer på økosystemkomponentene.

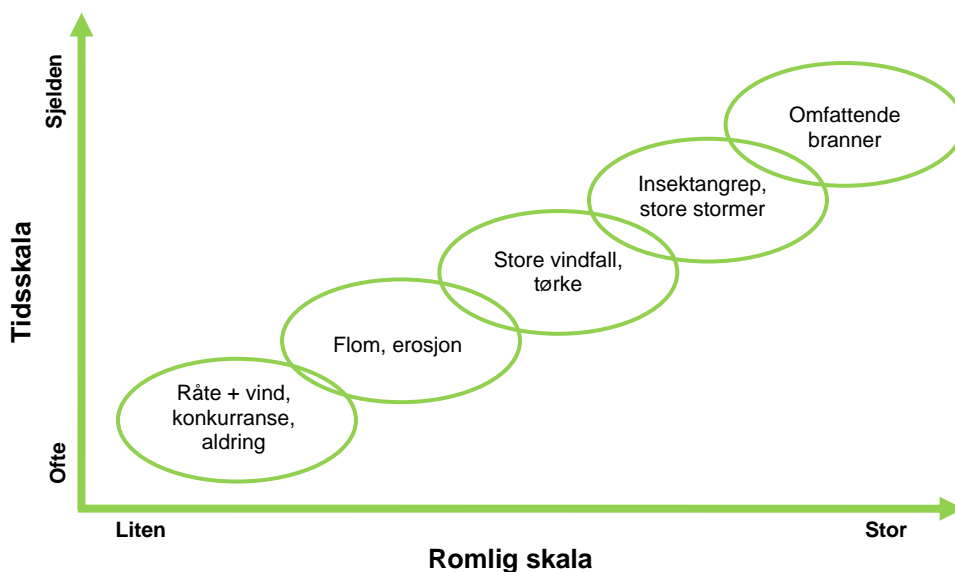
og grad av påvirkning variere, både mellom og innen de angitte trofiske nivåene. Nedenfor er denne konseptuelle modellen utviklet i mer detalj for hele økosystemet (kap. 3) og for de ulike hovedkomponentene (kap. 4) som vi antar er mest aktuelle for TOV.

## 3.1 Naturgitte og menneskeskapte påvirkninger

### 3.1.1 Naturgitte forstyrrelser

Gitt de stedege miljøbetingelsene knyttet til geologi, terreng og klima, er de aktuelle økosystemene i skog og fjell videre formet av ulike naturgitte forstyrrelser med etterfølgende suksessjon. Slike forstyrrelser varierer i virkemåte, arealomfang, frekvens og intensitet, og de vil ha ulike effekter på de forskjellige økosystemkomponentene. Vanligvis vil forstyrrelser med stort arealomfang eller særlig høy intensitet forekomme sjeldnere enn forstyrrelser som omfatter lite areal eller har lav intensitet (jf. figur 3.2 for skog). Ulike typer forstyrrelser kan også virke sammen. Tørke kan f.eks. øke sannsynligheten for og omfanget av insektangrep og skogbrann. Generelt vil økosystemets struktur og funksjoner være tilpasset slike forstyrrelser. Økosystemets suksessjon etter en større forstyrrelse vil kunne bli påvirket eller avbrutt av mindre eller større nye forstyrrelser, noe som skaper en mosaikk av ulike tilstander, før det ev. når en tilnærmet klimastilstand. Naturgitte forstyrrelser kan ses på som gunstige påvirkninger for å opprettholde en variasjon av tilstander i økosystemet og dermed et mangfold av habitater for arter knyttet til disse ulike tilstandene. Ved ekstreme eller uvanlige påvirkninger kan imidlertid økosystemet bli endret til en ny tilstand som kan vedvare over lang tid (regimeskifte) (Folke mfl. 2004).

For TOVs aktuelle økosystemer kan vi skissere flere viktige naturgitte forstyrrelser som særlig har effekter på økosystemets struktur og funksjon, samt forstyrrelsens omfang og sannsynlige effekter på ulike økosystemkomponenter. I skog er det særlig forstyrrelser som skaper endringer i tresjiktet som har stor effekt på økosystemet og de ulike komponentene. I fjellet er det særlig endringer i snøens fordeling og egenskaper som påvirker økosystemenes struktur og funksjon. Biologiske forstyrrelser ved regelmessige bestandstopper av smågnagere eller insekter kan også være viktige. Granskogsområdene i TOV har ikke vært utsatt for større naturlige forstyrrelser siden starten på overvåkingen, men flere av bjørkeskogsområdene har hatt større angrep av bjørkemålere.



**Figur 3.2** Forstyrrelsesfaktorer i skog på ulike romlige og tidsmessige skalaer (etter Jonsson & Siitonen 2012).



**Branner** i skog forekommer naturlig som følge av lynnedslag og utvikler seg oftest på tørkeutsatt mark, og dermed oftere i furuskog enn granskog. Generelt er store, fullstendig bestandsfornyende branner sjeldne i vår del av taigasonen, mens mindre omfattende og lite intensive branner er vanligere (Kuuluvainen 2009, Shorohova mfl. 2011). Naturlige skogbranner i Norge er knyttet til forekomst av lynnedslag og hyppighet av tørke vår og sommer, og slike branner er dermed mest vanlige fra boreonemoral til mellomboreal sone på Østlandet og Sørlandet (Bleken mfl. 1997, Rokseth mfl. 2001). Undersøkelse av brannhistorikken i TOVs granskogsområder viste stor variasjon i mengde av kull i jordprøver, men det var minst fra de vestligste områdene (Ohlson mfl. 2009). Arealomfanget av branner har sammenheng med landskapets struktur (store sammenhengende landskapsformer versus oppbrutte former) og forekomsten av tørkeutsatte naturtyper. De fleste mindre brannene har generelt moderate økologiske effekter, med brenning av levende og dødt organisk materiale i mark- og busksjikt (Bleken mfl. 1997). Effektene av brann varierer med terreng, jordfuktighet og vegetasjonens sammensetning, og skaper en finskala mosaikk med ulike økologiske forhold. På brannutsatt mark med dominans av furu, vil større trær overleve de fleste brannene, mens mindre trær og busker kan dø. På mark som sjelden brenner, vil gran og lauvtrær være mer utsatt, og mange trær vil dø. Brannen skaper nye muligheter for spesialiserte arter ved å skape brent mark og mye død ved (Bleken mfl. 1997, Naturvårdsverket 2006, Brandrud mfl. 2010). Brenning av strø og dødt materiale blottlegger også mineraljord, frigjør næringsstoffer og medfører fornyelse og økt vekst av vegetasjonen.

**Stormfelling** av trær kan av og til være omfattende og dekke flere kvadratkilometer, men er oftest begrenset til et fåtall trær på utsatte lokaliteter (i skogkanter, på bakketopper). Stormfelling forekommer oftest i vindutsatte kyst- og fjellnære områder, men større stormfelling kan forekomme i typiske skogstrøk østafjells ved uvanlig sterk vind. I perioden 2014-2018 var arealandel av vindskadet skog ca. 3 ganger høyere på Vestlandet og 2,5 ganger høyere i Trøndelag sammenliknet med Østlandet og Sørlandet (Landsskogtakseringen). Fleraldret naturskog av ulike treslag er mindre utsatt for stormfelling enn ensaldret kulturskog av ett treslag (Skogsstyrelsen 2005). Stormfelling skaper større mengder ny død ved og blottlegger jord som nytt habitat for ulike arter.

**Tørke** kan omfatte større regioner og kan da særlig påvirke mindre områder med tørkeutsatt, grunnlendt mark, oftest i regioner der perioder med lite sommernedbør er vanlig. Tørke fører til svekkelse av trærne og gjør dem mer utsatte for sykdom, insektangrep, stormfelling og brann. Markvegetasjonen på slik grunnlendt mark kan 'tørke bort' for kortere eller lengre perioder. Tørke kan føre til at tørkesterk, men konkurransesvak vegetasjon får bedre livsmuligheter i noen år.

**Ras og skred** i bratt terreng eller områder med ustabile løsmasser, som følge av steinsprang, snøras eller flom, kan fjerne mer eller mindre av tresjiktet og annen vegetasjon. Omfanget er oftest ganske lokalt, men kan være vanlig der topografi og løsmasser gir forutsetninger for slike forstyrrelser. Forstyrrelsens intensitet og frekvens skaper en karakteristisk vegetasjonsstruktur, f.eks. ved å gi lauvtrær mulighet til å opprettholde bestand over tid. Gjentatt påvirkning med få års mellomrom vil kunne føre til at området har så liten tredekning at det ikke kan karakteriseres som skog.

**Flom** er særlig knyttet til større og mindre vassdrag og skyldes sterk snøsmelting om våren eller mye nedbør på kort tid (sommer, høst). Påvirkningene er vanligvis avgrenset til arealer nær vassdragene. Sterk strøm kan medføre fysiske forstyrrelser og erosjon av markdekket, mens høy vannstand over lengre tid kan føre til forsumping.

**Insektangrep** i skog kan enkelte år omfatte større områder. I granskog skyldes dette i hovedsak stor granbarkbille, som er den eneste barkbiller i Norge som har evne til å drepe levende grantrær (B. Økland & Wollebæk 2018). Store angrep av granbarkbiller forekommer vanligvis etter år med store stormfelling av trær eller når skogen er utsatt for omfattende tørkestress. Tørkestress med påfølgende større insektangrep i barskog er vanligst på Østlandet og Sørlandet, mens vindfelling særlig forekommer i vindutsatte områder på kysten, nær fjellet og på eksponerte koller. De senere årene er f.eks. forekomsten av barkbiller i Trøndelag økt pga. mye stormfelling

av skog, kombinert med høyere sommertemperaturer. I høyere liggende og nordlig bjørkeskog forekommer også angrep av ulike målerarter (bl.a. fjellbjørkemåler og brun høstmåler) som kan omfatte større områder (jf. kap. 4.4). Slike angrep kan fjerne lauvverket på trær, busker og lyng, og dersom angrepene fortsetter over flere år, kan trærne dø. Omfattende insektangrep øker mengden av død ved som habitat for spesialiserte arter. Angrep på bjørkeskogen medfører også økt lys- og næringstilgang til markvegetasjonen og ofte en endring av artssammensetningen.

**Smågnagere** i høyere liggende skog, fjell og tundra kan opptre med svært høye bestander mer eller mindre regelmessig med noen års mellomrom (Hansson & Henttonen 1988, Stenseth 1999). Årsakene til disse omfattende bestandsfluktuationene er ikke endelig avklart. Observerte reduksjoner i bestandstoppenes nivå og/eller frekvens de siste 30 årene er ofte forklart ved endringer i klimaet, enten ved effekter av vinterklimaet og snødekkets egenskaper på bestandsnivået vinter/vår (Kausrud mfl. 2008, Ims mfl. 2008) eller ved at varmere somre reduserer kvaliteten på smågnageres beiteplanter (Selås mfl. 2019). Store smågnagerbestander har store direkte effekter på plantedekket, næringsomsetningen og predatorers bestandsdynamikk, så vel som indirekte effekter på mange arter av fugler og mindre pattedyr.

**Ising og snøbrekk** kan forekomme over større områder som følge av spesielle værforhold. Ising og snøbrekk kan redusere forekomsten av trær og busker og dermed opprettholde et åpent fjell-landskap. Ising kan også medføre skader på markvegetasjonen og skape vanskelige leveforhold for arter som lever på eller under snøen.

**Småskala forstyrrelser**, som følge av en eller flere av de ovennevnte faktorene i kombinasjon med soppangrep og alderssvikelse av trærne, kan føre til at enkelttrær eller mindre grupper av trær dør og ev. faller overende. Dette er den vanligste formen for forstyrrelse og fornyelse i grandominert naturskog i vår del av taigasonen (Kuuluvainen 2009). Slike forstyrrelser skaper flersjiktet skog, små åpninger i tresjiktet, og nye habitater av død ved og åpen mineraljord etter rotvelter.

### 3.1.2 Menneskeskapte påvirkninger

Ovenfor har vi allerede identifisert klimaendringer og langtransporterte forurensinger som sentrale menneskeskapte påvirkningsfaktorer for økosystemene som TOV skal dekke. I tillegg kommer tidligere og pågående ekstensiv arealbruk i form av beite fra husdyr og annen tradisjonell utmarksbruk. Vi har ikke tatt med andre viktige typer av arealbruk i skog og fjell (skogbruk, ulike inngrep), siden slike ikke er aktuelle i TOV-områdene nå og heller ikke synes å ha preget områdene i nyere tid. Fremmede arter er foreløpig heller ikke aktuelle i TOV-områdene. Her skisserer vi nærmere hvordan og hvor sterkt de ulike faktorene virker på aktuelle økosystemkomponenter.

**Klimaendringer** omfatter langsiktige endringer i ulike klimaforhold og må skilles fra mer tilfeldige endringer i værforholdene. Hovedårsakene til observerte endringer siste årtier er antatt å være menneskelig påvirkning knyttet til bruk av fossilt karbon, samt endringer i arealbruk eller andre aktiviteter med effekter på karbonkretsløpet, albedo eller andre faktorer som påvirker klimaet. Klimaendringene er globale, men deres styrke og form varierer lokalt og regionalt. Se Hanssen-Bauer mfl. (2015) for beskrivelse av forventete klimaendringer i ulike deler av Norge. Følgende sider ved klimaendringer er særlig relevante for ulike komponenter i TOVs økosystemer:

- *Generell oppvarming i og forlengelse av vekstsesongen*, inkludert tidligere vår og lengre høst. Slike endringer kan forventes over hele landet, med størst utslag i nord. Effektene vil særlig vise seg for planter, lav, sopp og vekselvarme dyr, ved raskere utvikling, endring i artssammensetning, endring i planters beitekvalitet, og mulige avvik i fenologien til henholdsvis planter, insekter og fugler. Effektene på vertebrater vil i hovedsak være indirekte via fenologi, næring- og/eller habitatendringer, men økte temperaturer kan føre til varmestress for enkelte kuldetilpassete arter.
- *Oppvarming og perioder med tining og frysing om vinteren og tidlig vår*. Slike endringer kan også forventes over hele landet, men er trolig viktigst i områder som tidligere hadde

ganske stabile vintre med langvarig snødekke. Økt vintertemperatur kan føre til bedre overlevelse av planter og insekter i kalde strøk, men ha motsatt effekt i områder med forholdsvis høye vintertemperaturer. Tining og frysing om vinteren vil særlig påvirke planter og insekter i hviletilstand, ved at de kan bli 'vekket' av hvilen for tidlig, tørke ut eller på annen måte få økt dødelighet. Dette vil også påvirke snøforholdene (jf. under).

- *Ustabile værforhold i vekstsesongen.* Tidligere vår kan medføre hyppigere episoder med ustabil vær etter at vekstsesongen er startet. Frost i vekstsesongen kan gi skader på blader og reproduksjonsorganer hos planter. Episoder med kaldt vær og snø i reproduksjonsperioden for fugler, særlig i ungeperioden, kan medføre redusert ungeproduksjon. Særlig utsatte er små fuglearter som hekker i fjell og fjellnære områder. Klimaendringer medfører mer temperaturvariasjon og mindre forutsigbarhet både når det gjelder temperaturforhold og næringstilgang.
- *Mengde nedbør og antall dager med nedbør,* særlig i vekstsesongen. Mengde nedbør og antall dager med nedbør er forventet å øke. Nedbøren er imidlertid i større grad forventet å forekomme som kraftige nedbørsepisoder med økt fare for flom og erosjon. På Østlandet kan det bli flere episoder med sommertørke. Generell økning i nedbør kan medføre økt myrdannelse (paludifisering). Økning i antall dager med nedbør vil være gunstig for lav, moser og andre planter som trenger jevn tilgang på fuktighet for å vokse.
- *Snødekkets tykkelse, varighet og kvalitet* (f.eks. mengde av is etter tine/fryseepisoder), der tykkelse og varighet forventes å bli redusert, mens mengden av tine/fryseepisoder forventes å øke (ev. unntatt i de sørligste/lavest liggende områdene). Snødekkets varighet og egenskaper har særlig betydning for organismer som lever under snøen (planter, insekter, smågnagere). Isdannelse kan gjøre levetilstandene mindre gunstige for arter under snøen og kan vanskeliggjøre næringssøk for arter som lever oppå snøen og søker næring på bakken (f.eks. ryper, villrein). Manglende snødekke om vinteren/våren kan gi planter, spesielt lyng som blåbær, tyttebær og krekling, tørke- og frostskaider, samt eksponere pattedyr og fugler med hvit vinterdrakt.

**Forurensinger** kan omfatte både lokale og langtransporterte tilførsler av forsurende svovel- og nitrogenforbindelser, eutrofierende nitrogenforbindelser og ulike miljøgifter i form av bakkenært ozon, tungmetaller, radioaktivitet og ulike organiske forbindelser. Tilførselen av forsurende svovelforbindelser er sterkt redusert de siste 30 årene, og effektene kan nå anses for marginale for det meste av terrestriske økosystemer i Norge (Austnes mfl. 2018). Også tilførsler av en del tungmetaller og andre miljøgifter er redusert, men både bakkenært ozon og en del nyere organiske miljøgifter påvirker fortsatt naturmiljøet. Vi har imidlertid så langt i TOV ikke greid å påvise noen effekter av slike miljøgifter for organismene i TOV-områdene (Framstad 2020). For TOV-områdene anser vi derfor at langtransporterte tilførsler av nitrogenforbindelser nå er mest relevant, og disse varierer over større regioner, med særlig betydning i sørvestlige deler av Norge (Austnes mfl. 2018). Tilførsel av nitrogenforbindelser har i hovedsak en eutrofierende effekt og fører til endringer i artssammensetningen i bunn- og feltsjikt og blant epifyttene, samt endringer i jordkjemi og trolig i nedbrytersamfunnet. Effekter på andre deler av økosystemet er i hovedsak indirekte via vegetasjonen. Klimaendringer som økt temperatur og lengre vekstsesong kan samvirke med økt nitrogentilførsel og forsterke endringene i vegetasjonen.

**Arealbruk** i TOV-områdene omfatter i hovedsak pågående utmarksbeite (av bufe og tamrein i bjørkeskogsområdene) og eventuelle suksesjonseffekter av tidligere utmarksbruk og skogbruk, foruten en viss ferdsel knyttet til friluftsliv i noen områder. Effektene av slik arealbruk viser seg særlig i markvegetasjonens artssammensetning og struktur, men trolig også i grad av foryngelse og fortetting av tresjiktet. Effekter på andre deler av økosystemet er i hovedsak indirekte via vegetasjonen, i form av mengde og kvalitet av beiteplanter for ville planteetere. Ferdsel kan imidlertid forstyrre dyrelivet.

**Bestandsreguleringer** av store rovdyr medfører at bestandene er svært mye mindre enn de ville vært naturlig. Dette har en sterk motsatt effekt på rovdyrenes byttedyr, der særlig hjortedyrene har vesentlig større bestander enn man kan forvente under naturlige forhold. Dette skyldes også andre forvaltningsiltak som rettet avskyting for å opprettholde en stor høstbar bestand, og

skogforvaltning som fører til stor arealandel tidlige suksesjonstrinn med lauvoppslag som er viktig vinternæring for elg og hjort. Mengden av hjortedyr medfører at deres beitetrykk er mye høyere enn tidligere og har en annen innretning enn beitetrykk fra husdyr på utmarksbeite (Austrheim mfl. 2011). Effektene omfatter i hovedsak endringer i artssammensetningen av felt- og busksjikt og muligens endringer i beitekvaliteten, med effekter på andre planteetere. Jakt på småvilt har i hovedsak effekter på deres bestander og ev. på deres noen av predatorer.

## 3.2 Sentrale økosystemkomponenter og interaksjoner

En konseptuell modell for et økosystem kan ikke omfatte alle komponenter i økosystemet, til det er selv de enkleste økosystemene for komplekse. En slik modell kan bare dekke de mest sentrale komponentene i økosystemet. Hva som er sentrale komponenter, kan begrunnes på flere måter, men i vår sammenheng må disse knyttes til målsettingene med overvåkingen. Hovedmålet for TOV er å følge utviklingen for vanlige arter i vanlige økosystemer og dokumentere i hvilken grad menneskeskapte påvirkninger synes å føre til endringer i økosystemet. For å tolke observasjonene riktig må man forstå dynamikken i økosystemet best mulig, både fra naturens side og som følge av menneskelig påvirkning. Det innebærer å følge og forstå endringene for vanlige arter og for de funksjonene som har størst betydning for økosystemets dynamikk. Det er ikke en sentral målsetting for TOV å følge utviklingen for truede og sårbare arter eller for økosystemtjenester som er viktige for mennesker. Derimot er det viktig at TOVs resultater kan bidra til å møte miljøforvaltningens kunnskapsbehov, ikke minst for Naturindeksen og Fagsystemet for økologisk tilstand.

Her drøfter vi først ulike aktuelle komponenter for TOVs økosystemer, ut fra deres betydning for å forstå økosystemets dynamikk og effekter av viktig menneskelig påvirkning. I kapittel 5 kommer vi tilbake til prioritering av overvåkingskomponenter i lys av eksisterende kunnskap og ulike praktiske forhold som teknologi og ressurser.

To typer komponenter er sentrale i alle økosystemer: *primærprodusenter* som bygger opp økosystemenes biomasse, og *nedbrytere* som sørger for at dødt organisk materiale brytes ned og næringsstoffer frigjøres for å inngå i nærings sirkulasjonen igjen.

### Primærprodusenter

I terrestriske økosystemer i skog og fjell omfatter viktige primærprodusenter arter med stor aktiv fotosyntese, enten ved stor total 'grønn' biomasse eller ved høy produksjon pr. biomasseenhet. I skog omfatter dette særlig trær, busker og vanlig forekommende, rasktvoksende gras og urter, samt store bladmoser. I TOV er følgende komponenter innen primærprodusentene aktuelle å overvåke:

- *Trær og busker* representerer en stor andel av plantebiomassen og primærproduksjonen. De utgjør viktige strukturelementer i økosystemet som habitat for mange andre arter og ved å påvirke lokale klima- og snøforhold. Trær med et langt livsløp bidrar til å stabilisere de lokale økologiske forholdene. De er viktig næring for hjortedyr og andre planteetere, spesielt om vinteren. De vil bli direkte påvirket av klimaendringer, nitrogentilførsel og arealbruk, så vel som av endringer i bestander av ville og tamme beitedyr. Selv om endringer i tresjiktet ofte er relativt langsomme, er det viktig å dokumentere endringer i tre- og busksjikt for å kunne vurdere hvordan slike endringer kan påvirke andre økosystemkomponenter.
- *Gras, urter og karsporeplanter* representerer ofte en stor del av plantebiomassen, særlig i åpne områder, og rasktvoksende arter utgjør mye av primærproduksjonen. De er viktig næring for en stor andel av planteeterne, spesielt typiske grasetere. De vil bli direkte påvirket av klimaendringer, nitrogentilførsel og arealbruk, så vel som av endringer i bestander av ville og tamme beitedyr, og responderer raskt og variert på slike påvirkninger.
- *Lyng og andre små vedaktige planter* representerer lokalt en betydelig del av plantebiomassen og primærproduksjonen. Bærlyng representerer en viktig næringsressurs for

mange planteetere både sommer og vinter. De vil bli direkte påvirket av klimaendringer, nitrogentilførsel og arealbruk, så vel som av endringer i bestander av ville og tamme beitedyr, og responderer forholdsvis raskt på slike påvirkninger, og ofte på annen måte enn gras og urter.

- *Moser og lav* kan utgjøre en betydelig del av plantebiomassen i markvegetasjonen. Lav har generelt lav produktivitet, men store bladmoser kan stedvis stå for en stor andel av primærproduksjonen i markvegetasjonen. Tett mosedekke kan påvirke etablering av andre plantearter. Generelt er moser og lav mindre viktige som næring, men de kan være viktige for enkelte planteetere i deler av året. De vil bli direkte påvirket av klimaendringer, nitrogentilførsel og arealbruk, og responderer raskt på slike påvirkninger.
- *Epifytter* (i hovedsak lav) utgjør lite av plantebiomassen eller primærproduksjonen, men kan være viktig habitat for insekter og næringshabitat for fugler. De vil bli direkte påvirket av klimaendringer og nitrogentilførsel, og responderer raskt på slike påvirkninger.

I dagens TOV overvåkes allerede artssammensetning og mengde av enkeltarter i markvegetasjonen (gras, urter, karsporeplanter, lyng, andre vedaktige planter i feltsjiktet, moser og lav), så vel som for epifytter på bjørkestammer. Disse komponentene viser variert respons på viktige påvirkninger som klimaendringer og nitrogentilførsel. Markvegetasjonen er også en helt sentral komponent i økosystemet, som grunnlag for en stor del av det plantebaserte næringsnett. Følgelig bør denne pågående overvåkingen fortsette. Imidlertid mangler vi viktig informasjon om vegetasjonens biomasse og beitekvalitet for å knytte vegetasjonen nærmere planteeterne i økosystemet. Busker og trær har også stor betydning for både planter og dyr, som påvirkning på miljøet, som habitat og næringsressurs. Busker og trær er imidlertid ikke godt nok dekket av dagens overvåking, verken ved løpende registreringer eller over stor nok del av TOV-områdene.

#### **Jordbunnsorganismer: nedbrytere og mykorrhiza**

Det er stor gjensidig påvirkning mellom særlig vegetasjonen over bakken og økosystemkomponenter og prosesser under bakken (Bardgett & Wardle 2010). Både biologiske og kjemiske prosesser i jordsmonnet har svært stor betydning for vegetasjonen. Tilsvarende har vegetasjonen og andre komponenter over bakken stor betydning for prosessene i jorda. Jordbunnsorganismer vil trolig påvirkes direkte og indirekte (via vegetasjonen over bakken) av klimaendringer, nitrogentilførsel og arealbruk. Kunnskapen om arter og prosesser i jordsmonnet, så vel som interaksjonene mellom komponenter over og under bakken, er imidlertid begrenset. Det er også betydelige metodiske utfordringer knyttet til overvåking av jordbunnsorganismer (Geisen mfl. 2019), men molekylære metoder kan brukes for flere av gruppene (Orgiazzi mfl. 2015).

*Nedbrytere* omfatter et stort og variert antall arter av invertebrater, sopp og bakterier som lever i og på dødt organisk materiale over, på og under bakken. I skog er særlig dødt trevirke en viktig ressurs for nedbrytere. I alle økosystemer er nedbrytere i jordsmonnet sentrale for omdanning av dødt organisk materiale til tilgjengelige næringsstoffer. Hvilke nedbryterorganismer som dominerer, kan ha betydning for hvordan nedbrytingen foregår og hvilke næringsstoffer som frigjøres i hvilken form.

*Mykorrhiza* har en nøkkelrolle for levedyktigheten og produktiviteten til de fleste arter av trær, busker, lyng og for mange andre plantearter, så vel som i ressursstrømmene mellom komponenter over og under bakken (Tedersoo mfl. 2020). Ulike former for mykorrhiza (ektotrof og endotrof mykorrhiza med undergrupper) kan ha ulike funksjonelle egenskaper. Noen ektotrofe mykorrhizasopper kan bl.a. veksle mellom å fungere som mykorrhiza og som nedbrytere (saprotrofe). Kunnskapen om mykorrhizas mer spesifikke funksjonelle rolle i økosystemet er imidlertid begrenset.

I TOV er det ønskelig å starte overvåking av deler av både nedbrytersamfunnet og mykorrhiza, spesielt de delene som trolig har mest å si for mobilisering av næringsstoffer for plantene. Dette vil imidlertid kreve et mer omfattende utviklingsarbeid for å fastslå egnede indikatorer og metoder. Foreløpig er det derfor mest realistisk å starte en enkel overvåking av nedbrytingshastighet som en sentral prosess for mobilisering av næringsstoffer.



## Pollinatorer

Diverse arter fra ulike insektgrupper har en nøkkelrolle i reproduksjonsbiologien til mange plantearter som pollinatorer. De vil påvirkes direkte av klimaendringer og arealbruk, noe som kan føre til reduserte bestander og avvik i deres fenologi sammenliknet med plantene de skal pollinere. En ev. overvåking av pollinatorer i TOV krever en nærmere avklaring av indikatorer og metoder.

## Planteetere (herbivorer, primærkonsumenter)

Planteetere omfatter et stort og variert antall arter av invertebrater og betydelig færre arter av pattedyr og fugler. Hvordan disse artene utnytter plantebiomassen, varierer svært mye, fra generalister (f.eks. hjortedyr) som spiser store mengder gras, urter, bærlyng, bladverk og dels greiner, til spesialiserte plantesugere eller frøpredatorer. Planteetere har en betydelig påvirkning på plantenes fysiologi, vekstform, reproduksjon, biomasse og produksjon, så vel som på vegetasjonens artssammensetning. Tallrike arter eller store arter representerer viktige byttedyr for ulike rovdyr. Invertebrater vil bli påvirket både direkte og indirekte ved klimaendringer. Pattedyr og planteetende fugler vil i hovedsak bli påvirket indirekte av klimaendringer, nitrogentilførsel og arealbruk via endringer i habitat og næringstilgang, samt direkte ved høsting av jaktbare arter. Spesielt invertebrater omfatter et stort antall arter med ulike tilpasninger og mulige responser på miljøendringer. Også fugler omfatter en god del arter med ulike tilpasninger. Den økologiske betydningen til de ulike gruppene av planteetere varierer, og de viktigste er sannsynligvis følgende:

- *Invertebrater* omfatter svært mange ulike arter, med generelt lite kunnskap om forekomst og økologi. De mange artene av tallrike invertebrater må antas å ha stor betydning for plantene, men det er spesielt ved masseforekomster av enkelte arter som f.eks. bjørkemålere eller barkbiller at effektene på vegetasjonen blir særlig tydelige, ved bl.a. endringer i vegetasjonens artssammensetning og struktur.
- *Ville hjortedyr og husdyr* representerer en stor andel av biomassen av planteetere og kan ha betydelig effekt på vegetasjonens utforming og artssammensetning.
- *Smågnagere* kan opptre i svært store bestander med noen års mellomrom og har da særlig stor effekt på vegetasjonen og andre deler av økosystemet.
- *Spurvefugler* har stor betydning for frøspredning hos en del plantearter, men fugler har ellers liten betydning for plantene. De utgjør imidlertid byttedyr for ulike rovdyr og rovfugler. Hakkespetter har dessuten en viktig rolle som produsent av reirhull for andre arter.

Samspeillet mellom planteeterne og plantene som næringsressurs er av spesiell interesse. Ved store bestander av planteetere og under spesielle miljøforhold kan tilgjengelig mengde plantebiomasse være begrenset, f.eks. ved mye snø om vinteren. Imidlertid er det trolig plantenes næringskvalitet, i form av lett fordøybare karbohydrater og proteiner, som oftest er begrensende for planteeterne. I tillegg vil mange planter ha ulike kjemiske forsvarsstoffer mot beiting. Plantenes næringskvalitet varierer gjennom året, med redusert kvalitet utover i vekstsesongen, og mellom år. Mange planter har med noen års mellomrom spesielt høy produksjon av frø eller bær (Laine & Henttonen 1983, Selås 2000). I disse årene har de også ofte redusert evne til å opprettholde et kjemisk beiteforsvar, slik at plantene da har særlig høy beitekvalitet (Selås 1997). I tillegg har mange planter evne til å forsterke sitt kjemiske beiteforsvar dersom de blir beitet eller fysisk skadet på annen måte (Haukioja 1980, Seldal mfl. 1994). Plantenes evne til kjemisk beiteforsvar varierer med miljøforholdene. Ved god tilgang på næringsstoffer og i mildt, fuktig klima kan plantene opprettholde eller raskt gjenopprette et slikt forsvar.

I TOV er det mest aktuelt å overvåke arter som har stor betydning for plantene, dvs. planteetere som tar en stor del av plantebiomassen og/eller påvirker vegetasjonens artssammensetning eller struktur, dvs. hjortedyr, husdyr, smågnagere og insekter med gjentatte masseforekomster. Selv om flere andre planteetende invertebrater trolig også er viktige for plantene, er kunnskapen foreløpig for dårlig til å identifisere relevante indikatorer. Enkelte arter, f.eks. spurvefugler, har en viktig rolle for mange planters frøspredning. I tillegg kan det være planteetere som ikke er veldig viktige for plantene, men som representerer et viktig bindeledd mellom planter og predatorer, f.eks. hønsefugler.

## Predatorer

Et stort antall arter av invertebrater og noen arter av pattedyr og fugler konsumerer andre levende dyr, men de kan også utnytte allerede døde dyr (åtsler). Mange er mer omnivore og utnytter i tillegg deler av planter, ofte frø, bær og andre plantedeler med høyt næringsinnhold. Invertebrater, spissmus, spurvefugler og vadefugler tar i hovedsak ulike invertebrater, mens større pattedyr og fugler har andre pattedyr og fugler som bytte.

Selv om predatorer, spesielt av invertebrater, kan omfatte mange arter og individer, vil deres samlede biomasse være vesentlig mindre enn biomassen av deres byttedyr, siden biomassen på ett trofisk nivå bare vil utgjøre ca. 10% av biomassen på nivået under. Dermed kan det diskuteres hvilken rolle predatorer har i økosystemet, dvs. om de trass i en lav andel av økosystemets biomasse, likevel har en rolle i reguleringen av økosystemets struktur og dynamikk. Argumenter for og mot predatorers betydning er framført av henholdsvis Terborgh (2015) og White (2013). Oksanen mfl. (1981) har argumentert for at det vil variere med økosystemenes produktivitet om dynamikken i økosystemet i hovedsak er regulert ved ressurstilgangen for plantene (bottom-up) eller ved predatorers begrensning av biomassen til planteetere (top-down).

En godt kjent hypotese om årsaken til de nokså regelmessige bestandsfluktuasjonene hos smågnagere er en tidsforsinket respons hos spesialistpredatorer som røyskatt og snømus (Hanski mfl. 2001). Generalister som rødrev og kråkefugler kan også ha betydning for reproduksjonssuksess og bestandsutvikling for fugler og mindre pattedyr (Hagen 1952). Med dagens svært lave bestandsnivåer for store rovdyr (ulv, bjørn, gaupe, jerv) er det åpenbart at de bare vil ha en marginal virkning på bestandsdynamikken hos sine byttedyr. I tillegg har disse rovdyrene så store leveområder at overvåking i avgrensede områder som i TOV ikke er hensiktsmessig. Disse artene dekkes dessuten av egne nasjonale overvåkingsprogrammer. For TOVs økosystemer kan vi trolig fastslå at bestandsdynamikken hos byttedyrene er viktig for predatorenes reproduksjonssuksess og bestandsnivå, mens det varierer i hvilken grad predatorene påvirker bestandsdynamikken til byttedyrene. For invertebrater er kunnskapen for dårlig til å kunne vurdere deres rolle nærmere.

Følgende grupper av predatorer kan være relevante å inkludere i overvåking i TOV:

- *Røyskatt og snømus* er spesialistpredatorer på smågnagere, dvs. de kan jakte smågnagere under snøen og i hulrom under bakken. De inngår i en aktuell hypotese for smågnageres bestandsfluktuasjoner.
- *Mellomstore predatorer*, særlig rødrev, er opportunistiske og kan påvirke reproduksjonssuksess og bestandsnivå hos sine vanligste byttedyr. Om de påvirker økosystemets dynamikk i vesentlig grad, er usikkert, men de ansees som sentrale predatorer bl.a. på hønsfugl. I tillegg kan disse artene sammenfatte mer komplekse effekter av påvirkninger gjennom andre deler av næringsnett.
- *Spurvefugler, hakkespetter og vadefugler* har i hovedsak ulike invertebrater som byttedyr i reproduksjonsperioden. Unntak er kråkefugler og enkelte andre arter som også kan ta egg, fugleunger og småpattedyr. Hakkespetter har dessuten en viktig funksjon som produsenter av reirhull som kan brukes av andre arter. Det er usikkert om disse artenes rolle som predatorer har noen vesentlig påvirkning på økosystemets dynamikk. De utgjør imidlertid et bredt spekter av arter med ulike tilpasninger og kan slik sett være interessante å følge for å fange opp effekter av ulike påvirkninger på økosystemet.
- *Rovfugler* omfatter falker, våker, ørner og ugler som er predatorer på fugler og små til mellomstore pattedyr. Rovfugler er topp-predatorer, med forholdsvis lang livslengde, og de er dermed utsatt for miljøgifter akkumulert gjennom næringskjeden. De har generelt begrenset betydning for bestandsdynamikken hos sine byttedyr, men predasjon fra rovfugl kan være viktig for enkelte byttedyrarter som f.eks. ryper (Sandercock mfl. 2011). Som arter på toppen av næringskjeder kan rovfugl sammenfatte mer komplekse effekter av påvirkninger gjennom andre deler av næringsnett og slik sett være en indikator for økosystemets 'helsetilstand'.

### Parasitter og andre patogene organismer

Virus, bakterier, sopp og ulike parasittiske dyr finnes i en mengde former hos alle typer organismer, både dyr og planter. De kan karakteriseres som organismer som utnytter andre organismer for sin næring og påfører dem mer eller mindre skade, ofte med sykdom og for tidlig død av vertsorganismen som følge. For de aller fleste viltlevende arter har vi svært dårlig kunnskap om forekomsten av ulike parasitter og andre patogener, ikke minst om hvilken betydning slike skadeorganismer har for vertsorganismenes bestandsdynamikk. De fleste parasitter og vertsorganismer har en lang felles evolusjonær historie, der vertene ofte har utviklet ulike forsvarsmekanismer og tilpasninger. Dermed kan hoveddelen av påvirkningen fra parasitter og andre patogener kanskje betraktes som en del av vertsorganismenes normale miljøbetingelser som sjelden fører til større endringer i vertenes bestandsutvikling. Fra tid til annen kan imidlertid angrep fra parasitter eller andre patogener føre til store endringer i vertenes bestandsutvikling. Dette kan skje ved introduksjon av nye patogener som vertene ikke er tilpasset, ved nye vektorer som bringer patogenene i kontakt med vertene på en ny måte, eller under miljøforhold som øker patogenenes spredningsevne eller virulens, som svekker vertenes forsvarsmekanismer, eller som eksponerer vertene på nye måter. I TOVs økosystemer er slik påvirkning fra skadeorganismer bare kjent ved større soppangrep på bjørk og blåbær. For øvrig har vi ikke kunnskap om forekomst eller økologiske betydning for parasitter og andre patogener i TOV-områdene. For å få slik informasjon for slike organismer knyttet til artene som overvåkes i TOV, må det utføres destruktiv innsamling av individer eller materiale. Det er derfor lite aktuelt å starte overvåking av slike organismer som del av TOV.

### Aktuelle komponenter i konseptuelle modeller for TOVs økosystemer

I **tabell 3.1** er ulike typer av økosystemkomponenter listet opp, med stikkord for deres betydning i økosystemet ut fra TOVs formål. Ut fra gjennomgangen av disse komponentene kan vi skissere overordnede konseptuelle modeller for økosystemene i bjørkeskog og granskog (hhv. **figur 3.3A** og **3.3B**). Her har vi i utgangspunktet inkludert økosystemkomponenter som i dag dekkes i TOV, samt en del andre komponenter. Disse andre komponentene omfatter dels komponenter som sannsynligvis spiller viktige roller i økosystemet, og enkelte andre komponenter (ulike predatorer) som neppe har en vesentlig rolle i økosystemets dynamikk, men som kan sammenfatte effekter i andre deler av økosystemet. De ulike økosystemkomponentenes respons på forskjellige påvirkningsfaktorer er sammenfattet i **tabell 3.1** og utdypet i **vedlegg 2**.

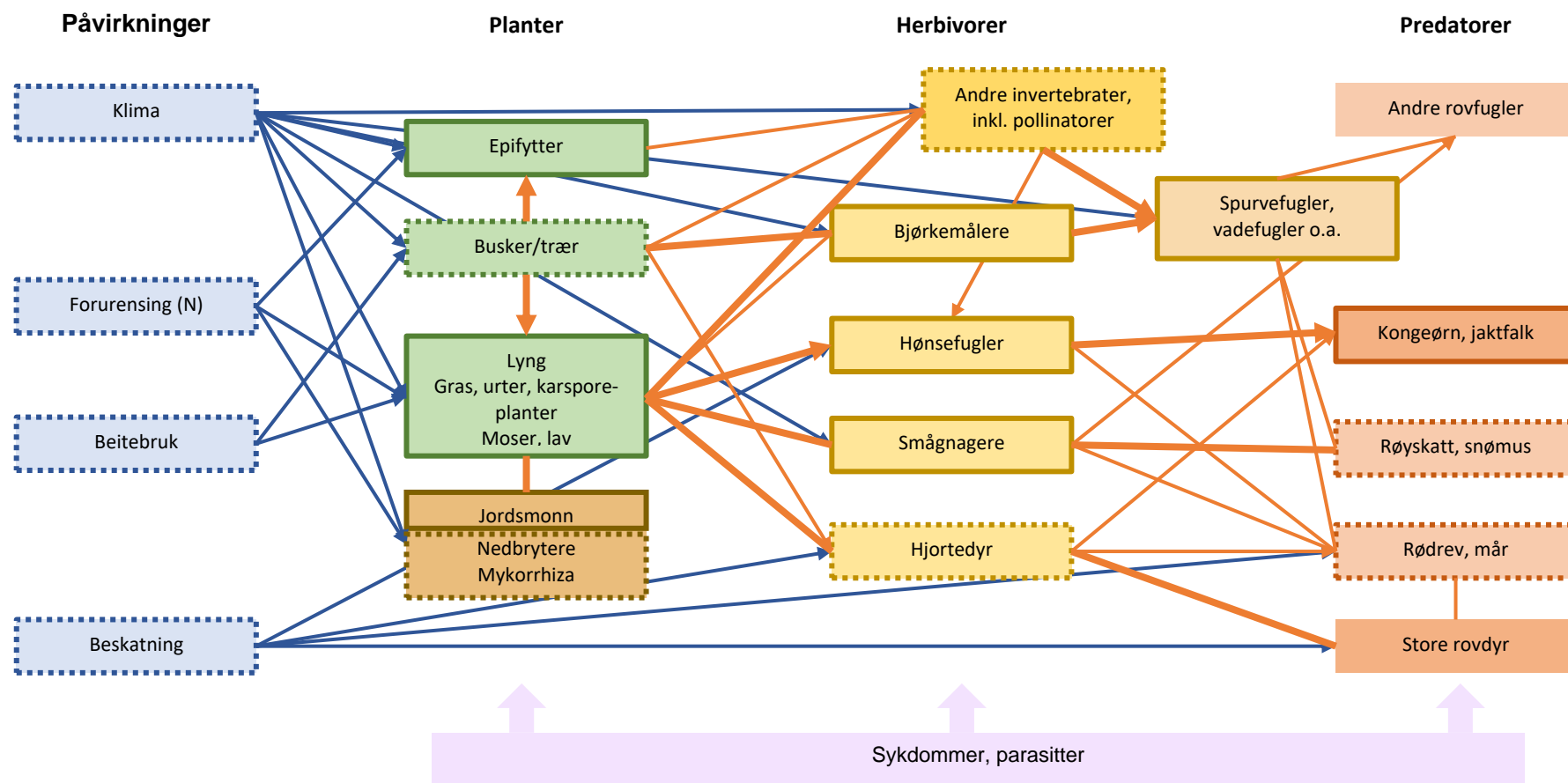
Disse komponentene kan grupperes i to hovednæringskjeder som vist i **figur 3.4**. Den ene omfatter energistrøm fra planter via planteetere og predatorer blant invertebrater til spurvefugler/vadefugler og videre til rovfugler, mens den andre går fra planter via planteetere blant pattedyr og fugler til små og mellomstore rovdyr og toppredatorer (jaktfalk, kongeørn, store rovdyr). De fleste rovfugler og rovpattedyr er i stor grad opportunister som vil kunne ta bytte uavhengig av disse spesifikke næringskjedene, så lenge byttet er passe stort og tilgjengelig for predatorenes jaktteknikk. Begge næringskjeder er i hovedsak aktuelle for både bjørkeskog og granskog, men enkelte komponenter er mindre relevante i granskog.

## 3.3 Overvåkingsvariabler og datagrunnlag for sentrale økosystemkomponenter

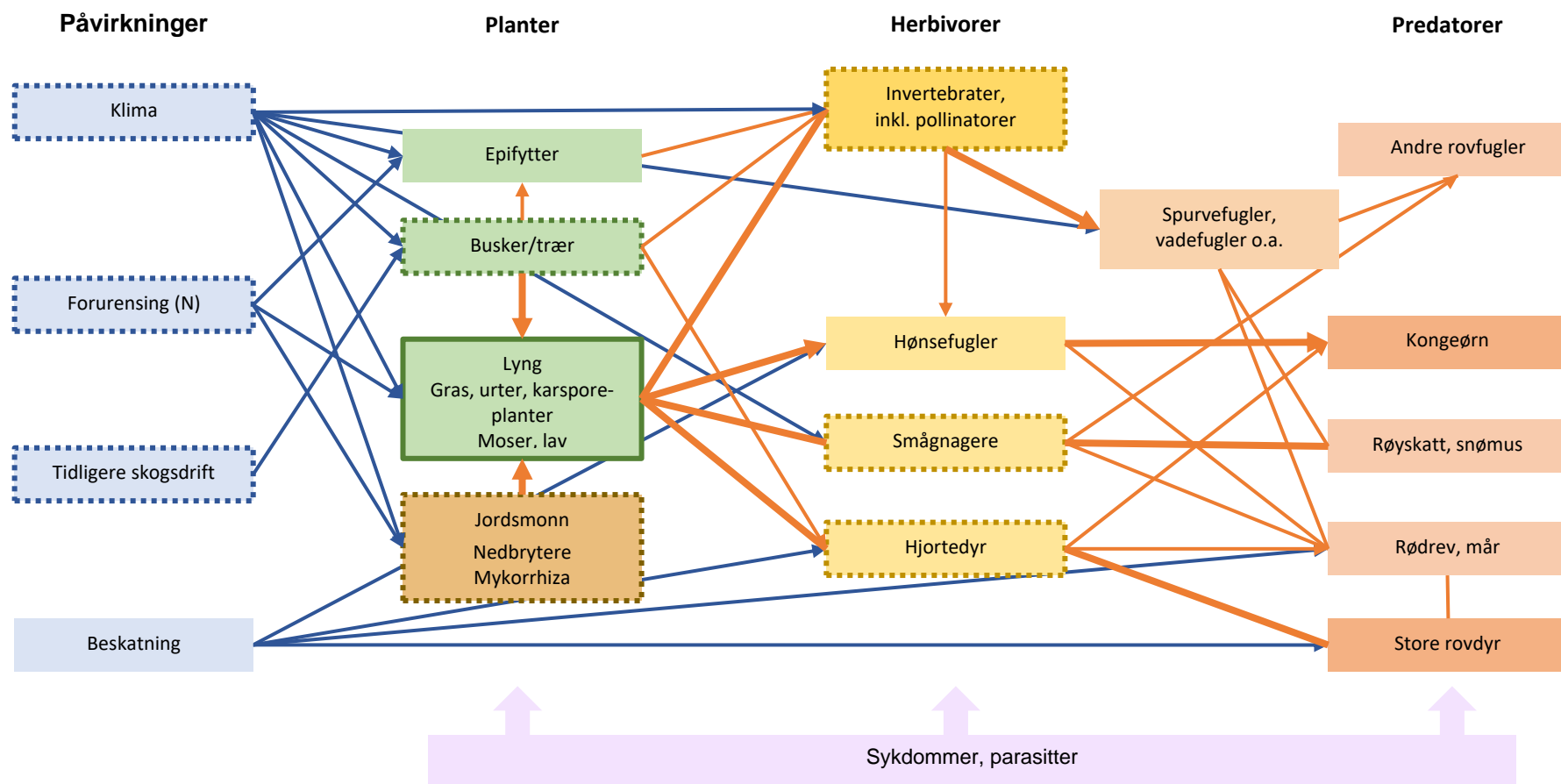
### Komponenter i dagens overvåking

Økosystemkomponenter som i stor grad allerede er dekket av dagens overvåkingsaktiviteter i TOV, er markert med tykk, heltrukken ramme i **figur 3.3**, mens andre viktige komponenter er markert med stiplet ramme. For bjørkeskog dekker dagens TOV flere sentrale komponenter for jordkjemi, planter og planteetere, men begrenset grad viktige predatorer, siden data for røyskatt, snømus og mellompredatorer som rødrev og mår mangler. Ellers er data for viktige påvirkningsfaktorer (snø, beitepåvirkning) mangelfulle, så vel som for trær og busker, mens data for jordbunnsorganismer, andre invertebrater og hjortedyr mangler helt.





**Figur 3.3A** Overordnet konseptuell modell for TOVs bjørkeskogsområder, med angivelse av viktigste komponenter og påvirkninger via næringskjeder og ev. andre mekanismer. Komponenter som TOV allerede dekker, er gitt med heltrukket ramme, andre viktige komponenter med stiple ramme (noen av disse er dels dekket enkelte år). Piler indikerer om påvirkningen bare går én vei. Noen særlig viktige forbindelser mellom økosystemkomponenter er angitt med tykk linje. Mørkere farge for predatorer indikerer plassering høyere i næringskjeden.

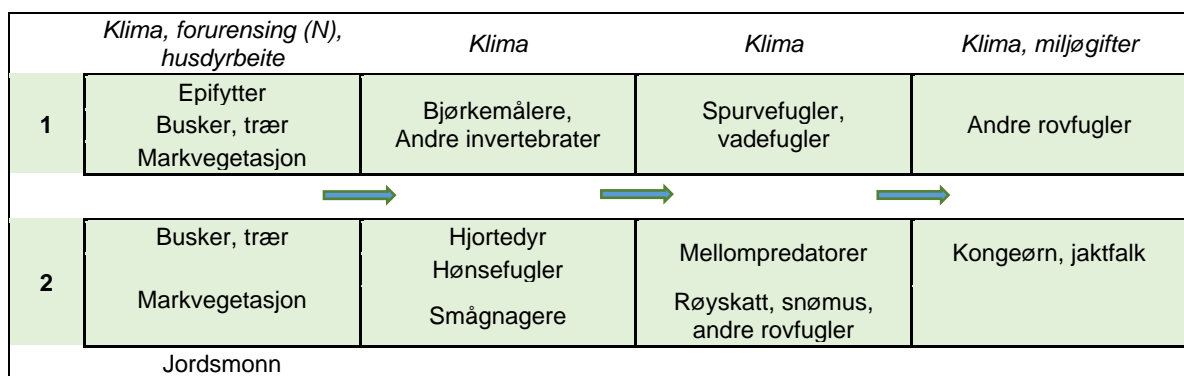


**Figur 3.3B** Overordnet konseptuell modell for TOVs granskogsområder, med angivelse av viktigste komponenter og påvirkninger via næringskjeder og ev. andre mekanismer. Komponenter som TOV allerede dekker med løpende overvåking, er gitt med heltrukket ramme, andre viktige komponenter med stiplet ramme (for noen av disse finnes data for Solhomfjell, eller for tidligere omløp i øvrige granskogsområder). Piler indikerer om påvirkningen bare går én vei. Noen særlig viktige forbindelser mellom økosystemkomponenter er angitt med tykk linje. Mørkere farge for predatorer indikerer plassering høyere i næringskjeden.

**Tabell 3.1** *Typer av komponenter i økosystemer på fastmark i skog og fjell, samt deres betydning for økosystemets dynamikk og responser på viktige menneskeskapt påvirkninger. Blant konsumentene (planteetere, predatorer) kan flere arter omfatte begge funksjoner og kunne klassifiseres som omnivore. Særlig viktige komponenter er markert med grønn bakgrunn.*

Komponenter	Betydning for økosystemet	Respons på påvirkninger
<b>Organismer i jordbunn, død ved, møkk, kadaver</b>		
Nedbrytere	Helt sentral rolle i nedbryting av organisk materiale og for opprettholdelse av nærings sirkulasjon	Dårlig kjent, men responderer sannsynligvis i betydelig grad på klimaendringer, N-tilførsel, forsuring og arealbruk
- bakterier, sopp		
- invertebrater		
Mykorrhiza	Sentral rolle for vekst og funksjon hos trær og en rekke andre plantearter	
Andre organismer	I hovedsak predatorer, kan ha viktig rolle i regulering av bestander	Som for nedbrytere, direkte og indirekte effekter
<b>Primærprodusenter</b>		
Trær, busker	Helt sentral rolle som primærprodusenter av biomasse og grunnlag for organismer på andre trofiske nivåer, samt som vertikal struktur og substrat/habitat for en rekke arter. Stor betydning for jordbunnsforhold (næring, temperatur, fuktighet). Trærnes lange livsløp stabiliserer økosystemet.	Responderer langsomt på klimaendringer, N-tilførsel og ekstensiv arealbruk; rask respons på avvirkning
Markvegetasjon		
- gras, urter, karsporeplanter	Helt sentral rolle som primærprodusenter av biomasse og grunnlag for organismer på andre trofiske nivåer. Stor betydning for jordbunnsforhold (næring, temperatur, fuktighet). Noen arter har spesiell rolle som næringsressurs (frø, bær, lagringsorganer) og eller som vinternæring	Rask og variert respons på klimaendringer, N-tilførsel, arealbruk; bl.a. endringer i artssammensetning og beitekvalitet
- lyng og andre små vedaktige planter		
- moser	Stedvis viktig primærprodusent. Kan påvirke hydrologi og etablering og vekst av andre planter. Næring for enkelte planteetere.	Rask og variert respons på klimaendringer, N-tilførsel, arealbruk
- lav	Viktig vinternæring for enkelte sentrale arter (hjordedyr)	
Epifytter	Habitat for insekter, næringshabitat for fugler	Rask og variert respons på klimaendringer, N-tilførsel, forsuring
<b>Pollinatorer</b>		
Invertebrater	Mange ulike artsgrupper, sentral rolle for reproduksjonssuksess hos mange plantearter	Følsomme for klimaendringer, arealbruk, N-tilførsel, direkte eller indirekte via plantene
<b>Herbivorer</b>		
Invertebrater	Mange arter med ulik funksjon. Masseforekomster av bjørkemålere og barkbiller med stor effekt på trær, busker, lyng. Noen arter er vektorer for sykdommer. Ellers til dels dårlig kjente økologiske effekter	Følsomme for klimaendringer, indirekte også følsomme for N-tilførsel, arealbruk som påvirker habitat og næringstilgang
Smågnagere	Bestandsfluktuasjoner med høye topper har betydelig effekt på planter, næringsomsetning, spesialiserte rovdyr/fugler og indirekte andre små byttedyr	Følsomme for klimaendringer (snøforhold, sommerklima) og endring i habitat/næring ved endret arealbruk
Hare, bever	Lokal effekt av på lauvtrær (vinterbeite på unge trær for hare); bytte for ulike predatorer	Indirekte effekt av klimaendring, arealbruk
Hjordedyr	Betydelig effekt av store bestander ved vinterbeiting på lauvtrær, furu, busker, til dels artssammensetning i markvegetasjonen	Indirekte effekt av klimaendring, arealbruk
Spurvefugler	Predasjon på og spredning av frø/bær, bytte for predatorer	Variert respons på klimaendring (fenologi) og arealbruk (endring av habitat, næring)

Komponenter	Betydning for økosystemet	Respons på påvirkninger
Hønsefugler	Bytte for predatorer	Respons på klimaendring (fenologi) og arealbruk (endring av habitat, næring)
<b>Predatorer</b>		
Invertebrater	Mange arter; dårlig kjente roller i økosystemet	Direkte effekter av klimaendringer, indirekte av arealbruk
Spissmus	I hovedsak predator på invertebrater, usikker økologisk effekt	I hovedsak indirekte effekter av klimaendringer og arealbruk; direkte effekter av klimaendringer på fenologi. Mulige effekter av miljøgifter på toppredatorer (særlig rovfugler).
Røyskatt, snømus	Viktige predatorer på smågnagere; mulig regulering av bestandsdynamikken	
Mår, grevling, rødrev, fjellrev	Viktige predatorer på smågnagere, fugler; antas ikke å regulere bestandsdynamikken	
Ulv, gaupe, bjørn, jerv	Toppredatorer; for lave bestander til å ha vesentlig effekt på bestandsdynamikk og beiteatferd hos byttedyr eller andre predatorer	
Spurvefugler (inkl. kråkefugler), spetter, vadefugler etc	I hovedsak predatorer på ulike invertebrater; kan lokalt ta store mengder, men neppe vesentlig effekt på byttedyrenes dynamikk; kråkefugler kan være viktige predatorer på egg og unger av andre fugler; spetter har viktig rolle som produsent av reirhull	
Falker, våker, ugler etc	Predatorer på småpattedyr, fugler; begrenset effekt på byttedyrenes dynamikk	
Kongeørn	Predator på hønsefugl, hare, små hjortedyr; neppe vesentlig effekt på byttedyrenes dynamikk	
<b>Patogener</b>		
Bakterier, sopp	Omfattende forekomst og sannsynligvis viktige, men økologiske effekter er svært dårlig kjent	I hovedsak indirekte via endringer i habitat, vektorer eller vertsorganismens eksponering eller følsomhet
Parasitter		



**Figur 3.4** Påvirkninger (kursiv) og to hovednæringskjeder (grønn markering) for de konseptuelle modellene for bjørkeskog og granskog. Husdyrbeite, bjørkemålere og jaktfalk er lite relevant for granskog. Jordsmonn omfatter både fysisk-kjemiske egenskaper og jordbiologi, der særlig nedbrytere og mykorrhiza er relevant.

For granskogsområder er dekning i dagens TOV avgrenset til markvegetasjonen. Data for jordkjemi og tresjiktet er samlet inn i flere analyseomløp tidligere i overvåkingsperioden, men datainnsamlingen er ikke videreført (unntatt for tresjiktet i Solhomfjell). Med unntak av Solhomfjell, dekkes heller ingen faunakomponenter, men spor etter beiteaktivitet av hjortedyr og smågnagere på markvegetasjonen registreres. I prinsippet er de fleste økosystemkomponentene for bjørkeskog også aktuelle for barskog. I **figur 3.3B** har vi imidlertid bare markert de komponentene som har særlig betydning for plantene (jf. boksene med stiplet ramme).

## Overvåkingsvariabler og datakilder

Selv om flere komponenter allerede er dekket av dagens overvåking, er det ikke gitt at overvåkingsvariablene fanger opp alle relevante egenskaper ved disse komponentene. Siden TOV skal utvikles som økosystembasert overvåking, er det viktig at overvåkingsvariablene for de ulike komponentene ikke bare representerer viktige egenskaper ved de enkelte komponentene, men at de også dekker viktige relasjoner mellom komponenter som er knyttet sammen i næringskjeder eller som påvirker hverandre på andre måter. Her er det i første rekke sammenhenger mellom komponenter i trofiske nivåer umiddelbart under og over en gitt komponent som bør vurderes. I tillegg kan det være konkurranseforhold mellom komponenter på samme trofiske nivå. I alle tilfeller bør overvåkingsvariablene være relevante for å fange opp de viktigste egenskapene ved slike sammenhenger.

I **tabell 3.2** er ulike påvirkningsfaktorer og økosystemkomponenter listet opp med forslag til aktuelle variabler og datakilder. Betydningen av de ulike økosystemkomponentene er diskutert ovenfor. De aktuelle overvåkingsvariablene i **tabell 3.2** reflekterer både egenskaper som er ansett som viktige for de enkelte komponentene, og egenskaper som antas å kunne belyse viktige sammenhenger mellom ulike komponenter. Disse overvåkingsvariablene er summarisk gjennomgått nedenfor og er diskutert i mer detalj i kapittel 4 og 5:

### Påvirkningsfaktorer

- *Klima*: Her dekkes allerede modellerte døgndata pr. km<sup>2</sup> for temperatur, nedbør, snødekke og snødybde fra Meteorologisk institutt (MET). I tillegg er det satt ut lokale klimaloggere for temperaturmåling flere ganger i døgnet. Disse kan ev. suppleres med klimastasjon for nedbør og lokal måling av snødybde. Satellittdata kan også gi informasjon om klimavariabler, spesielt snødekket.
- *Forurensinger*: Her prioriterer vi data for langtransportert tilførsel og tålegrenser for nitrogen. Dette er modellerte data basert på observasjoner fra NILU og MET, og disse dataene inngår i arbeidet med vurdering av tålegrenser (Austnes mfl. 2018). Satellittdata kan også gi informasjon om ulike typer forurensingsbelastning.
- *Beitepåvirkning*: Det er ønskelig å få data for aktiviteten til tamme og ville beitedyr i TOV-områdene (særlig aktuelt i bjørkeskogsområdene). Det vurderes om viltkameraer og/eller sportellinger kan være egnet til dette. I dag registreres åpenbare beiteskader på markvegetasjonen, men det kan være ønskelig å få mer presise uttrykk for beitetrykket av både husdyr og hjortedyr. Metoder for dette må i så fall utvikles.
- *Beskatning*: Flere aktuelle TOV-komponenter påvirkes av jakt (ryper, hare, hjortevilt, rødrev). Det er ikke aktuelt å registrere jaktaktivitet direkte i TOV-områdene, men jaktstatistikk (for aktivitet eller utbytte) for relevante kommuner kan trolig brukes.

### Jordsmonn og jordbunnorganismer

- *Jordkjemi*: I bjørkeskogsområdene registreres utvalgte jordkjemiske variabler i tilknytning til registreringer av markvegetasjonen. I granskogsområdene er detaljerte jordkjemiske registreringer gjort i første del av overvåkingsperioden, men ikke fulgt opp senere. Det er ønskelig å foreta registreringer av utvalgte jordkjemiske variabler (med størst biologisk betydning) i alle TOV-områder parallelt med vegetasjonsregistreringene.
- *Mykorrhiza*: Den store økologiske betydningen av mykorrhiza er kort diskutert ovenfor. Det er følgelig ønskelig å kunne følge utviklingen i mengde og/eller funksjonelle egenskaper ved mykorrhiza-sopper. Det må avklares nærmere om det finnes egnete økologisk relevante og kostnadseffektive registreringsmetoder (men se Orgiazzi mfl. 2015).
- *Nedbrytere*: Nedbrytersamfunnet av bakterier, sopper og invertebrater i jord og ulike former for dødt organisk materiale har en helt sentral økologisk funksjon som det er svært ønskelig å kunne følge i TOVs økosystemer. Den store variasjonen i ulike organismer og deres økologi gjør det vanskelig å fange opp bredden i nedbrytersamfunnets struktur og funksjon ved noen få overvåkingsvariabler (Geisen mfl. 2019). I første omgang foreslås det å overvåke nedbrytingshastigheten for organisk materiale i jord, enten ved standardiserte organiske prøver ('litter bags'; Keuskamp mfl. 2013, Piolo mfl. 2020) eller ved prøver

basert på lokalt strø. Det må avklares nærmere hva slags indikatorer og metoder som best kan fange opp utviklingen i andre viktige egenskaper ved nedbrytersamfunnet, f.eks. mengde eller aktivitet av ulike funksjonelle grupper.

### Planter, vegetasjon

- *Vegetasjonen generelt*: Det er ønskelig å få fram direkte eller indirekte mål på utviklingen i vegetasjonens biomasse eller produksjon. Dette kan avledes ved f.eks. indeksen NDVI fra satellittmålinger. Slike data kan også gi mål for endringer i vegetasjonens fenologi, som start og slutt på vekstsesongen (som også kan tilnærmes ved meteorologiske data).

**Tabell 3.2** Oversikt over aktuelle variabler for overvåking av de ulike påvirkningsfaktorene og komponentene, samt faktiske eller mulige datakilder for disse variablene. Forslag til prioriterte variabler er angitt med B for bjørkeskog og G for granskog. Variabler med fet skrift dekkes i dagens TOV, mens variabler i kursiv dekkes delvis.

Prio	Komponenter	Aktuelle variabler	Datakilder
B G	Klima	<b>Temperatur</b> : snitt pr døgn/sesong, varmesum, vekstsesong lengde, tine/fryse-episoder	MET 1km <sup>2</sup> -beregnet, lokale klimaloggere
B G	Klima	<i>Nedbør</i> : mengde pr døgn/sesong, nedbørsdager	MET 1km <sup>2</sup> -beregnet, lokale klimaloggere
B G	Klima	<i>Snødekke</i> : varighet, dyp, kvalitet	MET 1km <sup>2</sup> -beregnet, lokale målinger
B G	Forurensing/nitrogen	<i>Nedfall, tålegrenser for vegetasjon</i>	Modellerte data
	Forurensing/miljøgifter	<i>Nivåer i ulike komponenter</i>	Feltinnsamling + labarbeid
B	Husdyrbeite	Relativ tetthet, aktivitet	Viltkameraer, sportelling
	Husdyrbeite	Beitetrykk	Vegetasjonsregistreringer, uthegning?
B G	Jordsmonn	<i>Kjemi</i> (dekket i B, ikke i G)	Jordprøver fra felt
B-G	Jordsmonn	Nedbrytere/nedbryting	Feltprøver/eDNA; standard nedbrytingsforsøk
	Jordsmonn	Mykorrhiza	Feltprøver/eDNA
B G	Vegetasjonen generelt	Grønnhet, grønning over tid ('produksjon'); NDVI eller andre mål	Satellitt med hyppig frekvens (MODIS, ev. andre)
B G	Vegetasjonen generelt	Fenologi for grønning	Satellitt med hyppig frekvens (MODIS, ev. andre)
B G	Busker, trær	<i>Tre/busksjikt: dekning, høyde</i>	Lidar, omløpsfoto, høyoppløste satellitt-data
	Busker, trær	<i>Tre/busksjikt: sammensetning – art, størrelse, levende/dødt</i>	Feltinventering
B G	Markvegetasjon	<b>Dekning/smårutefrekvens</b>	Feltregistrering
B	Markvegetasjon	Biomasse, primærproduksjon	Feltregistrering + modellering
B	Markvegetasjon	Frø/bærproduksjon	Feltregistrering
B	Markvegetasjon	Beitekvalitet	Feltprøver, ev. fjernmåling (NIRS)
B	Epifytter	<b>Dekning, skade på lav</b>	Feltregistrering
B	Bjørkemålere	<b>Relativ tetthet pr art/gruppe</b>	Feltregistrering
	Andre invertebrater	Biomasse	Feltregistrering, labarbeid
	Andre invertebrater	Mengde pr art/gruppe	Feltregistrering, labarbeid, eDNA
B	Smågnagere	<b>Relativ bestandstetthet pr art, demografi</b>	Feltregistrering, labarbeid; tilpassete viltkameraer (gir andre data)
B	Hjortedyr	Relativ tetthet, aktivitet	Viltkameraer, spor/møkkteilinger
	Hjortedyr	Beitetrykk	Vegetasjonsregistreringer, uthegning?
B	Hønsefugler/ryper	<b>Tetthet, produksjon/aldersfordeling</b>	Feltregistrering; Hønsefuglportalen
B	Spurvefugler etc.	<b>Relativ tetthet</b>	Feltregistrering
B	Spurvefugler	<b>Produksjon kassehekkende arter</b>	Feltregistrering
B	Røyskatt, snømus	Relativ tetthet, aktivitet	Tilpassete viltkameraer
B	Rev, kråkefugler	Relativ tetthet, aktivitet	Viltkameraer ev. med åteblokk, sportelling
B	Kongeørn, jaktfalk	<b>Ungeproduksjon</b>	Feltregistrering, Rovdata
	Kongeørn, jaktfalk	Relativ tetthet, aktivitet	Feltregistrering
	Andre rovfugler	Ungeproduksjon	Feltregistrering
	Andre rovfugler	Relativ tetthet, aktivitet	Feltregistrering



- *Trær, busker.* Det er behov for data for utviklingen av høyde og dekning av tre- og busksjikt på ulik romlig skala i TOV-områdene, slik at disse dataene dekker områdene for overvåking av de ulike andre økosystemkomponentene. Det er foreløpig bare gjort forsøk med kvantifisering av kronedekket ved hjelp av 360° fotografering (HemiView) knyttet til prøvefelt for markvegetasjonen og epifyttovervåkingen i bjørkeskogsområdene. I granskogsområdene er det gjort omfattende registreringer av enkelttrær knyttet til prøvefelt for markvegetasjonen i første tre analyseomløp, noe som er fulgt opp videre i Solhomfjell. Det er ønskelig å få data for ev. endringer i artssammensetning av trær og busker for de samme romlige skalaene som dekker alle ulike økosystemkomponenter. Ulike detaljerte fjernmålingsdata kan være aktuelle for dette. Detaljerte data for egenskaper hos enkelttrær krever imidlertid feltregistreringer. I fem høyereliggende bjørkeskogsområder registreres ellers mengden hunnrakler hos bjørk som et mål på frøproduksjonen (jf. under).
- *Markvegetasjon:* Her dekkes registrering av artssammensetning og mengde av karplanter, moser og lav i faste prøveflater, foruten spor av sopp-skader på blåbær og beiteskader på ulike arter. Dette gjøres hvert femte år i bjørkeskogsområdene og Solhomfjell og hvert åttende år i øvrige granskogsområder. Det er svært ønskelig å øke frekvensen for øvrige granskogsområder til hvert femte år, for å få mer et presist bilde av vegetasjonsdynamikken i disse områdene. I tillegg er det ønskelig å få data for utviklingen i markvegetasjonens biomasse, frø/bærproduksjon og beitekvalitet hos utvalgte arter, siden dette har særlig betydning for plantenes interaksjon med planteetere. Slike data kan framskaffes ved detaljerte registreringer eller ved enklere prøvetaking for utvalgte indikatorer, samt ved fjernmålingsdata kombinert med feltkalibrering (f.eks. for stående biomasse). Det kan også være mulig å få data for planters innhold av nitrogen og andre stoffer knyttet til beitekvalitet, ved hjelp av fjernmåling (f.eks. NIRS, se Murguzur mfl. 2019). Det må avklares nærmere hvilke konkrete indikatorer som kan overvåkes med kostnadseffektive metoder.
- *Epifytter.* I TOVs bjørkeskogsområder og i Solhomfjell registreres relativ mengde av epifytter på bjørkestammer, samt skader på lav. Disse registreringene er i hovedsak motivert ved lavartenes følsomhet for endringer i klimaforhold og langtransporterte forurensinger. Tilsvarende registreringer kan også være relevante for andre TOV-områder og ev. på andre treslag, men prioriteres ikke her.

### **Planteetere**

- *Invertebrater.* I de fem fjellnære bjørkeskogsområdene i TOV registreres nå relativ mengde av ulike bjørkemålere og beiteskader på bjørkelauv. Det hadde vært ønskelig med data for utviklingen av mengde av ulike funksjonelle grupper av invertebrater, ikke minst for pollinatorer, i alle TOV-områdene. En kombinasjon av fellesfangst og identifikasjon ved miljø-DNA vil gi best oversikt over mangfoldet av arter og funksjonelle grupper. Ulike metoder for datainnsamling vil imidlertid gi forskjellig utslag for ulike artsgrupper, og datainnsamling må vanligvis foretas mer enn én gang pr. sesong. Det er uklart om det kan finnes kostnadseffektive metoder for å få fram data for de viktigste funksjonelle gruppene av invertebrater. Eventuell overvåking av invertebrater i TOV må ses i sammenheng med den nasjonale insektovervåkingen (Åström mfl. 2019).
- *Smågnagere:* Relativ mengde av smågnagere og noen data for deres demografi registreres i bjørkeskogsområdene og Solhomfjell. En omlegging av registreringsmetodene fra klappfellefangst til registrering med viltkameraer er under utvikling. Gitt den store effekten av høye smågnagerbestander på markvegetasjonen og andre komponenter i økosystemet, er det ønskelig med registreringer av endringer i smågnageres bestandsnivå i alle TOV-områder. For å få bedre data for smågnagere i fjellet (bl.a. lemen) er det ønskelig å utvide dekningen av smågnagere mot høyereliggende deler av bjørkeskogsområdene.
- *Hjortedyr.* Bestandene av hjortedyr er på et historisk høyt nivå i mange deler av Norge, og beitetrykket fra hjortedyr har dermed sannsynligvis stor effekt på markvegetasjonen og busk/tresjikt. Det er følgelig påkrevet å få informasjon om hjortedyrenes aktivitet i TOV-områdene. Det må avklares om plassering av viltkameraer og/eller spor/møkk-tellinger kan gi relevante data. Metoder for å få direkte mål på effekter av beitetrykket på vegetasjonen kan ev. også vurderes.



- *Hønsefugler*: I bjørkeskogsområdene registreres mengde og produksjon for lirype. Hønsefugler har trolig relativ liten betydning for økosystemets dynamikk, men utgjør en viktig del av forbindelsen mellom planter og topp-predatorer som kongeørn. De responderer på en indirekte og kompleks måte på klimaendringer og de fleste andre påvirkninger. Det foreslås ikke å utvide denne delen av overvåkingen. Det bør ellers innhentes data om liryper fra Hønsefuglportalen, der takseringsdata i regi av grunneiere og andre rettighets-havere er sammenstilt.

### **Spurvefugler etc.**

- I bjørkeskogsområdene og i Solhomfjell registreres nå relativ mengde av hekkende spurvefugler og noen andre fuglearter i faste takseringspunkter. I tillegg registreres reproduksjonssuksessen til kassehekkende fugler (i hovedsak svarthvit fluesnapper) i fire områder i Sør-Norge. Det foreslås ikke å utvide disse registreringene til andre områder. Den arealrepresentative overvåkingen av hekkefugler i TOV-E (Kålås mfl. 2020) gir et mer representativt bilde av utviklingen for fuglefaunaen enn vi kan få fra TOV-områdene. Fuglefaunaen har dessuten begrenset betydning for dynamikken i de økosystemkomponentene som allerede registreres i granskogsområdene. Spurvefugler representerer imidlertid en artsrik gruppe som er velegnet til å vise effekter av ulike påvirkninger.

### **Predatorer**

- *Røyskatt, snømus*: De etablerte aktivitetene i TOV dekker i liten grad data for predatorers mengde eller aktivitet. Siden røyskatt og snømus kan ha betydning for bestandsdynamikken til smågnagere, er det ønskelig å få med data for bestandsutviklingen for disse artene i TOV-områdene. Ved en omlegging av registreringsmetodene for smågnagere til kameorafeller, vil vi trolig også få relevante data for disse predatorene.
- *Mellompredatorer*: Generalistpredatorer som rødvov og mår kan ha en effekt på mengde og reproduksjon av ulike arter av fugler og mindre pattedyr, men det registreres ikke data for slike predatorer i TOV i dag. Det må avklares om og hvordan viltkameraer (ev. på åteblokk vinterstid) eller andre registreringsmetoder (snøsporing, hårfeller) kan skaffe relevant informasjon om forekomst og aktivitet av slike predatorer i TOV-områdene.
- *Kongeørn, jaktfalk*: Ungeproduksjonen hos kongeørn (i regi av Rovdata) og jaktfalk overvåkes i et utvalg av TOV-områdene, i hovedsak motivert ut fra deres følsomhet ved belastning av miljøgifter. Deres betydning for økosystemenes dynamikk er trolig begrenset, og det foreslås derfor ingen utvidelser av denne overvåkingen til andre TOV-områder. Data for ungeproduksjonen hos kongeørn i regi av Rovdata kan ev. innhentes for flere områder.
- *Andre rovfugler, kråkefugler*: Mengden av kråkefugler fanges i en viss grad opp av den generelle overvåkingen av hekkefugler i TOV-områdene, uten at dette nødvendigvis gir et godt bilde av disse artenes påvirkning på ulike byttearter. Andre rovfugler dekkes ikke av dagens overvåking, og det er usikkert om det er hensiktsmessig å inkludere overvåking av ungeproduksjon eller mengde av slike arter. Selv om de kan påvirke reproduksjon og bestandsnivå for ulike arter av fugler og mindre pattedyr, er betydningen av dette for økosystemets dynamikk trolig begrenset.

### **Parasitter og andre patogener**

- *Soppskader på blåbær* registreres i forbindelse med undersøkelsene av markvegetasjonen, dvs. hvert femte eller åttende år (hhv i bjørkeskog, Solhomfjell og i øvrige granskogsområder). Det hadde vært ønskelig med slike systematiske registreringer av soppskader også for andre viktige plantearter (f.eks. bjørketrær), gjennomført årlig. Landsskogtakseringen registrerer ulike skader på trær. Disse registreringene gir representative data for større regioner, men ikke spesifikt for TOV-områdene. Metoder fra Landsskogtakseringens registreringer kan trolig tilpasses for ev. bruk i TOV-områdene.

I lys av gjennomgangen ovenfor er det åpenbart at dagens TOV ikke dekker alle sentrale økosystemkomponenter som kreves for en balansert økosystembasert overvåking i TOV-områdene.

For flere av økosystemkomponentene som inngår i dagens TOV, er det også klart at overvåkingen ikke omfatter alle relevante overvåkingsvariabler for å beskrive sammenhengen mellom ulike økosystemkomponenter godt nok. I **tabell 3.3** har vi oppsummert en del nye økosystemkomponenter og overvåkingsvariabler for supplering av TOV. Vi har da tatt utgangspunkt i dagens TOV og vurdert hvilke nye komponenter og overvåkingsvariabler som vil bidra til å gjøre dagens overvåking mer økosystembasert.

**Tabell 3.3** Oversikt over økosystemkomponenter og overvåkingsvariabler som TOV bør utvides med for å bli mer økosystembasert. Kolonnen Mangler angir økosystemet hvor supplering er aktuelt, for B bjørkeskog og G granskog.

Komponenter	Aktuelle variabler	Mangler	Hovedbegrunnelse/merknad
Klima	Nedbør: lokal måling av mengde pr døgn	B G	Modellerte data fra MET bør suppleres med lokale målinger for nedbør og snø
Klima	Snødekke: lokal måling av dyp pr døgn	B G	
Husdyrbeite	Relativ tetthet, aktivitet	B	Effekt på vegetasjonens form og sammensetning
Jordsmonn	Jordkjemi utvalgte variabler	G	Effekt på vegetasjonen (alt dekket for B)
Jordsmonn	Nedbrytingshastighet	B G	Viktig økosystemprosess
Vegetasjonen	Grønnhet, NDVI eller andre mål	B G	Mål for primærproduksjon/biomasse
Vegetasjonen	Fenologi for grønning	B G	Utvikling av vekstsesongen
Busker, trær	Trø/busksjikt: dekning, høyde	B G	Viktig økosystemegenskap; metode må avklares
Busker, trær	Trø/busksammensetning: art, størrelse, levende/dødt	B G	Viktig økosystemegenskap; metode må avklares
Markvegetasjon	Biomasse, primærproduksjon	B G	Viktig økosystemegenskap; metode må avklares
Markvegetasjon	Frø/bærproduksjon	B G	Viktig for planteetere; metode må avklares
Markvegetasjon	Beitekvalitet	B G	Viktig for planteetere; metode må avklares
Markvegetasjon	Beitetrykk	B G	Viktig effekt på planter; metode må avklares
Andre invertebrater	Biomasse	B G	Viktig økosystemegenskap; metode må avklares
Andre invertebrater	Mengde pr art/gruppe	B G	Viktig økosystemegenskap; metode må avklares
Smågnagere	Relativ bestandstetthet pr art, ev. demografi	G	Viktig effekt på vegetasjon og andre deler av økosystemet (alt dekket for B)
Hjortedyr	Relativ tetthet, aktivitet	B G	Viktig effekt på vegetasjonen; metode må avklares
Røyskatt, snømus	Relativ tetthet, aktivitet	B	Viktig effekt på smågnagere
Rødrev, mår	Relativ tetthet, aktivitet	B	Viktig effekt på ulike byttedyr(?); metoder må avklares

## 4 Konseptuelle modeller for sentrale komponenter i dagens TOV

I kapittel 3 har vi beskrevet en overordnet konseptuell modell for TOV, med de viktigste økosystemkomponentene og ytre naturgitte og menneskeskapte faktorene som vi antar påvirker disse økosystemene. Nedenfor har vi beskrevet deler av denne overordnede modellen i større detalj for de hovedkomponentene som vi forutsetter fortsatt vil være en del av TOV. Her har vi lagt vekt på å få med påvirkningsfaktorer, komponenter og interaksjoner som i særlig grad kan antas å ha effekter på de sentrale komponentene som står i fokus i hvert underkapittel. Vi har også skissert aktuelle hypoteser for rollen til disse sentrale komponentene i økosystemet og hvordan overvåkingsdataene kan bidra til å belyse disse hypotesene. Foreslåtte nye komponenter er nærmere beskrevet i kapittel 5.

### 4.1 Markvegetasjon i bjørkeskog

#### Motivering

Markvegetasjonen i TOV-relevante økosystemer i fjellbjørkeskog og lavalpin sone i fjellet (heretter kalt bjørkeskog) spiller en helt sentral rolle. Primærproduksjon hos planter, moser og lav danner selve grunnlaget for næringskjedene, og artene i markvegetasjonen inngår derfor i direkte eller indirekte samspill med en svært stor andel av artene i økosystemet. Enkelte plantearter, for eksempel blåbær, spiller i tillegg en nøkkelrolle i økosystemet ved at de har særlig stor betydning for andre arter. Vegetasjonen sørger også for viktige økosystemtjenester i form av for eksempel karbonlagring og jordstabilisering. Den påvirker dessuten lokale klima- og snøforhold og inngår i tilbakekoblingsmekanismer med de store klimasystemene (f.eks. gjennom karbonlagring og albedo).

På grunn av markvegetasjonens grunnleggende betydning for resten av økosystemet, utgjør den en sentral del av en økosystembasert overvåking. Det er viktig å forstå hvordan markvegetasjonen påvirkes av naturgitte og menneskeskapte drivere for å forstå endringer i andre komponenter i økosystemet. Samtidig vil overvåking av markvegetasjonen kunne si noe om betydningen av endringer i andre komponenter, for eksempel populasjonssvingninger hos planteetere som bjørkemålere (kap. 4.4), smågnagere (kap. 4.5) og hjortedyr. Markvegetasjonen omfatter også en stor andel av artene i bjørkeskogen, og overvåking av markvegetasjonen vil derfor være viktig for å fange opp endringer i artsmangfoldet i økosystemet.

I TOV-områdene i bjørkeskog er det graminider, urter og lyng i feltsjiktet og lav og moser i bunnsjiktet som er de dominerende funksjonelle gruppene i markvegetasjonen og som inngår i overvåkingen.

#### Naturgitte og menneskeskapte drivere

Både stokastiske prosesser, abiotiske forhold som klima og jordbunnsforhold, og biotiske interaksjoner er viktige for sammensetningen av plantesamfunn (se f.eks. Lortie mfl. 2004 og referanser der). På grov skala vil sammensetningen av markvegetasjonen bestemmes av globale og regionale gradienter i temperatur, nedbør, berggrunn og løsmasser (Moen 1998). På fin skala er artssammensetningen i hovedsak bestemt av komplekse samspill mellom lokale nærings- og fuktighetsforhold (Halvorsen mfl. 2018). Dette er nærmere beskrevet i kap. 4.2. Interaksjoner mellom artene, for eksempel konkurranse om plass, lys og næring, vil også spille inn. Dette gjelder ikke minst mellom karplanter i feltsjiktet og moser og lav i bunnsjiktet, hvor et tett feltsjikt vil kunne skygge for bunnsjiktet (van der Wal mfl. 2005, men se R. Økland 1994), mens et tykt bunnsjikt vil kunne redusere spiring av karplanter (Soudzilovskaia mfl. 2011). Disse interaksjonene vil imidlertid påvirkes av småskala forstyrrelser som beiting, tråkk og smågnageraktivitet (se f.eks. Nystuen mfl. 2014). I tillegg vil markvegetasjonen påvirkes av egenskaper ved tresjiktet, for eksempel i form av lystilgang og strøfall (se også kap. 4.2).

Fordi både biotiske og abiotiske faktorer er viktige for sammensetningen og dynamikken i vegetasjonen, kan både naturgitte og menneskeskapte påvirkninger føre til endringer i eksisterende plantesamfunn. Slike påvirkninger kan være både direkte, for eksempel gjennom endringer i temperatur og nedbør, eller indirekte gjennom interaksjoner med andre arter. Følgende faktorer er særlig relevante for overvåking av markvegetasjonen i bjørkeskog:

*Klima*, inkludert klimaendringer, påvirker markvegetasjonen direkte i form av temperatur og nedbør, som igjen har betydning for vekstsesongens lengde, og indirekte gjennom endrete interaksjoner mellom arter. Både eksperimentelle studier og tidsseriestudier viser at et varmere klima fører til en forskyvning av boreale og alpine plantearters utbredelse (Gottfried mfl. 2012, Pauli mfl. 2012, Steinbauer mfl. 2018), inkludert heving av skoggrensa (Harsch mfl. 2009, Bryn & Pott-hoff 2018, Rees mfl. 2020), endret fenologi (Oberbauer mfl. 2013), økt produktivitet (Wu mfl. 2011, Bjorkman mfl. 2018) og endring i vegetasjonssammensetning (Walker mfl. 2006, Elmen-dorf mfl. 2012a,b). Sistnevnte skyldes i stor grad økt konkurranse på grunn av økt forekomst/vekst av trær, busker og graminider på bekostning av lavvokste planter, moser og lav. Ekstreme hendelser som langvarig sommertørke vil imidlertid kunne moderere slike effekter. Økt nedbør kan favorisere fuktighetskrevende arter og både forsterke (Wu mfl. 2011) og dempe (Töpfer mfl. 2018) effekten av økt temperatur. I tillegg kan endringer i vinterklimaet føre til økt forekomst av tørke- og frostskaider (Phoenix & Bjerke 2016, Bjerke mfl. 2017). Klimaendringene kan også påvirke vegetasjonen gjennom endringer i jord og jordbunnsorganismer, f.eks. i form av økt nedbrytningshastighet (Aerts 2006, Althuisen mfl. 2018, Fanin mfl. 2020), og samspillet med herbivorer (f.eks. bjørkemålere og smågnagere, se kap. 4.4 og 4.5).

*Nitrogentilførsel* i form av langtransportert nitrogennedfall påvirker nitrogeninnholdet i jorda, som igjen påvirker markvegetasjonen både direkte og indirekte gjennom endrete interaksjoner mellom arter. Både eksperimentelle studier (Klanderud & Totland 2005, Nordin mfl. 2005, Jacobson mfl. 2020) og tidsseriestudier (Strengbom mfl. 2003, Dirnböck mfl. 2014, van Dobben & de Vries 2017) viser at nitrogentilførsel fører til endringer i produktivitet, artssammensetning og -rikdom i boreale og alpine økosystemer som er vanskelige å reversere (Quist mfl. 1999, Strengbom mfl. 2001, Olsen & Klanderud 2014). Resultatet er økt vekst av konkurransesterke og nitrogenkrevende karplanter som gras, og påfølgende redusert lystilgang til lavvokste arter i felt- og bunn-sjikt, tilsvarende effekten av klimaendringer. Nitrogentilførsel kan også ha en direkte negativ effekt på enkelte arter, særlig moser og lav. Nitrogentilførsel påvirker i tillegg blant annet nedbrytningshastighet (Maaroufi mfl. 2017), øker sannsynligheten for soppangrep (Strengbom mfl. 2002, 2006) og kan endre samspillet med herbivorer (se kap. 4.5). Nitrogennedfall kan også føre til forsuring (Aarrestad mfl. 2013). Sur nedbør som skyldes svovelforbindelser, som var i fokus da TOV ble opprettet, anses i dag som underordnet.

*Arealbruk* i form av høyt beitetrykk av tamme beitedyr, har en direkte effekt på mark-vegetasjonen gjennom fjerning av plantebiomasse og tråkk som fører til endringer i jordstruktur og småskala forstyrrelser (Milchunas & Lauenroth 1993, Hobbs 1996, Bakker 1998). Ettersom beitedyrene er selektive i sitt valg av beiteplanter, vil dette føre til endret artssammensetning og struktur i vegetasjonen (Augustine & McNaughton 1998, Díaz mfl. 2007, Evju mfl. 2009). I tillegg medfører beitedyr tilførsel av næring gjennom urin og avføring som vil påvirke vegetasjonen på samme måte som nitrogennedfall (Hobbs 1996, Scheile mfl. 2018). Type og antall beitedyr vil være av stor betydning for hvordan og i hvor stor grad de påvirker vegetasjonen (Wehn mfl. 2011, Austrheim mfl. 2008, 2014). Gjennom fjerning av biomasse kan beitedyr motvirke effekten av klimaendringer og nitrogendeponering (Speed mfl. 2010, Kaarlejärvi mfl. 2013, 2015, 2017, Løkken mfl. 2019).

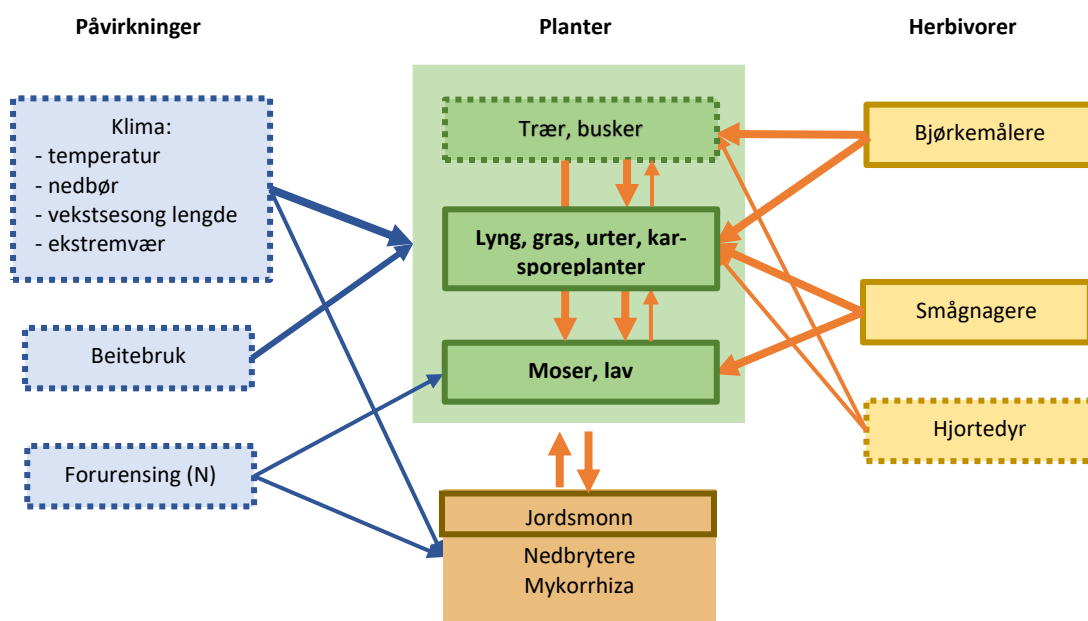
*Naturgitte forstyrrelser* som gir lavere kronedekke, for eksempel vindfelling og snøbrekk, vil indirekte føre til store endringer i markvegetasjonen i bjørkeskog ved at mer lys slipper ned til bakken. Disse naturgitte forstyrrelsene vil kun forekomme episodisk. Regelmessige forstyrrelser i form av bjørkemålerangrep og smågnagertopper vil påvirke både tresjiktet og markvegetasjonen i betydelig grad, se henholdsvis kap. 4.4 og 4.5. Menneskeskapte forstyrrelser i form av slitasje, utbygging av infrastruktur o.l. er lite relevant i TOV-områdene.

*Beskatning* i form av jakt og annen bestandsregulering vil påvirke mengde og aktivitet av ville beitedyr – i første rekke hjortedyr – og i noen grad predatorer, som igjen påvirker bestandene av beitedyr. Hjortedyr og andre ville beitedyr har mange av de samme effektene på markvegetasjonen som tamme beitedyr (se ovenfor), men beiter i større grad på lyng, busker og småtrær (Austrheim mfl. 2011). Både naturlige og menneskeskapt endringer i bestander av ville beitedyr vil derfor ha både en direkte effekt på plantene i markvegetasjonen og en indirekte effekt via endringer i tre- og busksjiktet. Det er imidlertid uklart hvor stor betydningen av beskatning er for markvegetasjonen i TOV-områdene.

### Sentrale komponenter i en konseptuell modell

Sentrale komponenter i en konseptuell modell for markvegetasjonens rolle i økosystemet i bjørkeskog omfatter graminider, urter, lyng og karsporeplanter i feltsjiktet og moser og lav i bunnsjiktet, samt de komponentene med størst direkte påvirkning på disse, henholdsvis trær og busker, beitedyr som bjørkemålere, smågnagere og hjortedyr, og jordsmonnet med dets nedbrytere og mykorrhiza-sopp (**figur 4.1**). Viktige direkte og indirekte påvirkningsfaktorer er beskrevet ovenfor.

Trær og busker påvirker markvegetasjonen i bjørkeskogen direkte gjennom å konkurrere om tilgangen til lys, vann og næring. Tilstedeværelse av trær og busker påvirker også mikroklimaet i form av økt luftfuktighet og mer stabil temperatur og vil ha betydning for snødekkets tykkelse og varighet. Trær med et langt livsløp bidrar til å stabilisere de lokale økologiske forholdene. Strøfall fra trær og busker kan redusere lystilgangen for lavvokste arter som moser og lav, og vil også påvirke markvegetasjonen indirekte via jordsmonnet (se under). Trær og busker overvåkes ikke i TOV-områdene i bjørkeskog i dag, annet enn i form av lysinnstråling til markvegetasjonen, og vi mangler derfor kunnskap om en viktig komponent i økosystemet.



**Figur 4.1** Konseptuell modell for markvegetasjonen i bjørkeskog og dens viktigste påvirkningsfaktorer og interaksjoner med andre økosystemkomponenter. Direkte påvirkninger på høyere trofiske nivåer enn planter er ikke vist. Komponenter med heltrukket ramme er allerede dekket i TOV, mens stiplet ramme angir andre viktige komponenter som er mangelfullt dekket. Noen viktige forbindelser er vist med tykkere piler.

Jordsmonnet har en direkte innvirkning på markvegetasjonen gjennom opptak av vann og næringsstoffer. Samtidig påvirker markvegetasjonen også jordsmonnet gjennom tilførsel av strø av ulik kvalitet. Nedbryting av dette strøet skjer ved hjelp av et mangfoldig nedbrytersamfunn som består av både invertebrater, sopp og bakterier. I jorda lever også mykorrhiza-sopper som inngår i direkte symbiose med planter og bidrar til opptak av vann og næringsstoffer i bytte mot fotosynteseprodukter. På grunn av den tette koblingen mellom vegetasjon og jord og jordprosesser, er det viktig å forstå hva som skjer under bakken for å forstå endringer i markvegetasjonen. I TOV-områdene i bjørkeskog overvåkes viktige egenskaper ved jorda ved hjelp av jordprøvetaking og påfølgende analyser av pH, glødetap (et mål på innholdet av organisk materiale) og nitrogeninnhold (total N,  $\text{NO}_3^-$  og  $\text{NH}_4^+$ ). For bedre å forstå hvordan nedbryter- og mykorrhiza-samfunnet endres i takt med klimaendringer og nitrogendeponering, hadde det vært nyttig å overvåke også disse.

Markvegetasjonen påvirkes også av beitedyr. I TOV-områdene i bjørkeskog er det særlig smågnagere, hjortedyr og bjørkemålere som er viktige beitedyr (i tillegg til husdyr, se ovenfor). Andre invertebrater, og i noen grad fugl, spiller også en viss rolle. Smågnagere, hjortedyr og bjørkemålere påvirker markvegetasjonen på ulikt vis. Dietten til smågnagere er nærmere beskrevet i kap. 4.5. Hjortedyr beiter på både lyng, urter og gras, busker og småtrær, mens bjørkemålerlarvene foretrekker blader av bjørk og blåbær. Småskala forstyrrelser, for eksempel i forbindelse med smågnagertopper, har også en effekt på rekruttering av planter. Ettersom beiting både er viktig for dynamikken i markvegetasjonen direkte (for eksempel i forbindelse med smågnagertopper og bjørkemålerutbrudd), påvirker tre- og busksjiktet og kan motvirke effekten av menneskeskapte drivere som klimaendringer og nitrogendeponering (se over), er det viktig å overvåke forekomsten av beitedyr for å forstå endringer (eller mangel på endringer) i vegetasjonen. I TOV-områdene i bjørkeskog overvåkes allerede forekomsten av bjørkemålere (kap. 4.4) og smågnagere (kap. 4.5), mens vi mangler data på forekomsten av hjortedyr og tamme beitedyr.

Predatorer vil til en viss grad påvirke forekomsten av beitedyr og på den måten ha en indirekte innvirkning på markvegetasjonen, men i mangel av store rovdyr i TOV-områdene i bjørkeskog er denne effekten trolig svært liten sammenliknet med den direkte effekten av beitedyr. Predatorer er derfor ikke inkludert i den konseptuelle modellen for markvegetasjon.

I tillegg vil pollinerende insekter og andre symbionter, samt ulike sykdommer og parasitter, påvirke markvegetasjonen i varierende grad, men vi mangler kunnskap om betydningen av flere av disse, og de er derfor ikke inkludert i den konseptuelle modellen for markvegetasjon. Noen sykdommer og skader på blåbær overvåkes imidlertid allerede i TOV-områdene i bjørkeskog.

### **Aktuelle hypoteser som overvåkingen bør belyse**

TOVs lange tidsserier på markvegetasjon i bjørkeskog gjør det mulig å studere sammenhengene mellom artssammensetning av vegetasjonen og menneskeskapte drivere som klimaendringer, nitrogennedfall og beitebruk. Blant annet kan vi bidra til å belyse følgende hypoteser:

*Et varmere klima* fører til raskere vekst og større biomasse av trær, busker og noen arter i felt- og bunnsjikt, noe som resulterer i reduserte bestander av lavvokste, konkurranse-svake arter i markvegetasjonen, særlig moser og lav. Slike effekter av et varmere klima vil forsterkes av raskere nedbrytning og omsetning av næringsstoffer i jorda. Denne hypotesen kan belyses ved å relatere endringer i biomasse og forekomsten av arter i markvegetasjonen til endringer i temperatur, samt endringer i tre- og busksjiktet og nedbrytningsrate og forekomst av mykorrhiza-sopp i jorda. Å skille fullstendig mellom direkte og ulike indirekte effekter av et varmere klima på markvegetasjonen kan imidlertid være vanskelig og kreve studier som ligger utenfor rammen av hva overvåkingen normalt kan dekke.

*Et varmere klima* fører til hyppigere og mer intense bjørkemålerangrep (se kap. 4.4). Dette fører til økt beitepress på trær og noen arter i markvegetasjonen (f.eks. blåbær) og økt nitrogen- og lystilførsel, noe som resulterer i økte bestander av lys- og næringskrevende arter i markvegetasjonen (f.eks. gras). Denne hypotesen kan belyses ved å relatere endringer i forekomsten av

arter i markvegetasjonen til bjørkemålerens bestandssvingninger, som igjen må relateres til endringer i temperatur (se kap. 4.4), samt deres effekt på tetthet av tresjiktet og næringsinnhold i jorda.

*Økt nedbør* vil favorisere fuktighetselskende arter og (særlig i kombinasjon med et varmere klima) arter tilpasset et oseanisk klima. Denne hypotesen kan belyses ved å relatere endringer i forekomsten av arter i markvegetasjonen til endringer i nedbør.

*Økt hyppighet av ekstremhendelser* vil føre til økt hyppighet av tørke- og frostskafer på markvegetasjonen. Denne hypotesen kan belyses ved å relatere forekomst av slike skader til endringer i ekstreme vær fenomener som varmeperioder om vinteren, frost i vekstsesongen og tørkeperioder om sommeren.

*Økt nitrogennedfall* gir gjødslingseffekter som økt biomasseproduksjon og endringer i artssammensetningen i markvegetasjonen i retning av mer nitrogenkrevende vegetasjon dominert av urter og gras, slik at lavvokste, konkurransesvake arter blir skygget ut. Denne hypotesen kan belyses ved å relatere endringer i biomasse og forekomst av arter i markvegetasjonen til endringer i nitrogennedfall og næringsinnhold i jorda. Effektene av nitrogennedfall vil likne effektene av klimaendringene, men ha en annen geografisk fordeling ettersom nitrogennedfallet er klart størst i sørvest (se kap. 2.2).

*Både beitebruk og forekomst av ville beitedyr* vil påvirke markvegetasjonens respons på klimaendringer. Et høyt beitetrykk vil føre til redusert biomasseoppbygging og dermed mindre effekter av klimaendringer og nitrogennedfall. Det betyr at i områder med høyt beitetrykk vil vi forvente mindre tydelige effekter av andre drivere. Denne hypotesen kan belyses ved å relatere endringer i biomasse av markvegetasjonen til forekomst av ulike typer beitedyr. For hypoteser om effekten av smågnagere på markvegetasjon i bjørkeskog, se kap. 4.5.

### **Behov for nye variabler og aktuelle datakilder**

For å belyse markvegetasjonens rolle i økosystemet, trenger vi data for en rekke indikatorer fra overvåkingen (se også **tabell 3.2**):

*Klimavariabler:* Temperatur og nedbør dekkes forholdsvis godt ved interpolerte data pr. km<sup>2</sup> fra MET, supplert med lokale målinger fra temperaturloggere knyttet til markvegetasjonen. For å få klimadata på en mellomliggende romlig skala som er relevant for f.eks. vekst av skog, er det i tillegg ønskelig å ta i bruk satellittdata for bl.a. daglig temperatur, snødekkets varighet (dvs. vekstsesongens lengde) og konsentrasjon av forurensing i lufta (i første rekke nitrogen og svovel) fra hhv. MODIS-satellitten (30 m oppløsning), Sentinel 1 og 2 (10 m oppløsning) og Sentinel 3 (200 m oppløsning).

*Artssammensetning og artsrikdom i felt- og bunnsjikt:* Markvegetasjonens artssammensetning i TOV-områdene i bjørkeskog registreres i dag hvert 5. år. Dette gir god kunnskap om endringer i både antall arter og enkeltarters dekning og forekomstfrekvens. Det er trolig ikke behov for hyppigere registreringer for å fange opp endringer i artssammensetning. Disse registreringene vil enkelt kunne suppleres med registreringer av f.eks. fertilitet i form av blomstring hos arter i feltsjiktet for å få et mål på frøproduksjon, som blant annet er viktig for smågnagere (se kap. 4.5). Imidlertid vil årlige registreringer være nødvendig dersom fertilitet hos planter skal knyttes til næringstilgang for beitedyr. Data på plantenes funksjonelle trekk, som vil være mål på f.eks. vegetasjonens produktivitet, kan lastes ned fra internasjonale databaser.

*Biomasse i felt- og bunnsjikt:* Selv om endringer i plantebiomasse er en forventet respons på menneskeskapte drivere, registreres ikke dette i TOV-områdene i bjørkeskog i dag. Dette kan gjøres på flere måter, både enkelt, for eksempel i form av registrering av vegetasjons- og mosehøyde (jf. Vandvik mfl. 2020) eller ved hjelp av fjernmåling. Det kan også gjøres mer detaljert i form av destruktiv høsting og utarbeidelse av en omregningsfaktor fra prosent dekning til biomasse og vegetasjonshøyde som kan brukes til å estimere biomassen i de permanente prøve-



flatene. Registreringer hvert 5. år er trolig nok til å gi relevante data for å følge eventuelle endringer i konkurranseforholdet mellom arter i markvegetasjonen, mens hyppigere registreringer er nødvendig dersom plantebiomasse skal knyttes til næringstilgang for beitedyr.

*Artssammensetning og kronedekke i tresjikt.* Tettheten av kronedekket registreres i TOV-områdene i bjørkeskog i dag i form av HemiView-bilder og nylig utplasserte lysloggere. Vi mangler imidlertid gode data på artssammensetning og vekst av trær og busker. Dette kan gjøres ved hjelp av for eksempel fjernmåling eller forenklet landsskogstaksering (jf. Ørka mfl. 2019). Når det gjelder frøproduksjon hos trær, registreres rakler på bjørk i forbindelse med registreringer av bjørkemålere (se kap. 4.4).

*Beiteskader, sykdommer og frostskafer.* Ulike typer skader på markvegetasjon registreres i TOV-områdene i bjørkeskog i dag.

*pH og næringsinnhold i jord.* Dette registreres i TOV-områdene i bjørkeskog i dag og kan eventuelt suppleres med andre næringsstoffer ved behov.

*Nedbrytningshastighet.* Nedbrytersamfunnet i jord er svært komplekst og vanskelig å overvåke i detalj på en enkel måte. For å registrere nedbryternes økologiske funksjon, hadde det imidlertid vært nyttig å overvåke nedbrytningshastigheten i jord, for eksempel ved hjelp av såkalte 'litter bags', standardiserte prøver av organisk materiale som graves ned (jf. Keuskamp mfl. 2013, Pioli mfl. 2020).

*Mykorrhiza:* Tilsvarende nedbrytersamfunnet er det ingen enkel metode for overvåking av mykorrhiza-sopp. Ideelt sett bør jordprøver med påfølgende analyser av miljø-DNA benyttes.

*Forekomst av beitedyr.* Bjørkemålere og smågnagere registreres i TOV-områdene i bjørkeskog i dag (se kap. 4.4 og 4.5). Det er i tillegg ønskelig å overvåke bestandsstørrelsen av hjortedyr og forekomsten av tamme beitedyr, for eksempel ved hjelp av kamerafeller.

## 4.2 Markvegetasjon i granskog

### Motivering

Artene i markvegetasjonen – det vil si småplanter av trær og busker, lyng, urter, graminider, moser og lav i skogbunnen – er viktige primærprodusenter i skogøkosystemet. De er inngår i interaksjoner med de fleste andre organismegruppene og har fundamental betydning for skogøkosystemets funksjon. Eksempler på viktige sammenhenger er herbivorer som beiter på bærlyng og mange andre karplanter og moser, karplantenes betydning for akkumulering og tilgjengelighet av næringsstoffer og karbon i jordas organiske sjikt, vegetasjonsdekkets betydning for jordstabilitet og mosenes betydning for jordfuktighet.

Overvåkingsområdene i granskog var fra starten av overvåkingen gamle naturnære skoger, (jf. R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996), og de er derfor lite påvirket av hogst og andre menneskeskapt arealpåvirkninger. Granskogene i disse områdene har derfor et relativt stort artsmangfold i markvegetasjonen (jf. T. Økland 1996). De har også stor variasjon i artssammensetningen, både innen områder langs lokale økologiske gradienter, og mellom områder langs regionale klimatiske gradienter (T. Økland 1996). De viktigste lokale gradientene er den komplekse gradienten i tilgang til jordas innhold av mineralnæringsstoffer ('kalkinnhold' i NiN-terminologi; jf. Halvorsen mfl. 2020), som også ofte samvarierer med lokaltopografisk variasjon (T. Økland 1996), en gradient i jordfuktighet ('uttørkingsfare' i NiN-terminologi), samt lokal variasjon i tetthet og fra under trær til mellom trær.

Markvegetasjon i skog bidrar betydelig til lagringen av karbon i jorda fordi deler av planteproduksjonen hvert år ender opp som strø som tilføres og etter hvert inkorporeres i jordas humuslag (Nilsson & Wardle 2005). Markvegetasjonen i gamle, vernet granskoger er en viktig referanse

for skogøkosystemet i produksjonsskoger. Den kan blant annet brukes til å si noe om klimaendringenes effekt på skogøkosystemet og markvegetasjonens bidrag til karbonlagring i skog.

Med sine mange arter og artsgrupper har markvegetasjonen stor evne til å reagere relativt raskt på miljøpåvirkninger (N-tilførsel, klimaendring, beitepåvirkning, hogstpåvirkning i produksjonsskoger). Vegetasjonsovervåkingen i granskog i TOV har vist betydelige endringer gjennom overvåkingsperioden, fra etableringsårene 1988–1992 til hittil siste analyseår i hvert område (T. Økland & Halvorsen 2020, T. Økland mfl. 2004, 2016, 2017, 2019a,b). Overvåking av markvegetasjonen i granskog er nødvendig for å vise hvorledes naturlige og menneskeskapte endringer i miljøforholdene påvirker artsmangfoldet og andre komponenter i skogøkosystemet i norske granskoger.

### **Naturgitte og menneskeskapte drivere**

Markvegetasjonen påvirkes av både naturgitte og menneskeskapte faktorer, og både påvirker og påvirkes selv av abiotiske og biotiske forhold i økosystemet. Den store naturlige variasjonen i markvegetasjonen i norske granskoger (T. Økland 1996) er knyttet til flere komplekse gradienter i miljøforhold. De viktigste lokale miljøgradientene er (i) tilgangen til mineralnæringsstoffer og (ii) ulike aspekter ved markas fuktighet (R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996). Topografisk variasjon og variasjon i tresjiktet bidrar også til variasjon i markvegetasjonen og er ofte korrelert med de komplekse gradientene i tilgang på mineralnæringsstoffer og fuktighet (T. Økland 1996). Variasjon i markvegetasjonen langs miljøgradientene påvirker også andre komponenter i skogøkosystemet, blant annet planteetere og jordlevende organismer. Derfor vil endringer i påvirkningsfaktorer som fører til endringer i markvegetasjonen, også kunne føre til endringer for andre komponenter. Omvendt vil også endringer av andre komponenter i skogøkosystemet kunne gi endringer i markvegetasjonen.

*Tresjiktet* og dets struktur påvirker artssammensetningen i markvegetasjonen ved å skape variasjon i lystilgang og strøtilførsel (se bl.a. T. Økland 1996, R. Økland mfl. 1999). Naturlige endringer i tresjiktet, både ved at trær vokser og blir større og ved at åpninger skapes når store trær faller ned, kan føre til større eller mindre endringer i markvegetasjonen. Tresjiktet påvirkes imidlertid i stor grad av klima og værforhold, enten direkte ved tørke, frost og vind, eller indirekte ved at klimaet påvirker omfanget av soppsykdommer og insektangrep (jf. Timmermann mfl. 2020). I sin tur kan dette også føre til endringer i markvegetasjonen. I TOV-områdene i granskog har det ikke funnet sted større forstyrrelser, som store stormfelling eller skogbrann, i perioden fra etablering i 1988–1992 fram til 2020, men noen få trær i overvåkingsfeltene har falt ned. Over tid kan endringer i tresjiktet påvirke markvegetasjonen også gjennom økt opptak av næringsstoffer fra jorda etter hvert som trærne blir eldre, og ved at jorda forsures pga. økt strøtilførsel (Tamm & Hallbäcken 1986).

*Interaksjoner mellom artene* i markvegetasjonen. Artene i markvegetasjonen påvirker hverandre gjensidig på mange måter. For eksempel står små moseskudd (av samme og ulike arter) i fare for å overvokses av større moseskudd (R. Økland & T. Økland 1996, R. Økland 2000). Tette matter av store skogsmoser vanskeliggjør også frøspiring og etablering av karplanter (Ohlson & Zackrisson 1992), noe som blant annet er årsaken til at spiring av granfrø først og fremst er konsentrert til mikrohabitater med nakent substrat (Hanssen 2002). Moser er også viktige for jordas stabilitet og for å holde på jordas fuktighetsinnhold, noe som i sin tur også er viktig for karplantene. Betydningen av konkurranse om begrensede ressurser for artssammensetningen i markvegetasjonen er mangelfullt kjent, men det er antatt at produksjonen er nitrogenbegrenset (Högberg mfl. 2017), noe som indikerer at ressurskonkurranse finner sted.

*Klimaendringer* er sannsynligvis den viktigste menneskeskapte driveren for endringene i markvegetasjonen som er påvist siden starten av overvåkingen i granskog, i form av betydelig tap av artsmangfold og reduserte artsmengder for mange karplanter og moser gjennom overvåkingsperioden (T. Økland mfl. 2004, T. Økland & Halvorsen 2020, årlige TOV-rapporter). Årsmiddeltemperatur og gjennomsnittstemperatur i høstmånedene har økt de siste 30 årene, og i flere enkeltår har høsttemperaturen vært betydelig høyere enn i normalperioden 1961–1990 (T.

Økland mfl. 2016, 2017, 2019a,b). Dette har ført til at også vekstsesonens lengde har økt (Framstad 2020). Siden høsten er nedbørrik i Norge, har lengre vekstseson favorisert formering og vekst av noen få arter av store skogsmoser, som greier å opprettholde fotosyntese ned til 0° C eller lavere hvis marka ikke er snødekt (Stålfelt 1937), på bekostning av mange andre arter. Vekstsesonen kan også ha blitt utvidet om våren. Høyere temperatur tidlig om våren eller på vinteren etterfulgt av frostperioder kan bidra til frostskaider for enkelte planter, spesielt for bærlyng (T. Økland mfl. 2016, Bjerke mfl. 2017) Av plantepatogener i markvegetasjonen i granskog er trolig soppartene *Valdensinia heterodoxa* og *Pucciniastrum vaccinii*, som infiserer bladene på blåbær, viktigst. Trolig kan disse soppangrepene øke ved økt nedbør i vekstsesonen. Omfanget av soppangrep på blåbærbladene øker vanligvis gjennom vekstsesonen (Aamlid 2000), men vi har ikke kunnskap om hvorvidt disse soppangrepene påvirker vekst, overlevelse eller bærproduksjon på lengre sikt i norske granskoger.

*Langtransportert forurensing* var ansett som en viktig driver for endringer i markvegetasjonen fram til og med 1990-tallet (T. Økland mfl. 2004). Tilførsel av langtransportert forurensing har imidlertid avtatt betydelig siden overvåkingen startet (Aas mfl. 2020) og anses nå for å være av mindre betydning. Nitrogen er et viktig næringsstoff for planter og kan begrense planteproduksjon i boreale økosystemer der det ikke er høy nitrogentilførsel (Högberg mfl. 2017). Imidlertid varierer tålegrensene for nitrogen for forskjellige plantearter og økosystemer (Bobbink mfl. 2010, Austnes mfl. 2018). Moser flest tåler for eksempel dårlig høye nitrogenkonsentrasjoner, men følsomheten er også artsspesifikk (Bobbink mfl. 2010). Tilførslene av nitrogen gjennom nedbøren har avtatt siden av slutten av 1980-tallet, men den er fortsatt betydelig høyere i sørlige og sørvestlige deler av landet enn lengre øst og nord (Aas mfl. 2020).

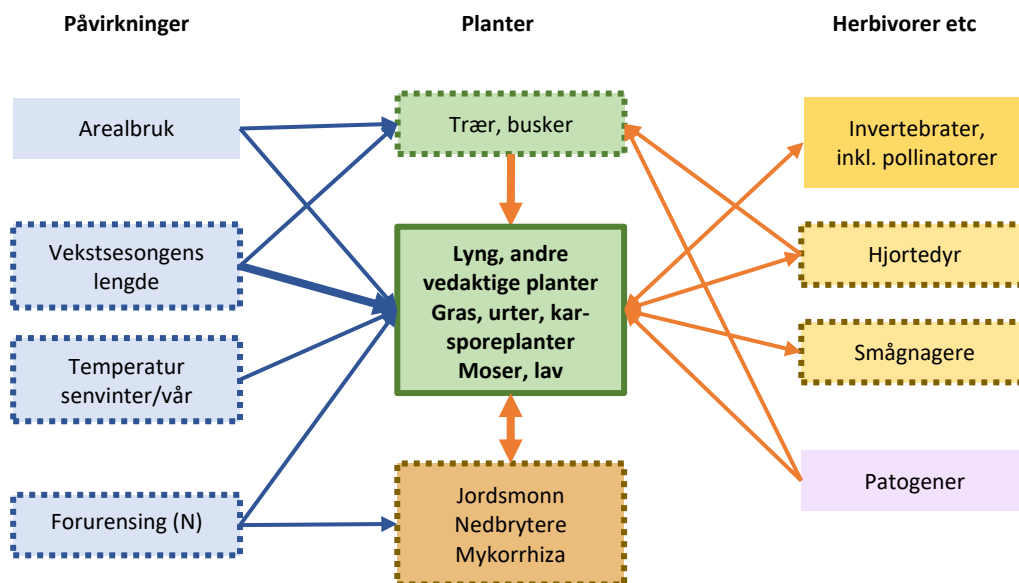
*De viktigste beitedyrene* på markvegetasjonen i boreal granskog i Norge er hjortedyr (i hovedsak elg og hjort i granskogene) og smågnagere (se kap. 4.5). Bestandsendringer av hjortedyr, i dag i hovedsak betinget av jakt og klima, kan påvirke markvegetasjonen. Effekter av beiting av hjortedyr i TOV-områdene i granskog er sannsynligvis begrenset, men kan lokalt og i enkelte år ha effekt på blåbær (T. Økland mfl. 2020), urter og graminider (T. Økland mfl. 2013). Smågnagernes bestandstopper skaper åpninger i bunnsjiktet og spesielle mikrohabitater, f.eks. naken jord, som er viktig for regenerering av mange plantearter (Ericson 1977). I granskogsområdene i TOV har det siden overvåkingen startet opp i 1988, bare vært observert noen få store bestandstopper av smågnagere, og bare i de fjellnære/høyereliggende områdene i Grytdalen, Gutulia og Granne-set.

*Arealbruk* er den viktigste driveren for endringer i markvegetasjonen i skoger som blir forstlig drevet, men ikke i vernete, gamle granskoger. Til tross for at overvåkingsområdene i granskog i TOV er valgt ut som naturnær skog og vernet mot nye hogstingrep, kan tidligere tiders bruk av skogen, f.eks. plukkhogst og utmarksbeite, i noen grad fortsatt prege markvegetasjonen, med pågående suksessjoner knyttet til tidligere bruk. Omfanget av slike suksessjoner synes uansett å være svært begrenset.

### Sentrale komponenter i en konseptuell modell

En konseptuell modell for markvegetasjonen i granskog er vist i **figur 4.2**. De sentrale komponentene i denne modellen er:

*Markvegetasjonens artsmangfold og artssammensetning* omfatter artsgruppene 'vedaktige' planter (småplanter av trær, busker og lyng), urter, karsporeplanter, graminider (gras, starr, siv), moser (bladmoser, torvmoser og levermoser) og markboende lav. De viktigste driverne og påvirkningsfaktorene er omtalt ovenfor. Artene i markvegetasjonen fordeler seg langs komplekse miljøgradienter. Disse er både betinget av gradienter i statiske faktorer (for eksempel topografi og jorddybde) og av gradienter i faktorer som kan endre seg over tid (mineralnæringsinnhold i jorda og jordfuktighet, klima, tresjikt, nitrogentilførsel).



**Figur 4.2** Konseptuell modell for markvegetasjonen i granskog og dens viktigste påvirkningsfaktorer og interaksjoner med andre økosystemkomponenter. Direkte påvirkninger på høyere trofiske nivåer enn planter og jordsmonn er ikke vist. Komponenter med heltrukken ramme er allerede dekket i TOV, mens stiplet ramme angir andre viktige komponenter med mangelfull dekning. Noen viktige forbindelser er vist med tykkere piler.

Tresjiktet og tresjiktstrukturen påvirker markvegetasjonen gjennom lystilgang, strøtilgang, fuktighetsforhold etc. Trærnes innflytelse på markvegetasjonen i gamle naturnære granskoger varierer først og fremst på en fin, lokal skala, fra under enkelttræers kroner til åpningene mellom nabotrær (R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996, T. Økland mfl. 2003). I disse granskogene er det få busker; komponenten består derfor i all hovedsak av trær. Variasjonen i treinnflytelse på markvegetasjonen i granskog i TOV-områdene har så langt tatt utgangspunkt i målinger av tretetthet og alle enkelttræers høyde, kron høyde, stammeomkrets i brysthøyde, kronedekning og kronetetthet samt kroneomriss i alle analyseflatene i etableringsåret. I Solhomfjell er måling av trær videreført gjennom alle analyseomløp, i de andre områdene bare i de tre første analyseomløpene. På grunnlag av disse målingene er det beregnet indekser som er benyttet i tolkningen av vegetasjonsgradienter. Tresjiktet påvirker også humuslagets kjemiske og fysiske egenskaper, f.eks. humusstykkelsen, og bidrar dermed til en finskaladynamikk også i jordas næringsinnhold, som varierer med strøtilførsel og trærnes størrelse og alder (Tamm & Hallbäcken 1986).

Variasjon i jordkjemiske og jordfysiske egenskaper er viktig for å forstå variasjonen i markvegetasjonen (R. Økland & Eilertsen 1993, T. Økland 1996). Endringer i jordkomponenten, f.eks. som resultat av endringer i tilførsler av forurensende komponenter i forurensing, kan gi endringer i markvegetasjonen (T. Økland mfl. 2004). Variasjonen i markvegetasjonen i TOV-områdene i granskog langs gradientene i jordegenskaper (inkl. jordkjemiske og jordfysiske variabler) og andre faktorer som samvarierer med disse, ble undersøkt ved registrering av en lang rekke variabler i tilknytning til hver analyserute i etableringsåret. Mykorrhiza og andre jordlevende organismer (særlig nedbrytere) har også betydning for både jordegenskaper og for markvegetasjonen i skog-økosystemet.

Beiting og annen påvirkning fra hjortedyr og smågnagere kan forårsake variasjon og endring i artssammensetningen i markvegetasjonen over tid. Smågnagere spiser moser (Ericson 1977, Eskelinen 2002) og forårsaker store åpninger i bunnsjiktet i år med høy bestandstetthet. Dette muliggjør vekst og etablering både av karplanter og av moser, også små moser som ellers lett overvokses av større arter (Ericson 1977, R. Halvorsen, pers. obs.). Smågnagerpåvirkning

registreres (fra og med 2013) i rutene i TOV-områdene i granskog; i åtte av de ni overvåkingsområdene som forekomst av avføring eller andre spor i hver smårute, mens det i Solhomfjell gjøres fellefangst av smågnagere. I sju av områdene har det siden 1990 pågått detaljerte demografiske undersøkelser av etasjemose (R. Økland 1995, Halvorsen 2019), inkludert andeler skudd som blir beitet av smågnagere. Disse kan brukes som en god indikator på omfanget av smågnagerpåvirkning på mosevegetasjonen (Halvorsen 2019). Beiteskader på dvergbusker, urter og graminider registreres i åtte av overvåkingsområdene. I tillegg til busker og trær er også markvegetasjonen viktig for hjortedyr. For eksempel kan mengden av beiteplanter i feltsjiktet være av betydning for elg, som blant artene i feltsjiktet foretrekker blåbær, tyttebær, høye urter og noen bregnearter (Wam & Bless 2019).

*Klimaet og klimaendringer* påvirker markvegetasjonen i stor grad (T. Økland 1996, T. Økland & Halvorsen 2020, T. Økland mfl. 2004, 2016, 2017, 2019a,b, 2020). Gjennom overvåkingsperioden har årlig middeltemperatur og vekstsesongens lengde økt betydelig i de fleste overvåkingsområdene (Framstad 2020). Økt høsttemperatur og lengre vekstsesonger er gunstig for store skogsmoser, som både kan opprettholde fotosyntese ned til lave temperaturer og raskt kan vokse og formere seg vegetativt (R. Økland 1995, 2000), og dermed vokser over andre, mindre arter og tetter igjen åpninger i bunnsjiktet. Endringer i bunnsjiktets sammensetning, som med stor sannsynlighet kan forklares av denne mekanismen, er vist i de fleste overvåkingsområdene (Halvorsen mfl. 2019a, T. Økland & Halvorsen 2020, T. Økland mfl. 2016, 2017, 2019a,b, 2020). Andre klimatiske faktorer, f.eks. vårfrost etter mild ettervinter, kan også bidra til vegetasjonsendringer for spesielt bærlyng.

*Plantepatogener* i granskogene omfatter blant annet soppskader på blåbær. Det er lite kjent hvorvidt disse soppartene eller andre plantepatogener påvirker endringer i markvegetasjonen i granskoger på lang sikt.

### **Aktuelle hypoteser som overvåkingen bør belyse**

**Figurene 3.3B og 4.2** viser den sentrale plasseringen av markvegetasjonen i skogøkosystemet. Markvegetasjonen har forbindelse med de fleste andre økosystemkomponentene, som beskrevet ovenfor. Sammen med til dels vært tydelige trender i påviste endringer i markvegetasjonen i granskog, gir dette grunnlaget for å formulere flere hypoteser:

#### *Hypotese 1: Klimaendringer er hovedårsak til endringer i markvegetasjonen i granskog*

Resultatene av 30 års vegetasjonsovervåking indikerer at mildere, fuktige høster, og dermed en signifikant økning i vekstsesongens lengde (Framstad 2020), har favorisert noen store moser på bekostning av små moser og at dette også kan ha bidratt til redusert artsantall og mengder av karplanter. Det har funnet sted en fortetting av bunnsjiktet og dermed en reduksjon i forekomsten av tilgjengelige mikrohabitat for små moser og spiring av karplanter fra frø. Overvåkingsresultatene viser signifikant mengdeøkning for en eller flere av de største skogsmosene i alle overvåkingsområdene, samtidig er artsantallet og mengden av mange arter av karplanter og mindre moser betydelig redusert. Disse endringene i markvegetasjonen kan knyttes til tre klimarelaterte hypoteser som resultater fra overvåkingen kan belyse:

- Mildere høster og lengre vekstsesong favoriserer store moser på bekostning av små moser og karplanter (jf. over).
- Milde vintre/tidligere vår kan favorisere store skogsmoser ved at frostepisoder etter milde perioder på senvinteren kan påvirke noen karplanter negativt, blant annet er det observert frostskaider på tyttebær i enkelte områder (T. Økland mfl. 2016).
- Milde vintre medfører ofte tynt eller tidvis manglende snødekke med ising i snøen og på bakken. Dette gir dårlige forhold for smågnagere og få/ingen store smågnagertopper (Kausrud mfl. 2008). Dermed blir det lite forstyrrelse av bunnsjiktet, som blir tettere, med økning av store moser (Rydgren mfl. 2007).

#### *Hypotese 2: Endringer i markvegetasjonen er delvis forårsaket av aldring av trebestand*

Gjennom overvåkingsperioden har trærnes gjennomsnittsalder økt, og skogene inneholder flere større trær i 2020 enn i 1988. Noen få trær har falt overende i overvåkingsperioden. I disse gamle

natur nære skogene er endringene i tresjiktet små og langsomme, og det er fortsatt uklart hvorvidt det har pågått og eventuelt fortsatt pågår systematiske endringer (suksesser) i markvegetasjonen som følge av endringer i tresjiktet. Denne hypotesen kan best belyses ved nye, detaljerte registreringer av viktige egenskaper til enkelttrær i analysefeltene og statistiske analyser av samvariasjon mellom endringer i markvegetasjon og tresjikt (se også hypotese 3b; endringer i tresjiktet kan også ha betydning for endringer i humuskjemi.).

*Hypotese 3a: Langtransporterte luftforurensinger bidrar ikke lenger til betydelige endringer i markvegetasjonen i granskog, men nitrogentilførsel påvirker fortsatt markvegetasjonen*

Tilbakegang for en del middels mineralnæringskrevende karplantearter, som ble observert i første del av overvåkingsperioden i de sørligste overvåkingsområdene, ble forklart som en mulig, tidsforskjøvet effekt av økte tilførsler av langtransportert luftforurensning (R. Økland & Eilertsen 1996, T. Økland mfl. 2004). Hvorvidt langtransporterte forurensinger har bidratt til vegetasjonsendringer gjennom hele overvåkingsperioden, og i hvilken grad nitrogentilførsel fortsatt påvirker markvegetasjonen i sørlige og sørvestlige deler av Norge, kan belyses ved innsamling og analyse av nye jordkjemiske data fra overvåkingsområdene og analyser av sammenhenger mellom deponeringsdata og endringer i vegetasjon og humuskjemi.

*Hypotese 3b: Aldring av trær har bidratt til endringer i humuskjemi med påfølgende endringer i markvegetasjonen*

Humuskjemi kan også være endret av andre årsaker enn endringer i luftforurensing, bl.a. aldring av trær. Innsamling av nye jordprøver for analyse av de viktigste jordkjemiske og -fysiske egenskapene (f.eks. pH, total N, Ca, Mg, glødetap og karboninnhold), sammen med data for endringer i henholdsvis tresjiktet og artssammensetningen i markvegetasjonen, vil kunne klargjøre om endringer i tresjiktet bidrar til endringer i humuskjemien og de påviste endringene i markvegetasjonen.

*Hypotese 4: Endringer i markvegetasjonen i granskog er delvis resultat av endringer i beiteintensitet*

I overvåkingsperioden har det funnet sted endringer i bestandsstørrelse og populasjonsdynamikk hos flere viktige arter og artsgrupper av herbivorer: hjort på Vestlandet, elg i store deler av landet, og smågnagere spesielt i høyereliggende områder. Beitestrykket varierer betydelig på ulike skalaer i tid og rom og kan påvirke markvegetasjonen. Mest sannsynlig synes endringene i smågnagerpopulasjonene, spesielt det nesten fullstendige fraværet av smågnagertoppår (jf. over), å være den viktigste beiterelaterte faktoren. Også beitepåvirkning fra hjortedyr kan ha betydning. I enkelte av overvåkingsområdene har vi i enkelte år registrert skader på blåbær (T. Økland mfl. 2020), som er en av elgens foretrukne beiteplanter i feltsjiktet (Wam & Heljord 2010, Wam & Bless 2019), og beiteskader på graminider i det vestligste området Otterstadstølen (T. Økland mfl. 2013) som sannsynligvis skyldes hjort. De ulike herbivorenes betydning for endringer i markvegetasjonen vil kunne belyses ved systematisk innsamling av detaljerte data om beiteskader på vegetasjonen, sammen med overvåking av aktivitetene til smågnagere og større beitedyr, f.eks. ved tilpasset bruk av viltkameraer.

*Hypotese 5: Endringer i markvegetasjonen i granskog kan delvis knyttes til skoghistoriske tidligere begivenheter*

Alle overvåkingsområdene i granskog er vernet mot inngrep, og det har vært liten eller ingen beitepåvirkning fra husdyr gjennom overvåkingsperioden; utmarksbeite foregår nå bare svært sporadisk i enkelte av områdene. Det kan imidlertid ikke utelukkes at faktorer som tidligere utmarksbeite, tidligere plukkhogst, brannhistorikk og tid siden grana innvandret til området i noen grad har påvirket og fortsatt påvirker vegetasjonsutviklingen i enkelte av områdene. Grundige skoghistoriske undersøkelser, i forlengelsen av undersøkelsene av brannhistorikk gjennom analyse av makroskopisk kull i jordprøver fra alle granskogsområdene (Ohlson mfl. 2009), vil kunne belyse denne hypotesen.

## Behov for nye variabler og aktuelle datakilder

Undersøkelsene av markvegetasjonen i granskog gir detaljert informasjon om endringer i mengden av arter i bunnsjikt og feltsjikt, med registreringer av beitepåvirkning og ulike skader på vegetasjonen. Verdien av en slik detaljert tidsserie med varighet over 30 år kan knapt overvurderes (Anonym 2003). Ved å supplere denne overvåkingen med et sett med nye variabler som dekker andre viktige påvirkningsfaktorer og økosystemkomponenter med stor betydning for markvegetasjonen, kan verdien av dataserien for vegetasjonen økes ytterligere.

*Tresjiktets egenskaper:* Nye undersøkelser av de viktigste trevariablene som ble målt i de tre første registreringene, er nødvendig for å klarlegge betydningen av tresjiktet for observerte endringer i markvegetasjonen (jf. hypotese 2) og for tresjiktets betydning for endringer humuskjemi (jf. hypotese 3b). Det bør undersøkes om variabler med relevans for å forklare framtidige tresjiktrelaterte endringer i markvegetasjonen kan avledes fra fjernmålingsdata (først og fremst høyoppløselige laserskanningsdata).

*Jordkjemiske undersøkelser:* Ny innsamling og analyse av prøver fra humussjiktet ved hver analyserute for de viktigste jordkjemiske og jordfysiske variablene (pH, Total N, C/N-forholdet, glødetap, karboninnhold, dybde av humussjikt) er av stor betydning for å forstå endringene i markvegetasjonen i overvåkingsperioden (jf. hypotese 3a og 3b). Glødetap er oftest godt korrelert med karboninnholdet i humus (Goldin 1987), men målinger av andel karbon og glødetap i de samme prøvene bør gjøres for å finne ut hvor god denne sammenhengen er i overvåkingsområdene. Dette vil gi grunnlag for at data fra overvåkingsområdene vil kunne benyttes til å estimere endringer i jordas karbonlagre.

*Beitepåvirkning:* Analyse av samvariasjon mellom vegetasjonsendringer og registreringer av beitespor kan også bidra til mer detaljert kunnskap om beitetrykk (jf. hypotese 4). Beitekvaliteten for forskjellige beitedyr kan trolig utledes av artssammensetningen basert på kjent kunnskap (jf. Wam & Hjeljord 2010 for elg; for smågnagere se kap. 4.5), men nytten må vurderes gitt at registreringene i markvegetasjonen ikke gjøres årlig. Registreringer ved viltkameraer eller sportelling i hvert analysefelt i hvert område vil kunne gi informasjon om aktiviteten til større beitedyr.

Betydning av tidligere bruk av skogen for markvegetasjonsendringer (hypotese 5) kan gi verdifull bakgrunn for å tolke observerte endringer. Dette kan undersøkes i et skoghistorisk forskningsprosjekt knyttet til overvåkingsområdene (jf. Ohlson mfl. 2009). Også andre framsatte hypoteser kan kreve egne forskningsprosjekter i tilknytning til overvåkingen for å belyse de underliggende mekanismene.

Nye variabler som også er av betydning for andre komponenter i skogøkosystemet, kan registreres i analyserutene og/eller utledes fra data som allerede inngår i overvåkingen. For eksempel kan markvegetasjonens biomasse og endringer i biomassen gjennom overvåkingsperioden, som er av betydning for beitedyr og for karbonlagring i skog, i noen grad utledes fra dekningsdata ved å bruke data fra høstingseksperimenter i norske granskoger (T. Økland mfl., upubliserte data) og publiserte sammenhenger mellom dekningsdata og biomasse (f.eks. Muukkonen mfl. 2006).

## 4.3 Epifytter

### Motivering

Mange epifyttiske lavarter er følsomme for miljøforandringer og er mye brukt som bioindikatorer (Hawksworth & Rose 1976, Nimis mfl. 2002, Seaward 2004). Arter responderer ulikt på ulike miljøpåvirkninger (Insarova mfl. 1992, Hultengren mfl. 2004, Seaward 2004, Johansson mfl. 2012), slik at luftkvalitet, nedbørskvalitet og klima vil kunne påvirke forekomst og artssammensetning i epifyttvegetasjonen. Epifyttene utgjør et relativt artsrikt samfunn som samtidig er knyttet til et substrat av begrenset varighet. I motsetning til de fleste andre slike samfunn er epifyttene i utgangspunktet enkle å overvåke, spesielt samfunn knyttet til stammen på trær.



Med epifytter menes her individer av primærprodusenter som er festet til og lever på andre planter, men som ikke er snyltere. På bjørk i Norge utgjør epifyttene organismegruppene lav, moser og aerofyttske alger. Lavene har ulike vekstformer, og blad-, busk- og skorpelav er alle vanlige på trestammer av bjørk i TOV-områdene. Moser (både levermoser og bladmoser) finnes også, men de vokser mest ved basis av trestammene. Frittlevende alger opptrer gjerne under gode fuktighetsforhold der det samtidig er god tilgang på nitrogen.

Motivasjonen for å inkludere epifyttene i TOV er først og fremst knyttet til deres rolle som bioindikatorer og som representant for artsrike, økologiske samfunn i bjørkeskogen. Hensikten er å fange opp potensielle effekter av menneskeskapte drivere, som klimaendringer og langtransportert luftforurensing, som igjen påvirker epifyttsamfunnenes sammensetning, struktur og dynamikk, men også forekomsten av enkeltarter (Evju & Bruteig 2013). Det innebærer å følge utviklingen i samfunnene langs lokale og regionale økologiske gradienter som naturlig strukturerer artssammensetningen i samfunnet, og langs gradienter i de aktuelle påvirkningsfaktorene (jf. kap. 2.2).

### **Naturgitte og menneskeskapte drivere**

*Vertstreet* donerer substratet (overflata, barken) som epifyttsamfunnet eksisterer på (eventuelt i). Dette er en spesiell type av kommensalisme der epifyttene er fullstendig avhengig av verten. Interaksjonen beskrives ofte som en donor-resipient-interaksjon, der verten er en forutsetning for resipientens eksistens, mens resipienten ikke påvirker vertens populasjonsdynamikk. Det skjer derfor ingen regulering (i snever forstand) gjennom negative feedback-mekanismer ved denne interaksjonen (tilsvarende bottom up eller top down regulering). I stedet skjer den dynamiske utviklingen i epifyttsamfunnet delvis som en konsekvens av og innenfor rammene av trærnes dynamikk og dynamikken i substratet (barkfelling). Etersom bark av og til felles eller slites av, og trær dør og senere brytes ned, er substratet midlertidig av natur, slik at opprettholdelse av samfunnet av epifytter og populasjonene det omfatter, er avhengig av gjentatt kolonisering av egnet substrat. Treets utvikling som substrat for epifytter er derfor en viktig naturgitt driver i samfunnet. Treets alder måler tiden treet har vært tilgjengelig for epifyttene for kolonisering. Samtidig som treet blir eldre, vil en rekke av treets egenskaper endre seg med treets utvikling. Dette gjelder for eksempel barkens pH, struktur og tekstur, hardførhet, dens vannhusholdning og vannlagringskapasitet, samt økt variasjon i disse egenskapene innenfor et tre og dermed potensielt flere mikronisjer for epifyttene (Ellis 2012, Asplund mfl. 2014).

*Treslagssammensetningen* varierer mellom skogbestandene overvåkingsflatene er en del av, og mellom TOV-områdene, selv om alle overvåkingstrærne er bjørk. De varierer fra rene bestand av bjørk til blandingsbestand dominert av gran eller furu og/eller med innslag av andre boreale lauvtrær (Hilmo 1991, Hilmo & Wang 1991, 1992, Wang & Bruteig 1994). Treslagssammensetningen, bestandets tetthet, aldersstruktur og kontinuitet bestemmer habitatkvalitet og -kvantitet for ulike arter, både direkte og indirekte, gjennom påvirkning på lys- og fuktighetsforholdene (Ellis 2012). Egenskaper ved skogbestandene er også av betydning for fordelingen av hindre for spredning, spredningskilder og 'vadesteiner' ('stepping stones') i landskapet. Som vist for andre skogtyper, påvirkes epifyttsamfunnets sammensetning på vertstreet av slike forhold (f.eks. Gustafsson & Eriksson 1995, Kuusinen 1996, Holien 1997, Moe & Botnen 1997, Ihlen mfl. 2001). Endringer i beitetrykk og bjørkemålerangrep er to faktorer som ser ut til å kunne endre skogbestandenes struktur i enkelte av overvåkingsflatene, noe som igjen vil påvirke den videre utviklingen av epifyttsamfunnet både på kort og lang sikt. Et oppslag av tett bjørkekratt er f.eks. i ferd med å endre bestandsstrukturen ved flere av flatene i Børgefjell (Aarrestad mfl. 2016, pers. obs.), muligens pga. redusert beitetrykk fra rein om sommeren, mens bjørkemålerangrep ser ut til å ha forårsaket høy mortalitet og redusert tetthet i bestandene omkring et par av flatene i Dividalen.

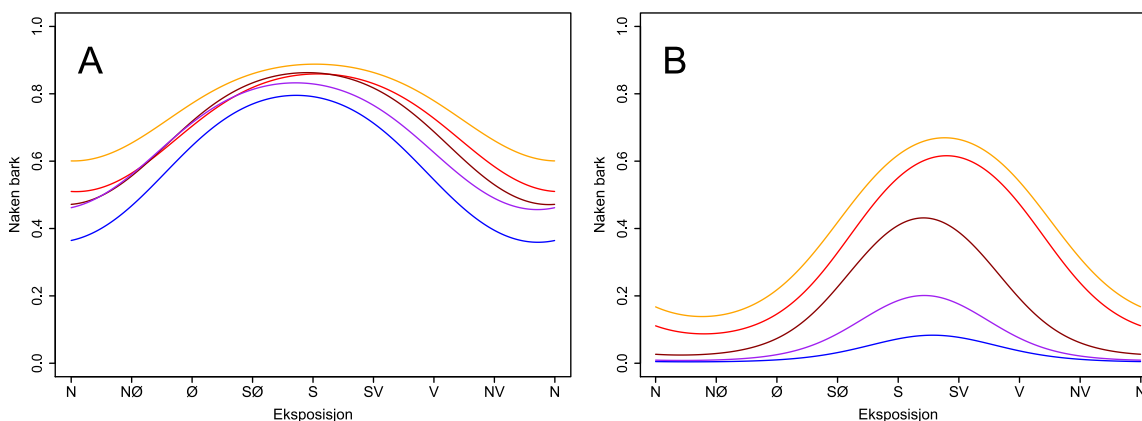
*Klima og tilførsel av luftforurensinger* samt endringer i disse er av spesiell interesse ut fra formålet for overvåkingen av epifyttene (se over). Disse driverne varierer mellom TOV-lokalitetene (jf. kap. 2.2). Når det gjelder klimaendringer, synes endringer i nedbør og luftfuktighet å være av spesiell relevans for epifyttene som overvåkes i TOV. Disse påvirker også varigheten av tørkeperioder og faren for uttørking, særlig for moser og alger. Endringer i snødybde, snødekkets

varighet og vekstsesongens lengde er spesielt viktig for epifyttsamfunnenes vertikale fordeling langs stammen. Nedbørens kjemiske sammensetning styrer også våtdeposisjonen av f.eks. nitrogenforbindelser på stammeoverflaten, noe som direkte påvirker vekstforholdene for epifyttsamfunnene. I tillegg kan økt frekvens av ekstremværhendelser og slitasje på bark og epifytter ha betydning. Effekten av slike endringer på epifyttsamfunnene modifiseres av de lokale miljøforholdene og den lokale epifyttfloraen. Potensielle effekter av driverne beskrives nedenfor.

### Konseptuell modell for epifytter

Epifyttsamfunnenes struktur og artssammensetning varierer med posisjonen på treet. Det er to viktige gradienter i artssammensetning (coenokliner) innenfor et tre. Den primære er langs treet vertikale akse med ulik artssammensetning ved basis, oppover stammen, i trekrona og utover greinene. Den andre er en gradient knyttet til eksposisjon radiært rundt stammen (Ellis 2012), ofte slik at forekomsten av epifytter mer eller mindre er konsentrert til en side av stammen. Disse gradientene er mer eller mindre tydelig til stede også i TOV-områdene. Den vertikale coenoklinen er potensielt relatert til flere gradienter i miljøfaktorer og påvirkninger: substratets alder og tilgjengelighet for kolonisering, barkens struktur og dens pH, lys- og fuktighetsforhold, snødekke, slitasje fra vær og vind, påvirkning fra vegetasjon og jordforhold nær basis osv. Eksposisjon samvarierer primært med lys- og fuktighetsforholdene (Kenkel & Bradfield 1986, Kantvilas & Minchin 1989, McCune mfl. 2000, Ranius mfl. 2008). I områder med dominerende vindretning kan en anta at eksposisjon også representerer en gradient i eutrofieringsgrad, forsurening og/eller forurensing i situasjoner der nedbør er en viktig tilførselsvektor for langtransporterte, kjemiske forbindelser.

Tre viktige typer av strukturerende prosesser i epifyttsamfunnene er *spredning/kolonisering*, herunder i hvilken grad epifyttsamfunnet er begrenset av sprednings/kolonisering (jf. Belinchón mfl. 2017); *miljømessig siling eller filtrering*, som dreier seg om epifyttenes tilpasninger til miljøbetingelsene, deres mulighet til å overleve og vokse under ulike betingelser, dvs. deres funksjonelle habitatnisjer; og *biologiske interaksjoner*. I følge Nascimbene mfl. (2016) opererer alle disse tre typene av strukturerende prosesser i epifyttsamfunnene i subalpine skoger, men sannsynligvis i svært varierende grad (jf. Schei mfl. 2012). Imidlertid er dette så langt lite studert i norske bjørkeskoger. Et viktig moment i denne sammenhengen er forekomsten av naken bark som gir en første pekepinn på de tre prosessenes betydning. Andelen av naken bark, og tilsvarende dekingen av epifytter, varierer mye mellom trær og TOV-lokaliteter. Men også innenfor samme tre, og da ofte systematisk langs de to viktige, komplekse miljøgradientene beskrevet over (**figur 4.3**). Det innebærer at de strukturerende prosessenes betydning for epifyttsamfunnets sammensetning varierer tilsvarende. Det betyr videre at effekten av bakenforliggende drivere på sammen-



**Figur 4.3** Figuren viser sannsynligheten for at en registreringsenhet (horisontalt linjestykke på 1-cm på trestammens overflate) kun dekker naken bark (ikke inneholder epifytter) som funksjon av enhetens eksposisjon. Sannsynligheten er gjengitt for årene 1991 (oransje linje), 1996 (rød), 2001 (mørk rød), 2006 (lilla) og 2011 (blå) i TOV-områdene Åmotsdalen (A) og Lund (B) ifølge en sirkulær, logistisk modell tilpasset dataene for hvert år.

setningen også vil variere tilsvarende – avhengig av sammenhengen mellom driver og strukturerende prosess, og hvor viktig den aktuelle prosessen er for epifyttsamfunnet lokalt.

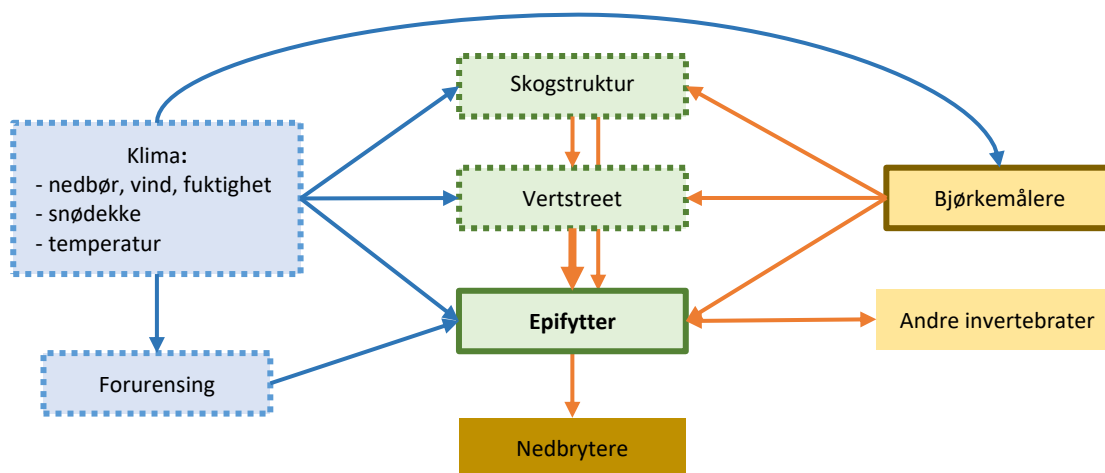
Dynamikken i epifyttsamfunnet er primært et resultat av ulike 'demografiske' prosesser og hendelser: produksjon av diasporer, spredning og kolonisering av nytt substrat, vekst, biomassereduksjon (reduksjon av thalli og ev. død gjennom predasjon i vid forstand, konkurranse, forverring av miljøforholdene), mortalitet knyttet til barkfelling eller ved at thalli og mosekolonier løsner fra substratet, og mortalitet knyttet til at vertstreet dør. De viktigste strukturerende direkte interaksjonene i epifyttsamfunnet og mellom samfunnet og de andre levende komponentene i økosystemet antas å være interaksjonen med vertstreet og interspesifikk konkurranse blant epifyttene.

Interspesifikk konkurranse mellom epifyttsamfunnets arter er en lokal interaksjon mellom naboer, som antas primært å være om lys og vokseplass, og skjer primært gjennom overvoksing (jf. Hilmo 1994). Observasjoner av skadde og døde deler av thalli tyder imidlertid på at sopp og andre patogener og/eller allelopati mellom lavthalli i tillegg er viktige, strukturerende prosesser i epifyttsamfunnene som overvåkes i TOV (pers. obs.).

Mange invertebrater beiter på lav, slik som nematoder, spretthaler, midd og snegler (Ellis 2012). I tillegg til barkfelling og slitasje fra vær og vind utsettes epifyttsamfunnet dessuten for en lang rekke av ulike forstyrrelser som medfører tap av hele eller deler av thalli og mosekolonier fra samfunnet, f.eks. fuglers bruk av epifytter til reirmateriale, hjortedyrs feiing av gevir osv.). Men ingen av disse prosessene antas å være viktige, systematisk strukturerende prosesser i samfunnene som overvåkes i TOV.

Samfunnet av epifytter utgjør et habitat for andre organismer, og det er slik sett tette, symbiotiske forhold mellom lav og invertebrater (Henderson & Hackett 1986). Epifytter øker kompleksiteten i mikrohabitatene knyttet til trær (Shorrocks mfl. 1991) og gir økt mangfold av mikrofauna (André 1985, Stubbs 1989, Gunnarson mfl. 2004, Bokhorst mfl. 2015). Dyrene finner skjul blant lavene, og lav er også en matkilde for flere av disse (se over), mens andre arter er predatorer på lavspisende arter. Dermed utgjør epifyttsamfunnet et viktig habitat for byttedyr til enkelte spurvefugler (Hogstad 1978, Alatalo 1981, Petterson mfl. 1995), som på bjørkestammene i TOV-områdene er f.eks. ulike meiser, spesielt granmeis, og trekryper.

En modell for epifytter og deres viktigste påvirkningsfaktorer og interaksjoner med andre økosystemkomponenter kan sammenfattes som vist i **figur 4.4**.



**Figur 4.4** Modell for epifytter og deres viktigste påvirkningsfaktorer og interaksjoner med andre økosystemkomponenter. Brune piler indikerer direkte og indirekte påvirkninger på epifytter, der tykke piler angir viktigste direkte påvirkninger fra andre økosystemkomponenter. Blå piler viser eksterne direkte og indirekte påvirkninger på epifytter.

### Aktuelle hypoteser som overvåking bør belyse

Dagens overvåkingsdesign for epifyttene tar utgangspunkt i den opprinnelige målsettingen satt for TOV. Den er innrettet mot estimering av dekning av epifyttsamfunnet og dets komponenter fra et begrenset utsnitt av trestammen, fra 130 til 210 cm over bakken, på trær med stammeomkrets større enn 35 cm ved brysthøyde (Framstad mfl. 2020). Innenfor dette utsnittet registreres endringene i epifyttsamfunnet systematisk både langs den økologiske gradienten i eksposisjon rundt trestammen (**figur 4.3**) og langs den vertikale gradienten. Designet fokuserer derfor på å observere og forklare eventuelle regionale forskjeller i hvordan epifyttsamfunnene utvikler seg langs disse gradientutsnittene over tid. Det fokuserer videre på relativt store trær. Selv om spredningsbegrensning er påvist i enkelte typer av epifyttsamfunn (Hilmo & Såstad 2001, Hilmo mfl. 2011), kan det derfor antas at mange av artene i den lokale artspoolen av epifytter har hatt tilstrekkelig tid til å spre diasporer til områdene på stammen som undersøkes i TOV. I tillegg til regional variasjon mellom TOV-områder fanger designet dessuten opp eventuell variasjon langs lokale gradienter innenfor hvert område, primært høydegradienten. Framstad mfl. (2020) beskriver overvåkingens design og andre registreringer og undersøkelser som inngår i TOV-programmet knyttet til epifytter.

Generelt er det sparsomt med prosessorienterte, teoretiske og empiriske studier av epifyttsamfunnene på bjørkestammer som kunne danne et grunnlag for å beskrive forventete effekter av potensielle klimaendringer og langtransporterte forurensinger på samfunnene som studeres i TOV-programmet (jf. Evju & Bruteig 2013). På et generelt grunnlag formulerer vi derfor i de påfølgende avsnittene påstander (hypoteser) om hvilke prosesser og forhold som er viktige for samfunnenes struktur og dynamikk. Disse danner igjen grunnlaget for å formulere hypoteser om potensielle effekter av de påvirkningsfaktorene som motiverer overvåkingen av epifytter i TOV-programmet. Disse påstandene kan og bør testes gjennom supplerende og gjerne eksperimentelle studier som et tillegg til overvåkingen i TOV. Slike studier vil øke programmets verdi.

Nakne overflater av bark uten epifytter på overvåkingstrærne skyldes en kombinasjon av at miljømessig siling hindrer etablering og vekst, og tap av etablerte epifytter ved at ytre deler av barken felles eller slites av og at slitasje fører til at epifytter løsner fra substratet. Manglende mikronisjer for etablering av thalli antas å være en viktig form for miljømessig siling i denne sammenhengen. Systematiske forskjeller i epifyttenes totaldekning mellom ulike eksposisjoner skyldes imidlertid andre former for miljømessig siling (se under).

Tilgjengelig mengde nitrogen antas å være en begrensende ressurs for mange epifytter, mens lys i utgangspunktet ikke er begrensende for epifyttene på bjørkestammene. Unntaket er epifytter som dekkes av snø om vinteren. Konkurransen om lys og plass oppstår likevel lokalt når thalli av lav og/eller kolonier av moser vokser nær eller oppå hverandre. Konkurransen om fotobiont, konkurranse gjennom 'founder control' og tilretteleggingsprosesser antas også å forekomme blant epifyttene, men antas ikke å være viktige prosesser i samfunnene på stammer av bjørk. Det samme gjelder beiting.

Fuktighet, dvs. uttørkingsfrekvens og varigheten av tørkeperioder antas å være viktige, begrensende faktorer for epifyttenes vekst på bjørkestammene som overvåkes i TOV-programmet. Disse faktorene varierer systematisk med eksposisjon slik at vekstbetingelsene gjerne er bedre mht. fuktighetsforholdene på nordsiden av stammen i forhold til andre eksposisjoner, og mer ugunstig på sørvendt overflate. Stammens helning og forekomst av epifytter (gjennom å holde bedre på fuktigheten enn naken bark) vil modifisere sammenhengen mellom eksposisjon og uttørkingsfare. Sammenhengen vil også modifiseres ved tilstedeværelse av en dominerende vindretning under nedbørhendelser, eventuelt i kombinasjon med veksthemmende eller vekstfremmende kjemiske forbindelser i nedbøren.

Tilstedeværelse av andre treslag enn bjørk vil, avhengig av art av epifytt, fungere som hindre for spredning, som 'stepping stones' mellom bjørketrærne eller som viktige spredningskilder for kolonisering av bjørketrærne. Jo større innslag av andre treslag enn bjørk i skogbestanden, desto

tydeligere sammenheng vil det være mellom artssammensetning og dekning hos bjørketreets epifyttsamfunn og treets naboskap, spesielt der spredning er en viktig strukturerende prosess.

### **Effekter av endringer i klima**

*Økt nedbør og fuktighet* reduserer uttørkingsfaren som i TOV-områdene generelt vil medføre en bedring i vekstbetingelsene rundt bjørkestammene, inkludert de mest soleksponerte og tørre områdene. Epifyttenes totaldekning og antall arter øker inntil lokal konkurranse om lys og plass etter hvert blir en mer dominerende strukturerende prosess i samfunnet av epifytter. Eventuell forskjell i totaldekning mellom nord- og sørsiden av stammene reduseres. Samtidig vil dominerende vindretning ha større eller mindre effekt på variasjon i totaldekning og utskifting i artssammensetning rundt stammen, avhengig av solinnstrålingen og andre forhold.

*Endring i snødekkets dybde og varighet* har direkte innflytelse på bl.a. solinnstråling til nedre del av stammen, vekstsesongens lengde for ulike deler av stammen og hvilke deler av stammen som er beskyttet mot slitasje fra ekstremværhendelser om vinteren. Snødekket er derfor av stor betydning for artsutskifting langs den nedre delen av den vertikale gradienten i artssammensetning. Varige trender i snødekkets dybde vil derfor over tid kunne medføre endringer i artssammensetningen i den nedre delen av stammeutsnittet som overvåkes i de mest snørike TOV-områdene og overvåkingflatene.

*Økt frekvens av ekstremværhendelser* som stormer og episoder med styrtregn vil øke slitasjen på bark og epifytter og medføre reduksjon av epifyttsamfunnets totaldekning. Reduksjonen vil være størst for busklav og mange bladlav, avhengig av deres vokseform.

### **Effekter av langtransporterte luftforurensinger**

*Økt tilførsel av nitrogen* gjennom våtdeposisjon vil ha variert effekt på epifyttenes vekst og overlevelse, avhengig av mengden og type nitrogenforbindelser, og vil dermed endre samfunnets artssammensetning. Generelt forventes økt tilførsel å ha positiv effekt på veksten hos nitrofile epifytter som frittlevende alger, og motsatt direkte negativ effekt på forekomsten av acidofytter som vanlig kvistlav. Tre hypoteser er framsatt for hvorfor forekomsten av acidofytter reduseres ved økt nitrogentilførsel (vanHerk mfl. 2003): artene responderer negativt enten direkte på endringer i barkens pH, direkte på økt tilførsel av nitrogenforbindelser, eller indirekte gjennom konkurranse fra nitrofile epifytter. Imidlertid øker epifyttenes totaldekning slik at konkurranse om lys og plass etter hvert blir en mer dominerende strukturerende prosess i samfunnet av epifytter. Lokal artsutskifting (pr. registreringsenhet) mellom registreringstidspunktene reflekterer dermed i større grad forskjeller i artenes konkurranseevne om lys og plass. Samfunnets  $\alpha$ -diversitet vil etter hvert gå ned. Hvor raskt disse prediksjonene inntreffer, avhenger av samfunnets dekning idet den økte tilførselen av nitrogen starter å påvirke veksten.

*Tilførsel av svovelforbindelser* over mange tiår før overvåkingen startet, antas å ha påvirket epifyttsamfunnenes dekning, sammensetning og struktur i de sørligste TOV-områdene ved starten av overvåkingsserien. Tilførsel av svovelforbindelser gjennom våtdeposisjon har generelt en hemmende effekt på etablering og vekst av epifytter, og reduserer overlevelsen av allerede etablerte lavthalli. Effekten vil være størst for de delene av treet som har vært mest utsatte for våtdeposisjon av svovel, gitt dominerende vindretning. En reduksjon av langtransportert svovel vil derfor over tid gjøre større deler av stammen tilgjengelig for etablering av lavthalli. Epifyttsamfunnets totaldekning og artsmangfold vil øke i disse områdene inntil andre faktorer og prosesser strukturerer epifyttsamfunnet.

### **Effekter av interaksjoner med andre organismer**

*Bjørkemålere* antas å ha liten direkte effekt på epifyttsamfunnet gjennom beiting eller gjennom tilførsel av nitrogen fra larvenes avføring. Indirekte effekter er potensielt viktigere. Moderate mengder av bjørkemålere reduserer dekket av bladverk, noe som medfører økt innstråling og generelt reduserte vekstforhold på bjørkestammene pga. økt uttørkingsfare, men også større forskjell i vekstbetingelsene mellom nord- og sørsiden av stammen. Ved store, varige angrep av bjørkemålere vil trærne dø og etter hvert falle overende. Slike angrep vil ha langtidseffekter på

bestandsstruktur, med få gjenværende eldre trær og etter hvert rekruttering av nye trær der epifyttsamfunnet i lang tid vil være begrenset av tilførsel av diasporer og mikronisjer for kolonisering. Denne typen endringer i bestandsstruktur er et relevant fenomen i et par av flatene i Dividalen, hvor mange trær har dødd pga. målerangrepene. Dette er eksponerte flater der en må forvente økt slitasje på bark og epifytter av vær og vind i langt åpnere bestand enn tidligere. Over tid vil derfor totaldekningen på stammen gå ned og en får et koloniseringsbegrenset samfunn også på de gamle stammene.

### **Behov for måling av nye variabler, aktuelle datakilder, og annet utviklingsarbeid**

*Videreutvikling av overvåkingsdesign mht. eksposisjon:* Felles for de fleste av hypotesene over er at de knytter effekter av langtransporterte luftforurensinger og egenskaper ved klimaet til endringer i epifyttsamfunnets miljø, som igjen har direkte effekt på samfunnet av epifytter. Samtidig legger dagens design opp til å følge utviklingen i samfunnet som en funksjon av eksposisjon. Eksposisjon er åpenbart viktig for hvordan ytre faktorer vil påvirke epifyttsamfunnet og hvilke effekter en vil observere. Miljøfaktorene knyttet til stammens overflate, slik som lysforhold, fuktighet, pH, barkkjemi og barkstruktur, bør derfor måles for ulike eksposisjoner, f.eks. nord, øst, sør, vest og ikke kun pr. tre. Dominerende vindretning under nedbørshendelser bør også måles. Større vektlegging av eksposisjon medfører også at en utvikler metoder for å kunne gjenfinne posisjonen til de ulike registreringsenhetene på stammen ved neste sensus.

*Videreutvikling av overvåkingsdesign mht. registrering av demografiske hendelser:* For å oppnå en mer prosessorientert overvåking og for å kunne evaluere og skille mellom hypotesene over, bør en ut fra dataene bedre kunne identifisere hvilke typer av demografiske hendelser som medfører at dekningen totalt og dekningen av de ulike artene endres mellom sensuser. Det innebærer å gjenfinne enkelt-thalli fra tidligere registreringer og måle deres utstrekning på barkoverflaten. Dette vil mest sannsynlig kreve hyppigere registreringer enn i dag.

*Snødybde* bør måles helst gjennom hele vintersesongen og pr. overvåkingstre. Målingene bør kunne baseres på automatisk kameraovervåking, viltkamera, der en benytter innmålte, naturlige merker på trestammene til å måle snødybden.

*Barkstruktur.* Det bør utvikles metodikk for måling/karakterisering av barkstruktur langs takseringslinjene rundt stammen på bjørketrærne. Lys- eller laserbaserte 3D-scannere kan være aktuelle i en slik sammenheng. Det samme gjelder manuelle strukturmålere tilpasset formålet. Et tredje alternativ er visuell karakterisering av barkens egenskaper langs ordinale måleskalaer.

*Barkoverflatens kjemiske egenskaper.* Målinger av barkens og barkoverflatens kjemiske egenskaper bør, om mulig, baseres på innsamling av barkprøver fra trær i skogsbestandene som er utenfor prøveflata. Pilotprosjekt må gjennomføres før en bestemmer endelig design for innsamlingen.

*Skogbestandenes struktur* kan i første omgang beskrives gjennom fjernmålinger basert på LIDAR-teknologi. Men det vil være behov for supplerende registreringer på bakken. Bakkebaserte registreringer kan eventuelt inngå som et sideprosjekt utenfor det ordinære TOV-programmet. En rekke egenskaper ved trærne er relevant å måle i sammenheng med epifyttene: posisjon, treslag, høyde, stammens helning, diameter ved brysthøyde, omkrets og høyde av trekrone, samt ulike tilstandsvariabler (levende tre eller gadd, andel levende greiner i trekrone, barkens tilstand osv.).

Som et separat prosjekt utenfor TOV-programmet bør det over tid utvikles en modell for hvordan barken og barkoverflatens fuktighet endres som funksjon av nedbørhendelser, innstråling, vindpåvirkning, barkoverflatens struktur, samt tilstedeværelse av epifytter. Et annet relevant sideprosjekt er kartlegging av skogbestandenes artsinventar av epifytter og artenes romlige fordeling i bestandene.

## 4.4 Bjørkemålere

### Motivering

Bjørkemålere i fjellbjørkeskog er kjent for mer eller mindre regelmessige bestandssvingninger med topper med omtrent 10 års mellomrom (Tenow 1972, Myers 1988, 2018, Hogstad 1997, Myers & Cory 2013). Bjørkemålerlarvene lever av blader på bjørk og lyng, og i toppår vil de konsumere en stor andel av bladbiomassen hos foretrukne arter, særlig bjørk, noe som kan føre til redusert bladbiomasse og potensielt økt dødelighet av bjørk i større områder dersom målerangrepene varer over flere år. Dette har direkte og indirekte virkninger på store deler av økosystemet gjennom endringer i utbredelse og tetthet av fjellbjørkeskogen. For markvegetasjonen kan effektene av bjørkemålerne være direkte via beiting (særlig på lyng), men også indirekte via økt nitrogentilførsel fra levende og døde larver, økt lystilgang og endrete fuktighetsforhold, noe som igjen kan endre konkurranseforhold mellom arter og føre til økt vekst av nærings- og lyskrevende arter (Jepsen mfl. 2008, 2011, 2013, Karlsen mfl. 2013). Endringer i tresjiktet og i lys- og fuktighetsforhold vil også påvirke epifyttiske lav. For insektetende fugler har bjørkemålere en direkte effekt på reproduksjon.

I år med bestandstopper og store mengder bjørkemålerlarver kan de beite så kraftig på fjellbjørkeskogen at det kan føre til en vippepunkt-dynamikk som hindrer regenerering av tresjiktet (Vindstad mfl. 2019) og resulterer i en overgang fra lyngdominerte til grasdominerte økosystemer (Karlsen mfl. 2013) med kaskadeeffekter for beitedyr som smågnagere og reinsdyr (Jepsen mfl. 2013). En slik endring i økosystemets tilstand vil trolig også ha konsekvenser for økosystemtjenester som karbonlagring (Heliasz mfl. 2011).

Gjennom sine bestandssvingninger representerer bjørkemålerne en sterk naturgitt påvirkning på økosystemet og utgjør derfor en viktig del av en økosystembasert overvåking. Det er viktig å forstå hvordan bjørkemålernes bestandssvingninger påvirkes av naturgitte og menneskeskapt drivere for å forstå endringer i andre komponenter i økosystemet. Dette gjelder særlig markvegetasjon og busk- og tresjikt, men som nevnt kan indirekte effekter også ha betydning for bl.a. beitedyr. Samtidig mangler vi kunnskap om mekanismene bak bestandssvingningene hos arter som bjørkemålere, noe TOV kan bidra med.

I TOV-områdene i bjørkeskog er det hovedsakelig fjellbjørkemåler og brun høstmåler som forekommer.

### Naturgitte og menneskeskapt drivere

Periodiske utbrudd med 10-års sykluser er dokumentert for en rekke insekter (Myers 1988, Myers & Cory 2013), fugler og dyr (Keith 1963, Myers 2018), inkludert bjørkemålere. Tre faktorer må være til stede for at en art skal kunne oppvise sykliske bestandssvingninger: høy reproduksjonsrate for å generere rask vekst i bestanden, tetthetsavhengig dødelighet som bremser vekstraten og en forlenget negativ påvirkning som gjør at det tar tid før vekstraten tar seg opp igjen (Myers & Cory 2013). Hva som styrer synkroniserte bestandssvingninger over større områder, er imidlertid fremdeles uklart. En rekke forklaringer er presentert i litteraturen, inkludert spredning, interaksjoner med predatorer, parasitter, patogener og beiteplanter, variasjoner i klima og andre miljøforhold, samt tetthetsavhengige faktorer som vekst og kvalitet hos avkom. For bjørkemålere er mye av denne litteraturen oppsummert i Ruohomäki mfl. (2000) og Myers & Cory (2013), se også Myers (2018).

Fordi både biotiske og abiotiske faktorer kan påvirke dynamikken i bjørkemålerbestandene, kan både naturgitte og menneskeskapt påvirkninger føre til endringer i bestandssvingningene. Slike påvirkninger kan være både direkte, for eksempel gjennom endringer i temperatur, eller indirekte gjennom interaksjoner med andre arter. Følgende faktorer er særlig relevante for overvåkingen av bjørkemålerne i fjellbjørkeskog:

*Klima*, inkludert klimaendringer, påvirker bjørkemålerne direkte ettersom de er vekselvarme dyr og avhengige av omgivelsenes temperatur. Et varmere klima gir redusert dødelighet av egg om



vinteren, økt vekst av larver om sommeren og gir de ulike målerartene mulighet til å spre seg til nye områder. Til sammen kan dette gi økt forekomst av store utbrudd (Jepsen mfl. 2008, Jepsen mfl. 2011, men se Myers & Cory 2013). Klimaendringene påvirker også bjørkemålerne indirekte gjennom økt vekst av trær og markvegetasjon (se kap. 4.1) og endringer i plantenes fenologi (Jepsen mfl. 2009). Bjørkemålere og vegetasjon vil på den måten ha gjensidig påvirkning på hverandre.

*Næringsplanters beitekvalitet*, enten påvirket av indusert beiteforsvar eller andre faktorer, kan ha en innvirkning på bjørkemålerens bestandssvingninger (Lempa mfl. 2000, Selås 1997, Selås mfl. 2001, Haukioja 2003; se også Ruohomäki mfl. 2000, Myers & Cory 2013, Myers 2018 og referanser der, samt kap. 4.5 for flere detaljer om næringskvalitetshypotesen). Dette gjelder særlig bjørk, men også andre beiteplanter som blåbær. Betydningen av beitekvalitet for bjørkemålerens bestandssvingninger er imidlertid uklart (T. Klemola mfl. 2003, 2008).

*Næringsplanters fenologi* i form av vårens ankomst (grønning) kan også påvirke bjørkemålerens bestandssvingninger (Jepsen mfl. 2009), selv om betydningen av fenologi ikke er entydig (Mjåseth mfl. 2005).

*Predatorer og parasitter* påvirkes trolig i stor grad av bjørkemålerens bestandssvingninger. For eksempel er målerlarver viktig næring for mange fuglearter, og parasitter er vanlig forekommende. Selv om særlig parasittisme trekkes fram som en potensielt viktig faktor (Myers & Cory 2013), er det fremdeles uklart hvilken betydning predatorer (T. Klemola mfl. 2016, Pepi mfl. 2017) og parasitter (T. Klemola mfl. 2002, N. Klemola mfl. 2010, Schott mfl. 2010) har for dynamikken i bjørkemålerbestandene.

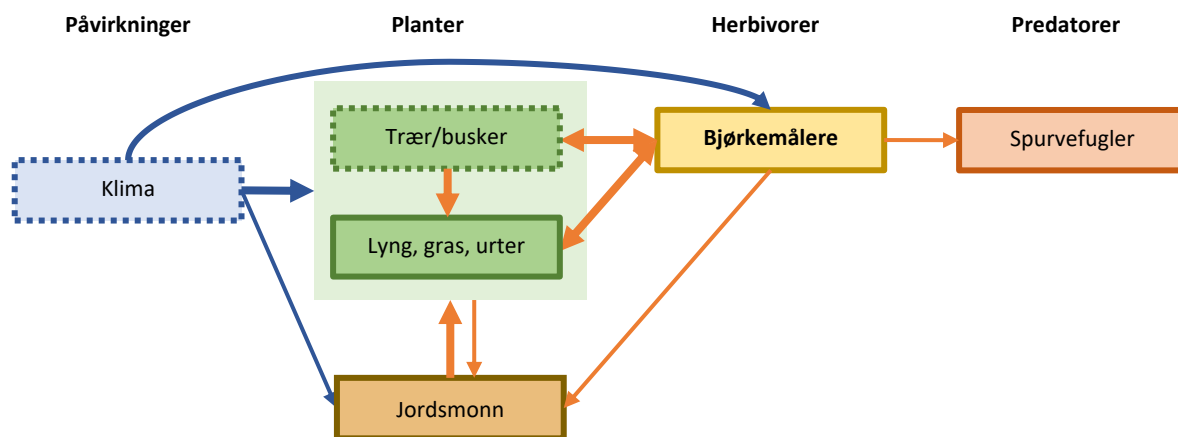
*Naturgitte forstyrrelser* som gir lavere kronedekke, for eksempel vindfelling og snøbrekk, vil kunne ha helt lokal innvirkning på bjørkemålerbestanden. Disse naturgitte forstyrrelsene vil kun forekomme episodisk og har neppe betydning for målerens bestandssvingninger.

### Sentrale komponenter i en konseptuell modell

Sentrale komponenter i en modell for bjørkemålerens rolle i økosystemet i bjørkeskog omfatter bjørkemålerne selv, samt de komponentene med størst direkte sammenheng med disse, henholdsvis vegetasjon i form av trær og busker, og graminider, urter og lyng i feltsjiktet, jordsmonn og jordprosesser, samt spurvefugler (**figur 4.5**). Vi har ikke inkludert parasitter og sykdommer, siden kunnskapen om dette er for dårlig. Viktige direkte og indirekte påvirkningsfaktorer er beskrevet ovenfor.

Bjørkemålerne påvirkes direkte av artssammensetning, beitekvalitet og fenologi hos prefererte arter i tre-, busk- og feltsjikt. Dette gjelder i første rekke bjørk, men også for eksempel blåbær. Samtidig vil bjørkemålerne selv i stor grad påvirke vegetasjonssammensetningen, ikke minst utbredelsen og tettheten av fjellbjørkeskog. Dersom et stort bjørkemålerutbrudd, for eksempel gjennom flere påfølgende år, har ført til omfattende skogdød eller en sterk reduksjon av andre fortrukne beiteplanter, vil dette området i mindre grad være egnet levested for bjørkemålere i en tid framover. For å forstå dynamikken i bjørkemålerens bestandssvingninger, samt øke kunnskapen om målerens innvirkning på økosystemet, er det derfor viktig å overvåke artssammensetning av planter både i tresjiktet og markvegetasjonen. Sistnevnte inngår i TOV i dag, men gode data på artssammensetning og tetthet av trær mangler. I tillegg bør overvåkingen utvides til å omfatte beitekvalitet og fenologi hos viktige næringsplanter, særlig bjørk og blåbær.

Bjørkemålerne påvirker næringsinnholdet i jorda gjennom tilførsel av nitrogen fra avføring og døde larver. Dette vil påvirke vekst av markvegetasjon, trær og busker, som igjen påvirker bjørkemålerne. Samtidig vil beitedrevne endringer i vegetasjonssammensetning og strøfall påvirke næringsinnholdet i jorda. Overvåkingen av næringsinnholdet i jord inngår i TOV i dag og bør videreføres.



**Figur 4.5** Modell for bjørkemålere og deres viktigste påvirkningsfaktorer og interaksjoner med andre økosystemkomponenter. Komponenter med heltrukken ramme er allerede dekket i TOV, mens stiple ramme angir andre viktige komponenter. Noen viktige forbindelser er vist med tykkere piler.

Målerlarver representerer svært viktig næring for spurvefugler, spesielt som fôr til unger. I år med store bestander av målere vil trolig en stor del av fuglenes diett være målerlarver. Imidlertid vil spurvefuglene da knapt ha noen påvirkning på målerbestanden. Ved lavere bestander av bjørkemålere kan effekten av predasjon fra spurvefugl være viktigere, men trolig har spurvefuglene bare marginal påvirkning på bestandsdynamikken hos bjørkemålere. Spurvefugler overvåkes i alle TOV-områder der bjørkemålere overvåkes. I to av disse områdene (Gutulia og Åmotsdalen) registreres også årlig reproduksjonssuksess hos svarthvit fluesnapper.

#### Aktuelle hypoteser som overvåkingen bør belyse

TOVs tidsserier på bjørkemålere strekker seg tilbake til 2014. De gjør det mulig å studere sammenhengen mellom populasjonssvingninger hos fjellbjørkemåler og brun høstmåler og menneskeskapte drivere som klimaendringer, samt mer generelle sammenhenger med naturlige drivere. Blant annet kan dette bidra til å belyse følgende hypoteser:

**Klimaendringer:** Et varmere klima fører til redusert eggdødelighet, høyere overlevelse og raskere vekst av bjørkemålere, noe som resulterer i mer intense bjørkemålerangrep over større områder, også i områder hvor store utbrudd ikke tidligere forekom. Denne trenden forsterkes av økt vekst av bjørk og andre prefererte beiteplanter i et varmere klima, men kan dempes av endringer i beiteplanters fenologi og reduksjon i beitekvalitet. Denne hypotesen kan belyses ved å relatere endringer i bjørkemålernes populasjonssvingninger til endringer i temperatur, samt forekomst, biomasse, beitekvalitet (se under) og fenologi (se under) av prefererte beiteplanter.

**Beitekvalitet:** Bestanden av bjørkemålere svinger med beiteplantenes kvalitet, med toppår når beitekvaliteten er på sitt høyeste (se kap. 4.5 for flere detaljer knyttet til beitekvalitet). Denne hypotesen kan belyses ved å relatere bjørkemålernes bestandssvingninger til variasjoner i beitekvalitet hos prefererte beiteplanter. Å klarlegge betydningen av beitekvalitet for bjørkemålernes bestandssvingninger, samt de fysiologiske mekanismene som er involvert, vil imidlertid kreve studier som ligger utenfor rammen av et rent overvåkingsprogram.

**Fenologi:** Bestanden av bjørkemålere svinger med beiteplantenes fenologi, der et 'optimalt' sammenfall av fenologi hos målere og planter kan bidra til toppår for målerne. Denne hypotesen kan belyses ved å relatere bjørkemålernes bestandssvingninger til variasjoner i fenologi hos prefererte beiteplanter. Å klarlegge betydningen av fenologi for bjørkemålernes populasjonssving-

ninger kan imidlertid være vanskelig og vil kreve studier utenfor rammen av hva overvåkingen normalt kan dekke.

### **Behov for nye variabler og aktuelle datakilder**

For å belyse bjørkemålerens rolle i økosystemet, trenger vi data for en rekke variabler fra overvåkingen (se også **tabell 3.2**):

*Klimavariabler.* Temperatur og nedbør dekkes forholdsvis godt ved interpolerte data pr. km<sup>2</sup> fra MET, supplert med lokale målinger fra temperaturloggere knyttet til markvegetasjonen. For å få klimadata på en mellomliggende romlig skala som er relevant for f.eks. vekst av skog, er det i tillegg ønskelig å ta i bruk satellittdata på bl.a. daglig temperatur fra MODIS-satellitten eller andre.

*Forekomst av bjørkemålere:* Antall bjørkemålerlarver fordelt på art, samt lengde av larver, registreres årlig i TOV-områdene i bjørkeskog i dag. Det gir et godt bilde av forekomsten av målerlarver på de ulike TOV-lokalitetene. Den årlige datainnsamlingen gjør det mulig å følge med på svingninger i bestandsstørrelsen hos ulike målerarter.

*Artssammensetning og biomasse av planter i felt- og bunnsjikt.* Artssammensetning av markvegetasjonen registreres i dag hvert 5. år i TOV-områdene i bjørkeskog. Dette gir god kunnskap om enkeltarters dekning og forekomstfrekvens. For å få et bedre bilde av mengden plantebiomasse som er tilgjengelig for beiting, bør måling av biomasse inkluderes i overvåkingen. Se kap. 4.1 for flere detaljer.

*Artssammensetning og kronedekke i tre- og busksjikt.* Tilgangen til bjørk som beiteplante er helt avgjørende for bjørkemålerne. Tettheten av kronedekket registreres i TOV-områdene i bjørkeskog i dag i form av HemiView-bilder og nylig utplasserte lysloggere, og beiteskader på bjørk registreres i forbindelse med telling av målerlarver. Vi mangler imidlertid gode data på artssammensetning, overlevelse og vekst av trær og busker. Dette kan gjøres ved hjelp av for eksempel forenklet landsskogstaksering (jf. Ørka mfl. 2019). For å registrere effekter av bjørkemålere på fjellbjørkeskogen på større skala, er fjernmåling, for eksempel i form av satellittdata og flyfoto, trolig den mest relevante metoden. Dette må imidlertid suppleres med bakkesannheter, blant annet fordi fjernmåling ikke kan skille mellom effekten av ulike arter av målere (Myers & Cory 2013).

*Kvalitet av beiteplanter.* I tillegg til forekomst og mengde av ulike plantearter, trengs data for beitekvaliteten til viktige beiteplanter, for eksempel i form av plantenes kjemiske sammensetning. For bjørkemålerne er trolig beitekvalitet av bjørk og blåbær mest relevant. Dette registreres ikke i TOV-områdene i bjørkeskog i dag. Dersom beitekvalitet skal kunne kobles til bjørkemålerens bestandssvingninger, må slike registreringer gjøres årlig. Se kap. 4.5 for flere detaljer.

*Beiteplanters fenologi:* I tillegg til forekomst og mengde av ulike plantearter, trengs data for fenologien til viktige beiteplanter, særlig vårens ankomst. For bjørkemålerne er trolig fenologi hos bjørk mest relevant. Dette registreres ikke i TOV-områdene i bjørkeskog i dag. Registreringene av bjørkemålere skal skje ca. 20 dager etter lauvsprett. Dato for målerregistreringene gir dermed en grov indikasjon på årlig variasjon i fenologi hos bjørk. På grovere skala kan fenologi hos bjørketrær registreres ved hjelp av fjernmåling (NDVI), noe som også gir mulighet for observasjoner ca. hver 14. dag. Fenologi hos bjørk kan deretter knyttes til målerens fenologi (størrelse på larvene). Dersom fenologi hos bjørk skal kunne kobles til bjørkemålerens bestandssvingninger, må slike registreringer gjøres årlig.

*pH og næringsinnhold i jord:* Dette registreres i TOV-områdene i bjørkeskog i dag og kan eventuelt suppleres med andre næringsstoffer ved behov.

## 4.5 Smågnagere

### Motivering

Smågnagere i boreale og alpine økosystemer er kjent for nokså regelmessige bestandsfluktuasjoner, der de kan opptre med svært store bestander med noen års mellomrom (3–5 år) (Stenseth 1999, Krebs 2013). I år med masseforekomster har smågnagerne stor effekt på andre deler av økosystemet, med omfattende nedbeiting av plantearter i markvegetasjonen, mobilisering av næringsstoffer, åpning av bunnsjiktet for spiring av nye planter, samt gode reproduksjonsforhold for en rekke predatorer (røyskatt, snømus, fjellrev, rødreiv, fjellvåk, ugler og andre rovfugler). Indirekte kan dette også påvirke andre byttedyr, ved at trykket fra predatorer på andre byttedyr gjerne er mindre i år med store smågnagerbestander, men desto større i året etter en smågnagertopp (Ims & Fuglei 2005, Ims mfl. 2013b). Gjennom sine bestandsfluktuasjoner representerer smågnagerne en sterk naturgitt påvirkning på økosystemet. Dette er en påvirkning som overvåking av økosystemet bør fange opp, for bl.a. å kunne skille mellom naturgitte og menneskeskapt årsaker til observerte endringer i andre komponenter i økosystemet.

### Naturgitte og menneskeskapt drivere

Smågnageres bestandsdynamikk, med regelmessig forekomst av svært store bestander, har vært lagt merke til langt tilbake i tid. Det er foreslått en rekke ulike hypoteser om årsaken til disse regelmessige bestandsfluktuasjonene (Krebs 2013). De mest aktuelle knytter smågnagerne til andre komponenter i økosystemet, enten plantene som næring eller ulike predatorer. Flere av hypotesene er presentert nedenfor i avsnittet om den konseptuelle modellen for smågnagere.

Ulike eksterne påvirkningsfaktorer, spesielt klimaendringer, vil kunne gi endringer i smågnagerens bestandsdynamikk. Slike påvirkninger kan være direkte eller indirekte via andre økosystemkomponenter.

*Snøforholdene* mot slutten av vinteren er vist å ha en sammenheng med variasjonen i bestandstoppene hos lemen, der milde vintre med isdannelse i snøen og på bakken sammenfaller med små eller manglende bestandstopper (Kausrud mfl. 2008). Et mildere vinterklima er også antatt å føre til bortfall av eller reduserte bestandssvingninger hos ulike smågnagerarter i Nord-Europa (Hörnfeldt 2004, Ims mfl. 2008, Cornulier mfl. 2013, men se Brommer mfl. 2010, Korpela mfl. 2013, Ehrich mfl. 2019).

*Vintertemperaturen* vil påvirke snøforholdene (jf. over) og i tillegg kan mildere vintre gi bedre overlevelse for ulike arter av bjørkemålere (Jepsen mfl. 2013), noe som kan føre til mer langvarige angrep på bjørketrær, andre lauvtrær/busker og lyng. Dette kan igjen gi en endring i vegetasjonens struktur, med lavere dekning av treaktige planter og mer gras. Slik endring av smågnageres habitat kan endre artssammensetningen ved at arter knyttet til åpne arealer, som markmus, kan øke i antall, mens det kan bli færre individer av arter knyttet til arealer med busker og trær, som klatremus.

*Sommertemperaturen* er vist å ha en sammenheng med forekomst av bestandstopper hos klatremus, der varmere somre er antatt å føre til raskere oppbygging av plantenes beiteforsvar etter år med stor frø/bær-produksjon og dermed lavere næringskvalitet i påfølgende vintre (Selås mfl. 2019). Varme somre gir dermed smågnagerne dårligere mulighet for å utvikle eller opprettholde en stor bestand gjennom vinteren i året etter at plantene har hatt stor frø/bær-produksjon (jf. mastinghypotesen under).

*Nitrogentilførsel* vil kunne føre til en endring av artssammensetningen i markvegetasjonen (f.eks. Strengbom mfl. 2003, Nordin mfl. 2005), typisk ved økning i mengden grasarter, og i noen grad endring i kvaliteten på beiteplanter. Dette kan igjen føre til en endring i artssammensetningen i smågnagersamfunnet, med lavere andel klatremus og større andel markmus.

*Arealbruk* eller annen påvirkning, f.eks. høyt beitetrykk av tamme eller ville beitedyr, kan forandre vegetasjonen og ha indirekte effekter på smågnagerne (jf. bl.a. ovennevnte effekter av endringer i tre/busksjikt, markvegetasjonen og smågnagersamfunnet).

### Sentrale komponenter i en konseptuell modell

Smågnagernes bestandsfluktuasjoner og masseforekomster ble beskrevet vitenskapelig tidlig på 1900-tallet (Elton 1924). En rekke ulike hypoteser har vært foreslått for å forklare disse bestandsfluktuasjonene (oppsummert bl.a. av Finerty (1980), Stenseth & Ims (1993), Krebs (2013) og Oli (2019)). Her er særlig interaksjoner i næringsnett mellom ulike trofiske nivåer (planter eller predatorer) framholdt som hovedforklaring (Berryman 2002), der en forsinket tetthetsavhengig respons hos en av hovedaktørene er det som driver selve bestandssyklusen. De viktigste hypotesene knyttet til andre deler av næringsnett, er:

*Predasjonshypotesen:* Her forklares smågnagernes bestandsfluktuasjoner ved at spesialiserte smågnagerpredatorer som røyskatt og snømus kan bygge opp sine bestander når smågnagerne har store bestander. Det tar imidlertid lenger tid for disse predatorene enn det tar for smågnagerne å nå sine respektive toppbestander. Denne forsinkete bestandsutviklingen hos predatorene innebærer at de når sine toppbestander når smågnagerbestandene er i ferd med å bli lavere igjen. Dermed kan de redusere bestandene av smågnagere så mye at det tar et par år før smågnagerne greier å bygge opp igjen sine bestander (Hanski mfl. 2001, Korpimäki mfl. 2002, men se Graham & Lambin 2002 og svar fra Korpimäki mfl. 2005, se også Korpela mfl. 2014).

*Næringshypoteser:* Her kan bestandsfluktuasjonene hos smågnagere knyttes til endringer i plantenes mengde eller næringskvalitet. Store smågnagerbestander kan i prinsippet føre til overbeite av vegetasjonen, med påfølgende kollaps i smågnagerbestanden og forsinket gjenvekst av vegetasjonen. Mange ulike eksperimenter med utelukkelse av smågnagere, med manipulert overbeiting eller med supplering av næring synes ikke å medføre en vesentlig effekt på smågnagernes bestandsdynamikk selv om det kan påvirke enkelte livshistorieparametere og bestandsstørrelse i noen grad (se gjennomgang i Oli (2019)). Beiting på planter kan også føre til at plantene produserer mer kjemiske forsvarsstoffer, reduserer tilgangen på nitrogen og andre næringsstoffer, og skaper fysiske endringer i plantene, noe som kan redusere plantenes beitekvalitet (Karban & Myers 1989, Seldal mfl. 1994, Huitu mfl. 2014). Det er imidlertid mangelfull dokumentasjon på at slikt induisert beiteforsvar fører til vesentlige endringer i bestandsdynamikken til smågnagere under naturlige forhold (Ruffino mfl. 2018).

*Mastinghypotesen:* En annen forklaring som involverer plantenes beiteforsvar, tar utgangspunkt i at mange planter har ekstra stor produksjon av frø/bær med noen års mellomrom. Dette kan skyldes en intern rytme hos plantene fordi de trenger noen år for å mobilisere nok næringsressurser for stor frøproduksjon, eller det kan skyldes ekstern påvirkning (Selås 2016). I år med stor frøproduksjon har plantene redusert evne til å produsere kjemiske forsvarsstoffer mot beiting. Under og umiddelbart etter slik ekstra stor frøproduksjon har plantene særlig høy kvalitet som beite. Dermed har smågnagerne gode forutsetninger for å øke sin reproduksjon og overlevelse, slik at de kan bygge opp svært store bestander i året etter en topp i frø/bær-produksjonen (Selås 2020).

I tillegg er det også flere hypoteser som baserer seg på effekter av parasitter og andre patogener eller karaktertrekk ved smågnagernes livshistorie (selvregulering). Smågnagere er infisert av en rekke ulike parasitter og patogener, og sykdomsepidemier har tidlig vært foreslått som årsak til bestandsfluktuasjoner (Krebs 2013). Selv om noen studier har vist at sykdom eller parasitter kan påvirke smågnagernes livshistorieparametere eller bestandsnivå, er det få studier som har sannsynliggjort at slik påvirkning generelt fører til endringer i bestandsdynamikken til smågnagere. Det kan skyldes at det er vanskelig å dokumentere slike effekter av parasitter eller sykdommer.

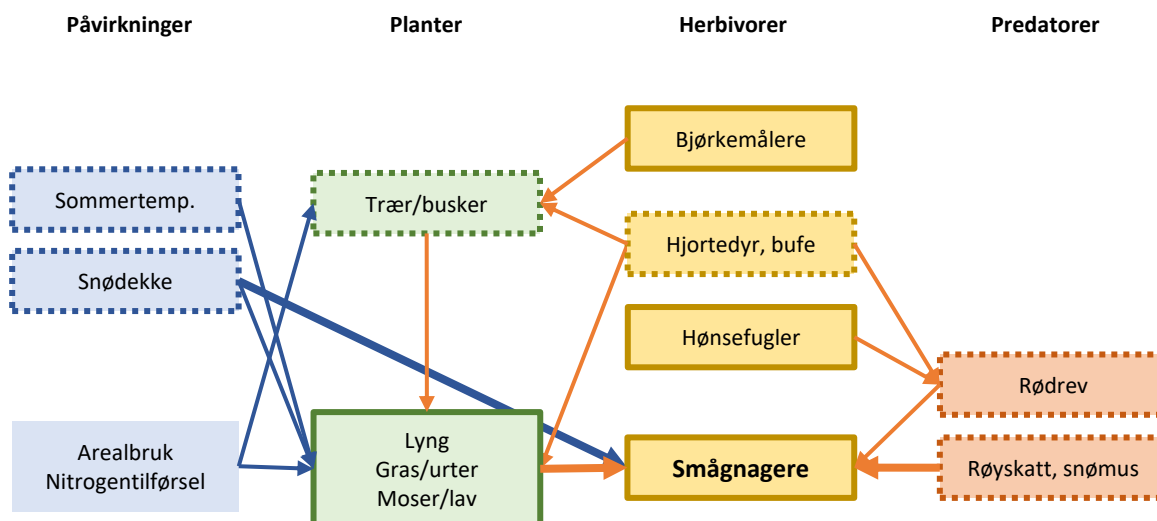
Ulike såkalte 'indre (intrinsic) hypoteser' er også foreslått som forklaring på smågnageres bestandsfluktuasjoner (Krebs 2013), der variasjon i sosiale mekanismer (stress, aggresjonsnivå, territorialitet, slektskapsnivå) eller livshistorieparametere gjennom ulike faser av bestandssyklus

antas å føre til regelmessige bestandsendringer. De fleste av disse hypotesene er enten forkastet eller svakt underbygget, eller studier av dem har gitt sprikende eller uklare resultater (Oli 2019). Modelleringsstudier som kombinerer slike indre faktorer med eksterne faktorer (i hovedsak predasjon), har imidlertid vist seg å kunne gjenskape bestandsfluktuasjoner med liknende egenskaper som observert i naturen (se f.eks. Radchuk mfl. 2016).

Ut fra ovenstående gjennomgang kan vi skissere noen sentrale komponenter i en modell for smågnagernes rolle i økosystemet. Disse omfatter smågnagerne og de komponentene med størst direkte påvirkning på smågnagerne fra underliggende og overliggende trofisk nivå, spesielt smågnagernes næringsplanter og lokale smågnagerspesialister som røyskatt og snømus (**figur 4.6**). Viktige direkte og indirekte påvirkningsfaktorer er beskrevet ovenfor.

Hva som er de viktigste næringsemnene, varierer mye mellom smågnagerartene og mellom årstider, år og områder (Hansson 1971, 1985a,b,c, Soininen mfl. 2013a,b). Hovedtrekkene er at lemen og skoglemen særlig eter graminider og mose (mose særlig om vinteren), markmus og fjellmarkmus eter i hovedsak graminider og urter, gråsidemus eter gras, urter, bærlyng, dels mose og bark, mens klatremus eter urter, bærlyng, frø/bær, sopp/lav og bark. Rødmus er i større grad enn klatremus en frø- og bæreter, men eter også sopp og lav, til dels også insekter. Skogmusartene er utpregete frø- og bæretere og tar dessuten en god del insekter og av og til små vertebrater. Den store variasjonen i aktuelle beiteplanter gjør det ønskelig å følge både mengde og beitekvalitet for de dominerende planteartene i vegetasjonen i overvåkingsområdene.

Selv om røyskatt og snømus gjerne også tar annet bytte, står de i en særstilling som smågnagerpredatorer siden de kan forfølge smågnagerne under snøen og i ganger under bakken. De har dermed muligheten til å ta smågnagere også i perioder der smågnagerne enten er lite eksponert eller opptre fåtallig. Andre predatorer på smågnagere er enten generalister (rødrev, fjellrev, ravn) som heller tar annet bytte når smågnagere er fåtallige eller vanskelige å få tak i, eller de er nomadiske smågnagerspesialister (fjellvåk, jordugle, snøugle) som flytter til andre områder når smågnagerne er fåtallige. Generelt antar vi at andre predatorer enn røyskatt og snømus i hovedsak tar smågnagere når disse er tallrike, men ellers ikke har vesentlig påvirkning på smågnagernes bestandsdynamikk (Hanski mfl. 2001, Korpimäki mfl. 2002). For å dokumentere graden



**Figur 4.6** Modell for smågnagere og deres viktigste påvirkningsfaktorer og interaksjoner med andre økosystemkomponenter. Heltrukken ramme viser komponenter som allerede dekkes av TOV, mens stiplet ramme angir andre viktige komponenter for smågnagerne. Brune piler viser direkte og indirekte påvirkninger på smågnagere, der tykke piler angir viktigste direkte påvirkninger fra andre økosystemkomponenter. Blå piler viser eksterne påvirkninger på smågnagere, inkludert indirekte påvirkning via planter, men ikke via andre herbivorer eller predatorer.

av påvirkning fra predatorer på smågnagere trengs i første rekke data for predatorenes forekomst og aktivitet i overvåkingsområdene. Et mål på predatorenes faktiske rolle for dødeligheten hos smågnagere gjennom ulike deler av smågnagernes bestandsfluktuasjoner kan imidlertid være vanskelig å få fram gjennom ordinær overvåking.

Andre komponenter med mer indirekte effekt på smågnagere er trær og busker, utbredelsen av snøleier, samt andre planteetere som hjortedyr, hønsefugler og bjørkemålere. Trær og busker påvirker lystilgang, fuktighet og andre miljøforhold på bakken, og de er dermed både en del av miljøet for og konkurrenter til planter i markvegetasjonen. Påvirkningsfaktorer (arealbruk, nitrogen tilførsel) og andre økosystemkomponenter (bjørkemålere, hjortedyr, bufe) som fører til endringer i artssammensetningen eller strukturen til busk- og tresjikt, vil dermed også kunne påvirke smågnagernes habitat og næringstilgang direkte eller via markvegetasjonen. Beiting fra hjortedyr og bufe vil også direkte påvirke artssammensetning av markvegetasjonen og kan også endre plantenes beitekvalitet. Mengden av hjortedyr og husdyr vil i hovedsak være påvirket av mengde og kvalitet av beiteplanter, foruten av arealbruk (inkl. mengden av husdyr) og beskatning (hjortedyr). Klimaendringer kan være en viktig påvirkningsfaktor for bjørkemålere.

Hjortedyr, husdyr, hønsefugler og ev. andre bakkehekkende fugler representerer byttedyr for ulike predatorer som rødrev, fjellrev, røyskatt, snømus, ulike rovfugler og kråkefugler. De fleste av disse predatorene har også smågnagere som viktig bytte, særlig når smågnagerbestandene er høye. Et variert utvalg av byttedyr kan være med på å opprettholde predatorbestander som kan utøve et trykk på smågnagerne også i perioder der smågnagerbestandene er lave. Variasjon i mengden av ulike byttedyr for predatorer kan dermed indirekte også ha betydning for dynamikken til smågnagere. Beskatning påvirker særlig byttedyr som hjortedyr og hønsefugler, samt predatorer som rødrev.

#### **Aktuelle hypoteser som overvåkingen bør belyse**

Som skissert over, er det særlig to aktuelle hypoteser som søker å forklare de mer eller mindre regelmessige bestandsfluktuasjonene hos smågnagere: predasjonshypotesen og næringskvalitetshypotesen (mastinghypotesen). Disse hypotesene forklarer det viktige samspillet mellom smågnagerne og komponenter i under- og overliggende trofiske nivåer. I tillegg er det åpenbart at den nokså regelmessige forekomsten av store smågnagerbestander også påvirker plantene og nærings sirkulasjonen, så vel som predatorers og andre byttedyrs demografi og bestandsnivå i varierende grad. Dessuten er det viktig å avklare hvordan klimaendringer kan bidra til å endre dynamikken i smågnagerbestandene. Overvåking av ulike økosystemkomponenter i TOV kan dermed være særlig aktuell for å belyse følgende hypoteser:

*Predasjonshypotesen:* Er smågnageres bestandsfluktuasjoner et resultat av en forsinket bestandstopp hos spesialistpredatorer som røyskatt og snømus etter høye smågnagertopper? Dette innebærer i første omgang å avklare om bestandene av røyskatt og snømus varierer på en måte som er konsistent med hypotesen, dvs. om bestandstopper for predatorene kommer ca. ett år etter smågnagertopper. Ytterligere utforskning av denne hypotesen krever mer detaljerte studier av predasjonsrater på smågnagere i ulike deler av deres bestandsfluktuasjoner og tilsvarende for reproduksjonsrater for predatorene. Slike detaljerte studier ligger utenfor rammen av hva overvåkingen normalt kan dekke. For å bidra til å belyse hypotesen, må imidlertid overvåkingen som et minimum kunne gi (minst) årlig informasjon om predatorenes bestandsnivå og ev. aktivitetsnivå i overvåkingsområdene.

*Næringskvalitetshypotesen (mastinghypotesen):* Er smågnageres bestandsfluktuasjoner et resultat av en forsinket respons på endringer i viktige næringsplanters beitekvalitet? Mastinghypotesen antar at ev. endringer i plantenes beitekvalitet skyldes variasjon i produksjonen av frø/bær, der plantene i år med svært stor produksjon ikke har fysiologisk kapasitet til å opprettholde et kjemisk forsvar mot beiting. For å avklare om denne hypotesen kan medføre riktighet, kreves i første omgang data for plantenes beitekvalitet og/ eller frø/bær-produksjon, og dernest om den årlige variasjonen i beitekvalitet eller frø/bær-produksjon stemmer med hypotesen, dvs. om høy beitekvalitet eller frø/bær-produksjon kommer ett år før bestandstopper hos smågnagerne. Det



er her nødvendig å avklare hvilke plantearter som er viktige næringsplanter for de ulike smågnagerartene, noe som kan variere en god del mellom områder og år (jf. oppsummeringen om smågnageres næringsplanter ovenfor). Dessuten må det avklares hva som er hensiktsmessige mål for beitekvalitet, ev. om frø/bær-produksjon i seg selv skal brukes som indikator for dette. For å belyse hypotesens virkningsmekanismer nærmere, vil det være behov for detaljerte studier av både plantenes og smågnagernes fysiologi, noe som vil ligge utenfor rammen av et rent overvåkingsprogram.

*Klimaeffekter på smågnagerbestander:* Som vist ovenfor, har flere studier påpekt at mildere vinterklima kan medføre at bestandsfluktuasjonene hos smågnagere blir mindre ekstreme og distinkte (Ims mfl. 2008, Kausrud mfl. 2008). Samtidig har Selås mfl. (2019) argumentert for at det er høyere sommertemperatur som er særlig tett korrelert med reduserte bestandstopper. Det er ønskelig at overvåkingen kan bidra til å belyse nærmere hvilke klimaeffekter som har størst betydning for smågnagerdynamikken, så vel som å gi innsikt i hvilke mekanismer som kan føre til slike effekter. Her er det derfor ønskelig å kunne knytte variasjon i klimavariabler som temperatur og snødybde til variasjon i bestandsnivåer for smågnagere og predatorer, så vel som i næringskvaliteten til beiteplanter (jf. punktene over).

*Effekter på planter og næringssirkulasjon:* Kvalitative observasjoner gir klart inntrykk av at store bestandstopper hos smågnagere har stor umiddelbar effekt på vegetasjonen og produksjonen av dødt plantemateriale (Nystuen mfl. 2014, Olofsson mfl. 2012) og bidrar med mye avføring, noe som igjen vil påvirke næringssirkulasjonen i økosystemet. For ev. å belegge slike økologiske effekter kvantitativt, kreves mer presise målinger av beiteeffektene på planter og næringssirkulasjon. Observasjoner av beiteeffekter på planter kan omfatte registrering av beiteskader, endringer i plantenes reproduksjon, dødelighet og vekst, så vel som endringer i vegetasjonens arts-sammensetning. Innenfor rammen av TOV kan noen av disse egenskapene registreres, men neppe detaljerte undersøkelser av enkeltarters demografi. For å klargjøre beitingens effekter kreves mer spesifikke undersøkelser i form av eksperimenter med kontrollerte nivåer for beiteaktivitet. For å belyse effektene på næringssirkulasjonen kreves tilsvarende målinger av mengden dødt organisk materiale og nivået på utvalgte kjemiske stoffer (C, N mfl.) i jordsmonnet og hvordan dette varierer med bestandsnivå og beiteaktivitet hos smågnagere. Målinger av beiteeffekter på både vegetasjonen og næringssirkulasjonen må foregå minst årlig, for å kunne følge endringer i smågnagernes beiteaktivitet.

*Effekter på predatorer og andre byttedyr:* Rovdyr og rovfugl som tar en betydelig andel smågnagere som bytte, vil ha mulighet for god ungeproduksjon i år med bestandstopper av smågnagere. Hvorvidt dette også fører til høyere lokale bestandsnivåer for predatorene, avhenger av flere andre forhold, bl.a. predatorenes sosiale regulering. Ved store bestander av smågnagere vil vanligvis predasjonstrykket på andre mulige byttedyr reduseres, slik at disse får mulighet til høyere ungeproduksjon og potensielt økte lokale bestander i år med smågnagertopper (Ims mfl. 2013b). I år etter slike smågnagertopper kan imidlertid lokale bestander av predatorer fremdeles være høye og medføre et høyere predasjonstrykk på alle aktuelle byttedyr. For å kunne belyse effektene av store smågnagerbestander for ungeproduksjonen og ev. lokale bestandsnivåer av predatorer og ulike byttearter, kreves systematiske observasjoner av ungeproduksjon og bestandsnivå for de aktuelle artene. Det vil også være ønskelig med observasjoner av i hvor stor grad smågnagere utgjør en viktig del av dietten til de ulike predatorene. Innenfor rammen av et overvåkingsprogram som TOV er det i første rekke mulig å registrere bestandsnivåer av de ulike artene, og ev. ungeproduksjonen for utvalgte arter (jf. kongeørn, jaktfalk og lirype i dagens TOV), samt høste data fra annen overvåking.

### **Behov for nye variabler og aktuelle datakilder**

For å belyse smågnagernes rolle i økosystemet og hva som regulerer det store fluktuasjonene i smågnagerbestandene, trenger vi data for en rekke indikatorer fra overvåkingen (se også **tabell 3.2**). Nedenfor er bare de viktigste indikatorene for smågnagerne summarisk gjennomgått (se ellers gjennomgangen i kapittel 3):

*Bestandsnivå for ulike smågnagerarter.* I TOV er dette så langt dekket ved fellefangst over 2-3 døgn på faste stasjoner i løpet av høsten (stort sett september). Blant annet av hensyn til dyrevelferd planlegges omlegging av smågnagerregistreringene til overvåking med spesialtilpassete viltkameraer. Disse kan registrere smågnageres aktivitet gjennom hele året. Her vil det være særlig verdifullt å få data for smågnagerbestandene om vinteren og våren. Kameraene kan imidlertid ikke skille mellom alle arter (markmus, fjellmarkmus) eller gi detaljert informasjon om de ulike individene (f.eks. vekt, demografi).

*Mengde og kvalitet av beiteplanter.* I TOV registreres i dag mengden (frekvens og dekningsgrad) av enkeltarter/taksa av karplanter, moser og lav i faste prøveflater hvert femte år (hvert åttende år i granskog utenom Solhomfjell). Dette gir data om den relative mengden av ulike plantearter. I tillegg trengs data for beitekvaliteten til viktige beiteplanter, enten som relevante mål for plantenes kjemiske sammensetning og/eller ved mål på frø/bærproduksjonen. Det hadde vært ønskelig å ha årlige data for mengde av ulike plantearter og for beitekvalitet, for å kunne sammenholde dette med årlig variasjon i mengden av smågnagere. Verken biomasse eller beitekvalitet dekkes av dagens TOV.

*Trær, busker.* Ulike mål for innflytelsen av trær er registrert for markvegetasjonen, men det er behov for å få data om både dekningsgrad og høyde av trær og busker på ulike romlige skalaer i TOV-områdene (for smågnagere i hovedsak dekningsgrad). Ulike fjernmålingsdata (LiDAR, detaljerte foto fra fly eller droner) kan gi relevante avledete data for de fleste formålene i TOV.

*Spesialistpredatorer.* For å belyse predatorenes mulige effekter på smågnageres bestandsdynamikk, er det særlig behov for informasjon om bestandsvariasjonen hos røyskatt og snømus. Ved etablering av kamerafeller for smågnagerregistreringer vil også aktiviteten til slike predatorer bli registrert. Mer detaljert informasjon om predasjonsrater vil kreve spesielle studier.

*Andre predatorer.* Selv om andre predatorer trolig ikke har tilsvarende betydning for smågnageres bestandsdynamikk som røyskatt og snømus, er det av interesse å få informasjon om aktivitetsnivået til andre predatorer i TOV-områdene, spesielt for rødrev. Viltkameraer (ev. ved åteblokk vinterstid) eller ulike sportellinger er aktuelle metoder som kan gi et inntrykk av relativ forekomst. Mer detaljert informasjon om slike predatorers betydning for smågnagere vil kreve spesielle studier.

*Klimavariabler.* Her er det dels temperatur sommer og vinter som er av interesse, men dette dekkes forholdsvis godt ved interpolerte data pr. km<sup>2</sup> fra MET, supplert med lokale målinger fra temperaturloggere knyttet til markvegetasjonen. I tillegg er det ønskelig å ha lokale målinger av snødybde, f.eks. ved at et viltkamera tar et daglig bilde av en målestav sentralt plassert i området for smågnagerfangstene.

## 4.6 Spurvefugl

### Motivering

Spurvefugler har ikke sterke sammenhenger med andre komponenter som vi foreløpig har inkludert i den konseptuelle modellen for økosystemene i TOV, men de kan være viktige for vegetasjonen gjennom frøspredning og som byttedyr for rovdyr, spesielt i perioder med lite smågnagere og/eller hønsefugl. Spurvefugler utgjør dessuten en karakteristisk og velkjent artsgruppe med variert respons på ulike påvirkninger. Det er også viktig å overvåke slike komponenter (jf. kap. 1.3 'TOV-områdenes formål').

Spurvefugler dekker et spekter av arter med forskjellig økologi, og de er derfor egnet både for overvåking av kjente påvirkninger og for tidlig å kunne gi signaler om ukjente negative påvirkninger på naturlige økosystemer (Koskimies 1989, Marchant mfl. 1990, Furness mfl. 1993, Gregory mfl. 2008, Gregory & van Strien 2010, Clavel mfl. 2011). En kompliserende faktor er at mange av artene er trekkfugler som responderer på miljøforhold under vinteropphold og trekk,

så vel som i hekkeområdene. Lange dataserier er av avgjørende betydning for å kunne fange opp effekter av påvirkninger på spurvefuglbestander (jf. Robledano mfl. 2010, Inger mfl. 2015, Santos mfl. 2018). Slik kunnskap er nyttig for å sette inn tiltak for å redusere uønsket utvikling i norsk natur. Kunnskap om endringer for fuglebestander er viktige elementer i Naturindeks (Jakobsson & Pedersen 2020), Fagsystemet for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017) og inngår i Miljøstatus og i internasjonal rapportering, ofte i form av dataleveranser knyttet til publisering av vitenskapelige artikler som belyser tilstander og mulige årsaker. I tillegg inngår data om bestandstrender fra TOV-områdene som grunnlag for andre vurderinger, f.eks. for den norske rødlista for arter (Henriksen & Hilmo 2015).

Siden fuglebestander kan ha store naturlige svingninger fra år til år, er det nødvendig med tids-serier før det kan trekkes konklusjoner om menneskepåvirkede bestandsendringer. Nedgangen man har registrerte i spurvefuglbestander for TOV-områdene i perioden 2005-2013 (Stokke & Kålås 2020), samsvarer godt med en nedgang dokumentert for fuglebestander i fjell og fjellnære områder i Skandinavia i denne perioden (Lehikoinen mfl. 2014, 2018). Nordboreale og alpine økosystemer viser vanligvis et relativt lavt artsmangfold med store naturlige svingninger. Både abiotiske (eks. værforhold) og biotiske forhold medvirker til dette.

Metodikken for spurvefugler i TOV-områdene er designet for å kunne identifisere mekanismer for eventuelle påvirkninger som reduserer bestandsstørrelser eller endrer romlig fordeling og artssammensetning i fuglesamfunnene (Solbu mfl. 2018), samt hvordan andre komponenter i økosystemet bidrar til dette. Det er for eksempel dokumentert at bestandene av frøspisende spurvefugl kan variere med frøsettingen på bjørk, og at bestandene av insektspisende spurvefugler kan påvirkes av forekomstene av bjørkemålere (f.eks. Enemar mfl. 2004, Hogstad 2005). Integreert overvåking bidrar således til bedre forståelse av endringsdynamikk og årsak. Det landsdekkende overvåkingsprogrammet for hekkebestander av fugl i landmiljøet, TOV-E, dekker i prinsipp alle territorielle arter. Sammenlikninger av resultater fra TOV-områdene (som er lagt til verneområder) og TOV-E (tilfeldig valgte områder) er nyttig fordi en rekke menneskeskapt påvirkningsfaktorer blir kontrollert for. TOV-områdene omfatter også komponenter som ikke inkluderes i TOV-E (tidspunkt for reproduksjon og reproduksjonssuksess hos svarthvit fluesnapper). Data fra TOV-områdene vil være et viktig grunnlag for å kunne tolke og forstå årsaker til endringer som dokumenteres for fugledata fra TOV-E som inngår i Fagsystemet for økologisk tilstand og Naturindeks for Norge.

### **Naturgitte og menneskeskapt drivere**

TOV 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 (bjørkemålere og andre invertebrater, frø), vegetasjonssammensetning og -struktur, samt predatorer. Spurvefugler forventes å bli negativt påvirket av eventuelle forurensninger, og endringer i klima forventes å kunne gi endringer i fuglenes reproduksjon, bestandsutvikling og artssammensetning. I tillegg kan naturgitt forstyrrelse av økosystemene, f.eks. i form av bjørkemålerangrep eller store variasjoner i frøsetting hos bjørk eller andre viktige planter, medføre betydelige årlige variasjoner i ulike arters reproduksjon, bestandsnivå og forekomst.

*Forurensing:* Effekter av forurensing på spurvefugl inkluderer blant annet redusert reproduksjon i forsurete områder (Ormerod mfl. 1988, Rosseland mfl. 1990, Graveland mfl. 1994, Hames mfl. 2002) og i områder forurenset med metaller (Eeva mfl. 1994, 1997, Eeva & Lehikoinen 1995, 1996, Lidman mfl. 2020). Det er også dokumentert redusert fødetilgang for fugler som søker næring på bartrær i forurensete områder på grunn av nåletap fra slike trær (Gunnarsson 1988, 1990, Hake 1991, Brotons mfl. 1998). For spurvefugl ble det ved prosjektets oppstart forventet at eventuelle effekter av langtransporterte luftforurensninger skulle gi seg utslag i redusert reproduksjon og/eller reduserte bestandsstørrelser i de sørligste TOV-områdene. Når det gjelder reproduksjon, ble det forventet at effekter av forurensing skulle gi seg utslag i økt omfang av uklekkete egg, redusert overlevelse i ungenes første levedager og/eller redusert kullstørrelse. For de nordlige områdene med minst påvirkning av langtransporterte luftforurensninger fant man i

perioden 1991–1996 høyere klekkesuksess enn i de to sørlige områdene. For årene 1997–2019 har dette mønsteret vært fraværende (se Stokke & Kålås 2020). Når det gjelder forurensing, er dette tilsynelatende mindre aktuelt i dag enn da TOV startet, men med stadig nye organiske miljøgifter og spredning av plast til naturen kan man forvente at dette igjen kan bli aktuelt. I tillegg kan man forvente økt tilførsel av nitrogenforbindelser (se kap. 3.1), noe som alene eller i kombinasjon med klimaendringer kan påvirke vegetasjonen. Slike endringer kan ha innflytelse på bl.a. fødesøk og habitatpreferanser for spurvefugler.

*Klima:* Effekter av klimavariasjoner på norsk natur er et aktuelt tema i forbindelse med TOV som en viktig komponent i overvåkingen av biologisk mangfold i Norge (se Framstad & Kålås 2001, Framstad mfl. 2003). Det foreligger svært få langtidstudier som omhandler effekter av klimaendringer på fugler i fjellområder, og det framheves at det er stort behov for slike studier framover (Scridel mfl. 2018). Det er vanskelig å forutsi effekter av klimavariasjoner og mer langsiktige endringer i klima på bestandsutvikling for fugl. To aktuelle variabler i forbindelse med klimavariasjoner er (1) hekketidspunkt for fugl (f.eks. tidspunkt for egglegging) og hva dette har å si for reprodutiv suksess, og (2) endringer i bestandsstørrelse for fugl i våre fjellområder. Vi forventer at klimaendringer vil føre til endringer i tidspunkt for reproduksjon, men det er uklart hvilke bestandseffekter dette vil gi. 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. Særlig vil ungeproduksjon for spurvefuglartene kunne bli påvirket negativt ved kaldt og fuktig vær i perioden med unger i reiret, som for våre fjellområder gjerne er i perioden ca. 20. juni – 20. juli. Snødekket om våren kan ha betydning for fuglers evne til å finne føde (Hogstad mfl. 2003). Klimascenarioene tyder på mer ustabil vær (Hanssen-Bauer mfl. 2015), men det gjenstår å se hva dette vil resultere i når det gjelder gjennomsnittlig ungeproduksjon og hekkebestand over flere år.

*Arealbruk:* TOV-områdene ligger i hovedsak i verneområder der de fleste former for arealbruk og inngrep ikke er tillatt (jf. kap. 2.1). Imidlertid foregår aktivt beitebruk av husdyr eller tamrein i alle områdene i bjørkeskog. Slikt beite påvirker både planter i feltsjiktet og artssammensetning og struktur av busk- og tresjiktet. Dette vil igjen ha effekter på næringstilgangen og habitatet til ulike arter av spurvefugler.

*Beskatning:* Ville hjortedyr og rovdyr er utsatt for jakt som påvirker bestandene. Hjortedyrbestandene er på et historisk høyt nivå og har dermed trolig en tydelig påvirkning på vegetasjonen, med effekter på næringstilgang og habitat for spurvefugler. Bestandene av predatorer som rødrev og mårdyr blir i noen grad redusert ved jakt. Andre menneskelige aktiviteter begunstiger imidlertid rødrev (Rød-Eriksen 2020), noe som har ført til at predasjonstrykket fra rødrev trolig er betydelig, spesielt for bakkehekkende fugler.

I lys av aktuelle hypoteser for å forstå bestandsutvikling, romlig fordeling mellom og innen TOV-områder, artssammensetning og hekkesuksess hos spurvefugl (se 'Aktuelle hypoteser som overvåkingen bør belyse' nedenfor) er det nødvendig å framskaffe data om ulike eksterne påvirkningsfaktorer og i særdeleshet om klimaforhold.

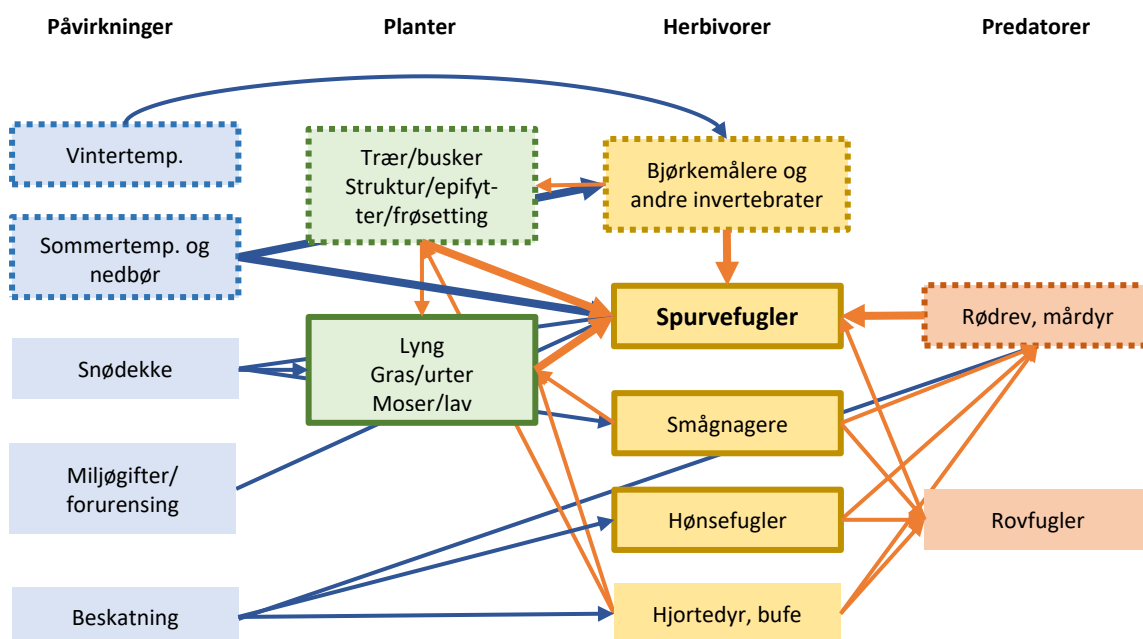
### Sentrale komponenter i en konseptuell modell

Sentrale komponenter i en modell for spurvefuglens rolle i økosystemet omfatter denne artsgruppa og de komponentene med størst direkte påvirkning på spurvefuglene fra underliggende og overliggende trofisk nivå, hhv. næringstilgang (invertebrater og frø), vegetasjonsstruktur og predatorer som rødrev og mårdyr (**figur 4.7**). Viktige eksterne påvirkningsfaktorer er beskrevet ovenfor.

Hva som er de viktigste næringsemnene, varierer mye mellom spurvefuglartene, og også med tid på året (Billerman mfl. 2020). Som hovedregel kan vi dele inn i frøspisende fugler, som f.eks. en del finkefugler, og arter som i hovedsak lever av invertebrater, som f.eks. sangere, troster og

piplerker. Noen av finkefuglene er avhengig av invertebrater som føde for unger i hekkesesongen, men tilgang til fjorårsfrø ved ankomst til hekkeområdene kan være viktig for å bygge opp ressurser til hekkesesongen. I tillegg har vi omnivore arter, som f.eks. kråkefuglene. Sistnevnte gruppe kan påvirke andre spurvefuglarter gjennom reirpredasjon. Den store variasjonen i aktuelle næringsemner gjør det ønskelig å kvantifisere mengde og utvalg av invertebrater samt frømengde for viktige treslag som bjørk i overvåkingsområdene. Studier har vist at tidspunkt for forekomst av målerlarver kan være viktig for hekkesuksessen til insektetende spurvefugler både i tid og rom ('match-mismatch'), og at denne forekomsten kan være klimarelatert (Enemar mfl. 2004, Hogstad 2005, Both mfl. 2009, Burgess mfl. 2018). Epifytter på trær kan fungere som skjulested for invertebrater, og forekomst av epifytter kan derfor påvirke næringstilgangen til spurvefugler, spesielt om vinteren.

Beitetrykk av tamme eller ville beitedyr kan, sammen med ulike klimaendringer, forandre markvegetasjonen og tre- og busksjikt. Siden ulike arter har ulike habitatkrav, vil slike endringer i vegetasjonsstrukturen ha effekter på spurvefuglbestander (f.eks. Mizel mfl. 2016). Endringer i vegetasjonsdekket kan medføre endringer i spurvefuglartenes romlige fordeling, som forskjeller i utvikling mellom TOV-områdene eller fordelingen mellom tredekte og åpne deler av de enkelte TOV-områdene, og artssammensetning. Trær og busker påvirker lystilgang, fuktighet og andre miljøforhold på bakken, og de er dermed både en del av miljøet for og konkurrenter til planter i markvegetasjonen. Påvirkningsfaktorer (klima) og andre økosystemkomponenter (bjørkemålere, smågnagere, hjortedyr, bufe) kan føre til endringer i artssammensetningen eller strukturen til busk- og tresjikt. Slike endringer kan påvirke spurvefuglenes habitat og næringstilgang direkte eller som følge av endringer i markvegetasjonen på grunn av endret busk- og tresjikt.



**Figur 4.7** Modell for spurvefugler og deres viktigste påvirkningsfaktorer og interaksjoner med andre økosystemkomponenter. Komponenter med heltrukken ramme er dekket i dagens TOV, mens stiplet ramme indikerer andre viktige komponenter som er mangelfullt dekket. Brunne piler indikerer direkte og indirekte påvirkninger fra andre økosystemkomponenter på spurvefugler, der tykke piler angir viktigste direkte påvirkninger. Blå piler viser eksterne direkte og indirekte påvirkninger på spurvefuglene.

Predatorer som mår og rødrev kan, sammen med mindre predatorer som røyskatt og snømus samt kråkefugler og rovfugler, være viktige predatorer av fugleegg og -unger, spesielt for bakkehekkende arter. Dette gjelder spesielt i perioder etter at smågnager- eller hønsefuglbestandene er i ferd med å bli lavere etter et toppår (Järvinen 1990). Det vil derfor være viktig å dokumentere tilstanden i disse bestandene som del av denne overvåkingen. Beskatning (jakt) påvirker særlig byttedyr som hjortedyr og hønsefugler, samt predatorer som for eksempel rødrev. Bjørkemålerangrep med laub bortfall kan medføre økt synlighet for reir i trær, og dermed økt risiko for reirpredasjon.

### Aktuelle hypoteser som overvåkingen bør belyse

Som skissert over, er det særlig hypoteser rundt forurensing og klima som har vært aktuelle ved overvåkingen av spurvefugl, men hypoteser som omhandler føde, vegetasjon og predasjon vil også være aktuelle framover. Aktuelle tema som kan belyses:

- Variasjon i tidspunkt for reproduksjon for svarthvit fluesnapper i 4 av TOV-områdene
- Variasjon i reprodutiv suksess for svarthvit fluesnapper i 4 av TOV-områdene
- Bestandsutviklinger for 25-30 fuglearter i 7 av TOV-områdene
- Endring i fuglenes artssammensetning i 7 av TOV-områdene
- Endring i romlig fordeling av hekkefugl langs høydegradienten i 7 av TOV-områdene

Når det gjelder forurensing, kan økt tilførsel av nitrogenforbindelser (se kap. 3.1) påvirke vegetasjonen i bunn- og feltsjikt. Slike endringer kan ha innflytelse på bl.a. fødesøk for spurvefugler både gjennom tilgang til føde på bakken (for eksempel vil tilgang til meitemark avhenge av bunn-sjiktet) og utvalg/mengde av invertebrater (som vil være avhengig av vegetasjonen).

Med dagens klimautviklingen forventer vi en kombinasjon av tidligere vår og mer ustabile *temperatur- og nedbørsforhold i hekkeperioden* og dermed større variasjoner i produksjonsresultat mellom år. Tidspunkt for egglegging for svarthvit fluesnapper i de inkluderte kassefeltene i TOV har variert betydelig i perioden 1992(96)–2019 (Stokke & Kålås 2020). Det er en klar forskjell for eggleggingstidspunkt mellom områdene, og det er en relativt klar sammenheng mellom eggleggingstidspunkt og lufttemperatur i mai. Dette indikerer at det i stor grad er felles overordnede klimaregimer som styrer tidspunkt for egglegging for alle de fire områdene hvor man overvåker reproduksjon hos svarthvit fluesnapper. Mer variable værforhold med større muligheter for perioder med lave temperaturer i hekkeperioden kan imidlertid føre til dårligere reproduksjonsresultat og bestandsnedgang. *Mildere vintre* kan gi bedre overlevelse for ulike arter av bjørkemålere, som er viktig næring for mange spurvefuglarter i hekkesesongen. *Snødekke*, som er avhengig av vintertemperatur, vil kunne ha innflytelse på smågnagerbestanden og derigjennom bestander av rovdyr som kan være viktige reirpredatorer for spurvefugl, spesielt de som hekker på bakken. I tillegg kan snødekket påvirke næringstilgangen for spurvefugl som finner føde på bakken (e.g. Hogstad mfl. 2003).

Fugletakseringene i de fem nordligste TOV-områdene i bjørkeskog ligger alle på skoggrensa i fjellet (høydenivå skoggrensa  $\pm$  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 hekkefugl, og det kan på sikt forventes mer gunstige habitatforhold for skogsartene.

For å belyse årsakssammenhenger knyttet til endringer i klimaet, er det i hovedsak behov for data om sommer- og vintertemperatur og -nedbør, samt data som gir muligheter til å oppdage endringer i vegetasjonsdekket og -strukturen på relevant romlig skala.

I tillegg er det viktig å ha tilgang til data for faktorer som kan ha innflytelse på spurvefuglbestander i hekkeområdene (**figur 4.7**). Dette gjelder i hovedsak næringstilgang (invertebrater og frø),

mengde av alternative byttedyr for predatorer (smågnagere og hønsefugl), predasjonstrykk (pattedyr og fugl), samt beitetrykk (tamme og ville beitedyr). Dette er nærmere beskrevet i 'Sentrale komponenter i en konseptuell modell' ovenfor.

**Tabell 4.1** gir en kortfattet oversikt over viktige hypoteser som omhandler påvirkningsfaktorer, deres mulige effekter på spurvefugl samt hvilke mekanismer som er operasjonelle:

**Tabell 4.1** Oversikt over ulike hypoteser som kan belyses ved overvåking av spurvefugler i TOV.

Påvirkning	Type effekt	Mekanisme
Ekstremhendelser klima – sommer (juni)	Direkte negativ	Lavere reproduksjon
Klimaendringer	Indirekte – positiv/negativ	Endring i bestandstetthet over tid grunnet endringer i habitatstruktur/tresammensetning - økt skogdekke - redusert åpent areal
Økt N-konsentrasjon	Indirekte positiv/negativ	Endring i reproduksjon og artssammensetning grunnet endringer i vegetasjon/fødetilgang
Økt forekomst av bjørkemålere og andre invertebrater/synkronitet	Direkte positiv- føde Indirekte negativ – høyere reirpredasjon Direkte positiv/negativ - timing	Høyere reproduksjon Lavere reproduksjon – endring i løvdekke Kan ha effekt på bestandsstørrelse året etter Reproduksjon – avhengig av synkronitet mellom fødetilgang og hekketidspunkt
Økt beitepress av hjortedyr, bufe	Indirekte negativ/positiv	Endret busk/tresjikt og markvegetasjon (f.eks. lavmatte vs starr)→ Endret habitat
Variasjon i bestander av hønse- og vadefugl samt smågnagere	Indirekte negativ/positiv	Høyere reproduksjon og overlevelse når mye alternative byttedyr og vice versa Kan ha effekt på bestandsstørrelse året etter
Økt forekomst av bjørkefrø	Direkte positiv- føde	Høyere reproduksjon Kan ha effekt på bestandsstørrelse året etter
Økt epifyttforekomst	Indirekte positiv – føde og reirpredasjon	Høyere overlevelse og reproduksjon dersom positiv effekt på invertebrater Høyere reproduksjon dersom effekt på reirkamouflasje
Økt forekomst av mesopredatorer og rovfugl (inkl. kråkefugl)	Direkte negativ - predasjon	Lavere overlevelse og reproduksjon
Endring habitatstruktur, tresammensetning	Direkte – negativ eller positiv	Artssammensetningen endres i henhold til habitatpreferanser – f.eks. mer skogdekt areal, mindre åpent alpint areal
Økende bærproduksjon, osv	Direkte positiv	Høyere overlevelse

### Behov for nye variabler og aktuelle datakilder

For å belyse spurvefuglenes rolle i økosystemet og hva som kan regulere reprodutiv suksess, romlig fordeling, artssammensetning og bestandsendringer, er det behov for data for en rekke komponenter fra overvåkingsområdene (se også **tabell 3.2**):

*Trær, busker, vegetasjonsdekke og -struktur.* Ulike mål for innflytelsen av trær er registrert for markvegetasjonen, men det er behov for å få data om både treslag, dekningsgrad og høyde av trær og busker for hele det området som dekkes av fugletakseringene i TOV-områdene. Ulike fjernmålingsdata (Lidar, detaljerte foto fra fly eller droner) kan gi relevante avledete data for de fleste formålene i TOV, og gi informasjon om for eksempel endringer av skoggrensa i fjellbjørkeskogsområdene, eller endringer i treslagssammensetning.



*Markvegetasjon:* Fortetting og økning av busksjikt kan redusere tilgang på meitemark og andre bakkelevende invertebrater. Det er derfor ønskelig med representativ sampling av markvegetasjonen for større områder. Standardfoto og klassifisering av hovedstrukturer i vegetasjonen (dekning av vanligste planter, mose, lav etc.) er mulige måter å innhente relevante data på.

*Bjørkemålere og andre invertebrater:* Relativ bestand av bjørkemålere registreres i dag i fem av overvåkingsområdene i bjørkeskog. Sammen med data for utviklingen av tre- og busksjikt (jf. over) gir dette trolig tilstrekkelige informasjon om bjørkemålernes rolle i økosystemet. Her kan man eventuelt ved hjelp av standardfoto (fjernmåling) få oversikt over mer storskala effekter av bjørkemålerangrep på tresjiktet. Mange spurvefuglarter er avhengige av invertebrater som føde til unger. For å tilegne seg data for mengde og forekomst av invertebrater generelt, bør det utvikles metodikk basert på bruk av fall- og malaisefeller. Det vil være hensiktsmessig å koordinere en slik innsamling med metodikk utviklet gjennom prosjektet 'Nasjonal overvåking av insekter' (Åström mfl. 2019).

*Hjortedyr, husdyr:* Det foreligger begrenset med kunnskap om mengde eller påvirkning fra større beitedyr i TOV-områdene, annet enn uspesifikk registrering av beiteskader på vegetasjonen i overvåkingen av markvegetasjon og innrapporterte data for beitedyr i større områder med organisert beitebruk. Det er i første omgang behov for informasjon om omfanget av aktivitet av ville hjortedyr, tamrein og bufe i de sentrale delene av TOV-områdene. Mer detaljert informasjon om slike beitedyrs effekter på artssammensetning hadde vært ønskelig, men krever trolig spesifikke eksperimenter. Viltkameraer eller spor/møkktegninger kan ev. gi et inntrykk av relativ tetthet av beitedyr.

*Predatorer:* For å belyse predatorenes mulige effekter på spurvefuglenes bestandsdynamikk, er det særlig behov for informasjon om bestandsvariasjonen hos rødrev, mår, røyskatt og snømus. Ved etablering av kamerafeller for smågnagerregistreringer vil også aktiviteten til predatorer som røyskatt og snømus bli registrert. For større rovpattedyr som rødrev kan viltkameraer (ev. ved åteblokk) eller sportelling gi et inntrykk av relativ forekomst. Mer detaljert informasjon om predasjonsrater etc. vil kreve spesielle studier.

*Hønsefugl:* Liryper registreres i eller i tilknytning til TOV-områdene i bjørkeskog og gir noe informasjon om tilgangen på andre mulige byttedyr enn spurvefugl og smågnagere. I første omgang bør eksisterende data analyseres for å se om det er noen sammenheng mellom variasjonen i spurvefuglbestander og variasjonen for smågnagere og hønsefugl. Mengde av hønsefugl kan benyttes som en indikator for predasjonsstrykk for spurvefuglarter dersom man ikke har adekvate kvantifiseringsmetoder for mengde av rovdyr (se over).

## 4.7 Hønsefugl

### Motivering

I TOV har hønsefugl de siste årene vært begrenset til lirype, selv om også orrfugl i Solhomfjell var inkludert i en tidligere fase. Lirypene er herbivore standfugler, som overvintrer i subalpine områder. Lirypene påvirkes direkte og indirekte av flere andre komponenter i økosystemet. Dette gjelder særlig predasjon fra mellompredatorer (f.eks. rødrev), mindre predatorer som røyskatt, og toppredatorer som kongeørn og jaktfalk. I tillegg har det i lang tid vært kjent at rypebestanden ofte svinger i takt med smågnagerdynamikken, fordi de blir tatt av de samme predatorene (Hagen 1952, J.B. Steen mfl. 1988). Videre har mange studier vist at været om våren og tidlig på sommeren kan ha direkte og/eller indirekte effekter på hekkesuksess og overlevelse hos kyllinger (Henden mfl. 2020, Kvasnes mfl. 2014, J.B. Steen mfl. 1988). Været om våren kan ha direkte påvirkning, da kaldt og vått vær kan være negativt for overlevelsen til kyllingene de første ukene (Erikstad & Spidsø 1982), men også indirekte ved å påvirke tilgang til næringsrik føde av insekter (Moss & Watson 1994).

Som en i hovedsak herbivor art (med unntak av en kort periode for kyllingene) er lirypene plassert i midten av næringskjeden. Tidligere studier har vist at de er et viktig næringsselement for jaktfalk (Nyström mfl. 2005, 2006) og kongeørn (se oppsummering i Heggøy & Øien 2015) i mange områder. De utgjør derfor en viktig komponent i næringsnett og er godt egnet som indikator for endringer i økosystemet (se hypoteser under). Siden dynamikken ofte kjennetegnes av store mellomårsvariasjoner i tetthet som skyldes stor variasjon i hekkesuksess (Fuglei mfl. 2019, Kvasnes mfl. 2014), er det behov for lange tidsserier for å fange opp relevante endringer i dynamikken. Slike endringer kan være knyttet til variasjon i dynamikken (f.eks. endring fra syklisk til ikke-syklisk dynamikk), men også til trender i gjennomsnittlig tetthet (Fuglei mfl. 2019).

Innsamling av data for lirype i TOV-programmet har siden starten vært basert på linjetakseringer for å beregne tetthet av lirype. I tillegg til tetthet registreres årlig hekkesuksess målt som antall kyllinger pr. par i august. De siste årene har datainnsamlingen gradvis blitt integrert med den øvrige lirypetakseringen som skjer i regi av rettighetshavere og koordineres via Hønsefuglportalen (<https://honsefugl.nina.no>). Innhenting av data for lirypetetthet og rekruttering skjer på en større skala enn den øvrige overvåkingen i TOV.

### Naturgitte og menneskeskapte drivere

Driverne bak den observerte dynamikken i lirypebestandene har vært gjenstand for intense studier og diskusjoner i lang tid (Hagen 1952, J.B. Steen mfl. 1988). Disse tidligere studiene har pekt på en rekke ulike drivere bak den observerte og predikerte dynamikken.

*Klima:* Effekter av klimavariasjoner og endringer på lirypebestandene har vært et sentralt tema de siste årene (Fuglei mfl. 2019, Kvasnes mfl. 2014). Slike klimaeffekter kan være både direkte og indirekte. De direkte klimaeffektene kan forventes å falle i tre kategorier: (i) effekter på overlevelsen hos rypekyllingene som skyldes værphenomener de første ukene etter klekking (Erikstad & Spidsø 1982), (ii) direkte effekter på overlevelse som skyldes økt eksponering for predatorer i år hvor snøen kommer etter at rypene har blitt hvite (Henden mfl. 2020), og (iii) begrenset tilgang til føde gjennom vinteren på grunn av regn-på-snø hendelser. Klimavariasjoner og endringer kan også tenkes å ha en lang rekke indirekte effekter, hvorav noen er godt dokumentert. Disse inkluderer effekter av klimaendringer på smånagerdynamikken (Ims mfl. 2008, Kausrud mfl. 2008), effekter på forekomst av mellompredatorer, og potensielt via effekter på habitatendringer som følge av klimaendringer (Forsgren mfl. 2015).

*Arealbruksendringer:* Direkte og indirekte effekter av arealbruk på rypebestanden har blitt viet lite oppmerksomhet så langt, selv om mange arealbruksdisponeringer også påvirker aktuelt rypehabitat. Analyser av lirypas habitatpreferanser har vist at den særlig bruker områder like over og like under tregrensa (Kvasnes mfl. 2018), og ofte velger mikrohabitater med godt skjul i form av vier- og dvergbjørkbusker (Henden mfl. 2011). Forvaltningen av tamme og ville beitedyr vil derfor potensielt påvirke rypenes bestandsdynamikk og utbredelse. Videre vil ofte utbygging av hytter og annen infrastruktur i fjellnære områder berøre egnede rypehabitater, og dette kan derfor ha både direkte effekter gjennom tap av habitat, samt indirekte effekter via tilrettelegging for mellompredatorer (se under).

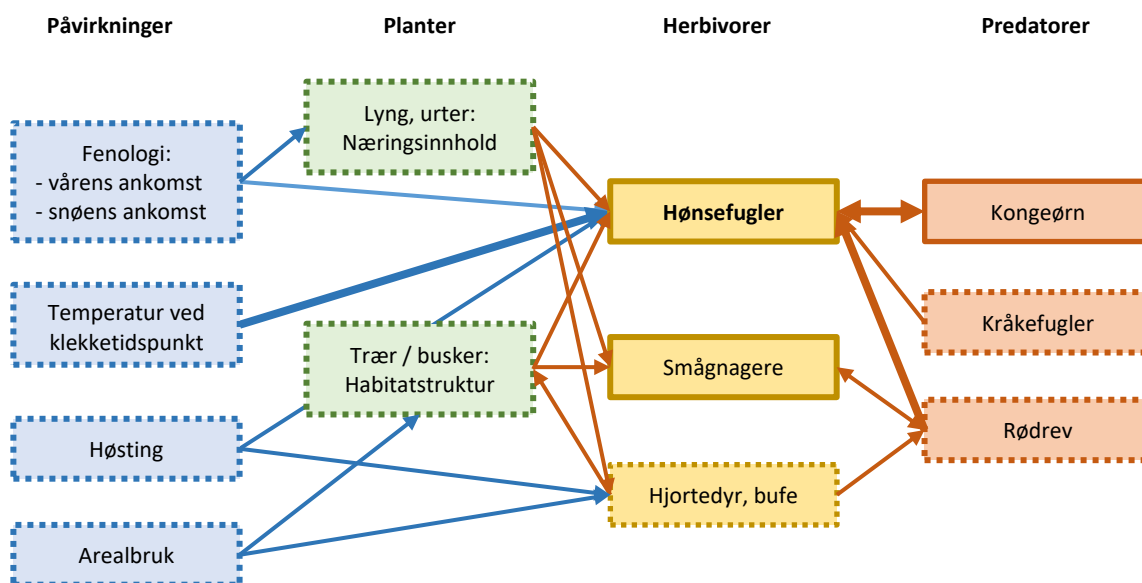
*Tilrettelegging for mellompredatorer:* Det er allment anerkjent at lirypene i mange områder er under sterk 'top-down' påvirkning fra en rekke predatorer (Munkebye mfl. 2003, Sandercock mfl. 2011). Generelt vil rovfugl som kongeørn og jaktfalk i stor grad jakte på voksne flyvedyktige ryper (Israelsen mfl. 2020, Nyström mfl. 2005, 2006), mens rødrev og kråkefugl vil være viktige predatorer på egg og kyllinger (Munkebye mfl. 2003, J.B. Steen & Haugvold 2009). Særlig rødrev og kråkefugl ser ut til å profitere på menneskelig aktivitet siden dette ofte fører til at matavfall og liknende blir tilgjengelig for disse artene i kritiske perioder av året (Rød-Eriksen mfl. 2020). Tilsvarende har tidligere studier pekt på at økt tilgjengelighet av slakteavfall og kadaver fra ville hjortedyr kan legge til rette for økte bestander av mellompredatorer (Selås & Vik 2006, Henden mfl. 2014). Økte bestander av mellompredatorer forventes å resultere i økt predasjon. Det er ikke godt dokumentert hvorvidt predasjonen på lirype-egg og kyllinger er høyere enn tidligere.

Høsting av lirype er en direkte påvirkning, som de siste 20 årene har blitt viet betydelig forskning (Andersen mfl. 2014, Asmyhr mfl. 2013, Pedersen mfl. 2004, Sandercock mfl. 2011, Aanes mfl. 2002). Hvor stor rolle høsting av lirype har for den observerte dynamikken, er ikke kvantifisert, men de eksperimentelle studiene levner liten tvil om at høsting potensielt er en driver av betydning.

I lys av driverne over og sentrale hypoteser (se nedenfor) er det behov for å framskaffe data på ulike eksterne påvirkningsfaktorer, klimaforhold og menneskelig påvirkning i form av arealbruk og høsting av lirype.

### Sentrale komponenter i en konseptuell modell

Sentrale komponenter i en modell for lirypenes rolle i økosystemet omfatter denne arten og de komponentene med størst direkte påvirkning fra underliggende trofisk nivå (næringstilgang), samt effekter fra høyere trofisk nivå (kongeørn, rødrev), og indirekte påvirkning fra samme trofiske nivå (smågnagere) (figur 4.8). I tillegg inkluderer den konseptuelle modellen flere sentrale eksterne drivere, inkludert høsting av lirype. Mange studier har vist at de kortsiktige endringene i rypebestanden drives av endringer i hekkesuksess og antallet kyllinger som vokser opp og rekrutteres inn i bestanden, og at denne varierer som en funksjon av både smågnagerforekomst og værforhold (Kvasnes mfl. 2014, Munkebye mfl. 2003, H. Steen & Erikstad 1996, J.B. Steen mfl. 1988). Påvirkningen fra værforholdene om våren kan være direkte ved at de nyklekte kyllingene eksponeres for dårlig vær den første perioden etter klekking (Erikstad & Spidsø 1982), eller at næringsinnholdet i viktige beiteplanter i år med sein vår er lavere i perioden rypehønen har behov for høy næringstilgang ved produksjon av egg (Moss & Watson 1994). Det er derfor viktig at disse variablene inkluderes i overvåkningen.



**Figur 4.8** Modell for lirype med de viktigste påvirkningsfaktorene og interaksjonene med andre økosystemkomponenter. Komponenter med heltrukket ramme er dekket i dagens TOV, mens stiplet ramme indikerer andre viktige komponenter som er mangelfullt dekket. Brune piler indikerer direkte og indirekte påvirkninger fra andre økosystemkomponenter på lirype, der tykke piler angir viktigste direkte påvirkninger. Blå piler viser eksterne direkte og indirekte påvirkninger på lirype (men ikke via høyere trofiske nivåer).

### **Aktuelle hypoteser som overvåkingen bør belyse**

I lys av de viktige driverne for hønsefugl og sammenhengene med andre komponenter, er det et sett med viktige hypoteser som bør kunne belyses av overvåkingen:

*Indirekte interaksjoner med smågnagere – Alternativ byttedyrhypotesen:* En gammel velkjent hypotese som beskriver hvordan lirypenes bestandsdynamikk er indirekte påvirket av smånagerdynamikken på grunn av overlapp i predatorsamfunnet (Hagen 1952), er fortsatt aktuell (Breisjøberget mfl. 2018). Tidligere studier har vist hvordan bortfall av topper i smånagerbestanden kan føre til reduserte svingninger og tettheter også i lirypebestanden (Kausrud mfl. 2008). Siden smånagernes bestandsdynamikk også påvirkes av direkte og indirekte klimaeffekter (Ims mfl. 2008), og styrken på den indirekte interaksjonen mellom smågnagere og lirype selv kan påvirkes av klimatisk forhold (Angelstam mfl. 1984), er denne hypotesen særlig aktuell i et klimaperspektiv.

*Effekter av tidspunkt for vårens ankomst:* Tidligere studier har vist at vårens ankomst kan påvirke hekkesuksess hos hønsefugl, selv om effekten av tidlig vår har vært rapportert å være både positiv (Wegge & Rolstad 2017) og negativ (Ludwig mfl. 2006). Mekanismene bak de observerte effektene antas å være knyttet til tilgang på rik planteføde i en energetisk krevende periode når eggene skal produseres (Moss & Watson 1994), eller mismatch med tilgang til viktig insektføde for de nyklekte kyllingene (Ludwig mfl. 2006).

*Effekter av stokastiske værhendelser i hekkeperioden:* Stokastiske værhendelser og temperaturen i hekkeperioden kan påvirke lirypenes hekkesuksess gjennom effekter på kyllingenes overlevelse (Erikstad & Spidsø 1982, Kvasnes mfl. 2014). Siden slike hendelser kan antas å opptre med økt hyppighet i framtidens klima, bør overvåkingen inkludere studier av denne hypotesen.

*Indirekte effekter av arealbruk og tilrettelegging for mellompredatorer:* Arealbruksmønstre og forvaltningen av store beitedyr kan påvirke tetthet og forekomst av viktige mellompredatorer slik som rødrev og kråkefugl, da disse i stor grad nyttiggjør seg av kadaver, slakteavfall og rester fra menneskelig aktivitet (Gomo mfl. 2020, Henden mfl. 2014, Rød-Eriksen mfl. 2020, Selås & Vik 2006), noe som igjen kan ha kaskadeeffekter på lirypene.

*Indirekte effekter av arealbruk på busk- og trestruktur:* Analyser av lirypas habitatpreferanser har vist at den særlig bruker områder like over og like under tregrensa (Kvasnes mfl. 2018), og ofte velger mikrohabitater med godt skjul i form av vier- og dvergbjørkbusker (Henden mfl. 2011). Klimadreven endring i tregrensa, interaksjonen med beitedyrenes påvirkning på denne, og betydningen dette har for lirypenes geografiske utbredelse innenfor overvåkingsområdene vil være en sentral hypotese for å forstå hvordan økosystemendringer påvirker næringsnettets rypene er en del av.

*Påvirkning fra høsting:* I et forvaltningsperspektiv er det viktig å forstå effekten av høsting på våre lirypebestander, og ikke minst hvordan denne samvirker med klimaendringenes påvirkning på lirypas demografi.

### **Behov for nye datakilder**

For å belyse lirypers rolle i økosystemet samt den relative betydningen av hypotesene beskrevet over, er det behov for data for en rekke komponenter fra overvåkingsområdene (jf. **tabell 3.2**): Lirypedata for det eksisterende TOV-programmet hentes i stor grad fra Hønsefuglportalen (Kvasnes mfl. 2019), selv om det suppleres med egne TOV-initierte takseringer i noen områder. I neste fase bør man i størst mulig grad høste fra Hønsefuglportalen, og kun gjennomføre egne takseringer i TOV-regi i områder hvor slik høsting ikke er mulig.

*Trær, busker – vegetasjonsdekke og -struktur:* Ulike fjernmålingsdata (satellittfoto, Lidar, detaljerte foto fra fly eller droner), kan benyttes for å skalere opp variasjon i vegetasjonsstruktur og -dekke over større områder. Dette kan eventuelt kombineres med data fra landsskogtakseringen som en bakkesannhet på vertikal struktur. Dette vil til sammen gi data på en skala som er

relevant for lirype, som overvåkes over et større område enn de øvrige TOV-komponentene (med unntak av kongeørn). Slike data kan gi informasjon om for eksempel endringer av skog-grensa i fjellbjørkeskogsområdene, eller endringer i tre-slagssammensetning.

*Hjortedyr, husdyr.* Det er begrenset kunnskap om mengde eller påvirkning fra større beitedyr på relevant skala for rypetakseringene, annet enn som innrapporterte data for beitedyr i områder med organisert beitebruk. Det er behov for informasjon om omfanget av aktivitet fra ville hjortedyr, tamrein og bufe i områdene for rypetakseringer. Detaljert informasjon om slike beitedyrs effekter på artssammensetning hadde vært ønskelig, men krever trolig spesifikke eksperimenter. Viltkameraer eller spor/møkktegninger kan ev. gi et generelt inntrykk av aktivitetsnivået.

*Andre predatorer.* En oversikt over utbredelse og forekomst av viktige predatorer som ikke dekkes av dagens TOV (særlig rødrev, jf. kap. 4.5 om smågnagere), vil være nødvendig for å belyse hypotesene beskrevet over. Slike data er mest realistisk å innhente ved bruk av kamerafeller (ev. ved åteblokker) eller snøsporinger. Ved bruk av kamerafeller ved åteblokker/kadaver vil man også kunne overvåke tilstedeværelse av kråkefugl, som også er viktige predatorer på rypeegg og kyllinger.

*Jaktstatistikk for lirype:* Jaktstatistikk for lirype er tilgjengelig på kommunenivå via SSB og er nyttig både for å tolke effekten av høsting, samt for å kunne kontrollere for denne effekten når de øvrige hypotesene skal belyses. Jaktstatistikk på finere oppløsning vil ofte være tilgjengelig fra rettighetshaverne, og man bør vurdere å sette opp et system som høster slike data.

*Klimaparametere:* En innhenting av relevante klimaparametere fra MET bør fortsatt gjennomføres for å belyse hypotesene beskrevet over. Særlig aktuelt er temperatur om våren, forekomst av stokastiske værhendelser i perioden rundt klekking, samt tidspunkt for når bakken dekkes av snø på vinteren. Det bør vurderes om dette skal suppleres med målrettet innhenting av mer spesifikke data på snødekke om våren og høsten (f.eks. ved bruk av time-laps kamera i aktuelle lirype-områder). Satellittdata fra f.eks. Sentinel 2 kan være et alternativ, men skyer kan gjøre hyppig oppdatering vanskelig.

## 4.8 Kongeørn

### Motivering

Kongeørn er en topp-predator som direkte påvirker (og påvirkes av) andre komponenter i økosystemet. Dette gjelder i første rekke hønsefugl, mellompredatorer (f.eks. rødrev) og hare, men også spurvefugl, hjortedyr/bufe og smågnagere. Rovfuglbestander er fra lang tid tilbake kjent for å svinge i takt med smågnager-, rype- og harebestandene (Hagen 1952, Heggøy & Øien 2015).

Kongeørn representerer toppen av næringskjeden der effekter av endringer i byttedyrtilgang, samt ytre påvirkninger som forurensing (Reitan 2013, Monclús mfl. 2020) og klima (Miller mfl. 2017, Tack mfl. 2020) vil kunne fanges opp på et tidlig stadium. Den er derfor en indikatorart og egnet for overvåking av kjente påvirkninger, så vel som tidlig å kunne indikere om det er ukjente negative påvirkninger på naturlige økosystemer. Lange dataserier er da avgjørende (f.eks. Hayhow mfl. 2017).

Tidsserien for kongeørn viser at det er relativt stor variasjon i reproduksjonssuksess både innen og mellom områdene (Stokke mfl. 2020), og årsakene til dette kan belyses ved sammenlikning med andre komponenter i økosystemet som for eksempel tetthet av ryper og andre byttedyr, klimavariabler og miljøgifter.

Datainnsamling for kongeørn er fra og med 2013 overført til Rovdata (se 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. I tillegg overvåker Rovdata også områder som ikke inngår i TOV. De 12 områdene som overvåkes av Rovdata, omfatter arealer med forskjellig omfang av påvirkninger, noe som legger til rette for klargjøring av hypoteser om årsaker til variasjon i ungeproduksjon.

### **Naturgitte og menneskeskapte drivere**

TOV har fram til nå spesielt vært rettet mot å belyse effekter forårsaket av menneskeskapte påvirkninger som forurensning. I tillegg er det spesielt fire andre faktorer som direkte kan påvirke kongeørn i TOV-områdene: tilgang på føde (i første rekke hønsefugl, hare og rødrev), klimavariasjon og endringer, menneskelige forstyrrelser i hekketiden (inklusive faunakriminalitet) og vegetasjonens sammensetning og -struktur.

*Forurensing:* Enkelte miljøgifter akkumuleres oppover i næringskjeden, noe som gjør at rovfugler generelt er gode indikatorer for nivå av ulike miljøgifter i økosystemet. Dessuten er mange rovfugler spesielt følsomme for bl.a. DDE, dieldrin og tungmetaller (Ratcliffe 1967, Newton 1988, Watson 2010, Monclús mfl. 2020), og man forventer tidlig å kunne se effekter av nye giftrusler (Nygård 1990, Nygård mfl. 1993, 1994, 2001). Kongeørn synes for øvrig å være særlig følsom for DDE (Nygård & Gjershaug 2001). Miljøgiftkonsentrasjoner hos kongeørn i TOV-områdene kartlegges med jevne mellomrom (Nygård mfl. 2001, 2006, Nygård & Polder 2012). For kongeørn (og jaktfalk) ble det ved prosjektets oppstart forventet at eventuelle effekter av langtransporterte forurensninger skulle gi seg utslag i redusert reproduksjon og/eller reduserte bestandsstørrelser i de sørligste områdene som er mest utsatt for slike forurensninger. Så langt er det funnet lite støtte for dette (Stokke mfl. 2020). Problematikk rundt langtransportert forurensing er tilsynelatende mindre aktuelt i dag enn da TOV startet, men med stadig nye organiske miljøgifter og spredning av plast til naturen kan man forvente at dette igjen kan bli aktuelt. I tillegg kan man forvente økt tilførsel av nitrogenforbindelser (se kap. 3.1), noe som alene eller i kombinasjon med klimaendringer kan påvirke vegetasjonen og dermed ha innflytelse på bl.a. fødesøk og byttedyrtilgang hos kongeørn.

*Klima:* Effekter av klimavariasjoner på norsk natur er et viktig tema i overvåkingen av biologisk mangfold i TOV (Framstad & Kålås 2001, Framstad mfl. 2003). Det foreligger svært få langtidsstudier som omhandler effekter av klimaendringer på fugler i fjellområder, og det framheves at det er stort behov for slike studier framover (Scridel mfl. 2018). Det er vanskelig å forutsi effekter av klimavariasjoner og mer langsiktige endringer i klima på hekkesuksess og bestandsutvikling for kongeørn. Tre aktuelle påvirkninger er (1) effekter på reproduktiv suksess av endring i forekomst av ekstremepisoder med mye nedbør (f.eks. snømengde ved tidspunkt for egglegging), (2) effekter på reproduktiv suksess av mer nedbør generelt i hekkeperioden, og (3) effekter på hekkesuksess og bestandsstørrelse på grunn av økt skogdekke og mindre åpent areal som følge av endringer i klima, noe som påvirker fødesøk og byttedyrtilgang. Klimascenariene tyder på mer ustabil vær (Hanssen-Bauer mfl. 2015), men det gjenstår å se hvordan dette vil påvirke gjennomsnittlig ungeproduksjon og hekkebestand over flere år.

*Menneskelige forstyrrelser og faunakriminalitet:* Kongeørn er svært sårbar overfor forstyrrelser ved hekkeplassen og reagerer på tilsynelatende harmløs aktivitet som turgåing på opptil 1 km avstand fra reiret. Slike forstyrrelser kan medføre hekkeavbrudd (Ruddock & Whitfield 2007; Heggøy & Øien 2015). Faunakriminalitet som ulovlig jakt, giftig åte, egg- og ungeinnsamling, samt ødeleggelse av kongeørnreir forekommer også i Norge, selv om omfanget trolig ikke er like stort som i en del andre land (Heggøy & Øien 2015).

*Arealbruk:* Det foregår aktivt beitebruk av husdyr eller tamrein i alle områdene i bjørkeskog. Slikt beite kan påvirke både planter i feltsjiktet og artssammensetning og struktur av busk- og tresjiktet. Dette vil igjen ha effekter på næringstilgangen og jakthabitatet til kongeørn (Watson 2010).

*Beskatning:* Ville hjortedyr, rovdyr og småvilt (hønsefugl og hare) er utsatt for jakt som påvirker bestandene. Hjortedyrbestandene er på et historisk høyt nivå og har dermed trolig en tydelig påvirkning på vegetasjonen, med effekter på næringstilgang og habitat for kongeørn.

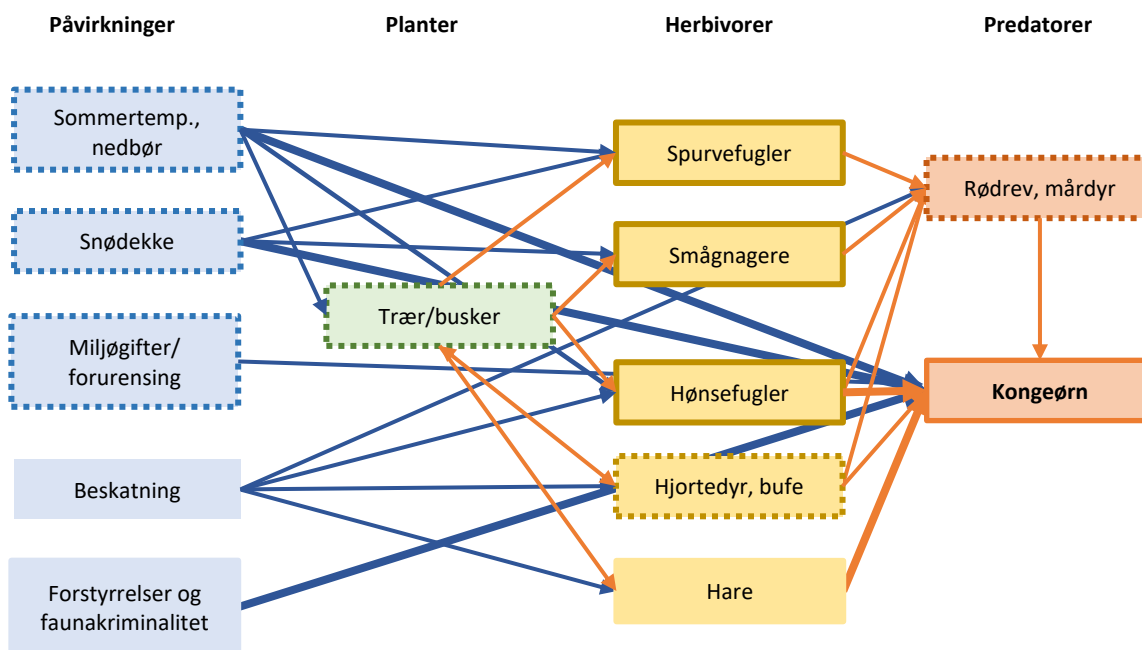
Bestandene av for eksempel rødrev og mårdyr blir i noen grad redusert ved jakt. Andre menneskelige aktiviteter begunstiger imidlertid rødrev (Rød-Eriksen 2020), noe som medfører økt tilgang til denne føderessursen for kongeørn, men som kan medføre lavere tilgang til arter som er byttedyr for rødrev, som for eksempel hønsfugl og hare. Slakteavfall og åtsler kan begunstige kongeørn i form av økt tilgang til næring, spesielt vinterstid (Gomo mfl. 2020). Bestander av småvilt påvirkes også til en viss grad av jakt (Sandercock mfl. 2011), noe som kan innvirke på kongeørns næringstilgang.

*Naturgitte påvirkninger.* De viktigste naturgitte påvirkningene for kongeørn er knyttet til endringer i næringstilgang og jakthabitat. Smågnagere i høyereliggende og nordlige områder har utpregete bestandsfluktuasjoner som påvirker ulike predatorer og indirekte andre byttedyr (jf. kap. 4.5). Store smågnagerbestander fører gjerne til mindre predasjonstrykk og høyere produksjon for andre byttedyr. Kongeørn og andre predatorer vil derfor ofte ha bedre tilgang på hønsfugl og hare som bytte. Ved bortfall av slike smågnagertopper vil konkurranse om alternativt bytte bli sterkere. I høyereliggende og nordlig bjørkeskog kan store målerangrep på bjørketrær og andre vedplanter føre til endringer i kongeørns jakthabitat og tilgang på byttedyr.

I lys av aktuelle hypoteser for å forstå hekkesuksess og bestandsutvikling hos kongeørn (se 'Aktuelle hypoteser som overvåkingen bør belyse' nedenfor) er det nødvendig å framskaffe data om ulike eksterne påvirkningsfaktorer, og særlig om klimaforhold og grad av menneskelige forstyrrelser.

### Sentrale komponenter i en konseptuell modell

Sentrale komponenter i en modell for kongeørns rolle i økosystemet omfatter denne arten og de komponentene med størst direkte påvirkning fra underliggende trofisk nivå, hhv. næringstilgang (byttedyr) og vegetasjonsstruktur (jf. bokser med ramme i **figur 4.9**). Viktige eksterne påvirkningsfaktorer er beskrevet ovenfor.



**Figur 4.9** Modell for kongeørn med de viktigste påvirkningsfaktorene og interaksjonene med andre økosystemkomponenter. Komponenter med heltrukken ramme er dekket i dagens TOV, mens stiplet ramme indikerer andre viktige komponenter som er mangelfullt dekket. Brune piler indikerer påvirkninger fra andre økosystemkomponenter på kongeørn, der tykke piler angir viktigste direkte påvirkninger. Blå piler viser eksterne direkte og indirekte påvirkninger på kongeørn.



Tilgang til byttedyr er den viktigste komponenten som påvirker kongeørns hekkesuksess, og en rekke studier har vist en klar sammenheng mellom forekomst av smånagere, hønsefugl og hare og hekkesuksess (se oppsummering i Heggøy & Øien 2015). Toppår for hare og rype sammenfaller ofte med smånagertopper og bidrar til å bygge opp en god bestand av byttedyr som kan vare til våren/sommeren året etter. Dermed er ofte reproduktiv suksess hos kongeørn høyest året etter smånagertopper. Gode forekomster av lirype gir også en god indikasjon på at det er gode forekomster av fjellrype og annet viktig bytte for kongeørn. Betydningen av slikt bytte forventes særlig å være viktig for de nordboreale områdene som inngår i TOV (Børgefjell, Åmotsdalen, Gutulia, Møsvatn). I de to sørligste områdene (Solhomfjell, Lund) vil kongeørn trolig ha noe mer variert meny enn for de 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.

Beitetrykk av tamme eller ville beitedyr kan, sammen med bjørkemålerangrep og ulike klimaendringer, forandre strukturen i tre- og busksjikt. Kongeørn jakter gjerne i relativt åpne områder, og fortetting av busk- og tresjikt kan derfor være ufordelaktig (Watson 2010). På den andre siden kan intensivt beite fra hjortedyr og husdyr medføre forringede levevilkår for ryper og hare, og dermed redusert fødetilgang for kongeørn (Watson 2010).

Mår og rødrev kan, sammen med røyskatt og kråkefugler, være predatorer på viktige byttedyr for kongeørn, som ryper og hare. Dette gjelder spesielt i perioder etter at smånager- eller hønsefuglbestandene er i ferd med å bli lavere etter et toppår (Järvinen 1990). Det vil derfor være viktig å dokumentere tilstanden i disse bestandene som del av denne overvåkingen. Beskatning (jakt) påvirker særlig byttedyr som hønsefugl og hare, samt rødrev.

#### **Aktuelle hypoteser som overvåkingen bør belyse**

Som skissert over, er det særlig hypoteser rundt miljøgifter som tidligere har vært aktuelle ved overvåkingen av kongeørn, men hypoteser som omhandler klima, føde, menneskelige forstyrrelser, og vegetasjon er også aktuelle framover. Aktuelle tema som kan belyses:

- Variasjon i reproduktiv suksess for kongeørn i 6 av TOV-områdene, samt i 6 tilleggsområder overvåket av Rovdata
- Variasjon i antall aktive territorier for kongeørn i 6 av TOV-områdene, samt i 6 tilleggsområder overvåket av Rovdata

Når det gjelder forurensing, kan økt tilførsel av nitrogenforbindelser (se kap. 3.1) påvirke vegetasjonen i bunn- og feltsjikt. Slike endringer kan ha innflytelse på bl.a. forekomst av viktige byttedyr som hare og hønsefugl. I tillegg kan oppheving av forbud mot bly brukt i småviltjakt (fra 2015) medføre økt akkumulering av dette tungmetallet i kongeørn framover.

Med dagens klimautvikling forventer vi mer ustabile temperatur- og nedbørsforhold i hekkeperioden og dermed større variasjoner i produksjonsresultat mellom år. Man kan forvente at klimaendringer kan medføre økt risiko for hekkeavbrudd dersom ekstremhendelser blir mer hyppige i framtida. Det er spekulert i at nedbør i hekkesesongen både kan medføre lavere jaktsuksess hos voksne kongeørner og redusert ungeoverlevelse på grunn av varmetap (Watson 2010). Dette er noe som bør utforskes nærmere. Snødekket, som er avhengig av vintertemperatur, vil kunne ha innflytelse på smånagerbestanden og derigjennom bestander av viktige byttedyr. I tillegg kan snødekket ved starten av hekkesesongen påvirke mulighetene for egglegging hos kongeørn (reirhyller i bergvegger bør være fri for snø).

For de fem nordligste TOV-områdene i bjørkeskog bruker kongeørn i stor grad arealer langs skoggrensa ved fødesøk. 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 vil kunne medføre endringer i områdenes egnethet for kongeørns fødesøk.

For å belyse årsakssammenhenger knyttet til endringer i klimaet, er det i hovedsak behov for data om sommer- og vintertemperatur og nedbør, og ikke minst slike klimavariabler for etter-

vinteren (mars-april) når hekkesesongen startes. Det er også behov for data som gir muligheter til å oppdage endringer i vegetasjonsdekket og -strukturen på relevant romlig skala.

I tillegg er det viktig å ha tilgang til data for faktorer som kan ha innflytelse på kongeørn i hekkeområdene (**figur 4.9**). Dette gjelder i hovedsak næringstilgang (mengde av byttedyr), beitetrykk (tamme og ville beitedyr), samt tallfesting av grad av menneskelige forstyrrelser. Dette er nærmere beskrevet i 'Sentrale komponenter i en konseptuell modell' ovenfor.

I **tabell 4.2** gis en kortfattet oversikt over viktige hypoteser som omhandler påvirkningsfaktorer, deres mulige effekter på kongeørn, samt hvilke mekanismer som er operasjonelle.

**Tabell 4.2** Oversikt over ulike hypoteser som kan belyses ved overvåking av kongeørn i TOV.

Påvirkning	Type effekt	Mekanisme
Ekstremhendelser klima – vår og sommer (mars-juli)	Direkte negativ	Lavere reproduksjon
Klimaendringer	Indirekte negativ	Lavere bestandstetthet over tid grunnet endringer i habitatstruktur/treslagssammensetning - økt skogdekke - redusert åpent areal for jakt
Økt N-konsentrasjon	Indirekte positiv/negativ	Endring i reproduksjon grunnet endringer i fødetilgang som følge av vegetasjonsstruktur og -sammensetning
Økt miljøgiftkonsentrasjon	Direkte negativ	Lavere overlevelse og reproduksjon
Økt beitepress av hjortedyr, bufe	Indirekte negativ/positiv	Endret busk/tresjikt og markvegetasjon → Endret habitat for byttedyr, økt tilgang til åtsler
Økte bestander av høns- og vadefugl, hare samt smågnagere	Direkte positiv	Høyere overlevelse og reproduksjon Kan ha effekt på bestandsstørrelse året etter
Økt forstyrrelse	Direkte negativ	Lavere reproduksjon
Økt forekomst av rødrev, mår og kråkefugl	Direkte positiv/indirekte negativ	Høyere overlevelse og reproduksjon (fødetilgang), men også lavere overlevelse og reproduksjon (sterkere konkurranse)
Endring habitatstruktur, treslagssammensetning	Direkte – negativ eller positiv	Byttedyrforekomsten endres i henhold til habitatpreferanser, f.eks. mer skogdekt areal, mindre åpent alpint areal. Økt skogdekke gir redusert åpent areal for jakt

### Behov for nye variabler og aktuelle datakilder

For å belyse kongeørns rolle i økosystemet og hva som kan regulere reprodutiv suksess og antall okkuperte territorier, er det behov for data for en rekke komponenter fra overvåkingsområdene (jf. **tabell 3.2**):

*Trær, busker – vegetasjonsdekke og -struktur.* Ulike mål for innflytelsen av trær er registrert for markvegetasjonen, men det er behov for å få data om treslag, dekningsgrad og høyde av trær og busker for relevant romlig skala for kongeørn. Ulike fjernmålingsdata (satellittfoto, Lidar, detaljerte foto fra fly eller droner), samt data fra landskogtakseringen kan benyttes for å skalere opp variasjon i vegetasjonsstruktur og -dekke over større områder, noe som er spesielt relevant for kongeørn siden 15 territorier inngår i hvert TOV-område og størrelsen på hvert territorium er betydelig. Slike data kan gi informasjon om for eksempel endringer av skoggrensa i fjellbjørkeskogsområdene, eller endringer i treslagssammensetning.

*Hjortedyr, husdyr.* Det er begrenset kunnskap om mengde eller påvirkning fra større beitedyr på relevant skala for kongeørnterritorier, annet enn som innrapporterte data for beitedyr i områder med organisert beitebruk. Det er behov for informasjon om omfanget av aktivitet fra ville

hjørtedyr, tamrein og bufe i kongeørnterritoriene. Viltkameraer eller spor/møkkteillinger kan ev. gi et generelt inntrykk av aktivitetsnivået, men det vil være krevende å dekke hele territorier.

*Hønsfugl:* Data om lirypeforekomst og -tetthet vil høstes fra Hønsfuglportalen.

*Andre byttedyr:* For å belyse andre potensielle byttedyrs mulige effekter på kongeørns bestandsdynamikk, er det særlig behov for informasjon om bestandsvariasjonen hos rødrev, mår, røyskatt og hare. Ved etablering av kamerafeller for smågnagerregistreringer vil også aktiviteten til røyskatt bli registrert. For hare og større rovpattedyr som rødrev kan viltkameraer (ev. ved åteblokker/kadaver) eller sportellinger gi et generelt inntrykk av aktivitetsnivået. Men siden kongeørns territorier er store, er trolig jaktstatistikk best egnet for å utarbeide bestandsindekser for kongeørns byttedyr.

*Menneskelige forstyrrelser:* Som mål på omfanget av menneskelige forstyrrelser kan man montere ferdselstellere og svarkasser i TOV-områdene dersom det finnes klart definerte innfallspor-ter. Man kan også få et visst inntrykk av ferdsel ved montering av viltkameraer som beskrevet over for 'Andre byttedyr'. Ideelt sett burde man overvåket menneskelig aktivitet ved aktive kongeørnreir i reproduksjonsperioden.

## 5 Nye økosystemkomponenter som bør inkluderes

Ovenfor (kap. 3 og 4) har vi beskrevet de viktigste påvirkningene og komponentene for økosystemene som dekkes av TOV. I tillegg til komponenter og overvåkingsvariabler som allerede er inkludert i TOV, har vi også drøftet hvilke andre variabler som bør inkluderes for å gi en bedre forståelse av effektene av viktige påvirkningsfaktorer (se oppsummering i **tabell 3.2**).

Eventuelle nye økosystemkomponenter i TOV bør tilfredsstille følgende kriterier:

- Viktig for å forstå hvordan menneskelig aktivitet påvirker økosystemet.
- Viktig for å forstå økosystemets struktur og dynamikk.
- Tilstrekkelig kunnskap til å designe meningsfylt overvåking: Det bør kunne formuleres hypoteser om hvordan komponentene vil endre seg ved ulik påvirkning. Hensiktsmessige overvåkingsvariabler må kunne spesifiseres.
- Praktiske forhold for gjennomføring av overvåkingen må være tilfredsstillt: Det må finnes hensiktsmessige metoder og teknologi, og det må være gjennomførbart med hensyn til logistikk og ressursbruk.

Betydningen av de ulike komponentene for å forstå økosystemet og påvirkning fra ulike menneskelige aktiviteter er beskrevet i kapitlene 3 og 4. Tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag og hensiktsmessige praktiske forhold er deretter vektlagt i utvalget av antatt viktige økosystemkomponenter. Nedenfor beskriver vi de nye komponentene og variablene vi mener det er tilstrekkelig kunnskap om, der det kan finnes hensiktsmessige operative indikatorer, og som det trolig kan skaffes data for med en rimelig utvidelse av ressursene til overvåkingen.

### 5.1 Registrering av lokal nedbør og snødybde

#### Motivasjon

I tillegg til temperatur er data for nedbør og snødybde viktig for å vurdere effekter av variasjon i værforholdene for TOVs økologiske komponenter. Videre er det spesielle behov knyttet til enkelte av komponentene. For epifyttene er det f.eks. relevant å måle vindstyrke og -retning under og utenfor nedbørshendelser. I TOV er det så langt brukt modellerte klimadata pr. km<sup>2</sup> fra MET for den sentrale delen av TOV-området. I tillegg registreres temperatur fra loggere i tilknytning til hvert prøvefelt for markvegetasjon, samt temperatur og lystilgang tilsvarende for epifytter. Nedbør, vind og snødybde har større lokal variasjon (knyttet bl.a. til terreng) og svakere sammenheng med modellerte verdier enn det man finner for temperatur. Følgelig er det behov for mer presise data også for disse klimavariablene.

#### Relevante variabler

Data for nedbør og snødybde, sammen med temperaturdata, pr. døgn, gir mulighet for å lage andre avledete variabler som antall dager med nedbør, antall dager med nedbør som regn om vinteren, varighet av snødekket etc.

#### Mulige datakilder/metoder

For nedbør og vind må det etableres minst én automatisk målestasjon for måling av døggnedbør og vindstyrke og -retning pr. TOV-område. Kostnader og logistikk må vurderes nærmere.

Automatisk daglig fotografering av målestav, ev. prøvetrær for epifytter, med viltkamera kan gi relevant informasjon om lokal variasjon i snødybde.

#### Romlig og tidsmessig skala

For flere av klimavariablene er det ønskelig med flere målinger pr. TOV-område, f.eks. knyttet til de enkelte prøveflatene eller prøvetrærne, men dette må tilpasses aktuelle metoder. Det er behov for daglige observasjoner av både nedbør og snødybde.

## 5.2 Dekning, høyde og andre variabler for trær og busker

### Motivasjon

Trær og busker utgjør en stor del av stående biomasse av primærprodusenter i skog og enkelte andre arealer. De representerer også et viktig vertikalt habitat og påvirker lokale miljøforhold som temperatur, snødekke, lysinnstråling og tilførsel av organisk materiale til bakken. De påvirker dermed alle andre komponenter i økosystemet.

### Relevante variabler

Dekningsgrad og høyde av dominerende tre/busksjikt gir viktig informasjon om horisontal og vertikal påvirkning av trær og busker. I tillegg vil data om fordelingen på treslag/arter (eller funksjonelle grupper) gi mer detaljert informasjon om egenskaper ved habitatet. Mer detaljerte studier av effektene av tresjiktet på markvegetasjonen og epifytter krever mer detaljert informasjon om ulike strukturegenskaper ved enkelttrær (jf. kap. 4.1–4.3).

### Mulige datakilder/metoder

Data for dekningsgrad og høyde av tre/busksjikt kan skaffes ved detaljerte flybilder og Lidar. Visse funksjonelle grupper av trær og busker kan skilles ut ved flybilder, men presis informasjon om enkelttrær krever felttaksering. På fastlandet er ca. 200 000 km<sup>2</sup> dekket av LiDAR, hvorav dekket areal i hovedsak er under skoggrensen. For bjørkeskogsområdene i TOV er Lund, Møsvatn, Åmotsdalen og Gutulia dekket med LiDAR. De fleste barskogområdene er også dekket. Med LiDAR kan enkelttrær måles, og dataene kan nokså direkte omregnes til ulike mål for biomasse. LiDAR-opptak er imidlertid i hovedsak kun gjort én gang i våre områder og egner seg derfor ikke som overvåkingsmetode. Imidlertid er det mulig å kombinere engangsopptak av LiDAR med fjernmåling (Landsat, Sentinel) for å overvåke for eksempel tilvekst av skog etter LiDAR opptaket. Et eksempel er vist i denne applikasjonen utviklet av NINAs GIS-team: <https://nina.earthengine.app/view/forest-disturbance>. Framtidige opptak av LiDAR i TOV-områdene i en gitt frekvens ville kunne gi enda mer nøyaktige data og resultater.

### Romlig og tidsmessig skala

Det er behov for å dekke areal som omfatter alle sentrale komponenter i TOV, fra prøveflater for markvegetasjon og epifytter til punkter for fugletaksering. Behovet for detaljerte data er størst for markvegetasjonen og epifyttene. Det er trolig tilstrekkelig med datainnsamling hvert femte år eller sjeldnere. For å følge detaljer i påvirkning fra bjørkemålere, kan årlige data være hensiktsmessige, men ikke strengt nødvendige.

## 5.3 Vegetasjonens fenologi, biomasse, primærproduksjon

### Motivasjon

Vegetasjonens biomasse og produksjon er grunnlaget for hele det plantebaserte næringsnettet. Hvordan vegetasjonens biomasse endrer seg gjennom vekstsesongen, gir både et mål på vegetasjonens fenologi, lengde av vekstsesongen (mer presist enn klimadata kan gi) og et uttrykk for netto primærproduksjon.

### Relevante variabler

Ulike satellittbaserte sensorer kan gi datagrunnlag for indekser som er nær knyttet til mengden av 'grønn' biomasse og fotosynteseaktivitet. Det enkleste er trolig å bruke en veletablert indeks som NDVI som et integrert uttrykk for den relative mengden av biomassen til all grønn vegetasjon over et gitt tidsintervall (ofte 16 dager ved bruk av MODIS-data). For å knytte denne spesifikt til faktisk biomassenivå trengs kalibrering mot felldata, men vi foreslår ikke å gjøre dette her. Fra NDVI-data for hver 16-dagersperiode for piksler på 250 x 250 m (fra MODIS) kan ulike avledete data for fenologi og endringer over ulike tidsperioder gi hensiktsmessige overvåkingsindikatorer.

### Mulige datakilder/metoder

Tilgang på MODIS-data er fritt tilgjengelig gjennom Copernicus-programmet og GEE (Google Earth Engine). Vi har tilgang til MODIS-data tilbake til 2000 hvor tiden mellom hvert opptak er 1–2 dager for alle steder på jordkloden. Men som nevnt over, er det vanlig å bruke et 16 dagers sammensatt bilde med de beste opptaksforholdene for hvert piksel som en tidsenhet. Det er flere muligheter til å koble fjernmålte data med nær-infrarøde sensorer fra MODIS, Sentinel 2 eller Landsat med dekningsgrad og høyde til å estimere biomasse. For eksempel har Spawn-Lee mfl. (2020) nylig utviklet en metode som estimerer biomasse for alle vegetasjonstyper med 300 meter oppløsning globalt. Disse dataene og metodene er tilgjengelig gjennom Google Earth Engine – også uten egne feltkalibreringsdata, noe som imidlertid ville økt presisjonen i modellene.

### Romlig og tidsmessig skala

For å kunne gi et bilde av variasjonen i vegetasjonens biomasse innen hvert TOV-område, er det ønskelig med en romlig oppløsning som ikke er grovere enn ca. 250 x 250 m (som i data fra MODIS). Finere oppløsning (f.eks. ned til 10 x 10 m) kan være hensiktsmessig for å knytte biomassedata mer eksplisitt til prøvefelt for markvegetasjonen.

Data bør være tilgjengelig med en frekvens gjennom vekstsesongen som gjør det mulig å vurdere produksjonen (variasjon i biomasse) samt start og slutt på vekstsesongen. Data med ca. 2 ukers mellomrom kan være passende. Dette er også mye brukt i økologi og gir grunnlag for å sammenlikne med andres resultater.

## 5.4 Mengde og kvalitet av næringsplanter

### Motivasjon

Som nevnt over, er planter fundamentet for hele næringsnettene av ulike planteetere og deres predatorer på ulike trofiske nivåer. For å knytte primærprodusentene til planteetere i næringsnettene, trengs imidlertid spesifikk informasjon om planteeternes næringsplanter, spesielt mengde og beitekvalitet av slike planter.

### Relevante variabler

I utgangspunktet trenger vi å vite hvilke plantearter som er særlig viktige som næring for de viktigste planteeterne som smågnagere og hjortedyr (elg, hjort). Slik informasjon er generelt tilgjengelig i faglitteraturen, men faktisk bruk av ulike beiteplanter kan variere med sesong og sted, bl.a. ut fra tilgjengelighet av slike planter. Både biomasse av de viktigste beiteplantene, av funksjonelle grupper av planter (hhv. graminider, urter, lyng, busker/trær, moser, lav) og av vegetasjonen som sådan kan være relevant for ulike planteetere. Absolutte estimater for biomassen av ulike planter vil vanligvis kreve destruktiv og kostbar innsamling, men relative mål på endring i biomassen over tid kan også være relevant for å vurdere plantenes betydning for planteeterne.

Kvaliteten av beiteplanter er nært korrelert med plantenes innhold av lett fordøyelige proteiner og lave nivåer av ulike antibeitestoffer som tanniner, fenoler, terpenoide og alkaloider. Kvaliteten er generelt høyest for nylig spirte og unge planter og blir dårligere ettersom plantene blir eldre utover i sesongen. Unntaket er spesielle deler av plantene med høy næringsverdi som frø, bær eller spesielle lagringsorganer. Plantenes kvalitet som næring for planteetere omfatter følgende plantebiomassens innhold av lettfordøyelige proteiner, eller indikatorer korrelert med slike stoffer. I tillegg vil informasjon om frø/fruktsetting, eller ev. blomstring, kunne si noe om tilgangen på næringssemner av særlig høy kvalitet. Det er også indikasjoner på at beitekvaliteten er korrelert med produksjonen av frø/bær. Dermed kan plantenes beitekvalitet registreres på flere måter.

### Mulige datakilder/metoder

I overvåkingen av markvegetasjonen registreres mengde av enkeltarter i felt- og bunnsjikt som frekvens i småruter og som dekningsgrad, men ikke som biomasse. Slike mål på mengde kan imidlertid brukes som grunnlag for å beregne biomasse ved kalibrering mot verdier oppgitt i litteraturen eller fra egne undersøkelser (se kap. 4.1, 4.2). Data fra overvåking av markvegeta-

sjonen kan dermed gi informasjon om biomassen til mulige beiteplanter på en romlig skala som er relevant for smågnagere. Hjortedyr vil imidlertid utnytte beiteressurser over et mye større område, noe som krever andre data for biomassen til relevante beiteplanter. Overvåkingen av markvegetasjonen foregår nå med et omdrev på 5 år (bjørkeskog og Solhomfjell) eller 8 år (øvrige granskogsområder), slik at data fra denne overvåkingen ikke vil gi informasjon om årlige endringer i biomassen til beiteplanter for smågnagere. Et alternativ/supplement kan da være å bruke fjernmålingsdata som grunnlag for å avlede indekser for variasjonen i plantebiomasse over sesongen og mellom år (jf. kap. 5.3). Dette vil ikke gi data for biomassen av enkeltarter eller artsgrupper, men kan gi et brutto mål på variasjonen i beiteressurser. Vi foreslår at registrering av biomassen av beiteplanter i første omgang gjøres for vegetasjonen som helhet ved hjelp av fjernmåling med detaljert romlig oppløsning.

I de fem høyestliggende bjørkeskogsområdene registreres årlig frøsettingen på bjørk (i form av hunnrakler), sammen med registrering av mengden bjørkemålere. Bjørkefrø representerer en viktig ressurs for flere arter av frøspisende fugler knyttet til fjellbjørkeskogen. Tilsvarende data for andre frø- og bærproduserende plantearter i TOV-områdene må ev. skaffes ved nye registreringer. Her er det særlig relevant med data for bærproduksjonen hos blåbær og andre lyngarter. En indirekte tilnærming til å registrere bær- eller frøproduksjon er å registrere blomstring hos utvalgte arter. Dette kan gjøres som del av overvåkingen av planter i markvegetasjonen, men dette vil bare gi data hvert 5. eller 8. år, slik overvåkingen av markvegetasjonen nå er lagt opp. For å gi relevante data for planteeterne er årlige data for frø/bærproduksjon nødvendig.

Eksplisitt måling av beitekvalitet i grønne plantedeler krever prøvetaking av utvalgte arter i felt for relevante kjemisk stoffer. Det må avklares nærmere hvilke arter som skal prøvetas, og hvilke kjemiske stoffer som er mest relevante. Plantenes beitekvalitet kan trolig i noen grad utledes fra plantenes innhold av grunnleggende stoffer som nitrogen, fosfor og karbon. Fordelingen av slike stoffer i vegetasjonen kan registreres ved hjelp av såkalt Near-infrared reflectance spectroscopy (NIRS) (Murguzur mfl. 2019). NIRS kan registreres fra fjernmålte data gjennom satellitter som MODIS, Landsat og Sentinel 2, som har NIR (nær-infrarød) sensorer. Det finnes også håndholdte instrumenter som har de samme egenskapene. I første omgang foreslår vi at det undersøkes nærmere hvordan planters beitekvalitet i TOV-områdene best kan registreres ved hjelp av NIRS.

### **Romlig og tidsmessig skala**

De mest aktuelle ville planteeterne som registreres i TOV-områdene, er smågnagere og hjortedyr. De utnytter plantene på forskjellig romlig skala. Ved bruk av fjernmåling for å registrere endringer i vegetasjonens biomasse, vil vi imidlertid få et overordnet inntrykk av plantenes biomasse innenfor de sentrale delene av overvåkingsområdene, med en oppløsning på 10 ha eller mindre. Tilsvarende eller finere romlig oppløsning bør også være mulig å få for plantenes beitekvalitet målt ved f.eks. NIRS.

For å knytte informasjon om plantenes biomasse og beitekvalitet til variasjonen i bestandsnivå og aktivitet hos smågnagere og hjortedyr, må registrering av plantenes biomasse og beitekvalitet gjøres minst én gang pr. år. Ved hyppigere registrering kan endringer i plantenes biomasse og beitekvalitet gjennom vekstsesongen dokumenteres. Dette kan være viktig informasjon for bedre å forstå bestandsutviklingen for smågnagere. Vi foreslår imidlertid én årlig registrering av planters biomasse og beitekvalitet i første omgang.

## **5.5 Nedbrytingshastighet**

For å fange opp viktige økologiske prosesser knyttet til jordsmonnet, hadde det i utgangspunktet vært ønskelig å kunne følge utviklingen for viktige funksjonelle grupper av henholdsvis nedbrytere og mykorrhiza. Vi anser imidlertid at kunnskapsgrunnlaget foreløpig er for svakt og aktuelle metoder og prøvetakingsprotokoller for uavklart. Vi foreslår derfor å avgrense overvåking av slike jordbunnsprosesser til å registrere endringer i nedbrytingshastighet.



### **Motivasjon**

Nedbryting av dødt organisk materiale i jorda frigjør næringsstoffer for ny plantevekst. Nedbrytingshastigheten påvirkes av temperatur, jordas vannholdning og ytre tilførsel av nitrogen. Frigjorte næringsstoffer vil i sin tur bidra til å påvirke plantenes vekst, konkurranseforhold og dermed artssammensetning.

### **Relevante variabler**

Vi får informasjon om variasjonen i viktige næringsstoffer i jorda (særlig basekationer, nitrogen, fosfor, karbon) gjennom prøvetaking og kjemisk analyse av jord i tilknytning til overvåkingen av markvegetasjonen i bjørkeskog, noe som også foreslås gjennomført i granskog. Måling av nedbrytingshastigheten gir informasjon om hvor raskt dødt organisk materiale omformes til slike næringsstoffer. To litt ulike tilnærminger til å måle nedbrytingshastigheten kan være aktuelle: standard prøver av organisk materiale ('litter bags'; Keuskamp mfl. 2013, Piolo mfl. 2020) og stede-gent strø fra lokal vegetasjon. Førstnevnte vil gi et mål på generell nedbrytingshastighet, mens sistnevnte gir mer spesifikk informasjon om hastigheten på nedbryting av lokalt strø. Bruk av lokalt strø er mer arbeidskrevende enn bruk av standard prøvemateriale. Vi foreslår å måle nedbrytingshastigheten for standardiserte prøver, slik at resultatene lettere kan sammenliknes mellom ulike år og steder. Spesifikke metoder må imidlertid avklares nærmere.

### **Mulige datakilder/metoder**

Vi foreslår å grave ned et antall standard prøver av organisk materiale i hvert overvåkingsområde. Det må avklares nærmere hvor mange prøver som bør legges ut pr. område og med hvilken frekvens de skal hentes opp for veiing.

### **Romlig og tidsmessig skala**

Prøvene for måling av nedbrytingshastighet plasseres i sammenheng med prøvefeltene for markvegetasjonen, slik at resultatene kan sammenholdes med resultatene fra jordprøver og vegetasjonsanalyser. Nedbrytingshastigheten bør måles minst årlig, men aktuell frekvens må avklares nærmere.

## **5.6 Forekomst og mengde av insekter**

### **Motivasjon**

Insekter utgjør en svært viktig og meget artsrik gruppe med en rekke ulike funksjoner i økosystemet. I den konseptuelle modellen for komponentene i TOV inngår insektene særlig som planteetere med stor effekt på utvalgte plantearter under masseforekomster (jf. bjørkemålere), som viktig næring for spurvefugler, og som pollinatorer som er viktige for reproduksjonen hos mange plantearter. Registrering av bjørkemålere foregår allerede i de aktuelle områdene med bjørkeskog. Det er dermed interessant å vurdere ev. registrering av insekter (eller ulike funksjonelle grupper) generelt og pollinatorer spesielt.

### **Relevante variabler**

Det er ønskelig å kunne følge utviklingen i mengde og fordeling på ulike arter eller funksjonelle grupper av insekter. Som et minimum må overvåkingen kunne gi en relativ indeks for forekomst av funksjonelle grupper, der særlig pollinatorer må kunne skilles ut.

### **Mulige datakilder/metoder**

Det er nødvendig med datainnsamling fra de enkelte TOV-områdene, ev. fra et utvalg av områdene. Innsamling ved hjelp av minimum tre malaise-telt pr. område er anbefalt, siden disse kan samle gjennom sesong, ev. supplert med vindusfeller. Det må påregnes minst to feltbesøk (oppsett og innsamling av prøver), men helst tre. Koordinering med annen feltaktivitet i TOV-områdene er dermed viktig av ressurs hensyn.

Vi foreslår imidlertid ikke å starte opp egen insektovervåking i TOV-regi, i det minste ikke i første omgang. Det bør først høstes erfaringer fra den landsdekkende insektovervåkingen (Åström mfl.

2019). Eventuelt kan det vurderes om noen av lokalitetene for den landsomfattende insektovervåkingen kan legges til TOV-områder.

### **Romlig og tidsmessig skala**

Innsamling bør foregå i tilknytning til prøveflatene for vegetasjonsovervåkingen, dvs. sentralt i TOV-områdene. Overvåkingen må gjøres årlig for å fange opp betydelig variasjon mellom år, men helst bør det gjennomføres minst to innsamlinger pr. år for å dekke ulik forekomst av forskjellige grupper gjennom sesongen. Tidspunktene må tilpasses fenologien til de viktigste artsgruppene, men også logistikken ved datainnsamling (mulig koordinering med annen aktivitet).

## **5.7 Forekomst av hjortedyr og bufe**

### **Motivasjon**

Ville hjortedyr og husdyr utgjør potensielt viktige planteetere i overvåkingsområdene og kan påvirke artssammensetningen i både tre/busksjikt og feltsjiktet. Selv om husdyr ikke forekommer i særlig grad i overvåkingsområdene i granskog, og det er få av disse områdene som har klare tegn på aktivitet av ville hjortedyr, er bestanden av ville hjortedyr generelt høy. Det er følgelig viktig å få bedre informasjon om i hvilken grad ville hjortedyr og husdyr bruker de ulike overvåkingsområdene.

### **Relevante variabler**

Vi tar i denne sammenheng bare sikte på å få informasjon om forekomst og aktivitetsnivå for ville hjortedyr og husdyr i TOV-områdene. Mer spesifikk informasjon om den faktiske beitepåvirkningen av disse artene vurderes som for ressurskrevende som del av en løpende overvåking.

### **Mulige datakilder/metoder**

Det er i hovedsak to ulike tilnæringer som kan gi oss informasjon om forekomst og aktivitetsnivå for hjortedyr og husdyr i TOV-områdene: registrering av spor tegn (beitespor, gnag på stammer, møkk etc.) og registrering av dyras forekomst ved hjelp av viltkameraer eller spor/møkkteklinger. Det registreres allerede beitespor på vegetasjonen, men disse skiller ikke mellom beiting fra ulike beitedyr og andre planteetere.

### **Romlig og tidsmessig skala**

Informasjon om forekomst og aktivitet av ville hjortedyr og husdyr bør i utgangspunktet dekke den sentrale delen av overvåkingsområdene, der overvåking av markvegetasjonen (og ev. epifytter og smågnagere) foregår. I den grad det er mulig å registrere slik forekomst i direkte tilknytning til de ulike prøvefeltene for markvegetasjonen, ville dette gi mest spesifikk informasjon om disse artenes påvirkning på markvegetasjonen. Imidlertid vil hjortedyr og husdyr vanligvis streife over langt større områder i løpet av bare én dag. For å få god nok informasjon om aktivitetsnivået i tilknytning til overvåkingsområdet, kan det være nødvendig å innhente slike data fra et større område enn bare den sentrale delen av overvåkingsområdet.

For å kunne knytte hjortedyrs og husdyrs aktivitetsnivå til grad av påvirkning på vegetasjonen, er det ønskelig å registrere slik aktivitet løpende eller kumulativt i løpet av et år. Registrering av ulike spor tegn bare i tilknytning til registreringene av markvegetasjonen (hvert 5. eller 8. år) vil trolig bare gi et tidsavgrenset inntrykk av aktiviteten og ikke av den samlede aktiviteten mellom analyser av markvegetasjonen. Følgelig er overvåking av aktiviteten til ville og tamme beitedyr med viltkameraer nødvendig.

## **5.8 Forekomst av røyskatt og snømus**

### **Motivasjon**

Røyskatt og snømus er de viktigste predatorerne på smågnagere og inngår som sentral økologisk faktor i en av de mest kjente hypotesene bak de store og regelmessige bestandsfluktuationene

hos smågnagere. Disse predatorerne kan også være viktige for bakkehekkende fugler. I dagens overvåking har vi ingen informasjon om hvordan mengden av disse predatorerne varierer.

#### **Relevante variabler**

Detaljert informasjon om predatorernes uttak av byttedyr vil være for krevende å skaffe som del av en løpende overvåking. I overvåkingen er det viktigst å få et inntrykk av relativt bestandsnivå eller aktivitetsnivå for røyskatt og snømus i overvåkingsområdene, slik at dette kan sammenholdes med tilsvarende data for smågnagere.

#### **Mulige datakilder/metoder**

Studier av røyskatt og snømus i forskningsprosjekter har ofte basert seg på levendefangst og merking av et fåtall individer, ev. inkludert registrering av deres aktivitet i lokale områder. En alternativ og mye grovere tilnærming kan være registrering av spor tegn. Siden vi legger opp til at registrering av smågnageres bestandsnivå og aktivitet i framtida skal baseres på tilpassete viltkameraer, vil dette også være den mest egnete metoden for å skaffe data om aktivitetsnivået til røyskatt og snømus i overvåkingsområdene.

#### **Romlig og tidsmessig skala**

Røyskatt og snømus har normalt betydelig større leveområder enn smågnagere. Hovedformålet er her å knytte bestandsnivå eller aktivitetsnivå for disse predatorerne til tilsvarende data for smågnagere. Den foreslåtte metoden med registrering ved viltkameraer tilsier også at samme romlige fordeling som brukes for smågnagere, også brukes for røyskatt og snømus.

Den foreslåtte registreringsmetoden vil gi kontinuerlige registreringer av individer som beveger seg forbi kameraet. Disse dataene kan aggregeres for hensiktsmessige perioder (f.eks. månedsvis) for nærmere analyse.

## **5.9 Forekomst av mellomstore predatorer (rødrev, mår etc.)**

#### **Motivasjon**

Mens røyskatt og snømus anses som spesialistpredatorer på smågnagere, er større predatorer som rødrev og mår generalister som tar et bredt utvalg av byttedyr av fugler og små til mellomstore pattedyr, for rødrev inkludert åtsler. Som generalister vil de ofte ta det byttet som er vanligst og lettest tilgjengelig, noe som kan føre til en relativt jevnere bestandsfordeling av byttedyrene.

#### **Relevante variabler**

Detaljert informasjon om predatorernes uttak av byttedyr vil være for krevende å skaffe som del av en løpende overvåking. I overvåkingen er det viktigst å få et inntrykk av relativt bestandsnivå eller aktivitetsnivå for predatorerne i overvåkingsområdene, slik at dette kan sammenholdes med relevante data for utvalgte byttedyr.

#### **Mulige datakilder/metoder**

Det er i hovedsak to tilnærminger som kan gi relevant informasjon om aktivitetsnivået til ulike mellomstore predatorer i tilknytning til overvåkingsområdene: registrering av ulike spor tegn og registrering av aktivitet ved hjelp av viltkameraer. Det bør vurderes nærmere om et realistisk antall viltkameraer (f.eks. på åteblokker vinterstid) kan gi egnet informasjon om disse predatorernes aktivitet i tilknytning til overvåkingsområdene, eller om dette bør erstattes eller suppleres med sportellinger. Dersom viltkameraer vurderes som egnet, bør det vurderes om disse kan plasseres slik at de kan brukes både for registrering av predatorer og større beitedyr.

#### **Romlig og tidsmessig skala**

Rødrev og andre mellomstore predatorer har vesentlig større leveområder enn den sentrale delen av overvåkingsområdene, slik at individer av disse predatorerne trolig vil være innom sentrum av overvåkingsområdene forholdsvis sjelden. For å få et representativt inntrykk av aktiviteten til disse predatorerne i det området der overvåkingen foregår, kan det være aktuelt å spre vilt-

kameraer eller registrering av spor tegn over et større område, f.eks. avgrenset til yttergrensen for punktene for taksering av spurvefugl. En avveining mellom dekning av areal og tetthet av registreringsenheter må vurderes nærmere, siden det neppe er mulig å dekke et stort område med høy intensitet.

Det er ønskelig å få minst årlig informasjon om aktiviteten til mellomstore predatorer. Ved kontinuerlig registrering med viltkameraer vil data i prinsippet kunne aggregeres over passende perioder. Siden det trolig vil være forholdsvis få observasjoner av predatorer, vil nok data måtte aggregeres over nokså lange perioder. Alternative tilnærminger (viltkamera på åteblokker/kada-ver eller sporing vinterstid) kan gi relevante data for kortere tidsperioder (Henden mfl. 2014, Rød-Eriksen mfl. 2020).

## 6 TOVs bidrag til miljøforvaltningens behov

Et viktig formål med TOV er å framskaffe resultater som kan bidra til å dekke miljøforvaltningens kunnskapsbehov. Dette omfatter en rekke ulike former for bruk av og rapportering om tilstanden for norske økosystemer og deres naturmangfold, blant annet ved ulike indikatorer presentert på miljøforvaltningens plattform Miljøstatus i Norge (<https://miljostatus.miljodirektoratet.no/>) og i myndighetenes internasjonale rapportering. Dessuten kan resultater fra TOV bidra til ulike internasjonale sammenstillinger av status for deler av artsmangfoldet, f.eks. i Norden eller Europa. Foreløpig har særlig overvåkingsresultater for fugler bidratt til slik internasjonal rapportering, bl.a. Pan European Common Bird Monitoring Scheme og Biodiversity Indicator Partnership; se Kålås mfl. (2020) for detaljer. Resultater fra TOV inngår også i ulike internasjonale vitenskapelige publikasjoner (**vedlegg 3**), som dermed er med å bygge opp den generelle kunnskapen om tilstand og utvikling for naturmangfoldet.

Siden 2009 har miljøforvaltningen satt i verk utvikling av to verktøy for å sammenfatte tilstanden for henholdsvis artsmangfoldet i Naturindeksen for Norge (Nybø 2010, Jakobsson & Pedersen 2020) og økosystemer i Fagsystemet for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017, Nybø mfl. 2019). Det er særlig viktig at overvåkingsprogrammer som TOV kan bidra med kunnskap for å utvikle disse verktøyene, samt til å skaffe data til relevante indikatorer.

Som økosystembasert overvåking dekker TOV flere sentrale komponenter i økosystemer i skog og lavereliggende fjellområder. Dette gir muligheter for å identifisere endringer i disse komponentene og utvikle hypoteser om årsaker til observerte endringer, f.eks. knyttet til mulige påvirkningsfaktorer. Ut fra slik innsikt kan TOV bidra til å identifisere gode indikatorer for å beskrive utviklingen for artsmangfoldet og tilstanden i økosystemene, dvs. indikatorer som kan inkluderes i Naturindeksen eller Fagsystemet for økologisk tilstand.

Resultatene fra TOV er allerede tatt i bruk for noen indikatorer i Naturindeksen eller Fagsystemet for økologisk tilstand (jf. under). Trolig kan flere av resultatene bidra til å utvide indikatorsettet for disse verktøyene. TOVs resultater er spesielt viktige i denne sammenhengen siden de representerer lange tidsserier med observasjoner av endringer i norsk natur.

Det knytter seg imidlertid noen utfordringer til bruk av resultatene fra TOV-områdene i Naturindeksen og Fagsystemet for økologisk tilstand:

- Generalisering av resultatene fra TOV-områdene til tilsvarende økosystemer i større regioner.
- Mulighet for å skalere målte indikatorverdier til en felles skala, og dermed grunnlag for å sammenstille flere indikatorer til indekser. Dette krever at indikatorverdier kan settes for en definert referansetilstand.
- For Fagsystemet for økologisk tilstand kreves også at det kan settes grenseverdier for god økologisk tilstand. Indikatorene bør også grupperes til en av de definerte egenkapene ved økosystemene (jf. Nybø & Evju 2017).

Mulighetene for å møte disse utfordringene er diskutert nedenfor.

### TOV-baserte indikatorer i Naturindeksen og Fagsystemet for økologisk tilstand

For Naturindeksen inngår forholdsvis mange indikatorer med resultater fra TOV, for skog 39 av totalt 89 indikatorer og fjell 12 av totalt 30 indikatorer (**tabell 6.1**; jf. også Jakobsson & Pedersen 2020). De fleste TOV-baserte indikatorene gjelder ulike fuglearter (30 for skog og 11 for fjell), men de omfatter også smånagere og i skog noen plantearter, lav og alger på bjørk. Av disse er det bare smånagere som er såkalte nøkkelindikatorer som får større vekt i beregningen av naturindeksverdien. Fugledataene er i økende grad basert på landsdekkende taksringer i TOV-E og i mindre grad på data fra TOV-områdene. Selv om datagrunnlaget er resultater fra TOV, inngår også en betydelig grad av ekspertvurdering for mange av indikatorene. Det skyldes at flere av dem har utfordringer knyttet til arealdekning, geografisk oppløsning og fastsetting av

**Tabell 6.1** Indikatorene i Naturindeksen (NI) med bidrag fra TOVs resultater. Funksjon angir indikatorens trofiske nivå, Dekning antall kommuner med verdier, Oppløsning gjennomsnittlig antall kommuner dekket av én verdi for indikatoren, # verdier antall distinkte verdier og Vekt indikatorens vekt ved beregning av Naturindeksen for hele landet. (Jakobsson & Pedersen 2020)

Navn	Funksjon	Dekning	Oppløsning	# verdier.	Vekt
<b>Fjell</b>					
Blåstrupe	Mellompredator	196	196	1	0,0149
Boltit	Mellompredator	163	82	2	0,0135
Fjellerke	Mellompredator	54	27	2	0,0049
Fjellvåk	Topp-predator	170	85	2	0,0259
Heilo	Mellompredator	196	98	2	0,0149
Heipiplerke	Mellompredator	196	98	2	0,0149
Lappspurv	Mellompredator	140	70	2	0,0118
Ravn	Mellompredator	196	98	2	0,0149
Ringtrost	Mellompredator	196	98	2	0,0149
Smågnagere i fjell	Plantespisere	124	12	10	0,1775
Snøspurv	Mellompredator	151	76	2	0,0127
Steinskvett	Mellompredator	196	98	2	0,0149
<b>Skog</b>					
Alge på bjørk	Primærprodusent	425	1	425	0,0152
Bjørkefink	Mellompredator	315	158	2	0,0035
Bokfink	Mellompredator	428	214	2	0,0040
Dompap	Mellompredator	428	214	2	0,0040
Duetrost	Mellompredator	232	232	1	0,0020
Etasjemose granskog	Primærprodusent	63	6	11	0,0019
Fjellvåk	Topp-predator	236	118	2	0,0118
Flaggspett	Mellompredator	363	182	2	0,0028
Fuglekonge	Mellompredator	384	192	2	0,0029
Fugleteig fjellbjørkeskog	Primærprodusent	41	7	6	0,0016
Fugleteig granskog	Primærprodusent	47	5	9	0,0016
Gjerdsmett	Mellompredator	384	192	2	0,0029
Granmeis	Mellompredator	423	212	2	0,0036
Gransanger	Mellompredator	408	204	2	0,0032
Grønnspett	Mellompredator	342	342	1	0,0026
Grå fluesnapper	Mellompredator	428	214	2	0,0040
Gulsanger	Mellompredator	372	186	2	0,0029
Hagesanger	Mellompredator	428	428	1	0,0040
Jernspurv	Mellompredator	428	214	2	0,0040
Kvistlav på fjellbjørk	Primærprodusent	25	4	6	0,0014
Løvsanger	Mellompredator	428	107	4	0,0040
Munk	Mellompredator	371	186	2	0,0029
Måltrost	Mellompredator	427	214	2	0,0040
Nøtteskrike	Mellompredator	384	384	1	0,0029
Ringdue	Mellompredator	412	206	2	0,0036
Rødstjert	Mellompredator	428	214	2	0,0040
Rødstrupe	Mellompredator	411	206	2	0,0034
Rødvingetrost	Mellompredator	428	214	2	0,0040
Smyle fjellbjørkeskog	Primærprodusent	42	7	6	0,0017
Smyle granskog	Primærprodusent	63	6	11	0,0019
Smågnagere i skog	Plantespisere	212	19	11	0,0481
Snømållav på fjellbjørk	Primærprodusent	25	4	6	0,0014
Svarthvit fluesnapper	Mellompredator	428	214	2	0,0040
Svartmeis	Mellompredator	402	201	2	0,0032
Svartspett	Mellompredator	207	207	1	0,0020
Svarttrost	Mellompredator	403	202	2	0,0032
Toppmeis	Mellompredator	341	341	1	0,0026
Trekryper	Mellompredator	397	397	1	0,0030
Trepiplerke	Mellompredator	428	107	4	0,0040

referanseverdi. I skog har f.eks. de sju indikatorene for planter og lav en dekning på mindre enn 100 kommuner. Alle fugleindikatorene i skog og fjell har lav oppløsning på dataene, med mindre enn fem distinkte verdier innen området de dekker.

For Fagsystemet for økologisk tilstand er det foreløpig bare en indikator for smågnagere i fjell som er direkte basert på resultater fra TOV. Årsaken er dels at det foreløpig har vært lite tid til å utforske potensialet som ligger i TOVs resultater, men også de nevnte utfordringene med dataenes begrensede geografiske dekning og med å fastsette referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand.

For i større grad å kunne utnytte TOV-data i Naturindeksen og Fagsystemet for økologisk tilstand må vi

- identifisere konkrete indikatorer fra variabler som måles eller kan måles i TOV-områdene,
- knytte indikatorene til egenskaper ved økologisk tilstand,
- ha nokså klare hypoteser om hva som er viktigste påvirkningsfaktorer for indikatorene og hvordan vi vil forvente at indikatorene vil endre seg ved en gitt endring i påvirkningsfaktorene,
- vurdere hvordan referanseverdier kan fastsettes (jf. under),
- vurdere hvordan grenseverdier for god økologisk tilstand kan fastsettes (jf. under),
- vurdere hvordan resultatene fra TOV-områdene kan generaliseres for større områder (fylke e.l.) (jf. under).

I Fagsystemet for økologisk tilstand er det identifisert sju egenskaper for økosystemet. Indikatorer for økologisk tilstand kan knyttes til hver av disse egenskapene ( gjerne til mer enn én egenskap). TOV-variabler eller temaer som potensielt kan utvikles til indikatorer og knyttes til ulike egenskaper ved økosystemene, er vist i **tabell 6.2**.

**Tabell 6.2** Fordeling på ulike egenskaper i økosystemet for potensielle nye indikatorer til Naturindeksen og/eller Fagsystemet for økologisk tilstand basert på aktuelle TOV-variabler.

Egenskaper for økosystemer	TOV-temaer som kan utvikles til indikatorer
Primærproduksjon	NDVI, andre mål på endring i plantebiomasse, Ellenbergs indikatorverdier for plantearter
Biomasse i ulike trofiske nivåer	Biomasserelevant mål for planter, smågnagere, predatorer
Funksjonelle grupper innen trofiske nivåer	Funksjonelle grupper hos planter, epifytter og fugler
Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	Trær, spesielle treslag, blåbær, smågnagere, bjørkemålere
Landskapsøkologiske mønstre	Ikke relevant på skala for TOV-områdene
Biologisk mangfold	Artssammensetning, artsrikhet og artsutskifting i artsrike grupper som planter, epifytter og spurvefugler
Abiotiske forhold	Jordkjemi, nedbrytingsrate, lokalklima, Ellenbergs indikatorverdier for plantearter

### Mulighet for å fastsette referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand

Både Naturindeksen og Fagsystemet for økologisk tilstand skal komme fram til en samlet vurdering for henholdsvis artsmangfoldet og den økologiske tilstanden i ulike økosystemer basert på bredt sammensatte indikatorsett. En sentral utfordring i begge systemer er behovet for å skalere indikatorene til en felles skala, slik at verdier for ulike indikatorer kan kombineres til en samlet verdi. I begge systemer er dette løst ved å fastsette referanseverdier for de ulike indikatorene i en tenkt referansetilstand for intakte økosystemer (se Nybø & Evju (2017) for utdyping av begrepet referansetilstand). Jakobsson mfl. (2020) har oppsummert ulike tilnærminger til hvordan slike referanseverdier kan fastsettes i Fagsystemet for økologisk tilstand, tilnærminger som også gjelder for Naturindeksen. Kort oppsummert omfatter dette følgende tilnærminger, med mulig relevans for indikatorer basert på TOVs resultater:



- *Absolutte biofysiske grenser:* Dette gjelder ofte for indikatorer som tilsier fravær av en negativ påvirkning i referansetilstanden, som f.eks. fremmede arter eller effekter av tilført forurensing. Slike indikatorer kan være aktuelle for TOV-områdene.
- *Referanseområder:* Dette gjelder områder som kan sies å ligge svært nær en referansetilstand, dvs. med svært begrenset påvirkning fra (særlig moderne) menneskelige aktiviteter. Indikatorer vil ha verdier nær sine referanseverdier i slike områder. Flere av TOV-områdene representerer forholdsvis intakte økosystemer overfor påvirkninger fra arealbruk, men som resten av landet er de mer eller mindre påvirket av klimaendringer eller langtransporterte forurensinger. Indikatorer som i liten grad er følsomme for slike påvirkninger, kan dermed ha verdier som ligger nær en referanseverdi i disse TOV-områdene. Siden klimaet for normalperioden 1961–1990 er lagt til grunn for referansetilstanden i Fagsystemet for økologisk tilstand, kan observasjoner for enkelte indikatorer fra tidlig på 1990-tallet vurderes å ligge nær sine referanseverdier (dersom det også er lite av andre menneskeskapt påvirkninger).
- *Referansesamfunn:* Dette henviser til en artssammensetning som antas å ligge nære det man vil finne under referansetilstanden. Et referansesamfunn kan baseres på data fra referanseområder, fra perioder som antas å ligge nær referansetilstanden, eller på statistiske analyser av endringer i artssamfunn over en påvirkningsgradient og en modellbasert ekstrapolering til en referansetilstand. En slik tilnærming er også mulig for indikatorer basert på TOVs resultater, selv om en statistisk tilnærming også bør ha med tilsvarende data fra andre områder (for å få tilstrekkelig variasjon i påvirkning og mange nok lokaliteter).
- *Modeller for økosystemdynamikk:* Denne tilnærmingen er basert på modellering av relevante deler av økosystemets dynamikk, kombinert med data for utvalgte komponenter i økosystemet fra et utvalg av dagens eller tidligere perioders forekomster nær referansetilstanden. Ut fra modellen og dens forutsetninger kan man så beregne referanseverdier for utvalgte indikatorer. Denne tilnærmingen vil være godt egnet for indikatorer basert på TOVs resultater, siden økosystembasert overvåking nettopp har som mål å øke forståelsen av økosystemet under ulike typer og grader av påvirkning.
- *Modeller for habitattilgjengelighet:* Tilsvarende økosystemmodellering som foregående tilnærming kan innrettes mer spesifikt mot arters habitatkrav, mengden av potensielt tilgjengelig habitat med tilstrekkelig kvalitet under referansetilstanden, og konsekvensene av dette for artenes bestandsnivå. Tilnærmingen ligger nær opp til modellering av arters forekomst (species distribution modelling). Usikkerheten er i hovedsak knyttet til grunnlaget for å fastsette mengde og kvalitet av tilgjengelig habitat under den antatte referansetilstanden. Som foregående modelltilnærming, og av samme grunn, vil også denne mer artsfokuserede tilnærmingen være velegnet for indikatorer basert på TOVs resultater.

God økologisk tilstand er i utgangspunktet et normativt begrep som er definert av Nybø & Evju (2017, s. 34) som en tilstand der økosystemets struktur, funksjon og produktivitet ikke avviker vesentlig fra referansetilstanden. Jakobsson mfl. (2020) skisserer noen ulike tilnærminger til å fastsette grenseverdier for god økologisk tilstand, slik den er definert av Nybø & Evju (2017):

- *Empirisk fastlagte verdier:* Der vi har empirisk belegg for sammenhenger mellom påvirkninger og responser hos viktige indikatorer (dose-respons-sammenhenger), har vi et grunnlag for å fastsette grenseverdier for god økologisk tilstand knyttet til økosystemkomponenters tålegrenser. Slike sammenhenger og tålegrenser er godt utviklet for akvatiske økosystemer og til dels terrestriske økosystemer under påvirkning fra forurensinger. Det er imidlertid ikke godt dokumenterte tålegrenser for de fleste økosystemkomponenter i terrestriske økosystemer, spesielt ikke for andre påvirkninger enn forurensing. Endringer i markvegetasjonen i TOV-områdene kan imidlertid knyttes til slike tålegrenser for nitrogenpåvirkning.
- *Statistiske fordelinger:* Der man har data for indikatorer for lokaliteter med varierende grad av påvirkninger og som også omfatter lokaliteter nær referansetilstanden, kan man bruke den statistiske fordelingen av observerte indikatorverdier som grunnlag for å definere grenseverdier for god økologisk tilstand. Her kan referanseverdien knyttes til indikator-

verdier fra lokaliteter nær referansetilstanden, mens grenseverdier for god økologisk tilstand kan knyttes til definerte (øvre og nedre) persentiler i denne fordelingen. Det kan f.eks. være rimelig å anta at den reelle referanseverdien bør ligge innenfor et 95% konfidensintervall, slik at grensene for dette intervallet kan betraktes som grenseverdier for god økologisk tilstand. Flere av TOV-områdene kan sies å ligge nær referansetilstanden, spesielt når det gjelder arealbruk. De kan dermed inngå i datagrunnlaget for å fastlegge grenseverdier ved en tilnærming basert på statistiske fordelinger, men de må suppleres med data fra lokaliteter som i større grad er preget av slike påvirkninger.

- *Antatt lineære sammenhenger:* I mangel av mer spesifikk informasjon om dose-responsforholdet mellom påvirkninger og indikatorer, kan man i første omgang legge til grunn en lineær sammenheng. Her blir fastsetting av en spesifikk grenseverdi for økologisk tilstand nokså subjektiv. Det kan imidlertid synes rimelig å anta at en grenseverdi bør ligge noe over middelverdien for en slik lineær sammenheng, i pilotprosjektet for økologisk tilstand i Trøndelag valgt som 60% av referanseverdien (Nybø mfl. 2019). En slik lineær tilnærming kan åpenbart være aktuell også for indikatorer basert på TOVs resultater.
- *Ekspertvurdering:* I noen sammenhenger kan det være grunn til å anta at dose-respons-sammenhenger er ikke-lineære, selv om den spesifikke funksjonen ikke er kjent. I slike tilfeller kan en ekspertvurdering legges til grunn for å angi en ikke-lineær sammenheng, f.eks. basert på stykkevis lineære sammenhenger på begge sider av en ekspertvurdert grenseverdi for god økologisk tilstand. En slik tilnærming kan også være aktuell for indikatorer basert på TOVs resultater, men grunnlaget for ekspertvurderingen må gjøres eksplisitt.

### Generalisering av TOVs resultater

Naturindeksen og Fagsystemet for økologisk tilstand har som ambisjon å si noe om tilstanden for artsmangfoldet og økosystemene over fylker eller større regioner i Norge. Dersom TOVs resultater skal inngå i datagrunnlaget for disse verktøyene, må det også vurderes hvordan resultatene fra et begrenset antall TOV-områder kan generaliseres, slik at resultatene kan gjøres relevante for større regioner enn TOV-områdene alene.

Vi kan skissere noen ulike tilnærminger til generalisering av TOVs resultater:

- *Kobling til relevant landsomfattende overvåking:* Flere av komponentene som overvåkes i TOV-områdene, har paralleller i landsdekkende ekstensiv overvåking, men representerer mer detaljerte undersøkelser av de samme eller noe mer omfattende økosystemkomponenter. Slik intensiv overvåking i TOV-områdene med paralleller i ekstensiv overvåking representerer en direkte mulighet for å generalisere deler av resultatene fra TOV-områdene. Regionale mønstre i resultatene fra ekstensiv overvåking kan knyttes mer eller mindre direkte til resultatene for de tilsvarende komponentene i TOV-områdene, gitt at resultatene fra den ekstensive overvåkingen dekker samme del av den økologiske variasjonen som TOV-områdene. Komponenter i TOV-områdene som har slike paralleller i ekstensiv overvåking, er:
  - Karplanter i markvegetasjonen i TOV-områdene har paralleller i Arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Metodene i ANO er enklere enn i TOV-områdene og dekker ikke bunnvegetasjonen av moser og lav på artsnivå. ANO omfatter alle typer skog og fjell, slik at det bare er ANO-resultater for utvalgte prøveflater som er sammenliknbare med TOVs resultater. Synergiene mellom TOV og ANO kan ev. økes ved noe supplerings av ANOs registreringer. Dette må i tilfelle avklares nærmere.
  - Epifytter på bjørketrær overvåkes i et landsdekkende sett av et utvalg av Landskogtakseringens prøveflater. Metodene er en forenkling av metodene for epifytt-overvåkingen i TOV-områdene, og artsidentifisering er ikke like detaljert.
  - Hekkende spurvefugl omfattes av den arealrepresentative hekkfuglovervåkingen i regi av TOV-E. Metodene er forholdsvis like, men plassering av takseringspunkter er forskjellig. TOV-områdene gir med 200 takseringspunkter langs

- lokale gradienter et rikere datasett pr. lokalitet. Som for markvegetasjonen er det bare deler av TOV-E dataene som dekker tilsvarende økosystemer og deler av den økologiske variasjonen som TOV-områdene.
- Rypetakseringer foregår nå i tilknytning til noen av TOV-områdene etter tilsvarende metoder som annen rypetaksering i regi av grunneiere og andre rettighetshavere, slik at resultatene er direkte sammenliknbare.
  - Smågnagerovervåkingen i TOV har ingen direkte parallell i ekstensiv arealrepresentativ overvåking. Imidlertid inkluderer rypetakseringen i regi av grunneiere etc. også en registrering av observerte gnagere, foreløpig ganske grovt, som samlet forekomst/fravær for alle arter pr. takseringslinje. Dette gir likevel grunnlag for å vurdere i hvilken grad bestandsvariasjonen i TOV-områdene henger sammen med det regionale mønsteret i smånagertopper. I tillegg bidrar annen kvantitativ og kvalitativ informasjon om observerte smånagertopper til å utfylle inntrykket av den regionale variasjonen i smånagernes bestandsdynamikk.
  - Landsskogtakseringen registrerer mengde og en rekke andre variabler for ulike treslag, foruten mengde av blåbær, død ved og en del andre miljørelevante indikatorer. Noen av overvåkingsvariablene i TOV (f.eks. blåbær og variabler for tresjiktet) kan knyttes til Landsskogtakseringens registreringer. Potensialet i Landsskogtakseringens registreringer kan økes ved å supplere disse registreringene med noen flere utvalgte arter i feltsjiktet, f.eks. mengde av smyle og dekning av store bladmoser og torvmoser.
- TOVs resultater kan også knyttes til annen relevant overvåking, ulike prosjekter, samt kvantitative og kvalitative mer usystematiske observasjoner. Det finnes en rekke langsiktige og mer kortvarige prosjekter som genererer resultater med potensiell relevans for TOV, f.eks. for markvegetasjonen, smågnagere og fugler. I tillegg foreligger det ofte rapporter i media og andre kanaler om spesielle observasjoner, særlig knyttet til smånagerår, gode bærår, stor forekomst av spesielle fuglearter og store angrep av bjørkemålere. For eksempel viser innsamling av oppslag i aviser god sammenheng med feltregistreringer av smågnagere og blåbærproduksjon (Selås mfl. 2020; Vegar Bakkestuen pers. medd.). All slik informasjon kan bidra til å utfylle bildet av i hvilken grad mønstre i observasjoner i TOV-områdene sammenfaller med observasjoner over større områder.
  - For de viktigste påvirkningsfaktorene som klimaendringer, forurensingsbelastning, og ulike typer arealbruk (skogbruk, jordbruk, infrastruktur) finnes landsdekkende data med til dels svært høy oppløsning (grovest for forurensingsbelastning). Der det finnes en rimelig klar og godt forstått kobling i form av dose-respons-sammenhenger mellom påvirkninger og indikatorer basert på TOV, kan ev. den geografiske variasjonen i verdiene til påvirkningsfaktorer brukes som grunnlag for å modellere tilsvarende potensiell variasjon i indikatorverdier. Foreløpig er trolig slik kunnskap om dose-respons-sammenhenger for svak for mange aktuelle TOV-baserte indikatorer til at dette er mulig. Imidlertid vil en videreutvikling av TOV ha potensial til å forbedre kunnskapen om slike dose-respons-forhold og dermed mulighetene for å bruke data om påvirkningsfaktorer til å slutte noe om den sannsynlige geografiske variasjonen i indikatorene.

Ved generalisering av TOVs resultater er det viktig at dette bare omfatter tilsvarende økosystemer og samme deler av den økologiske variasjonen som dekkes av TOV-områdene. Landskapsmodellering basert på fjernmålingsdata og allerede tilgjengelige digitale landsdekkende data for naturvariasjonen er et viktig grunnlag for å sikre relevant tilordning av TOVs resultater utenfor TOV-områdene. Aktuell naturvariasjon omfatter terreng, arealdekke og andre geografiske og klimatiske egenskaper. Slike koblinger mellom data fra TOV og fra andre områder vil lettere kunne gjennomføres når Økologisk grunnkart er utviklet som en integrert digital infrastruktur for naturinformasjon.

## 7 Forskningsplan for TOV

Ambisjonen bak denne rapporten er å bidra til å utvikle TOV som et økosystembasert overvåkingsprogram, basert på et konsept for adaptiv overvåking (jf. **figur 1.1**). Et slikt overvåkingsprogram er ikke et ferdig utviklet statisk program, men innebærer en kontinuerlig utvikling av overvåkingsinnretning, metoder og analyser. I en slik dynamisk utvikling vil også ulike forskningsaktiviteter ha en plass. Slike aktiviteter kan organiseres i egne prosjekter mer eller mindre tett knyttet til selve overvåkingen. I tilknytning til videreutviklingen av TOV som økosystembasert overvåking bør det derfor også utvikles en forskningsplan for TOV. Her skisserer vi i første omgang hva som kan være målsettinger for en slik plan og hvordan den kan legges opp. En konkret forskningsplan bør utvikles i første del av en ny periode med et videreutviklet TOV etter 2020.

### Formål med en forskningsplan for TOV

Et overordnet formål med en forskningsplan er å bidra til å forbedre overvåkingen og å få fram merverdien av overvåkingen for forvaltning og forskning. Dette kan spesifiseres i følgende punkter:

- *Utvikle og teste metoder* for å forbedre overvåkingen. I foregående kapitler har vi skissert en rekke nye variabler som vil bidra til å forbedre dekningen av viktige økosystemkomponenter og sammenhenger mellom komponentene. For noen av disse er det rimelig klart hvordan variablene skal spesifiseres og hvilke metoder som skal brukes for datainnsamling. For flere er det imidlertid behov for mer utviklingsarbeid før de aktuelle variablene kan inkluderes i løpende overvåking. I tillegg vil det hele tiden være behov for å vurdere nye metoder som kan sikre innsamling av data mer effektivt og med bedre kvalitet. Slik metodeutvikling kan grupperes til å
  - få bedre grunnlag for å vurdere usikkerhet,
  - teste opplegg for nye variabler eller komponenter,
  - teste bruk av ny teknologi, og
  - utforske sammenhenger for å lage bedre overvåking.
- *Få bedre systemforståelse*. I større grad å ta TOVs resultater i bruk i forskning øker mulighetene for å utvikle en bedre grunnleggende forståelse av økosystemets struktur, funksjoner og dynamikk. Det vil gi til et bedre faglig grunnlag for å forbedre selve overvåkingen, men vil også bidra til å kalibrere 'økosystem-modeller'. Slike modeller er en ny utvikling de siste årene som likner klimamodellene, men der et enkelt økosystem eller en regions økosystemer modelleres (Harfoot mfl. 2014, Purves mfl. 2013). Aktuelle forskningsprosjekter vil særlig være knyttet til testing av ulike hypoteser om årsaker til observerte endringer og kvantifisering av usikkerhet ved observerte mønstre. Slik forskning tilknyttet overvåkingen vil dermed også gi et bedre grunnlag for forvaltning enn overvåkingsresultater alene.
- *Sikre bredere eierskap til TOV*. Ved å involvere andre, spesielt forskningsmiljøer utenfor TOV, i videre bruk av TOVs resultater, skapes grunnlag for å få fram bedre ideer, metoder og forskningsresultater. Også andre miljøer som driver overvåking, kan ha interesse av TOVs resultater eller et samarbeid om felles aktiviteter. Dette kan være forskningsmiljøer, men også ulike ideelle miljøorganisasjoner som engasjerer medlemmene i ulike feltaktiviteter. Slik involvering vil skape et bredere eierskap til TOV og sikre at resultatene blir tatt i bruk så bredt som mulig.
- *TOV som en infrastruktur for forskning*. TOV-lokalitetene dekker betydelige klimagradienter i Norge og er knyttet til mye informasjon om økosystemet og artene fra nesten 30 års overvåking. Mangel på tilsvarende systemforståelse representerer ofte en begrensning i FoU-prosjekter. Samtidig har et overvåkingsprogram som TOV ikke nødvendige ressurser for å utforske nye dyptgående økologiske spørsmål som kan følge av ny innsikt fra overvåkingsarbeidet og med nye miljøutfordringer. Her vil FoU-prosjekter som supplement ved

TOV-lokalitetene øke nyskapingspotensialet og nytteverdien av både overvåkings- og FoU-arbeidet.

### **Momenter til en forskningsplan for TOV**

En forskningsplan for TOV bør særlig vektlegge forskning og utvikling som kan øke nytteverdien av overvåkingen. Den bør derfor i utgangspunktet skissere hva slags FoU-prosjekter som er særlig relevante (jf. punktene over).

Planen bør imidlertid være tydelig på at forskere med god ideer til forskning på andre problemstillinger også vil være velkomne til å samarbeide om bruk av TOVs resultater til slike formål.

Planen bør foreslå mekanismer for å involvere flere forskere og sikre bedre finansiering av FoU-prosjekter. Et viktig poeng her er at TOV representerer en etablert infrastruktur for tilknyttede forskningsprosjekter. TOV dekker regionale og lokale miljøgradienter, det finnes allerede lange dataserier for ulike økosystemkomponenter, og det er etablert en god systemforståelse.

Planen bør rulleres og emner prioriteres ut fra hva som oppfattes som de viktigste FoU-oppgavene ved hver rulling. Planen bør ha et begrenset omfang, f.eks. inntil 4 sider.

For å bidra til å utvikle en slik forskningsplan, og allerede i utgangspunktet bringe inn andre interessenter, kan det være hensiktsmessig med en workshop der momenter i en slik forskningsplan diskuteres, ev. sammen med en litt bredere diskusjon om sammenhengen mellom overvåking og forskning. En slik workshop bør i så fall planlegges gjennomført i 2021.

## 8 Dataforvaltningsplan for TOV

Data samlet inn gjennom TOVs ulike delprosjekter, er hittil organisert og forvaltet av de enkelte delprosjektene ut fra deres behov og prioriteringer (jf. Framstad mfl. 2020). Siden slike data må ivaretas på en enhetlig og strukturert måte for ettertiden, og for bedre å sikre gjenbruk og tilgjengeliggjøring, bør det lages en helhetlig plan for forvaltningen av alle data samlet inn og generert på andre måter gjennom TOV.

Det overordnede formålet med en slik dataforvaltningsplan er å spesifisere hvordan TOVs data skal sikres og gjøres offentlig tilgjengelig for gjenbruk. Dette krever både en god infrastruktur for å ta vare på dataene, en god dokumentasjon som beskriver hva dataene er og hvordan de er innsamlet, så vel som en infrastruktur som gjør det lett å finne og bruke dataene. Nedenfor skisserer vi noen elementer en slik plan kan inneholde. Planen bør utvikles og iverksettes etter oppstart av neste TOV-periode i 2021.

### Grunnleggende prinsipper

Planen må bygge på den nedfelte datapolitikken til de aktuelle vertsinstitusjonene som skal forvalte dataene. Det forutsettes at slik datapolitikk i utgangspunktet tilfredsstiller alle offentlig krav til sikring og tilgjengeliggjøring av offentlig finansierte miljødata. Det anbefales ellers at planen legger til grunn etablerte standarder for god dataforvaltning, slik disse f.eks. er spesifisert i FAIR-prinsippene (**boks 8.1**) og GBIFs Darwin Core (<https://www.gbif.org/darwin-core>) for dokumentasjon av data. Ellers anbefales at TOVs plan for dataforvaltning følger prinsippene i Living Norway for organisering, dokumentasjon og tilgjengeliggjøring av data, så vel som anbefalinger om konkret infrastruktur for å virkeliggjøre disse prinsippene i praksis.

#### Boks 8.1 FAIR Guiding Principles

##### *To be Findable:*

- F1. (meta)data are assigned a globally unique and persistent identifier
- F2. data are described with rich metadata (defined by R1 below)
- F3. metadata clearly and explicitly include the identifier of the data it describes
- F4. (meta)data are registered or indexed in a searchable resource

##### *To be Accessible:*

- A1. (meta)data are retrievable by their identifier using a standardized communications protocol
  - A1.1 the protocol is open, free, and universally implementable
  - A1.2 the protocol allows for an authentication and authorization procedure, where necessary
- A2. metadata are accessible, even when the data are no longer available

##### *To be Interoperable:*

- I1. (meta)data use a formal, accessible, shared, and broadly applicable language for knowledge representation.
- I2. (meta)data use vocabularies that follow FAIR principles
- I3. (meta)data include qualified references to other (meta)data

##### *To be Reusable:*

- R1. meta(data) are richly described with a plurality of accurate and relevant attributes
  - R1.1. (meta)data are released with a clear and accessible data usage license
  - R1.2. (meta)data are associated with detailed provenance
  - R1.3. (meta)data meet domain-relevant community standards

(Wilkinson mfl. 2016)

### Innhold i en dataforvaltningsplan

Bedre dataforvaltning for TOV innebærer bl.a. å:

- lage en skjematisk oversikt over dataene med nøkkelinfo om dataene, som kort beskrivelse, ansvarlig person og lagringssted,

- utvikle en standard metadata-beskrivelse for alle TOVs datasett,
- lagre TOVs data på felles områder med spesifisert tilgang,
- utvikle egnede databaser for alle TOVs data, organisert slik at dataene kan ses i sammenheng med hverandre og med andre eksterne datasett,
- lage en plan for intern og ekstern deling, inkludert et system for lisensiering i henhold til standard betingelser, f.eks. Creative Commons BY 4.0,
- tilrettelegge for unik identifikasjon og enkel gjenfinning og bruk av dataene ved å knytte dem til en doi (digital object identifier), ettersom TOV-dataene blir tilstrekkelig tilrettelagt og dokumentert.

I Framstad mfl. (2020) ligger allerede et grunnlag for å utvikle flere av disse punktene.



## 9 Formidlingsplan for TOV

TOVs årlige dokumentasjonsrapporter er så langt den viktigste formidlingen av TOVs resultater og omfatter alle delprosjekter. Den gir et godt overblikk over TOVs årlige aktiviteter og resultatene fra hvert enkelt år, mer eller mindre sett i sammenheng med resultatene fra foregående år. Denne rapporten er oftest stor og ikke spesielt lett tilgjengelig eller orientert mot spesifikke brukeres behov. Det kan følgelig være behov for å tenke gjennom om rapportering av TOVs resultater bør få en annen innretning og form for å treffe de viktigste målgruppene bedre. En forsøksvis oppstilling av aktuelle målgrupper og mulige formater for presentasjon av TOV og TOVs resultater er skissert i **tabell 9.1**.

Miljødirektoratet er oppdragsgiver for TOV og klart viktigste målgruppe. Miljødirektoratet har klare forventninger til at TOV skal gi resultater som kan bidra til å møte direktoratets behov, ikke minst knyttet til Naturindeksen, Fagsystemet for økologisk tilstand og andre av miljøforvaltningens nasjonale og internasjonale rapporteringsbehov. Nåværende TOV-rapport er ikke spesifikt innrettet mot å dekke disse behovene. Data fra TOV som inngår i Naturindeksen, Fagsystemet for økologisk tilstand og Miljøstatus, har som intensjon å møte slike behov, men TOVs data kan trolig tilrettelegges enda bedre for dette formålet (jf. kap. 6). Det er behov for en nærmere dialog med Miljødirektoratet om hvordan TOVs resultater best kan innrettes og formidles for å øke nytteverdien for Miljødirektoratet og miljøforvaltningen generelt.

Publisering av vitenskapelige artikler på grunnlag av data fra TOV representerer viktig kvalitets-sikring av TOVs resultater og vil bidra til å synliggjøre TOV som et godt faglig fundert overvåkingsprogram (jf. kap. 7). Det er ønskelig å øke denne aktiviteten. En effektiv måte å oppnå det på, er å involvere andre forskere i analyser og publisering basert på TOVs resultater. Se ellers **vedlegg 3** for en oversikt over vitenskapelige publikasjoner der TOVs resultater inngår.

Mer popularisering av TOVs resultater, for forvaltning, allmennhet og andre, kan være viktig som grunnlag for en bredere forankring av overvåkings betydning som kilde til nyttig kunnskap om naturen. Hvor mye innsats som skal legges i dette, må avklares nærmere. Det synes imidlertid særlig relevant å vurdere hvordan TOVs sider på NINAs nettsted bør oppdateres for å fungere bedre som kanal for popularisering av TOVs resultater.

Ved ny periode av overvåkingen i TOV bør det lages en konkret plan for formidling av TOVs resultater. Denne bør lages i tett dialog med Miljødirektoratet.

**Tabell 9.1** Oversikt over mulige målgrupper og formidlingsformer for TOVs resultater.

Målgruppe	Formidlingsformer				
	Rapporter	Vitenskapelige artikler	Medier/digitalt	Konferanser, møter	Data/resultater
Miljødirektoratet	TOV årlig dokumentasjonsrapport på norsk Tematisk avgrensede rapporter			Konferanser eller bilaterale møter	Utvalgte data til <ul style="list-style-type: none"> <li>• Naturindeksen</li> <li>• Økologisk tilstand</li> <li>• Miljøstatus</li> </ul>
Andre i miljøforvaltningen	TOV-rapporter		Intervjuer eller presentasjoner i trykte eller digitale medier	Konferanser eller bilaterale møter	
Forskermiljøer		Vitenskapelige artikler		Fagkonferanser, seminarer	Data til vitenskapelig artikler
Publikum, medier			Intervjuer eller presentasjoner i trykte, digitale eller etermedier	Allmennrettede konferanser	

## 10 Anbefalinger for TOV etter 2020

Ovenfor har vi beskrevet hvordan TOVs ulike deler dekker viktige komponenter i de økosystemene som TOV overvåker (kap. 3, 4), og hvilke nye komponenter som bør inkluderes for å gjøre TOV til et mer helhetlig økosystembasert overvåkingsprogram (kap. 5). Nedenfor oppsummerer vi våre anbefalinger for hvilke økosystemer, lokaliteter og komponenter som TOV bør dekke i årene framover. Vi peker også på tiltak som kan øke verdien av resultatene fra selve overvåkingen.

Prioritering av nåværende og ev. nye overvåkingskomponenter og variabler bør baseres på flest mulig av følgende kriterier:

- Viktig for å forstå effektene av sentrale påvirkningsfaktorer
- Viktig for å forstå økosystemets dynamikk
- Tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag til å formulere hypoteser om komponentenes naturlige dynamikk og effekter av påvirkningsfaktorer
- Tilstrekkelig kunnskapsgrunnlag til å designe og videreutvikle relevant overvåking
- Kostnadseffektive overvåkingsmetoder for relevante variabler er enten kjent eller kan med stor sannsynlighet utvikles med rimelig innsats
- Generaliserbare og representative overvåkingsresultater

Vi mener disse kriteriene i all hovedsak er oppfylt for forslagene nedenfor, selv om det for noen foreslåtte komponenter vil være nødvendig med nærmere avklaring av hvilke metoder som er best egnet (jf. kap. 5).

### Økosystemer og overvåkingsområder

- Vi anbefaler at overvåkingen videreføres i både bjørkeskog og granskog. For bjørkeskogsområdene og Solhomfjell anbefaler vi bredt anlagt overvåking som inkluderer alle viktige trofiske nivåer. For granskogsområdene anbefaler vi overvåking sentrert om markvegetasjonen og de andre komponentene som direkte påvirker denne.
- Alle dagens TOV-områder bør videreføres. De dekker viktige gradienter i klimaforhold og langtransportert forurensing og størstedelen av disse gradientene, men ikke oseanisk del av nordboreal sone (jf. neste punkt).
- Det bør etableres et nytt overvåkingsområde i et høyereliggende bjørkeskogsområde i sterkt oseanisk seksjon (O3) på Vestlandet. Dette er ønskelig for å dekke den mest oseaniske delen av bjørkeskog i nordboreal sone.
- For de nordboreale bjørkeskogsområdene bør det også vurderes om noen flere lokale overvåkingsflater/transekter kan legges ut lengre opp i lavalpin sone for å utvide datainn-samlingen innenfor lokale klimagradienter.

### Videreføring av overvåkingskomponenter

- Overvåking av *markvegetasjonen* bør videreføres i alle områder. Markvegetasjonen utgjør en helt sentral komponent for å forstå økosystemets dynamikk og viser også variert respons på aktuelle påvirkningsfaktorer (klimaendring, nitrogentilførsel, tidligere og pågående arealbruk). Det anbefales imidlertid at frekvensen for undersøkelser i granskog økes fra dagens åtte til fem år, slik at den sammenfaller med frekvensen for undersøkelser i bjørkeskog og Solhomfjell.
- Overvåking av *jordkjemi* bør videreføres i bjørkeskog og gjenopptas i granskog i tilknytning til overvåkingen av markvegetasjonen. Jordas innhold av sentrale mineralnæringsstoffer, nitrogen, fosfor og karbon er en viktig del av grunnlaget for å forstå vegetasjonens respons på ulike påvirkningsfaktorer.
- Overvåking av *epifytter* bør videreføres i bjørkeskogsområder og Solhomfjell. Epifytter har riktig nok marginal betydning for økosystemets dynamikk selv om epifytter kan være viktig habitat for insekter og spurvefugler, men epifyttene viser variert og ofte tydelig respons på klimaendringer og nitrogentilførsel.

- Overvåking av *bjørkemålere* i fjellnære bjørkeskogsområder bør videreføres. Ved sine masseforekomster har bjørkemålerne stor effekt på trær, busker og andre planter og indirekte andre komponenter i økosystemet. Bjørkemålere forventes også respondere på klimaendringer.
- Overvåking av *smågnagere* bør videreføres i bjørkeskogsområdene og Solhomfjell, men registreringsmetodene bør legges om fra klappfellefangst til kameraovervåking, etter en overgangsperiode (f.eks. fire år) med begge metoder for å kalibrere resultatene fra disse metodene mot hverandre. Når ny metode er utprøvd og etablert i bjørkeskogsområdene og Solhomfjell, bør det vurderes om kamerabasert overvåking av smågnagere også skal etableres i granskogsområdene.
- Overvåking av *bestandsutvikling for spurvefugler* bør videreføres i bjørkeskogsområder og Solhomfjell. Spurvefugler har riktig nok begrenset betydning for dynamikken i andre deler av økosystemet som nå er inkludert i TOV, men de har variert respons på klimaendringer og andre påvirkninger. Resultater for spurvefuglene fra TOV-områdene kan brukes som del av grunnlaget for å forstå registrerte bestandsendringer i tilsvarende økosystemer i TOV-E.
- Overvåking av *reproduksjonen hos svarthvit fluesnapper* i fire av TOV-områdene bør videreføres. Hekkefenologi og reproduksjonssuksess responderer på klimaendringer. Resultatene kan bidra til å forklare registrerte bestandsendringer for utvalgte arter i TOV-E.
- Overvåking av *bestandsutvikling og produksjon for liryper* i bjørkeskogsområdene bør videreføres, men bør i hovedsak baseres på høsting av data fra Hønsefuglportalen, med supplerende taksering for TOV-områder der det måtte være nødvendig for å få relevant dekning. Liryper inngår som viktig byttedyrart for kongeørn og andre predatorer, og samvarierer med smågnageres bestandsdynamikk.
- Overvåking av *ungeproduksjonen hos kongeørn* i fem av bjørkeskogsområdene og Solhomfjell bør videreføres, men baseres på høsting av data fra Rovdatas registreringer (slik det har vært gjort de siste årene). Kongeørn utgjør en viktig topp-predator på liryper og annet småvilt i høyereliggende skog og fjellområder. Som topp-predator er kongeørn følsom for miljøgifter.

### Nye overvåkingskomponenter og variabler

- Det bør etableres lokal overvåking av *nedbør og snødybde* ved hjelp av klimastasjoner eller sensorer i alle bjørkeskogsområdene. Modellerte data fra MET er relevante, men har forholdsvis stor usikkerhet for lokal mengde av nedbør og snø.
- Det bør etableres overvåking av *dekningsgrad og høyde av busker og trær* i alle TOV-områdene ved hjelp av fjernmåling, for arealer som dekker de aktuelle komponentene i de enkelte områdene. For å vurdere effekter av tresjiktet på markvegetasjonen og epifyttene trengs mer detaljerte og spesifikke data om egenskaper ved tresjiktet (jf. tidligere målinger for enkelttrær i granskogsområdene). Disse må innhentes ved feltregistreringer av alle enkelttrær i analysefeltene, med omdrev på fem år eller mer.
- Det bør etableres fjernmålingsbasert overvåking av *primærproduksjonen* ('grønn biomasse') gjennom vekstsesongen og mellom år for alle TOV-områder.
- Det bør etableres årlig overvåking av *vegetasjonens beitekvalitet* i alle TOV-områder. Metoder må avklares nærmere.
- Det bør etableres overvåking av *nedbrytingshastigheten* i jord for standardiserte organiske prøver i alle TOV-områder.
- Det bør etableres overvåking av *hjortedyr og bufe* ved kameraovervåking eller spor/møkk-telling i alle TOV-områder.
- Det bør etableres overvåking av *røyskatt og snømus* i alle TOV-områder basert på samme kameraovervåking som for smågnagere. Slik overvåking i granskogsområdene bør innføres sammen med smågnagerovervåking (jf. over).
- Det bør etableres overvåking av *mellompredatorer* i bjørkeskogsområdene og Solhomfjell når hensiktsmessige metoder er avklart.

### Avvikling av nåværende overvåkingskomponenter

- Overvåking av *ungeproduksjon hos jaktfalk* avvikles. Slik overvåking foregår nå bare i tre av TOV-områdene, noe som anses for utilstrekkelig for å si noe om utviklingen for arten og dens rolle i økosystemet. Kongeørn dekker delvis samme rolle som topp-predator som jaktfalk.

### Tiltak for å øke verdien av TOV

TOV har foregått i omtrent 30 år, med oppstart av ulike aktiviteter i perioden 1988–1993. Dette innebærer at TOV har generert observasjoner for viktige økosystemkomponenter over en tids-serie som er unik for norske terrestriske økosystemer. Disse resultatene fra TOV har bidratt med ny kunnskap om dynamikken hos sentrale økosystemkomponenter i vanlig granskog og høye-religgende bjørkeskog (jf. vitenskapelige publikasjoner med bidrag fra TOV-data i **vedlegg 3**).

I en videreutvikling av TOV er det viktig å sikre verdiene som disse tidsseriene representerer. Det gjelder også ved en justering og tilpasning av TOV som konseptet for adaptiv overvåking legger opp til.

I tillegg til å supplere TOV med noen viktige komponenter for å videreutvikle TOV som økosystembasert overvåking, anbefaler vi også noen andre tiltak for å øke verdien av TOV framover:

- Det bør arbeides videre med å utvikle relevante indikatorer basert på TOVs variabler og resultater for bruk i Naturindeksen og Fagsystemet for økologisk tilstand (jf. kap. 6). TOVs ulike komponenter fanger opp stor del av dynamikken i de aktuelle økosystemene og bidrar til en forståelse av økosystemet som er viktig grunnlag både for å velge indikatorer og for å tolke utviklingen for disse indikatorene.
- En forskningsplan for TOV bør utvikles og settes i verk. Dette er sentralt for å sikre en kunnskapsoppbygging rundt overvåkingen og dermed øke verdien av overvåkingsresultatene for forvaltning og forskning.
- TOV lokalitetene bør fremmes som en infrastruktur som forskningsprosjekter kan koble seg til. Overvåkingen vil kunne gi forskningsprosjekter på samme lokalitet mye verdifull støtteinformasjon, ikke minst gjennom en lang tidsserie med økologiske data, og forskningsprosjekter vil kunne utdype økologiske aspekter som overvåkingen ikke kan dekke. Med forskningsprosjekter tilknyttet overvåkingsaktiviteten, vil TOV kunne reagere på nye kunnskapsutfordringer i tråd med satsingen i nasjonale og internasjonale forskingsråd uten at kjernen av langtidsovervåking blir kompromittert.
- En dataforvaltningsplan for TOV må utvikles og gjennomføres for å sikre og tilgjengeliggjøre TOVs data og resultater basert på anerkjente standarder.
- En formidlingsplan for TOV bør utvikles og settes i verk for å sikre at ulike brukere får størst mulig nytte av TOVs resultater.

## 11 Referanser

- Aerts, R. 2006. The freezer defrosting: global warming and litter decomposition rates in cold biomes. *Journal of Ecology* 94: 713–724.
- Alatalo, R.V. 1981. Interspecific competition in tits *Parus* spp. and the Goldcrest *Regulus regulus*: Foraging shifts in multispecific flocks. *Oikos* 37: 335–344.
- Althuisen, I.H., Lee, H., Sarneel, J.M. & Vandvik, V. 2018. Long-term climate regime modulates the impact of short-term climate variability on decomposition in alpine grassland soils. *Ecosystems* 21: 1580–1592.
- Andersen, O., Kaltenborn, B.P., Vitterso, J. & Willebrand, T. 2014. Preferred harvest principles and -regulations amongst willow ptarmigan hunters in Norway. *Wildlife Biology* 20: 285–290.
- André, H.M., 1985. Associations between corticolous microarthropod communities and epiphytic cover on bark. *Holarctic Ecology* 8: 113–119.
- Angelstam, P., Lindström, E. & Widen, P. 1984. Role of predation in short-term population fluctuations of some birds and mammals in Fennoscandia. *Oecologia (Berlin)* 62: 199–208.
- Anonym, 2003. Lange tidsserier for miljøovervåking og forskning. Rapport nr. 2. Viktige terrestriske og limniske dataserier. Norges forskningsråd, Oslo.
- Asmyhr, L., Willebrand, T. & Hörnell-Willebrand, M. 2013. The optimal foraging theory, crowding and Swedish grouse hunters. *European Journal of Wildlife Research* 59: 743–748.
- Asplund, J., Sandling, A., Kardol, P. & Wardle, D.A. 2014. The influence of tree-scale and ecosystem-scale factors on epiphytic lichen communities across a long-term retrogressive chronosequence. *Journal of Vegetation Science* 25: 1100–1111.
- Augustine, D.J. & McNaughton, S.J. 1998. Ungulate effects on the functional species composition of plant communities: herbivore selectivity and plant tolerance. *Journal of Wildlife Management*: 1165–1183.
- 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.
- Austrheim, G., Myrseter, A., Pedersen, B., Halvorsen, R., Hassel, K. & Evju, M. 2008. Large scale experimental effects of three levels of sheep densities on an alpine ecosystem. *Oikos* 117: 837–846.
- Austrheim, G., Solberg, E. & Myrseter, A. 2011. Spatio-temporal variation in large herbivore pressure in Norway during 1949-1999: has decreased grazing by livestock been countered by increased browsing by cervids? *Wildlife Biology* 17: 286–298.
- Austrheim, G., Speed, J.D., Martinsen, V., Mulder, J. & Myrseter, A. 2014. Experimental effects of herbivore density on aboveground plant biomass in an alpine grassland ecosystem. *Arctic, Antarctic, and Alpine Research* 46: 535–541.
- Bakker, J.P. 1998. The impact of grazing on plant communities. I WallisDeVries, M.F., Bakker, J.P. & Van Wieren, S.E. (red.), *Grazing and conservation management*, s. 137–184. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht.
- Bakkestuen, V., Erikstad, L. & Økland, R.H. 2008. Step-less models for regional environmental variation in Norway. *Journal of Biogeography* 35: 1906–1922.
- Bardgett, R.D. & Wardle, D.A. 2010. *Aboveground-belowground linkages. Biotic interactions, ecosystem processes, and global change.* Oxford University Press.
- Belinchón, R., Harrison, P.J., Mair, L., Várkonyi, G. & Snäll, T. 2017. Local epiphyte establishment and future metapopulation dynamics in landscapes with different spatiotemporal properties. *Ecology* 98: 741–750.
- Berryman, A. (red.) 2002. *Population cycles: the case for trophic interactions.* Oxford University Press, New York.

- Billerman, S.M., Keeney, B. K., Rodewald, P. G. & Schulenberg, T. S. (Red.) 2020. Birds of the World. Cornell Laboratory of Ornithology. Ithaca, NY, USA. <https://birdsoftheworld.org/bow/home>.
- Bjerke, J.W., Treharne, R., Vikhamar-Schuler, D., Karlsen, S.R., Ravolainen, V., Bokhorst, S., Phoenix, G.K., Bochenek, Z. & Tømmervik, H. 2017. Understanding the drivers of extensive plant damage in boreal and Arctic ecosystems: insights from field surveys in the aftermath of damage. *Science of the Total Environment* 599: 1965–1976.
- Bjorkman, A.D., Myers-Smith, I.H., Elmendorf, S.C., Normand, S., Rüger, N., Beck, P.S., Blach-Overgaard, A., Blok, D., Cornelissen, J.H.C., Forbes, B.C., (118 andre forfattere) & Weiher, E. 2018. Plant functional trait change across a warming tundra biome. *Nature* 562 (7725): 57–62.
- Bleken, E., Mysterud, I. & Mysterud, I. 1997. Skogbrann og miljøforvaltning – en utredning om skogbrann som økologisk faktor. Direktoratet for brann- og eksplosjonsvern (DBE).
- Bobbink, R., Hicks, K., Galloway, J., Spranger, T., Alkemade, R., Ashmore, M., Bustamante, M., Cinnerby, S., Davidson, E., Dentener, F., Emmet, B., Frisemann, J.-W., Fenn, M., Gilliam, F., Nordin, A., Pardo, L. & De Vries, W. 2010. Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. *Global assessment of nitrogen deposition effects on terrestrial plant diversity: a synthesis. Ecological Applications*, 20: 30–59.
- Bokhorst, S., Asplund, J., Kardol, P. & Wardle, D.A. 2015. Lichen physiological traits and growth forms affect communities of associated invertebrates. *Ecology* 96: 2394–2407.
- Both, C., Van Asch, M., Bijlsma, R.G., van den Burg, A.B., & Visser, M.E. 2009. Climate change and unequal phenological changes across four trophic levels: constraints or adaptations?. *Journal of Animal Ecology* 78: 73–83.
- Brandrud, T.E., Brattli, H. & Sverdrup-Thygeson, A. 2010. Dokumentasjon av sopp, lav og insekter etter Frolandsbrannen. Oppdragsrapport for Skog og landskap 06/2010.
- Brattbakk, I. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Møsvatn-Austfjell 1992. NINA Oppdragsmelding 209.
- Brattbakk, I., Høiland, K., Økland, R.H., Wilmann, B. & Engen, S. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking 1990 i Børgefjell og Solhomfjell. NINA Oppdragsmelding 91.
- Brattbakk, I., Gaare, E., Hansen, K.F. & Wilmann, B. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsovervåking i Åmotsdalen og Lund 1991. NINA Oppdragsmelding 131.
- Breissjøberget, J.I., Odden, M., Wegge, P., Zimmermann, B. & Andreassen, H. 2018. The alternative prey hypothesis revisited: Still valid for willow ptarmigan population dynamics. *Plos One* 13: 14.
- Brommer, J.E., Pietiäinen, H., Ahola, K., Karell, P., Karstinen, T. & Kolunen, H. 2010. The return of the vole cycle in southern Finland refutes the generality of the loss of cycles through 'climatic forcing'. *Global Change Biology* 16: 577–586.
- Brotons, L., Magrans, M., Ferrus, L. & Nadal, J. 1998. Direct and indirect effects of pollution on the foraging behaviour of forest passerines during the breeding season. *Canadian Journal of Zoology* 76: 556–565.
- Bryn, A. & Potthoff, K. 2018. Elevational treeline and forest line dynamics in Norwegian mountain areas – a review. *Landscape Ecology* 33: 1225–1245.
- Burgess, M.D., Smith, K.W., Evans, K.L., Leech, D., Pearce-Higgins, J.W., Branston, C.J., Briggs, K., Clark, J.R., du Feu, C.R., Lewthwaite, K., Nager, R.G., Sheldon, B., Smith, J.A., Whytock, R.C., Willis, S.G. & Phillimore, A.B. 2018. Tritrophic phenological match–mismatch in space and time. *Nature Ecology and Evolution* 2: 970–975.
- Burkholder, P.R. 1952. Cooperation and conflict among primitive organisms. *American Scientist* 40: 601–631.
- Børset, O. 1985. Skogskjøtsel. I. Skogøkologi. Landbruksforlaget, Oslo.
- 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.
- Díaz, S., Lavorel, S., McIntyre, S., Falczuk, V., Casanoves, F., Milchunas, D.G., Skarpe, C., Rusch, G., Sternberg, M. & Noy-Meir, I. 2007. Plant trait responses to grazing – a global synthesis. *Global Change Biology* 13: 313–341.
- Dirnböck, T., Grandin, U., Bernhardt-Römermann, M., Beudert, B., Canullo, R., Forsius, M., Grabner, M.-T., Holmberg, M., Kleemola, S., Lundin, L., Mirtl, M., Neumann, M., Pompei, E., Salemaa, M., Starlinger, F., Staszewski, T. & Uziębło, A.K. 2014. Forest floor vegetation response to nitrogen deposition in Europe. *Global Change Biology* 20: 429–440.
- DN 1997. Natur i endring. Program for terrestrisk naturovervåking 1990-95. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim.
- Eeva, T. & Lehtikoinen, E. 1995. Egg shell quality, clutch size and hatching success of the great tit (*Parus major*) and the pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. *Oecologia* 102: 312–323.
- Eeva, T. & Lehtikoinen, E. 1996. Growth and mortality of nestling great tits (*Parus major*) and pied flycatchers (*Ficedula hypoleuca*) in a heavy metal pollution gradient. *Oecologia* 108: 631–639.
- Eeva, T., Lehtikoinen, E. & Nurmi, J. 1994. Effect of ectoparasites on the breeding success of great tits (*Parus major*) and pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) in an air pollution gradient. *Canadian Journal of Zoology* 72: 624–635.
- Eeva, T., Lehtikoinen, E. & Sunell, C. 1997. The quality of pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) and great tit (*Parus major*) females in an air pollution gradient. *Annales Zoologici Fennici* 34: 61–71.
- Ehrich, D., Schmidt, N.M., Gauthier, G., Alisauskas, R., Angerbjörn, A., Clark, K., Ecke, F., Eide, N.E., Framstad, E., Frandsen, J., Franke, A., Gilg, O., Giroux, M.-A., Henttonen, H., Hörnfeldt, B., Ims, R.A., Kataev, G.D., Kharitonov, S.P., Killengreen, S.T., Krebs, C.J., Lanctot, R.B., Lecomte, N., Menyushina, I.E., Morris, D.W., Morrisson, G., Oksanen, L., Oksanen, T., Olofsson, J., Pokrovsky, I.G., Popov, I.Yu., Reid, D., Roth, J.D., Saalfeld, S.T., Samelius, G., Sittler, B., Sleptsov, S.M., Smith, P.A., Sokolov, A.A., Sokolova, N.A., Soloviev, M.Y., Solovyeva, D.V. 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.
- Eilertsen, O. & Often, A. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Vegetasjonsøkologiske undersøkelser av boreal bjørkeskog i Gutulia nasjonalpark. NINA Oppdragsmelding 285.
- Ellis, C.J. 2012. Lichen epiphyte diversity: A species, community and trait-based review. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics* 14: 131–152.
- Elmendorf, S.C., Henry, G.H., Hollister, R.D., Björk, R.G., Bjorkman, A.D., Callaghan, T.V., Collier, L.S., Cooper, E.J., Cornelissen, J.H., Day, T.A., (35 andre forfattere) & Wookey, P.A. 2012a. Global assessment of experimental climate warming on tundra vegetation: heterogeneity over space and time. *Ecology Letters* 15: 164–175.
- Elmendorf, S.C., Henry, G.H., Hollister, R.D., Björk, R.G., Boulanger-Lapointe, N., Cooper, E.J., Cornelissen, J.H., Day, T.A., Dorrepaal, E., Elumeeva, T.G., (36 andre forfattere) & Wipf, S. 2012b. Plot-scale evidence of tundra vegetation change and links to recent summer warming. *Nature Climate Change* 2: 453–457.
- Elton, C.S.: 1924. Periodic fluctuations in the number of animals: their causes and effects. *Journal of Experimental Biology* 2: 119–163.
- Enemar, A., Sjöstrand, B., Andersson, G. & von Proschwitz, T. 2004. The 37-year dynamics of a subalpine passerine bird community, with special emphasis on the influence of environmental temperature and *Epirrita autumnata* cycles. *Ornis Svecica* 14: 63–106.
- 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.



- Erikstad, K.E. & Spidsø, T. 1982. The influence of weather on food intake, insect prey selection and feeding behaviour in Willow Grouse chicks in northern Norway. *Ornis Scand.* 13: 176–182.
- Eskelinen, O. 2002. Diet of the wood lemming *Myopus schisticolor*. *Annales Botanici Fennici* 39: 49–57.
- 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., Austrheim, G., Halvorsen, R. & Mysterud, A. 2009. Grazing responses in herbs in relation to herbivore selectivity and plant traits in an alpine ecosystem. *Oecologia* 161: 77.
- Fanin, N., Bezaud, S., Sarneel, J.M., Cecchini, S., Nicolas, M. & Augusto, L. 2020. Relative importance of climate, soil and plant functional traits during the early decomposition stage of standardized litter. *Ecosystems* 23:1004–1018.
- Finerty, J.P. 1980. The population ecology of cycles in small mammals. *Mathematical theory and biological fact*. Yale University Press.
- Folke, C., Carpenter, S., Walker, B., Scheffer, M., Elmqvist, T., Gunderson, L. & Holling, C.S. 2004. Regime shifts, resilience, and biodiversity in ecosystem management. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 35: 557–581.
- 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.
- Framstad, E. (red.) 2020. Terrestrisk naturovervåking i 2019: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1800.
- Framstad, E. & Kålås, J.A. 2001. TOV 2000. Nytt program for overvåking av terrestrisk biologisk mangfold – videreutvikling av dagens naturovervåking. NINA Oppdragsmelding 702.
- Framstad, E., 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.
- Fuglei, E., Henden, J.-A., Callahan, C.T., Gilg, O., Hansen, J., Ims, R. A., Isaev, A. P., Lang, J., McIntyre, C. L., Merizon, R. A., Mineev, O. Y., Mineev, Y. N., Mossop, D., Nielsen, O. K., Nilsen, E. B., Pedersen, A. O., Schmidt, N. M., Sittler, B., Willebrand, M. H. & Martin, K. 2019. Circumpolar status of Arctic ptarmigan: Population dynamics and trends. *Ambio* 49: 749–761.
- Furness, R.W., Greenwood, J.J.D. & Jarvis, P.J. 1993. Can birds be used to monitor the environment. s. 1-42 i Furness, R.W. & Greenwood, J.J.D. (Red.). 1993. *Birds as Monitors of Environmental Changes*. Chapman & Hall. London, UK.
- Geisen, S., Briones, M.J.I., Gan, H., Behan-Pelletier, V.M., Friman, V.-P., de Groot, G.A., Hannula, S.M. Lindo, Z., Phillipot, L., Tiunov, A. & Wall, D.H. 2019. A methodological framework to embrace soil biodiversity. *Soil Biology and Biochemistry* 136: 107536.
- Goldin, A. 1987. Reassessing the use of loss-on-ignition for estimating organic matter content in non-calcareous soils. *Communications in Soil Science and Plant Analysis* 18: 1111–1116.
- Gomo, G., Rød-Eriksen, L., Andreassen, H.P., Mattisson, J., Odden, M., Devineau, O. & Eide, N.E. 2020. Scavenger community structure along an environmental gradient from boreal forest to alpine tundra in Scandinavia. *Ecology and Evolution* DOI: 10.1002/ece3.6834.
- Gottfried, M., Pauli, H., Futschik, A., Akhalkatsi, M., Barančok, P., Alonso, J.L.B., Coldea, G., Dick, J., Erschbamer, B., Kazakis, G., (21 andre forfattere) & Grabherr, G. 2012. Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature Climate Change* 2: 111–115.
- Graham, J.M. & Lambin, X. 2002. The impact of weasel predation on cyclic field-vole survival: the specialist predator hypothesis contradicted. *Journal of Animal Ecology* 71: 946–956.

- Graveland, J., van der Wahl, R., van Balen, J.H. & van Noordwijk, A.J. 1994. Poor reproduction in forest passerines from decline of snail abundance on acidified soils. *Nature* 368: 446–448.
- 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.
- 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.
- Gunnarsson, B. 1988. Spruce-living spiders and forest decline; the importance of needle-loss. *Biological Conservation* 43: 309–319.
- Gunnarsson, B. 1990. Vegetation structure and the abundance and size distribution on spruce-living spiders. *Journal of Animal Ecology* 59: 743–752.
- Gunnarsson, B., Hake, M. & Hultengren, S. 2004. A functional relationship between species richness of spiders and lichens in spruce. *Biodiversity and Conservation* 13: 685–693.
- Gustafsson, L. & Eriksson, I. 1995. Factors of importance for the epiphytic vegetation of aspen *Populus tremula* with special emphasis on bark chemistry and soil chemistry. *Journal of Applied Ecology* 32: 412–424.
- Hagen, Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. Gyldendal norsk forlag, Oslo.
- Hake, M. 1991. The effects of needle loss in coniferous forests in south-western Sweden on the winter foraging behaviour of willow tits *Parus montanus*. *Biological Conservation* 58: 357–366.
- Halvorsen, R. 2019. Populasjonsundersøkelser av etasjemose i sju overvåkingsområder i granskog – resultater 2019. NINA Rapport 1692: 103–118.
- Halvorsen, R., Bryn, A., Erikstad, L., Bratli, H. & Lindgaard, A. 2018. Natur i Norge (NiN) versjon 2.2.0. Artsdatabanken, Trondheim. (artsdatabanken.no/NiN)
- Halvorsen, R., Bratli, H. & Wollan, A.K. 2019a. Vegetasjonsundersøkelser av boreal barskog i Solhomfjell 2018. NINA Rapport 1692: 46–79.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2019b [2016]. NiN systemkjerne – teori, prinsipper og inndelingskriterier. Versjon 2.2. Natur i Norge (NiN) SystDokumn 1: Version 2.2.0.
- Halvorsen, R., Skarpaas, O., Bryn, A., Bratli, H., Erikstad, L., Simensen, T. & Lieungh, E. 2020. Towards a systematics of ecodiversity: the EcoSyst framework. *Global Ecology and Biogeography* 29: 1887–1906.
- Hames, R.S., Rosenberg, K.V., Lowe, J.D., Barker, S.E. & Dhondt, A.A. 2002. Adverse effects of acid rain on the distribution of the Wood Thrush *Hylocichla mustelina* in North America. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 99: 11235–11240.
- Hanski, I., Henttonen, H., Korpimäki, E., Oksanen, L. & Turchin, P. 2001. Small-rodent dynamics and predation. *Ecology* 82: 1505–1520.
- Hanssen, K.H. 2002. Effects of seedbed substrates on regeneration of *Picea abies* from seeds. *Scandinavian Journal of Forest Research* 17: 511–521.
- 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. 1971. Small rodent food, feeding and population dynamics: A comparison between granivorous and herbivorous species in Scandinavia. *Oikos* 22: 183–198.
- Hansson, L. 1985a. *Clethrionomys* food: generic, specific and regional characteristics. *Annales Zoologici Fennici* 22: 315–318.
- Hansson, L. 1985b. Geographical differences in bank voles *Clethrionomys glareolus* in relation to ecogeographical rules and possible demographic and nutritive strategies. *Annales Zoologici Fennici* 22: 319–328.

- Hansson, L. 1985c. The food of bank voles, wood mice and yellow-necked mice. s 141-168 i Flowerdew, J.R., Gurnell, J. & Gipps, J.H.W. (red.) The ecology of woodland rodents bank voles and wood mice. Zoological Society of London Symposia 55. Clarendon Press, Oxford.
- Hansson, L. & Henttonen, H. 1988. Rodent dynamics as community processes. *Trends in Ecology and Evolution* 3: 195–200.
- Harfoot, M.B.J., Newbold, T., Tittensor, D.P., Emmott, S., Hutton, J., Lyutsarev, V., Smith, M.J., Scharlemann, J.P.W. & Purves, D.W. 2014. Emergent global patterns of ecosystem structure and function from a mechanistic general ecosystem model. *PLoS Biology* 12: e1001841.
- Harsch, M.A., Hulme, P.E., McGlone, M.S. & Duncan, R.P. 2009. Are treelines advancing? A global meta-analysis of treeline response to climate warming. *Ecology Letters* 12: 1040–1049.
- Haugen, I. 1991. Barskog i Midt-Norge. Utkast til verneplan. DN Rapport 1991:1
- Haugland H et al. 2014. Måltrettet gjødsling av skog som klimatiltak – egnede arealer og miljøkriterier. Norwegian Environment Agency Report M174/2014, Oslo, Norway.
- Haukioja, E. 1980. On the role of plant defences in the fluctuation of herbivore populations. *Oikos* 35: 202–213.
- Haukioja, E. 2003. Putting the insect into the birch–insect interaction. *Oecologia* 136(2): 161–168.
- Hawksworth, D.L. & Rose, F. 1976. Lichens as pollution monitors. *Studies in Biology* 66: 1–60.
- Hayhow, D.B., Benn, S., Stevenson, A., Stirling-Aird, P.K. & Eaton, M.A. 2017. Status of golden eagle *Aquila chrysaetos* in Britain in 2015. *Bird Study* 64: 281–294.
- Heggøy, O. & Øien, I.J. 2015. Kongeørn i Norge. NOF-Rapport 7-2015.
- Heliasz, M., Johansson, T., Lindroth, A., Mölder, M., Mastepanov, M., Friborg, T., Callaghan, T.V. & Christensen, T.R. 2011. Quantification of C uptake in subarctic birch forest after setback by an extreme insect outbreak. *Geophysical Research Letters* 38: L01704.
- Henden, J.-A., Ims, R.A., Yoccoz, N.G. & Killengreen, S.T. 2011. Declining willow ptarmigan populations: The role of habitat structure and community dynamics. *Basic and Applied Ecology* 12: 413–422.
- Henden, J.-A., Stien, A., Bårdsen, B.-J., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2014. Community-wide mesocarnivore response to partial ungulate migration. *Journal of Applied Ecology* 51: 1525–1533.
- Henden, J.-A., Ims, R.A., Yoccoz, N.G., Asbjørnsen, E.J., Stien, A., Mellard, J.P., Tveraa, T., Marolla, F. & Jepsen, J.U. 2020. End-user involvement to improve predictions and management of populations with complex dynamics and multiple drivers. *Ecological Applications* 30: e02120.
- Henderson, A. & Hackett, D.J. 1986. Lichen and algal camouflage and dispersal in the psocid nymph *Trichadenotecnum fasciatum*. *The Lichenologist* 18: 199–200.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Trondheim.
- Hilmo, O. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Børgefjell 1990. DN-notat 1991-4.
- Hilmo, O. 1994. Distribution and succession of epiphytic lichens on *Picea abies* branches in a Boreal forest, central Norway. *The Lichenologist* 26: 149–169.
- Hilmo, O. & Sâstad, S.M. 2001. Colonization of old-forest lichens in a young and an old boreal *Picea abies* forest: an experimental approach. *Biological Conservation* 102: 251–259.
- Hilmo, O. & Wang, R. 1991. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Solhomfjell 1990. DN-notat 1991-6.
- Hilmo, O. & Wang, R. 1992. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Åmotdalen og Lund 1991. DN-notat 1992-3.
- Hilmo, O., Rocha, L., Holien, H. & Gauslaa, Y. 2011. Establishment success of lichen diaspores in young and old boreal rainforests: a comparison between *Lobaria pulmonaria* and *L. scrobiculata*. *The Lichenologist* 43: 241–255.

- Hobbs, N.T. 1996. Modification of ecosystems by ungulates. *Journal of Wildlife Management* 60: 695–713.
- Hogstad, O. 1978. Differentiation of foraging niche among tits, *Parus* spp., in Norway during winter. *Ibis* 120: 139–146.
- Hogstad, O. 1997. Population fluctuations of *Epirrita autumnata* Bkh. and *Operophtera brumata* (L.) (Lep., Geometridae) during 25 years and habitat distribution of their larvae during a mass outbreak in a subalpine birch forest in Central Norway. *Fauna Norvegica Serie B, Norwegian Journal of Entomology* 44: 1–10.
- Hogstad, O. 2005. Numerical and functional responses of breeding passerine species to mass occurrence of geometrid caterpillars in a subalpine birch forest: a 30-year study. *Ibis* 147: 77–91.
- Hogstad, O., Selås, V. & Kobro, S. 2003. Explaining annual fluctuations in breeding density of fieldfares *Turdus pilaris* – combined influences of factors operating during breeding, migration and wintering. *Journal of Avian Biology* 34: 350–354.
- Holien, H. 1997. The lichen flora of *Picea abies* in a suboceanic spruce forest area in central Norway with emphasis on the relationship to site and stand parameters. *Nordic Journal of Botany* 17: 55–76.
- Holten, J.I., Kålås, J.A. & Skogland, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Forslag til overvåking av vegetasjon og fauna. NINA Oppdragsmelding 24.
- Huitu, O., Forbes, K.M., Helander, M., Jukunen-Tiitto, R., Lambin, X., Saikkonen, K., Stuart, P., Sulakama, S. & Hartley, S. 2014. Silicon, endophytes and secondary metabolites as grass defenses against mammalian herbivores. *Frontiers in Plant Science* 5. Article 478.
- Hultengren, S., Gralen, H. & Pleijel, H. 2004. Recovery of epiphytic lichen flora following air quality improvement in south-west Sweden. *Water Air and Soil Pollution* 154: 203–211.
- Hunter M.D. & Price P.W. 1992. Playing chutes and ladders: Heterogeneity and the relative roles of bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology* 73: 724–732
- Högberg, P., Näsholm, T., Franklin, O. & Högberg, M.N. 2017. Tamm review: on the nature of the nitrogen limitation to plant growth in Fennoscandian boreal forests. *Forest Ecology and Management* 403: 161–185.
- Hörmfeldt, B. 2004. Long-term decline in numbers of cyclic voles in boreal Sweden: analysis and presentation of hypotheses. *Oikos* 107: 376–392.
- Ihlen, P.G., Gjerde, I. & Sætersdal, M. 2001. Structural indicators of richness and rarity of epiphytic lichens on *Corylus avellana* in two different forest types within a nature reserve in south-western Norway. *The Lichenologist* 33: 215–229.
- Ims, R.A. & Fuglei, E. 2005. Trophic interaction cycles in tundra ecosystems and the impact of climate change. *Bioscience* 55, 311–322
- Ims, R.A. & Yoccoz, N.G. 2017. Ecosystem-based monitoring in the age of rapid climate change and new technologies. *Current Opinion in Environmental Sustainability* 29: 170–176.
- 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., Jepsen, J.U., Stien, A. & Yoccoz, N.G. (red.) 2013a. Science Plan for COAT: Climate-Ecological Observatory for Arctic Tundra. Fram Centre Report Series No. 1.
- Ims, R.A., Henden, J.-A., Thingnes, A.V. & Killengreen, S.T. 2013b. Indirect food web interactions mediated by predator-rodent dynamics: relative roles of lemmings and voles. *Biology Letters* 9. 20130802.
- Inger, R., Gregory, R., Duffy, J.P., Stott, I., Vorisek, P. & Gaston, K.J. 2015. Common European birds are declining rapidly while less abundant species' numbers are rising. *Ecology Letters* 18: 28–36.

- Insarova, I.D., Insarov, G.E., Bråkenhielm, S., Hultengren, S., Martinsson, P.-O. & Semenov, S.M. 1992. Lichen sensitivity and air pollution - a review of literature data. Swedish Environmental Protection Agency Report 4007.
- Israelsen, M.F., Eriksen, L.F., Moa, P.F., Hagen, B.R. & Nilsen, E.B. 2020. Survival and cause-specific mortality of harvested willow ptarmigan (*Lagopus lagopus*) in central Norway. *Ecology and Evolution* 10: 11144–11154.
- Jacobson, S., Högbom, L. & Ring, E. 2020. Long-term responses of understory vegetation in boreal Scots pine stands after nitrogen fertilization. *Scandinavian Journal of Forest Research* 35: 139–146.
- Jakobsson, S. & Pedersen, B. (red.) 2020. Naturindeks for Norge 2020. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. NINA Rapport 1886.
- Jakobsson, S., Töpfer, J.P., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, B., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Vandvik, V., Velle, L.G., Aarrestad, P.A. & Nybø, S. 2020. Setting reference levels and limits for good ecological condition in terrestrial ecosystems – Insights from a case study based on the IBECA approach. *Ecological Indicators* 116: 106492.
- 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 subarctic birch forest: evidence of a recent outbreak range expansion. *Journal of Animal Ecology* 77: 257–264.
- Jepsen, J.U., Hagen, S.B., Karlsen, S.-R. & Ims, R.A. 2009. Phase-dependent outbreak dynamics of geometrid moth linked to host plant phenology. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences* 276: 4119–4128.
- 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.
- Johansson, O., Palmqvist, K. & Olofsson, J. 2012. Nitrogen deposition drives lichen community changes through differential species responses. *Global Change Biology* 18: 2626–2635.
- Jonsson, B.G. & Siitonen, J. 2012. Natural forest dynamics. s. 275-301 i Stokland, J.N., Siitonen, J. & Jonsson, B.G. (eds) *Biodiversity in dead wood*. Cambridge University Press.
- Järvinen, A. 1990. Changes in the abundance of birds in relation to small rodent density and predation rate in Finnish Lapland. *Bird Study* 37: 36–39.
- Kaarlejärvi, E., Eskelinen, A. & Olofsson, J. 2013. Herbivory prevents positive responses of lowland plants to warmer and more fertile conditions at high altitudes. *Functional Ecology* 27: 1244–1253.
- Kaarlejärvi, E., Hoset, K.S. & Olofsson, J. 2015. Mammalian herbivores confer resilience of Arctic shrub-dominated ecosystems to changing climate. *Global Change Biology* 21: 3379–3388.
- Kaarlejärvi, E., Eskelinen, A. & Olofsson, J. 2017. Herbivores rescue diversity in warming tundra by modulating trait-dependent species losses and gains. *Nature Communications* 8: 419.
- Kantvilas, G. & Minchin, P.R. 1989. An analysis of epiphytic lichen communities in Tasmanian cool temperate rainforest. *Vegetatio* 84: 99–112.
- Karban, R. & Myers, J.H. 1989. Induced plant responses to herbivory. *Annual Reviews in Ecology and Systematics* 20: 331–348.
- 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., Ostbye, 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.

- Keith, L.B. 1963. *Wildlife's ten-year cycle*. University of Wisconsin Press, Madison.
- Kenkel, N.C. & Bradfield, G.E. 1986. Epiphytic vegetation on *Acer macrophyllum*: a multivariate study of species-habitat relationships. *Vegetatio* 68: 43–53.
- Keuskamp, J.A., Dingemans, B.J.J., Lehtinen, T., Sarneel, J.M. & Hefting, M.M. 2013. Tea Bag Index: a novel approach to collect uniform de-composition data across ecosystems. *Methods in Ecology and Evolution* 4: 1070–1075.
- Klanderud, K. & Totland, Ø. 2005. Simulated climate change altered dominance hierarchies and diversity of an alpine biodiversity hotspot. *Ecology Letters* 86: 2047–2054.
- Klemola, N., Andersson, T., Ruohomäki, K. & Klemola, T. 2010. Experimental test of parasitism hypothesis for population cycles of a forest lepidopteran. *Ecology* 91: 2506–2513.
- Klemola, T., Tanhuanpää, M., Korpimäki, E. & Ruohomäki, K. 2002. Specialist and generalist natural enemies as an explanation for geographical gradients in population cycles of northern herbivores. *Oikos* 99: 83–94.
- Klemola, T., Hanhimäki, S., Ruohomäki, K., Senn, J., Tanhuanpää, M., Kaitaniemi, P., Ranta, H. & Haukioja, E.J.O. 2003. Performance of the cyclic autumnal moth, *Epirrita autumnata*, in relation to birch mast seeding. *Oecologia* 135: 354–361.
- Klemola, T., Andersson, T. & Ruohomäki, K. 2008. Fecundity of the autumnal moth depends on pooled geometrid abundance without a time lag: implications for cyclic population dynamics. *Journal of Animal Ecology* 77: 597–604.
- Klemola, T., Andersson, T. & Ruohomäki, K. 2016. No regulatory role for adult predation in cyclic population dynamics of the autumnal moth, *Epirrita autumnata*. *Ecological Entomology* 41: 582–589.
- Korpela, K., Delgado, M., Henttonen, H., Korpimäki, E., Koskela, E., Ovaskainen, O., Pietiäinen, H., Sundell, J., Yoccoz, N.G. & Huitu, O. 2013. Nonlinear effects of climate on boreal rodent dynamics: mild winters do not negate high-amplitude cycles. *Global Change Biology* 19: 697–710.
- Korpela, K., Helle, P., Henttonen, H., Korpimäki, E., Koskela, E., Ovaskainen, O., Pietiäinen, H., Sundell, J., Valkama, J. & Huitu, O. 2014. Predator-vole interactions in northern Europe: the role of small mustelids revised. *Proceedings of the Royal Society of London, B* 281: 20142119.
- Korpimäki, E., Norrdahl, K., Klemola, T., Pettersen, T. & Stenseth, N.C. 2002. Dynamic effects of predators on cyclic voles: field experiments and model extrapolation. *Proceedings of the Royal Society of London, B*. 269: 991–997.
- Korpimäki, E., Oksanen, L., Oksanen, T., Klemola, T., Norrdahl, K. & Banks, P.B. 2005. Vole cycles and predation in temperate and boreal zones in Europe. *Journal of Animal Ecology* 74: 1150–1159.
- Korsmo, H. & Larsen, H.E. 1994. Inventering av verneverdig barskog i Hedmark. NINA Oppdragsmelding 261.
- Korsmo, H., Edenius, L., Moe, B. & Svalastog, D. 1993. Inventering av verneverdig barskog i sørlige del av Nordland. NINA Oppdragsmelding 228.
- Koskimies, P. 1989. Birds as a tool in environmental monitoring. *Annales Zoologici Fennici* 26: 153–166.
- Krebs, C.J. 2013. *Population fluctuations in rodents*. University of Chicago Press.
- Krohn, O. & Hardeng, G. 1981. Vestfjella og Rausjømarka. En naturfaglig og skoglig sammenlikning. Institutt for skogskjøtsel, Norges Landbrukshøgskole Rapport, Ås.
- Kuuluvainen, T. 2009. Forest management and biodiversity conservation based on natural ecosystem dynamics in Northern Europe: The complexity challenge. *Ambio* 38: 309–315.
- Kuusinen, M. 1996. Epiphyte flora and diversity on basal trunks of six old-growth forest tree species in southern and middle boreal Finland. *The Lichenologist* 28: 443–463.

- Kvasnes, M.A.J., Pedersen, H.C., Storaas, T. & Nilsen, E.B. 2014. Large-scale climate variability and rodent abundance modulates recruitment rates in Willow Ptarmigan (*Lagopus lagopus*). *Journal of Ornithology* 155: 891–903.
- Kvasnes, M.A.J., Pedersen, H.C. & Nilsen, E.B. 2018. Quantifying suitable late summer brood habitats for willow ptarmigan in Norway. *BMC Ecology* 18: 41.
- Kvasnes, M., Pedersen, H.C., Kjøsberg, M., Rød-Eriksen, L., Eriksen, L.F., Bowler, D., Andersen, O., Berge, S.E., Hagen, B.R., Moa, P.F. & Nilsen, E.B. 2019. Hønsefuglportalen. Oppsummering av drift og utvikling i perioden 2013–2018. NINA Rapport 1664.
- Kålås, J.A., Husby, M., Stokke, B.G. & Vang, R. 2020. Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl - TOV-E. NINA Rapport 1800: 97–108.
- Laine, K. & Henttonen, H. 1983. The role of plant production in microtine cycles in northern Fennoscandia. *Oikos* 40: 407–418.
- 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* 25: 577–588.
- Lempa, K., Martel, J., Koricheva, J., Haukioja, E., Ossipov, V., Ossipova, S. & Pihlaja, K. 2000. Covariation of fluctuating asymmetry, herbivory and chemistry during birch leaf expansion. *Oecologia* 122: 354–360.
- Lid, J., Lid, D.T. & Elven, R. 1994. Norsk flora, ed. 6. Norske Samlaget, Oslo
- Lidman, J., Jonsson, M. & Berglund, A.M.M. 2020. Availability of specific prey types impact pied flycatcher (*Ficedula hypoleuca*) nestling health in a moderately lead contaminated environment in northern Sweden. *Environmental Pollution* 257: 113478.
- Lindenmayer, D.B. & Likens, G.E. 2010. Effective ecological monitoring. Earthscan.
- Lortie, C.J., Brooker, R.W., Choler, P., Kikvidze, Z., Michalet, R., Pugnaire, F.I. & Callaway, R.M. 2004. Rethinking plant community theory. *Oikos* 107: 433–438.
- Ludwig, G.X., Alatalo, R.V., Helle, P., Linden, H., Lindstrom, J. & Siitari, H. 2006. Short- and long-term population dynamical consequences of asymmetric climate change in black grouse. *Proceedings of the Royal Society B-Biological Sciences* 273: 2009–2016.
- Lyeche Solheim, A., Rekolainen, S., Moe, J.S., Carvalho, L., Phillips, G., Ptacnik, R., Penning, W.E., Toth, L.G., O'Toole, C., Schartau, A.-K. L. & Hesthagen, T. 2008. Ecological threshold responses in European lakes and their applicability for the Water Framework Directive (WFD) implementation: synthesis of lakes results from the REBECCA project. *Aquatic Ecology* 42: 317–334.
- Løbersli, E. 1989. Terrestrisk naturovervåking i Norge. DN-rapport 1989,8.
- Løkken, J.O., Hofgaard, A., Dalen, L., & Hytteborn, H. 2019. Grazing and warming effects on shrub growth and plant species composition in subalpine dry tundra: an experimental approach. *Journal of Vegetation Science* 30(4): 698–708.
- Marchant, J.H., Hudson, R., Carter, S.P. & Whittington, P. 1990. Population trends in British breeding birds. British Trust for Ornithology. Tring, UK.
- McCune, B., Rosentreter, R., Ponzetti, J.M. & Shaw, D.C. 2000. Epiphyte habitats in an old conifer forest in western Washington, U.S.A. *The Bryologist* 103: 417–427.
- Milchunas, D.G. & Lauenroth, W.K. 1993. Quantitative effects of grazing on vegetation and soils over a global range of environments. *Ecological Monographs* 63: 327–366.
- 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.

- Mizel, J.D., Schmidt, J.H., McIntyre, C.L. & Roland, C.A. 2016. Rapidly shifting elevational distributions of passerine species parallel vegetation change in the subarctic. *Ecosphere* 7: e01264.
- 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 Oppdragsmelding 306.
- Moe, B. & Botnen, A. 1997. A quantitative study of the epiphytic vegetation on pollarded trunks of *Fraxinus excelsior* at Havrå, Osterøy, western Norway. *Plant Ecology* 129: 157–177.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge: Vegetasjon. Statens Kartverk. Hønefoss.
- 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.
- Moss, R. & Watson, A. 1994. Maternal nutrition, egg quality and breeding success of Scottish Ptarmigan *Lagopus lagopus mutus*. *Ibis* 126: 212–220.
- Munkebye, E., Pedersen, H.C., Steen, J.B. & Brøseth, H. 2003. Predation of eggs and incubating females in Willow Ptarmigan *Lagopus l. lagopus*. *Fauna norvegica* 23: 1–8.
- Murguzur, F.J.A., Bison, M., Smis, A., Böhmer, H., Struyf, E., Meire, P. & Bråthen, A.K. 2019. Towards a global arctic-alpine model for Near-infrared reflectance spectroscopy (NIRS) predictions of foliar nitrogen, phosphorous and carbon content. *Scientific Reports* 9: 8259
- Muukkonen, P., Mäkipää, R., Laiho, R., Minkkinen, K., Vasander, H. & Finér, L. 2006. Relationship between biomass and percentage cover in understorey vegetation of boreal coniferous forests. *Silva Fennica* 40: 231–245.
- Myers, J.H. 1988. Can a general hypothesis explain population cycles of forest Lepidoptera? *Advances in Ecological Research* 18: 179–242.
- Myers, J.H. 2018. Population cycles: generalities, exceptions and remaining mysteries. *Proceedings of the Royal Society of London, B* 285: 20172841.
- Myers, J.H. & Cory, J.S. 2013. Population cycles in forest Lepidoptera revisited. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics* 44: 565–592.
- Myklestad, Å. 1993. The distribution of *Salix* species in Fennoscandia - a numerical analysis. *Ecography* 16: 329–344.
- Maaroufi, N.I., Nordin, A., Palmqvist, K. & Gundale, M.J. 2017. Nitrogen enrichment impacts on boreal litter decomposition are driven by changes in soil microbiota rather than litter quality. *Scientific Reports* 7: 4083.
- Nascimbene, J., Ackermann, S., Dainese, M., Garbarino, M. & Carrer, M. 2016. Fine-scale population dynamics help to elucidate community assembly patterns of epiphytic lichens in alpine forests. *Fungal Ecology* 24: 21–26.
- Naturvårdsverket 2006. Åtgärdsprogram för bevarande av brandinsekter i boreal skog. Rapport 5610
- Newton, I. 1988. Determination of critical pollutant levels in wild populations, with examples from organochlorine insecticides in birds of prey. *Environmental Pollution* 55: 29–40.
- Nilsson M.C., & Wardle D.A. 2005. Understorey vegetation as a forest ecosystem driver: evidence from the northern Swedish boreal forest. *Frontiers in Ecology and the Environment* 3: 421–428.
- Nimis, P.L., Scheidegger, C. & Wolseley, P. (red.) 2002. *Monitoring With Lichens – Monitoring Lichens*. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers.
- 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. (red.) 2010. Naturindeks for Norge 2010. DN-utredning 3-2010
- 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/dokument7rapportar-og-planar/id438817/>



- Nybø, S., Framstad, E., Jakobsson, S., Evju, M., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Tøpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2019. Test av fagsystemet for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer i Trøndelag. NINA Rapport 1672.
- Nygård, T. 1990. Terrestrisk naturovervåking. Rovfugler som indikatorer på forurensning i Norge. Et forslag til landsomfattende overvåking. NINA Utredning 21.
- Nygård, T. & Gjershaug, J.O. 2001. The effects of low levels of pollutants on reproduction of golden eagles in Western Norway. *Ecotoxicology* 10: 285–290.
- Nygård, T. & Polder, A. 2012. Miljøgifter i rovfuglegg i Norge. Tilstand og tidstrender. NINA Rapport 834.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1993. Terrestrisk naturovervåking. Landsomfattende kartlegging av miljøgifter i dvergfalk. NINA Oppdragsmelding 232.
- Nygård, T., Jordhøy, P. & Skaare, J.U. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Miljøgifter i dvergfalk i Norge. NINA Forskningsrapport 56.
- Nygård, T., Skaare, J.U., Kallenborn, R & Herzke, D. 2001. Terrestrisk naturovervåking. Persistente organiske miljøgifter i rovfuglegg i Norge. NINA Oppdragsmelding 701.
- Nygård, T., Herzke, D. & Polder, A. 2006. Natur i endring. Utviklingen av miljøgifter i rovfuglegg i Norge fram til 2005. NINA Rapport 213.
- Nyström, J., Ekenstedt, J., Engström, J. & Angerbjörn, A. 2005. Gyr Falcons, ptarmigan and microtine rodents in northern Sweden. *Ibis* 147: 587–597.
- Nyström, J., Dalén, L., Hellström, P., Ekenstedt, J., Angleby, H. & Angerbjörn, A. 2006. Effect of local prey availability on gyrfalcon diet: DNA analysis on ptarmigan remains at nest sites. *Journal of Zoology* 269: 57–64.
- Nystuen, K.O., Evju, M., Rusch, G.M., Graae, B.J. & Eide, N.E. 2014. Rodent population dynamics affect seedling recruitment in alpine habitats. *Journal of Vegetation Science* 25: 1004–1014.
- Oberbauer, S., Elmendorf, S., Troxler, T., Hollister, R., Rocha, A., Bret-Harte, M., Dawes, M., Fosaa, A., Henry, G. Høye, T.T., ... & Welker, J.M. 2013. Phenological response of tundra plants to background climate variation tested using the International Tundra Experiment. *Philosophical Transactions of the Royal Society of London, B* 368: 20120481.
- Ohlson, M. & Zackrisson, O. 1992. Tree establishment and microhabitat relationships in north Swedish peatlands. *Canadian Journal of Forest Research* 22: 1869–1877.
- Ohlson, M., Dahlberg, B., Økland, T., Brown, K.J. & Halvorsen, R. 2009. The charcoal carbon pool in boreal forest soils. *Nature Geoscience* 2: 692–695.
- Oksanen, L., Fretwell, S.D., Arruda, J. & Niemelä, P. 1981. Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. *American Naturalist* 118: 240–261.
- Oli, M.K. 2019. Population cycles in voles and lemmings: state of the science and future directions. *Mammal Review* 49: 226–239.
- Olofsson, J., Tømmervik, H. & Callaghan, T.V. 2012. Vole and lemming activity observed from space. *Nature Climate Change* 2: 880–883.
- Olsen, S.L. & Klanderud, K. 2014. Exclusion of herbivores slows down recovery after experimental warming and nutrient addition in an alpine plant community. *Journal of Ecology* 102: 1129–1137.
- Orgiazzi, A., Dunbar, M.B., Panagos, P., de Groot, G.A. & Lemanceau, P. 2015. Soil biodiversity and DNA barcodes: opportunities and challenges. *Soil Biology and Biochemistry* 80: 244–250.
- Ormerod, S.J., Bull, K.R., Cummins, C.P., Tyler, S.J. & Vickery, J.A. 1988. Egg mass and shell thickness in Dipper *Cinclus cinclus* in relation to stream acidity in Wales and Scotland. *Environmental Pollution* 58: 179–194.
- Pace, M.L., Cole, J.J., Carpenter, S.R. & Kitchell, J.F. 1999. Trophic cascades revealed in diverse ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* 14: 483–488.

- Pauli, H., Gottfried, M., Dullinger, S., Abdaladze, O., Akhalkatsi, M., Alonso, J.L.B., Coldea, G., Dick, J., Erschbamer, B., Calzado, R.F., (21 andre forfattere) & Grabherr, G. 2012. Recent plant diversity changes on Europe's mountain summits. *Science* 336 (6079): 353–355.
- Pedersen, B. 1990. Distributional patterns of vascular plants in Fennoscandia: a numerical approach. *Nordic Journal of Botany* 10: 163–189.
- 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.
- Pepi, A.A., Vindstad, O.P.L., Ek, M. & Jepsen, J.U. 2017. Elevationally biased avian predation as a contributor to the spatial distribution of geometrid moth outbreaks in sub-arctic mountain birch forest. *Ecological Entomology* 42: 430–438.
- Peterson, R.B., Ball, J.P., Renhorn, K.-E., Esseen, P.-A. & Sjöberg, K. 1995. Invertebrate communities in boreal forest canopies as influenced by forestry and lichens with implications for passerine birds. *Biological Conservation* 74: 57–63.
- Phoenix, G.K. & Bjerke, J.W. 2016. Arctic browning: extreme events and trends reversing arctic greening. *Global Change Biology* 22: 2960–2962.
- Pioli, S., Sarneel, J., Thomas, H.J.D., Domene, X., Andrés, P., Hefting, M., Reitz, T., Laudon, H., Sandén, T., Piscová, V., Aurela, M. & Brusetti, L. 2020. Linking plant litter microbial diversity to microhabitat conditions, environmental gradients and litter mass loss: Insights from a European study using standard litter bags. *Soil Biology and Biochemistry* 144: 107778.
- Purves, D., Scharlemann, J., Harfoot, M., Newbold, T., Tittensor, D.P., Hutton, J. & Emmott, S. 2013. Time to model all life on Earth. *Nature* 493: 295–297.
- Quist, M.E., Näsholm, T., Lindeberg, J., Johannisson, C., Högbom, L. & Högberg, P. 1999. Responses of a nitrogen-saturated forest to a sharp decrease in nitrogen input. *Journal of Environmental Quality* 28: 1970–1977.
- Radchuk, V., Ims, R.A. & Andreassen, H.P. 2016. From individuals to population cycles: the role of extrinsic and intrinsic factors in rodent populations. *Ecology* 97: 720–732
- Ranius, T., Johansson, P., Berg, N. & Niklasson, M. 2008. The influence of tree age and microhabitat quality on the occurrence of crustose lichens associated with old oaks. *Journal of Vegetation Science* 19: 653–662.
- Ratcliffe, D.A. 1967. Decrease in eggshell weight in certain birds of prey. *Nature* 215: 208–210.
- Rees, W.G., Hofgaard, A., Boudreau, S., Cairns, D.M., Harper, K., Mamet, S., Mathisen, I., Swirad, Z. & Tutubalina, O. 2020. Is subarctic forest advance able to keep pace with climate change? *Global Change Biology* 26: 3965–3977.
- 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.
- Ripple, W.J., Estes, J.A., Scmitz, O.J., Constant, V., Kaylor, M.J., Lenz, A., Motley, J.L., Self, K.E., Taylor, D.S. & Wolf, C. 2016. What is a Trophic Cascade? *Trends in Ecology & Evolution* 31: 842–849.
- Robledano, F., Esteve, M.A., Farinos, P., Carreno, M.F. & Martinez-Fernandez, J. 2010. Terrestrial birds as indicators of agricultural-induced changes and associated loss in conservation value of Mediterranean wetlands. *Ecological Indicators* 10: 274–286.
- Rokseth, O., Pleym, A. & Dahlslett, F. 2001. Sammenstilling av lyndata for perioden 1996–2001. Sintef TR A5503.
- Romell, L.G. 1935. Ecological problems of the humus layer in the forest. Cornell University Agricultural Experiment Station, Memoirs 170: 1–28.
- Rosseland, B.O., Eldhuset, T.D. & Staurnes, M. 1990. Environmental effects of aluminium. *Environmental Geochemistry and Health* 12: 17–27.

- Ruddock, M. & Whitfield, D.P. 2007. A review of disturbance distances in selected bird species. Natural Research (Projects) Ltd. Rapport.
- Ruffino, L., Hartley, S.E., DeGabriel, J.L. & Lambin, X. 2018. Population-level manipulations of field vole densities induce subsequent changes in plant quality but no impacts on vole demography. *Ecology and Evolution* 8: 7752–7762.
- Ruohomäki, K., Tanhuanpää, M., Ayres, M.P., Kaitaniemi, P., Tammaru, T. & Haukioja, E. 2000. Causes of cyclicity of *Epirrita autumnata* (Lepidoptera, Geometridae): grandiose theory and tedious practice. *Population Ecology* 42: 211–223.
- Rydgren, K., Økland, R.H., Picó, F.X. & de Kroon, H. 2007. Moss species benefits from breakdown of cyclic rodent dynamics in boreal forests. *Ecology* 88: 2320–2329.
- Ryvarden, L. 1972. Landskap og fjellgrunn. s. 18-38 i Ryvarden, L. Wikan, S. & Efteland, S. (red.) Øvre Pasvik – Stabbursdalen. Norges Nasjonalparker 3. Lutherstiftelsen forlag.
- Rød-Eriksen, L. 2020. Drivers of change in meso-carnivore distributions in a northern ecosystem. NTNU, Institutt for biologi, PhD-thesis.
- Rød-Eriksen, L., Skrutvold, J., Herfindal, I., Jensen, H. & Eide, N.E. 2020. Highways associated with expansion of boreal scavengers into the alpine tundra of Fennoscandia. *Journal of Applied Ecology* 57: 1861–1870.
- Sandercock, B.K., Nilsen, E.B., Brøseth, 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.
- Santos, M., Silva, S., Bastos, R., Carvalho, D. & Cabral, J.A. 2018. How good are the ecological assumptions and predictions made in the past? Insights from a dynamic modelling approach applied to changing landscapes. *Ecological Indicators* 90: 226–230.
- Schei, F.H., Blom, H.H., Gjerde, I., Grytnes, J.A., Heegaard, E. & Sætersdal, M. 2012. Fine-scale distribution and abundance of epiphytic lichens: environmental filtering or local dispersal dynamics? *Journal of Vegetation Science* 23: 459–470.
- Scheile, T., Isselstein, J. & Tonn, B. 2018. Herbage biomass and uptake under low-input grazing as affected by cattle and sheep excrement patches. *Nutrient Cycling in Agroecosystems* 112: 277–289.
- Schott, T., Hagen, S.B., Ims, R.A. & Yoccoz, N.G. 2010. Are population outbreaks in sub-arctic geometrids terminated by larval parasitoids? *Journal of Animal Ecology* 79: 701–708.
- Scridel, D., Brambilla, M., Martin, K., Lehikoinen, A., Iemma, A., Matteo, A., Jahrig, S., Caprio, E., Bogliani, G., Pedrini, P., Rolando, A., Arlettaz, R. & Chamberlain, D. 2018. A review and meta-analysis of the effects of climate change on Holarctic mountain and upland bird populations. *Ibis* 160: 489–515.
- Seaward, M.R.D. 2004. The use of lichens for environmental impact assessment. *Symbiosis* 37: 293–305.
- Seldal, T., Andersen, K.J. & Högstedt, G. 1994. Grazing-induced proteinase inhibitors: A possible cause for lemming population cycles. *Oikos* 70: 3–11.
- Selås, V. 1997. Cyclic population fluctuations of herbivores as an effect of cyclic seed cropping of plants: the mast depression hypothesis. *Oikos*: 257–268.
- Selås, V. 2000. Seed production of a masting dwarf shrub, *Vaccinium myrtillus*, in relation to previous reproduction and weather. *Canadian Journal of Botany* 78: 423–429.
- Selås, V. 2016. Timing of population peaks of Norway lemming in relation to atmospheric pressure: A hypothesis to explain the spatial synchrony. *Scientific Reports* 6: 27225
- Selås, V. 2020. Evidence for different bottom-up mechanisms in wood mouse (*Apodemus sylvaticus*) and bank vole (*Myodes glareolus*) population fluctuations in Southern Norway. *Mammal Research* 65: 267–275.

- Selås, V. & Vik, J.O. 2006. Possible impact of snow depth and ungulate carcasses on red fox (*Vulpes vulpes*) populations in Norway, 1897-1976. *Journal of Zoology* 269: 299–308.
- Selås, V., Hogstad, O., Andersson, G. & Von Proschwitz, T. 2001. Population cycles of autumnal moth, *Epirrita autumnata*, in relation to birch mast seeding. *Oecologia* 129: 213–219.
- Selås, V., Framstad, E., Sonerud, G.A., Wegge, P. & Wiig, Ø. 2019. Voles and climate in Norway: Is the abundance of herbivorous species inversely related to summer temperature? *Acta Oecologica* 95: 93–99.
- Selås, V., Framstad, E., Rolstad, J., Sonerud, G.A., Spidsø, T. & Wgge, P. 2020. Bilberry seed production explains spatiotemporal synchronicity in bank vole population fluctuations. *Ecological Research (til vurdering)*
- Shorohova, E., Kneeshaw, D., Kuuluvainen, T. & Gauthier, S. 2011. Variability and dynamics of old-growth forests in the circumboreal zone: implications for conservation, restoration and management. *Silva Fennica* 45: 785–806.
- Shorrocks, B., Marsters, J., Ward, I. & Evennett, P.J. 1991. The fractal dimension of lichens and the distribution of arthropod body lengths. *Functional Ecology* 5: 457–460.
- Skogsstyrelsen 2005. Storm. Skogseko februar 2005. Skogsstyrelsen.
- Soininen, E.M., Ravolainen, V.T., Bråthen, K.A., Yoccoz, N.G., Gielly, L. & Ims, R.A. 2013a. Arctic small rodents have diverse diets and flexible food selection. *PLoS ONE* 8: e68128.
- Soininen, E.M., Zinger, L., Gielly, L., Bellemain, E., Bråthen, K.A., Brochmann, C., Epp, L.S., Gussarova, G., Hassel, K., Henden, J.-A., Killengreen, S.T., Rämä, T., Stenøien, H.K., Yoccoz, N.G. & Ims, R.A. 2013b. Shedding new light on the diet of Norwegian lemmings: DNA metabarcoding of stomach content. *Polar Biology* 36: 1069–1076.
- 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.
- Soudzilovskaia, N.A., Graae, B.J., Douma, J.C., Grau, O., Milbau, A., Shevtsova, A., Wolters, L. & Cornelissen, J.H. 2011. How do bryophytes govern generative recruitment of vascular plants? *New phytologist* 190: 1019–1031.
- Spawn-Lee, S., Sullivan, C., Lark, T. & Gibbs, H. 2020. Harmonized global maps of above and belowground biomass carbon density in the year 2010. *Scientific Data* 7: 112.
- Speed, J.D., Austrheim, G., Hester, A.J. & Myrberud, A. 2010. Experimental evidence for herbivore limitation of the treeline. *Ecology* 91: 3414–3420.
- Steen, H. & Erikstad, K.E. 1996. Sensivity of willow grouse *Lagopus lagopus* population dynamics to variations in demographic parameters. *Wildlife Biology* 2: 27–35.
- Steen, J.B. & Haugvold, O.A. 2009. Cause of death in willow ptarmigan *Lagopus l. lagopus* chicks and the effect of intensive, local predator control on chick production. *Wildlife Biology* 15: 53–59.
- Steen, J.B., Steen, H., Stenseth, N.C., Myrberget, S. & Marcström, V. 1988. Microtine Density and Weather as Predictors of Chick Production in Willow Ptarmigan, *Lagopus lagopus*. *Oikos* 51: 367–373.
- Steinbauer, M.J., Grytnes, J.-A., Jurasinski, G., Kulonen, A., Lenoir, J., Pauli, H., Rixen, C., Winkler, M., Bardy-Durchhalter, M., Barni, E., (42 andre forfattere) & Wipf, S. 2018. Accelerated increase in plant species richness on mountain summits is linked to warming. *Nature* 556(7700): 231–234.
- Stenseth, N.C. 1999. Population cycles in voles and lemmings: density dependence and phase dependence in a stochastic world. *Oikos* 87: 427–461.
- Stenseth, N.C. & Ims, R.A. 1993. Population dynamics of lemmings: temporal and spatial variation: an introduction. s 61–96 i Stenseth, N.C. & Ims, R.A. (red.) *The biology of lemmings*. Symposia of the Linnean Society of London.

- Stokke, B.G. & Kålås, J.A. 2020. Spurvefugl. Kap. 10, s. 86–96 i Framstad, E. (red.). 2020. Terrestrisk naturovervåking i 2019: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1800.
- Stokke, B.G., Gjershaug, J.O. & Kålås, J.A. 2020. Rovfugler. Kap. 8, s. 76–80 i Framstad, E. (Red.). 2020. Terrestrisk naturovervåking i 2019: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1800.
- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 2001. Slow recovery of boreal forest ecosystem following decreased nitrogen input. *Functional Ecology* 15: 451–457.
- Strengbom, J., Nordin, A., Näsholm, T. & Ericson, L. 2002. Parasitic fungus mediates change in nitrogen-exposed boreal forest vegetation. *Journal of Ecology* 90: 61–67.
- Strengbom, J., Walheim, M., Näsholm, T. & Ericson, L. 2003. Regional differences in the occurrence of understorey species reflect nitrogen deposition in Swedish forests. *Ambio* 32: 91–97.
- Strengbom, J., Englund, G. & Ericson, L. 2006. Experimental scale and precipitation modify effects of nitrogen addition on a plant pathogen. *Journal of Ecology* 94: 227–233.
- Stubbs, C.S. 1989. Patterns of distribution and abundance of corticolous lichens and their invertebrate associates on *Quercus rubra* in Maine. *The Bryologist* 92: 453–460.
- Stålfelt, M.G. 1937. Der Gasaustausch der Moose. *Planta* 27: 30–60.
- Svalatog, D. & Korsmo, H. 1995. Inventering av verneverdig barskog i Buskerud. NINA Oppdragsmelding 360
- 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.
- Tamm C.O., Hallbäcken L. 1986. Changes in Soil pH over a 50-year Period Under Different Forest Canopies in SW Sweden. In: Martin H.C. (eds) *Acidic Precipitation*. Springer, Dordrecht.
- Tedersoo, L., Bahram, M. & Zobel, M. 2020. How mycorrhizal associations drive plant population and community biology. *Science* 367: eaba1223.
- Tenow, O. 1972. The outbreaks of *Oporinia autumnata* Bkh. and *Operophtera* spp. (Lep., Geometridae) in the Scandinavian mountain chain and northern Finland 1862–1968. *Zoologiska Bidrag från Uppsala Supplement* 2: 1–107.
- Terborgh, J.W. 2015. Toward a trophic theory of species diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 112: 11415–11422.
- Timmermann, V., Andreassen, K., Beachell, A.M., Brurberg, M.B., Børja, I., Clarke, N., Halvorsen, R., Hysten, G., Jepsen, J.U., Perminow, J.I.S., Solberg, S., Solheim, H., Talgø, V., Tollefsrud, M.M., Vindstad, O.P.L., Økland, B., Økland, T.I. & Aas, W. 2020. Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2019. NIBIO Rapport 6 (119).
- Tovmo, M., Mattisson, J. & Kleven, O. 2019. Overvåking av kongeørn i Noreg 2019. Resultat frå 12 intensivt overvaka område. NINA Rapport 1748.
- Töpper, J.P., Meineri, E., Olsen, S.L., Rydgren, K., Skarpaas, O. & Vandvik, V. 2018. The devil is in the detail: nonadditive and context-dependent plant population responses to increasing temperature and precipitation. *Global Change Biology* 24: 4657–4666.
- van der Wal, R., Pearce, I.S. & Brooker, R.W. 2005. Mosses and the struggle for light in a nitrogen-polluted world. *Oecologia* 142: 159–168.
- van Dobben, H.F. & de Vries, W. 2017. The contribution of nitrogen deposition to the eutrophication signal in understorey plant communities of European forests. *Ecology and Evolution* 7: 214–227.
- Vandvik, V., Skarpaas, O., Klanderud, K., Telford, R.J., Halbritter, A.H. & Goldberg, D.E. 2020. Biotic rescaling reveals importance of species interactions for variation in biodiversity responses to climate change. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 117: 22858–22865.
- vanHerk, C.M., Mathijssen-Spiekman, E.A.M. & deZwart D. 2003. Long distance nitrogen air pollution effects on lichens in Europe. *Lichenologist* 35: 347–359.

- 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.
- Walker, M.D., Wahren, C.H., Hollister, R.D., Henry, G.H., Ahlquist, L.E., Alatalo, J.M., Bret-Harte, M.S., Calef, M.P., Callaghan, T.V., Carroll, A.B., Epstein, H.E., Jonsdottir, I.S., Klein, J.A., Magnusson, B., Molau, U., Oberbauer, S.F., Rewa, S.P., Robinson, C.H., Shaver, G.R., Suding, K.N., Thompson, C.C., Tolvanen, A., Totland, Ø., Turner, P.L., Tweedie, C.E., Webber, P.J. & Wookey, P.A. 2006. Plant community responses to experimental warming across the tundra biome. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 103: 1342–1346.
- Wam, H & Bless, M. Taksering av elgbeite, Osen – grunntakst 2019. NIBIO rapport 5/128/2019
- Wam, H.K. & Hjeljord, O. 2010. Moose summer and winter diets along a large scale gradient of forage availability in southern Norway. *European Journal of Wildlife Research* 56: 745–755.
- Wang, R. & Bruteig, I.E. 1994. Terrestrisk naturovervåking. Lavkartlegging i Gutulia og Dividal. ALLFORSK Rapport 1. Stiftelsen Allmennvitenskapelig Forskning i Trondheim.
- Watson, I. 2010. The golden eagle. Second edition. T & AD Poyser, London.
- Wegge, P. & Rolstad, J. 2017. Climate change and bird reproduction: warmer springs benefit breeding success in boreal forest grouse. *Proceedings of the Royal Society B* 284: 20171528.
- Wehn, S., Pedersen, B. & Hanssen, S.K. 2011. A comparison of influences of cattle, goat, sheep and reindeer on vegetation changes in mountain cultural landscapes in Norway. *Landscape and Urban Planning* 102: 177–187.
- White, T.C.R. 2013. Experimental and observational evidence reveals that predators in natural environments do not regulate their prey: They are passengers, not drivers. *Acta Oecologica* 53: 73–87.
- 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.
- Wilkinson, M.D., Dumontier, M., Aalbersberg, I.J.J., mfl. 2016. The FAIR Guiding Principles for scientific data management and stewardship. *Scientific Data* 3:160018.
- Wu, Z., Dijkstra, P., Koch, G.W., Peñuelas, J. & Hungate, B.A. 2011. Responses of terrestrial ecosystems to temperature and precipitation change: a meta-analysis of experimental manipulation. *Global Change Biology* 17: 927–942.
- Økland, B. & Wollebærk, G. 2018. Granbarkbilleovervåking – analyse av regiontrender. NIBIO Rapport 4/102/2018: 43–48.
- Økland, R.H. 1994. Patterns of bryophyte associations at different scales in a Norwegian boreal spruce forest. *Journal of Vegetation Science* 5: 127–138.
- Økland, R.H. 1995. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. I. Demography. *Journal of Ecology* 83: 697–712.
- Økland, R.H. 2000. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. 5. Consequences of the vertical position of individual shoot segments. *Oikos* 88: 449–469.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. *Sommerfeltia* 16.
- Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1996. Dynamics of understory vegetation in an old-growth boreal coniferous forest, 1988-1993. *Journal of Vegetation Science* 7: 747–762.
- Økland, R.H. & Økland, T. 1996. Population biology of the clonal moss *Hylocomium splendens* in Norwegian boreal spruce forests. II. Effects of density. *Journal of Ecology* 84: 63–69.
- Økland, R.H., Rydgren, K. & Økland, T. 1999. Single-tree influence on understorey vegetation in a Norwegian boreal spruce forest. *Oikos* 87: 488–498.
- Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forest in ten monitoring reference areas in Norway. *Sommerfeltia* 22.

- 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. I Timmermann, V. (et.al.) 2020. Skogens helsetilstand i Norge. Resultater fra skogskadeovervåkingen i 2019. NIBIO Rapport 6 (119): 39–66.
- 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., Rydgren, K., Økland, R.H., Storaunet, K.O. & Rolstad, J. 2003. Variation in environmental conditions, understorey species richness, abundance and composition among natural and managed *Picea abies* forest stands. *Forest Ecology and Management* 177: 17–37.
- Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2004. Changes in forest understory vegetation in Norway related to long-term soil acidification and climate change. *Journal of Vegetation Science* 15: 437–448.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Røsberg, I. 2013. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Otterstadstølen naturreservat i 2012. I: Framstad, E. (red.) 2013. Terrestrisk naturovervåking i 2012: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 952: 27–37.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Engan, G. 2016. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Urvatnet naturreservat i 2015 i Sør-Trøndelag. I: Framstad, E. (red) Terrestrisk naturovervåking i 2015: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1279: 31–47.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Engan, G. 2017. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Rausjømarka i Østmarka naturreservat i 2016. I: Framstad, E. (red.) 2017. Terrestrisk naturovervåking i 2016: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1376: 36–48.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Engan, G. & Røsberg, I. 2019a. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Gutulia nasjonalpark i 2017. I: Framstad, E. (red:) 2019: Terrestrisk naturovervåking i 2017: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1608: 34–49.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Daugstad, K., 2019b. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Paulen naturreservat i 2018. I: Framstad, E. (red.). 2019: Terrestrisk naturovervåking i 2018: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1692: 80–95.
- Økland, T., Nordbakken, J.F. & Daugstad, K. 2020. Vegetasjonsundersøkelser av boreal granskog i Grytdalen naturreservat I: Framstad, E. (red). Terrestrisk naturovervåking i 2019: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1800: 31–47.
- Ørka, H.O., Bollandsås, O.M. & Gobakken, T. 2019. Fjernmålingsbasert kartlegging og overvåking av økosystemet skog - feltinstruks. Norges miljø- og biovitenskapelige universitet.
- Aamlid, D. 2000. Infections of *Valdensinia heterodoxa* and *Pucciniastrum vacciniae* on bilberry (*Vaccinium myrtillus*). Implications for monitoring ground vegetation. *Forest Pathology* 30: 135–139
- Aanes, S., Engen, S., Sæther, B.E., Willebrand, T. & Marcström, V. 2002. Sustainable harvesting strategies of Willow Ptarmigan in a fluctuating environment. *Ecological Applications* 12: 281–290.
- Aarrestad, P.A., Bendiksen, E., Bjerke, J.W., Brandrud, T.E., Hofgaard, A., Rusch, G. & Stabbetorp, O.E. 2013. Effekter av treslagsskifte, treplanting og nitrogengjødsling i skog på biologisk mangfold. Kunnskapsgrunnlag for å vurdere skogtiltak i klimasammenheng. NINA Rapport 959.
- Aarrestad, P.A., Bakkestuen, V., Often, A., Stabbetorp, O.E. & Myklebost, H. 2016. Vegetasjonsundersøkelser av boreal bjørkeskog i Børgefjell. I: Framstad, E. (red.) Terrestrisk naturovervåking i 2015: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1279: 22–31.
- Aas, W., Eckhardt, S., Fiebig, M., Solberg, S., & Yttri, K. E. 2020. Monitoring of long-range transported air pollutants in Norway. Annual Report 2019. NILU report 4/20. ISBN: 978-82-425-3000-4.



Åström, J., Birkemoe, T., Ekrem, T., Endrestøl, A., Fossøy, F., Sverdrup-Thygeson, A. & Ødegaard, F. 2019. Nasjonal overvåking av insekter. Behovsanalyse og forslag til overvåkingsprogram. NINA Rapport 1549.

# Vedlegg 1 NINAs prosjektbeskrivelse for videreutvikling av TOV etter 2020

## 9 Videreutvikling av TOV

Prosjektansvarlig: Erik Framstad og Marianne Evju

### 9.1 Bakgrunn og formål

I evalueringen av TOV i 2010 ble det påpekt et behov for tydeligere profil på TOV som helhetlig økosystembasert overvåking og dermed bedre integrasjon mellom TOVs ulike delprosjekter. Etter evalueringen har TOVs delprosjekter arbeidet for å utvikle en felles konseptuell modell for økosystemet som TOV overvåker, hva som er de viktigste driverne i dette systemet, hva som er de viktigste komponentene i systemet og hvordan disse henger sammen. Ut fra utviklingen av en slik forståelse kan man identifisere de viktigste indikatorene som bør overvåkes og hvordan ulike indikatorer best kan ses i sammenheng. Selv om videreutviklingen av TOV kom i gang etter evalueringen i 2010, er denne prosessen fremdeles ikke i mål. Det gjenstår en god del arbeid før vi har en godt fundert modell for TOV som økosystembasert overvåking.

TOVs overordnede formål er å vise hvordan vanlig norsk natur utvikler seg over tid, og hvorvidt den observerte utviklingen kan skyldes spesielle menneskeskapt påvirkninger. I 2010 lanserte miljøforvaltningen en naturindeks for Norge, der ulike overvåkingsdata for tilstanden av biologisk mangfold i ulike økosystemer inngår. I 2016 bestemte Klima- og miljødepartementet at det skulle utvikles et fagsystem for å vurdere den økologiske tilstanden i viktige norske økosystemer. Dette fagsystemet skal settes i verk på landsbasis fra 2020. TOVs resultater er en viktig del av datagrunnlaget for naturindeksen og kan også være et viktig grunnlag for å vurdere den økologiske tilstanden i økosystemer i skog og fjell. Potensialet i TOVs resultater er imidlertid ikke fullt realisert. Innsikt om dynamikken i økosystemene vil være et viktig grunnlag for å forstå de økologiske konsekvensene av observerte endringer i utvalgte indikatorer, noe som krever godt integrert økosystembasert overvåking og gode analysemetoder basert på velfunderte modeller. Samtidig er det viktig å kunne generalisere innsikt fra utvalgte lokaliteter som TOVs overvåkingsområder. For at TOVs resultater skal kunne gi gode bidrag til både naturindeksen og fagsystemet for økologisk tilstand, er det stort behov for å videreutvikle TOV, både som integrert økosystembasert overvåking og ved generalisering av resultatene utover de enkelte TOV-områdene.

Målsettingen for dette delprosjektet er å videreutvikle TOV, dels som et godt integrert økosystembasert overvåkingsprogram og dels for å finne mekanismer for å generalisere TOVs resultater til relevante økosystemer utover de enkelte TOV-områdene.

Det har tidligere i utviklingen av TOV vært begrenset tid og ressurser til å samle relevante aktører til sammenhengende diskusjon og strukturert innsats i utviklingen av TOV. Vi vil derfor sette av øremerkete ressurser og bestemme tidspunkter for et sett med 2-dagers seminarer for å sikre at det blir satt av tilstrekkelig innsats til å komme i mål med utviklingsarbeidet.

### 9.2 Prosjektbeskrivelse

Konkret planlegging av utviklingsarbeidet vil foregå i mai 2019. Følgelig kan vi nå bare skissere noen mulige elementer i arbeidet.

En viktig del av arbeidet vil være en serie med 2-dagers seminarer på utvalgte temaer knyttet til henholdsvis utvikling av økosystembasert overvåking og tilrettelegging for miljøforvaltningens behov:

- Utvikling av konseptuell modell for TOV og hver av de ulike delene av TOV: drivere, sammenhenger mellom økosystemkomponenter, prioritering av komponenter for overvåking

- Analyse av eksisterende data fra TOV for å belyse de konseptuelle modellene, og vurdering av behov for nye komponenter for overvåking
- Generalisering av TOVs resultater: kobling til relaterte data fra andre kilder (Artskart, Hønsfuglportalen, andre forskeres overvåking etc.), bruk av fjernmåling, modellering etc.
- Tilrettelegging for miljøforvaltningens behov: naturindeksen, fagsystem for økologisk tilstand, overvåking av effekter av klimaendringer på norsk natur og annen rapportering om biologisk mangfold

NINAs Økosystem-SIS (Økosystemforskning – synteser og helhetlige vurderinger), som løper for perioden 2018-2020, er en strategisk satsing på forskning på økosystembasert forvaltning og synteser av økologisk tilstand, med målsetting å gjøre NINA i stand til å svare på helt sentrale spørsmål knyttet til forvaltning av naturen. Satsingen vil henge tett sammen med våre aktiviteter innenfor naturovervåking, og arbeidet med å videreutvikle TOV som økosystembasert overvåking vil gjennomføres i samarbeid med Økosystem-SIS-en.

### 9.3 Organisering, tidsplan, rapportering

Arbeidet koordineres av Erik Framstad og Marianne Evju. Det tas sikte på å trekke inn sentrale deltakere i TOV, så vel som andre fra NINA og utvalgte eksterne deltakere med særlig kompetanse på tematikken.

Hoveddelen av utviklingsarbeidet gjennomføres høsten 2019 og vinteren/våren 2020, med ferdigstilling av anbefalinger etc. høsten 2020.

Resultatene fra arbeidet nedfelles i en plan for TOV etter 2020. Denne omfatter både hvordan TOV bør legges opp for å gi bedre integrert økosystembasert overvåking, hvordan resultater fra TOV-områdene kan generaliseres, og hvordan TOVs resultater best kan tilrettelegges for miljømyndighetenes behov.

### 9.4 Budsjet

Budsjettet omfatter i hovedsak ressurser til tid og reisekostnader knyttet til tre 2-dagers seminarer og for/etterarbeid med disse, samt til sluttrapportering.

Aktiviteter	Grunnlag	Budsjett
<b>Aktiviteter i 2019</b>		
Prosjektkoordinering, for/etterarbeid	100t prosjektledere	150 000
Arbeidstid for seminardeltakere	2x2 dager x 10 deltakere (dvs. 300t)	420 000
Reisekostnader	2 x 8 reiser/opphold	80 000
<b>Totalt 2019</b>		<b>650 000</b>
<b>Aktiviteter i 2020</b>		
Prosjektkoordinering, for/etterarbeid, rapportering	100t prosjektledere	150 000
Arbeidstid for seminardeltakere	1x2 dager x 10 deltakere (dvs. 150t)	210 000
Reisekostnader	1 x 8 reiser/opphold	40 000
<b>Totalt 2020</b>		<b>400 000</b>

Alle beløp er uten mva.

## Vedlegg 2 Ulike komponenters følsomhet for menneskeskapte påvirkninger

I kapittel 3.1 har vi gjennomgått de viktigste menneskeskapte påvirkningsfaktorene som er relevante for TOVs økosystemer og lokaliteter. Komponentene i økosystemene vil i ulik grad være følsomme for disse påvirkningene. Effektene av påvirkningsfaktorene på de forskjellige økosystemkomponentene kan oppsummeres som følger:

**Klimaendringer** vil ha omfattende og komplekse (direkte, indirekte) effekter på alle økosystemkomponenter.

- *Planter* vil bli direkte påvirket av endringer i sommertemperatur og lengde på vekstsesongen. Mange gras og urter vil få en raskere utvikling gjennom vekstsesongen og nå frøsetting og aldring tidligere. Dette vil medføre raskere reduksjon i deres kvalitet som næring. Urter kan få en annen fenologisk utvikling enn sine pollinatorer og dermed risikere dårligere frøsetting og reproduksjonssuksess. Moser og lav vil trolig få bedre vekstforhold gjennom hele vekstsesongen, ikke minst utover høsten, unntatt ved lengre tørkeperioder. Konkurransforhold mellom karplanter, moser og lav kan påvirke utfallet av klimaeffektene, der særlig små moser og lav på bakken kan bli redusert i mengde. Mildere vintertemperatur med mindre snødekke og perioder med vekselvis tining og frysing gjennom vinter/tidlig vår vil være negativt for plantene ved forstyrret vinterhvile og økt risiko for uttørking og frostskaider. Konkurransforholdene mellom ulike arter vil endre seg og dermed også artssammensetningen.
- *Sopper (mykorrhiza, saprotrofe)* vil trolig bli begünstiget av et mildere klima og lengre vekstsesong, så lenge det ikke blir vesentlige tørkeepisoder. Høyere temperaturer vil trolig føre til raskere økosystemprosesser der sopper inngår (vekst, nedbryting, næringsomsetning).
- *Invertebrater* vil dels bli direkte påvirket av klimaendringer på tilsvarende måte som planter, med raskere utvikling, kortere livssyklus og endret fenologi. Det kan medføre avvik i fenologisk utvikling mellom planter og deres pollinatorer. I tillegg vil klimaendringene ha indirekte effekter på artenes habitat- og næringstilgang. Indirekte effekter på konkurransforhold og predasjonsrater kan påvirke bestandsnivåer og artssammensetning.
- *Pattedyr og fugler* vil (som endoterme arter) i mindre grad bli direkte påvirket av klimaendringer, bortsett fra ev. endringer i fenologien. Her kan særlig trekkfugler risikere å få avvik fra fenologien til viktige byttedyr. Arter med vintersøvn kan få forhøyet stoffskifte eller få brutt vintersøvnen for tidlig. Smågnagere som lever under snøen, og hjortedyr som søker næring under snøen, kan bli negativt påvirket ved endringer i snøens kvalitet (isdannelse) eller mengde. For mange arter kan de indirekte effektene av klimaendringer på habitat, næringstilgang og eksponering overfor predatorer ha større betydning enn de direkte effektene. De samlede effektene av klimaendringer kan påvirke konkurransforhold og predasjon og føre til endringer i bestandsnivåer og artssammensetning.
- *Parasitter og andre patogener* kan få endret dødelighet, reproduksjon og spredningsforhold ved klimaendringer. Dessuten vil klimaendringene påvirke slike arter gjennom endringer av vektorenes eller vertsorganismenes eksponering og forsvarsmekanismer. Siden mange vektorer er invertebrater, kan økte temperaturer medføre økt spredning og forekomst av slike vektorer og dermed øke vertenes eksponering.

Planter (inkludert moser og lav) og invertebrater, som omfatter mange arter med ulik direkte respons på klimaendringer, kan være særlig velegnet for å vise økologiske effekter av slik påvirkning. Kunnskapen om planters responser er imidlertid bedre enn for invertebrater. For vertebrater er effektene av klimaendringer i hovedsak indirekte, unntatt for ev. endringer i artenes fenologi, og observerte endringer kan dermed være vanskeligere å knytte spesifikt til klimaendringer. Fugler omfatter imidlertid forholdsvis mange arter som kan ha ulike responser på klimaendringer, bl.a. knyttet til ulikheter i trekkmønstre.

**Langtransporterte forurensinger** kan omfatte både forsurende svovelforbindelser, nitrogenforbindelser med eutrofieringseffekter, og ulike miljøgifter. Vi vurderer det slik at det i TOV er mest relevant å overvåke mulige eutrofieringseffekter. Planter kan forventes å respondere direkte på gjødslingseffekter av tilført nitrogen. Ulike arter vil ha forskjellig respons, noe som vil medføre endringer i artssammensetning. Dette gjelder både karplanter, moser og lav (inkl. epifytter), som dermed er velegnete til å påvise økologiske effekter av nitrogentilførsel. Også jordbunnsorganismer og jordkjemien vil respondere på endret nitrogentilførsel, men kunnskap om responsen til jordbunnsorganismer er begrenset. Øvrige organismegrupper (invertebrater, pattedyr, fugler) forventes ikke å respondere direkte på nitrogentilførsel, men de kan bli påvirket indirekte ved endringer i artenes habitat eller næring.

**Arealbruk** i TOV-områdene omfatter som nevnt, i hovedsak endringer etter tidligere og pågående utmarksbruk (skogbruk, beitebruk). Effekter av slik arealbruk vil i hovedsak vise seg i endringer i artssammensetningen av markvegetasjonen og utviklingen av tresjiktet. Det vil trolig også påvirke jordkjemien og jordbunnsorganismer, men slike endringer er dårlig kjent og vil trolig foregå langsomt. Effekter på andre deler av økosystemet (invertebrater, pattedyr, fugler) vil ev. være indirekte effekter av endringer i artenes habitat eller næringstilgang.

**Bestandsreguleringer** omfatter jaktbare arter (småvilt, hjortevilt) og store rovdyr. Bestandsreguleringer har åpenbart direkte effekt på artene som er utsatt for reguleringene, men har også indirekte effekter på andre arter i økosystemet. Høye bestander av hjortedyr vil i særlig grad påvirke tre/busksjikt og markvegetasjon. Lave bestander av store rovdyr kan ha effekter på bestandsnivået av hjortedyr og mellomstore rovdyr, med følgeeffekter på andre planteetere. Jakt på både hjortevilt og mellompredatorer som rødrev kan i noen grad kompensere for manglende predasjon fra store rovdyr.

Ut fra ovenstående er det i hovedsak markvegetasjonen og epifytter som representerer gode responsvariabler for effekter på økosystemet av klimaendringer og eutrofieringseffekter av nitrogentilførsel. Markvegetasjonen vil også respondere på effekter av tidligere og pågående arealbruk i TOV-områdene. Også invertebrater kan være relevante responsvariabler for klimaendringer, men kunnskapsgrunnlaget er svakere enn for vegetasjonen. Pattedyr og fugler responderer i hovedsak indirekte på klimaendringer, nitrogentilførsel og arealbruk, via endringer i vegetasjonen og dermed på artenes habitat og næringstilgang. Bestandsreguleringer påvirker de aktuelle artene direkte, men over romlige skalaer som er vesentlig grovere enn det TOV-områdene fanger opp. De ulike økosystemkomponentenes respons på påvirkninger er oppsummert i **tabell 3.1**.

## Vedlegg 3 Vitenskapelige publikasjoner der resultater fra TOV inngår

TOV-relevans	år	publikasjon
epifytter	2013	Evju, M. & Bruteig, I.E. 2013. Lichen community change over a 15-year time period: effects of climate and pollution. <i>Lichenologist</i> 45: 35-50.
fugler	2019	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., Ridzo, J., Schmid, H., Skorpilová, J., Szabó, Z.D., Szép, T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., van Turnhout, C., Vermouzek, Z., Vošek, P. & Weiserbs, A. 2019. Contrasting population trends of Common Starlings ( <i>Sturnus vulgaris</i> ) across Europe. <i>Ornis Fennica</i> 96
fugler	2019	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. <i>Wader Study</i> 126(3): 200–216. doi:10.18194/ws.00167
fugler	2019	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., Sirkkiä, P.M., Szép, T., Tellini Florenzano, G., Teufelbauer, N., Trautmann, S., van Strien, A. van Turnhout, C.A.M., 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. <i>Climate Change</i> <a href="https://doi.org/10.1007/s10584-019-02549-9">https://doi.org/10.1007/s10584-019-02549-9</a>
fugler	2019	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. <i>Ecological Monographs</i> 00(00):e01370. 10.1002/ecm.1370
fugler	2018	Gjershaug, J.O., Brøseth, H., Kleven, O., Kålås, J.A., Mattisson, J. & Torvmo, M. 2018. Monitoring methods for the Golden Eagle <i>Aquila chrysaetos</i> in Norway. <i>Bird Study</i> , DOI: 10.1080/00063657.2018.1478389
fugler	2018	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., Sirkkiä, P.M., Teufelbauer, N. & Trautmann, S. 2018. Declining population trends of European mountain birds. – <i>Global Change Biology</i> DOI: 10.1111/gcb.14522
fugler	2018	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. <i>Ecological Modelling</i> 388: 13-23.
fugler	2017	Fraixedas, S., Lindén, A., Meller, K., Lindström, Å., Keišs, O., Kålås, J.A., Husby, M., Leivits, A., Leivits, M. & Lehikoinen, A. 2017. Substantial decline of Northern European peatland bird populations: Consequences of drainage. <i>Biological Conservation</i> 214: 223-232.
fugler	2016	Lehikoinen, A., Calladine, J., Capedelli, T., Escandell, V., Flousek, J., Green, M., Grueneberg, C., Harris, S., Herrando, S., Husby, M., Jiguet, F., Kålås, J.A., Lindström, Å., Pladevall, C., Prince, K., Rossi, P., Sattler, T., Sirkkiä, P.M., Schmid, H., Teufelbauer, N. & Trautmann, S. 2016. A common montane bird indicator for Europe. <i>BirdNumbers</i> 2016: 36.
fugler	2016	Stephens, P.A., Mason, L.R., Green, R.E., Gregory, R.D., Sauer, J.R., Alison, J., Aunins, A., Brotons, L., Butchart, S.H.M., Campedelli, T., Chodkiewicz, T., Chylarecki, P., Crowe, O., Elts, J., Escandell, V., Foppen, R.P.B., Heldbjerg, H., Herrando, S., Husby, M., Jiguet, F., Lehikoinen, A., Lindström, Å., Noble, D.G., Paquet, J.-Y., Reif, J., Sattler, T., Szép, T., Teufelbauer, N., Trautmann, S., van Strien, A.J., van Turnhout, C.A.M., Vorisek, P. & Willis, S.G. 2016. Consistent response of bird populations to climate change on two continents. <i>Science</i> 352, 84-87.

TOV-relevans	år	publikasjon
fugler	2015	Lindström, A., Green, M., Husby, M., Kålås, J.A. & Lehikoinen, A. 2015. Largescale monitoring of waders on their boreal and arctic breeding grounds in northern Europe. <i>Ardea</i> 103: 3–15. doi:10.5253/arde.v103i1.a1
fugler	2014	Lehikoinen, A., Green, M., Husby, M., Kålås, J.A. & Lindström, Å. 2014. Common montane birds are declining in northern Europe. <i>Journal of Avian Biology</i> 45: 3-14. doi: 10.1111/j.1600-048X.2013.00177.x
fugler	2014	Lehikoinen, A., Green, M., Husby, M., Kålås, J.A. & Lindström, Å. 2014b. A common montane bird indicator for North Europe. <i>Bird Census News</i> 27/1-2: 11-16.
fugler	2007	Selås, V. & Kålås, J.A. 2007. Territory occupancy rate of goshawk and gyrfalcon – No evidence of delayed numerical response to grouse numbers. <i>Oecologia</i> 153: 555-561.
fugler	2000	Husby, M. & Kålås, J.A. 2000. Monitoring of terrestrial breeding birds in Norway. <i>Vogelwelt</i> 120 Suppl.:63-65.
miljøgifter	2019	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. <i>Ecotoxicology</i> . <a href="https://doi.org/10.1007/s10646-019-02111-4">https://doi.org/10.1007/s10646-019-02111-4</a>
miljøgifter	2008	Gjershaug, J.O., Kålås, J.A., Nygård, T., Herzke, D. & Folkestad, A.O. 2008. Monitoring of raptors and their contamination levels in Norway. <i>Ambio</i> 37: 420-424.
miljøgifter	2008	Mariussen, E., Steinnes, E., Brevik, K., Nygård, T., Schlabach, M. & Kålås, J.A. 2008. Spatial patterns of polybrominated biphenyl ethers (PBDEs) in mosses, herbivores and a carnivore from the Norwegian terrestrial biota. <i>Science of the Total Environment</i> 404: 162-170.
miljøgifter	2008	Vetter, W., Von der Recke, R., Herzke, D. & Nygård, T. 2008. Detailed analysis of polybrominated biphenyl congeners in bird eggs from Norway. <i>Environmental pollution</i> 156: 1204-1210.
miljøgifter	2006	Pedersen, H.C., Fossøy, F., Kålås, J.A., & Lierhagen, S. 2006. Accumulation of heavy metals in circumpolar willow ptarmigan ( <i>Lagopus l. lagopus</i> ) populations. <i>Science of the Total Environment</i> 371: 176-89.
miljøgifter	2005	Herzke, D., Berger, U., Kallenborn, R., Nygård, T. & Vetter, W. 2005. Brominated flame retardants and other organobromines in Norwegian predatory bird eggs. <i>Chemosphere</i> 61 (3): 441-449.
miljøgifter	2002	Herzke, D., Kallenborn, R. & Nygård, T. 2002. Organochlorines in egg samples from Norwegian birds of prey: Congener-, isomer- and enantiomer specific considerations. <i>Science of the Total Environment</i> 291: 59-71.
miljøgifter	2001	Nygård, T. & Gjershaug, J. O. 2001. The effects of low levels of pollutants on the reproduction of golden eagles in western Norway. <i>Ecotoxicology</i> 10: 285-290.
miljøgifter	2000	Kallenborn, R., Herzke, D. & Nygård, T. 2000. A comprehensive survey of Persistent Organic Pollutants in Norwegian birds of prey eggs. <i>Organohalogen compounds</i> 46: 334-337.
miljøgifter	2000	Kålås, J.A., Steinnes, E. & Lierhagen, S. 2000. Lead exposure of small herbivorous vertebrates from atmospheric pollution. <i>Environmental Pollution</i> 107:21-29
miljøgifter	1999	Nygård, T. 1999. Correcting eggshell indices of raptor eggs for hole size and eccentricity. <i>Ibis</i> 141: 85-90.
miljøgifter	1999	Nygård, T. 1999. Long-term trends in pollutant levels and shell thickness in eggs of merlin in Norway, in relation to its migration pattern and numbers. <i>Ecotoxicology</i> 8: 23-31.
miljøgifter	1999	Økland, T., Økland, R. & Steinnes, E. 1999. Element concentrations in the boreal forest moss <i>Hylocomium splendens</i> : variation related to gradients in vegetation and local environmental factors. <i>Plant and Soil</i> 209: 71-83.
miljøgifter	1998	Nygård, T. & Skaare, J. U. 1998. Organochlorines and mercury in eggs of White-tailed Sea Eagles in Norway 1974-1994. - I Chancellor, R. D., Blanco, F. & Meyburg, B.-U., red. <i>Holarctic Birds of Prey</i> . Adenex-WWGBP, Berlin, Merida. s. 501-524.
miljøgifter	1998	Rosten, L.S., Kålås, J.A., Mankovska, B. & Steinnes, E. 1998. Mercury exposure to passerine birds in areas close to local emission sources in Slovakia and Norway. <i>Science of the Total Environment</i> 213: 291-298.
miljøgifter	1997	Økland, R.H., Steinnes, E. & Økland, T. 1997. Element concentrations in the boreal forest moss, <i>Hylocomium splendens</i> : variation due to segment size, branching patterns and pigmentation. <i>J. Bryol.</i> 19: 673-686.
smågnagere	i trykk	Selås, V., Framstad, E., Rolstad, J., Sonerud, G.A., Spidsø, T.K. & Wegge, P. 2020. Bilberry seed production explains spatiotemporal synchronicity in bank vole population fluctuations. <i>Ecological Research</i> (i trykk)

TOV-relevans	år	publikasjon
smågnagere	2019	Erich, 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., Ka-taev, 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? <i>Ambio</i> <a href="https://doi.org/10.1007/s13280-019-01198-7">https://doi.org/10.1007/s13280-019-01198-7</a>
smågnagere	2019	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? <i>Acta Oecologica</i> . <a href="https://doi.org/10.1016/j.actao.2018.12.002">https://doi.org/10.1016/j.actao.2018.12.002</a>
smågnagere	2013	Meijer, T., Elmhagen, B., Eide, N.E. & Angerbjörn, A. 2013. Life history traits in a cyclic ecosystem: a field experiment on the arctic fox. <i>Oecologia</i> , DOI 10.1007/s00442-013-2641-8
smågnagere	2011	Selås, V., Sonerud, G.A., Hjeljord, O., Gangsei, L.E., Pedersen, H.B., Framstad, E., Spidsø, T.K. & Wiig, Ø. 2011. Moose recruitment in relation to bilberry production and bank vole numbers along a summer temperature gradient in Norway. <i>European Journal of Wildlife Research</i> 77: 523-535.
smågnagere	2002	Selås, V., Framstad, E. & Spidsø, T.K. 2002. Effects of seed masting of bilberry, oak and spruce on sympatric populations of bank vole ( <i>Clethrionomys glareolus</i> ) and wood mouse ( <i>Apodemus sylvaticus</i> ) in southern Norway. <i>Journal of Zoology</i> 258: 459-468.
smågnagere, ryper	2011	Selås, V., Sonerud, G.A., Framstad, E., Kålås, J.A., Kobro, S., Pedersen, H.B., Spidsø, T.K. & Wiig, Ø. 2011. Climate change in Norway: warm summers limit grouse reproduction. <i>Population Ecology</i> 53: 361-371.
vegetasjon	2015	Wasof, S, Lenoir, J, Aarrestad, PA, Alsos, IG, Armbruster, WS, Austrheim, G, Bakkestuen, V, Birk, HJB, Bråthen, KA, Broennimann, O, Brunet, J, Bruun, HH, Dahlberg, CJ, Diekmann, M, Dullinger, D, Dynesius, M, Ejrnæs, R, Gégout, J-C, Graae, BJ, Grytnes, J-A, Guisan, A, Hylander, K, Jónsdóttir, IS, Kapfer, J, Klanderud, K, Luoto, M, Milbau, A, Moora, M, Nygaard, B, Odland, A, Pauli, H, Ravolainen, V, Reinhardt, S, Sandvik, SM, Schei, FH, Speed, JDM, Svenning, J-C, Thuiller, W, Tveraaabak, L-U, Vandvik, V, Velle, L-G, Virtanen, R, Vittoz, P, Willner, W, Wohlgemuth, T, Zimmermann, NE, Zobel, M & Decocq, G. 2015. Disjunct populations of European vascular plant species keep the same climatic niches. <i>Global Ecology and Biogeography</i> DOI: 10.1111/geb.12375
vegetasjon	2010	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. <i>Sommerfeltia</i> 34: 1-223.
vegetasjon	2009	Bakkestuen, V., Halvorsen, R. & Heegaard, E. 2009. Disentangling complex fine-scale ecological patterns by path modelling using GLMM and GIS. <i>Journal of Vegetation Science</i> 20: 779-790.
vegetasjon	2009	Ohlson, M., Dahlberg, B., Økland, T., Brown, K.J. & Halvorsen, R. 2009. The charcoal carbon pool in boreal forest soils. <i>Nature Geoscience</i> 2: 692-695.
vegetasjon	2007	Rydgren, K., Økland, R.H., Picó, F.X. & de Kroon, H. 2007. Moss species benefits from breakdown of cyclic rodent dynamics in boreal forests. <i>Ecology</i> 88: 2320-2329.
vegetasjon	2004	Bendiksen, E., Økland, R.H., Høiland, K., Eilertsen, O. & Bakkestuen, V. 2004. Relationships between macrofungi, vegetation and environmental factors in boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. <i>Sommerfeltia</i> 30: 1-125
vegetasjon	2004	Økland, R.H. & Bakkestuen, V. 2004. Fine-scale spatial patterns in populations of the clonal moss <i>Hylocomium splendens</i> partly reflect structuring processes in the boreal forest floor. <i>Oikos</i> 106: 565-575
vegetasjon	2004	Økland, T., Bakkestuen, V., Økland, R.H. & Eilertsen, O. 2004. Changes in forest understorey vegetation in Norway related to long-term soil acidification and climatic change. <i>Journal of Vegetation Science</i> 15: 437-448.
vegetasjon	2002	Næsset, E. & Økland, T. 2002. Estimating tree height and tree crown properties using airborne scanning laser in a boreal nature reserve. <i>Remote Sensing of Environm.</i> 79: 105 – 115.
vegetasjon	2001	Rydgren, K., de Kroon, H., Økland, R.H. & van Groenendael, J.M. 2001. Effects of fine-scale disturbances on the demography and population dynamics of the clonal moss <i>Hylocomium splendens</i> . <i>Journal of Ecology</i> 89: 395-405.



<b>TOV-relevans</b>	<b>år</b>	<b>publikasjon</b>
vegetasjon	2000	Økland, R.H. 2000. Population biology of the clonal moss <i>Hylocomium splendens</i> in Norwegian boreal spruce forests. 5. Vertical dynamics of individual shoot segments. <i>Oikos</i> 88: 449-469.
vegetasjon	1998	Rydgren, K., Økland, R.H. & Økland, T. 1998. Population biology of the clonal moss <i>Hylocomium splendens</i> in Norwegian boreal spruce forests. 4. Effects of simulated fine-scale disturbance. <i>Oikos</i> 82: 5-19.
vegetasjon	1998	Strand, G.-H., Økland, R.H. & Økland, T. 1998. Regional variation of change in crown density in spruce forests: a comparative study of data from three projects in southern Norway. <i>Norsk Geogr. Tidsskr.</i> 52: 49-56.
vegetasjon	1997	Økland, R.H. 1997. Population biology of the clonal moss <i>Hylocomium splendens</i> in Norwegian boreal spruce forests. III. Six-year demographic variation in two areas. <i>Lindbergia</i> 22: 49-68.
vegetasjon	1996	Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1996. Dynamics of understory vegetation in a Norwegian old-growth boreal coniferous forest, during a six-year period. <i>Journal of Vegetation Science</i> 7: 747-762.
vegetasjon	1996	Økland, R.H. & Økland, T. 1996. Population biology of the clonal moss <i>Hylocomium splendens</i> in Norwegian boreal spruce forests. II. Effects of density. <i>Journal of Ecology</i> 84: 63-69.
vegetasjon	1996	Økland, T. 1996. Vegetation-environment relationships of boreal spruce forests in ten monitoring reference areas in Norway. <i>Sommerfeltia</i> 22: 1-349.
vegetasjon	1995	Økland, R.H. 1995. Boreal coniferous forest vegetation in the Solhomfjell area, S Norway: structure, dynamics and change, with particular reference to effects of long distance airborne pollution. <i>Sommerfeltia</i> Suppl. 6: 1-33.
vegetasjon	1995	Økland, R.H. 1995. Bryophyte and lichen persistence patterns in a Norwegian boreal coniferous forest. <i>Lindbergia</i> 19: 50-62.
vegetasjon	1995	Økland, R.H. 1995. Changes in the occurrence and abundance of plant species in a Norwegian boreal coniferous forest, 1988-1993. <i>Nordic Journal of Botany</i> 15: 415-438.
vegetasjon	1995	Økland, R.H. 1995. Persistence of vascular plants in a Norwegian boreal coniferous forest. <i>Ecography</i> 18: 3-14.
vegetasjon	1995	Økland, R.H. 1995. Population biology of the clonal moss <i>Hylocomium splendens</i> in Norwegian boreal spruce forests. I. Demography. <i>Journal of Ecology</i> 83: 697-712.
vegetasjon	1993	Økland, R.H. & Eilertsen, O. 1993. Vegetation-environment relationships of boreal coniferous forests in the Solhomfjell area, Gjerstad, S Norway. <i>Sommerfeltia</i> 16: 1-254.
vegetasjon	1990	Økland, T. 1990. Vegetational and ecological monitoring of boreal forests in Norway. I. Rausjømarka in Akershus county, SE Norway. <i>Sommerfeltia</i> 10: 1-52.





*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: 978-82-426-4649-1

## 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](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger