



NIBIO
NORSK INSTITUTT FOR
BIOØKONOMI



Norsk institutt for vannforskning



NINA



Statistisk sentralbyrå
Statistics Norway



RAPPORT

M-441 | 2015

Naturindeks for Norge 2015

Tilstand og utvikling for biologisk mangfold



Naturindeks for Norge 2015

Tilstand og utvikling for biologisk mangfold

Utførende institusjon:

Miljødirektoratet

M-nummer:

M-441 | 2015

År:

2015

Sidetall:

132

Utgiver:

Miljødirektoratet

Forfatter(e):

Framstad E. (red.)

Tittel – norsk og engelsk:

Naturindeks for Norge 2015.

Tilstand og utvikling for biologisk mangfold.

The Norwegian Nature Index 2015 – state and trends of biodiversity.

Rapporten siteres som:

Framstad E (red.). 2015.

Naturindeks for Norge 2015.

Tilstand og utvikling for biologisk mangfold.

Kapitler siteres som:

van der Meeren GI, Lorentsen SH, Ottersen G, Jelmert A. 2015. Hav. I: Framstad E (red.) Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. s: 39–49.

4 emneord:

Biologisk mangfold, tilstand, økosystemer, naturindeks

4 subject words:

Biodiversity, state, ecosystems, nature index

Forside:

Foto: Eirin Bjørkvoll.

Layout:

Guri Jermstad

Sammendrag

Naturindeksen viser tilstand og utvikling for biologisk mangfold i Norge ved å sammenfatte informasjon om 301 indikatorer fra ni hovedøkosystemer.

De fleste indikatorene representerer bestander for karakteristiske stedeegne arter i disse økosystemene. Informasjonen om indikatorene er basert på data fra overvåking, modellestimer og ekspertvurderinger. Indikatorverdiene er skalert mot sin verdi i en referansetilstand med tilnærmet intakt biologisk mangfold. Naturindeksen viser store forskjeller i tilstand for biologisk mangfold mellom økosystemene. Verdien av naturindeksen er høyest for ferskvann og de marine økosystemene og lavest for skog og åpent lavland. Naturindeksen viser klareste tilbakegang for våtmark og åpent lavland, mens marine pelagiske økosystemer har vist framgang. Også skog viser en svak framgang. Indikatorene i naturindeksen er særlig følsomme for påvirkning fra beskatning og klima i de marine økosystemene og fra arealbruk i de øvrige økosystemene. Indikatorene omfatter også 154 arter av nasjonal forvaltningsinteresse. Naturindeksens rammeverk og indikatorer kan også brukes til å belyse utviklingen for ulike økosystemtjenester som er viktige for menneskers velferd.

Summary:

The Nature Index shows the state and development of biodiversity in Norway by summarizing information on 301 indicators from nine main ecosystems. Most indicators represent populations of characteristic indigenous species in these ecosystems. Indicator values are based on data from monitoring, model estimates and expert assessments. These values are scaled by their values in a reference state with close to intact biodiversity. The Nature Index shows large differences in the state of biodiversity between ecosystems. The value of the Natural Index is highest for freshwater and marine ecosystems and lowest for forest and open lowland. The Nature Index shows a clear decline for wetlands and open lowlands, whereas marine pelagic ecosystems have shown an increase. Forests also show a slight increase. The indicators in the Nature Index are particularly sensitive to the influence of harvesting and climate in marine ecosystems and of land use in the other ecosystems. The indicators also include 154 species of national management interest. The Nature Index framework and the indicators can also provide insight on the development of various ecosystem services that are essential for human welfare.

Forord

På oppdrag fra Klima- og miljødepartementet leder Miljødirektoratet arbeidet med å etablere naturindeks for Norge og presentere denne hvert 5. år. Naturindeks er først og fremst et presentasjons- og rapporteringsverktøy for biologisk mangfold. Naturindeks angir en tallverdi for hvordan tilstanden til det biologiske mangfoldet er sammenliknet med en referansetilstand. Det er ikke satt forvaltningsmål relatert til naturindeksverdiene. Dette vil være politiske spørsmål som krever avveining mellom bruk og vern av biologisk mangfold.

Naturindeks gir en kortfattet beskrivelse av naturens tilstand og utvikling med fokus på arts mangfoldet, og skal være lett tilgjengelig for politikere, beslutningstakere og allmennheten. Arbeidet med å utvikle rammeverket for naturindeks startet høsten 2007, og første naturindeks for Norge ble presentert i 2010.

Rapporten presenterer naturindekser for de store økosystemene; hav, kyst, ferskvann, våtmark, skog, fjell og åpent lavland. Forskerne har beregnet disse basert på oppdatert kunnskap om arters bestander, ved å aggregere data fra overvåking, kartlegging, modellering og ekspertvurderinger. Som supplement til rapporten lanseres en nettbasert innsynsløsning www.naturindeks.no for resultater, datagrunnlag og bakgrunnsinformasjon. Forskerne har på oppdrag fra Miljødirektoratet også utarbeidet en rapport om økologisk og matematisk rammeverk, metodikk og data som ligger til grunn for å beregne naturindeks (NINA rapport 1130).

Miljødirektoratet har organisert arbeidet med å utvikle og oppdatere naturindeks som et samarbeid mellom de forskningsinstitusjonene som er mest sentrale innen kartlegging og overvåking av biologisk mangfold i Norge. Norsk institutt for naturforskning (NINA) har gjennom en rammeavtale med Miljødirektoratet (2011–2015) hatt hovedansvaret for å koordinere faglig utvikling av naturindeks.

NINAs ansvar omfatter å utvikle rammeverket, samt å etablere, oppdatere og vedlikeholde sentral database, og utvikle en innsynsløsning for naturindeks. Arbeidet foregår i samarbeid med en rådgivende faggruppe etablert av Miljødirektoratet. I tillegg til NINA deltar Havforskningsinstituttet (HI), Norsk institutt for vannforskning (NIVA), Norsk institutt for bioøkonomi (NIBIO), Statistisk sentralbyrå (SSB) og Artsdatabanken. De bidrar i å utvikle rammeverk og referanseverdier, velge indikatorer, levere data og ekspertvurderinger til sentral database og tolke resultater. Institusjonenes deltakelse er avtalefestet med Miljødirektoratet. Videre er ei statistikkgruppe tilknyttet arbeidet, for diskusjon av problemstillinger knyttet til det matematiske rammeverket. Denne består av forskere fra NINA, SSB, Norges teknisk naturvitenskapelige universitet, Norges Arktiske Universitet og HI.

Naturindeks er beregnet av NINA med basis i data som dataleverandørene har lagt inn i den sentrale databasen. Rapporten er skrevet av forskere fra de involverte institusjonene, med forskningssjef Erik Framstad (NINA) som redaktør. Den nettbaserte innsynsløsningen presenterer utvikling, datagrunnlag og bakgrunnsinformasjon for enkeltindikatorer i tillegg til tilstand og trender for hovedøkosystemene. Innsynsløsningen er tilgjengelig via Miljøstatus.no og Miljødirektoratet.no.

Vi takker forfatterne som står bak rapporten. Vi vil også takke øvrige deltakere i faggruppa og statistikkgruppa, samt alle de som har bidratt med data og analyser, utvikling av database og innsynsløsning, og kvalitetssikring av arbeidet med naturindeks.

Naturindeks er et viktig presentasjons- og rapporteringsverktøy for Miljødirektoratet. Databasen og innsynsløsningen representerer et stort potensial for å belyse samlet tilstand og utvikling for biologisk mangfold i Norge, samt å presentere enkeltindikatorer og aggregerte indekser av spesiell interesse for forvaltningen. Naturindeksen avdekker også kunnskapshull, og er dermed viktig grunnlag for videre kunnskapsoppbygging om tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Andre land har vist stor interesse for arbeidet.

Yngve Svarte
avdelingsdirektør

Sammendrag

Naturindeks for Norge er et fleksibelt rammeverk for å sammenfatte og presentere informasjon om tilstand og utvikling for Norges biologisk mangfold over tid. Naturindeksen sammenfatter informasjon om 301 indikatorer, tilrettelagt av 85 eksperter fra en rekke norske faginstitusjoner. Indikatorene fordeler seg på ni hovedøkosystemer over hele landet inkludert havområdene. Indikatorene er i hovedsak bestander av arter, men kan også være sammensatte indekser av flere arter og indikatorer for viktige ressurser for mange arter. Det er definert en referansetilstand for økosystemene der naturen er intakt med stedegent biologisk mangfold. Indikatorverdiene skaleres mot sine respektive verdier i referansetilstanden, fra 1 i et intakt økosystem, til 0 i et helt ødelagt økosystem. Indikatorene hører til ulike funksjonelle grupper, som planter og rovdyr. Hver funksjonell gruppe vektet likt ved beregning av naturindeksen. Noen nøkkelindikatorer har en særlig viktig rolle i økosystemene. Ved beregning av naturindeksen veier funksjonelle grupper og nøkkelindikatorer like mye. Naturindeksen gir slik et balansert bilde av tilstand og utvikling for biologisk mangfold i de enkelte økosystemene.

Naturindeksen viser betydelig variasjon i tilstanden for biologisk mangfold mellom økosystemene. Indeksverdiene i 2014 er høyest i ferskvann (0,75) og de marine økosystemene (0,62–0,72) og lavest for skog (0,37) og åpent lavland (0,47). Utviklingen for åpne vannmasser (pelagialen) i hav og kystvann har vært positiv fram til 2010. For våtmark og åpent lavland viser indeksverdiene klar nedgang, mens de øker svakt for skog. For øvrige økosystemer viser naturindeksen ingen klar trend. Det er lite variasjon i tilstanden mellom ulike landsdeler og havområder. Betydningen av indikatorer som er følsomme for forskjellige påvirkningsfaktorer, varierer mellom økosystemene. For de marine økosystemene framstår beskatning og klima som viktigst, mens arealbruk/inngrep er viktigst for de terrestriske økosystemene og ferskvann. Klima er også viktig for fjellindikatorene, mens forurensing er viktig i ferskvann og åpent lavland. Totalt 154 arter med stor nasjonal forvaltningsinteresse inngår som indikatorer i naturindeksen. Tilstanden for ansvarsarter i hav og kyst har utviklet seg positivt, mens utviklingen for ansvarsarter i fjell er negativ. For andre arter

med særlig stor forvaltningsinteresse er tilstanden forholdsvis god for kystvann og middels for de fleste andre økosystemene.

Klimaet i Norge har endret seg betydelig siste 100 år, og spesielt de siste tiårene har det blitt varmere og mer nedbør. Tilsvarende utvikling kan forventes de neste par tiårene. Klimaendringene virker både direkte på vekst, formering og dødelighet hos artene og indirekte ved endringer i næringstilgang, konkurranse og predasjon. Mange av indikatorene i naturindeksen er følsomme for klimaendringer, flest for de marine økosystemene, skog og fjell. Bare noen av indikatorene viser en utvikling som sammenfaller med klimaendringene de siste tiårene. Tydeligst er utviklingen for våtmark, der arealet av palsmyr gir en klar nedgang.

Naturindeksen for **hav** viser generelt god og nokså stabil tilstand fra 2000, både for bunn og åpne vannmasser (pelagialen). I Barentshavet har skrei nådd rekordhøye mengder. For de åpne vannmassene var det en klar forbedring fra 1990 til 2000-tallet, i hovedsak på grunn av økte bestander av sild og makrell i Norskehavet. Hekkebestandene av lunde, alke og havhest i Norskehavet har gått tilbake, mens havsulebestanden øker, sannsynligvis på grunn av økningen i noen av de pelagiske fiskebestandene. De store naturlige miljø- og bestandsendringene i havet vil føre til betydelige endringer i dominerende bestander av torsk, sild, lodde og makrell, med store effekter på mange andre arter i økosystemet.

Norges lange **kyst** omfatter svært produktive områder med et rikt plante- og dyreliv. Naturindeksen viser at tilstanden i disse økosystemene er jevnt over god, med en positiv utvikling siden 1990. Spesielt har tilstanden for vannmassene (pelagialen) forbedret seg, mens naturindeksverdien for bunnøkosystemet er noe lavere. Oppgangen fram til 2010 skyldes bedret tilstand for planteplankton og steinkobbe, mens nedgangen siden 2010 skyldes noe svakere bestander av sild, tobis og flere sjøfuglarter langs kysten. Tareskogen i nord har en positiv utvikling. Tilstanden for sukkertare i sør har vært dårlig, men viser forbedring.

I **ferskvann** viser naturindeksen at tilstanden for biologisk mangfold er generelt god. Tilstanden på Sørlandet og deler av Vestlandet er noe dårligere, på grunn av omfattende og langvarig forsuring.

Forvaltningstiltak som fredning av enkelte truede arter, reduserte tilførsler av sur nedbør og kalking av vassdrag har hatt en positiv effekt siden 1990. Samtidig har økt overgjødning og habitatødeleggelse ved vannkraftutbygging og andre inngrep hatt en negativ effekt og vil fortsatt øke presset på biologisk mangfold i ferskvann. Det er stor usikkerhet i tilstandsvurderingen for ferskvann fordi mange av indikatorene har data fra få lokaliteter.

Naturindeksen viser at **våtmark** har hatt en jevn og svak nedgang siden 1990. Alle regioner viser samme trend, men årsakene til nedgangen varierer noe mellom regionene. Mange indikatorer er primært påvirket av menneskelige inngrep, for eksempel karplanter, amfibier, fugl og naturtypen atlantisk høgmyr. Naturtypen palsmyr viser klare negativ respons på et varmere og fuktigere klima. Småsalamander og storsalamander har derimot vist en positiv respons på de samme klimaendringene siden 2010. Vern, restaurering av våtmarksarealer og avbøtende tiltak er viktigst for å kunne stanse eller reversere den negative utviklingen av våtmarkene i Norge.

Naturindeksen for **skog** viser svak oppgang siden 1990, men fortsatt lav verdi. Nøkkelindikatorer for gamle trær og død ved, samt store rovdyr og nedbrytere bidrar relativt mye til den lave naturindeksverdien, mens indikatorene for mengde død ved, hjortedyr og blåbær bidrar i stor grad til den positive trenden. Omfattende skogbruk over lang tid har bidratt til lave forekomster av nøkkelindikatorer som gamle trær og død ved. Også andre viktige indikatorer som rovdyr, hjortedyr og småvilt er under aktiv forvaltning av mennesker. Utviklingen over tid illustrerer at endringene i skogen i Norge skjer langsomt.

Naturindeksen for **fjell** har variert en god del, men er nå litt lavere enn i 1990. Dette gjelder for landet som helhet, men mer i sør enn i nord. Variasjon i smågnagerbestanden bidrar mye til variasjonen i indeksen over tid, mens fjelltype og lirtype bidrar sterkt til nedgangen. En samlet indeks for fugl viser en klar nedgang, noe som også er tilfelle for fugl i fjellet ellers i Norden. Også en samlet indikator for næringskjeder fra planteetere til topppredatorer viser nedgang. Det forventes at klimaendringer vil få særlig betydning for arter i fjellet.

Naturindeksen for **åpent lavland** reflekterer tilstanden i semi-naturlige økosystemer under skoggrensa. Naturindeksen for åpent lavland har lav verdi og en negativ utvikling. Hovedårsaken er endringer mot mer intensiv jordbruksdrift eller opphør av tradisjonell skjøtsel, en utvikling som har økt i hastighet siden 1950-tallet. Opphør av skjøtsel som slått og beiting har ført til gjengroing, noe som er en viktig trussel mot det biologiske mangfoldet i åpent lavland. Flere naturtyper som var vanlige i kulturlandskapet før, har gått sterkt tilbake siste hundre år. Det gjelder blant annet kystlynghei og gras- og urterik mark.

Tallfesting og verdsetting av **økosystemtjenester** (naturgoder) er foreslått som metode for å synliggjøre naturverdier i økonomiske og politiske beslutningsprosesser. Økosystemenes kompleksitet tilsier at økonomisk verdsetting bør forankres i økologisk kunnskap, og beskrivelsen bør stedsfestes geografisk. Selv uten kunnskapsgrunnlag for økonomisk verdsetting bør naturgoder kvantifiseres slik at man kan vurdere om naturens produksjonskapasitet opprettholdes. Naturindeksen måler tilstanden for biologisk mangfold og kan bidra til å måle naturens evne (kapasitet) til å levere økosystemtjenester der biologisk mangfold er viktig. Naturindeksen kan også inngå i vurdering av samfunnsmessige avveininger mellom naturverdier og økonomiske verdier.

Utvikling av naturindeksen er den mest omfattende kvantitative sammenstillingen av data om det biologiske mangfoldet i Norge. Metodeutviklingen har vært omfattende og har involvert både statistikere og økologer. Selve metodeutviklingen er tilnærmet ferdig, men det er behov for å forbedre datagrunnlaget, blant annet ved mer overvåking for mange av indikatorene. I tillegg er det behov for å supplere med flere indikatorer for planter, virvelløse dyr og nedbrytere. Det er stort potensial for å bedre datagrunnlaget ved å integrere informasjon fra flere datakilder i modellering av indikatorverdier for større deler av økosystemenes areal, samt å differensiere verdier geografisk i større grad.

Innhold

Forord	3
Sammendrag	4
1 Naturindeksen måler tilstanden for biologisk mangfold	8
1.1 Biologisk mangfold er grunnlaget for menneskers liv på jorda	8
1.2 Naturindeksen – et verktøy for bedre kunnskap om tilstand og utvikling for biologisk mangfold	10
2 Naturindeksens oppbygning og datagrunnlag	11
3 Naturindeksens bilde av utviklingen for biologisk mangfold	15
3.1 Tilstanden for biologisk mangfold målt ved naturindeksen	15
3.1.1 Norske økosystemers tilstand og areal	15
3.1.2 Tilstanden for økosystemene varierer lite over landet	16
3.2 Påvirkningsfaktorer har ulik betydning i de enkelte økosystemene	18
3.3 Tilstand for arter av nasjonal forvaltningsinteresse	24
3.4 Behov for bedre kunnskap	27
3.5 Tilstand for norsk biologisk mangfold i internasjonalt perspektiv	28
4 Hvordan svarer naturindeksen på klimaendringer?	30
4.1 Klimautviklingen fram til 2014	30
4.2 Klimapåvirkning og indikatorene i naturindeksen	33
4.3 Mulig framtidig respons på klimaendringer	36
5 Hav	39
5.1 Struktur og drivere i havet	39
5.2 Naturindeksens tilstand og utvikling i havet	40
5.2.1 Tilstand for Barentshavet	41
5.2.2 Tilstand for Norskehavet	42
5.2.3 Tilstand for Nordsjøen og Skagerrak	43
5.3 Pelagiske samfunn i Norskehavet	43
5.4 Framtidsperspektiver for havet	48
6 Kyst	50
6.1 Kysten – rike økosystemer under press	50
6.2 Naturindeksens tilstand og utvikling for kysten	52
6.2.1 Økosystem kyst – generelle trender	52
6.2.2 Kystvann bunn	53
6.2.3 Kystvann pelagisk	55
6.3 Tareskog i utvikling – noe å glede seg til i nord	55
6.4 Framtidsperspektiver for kysten	58
7 Ferskvann	59
7.1 Viktige økosystemtjenester – motstridende interesser	59
7.2 Naturindeksens tilstand og utvikling for ferskvann	61

7.3	Forsuring på tilbakegang	62
7.4	Overgjødning – økende trussel på grunn av klimaendringer?	64
7.5	Truete og sårbare arter – viktig del av naturindeksen for ferskvann	65
7.6	Naturindeksen og vannforskriftens tilstandsvurdering	66
7.7	Framtidsperspektiver for ferskvann	67
8	Våtmark	68
8.1	Våtmarker under press	68
8.2	Naturindeksens tilstand og utvikling for våtmark	69
8.3	Planter viser vei	70
8.4	Positiv vending for amfibiene?	73
8.5	Framtidsperspektiver for våtmark	75
9	Skog	76
9.1	Skogen – viktig økosystem for naturressurser og biologisk mangfold	76
9.2	Naturindeksens tilstand og utvikling for skog	77
9.3	Naturskog, gamle trær, død ved og skogbruk	79
9.4	Skogindikatorne – datagrunnlag, referansetilstand og forvaltning	81
9.5	Framtidsperspektiver for skog	83
10	Fjell	84
10.1	Fjellet og faktorene som former det	84
10.2	Naturindeksens tilstand og utvikling i fjellet	86
10.3	Fugl i fjellet	88
10.4	Næringsnett – kaskadeeffekter	89
10.5	Fjellindikatorne – datagrunnlag og betydning	91
10.6	Framtidsperspektiver for fjellet	91
11	Åpent lavland	92
11.1	Åpent lavland – økosystemer formet av bruk	92
11.2	Naturindeksens tilstand og utvikling for åpent lavland	93
11.3	Kystlynghei – verdifull natur i fyr og flamme	97
11.4	Gras- og urterik mark – truete artsrike økosystem	100
11.5	Pollinering	100
11.6	Framtidsperspektiver for åpent lavland	102
12	Økosystemtjenester, økosystemregnskap og naturindeksen	103
12.1	Økosystemtjenester og naturindeksen	103
12.2	Økosystemregnskap	106
	Referanser	107

Vedlegg:

1. Verktøy for utviklingen av biologisk mangfold i Norge	118
2. Indikatorne i naturindeksen	120

1 Naturindeksen måler tilstanden for biologisk mangfold

Erik Framstad og Signe Nybø
Norsk institutt for naturforskning

Biologisk mangfold utgjør grunnlaget for alt liv på jorda, også for menneskers liv og velferd. Med økende befolkning og press på naturen er det viktig å kunne følge tilstanden for biologisk mangfold. Naturindeksen gir et robust mål på hvordan tilstanden for biologisk mangfold utvikler seg i Norge. Den er et fleksibelt rammeverk for sammenfatning av informasjon om tilstanden for mange arter og identifiserer behov for ny kunnskap om biologisk mangfold.

1.1 Biologisk mangfold er grunnlaget for menneskers liv på jorda

Biologisk mangfold og de økologiske prosessene som dette mangfoldet opprettholder, er selve grunnlaget for alt liv på jorda, også menneskenes liv. Biologisk mangfold omfatter variasjonen av alt levende, fra gener til arter og økosystemer og omfatter både forekomsten av alle disse enhetene, mengden av dem og hvordan de fungerer sammen i økosystemer (se Boks 1).

I tillegg til sin grunnleggende betydning for å opprettholde alt liv på jorda, er biologisk mangfold også viktig for menneskers velferd. Biologisk mangfold er essensielt for produksjon og forsyning av en rekke ulike tjenester som mat og tømmer, friluftsliv og opplevelsesverdier eller regulering av vannforsyning og lokalklima. Se Boks 1 for mer informasjon om slike naturgoder eller økosystemtjenester.

Jordas befolkning og menneskenes materielle forbruk øker stadig. FN beregner at det nå er 7,3 milliarder mennesker på jorda og at dette vil øke til 9,7 milliarder

innen 2050 (UNDESA 2015). Det er anslått at vi i dag legger beslag på minst 20 % av all planteproduksjon på landjorda (Haberl m.fl. 2007) og at 90 % av verdens fiskebestander enten er fullt utnyttet eller overbeskattet (CBD 2014). Slike utviklingstrekk innebærer at det biologiske mangfoldet er under økende press. Naturens kapasitet til å levere de gode menneskene er avhengige av, er dermed også under press. Vi nærmer oss de kritiske grensene for naturens evne til å gi mennesker et godt liv på jorda (Steffen m.fl. 2015). Også i Norge vil befolkningen og bruken av natur øke til ulike næringsformål så vel som til rekreasjon og friluftsliv. Dermed må vi også her vente økt press på det biologiske mangfoldet og økosystemtjenestene.

For å kunne sette i verk effektive tiltak for bedring av tilstanden til det biologiske mangfoldet er det nødvendig å vite hvordan tilstanden er i ulike økosystemer, hvordan tilstanden utvikler seg, og hva som er årsakene til observerte endringer. Biologisk mangfold er imidlertid et komplekst fenomen som det er vanskelig å få full oversikt over (se Boks 1). Siden vi har vesentlig bedre kunnskap om arter enn andre deler av det biologiske mangfoldet, har det vært vanlig å bruke arter for å beskrive tilstanden for det biologiske mangfoldet (Vackar m.fl. 2012). Det er også denne tilnærmingen som er brukt i sammenstillingen av en *naturindeks* for Norge.

Det finnes også andre måter å sammenstille informasjon om tilstanden for biologisk mangfold. Noen av disse er nærmere beskrevet i Vedlegg 1.

BOKS 1: BIOLOGISK MANGFOLD OG ØKOSYSTEMTJENESTER

Biologisk mangfold er definert som: variabiliteten hos levende organismer av alt opphav, herunder bl.a. terrestriske, marine eller andre akvatiske økosystemer og de økologiske komplekser som de er en del av; dette omfatter mangfold innenfor artene, på artsnivå og på økosystemnivå (Konvensjonen om biologisk mangfold, artikkel 2).

Biologisk mangfold omfatter mange elementer og kompliserte sammenhenger. For å få bedre oversikt over alle delene av biologisk mangfold kan disse deles opp i ulike organisasjonsnivåer: gener, arter, artssamfunn, økosystemer og landskap. Mangfoldet kan også betraktes ut fra sitt innhold (f.eks. hvilke arter som forekommer), sin struktur (hvor mange individer det er av hver art) eller funksjon (hva slags relasjoner artene har til hverandre) (Noss 1990). I praksis er det vanlig å bruke artsrikhet eller bestandsnivå av stedegne arter som mål på tilstand for biologisk mangfold.

Økosystemtjenester eller naturgoder er produkter og tjenester fra naturen som påvirker menneskers helse og velferd. Disse kan deles i

- **forsynende tjenester**, som mat, fôr, tømmer, brensel og ferskvann
- **kunnskaps- og opplevelsestjenester**, som friluftsliv, naturopplevelse, utdanning og forskning
- **regulerende tjenester**, som bidrar til å regulere blant annet vannforsyning, erosjon, lokalklima og sykdomsorganismer
- **grunnleggende livsprosesser** vedlikeholder øvrige økosystemtjenester, som kretsløp av næringsstoffer, planteproduksjon, jordsmonndannelse og evolusjonære og økologiske prosesser

Les mer om økosystemtjenester i NOU 2013: 10.



Skog som er formet av naturlige forstyrrelser og suksesjon, med minimal menneskelig påvirkning, har gjerne rikt innhold av død ved, en viktig ressurs for mange arter. Furuskog med død ved i Narvik kommune. Foto © Anne Sverdrup-Thygeson.

1.2 Naturindeksen – et verktøy for bedre kunnskap om tilstand og utvikling for biologisk mangfold

Beslutningen om å lage en naturindeks for å beskrive tilstand og utvikling for det biologiske mangfoldet i Norge, ble tatt av regjeringen Stoltenberg i 2005. Formålet med naturindeksen er å få et overblikk over utviklingen av det biologiske mangfoldet i Norge for ulike hovedøkosystemer, inkludert kulturlandskapet. Et annet formål er å identifisere viktige kunnskapsbehov for å kunne følge utviklingen i biologisk mangfold framover.

Arbeidet med å utvikle rammeverket for naturindeksen startet i 2007 og bygger på erfaringer fra andre land, bl.a. den nederlandske *Natural Capital Index* (ten Brink 2000) og den sør-afrikanske *Biodiversity Intactness Index* (Scholes og Biggs 2005). Naturindeksen er imidlertid mer systematisk bygget opp med indikatorer

for ulike økosystemer og kombinasjon av data og ekspertkunnskap for å utnytte kunnskapsgrunnlaget best mulig (se kapittel 2 for mer detaljer).

Den første større presentasjonen av naturindeksens resultater kom i 2010 (Nybø 2010). I den foreliggende rapporten har vi revidert utvalget av indikatorer, økt tilfanget av data for disse og videreutviklet metoder for modellering og sammenstilling. Resultatene i denne rapporten er derfor beregnet på nytt for alle aktuelle områder og årstall. Naturindeksverdiene i denne rapporten er derfor ikke direkte sammenliknbare med verdiene i 2010-rapporten.

Befolkningsvekst, endring i ressursbruk og utviklingen i samfunnet generelt medfører et press på naturen som tilsier et stort behov for god kunnskap om det biologiske mangfoldet og hvordan det utvikler seg. Da trengs både bedre data i form av naturovervåking og bedre kunnskap om hva endringene betyr. Ikke minst trengs et godt system for å gjøre kunnskap om utviklingen for biologisk mangfold tilgjengelig for brukere i forvaltning og næringsvirksomhet, så vel som for publikum. Naturindeksen er et viktig verktøy for å sammenstille og formidle kunnskap om utviklingen for det biologiske mangfoldet.



Lemen er en viktig art i fjelløkosystemet, der den inngår i nøkkelindikatoren smågnagere. Foto © John Linnell/NINA.

2 Naturindeksens oppbygning og datagrunnlag

Erik Framstad, Bård Pedersen og Signe Nybø
Norsk institutt for naturforskning

Naturindeksen sammenfatter informasjon om 301 indikatorer som representerer bestander av en rekke arter, sammensatte indekser for flere arter og enkelte indikatorer for viktige ressurser for arter. Indikatorene fordeler seg på ni hoved-økosystemer over hele landet og havområdene. For økosystemene spesifiseres en referansetilstand med intakt stedegent og karakteristisk biologisk mangfold. Indikatorverdiene skaleres mot sine respektive verdier i referansetilstanden. Indikatorene hører til ulike funksjonelle grupper som vektes likt i beregningen av naturindeksen. Naturindeksen gir slik et balansert bilde av tilstand og utvikling for biologisk mangfold i de enkelte økosystemene.

Indikatorer i naturindeksen

Naturindeksen skal representere tilstand og utvikling for stedegent biologisk mangfold i ulike økosystemer. Den gjør det ved å sette sammen informasjon for et stort antall indikatorer som representerer en rekke arter og funksjonelle grupper (Pedersen og Nybø 2015). *Indikatorene* i naturindeksen er et utvalg av naturlig forekommende arter, eller grupper av arter, som er karakteristiske for hvert enkelt økosystem. Noen indikatorer sammenstiller også informasjon om mange arter og kalles *indekser*. Videre inkluderer naturindeksen også noen *indirekte indikatorer* som representerer viktige ressurser for flere arter, for eksempel død ved som brukes som levested av mange spesialiserte arter. Enkelte indikatorer har en særlig viktig rolle i økosystemet eller er indekser som representerer mange arter. Disse er angitt som *nøkkelindikatorer* med særlig betydning i beregning av naturindeksen (se under).

INDIKATORER OG INDEKSER

- **Indikatorer** er i vår sammenheng biologiske enheter i naturen som kan telles, måles eller beregnes, og som kan fortelle oss noe om tilstanden i naturen. I naturindeksen er de fleste indikatorene utvalgte arter som er karakteristiske for sine økosystemer. Tilstanden for disse er typisk uttrykt ved artenes bestandsstørrelse, målt som antall, biomasse eller tetthet (antall per areal-enhet). Dessuten omfatter indikatorene sammenstilt informasjon om grupper av arter (indekser) og indirekte indikatorer for viktige ressurser for mange arter.
- **Indirekte indikatorer** i naturindeksen er enheter som representerer viktige ressurser for mange arter, f.eks. mengde av død ved eller antall gamle trær. Det kan i mange tilfeller være mer praktisk å måle slike indirekte indikatorer enn f.eks. alle arter som er knyttet til de indirekte indikatorene.
- **Indekser** er sammenstilt informasjon om forekomst og mengde av flere arter. Indekser er ofte brukt for artsgrupper med mange arter, f.eks. insekter. Indeksene er ofte satt sammen for å måle påvirkning fra en gitt ytre faktor. I naturindeksen er det f.eks. brukt indekser for å vise påvirkning fra forurengning og eutrofiering i vann.
- **Nøkkelindikatorer** i naturindeksen er indikatorer som anses som særlig viktige for å måle tilstanden i økosystemet, enten fordi de representerer mange arter (f.eks. død ved) eller fordi de har en særlig viktig rolle i økosystemet (f.eks. smågnageres bestands-topper).

Referansetilstand og referanseverdier

Naturindeksen tar utgangspunkt i en *referansetilstand* for et økosystem. Denne referansetilstanden representerer en tilstand i økosystemet som oppfattes som svært god for det biologiske mangfoldet som naturlig er knyttet til økosystemet. Referansetilstanden definerer skalaen som naturindeksen kan variere innenfor. For de enkelte indikatorene i et økosystem

angis en *referanseverdi* som er den minste verdien indikatoren kan oppnå når økosystemet er i referansetilstanden.

For økosystemer som i hovedsak er styrt av naturgitte økologiske prosesser, som forstyrrelser, suksesser og samspill mellom arter, er referansetilstanden definert som økosystemer med lite menneskelig aktivitet, gitt klimaet og stedege arter i perioden 1961–1990 (klimanormalen). Dette innebærer at økosystemene og de aktuelle indikatorene i svært liten grad er påvirket av menneskers aktiviteter som høsting, arealbruk, inngrep og forurensing. Det kan fremdeles finnes mindre områder der de enkelte økosystemene i dag kan sies å ligge nær referansetilstanden, i det minste slik at en del indikatorer kan antas å ha sin referanseverdi her. For andre indikatorer må vi ut fra generell kunnskap om økosystemene gi en kvalifisert vurdering av hvordan referansetilstanden ville vært, og hva indikatorenes referanseverdier i så fall vil være.

For økosystemer som i hovedsak er formet av langvarig menneskelig påvirkning ved tradisjonelt jordbruk og høsting av biologiske ressurser, semi-naturlige økosystemer i åpent lavland, er referansetilstanden definert som arealer i god hevd, karakteristisk for naturtypen. Andre menneskeskapte påvirkninger er minimale. Slike økosystemer har eksistert i nyere historisk tid, og det finnes fremdeles gjenværende forekomster som kan brukes som grunnlag for å angi referanseverdier for aktuelle indikatorer.

For et økosystem i referansetilstand vil indikatorene ha verdi 1, mens de vil ha verdi 0 i helt ødelagte økosystemer. Naturindeksens verdiskala dekker dermed hele variasjonsbredden fra det fullstendig degenererte økosystemet (verdi = 0) der systemets naturlige biologiske mangfold er utryddet, til økosystemer der det naturlige biologiske mangfoldet er helt intakt (verdi = 1). Dette tilsvarer en tilstand en kunne ha som målsetting å oppnå i større verneområder. En naturindeksverdi på 0,7 betyr at indikatorene i gjennomsnitt har bestander på 70 % av det man finner i referansetilstanden.

Naturindeksens tilnærming til referansetilstanden tilsvarer i stor grad den som benyttes i vanddirektivet (Direktoratsgruppa Vanddirektivet 2013; se også kapittel 7.6), og den som Konvensjonen for biologisk

mangfold har lagt til grunn for å modellere tilstanden til biologisk mangfold (Alkemade m.fl. 2009).

Funksjonelle grupper og nøkkelindikatorer

Til sammen bygger naturindeksen på informasjon om 301 ulike indikatorer tilrettelagt av 85 eksperter fra en rekke norske faginstitusjoner. Indikatorene er fordelt på ni hovedøkosystemer: hav (bunn og pelagisk), kystvann (bunn og pelagisk), ferskvann, våtmark, skog, fjell og åpent lavland. Noen av indikatorene forekommer i mer enn ett økosystem. For slike indikatorer som finnes i flere økosystemer, vektes indikatoren med andelen i hvert av disse økosystemene (se beregning av naturindeksen under).

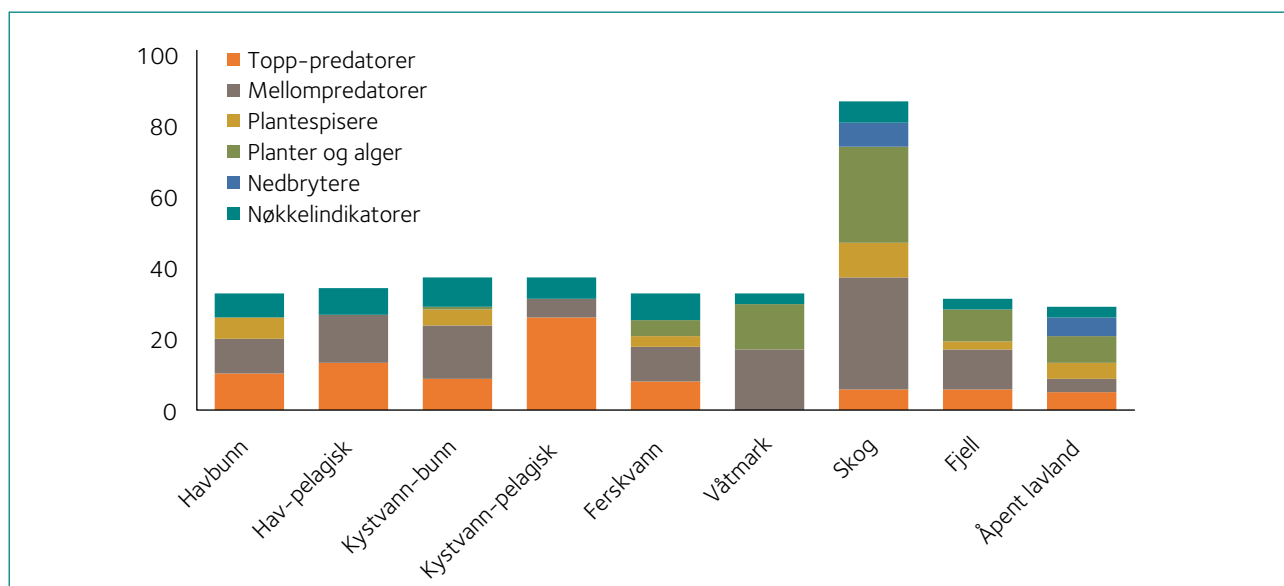
De ulike indikatorene for et gitt økosystem tilhører ulike artsgrupper, som fugler, insekter, planter og sopp, eller de er sammensatte indekser eller indirekte indikatorer. Indikatorene representerer ulike funksjonelle grupper: nedbrytere, planter, plantespisere, mellompredatorer og toppredatorer (Figur 2.1). Det er overvekt av predatorer og noe lavere representasjon av planter og nedbrytere blant indikatorene.

Indikatorer med visse fellestrekk kan ses i sammenheng for å belyse spesifikke problemstillinger knyttet til for eksempel ulike typer menneskeskapte påvirkninger, spesielle naturtyper eller arter av spesiell forvaltningsinteresse. Verdiene til slike indikatorer kan sammenstilles til temaindekser for å belyse tilstanden for biologisk mangfold ut fra slike spesielle problemstillinger.

Beregning av naturindeksen

Naturindeksen beregnes som et veid gjennomsnitt av indikatorene sett i forhold til referansetilstanden:

- De enkelte indikatorekspertene angir en observert eller estimert verdi for hver indikator for et gitt økosystem, område (kommune, fylke, landsdel, havområde) og tidspunkt (år). Ekspertene angir også et usikkerhetsintervall for denne indikatorverdien.
- Ut fra indikatorenes referanseverdi skaleres observerte eller estimerte indikatorverdier til en verdi mellom 0 og 1 (jf. avsnittet om referansetilstand over). Indikatorverdier som overskrider referanseverdien, settes til 1.
- Den skalerte indikatorverdien vektes ut fra hvor stor grad av tilhørighet indikatoren har til det gitte økosystemet, og indikatorens andel av den

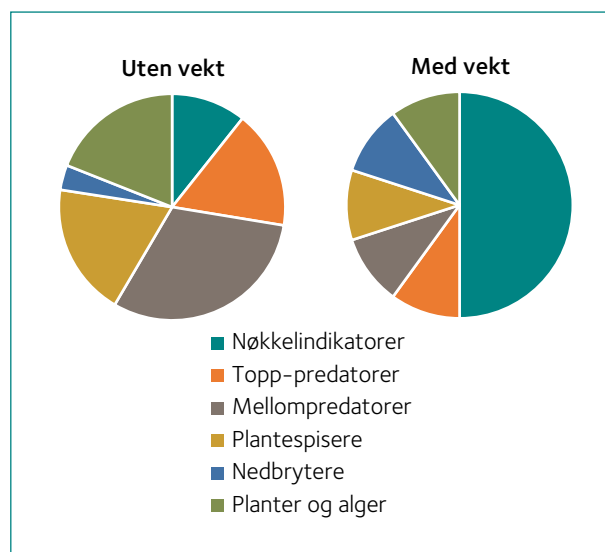


Figur 2.1. Antall indikatorer i ulike økosystemer fordelt på nøkkelindikatorer og funksjonelle grupper etter plassering i næringskjeden. Nøkkelindikatorene inneholder ulike funksjonelle grupper som ikke er skilt ut her.

funksjonelle gruppen den tilhører. I sammenstillinger av indikatorverdier over et større geografiske område vektet indikatorverdien også med den andelen av området der indikatoren har angitt verdi.

- Hver av de funksjonelle gruppene gis samme vekt og teller til sammen 50 % i beregningene. Ulike nøkkelindikatorer utgjør til sammen resterende 50 % av indeksverdien. Figur 2.2 illustrerer effekten av slik vektning av indikatorene.
- De skalerte og vektete indikatorverdiene summeres så for det aktuelle geografiske området og året som skal gis en naturindeksverdi. Minste geografiske enhet er kommuner, men i hovedsak beregnes naturindeksverdier for hele landsdeler og havområder per år siden mange indikatorer ikke har data med en oppløsning på kommunenivå (se Begrensninger og usikkerhet nedenfor).
- I beregningen av naturindeksverdien er det tatt hensyn til ekspertenes oppgitte usikkerhet for den observerte eller estimerte indikatorverdien. Det kan dermed gis statistiske uttrykk for usikkerheten i naturindeksverdier som beregnes fra ulike kombinasjoner av indikatorer.

Beregning av naturindeksen gir verdier mellom 0 og 1. Disse kan vurderes som høye eller svært høye om de ligger nær 1, middels høy rundt 0,5 og lave eller svært lave om de ligger nærmere 0. Naturindeksverdien gir også et uttrykk for tilstanden for biologisk mangfold i økosystemene. Det er naturlig å omtale høye verdier



Figur 2.2. Vektning av indikatorer som tilhører ulike funksjonelle grupper eller er nøkkelindikatorer, fører til at hver funksjonelle gruppe får samme vekt og til sammen veier 50 % i beregningen av naturindeksen. Nøkkelindikatorene utgjør de øvrige 50 %.

av naturindeksen som god eller svært god tilstand og lave verdier som dårlig eller svært dårlig tilstand. Det er foreløpig ikke definert noen presise skilleverdier for bruk av slike relative termer knyttet til økosystemenes funksjoner eller sårbarhet for påvirkning. Videre i rapporten er disse termene brukt pragmatisk for å gjøre framstillingen mer intuitivt forståelig og leservennlig.

Begrensninger og usikkerhet

Naturindeksen er beregnet for årene 1990, 2000, 2010 og 2014. Noen indikatorer har også verdier for 1950. Mange indikatorer har ikke verdier for hele landet; enkelte har bare for visse kommuner. Særlig har kyst-pelagisk og åpent lavland svak og ujevn dekning for mange indikatorer. I den samlede naturindeksen har indikatorer med begrenset geografisk utbredelse liten innvirkning på naturindeksverdien, siden deres bidrag i beregningen vektes med den andelen av området der de har angitt verdi. En indikator som bare har angitt verdi i fire kommuner, vil få liten vekt i naturindeksverdien for hele landet. Det er også mange indikatorer som har dårlig geografisk oppløsning, dvs. at de har samme verdi for store regioner. Dette gir liten evne til å fange opp lokale variasjoner i tilstand for biologisk mangfold.

En forholdsvis stor andel (46 %) av verdiene for indikatorne er basert på ekspertvurderinger, mens 19 % er modellbaserte estimater og 35 % er basert på overvåkingsdata. Ekspertvurderingene er anslag for indikatorverdier gjort av eksperter med god kunnskap om de aktuelle indikatorne. Slike vurderinger er støttet av mer eller mindre systematiske eller omfattende observasjonsdata. Alle tre informasjonskilder varierer med hensyn til datakvalitet og usikkerhet. Det avgjørende for robuste estimater for indikatorverdier er ofte en kombinasjon av god kunnskap om det aktuelle økosystemet og indikatorens rolle i det, sammen med et bredt og forholdsvis representativt datagrunnlag.

For indekser sammenstilt av flere enkeltindikatorer for arters bestandsutvikling, vil ulike arter kunne ha motsatt utvikling og dermed kunne gi tilnærmet stabil samlet verdi. I teorien kan dermed økosystemene gjennomgå betydelige endringer uten at det nødvendigvis vil gi tilsvarende endringer i naturindeksverdien. De fleste indikatorne i naturindeksen viser imidlertid små endringer, der en overvekt av små positive eller negative endringer vil gi en endring i naturindeksen. Et fåtall indikatorer med større utslag kan gi tydeligere endring i naturindeksen. Ved dramatiske endringer i hele økosystemet vil trolig mange indikatorer endres i samme retning og gi betydelig endring i naturindeksens verdi. Naturindeksen gir et samlet oversiktsbilde for tilstanden i økosystemene og gir ikke i seg selv svaret på hvorfor observerte endringer skjer. Det trengs god økologisk

forståelse og eventuelt målrettede studier for å kunne avklare årsakene til slike endringer.

I utgangspunktet beregnes naturindeksen for et bestemt økosystem som en kombinasjon av ulike indikatorverdier for et gitt geografisk område og for et gitt år. Verdiene varierer imidlertid ikke bare mellom økosystemene, men også mellom indikatorne innenfor hvert økosystem, de varierer over tid og over den enkelte indikatorens utbredelse. En analyse av denne variasjonen kan gi oss innsikt i hvilke av disse kildene til variasjon som har størst betydning. Det viser seg at det er verdiforskjellene mellom de enkelte indikatorne innenfor samme økosystem som er den viktigste variasjonskilden i dataene som ligger til grunn for beregning av naturindeksen. Denne variasjonen er over fire ganger så stor som variasjonen mellom økosystemene. Variasjonen mellom år er også ganske stor, mens variasjon mellom geografiske områder (kommuner, regioner, havområder) er liten på grunn av manglende geografisk oppløsning i datagrunnlaget. Det finnes indikatorer i svært god og svært dårlig tilstand innenfor alle økosystemene (se også kapittel 7 i Pedersen og Nybø 2015).

Mer informasjon om naturindeksens oppbygning

Naturindeksens økologiske rammeverk, datagrunnlag, beregningsmetoder og dataforvaltning er nærmere beskrevet av Pedersen og Nybø (2015). Mer detaljer om de enkelte indikatorne og deres tilstand og utvikling er gitt i naturindeksens innsynsløsning (www.naturindeks.no). Naturindeksens indikatorer for de ulike økosystemene er vist i Vedlegg 2.

3 Naturindeksens bilde av utviklingen for biologisk mangfold

Erik Framstad, Signe Nybø og Bård Pedersen
Norsk institutt for naturforskning

Naturindeksen viser betydelig variasjon i tilstanden for biologisk mangfold mellom økosystemene. Indeksverdiene er høyest i ferskvann og de marine økosystemene og lavest i skog og åpent lavland. Det er lite variasjon i tilstanden mellom ulike landsdeler og havområder. Betydningen av indikatorer som er følsomme for forskjellige påvirkningsfaktorer, varierer mellom økosystemene. For de marine økosystemene framstår beskatning og klima som viktigst, mens arealbruk/ inngrep er viktigst for de terrestriske økosystemene og ferskvann. En del arter med stor nasjonal forvaltningsinteresse er dekket av indikatorene i naturindeksen. Tilstanden for ansvarsarter i hav og kyst har utviklet seg positivt, mens utviklingen for ansvarsarter i fjell har vært negativ. For å øke kvaliteten og redusere usikkerheten i naturindeksen er det behov for bedre overvåkingsdata for mange av indikatorene, samt supplering med flere indikatorer for planter og nedbrytere.

3.1 Tilstanden for biologisk mangfold målt ved naturindeksen

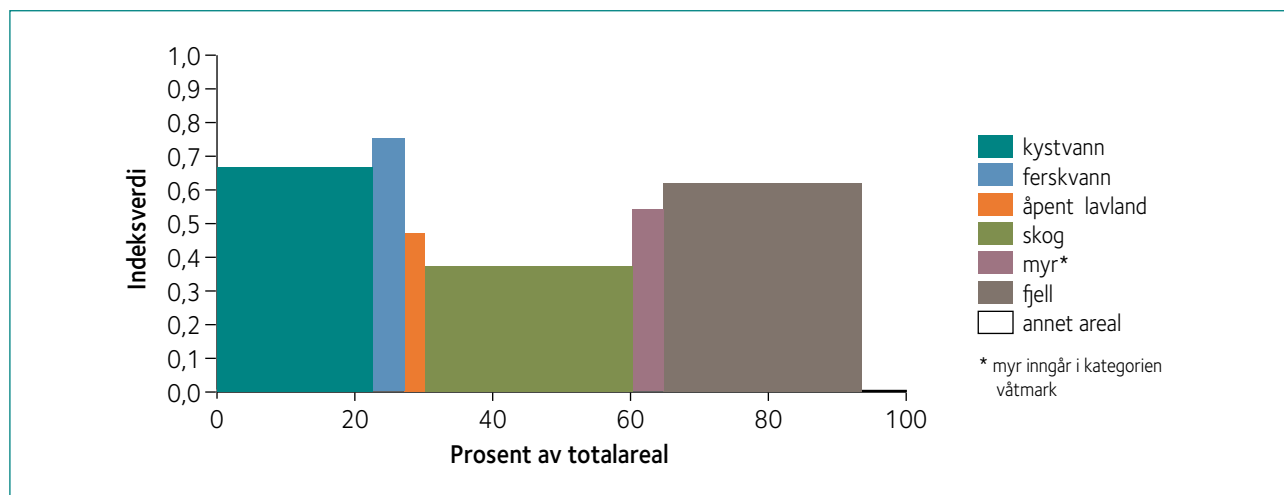
3.1.1 Norske økosystemers tilstand og areal

Naturindeksen viser at tilstanden for norske økosystemer i 2014 er til dels betydelig dårligere enn referansetilstanden (Figur 3.1). Lavest verdi har naturindeksen for skog med 0,37 og åpent lavland

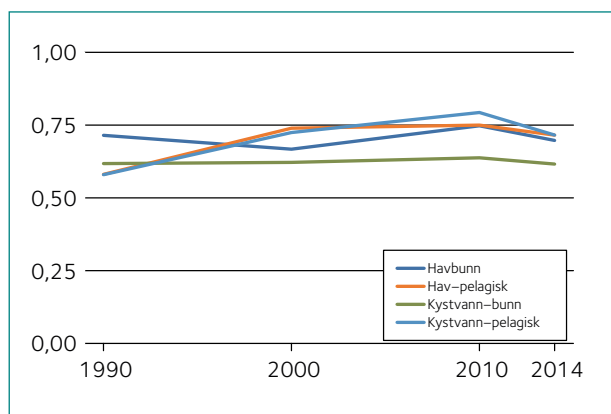
med 0,47. Målt med naturindeksen er tilstanden for havområdene og kystvann vesentlig bedre, med indeksverdier på henholdsvis 0,73 og 0,67 (samlet for bunn og pelagisk, dvs. åpne vannmasser). Aller best er tilstanden for ferskvann med en naturindeksverdi på 0,75.

Utviklingen av verdiene for naturindeksen siden 1990 varierer mellom økosystemene. For åpne vannmasser (pelagisk) i havet og på kysten har utviklingen vært særlig positiv i perioden 1990–2000 (Figur 3.2). For havbunn og kystvann bunn har tilstanden vært nokså stabil. I den samme perioden har det vært en klar nedgang i indeksverdi for våtmark og åpent lavland og en svak nedgang for ferskvann (Figur 3.3). Selv om naturindeksverdien for skog fremdeles er svært lav, har det vært en svak, men tydelig bedring av tilstanden siden 1990. For fjell har tilstanden variert, men det har vært en svak nedgang siden 2010. Disse endringene i tilstanden for de ulike økosystemene og mulige årsaker til endringene er nærmere gjennomgått i kapitlene for hvert økosystem.

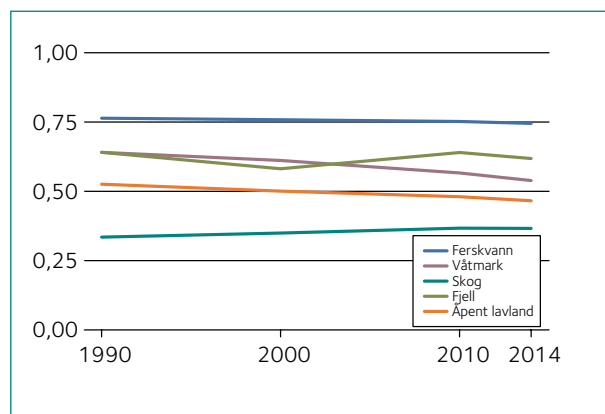
Hvis vi ser bort fra havområdene, utgjør økosystemene kyst, skog og fjell størst andel av totalarealet for Norge ut til 1 nautisk mil fra grunnlinja i sjøen, med henholdsvis 23 %, 30 % og 29 % (Figur 3.1). Viktige økosystemer som ferskvann, våtmark og åpent lavland dekker hver mindre enn 5 % av totalarealet. Resten utgjøres av en del andre areal typer, bl.a. sterkt menneskepåvirket areal som dyrket mark og byer. Vi har ikke tilgang til gode data for arealutviklingen over tid for alle økosystemer. Imidlertid har skogarealet i Norge under barskoggrensa økt med anslagsvis 7 % de siste drøyt 20 årene (beregnet som forskjell mellom Landsskogtakseringens 6. og 10. takst ut fra data i SSB 1976, Tomter 1999, Larsson og Hysten 2007). Dette har i hovedsak skjedd ved skogreising og gjengroing på åpen mark i lavlandet. I tillegg har vi hatt en gjengroing i seterregionen. Følgelig er areal andelen av fjell, åpent lavland og dels våtmark noe redusert siden 1990.



Figur 3.1. Økosystemenes tilstand i 2014 (naturindeksverdi) og omfang (areal) som andel av totalarealet ut til 1 nautisk mil fra grunnlinja langs kysten. Hav er ikke vist siden arealet ikke har en entydig avgrensing. Tilstanden for myr tilsvarer tilstanden for våtmark, men vi mangler arealtall for våtmark som kilder og flommark. Arealandelen for våtmark vil derfor være litt større enn vist i figuren. Arealet for åpent lavland omfatter jorddekt og grunnlendt åpen fastmark under skoggrensa. Fjellarealet er arealet over skoggrensa, basert på en modellberegning (Blumentrath og Hanssen 2010). Annet areal omfatter permanent snø og isbreer, dyrket mark, åpent areal under skoggrensa enn jorddekt og grunnlendt åpen fastmark, byer, tettsteder, veier og andre sterkt menneskepåvirkete arealer. Det beregnes ingen verdi for naturindeksen for annet areal.



Figur 3.2. Utvikling av naturindeksverdien for de marine økosystemene havbunn, hav-pelagisk (åpne vannmasser), kystvann-bunn og kystvann-pelagisk.



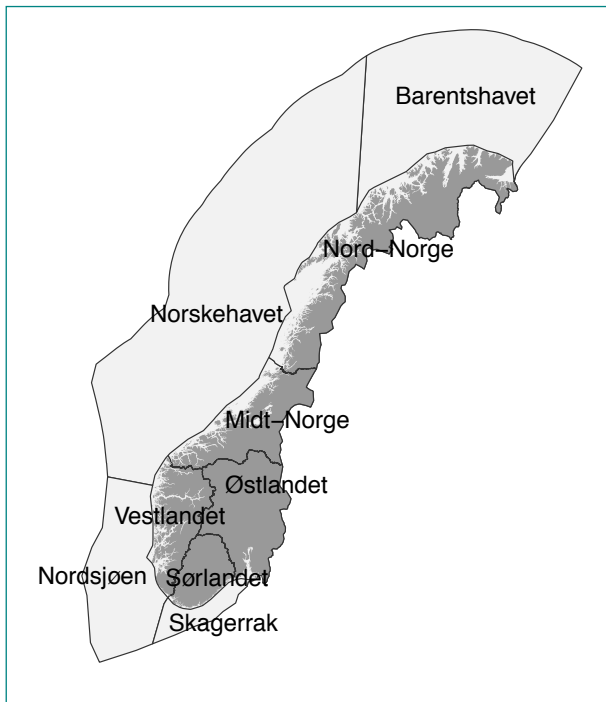
Figur 3.3. Utvikling av naturindeksverdien for økosystemene ferskvann, våtmark, skog, fjell og åpent lavland (semi-naturlig åpen mark).

3.1.2 Tilstanden for økosystemene varierer lite over landet

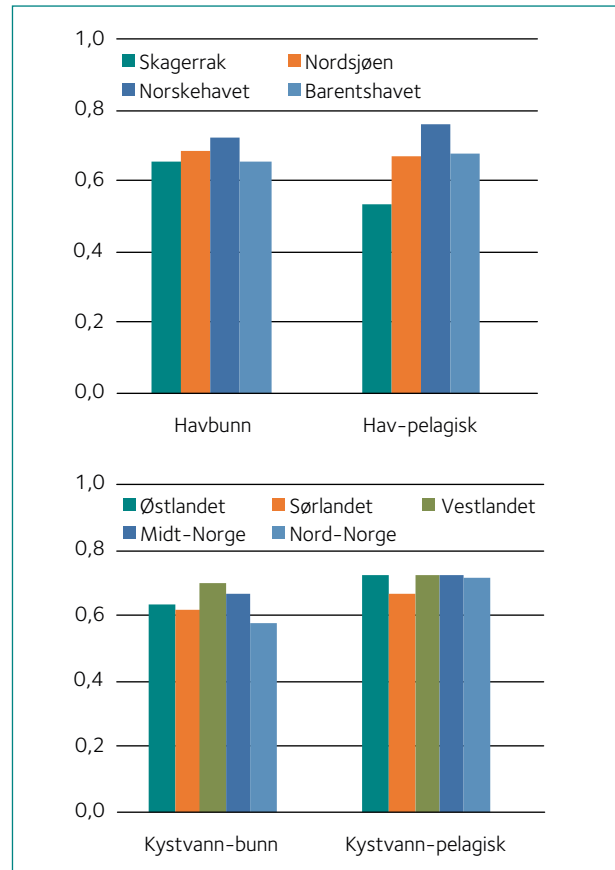
For å få en oversikt over hvordan tilstanden for biologisk mangfold varierer over landet, er verdiene for naturindeksen også beregnet for ulike regioner og for de enkelte havområdene (Figur 3.4). Med noen unntak er imidlertid de regionale forskjellene i naturindeksen små, og den regionale variasjonen er for det meste mindre enn usikkerheten i indeksverdiene. For havområdene har naturindeksen

for hav-pelagisk noe lavere verdi for Skagerrak enn for de øvrige områdene (Figur 3.5). Ellers er det ikke vesentlige forskjeller i naturindeksverdiene for de marine økosystemene for de ulike havområdene eller regionene. For ferskvann er det noe bedre tilstand for Nord-Norge enn for Østlandet og Sørlandet (Figur 3.6). Det er ikke vesentlige forskjeller i naturindeksens verdi for de terrestriske økosystemene (Figur 3.6), noe som i hovedsak skyldes stor angitt usikkerhet for flere indikatorer, spesielt fugler. En mer detaljert

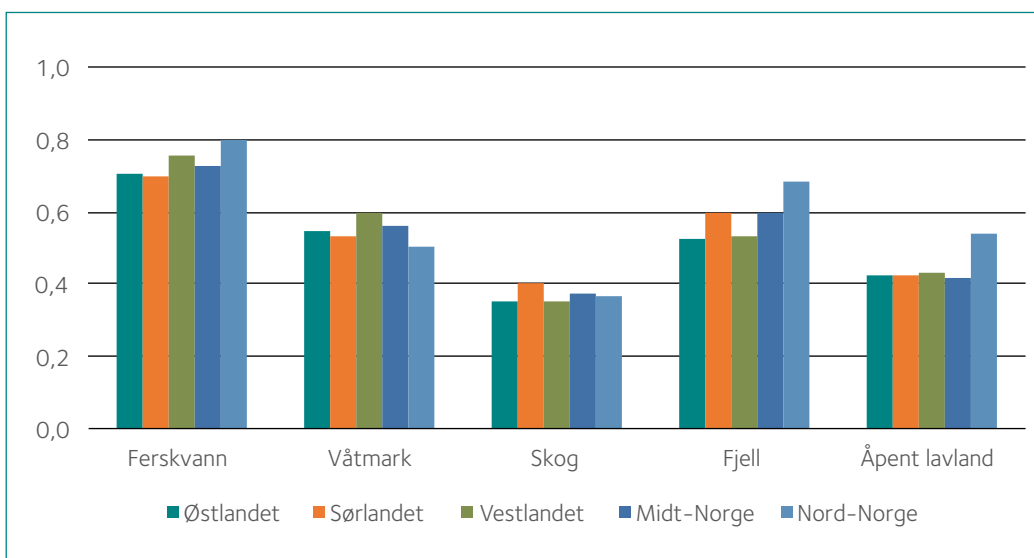
gjennomgang av regionale forskjeller i naturindeksen og mulige årsaker til dette er gitt i kapitlene for hvert økosystem.



Figur 3.4. Kart over regioner og havområder der naturindeksen er beregnet. Kystvann går ut til 1 nautisk mil utenfor grunnlinja.



Figur 3.5. Naturindeksverdi for marine økosystemer i 2014 for ulike havområder og regioner.



Figur 3.6. Naturindeksverdi for ferskvann og terrestriske økosystemer i 2014 for ulike regioner.

3.2 Påvirkningsfaktorer har ulik betydning i de enkelte økosystemene

Endringer i tilstanden for biologisk mangfold kan skyldes en rekke ulike menneskeskapte eller naturgitte påvirkninger. I arbeidet med naturindeksen er ekspertene bedt om å angi i hvilken grad deres indikatorer er følsomme for ulike påvirkningsfaktorer. Disse omfatter beskatning/høsting, fremmede arter, ulike typer forurensing, klimaendringer og ulike former for arealbruk og fysiske inngrep. I tillegg kommer tilfeldige eller mer regelmessige naturgitte forstyrrelser som endring i strømforhold i havet, ras, flom og insektangrep eller ukjente faktorer.

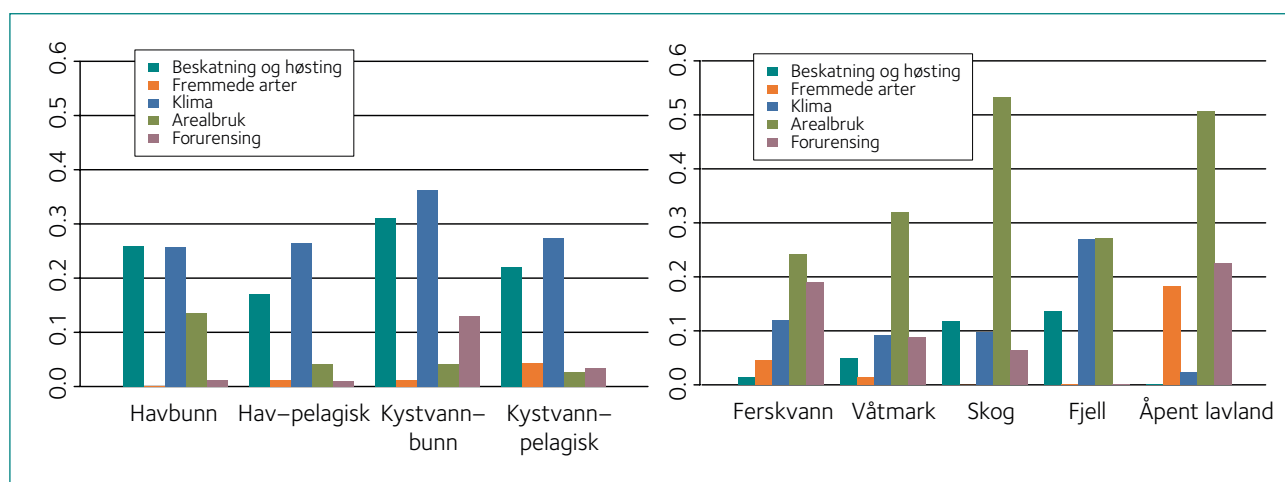
Her har vi gruppert indikatorer som er oppgitt å være middels til svært følsomme for fem hovedtyper av påvirkningsfaktorer: Beskatning/høsting, fremmede arter, klimaendringer, ulike typer arealbruk og inngrep, samt ulike typer forurensing. Antallet følsomme indikatorer for disse påvirkningsfaktorene varierer i stor grad mellom økosystemene (Tabell 3.1). De fleste økosystemene har få indikatorer som er følsomme for fremmede arter, og flere av økosystemene har

også få indikatorer for forurensing. Flest indikatorer er følsomme for arealbruk, beskatning eller klima. De marine økosystemene er særlig stor andel indikatorer som er følsomme for beskatning/høsting og klima. For de terrestriske økosystemene og ferskvann er det særlig stor andel av indikatorene som er følsomme for arealbruk eller inngrep. Denne variasjonen mellom økosystemene gjenspeiler hva som er de viktigste menneskeskapte påvirkningsfaktorene på det biologiske mangfoldet.

Hensikten med dette kapitlet er å få et inntrykk av i hvilken grad indikatorer som er følsomme for en gitt påvirkning, har en effekt på verdien av naturindeksen for det aktuelle økosystemet. Dette indikerer hvilke påvirkninger som trolig er mest negative for tilstanden til det biologiske mangfoldet. Vi har dels sett på hvor stor andel av naturindeksverdien som skyldes de følsomme indikatorene for en gitt påvirkningsfaktor, og i hvilken grad disse indikatorene bidrar til å redusere naturindeksverdien fra det den ville være i referansetilstanden (dvs. indeksverdi 1). Dessuten har vi sett på utviklingen av den samlede indeksen for de følsomme indikatorene for en gitt påvirkningsfaktor i hvert økosystem for å få et inntrykk av om tilstanden gitt ved disse indikatorene, skiller seg fra den samlede naturindeksverdien for økosystemet eller om de følger omtrent samme utviklingsbane over tid.

Tabell 3.1. Antall indikatorer som er angitt som middels til svært følsomme for ulike påvirkningsfaktorer i de enkelte økosystemene. Merk at mange indikatorer kan være følsomme for flere påvirkningsfaktorer, og enkelte inngår også i mer enn ett økosystem.

	Beskatning/ høsting	Fremmede arter	Klima	Arealbruk/ inngrep	Forurensing	Totalt antall indikatorer
Havbunn	28	0	29	17	2	33
Hav-pelagisk	18	2	27	5	2	34
Kystvann-bunn	21	5	34	9	11	37
Kystvann-pelagisk	15	9	27	3	3	37
Ferskvann	3	8	8	29	18	33
Våtmark	1	3	3	31	6	33
Skog	10	1	16	67	11	87
Fjell	6	0	18	21	0	31
Åpent lavland	0	4	4	25	9	29
Sum	102	32	166	207	62	



Figur 3.7. Indikatorer som er følsomme for ulike påvirkningsfaktorer, og deres effekt på reduksjon i verdien av naturindeksen sammenliknet med referansetilstanden. Verdien er beregnet som gjennomsnitt for årene 1990, 2000, 2010 og 2014. Jo høyere verdi for de følsomme indikatorene for en gitt påvirkningsfaktor, jo større er deres negative effekt på naturindeksverdien. Utvalget av indikatorer er basert på ekspertenes vurdering av de enkelte indikatorenes følsomhet for ulike påvirkningsfaktorer. Merk at effekten av påvirkningsfaktorene ikke kan summeres fordi flere indikatorer er følsomme for flere påvirkningsfaktorer og inngår i tallgrunnlaget for flere av søylene i figuren.

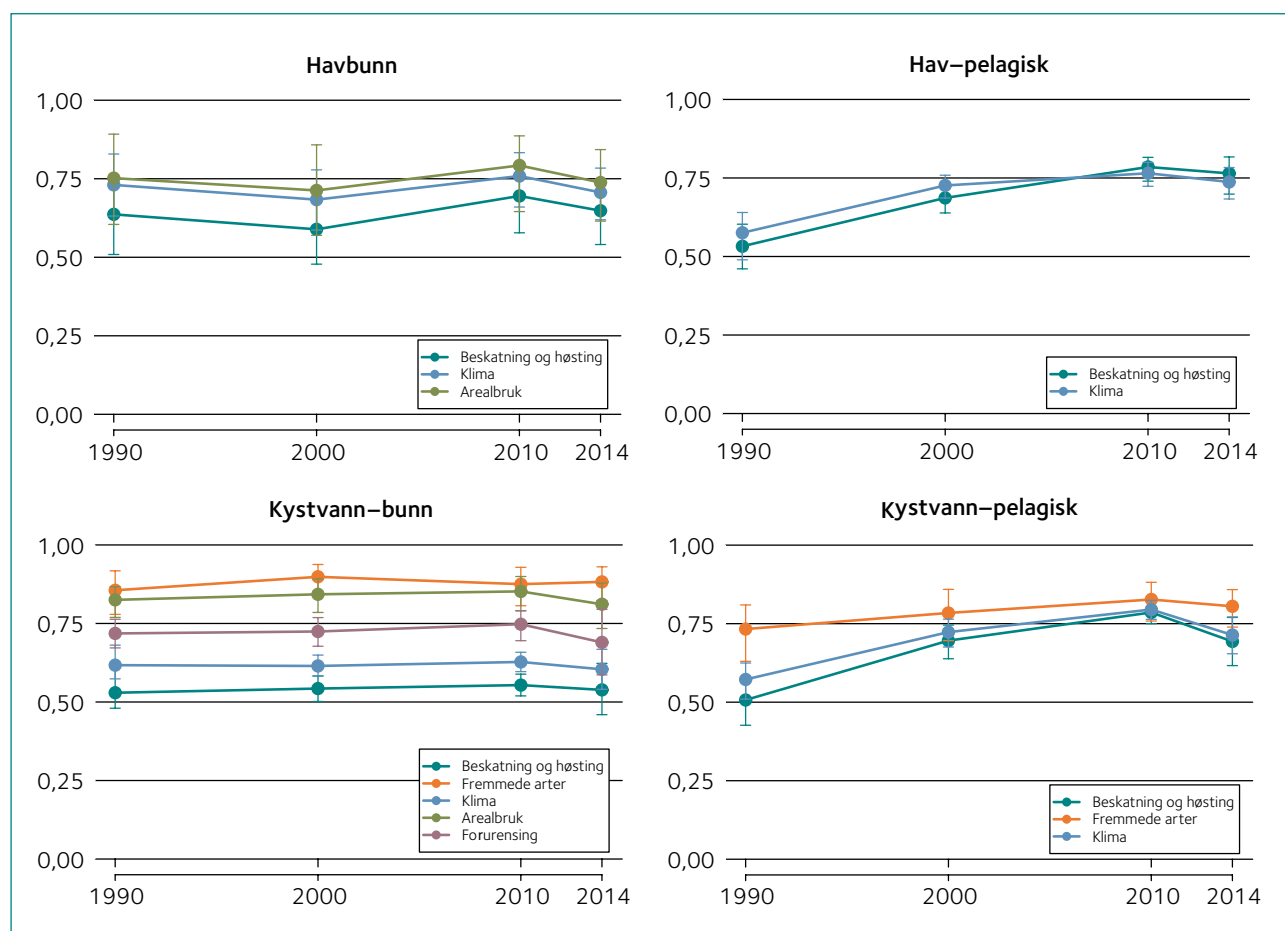
Viktigste påvirkningsfaktorer varierer mellom økosystemene

Det er tydelige forskjeller mellom økosystemene i hvilke påvirkningsfaktorene som er antatt å ha størst negativ innflytelse på naturindeksens verdi (Figur 3.7). For de marine økosystemene har indikatorer som er følsomme for beskatning og klimaendringer, stor effekt på naturindeksverdien. For havbunn er også indikatorer som er følsomme for arealbruk, spesielt fysiske inngrep, ganske viktig, mens indikatorer følsomme for forurensing har betydning for kystvann-bunn. For de terrestriske økosystemene og ferskvann er det indikatorer følsomme for arealbruk (inkludert opphør av tradisjonell jordbruksdrift og/eller fysiske inngrep) som er viktigst. Arealbruk framstår som særlig viktig for skog og åpent lavland, men også klart viktigste påvirkning for våtmark. Indikatorer følsomme for påvirkning fra forurensing og fremmede arter, er også viktige for åpent lavland. For fjell framstår klimaendringer like viktig som arealbruk/inngrep, samt beskatning med ganske stor betydning. For ferskvann er indikatorer følsomme for forurensing og klimaendring viktige, i tillegg til inngrep som vannkraftutbygging. Det er ellers verdt å minne om at mange indikatorer er følsomme for flere ulike påvirkningsfaktorer, slik at bildet av påvirkningsfaktorenes betydning for naturindeksens verdi kan være mer komplisert enn Figur 3.7 gir inntrykk av.

Beskatning og høsting

Fiskefangstene i Norge har siden 1990 ligget nokså jevnt på totalt 2,0–2,5 mill. tonn, men med betydelig variasjon i mengden av ulike fiskeslag (SSB 2015a). De viktigste fiskeslagene i mengde har vært sild, kolmule, torsk og lodde, alle med totalfangster på over 5 mill. tonn for perioden 1990–2013. Antall årlig felte hjortevilt siden 1990 har ligget rundt 35 000 elg og mellom 5 000 og 10 000 villrein, mens felte hjort har økt betydelig fra ca. 10 000 til ca. 35 000 (SSB 2015b). Antall felte småvilt har derimot hatt stor nedgang siden 1990 for arter som ryer og harer. Uttaket av rovvilt har økt betydelig siden 1990 for ulv, bjørn og jerv, mens antall felte gauper har variert mye mellom år (SSB 2015c).

I alt har ekspertene anslått at 102 indikatorer er følsomme for beskatning eller høsting. De aller fleste av disse finnes i økosystemene hav eller kyst, med 15 til 28 indikatorer i hvert økosystem (Tabell 3.1). Disse indikatorene har en samlet vektandel i beregning av naturindeksen på mellom 0,55 og 0,73 og bidrar i betydelig grad til at naturindeksen avviker fra referansetilstanden for disse økosystemene (Figur 3.7). Indikatorene omfatter en lang rekke fiskearter og virvelløse dyr som kamskjell, reker, hummer og andre bunnlevende dyr. Disse er gjenstand for kommersiell utnytting eller påvirkes av slik utnytting. Dessuten inngår noen sjøfugl og sjøpattedyr som antas å bli



Figur 3.8. Samlet utvikling for indikatorer som er følsomme for gitte påvirkningsfaktorer i marine økosystemer. Indikatorene for en gitt påvirkningsfaktor er skalert slik at de enkelte indeksene er sammenliknbare uavhengig av antall indikatorer som inngår i hver indeks. Kun indekser som omfatter minst 4 indikatorer, med en samlet vekt på minst 10 % i naturindeksen i det enkelte økosystemet, er tatt med i figuren.

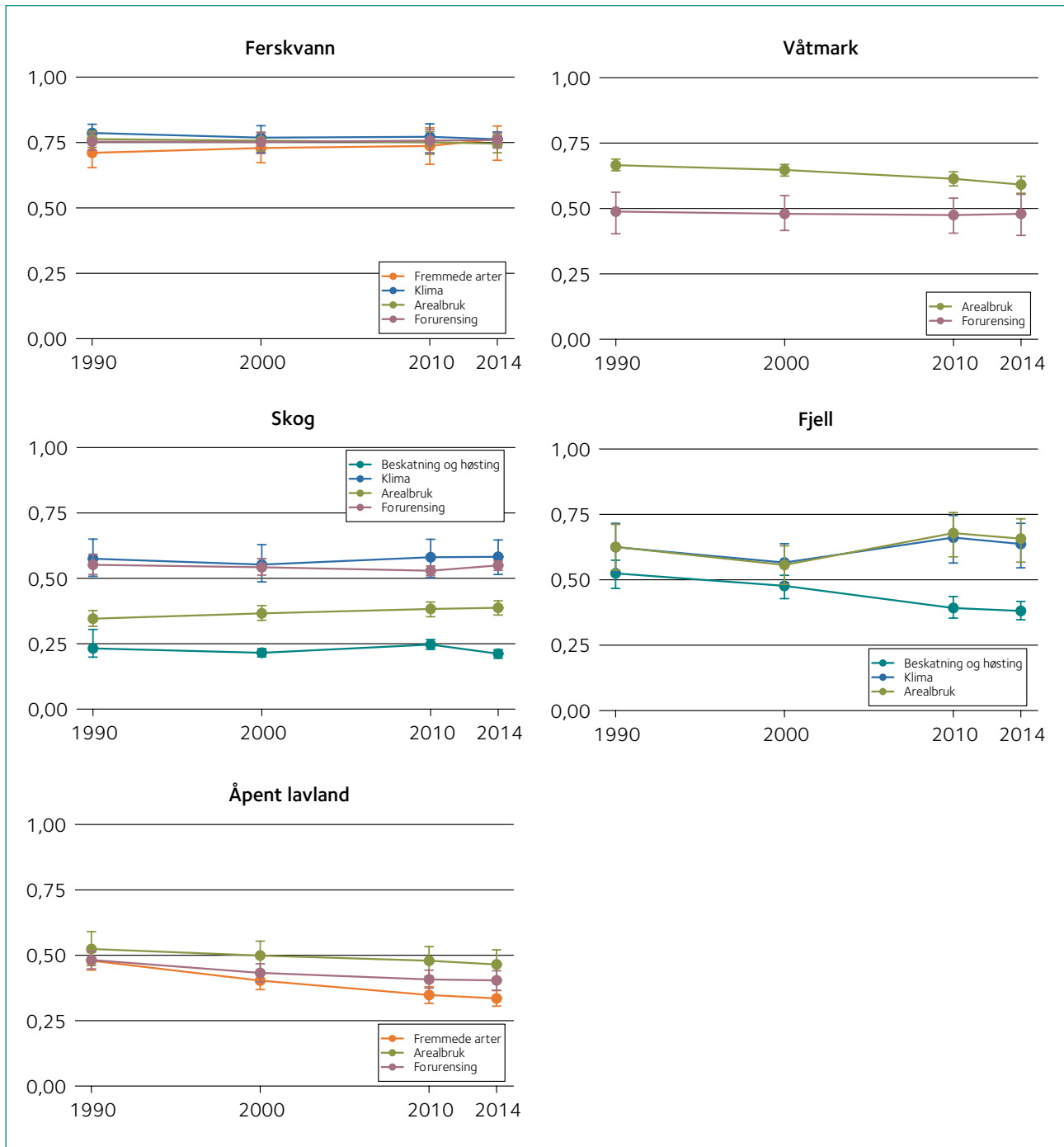
indirekte påvirket av høsting av kommersielle arter. Tilstanden for artene som påvirkes av beskatning i hav-pelagisk og kystvann-pelagisk har utviklet seg positivt i perioden 1990–2010, til et forholdsvis høyt nivå, mens de har variert for havbunn og vært nokså stabile for kystvann-bunn (Figur 3.8).

For skog og fjell er henholdsvis ti og seks indikatorer følsomme for beskatning og høsting, med en samlet vektandel i naturindeksen på henholdsvis 0,15 og 0,25. Disse indikatorene bidrar i begrenset grad til å redusere naturindeksen fra referansetilstanden for skog og fjell (Figur 3.7). Indikatorene omfatter i hovedsak arter av hjortevilt, noen arter av småvilt, samt de store rovdirene. Tilstanden for disse indikatorene er lav i skog og nedadgående fra middels nivå i fjell (Figur 3.9).

Fremmede arter

Fremmede arter opptrer i stadig større grad som en følge av økt transport, handel og generell globalisering, men forholdsvis få av de mange introduserte artene synes så langt å ha hatt en direkte negativ påvirkning på det stedegne biologiske mangfoldet i Norge. Artsdatabanken har imidlertid angitt at 217 av 1180 vurderte arter har høy eller svært høy økologisk risiko (Gederaas m.fl. 2012).

I naturindeksen har ekspertene angitt at 32 indikatorer er følsomme for fremmede arter (Tabell 3.1). De fleste av disse er knyttet til kystvann og ferskvann, med henholdsvis 13 og 8 indikatorer. Disse har en samlet vektandel i naturindeksen for de respektive økosystemene på 0,1–0,2, og de bidrar dermed forholdsvis lite til å redusere naturindeksen fra referansetilstanden. Indikatorene i kystvann omfatter



Figur 3.9. Samlet utvikling for indikatorer som er følsomme for gitte påvirkningsfaktorer i terrestriske økosystemer og ferskvann. Indikatorene for en gitt påvirkningsfaktor er skalert slik at de enkelte indeksene er sammenliknbare uavhengig av antall indikatorer som inngår i hver indeks. Kun indekser som omfatter minst 4 indikatorer, med en samlet vekt på minst 10 % i naturindeksen i det enkelte økosystemet, er tatt med i figuren.

åtte fuglearter (eller underarter), tre virvelløse dyr, laks og en indeks for alger på hardbunn. Tilstanden for de aktuelle indikatorene for både kystvann-bunn og kystvann-pelagisk er relativt god, med nokså stabil utvikling for kystvann-bunn og en svak forbedring for kystvann-pelagisk (Figur 3.8). Indikatorene i ferskvann

som er følsomme for fremmede arter, omfatter tre andefugler, laks og ørret, edelkreps, elvemusling og indeks for vannplanter i innsjøer. Tilstanden for disse indikatorene samlet er forholdsvis god og svakt økende (Figur 3.9).

For åpent lavland er det fire indikatorer som er angitt å være følsomme for fremmede arter (Tabell 3.1). Disse har en samlet vektandel i naturindeksen på 0,3 og bidrar forholdsvis mye til å redusere naturindeksen fra referansetilstanden (Figur 3.7). Disse indikatorene omfatter tilstanden for henholdsvis kystlynghei og gras- og urterik mark, mosen heiflette og fiskemåke. Tilstanden samlet for indikatorene er svak og nedadgående (Figur 3.9).

Klimaendringer

Klimaendringene kan ta mange former, men endringer i årlig temperatur og nedbør gir et grovt bilde av endringer som direkte og indirekte kan påvirke store deler av det biologiske mangfoldet. I perioden fra 1990 til 2014 har årsmiddeltemperaturen på landsbasis økt med anslagsvis 0,5 °C, mens årsnedbøren har ligget nokså stabilt ca. 7 % over normalnedbøren i perioden 1961–1990 (se Figur 4.1). Temperaturøkningen i perioden har vært størst vår, sommer og høst og mer stabil om vinteren. Hav og kystvann har hatt en betydelig temperaturøkning gjennom året og er nå 0,5–1,5 °C over gjennomsnittet for normalperioden 1961–1990, med høyeste målte temperaturer rundt 2007 (Bakketeig m.fl. 2015).

Hele 166 indikatorer er ansett å være følsomme for klimaendringer. En stor andel av alle indikatorer i de marine økosystemene er ansett som klimafølsomme (Tabell 3.1). Disse indikatorene har følgelig også svært stor vektandel (0,88–0,94) i beregning av naturindeksen, og de bidrar i betydelig grad til at naturindeksen for disse økosystemene er noe redusert fra referansetilstanden (Figur 3.7). Disse indikatorene omfatter en lang rekke fiskearter og virvelløse dyr, foruten flere arter av sjøfugl, hval og sel, samt noen alger og andre plantearter. Tilstanden for de klimafølsomme indikatorene i marine økosystemer har utviklet seg positivt i de pelagiske økosystemene og er nå generelt ganske god for de marine økosystemene, unntatt for kystvann-bunn der indikatorene samlet viser middels god tilstand (Figur 3.8).

Også for skog, fjell og til dels ferskvann er det en god del klimafølsomme indikatorer (Tabell 3.1). Disse indikatorene har også stor vektandel i naturindeksen for fjell (0,71) og ferskvann (0,52), mens de har mindre vektandel for skog (0,22). De bidrar i betydelig grad til å redusere naturindeksverdien for fjell, noe for ferskvann og forholdsvis lite for skog (Figur 3.7).

Indikatorene for fjell omfatter sju fuglearter, fem mosearter, tre karplantearter, fjellrev og smågnagere, samt alpint vierbelte. Tilstanden for disse indikatorene har variert noe og er nå litt over middels god (Figur 3.9). Klimaendringer er trolig den viktigste årsaken til at disse klimafølsomme indikatorene ikke er i referansetilstand. Klimafølsomme indikatorer i ferskvann omfatter laks, elvemusling, et par mosearter og indekser for dyreplankton, planteplankton, bunndyr og vannplanter. Disse indikatorene er også følsomme for påvirkningsfaktorer som vannkraftutbygging og forurensing, faktorer som trolig er viktigere for disse indikatorene. Tilstanden for disse indikatorene har vært og er forholdsvis god, slik tilstanden også er for ferskvann samlet (Figur 3.9). Klimafølsomme indikatorer i skog omfatter tre hjortedyrarter, smågnagere, et par arter for hver av gruppene lav, moser, karplanter, insekter og fugler, samt alger på bjørkestammer. Samlet tilstand for disse indikatorene er middels god (Figur 3.9).

En mer detaljert gjennomgang av sammenhengene mellom klimaendringer og indikatorer i naturindeksen er gjort i kapittel 4.

Arealbruk og inngrep

Arealbruk, arealbruksendringer og fysiske inngrep dekker en rekke ulike påvirkninger av arealene og omfatter dels bruksendringer i jordbruk og skogbruk og dels utbygging av byer, tettsteder, veier, vannkraftanlegg og annen infrastruktur. Den økonomiske utviklingen har ført til at stadig større arealer blir påvirket av slik infrastruktur. Samtidig minker andelen av skogarealet som kan karakteriseres som naturpreget skog ut fra skogstruktur og hogsthistorie. Storaunet og Rolstad (2015) anslår at ca. 25 % av produktivt skogareal i 2012 er naturlig forynget, tidligere plukkhogd skog som ikke er flatehogd, mens andelen slik skog var ca. 33 % i 1996. I jordbruket foregår to motsatte endringsprosesser, dels nedlegging og gjengroing av økonomisk lite drivverdige arealer i høyereliggende og kuperte strøk, på Vestlandet og nordpå, og dels intensivering av driften på de mest produktive arealene i lavlandet (Framstad og Lid 1998). Effektene av arealbruk og fysiske inngrep på det biologiske mangfoldet omfatter dels endring av egnetheten til artenes leveområder. Dessuten kan de føre til direkte reduksjon og fragmentering av gjenværende leveområder. I tillegg påvirker arealbruken ulike økosystemprosesser slik at

det biologisk mangfoldet og kapasiteten til å produsere ulike økosystemtjenester endres. Eksempler på slike økosystemprosesser er predasjon eller konkurranse mellom arter, spredning av fremmede arter, produksjon av biomasse og næringsomsetning.

Totalt er hele 207 indikatorer i naturindeksen ansett for å være følsomme for endringer i arealbruk eller for fysiske inngrep. Skog har størst antall indikatorer (67) som er følsomme for disse påvirkningene, men også de fleste andre økosystemene har et betydelig antall slike indikatorer (Tabell 3.1). De marine økosystemene havbunn og kystvann-bunn har henholdsvis 17 og 9 indikatorer som er følsomme for inngrep eller i noen grad også arealbruk. Disse har også ganske stor vektandel (henholdsvis 0,54 og 0,25) i beregning av naturindeksen for disse økosystemene. For havbunn har indikatorer følsomme for påvirkning fra arealbruk/ inngrep, også ganske stor betydning for reduksjonen i naturindeksen fra referanstillstanden, mens slik påvirkning har mindre betydning i de andre marine økosystemene (Figur 3.7). Indikatorene som er følsomme for arealbruk og fysiske inngrep i marine økosystemer, omfatter en rekke arter virvelløse dyr, fire fiskearter, tre pattedyrarter og havørn, foruten et par indekser for alger og artsmangfold på bløtbunn. Samlet har tilstanden for disse indikatorene for havbunn og kystvann-bunn vært forholdsvis god, men med en liten nedgang fra 2010 (Figur 3.8).

I skog er mange indikatorer følsomme for arealbruk (Tabell 3.1), og disse er særlig påvirket av skogbruk og i noen grad også fysiske inngrep og opphør av tradisjonell jordbruksdrift. Også en stor andel av indikatorene i fjell, våtmark, ferskvann og åpent lavland er følsomme for arealbruk og fysiske inngrep. For ferskvann og våtmark er slik påvirkning dels knyttet til endringer i arealbruk og særlig til fysiske inngrep og hydrologiske endringer i form av vassdragsreguleringer, flomforbygging og veibygging. For fjell er disse påvirkningene knyttet til arealbruk, opphør av tradisjonell jordbruksdrift og fysiske inngrep. Dette er også tilfelle for åpent lavland, der særlig opphør av tradisjonell jordbruksdrift antas å ha stor betydning. I alle disse økosystemene omfatter indikatorene en rekke fuglearter og varierende antall arter av pattedyr, insekter, karplanter, moser, sopp og amfibier (i våtmark) og fisk (i ferskvann). I tillegg kommer ulike indekser for viktige leveområder eller artsgrupper. Særlig er nøkkelindikatorer for spesielle leveområder

for truede arter viktige i skog og åpent lavland, for eksempel død ved, tilstand i gras og urterik mark og tilstand i kystlynghei.

Indikatorer som er følsomme for arealbruk og fysiske inngrep, har stor vektandel i beregning av naturindeksen for alle terrestriske økosystemer og ferskvann, fra 0,73 for fjell til 0,995 for åpent lavland. Følgelig bidrar de også mye eller svært mye til reduksjonen i naturindeksen fra referanstillstanden (Figur 3.7). Særlig for åpent lavland og skog bidrar disse indikatorene til reduksjon av naturindeksverdien. Målt ved disse indikatorene varierer tilstandsutviklingen mellom økosystemene (Figur 3.9). For ferskvann er tilstanden forholdsvis god og stabil, mens den for våtmark har blitt noe redusert siden 1990. For åpent lavland er tilstanden middels, og trenden er negativ. For fjell har tilstanden variert mellom middels og god, mens den i skog ligger under middels, men viser en svak forbedring.

Forurensing

Forurensing som påvirker det biologiske mangfoldet, faller i to hovedgrupper – endringer i kretsløp av ulike næringsstoffer som fosfor og nitrogen, samt tilførsel og tilgjengeliggjøring av miljøgifter i form av giftig aluminium, tungmetaller og en rekke ulike organiske miljøgifter. Andre stoffer med negativ påvirkning er bakkenært ozon og radioaktive stoffer. Endringer i kretsløp for næringsstoffer kan gi endringer i økosystemprosesser ved forurensing eller overgjødning (eutrofiering), forskyve den naturlige artssammensetningen, øke mulighetene for fremmede arter eller føre til økt eksponering mot for eksempel tungmetaller. Miljøgiftene kan virke direkte på artenes fysiologi og ha effekter som økt dødelighet, nedsatt reproduksjon eller økning i mutasjonsrater, med konsekvenser for artenes levedyktighet. Siden 1990 har internasjonale avtaler og endringer i kraftproduksjon og industri ført til betydelig reduksjon i utslipp av forurensende svovelforbindelser og i noen grad også i utslipp av langtransporterte nitrogenforbindelser (Aas m.fl. 2012). Lokal og regional tilførsel av nitrogenforbindelser fra transportmidler, jordbruk og kommunale utslipp til luft, vann og land pågår imidlertid fremdeles. Selv om utslipp av en del viktige organiske miljøgifter (f.eks. DDT og PCB) er sterkt redusert de siste tiårene, er mange nye miljøgifter med til dels ukjent virkning kommet til. Dessuten er nivået av enkelte tungmetaller og bakkenært ozon fremdeles på et nivå som vekker bekymring.

Det er noe færre indikatorer som er anslått som følsomme for ulike typer forurensing, enn for andre påvirkningsfaktorer. Særlig ferskvann har mange følsomme indikatorer (18), og i noen grad også kystvann-bunn, skog og åpent lavland, mens det er færre i våtmark og de øvrige marine økosystemene (Tabell 3.1). Det er særlig forurensing knyttet til forsuring og overgjødning (eutrofiering) og dels annen forurensing som er viktig for indikatorene i ferskvann. For kystvann-bunn er det spesielt eutrofiering og annen forurensing som er viktig. Det er også tilfelle for åpent lavland, mens det i skog og våtmark er forsuring og eutrofiering som er viktigst. Indikatorene som er følsomme for forurensing, har høy vektandel i beregningen av naturindeksen for ferskvann (0,78), middels vektandel for kystvann-bunn (0,46) og åpent lavland (0,40), og lavere vektandel for havbunn (0,20), kystvann-pelagisk (0,18), våtmark (0,17) og skog (0,14). Disse indikatorene bidrar forholdsvis mye til reduksjon i naturindeksen fra referansetilstanden for ferskvann og åpent lavland, i noe mindre grad for kystvann-bunn, våtmark og skog (Figur 3.7). Dette indikerer at forurensing kan ha en relativt stor innvirkning på tilstanden for biologisk mangfold i ferskvann og åpent lavland. Tilstanden for forurensingsfølsomme indikatorer i kystvann-bunn har vært forholdsvis god siden 1990, men med en viss nedgang siden 2010 (Figur 3.8). For ferskvann har disse indikatorene vist forholdsvis god tilstand siden 1990, mens de for våtmark og skog har vist nokså stabil middels tilstand (Figur 3.9). For åpent lavland viser indikatorene jevn nedgang fra middels nivå i 1990.

3.3 Tilstand for arter av nasjonal forvaltningsinteresse

Naturindeksen består av et stort antall enkeltindikatorer fordelt på hovedøkosystemer. Mange av disse indikatorene er arter som også finnes på Miljødirektoratets liste over arter av nasjonal forvaltningsinteresse (<http://www.miljodirektoratet.no/no/Tema/Arter-og-naturtyper/Arter-av-nasjonal-forvaltningsinteresse/>). Denne oversikten inneholder totalt over 4600 arter eller underarter (se Boks 2).

BOKS 2: ARTER AV NASJONAL FORVALTNINGSINTERESSE

- **Ansvarsarter:** Arter med særlig stor forvaltningsinteresse der Norge har mer enn 25 % av den europeiske bestanden. Disse omfatter 928 arter eller underarter.
- **Andre arter med særlig stor forvaltningsinteresse:** Truete arter (CR, EN, VU) på Rødlista for arter 2010 (Kålås m.fl. 2010), fredete arter, prioriterte arter, spesielle økologiske former. Til sammen omfatter disse 2531 arter eller underarter, der 2441 er truete arter, 13 er prioriterte arter og 64 er fredete arter.
- **Arter med stor forvaltningsinteresse:** Nær truete arter (NT) på Rødlista for arter 2010. Disse omfatter 1310 arter eller underarter.
- **Fremmede arter** som er innført eller har innvandret i nyere tid og anses å ha høy risiko. Disse omfatter 114 arter. Ingen av disse er relevante som indikatorer i naturindeksen.

Merk at en art kan være angitt for mer enn én kategori, f.eks. både ansvarsart og nær truet art.

Til sammen er det 154 forvaltningsrelevante arter som også er indikatorer i naturindeksen. Av disse er 79 ansvarsarter, som vi har valgt å skille ut spesielt, 74 andre arter med særlig stor forvaltningsinteresse og 27 arter med stor forvaltningsinteresse. Merk at noen arter inngår i mer enn én av disse kategoriene. I naturindeksen fordeler disse forvaltningsrelevante artene seg på de ulike økosystemene som vist i Tabell 3.2. Det er særlig mange ansvarsarter i hav (21; både hav-pelagisk og havbunn) og fjell (14). I hav omfatter dette viktige fiskeslag som blåkveite, kveite, laks, lange, lodde, makrell med flere, samt stortare og sukkertare, steinkobbe, vågehval og lunde. I fjell inngår velkjente arter som fjellrype, fjellvåk, villrein, jerv, jaktfalk og diverse andre fjellfugler, fjellvalmue, isssoleie og fjellfiltmose. Antall andre arter med særlig stor forvaltningsinteresse er jevnere fordelt på økosystemene, men det er flest i skog (14), fjell (10) og åpent lavland (10). Disse omfatter mange truete arter, dels velkjente arter som fjellrev, de

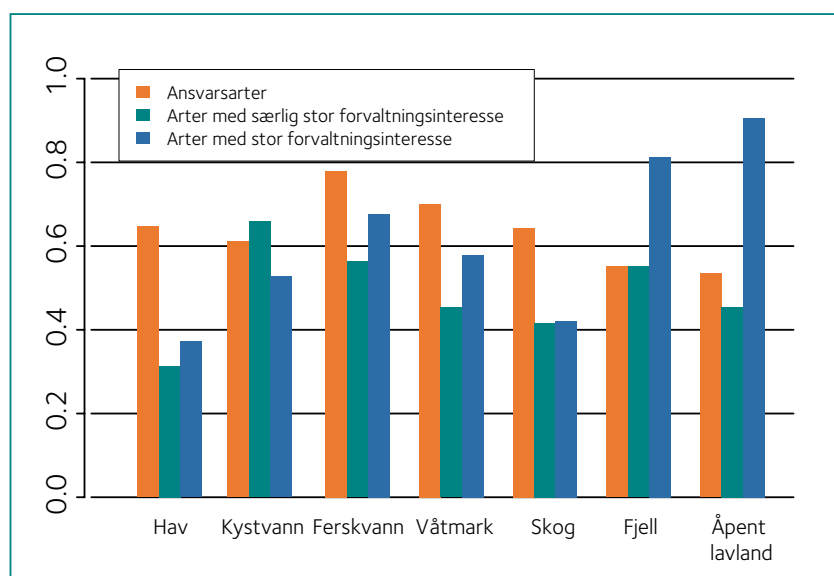
store rovdypene og flere alkefugler, samt diverse arter av insekter og andre virvelløse dyr, karplanter, moser og sopp. Det er flest av arter med stor forvaltningsinteresse i skog (8) og ferskvann (7), og disse omfatter flere fuglearter og diverse arter av virvelløse dyr, planter og sopp.

Tilstanden for ansvarsartene i hav har samlet utviklet seg positivt, fra nær middels tilstand i 1990 til god tilstand i 2010 og 2014 (Figur 3.10, 3.11). Ansvarsartene for kyst har hatt en tilsvarende utvikling, men disse hadde dårligere tilstand i utgangspunktet. For ansvarsarter i fjell har utviklingen vært motsatt, med reduksjon fra nokså god til middels tilstand. Tilstanden for ansvarsarter i skog har variert, men stort sett vært i

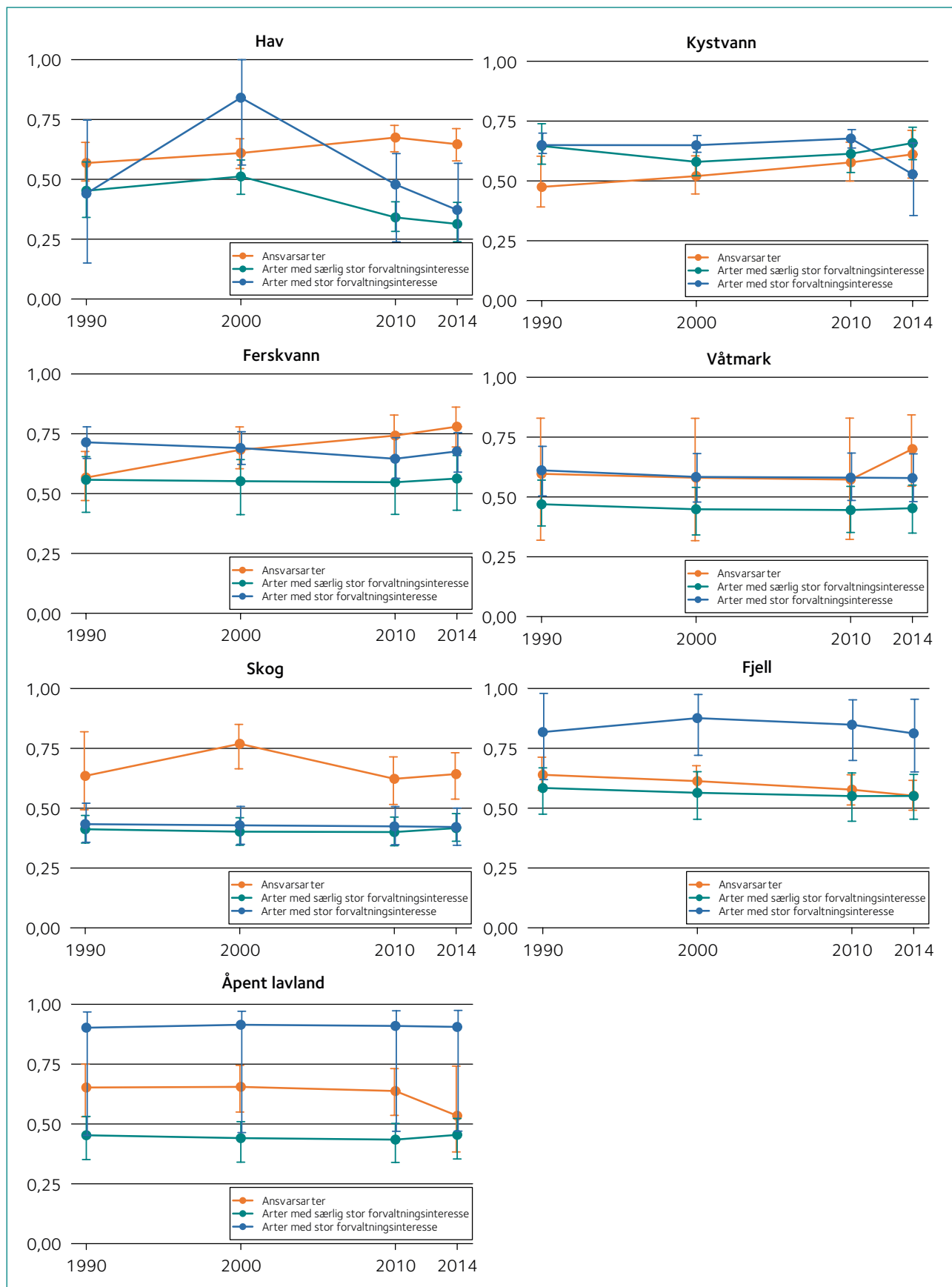
god tilstand. For våtmark har ansvarsartene hatt nokså stabil middels/god tilstand i 1990–2010, men så økt noe fram til 2014. For åpent lavland har utviklingen vært motsatt, med en skarp reduksjon i tilstand siden 2010, der særlig bestandene av lappiplerke og skjærpiplerke har gått tilbake. For ferskvann har indikatorverdien for den ene ansvarsarten, laks, økt, mens verdien for laks i havet viser nedgang. Det er verdt å merke seg at de fleste økosystemene utenom hav og fjell har forholdsvis få ansvarsarter, slik at resultatene for disse er mer usikre. Samlet sett har utviklingen for ansvarsarter som inngår i naturindeksen, vært positiv i de marine økosystemene og våtmark. I fjell og åpent lavland har imidlertid utviklingen vært negativ for ansvarsartene i naturindeksen.

Tabell 3.2. Antall arter av nasjonal forvaltningsinteresse som også er indikatorer i naturindeksen, fordelt på ulike økosystemer og kategorier av forvaltningsinteresse. Merk at noen arter kan falle i mer enn én av disse kategoriene, for eksempel ved å være både ansvarsart og nær truet (dvs. ha stor forvaltningsinteresse). Noen arter kan også forekomme i flere økosystemer.

	Ansvarsarter	Arter med særlig stor forvaltningsinteresse	Arter med stor forvaltningsinteresse
Hav	21	8	2
Kyst	5	7	2
Ferskvann	1	7	7
Våtmark	3	7	2
Skog	4	14	8
Fjell	14	10	1
Åpent lavland	4	10	2



Figur 3.10. Tilstand i 2014 for indikatorer som representerer ulike kategorier av arter med nasjonal forvaltningsinteresse. Verdiene er gitt som veiet gjennomsnittlig indikatorverdi der vektene for indikatorene innen hver kategori og hvert økosystem er summert til 1.



Figur 3.11. Tilstand for ansvarsarter, andre arter med særlig stor forvaltningsinteresse og arter med stor forvaltningsinteresse (nær truede arter) i de enkelte økosystemene. Verdiene er gitt som veiet gjennomsnittlig indikatorverdi der vektene for indikatorene innen hver kategori og hvert økosystem er summert til 1.

Ansvarsarter er særlig viktige å ta vare på siden Norge har et spesielt internasjonalt ansvar for disse artene. I marine økosystemer ligger indeksen for ansvarsartene noe lavere enn den samlede naturindeksen, men tidsutviklingen har vært noe mer positiv for ansvarsartene (se Figur 3.2 mot Figur 3.11). For fjell er indeksen for ansvarsartene avtakende, og den ligger lavere enn den samlede naturindeksen for fjell (se Figur 3.3 mot Figur 3.11). For våtmark, skog og åpent lavland ligger indeksen for ansvarsartene høyere enn den samlede naturindeksen for hvert av disse økosystemene, men utviklingen over tid varierer. Der indeksverdien for ansvarsartene ligger høyere enn naturindeksverdien, kan det være mest effektivt å ta vare på den generelle tilstanden i økosystemet, ut fra antakelsen om at dette også vil bidra til å vedlikeholde en positiv tilstand for ansvarsartene. For de økosystemene der indeksverdien for ansvarsartene er lavere enn naturindeksverdien for økosystemet, kan det være aktuelt med spesielle tiltak rettet mot de enkelte artene.

I hav har andre arter med særlig stor forvaltningsinteresse (dvs. andre enn ansvarsarter) variert fra middels tilstand i 1990 og 2000 til svak tilstand fra 2010 (Figur 3.10, 3.11). Tilstanden for disse artene for kyst har derimot vært middels til god i hele perioden 1990–2014. For de øvrige økosystemene har andre arter med særlig stor forvaltningsinteresse hatt stabil middels tilstand gjennom hele denne perioden, men tilstanden har vært noe bedre for artene for ferskvann og fjell enn for våtmark, åpent lavland og spesielt skog.

Andre arter med særlig stor forvaltningsinteresse har noe eller betydelig lavere indeksverdi enn den samlede naturindeksverdien for de respektive økosystemene, unntatt for skog. Siden denne gruppen arter særlig omfatter truete, fredete og prioriterte arter, er en lavere indeksverdi som forventet. Truete arter er nettopp arter som har risiko for å dø ut over tid, der bestandene vil være avtakende. At indeksverdien for disse artene ligger høyere enn naturindeksverdien for skog, kan skyldes at naturindeksverdien her trekkes sterkt ned av andre viktige indikatorer som død ved med enda lavere verdier. Det er for øvrig stor variasjon mellom disse artenes indikatorverdier for skog.

Tilstanden for arter med stor forvaltningsinteresse varierer mye mellom økosystemene og til dels over

tid (Figur 3.10, 3.11). Siden det kun er ferskvann og skog som har mer enn to slike arter, skyldes nok dette spesielle forhold ved de enkelte indikatorene. Tilstanden for arter med stor forvaltningsinteresse i ferskvann har vært god, men svakt nedadgående i perioden 1990–2010, deretter med en liten økning til 2014. For skog har arter med stor forvaltningsinteresse hatt stabil middels til svak tilstand.

3.4 Behov for bedre kunnskap

Arbeidet med naturindeksen har vist at det finnes mye informasjon om arter og andre indikatorer som inngår i naturindeksen. Mye av denne informasjonen er imidlertid samlet inn på en usystematisk måte, dvs. at det mangler gode representative tidsserier. For å opprettholde og videreutvikle naturindeksen er det viktig å videreføre pågående overvåking som bidrar med data til naturindeksen. Disse tidsseriene er også viktige for å vurdere effekter av klimaendringer. Nedenfor påpeker vi prioriterte behov for ny kunnskapsinnhenting og overvåking.

Siden nøkkelindikatorer representerer mange arter eller viktige deler av økosystemet, og dessuten utgjør 50 % av naturindeksens verdi, bør overvåking av disse prioriteres. Nøkkelindikatorene har stor betydning for økosystemenes biologiske vitalitet, og økt kunnskap om disse vil også ha betydning for at naturen kan levere tilstrekkelig med økosystemtjenester over tid. I havet bør økt overvåking av zooplankton, som er viktig for havets produksjon, bedres. Zooplankton bør inngå som nøkkelindikator når datagrunnlaget blir godt nok. I landøkosystemer bør særlig dataseriene på smågnagere forbedres, samt datagrunnlaget for andre nøkkelindikatorer.

Det er fremdeles mye å hente på å samle mer informasjon om indikatorene og modellere endringer over tid. Artskart/artsobservasjoner, rapporter som ikke er publisert i vitenskapelige tidsskrifter, såkalt grå litteratur, og data som ligger i ulike forskeres PCer kan være gode hjelpemidler her. Også data som ikke inngår i lange tidsserier eller har en arealmessig representativ dekning, bør kunne utnyttes bedre ved å ta i bruk robuste modeller og tidsmessige analysemetoder for å utvikle bedre forståelse av dataenes variasjon i tid og rom.

I det marine miljøet er klima og beskatning/høsting de viktigste påvirkningsfaktorene. Norge har relativt gode systemer for overvåking av marine kommersielle fiskebestander (Arneberg m.fl. 2013, 2015, Bakketeig m.fl. 2015, van der Meeren m.fl. 2014). Det er imidlertid mangelfull datatilgang for ikke-kommersielle arter, spesielt for mange virvelløse dyr og alger med stor betydning for de marine økosystemenes funksjon. Det er viktig å sikre tilstrekkelige data og informasjon om arter som påvirkes av klimaet eller som indirekte kan bli negativt påvirket av beskatning.

I det terrestriske miljøet, er arealbruk den desidert største påvirkningsfaktoren. Det er lite systematisk overvåking av biologisk mangfold som er rettet mot å avdekke effektene av arealbruk. Unntaket er Landsskogtakseringen som har flere indikatorer som sier noe om tilstanden for biologisk mangfold (Landsskogtakseringen 2015). I tillegg pågår det landsdekkende overvåking av terrestriske fugl (TOV-E) (Kålås m.fl. 2015), samt overvåking av humler og sommerfugler i noen fylker (Åström m.fl. 2014). Det er ikke etablert systematisk overvåking av effektene av gjengroing av semi-naturlige naturtyper i åpent lavland, heller ikke av effekter av infrastruktur og næringsvirksomhet i noen terrestriske økosystemer. Det anbefales å prioritere oppstart av arealrepresentativ overvåking for biologisk mangfold i fjell, våtmark og åpent lavland. For ferskvann bør man i første omgang satse på å systematisere resultater som samles inn for oppfølging av vannforskriften, mens man for kystvann bør prioritere å få etablert overvåking av indikatorer som inngår i vannforskriften og som også kan inngå som kunnskapsgrunnlag for naturindeksen.

For å få bedre oversikt over arealutviklingen for de ulike økosystemene er det stort behov for at Norge etablerer et system for arealovervåking basert på fjernmåling, for å kunne registrere arealendringer, fragmentering og dels tilstandsendringer for naturlige økosystemer.

3.5 Tilstand for norsk biologisk mangfold i internasjonalt perspektiv

Menneskenes utvikling og velferd er avhengig av at jordas økosystemer ikke gjennomgår for store tilstandsendringer. I 2015 ble jordas evne til å unngå fundamentale tilstandsendringer vurdert på ny (Steffen m.fl. 2015). Det å redusere menneskeskapte klimaendringer og bevare god tilstand for økosystemene er ansett som helt essensielt for å unngå storskala tilstandsendringer. Kunnskapen må økes om hvilke grenseverdier som gjelder for jordas klima og økosystemer, og når menneskers påvirkning medfører storskala, irreversible endringer i jordas miljøtilstand.

Endringer i klimaet og økosystemene er tett koplet til hvordan effektene av andre påvirkninger blir. Effekten av forurensing og forbruk av ferskvann blir for eksempel påvirket av endringer i klimaet og i tilstanden til økosystemene. Kunnskapen om effektene av klimaendringer er godt dokumentert, mens kunnskapsoppbyggingen om tilstanden til jordas økosystemer må intensiveres. Genetisk og funksjonell diversitet er vurdert som godt egnede mål på tilstanden i økosystemene. *Biological Intactness Index* er foreslått som utgangspunkt for å definere konkrete grenseverdier før fundamentale tilstandsendringer oppstår (Scholes og Biggs 2005, Steffen m.fl. 2015). Naturindeksen bygger delvis på denne indeksen og kan dermed være et godt utgangspunkt for å vurdere tilstandsendringer i norsk natur.

Konvensjonen for biologisk mangfold utgir regelmessig oversikt over tilstand og utvikling i verdens økosystemer (CBD 2014). Arealet av vernetelandområder nærmer seg målet, dvs. at 17 % av samlet areal skal vernes innen 2020, mens arealet av vernet marine områder henger noe etter. Samtidig øker antallet arter som er truet av utryddelse, og den generelle utviklingen for bestandene av arter er negativ. Globalt er denne negative utviklingen for biologisk mangfold dokumentert for alle 14 tilstandsindikatorene for arter og økosystemer som er vurdert av Tittensor m.fl. (2014).

Bestandsutviklingen for over 10 000 ulike arter virveldyr er satt sammen i *Living Planet Index*. Bestandene har gjennomsnittlig blitt redusert med 52 % fra 1970 til 2010 (WWF 2014). Med andre ord er de globale bestandene av amfibier, reptiler, fisk, fugl og pattedyr halvert siden 1970. Globalt er ferskvannøkosystemene mest utsatt. Utviklingen er mest negativ i tropiske områder, der bestandene har vist størst nedgang etter 1970. Nedgangen i nord har vært mindre, noe som trolig har sammenheng med at mye natur i nord allerede var ødelagt i 1970. De viktigste årsakene til tap av bestander av virveldyr globalt er forringelse og ødeleggelser av habitat, samt overbeskatning. Deretter vurderes klima som den viktigste trusselfaktoren (WWF 2014).

Også i Norge er forringelse av arters habitater, ved arealbruk, den største påvirkningsfaktoren i landmiljø, mens overbeskatning er et mindre problem (kapittel 3.2). Arealbruk omfatter flere ulike påvirkninger, der blant annet opphør av bruk (åpent lavland), økt utbygging av infrastruktur (veier, fornybar energi), skogsdrift og hyttebygging inngår. Økologisk infrastruktur, dvs. sammenhengen og naturlige vandringsveier mellom naturområder, har blitt tillagt mer og mer vekt i Europa. Dette bør også få større oppmerksomhet i Norge. Jakt på vilt i Norge er godt regulert, og dette bidrar til å redusere negative effekter av beskatning i terrestrisk miljø. I ferskvann har vassdragsutbygging, klima og forurensing størst innvirkning på naturindeksens verdi. Beskatning og klima har størst innvirkning på naturindeksens verdi i marine miljø (kapittel 3.2). Vannmassene er svært mobile, og endringer i klima og havstrømmer vil dermed raskt innvirke på livet i havet. Norge har stor fangst av marine fiskearter, og man må forvente at beskatning av disse har effekt på annet liv i havet. Generelt vurderes beskatningen av fisk i Nordøst-Atlanteren til å være bedre i overensstemmelse med kriterier for god økologisk status enn i sørligere områder, for eksempel i Nordsjøen og Skagerak (EEA 2015a).

I Europa er tilstanden til biologisk mangfold på land, i ferskvann og i havet vurdert å ha en negativ utvikling (EEA 2015b). Samtidig har utslippet av sur nedbør og nitrogen til luft avtatt, og det er mange tiltak i gang for å bedre tilstanden i ferskvann knyttet til vanndirektivet. Urbanisering er den dominerende trenden i arealbruk i Europa. Dette medfører økning i intensivt jordbruk, så vel som økt tap av naturområder og semi-naturlige naturtyper i åpent lavland. Mange av de sosio-økonomiske trendene i Europa gjelder også for Norge. Imidlertid viser naturindeksen at tilstanden for det biologiske mangfoldet i ferskvann og havet hos oss er relativt god. Dette skiller Norge på mange måter fra de internasjonale trendene, der bestandsutviklingen for ferskvannsarter og marine arter er spesielt utsatt. Tilbakegangen i tilstanden for og arealet av semi-naturlige økosystemer i åpent lavland i Norge er imidlertid i samsvar med trendene ellers i Europa.

Påvirkningen på biologisk mangfold av menneskers liv og aktiviteter i Norge er ikke avgrenset til det biologiske mangfoldet i Norge. Norsk politikk og nordmenns forbruk, handel og reiser påvirker også biologisk mangfold i andre land. Effekter av norsk virksomhet på andre lands økosystemer og biologiske mangfold er imidlertid dårlig kjent. NOU (2013:10) peker på at dette bør undersøkes nærmere.

4 Hvordan svarer naturindeksen på klimaendringer?

Erik Framstad og Bård Pedersen
Norsk institutt for naturforskning

Klimaet i Norge har endret seg betydelig siste 100 år, og spesielt de siste tiårene har det blitt varmere og mer nedbør. En tilsvarende utvikling kan vi forvente de neste par tiårene. Artene blir påvirket av klimaendringene på mange ulike måter, både ved direkte effekt på vekst, formering og dødelighet, og indirekte ved endringer i næringstilgang, konkurranse og predasjon. Flere av indikatorene i naturindeksen er følsomme for klimaendringer, men bare noen av disse indikatorene viser en utvikling som sammenfaller med forventet svar på klimaendringene de siste tiårene.

4.1 Klimautviklingen fram til 2014

Klimaet i Norge har gjennomgått betydelige endringer i løpet av de siste 100 årene (Hanssen-Bauer m.fl. 2015; Figur 4.1). I arbeidet med naturindeksen har vi lagt klimaet for normalperioden 1961–1990 til grunn for vurdering av referansetilstanden for økosystemene med tilhørende indikatorer. Følgelig er det endringer i klimaet siden denne normalperioden som er mest interessante å vurdere her.

De store sirkulasjonssystemene i atmosfæren og strømmene i Atlanterhavet vil ha svært stor betydning for hvordan de globale klimaendringene arter seg i vår del av verden. Disse bestemmer blant annet hvordan lavtrykksbanene over Nord-Atlanteren styrer varme og fuktige luftmasser inn over Norge, og dermed om vi får forholdsvis milde og nedbørrike eller kalde og tørre vintre. Atlanterhavsstrømmen fra sørvest mot nordøst transporterer store mengder varme til våre breddegrader og har stor betydning for temperaturen både i havet og over land. Eventuelle endringer i denne

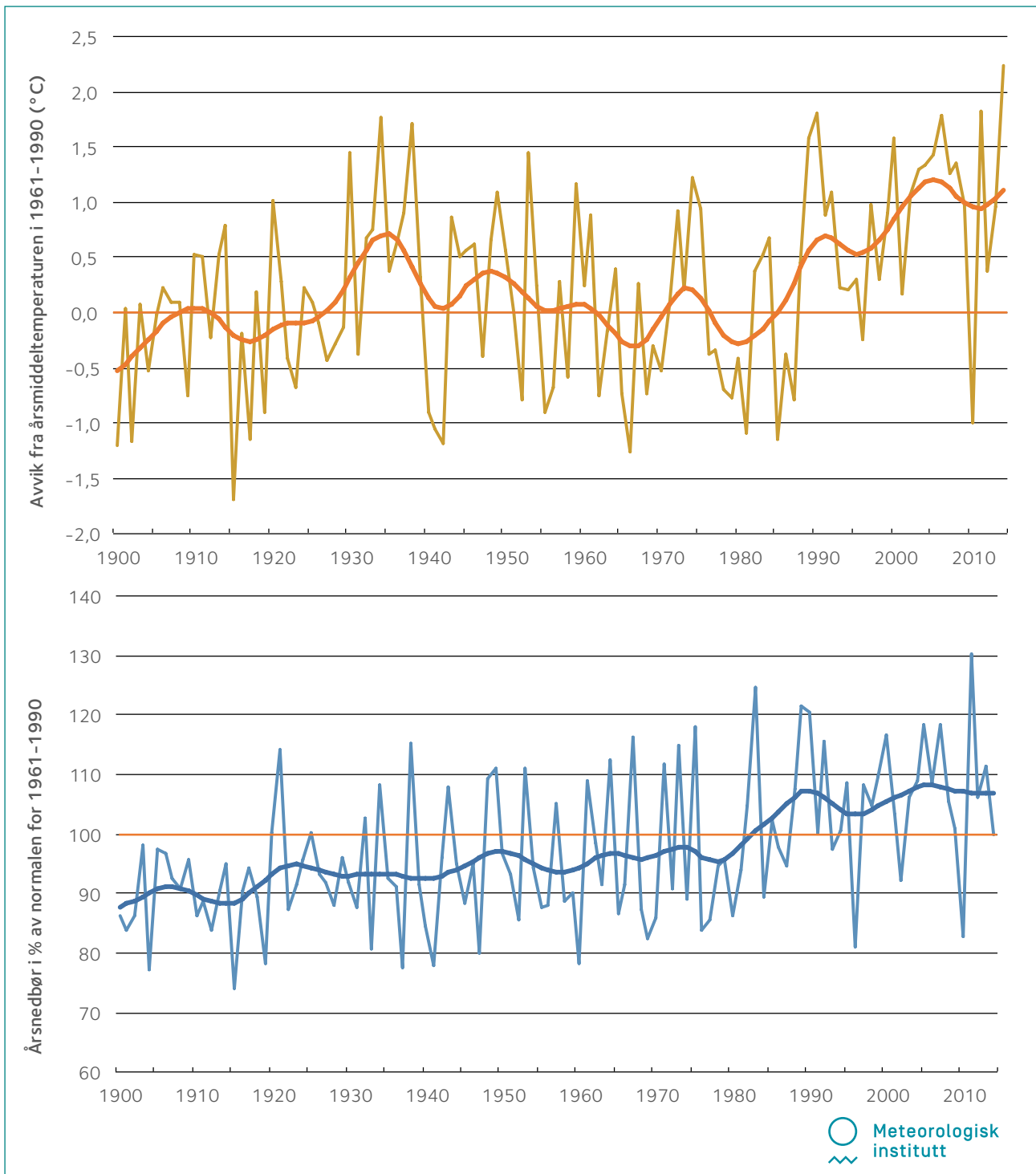
og de arktiske havstrømmene vil være avgjørende for hvordan klimaet vil arte seg i Norge. Dette er mer detaljert beskrevet av blant annet Hanssen-Bauer m.fl. (2015).

Den midlere årstemperaturen i Norge varierer mye over landet, med de høyeste verdiene langs kysten av Sør-Norge og de laveste temperaturene i høyfjellet og i Finnmark. For landet sett under ett har årsmiddeltemperaturen økt med ca. 0,8 °C fra normalperioden 1961–1990 til perioden 1985–2014 (Hanssen-Bauer m.fl. 2015; Figur 4.1). Temperaturøkningen har særlig vært tydelig siden midten av 1980-tallet. Det er særlig minimumstemperaturen som har økt. Økningen er gjennomgående for alle regioner i Norge, men har vært størst for Østlandet og Nord-Norge. Alle årstider har vist økning i middeltemperaturen, og i de fleste regionene har økningen vært størst om høsten og våren.

Med økt årsmiddeltemperatur vil også antall vinterdager uten frost (temperatur > 0 °C) øke. Hanssen-Bauer m.fl. (2015) har ikke gitt eksplisitt informasjon om dette, men Tveito (2014) viser at antall vinterdager (i oktober–mars) uten frost har økt betydelig i lavlandet i Sør-Norge. Eventuelle endringer i antall episoder i løpet av vinteren med tining og ny frost er det ikke gitt opplysninger om i nyere klimasammenstillinger (så langt vi er kjent med). Det er dermed vanskelig å vite om slike episoder har blitt mer eller mindre vanlige. Med økende middeltemperatur om vinteren vil vi imidlertid forvente at områdene med slike tine- og fryseepisoder har endret seg, fra tidligere i hovedsak å forekomme i kystnære strøk i lavlandet til nå også å forekomme i innlandsstrøk og vestlige fjellstrøk.

Lengden av vekstsesongen, definert som antall dager med middeltemperatur over 5 °C, varierer mye over landet, fra opptil 7,5 måneder på kysten av Vestlandet til under 3 måneder i høyfjellet og på Varangerhalvøya. Lengden av vekstsesongen har økt med 1–2 uker over store deler av landet siden normalperioden 1961–1990. Arealet som har en vekstsesong på minst 180 dager, har økt fra ca. 37 000 km² til ca. 45 000 km² (Figur 4.2).

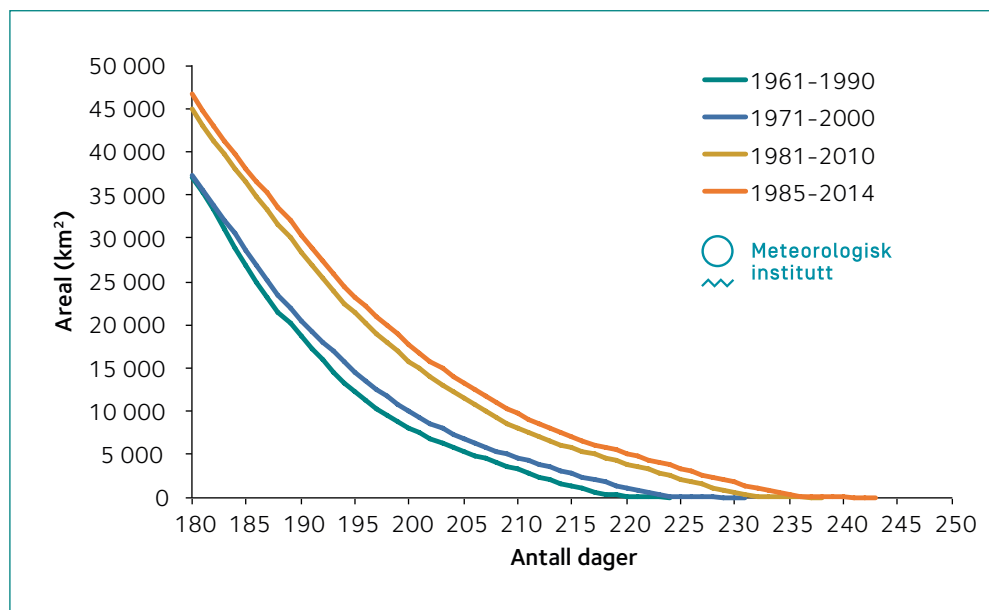
Antall døgn med middeltemperatur over 20 °C har også økt siden 1961–1990 (Hanssen-Bauer m.fl.



Figur 4.1. Avvik i årsmiddeltemperatur (°C) fra normalperioden 1961–1990 (øverst) og årsnedbør i prosent av årsnedbøren for normalperioden 1961–1990 (nederst). De lyse kurvene viser løpende årsverdier, mens de tykke kurvene viser glattete verdier over flere år. (Data fra www.eklima.no, 15. nov. 2015).

2015). Områder med gjennomsnittlig mer enn fire dager med slike døgnmiddeltemperaturer dekket tidligere bare lavlandsområdene på Sørøstlandet, men omfatter nå også mer av dalførene på Østlandet, noen kystnære områder på Vestlandet og indre strøk ved Trondheimsfjorden.

Årsnedbøren i Norge varierer mye, med mest nedbør på Vestlandet og kysten av Nordland. I de nedbørrike områdene er det særlig mye vinternedbør, mens nedbøren på Østlandet er størst om sommeren. Nedbørsmengdene har økt med ca. 7 % for landet som helhet siden normalperioden 1961–1990



Figur 4.2. Areal med vekstsesong lengre enn 180 dager for normalperioden 1961–1990 og senere 30-årsperioder (data fra Meteorologisk institutt, 4. nov. 2015).

(Hanssen-Bauer m.fl. 2015; Figur 4.1). Det er særlig på Østlandet, Sørlandet og Finnmarksvidda at den relative økningen har vært stor. Nedbørsøkningen har vært størst om våren. Det gjelder de fleste regionene, med unntak av Østlandet og Sørvestlandet der sommernedbøren har økt mest, og Finnmarksvidda der vinternedbøren har økt mest. Nedbøren om høsten har vært stabil eller gått litt tilbake i de fleste regionene. Det har også vært en økning i antall episoder med kraftig nedbør over kort tid. Det synes også som det er en økning i antall flommer, men det er ikke klart om flommenes størrelse har endret seg. Det er også en viss tendens til økt sommertørke på Sørøstlandet. Det har dessuten vært episoder med tørke om vinteren i kyststrøkene i Sør-Norge, i hovedsak knyttet til lengre perioder med sørøstlige vinder.

Snødekket varierer betydelig i mengde og varighet, fra nær null dager i kystområdene i Sør-Norge til over 300 dager i høyfjellet (Hanssen-Bauer m.fl. 2015). Snømengde og varighet av snødekket er redusert over mye av landet, spesielt i lavlandet i Sør-Norge, men i fjellstrøkene i Sør-Norge har snømengdene økt i høydelag over 1350 m o.h. Tilsvarende gjelder trolig også for Midt-Norge og Nord-Norge, men her er datagrunnlaget dårligere og mønsteret mindre tydelig. Andelen av vinternedbøren som faller som våt snø, har også økt (Tveito 2014). Ulike studier av varigheten av is på elver og innsjøer gir noe forskjellig bilde, men synes å indikere en reduksjon i varigheten av isdekket på 1–2 dager per tiår de siste 40–50 årene (Hanssen-

Bauer m.fl. 2015). Andelen av Norges landareal med permafrost er redusert fra ca. 10 % i normalperioden 1961–1990 til dagens ca. 6 %.

Havklimaet er i svært stor grad bestemt av den storskala sirkulasjonen i atmosfæren over Atlanterhavet og de store havstrømmene, Atlanterhavsstrømmen med varmt og salt vann og Øst-Grønlandstrømmen og annet arktisk vann med kaldere og mindre salt vann (se Figur 5.8). Fra slutten av 1970-tallet til midt på 2000-tallet har temperaturen i dypvannet på kontinentalsokkelen økt med 1–1,5 °C, mest i nord (Hanssen-Bauer m.fl. 2015). Nordsjøen har for eksempel oppmagasinert svært mye varme selv om overflatetemperaturen har flatet ut siden toppen 2007–2011 (Bakketeig m.fl. 2015).

Høyere havtemperatur og økt breavsmelting har ført til økt havnivå, med inntil 3,6 mm per år i siste 20-årsperiode (korrigert for effekten av landheving) (Hanssen-Bauer m.fl. 2015). For mye av Norge er imidlertid denne økningen kompensert ved at landet fremdeles hever seg etter siste istid.

Økningen av karbondioksid (CO₂) i atmosfæren fører til økt opptak av CO₂ i vann og dermed til surere vann. Det er beregnet at surheten i verdenshavene er økt med 0,1 enhet fra førindustriell tid til i dag (dvs. at pH-verdien er redusert med 0,1) (Hanssen-Bauer m.fl. 2015). Nordlige havområder med forholdsvis kaldt og mindre salt vann er særlig utsatt for opptak av CO₂ og

økt forsurening. Foreløpig har slik økt forsurening hatt få påviste effekter på økosystemene i våre havområder. Under framtidige klimaendringer viser modellresultater at surheten vil øke med ytterligere 0,2 enheter fram mot slutten av dette århundret.

4.2 Klimapåvirkning og indikatorene i naturindeksen

De mest relevante klimavariablene for arter og økosystemprosesser er knyttet til temperatur og nedbør, samt avledete variabler som lengden av vekstsesongen, mengde og varighet av snødekket, samt varighet og hyppighet av episoder med temperaturer over og under 0 °C om vinteren og våren. Både endringer i midlere verdier, ekstremverdier og summerte (kumulative) verdier kan ha biologisk betydning. Også konsekvenser av klimaendringer for havnivået, hyppighet eller omfang av stormer, samt flom- og tørkeepisoder kan ha stor betydning som forstyrrelsesprosesser i økosystemer. Det er imidlertid komplisert å klarlegge effektene av langsiktige klimaendringer sammenholdt med effektene av mer kortsiktig klimavariasjon i tid og rom.

Klimaendringene kan ha en direkte effekt på arters fysiologi, fenologi (tidspunkt for reproduksjon, spredning og andre begivenheter i artenes livshistorie), reproduksjon, overlevelse eller spredningsevne. Klimaendringer kan også ha direkte påvirkning på hastighet og retning på økosystemfunksjoner som plantevekst, nedbryting av dødt organisk materiale og sirkulasjon av næringsstoffer. I tillegg vil det i de fleste tilfellene også være betydelige indirekte effekter ved at klimaendringene forandrer hvordan arter påvirker hverandre gjennom for eksempel konkurranse, næringstilgang, eksponering for sykdommer eller predasjon. Arter av fugler og pattedyr blir i hovedsak påvirket av slike indirekte effekter. Også for planter og vekselvarme dyr som fisk eller insekter vil indirekte effekter være viktige, men vi kan forvente at slike arter i større grad også blir påvirket direkte av klimaendringer.

Klimaendringer kan også virke sammen med andre påvirkningsfaktorer. For eksempel kan økt nedbør

føre til økt tilførsel av nitrogen som kan ha en gjødselende effekt på økosystemene. Ved opphør av tidligere jordbruksdrift vil et varmere og fuktigere klima kunne føre til raskere gjengroing. Fremmede arter vil også lettere kunne etablere seg om klimaet blir mer likt der disse artene kommer fra. Dessuten vil vi kunne ha endringer i andre påvirkningsfaktorer, ikke minst arealendringer, som kan sammenfalle med eller motvirke effektene av klimaendringer (se f.eks. Gottfried m.fl. 2012, Pauli m.fl. 2012, Grytnes m.fl. 2014). Indirekte effekter av klimaendringer og effekter av andre påvirkningsfaktorer vil gjøre det vanskelig å fastslå om observerte endringer i bestander eller utbredelse for arter i naturindeksen faktisk skyldes klimaendringer eller andre forhold.

Et hovedmønster i klimaendringene som er beskrevet i kapittel 4.1, er at klimaet i Norge har blitt varmere og noe mer oseanisk. En slik utvikling gir økte muligheter for at sørlige og mer oseaniske arter får økte bestander og større utbredelsesområder, mens kuldetolerante og kontinentale arter får reduserte bestander og innsnevrede utbredelsesområder. Dette kan skje selv om også kuldetolerante arter isolert sett kan bli begunstiget av et varmere klima. De vil imidlertid ikke være like godt tilpasset de nye klimaforholdene som mer varmekjære arter og vil derfor tape i konkurranse med slike arter. Som vi har sett over, er imidlertid artenes og økosystemfunksjonenes responser på klimaendringer mer komplekse. Det er dermed vanskelig å gi sikre vurderinger av hvordan utviklingen for artene vil være under endrete klimaforhold. Det gjelder også i høyeste grad for indikatorene som inngår i naturindeksen.

Nedenfor skal vi se nærmere på hvordan de siste tiårenes klimautvikling kan tenkes å ha påvirket artene som inngår i naturindeksen, og om vi kan observere endringer i artenes indikatorverdier som kan knyttes til disse klimaendringene.

Indikatorene i marine økosystemer

Svært mange av indikatorene for de marine økosystemene er angitt å være fra middels til svært følsomme for klimaendringer, og de har også stor vektandel (> 0,88) i beregningen av den samlede naturindeksen for disse økosystemene (Figur 4.3). Ser vi de klimafølsomme indikatorene i de marine økosystemene under ett, fordeler de seg med 36 indikatorer for fisk, 24 for ulike virvelløse dyr

(invertebrater), ti for sjøfugl, sju for sjøpattedyr, to for tarearter, én for karplanter og seks sammensatte artsindekser.

De fleste av de marine indikatorene inngår i komplekse næringsnett der både direkte og indirekte klima-effekter kan virke på måter som vi foreløpig har svært dårlig kunnskap om (se kapittel 5 og 6). Ut fra klimaendringene de siste tiårene kan vi generelt forvente at typiske kaldtvannssarter har fått redusert sin utbredelse og er trengt mot nord eller mot dypere og kaldere vann, mens mer varmekjære arter har utvidet sin utbredelse i norske farvann. Effektene av klimaendringene på strømforhold, tilgang på nærings-salter vår og sommer, samt følgeeffekter gjennom næringsnettet og konkurranse mellom artene gjør det imidlertid vanskelig å være konkret om sannsynlige endringer for de fleste indikatorene. I tillegg er mange av indikatorene også sterkt påvirket av beskatning/høsting (se kapittel 3.2). Det er imidlertid observert at flere av sjøfuglene har fått redusert sine lokale hekkebestander og ungeproduksjon som følge av næringssvikt ved hekkeområdene. Dette kan skyldes klimaets påvirkning på fordelingen av fiskeyngel og andre byttedyr i tid og rom. Tilsvarende kan mindre isdekke i arktiske områder ha redusert reproduksjonssuksessen hos selarter som klappmyss og grønlandssel som føder unger på isen. Økt havforsuring kan ha en negativ effekt på arter med skall eller andre strukturer basert på kalsium, for eksempel skjell og koraller.

Den samlede tilstanden for indikatorene i de marine økosystemene er vurdert som forholdsvis god (jf kapittel 5 og 6). Det gjelder også for de klimafølsomme indikatorene (Figur 4.4), der spesielt indikatorene for hav-pelagisk og kystvann-pelagisk har hatt en positiv utvikling siden 1990. Indikatorene for havbunn og kystvann-bunn har vært ganske stabile, med noe svakere tilstand for kystvann-bunn. Det er ingen åpenbar sammenheng mellom de observerte klimaendringene i havet de siste tiårene og den samlede utviklingen for de klimafølsomme indikatorene i de marine økosystemene.

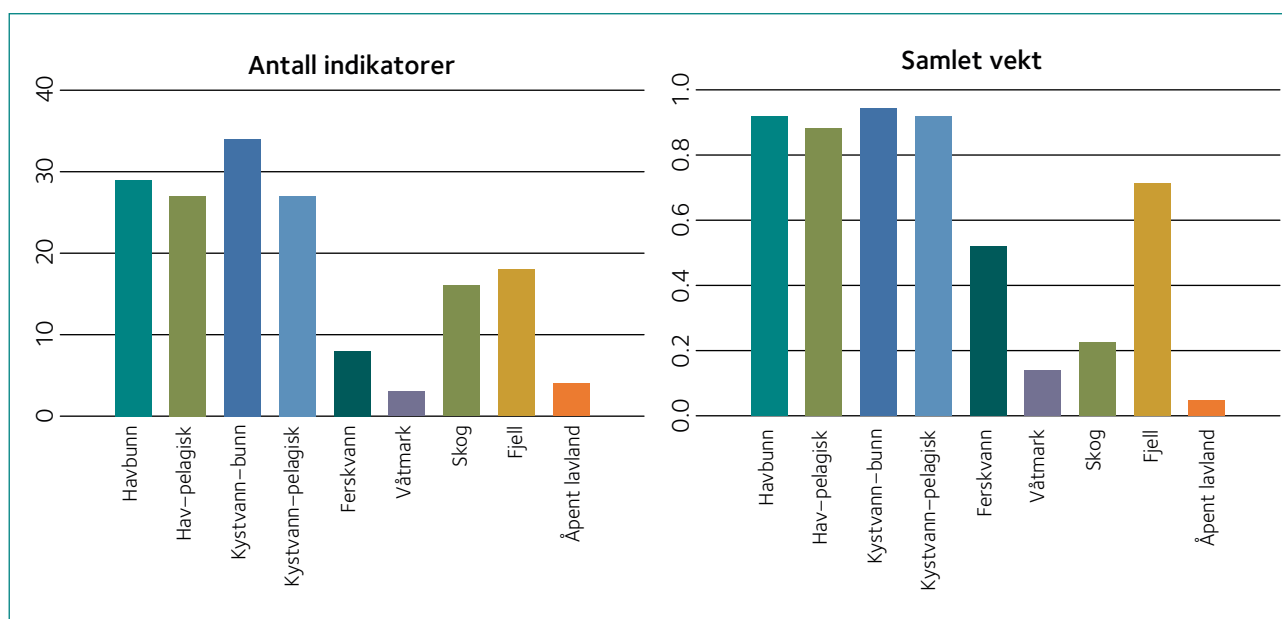
Ser vi på utviklingen for de enkelte indikatorene i de marine økosystemene, er det større variasjon. Med dagens kunnskap og datagrunnlag er det imidlertid vanskelig å knytte observerte endringer i indikatorene til spesifikke årsaker som klimaendringer. Fiskearter knyttet til havbunn og hav-pelagisk har vist betydelig

variasjon i tilstand og utvikling siden 1990. Av disse har spesielt polartorsk, skolest og ungsild (1–2 år) hatt en klart negativ utvikling. Bestandsnedgang for polartorsk og skolest kan muligens knyttes til oppvarming av havet, men det kan også skyldes beskatning eller andre endringer i artenes næring eller livsmiljø. Makrellbestanden i norske farvann har økt siden 1990, noe som kan være en positiv respons på oppvarming, men også andre endringer i makrellens livsmiljø og vandringsmønster. Også enkelte andre fiskearter har økt, uten at det er grunnlag for å knytte utviklingen til klimaendringer. De fleste indikatorene fra andre grupper er enten nokså stabile eller variable uten klar opp- eller nedgang. Unntaket er lomvi og glassmaneter som er kraftig redusert fra 2000 til 2010, mens stormaneter i hav har vist tilsvarende oppgang. Årsakene til endringene for maneter er uklare. Tilbakegangen for lomvi er antatt å ha sammenheng med blant annet redusert næringstilgang, muligens på grunn av klimaendringer. Eventuelle problemer med dårlig eller manglende isdekke under kalvingen for klappmyss og grønlandssel er ikke klart reflektert i indikatorutviklingen for disse artene.

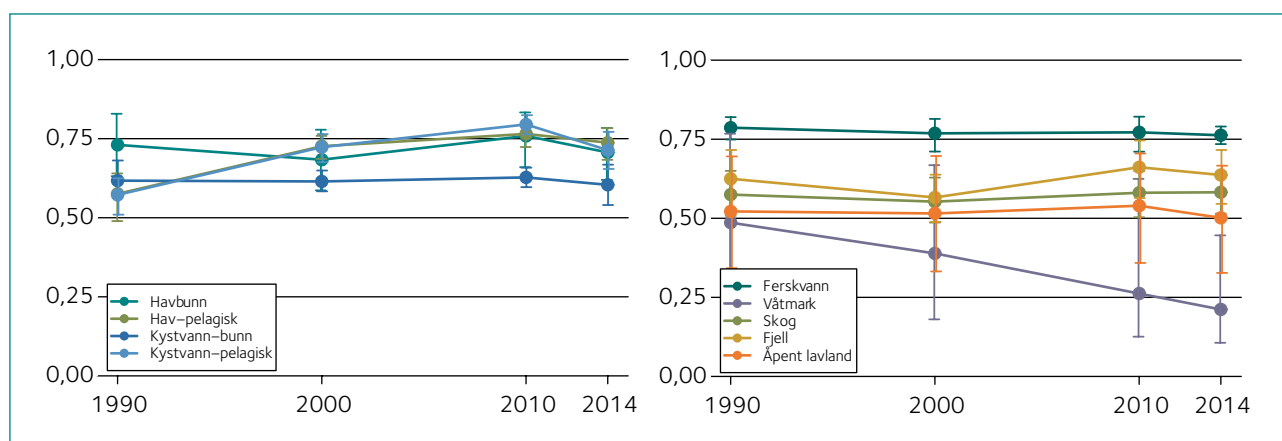
For indikatorene knyttet til kystvann-bunn og kystvann-pelagisk, er utviklingen for mange av indikatorene tilsvarende som for hav. Bestandsoppgang for makrell, brisling, kveite, sei og sild kan ha sammenheng med klimaendring og bedre næringstilgang. Det er imidlertid vanskelig å skille eventuelle klimaeffekter fra andre årsaker og komplekse sammenhenger i artenes næringsnett og livsmiljø for øvrig. Bestandsnedgang for sjøfugler som rødnebbterne, lunde og sildemåke kan ha sammenheng med næringssvikt, men bakenforliggende årsaker til dette er ukjent. Framgang for østers kan knyttes til artens raske respons på klimaendringer ved økt vekst og rekruttering. For øvrige arter av virvelløse dyr er årsakene til eventuelle endringer i indikatorverdi uklare. For sukkertare og stortare er det antatt at den pågående gjenveksten av tareskog fra Møre og nordover skyldes en indirekte effekt av temperaturøkning gjennom både redusert reproduksjon av kråkeboller og økt utbredelse av krabber som spiser kråkeboller (se kapittel 6.3).

Indikatorene i ferskvann og terrestriske økosystemer

I ferskvann er åtte indikatorer angitt som følsomme for klimaendringer (Figur 4.3). Av disse er fire ulike indekser som sammenfatter tilstanden for flere arter,



Figur 4.3. Antall klimafølsomme indikatorer og deres samlede vektandel i de ulike økosystemene i naturindeksen. Samlet vektandel indikerer hvor stor andel disse indikatorene har av total vektandel (=1) for alle indikatorer for hvert økosystem.



Figur 4.4. Utvikling for klimaindeks sett sammen av indikatorer som er følsomme for klimaendringer, for marine økosystemer (øverst) og ferskvann og terrestriske økosystemer (nederst). Indikatorene er skalert slik at klimaindeksene for hvert økosystem er sammenliknbare uavhengig av antall indikatorer som inngår.

dessuten to moser, elvemusling og laks. Disse utgjør en vektandel på 0,52 i beregning av naturindeksen for ferskvann (Figur 4.3). Samlet er tilstanden for disse klimafølsomme indikatorene forholdsvis god, med stabil utvikling over tid (Figur 4.4). Det er ikke noe som tyder på noen spesiell påvirkning fra klimaendringer, heller ikke om vi ser på de enkelte indikatorenes utvikling. Alle viser en stabil utvikling, unntatt laks som viser økt indikatorverdi. For laks skyldes nok ikke oppgangen klimaforhold, men at flere lakseelver nå har bestander som kan utnytte gytepotensialet i elvene i større grad enn tidligere. Generelt kan observerte klimaendringer

ha ført til økt primærproduksjon og bedre forhold for arter som kan utnytte denne produksjonen best. Økt nedslamming og gjødslingseffekt på grunn av mer nedbør og materialtransport fra land kan imidlertid virke negativt på mange arter i norske vassdrag.

For våtmark er bare tre indikatorer angitt som klimafølsomme, to moser og arealet av palsmyr. Disse utgjør bare en liten vektandel (0,14) i beregningen av naturindeksen for våtmark (Figur 4.3). Samlet tilstand for disse indikatorene viser en sterk nedgang over tid (Figur 4.4). Dette skyldes i særlig grad indikatoren

arealet av palsmyr som er en nøkkelindikator, og denne gis derfor forholdsvis stor vekt sammenliknet med de andre indikatorene. Nedgangen for areal av palsmyr kan knyttes nokså klart til observerte klimaendringer, der både økt temperatur og økt nedbør har en negativ påvirkning på isdannelsen i kjernen av de enkelte palsmyrforekomstene (se f.eks. Hofgaard og Myklebost 2014).

Det er 16 indikatorer i skog som er angitt som klimafølsomme (Figur 4.3), men disse utgjør bare 18% av alle indikatorer for skog og har en samlet vektandel på 0,23 ved beregningen av naturindeksen for skog. Disse indikatorene omfatter fire pattedyrarter og to arter fra hver av gruppene lav, moser, karplanter, insekter og fugl, foruten en indikator for alger på bjørkestammer. Samlet er tilstanden for disse indikatorene litt over middels, og tilstanden har holdt seg ganske stabil over tid (Figur 4.4). De enkelte indikatorene viser ulik utvikling, og enkelte av disse kan trolig knyttes til klimaendringer. Snømålav på fjellbjørk viser tilbakegang, noe som er tolket som en følge av et varmere klima (Evju og Bruteig 2013, Evju m.fl. 2014). Også utviklingen for vanlig kvistlav og etasjemose tyder på en respons på et varmere og fuktigere klima, der bestandsøkning for disse artene gir en negativ effekt på naturindeksen. Nedgang for orrfugl og fjellvåk kan tolkes som en indirekte klimaeffekt ved at klimaendringer påvirker dynamikken hos smågnagere som er viktig bytte for fjellvåk og andre rovdyr. Indikatoren for smågnagere i skog viser imidlertid ikke tilsvarende endringer. Skogen er gjenstand for aktiv forvaltning over store arealer, både i form av skogsdrift og beskatning av viktige arter som rovdyr og hjortedyr. Dette kompliserer våre muligheter for å oppdage forandringer som skyldes klimaendringer.

For fjell er det hele 18 indikatorer som er angitt som følsomme for klimaendringer (Figur 4.3). Disse utgjør nær 60 % av alle indikatorer for fjell, og de har en samlet vektandel på 0,71 ved beregning av naturindeksen for fjell. Disse indikatorene omfatter sju fuglearter, fem mosearter, fire karplanter (inkludert alpint vierbelte) og to pattedyrarter. Samlet tilstand for disse indikatorene er middels til god og har variert noe over tid, men uten noen spesiell trend (Figur 4.4). I utgangspunktet vil vi forvente at arter og økosystemer i fjellet er svært følsomme for klimaendringer, siden fjellet er sterkt preget av et strengt og kaldt klima som krever spesielle tilpasninger hos artene som lever

der. De aller fleste klimafølsomme indikatorene i fjell viser imidlertid en ganske stabil utvikling uten trender som kan knyttes til observerte klimaendringer. En svak positiv utvikling for alpint vierbelte kan skyldes økt middeltemperatur og/eller en lengre vekstsesong som følge av klimaendringer (Myers-Smith m.fl. 2015), men også en reduksjon i utmarksbeite (Wehn m.fl. 2011, Ravolainen m.fl. 2014). Nedgang for enkelte fuglearter kan skyldes ustabile værforhold i hekkeperioden (se også kapittel 10), men her viser for eksempel snøspurv en oppgang som må forklares på annen måte. Nedgang for fjellrype og fjellvåk kan knyttes til indirekte påvirkning fra klimaet ved mindre regelmessige bestandstopper hos smågnagere, men som for skog viser ikke smågnagerindikatoren et sammenfallende mønster.

Det er bare fire indikatorer for åpent lavland som er angitt som klimafølsomme, to samleindekser for henholdsvis dagsommerfugler og humler, mnemosynesommerfugl og mosen heiflette. Disse utgjør bare en vektandel på 0,05 i beregning av naturindeksen for åpent lavland. Samlet tilstand for disse indikatorene er middels og stabil over tid (Figur 4.4). Tilstanden for de enkelte indikatorene varierer fra dårlig for dagsommerfugler til god for mnemosynesommerfugl, men viser ingen trender som kan knyttes til pågående klimaendringer. Generelt vil et varmere klima vil være gunstig for de aktuelle insektartene, mens økt nedbør vil være negativt. Tilstanden i åpent lavland formes imidlertid i all hovedsak av menneskelig bruk, slik at effekter av klimaendringer alene nok vil være ganske marginale (se kapittel 11).

4.3 Mulig framtidig respons på klimaendringer

Hva vi kan si om framtidige klimaendringer og konsekvenser for tilstanden til biologisk mangfold i våre hovedøkosystemer, vil avhenge av blant annet den tidshorisonten vi legger til grunn. Hanssen-Bauer m.fl. (2015) anbefaler at vurderinger av effekten av klimaendringer for de neste par tiårene tar utgangspunkt i en videreføring av de observerte klimaendringene for de siste tiårene, heller enn en framskriving basert på langsiktige klimascenarier. De begrunner dette med at usikkerhet i modellresultatene

som ligger bak scenarioene, og de betydelige variasjonene i klimaet fra år til annet, gjør at observerte klimaendringer for de siste tiårene gir mest robust grunnlag for å vurdere utviklingen i nær framtid. Kompleksiteten i arters og økosystemers svar på klimaendringer tilsier også at vurderinger av effekten av framtidige klimaendringer på biologisk mangfold blir ganske usikker. Det gjelder i det minste for de enkelte indikatorene. For økosystemene som helhet kan vi kanskje angi noen sannsynlige utviklingstrekk i lys av klimaendringene vi alt kan observere i dag.

Dersom økningen og variasjonsmønsteret i temperatur og nedbør fra de siste par tiårene videreføres, kan vi skissere følgende utvikling for økosystemene de neste par tiårene:

Hav og kystvann

- I havet og kystvann vil varmekjære arter så vel som arktiske arter spre seg nordover. Varmekjære, nye arter vil også kunne komme inn i norske farvann og etablere seg. Slike effekter av klimaendringer vil være mest merkbare langs kysten (Asplin 2015).
- Med økt nedbør, spesielt flere kraftige nedbørs-episoder, vil avrenning fra land kunne gi økt tilførsel av partikler og næringssalter til kystvannet, etter en gradvis forbedring de siste 20 årene. Slik mulig økt produktivitet kan føre til oppblomstring av hurtig-voksende, opportunistiske arter som utkonkurrerer lokale arter.
- I arktiske strøk vil isdekket avta ytterligere både sommer og vinter. Dette vil trolig gi økt menneskelig aktivitet med potensielle konsekvenser for mange marine organismer som reproducerer i «polarnatten» (Berge m.fl. 2015).
- Økt opptak av karbondioksid (CO₂) i havet vil gi en forsuring som på lengre sikt kan ha store og komplekse økologiske konsekvenser. Foruten sannsynlige negative effekter for arter som bygger skall eller andre strukturer av kalsiumkarbonat, er videre effekter i de marine næringskjedene vanskelig å overskue. Kunnskapen om økologiske effekter av havforsuring i nordlige havområder er foreløpig for svak (AMAP 2013).

Ferskvann og våtmark

- Flere kraftige nedbørsepisoder vil føre til økt tilførsel av partikler og næringsstoffer fra land, noe som vil gi en gjødslingseffekt i ferskvann. Sammen med økt temperatur kan dette øke produktiviteten, men

det vil være ugunstig for arter tilpasset dagens mer næringsfattige forhold. Perioder med redusert sommernedbør, spesielt på Østlandet, kan gi episoder med lav vannføring og dårlig vannkvalitet i mindre vassdrag.

- Økt flomaktivitet kan føre til flere flomforebyggende tiltak med negative effekter på biologisk mangfold i ferskvann og våtmark.
- Økte temperaturer og økt nedbør kan isolert sett være gunstig for mange våtmarker. Høyere frekvens av sommertørke i Sørøst-Norge kan imidlertid gi dårligere tilstand for våtmark i denne regionen. Høyere temperaturer og mer nedbør vil også være negativt for palsmyr (Hofgaard og Myklebost 2014).

Skog, fjell og åpent lavland

- Generelt vil et varmere klima og lengre vekstsesong gi muligheter for økt utbredelse og større bestander av sørlige og varmekjære arter, både arter som i dag bare har begrenset utbredelse i Norge, og nye arter fra varmere klimasoner i andre land.
- I skog, fjell og åpent lavland vil økt temperatur, nedbør og nitrogentilførsel føre til økt produktivitet, noe som vil være gunstig for konkurransesterke arter. Dette vil imidlertid være ugunstig for konkurransesvake arter knyttet til næringsfattige og lysåpne miljøer (Olsen 2014, Tøpper 2015, Klanderud m.fl. 2015). Vi vil også få en raskere gjengroing av semi-naturlige naturtyper når tidligere drift opphører.
- I skog vil økt nedbør og mildere høster føre til økt konkurransekraft for store moser på bekostning av små moser, lav og enkelte karplanter (Økland m.fl. 2004).
- Lengre perioder uten frost og mer vinternedbør som regn vil øke mulighetene for vindfall av trær.
- Selv om en lengre vekstsesong i utgangspunktet vil være gunstig for mange plantearter og tilknyttede dyrearter, vil en tidligere vår med stor sannsynlighet også være mer ustabil, med flere frostepisoder etter at plantevekst og reproduksjon er satt i gang. Slike uforutsigbare miljøforhold i en kritisk periode for mange arter vil gi uforutsigbare utfall for artenes bestandsutvikling. Dette kan igjen føre til at arter som er avhengige av hverandre, som planter og pollinerende insekter, opptrer på forskjellig tidspunkt og får ulik utvikling (mismatch) (Stenseth m.fl. 2002, Stenseth og Mysterud 2002).

- Et varmere klima vil føre til økt mulighet for spredning av fremmede arter (Gederaas m.fl. 2012). Hovedtyngden av arter som innføres, kommer med planteimport fra noe varmere strøk i Europa (Westergaard m.fl. 2015) og er dermed godt tilpasset klimaet som kommer.
- Varmere klima og stedvis sommertørke kan øke miljøstresset for trær og andre planter og gjøre dem mer utsatt for angrep fra stedegne og nye skadeorganismer som kan få økt aktivitet og kraftigere utbrudd, for eksempel bjørkemålere (Jepsen m.fl. 2011), barkbiller (Kausrud m.fl. 2012) og sopp.
- Områder i skog og fjell som fram til i dag har hatt stabile snøforhold om vinteren, vil i større grad oppleve episoder med smelting og frysing av snø og is gjennom vinteren (Johansson m.fl. 2011). Dette vil gi skader på planter og ustabile levesteder for arter som lever under snøen (som smågnagere) eller som er avhengige av å skaffe seg næring under snøen (som reinsdyr). Dersom slike varme episoder fører til manglende snødekke i perioder om vinteren, vil særlig lyngplanter ta skade, mens mosearter vil klare seg bedre (Bokhorst m.fl. 2012, Bjerke m.fl. 2015). Manglende snødekke om vinteren kan også gi større risiko for tørkeskader på vegetasjonen ved lengre perioder uten nedbør.
- Slike endringer i snøforholdene så vel som mildere vintrer generelt kan medføre nye forstyrrelsesmønstre i økosystemene i skog og fjell. Det er foreslått at smågnageres bestandsdynamikk vil kjennetegnes av lavere og mer uregelmessige bestandstopper ved et tynnere snødekke med mer is (Kausrud m.fl. 2008). Lavere vintertemperaturer synes også å gi mer omfattende angrep av bjørkemålere (lauvmakk) på fjellbjørk og andre trær og busker i høyfjellet og i nord (Jepsen m.fl. 2011, Karlsen m.fl. 2013). Dette kan medføre en annen utvikling for skoggrensa mot fjellet enn man kunne vente ut fra en direkte effekt av klimaendringene på veksten hos trær og busker.

Sannsynlige scenarioer for klimaet mot slutten av dette århundret indikerer en betydelig økning i temperatur og nedbør for alle årstider og regioner (Hanssen-Bauer m.fl. 2015). Vi kan da vente tilsvarende økt vekstsesong og kortere varighet av snødekket. I et slikt langt tidsperspektiv vil sannsynligvis også forvaltningen av arealene og artene endre seg i stor grad. Trolig vil arealendringer og forvaltningstiltak ha en mer direkte effekt på artenes bestander og

økosystemenes funksjoner enn klimaendringer. Slik areal- og bestandsforvaltning vil også ha mulighet til å motvirke eller forsterke noen av endringene i økosystemene som vil følge av klimaendringene. Det er derfor vanskelig å ha noen konkret oppfatning om hvordan slike langsiktige effekter vil arte seg for indikatorene i naturindeksen.

For at naturindeksen skal kunne gjenspeile framtidige endringer på en god måte, med relevans for forvaltning, vil det være behov for studier som kan skille effekter av ulike påvirkninger på indikatorene. I praksis vil dette si eksperimenter, nøye designet storskala overvåking, og analyser av naturindeksen i forhold til uavhengige data for flere ulike påvirkninger samtidig.

5 Hav

Gro I. van der Meeren¹, Svein Håkon Lorentsen²,
Geir Ottersen¹ og Anders Jelmert¹

¹Havforskningsinstituttet, ²Norsk institutt for naturforskning

Naturindeksen for hav viser at det er generelt god tilstand som tilsynelatende har vært stabil fra 2000, både for bunn og åpne vannmasser (pelagialen). I Barentshavet har skrei nådd rekordhøye mengder. For de åpne vannmassene (pelagisk) var det en klar forbedring fra 1990 til 2000-tallet, i hovedsak på grunn av økt størrelse av sentrale fiskebestander som sild og makrell i Norskehavet. Hekkebestandene av lunde, alke og havhest i Norskehavet har gått tilbake, mens havsulebestanden øker, sannsynligvis på grunn av økningen i noen av de pelagiske fiskebestandene.

5.1 Struktur og drivere i havet

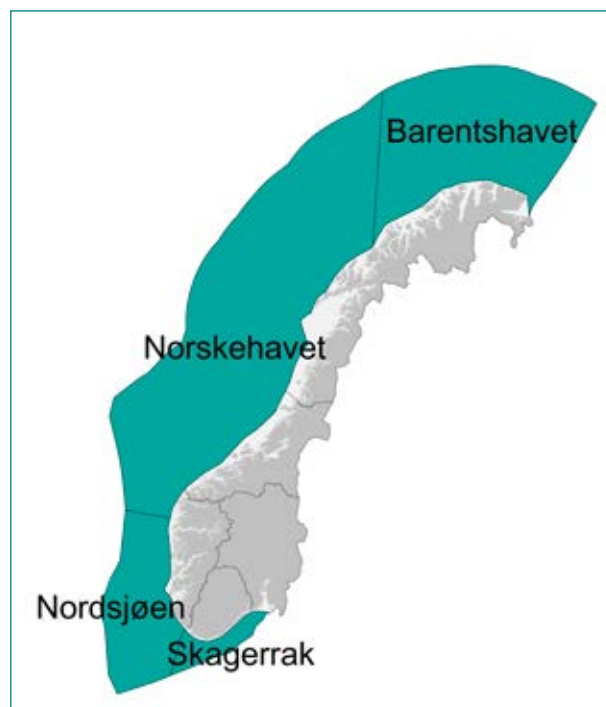
Bortsett fra organismer med spesielle krav til bunnkvalitet, er det temperatur og lys som oftest setter de fysiske grensene for livet i våre havområder. De viktigste energistrømmene i havet er basert på produksjonen av planteplankton, encellede planter i øvre vannmasser, som omdanner sollys og oppløste næringsstoffer til biomasse (Sakshaug m.fl. 2009, Skjoldal 2004).

På grunn av de store variasjonene i solinnstråling, vind og sjø- og lufttemperatur gjennom året, preges norske hav av store sesongmessige fluktasjoner. Når sollyset forsterkes om våren, skjer det en kraftig oppblomstring av planteplankton. Vinterstormer har på forhånd blandet næringsrikt dypvann med overflatevannet. Denne næringen gir sammen med vårens sollys grunnlaget for stor produksjon. I Norskehavet (Figur 5.1), som er svært dypt, vil dyreplankton gjerne overvintre på dypt vann, men vandre opp om våren for å beite både på planteplanktonet og hverandre og for å formere seg. Både tidspunkt, artssammensetning og biomassen i denne «våroppblomstringen» har stor

betydning for overlevelsen av fiskelarvene. Denne rike produksjonen er også en viktig kilde for fiskerier på flere av verdens største fiskebestander, som Barentshavstorsken (norsk-arktisk torsk eller skrei) og norsk vårgytende sild (Figur 5.2) (Bakketeig m.fl. 2015, Miljødirektoratet 2014a, van der Meeren m.fl. 2014).

I grunnere hav som Skagerrak, Nordsjøen og Barentshavet (Figur 5.1) er bunndyrene en betydelig del av økosystemet og utgjør mye av artsmangfoldet. De ikke bare jakter, men mange bunndyrarter filtrerer næring fra dødt biologisk materiale som synker ned fra vannmassene (Meld.St. 37 2012–2013, Bakketeig m.fl. 2015).

Den viktigste endringen i våre havområder de siste tiårene er en betydelig temperaturoppgang på opptil 2 °C i årsgjennomsnitt. I perioden etter 1990 har det i tillegg vært betydelige endringer i norsk og europeisk fiskeriforvaltning. Dette gjelder delvis teknologisk utvikling som forbedret størrelse- og artsseleksjon som reduserer bifangsten, men hovedsakelig forskriftsbasert beskyttelse av sårbare bestander og små individer, «føre var»-grensesetting for å oppnå bærekraftige fiskerier og norsk utkastforbud fra fiskebåtene (ICES 2014a, b, c; ICES 2015a, b).



Figur 5.1. Utstrekningen av de fire havregionene Barentshavet, Norskehavet, Nordsjøen og Skagerrak

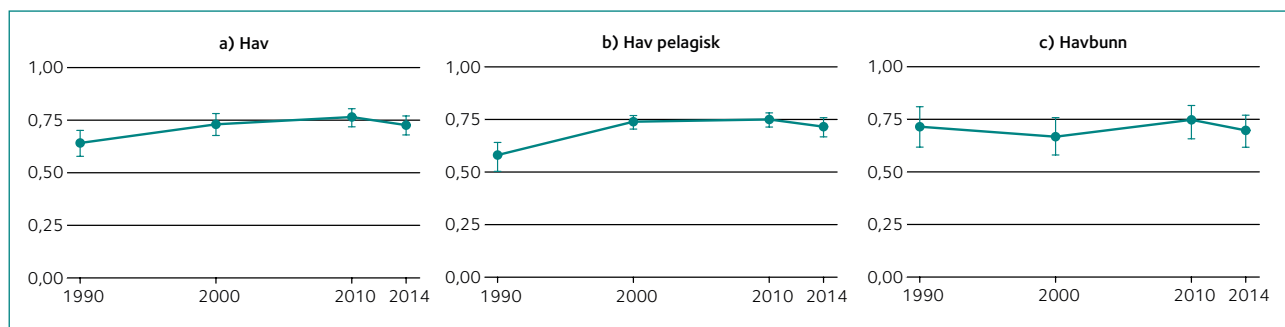


Figur 5.2. Sild, som den nordlige stammen norsk vårgytende sild, har en betydelig påvirkning i sine naturlige regioner, Barentshavet der den vokser opp, og Norskehavet der den beiter som voksen. Tegning av Jaime Alvarez, Havforskningsinstituttet.

5.2 Naturindeksens tilstanden og utvikling i havet

Den viser at det er en generelt god tilstand for biologisk mangfold i norske havområder. De åpne vannmassene (hav pelagisk) har hatt en klar forbedring siden 1990 (Figur 5.3b). Havbunnindeksen er rimelig stabil (Figur 5.3c) og har vært jevnt god i hele perioden.

Naturindeksen for hav er generelt relativt god (Figur 5.3a) og er i samsvar med tidligere faglige utredninger.



Figur 5.3. Utvikling av naturindeksen for hav samlet (a) og fordelt på åpne vannmasser (pelagisk) (b) og havbunn (c). Det er forbedringen i de åpne vannmassene (pelagialen) som driver opp totalindeksen, mens havbunnen er jevnt over stabil innenfor den usikkerheten som ligger i indeksen.

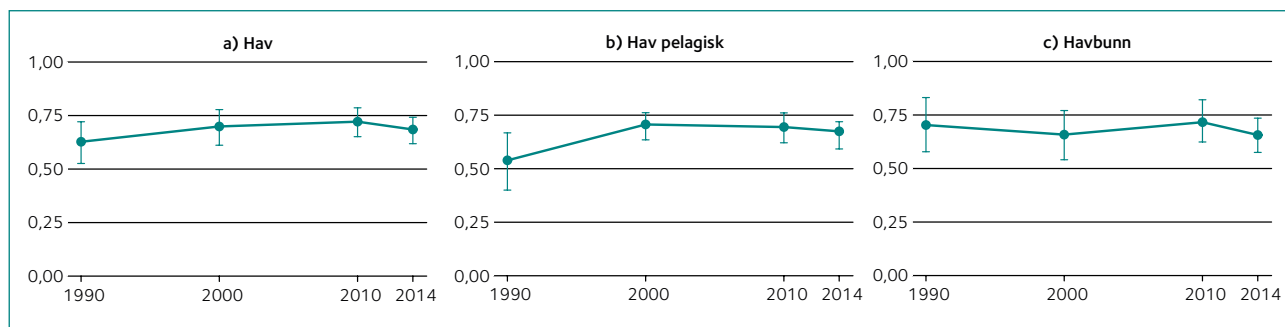
DATAGRUNNLAG OG USIKKERHET

- Det er 33 indikatorer for havbunn og 34 indikatorer for hav-pelagisk, herav er henholdsvis 7 og 7 nøkkelindikatorer. Indikatorverdiene for havbunn er basert på overvåkingsdata (12 %), modellbaserte estimer (28 %) og ekspertvurderinger (60 %). For hav-pelagisk er indikatorverdiene basert på overvåkingsdata (31 %), modellbaserte estimer (47 %) og ekspertvurderinger (21 %). 48 % av indikatorene for havbunn og 32 % av indikatorene for hav-pelagisk har verdier for mindre enn 50 % av definerte havområder. Flere indikatorer inngår både for hav og kyst og/eller for bunn og pelagisk. Vedlegg 2 lister opp alle indikatorene.
- Referanseverdiene for indikatorene er basert på beste faglige kunnskap for hver indikator, gitt naturlig økosystemdynamikk med minimal menneskelig påvirkning. Havet er karakterisert av store naturgitte miljøsvingninger og komplekse sammenhenger mellom arter innbyrdes og miljøet. Kunnskapen om disse sammenhengene er begrenset.
- Data for havindikatorer er i hovedsak basert på systematisk innsamlete data fra Havforskningsinstituttet. Dyreplankton som hoppekreps måles på faste stasjoner langs fastlagte ruter fra kysten over de ulike havområdene. Mange indikatorer baserer seg på økosystemtoktene i hvert av havområdene, samt ulike overvåkingstokt for noen arter, inkludert data fra havreferanseflåten som registrerer all fangst for Havforskningsinstituttet. I tillegg nyttes informasjon fra internasjonale bunntrålingstokt. NINA har ansvaret for overvåking av sjøfugl i regi av overvåkingsprogrammet for sjøfugl og SEAPOP (www.seapop.no). Sjøpattedyrdata kommer fra telletokt ved Havforskningsinstituttet. Når datatilfanget for en indikator er for mangelfullt for bestandsberegning, har ansvarlig forsker gitt en kvalitativ vurdering.
- Det er en betydelig usikkerhet i marine bestandsdata som følge av innsamlingsmetodikk, beregningsmodeller og sammenstilling av mange data. For kommersielt mindre viktige arter kan datainnsamling og metoder ha mangelfull tilpasning til artene.
- Naturindeksen har klar overvekt av virveldyr og forholdsvis få virvelløse dyr. Vekting av ulike funksjonelle grupper oppveier dette i noen grad (se kapittel 2). Mangelfull kunnskap om mange ikke-kommersielle arter gjør imidlertid at det er vanskelig å si om vektingene reflekterer de faktiske forholdene i havet.

5.2.1 Tilstand for Barentshavet

I Barentshavet er det jevnt over en god tilstand, reflektert ved en jevnt høy naturindeksverdi (Figur 5.4a). Det har vært en historisk sterk vekst i nøkkelarter, der både torsk og lodde har hatt en mer stabilt god tilstand siden 2009 (ICES 2015b). De svake endringene som vises i henholdsvis pelagisk (Figur 5.4b) og havbunn (Figur 5.4c), er såpass små i forhold til usikkerheten i materialet og beregningene at de ikke er av betydning. Naturindeksen for

Barentshavet gjenspeiler ikke den rekordhøye økningen i torskebestanden. Denne bestanden har nådd en størrelse som er betydelig over det nivået ekspertene hadde angitt som sikkert, og godt over det modellerte nivået for en trygg gytebestand som er gitt av det Internasjonale havforskningsrådet (ICES), og derfor ble valgt som en referanseverdi. Indikatoren for torsk settes til 1 når bestandstall overstiger referanseverdien.

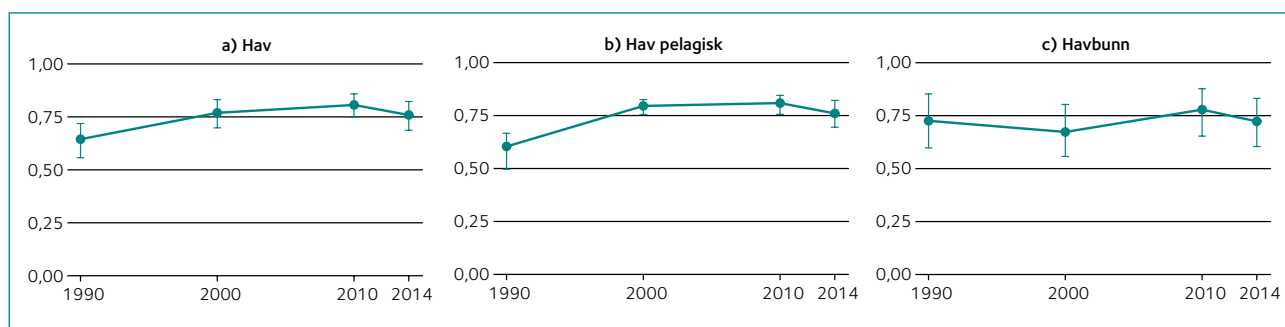


Figur 5.4. Utvikling av naturindeksen for Barentshavet generelt (a), pelagisk i Barentshavet (b) og Barentshavets bunn (c). Oppgangen i Barentshavet er mye basert på oppgangen i enkelte sildeårsklasser og en uvanlig jevnt sterk loddebestand i de siste tiårene. Selv om torsk her er en nøkkelart med ekstra vekt i beregningen, vil den rekordstore torskebestanden gi lite utslag på trendforløpet, siden bestanden har passert den historisk baserte referanseverdien.

5.2.2 Tilstand for Norskehavet

Naturindeksen viser en overveiende stabil og god tilstand i Norskehavet (Figur 5.5a), både for pelagisk og for havbunn (Figur 5.5b, c). Uttaket av mange fiskebestander har i perioder vært stort, for noen, som norsk vårgytende sild fram til 1970-tallet og kolmule på 1980-90-tallet, for stort. Bestandssvikten varte lenge og reflekteres i en lav NI-verdi for 1990 (Figur 5.5b). Bedre kunnskap om arter og økosystemer og internasjonale fiskerireguleringer har siden 1990-tallet vært med på å bygge opp og bevare bestandene og deres rekrutteringspotensialer. De norske helhetlige forvaltningsplanene, som kom for Norskehavet i

2009, har gitt økt forståelse og innsikt i hvor viktig dette er. Fiskerienes uttak av fisk er lavt i forhold til bestandenes størrelse for noen av de pelagiske stimfiskene som sild og makrell, og ser ikke ut til å ha vesentlig betydning for bestandenes utvikling. Kolmule, som ble hardt beskattet mellom 1990 og til begynnelsen av 2000-tallet, har imidlertid fortsatt en så svak bestandsvekst at dødeligheten fra fisket kan spille en rolle. Dødelighet fra fisket kan være medvirkende til en negativ utvikling for langlivete arter i det marine miljøet, både fisk, sjøfugl og sjøpattedyr (Miljødirektoratet 2014a).



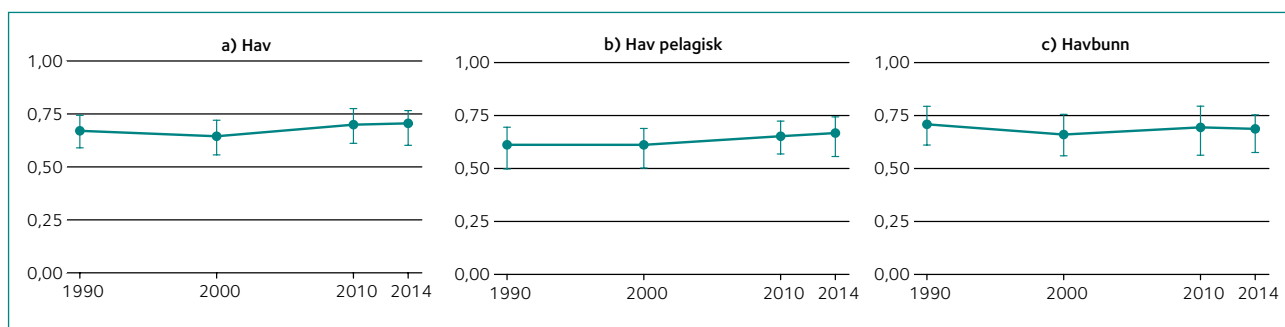
Figur 5.5. Utvikling av naturindeksen for Norskehavet generelt (a), pelagisk i Norskehavet (b) og Norskehavets bunn (c). Det er forbedringen av sild og etter hvert også makrell som er sentrale i oppsvinget for naturindeksen i Norskehavet, generelt og i de åpne vannmassene (pelagialen). Både sild og makrell er nøkkelindikatorer fordi svingningene i disse bestandene kan være betydelige med ringvirkninger i hele økosystemet, og den har stor vekt i beregning av naturindeksen.

5.2.3 Tilstand for Nordsjøen og Skagerrak

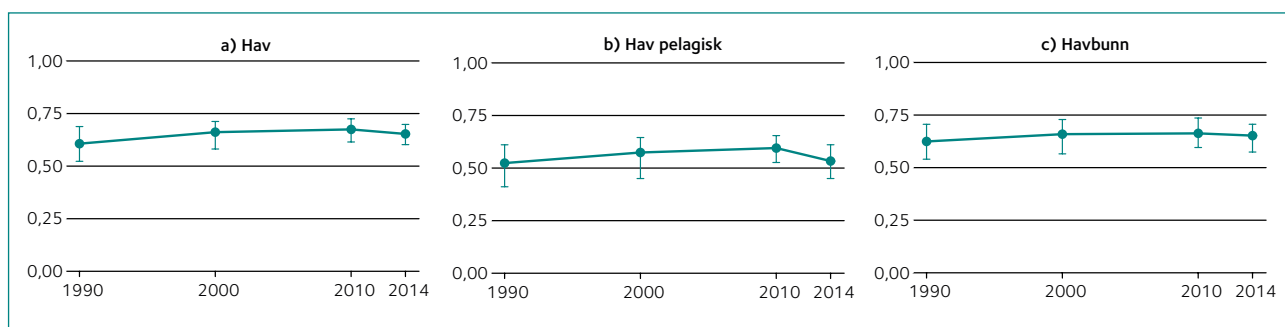
Overvåkingen viser at mange arter i Nordsjøen er i en god utvikling og har vært det siden 2010. Denne positive utviklingen reflekteres også i det pelagiske samfunnet, men vises i liten grad av den samlede naturindeksen for havbunn (Figur 5.6c, 5.7c). Til tross for en god utvikling for en rekke enkeltarter domineres indeksen av nøkkelarter som tobis og torsk som til tross for en gradvis forbedring, fremdeles har svake bestander (Arneberg m.fl. 2015, ICES 2014b, 2015a). En noe lavere verdi for Skagerrak kan knyttes til indikatorutvalget. Forskjellen er uansett ikke større enn usikkerhetsintervallet.

5.3 Pelagiske samfunn i Norskehavet

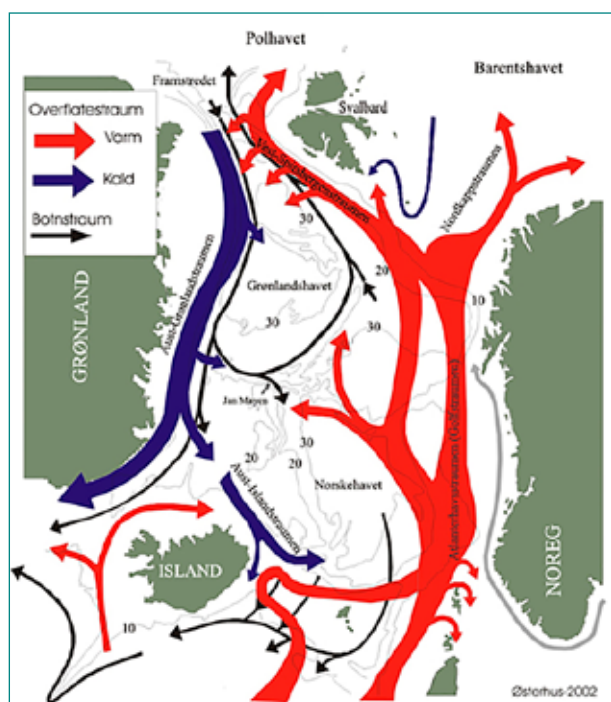
Norskehavets økosystem er karakterisert av store dybdeforskjeller fra kystplatået ut til dyphav på 3000–4000 m, store havstrømmer og lange naturlige klimasvingninger (Figur 5.8). Til tross for temperaturnedgang de siste fire årene har havet vært varmere enn langtidsgjennomsnittet siden 2000. Kaldt og salt polvann strømmer sørover på dypet, mens høyere oppe passerer den tempererte og saltene norske Atlanterhavsstrømmen nordover som en forlengelse av Golfstrømmen (Skjoldal 2004).



Figur 5.6. Utvikling av naturindeksen for Nordsjøen generelt (a), pelagisk i Nordsjøen (b) og Nordsjøens bunn (c). Det har vært stabil utvikling i Nordsjøen.



Figur 5.7. Utvikling av naturindeksen for Skagerrak generelt (a), pelagisk i Skagerrak (b) og Skagerraks bunn (c). Det har vært samme stabile utvikling i Skagerrak som i Nordsjøen siden disse havområdene deler samme bestander på mange indikatorer, særlig fisk, sjøfugl og sjøpattedyr.

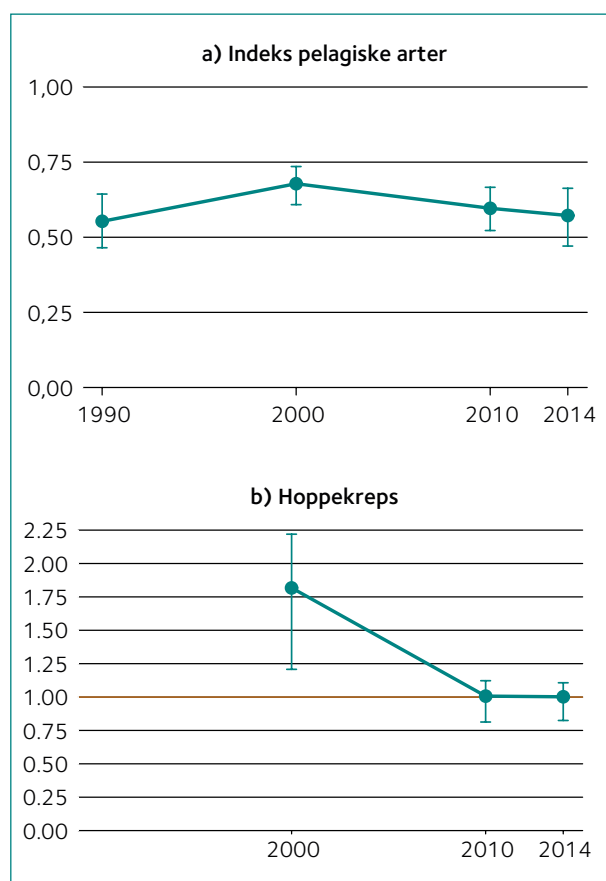


Figur 5.8. Strømførholdene i Norskehavet. Temperert vann strømmer inn i de øvre sjiktene fra Atlanterhavet, mens kaldt arktisk vann strømmer motsatt vei i dypet. De siste 15 årene har temperaturen i Norskehavet vært uvanlig høy, en til to grader over langtidssnittet. Kart fra Havforskningsinstituttet.

Langs kysten fra Møre til Finnmark gyter flere av verdens største og viktigste fiskebestander, som skrei, nordøstarktisk sei, hyse og sild. Dette rike havområdet er beiteplass for noen av verdens største pelagiske stimfisk, særlig pelagiske beitere som norsk vårgytende sild og makrell, men også kolmule og flere andre fiskearter. De dramatiske svingningene i disse fiskebestandene har vært kjent i mer enn 1000 år. Norskehavet er også viktig beiteområde for ung laks. Det er sterke diskusjoner om betydningen av naturlige drivere og fiskeri i dette havområdet. De naturlige svingningene i havmiljøet, i våre dager også i fiskeriene, medvirker til bestandsendringene. Tette stimer med fisk er relativt lette å finne for fiskerne med moderne teknologi. Naturindeksen for de pelagiske artene viser trender for viktige arter i økosystemet (Figur 5.9a). Disse trendene skyldes en rekke forhold som klimaendringer, interaksjoner med andre arter, artenes livsstrategi og fiskeri (Bakketeig m.fl. 2015). Hva som driver endringene i naturindeksverdiene, krever en bedre systemforståelse før det er mulig å analysere bidrag fra ulike påvirkninger på de enkelte indikatorene som inngår.

Beregnete bestander, som naturindeksen baserer seg på, varierer mye og kan svinge med minst 50 % på få år. Dette er demonstrert med utviklingen mellom 1990 og 2014 for rauåte og planktonbeitende arter som makrell, norsk vårgytende sild, kolmule og laks. Gjennom de varmeste årene tidlig på 2000-tallet viste rauåten (den viktigste hoppekrepsarten for fisk og fugl) en nedgang til 2009 (Figur 5.9b). Etter det har et oppsving vært observert de siste fire årene. Rauåtebestanden hadde i perioden 2013–2014 økt til litt over langtidsgjennomsnittet (Bakketeig m.fl. 2015, Miljødirektoratet 2014a).

Selv om silda gyter fra Møre til Finnmark har den yngelperioden i Barentshavet og beiter som voksen i Norskehavet, Islandshavet og Grønlandshavet. Utbredelsen har store overlapp med makrell, kolmule og til dels laks, men artene sprer seg så de ikke



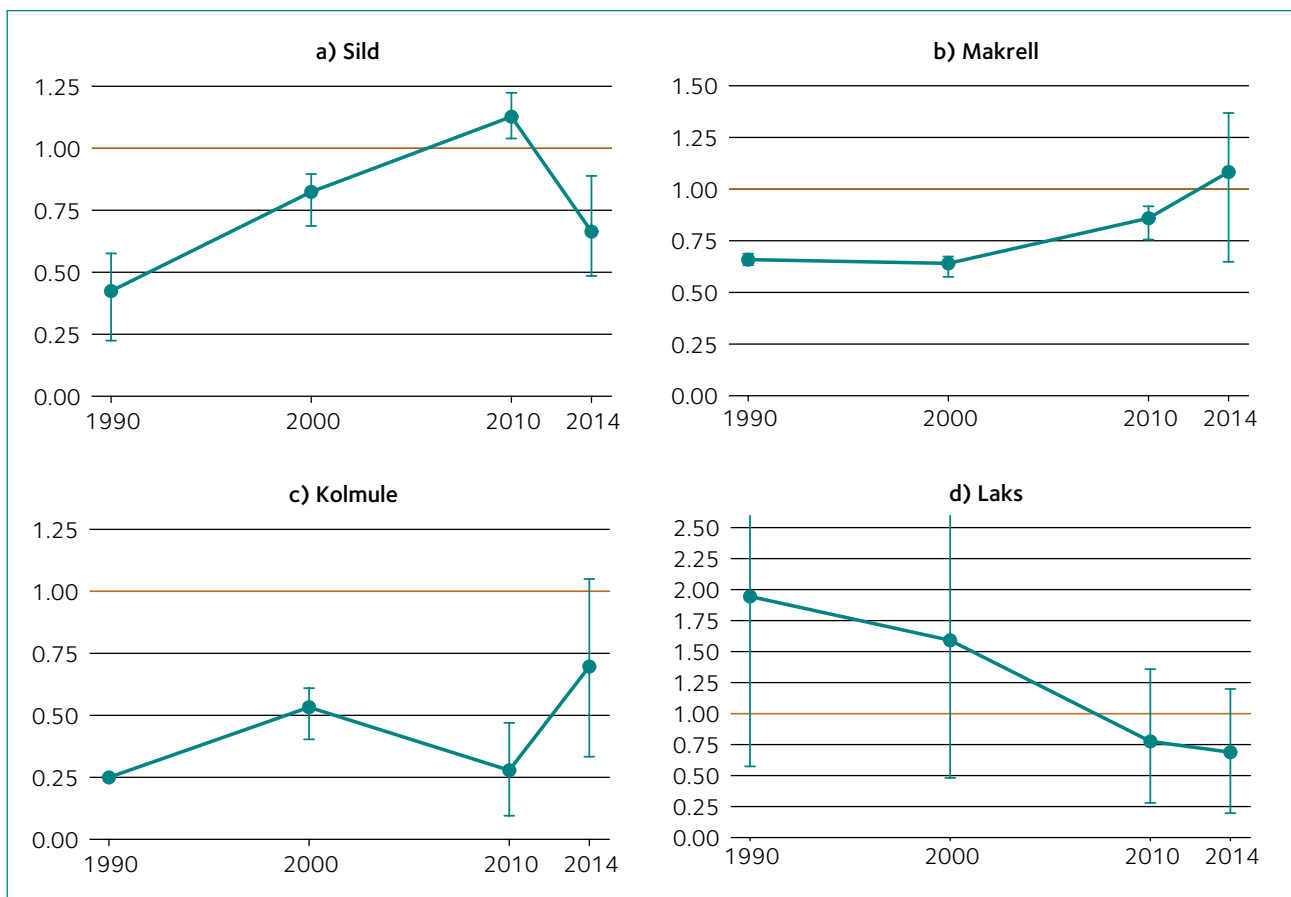
Figur 5.9. Utvikling av indeksverdier for rendyrkede pelagiske arter (a) og den viktige hoppekrepsbestanden, i hovedsak rauåta (b). Sykliske svingninger i hoppekrepsmengden er normalt. Det er først når en endring blir stabil og langvarig, at det er grunn til å tro at en gjennomgripende endring har skjedd.

nødvendigvis deler samme beiteområder samtidig. De er beitekonkurrenter, men det er ikke kjent om den ene kan fortrenge den andre. Sildebestanden oppnådde en historisk topp rundt 2010 (Figur 5.10a), mest sannsynlig som en kombinasjon av fiskerireguleringer og gunstig klima. Når den i 2015 er synkende, er det fordi årsklassene gytt etter 2004 har vært svakere. Dagens sildebestand begynner derfor å bli gammel (Bakketeig m.fl. 2015, ICES 2013, 2014a).

Makrellbestanden har vært veldig stor siden 2010 (Fig. 5.10b, 5.11). Arten er mer varmekjær enn sild, den er også en raskere svømmer og følger maten. I de varmeste årene etter 2010 har den svømt helt inn i fjorder på Svalbard på ettersomrene. Den raske makrellen er en meget effektiv beiter. Kolmule lever dypere enn makrell og sild og har som makrell en voksenutbredelse som rekker videre enn Norskehavet. Den beiter på dypere vann enn sild og makrell og

konkurrerer i mindre grad med de andre store pelagiske bestandene. Lavmålet rundt 1990 kan ha vært en effekt av overbeskatning av den da uregulerte bestanden, men det er ikke klart hva årsaken var til den lave verdien rundt 2010 (Figur 5.10c) (Bakketeig m.fl. 2015, ICES 2013, 2014a).

Laks må i havet konkurrere om maten med de store pelagiske planktonbeitende bestandene av stimfisk. Den har hatt og har en negativ utvikling uten at det er mulig å si om det skyldes menneskelig aktivitet eller andre forhold (Figur 5.10d). Status gitt ved indikatorverdien for laks, er basert på en rekke ulike valg fra datainnsamling til modellering og valg av dataserier til vurderingen i naturindeksen. Indikatoren er likevel tatt med siden den skal kunne gi inntrykk av de store tendensene over tid. En rekke årsaker kan påvirke utviklingen i laksebestander, som drivgarn før det ble forbudt, næringskonkurranse i havet



Figur 5.10. Utvikling av indikatorverdier for ulike planktonbeitende stimfisk med potensiell høy rekrutteringsrate. Merk den store usikkerheten rundt enkelte indikatorer. Dette gjelder spesielt for laks, der også referanseverdien er belagt med stor usikkerhet. Nedgangen for laks regnes likevel som reell.

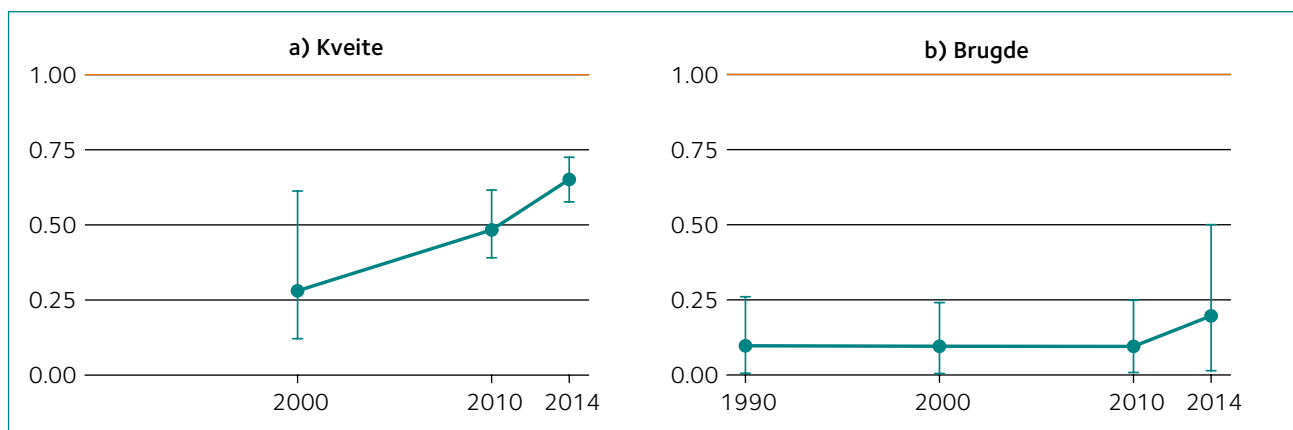


Figur 5.11. Makrellbestanden i Norskehavet er nå oppvurdert og svært stor, basert på bedre bruk av overvåkingsteknologi og et tett overvåkingsnett. Tegning av Jaime Alvarez, Havforskningsinstituttet.

fra de andre planktonbeitende fiskeartene med store pelagiske bestander, lakselus nær kysten og innblanding av oppdrettslaks på gyteplasser i elvene. Det kan derfor være viktig å se samlet på presset på arten, der den sterke næringskonkurransen ung laks møter i Norskehavet, kanskje særlig fra den sterke makrellbestanden, ikke bør utelates (Bakketeig m.fl. 2015, ICES 2013, 2014a).

Det er ikke alle fiskeartene som har samme evne til omstillinger som de pelagiske planktonbeitende

stimpfiskene. Langlivete arter får få etterkommere og vokser sent. Slike langlivete arter med lav rekrutteringsrate er ofte sårbare for dødelighet i den voksne bestanden og trenger svært lang tid på å bygge seg opp etter en svikt i gytebestanden. Her er kveite og hai nyttet som representative indikatorer som svarer langsomt på miljøendringer. Det er positivt at det er oppgang for flere slike arter fram mot 2014. Denne oppgangen er tydelig for kveite (Figur 5.12a). Dette gjelder også for brugde (Figur 5.12b) (Bakketeig m.fl. 2015).



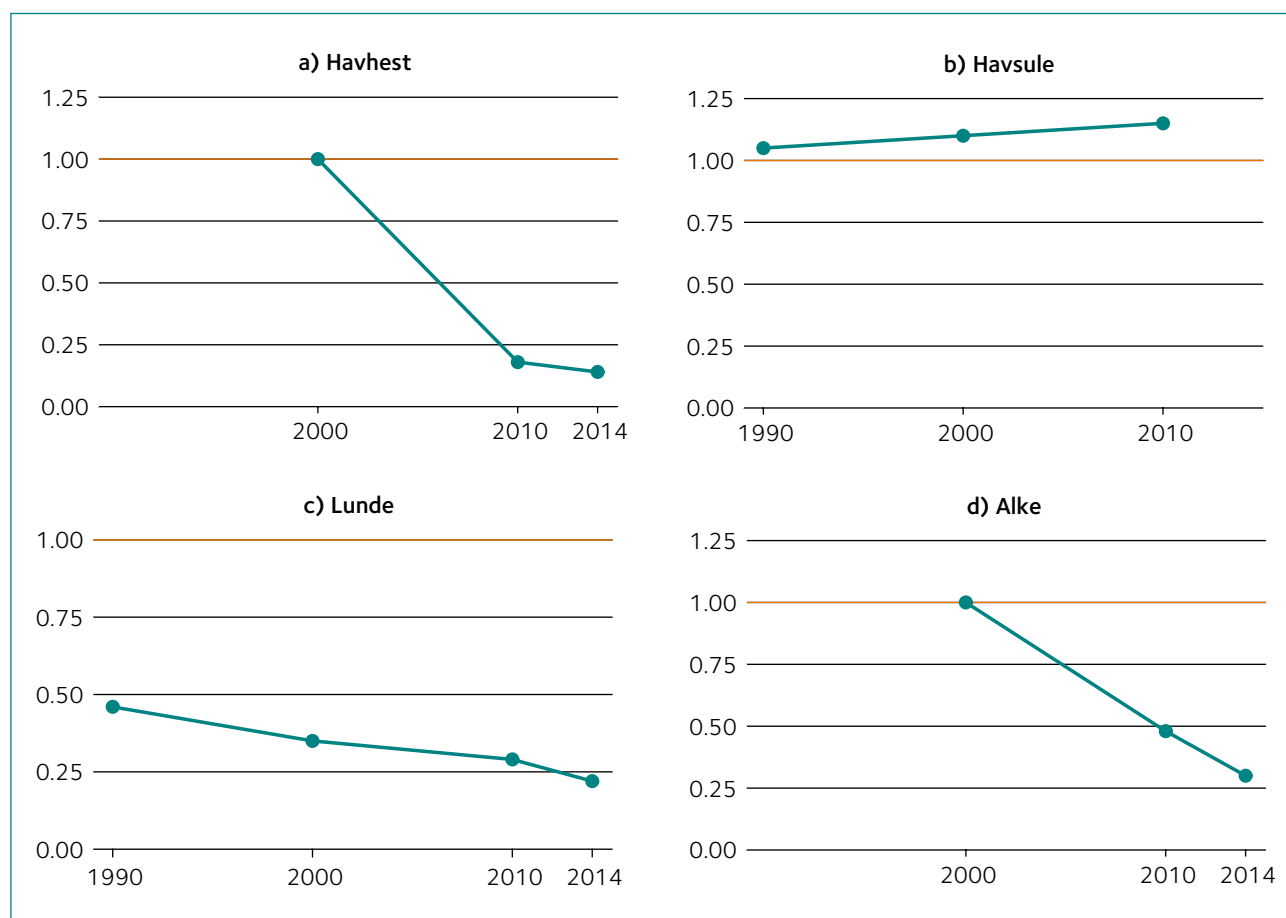
Figur 5.12. Utvikling av indikatorverdier for fisk med lang livslengde og lav reproduksjonsrate. (a) Kveite er fiskespiser, mens (b) brugde er planktonbeiter. Disse kan raskt overbeskattes og trenger lang tid til for å bygge opp igjen bestanden.

Norsk del av Norskehavet huser omtrent 1 million par hekkende sjøfugl. Av disse er halvparten lunde, mens de andre pelagisk beitende artene som havhest, havsule og alke er representert med henholdsvis 7500, 3600 og mindre enn 10 000 par. Størrelsen på bestandene i vinterhalvåret vet vi mindre om, men Norskehavet huser da både lokale hekkefugler og fugler som kommer fra omkringliggende havområder. De fleste sjøfuglartene lever lenge, blir sent kjønnsmodne og produserer få avkom. De er således tilpasset varierende næringsforhold. Mens de i vinterhalvåret kan følge byttedyrenes vandringer, er de i hekketiden avhengige av å finne mat innenfor aksjonsradius fra koloniene. Dårlig næringstilgang lokalt kan derfor føre til sviktende rekruttering (Anker-Nilssen m.fl. 2015).

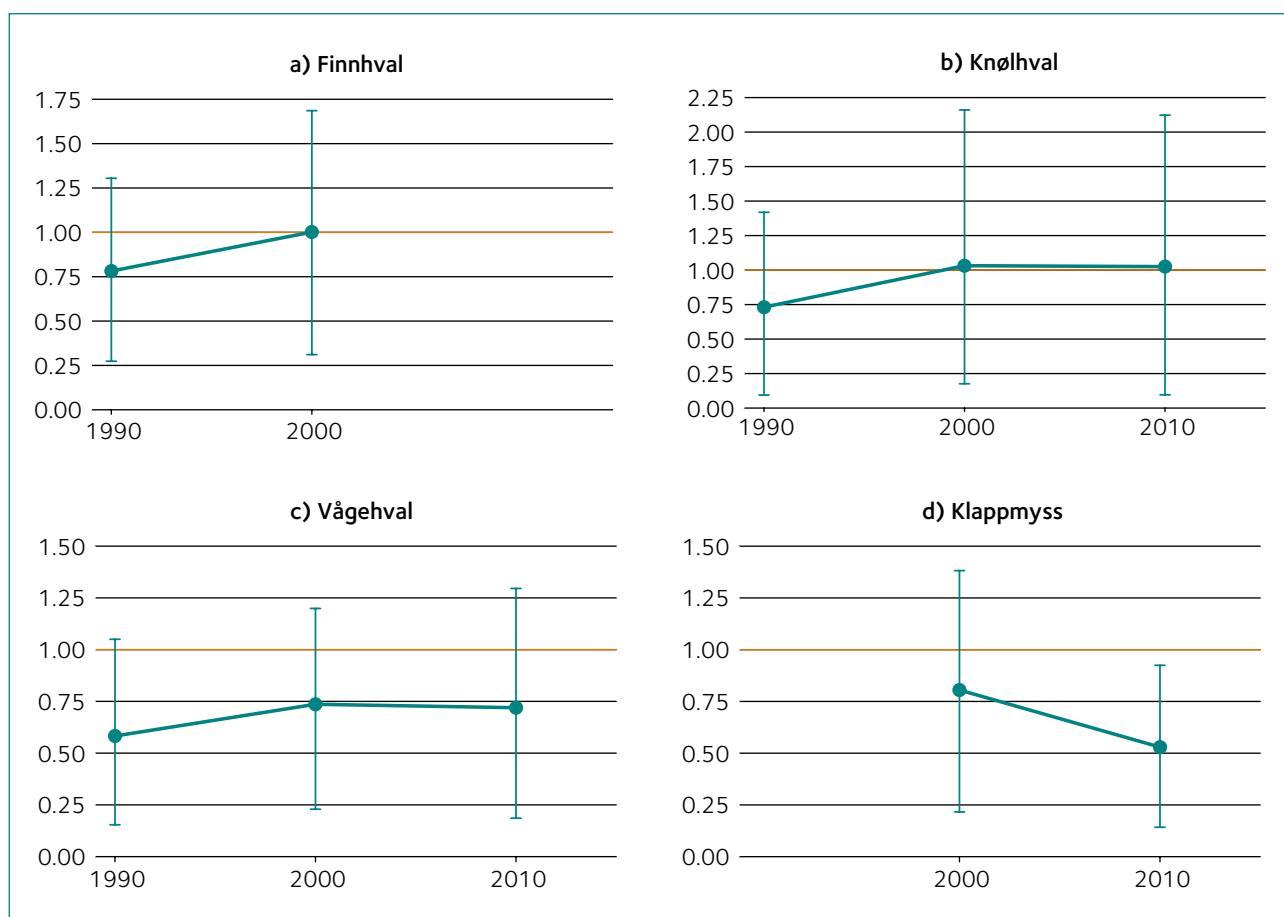
Hekkebestandene av lunde, havhest og alke har gått tilbake i perioden etter 1990, mens havsulebestanden har økt (Figur 5.13 a-d). Vi kjenner ikke godt

nok til årsakene til reduksjonen i alkebestanden, men næringssvikt er årsaken til nedgangen i lundebestanden. Dette er særlig knyttet til manglende rekruttering av norsk vårgytende sild. Årsakene til nedgangen i havhestbestanden er sannsynligvis knyttet til en voksende bestand av havørn, som er en viktig predator på rugende havhest. Havsulene profiterer på de store bestandene av pelagiske stimfisk, spesielt rekrutteringen av makrell (Anker-Nilssen m.fl. 2015).

Sjøpattedyr har samme livsstrategi som langlivet fisk og sjøfugl. De får få unger og lever lenge. En svekket bestand vil derfor trenge lang tid på å ta seg opp. Bestandene av bardehvalartene finnhval, knølhval og vågehval (figur 5.14a-c) er stabile eller økende. Selarten klappmyss er, til tross for mye fisk, i nedgang (figur 5.14d). Det har vært avtakende is på yngleplassene, men det er ikke kjent om nedgangen er en konsekvens av dette (Bakketeig m.fl. 2015).



Figur 5.13. Utvikling av indikatorverdier for sjøfuglartene. Disse har ulikt matvalg der (a) havhest er planktonbeiter, mens (b) havsule, (c) lunde og (d) alke er fiskespisere, men fanger fisk av ulik størrelse og på forskjellige dyp.



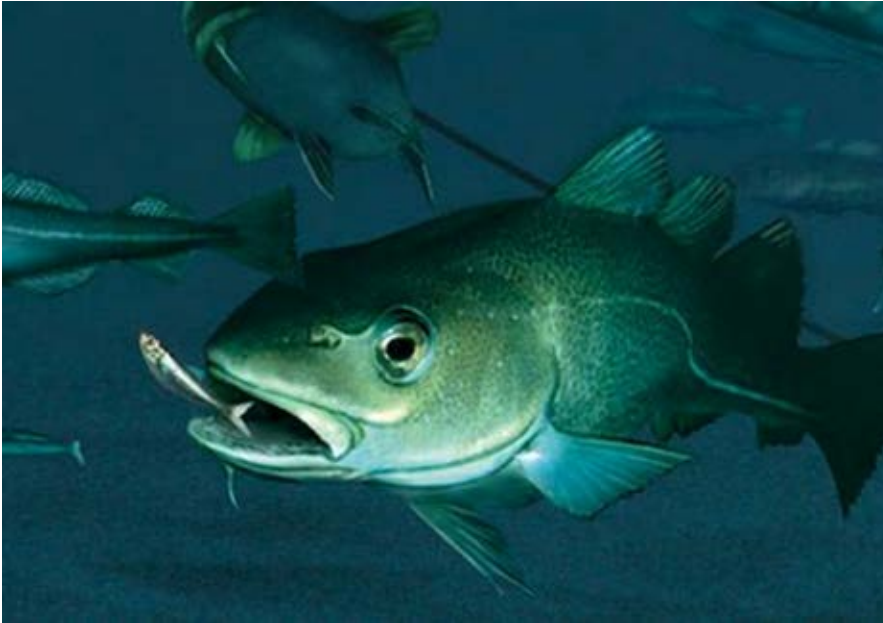
Figur 5.13. Utvikling av indikatorverdier for sjøfuglartene. Disse har ulikt matvalg der (a) havhest er planktonbeiter, mens (b) havsule, (c) lunde og (d) alke er fiskespisere, men fanger fisk av ulik størrelse og på forskjellige dyp.

5.4 Framtidsperspektiver for havet

De fleste marine fiskebestandene i de norske havområdene er inne i en god fase der forvaltning av beskatningen ser ut til å fungere etter intensjonene. Likevel tilsier all erfaring at de store fiskebestandene som i 2015 er i Norskehavet og Barentshavet, ikke vil fortsette å være så store som de er nå. Nedgang i flere bestander er forventet, også for nøkkelarter som torsk, lodde og hoppekreps i Barentshavet og sild og hoppekreps i Norskehavet (Figur 5.15).

Hvordan framtidige endringer vil skje, er det ikke mulig å forutsi. Det blir benyttet statistiske modeller for mulige scenarioer basert på miljøforhold, ressursuttak

og kjennskap til de marine næringskjedene (hvem spiser hvem), for å forberede forvaltningen av havene så de kan ha ulike tiltak klar om noen av scenarioene slår til. Det er kjent at store svingninger er en naturlig del av dynamikken i havet. Ved store endringer vil det forventes at det blir ringvirkninger på andre arter, både byttedyr og rovdyr. Naturindeksen for hav kan illustrere effekten av endringene og kan benyttes sammen med andre sammenstillinger for å formidle dagens kunnskap om tilstand og interaksjoner mellom arter, klima og fiskerier. Naturindeksen er imidlertid ikke tilstrekkelig som grunnlag for forvaltning eller som grunnlag for faglige hypoteser. Det er betydelig behov for bedre forståelse av marine økosystemer. Særlig er kunnskap om de virvelløse artene og mikrobiota mangelfull. For disse gruppene finnes lite eksisterende informasjon som kan nyttiggjøres i naturindeksen.



Figur 5.15. Torsk i Barentshavet beiter på det meste, men lodde er en særlig verdifull næringskilde. Tegning av lodde av Jaime Alvarez, Havforskningsinstituttet. Torsk er fra en illustrasjon av Glynn Gorich, Globec (gjengitt med tillatelse).

KUNNSKAPSBEHOV

- Det er behov for å opparbeide bedre forståelse av de store miljø og bestandssvingningene i havet og de ulike indikatorenes respons på disse svingningene og andre arters bestandsendringer. Det er behov for bedre forståelse av hvordan referanseverdier kan settes i lys av disse svingningene.
- Det kan også være behov for nye indikatorer som bedre kan skille effekter av menneskeskapte endringer fra naturgitte svingninger.
- Det er behov for bedre overvåkingsdata for ikke-kommersielle arter, ikke minste for virvelløse dyr og alger. Det vil trolig være teknologiske og økonomiske utfordringer ved å studere og ikke minst overvåke virvelløse dyrearter, hvorav mange er svært små.

6 Kyst

Hege Gundersen¹, Kjell Magnus Norderhaug¹, Eli Rinde¹,
Torbjørn M. Johnsen¹, Gro van der Meeren², Kjell
Tormod Nilssen² og Svein Håkon Lorentsen³

¹Norsk institutt for vannforskning,

²Havforskningsinstituttet,

³Norsk institutt for naturforskning

Norges kystlinje er svært lang, og kystvannet er definert ut til en nautisk mil utenfor grunnlinja. Både bunnen og vannmassene huser rike økosystemer. Naturindeksen viser at tilstanden i disse økosystemene er jevnt over god, med en positiv utvikling siden 1990, men med en liten nedgang siden 2010. Spesielt har tilstanden for vannmassene (pelagialen) forbedret seg. Oppgangen fram til 2010 skyldes bedret tilstand for planteplankton og steinkobbe, mens nedgangen siden 2010 skyldes svakere kystbestander av sild, tobis og flere sjøfuglarter.

6.1 Kysten – rike økosystemer under press

Norges kystlinje med øyer, skjær og holmer er over 100 000 km lang. Dette tilsvarer avstanden nesten to ganger rundt ekvator og gjør den til verdens nest lengste kyst, etter Canadas. Kystområdet strekker seg ut til en nautisk mil utenfor grunnlinja, og både bunnen og vannmassene over (pelagialen) huser rike økosystemer. Tilførsler av næring fra land med elver, grunne områder som får lys fra sola, og vekslende mellom omrøring og sjiktning av vannmasser i ulike årstider er forhold som gjør kysten svært produktiv i forhold til de dypere havområdene lengre ut.

Våroppblomstring av planktonalger sørger for store mengder mat for små encellede og flercellede organismer som ciliater og hoppekreps. Disse igjen spises av rovdyr som fisk og maneter, men ikke all maten spises i vannsøylen, og det som drysser ned på havbunnen, er mat til børstemark, muslinger og andre dyr som lever der. På fjellbunn eller der det går an å få feste, vokser tang og tare som danner havets skoger,

og som dominerer den opplyste delen av sjøbunnen. Disse skogene sørger for mat og oppvekst- og levesteder for et mylder av andre arter alger, små og store krepsdyr, snegler og fisk. Både bløtdyr, krepsdyr og børstemark gjemmer seg i vegetasjonen og er føde for fisk både i og utenfor tareskogen. Mange av fiskeartene lever hele livet sitt langs kysten, mens andre kommer inn til kysten for å spise eller gyte. Den store tilgangen til mat danner livsgrunnlag for rike bestander av sjøfugl, sel og hval langs kysten, og disse bestandene er helt avhengige av det kysten har å by på for å overleve.

Stor menneskelig aktivitet både i kystsonen og i tilgrensende landområder gjør økosystemene utsatte. Elver fører med seg næring, partikler og miljøgifter fra renseanlegg, jordbruk, skogbruk, industri og annen menneskelig aktivitet på land. Fiske, tråling etter tare, oppdrett og skipstrafikk påvirker kystøkosystemene på ulike måter. I Skagerrakområdet gir høy befolkningstetthet stor påvirkning på kystøkosystemene gjennom høye tilførsler av næringssalter og stor fritidsbruk av kystområdene. På Vestlandet og nordover er det fiskeriene og høy tetthet av fiskeoppdrett som utgjør de viktigste påvirkningsfaktorene. Mange fjorder er mottakere av utslipp fra industri og enkelte er også deponi for gruveavfall. Skjult i sedimentene ligger fortsatt store mengder miljøgifter fra tidligere tiders synder som lekker ut i miljøet. Dette har ført til at myndighetene har gitt råd om begrensning av inntak av fisk fra en rekke norske fjorder og havner.

Naturindeksen dokumenterer tilstand og utvikling for det biologiske mangfoldet i kystøkosystemene ved hjelp av til sammen 74 indikatorer for kysten, hvorav halvparten er knyttet til havbunnen (37 indikatorer) og den andre halvparten til pelagialen (37 indikatorer) (se Vedlegg 2). Skogdannende tarearter som stortare og sukkertare er viktige for hele kystøkosystemet og er, sammen med to andre algeindikatorer, definert som nøkkelindikatorer i naturindeksen. Årsaken er at de er habitatdannende arter, og mye av den høye tareproduksjonen transporteres ut av tareskogen til grunnere eller dypere vann og forsyner andre deler av kysten med mat. Videre er to indikatorer for bløtbunnssamfunn og én indikator for planteplankton også klassifisert som nøkkelindikatorer da de representerer hundrevis av arter i en og samme indikator. Blant de pelagiske indikatorene er arter av planktoniske alger

og hoppekreps, samt tobis og kystbestander av sild og torsk, også nøkkelindikatorer på grunn av deres viktige roller som mat og bindeledd mellom trofiske næringsnivå i kystøkosystemene.

Kystselene steinkobbe og havert lever hele livet i kolonier langs norskekysten og kan være gode indikatorer for blant annet nivå av miljøgifter i forskjellige områder. Endringer i bestandsnivåer for kystsel kan skyldes både økologiske forhold og menneskelig påvirkning som bifangst og jakt. Begge artene er imidlertid opportunist i økosystemet og har mange arter på menyen. Steinkobbe spiser i hovedsak stimfisk som sild, tobis, lodde og brisling, men også

små individer (<25 cm) av torskefisker og små arter som øyepål. Havert spiser gjerne større individer av torskefisker og steinbit, men også sild, lodde og tobis. Siden kystselene har en såpass variert meny, er de ikke spesielt påvirket av nedgang i enkeltbestander av fiskearter, men de kan gi et mer helhetlig inntrykk av tilstanden i økosystemet. Blant sjøfuglene regnes toppskarv og ærfugl som gode indikatorer på tilstanden i kystøkosystemet hvor de tilbringer hele sitt liv. På grunn av nøkkelartenes viktige rolle i økosystemene er disse gitt størst vekt i beregningen av naturindeksen og gis derfor også størst betydning i tolkningen av indeksens utvikling over tid.



Norges kystlinje, med øyer, holmer og skjær er over 100 000 km lang og leveområde for et rikt dyreliv. Her ser vi steinkobbe, storskarv og gråmåke som koser seg på et svaberg i Lofoten. Foto © Hege Gundersen/NIVA.

DATAGRUNNLAG OG USIKKERHET

- Det er 37 indikatorer for kystvann-bunn og 37 indikatorer for kystvann-pelagisk, herav er henholdsvis 8 og 6 nøkkelindikatorer. Indikatorverdiene for kystvann-bunn er basert på overvåkingsdata (51 %), modellbaserte estimer (10 %) og ekspertvurderinger (39 %). For kystvann-pelagisk er indikatorverdiene basert på overvåkingsdata (68 %), modellbaserte estimer (11 %) og ekspertvurderinger (21 %). 62 % av indikatorene for kystvann-bunn og 73 % av indikatorene for kystvann-pelagisk har verdier for mindre enn 50 % av kommuner med kystvann. Flere indikatorer inngår både for hav og kyst og/eller for bunn og pelagisk. Vedlegg 2 lister opp alle indikatorene.
- Referanseverdiene for indikatorene er basert på beste faglige kunnskap for hver indikator, gitt naturlig økosystemdynamikk med minimal menneskelig påvirkning. Erfaringer fra anvendelse av vannforskriften for kystvann er relevant for fastsetting av referanseverdier for en del indikatorer i naturindeksen.
- Indikatorverdier for bløtbunnssamfunn og hardbunnsvegetasjon er i hovedsak hentet fra overvåkingsprogrammer knyttet til oppfølging av vannforskriften. Kunnskap om stortare og sukkertare er basert på data fra ulike overvåkingsprogrammer og prosjekter. Data for planteplankton måles i NIVAs Ferrybox-system på Hurtigruta og andre ruteskip langs kysten. Havforskningsinstituttet skaffer data om sjøpatte-dyr gjennom nasjonal og regional telling ca. hvert femte år. Kunnskap om pelagiske og bunnlevende arter er basert på årlige kysttokt, merke-gjenfangstovervåking, data fra kystreferansefiskeflåten og fra årlige strandnotttrekk fra Vest-Agder til svenskegrensa. Toppskarv overvåkes i det nasjonale overvåkingsprogrammet for sjøfugl og SEAPOP.
- Overvåking av de fleste fiskebestandene i kystsonen er forholdsvis ny og utilstrekkelig. Indikatorverdiene er derfor ofte gitt med store usikkerhetsmål. Generelt er usikkerheten størst i perioden 2010–2014, da beregninger er gjort på færre data enn tidligere år. Dette skyldes manglende overvåkingsdata for blant annet nøkkelarten stortare. Med unntak av blant annet planteplankton har kystvann pelagisk noe mer usikkerhet enn kystvann bunn, da pelagiske indikatorer har stor variasjon i tid og rom. Det er særlig svak dokumentasjon fra fjordene.

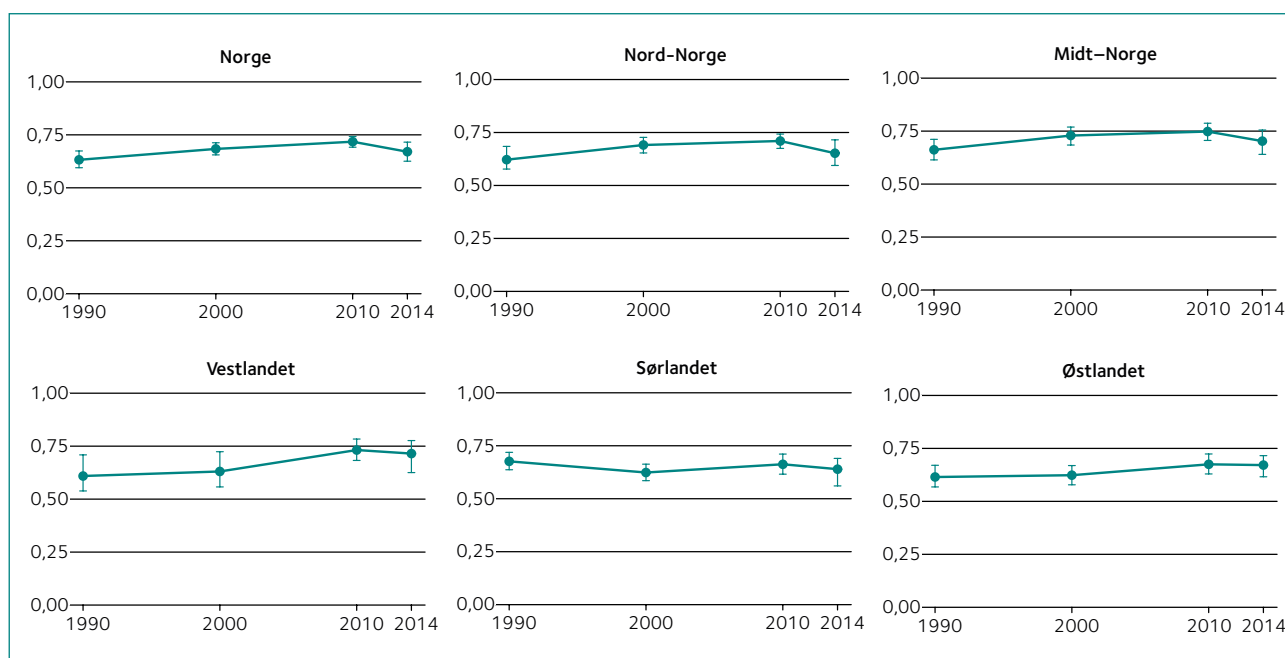
6.2 Naturindeksens tilstand og utvikling for kysten

6.2.1 Økosystem kyst – generelle trender

Naturindeksen for kystøkosystemene for de siste 25 årene viser en relativt god tilstand og totalt sett en svak forbedring av tilstanden fram til 2010 (Figur 6.1). Denne trenden skyldes i stor grad en forbedring av tilstanden i åpne vannmasser (pelagialen), mens bunnsystemene, samlet sett, har hatt nokså stabil tilstand i perioden. Tilstanden til bunnsystemene ligger noe lavere enn for de pelagiale systemene. Nedgangen i senere år (2010–2014) i alle områder unntatt Østlandet skyldes primært nedgang i pelagiske indekser. For enkelte indikatorer har positive og

negative endringer motvirket hverandre slik at samlet naturindeksverdi blir liggende noenlunde stabil. For eksempel har en ekspansjon av tareskog i Midt- og Nord-Norge (se kapittel 6.3) gitt forbedret indeks, men samtidig har enkelte fiskearter (f.eks. kysttorske), pattedyr (f.eks. havert) og fugler (f.eks. ærfugl) hatt reduserte bestandsstørrelser, noe som trekker indeksen ned.

Havertbestanden har vært i økning, særlig i Nord-Norge i perioden 1990–2010 (Øigård m.fl. 2012), men det er nylig observert en halvering i ungeproduksjonen hos havert i området fra Sør-Trøndelag til Vega i Nordland, sannsynligvis som følge av økt bifangst i garnfiskerier, særlig i breiflabbfisket. Det er indikasjoner på at dette også er tilfellet videre nordover til Lofoten, men resultater fra undersøkelser i dette området høsten 2015 er foreløpig ikke kjent. Det er i de siste årene gjort flere observasjoner av



Figur 6.1. Utvikling av naturindeksen for kyst, samlet for bunn og åpne vannmasser (pelagial), for Norge generelt, samt hver landsdel for seg.

spekkhoggere som tar både havert og steinkobbe, men om slik predasjon kan ha bidratt til nedgangen i havertbestanden, er ukjent. Ærfuglbestanden er mer enn halvert på strekningen mellom Midt-Norge og Lofoten, mens toppskarvbestanden, bortsett fra på Vestlandet (dvs. Runde), har holdt seg relativt stabil. For Vestlandet er usikkerheten noe større enn i de andre regionene, noe som kan skyldes at det er utviklet noe færre indikatorer som gjelder for dette området, eller at ekspertene har vurdert usikkerheten som større her.

6.2.2 Kystvann bunn

Status for bunnsystemene har vært middels god og noenlunde stabil siden 1990-tallet, men enkeltindikatorer har skilt seg ut, spesielt på Sørlandet (Figur 6.2). Eksempler på enkeltindikatorer som viser dårlig tilstand, er sukkertare, hummer og enkelte fiskearter. Disse artene var svake på slutten av 1990-tallet, men har senere tatt seg noe opp (se kapittel 6.3). For tareskogene er det observert store endringer de siste tiårene både i nord og i sør, i positiv så vel som negativ retning, og med store konsekvenser for tilbudet av økosystemtjenester langs kysten. I Nordland, særlig i de sørlige delene, er tareskogen på vei tilbake, men det er fortsatt store områder i Nord-Norge hvor taren er nedbeitet av kråkeboller. Det varmere klimaet de siste

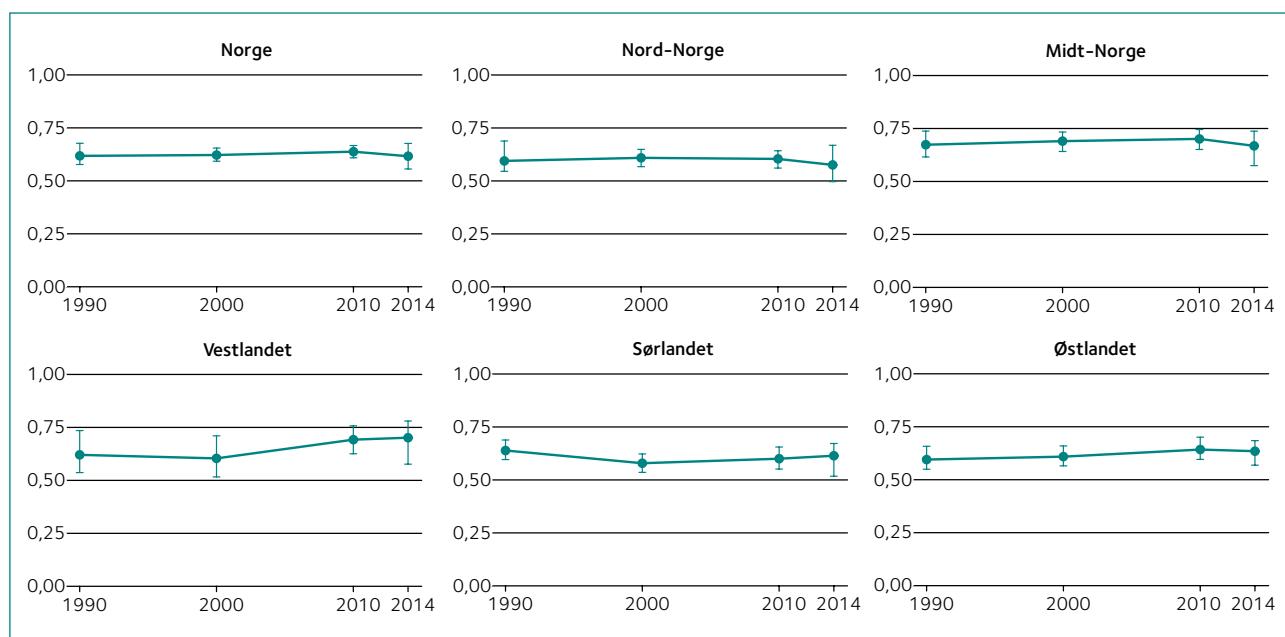
20 årene har også ført til et økt innslag av varmekjære makroalger langs kysten.

Toppskarvbestanden i Midt-Norge er sterkt knyttet til tareskogsområder, spesielt i hekketiden, da den særlig beiter på små sei (0–2 år). Hekkebestandene nord for Møre og Romsdal har holdt seg relativt stabile, men nyere forskning (f.eks. Bustnes m.fl. 2013, Lorentsen m.fl. 2015) viser at mange hekkeparametere (bestandsendring fra ett år til det neste, hekketidspunkt, kullstørrelse og hekkesuksess) korrelerer sterkt med forekomsten av de to yngste aldersgruppene av sei. Endringer i tareskogen som påvirker forekomsten av de yngste aldersgruppene av sei, vil derfor kunne virke inn på toppskarvbestanden.

Mengden krepsdyr har tatt seg opp de siste årene, først og fremst på grunn av økningen av antall krabber, mens mengden hummer derimot er på et lavt nivå i sør. Også kysttorsk er på et lavt nivå i sør, spesielt på Østlandet. Havforskningsinstituttet observerer lite torsk øst for Jomfruland. Vi mangler data for nøkkelindikatoren stortare i Midt- og Nord-Norge etter 2010, noe som nok er årsak til den lille nedgangen og økte usikkerheten vi ser i kurven for Midt- og Nord-Norge fra 2010 til 2014 (se kapittel 6.3).



En sunn tareskog sørger for mat, oppvekst- og levesteder for et mylder av arter. Både bløtdyr, krepsdyr, børstemark og små fisk gjemmer seg i vegetasjonen og er føde for større krepsdyr og fisk. Tareskogen danner livsgrunnlag for rike bestander av fisk, sjøfugl, sel og hval. Foto © Janne K. Gitmark/NIVA.



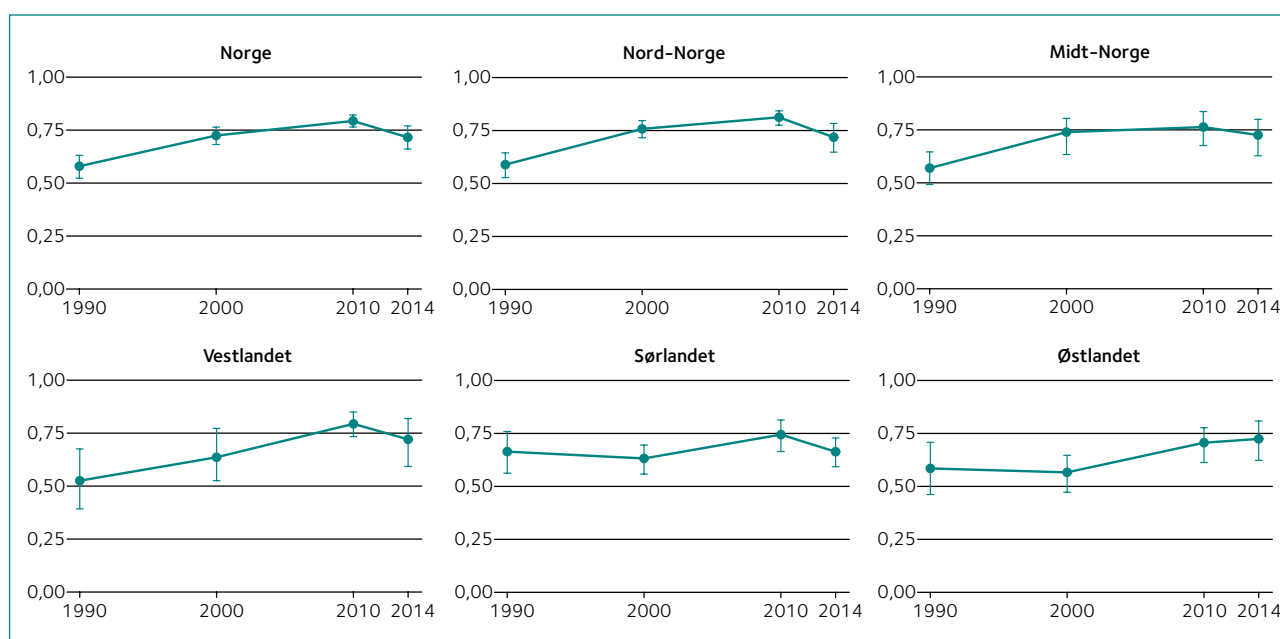
Figur 6.2. Utvikling av naturindeksen for kystvann-bunn for Norge generelt, samt for hver landsdel for seg. Den lille «knekk» vi ser i Utvikling i Midt- og Nord-Norge fra 2010 til 2014 er mest sannsynlig et resultat av beregningsmetoden for estimering av manglende data for nøkkelarten stortare i denne perioden.

6.2.3 Kystvann pelagisk

For hele landet har pelagialen hatt en jevn bedring i tilstanden i perioden 1990 til 2010, men med en nedgang fra 2010 til 2014 i alle regioner, unntatt Østlandet (Figur 6.3). Forbedringen skyldes blant annet indikatorer for planteplankton og steinkobbe. Planteplankton gir grunnlag for vekst av de fleste dyreartene, og tilstanden for planteplankton har de siste årene vært god til svært god på Østlandet (Moy m.fl. 2015). Tilførselen av gjødselende næringsalter med havstrømmer fra sørlige deler av Nordsjøen er redusert siden midten av 1990-tallet (Norderhaug m.fl. 2015). Brisling og kystsild er på et akseptabelt nivå, mens rognkjeks har hatt en nedgang i perioden. Nedgangen i naturindeksen for kystvann pelagisk fra 2010 til 2014 på Sørlandet og nordover til Nord-Norge kan ha sammenheng med en svak tobisbestand, en nedgang i kystbestander av sild, som er den indikatoren som veier tyngst, samt nedgang for en rekke kystnære sjøfuglarter som måker og terner.

6.3 Tareskog i utvikling – noe å glede seg til i nord

Stortare og sukkertare er de vanligste tareartene i Norge, og begge danner store sammenhengende tareskogsbelter langs norskekysten. Under naturlige forhold dominerer stortare på de ytre, bølgeeksponerte områdene og sukkertaren på indre, mer beskyttede områder. I tillegg til å være kilde til mat er tareskogene viktige leve-, føde- og oppvekstområde for et mangfold av algearter, invertebrater og fisk, inkludert kommersielle arter som torsk og sei. Tareskogen har mange verdier og funksjoner som mennesker kan dra nytte av – såkalte økosystemtjenester. For eksempel kan taren høstes og brukes som råmateriale for produksjon av flere hundre forskjellige produkter i nærings- og farmasøytisk industri fra softis og annen mat til tannproteser og medisiner. Videre kan tareskogen bidra med rensing av vann, karbonlagring og gi grunnlag for fiske- og dykketurisme og annen næring som gir grunnlag for å holde liv i mange kystsamfunn.



Figur 6.3. Utvikling av naturindeksen for kystvann-pelagisk for Norge generelt, samt for hver landsdel for seg.

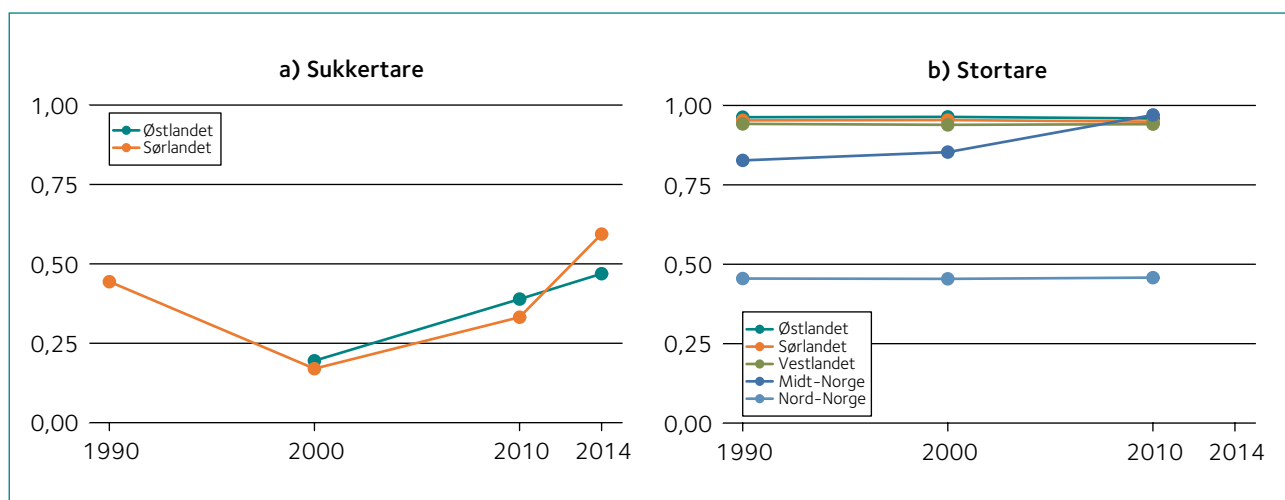


Sukkertaren i indre kyst på Sørlandet er mange steder utkonkurrert av hurtigvoksende trådformede alger som hindrer videre vekst av tareplantene. Foto © Hartvig Christie/NIVA.

Tareskog i sør

Mens stortareskogen på ytre kyst er ved godt hold i Skagerrak og Nordsjøen, er dette dessverre ikke situasjonen for sukkertaren i indre kystområder. Langs kysten av Skagerrak og til dels også på Vestlandet forsvant mye av sukkertaren på slutten av 1990-tallet da den ble utkonkurrert av hurtigvoksende trådformede alger (Moy og Christie 2012, Gundersen m.fl. 2014). Reduksjonen av sukkertare er anslått til opp mot 80 % i Skagerrak og 40 % på Vestlandet (Figur 6.4a). Fra og med 2005 har tilstanden bedret seg noe (Norderhaug m.fl. 2013). Årsakene til det dramatiske bortfallet av sukkertare er ikke fullt ut forstått, men

studier og overvåking viser at flere påvirkningsfaktorer har samvirket og at høy sjøtemperatur kombinert med overgroing av sukkertareplantene har vært viktige faktorer (Andersen 2013). Tepper av trådformede alger og/eller sediment på sjøbunnen har deretter forhindret sukkertaren i å reetablere seg. Menneskelig aktivitet på land påvirker kystøkosystemene via elver, og tilførsler av partikler via elver har vist seg å være blant de negative påvirkningsfaktorene for sukkertaren (Gundersen m.fl. 2014). En rekke ulike sektorer (jordbruk, skogbruk, vassdrag) har vært vurdert i forbindelse med forslag til tiltak mot tap av sukkertare (Syvertsen m.fl. 2009).



Figur 6.4. Utvikling av indikatorene for sukkertare (a) og stortare (b). Indikatoren for sukkertare er ikke definert for Vestlandet, Midt- og Nord-Norge fordi vi ikke har tilstrekkelig med data her. For Østlandet mangler data for 1990. Indikatoren for stortare er basert på ekspertvurderinger, som igjen er basert på datainnsamling gjennom en rekke ulike prosjekter i hele Norge, men uten systematisk datainnsamling. Verdiene for stortare på Østlandet, Sørlandet og Vestlandet er svært like.

Tareskog i nord

Et enormt område med stortareskog, som på det største utgjorde 2 000 km² og som strakk seg fra Møre i sør og inn i russiske farvann i nord, har vært nedbeitet av den grønne kråkebollen siden 1970 (Norderhaug og Christie 2009). I hele dette området har rik og produktiv tareskog blitt erstattet av fattig «marin ørken» dominert av kråkebollene selv. Årsaken til slike nedbeitingsepisoder er ikke kjent, men nyere studier viser at kråkebollenes nedbeiting av tareskog er et økende problem globalt fordi stor menneskelig aktivitet i kystsonen, som for eksempel fiskeri og aktiviteter som resulterer i overgjødning, svekker tareskogenes motstandsdyktighet mot beiterne (Ling m.fl. 2015).

Heldigvis har vi det siste tiåret sett en gradvis tilbakekomst av tare nordover i Trøndelag og deler av Nordland opp til Vega (Figur 6.4b). Langs norskysten har klimaendringer med høyere gjennomsnittlig havtemperatur gagnet reetablering av taren (Rinde m.fl. 2014). Økt temperatur påvirker kråkebollene negativt på to måter. Den grønne kråkebollen er en kaldtvannsart og har lav rekruttering i sørlige deler av nedbeittingsområdet (Fagerli m.fl. 2013). I tillegg ekspanderer taskekrabbe og strandkrabbe, som har små kråkebollerekrutter på menyen, nordover, etter hvert som vannet har blitt varmere (Fagerli m.fl. 2014). I Finnmark skjer en tilsvarende spredning



Kråkebollenes framvekst i nord etterlater seg en skog av døde tarestilker, og deretter en marin ørken hvor kun kråkebollene selv er dominerende. Foto © Hartvig Christie/NIVA.

av kongekrabben motsatt vei fra russiske til norske farvann, og også her er lokal reetablering av tareskog observert. Kongekrabben kan gjøre stort innhugg i kråkebollebestandene og kan derfor være årsaken til at vi også i våre nordligste områder har sett tareskog komme tilbake flere tiår etter at den ble beitet ned.

Kort oppsummert er vi i dag vitne til en viktig endring i kystøkosystemet i Nord-Norge som ifølge beregninger kan føre til over 40 % økning av arealet av stortare (til totalt 2 000 km²) og en syvdobling av arealet av sukkertare (til totalt 6 500 km²) i Norskehavet og Barentshavet i årene framover (Gundersen m.fl. 2011). Dette vil kunne gi en bærekraftig økning i de høstbare ressursene, til glede for fritids- og næringsvirksomhet i mange kommuner i årene framover. Imidlertid vil kongekrabbens ekspansjon ha ulike økologiske og økonomiske konsekvenser. Det er vist at kongekrabben også kan bidra til redusert biologisk mangfold da den er i stand til mer eller mindre å «rense» store områder for tilgjengelige byttedyr som små muslinger, børstemark, slangestjerner, kråkeboller og fisk.

Det er viktig å få gode data for bifangst av blant annet kystsel, nise og sjøfugl i fiskeriene. Bifangst kan ha signifikant betydning for utvikling av sjøpattedyrbestandene. Det er i tillegg vanskelig å spå om framtiden til våre sjøfuglbestander, men det forventes ingen store avvik fra de trendene som er observert de siste 20–30 årene. Toppskarvbestanden forventes å holde seg relativt stabil så fremt det ikke skjer store endringer i tareskogsøkosystemene i bølgeeksponerte områder – det vil si der hvor tareskogen hele tiden har vært vital og fin. Situasjonen for ærfuglbestandene er mer usikker, først og fremst knyttet til at man har for liten kunnskap om hva som har forårsaket den store nedgangen i hekkebestandene i Midt-Norge de siste 30 årene.

I tillegg til temperaturendringer forventes også en forsuring av havene. Her er Arktis spesielt utsatt, og både planktonarter, reker, hummer, snegl, muslinger, sjøstjerner, kråkeboller og koraller er arter som forventes å bli påvirket. Det vil trolig ta lang tid før havforsuring får betydelige økologiske effekter.

6.4 Framtidsperspektiver for kysten

Klimascenariene spår ytterligere økte havtemperaturer, mer og kraftigere nedbør, med blant annet økt tilførsel av næringssalter til kystområdene fra land. Vi forventer at sukkertarens levevilkår i sør vil forverres på grunn av dette. I nord derimot, forventer vi tilbakekomst av tareskog over store områder hvor taren i dag er fullstendig nedbeitet av kråkeboller. Denne forventede utviklingen er basert på at økt havtemperatur vil ha en indirekte negativ effekt på kråkebollerekutteringen ved at krabber fra sør (taskekrabbe og strandkrabbe) og nord (kongekrabbe) fortsetter sin frammarsj. Krabbene har kråkeboller på menyen og vil redusere mengden av disse uønskede tarebeiterne. Det er imidlertid usikkert hvordan dyrelivet vil utvikle seg langs kysten i de kommende tiårene. Samspill mellom klima, miljø, plankton, bunnorganismer, fisk og sjøpattedyr er for komplekst til at det i dag er modeller eller erfaringskunnskap som kan benyttes for å vurdere med sikkerhet hvordan dyr og planter reagerer på de klimatiske endringene og hvordan vår utnyttelse av kysten vil endre seg.

KUNNSKAPSBEHOV

- Det er viktig å øke forståelsen for de økologiske mekanismene som styrer endringer i indikatorene, inkludert betydning av klimaendringer og biologiske interaksjoner, for å kunne skille effekter av menneskeskapte endringer fra naturgitte endringer. Bedre forståelse av økosystemenes evne til å tåle stress og forstyrrelser ved raskt å finne tilbake til en tilnærmet opprinnelig tilstand (resiliens), vil være sentral for å gi mer robuste referanseverdier for indikatorene.
- Utvikling av indikatorer for økosystemenes robusthet mot forstyrrelser bør ha prioritet.
- Det er stort behov for mer konsistent og arealrepresentativ overvåking, spesielt for indikatorer som representerer ikke-kommerisielle arter, ikke minst alger og virvelløse dyr.

7 Ferskvann

Ann Kristin Schartau¹, Bård Pedersen¹, Jiska van Dijk¹
og Anne Lyche Solheim²

¹Norsk institutt for naturforskning,

²Norsk institutt for vannforskning

Målt med naturindeksen, er tilstanden for biologisk mangfold i ferskvann i Norge generelt god. Tilstanden på Sørlandet og deler av Vestlandet er noe lavere, noe som skyldes omfattende og langvarig forurensning. En rekke forvaltningstiltak er satt i verk etter 1990, der blant annet fredning av enkelte truede arter, reduserte tilførsler av sur nedbør og kalking av vassdrag har hatt en positiv effekt. Samtidig har økt overgjødning og habitatødeleggelser ved vannkraftutbygging og andre inngrep hatt en negativ effekt. Dette forventes å føre til økt press på det biologiske mangfoldet i ferskvann i framtiden. Det er stor usikkerhet i tilstandsvurderingen for ferskvann fordi mange av indikatorene er representert med data fra få lokaliteter. Data som framskaffes gjennom vannforskriftens tilstandsvurdering kan bidra til et mer representativt bilde av tilstand og trender for biologisk mangfold i ferskvann.



Figur 7.1. Ferskvann bidrar til viktige økosystemtjenester som vann til husholdninger og næringsmiddelindustri, energiproduksjon, rekreasjon og friluftsliv og mye mer. Rauma i Møre og Romsdal. Foto © Ann Kristin Schartau.

7.1 Viktige økosystemtjenester – motstridende interesser

Rundt regnet 5 % (17 000 km²) av Norges areal består av ferskvann. Vassdragene i Norge er preget av mange små innsjøer (<0,1 km²) og små hurtigstrømmende elver (nedbørfelt <10 km²). Økosystemtjenestene knyttet til ferskvann, er forbundet med mange og dels motstridende interesser.

Det er påvist totalt 2 800 dyrearter som har sin hovedforekomst i ferskvann i Norge, enten gjennom hele eller deler av livet (Aagaard og Dolmen 1996). De mest artsrike gruppene tilhører invertebratene

med flest arter av fjærmygg, hjuldyr og vannbiller. I Norge finnes 42 arter av ferskvannsfisk. Ferskvann er også viktig føde- og/eller ynglingsområde for rundt 80 fuglearter og seks pattedyrarter. Det finnes ingen tilsvarende samlet artsoversikt over planter i ferskvann og deres utbredelse i Norge. Planteplankton (mikroskopiske alger som lever fritt i vannmassene) er den mest artsrike gruppen med ca. 1 050 taksa (arter, slekter eller høyere taksonomisk nivå). Fastsittende alger har stort mangfold i rennende vann, med 900 taksa. I Norge finnes 125 arter av store vannplanter, inkludert kransalger. Ferskvannsmoser og fastsittende alger i innsjøer er dårlig undersøkt. Samlet for dyr og planter kjenner vi altså til ca. 5 000 taksa (arter, slekter eller høyere taksonomisk nivå) med hovedtilhold i ferskvann i Norge (se Schartau m.fl. 2010 for ytterligere informasjon).

En rekke forhold er med på å endre våre ferskvannssystemer med tilhørende plante- og dyreliv samt viktige økosystemtjenester. Menneskeskapte endringer omfatter fysiske inngrep (vannkraftutbygging, veiutbygging, forbygging, gjenfylling), forurensing (overgjødning, forsuring, miljøgifter), introduksjon og spredning av nye arter, samt endringer i klima. Omkring 1/3 av innsjøarealet i Norge er påvirket av vannkraftutbygging, tilsvarende i underkant av 6 000 km², og 15 av Norges 20 høyeste fossefall er regulert. I tillegg kommer et stort antall elveløp som er forbygd/ regulert for energiproduksjon, drikkevannsuttak, jordbruksvanning, fløting og annet. Langtransportert forurensing i form av svovel og nitrogen har ført til forsuring og trolig også overgjødning av store områder i Sør-Norge (Elser m.fl. 2009). Omfanget av forsuring har avtatt de senere årene, men naturens tålegrenser er fremdeles overskredet for 8–19 % av Norges landareal (Lund m.fl. 2012). Overgjødning (eutrofiering) fra diffus avrenning og fra lokale punktkilder er først og fremst et problem i områder med intensivt jordbruk i lavlandet og i tettbygde områder. Den største enkeltkilden til overgjødning er avrenning fra jordbruksområder, mens punktutslipp av næringssalter fra industri og befolkning er betydelig redusert etter 1970 (Lyche-Solheim m.fl. 2012; WFD art 5 summary report for Norway 2013; Skarbøvik m. fl. 2014).

Naturindeks for ferskvann 2015 er basert på informasjon om 33 indikatorer som er helt eller delvis knyttet til ferskvann. De fleste taksonomiske og funksjonelle grupper, samt indikatorer følsomme for relevante påvirkningsfaktorer, er representert. Fordelt på taksonomiske grupper er det flest fugl (14), moser (4) og fisk (3). Utvalget inkluderer både nøkkelindikatorer (for eksempel indekser som representerer mange arter), vanlige arter og arter på rødlista. Åtte av artene er angitt som truet (CR, EN, VU) i Rødlista for arter 2015, og ytterligere fire indikatorer er nær truet (NT) (Henriksen og Hilmo 2015).

Fordelt på påvirkningstyper er det angitt at flest indikatorer er følsomme (i stor eller svært stor grad) for forsuring (10), arealbruk (9), fysiske inngrep (7) og eutrofiering (7). Med unntak av enkelte indikatorer for eutrofiering og forsuring er alle indikatorene følsomme for to eller flere påvirkninger.

DATAGRUNNLAG OG USIKKERHET

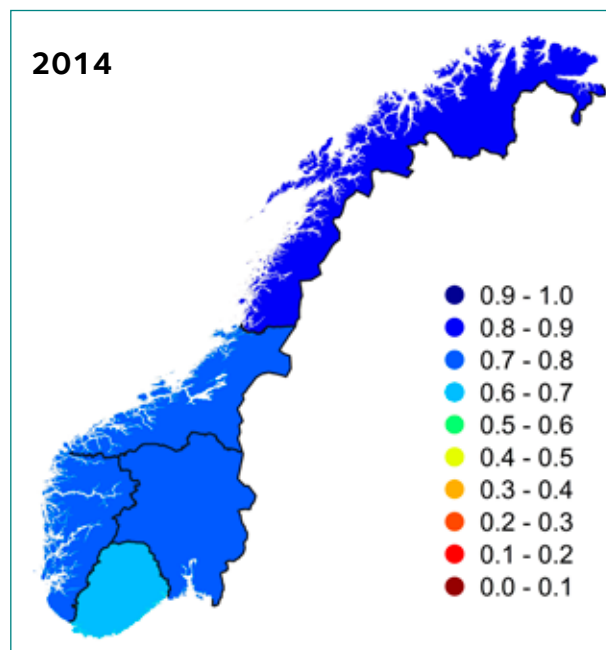
- Det er 33 indikatorer for ferskvann, herav er 8 nøkkelindikatorer. Indikatorverdiene er basert på overvåkingsdata (38 %), modellbaserte estimer (10 %) og ekspertvurderinger (52 %). 45 % av indikatorene for ferskvann har verdier for mindre enn 50 % av kommuner med ferskvann. Vedlegg 2 lister opp alle indikatorene.
- Referanseverdiene for indikatorene er basert på beste faglige kunnskap for hver indikator, gitt naturlig økosystemdynamikk med minimal menneskelig påvirkning. Erfaringer fra anvendelse av vannforskriften for innsjøer og elver er relevant for fastsetting av referanseverdier for en del indikatorer i naturindeksen. Sterkt modifiserte vannforekomster inngår ikke i naturindeksens referansetilstand, og referanseverdier fastsettes ut fra økologiske forhold uten inngrep.
- Verdier for ferskvannindikatorer er dels basert på data fra ulike overvåkingsprogrammer, blant annet bestandsovervåking av villaks, elvemusling og edelkreps, økosystemovervåking knyttet til oppfølging av vannforskriften, samt ulike andre overvåkingsaktiviteter (som tiltaksovervåking) og forskningsprosjekter. Fugldata inngår fra overvåkingsprogrammet TOV-E og andre tellinger. Ellers er data fra fallviltundersøkelser (oter) og Artskart benyttet. Modelling og ekspertvurdering er brukt for å angi indikatorverdier utenfor områder og perioder med overvåkingsdata.
- Overvåkingen i ferskvann har vanligvis vært problemorientert, noe som normalt fører til en overrepresentasjon av lokaliteter med miljøproblemer. I naturindeksen er dette problemet redusert ved bevisst utvalg av dataserier. Tidsseriedata finnes kun fra få lokaliteter, og med få unntak er disse tidsseriene fremdeles ganske korte.
- De fleste ferskvannsindikatorer er representative på fylkesnivå eller for større geografiske områder. For enkelte indikatorer,

spesielt de som inngår i vannforskriften, er data representative på kommunenivå, dvs. med stor geografisk oppløsning. Disse indikatorene er imidlertid kun vurdert for et fåtall kommuner. Bedre samordning av arbeidet med klassifisering etter vannforskriften og naturindeksen, med økt bruk av tilgjengelige overvåkingsdata for felles indikatorer, vil gi et mer representativt bilde av tilstanden for ferskvann i Norge.

7.2 Naturindeksens tilstand og utvikling for ferskvann

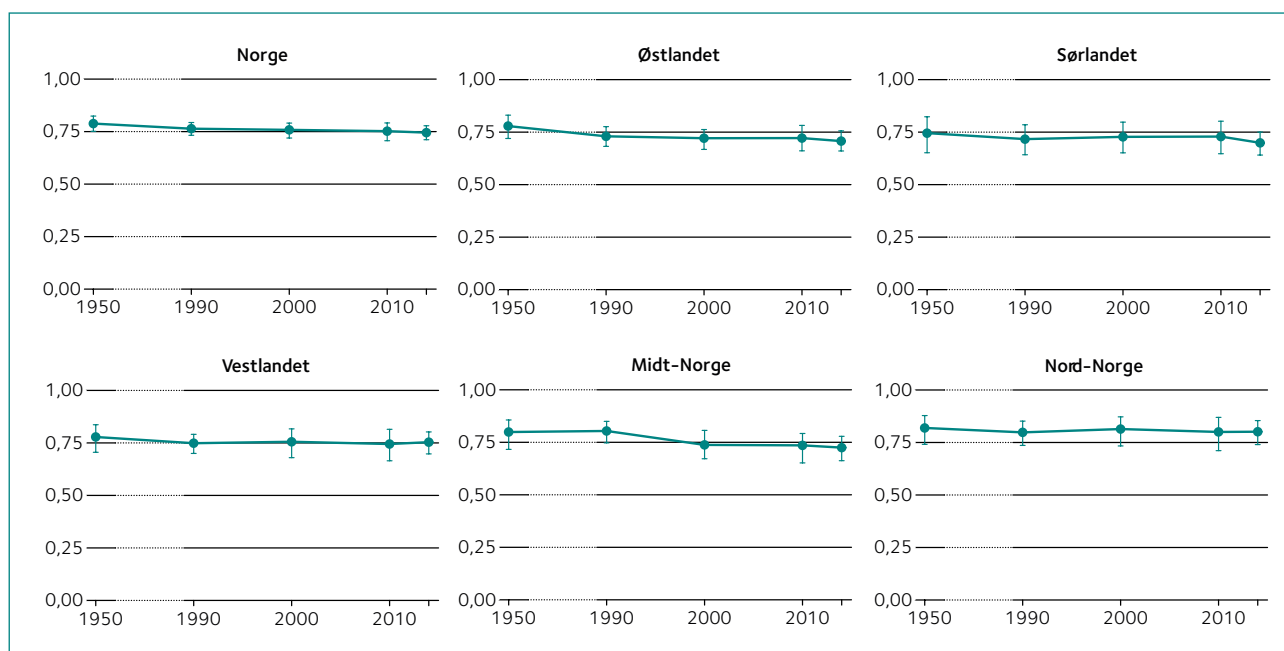
Karakterisering av tilstand og påvirkninger for alle norske vannforekomster i henhold til vannforskriften (Miljøverndepartementet 2013) indikerer at 50 % av norske ferskvannsforekomster er i god eller svært god tilstand, 14% har ukjent tilstand, mens 36 % er i moderat eller dårligere økologisk tilstand. Disse resultatene er i stor grad basert på vurdering av påvirkningsfaktorer og i mindre grad på overvåkingsdata, mens naturindeksen baserer seg på tilstanden til arter som lever i ferskvann. Naturindeksen for ferskvann indikerer at dagens tilstand for biologisk mangfold er svært god (Figur 7.2). Tilstanden er noe dårligere på Sørlandet og deler av Vestlandet (Figur 7.2, 7.3), noe som har sammenheng med omfattende og langvarig forurensing som følge av langtransporterte forurensing. Ferskvann i deler av Østlandet og Midt-Norge har også noe lavere verdi for naturindeksen. Dette skyldes først og fremst landbruksforurensing (overgjødning) og omfattende vassdragsreguleringer i disse regionene. Også på Vestlandet og i Nord-Norge er det store vassdragsreguleringer som gir dårligere forhold for det biologiske mangfoldet. Det er antatt at kraftregulering har ført til at mer enn 30 % av innsjøarealene og over 17 % av elvestrekningene har fått dårligere økologisk tilstand, jf. resultatet av karakteriseringsarbeidet etter vannforskriften (www.miljostatus.no). Omfanget av de biologiske effektene er imidlertid usikkert da dagens biologiske overvåking

i liten grad fanger opp hvordan redusert vannføring påvirker det biologiske mangfoldet i ferskvann. Forekomst av fremmede arter er antatt å ha en negativ effekt på det stedegne biologiske mangfoldet i vassdrag på Østlandet. Lokalt kan tilførsler av næringsstoffer (gjødning), primært fra landbruket og først og fremst i lavereliggende områder, være et problem i alle regioner. Nord for Trøndelag er avvikene små.



Figur 7.2. Samlet tilstand for naturindeksen i ferskvann i 2014.

I perioden 1950–1990 var det flere negative utviklingstrekk som antas å ha ført til en forverring av tilstanden for ferskvann i Norge. Omfattende forurensing av vassdragene i Sør-Norge, store vassdragsreguleringer, økte utslipp av kloakk og avløpsvann rundt tettsteder og i bynære strøk, økt bruk av kunstgjødning i jordbruket og tilhørende avrenning, samt ulike mindre fysiske inngrep, førte til tap av biologisk mangfold og reduserte bestander av ferskvannsflora og -fauna (NOU 2009: 16). Naturindeksen fanger kun delvis opp dette, noe som sannsynligvis skyldes manglende data for flere av de mest relevante ferskvannsindikatorene i 1950. Det mangler dessuten gode indikatorer som er følsomme for vassdragsreguleringer, og overvåkingen er, med få unntak, ikke egnet for å fange opp effekter av vassdragsreguleringer og andre fysiske inngrep. Tilstanden har siden holdt seg ganske uforandret for Norge samlet, mens både Sørlandet og Østlandet viser



Figur 7.3. Utvikling av naturindeksen for ferskvann for hele landet og de enkelte regionene.

en negativ utvikling i perioden 2010–2014 (Figur 7.3). Omfattende forvaltningsmessige tiltak er satt i verk i perioden etter 1990. Vi ville derfor forventet en liten bedring i tilstanden som en følge av reduserte tilførsler av sur nedbør (se Aas m.fl. 2014), tiltak i form av kalking av forsurede vassdrag (Miljødirektoratet 2014b), tiltak i næringsmiddelindustri og i avløps-sektoren i forhold til organisk belastning/eutrofiering (www.miljostatus.no), endringer i fiskeregler og fredning i forhold til fiske. Når endringene likevel er såpass små og lite tydelige, så kan det skyldes blant annet stor usikkerhet i tilstandsvurderingen fordi mange av indikatorene er representert med data fra få lokaliteter.

7.3 Forsuring på tilbakegang

Forsuring av vassdrag har vært og er en av de største truslene mot biologisk mangfold i ferskvann i Norge, spesielt i Sør-Norge og da særlig på Sørlandet og sørlige deler av Vestlandet. På det verste (1978–1982) førte langtransportert forurensing i form av svovel og nitrogen til at naturens tålegrenser for forsuring var overskredet for 30 % av landområdene (Larssen og Høgåsen 2003). Det ble rapportert om reduserte fiskefangster i elver på Sørlandet allerede



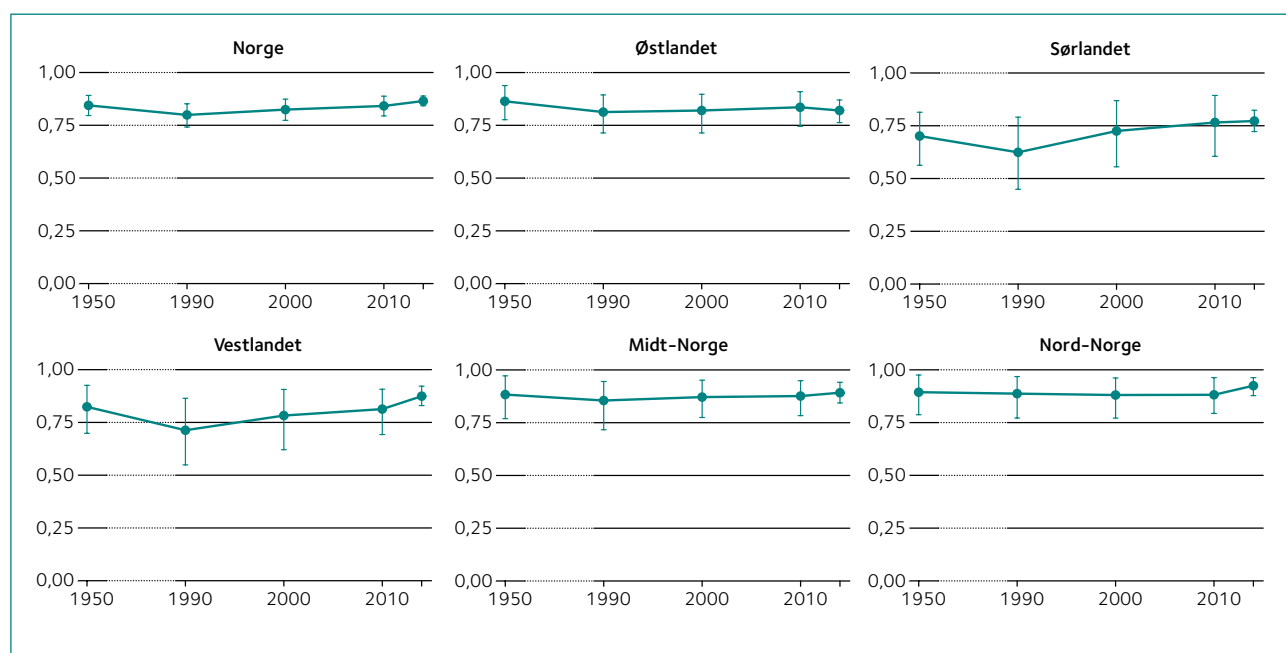
Figur 7.4. Ørret har en vid utbredelse i Norge og er en populær sportsfisk. Ørret er imidlertid følsom for forsuring, og omkring 1990 var et stort antall ørretbestander i Sør-Norge gått tapt eller var skadet som følge av langvarig forsuring. Omfanget av forsuring er redusert de senere årene og mange ørretbestander viser nå en positiv utvikling. Foto © Trygve Hesthagen/NINA

på slutten av 1800-tallet, men det var først utover på 1970- og 1980-tallet at skadene på det biologiske mangfoldet var så store at dette ble gjenstand for omfattende nasjonal og internasjonal oppmerksomhet. Internasjonale avtaler om utslippsreduksjoner har medført at innholdet av sulfat i nedbør i Norge har avtatt med 76–94 % fra 1980 til 2013 (Aas m.fl. 2014). Nitrogenutslippene har også gått ned. I Sør-Norge har nitrat- og ammoniumkonsentrasjon i nedbør blitt redusert med henholdsvis 26–51 % og 47–50 % i samme periode. Utslippsreduksjonen har ført til at forsuren i elver og innsjøer er kraftig redusert, med den største nedgangen i den sørlige delen av landet (Garmo m.fl. 2014). Utover på 1980-tallet ble det også satt i gang kalking av vassdrag i Sør-Norge.

Til tross for disse tiltakene fortsatte de negative effektene av forsuren å øke fram til 1990-tallet, noe som også gjenspeiles i naturindeksen (Figur 7.5). Tap av biologisk mangfold innen ulike grupper av planter og dyr er dokumentert; på det verste var over 15 000 fiskebestander utdødd eller skadet som følge av forsuren (Hesthagen m.fl. 1999), 25 laksestammer var utdødd og minst 20 stammer var skadet (Hesthagen og Hansen 1991). I enkelte vassdrag var det biologiske mangfoldet av vannplanter halvert på grunn av forsuren (NOU 2009: 16). Omfanget av

forsuring har avtatt de senere årene, men selv med full effekt av internasjonale avtaler vil tålegrensene være overskredet for nær 10 % av Norges landareal i 2015 (Larssen og Høgåsen 2003; Austnes 2015). De biologiske responsene på redusert forsuren er så langt svake og variable, noe som kan ha mange årsaker (Skjelkvåle m.fl. 2003, Holmgren 2014). Kalking har imidlertid bidratt til økt mangfold av planter og dyr i mange vassdrag (Miljødirektoratet 2014b). Samlet sett er det nå en positiv utvikling i forsurenstilstanden, spesielt på Sørlandet og Vestlandet (Figur 7.5).

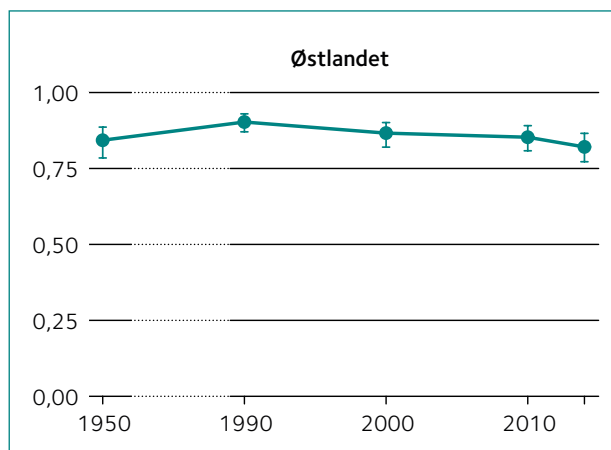
Indeksen for forsuren i ferskvann er først og fremst bestemt av indikatorene dyreplanktonsamfunn og ørret, som begge viser en positiv utvikling i de mest forsurensskadede regionene i perioden 1990–2014, og i mindre grad av forsurensindeksene for bunndyr og begroingsalger i rennende vann, som har en mer begrenset arealmessig dekning (se kapittel 7.6). Vi vurderer likevel at indeksen for forsuren gir et representativt bilde at endringer i forsurenstilstanden i Norge. Mer overvåkingsdata, spesielt på indikatorer for arter som lever i rennende vann (bunndyr og begroingsalger), er imidlertid nødvendig for å sikre at indeksen også gir et representativt bilde av dagens forsurenstilstand, samlet og for ulike regioner.



Figur 7.5. Utvikling av indeksen for forsuren for hele landet og de enkelte regionene.

7.4 Overgjødning – økende trussel på grunn av klimaendringer?

Overgjødning, som en følge av økte tilførsler av plantenæringsstoffer, er angitt å være en av de største truslene for det biologiske mangfoldet i ferskvann i Norge (www.miljostatus.no). Dette gjelder spesielt vassdrag i lavereliggende jordbruksområder, for eksempel i sentrale deler av Østlandet, enkelte områder på Vestlandet (Jæren og Bergen), i Trøndelag og i Lofoten. Slike vassdrag har normalt et stort artsmangfold med forekomst av sjeldne og sårbare arter (Miljødirektoratet 2015). Det finnes ingen nyere oversikt over utvikling i eutrofieringstilstanden i Norge. Naturindeksen indikerer imidlertid at overgjødning synes å ha en økt negativ effekt på det biologiske mangfoldet i ferskvann på Østlandet (Figur 7.7). Indeksen er ikke beregnet for de øvrige regionene på grunn av mangelfullt datagrunnlaget. Intensivering av jordbruket med økt bruk av kunstgjødning, samt endringer i samfunnet med økt urbanisering, kan være to viktige årsaker til økt eutrofiering (Lyche Solheim m.fl. 2009). Klimaendringer kan også ha bidratt til at effektene av eutrofiering forsterkes (Skarbøvik og Haande 2012, Løvik m.fl. 2014). Økte tilførsler av næringsstoffer (gjødning) gjennom økt nedbør og erosjon og påfølgende flomepisoder (Aarrestad m.fl. 2015) vil kunne føre til økt eutrofiering av vann og vassdrag. Varmere vann og lengre vekstsesong gir også mer algevekst (Jones og Brett 2014).



Figur 7.7. Utvikling av indeksen for eutrofiering for Østlandet.



Figur 7.6. Overgjødning i ferskvann kan føre til massive algeoppblomstringer, blant annet med forekomst av giftige blågrønn bakterier. Dette påvirker det biologiske mangfoldet og gjør vannet lite egnet som drikkevann og til bading. I Akersvannet i Vestfold er det periodevis oppblomstring av store mengder planktonalger. Her er planktonhåven, som brukes for å ta planktonprøver, helt full av alger. Foto © Hilde Birkeland/NIVA.

Eutrofieringstilstanden er i stor grad bestemt av indikatoren planteplankton innsjøer, som har en negativ utvikling etter 1990, og i mindre grad av andre relevante indikatorer (eutrofieringsindeks for vannplanter i innsjøer samt begroingsalger og bunndyr i elver). Årsaken er at denne indikatoren har en arealmessig større dekning enn de øvrige indikatorene. Den arealmessige dekningen er imidlertid svært lav for alle indikatorene; spesielt etter 2010. Temaindeksen for eutrofiering er derfor lite representativ for eutrofieringstilstanden, og endringer i denne påvirkningen er vanskelig å vurdere uten bedre overvåkingsdata på relevante indikatorer. En bedre utnyttelse av data som framskaffes gjennom vannforskriftens tilstandsvurdering kan bidra til dette (se kapittel 7.6).

7.5 Truete og sårbare arter – viktig del av naturindeksen for ferskvann

Av arter knyttet til ferskvann er 6 % (147 arter) angitt som truete (CR, EN, VU) i Rødlista for 2015 (Henriksen og Hilmo 2015). Syv av disse artene er inkludert i en egen indeks for truete arter i ferskvann. Dette er arter som det i liten grad tas hensyn til i vannforskriftens tilstandsvurdering. Hovedårsaken til dette er utfordringer med å framskaffe gode overvåkingsdata for mange av disse indikatorene. Indeksen for truete arter indikerer imidlertid at tilstanden generelt er dårligere for disse (Figur 7.9) enn for de mer vanlig forekommende artene/ artsgruppene (se for eksempel Figur 7.5 og 7.7). Indeksen viser ingen signifikante endringer i perioden 1990–2014. Indeksen er ikke beregnet for 1950 på grunn av manglende data for flere av de aktuelle indikatorene. Generelle utviklingstrekk tilsier imidlertid at det skjedde en negativ utvikling for mange av de truete artene i perioden 1950–1990. Arealendringer fulgt av forsuring og overgjødning er angitt å være de viktigste negative påvirkningsfaktorene for rødlistete ferskvannsarter (Schartau m.fl. 2010). Fremmede arter og klimaendringer er vurdert å ha betydning, men på dette området er det store kunnskapsmangler.

Når endringene etter 1990 er såpass små og lite tydelige, så skyldes dette både stor usikkerhet i tilstandsvurderingen, men også at ulike indikatorer viser forskjellige utviklingstrekk.

Elvemusling har hatt en dramatisk tilbakegang i Europa siden begynnelsen av 1900-tallet (Larsen 2005). Norge har i dag over halvparten av den europeiske bestanden, men også i deler av Norge er forekomsten sterkt redusert (Artsdatabanken 2011). Tilstanden for elvemusling var dårlig på Sørlandet allerede i 1950 og ble ytterligere forverret fram mot 1990 (Dolmen og Kleiven 2004). Forringelse og ødeleggelse av leveområdene er ansett som den største trusselen for arten som ellers påvirkes negativt av en rekke miljøforhold. Forbedringer i vannkvaliteten (bl.a. kalking) har imidlertid ført til en liten, men positiv utvikling etter 1990 i enkelte vassdrag på Østlandet (Akershus og Buskerud) samt i Rogaland. I andre vassdrag har imidlertid den negative tendensen fortsatt, og samlet sett er det foreløpig ingen endring i tilstanden for elvemusling i Norge etter 1990.

Ferskvannsbestandene av oter har vist en entydig positiv utvikling etter totalfredning i 1982. Det finnes ingen data om oterens utbredelse eller tilstedeværelse i Norge i 1950, men likevel vet vi at oterbestanden var minkende før arten ble fredet. Tilbagegangen i oterbestanden gjaldt særlig sørlige deler av Norge, mens lokale bestander i Nordland og i Østerdalen i Hedmark besto (Heggberget 1996).



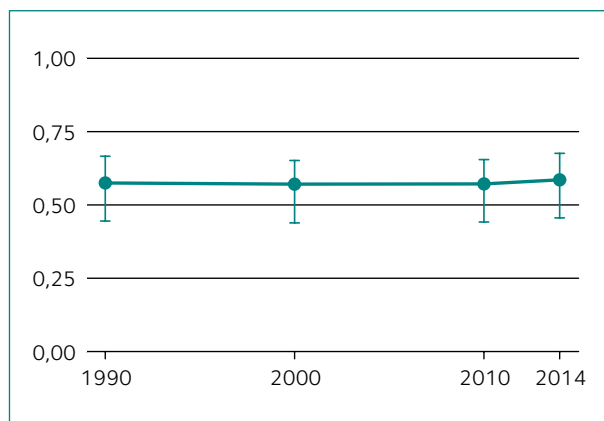
Figur 7.8. Norge har i dag en stor del av den europeiske oterbestanden. Oter i ferskvann har vist en positiv utvikling etter totalfredning i 1982, men vurderes fremdeles som sårbar (VU) i Rødlista for 2015. Foto Per Jordhøy/NINA CC BY 4.0.

Siden totalfredning i 1982 har oterbestanden spredd seg gradvis nordover og sørover fra Nordland. Norge har i dag en stor del av den europeiske oterbestanden selv om det også har vært en entydig positiv utvikling i Europa for øvrig. Drukning i fiskegarn anses i dag som den største trusselen for arten. Oters status som en sårbart art (VU) i henhold til Rødlista er uforandret fra 2010 til 2015 (Henriksen og Hilmo 2015).

Laks er ikke på Rødlista for arter og er derfor ikke inkludert i indeksen truede arter. Den er imidlertid angitt som en ansvarsart for Norge med særlig stor forvaltningsinteresse. Det er en positiv utvikling i laksens ferskvannsfase (målt som gytefisk etter gjennomført fiske). Dette skyldes kalking av forsurete vassdrag, restriksjoner i fiske og en rekke andre forvaltningstiltak. Vurderingen er imidlertid bare basert på muligheten for rekruttering av laks i elvene, med gytebestandsmålet for den enkelte elv som referanse. Tilstanden for laks i havet, og for laks samlet, er imidlertid dårlig og i negativ utvikling (målt som redusert innsig), noe som har sammenheng med en rekke forhold (Anon 2015). Det arbeides med å utvikle et system for en samlet vurdering av tilstanden for norske laksebestander basert på forslag fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning (Anon 2011).

7.6 Naturindeksen og vannforskriftens tilstandsvurdering

Flere av indikatorene brukt i naturindeksen for ferskvann (NI) er de samme som anvendes ved vurdering av økologisk tilstand av norske elver, innsjøer og kystvann etter vannforskriften (VD) (se Direktoratets gruppa Vanndirektivet 2013). For ferskvann gjelder dette følgende indikatorer: planteplankton i innsjøer, vannplanter i innsjøer, eutrofieringsindeks for henholdsvis begroingsalger og bunndyr i elver, og forsuringsindeks for henholdsvis begroingsalger og bunndyr i elver. For kystvann inngår fire slike indikatorer: arts mangfold og toleranseindeks for bløtbunnsfauna, samt algeindeks og nedre voksegrense for hardbunnsvegetasjon. Prinsippene for fastsettelse av tilstand er imidlertid noe forskjellige i de to klassifiseringssystemene, noe som har betydning for tilstandsverdiene.



Figur 7.9. Utvikling av indeksen for truede arter i ferskvann for hele Norge. Indeksen inkluderer syv av åtte truede arter i naturindeksen for ferskvann. Ål er utelatt siden den har sin hovedutbredelse i havet.

De viktigste forskjellene er:

- I NI beregnes dagens tilstand som et veid gjennomsnitt av indikatorene i henholdsvis ferskvann og kystvann. Indikatorene er skalert i forhold til verdiene de ville hatt i referansetilstanden. En NI-verdi på 0,7 innebærer at den gjennomsnittlige verdien av indikatorene er 70 % av deres verdi i referansetilstanden. I VD benyttes «verste styrer prinsippet», dvs. at samlet tilstand (for en vannforekomst) baserer seg på den indikatoren som avviker mest fra referansetilstanden. Tilstandsvurderingen i VD er altså ikke et mål på det gjennomsnittlige avviket fra indikatorenes referanseverdi, men tar utgangspunkt i den indikatoren som har dårligst tilstand.
- I både NI og VD er referanseverdien for en indikator den verdien indikatoren vil ha i et økosystem med minimal menneskelig påvirkning. Naturlig variasjon er imidlertid behandlet forskjellig i de to systemene og dermed også hvilken del av den naturlige variasjonen som referansetilstanden representerer. I VD tar man utgangspunkt i gjennomsnittlig verdi for indikatoren i referansetilstanden. I NI vurderer man at når indikatoren er over en terskelverdi, så reflekterer dette referansetilstanden. Dette medfører at referanseverdien i NI kan sammenliknes med grenseverdien for svært god/god tilstand i VD. De to systemene benytter dermed ulike skalaer for tilstand. Det betyr at en gitt verdi, f.eks. 0,7, ikke representerer samme tilstand i de to systemene. Dersom prinsippene for fastsettelse av tilstand i NI og VD var identiske på alle områder med unntak av fastsettelse av referanseverdien, ville en NI-verdi på 0,7 tilsvare en

verdi på 0,5 i VD. Det er imidlertid flere forhold som skiller de to metodene, og de to tilstandskalene kan derfor ikke sammenliknes direkte.

- NI inkluderer langt flere biologiske indikatorer enn det som benyttes i den økologiske tilstandsvurderingen i VD, blant annet inkluderer NI flere taksonomiske grupper, som fugl og pattedyr, og inkluderer også truede arter. På den andre siden benyttes også informasjon om vannkjemiske og hydromorfologiske forhold i VDs tilstandsvurdering, noe som ikke gjøres i NI.

I tillegg er kriteriene for utvalg av data ulike i de to klassifiseringssystemene. Den økologiske tilstandsvurderingen i VD gjøres for alle vannforekomster av en gitt størrelse, der interessen knytter seg til forvaltning av hver enkelt vannforekomst. Naturindeksen skal først og fremst gi et overblikk over tilstand og utvikling for det biologiske mangfoldet i henholdsvis ferskvann og kystvann. For flere av de aktuelle indikatorene som inngår i naturindeksen, spesielt for ferskvann, er det i hovedsak lagt inn data som representerer lange tidsserier (1950–2014) (jf. Pedersen og Nybø 2015). Konsekvensen er at viktige indikatorer som inngår i VDs tilstandsvurdering, er sterkt underrepresenterte i datagrunnlaget for NI. Nærmere bestemt er de kun dokumentert for et fåtall kommuner, dvs. at den arealmessige dekningen er svært lav. Dermed får disse indikatorene svært liten innflytelse på naturindeksen generelt og indeksene for forsuring og eutrofiering spesielt. For kystvann er den arealmessige dekningen av VD-indikatorer i NI generelt god. I tillegg er samtlige av disse indikatorene klassifisert som nøkkelindikatorer i NI og vil antageligvis ha relativt stor innflytelse på den samlede naturindeksen. Miljødirektoratet arbeider med en framtidig samordning av datagrunnlaget for naturindeksen for ferskvann og kystvann og vannforskriftens tilstandsvurdering.

7.7 Framtidsperspektiver for ferskvann

Selv om ytterligere forbedringer i forsuringssituasjonen kan forventes, synes den positive utviklingen å flate ut. Dette skyldes først og fremst at de mest effektive tiltakene mot forsuring allerede er gjennomført (www.miljostatus.no), men også at samvirke med andre miljøfaktorer forsinker/forhindrer ytterligere

forbedring. Langvarig forsuring har blant annet ført til reduserte nivåer av kalsium og andre salter i ferskvann, noe som antas å ha en negativ effekt på den biologiske gjenhenting (Cairns og Yan 2009). Klimaendringer antas å kunne føre til økt eutrofiering av innsjøer og vassdrag blant annet som en følge av økte tilførsler av næringsstoffer gjennom økt nedbør og erosjon (Aarrestad m.fl. 2015), økt temperatur og lengre vekstsesong (Jones og Brett 2014). Det forventes ingen store nye vassdragsreguleringer, men nye mindre reguleringer og utvidelse av eksisterende, samt flomforbygging som tiltak mot framtidig økt nedbør, vil kunne føre til ytterligere forringelse av ferskvannshabitater. Også arealendringer som en følge av veiutbygging og annen infrastruktur (jf. Monsrud 2009; Meld.St. 25, 2014–2015) forventes å føre til økt press på det biologiske mangfoldet i ferskvann.

KUNNSKAPSBEHOV

- Vi trenger generelt bedre kunnskap om referansetilstanden og naturlig tilstandsvariasjon for ulike ferskvannsforekomster for mer presist å bedømme omfanget av endringer som skyldes menneskelig påvirkning.
- Effekter av klimaendringer inkludert klimatilpasningstiltak vil bli viktigere i framtiden og krever bedre kunnskap, så vel som bedre indikatorer som er følsomme for klimaendringer.
- I tillegg trengs bedre indikatorer som er følsomme for fysiske inngrep i ferskvann, samt overvåking som bedre fanger opp effekter av vassdragsreguleringer.
- Vi trenger også bedre kunnskap om spredning av fremmede arter til ferskvann og effektene av dette.
- Det er behov for å utvikle en indikator som gir et samlet bilde av tilstanden for laks.
- Eksisterende overvåkingsdata og annen informasjon knyttet til vannforskriften må kunne utnyttes i naturindeksen på en arealrepresentativ måte.

8 Våtmark

Jarle W. Bjerke, Olav Skarpaas og Børre K. Dervo
Norsk institutt for naturforskning

Naturindeksen viser at våtmark har hatt en jevn og svak nedgang siden 1990. Alle regioner viser samme trend, men årsakene til nedgangen varierer noe mellom regionene. Mange indikatorer, for eksempel karplanter, amfibier, fugler og naturtypen atlantisk høgmyr, er primært påvirket av menneskelige inngrep. Naturtypen palsmyr viser klare negativ respons på et varmere og fuktigere klima. Småsalamander og storsalamander viser derimot positiv respons på de samme klimaendringene siden 2010. Vi anser vern og restaurering av våtmarksarealer og avbøtende tiltak ved arealbruk som viktigst for å kunne stanse eller reversere den negative utviklingen av våtmarkene i Norge.

8.1 Våtmarker under press

Norge er i en særstilling – få andre land har så stor andel av sitt landareal dekket av våtmark. Våtmark kjennetegnes av mark som er vannmettet permanent eller periodisk, noe som krever spesielle vanntilpasninger hos de organismene som lever der. Våtmark inkluderer en lang rekke naturtyper fra

havnivå til fjell. Myr utgjør det største arealet, men kilder, sig, fosseenger og flommark (sump, vannkant, elvevører) er andre eksempler på våtmark. I Natur i Norge 2.0 er våtmark avgrenset til myr, sump og kilder (Halvorsen m.fl. 2015). Grensa mot de andre hovedøkosystemene er glidende, noe som betyr at flere av våtmarksindikatorene også finnes i andre hovedøkosystemer. Naturindeksen inkluderer 33 våtmarksindikatorer. Fugl utgjør den største gruppen med 13 indikatorer. Naturtypene atlantisk høgmyr (Figur 8.1) og palsmyr er nøkkelindikatorer.

Menneskelige inngrep er den faktoren som har ført til størst belastning på våtmark. Omgjøring av myrer til jordbruks- eller skogbruksland har en lang historie, og tørrleggingen var spesielt stor i etterkrigstida fram til 1990. I enkelte intensivt drevne jordbruksområder er det kun fragmenter igjen av de opprinnelige myrene. Aktiviteter som ble betydelig redusert utover 1900-tallet, er torvskjæring og bruk av våtmark til utmarksbeite og slått (Bjerke m.fl. 2010). Opphør av beite og slått kan være negativt for en rekke arter som foretrekker lysåpne voksesteder. Uttak av torv til strø (Figur 8.1) og omlegging av våtmarker til golfbaner er to typer inngrep som har skutt fart de siste tiårene. Det er økende press på bynære våtmarksområder for bruk til infrastruktur og boligbygging. Også våtmarker lenger unna folketette områder er utsatte for menneskelige inngrep. Anlegg av skogsveger og motorisert ferdsel utenom etablerte traseer legger press på slike våtmarker (Bjerke m.fl. 2010, Tømmervik m.fl. 2012b).



Figur 8.1. Atlantisk høgmyrskompleks på Andøya, Nordland. Hvelvingen av høgmyrer er generelt vanskelig å se på landskapsbilder. Brun linje og haug til høyre på bildet er torvindustriens areal på Andøya. I bakgrunnen ses Andfjorden og fjellene på Senja. Foto © Jarle W. Bjerke (foto 2011, bearbeidet 15.9.15).

Forurensing har også hatt innvirkning på norske våtmarker. Sur nedbør er nedfall av svovel- og nitrogenforbindelser som kan føre til forsuring og næringsanrikning av vann og jordsmonn (Hole og Tørseth 2002). Slik forurensing er mest kjent som en påvirkningsfaktor i ferskvann, men har også innvirkning på tilstøtende våtmarksområder. Arealer med sterk belastning fra sur nedbør er blitt betydelig redusert de siste 35 årene som følge av reduksjon i utslippene fra Europa (Schartau m.fl. 2012).

Pågående klimaendringer gir ulik påvirkning på våtmark. Norge er inne i en fase med økte nedbørsmengder, noe som trolig gir bedre livsbetingelser for de fleste våtmarksartene (Aarrestad m.fl. 2015). På sikt kan dette gi økt utbredelse av flere våtmarksnaturtyper. Ekstremvær med alvorlig flom eller tørke kan imidlertid påvirke våtmarker negativt, enten ved total utvasking av flommarker eller ved senkning av grunnvannstanden. Økte temperaturer i kombinasjon med økt nedbør kan virke positivt, særlig i fjellområder hvor dagens grunnlag for torvdannelse er begrenset. Én indikator er imidlertid svært negativt påvirket av det varmere klimaet, nemlig palsmyr. Denne omtales nærmere under.

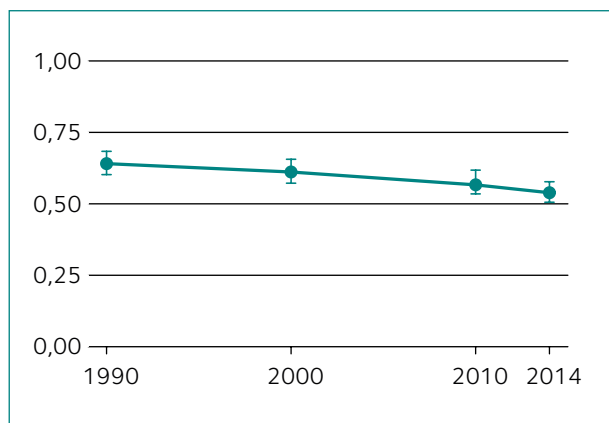
8.2 Naturindeksens tilstand og utvikling for våtmark

Tilstanden for våtmark i Norge har hatt en jevn, svak nedadgående utvikling fra 1990 til 2014 (Figur 8.2). Alle regionene viser en tilsvarende nedgang og har i 2014 indeksverdier mellom 0,5 og 0,6 (Figur 8.3). Usikkerhetsintervallene er små og av jevn størrelse. Dette kommer av at tilstandsutviklingen for de fleste indikatorene er nokså lik, uavhengig av organismegruppe og geografisk tilhørighet. At ikke Østlandet og Sørlandet kommer vesentlig dårligere ut enn andre regioner, kan skyldes at nøkkelindikatorene atlantisk høgmyr og palsmyr finnes i andre regioner og dominerer samlet naturindeksverdi. Noen få indikatorer viser sterkere nedgang i enkelte regioner, men hovedtrekket er at indikatorene har en relativt beskjeden nedgang. Karplantene står som et godt eksempel på indikatorer med jevn, slak nedgang (se kapittel 8.3). Noen indikatorer viser også positive

DATAGRUNNLAG OG USIKKERHET

- Det er 33 indikatorer for våtmark, herav er 3 nøkkelindikatorer. Indikatorverdiene er basert på overvåkingsdata (22 %), modellbaserte estimer (24 %) og ekspertvurderinger (54 %). 48 % av indikatorene for våtmark har verdier for mindre enn 50 % av kommuner med våtmark. Vedlegg 2 lister opp alle indikatorene.
- Referanseverdiene for indikatorene er basert på beste faglige kunnskap for hver indikator, gitt naturlig økosystemdynamikk med minimal menneskelig påvirkning. Kunnskap om og data fra gjenværende intakte våtmarker brukes som grunnlag for å sette referanseverdier.
- Indikatorverdier for våtmark er i noen grad basert på overvåking av blant annet fugl (i overvåkingsprogrammet TOV-E) og palsmyr. Modellerte verdier for planter og amfibier er dels basert på data fra spesifikke forskningsprosjekter og bestandsovervåking og dels på bredere artskartlegging rapportert i Artskart.
- Det relativt lave antallet indikatorer basert på overvåkingsdata, indikerer en viss usikkerhet knyttet til trendene for våtmark. Indikatorene viser imidlertid nokså lik trend uavhengig av type datagrunnlag, noe som gir liten usikkerhet i de estimerte indeksverdiene. Det er en viss usikkerhet knyttet til den geografiske dekningen. Våtmark i høyereliggende strøk, kilder, elvører og fosseenger er våtmarkstyper som er mangelfullt dekket. Det er dermed usikkert om presenterte trender er like representative for disse våtmarkstypene.

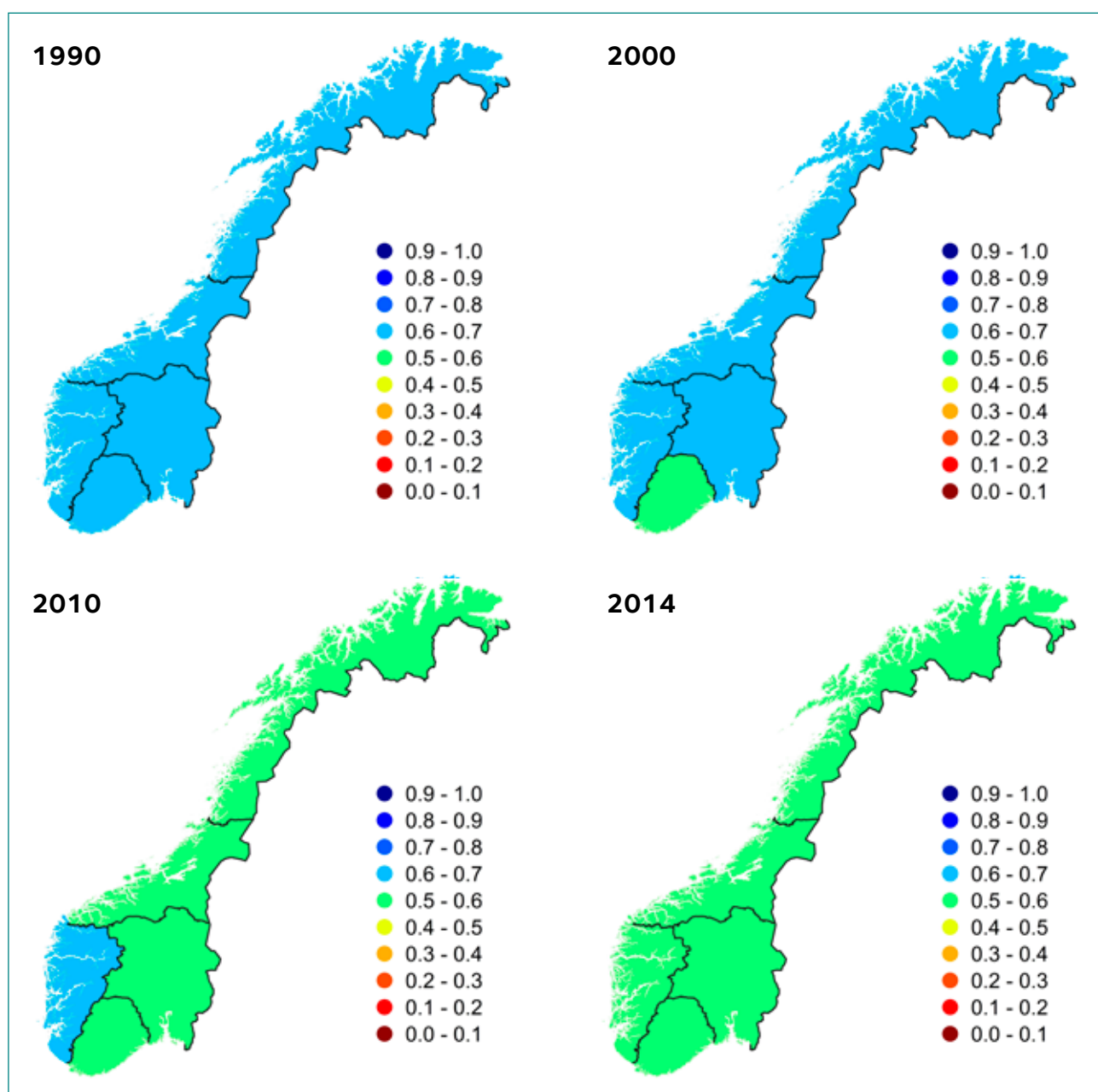
utviklingstrekk. Dette gjelder spesielt de tre amfibieartene i naturindeksen (se kapittel 8.4).



Figur 8.2. Utvikling av naturindeksen for våtmark i Norge.

8.3 Planter viser vei

Karplantene i naturindeksen for våtmark forekommer i flere ulike våtmarkstyper og er til sammen utsatt for hele spekteret av påvirkninger. De vil dermed kunne gi et inntrykk av hva som samlet sett utgjør de viktigste utviklingstrendene for våtmarksvegetasjon i Norge. Indikatorartene er myrteleg, sennegrass, sveltstarr, engmarihand, hvitmyrak, brunmyrak, smalsoldogg og dikesoldogg (Figur 8.4). Tilstanden for karplanteindikatorene er beregnet fra observasjoner samlet inn gjennom lang tid, registrert i naturhistoriske museer og digitale databaser, og organisert og



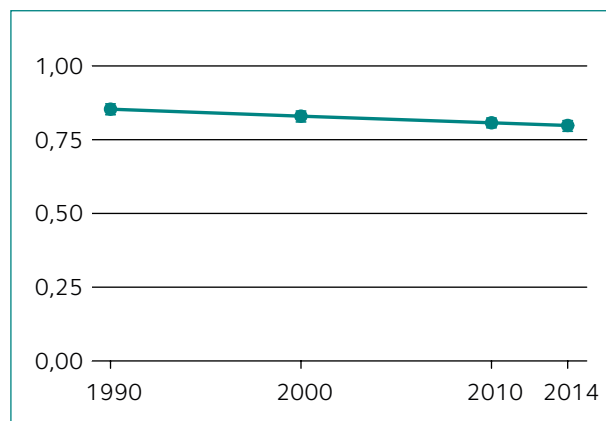
Figur 8.3. Utvikling av naturindeksen for våtmark for de enkelte regionene.

tilgjengeliggjort gjennom Artskart. For å beregne tilstanden har vi brukt statistiske modeller som korrigerer for tidsmessig og geografisk variasjon i observasjonsinnsats. For disse indikatorene er referanseverdiene knyttet til tilstanden i år 1900. Datagrunnlaget er best i nyere tid, så vi konsentrerer oss her om de siste tiårene.

Fra 1990 til i dag viser indeksen for karplanter i våtmark en jevn, svakt nedadgående trend (Figur 8.5). Usikkerheten i denne nasjonale trenden er lav (sammenliknet med f.eks. amfibier), noe som skyldes både lav usikkerhet i modellestimater for nedgangen til hver enkelt art og liten variasjon i trend mellom artene. Den eneste arten som ikke viser nedgang nasjonalt fra 1990 til 2014, er myrtelg, en nokså sjelden og rødlistet art med en begrenset utbredelse i Sørøst-Norge.



Figur 8.4. Smalsoldogg er en av våtmarksplantene som inngår i naturindeksen. Foto © Børre K. Dervo

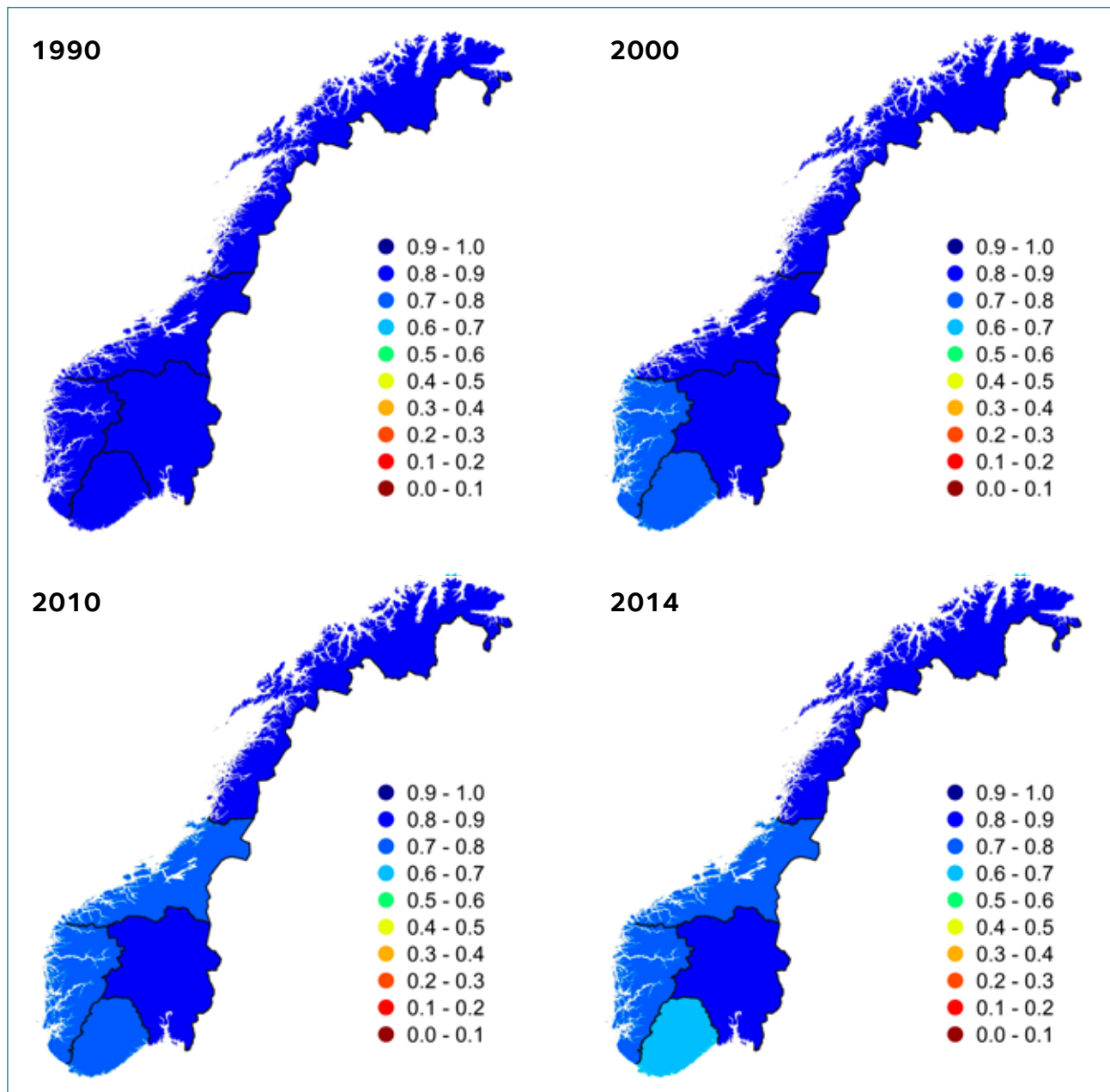


Figur 8.5. Utvikling av indeksen for karplantene i våtmark for hele Norge.

Geografisk er det noe variasjon i tilstand og utvikling for karplanter i våtmark (Figur 8.6). Samlet sett er nedgangen sterkest på Sørlandet, Vestlandet og i Midt-Norge. På Sørlandet har soldogg- og myrakartene hatt størst tilbakegang, og på Vestlandet er det dikesoldogg og hvitmyrak som har gått mest tilbake. Hvitmyrak og sennegrass har også gått en del tilbake i Midt-Norge. På landsbasis er det sennegrass som bidrar mest til nedgangen i indeksen for karplanter, men de fleste artene har gått noe tilbake i flere regioner.

Det at den nedadgående trenden for karplanteindeksen er såpass jevn i tid, med liten usikkerhet og moderat geografisk variasjon, tyder på at vi har å gjøre med prosesser som rammer store arealer og ulike typer våtmark. At trenden er langsom, antyder at artene ikke har vært utsatt for dramatiske påvirkninger de siste tiårene, men at vi har å gjøre med langtidseffekter av påvirkninger på stor skala.

Den viktigste forklaringen på trenden for karplanter er antakelig sene effekter av tidligere tiders påvirkninger: karplantensamfunn tilknyttet våtmark har trolig fortsatt en utdøingsgjeld etter betydelig sur nedbør (som særlig rammer nedbørsmyrer og fattigmyrer) og omfattende arealbruksendringer gjennom mye av 1900-tallet. Nitrogenedfallet var størst langs kysten på Sør- og Vestlandet (Hole og Tørset 2002). Tørrlegging av myrer pågikk i stor skala fra 1920-tallet til begynnelsen av 1990-tallet, hvor andelen av berørte våtmarksarealer var størst på Vestlandet, etterfulgt av Midt-Norge og Sørlandet



Figur 8.6. Utvikling av indeksen for karplantene i våtmark for de enkelte regionene.

(Bjerke m.fl. 2010). Samlet sett var altså påvirkningen fra nitrogennedfall og arealbruksendringer størst i nedbørrike områder der vi ser den største nedgangen i indikatorartene de siste tiårene (Figur 8.6). Klimaendringer har derfor trolig ikke bidratt i særlig grad til tilstandsreduksjonen for karplanter.

Utdøingsgjeld innebærer at arter lokalt kan stå igjen lenge etter en negativ påvirkning (her arealbruksendring eller gjødsling), men etter hvert

langsomt dør ut fordi betingelsene for bestandsvekst ikke lenger er til stede (Kuussaari m.fl. 2009). I en slik prosess blir den absolutte endringen gjerne mindre jo lavere tilstandsverdien for indikatoren er. For myrteleg, som allerede i 1990 var nokså sjelden, er trenden ikke observerbar med våre data, men for sennegrass, som fortsatt er en svært utbredt art, er den negative trenden tydelig. Nedgangen i sennegrass bidrar dermed også mye til nedgangen i den samlede naturindeksen for våtmark i perioden 1990–2014.

8.4 Positiv vending for amfibiene?

Seks amfibiearter forekommer naturlig i norsk fauna: storsalamander, småsalamander, buttsnutefrosk, spissnutefrosk, nordpadde og damfrosk. De tre første artene inngår i Naturindeksen. Storsalamander (Figur 8.7) forekommer i tre atskilte områder, Midt-Norge, Sørvest-Norge og Sørøst-Norge. Småsalamander er kjent fra alle fylkene langs kysten nord til Nordland (Vefsn), bortsett fra på strekningen Hordaland til Sunnmøre. Buttsnutefrosk finnes over hele landet opp til 1350 meter over havet, med unntak av en del øyer. De tre amfibieartene legger egg i vann hvor larvene lever fram til de om høsten går på land. Som voksne tilbringer de mesteparten av livet på land, der de fleste individene også overvintrer. Derfor er amfibiene avhengige av miljøet både i vann og på land, inkludert vandringsveier mellom overvintringsplassen, ynglelokaliteten og sommerleveområdet.

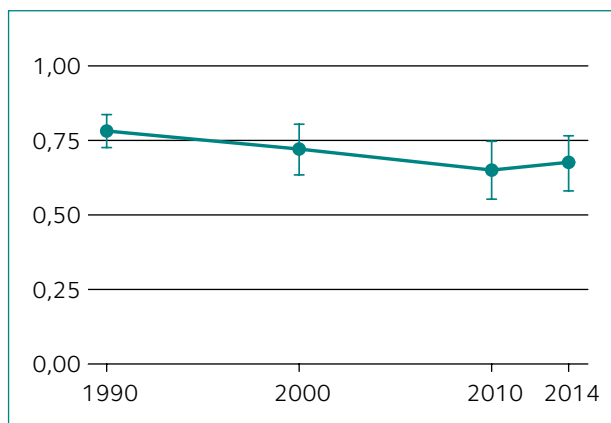
Alle disse tre artene har vært i tilbakegang siden 1950-tallet (Figur 8.8), selv om tilbakegangen i Norge ikke har vært så stor som sørover i Europa. Tap eller

forringelse av leveområdene, enten i vann eller på land, er den viktigste årsaken til tilbakegangen (Dervo m.fl. 2013). Foruten ødeleggelse av leveområdet, er sur nedbør og fiskeutsettinger de mest sannsynlige årsakene til tilbakegangen. Soppsykdommen chytridiomykose, som er en viktig årsak til en omfattende nedgang for amfibier globalt (James m.fl. 2015), er ikke blitt registrert i Norge. Sykdommen er imidlertid i spredning og er nylig blitt påvist i Danmark på buttsnutefrosk. På sikt kan dette utgjøre en stor trussel også for de norske bestandene av amfibier.

Fra og med 2010 bygger naturindeksens indikatorer for salamanderne på biologisk modellering basert på kvantitative bestandsdata og beregninger av endringer i forekomster, hvor også forekomstdata fra Artskart er inkludert. De kvantitative dataene er samlet inn gjennom den nasjonale overvåkingen av storsalamander og et datasett fra Lier kommune i Buskerud. Totalt inkluderer dette 180 ynglelokaliteter. Modelleringene viser en liten økning i antall individer av salamander for de bestandene som inngår. Høyere temperatur og mer nedbør i perioden som er undersøkt, er trolig en viktig årsak til økt rekruttering og overlevelse hos salamanderne.

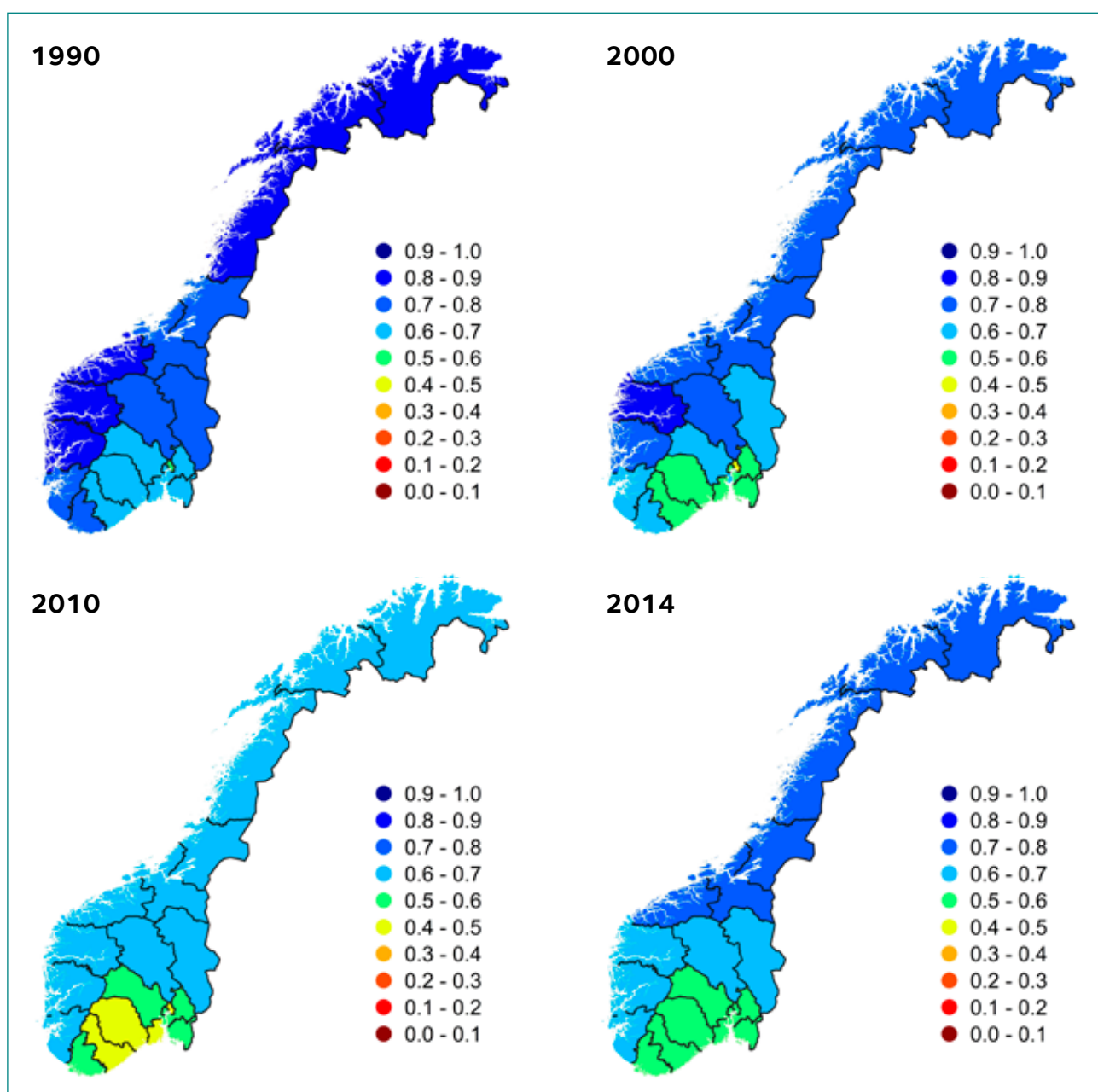


Figur 8.7. Storsalamander, en av tre amfibiearter som inngår i naturindeksen. Foto © Børre K. Dervo.



Vi mangler tilsvarende kvantitative data for buttstnutefrosk. En begrenset tidsserie fra ett område tyder på at buttstnutefrosk følger samme mønster som salamanderne. Indeksen for amfibier viser tendens til en svak økning fra 2010 til 2014 (Figur 8.8), men usikkerheten er nokså stor. Figur 8.9 viser trenden for de tre amfibieindikatorerne samlet for de enkelte fylkene i Norge fra 1990 til 2014. Tilbakegangen har vært størst for Oslo-regionen og Sørlandet, men kartene for disse regionene viser den nevnte forbedringen fra 2010 til 2014.

Figur 8.8. Utvikling av indeksen for amfibier for hele Norge.



Figur 8.9. Utvikling av indeksen for amfibier i de enkelte fylkene.

I beregningen av indikatorene for amfibier inngår også endringer i antall lokaliteter hvor arten er registrert. En omfattende kartlegging av salamandere i løpet av de siste ti årene har nesten femdoblet antall kjente lokaliteter. Basert på detaljerte studier i blant annet Lier kommune, synes det som disse nye funnene i hovedsak må tolkes som oppdagelse av eksisterende lokaliteter og i mindre grad at artene er i spredning til nye lokaliteter. Salamandernes respons på temperatur og nedbør kan imidlertid tyde på at de også utvider sitt utbredelsesområde. Det mangler imidlertid kvantitative data på andelen lokaliteter som går tapt over tid på grunn av igjenfylling, tørrlegging, gjengroing og andre menneskelige inngrep. Spesielt i kulturlandskapet er tapet av lokaliteter fortsatt stort, hovedsakelig fordi gårds- og vanningsdammer går ut av bruk eller fylles igjen og fordi ulike karpefisk settes ut i lokaliteter som har blitt restaurert (pryddammer).

Storsalamander har et tap av ynglelokaliteter på 10 % over en periode på 10 til 20 år. I skogslokalitetene går gjengroingen saktere enn for dammene i kulturlandskapet, og tapet av denne typen lokaliteter er langt lavere. I beregningen av indikatorene for amfibiene er det lagt til grunn et tap av kulturlandskapslokaliteter på 5 % per 20 år og ingen endring for skogs- og myrlokaliteter.

Tilskuddsordningene for truede arter og tilskuddsordning for tiltak i landbruket har ført til gjennomføring av en rekke skjøtselstiltak for storsalamander, noe som også de to andre artene har hatt fordel av. Restaurering av dammer, etablering av nye dammer og sikring av vandringsveier er blant de gjennomførte tiltakene. Sammen med informasjonstiltak og ulike endringer i lovverket har disse tiltakene bidratt til å redusere tilbakegangen, spesielt etter 1990-tallet. Tall fra den nasjonale overvåkingen viser imidlertid at andelen kulturlandskapslokaliteter som er restaurert med offentlige midler utgjør mindre enn 10 % av de undersøkte lokalitetene, mens det er et stort behov for restaurering av over halvparten av lokalitetene. Uten økt innsats for å hindre gjengroing, vil antall forekomster i kulturlandskapet bli redusert i årene som kommer.

8.5 Framtidsperspektiver for våtmark

Amfibiene og karplantene utgjør en tredel av våtmarksindikatorene. Årsakssammenhengene omtalt for disse indeksene for planter og amfibier, er i stor grad også gjeldende for de resterende to tredelene av indikatorsettet, samt for våtmark generelt. Tretten av de 15 fuglene i indikatorsettet viser svak til moderat nedgang fra 1990 til 2014 på landsbasis. Alle våtmarksfuglene i indikatorsettet, bortsett fra fossekall, overvintrer i Sør-Europa eller Afrika. Tilstandsutviklingen kan derfor også være påvirket av forhold utenfor Norge og Nord-Europa. Disse artene følger imidlertid samme utviklingstrend som bofaste arter, for eksempel karplantene omtalt ovenfor. Det kan tyde på at påvirkningsfaktorer på deres norske hekkeplasser spiller en rolle for deres nedadgående trender. Dette vil primært være menneskelige inngrep, men også gjengroing av vannlokaliteter.

De to nøkkelindikatorene atlantisk høgmyr og palsmyr er store bidragsytere til tilstandsreduksjonen for våtmark. Begge har en negativ tilstandsutvikling, men for atlantisk høgmyr inntraff den største tilstandsreduksjonen før 1990 på grunn av omfattende tørrlegging og omgjøring til jordbruksland (Bjerke m.fl. 2010). Høgmyrer ble i 2011 inkludert i rødlista over truede naturtyper i Norge (Moen og Øien 2011). De gjenværende høgmyrene langs kysten er under press, men et økende fokus på deres naturverdi har gjort at det tas større hensyn til høgmyrer i planprosesser.

Palsmyrer har torvhauger, kalt palser, som har en kjerne av is. Slike dannes under kalde perioder uten full utsmelting i løpet av sommeren. Trolig ble mange palsmyrer dannet under den lille istida som nådde sitt maksimum rundt 1740. Palsmyr regnes som en truet naturtype på grunn av omfattende nedsmelting i løpet av de siste 100 årene (Hofgaard og Myklebost 2014). Årsakene til nedsmeltingen er trolig økte nedbørsmengder om sommeren (som trenger ned og smelter isinsen), økte snødybder om vinteren (som isolerer og ikke slipper til kald luft), økte sommer- og vintertemperaturer, men også erosjon av eldre palser, noe som er en naturlig fase i palsenes utvikling.

Framtiden for mange typer våtmarker kan synes lys med tanke på de økte nedbørsmengdene som klimaendringene vil forårsake. Men samtidig vil våtmarker bli under stadig økende press fra ulike utbyggingsinteresser, spesielt i folketette områder. Her vil våtmark dels bli omgjort til annet areal, dels vil gjenværende våtmark få redusert tilstand. Trolig vil den klimabetingete torv- og myrdannelsen (paludifisering) bli forsøkt motarbeidet ved opprettholdelse eller etablering av dreneringskanaler i landbruksområder og nær tettsteder. Klimaendringene alene vil derfor neppe reversere den nedadgående trenden som norske våtmarker er inne i. Bevaringstiltak på stor skala er trolig viktigste middel mot den pågående nedadgående trenden. Offentlig finansierte kartlegginger av viktige forekomster, samt overvåking av disse vil måtte spille en sentral rolle i en slik prosess.

Vi anser vern og restaurering av våtmarksarealer og avbøtende tiltak ved arealbruksendringer som viktigste tiltak for tilstandsforbedring. Bekjempelse av nitrogennedfall kan bli viktig på sikt. Særlig er det viktig å ta vare på gjenværende forekomster av noenlunde intakte rike myrer i lavlandet. Forhindring av gjengroing av yngle- og hekkeplasser er et potensielt viktig tiltak for amfibier og fugl.

KUNNSKAPSBEHOV

- Det er stort behov for å øke overvåkingen av våtmark og viktige indikatorer direkte knyttet til tilstanden for våtmark.
- Alle våtmarkstyper må bli mer representativt dekket både ved egnede indikatorer og representativ geografisk overvåking.
- Fjernmåling (satellitt- og flybilder) kan brukes for å undersøke endringer i konkrete våtmarkstyper og spesifikke indikatorer bakover i tid.

9 Skog

Ken Olaf Storaunet¹ og Erik Framstad²

¹Norsk institutt for bioøkonomi,

²Norsk institutt for naturforskning

Naturindeksen for skog viser en relativt lav verdi for det biologiske mangfoldet, men også en svak økende trend siden 1990-tallet. Nøkkelindikatorer for gamle trær og død ved, samt store rovdyr og nedbrytere bidrar relativt mye til det lave tilstandsnivået, mens indikatorene for mengde død ved, hjortedyr og blåbær bidrar i stor grad til den økende trenden. Utviklingen over tid illustrerer godt at endringene og dynamikken i skogen i Norge skjer langsomt.

9.1 Skogen – viktig økosystem for naturressurser og biologisk mangfold

Skog og annet tresatt areal utgjør omtrent 44 % av Norges landareal, og andelen varierer relativt mye geografisk. Deler av dette består av ikke drivverdig fjellskog, skogkledde myrer eller annen lavproduktiv skog. Det produktive skogarealet omfatter vel 86 000 km², eller 27 % av landarealet. Siden 1920-tallet har det produktive skogarealet økt med ca. 10 %, samtidig som det stående tømmervolumet på dette arealet har økt fra omtrent 300 mill. m³ til ca. 900 mill. m³ (Tomter og Dalen 2014). Denne kraftige økningen skyldes i stor grad det aktive skogbruket, med målsetting om å etablere tette, virkesrike skogbestand som utnytter markas produksjonsevne bedre enn det tidligere tiders dimensjons- og plukkhogst gjorde.

Skogens produksjon av levende og dødt trevirke, samt den store variasjonen i lokale miljøforhold og utvikling etter forstyrrelser som skogbrann og stormfelling har skapt livsmuligheter for et stort antall arter. Det anslås at ca. 60 % av Norges anslagsvis 40 000 kjente arter er knyttet til skog, og på rødlista

er omtrent 50 % av de truede og nær truede artene skoglevende (Henriksen og Hilmo 2015). For mange av disse artene er skogbruk vurdert som den viktigste påvirkningsfaktoren. I dagens norske skoger drives skogbruk i hovedsak etter bestandsskogbrukets modell med åpne hogstformer (flatehogst og frøtrestillingshogst).

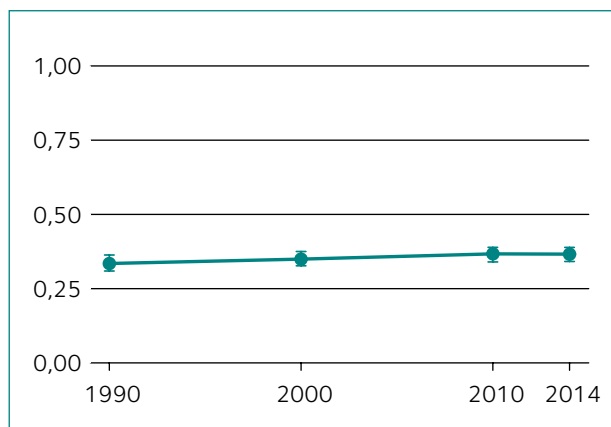
I naturindeksen for skog er referansetilstanden, altså det en sammenlikner dagens skogtilstand med, definert som naturnær skog med liten grad av menneskelige inngrep, der de naturlige forstyrrelsesprosessene (f.eks. skogbrann, vindfelling, insektutbrudd) med påfølgende suksjonsstadier er tilstede på alt skogareal (Pedersen og Nybø 2015). En slik tilstand har vi ikke hatt i skogene i Norge på mange hundre år, siden skogen og utmarka har vært utnyttet av mennesker i lange tider. Det finnes imidlertid mindre områder med naturnær skog, i enkelte verneområder og andre vanskelig tilgjengelige områder. Data fra Landsskogtakseringen fra slike arealer er brukt som del av grunnlaget for å vurdere referansetilstanden for skog (Nilsen m.fl. 2010). Skogbruk regnes som den viktigste menneskeskapte påvirkningen i dagens skoger, i tillegg til bygging av veier, kraftledninger og bygninger, samt økt tilførsel av nitrogen og endringer i klimaet.

9.2 Naturindeksens tilstand og utvikling for skog

Naturindeksen for skog i Norge viser jevnt over lave til middels verdier, med en tilstandsverdi i 2014 på 0,37 (Figur 9.1). Dette er lavere enn for de andre hovedøkosystemene i naturindeksen. Seks indikatorer er regnet som nøkkelindikatorer fordi de har en viktig funksjon i skogen eller representerer mange arter. Til sammen er disse vektet 50 % i naturindeksen for skog. Flere av nøkkelindikatorene bidrar i stor grad til at naturindeksen for skog har lav verdi, særlig eldre lausuksesjon (tilstandsverdi i 2014 på 0,11), gamle trær (0,06), stående død ved (0,26) og liggende død ved (0,21). Blåbær (0,61) og smågnagere (0,52) bidrar til en høyere indeksverdi.

DATAGRUNNLAG OG USIKKERHET

- Det er hele 87 indikatorer for skog, herav er 6 nøkkelindikatorer. Indikatorverdiene er basert på overvåkingsdata (44 %), modellbaserte estimer (18 %) og ekspertvurderinger (38 %). 31 % av indikatorene for skog har verdier for mindre enn 50 % av kommuner med skog. Vedlegg 2 lister opp alle indikatorene.
- Referanseverdiene for indikatorene er basert på beste faglige kunnskap for hver indikator, gitt naturlig økosystemdynamikk med minimal menneskelig påvirkning. Kunnskap om og data fra gjenværende noenlunde intakte skogområder brukes som grunnlag for å sette referanseverdier for en del indikatorer. Ellers angis referanseverdier basert på kunnskap om skogøkosystemenes naturlige prosesser og indikatorenes rolle i disse.
- Indikatorverdier for skog er dels basert på arealrepresentativ overvåking av sentrale skogindikatorer i regi av Landsskogtakseringen og av fugl (i overvåkingsprogrammet TOV-E), samt nasjonale overvåkingsprogrammer for store rovdyr og hjortevilt. Andre indikatorer er basert på overvåking i utvalgte områder med begrenset representativitet (blant annet TOV og overvåking av humler og dagsommerfugler). Modellerte verdier og ekspertvurderinger er blant annet basert på data fra andre forsknings- og overvåkingsprosjekter og bredere artskartlegging rapportert i Artskart. Vurderinger av bestandsutvikling for rødlistearter er også relevant for noen indikatorer.
- For indikatorer som ikke er basert på representativ overvåking, er det usikkerhet knyttet til i hvilken grad resultater fra utvalgte forsknings- og overvåkingslokaliteter kan ekstrapoleres til andre områder. Dette gjelder spesielt for indikatorer fra mindre kjente artsgrupper som virvelløse dyr, moser, lav og sopp.

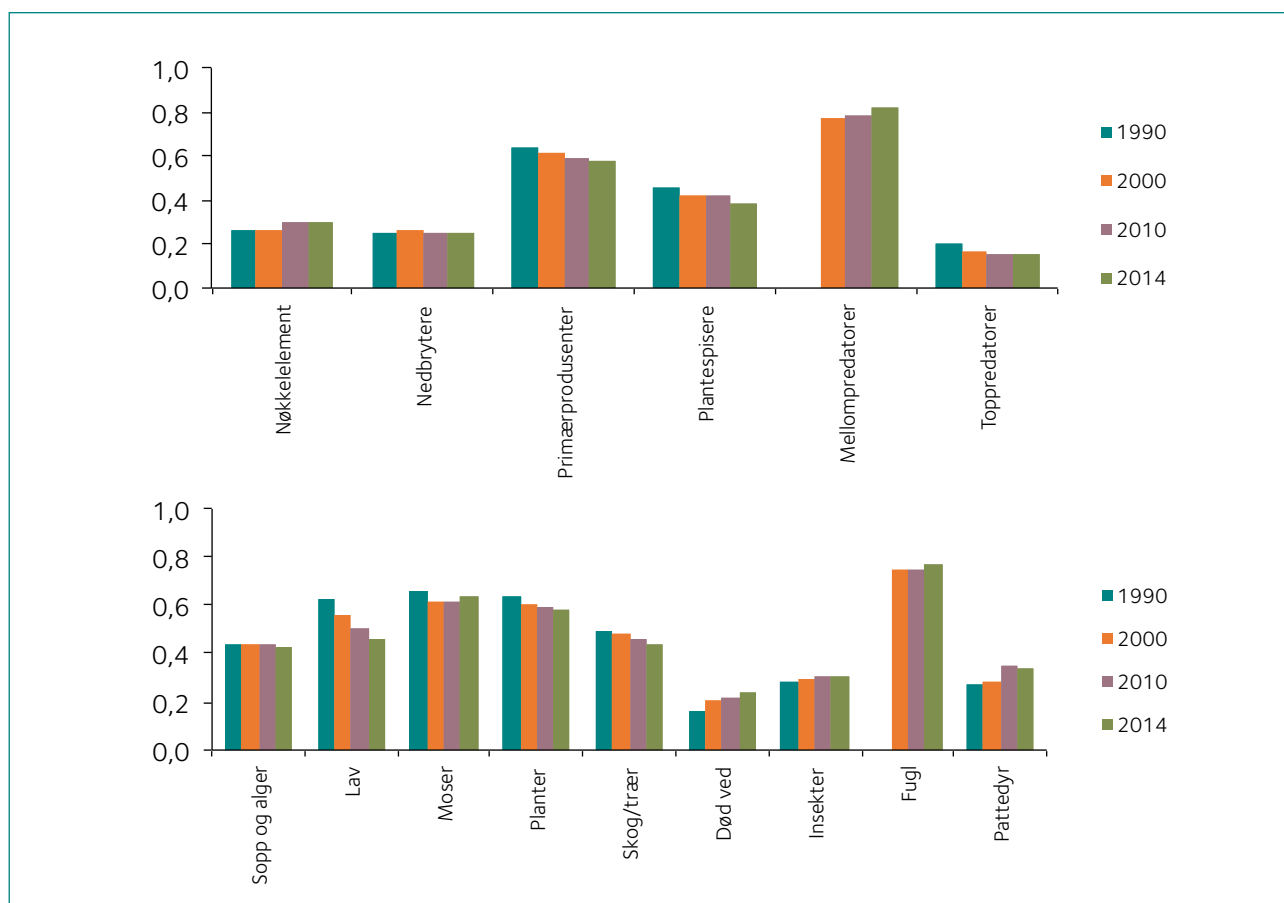


Figur 9.1. Utvikling av naturindeksen for skog i Norge.

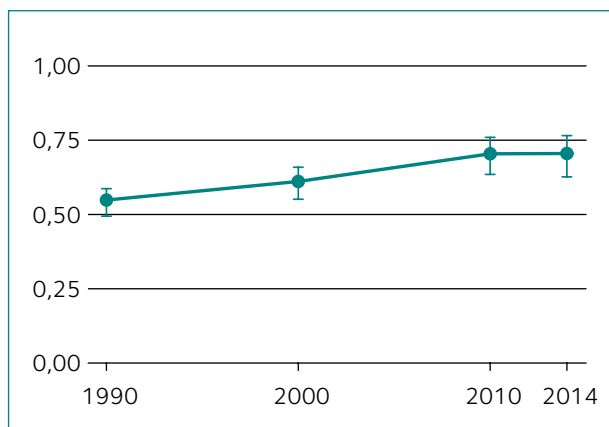
De øvrige 81 indikatorene er fordelt på såkalte funksjonelle grupper, dvs. ulike planter, sopp og dyr inndelt etter trofisk nivå i næringskjeden (se Kapittel 2). Hver av disse gruppene er vektet like mye. Her bidrar toppredatorene og nedbryterne til en lavere

indeksverdi, mens plantene og mellompredatorene bidrar til en høyere indeksverdi i 2014 (Figur 9.2a). I tillegg til død ved er det artsgruppene insekter og pattedyr som har lavest gjennomsnittlig naturindeksverdi (Figur 9.2b). Blant pattedyrene trekker i særdeleshet de store rovdyrene (bjørn, gaupe, jerv, ulv) tilstanden ned. Dersom en beregner naturindeksen for skog uten de store rovdyrene, ville tilstandsverdiene vært ca. 0,05 høyere enn Figur 9.1 viser. Hjortedyrene (elg, hjort og rådyr) har relativt høye verdier (Figur 9.3), men med en del regionale forskjeller. Moser og planter ligger også relativt høyt med verdier på ca. 0,6. Lav-indikatorene har relativt stor nedgang fra 1990 til 2014, men de bidrar likevel ikke så mye til verdien av naturindeksen for hele Norge siden de har begrenset utbredelse.

Fra 1990 til 2014 har indeksverdien for Norge økt med ca. 9 % (fra 0,33 til 0,37). Det er særlig økningen i mengde død ved som bidrar til økning i indeksverdien



Figur 9.2. Gjennomsnittlig naturindeksverdi for indikatorene i skog fra 1990 til 2014, fordelt på funksjonelle grupper (a) og taksonomiske grupper (b). Det er inndelingen i den øverste delfiguren som danner grunnlag for beregning av samlet naturindeksverdi, der nøkkelindikatorene (lengst til venstre) teller 50 %.



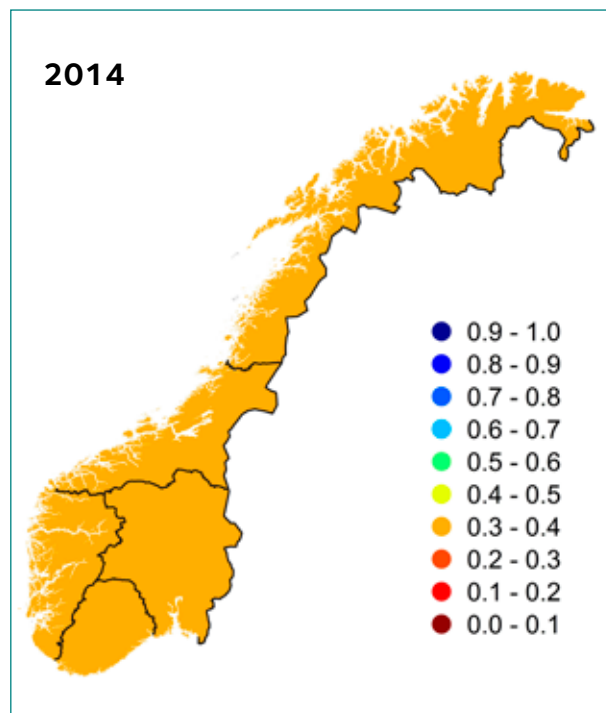
Figur 9.3. Utvikling av samlet indeks for hjortedyrene (indikatorne elg, hjort og rådyr) i hele landet.

i tillegg til hjortedyrene (Figur 9.3). Hønsefuglene, hønsehauk og fjellvåk bidrar mest til å trekke verdien ned.

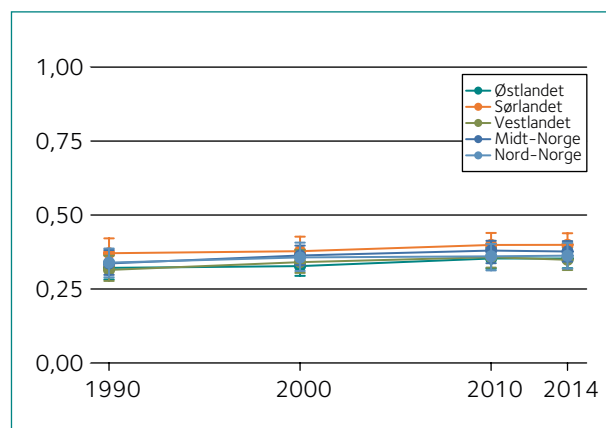
Det er liten variasjon mellom de ulike landsdelene for naturindeksen i skog (Figur 9.4), men Sørlandet ligger noe høyere på grunn av høyere verdier for nøkkelindikatorne, mens Østlandet og Vestlandet ligger noe lavere enn gjennomsnittet for Norge. Det siste skyldes et noe lavere nivå for nøkkelindikatorne for Østlandet, mens det er plantespisere (bl.a. elg og hønsefuglene) og gaupa som trekker tilstanden noe ned for Vestlandet. Mellom 1990 og 2014 er trenden svakt stigende for alle landsdelene, selv om utviklingen varierer noe (Figur 9.5). Midt-Norge har hatt den største økningen (12 %), mens Sørlandet og Nord-Norge har hatt minst økning (ca. 7 %).

9.3 Naturskog, gamle trær, død ved og skogbruk

For skogen er referansetilstanden i naturindeksen definert som naturnær skog med liten grad av menneskelig påvirkning, der de naturlige forstyrrelsesprosessene med påfølgende suksessjonsstadier dominerer hele skogarealet. I Norge har skogen og utmarka vært nyttet av mennesker i århundrer. Trolig ikke siden 1500-tallet har naturskog dominert skoglandskapene i Norge. Svartedauden halverte folketallet i Norge, og påfølgende pestutbrudd og epidemier holdt folketallet nede i omtrent 200 år. I denne perioden kan en se for seg at arealene i stor grad



Figur 9.4. Naturindeks for skog i Norge i 2014. Det er liten variasjon mellom regionene og kun en svak endring over tid, slik at kartene for 1990, 2000 og 2010 ser likedan ut.



Figur 9.5. Utvikling av naturindeksen for skog i ulike landsdeler.

ble formet av naturlige prosesser. Utover 1500- og 1600-tallet fikk hogst av skogene et omfang som etter hvert påvirket skoglandskapet i større skala. Aktiviteten hadde sin årsak i befolkningsøkning, ny teknologi (oppgangssaga) og oppbygging av skogbruket som en viktig eksportnæring (Tveite 1964, Fryjordet 1992). I tillegg kom utbygging av berg- og jernverksdrift på 1600-tallet. Skogbrann ble i en periode mye nyttet for bråtebrenning og til bedring av utmarksbeitet. Dette ble forbudt på 1600-tallet, siden tømmeret etter hvert fikk større verdi (Storaunet m.fl. 2013). Det var først

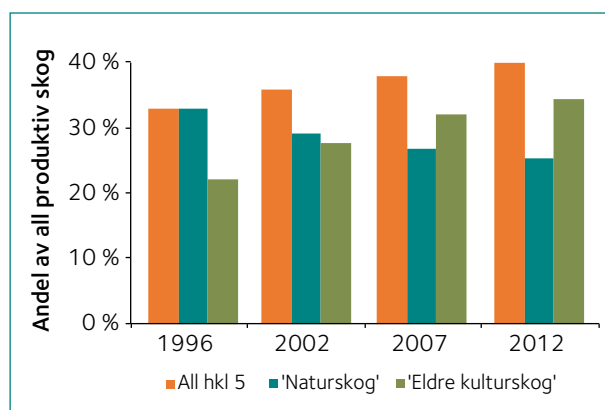
og fremst større dimensjoner som ble hogd. Utover på 1800-tallet ble dimensjonskravet til trær som skulle avvirknes mindre og mindre, trolig fordi tilgangen på de største dimensjonene ble lavere. På begynnelsen av 1900-tallet var skogene såpass uthogde og glisne at det skapte en viss bekymring. Som svar på dette ble Landsskogtakseringen etablert i 1919.

Når en over tid avvirker de største dimensjonene, reduseres naturlig nok også tilførselen av gamle trær og dødt virke i skoglandskapet. Det er mye som tyder på at vi rundt 1900 nådde et historisk minimum både i totalt stående volum (Rolstad m.fl. 2002) og i mengde dødt virke i skogen (Rolstad og Storaunet 2015). Gjennom 1900-tallet skjedde det store endringer i driftsformen i skogbruket, fra de tidligere tiders dimensjons- og plukkhogst til bestandsskogbruk med flatehogst og etterfølgende planting og skogskjøtsel. Siden første Landsskogtakst i 1925 til i dag har volumet av levende trær økt fra omtrent 300 til 900 mill. m³ (Tomter og Dalen 2014), mens volumet av døde trær har økt fra anslagsvis 20 til drøyt 80 mill. m³ (Storaunet og Rolstad 2015).

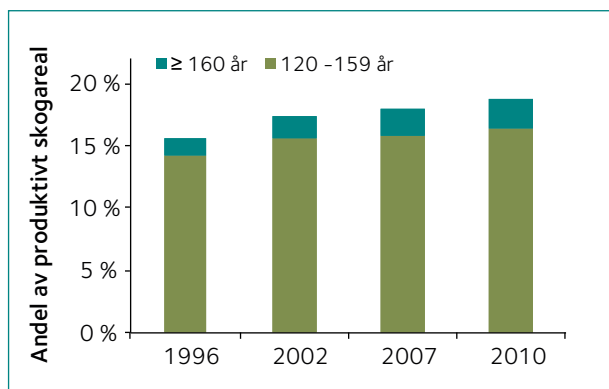
Endringen til bestandsskogbruket skjedde relativt brått på 1950-tallet. Dette innebærer at vesentlige deler av skogen som Landsskogtakseringen registrerte som hogstmoden (hogstklasse 5) midt på 1990-tallet, er naturlig forynget, tidligere plukkhogd skog som aldri er blitt flatehogd. Når slik skog har stått lenge nok, får en selvtytning og naturlig dødelighet slik at det dannes dødt virke, og etter hvert utvikles naturskogsstruktur. I 1996 var 33 % av det produktive skogarealet slik hogstmoden skog, definert som naturskog av Storaunet og Rolstad (2015). Deler av dette er senere blitt avvirket slik at i dag er andelen 25 % (Figur 9.6). Når en definerer naturskog på denne måten, vil arealet fortsette å avta i årene framover på grunn av avvirkning. Spørsmålet er hvor raskt reduksjonen vil gå. Dersom avvirkningen foregår med samme prosentvise rate som mellom 1996 og 2012, vil det meste av denne naturskogen (bortsett fra 10–15 % i verneområder, nøkkelbiotoper og utilgjengelig areal) være hogd om 50–60 år (Storaunet og Rolstad 2015). I dag har slik naturskog 60–70 % mer død ved enn annen eldre skog, men det er likevel mindre enn halvparten av hva det ville vært i naturskogslandskapet. Dette er naturlig nok årsaken til at død ved-indikatorene får lave verdier i naturindeksen. Siden midt på 1990-tallet har det vært

en økning i mengde død ved i den produktive skogen i Norge på 45 % (Storaunet og Rolstad 2015), noe som også gjenspeiles i nøkkelindikatorene for mengde død ved som øker markert i alle regioner. Indikatorene for arealandel med død ved (etter registrering av livsmiljøer, MiS, i Landsskogtakseringen) viser imidlertid en varierende trend. Stående død ved har avtatt siden 2000 på Sørlandet og i Midt-Norge og vært noenlunde stabil i de andre regionene, mens liggende død ved har økt, bortsett fra på Sørlandet og Vestlandet der utviklingen har vært stabil. Dette tyder på at den døde veden akkumuleres på deler av skogarealene.

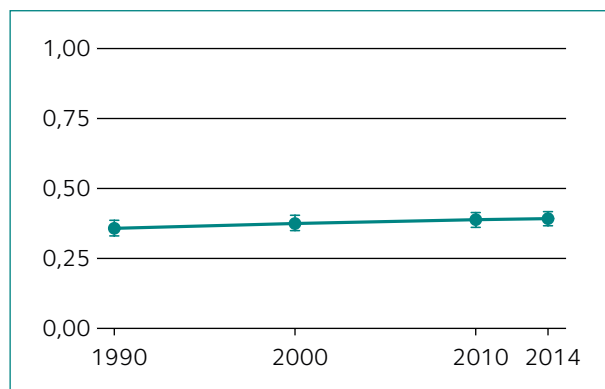
I Landsskogtakseringen registreres bestandsalder, en gjennomsnittsalder for de større trærne i bestandet. Arealet av begge aldersklassene 120–159 år og minst 160 år er svakt økende (Figur 9.7) (Stokland m.fl. 2014). Dette gjelder i alle regioner i Norge med unntak av deler av Østlandet. Imidlertid er den økende tendensen noe tydeligere på lavere boniteter, mens de mer produktive skogtypene har et forholdsvis stabilt nivå. Naturindeksindikatoren gamle trær (MiS) er basert på Landsskogtakseringens registreringer av livsmiljøer for truede arter (MiS), der gamle trær defineres som mer enn 150 år for gran, mer enn 200 år for furu og mer enn 40 cm i diameter for de fleste lauvtrærne. Indeksverdiene for indikatoren ligger generelt på et lavt nivå fordi en relativt stor andel av naturskogslandskapet ville hatt slike gamle trær tilstede. I fylkene Telemark og Oppland er imidlertid indikatorverdiene en del høyere. Mellom 2000 og 2014 har indikatoren for gamle trær (MiS) en svakt økende trend i alle regionene i Sør-Norge, mens utviklingen i Midt-Norge og Nord-Norge er stabil (Figur 9.8).



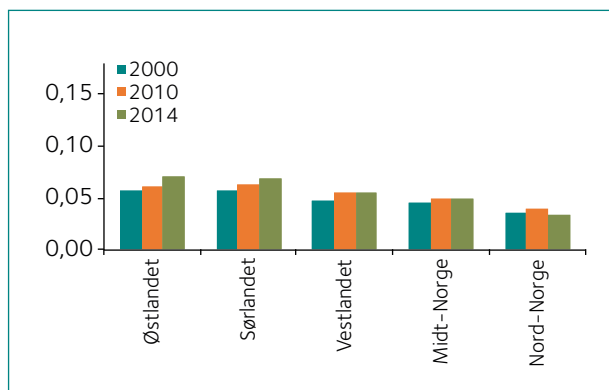
Figur 9.6. Andel av produktivt skogareal i hogstklasse 5, 'naturskog' og 'eldre kulturskog'. (Data fra Landsskogtakseringen, Storaunet og Rolstad 2015.)



Figur 9.7. Andel av produktivt skogareal i Norge med bestandsalder 120–159 år og ≥ 160 år. (Data fra Landsskogtakseringen, Stokland m.fl. 2014.)



Figur 9.9. Utvikling av indeksen basert på 61 indikatorer der 'arealbruk skogbruk' er angitt som middels, stor eller svært stor påvirkningsfaktor.

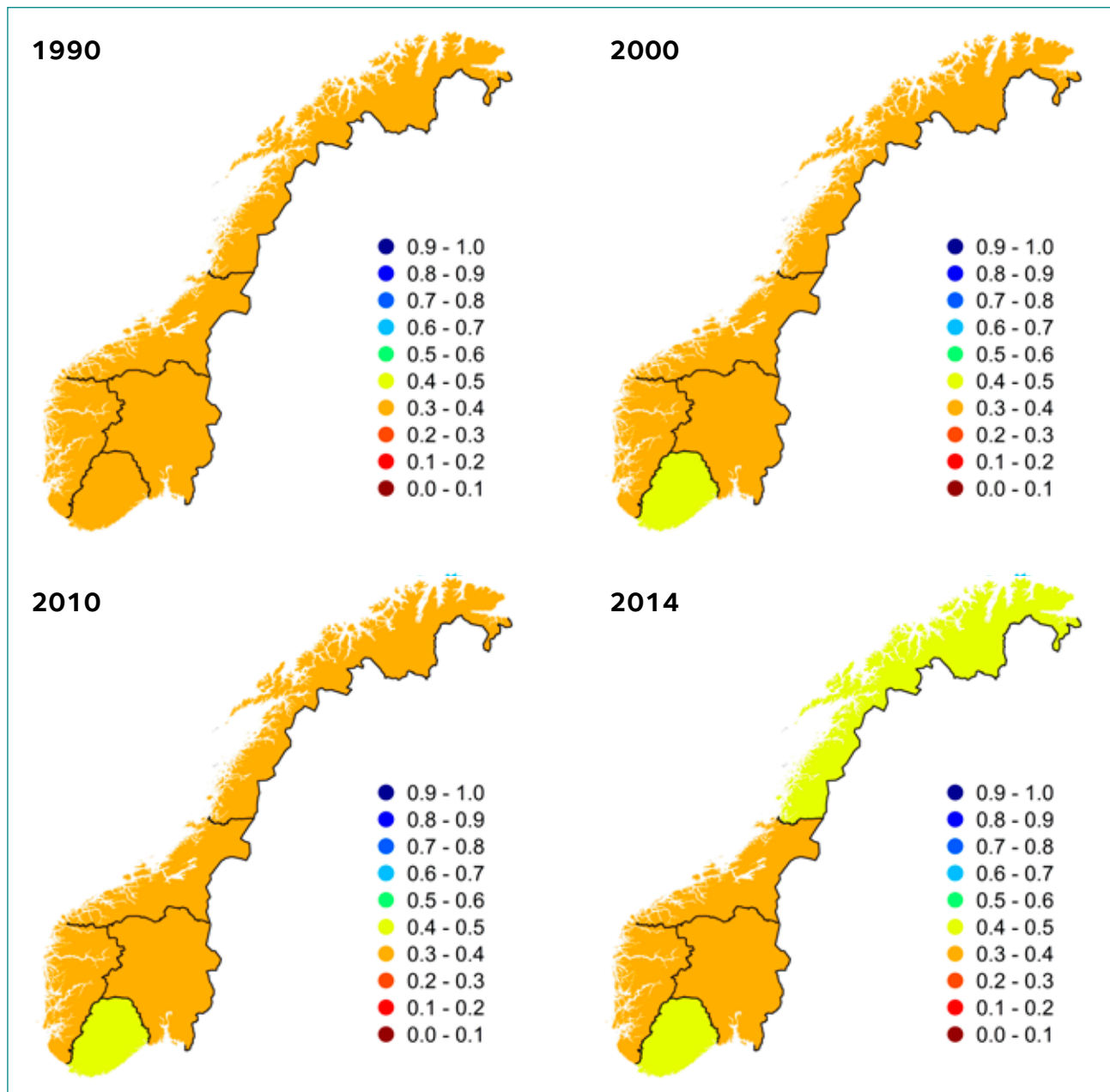


Figur 9.8. Utvikling av verdien for indikatoren 'gamle trær (MiS)' i ulike regioner.

Skogbruket utgjør en avgjørende påvirkningsfaktor for naturindeksen i skog fordi det påvirker store deler av arealet, og fordi skogtilstanden gjennom hogst og skogskjøtsel endres radikalt fra tilstanden i naturskog. I indeksen for påvirkning av skogbruk har vi valgt de 61 indikatorene der arealbruk er angitt som middels, stor eller svært stor påvirkningsfaktor. Siden en så stor andel av indikatorene er inkludert, er denne indeksen vektet på samme måte som hovedindeksen for skog. Indeksen for påvirkning av skogbruk ligger noe høyere i verdi enn hovedindeksen for skog (Figur 9.9 og 9.10), hovedsakelig fordi de store rovdyrene ikke er inkludert her. Tilsvarende som for hovedindeksen er det nøkkelindikatorer for gammel skog og død ved samt nedbryterne som drar indeksen ned, mens mellompredatorene og primærprodusentene bidrar til å løfte indeksen.

9.4 Skogindikatorene – datagrunnlag, referansetilstand og forvaltning

Naturindeksen i skog har relativt lav verdi fordi en sammenlikner skogen i dag med hva skogen teoretisk kunne vært under naturskogsliknende forhold med lite menneskelig påvirkning på hele skogarealet. Ved hogst og skogskjøtsel endres skogtilstanden vesentlig siden trærne tas ut av skogen før de blir biologisk gamle og dør. I tidligere tider da driftsformen i hovedsak var plukk- og dimensjonshogst ble deler av skogstrukturen opprettholdt (f.eks. alders- og diameterfordeling og variasjon i tretetthet) (Lie m.fl. 2012). Men også dette førte over tid til mindre gamle trær og død ved enn det ellers ville vært. Etter innføring av bestandsskogbruket med flatehogst og etterfølgende planting og skogskjøtsel midt på 1900-tallet er deler av skogarealet blitt enda mer forskjellig fra naturskogen. En naturindeksverdi for dagens skog på 0,35–0,40 avspeiler blant annet hvor store disse endringene er vurdert å være, sett i forhold til en teoretisk naturskogstilstand.



Figur 9.10. Utvikling av indeksen basert på 61 indikatorer der 'arealbruk skogbruk' er angitt som middels, stor eller svært stor påvirkningsfaktor, for ulike regioner og år.

I løpet av de siste 25 årene er utviklingen i naturindeksen for skog svakt økende. Når en forsøker å måle tilstanden for store deler av skogarealet (hele landet eller regioner) samlet sett, må en forvente at endringene skjer sakte og gradvis. Selv et enkelt skogbestands vekst og utvikling fra etablering etter hogst til hogstmodenhetsalder tar nesten hundre år, avhengig av skogens produksjonsevne. Resultatene illustrerer dette godt.

Mange av indikatorene i skog er påvirket av aktiv forvaltning, for eksempel rovdirene, hjortedyrene og hønsefuglene. Som nevnt har disse gruppene en direkte påvirkning på naturindeksen for skog. De store rovdirene har vært etterstrebet gjennom lang tid, og de forvaltes i dag på et samlet bestandsnivå som ligger langt under det som ville vært tilstede i naturskogslandskapet. Hjortedyrbestandene reguleres i stor grad gjennom jakt, der høstingen reguleres av lokale myndigheter. Gjennom de siste tiårene er leveområdene og næringsgrunnlaget til hjortedyrene

blitt større, dels som følge av gjengroing av landskapet og endringene i skogbruket, men også på grunn av et mildere klima. Hjort og særlig rådyr er relativt utsatt for mye snø som påvirker vinterdødeligheten. I naturindeksen har dette bidratt til den økende trenden for hjortedyrene, en utvikling som trolig vil fortsette i takt med at klimaet blir varmere. Også hønsefuglene i naturindeksen for skog (lirype, orrfugl, storfugl) er ettertraktet som jaktbare arter. Disse viser en sterk nedgang i naturindeksen, trolig koblet til at de gode reproduksjonsårene er blitt færre fordi de regulære svingningene i smågnagerbestandene i større eller mindre grad er uteblitt de siste 20 årene. Jakta kan påvirke bestandene for disse artene dersom uttaket ikke er tilpasset bestandenes størrelse og produksjon.

Naturindeksen i skog består av 87 indikatorer. For 30 av disse er mer enn 50 % av tilstandsverdiene ekspertvurderinger, mens tilsvarende antall for modellberegninger og overvåkingsdata er henholdsvis 17 og 40 indikatorer. Mange av indikatorene har et relativt begrenset definisjonsområde der det er lagt inn data. Dels skyldes dette at utbredelsesområdene ikke gjelder for hele landet. Dessuten er ikke datagrunnlaget fra overvåkingsprogrammer og andre registreringer systematisk utlagt og representative for større regioner. Slike indikatorer vil dermed telle mindre i naturindeksen. Unntak fra dette er blant annet jaktstatistikk (hjortedyr og hønsefugl) og Landsskogtakseringen (MiS-registreringer og død ved-data). Mer utnyttelse av denne type data bør være prioritert i naturindeksarbeidet i årene framover.

Siden praktisk talt alt skogareal i Norge er blitt brukt og utnyttet gjennom mange hundre og kanskje tusen år (Rolstad m.fl. 2002), finnes det knapt skogarealer i dag som er upåvirket av menneskelig aktivitet og som dermed kunne vært nyttet som fullgode referansearealer. Når en i tillegg legger til grunn et klima tilsvarende klimanormalen (1961–1990) (Pedersen og Nybø 2015), blir referansetilstanden i naturindeksen en teoretisk tenkt tilstand. Dette innebærer at fastsettelsen av referanseverdien for den enkelte indikatoren blir en øvelse i å tenke seg til hvordan det ville vært i naturskogslandskapet. Imidlertid kan innsikt om enkelte indikatorers mulige verdi under referansetilstanden baseres på data fra Landsskogtakseringen fra naturnær skog i verneområder eller andre lite tilgjengelige skogområder. Naturtilstanden i skog er for øvrig en

dynamisk tilstand, der det naturlige (definert som fravær av menneskelig påvirkning) varierer innenfor noen grenser som i stor grad påvirkes av hvilken skala i tid og rom som vurderes (Agee 2003). De naturlige forstyrrelsesprosessenes intensitet og størrelsesvariasjon er i meget liten grad kjent for norske forhold. For de aller fleste av indikatorene er derfor referanseverdiene ekspertvurderinger. Referansetilstanden for naturindeksen i skog bør derfor først og fremst nyttes som et skaleringsnivå for å følge utviklingen over tid.

9.5 Framtidsperspektiver for skog

Som nevnt skjer endringer i skogen langsomt. Dette innebærer at en med ganske god sikkerhet kan ekstrapolere dagens trend noe framover i tid. Mye tyder dermed på at den svake økningen i naturindeksens verdi vil fortsette i årene framover, ved at mengden av død ved og gamle trær vil fortsette å øke i noen tiår til. To forhold kan endre dette forenklete framtidsperspektivet.

Norske skoger har en årlig tilvekst på omtrent 25 mill. m³, mens den årlige avvirkningen er ca. 10 mill. m³ (Tomter og Dalen 2014). Det er et næringspolitisk mål å øke avvirkningen framover til minst 15 mill. m³ årlig (Skog22 2014). Hvis større arealer gjøres tilgjengelige gjennom utbygging av skogsbilveier og andre tiltak som reduserer driftskostnadene, vil en kunne øke kvantumet i størrelsesorden 50 % fra dagens nivå. Dersom dette realiseres, vil det medføre at større deler av skoglandskapet faktisk tas i bruk til skogsdrift og/eller at driften intensiveres. Dermed vil skogbruket få en mer omfattende påvirkning på skogen, de økologiske prosessene og arts mangfoldet (Framstad og Sverdrup-Thygeson 2015). Over tid vil dette kunne medvirke til at naturindeksen for skog får lavere verdi, kanskje særlig for Østlandet der det meste av både dagens tilgjengelige og framtidige kubikkmasse står (Granhus m.fl. 2014).

Der er også et politisk mål å satse på skogplanting som klimatilsk. Haugland m.fl. (2013) konkluderer med at det kan være mulig å finne egnede arealer for tilplanting av 50 km² per år over en 20-årsperiode, med akseptable effekter for naturmangfold og

andre miljøverdier. Dersom dette gjennomføres, vil skogarealet over tid øke, noe som i seg selv ikke påvirker naturindeksen for skog slik den beregnes. Imidlertid vil etablering av kulturskog med høy produksjonsevne på lauvskogsarealer eller åpen mark kunne føre til en lavere verdi for naturindeksen i skog siden forskjellen fra naturskogstilstanden blir større. Slik ny skog vil også kunne gi nytt habitat for skoglevende arter, noe som kan medføre at noen indikatorer får en høyere tilstandsverdi. Mulige effekter av skogplanting som klimatiltak vil først og fremst påvirke regionene Vestlandet og Nord-Norge.

KUNNSKAPSBEHOV

- Det trengs bedre kunnskap om intensitet og omfang for de naturlige forstyrrelsesprosessene i skog for bedre å kunne vurdere hvordan referanseverdier for indikatorene bør settes.
- Det er stort behov for bedre og mer geografisk representative overvåkingsdata for indikatorer for artsgrupper som planter, sopp og virvelløse dyr.
- Fugleindikatorene må gjennomgås for å vurdere om TOV-E data kan benyttes med større grad av geografisk oppløsning.
- Det bør vurderes hvordan data fra jaktstatistikk, overvåkingsprogrammer og takseringer for jaktbare arter kan utnyttes best mulig for bestandsestimering.
- Det bør vurderes hvordan data fra Landsskogtakseringen for areal av gammel skog og mengde av verdifulle treslag for arts mangfoldet (rogn, osp, selje, eik) kan utnyttes i naturindeksen.

10 Fjell

Hans Chr. Pedersen og Per Arild Aarrestad
Norsk institutt for naturforskning

Etter en midlertidig forbedring fra 2000 til 2010 er nå naturindeksen i fjell lavere enn utgangsåret 1990, noe som indikerer en forverring av tilstanden i fjellet. Dette gjelder for landet som helhet, men også for de enkelte landsdelene; mest i sør og minst i nord. Naturindeksen i fjell omfatter 31 indikatorer, hvorav hele 16 er fugl, der fjellrype og lirype bidrar sterkt til nedgangen. De aller fleste indikatorene er direkte (arealbruk) eller indirekte (klima) påvirket av menneskeskapte forhold. Den største utfordringen følger av klimaendringene, men også vern og arealforvaltningstiltak vil kunne stanse eller reversere den negative utviklingen av fjellområdene i Norge.

10.1 Fjellet og faktorene som former det

Norge har store fjellområder. Fjellet utgjør ca. 119 000 km² eller omtrent 28 % av totalt landareal. Mye av dette arealet dekkes av stein eller nakent fjell med svært sparsomt vegetasjonsdekke. Selv om vi har store sammenhengende fjellområder, som Hardangervidda og Finnmarksvidda, er mange av fjellområdene naturlig oppdelt (fragmentert) i større og mindre områder av fjorder og skogkledde daler.

Planter og dyr i fjellet er utsatt for mange til dels ekstreme påkjenninger, særlig fra et tøft klima, med stressfaktorer som lave temperaturer, uttørking, vind, kort vekstsesong, is- og snødekket mark om vinteren. Fjellet har også et ungt og lite utviklet jordsmonn, samt relativt liten tilførsel av næringsstoffer. Endringer i disse faktorene kan på relativt kort tid få store konsekvenser for fjellartenes overlevelse og utbredelse.

Endringer i fjellet de siste 100 årene skyldes hovedsakelig menneskelig påvirkning gjennom arealbruk som redusert setring, økt turisme, utbygging av vei

og jernbane, kraftutbygging, forurensing, jakt og fangst, samt klimaendring med global oppvarming og utvidelse av vekstsesongens lengde. De viktigste påvirkningsfaktorene for indikatorer i fjell er arealbruk, klima, fysiske inngrep og opphør av tradisjonell drift, men også faktorer som beskatning/høsting og naturlig påvirkning kan være av betydning (Karlsen m.fl. 2009, UNEP 2001).

Utbygging av vei og jernbane har ført til at tidligere sammenhengende fjellområder har blitt fragmentert (Riksrevisjonen 2007), med negative effekter på en av nøkkelindikatorene i fjellet, villrein (Andersen og Hustad 2004). Vei og jernbane vil også kunne oppfattes som barrierer som reduserer bruken av tidligere viktige områder (Nellemann m.fl. 2001). Infrastruktur knyttet til vei, jernbane, kraftledninger og gjerder vil også ha negativ effekt på flere av artene i fjellet gjennom økt dødelighet på grunn av kollisjoner. Kraftutbygging og hytteutbygging vil både båndlegge arealer gjennom neddemming og fysiske inngrep, og gjennom økt trafikk og potensiell slitasje og forstyrrelse av fjellområder. Dette vil kunne ha negativ effekt på så vel flora som fauna.

Gjennom flere århundrer har den fjellnære skogen og fjellet blitt benyttet til husdyrbeite og seterbruk, og områdene er dermed i stor grad kulturpåvirket mark (se også kapittel 11). I løpet av de siste 150 årene har imidlertid bruken av fjellet til setring og husdyrbeite avtatt sterkt, og mange kulturbetingete habitater knyttet til denne driftsformen, er i sterk tilbakegang (Austrheim m.fl. 2009, Fremstad og Moen 2001). Hvor mye dette påvirker det biologiske mangfold i fjellet, er vanskelig å si da effektene varierer med beitetrykket og type av beitedyr (Danell m.fl. 2006). En reduksjon i seterbruket med tilhørende hogst og slått vil føre til gjengroing og heving av skoggrensa (Linkowski og Lennartsson 2005). På sikt vil dette kunne ha betydning for en rekke typiske fjellarter som nettopp finnes i de åpne områdene i nær tilknytning til fjellskogen.

Jakt og fangst har svært lange tradisjoner i Norge, men er i dag i første rekke rettet mot matnyttig vilt og vil kunne påvirke arter som villrein, fjellrype og lirype. Jakt og fangst på disse artene er i dag regulert i form av jakttid og begrensninger i uttak tilpasset en bærekraftig forvaltning. Likevel har jakt og fangst et potensial til å

påvirke bestandene for disse artene dersom uttaket ikke er tilpasset bestandssituasjonen (Pedersen m.fl. 2015).

Klimaendringer påvirker fjellet på ulike måter. Med varmere klima er det antatt at vegetasjonsgrenser vil forflytte seg oppover i høyden og nordover. Mange arter vil dermed følge etter eller bli presset foran denne endringen i vegetasjonssoner, og mange arter kan forvente en dramatisk tilbakegang i Norge (se <http://www.birdlife.no/internasjonalt/nyheter/?id=284>). Tidspunkt for snøsmelting og lengden på vekstsesongen vil også endre seg med et endret klima (Hanssen-Bauer m.fl. 2015). Dette kan igjen påvirke bestandsdynamikken for mange arter. Hos noen fuglearter er det vist at endret klima har ført til redusert hekkesuksess. Årsaken synes å være et misforhold mellom vårens ankomst og hekketidspunkt. Endrete snøforhold, med økte innslag av mildvær og isdannelse, gir dårligere forhold for smånagere under snøen, noe som kan føre til mindre regulære smånagersykluser (Kausrud m.fl. 2008). Dette kan ha følger for hele økosystemet (Ims m.fl. 2008), med stor betydning for blant annet ryer og en rekke andre fuglearter i fjellet, samt fjellrev og rovfugler som jaktfalk og kongeørn.

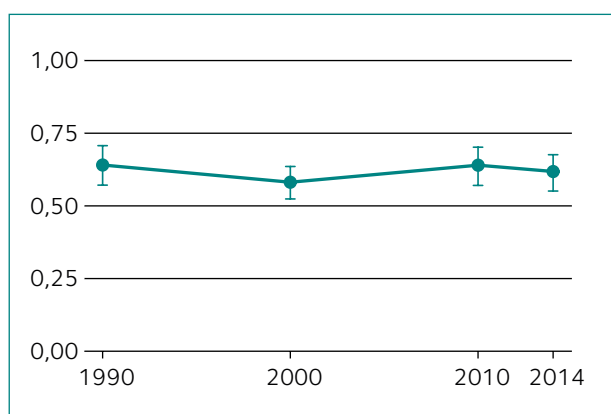
Endringer i de lokale økologiske miljøfaktorene som påvirker rabb-snøleiegradienten (vind, temperatur og nedbør i form av snø og vekstsesongens lengde), vil bidra til endringer i vegetasjonstypenes artssammensetning (Klanderud 2005, Klanderud og Totland 2005, 2007, Olsen og Klanderud 2014). Økte sommertemperaturer fører til økt mengde av karplanter og moser, på bekostning av bakkeboende lav (f.eks. Cornelissen m.fl. 2001, van Wijk m.fl. 2004, Elmendorf m.fl. 2012). Økt nedbør og tidligere avsmelting kombinert med frostperioder får våt snø til å fryse til is på bakken, noe som kan skade karplanter, moser og lav ved «isbrann». Særlig lavmattene kan være utsatt. Slike klimaendringer kan føre til irreversible vegetasjonsendringer mot lavfattige heier dominert av gras, urter og moser (Gudleifsson 2009, Bjerke 2011, Bjerke m.fl. 2013, Bokhorst m.fl. 2012). Overbeite fra tamrein vil ha de samme fragmenteringseffektene på lavdekket (Tømmervik m.fl. 2012a).

Snøleier regnes som den mest utsatte naturtypen for klimaendringer i fjellet da de inneholder spesialiserte arter som er helt avhengige av snødekkets varighet (Fremstad og Moen 2001, Tema Nord 2009, Aarrestad m.fl. 2015). Tidligere utsmelting fører til at arter som karakteriserer snøleiene får vanskeligere leveforhold (Schöb m.fl. 2009), og over tid vil disse artene erstattes med busker, gras og urter (Sandvik m.fl. 2004, Sandvik og Odland 2014). Dette vil være mest markant i lavalpin sone der snøleiearealene forventes å avta på grunn av økt avsmelting av snø. Høyere til fjells kan imidlertid snøleiene øke sin utbredelse ved at områder som sjelden smelter ut, oftere blir snøfrie (Aarrestad m.fl. 2015).

10.2 Naturindeksens tilstand og utvikling i fjellet

Etter en midlertidig forbedring i naturindeksen for fjellet fra 2000 til 2010, er nå indeksen 3,6 % lavere enn i 1990 (Figur 10.1). Usikkerhetsintervallene er forholdsvis små og av jevn størrelse (Figur 10.1, 10.2). Dette skyldes at tilstandsutviklingen for de fleste indikatorene er lik, uavhengig av organismegruppe og geografisk tilhørighet.

Fordi fugler utgjør over halvparten av alle indikatorene i fjellet, vil endring i disse påvirke den totale indeksen for fjell. Totalt sett er det fjelltype, lirype, fjellvåk, heilo og

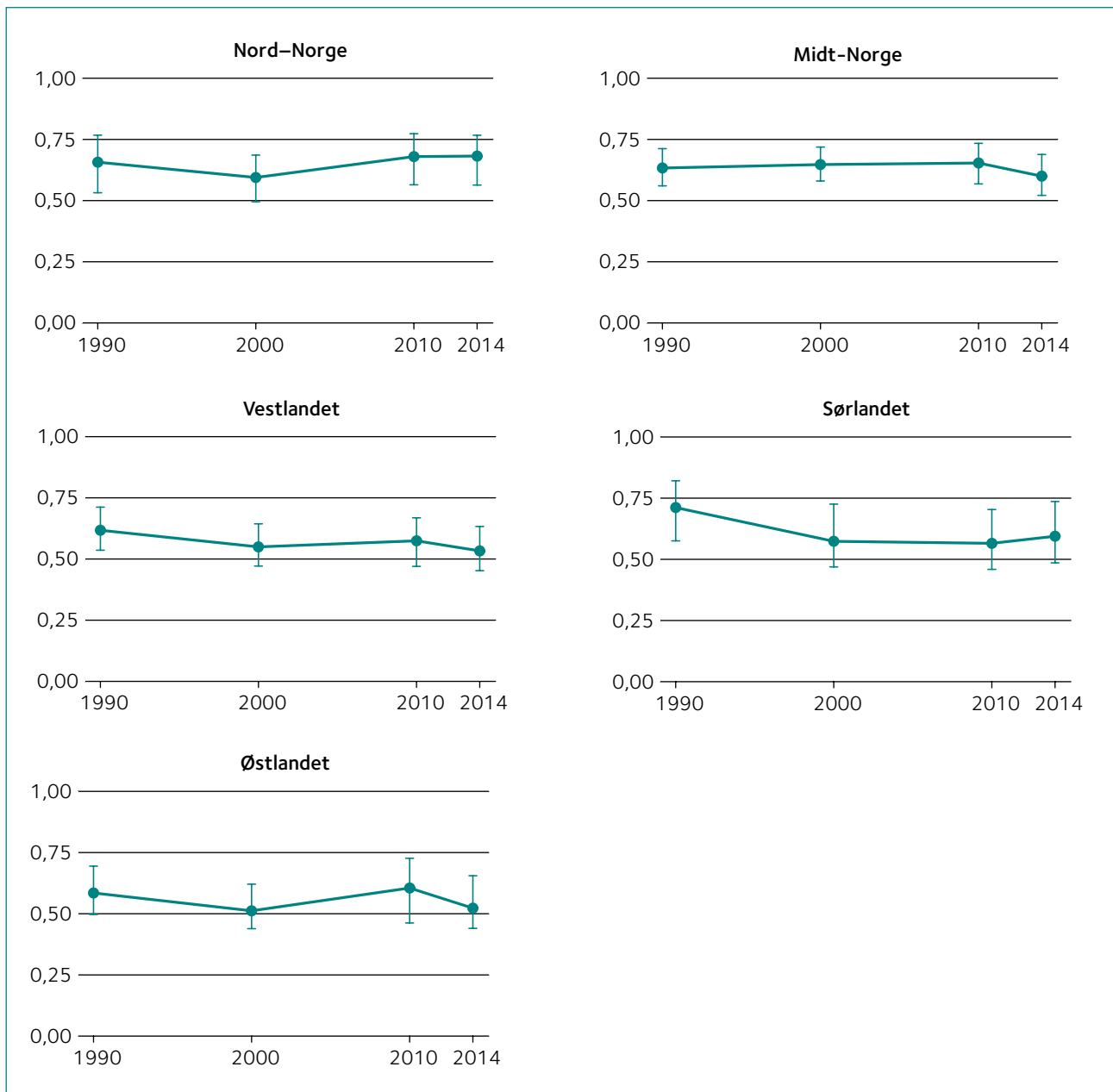


Figur 10.1. Utvikling av naturindeksen for fjell i Norge. I perioden 1990–2014 har det vært en reduksjon på 3,6 % på landsbasis. Indeksen er basert på totalt 31 indikatorer.

DATAGRUNNLAG OG USIKKERHET

- Det er 31 indikatorer for fjell, herav er 3 nøkkelindikatorer. Indikatorverdiene er basert på overvåkingsdata (31 %), modellbaserte estimater (14 %) og ekspertvurderinger (55 %). 29 % av indikatorene for fjell har verdier for mindre enn 50 % av kommuner med fjell. Vedlegg 2 lister opp alle indikatorene.
- Referanseverdiene for indikatorene er basert på beste faglige kunnskap for hver indikator, gitt naturlig økosystemdynamikk med minimal menneskelig påvirkning. Kunnskap om og data fra gjenværende noenlunde intakte fjellområder brukes som grunnlag for å sette referanseverdier for en del indikatorer. Ellers angis referanseverdier basert på kunnskap om fjelløkosystemenes naturlige prosesser og indikatorenes rolle i disse.
- Indikatorverdier for fjell er dels basert på arealrepresentativ overvåking av fugl (overvåkingsprogrammet TOV-E), foruten nasjonale overvåkingsprogrammer for store rovdyr og hjortevilt, samt jaktstatistikk. Andre indikatorer er basert på overvåking i utvalgte områder med begrenset representativitet (blant annet TOV). Modellerte verdier og ekspertvurderinger er blant annet basert på data fra andre forsknings- og overvåkingsprosjekter og bredere artskartlegging rapportert i Artskart.
- Det er usikkerhet om hvor godt jaktstatistikk reflekterer bestandsutviklingen for enkelte arter, spesielt ved høye eller lave bestander. Det mangler helt informasjon om en viktig gruppe som virvelløse dyr. Også datagrunnlaget for sopp, lav, moser og planter er mangelfullt og dekkes foreløpig ikke av arealrepresentativ overvåking.

lappspurv som viser den sterkeste negative endringen fra 1990 til 2014, mens nøkkelindikatorene alpint vierbelte og smågnagere, samt kongeørn og blåstrupe bidrar mest i positiv retning. Fugleindeksen omtales nærmere i kapittel 10.3.

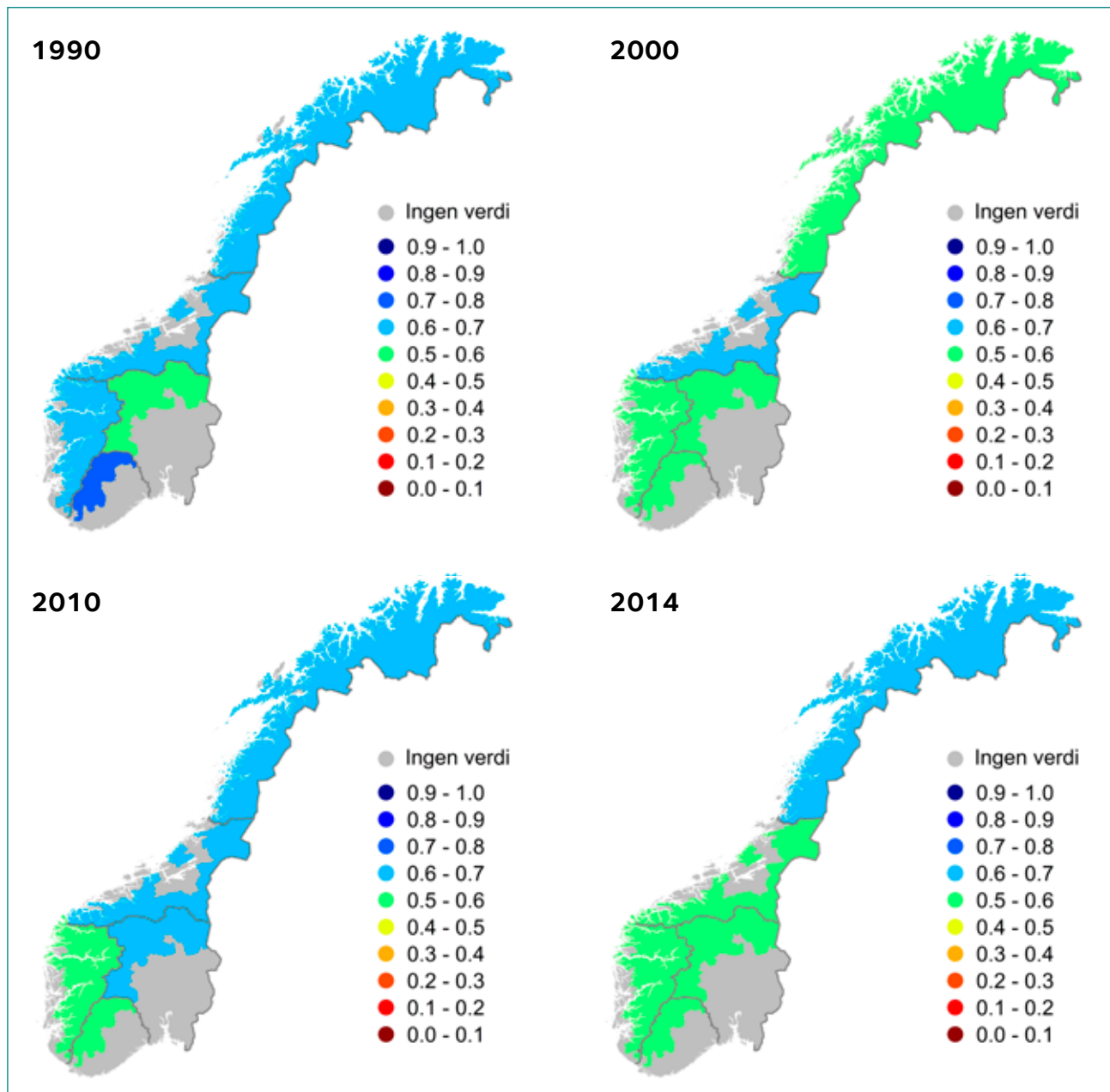


Figur 10.2. Utvikling av naturindeksen for ulike fjellregioner i Norge. I perioden 1990–2014 har den største reduksjonen vært på Sørlandet (16,6 %), mens lavest reduksjon har vært i Nord-Norge (0 %).

For de forskjellige landsdelene er naturindeksverdien redusert fra 1990 til 2014, med unntak av Nord-Norge (Figur 10.2). Størst reduksjon har det vært på Sørlandet med 16,6 %. Naturindeksverdien ble forbedret i alle landsdeler unntatt Sørlandet fra 2000 til 2010, for påny å bli redusert på Østlandet, Vestlandet og i Midt-Norge fra 2010 til 2014 (Figur 10.2). Hovedårsaken til nedgangen fra 2010 til 2014 var en sterk negativ utvikling for smågnagerindikatoren, men også at arter som fjelltype og lirype viste tilbakegang. På Sørlandet ble ingen

negativ påvirkning fra smågnagerindikatoren registrert, snarere en svak positiv effekt. For Nord-Norge hadde alle disse faktorene en mye svakere negativ effekt.

Som vi ser i Figur 10.2 og i kartet (Figur 10.3), var naturindeksverdien i Midt-Norge relativt høy sammenliknet med de andre landsdelene helt fram til 2010, men den er nå på samme relative nivå som resten av Sør-Norge. Naturindeksverdien for Nord-Norge er nå tilbake på 1990-nivået, etter en forbigående reduksjon i 2000 (Figur 10.2, 10.3).

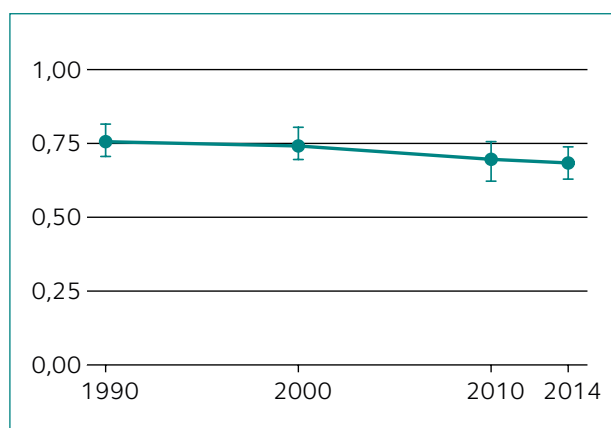


Figur 10.3. Utvikling av naturindeksen for fjellregioner i Norge.

10.3 Fugl i fjellet

Fugl utgjør den største gruppen av indikatorer for fjell og representerer de fleste typer habitat i høyfjellet, samt ulike trofiske nivå fra planteetere til topp-predatorer. I senere tid er det flere studier som indikerer at bestandene for en rekke fuglearter i fjellet avtar i antall (se f.eks. Lehtikoinen m.fl. 2014). En samlet indeks for fugleartene i fjellet i naturindeksen gjenspeiler også en slik utvikling.

Som vist i Figur 10.4 var det en ubetydelig reduksjon av fugleindeksen fra 1990 til 2000, mens det etter dette har vært en jevn reduksjon. Fra 1990 er fugleindeksen redusert med 9,5 % på landsbasis. Av totalt 16 indikatorer ser vi en nedgang hos 11 (69 %), mens artene jaktfalk, heipiplerke, snøspurv, kongeørn og blåstrupe viser ingen eller positiv utvikling fra 1990 til 2014. Artene fjellrype, lirype og lappspurv bidrar mest til den samlede nedgangen for fugleindeksen fra 1990 til 2014.



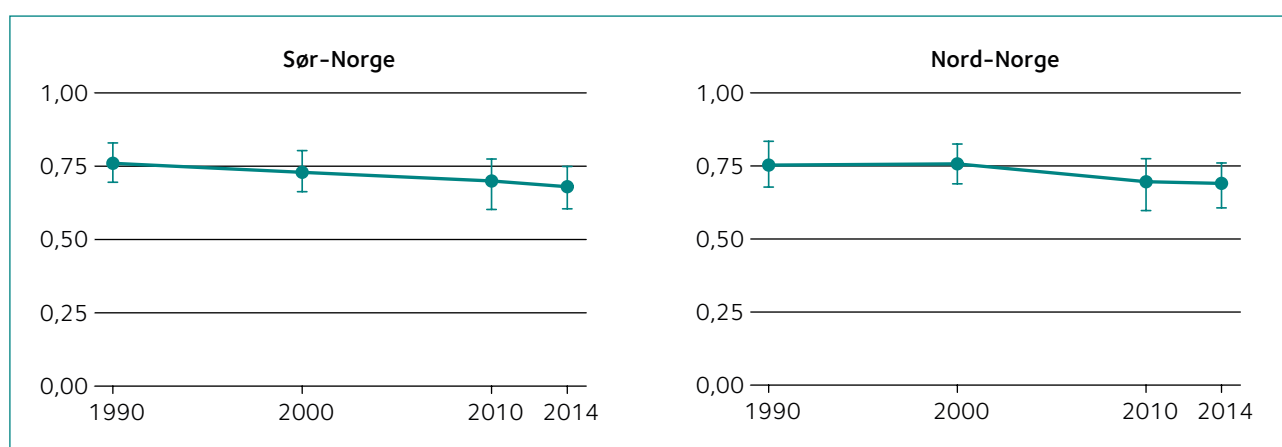
Figur 10.4. Utvikling av indeksen for fugl i fjellet i Norge. I perioden 1990–2014 har det vært en reduksjon på 9,5 % på landsbasis. Indeksen er basert på totalt 16 indikatorer.

På landsdelbasis ser vi at det for Nord-Norge ikke ble påvist noen reduksjon i fugleindeksen fra 1990–2000, mens det for Sør-Norge allerede i denne perioden ble påvist en nedgang i fugleindeksen (Figur 10.5). Fra 1990 til 2014 har imidlertid fugleindeksen avtatt i begge landsdeler, minst i Nord-Norge (8,4 %) og mest i Sør-Norge (10,5 %). Selv om det er flere arter som viser positiv eller ingen endring for Sør-Norge, sammenliknet med på landsbasis (sju mot fem), så er nedgangen for fjellrype, lirype og lappspurv sterk nok til at den samlede fugleindeksen for landsdelen blir større enn for landet som helhet. For Nord-Norge er det også sju arter som viser positiv eller ingen endring i fugleindeksen. Den totale nedgangen for landsdelen er imidlertid litt mindre fordi nedgangen for fjellrype og

lirype er mindre enn for Sør-Norge, selv om nedgangen for lappspurv er noe sterkere. Det er interessant å merke seg at alle indikatorer har den samme utviklingen (negativ, positiv eller ingen endring) fra landsdel til landsdel. Men styrken på endringen varierer mellom landsdeler.

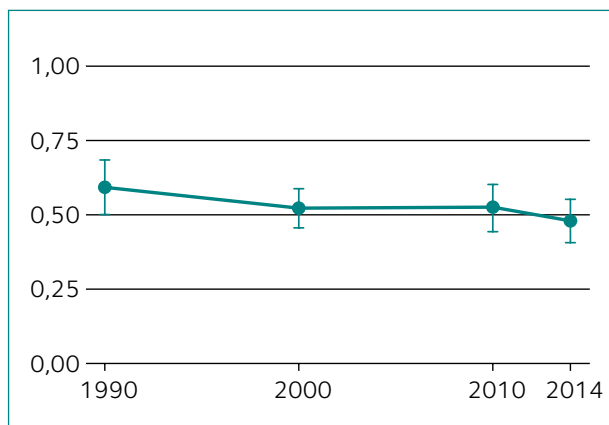
10.4 Næringsnett – kaskadeeffekter

Siden mange undersøkelser viser at smånagersituasjonen i fjellet har stor betydning for så vel andre planteetere som for rovpattedyr og –fugler, vil en kunne forvente å finne såkalte trofiske kaskadeeffekter. Gjennom kaskadeeffekten ser vi at når det er lite smånagere, vil det bli lite ryper og videre lite av de rovpattedyrene og –fuglene som lever av ryper og smånagere (Hagen 1952, Pedersen og Karlsen 2007). I et forsøk på å kombinere grupper som kan tenkes å påvirke hverandre direkte eller indirekte gjennom en slik kaskadeeffekt, har vi sett på smånagere, to andre planteetere som smånagerbestanden vil kunne påvirke, lirype og fjellrype, og tre topp-predatorer, jaktfalk og kongeørn, som vil være påvirket av bestandssituasjonen for ryper, og fjellrev, som vil være påvirket av smånagertilgangen. Vi har her gruppert indikatorene for smånagere, øvrige planteetere (lirype, fjellrype) og predatorer (jaktfalk, kongeørn, fjellrev). Alle gruppene er vektlagt like mye i beregningen av naturindeksen.



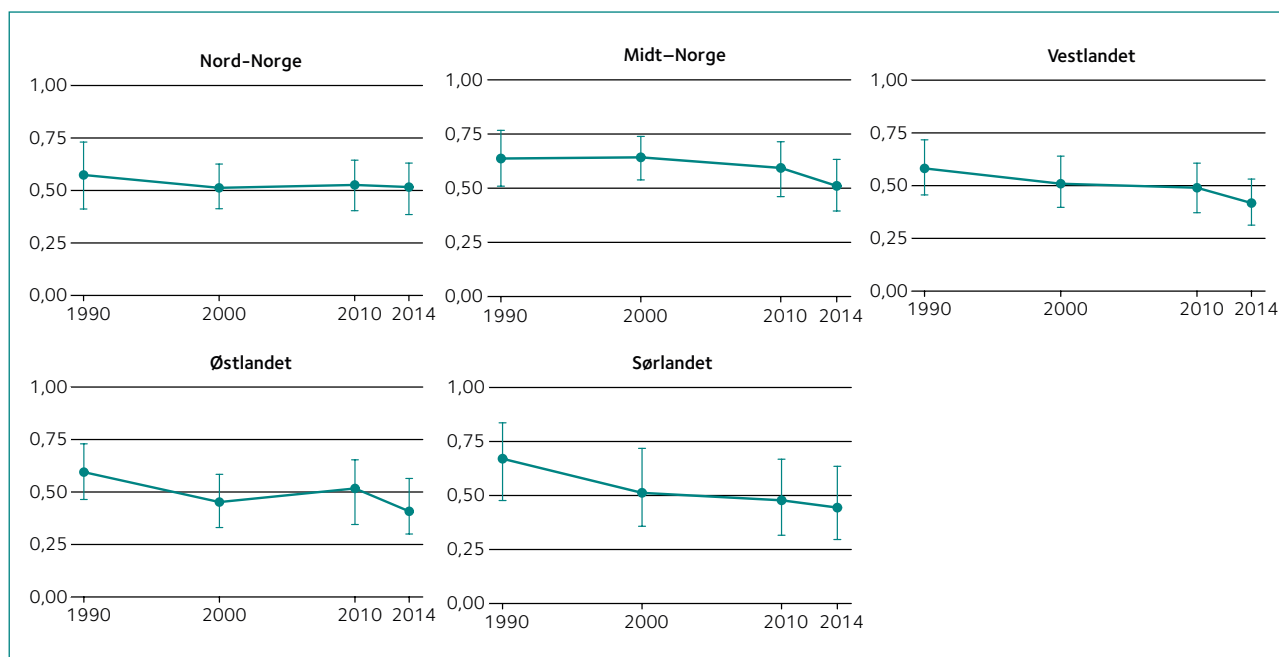
Figur 10.5. Utvikling av indeksen for fugl i fjellregioner i Sør-Norge og Nord-Norge. I perioden 1990–2014 har den største reduksjonen vært i Sør-Norge (10,5 %), mens reduksjonen i Nord-Norge har vært litt mindre (8,4 %). Indeksen er basert på totalt 16 indikatorer.

Som vist i Figur 10.6, var det en tydelig nedgang i kaskadeindeksen fra 1990 til 2000, en stabil situasjon fra 2000 til 2010, og en ny nedgang i siste periode (2010–2014). Fra 1990 er kaskadeindeksen redusert med 19,0 % på landsbasis. Det er fjellrype og lirype som bidrar mest til denne nedgangen, mens kongeørn har hatt en positiv utvikling, dog ikke sterk nok til å oppveie en nedadgående samlet indeks.



Figur 10.6. Utvikling av samlet indeks for smågnagere, lirype, fjellrype, jaktfalk, kongeørn og fjellrev (kaskadeeffekt) for fjell i Norge. I perioden 1990–2014 har det vært en reduksjon på 19,1 % på landsbasis.

For Midt-Norge ble det påvist en stabil kaskadeindeks fra 1990 til 2000, mens det for de andre landsdelene allerede på dette tidspunkt ble påvist nedgang i kaskadeindeksen (Figur 10.7). Fra 1990 til 2014 har imidlertid kaskadeindeksen avtatt i alle landsdeler, minst i Nord-Norge (10,1 %), og mest på Sørlandet (33,7 %). Det er også verdt å merke seg at utgangspunktet i 1990 var best på Sørlandet (indeksverdi 0,67), mens det i Nord-Norge allerede da ble registrert en noe lavere kaskadeindeks (indeksverdi 0,57). Både Nord-Norge og Midt-Norge har fortsatt en kaskadeindeks over 0,50, mens de tre andre landsdelene har indeks under 0,50 (Figur 10.7). For alle landsdeler er det nedgangen for fjellrype og lirype som er hovedårsaken til nedgangen i kaskadeindeksen, men for Sørlandet og Vestlandet har også smågnagerindikatoren vært relativt sterkt negativ. For alle landsdeler har indikatoren for kongeørn vært positiv, men på langt nær sterk nok til å motvirke en nedgang i kaskadeindeksen.



Figur 10.7. Utvikling av samlet indeks for smågnagere, lirype, fjellrype, jaktfalk, kongeørn og fjellrev (kaskadeeffekt) for fjellregioner i Norge. I perioden 1990–2014 har den største reduksjonen vært på Sørlandet (33,7 %), mens lavest reduksjon har vært i Nord-Norge (10,1 %).

10.5 Fjellindikatorerne – datagrunnlag og betydning

I arbeidet med naturindeksen er det forsøkt å sammenstille den kunnskapen vi har om biologisk mangfold i fjellet på best mulig måte. Man bør imidlertid være klar over at dette kun er et utgangspunkt for et videre arbeid med å utvikle naturindeksen med flere indikatorer og bedre data. Det viktigste blir å sørge for bedre data for viktige grupper som invertebrater og en del plantegrupper, samt at manglende geografisk dekning for mange av dagens indikatorer fylles i størst mulig grad.

Planter utgjør omtrent 30 % av alle indikatorerne i fjellet. Av disse er fem moser (fjellfiltmose, nipdraugmose, praktdraugmose, sylmose, torntvebladmose). Alle mosene har hatt en relativt stabil forekomst og utbredelse og bidrar lite til endring i samlet naturindeks for fjell fra 1990 til 2014. Karplanter (fjellvalmue, greplyng, isssoleie) har i likhet med mosene hatt en relativt stabil forekomst og utbredelse, men har i noen grad hatt en svak negativ påvirkning på samlet indeks. Indikatorer som lav og alpint vierbelte har variert litt gjennom perioden 1990 til 2014, men for landet som helhet har lav kun hatt en ubetydelig påvirkning, mens nøkkelindikatoren alpint vierbelte har hatt en noe sterkere positiv påvirkning i samme tidsrom.

Pattedyrindikatorerne (brunbjørn, fjellrev, jerv, villrein, smågnagere) har stort sett hatt positiv påvirkning på samlet naturindeks for perioden 1990 til 2014. Imidlertid har smågnagerindikatoren variert til dels sterkt mellom angitte perioder. Effekten var relativt sterkt negativ fra 1990 til 2000, men tilsvarende sterkt positiv fra 2000 til 2010 og bidro da til en økning i naturindeksen for fjell fra 2000 til 2010. I siste periode (2010–2014) har smågnagerindeksen igjen bidratt negativt.

Fugl utgjør den største gruppen av indikatorer og har slik sett stor påvirkning på den samlede utviklingen av naturindeksen mellom år. Som vist i fugleindeksen, har mange arter hatt en negativ utvikling fra 1990 til 2014, men sterkest effekt på nedgangen i samlet naturindeks har artene lirype, fjellrype og lappspurv. For mange arter er datagrunnlaget hentet fra det landsdekkende nettverket for overvåking av hekkefugl, TOV-E (Kålås m.fl. 2015). Bestandsnedgangen for

mange av indikatorartene i fjellet er vist å gjelde for hele Fennoskandia og er del av en mer omfattende bestandsreduksjon for flere fuglearter knyttet til fjell og fjellnære områder i Norden (Lehikoinen m.fl. 2014). Årsaken til denne nedgangen er trolig knyttet til klimaendringene i nordiske fjell- og tundraområder. På denne bakgrunnen er både lirype og fjellrype vurdert som nær truet (NT) i ny Rødliste for arter i Norge (Henriksen og Hilmo 2015).

For enkelte arter fugler og pattedyr finnes forholdsvis gode data gjennom innsamlet jaktstatistikk eller langsiktig nasjonal overvåking (fjellrev, jerv, smågnagere, villrein, lirype, fjellrype, jaktfalk og kongeørn). For arter hvor slik statistikk ikke er innhentet, er datagrunnlaget mangelfullt. Det er også grunn til å vurdere om jaktstatistikk for arter som lirype og fjellrype, særlig når bestandene blir spesielt lave eller spesielt høye, er god nok til å fange opp endringer i bestanden. For lirype foregår nå et omfattende takseringsarbeid (se Hønsefuglportalen; <http://honsefugl.nina.no/Innsyn/>) i tillegg til innhenting av ordinær jaktstatistikk, men for fjellrype er slik metodikk ennå ikke utarbeidet.

Ved utvalget av indikatorer ble det vektlagt at alle trofiske nivå (funksjonelle grupper) skulle være representert. Selv om vi i dette materialet til en viss grad har imøtekommet dette ønsket, er så antall indikatorer i hver gruppe og utvelgelsen av disse et tema som må diskuteres nøye i det videre arbeidet.

10.6 Framtidsperspektiver for fjellet

I Norge har årlig gjennomsnittstemperatur økt gjennom de siste 100 årene, siden 1965 med omtrent 0,4 °C per tiår. Årsnedbøren har økt med nesten 20 % siden år 1900, med størst økning om vinteren og minst om sommeren. Sesongen med stabilt snødekke ventes å bli kortere i hele landet, men fram mot 2050 kan maksimal snødybde øke i høyfjellet over ca. 1350 m (Hanssen-Bauer m.fl. 2015).

Temperaturøkningen har vært sterkest om våren, og lengden på vekstsesongen har også økt (Hanssen-Bauer m.fl. 2015). Selv om ulike klimamodeller og scenarier for framtidige klimagassutslipp gir ulike

anslag for hvor stor temperaturøkning som kan forventes, er det trolig at det vil skje en økning med opptil flere grader fram mot 2100. Temperaturen forventes å øke mest i innlandet og i nord. I tillegg til økt temperatur kan man forvente at det i framtiden vil bli mer nedbør. Hvilke effekter dette vil ha for flora og fauna i fjellet er usikkert, men mange av artene i naturindeksen har arktisk/alpine utbredelse og vil være ekstra utsatt for klimaendringer sammenliknet med andre arter som lettere kan flytte med klimaendringene opp i høyden. Indikatorene kan enten påvirkes direkte gjennom økt temperatur og nedbør som direkte påvirker formering og overlevelse, eller indirekte gjennom habitatendringer og endringer i mattilgang eller predasjonsrisiko, noe som påvirker artenes bestandsdynamikk.

De aller fleste indikatorene er i større eller mindre grad påvirket av menneskeskapte forhold. Foruten den store utfordringen som ligger i klimaendringene, vil vern og avbøtende tiltak ved arealbruksendringer være viktigst for å kunne stanse eller reversere den negative utviklingen for fjellområdene i Norge. I hvor stor grad man er villig til å redusere fragmentering av fjellområder, sørge for at hytte- og kraftutbygging med tilhørende infrastruktur ikke båndlegger areal eller forringer habitater, er et politisk spørsmål. Det gjelder også om det er vilje og mulighet til å opprettholde eller gjeninnføre setring og andre jordbruksaktiviteter for å motvirke gjengroing.

KUNNSKAPSBEHOV

- Det er stor behov for innsamling av bedre data om et bredere spekter av arter i fjellet, spesielt for virvelløse dyr.
- Fugleindikatorene må gjennomgås for å vurdere om TOV-E data kan benyttes med bedre geografisk oppløsning enn i dag.
- Det trengs en vurdering av om jaktstatistikk for jaktbare arter er tilstrekkelig presis eller om data fra overvåkingsprogrammer og takseringer også skal benyttes i framtida. Metoder for modellering av bestandsutvikling for jaktbare arter ved å utnytte både jaktstatistikk, overvåkingsdata og andre observasjoner, er ønskelig.

11 Åpent lavland

Line Johansen¹, Knut Anders Hovstad¹ og Jens Åström²

¹Norsk Institutt for bioøkonomi,

²Norsk institutt for naturforskning

Naturindeksen for åpent lavland har lav verdi (0,47) og en negativ utvikling. Hovedårsaken er endringer mot mer intensiv jordbruksdrift eller opphør av skjøtsel. Kulturlandskapet i Norge har over lang tid vært i endring som en følge av drifts- og arealbruksendringer i jordbruket. Fra 1950-tallet og framover har likevel overgangen fra tradisjonelle og ofte ekstensive driftsmetoder til intensive metoder med oppdyrking av areal og tilførsel av næringsstoff i form av kunstgjødsel, ført til at utviklingen har gått raskere enn tidligere. Samtidig har opphør av skjøtsel som slått og beiting ført til gjengroing, noe som er en viktig trussel mot det biologiske mangfoldet i åpent lavland. Flere naturtyper som var vanlige i kulturlandskapet før, har gått sterkt tilbake sammenliknet med situasjonen for femti eller hundre år siden.

11.1 Åpent lavland – økosystemer formet av bruk

Åpent lavland består av åpent landareal nedenfor skoggrensa med naturlig og semi-naturlig vegetasjon. Indikatorene som inngår i åpent lavland, er likevel i hovedsak knyttet til kulturbetingede naturtyper som boreal hei, kystlynghei, semi-naturlig eng og semi-naturlig strandeng (Figur 11.1).

Naturtypene er formet gjennom lang tids ekstensiv og tradisjonell hevd som beite, slått og i noen tilfeller regelmessig sviing av vegetasjonen. Områdene kan være ryddet for stein og skog, og de har kun ubetydelige spor etter pløying, sprøyting eller tilsåing (Halvorsen m.fl. 2015). De semi-naturlige naturtypene er karakterisert av et betydelig innslag

a)



b)



c)



d)



Figur 11.1. Semi-naturlige naturtyper som inngår i åpent lavland: (a) Semi-naturlig eng (Foto © Per Vesterbukt/NIBIO), (b) Kystlynghei (Foto © Line Johansen/NIBIO), (c) Strandeng (Foto © Per Vesterbukt/NIBIO), (d) Boreal hei (Foto © Per Vesterbukt/NIBIO).

av lyskrevende arter som i større eller mindre grad er avhengig av skjøtsel, mens forekomsten av innsådde arter er liten. Naturtypene finnes i hele landet, og artssammensetningen i ulike deler av landet vil variere langs naturlige gradienter som kalkinnhold, fuktighetsforhold i jorda og ikke minst skjøtsel og brukshistorie. Semi-naturlige naturtyper kan både være innmark og utmark, og de inkluderer blant annet areal som er viktige beiteressurser for husdyr. Semi-naturlige naturtyper har en viktig rolle for flere økosystemtjenester enn beite og fôrproduksjon. For eksempel er ofte gamle slåtte- og beitemarker viktige leveområder for flere grupper av pollinerende insekter. Åpent lavland representerer også viktige jordressurser som enkelt kan bidra i framtidig matproduksjon, og de kan spille en rolle for rekreasjon og naturopplevelse. I tillegg inneholder de en stor del av arts mangfoldet i jordbrukets kulturlandskap og inngår som en del av kulturhistorien. De største truslene mot naturtypene er

opphevelse av drift og gjengroing, i tillegg til oppgjødsling, oppdyrking, sprøyting, skogplanting og utbygging (Norderhaug og Johansen 2011).

11.2 Naturindeksens tilstand og utvikling for åpent lavland

Økosystemer innen åpent lavland er formet av langvarig tradisjonell jordbruksdrift og skjøtsel. Referansetilstanden er derfor definert som slike arealer i god hevd, med et arts mangfold som en tradisjonelt forbinder med naturtypen og som er formet ved tradisjonell hevd over lang tid (Pedersen og Nybø 2015).

DATAGRUNNLAG OG USIKKERHET

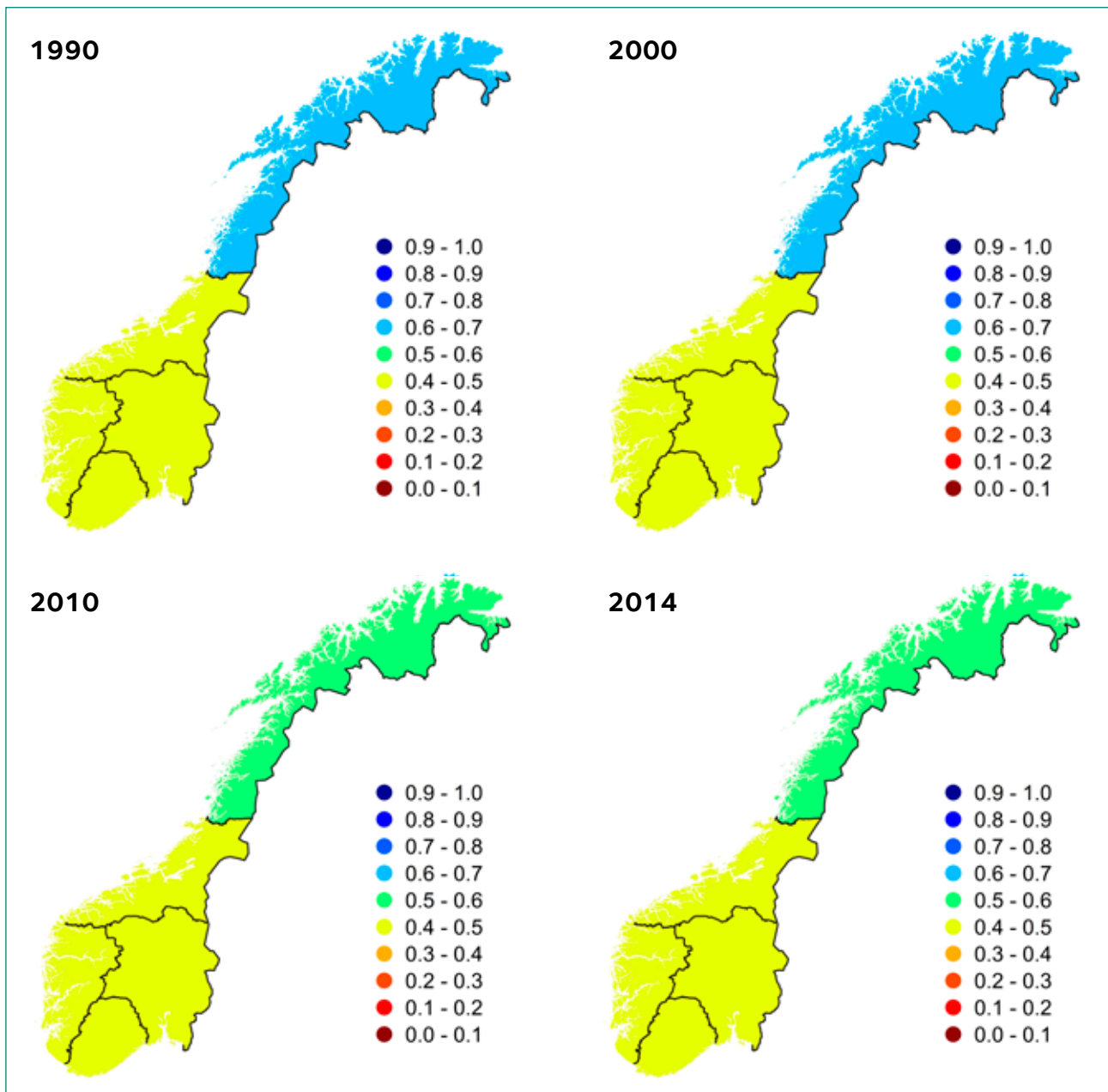
- Det er 29 indikatorer for åpent lavland, herav 3 nøkkelindikatorer. Indikatorverdiene er basert på overvåkingsdata (21 %), modellbaserte estimater (10 %) og ekspertvurderinger (69 %). 52 % av indikatorene for åpent lavland har verdier for mindre enn 50 % av kommuner med åpent lavland. Dekningen er særlig mangelfull i innlandet. Vedlegg 2 lister opp alle indikatorene.
- Referansetilstanden for åpent lavland er basert på tradisjonelt drevne kulturbetingete økosystemer i lavlandet som er i god hevd. Referanseverdiene for indikatorene er basert på beste faglige kunnskap for hver indikator og data fra gjenværende noenlunde intakte områder med relevante økosystemer.
- Indikatorverdiene er basert på overvåkingsdata for fugl, humler og dagsommerfugler for utvalgte områder. Ekspertvurderinger er blant annet basert på data fra naturtypekartlegging, skjøtselsplaner, Naturbase, handlingsplaner for utvalgte naturtyper, forskningsprosjekter og bredere artskartlegging rapportert i Artskart.
- Usikkerhet i spesifikke indikatorverdier skyldes i stor grad manglende overvåkingsdata for mange indikatorer.
- Til tross for datamangel, er det ingen tvil om at det har skjedd store arealendringer i kulturlandskapet de siste 60 årene og at dette påvirker biologisk mangfold (Framstad og Lid 1998).

Indikatorene som inngår i åpent lavland, har utviklet seg i negativ retning over lang tid, og naturindeksen for åpent lavland får derfor en relativt lav verdi (0,47). Det er mindre endringer fra 1990 og framover. Det er fortsatt en negativ utvikling, men små endringer fra 2010 til 2014. Trenden er lik for hele landet, men naturindeksen har en høyere verdi for Nord-Norge sammenliknet med de andre fire regionene (Midt-Norge, Vestlandet, Sørlandet og Østlandet) (Figur 11.2). Tre indikatorer (fiolett oljebille, tilstand for gras- og urterik mark, tilstand for kystlynghei) er nøkkelindikatorer i beregningen av indeksen og utgjør

til sammen 50 % av indeksverdien (Pedersen og Nybø 2015). Den klart viktigste påvirkningsfaktoren for naturindeksen i åpent lavland er arealbruk (Figur 3.7).

Kulturlandskapet gjenspeiler naturvilkår, samfunnsforhold og den historiske utviklingen. De lave verdiene og den negative trenden for naturindeksen for åpent lavland er sterk knyttet til endringer som har skjedd i jordbruket etter 1900 og spesielt fra 1950-tallet og utover. Endringene har ført til en overgang fra tradisjonelle og ekstensive driftsmetoder til mer intensive og effektive metoder for matproduksjon. Dette inkluderer mekanisering av driften, mer intensiv arealbruk, bruk av kunstgjødsel, samt nye plantesorter og dyreslag. En tilsvarende utvikling har foregått i store deler av Europa (Stoate m.fl. 2009). Det er imidlertid hevdet at denne utviklingen i Norge begynte noe senere enn i mange andre land i Vest-Europa (Emanuelsson 2009). En viktig del av utviklingen er også de omfattende strukturendringene jordbruket har gjennomgått. Fra 1999 til 2012 er flere enn hvert tredje gårdsbruk lagt ned (Bye m.fl. 2014). Effektene av strukturendringene på biologisk mangfold er likevel lite studert og dokumentert (Dramstad og Sang 2010). Endringene i jordbruket har ført til at arealet av semi-naturlig eng, kystlynghei, boreal hei og strandenger er sterkt redusert i løpet av 1900-tallet, og i dag inngår flere av de semi-naturlige naturtypene i Norsk rødliste for naturtyper (Norderhaug og Johansen 2011).

Endringene i jordbruket har også hatt en negativ påvirkning på det biologiske mangfoldet som er tilpasset den ekstensive skjøtselen. Omtrent 26 % av alle truede arter på Norsk rødliste for arter 2015 har en betydelig andel av sine bestander i åker, kunstmarkseng og kulturmarkseng (Henriksen og Hilmo 2015). Arealendringer er klart den største trusselen for disse artene. Dette gjelder arealendringer knyttet til jordbruket, der særlig oppdyrking og opphør av beite eller slått er de viktigste påvirkningsfaktorene. Fysiske inngrep utenom jordbruksaktiviteter påvirker også mange arter. Opphør av beite, slått og lyngsviing bidrar til en gjengroing av arealene og tilslutt en suksesjon mot skog (Figur 11.3).



Figur 11.2. Utvikling av naturindeksen for åpent lavland for ulike regioner.

En stor del av arealet med åpent lavland finnes i fjellområdene under skoggrensa hvor setringen har vært viktig. Ved midten av 1800-tallet var det 70 000–100 000 setre i Norge (Daugstad og Sæter 2001). Da ble områdene rundt setrene utnyttet som beite, slått og ryddet for skog og kratt til brensel. Dette bidro til å holde landskapet åpent. I dag er det få aktive setre i drift. I 1939 var det 26 400 jordbruksbedrifter med seter eller del i seter, mens tallet var redusert til 1 400 i 2012 (Bye m.fl. 2014). Dette bidrar til at store områder ikke skjottes tilstrekkelig og til en gjengroing av seterområdene.

I tillegg til arealendringer er forurensing og fremmede arter viktige påvirkningsfaktorer. Fremmede arter utgjør generelt en alvorlig trussel mot stedegen biodiversitet (Gederaas m.fl. 2012). I kystlynghei er for eksempel spredning av fremmede treslag en stor trussel i mange områder. Forurensing kan føre til forsuring og eutrofiering av semi-naturlige økosystemer, noe som generelt fører til økt biomasseproduksjon og endring i det biologisk mangfoldet (Aarrestad og Stabbetorp 2010). Klimaendringer og nitrogennedfall kan også påskynde gjengroingsprosessene (Stevens m.fl. 2010).

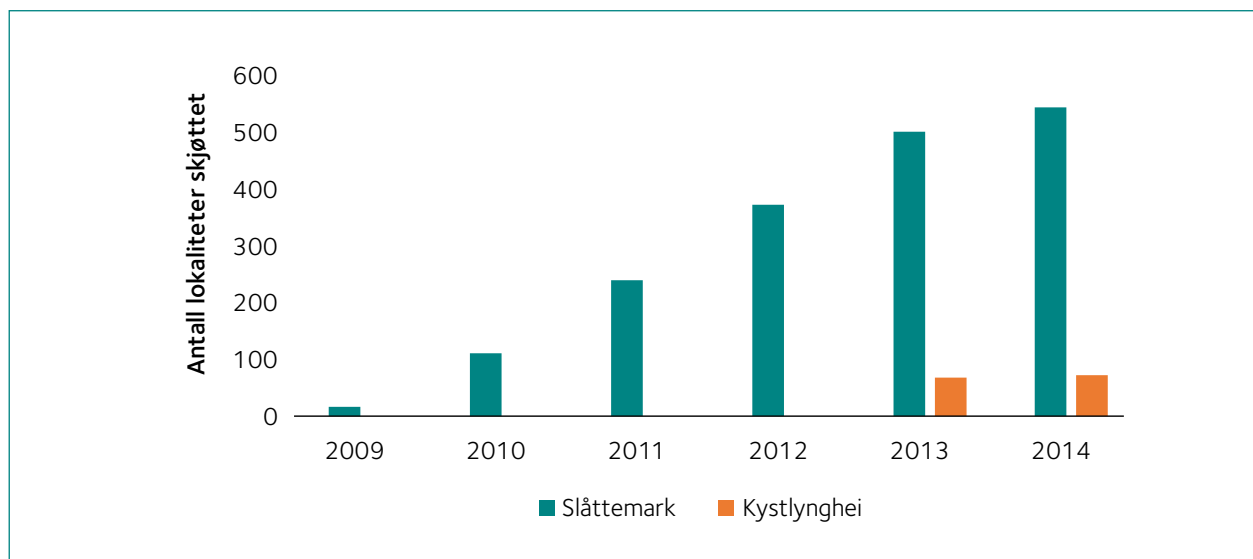


Figur 11.3. Gjengroing er en av de største truslene mot åpent lavland. I kystlynghei starter gjengroing på grunn av lite eller ikke noe beitetrykk og manglende lyngsviing. Foto © Line Johansen/NIBIO.

Naturtypene og det biologiske mangfoldet knyttet til åpent lavland, er avhengig av et aktivt jordbruk og at områdene skjøttes ved bruk av ekstensive metoder. Det finnes flere tilskuddsordninger som kan bidra til dette i Norge, både på nasjonalt, regionalt og kommunalt nivå, som har som mål å bevare biologisk mangfold og semi-naturlige naturtyper, for eksempel Regionalt miljøprogram, Spesielle miljøtiltak i jordbruket, Handlingsplaner for utvalgte naturtyper og Utvalgte kulturlandskap i landbruket. I 2009 ble det etablert en tilskuddsordning for skjøtsel og restaurering av utvalgte naturtyper, der målet er å ta vare på naturtypene og det biologiske mangfoldet som kjennetegner dem. I arbeidet med handlingsplanen for slåttemark, har antall slåttemarker som det er utført skjøtsel i, økt for hvert år siden ordningen ble etablert i 2009. I 2014 var det totalt 545 enger med aktiv skjøtsel (Figur 11.4). Tilskuddsordningen startet noe senere for kystlynghei, som i 2014 hadde 74 lokaliteter med skjøtsel (Figur 11.4). Til

tross for en satsing på disse tilskuddsordningene viser naturindeksen for åpent lavland små endringer mellom 2010 til 2014. Dette betyr likevel ikke at tilskuddsordningene er uten betydning for bevaring av det biologiske mangfoldet. Årsaken er mest sannsynlig at viktige drivere i utviklingen gir relativt store endringer i landskapet sammenliknet med tiltak som er igangsatt gjennom tilskuddsordningene. En mer inngående analyse av hvordan tilskuddsordninger påvirker naturindeksens verdi i åpent lavland, er ennå ikke gjennomført.

Naturindeksen måler tilstanden til det arealet som til enhver tid finnes av et økosystem. Det er imidlertid store arealer av opprinnelig åpent lavland som ikke lenger finnes, da det er gått over til andre naturtyper eller er nedbygd. Arealet med åpent lavland i Norge har gått nedover i lang tid, men vi mangler overvåkingsdata som kan dokumentere disse endringene.



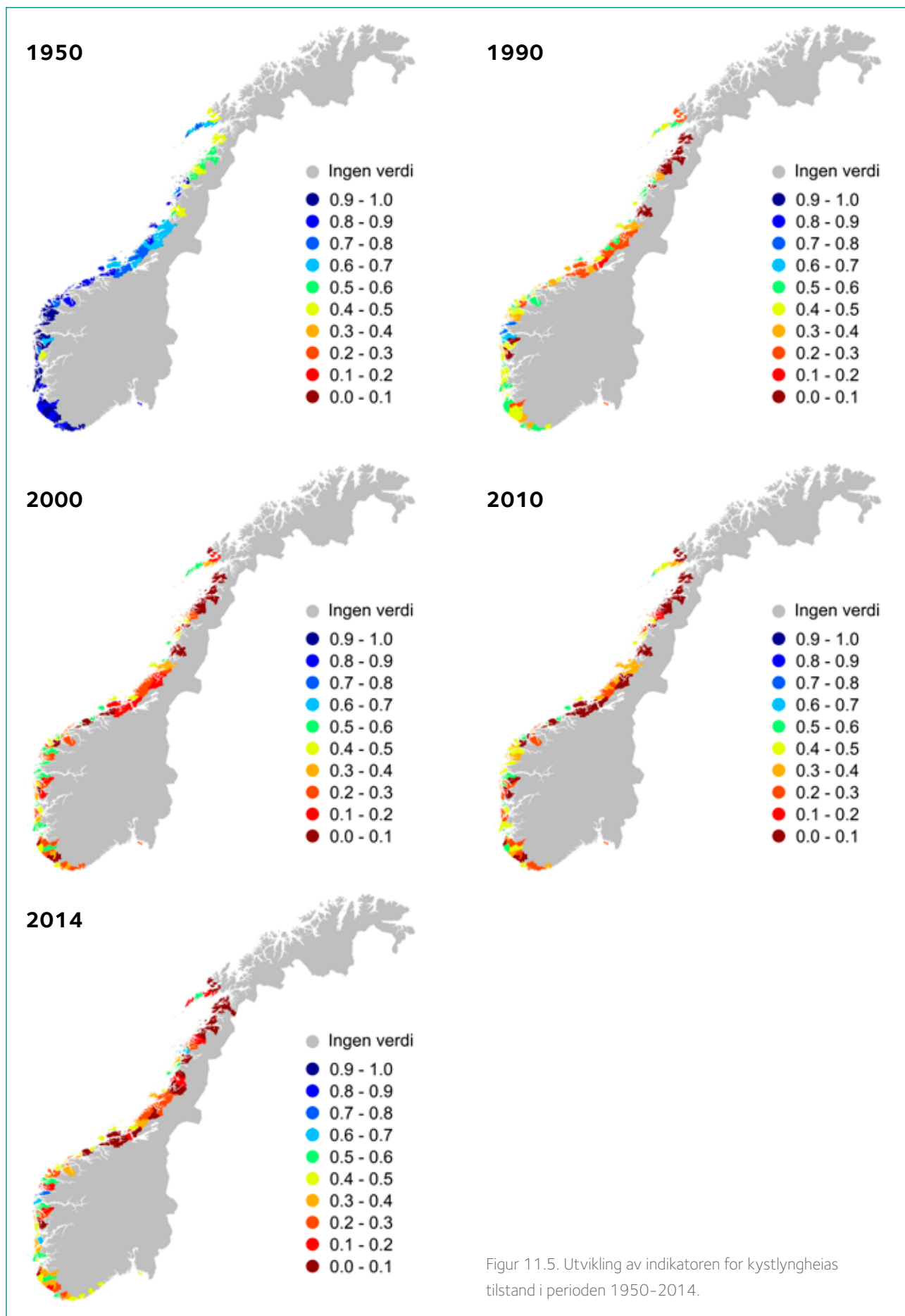
Figur 11.4. I 2009 startet en tilskuddsordning for skjøtsel av utvalgte naturtyper, og antall lokaliteter som har fått tilskudd har økt fra år til år. Figuren viser antall lokaliteter med slåttemark og kystlynghei som er skjøttet og har mottatt tilskudd. Data: Miljødirektoratet.

11.3 Kystlynghei – verdifull natur i fyr og flamme

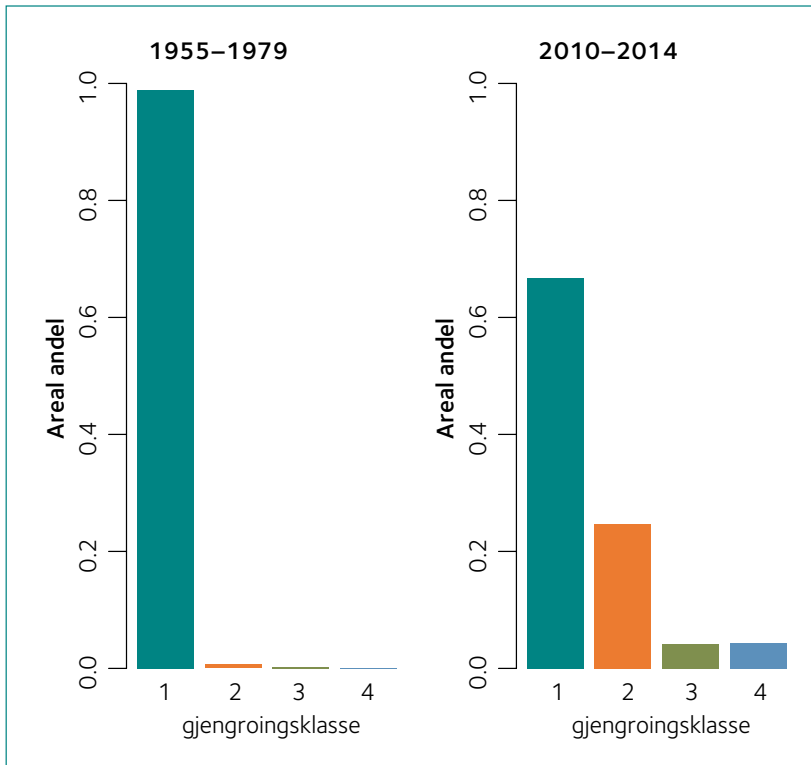
Kystlynghei er av de eldste kulturmarkene og er dannet gjennom flere tusen år med rydding av skog, lyngsviing, slått og beite. Naturtypen er i tilbakegang, og Norge har en vesentlig del av forekomstene som fremdeles finnes i Europa. Vi har derfor et internasjonalt ansvar for å ivareta denne naturtypen og de tilhørende artene.

I Norge strekker kystlynghei seg fra kysten av Aust-Agder til nord i Nordland. De nordlige forekomstene av kystlynghei skiller seg spesielt ut fra kystlynghei som finnes i andre deler av Europa. Den geografiske utbredelsen av kystlynghei er avgrenset til en smal stripe langs kysten der et mildt vinterklima tillater at beitedyrene kan gå ute hele året (Figur 11.7). Kystlynghei består hovedsakelig av lyngdominert vegetasjon med røsslyng som en dominerende art, men vegetasjonen endrer seg avhengig av klima, eksposisjon, jordsmonn og høyde over havet. Røsslyng er vintergrønn og en god fôrplante på vinteren bare den ikke blir for gammel og forvedet. For å forynge røsslyng blir lyngheien brent under kontrollerte forhold med jevne mellomrom for å gi gode beiter (Haaland 2002). Indikatoren for tilstanden til kystlynghei er basert på en ekspertvurdering av hevdtilstanden for kystlynghei.

Intensivt jordbruk, gjengroing og luftforurensing har gjort at mer enn 80 % av kystlyngheiene i Europa er gått tapt, og den samme trenden gjelder for Norge. Det er estimert at ca. 10 % av opprinnelig areal med kystlynghei i Norge var intakt på 1990-tallet (Hjeltnes 1997). Kystlynghei er en sterkt truet naturtype, og gjengroing er den viktigste trusselen mot kystlynghei i Norge, i tillegg til utbygging, skogplanting og etablering av fremmede treslag, oppdyrking og nitrogennedfall (Norderhaug og Johansen 2011). Dette er årsaken til den lave verdien og den negative utviklingen for indikatoren for tilstanden til kystlynghei (Figur 11.5). Opphør av bruk har ført til at store deler av lyngheiene er preget av gammel røsslyng og gjengroing med trær og busker. En studie utført av NIBIO, viser at ca. 1/3 av de studerte kystlyngheiområdene var i sent gjengroingsstadium med tresjikt (Johansen m.fl. 2015, Figur 11.6).



Figur 11.5. Utvikling av indikatoren for kystlyngheias tilstand i perioden 1950–2014.



Figur 11.6. Gjengroing med tresjikt i 38 kystlyngheilokaliteter (174 km²) fra Rogaland til Nord-Trøndelag, tolket fra flyfoto fra periodene 1955–1979 og 2010–2014. Gjengroingsklassene tilsvarer 1: Åpen kystlynghei, men enkelttrær kan forekomme, 2: dekning tresjikt 0–6,25 %, 3: dekning tresjikt 6,25–25 %, 4: dekning tresjikt 25–100 % (Johansen m.fl. 2015).



Figur 11.7. Gammel norsk sau som beiter i kystlynghei. Beite er en viktig skjøtselmetode for å ivareta naturtypene og det biologiske mangfoldet i åpent lavland. Foto © Line Johansen/NIBIO.

11.4 Gras- og urterik mark – truede artsrike økosystem

Gras- og urterik mark innen åpent lavland er semi-naturlige naturtyper som er preget av slått og beiting, og de er ofte svært artsrike. Trenden for denne indikatoren er negativ, og indikatoren har svært lave verdier (Figur 11.8). Årsaken til dette er at de fleste av forekomstene er i dårlig hevd på grunn av opphør av tradisjonell drift og påfølgende gjengroing. Andre trusler er intensiverte driftsformer som gjødsling og oppdyrking, i tillegg til skogplanting, klimaendringer, utbygging og feil type skjøtsel. Gras- og urterik mark inkluderer blant annet naturtypene slåttemark som er vurdert som sterkt truet, og kulturmarkseng som er vurdert som sårbar i Norsk rødliste for naturtyper på grunn av disse truslene (Norderhaug og Johansen 2011). Indikatoren for tilstanden til gras- og urterik mark er basert på en ekspertvurdering av hevdtilstanden for åpen slåtte- og beitemark under skoggrensa.

11.5 Pollinering

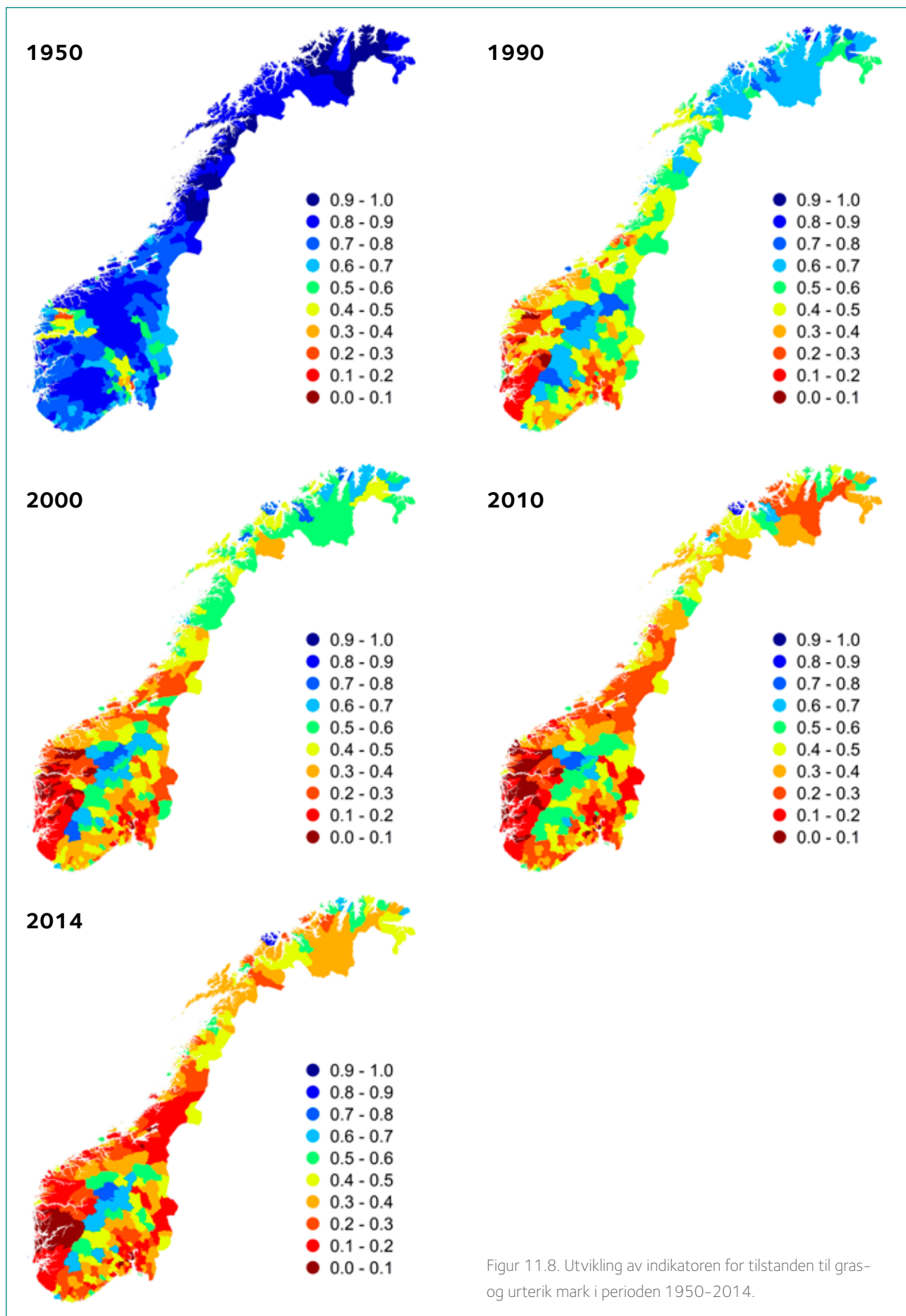
Pollinerende insekter muliggjør seksuell formering for mange blomsterplanter (figur 11.9), og planter gir i retur en matkilde til insektene i form av nektar og pollen. Mye av artsrikdommen og spesialiseringen hos insekter og planter er resultatet av millioner av år med felles utvikling (co-evolusjon) mellom disse gruppene (Labandeira m.fl. 1994). Da åpent lavland er spesielt rikt på blomsterplanter, er dette også viktige leveområder for pollinerende insekter. Denne gruppen står for en betydelig del av det biologiske mangfoldet i disse økosystemene.

Pollinerende insekter kan tilhøre mange forskjellige grupper av insekter, men den viktigste gruppen er bier, en artsgruppe som også inkluderer humler. Humler er, som andre bier, spesialisert til å samle pollen og nektar, og de besøker vanligvis flere blomster av samme planteart. De er derfor en viktig organismegruppe for både viltvoksende og kultiverte planter. I åpent lavland inngår en samlet indikator for humler, som er sterkt knyttet til semi-naturlige naturtyper i jordbrukslandskapet. En høy verdi indikerer forekomst av eng og andre åpne arealer i

god hevd, med generelt god tilgang på et mangfold av blomstrende plantearter. Denne indikatoren har reduserte verdier (0,6–0,7) på grunn av endringene i jordbruket beskrevet ovenfor. Moderne drift fører ofte til et mindre mangfold av blomstrende plantearter og dermed mindre matressurser for humler. Når mengde og mangfold av blomstrende planter går ned, minsker også pollinerende insekter i antall. Humler og andre grupper av pollinerende insekter har også behov for andre ressurser, for eksempel et trygt sted for å bygge bol. Tilgangen til slike ressurser kan også bli påvirket av endringer i skjøtsel og landskap (Totland m.fl. 2013). Fem humlearter av totalt 35 ble rødlistet i Norge i 2015 (Henriksen og Hilmo 2015).

Humler, andre ville bier og sommerfugler reagerer alle på den store omstillingen i jordbruket, og disse gruppene viser liknende trender. De negative trendene for pollinerende insekter er ikke unike for Norge, men gjenspeiler en generell tilbakegang av disse gruppene i store deler av Europa. For eksempel er det registrert opptil 50 % nedgang av flere arter av sommerfugler som inngår i The European Grassland Butterfly Index (Van Swaay m.fl. 2013).

Indikatoren for humler er en sammensatt indikator der flere arter bidrar til en felles verdi, og der referanseverdien er ekspertvurderinger basert på historiske utbredelseskart. Ekspertvurderinger brukes fordi det mangler gode kvantitative historiske data som kan sammenliknes med dagens situasjon. Observasjonsdata for nåværende tilstand kommer fra et pågående overvåkingsprogram i utvalgte fylker (Østfold, Vestfold, Sør- og Nord-Trøndelag, Rogaland og Vest-Agder) (Åström m.fl. 2014).



Figur 11.8. Utvikling av indikatoren for tilstanden til gras- og urterik mark i perioden 1950–2014.



Figur 11.9. Humler er viktige pollinatorer. Hagehumle er en vanlig art der det finnes rikelig med blomster med lange kronrør.
Foto © Arnstein Staveløkk/NINA.

11.6 Framtidsperspektiver for åpent lavland

Utviklingen av naturindeksen for åpent lavland avhenger mye av jordbruks- og miljøpolitikken, samt markedsmekanismene i jordbruket. Effektiviseringen av jordbruket vil fortsette, og jordbrukslandskapet vil aldri gjenoppstå slik det var før 1950. Tilskuddsordninger og tilrettelagt skjøtsel og jordbruk kan imidlertid bidra til å opprettholde de viktige habitatene som fremdeles finnes i dag innenfor kulturlandskapet. Forvaltnings- og skjøtselstiltak har stor betydning for å ivareta det biologiske mangfoldet og opprettholde viktige økosystemtjenester i kulturlandskapet, men det er avgjørende med et aktivt jordbruk som kan ivareta verdifulle naturgoder og biologisk mangfold gjennom bruk.

KUNNSKAPSBEHOV

- Det er stort behov for å utvikle et bedre og mer arealrepresentativt datagrunnlag for flere av indikatorene i åpent lavland. Endringer i hevdtilstand er den største påvirkningsfaktoren for indeksens verdi, men det finnes i dag ingen arealrepresentative data som kan beskrive disse endringene. Det finnes for eksempel ingen data på hvor stort areal av åpent lavland som er under gjengroing eller som er oppgjødslet.
- Det trengs systematiske overvåkingsprogram for de semi-naturlige naturtypene som inngår i åpent lavland. Disse må omfatte overvåking av både areal- og tilstands- endringer og arter innenfor åpent lavland.

12 Økosystem-tjenester, økosystem-regnskap og naturindeksen

Signe Nybø¹, Iulie Aslaksen² og Per Arild Garnåsjordet²

¹Norsk institutt for naturforskning,

²Statistisk sentralbyrå

Tallfesting og verdsetting av økosystemtjenester (naturgoder) er foreslått som metode for å synliggjøre naturverdier i økonomiske og politiske beslutningsprosesser. Økosystemenes kompleksitet tilsier at økonomisk verdsetting bør forankres i økologisk kunnskap, og økosystemenes variasjon tilsier at beskrivelsen blir geografisk stedfestet. Uavhengig av om det er kunnskapsgrunnlag for økonomisk verdsetting bør naturgodene kvantifiseres slik at man kan vurdere om naturens produksjonskapasitet opprettholdes. Naturindeks for Norge er utviklet for å måle tilstanden for biologisk mangfold i hovedøkosystemene. Dette kapitlet peker på hvordan naturindeksen kan bidra til å måle naturens evne (kapasitet) til å levere økosystemtjenester der biologisk mangfold er viktig. Vi viser også til hvordan naturindeksen kan inngå i vurdering av samfunnsmessige avveininger mellom naturverdier og økonomiske verdier.

12.1 Økosystemtjenester og naturindeksen

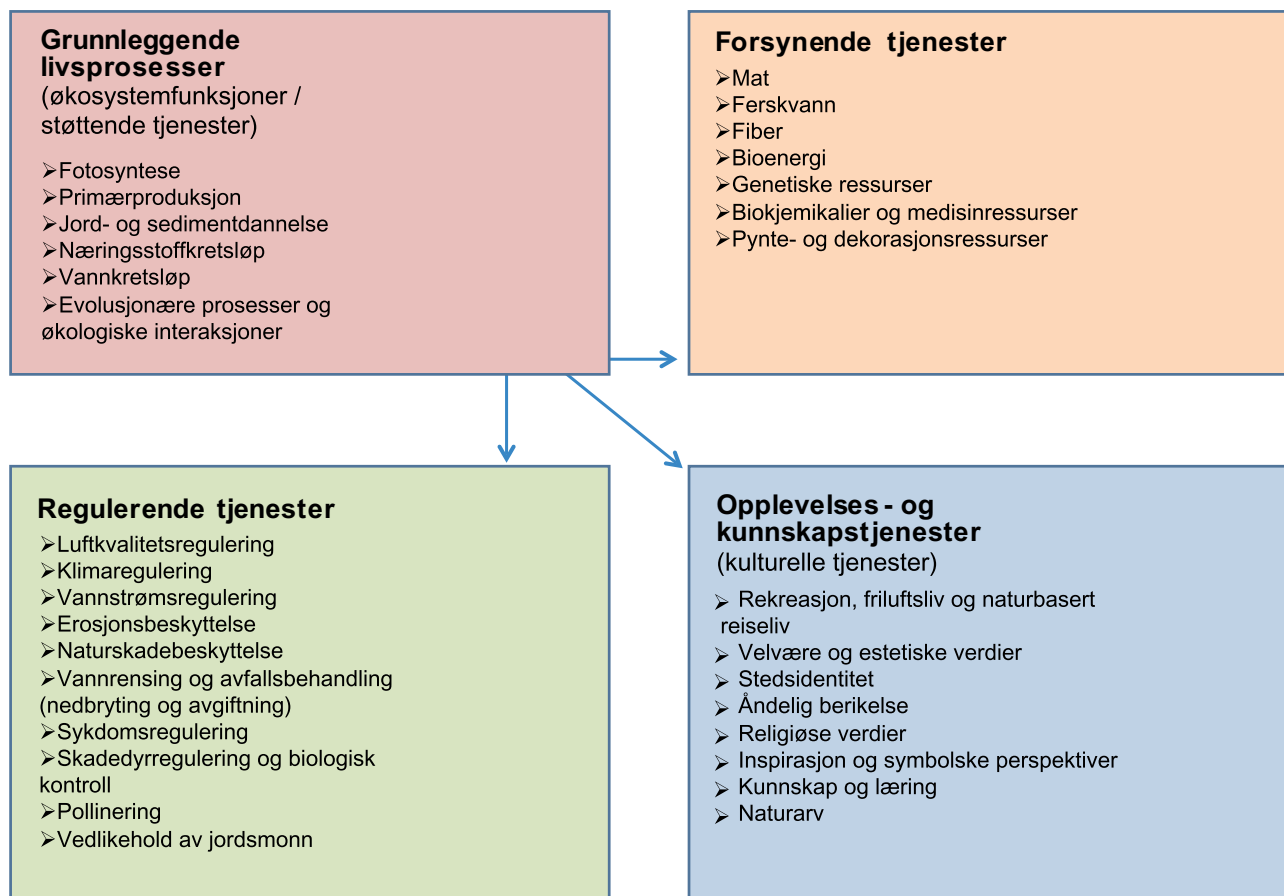
Økosystemtjenester er definert som økosystemenes direkte og indirekte bidrag til menneskers velferd (TEEB 2010). Økosystemtjenestene omtales også som naturgoder, dvs. goder som mennesket er avhengig av (NOU 2013). Tilnærmingen har fått stor oppmerksomhet i internasjonale forhandlinger der man tar sikte på å få til avtaler slik at jorda bevares

i en slik tilstand at den er i stand til å produsere det menneskene trenger i framtida. Dette dreier perspektivet fra å ta vare på det biologiske mangfoldet for sin egen del, til å sette menneskets behov i fokus. Den bakenforliggende tanken er at det biologiske mangfoldet også vil bli bevart når man sørger for at naturens produksjonskapasitet opprettholdes. Hvor stor betydning biologisk mangfold har for naturgoder er gjenstand for forskning. Mace m.fl. (2012) peker på at biologisk mangfold har en nøkkelrolle for alle typer økosystemtjenester. Betydningen av mangfoldet varierer imidlertid mellom tjenester (Cardinale m.fl. 2012). Genetisk mangfold, funksjonelt mangfold, samt økosystemenes tilstand og areal, har stor betydning for om jorda motstår endringer menneskeheten påfører den slik at framtidige generasjoner også kan ha gode levekår (Mace m.fl. 2014). Naturgodene deles inn i fire kategorier (Figur 12.1).

Økosystemenes struktur og mangfold og deres omsetning av energi og stoffer betegnes som grunnleggende livsprosesser (se også kapittel 1). Eksempler på grunnleggende livsprosesser er fotosyntese, jorddannelse og nedbrytning av organiske stoffer. Naturen leverer en rekke naturgoder basert på de grunnleggende livsprosessene. Eksempler på naturgoder er flomdemping, vannrensning, uttak av jaktbare arter og gleden ved å gå på tur i skogen. Økosystemenes kapasitet til å levere naturgoder avhenger av grunnleggende livsprosesser.

Naturindeksverdien kan sees på som et uttrykk for naturens samlede kapasitet til å levere en rekke økosystemtjenester der biologisk mangfold har stor betydning (Aslaksen m.fl. 2015). Naturindeksen kan være et rammeverk og utgangspunkt for å videreutvikle denne tilnærmingen og tallfeste kapasiteten til å levere disse økosystemtjenestene. Samtidig må en være klar over at naturindeksen ikke inneholder alle relevante indikatorer for å dekke viktige økosystemtjenester i tilstrekkelig grad, for eksempel for kapasiteten til å produsere tømmer, bidra til karbonlagring og gi rekreasjon og naturopplevelser. Supplerende informasjon til dagens versjon av naturindeksen bør derfor utarbeides for å synliggjøre flere økosystemtjenester.

Figur 12.2 illustrerer sammenhengen mellom naturindeksen og samfunnets prioriterte behov for uttak eller bruk av økosystemtjenester på en slik



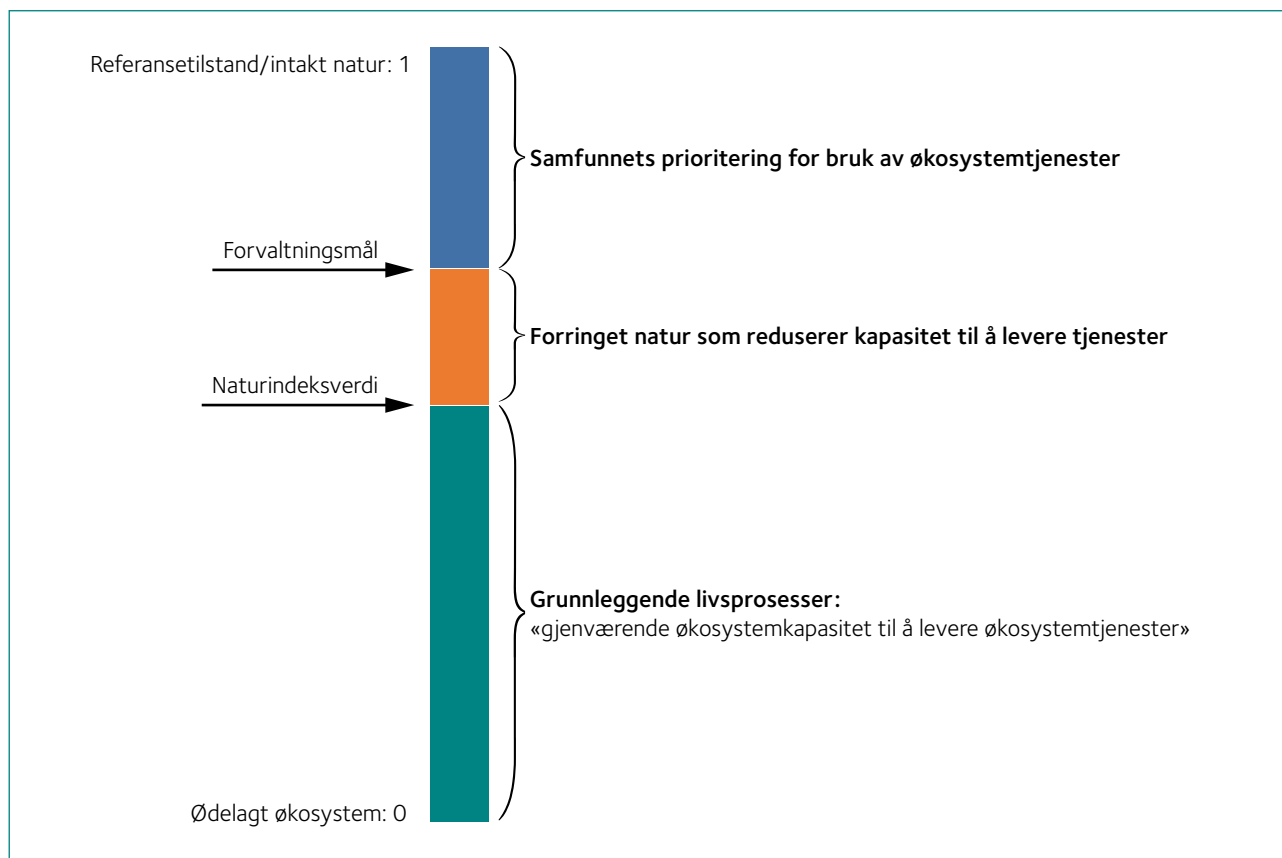
Figur 12.1. Inndeling av økosystemtjenester i fire kategorier, der de grunnleggende livsprosessene er en forutsetning for økosystemenes kapasitet til å levere økosystemtjenester. Grunnleggende livsprosesser er indirekte tjenester, mens de tre andre kategoriene er direkte tjenester. Direkte tjenester er de fordelene menneskene «høster» fra økosystemene. (Kilde: NOU 2013)

måte at tilstanden for biologisk mangfold reduseres. Eksempler på bruk av økosystemtjenester som kan redusere det biologiske mangfoldet, er skogbruk og friluftaktiviteter. Disse aktivitetene kan føre til forringelse av habitatet for fugl eller forstyrrelser av vilt. Det bør da være et forvaltningsmål å opprettholde en høyest mulig naturindeks samtidig som bruken av økosystemtjenestene foregår. Denne avveiningen mellom det å bruke natur og opprettholde det biologiske mangfoldet innebærer at forvaltningsmålet må settes lavere enn referansetilstanden.

Hvis naturindeksen er lavere enn forvaltningsmålet slik som illustrert i figur 12.2, kan man sette inn tiltak for å øke naturindeksen slik at man når forvaltningsmålet. Eksempler på tiltak som øker naturindeksen mot forvaltningsmålet, kan være å sette krav om bruk av skånsomme avvirkningsmetoder eller å forby bruk av motorisert kjøretøy i utmark. Man vil da ivareta både bruken av økosystemtjenesten(e) og det biologiske

mangfoldet slik samfunnet har satt forvaltningsmål om. Forvaltningsmålet bør settes slik at man har en mest mulig bærekraftig bruk av økosystemtjenestene samtidig som hensynet til biologisk mangfold ivaretas.

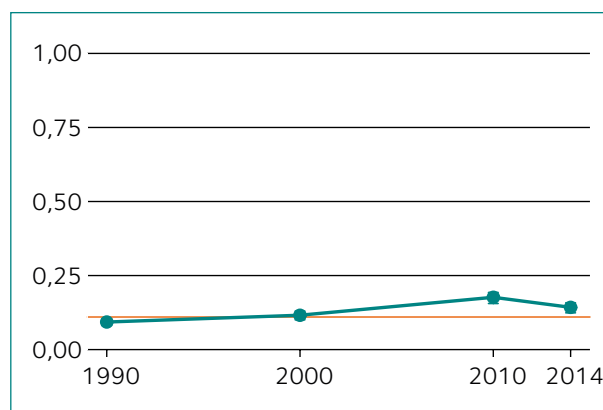
Forvaltningsmål for det samlede biologiske mangfoldet mangler i Norge. Et forvaltningsmål for et økosystem skal ideelt sett uttrykke avveiningen (trade-off) mellom ønsket uttak av en økosystemtjeneste og hensynet til det biologiske mangfoldet, samtidig som også andre økosystemtjenester i området skal opprettholdes i dag og i framtiden. Dette forutsetter at forvaltningsmålet settes ut fra tilstrekkelig kunnskap og ønske om å oppnå bærekraftig bruk av økosystemet. Bærekraftig bruk av økosystemet vil ikke nødvendigvis alltid være oppfylt i praksis. Samfunnets avveining vil ofte gå i retning av å optimalisere uttaket av enkelte økosystemtjenester, på bekostning av nåværende eller framtidig leveranse av andre økosystemtjenester.



Figur 12.2. Naturindeksen som mål på økosystemkapasitet og forholdet mellom referanseverdi, naturindeksverdi og forvaltningsmål.

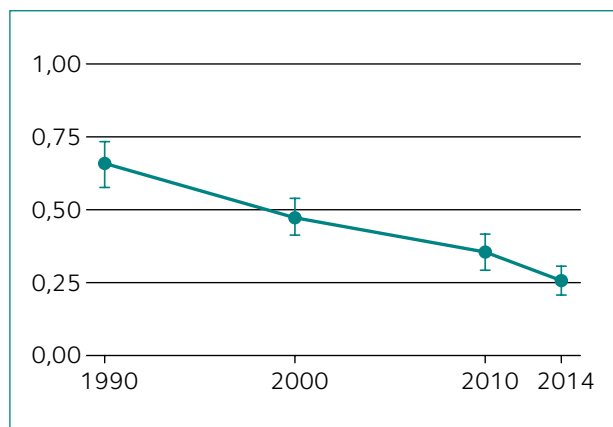
Rovdyrforvaltningen er ett eksempel der samfunnet har valgt å sette lave forvaltningsmål. For jerv er forvaltningsmålet satt til 39 årlige kull i Norge som helhet. Referanseverdien, dvs. antallet jerv man ville forventet med liten påvirkning fra menneskeskapt aktivitet, ville vært 360 årlige kull i Norge (Figur 12.3). 360 svarer altså til referanseverdien 1. Her har samfunnet prioritert økosystemtjenesten fôrproduksjon i utmark til sau og andre beitedyr. Forvaltningsmålet for jerv uttrykt som en naturindeksverdi er dermed $39 / 360 = 0,11$. Dette eksempelet illustrerer at referanseverdien ikke er forvaltningsmål for jerv.

Ved å kombinere et utvalg av indikatorer i naturindeksen, kan man få et mål på kapasiteten til å produsere en bestemt økosystemtjeneste. Småviltjakt er en slik økosystemtjeneste. Den kan betraktes som både en forsynende og en opplevelses- og kunnskapstjeneste. Arter av ville hønsefugler er ettertraktete småviltarter, og man vil anta at jo lavere bestander av slike arter, jo mindre er potensialet for uttak av økosystemtjenesten småvilt (Figur 12.4).



Figur 12.3. Grønn kurve angir relativ bestandsutvikling for jerv i Norge fra 1990 til 2014. Den relative bestandsutvikling er angitt på y-aksen (naturindeksverdien til jerv) der 1 representerer utvikling i jervebestanden i natur med lite menneskelig aktivitet. Det nasjonale forvaltningsmålet er angitt med oransje linje.

Bestanden av småvilt vil også trolig påvirke jakten som opplevelses- og kunnskapstjeneste. Trolig vil lave bestander føre til at færre drar på jakt (Wam m.fl. 2012).



Figur 12.4. Samlet bestandsutvikling i Norge for fire av våre jaktbare hønsefuglarter, fjellrype, lirype, orrfugl og storfugl.

Figuren viser en samlet bestandsnedgang fra en indeks på 0,66 i 1990 til en indeks på 0,26, dvs. en beregnet tilbakegang for disse fire artene på 60 % fra 1990 til 2014. Årsakene til tilbakegangen er usikker, men man antar at både direkte og indirekte effekter av klimaendringer er viktige (se kapittel 10). Klimaendringer kan ha en direkte negativ påvirkning på hønsefuglenes reproduksjon for eksempel ved dårlige klimatiske forhold når kyllingene klekkes. Bestandene av ville hønsefugler kan også indirekte bli påvirket av endringer i næringsnettet (Pedersen m.fl. 2015), for eksempel variasjoner i smågnagerbestandene eller økt predasjon fra rovdyr som rødrev.

12.2 Økosystemregnskap

Per Arild Garnåsjordet¹, Iulie Aslaksen¹ og Signe Nybø²

¹Statistisk sentralbyrå,

²Norsk institutt for naturforskning

Økosystemregnskap er en ny helhetlig tilnærming til å tallfeste og verdsette økosystemtjenester, basert på biologisk mangfold, for et land eller en region. Naturkapital representerer en totalverdi av økosystemtjenester (gitt dagens verdsetting). Begrepene regnskap og kapital i natursammenheng kan sees på som en analogi til nasjonalregnskapet, som skal gi en helhetlig oversikt over den økonomiske aktiviteten i et land, og omfatter både beholdning av kapital og strøm av varer og tjenester. Nasjonalregnskapstall brukes til å utforme den økonomiske politikken. Brutto nasjonalprodukt (BNP) er satt sammen av summer som finnes i

nasjonalregnskapet. Nasjonalregnskapet omhandler kun verdier som kan eies eller omsettes. Således inngår ikke fellesgoder som ren luft og rent vann eller biologiske arter uten kommersiell interesse i nasjonalregnskapet. Dette betyr at aktiviteter knyttet til å rense forurenset vann eller til å redde den truede hubroen, gjør at nasjonalregnskapet øker. Det å ha rent vann eller en god bestand av hubro teller ikke i regnskapet. Videre er ikke forringelse av økosystemene synlig i nasjonalregnskapet. Dette gjør at man i den økonomiske politikken ikke blir gjort oppmerksom på om naturens kapasitet til å levere økosystemtjenester reduseres over tid. Derfor er det behov for å utvikle økosystemregnskap som kan gi et bedre kunnskapsgrunnlag for miljøforvaltning og politiske tiltak for å stanse tap av biologisk mangfold.

FN har sammen med Verdensbanken, OECD, FAO og EU-kommisjonen tatt initiativ til å utvikle et nytt rammeverk for økosystemregnskap, System of Environmental–Economic Accounting. Experimental Ecosystem Accounting tar inn over seg at samfunnets bruk av økosystemtjenester i dag og i framtiden avhenger av at økosystemenes kapasitet til å levere tjenester opprettholdes (United Nations 2014). Formålet er å inkludere data om strømmen av tjenester som økosystemene yter til samfunnet, og beskrive hvordan økonomisk aktivitet påvirker omfanget og kvaliteten på disse tjenestene. Det foreslåtte økosystemregnskapet anbefaler å utvikle arealbaserte mål for verdier av biologisk mangfold, biologiske ressurser og økosystemtjenester. Det anbefales et eget regnskapssystem for tallfesting av biodiversitet, uten økonomisk verdsetting. Et økosystemregnskap vil gi myndigheter og andre beslutningstakere et bedre grunnlag for å vurdere sammenhengen mellom produksjons- og forbruksmønstre, energibruk, økonomisk vekst og bruken av økosystemene. Effekter av miljøpolitiske virkemidler vil bli mer synlig enn i dagens nasjonalregnskap. Økosystemkapasitet og avveining mellom bruk av ulike økosystemtjenester er en sentral del av FNs forslag til økosystemregnskap, se også Figur 12.2 om forvaltningsmål som mål for avveiningen mellom dagens bruk og kapasitet for framtidige tjenester.

I FNs rammeverk er økosystemets tilstand og areal grunnlaget for å vurdere dets kapasitet til å produsere tjenester. Naturindeksen er et eksempel på et mål for økologisk tilstand som kan kombineres med annen

informasjon om arealet av relevante økosystemer (se Figur 3.1). Det vil være nyttig å videreutvikle naturindeksen som ett av grunnlagene for Norges økosystemregnskap. I forbindelse med deltakelse på et møte i FN ble det utviklet et notat som utreder hvordan naturindeksens rammeverk kan inngå som en del av et økosystemregnskap (Certain m.fl. 2013).

Arbeidet med å utarbeide et økosystemregnskap er nå under uttesting i utvalgte land. Norge har bidratt til å finansiere uttestingen, uten selv å delta med utprøving av økosystemregnskap for Norge. Ulike metoder testes ut gitt prinsippene for regnskap i FNs rapport. I en ny mer teknisk rapport anbefaler FN at regnskapssystemene for biologisk mangfold skal utarbeides i fysiske enheter, dvs. ikke i monetære verdier. Regnskapene for økosystemtjenestene skal baseres på fysiske enheter og kartfestet informasjon, som grunnlag for økonomisk verdsetting (Obst 2015). FN anbefaler at hele økosystemregnskapet skal inneholde følgende regnskapstyper; økosystemenes areal/utstrekning, økosystemenes tilstand, strøm og bruk av økosystemenes tjenester, økosystemenes kapasitet til å levere tjenester og de forventede tjenestestrømmene. Tre av regnskapstypene – strøm og bruk av økosystemenes tjenester, økosystemenes kapasitet til å levere tjenester og de forventede tjenestestrømmene – skal tallfestes i økonomiske verdier og gi grunnlag for økonomisk analyse av sammenheng mellom bruk av økosystemtjenester og påvirkning av framtidig kapasitet til å levere økosystemtjenester.

Referanser

Agee JK. 2003. Historical range of variability in eastern Cascades forests, Washington, USA. *Landscape Ecology* 18: 725–740.

Alkemade R, van Oorschot M, Miles L, Nelleman C, Bakkenes M, ten Brink B. 2009. GLOBIO3. *Ecosystems* 12: 374–390.

AMAP. 2013. AMAP Assessment 2013: Arctic Ocean Acidification. *Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP), Oslo, Norway* viii + 99 s.

Andersen GS. 2013. Growth, survival and reproduction in the kelp *Saccharina latissima* – Seasonal patterns and the impact of epibionts. *Doktorgradsavhandling, Universitetet i Oslo*.

Andersen R, Hustad H (red.). 2004. Villrein og samfunn. En veiledning til bevaring av Europas siste villreinfeil. *NINA Temahefte* 27. 77 s.

Anker-Nilssen T, Barrett RT, Lorentsen S-H, Strøm H, Bustnes JO, Christensen-Dalsgaard S, Descamps S, Erikstad KE, Fauchald P, Hanssen SA, Lorentzen E, Moe B, Reiertsen TK, Systad GH. 2015. SEAPOP De ti første årene. Nøkkeldokument 2005–2014. *SEAPOP, Norsk institutt for naturforskning, Norsk Polarinstitut & Tromsø Museum – Universitetsmuseet Trondheim, Tromsø*. 58 s.

Anon. 2011. Kvalitetsnormer for laks – anbefalinger til system for klassifisering av villaksbestander. *Temarapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 1*, 105 s.

Anon. 2015. Råd om beskatning av laks og sjøørret for perioden 2016–2018. *Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning nr 7*. 138 s.

Arneberg P, Ottersen G, Frie AK, van den Meeren GI, Johansson J, Selvik I (red.). 2013. Forvaltningsplan Norskehavet – rapport fra overvåkingsgruppen 2013. *Fisken og Havet, særnummer 1b-2013*. 95 s.

Arneberg P, van der Meeren GI, Johansson J, Frie AK, Jelmert A, Grøsvik BE, Fossum Pettersen C, Storeng AB, Skotte G, Frantzen S, Lorentsen S-H, Svelvik I,

Svensen HI (red.). 2015. Status for miljøet i Nordsjøen og Skagerrak – rapport fra overvåkingsgruppen 2015. *Fisken og Havet, særnummer 1b-2015*. 35 s.

Artsdatabanken. 2011. Elvemusling – *Margaritifera margaritifera*. *Artsdatabankens faktaark*. ISSN 1504-9140, nr 22, utgitt 2011.

Aslaksen I, Nybø S, Framstad E, Garnåsjordet PA, Skarpaas O. 2015. Biodiversity and ecosystem services: The Nature Index for Norway. *Ecosystem Services* 12: 108–116.

Asplin L. 2015. Sterkest effekt i fjorder og langs kysten: 30 prosent mer nedbør og 1–2 graders temperaturøkning. I: Bakketeig I, Gjøsæter H, Hauge M, Hoddevik Sunnset B, Toft KØ (red.). 2015 Havforskningsrapporten 2015. *Fisken og Havet, særnummer 1-2015*: 142–143.

Austnes, K. 2015. Exceedance of critical loads in Norway in 2020 – Comparing CCE and NIVA calculations. I: De Wit, HA, Wathne, BM (red.). Proceedings of the 30th Task Force meeting of the ICP Waters Programme in Grimstad, Norway 14th – 16th October, 2014. *ICP Waters report 122/2015*.

Austrheim, G, Bråthen, KA, Ims, RA, Mysterud, A & Ødegaard, F. 2009. Fjellet – Miljøforhold og påvirkninger på rødlistearter. *Fakta Artsdatabanken, Trondheim*.

Bakketeig I, Gjøsæter H, Hauge M, Hoddevik Sunnset B, Toft KØ (red.). 2015. Havforskningsrapporten 2015. *Fisken og Havet, særnummer 1-2015*. 215 s.

Berge J, Renaud PE, Darnis G, Cottier F, Last K, Gabrielsen TM, Johnsen G, Seuthe L, Weslawski JM, Leu E, Moline M, Nahrgang J, Søreide JE, Varpe Ø, Lønne OJ, Daase M, Falk-Petersen S. 2015. In the dark: A review of ecosystem processes during the Arctic polar night. *Progress in Oceanography* doi:10.1016/j.pocean.2015.08.005.

Bjerke JW. 2011. Winter climate change: Ice encapsulation at mild subfreezing temperatures kills freeze-tolerant lichens. *Environmental and Experimental Botany* 72: 404–408.

Bjerke JW, Bokhorst S, Callaghan TV, Zielke M, Phoenix GK. 2013. Rapid photosynthetic recovery of a snow-covered feather moss and Peltigera lichen during sub-Arctic midwinter warming. *Plant Ecology & Diversity* 6: 383–392.

Bjerke JW, Strann K-B, Skei JK, Ødegaard F. 2010. Myr-kilde-flommark I: Nybø S (red.): Naturindeks for Norge 2010. *DN-utredning 3-2010*: 94–108.

Bjerke JW, Tømmervik H, Zielke M, Jørgensen M. 2015. Impacts of snow season on ground-ice accumulation, soil frost and primary productivity in a grassland of sub-Arctic Norway. *Environmental Research Letters* 10: 095007, 14 s. DOI:10.1088/17489326/10/9/095007.

Blumentrath S, Hanssen F. 2010. Beregning av areal. I: Nybø, S (red.). Datagrunnlaget for Naturindeks i Norge 2010. *DN Utredning 4-2010*. Direktoratet for naturforvaltning (DN), Trondheim. s: 8–19.

Bokhorst S, Bjerke JW, Tømmervik H, Preece C, Phoenix GK. 2012. Ecosystem response to climatic change: the importance of the non-growing season. *Ambio* 41 (suppl 3): 246–255.

Bustnes JO, Anker-Nilssen T, Erikstad KE, Lorentsen S-H, Systad G. 2013. Changes in the Norwegian breeding population of European shag correlate with forage fish and climate. *Marine Ecology Progress Series* 489: 235–244.

Bye AS, Aarstad PA, Løvberget AI, Høie H. 2014. Jordbruk og miljø. Tilstand og utvikling 2013. *Rapportar 2014/10 Statistisk sentralbyrå, Oslo-Kongsvinger*.

Cairns A, Yan N. 2009. A review of the influence of low ambient calcium concentrations on freshwater daphniids, gammarids, and crayfish. *Environmental Reviews* 17: 67–79.

Cardinale BJ, Duffy JE, Gonzalez A, Hooper DU, Perrings C, Venail P, Narwani A, Mace GM, Tilman D, Wardle DA, Kinzig AP, Daily GC, Loreau M, Grace JB, Larigauderie A, Srivastava DS, Naeem S. 2012. Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature* 486 (7401): 59–67.

CBD. 2014. Global Biodiversity Outlook 4. Sekretariatet for Konvensjonen om biologisk mangfold, Montréal 155 s.

Certain G, Nybø S, Barton D, Pedersen B, Skarpaas O, Aslaksen I, Garnåsjordet PA. 2013. The SEEA Experimental Ecosystem Accounting framework: Structure, Challenges, and Links with the Nature Index. *Norwegian Institute for Nature Research & Statistics Norway. Working document prepared for the Expert Group Meeting: Modelling Approaches and Tools for Testing of the SEEA Experimental Ecosystem Accounting, 18 – 20 November 2013, UN Headquarters, New York, USA.* <http://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seeaRev/meeting2013/EG13-BG-16.pdf>.

Cornelissen JHC, Callaghan TV, Alatalo JM, Michelsen A, Graglia E, Hartley AE, Hik DS, Hobbie SE, Press MC, Robinson CH, Henry GHR, Shaver GR, Phoenix GK, Gwynn Jones D, Sonasson S, Chapin FS III, Molau U, Neill C, Lee JA, Melillo JM, Sveinbjörnsson B, Aerts R. 2001. Global change and Arctic ecosystems: is lichen decline a function of increases in vascular plant biomass? *Journal of Ecology* 89: 984–994.

Danell K, Bergström R, Duncan P, Pastor J. 2006. Large herbivore ecology, ecosystem dynamics and conservation. *Cambridge University Press, Cambridge*.

Daugstad K, Sæter S. 2001. Seterliv. *Det norske samlaget, Oslo*.

Dervo B, Skei JK, van der Kooij J, Skurdal J. 2013. Bestandssituasjon og opplegg for overvåkning av storsalamander (*Triturus cristatus*) i Norge. *Vann* 2013-4: 480–490.

Direktoratsgruppa vanndirektivet. 2013. Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. *Direktoratsgruppa for gjennomføring av vanndirektivet, 263 s.*

Dolmen D, Kleiven E. 2004. The impact of acidic precipitation and eutrophication on the freshwater pearl mussel *Margaritifera margaritifera* (L) in Southern Norway. *Fauna norvegica* 24: 7–18.

Dramstad WE, Sang N. 2010. Tenancy in Norwegian agriculture. *Land Use Policy* 27: 946–956.

EEA. 2015a. Status of fish stocks in relation to Good Environmental Status –2015. <http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/figures/status-of-fish-stocks-in-2>.

EEA. 2015b. The European environment – state and outlook 2015: synthesis report. *European Environment Agency, Copenhagen*.

Elser JJ, Andersen T, Baron JS, Bergström A-K, Jansson M, Kyle M, Nydick KR, Steger L, Hessen DO. 2009. Shifts in lake N:P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. *Science* 326: 835–837.

Elmendorf SC, Henry GHR, Hollister RD, Björk RG, Björkman AD, Callaghan TV, Collier LS, Cooper EJ, Cornelissen JHC, Day TA, Fosaa AM, Gould WA, Grétarsdóttir J, Harte J, Hermanutz L, Hik DS, Hofgaard A, Jarrad F, Jónsdóttir IS, Keuper F, Klanderud K Klein JA, Koh S, Kudo G, Lang SI, Loewen V, May JL Mercado J, Michelsen A, Molau U, Myers-Smith IH, Oberbauer SF, Pieper S, Post E, Rixen C, Robinson CH, Schmidt NM, Shaver GR, Stenström A, Tolvanen A, Totland Ø, Troxler T, Wahren C-H, Webber PJ, Welker JM, Wookey P. 2012. Global assessment of experimental climate warming on tundra vegetation: heterogeneity over space and time. *Ecology Letters* 15: 164–175.

Emanuelsson U. 2009. Europeiska kulturlandskap: Hur människan format Europas natur. *Formas, Stockholm*.

Evju M, Bruteig IE. 2013. Lichen community change over a 15-year time period: effects of climate and pollution. *The Lichenologist* 45: 35–50.

Evju M, Hagen D, Bruteig IE, Myklebost HE, Wilmann B. 2014. Program for terrestrisk naturovervåking (TOV) Landsomfattande gjenkartlegging av epifyttvegetasjonen på bjørk i 2007 og 2012. *NINA Rapport 1000. 29 s.*

Fagerli CW, Norderhaug KM, Christie H, Pedersen MF, Fredriksen S. 2014. Predators of the destructive sea urchin grazer (*Strongylocentrotus droebachiensis*) on the Norwegian coast. *Marine Ecology Progress Series* 502:207–218.

Fagerli CW, Norderhaug KM, Christie H. 2013. Can lack of sea urchin settlement explain kelp forest recovery in overgrazed areas in Norway? *Marine Ecology Progress Series* 488: 119–132.

Framstad E, Lid IB (red.). 1998. Jordbrukets kulturlandskap – forvaltning av miljøverdier. Universitetsforlaget, Oslo.

Framstad E, Sverdrup-Thygeson A. 2015. Økt hogst av skog i Norge – effekter på naturmangfold. *NINA Rapport 1149*. 54 s.

Fremstad E, Moen A (red.). 2001. Truete vegetasjonstyper i Norge. *NTNU Vitenskapsmuseet Rapp Bot Ser 2001-4*.

Fryjordet T. 1992. Skogadministrasjon i Norge gjennom tidene. Bind I Skogforhold, skogbruk og skogadministrasjon fram til 1850. *Landbruksdepartementet og Direktoratet for Statens Skoger, Oslo*. 645 s.

Garmo Ø, Skancke LB, Høgåsen T. 2014. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Vannkjemiske effekter 2013. *Miljødirektoratet Rapport M173-2014*, 55 s.

Gederaas L, Moen TL, Skjelseth S, Larsen L-K (red.). 2012. Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste 2012. *Artsdatabanken, Trondheim*.

Gottfried M, Pauli H, Futschik A, Akhalkatsi M, Barančok P, Alonso JLB, Coldea G, Dick J, Erschbamer B, Fernández Calzado MR, Kazakis G, Krajči J, Larsson P, Mallaun M, Michelsen O, Moiseev D, Moiseev P, Molau U, Merzouki A, Nagy L, Nakhutsrishvili G, Pedersen B, Pelino G, Puscas M, Rossi G, Stanisci A, Theurillat J-P, Tomaselli M, Villar L, Vittoz P, Vogiatzakis I, Grabherr G. 2012. Continent-wide response of mountain vegetation to climate change. *Nature Climate Change* 2: 111–115, DOI: 10.1038/NCLIMATE1329.

Granhus A, von Lüpke N, Eriksen R, Søgaard G, Tomter S, Antón-Fernández C, Astrup R. 2014. Tilgang på hogstmoden skog fram mot 2045. *Ressursoversikt 03/2014, Norsk institutt for skog og landskap, Ås* 31 s.

Grytnes J-A, Kapfer J, Jurasinski G, Birks HH, Henriksen H, Klanderud K, Odland A, Ohlson M, Wipf S, Birks HJB. 2014. Identifying the driving factors behind observed elevational range shifts on European mountains. *Global Ecology and Biogeography* 23: 876–884.

Gudleifsson BE. 2009. Ice encasement damage on grass crops and alpine plants in Iceland – impact of climate change. I: Gusta L, Wisniewski M, Tanino K (red.): *Plant Cold Hardiness: From the Laboratory to the Field*. CAB International, Wallingford. s 163–172.

Gundersen H, Christie HC, de Wit H, Norderhaug KM, Bekkby T, Walday MG. 2011. Utredning om CO₂-opptak i marine naturtyper. *NIVA rapport nr 6070-2010*. 25 s.

Gundersen H, Norderhaug KM, Christie H, Moy FE, Hjermann DØ, Vedal J, Ledang AB, Gitmark JK, Walday MG. 2014. Miljødirektoratets tallknuserprosjekt: Tallknusing av sukkertaredata. *NIVA-rapport 6737-2014*. 48 s.

Haaland S. 2002. Fem tusen år med flammer. Det europeiske lyngheilandskapet. *Vigmostad & Bjørke*.

Haberl H, Erb H, Krausmann F, Gaube V, Bondeau A, Plutzer C, Gingrich S, Lucht W, Fischer-Kowalski M. 2007. Quantifying and mapping the human appropriation of net primary production in earth's terrestrial ecosystems. *Proceedings of the National Academy of Science* 104: 12942–12947.

Hagen Y. 1952. Rovfuglene og viltpleien. *Gyldendal Norsk Forlag, Oslo*.

Halvorsen R, Bryn A, Erikstad L, Lindgaard A. 2015. Natur i Norge – NiN Versjon 2.0.0. *Artsdatabanken, Trondheim* (<http://www.artsdatabanken.no/nin>).

Hanssen-Bauer I, Førland EJ, Haddeland I, Hisdal H, Mayer S, Nesje A, Nilsen JEØ, Sandven S, Sandø AB, Sorteberg A, Ådlandsvik B (red.). 2015. Klima i Norge 2100. Kunnskapsgrunnlag for klimatilpasning oppdatert 2015. NCCS report 2/2015, Oslo.

Haugland H, Anfinnsen B, Aasen H, Løbersli E, Selboe O-K, Terum T, Lileng J, Granhus A, Søgaard G, Hanssen KH. 2013. Planting av skog på nye arealer som klimatiltak – egnede arealer og miljøkriterier.

Rapport M26-2013, Miljødirektoratet, Statens landbruksforvaltning og Norsk institutt for skog og landskap. 149 s.

Heggberget TM. 1996. En kunnskapsoversikt for eurasiatisk oter *Lutra lutra*; grunnlag for en forvaltningsplan. NINA Oppdragsmelding 439. 29 s.

Henriksen S, Hilmo O. 2015. Norsk rødliste for arter 2015. Artsdatabanken, Trondheim.

Hesthagen T, Hansen LP. 1991. Estimates of the annual loss of Atlantic salmon, *Salmo salar* L., in Norway due to acidification. *Aquacult. & Fish. Manage.* 22: 85-91.

Hesthagen T, Sevaldrud IH, Berger HM. 1999. Assessment of damage to fish populations in Norwegian lakes due to acidification. *Ambio* 28: 12-17.

Hjeltnes A. 1997. Overvåkning av kystlynghei. Sluttrapport. Delprosjekt av: «Kartlegging av skader og skadeårsaker på røsslyng og forandringer i vegetasjonen i kystlynghei på Sør-Vestlandet». Telemarkforskning – Bø Rapport 129.

Hofgaard A, Myklebost H. 2014. Overvåkning av palsmyr. Første gjenanalyse i Ferdesmyra, Øst-Finnmark. Endringer fra 2008 til 2013. NINA Rapport 1035. 54 s.

Hole LR, Tørseth K. 2002. Deposition of major inorganic compounds in Norway 1978-82 and 1997-2001: status and trends. NILU-rapport OR 61/2002. 72 s.

Holmgren K. 2014. Challenges in assessing biological recovery from acidification in Swedish lakes. *Ambio* 43 (Suppl 1): 19-29.

ICES. 2013. Interim Report of the Working Group on Integrated Ecosystem Assessments for the Norwegian Sea (WGINOR) 19-23 August 2013, Bergen, Norway. ICES CM 2013/SSGRSP:07. 94 s.

ICES. 2014a. Report of the Working Group on Widely Distributed Stocks (WGWISE), 26 August – 1 September 2014, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2014/ACOM:15. 917 s.

ICES. 2014b. Report of the Working Group on the Ecosystem Effects of Fishing Activities (WGECO), April 2014, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2014/ACOM:26. 174 s.

ICES. 2014c. Report of the Benchmark Workshop on Pelagic Stocks (WKPELA), 17-21 February 2014, Copenhagen, Denmark. ICES CM 2014/ACOM:43. 344 s.

ICES. 2015a. Report of the Workshop on Regional Seas Commissions and Integrated Ecosystem Assessment Scoping, 17-20 November 2014, ICES Headquarters, Denmark. ICES CM 2014/SSGBENCH:01. 55 s.

ICES. 2015b. Interim Report of the Working Group on Integrated Ecosystem Assessments for the Barents Sea (WGBAR) 1-4 June 2013, Kirkenes, Norway. ICES CM 2015/SSGRSP:07. 94 s.

Ims RA, Henden JA, Killengreen ST. 2008. Collapsing population cycles. *Trends in Ecology & Evolution* 23: 79-86.

James TY, Toledo LF, Rödder D, da Silva Leite D, Belasen AM, Betancourt-Román CM, Jenkinson TS, Lambertini C, Longo AV, Ruggen J, Collins JP, Burrowes PA, Lips KR, Zamudio KR, Longcore JE. 2015. Disentangling host, pathogen, and environmental determinants of a recently emerged wildlife disease: lessons from the first 15 years of amphibian chytridiomycosis research. *Ecology and Evolution* DOI: 10.1002/ece31672

Jepsen JU, Kapari LT, Hagen S, Schott T, Laksforsmo Vindstad OP, Nilssen AC, Ims RA. 2011. Rapid northwards expansion of a forest insect pest attributed to spring phenology matching with sub-Arctic birch. *Global Change Biology* 17: 2071-2083.

Johansen L, Velle LG, Wehn S, Hovstad KA. 2015. Kystlynghei i Naturindeks i Norge – Utvikling av indikatorer og datagrunnlag. NIBIO RAPPORT 1(5) 2015. 56 s.

Johansson C, Pohjola VA, Jonasson C, Callaghan TV. 2011. Multi-Decadal Changes in Snow Characteristics in Sub-Arctic Sweden. *Ambio* 40: 566-574.

Jones J, Brett M. 2014. Lake Nutrients, Eutrophication, and Climate Change. I: Freeman B (red.). Global

- Environmental Change. Part III. *Springer, Nederland*. s. 273–279.
- Karlsen SR, Hogda KA, Wielgolaski FE, Tolvanen A, Tommervik H, Poikolainen J, Kubin E. 2009. Growing-season trends in Fennoscandia 1982–2006, determined from satellite and phenology data. *Climate Research* 39: 275–286.
- Karlsen SR, Jepsen JU, Odland A, Ims RA, Elvebakk A. 2013. Outbreaks by canopy-feeding geometrid moth cause state-dependent shifts in understory plant communities. *Oecologia* 173: 859–870.
- Kausrud K, Økland B, Skarpaas O, Grégoire J-C, Erbilgin N, Stenseth NC. 2012. Population dynamics in changing environments: the case of an eruptive forest pest species. *Biological Reviews* 87: 34–51.
- Kausrud KL, Mysterud A, Steen H, Vik JO, Østbye E, Cazelles B, Framstad E, Eikeset AM, Mysterud I, Solhøy T, Stenseth NC. 2008. Linking climate change to lemming cycles. *Nature* 456: 93–98.
- Klanderud K, Totland Ø. 2005. Simulated climate change altered dominance hierarchies and diversity of an alpine biodiversity hotspot. *Ecology* 86: 2047–2054.
- Klanderud K, Totland Ø. 2007. The relative role of dispersal and local interactions for alpine plant community diversity under simulated climate warming. *Oikos* 116: 1279–1288.
- Klanderud K, Vandvik V, Goldberg D. 2015. The importance of biotic vs abiotic drivers of local plant community composition along regional bioclimatic gradients. *PLoS ONE* 10: e0130205.
- Klanderud K. 2005. Climate change effects on species interactions in an alpine plant community. *Journal of Ecology* 93: 127–137.
- Kuussaari M, Bommarco R, Heikkinen RK, Helm A, Krauss J, Lindborg R, Öckinger E, Pärtel M, Pino J, Rodà F, Stefanescu C, Teder T, Zobel M, Steffan-Dewenter I. 2009. Extinction debt: a challenge for biodiversity conservation. *Trends in Ecology & Evolution* 24: 564–571.
- Kålås JA, Husby M, Vang R. 2015. Ekstensiv overvåking av hekkebestander av fugl. *NINA Rapport* 1186: 57–68.
- Kålås JA, Viken Å, Henriksen S, Skjelseth S (red.). 2010. Norsk rødliste for arter 2010. Artsdatabanken, Norge.
- Labandeira C, Dilcher D, Davis D, Wagner D. 1994. Ninety-seven million years of angiosperm-insect association: paleobiological insights into the meaning of coevolution. *Proceedings of the National Academy of Science* 91:12278–12282.
- Landsskogtakseringen. 2015. Landsskogtakseringens feltinstruks 2015. *Håndbok fra Skog og landskap* 02/15. 203 s.
- Larsen BM. 2005. Handlingsplan for elvemusling (*Margaritifera margaritifera*) i Norge Innspill til den faglige delen av handlingsplanen. *NINA Rapport* 122. 33 s.
- Larssen T, Høgåsen T. 2003. Tålegrenser og overskridelser av tålegrenser i Norge. *NIVA Rapport* 4722.
- Larsson JY, Hysten G. 2007. Skogen i Norge .Statistikk over skogforhold og skogressurser i Norge registrert i perioden 2000 – 2004. *Viten fra Skog og landskap* 1/07. 91 s.
- Lehikoinen A, Green M, Husby M, Kålås JA, Lindström Å. 2014. Common montane birds are declining in northern Europe. *Journal of Avian Biology* 45: 3–14.
- Lie MH, Josefsson T, Storaunet KO, Ohlson M. 2012. A refined view on the “Green lie”: Forest structure and composition succeeding early twentieth century selective logging in SE Norway. *Scandinavian Journal of Forest Research* 27: 270–284.
- Ling SD, Scheibling RE, Johnson CR, Rassweiler A, Shears N, Connell SD, Salomon A, Norderhaug KM, Perez-Matus A, Hernandez JC, Clemente S, Blamey L, Hereu B, Ballesteros E, Sala E, Garrabou J, Cebrian E, Zabala M, Fujita D. 2015. Global regime-shift dynamics of catastrophic sea urchin overgrazing. *Philosophical Transactions B* 370:20130269.

- Linkowski W, Lennartsson T. 2005. Biologisk mångfald i fjellbjørkeskog – en kunnskapssammanstilling. *Centrum för biologisk mångfald. Sverige*.
- Lorentsen S-H, Anker-Nilssen T, Erikstad KE, Røv N. 2015. Forage fish abundance predicts timing of breeding and hatching brood size in a coastal seabird. *Marine Ecology Progress Series* 519: 209–220.
- Lund E, Aas W, Høgåsen T, Larssen T. 2012. Overskridelser av tålegrenser for forsurening og nitrogen for Norge – oppdatering med perioden 2007–2011. *Klima og forurensningsdirektoratet, Statlig program for forurensningsovervåking Rapportnr1135/2012*.
- Lyche Solheim A, Moe J, Haande S, Hobæk A, Løvik JE, Høgaasen T. 2009. Eutrofieringstilstand i norske innsjøer og elver 1980–2008. Statens forurensningstilsyn (SFT). *Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 1042 (TA nr 2466/2008). 42 s.*
- Lyche-Solheim A, Austnes K, Kristensen P, Peterlin M, Kodes V, Collins R, Semaradova S, Künitzer A, Filippi R, Prchalova H, Spiteri C, Prins T. 2012. Ecological and chemical status and pressures in European waters. Thematic assessment for EEA Water 2012. *Report EEA/ETC-ICM Prague. 145 s.* http://icm.eionet.europa.eu/ETC_Reports/EcoChemStatusPressInEurWaters_201211.
- Løvik JE, Stuen OH, Bækken T, Fjeld E, Kile MR, Rognerud S. 2014. Forurensningssituasjonen i Mjøsa med tilløpselver i 2013. *NIVA rapport 6640–2014*.
- Mace GM, Norris K, Fitter AH. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution* 27:19–26.
- Mace GM, Reyers B, Alkemade R, Biggs R, Chapin FS, Cornell SE, Diaz S, Jennings S, Leadley P, Mumby PJ, Purvis A, Scholes RJ, Seddon AWR, Solan M, Steffen W, Woodward G. 2014. Approaches to defining a planetary boundary for biodiversity. *Global Environmental Change-Human and Policy Dimensions* 28: 289–297.
- Meld.St. 25. 2014–2015. På rett vei. Reformer i veisektoren. *Melding til Stortinget 25 (2014–2015). Samferdselsdepartementet*.
- Meld.St. 37. 2012–2013. Helhetlig forvaltning av det marine miljø i Nordsjøen og Skagerrak (forvaltningsplan). *Melding til Stortinget 37 (2012–2013). 138 s.*
- Miljødirektoratet. 2014a. Faglig grunnlag for oppdatering av forvaltningsplanen for Norskehavet. *Miljødirektoratet Rapport M140–2014. 248 s.*
- Miljødirektoratet. 2014b. Kalking i laksevassdrag skadet av sur nedbør. Tiltaksovervåking i 2013. *Rapport M208–2014*.
- Miljødirektoratet. 2015. Veileder for kartlegging, verdisetting og forvaltning av naturtyper på land og i ferskvann. Utkast til faktaark 2015 – Ferskvann. Versjon 7 august 2015. <http://www.miljodirektoratet.no/no/no/Tema/Miljoovervakning/Kartlegging-av-natur/Kartlegging-av-naturtyper/Naturtyper-pa-land-og-i-ferskvann/>.
- Miljøverndepartementet 2013. WFD article 5 characterisation. Summary report for Norway 2013. *Norwegian Ministry of Environment. 80 s.*
- Moen A, Øien DI. 2011. Våtmarkssystemer. I: Lindgaard A, Henriksen S (red.). 2011. Norsk rødliste for naturtyper 2011. *Artsdatabanken, Trondheim. s: 75–79.*
- Monsrud J. 2009. Transport i Norge. *Statistisk sentralbyrå. Statistiske analyser 105. 330 s.*
- Moy FE, Christie H. 2012. Large-scale shift from sugar kelp (*Saccharina latissima*) to ephemeral algae along the south and west coast of Norway. *Marine Biology Research* 8:309–321.
- Moy FE, Naustvoll LJ, Trannum HC, Norderhaug KM, Gitmark JK. 2015. ØKOKYST – delprogram Skagerrak. Årsrapport 2014. *Miljødirektoratet M-334 58 s.*
- Myers-Smith IH, Elmendorf SC, Beck PSA, Wilmsking M, Hallinger M, Blok D, Tape KD, Rayback SA, Macias-Fauria M, Forbes BC, Speed JDM, Boulanger-Lapointe N, Rixen C, Lévesque E, Schmidt NM, Baittinger C, Trant AJ, Hermanutz L, Collier LS, Dawes MA, Lantz TC, Weijers S, Jørgensen RH, Buchwal A, Buras A, Naito AT, Ravolainen V, Schaepman-Strub G, Wheeler JA, Wipf S, Guay KC, Hik DS, Vellend M. 2015. Climate

sensitivity of shrub growth across the tundra biome. *Nature Climate Change* 5: 887–891.

Nellemann C, Vistnes I, Jordhøy P, Strand O. 2001. Winter distribution of wild reindeer in relation to power lines, roads and resorts. *Biological Conservation* 101: 351–360.

Nilsen JEØ, Moum SO, Astrup R. 2010. Indirekte indikatorer – Landsskogtakseringen. I: Nybø S (red.). Datagrunnlaget for naturindeks i Norge. DN-Utredning 2010-4.

Norderhaug A, Johansen L. 2011. Kulturmark og boreal hei. I: Lindgaard A, Henriksen S (red.). Norsk rødliste for naturtyper 2011. Artsdatabanken, Trondheim.

Norderhaug KM, Christie H. 2009. Sea urchin grazing and kelp re-vegetation in the NE Atlantic. *Marine Biology Research* 5:515–528.

Norderhaug KM, Gundersen H, Pedersen A, Moy F, Green N, Walday M, Magnusson J, Gitmark J, Ledang AB, Bjerkeng B, Trannum H. 2015. Combined effects from climate variation and eutrophication on the diversity in hard bottom communities on the Skagerrak coast 1990–2010. *Marine Ecology Progress Series* 530: 29–46.

Norderhaug KM, Naustvoll L, Moy F, Trannum H, Bjerkeng B, Gitmark J. 2013. Miljøovervåking av sukkertare langs kysten. Sukkertareovervåkingsprogrammet 2012. Årsrapport for 2012. *KLIF rapport TA-3029/2013*.

Noss RF. 1990. Indicators for monitoring of biodiversity. A hierarchical approach. *Conservation Biology* 4: 355–364.

NOU 2009: 16. Globale miljøutfordringer – norsk politikk. Hvordan bærekraftig utvikling og klima bedre kan ivaretas i offentlige beslutningsprosesser. *Norges offentlige utredninger* 2009:16.

NOU 2013:10 Naturens goder – om verdier av økosystemtjenester. *Norges offentlige utredninger* 2013: 10. Miljøverndepartementet.

Nybø S (red.). 2010. Naturindeks for Norge 2010. DN-utredning 3-2010.

Obst C (red.). 2015. SEEA Experimental Ecosystem Accounting: Technical Guidance. *DRAFT Published by the United Nations Statistics Division in collaboration with United Nations Environment Programme and Convention on Biological Diversity*.

Olsen SL, Klanderud K. 2014. Biotic interactions limit species richness in an alpine plant community, especially under experimental warming. *Oikos* 123: 71–78.

Olsen SL. 2014. Climate change and biotic interactions in plant communities: effects on plant recruitment and growth, population dynamics and community properties. *Doktorgradsavhandling. Institutt for naturforvaltning, Universitetet for miljø- og biovitenskap*.

Pauli H, Gottfried M, Dullinger S, Abdaladze O, Akhalkatsi M, Benito Alonso JL, Coldea G, Dick J, Erschbamer B, Fernandez Calzado R, Ghosn D, Holten JI, Kanka R, Kazakis G, Kollar J, Larsson P, Moiseev P, Moiseev D, Molau U, Molero Mesa J, Nagy L, Pelino G, Puskas M, Rossi G, Stanisci A, Syverhuset AO, Theurillat J-P, Tomaselli M, Unterluggauer P, Villar L, Vittoz P, Grabherr, G. 2012. Recent plant diversity changes on Europe's mountain summits. *Science* 336: 353–355.

Pedersen B, Nybø S (red.). 2015. Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. *NINA Rapport 1130*. 80 s.

Pedersen HC, Follestad A, Gjershaug JO, Nilsen E. 2015. Statusoversikt for jaktbart småvilt. *NINA Rapport 1178*.

Pedersen HC, Karlsen D. 2007. Alt om rypa; biologi, jakt og forvaltning. *Tun forlag, Oslo*.

Pereira HM, Ferrier S, Walters M, Geller GN, Jongman RHG, Scholes RJ, Bruford MW, Brummit N, Butchard SHM, Cardoso AC, Coops NC, Dulloo E, Faith DP, Freyhof J, Gregory RD, Heip C, Höft R, Hurtt G, Jetz W, Karp DS, Scharlemann JPW, Stuart SN, Turak E, Walpole M, Wegmann M. 2013. Essential biodiversity variables. *Science* 339: 277–288.

Ravolainen VT, Bråthen KA, Yoccoz NG, Nguyen JK, Ims RA. 2014. Complementary impacts of small rodents

and semi-domesticated ungulates limit tall shrub expansion in the tundra. *Journal of Applied Ecology* 51: 234–241.

Riksrevisjonen 2007. Riksrevisjonens undersøkelse av bærekraftig arealplanlegging og arealdisponering i Norge. *Dokument nr 3:11 (2006–2007)*.

Rinde E, Christie H, Fagerli CW, Bekkby T, Gundersen H, Norderhaug KM, Hjermann DØ. 2014. The influence of physical factors on kelp and sea urchin distribution in previously and still grazed areas in the NE Atlantic. *Plos One* DOI: 10.1371/journal.pone.0100222.

Rolstad J, Framstad E, Gundersen V, Storaunet KO. 2002. Naturskog i Norge. Definisjoner, økologi og bruk i norsk skog- og miljøforvaltning. *Aktuelt fra skogforskningen* 1/02, Skogforsk, Ås 53 s.

Rolstad J, Storaunet KO. 2015. Vedlevende rødliste-sopper og norsk skogbruk – En kritisk gjennomgang av Norsk Rødliste for Arter 2010. *Oppdragsrapport 5/2015, Norsk institutt for skog og landskap, Ås* 32 s.

Sakshaug E, Johnsen G, Kovacs KM (red.). 2009. Ecosystem Barents Sea. *Tapir Academic Press, Trondheim* 587 s.

Sandvik SM, Hegaard E, Elven R, Vandvik V. 2004. Responses of alpine snowbed vegetation to long-term experimental warming. *Ecoscience* 11: 150–159.

Sandvik SM, Odland A. 2014. Changes in alpine snowbed-wetland vegetation over three decades in northern Norway. *Nordic Journal of Botany* 32: 377–384.

Schartau AK, Dolmen D, Hesthagen T, Mjelde M, Walseng B, Ødegård F, Økland J, Økland KA, Bongard T. 2010. Ferskvann. I: Kålås JA, Henriksen S, Skjelseth S, Viken Å (red.). Miljøforhold og påvirkninger for rødlistearter, 136 s. *Artsdatabanken, Trondheim*.

Schartau AK, Fjellheim A, Walseng B, Skjelkvåle BL, Halvorsen GK, Skancke LB, Saksgård R, Manø S, Solberg S, Jensen TC, Høgåsen T, Hesthagen T, Aas W, Garmo Ø. 2012. Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – effekter 2011. *Statlig program for forurensningsovervåking rapport (SPFO-rapport)* 1122/2012. 160 s.

Schartau AK, Hesthagen T, Larsen BM, Lindholm M. 2010. Ferskvann. I: Nybø S (red.). Naturindeks for Norge 2010. *DN-utredning 3–2010*. s. 60–69.

Scholes RJ, Biggs R. 2005. A biodiversity intactness index. *Nature* 434: 45–49.

Schöb C, Kammer PM, Choler P, Veital H. 2009. Small-scale plant species distribution in snowbeds and its sensitivity to climate change. *Plant Ecology* 200: 91–104.

Skarbøvik E, Austnes K, Allan I, Stålnacke P, Høgåsen T, Nemes A, Selvik JR, Garmo Ø, Beldring S. 2014. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters – 2013. *Miljødirektoratet rapport M264–2014*. 79 s. + vedlegg.

Skarbøvik E, Haande S. 2012. Overvåking i Vansjø/ Morsa 2010–2011. *Bioforsk rapport nr. 7 (44)*.

Skjelkvåle BL, Evans C, Larssen T, Hindar A, Raddum GG. 2003. Recovery from acidification in European surface waters: a view to the future. *Ambio* 32: 170–175.

Skjoldal HR (red.). 2004. The Norwegian Sea Ecosystem. *Tapir Academic Press, Trondheim* 560 s.

Skog22. 2014. Skog22 – Nasjonal strategi for skog- og trenæringen. Rapport fra strategigruppen for SKOG 22. *Innovasjon Norge* 48 s.

SSB 1976. Skogstatistikk 1975. NOS 828a, *Statistisk sentralbyrå*.

SSB. 2015a. Statistikkbanken, fiskeri. <https://www.ssb.no/statistikkbanken/selecttable/hovedtabellHjem.asp?KortNavnWeb=fiskeri&CMSSubjectArea=jord-skog-jakt-og-fiskeri&checked=true>.

SSB. 2015b. Jord, skog, jakt og fiskeri. <https://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri?de=Jakt&innholdstyp e=statistikk>.

SSB. 2015c. Registrert avgang av store rovdyr, 2014/2015. <http://www.ssb.no/jord-skog-jakt-og-fiskeri/statistikker/rovdyravg>.

Steffen W, Richardson K, Rockström J, Cornell SE, Fetzer I, Bennett EM, Biggs R, Carpenter SR, de Vries W, de Wit CA, Folke C, Gerten D, Heinke J, Mace GM, Persson LM, Ramanathan V, Reyers B, Sörlin S. 2015. Planetary boundaries: Guiding human development on a changing planet. *Science* 347. DOI: 10.1126/science.1259855.

Stenseth NC, Mysterud A. 2002. Climate, changing phenology, and other life history traits: Nonlinearity and match–mismatch to the environment. *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America* 99: 13379–13381.

Stenseth NC, Mysterud A, Ottersen G, Hurrell JW, Chan K-S, Lima M. 2002. Ecological Effects of Climate Fluctuations. *Science* 297: 1292–1296.

Stevens CJ, Duprè C, Dorland E, Gaudnik C, Gowing DJG, Bleeker A, Diekmann M, Alard D, Bobbink R, Fowler D, Corcket E, Mountford JO, Vandvik V, Aarrestad PA, Muller S, Dise NB. 2010. Nitrogen deposition threatens species richness of grasslands across Europe. *Environmental Pollution* 158:2940–2945.

Stoate C, Baldi A, Beja P, Boatman ND, Herzon I, van Doorn A, de Snoo GR, Rakosy L, Ramwell C. 2009. Ecological impacts of early 21st century agricultural change in Europe – A review. *Journal of Environmental Management* 91: 22–46.

Stokland JN, Eriksen R, Granhus A. 2014. Tilstand og utvikling i norsk skog 1994–2012 for noen utvalgte miljøegenskaper. *Oppdragsrapport fra Skog og Landskap* 03/14. 41 s.

Storaunet KO, Rolstad J, Toeneiet M, Blanck Y. 2013. Strong anthropogenic signal in historic forest fire regime: A detailed spatio-temporal case study from south-central Norway. *Canadian Journal of Forest Research* 43: 836–845.

Storaunet KO, Rolstad J. 2015. Mengde og utvikling av død ved i produktiv skog i Norge. Med basis i data fra Landsskogtakseringens 7. (1994–1998) og 10. takst (2010–2013). *Oppdragsrapport 6/2015, Norsk institutt for skog og landskap*, Ås. 43 s.

Syvbertsen EE, Gabestad H, Bysveen I, Salmer M, Bechmann M, Stålnacke P. 2009. Vurdering av tiltak mot bortfall av sukkertare. *Klif rapport* 2585. 96 s.

TEEB. 2010. The Economics of Ecosystems and Biodiversity. Pushpam Kumar (red.). *Earthscan, London & Washington*.

Tema Nord. 2009. Signs of Climate Change in Nordic Nature. Nordic Council of Ministers 2009:551, Copenhagen.

ten Brink BJE. 2000. Biodiversity indicators for the OECD Environmental Outlook and Strategy. A feasibility study. *RIVM Report 402001014*. RIVM, Bilthoven.

Tittensor DP, Walpole M, Hill SLL, Boyce DG, Britten GL, Burgess ND, Butchart SHM, Leadley PW, Regan EC, Alkemade R, Baumung R, Bellard C, Bouwman L, Bowles-Newark NJ, Chenery AM, Cheung WWL, Christensen V, Cooper HD, Crowther AR, Dixon MJR, Galli A, Gaveau V, Gregory RD, Gutierrez NL, Hirsch TL, Hoft R, Januchowski-Hartley SR, Karmann M, Krug CB, Leverington FJ, Loh J, Lojenga RK, Malsch K, Marques A, Morgan DHW, Mumby PJ, Newbold T, Noonan-Mooney K, Pagad SN, Parks BC, Pereira HM, Robertson T, Rondinini C, Santini L, Scharlemann JPW, Schindler S, Sumaila UR, Teh LSL, van Kolck J, Visconti P, Ye YM. 2014. A mid-term analysis of progress toward international biodiversity targets. *Science* 346 (6206): 241–244.

Tomter SM (red.). 1999. Skog 2000 – Statistikk over skogforhold og –ressurser i Norge. NIJOS 7/99, 83 s.

Tomter SM, Dalen LS (red.). 2014. Bærekraftig skogbruk i Norge. Norsk institutt for skog og landskap, Ås 241 s.

Totland Ø, Hovstad KA, Ødegaard F, Åström J. 2013. Kunnskapsstatus for insektpollinering i Norge. *Artsdatabanken, Norge*.

Tveite S. 1964. Skogbrukshistorie. I: Seip HK (red.). Skogbruksboka Bind 3: Skogøkonomi. *Skogforlaget, Oslo*. s. 17–75.

Tveito OE. 2014. Klimaendringer og betydning for skogbruket. *MET report* 25/2014. 49 s.

Tømmervik H, Bjerke JW, Gaare E, Johansen B, Thannheiser D. 2012a. Rapid recovery of recently overexploited winter grazing pastures for reindeer in northern Norway. *Fungal Ecology* 5: 3–15.

Tømmervik H, Johansen B, Høgda KA, Strann KB. 2012b. High-resolution satellite imagery for detection of tracks and vegetation damage caused by all-terrain vehicles (ATVs) in northern Norway. *Land Degradation & Development* 23: 43–52.

Töpper JP. 2015. Predicting and assessing climate-change impacts on the population dynamics of alpine and lowland forbs. *Doktorgradsavhandling. Biologisk institutt, Universitetet i Bergen*.

UNDESA. 2015. World Population Prospects: The 2015 revision, Key findings & advance tables. *United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Working Paper No ESA/WP241* 59 s.

UNEP. 2001. Nellemann C, Kullerud L, Vistnes I, Forbes BC, Husby E, Kofinas GP, Kaltenborn BP, Rouaud J, Magomedova M, Bobiwash R, Lambrechts C, Schei PJ, Tveitdal S, Grøn O, Larsen TS. GLOBIO. Global methodology for mapping human impacts on the biosphere. *UNEP/DEWA/TR.01*–3.

United Nations 2014. System of Environmental-Economic Accounting 2012. Experimental Ecosystem Accounting. *Published by United Nations, European Commission, FAO, OECD and World Bank. United Nations, New York*.

Vackar D, ten Brink B, Loh J, Baillie JEM, Reyers B. 2012. Review of multispecies indices for monitoring human impacts on biodiversity. *Ecological Indicators* 17: 58–67.

van der Meeren GI, Skotte G, Ottersen G, Franzen S, Jørgensen NM, Frie AK, Lorentsen S-H, Selvik I, Svensen HI (red.). 2014. Forvaltningsplan Barentshavet – rapport fra overvåkingsgruppen 2014. *Fisken og Havet, særnummer 1b-2014*. 115 s.

Van Swaay CAM, Van Strien AJ, Harpke A, Fontaine B, Stefanescu C, Roy D, Maes D, Kühn E, Öunap E, Regan E, Švitra G, Prokofev I, Heliölä J, Settele J, Pettersson LB, Botham M, Musche M, Titeux N, Cornish N, Leopold P, Julliard R, Verovnik R, Öberg S, Popov S,

Collins S, Goloshchapova S, Roth T, Brereton T, Warren MS. 2013. The European Grassland Butterfly Indicator 1990–2011. 07/2013; DOI:10.2800/89760 Edition: No 11/2013, Publisher: European Environment Agency, ISBN: 978-92-9213-402-0.

Van Wijk M, Clemmensen KE, Shaver GR, Williams M, Callaghan TV, Chapin FS III, Cornelissen JHC, Gough L, Hobbie SE, Jonasson S, Lee JA, Michelsen A, Press MC, Richardson SJ, Rueth H. 2004. Long-term ecosystem level experiments at Toolik Lake, Alaska, and at Abisko, northern Sweden: generalisations and differences in ecosystem and plant type responses to global change. *Global Change Biology* 10: 105–123.

Wam H, Pedersen HC, Hjeljord O. 2012. Balancing hunting regulations and hunter satisfaction: an integrated biosocioeconomic model to aid in sustainable management. *Ecological Economics* 79: 89–96.

Wehn S, Pedersen B, Hanssen SK. 2011. A comparison of influences of cattle, goat, sheep and reindeer on vegetation changes in mountain cultural landscapes in Norway. *Landscape and Urban Planning* 102: 177–187.

Westergaard KB, Hanssen O, Endrestøl A, Often A, Stabbetorp OE, Staverløkk A, Ødegaard F. 2015. Spredning av fremmede arter med planteimport i Norge. *NINA Rapport 1136*. 105 s.

WWF. 2014. Living Planet Report 2014.

Øigård TA, Frie AK, Nilssen KT, Hammill MO. 2012. Modelling the abundance of grey seals (*Halichoerus grypus*) along the Norwegian coast. *ICES Journal of Marine Science* 69: 1446–1447.

Økland T, Bakkestuen V, Økland RH, Eilertsen O. 2004. Changes in forest understorey vegetation in Norway related to long-term soil acidification and climatic change. *Journal of Vegetation Science* 15: 437–448.

Aagaard K, Dolmen D. 1996. Limnofauna Norvegica: katalog over norsk ferskvannsfauna. *Tapir Forlag, Trondheim*.

Aarrestad PA, Bjerke JW, Follestad A, Jepsen J, Nybø S, Rusch G, Schartau AK. 2015. Naturtyper i

klimateilpasningsarbeid. Effekter av klimaendringer og klimatilpasningsarbeid på naturmangfold og økosystemtjenester. *NINA Rapport 1157*. 98 s.

Aarrestad PA, Stabbetorp OE. 2010. Bruk av bioindikatorer til overvåking av effekter av atmosfærisk nitrogen i naturtyper med lav nitrogentålegrense. Pilotprosjekt for Naturindeks for Norge. *NINA Rapport 567*.

Aas W, Hjellbrekke A, Hole L, Tørseth K. 2012. Deposition of major inorganic compounds in Norway 2007–2011. *Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport nr 1136/2012 (41/2012)*.

Aas W, Solberg S, Yttri KE. 2014. Overvåking av langtransportert forurensset luft og nedbør. Atmosfæriske tilførsler 2013. *Miljødirektoratet Rapport M203–2014*, 108 s.

Åström SCH, Åström J, Bøhn K, Gjershaug JO, Staverløkk A, Ødegaard F. 2014. Dagsommerfugler og humler som tilstandsindikatorer i Naturindeks for Norge. Oppsummering av aktiviteten i 2014. *NINA Rapport 1098*. 27 s.

Vedlegg 1

Verktøy for utviklingen av biologisk mangfold i Norge

Signe Nybø¹, Lisbeth Gederaas², Snorre Henriksen², Arild Lindgaard² og Steinar Sandøy³

¹Norsk institutt for naturforskning,

²Artsdatabanken,

³Miljødirektoratet

Norge har tatt i bruk ulike verktøy for å vurdere utviklingen til det biologiske mangfoldet. Her gir vi en kort beskrivelse av formålet med disse verktøyene, og litt om forskjellene på dem. Disse verktøyene bygger på dagens kunnskapsnivå om arter og naturtyper. Alle verktøyene peker på at kunnskapsnivået må forbedres, både ved kartlegging, langsiktig overvåking og forskning.

Naturindeksen (NI) gir en oversikt over tilstand og utvikling for biologisk mangfold i de store økosystemene og for utvalgte artsgrupper og tema. I naturindeksen inngår data om bestandsutviklingen for arter, endringer i artsindekser eller indirekte indikatorer som sier noe om bestandsutviklingen til en rekke arter. Død ved er eksempel på en indirekte indikator. Naturindeksens verdi sier noe om den gjennomsnittlige bestandsutviklingen til en rekke arter og karakteriserer dermed tilstanden for biologisk mangfold i økosystemene. Naturindeksen kan bidra til å sette fokus på hvilke økosystemer, arter eller regioner som spesielt trenger tiltak for å bedre forholdene for biologisk mangfold.

Norsk rødliste for arter gir en oversikt over arter som er vurdert å ha en risiko for å dø ut fra Norge. Arter plasseres i hovedsak på Rødlista som følge av at artene har begrensede populasjonsstørrelser og det pågår en nedgang i bestanden, ofte i kombinasjon med at bestandene er fragmenterte. Jo mindre bestander og raskere nedgang, jo mer truet vurderes arten. Rødlista fra 2015 omfatter 4437 arter hvorav 2355 er vurdert som truet. Arter som har hatt en bestandsnedgang, men der bestanden slutter å minke, vil i regelen gå ut av Rødlista. Strandsnipe er en slik art. Bestanden har nå stabilisert seg og karakteriseres som livskraftig.

Naturindeksen for strandsnipe avspeiler også at bestanden har stabilisert seg, men at bestanden er lavere enn i natur med liten påvirkning fra menneskelig aktivitet (naturindeksverdi i 2014 er 0,6). Rødlista benyttes til å sette fokus på arter som kan dø ut fra norsk natur.

Rødlista for naturtyper vurderer naturtypers risiko for å bli ødelagt eller forsvinne fra norsk natur. Både naturtypenes tilstand og deres areal vurderes. Rødlista for naturtyper ble første gang gitt ut i 2011. Tilstandsvurderingene baserte seg i hovedsak på endringer av tilstand som er definert i typesystemet «Naturtyper i Norge – NiN» versjon 1.0, og omfang av trusselfaktorer, som inngrep eller forurensing, ikke på endringer i forekomst av arter og deres bestander. Tilstandsvurderinger gjøres derfor med en annen tilnærming enn det som gjøres i Naturindeksen. I Naturindeksen registreres samlet effekt av alle påvirkninger på artenes (indikatorernes) populasjoner. Rødlista for naturtyper bidrar som kunnskapsgrunnlag for å lage tiltak for å bevare truede naturtyper i Norge.

Fremmede arter i Norge – med norsk svarteliste vurderer økologisk risiko for potensielle negative effekter på stedegent biologisk mangfold. Rapporten omhandler 2320 arter som har kommet til Norge etter 1800. 1180 arter som har etablert seg i Norge er risikovurdert, og 217 er vurdert å ha svært høy risiko eller høy risiko og står på norsk svarteliste. For de 134 dørstokkartene som er vurdert, er 30 arter vurdert å ha svært høy eller høy risiko. Svartelista bidrar som kunnskapsgrunnlag for å lage tiltak mot skadelige fremmede arter.

Natur i Norge (NiN 2.0) er et type- og beskrivelsessystem for alle typer natur. Systemet omfatter både klassifikasjon av små arealer og større landskaper. NiN vil bli lagt til grunn for nykartlegging av naturtyper i Norge. Et nytt kunnskapsgrunnlag om naturtypers forekomst og tilstand vil kunne bidra til bedre arealplanlegging f.eks. knyttet til ny industri, boligområder og infrastruktur der man tar hensyn til viktige naturtyper. NiN vil bli lagt til grunn for en revidert rødliste for naturtyper. Områder som er kartlagt etter NiN 2.0 gir ikke informasjon om bestander av arter. Bestander av arter, særlig større arter som fisk, pattedyr og fugl, må derfor forvaltes ut fra kunnskap fra annen bestandsovervåking.

Vanndirektivet er et av de viktigste miljødirektivene i Europa. Norge er forpliktet av bestemmelsene i vanndirektivet gjennom EØS-avtalen og vannforskriften hjemler vanndirektivets bestemmelser i norsk lov. Vannforskriften er det viktigste verktøyet for helhetlig vannforvaltningsplanlegging i hver vannregion. Målene for forvaltning av vann dreies fra fysisk og kjemisk kvalitet, til økologisk tilstand basert på biologiske indikatorer. Direktivet krever økt miljøovervåking av vann, slik at vi kan følge med på både de kjemiske og de biologiske forholdene i vassdragene, grunnvannet og kystvannet. Både naturindeksen og vanndirektivet tar utgangspunkt i en referansetilstand nær naturtilstanden, dvs. vann med lite påvirkning fra menneskelig aktivitet. Beregningsmetodene for å vurdere økologisk tilstand er noe forskjellig fra naturindeksen, og langt færre biologiske elementer inngår i når økologisk tilstand skal fastsettes etter vanndirektivet. Dette medfører at vurderingene av økologisk tilstand ikke alltid er sammenfallende mellom de to tilnærmingene. Videre er vanndirektivet i hovedsak innrettet mot å kunne forvalte og gjøre tiltak i lokale vannforekomster, mens naturindeksen skal gi et overblikk over utviklingen. Hovedrapporten for naturindeks omtaler forskjellene mellom vanndirektivet og naturindeksen for vann under ferskvannskapet.

Vedlegg 2

Indikatorene i naturindeksen

Her følger oversikt over alle indikatorer for hvert hovedøkosystem. Lista angir hvilken artsgruppe indikatoren tilhører, om indikatoren er en nøkkelindikator, tilhørighet til aktuelt hovedøkosystem, dekningsandel (andelen av kommuner med aktuelt hovedøkosystem der indikatoren er dokumentert), samt andel av observasjonene som er ekspertvurdert (E), beregnet fra modeller (M) eller overvåkningsdata (O). Noen indikatorer inngår i flere hovedøkosystem.

Norsk navn	Artsgruppe	Nøkkel-indikator	Tilhørighet	Deknings-andel	E/M/O	Institusjon
Havbunn						
Bløtbunn artsmangfold fauna hav		x	1	1,00	17 / 0 / 83	NIVA
Blåkveite	Beinfisk		0,6	0,50	53 / 47 / 0	HI
Blålange	Beinfisk		1	0,75	100 / 0 / 0	HI
Brosme	Beinfisk		0,8	1,00	14 / 0 / 86	HI
<i>Caryophyllia smithii</i>	Nesledyr		1	0,25	100 / 0 / 0	HI
<i>Cerianthus lloydii</i>	Nesledyr		1	0,25	100 / 0 / 0	HI
<i>Filograna implexa</i>	Leddorm	x	1	0,25	100 / 0 / 0	HI
<i>Geodia spp</i>	Svamp	x	1	0,25	25 / 0 / 75	HI
<i>Gorgonocephalus arcticus</i>	Pigghud		1	0,25	100 / 0 / 0	HI
<i>Gorgonocephalus eucnemis</i>	Pigghud		1	0,25	100 / 0 / 0	HI
<i>Gorgonocephalus lamarcki</i>	Pigghud		1	0,25	100 / 0 / 0	HI
<i>Helimetre glacialis</i>	Pigghud		1	0,25	100 / 0 / 0	HI
Hvitting	Beinfisk		0,6	0,50	0 / 100 / 0	HI
Hyse	Beinfisk		1	1,00	50 / 50 / 0	HI
Klappmyss	Pattedyr		0,2	0,25	0 / 100 / 0	HI
Kveite	Beinfisk		0,15	1,00	70 / 0 / 30	HI
Lange	Beinfisk		0,8	1,00	0 / 0 / 100	HI
<i>Lophelia sp.</i>	Nesledyr	x	1	0,50	100 / 0 / 0	HI
Lysing	Beinfisk		0,15	0,25	100 / 0 / 0	HI
<i>Phakellia ventilabrum</i>	Svamp	x	1	0,25	100 / 0 / 0	HI
Polartorsk	Beinfisk		0,4	0,25	0 / 100 / 0	HI
<i>Poliometra proluxa</i>	Pigghud		1	0,25	100 / 0 / 0	HI
Reker hav	Krepsdyr		0,7	0,75	0 / 86 / 14	HI
Rødspette	Beinfisk		0,7	0,50	50 / 50 / 0	HI

Norsk navn	Artsgruppe	Nøkkel-indikator	Tilhørighet	Deknings-andel	E/M/O	Institusjon
Skater	Bruskfisk		1	1,00	100 / 0 / 0	HI
Skolest	Beinfisk		1	0,25	100 / 0 / 0	HI
Snabeluer	Beinfisk		0,25	0,50	0 / 100 / 0	HI
<i>Tentorium semisuberites</i>	Svamp		1	0,25	100 / 0 / 0	HI
Tobis	Beinfisk	x	0,4	0,75	22 / 78 / 0	HI
Torsk – havsbestander	Beinfisk	x	0,6	0,75	0 / 100 / 0	HI
<i>Umbellula encrinus</i>	Pigghud		1	0,25	100 / 0 / 0	HI
Vanlig uer	Beinfisk		0,25	0,50	14 / 86 / 0	HI
Øyepål	Beinfisk		0,8	0,75	67 / 33 / 0	HI
Hav pelagisk						
Alke	Fugl		0,67	0,50	17 / 0 / 83	NINA
Blåkveite	Beinfisk		0,4	0,50	53 / 47 / 0	HI
Brennmanet	Nesledyr		0,9	0,25	0 / 0 / 100	HI
Brugde	Bruskfisk		1	0,75	100 / 0 / 0	HI
Finnhval	Pattedyr		1	0,50	0 / 100 / 0	HI
Glassmanet	Nesledyr		0,9	0,25	0 / 0 / 100	HI
Grønlandssel	Pattedyr		1	0,25	25 / 75 / 0	HI
Havhest	Fugl		0,67	0,50	8 / 0 / 92	NINA
Havsule	Fugl		0,67	0,75	6 / 0 / 94	NINA
Hoppekreps	Krepsdyr	x	0,95	1,00	0 / 0 / 100	HI
Klappmyss	Pattedyr		0,8	0,25	0 / 100 / 0	HI
Knølhval	Pattedyr		1	1,00	91 / 0 / 9	HI
Kolmule	Beinfisk		1	0,50	0 / 100 / 0	HI
Kveite	Beinfisk		0,5	1,00	70 / 0 / 30	HI
Laks i havet	Beinfisk		1	0,25	14 / 86 / 0	HI
Lodde	Beinfisk	x	1	0,25	0 / 100 / 0	HI
Lomvi	Fugl		0,67	0,25	0 / 0 / 100	NINA
Lunde	Fugl		0,67	0,75	0 / 0 / 100	NINA
Lysing	Beinfisk		0,7	0,25	100 / 0 / 0	HI
Makrell	Beinfisk	x	0,8	0,75	0 / 100 / 0	HI
Polartorsk	Beinfisk		0,6	0,25	0 / 100 / 0	HI
Reker hav	Krepsdyr		0,3	0,75	0 / 86 / 14	HI
Sei	Beinfisk		0,1	0,50	0 / 58 / 42	HI
Sild – havgående bestander	Beinfisk	x	0,8	0,75	0 / 100 / 0	HI

Norsk navn	Artsgruppe	Nøkkel-indikator	Tilhørighet	Deknings-andel	E/M/O	Institusjon
Snabeluer	Beinfisk		0,75	0,50	0 / 100 / 0	HI
Storjo	Fugl		0,5	0,50	0 / 0 / 100	NINA
Stormaneter	Nesledyr		0,9	0,25	0 / 0 / 100	HI
Tobis	Beinfisk	x	0,2	0,75	22 / 78 / 0	HI
Torsk - havsbestander	Beinfisk	x	0,4	0,75	0 / 100 / 0	HI
Ungsild (1-2 år)	Beinfisk	x	1	0,25	0 / 100 / 0	HI
Vanlig uer	Beinfisk		0,75	0,50	14 / 86 / 0	HI
Vassild	Beinfisk		1	0,50	100 / 0 / 0	HI
Vågehval	Pattedyr		1	0,75	40 / 60 / 0	HI
Øyepål	Beinfisk		0,2	0,75	67 / 33 / 0	HI
Kystvann bunn						
Berggylte	Beinfisk		1	0,11	0 / 0 / 100	HI
Bløtbunn artsmangfold fauna kyst		x	1	0,45	7 / 0 / 93	NIVA
Bløtbunn eutrofiindeks		x	1	0,45	7 / 0 / 93	NIVA
Blåskjell	Mollusk		1	0,73	0 / 0 / 100	NIVA
Brakkvannsreke	Krepsdyr		1	0,15	71 / 0 / 29	NIVA
Breiflabb	Beinfisk		1	0,66	100 / 0 / 0	HI
Brosme	Beinfisk		0,2	1,00	14 / 0 / 86	HI
Dvergshivaks	Frøplante		1	0,57	33 / 0 / 67	NIVA
Grønngylte	Beinfisk		1	0,10	0 / 0 / 100	HI
Gråsteinbit	Beinfisk		1	0,59	100 / 0 / 0	HI
Hardbunn vegetasjon algeindeks	Alge	x	1	0,23	100 / 0 / 0	NIVA
Hardbunn vegetasjon nedre voksegrense	Alge	x	1	0,12	0 / 0 / 100	NIVA
Havert	Pattedyr		0,3	0,21	38 / 63 / 0	HI
Hummer	Krepsdyr		1	0,38	0 / 0 / 100	HI
Hvitting	Beinfisk		0,4	0,32	100 / 0 / 0	HI
Kamskjell	Mollusk		1	0,02	100 / 0 / 0	HI
Kutling	Beinfisk		1	0,07	0 / 0 / 100	HI
Kveite	Beinfisk		0,25	0,76	54 / 0 / 46	HI
Lange	Beinfisk		0,2	1,00	0 / 0 / 100	HI
Lyr	Beinfisk		0,75	0,09	0 / 0 / 100	HI
Lysing	Beinfisk		0,05	0,08	100 / 0 / 0	HI
Oter kystbestand	Pattedyr		0,65	0,97	0 / 100 / 0	NINA

Norsk navn	Artsgruppe	Nøkkel-indikator	Tilhørighet	Dekningsandel	E/M/O	Institusjon
Pigghå	Bruskfisk		0,7	0,86	100 / 0 / 0	HI
Rognkjeks/Rognkall kyst	Beinfisk		0,65	0,26	50 / 0 / 50	HI
Rødspette	Beinfisk		0,3	0,56	100 / 0 / 0	HI
Sandskjell	Mollusk		1	0,90	100 / 0 / 0	NIVA
Sei	Beinfisk		0,4	0,66	0 / 58 / 42	HI
Steinkobbe	Pattedyr		0,3	0,47	32 / 17 / 52	HI
Stortare	Alge	x	1	0,53	57 / 43 / 0	NIVA
Sukkertare	Alge	x	1	0,40	0 / 0 / 100	NIVA
Taskekrabbe	Krepsdyr		1	0,49	13 / 0 / 87	HI
Teist	Fugl		1	0,01	17 / 0 / 83	NINA
Tobis	Beinfisk	x	0,25	0,43	36 / 64 / 0	HI
Torsk - kystbestander	Beinfisk	x	0,8	0,82	19 / 24 / 57	HI
Ærfugl	Fugl		1	0,28	4 / 0 / 96	NINA
Østers	Mollusk		1	0,02	93 / 0 / 7	HI
Ål	Beinfisk		0,75	0,09	0 / 0 / 100	HI
Kystvann pelagisk						
Alke	Fugl		0,33	0,03	0 / 0 / 100	NINA
Brennmanet	Nesledyr		0,1	0,00	0 / 0 / 100	HI
Brisling	Beinfisk		1	0,56	100 / 0 / 0	HI
Fiskemåke kyst	Fugl		0,5	0,08	0 / 0 / 100	NINA
Glassmanet	Nesledyr		0,1	0,00	0 / 0 / 100	HI
Gråmåke	Fugl		0,5	0,08	0 / 0 / 100	NINA
Havert	Pattedyr		0,7	0,21	38 / 63 / 0	HI
Havhest	Fugl		0,33	0,05	15 / 0 / 85	NINA
Havsule	Fugl		0,33	0,07	0 / 0 / 100	NINA
Havørn	Fugl		0,7	0,71	100 / 0 / 0	NINA
Hoppekreps	Krepsdyr	x	0,05	0,11	0 / 0 / 100	HI
Krykkje	Fugl		1	0,05	0 / 0 / 100	NINA
Kveite	Beinfisk		0,1	0,76	54 / 0 / 46	HI
Laks - kyst og elver	Beinfisk		0,4	0,52	16 / 84 / 0	NINA
Lomvi	Fugl		0,33	0,05	3 / 0 / 97	NINA
Lunde	Fugl		0,33	0,05	9 / 0 / 91	NINA
Lyr	Beinfisk		0,25	0,09	0 / 0 / 100	HI
Lysing	Beinfisk		0,1	0,08	100 / 0 / 0	HI

Norsk navn	Artsgruppe	Nøkkel-indikator	Tilhørighet	Deknings-andel	E/M/O	Institusjon
Makrell	Beinfisk	x	0,2	0,56	0 / 100 / 0	HI
Makrellterne	Fugl		1	0,04	0 / 0 / 100	NINA
Pigghå	Bruskfisk		0,3	0,86	100 / 0 / 0	HI
Planteplankton (Chl a)		x	1	0,55	0 / 0 / 100	HI, NIVA
Polarlomvi	Fugl		0,33	0,01	0 / 0 / 100	NINA
Rognkjeks/Rognkall kyst	Beinfisk		0,35	0,26	50 / 0 / 50	HI
Rødnebbterne	Fugl		1	0,08	20 / 0 / 80	NINA
Sei	Beinfisk		0,5	0,66	0 / 58 / 42	HI
Sild - kystbestander	Beinfisk	x	1	0,66	100 / 0 / 0	HI
Sildemåke ssp. fuscus	Fugl		1	0,06	0 / 0 / 100	NINA
Sildemåke ssp. intermedius	Fugl		1	0,04	0 / 0 / 100	NINA
Steinkobbe	Pattedyr		0,7	0,47	32 / 17 / 52	HI
Storjo	Fugl		0,5	0,02	0 / 0 / 100	NINA
Storskarv ssp carbo	Fugl		1	0,10	0 / 0 / 100	NINA
Storskarv ssp sinensis	Fugl		1	0,02	0 / 0 / 100	NINA
Svartbak	Fugl		0,5	0,08	0 / 0 / 100	NINA
Tobis	Beinfisk	x	0,15	0,43	36 / 64 / 0	HI
Toppskarv	Fugl		1	0,04	0 / 0 / 100	NINA
Torsk - kystbestander	Beinfisk	x	0,2	0,82	19 / 24 / 57	HI
Ferskvann						
Aure	Beinfisk		1	0,87	20 / 0 / 80	NINA
Begroing elver eutrofieringsindeks	Alger	x	1	0,03	21 / 0 / 79	NIVA
Begroing elver forsuringsindeks	Alger	x	1	0,02	0 / 0 / 100	NIVA
Bergand	Fugl		1	0,27	100 / 0 / 0	NINA
Bunndyr ASPT-indeks		x	1	0,03	42 / 0 / 58	NIVA
Bunndyr elver forventningssamfunn	Insekt	x	1	1,00	59 / 0 / 41	NINA
Bunndyr forsuringsindeks (Raddum 1)		x	1	0,03	58 / 0 / 42	NIVA
Dyreplankton artssammensetning	Krepsdyr	x	1	1,00	100 / 0 / 0	NINA
Edelkreps	Krepsdyr		1	0,19	100 / 0 / 0	NINA
Elvemusling	Mollusk		1	0,71	100 / 0 / 0	NINA
Fiskemåke ferskvann	Fugl		1	1,00	33 / 0 / 67	NINA
Fiskeørn	Fugl		1	0,51	100 / 0 / 0	NINA

Norsk navn	Artsgruppe	Nøkkel-indikator	Tilhørighet	Deknings-andel	E/M/O	Institusjon
Fossegrimemose	Levermose		1	0,20	87 / 0 / 13	NTNU
Fossekall	Fugl		0,75	1,00	100 / 0 / 0	NINA
Horngrimemose	Levermose		1	0,06	100 / 0 / 0	NTNU
Krikkand	Fugl		1	1,00	0 / 0 / 100	NINA
Kvinand	Fugl		1	0,88	0 / 0 / 100	NINA
Laks – kyst og elver	Beinfisk		0,6	0,41	16 / 84 / 0	NINA
Oter ferskvannsbestand	Pattedyr		1	0,35	0 / 100 / 0	NINA
Oter kystbestand	Pattedyr		0,35	0,65	0 / 100 / 0	NINA
Planteplankton innsjøer	Alger	x	1	0,63	3 / 0 / 97	NIVA
Siland	Fugl		1	1,00	50 / 0 / 50	NINA
Sjørre	Fugl		1	0,45	100 / 0 / 0	NINA
Smålom	Fugl		1	0,96	50 / 0 / 50	NINA
Stokkand	Fugl		1	1,00	50 / 0 / 50	NINA
Storlom	Fugl		1	1,00	50 / 0 / 50	NINA
Strandsnipe	Fugl		1	1,00	33 / 0 / 67	NINA
Striglekrypmose	Bladmose		1	0,44	100 / 0 / 0	NTNU
Svartand	Fugl		1	0,94	100 / 0 / 0	NINA
Toppand	Fugl		1	1,00	50 / 0 / 50	NINA
Vannplanter innsjø	Frøplante	x	1	0,10	41 / 51 / 8	NIVA
Vasshalemose	Bladmose		1	0,23	100 / 0 / 0	NTNU
Ål	Beinfisk		0,25	0,06	0 / 0 / 100	HI
Våtmark						
Alvemose	Bladmose		1	0,39	100 / 0 / 0	NTNU
Atlantisk høgmyr areal		x	1	0,49	100 / 0 / 0	NINA
Brunmyrak	Frøplante		1	0,36	0 / 100 / 0	NINA
Buttsnutfrosk	Amfibium		1	0,95	100 / 0 / 0	NINA
Dikesoldogg	Frøplante		1	0,39	0 / 100 / 0	NINA
Dobbeltbekkasin	Fugl		1	0,19	100 / 0 / 0	NINA
Elvesandjeger	Insekt	x	1	0,04	100 / 0 / 0	NINA
Engmarihand	Frøplante		1	0,47	0 / 100 / 0	NINA
Enkeltbekkasin	Fugl		1	1,00	33 / 0 / 67	NINA
Fjellgittermose	Bladmose		1	0,22	100 / 0 / 0	NTNU
Fossekall	Fugl		0,25	1,00	100 / 0 / 0	NINA
Gluttsnipe	Fugl		1	0,53	50 / 0 / 50	NINA

Norsk navn	Artsgruppe	Nøkkel-indikator	Tilhørighet	Deknings-andel	E/M/O	Institusjon
Grønnstilk	Fugl		1	0,70	50 / 0 / 50	NINA
Gulerle	Fugl		1	0,82	50 / 0 / 50	NINA
Hvitmyrak	Frøplante		1	0,64	0 / 100 / 0	NINA
Kysttorvmose	Bladmose		1	0,07	50 / 0 / 50	NTNU
Lavhei	Lav		0,05	0,21	76 / 2 / 21	NINA
Mosesumpløper	Insekt		1	0,69	100 / 0 / 0	NINA
Myrsnipe	Fugl		1	0,78	100 / 0 / 0	NINA
Myrtelg	Bregne		1	0,09	0 / 100 / 0	NINA
Palsmyr areal		x	1	0,07	91 / 0 / 9	NINA
Rødstilk	Fugl		1	1,00	33 / 0 / 67	NINA
Sennegrass	Frøplante		1	0,66	0 / 100 / 0	NINA
Sivsanger	Fugl		1	0,79	100 / 0 / 0	NINA
Sivspurv	Fugl		1	1,00	33 / 0 / 67	NINA
Smalsoldogg	Frøplante		1	0,87	0 / 100 / 0	NINA
Småsalamander	Amfibium		1	0,41	16 / 0 / 84	NINA
Småspove	Fugl		1	0,76	50 / 0 / 50	NINA
Stakesvanemose	Bladmose		1	0,48	100 / 0 / 0	NTNU
Storsalamander	Amfibium		1	0,26	25 / 0 / 75	NINA
Sveltstarr	Frøplante		1	0,90	0 / 100 / 0	NINA
Svømmesnipe	Fugl		1	0,37	100 / 0 / 0	NINA
Trane	Fugl		1	0,62	67 / 0 / 33	NINA
Skog						
Alge på bjørk	Alge		1	1,00	0 / 100 / 0	NINA
Alm	Frøplante		1	0,76	0 / 100 / 0	NINA
Bananslørsopp	Stilksporesopp		1	0,02	100 / 0 / 0	NINA
Begerfingersopp	Stilksporesopp		1	0,80	100 / 0 / 0	NINA
Bjørkefink	Fugl		1	1,00	0 / 0 / 100	NINA
Blåbær	Frøplante	x	1	1,00	0 / 60 / 40	NIBIO
Bokfink	Fugl		1	1,00	0 / 0 / 100	NINA
Brunbjørn	Pattedyr		0,75	1,00	0 / 38 / 63	NINA
Dagsommerfugler i skog	Insekter		1	0,28	0 / 0 / 100	NINA
Dompap	Fugl		1	1,00	0 / 0 / 100	NINA
Duetrost	Fugl		1	0,54	50 / 0 / 50	NINA
Eldre lauvsuksesjon (MiS)		x	1	0,96	0 / 33 / 67	NIBIO

Norsk navn	Artsgruppe	Nøkkel-indikator	Tilhørighet	Dekningsandel	E/M/O	Institusjon
Elg	Pattedyr		1	1,00	5 / 95 / 0	NINA
Etasjemose i granskog	Bladmose		1	0,15	0 / 85 / 15	NIBIO
Fakkeltvebladmose	Bladmose		1	0,59	100 / 0 / 0	NTNU
Fiolgubbe	Stilksporesopp		1	0,07	100 / 0 / 0	NINA
Fjellvåk	Fugl		0,2	0,87	50 / 0 / 50	NINA
Flaggspett	Fugl		1	0,96	0 / 0 / 100	NINA
Flekkhvitkjuke	Stilksporesopp		1	0,82	100 / 0 / 0	NINA
Fossenever	Lav		1	0,17	100 / 0 / 0	NINA
Fuglekonge	Fugl		1	0,96	0 / 0 / 100	NINA
Fugletelg i granskog	Bregne		1	0,11	0 / 85 / 15	NIBIO
Fugletelg i fjellbjørkeskog	Bregne		1	0,10	25 / 50 / 25	NINA
Gamle trær (MiS)		x	1	1,00	0 / 33 / 67	NIBIO
Gaupe	Pattedyr		1	1,00	0 / 0 / 100	NINA
Gjerdessmet	Fugl		1	0,88	0 / 0 / 100	NINA
Granmeis	Fugl		1	0,99	33 / 0 / 67	NINA
Gransanger	Fugl		1	1,00	33 / 0 / 67	NINA
Grønn fåresopp	Stilksporesopp		1	0,02	100 / 0 / 0	NINA
Grønn orebladbill	Insekt		1	0,89	100 / 0 / 0	NINA
Grønnspekk	Fugl		1	0,77	0 / 0 / 100	NINA
Grå fluesnapper	Fugl		1	1,00	0 / 0 / 100	NINA
Gulsanger	Fugl		1	0,91	33 / 0 / 67	NINA
Hagesanger	Fugl		1	1,00	0 / 0 / 100	NINA
Hjort	Pattedyr		1	0,89	5 / 95 / 0	NINA
Huldresmeller	Insekt		1	0,59	100 / 0 / 0	NINA
Huldretorvmose	Bladmose		1	0,37	100 / 0 / 0	NTNU
Humler i skog	Insekter		1	0,28	0 / 0 / 100	NINA
Hønehauk	Fugl		1	0,91	96 / 0 / 4	NINA
Isterviersumpskog			1	0,12	100 / 0 / 0	NINA
Jernspurv	Fugl		1	1,00	0 / 0 / 100	NINA
Jerv	Pattedyr		0,25	1,00	0 / 0 / 100	NINA
Jordstjerner	Stilksporesopp		1	1,00	100 / 0 / 0	NINA
Kopperrød slørsopp	Stilksporesopp		1	0,08	100 / 0 / 0	NINA
Kusymre	Frøplante		1	0,22	0 / 100 / 0	NINA
Kvistlav på bjørk i nordboreal sone	Lav		1	0,06	14 / 59 / 27	NINA

Norsk navn	Artsgruppe	Nøkkel-indikator	Tilhørighet	Deknings-andel	E/M/O	Institusjon
Lappkjuke	Stilksporesopp		1	0,06	100 / 0 / 0	NINA
Lavhei	Lav		0,1	0,21	76 / 2 / 21	NINA
Liggende død ved (MiS) – arealandel			1	1,00	0 / 33 / 67	NIBIO
Liggende død ved – mengde		x	1	1,00	0 / 86 / 14	NIBIO
Lirype	Fugl		0,3	0,79	100 / 0 / 0	NINA
Løvsanger	Fugl		1	1,00	33 / 0 / 67	NINA
Munk	Fugl		1	0,91	33 / 0 / 67	NINA
Måltrost	Fugl		1	0,98	33 / 0 / 67	NINA
Nøtteskrike	Fugl		1	0,90	0 / 0 / 100	NINA
Olavsstake	Frøplante		1	0,64	0 / 100 / 0	NINA
Orrfugl	Fugl		1	0,96	100 / 0 / 0	NINA
Pelsblæremose	Levermose		1	0,26	100 / 0 / 0	NTNU
Reliktbukk	Insekt		1	0,24	100 / 0 / 0	NINA
Ringdue	Fugl		1	0,96	0 / 0 / 100	NINA
Rødstjert	Fugl		1	1,00	0 / 0 / 100	NINA
Rødstrupe	Fugl		1	0,96	0 / 0 / 100	NINA
Rødvingetrost	Fugl		1	1,00	0 / 0 / 100	NINA
Rådyr	Pattedyr		1	1,00	5 / 95 / 0	NINA
Setertrompetmose	Bladmose		1	0,37	100 / 0 / 0	NTNU
Sinoberbille	Insekt		1	0,01	100 / 0 / 0	NINA
Smyle i granskog	Frøplante		1	0,15	0 / 85 / 15	NIBIO
Smyle i fjellbjørkeskog	Frøplante		1	0,10	35 / 52 / 13	NINA
Smågnagere – skogbestander	Pattedyr	x	1	0,50	100 / 0 / 0	NINA
Snømållav på fjellbjørkeskog	Lav		1	0,06	12 / 63 / 26	NINA
Sporebustehette	Bladmose		1	0,39	100 / 0 / 0	NTNU
Storfugl	Fugl		1	0,92	100 / 0 / 0	NINA
Storpigglekten (sopp)	Stilksporesopp		1	0,90	100 / 0 / 0	NINA
Stående død ved – mengde		x	1	1,00	0 / 86 / 14	NIBIO
Stående død ved (MiS) – arealandel			1	1,00	0 / 33 / 67	NIBIO
Svarthvit fluesnapper	Fugl		1	1,00	33 / 0 / 67	NINA
Svartmeis	Fugl		1	0,94	0 / 0 / 100	NINA
Svartnende kantarell	Stilksporesopp		1	0,12	100 / 0 / 0	NINA
Svartsonekjuke	Stilksporesopp		1	0,91	100 / 0 / 0	NINA

Norsk navn	Artsgruppe	Nøkkel-indikator	Tilhørighet	Deknings-andel	E/M/O	Institusjon
Svartspett	Fugl		1	0,48	0 / 0 / 100	NINA
Svarttrost	Fugl		1	0,94	0 / 0 / 100	NINA
Svøpfellmose	Bladmose		1	0,28	100 / 0 / 0	NTNU
Toppmeis	Fugl		1	0,80	33 / 0 / 67	NINA
Trekryper	Fugl		1	0,93	25 / 0 / 75	NINA
Trepiplerke	Fugl		1	1,00	0 / 0 / 100	NINA
Trær med hengelv (MiS)			1	0,90	0 / 31 / 69	NIBIO
Ulv	Pattedyr		1	1,00	0 / 0 / 100	NINA
Fjell						
Blåstrupe	Fugl		1	1,00	0 / 0 / 100	NINA
Boltit	Fugl		1	0,76	100 / 0 / 0	NINA
Brunbjørn	Pattedyr		0,25	1,00	0 / 38 / 63	NINA
Fjellerke	Fugl		1	0,28	100 / 0 / 0	NINA
Fjellfiltmose	Bladmose		1	0,86	100 / 0 / 0	NTNU
Fjellrev	Pattedyr		1	0,57	33 / 0 / 67	NINA
Fjellrype	Fugl		1	0,90	100 / 0 / 0	NINA
Fjellvalmue	Frøplante		1	0,12	0 / 100 / 0	NINA
Fjellvåk	Fugl		0,8	0,98	50 / 0 / 50	NINA
Greplyng	Frøplante		1	0,93	0 / 100 / 0	NINA
Havelle	Fugl		1	0,50	100 / 0 / 0	NINA
Heilo	Fugl		1	1,00	50 / 0 / 50	NINA
Heipiplerke	Fugl		1	1,00	33 / 0 / 67	NINA
Issoleie	Frøplante		1	0,54	0 / 100 / 0	NINA
Jaktfalk	Fugl		1	0,92	100 / 0 / 0	NINA
Jerv	Pattedyr		0,75	1,00	0 / 0 / 100	NINA
Kongeørn	Fugl		1	0,99	100 / 0 / 0	NINA
Lappspurv	Fugl		1	0,71	50 / 0 / 50	NINA
Lavhei	Lav		0,85	0,44	77 / 2 / 21	NINA
Lirype	Fugl		0,7	0,95	100 / 0 / 0	NINA
Nipdraugmose	Levermose		1	0,12	80 / 0 / 20	NTNU
Praktdraugmose	Levermose		1	0,33	90 / 0 / 10	NTNU
Ravn	Fugl		1	1,00	0 / 0 / 100	NINA
Ringtrost	Fugl		1	1,00	25 / 0 / 75	NINA
Smågnagere - fjellbestander	Pattedyr	x	1	0,63	100 / 0 / 0	NINA

Norsk navn	Artsgruppe	Nøkkel-indikator	Tilhørighet	Deknings-andel	E/M/O	Institusjon
Snøspurv	Fugl		1	0,94	50 / 0 / 50	NINA
Steinskvett	Fugl		1	1,00	50 / 0 / 50	NINA
Sylmose	Bladmose		1	0,11	100 / 0 / 0	NTNU
Torntvebladmose	Levermose		1	0,09	80 / 0 / 20	NTNU
Vier alpint belte	Frøplanter	x	1	0,45	83 / 0 / 17	NINA
Villrein	Pattedyr	x	1	0,22	0 / 100 / 0	NINA
Åpent lavland						
Blåtopp i fuktig kystlynghei	Frøplante		1	0,17	100 / 0 / 0	NINA
Dagsommerfugler i åpent lavland	Insekter		1	0,28	0 / 0 / 100	NINA
Dragehodeglansbille	Insekt		1	0,01	100 / 0 / 0	NINA
Engtordivel	Insekt		1	0,96	100 / 0 / 0	NINA
Engvokssopper	Stilksporesopp		1	0,84	100 / 0 / 0	NINA, Biolog J.B. Jordal AS
Fiolett oljebille	Insekt	x	1	1,00	100 / 0 / 0	NINA
Fiskemåke kyst	Fugl		0,5	0,05	0 / 0 / 100	NINA
Glansteppemose	Levermose		1	0,20	100 / 0 / 0	NTNU
Gråmåke	Fugl		0,5	0,05	0 / 0 / 100	NINA
Havørn	Fugl		0,3	0,48	100 / 0 / 0	NINA
Heiflette	Bladmose		1	0,57	100 / 0 / 0	NTNU
Heitorvmose	Bladmose		1	0,70	100 / 0 / 0	NTNU
Hubro	Fugl		1	0,97	100 / 0 / 0	NINA
Humler i åpent lavland	Insekter		1	0,28	0 / 0 / 100	NINA
Jordtunger	Sekspore-sopp		1	0,76	100 / 0 / 0	NINA, Biolog J.B. Jordal AS
Køllesopper	Stilksporesopp		1	0,83	100 / 0 / 0	NINA, Biolog J.B. Jordal AS
Lappiplerke	Fugl		1	0,09	100 / 0 / 0	NINA
Mnemosynesommerfugl	Insekt		1	0,01	100 / 0 / 0	NINA
Praktrødspore	Stilksporesopp		1	0,71	100 / 0 / 0	NINA, Biolog J.B. Jordal AS
Prestekrage	Frøplante		1	0,90	0 / 100 / 0	NINA
Purpurlyng	Frøplante		1	0,10	0 / 100 / 0	NINA
Skjærpiplerke	Fugl		1	0,58	100 / 0 / 0	NINA

Norsk navn	Artsgruppe	Nøkkel-indikator	Tilhørighet	Deknings-andel	E/M/O	Institusjon
Småklokkemose	Bladmose		1	0,45	100 / 0 / 0	NTNU
Solblom	Frøplante		1	0,47	0 / 100 / 0	NINA
Svartbak	Fugl		0,5	0,06	0 / 0 / 100	NINA
Tilstand gras og urterik mark	Frøplanter	x	1	1,00	100 / 0 / 0	NIBIO
Tilstand kystlynghei	Frøplanter	x	1	0,25	100 / 0 / 0	NIBIO
Tjeld	Fugl		1	0,74	0 / 0 / 100	NINA
Vandrefalk	Fugl		1	0,74	100 / 0 / 0	NINA

Miljødirektoratet

Telefon: 03400/73 58 05 00 | **Faks:** 73 58 05 01

E-post: post@miljodir.no

Nett: www.miljodirektoratet.no

Post: Postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøksadresse Trondheim: Brattørkaia 15, 7010 Trondheim

Besøksadresse Oslo: Grensesvingen 7, 0661 Oslo

Miljødirektoratet jobber for et rent og rikt miljø. Våre hovedoppgaver er å redusere klimagassutslipp, forvalte norsk natur og hindre forurensning.

Vi er et statlig forvaltningsorgan underlagt Klima- og miljødepartementet og har mer enn 700 ansatte ved våre to kontorer i Trondheim og Oslo, og ved Statens naturoppsyn (SNO) sine mer enn 60 lokalkontor.

Vi gjennomfører og gir råd om utvikling av klima- og miljøpolitikken. Vi er faglig uavhengig. Det innebærer at vi opptre selvstendig i enkeltsaker vi avgjør, når vi formidler kunnskap eller gir råd. Samtidig er vi underlagt politisk styring. Våre viktigste funksjoner er at vi skaffer og formidler miljøinformasjon, utøver og iverksetter forvaltningsmyndighet, styrer og veileder regionalt og kommunalt nivå, gir faglige råd og deltar i internasjonalt miljøarbeid.