

2050

NINA Rapport

# Vurdering av økologisk tilstand for fjell i Norge i 2021

Erik Framstad, Nina E. Eide, Wenche Eide, Kari Klanderud, Anders Kolstad, Joachim Töpper og Vigdis Vandvik



## **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.

# Vurdering av økologisk tilstand for fjell i Norge i 2021

Erik Framstad, Nina E. Eide, Wenche Eide, Kari Klanderud, Anders Kolstad, Joachim Töpper og Vigdis Vandvik

Framstad, E., Eide, N.E., Eide, W., Klanderud, K., Kolstad, A., Tøpper, J. & Vandvik, V. 2022. Vurdering av økologisk tilstand for fjell i Norge i 2021. NINA Rapport 2050. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, januar 2022

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-4833-4

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Kristin Thorsrud Teien

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Signe Nybø (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-2166 | 2021

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Eirin Bjørkvoll

FORSIDEBILDE

Memurudalen, Jotunheimen © Foto: Anders Kolstad, NINA

NØKKEWORD

Norge – fjell – økosystem – egenskaper – indikatorer – tilstand – påvirkninger – referansetilstand – god økologisk tilstand

KEY WORDS

Norway – mountains – ecosystem – characteristics – indicators – condition – impacts – reference condition – good ecological condition

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., Eide, N.E., Eide, W., Klanderud, K., Kolstad, A., Töpper, J. & Vandvik, V. 2022. Vurdering av økologisk tilstand for fjell i Norge i 2021. NINA Rapport 2050. Norsk institutt for naturforskning.

Klima- og miljødepartementet startet i 2016 utviklingen av et system for å vurdere tilstanden til norske økosystemer på land og i havet. Denne rapporten dekker den første nasjonale vurderingen av økologisk tilstand for fjell. Vurderingen er basert på 19 tilstandsindikatorer som representerer fjelløkosystemets struktur, funksjoner og produktivitet, fordelt på sju egenskaper ved økosystemer. Vurderingen er gjennomført etter indekismetoden, der verdiene for de 19 indikatorene er skalert til en felles skala mellom 0 og 1, og deretter sammenstilt til en indeks for tilstanden i fjellet. Indikatorene har skalert verdi 1 i referansetilstanden, et lite menneskepåvirket økosystem, og verdi 0 for svært forringet økologisk tilstand. For å vurdere hvor robust beregningen av tilstandsverdien er, har vi også vurdert utviklingen for ulike variabler for påvirkninger og tre supplerende variabler.

Økologisk tilstand for fjell i hele Norge er beregnet til 0,68 (95% konfidensintervall 0,63–0,71), en verdi som ligger litt over grenseverdien på 0,6 som er fastsatt for god økologisk tilstand. Det er bare mindre forskjeller i beregnet tilstandsverdi for ulike regioner, men Sørlandet har litt lavere verdi (0,64) enn Norge som helhet. Det er særlig tre indikatorer som trekker tilstandsverdien ned (skalerte verdier i parentes): *fjellrev* (0,04), *smågnagere* (0,11) og *jerv* (0,14). Også verdiene for *vegetasjonens varmekrav* (0,44) og *lirype* (0,52) ligger under grenseverdien for god økologisk tilstand. Øvrige tilstandsindikatorer har skalerte verdier på eller over grenseverdien. Ut fra indikatorenes tilordning til økosystemets egenskaper innebærer dette at egenskapene *fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer*, *funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer* og *funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* alle har tilstandsverdier under grenseverdien for god tilstand. Tilstandsverdiene for egenskapene *biologisk mangfold* og *landskapsøkologiske mønstre* ligger over, men nær grenseverdien, mens verdien for egenskapene *primærproduksjon* og *abiotiske forhold* ligger klart over grenseverdien. Vi har ingen eller bare svært korte tidsserier for de fleste indikatorene. Disse tidsseriene viser ulik utvikling.

Tilstandsindikatorerne er tilordnet én eller flere hovedkategorier av påvirkningsfaktorer med antatt stor betydning. Ti av indikatorene er knyttet til arealbruk og inngrep, med samlet verdi på 0,71. Ulike effekter av endret arealbruk, spesielt påvirkning fra utbygging av hytter, veier og annen teknisk infrastruktur, samt tilhørende menneskelig aktivitet, er ansett som viktigste påvirkninger. Femten av indikatorene er særlig påvirket av klimaendringer, med samlet verdi på 0,70. Endret temperatur og vekstsesong er antatt å være viktigst, men effektene vises foreløpig bare for få av våre indikatorer. To indikatorer er antatt påvirket av forurensing, i hovedsak nitrogentilførsel, og de har samlet verdi på 0,86. Seks indikatorer er direkte påvirket av jakt eller annen bestandsforvaltning, med samlet verdi på 0,46, der særlig indikatorene *fjellrev* og *jerv* bidrar til redusert verdi. Bare én indikator er potensielt særlig påvirket av fremmede arter, men med verdi 1 viser den ikke slik påvirkning i dag.

Det er usikkerhet knyttet til fastsetting av referanse- og grenseverdier for indikatorene. Imidlertid viser uskalerte verdier for flere indikatorer at disse har betydelig lavere verdi enn forventet i lite menneskepåvirket fjellnatur. Samlet tilstandsverdi ligger likevel over grenseverdien, og økosystemet må derfor regnes for å være i god økologisk tilstand. Mangelfullt datagrunnlag og dekning av økosystemets egenskaper gjør imidlertid denne konklusjonen usikker. Den økologiske tilstanden for fjell de neste tiårene vil trolig forverres som følge av kommende klimaendringer og eventuell videreføring av dagens utviklingstrekk for arealdisponering, energi- og transportutbygging.

Det er ikke gjort tilsvarende vurderinger av økologisk tilstand for fjell i Sverige eller Finland som i Norge, men vurderinger knyttet til EUs habitatdirektiv i Sverige og Finland, samt nasjonale vurderinger av rødlistet arter og naturtyper, viser klare fellestrekk mellom landene i tilstand og

påvirkninger for fjellområdene. Finland har mindre fjellareal enn sine naboer, noe som dels kan forklare hvorfor andelen truede arter er høyere der enn i Norge og Sverige.

Det er stort behov for å videreutvikle systemet for vurdering av økologisk tilstand, spesielt er det behov for å supplere indikatorsettet for å få mer balansert dekning av økosystemets egenskaper, forbedre datagrunnlaget for en rekke indikatorer, og forbedre og kvalitetssikre referanse- og grenseverdier for indikatorene. Langsiktig overvåking, sammen med følgeforskning, er nødvendig for å tilføre slik kunnskap.

Erik Framstad ([erik.framstad@nina.no](mailto:erik.framstad@nina.no)), Nina E. Eide ([nina.eide@nina.no](mailto:nina.eide@nina.no)), Anders Kolstad ([anders.kolstad@nina.no](mailto:anders.kolstad@nina.no)), Joachim Töpper ([joachim.topper@nina.no](mailto:joachim.topper@nina.no)), NINA, Postboks 5685 Torgarden, NO-7485 Trondheim,  
Wenche Eide ([wenche.eide@slu.se](mailto:wenche.eide@slu.se)), SLU Artdatabanken, Box 7007, SE-750 07 Uppsala,  
Kari Klanderud ([kari.klanderud@nmbu.no](mailto:kari.klanderud@nmbu.no)), NMBU, Postboks 5003 NMBU, NO-1432 Ås,  
Vigdis Vandvik ([vigdis.vandvik@uib.no](mailto:vigdis.vandvik@uib.no)), Universitetet i Bergen, Postboks 7800, NO-5020 Bergen.

## Abstract

Framstad, E., Eide, N.E., Eide, W., Klanderud, K., Kolstad, A., Töpper, J. & Vandvik, V. 2022. Assessment of the ecological condition of mountains in Norway in 2021. NINA Report 2050. Norwegian Institute for Nature Research.

In 2016, the Ministry of Climate and the Environment started the development of a framework for assessing the condition of Norwegian ecosystems on land and in the sea. This report covers the first national assessment of the ecological condition of mountains. The assessment is based on 19 condition indicators that reflect the structure, functions and productivity of the mountain ecosystem, allocated to seven characteristics of ecosystems. The assessment is performed according to the index method, where the values for the 19 indicators are scaled to a common scale between 0 and 1, and then compiled into an index for ecosystem condition. The indicators have a scaled value of 1 in the reference condition, an ecosystem with little human impact, and a value of 0 for a very deteriorated ecosystem. To evaluate how robust the calculation of the condition value is, we have also assessed the trends for several impact factors and three supplementary variables.

The ecological condition for mountains throughout Norway is calculated to a value of 0.68 (95% confidence interval 0.63–0.71), a value above the limit value of 0.6 set for good ecological condition. There are only minor differences in the condition values for various regions, although Sørlandet has a somewhat lower value (0.64) than Norway as a whole. Three indicators particularly reduce the condition value (scaled values in parentheses): *Arctic fox* (0.04), *small rodents* (0.11) and *wolverine* (0.14). The values for *vegetation heat requirements* (0.44) and *willow grouse* (0.52) are also below the limit value for good ecological condition. Other condition indicators have scaled values at or above the limit value. Based on the assignment of indicators to the ecosystem characteristics, condition values are lower than the limit value for the ecosystem characteristics *distribution of biomass between trophic levels*, *functional composition within trophic levels* and *functionally important species and biophysical structures*. The condition values are above, but close to, the limit value for the ecosystem characteristics *biological diversity* and *landscape ecological patterns*, whereas *primary production* and *abiotic conditions* have values clearly above the limit value. We have no or only very short time series for most indicators. These time series show variable trends.

The condition indicators are assigned to one or more main categories of impact factors. Ten of the indicators are particularly affected by land use and infrastructure development, with an overall value of 0.71. The main drivers are various impacts of land use change, in particular cabins, roads, other technical infrastructure, and related human activities. Fifteen of the indicators are particularly affected by climate change, with a total value of 0.70. Increasing temperatures and prolonged growing seasons are believed to be the most important. These climate impacts are currently detected in only some of our indicators. Two indicators are particularly affected by pollution, mainly nitrogen deposition, with a total value of 0.86. Six indicators are particularly affected by hunting or other direct population management, with a total value of 0.46. The indicators *Arctic fox* and *wolverine* particularly contribute to this low value. There is only one indicator related to the influence of alien species; its value of 1 indicates negligible effects of alien species in Norwegian mountains so far.

In spite of some uncertainty in the setting of reference and limit values for the indicators, unscaled values for several indicators indicate that their values are considerably lower than expected for an ecosystem with little human impact. However, the overall condition value is above the limit value for good ecological condition, and the ecosystem should therefore be classified as in good condition. Due to inadequate coverage of data and ecosystem characteristics, this conclusion is uncertain. With projected climate change and current trends for land management, energy and transport development, the ecological condition of mountains will probably worsen over the next few decades.



Similar assessments of ecological condition have not been conducted for mountains in Sweden or Finland, but assessments for Article 17 reporting under the EU Habitats Directive in Sweden and Finland, as well as national assessments of red-listed species and habitats, show considerable similarities in condition and impact factors for mountain areas in the Nordic countries. Finland has less mountain area than its neighbours, and this may partly explain why its share of threatened species is higher than in Norway and Sweden.

There is a great need to further develop the system for assessing ecological condition, by supplementing the set of indicators to obtain a more balanced coverage of the ecosystem's characteristics, improving the data underpinning indicators, and improving the procedures and data for setting reference and limit values for the indicators. Long-term monitoring and associated research are needed to improve the necessary data and knowledge.

Erik Framstad ([erik.framstad@nina.no](mailto:erik.framstad@nina.no)), Nina E. Eide ([nina.eide@nina.no](mailto:nina.eide@nina.no)), Anders Kolstad ([anders.kolstad@nina.no](mailto:anders.kolstad@nina.no)), Joachim Töpper ([joachim.topper@nina.no](mailto:joachim.topper@nina.no)), NINA, PO Box 5685 Torshov, NO-7485 Trondheim,  
Wenche Eide ([wenche.eide@slu.se](mailto:wenche.eide@slu.se)), SLU Artdatabanken, PO Box 7007, SE-750 07 Uppsala,  
Kari Klanderud ([kari.klanderud@nmbu.no](mailto:kari.klanderud@nmbu.no)), NMBU, PO Box 5003 NMBU, NO-1432 Ås,  
Vigdis Vandvik ([vigdis.vandvik@uib.no](mailto:vigdis.vandvik@uib.no)), University of Bergen, PO Box 7800, NO-5020 Bergen.



# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>5</b>
<b>Forord</b> .....	<b>8</b>
<b>Utvidet sammendrag</b> .....	<b>9</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>12</b>
1.1 Fjellets økologi og endringer siden istida .....	12
1.2 Definisjoner og forståelse av økologisk tilstand i fjell .....	19
1.3 Mål for rapporten .....	24
<b>2 Datagrunnlag og metoder</b> .....	<b>25</b>
2.1 Avgrensning av økosystemet fjell .....	25
2.2 Geografiske regioner .....	25
2.3 Metode for vurdering av økologisk tilstand.....	27
2.3.1 Indikatorer, referanseverdier, grenseverdier for god økologisk tilstand .....	27
2.3.2 Skalering, vektning og sammenstilling av indikatorverdier.....	28
2.3.3 Beregning av usikkerhet .....	30
2.3.4 Samlet vurdering av økologisk tilstand .....	30
2.4 Indikatorer og datagrunnlag.....	31
2.4.1 Indikatorer i indeksen for økologisk tilstand .....	31
2.4.2 Supplerende variabler.....	39
2.4.3 Variabler for påvirkningsfaktorer.....	41
<b>3 Økologisk tilstand for fjell i Norge</b> .....	<b>46</b>
3.1 Beregnet økologisk tilstand for fjell.....	46
3.1.1 Økologisk tilstand for fjell i hver region .....	46
3.1.2 Økosystemets egenskaper og indikatorer .....	49
3.2 Sammenheng mellom økologisk tilstand og påvirkningsfaktorer .....	62
3.3 Økologisk tilstand for fjell – oppsummering.....	70
<b>4 Tilstanden i norske fjell sett i internasjonal sammenheng</b> .....	<b>75</b>
4.1 Tilstanden for fjelløkosystemer i Norden .....	75
4.2 Rødlister for arter og naturtyper knyttet til fjell i Norden.....	83
<b>5 Diskusjon</b> .....	<b>87</b>
5.1 Grunnlag for samlet vurdering av økologisk tilstand i fjell.....	87
5.2 Behov for videreutvikling .....	94
5.3 Perspektiver på framtidig utvikling av økologisk tilstand i fjell.....	96
<b>6 Referanser</b> .....	<b>99</b>
<b>Vedlegg 1 Dokumentasjon av indikatorer brukt i beregning av tilstandsverdi for fjell</b> ..	<b>108</b>
<b>Vedlegg 2 Klimautviklingen i de enkelte fjellregionene</b> .....	<b>127</b>

## Forord

Klima- og miljødepartementet har på vegne av regjeringen, og som oppfølging av Meld. St. 14 Natur for livet (2015-2016), tatt initiativ til å utvikle et system for å vurdere den økologiske tilstanden til norske økosystemer på land og i havet. Arbeidet startet i 2016 med oppnevning av et ekspertråd som foreslo hvordan et slikt system kunne innrettes. Deretter ble systemet videreutviklet ved prosjekter for operasjonalisering og uttesting av systemet i 2018 og 2019. NINA har vært sentral i dette arbeidet. Våren 2020 ble NINA bedt om å lede arbeidet med vurdering av økologisk tilstand for skog og fjell for hele landet etter indeksmetoden (jf. kap. 2.3). Denne rapporten beskriver vurderingen som er gjort for fjell. Vurderingen er gjort høsten 2021, basert på et datagrunnlag for indikatorene med varierende oppdatering fram til og med 2021.

Arbeidet med vurdering av økologisk tilstand for fjell i hele Norge er gjennomført av en arbeidsgruppe under ledelse av NINA, med Erik Framstad som prosjektleder. Øvrige deltakere i arbeidsgruppa har vært Kari Klanderud fra NMBU, Vigdis Vandvik fra Universitetet i Bergen, Wenche Eide fra SLU Artdatabanken, samt Nina E. Eide, Anders Kolstad og Joachim Töpper fra NINA.

Arbeidsgruppa hadde et oppstartmøte 25. mai 2021, der oppdraget, metoden og datagrunnlaget ble gjennomgått. I det videre arbeidet har ansvaret vært som følger: Anders Kolstad og Joachim Töpper har stått for tilrettelegging av data, beregning av indikatorestimater etter indeksmetoden og produksjon av figurer, i et eget delprosjekt. Erik Framstad og Nina E. Eide har hatt hovedansvaret for kapittel 1.1, Wenche Eide for kapittel 4. Vigdis Vandvik og Kari Klanderud har gjennomgått og gitt innspill på ulike deler av rapporten. Erik Framstad har hatt hovedansvaret for øvrige kapitler og stått for samlet redigering. Alle medlemmene i arbeidsgruppa har bidratt med innspill til ulike deler av rapporten.

Prosjektet gjennomførte en workshop 4. november 2021 med følgende deltakere i tillegg til arbeidsgruppa: Anders Bryn (NHM-UiO), Jonathan Colman (NMBU), Aud Halbritter (Univ. i Bergen) og Siri Lie Olsen (NMBU). Formålet med workshopen var å få eksterne synspunkter på opplegg, metoder og resultater fra deltakerne, som på forhånd fikk tilsendt utkast av rapporten. I tillegg til innspill på workshopen bidro deltakerne også med skriftlige innspill i etterkant. Synspunkter fra workshopen ble samlet i et referat og gjennomgått for vurdering og innarbeiding i rapporten.

Vi uttrykker stor takk til deltakerne i workshopen for deres tid og bidrag til forbedring av rapporten. Vi vil også takke mange kolleger i NINA, særlig Markus Fjellstad Israelsen og Tessa Bargmann for bistand med tilrettelegging av data og beregning av ulike indikatorer, Vegar Bakkestuen for beregning av ulike egenskaper for områder med rein, Stefan Blumentrath for beregning av indikatoren for konnektivitet av fjellareal og areal av alpine soner, Brage B. Hansen for innspill til indikatoren for vinterregn, Jenny Mattisson for bistand med indikatorene kongeørn og jerv, Bram van Moorter og Torkild Tveraa for innspill til rein-indikatoren, Erlend B. Nilsen for bistand med liryte-indikatoren, Bård G. Stokke og John Atle Kålås for bistand med fugleindikatorer basert på TOV-E, samt Zander Venter for tilrettelegging av økosystemkart og datagrunnlag for NDVI-indikatoren. I tillegg vil vi takke Simon Jakobsson for å ha utviklet det tekniske rammeverket for beregning av økologisk tilstand etter indeksmetoden, og Bård Pedersen for mange års arbeid med naturindeksen, som har vært sentral for både utvikling av indeksmetoden og flere av indikatorene som brukes i vurderingen av økologisk tilstand.

Vi takker Miljødirektoratet for utmerket samarbeid om arbeidet med økologisk tilstand. Kontaktperson i Miljødirektoratet har vært Eirin Bjørkvoll.

Oslo/Trondheim  
Desember, 2021

Erik Framstad/Signe Nybø

## Utvidet sammendrag

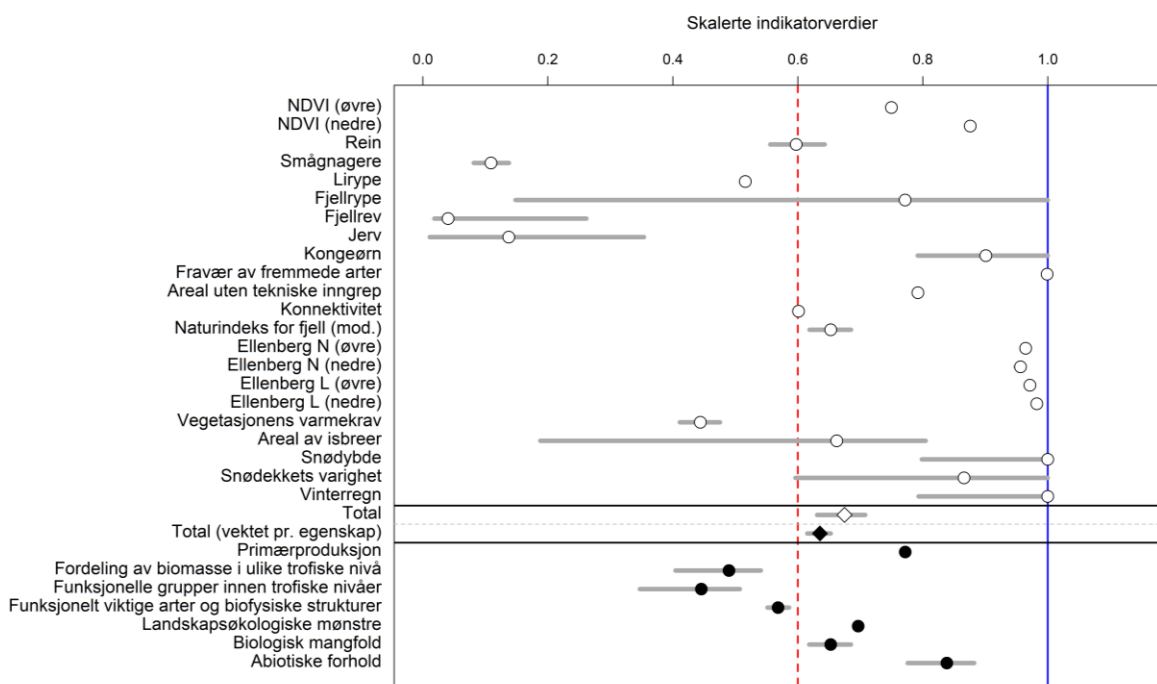
Klima- og miljødepartementet oppnevnte i 2016 en gruppe fageksperter som fikk i oppgave å utrede hvordan et system for å vurdere tilstanden til norske økosystemer på land og i havet kunne utvikles. På bakgrunn av ekspertgruppas forslag er systemet deretter videreutviklet for nasjonal gjennomføring. Vurderingen av økologisk tilstand er basert på en sammenlikning av dagens økologiske tilstand med en referansetilstand i et intakt økosystem med minimal menneskelig påvirkning. Sammenlikningen gjøres ved hjelp av et sett tilstandsindikatorer fordelt på sju egenskaper som dekker økosystemets struktur, funksjoner og produktivitet. Verdiene for indikatorene skaleres til en felles skala mellom 0 og 1, med skalert verdi 1 i referansetilstanden, et intakt økosystem, og 0 for høyeste/laveste mulige verdi under svært forringet økologisk tilstand. For hver indikator er det også angitt en grenseverdi som angir om indikatoren viser at økosystemet er i god tilstand eller ikke. For skalerte indikatorverdier er denne grenseverdien fastsatt til 0,6. Indikatorenes skalerte verdier sammenstilles til en samlet tilstandsverdi for de enkelte egenskapene og for hele økosystemet. Tilstandsverdier over 0,6 tilsier god tilstand.

Denne rapporten presenterer den første nasjonale vurderingen av økologisk tilstand i fjell, basert på indeksmetoden (Töpper & Jakobsson 2021; jf. kap. 2.3). Vurderingen for fjell er basert på 19 tilstandsindikatorer, fordelt på sju egenskaper ved økosystemet. For å vurdere hvor robust beregningen av tilstandsverdien er, har vi også vurdert utviklingen for de av tilstandsindikatorerne som har tidsserier, for flere variabler for påvirkninger og for tre supplerende variabler.

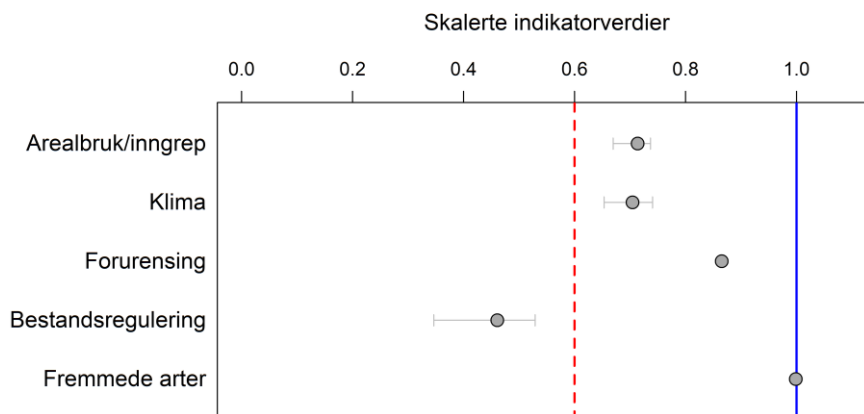
Resultatene av vurderingen er sammenfattet i **figur A**. Økologisk tilstand for fjell i hele Norge er beregnet til 0,68 (med 95% konfidensintervall 0,63–0,71). Dette er litt over grenseverdien for god økologisk tilstand (0,6). Det er bare mindre forskjeller i beregnet tilstandsverdi for ulike regioner, med lavest verdi for Sørlandet (0,64) og høyest for Midt-Norge (0,71). Det er særlig indikatorene for *fjellrev* (skalert verdi 0,04), *smågnagere* (0,11) og *jerv* (0,14) som trekker samlet tilstandsverdi ned, men også *vegetasjonens varmekrav* (0,44) og *lirype* (0,52) har skalerte verdier under grenseverdien for god økologisk tilstand. *Rein*, *areal av isbreer*, *konnektivitet av fjellareal* og *naturindeks for fjell (modifisert)* ligger på eller rett over grenseverdien. De øvrige indikatorene har skalerte verdier nær eller noe lavere enn referanseverdien. For enkelte indikatorer er usikkerheten svært stor.

Indikatorenes tilordning til økosystemets egenskaper innebærer at tilstandsverdiene (i parentes) ligger under grenseverdien for god tilstand for egenskapene fordeling av *biomasse mellom trofiske nivåer* (0,49), *funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer* (0,44) og *funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* (0,57). Også egenskapene *biologisk mangfold* (0,65) og *landskapsøkologiske mønstre* (0,70) har forholdsvis lave tilstandsverdier.

Tilstandsindikatorerne er tilordnet én eller flere hovedkategorier av påvirkningsfaktorer som er antatt å ha stor betydning for de enkelte indikatorene. Ti av indikatorene er ansett som særlig påvirket av arealbruk og inngrep, med samlet tilstandsverdi 0,71, mens hele 15 indikatorer, med en samlet tilstandsverdi 0,70, er vurdert som særlig påvirket av klimaendringer (**figur B**). Seks indikatorer er særlig påvirket av jakt, bestandsregulering eller bestandsforsterkning, med samlet tilstandsverdi 0,46. Bare to indikatorer, med samlet tilstandsverdi 0,87, er ansett som følsomme for forurensing i form av nitrogentilførsel, og bare én indikator, med verdi 1, er ansett som potensielt særlig påvirket av fremmede arter. Det er altså indikatorer som særlig er påvirket av direkte bestandsforvaltning og jakt, som har samlet verdi under grenseverdien for god økologisk tilstand. De fleste av disse indikatorene er også betydelig påvirket av andre faktorer som arealbruk/inngrep og klimaendringer.



**Figur A** Beregnet økologisk tilstand for fjell i hele Norge. Hvide sirkler angir de skalerte verdiene for de enkelte indikatorene som inngår i beregningen. Hvit firkant viser samlet tilstandsverdi for økosystemet basert på disse indikatorene direkte, mens svart firkant viser samlet tilstandsverdi basert på tilstandsverdiene til de ulike egenskapene for økosystemet (svarte sirkler). Symbolene viser medianverdier for indikatorer eller gjennomsnittlige tilstandsverdier, mens grå og svarte streker viser 95 % konfidensintervallet. Noen konfidensintervaller er så små at de er dekket av symbolene. Denne figuren er også presentert som **figur 3.1** i kapittel 3.1.



**Figur B** Økologisk tilstand for indikatorer følsomme for gitte påvirkningsfaktorer, for hele Norge. Enkelte konfidensintervaller er så små at de er skjult bak symbolene. Denne figuren er også presentert som **figur 3.20** i kapittel 3.2.

Resultatenes holdbarhet er vurdert opp mot indikatorenes dekning av egenskapene ved økosystemet, datagrunnlaget og sikkerhet i vurderingene. Dette er oppsummert i **tabell A**. Indikatorene dekker vesentlige aspekter ved alle egenskaper, men dekningen er likevel mangelfull. Det mangler særlig flere indikatorer basert på planter og vegetasjonsstruktur, så vel som invertebrater, sopp og nedbrytere i jord. De fleste indikatorene har ingen eller bare korte tidsserier, noe som gjør det vanskelig å bedømme utviklingen for indikatorene og økosystemet som helhet. Samtidig

samsvarer rapportens overordnede resultater om tilstand og årsaker med andre nasjonale kunnskapskilder som rødlistene for arter og naturtyper, samt internasjonal kunnskap om økologisk tilstand i fjellet.

Det er stort behov for å videreutvikle systemet for å vurdere økologisk tilstand for fjell: ved å supplere indikatorsettet for å få en mer balansert dekning av økosystemets egenskaper, ved å forbedre datagrunnlaget, og for å forbedre og kvalitetssikre referanse- og grenseverdier for indikatorene. Nye indikatorer basert på eksisterende data fra pågående overvåking kan utvikles for ulike funksjonelle grupper av planter, dekningsgrad av ulike vegetasjonssjikt og indeks for fjellfugler. For å utvikle indikatorer for invertebrater eller biologiske og kjemiske forhold i jord, trengs ny datainnsamling.

Basert på den store spredningen i indikatorenes avvik fra sine respektive referanseverdier, den store usikkerheten for enkelte indikatorestimater, manglende mulighet for å bedømme utviklingen for de fleste indikatorene, samt mangelfull indikatordekning for økosystemets egenskaper vurderes det som usikkert om den samlede økologiske tilstand for fjell er god eller forringet. Med forventede klimaendringer og dagens utviklingstrekk for arealbruk, utmarksforvaltning og infrastrukturbygging er det imidlertid ganske sikkert at den økologiske tilstanden for fjell vil måtte vurderes som forringet innen få tiår.

**Tabell A** Samlet vurdering av holdbarheten til resultatene for økologisk tilstand for fjell, basert på indikatorenes dekning av økosystemets egenskaper, nivå (sammenliknet med referansetilstanden) og trender for indikatorenes uskalerte verdier, samt de viktigste påvirkningsfaktorenes effekter på indikatorene tilordnet hver egenskap. Høyre kolonne angir om tilstanden ganske sikkert er god eller avviker fra god (dvs. at den er forringet), eller er usikker (tilstandsverdien ligger nær grenseverdien), alle forhold tatt i betraktning.

Egenskaper	Tilstands-verdi	Indikatorer	Indikatorenes		Påvirkningseffekt	Tilstand
			nivå	trend		
Primærproduksjon	0,77	Mangelfull	Noe avvik	Økende	Negativ	God
Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivå	0,49	Noe mangelfull	Dels betydelige avvik	Sprikende	Negativ	Forringet
Funksjonell sammensetning innen trofiske nivå	0,44	Noe mangelfull	Dels betydelige avvik	Sprikende	Negativ	Forringet
Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	0,57	Mangelfull	Dels avvik	Sprikende	Negativ	Usikker
Landskapsøkologiske mønstre	0,70	Mangelfull	Noe avvik	Avtakende	Negativ	Usikker
Biologisk mangfold	0,65	Mangelfull	Noe avvik	Avtakende	Negativ	Usikker
Abiotiske forhold	0,84	Noe mangelfull	Lite avvik	Sprikende	Positiv, Negativ	God
<b>Samlet for fjell</b>	<b>0,68</b>	<b>Mangelfull</b>	<b>Noe avvik</b>	<b>Sprikende</b>	<b>Negativ</b>	<b>Usikker</b>

# 1 Innledning

## 1.1 Fjellets økologi og endringer siden istida

Fjellet representerer en stor og karakteristisk del av naturen i Norge. Forestillingene om fjellet har variert over tid, som et mystisk og farlig landskap med jetter og troll, som et sted å høste ressurser ved jakt, fiske, beite eller moderne vannkraft, som et symbolsk fundament for det moderne Norge, eller som et landskap for rekreasjon og opplevelse. Fjellet representerer også en viktig del av Norges naturmangfold og er framhevet som eget hovedøkosystem i Norges handlingsplan for naturmangfoldet (Meld. St. 14, 2015-2016).

### Avgrensning og areal av fjellet

Med fjell forstår vi vanligvis de åpne områdene over sammenhengende skog, dvs. der trærne ikke dominerer vegetasjonen og landskapet. Disse åpne områdene omfatter både fastmark med hei, grasmark, nakent berg og steinblokker, så vel som myr og annen våtmark, ferskvann, is og snø. Fjellet kan også inneholde spredte forekomster av busker og trær. I noen sammenhenger inkluderes også den nærmeste fjellnære bjørkeskogen eller barskogen i begrepet fjell.

Fjellet avgrenses oftest av en definert grense mot sammenhengende skog. En slik skoggrense kan imidlertid defineres på ulike måter. Moen (1998) definerer fjell eller alpin sone som områder over *den klimatiske skoggrensa*, dvs. grensa for de høyeste forekomstene av sammenhengende trevegetasjon i områder som er lite påvirket av mennesker. Høyden for den klimatiske skoggrensa varierer fra 0 m o.h. ved kysten av Finnmark til 1200–1300 m o.h. i de sentrale fjellområdene i Sør-Norge. Dagens faktiske skoggrense avhenger av mer enn klimaet. Lokale naturgitte forhold som eksposisjon, bratt terreng, ras, og tynt jordsmonn påvirker hvor skog kan etableres. Dessuten har mennesker utnyttet fjellets ulike ressurser over lang tid, og spesielt har områdene i overgangen mellom skog og fjell vært hardt utnyttet til hogst, setring, beiting og slått (jf. under). Dermed kan dagens skoggrense mange steder være betydelig lavere enn den klimatiske skoggrensa, noe som indikerer at mye åpen mark kunne vært skog med dagens klima (Bryn mfl. 2013). I denne rapporten forholder vi oss til en modellert realisert eller observert skoggrense basert på dagens forekomst av områder med sammenhengende skog gitt i kartdatakildene AR5 og AR50 (se kap. 2.1). Moen (1998) skiller ut en sørarktisk sone der den klimatiske skoggrensa når havet i nord. Det er ikke noe klart skille mellom vegetasjonen i denne sonen og i nærliggende alpine områder (Bandeckar mfl. 2020). Vi har derfor valgt å inkludere alt areal over eller nord for vår definerte skoggrense som del av fjellet.

Hvor stor andel fjellarealet utgjør av hele Norges areal, avhenger av hvordan skoggrensa er definert. Basert på Moens (1998) avgrensning av alpin sone (som igjen er basert på data fra Børre Aas i 1964), utgjør fjellarealet omkring 31,6 % av Norges areal. Legger vi til grunn vår modellerte skoggrense basert på observert forekomst av sammenhengende skog, utgjør fjellarealet omtrent 38,7 %. Dette innebærer at ulik menneskelig påvirkning har økt andelen av fjellarealet med omtrent 7 %, sammenliknet med om fjellarealet var bestemt av klimaet alene. Basert på andre daggrunnlag for skogareal og areal uten skog (inkludert åpent areal på kysten), kom Bryn mfl. (2013) fram til at nær 16 % av Norges areal i dag er åpent, men kunne vært skogdekt med dagens klima. Menneskers bruk av fjellet og nærliggende skog er imidlertid en annen i dag enn tidligere, og sammen med endringene i klimaet vil fjellarealet gradvis bli redusert (se under).

### Økologiske forhold og naturmangfold i fjellet

Et gjennomgående kaldt klima, med kjølig sommer, kort vekstsesong, kald vinter og langvarig snødekke, er karakteristisk for fjellet. Snødekket kan gjerne ligge mer enn 200 dager, mens vekstsesongen vanligvis er under 120 dager (Hanssen-Bauer mfl. 2015). Mangelen på trær er både en konsekvens av det kalde klimaet og bidrar til å forsterke effekten av klimaet på andre organismer. Uten skog blir temperaturforskjellene mellom natt og dag og vindens påvirkning større, noe som bidrar til langt større variasjon i snødekkets tykkelse og sammensetning enn vi finner i skogen. Et velutviklet busksjikt kan i noen grad jevne ut slike forskjeller.

Lav sommertemperatur og kort vekstsesong begrenser både planters produksjon og nedbrytingen av dødt organisk materiale. Dermed begrenses også næringstilgangen for plantene, av både næringsstoffer som nitrogen og fosfor og basekationer som kalsium, kalium og magnesium. Jordsmonnet i fjellet er også skinnere enn i lavlandet, spesielt i høyereliggende fjellstrøk der jordsmonnet er tynt, med lite organisk innhold og næringsstoffer, eller mangler helt. Sammensetningen av nedbrytersamfunn er fundamentalt forskjellig over og under skoggrensa, med betydelig høyere andel nedbrytere under enn over skoggrensa (Tonjer mfl. 2021). Dette påvirker nedbrytningen av karbon i jordsmonnet og gjør at omsetningen er raskere i fjellbjørkeskogen enn rett over.

Gjennomsnittstemperaturen avtar med høyden over havet, med omtrent 0,4–0,6 °C pr. 100 meter stigning (Laaksonen 1976). Med lavere temperatur følger også endringer i vegetasjonens artssammensetning, med fravær av varmekjære arter og økt forekomst av arter som er tilpasset lav temperatur og kort vekstsesong. Mønstre i vegetasjonens artssammensetning er brukt til å definere ulike bioklimatiske soner i fjellet (Moen 1998):

- *Lavalpin sone* utgjør den nederste delen av den alpine sonen i fjellet. Den begrenses nedad mot nordboreal sone av den klimatiske skoggrensa. Jordsmonnet er velutviklet, ofte med podsolstruktur, og myr forekommer rikelig. Vegetasjonen er karakterisert ved forekomster av sammenhengende blåbær/blålynghei, einer- og dvergbjørkhei, vierkratt, samt gras og urter. På grunn av sterk menneskelig påvirkning vil deler av nordboreal sone nær fjellet være uten skog (ofte kalt boreal hei) og ha klare fellestrekk med lavalpin sone. Arealer i nordboreal sone uten skog, så vel som sørarktisk sone, er inkludert i vår definisjon av fjellet og utgjør til sammen omkring 70,4 % av fjellarealet, dvs. arealet over vår modellerte faktiske skoggrense.
- *Mellomalpin sone* skilles fra lavalpin sone ved at vegetasjonen generelt er mer lavvokst, preget av gras, lav og moser og mangler forekomst av sammenhengende lynghei og treaktige planter. Myr mangler, og jordsmonnet er svakere utviklet. Innslaget av bar mark øker. Frostpåvirkning gir innslag av vannmettet solifluksjonsmark og polygonmark. Mellomalpin sone utgjør omkring 23,4 % av fjellarealet.
- *Høyalpin sone* skilles fra mellomalpin sone ved at høyalpin sone mangler sammenhengende vegetasjon og i stedet har store innslag av nakent berg, grus og blokkmark, foruten isbreer og varige snøfonner. Jordsmonn mangler eller er svakt utviklet. Høyalpin sone utgjør omtrent 6,2 % av fjellarealet.

Dybde, varighet og lokal fordeling av snødekket har stor betydning for artenes fordeling og livsmuligheter i fjellet. Snødybde og -varighet varierer med terrengets form, helning og eksposisjon samt dominerende vindretning. Dette gir en karakteristisk sonering i rabber, lesider og snøleier. På eksponerte rabber, der snøen ofte blåser bort eller bare utgjør et tynt og ustabil lag, er vegetasjonen utsatt for temperatursvingninger, vindslitasje og tørke, men vekstsesongen starter tidlig og er relativt lang. Her vokser lav, rabbesiv og lyngvekster som rypebær, krekling og grep-lyng. I lesider nedenfor rabbene ligger snøen lenger og utgjør et beskyttende lag over vegetasjonen, og her er blåbær/blålyng, gras og urter vanlige. I snøleiene i bunnen av rabb-snøleie gradienten ligger snøen lenge, av og til hele sommeren, vekstsesongen er kort, men vanntilgangen er god. Her dominerer moser, musøre, polarvier og andre småvokste planter. Slik lokal sonering med rabber, lesider og snøleier er særlig typisk i lavalpin sone, men er mindre velutviklet høyere opp i fjellet og i regioner med ustabil snødekke gjennom vinteren, som i kystnære fjell eller i kontinentale områder med svært lite snø.

I tillegg til variasjon i snøforholdene har ulik tilgang på næringsstoffer stor betydning for planteartene og næringsverdien av plantene for planteetere. God tilgang på vann og næringsstoffer som nitrogen gir god plantevekst og godt beite, mens god tilgang på kalsium ved kalk i berggrunnen medfører et rikt artsmangfold av planter.

Lave temperaturer og kort vekstsesong begrenser utbredelsen til mange plante- og dyrearter, og artsrikheten i fjellet er generelt lavere enn i skog og åpne områder i lavlandet. Dette kan skyldes at temperaturen i seg selv eller snødekket begrenser livsmulighetene, at vekstsesongen



er for kort til å gjennomføre livssyklus, eller at åpne fjellarealer ikke har nok egnet habitat eller næring. For arter som er tilpasset de vanskelige forholdene i fjellet, kan færre konkurrenter og predatorer enn i lavlandet gi gode livsmuligheter.

Lyng og dvergbusker er en dominerende og økologisk viktig plantegruppe i fjellet. Lyngdominert fjellhei dekker ca. 15% av det norske landarealet, noe som tilsier at slik hei dekker ca. 1/3 av fjellarealet, primært i lavalpin sone der lyngdominerte fjellheier dominerer (Bryn mfl. 2018). Dvergbusker (Chamaephytes) er forvedete planter med en kronehøyde på 25–50 cm, med vekstform og økologiske trekk som gjør at de kan spille dominerende funksjonelle roller i økosystemene (Ellenberg & Mueller-Dombois 1966). De kan danne tette monokulturer, og de fleste er eviggrønne med langlivete flate eller nåleformede blader som er rike på karbon og fenoler. Mange dominerende dvergbuskarer har samliv med ericoide mykorrhiza-sopper som har nøkkelroller i næringssyklus og karbonlagring i jord (Clemmensen mfl. 2015). Dvergbusker gir også kritiske beiteressurser året rundt for tamme og ville planteetere, samt bær for fugler, pattedyr og mennesker. De kan også undertrykke andre planter gjennom konkurranse og allelopati, dvs. kjemiske stoffer som hindrer andre planters vekst (Nilsson mfl. 1993). Dvergbusker kan dermed ha nøkkelroller i økosystemene, med tilbakekoblinger fra vegetasjonen til klimaet via effekter på økosystemets energistrømmer og karbon-, nærings- og vannkretsløp.

Under vanskelige miljøforhold som i fjellet må fastsittende arter finne måter å overleve og reprodusere på, der de står. En strategi er å fordele livssyklus over flere år, noe som viser seg ved at det er få ettårige fjellplanter, som dvergsgyre og snøsøte (Molau 1993). Lave temperaturer påvirker ikke bare metabolismen, og dermed plantenes vekst og utvikling, men også reproduksjonen, gjennom redusert aktivitet for pollinerende insekter (Kevan 1972). En løsning er å produsere vegetative skudd, som hos fjellbunke og geitesvingel, eller groknopper, som hos harerug og knoppsildre. Disse sitter fast på morplanten til de har begynt å vokse og har allerede blitt små planter når de løsner. Dermed får de en raskere etablering enn arter som satser på frøproduksjon. Begrensete muligheter til insektpollinering anses å være en viktig forklaring på den store variasjonen i reproduksjonsstrategier i arktiske og alpine områder (Billings 1974, Molau 1993, Brochmann 1999, Nyhlen mfl. 2000).

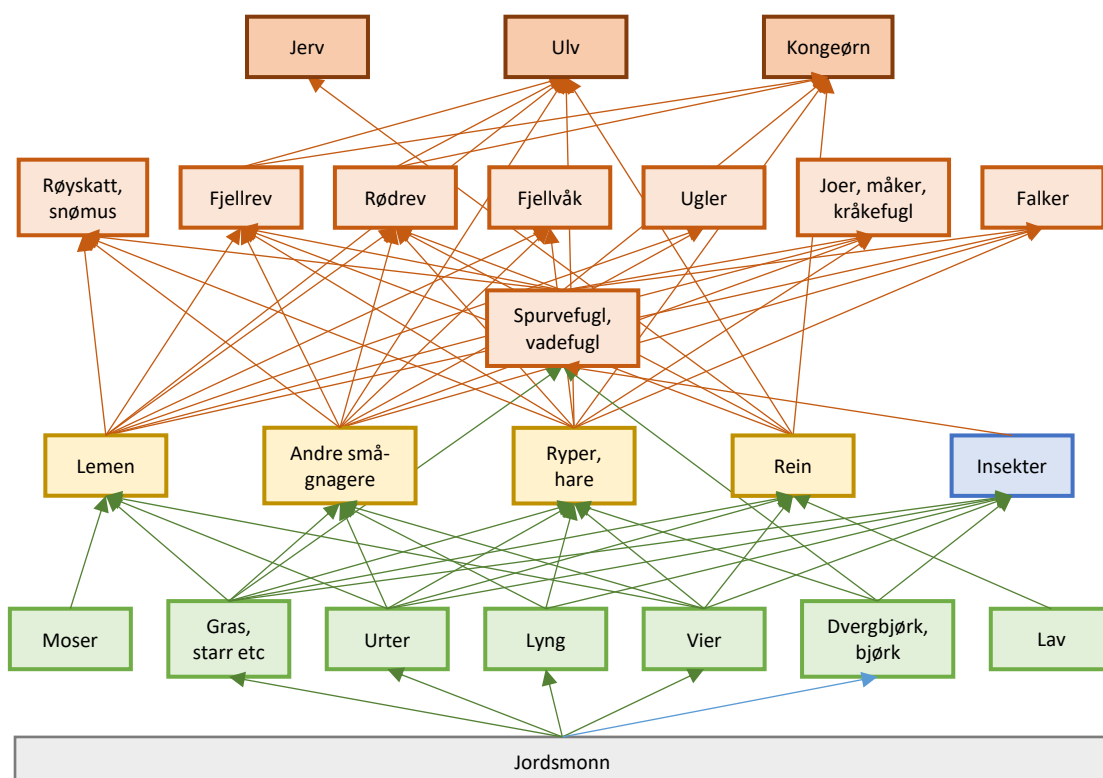
I fjellvegetasjonen dominerer oftest positive samspill mellom artene, siden det å vokse nær hverandre gir beskyttelse mot lave temperaturer og tap av fuktighet, noe som overstiger ulempene ved konkurranse om lys og næring (Körner 2003, Larcher 2003). Nedover fra nordboreal sone øker graden av konkurranse, der tettere og høyere vegetasjon skaper sterk konkurranse om lys, mens abiotisk stress knyttet til temperatur og uttørking avtar (Olsen mfl. 2016, He mfl. 2013, Choler mfl. 2001). Derfor viser planteartene i fjellet funksjonelle trekk som innebærer sparing av ressurser, f.eks. at de er saktevoksende, med små blader, lav høyde og stor andel underjordisk biomasse. Lavlandsarter er i større grad kjennetegnet ved evne til å skaffe seg ressurser, som store blader og høy vekstform (Read mfl. 2014). I tillegg er vegetativ formering via klon-dannelse sterkt utviklet blant fjellarter, siden frøplanter er spesielt følsomme for kulde og uttørking (Shevtsova mfl. 2009). Seksuell reproduksjon fra frø lykkes sjelden (Töpfer mfl. 2018a, Meineri mfl. 2013) og har en mer langsiktig funksjon for å ivareta genetisk variasjon (jf. Forbis 2003).

Et tykt og varig snølag om vinteren gir god beskyttelse mot lave temperaturer og kan gi gode livsmuligheter for dyrearter som smågnagere, som kan finne næring under snøen. For arter som lever oppå snøen, kan dyp snø medføre problemer med å få tak i næring. Det er særlig tilfelle om snøen eller marka blir dekket av tykke islag etter mildværespisoder om vinteren. Slike islag kan også dannes ved bakken eller som lag i snøen, noe som medfører problemer for smågnagere og andre arter under snøen (Kausrud mfl. 2008).

I tillegg til den store betydningen som variasjonen i værforholdene har for arter og økosystemprosesser i fjellet, er fjellet også karakterisert av store biologiske variasjoner. Både smågnagere og insekter som bjørkemålere kan ha ekstremt store bestandstettheter med fra 3–4 til 10 års mellomrom (Ehrich mfl. 2020, Ims mfl. 2008, Kausrud mfl. 2008, Nilssen mfl. 2007, Tenow 1972). Disse regelmessige endringene i bestandene av smågnagere og insekter har stor effekt på

resten av økosystemet. Vegetasjonen på bakken eller lauvet på trær og busker blir kraftig nedbeitet (Olofsson mfl. 2012), noe som øker lystilgangen på bakken og frigjør næringsstoffer. Dette kan medføre endringer i vegetasjonen mot mer grasdominans som blant annet påvirker smågnagerbestandene (Jepsen mfl. 2013). Fugler og pattedyr som lever av smågnagere eller insekter, får ekstra stor næringstilgang og dermed høy overlevelse og reproduksjon. Dessuten unnlater de da gjerne å jakte på andre, vanskeligere tilgjengelige byttedyr, som i sin tur overlever bedre. Bestandene av predatorerne kan imidlertid øke og medføre et økt predasjonstrykk på ulike byttedyr etter slike bestandstopper av smågnagere eller bjørkemålere. Dessuten kan slike bestandstopper ha indirekte effekter på flere andre arter som blir påvirket av endringene i plante-dekket eller i predatorenes veksling mellom byttedyr.

Artsmangfold i fjellet er forholdsvis lavt, og næringsnettene som knytter disse artene sammen, er forholdsvis enkle (f.eks. Ims & Fuglei 2005). Noen av de viktigste forbindelsene mellom vertebrater og deres næringskilder og predatorer er forsøkt illustrert i **figur 1.1**. Det er et mye større antall arter blant insekter, moser, lav og sopp, og flere og mer komplekse sammenhenger mellom disse artene. Vi tror at også næringsnettene mellom disse artsgruppene, og næringsnett som er basert på nedbryting av dødt organisk materiale, er enklere enn tilsvarende næringsnett i lavlandet. Her er imidlertid kunnskapen svært mangelfull.



**Figur 1.1** Eksempel på et enkelt næringsnett mellom viktige deler av det plantebaserte næringsnett med vekt på vertebrater. Næringsnett er ment å illustrere et intakt fjelløkosystem, men inkluderer ikke mulige tilbakekoplingsmekanismer.

Det har vært mye diskutert hvordan ulike økosystemer er regulert av naturlige påvirkninger og prosesser (Hairston mfl. 1960, Hunter & Price 1992, Power 1992), spesielt om det er produksjonen hos plantene som styrer bestandsnivåer og dynamikk hos planteetere og rovdyr (White 2013), eller om det er rovdyrene på toppen av næringskjeden som begrenser planteeternes bestander og dermed veksten hos plantene (Terborgh 2015). Forholdsvis enkle økosystemer som i fjellet blir ofte også sterkt påvirket av fysiske forstyrrelser som snø, vind, ras eller flom. Hvordan

dynamikken i næringsnettene forløper, kan også ha sammenheng med hvor produktive økosystemene er (Oksanen mfl. 1981). Forholdsvis lite produktive økosystemer som i fjellet kan være avhengige av mengde og kvalitet av plantenes biomasse for å vedlikeholde økosystemets dynamikk, mens mer produktive systemer i større grad kan være regulert av rovdyr på toppen av næringskjeden.

Denne problemstillingen kan illustreres ved de mer eller mindre regelmessige bestandsvariasjonene hos smågnagere som er karakteristisk for fjellet (Hansson & Henttonen 1988, Stenseth 1999, Ehrlich mfl. 2020). Mange ulike hypoteser er opp gjennom årene foreslått som årsak til disse bestandsfluktuasjonene (Stenseth & Ims 1993). En hypotese er at smågnagerfluktuasjonene kan forklares ved en tidsforsinket numerisk respons hos små rovpattedyr som røyskatt og snømus som begge i stor grad lever av smågnagere (Hanski mfl. 2001). Nylig er det foreslått at betydelig variasjon i planters næringskvalitet mellom år kan føre til store bestandsvariasjoner hos smågnagere (Selås 2020). Regional klimavariasjon og tilknyttete effekter på snøforholdene på ettervinteren kan imidlertid modifisere forekomstene av smågnagerne betydelig. Mindre snødekke og regn på snøen vinterstid, som medfører økt forekomst av harde snølag og is, kan redusere forekomsten av smågnagere betydelig (Kausrud mfl. 2008, Ims mfl. 2008), noe som kan få stor innvirkning på forekomstene av predatorer som fjellrev, fjellvåk, fjelljo og snøugle, som særlig lever av smågnagere (Ims mfl. 2017).

Artsmangfoldet er som nevnt forholdsvis lavt i fjellet, og det er også antall truede arter. I Norsk rødliste for arter 2021 (Artsdatabanken 2021) er 174 fjellarter (28 % av vurderte arter) vurdert som truet, sammenliknet med 1315 truede arter (32 % av vurderte arter) tilknyttet fastmarksskogsmark og 283 arter (21 % av vurderte arter) tilknyttet våtmarkssystemer. De truede fjellarartene omfatter i hovedsak karplanter (55 arter) og moser (77 arter), der særlig klimaendringer og ulike endringer i menneskers arealbruk framheves som viktigste trusler. Det er foreløpig få naturtyper i fjellet som er vurdert som truet, mens flere typer, til dels over store arealer, er vurdert som nær truet (NT) (Artsdatabanken 2018b). De truede naturtypene omfatter to hovedtyper som er vurdert som sårbare (VU), T7 Snøleie og V6 Våt snøleie og kildesnøleie, samt én underliggende enhet som er vurdert som sterkt truet (EN), overrislingsberg i østlige fjellstrøk. Flere naturtyper vil trolig bli vurdert som truet etter hvert som effektene av klimaendringer øker. Se ellers kapittel 4.2 for nærmere gjennomgang av rødlistete arter og naturtyper.

### **Store endringer for isbreer og skoggrensa siden siste istid**

Siden slutten av siste istid for omtrent 10 000 år siden (Andersen & Borns 1994) har fjellet gjennomgått store endringer, som følge av både naturlige klimaendringer og menneskets påvirkning. Mot slutten av istida var allerede mindre deler av kysten isfrie, trolig med noe arktisk vegetasjon. Også etter slutten av istida og fram til for ca. 8 000 år siden har det vært flere kalde perioder med store breframstøt (Nesje 2009). Etter istida økte temperaturen, med et maksimum i perioden for 8 000–6 000 år siden, da sommertemperaturen var ca. 1 °C høyere enn i 1971–2000. Deretter sank temperaturen gradvis, med større eller mindre fluktuasjoner, til et minimum omkring *den lille istida* (ca. 1550–1850) (Hanssen-Bauer mfl. 2015). I første del av den varme perioden etter istida ble de fleste breene sterkt redusert i størrelse, i perioder til dels helt borte, med et minste samlet breareal for 6 600–6 000 år siden (Nesje 2009). Deretter økte breene igjen, i perioder med større eller mindre framstøt. I nyere tid har breene hatt størst utstrekning omkring 1750, med både tilbakegang og mindre framstøt etter dette. Etter ca. år 2000 har breene gått betydelig tilbake på grunn av økte sommertemperaturer (Nesje 2009, Andreassen mfl. 2020).

I perioden etter istida innvandret de aller fleste av Norges arter, inkludert treslagene. I første del av varmeperioden, fram til for ca. 6 000 år siden, etablerte bjørk og furu seg 100–200 m høyere enn i dag (Aas & Faarlund 1988, Bjune 2005, Paus & Haugland 2017), lavest ved kysten og høyest i sentrale fjellstrøk. Enkelte forskere mener at bjørk og furu tidligere kan ha etablert seg inntil 600 m over dagens forekomster (Öberg & Kullman 2011). Dette innebærer at skoggrensa for 6 000 år siden var betydelig høyere enn den klimatiske skoggrensa i dag, og at skog trolig dekket det meste av dagens lavalpine sone (Moen 1998). Habitatet til dyr og planter i fjellet har dermed gått gjennom betydelige endringer, både i areal og tilstand, i perioden etter siste istid.

## Menneskets tidligere påvirkning av fjellet

Parallelt med effektene av klimaendringene etter istida har menneskers ulike aktiviteter også påvirket fjellets vegetasjon og dyreliv. Menneskene fulgte viltet inn i Norge etter hvert som isen trakk seg tilbake. Allerede fra eldre steinalder for mer enn 6 000 år siden finnes spor etter menneskers fangst av vilt i fjellet (Sjögren mfl. 2015). Fra og med for ca. 4 500 år siden finnes store og mindre anlegg for massefangst av rein, systemer som i perioder har vært i bruk lokalt helt fram til 1700-tallet. Utbredelse og omfang av fangstanlegg kan tyde på at reinflokkene i tidligere tider har hatt betydelig større utbredelse og mer markerte trekk mellom sesongbeiter enn de har i dag (Andersen & Hustad 2004). Genetiske studier av villrein kan tyde på at massefangst av rein i Dovre/Rondane-området førte til en drastisk reduksjon av bestanden allerede for ca. 1000 år siden (Røed mfl. 2014). Utover på 1800-tallet førte utvikling av bedre skytevåpen<sup>1</sup> til mer effektiv jakt og en sterk reduksjon av villreinbestandene i mange områder (Røed mfl. 2014).

Fjellnære områder har hatt rike ressurser av myrmalm, kvartsitt og kleberstein (Sjögren mfl. 2015). De eldste anleggene for utvinning av jern fra myrmalm er funnet over 900 m o.h. Utvinning av jern fra myrmalm har foregått helt til ca. år 1500, med størst produksjon rundt år 1200. Høyere liggende skogstrakter og lavereliggende fjellområder har størst tetthet av dokumenterte utvinningsanlegg. Jernutvinningen fra myrmalm krevet mye trevirke, noe som kan ha medført lokal avskoging nær anleggene. Malmutvinning fra gruver synes å ha begynt på slutten av middelalderen, men det er først med mer systematisk statlig etablering av bergverk utover på 1600-tallet at bergverkene fikk større omfatning og effekter på omgivelsene (Berg mfl. 2016). Bergverkene hadde svært stort behov for trevirke til stoller, fyrsetting av berget, samt til røsting og smelting av malmen, og verkene fikk ofte enerett til trevirke fra en stor omkrets omkring verket<sup>2</sup>. I fjellnære områder som rundt Røros kobberverk førte behovet for trevirke til omfattende lokal avskoging<sup>3</sup>.

Menneskets bruk av fjellet til husdyrbeite er trolig det som har hatt størst påvirkning i tidligere tider. Allerede for 5 000 år siden finnes de første sporene av husdyrbeite i sørlige og vestlige fjelltrakter (W. Eide mfl. 2006), og for ca. 4 000 år siden er det markerte spor av husdyrbeite i fjellet i Sør-Norge (Hjelle mfl. 2006). Fra tidlig jernalder (2 500 år siden) ble sommerbeitene i fjellet mer systematisk utnyttet (Sjögren mfl. 2015). Utover i jernalderen ble menneskets påvirkning mer intens, spesielt fra starten av vikingtida. Det har da foregått rydding av skog til fordel for gras- og lyngmark, og en form for seterbruk med bearbeiding av melk synes å være etablert. Dermed ble også utnyttingen av bjørkeskogen mer intensiv enn tidligere. I tillegg ble gras og annet fôr høstet til vinterbruk fra betydelige arealer i utmarka. Med økende folketall gjennom viktigtida og middelalderen økte også presset på jordbruksarealet og utmarksressursene. Med svartedauden i 1349 og flere senere pestbølger sank folketallet drastisk, og det nådde ikke samme nivå som tidligere før ut på 1600-tallet (Walløe 1982). Dette medførte en betydelig reduksjon i bruken av utmarksressursene i fjellnære områder i denne perioden (Lunden 2002).

Fra 1500-tallet snudde stagnasjonen i folketallet, og utover på 1600- og 1700-tallet økte befolkningen raskt, med økt press på jordbruksarealene. Oppdeling av gårdsbruk, utbygging av husmannsplasser og mangel på utmarksområder i lavlandet medførte også stadig sterkere press på utmarksressursene i fjellnære områder (Lunden 2002). Seterbruket var på sitt mest omfattende fra ca. 1700 til midt på 1800-tallet, og seterdrifta førte til betydelig avvirkning av fjellnær bjørkeskog. I tillegg foregikk en omfattende høsting av fôr fra utmarksslåtter på myrer og andre åpne arealer. Store fedrifter utnyttet også fjellbeitene om sommeren, på vei fra landsbygda til markedene i tettbygde strøk, og var særlig vanlige på 1600- og 1700-tallet. Med veiutbygging og etablering av meierier på slutten av 1800-tallet endret seterbruket karakter. Bearbeiding av melka på setra ble gradvis redusert, og etter hvert ble stadig flere setre nedlagt. På 1900-tallet ble antall setre i drift sterkt redusert, fra over 44 000 i 1907 til 781 i 2020 (SSB 1907<sup>4</sup>). Etter andre verdenskrig ble sammensetningen av beitedyr i fjellet og fjellnær utmark i stor grad endret fra melkekyr, sauer og geiter til sauer og, i de siste tiårene, ammekyr. Samtidig har mengden av ville

<sup>1</sup> håndskytevåpen – Store norske leksikon (snl.no)

<sup>2</sup> <http://www.bergstaden.org/no/hjem/circumferensen>

<sup>3</sup> <https://verdensarvenroros.no/skogen-den-storste-utfordring>

<sup>4</sup> [Beitebruk og seterdrift - SSB](#)

hjordedyr økt, slik at samlet beitetrykk ikke er vesentlig redusert, men det er betydelig endret siden hjortedyrene beiter annerledes enn husdyrene (Speed mfl. 2019). Disse endringene i antall, sammensetning og utbredelse av beitedyr har hatt betydning for mangfold, struktur og sammensetning av fjellvegetasjonen (Austrheim & Eriksson 2001). Gjengroing av åpne fjellnære områder siden andre verdenskrig skyldes i stor grad endringene i bruken av utmarka (Bryn 2008, Bryn & Potthoff 2018, 2022), med langt mindre press på busk- og trevegetasjonen enn tidligere.

Fjellområdene og nærliggende skog har alltid vært viktig habitat for reinsdyr. Opprinnelig var disse områdene utnyttet av flokker av villrein, men kilder fra vikingtida tyder på samisk bruk av rein som husdyr (Sjögren mfl. 2015). Fra 1500-tallet utviklet det seg mer regulær tamreindrift i samiske områder, til å begynne med ved tett oppfølging av mindre flokker og fra slutten av 1800-tallet ved mer ekstensiv drift av større flokker. Flytting av flokkene mellom ulike områder til ulike årstider sørget for en omfattende utnytting av beitene sommer og vinter. Mønstret i flyttingen varierte mellom ulike regioner. Tamreindriften hadde særlig to konsekvenser for økosystemene i fjellet. Store bestander av tamrein bidro til å holde mengden av bjørkeskog og vierkratt nede, slik at åpne fjellområder fikk større utstrekning enn de ellers ville hatt (se f.eks. Olofsson mfl. 2009, Bråthen mfl. 2017). Også omfattende samisk bruk av bjørkevirke bidro til å holde landskapet åpent. I områder med tamreindrift ble bestandene av villrein utryddet eller inkludert i tamreinflokkene. Dette skjedde spesielt i Nord-Norge, men også i store deler av Sør-Norge. De fleste av dagens villreinbestander i Sør-Norge har et betydelig innslag av genetisk materiale fra tamrein (Røed mfl. 2014, Kvie mfl. 2019).

Mennesker har til alle tider sett på de store rovdyrene som en trussel mot husdyr og som konkurrenter om viltet. Dessuten har rovdyrenes vinterpels vært attraktiv handelsvare. Jakt og bekjempelse av rovdyrene har derfor alltid foregått, med en innsats som reflekterte forventet utbytte og med tidens tilgjengelige midler til jakt og fangst. Med innføringen av *'Lov om Udryddelse af Rovdyr og Fredning af andet Vilt'* i 1845 ble bekjempelse av rovdyrene, spesielt ulv og bjørn, satt i system, bl.a. ved utbetaling av skuddpremier for en rekke arter. Det ble da også ført statistikk over antall skutte rovdyr<sup>5</sup>. Selv om det er problemer med tolkningen av denne statistikken, tyder datidens vurderinger av tallene på at spesielt mengden ulv ble sterkt redusert fram mot midten av 1860-tallet. Dette ble ikke bare forklart med intensiv jakt, men også med at andre ukjente årsaker, muligens sykdom, hadde medvirket sterkt til redusert ulvebestand. Bjørnebestanden avtok mer gradvis fra midten av 1800-tallet og nådde et svært lavt nivå rundt 1920. Mangelen på større bestander av store rovdyr i fjelløkosystemet i store deler av de siste 100 årene har trolig hatt store konsekvenser for ville hjortedyr, husdyr og andre arter (se sammenstilling av historiske data i Rød-Eriksen mfl. in prep.).

### Viktigste påvirkninger av fjellet i dag

Etter andre verdenskrig har menneskers påvirkning av fjellet fått helt andre former, med andre typer effekter enn tidligere. Utbygging av veinettet, vannkraft, vindkraft og kraftledninger har ført til en sterk oppdeling av fjellområdene. Veiene har gitt folk mulighet for lettere å ta seg fram til områder som tidligere var utilgjengelige for de fleste. Med utvidelsen av veinettet, økonomisk vekst og mer fritid har det også kommet en storstilt hyttebygging, også i fjellet og nærliggende skogstrakter<sup>6</sup>. Sammen med en betydelig økning i ulike friluftaktiviteter har dette medført en økende grad av påvirkning på fjellarealene og forstyrrelse av dyrelivet. Veier, hytter, annen infrastruktur og ulik tilknyttet aktivitet har også gjort det lettere for dyr fra lavereliggende områder, som rødvilt og kråkefugler, å utnytte naturlige og menneskeskapt ressurs i fjellet (Rød-Eriksen mfl. 2020). Samlet kan utbyggingen av hytter og annen infrastruktur i fjellet og fjellnære områder ses på som en slags urbanisering av fjellet, med nedbygging av betydelige arealer, fragmentering av arters leveområder og annen negativ påvirkning på mange arter.

Selv om det totale beitetrykket i fjellområdene og nærliggende skog ikke har endret seg så mye siden andre verdenskrig (Speed mfl. 2019), har endringer i bestandene av ulike ville og tamme

<sup>5</sup> [Rovdyrstatistikk 1846-2004 - Ulvejakt, mot og svindel \(ssb.no\)](#)

<sup>6</sup> [Hytter og fritidsboliger \(ssb.no\)](#)

beitedyr, sammen med endret driftsform gitt en annen påvirkning på vegetasjonen. Mye av områdene som tidligere ble holdt åpne av seterdrift, slått og husdyrbeite, er nå i ferd med å bli gjeninntatt av fjellbjørkeskogen (Bryn 2008, Bryn mfl. 2013, Bryn & Potthoff 2018). Noen produktive lavereliggende slåtteområder er også dyrket opp til kulturreng.

Klimaendringene de siste 50 årene har ført til en betydelig reduksjon av de fleste breene (Andreassen mfl. 2020, 2022), til kortere periode med snødekke og lengre vekstsesong (Hanssen-Bauer mfl. 2015). Det er imidlertid stor variasjon i værforholdene fra år til år og komplekse effekter på økosystemene og artene i fjellet. Vi forventer at klimaendringene vil føre til en heving av skoggrensa, men neppe så raskt som økningen av temperaturen på grunn av forsinkete og ulike komplekse responser i økosystemene. Effekter av endret temperatur, snø og vind, sammen med endringer i påvirkning fra f.eks. bjørkemålere, kan ha ulike effekter på skoggrensa i ulike områder, avhengig av langt eller kort tidsperspektiv (Hofgaard mfl. 2013, Løkken mfl. 2019, Mienna mfl. 2020). Et varmere klima vil føre til økt produktivitet for vegetasjonen og muligheter for arter som er tilpasset et varmere klima, til å spre seg opp i fjellet (Grytnes mfl. 2014). Samtidig kan klimaendringer også påvirke samspillet mellom arter, for eksempel ved å favorisere store og rasktvoksende arter i konkurranse om lys og næring (Lynn mfl. 2021). Klimaendringene kan også medføre endringer i bestandsdynamikken til nøkkelarter som smågnagere og bjørkemålere, og kan gjøre det lettere for boreale arter å etablere seg i fjellet.

Parallelt med menneskers økende moderne påvirkning av fjellet har det de siste 50 årene foregått et omfattende arbeid med å verne natur i fjellområdene. Dette omfatter særlig etablering av flere store nasjonalparker, i tillegg til mange mindre naturreservater og en del landskapsvernområder. Samlet dekker verneområdene i fjellet ca. 34 % av fjellarealet<sup>7</sup>. Trass i at store fjellområder er vernet, utgjør disse likevel områder som er for små og oppstykket til å ta vare på storskala økologiske funksjoner og arter med store arealkrav, slik som villrein og store rovdyr.

Fjellområdene i Norge har vært mer eller mindre påvirket av mennesker helt siden isen trakk seg tilbake for ca. 10 000 år siden. Omfanget og type av påvirkning har imidlertid endret seg svært mye. I løpet av de siste 100 årene har det moderne samfunnet også satt sitt tydelige preg på fjellområdene, med store konsekvenser for arter og økosystemprosesser. Videre i rapporten vil vi belyse dagens økologiske tilstand for fjellet nærmere.

## 1.2 Definisjoner og forståelse av økologisk tilstand i fjell

Et av hovedmålene i norsk handlingsplan for naturmangfold er at økosystemene skal ha god tilstand: «Økosystemene skal ha god tilstand, og de skal levere viktige økosystemtjenester» (Meld. St. 14 (2015–2016) Natur for livet). For å utvikle et system for å vurdere tilstanden til økosystemer på land og i havet, oppnevnte Klima- og miljødepartementet i 2016 et ekspertråd med ni fagekspert på ulike økosystemer. Ekspertrådet anbefalinger ble publisert i en egen rapport (Nybø & Evju 2017), som beskrev flere sentrale begreper som ligger til grunn for vurdering av tilstanden i økosystemer. Disse går vi kort gjennom nedenfor, der vi vurderer hvordan de kan forstås for hovedøkossystemet fjell. I kapittel 2 har vi konkretisert flere av begrepene for bruk i vurderingen av økologisk tilstand for fjell.

### Økologisk tilstand

Naturmangfoldloven (§3) gir følgende definisjon av økologisk tilstand: «Status og utvikling for funksjoner, struktur og produktivitet i en naturtypes lokaliteter sett i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer». Dette innebærer at økosystemers tilstand må knyttes til økosystemenes struktur, funksjoner og produktivitet, så vel som de naturgitte endringsprosessene (dvs. økosystemets dynamikk), der disse egenskapene og dermed tilstanden kan bli endret av ulike påvirkningsfaktorer.

<sup>7</sup> [Fjell \(miljodirektoratet.no\)](https://miljodirektoratet.no)



Med struktur forstår vi her den biofysiske strukturen til økosystemet, vanligvis hvilke genotyper, arter, naturtyper og andre enheter som inngår i økosystemet, og hvor mye det er av de enkelte enhetene. Det omfatter med andre ord både struktur og sammensetning, slik Noss (1990) har inndelt naturmangfoldet. Det kan omfatte mengden av utvalgte, ofte dominerende arter innen ulike trofiske nivåer, i fjell f.eks. lavheier og beitedyr som villrein, så vel som funksjonelt viktige arter eller strukturer som busker og toppredatorer som jerv. Funksjoner omfatter de forskjellige prosessene som foregår innen og mellom økosystemets ulike organisasjonsnivåer fra gener via arters bestander til artssamfunn, naturtyper og hele landskap. Produktivitet inngår blant funksjonene i økosystemet og kan omfatte primærproduksjonen til planter og mikroorganismer ved fotosyntese og sekundærproduksjonen til ulike konsumenter. Andre funksjoner i økosystemet er nedbryting av organisk materiale, kretsløp av vann og ulike næringsstoffer, karbonlagring, jorddannelse og ulike interaksjoner mellom arter.

Strukturer og funksjoner i intakte økosystemer er formet av naturgitt dynamikk eller endringsprosesser i form av ulike forstyrrelser med etterfølgende gradvise endringer (sukcesjon) i økosystemets egenskaper, inntil en ny forstyrrelse inntreffer. Slike forstyrrelser kan være fysiske som snøras, nedising, tørke og flom, eller biologiske som masseforekomster av smågnagere, bjørkemålere eller epidemier av sykdomsorganismer. Fjellområder med fellestrekk i klima, terreng, løsmasser og artssammensetning har gjerne også en likeartet naturgitt dynamikk, selv om tilfeldige begivenheter også kan ha en betydelig rolle.

Påvirkningsfaktorer vil i vår sammenheng omfatte såkalte direkte drivere, dvs. faktorer som har en direkte effekt på strukturer, funksjoner og endringsprosesser i økosystemet. Menneskeskapt påvirkningsfaktorer er gjerne gruppert til arealbruk og inngrep, forurensinger, klimaendringer, beskatning eller regulering av arters bestander, samt introduksjon av arter (MEA 2005, IPBES 2019). I tillegg kommer naturgitte direkte drivere knyttet til ulike forstyrrelser i økosystemet. Indirekte drivere er faktorer som ikke påvirker økosystemene direkte, men virker gjennom direkte drivere (MEA 2005, IPBES 2019), som sosiokulturelle faktorer, befolkningens vekst, struktur og forflytning, økonomiske faktorer, vitenskap og teknologiske faktorer, og politikk og styresett. Indirekte drivere vurderer vi ikke her. Påvirkningsfaktorer som er særlig aktuelle i fjell, er nærmere beskrevet i kapittel 1.1.

Endringer i økosystemet som følge av naturlige eller menneskeskapt påvirkninger kan vise seg som endringer i både økosystemets tilstand og i dets arealomfang. Som beskrevet i kapittel 1.1, har norske fjellområder gjennomgått store endringer siden slutten av siste istid som følge av store variasjoner i klimaet og innvandring av arter. Dette har medført at arealet over skoggrensa har variert og i perioder har vært betydelig mindre enn i dag. Menneskers bruk av fjellet og fjellnær skog, særlig de siste par hundre årene, har ført til avskoging og en økning av arealet over skoggrensa. Det er viktig å merke seg at i våre vurderinger av økologisk tilstand er slike endringer i økosystemenes areal ikke tatt hensyn til. Vurderingene omfatter bare tilstanden for dagens eksisterende areal av de enkelte økosystemene. I tillegg kan det gjøres separate vurderinger av endringer i økosystemenes areal, men dette faller utenfor rammene for vurdering av økosystemers tilstand slik disse er beskrevet i ekspertrådetts rapport (Nybø & Evju 2017). Et slikt skille mellom økosystemers arealomfang og deres tilstand er også konsistent med FNs anbefaling om hvordan økosystemregnskap skal gjennomføres (United Nations mfl. 2021).

### Referansetilstanden

I ekspertrådetts rapport (Nybø & Evju 2017) er referansetilstanden angitt som 'intakte økosystemer' og beskrevet som følger:

*«Intakte semi-naturlige og naturlige økosystemer karakteriseres ved at økosystemets viktige økologiske strukturer, funksjoner og produktivitet er ivaretatt. Intakte økosystemer karakteriseres videre ved at de har fullstendige næringskjeder og stoffsykluser. Naturlig forekommende arter utgjør hovedtyngden i hele næringsnettene og er dominerende innenfor alle trofiske nivåer og funksjonelle grupper. Artssammensetning, populasjonsstruktur og genetisk mangfold av naturlig forekommende arter er et produkt av naturlige endringsprosesser gjennom økosystemets økolo-*



*giske og evolusjonære historie. Intakte økosystemer har egenskaper som ikke endres systematisk over tid, men som varierer innenfor grensene av systemets naturlige dynamikk.*

*Menneskelig påvirkning kan forekomme, men skal ikke være gjennomgripende eller dominerende, eller være en faktor som endrer strukturer, funksjoner og produktivitet i økosystemet. Dette betyr at effekten av den menneskelige påvirkningen skal være på en skala og i et omfang som ikke overskrider effekten av naturlige påvirkningsfaktorer eller dominerende arter i økosystemet (forstyrrelser, toppredatorer m.m.). Videre skal den menneskelige påvirkningen ikke føre til endringer som er raskere eller mer gjennomgripende enn naturlige påvirkningsfaktorer i økosystemet. I semi-naturlige økosystemer anses de menneskeskapede aktivitetene som definerer systemet (eks beite, slått), som en integrert del av økosystemet.»*

Som beskrevet ovenfor, er fjellnaturen i Norge formet av sterke bioklimatiske og økologiske gradienter på forskjellige romlige og temporære skalaer. Den har samtidig vært ekstensivt utnyttet av mennesker på ulike måter, spesielt til jakt og utmarksbeite for husdyr, over lang tid (kap. 1.1). Vi følger ekspertrådet ved å spesifisere referansetilstanden 'intakt fjellnatur' som et økosystem med strukturer og funksjoner som i all hovedsak er formet av naturlige klimatiske og økologiske prosesser, der menneskelig påvirkning har begrenset effekt.

Det er viktig å være oppmerksom på at tilstanden i naturlige økosystemer kan variere betydelig fra år til år eller over lengre tidsperioder (Landres mfl. 1999). Dette må inkluderes i forståelsen av referansetilstanden, bl.a. når det gjelder å vurdere hva som er et vesentlig avvik fra referansetilstanden (jf. God økologisk tilstand nedenfor). Eventuelle naturgitte endringer i økosystemet over lengre tidsrom kan i prinsippet føre til at også referansetilstanden endrer seg over tid. I praksis må vi forholde oss til en tidsskala som er relevant for forvaltningen, dvs. noen få tiår. Det innebærer at vi ikke vil vurdere naturgitt variasjon i økosystemets struktur, funksjoner og dynamikk over tidsrom på mer enn 100 år.

Ekspertrådet foreslo også at klimaet for referansetilstanden skulle baseres på klimaet i normalperioden 1961–1990. Dette representerer et klima som i Norden var noe mindre påvirket av menneskeskapede klimaendringer enn klimaet i tiårene etter 1990. Dette innebærer at den økologiske tilstanden i fjellet vurderes for et økosystem med et klima i nær nåtid, men før de menneskeskapede klimaendringene akselererte fra ca. 1990.

Dessuten foreslo Ekspertrådet at artssamfunnet skulle baseres på dagens naturlig forekommende arter, der man ikke inkluderer arter som er utdødd eller som har etablert seg i landet etter 1800 (jf. arter vurdert på fremmedartslista til Artsdatabanken (2018a)). Dette innebærer at eventuelle avvik i artsinventar og bestandsstørrelser fra intakt fjellnatur i tilstandsvurderingene gitt i denne rapporten, er relevante for dagens forvaltning.

### **God økologisk tilstand**

Med god økologisk tilstand mener vi at økosystemets struktur, funksjon og produktivitet ikke avviker vesentlig fra referansetilstanden, definert som et intakt økosystem. Dette representerer et velfungerende økosystem, der naturlige økologiske funksjoner er opprettholdt og de fleste naturlig forekommende artene er på plass. Menneskelige påvirkninger kan forekomme i økosystemer i god økologisk tilstand, men skal ikke være av dominerende betydning og ikke ha større omfang enn at struktur og funksjon fremdeles ligger nær referansetilstanden.

I et økosystem der tilstanden avviker vesentlig fra referansetilstanden vil gjerne enkelte arter ha betydelig lavere eller høyere bestander enn i referansetilstanden og fordelingen av biomasse og mangfold både innen og mellom trofiske nivåer kan være endret. Prosesser som primærproduksjon eller nedbryting kan gå betydelig raskere eller langsommere, og beitetrykk eller predasjon kan være høyere eller lavere, enn i referansetilstanden. Et betydelig avvik fra referansetilstanden kan enten innebære at endret verdi for en gitt variabel har betydelige effekter på andre deler av økosystemet, eller ved at verdien ligger langt unna verdien man vil observere i referansetilstanden (f.eks. lavere enn 60 % av referanseverdien). Ofte vil det være mulig å knytte slike avvik til

en eller flere menneskeskapte påvirkningsfaktorer, noe som underbygger forståelsen av at det dreier seg om betydelige avvik fra intakt natur.

### **Egenskaper ved økosystemet og god tilstand**

Ekspertrådet konkretiserte beskrivelsen av hva god økologisk tilstand innebærer, og knyttet dette til sju egenskaper som kan brukes til å karakterisere økosystemer:

- Primærproduksjon
- Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer
- Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer
- Funksjonene til funksjonelt viktige arter, habitatbyggende arter og biofysiske strukturer
- Landskapsøkologiske mønstre som er forenlige med artenes overlevelse over tid
- Biologisk mangfold: genetisk mangfold, artssammensetning og artsutskifting
- Abiotiske forhold

Ekspertrådet anså at for et økosystem i god tilstand skal disse sju egenskapene ikke avvike vesentlig fra referansetilstanden.

Disse sju egenskapene er knyttet til økosystemets ulike strukturer og funksjoner, der noen slike strukturer og funksjoner kan være sentrale for flere egenskaper, mens andre er spesifikke for en gitt egenskap. Endringer i økosystemet kan dermed påvirke de enkelte egenskapene forskjellig, avhengig av hvordan sentrale underliggende strukturer og funksjoner for egenskapene blir påvirket.

For *primærproduksjon* kan både høye og lave verdier indikere et avvik fra god økologisk tilstand. I fjell vil f.eks. overgjødning ved langtransportert luftforurensing eller overbeiting av husdyr kunne medføre endringer i primærproduksjonen som kan innebære avvik fra god økologisk tilstand. Primærproduksjonen representerer produksjonen av biomasse pr. tidsenhet hos planter eller mikroorganismer ved fotosyntese. Denne produksjonen kan regnes som brutto- eller nettoproduksjon, der nettoproduksjonen ikke omfatter produksjon brukt i plantenes egen respirasjon.

Ved god økologisk tilstand vil *fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer* innebære en balanse mellom primærprodusenter, nedbrytere og ulike nivåer av konsumenter i hele næringsnett. Samtidig må også biomassen innen hvert trofisk nivå opprettholdes. Et fjelløkosystem kan ikke sies å være i god tilstand dersom f.eks. biomassen eller mengden av lav, villrein og jerv alle er sterkt redusert, selv om det relative forholdet mellom dem tilsvarer referansetilstanden. Avvik fra referansetilstanden innebærer da at biomasse for én eller flere arter/grupper har vesentlig avvik fra nivået i referansetilstanden.

Tilsvarende må både relativ andel og absolutt mengde av ulike funksjonelle grupper innen hvert trofiske nivå være opprettholdt for at egenskapen *funksjonell sammensetning innen ulike trofiske nivåer* skal innebære god økologisk tilstand, f.eks. ved at mengden av henholdsvis busker og planter i feltsjiktet ikke avviker mye fra fordelingen i intakt fjellnatur.

*Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* har stor betydning for livsmulighetene for andre arter og for ulike økosystemprosesser. I fjell kan f.eks. dekning av busker og andre treaktige planter være slike strukturer, så vel som arter som blåbær, villrein og smågnagere, som alle kan ha betydning for mange andre arter.

Mengde og romlig fordeling av ulike naturtyper som kilder, snøleier og rabber i landskapet representerer den fysiske arenaen der artenes liv og økologiske funksjoner utfolder seg. Dette utgjør de *landskapsøkologiske mønstrene som må være forenlige med artenes overlevelse over tid* for at økosystemer skal ha god tilstand. I intakte økosystemer er slike mønstre formet av naturgitte forstyrrelser med variasjon i omfang, frekvens og intensitet gitt ved de ulike økosystemenes og landskapenes klima, terreng og andre karakteristiske egenskaper. Slike forstyrrelser blir etterfulgt av suksesser av ulik varighet inntil neste forstyrrelse inntreffer. I intakte øko-

systemer har slike forstyrrelser og suksesjoner skapt mønstre i habitategenskaper og ressurser som de stedegne artene er tilpasset over lang tid. Ytre menneskeskapt påvirkninger representerer forstyrrelser som ofte vil avvike betydelig i intensitet, frekvens eller romlig fordeling fra de naturgitte, noe som kan endre økosystemfunksjoner og redusere livsmulighetene for stedegne arter. I fjell representerer flom, ras og tunge snøfall større naturgitte forstyrrelser som skaper et karakteristisk mønster av naturtyper og ulike ressurser i tid og rom. Utbygging av infrastruktur som veier, kraftlinjer, dammer og hytter medfører en helt annen oppstyking av landskapet som de stedegne artene ikke er tilpasset. Samtidig kan slike endringer åpne nye muligheter for arter med andre habitatkrav, f.eks. opportunistiske arter med generelle habitatkrav og god spredningsevne.

*Biologisk mangfold* omfatter her mangfoldet av arter og genotyper, så vel som utskifting av arter og genotyper ved migrasjon, utdøing eller evolusjon. Mangfoldet av arter omfatter både artsrikhet, artssammensetning og mengden av de enkelte artene. Endringer av biologisk mangfold kan endre økosystemfunksjoner og gjøre økosystemene mindre robuste overfor ytre påvirkninger. Det gjelder åpenbart ved tap eller sterk reduksjon i mengden av nøkkelarter som f.eks. smågnagere eller blåbær, men også ved en generell nedgang i mangfoldet av arter eller genotyper. Andre rater for artsutskifting enn det som karakteriserer intakte økosystemer, f.eks. ved raskere utdøing av stedegne arter eller innvandring av fremmede arter, tyder på en påvirkning som innebærer forringet tilstand for økosystemet.

*Abiotiske forhold*, dvs. fysiske og kjemiske egenskaper ved økosystemer som geologi, terreng, lokalklima, samt kretsløp av vann og ulike næringsstoffer, har stor betydning for økosystemenes dynamikk og ulike funksjoner og derved også for deres artsmangfold. En rekke forskjellige menneskeskapt påvirkninger kan endre de abiotiske forholdene slik at økosystemets tilstand blir forringet. I fjell vil f.eks. infrastrukturutbygging kunne endre snøforhold, hydrologi, karbonlager og/eller næringssirkulasjon, med effekter på hastigheten i nedbryting av organisk materiale så vel som primærproduksjonen og artssammensetningen av planter i feltsjiktet og jordlevende organismer.

### Indikatorer og referanseverdi

For å beskrive tilstanden for økosystemer må vi ha indikatorer som best mulig representerer de sju egenskapene for økosystemenes struktur, funksjoner og primærproduksjon. Samtidig bør slike indikatorer være følsomme for viktige påvirkninger av økosystemet, slik at endringer i indikatorverdiene kan knyttes til endringer i én eller flere slike påvirkningsfaktorer. En kjent tilknytning mellom indikatorer og påvirkninger vil gjøre det lettere å tolke årsaken til observerte endringer i indikatorverdier og dermed å vurdere hvordan ev. endringer kan følges opp av forvaltningen.

Abiotiske tilstandsindikatorer bør være nokså klart knyttet til viktige økosystemfunksjoner og bør ikke direkte representere påvirkningsfaktorer (jf. Nybø & Evju 2017, IPBES 2019). En indikator for nitrogeninnholdet i jorda kan ses som del av den kjemiske tilstanden i økosystemet. Et mål for tilført nitrogen ved langtransportert forurensing eller gjødsling bør derimot betraktes som en indikator for påvirkning, ikke for økosystemets tilstand. Tilsvarende kan endringer over tid i lufttemperaturen for større arealer (f.eks. Meteorologisk institutts modellerte temperaturdata pr. km<sup>2</sup>) ses som uttrykk for en ytre klimapåvirkning, mens variasjoner i lokalt snødekke kan ses som en fysisk egenskap ved økosystemet og dermed vurderes som en aktuell tilstandsindikator.

I referansetilstanden vil indikatorene ha en verdi, eller en variasjon omkring et gjennomsnitt, tilsvarende det man kan forvente å finne i intakt natur. En slik referanseverdi for en indikator kan fastsettes på flere ulike måter (se Jakobsson mfl. 2020, Töpfer & Jakobsson 2021). For de indikatorene vi har brukt for å vurdere økologisk tilstand for fjell, gir vi en kort beskrivelse av hvordan referanseverdien er fastsatt i kapittel 2.4.1.

### Grenseverdi for god økologisk tilstand

Ekspertrådet har spesifisert at god økologisk tilstand innebærer at økosystemets egenskaper ikke avviker i vesentlig grad fra hva de ville være under referansetilstanden gitt ved intakt natur (jf. over). For indikatorer som representerer de ulike egenskapene, innebærer dette at indikatorverdien i et økosystem i god tilstand ikke avviker vesentlig fra indikatorens referanseverdi.

Hva som representerer et vesentlig avvik fra referanseverdien for de enkelte indikatorene, er ikke alltid lett å fastslå. Dersom man har kunnskap om en funksjonell sammenheng mellom indikatoren og gitte påvirkningsfaktorer, og har etablert slik sammenheng som en spesifikk dose-respons-funksjon, kan det være mulig å fastsette en empirisk og kvantitativt basert grenseverdi for når indikatoren tilsier at økosystemet går fra god til forringet tilstand. Dette er i dag bare mulig for et fåtall indikatorer, i hovedsak knyttet til forurensing i vann. I mangel av kunnskap om dose-respons-sammenhenger, eller der indikatoren trolig påvirkes av flere ulike faktorer, må indikatorens grenseverdi for god økologisk tilstand fastsettes ut fra beste økologiske kunnskap om indikatoren verdi ved overgangen fra god til forringet tilstand. Ulike typer data fra eksperimenter eller økologiske gradientstudier eller tidsserier kan danne grunnlag for å sette grenseverdier (Jakobsson mfl. 2020, Töpfer & Jakobsson 2021). En lavere verdi enn grenseverdien innebærer i prinsippet en vesentlig negativ endring i økosystemets egenskaper. Ved mangelfull kunnskap kan antatt lineær sammenheng mellom påvirkning og tilstand brukes som en første tilnærming. En slik lineær responsfunksjon kan senere endres når kunnskap forbedres eller data blir tilgjengelig. For flere av våre indikatorer har vi i slike tilfeller valgt å sette grensen ved 60 % av den uskalerte referanseverdien (se nærmere forklaring i kap. 2.4.1). Hvordan man generelt kan gå fram for å fastsette en grenseverdi for god økologisk tilstand, er nærmere beskrevet i Jakobsson mfl. (2020) og Töpfer & Jakobsson (2021).

### 1.3 Mål for rapporten

Formålet med prosjektet som rapporteres her, er å vurdere den økologiske tilstanden for hovedøkosystemet fjell i Norge med utgangspunkt i 'indeksmetoden', Index-Based Ecosystem Condition Assessment (IBECA; Jakobsson mfl. 2021). Denne vurderingen bygger på det tidligere arbeidet med utviklingen av systemet for økologisk tilstand, fra ekspertrådets rapport (Nybø & Evju 2017), til operasjonalisering av metoden (Nybø mfl. 2018) og utprøving i et pilotprosjekt i Trøndelag (Nybø mfl. 2019). Metoden er også presentert og diskutert i Jakobsson mfl. (2020, 2021) og Töpfer & Jakobsson (2021). I tillegg til å legge til grunn metodene som er utviklet tidligere, har vi her også vurdert noen nye indikatorer og vurdert behovet for å oppdatere referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand for de enkelte indikatorene. I tillegg har vi sammenstilt datagrunnlag for indikatorene for hele landet og for tidligere år, så langt dette har vært tilgjengelig (jf. kap. 2.4).

Hovedmålet for denne rapporten er dermed å presentere og drøfte resultatene av vurderingen av økologisk tilstand for fjell i Norge. Dette omfatter følgende mer spesifikke mål:

- Å beregne økologisk tilstand for fjell i ulike regioner av Norge basert på indeksmetoden slik denne er utviklet siden ekspertrådets rapport.
- Å sammenstille annen informasjon som ev. kan belyse holdbarheten i vurderingen av beregnet økologisk tilstand for fjell.
- Å vurdere i hvilken grad vår beregning av den økologiske tilstanden for fjell reflekterer utviklingen for ulike påvirkningsfaktorer.
- Å sammenholde vurderingen av økologisk tilstand for fjell i Norge med tilsvarende relevante vurderinger av tilstanden for fjell internasjonalt, i første rekke for Sverige og Finland.
- Å foreslå hvordan systemet for vurdering av økologisk tilstand for fjell kan forbedres.

## 2 Datagrunnlag og metoder

### 2.1 Avgrensning av økosystemet fjell

I kapittel 4.1 i ekspertrådets rapport (Nybø & Evju 2017) er det spesifisert hvilke hovedøkosystemer økologisk tilstand skal vurderes for. I kapittel 4.3.1 i ekspertrådets rapport er hovedøkosystemet fjell nærmere drøftet og avgrenset fra andre hovedøkosystemer. Her er fjell gitt en bioklimatisk definisjon som arealer over og nord for skoggrensa, dvs. arealer der klimaforhold begrenser trærnes etablering og vekst, og som derfor mangler et sammenhengende tresjikt.

Natur i Norge (NiN; Halvorsen mfl. 2016) gir ingen definisjon for fjell som naturtype, men definerer en rekke åpne (dvs. ikke tresatte) naturtyper av fastmark (T), våtmark (V), snø/is (I) og ferskvann (F) som i større eller mindre grad forekommer over skoggrensa. Disse omfatter følgende hovedtyper av fastmark og våtmark (med NiNs koder for hovedtyper): T1 Nakent berg, T3 Fjellhei, leside og tundra, T7 Snøleie, T8 Fuglefjell-eng og fugletopp, T13 Rasmark, T14 Rabbe, T15 Fosse-eng, T16 Rasmarkhei og -eng, T17 Aktiv skredmark, T18 Åpen flomfastmark, T22 Fjellgrashei og grastundra, T26 Breforland og snøavsmeltingsområde, T27 Blokkmark, V1 Åpen jordvannsmyr, V3 Nedbørsmyr, V4 Kalkkilde, V6 Våtsnøleie og snøleiekilde.

I Naturindeks for Norge 2020 (Jakobsson & Pedersen 2020) er imidlertid fjell avgrenset til åpen fastmark (arealtype 50) i kartdatakildene AR5 eller AR50 (der AR5 ikke er definert) over eller nord for modellert skoggrensa (Blumentrath & Hanssen 2010). Den modellerte skoggrensa er basert på skogsignaturen i AR5 eller AR50 (Ahlstrøm mfl. 2019, Heggem mfl. 2019), dvs. at den reflekterer utbredelsen av skog slik den er formet av både klimatiske forhold og ulike typer menneskelig bruk som kan ha redusert skogdekningen mot fjellet (jf. kap. 1.1). I vurderingen av økologisk tilstand følger vi i prinsippet den samme definisjonen av fjell som i Naturindeks for Norge, med en utbredelse som vist i **figur 2.1**. Merk at denne avgrensingen også omfatter arealer som faller inn under sør-arktisk sone. Selv om fjell i vår sammenheng er avgrenset til åpen fastmark over skoggrensa, vil datagrunnlaget for en del av indikatorene, f.eks. de fleste dyrebestander, ikke kunne avgrenses spesifikt til fastmark. De aktuelle artene bruker i praksis både fastmark, våtmark og dels snø/is og ferskvann, men som indikatorer reflekterer de i all hovedsak tilstanden for fastmark i fjellet.

I arbeidet med utviklingen av systemet for økologisk tilstand ble det vurdert om de ulike hovedøkosystemene burde deles videre opp i underenheter etter NiNs inndeling eller andre kriterier. Ekspertrådet anbefalte å vurdere økologisk tilstand separat for henholdsvis lavalpin, mellomalpin og høyalpin bioklimatisk sone. Vi har imidlertid ikke foretatt en slik oppdeling i denne vurderingen. Det er i hovedsak begrunnet i at datagrunnlaget i liten grad gjør det mulig å tilordne spesifikke indikatorverdier til de aktuelle sonene. Få indikatorer dekker høyalpin sone.

### 2.2 Geografiske regioner

I prinsippet kan systemet for økologisk tilstand anvendes på arealer eller administrative enheter på ulike romlige skalaer, f.eks. fra kommuner til hele landet. Imidlertid vil den romlige oppløsningen for dataene til indikatorene sette klare grenser for hvor detaljert vurderingen av økologisk tilstand kan gjøres. For fjell i 2020 vil vi derfor basere oss på en ganske grov inndeling av landet i regioner (**figur 2.1**), en regioninndeling som også er brukt i vurderingen av økologisk tilstand for skog (Framstad mfl. 2021) og i Naturindeks for Norge 2020 (med unntak av plasseringen av Vestfold) (Jakobsson & Pedersen 2020). Denne inndelingen innebærer at vi presenterer separate resultater for hver region, både for enkeltindikatorer og for aggregert vurdering av økologisk tilstand for egenskaper og fjell som helhet.

Ulike inndelinger i regioner ble diskutert på oppstartmøtet i arbeidsgruppa for vurdering av økologisk tilstand for fjell. Etter en samlet vurdering gikk gruppa inn for inndelingen vist i **figur 2.1**.

Denne regioninndelingen følger fylkesgrensene og deler dermed sammenhengende fjellområder i Sør-Norge på en måte som bryter med økologiske funksjoner for spesielt større pattedyr som villrein og jerv. Imidlertid dekker regionene til dels ulike deler av den bioklimatiske gradienten fra mer oseaniske områder i vest til mer kontinentale i øst, noe som kan ha betydning for tolkning av resultatene. Det letter også gjenbruk av indikatorer og beregningsmodeller etablert i Naturindeks for Norge og vurderingen av økologisk tilstand for skog. Forvaltningsområder for store rovdyr følger også fylkesgrensene (men ikke helt som for våre regioner).

Totalt har Nord-Norge nesten halvparten av alt fjellareal (slik vi definerer det, jf. kap. 2.1), mens Sørlandet bare har drøyt 5 % av fjellarealet (**tabell 2.1**). Andelen fjellareal av alt areal i de enkelte regionene er størst for Vestlandet og Nord-Norge og minst for Sørlandet og Østlandet. En stor andel av fjellarealet ligger i lavalpin sone, som her også inkluderer deler av nordboreal sone (jf. kap. 2.1). Andelen er størst for Sørlandet og lavest for Vestlandet. Høyalpin sone overstiger ikke 10 % av fjellarealet i noen av regionene.



**Figur 2.1** Regional inndeling av Norge for rapportering av økologisk tilstand for fjell. Inndelingen tilsvarer den som er brukt i naturindeksen (Jakobsson & Pedersen 2020). Blå farge viser fordelingen av fjell.

**Tabell 2.1** Karakteristika for fjell i de ulike regionene og hele landet. Avgrensingen for alpine soner følger Blumentrath & Hanssen (2010). Tall for høydelag er fra digital høydemodell DEM 10 m og for arealdekket fra N50, innenfor vår avgrensing av fjellarealet.

	Østlandet	Sørlandet	Vestlandet	Midt-Norge	Nord-Norge	Hele landet
Fjellareal (km <sup>2</sup> )	19 004	7 086	20 330	18 295	59 823	124 537
Andel av alt fjellareal (%)	15,3	5,7	16,3	14,7	48,0	
Fjell-areal av alt areal (%)	24,7	20,9	46,8	32,5	52,9	38,5
Herav lavalpin (%)	68,2	87,2	55,5	76,8	72,5	70,4
Herav mellomalpin (%)	21,8	12,6	34,9	18,7	22,6	23,4
Herav høyalpin (%)	10,0	0,1	9,6	4,5	4,9	6,2

## 2.3 Metode for vurdering av økologisk tilstand

Vurderingen av økologisk tilstand er basert på indeksmetoden (Nybø mfl. 2019) og de indikatorene som inngår i beregnet tilstand for økosystemet og de ulike egenskapene (jf. kap. 2.4.1). Metoden er nærmere beskrevet av Jakobsson mfl. (2021) og Töpper & Jakobsson (2021). Her skal vi derfor bare kort skissere de ulike trinnene i indeksmetoden.

### 2.3.1 Indikatorer, referanseverdier, grenseverdier for god økologisk tilstand

Utgangspunktet for å bruke indeksmetoden er et sett med indikatorer som representerer viktige egenskaper ved økosystemet (jf. de sju egenskapene presentert i kap. 1.2). Disse indikatorene trenger ikke ha verdier for flere tidspunkter (tidsserier), selv om det vil være en fordel for å kunne bedømme variasjonen i indikatorenes verdier over tid og ev. kunne skille årlig variasjon fra langvarige endringer. Indeksmetoden sammenstiller enkeltindikatorer til aggregerte indekser for økologisk tilstand (Töpper & Jakobsson 2021). Siden indikatorene er kvantifisert ved ulike måleenheter på ulike skalaer, og god og forringet økologisk tilstand skilles ved ulike verdier, er det nødvendig å skalere indikatorene til en felles skala. Derfor må det være mulig å fastsette referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand, samt minimums- og maksimumsverdier under forringet tilstand for indikatorene som inngår i beregningen av økologisk tilstand etter indeksmetoden.

Referanseverdien for en indikator er den verdien indikatoren vil ha i referansetilstanden (jf. kap. 1.2). Å fastsette referanseverdi for en indikator kan gjøres på flere ulike måter. Disse er nærmere beskrevet i Jakobsson mfl. (2020, 2021) og Töpper & Jakobsson (2021). Kort skissert omfatter dette:

- *Absolutte biofysiske grenser*, f.eks. gitt ved effekter av påvirkninger som ikke skal forekomme i referansetilstanden, som forekomst av fremmede arter eller tekniske inngrep.
- *Referanseområder*, f.eks. områder som er vurdert til å ha økologiske forhold som ligger nær referansetilstanden, eller der observerte verdier for de aktuelle indikatorene anses å ligge nær sine referanseverdier.
- *Referansesamfunn* omfatter data for artssamfunn som ligger nær tilsvarende artssamfunn i referansetilstanden, gjerne basert på kunnskap om artssamfunn i lokaliteter som har karakter av referanseområder.
- *Modeller for økosystemdynamikk* der referanseverdien er basert på modeller for de delene av økosystemet som er viktige for indikatoren, kunnskap om økosystemet, og data for sentrale deler av modellen fra lokaliteter nær referansetilstanden.
- *Modeller for habitattilgang* der referanseverdien er basert på kunnskap om artenes økologiske krav og modeller for hvordan disse kravene kan oppfylles i referansetilstanden. Tilnærmingen har fellestrekk med habitatmodellering for arter.

Grenseverdien for god økologisk tilstand er den indikatorverdien der indikatoren viser at økosystemet ikke lenger er i god tilstand (jf. kap. 1.2). Grenseverdien er også med på å bestemme skaleringsfunksjonen for indikatoren (se kap. 2.3.2). Fastsetting av grenseverdier er nærmere beskrevet i Jakobsson mfl. (2020) og Töpper & Jakobsson (2021) og er kort skissert basert på tre ulike tilnærminger:

- *Empiriske grenseverdier* kan fastsettes basert på empiriske studier av indikatorenes tålegrenser i ulike lokaliteter som er vurdert å ha god eller forringet tilstand.
- *Statistiske fordelinger* for indikatorens verdier i ulike lokaliteter som varierer i tilstand. Her kan spesifiserte deler av fordelingen defineres som uttrykk for avvik fra referansetilstanden.
- *Antatt lineær sammenheng* mellom indikatorverdien og økosystemets tilstand innebærer at forholdet mellom uskalert grenseverdi og uskalert referanseverdi er det samme som forholdet mellom de skalerte grense- og referanseverdiene. Denne tilnærmingen kan



brukes når den underliggende sammenhengen kan antas å være lineær, eller som en første tilnærming når vi ikke har data eller kunnskap om grenseverdiene. Merk at andre former for matematiske sammenhenger (logaritmisk, eksponensiell, etc.) også kan brukes dersom kvantitative verdier er ukjente, men sammenhengen kan antas å ha en annen matematisk form.

Vi har valgt å sette den skalerte grenseverdien til 60 % av den skalerte referanseverdien (jf. kap. 2.3.2). Dette tilsvarer grenseverdien mellom god og moderat tilstand for normaliserte EQR-verdier som brukes i økologisk vurdering av vannforekomster etter vannforskriften (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018).

For noen (tosidige) indikatorer blir det fastsatt både en øvre og en nedre grenseverdi for god økologisk tilstand. I prinsippet håndteres disse slik at observasjoner med verdier over referanseverdien skaleres mot den øvre grenseverdien, mens observasjoner med verdier under referanseverdien skaleres mot den nedre grenseverdien. Dette gir to uavhengige delindikatorer som sammen representerer 'hovedindikatoren'. Dette gjelder f.eks. indikatoren for NDVI og karplanteindikatorer med Ellenberg-skårer for miljøforhold (se kap. 2.4.1 for detaljer).

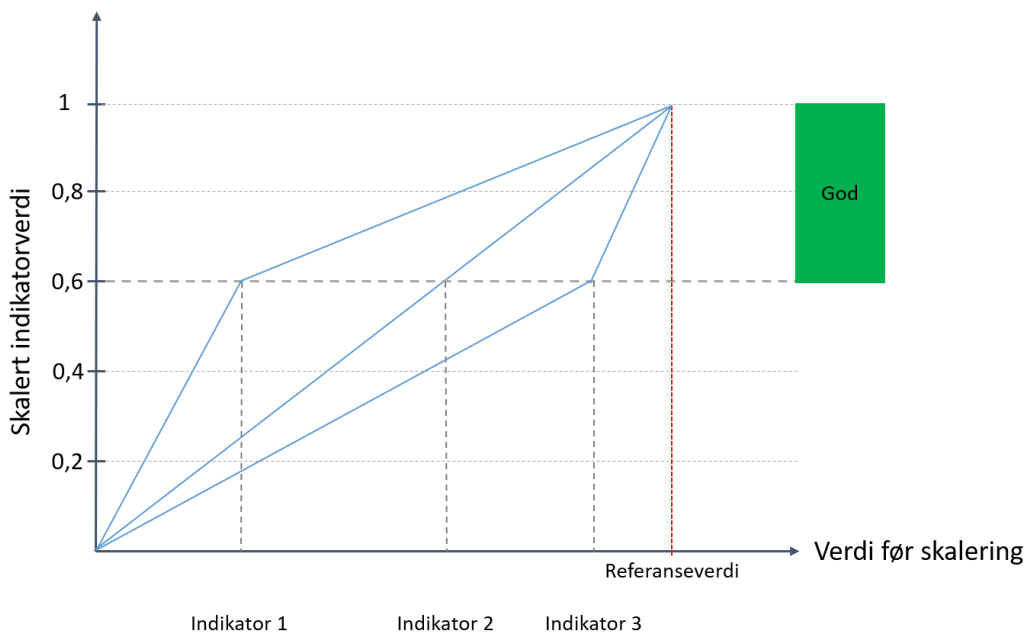
Minimums- eller maksimumsverdien representerer den laveste eller høyeste verdien en indikator kan ha under forringet økologisk tilstand. For noen indikatorer er minimumsverdien intuitivt 0, f.eks. for en arts bestandsnivå eller for andelen areal uten fremmede arter. Maksimumsverdien derimot må bli definert for bestandstall når indikatoren er tosidig. Det kan også foreligge prinsipielle grenser for hvor minimums/maksimumsverdiene kan ligge (f.eks. for Ellenberg-indikatorer). Minimums/maksimumsverdiene kan også estimeres empirisk for indikatorer der man har et tilnærmet fullstendig utvalg for hele evalueringsarealet; dette kan være tilfellet for fjernmålings- eller modelleringsbaserte indikatorer. Se Töpper & Jakobsson (2020) for nærmere forklaring.

De aktuelle indikatorene for fjell er gjennomgått i kapittel 2.4.1. Der er også indikatorenes referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand angitt, samt en summarisk forklaring på hvordan disse referanse- og grenseverdiene er fastsatt. Bakgrunnen for fastsetting av referanse- og grenseverdier for de fleste av disse indikatorene er nærmere gjennomgått i Nybø mfl. (2018) og i vedlegg til Nybø mfl. (2019), samt i **vedlegg 1**.

### 2.3.2 Skalering, vektning og sammenstilling av indikatorverdier

Det sentrale punktet i indeksmetoden er skalering av indikatorene til en felles verdiskala, noe som gjør det mulig å sammenlikne hver enkelt indikators avvik fra referanseverdien samt å slå sammen indikatorenes verdier til en felles tilstandsverdi for økosystemet. Skaleringen tar utgangspunkt i indikatoren uskalerte referanseverdi, grenseverdi for god tilstand og en minimal eller maksimal verdi for indikatoren for økosystemets mest forringete tilstand. Etter skaleringen er referanseverdien 1, grenseverdien 0,6, og minimums/maksimumsverdien 0 for alle indikatorer. **Figur 2.2** viser skaleringen for tre hypotetiske indikatorer der den uskalerte grenseverdien er henholdsvis 25 %, 60 % og 87 % av den uskalerte referanseverdien.

I vurderingen av samlet tilstandsverdi for økosystemet kan de enkelte indikatorenes bidrag gis samme eller ulik vekt (jf. Töpper & Jakobsson 2021). Begrunnelse for å gi ulik vekt kan være at to eller flere indikatorer dekker liknende aspekter ved økologisk tilstand, eller at noen indikatorer antas å reflektere viktigere aspekter ved økologisk tilstand. En annen grunn til å veie indikatorer forskjellig er om enkelte indikatorer ikke har verdier for hele arealet der tilstanden skal vurderes, slik det er for noen indikatorer som inngår i naturindeksen (Jakobsson & Pedersen 2020). Dessuten kan det være indikatorer der verdiene er beheftet med så stor usikkerhet at disse bør gis mindre vekt i den samlede vurderingen.



**Figur 2.2** Eksempel på skalering av tre indikatorer med uskalerte grenseverdier (vertikale stiplede streker) på henholdsvis 25 %, 60 % og 87 % av den uskalerte referanseverdien (rød prikket strek). Skaleringssfunksjonene (blå linjer) er bestemt av at skalert referanseverdien skal være 1, den skalerte grenseverdien 0,6 (horisontal stiplede strek) og den skalerte 'nullverdien' 0.

Her har vi imidlertid valgt å la hver indikator veie likt i den samlede vurderingen, siden alle indikatorer har spesifiserte verdier for hele arealet som skal vurderes, og vi mener det ikke er tilstrekkelig stort sammenfall i indikatorernes dekning av ulike aspekter ved økologisk tilstand. Et unntak fra dette er de såkalte tosidige indikatorne, der både en øvre og en nedre grenseverdi for god økologisk tilstand er fastsatt (se over). Da hver av disse indikatorne deles i to separate, uavhengige indikatorer, håndteres de teknisk sett som to indikatorer. For at dette ikke skal føre til dobbelt-telling av 'hovedindikatoren', vektet disse 'delindikatorne' slik at de sammen tilegnes samme vekt som en ensidig indikator ( $1/n$  i aggregerte indekser, der  $n$  = antall indikatorer). Vektningen for disse indikatorne baseres på antall observasjoner som blir skalert mot henholdsvis øvre og nedre grenseverdi. Den statistiske usikkerheten ved indikatorernes estimerte verdier er håndtert eksplisitt i sammenstillingen av tilstandsverdien for økosystemet (kap. 2.3.3).

Tilstandsverdier beregnes for hver av de sju egenskapene basert på gjennomsnittlige skalerte verdier for de indikatorne som inngår for hver egenskap. Deretter beregnes samlet tilstandsverdi for økosystemet på to litt forskjellige måter. (1) I den ene beregnes tilstandsverdien for økosystemet som gjennomsnittet av de enkelte indikatorernes skalerte verdier (dvs. med samme vekt for alle indikatorer). (2) Med utgangspunkt i tilstandsverdiene for hver egenskap er det også beregnet en gjennomsnittlig tilstandsverdi for økosystemet. Her er hver egenskap gitt samme vekt, uavhengig av hvilke og hvor mange indikatorer som inngår for de enkelte egenskapene. Det innebærer at indikatorer som ev. inngår i flere egenskaper, i realiteten får større vekt enn indikatorer som bare inngår i én egenskap. Begge disse tilstandsverdiene for økosystemet, basert på henholdsvis gjennomsnitt av indikatorernes skalerte verdier og gjennomsnittet av egenskapenes tilstandsverdier, er vist i resultatene.

### 2.3.3 Beregning av usikkerhet

Der det er mulig, har vi forsøkt å kvantifisere usikkerheten rundt indikatorestimatene. Den vanligste måten å beregne usikkerhet ved indikatorestimater, er ved resampling av observasjonsdata, med tilbakelegging, der  $N$  resamplete verdier tilsvarer det totale antallet observasjoner i datagrunnlaget (for et gitt tidspunkt og region, eller hele Norge). Resamplingen gjentas typisk rundt 10 000 ganger. Fra denne fordelingen av indikatorestimater finner man medianen samt nedre og øvre konfidensintervall (hhv. 2,5 og 97,5 prosentilene); dvs. at den reelle verdien ligger mellom disse grensene med 95 % sannsynlighet. For noen indikatorer kommer indikatorestimatene fra en statistisk modell, og i slike tilfeller har usikkerheten i modellen blitt videreført til usikkerheten i indikatoren. For indikatorene *konnektivitet av fjellareal* og *areal uten tekniske inngrep* har vi ikke beregnet en usikkerhet, siden disse to indikatorene baserer seg på kartdata hvor det ikke forekommer en beskrivelse av nøyaktighet (hhv. N50 og Inngrepsfri Natur i Norge). Ytterligere beskrivelser av metodikk for hver enkelt indikator er beskrevet på <https://ninanor.github.io/IBECA/faktaark.html#Fjell>.

På tilsvarende måte estimeres usikkerhet knyttet til aggregerte indeksverdier, men med bruk av fordelingene for hver indikator beskrevet over. I hver resampling trekkes en verdi fra hver indikatorfordeling inkludert i den aggregerte indeksen. Gjennomsnittet av dette uttrekket inngår som én verdi i en fordeling av indeksestimater. Prosessen gjentas 10 000 ganger, og medianen og 95% konfidensintervall hentes fra den endelige fordelingen av indeksverdier. Prosessen er den samme for aggregering på egenskapsnivå som for samlet vurdering av økologisk tilstand.

Tilstandsverdiene, med usikkerhetsestimatene, brukes for å beskrive avvikene fra god økologisk tilstand. Hvis et estimat og dets konfidensintervall er lavere enn grenseverdien (0,6), indikerer dette en *betydelig forringet tilstand*, mens et konfidensintervall som overlapper grenseverdien indikerer en *usikker eller marginalt forringet tilstand*. Estimater høyere enn grenseverdier der konfidensintervallet ikke overlapper 0,6, indikerer en *god tilstand*.

### 2.3.4 Samlet vurdering av økologisk tilstand

Vurderingen av økologisk tilstand er basert på indeksmetoden og beregningen av tilstandsverdien for økosystemet ut fra de indikatorene som inngår (jf. kap. 2.3.2). I tillegg har vi vurdert noen supplerende variabler som kan bidra til å nyansere resultatet som framkommer fra indeksmetoden, f.eks. ved å dekke noen aspekter ved økosystemet som ikke dekkes av indikatorene. Vi har kvantitative data, men bare korte tidsserier, for disse supplerende variablene. Hvordan deres nivå eller trender reflekterer tilstanden for økosystemet, er vurdert kvalitativt for hver enkelt variabel. I mange tilfeller er det mulig å bedømme om dagens verdi representerer et betydelig avvik fra sannsynlig verdi i referansetilstanden, og det kan også være mulig å identifisere en sannsynlig påvirkningsfaktor som årsak til et slikt avvik. Dersom de supplerende variablene reflekterer avvik fra referansetilstanden som sammenfaller med de aggregerte resultatene fra indeksmetoden og de enkelte egenskapene for økosystemet, vil dette styrke konklusjonene fra resultatene basert på indeksmetoden. I motsatt fall er det grunn til å vurdere hva årsaken til misforholdet mellom resultatene kan være, og hvilken betydning dette kan ha for tolkningen av resultatene. Merk imidlertid at noen av de supplerende variablene er basert på *naturindeksen for fjell (modifisert)*, som inngår som ordinær tilstandsindikator for egenskapen *biologisk mangfold*, og de representerer dermed ikke uavhengig informasjon (selv om de er tilordnet en annen egenskap).

For å få innsikt i hva som kan være årsak til beregnet tilstand for økosystemet, har vi tilordnet indikatorene til hovedkategorier av påvirkningsfaktorer (se slutten av kap. 2.4.1). Vi har så beregnet samlede verdier for de indikatorene som er tilordnet hver påvirkningsfaktor. Dette viser om indikatorer som er tilordnet enkelte av påvirkningsfaktorene, har særlig lave verdier. I tillegg har vi vurdert om variabler for ulike påvirkningsfaktorer kan gi ytterligere innsikt om mulige årsaker til observerte nivåer eller endringer i indikatorene brukt i indeksmetoden eller for de supplerende variablene. Her vil sammenfall i trender for variabler for ulike påvirkningsfaktorer og for

tilstandsindikatorer som er antatt å være følsomme for de aktuelle påvirkningsfaktorene, kunne underbygge konklusjoner om at vurderingen etter indeksmetoden viser et reelt avvik fra referansetilstanden. Hvis endringer i påvirkningsfaktorer er betydelige, kan det i seg selv tyde på at økosystemet sannsynligvis ikke er i god tilstand.

Stikkordsmessig kan vi si at de ulike indikatorene og variablene har følgende roller i den samlede vurderingen av økologisk tilstand etter indeksmetoden:

- *Tilstandsindikatorenes skalerte verdier* inngår i beregningen av og utgjør selve grunnlaget for vurderingen av økologisk tilstand. Det beregnes tilstandsverdier for hver enkelt egenskap (som har indikatorer) og for hele økosystemet, dels direkte basert på tilstandsindikatorerne og dels via egenskapene (jf. kap. 2.3.2).
- *Tilstandsindikatorenes skalerte verdier* brukes også til å beregne en samlet verdi for indikatorer som er tilordnet hver av fem hovedkategorier av påvirkningsfaktorer. Samlet verdi for hver slik påvirkningsfaktor forteller om denne bidrar i særlig grad til lav tilstandsverdi for økosystemet.
- *Tilstandsindikatorenes uskalerte verdier* brukes for å lage tidsserier (der datagrunnlaget tilsier det). Disse tidsseriene kan vise om indikatorernes utvikling over tid tyder på at de nærmer seg eller avviker fra indikatorernes forventete nivåer i referansetilstanden.
- *Supplerende variabler for ulike aspekter ved økosystemet* sammenstilles som tidsserier og brukes i en kvalitativ vurdering av om disse variablene bidrar til å styrke, svekke eller nyansere vurderingen basert på beregnet tilstandsverdi.
- *Ulike variabler for påvirkningsfaktorer* sammenstilles som tidsserier eller kart og brukes i en kvalitativ vurdering av om utviklingen for påvirkningsfaktorene i større eller mindre grad sammenfaller med utviklingen for tilstandsindikatorerne eller de supplerende variablene. Dette kan bidra til å identifisere mulige årsaker til endringer for tilstandsindikatorerne og dermed for beregnet tilstand.

## 2.4 Indikatorer og datagrunnlag

For å belyse den økologiske tilstanden for fjell trenger vi et sett med indikatorer som representerer de ulike egenskapene ved økosystemet og som kan brukes for å beregne tilstanden etter indeksmetoden (jf. kap. 2.4.1). I tillegg har vi tatt med noen andre variabler som kan gi ytterligere informasjon om tilstanden (jf. kap. 2.4.2). Disse supplerende variablene blir omtalt i resultatene (kap. 3) der det er relevant. Videre har vi sammenstilt informasjon om noen variabler for ulike påvirkningsfaktorer, for å se om disse variablene kan bidra til å forklare nivå eller trender for tilstandsindikatorerne (jf. kap. 2.4.3). Disse ulike indikatorene og variablene gjennomgås i etterfølgende underkapitler.

### 2.4.1 Indikatorer i indeksen for økologisk tilstand

Beregning av økologisk tilstand etter indeksmetoden er basert på et sett med indikatorer som bør tilfredsstille følgende krav:

- De dekker til sammen økosystemets sju egenskaper så godt som mulig.
- De kan knyttes til en eller flere påvirkningsfaktorer.
- Det finnes landsdekkende representative data, med relevant geografisk oppløsning.
- Det er mulig å fastsette referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand.
- Det er ønskelig, men ikke strengt nødvendig at data foreligger som tidsserier som kan vise utvikling over tid.

Ved å oppfylle disse kravene vil indikatorene kunne brukes i beregningen av økologisk tilstand etter indeksmetoden, de vil dekke de ulike egenskapene ved økosystemer, og de vil gi grunnlag for å vurdere tilstanden over hele arealet til økosystemet. Indikatorernes følsomhet for ulike

påvirkningsfaktorer kan gi et grunnlag for å tolke mulige årsaker til observerte nivåer og eventuelle trender for indikatorverdiene. Sammen med informasjon om aktuelle påvirkninger gir indikatorer som dekker en viss tidsserie, grunnlag for å vurdere om observert tilstand kan knyttes til naturlig variasjon i indikatorverdier eller til menneskeskapte påvirkninger. Som vi skal se, er både kunnskap og datagrunnlag for aktuelle indikatorer begrenset, noe som medfører at det er vanskelig å finne indikatorer som tilfredsstillende alle disse kravene.

### De enkelte indikatorene

Indikatorene som er brukt i beregningen av økologisk tilstand, er vist i **tabell 2.2**. Indikatorene er litt mer utfyllende beskrevet nedenfor, men for flere detaljer om hvordan indikatorene er beregnet og referanse- og grenseverdier er fastsatt, henviser vi til **vedlegg 1**, Töpper & Jakobsson (2021) og <https://ninanor.github.io/IBECA/fjell.html>.

**NDVI** er en indeks nært korrelert med mengden grønn vegetasjon med aktiv fotosyntese og brukes ofte som et mål for stående plantebiomasse eller primærproduksjon (Pettoirelli mfl. 2005). Indeksen er basert på forholdet mellom rødt lys (R) og nær-infrarød (NIR) stråling  $(NIR - R) / (NIR + R)$ , oftest målt ved data fra satellitter. Her har vi brukt landsdekkende data fra MODIS-instrumentet på Terra- og Aqua-satellittene, tilgjengelig fra NASA gjennom MOD13Q1 V6-produktet. Data for NDVI er tilgjengelig for perioden 2000–2019. For fjell vil avvik fra referansetilstanden kunne medføre at primærproduksjonen målt ved gjennomsnittlig NDVI-verdi for vekstsesongen enten øker eller avtar signifikant gjennom perioden med data. Reduksjon i NDVI-verdien kan f.eks. skyldes nedbygging eller overbeiting av grønn vegetasjon, mens økning kan skyldes økt produktivitet på grunn av klimaendringer eller overgjødning. Indikatoren er følgelig beregnet som stigningsforholdet for en lineær regresjon av gjennomsnittlige NDVI-verdier i vekstsesongen mot år. Dataene er basert på NDVI-verdier pr. 16-dagersperioder for juni–september fra et tilfeldig utvalg av 25 000 MODIS-piksler á 250 x 250 m innenfor vårt definerte fjellareal. I referansetilstanden skal det ikke være noen signifikant trend, dvs. at referanseverdien for indikatoren er 0. For definisjonen av grenseverdiene hadde det optimale vært å ha NDVI-data fra MODIS for en referanseperiode, men siden denne tidsserien ikke går lenger tilbake enn til år 2000, så er dette ikke mulig. Derfor baserer vi grenseverdiene på fordelingen av stigningstall fra modeller av NDVI mot tid, der tidsvariabelen har blitt randomisert for hver piksel. Nedre og øvre grenseverdiene for god økologisk tilstand er satt til 0,025 og 0,975 kvantilene til fordelingen for stigningstall i disse randomiserte modellene. Det vil si at en systematisk endring i gjennomsnittlig NDVI-verdi over tid, med et stigningstall som er større eller mindre enn den respektive øvre eller nedre grenseverdien, medfører at indikatoren viser at økosystemet ikke er i god tilstand.

**Rein:** Vi legger her til grunn at både villrein og tamrein representerer dagens bestand av store beitedyr i fjellet utenom bufe. Reinbestandene har svært stor betydning for resten av økosystemet, både ved en sterk påvirkning på plantene og som bytte eller åtsler for rovdyr. Villrein og tamrein vil ha samme type påvirkning på økosystemet, bare modifisert ved forskjeller i bestandsnivå og trekk-mønstre. I referansetilstanden antar vi at fjellområdene over hele landet ble utnyttet av villreinbestander som ble regulert av naturgitte påvirkninger fra vær og klima, næringstilgangen og naturlige bestandsnivåer av store rovdyr. Indikatorverdien er følgelig basert på dagens bestander av tamrein og villrein, gitt av Kjørstad mfl. (2017) for de enkelte villreinområdene og som gjennomsnittsbestand for siste fem år for tamreinområdene hentet fra [www.reinbase.no](http://www.reinbase.no). Vi har antatt at andelen av dagens totale villrein- og tamreinbestander fordeler seg på fjell og skog etter samme forholdstall som arealet av fjell og skog i de respektive villrein- og tamreinområdene. Referanseverdien er en beregnet tetthet av villrein for alle fjellområder under referansetilstanden. Denne referansetettheten er basert på empirisk sammenheng mellom tettheten for bestandsmålene av villrein (Kjørstad mfl. 2017) og terrengvariasjonen i villreinområdene (målt ved Terrain Ruggedness Index TRI, Riley mfl. 1999), gitt ved formelen Referansetetthet =  $1,0759 \cdot \text{EXP}(-0,001 \cdot \text{TRI})$ . Denne sammenhengen antas å gjelde for alt fjellareal, også for tamreinområdene og fjellareal uten rein i dag. I tillegg har vi antatt at naturlige bestander av store rovdyr vil føre til en noe lavere tetthet i referansetilstanden enn bestandsmålene gitt i Kjørstad mfl. (2017). Referansetettheten gitt ved formelen over, er derfor redusert med 25 %. Gitt arealet av de ulike fjellområdene og områdenes gjennomsnittlige TRI-verdier, kan den totale referansebestanden for villrein beregnes. Dette er en tosidig indikator, der

både lave og høye reinbestander kan indikere avvik fra referansetilstanden. Det er derfor fastsatt nedre og øvre grenseverdier for indikatoren, gitt som henholdsvis 60 % og 200 % av referanseverdien, samt en minimumsverdi på 0 og en maksverdi på 10 ganger referanseverdien. Vi har valgt en asymmetrisk skaleringsfunksjon siden bestandsnivåer under referanseverdien synes mer kritiske for økosystemet enn bestandsnivåer over referanseverdien. Datagrunnlaget kommer fra Kjørstad mfl. (2017) for villrein og fra reinbase.no for tamrein.

**Smågnagere:** Indikatorverdien er fastsatt til gjennomsnittlig nivå for bestandstopper av smågnagere i fjellet (i hovedsak lemen og fjellmarkmus) i siste tiårsperiode (jf. Angerbjörn mfl. 2001, Kausrud mfl. 2008, Ehrich mfl. 2020). Smågnagere er nøkkelarter i fjelløkosystemet med svært stor betydning for planter, fugler og andre pattedyr (jf. kap. 1.1). Referanseverdien er basert på idealisert bestandsvariasjon under naturlig dynamikk med bestandstopper med 3–4 års mellomrom, med empirisk grunnlag fra langtidstudier og observasjoner fra Finse og andre fjellområder. Grenseverdien for god økologisk tilstand er satt til 60 % av referanseverdien. Datagrunnlaget er langsiktig bestandsovervåking fra Finse og TOV-områdene, samt informasjon fra andre overvåkingsområder og ulike rapporter om bestandstopper (Framstad & Eide 2021). Dataene er lastet ned fra Naturindeksdatabasen.

**Lirype:** Indikatorverdien er årlig estimert tetthet av voksne liryper i hekkesesongen, beregnet som gjennomsnitt for siste fem år (Nilsen & Rød-Eriksen 2020). Referanseverdien tar utgangspunkt i gjennomsnittlig hekketetthet, anslått til 36 ryper/km<sup>2</sup> for egnet lirypehabitat. Grenseverdien for god økologisk tilstand er satt til 60 % av referanseverdien. Datagrunnlaget kommer fra Hønsefuglportalen<sup>8</sup>, basert på en rekke årlige takseringer av rypebestanden i august i regi av rettighetshavere og andre.

**Fjellrype:** Indikatorverdien er en relativ bestandsindeks basert på takseringer i hekkesesongen, beregnet som gjennomsnitt for siste fem år. Referanseverdien tar utgangspunkt i estimert hekkebestand i et gitt år i den tilgjengelige dataserien og en ekspertvurdering av hvor mye bestanden i dette året ev. avviker fra referanseverdien ut fra kunnskap om faktorer som har virket negativt inn på bestanden de siste tiårene. Estimerte bestander for øvrige år skaleres så i forhold til estimert bestand i det året som er vurdert opp mot referanseverdien. Grenseverdien for god økologisk tilstand er satt til 60 % av referanseverdien. Datagrunnlaget kommer fra TOV-E, basert på årlige takseringer av hekkefugler (Kålås mfl. 2021).

**Fjellrev:** Indikatorverdien er estimert antall reproduserende individer i fjellområder (fordelt på kommuner) med registrert historisk forekomst av fjellrev (N.E. Eide mfl. 2020a). Beregningen av antall individer er basert på en lukket fangst/gjenfangst modell med grunnlag i funn/gjenfunn av unike individer registrert i det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev. Fjellreven representerer et karakteristisk element i næringskjeden for pattedyr i fjellet. Siden reproduksjonen hos fjellrev varierer svært mye mellom år avhengig av forekomst av smågnagere, er indikatorverdien basert på glidende gjennomsnitt for 3-års perioder. Referanseverdien er basert på kunnskap om fjellrevens territoriestedørrelse i fjellområder med ulik produktivitet. Grenseverdien for god økologisk tilstand er satt til 60 % av referanseverdien. Datagrunnlaget er fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev (N.E. Eide mfl. 2020a) og er lastet ned fra Naturindeksdatabasen.

**Jerv:** Indikatorverdien er antall individer av jerv for de enkelte fjellregionene, basert på modell-estimer for bestanden i de enkelte rovviltregionene (Bischof mfl. 2019). Jerv er i dag den viktigste toppredatoren i næringskjeden for pattedyr i fjellet; en rolle jerv i tidligere tider har delt med ulv. Referanseverdien er fastsatt ved en ekspertvurdering av egnet areal i ulike fylker og potensiell tetthet av reproduserende enheter (Lande mfl. 2003), omregnet til antall individer. Grenseverdien for god økologisk tilstand er satt til 60 % av referanseverdien. Datagrunnlaget kommer fra Rovdata og er lastet ned fra Naturindeksdatabasen.

<sup>8</sup> <https://honsefugl.nina.no/Innsyn/>



**Tabell 2.2** Indikatorene i indeksen for økologisk tilstand i fjell, med datakilder.

Indikator	Forklaring	Datakilder
NDVI	Årlig endring i NDVI-verdier 2000–2019, tosidig indikator med verdier hhv lavere og høyere enn referanseverdien	MODIS satellittdata
Rein	Totalbestand av tamrein og villrein for fjellarealet innen de definerte villrein- og tamreinområdene,	Kjørstad mfl. (2017), reinbase.no
Smågnagere	Gjennomsnittlig nivå av bestandstopper siste ti år	TOV* m.m.
Lirype	Tetthet av voksne fugler pr. km <sup>2</sup> , gjennomsnitt siste 5 år	Hønsefuglportalen
Fjellrype	Relativt bestandsnivå i hekkesesongen, gjennomsnitt siste 5 år	TOV-E*
Fjellrev	Antall reproduserende individer	Overvåkingsprogram for fjellrev
Jerv	Antall individer	Rovdata
Kongeørn	Gjennomsnittlig antall territorier i 2015–2019	Rovdata
Fravær av fremmede arter	Arealandel uten forekomst av fremmede karplantearter med høy økologisk risiko	ANO*
Arealandel uten tekniske inngrep	Arealandel (%) av fjell minst 1 km fra teknisk infrastruktur	Miljødirektoratet
Konnektivitet av fjellareal	Endring i sammenhengen mellom polygoner av fjellareal som følge av teknisk infrastruktur	N50 over skoggrensa
Naturindeks for fjell (modifisert)	Aggregert skalert modifisert naturindeksverdi for fjell	Naturindeksen
Ellenberg N	Ellenberg-skår for plantearters affinitet for nitrogen, veid med frekvensen av karplantearter; tosidig indikator med verdier hhv lavere og høyere enn referanseverdien	ANO*
Ellenberg L	Ellenberg-skår for planters tilknytning til lysåpne voksesteder, veid med frekvensen av karplantearter; tosidig indikator med verdier hhv lavere og høyere enn referanseverdien	ANO*
Vegetasjonens varmekrav	Kumulativ dekning av arter med høye varmekrav	ANO*
Areal av isbreer	Areal av isbreer	NVE
Snødybde	Avvik fra normalperioden 1961–1990 for gjennomsnittlig snødybde i desember–mai, som gjennomsnitt for siste 5 år	senorge.no
Snødekkets varighet	Avvik fra normalperioden 1961–1990 for antall dager med snødekke i oktober–juni, som gjennomsnitt for siste 5 år	senorge.no
Vinterregn	Avvik fra normalperioden 1961–1990 for sum av nedbør (mm) på dager med middeltemperatur >2°C i januar–mars, som gjennomsnitt for siste 5 år	senorge.no

\* ANO: Arealrepresentativ naturovervåking; TOV: Terrestrisk naturovervåking; TOV-E: Ekstensiv terrestrisk naturovervåking

**Kongeørn:** Indikatorverdien er det estimerte antallet okkuperte territorier i perioden 2015–2019 (Mattisson mfl. 2020). Det skilles ikke mellom territorier i og utenfor fjellet siden territoriene ofte er store, og de fleste inkluderer arealer på begge sider av skoggrensa. Indikatoren deles inn i to regioner: nord og sør (for Nordland). Referanseverdien er basert på samme ekspertvurdering av total kongeørnbestand som er brukt i naturindeksen og bygger på kunnskap om endringer i påvirkningsfaktorer over tid. Grenseverdien for god økologisk tilstand er satt til 60 % av referanseverdien. Dataene kommer fra overvåkingen av kongeørn i regi av Rovdata (Mattisson mfl. 2020) og er lastet ned fra Naturindeksdatabasen

**Fravær av fremmede arter** angis som arealandelen uten fremmede karplantearter på Artsdatabankens liste over arter med svært høy, høy eller potensielt høy økologisk risiko (Artsdatabanken 2018a). I referansetilstanden skal slike fremmede arter ikke forekomme, og referanseverdien settes derfor til 100 %. Grenseverdien for god økologisk tilstand er vurdert av eksperter til 95 % (Nybo mfl. 2019). Forekomst av fremmede arter i fjellet er trolig svært lav i dag, men ved klimændringer og økt aktivitet av mennesker i fjellet kan det bli mer av fremmede arter i framtida.



Dataene for vurderingen av indikatoren for fravær av fremmede arter kommer fra den arealrepresentative naturovervåkingen (ANO) (Tingstad mfl. 2019), der det registreres dekning av fremmede arter i en sirkel på 250 m<sup>2</sup> på hvert av 18 punkter på hver lokalitet (jf. *Ellenberg N*). Datagrunnlaget baserer seg på 2340 fjellpunkter i 201 tilfeldig plasserte flater fra hele landet.

**Arealandel uten tekniske inngrep** er angitt som andelen av fjellarealet som ligger minst 1 km fra tyngre tekniske inngrep som veier, kraftlinjer og andre fysiske inngrep (men ikke bygninger). Under referansetilstanden vil det ikke finnes noen slike inngrep, og referanseverdien er derfor satt til 100 %. Grenseverdien for god økologisk tilstand er anslått til 60 % av referanseverdien. Datasettet, som er produsert av Miljødirektoratet, heter Inngrepsfri natur i Norge og er lastet ned fra kartportalen til GeoNorge.

**Konnektivitet av fjellareal** representerer endringer i sammenhengen (konnektiviteten) av separate fjellområder på grunn av utbygging av menneskeskapt infrastruktur (veier, kraftlinjer, dyrket mark, bygninger etc.). Stier er ikke regnet med som menneskeskapt infrastruktur. Indikatoren beregnes som gjennomsnittlig avstand fra sentrum av hvert fjellområde (gitt ved enhetlig samling av fjellpikslar) til nærmeste infrastrukturelement eller skogområde. Referanseverdien er tilsvarende gjennomsnittlig avstand fra fjellområdene til nærmeste skogområde, der fjellområdene ikke er oppdelt eller påvirket av infrastruktur. Indikatorene representerer derfor også reduksjonen av kjerneareal og tilsvarende økning av kantareal som følge av infrastruktur. Grenseverdien for god økologisk tilstand er skjønnsmessig satt til 60 % av referanseverdien. Datagrunnlaget er arealdekkeklassene åpent areal og skog i kartdataene N50, samt infrastrukturelementene private eller offentlige veier, kraftlinjer og bygninger.

**Naturindeks for fjell (modifisert)** er en indeks produsert av Naturindeks.no. Indeksen er opprinnelig basert på 30 indikatorer, hovedsakelig fjellarter, men her bruker vi en modifisert utgave av den opprinnelige indeksen som én indikator for økologisk tilstand. Begrunnelsen for å ta med denne indeksen som en indikator for økologisk tilstand er at den sammenfatter tilstanden for en rekke arter. Den gir dermed en bedre mulighet for å dekke egenskapen *biologisk mangfold* (se nedenfor) enn et fåtall artsbaserte indikatorer som vi har tilgjengelige data for. *Naturindeks for fjell (modifisert)* som er brukt her, avviker noe fra versjonen i Naturindeks for Norge 2020 (Jakobsson & Pedersen 2020). To indikatorer som mangler verdi for 2019 (vier alpint beite og lavhei), er utelatt her. I tillegg er indikatorene vektet annerledes ved at alle indikatorer i utgangspunktet er gitt samme vekt; dvs. det er ingen forskjell på 'nøkkelindikatorer' og andre indikatorer eller på indikatorer i ulike trofiske grupper. Indikatorene er imidlertid vektet ut fra hvor stor andel av fjellarealet som de har verdier for. En mer balansert vektning på tvers av de 28 indikatorene<sup>9</sup> gir oss et mer representativt bilde av indikatorenes respons på ulike påvirkninger i fjellet. Datagrunnlaget for *naturindeks for fjell (modifisert)* omfatter data som også inngår for noen av de andre indikatorene (*fjelltype*, *lirype*, *kongeørn*, *fjellrev*, *jerv*, *smågnagere*, *villrein/tamrein*). Disse er imidlertid tilordnet andre egenskaper, og noen av dem er også gitt en annen utforming som enkeltindikatorer enn i *naturindeks for fjell (modifisert)*. Siden indeksen er basert på skalerte indikatorer med sine respektive referanseverdier (Jakobsson & Pedersen 2020), er referanseverdien her 1. Grenseverdien for god økologisk tilstand er satt som 60 % av referanseverdien.

**Ellenberg N** er en indeks basert på skårer for karplantearters tilknytning til (affinitet for) mengde tilgjengelig organisk nitrogen i jord (jordfertilitet). Plantenes tilknytning til nitrogen er angitt av Ellenberg mfl. (1991) på en skala fra 1 til 9, senere tilpasset til britiske og nordvesteuropiske forhold av Hill mfl. (1999). Lave verdier indikerer i utgangspunktet at en art foretrekker nitrogenfattig jord, mens høye verdier betyr at en art foretrekker nitrogenrik jord. Ved å beregne et veid gjennomsnitt for *Ellenberg N* basert på de ulike artenes relative mengde, kan det avledes en *Ellenberg N*-skår for vegetasjonen på en lokalitet. Denne *Ellenberg N*-skåren indikerer status for mengde organisk nitrogen i jord slik denne er relevant for vegetasjonen på lokaliteten.

<sup>9</sup> Arter som inngår i *naturindeks for fjell (modifisert)*: fjellfiltmose, nipdraugmose, praktdraugmose, sylmose, tornvebladmose, fjellvalmue, greplyng, isssoleie, blåstrupe, boltit, fjellerke, fjellrype, fjellvåk, heilo, heipielperke, jaktfalk, kongeørn, lappspurv, lirype, ravn, ringtrost, snøspurv, steinskvett, fjellrev, jerv, smågnagere, tamrein, villrein

Referansetilstanden er fastsatt på grunnlag av fordelinger av *Ellenberg N*-verdier for generaliserte artslister for grunntyper i fjell innen NiNs T3 Fjellhei, leside og tundra, T7 Snøleie, T14 Rabbe, T22 Fjellgrashei og grastundra som samsvarer med kartleggingsenheter i målestokk 1:5 000 (Töpper mfl. 2018b). Siden både lave og høye verdier for *Ellenberg N* kan indikere avvik fra god økologisk tilstand, er det beregnet nedre og øvre grenseverdier basert på 95 % prediksjonsintervallet av referansefordelingene (Töpper mfl. 2018b). Verdier over øvre grenseverdi for *Ellenberg N* kan indikere eutrofiering ved nitrogentilførsel. Verdier for *Ellenberg N* under nedre grenseverdi kan indikere nitrogenmangel som f.eks. kan skyldes økt biomasseuttak ved bl.a. overbeiting, eller endret jordmikrobiell aktivitet knyttet til nitrogensyklus. Vegetasjonsdataene for evalueringen av *Ellenberg N*-indikatoren for fjell kommer fra den arealrepresentative naturovervåkingen (ANO) som startet i 2019 (Tingstad mfl. 2019), der det samles data for karplantesamfunn og NiN kartleggingsenheter i et forband av 18 ANO-punkter i tilfeldig plasserte flater på 500 x 500 meter. Karplanters dekning registreres i en rute på 1 x 1 m på hvert punkt. Datagrunnlaget fra ANO for vurdering av *Ellenberg N*-indikatoren for fjell i denne rapporten er basert på 1872 fjellpunkter i 192 tilfeldig plasserte flater fra hele landet.

**Ellenberg L** er en tilsvarende indeks som *Ellenberg N*, men gjelder karplantearters tilknytning til voksesteder med ulik lysåpenhet. Skårer for *Ellenberg L* går fra 1 til 9, der 1 indikerer planter knyttet til mørke voksesteder og 9 planter knyttet til lyse voksesteder. For øvrig er beregning av referanseverdi og grenseverdi for god økologisk tilstand gjort på tilsvarende måte som for *Ellenberg N*. Også for *Ellenberg L* kan både lave og høye verdier indikere avvik fra referansetilstanden. I fjell kan lavere verdier enn referanseverdien for *Ellenberg L* for eksempel skyldes gjengroing med busker og trær, mens høyere verdier kan skyldes reduksjon i dekningen av busker og trær på grunn av snøbrekk, bjørkemålerangrep eller beiting. Datagrunnlaget baserer seg på 1872 fjellpunkter i 192 tilfeldig plasserte flater fra hele landet (ANO; Tingstad mfl. 2019), slik som for *Ellenberg N* (se over).

**Vegetasjonens varmekrav** er en indikator som beskriver hvordan de enkelte planteartenes varmekrav varierer i vegetasjonen på en skala fra 1 til 14 (Tyler mfl. 2021). I fjellvegetasjonen forekommer arter karakterisert av lave varmekravverdier (1–5), der arter med noe høyere verdier (4–5) har lavere dekning enn arter med lavere verdier (1–3). Med økt temperatur som følge av global klimaendring forventes det at dekningen av fjellarter med høyere varmekravverdier vil øke som andel av totaldekning. På sikt vil også arter med høyere varmekrav enn det som er vanlig i fjellet i referansetilstanden, kolonisere fjelløkosystemer. Indikatoren *vegetasjonens varmekrav* kvantifiserer den kumulative dekningen (relativt til totaldekningen) av arter fra høyest til lavest varmekrav og sammenlikner denne med en forventning basert på generaliserte artslister for NiN-grunntypene T3 Fjellhei, leside og tundra, T7 Snøleie, T14 Rabbe og T22 Fjellgrashei og grastundra, for kartleggingsenheter i målestokk 1:5 000 (jf. Töpper mfl. 2018b). Referansetilstanden ble fastsatt gjennom den kumulative dekningen i NiN-artslistene fra de høyeste varmekravverdiene ned til en definert verdi, avhengig av grunntype, som gjenspeiler knekkpunktet for den kumulative fordelingen av dekning langs varmekravgradienten<sup>10</sup>. Siden fordelingen av varmekravverdier heller sterkt mot de laveste verdiene på 1 og 2, vil i praksis kun høye verdier for *vegetasjonens varmekrav* kunne indikere avvik fra god økologisk tilstand. Derfor anser vi denne indikatoren som ensidig, og det beregnes kun en øvre grenseverdi basert på 0,95 kvantilen av referansefordelingen. Verdier over øvre grenseverdi for *vegetasjonens varmekrav* indikerer en økning i dekning av de mest varmekjære fjellartene og potensielt også kolonisering av lavlandsarter. Vegetasjonsdataene for evalueringen av indikatoren *vegetasjonens varmekrav* kommer fra den arealrepresentative naturovervåkingen (ANO) som startet i 2019 (Tingstad mfl. 2019), der det samles data for karplantesamfunn og NiNs kartleggingsenheter i et forband av 18 ANO-punkter i tilfeldig plasserte flater på 500 x 500 meter. Karplanters dekning registreres i en rute på 1 x 1 m på hvert punkt. Datagrunnlaget fra ANO for vurdering av indikatoren *vegetasjonens varmekrav* i denne rapporten er basert på 1853 fjellpunkter i 191 tilfeldig plasserte flater fra hele landet fra årene 2019–2021.

<sup>10</sup> se <https://ninanor.github.io/IBECA/varmekrav.html> for detaljer

**Areal av isbreer** er angitt som totalarealet av isbreer registrert i NVEs siste oppdatering (Andreasen mfl. 2022). NVE har tidligere estimert isbreenes areal basert på avgrensingen av areal-dekket for varig snø og is i N50 kartserien, med datagrunnlag fra flyfoto tatt i perioden 1947–1985 (Winsvold mfl. 2014). Vi har valgt å bruke disse datasettene som grunnlag for referanseverdi for indikatoren, siden datagrunnlaget i stor grad overlapper med klimanormalen for 1961–1990 som vi har lagt til grunn for klimaet i referansetilstanden. Noen mindre brefragmenter og varige snøfonner som er registrert i NVEs siste kartlegging ved hjelp av satellittdata, er ifølge NVE ikke registrert i analysene basert på N50 kartdata. Dette innebærer at vår referanseverdi trolig er noe lavere enn den reelle referanseverdien ville vært om den tidligere kartleggingen hadde vært basert på samme metoder som den siste kartleggingen. Siden utviklingen for breene i dag fører til en reduksjon av brearealet, innebærer dette at den skalerte indikatoren gir en underestimert avviket fra referanseverdien. Denne underestimeringen antas å være liten og av marginal betydning. Grenseverdien for god økologisk tilstand er foreløpig anslått til 60 % av referanseverdien.

**Snødybde** er angitt som gjennomsnittlig snødybde (mm) i perioden desember–mai, beregnet som gjennomsnittlig avvik fra normalperioden 1961–1990 for siste femårsperiode. Referanseverdien er dermed 0. Dette er i prinsippet en tosidig indikator, der både stor og liten snødybde sammenliknet med normalperioden kan regnes som avvik fra referansetilstanden. Imidlertid tilsier klimautviklingen at det er reduksjon i snødybden som er interessant å vurdere. Derfor inkluderer vi bare avvik under referanseverdien. Grenseverdien for god økologisk tilstand er fastsatt til 2 standardavvik for snødybden i normalperioden og kan tolkes som en verdi som hadde vært kategorisert som ekstrem i den perioden. Datagrunnlaget kommer fra senorge.no, angitt som interpolert snødybde pr. km<sup>2</sup> pr døgn.

**Snødekkets varighet** er angitt som antall dager med snødekke (snødybde > 0 cm) i perioden oktober - juni, beregnet som gjennomsnittlig avvik fra normalperioden 1961–1990 for siste femårsperiode. Referanseverdien er dermed 0. Dette er i prinsippet en tosidig indikator, der både færre og flere dager med snødekke sammenliknet med normalperioden kan regnes som avvik fra referansetilstanden. Imidlertid tilsier klimautviklingen at det er reduksjon i antall dager med snødekke som er interessant å vurdere. Derfor inkluderer vi bare avvik under referanseverdien. Grenseverdien for god økologisk tilstand er fastsatt til 2 standardavvik for dager med snødekke i normalperioden og kan tolkes som en verdi som hadde vært kategorisert som ekstrem i den perioden. Datagrunnlaget kommer fra senorge.no, angitt som interpolert snødybde pr. km<sup>2</sup> pr. døgn.

**Vinterregn** defineres som akkumulert nedbør (mm) for dager med døgnmiddeltemperatur >2°C over perioden januar–mars. Indikatoren er beregnet som gjennomsnittlig avvik fra normalperioden 1961–1990 for siste femårsperiode. Referanseverdien er dermed 0. Begrunnelsen for å inkludere indikatoren er at økt regn i en periode da nedbøren i referanseperioden ville falt som snø, er negativt for mange arter. Spesielt subnivale arter vil påvirkes negativt om snødekket endres av regn eller om det dannes islag eller skare som reduserer gassutvekslingen. Isdannelse kan også gjøre det vanskeligere for beitedyr å finne mat på vinteren. Vi regner med dette som en ensidig indikator, der flere dager med vinterregn sammenliknet med normalperioden regnes som avvik fra referansetilstanden. Grenseverdien for god økologisk tilstand er fastsatt til 2 standardavvik for mengden vinterregn i normalperioden og kan tolkes som en verdi som hadde vært kategorisert som ekstrem i den perioden. Datagrunnlaget kommer fra senorge.no, angitt som interpolerte data for døgnnedbør og døgnmiddeltemperatur pr. km<sup>2</sup> pr døgn.

### Indikatorenes tilordning til økosystemets egenskaper

Vurderingen av økologisk tilstand tar utgangspunkt i at et økosystem i god tilstand har en rekke egenskaper som ikke skal avvike vesentlig fra referansetilstanden. For å vurdere tilstanden for disse egenskapene trenger vi indikatorer som (i større eller mindre grad) representerer de enkelte egenskapene. **Tabell 2.3** gir en oversikt over hvordan de enkelte indikatorene presentert over, kan tilordnes hver av de sju egenskapene som ekspertrådet identifiserte for økosystemer. Tilordningen er basert på en kvalitativ vurdering av hvordan de enkelte indikatorene, eller flere

**Tabell 2.3** Tilordning av indikatorer til de sju egenskapene for økosystemer.

Indikator	Primærproduksjon	Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer	Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer	Funksjonelt viktige arter og strukturer	Landskaps-økologiske mønstre	Biologisk mangfold	Abiotiske forhold
NDVI	x	x					
Rein		x	x	x			
Smågnagere		x	x	x			
Lirype		x	x				
Fjellrype		x	x				
Fjellrev		x	x				
Jerv		x	x				
Kongeørn		x	x				
Fravær av fremmede arter				x			
Areal uten tekniske inngrep					x		
Konnektivitet av fjellareal					x		
Naturindeks for fjell (modifisert)						x	
Ellenberg N							x
Ellenberg L							x
Vegetasjonens varmekrav							x
Areal av isbreer							x
Snødybde							x
Snødekkets varighet							x
Vinterregn							x
Antall indikatorer	1	8	7	3	2	1	7

indikatorer sett i sammenheng, kan bidra til å belyse tilstanden for hver egenskap (se også drøftingen av de enkelte egenskapene i kap. 1.2). Tilordningen av indikatorene til de enkelte egenskapene er kort begrunnet som følger:

- *Primærproduksjon* er representert ved *NDVI* som gir et mål på mengden av grønn vegetasjon. Endringer i *NDVI*-verdier mellom ulike tidspunkter kan ses som et uttrykk for primærproduksjonen i perioden. Tidligere er Ellenberg-indikatorene vurdert å representere denne egenskapen, men Ellenberg-indikatorene reflekterer artssammensetningen som respons på ulike vekstforhold og representerer ikke primærproduksjonen som sådan.
- *Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer* omfatter indikatorene *fjellrev*, *jerv*, *kongeørn*, *rein*, *smågnagere*, *lirype*, *fjellrype* og *NDVI*. De fleste av disse indikatorene representerer ikke biomasse direkte, men bestandsnivåer for artene. *NDVI* representerer endringer i plantebiomassen. Indikatorene er knyttet sammen i næringskjedene *NDVI – smågnagere – fjellrev*, *NDVI – rein – jerv/kongeørn*, og *NDVI – ryper – fjellrev/kongeørn*. Vi har ikke konstruert en indikator basert på forholdstall mellom biomasse eller mengde i hvert trofisk nivå, men har valgt å vurdere mengde (bestandsnivå) for hver indikator enkeltvis. Vi kan da vurdere om avvik fra referansetilstanden kan skyldes lavere eller høyere bestandsnivåer for indikatorer innen ett eller flere trofiske nivåer.
- *Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer* omfatter indikatorene *fjellrev*, *jerv*, *kongeørn*, *rein*, *smågnagere*, *lirype* og *fjellrype*, der henholdsvis herbivorer og predatorer av pattedyr og fugler utgjør ulike funksjonelle grupper innen respektive trofiske nivåer. Vi har ikke laget indikatorer basert på forholdstall mellom mengdene av henholdsvis herbivorer og predatorer, men ønsker å kunne vurdere avvik for hver indikator innen hvert trofiske nivå.

- *Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* omfatter *fravær av fremmede arter* med høy økologisk risiko, *rein* og *smågnagere*. *Rein* og *smågnagere* er nøkkelarter som har stor betydning for mange andre arter i økosystemet (jf. kap. 1.1). *Fravær av fremmede arter* er inkludert her siden slike arter med høy økologisk risiko potensielt kan føre til betydelige endringer i fjelløkosystemet, selv om slike arter foreløpig har svært lav forekomst.
- *Landskapsøkologiske mønstre* omfatter indikatorene *areal uten tekniske inngrep* og *konnektivitet av fjellareal*. Indikatorene representerer egenskaper ved fjelløkosystemet som er viktige særlig for arter med store leveområder og/eller høy mobilitet, slik som ryper, villrein og store rovdyr.
- *Biologisk mangfold* omfatter én indikator, *naturindeks for fjell (modifisert)*. Denne omfatter vurderinger av bestandene for 28 arter, sammenstilt til et mål på tilstanden for biologisk mangfold i fjell (Jakobsson & Pedersen 2020).
- *Abiotiske forhold* omfatter sju indikatorer: *Ellenberg N*, *Ellenberg L*, *vegetasjonens varme-krav*, *isbreareal*, *snødybde*, *snødekkets varighet* og *vinterregn*. Disse representerer dels karplantearters tilknytning til voksesteder med ulike miljøforhold (næring, lys, temperatur) og dels klimarelaterte variabler med sammensatte effekter på planters og dyrs levetilstand.

Antall indikatorer pr. egenskap varierer en god del, og noen indikatorer representerer flere egenskaper. Egenskapen *fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer* har flest indikatorer (8), mens egenskapene *primærproduksjon* og *biologisk mangfold* bare har én hver. Valg av kun én indikator for *biologisk mangfold* er gjort med hensikt, da denne indikatoren representerer et bredt datagrunnlag som allerede er sammenstilt i arbeidet med naturindeksen for å vurdere biologisk mangfold i fjell. Aggregerte tilstandsverdier for de enkelte egenskapene er basert på de skalerte verdiene for indikatorene som inngår (jf. kap. 3.1.2).

### Indikatorenes tilordning til påvirkningsfaktorer

For lettere å kunne forstå mulige årsaker til observerte endringer i tilstanden og ev. følge opp med forvaltningstiltak, vil det være hensiktsmessig å knytte indikatorene til ulike påvirkningsfaktorer. **Tabell 2.4** viser tilordningen av indikatorene til hovedklasser av påvirkningsfaktorer: ulike typer arealbruk og fysiske inngrep, klimaendringer, forurensing (her i hovedsak eutrofiering), bestandsregulering (beskatning eller bestandsforsterkning) av ville bestander, samt effekter av skadelige fremmede arter. Her har vi forsøkt å angi de viktigste påvirkningsfaktorene for hver indikator, ut fra en ekspertvurdering blant medlemmene i arbeidsgruppa. Det er her bare lagt til grunn direkte påvirkninger, ikke indirekte påvirkninger via andre deler av økosystemet (f.eks. effekter av arealbruk på rovdyr via byttedyrene). De enkelte indikatorene kan bli påvirket av flere faktorer, i praksis inntil tre faktorer.

Hele 15 indikatorer blir i stor grad påvirket av klimaendringer og 10 av arealbruk/inngrep. Seks av disse indikatorene blir påvirket i stor grad av begge faktorer. Det er færre indikatorer som i særlig grad blir påvirket av de andre faktorene. Disse indikatorene blir oftest også påvirket av klimaendringer eller arealbruk. Denne tilordningen mellom indikatorene og påvirkningsfaktorene er grunnlaget for beregning av samlede verdier for de indikatorene som er tilordnet hver påvirkningsfaktor (jf. kap. 3.3). At en stor andel av indikatorene er påvirket av én faktor, kan medføre at den samlede verdien for indikatorene tilordnet denne faktoren, skiller seg lite fra tilstandsverdien for økosystemet. Dermed kan den i begrenset grad forklare hva slags påvirkning som eventuelt har betydning for tilstandsverdien. Dette innebærer også at det hadde vært ønskelig med et indikatorsett som er mer jevnt fordelt på ulike påvirkningsfaktorer.

### 2.4.2 Supplerende variabler

Det finnes data for andre variabler som kan være relevante for å vurdere tilstanden til økosystemer. Disse dekker aspekter ved noen av økosystemets egenskaper som de ordinære tilstandsindikatorer bare delvis eller ikke dekker. I tillegg kan de gi et mer detaljert eller annet inntrykk av de aktuelle egenskapene. Dette er nærmere angitt for de enkelte variablene nedenfor. For

**Tabell 2.4** Tilordning av indikatorer til påvirkningsfaktorer. Forurensing representerer her i hovedsak eutrofiering.

Indikator	Arealbruk, arealinngrep	Klima- endringer	Forurensing	Beskatning/ bestands-	
				forsterkning	Fremmede arter
NDVI	x	x	x		
Rein	x	x		x	
Smågnagere		x			
Lirype		x		x	
Fjellrype		x		x	
Fjellrev	x	x		x	
Jerv	x			x	
Kongeørn	x				
Fravær av fremmede arter	x	x			x
Areal uten tekniske inngrep	x				
Konnektivitet av fjellareal	x				
Naturindeks for fjell (modifisert)	x	x		x	
Ellenberg N		x	x		
Ellenberg L	x	x			
Vegetasjonens varmekrav		x			
Areal av isbreer		x			
Snødybde		x			
Snødekkets varighet		x			
Vinterregn		x			
Antall indikatorer	10	15	2	6	1

noen av disse supplerende variablene har vi foreløpig ikke fastsatt referanseverdier eller grenseverdier, og de kan dermed ennå ikke brukes i beregningen av økologisk tilstand etter indekismetoden. Andre variabler overlapper for mye med indikatorer som alt inngår. Slike supplerende variabler kan likevel gi interessant tilleggsinformasjon om økosystemets tilstand ved å vise nivåer, trender eller sammenhenger med påvirkningsfaktorer, som kvalitativt kan vurderes mot hva som ville forventes i et intakt økosystem. Formålet med å vurdere disse supplerende variablene er altså å se om de styrker, svekker eller nyanserer resultatet for beregnet tilstandsverdi for egenskapene og økosystemet.

For at slike supplerende variabler skal kunne brukes for å belyse økologisk tilstand, bør de tilfredsstillende følgende krav:

- De dekker en eller flere av økosystemets sju egenskaper.
- De kan knyttes til en eller flere påvirkningsfaktorer.
- Det finnes landsdekkende representative data, med relevant geografisk oppløsning.
- Data foreligger som tidsserier som kan vise en utvikling over tid.

**Tabell 2.5** gir en oversikt over disse supplerende variablene, deres datagrunnlag og hvordan de er tilknyttet henholdsvis egenskapene for økosystemet og viktige påvirkningsfaktorer. Disse variablene er nærmere beskrevet nedenfor.

**Trofiske grupper i naturindeks for fjell** er en gruppering av indikatorene som inngår i Naturindeks 2020 for fjell (Jakobsson & Pedersen 2020): primærprodusenter (3 karplantearter, 2 vegetasjonstyper, 5 mosearter), herbivorer (3 pattedyrindikatorer, 2 fuglearter), små/mellomstore predatorer (10 fuglearter) og toppredatorer (2 pattedyrarter, 2 fuglearter). Antall underliggende indikatorer er gitt i parentes. Denne inndelingen i trofiske grupper er ikke tatt med som tilstandsindikatorer siden de underliggende indikatorene overlapper i svært stor grad med tilstandsindikatoren *natur-*

*indeks for fjell (modifisert)*. Datagrunnlaget for de enkelte underliggende indikatorene kommer fra forskjellige kilder (jf. Jakobsson & Pedersen 2020). Trofiske grupper i Naturindeks 2020 for fjell er knyttet til egenskapen *fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer* og er særlig påvirket av faktorene arealbruk/inngrep, klimaendringer og beskatning/bestandsforsterkning.

**Fjellfugler** er en samlet indeks for relative bestandsendringer hos forholdsvis vanlige fuglearter med tilknytning til fjellet. Indeksen omfatter følgende arter: Heilo, blåstrupe, steinskvett, ringtrost og heipiplerke. Alle artene er også inkludert i *naturindeksen for fjell (modifisert)* som en tilstandsindikator for beregning av økologisk tilstand. Vi har derfor valgt ikke å inkludere denne fugleindeksen som en egen tilstandsindikator her. Vi har heller ikke kommet fram til en referanseverdi for denne variabelen. Dataene kommer fra overvåkingsprogrammet TOV-E (Kålås mfl. 2021). Årlige takseringsresultater for de ulike artene er skalert i forhold til bestandsnivået i et gitt takseringsår (2011), der den relative verdien er satt til 1. Fjellfugler er knyttet til egenskapen *biologisk mangfold* og er særlig påvirket av faktorene arealbruk/inngrep og klimaendringer.

**Dekning av busker og trær** gir et inntrykk av i hvilken grad busker og trær bidrar til gjengroing av fjellet i ulik avstand fra skoggrensa. Variabelen er målt som dekningsgraden (%) av henholdsvis busker og trær innen prøveflater på 250 m<sup>2</sup>. Vi har foreløpig ikke kommet fram til en referanseverdi for denne variabelen. Dataene kommer fra den arealrepresentative naturovervåkingen (ANO) (Tingstad mfl. 2019), der det registreres dekning av ulike vegetasjonssjikt i en sirkel på 250 m<sup>2</sup> for 2338 fjellpunkter i 201 tilfeldig plasserte flater fra hele landet. Dekning av busker og trær er knyttet til egenskapen *funksjonelt viktige arter og strukturer* og er særlig påvirket av arealbruk/inngrep, klimaendringer og forurensinger (nitrogentilførsel).

**Tabell 2.5** Oversikt over supplerende variabler, deres datagrunnlag og tilknytning til økosystemets egenskaper og viktigste påvirkningsfaktorer.

Variabel	Beskrivelse	Datagrunnlag	Egenskaper	Påvirkningsfaktorer
Naturindeks trofiske grupper	Gruppering av indikatorer i naturindeks for fjell (skalert)	Naturindeks	Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer	Arealbruk/inngrep Klimaendringer Beskatning, bestandsforsterkning
Fjellfugler	Samlet relative bestandsindeks for fem vanlige fjellfugler	TOV-E	Biologisk mangfold	Arealbruk/inngrep Klimaendringer
Dekning av busker og trær	Dekning av busker og trær i avstand fra skoggrensa	ANO	Funksjonelt viktige arter og strukturer	Arealbruk/inngrep Klimaendringer Forurensing

### 2.4.3 Variabler for påvirkningsfaktorer

Variabler for aktuelle påvirkningsfaktorer kan bidra til å belyse årsaker til nivåer og eventuelle endringer for indikatorer for økologisk tilstand og for supplerende variabler. Slike variabler for påvirkningsfaktorer bør tilfredsstillende følge følgende krav:

- Representerer et vesentlig aspekt ved en spesifikk påvirkningsfaktor.
- Det finnes landsdekkende representative data, med relevant geografisk oppløsning.
- Data foreligger som tidsserier som kan vise en utvikling over tid.

Vi vurderer her fem hovedgrupper av påvirkningsfaktorer for fjell, der aktuelle variabler for disse påvirkningene er listet opp i **tabell 2.6**.

- Arealbruk og fysiske inngrep
- Klimaendringer
- Forurensing, spesielt nitrogentilførsel gjennom luft og nedbør
- Beskatning eller regulering av ville bestander, spesielt jaktbare arter og store rovdyr
- Fremmede arter med potensielt betydelig økologisk effekt



**Tabell 2.6** Variabler for påvirkningsfaktorer i fjell.

Variabel	Forklaring	Datagrunnlag
<b>Arealbruk/inngrep</b>		
Husdyr på utmarksbeite	Antall småfe og storfe i områder for organisert beitebruk	NIBIO: OBB
Infrastrukturindeks	Kartbasert indeks for samlet påvirkning av teknisk infrastruktur og konstruert fastmark	Erikstad mfl. (2013)
Hytter pr. høydelag	Antall hytter i ulike høydelag	SSB
<b>Klimaendring</b>		
Sommertemperatur	Avvik i gjennomsnittstemperatur for juni–august fra normalperioden 1961–1990	Modellerte data fra MET
Vintertemperatur	Avvik i gjennomsnittstemperatur for desember–februar fra normalperioden 1961–1990	Modellerte data fra MET
Sum nedbør	Avvik i nedbør for hele året fra normalperioden 1961–1990	Modellerte data fra MET
Dager med nedbør	Avvik i antall dager med nedbør for hele året fra normalperioden 1961–1990	Modellerte data fra MET
Vekstsesongens lengde	Avvik i vekstsesongens lengde fra normalperioden 1961–1990, beregnet som antall dager med døgnmiddeltemperatur >5°C og uten snødekke.	Modellerte data fra MET
<b>Forurensing</b>		
Nitrogentilførsel via luft/nedbør	Årlig mengde tilført nitrogen pr. hektar og år via luft/nedbør	Modellerte data fra NILU
<b>Bestandsregulering</b>		
Jaktuttak av villrein	Antall villrein skutt pr. sesong	SSB
Høsting av tamrein	Antall tamrein slaktet pr. år	www.reinbase.no
Jaktuttak av rypen	Relativ indeks for skutte lirypen og fjellryper	SSB
<b>Fremmede arter</b>		
Førstegangs registrering av fremmede arter	Kumulativt antall introduserte arter knyttet til fjell på fastmark siden 1900, alle arter og risikokategorier	Artsdatabanken (2018a)

### Arealbruk/inngrep

Arealbruk i fjellet knytter seg tradisjonelt til ulike typer av høsting av planteressurser som fôr til husdyr, dels ved beite i utmark og dels ved slått og annen innsamling av fôr (jf. kap. 1.1; Austrheim mfl. 2015, Olsson mfl. 1998). I tilknytning til seterdriften har også betydelige mengder trevirke i fjellnær skog blitt avvirket. Slik tradisjonell utnytting av fjellets planteressurser over mange hundre år førte til betydelige endringer i struktur og artssammensetning av tre-, busk- og feltsjikt, bl.a. ved redusert dekning av vedaktige planter i lavalpin og nordboreal sone mot fjellet og en vesentlig lavere skoggrense i mange fjellområder. Med de sterke endringene i jordbruket over de siste ca. 100 årene har bruken av utmarka i fjellet i stor grad endret omfang og karakter, der setring og beite av storfe er sterkt redusert. Skogen er også i ferd med å ta tilbake deler av arealet som seterdrift og høsting tidligere holdt åpent (Bryn 2008, Bryn & Hemsing 2012, Bryn & Potthoff 2018). Det finnes ikke landsdekkende konsistente data for omfang og intensitet i bruken av fjellarealene til beiting og høsting av vegetasjonen før og nå. NIBIO har imidlertid data for antall husdyr av ulike dyreslag på utmarksbeite i regi av ulike beitelag siden 1981<sup>11</sup>. Disse tallene kan gi et inntrykk av variasjonen i utmarksbeite i nyere tid. Selv om det er vanskelig å skille utmarksbeite i skog fra beite i fjell i disse tallene, kan fordelingen på fylker og kommuner gi et visst inntrykk. Her har vi sammenstilt tallene for fylker med fjellareal, dvs. utenom Østfold, Akershus, Oslo og Vestfold. Ellers gir landbrukstellingene hvert tiende år en oversikt over totalt antall av ulike husdyrslag de siste ca. 100 årene.

Den andre hovedtypen av arealbruk i fjellområdene er ulike former for utbygging av infrastruktur som bygninger, veier, jernbane og kraftlinjer. Slike menneskeskapt kunstige arealer (sterkt endret fastmark i NiN) og infrastruktur har en klar påvirkning på naturmangfoldet. Effekter ved

<sup>11</sup> [Beitestatistikk - talgrunnlag - Nibio](#)

nedbygd naturareal er åpenbare, men også påvirkning på nærområdene til slik infrastruktur og fragmenteringen av gjenværende naturarealer kan ha stor betydning. Summen av mange ulike typer infrastruktur innenfor et gitt areal øker den totale belastningen. I et forsøk på å kartfeste en slik samlet påvirkning fra infrastruktur har Erikstad mfl. (2013) utviklet en kartbasert indeks for infrastrukturpåvirkning. Denne kombinerer en bygningskomponent som dekker ulike tekniske installasjoner (inkludert hytter), og en arealkomponent for konstruert fastmark. Påvirkningen fra hver av disse komponentene er gitt som frekvensen av 100 x 100 meters ruter med forekomst av infrastruktur eller konstruert fastmark innenfor en sirkel med radius 500 m. De to komponentene er vektet med henholdsvis 2/3 for infrastruktur og 1/3 for konstruert fastmark. Indeksen er angitt som en samlet skår fra 0, der ingen ruter har infrastruktur eller konstruert fastmark, til maksimalverdi 13,23, der alle ruter har infrastruktur og konstruert fastmark. Det er foreløpig ingen tidsserie for denne indeksen.

I tillegg kan det være interessant å vurdere utviklingen eller den geografiske fordelingen av spesifikke typer av infrastruktur. Vi har her tatt med en oversikt over fordelingen av fritidsboliger på ulike høydelag (SSB<sup>12</sup>), noe som gir et inntrykk av i hvilken grad slike bygninger påvirker fjellområdene.

### Klimaendringer

Scenarier for framtidig klimautvikling (Hanssen-Bauer mfl. 2015) tyder på at klimaendringer vil bli en betydelig påvirkning på fjelløkosystemet. Så langt synes de biologiske effektene av klimaendringene de siste ca. 30 årene å være begrenset i fjell (se f.eks. Framstad 2021), men noen av endringene for skoggrensa, økt forekomst av boreale plantearter i fjellet (Klanderud & Birks 2003, Grytnes mfl. 2014), omfang av bjørkemålerangrep og variasjon i bestandsdynamikken hos smågnagere kan trolig tilskrives klimaendringer. Det er en rekke forskjellige variabler som kan fange opp ulike sider ved klimautviklingen. Datagrnnlaget for alle variabler nedenfor er interpolerte døgndata fra Meteorologisk institutt med en romlig oppløsning på 1 km<sup>2</sup>. Variablene er formulert som avvik fra tilsvarende variabelverdier i normalperioden 1961–1990. Denne perioden har ekspertrådet spesifisert som representativ for klimaet i referansetilstanden. De registrerte variabelverdiene representerer dermed avvik fra referanseverdiene for de respektive variablene. Vi har valgt ut noen variabler som vi mener har mest åpenbar potensiell økologisk effekt:

- *Sommertemperatur*: Avvik i gjennomsnittlig temperatur for månedene juni-juli-august for fjellområdene fra tilsvarende temperatur i normalperioden 1961–1990. Variabelen representerer en viktig klimafaktor for vekst og utvikling for spesielt planter, sopp og invertebrater, så vel som for ulike økosystemprosesser.
- *Vintertemperatur*: Avvik i gjennomsnittlig temperatur for månedene desember-januar-februar for fjellområdene fra tilsvarende temperatur i normalperioden 1961–1990. Variabelen representerer en viktig klimafaktor for arters overlevelse gjennom vinteren.
- *Sum nedbør*: Avvik i total nedbør for hele året for fjellområdene fra tilsvarende nedbør i normalperioden 1961–1990. Variabelen representerer en viktig klimafaktor for arter og økosystemprosesser.
- *Dager med nedbør*: Avvik i antall dager med nedbør for hele året for fjellområdene fra tilsvarende antall dager i normalperioden 1961–1990. Variabelen viser om det er endringer i nedbørens hyppighet og dermed i muligheten for tørkeepisoder.
- *Vekstsesongens lengde*: Avvik i antall dager med døgnmiddeltemperatur over 5°C og uten snødekke fra tilsvarende antall dager i normalperioden 1961–1990. Variabelen representerer en viktig begrensning for biologisk produksjon i økosystemet.

Merk at variabler for snødekkets varighet og snødybde er tatt med som tilstandsindikatorer (jf. kap. 2.4.1).

<sup>12</sup> [12511: Fritidsbygg, etter høyde over havet, innenfor og utenfor tettbygde fritidsbyggområde, og størrelse på område \(K\) 2016 - 2019. Statistikkbanken \(ssb.no\)](https://www.ssb.no/statistikkbanken/12511-fritidsbygg-etter-hoyde-over-havet-innenfor-og-utenfor-tettbygde-fritidsbyggomrade-og-storrelse-pa-omrade-k-2016-2019)

## Forurensing

Forurensing kan omfatte både langtransportert forurensing via luft og nedbør samt utslipp fra lokale kilder. Det kan omfatte tungmetaller, ulike organiske miljøgifter, bakkenært ozon, samt forsurende eller eutrofierende kjemiske forbindelser. I denne sammenhengen mener vi det er mest aktuelt å vurdere mulige effekter av nitrogentilførsel gjennom luft/nedbør. Slik tilførsel av nitrogen gir i hovedsak en gjødslingseffekt, men kan også virke forsurende på jordsmonnet. Tilførsel av nitrogen kan påvirke både artssammensetning av planter og jordlevende organismer, så vel som viktige økosystemprosesser i jorda og interaksjoner mellom jordlevende og overflatelevende organismer. I en referansetilstand vil slik nitrogenpåvirkning ikke finne sted. Vi har tatt med én variabel for slik påvirkning:

- *Nitrogentilførsel via luft/nedbør*: Variabelen gir årlig tilført mengde nitrogen pr. arealenhet (kg N/ha/år). Dataene er modellerte data fra NILU (Austnes mfl. 2018). Disse dataene kan sammenliknes med empiriske tålegrenser for vegetasjonen på 5 kg N pr. hektar og år, som gjelder for størstedelen av fjellarealet, men noen rikere naturtyper har tålegrenser på 10 kg N/ha/år.

## Beskatning, bestandsregulering

Beskatning av bestander av ville dyr omfatter i hovedsak jaktbare arter av fugler og pattedyr, samt bestandsregulering av store rovdyr. Annen høsting av planter og dyr i fjellet kunne for så vidt inkluderes her, men den viktigste av disse, beite av husdyr og høsting av fôr, er vanligvis betraktet som påvirkning knyttet til arealbruk. Vi har imidlertid tatt med slakteuttaket av tamrein som en påvirkningsfaktor, siden bestanden av tamrein inngår som del av tilstandsindikatoren for reinbestandene. Variabler for endringer i bestandsnivået av jaktbare arter og store rovdyr som følge av bl.a. jakt og bestandsregulering anser vi som tilstandsindikatorer. Her betrakter vi selve jaktuttaket som et uttrykk for påvirkningen. Bestandsregulering av store rovdyr er en direkte konsekvens av vedtatt politikk, der uttaket er tilpasset spesifikke bestandsmål for hver art. Vi ser det derfor ikke som hensiktsmessig å ta med slik bestandsregulering som et uttrykk for påvirkning i mer generell forstand. I referansetilstanden skal jakt kun finne sted i så lite omfang at det aller meste av bestandsdynamikken til artene skyldes naturgitte faktorer. Vi har tatt med tre variabler for påvirkning fra beskatning:

- *Felte villrein*: Årlig rapportert felling av villrein. Datagrunnlaget kommer fra SSB<sup>13</sup>. Variabelen representerer uttak av en del av bestanden av en av de viktigste planteeterne i fjellet.
- *Slakteuttak av tamrein*: Årlig rapportert antall tamrein slaktet i ulike tamreinområder. Datagrunnlaget er hentet fra reinbase.no<sup>14</sup>.
- *Felte småvilt*: Årlig rapporteres felling av ulike arter av pattedyr og fugler. For fjellet er jakt på liryper og fjellryper mest interessant. Datagrunnlaget kommer fra SSB<sup>15</sup>. Variabelen representerer uttak fra rypebestandene. Merk at liryper i stor grad også finnes og jaktes i høyereliggende skog; tallene her representerer jakt på lirype i både skog og fjell.

## Fremmede arter

Her oppfatter vi forekomst eller mengde av fremmede arter som et mål på mulig påvirkning fra slike arter på økosystemet, mens mål for eventuelle økologiske effekter av forekomst eller mengde av slike arter kan ses på som mulige tilstandsindikatorer. Fremmede arter omfatter arter som er antatt etablert i eller ankommet til Norge etter år 1800 (Artsdatabanken 2018a). En lang rekke slike arter kan være aktuelle, men det er mangelfulle data for forekomsten av de fleste slike arter. I fjell er forekomsten av fremmede arter lav og mest sannsynlig begrenset til enkelte lavereliggende områder. Vi har sammenstilt informasjon om første registrering av fremmede arter tilknyttet fjellet (Artsdatabanken 2018a) og bruker det kumulative antallet slike arter som et mål for påvirkningen av fremmede arter.

<sup>13</sup> [Villreinjakt \(ssb.no\)](https://ssb.no/villreinjakt)

<sup>14</sup> [Reinbase.no - Overvåkingsprogram for tamrein - Reindrif og rovvilt](https://reinbase.no)

<sup>15</sup> [Småvilt- og rådyrjakt - SSB](https://ssb.no/smavilt-og-radyrjakt)



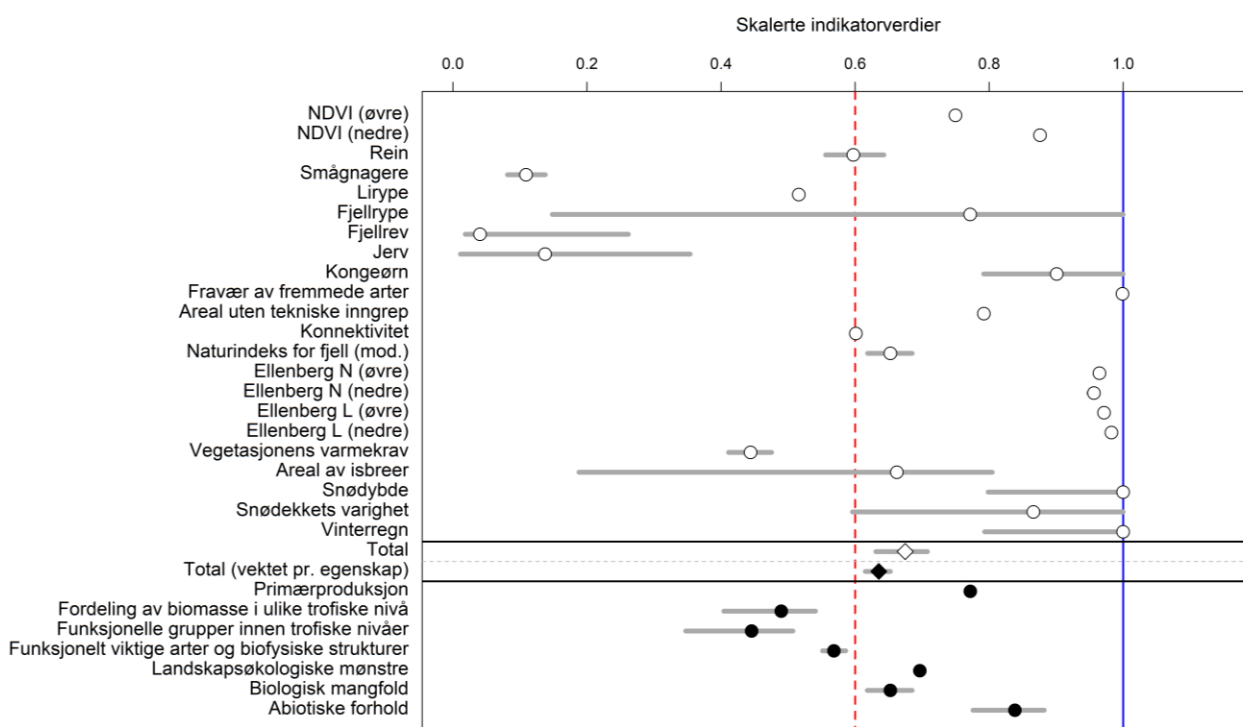
*Dovrefjell. Foto: Joachim P. Töpper, NINA.*



## 3 Økologisk tilstand for fjell i Norge

### 3.1 Beregnet økologisk tilstand for fjell

Den samlete økologiske tilstanden for dagens fjellområder i hele Norge ligger litt over grenseverdien for god økologisk tilstand (**figur 3.1**). Det gjelder enten vi beregner tilstanden direkte ut fra de enkelte indikatorene (0,68, hvit firkant i figuren) eller på grunnlag av tilstanden til de enkelte egenskapene (0,64, svart firkant i figuren). Ved å basere beregning av samlet tilstand direkte på indikatorene, får hver indikator lik vekt. Ved å basere beregningen på verdiene for egenskapene får de enkelte indikatorene ulik vekt, siden noen indikatorer inngår i flere egenskaper (jf. **tabell 2.3**). Dette har imidlertid ikke særlig stor effekt på den samlede tilstandsverdien. Hvordan den samlede tilstandsverdien henger sammen med tilstandsverdiene for økosystemets egenskaper og de underliggende indikatorene, er nærmere gjennomgått i kapittel 3.1.2. Merk at siden vi ikke har tilgjengelige data for en stor andel av indikatorene for tidligere perioder, har vi heller ikke beregnet økologisk tilstand for slike tidligere perioder.

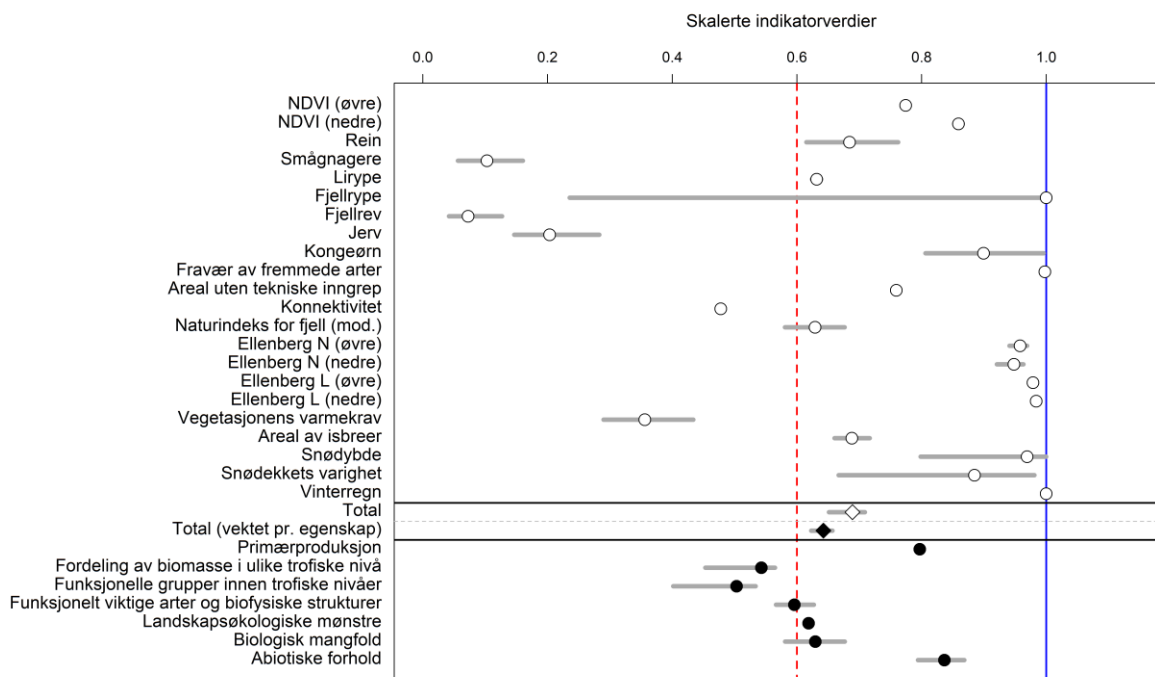


**Figur 3.1** Beregnet økologisk tilstand for fjell i hele Norge. Hvite sirkler angir de skalerte verdiene for de enkelte indikatorene som inngår i beregningen. Hvit firkant viser samlet tilstandsverdi for økosystemet basert på disse indikatorene direkte, mens svart firkant viser samlet tilstandsverdi basert på tilstandsverdiene til de ulike egenskapene for økosystemet (svarte sirkler). Symbolene viser medianverdier for indikatorer eller gjennomsnittlige tilstandsverdier, mens grå og svarte streker viser 95 % konfidensintervallet (se avsnitt 2.3.3 for nærmere forklaring). To indikatorer har ikke konfidensintervaller, mens hos andre kan konfidensintervallene være så små at de er dekket av symbolene. Vertikal blå linje representerer referanseverdien for indikatorene og indeksene, mens stiplede rød linje representerer grenseverdien for god økologisk tilstand.

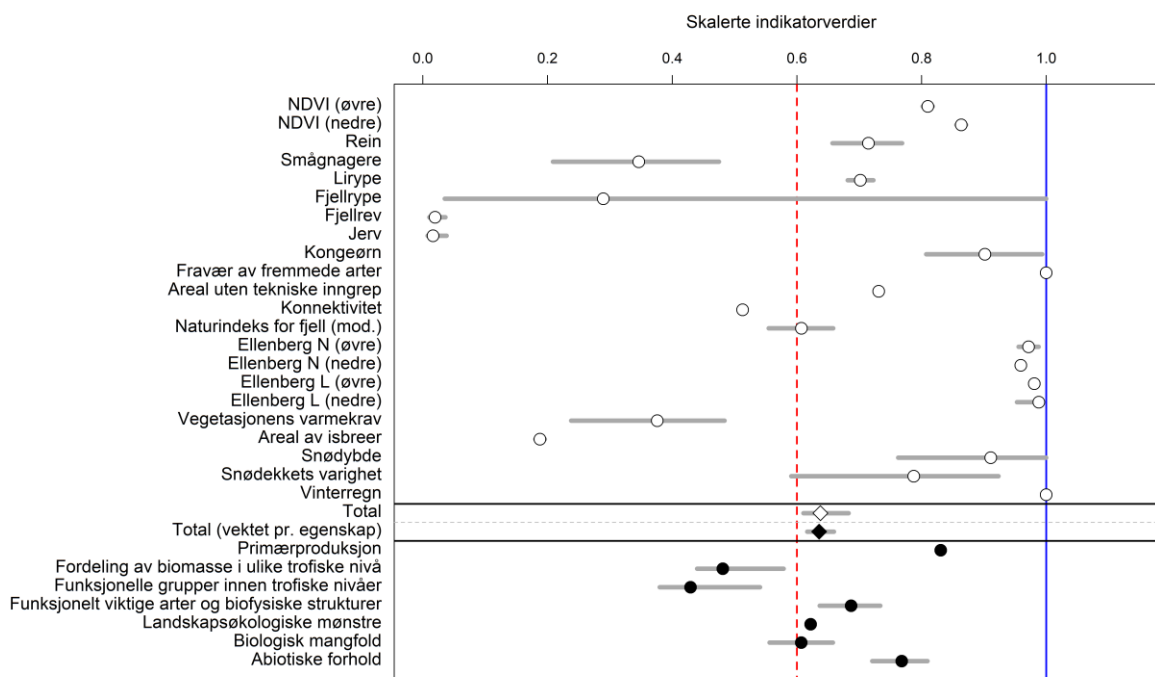
#### 3.1.1 Økologisk tilstand for fjell i hver region

Den økologiske tilstanden for fjell i de enkelte regionene (jf. kap. 2.2) er også beregnet (**figur 3.2–3.6**). For de fleste regionene er den økologiske tilstanden for fjell omtrent som for hele

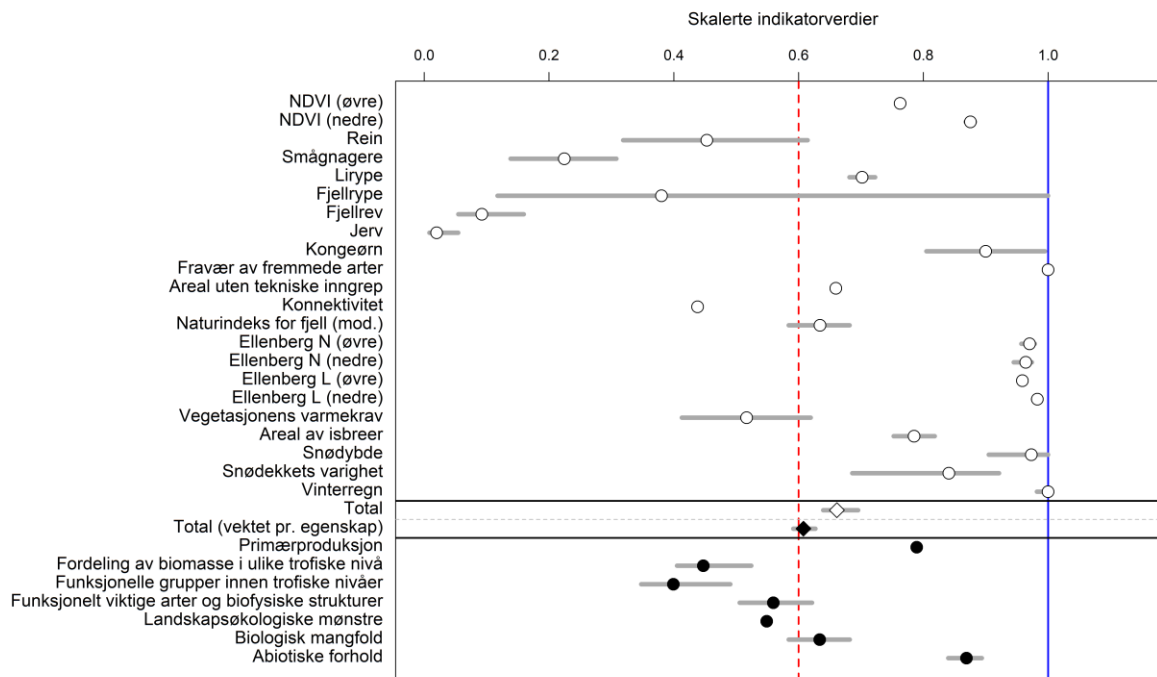
Norge. Sørlandet har imidlertid noe lavere tilstandsværdi (0,64), mens Midt-Norge har noe høyere verdi (0,71), basert direkte på skalerte indikatorverdier. Med totale tilstandsværdier basert på verdier for egenskapene, ligger verdiene noe lavere, med Vestlandet lavest (0,61) og Midt-Norge fremdeles høyest (0,68). Det er en del indikatorer som varierer i skalert verdi mellom regionene, noe vi kommer tilbake til i den mer detaljerte gjennomgangen nedenfor. Merk at det er større usikkerhet for estimatene på regionnivå enn for hele landet.



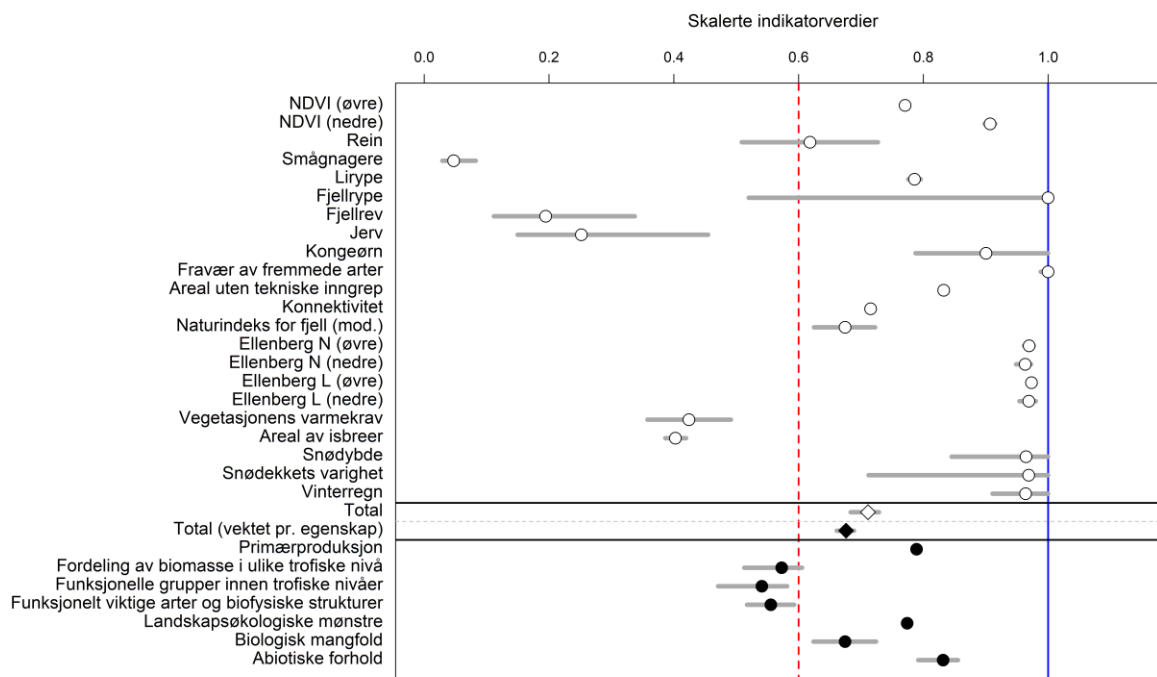
**Figur 3.2** Økologisk tilstand for fjell på Østlandet. Symbolene er som forklart i figur 3.1.



**Figur 3.3** Økologisk tilstand for fjell på Sørlandet. Symbolene er som forklart i figur 3.1.

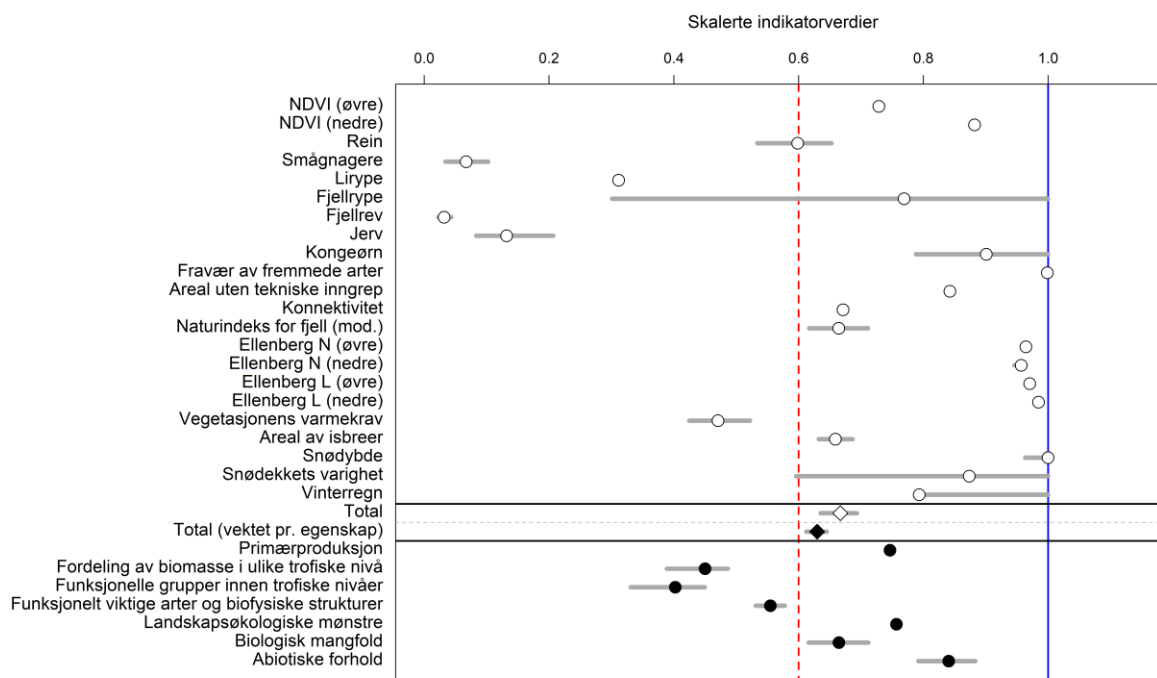


Figur 3.4 Økologisk tilstand for fjell på Vestlandet. Symbolene er som forklart i figur 3.1.



Figur 3.5 Økologisk tilstand for fjell i Midt-Norge. Symbolene er som forklart i figur 3.1.





Figur 3.6 Økologisk tilstand for fjell i Nord-Norge. Symbolene er som forklart i figur 3.1.

### 3.1.2 Økosystemets egenskaper og indikatorer

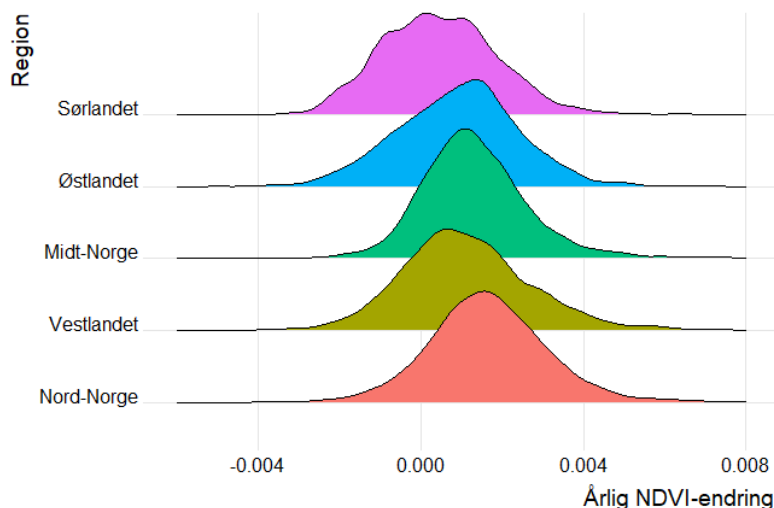
#### Primærproduksjon

Primærproduksjonen i økosystemet er grunnlaget for hele den plantebaserte næringskjeden og er dermed en helt sentral egenskap ved økosystemet. Avvik fra god økologisk tilstand kan innebære enten redusert eller økt primærproduksjon sammenliknet med produksjonen i et intakt fjell-økosystem. Dette er reflektert for indikatoren *NDVI* som er grunnlaget for beregningen av tilstandsverdi for denne egenskapen, ved at *NDVI* har nedre og øvre grenseverdier for god økologisk tilstand. *NDVI* indikerer endring i mengde og fotosynteseaktivitet for grønn biomasse for perioden 2000–2019 (jf. kap. 2.4.1).

Tilstandsverdien for egenskapen *primærproduksjon* i fjell for hele Norge (0,77) ligger klart over grenseverdien for god økologisk tilstand (figur 3.1). Verdien varierer litt mellom regionene, med høyest verdi for Sørlandet (0,83) og lavest for Nord-Norge (0,75) (figur 3.2–3.6). Denne forskjellen kan tyde på at primærproduksjonen i fjellet har endret seg noe mer fra referansetilstanden i Nord-Norge enn på Sørlandet de siste 20 årene. *NDVI* er den eneste indikatoren for denne egenskapen. Den uttrykker 'årlig endring i *NDVI*' i tidsperioden 2000–2019. Som tosidig indikator har den en nedre og en øvre skalert verdi på henholdsvis 0,88 og 0,75. Det betyr at det finnes sterkere og flere avvik fra referansetilstanden (som er definert som ingen *NDVI*-endring) mot økt *NDVI* enn mot redusert *NDVI*. Økningen i *NDVI* er signifikant i alle regioner og blir større mot nord (tabell 3.1). Slik indikatoren er definert, med datagrunnlaget som inngår, er det ikke mulig å vurdere om forskjellene mellom regionene er signifikante eller ikke. Variasjonen i *NDVI*-nivå for de enkelte pikslene er svært stor, og dermed er det ikke meningsfylt å vise noen tidsserie for denne indikatoren. Fordelingen av stigningstall for hver piksel fra indikatorberegningen for hver region viser imidlertid hvordan tyngdepunktet for Nord-Norge ligger klart høyere enn tyngdepunktet for Sørlandet (figur 3.7).

**Tabell 3.1** Modellresultater fra en regresjonsmodell på NDVI mot tid og region (med piksel som tilfeldig faktor). Estimert er stigningstallet for Sørlandet og forskjell i stigningstallet til Sørlandet for de andre regionene. SE, dF og p-verdi er standardfeil, frihetsgrader og p-verdi for den respektive modellparameteren. Totalt N i regresjonen er 499860.

	Estimat	SE	dF	p
Sørlandet	$4,5 \cdot 10^{-4}$	$3,4 \cdot 10^{-5}$	$4,8 \cdot 10^5$	<0,001
Østlandet	+ $4,5 \cdot 10^{-4}$	$4,1 \cdot 10^{-5}$	$4,8 \cdot 10^5$	<0,001
Vestlandet	+ $6,9 \cdot 10^{-4}$	$4,1 \cdot 10^{-5}$	$4,8 \cdot 10^5$	<0,001
Midt-Norge	+ $9,0 \cdot 10^{-4}$	$4,1 \cdot 10^{-5}$	$4,8 \cdot 10^5$	<0,001
Nord-Norge	+ $12,2 \cdot 10^{-4}$	$3,6 \cdot 10^{-5}$	$4,8 \cdot 10^5$	<0,001



**Figur 3.7** Årlig NDVI-endring i ulike regioner, representert gjennom tetthetsfordelinger for stigningstall fra regresjoner av NDVI mot tid, i perioden 2000–2019 for 25 000 tilfeldig valgte piksler i fjellområder i Norge. Verdier over null viser en årlig økning i NDVI i denne perioden, verdier under null en årlig nedgang. Indikatoren inngår i beregningen av tilstandsverdi for egenskapen primærproduksjon.

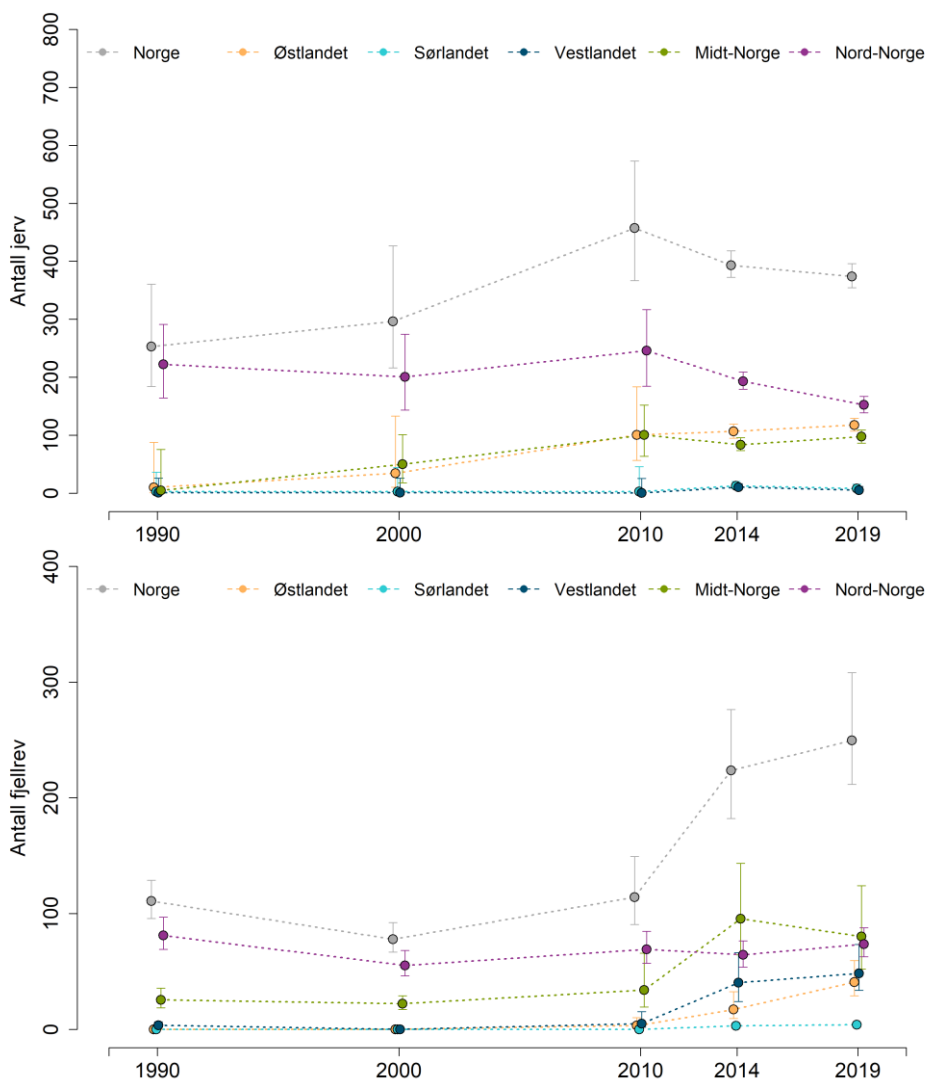
### Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer

I et økosystem nær referansetilstanden bør artssammensetningen og bestandene til artene være slik at de dekker de ulike trofiske nivåene og rollene i næringsnettene i så stor grad som økosystemets totale primærproduksjon tilsier. Dersom det enten er stor ubalanse mellom trofiske nivåer eller økosystemet har langt lavere produksjon enn i referansetilstanden, indikerer det at økosystemet avviker fra referansetilstanden. I beregning av tilstanden for egenskapen *fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer* inngår flere indikatorer for tre slike nivåer: planter, herbivorer og predatorer. Indikatoren *NDVI* representerer endring i mengden av plantebiomasse. For herbivorer inngår indikatorene *rein*, *smågnagere*, *lirype* og *fjellrype* og for predatorer inngår *jerv*, *fjellrev* og *kongeørn*. Se ellers beskrivelse av indikatorene i kapittel 2.4.1.

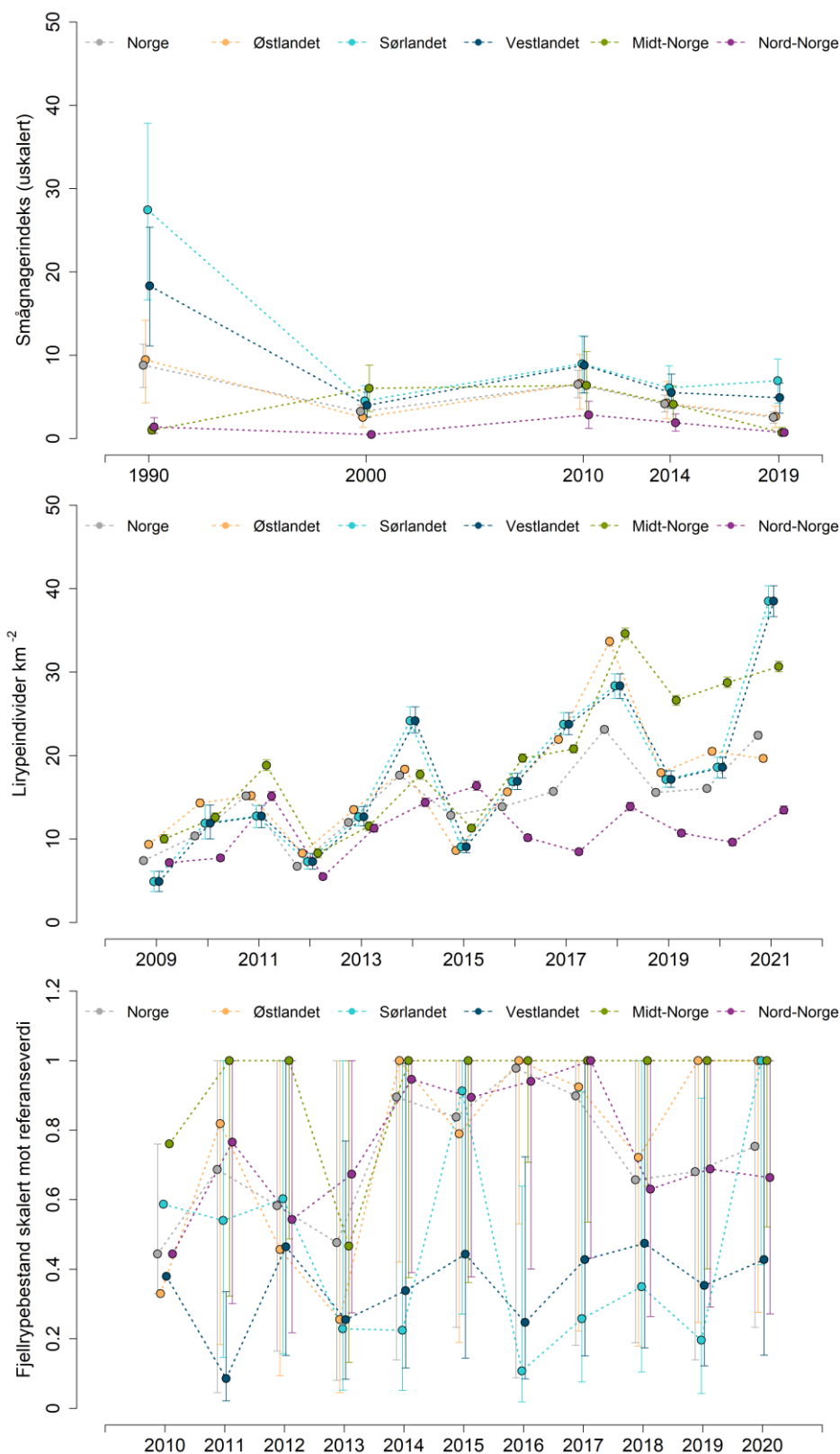
Tilstandsverdien for egenskapen *fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer* ligger klart under grenseverdien for god økologisk tilstand, med en tilstandsverdi på 0,49 for fjell i hele Norge (**figur 3.1**). Her ligger særlig indikatorene for *fjellrev*, *jerv* og *smågnagere* langt under grenseverdiene for god økologisk tilstand, med skalerte verdier på henholdsvis 0,04, 0,14 og 0,11. Indikatorverdien for *lirype* (0,52) ligger litt under grenseverdien, mens indikatorverdien for *rein* (0,60) ligger omtrent på grenseverdien. For *rein* skyldes forholdsvis lav verdi dels at tamreinbestandene i nord er vurdert som for høye, mens villreinbestandene på Vestlandet er vurdert som for lave, sett opp mot referanseverdien. For de øvrige indikatorene for denne egenskapen ligger de skalerte verdiene klart over grenseverdien for god økologisk tilstand: *NDVI* (nedre/øvre 0,88/0,75),

*fjellrype* (0,77) og *kongeørn* (0,90). Usikkerheten for estimerte verdier er imidlertid så stor for *fjellrype* at konfidensintervallet overlapper grenseverdien. For *kongeørn* reflekterer den høye skalerte verdien at hekkebestanden er forholdsvis nær bærekapasiteten i referansetilstanden. Utviklingen for bestander av predatorer og herbivorer, der vi har tidsserier, er illustrert i **figurene 3.8** og **3.9**. Utviklingen de siste tiårene varierer for de enkelte indikatorene, med nedgang for *smågnagere*, oppgang for *fjellrev* og *lirype* og mer stabil utvikling for *jerv*. Merk at bestandsutviklingen for *fjellrype* er svært usikker. For indikatorene *rein* og *kongeørn* har vi ingen tidsserier, men se **figur 3.10** for illustrasjon av hvordan tettheten av rein varierer for ulike områder og regioner.

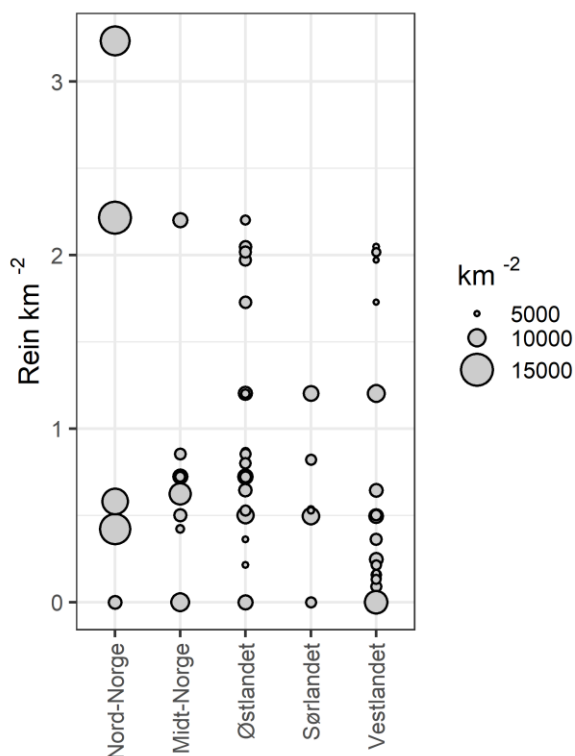
Det er en viss forskjell i tilstandsverdiene for denne egenskapen mellom ulike regioner (**figur 3.2–3.6**). Tilstandsverdien er høyest for Midt-Norge (0,57) og lavest for Vestlandet og Nord-Norge (begge 0,45). Her er det særlig *fjellrev*, *jerv*, *lirype* og *fjellrype* som bidrar til høyest verdi for Midt-Norge.



**Figur 3.8** Utviklingen i bestandsnivå for rovdyr knyttet til fjell i hele Norge og i ulike regioner: antall jerv og antall reproduserende fjellrev. Indikatorene basert på bestanden av disse artene, inngår i beregningen av tilstandsverdi for egenskapene biomasse mellom trofiske nivåer og funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer. Vertikale linjer viser 95 % konfidensintervaller.



**Figur 3.9** Utviklingen i bestandsnivå for ulike planteetere knyttet til fjell i hele Norge og i ulike regioner: indeks for smågnagerbestanden i toppår, tetthet av voksne liryper, bestandsindeks for fjellryper. Indikatorer basert på bestanden av disse artene, inngår i beregningen av tilstandsverdi for egenskapene biomasse mellom trofiske nivåer og funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer. Vertikale linjer viser 95 % konfidensintervaller.



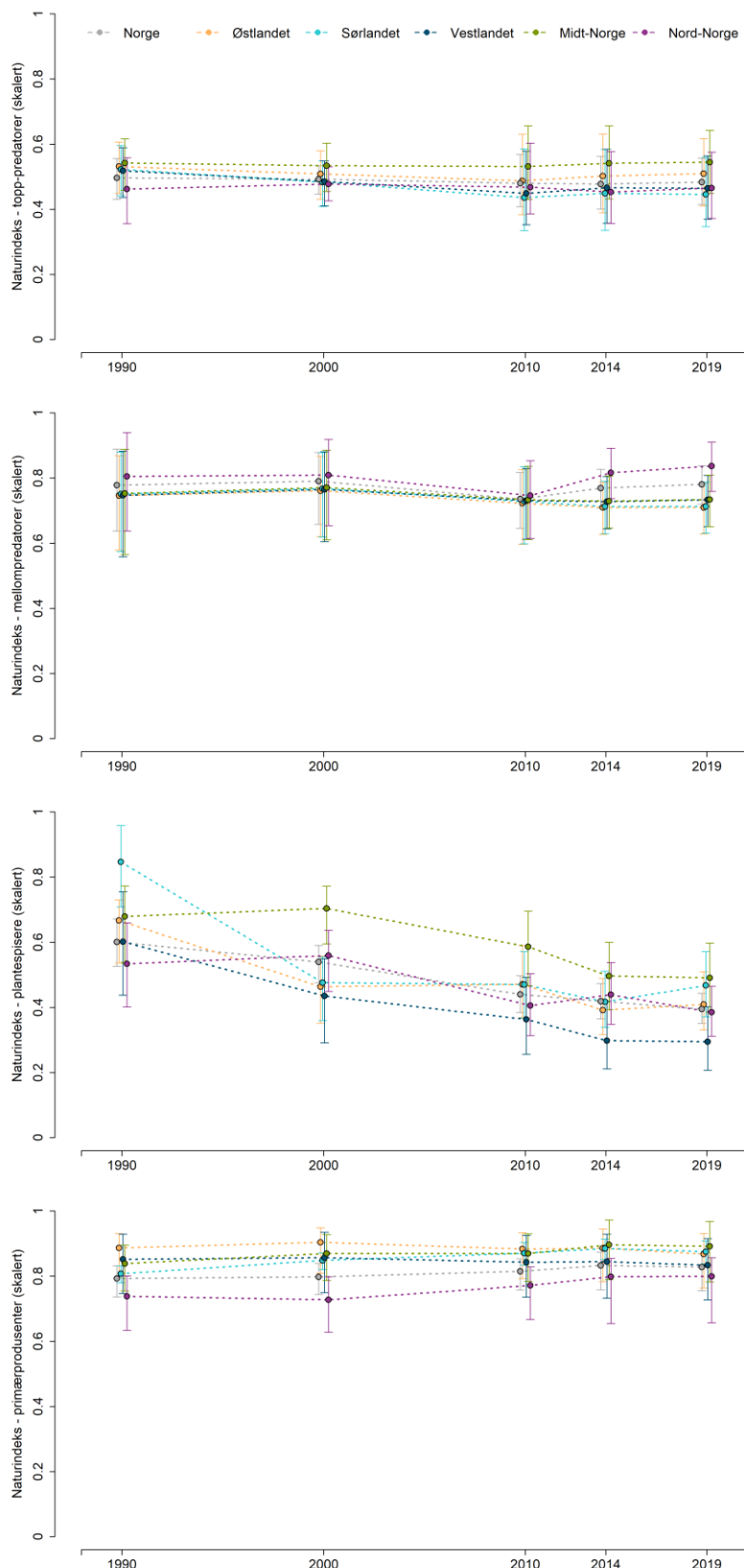
**Figur 3.10** Tetthet av tamrein og villrein i ulike definerte reinområder og fjellområder uten rein i dag (tetthet 0), i ulike regioner. Symbolstørrelsen angir fjellarealet for de enkelte områdene. Bestandsdata for tamrein er fra reinbase.no og for villrein fra Kjørstad mfl. (2017), arealdata er beregnet fra digitale kartfiler for områdene og modellert avgrensning av fjellarealet. En indikator basert på bestandstall for tamrein og villrein inngår i beregningen av tilstandsverdi for egenskapene biomasse mellom trofiske nivåer, funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer og funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer.

Indikatorerne som inngår i naturindeksen for fjell, kan grupperes til indekser for ulike trofiske nivåer. Disse indeksene representerer ikke biomassen for de trofiske nivåene, men de angir om de inkluderte indikatorernes bestandsnivå eller tetthet er nær referanseverdien eller ikke. Stort avvik fra referanseverdien for en gitt trofisk indeks betyr at det aktuelle trofiske nivået reflekterer et økosystem som avviker fra referansetilstanden. Siden hele *naturindeks for fjell (modifisert)* er brukt som en indikator i beregningen av økologisk tilstand (jf. kap. 2.4.1), er de trofiske indeksene her bare tatt med som supplerende variabler for å unngå at *naturindeks for fjell (modifisert)* i praksis teller flere ganger i tilstandsberegningen. **Figur 3.11** viser utviklingen for fire ulike trofiske indekser: primærprodusenter, herbivorer, mellompredatorer og toppredatorer (se figurteksten for antall og typer av indikatorer). Det er forholdsvis stabil utvikling for primærprodusenter og predatorer, men nedgang for herbivorer. Indeksen for primærprodusenter ligger nær referanseverdien, indeksen for mellompredatorer er noe lavere, og indeksene for herbivorer og toppredatorer ligger så lavt at det tyder på at økosystemet avviker betydelig fra referansetilstanden.

### Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer

Denne egenskapen representerer sammensetningen av arter med ulike funksjonelle roller innen samme trofiske nivå. Dette kan omfatte arter med ulike habitatpreferanser, strategier for næringssøk, livshistorie eller spredningsbiologi. Et økosystem i god tilstand bør i hovedsak ha en sammensetning av arter som fyller de ulike funksjonelle rollene omtrent som i referansetilstanden. Dersom det er stor ubalanse mellom ulike funksjonelle grupper innen samme trofiske nivå, kan det indikere at tilstanden i økosystemet kan være forringet. I beregning av tilstanden for egenskapen *funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer* inngår flere indikatorer innen henholdsvis herbivorer og predatorer. Herbivorene omfatter *rein*, *smågnagere*, *liryper* og *fjellryper*, som representerer henholdsvis store og små pattedyr og fugler. Predatorerne omfatter *jerv*, *fjellrev* og *kongeørn*, dvs. predatorer med ulikt næringssøk og jaktteknikk.

Tilstandsverdien for egenskapen *funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer* ligger klart under grenseverdien med en tilstandsverdi på 0,44 for fjell i hele Norge (**figur 3.1**). Som for egenskapen *fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer*, ligger særlig *fjellrev*, *jerv* og *smågnagere* langt under grenseverdiene for god økologisk tilstand, med skalerte verdier på henholdsvis 0,04, 0,14 og 0,11. Indikatorerne for *lirype* (0,52) og *rein* (0,60) ligger henholdsvis litt under og på



**Figur 3.11** Indekser for ulike trofiske grupper basert på indikatorer i naturindeksen for fjell, for hele Norge og de enkelte regionene. Disse er ikke tatt med i beregning av tilstandsverdi for egenskapen fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer, men viser utviklingen for de enkelte gruppene. **Pri-mærprodusenter:** 10 indikatorer, herav 4 karplanter, 5 moser, 1 lav. **Plan-teetere:** 5 indikatorer, herav 3 pattedyr, 2 fugler. **Mellompredatorer:** 10 indikatorer, alle fugler. **Toppredatorer:** 5 indikatorer, herav 2 pattedyr, 3 fugler. Vertikale linjer viser 95 % konfidensintervaller.

grenseverdien, mens *fjellrype* (0,77) og *kongeørn* (0,90) ligger klart over grenseverdien. Utviklingen for bestander av henholdsvis predatorer og herbivorer er illustrert i **figurene 3.8** og **3.9**. Dette innebærer at det særlig er *fjellrev*, *jerv* og *smågnagere*, samt i noe mindre grad *rein* og *lirype* som fører til redusert tilstand for denne egenskapen. Det er en viss forskjell mellom de

ulike regionene, ved at Midt-Norge har høyest tilstandsverdi (0,54), mens Vestlandet og Nord-Norge har lavest verdi (0,40) (**figur 3.2–3.6**). Det er særlig høyere skalerte verdier for *fjellrev*, *jerv* og *lirype* som bidrar til høyere verdi for Midt-Norge.

### Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer

Visse arter og biofysiske strukturer kan ha stor betydning for økosystemets funksjoner, f.eks. ved å skape eller regulere habitat eller næringsressurser for mange andre arter. Et økosystem i god tilstand bør ikke ha vesentlig dårligere tilgang på slike funksjonelt viktige arter og strukturer enn i referansetilstanden. For egenskapen *funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* inngår indikatorene *fravær av fremmede arter*, *rein* og *smågnagere*. *Fravær av fremmede arter* er viktig ved at de aktuelle fremmede artene er antatt å utgjøre en stor reell eller potensiell økologisk risiko. *Rein* er viktige beitedyr med stor effekt på vegetasjonen og en viktig næringsressurs for predatorer og åtseletere. *Smågnagere* i fjellet har ofte store bestandsfluktuasjoner som påvirker både planter, predatorer og andre dyrearter i fjellet (jf. kap. 1.1).

Tilstandsverdien for egenskapen *funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* (0,57) ligger så vidt under grenseverdien for god økologisk tilstand (**figur 3.1**). Verdien for *fravær av fremmede arter* er lik referanseverdien (1), verdien for *rein* (0,60) er lik grenseverdien for god økologisk tilstand, mens verdien for *smågnagere* (0,11) ligger klart under denne grenseverdien. Utviklingen for *smågnagere* er vist i **figur 3.9**. For *rein* og *fravær av fremmede arter* har vi ikke noen tidsserie. Det er en viss forskjell mellom tilstandsverdiene for ulike regioner, der Sørlandet ligger høyest (0,69) og de øvrige regionene har verdier under 0,60 (**figur 3.2–3.6**). Denne forskjellen skyldes forskjeller i skalerte verdier for *rein* og *smågnagere*.

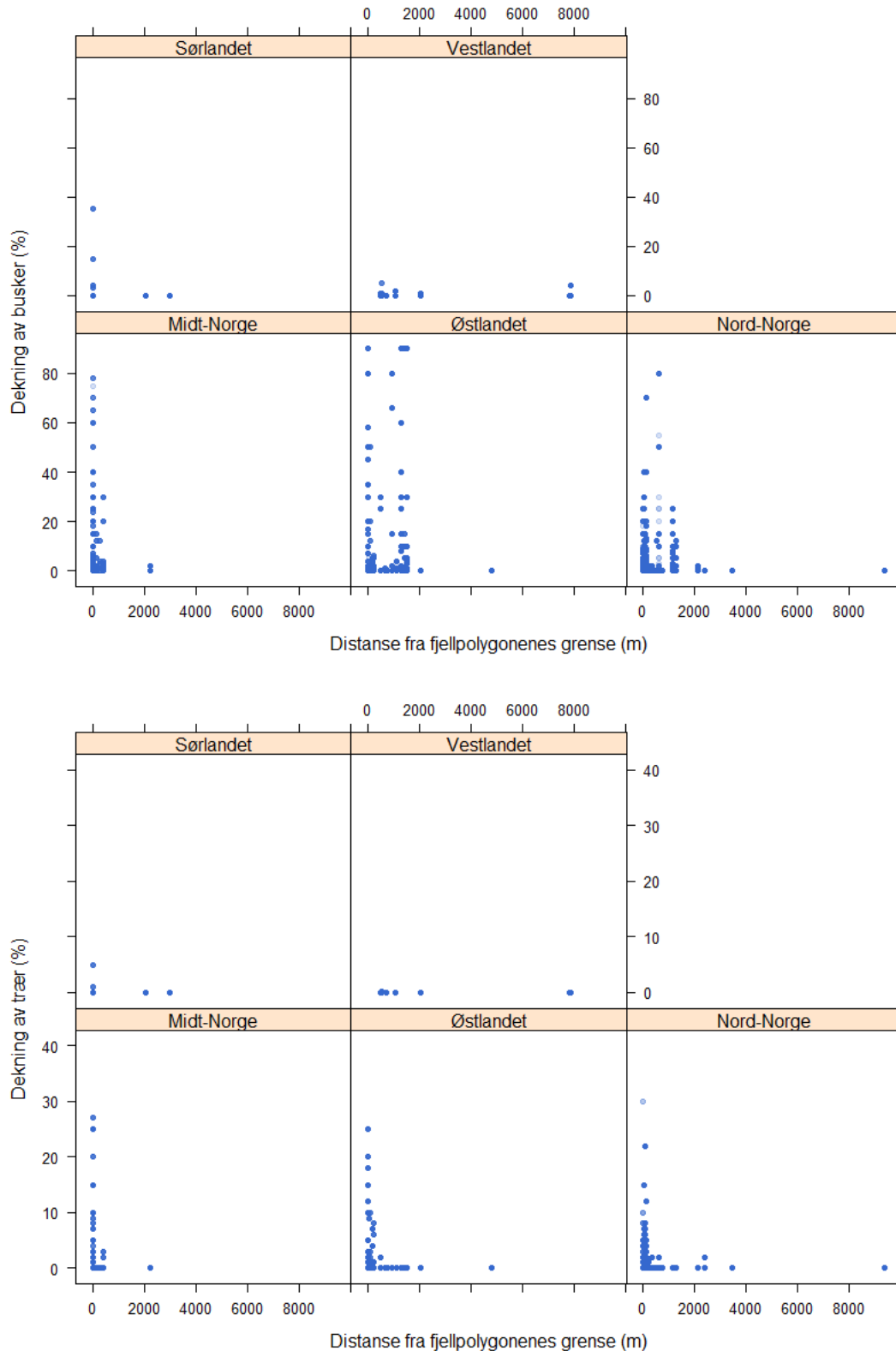
Dekningen av busker og trær representerer også en viktig funksjonell struktur i fjelløkosystemet ved at slike planter påvirker lokalklima, snøforhold og andre habitategenskaper av betydning for både plante- og dyrearter. Vi har ikke kunnet fastsette en referanseverdi for deknningen av busker og trær og har heller ingen tidsserie. Imidlertid gir deknningen av busker og trær i ulike avstand fra vår modellerte skoggrense et inntrykk av hvor denne funksjonelle strukturen har størst betydning (**figur 3.12**). Det er få observasjoner med høy deknningen av busker eller trær i dataene fra ANO, men disse forekommer hovedsakelig i lavtliggende fjellarealer nær nordboreal sone. Østlandet, Midt-Norge og Nord-Norge viser flest observasjoner med høyere deknning av busker eller trær, mens dette er sjeldent på Vestlandet og Sørlandet (men merk at også antall fjellpunkter i ANO er lavest i disse to regionene). NiN-hovedtypen T3 'Fjellhei, leside og tundra' er naturtypen med desidert flest observasjoner av busker og trær (ikke vist). Forekomst av busker og trær kan beskytte mot vind og evapotranspirasjon og vil dermed kunne bidra til økt etablering av mindre hardføre planter. Veldig høye dekningsverdier for disse plantetyperne vil derimot utkonkurrere arter som krever god lystilgang.

### Landskapsøkologiske mønstre

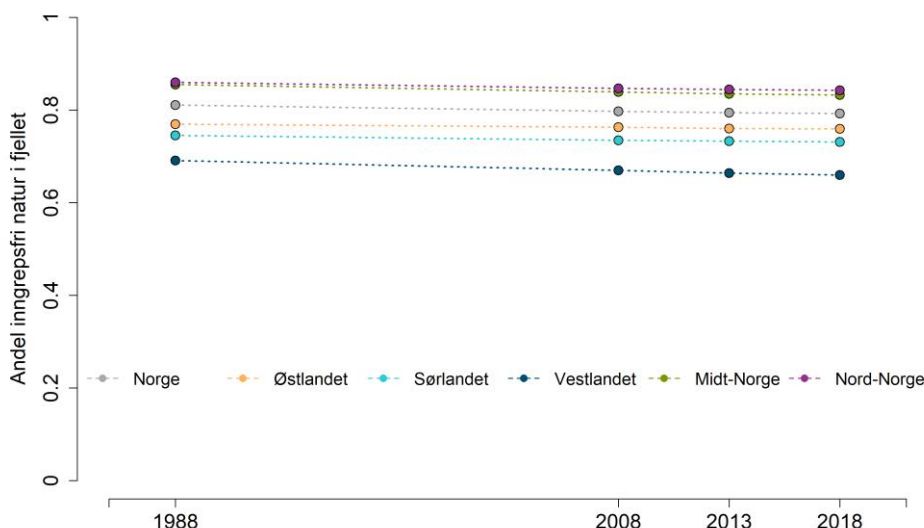
I et økosystem i god tilstand bør ulike naturtyper og forskjellige ressurser som er viktige for arter, forekomme i en mengde og med en romlig fordeling som sikrer de stedegne artenes langsiktige overlevelse. For beregning av tilstandsverdien for egenskapen *landskapsøkologiske mønstre* har vi brukt indikatorene *arealandel fjell uten tekniske inngrep* og *konnektivitet av fjellareal*. Disse indikatorene representerer henholdsvis mengden av areal uten tekniske inngrep og betydningen av ulike former for teknisk infrastruktur på den romlige fordelingen av fjellarealet.

Tilstandsverdien for egenskapen *landskapsøkologiske mønstre* (0,70) ligger høyere enn grenseverdien for god økologisk tilstand (**figur 3.1**). Indikatoren *arealandel uten tekniske inngrep* har skalerte verdi 0,79, mens *konnektivitet av fjellareal* har verdi 0,60. *Arealandel uten tekniske inngrep* har en svakt nedadgående trend (**figur 3.13**). Vi har ikke noen tilsvarende tidsserie for konnektivitet av fjellareal, men **figur 3.14** viser hvordan indikatorverdien endres når teknisk infrastruktur tas med i beregningen. Tilstandsverdien for Vestlandet (0,55) ligger klart lavere enn for de øvrige regionene, mens verdiene for Midt-Norge (0,77) og Nord-Norge (0,76) indikerer mindre påvirkning fra teknisk infrastruktur i fjellet for disse regionene (**figur 3.2–3.6**). Begge indikatorer har betydning for disse forskjellene i samlet tilstandsverdi.

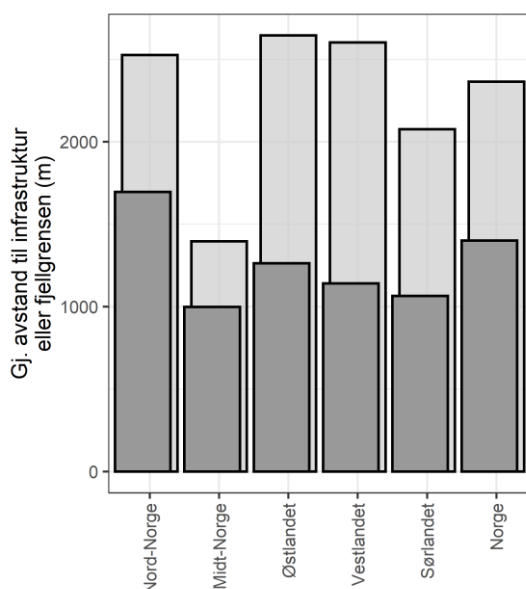




**Figur 3.12** Dekning (prosent) av busker (øverst) og trær (nederst) i ulike avstander fra fjellpolygonenes grense for de enkelte regionene. Prikkene er gjennomsiktige, jo sterkere blåfarge desto flere observasjoner overlapper.



**Figur 3.13** Arealandel uten tekniske inngrep i fjell i hele Norge og i ulike regioner. Indikatoren inngår i beregningen av tilstandsverdi for egenskapen landskapsøkologiske mønstre.

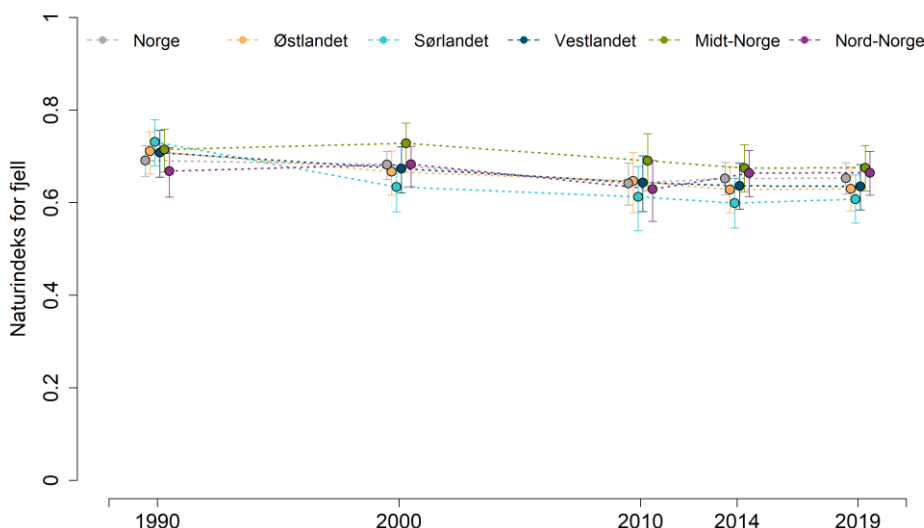


**Figur 3.14** Konnektivitet av fjellareal målt som gjennomsnittlig avstand fra fjellområder til teknisk infrastruktur eller grensa for fjellareal, henholdsvis uten (lys grå) og med (mørk grå) teknisk infrastruktur. Indikatoren inngår i beregningen av tilstandsverdi for egenskapen landskapsøkologiske mønstre.

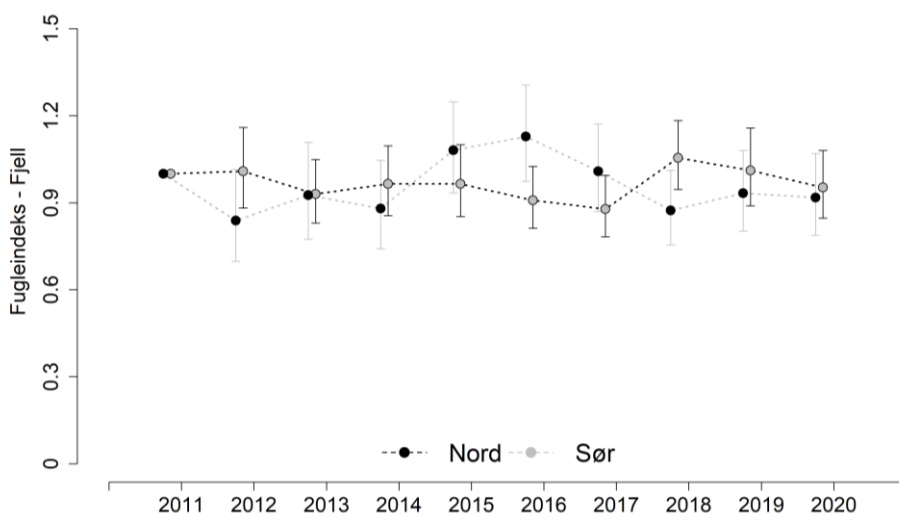
### Biologisk mangfold

Et økosystem i god tilstand bør ikke ha vesentlig annerledes artsrikhet, artssammensetning eller artsutskifting enn det man finner i referansetilstanden. Det er mange ulike måter å representere disse aspektene ved biologisk mangfold, men vanskelig å fange opp alle aspektene ved få indikatorer. Vi har valgt å representere egenskapen *biologisk mangfold* med én enkelt indikator, *naturindeks for fjell (modifisert)*, som imidlertid dekker tilstanden for mange arter, gitt ved artenes bestandsnivå eller tetthet (jf. kap. 2.4.1).

Tilstandsverdien for egenskapen *biologisk mangfold* (0,65) ligger litt over grenseverdien for god økologisk tilstand (**figur 3.1**), tilsvarende den skalerte verdien for *naturindeks for fjell (modifisert)* (0,65). *Naturindeks for fjell (modifisert)* viser en svak nedgang gjennom perioden (**figur 3.15**). Tilstandsverdien for egenskapen *biologisk mangfold* er ganske lik for alle regionene, men litt lavere for Sørlandet (0,61) og litt høyere for Midt-Norge (0,67) enn for øvrige regioner (**figur 3.2–3.6**).



**Figur 3.15** Naturindeks for fjell (modifisert) i hele Norge og i ulike regioner. Indikatoren inngår i beregningen av tilstandsverdier for egenskapen biologisk mangfold. Vertikale linjer viser 95 % konfidensintervaller.



**Figur 3.16** Bestandsindeks for fugler i fjellet. Bestandsdata for hver art er skalert mot verdien i 2011. Nord og Sør indikerer henholdsvis Nord-Norge og Sør-Norge (inkludert Trøndelag). Disse indeksene inngår ikke i beregningen av tilstandsverdier for egenskapen biologisk mangfold. Vertikale linjer viser 95 % konfidensintervaller.

Egenskapen *biologisk mangfold* inneholder bl.a. indikatorer som også inngår i egenskapene for *distribusjon av biomasse mellom trofiske nivåer* og *funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer*. Tilstandsverdien for *biologisk mangfold* (0,65) ligger imidlertid noe høyere enn verdiene for de to andre egenskapene (hhv. 0,49 og 0,44). Det skyldes at *biologisk mangfold* også inkluderer en rekke andre arter der dagens bestander eller tetthet ligger nærmere nivåene i referansetilstanden.

Fugler utgjør en velkjent del av artsmangfoldet og omfatter en rekke arter med ulike tilpasninger og responser på forskjellige påvirkninger. Data fra den landsdekkende overvåkingen av hekkefugler (TOV-E, Kålås mfl. 2021) gir grunnlag for å vurdere bestandsendringer siste ca. ti år hos noen utvalgte arter knyttet til fjellet (**figur 3.16**). Se kapittel 2.4.2 for nærmere forklaring av hvordan indeksen er sammenstilt og dens sammenheng med *naturindeks for fjell (modifisert)*. Det er

bare få arter som har et tilstrekkelig datagrunnlag for å inkluderes i denne indeksen: heilo, blåstrupe, steinskvett, ringtrost og heipiplerke. Det er kun forsvarlig å dele dataene for henholdsvis Sør-Norge og Nord-Norge. Det er samme stabile utvikling i begge landsdeler i siste tiårsperiode.

### Abiotiske forhold

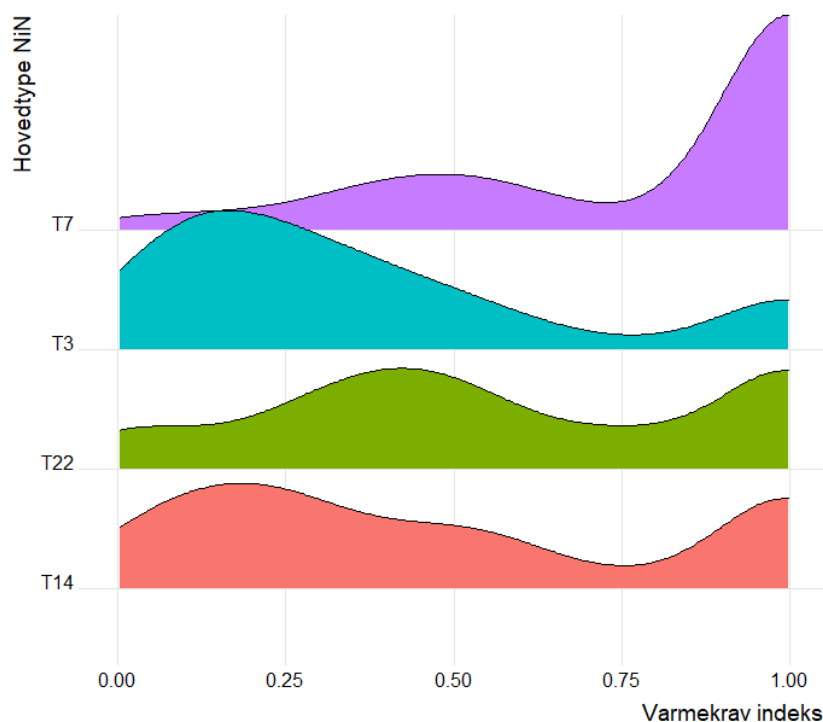
Fysiske og kjemiske forhold i økosystemet kan ha stor betydning for ulike økosystemprosesser, ikke minst knyttet til kretsløp av vann og ulike næringsstoffer. I fjellet vil også snøforholdene ha stor betydning for både arters forekomst og mengde og ulike økosystemfunksjoner. I et økosystem i god tilstand bør ikke variasjonen i slike forhold avvike mye fra tilsvarende variasjon i referansetilstanden. For beregning av tilstandsverdien for egenskapen *abiotiske forhold* har vi inkludert sju indikatorer, tre representerer planters responser på henholdsvis nitrogeninnhold i jorda, lys og temperatur (*Ellenberg N*, *Ellenberg L*, *vegetasjonens varmekrav*), mens fire representerer klimaets effekter på snø- og isforholdene (*areal av isbreer*, *snødybde*, *snødekkets varighet*, *vinterregn*). For Ellenberg-indikatorerne kan både lave og høye verdier representere avvik fra referansetilstanden, slik at vi for disse regner med nedre og øvre grenseverdier. *Vegetasjonens varmekrav*, *areal av isbreer* og indikatorerne for snø betrakter vi bare som ensidige indikatorer, siden klimautviklingen er viktigste påvirkning og generelt vil medføre endringer for disse indikatorerne i én retning.

Tilstandsverdien til egenskapen *abiotiske forhold* (0,84) ligger klart over grenseverdien for god økologisk tilstand (**figur 3.1**). Skalerte verdier for de tosidige indikatorerne *Ellenberg N* og *Ellenberg L* (hhv. 0,96/0,96 og 0,98/0,97 for nedre/øvre verdier) ligger svært nær referanseverdien. Skalert verdi for *vegetasjonens varmekrav* (0,44) er imidlertid klart under grenseverdien for god økologisk tilstand, noe som indikerer at vegetasjonsstrukturen har endret seg til en større dekning av mer varmekjære arter. Dette signalet skapes i hovedsak av økt dekningsandel av arter med høyere varmekrav som allerede finnes i fjellet; vi ser foreløpig veldig begrenset kolonisering med nordboreale arter. Vi har foreløpig ingen tidsserier som kan si noe om utviklingen i disse indikatorernes verdi over tid, men vi kan si at økningen i dekning av de mer varmekrevende artene forekommer mest i NiN-hovedtypen T3 fjellhei, leside og tundra (**figur 3.17**).

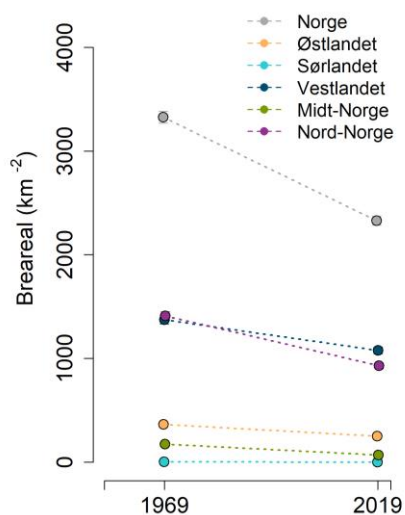
*Arealet av isbreer* har gått betydelig tilbake siden normalperioden 1961–1990 (**figur 3.18**), men den skalerte indikatorverdien (0,66) ligger litt over grenseverdien for god økologisk tilstand. Også *snødekkets varighet* er redusert, men den skalerte indikatorverdien (0,87) er klart høyere enn grenseverdien for god økologisk tilstand. Skalerte verdier for både *snødybde* og *vinterregn* (begge 1,00) viser knapt noe avvik fra referanseverdiene. Utviklingen for *snødybde*, *snødekkets varighet* og mengden av *vinterregn* er vist i **figur 3.19** (se også **vedlegg 2** for mer detaljerte klimafigurer). Det er svært stor variasjon mellom år og dels mellom regioner, men det er en viss tendens til noe lavere verdier for *snødybde* og *snødekkets varighet* etter år 2000 enn før. Enkelte år med mer vinterregn enn i normalperioden 1961–1990 forekommer særlig for Midt-Norge og Nord-Norge, men knapt for Østlandet eller Sørlandet.

Det er noen forskjeller mellom regionene (**figur 3.2–3.6**), der Sørlandet har lavest verdi (0,77) og Vestlandet høyest (0,87). Det er særlig endringer i *areal av isbreer* som bidrar til forskjellen, med svært lav skalert verdi for Sørlandet (0,19) og høy for Vestlandet (0,79).

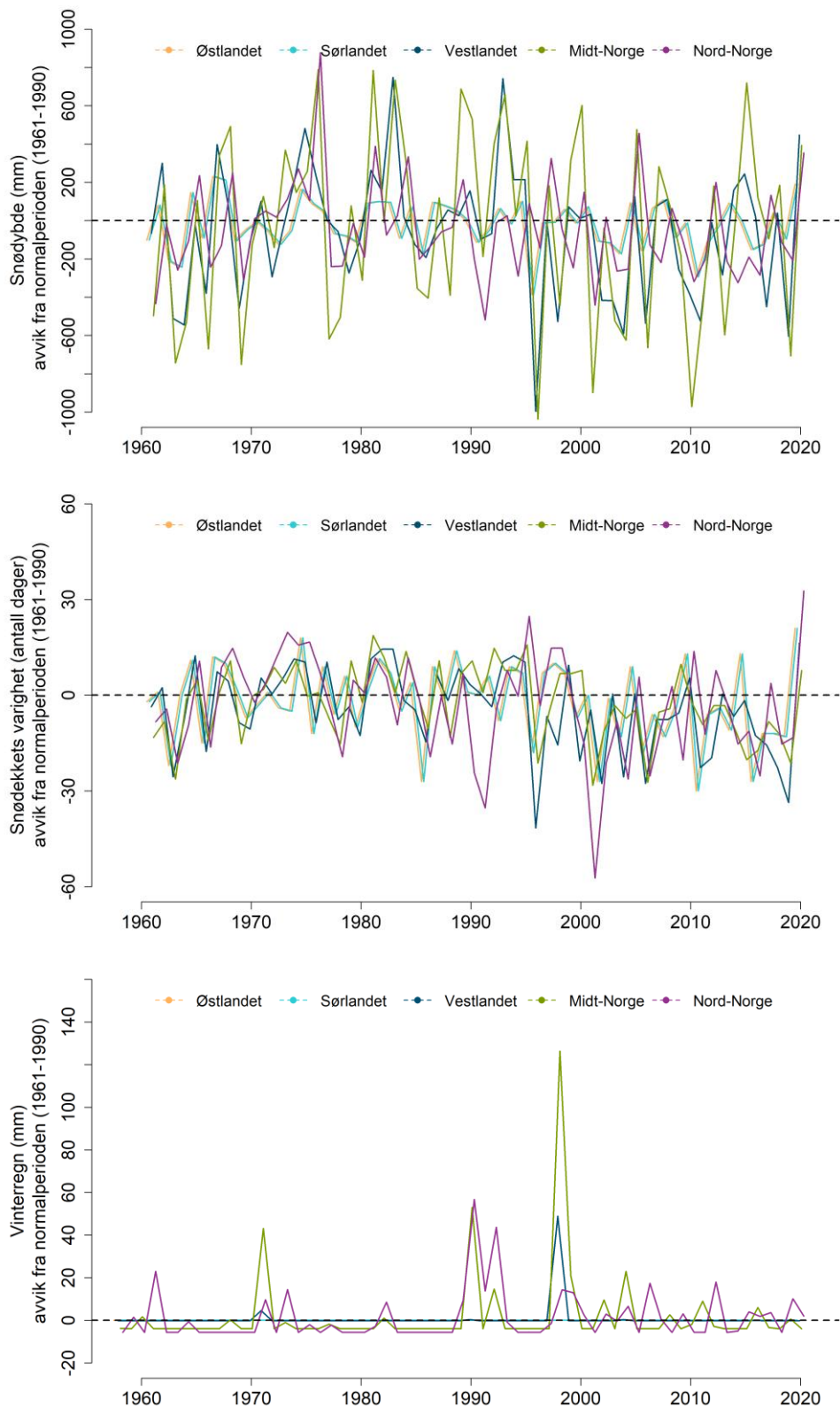
Ut fra kunnskap om påvirkning fra langtransportert luftforurensing (Austnes mfl. 2018) skulle man forvente at egenskapen *abiotiske forhold* på Sørlandet i noen grad ville være påvirket av slik forurensing. Indikatoren *Ellenberg N* ser imidlertid ikke ut til å fange opp dette. Data for tilført nitrogen fra luft og nedbør (**figur 3.26**) tyder imidlertid på at tålegrensene på 5 kg N/ha for de fleste naturtypene er overskredet for deler av Sørlandet og Vestlandet (jf. Austnes mfl. 2018).



**Figur 3.17** Tettthetsfordelinger for indikatoren vegetasjonens varmekrav pr. hovedtype i NiN for hele Norge. Verdiene på x-aksen viser fordelingenenes avvik fra referansen (1), slik at tyngdepunkt til venstre tyder på forholdsvis stort innslag av varmekrevende arter. T7 = snøleie, T3 = fjellhei, leside og tundra, T22 = fjellgrashei og grastundra (erstatte T3 over lavalpin sone), T14 = rabbe. Indikatoren inngår i beregningen av tilstandsverdier for egenskapen abiotiske forhold.



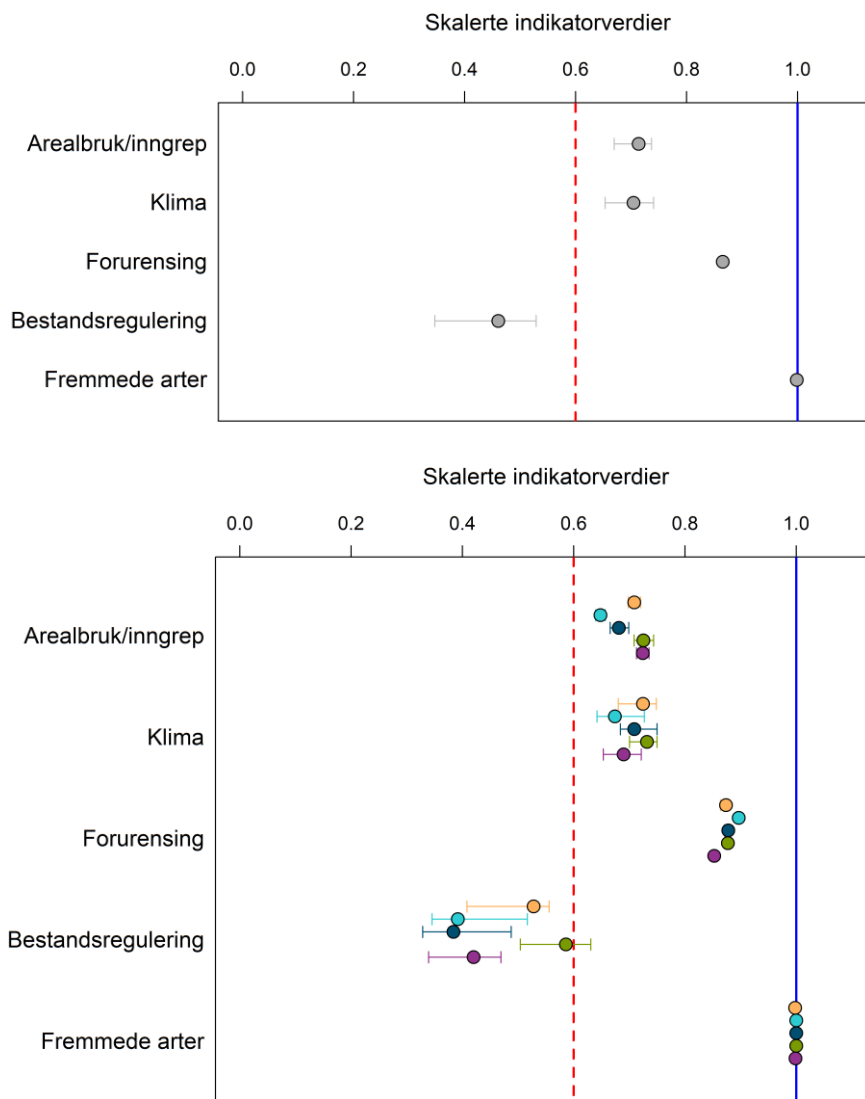
**Figur 3.18** Utviklingen for isbrearealet siste 50 år. Arealet for 1969 er basert på N50-kart med datagrunnlag fra flyfoto fra perioden 1947–1985 (merk stort tidsspenn for denne første kartleggingen). Arealet for 2019 er fra analyser av satellittdata 2018–2019. (Data fra Liss Marie Andreassen, NVE). Indikatoren inngår i beregningen av tilstandsverdier for egenskapen abiotiske forhold.



**Figur 3.19** Utviklingen for gjennomsnittlig snødybde (mm) i perioden desember–mai, varighet av snødekket (dager) og mengden av vinterregn (mm) i perioden januar–mars, alle vist som avvik fra tilsvarende verdier i normalperioden 1961–1990. Indikatorene inngår i beregningen av tilstandsverdier for egenskapen abiotiske forhold.

## 3.2 Sammenheng mellom økologisk tilstand og påvirkningsfaktorer

De antatt viktigste påvirkningsfaktorene for hver enkelt indikator som inngår i beregningen av økologisk tilstand for fjell, er angitt i **tabell 2.4**. Ut fra denne tilordningen mellom indikatorer og påvirkningsfaktorer har vi beregnet en samlet verdi for indikatorer knyttet til hver hovedkategori av påvirkningsfaktorer. Dette kan gi en indikasjon på hvilke påvirkningsfaktorer som har størst betydning for beregnet tilstandsverdi for fjell. Samlet verdi for indikatorer knyttet til de ulike påvirkningsfaktorene, er vist i **figur 3.20** for hele Norge og i for de ulike regionene.



**Figur 3.20** Samlete verdier for indikatorer følsomme for gitte påvirkningsfaktorer, for fjell i hele Norge (øverst) og de enkelte regionene (nederst). Symbolene for regionene står over hverandre: Østlandet gul, Sørlandet blå, Vestlandet mørkeblå, Midt-Norge grønn, Nord-Norge fiolett. Enkelte konfidensintervaller er så små at de er skjult bak symbolene.

### Arealbruk og inngrep

Hele 10 av indikatorene er antatt å være særlig påvirket av arealbruk og inngrep (**tabell 2.4**), i hovedsak knyttet til endringer i utnyttelsen av fjellareal og nærliggende skog til jordbruksformål, samt til utbygging av hytter, veier, annen infrastruktur og den menneskelige bruken av fjellet som følger med slik utbygging. Disse indikatorene har en samlet verdi for hele Norge på 0,71. Det er



særlig indikatorene *fjellrev* og *jerv* (skalerte verdier hhv. 0,04 og 0,14) som bidrar til lav verdi for arealbruk/inngrep. Også *rein* (0,60), *konnektivitet av fjellareal* (0,60) og *naturindeks for fjell (modifisert)* (0,65) har verdier klart under sine referanseverdier, men på eller så vidt over grenseverdien for god økologisk tilstand. For øvrige indikatorer som er antatt særlig å respondere på arealbruk eller inngrep, er de skalerte verdiene over 0,75.

Samlet verdi for indikatorer med særlig respons på arealbruk eller inngrep, varierer noe mellom regionene, med lavest verdi for Sørlandet (0,65) og høyest for Midt-Norge og Nord-Norge (hhv. 0,73 og 0,72). For alle regionene er det *fjellrev* og *jerv* som særlig bidrar til å redusere samlet verdi for indikatorer knyttet til påvirkning fra arealbruk eller inngrep.

Bestandsutviklingen for *fjellrev* og *jerv* (**figur 3.8**) viser henholdsvis en viss økning siden 2010 og en stabil utvikling. Begge utviklingstrekk skyldes særlig aktiv bestandsforvaltning, bestandsforsterkning for *fjellrev* (se handlingsplanen for fjellrev: Eide mfl. 2017) og regulering for *jerv*, og kan i liten grad knyttes til direkte effekter av arealbruk eller inngrep. Den lave skalerte verdien for *fjellrev* kan imidlertid indirekte knyttes til endringer i menneskers bruk av fjellet. Effekten virker gjennom økt utbredelse av rødrev som bl.a. utnytter økt ressurstilgang knyttet til menneskelig aktivitet langs veier, hyttefelt og utbygde områder i høyfjellet (Selås mfl. 2010, Rød-Eriksen mfl. 2020), en påvirkning som særlig økte etter 1950 (Rød-Eriksen 2020). Det er god dokumentasjon på at rødreven både er en konkurrent og predator på fjellreven, og en viktig årsak til fjellrevens tilbakegang (Elmhagen mfl. 2017). Både *areal uten tekniske inngrep* (**figur 3.13**) og *naturindeks for fjell (modifisert)* (**figur 3.15**) viser en svak nedgang. For mange av indikatorene mangler vi tidsserier for å si noe om utviklingen (*NDVI, Ellenberg L, fravær av fremmede arter, rein, kongeørn, konnektivitet av fjellareal*).

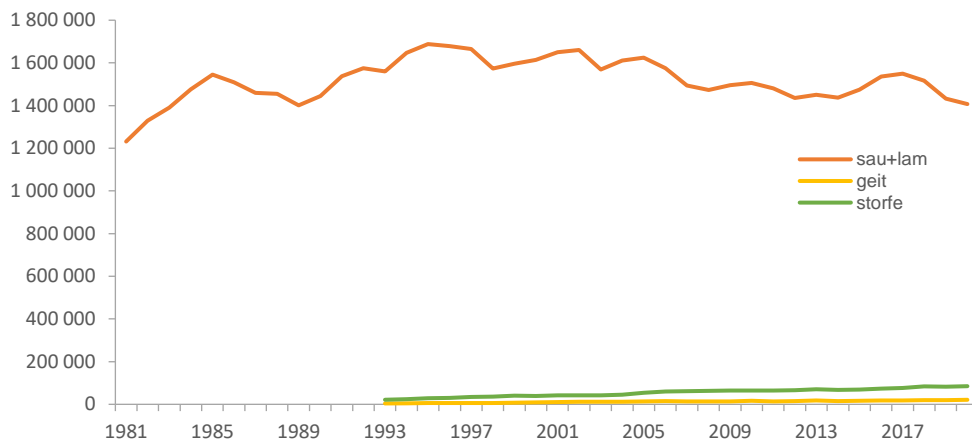
Selv om vi vet at det har vært betydelige omlegginger i utnyttningen av beiteressurser i fjellet og fjellnær skog de siste 100 årene (jf. kap. 1.1), har det vært begrensede endringer i antallet av de ulike beitedyra i jordbruket: Antall storfe har variert mellom ca. 146 000 i 1939 og vel 86 000 i 2019, mens antall vinterfôret sau har variert rundt 850 000 fra 1907 til 1979, for så å øke noe til rundt 1 mill. i 2009<sup>16</sup>. Antall geiter (eldre enn 1 år) har imidlertid gått kraftig tilbake fra ca. 200 000 i 1929 til 36 000 i dag. De siste 40 årene er det også samlet data for husdyr på utmarksbeite, både i skog og fjell, under ordningen med organisert beitebruk (OBB). Av **figur 3.21** ser vi at antall sauer og lam på slikt utmarksbeite har variert rundt 1,4 mill., uten noen klar trend i denne perioden. For storfe har det vært en klar økning fra drøyt 20 000 til over 85 000. Også antall geiter på utmarksbeite har økt noe, men bare til drøyt 20 000. Den viktigste endringen de siste tiårene er altså at storfe nå i større grad beiter i utmark enn for noen tiår siden, men driftsformen er ganske annerledes i dag enn da seterbruket var på sitt mest omfattende (jf. kap. 1.1).

Mengden av infrastruktur og sterkt menneskepåvirket areal øker også i fjellet, slik vi kan se av reduksjonen i areal minst 1 km fra tekniske inngrep (**figur 3.13**). En indeks for samlet påvirkning fra infrastruktur og menneskeskapt areal er utviklet av Erikstad mfl. (2013), jf. kap. 2.4.3. Resultatene for fjell i de ulike regionene (**figur 3.22**) viser at en svært stor andel av fjellarealet er lite påvirket av infrastruktur, slik denne indeksen måler det. Vestlandet og Østlandet har størst andel (> 5 %) med påvirket fjellareal, mens Midt-Norge og Nord-Norge har lavest andel.

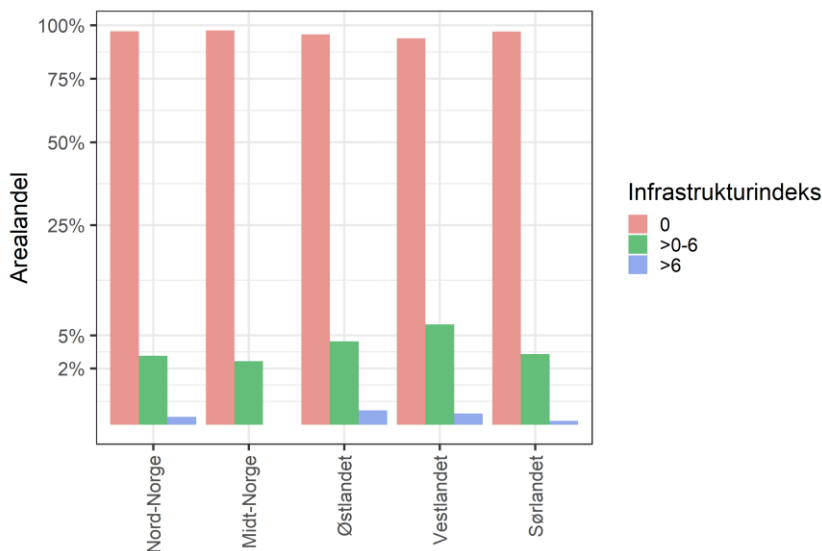
Fritidsboliger og ulike turistanlegg i fjellet eller fjellnære skogstrakter utgjør en viktig del av påvirkningen fra infrastruktur i fjellet, både ved deres arealbeslag og ved ferdselen som følger med. Det i dag ca. 440 000 fritidsboliger i Norge, og det bygges nesten 6700 nye hytter årlig, opp fra 1600 nye hytter i 1983 (SSB<sup>17</sup>). Imidlertid er det en forholdsvis liten andel av disse hyttene som befinner seg eller bygges i fjellet over skoggrensa eller i nærliggende skog (**figur 3.23**). Det er i hovedsak Oppland og Buskerud som har et stort antall hytter minst 900 m o.h. Siden høyden for skoggrensa varierer over landet, kan imidlertid også andre fylker ha en viss andel hytter nær skoggrensa. En analyse av SSB basert på data fra 2011 (Haagensen 2014), viser at hele 75 000

<sup>16</sup> [Jordbruk, skogbruk, jakt \(Agriculture, forestry, hunting\) - digitalisert statistikk 1828-1976 \(ssb.no\)](https://www.ssb.no/jordbruk-skogbruk-jakt)

<sup>17</sup> [Hytter og fritidsboliger \(ssb.no\)](https://www.ssb.no/hytter-fritidsboliger)



**Figur 3.21** Antall småfe og storfe på utmarksbeite i skog og fjell, for alle fylker utenom Østfold, Akershus, Oslo og Vestfold. Data for organisert beitebruk fra NIBIO ([Beitestatistikk - talgrunnlag - Nibio.](#)).



**Figur 3.22** Andel fjellareal med ulik skår for en indeks for samlet påvirkning fra infrastruktur og konstruert fastmark (Erikstad mfl. 2013). Skårene for påvirkning går fra 0 (ingen infrastruktur) til 13,23 (alle ruter har forekomst av infrastruktur og konstruert fastmark), jf. kap. 2.4.3. Merk at y-aksen er kvadratrottransformert.



**Figur 3.23** Fordeling av eksisterende hytter på fylker og høyde over havet i 2019. ?? indikerer hytter der fylke ikke var oppgitt. Data fra SSB<sup>18</sup>.

<sup>18</sup> [12511: Fritidsbygg, etter høyde over havet, innenfor og utenfor tettbygde fritidsbyggområde, og størrelse på område \(K\) 2016 - 2019. Statistikkbanken \(ssb.no\)](#)

hytter ligger innenfor eller i randsonen til verneområder, 13 000 hytter ligger i inngrepsfri natur slik Miljødirektoratet har definert dette, og 58 000 hytter ligger i eller nær villreinens beiteområder.

### Klimaendringer

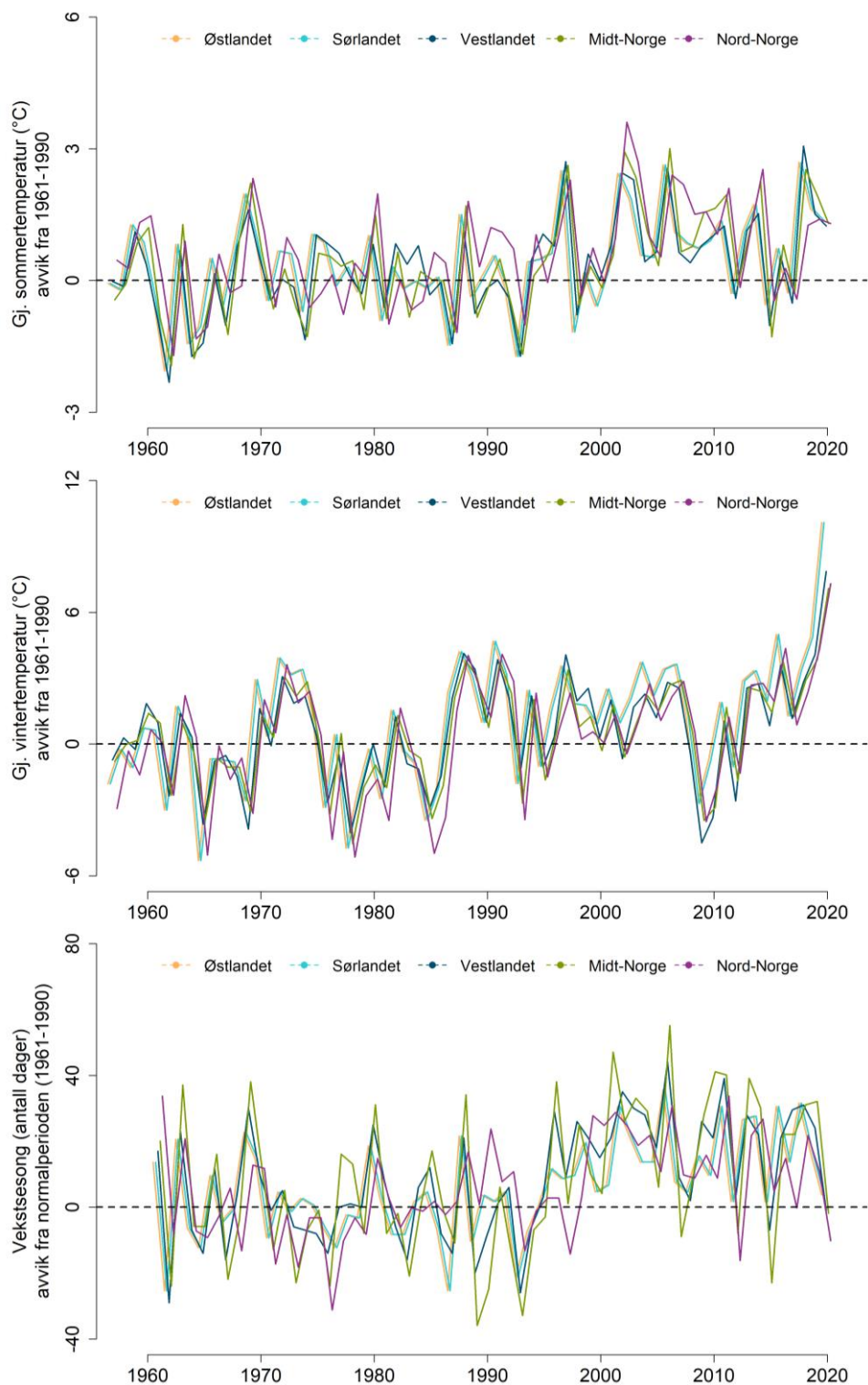
Det er hele 15 indikatorer som er antatt å være særlig påvirket av klimaendringer (**tabell 2.4**). Økt sommertemperatur og lengde på vekstsesongen er antatt å ha størst økologisk effekt, enten ved direkte påvirkning på økologiske prosesser eller artenes livshistorieparametere, eller indirekte ved endringer i snøforholdene eller andre egenskaper ved artenes habitat. Disse indikatorene har en samlet verdi for hele Norge på 0,70, dvs. noe redusert i forhold til referansetilstanden, men over grenseverdien for god økologisk tilstand. Indikatorene *fjellrev*, *smågnagere*, *vegetasjonens varmekrav* og *lirype* har skalerte verdier på henholdsvis 0,04, 0,11, 0,44 og 0,52, dvs. lavere enn grenseverdien for god tilstand. *Rein* (0,60), *naturindeks for fjell (modifisert)* (0,65) og *areal av isbreer* (0,66) har skalerte verdier på eller litt over grenseverdien, mens øvrige indikatorene har skalerte verdier over 0,75.

Samlet verdi for indikatorer som anses å være særlig følsomme for klimaendringer, varierer noe mellom regionene, med lavest verdi for Sørlandet (0,67) og høyest for Midt-Norge (0,73). Hvilke indikatorer som har laveste skalerte verdier, varierer noe mellom regionene. I hovedsak er det *fjellrev* og *smågnagere*, dels også *areal av isbreer*, *fjelltype*, *lirype*, *rein* og *vegetasjonens varmekrav* som særlig bidrar til redusert tilstandsverdi for påvirkning fra klimaendringer.

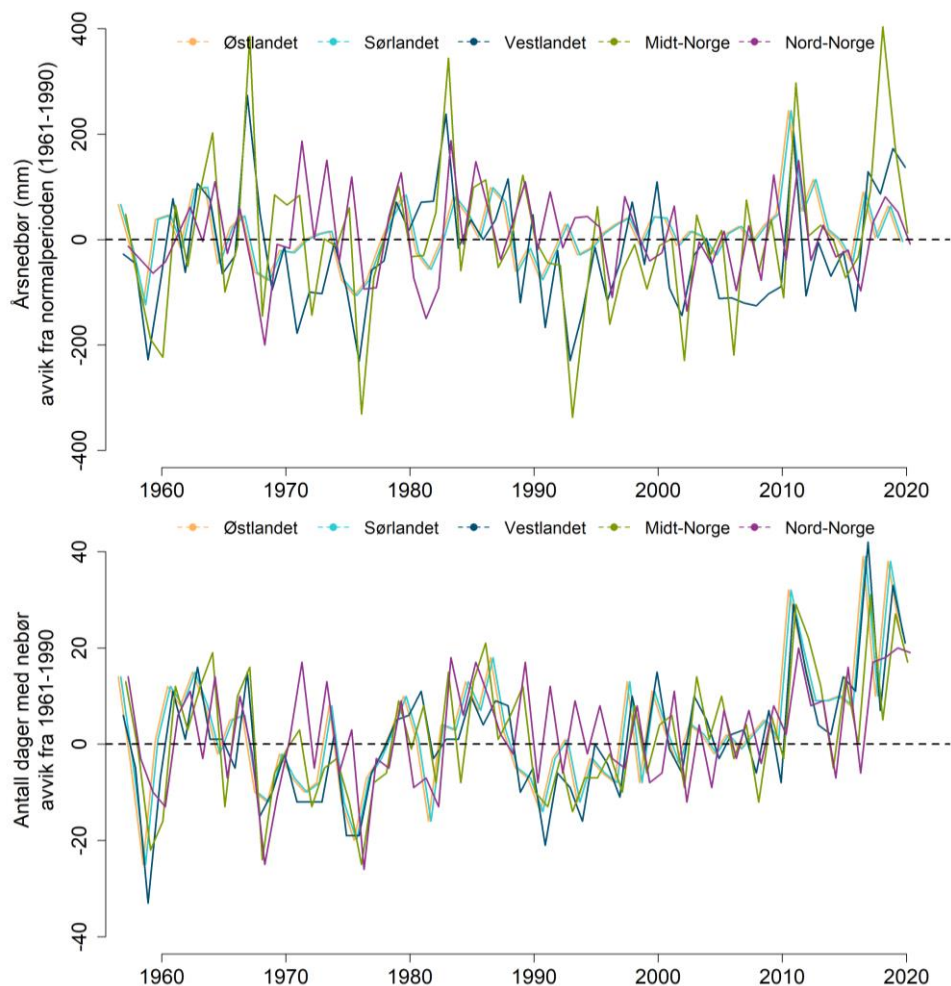
For indikatorene som inngår i beregningen av tilstandsverdi, har *fjellrev* og *lirype* økning siden 2010 (for fjellrev kun bestandsforsterkende tiltak), mens *smågnagere* viser nokså stabilt nivå etter nedgang fra 1990 (jf. **figurene 3.8, 3.9**). *Naturindeks for fjell (modifisert)* og *areal av isbreer* viser nedgang (**figurene 3.15, 3.18**). Øvrige indikatorer der vi har tidsserier, viser ingen klar trend, men stor variasjon over tid (**figurene 3.9, 3.19**).

Selv om det er betydelig variasjon mellom ulike år, viser både sommer- og vintertemperaturen en klar økning i siste del av perioden, sammenliknet med normalperioden 1961–1990 (**figur 3.24**). Også lengden på vekstsesongen har økt de siste tiårene (**figur 3.24**). Mengden nedbør pr. år viser ingen tydelig trend gjennom perioden, men antall dager med nedbør viser en klar økning siste tiår (**figur 3.25**). Variasjonen mellom år er imidlertid betydelig. Snødekkets varighet (antall dager med snødekke) viser ikke så klar nedgang som man kunne vente (**figur 3.19**). Verken gjennomsnittlig snødybde gjennom vinteren eller total mengde vinterregn viser noen tydelig trend (**figur 3.19**). Hovedtrekkene i klimaendringene er sammenfallende for de ulike regionene, men spesielt variasjonen i antall dager med snødekke mellom år har større utslag for Vestlandet og Sørlandet enn for de øvrige regionene. Se ellers **vedlegg 2** for mer detaljerte klimafigurer.

De mange tilstandsindikatorene som anses som særlig følsomme for klimaendringer, varierer svært mye i sine skalerte verdier, fra 0,04 for fjellrev til 1,00 for snødybde og vinterregn. Enkelte av indikatorene med lave verdier er også påvirket av andre faktorer, som f.eks. arealbruk/inngrep og bestandsregulering. Samlet verdi (0,70) for alle de klimafølsomme indikatorene tyder ikke på at klimaendringer er svært viktige for disse indikatorenes skalerte verdier. Samtidig viser tidsseriene for temperatur og lengde på vekstsesongen at klimaet definitivt har endret seg de siste tiårene. Det er minst to mulige forklaringer på dette. Enten er ikke våre indikatorer særlig følsomme for de klimaendringene vi har observert så langt, eller så har de en forsinket respons som ennå ikke har vist seg særlig tydelig. I Artsdatabankens (2021) siste rødliste for arter angis klimaendringer som den viktigste påvirkningsfaktoren for truede fjellarter. Det er mulig slike truede arter er mer følsomme for klimaendringer enn de stort sett mer vanlige artene som inngår i våre indikatorer. Det kan også hende av vurderingen av de truede artene er basert på at klimaendringene vil påvirke artene i kommende tiår.



**Figur 3.24** Gjennomsnittstemperatur for månedene juni-juli-august (sommer, øverst), gjennomsnittstemperatur for månedene desember-januar-februar (vinter, i midten) og lengde på vekstsesongen (nederst), regnet som avvik fra klimanormalen for 1961–1990. En tydeligere framstilling av klimautviklingen er gitt i **vedlegg 2**. (Meteorologisk institutt, jf. kap. 2.4.3)



**Figur 3.25** Nedbørssum (mm) for året og antall dager med nedbør ( $\geq 0,1$  mm), som avvik fra klimanormalen for 1961–1990. En tydeligere framstilling av klimautviklingen er gitt i **vedlegg 2**. (Meteorologisk institutt, jf. kap. 2.4.3)

### Forurensing

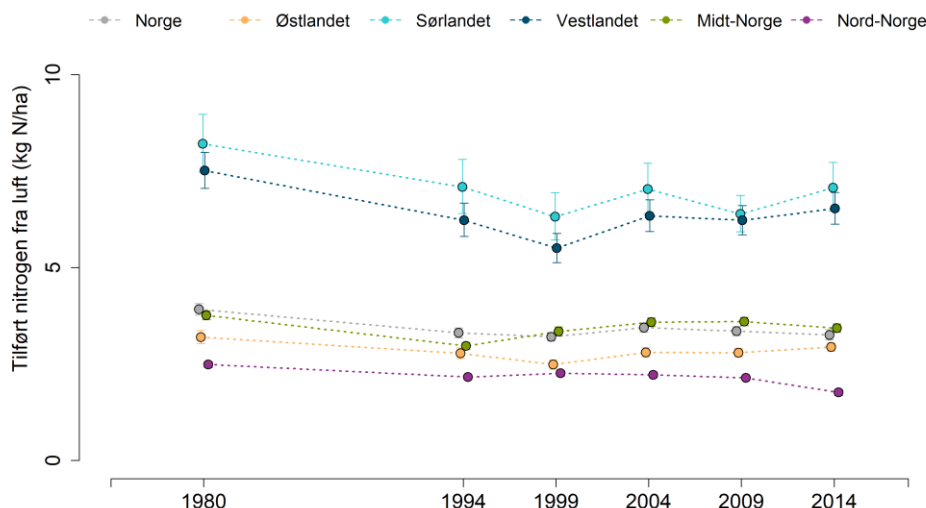
Bare to indikatorer er antatt å være særlig påvirket av forurensing (**tabell 2.4**), *NDVI* og *Ellenberg N*, som er antatt å respondere særlig på nitrogentilførsel. Samlet verdi er 0,87, dvs. klart høyere enn grenseverdien for god økologisk tilstand. Her ligger verdien for *NDVI* (nedre/øvre 0,88/0,75) litt under referanseverdien, mens verdien for *Ellenberg N* (nedre/øvre 0,96/0,96) ligger nær referanseverdien. Samlet verdi for disse indikatorene varierer litt mellom regionene, med høyest verdi (0,90) for Sørlandet og lavest (0,85) for Nord-Norge. Dette skyldes trolig effekten av klimaet på planteproduksjonen, og dermed på *NDVI*, snarere enn effekter av forurensing.

Data for tilførsel av nitrogen gjennom luft og nedbør (**figur 3.26**), samt mønsteret i overskridelser av vegetasjonens tålegrense for nitrogen (Austnes mfl. 2018), tilsier at nitrogenpåvirkningen på fjelløkosystemet er klart høyest i sørvest og avtar nordover. Slik tilførsel av nitrogen er særlig redusert for Sørlandet og Vestlandet, hvor belastningen har vært størst. Siste 20 år har imidlertid nedgangen stagnert og dels snudd til en viss økning. Her ligger fremdeles tilførslene over 5 kg N/ha/år, som er nedre tålegrense for stor del av fjellvegetasjonen.

### Bestandsregulering

Bestandsregulering omfatter beskatning i form av jakt eller uttak av deler av bestanden for enkelte arter. Det kan imidlertid også omfatte tiltak for å forsterke bestanden for andre arter. Fire av indikatorene er antatt å være særlig påvirket av beskatning (**tabell 2.4**), dels gjennom regulær





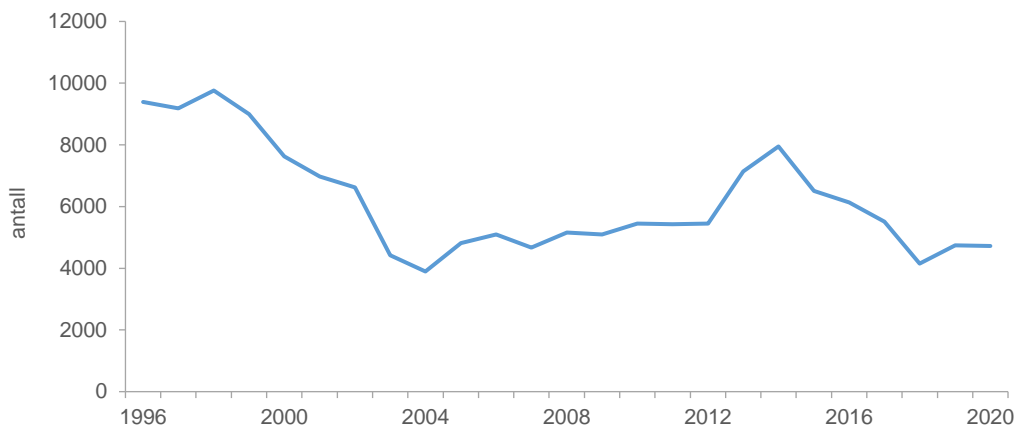
**Figur 3.26** Årlig tilført nitrogen fra luft og nedbør til fjell i hele Norge og i ulike regioner. (NILU, jf. kap. 2.4.3). Vertikale linjer viser 95 % konfidensintervaller.

jakt (*rein*, *lirype*, *fjellrype*) og dels ved bestandsuttak (*jerv*). Tiltak for å styrke bestanden av fjellrev har pågått i Norge siden 2005 (Eide mfl. 2020a) og er forklaringen på den positive utviklingen for arten siste 15 år. Samlet verdi basert på disse indikatorene er 0,46, dvs. klart under grenseverdien for god økologisk tilstand. Her er det særlig *fjellrev* og *jerv* som trekker ned, med skalerte verdier på henholdsvis 0,04 og 0,14. For *jerv* skyldes det i hovedsak at bestanden holdes på et langt lavere nivå enn man vil forvente i et intakt økosystem. *Rein* (0,60) har skalert verdi lik grenseverdien for god økologisk tilstand, mens *naturindeks for fjell (modifisert)* har skalert verdi (0,65) litt over grenseverdien. For *naturindeks for fjell (modifisert)* inngår de ovenfor nevnte artene med lave skalerte verdier. Også andre arter som inngår i *naturindeks for fjell (modifisert)*, kan ha store avvik fra sine referanseverdier, men da på grunn av andre påvirkninger enn bestandsregulering.

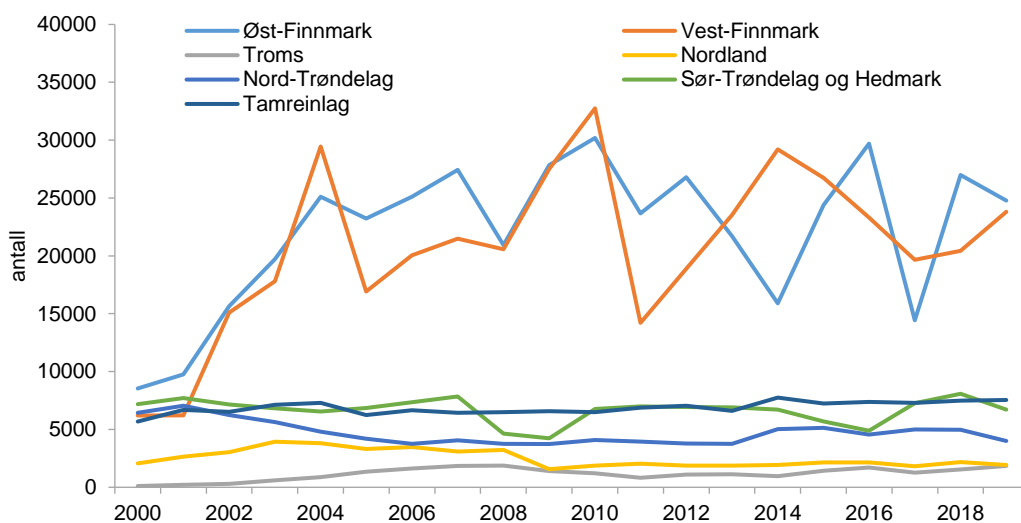
Samlet verdi varierer noe mellom regionene, med lavest verdi for Vestlandet (0,38) og høyest for Midt-Norge (0,58). For alle regioner er det særlig *fjellrev* og *jerv* som bidrar til lave verdier.

Bestandsutviklingen for artene varierer noe, med oppgang for *fjellrev* og *lirype* siden 2010, stabil utvikling for *jerv*, svak nedgang for *naturindeks for fjell (modifisert)* og svært stor variasjon mellom år for *fjellrype* (figurene 3.8, 3.9, 3.15). For *jerv* og i betydelig grad for *fjellrev* er bestandsnivåene en direkte konsekvens av myndighetenes tiltak. Også bestanden av *rein* er i stor grad direkte påvirket av forvaltning og jakt (for villrein), men påvirkes også av klimaendringer og arealbruk/ inngrep med tilknyttete forstyrrelser. Jakt representerer også en viktig påvirkning på rypebestandene, men her har også arealbruk, klimaendringer og effekter av andre endringer i økosystemet stor betydning.

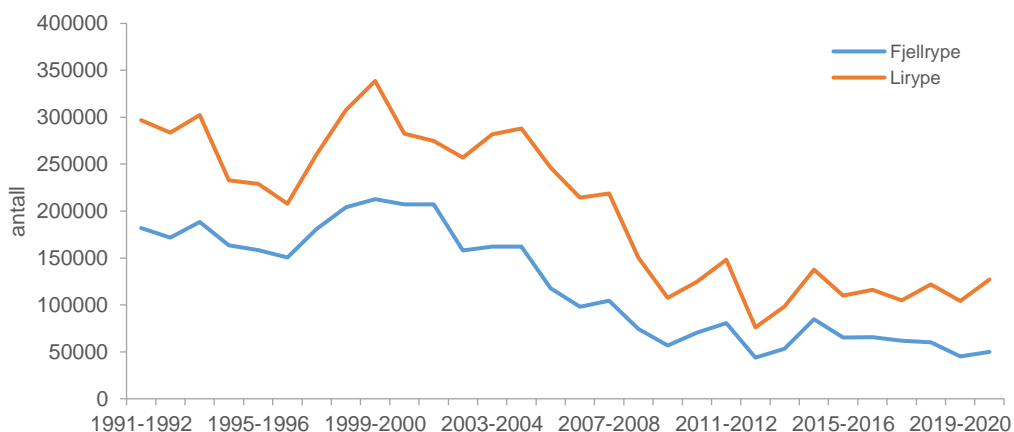
Totalt antall felte villrein har gått betydelig ned fra midten av 1990-tallet (figur 3.27), noe som trolig reflekterer justering av jaktuttaket knyttet til redusert bestand på grunn av flere andre påvirkninger enn jakten alene (jf. Kjørstad mfl. 2017). Fra midt på 2000-tallet har slakteuttaket av tamrein variert betydelig mellom år i Finnmark, men vært ganske stabilt i øvrige tamreinområder (figur 3.28). Antall felte ryper har hatt en betydelig nedgang siden midt på 2000-tallet (figur 3.29), noe som trolig skyldes både bestandsreduksjon, delvis som følge av jakt (Sandercock mfl. 2011, Israelsen mfl. 2020), og gradvis sterkere reguleringer av jakta etter år 2000.



**Figur 3.27** Årlig antall felte villrein, totalt for alle villreinområder. Data fra SBB<sup>19</sup>.



**Figur 3.28** Årlig slakteuttak av tamrein (antall dyr) i ulike regioner. Tamreinlag omfatter ikke-samisk tamreindrif i Sør-Norge. Data fra reinbase.no<sup>20</sup>.



**Figur 3.29** Årlig antall skutte ryper over hele landet. Data fra SSB<sup>21</sup>.

<sup>19</sup> [Villreinjakt \(ssb.no\)](http://villreinjakt(ssb.no))

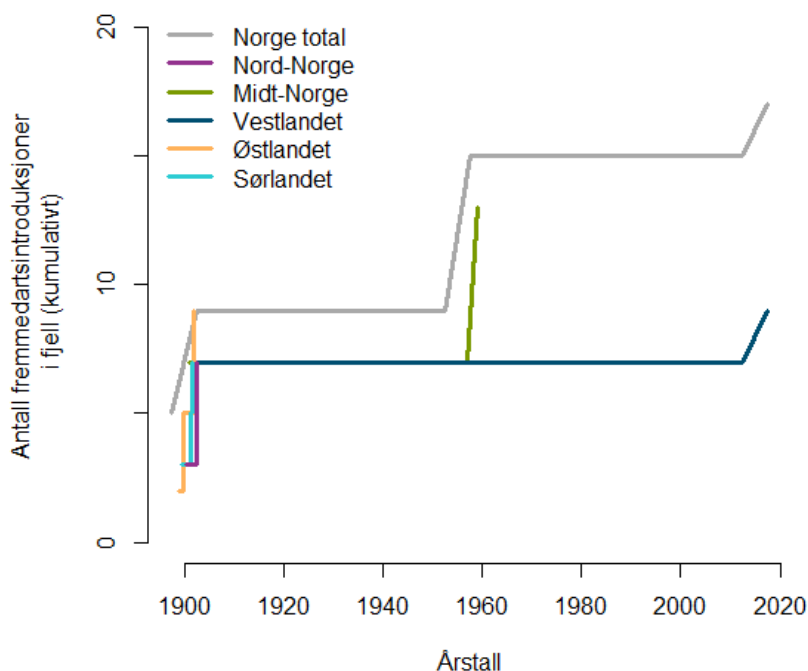
<sup>20</sup> [Reinbase.no - Overvåkingsprogram for tamrein - Reindrif og rovvilt](http://Reinbase.no)

<sup>21</sup> [03886: Felte småvilt \(F\) 1991-1992 - 2020-2021. Statistikkbanken \(ssb.no\)](http://03886: Felte småvilt (F) 1991-1992 - 2020-2021. Statistikkbanken (ssb.no))



### Fremmede arter

Det er bare én indikator som representerer påvirkning fra fremmede arter, *fravær av fremmede arter*. Den skalerte verdien for denne indikatoren er lik referanseverdien (1). I det aktuelle datagrunnlaget fra overvåkingsprogrammet ANO er det foreløpig registrert svært få forekomster av slike arter i fjellet, hvilket er som forventet. Generelt antas det imidlertid at antall og mengde av fremmede arter vil øke i alle økosystemer (Hendrichsen mfl. 2020). Antall registrerte fremmede arter knyttet til fjell, viser imidlertid bare sporadisk registrering av totalt 17 introduksjoner, 6 av planter og 11 av dyr, de siste drøyt 100 årene (**figur 3.30**).



**Figur 3.30** Kumulativt antall introduksjoner av fremmede arter knyttet til fastmark i fjellet fra 1900 til 2020. Tallene inkluderer arter fra alle fylogenetiske riker (dyr, planter, sopper, chromister) og risikokategorier. (Artsdatabanken, jf. kap. 2.4.3)

### 3.3 Økologisk tilstand for fjell – oppsummering

Ovenfor i kapittel 3 har vi presentert beregnet økologisk tilstandsverdi for fjell for hele landet, de ulike regionene og samlet for indikatorer tilknyttet ulike påvirkningsfaktorer. Vi har også presentert de grunnlagsdataene vi har, både for tilstandsindikatorer som inngår i beregningene, supplerende variabler og variabler for påvirkninger. Disse beregningene og indikatorestimatene gir noe forskjellig inntrykk av den økologiske tilstanden i fjell. De enkelte indikatorene dekker hver for seg ulike mindre deler av helheten ved økologisk tilstand, og det knytter seg ulik grad av sikkerhet til indikatorestimatene. Her skal vi derfor forsøke å se hele datagrunnlaget vårt i sammenheng og vurdere hvor godt det underbygger konklusjonene om fjellets økologiske tilstand.

Oppsummering av resultater basert på nivå og trender for tilstandsindikatorer og supplerende variabler, er sammenfattet i **tabell 3.2**. Selve beregningen av økologisk tilstand for fjell er basert på 19 indikatorer, siden vi betrakter indikatorer med både nedre og øvre grenseverdier som én indikator hver (jf. kap. 2.4.1).

For fjell i hele Norge er den beregnede verdien for økologisk tilstand 0,68. Det er særlig indikatorene *fjellrev* (0,04), *smågnagere* (0,11), *jerv* (0,14) og *vegetasjonens varmekrav* (0,44) som trekker denne tilstandsverdien ned. *Rein* (0,60), *konnektivitet av fjellareal* (0,60), *naturindeks for fjell (modifisert)* (0,65) og *areal av isbreer* (0,66) har alle skalerte verdier på eller litt over grense-

verdien for god økologisk tilstand. De øvrige indikatorene har skalerte verdier ( $\geq 0,75$ ) klart over grenseverdien.

Økologisk tilstand for fjell i de ulike regionene er i store trekk slik som for hele Norge. Tilstandsverdien for Sørlandet (0,64) er noe lavere og for Midt-Norge (0,71) noe høyere enn for øvrige regioner, der de to regionene også har henholdsvis flest indikatorer med lavest (8) og høyest verdi (9). De indikatorene som særlig trekker ned samlet tilstandsverdi, *fjellrev*, *jerv* og *smågnagere*, er i stor grad felles for regionene. Også *vegetasjonens varmekrav* har gjennomgående forholdsvis lav skalert verdi. For enkelte regioner bidrar også *areal av isbreer* (Sørlandet, Midt-Norge), *liryper* (Nord-Norge) og *fjellryper* (Sørlandet, Vestlandet) til lavere verdi.

Tilstandsindikatorernes tilordning til økosystemets egenskaper sier noe om hvordan store avvik fra referansetilstanden trolig vil påvirke økosystemet. Vi har her inkludert både indikatorer som inngår i beregningen av tilstandsverdier for egenskapene, og supplerende variabler (**tabell 3.2**).

- *Primærproduksjon* har en beregnet tilstandsverdi på 0,77, basert på indikatoren *NDVI* som i hovedsak indikerer sterkere økning i primærproduksjonen enn forventet i referansetilstanden. Dette innebærer et avvik fra forventet verdi i referansetilstanden, men ikke så stort avvik at det tilsier forringet økologisk tilstand.
- *Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer* har en beregnet tilstandsverdi på 0,49, basert på indikatorene *NDVI*, *fjellrev*, *jerv*, *rein*, *smågnagere*, *lirype*, *fjellrype* og *kongeørn*. Her er det særlig *fjellrev*, *jerv*, *smågnagere* og dels *lirype* og *rein* som trekker verdien ned, mens de øvrige indikatorene ligger over grenseverdien for god tilstand. De supplerende variablene basert på gruppering av indikatorer i naturindeksen til trofiske grupper, tilsier også at primærprodusenter og mellompredatorer avviker i begrenset grad fra nivåer i referansetilstanden, mens herbivorer og toppredatorer avviker i stor grad. I beregningen av tilstandsverdi bidrar følgelig predatorene *fjellrev* og *jerv* til en betydelig ubalanse i fordelingen av biomasse mellom disse trofiske nivåene. Også *smågnagere* og *rein* bidrar til ubalanse mellom de trofiske nivåene, *smågnagere* med lavere bestandstopper og *rein* med til dels vesentlig høyere bestand enn forventet i referansetilstanden. Dette inntrykket bekreftes av indeksene for herbivorer og toppredatorer basert på gruppering av indikatorer i naturindeksen for fjell.
- *Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer* har en beregnet tilstandsverdi på 0,44, basert på indikatorene *fjellrev*, *jerv*, *rein*, *smågnagere*, *lirype*, *fjellrype* og *kongeørn*. Her er det også *fjellrev*, *jerv* og *smågnagere* og dels *lirype* og *rein* som trekker verdien ned, mens de øvrige indikatorene ligger over grenseverdien for god tilstand. Som for *fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer* er det særlig lavt bestandsnivå for *fjellrev* og *jerv* som innebærer ubalanse blant predatorene, mens til dels høye bestander av *rein* og lave bestandstopper av *smågnagere* medfører ubalanse blant herbivorene.
- *Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* har en beregnet tilstandsverdi på 0,57, basert på indikatorene *fravær av fremmede arter*, *rein* og *smågnagere*. Tilstandsverdien er så vidt lavere enn grenseverdien for god økologisk tilstand. Det er særlig *smågnagere* og dels *rein* som trekker verdien ned. *Fravær av fremmede arter* indikerer ikke noe avvik fra referansetilstanden. Den supplerende variabelen *dekning av busker og trær* gir heller ikke grunnlag for å anta avvik fra referansetilstanden, siden variasjonen med avstand fra skoggrensa er som forventet.
- *Landskapsøkologiske mønstre* har en beregnet tilstandsverdi på 0,70, basert på indikatorene *arealandel uten tekniske inngrep* og *konnektivitet av fjellareal*. Her er det særlig *konnektivitet av fjellareal*, med skalert verdi lik grenseverdien, som trekker tilstandsverdien ned.
- *Biologisk mangfold* har beregnet tilstandsverdi på 0,65, basert på indikatoren *naturindeks for fjell (modifisert)*, som representerer tilstanden for et betydelig antall arter tilknyttet fjell. Tilstandsverdien ligger litt over grenseverdien for god økologisk tilstand. Den supplerende indeksen for *fjellfugler* gir ikke grunnlag for å si noe om i hvilken grad egenskapen *biologisk mangfold* ev. avviker fra referansetilstanden.

- *Abiotiske forhold* har beregnet tilstandsverdi på 0,84, basert på indikatorene *Ellenberg N*, *Ellenberg L*, *vegetasjonens varmekrav*, *areal av isbreer*, *snødybde*, *snødekkets varighet* og *mengden av vinterregn*. Tilstandsverdien indikerer et visst avvik fra referansetilstanden, men klart over grenseverdien for god økologisk tilstand. *Vegetasjonens varmekrav* har skalert verdi under grenseverdien, mens *areal av isbreer* har skalert verdi litt over grenseverdien.

De tilgjengelige dataseriene for tilstandsindikatorerne er gjennomgående korte (maksimalt ca. 30 år eller ti datapunkter, men ca. 60 år for indikatorer basert på klimadata) (**tabell 3.2**). For de fire indikatorene basert på data fra ANO (*Ellenberg N*, *Ellenberg L*, *vegetasjonens varmekrav*, *fravær*

**Tabell 3.2** Oppsummering av resultater for økosystemets egenskaper for fjell i hele Norge, for indikatorene som inngår i beregningen av tilstandsverdi, og supplerende variabler (i kursiv). For indikatorer brukt i beregningen av tilstand, er det gitt skalerte verdier (to skalerte verdier for tosidige indikatorer, med samlet vekt 1 i tilstandsberegning). For supplerende variabler er det gjort en kvalitativ vurdering av nivået sammenliknet med et tenkt nivå i referansetilstanden: ++ svært nær, + nær, - et stykke fra, -- svært langt fra, ? usikkert. For begge typer indikatorer er tidsserier (for uskalerte verdier) angitt med lengde i antall punkter og periode, samt trend: ↑ økende, ↓ avtakende, ↔ stabil, – ikke mulig å angi pga. kort tidsserie.

Egenskaper	Tilstands- verdi	Ant. indi- katorer	Indikatorer / Supplerende variabler	Verdier	Tidsserie: trend
<b>Økosystemet fjell</b>	<b>0,68</b>	<b>21</b>			
Primærproduksjon	0,77	1	NDVI nedre NDVI øvre	0,88 0,75	1 (2000-2019): –
Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer	0,49	8	NDVI nedre NDVI øvre Rein Smågnagere Lirype Fjellrype Fjellrev Jerv Kongezørn <i>NI-primærprodusenter</i> <i>NI-herbivorer</i> <i>NI-mellompredatorer</i> <i>NI-toppredatorer</i>	0,88 0,75 0,60 0,11 0,52 0,77 0,04 0,14 0,90 + - + -	1 (2000-2019): – 1 (2015-2020): – 5 (1990-2019): ↓ 12 (2009-2021): ↑ 11 (2009-2020): ↔ 5 (1990-2019): ↑ 5 (1990-2019): ↔ 1 (2015-2020): – 5 (1990-2019): ↔ 5 (1990-2019): ↓ 5 (1990-2019): ↔ 5 (1990-2019): ↔
Funksjonell sammen-setning innen trofiske nivåer	0,44	7	Rein Smågnagere Lirype Fjellrype Fjellrev Jerv Kongezørn	0,60 0,11 0,52 0,77 0,04 0,14 0,90	1 (2015-2020): – 5 (1990-2019): ↓ 12 (2009-2021): ↑ 11 (2009-2020): ↔ 5 (1990-2019): ↑ 5 (1990-2019): ↔ 1 (2015-2020): –
Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	0,57	3	Fravær fremmede arter Rein Smågnagere <i>Dekning av busker/trær</i>	1,00 0,60 0,11 –	1 (2019-2021): – 1 (2015-2020): – 5 (1990-2019): ↓ 1 (2019-2021)
Landskapsøkologiske mønstre	0,70	2	Arealandel uten tekniske inngrep Konnektivitet av fjellareal	0,79 0,60	4 (2002-2017): ↓ 1 (2020): –
Biologisk mangfold	0,65	1	Naturindeks for fjell (modifisert) <i>Fjellfugler</i>	0,65 -?	5 (1990-2019): ↓ 10 (2011-2020): ↔
Abiotiske forhold	0,84	7	Ellenberg N nedre Ellenberg N øvre Ellenberg L nedre Ellenberg L øvre Vegetasjonens varmekrav Areal av isbreer Snødybde Snødekkets varighet Vinterregn	0,96 0,96 0,98 0,97 0,44 0,66 1,00 0,87 1,00	1 (2019-2021): – 1 (2019-2021): – 1 (2019-2021): – 1 (2019-2021): – 1 (2019-2021): – 2 (ca 1960, 2018-2019): ↓ 61 (1960-2020): ↓ 61 (1960-2020): ↓ 61 (1960-2020): ↔

av fremmede arter) og for rein, kongeørn og konnektivitet av fjellareal har vi foreløpig ingen tidsserier. NDVI indikatoren er basert på en tidsserie 2000–2019, men er uttrykt gjennom én variabel som gjenspeiler tidstrenden. Trendene for øvrige indikatorer kan bare si oss noe om i hvilken grad indikatorene har fjernet seg eller nærmet seg referansetilstanden i løpet av de siste årene. De fire indikatorene basert på data fra NVE og Meteorologisk institutt, viser at særlig areal av isbreer og dels snødekkets varighet er noe redusert de siste 30 årene, mens det ikke er noen klar trend for snødybde eller mengden av vinterregn. Uskalerte verdier for bestander av herbivorer og predatorer viser variabel utvikling siste 10–30 år, med en viss nedgang (smågnagere), økning (lirype, fjellrev), nokså stabil (jerv) eller svært variabel utvikling (fjellrype). Naturindeks for fjell (modifisert) og arealandel uten tekniske inngrep viser begge en gradvis nedgang.

De enkelte indikatorene er i ulik grad følsomme for menneskeskapte påvirkninger. Vi har tilordnet tilstandsindikatorene til fem hovedkategorier av slike påvirkninger (tabell 3.3). Samtidig har vi data for ulike påvirkningsfaktorer innen hver hovedkategori (jf. kap. 3.2). Resultatene gir følgende sammenheng mellom beregnet økologisk tilstand og de enkelte hovedkategoriene av påvirkningsfaktorer:

- **Arealbruk, inngrep:** Hele 10 indikatorer er vurdert som svært eller nokså følsomme for arealbruk eller inngrep, dels knyttet til effekter av endringer i tradisjonell utnyttelse i jordbruket (beiting, setring), men i hovedsak knyttet til ulike inngrep som utbygging av veier, hytter og annen teknisk infrastruktur, samt økningen i menneskelig ferdsel som følger med. Samlet gir disse indikatorene en verdi på 0,71, dvs. noe over grenseverdien for god økologisk tilstand. Flere av indikatorene med lave verdier er også påvirket i stor grad av andre faktorer som klimaendringer og bestandsregulering. Endringer i arealbruk og inngrep er imidlertid store og må anses å ha betydelig effekt på de aktuelle indikatorene, selv om ikke alle viser lave skalerte verdier.
- **Klimaendringer:** Hele 15 indikatorer er vurdert som særlig følsomme for klimaendringer. De fleste av disse er antatt å svare på endringer i temperatur eller vekstsesong, samt endringer i isbreer og snøforholdene som følge av klimaendringene. Samlet gir disse en verdi på 0,70, noe som tilsier at indikatorverdiene ligger lavere enn forventet i referansetilstanden, men ikke så lavt at den økologiske tilstanden bør anses som forringet. Klima-indikatorer viser en klar økning i temperatur og lengde på vekstsesongen, samt en tendens til økt nedbør. Med unntak av areal av isbreer viser ikke de fleste tilstandsindikatorer så store endringer at de tydelig reflekterer observerte klimaendringer siste 30 år.
- **Forurensing:** To indikatorer (NDVI, Ellenberg N) er vurdert som særlig følsomme for forurensing i form av nitrogentilførsel. Samlet verdi for disse er 0,87, dvs. klart over grenseverdien for god økologisk tilstand. Data for langtransportert tilførsel av nitrogen tilsier en vesentlig reduksjon de siste tiårene, men fremdeles overskridelser av tålegrensene for vegetasjon i sørvestlige fjelltrakter. Det er imidlertid ikke noen klar sammenheng mellom verdiene for våre tilstandsindikatorer og registrerte endringer i nitrogentilførsel, noe som kan skyldes at vi for våre tilstandsindikatorer ikke har data som dekker perioden med størst nitrogentilførsel.
- **Bestandsregulering:** Seks indikatorer er ansett som særlig påvirket av jakt, annen bestandsregulering eller forsterkning. Samlet verdi for disse er 0,46, dvs. klart under grenseverdien for god økologisk tilstand. Her ligger særlig skalert verdi for fjellrev og jerv under nivået for god økologisk tilstand. Også skalert verdi for lirype og rein er lav. Påvirkning i form av felte villrein og ryper, så vel som slaktet tamrein representerer kanskje i like stor grad responser på reduserte bestandsnivåer som årsaker til de observerte bestandsnivåene.
- **Fremmede arter:** Det er bare én indikator som i prinsippet er spesielt påvirket av fremmede arter, nemlig fravær av fremmede arter. Verdien for denne er 1,00, dvs. som i referansetilstanden. I fjellet er det foreløpig bare registrert et fåtall fremmede arter som er relevante for denne indikatoren (karplanter med minst høy potensiell risiko).

**Tabell 3.3** Oppsummering av resultater for indikatorer gruppert til mest aktuelle påvirkningsfaktorer. Tosidige indikatorer har angitt to skalerte verdier, men disse er samlet gitt vekt 1 ved tilstandsberging.

	Samlet verdi	Ant. indikatorer	Indikatorer som inngår	Skalert verdi
Arealbruk/inngrep	0,71	10	NDVI nedre	0,88
			NDVI øvre	0,75
			Rein	0,60
			Fjellrev	0,04
			Jerv	0,14
			Kongeørn	0,90
			Fravær av fremmede arter	1,00
			Areal uten tekniske inngrep	0,79
			Konnektivitet av fjellareal	0,60
			Naturindeks for fjell (modifisert)	0,65
			Ellenberg L nedre	0,98
			Ellenberg L øvre	0,97
			Klimaendringer	0,70
NDVI øvre	0,75			
Rein	0,60			
Smågnagere	0,11			
Lirype	0,52			
Fjellrype	0,77			
Fjellrev	0,04			
Fravær av fremmede arter	1,00			
Naturindeks for fjell (modifisert)	0,65			
Ellenberg N nedre	0,96			
Ellenberg N øvre	0,96			
Ellenberg L nedre	0,98			
Ellenberg L øvre	0,97			
Vegetasjonens varmekrav	0,44			
Areal av isbreer	0,66			
Snødybde	1,00			
Snødekkets varighet	0,87			
Vinterregn	1,00			
Forurensinger	0,87	2	NDVI nedre	0,88
			NDVI øvre	0,75
			Ellenberg N nedre	0,96
			Ellenberg N øvre	0,96
Beskatning, be- standsforsterking	0,46	6	Rein	0,60
			Lirype	0,52
			Fjellrype	0,77
			Fjellrev	0,04
			Jerv	0,14
			Naturindeks for fjell (modifisert)	0,65
Fremmede arter	1,00	1	Fravær fremmede arter	1,00

## 4 Tilstanden i norske fjell sett i internasjonal sammenheng

Naturpanelet (Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, IPBES) og FNs klimapanel (Intergovernmental Panel on Climate Change, IPCC) har i løpet av de siste par årene utgitt vurderinger av henholdsvis tilstanden for økosystemer, inkludert fjell, og framtidige klimaendringer og deres påvirkning på økosystemene. Disse vurderingene fra IPBES og IPCC gir perspektiver på utviklingen for norske fjelløkosystemer, både fram til nå og hvordan utviklingen kan forventes de nærmeste tiårene.

IPBES presenterte i 2019 en helhetlig vurdering av den globale tilstanden for biologisk mangfold og økosystemtjenester (IPBES 2018, 2019). Generelt beskrives situasjonen som alvorlig, der flere arter enn noensinne i menneskets historie trues av utryddelse og mange økosystemer er i rask forandring. Beregningene viser at rundt en halv million, av dagens drøyt åtte millioner arter, risikerer å dø ut i løpet av noen tiår om ikke kraftfulle tiltak iverksettes. For snø- og isdominerte økosystemer i Vest-Europa (inkl. Skandinavia) anser naturpanelet at klimaforandringer allerede i en viss grad har påvirket artenes bestander og utbredelse, og at de pågående klimaforandringene kommer til å ha stor effekt. En annen drivkraft som også anses å få stor betydning for det biologiske mangfoldet framover, er invaderende fremmede arter. For subalpine og alpine områder er det imidlertid tidligere endringer i arealbruk (nye metoder, intensivering, nedleggelse) og overutnyttelse som forventes ha størst påvirkning på artenes bestander og utbredelse.

I første del av sin sjette hovedrapport gir klimapanelet en oppdatert analyse av det fysiske grunnlaget for klimaendringene (IPCC 2021). IPCCs vurderinger av konsekvensene av disse endringene vil først bli publisert i 2022. Klimapanelet slår fast at vi har hatt en global menneskeskapt oppvarming på omtrent 1,1 °C siden førindustriell tid, og at menneskeskapte klimaendringer allerede har medført omfattende forandringer. I et regionalt faktaark for fjellområdene<sup>22</sup> peker de på noen felles utviklingstrekk. Snøgrensa i fjellene forventes å flytte seg oppover, noe som vil ha store konsekvenser for isbreer, snøleier og snøens økologiske betydning. Isbreenes sterke globale tilbakegang siden ca. 1990 er enestående de siste 2000 årene, og isbreene vil fortsette å smelte i flere tiår selv om den globale temperaturen blir stabilisert. Frekvensen av kuldeperioder og frostdager vil avta, og oppvarmingen vil føre til tidligere snøsmelting om våren. Snødekkets volum, utbredelse og varighet vil avta over de fleste landområdene. Ekstrem nedbør anslås å øke i mange fjellområder, med påfølgende flom og jordskred.

Som IPCC viser, får vi en stadig bedre forståelse av hvordan oppvarmingen direkte påvirker geofysiske egenskaper som snø og is og konsekvensene dette får for planter og dyr, men mye er fremdeles ukjent. Endringer i vegetasjonen kan påvirke høyere trofiske nivåer. For eksempel har eksperimentell oppvarming vist at en reduksjon av lavdekket kan skape problemer for reinsdyr og andre dyr som er avhengige av lav om vinteren (Elmendorf mfl. 2012). Collins mfl. (2021) viser at varmere klima i alpine og arktiske områder gir en lengre vekstsesong, men at selve blomstringsperioden ikke blir lengre. Om pollinatoren ikke følger blomstringsperioden, kan dette påvirke både plantenes reproduksjon og gi redusert tilgjengelighet av ressurser for pollinatoren. Hvor store effekter vi får, vil variere mellom ulike regioner, der også lokale forhold spiller inn.

### 4.1 Tilstanden for fjelløkosystemer i Norden

EUs art- og habitatdirektiv (92/43/EEC) utgjør sammen med fugledirektivet (2009/147/EC) grunnlaget for EUs naturvernpolitikk og setter krav til vern og tiltak for å forbedre forutsetningene for biologisk mangfold i hele EU. Disse 'naturdirektivene' omfatter utvalgte arter og naturtyper som det er viktig å ivareta på europeisk nivå. De dekker ikke vurderinger av økologisk tilstand som sådan, men er mer orientert mot å vurdere tilstanden for utvalgte sårbare eller bevarings-

<sup>22</sup> [https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/factsheets/IPCC\\_AR6\\_WGI\\_Regional\\_Fact\\_Sheet\\_Mountains.pdf](https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg1/downloads/factsheets/IPCC_AR6_WGI_Regional_Fact_Sheet_Mountains.pdf)

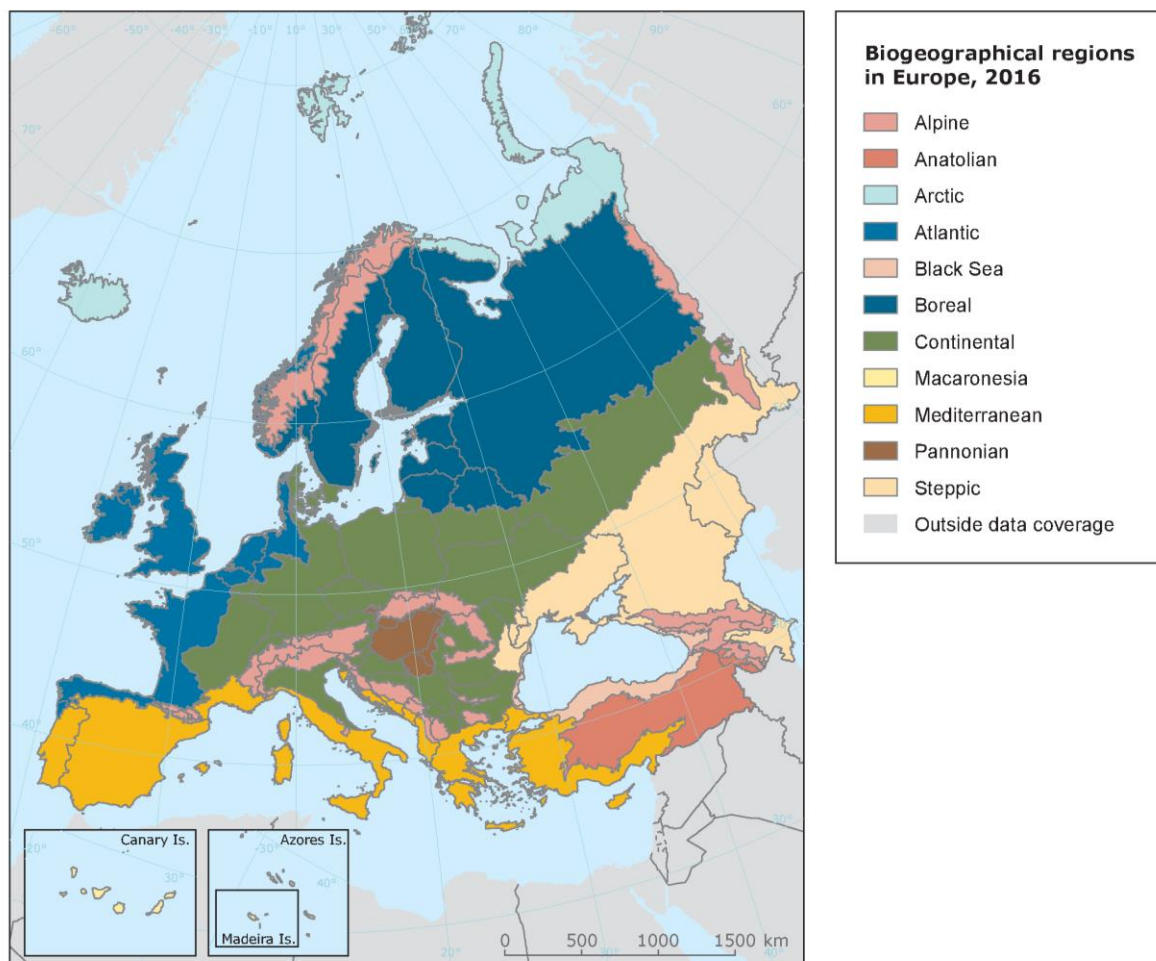


verdige deler av naturen. Vurderinger av bevaringstilstand etter reglene gitt i art- og habitatdirektivet, gir likevel et grunnlag for å vurdere tilstanden for fjellnatur i våre naboland. Her sammenfatter vi noen resultater fra den siste vurderingen av bevaringsstatus (EEA 2020). Vi ser på arter og naturtyper som rapporteres fra den alpine biogeografiske regionen i EU og sammenlikner resultatene for Sentral-Europa med Sverige og Finland, da Norge forventes å likne sine naboland mer enn noen av de andre EU-landene.

### Alpin biogeografisk region

Naturen i Europa har både klare fellestrekk og store ulikheter. For å få analysene av status for det biologiske mangfoldet i landene mer sammenliknbare, har man delt Europa inn i ni biogeografiske regioner som omfatter ulike terrestriske miljøer, ferskvann og våtmarker (**figur 4.1**).

Den alpine biogeografiske regionen kan sies å dekke økosystemet fjell. For å forstå hva som inngår i den alpine regionen, må man vite hvilke retningslinjer som ligger til grunn for inndelingen. Et kriterium er at områdene ikke kan være for små, noe som har resultert i at land som Tsjekia og Portugal ikke har en alpin region. I tillegg må avgrensingen av et fjellområde være sammenhengende, noe som blant annet har medført at visse utkantfjell ikke er inkludert. Kravet til sammenhengende områder har resultert i at en hel del skog og jordbruksareal i mellomliggende daler er inkludert, spesielt sørover i Europa.



**Figur 4.1** Biogeografiske regioner i Europa, definert av Det europeiske miljøbyrået EEA. Det meste av den alpine regionen i Nord-Europa ligger i Norge og Sverige, med en liten andel i Finland. Bortsett fra den arktiske regionen, som vi har inkludert i hovedøkosystemet fjell i denne rapporten, overlapper den alpine regionen i Nord-Europa i rimelig grad med avgrensingen for areal over skoggrensa, dvs. fjell. (Biogeographical regions in Europe — European Environment Agency (europa.eu))



Fem av de lengste og høyeste fjellmassivene i EU er inkludert i den alpine biogeografiske regionen (**figur 4.1**). Lengst av alle er Karpatene, som med sine 1450 km går fra Tsjekia, Slovakia, Polen, Ungarn, Ukraina, Romania og inn i Serbia (ikke i EU). Den skandinaviske fjellkjeden (Skandene), med sine 1400 km, går fra Finland i nordøst og sørvestover gjennom Sverige og Norge. Appenninene er eneste fjellkjede som holder seg innenfor ett land, med en lengde på 1350 km gjennom Italia. Alpene inngår med sine 1200 km i Frankrike, Italia, Sveits (ikke i EU), Tyskland, Østerrike og Slovenia. Til sist har vi Pyreneene som løper 430 km mellom Spania og Frankrike. I kartet (**figur 4.1**) dekker ikke den alpine regionen hele arealet av disse fjellkjedene.

Der løsmassene er tynne eller mangler, som i store deler av fjellområdene, spiller berggrunnen en viktig rolle for hvilke planter som kan vokse hvor og, som en konsekvens, for de artene som utnytter plantene. Den alpine biogeografiske regionen har stor variasjon i berggrunn, og alle hovedtyper av berggrunn er representert.

En annen viktig faktor er klimaet. Lengden på den frost- og snøfrie perioden styrer vegetasjonen i den alpine regionen. Den markante nord-sør-gradienten i kombinasjon med høyde over havet gir en temperaturgradient samtidig som det finnes en fuktighetsgradient, med minkende nedbør fra kysten og innover i landet. Den skandinaviske halvøya er også påvirket av Golfstrømmen, noe som gir mindre klimatisk forskjell mellom nord og sør enn i mer kontinentale alpine områder i Europa. Alpene har et middelhavsklima i sør og et mer temperert klima i nord. Dalene i den sentrale delen har mindre nedbør enn de som ligger i ytterkantene, noe som resulterer i en vegetasjonsgradient fra mer tørketilpasset vegetasjon i de sentrale alpene til mer fuktighetskrevenne i de ytre områdene. Appenninene påvirkes av vinder fra sør og Adriaterhavet. På sommeren er det lange varmeperioder med lite regn, mens det på vinteren er kaldt og delvis store nedbørsmengder, både som snø og regn, avhengig av høyde over havet. I Pyreneene påvirkes de nordlige og vestlige delene av Atlanterhavet, noe som gir mye nedbør, mens de sydlige delene har et tørrere middelhavsklima. Karpatene har et kontinentalt klima, med kalde vintre og ganske varme somre. Nedbøren minsker østover, men øker med høyde over havet.

Samlet har den alpine regionen et høyt biologisk mangfold. For eksempel finner vi her nesten to tredeler av plantene på det europeiske kontinentet. Dette skyldes stor variasjon i geologi og klima, høye topper med mange endemiske arter (spesielt i Mellom- og Sør-Europa), stor geografisk spredning, der de lavereliggende områdene også er påvirket av nærheten til andre biogeografiske regioner, samt en lang historie med variert menneskelig bruk av områdene.

### **Vurdering av bevaringsstatus for arter og naturtyper i EUs art- og habitatdirektiv**

Vurderingen av bevaringsstatus gjøres i henhold til EU-kommisjonens retningslinjer. Fire ulike kriterier vurderes og veies sammen til en samlet vurdering av arters og naturtypers bevaringsstatus. For hver art vurderes naturlig utbredelse, populasjonsstørrelse, livsmiljø og framtidutsikter i hver biogeografisk region der arten forekommer. For hver naturtype vurderes på tilsvarende måte utbredelsesområde, forekomstareal, kvalitet (strukturer, funksjoner og typiske arter) og framtidutsikter i hver region der naturtypen forekommer. Både nåværende og framtidige trusler skal tas med i vurderingene. For hvert kriterium vurderes nåværende nivå som gunstig, utilstrekkelig, dårlig eller ukjent.

Det finns en forhåndsbestemt liste over hvilke trusler man kan velge. Disse er i noen grad gruppert sektorvis (skogbruk, landbruk, fiske, turisme etc.), slik at det skal være enkelt å identifisere hvor ansvaret for eventuelle utfordringer ligger. Men det finnes også faktorer som ikke kan plasseres hos en sektor eller myndighet, for eksempel klimaforandringer, naturkatastrofer m.m.

Vurderingen bygger bl.a. på at man sammenlikner nåværende utbredelsesareal, populasjon og forekomstareal med referanseverdier for disse kriteriene. Referanseverdiene er de nivåene eller størrelsene på utbredelsesarealer, populasjoner og forekomstarealer som anses være nødvendige for at artene og naturtypene skal ha gunstig bevaringsstatus. Om nivåene er lavere enn referanseverdiene, så vurderes status som utilstrekkelig eller dårlig. For naturtyper kreves dessuten at 90 % av forekomstarealet må vurderes å være i god bevaringsstatus.

Videre vurderes de siste årenes utvikling for hvert kriterium. For gunstig bevaringsstatus kreves at utviklingen er stabil eller positiv for alle de fire kriteriene samlet, ellers klassifiseres bevaringsstatusen som utilstrekkelig eller dårlig.

Endelig veies resultatene for de fire kriteriene sammen. Den samlede statusvurderingen kan da ikke bli bedre enn det dårligste kriteriet tilsier. Trenden i bevaringsstatus klassifiseres også som stabil, positiv (det skjer forbedring), negativ (forringelse) eller ukjent.

For hver naturtype og art resulterer altså vurderingen i kategoriske bedømmelser av bevaringsstatus og trend på fire delte skalaer. En samlet statusvurdering gjøres for hver region og hvert land der naturtypen eller arten forekommer. For en naturtype eller art som forekommer i flere regioner og land, gjøres altså flere samlede vurderinger. Andelen samlede vurderinger som resulterer i henholdsvis gunstig og utilstrekkelig eller dårlig bevaringsstatus, gir en indikasjon på bevaringsstatusen for den alpine regionen som helhet. For beskrivelse av hvordan avveininger er gjort for å få fram en samlet vurdering pr. naturtype, se Röschel mfl. (2020).

### Naturtyper

Nedenfor sammenlikner vi bevaringsstatus for naturtyper fra den seneste EU-rapporteringen<sup>23</sup>. Totalt er det rapporteringskrav for 233 naturtyper, og 122 av disse finnes i alpin biogeografisk region. For å få så sammenliknbare resultater som mulig med hovedøkosystemet fjell (slik vi har definert det), er skog, våtmarker og limnisk miljøer ikke inkludert, noe som reduserer antallet til 40 i alpin region i EU.

Den alpine biogeografiske regionen i Sverige er omtrent 86 600 km<sup>2</sup>. Tar vi bort arealer for skog, våtmarker, limnisk miljøer og intensivt utnyttet mark gjenstår 32 000 km<sup>2</sup> som kan sammenliknes med hovedøkosystemet fjell. Finlands fjellområde anslås til omtrent 17 000 km<sup>2</sup> (Pääkkö mfl. 2018), men det inkluderer også fjellbjørkeskog og andre fjellskoger. Summering av naturtyper tilsvarende de som inngår for Norge og Sverige, gir i overkant av 7 100 km<sup>2</sup>. Trolig har Norge også alle fjellnaturtypene som forekommer i Finland og Sverige (**tabell 4.1**). Sammenliknet med Natur i Norge (NiN<sup>24</sup>) er EUs naturtyper en inndeling på ulike hierarkiske nivåer, der en naturtype kan tilsvare alt fra helt eller delvis hele NiN hovedtyper, til en grunntype. Naturtypenes arealer gir i de fleste tilfeller en indikasjon på dette, der større arealer ofte reflekterer mer variasjon.

Bevaringsstatus for naturtyper i alpin biogeografisk region for EU, Finland og Sverige basert på rapporteringen 2019 (**figur 4.2**), viser at Finland vurderer tilstanden som overveiende gunstig, mens den samlede vurderingen fra EU har et tyngdepunkt på utilstrekkelig. Sverige på sin side har en høy andel gunstige vurderinger, men også høyest andel dårlige.

Om vi ser litt nærmere på bakgrunnen for Finlands vurderinger, er det overbeite, i dag og i framtida, sammen med klimaendringer framover, som pekes på som de viktigste negative påvirkningene. Sverige på sin side mener at det er manglende tradisjonell bruk, i form av beite og slått, som leder til gjengroing, og på sikt en dårligere status for naturtypene. Klimaendring er en annen faktor som også blir sett på som en utfordring både i dag og i framtida. Et tydelig tegn på effektene av klimaendringene er reduksjonen i arealet av isbreer (se kap. 3.1.2 for detaljer).

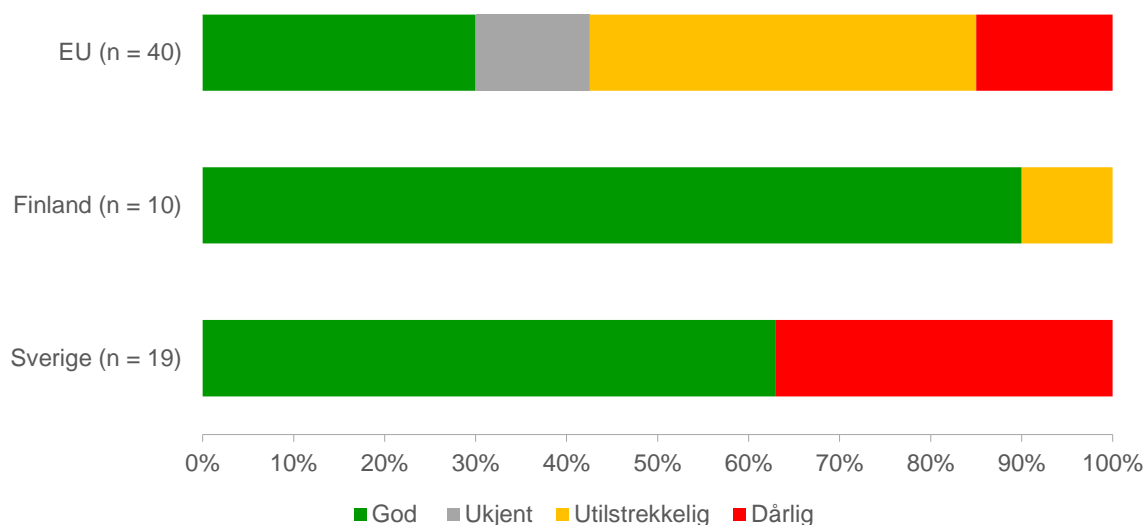
I Norge påvirkes naturtypene av mange av de samme faktorene som Sveriges naturtyper, og en norsk vurdering hadde sannsynligvis blitt ganske lik. Klimaendringene kommer sannsynligvis til å spille en viktigere rolle i årene framover, men regionale og lokale forhold kan lede til forskjeller i respons mellom områder, og tregheten i respons hos enkelte alpine arter kan lede til en forsinket effekt av klimaforandringen (Dullinger mfl. 2012). Endringer i arealbruk, bl.a. med omlegging av tradisjonelle driftsformer i jordbruket (jf. kap. 1.1), er en annen viktig påvirkning på norske naturtyper i fjellet.

<sup>23</sup> <http://cdr.eionet.europa.eu/EF>

<sup>24</sup> <https://www.artsdatabanken.no/NiN>

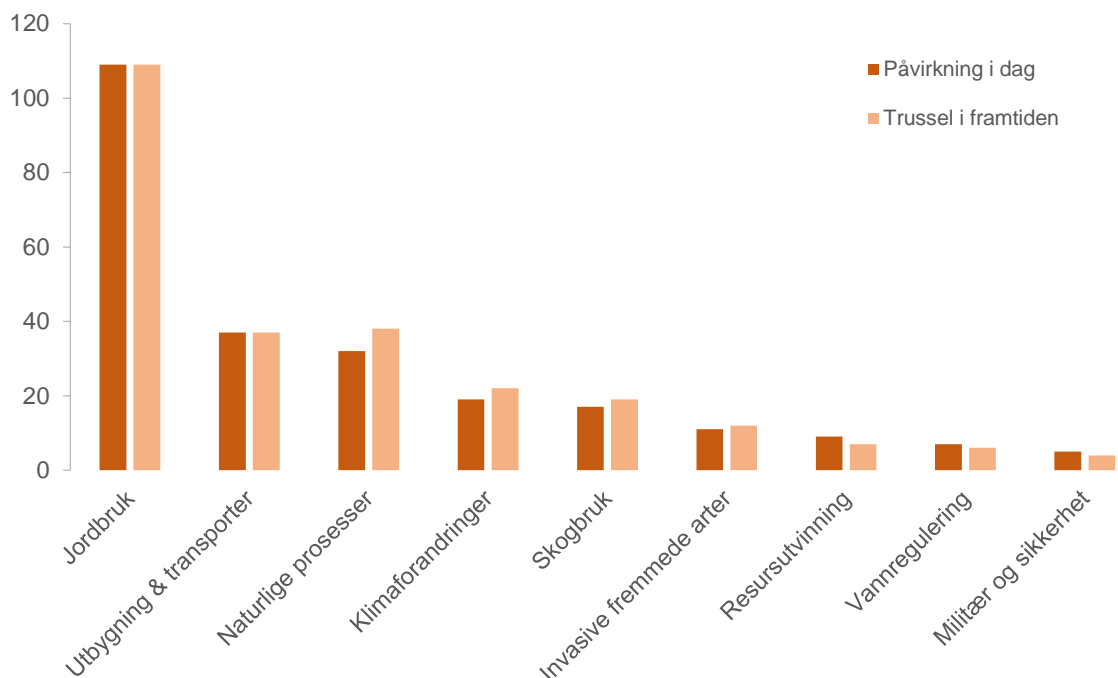
**Tabell 4.1** Kode og navn (svensk) for de naturtypene som inngår i EUs art- og habitatdirektiv og som rapporteres for alpin biogeografisk region for Sverige og/eller Finland. Fargene markerer naturtyper med gunstig (grønn), utilstrekkelig (gul) eller dårlig (rød) bevaringsstatus; naturtyper uten farge er ikke rapportert for landet (<https://nature-art17.eionet.europa.eu>).

Kode	Navn (svensk)	Sverige (km <sup>2</sup> )	Finland (km <sup>2</sup> )
4060	alpina rishedar	18 500	5 700
4080	alpina videbuskmarker	1 100	20
6150	alpina silikatgræsmarker	4 450	260
6170	alpina kalkgræsmarker	1 100	
6210	kalkgræsmarker	0,5	
6230	stagg-græsmarker	0,5	
6270	silikatgræsmarker	9	
6410	fuktängar	1	
6430	högörtängar	100	10
6450	svämängar	30	
6520	höglänta slåtterängar	2,7	
7160	källor och källkärr	21	2
7220	kalktuffkällor		0,04
7240	alpina översilningskärr	42	0,01
8110	silikatrasmarker	430	7
8120	kalkrasmarker	23	0,4
8210	kalkbranter	43	
8220	silikatbranter	2 010	190
8310	grottor	0,5	
8340	glaciärer	224	



**Figur 4.2** Samlet vurdering av bevaringsstatus for naturtyper i alpin biogeografisk region for EU, Finland og Sverige basert på rapporteringen 2019.

Også for de alpine områdene lenger sør i Europa er det faktorer koplet til arealbruk, som har størst betydning (figur 4.3). I de fleste tilfellene er det en kombinasjon av manglende skjøtsel og for intensiv bruk som pekes ut som de vanligste grunnene til at naturtypene ikke oppnår en gunstig bevaringsstatus.



**Figur 4.3** Oppsummering av hvilke faktorer som påvirker naturtypene i alpin biogeografisk region negativt nå og hvilke trusler man ser i framtida. Figuren baserer seg på EU-rapporteringen knyttet til art- og habitatdirektivet for 2019; enheten på y-aksen er antall statusvurderinger for ulike naturtyper og land. Bare resultater fra naturtyper knyttet til terrestriske alpine miljøer (ikke skog) er inkludert ( $n = 40$ ), og bare faktorer som anses ha en stor påvirkning på en eller flere naturtyper er med.

### Arter

Art- og habitatdirektivet har totalt 144 planter og moser som finnes i alpin biogeografisk region, og av disse er det 49 som bare finnes i denne regionen. Blant dyrene forekommer 300 i alpin region og 21 bare i denne. De sammenstillingene som presenteres nedenfor, baserer seg bare på de artene som inngår i synteserapporten<sup>25</sup>. Bare arter som er knyttet til terrestriske miljøer og med tilstrekkelig datakvalitet, er inkludert. I tillegg er skogsarter utelatt fra analysene, men arter som utnytter flere ulike miljøer, der skog av og til kan være et av disse, er inkludert.

Status for arter knyttet til terrestriske miljøer (**figur 4.4**), viser et ganske positivt resultat for Sverige og Finland med henholdsvis 64 % og 56 % av fjellartene med gunstig bevaringsstatus. For EU som helhet har 39 % av fjellartene gunstig bevaringsstatus. Andelen arter som ikke når opp til ønsket bevaringsstatus, og havner i kategoriene utilstrekkelig eller dårlig, er på 52 % for hele EU, mens Sverige og Finland ligger på 33 %. Resultatene for Sverige og Finland baserer seg på ganske få arter, så videre detaljerte analyser mellom landene er ikke gjengitt. I stedet presenteres bevaringsstatus for alle arter i Sverige og Finland sammen med en rudimentær vurdering for de artene som finnes i Norge (**tabell 4.2**), basert på data fra Norsk rødliste for arter 2021 (Artsdatabanken 2021). Hvilken begrunnelse vurderingene baserer seg på, er angitt i tabellen. For de 30 artene/artsgruppene er det fem karplanter som får en dårligere bevaringsstatus enn det Sverige kom fram til i 2019, ellers er det likt. Rosekarse og dverggarve har begge en nedgang for populasjon/forekomster, noe som automatisk leder til en vurdering som dårlig/utilstrekkelig. For tinderublom og lappsoleie handler det mer om framtidsutsiktene i kombinasjon med at de har vært vanligere før. Kveinhavre viser en kraftig nedgang med negative framtidsutsikter.

<sup>25</sup> [Conservation status of habitat types and species: datasets from Article 17, Habitats Directive 92/43/EEC reporting — European Environment Agency \(europa.eu\)](https://www.eea.europa.eu/en/conservation-status-of-habitat-types-and-species-datasets-from-article-17-habitats-directive-92/43/eeec-reporting)

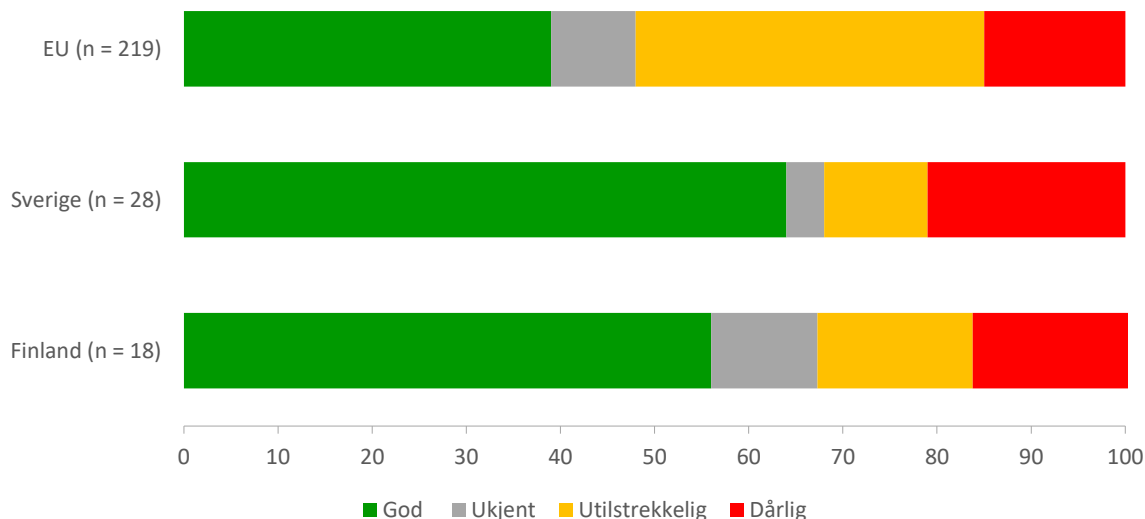
**Tabell 4.2** Kode (gamle koder i parentes), artsgruppe og navn (latinsk og norsk) for de arter som inngår i EUs art- og habitatdirektiv og som rapporteres for alpin biogeografisk region for Sverige og/eller Finland. Fargene markerer arter med gunstig (grønn), utilstrekkelig (gul), dårlig (rød) eller ukjent (grå) bevaringsstatus (<https://nature-art17.eionet.europa.eu>). Ut fra de samme kriterier og tilgjengelig informasjon (kriteriedokumentasjonen) fra Norges rødliste for arter 2021 (Artsdatabanken 2021) er det også gjennomført en vurdering av de artene som finnes i Norge (utenom Svalbard). For å skille på EUs vurdering og den norske er det litt andre fargenyanser for kategoriene gunstig (lysegrønn) og dårlig/utilstrekkelig (rødbrun). Mulig vurdering som ukjent er markert med (X). Dette er forsøksvis gjort for sammenlikningens skyld og skal ikke ses på som en offisiell vurdering for Norges del.

Kode	Artsgruppe Latinsk navn (EU)	Norsk navn	Sverige	Finland	Norge	Begrunnelse for kategori
<b>Moser og laver</b>						
1378	Cladonia (Cladina) subsp.	reinlaver*				a
1981	Cynodontium suecicum	storskortemose				a
1982	Encalypta mutica	buttklokkemose				b
1379	Orthothecium lapponicum	lapphøstmose			(X)	c
<b>Karplanter</b>						
1944	Arenaria humifusa	dvergarve				d
1947	Braya linearis	rosekarse				d
1950	Carex holostoma	kløftstarr				e
1953	Crepis tectorum subsp. nigrescens	finnhaukeskjegg				f
1956	Draba cacuminum	tinderublom				g
1958	Dryopteris fragrans	dufttelg				
1959	Gymnigritella runei					
1961	Luzula arctica	snøfrytle				e
1413	Lycopodium subsp.	kråkefotslekta				f
6952 (1965)	Papaver radicum subsp. radicum	fjellvallmue				e
6953 (1964)	Papaver radicum subsp. laestadianum	læstadiusvallmue				e
1967	Platanthera obtusata subsp. oligantha	sibirhattfiol				e
1969	Primula scandinavica	fjellnøkleblom				e
1972	Ranunculus lapponicus	lappsøleie				g
6181 (1975)	Silene involucrata subsp. tenella	finnmarksjonsokblom				e
1977	Trisetum subalpestre	kveinhavre				h
1978	Viola rupestris subsp. relicta	kalkfiol				e
<b>Bløtdyr</b>						
1015	Vertigo genesii	kalkkildeknøttsnegl			(X)	i
1013	Vertigo geyeri	rikmyrknøttsnegl			(X)	i
<b>Sommerfugler</b>						
1930	Agriades glandon aquilo	polarblåvinge				f
1931	Clossiana improba	dverpperlemorvinge				b
1932	Erebia medus polaris	polarringvinge				f
1933	Hesperia comma subsp. catena	kommasmyster				f
4038	Lycaena helle	fiolett gullvinge				j
<b>Pattedyr</b>						
1911	Alopex lagopus	fjellrev				k
1313	Eptesicus nilsonii	nordflaggermus				e
1912	Gulo gulo	jerv				l
1343	Sicista betulina	bjørkemus				e

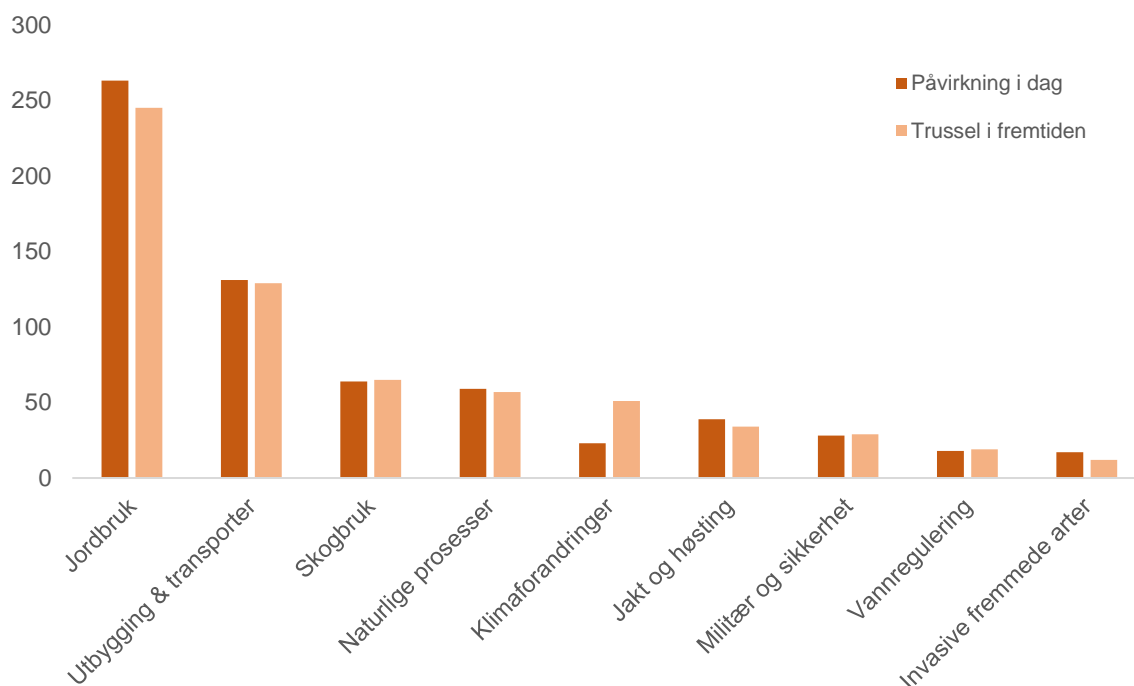
\* samlet vurdering av de syv arter som tidligere inngikk i slekten Cladina. a - ingen negative indikasjoner, b - få individer (og spredte forekomster), utfordringer framover, c - liten populasjon i tilbakegang, framtidsutsiktene indikerer utfordringer, ev. "ukjent", d - reduksjon av populasjon/forekomster, e - minsker for lite for å klassifiseres som annet enn gunstig, f - ingen negative indikasjoner, stabil populasjon, g - vanligere før, utfordringer framover, h - kraftig nedgang, utfordringer framover, i - ingen tall på minskning, ev. klassifiseres som "ukjent", j - pågående nedgang i utbredelsesområde, forekomstareal og habitatkvalitet, k - bestanden i Fennoskandia er liten og sterkt fragmentert, l - få reproduktive individer.

Årsakene til dette finner vi i hovedsak blant dagens påvirkningsfaktorer og framtidens trusler (**figur 4.5**). Som for naturtypene er det jordbruk som er den vanligste forklaringen på hvorfor artene ikke når opp til god bevaringsstatus, der de to vanligste er intensivering av jordbruksvirksomhet på den ene siden og reduksjon av tradisjonell bruk. Alternativt kan tradisjonell bruk av områder forandres fra jordbruk til for eksempel skogbruk, noe som også gjenspeiler seg i rapporteringen,

der påvirkning fra skogbruk er på en tredje plass (**figur 4.5**), trass i at det i hovedsak ikke er skogsarter vi ser på.



**Figur 4.4** Samlet vurdering av bevaringsstatus for arter i alpin biogeografisk region for EU, Finland og Sverige basert på rapporteringen 2019.



**Figur 4.5** Oppsummering av hvilke faktorer som påvirker artene i alpin biogeografisk region negativt nå og hvilke trusler man ser i framtida. Figuren baserer seg EU-rapporteringen av art- og habitatdirektivet 2019; enheten på y-aksen er antall statusvurderinger for ulike arter og land. Bare resultater for arter knyttet til terrestriske alpine miljøer (men ikke hovedsakelig skog) er inkludert (n = 136) og bare faktorer som anses ha en stor påvirkning på en eller flere naturtyper er med.

Utbygging sammen med utvikling og bruk av transportsystemer er utpekt som en annen gruppe av faktorer som påvirker artene negativt i dag og trolig også i framtida. Hva det er som driver denne utbygging og satsing på infrastruktur, er et sammensatt bilde, men satsing på turisme er en viktig faktor. Turisme blir ofte sett på som et alternativ til eller tillegg til landbruk (reindrift inkludert). Det henvises ofte til at turismen i fjellregioner utgjør 15–20 % i et globalt perspektiv<sup>26</sup>, bare verdens kyststrøk har en større andel av turismen. I tillegg til å gi økonomisk fordel, kan turisme imidlertid også føre til økt press på naturen. Dette er kanskje spesielt tilfellet i alpine områder hvor mye av turismen er knyttet til vintersport, som er avhengig av ekstra infrastruktur.

Klimaendringer ble ikke ansett som like viktig som arealbruk, noe som delvis kan forklares ved at dette er kompliserte prosesser som påvirker ulike arter forskjellig, både negativt og positivt. I tillegg kreves det lange tidsserier for å kunne skille mellom variasjoner i værforholdene fra år til år og langsiktige klimaforandringer. Det er likevel tydelig at de artene som er avhengige av for eksempel snøleier, kommer til å få dårligere forhold framover.

## 4.2 Rødlister for arter og naturtyper knyttet til fjell i Norden

### Rødlister for arter

Hva som er en fjellart, kan diskuteres. De norske fjellartene som inngår i vurderingen her, er basert på Artsdatabankens klassifiseringen av arter til hovedhabitat som er gjort i forbindelse med den norske rødlista for arter 2021 (Artsdatabanken 2021). Svenske fjellarter omfatter de artene der landskapstypen fjell er definert som viktig for arten (SLU Artsdatabanken 2020). Fjellarter fra den finske rødlista baserer seg på de artene som er angitt for fjell (Ft)<sup>27</sup>. Fokus i analysene nedenfor ligger på artsnivå, der underarter og apomiktiske arter i hovedsak ikke er inkludert.

Antallet stedeegne flercellede arter i Norge og Sverige anslås til cirka 60 000 i hvert av landene, og tilsvarende tall for Finland er rundt 50 000. I overkant av en tredel av artene i Sverige (21 700, SLU Artsdatabanken 2020) og Norge (23 400, Artsdatabanken 2021) og i underkant av halvparten i Finland (22 400, Hyvärinen 2019) er vurdert i seneste rødliste for arter i respektive land. Sammenliknet med andre livsmiljøer, som f.eks. skog (Artsdatabanken 2021, Hyvärinen mfl. 2019, W. Eide mfl. 2020), er ikke antallet truede fjellarter høyt. Andelen truede av alle fjellarter er imidlertid sammenliknbart med resultater for skogsarter i Finland (50,1 %). For Sverige er andelen truede arter av alle fjellarter mye mindre (7,8 %) (**tabell 4.3**), noe som i stor grad skyldes det høye antallet livskraftige (LC) sopper (173), moser (241) og lav (256). Tilsvarende sammenlikning for Norge er ikke mulig fordi klassifisering på hovedhabitat ikke er gjennomført for alle norske fjellarter (kun for fugler og pattedyr), blant annet på grunn av manglende kunnskap.

Av de norske fjellartene er 174 klassifisert som truet (dvs. i trusselkategoriene CR, EN, VU ut fra IUCNs kriterier, **tabell 4.3**). Andelen truede fjellarter varierer både mellom artsgrupper og land (**figur 4.6**). Ser vi på påvirkningsfaktorene som antas å være årsaken til artenes rødlistestatus,

**Tabell 4.3** Totalt antall vurderte fjellarter (summen av rødlistete arter og livskraftige (LC)), antall rødlistete arter (kategoriene RE, CR, EN, VU, NT, DD) og truede arter (CR, EN, VU) av disse for hvert av landene Norge, Sverige og Finland.

	Fjellarter (antall)		
	Totalt antall	Rødlistete	Truede
Norge	>> 624	328	174
Sverige	1463	240	114
Finland	1316	743	396

<sup>26</sup> <http://www.fao.org/mountain-partnership/our-work/focusareas/sustainable-tourism/en/>

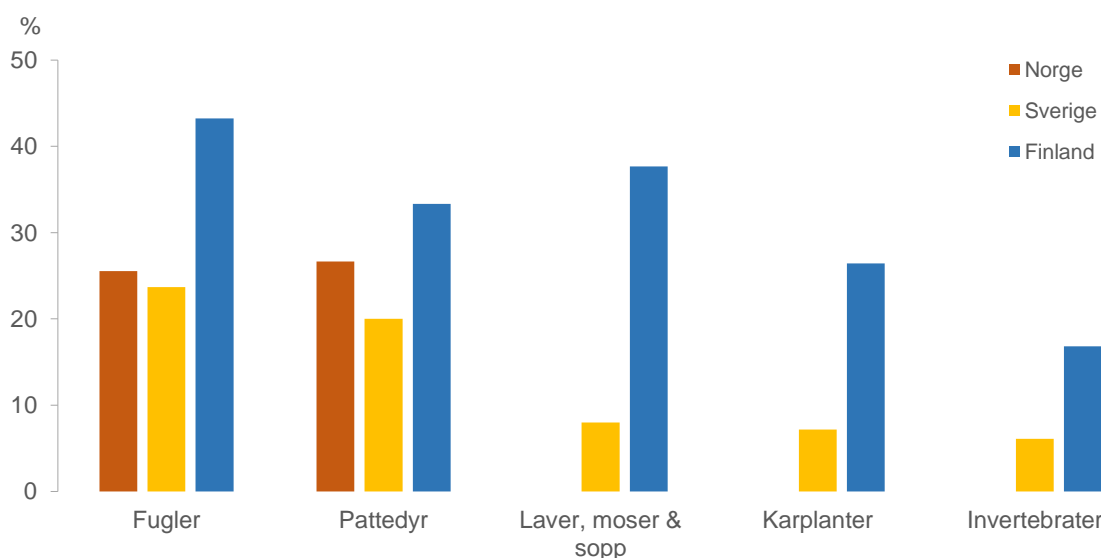
<sup>27</sup> <https://punainenkirja.laji.fi/sv>



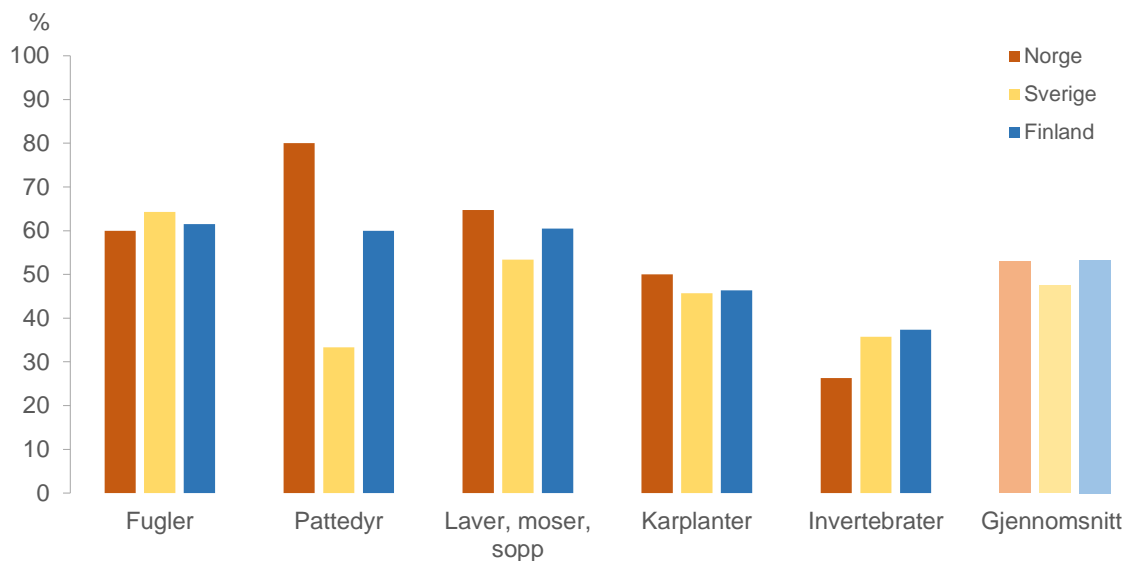
er klimatiske endringer, som endringer i nedbørsmengde eller temperatur, den vanligste forklaringen. Deretter kommer påvirkning på habitat, med landbruk (f.eks. opphørt drift eller beite), kommersielt skogbruk eller hydrologisk påvirkning (f.eks. oppdemming eller vassdragsregulering). Dette varierer noe mellom artsgruppene. Klimatiske endringer, påvirkning på habitat og påvirkning fra stedegne arter ligger i stor grad bak karplantenes status. For moser og invertebrater er det klimatiske endringer og påvirkning på habitat som er viktigst. Pattedyrene er mest negativt påvirket av menneskelige aktiviteter som jakt og utbygging. For fuglene er påvirkning utenfor Norge en viktig faktor sammen med habitatpåvirkninger i Norge. Fugler er også en gruppe der flere arter kommer dårligere ut (åtte har en negativ utvikling, mens fem har en bedre utvikling) enn på forrige rødliste (Henriksen & Hilmo 2015). Det er en mer positiv vurdering for brunbjørn og fjellrev, men status for villrein har en negativ trend. Sammenliknet med forrige rødliste er det små reelle forandringer, i de fleste tilfeller handler det om endret (ny eller annen) kunnskap, tilpasning til kriterier eller nye analyser.

Ser vi på andelen arter som blir klassifisert som truet i forhold til rødlistet, er resultatene svært like for Norge, Sverige og Finland (**figur 4.7**). Den eneste gruppa som skiller seg ut, er pattedyrene, men her er det få arter, slik at enkeltarters status slår sterkt ut. At andelen ligger på samme nivå, er en indikasjon på at vurderingene og tolkningene av IUCNs kriterier er gjennomført på omtrent samme måte.

For Sverige kommer fjelløkosystemene ganske bra ut, sammenliknet med flere andre økosystemer (W. Eide mfl. 2020). Kombinasjonen av store arealer vernete områder og relativt lav utnyttingsgrad er mye av forklaringen. I tillegg er det, som for Norge og Finland, foreløpig liten påvirkning fra invaderende fremmede arter. De viktigste negative påvirkningsfaktorene for rødlistete fjellarter er klimaendringer, gjengroing og utnyttning. Fjellmiljøene har lenge klart seg uten større negative påvirkninger, men endringer i den tradisjonelle reindriften har begynt å vise seg i form av gjengroing, noe som også klimaendringene forsterker. Utnyttingsgraden har lenge vært lav, sammenliknet med andre økosystemer, men det er en økende interesse for fjell og fjellnære områder fra blant annet turistnæringen. Om vi ser på artsgruppene og sammenlikner med 2015 (W. Eide mfl. 2020), er det en negativ utvikling for fugler, dagsommerfugler, karplanter og moser. Størst negativ utvikling ser vi hos mosene, der et varmere klima anses å lede til dårligere forhold, spesielt for de artene som er knyttet til snøleier.



**Figur 4.6** Andel truede (CR, EN, VU) fjellarter av totalt antall vurderte fjellarter pr. artsgruppe for Norge, Sverige og Finland. Merk at for Norge er andel for noen artsgrupper (laver, moser og sopp, karplanter, invertebrater) ikke inkludert, da klassifisering på hovedhabitat ikke er komplett.



**Figur 4.7** Andel truede (CR, EN, VU) fjellarter av andel rødlistede (CR, EN, VU, NT, DD) arter.

Som for Norge og Sverige er ikke antallet truede arter så høyt i de finske fjellområdene, men om man ser på andelen truede arter for åpne fjelløkosystemer er den høyest av alle med 37,9 % (Hyvärinen mfl. 2019). De vanligste påvirkningsfaktorene for fjellartene er knyttet til klimaendringer, tilfeldige hendelser og habitatslitasje. Ser vi på enkelte artsgrupper nyanseres bilde noe. For pattedyrene er det fangst som påvirker mest, og for fugler er det klimaforandringer og hendelser i andre land som har størst påvirkning på bestandene.

### Rødlister for naturtyper

Norge og Finland har begge laget rødlister for naturtyper (Artsdatabanken 2018b, Kontula & Raunio 2019), der metodene i utgangspunktet er basert på IUCNs anbefalinger (Bland mfl. 2017). Naturtypeinndelingen og utvalg av vurderingsenheter er imidlertid ulike, slik at det er vanskelig å gjøre en direkte sammenlikning av resultatene, for eksempel hvor mange naturtyper som er rødlistet (**tabell 4.4**).

I den finske rødlista finnes det ingen hovedinndeling av naturtyper i fjell, men basert på geografisk avgrensning (Nord-Finland) og naturtypenavn går det å identifisere disse. For å gjøre det sammenliknbart med den norske inndelingen er det her fokusert på de naturtypene som ligger i gruppene 'Fell habitat types' og 'Rock outcrop and scree habitats'. Av antall mulige typer på rødlista, stikker snøleier og snødekt fastmark seg ut; ikke bare er alle rødlistet, men de er også vurdert som truet (CR = 7, EN = 3). I gruppene 'Fjellhei' og 'Solifluksjons- og polygonmarker' er alle naturtyper rødlistet. I den mer detaljerte inndeling av naturtypene i gruppen 'Ur, flyttblokk, steinsøyler' (K5) (ikke inkludert i tabellen) finner vi tre rødlistete naturtyper. Dette er kalkrik talus (VU), kalkrike steinsøyler (EN) og serpentinsøyler (DD). Den viktigste påvirkningsfaktoren er klimaendringer, selv om overbeite også kommer opp som et problem for naturtypene 'Kantlynghei' og 'Høgstaude-eng'. Generelt for naturtyper dominert av fast berg eller løsmateriale, er at flere av disse naturtypene forekommer som små arealer, noe som gjør dem ekstra sårbare også for påvirkning på en mindre skala som utbygging og steinbryting.

I den norske vurderingen er fem av hovedtypene rødlistet (**tabell 4.4**). I tillegg er fire andre vurderingsenheter (grunntypenivå i kombinasjon med regional variasjon) rødlistet. For samtlige er klimaendringer den viktigste negative påvirkningen. Temperaturen spiller en viktig rolle, både direkte og indirekte. Den har en direkte effekt på vegetasjonen, men påvirker også hvor mye av nedbøren som faller som snø, og snødekkets varighet.

**Tabell 4.4** Antall naturtyper i terrestriske fjelløkosystemer fordelt på rødlistekategori og kriterier i Finland og Norge. Naturtypene er vurdert på ulike nivåer (1-2 i Norge, 1-4 i Finland), de to høyeste er tatt med her. Antall viser til antall underenheter som er vurdert for inndeling på nivå 2/grunntyper. Kategoriene omfatter CR kritisk truet, EN sterkt truet, VU sårbar, NT nær truet og DD datamangel. Kriteriene omfatter A arealreduksjon, B begrenset geografisk utbredelse, C abiotisk forringelse og D biotisk forringelse. Merk at mer enn ett kriterium kan gi strengeste kategori for en naturtype.

	Antall	Kategorier					Kriterier			
		CR	EN	VU	NT	DD	A	B	C	D
<b>Finland</b>										
<i>Naturtypsgruppenivå</i>										
Frostpåvirket hei (T09)				1					1	1
Fjelldyner og erosjonsmarker (T10)					1		1	1		
<i>Naturtypsindelingsnivå to</i>										
Buskmarker (T03)	1				1		1			
Fjellhei (T04)	9			3	6		1	3	7	7
Fjelleng (T06)	1				1			1	1	1
Snøleier (T07)	2	2					1	1		
Solifluksjons- og polygonmarker (T08)	2				2				2	2
Eksponeerte silikatklipper (K1)	1					1		1		2
Eksponeerte kalkklipper (K2)	4				2	2	1	4		2
Eksponeerte serpentinklipper og rasmarker (K3)	4		2	2				4		
<b>Norge</b>										
<i>Hovedtypenivå</i>										
Fjellhei, leside og tundra (T3)					1		1		1	
Snøleie (T7)				1					1	
Rabbe (T14)					1		1		1	
Våtsnøleie og snøleiekilde (V6)				1					1	
Snø- og isdekt fastmark (I1)					1		1			
<i>Grunntypenivå</i>										
Overrisslingsberg i østlige høyfjellstrøk (T1-33 - T1-40)	1		1						1	
Snøleieberg (T1-81, T1-82)	1				1		1		1	
Snøleieblokkmark (T27-2, T27-4, T27-5)	1				1		1		1	
Rabbekblokkmark (T27-6, T27-7)	1				1		1		1	

## 5 Diskusjon

### 5.1 Grunnlag for samlet vurdering av økologisk tilstand i fjell

#### Indikatorenes dekning av økosystemets egenskaper

Økosystemer er komplekse, med et mangfold av biologiske og ikke-biologiske enheter bundet sammen i et nettverk av interaksjoner og prosesser på ulike skalaer. Mange av disse enhetene og prosessene har vi lite kunnskap om. Utfordringen er todelt: Hvordan kan kompleksiteten i økosystemet brytes ned til meningsfulle og målbare komponenter eller egenskaper, og hvordan kan vi finne tilgjengelige variabler eller indikatorer som lar oss kvantifisere og vurdere disse egenskapene? Ekspertrådet som utviklet rammeverket for vurdering av økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017), foreslo at vurdering av økosystemets struktur, funksjoner og produktivitet kan knyttes til sju egenskaper ved økosystemet (jf. kap. 1.2). Vi har tatt utgangspunkt i disse sju egenskapene.

Ekspertrådet hadde som del av sitt mandat at økologisk tilstand skulle kunne vurderes på bakgrunn av et begrenset antall indikatorer, og at disse skulle være basert på eksisterende data eller overvåkning. Antallet indikatorer var ikke nærmere spesifisert i mandatet og ble heller ikke eksplisitt drøftet av ekspertrådet. For beregningen av økologisk tilstand i fjell har vi her lagt til grunn 19 indikatorer. Antallet er i hovedsak begrenset av tilgang på relevante data. Dessuten mangler vi kunnskap om indikatorverdier i et system i god økologisk tilstand og om forventet endring i indikatoren når økosystemet påvirkes og forringes. Gitt de egenskapene som ble identifisert av ekspertrådet, kan vi spørre hvor godt våre indikatorer dekker disse egenskapene.

*Primærproduksjon* er representert ved indikatoren *NDVI*, angitt som endring i årlige verdier over perioden 2000–2019. *NDVI* dekker et mål på mengden av vegetasjonens grønne biomasse med aktiv fotosyntese, der arter med høy tetthet av grønn biomasse gir det største bidraget. Produktivitet varierer i fjellandskapet på grunnlag av underliggende miljøgradienter som rabb-snøleie, berggrunn, temperatur og nedbør. Det er derfor ikke mulig å sette en generell verdi for *NDVI* under god økologisk tilstand. Vi løste dette ved å la vår indikator *NDVI* representere endringen av observert grønn biomasse over tid og ikke absolutt mengde av biomasse. Tidligere er det vurdert å ta med indikatorene *Ellenberg N* og *Ellenberg L* for denne egenskapen (Nybø mfl. 2019), og *Ellenberg N* ble også inkludert i vurderingen av økologisk tilstand for skog (Framstad mfl. 2021). Ved nærmere vurdering i dette prosjektet har vi kommet til at *Ellenberg*-indikatorene ikke gir et særlig relevant mål på primærproduksjonen, siden de i hovedsak viser endringer i funksjonell artssammensetning som respons på voksestedets variasjon i produktivitet og lystilgang. De er derfor ikke inkludert her for egenskapen *primærproduksjon*. Det kan imidlertid være ønskelig å fange opp bidraget fra primærproduksjonen på andre måter, både samlet og for ulike deler av vegetasjonen, f.eks. delt for busksjikt og feltsjikt. Dette vil kreve utvikling av nye indikatorer og delvis nye grunnlagsdata, spesielt om det er ønskelig å dekke primærproduksjonens dynamikk innen vekstsesongen.

*Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer* er representert ved åtte indikatorer som dekker primærproduksjonen (*NDVI*), planteetere (*rein*, *smågnagere*, *lirype*, *fjellrype*) og rovdyr/rovfugler (*jerv*, *fjellrev*, *kongeørn*). *NDVI* er korrelert med biomassen av grønn vegetasjon og representerer et grovt mål på det trofiske nivået primærprodusenter. Vi har dermed en indikator for selve primærproduksjonen, men mangler indikatorer for andre deler av dette trofiske nivået, som total stående biomasse over og under bakken. Våre indikatorer for planteetere dekker viktige deler av næringskjeder dominert av vertebrater, der også de representerte predatorer inngår. Imidlertid mangler vi andre viktige komponenter i vertebratdominerte næringskjeder, som predatorer som røyskatt, snømus, rødrev og ulv, samt en rekke fuglearter på ulike trofiske nivåer. Selv om fjellet ikke er ulvens viktigste habitat, vil denne arten som toppredator i et intakt fjelløkosystem likevel kunne være viktig for dynamikken hos spesielt rein, andre predatorer og større åtseletere. Vi mangler imidlertid helt indikatorer for invertebrater, sopp, og mikroorganismer på alle trofiske nivåer, inkludert viktige trofiske roller som planteetere, predatorer, parasitter, symbionter og nedbrytere. Invertebrater og mikroorganismer inngår gjerne i næringskjeder med raskere omsetning

og har derfor potensielt stor økologisk betydning. Kunnskapen om disse organismegruppene og deres funksjoner er imidlertid svak, og datagrunnlaget er mangelfullt.

*Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer* er representert ved sju indikatorer som dekker ulike funksjonelle grupper innen henholdsvis planteetere og predatorer. Dette er de samme pattedyrene og fuglene som inngår i egenskapen *fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer*. Her er det særlig skillet mellom store og små arter og mellom fugler og pattedyr som representerer de funksjonelle ulikhetene. Det er en rekke andre funksjonelle egenskaper knyttet til vertebraters næringsvalg og andre roller i økosystemet, som ville vært relevant å inkludere, men der data mangler. Det gjelder i enda større grad for ulike funksjonelle grupper av planter, sopp, invertebrater og mikroorganismer, artsgrupper som på grunn av datamangel ikke er inkludert for denne egenskapen.

En interessant problemstilling knyttet til de to foregående egenskapene, er om avvik i skalert verdi for enkelte indikatorer bør ha en entydig effekt i form av redusert tilstandsverdi for egenskapene. Dersom mengden eller biomassen for en gitt art blant indikatorene kunne erstattes med tilsvarende mengde av en annen art som fyller samme økologiske funksjon, ville balansen mellom de ulike trofiske nivåene eller funksjonelle gruppene være ivaretatt. Egenskapenes tilstandsverdi bør da ikke reduseres. For at en slik tilnærming skal være relevant, må alle aktuelle arter være inkludert blant indikatorene for egenskapene, noe som knapt er mulig. Samtidig må det gjøres en vurdering av om ulike arter faktisk fyller samme økologiske funksjon i tilstrekkelig grad. For eksempel kan det diskuteres om fjellrevens økologiske rolle kan fylles av rødreven, slik at lav bestand/biomasse av fjellrev kan erstattes av rødrev for egenskapen *fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer*. Ved en grov definisjon av økologisk funksjon, f.eks. som mellomstor predator, kan det være tilfellet for disse to artene med omtrent overlappende diett (Elmhagen mfl. 2017). For de andre indikatorene for de to egenskapene er det imidlertid vanskelig å tenke seg andre arter som kan kompensere for lave indikatorverdier i beregningen av disse egenskapenes tilstandsverdier.

*Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* er representert ved tre indikatorer: *fravær av fremmede arter*, *rein* og *smågnagere*. Fremmede arter har i dag svært liten betydning i norske fjelløkosystemer, men dette kan endre seg i framtida. Rein er det viktigste store beitedyret i fjellet, som med store bestander og tilstedeværelse hele året har betydelige effekter på vegetasjonen og som næring for predatorer og åtselere. Smågnagere er nøkkelarter som har stor påvirkning på vegetasjonen og en rekke andre arter ved sine regelmessige store bestandstopper. Imidlertid er det flere andre funksjonelt viktige arter og strukturer som burde vært representert. Blant de viktigste av disse er struktur og dekning av funksjonelle grupper av primærprodusenter som trær, busker, lyng, gras, urter, moser og lav, som er viktige habitatdannere i fjellet, regulerer mikroklima og næringstransport, og gir habitat og mat for andre trofiske grupper. Viktige er også jordlevende organismer som mykorrhiza-sopper og ulike nedbrytere som har sentral betydning for næringsomsetningen i økosystemet, så vel som ulike funksjonelle grupper av invertebrater som f.eks. pollinatorer og ulike grupper med masseforekomster (jf. bjørkemålere).

*Landskapsøkologiske mønstre* er representert ved indikatorene *arealandel uten tekniske inngrep* og *konnektivitet av fjellareal*. Disse indikatorene representerer dels mengden av fjellarealet som er lite påvirket av teknisk infrastruktur og dermed i mindre grad av menneskelig aktivitet. *Konnektivitet av fjellareal* gir et mål på hvor god sammenhengen i fjellarealet er, og dermed hvor godt det tilfredsstiller artenes krav til spredningsmuligheter og størrelse på leveområder. Indikatoren sier også noe om fjelllets evne til å motstå framtidig inntrengning av boreale arter, etter som lengden på spredningsveien er en av de viktigste faktorene som regulerer spredningsraten for nye arter inn i et område. Mengden av viktige habitater, som f.eks. snøleier og lavheier, og den romlige fordelingen av slike habitater, representerer også landskapsøkologiske mønstre som det hadde vært ønskelig å inkludere, men her mangler vi landsdekkende data.

*Biologisk mangfold* sammenfatter aspekter ved mangfold som ikke er dekket i øvrige egenskaper, inkludert artsmangfold, artsutskifting og genetisk mangfold innen arter. Biologisk mangfold

er viktig for økosystemets funksjon, for motstandskraft mot miljøendringer, samt evne til å hente seg inn etter ekstreme hendelser (resiliens). Egenskapen er representert ved indikatoren *naturindeks for fjell (modifisert)*, som viser tilstanden for biologisk mangfold i form av bestandsstørrelse eller tetthet for 28 utvalgte arter. *Naturindeks for fjell (modifisert)* har mangelfull dekning av mange viktige artsgrupper, ikke minst blant artsrike grupper som invertebrater, sopp og lav. Denne indikatoren fanger heller ikke opp aspekter ved artsrikhet, grad av artsutskifting eller genetisk mangfold.

*Abiotiske forhold* er representert ved fire indikatorer for is- og snøforhold med stor betydning for mange arters livsmuligheter. Dessuten inngår tre indikatorer for plantearters respons på ulike fysiske og kjemiske miljøforhold, som respons på lys, temperatur og tilgang på nitrogen. Dette er relevante og viktige økologiske faktorer, men det er også flere andre viktige kjemiske og fysiske forhold som kan tenkes å variere med grad av avvik fra referansetilstanden. Jordkjemiske forhold som den absolutte og relative mengden av karbon og nitrogen, så vel som mengden av basekationer som kalsium og magnesium, sier mye om jordas tilstand. Mengden av organisk karbon i jorda er også en viktig indikator for å beskrive jordas rolle i karbonsyklus og dermed i klimasystemet.

Ut fra denne summariske gjennomgangen av økosystemets egenskaper og indikatorenes dekning av disse egenskapene, er det åpenbart at det er ønskelig med flere indikatorer for å dekke viktige aspekter ved de fleste av egenskapene. Indikatorsettet dekker alle egenskaper, men dekingen er svært ujevn mellom trofiske nivåer og organismegrupper og er derfor ikke tilstrekkelig til å gi et solid kunnskapsgrunnlag for å vurdere økologisk tilstand for fjell. Det er med andre ord et sterkt behov for å videreutvikle dette indikatorsettet, men som vi skal se nedenfor, er tilgangen på relevante data for slike indikatorer en alvorlig begrensning.

### Datagrunnlaget for indikatorene

En første forutsetning for at våre indikatorer skal kunne brukes til å vurdere økologisk tilstand for fjell, er at de dekker relevante aspekter ved økologisk tilstand, slik dette følger av de spesifiserte sju egenskapene for økosystemet. Gjennomgangen over tilsier at slike indikatorer finnes, men at flere indikatorer, særlig for underrepresenterte trofiske nivåer og organismetyper, er nødvendig for å kunne dekke egenskapene i tilstrekkelig grad.

En annen forutsetning for at indikatorene skal kunne si noe om økologisk tilstand for fjell, er at datagrunnlaget er godt nok. Dette omfatter (1) om dataene faktisk måler det indikatorene er ment å representere (relevans), (2) om dataene gir grunnlag for å trekke slutninger om hele det arealet vi skal karakterisere (arealrepresentativitet), (3) om dataene dekker naturlig variasjon i indikatorverdier for den perioden vi skal karakterisere (varians), og (4) om dataene gir grunnlag for å estimere indikatorverdier med tilstrekkelig presisjon til å kunne trekke sikre slutninger (sensitivitet). Nøkkelinformasjon om datagrunnlaget for de enkelte indikatorene er oppsummert i **tabell 5.1**.

*Indikatorenes representasjon og datagrunnlaget:* De fleste av indikatorene er nokså direkte basert på de underliggende dataene. Enkelte indikatorer er imidlertid avledet fra grunnlagsdataene på en måte som kan medføre at det kan være vanskelig å forstå hva indikatorene representerer.

- *NDVI:* Grunnlagsdataene måles som standard indeksverdi for rødt (R) og nær-infrarødt (NIR) lys,  $(NIR-R)/(NIR+R)$ , for et tilfeldig utvalg av 25 000 piksler for fjellarealet. Indikatoren representerer årlig endring i NDVI ved stigningsforholdet for en lineær regresjon av gjennomsnittlige NDVI-verdier i vekstsesongen mot år, for perioden 2000–2019 (jf. kap. 2.4.1).
- *Ellenberg N, Ellenberg L:* Her er grunnlagsdataene karplantearters dekningsgrad i de enkelte registreringsrutene i ANO. Indikatorverdiene framkommer ved å koble disse til modifiserte Ellenberg-skårer for henholdsvis nitrogen og lystilgang (jf. kap. 2.4.1).
- *Vegetasjonens varmekrav:* Som for Ellenberg-indikatorene er grunnlagsdataene karplantearters dekningsgrad i de enkelte registreringsrutene i ANO. Indikatorverdien framkommer ved å koble disse til skårer for artenes varmekrav (jf. kap. 2.4.1).

*Datagrunnlagets geografiske representativitet.* Som nevnt i kapittel 2, omfatter vurderingen økologisk tilstand for fjellareal, definert som areal over vår modellerte skoggrense, for hele Norge og for fem regioner. Datagrunnlaget for indikatorene dekker det aller meste av dette arealet og kan anses som representativt på regionnivå. Dataenes romlige oppløsning innen regioner varierer imidlertid for de enkelte indikatorene.

- Data for *NDVI* er basert på et representativt utvalg fra et heldekkende sett med arealenheter gitt ved satellittbildenes oppløsning (250 m). Siden skydekke kan skjule markoverflata, er dataene basert på integrering av data fra flere satellittopptak, vanligvis over en periode på 16 dager.
- Data fra ANO er innsamlet fra et betydelig antall statistisk representativt fordelte lokaliteter. Data fra ANO kommer foreløpig fra 191 (for 1 m<sup>2</sup>-ruter) og 201 (for 250 m<sup>2</sup>-sirkler) flater i fjellet, men skal totalt omfatte ca. 1 000 flater fordelt på ulike økosystemer i hele landet (hvorav ca. 1/3 i fjellet) ved hvert fulle registreringsomløp.
- Data for *jerv* er gitt som totalestimat for hver rovviltregion og så tilordnet regioninndelingen brukt her.
- Data for *fjellrev* omfatter alt fjellareal der det historisk er registrert reproduksjon av fjellrev. Det medfører at noen marginale fjellområder langs deler av kysten ikke er inkludert.
- Data for *smågnagere* omfatter fjellareal der eksisterende data eller kvalitative observasjoner er lagt til grunn for å bedømme bestanden av smågnagere i toppår. Dette inkluderer ikke enkelte fjellområder langs deler av kysten.
- Data for *naturindeksen for fjell (modifisert)* er gitt som estimater pr. region, men data for de underliggende indikatorene varierer både i geografisk dekning og oppløsning.

*Datagrunnlagets dekning av variasjon i tid.* Data for alle indikatorer (unntatt klimabaserte indikatorer) dekker bare korte (eller ingen) tidsserier og ofte med intervaller på mer enn ett år. Dette innebærer at dataene gir svært begrensede muligheter for å estimere trender eller variasjon på relevante tidsskalaer. Ideelt burde dataene foreligget som årlige observasjoner over mange tiår, noe som knapt finnes for økologiske data.

*Estimering av indikatorverdier med angitt usikkerhet.* Datagrunnlaget for de enkelte indikatorene omfatter både utvalgsbaserte data fra ANO, heldekkende diskrete data for NDVI, absolutte eller relative bestandstall eller tettheter for arter, aggregerte indekser som naturindeksen for fjell, samt 'absolutte' mål for areal av isbreer og arealandel uten tekniske inngrep. Usikkerhet for estimerte indikatorverdier er generelt kvantifisert på grunnlag av variasjonen i 10 000 simuleringer med tilfeldig uttrekk av eksisterende verdier, med litt ulik tilnærming avhengig av type datagrunnlag (jf. kap. 2.3.3). Usikkerheten som sådan er basert på ulike kilder, der de vanligste er bootstrapping av observasjonsdata og usikkerhet knyttet til statistiske bestandsmodeller (se **tabell 5.1**).

Oppsummert kan vi si at dataene representerer et godt grunnlag for å gi holdbare estimater for indikatorenes verdier, og de er representative for den geografiske variasjonen i indikatorverdier. Imidlertid medfører mangelen på gode tidsserier at dataene ikke gir noe godt grunnlag for å bedømme trender eller variasjon i indikatorverdiene over tid.

### **Sikkerhet i vurderingen av økologisk tilstand**

Det er større eller mindre usikkerhet knyttet til fastsetting av referanseverdier for indikatorene. Skalerte verdier for enkelte av indikatorene kunne dermed vært noe høyere eller lavere enn de vi har beregnet her, noe som vil kunne påvirke vurderingen av økologisk tilstand. Imidlertid viser de uskalerte indikatorverdiene, sammenholdt med kunnskap om de aktuelle indikatorene i lite påvirket natur, at flere av indikatorene har verdier betydelig under hva vi vil forvente i intakt fjellnatur. Det gjelder særlig *fjellrev*, *smågnagere* og *jerv*. Disse indikatorenes lave verdier alene tilsier at dagens økologiske tilstand for fjell avviker betydelig fra referansetilstanden.



**Tabell 5.1** Vurdering av datagrunnlaget for indikatorene. Tidsserie er gitt som antall tidspunkter og perioden med tilgjengelige data (i parentes).

Indikatorer	Grunnlagsdata	Datakilde	Geografisk representativitet	Tidsserie	Estimert usikkerhet
NDVI	Trend for utviklingen av NDVI-verdier for fjellareal i perioden 2000-2019, juni–september	MODIS-satellitt (MOD13Q1 V6 Terra Vegetation Indices 16-Day Global 250m)	Alt fjellareal, tilfeldig fordelte piksler	21 (2000-2019)	Bootstrapping av piksler
Rein	Villreinbestander og tamreinbestander i hhv villrein- og tamreinområder	Kjørstad mfl. (2017); rein-base.no	Alt fjellareal, inkl. fjellområder uten rein i dag	1 (2016-2020)	Ekspertvurdert: antatt en variasjonskoeffisient på 10% og 5% for bestandsestimatene til hhv villrein og tamrein.
Smågnagere	Gjennomsnittlige bestandstopper pr. 10-år	TOV m.m.	Alt fjellareal med angitte verdier (dvs. uten enkelte fjelltrakter i ytre kyststrøk)	5 (1990-2019)	Ekspertvurdert, med samme vurdering som i Naturindeksen
Lirype	Estimert tetthet av voksne ryper i august, gjennomsnitt for siste 5 år	Hønsefuglportalen	Alt fjellareal	12 (2009-2021)	Modellusikkerhet
Fjellrype	Relativ bestandsindeks for hekkebestand, gjennomsnitt for siste 5 år	TOV-E	Alt fjellareal	11 (2009-2020)	Modellusikkerhet
Fjellrev	Antall reproduserende individer, som gjennomsnitt for 3 årsperioder	Overvåkingsprogrammet for fjellrev	Alt fjellareal med registrert historisk forekomst av fjellrev	5 (1990-2019)	Modellusikkerhet
Jerv	Antall individer for fjellregionen, basert på modellestimater for rovviltregionene	Rovdata	Alt fjellareal	5 (1990-2019)	Modellusikkerhet
Kongeørn	Estimert antall territorier totalt siste 5 år	Rovdata	Alt fjellareal	1 (2016-2020)	Modellusikkerhet
Fravær fremmede arter	Forekomst/fravær innen hver av 18 flater á 250 m <sup>2</sup> pr. lokalitet	ANO	Alt fjellareal, tilfeldig plasserte lokaliteter	1 (2019-2021)	Bootstrapping av observasjonsenheter, romlig variasjon
Arealandel uten tekniske inngrep	Kartdata for areal minst 1 km fra teknisk infrastruktur	Miljødirektoratet	Verdier for fjell i hver region	6 (1988-2018)	Mangler usikkerhet
Konnektivitet av fjellareal	Kartdata for fjellpolygoner, skog og infrastruktur	N50	Alt fjellareal	1 (2020)	Mangler usikkerhet
Naturindeks for fjell (modifisert)	Skalert indeksverdi pr. region	Naturindeksen	Verdier for hver region; dekning for underliggende indikatorer varierer	5 (1990-2019)	En aggregert usikkerhet basert på 28 indikatorer (basert på tilnærming i naturindeksen)
Ellenberg N	Dekning av karplantearter innen 18 1 m <sup>2</sup> -ruter pr. lokalitet, kombinert med Ellenberg-skår for krav til nitrogen pr. art	ANO	Alt fjellareal, tilfeldig plasserte lokaliteter	1 (2019-2021)	Bootstrapping av observasjonsenheter, romlig variasjon
Ellenberg L	Dekning av karplantearter innen 18 1 m <sup>2</sup> -ruter pr. lokalitet, kombinert med Ellenberg-skår for krav til lys pr. art	ANO	Alt fjellareal, tilfeldig plasserte lokaliteter	1 (2019-2021)	Bootstrapping av observasjonsenheter, romlig variasjon

Indikatorer	Grunlagsdata	Datakilde	Geografisk representativitet	Tidsserie	Estimert usikkerhet
Vegetasjonens varme-krav	Dekning av plantearter innen 18 1 m <sup>2</sup> -ruter pr. lokalitet, kombinert med skår for hver arts varmekrav	ANO	Alt fjellareal, tilfeldig plasserte lokaliteter	1 (2019-2021)	Bootstrapping av observasjonsenheter, romlig variasjon
Areal av isbreer	Estimert totalareal basert på Sentinel 2	NVE	Alt fjellareal	2 (ca. 1960, 2018-2019)	Oppgitt til 3 % av dataeier og tolket til at ±3% utgjør 95% konfidensintervall
Snødybde	Gjennomsnittlig snødybde des-mai	senorge.no	Alt fjellareal, interpolerte verdier pr km <sup>2</sup>	61 (1960-2020)	Bootstrapping av observasjonsdata
Snødekkets varighet	Antall dager med snødekke	senorge.no	Alt fjellareal, interpolerte verdier pr km <sup>2</sup>	61 (1960-2020)	Bootstrapping av observasjonsdata
Vinterregn	Sum nedbør for jan-mars med døgnmid- deltemperatur >2°C, interpolerte verdier	senorge.no	Alt fjellareal, interpolerte verdier pr km <sup>2</sup>	61 (1960-2020)	Bootstrapping av observasjonsdata

For indikatorene *vegetasjonens varmekrav*, *lirype* og *areal av isbreer* er det svært sannsynlig at uskalerte verdier ligger under nivåene vi vil forvente i intakt fjellnatur, slik det er definert her. Det kan imidlertid være noe mer usikkert hvor langt unna de ligger, og om dette reflekterer at fjellet ikke har god økologisk tilstand. Også indikatorene *NDVI*, *fjelltype* og *arealandel uten tekniske inngrep* har trolig lavere verdier enn forventet for intakt fjellnatur, men disse verdiene er ikke så lave at det er grunn til å tro at de indikerer forringet økologisk tilstand.

*Naturindeks for fjell (modifisert)* er en aggregert indeks med 28 underliggende indikatorer som representerer ulike arter (i versjonen som er brukt her). Denne indeksen er beregnet ut fra skalerte verdier for de underliggende indikatorene. Det er derfor vanskelig å vurdere hvordan verdien for *naturindeks for fjell (modifisert)* reflekterer nivået i intakt fjellnatur uavhengig av skaleringen av underliggende indikatorer. I gjennomgangen av Naturindeks 2020 for fjell drøfter N.E. Eide mfl. (2020b) nivået og utviklingen for disse indikatorene og konkluderer med at den samlede indeksverdien reflekterer et klart avvik fra nivået i intakt fjellnatur. De påpeker imidlertid at datagrunnet er usikkert på grunn av stor grad av ekspertvurderinger og begrenset geografisk dekning for flere indikatorer.

Data for ulike typer arealbruk og inngrep, som omfanget av hytter, veier og diverse teknisk infrastruktur, tilsier også at fjelløkosystemet avviker fra intakt natur. Forvaltningen av store rovdyr innebærer også at bestandsnivået for jerv er langt under forventet nivå i intakt fjellnatur.

De øvrige indikatorene i beregningen av økologisk tilstand for fjell har forholdsvis høye skalerte verdier, og trass i en viss usikkerhet om referanseverdien er det ikke grunnlag for å anta at avviket i uskalerte verdier for disse indikatorene ligger betydelig under nivået i intakt fjellnatur.

### Samlet vurdering av resultatenes holdbarhet

Indikatorernes dekning av egenskapene for økosystemer, nivå og trender for tilstandsindikatorer og påvirkningsfaktorer, samt usikkerhet knyttet til indikatorestimatene, gir et mer eller mindre dekkende bilde av økologisk tilstand for fjell (**tabell 5.2**):

- Indikatorene dekker relevante aspekter ved de enkelte egenskapene for økosystemet, men dekningen er mangelfull ved at flere viktige trofiske nivåer og organismegrupper ikke er tilstrekkelig dekket (jf. gjennomgangen ovenfor). For de aspektene som er dekket, gir indikatorene et forholdsvis godt grunnlag for å bedømme den økologiske tilstanden.
- Nivået for fire av indikatorene (gitt som uskalerte indikatorverdier) ligger så mye lavere enn vi vil forvente i intakt fjellnatur, at det må anses som svært sikkert at den økologiske tilstanden i fjell avviker betydelig fra referansetilstanden. Fem andre indikatorer ligger trolig svært nær grensa for god økologisk tilstand, med skalerte verdier henholdsvis litt under eller litt over grenseverdien.
- Fordelingen av indikatorer på egenskaper tilsier at det er egenskapene *fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivåer*, *funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer* og *funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer* som særlig avviker fra referansetilstanden. Men også egenskapene *landskapsøkologiske mønstre* og *biologisk mangfold* avviker nokså klart fra referansetilstanden. Tilstandsvurderingen for de enkelte økosystemegenskapene har imidlertid større usikkerhet enn den totale tilstandsvurderingen.
- Tidsserier for de fleste indikatorene mangler eller er for korte til å si om trendene tyder på at indikatorene faktisk nærmer seg eller fjerner seg fra referansetilstanden.
- Indikatorernes tilordning til påvirkningsfaktorer tilsier at særlig bestandsregulering er en viktig årsak til samlet avvik fra referansetilstanden. Også indikatorer knyttet til arealbruk/inngrep og klimaendringer har lave verdier. Negative effekter av klimaendringer vil trolig bli tydeligere i kommende tiår. Utviklingen for forurensing er mer usikker.

Samlet tilstandsverdi for økosystemet fjell er 0,68, basert på indikatorene direkte, og 0,64 om tilstandsverdien beregnes på grunnlag av egenskapenes tilstandsverdier. Konfidensintervallene for de samlede tilstandsverdiene ligger over grenseverdien på 0,60 for god økologisk tilstand. Følgelig kan den økologiske tilstanden for fjell anses for god. Når vi likevel vurderer samlet

økologisk tilstand for fjell som usikker (**tabell 5.2**), skyldes det at de beregnede tilstandsverdiene ikke ligger langt over grenseverdien, samt en samlet vurdering av indikatorenes mangelfulle dekning av egenskaper, mangel på tidsserier i datagrunnlaget, og at de fleste påvirkningsfaktorene har en negativ utvikling.

**Tabell 5.2** Samlet vurdering av holdbarheten til resultatene for økologisk tilstand for fjell, basert på indikatorenes dekning av økosystemets egenskaper, nivå (sammenliknet med i referansetilstanden) og trender for indikatorenes uskalerte verdier, samt de viktigste påvirkningsfaktorenes effekter på indikatorene tilordnet hver egenskap. Høyre kolonne angir om tilstanden ganske sikkert er god eller avviker fra god (dvs. at den er forringet), eller er usikker (tilstandsverdien ligger nær grenseverdien), alle forhold tatt i betraktning.

Egenskaper	Tilstands-verdi	Indikatorer	Indikatorenes		Påvirkningseffekt	Tilstand
			nivå	trend		
Primærproduksjon	0,77	Mangelfull	Noe avvik	Økende	Negativ	God
Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivå	0,49	Noe mangelfull	Dels betydelige avvik	Sprikende	Negativ	Forringet
Funksjonell sammensetning innen trofiske nivå	0,44	Noe mangelfull	Dels betydelige avvik	Sprikende	Negativ	Forringet
Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	0,57	Mangelfull	Dels avvik	Sprikende	Negativ	Usikker
Landskapsøkologiske mønstre	0,70	Mangelfull	Noe avvik	Avtakende	Negativ	Usikker
Biologisk mangfold	0,65	Mangelfull	Noe avvik	Avtakende	Negativ	Usikker
Abiotiske forhold	0,84	Noe mangelfull	Lite avvik	Sprikende	Positiv, Negativ	God
<b>Samlet for fjell</b>	<b>0,68</b>	<b>Mangelfull</b>	<b>Noe avvik</b>	<b>Sprikende</b>	<b>Negativ</b>	<b>Usikker</b>

## 5.2 Behov for videreutvikling

I drøftingen av resultatene fra vurderingen av økologisk tilstand for fjell i Norge (kap. 5.1) har vi pekt på mangler ved dagens system. Dette gjelder bl.a. mangelfull dekning av økosystemets egenskaper og manglende data for viktige deler av økosystemet. Dessuten trenger vi å forbedre grunnlaget for å fastsette referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand. Disse manglene er det ønskelig og mulig å forbedre ved en videreutvikling av systemet.

Ekspertrådet identifiserte sju egenskaper som dekker ulike aspekter ved økosystemers struktur, funksjoner og produktivitet (Nybø & Evju 2017). Med unntak av egenskapen *primærproduksjon*, beskriver alle egenskapene økosystemers struktur, snarere enn økologiske funksjoner. Det er mengde eller tetthet av ulike arter, trofiske strukturer eller andre mål på økosystemstruktur som vektlegges. Beskrivelsene omfatter ikke eksplisitte mål for interaksjoner i form av energistrøm, biogeokjemiske kretsløp eller samspill mellom arter som konkurranse, symbiose, predasjon eller parasittisme. Dette er ikke uventet, siden det er mer utfordrende å måle slike økosystemfunksjoner enn tilsvarende strukturer. Det finnes dessuten knapt tilgjengelige landsdekkende overvåkningsdata for annet enn ganske få økosystemstrukturer. Slutninger om endringer i økosystemfunksjoner må derfor vanligvis gjøres på basis av endringer i tilknyttede økosystemstrukturer. Oftest er imidlertid frekvensen i datainnsamling av slike økosystemstrukturer årlig eller sjeldnere, slik at det bare er mulig å gi et grovt bilde av dynamikken i økosystemet og dets funksjoner. Dette representerer en grunnleggende utfordring ved dekning av mange økosystemfunksjoner.

Vurderingen av økologisk tilstand for fjell baserer seg på tilstandsindikatorer som inngår i beregningen. I tillegg har vi vurdert muligheten for å inkludere enkelte andre variabler der det allerede finnes et datagrunnlag. Noen av disse er inkludert som supplerende variabler. Ved å utvikle referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand kan disse variablene utvikles til

tilstandsindikatorer og inngå i beregningen av økologisk tilstand. Dette omfatter dekning av busker og trær, dekning av lav og mose, dekning av utvalgte viktige plantearter som krekling, blåbær og andre lyngplanter, samt andre funksjonelle grupper av karplanter, alle med data fra ANO (**tabell 5.3**). Også indeksen for fjellfugler, basert på data fra overvåkingsprogrammet TOV-E, kan utvikles til en tilstandsindikator dersom egnet referanseverdi og grenseverdi kan fastsettes. Her må imidlertid overlappet med indikatoren *naturindeksen for fjell (modifisert)* vurderes.

Et viktig aspekt ved fjelløkosystemet som nå ikke er representert ved indikatorer, er strukturer og funksjoner i jord (**tabell 5.3**). Her kan både utvalgte jordkjemiske og biologiske indikatorer være aktuelle. Jordkjemiske egenskaper knyttet til forholdet mellom karbon og nitrogen, så vel som tilgjengelige basekationer (bl.a. kalsium) og ev. mengden av giftig (labilt) aluminium kan være aktuelle. Mengden av organisk materiale i jord er en viktig kilde til variasjon i vekstforhold for planter og slik sett viktig å kunne inkludere i vurderingen av økologisk tilstand. Av jordorganismer er særlig ulike former for mykorrhiza-sopper og ulike grupper av nedbrytere aktuelle. Det finnes imidlertid ikke landsdekkende, representative data for disse mulige nye indikatorene. Data for disse kan i prinsippet samles inn gjennom overvåkingsprogrammet ANO. Det må da spesifiseres relevante indikatorer og utvikles egnede overvåkingsvariabler og innsamlingsmetoder for å framskaffe relevante data for slike indikatorer. Bruk av miljø-DNA er trolig nødvendig for å få fram data om jordbiologien på en kostnadseffektiv måte.

Insekter og andre invertebrater utgjør en svært stor del av artsmangfoldet og dekker en rekke økologiske funksjoner, som pollinering og nedbryting av organisk materiale. Resultater fra den nasjonale insektovervåkingen kan være grunnlag for utvikling av flere relevante indikatorer for bl.a. ulike funksjonelle grupper etter næring eller habitat. Imidlertid er den nasjonale insektovervåkingen foreløpig ikke planlagt for fjellområder, og det er vanskelig å tenke seg andre tilnærminger for å skaffe et relevant representativt datagrunnlag for insekter.

**Tabell 5.3** Mulige nye indikatorer for økologisk tilstand i fjell, henholdsvis der datagrunnlag allerede finnes, og der ny datainnsamling kreves. For disse indikatorene er det angitt hvilke egenskaper de kan dekke, og hvilket datagrunnlag som finnes, eller som kan tenkes for indikatorer som krever ny datainnsamling.

Indikator	Egenskaper	Datagrunnlag
<b>Indikatorer der data allerede finnes</b>		
Funksjonelle grupper av karplantearter	Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer	ANO
Dekning av busker og trær	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	ANO
Dekning av lav og moser	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	ANO
Dekning av krekling, blåbær, andre lyngarter	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	ANO
Fjellfugler	Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer Biologisk mangfold	TOV-E
<b>Indikatorer som krever ny datainnsamling</b>		
Jordkjemi – C/N	Abiotiske forhold	ANO
Jordkjemi – Ca/LAI	Abiotiske forhold	ANO
Lager av organisk karbon i jord	Abiotiske forhold	ANO
Mykorrhiza-sopper, ulike grupper	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	ANO
Nedbrytere i jord, ulike grupper	Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer	ANO
Funksjonelle grupper av insekter	Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer Biologisk mangfold	Utvidet insektovervåking

Disse mulige nye indikatorene vil bidra til bedre dekning av flere av de sju egenskapene for økosystemer. De vil særlig bidra til å forbedre dekningen av egenskapen *funksjonelt viktige arter*

og *biofysiske strukturer* som foreløpig har svært begrenset dekning. Det vil også være viktig å inkludere indikatorer for planter i egenskapen *funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer*, der vi foreløpig bare har med vertebrater. Ellers vil de foreslåtte nye indikatorene bidra til å dekke viktige aspekter og svært artsrike deler av økosystemet ved henholdsvis insekter og jordas biologi og kjemi.

Det er dessuten behov for å vurdere tilnærmingene for fastsetting av referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand for flere av de nåværende tilstandsindikatorerne, samt å dokumentere grunnlaget for disse verdiene bedre. Her vil både sammenstilling av eksisterende kunnskap og ny forskning være nødvendig. Hovedtilnærmingene som er kort beskrevet i kap. 2.3.1, kan brukes, men det vil føre for langt å gå nærmere inn på konkrete forslag her.

### 5.3 Perspektiver på framtidig utvikling av økologisk tilstand i fjell

Dagens tilstand for fjell i Norge er gjennomgått og dokumentert i kapittel 3 med utgangspunkt i de aktuelle tilstandsindikatorerne og data for ulike påvirkningsfaktorer. Dette viser at tilstanden avviker i betydelig grad fra forventet tilstand for intakt fjellnatur og at den samlede tilstandsverdien bare ligger litt over grenseverdien for god økologisk tilstand. Det er i hovedsak følgende forhold som bidrar til dette resultatet:

- *Utbygging av infrastruktur til transport, energi og bebyggelse* har medført nedbygging, oppstyking og fragmentering av fjellarealene, spesielt i de lavereliggende fjellområdene nær skoggrensa. De menneskelige aktivitetene som følger med slik utbygging av infrastruktur, ikke minst hytter og turistanlegg, medfører også betydelig forstyrrelse og negativ påvirkning på mange arter.
- *Forvaltningen av store rovdyr* har som mål å holde rovdyrbestandene på et minimumsnivå for levedyktighet, langt under forventet bestandsnivå i intakt fjellnatur.
- *Klimaendringer er i ferd med å få en tydeligere effekt på fjelløkosystemet*. Dette viser seg direkte ved sterk reduksjon av brearealet, er en viktig årsak til økt forekomst av arter med høye temperaturkrav, og medvirkende årsak til økningen i primærproduksjonen (målt ved endring i NDVI) og de lave bestandsnivåene for fjellrev og smågnagere.

Vi kan spørre oss om hvordan disse forholdene, og fjellets økologiske tilstand, vil endre seg de neste tiårene fram mot 2050. Det vil dels avhenge av fjellets økologiske prosesser, gitt dagens miljø- og samfunnsforhold. Med den sannsynlige klimautviklingen de neste tiårene (Hanssen-Bauer mfl. 2015), kombinert med videreføring av dagens trender for arealbruk i lavereliggende fjellarealer, vil trolig åpne områder i den klimatiske nordboreale og lavalpine sonen gjennomgå en 'borealisering' av floraen og samtidig gro raskere igjen med busker og trær (jf. kap. 1.1). Unntaket vil være der disse arealene i stedet bygges ned med hytter, turist- og alpinanlegg, veier, kraftlinjer eller vindkraft. Klimautvikling vil også redusere omfanget av snøleier, flerårige snøfonner og isbreer, med effekter på avrenning og vanntilgang, så vel som habitat for mange arter.

Politiske mål og beslutninger om forvaltning av fjellarealene vil også ha svært stor betydning for fjellets økologiske tilstand. Formelt vern vil åpenbart sikre fjellarealene mot etablering av bygninger og annen teknisk infrastruktur, slik at fjellets egne økologiske prosesser i større grad kan løpe fritt. Verneområdene i fjellet har allerede et betydelig omfang og dekker ca. 34 % av arealet<sup>28</sup>. I tillegg til å verne et representativt utvalg av fjellets økosystemer og naturmangfold, er det også ønsket at spesielt forvaltning av nasjonalparkene skal legge til rette for friluftsliv og bidra til lokal verdiskaping<sup>29</sup>. Samtidig skal beitenæringen for bufe og tamrein styrkes<sup>30</sup> og

<sup>28</sup> [Fjell \(miljodirektoratet.no\)](http://miljodirektoratet.no)

<sup>29</sup> [Besøksforvaltning i norske verneområder - Miljødirektoratet \(miljodirektoratet.no\)](http://miljodirektoratet.no)

<sup>30</sup> [Hurdalsplattformen - regjeringen.no](http://regjeringen.no)

rovdyrstammene holdes på et lavt, men levedyktig nivå<sup>31</sup>. Dermed vil vårt fotavtrykk i fjellet også påvirke verneområdene i betydelig grad.

Fjellet er allerede betydelig påvirket av bebyggelse i form av hytter og ulike anlegg, veier og kraftlinjer (jf. kap. 1.1). De siste tiårenes utvikling vil trolig fortsette. SSB har anslått at det fram mot 2030 vil bli bygget ned 130 km<sup>2</sup> med fritidsboliger, hvorav ca. 85 % i de minste sentrale og mellomsentrale kommunene (Rørholt & Steinnes 2020), der dette i stor grad vil omfatte fjell og fjellnære områder. Det antas at mye av utbyggingen vil foregå i tilknytning til eksisterende hyttefelt, der infrastruktur som veier alt er på plass. Eventuelle nye hytteanlegg vil imidlertid også medføre ny veiutbygging. Arnesen & Bryn (2020) har vurdert plasseringen av dagens hytter relativt til skoggrensa for 113 fjellkommuner i Sør-Norge. De viser at ca. 25 % av dagens hytter i disse kommunene ligger i høydelag fra 200 m under skoggrensa og oppover, men de antar at heving av skoggrensa vil medføre at det aller meste av dagens hytter og kommende utbygging vil bli liggende under skoggrensa. Bruken av områdene over skoggrensa til ulike friluftslivsaktiviteter må likevel forventes å øke, bl.a. som følge av økende befolkning, økt kjøpekraft og flere internasjonale turister (Haukeland mfl. 2021), spesielt i områder nær tilrettelagt infrastruktur eller med spesielle attraksjoner som Trolltunga eller Prekestolen (Mykletun mfl. 2021).

Myndighetenes planer for utbygging av infrastruktur til transport og energi er ambisiøse. Nasjonal transportplan for 2022–2033 (Meld. St. 20 (2020-2021)) tilsier imidlertid ikke at det kommer betydelige nye inngrep i fjellområdene, siden planlagt utbygging av veier og jernbane i hovedsak omfatter lavlandet eller utbygging langs eksisterende traseer. Utbygging av hytter (jf. over) vil imidlertid medføre ytterligere utvidelse av private veier i og nær fjellområdene.

Samfunnets omlegging av energibruken fra fossile energikilder til fornybar elektrisitet medfører behov for både ny kraftproduksjon og videreutvikling av kraftnettet. Utbygging av vindkraft på land har i særlig grad vært rettet mot kystnære områder, i noen grad inkludert områder som omfattes av vår definisjon av fjell<sup>32</sup>. Høsten 2021 viser NVEs oversikt et begrenset antall nye prosjekter som vil berøre fjellområder, anslagsvis 12 der bygging er påbegynt eller konsesjon er gitt, mens ca. 20 er under konsesjonsbehandling. De fleste nye prosjektene ligger i ytterkanten av våre definerte fjellområder. På grunn av ny oppmerksomhet om urfolks rettigheter og folkelig motstand mot vindkraft på land er det usikkert i hvilken grad ytterligere utbygging vil finne sted de nærmeste tiårene. I Statnetts nettutviklingsplan (Statnett 2021) legges det til grunn at Norges forbruk av elektrisitet vil øke fra dagens ca. 140 TWh til 220 TWh, noe som vil medføre behov for oppgradering og utvidelse av kraftnettet. De fleste tiltakene knyttet til styrking av sentralnettet, vil bare i noen grad innebære nye ledninger gjennom fjellområder i Sør-Norge, men trolig noe mer i Nord-Norge. Imidlertid vil den generelt økende elektrifiseringen medføre behov for utbygging av lokale kraftledninger, noe som trolig vil medføre nye ledninger også i fjellområdene.

Samlet tilsier videre utbygging av infrastruktur for transport og energi, samt lokalt press for økt utbygging av hytter og turistanlegg i eller nær fjellområdene, at gradvis nedbygging og fragmentering av fjellarealene vil fortsette i årene fram mot 2050. Det vil føre til ytterligere reduksjon i arealandelen uten tekniske inngrep. Sammen med økt bruk av fjellområdene til ulike friluftslivsformål vil dette medføre økte belastninger for artene i fjellet.

Bestandene av store rovdyr har stor evne til bestandsvekst ut fra dagens svært lave nivåer og gode tilgang på vilt som bytte. Her er imidlertid myndighetenes bestandsmål<sup>31</sup> og forvaltningen av rovdyrbestandene helt avgjørende for bestandsutviklingen for disse artene framover.

Samlet tyder trekk ved klimautviklingen og trender innen utmarksnæringer, energi, transport og arealdisponering på at fjellets økologiske tilstand vil bli forverret i tiårene framover. Med stor sannsynlighet vil økologisk tilstand for fjell måtte karakteriseres som forringet om få tiår, dersom ikke politiske grep tas for å motvirke den negative utviklingen. Denne rapporten peker på viktige

<sup>31</sup> [Rovdyr i Noreg - regjeringen.no](https://www.regjeringen.no)

<sup>32</sup> [NVE Vindkraft](#)



egenskaper som drar ned økologisk tilstand i fjellet i dag, og påvirkningsfaktorer som bidrar negativt i dag og i framtida. Denne kunnskapen kan bidra til en mer kunnskapsbasert og helhetlig vurdering og forvaltning av arter og arealer i fjellet.



*Utsikt mot Blåisen, Hardangerjøkulen, Finse. Foto: Wenche Eide, SLU.*

## 6 Referanser

- Ahlstrøm, A.P., Bjørkelo, K. & Fadnes, K. 2019. AR5 Klassifikasjonssystem. Klassifisering av arealressurser. NIBIO Bok 5 (5) 2019.
- Andersen, B.G. & Borns, H.W. 1994. The ice age world. An introduction to Quaternary history and research with emphasis on North America and northern Europe during the last 2.5 million years. Scandinavian University Press, Oslo.
- Andersen, R. & Hustad, H. (red.) 2004. Villrein & Samfunn. En veiledning til bevaring og bruk av Europas siste villrein fjell. NINA Temahefte 27. Norsk institutt for naturforskning.
- Andreassen, L.M., Elvehøy, H., Kjøllmoen, B. & Belart, J.M.C. 2020. Glacier change in Norway since the 1960s – an overview of mass balance, area, length and surface elevation changes. *Journal of Glaciology* 66: 313–328.
- Andreassen, L.M., Nagy, T., Kjøllmoen, B. & Leigh, J.R. 2022. An inventory of Norway's glaciers and ice-marginal lakes from 2018–19 Sentinel-2 data. *Journal of Glaciology* (in review)
- Angerbjörn, A., Tannerfeldt, M. & Lundberg, H. 2001. Geographical and temporal patterns of lemming population dynamics in Fennoscandia. *Ecography* 24: 298–308.
- Arnesen, T. & Bryn, A. 2020. Fritidsboliger og skoggrensen i fjellområder. Østlandsforskning, Skriftserien 2 – 2020.
- Artsdatabanken 2018a. Fremmedartslista 2018. Artsdatabanken, Trondheim. <https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018>.
- Artsdatabanken 2018b. Norsk rødliste for naturtyper 2018. Hentet 210326 fra <https://www.artsdatabanken.no/rodlistefornaturtyper>.
- Artsdatabanken 2021. Norsk rødliste for arter 2021. <https://www.artsdatabanken.no/rodlisteforarter/2021>
- 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. & Eriksson, O. 2001. Plant species diversity and grazing in the Scandinavian mountains patterns and processes at different scales, *Ecography* 24: 683–695.
- Austrheim, G., Hjelle, K., Sjøgren, P., Stene, K. & Tretvik, A.M. (red.) 2015. Fjellets kulturlandskap. Arealbruk og landskap gjennom flere tusen år. DKNVS Skrifter 2015, nr. 3. Museumsforlaget, Trondheim.
- Bandekar, G., Vestgarden, L.S., Jenkins, A. & Odland, A. 2020. Bioclimatic gradients and soil property trends from northernmost mainland Norway to the Svalbard archipelago. Does the arctic biome extend into mainland Norway? *PLoS ONE* 15(9): e0239183.
- Berg, B.I., Sæland, F., Nyland, A.J., Østensen, P.Ø., Nordrum, F.S. & Kullerud, K. 2016. Bergverk i Norge. Kulturminner og historie. Fagbokforlaget.
- Billings, W.D. 1974. Arctic and alpine vegetation: Plant adaptation to cold summer climates. I: Ives, J.D. & Barry, R.D. (red.) *Arctic and alpine environments*, pp. 403-443. London: Methuen.
- Bischof, R., Milleret, C., Dupont, P., Chipperfield, J., Brøseth, H., & Kindberg, J. 2019. RovQuant: Estimating density, abundance and population dynamics of bears, wolverines, and wolves in Scandinavia. MINA fagrapport 63.
- Bjune, A.E. 2005. Holocene vegetation history and tree-line changes on a north–south transect crossing major climate gradients in southern Norway—evidence from pollen and plant macrofossils in lake sediments. *Review of Palaeobotany and Palynology* 133 (2005) 249–275.
- Bland, L.M., Keith, D.A., Miller, R.M., Murray, N.J. & Rodríguez, J.P. (red.) 2017. Guidelines for the application of IUCN Red List of Ecosystems, Categories and Criteria, Version 1.1. Gland, Switzerland: IUCN.

- Blumentrath, S. & Hanssen, F. 2010. Beregning av areal. S. 8–19 i Nybø, S. (red.) Datagrunnlaget for Naturindeks 2010. DN-utredning 4-2010. Direktoratet for naturforvaltning.
- Brochmann, C. 1999. Reproductive strategies of diploid and polyploidy populations of arctic *Draba* (Brassicaceae). *Plants Systematics and Evolution* 185: 55–83.
- Bryn, A. 2008. Recent forest limit changes in south-eastern Norway: Effects of climate change or regrowth after abandoned utilisation? *Norwegian Journal of Geography* 62: 251–270.
- Bryn, A. & Hemsing, L.Ø. 2012. Impacts of land use on the vegetation in three rural landscapes of Norway. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management* 8: 360–371.
- Bryn, A. & Potthoff, K. 2018. Elevational treeline and forest line dynamics in Norwegian mountain areas – a review. *Landscape Ecology* 33: 1225–1245.
- Bryn, A. & Potthoff, K. 2022. Assessing the Impact of Climate Change Versus Land Use on Tree- and Forest Line Dynamics in Norway. Kap. 29 i Schickhof, U., Singh, R.B. & Mal, S. (red.) *Mountain Landscapes in Transition. Effects of Land Use and Climate Change*. Springer International Publishing. S: 193–208.
- Bryn, A., Dourojeanni, P., Hemsing, L.Ø. & O'Donnell, S. 2013. A high-resolution GIS null model of potential forest expansion following land use changes in Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 28: 81–98.
- Bryn, A., Strand, G.-H., Angeloff, M. & Rekdal, Y. 2018. Land cover in Norway based on an area frame survey of vegetation types. *Norwegian Journal of Geography* 72: 131–145.
- Bråthen, K.A., Ravolainen, V.T., Stien, A., Tveraa, T. & Ims, R.A. 2017. Rangifer management controls a climate-sensitive tundra state transition. *Ecological Applications* 27: 2416–2427.
- Choler, P., Michalet, R. & Callaway, R.M. 2001. Facilitation and competition on gradients in alpine plant communities. *Ecology* 82: 3295–3308.
- Clemmensen, K.E., Finlay, R.D., Dahlberg, A., Stenlid, J., Wardle, D.A. & Lindahl, B.D. 2015. Carbon sequestration is related to mycorrhizal fungal community shifts during long-term succession in boreal forests. *New Phytologist* 205: 1525–1536.
- Collins, C.G., Elmendorf, S.C., Hollister, R.D., Henry, G.H.R., Clark, K., Bjorkman, A., Myers-Smith, I.H., Prevey, J.S., Ashton, I.W., Assmann, J.J., Alatalo, J.M., Carbognani, M., Chisholm, C., Cooper, E.J., Forrester, C., Jonsdottir, I.S., Klanderud, K., Kopp, C.W., Livensperger, C., Mauritz, M., May, J.L., Molau, U., Oberbauer, S.F., Ogburn, E., Panchen, Z.A., Petraglia, A., Post, E., Rixen, C., Rodenhizer, H., Schuur, E.A.G., Semenchuk, P., Smith, J.G., Steltzer, H., Totland, O., Walker, M.D., Welker, J.M. & Suding, K.N. 2021. Experimental warming differentially affects vegetative and reproductive phenology of tundra plants. *Nature Communications*. <https://doi.org/10.1038/s41467-021-23841-2>.
- Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann. [www.vannportalen.no](http://www.vannportalen.no)
- Dullinger, S., Gattlinger, A., Thuiller, W., Moser, D., Zimmermann, N.E., Guisan, A., Willner, W., Plutzer, C., Leitner, M., Mang, T., Cacciangia, M., Dirnböck, T., Ertl, S., Fischer, A., Lenoir, J., Svenning, J.-C., Pomas, A., Schmatz, D.R., Silc, U., Vittoz, O. & Hülber, K. 2012. Extinction debt of high-mountain plants under twenty-first-century climate change. *Nature Climate Change* 2: 619–622. <https://doi.org/10.1038/nclimate1514>
- EEA 2020. State of nature in the EU. Results from reporting under the nature directives 2013-2018. EEA Report 10/2020. European Environment Agency.
- 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. 2020. Documenting lemming population change in the Arctic: Can we detect trends? *Ambio* 49: 786–800.

- Eide, N.E., Elmhagen, B., Norén, K., Killengreen, S.T., Wallén, J.F., Ulvund, K., Landa, A., Ims, R.A., Flagstad, Ø., Ehrich D. & Angerbjörn, A. 2017. Handlingsplan for fjellrev (*Vulpes lagopus*), Norge-Sverige 2017-2021. Miljødirektoratet. M-794 | 2017.
- Eide, N.E., Ulvund, K., Kleven, O., Landa, A. & Flagstad, Ø. 2020a. Fjellrev i Norge 2020. Resultater fra det nasjonale over-våkingsprogrammet for fjellrev. NINA Rapport 1913. Norsk institutt for naturforskning.
- Eide, N.E., Stokke, B. & Framstad, E. 2020b. Fjell. S. 59–67 i Jakobsson, S. & Pedersen, B. (red.) Naturindeks for Norge 2020. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. NINA Rapport 1886. Norsk institutt for naturforskning.
- Eide, W., Birks, H.H., Bigelow, N.H., Peglar, S.M. & Birks, H.J.B. 2006. Holocene forest development along the Setesdal valley, southern Norway, reconstructed from macrofossil and pollen evidence. *Vegetation History and Archaeobotany* 15: 65–85.
- Eide, W., Ahrné, K., Bjelke, B., Nordström, S., Ottosson, E., Sandström, J. & Sundberg, S. (red.) 2020. Tillstånd och trender för arter och deras livsmiljöer – rödlistade arter i Sverige 2020. SLU Artdatabanken rapporterar 24. SLU Artdatabanken, Uppsala
- Ellenberg, H. & Mueller-Dombois, D. 1966. A key to Raunkiaer plant life forms with revised subdivisions. *Berichte des Geobotanischen Instituts der ETH, Stiftung Rübel, Zurich* 37: 56–73.
- Ellenberg, H., Weber, H.E., Düll, R., Wirth, V. & Werner, W. 1991. Zeigerwerte von Pflanzen in Mitteleuropa. *Scripta Geobotanica* 18.
- Elmendorf, S.C., Henry, G.H.R., Hollister, R.D., Björk, R.G., Bjorkman, A.D., Callaghan, T.V., Collier, L.S., Cooper, E.J., mfl. 2012. Global assessment of experimental climate warming on tundra vegetation: Heterogeneity over space and time. *Ecology Letters* 15: 164–175.
- Elmhagen, B., Berteaux, D., Burgess, R.M., Ehrich, D., Gallant, D., Henttonen, H., Ims, R.A., Killengreen, S.T., Niemimaa, J., Norén, K., Ollila, T., Rodnikova, A., Sokolov, A.A., Sokolova, N.A., Stickney, A.A. & Angerbjörn, A. 2017. Homage to Hersteinsson and Macdonald: climate warming and resource subsidies cause red fox range expansion and Arctic fox decline. *Polar Research*, 36: pub1, 3.
- Erikstad, L., Blumentrath, S., Bakkestuen, V. & Halvorsen, R. 2013. Landskapstypekartlegging som verktøy til overvåking av arealbruksendringer. NINA Rapport 1006. Norsk institutt for naturforskning.
- Forbis, T.A. 2003. Seedling demography in an alpine ecosystem. *American Journal of Botany* 90: 1197–1206.
- Framstad, E. (red.) 2021. Terrestrisk naturovervåking i 2020: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1972. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E. & Eide, N.E. 2021. Smågnagere. I Framstad, E. (red.) Terrestrisk naturovervåking i 2020: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1972: 90–98. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Berglund, H., Jacobsen, R.M., Jakobsson, S., Ohlson, M., Sverdrup-Thygeson, A. & Töpfer, J. 2021. Vurdering av økologisk tilstand for skog i Norge i 2020. NINA Rapport 2000. Norsk institutt for naturforskning.
- Grytnes, J.-A., Kapfer, J., Jurasinski, G., Birks, H.H., Henriksen, H., Klanderud, K., Odland, A., Ohlson, M., Sonja Wipf, S. & Birks, H.J.B. 2014. Identifying the driving factors behind observed elevational range shifts on European mountains. *Global Ecology and Biogeography* 23: 876–884.
- Hairston, N.G., Smith, F.E. & Slobodkin, L.B. 1960. Community structure, population control, and competition. *American Naturalist* 94: 421–425.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2016. NiN systemkjerne. Teori, prinsipper og inndelingskriterier. Versjon 2.2, Systemdokumentasjon 1. Artsdatabanken, Trondheim. <http://artsdatabanken.no>
- Halvorsen, R., medarbeidere og samarbeidspartnere, 2016b. NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. Natur i Norge, Artikkel 3 (versjon 2.1.0). Artsdatabanken, Trondheim. <http://artsdatabanken.no>

- Hanski, I., Henttonen, H., Korpimäki, E., Oksanen, L. & Turchin, P. 2001. Small-rodent dynamics and predation. *Ecology* 82: 1505–1520.
- Hanssen-Bauer, I., Førland, E.J., Haddeland, I., Hisdal, H., Mayer, S., Nesje, A., Nilsen, J.-E.Ø., Sandven, S., Sandø, A.B., Sorteberg, S. & Ådlandsvik, B. (red.) 2015. Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert i 2015. NCCS report no. 2/2015. M-406|2015.
- Hansson, L. & Henttonen, H. 1988. Rodent dynamics as community processes. *Trends in Ecology and Evolution* 3: 195–200.
- Haukeland, J.V., Fredman P., Siegrist, D., Tyrväinen, L., Lindberg, K. & Elmahdy, Y.M. 2021. Trends in nature-based tourism. Kapittel 2, side 16–31 i Fredman, P. & Haukeland, J.V. (red.) *Nordic perspectives on nature-based tourism*. Edward Elgar Publishing.
- He, Q., Bertness, M.D. & Altieri, A.H. 2013. Global shifts towards positive species interactions with increasing environmental stress. *Ecology Letters* 16: 695–706.
- Heggem, E.S.F., Mathisen, H. & Frydenlund, J. 2019. AR50 – Arealressurskart i målestokk 1:50 000. Et heldekkende arealressurskart for jord- og skogbruk. NIBIO Rapport 5/118/2019.
- Hendrichsen, D.K., Sandvik, H., Töpper, J.P., Olsen, S.L., Hilmo, O., Magnussen, K., Navrud, S., Fleisje, E.M., & Åström, S. 2020. Spredningsveier for fremmede arter i Norge. Kunnskapsstatus per 2019. NINA Rapport 1735.
- Henriksen, S. & Hilmo, O. (red.) 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Trondheim
- Hill, M.O., Mountford, J.O., Roy, D.B., & Bunce, R.G.H. 1999. *Ellenberg's Indicator Values for British Plants*. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon, UK.
- Hjelle, K.L., Hufthammer, A.K. & Bergsvik, K.A. 2006. Hesitant hunters: a review of the introduction of agriculture in western Norway. *Environmental Archaeology* 11: 147–170.
- Hofgaard, A., Tømmervik, H., Rees, G., & Hanssen, F. 2013. Latitudinal forest advance in northernmost Norway since the early 20th century. *Journal of Biogeography* 40: 938–949.
- Hunter, M.D. & Price, P.W. 1992. Playing chutes and ladders: bottom-up and top-down forces in natural communities. *Ecology* 73: 724–732.
- Hyvärinen, E., Juslén, A., Kempainen, E., Uddström, A. & Liukko, U.-M. (eds.) 2019. *The 2019 Red List of Finnish Species*. Ympäristöministeriö & Suomen ympäristökeskus. Helsinki. 704 p.
- Haagensen, T. 2014. Bygge hytter eller verne om naturen? Fritidsbygg – nærhet til viktige naturområder. SSB. Samfunnsspeilet 4/2014.
- Ims, R.A. & Fuglei, E. 2005. Trophic interaction cycles in tundra ecosystems and the impact of climate change. *BioScience* 55: 311–322.
- Ims, R.A., Henden, J.-A. & Killengreen, S.T. 2008. Collapsing population cycles. *Trends in Ecology and Evolution* 23: 79–86.
- Ims, R.A., Killengreen, S.T., Ehrich, D., Flagstad, Ø., Hamel, S., Henden, J.-A., Jensvoll, I. & Yoccoz, N.G. 2017. Ecosystem drivers of an Arctic fox population at the western fringe of the Eurasian Arctic. *Polar Research* 36: sup1, 8.
- IPBES 2018. *The IPBES regional assessment report on biodiversity and eco-system services for Europe and Central Asia*. Rounsevell, M., Fischer, M., Torre-Marin Rando, A. & Mader, A. (red.). Secretariat of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services, Bonn, Germany.
- IPBES 2019. *Global assessment report of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services*, Brondízio, E.S., Settele, J., Díaz, S., Ngo, H.T. (eds). IPBES secretariat, Bonn, Germany. ISBN: 978-3-947851-20-1
- IPCC 2021. *Climate Change 2021: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Sixth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Masson-Delmotte, V., Zhai, P., Pirani, A., Connors, S.L., Péan, C., Berger, S., Caud, N., Chen, Y., Goldfarb, L., Gomis, M.I., Huang, M., Leitzell, K., Lonnoy, E., Matthews, J.B.R., Maycock, T.K., Waterfield, T., Yelekçi, O., Yu, R. & Zhou, B. (eds.)]. Cambridge University Press.

- 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.
- Jakobsson, S. & Pedersen, B. (red.) 2020. Naturindeks for Norge 2020. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. NINA Rapport 1886. Norsk institutt for naturforskning.
- Jakobsson, S., Töpper, 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.
- Jakobsson, S., Evju, M., Framstad, E., Imbert, A., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G., Aarrestad, P.A. & Nybø, S. 2021. An index-based assessment of ecological condition and its links to international frameworks. *Ecological Indicators* 124: 107252.
- 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.
- 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.
- Kevan, P.G. 1972. Insect pollination of high arctic flowers. *Journal of Ecology* 60: 831–847.
- Kjørstad, M., Bøthun, S.W., Gundersen, V., Holand, Ø., Madslie, K., Mysterud, A., Myren, I.N., Punsvik, T., Røed, K.H., Strand, O., Tveraa, T., Tømmervik, T., Ytrehus, B. & Veiberg, V. (red.) 2017. Miljøkvalitetsnorm for villrein. Forslag fra en ekspertgruppe. NINA Rapport 1400. Norsk institutt for naturforskning.
- Klanderud, K. & Birks, H.J.B. 2003. Recent increases in species richness and shifts in altitudinal distributions of Norwegian mountain plants. *The Holocene* 13: 1–6.
- Kontula, T. & Raunio, A. (red.) 2019. Threatened habitat types in Finland 2018. Red List of habitats – Results and basis for assessment. *The Finnish Environment* 2|2019.
- Kvie, K.S., Heggenes, J., Bårdsen, B.-J. & Røed, K.H. 2021. Recent large-scale landscape changes, genetic drift and reintroductions characterize the genetic structure of Norwegian wild reindeer. *Conservation Genetics* 20: 1405–1419.
- Körner, C. 2003. Alpine plant life. Functional plant ecology of high mountain ecosystems. Springer-Verlag, Berlin.
- Kålås, J.A., Øien, J.I., Stokke, B.G. & Vang, R. 2021. Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl – TOV-E. I Framstad, E. (red.) *Terrestrisk naturovervåking i 2020: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater*. NINA Rapport 1972: 121–132. Norsk institutt for naturforskning.
- Laaksonen, K. 1976. The dependence of mean air temperatures upon latitude and altitude in Fennoscandia (1921–1950). *Annales Academiae Scientiarum Fennicae, Series A3: Geology and Geography* 119: 1–19.
- Lande, U.S., Linnell, J.D.C., Herfindal, I., Salvatori, V., Brøseth, H., Andersen, A., Odden, J., Andrén, H., Karlsson, J., Willebrand, T., Persson, J., Landa, A., May, R., Dahle, B. & Swenson, J. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Potensielle leveområder for store rovdyr i Skandinavia: GIS-analyser på et økoregionalt nivå. NINA Fagrapport 064. Norsk institutt for naturforskning.
- Landres, P.B., Morgan, P. & Swanson, F.J. 1999. Overview of the use of natural variability concepts in managing ecological systems. *Ecological Applications* 9: 1179–1188.
- Larcher, W. 2003. *Physiological plant ecology*. Berlin, Springer.
- Lunden, K. 2002. Norges landbrukshistorie II. 1350–1814. Frå svartedauden til 17. mai. Det norske samlaget.



- Lynn, J.S., Klanderud, K., Telford, R.J., Goldberg, D.E. & Vandvik, V. 2021. Macroecological context predicts species' responses to climate warming. *Global Change Biology* 27: 2088–2101.
- Lækken, 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: 698–708.
- Mattisson, J., Nilsen, E.B. & Brøseth, H. 2020. Estimering av antall hekkende par kongeørn basert på kjent forekomst i Norge for perioden 2015-2019. NINA Rapport 1858. Norsk institutt for naturforskning.
- MEA 2005. Ecosystems and human well-being. Synthesis. Millennium Ecosystem Assessment. Island Press, Washington DC.
- Meineri, E., Spindelböck, J. & Vandvik, V. 2013. Seedling emergence responds to both seed source and recruitment site climates: a climate change experiment combining transplant and gradient approaches. *Plant Ecology* 214: 607–619.
- Meld. St. 14. 2015–2016. Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Det kongelige klima- og miljødepartement.
- Meld. St. 20. 2020–2021. Nasjonal transportplan 2022–2033. Det kongelige samferdselsdepartement.
- Mienna, I.M., Speed, J.D.M., Klanderud, K., Austrheim, G., Næsset, E. & Bollandsås, O.M. 2020. The relative role of climate and herbivory in driving treeline dynamics along a latitudinal gradient. *Journal of Vegetation Science* 31: 392–402.
- Moen, A. 1998. Nasjonalatlas for Norge. Vegetasjon. Statens kartverk, Hønefoss.
- Molau, U. 1993. Relationships between flowering phenology and life history strategies in tundra plants. *Arctic and Alpine Research* 25: 391–402.
- Mykletun, R.J., Oma, P.Ø & Aas, Ø. 2021. When the hiking gets tough: “New adventurers” and the “extinction of experiences”. *Journal of Outdoor Recreation and Tourism* 36: 100450.
- Nesje, A. 2009. Latest Pleistocene and Holocene alpine glacier fluctuations in Scandinavia. *Quaternary Science Reviews* 28: 2119–2136.
- Nilsen, E.B. & Rød-Eriksen, L. 2020. Trender i størrelsen på den norske lirypebestanden i perioden 2009-2020: Analyser basert på data fra Hønsefuglportalen. NINA Rapport 1869. Norsk institutt for naturforskning.
- Nilssen, A.C., Tenow, O. & Bylund, H. 2007. Waves and synchrony in *Epirrita autumnata*/*Operophtera brumata* outbreaks. II. Sunspot activity cannot explain cyclic outbreaks. *Journal of Animal Ecology* 76(2): 269-275.
- Nilsson, M.-C., Högberg, P., Zackrisson, O. & Wang, F. 1993. Allelopathic effects by *Empetrum hermaphroditum* on development and nitrogen uptake by roots and mycorrhizae of *Pinus silvestris*. *Canadian Journal of Botany* 71: 620–628.
- Noss, R.F. 1990. Indicators for monitoring of biodiversity. A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355–364.
- Nybø, S. & Evju, M. (red.) 2017. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand, 247 s. <https://www.regjeringen.no/no/dokument/rapportar-og-planar/id438817/>.
- Nybø, S., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, C., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2018. Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer. Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. NINA Rapport 1536. Norsk institutt for naturforskning.
- Nybø, S., Framstad, E., Jakobsson, S., Evju, M., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2019. Test av fagsystemet for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer i Trøndelag. NINA Rapport 1672. Norsk institutt for naturforskning.



- Nyhlen, J., Elven, R. & Nordal, I. 2000. Plant reproduction in the succession after the retreat of the glacier Blåisen, south-west Norway. Det Norske Videnskabs-Akademi. I. Matematisk Naturvitenskapsleige Klasses, Skrifter, Ny Serie 39: 113–126.
- Oksanen, L., Fretwell, S.D., Arruda, J. & Niemelä, P. 1981. Exploitation ecosystems in gradients of primary productivity. *American Naturalist* 118: 240–261.
- Olofsson, J., Oksanen, L., Callaghan, T., Hulme, P.E., Oksanen, T. & Suominen, O. 2009. Herbivores inhibit climate-driven shrub expansion on the tundra. *Global Change Biology* 15: 2681–2693.
- Olofsson, J., Tømmervik, H. & Callaghan, T. 2012. Vole and lemming activity observed from space. *Nature Climate Change* 2: 880–883.
- Olsen, S.L., Töpper, J.P., Skarpaas, O., Vandvik, V. & Klanderud, K. 2016. From facilitation to competition: temperature-driven shift in dominant plant interactions affects population dynamics in seminatural grasslands. *Global Change Biology* 22: 1915–1926.
- Olsson, E.G.A., Austrheim, G. & Bele, B. 1998. Ressursutnyttning og økologiske endringer i seterlandskapet. i Framstad, E. & Lid, I.B. (red.) *Jordbrukets kulturlandskap. Forvaltning av miljøverdier*. Universitetsforlaget, Oslo. S: 68–76.
- Paus, A. & Haugeland, V. 2017. Early- to mid-Holocene forest-line and climate dynamics in southern Scandes mountains inferred from contrasting megafossil and pollen data. *The Holocene* 27: 361–383.
- Pettorelli, N., Vik, J.O., Mysterud, A., Gaillard, J.-M., Tucker, C.J. & Stenseth, N.C. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. *Trends in Ecology and Evolution* 20: 503–510.
- Power, M.E. 1992. Top-down and bottom-up forces in food webs: Do plants have primacy? *Ecology* 73: 733–746.
- Pääkkö, E., Mäkelä, K., Saikkonen, A., Tynys, S., Anttonen, M., Johansson, P., Kumpula, J., Mikkola, K., Norokorpi, Y., Suominen, O., Turunen, M., Virtanen, R. & Väre, H. 2018. Fell habitats. I Kontula, T. & Raunio, A. (red.). *Threatened Habitat Types in Finland 2018. Red List of Habitats – Results and Basis for Assessment*. Finnish Environment Institute and Ministry of the Environment, Helsinki. *The Finnish Environment* 5/2018, s: 759–884. (på finsk)
- Read, Q.D., Moorhead, L.C., Swenson, N.G., Bailey, J.K. & Sanders, N.J. 2014. Convergent effects of elevation on functional leaf traits within and among species. *Functional Ecology* 28: 37–45.
- Riley, S.J., DeGloria, S.D. & Elliot, R. 1999. A terrain ruggedness index that quantifies topographic heterogeneity, *Intermountain Journal of Sciences* 5: 23–27.
- Rød-Eriksen, L., Herfindal, I., Jensen, H. & Eide, N.E. in prep. The rise and fall of meso-carnivores in Scandinavia, driven by large scale ecosystem changes over 150 years. I Rød-Eriksen, L. *Drivers of change in meso-carnivore distributions in a northern ecosystem*. Doctoral dissertation 2020: 182. Norwegian University of Science and Technology, Trondheim, Norway. ISBN 978-82-326-4712-5.
- Rød-Eriksen, L., Skrutvold, J., Herfindal, I., Jensen, H., & Eide, N.E. 2020. Highways drive expansion of boreal scavengers into the mountain tundra of Fennoscandia. *Journal of Applied Ecology* 57: 1861–1870.
- Røed, K.H., Bjørnstad, G., Flagstad, Ø., Haanes, H., Hufthammer, A.K., Jordhøy, P. & Rosvold, J. 2014. Ancient DNA reveals prehistoric habitat fragmentation and recent domestic introgression into native wild reindeer. *Conservation Genetics* 15: 1137–1149.
- Rørholt, A. & Steinnes, M. 2020. Planlagt utbygd areal 2019 til 2030. En kartbasert metode for estimering av framtidige arealendringer med negativ klimaeffekt. SSB. Tall som forteller. Notater 2020/10.
- Röschel, L., Noebel, R., Stein, U., Naumann, S., Romão, C., Tryfon, E., Gaudillat, Z., Roscher, S., Moser, D., Ellmayer, T., Löhnertz, M., Halada, L., Staneva, A. & Rutherford, C. 2020. State of Nature in the EU - Methodological paper. Methodologies under the Nature Directives reporting 2013-2018 and analysis for the State of Nature 2000. ETC/BD report to the EEA. <https://www.eionet.europa.eu/etcs/etc-bd/products/etc-bd-reports/etc-bd-technical-paper-2-2020-state-of-nature->

[in-the-eu-methodological-paper-methodologies-under-the-nature-directives-reporting-2013-2018-and-analysis-for-the-state-of-nature-2000](#)

- 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.
- 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., Johnsen, B.S. & Eide, N.E. 2010. Arctic fox *Vulpes lagopus* den use in relation to altitu-de and human infrastructure. *Wildlife Biology* 16: 107–112.
- Shevtsova, A., Graae, B.J., Jochum, T., Milbau, A., Kockelbergh, F., Beyenes, L. & Nijs, I. 2009. Critical periods for impact of climate warming on early seedling establishment in subarctic tundra. *Global Change Biology* 15: 2662–2680.
- Sjögren, P., Austrheim, G., Stehen, K., Hjelle, K., Rosvald, J. & Tretvik, M. 2015. Fjellets kulturlandskapshistorie. S. 159–179 i Austrheim, G., Hjelle, K., Sjögren, P., Stene, K. & Tretvik, A.M. (red.) Fjellets kulturlandskap. Arealbruk og landskap gjennom flere tusen år. DKNVS Skrifter 2015, nr. 3. Museumsforlaget, Trondheim.
- SLU Artdatabanken 2020. Rödlistade arter i Sverige 2020. SLU, Uppsala.
- Speed, J.D.M., Austrheim, G., Kolstad, A.L. & Solberg, E.J. 2019. Long-term changes in northern large-herbivore communities reveal differential rewilding rates in space and time. *PLoS ONE* 14(5): e0217166.
- SSB 1907. Jordbrukstællingen i Kongeriget Norge, 30 september 1907. Første hefte. Utsæd, landbruksredskaper, kreaturhold, sæterbruk. Det statistiske centralbureau, Norges offisielle statistikk V. 85.
- Statnett 2021. Nettutviklingsplan 2021. Statnett SF.
- Stenseth, N.C. 1999. Population cycles in voles and lemmings: density dependence and phase dependence in a stochastic world. *Oikos* 87: 427–461.
- Stenseth, N.C. & Ims, R.A. 1993. Population dynamics of lemmings: temporal and spatial variation an introduction. pp. 61-96 i Stenseth, N.C. & Ims, R.A., red. *The Biology of Lemmings*. Academic Press, London.
- Tenow, O. 1972. The outbreaks of *Oporinia autumnata* Bkh. & *Operophtera* spp. (Lep., Geometridae) in the Scandinavian mountain chain and northern Finland 1862–1968. *Zoologiska Bidrag Från Uppsala*. Supplement 2.
- Terborgh, J.W. 2015. Toward a trophic theory of species diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences USA* 112: 11415–11422.
- Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H. & Töpfer, J. 2019. Utvikling av nasjonal arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642. Norsk institutt for naturforskning.
- Tonjer, L.-R., Thoen, E., Morgado, L., Botnen, S., Mundra, S., Nybakken, L., Bryn, A. & Kausrud, H. 2021. Fungal community dynamics across a forest–alpine ecotone. *Molecular Ecology* 30: 4926–4938.
- Tyler, T., Herbertsson, L., Olofsson, J., & Olsson, P.A. 2021. Ecological indicator and traits values for Swedish vascular plants. *Ecological Indicators* 120: 106923.
- Töpfer, J. & Jakobsson, S. 2021. The Index-Based Ecological Condition Assessment (IBECA) - Technical protocol, version 1.0. NINA Report 1967. Norwegian Institute for Nature Research.
- Töpfer, J.P., Meineri, E., Olsen, S.L., Skarpaas O., Rydgren, R. & Vandvik, V. 2018a. The devil is in the detail: non-additive and context-dependent plant population responses to increasing temperature and precipitation. *Global Change Biology* 24: 4657–4666.

- Töpper, J.P., Velle, L.G., & Vandvik, V. 2018b. Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime. NINA Rapport 1529. Norsk institutt for naturforskning.
- United Nations mfl. 2021. System of Environmental-Economic Accounting—Ecosystem Accounting (SEEA EA). White Cover. <https://seea.un.org/ecosystem-accounting>.
- Walløe, L. 1982. Pest og folketall 1350–1750. Historisk tidsskrift 61: 1–45.
- 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.
- Winsvold, S.H., Andreassen, L.M. & Kienholz, C. 2014. Glacier area and length changes in Norway from repeat inventories. *The Cryosphere* 8: 1885–1903.
- Öberg, L. & Kullman, L. 2011. Recent Glacier Recession – a New Source of Postglacial Treeline and Climate History in the Swedish Scandes. *Landscape Online* 26: 1–38.
- Aas, B. & Faarlund, T. 1988. Postglasiale skoggrenser i sentrale sønorske fjelltrakter.  $^{14}\text{C}$ -datering av subfossile furu- og bjørkerester. *Norsk Geografisk Tidsskrift* 42: 25–61.

## Vedlegg 1 Dokumentasjon av indikatorer brukt i beregning av tilstandsverdi for fjell

<b>Indikator</b>	<b>NDVI</b>
<i>Utfylling av protokollen</i>	Joachim Tøpper
<i>Dato utfyllt/revidert</i>	09.12.2021
<i>Datakilde</i>	MOD13Q1 V6 Terra Vegetation Indices 16-Day Global 250m
<i>Eierskap og tillatelser</i>	Offentlige, MODIS-data og produkter som er anskaffet gjennom NASAs Land Processes Distributed Active Archive Center (LP DAAC) har ingen begrensninger for bruk, salg eller omfordeling.
<i>Beskrivelse av rådata og indikatoren</i>	MOD13Q1 V6-produktet gir en vegetasjonsindeks (VI) -verdi pr pixel. MODIS NDVI er beregnet fra atmosfærisk korrigerede toveis overflate-refleksjoner som er maskert for vann, skyer, tunge aerosoler og skyskygger. Algoritmen velger den beste tilgjengelige pikselverdien fra 16-dagersperioden (se nede under Frekvens). Kriteriene som brukes er lave skyer, lav synsvinkel og den høyeste NDVI-verdien. Se <a href="https://lpdaac.usgs.gov/products/mod13q1v006/">https://lpdaac.usgs.gov/products/mod13q1v006/</a>
<i>Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur</i>	NASAs Terra-satellitt bærer MODIS (Moderate-resolution Imaging Spectroradiometer) og passerer over jorda hver 1-2 dag. Data er globale og har 250 m oppløsning.
<i>Arealrepresentativitet/dekningsgrad</i>	Global dekning
<i>Geografisk avgrensning</i>	Heldekkende for Norge
<i>Måleenhet</i>	Stigningstall for NDVI per pixel vs. tid i perioden 2000-2019
<i>Tidsperiode dekket</i>	2000-2019
<i>Frekvens for datainnsamling</i>	MODIS-sensoren samler inn data hver 1-2 dag, men dette dataproduktet velger den beste tilgjengelige pikselverdien fra en 16-dagers periode (dvs. 16-dagers syklus).
<i>Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendighet</i>	Den spektrale reflektansen av vegetasjon over forskjellige bånd målt av MODIS-sensoren fungerer som en indikator på vegetasjonens tilstedeværelse og dens tilstand eller "helse". NDVI er en kombinasjon av to av disse båndene (nær infrarødt og synlig rødt lys) som forbedrer kontrasten mellom vegetasjon (høy reflektans) og ikke-vegetasjon (lav reflektans), og kvantifiserer planteegenskaper som tetthet, biomasse, fotosyntetisk aktivitet og stress.
<i>Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)</i>	NDVI gir et direkte signal på 'grønnhet' og dermed mengden klorofyll. En økning/reduksjon i NDVI indikerer økning/reduksjon i primærproduksjon.
<i>Tilskrivning til økosystemegenskap</i>	Primærproduksjon Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer.
<i>- begrunnelse</i>	NDVI er direkte relevant for begge egenskapene
<i>Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer</i>	Ved økt produktivitet kan Ellenberg N slå ut.
<i>Naturlige påvirkninger på indikatoren</i>	Lokal miljøvariasjon.
<i>Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)</i>	Klimaendringer (økt temperatur gir økt NDVI). Arealbruk (nedbygging av natur eller overbeiting senker NDVI).
<i>Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)</i>	Absolutte biofysiske grenser
<i>Kvantifisering av referanseverdi(er)</i>	Referanseverdi satt til 0, i.e. ingen systematisk endring i NDVI over tid.
<i>Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Statistisk fordeling, tosidig indikator. Fordeling av stigningstall i regresjonsmodeller av NDVI vs. randomisert tid for hver piksel.
<i>Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Øvre og nedre grenseverdi er gitt som 0,025 og 0,975 kvantilene i referansefordelingen (dvs. 95% konfidensintervall for tosidig indikator).
<i>Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier</i>	Minimums-/maksimumsverdiene er definert fra min- og maks-verdier fra referansefordelingen.
<i>Referanser</i>	Pettorelli, N., Vik, J.O., Mysterud, A., Gaillard, J.-M., Tucker, C.J. & Stenseth, N.C. 2005. Using the satellite-derived NDVI to assess ecological responses to environmental change. <i>Trends in Ecology and Evolution</i> 20: 503–510.

<b>Indikator</b>	<b>Rein</b>
Utfylling av protokollen	Anders L. Kolstad
Dato utfyllt/revidert	10.12.2021
Datakilde	Kjørstad mfl. (2017) for dagens bestand av villrein og reinbase.no for tamrein. Topografisk 'roughness' indeks beregnes fra Kartverkets 10 m DEM.
Eierskap og tillatelser	Reinbase.no og publiserte offentlige data.
Beskrivelse av rådata og indikatoren	Bestandsestimater knyttet til georefererte kart over reinområdene.
Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur	Bestandsestimatene kommer fra litt ulike kilder, inkludert direkte tellinger og estimater for villrein og innrapporterte tall for tamrein.
Arealrepresentativitet/dekningsgrad	Heldekkende
Geografisk avgrensning	Hele fjellkjeden
Måleenhet	Rein per kvadratkilometer.
Tidsperiode dekket	Siste 5 år.
Frekvens for datainnsamling	Årlig for tamrein. Sporadisk for villrein.
Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendighet	
Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)	Rein er det største beitedyret i fjellet og spiller derfor en nøkkelrolle ved beiteeffekter på vegetasjonen. Rein er også viktig byttedyr for topp-predatorer og matkilde for åtseletere.
Tilskrivning til økosystemegenskap	Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer
- begrunnelse	Se over.
Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer	Ingen veldig sterke
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Bestandsnivået på rein i referansetilstanden kan variere mye som følge av værforhold om vinteren og våren.
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)	Rein påvirkes av jakt, rovdyrregulering, fragmentering og nedbygging av habitat. Introduksjon av prionsykdommen skrantesjuka kan også få stor påvirkning på arten.
Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	Referanseverdien er en beregnet tetthet av villrein for alle fjellområder under referansetilstanden. Denne referansetettheten er basert på empirisk sammenheng mellom tettheten for bestandsmålene av villrein (Kjørstad mfl. 2017) og terrengvariasjonen i villreinområdene (målt ved Terrain Ruggedness Index TRI, Riley mfl. 1999), gitt ved formelen Referansetetthet = $1,0759 \cdot \text{EXP}(-0,001 \cdot \text{TRI})$ . Denne sammenhengen antas å gjelde for alt fjellareal, også for tamreinområdene og fjellareal uten rein i dag. Gitt arealet av de ulike fjellområdene og områdenes gjennomsnittlige TRI-verdier, kan den totale referansebestanden for villrein beregnes. I tillegg har vi antatt at naturlige bestander av store rovdyr vil føre til en noe lavere tetthet i referansetilstanden enn bestandsmålene gitt i Kjørstad mfl. (2017). Referansetettheten gitt ved formelen over, er derfor redusert med 25 %.
Kvantifisering av referanseverdi(er)	Se over.
Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand	Dette er en tosidig indikator, der både lave og høye reinbestander kan indikere avvik fra referansetilstanden. Det er derfor fastsatt nedre og øvre grenseverdier for indikatoren, gitt som henholdsvis 60 % og 200 % av referanseverdien.
Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand	Nedre grenseverdi er satt til 60% av referanseverdien, mens øvre grenseverdi er satt til 200% av referanseverdien.
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	Minimumsverdien er satt til 0 og maksverdi til 10 ganger referanseverdien.
Referanser	Kjørstad, M., Bøthun, S.W., Gundersen, V., Holand, Ø., Madslie, K., Mysterud, A., Myren, I.N., Punsvik, T., Røed, K.H., Strand, O., Tve- raa, T., Tømmervik, T., Ytrehus, B. & Veiberg, V. (red.) 2017. Miljøkvalitetsnorm for villrein. Forslag fra en ekspertgruppe. NINA Rapport 1400.

	Riley, S.J., DeGloria, S.D. & Elliot, R.1999. A terrain ruggedness index that quantifies topographic heterogeneity, <i>Intermountain Journal of Sciences</i> 5: 23–27. www.reinbase.no
<b>Indikator</b>	<b>Smågnagere</b>
<i>Utfylling av protokollen</i>	Anders L. Kolstad
<i>Dato utfyllt/revidert</i>	08.12.2021
<i>Datakilde</i>	Data er hentet fra Naturindeksen og inkluderer flere ulike datakilder, bl.a. TOV.
<i>Eierskap og tillatelser</i>	Variert (se over). TOV eies av Miljødirektoratet
<i>Beskrivelse av rådata og indikatoren</i>	Den uskalerte indikatorverdien beregnes som et gjennomsnitt av bestandstopper for smågnagersamfunnet i fjellområder over en 10-årsperiode basert på fangsttall (i hovedsak av lemen og fjellmarkmus) for utvalgte overvåkingsområder (bl.a. TOV-områdene, Finse og enkelte publiserte dataserier i Ehrich mfl. (2020), supplert med annen kvantitativ og kvalitativ informasjon om forekomst av smågnageres bestandstopper i fjellområdene. Hele bestandsutviklingen innenfor 10-årsperioden vurderes, også for år med lave bestander, men det er bare bestandsnivået i toppårene som inngår i gjennomsnittstallet for bestandstopper. Områdeinndelingen følger i grove trekk Bu+Te+AA+VA, He+Op+MR+ST, NT+No til Saltfjellet, No fra Saltfjellet+Troms, Finnmark.
<i>Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur</i>	Se over.
<i>Arealrepresentativitet/dekningsgrad</i>	Dataene kommer fra faktiske fangsttall fra et mindre antall studieområder. Disse er spredt i fjellområdene i hele landet, men dekker bare et mindre areal.
<i>Geografisk avgrensning</i>	Satt til å være gyldig for hele fjellsonen, med unntak en kystnære fjell i vest og nord.
<i>Måleenhet</i>	Snitt bestandstopper pr 10år, som fangst pr 100 felledøgn
<i>Tidsperiode dekket</i>	1990-2019
<i>Frekvens for datainnsamling</i>	Årlig, med fem år mellom hver sammenstilling i Naturindeksen.
<i>Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendighet</i>	Dataene er inndelt i soner/regioner som ikke overlapper med de som brukes i økologisk tilstand.
<i>Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)</i>	Smågnagere er en svært viktig funksjonell gruppe med store effekter på vegetasjonen og andre dyrearter, og bestandssvingningene driver sammenfallende svingninger i rovdyrbestander som røyskatt, snømus, fjellrev og fjellvåk.
<i>Tilskrivning til økosystemegenskap</i>	Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer Funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer
<i>- begrunnelse</i>	Smågnagere er en av flere viktige planteetere i fjellet, og inngår i viktige næringskjeder. Smågnagere er en funksjonelt viktig gruppe som driver bestandsdynamikken hos flere andre arter.
<i>Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer</i>	Smågnagere er en av 28 indikatorer i Fjellindeksen.
<i>Naturlige påvirkninger på indikatoren</i>	Smågnagere påvirkes trolig mye av naturlig variasjon i vær, klima, planters næringskvalitet og predasjonstrykk.
<i>Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)</i>	Smågnagere er negativt påvirket av klimaendringer, spesielt med tanke på økende frekvens av usikre vintre med manglende snødekke.
<i>Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)</i>	Referanseverdien er basert på idealisert bestandsvariasjon med empirisk grunnlag fra langtidsstudier og observasjoner fra Finse og andre fjellområder.
<i>Kvantifisering av referanseverdi(er)</i>	Referanseverdien varierer mellom 10 regioner
<i>Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Grenseverdien er satt til 60% av referanseverdien.
<i>Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	
<i>Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier</i>	Minimumsverdi er satt til null.
<i>Referanser</i>	Ehrich, D., Schmidt, N.M., Gauthier, G., mfl. 2020. Documenting lemming population change in the Arctic: Can we detect trends? <i>Ambio</i> 49: 786–800. <a href="https://doi.org/10.1007/s13280-019-01198-7">https://doi.org/10.1007/s13280-019-01198-7</a>

	Framstad, E. & Eide, N.E. 2021. Smågnagere. NINA Rapport 1972: 90-98.
<b>Indikator</b>	<b>Lirype</b>
<i>Utfylling av protokollen</i>	Anders L. Kolstad
<i>Dato utfylt/revidert</i>	08.12.2021
<i>Datakilde</i>	Hønefuglportalen
<i>Eierskap og tillatelser</i>	Hønefuglportalen eies av Norsk institutt for naturforskning.
<i>Beskrivelse av rådata og indikatoren</i>	Datagrunnlaget er linjetakseringer i lirypehabitat. Per 2020 inngår 181 takseringsområder i 75 kommuner (Nilsen & Rød-Eriksen 2020)
<i>Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur</i>	Se over.
<i>Arealrepresentativitet/dekningsgrad</i>	Landsdekkende, men få takseringsruter på Vestlandet og Sørlandet.
<i>Geografisk avgrensning</i>	Satt til å være gyldig for hele fjellsonen.
<i>Måleenhet</i>	Tetthet av voksne individer tatt som et gjennomsnitt siste fem år.
<i>Tidsperiode dekket</i>	2010-2020
<i>Frekvens for datainnsamling</i>	Årlig
<i>Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendig</i>	Dataene er bestandsestimater (posterior fordeling) fra en modell tilsvarende den i Nilsen & Rød-Eriksen (2020), men kjørt med regioninndeling som tilsvarer den som brukes her.
<i>Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)</i>	Lirype er en viktig planteeter og byttedyr i fjellet og rundt skoggrensen.
<i>Tilskrivning til økosystemegenskap</i>	Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer
<i>- begrunnelse</i>	Lirype er en av flere planteetere og inngår i viktige næringskjeder i fjellet.
<i>Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer</i>	Lirype er en av 28 indikatorer i Fjellindeksen. Svingninger i populasjonstørrelsene hos lirype har tidligere vist en sammenheng med svingningene i smågnagerbestandene ved at smågnagerår ga større overlevelse for ryper.
<i>Naturlige påvirkninger på indikatoren</i>	Lirype påvirkes av flere naturlige faktorer som gir populasjonssvingninger på både kort og lang sikt.
<i>Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)</i>	Lirype påvirkes først og fremst av jakt, men også av klimaendringer.
<i>Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)</i>	Ekspertvurdert
<i>Kvantifisering av referanseverdi(er)</i>	Referansetettheten er satt til 36 fugl per km for alt egnet lirypehabitat
<i>Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Grenseverdien er satt til 60% av referanseverdien.
<i>Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	
<i>Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier</i>	Minimumsverdi er satt til null.
<i>Referanser</i>	Nilsen, E.B. & Rød-Eriksen, L. 2020. Trends in the size of the Norwegian willow ptarmigan population 2009-2020: Analyses based on data in Hønefuglportalen. NINA Report 1869.
<b>Indikator</b>	<b>Fjellrype</b>
<i>Utfylling av protokollen</i>	Anders L. Kolstad
<i>Dato utfylt/revidert</i>	08.12.2021
<i>Datakilde</i>	TOV-E
<i>Eierskap og tillatelser</i>	TOV-E eies av Miljødirektoratet
<i>Beskrivelse av rådata og indikatoren</i>	Dataene kommer fra linjetakseringer gjort i faste ruter i fjell; totalt noe under 500 ruter er stratifisert tilfeldig valgt fra et systematisk rutenett for hele Norge (Kålås mfl. 2021)
<i>Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur</i>	Se over.
<i>Arealrepresentativitet/dekningsgrad</i>	Arealrepresentativt grunnet systematisk innsamlingsdesign.
<i>Geografisk avgrensning</i>	Satt til å være gyldig for hele fjellsonen.



<i>Måleenhet</i>	Relativt bestandsmål skalert mot indeksår 2021.
<i>Tidsperiode dekket</i>	2010-2020
<i>Frekvens for datainnsamling</i>	Årlig
<i>Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendig</i>	Den relative bestandsutviklingen er estimert med TRIM-analyse.
<i>Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)</i>	Fjellrype er en viktig planteeter og byttedyr i fjellet.
<i>Tilskrivning til økosystemegenskap</i>	Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer
<i>- begrunnelse</i>	Fjellrype er en av flere planteetere og inngår samtidig i viktige næringskjeder i fjellet.
<i>Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer</i>	Fjellrype er en av 28 indikatorer i Fjellindeksen. Svingninger i populasjonsstørrelsene hos fjellrype har tidligere vist en sammenheng med svingningene i smågnagerbestandene ved at smågnagerår ga større overlevelse for ryper.
<i>Naturlige påvirkninger på indikatoren</i>	Fjellrype påvirkes av flere naturlige faktorer som gir populasjonssvingninger på både kort og lang sikt.
<i>Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)</i>	Fjellrype er følsom for endringer i klima, som temperatur, nedbør og tidspunkt for snøsmelting. Arten blir også jaktet.
<i>Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)</i>	Ekspertvurdert
<i>Kvantifisering av referanseverdi(er)</i>	Referanseverdien er den samme som er brukt i Naturindeksen og varierer mellom fylker basert på forskjellene i egnet fjellrypehabitat.
<i>Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Grenseverdien er satt til 60% av referanseverdien.
<i>Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	
<i>Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier</i>	Minimumsverdi er satt til null.
<i>Referanser</i>	Kålås, J.A., Øien, J.I., Stokke, B.G. & Vang, R. 2021. Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl – TOV-E. I Framstad, E. (red.) Terrestrisk naturovervåking i 2020: Markvegetasjon, epifytter, smågnagere og fugl. Sammenfatning av resultater. NINA Rapport 1972: 121–132.
<b>Indikator</b>	<b>Fjellrev</b>
<i>Utfylling av protokollen</i>	Anders L. Kolstad
<i>Dato utfyllt/revidert</i>	08.12.2021
<i>Datakilde</i>	Overvåkingsprogrammet for fjellrev (Eide mfl. 2020). Fjellrev i Norge 2020. Resultater fra det nasjonale overvåkingsprogrammet for fjellrev. NINA Rapport 1913.
<i>Eierskap og tillatelser</i>	Nasjonalt overvåkingsprogram for fjellrev er finansiert av Miljødirektoratet og rapporteres i Rovbasen
<i>Beskrivelse av rådata og indikatoren</i>	Indikatorverdien er antall reproduserende individer av fjellrev i de ulike kommunene. Anslaget for 1950 er et beregnet anslag. Alle kommuner som etter beregning av referansetilstanden skulle ha under 20 reproduserende individer er tatt ut. Men der det har dukket opp fjellrever i nyere tid (etter 2010), er kommuner med lavere referanseverdi enn 20 reproduserende individer lagt inn igjen.
<i>Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur</i>	Kontroll av kjente hilokaliteter, kombinert med DNA-analyser og bestandsmodellering. Se Eide mfl. 2020.
<i>Arealrepresentativitet/dekningsgrad</i>	Dataene dekker alle fjellrevområdene
<i>Geografisk avgrensning</i>	Alle fjellområder (med forekomst av fjellrev siden 1950). Egnet habitat: lavalpin, mellomalpin.
<i>Måleenhet</i>	Gjennomsnittlig antall reproduserende individer siste 3 år.
<i>Tidsperiode dekket</i>	2010-2019. Ekspertvurdert fra 1950.
<i>Frekvens for datainnsamling</i>	Årlig etter 2010
<i>Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendig</i>	

<i>Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)</i>	Fjellrev er en alpin mesopredator, og en redusert bestand vil bety redusert predasjonstrykk, spesielt på smågnagere.
<i>Tilskrivning til økosystemegenskap</i>	Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer
<i>- begrunnelse</i>	Mindre fjellrev kan ofte begrunnes med økt konkurranse med rødrev, som er i samme trofiske gruppe. Fjellreven representerer et karakteristisk element i næringskjeden for pattedyr i fjellet.
<i>Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer</i>	Ingen kjente, med unntak av byttedyrene (smågnagere).
<i>Naturlige påvirkninger på indikatoren</i>	Fjellrev påvirkes av naturlige svingninger i smågnagerbestand og tilgjengelighet av åtsel (kanskje spesielt rein) som kan være en sporadisk ressurs.
<i>Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)</i>	Fjellrev påvirkes av beskatning gjennom tidligere tiders pelsfangst. Den påvirkes også av klimaendringer, spesielt der dette gir negativt utslag på smågnagere. Arealinngrep som hyttebygging påvirker negativt.
<i>Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)</i>	Antatt forekomst i 1950 er satt til 10 % av referansetilstanden
<i>Kvantifisering av referanseverdi(er)</i>	Denne varierer mellom kommuner.
<i>Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Grenseverdien er satt til 60% av referanseverdien.
<i>Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	
<i>Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier</i>	Minimumsverdi er satt til null.
<i>Referanser</i>	Eide, N.E., Ulvund, K., Kleven, O., Landa, A. & Flagstad, Ø. 2020. Fjellrev i Norge 2020. Resultater fra det nasjonale over-våkingsprogrammet for fjellrev. NINA Rapport 1913.
<b>Indikator</b>	<b>Jerv</b>
<i>Utfylling av protokollen</i>	Anders L. Kolstad
<i>Dato utfyllt/revidert</i>	08.12.2021
<i>Datakilde</i>	Rovdata. Data er lastet ned fra Naturindeksen.
<i>Eierskap og tillatelser</i>	Rovdata.
<i>Beskrivelse av rådata og indikatoren</i>	Datasettet inneholder antall individer av jerv i rovviltregionene i Norge. Verdiene for 2014 og 2019 er modellbaserte estimat fra Bischof mfl. (2019). Verdiene for 1990, 2000 og 2010 er ekspertvurderinger i form av prediksjoner fra en regresjonsmodell mellom antall årlige ynglinger og antall individer i rovviltregionene. Estimatet av antallet ynglinger i 1990 er basert på en vurdering av antall årlige ynglinger rapportert av fylkesmannens miljøvernavdelinger i perioden 1990-1994. For 2000 og 2010 er antallet ynglinger hentet fra de årlige statusrapportene til det nasjonale overvåkingsprogrammet for rovvilt ( <a href="http://www.rovdata.no">www.rovdata.no</a> ). Usikkerheten i indikatorverdiene for disse årene tar hensyn til usikkerheten i de opprinnelige estimatene i regresjonsmodellens parametere og i prediksjonene fra modellen.
<i>Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur</i>	Se over.
<i>Arealrepresentativitet/dekningsgrad</i>	Dataene dekker alle jerveområdene
<i>Geografisk avgrensning</i>	Hele fjellsonen.
<i>Måleenhet</i>	Antall individer
<i>Tidsperiode dekket</i>	1990-2019
<i>Frekvens for datainnsamling</i>	Dataene i Naturindeksen oppdateres hvert 5. år de siste årene.
<i>Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendig</i>	
<i>Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)</i>	Jerv er en predator og åtseleter. Redusert bestand vil påvirke populasjonene til byttedyrene, spesielt rein, både i form av bestandstall og i form av endret adferd. I tillegg vil det bli mer åtsel tilgjengelig for andre dyr, slik som rødrev, kongeørn og kråke.
<i>Tilskrivning til økosystemegenskap</i>	Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer

- <i>begrunnelse</i>	Jerv er en av to viktige topp-predatorer i fjellet i dag. Jerv inngår i flere viktige næringskjeder i fjellet.
<i>Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer</i>	Jerv er også en av 28 indikatorer i Fjellindeksen.
<i>Naturlige påvirkninger på indikatoren</i>	Jerv påvirkes av naturlige svingninger i byttedyr, spesielt rein.
<i>Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)</i>	Jerv påvirkes hovedsakelig av bestandsregulering.
<i>Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)</i>	Referansetilstanden for jerv er beregnet ut fra mengden egnet areal i de ulike fylkene og den potensielle tettheten av reproduserende enheter (Lande m.fl. 2003).
<i>Kvantifisering av referanseverdi(er)</i>	Se over
<i>Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Grenseverdien er satt til 60% av referanseverdien.
<i>Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	
<i>Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier</i>	Minimumsverdi er satt til null.
<i>Referanser</i>	Bischof, R., Milleret, C., Dupont, P., Chipperfield, J., Brøseth, H., & Kindberg, J. 2019. RovQuant: Estimating density, abundance and population dynamics of bears, wolverines, and wolves in Scandinavia. MINA fagrapport 63. Lande, U.S., Linnell, J.D.C., Herfindal, I., Salvatori, V., Brøseth, H., Andersen, A., Odden, J., Andrén, H., Karlsson, J., Willebrand, T., Persson, J., Landa, A., May, R., Dahle, B. & Swenson, J. 2003. Utredninger i forbindelse med ny rovviltmelding. Potensielle leveområder for store rovdyr i Skandinavia: GIS-analyser på et økoregionalt nivå. NINA Fagrapport 064.
<b>Indikator</b>	<b>Kongeørn</b>
<i>Utfylling av protokollen</i>	Anders L. Kolstad
<i>Dato utfyllt/revidert</i>	08.12.2021
<i>Datakilde</i>	Modell for beregning av antall territorier basert på data fra Rovdata (Mattisson mfl. 2020).
<i>Eierskap og tillatelser</i>	Rovdata eier rådataene. Bestandsestimatene er publisert i Mattisson mfl. (2020)
<i>Beskrivelse av rådata og indikatoren</i>	Kongeørnterritorier er registrert gjennom en årrekke og dokumentert i Rovbase. Noen av disse er senere også overvåket for å se om de er okkupert. Fra dette har man gjort modelleringer av hvor mange av det totale antall territorier man antar er okkupert.
<i>Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur</i>	Innsamlingen av data fra reirlokalteter gjøres av SNO og av amatører. Overvåking arrangeres av SNO og er delt i et intensivt og et ekstensivt program. Se <a href="https://rovdata.no/Kongeørn.aspx">https://rovdata.no/Kongeørn.aspx</a>
<i>Arealrepresentativitet/dekningsgrad</i>	Den ekstensive overvåkingen av hekkebestanden til kongeørn er i utgangspunktet arealdekkende, men man klarer likevel ikke å fange opp alle hekketerritorier.
<i>Geografisk avgrensing</i>	Hele Norge minus noen områder i SØ (Akershus, Østfold, Oslo)
<i>Måleenhet</i>	Antall territorier
<i>Tidsperiode dekket</i>	2015-2019
<i>Frekvens for datainnsamling</i>	Modelleringen er gjort for to tidsperioder med 5-års mellomrom. Kun den siste tidsperioden er inkludert her.
<i>Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendig</i>	-
<i>Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)</i>	Kongeørn er en topp-predator i fjellet og tar middels store pattedyr, samt fugler, inkludert hønsefugl. Kongeørn er også en opportunistisk åtseleter og er begunstiget av mye rein.
<i>Tiilskrivning til økosystemegenskap</i>	Funksjonell sammensetning innen trofiske nivåer Fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer
- <i>begrunnelse</i>	Kongeørn inngår i flere av de viktigste næringskjedene i fjellet.
<i>Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer</i>	Kongeørn er en av 28 indikatorer i Fjellindeksen.

Naturlige påvirkninger på indikatoren	Kongeørn påvirkes av naturlige svingninger i mattilgangen.
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)	Kongeørn påvirkes negativt av utbygging og infrastruktur og tilhørende menneskelig aktivitet i fjellet.
Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	Referansetilstanden er den samme som i Naturindeksen der dagens bestand er satt til 90% av referanseverdien. Dette er basert ekspertvurderinger. Det er ulike referanseverdier for Nord-Norge og Sør-Norge (sør for Nordland).
Kvantifisering av referanseverdi(er)	Se over
Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand	Grenseverdien er satt til 60% av referanseverdien.
Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand	
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	Minimumsverdi er satt til null.
Referanser	Mattisson, J., Nilsen, E. & Brøseth, H. 2020. Estimering av antall hekkende par kongeørn basert på kjent forekomst i Norge for perioden 2015–2019. NINA Rapport 1858.
<b>Indikator</b>	<b>Areal-uten-fremmede-plantearter</b>
Utfylling av protokollen	Joachim Töpfer
Dato utfyllt/revidert	09.12.2021
Datakilde	Arealrepresentativ naturovervåking (ANO)
Eierskap og tillatelse	ANO eies av Miljødirektoratet
Beskrivelse av rådata og indikatoren	Totaldekning (%) av fremmede karplantearter i kategori svært høy risiko (SE), høy risiko (HI) og potensiell høy risiko (PH) i 250 m <sup>2</sup> ANO-punkt, basert på Artsdatabanken (2018).
Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur	Vertikalprosjisert totaldekning av alle forekommende fremmede karplantearter, registrert ved visuell estimering for de fremmede artene samlet. Observasjoner/målinger gjøres pr 250 m <sup>2</sup> -ANO-punkt, med 18 ANO-punkter pr ANO-flate og totalt 1000 ANO-flater (omfatter alle hovedøkosystemer, ikke bare skog; se Tingstad mfl. 2019).
Arealrepresentativitet/dekningsgrad	ANOs datainnsamling foregår på 1000 flater (omfatter alle økosystemer) pr omdrev, tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 x 500 m <sup>2</sup> -rutenett; flater som er utilgjengelige eller som ikke er natur, forkastes og blir erstattet (se Tingstad mfl. 2019 for detaljer). Pr 2021 er data fra 3 ANO-sesonger i første omdrev tilgjengelig, dvs. 2412 fjellpunkter i 206 flater fra hele landet (av 8856 punkter i 507 flater totalt). Etter et fullt omdrev (1000 flater) forventes det om lag 5000 fjell-punkter basert på antakelsen at 1/3 av Norge er dekket med fjell. Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert.
Geografisk avgrensning	fastlands-Norge
Måleenhet	Areal uten dekning av fremmede arter, i %, regnes som 100 % - totaldekning (%) av fremmede arter (se Nybø mfl. 2018 for detaljer).
Tidsperiode dekket	2019-2021
Frekvens for datainnsamling	hvert 5. år for den enkelte ANO-flate
Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendig	ANO data er tilknyttet NiN-registreringer av kartleggingsenhet i målestokk 1:5000.
Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)	Fremmede arter er en trussel mot stedegen natur. For fjell er dette ikke et aktuelt problem ennå, men det kan det bli i fremtiden.
Tilskrivning til økosystemegenskap - begrunnelse	Funksjonelt viktige arter og strukturer
Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer	Ingen relevante.
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Naturaliserte fremmedarter som sprer seg til fjellet med klimaendring.
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)	Fremmedartsintroduksjoner.
Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	Absolutte biofysiske grenser

<i>Kvantifisering av referanseverdi(er)</i>	Referanseverdien er gitt som fullstendig fravær av fremmede arter, dvs. 100% areal uten fremmede arter.
<i>Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Ekspertkunnskap. Ensiktig indikator.
<i>Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Grenseverdi er gitt som 95% areal uten fremmede arter.
<i>Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier</i>	Minimumsverdien er definert som lavest mulige verdi, dvs. 0% areal uten fremmede arter.
<i>Referanser</i>	Artsdatabanken 2018. Fremmedartslista 2018. Hentet 22.11.2021. <a href="https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018">https://www.artsdatabanken.no/fremmedartslista2018</a> Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2016. NiNs systemkjerne – teori, prinsipper og inndelingskriterier. Natur i Norge, Artikkel 1 (versjon 2.0.0) Nybø, S., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, C., Sickel, H., . . . Aarrestad, P. A. (Eds.). 2018. Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer. Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. NINA Rapport 1536. Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H., & Tøpper, J. 2019. Utvikling av nasjonal arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642.
<b>Indikator</b>	<b>Areal-uten-tekniske-inngrep</b>
<i>Utfylling av protokollen</i>	Anders L. Kolstad
<i>Dato utfyllt/revidert</i>	09.12.2021
<i>Datakilde</i>	Datasettet Inngrepsfri Natur i Norge fra Miljødirektoratet lastet ned via kartkatalogen til Geonorge.
<i>Eierskap og tillatelser</i>	Eier: Miljødirektoratet. Lisens: Norsk lisens for offentlige data (NLOD) 2.0
<i>Beskrivelse av rådata og indikatoren</i>	Vektorkart. Datasettet viser hvilke områder i Norge som ikke er berørt av tyngre tekniske inngrep. Inngrepsfri natur er områder som ligger en kilometer eller mer i luftlinje unna tyngre tekniske inngrep så som veier, større kraftlinjer, jernbane, vassdragsinngrep m.fl.
<i>Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur</i>	Modellerte, heldekkende data basert på grunnkart slik som N50.
<i>Arealrepresentativitet/dekningsgrad</i>	Heldekkende.
<i>Geografisk avgrensning</i>	Heldekkende for Norge
<i>Måleenhet</i>	Arealenheter.
<i>Tidsperiode dekket</i>	1988, 2008, 2013, 2018
<i>Frekvens for datainnsamling</i>	Hvert 5. år de siste årene.
<i>Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendigg</i>	Datasettet kommer ikke med noen oppgitt usikkerhet rundt avgrensningene av polygoner.
<i>Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)</i>	Inngrepsfri natur representerer arealer med mindre menneskelig aktivitet og hvor spesielt mer mobile arter kan bevege seg mer fritt. En reduksjon i dette arealet vil indikere et større menneskelig fotavtrykk, og menneskelige installasjoner kan påvirke bevegelsesmønsteret hos mobile arter slik som rein.
<i>Tilskrivning til økosystemegenskap - begrunnelse</i>	Landskapsøkologiske mønstre Indikatoren sier noe om størrelsen på kjerneareal og konnektivitet i landskapet.
<i>Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer</i>	Indikatoren er forholdsvis tett korrelert med indikatoren Konnektivitet.
<i>Naturlige påvirkninger på indikatoren</i>	Indikatoren er upåvirket av naturlig variasjon i naturen.
<i>Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)</i>	Indikatoren påvirkes av arealbruksendringer.
<i>Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)</i>	Referanseverdi er satt til 1 (ingen inngrep)
<i>Kvantifisering av referanseverdi(er)</i>	
<i>Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Grenseverdien er satt til 60% av referanseverdien.

Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand	
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	Minimumsverdi er satt til null.
Referanser	
<b>Indikator</b>	<b>Konnektivitet av fjellareal</b>
Utfylling av protokollen	Anders L. Kolstad
Dato utfyllt/revidert	10.12.2021
Datakilde	N50
Eierskap og tillatelser	Kartverket. Lisens: Creative Commons BY 4.0 (CC BY 4.0)
Beskrivelse av rådata og indikatoren	Fra Kartkatalogen: Temaer som inngår i produktet er arealdekke (vann, markslag, etc), administrative områder, bygninger og anlegg, høyde, restriksjonsområder, samferdsel og stedsnavn. N50 Kartdata dekker fastlands-Norge og er begrenset av riksgrensen mot nabolandene og territorialgrensen i havet. Produktet er kartografisk redigert med tanke på presentasjon i målestokk 1:50 000.
Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur	Ajourføringsansvar er fordelt mellom flere instutisjoner.
Arealrepresentativitet/dekningsgrad	Heldekkende
Geografisk avgrensning	Hele fjellkjeden
Måleenhet	meter
Tidsperiode dekket	Øyeblikksbilde, nåtid.
Frekvens for datainnsamling	Uvisst.
Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendig	
Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)	Konnektivitet av fjellareal representerer endringer i sammenhengen (konnektiviteten) av separate fjellområder på grunn av utbygging av menneskeskapt infrastruktur (veier, kraftlinjer, dyrket mark, bygninger etc.). Stier er ikke regnet med som menneskeskapt infrastruktur. Indikatoren beregnes som gjennomsnittlig avstand fra sentrum av hvert avsluttende fjellområde til nærmeste infrastrukturelement eller skogområde. Indikatorene representerer derfor også reduksjonen av kjerneareal og tilsvarende økning av kantareal som følge av infrastruktur.
Tilskrivning til økosystemegenskap - begrunnelse	Landskapsøkologiske mønstre
Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer	Konnektivitet påvirker spredning og mobilitet hos arter i landskapet.
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Høyt korrelert med indikatoren for areal uten tekniske inngrep.
Menneskeskapt påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)	Indikatoren er upåvirket av naturlig variasjon i naturen.
Menneskeskapt påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)	Konnektiviteten reduseres når det bygges menneskelig infrastruktur i fjellet. Dette kan fasilitere spredning og invasjon av boreale arter og redusere mobiliteten hos alpine arter.
Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	Referanseverdien er gjennomsnittlig avstand fra fjellområdene til nærmeste skogpolygon, der fjellområdene ikke er oppdelt eller påvirket av infrastruktur.
Kvantifisering av referanseverdi(er)	Se over.
Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand	Grenseverdien er satt til 60% av referanseverdien.
Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand	
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	Minimumsverdi er satt til null (alt fjellareal er borte).
Referanser	<a href="https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/n50-kartdata/ea192681-d039-42ec-b1bc-f3ce04c189ac">https://kartkatalog.geonorge.no/metadata/n50-kartdata/ea192681-d039-42ec-b1bc-f3ce04c189ac</a>
<b>Indikator</b>	<b>Naturindeks-for-fjell (modifisert) (Fjellindeksen)</b>
Utfylling av protokollen	Anders L. Kolstad
Dato utfyllt/revidert	09.12.2021
Datakilde	Data kommer fra flere kilder, men filtreres gjennom Naturindeksen.

<i>Eierskap og tillatelser</i>	Naturindeksen eies av Miljødirektoratet, men dataserien bak indikatorene har ulike eiere.
<i>Beskrivelse av rådata og indikatoren</i>	Rådataene er svært variert, men de dataene som vi henter fra Naturindeksen er standardiserte, dvs de er skalert mellom verdien null og en referanseverdi.
<i>Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur</i>	Variert (se over).
<i>Arealrepresentativitet/dekningsgrad</i>	Dekker samlet sett hele fjellkjeden.
<i>Geografisk avgrensing</i>	Hele fjellet. De ulike indikatorene i fjellindeksen har forskjellig dekning, men veies ulike basert på dette.
<i>Måleenhet</i>	Variert. De vanligste måleenhetene til indikatorene er bestandsestimater og tettheter.
<i>Tidsperiode dekket</i>	1988-2019
<i>Frekvens for datainnsamling</i>	Hvert 5. år de siste årene.
<i>Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendig</i>	
<i>Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)</i>	Naturindeksen representerer arealenes tilstand slik den gjenspeiles i et sett med indikatorer. Om indikatorverdien går ned, betyr det at tilstanden i fjellet forverres. Siden de fleste indikatorene i fjellindeksen er arter, så betyr det gjerne at abundansen av artene går ned.
<i>Tilskrivning til økosystemegenskap - begrunnelse</i>	Biologisk mangfold Bredden av indikatorer gjør at artsgrupper blir representert, selv om artsrikhet strengt tatt ikke blir hensyntatt.
<i>Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer</i>	Indikatoren har en del overlapp med andre indikatorer som inngår både i Fjellindeksen og som egen indikator. Dette gjelder rein, smågnagere, lirype, fjellrype, kongeørn, fjellrev og jerv (en del av disse er representert på annen måte i Fjellindeksen).
<i>Naturlige påvirkninger på indikatoren</i>	Pga bredden av indikatorer påvirkes fjellindeksen lite av naturlige svingninger i naturen.
<i>Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)</i>	Fjellindeksen påvirkes særlig av klimaendringer, beskatning og arealbruk. Påvirkningen fra forurensing er trolig liten og det samme med fremmedarter.
<i>Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)</i>	Referanseverdier er satt for hver av de ulike indikatorene som inngår i indeksen (28 stk). Dette er forklart på naturindeksen sine hjemmesider.
<i>Kvantifisering av referanseverdi(er)</i>	Se over
<i>Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Grenseverdi for GØT er satt til 60% av referanseverdi.
<i>Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	
<i>Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier</i>	Minimumsverdi er satt til null.
<i>Referanser</i>	Berge, S.E. & Pedersen, B. 2021. Nature index system documentation. Mathematical framework, database, web-portals, scripts and API. NINA Report 1990.
<b>Indikator</b>	<b>Ellenberg N</b>
<i>Utfylling av protokollen</i>	Joachim Töpfer
<i>Dato utfyllt/revidert</i>	09.12.2021
<i>Datakilde</i>	Arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Britiske Ellenberg-N-verdier.
<i>Eierskap og tillatelser</i>	ANO eies av Miljødirektoratet. Britiske Ellenbergverdier er publisert av Hill et al 1999 og kan fritt brukes (forfattere skal siteres).
<i>Beskrivelse av rådata og indikatoren</i>	ANO: Artssammensetning av karplanter registrert som forekomst og mengde (% dekning) av alle forekommende karplanter pr 1 m <sup>2</sup> rute i midten av et ANO-punkt. Ellenberg N: nitrogenaffinitet per art på en skala fra 1 (minst nitrofil) til 9 (mest nitrofil)
<i>Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur</i>	Vertikalprosjisert dekning av alle forekommende karplantearter, registrert ved visuell estimering per art. Observasjoner/målinger gjøres pr 1 m <sup>2</sup> rute i midten av hvert ANO-punkt, med 18 ANO-punkter pr ANO-flate og totalt 1000 ANO-flater (omfatter alle hovedøkosystemer, ikke bare skog; (Tingstad mfl. 2019).
<i>Arealrepresentativitet/dekningsgrad</i>	ANOs datainnsamling foregår på 1000 flater (omfatter alle økosystemer) pr omdrev, tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 x 500 m <sup>2</sup> -rutenett;



	flater som er utilgjengelige eller som ikke er natur, forkastes og blir erstattet (se Tingstad mfl. 2019 for detaljer). Pr 2021 er data fra 3 ANO-sesonger i første omdrev tilgjengelig, dvs. 2412 fjellpunkter i 206 flater fra hele landet (av 8856 punkter i 507 flater totalt). Etter et fullt omdrev (1000 flater) forventes det om lag 5000 fjell-punkter basert på antakelsen at 1/3 av Norge er dekket med fjell. Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert.
<i>Geografisk avgrensning</i>	fastlands-Norge
<i>Måleenhet</i>	Veid gjennomsnittsverdi av vegetasjonens indikatorverdi for nitrogen (Ellenberg N) basert på forekomst og mengde av alle karplanter i 1 m <sup>2</sup> -ANO-rute (se Nybø mfl. 2018 og Töpper mfl. 2018 for detaljer). For hver grunntype i NiNs hovedtyper T3, T7, T14, T22.
<i>Tidsperiode dekket</i>	2019-2021
<i>Frekvens for datainnsamling</i>	hvert 5. år for den enkelte ANO-flate
<i>Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendighet</i>	ANO data er tilknyttet NiN-registreringer av kartleggingsenhet i målestokk 1:5000. For ytterligere info om Ellenberg N se Hill mfl. 1999
<i>Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)</i>	Redusert eller økt indikatorverdi er et signal på dominansendring og/eller artsutskifting i retning av respektive et mer nitrogenfattig eller -rikt plantesamfunn enn normalt i fjellet i refransetilstanden.
<i>Tilskrivning til økosystemegenskap</i>	Abiotiske forhold
<i>- begrunnelse</i>	Indikatoren er direkte lenket til mengde nitrogen i jordsmonn, men kan også være et signal på mer generell produktivitet
<i>Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer</i>	Kan ha sammenheng med NDVI (produktivitet)
<i>Naturlige påvirkninger på indikatoren</i>	Lokale fenomener som dyrekadavre kan øke nitrogentilgangen betraktelig og påvirke plantesamfunnet.
<i>Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)</i>	Forurensing (nitrogennedfall, sur nedbør) og klimaendringer, der (i) økt nedbør og avrenning kan føre til utvasking av nitrogen fra jordsmonn. og (ii) økt temperatur gir økt produktivitet som kan slå ut på et samfunnsvektet gjennomsnitt av Ellenberg N hvis dominanseforholdet i plantesamfunnet blir endret.
<i>Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)</i>	Referansesamfunn. Generaliserte artsdataalister for grunntyper som inngår i kartleggingsenhetene i NiN (Halvorsen mfl. 2016) ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier. Se Nybø mfl. (2018) og Töpper mfl. (2018) for detaljer. Generaliserte artslistene for grunntyper i NiN. Listene beskriver forventet artssammensetning og mengdeforhold i hver enkelt naturtype (her: 1:5000 kartleggingsenheter i NiN) i referansetilstanden. Se Halvorsen mfl. (2016) for detaljer. For hver av de generaliserte artslistene ble det regnet ut en veid gjennomsnittlig indikatorverdi for Ellenberg N gjennom å multiplisere hver enkelt arts mengde med artens indikatorverdi, summere disse verdiene og dele på summen av mengder. Bootstrapping ble benyttet for å beregne usikkerheten som potensielt ligger i generaliserte artslistene: hver artsliste ble re-samlet 10 000 ganger, og i hver runde ble 1/3 av artene i artslisten tilfeldig samlet. Dominante nøkkelarter for økosystemet, dvs. arter med mengde $\geq 6$ på en skala fra 1-6, ble tatt med i hvert utvalg. For hver bootstrap ble gjennomsnittlig indikatorverdi beregnet, og en tetthetsfordeling over indikatorverdier ble produsert som en referansefordeling. Se Töpper mfl. 2018 for flere detaljer. Det er siden gjennomført følgende endringer i metodikken: fra en re-sampling av 2/3 av artstallet til 1/3 basert på artsrikdom dokumentert i ANO fra arter med mengde enhet $\geq 4$ som obligatoriske i hver sample til arter med mengde enhet $\geq 6$ . Referansefordelingen er unik for hver kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i T3 (fjellhei, leside & tundra), T7 (snøleie), T14 (rabbe) og T22 (fjellgrashei & grastundra)
<i>Kvantifisering av referanseverdi(er)</i>	Referanseverdien er gitt som medianen i referansefordelingen
<i>Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Statistisk fordeling, tosidig indikator.
<i>Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Øvre og nedre grenseverdi er gitt som 0,025 og 0,975 kvantilene i referansefordelingen (dvs. 95% konfidensintervall for tosidig indikator)
<i>Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier</i>	Minimums-/maksimumsverdiene er definert fra min- og maks på Ellenberg-skalaen (henholdsvis 1 og 9)

<i>Referanser</i>	<p>Halvorsen, R., Bryn, A., &amp; Erikstad, L. 2016. NiNs systemkjerne – teori, prinsipper og inndelingskriterier. Natur i Norge, Artikkel 1 (versjon 2.0.0)</p> <p>Hill, M.O., Mountford, J.O., Roy, D.B., &amp; Bunce, R.G.H. 1999. Ellenberg's Indicator Values for British Plants. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon, UK.</p> <p>Nybø, S., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, C., Sickel, H., . . . Aarrestad, P.A. (Eds.). 2018. Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer. Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. NINA Rapport 1536</p> <p>Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H., &amp; Töpper, J. 2019. Utvikling av nasjonal arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642.</p> <p>Töpper, J.P., Velle, L.G., &amp; Vandvik, V. 2018. Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime. NINA Rapport 1529.</p>
<b>Indikator</b>	<b>Ellenberg L</b>
<i>Utfylling av protokollen</i>	Joachim Töpper
<i>Dato utfyllt/revidert</i>	09.12.2021
<i>Datakilde</i>	Arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Britiske Ellenberg-L-verdier.
<i>Eierskap og tillatelser</i>	ANO eies av Miljødirektoratet. Britiske Ellenbergverdier er publisert av Hill et al 1999 og kan fritt brukes (forfattere skal siteres).
<i>Beskrivelse av rådata og indikatoren</i>	ANO: Arts sammensetning av karplanter registrert som forekomst og mengde (% dekning) av alle forekommende karplanter pr 1 m <sup>2</sup> rute i midten av et ANO-punkt. Ellenberg L: lysaffinitet per art på en skala fra 1 (minst lyskrevende) til 9 (mest lyskrevende)
<i>Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur</i>	Vertikalprojsert dekning av alle forekommende karplantearter, registrert ved visuell estimering per art. Observasjoner/målinger gjøres pr 1 m <sup>2</sup> rute i midten av hvert ANO-punkt, med 18 ANO-punkter pr ANO-flate og totalt 1000 ANO-flater (omfatter alle hovedøkosystemer, ikke bare skog; se Tingstad mfl. 2019).
<i>Arealrepresentativitet/dekningsgrad</i>	ANOs datainnsamling foregår på 1000 flater (omfatter alle økosystemer) pr omdrev, tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 x 500 m <sup>2</sup> -rutenett; flater som er utilgjengelige eller som ikke er natur, forkastes og blir erstattet (se Tingstad mfl. 2019 for de-taljer). Pr 2021 er data fra 3 ANO-sesonger i første omdrev tilgjengelig, dvs. 2412 fjellpunkter i 206 flater fra hele landet (av 8856 punkter i 507 flater totalt). Etter et fullt omdrev (1000 flater) forventes det om lag 5000 fjell-punkter basert på antakelsen at 1/3 av Norge er dekket med fjell. Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert.
<i>Geografisk avgrensning</i>	fastlands-Norge
<i>Måleenhet</i>	Veid gjennomsnittsverdi av vegetasjonens indikatorverdi for lys (Ellenberg L) basert på forekomst og mengde av alle karplanter i 1 m <sup>2</sup> -ANO-rute (se Nybø mfl. 2018 og Töpper mfl. 2018 for detaljer). For hver grunn-type i NiNs hovedtyper T3, T7, T14, T22.
<i>Tidsperiode dekket</i>	2019-2021
<i>Frekvens for datainnsamling</i>	hvert 5. år for den enkelte ANO-flate
<i>Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendig</i>	ANO data er tilknyttet NiN-registreringer av kartleggingsenhet i målestokk 1:5000. For ytterligere info om Ellenberg N se Hill et al 1999.
<i>Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)</i>	Redusert eller økt indikatorverdi er et signal på dominansendring og/eller artsutskifting i retning av respektive et mindre eller mer lyskrevende plantesamfunn enn normalt i fjellet i refransetilstanden.
<i>Tilskrivning til økosystemegenskap</i>	Abiotiske forhold
<i>- begrunnelse</i>	Indikatoren er direkte lenket til mengde av tilgjengelig lys
<i>Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer</i>	Ingen relevante.
<i>Naturlige påvirkninger på indikatoren</i>	Lokalt kan forekomst av trær redusere lystilgangen betraktelig og påvirke plantesamfunnet.
<i>Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)</i>	Arealbruk: rydding av busker/trær og beite/slått øker lystilgangen, opphør av drift fører til gjengroing. Klimaendringer: økt temperatur gir økt

	dekning av busker som reduserer lystilgang i feltsjiktet og kan slå ut på en samfunnsvektet gjennomsnitt av Ellenberg L hvis dominanseforholdet i plantesamfunnet blir endret.
<i>Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)</i>	Referansesamfunn. Generaliserte artsdataalister for grunntyper som inngår i kartleggingsenhetene i NiN (Halvorsen mfl. 2016) ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier. Se Nybø mfl. (2018) og Töpper mfl. (2018) for detaljer. Generaliserte artslistene for grunntyper i NiN. Listene beskriver forventet artssammensetning og mengdeforhold i hver enkelt naturtype (her: 1:5000 kartleggingsenheter i NiN) i referansetilstanden. Se Halvorsen mfl. (2016) for detaljer. For hver av de generaliserte artslistene ble det regnet ut en veid gjennomsnittlig indikatorverdi for Ellenberg N gjennom å multiplisere hver enkelt arts mengde med artens indikatorverdi, summere disse verdiene og dele på summen av mengder. Bootstrapping ble benyttet for å beregne usikkerheten som potensielt ligger i generaliserte artslistene: hver artsliste ble re-samlet 10 000 ganger, og i hver runde ble 1/3 av artene i artslisten tilfeldig samlet. Dominante nøkkelarter for økosystemet, dvs. arter med mengde $\geq 6$ på en skala fra 1-6, ble tatt med i hvert utvalg. For hver bootstrap ble gjennomsnittlig indikatorverdi beregnet, og en tetthetsfordeling over indikatorverdier ble produsert som en referansefordeling. Se Töpper mfl. 2018 for flere detaljer. Det er siden gjennomført følgende endringer i metodikken: fra en re-sampling av 2/3 av artstallet til 1/3 basert på artsrikdom dokumentert i ANO fra arter med mengde enhet $\geq 4$ som obligatoriske i hver sample til arter med mengde enhet $\geq 6$ . Referansefordelingen er unik for hver kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i T3 (fjellhei, leside & tundra), T7 (snøleie), T14 (rabbe) og T22 (fjellgrashei & grastundra)
<i>Kvantifisering av referanseverdi(er)</i>	Referanseverdien er gitt som medianen i referansefordelingen
<i>Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Statistisk fordeling, tosidig indikator.
<i>Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Øvre og nedre grenseverdi er gitt som 0,025 og 0,975 kvantilene i referansefordelingen (dvs. 95% konfidensintervall for tosidig indikator)
<i>Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier</i>	Minimums-/maksimumsverdiene er definert fra min- og maks på Ellenberg-skalaen (henholdsvis 1 og 9)
<i>Referanser</i>	Halvorsen, R., Bryn, A., & Erikstad, L. 2016. NiNs systemkjerne – teori, prinsipper og inndelingskriterier. Natur i Norge, Artikkel 1 (versjon 2.0.0) Hill, M.O., Mountford, J.O., Roy, D.B., & Bunce, R.G.H. 1999. Ellenberg's Indicator Values for British Plants. Institute of Terrestrial Ecology, Huntingdon, UK. Nybø, S., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, C., Sickel, H., . . . Aarrestad, P. A. (Eds.). 2018. Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer. Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. NINA Rapport 1536 Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H., & Töpper, J. 2019. Utvikling av nasjonal arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642. Töpper, J.P., Velle, L.G., & Vandvik, V. 2018. Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime. NINA Rapport 1529.
<b>Indikator</b>	<b>Vegetasjonens varmekrav</b>
<i>Utfylling av protokollen</i>	Joachim Töpper
<i>Dato utfyllt/revidert</i>	09.12.2021
<i>Datakilde</i>	Arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Varmekrav-indikatordata for svenske plantearter.
<i>Eierskap og tillatelser</i>	ANO eies av Miljødirektoratet. Varmekravindikatordata er publisert av Tyler mfl. (2021) og kan fritt brukes (forfattere skal siteres).
<i>Beskrivelse av rådata og indikatoren</i>	ANO: Artssammensetning av karplanter registrert som forekomst og mengde (% dekning) av alle forekommende karplanter pr 1 m <sup>2</sup> rute i midten av et ANO-punkt. Varmekrav: varmekravverdi per art på en skala fra 1 (lavest varmekrav) til 14 (høyest varmekrav).

<i>Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur</i>	Vertikalprosjisert dekning av alle forekommende karplantearter, registrert ved visuell estimering per art. Observasjoner/målinger gjøres pr 1 m <sup>2</sup> rute i midten av hvert ANO-punkt, med 18 ANO-punkter pr ANO-flate og totalt 1000 ANO-flater (omfatter alle hovedøkosystemer, ikke bare fjell (Tingstad mfl. 2019)).
<i>Arealrepresentativitet/dekningsgrad</i>	ANOs datainnsamling foregår på 1000 flater (omfatter alle økosystemer) pr omdrev, tilfeldig trukket fra SSBs nasjonale 500 x 500 m <sup>2</sup> -rutenett; flater som er utilgjengelige eller som ikke er natur, forkastes og blir erstattet (se Tingstad mfl. 2019 for detaljer). Pr 2021 er data fra 3 ANO-sesonger i første omdrev tilgjengelig, dvs. 2412 fjellpunkter i 206 flater fra hele landet (av 8856 punkter i 507 flater totalt). Etter et fullt omdrev (1000 flater) forventes det om lag 5000 fjell-punkter basert på antakelsen at 1/3 av Norge er dekket med fjell. Hele populasjonen er i prinsippet dekket, men flater langt fra vei kan være underrepresentert.
<i>Geografisk avgrensning</i>	fastlands-Norge
<i>Måleenhet</i>	Kumulativ dekning av arter ved definert varmekravsterskel og høyere (for hver grunntype i NiNs hovedtyper T3, T7, T14, T22).
<i>Tidsperiode dekket</i>	2019-2021
<i>Frekvens for datainnsamling</i>	hvert 5. år for den enkelte ANO-flate
<i>Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendigg</i>	ANO data er tilknyttet NiN-registreringer av kartleggingsenhet i målestokk 1:5000. For ytterligere info om varmekravindikatoren se Tyler mfl. (2021).
<i>Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)</i>	Redusert indikatorverdi er et signal på dominansendring og/eller artsutskifting i retning av et mer varmekjært plantesamfunn enn normalt i fjellet i referansetilstanden.
<i>Tilskrivning til økosystemegenskap - begrunnelse</i>	Abiotiske forhold Indikatoren er direkte knyttet til temperatur og temperaturendringer
<i>Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer</i>	Ingen relevante.
<i>Naturlige påvirkninger på indikatoren</i>	Ingen relevante, unntatt lokal miljøvariasjon i fjellet.
<i>Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)</i>	Klimaendringer
<i>Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)</i>	Referansesamfunn. Generaliserte artsdatalister for grunntyper som inngår i kartleggingsenhetene i NiN (Halvorsen mfl. 2016) ligger til grunn for beregning av referanse- og grenseverdier. Se Nybø mfl. (2018) og Tøpper mfl. (2018) for detaljer. Generaliserte artslistene for grunntyper i NiN. Listene beskriver forventet artssammensetning og mengdeforhold i hver enkelt naturtype (her: 1:5000 kartleggingsenheter i NiN) i referansetilstanden. Se Halvorsen mfl. (2016) for detaljer. For hver av de generaliserte artslistene ble det regnet ut en kumulativ dekning av arter ved en definert varmekravsterskel og høyere (kumulativ fra høyest til lavest varmekrav). Merk at det er maks dekning som angis i disse artslistene i NiN, vi bruker derfor relativ dekning, dvs. hver art sin dekning deles med total dekning av alle arter. Bootstrapping ble benyttet for å beregne usikkerheten som potensielt ligger i generaliserte artslistene: hver artsliste ble re-samlet 10 000 ganger, og i hver runde ble 1/2 av artene i artslisten tilfeldig samplet. Dominante nøkkelarter for økosystemet, dvs. arter med mengde $\geq 5$ på en skala fra 1-6, ble tatt med i hvert utvalg. For hver bootstrap ble ovennevnt kumulativ dekning beregnet, og en tetthetsfordeling over indikatorverdier ble produsert som en referansefordeling. Referansefordelingen er unik for hver kartleggingsenhet i målestokk 1:5000 i T3 (fjellhei, leside & tundra), T7 (snøleie), T14 (rabbe) og T22 (fjellgrashei & grastundra).
<i>Kvantifisering av referanseverdi(er)</i>	Referanseverdien er gitt som medianen i referansefordelingen
<i>Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Statistisk fordeling, ensidig indikator.
<i>Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Grenseverdi er gitt som 0,95 kvantilen i referansefordelingen (dvs. 95% konfidensintervall for ensidig indikator)
<i>Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier</i>	Maksverdien er satt til 1 (dvs. ruten er fullstendig dekket av arter ved varmekravsterskel og høyere)

<i>Referanser</i>	<p>Halvorsen, R., Bryn, A., &amp; Erikstad, L. 2016. NiNs systemkjerne – teori, prinsipper og inndelingskriterier. – Natur i Norge, Artikkel 1 (versjon 2.0.0)</p> <p>Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H., &amp; Töpper, J. 2019. Utvikling av nasjonal arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642.</p> <p>Tyler, T., Herbertsson, L., Olofsson, J., &amp; Olsson, P. A. 2021. Ecological indicator and traits values for Swedish vascular plants. Ecological Indicators, 120. doi:10.1016/j.ecolind.2020.106923</p>
<b>Indikator</b>	<b>Areal-av-isbreer</b>
<i>Utfylling av protokollen</i>	Anders L. Kolstad
<i>Dato utfylt/revidert</i>	10.12.2021
<i>Datakilde</i>	Nytt breatlas for 2018-2019 (pers. com. Liss Marie Andreassen, NVE) og digitaliserte N50 kart for brearealet i 1947-1985 (Winsvold mfl. 2014).
<i>Eierskap og tillatelser</i>	Kartdata eies av NVE. Breatlas for 2018-19 publiseres etter planen våren 2022.
<i>Beskrivelse av rådata og indikatoren</i>	N50 datasettet er en digitalisert utgave av opprinnelige N50 kart som ble laget basert på tolkning av flyfoto fra perioden 1947-1985. Breatlas er basert på Sentinel satelittbilder fra 2018-2019.
<i>Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur</i>	Se over.
<i>Arealrepresentativitet/dekningsgrad</i>	Arealdekkende. N50 kartet kan mangle mindre breflekker eller snøfonner som ville blitt fanget opp med Sentinel-bider. Dette gjøre at Referansetilstanden kan ha et lite underestimat.
<i>Geografisk avgrensning</i>	Hele Norge, men i praksis bare fjellarealene.
<i>Måleenhet</i>	Arealenheter.
<i>Tidsperiode dekket</i>	1947-2019
<i>Frekvens for datainnsamling</i>	Tiår.
<i>Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendighet</i>	
<i>Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)</i>	Isbreer er viktige strukturer i fjellet, i tillegg til å være gode indikatorer på klimaendringer. Smeltevannet er forutsigbart og gir grunnlag for utviklingen av vegetasjonstyper. Breene er habitater for ulike spesialiserte organismer, som alger, hjuldyr, bjørnedyr og mindre insekter. Reinsdyr bruker gjerne breene om sommeren for å kjøle seg ned og for å unngå plagsomme insekter.
<i>Tilskrivning til økosystemegenskap - begrunnelse</i>	Abiotiske forhold
<i>Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer</i>	Endringer i breareal er trolig korrelert med endringer snøleiene - en indikator som mangler i denne rapporten.
<i>Naturlige påvirkninger på indikatoren</i>	Isbreer påvirkes av langsiktige endringer i klima.
<i>Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)</i>	Klimaendringer (Winsvold mfl. 2014, Andreassen mfl. 2020, 2022)
<i>Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)</i>	Referansetilstand er satt til brearealet i årene 1947-1985 (Winsvold mfl. 2014).
<i>Kvantifisering av referanseverdi(er)</i>	Se over.
<i>Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Grenseverdien er satt til 60% av referanseverdien.
<i>Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	
<i>Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier</i>	Minimumsverdi er satt til null.
<i>Referanser</i>	<p>Andreassen, L.M., &amp; Winsvold, S.H. (eds.). 2012. Inventory of Norwegian glaciers. NVE Rapport 38, Norges Vassdrags- og energidirektorat, 236 s.</p> <p>Andreassen, L.M., Elvehøy, H., Kjølmoen, B. &amp; Belart, J.M.C. 2020. Glacier change in Norway since the 1960s – an overview of mass balance, area, length and surface elevation changes. Journal of Glaciology 66: 313–328.</p>

	Andreassen, L.M., Nagy, T., Kjølmoen, B. & Leigh, J.R. 2022. A Sentinel-2 based inventory of Norway's glaciers and ice-marginal lakes 2018/2019. Journal of Glaciology (in review) Winsvold, S.H., Andreassen, L.M. & Kienholz, C. 2014. Glacier area and length changes in Norway from repeat inventories. The Cryosphere 8: 1885-1903.
<b>Indikator</b>	<b>Snødybde</b>
Utfylling av protokollen	Anders L. Kolstad
Dato utfyllt/revidert	10.12.2021
Datakilde	Modellerte klimadata fra Meteorologisk Institutt (MET).
Eierskap og tillatelser	MET
Beskrivelse av rådata og indikatoren	Modellerte, interpolert snødybder (mm) per dag og per kvadratkilometer.
Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur	Modellen baseres på observerte værdata fra faste værstasjoner, terengmodell etc.
Arealrepresentativitet/dekningsgrad	Arealdekkende.
Geografisk avgrensning	fastlands-Norge
Måleenhet	mm
Tidsperiode dekket	1960-2020
Frekvens for datainnsamling	Daglig
Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendig	
Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)	Et stabilt snødekke muliggjør et subnivalt liv. Redusert snødybde betyr vanskeligere livsvilkår for subnivale arter, høyere temperatursvingninger i jordsmonnet, inkludert dypere frost. Det kan også bety lettere mattilgang for store beitedyr og tidligere avsmelting og mindre tilgang på smeltevann om våren.
Tilskrivning til økosystemegenskap	Abiotiske forhold
- begrunnelse	Snødybde er en viktig abiotisk påvirkning på arter og funksjoner i fjellet.
Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer	Korrelerer noe med snødekkets varighet
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Indikatoren er upåvirket av naturlig variasjon i naturen innenfor denne tidsramme på under 100 år.
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)	Klimaendringer
Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	Referanseverdien er definert av gjennomsnittet under forrige normalperiode (1961-1990).
Kvantifisering av referanseverdi(er)	Se over. Referanseverdien varierer mellom de fem regionene.
Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand	Grenseverdien for god økologisk tilstand er fastsatt til 2 standardavvik for snødybde i normalperioden og kan tolkes som en verdi som hadde vært kategorisert som ekstrem i den perioden.
Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand	
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	Minimumsverdi for god økologisk tilstand er fastsatt til 5 standardavvik for snødybde i normalperioden.
Referanser	<a href="https://www.senorge.no">Innsynsløsning til datasettet: senorge.no</a>
<b>Indikator</b>	<b>Snødekkets varighet</b>
Utfylling av protokollen	Anders L. Kolstad
Dato utfyllt/revidert	10.12.2021
Datakilde	Modellerte klimadata fra Meteorologisk Institutt (MET).
Eierskap og tillatelser	MET
Beskrivelse av rådata og indikatoren	Modellerte, interpolert snødybder (mm) og temperatur per dag og per kvadratkilometer.
Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur	Modellen baseres på observerte værdata fra faste værstasjoner, terengmodell etc.
Arealrepresentativitet/dekningsgrad	Arealdekkende.
Geografisk avgrensning	fastlands-Norge
Måleenhet	dager

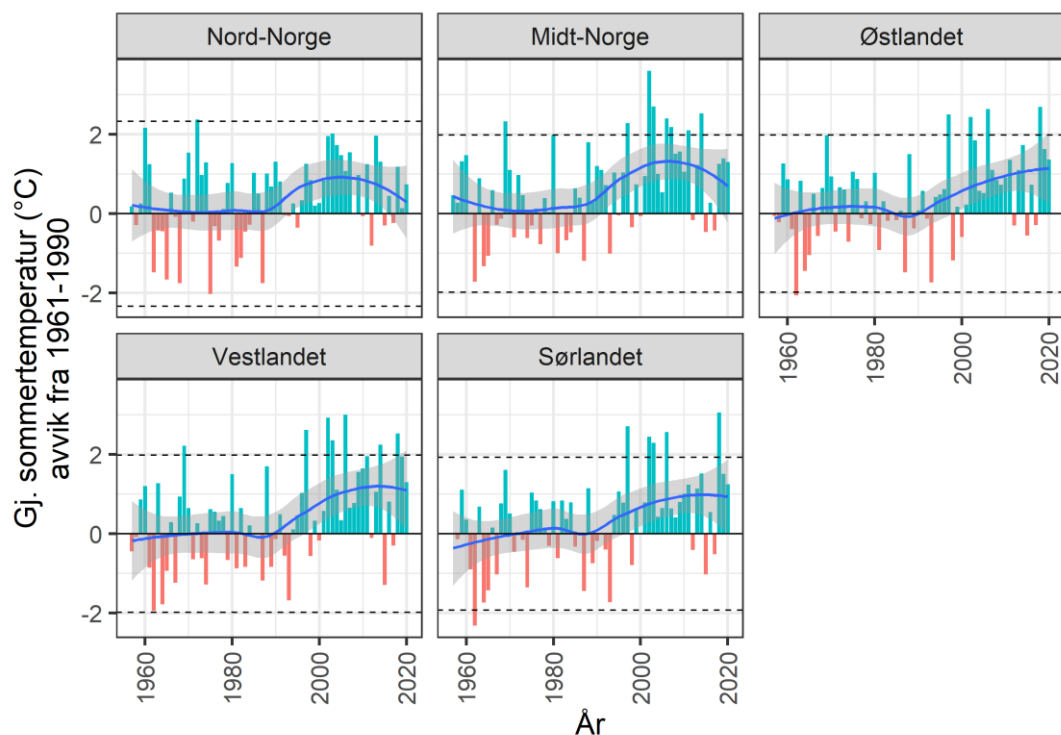
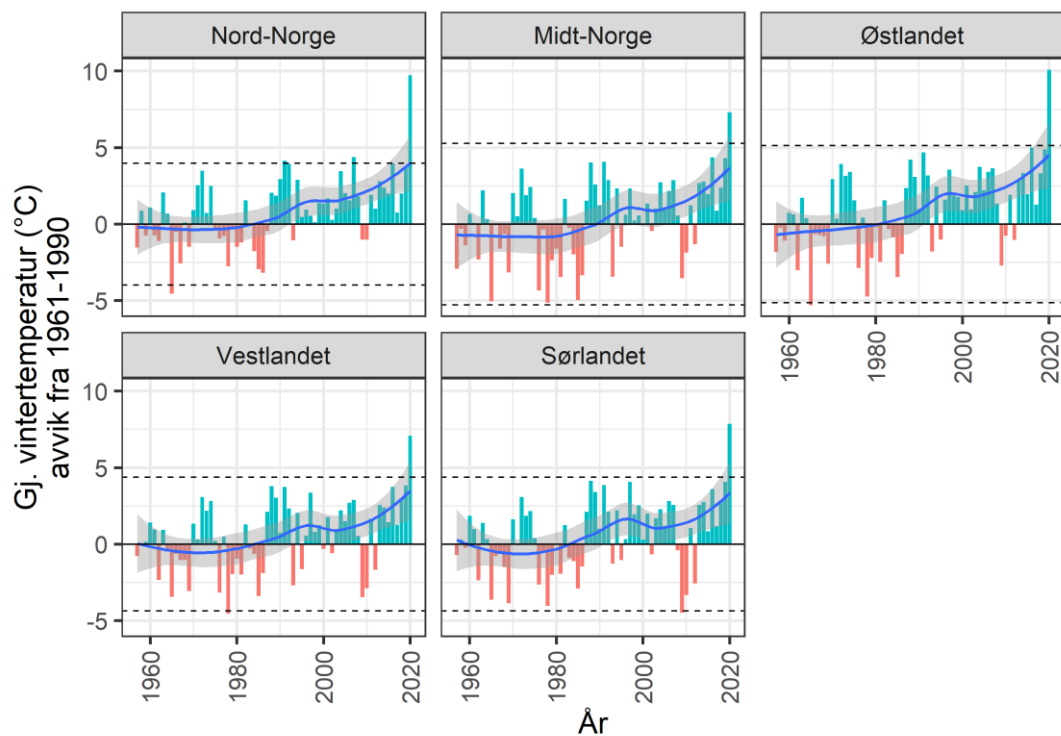
Tidsperiode dekket	1960-2020
Frekvens for datainnsamling	Daglig
Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendig	
Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)	Snødekkets varighet definerer også vinterens varighet og beskriver samtidig tiden som er tilgjengelig for vekst. Forkortet varighet av snødekke betyr lengre vekstsesong, lavere albedo og høyere bakketemperaturer.
Tilskrivning til økosystemegenskap	Abiotiske forhold
- begrunnelse	Snødekkets varighet er en viktig abiotisk påvirkning på arter og funksjoner i fjellet som blant annet setter rammen for viktige fenologiske hendelser.
Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer	Korrelerer noe med snødybden.
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Indikatoren er upåvirket av naturlig variasjon i naturen innenfor denne tidsramme på under 100 år.
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)	Klimaendringer
Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)	Referanseverdien er definert av gjennomsnittet under forrige normalperiode (1961-1990).
Kvantifisering av referanseverdi(er)	Se over. Referanseverdien varierer mellom de fem regionene.
Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand	Grenseverdien for god økologisk tilstand er fastsatt til 2 standardavvik for snødekkets varighet i normalperioden og kan tolkes som en verdi som hadde vært kategorisert som ekstrem i den perioden.
Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand	
Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier	Minimumsverdi for god økologisk tilstand er fastsatt til 5 standardavvik for snødekkets varighet i normalperioden.
Referanser	<a href="https://www.senorge.no">Innsynsløsning til datasettet: senorge.no</a>
<b>Indikator</b>	<b>Vinterregn</b>
Utfylling av protokollen	Anders L. Kolstad
Dato utfyllt/revidert	10.12.2021
Datakilde	Modellerte klimadata fra Meteorologisk Institutt (MET).
Eierskap og tillatelser	MET
Beskrivelse av rådata og indikatoren	Modellert, interpolert nedbør (mm) og temperatur per dag og per kvadratkilometer. Vi har summert nedbør i perioden jan-mars der døgntemperaturen er over 2 grader C.
Beskrivelse av innsamlingsmetode og datastruktur	Modellen baseres på observerte værdata fra faste værstasjoner, terengmodell etc.
Arealrepresentativitet/dekningsgrad	Arealdekkende.
Geografisk avgrensning	fastlands-Norge
Måleenhet	mm
Tidsperiode dekket	1960-2020
Frekvens for datainnsamling	Daglig
Ytterligere beskrivelse av dataegenskaper om nødvendig	
Indikatorens betydning i økosystemet og økologiske konsekvenser ved redusert indikatorverdi (inkludert referanser)	Begrunnelsen for å inkludere indikatoren er at økt regn i en periode da nedbøren i referanseperioden ville falt som snø, er negativt for mange arter. Spesielt subnivale arter vil påvirkes negativt om snødekket endres av regn eller om det dannes islag eller skare som reduserer gassutvekslingen. Isdannelse kan også gjøre det vanskeligere for beitedyr å finne mat på vinteren.
Tilskrivning til økosystemegenskap	Abiotiske forhold
- begrunnelse	Vinterregn er en viktig abiotisk påvirkning på arter og funksjoner i fjellet
Sammenhenger (kollineariteter) med andre vurderte indikatorer	Ingen relevante.
Naturlige påvirkninger på indikatoren	Indikatoren er upåvirket av naturlig variasjon i naturen innenfor denne tidsramme på under 100 år.
Menneskeskapte påvirkninger på indikatoren (inkludert referanser)	Klimaendringer

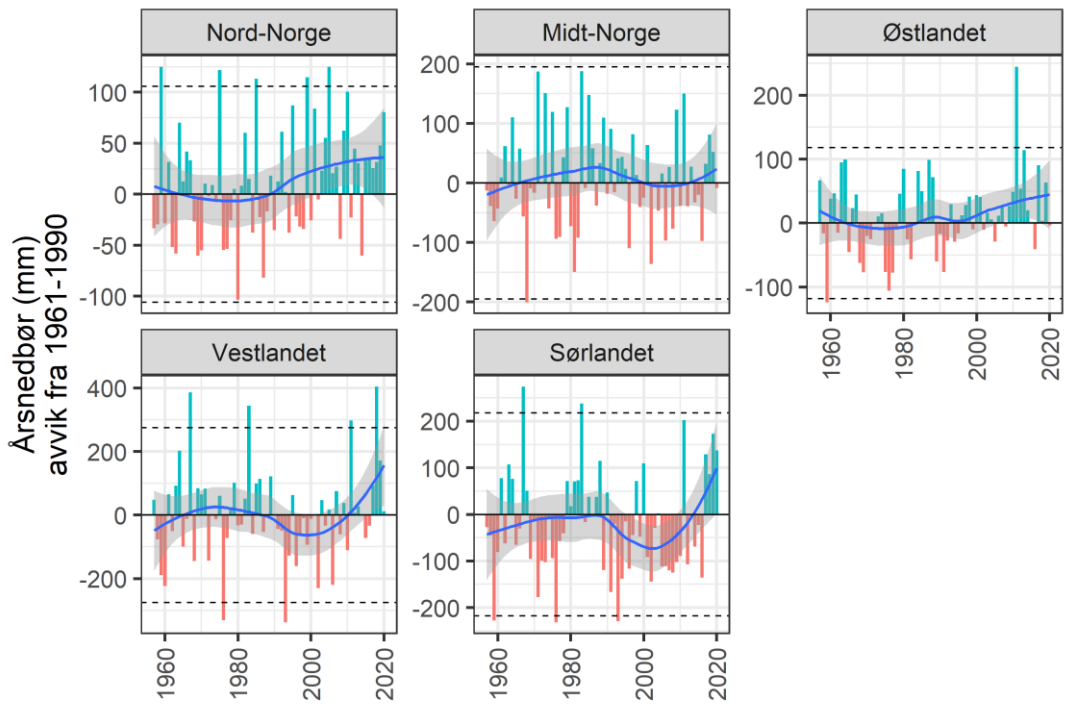
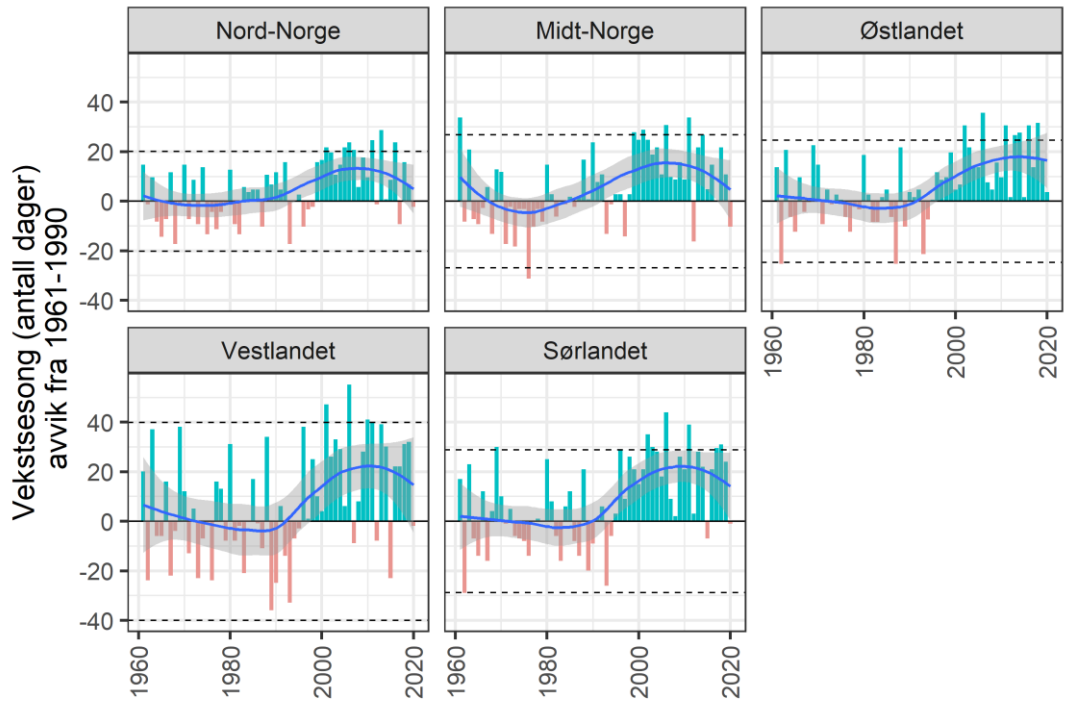


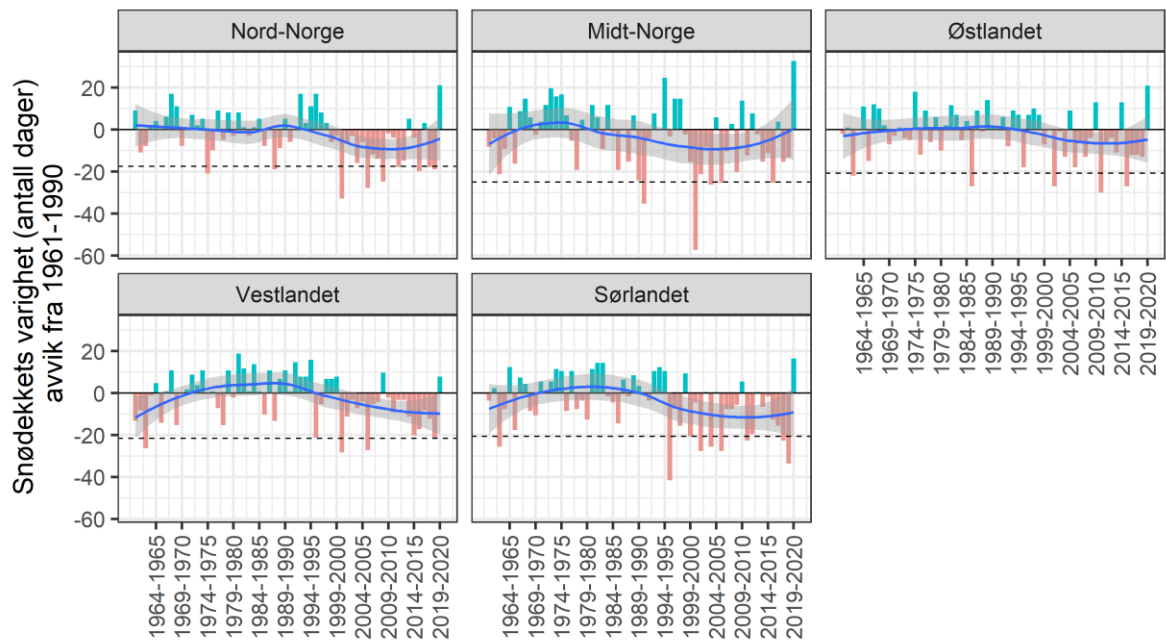
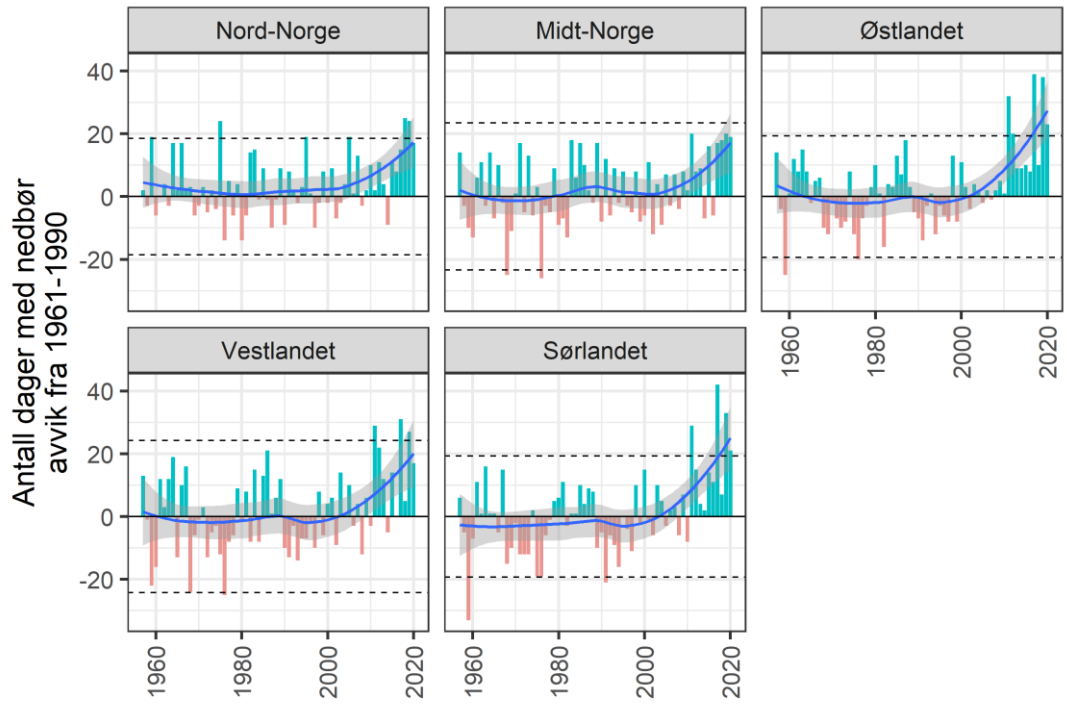
<i>Tilnærming for fastsetting av referanseverdi(er)</i>	Referanseverdien er definert av gjennomsnittet under forrige normalperiode (1961-1990).
<i>Kvantifisering av referanseverdi(er)</i>	Se over. Referanseverdien varierer mellom de fem regionene.
<i>Tilnærming for fastsetting av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	Grenseverdien for god økologisk tilstand er fastsatt til 2 standardavvik for mengde vinterregn i normalperioden og kan tolkes som en verdi som hadde vært kategorisert som ekstrem i den perioden.
<i>Kvantifisering av grenseverdi for god økologisk tilstand</i>	
<i>Kvantifisering av minimums- og/eller maksimumsverdier</i>	Minimumsverdi for god økologisk tilstand er fastsatt til 5 standardavvik for mengden vinterregn i normalperioden.
<i>Referanser</i>	<a href="#">Innsynsløsning til datasettet: <u>senorge.no</u></a>

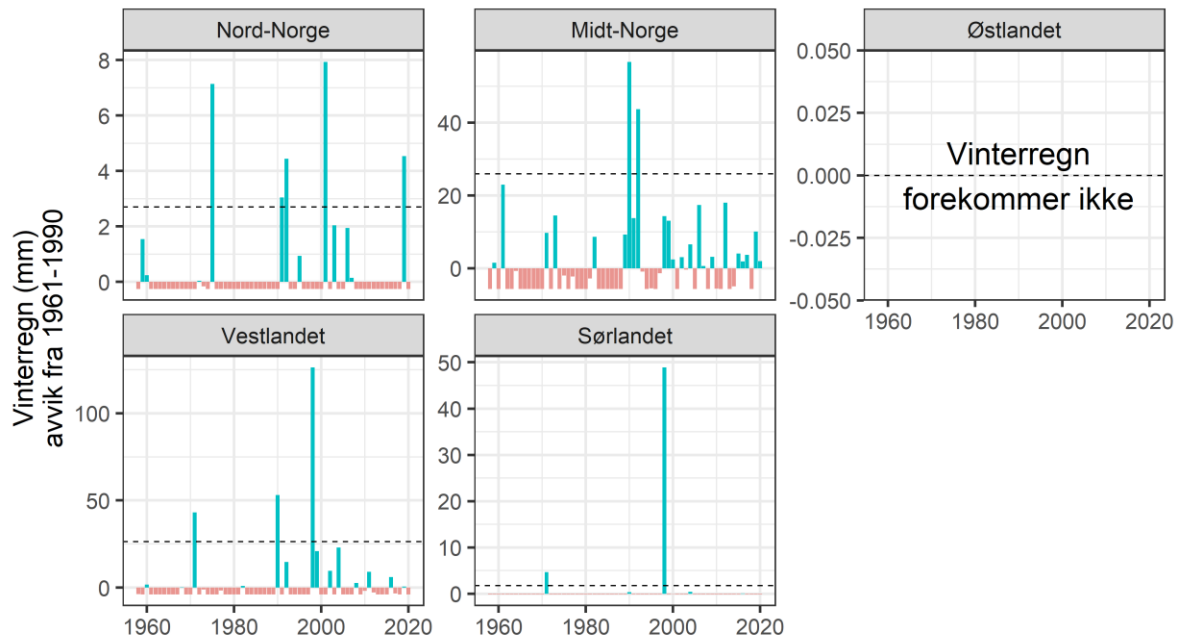
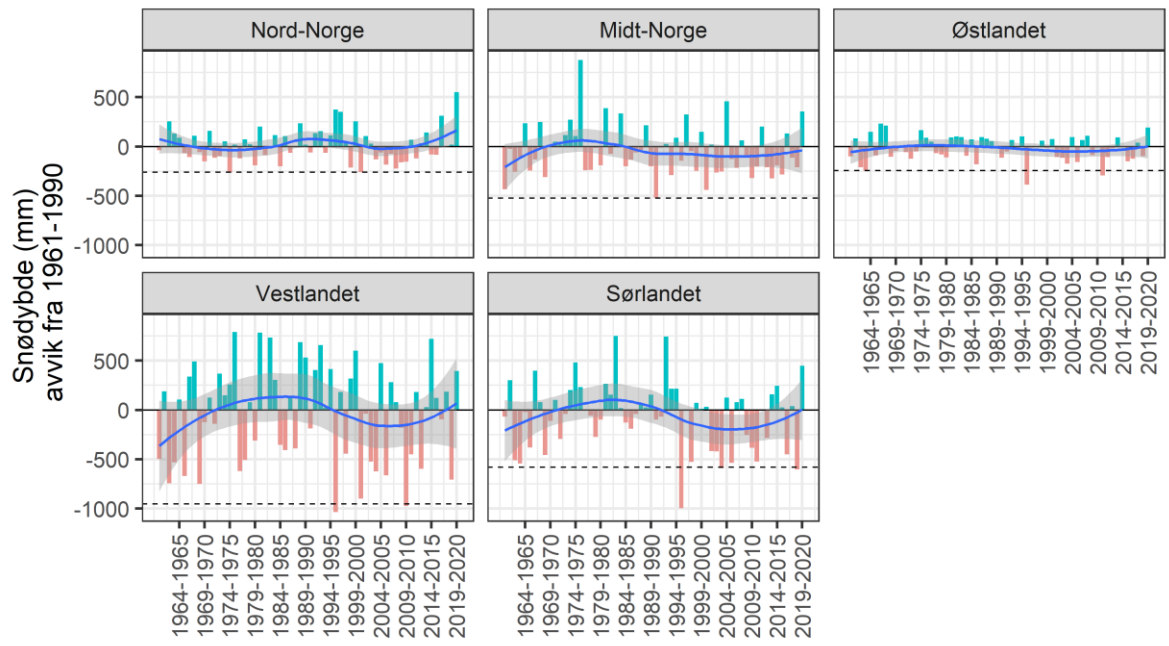
## Vedlegg 2 Klimautviklingen i de enkelte fjellregionene

Alle figurer viser avvik fra verdier i normalperioden 1961–1990. Trendkurven er basert på ikke-parametriske 'LOESS smoothing', der det grå feltet representerer et 95 % konfidensintervall. Stiplede horisontale linjer representerer 2 standardavvik for variabelen under forrige normalperiode 1961–1990.











*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: 978-82-426-4833-4

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00, Telefaks: 73 80 14 01

E-post: [firmapost@nina.no](mailto:firmapost@nina.no)

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger