

2633

NINA Rapport

Indeksmetoden for vurdering av økologisk tilstand (IBECA)

Teknisk protokoll, versjon 2.0

Eirin Bjørkvoll, Anders Kolstad, Joachim Töpper, Bálint Czúcz, Erik Framstad



NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er NINAs ordinære rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på engelsk, som NINA Report.

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

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

Annen publisering

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

Indeksmetoden for vurdering av økologisk tilstand (IBECA)

Teknisk protokoll, versjon 2.0

Eirin Bjørkvoll
Anders Kolstad
Joachim Töpper
Bálint Czúcz
Erik Framstad

Bjørkvoll, E., Kolstad, A., Töpper, J., Czúcz, B. & Framstad E.
2025. Indeksmetoden for vurdering av økologisk tilstand (IBECA).
Teknisk protokoll, versjon 2.0. NINA Rapport 2633. Norsk institutt
for naturforskning.

Trondheim, oktober 2025

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5457-1

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Signe Nybø

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningsjef Jørgen Rosvold (sign.)

OPPDRAUGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAUGSGIVERS REFERANSE

M-3036|2025

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Hilde Nystad, Tuva Zeiner-Henriksen

FORSIDEBILDE

Ved Kroktjønna i Folldal med utsikt mot Rondane, juli 2018.

© Eirin Bjørkvoll

NØKKEWORD

Norge – økosystem – økologisk tilstand – naturregnskap –
indeksmetoden – SEEA EA – indikatorer – referansetilstand –
skaleringsverdier – referanse verdier

KEY WORDS

Norway – ecosystem – ecological condition – ecosystem
accounting – IBECA – SEEA EA – indicators – reference condition
– scaling values – reference values

KONTAKTOPPLYSNINGER

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

NINA Oslo
Sognsveien 68
0855 Oslo
Tlf: 73 80 14 00

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

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

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

www.nina.no

Sammendrag

Bjørkvoll, E., Kolstad, A., Töpper, J., Czúcz, B. & Fremstad, E. 2025. Indeksmetoden for vurdering av økologisk tilstand (IBECA). Teknisk protokoll, versjon 2.0. NINA Rapport 2633. Norsk institutt for naturforskning.

Fagsystem for økologisk tilstand er et rammeverk utarbeidet for å vurdere økosystemenes tilstand og for å fastsette hva god økologisk tilstand er. Den økologiske tilstanden beskrives gjennom indikatorer. IBECA (The index-based ecological condition assessment) går ut på å beregne indikatorverdier med bruk av overvåkingsdata, eller andre innsamlede data, som er relevant for å beskrive tilstanden. Deretter aggregeres informasjonen på tvers av indikatorer for å vurdere tilstanden til økosystemegenskaper og for økosystemet som helhet. Den samlede indeksverdien for økosystemet vurderes i lys av tilgjengelighet av data, supplerende indikatorer, indikatorenes tidsserier og utvikling i påvirkningsindikatorer. IBECA bygger på tilnærmingen i Vannforskriftens klassifiseringssystem og naturindeksen, og er så langt blitt brukt for å vurdere tilstanden for skog og fjell i Norge.

I denne rapporten gir vi en oppdatert beskrivelse av IBECA slik den foreligger per 2025. Prinsipper for fagsystem for økologisk tilstand ligger fast, men bruk av metoden er utviklet gjennom nye datagrunnlag, indikatorer og dokumentasjonsløsninger. Vi beskriver de ulike stegene i metoden som inkluderer 1) sammensetning av ekspertgruppe og dens rolle, 2) inndeling i økosystemer, økosystemegenskaper og menneskeskapte påvirkningsfaktorer, 3) vurdering av datagrunnlag, 5) valg av indikatorer, 6) fastsetting av skaleringsverdier, 7) beregning av indikatorer, 8) kvalitetssikring av beregninger, 9) helhetlig vurdering av økologisk og 10) fremstilling av resultater. Vi beskriver videre likheter og ulikheter med FNs standard for naturregnskap, og peker på utviklingsmuligheter.

Den største forskjellen mellom den første versjonen av IBECA og denne versjonen er i steg 8 som omhandler kvalitetssikring av indikatorer, som har betydning også for gjennomføring av andre steg i metoden. IBECA bruker *ecRxiv* for kvalitetssikring og publisering av indikatorberegninger og metoder i tråd med FAIR-prinsippene. Dette sikrer at koden som benyttes er kvalitets-sikret og tilgjengelig og at konseptene bak indikatorene er utfyllende forklart. Dokumentasjonen er åpent tilgjengelig med muligheter for både fagfolk og andre interesserte å gi kommentarer og innspill. Løsningen håndterer også versjonskontroll som gjør at tidligere versjoner arkiveres.

Vi beskriver utviklingsmuligheter for IBECA, som hovedsakelig omfatter deler av dokumentasjonsprosessen. Bedre systemer for å beskrive hvordan indikatorer og deres datagrunnlag er valgt ut og tilrettelagt, og for å beskrive sammenhengen mellom påvirkningsfaktorer og indikatorer, er blant mulighetene som vil kunne styrke IBECA.

Et nasjonalt tilstandsregnskap er under utvikling, som del av Norges naturregnskap. Naturregnskapet skal lages etter FNs standard for naturregnskap (SEEA EA). IBECA samsvarer godt med tilstandsdelen i SEEA EA, og kan ses på som en operasjonalisering av denne standarden. SEEA EA legger imidlertid ikke opp til en samlet vurdering av økosystemets tilstand utover det som følger av den aggregerte tilstandsverdien for økosystemet. Slik sett representerer IBECAs samlede vurdering av økosystemets tilstand en utvidet vurdering sammenliknet med SEEA EA, der det legges vekt på vitenskapelig litteratur og økologisk fagekspertise som tolker indikatorene i et helhetlig lys.

Eirin Bjørkvoll (eirin.bjorkvoll@nina.no), Anders Kolstad (anders.kolstad@nina.no), Joachim Töpper (joachim.topper@nina.no), Bálint Czúcz (balint.czucz@nina.no), Erik Fremstad (erik.fremstad@nina.no), NINA, Postboks 5685 Torgarden, NO-7485 Trondheim.

Abstract

Bjørkvoll, E., Kolstad, A., Töpper, J., Czúcz, B. & Fremstad, E. 2025. The Index-based ecological assessment (IBECA). Technical protocol, version 2.0. NINA Report 2633. Norwegian Institute for Nature Research.

The System for Assessment of Ecological Condition is a framework developed to assess the state of ecosystems and to define what constitutes good ecological condition. Ecological condition is described through indicators. IBECA (The Index-Based Ecological Condition Assessment) is based on calculating indicator values using monitoring data or other relevant data that describe the condition. The information is then aggregated across indicators to assess the condition of ecosystem properties and the ecosystem as a whole. The overall index value for the ecosystem is evaluated considering data availability, supplementary indicators, indicator time series, and trends in pressure indicators. IBECA builds on the approach in the Water Framework Directive's classification system and the Nature Index and has so far been used to assess the condition of forests and mountains in Norway.

This report provides an updated description of IBECA as of 2025. The principles of The System for Assessment of Ecological Condition remain the same, but the application of the IBECA method has developed through new datasets, indicators, and documentation systems. We describe the different steps of the method, which include 1) composition of expert group and its role, 2) division into ecosystems, ecosystem properties, and human-induced pressures, 3) assessment of datasets, 4) selection of indicators, 5) setting scaling values, 6) calculation of indicators, 7) quality assurance of calculations, 8) overall assessment of ecological condition, and 9) presentation of results. We further describe similarities and differences with the UN standard for ecosystem accounting and point to potential areas for development.

The main difference between the first version of IBECA and this version lies in step 8, which concerns quality assurance of indicators, but also influences the implementation of other steps in the method. IBECA uses *ecRxiv* for quality assurance and publication of indicator calculations and methods in line with the FAIR principles. This ensures that the code used is quality-checked and accessible, and that the concepts behind the indicators are thoroughly explained. The documentation is openly available, allowing both professionals and other interested parties to provide comments and input. The solution also manages version control, ensuring that earlier versions are archived.

We outline development opportunities for IBECA, which mainly involve parts of the documentation process. Improved systems for describing how indicators and their datasets are selected and prepared, and for explaining the relationships between pressures and indicators, are among the opportunities that could strengthen IBECA.

A national condition account is under development as part of Norway's ecosystem accounting. The ecosystem accounts will be developed according to the UN standard for ecosystem accounting (SEEA EA). IBECA aligns well with the condition component of SEEA EA and can be viewed as an operationalization of this standard. However, SEEA EA does not provide for an integrated assessment of ecosystem condition beyond the aggregated condition value for the ecosystem. In this respect, IBECA's comprehensive assessment of ecosystem condition represents an extended evaluation compared to SEEA EA, emphasizing scientific literature and ecological expertise that interpret the indicators in a broader perspective.

Eirin Bjørkvoll (eirin.bjorkvoll@nina.no), Anders Kolstad (anders.kolstad@nina.no), Joachim Töpper (joachim.topper@nina.no), Bálint Czúcz (balint.czucz@nina.no), Erik Fremstad (erik.fremstad@nina.no), NINA, Postbox 5685 Torgarden, NO-7485 Trondheim.

Innhold

Sammendrag	3
Abstract	4
Innhold	5
Forord	7
1 Innledning.....	8
1.1 Fagsystem for økologisk tilstand	8
1.2 Indeksmetoden (IBECA).....	9
2 Ekspertgruppas sammensetning og roller	13
2.1 Tilnærming	13
2.2 Sammenlikning med SEEA EA.....	15
2.3 Muligheter for videreutvikling.....	15
3 Økosysteminndeling, økosystemegenskaper og påvirkningsfaktorer	16
3.1 Økosysteminndeling	16
3.2 Økosystemegenskaper	18
3.3 Menneskeskapte påvirkningsfaktorer	20
4 Vurdering av datagrunnlag	22
4.1 Tilnærming	22
4.2 Sammenlikning med SEEA EA.....	23
4.3 Muligheter for videreutvikling.....	24
5 Valg av indikatorer	25
5.1 Tilnærming	25
5.2 Sammenlikning med SEEA EA.....	26
5.3 Muligheter for videreutvikling.....	26
6 Fastsetting av skaleringsverdier	27
6.1 Tilnærming	27
6.2 Sammenlikning med SEEA EA.....	29
6.3 Muligheter for videreutvikling.....	29
7 Beregning av indikatorer	31
7.1 Tilnærming	31
7.2 Sammenlikning med SEEA EA.....	36
7.3 Muligheter for videreutvikling.....	36
8 Kvalitetssikring av beregninger.....	38
8.1 Tilnærming	38
8.2 Sammenlikning med SEEA EA.....	38
8.3 Muligheter for videreutvikling.....	38
9 Helhetlig vurdering av økologisk tilstand.....	39
9.1 Tilnærming	39
9.2 Sammenlikning med SEEA EA.....	40
9.3 Muligheter for videreutvikling.....	41
9.4 Strukturerte ekspertvurderinger.....	41

10 Fremstilling av resultater.....	43
10.1 Tilnærming.....	43
10.2 Sammenlikning med SEEA EA.....	44
10.3 Muligheter for videreutvikling.....	45
11 Referanser.....	46

Forord

Som oppfølging av Meld St. 14 Natur for livet (2015-2016) tok Klima- og miljødepartementet på vegne av regjeringen initiativ til å utvikle et fagsystem for å vurdere den økologiske tilstanden i norske økosystemer. Arbeidet startet i 2016 da et oppnevnt ekspertråd fikk i oppgave å foreslå hvordan et slikt system kunne innrettes. Deretter ble fagsystemet videreutviklet og operasjonalisert gjennom flere prosjekter i 2018-2019. Som del av dette arbeidet ble indeksmetoden (IBECA) for vurdering av økologisk tilstand utviklet og en første versjon ble publisert i 2021. Våren 2025 fikk NINA i oppdrag av Miljødirektoratet å oppdatere metodebeskrivelsen av IBECA-metoden, slik metoden foreligger per 2025.

Den første versjonen av IBECA-metoden ble brukt til å vurdere tilstanden i skog og fjell i Norge i 2021 og 2022. For andre økosystemer på land har ikke datagrunnlaget vært tilstrekkelig for å gjennomføre slike helhetlige tilstandsvurderinger. I de senere år har det derfor blitt utviklet nye datagrunnlag og indikatorer. Et nasjonalt tilstandsregnskap er også under utvikling, som del av Norges naturregnskap. Naturregnskapet skal lages etter FNs standard for naturregnskap (SEEA EA). IBECA-metoden brukes nå for å beregne indikatorer til tilstandsregnskapet.

Siden den første versjonen av IBECA-metoden ble publisert, er metoden dermed blitt tatt i bruk på nye måter og det er utviklet nye dokumentasjonsløsninger som setter premisser for hvordan arbeidet gjennomføres. I regi av Forskningsrådet er det i tillegg blitt gjennomført en evaluering av det vitenskapelige grunnlaget for fagsystemet, herunder IBECA-metoden, og en evalueringskomite har kommet med anbefalinger for å styrke både fagsystemet som rammeverk og IBECA som vurderingsmetode.

Arbeidet med å oppdatere metodebeskrivelsen for IBECA-metoden er gjennomført av en prosjektgruppe i NINA, med Eirin Bjørkvoll som prosjektleder. Øvrige deltagere har vært Anders Kolstad, Joachim Töpper, Bálint Czúcz og Erik Framstad, som til sammen har lang erfaring med IBECA-metoden for vurdering av økologisk tilstand, indikatorutvikling, kvalitetssikring og dokumentasjon, og SEEA EA som standard for naturregnskap. I tillegg til å oppdatere metodebeskrivelsen for IBECA-metoden beskriver vi likheter og ulikheter med SEEA EA og muligheter for videreutvikling som kan styrke IBECA-metoden som et verktøy for forvaltningen.

Vi takker Miljødirektoratet for god dialog underveis. Kontaktpersoner har vært Hilde Nystad og Tuva Zeiner-Henriksen.

Trondheim 01.10.2025
Eirin Bjørkvoll

1 Innledning

1.1 Fagsystem for økologisk tilstand

Handlingsplanen «Natur for livet» (Meld. St. 14 (2025-2016)) satte tre overordnede nasjonale mål for naturmangfoldet:

- Økosystemene skal ha god tilstand, og de skal levere viktige økosystemtjenester
- Ingen arter eller naturtyper skal utryddes, og utviklingen for truede og nær truede arter og naturtyper skal bedres
- Et representativt utvalg av norsk natur skal bevares for kommende generasjoner.

Arbeidet med å oppfylle de nasjonale målene skal være kunnskapsbasert. Et av hovedgrepene for å følge opp den nasjonale handlingsplanen er å fastsette kriterier og indikatorer for når økosystemene har god tilstand.

Med bakgrunn i handlingsplanen opprettet Klima- og miljødepartementet i 2016 et Ekspertråd for økologisk tilstand som foreslo et fagsystem for å vurdere den økologiske tilstanden i økosystemene, og om tilstanden er god eller ikke (Nybø og Evju 2017).

Fagsystem for økologisk tilstand er et rammeverk utarbeidet for å vurdere økosystemenes tilstand og for å fastsette hva god økologisk tilstand er. Fagsystemet definerer sju egenskaper ved økosystemene som beskriver økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet. Disse egenskapene er overordnede og kan ikke måles direkte, men beskrives gjennom indikatorer. Den økologiske tilstanden for hver enkelt indikator vurderes fortrinnsvis ved hjelp av overvåkingsdata, eller andre innsamlede data som er relevant for å beskrive tilstanden. Deretter aggregeres informasjonen på tvers av indikatorer for å vurdere tilstanden til hver av de sju egenskapene, og for økosystemet som helhet.

For å vurdere økosystemets tilstand sammenliknes verdiene for hver enkelt indikator i dagens tilstand med verdier som representerer intakt økosystemtilstand (referansetilstand). Intakte semi-naturlige og naturlige økosystemer karakteriseres ved at økosystemets viktige økologiske strukturer, funksjoner og produktivitet er ivarettatt (Nybø og Evju 2017). Menneskelig påvirkning kan forekomme, men skal ikke være dominerende. I semi-naturlige økosystemer anses de menneskeskapte aktivitetene som definerer systemet (som slått og beite) som en integrert del av økosystemet. God økologisk tilstand defineres ved at økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet ikke avviker vesentlig fra referansetilstanden.

Fagsystemet skal baseres på et begrenset antall indikatorer som reflekterer de sju egenskapene ved økosystemene og som tar hensyn til naturlig dynamikk i økosystemene. Med utgangspunkt i DPSIR-rammeverket skiller fagsystemet på indikatorer for økologisk tilstand og indikatorer for påvirkninger. Indikatorer for økologisk tilstand kan være biotiske eller abiotiske og bør være følsomme for de antatt viktigste påvirkningene i økosystemene, men bør ikke representeres av indikatorer for påvirkninger i seg selv.

Når den økologiske tilstanden skal vurderes helhetlig for et økosystem, må alle indikatorer vurderes samlet. Den samlede vurderingen baseres på et gjennomsnitt, eventuelt med bruk av vektning, av tilstanden til indikatorene (til forskjell fra «verste-styrer»-prinsippet som ligger til grunn for Vannforskriftens klassifiseringssystem, eller en ren kvalitativ vurdering). Selv om indikatorer for påvirkningsfaktorer ikke inngår i den samlede vurderingen av tilstanden, vil påvirkningsindikatorer kunne øke forståelsen av tilstanden i et økosystem og hvilke tiltak som kan være aktuelle for å bedre tilstanden.

Med bakgrunn i Fagsystem for økologisk tilstand som rammeverk, har det blitt utviklet to metoder som kan benyttes til å vurdere tilstanden i økosystemene ved hjelp av indikatorer, indeksmetoden (IBECA) og fagpanelmetoden (PAEC). Begge metodene er i tråd med anbefalinger gitt av

ekspertrådet. Førstegenerasjons vurderinger av økologisk tilstand har vært gjennomført på regionalt og nasjonalt nivå for tre havområder og arktisk tundra ved bruk av PAEC, og for fjell og skog ved bruk av IBECA. Tilstandsvurderinger for våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa har så langt ikke blitt gjennomført, hovedsakelig på grunn av manglende datagrunnlag for å gjøre en slik vurdering. Det er derimot satt i gang forsterket overvåking og utvikling av indikatorer for disse økosystemene slik at det etter hvert skal kunne gjennomføres tilstandsvurderinger (Nybø et al. 2023, Kolstad et al. 2024).

1.2 Indeksmetoden (IBECA)

I denne rapporten gir vi en oppdatert beskrivelse av indeksmetoden. Siden IBECA versjon 1.0 ble beskrevet (Jakobsson et al. 2021, Töpper & Jakobsson 2021), er metoden brukt i ulike sammenhenger, og det er utviklet nye datagrunnlag, indikatorer og dokumentasjonsløsninger. Samtidig er metoden forankret i fagsystemet, og oppbygning og nøkkelbegreper ligger fast (**tabell 1.1**). Vi beskriver i denne rapporten hvordan metoden foreligger per 2025, og peker på noen utviklingsmuligheter.

Tabell 1.1. Nøkkelbegreper som er sentrale i IBECA-metoden.

Begrep på norsk	Begrep på engelsk	Beskrivelse
Tilstandsvariabel	Condition variable	Variabel som representerer et mål på tilstanden for økosystemets struktur eller funksjoner, målt/observert i sine opprinnelige enheter. IBECA baserer seg i utgangspunktet på skalerte variabler, dvs. tilstandsindikatorer, men uskalerte variabler kan benyttes for å belyse resultatene fra IBECA i en helhetlig tolkning av økosystemenes økologiske tilstand.
Tilstandsindikator	Condition indicator	Indikator som representerer et mål på tilstanden for økosystemets struktur eller funksjoner, skalerte til en felles skala mellom 0 og 1 basert på en eller flere skaleringsverdier for den tilsvarende tilstandsvariabelen.
Skaleringsverdi	Reference level (or reference value)	En tilstandsvariabelverdi som tilskrives en bestemt tilstandsindikatorverdi. Det kan defineres flere skaleringsverdier for hver tilstandsvariabel, og de ulike skaleringsverdiene navngis etter et system som kalles X_n -systemet. Eksempel: X_{100} og X_0 tilsvarer tilstandsvariabelverdien i hhv. referansetilstanden eller ved svært forringet tilstand. X_{60} tilsvarer grenseverdien for god tilstand.
Referansetilstand	Reference condition	Tilstanden i intakt natur. Dette innebærer at tilstanden i naturlige eller semi-naturlig økosystemer hvor viktige økologiske strukturer, funksjoner og produktivitet er ivaretatt, naturlig forekommende arter utgjør hovedtyngden i hele næringskjeden og er dominerende innenfor alle trofiske nivå og funksjonelle grupper.
Referanseverdi	Reference value X_{100}	Tilstandsvariabelens verdi i referansetilstanden. Skalert verdi blir 1.

Begrep på norsk	Begrep på engelsk	Beskrivelse
Skaleringsverdi X_0	Reference value X_0	Tilstandsvariabelens skaleringsverdi X_0 representerer indikatorens verdi ved et svært forringet økosystem.
Økosystemegenskap	Ecosystem condition typology class (ECT class)	Den økologiske tilstanden i et økosystem beskrives gjennom et sett med økosystemegenskaper, som igjen beskrives av et sett med tilstandsindikatorer. I fagsystem for økologisk tilstand brukes sju egenskaper ved økosystemet, mens FNs standard for naturregnskap SEEA EA inkluderer seks ECT klasser.
Påvirkningsfaktor	Pressure	Menneskeskapte faktorer som påvirker miljøet, for eksempel utslipp av forurensende stoffer og miljøgifter, klima, arealbruk eller fremmede arter.
God økologisk tilstand	Good ecological condition	Økosystemets struktur, funksjon og produktivitet avviker ikke vesentlig fra referansetilstanden, definert som intakte økosystemer (økosystemer i referansetilstanden).

IBECA-metoden består av følgende steg (som beskrives i detalj i egne kapitler i denne rapporten):

1. Sammensetning av ekspertgruppe

For å gjennomføre en tilstandsvurdering etter IBECA metoden er det behov for eksperter på indikatorer, økosystemer og metode.

2. Beskrivelse av økosystemer (avgrensing), økosystemegenskaper og påvirkningsfaktorer

Økosystemet som indikatorene skal representeres må defineres og avgrenses. Indikatorer må tilordnes økosystemegenskaper og påvirkningsfaktorer.

3. Vurdering av datagrunnlag

Det er behov for å kartlegge hvilke overvåkingsdata som er tilgjengelig for økosystemet. En må vurdere hvor godt slike data representerer de aktuelle tilstandsvariablene, både med hensyn til omfang av data med god nok kvalitet og arealrepresentativitet. Overvåkingsdata (eller evt. andre innsamlede data relevant for å beskrive tilstand) gir grunnlag for å beregne indikatorverdier.

4. Valg av indikatorer

Indikatorer velges ut med bakgrunn i tilgjengelige overvåkingsdata, og gjeldende kriterier for indikatorer i Fagsystem for økologisk tilstand.

5. Fastsetting av skaleringsverdier

For å beregne indikatorverdier må det fastsettes skaleringsverdier. Skaleringsverdier omfatter referanseverdier som representerer intakt natur, grenseverdier for god tilstand og variabelverdier som representerer et svært forringet økosystem.

6. Beregning av indikatorer

Uskalerte tilstandsvariabler og skalerte indikatorverdier for et gitt vurderingsår og -sted beregnes ved hjelp av data, skaleringsverdier og skaleringsfunksjoner. En uskalert variabelverdi er absoluttverdien til indikatoren (for eks. totalt antall rein et gitt år). Skalerte indikatorverdier er å foretrekke da skalert verdi gir mer mening til lesere som har liten innsikt i hvilke

verdier som representerer og tilstand eller ikke. Variabelverdier skaleres ved hjelp av en skaleringsfunksjon slik at de får verdier mellom 0 og 1, hvor 0 tilsvarer indikatoren i et svært forringet økosystem og 1 tilsvarer indikatorverdien i et intakt økosystem. Slike skalerte indikatorverdier beskriver altså tilstanden til indikatoren relativt til tilstanden i et intakt økosystem. Skaleringsfunksjonen kan ha ulike former, men legger til grunn at verdier lik eller større enn 0,6 tilsvarer indikatoren i god tilstand.

7. Kvalitetssikring av beregninger

Dette består av kode-review for å sikre at beregninger er gjort riktig og at metoden er dokumentert for fremtidige oppdateringer. I kode-review inngår både det å kvalitetssikre at indikatorene reflekterer de økologiske egenskapene som man ønsker å belyse, samt beregningsfunksjoner og data. Vurderingene gjøres offentlig tilgjengelig i tråd med FAIR-prinsippene.

8. Helhetlig vurdering av økologisk tilstand

Den samlede økologiske tilstanden for et økosystem representeres av en indeksverdi som tilsvarer gjennomsnittet av indikatorverdiene. Den samlede indeksverdien vurderes deretter i lys av tilgjengelighet av data (hvorvidt er datagrunnlaget er tilstrekkelig og har utsagnskraft), supplerende indikatorer (som ikke har tilstrekkelig data til skalering og derfor ikke inngår i gjennomsnittsverdien), indikatorenes tidsserier (som sier noe om utvikling over tid) og utvikling i påvirkningsindikatorer (som kan indikere årsaksforhold).

Tilstandsvurderinger basert på data og ekspertvurderinger

Overvåkingsdata er hovedgrunnlaget for å beregne indikatorer og dermed for å vurdere tilstanden til økosystemer. I tillegg inngår elementer av ekspertvurderinger i ulike steg i metoden, særlig når skaleringsverdier eller skaleringsfunksjoner fastsettes. IBECA-metoden bruker ekspertvurderinger for å fastsette premisser for beregningene, mens beregningene av tilstandsverdier i seg selv følger en algoritme hvor indikatordata er helt nødvendig.

Dersom det er lite overvåkingsdata for tilstandsindikatorer tilgjengelig, vil en kunne gjøre indikatorberegninger med andre, mindre systematisk innsamlede data, men romlig dekning og konsistens over tid er da utfordrende. Dersom en skulle mangle data for noen av egenskapene innen et økosystem, kan en gjøre en IBECA-basert kvantitativ vurdering supplert med ekspertvurderinger basert på generell økosystemkunnskap og/eller data for påvirkningsfaktorer der data for tilstandsindikatorer mangler (beskrevet nærmere i kap. 9.4). Per 2025 er ikke denne muligheten benyttet.

IBECA som operasjonalisering av FNs standard for naturregnskap

IBECA-metoden er nå aktuell som utgangspunkt for å lage tilstandsregnskaper som del an Norges naturregnskap (Nybø et al., *In prep*). En internasjonal standard for naturregnskap, SEEA EA (United Nations 2024), er vedtatt i FN for å sikre at ulike land lager naturregnskaper på en enhetlig måte. Norge skal rapportere naturregnskap til Eurostat for første gang i 2026. Handlingsplanen «Bærekraftig bruk og bevaring av natur» (Klima- og miljødepartementet 2024) legger opp til at naturregnskap skal legges frem for Stortinget hvert fjerde år. SEEA EA legger til grunn et indikatorbasert system for å føre regnskap for økosystemenes tilstand som kan oppdateres over tid. Både IBECA-metoden, som er brukt for økosystemer på land i Norge, og Vannforskriftens klassifiseringssystem, som brukes for kystvann og ferskvann, kan ses på som operasjonaliseringer av rammeverket for tilstandsregnskap etter SEEA EA (Framstad et al. 2023). Punkt 1-7 i IBECA-metoden er steg som kan gjennomføres for å oppdatere tilstandsindikatorer på en konsistent måte over tid. Steg 8 inkluderer aggregering av indikatorverdier til indekser for å vurdere tilstanden i et økosystem som helhet. I norsk sammenheng omfatter dette aggregering til en samlet indeks per økosystem. SEEA EA legger også opp til slike økosystem-indekser som et tredje nivå for tilstandsregnskap, så vel som muligheter for andre tematiske aggregeringer etter de samme prinsippene, men diskuterer ikke hvordan en samlet vurdering skal foregå utover dette.

Bruk av FAIR-prinsippene

Med økende fokus på åpenhet i forskning og økende behov for oppdatering og reproduserbarhet er FAIR-prinsippene (Findable, Accessible, Interoperable, Reusable; Wilkinson et al. 2016) lagt til grunn i arbeidet med IBECA-metoden. For å legge til rette for at tilstandsvurderinger og tilstandsregnskaper er FAIR har det vært behov for å utvikle digitale systemer for åpen dokumentasjon og deling av data og skript. NINA har utviklet plattformen *ecRxiv* for dokumentasjon av indikatorer for økologisk tilstand (<https://github.com/NINAnor/ecRxiv>). Plattformen *ecRxiv* beskrives nærmere i kap. 2 og 8.

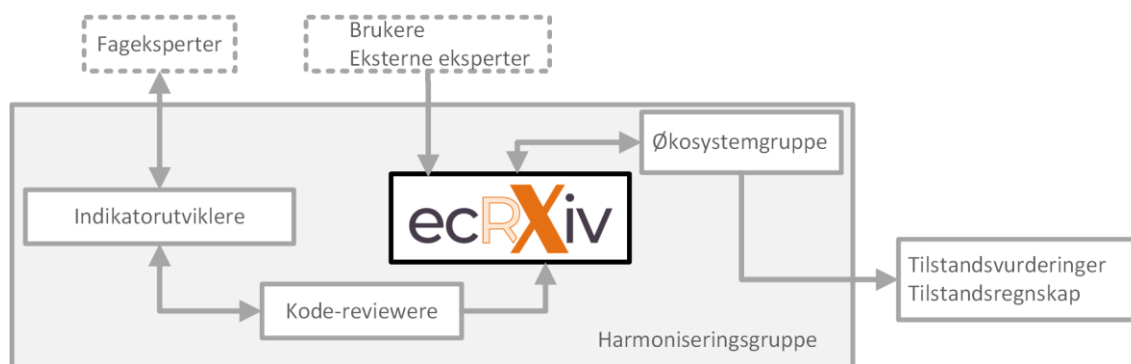
2 Ekspertgruppas sammensetning og roller

2.1 Tilnærming

For hver tilstandsvurdering etter IBECA-metoden opprettes en ekspertgruppe som gjennomfører tilstandsvurderingen (**Figur 2.1**). Ekspertene velges ut basert på kjent kompetanse og tilgjengelighet. Etablering av ekspertgruppen har i praksis skjedd gjennom dialog mellom myndigheter og prosjektledelse. Blant annet etterstrebes det en bredde i representasjon fra ulike forskningsinstitusjoner for å sikre bred oppslutning. Ekspertgruppen velger det endelige utvalget av indikatorer for hvert økosystem og gjennomfører arbeidet med en tilstandsvurdering. Ekspertgruppen må derfor samlet sett dekke flere kompetanseområder, og det er derfor naturlig å beskrive ulike roller innad i gruppen.

En *harmoniseringsgruppe* styrer prosjektet og sikrer en felles forståelse av det teoretiske rammeverket innad i prosjektet og mellom ulike økosystemer (**Figur 2.1**). Denne gruppen bør bestå av mellom 3 og 5 personer. *Indikatorutviklere* beregner selve indikatorene og dokumenterer dette arbeidet. Dette er en oppgave som krever spesiell kunnskap innen programmering og indikator-design (inkludert tema som statistikk og romlige utvalg). Indikatorutviklerne er ofte også økologer, men man kan ved behov samarbeide med *fageksperte*, som kan hentes utenfor ekspertgruppa. En *fagekspert* kjenner økosystemet og de relevante datasettene godt. Etter at indikatorene er ferdig utviklet, er det mindre behov for å inkludere eksterne fageksperte. En *økosystemgruppe* som er sammensatt av eksperter innenfor det gitte økosystemet, utfører tilstandsvurderingen, herunder bidrar med kvalitetssikring og tolking av beregninger av indikatorer og gjennomfører aggregering av indikatorer til indekser. Denne gruppen bør bestå av 5-10 personer fra flere ulike institusjoner.

For å legge til rette for at ulike interessenter kan forstå vurderinger som er gjort, har det i de senere år vært en utvikling mot mer åpne prosesser. Dette gjør det lettere å etterprøve valgene fra ekspertene, særlig fra indikatorutviklerne. I prosessen med å publisere indikatorarbeidet på *ecRxiv* involveres spesialtrente *kode-reviewere* som ser gjennom koden og all øvrig tekstlig dokumentasjon av indikatorene og indikatorberegningene. Kvalitetssikrede indikatorer kan studeres på *ecRxiv* av alle som vil, og *brukere eller uavhengige eksperter* kan gi konkrete tilbakemeldinger om de ønsker, i en form for åpen review-prosess.



Figur 2.1. Prosjektorganisering for tilstandsvurderinger etter IBECA-metoden. Ekspertgruppa (grå boks) består av flere undergrupper. En harmoniseringsgruppe koordinerer arbeidet slik at produksjonen av indikatorer er i tråd med rammeverket. Dette inkluderer koordinering av indikatorutviklere og kode-reviewere. Økosystemgruppen utfører en tilstandsvurdering basert på indikatorverdiene fra *ecRxiv* og andre relevante data om supplerende variabler og påvirkningsfaktorer (IBECA-rapporten). Økosystemgruppen kvalitetssikrer også indikatorberegningene. Indikatorene presenteres og dokumenteres hver for seg på *ecRxiv* (se Kapittel 8), hvor også brukere og eksterne eksperter kan kommentere på metodene som er valgt.

Vi beskriver nedenfor ulike faser i IBECA-metoden med fokus på hvordan ekspertvurderinger inngår, og hvilken betydning de vil kunne ha for endelige resultatet.

2.1.1 Scoping

I begrepet scoping ligger de innledende veivalgene for tilstandsvurderingen, slik som avgrensning av økosystemtyper og definering av referansetilstand. I prinsippet kan slike valg tas i forkant av videre arbeid, men i praksis blir valgene gjort parallelt med prosjektet for øvrig. Avgrensningen av økosystemet har hittil vært definert av miljøforvaltningen og blir mer og mer enhetlig ettersom vurderingene skal henge mer og mer sammen med rapportering av indikatorer til Eurostat. Referansetilstanden er definert i tråd med ekspertrådets anbefalinger for naturlige og semi-naturlige økosystemer (Nybø & Evju 2017). For jordbruksmark, og byer og tettsteder finnes det i dag ingen definisjon med samme vitenskapelige begrunnelse. Dette medfører at per i dag, kan man ikke skalere indikatorer for disse økosystemene. Valg av referansetilstand for jordbruksmark, og byer og tettsteder, vil i stor grad påvirke videre arbeid med indikatorberegninger i IBECA-metoden siden den er med å definere skaleringsverdiene brukt i skaleringen av variabler.

2.1.2 Kartlegging av datagrunnlag og utvalg av indikatorer

Kartlegging av datagrunnlaget vil i de fleste tilfeller være en mer eller mindre komplett oversikt over tilgjengelige data, slik at det foreligger lite rom for ekspertvurderinger i denne fasen (Jakobsson et al. 2020). Hvilke datakilder som kan være aktuelle for de ulike økosystemene på fastlandet blei først kartlagt av Nybø & Evju (2017) og senere av Framstad et al (2023). Derimot er det et større rom for mer subjektive valg når variabler basert på datagrunnlaget velges ut for videre analyser (Dale & Beyeler 2001, Niemeijer & de Groot 2008). For å sikre jevn fordeling av indikatorer over økosystemegenskaper eller ECT-klasser, skal det gjennomføres systematisk screening av indikatorer etter kriteriene fra fagsystemet (Nybø & Evju 2017) og SEEA EA (United Nations 2024). Dette kan bidra til best mulig grad av objektivitet i arbeidet med indikatorutvalg (Nybø et al. 2023, Kolstad et al. 2024).

2.1.3 Indikatordesign og beregninger

Arbeidet med å utvikle indikatorer i IBECA gjøres av eksperter (indikatorutviklere; **Figur 2.1**) som er ansett å inneha den relevante kunnskapen, gjerne en kombinasjon av økologisk forståelse, kjennskap til datasettene og erfaring innen programmering. Det stilles krav til dokumentasjon av arbeidet som er gjort, slik at det kan etterprøves. I senere år har *ecRxiv* blitt brukt som dokumentasjonsplattform. Likevel er det ofte kompliserte skript knyttet til selv de enkleste indikatorer, hvor det kan være utfordrende å få oversikt over ekspertvurderinger som er gjort underveis, for eksempel hvor skillet skal gå mellom god og dårlig tilstand for en indikator. I IBECA er det de påfølgende review-prosessene som skal vurdere logikken og argumentasjonen i indikatorutviklingen, gjennom kode-review og vurdering i ekspertgruppa.

2.1.4 Helhetlig vurdering av økologisk tilstand

Den samlede vurdering av økologisk tilstand for et økosystem skal gjøres med blikk på hele indikatorsettet (se kapittel 9). I IBECA legges det i første rekke opp til en kvantitativ vurdering gjennom beregningen av en felles indeks, som er et gjennomsnitt av (de skalerte) indikatorene. I selve beregningen inngår det ingen ekspertvurderinger. Det skal også i tilstandsvurderinger etter IBECA-metoden gjøres en kvalitativ og tekstlig oppsummering og tolkning av resultatene. Denne vurderingen tar også hensyn til supplerende variabler som ikke inngår i indikatorsettet. En slik kvalitativ vurdering vil i større grad være avhengig av ekspertengruppens tolking av dataene og deres samlede vurdering av tilstanden basert på tilgjengelig kunnskap.

2.2 Sammenlikning med SEEA EA

I likhet med IBECA følger SEEA EA en teoretisk tilnærming, med flere sentrale punkter der ekspertvurderinger er nødvendig. SEEA EA har en liste med kriterier for å velge ut tilstandsvariabler (United Nations (2024); Vedlegg 5.1, se også Kapittel 5.2). Disse kriteriene blir presentert og diskutert mer detaljert i et bakgrunnsdokument for SEEA EA, som også anbefaler en prosess for hvordan de skal anvendes (Czucz et al. 2021a). Kriteriene bør anvendes i en kunnskapsprosess som involverer flere eksperter som til sammen dekker de relevante temaene for den valgte økosystemtypen, i tillegg til en «regnskapsekspert» som har inngående kunnskap om de tekniske kravene til et naturregnskap. Dette skal sikre integriteten og sammenhengen i tilstandsregnskapene.

2.3 Muligheter for videreutvikling

2.3.1 Scoping

Gode offentlige kartgrunnlag for økosystemer vil kunne bidra til at avgrensning av økosystemer blir mindre ekspertavhengig, mer konsistent mellom prosjekter og mer konsistent over tid. Nasjonalt grunnkart for arealanalyse (Aune-Lundberg et al. 2025) er det mest lovende initiativet i denne retning foreløpig, men det gjenstår et godt stykke arbeid før kartgrunnlaget er tilstrekkelig for alle økosystemer. Andre initiativer er derfor fortsatt svært relevante, inkludert nye overvåkingsprogrammer med balanserte utvalg av tilstrekkelig antall lokaliteter over hele Norge (Kolstad et al. 2024).

2.3.2 Utvalg av indikatorer

Selv med systematisk bruk av kriterier for valg av tilstandsindikatorer vil indikatorsettet kunne være avhengig av ekspertgruppens sammensetning. Mer objektive (Bank et al. 2025) eller inkluderende prosesser (Rynes et al. 2018) for identifisering og konkretisering av indikatorer er utprøvd i andre land. Bred brukerinvolvering kan kombineres med en bruk av eksperter, og det er vist at slike prosesser ofte gir høyere aksept for den kunnskapen som produseres (Fraser et al. 2006). Ønsket om brukerinvolvering må nødvendigvis kombineres med en konformitet til rammeverket for å hindre grønnvasking.

2.3.3 Indikatordesign og beregninger

Utvikling pågår for å forenkle og standardisere arbeidet med tilstandsindikatorer i IBECA, blant annet gjennom utviklingen av en felles tilnærming og rapporteringsstandard for romlig aggregering (Kolstad *In prep.* B), og en R-pakke for publisering av open-source funksjoner for beregning av indikatorer (Kolstad 2023). I sum vil slike støttefunksjoner bidra til mer standardiserte verktøy og arbeidsflyter for å produsere indikatorer.

Det vil uansett være behov for noen ekspertvurderinger i indikatorberegningene i IBECA, spesielt for fastsetting av skaleringsverdier. I utgangspunktet er det indikatorutvikleren som har ansvar for definisjonen av skaleringsverdier i samråd med ekspertgruppa. Det utvikles for tiden nye prosesser for mer inkluderende og etterprøvbare metoder for gjennomføring av slike ekspertvurderinger (Helseth et al. *In prep.*), og noen slike strukturerte ekspertvurderinger har også vært prøvd ut i praksis (Kolstad et al. 2024). Når flere eksperter samarbeider om oppgaven og det brukes en vitenskapelig protokoll for hvordan ulike meninger i dette ekspertpanelet skal sammenstilles til en konsensuserklæring, så øker også objektiviteten i arbeidet.

3 Økosysteminndeling, økosystemegenskaper og påvirkningsfaktorer

3.1 Økosysteminndeling

3.1.1 Tilnærming

Fagsystemet for økologisk tilstand skal være et verktøy for miljøforvaltningen i oppfølgingen av Norges mål for naturmangfoldet, spesielt målet om at økosystemene skal ha god tilstand og skal levere viktige økosystemtjenester. I utviklingen av fagsystemet for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017) tok derfor inndelingen av økosystemer utgangspunkt i de åtte hovedøkosystemene beskrevet i den norske handlingsplanen for naturmangfold *Natur for livet* (Klima- og miljødepartementet 2016). I arbeidet med fagsystemet ble ikke hovedøkosystemer som var dekket av vannforskriften (ferskvann og kystvann), inkludert, heller ikke sterkt menneskepåvirkete økosystemer som byer og intensivt drevet jordbruksmark. Hovedøkosystemet «Kulturlandskap og åpent lavland» i *Natur for livet*, ble i fagsystemet videre inndelt i semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa. I prinsippet ble avgrensingen mellom de enkelte hovedøkosystemene basert på NiN 2 (Halvorsen et al. 2016). I den praktiske gjennomføringen av tilstandsvurderinger for ulike hovedøkosystemer har avgrensingen mellom noen av hovedøkosystemene imidlertid variert. I vurderingen av økologisk tilstand for skog ble f.eks. tresatt våtmark som tilfredsstiller skogdefinisjonen til Landsskogtakseringen, inkludert i skog (Framstad et al. 2021), mens slik tresatt våtmark ble slått sammen med åpen våtmark for vurderingen for våtmark (Nybø et al. 2023). En nærmere redegjørelse for økosysteminndelingen i arbeidet med økologisk tilstand, samt i hvilken grad denne inndelingen samsvarer med enkelte andre økosysteminndelinger, er diskutert av Framstad et al. (2022a).

Vurdering av økologisk tilstand for et gitt økosystem forutsetter at økosystemet er definert og avgrenset slik at alle forekomster av økosystemet er noenlunde homogene med hensyn til økosystemets struktur, funksjoner og naturgitte endringsprosesser. Det innebærer at økosystemets tilstand kan karakteriseres ved samme sett av tilstandsvariabler for alle forekomster av økosystemet. I utviklingen av fagsystemet for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017) ble det diskutert om og eventuelt hvordan hovedøkosystemene burde inndeles i underenheter for å tilfredsstille kravet til forekomstenes homogenitet. For eksempel ble det foreslått å dele fjell inn i lavalpin, mellomalpin og høyalpin sone, med spesifikke variabelsett for hver underenhet. For skog ble slik videre inndeling ikke foreslått, siden det ble ansett at relevante strukturer, funksjoner og naturgitte endringsprosesser var tilstrekkelig like for alle forekomster av hovedøkosystemet skog. I den konkrete tilstandsvurderingen for skog og fjell (oppsummert i Framstad et al. 2022b) ble tilstanden vurdert for begge disse hovedøkosystemene uten videre inndeling. En utfordring ved tilstandsvurderinger for underenheter av hovedøkosystemene kan være problemer med å skaffe relevant datagrunnlag for tilstandsvariabler for alle underenheter. Dette kan dels skyldes problemer med å kartfeste avgrensing mellom underenhetene (avhengig av hvordan disse er definert). Det kan også skyldes at data for tilstandsvariablene ikke kan tilordnes underenhetene, men bare selve hovedøkosystemet, eller at forekomstene av underenhetene utgjør for lite areal til å gi holdbare estimater for variabelverdiene.

I det konkrete arbeidet med fagsystemet for økologisk tilstand har en presis og fastlagt avgrensing mellom de enkelte hovedøkosystemene ikke vært høyt prioritert, siden tilstanden vurderes for hvert hovedøkosystem for seg. I et naturregnskap er dette annerledes. Her må økosysteminndelingen kunne dekke hele det aktuelle området som det skal lages regnskap for, slik at alt areal er dekket og uten at noe areal er tilordnet mer enn ett hovedøkosystem. Miljøforvaltningens reviderte inndeling av hovedøkosystemer skal tilfredsstille kravene til en typologi til bruk i naturregnskap.

Våren 2025 har miljøforvaltningen utviklet en justert inndeling av hovedøkosystemene (Nybø et al., *In prep*). Inndelingen avviker i noen grad både fra inndelingen av hovedtypegrupper og

hovedtyper i NiN 3.0¹ og fra EUs økosystemtypologi (Eurostat 2024; jf. Framstad et al. 2025). Miljøforvaltningens reviderte inndeling skal legges til grunn for oppfølgingen av forvaltningens arbeid med naturmangfoldet, tilstandsvurderinger av økosystemer og naturregnskap. I utviklingen av nasjonale indikatorer for naturregnskap, er miljøforvaltningens justerte inndeling tatt i bruk. Siden IBECA-metoden er ment å være et relevant verktøy for miljøforvaltningen, vurderer vi at framtidige vurderinger av økologisk tilstand tar utgangspunkt i denne inndelingen, samt inkluderer etablerte nasjonale indikatorer for økologisk tilstand.

I en konkret tilstandsvurdering for et økosystem avhenger overensstemmelsen med en gitt økosysteminndeling av hvordan datagrunnlaget for tilstandsvariablene faktisk representerer økosystemene. Framstad et al. (2023, kap. 3.2) har skissert fire ulike former for tilordning av data for tilstandsvariabler til et gitt økosystem: (1) konseptuell tilordning, (2) feltbasert tilordning, (3) kartbasert tilordning og (4) landskapsøkologiske variabler utledet fra kart over økosystemtyper. Ved konseptuell tilordning av dataene til et gitt hovedøkosystem kan noen av dataene også ha opphav i andre økosystemtyper. Ved feltbasert tilordning forutsettes det at feltobservasjonene inkluderer identifikasjon av en økosystemtype for hver lokalitet, og at denne økosystemtypen kan tilpasses økosystemtypologien som er grunnlag for tilstandsvurderingen. For kartbasert tilordning og data utledet fra økosystemkart forutsettes det at man har et heldekkende kart over økosystemtyper der inndelingen kan tilpasses den aktuelle typologien for tilstandsvurderingen.

Tabell 3.1 Miljøforvaltningens reviderte inndeling av hovedøkosystemer, til bruk bl.a. i naturregnskap og vurderinger av økologisk tilstand. Noen av disse økosystemene er ikke endelig definert.

Hovedøkosystem	Beskrivelse
Byer, tettsteder og annen kunstig mark	Bebbyggelse, transportinfrastruktur og annen nedbygd mark
Jordbruksmark	Fulldyrket og overflatedyrket mark, så vel som innmarksbeite
Skog	Tresatt mark som tilfredsstiller skogdefinisjonen (med trekronedekning > 10 %), på både fastmark og våtmark
Åpent lavland	Semi-naturlige og naturlige åpne økosystemer på fastmark under skoggrensa
Fjell	Økosystemer på fastmark over skoggrensa; inkluderer trolig også isbreer og varige snøfonner
Våtmark	Alle typer åpen våtmark (med trekronedekning <10 %), også over skoggrensa eller ved kysten
Elver, bekker og kanaler	Naturlige eller menneskeskapte økosystemer med rennende vann
Innsjøer og vannmagasiner	Naturlige eller menneskeskapte økosystemer med stående vann
Marine laguner, bukter og brakkvann*	Spesielle kystnære marine økosystemer med salt eller brakt vann, sterkt påvirket av nærhet til land og/eller ferskvannstilførsel; inkluderer tidevannssonen (ikke endelig definert)
Strender, svaberg og sanddyner (kyst)	Forholdsvis lite vegeterte terrestriske økosystemer på kysten; over tidevannssonen (ikke endelig definert)
Marine økosystemer	Øvrige marine økosystemer, til yttergrensa for Norges økonomiske sone (ikke endelig definert)

* Inkluderer bare en mindre del av «kystvann» som definert i vannforskriften

3.1.2 Sammenlikning med SEEA EA

FNs rammeverk for naturregnskap (SEEA EA) forutsetter at slike regnskap er basert på et underliggende kart over økosystemtyper for områdene der regnskap skal lages (United Nations 2024; kap. 3.3). Slike økosystemkart må være basert på en fastlagt og stabil typologi som dekker hele det aktuelle området, der hvert delareal eller punkt er tilordnet kun én klasse i typologien. SEEA EA krever ikke noen bestemt økosystemtypologi, men anbefaler at man bruker lokalt utviklete typologier som reflekterer de lokale økologiske forholdene best (United Nations 2024, kap. 3.4.2). Imidlertid sier SEEA EA at slike lokale typologier må kunne harmoniseres med IUCNs Global Ecosystem Typology (GET; Keith et al. 2020).

¹ <https://naturinorge.artsdatabanken.no/Natursystem>

Miljøforvaltningens reviderte inndeling for hovedøkosystemer tilfredsstiller i prinsippet SEEA EAs krav til en heldekkende typologi uten konseptuell overlapp mellom enhetene. Miljøforvaltningens reviderte inndeling av hovedøkosystemer er foreløpig ikke representert i et heldekkende kart over økosystemtyper, så det gjenstår å se om denne typologien også vil tilfredsstille kravene til et økosystemkart i praksis. Imidlertid vil det trolig være mulig å reklassifisere datagrunnlaget til foreliggende versjon av Nasjonalt grunnkart for arealanalyse (Grunnkartet; Aune-Lundberg et al. 2025) slik at det representerer miljøforvaltningens inndeling så godt grunnlagsdataene tillater.

SEEA EAs anbefaling om at lokale typologier skal kunne harmoniseres med IUCNs GET, er ikke fullt ut tilfredsstilt for miljøforvaltningens reviderte inndeling av hovedøkosystemer. De fleste hovedøkosystemtypene omfatter GET-enheter fra mer enn ett biom (slik disse er definert i GET). Unntaket er «Elver, bekker, kanaler» og «Innsjøer, vannmagasiner». Det er særlig det bredt definerte hovedøkosystemet «Åpent lavland» og de foreløpig uklart definerte kystenheter som omfatter enheter fra flere GET-biomer. Ellers er også GETs kysttilknyttede økosystemer uklart definert i forhold til tidevannssonen (jf. Framstad et al. 2025, kap. 2.2).

3.1.3 Mulighet for videreutvikling

Miljøforvaltningens reviderte inndeling av hovedøkosystemer trenger klarere definisjoner for kysttilknyttede økosystemer (jf. **tabell 3.1**). For å sikre enhetlig forståelse og avgrensing mellom enhetene, bør det lages en samsvarstabell for de reviderte hovedøkosystemene og hovedtyper i NiN 3.0. Siden det i tilstandsvurderingene vil være nødvendig å kunne bruke data som forutsetter at det finnes heldekkende økosystemkart, bør det også utvikles en versjon av Grunnkartet som er tilpasset enhetene i miljøforvaltningens reviderte inndeling.

Miljøforvaltningens reviderte hovedøkosystemer er tenkt brukt både som grunnlag for tilstandsvurderinger og i naturregnskap. Det innebærer at både typologien for hovedøkosystemene og et økosystemkart som representerer disse hovedøkosystemene, må tilfredsstille flere krav (jf. Czúcz et al. 2025, kap. 2.1, Rendon et al. 2025). Selv om Grunnkartet foreløpig er det mest relevante økosystemtypekartet som dekker hele Norge (utenom Arktis), er både representasjonen av relevante økosystemtyper og egnetheten for bruk i tilstandsvurderinger mangelfull (jf. Czúcz et al. 2025). For eksempel skiller Grunnkartet dårlig mellom ulike typer av åpen fastmark, og det dekker heller ikke annen våtmark enn myr. Det er følgelig behov for å forbedre grunnlaget for Grunnkartet i tråd med miljøforvaltningens nye inndeling av hovedøkosystemer.

3.2 Økosystemegenskaper

3.2.1 Tilnærming

I utviklingen av fagsystemet for økologisk tilstand er det identifisert sju økosystemegenskaper som konkretiserer økosystemets struktur og funksjoner (jf. Nybø & Evju 2017, kap. 3.4, inkludert begrunnelse for hver egenskap). Disse sju egenskapene er:

1. Økosystemets primærproduksjon
2. Fordeling av biomasse mellom ulike trofiske nivå
3. Funksjonell sammensetning innen trofiske nivå
4. Funksjonelt viktige arter, habitatbyggende arter og biofysiske strukturer
5. Landskapsøkologiske mønstre
6. Økosystemets genetiske mangfold, artsmangfold og artsutskifting (biologisk mangfold)
7. Abiotiske (fysiske og kjemiske) forhold

Det er ikke utviklet klare kriterier for hvordan en gitt variabel skal tilordnes de enkelte egenskapene. Identifiserte tilstandsvariabler blir derfor tilordnet en egenskap ut fra en ekspertvurdering av hvilken egenskap variabelen best representerte. I praksis har det ikke alltid vært enkelt

entydig å angi én spesifikk egenskap for en gitt variabel. I tidligere tilstandsvurderinger (jf. Framstad et al. 2021, 2022b) har derfor noen variabler blitt tilordnet flere egenskaper. Selv om det er et ønske om at alle egenskaper skal ha en rimelig balansert tilordning av tilstandsvariabler, har dette i praksis vist seg vanskelig å oppnå. Noen egenskaper har endt opp med å få tilordnet tre til fem tilstandsvariabler, mens enkelte andre egenskaper bare har fått tilordnet én eller ingen tilstandsvariabler. Kapittel 3.2.2 foreslår en enhetlig og mer stringent tilnærming til egenskaper.

3.2.2 Sammenlikning med SEEA EA

FNs rammeverk for naturregnskap (SEEA EA) har utviklet en enkel typologi for å karakterisere økosystemers tilstand (Ecosystem condition typology, ECT; United Nations 2024, kap. 5.2.3; Czúcz et al. 2021b). Den består av seks klasser, fordelt på tre hovedgrupper:

A Abiotiske økosystemegenskaper

A1 Fysiske egenskaper: f.eks. jordstruktur, vanntilgang.

A2 Kjemiske egenskaper: f.eks. næringsstoffer i jorda, vannkvalitet.

B Biotiske økosystemegenskaper

B1 Biotisk sammensetning: f.eks. sammensetning eller mangfold av artssamfunn, forekomst eller tetthet av utvalgte arter.

B2 Biotiske strukturelle egenskaper: aggregerte egenskaper for hele eller større deler av økosystemet, f.eks. biomasse eller tetthet av trofiske grupper, kronedekning.

B3 Biotiske funksjonelle egenskaper: samlede mål for biologiske, kjemiske eller fysiske interaksjoner mellom hoveddeler av økosystemet, f.eks. primærproduksjon, interaksjoner mellom trofiske grupper, alder for økosystemet, forstyrrelsesfrekvens.

C Landskapsmessige økosystemegenskaper

C1 Egenskaper ved landskap (eller «sjøskap»): f.eks. mål for mengde/størrelse eller struktur for enkeltforekomster eller alle forekomster av en gitt økosystemtype, konnektivitet/fragmentering.

Tilordningen av tilstandsvariabler til de enkelte ECT-klassene er basert på hva variabelen er ment å representere, ikke nødvendigvis hvordan variabelen er målt. For eksempel skal tilstandsvariabelen «vegetasjon og fuktighet» representere økosystemets tilgang på jordfuktighet til vegetasjonen, dvs. en fysisk egenskap (A1), selv om variabelen kvantifiserer vegetasjonssamfunnets gjennomsnittlige respons på jordfuktighet over tid (dvs. et biologisk mål).

SEEA EAs ECT-klasser har noen fellestrekk med de sju egenskapene brukt i fagsystemet, ved at abiotiske forhold omfatter ECT A1 og A2, mens landskapsøkologiske mønstre stort sett dekker ECT C1. De «biologiske» ECT-klassene (B1, B2, B3) er enklere og mer heldekkende enn de fem «biologiske» egenskapene i fagsystemet. ECT-klasser er foreløpig ikke brukt i gjennomførte tilstandsvurderinger for norske økosystemer. I pågående arbeid med utvikling av tilstandsregnskap er imidlertid tilstandsvariabler tilordnet ECT-klasser, så vel som fagsystemets sju egenskaper (Framstad et al. 2023). Helt tilsvarende tilordning til ECT-klasser vil kunne gjøres for framtidige tilstandsvurderinger etter IBECA-metoden. Erfaringer med tilordning av tilstandsvariabler til ECT-klasser tilsier at slik tilordning er noe enklere og mer entydig enn tilordning til de sju egenskapene for fagsystemet. Det er imidlertid fremdeles en utfordring å sikre et balansert variabelsett som dekker alle ECT-klasser noenlunde likt.

3.2.3 Muligheter for videreutvikling

Som nevnt over (kap. 3.2.2), synes det å være enklere å tilordne tilstandsvariabler entydig til SEEA EAs ECT-klasser, sammenliknet med fagsystemets sju egenskaper. Det kan også være noe enklere å forstå hva som er grunnlaget for tilordning til ECT-klasser enn til fagsystemets egenskaper. Følgelig kan det være hensiktsmessig å tilordne tilstandsvariabler til ECT-klasser i framtidige tilstandsvurderinger etter IBECA-metoden, enten som et supplement eller istedenfor tilsvarende tilordning til de sju egenskapene. Dette vil også innebære en harmonisering med SEEA EAs rammeverk for tilstandsregnskap.

3.3 Menneskeskapte påvirkningsfaktorer

3.3.1 Tilnærming

En forutsetning for å kunne gjøre en troverdig vurdering av et økosystems tilstand, er at man har god forståelse av dette økosystemets struktur, funksjoner og prosesser i form av naturgitte forstyrrelser og suksessjonsforløp etter forstyrrelser. Samtidig er det viktig å ha kunnskap om hvilke menneskeskapte påvirkninger som særlig har betydning for økosystemets tilstand. Ideelt sett bør man ha etablert empiriske eller teoretiske kvantitative sammenhenger mellom størrelsen av en gitt påvirkning og dens umiddelbare eller langsiktige effekt på ulike deler av økosystemet. Slik presis kunnskap mangler imidlertid for de fleste menneskeskapte påvirkningene for de aller fleste økosystemene, selv om vi i mange tilfeller har en generell forståelse av effektene av ulike påvirkninger.

I fagsystemet for økologisk tilstand er det en forutsetning at valgte tilstandsvariabler er følsomme for ulike menneskeskapte påvirkninger, slik at observerte endringer i variabelverdier potensielt kan knyttes til endringer i en eller flere slike påvirkningsfaktorer. I IBECA-metoden vurderes de enkelte tilstandsvariablenes følsomhet for fem grove klasser av menneskeskapte påvirkningsfaktorer: (1) arealbruk/endring/inngrep, (2) klimaendring, (3) forurensing/ endring i næringskretsløp, (4) bestandsregulering/jakt/høsting, og (5) fremmede arter. Tilstandsvariabler som anses som klart følsomme for en eller flere av disse påvirkningsfaktorene, markeres som relevante responsvariabler for en mulig påvirkning for disse faktorene. Beregnede tilstandsverdier for variabler som anses som klart følsomme for en gitt påvirkningsfaktor, kan så sammenstilles som et uttrykk for betydningen av denne faktoren for den samlede tilstanden for økosystemet. I diskusjonen av resultatene drøftes hvilken spesifikk påvirkningsfaktor innen den grove påvirkningsklassen som trolig har størst betydning for beregnet tilstandsverdi, og dels også hvilken virkningsmekanisme som er mest sannsynlig. For eksempel kan mengden av grov død ved i skog bli påvirket av arealbruk i form av skogsdrift, der særlig korte omløpstider mellom avvirkninger har stor betydning for produksjonen av store trær som etter hvert kan bli til grov død ved.

I IBECA er det foreløpig ikke lagt opp til at man på forhånd formulerer eksplisitte hypoteser om ulike påvirkningsfaktorens effekter på aktuelle tilstandsvariabler. Det er heller ikke lagt opp til å sammenlikne observasjoner for påvirkningsfaktorer med tilsvarende observasjoner for tilstandsvariabler, for eventuelt å påvise empiriske sammenhenger mellom påvirkning og tilstand. Det er sjelden designen for datainnsamling er lagt opp slik at slike sammenstillinger av observasjoner kan forventes å vise annet enn eventuelt ganske grove sammenhenger.

3.3.2 Sammenlikning med SEEA EA

SEEA EA påpeker at tilstandsvariablers følsomhet for menneskeskapte påvirkningsfaktorer er blant viktige kriterier for valg av tilstandsvariabler (United Nations 2024, Appendix A5.1). SEEA EA drøfter også hvordan og i hvilken grad variabler for menneskeskapte påvirkninger kan brukes som erstatning for rene tilstandsvariabler, der data for tilstandsvariabler mangler (jf. kap. 5 nedenfor). For øvrig sier SEEA EA lite om hvordan ulike tilstandsvariablers sammenheng med påvirkningsfaktorer kan brukes for å strukturere tilstandsregnskapet eller til å tolke årsaker til endringer i regnskapet over tid.

3.3.3 Muligheter for videreutvikling

I fagsystemet for økologisk tilstand gjør PAEC-metoden bruk av eksplisitte hypoteser for å beskrive forventet utvikling for en gitt tilstandsvariabel ved en viss grad av påvirkning fra sannsynlige menneskeskapte påvirkningsfaktorer. Dette inkluderer også formulering av en hypotetisk virkningsmekanisme. Hensikten er å ha et grunnlag for å vurdere om observerte endringer i tilstandsvariablers verdier potensielt kan knyttes til endringer i påvirkningsfaktorer. En tilsvarende prosess for IBECA-metoden vil tydeliggjøre forventete sammenhenger mellom tilstandsvariabler og påvirkningsfaktorer. Dette kan igjen gi grunnlag for en mer eksplisitt diskusjon om mulige

årsaker til lave verdier for tilstandsvariabler. Dersom man ikke finner grunnlag for å formulere slike hypoteser for sammenheng mellom påvirkningsfaktorer og tilstandsvariabler, kan dette være grunnlag for å vurdere om den aktuelle variabelen er egnet til å belyse økosystemets tilstand.

4 Vurdering av datagrunnlag

4.1 Tilnærming

Indikatorer som skal brukes til å vurdere økosystemers tilstand, må samlet representerer viktige deler av økosystemenes strukturer og funksjoner. Det viktigste kriteriet for å velge ut slike indikatorer (jf. kap. 5), er at det finnes et datagrunnlag for å beregne representative variabelverdier for det området og den tidsperioden som tilstandsvurdering skal gjelde for.

4.1.1 Datagrunnlagets relevans for variabelverdier

I første rekke er det viktig at datagrunnlaget er relevant for tilstandsvariablene, dvs. at dataene faktisk viser det variabelen er ment å vise. For flere av tilstandsvariablene som er brukt i tidligere tilstandsvurderinger, er det en direkte sammenheng mellom dataene og variabelenes verdier. For eksempel er flere av variablene for skogens tilstand (som død ved eller blåbærdekning) basert direkte på gjennomsnitt av feltobservasjoner fra et utvalg prøveflater. I andre tilfeller er sammenhengen mellom observerte data og verdier for tilstandsvariabler mer indirekte. Avledete variabelverdier kan bygge på gitte forutsetninger om sammenhenger (f.eks. for plantearters gjennomsnittlige respons på nitrogentilgang) eller de kan være resultat av modellering (f.eks. for snødekets mengde og varighet utenfor et fåtall observasjonslokaliteter). I andre tilfeller kan variabelverdier bygge på sammenstilling av data fra ulike kilder, eventuelt med ulik vektning, f.eks. for aggregerte indekser som hekkefuglindexen for skog (Nater et al. 2025) eller for metabolsk biomasse av arter med ulik kroppsstørrelse og næringsvalg (Framstad et al. 2021). Jo flere forutsetninger og jo mer komplekse beregninger som inngår for en variabels verdier, jo vanskeligere kan det være å vurdere hvor godt variabelverdiene faktisk reflekterer datagrunnlaget.

4.1.2 Arealrepresentativitet og romlig oppløsning

I IBECA-metoden legges det stor vekt på at datagrunnlaget er representativt for hele området som omfattes av tilstandsvurderingen, f.eks. hele Norge, regioner, fylker eller annen geografisk eller administrativ inndeling. Ideelt sett bør datagrunnlaget for en gitt variabel være innsamlet på en statistisk representativ måte for det relevante økosystemet over hele det aktuelle arealet, ved tilfeldig eller regulært fordelte innsamlingslokaliteter. Et alternativ er heldekkende datainnsamling ved fjernmålingsmetoder (ved satellitt- eller flybåren sensor). For at fjernmålingsdata skal kunne tilordnes det relevante økosystemet, må det foreligge et tilstrekkelig nøyaktig økosystemkart for hele området. Det gjelder også dersom datagrunnlaget består av modellerte eller interpolerte data basert på feltobservasjoner fra spredte og ikke nødvendigvis representativt fordelte lokaliteter (f.eks. værddata). I mangel av slike arealrepresentative data kan man i noen tilfeller basere datagrunnlaget på et konseptuelt stratifisert utvalg av lokaliteter, der disse kan anses som representative for den naturlige variasjonen i miljøforhold innen økosystemets utbredelse i det aktuelle området. Bruk av data fra slike lokaliteter innebærer imidlertid en risiko for et skjevt utvalg av data (bias) sammenliknet med den reelle fordelingen av variabelverdier i økosystemet. Det er så langt i liten grad brukt data fra konseptuelt stratifiserte utvalg av lokaliteter i IBECA. Derimot er det for noen indikatorer brukt data som representerer aggregerte verdier eller estimater for hele området (dvs. en slags totalopptelling), uten at underliggende data kommer fra spesifikke eller faste lokaliteter. Dette gjelder f.eks. bestandstall for store pattedyr.

Dersom datagrunnlaget stammer fra et utvalg av (representative) lokaliteter, vil presisjonen til estimater basert på datagrunnlaget, i stor grad avhenge av antall slike lokaliteter innenfor økosystemet i det aktuelle området (i tillegg til variasjonen i variabelverdier innen området). Det innebærer at det ikke er meningsfylt å beregne variabelverdier innenfor små områder med få innsamlingslokaliteter. Selv for Landsskogtakseringens nærmere 12 000 innsamlingslokaliteter i skog anbefales ikke å sammenstille data for mindre geografiske enheter enn de store skogfylkene (Innlandet, Trøndelag); for andre fylker bør flere fylker slås sammen. Dette varierer med typen data fra Landsskogtakseringen og i hvilken grad man i tillegg deler opp datamaterialet etter

andre forhold enn fylker, f.eks. hogstklasser. Jo finere inndeling etter ulike miljøforhold eller påvirkninger, jo større regioner må brukes for å få estimater med tilstrekkelig presisjon. For fjernmålingsbaserte data gjelder i prinsippet det samme, men her er antallet datapunkter ofte så stort at tilstrekkelig presise estimater kan beregnes for langt mindre områder.

4.1.3 Tidsserier og tidsmessig oppløsning

For en vurdering av økosystemers tilstand, og i enda større grad for tilstandsregnskap, skal resultatet gjelde for et gitt år eller en spesifikk (kort) tidsperiode, gjerne 3-4 år. Det innebærer at datagrunnlaget i prinsippet må være representativt for det aktuelle året eller tidsperioden. For mange variabler foregår imidlertid ikke datainnsamling (eller sammenstilling av data) hvert år, eller regelmessig, slik at data må aggregeres over flere år, som kan overskride den aktuelle tidsperioden for tilstandsvurderingen. Dette gjelder f.eks. for Landsskogtakseringens data som samles inn over en periode på fem år for å dekke hele landet. Dessuten kan det være noen variabler som ikke har meningsfylte data for få år, men der data må sammenstilles over lengre tidsperioder. Dette gjelder f.eks. for variabler med verdier som varierer mer eller mindre regelmessig over perioder på flere år, slik som smågnagerbestander. Slike variabler kan imidlertid vurderes som lite egnet for å karakterisere økosystemtilstanden for ett år eller en kort periode.

Variabler som har konsistent datagrunnlag over en lengre tidsserie, gir mulighet for innsikt om variabelverdiens variasjonsmønster mellom år og om verdiene viser konsistente endringer over tid (trend). Dersom en tilstandsvariabel viser en konsistent trend, er det også mulig å sammenholde dette med eventuelle endringer over tid i aktuelle påvirkningsfaktorer. Selv om det alltid er en fordel å ha en tidsserie med variabelverdier, er ikke IBECA-metoden avhengig av slike tidsserier for å bedømme om et gitt års variabelverdi tyder på en redusert tilstandsverdi. Siden IBECA-metoden bl.a. sammenlikner dagens variabelverdier med anslåtte eller estimerte verdier for variabelen i en referansetilstand (jf. kap. 6), er det mulig å bedømme om dagens variabelverdi avviker fra denne referanseverdien uten å vurdere endringer i variabelverdien over tid. Dette innebærer at man kan benytte data fra relativt nystartede overvåkingsprogrammer, selv om tidsserier mangler.

4.1.4 Supplerende tilstandsvariabler

Kjernen i IBECA-metoden er en sammenlikning av dagens verdier for tilstandsvariabler med variablenes verdier i en referansetilstand. Å fastsette slike referanseverdier for tilstandsvariabler kan by på utfordringer (jf. kap. 6). Det kan derfor være aktuelle tilstandsvariabler med relevant datagrunnlag der det ikke lar seg gjøre å fastsette referanseverdier. Likevel kan vi ha en oppfatning om dagens verdier for disse variablene viser større eller mindre avvik fra det man kunne forvente i en referansetilstand. Disse variablene kan dermed gi nyttig supplerende informasjon om økosystemets tilstand, spesielt dersom de dekker økosystemegenskaper eller viktige deler av økosystemet som de skalerbare variablene ikke dekker. Krav til datagrunnlaget for slike supplerende variabler er tilsvarende som for øvrige tilstandsvariabler med fastsatte referanseverdier.

I tillegg finnes ofte en god del informasjon om ulike påvirkningsfaktorer, siden slike ofte er knyttet til ulike aktiviteter innen næringsliv eller offentlig virksomhet. Datagrunnlaget for slike påvirkningsfaktorer kan dels ha liknende opphav som for tilstandsvariabler, dvs. ulike typer overvåking i felt eller via fjernmåling. I tillegg kan data om ulike påvirkningsfaktorer finnes som statistikk knyttet til offentlige reguleringer eller tilskuddsordninger. Denne siste typen data har ikke alltid en hensiktsmessig romlig eller tidsmessig oppløsning.

4.2 Sammenlikning med SEEA EA

SEEA EA har ingen samlet diskusjon om datagrunnlag for tilstandsvariabler, men knytter enkelte merknader om datagrunnlag til diskusjonen om hva som er relevante variabler for økosystemers tilstand, og hvordan slike variabler bør velges (jf. United Nations 2024, særlig kap. 5.2; se også

kap. 2.2 og 5.2 i denne rapporten). Tilnærmingen i IBECA stemmer godt overens med hva SEEA EA skriver om datagrunnlag, men IBECA går mer i detalj.

4.3 Muligheter for videreutvikling

Selv om datagrunnlagets egnethet for de valgte indikatorene vurderes ved gjennomføringen av konkrete tilstandsvurderinger etter IBECA-metoden (jf. kap. 4.1), er dokumentasjon av slike vurderinger usystematisk og mangelfull. Et mer systematisk oppsett med vurdering av datagrunnlaget for hver tilstandsvariabel knyttet til relevans for variabelen, romlig dekning og oppløsning, samt tidsmessig dekning og oppløsning, vil gi et mer solid grunnlag for å bedømme holdbarheten av tilstandsvurderingen.

5 Valg av indikatorer

5.1 Tilnærming

Valg av indikatorer til en økologisk tilstandsvurdering etter IBECA-metoden skjer i flere ledd, og prosessen skjer i stor grad etter de samme prinsippene som i SEEA EA. Først beskrives de økologiske karakteristikkene ved økosystemet slik det ville vært i referansetilstanden, før man går videre til å identifisere datasett og variabler som kan representere disse karakteristikkene. Det første steget med identifisering av økologiske karakteristikker er delvis gjennomført for de viktigste hovedøkosystemene allerede (jf. Nybø & Evju 2017), men bør spesifiseres ytterligere for hver tilstandsvurdering (se for eksempel Evju et al. (2023)), særlig der økosysteminndelingen er ny eller endret fra tidligere. Ofte vil datamangel være en begrensning, og man går videre med utvikling av indikatorer for de datasettene og variablene som er tilgjengelig.

Med utgangspunkt i oversikten over tilgjengelige datasett, identifiseres potensielle indikatorer. Kjennetegn ved gode tilstandsindikatorer er publisert flere steder. I IBECA vurderes potensielle indikatorer særlig opp mot kriteriene i SEEA EA (United Nations 2024, kap. 5.2), som i stor grad samsvarer med kriteriene i fagsystemet (Nybø & Evju 2017). Særlig kriteriet om representative data legger stor begrensning på hvilke indikatorer som kan realiseres. Se også Kapittel 4.

Indikatorene i IBECA skal være romlig og tematisk representative. Romlig representativitet betyr i praksis at datainnsamlingen enten må være komplett (eksempelvis nasjonalt dekkende fjernmålingsdata) eller basert på arealrepresentativ utvalgskartlegging (som nasjonale terrestriske naturovervåkingsprogrammer). I tillegg finnes noen statistiske metoder for å benytte seg av ikke-representative datasett ved å kontrollere for innsamlingsskjevhet (Kolstad et al. *In prep.* A). Romlig representativitet betyr altså blant annet at det ikke skal være skjevhet i hvor dataene er samlet inn fra, eksempelvis mot nærhet til bebyggelse eller kun i en landsdel. Indikatorverdiene skal dermed avspeile en «gjennomsnittsverdi» for hele arealet som den representerer.

Tematisk representativitet kan henvise både til (1) indikatorsettet og i hvilken grad det er balansert over egenskapene (ECT-klassene), og (2) til individuelle indikatorer og i hvor stor grad de representerer hele økosystemet som vurderes, eller kun deler av det. Det første aspektet følges opp av harmoniseringsgruppen i IBECA som prioriterer indikatorutviklingen slik at flest mulig egenskaper (ECT-klasser) får en eller flere indikatorer. Det er ikke satt noen øvre grense for antall indikatorer som kan inkluderes, men det totale indikatorantallet bør ikke være for høyt. Et av kriteriene for gode tilstandsindikatorer er at korrelerte eller tematisk overlappende indikatorer skal holdes til et minimum, noe som bidrar til å begrense antall indikatorer.

Det andre aspektet ved tematisk representativitet omhandler i hvilken grad indikatorene representerer hele økosystemet med alle naturtyper som måtte forekomme. Denne formen for representativitet kan bety at (1) alle naturtyper skal være representert i indikatorsettet, eller det kan bety at (2) indikatorsettet skal være representativt for utstrekningen av økosystemet slik at de arealmessig dominante naturtypene får mest vekt. Det er den siste bruken av begrepet som vektlegges i SEEA EA, og som benyttes når IBECA-metoden brukes i naturregnskap. I tilstandsvurderinger har derimot alternativ 1 vært praksis, da det ikke har vært gjort en arealvektning mellom indikatorene (Framstad et al. 2021, 2022b). Dermed teller alle indikatorer likt uavhengig av arealet til de naturtypene dataene representerer. Dette gjør at også tilstanden til sjeldne naturtyper reflekteres i den samlede vurderingen for hovedøkosystemet. Dette kan være fornuftig dersom naturtypene har en funksjonell rolle og økologisk betydning som er større enn hva utbredelsen av naturtypen skulle tilsi. Et eksempel på dette er snøleier i fjellet, som utgjør kun en liten andel av det totale fjellarealet, men som huser en rekke arter som ikke finnes i andre naturtyper.

Hver for seg vil de ulike indikatorene kunne bidra med relevant og nyttig kunnskap, uavhengig av om de dekker hele eller kun noen underenheter av økosystemet. Det er med andre ord først når man skal vurdere den økologiske tilstanden på tvers av hele indikatorsettet at diskusjonen

om tematisk representativitet blir relevant. Uavhengig av dette vil det være en fordel å ha slike konkrete indikatorer for utvalgte naturtyper siden det gir økt innsikt og kunnskap som kan være relevant for forvaltningen av både disse naturtypene spesifikt, samt hovedøkosystemet som helhet.

Indikatorene som velges for å beskrive den økologiske tilstanden i et økosystem må ha en tydelig og påviselig kobling til dette økosystemet. IBECA har fire ulike måter å tilordne indikatorer til økosystemer: (1) indikatorer med konseptuelle tilordning, dvs. der man vet eller antar basert på økologisk forståelse at indikatoren er relevant; (2) indikatorer med feltbasert tilordning, dvs. der man vet hvilke økosystem eller naturtype dataen kommer fra siden dette er kartlagt presist i felt, (3) indikatorer med kartbasert tilordning, dvs. romlig eksplisitte data som tilordnes et økosystem basert på et økosystemkart, og (4) landskapsøkologiske variabler utledet fra kart over økosystemtyper, dvs. landskapsegenskaper som form og størrelse på forekomster, eller sammenheng mellom forekomster.

IBECA-metoden bruker DPSIR-rammeverket for å skille mellom påvirkningsvariabler og tilstandsvariabler. Ofte er dette skille uklart, med gradvise overganger. Generelt sett måles ofte rene tilstandsvariabler som mengder («stocks», eksempelvis næringskonsentrasjoner i jord), mens påvirkningsvariabler måles som en prosess («flow», eksempelvis nitrogenutslipp). Det er også ofte en tidsforsinkelse mellom påvirkningen (den menneskelige aktiviteten) og endringer i økologisk tilstand: mens endringer i menneskelig aktivitet kan gi umiddelbart utslag på påvirkningsvariabler, vil det vanligvis ta lengre tid før samme endring synliggjøres i tilstandsvariablene. Selv om tilstandsvariabler er klart å foretrekke, så kan påvirkningsvariabler brukes for å beskrive sentrale økologiske karakteristikk dersom egnede tilstandsvariabler ikke er tilgjengelig. Dette er i tråd med SEEA EA som skriver (oversatt): «Hvis det er lite data tilgjengelig på økologisk tilstand så kan målinger av påvirkning på økosystemene vurderes som nyttige surrogater, så lenge forholdet mellom tilstand og påvirkning er kjent og rettferdiggjort».

5.2 Sammenlikning med SEEA EA

SEEA EA bruker i hovedsak lignende prinsipper for valg av indikatorer som IBECA, men se diskusjon over om inkludering av variabler og indikatorer basert på arealmessig marginale naturtyper. SEEA EAs bruk av *ecosystem assets* og arealvektning for å beregne indikatorverdier for en økosystemtype sikrer romlig representativitet på den måten at romlig dominerende naturtyper også i stor grad definerer indikatorverdien. Dette går på bekostning av andre typer eller tolkninger av representativitet, slik som den som ligger til grunn for tilstandsvurderinger etter IBECA-metoden der det sies at indikatorsettet og tilstandsvurderinger for et hovedøkosystem også skal være representativt for de viktigste naturtypene i form av artsmangfold og økologiske funksjoner.

5.3 Muligheter for videreutvikling

Se kap. 2.3 for en diskusjon rundt bruk av mer inkluderende prosesser for valg og konkretisering av indikatorer.

6 Fastsetting av skaleringsverdier

6.1 Tilnærming

Den økologiske tilstanden til et økosystem kan vurderes ved å sammenligne økosystemets tilstand med en referansetilstand (Nielsen et al. 2007, Scholes & Biggs 2005). Definisjonen av referansetilstanden kan ha ulike konseptuelle tilnærminger (jf. McNellie et al. 2020). Fagsystem for økologisk tilstand og IBECA definerer referansetilstanden som «intakt natur» (se Nybø & Evju 2017), og bygger dermed på lignende prinsipper som i EUs vannrammedirektiv (Direktoratsgruppen for vannforvaltning 2025, European Commission 2019) og naturindeksen (Pedersen et al. 2016).

IBECA er en kvantitativ, indikatorbasert metode, og for hver indikator er det derfor nødvendig å kvantitativt definere forholdet mellom variabelens observerte målinger og hvordan denne skal skaleres til en indikator. For å vurdere indikatorenes avvik fra det som er definert som god økologisk tilstand, må skaleringsverdier kvantifiseres. Disse skaleringsverdiene omfatter (i) variabelverdien i referansetilstanden «intakt natur» (referanseverdi, X_{100}), (ii) variabelverdien som beskriver grensen mellom god økologisk tilstand og redusert økologisk tilstand (grenseverdi, X_{60}), samt (iii) den lavest mulige variabelverdien som representerer svært forringet økologisk tilstand (X_0).

Dette kapittelet gir en drøfting av tilnærminger for å kvantifisere disse indikatorspesifikke skaleringsverdiene. Fullstendige lister som inneholder konsepter, datagrunnlag, samt konkrete verdier for X_{100} , X_{60} og X_0 for de spesifikke indikatorene dokumenteres som del av arbeidet med tilstandsvurderinger, og vil være tilgjengelig i *ecRxiv*.

6.1.1 Referanseverdi - X_{100}

Det finnes flere tilnærminger for å definere referanseverdier (X_{100}) for tilstandsindikatorer under økosystemets referansetilstand, og som regel vil ulike indikatorer kreve bruk av flere ulike tilnærminger. I IBECA skal X_{100} fastsettes etter anbefalinger og standarder i den vitenskapelige litteraturen og ta i bruk konsepter som for eksempel absolutte biofysiske grenser, referanseområder, referansesamfunn, økosystemdynamikkbaserte modeller og habitattilgjengelighetsbaserte modeller (se Jakobsson et al. 2020 samt tabell 1 og referanser i denne for detaljer). I tillegg kan konseptet «referanseperiode» brukes, altså en tidsperiode der man vet, eller har grunn til å anta, at den økologiske tilstanden til det respektive økosystemet var intakt (f.eks. European Bird Census Council 2019, European Environment Agency 2012), så lenge slike historiske data eksisterer (jf. Collins et al. 2020). I IBECA skal historiske perioder for fastsetting av referanseverdier kun benyttes hvis man kan sannsynliggjøre at intakt natur i den historiske perioden kan antas å tilsvare intakt natur i dag. Dersom referanseperioden ikke er representativ for intakt natur i dag, vil det kunne bidra til mindre forventningsrette tilstandsvurderinger, altså at tilstandsvurderingen ikke reflekterer den faktiske tilstanden fullt ut.

I tillegg må det vurderes for den enkelte indikator om en gitt referanseperiode er representativ på tvers av geografiske områder, ettersom forholdene kan variere mellom ulike steder innen en gitt referanseperiode (jf. Soga & Gaston 2018). Alle indikatorers X_{100} bør forholde seg til en felles overordnet referansetilstand, se f.eks. økosystemkapitlene i Nybø & Evju 2017. X_{100} for en indikator kan også variere geografisk på grunn av naturlige økologiske forskjeller forårsaket av f.eks. gradienter i klima eller jordforhold, eller mellom ulike økosystemundertyper. Dermed kan en indikator representeres av flere sett med referanseverdier stratifisert etter variasjon i naturgitt miljøforhold.

I IBECA er alle disse konseptuelle tilnærmingene knyttet til konseptet «intakt natur» for å definere referansetilstanden (se ovenfor). X_{100} til en indikator kan (i) defineres direkte av f.eks. absolutte biofysiske grenser, (ii) utledes statistisk (f.eks. statistiske fordelinger for referanseområder eller lokalsamfunn), eller (iii) beregnes fra modeller (f.eks. basert på empirisk støttet ekspertkunnskap) (se Jakobsson et al. 2020).

I tilstandsevaluering etter IBECA skal anvendt konsept og praktisk tilnærming for fastsetting av X_{100} redegjøres for og dokumenteres for hver indikator.

6.1.2 Grenseverdier for god tilstand – X_{60}

De fleste empirisk målte indikatorverdiene vil avvike fra X_{100} , men hvorvidt indikatorens tilstand er god eller ikke avhenger av størrelsen på avviket. Indikatorens grenseverdi for god økologisk tilstand (X_{60}) representerer den verdien der avviket fortsatt anses som akseptabel under god økologisk tilstand. Dersom avviket fra referansetilstanden blir større, tyder indikatoren på at den økologiske tilstanden i økosystemet er forringet.

Grenseverdier for god tilstand kan fastsettes basert på ulike tilnærminger (se f.eks. Jakobsson et al. 2020 og referanser i denne). Det mest optimale er om det finnes et (1) kjent dose-respons-forhold mellom en menneskeskapt påvirkningsfaktor og en relatert indikator som man enkelt og vel dokumentert kan avlede en grenseverdi fra (Andersen et al. 2008). Slike dose-respons-forhold er imidlertid ofte ikke tilgjengelig for økologiske indikatorer. Alternativt kan det brukes (2) statistiske fordelinger når man f.eks. bruker referanseområder eller referansesamfunn for en indikator. I tillegg er bruk av ekspertvurderinger en mulighet, f.eks. i form av (3) en antakelse om et lineært forhold mellom indikatorverdi og økologisk tilstand der grenseverdien settes til 60% av indikatorverdien, eller (4) en direkte vurdering av grenseverdien når sammenhengen mellom indikator og tilstand antas å være ikke-lineær og ingen data er tilgjengelig for å avlede grenseverdier statistisk eller via kvantitative dose-respons vurderinger. Eksempel på punkt 4 er indikatoren «fravær av fremmede plantearter», der ekspertene har vurdert at hvis mer enn arealandelen av fremmede plantearter med høy risiko er høyere enn 10 % defineres tilstanden som forringet (se Nybø et al. 2018, vedlegg 1).

I likhet med X_{100} kan også X_{60} variere geografisk eller mellom ulike naturtyper innen økosystemet. Dermed kan god økologisk tilstand for en indikator være representert av flere grenseverdier stratifisert etter variasjon i naturgitt miljøforhold.

I en tilstandsevaluering etter IBECA skal anvendt konsept og praktisk tilnærming for definisjonen av grenseverdier redegjøres for og dokumenteres for hver indikator.

6.1.3 Svært forringet tilstand - X_0

X_0 -verdien representerer den lavest eller høyest mulige målbare verdien en indikator kan ha under svært forringet økologisk tilstand. I IBECA brukes følgende tilnærminger for å fastsette X_0 : (i) fravær av indikatoren, (ii) laveste/høyeste prinsipielt mulige verdier, eller når hverken (i) eller (ii) er mulig (iii) laveste/høyeste empirisk observerte verdier.

Et eksempel på bruk av (i) «fravær av indikatoren» er bestandsnivå av en viktig art, hvor fravær av populasjonen automatisk representerer X_0 og dermed svært forringet tilstand. For indikatorer der selve indikatorskalaen har en lavest/høyest verdi (ii), bruker man disse verdiene direkte; et eksempel for dette er funksjonelle planteindikatorer, der dekningsdata for plantearter kombineres med artsspesifikke planteindikatorverdier (for eksempel på fuktighet, nitrogen, lys, osv.). Her har skalaen for selve planteindikatoren en minimums- og en maksimumsverdi; for eksempel vil den lavest mulige fuktighetsverdien på 1 etter Tyler et al. (2021) indikere at en art er svært tørketilpasset og ikke egnet til å leve i et fuktig habitat, mens maksimumsverdien på 12 indikerer at

en art lever permanent under vann og ikke tåler uttørking. Disse verdiene vil også representere minimums- og maksimumsverdien for hele plantesamfunnet og dermed for den funksjonelle planteindikatoren på fuktighet. For indikatorer der fravær av indikatoren i utgangspunktet ikke er mulig og der lavest/høyest mulige verdi er ukjent, kan X_0 avledes fra lavest/høyest empirisk observerte verdi, gitt at man har et representativt utvalg av tilstand i datagrunnlaget. Dette er f.eks. tilfellet for NDVI der et romlig fullstendig, satellittbasert datasett er tilgjengelig som en tidsserie.

Skulle ingen av disse tre tilnærmingene være mulig for en spesifikk indikator, kan X_0 fastsettes ved bruk av ekspertvurdering.

I en tilstandsevaluering etter IBECA skal anvendt konsept og praktisk tilnærming for definisjonen av X_0 redegjøres for og dokumenteres for hver indikator.

6.1.4 Bruk av ekspertkunnskap

Som nevnt ovenfor er bruk av ekspertkunnskap en mulighet, og ofte nødvendig, når de ulike skaleringsverdiene fastsettes. Ved bruk av ekspertkunnskap for direkte fastsetting av skaleringsverdier ligger følgende retningslinjer til grunn:

- Det skal konsulteres flere enn én ekspert for den respektive indikatoren så lenge flere enn én er tilgjengelig
- Ekspertens kompetanse ift. den respektive indikatoren skal redegjøres for i rapporteringen
- Ekspertvurderingen skal redegjøres for og så langt mulig underbygges med referanser fra litteraturen.

Skaleringsverdiene er avgjørende for hvordan en tilstandsvariabel tolkes på skalaen mellom «forringet» og «intakt». Siden slike skaleringsverdier sjeldent kan fastsettes fullt ut på bakgrunn av empiriske data og forskning, vil det være avgjørende at den aktuelle indikatorutvikleren har god forståelse for indikatorens økologi. I tillegg involveres kode-reviewere og økosystemgruppa for å gjøre fastsettingen av skaleringsverdier mindre sårbar for subjektivitet.

6.2 Sammenlikning med SEEA EA

Tilnærmingene og forutsetningene fastsetting av skaleringsverdier i IBECA er stort sett de samme som også brukes i SEEA EA. Både SEEA EA og IBECA er sterkt inspirert av vanddirektivet (se Jakobsson et al. 2020, Jakobsson et al. 2021, United Nations 2022) og dens bruk av skaleringsverdier av biofysiske variabler til en harmonisert og dimensjonsløs skala som er meningsfull for forvaltning og beslutningstaking (SEEA EA 5.3; se også kapittel 7). SEEA EA etablerer kun det prinsipielle grunnlaget for hvordan man skal jobbe med skaleringsverdier gjennom etablering av en grunnleggende terminologi og definisjoner. Her er det verdt å nevne at skaleringsverdier i SEEA EA kalles «reference levels», men siden «referanse» allerede er tett koblet til konseptet «intakt natur» i norske fagsystemer, bruker vi heller «skaleringsverdier» i IBECA. Tilnærmingen for fastsetting av skaleringsverdier brukt i IBECA kan anses som en konkret, praktisk implementering av SEEA EA prinsippene.

6.3 Muligheter for videreutvikling

Konseptet med skaleringsverdier anvendes i flere ulike sammenhenger relatert til forvaltning og beslutningstaking, men i litt ulike former. Mangelen på felles tilnærminger og terminologi hindrer kunnskapsoverføring og tverrfaglig syntese. SEEA EA har startet en harmoniseringsprosess med et nylig Horizon Europe-prosjekt som foreslår et referanserammeverk bygget på SEEA EA og som favner elementer fra flere andre europeiske politikkområder for natur (Czucz et al. 2025b). Dette rammeverket, som strukturelt er svært kompatibelt med IBECA, kan være en

inspirasjonskilde for fremtidig utvikling av både tilnærminger og terminologi i arbeidet med skaleringsverdier i IBECA.

Ekspertvurderinger er mye brukt for å sette referanseverdier i IBECA, og vil trolig være nødvendig også i fremtiden. Denne tilnærmingen har vært spesielt mye anvendt i Naturindeksen, hvor IBECA har hentet flere indikatorer fra. Et nytt arbeid er i gang for å systematisere og forbedre måten ekspertvurderinger gjennomføres på i Naturindeksen og innenfor økologisk tilstand, og disse foreslåtte metodene må prøves ut i praksis og operasjonaliseres (Helseth et al. *In prep.*).

7 Beregning av indikatorer

7.1 Tilnærming

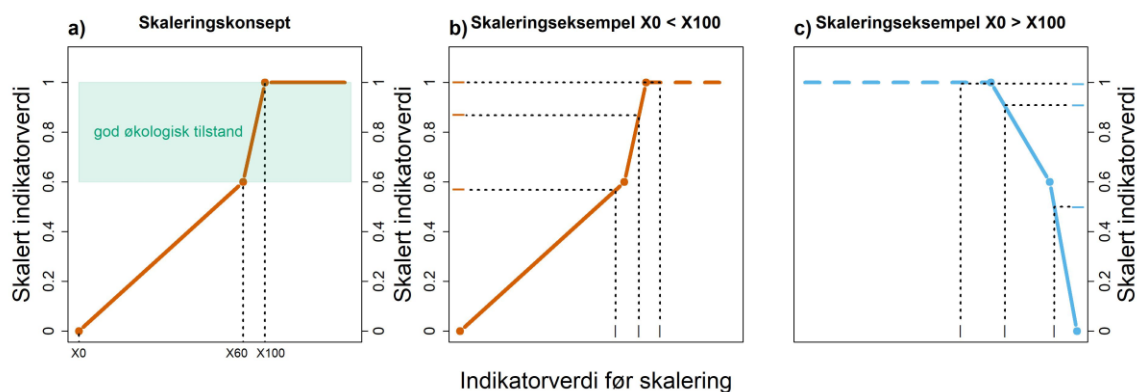
En tilstandsvurdering etter IBECA er basert på beregning av tilstandsverdier for et sett med indikatorer som sammen representerer tilstanden i økosystemet. Ulike indikatorer kan operere på svært forskjellige skalaer og standardiseres derfor til en felles skala fra 0 til 1 før aggregering til felles tilstandsindekser for økosystemer eller økosystemegenskaper. Usikkerhet og vekting vurderes grundig når indikatorer aggregeres. I tillegg må det for hver indikator vurderes på hvilken romlig skala skaleringen bør skje. I dette kapitlet skisserer vi de viktigste trinnene for aggregering av indekser etter IBECA.

I og med at *ecRxiv* nå gir fullt innsyn i programmering av indikatorer og økologiske vurderinger som er gjort, er det også enkelt å oppdatere indikatorer hvis man får ny og bedre kunnskap om de ulike skaleringsverdiene. Man kan da enkelt skalere indikatorene på ny, også bakover i tid.

7.1.1 Skaleringsprinsipp

Når en indikator er skalert, får man intuitivt inntrykk av om indikatoren representerer god tilstand eller ikke (>0.6). Verdien 0.6 avspeiler alltid grenseverdien for god tilstand. Jo nærmere 1 indikatorverdien er, jo bedre tilstand. Omvendt vil lave skalerte verdier indikere en forringet tilstand.

Standardisering er basert på skaleringsverdiene X_{100} , X_{60} og X_0 som er omtalt i kapittel 6. Ved hjelp av disse skaleringsverdiene standardiseres alle indikatorer til en felles skala på 0–1. X_{100} for et økosystem er representert med en skalert verdi på 1, X_0 er representert med en skalert verdi på 0, og X_{60} er representert med en skalert verdi på 0,6 (som tilsvarer grensen for god tilstand også i klassifiseringssystemet i EUs vannrammedirektiv (Direktoratsgruppen for vannforvaltning 2025, European Commission 2019). Indikatorverdier mellom skaleringsverdiene transformeres vanligvis i henhold til en lineær modell mellom dem og får dermed skalerte verdier mellom henholdsvis 0–0,6 og 0,6–1 (**figur 7.1**). Andre transformeringsfunksjoner kan også benyttes, eksempelvis en sigmoid funksjon (Mienna & Venter 2024), men dette er ennå ikke benyttet i IBECA. For de fleste tilstandsindikatorer vil høye variabelverdier indikere god tilstand (for eksempel blåbærdekning i skog, se Framstad et al. 2021) og X_0 vil dermed være lavere enn X_{100} (se også figur 7.1b). For enkelte tilstandsindikatorer kan det være motsatt, lave variabelverdier vil indikere god tilstand (for eksempel indikatoren for vegetasjonens varmekrav i fjellet, se Framstad et al. 2022b) og X_0 vil dermed være høyere enn X_{100} (se også figur 7.1c). I begge tilfeller trunkeres standardiserte verdier større enn 1 til 1, ettersom verdier > 1 ikke eksisterer innenfor referansetilstanden. Hvis ensidige indikatorer hadde blitt skalert til verdier > 1 i henhold til den lineære modellen basert på X_{100} og X_{60} , ville dette kunne resultere i svært høye skalerte verdier som ville bli svært innflytelsesrike i den påfølgende aggregeringsprosedyren. Sammen representerer de stykkevis lineære skaleringsfunksjonene definert av skaleringsverdiene dermed en samlet ikke-lineær skaleringsfunksjon som brukes til å transformere observerte variabelverdier til skalerte indikatorverdier.



Figur 7.1. Lineær skalering av variabelverdier i forhold til skaleringsverdier. Skaleringskonsept (a) illustrerer at variabelverdier definert som X_0 , X_{60} og X_{100} skaleres til indikatorindekser 0, 0.6 og 1. Skaleringseksempel (b) gjelder for variabler der en høy observert verdi reflekterer god tilstand, altså der $X_0 < X_{100}$. Når observert verdi overstiger referanseverdien (X_{100}), skaleres variabelverdier (x-aksen) over X_{100} til 1 uansett variabelverdi (dvs. trunkert skalering, stiplet farget linje). Observert variabelverdi i svært forringet tilstand (X_0) settes til 0. Den heltrukne oransje linjen illustrerer lineær skalering mellom X_0 , X_{60} og X_{100} for tre variabelverdier (svarte streker ved x-aksen) til skalerte indikatorverdier (oransje streker ved y-aksen). Skaleringseksempel (c) gjelder for variabler der en lav observert verdi reflekterer god tilstand, altså der $X_0 > X_{100}$. Her indikerer observerte variabelverdier lavere enn referanseverdien X_{100} intakt natur, og skalert verdi settes til 1 for alle variabelverdier lavere enn X_{100} (dvs. trunkert skalering, stiplet blå linje). Den heltrukne blå linjen illustrerer lineær skalering mellom X_0 , X_{60} og X_{100} for tre variabelverdier (svarte streker ved x-aksen) til skalerte indikatorverdier (blå streker ved y-aksen). Modifisert fra Jakobsson et al. (2021).

Det finnes også tilstandsindikatorer der variabelverdier både lavere og høyere enn referanseverdien indikerer en tilstandsforringelse. Slike indikatorer kalles «tosidige» og de vil ha to grenseverdier X_{60} for god økologisk tilstand; en for indikatorverdier som er lavere enn X_{100} (X_{60} nedre) og en for indikatorverdier som er høyere enn X_{100} (X_{60} øvre), og likeså to X_0 for svært forringet tilstand X_0 øvre og X_0 nedre). Eksempler på tosidige indikatorer i tidligere IBECA vurderinger er NDVI (maksimal grønning) og funksjonelle planteindikatorer. For eksempel, kan en økning i NDVI i fjelløkosystemer tyde på gjengroing, mens en reduksjon i NDVI kan tyde på erosjon. En økning eller reduksjon i den funksjonelle planteindikatoren for pH (kan tyde på at vegetasjonen endrer seg som følge av enten surere eller mer basiske forhold).

To ulike tilnærminger for å håndtere slike tosidige indikatorer har blitt utforsket. Nybø et al. (2019) brukte en «verste styrer»-tilnærming. Her ble tosidige indikatorer delt i to separate sideindikatorer – én som beregner avvik for alle data fra optimumsverdien og mot den nedre grenseverdien, og én som beregner avvik for alle data fra optimumsverdien og mot den øvre grenseverdien. Den øvre indikatoren ville dermed oppdage økologisk forringelse på grunn av for høye nivåer, og omvendt for den nedre indikatoren. Ettersom alle data for den respektive indikatoren brukes både mot den nedre og den øvre grenseverdien, ble bare siden med størst avvik fra referanseverdien brukt i den aggregerte indeksen for økosystemet. En ulempe med denne tilnærmingen er at den ikke tar hensyn til at ulike områder av en gitt økosystemtype kan vise avvik fra referansetilstanden i forskjellige retninger på grunn av ulike menneskeskapte påvirkninger. Det vil ikke være meningsfullt å bare fokusere på den ene siden der avvikene er størst, siden evt. forvaltningstiltak mot dette kan gjøre vondt verre i områder som viser avvik på den andre siden. I tilstandsvurderingen for skog i 2020 ble derfor begge «sider» av tosidige indikatorer rapportert (Framstad et al. 2021). For å gjøre dette uten å telle en slik indikator to ganger, skaleres alle indikatorverdier kun med hensyn til én grenseverdi: indikatorverdier lavere enn X_{100} skaleres mot den nedre grenseverdien X_{60} og minimumsverdien X_0 , og indikatorverdier større enn X_{100} skaleres mot den øvre grenseverdien X_{60} og maksimumsverdien X_0 (heltrukne, men ikke stiplete, fargete linjer i figur 7.1, panel b og c). Indikatorverdier som faktisk er lik referanseverdien er som

regel usannsynlige, men hvis de forekommer, skaleres de til 1 og teller mot begge sider. Derfor består den nedre indikatoren av observasjoner opp til og inkludert X_{100} , mens den øvre indikatoren består av observasjoner på og større enn X_{100} . Det er denne siste metoden, brukt i Framstad et al. (2021), som er gjeldende praksis i dag.

7.1.2 Skalering og romlig skala

Den romlige oppløsningen og dekningen av målinger/observasjoner varierer mye mellom indikatorer. For eksempel er (i) indikatorene basert på plantedata samlet inn gjennom Arealrepresentativ naturovervåking (ANO-data) i 1 m²-ruter (opptil 18 av disse rutene utgjør en lokalitet med potensielt varierende økosystemtyper, 1000 slike lokaliteter er fordelt tilfeldig i fastlands-Norge, se Tingstad et al. 2019); (ii) indikatoren for blåbærdekning er basert på data fra Landskogtakseringen med flater på 250 m², med mer enn 10 000 lokaliteter over hele landet (Viken 2018); (iii) dataene for indikatoren bestandsnivå av hjortevilt er tilgjengelige enten på fylkesnivå (se www.naturindeks.no) eller kommunenivå (se Speed et al. 2019). Som hovedregel utføres skalering i IBECA på den laveste romlige skalaen som skaleringsverdiene er representative for. Prinsippet om lavest mulig romlig skala skal sikre at vurderingen dekker lokal romlig variasjon i økologisk tilstand og forhindre at områder med positive og negative avvik fra god økologisk tilstand utligner hverandre i indeksberegningen og dermed gir et feilaktig bilde av den økologiske tilstanden. Prinsippet om representativ romlig skala for referanseverdiene skal sikre at man unngår kunstig høye eller lave indeksverdier. Videre kan skaleringsverdiene for noen indikatorer variere mellom regioner (f.eks. blåbærdekning), skogbonitet (f.eks. mengde død ved) eller økosystemtyper (f.eks. Ellenberg-indikatorer).

7.1.3 Aggregering

For å kunne vurdere den økologiske tilstanden for økosystemegenskapene eller samlet for et økosystem, må de skalerte indikatorverdiene aggregeres. En aggregert indeks beregnes ved gjennomsnittet av indikatorverdiene som inngår. Hvordan gjennomsnittet skal beregnes må vurderes i hvert enkelt tilfelle, siden tilstandsindeksen ikke er en normalfordelt kontinuerlig variabel, men begrenset ved 0 og 1. I tilfeller der median- og modalverdiene ligger langt unna 0 eller 1 og få indeksverdier ligger nær 0 eller 1, kan en vanlig aritmetisk gjennomsnittsberegning (som antar normalfordeling) være god nok uten å introdusere en skjevhet i resultatet, men ellers bør det brukes en gjennomsnittsmodell der en passende feilfordeling kan spesifiseres. Dette gjelder for alle aggregerte indekser basert på gjennomsnitt av indikatorverdier (økosystem, egenskaper og påvirkninger).

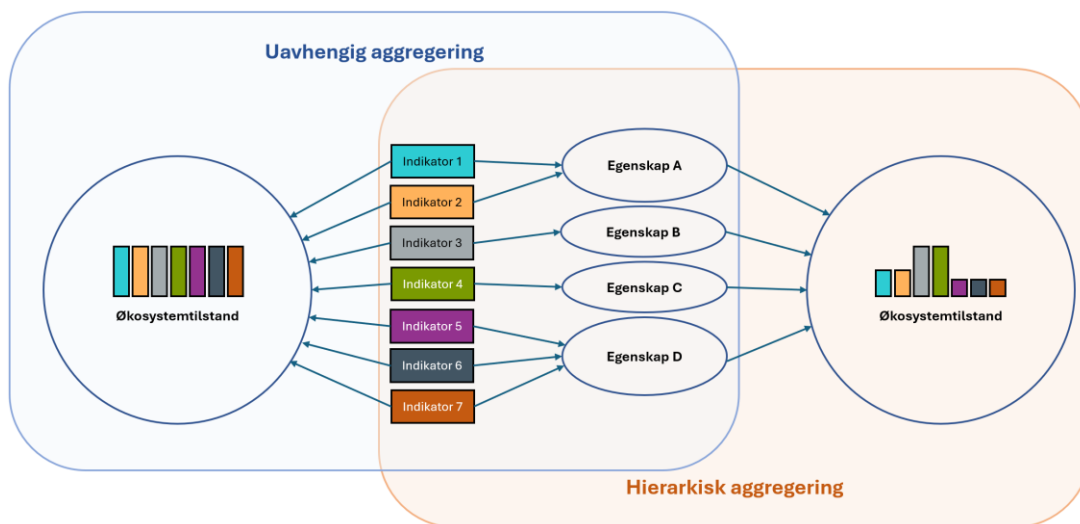
I IBECA beregnes aggregerte økologiske tilstandsindekser som uvektede gjennomsnitt på tvers av skalerte indikatorer, dvs. at hver indikator har samme vekt i beregningen av de aggregerte indeksene. Imidlertid er tosidige indikatorer i praksis delt inn i to indikatorer, en nedre og en øvre indikator (jf. avsnitt 7.1.1). De to sidene får vekt i henhold til deres respektive andeler av uskalerte observasjoner, dvs. hver side har vekt < 1 og de to vektene summerer seg til 1.

Den samlede indeksen for et økosystem kan beregnes ved gjennomsnittet av indikatorverdiene som inngår (uavhengig aggregering i figur 7.2). Slik uavhengig aggregering gir i utgangspunktet hver indikator lik vekt i den samlede tilstandsverdien for økosystemet (Jakobsson et al. 2021). Brukerne kan da lett vurdere betydningen av hver enkelt indikator. Denne type gjennomsnitt er også mest brukt i miljøforvaltningenes rapportering.

Den samlede indeksen for et økosystem kan også beregnes hierarkisk, dvs. at indikatorer aggregeres først til indekser for hver egenskap, som deretter aggregeres til en samlet økosystemindeks (figur 7.2). Med hierarkisk aggregering er det viktig å være klar over at en indikators vekt i tilstandsindeksen for økosystemet vil være avhengig av antall indikatorer som inngår i samme økosystemegenskap – jo flere indikatorer som inngår i samme egenskap, jo mindre vekt vil hver

av disse ha i tilstandsindeksen for økosystemet. Slike vektforskjeller trenger ikke å gi økologisk mening, men hierarkisk aggregering kan være relevant når man er interessert i hvordan de ulike økosystemegenskapene representerer den samlede tilstandsværdien. Vurderingene av økologisk tilstand for norske skog- og fjelløkosystemer presenterte både uavhengig og hierarkisk aggregering for estimering av den samlede økosystemindeksen (Framstad et al. 2021, Framstad et al. 2022b).

I tidligere evalueringer av økologisk tilstand kunne en indikator tilregnes flere økosystemegenskaper (Nybø et al. 2019, Framstad et al. 2021, Framstad et al. 2022b). Denne praksisen har blitt oppdatert i IBECA for å korrespondere bedre med SEEA EA der hver indikator tilregnes kun en økosystemegenskap (jf. SEEA-EEA, Maes et al. 2019).



Figur 7.2. Konsept for uavhengig (venstre) og hierarkisk (høyre) aggregering av indikatorer for den generelle økosystemtilstanden. For enkelthet skyld visualiseres bare fire egenskaper og syv indikatorer her. Skalering av indikatorer (0–1; kapittel 7.1) tillater kombinasjon av indikatorer til aggregerte indekser for økosystemegenskapene og/eller en samlet indeks for økosystemets økologiske tilstand. Økologisk tilstand kan dermed estimeres for (i) hver indikator, (ii) hver økosystemegenskap og (iii) det samlede økosystemet ved å enten aggregere indikatorverdier uavhengig av økosystemegenskaper eller ved hierarkisk aggregering via økosystemegenskapene. Stolpene i hver sirkel representerer det indirekte vektete bidraget fra hver indikator i den samlede økosystemtilstandsvurderingen for hver tilnærming.

7.1.4 Aggregering med hensyn til påvirkninger

I IBECA knyttes hver enkelt indikator til påvirkninger som kategoriseres i henhold til de fem store driverne for økosystemendringer og biodiversitetstap beskrevet i Millennium Ecosystem Assessment (Millennium Ecosystem Assessment 2005). De fem driverne er tap av habitat på grunn av arealbruk/infrastruktur, klimaendringer, forurensning (inkl. eutrofiering og forsurening), utnyttelse/høsting og invaderende fremmede arter. En indikator kan knyttes til mer enn én påvirkningsfaktor (jf. Aslaksen et al. 2012). For å anslå effektene av disse påvirkningsfaktorene på den økologiske tilstanden, kan man aggregere tilstandsindikatorer med felles påvirkningsfaktor til en «påvirkningsindeks», og på den måten få et samlet bilde av tilstanden til de indikatorene som er påvirket av den aktuelle påvirkningsfaktoren. Her er det viktig å merke seg at tilordningen av indikatorer til påvirkningsfaktorer er basert på ekspertvurderinger og ikke representerer empirisk testede sammenhenger. Slike empiriske sammenhenger mangler ofte for tilstandsindikatorer, og da kan slike påvirkningsindekser gi et bilde av bidraget fra hver påvirkningsfaktor til avviket fra referansetilstanden i den samlede økologiske tilstanden (Jakobsson et al. 2021).

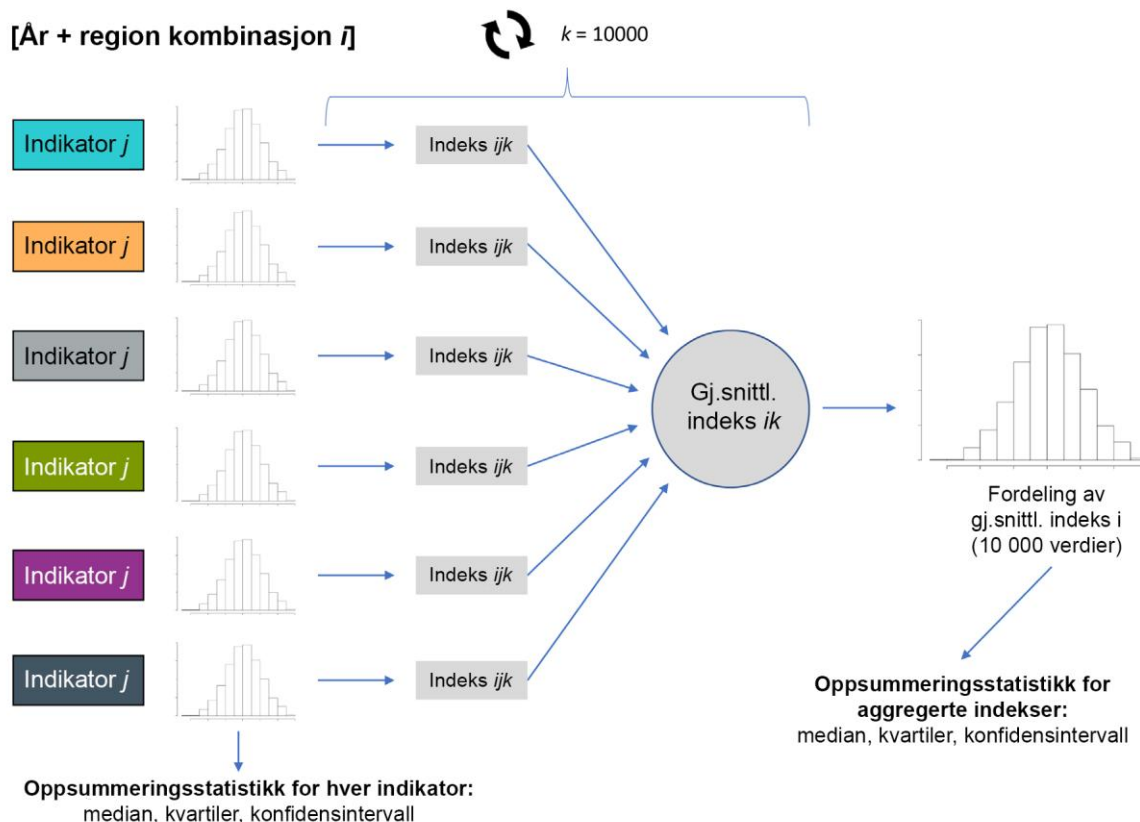
Som et supplement sammenstilles også tilgjengelige tidsserier for konkrete påvirkningsvariabler. Slike tidsserier kan øke forståelsen og underbygge vurderinger av effekter av påvirkningsfaktorer. Ideelt sett bør dataene dekke alle de ovennevnte fem hovedkategoriene av økosystembelastning, men i praksis kan datadekning og -oppløsning i både tid og rom være begrensende. Eksempler på slike data er tidsserier for påvirkning fra ulike typer av arealbruk, klimavariabler, avsetning av forurensende stoffer, jaktstatistikk og registreringer av artsinvasjoner (se Framstad et al. 2021 og Framstad et al. 2022b for spesifikke eksempler).

7.1.5 Vurdering av usikkerhet

For å ta hensyn til usikkerhet som oppstår fra romlig variasjon i indikatorobservasjoner, bruker IBECA en bootstrap-tilnærming (jf. Davison & Hinkley 1997). For individuelle indikatorer blir de skalerte observasjonene for en gitt region resamlet med tilbakelegging (N utvalg = antall observasjoner), og deretter beregnes middelveiden for hvert utvalg. Resamplingen itereres 10 000 ganger for å generere en fordeling av middelveider, hvor medianen (0,5-kvantilen) av fordelingen brukes som indikatorestimat. Usikkerheten knyttet til dette estimatet er da definert gjennom fordelingen av middelveider og kan uttrykkes gjennom kvartiler eller konfidensintervall. Selv om dette er enkelt for kvantitative datasett, kan indikatorer også være basert på ikke-utvalgsbaserte data (f.eks. IBECA-indikatoren Arealandel > 1 km fra infrastruktur). I så fall bør usikkerheten estimeres enten ved (i) innhenting fra ekspertkunnskap og publisert litteratur, eller (ii) en kvalitativ tilnærming av proporsjonal (%) usikkerhet. Usikkerhet har vanligvis ikke vært allokert til de normative referanseverdiene (jf. Certain et al. 2011, Pedersen et al. 2016), men se Kolstad (2024) for et unntak fra dette, og se også avsnitt 6.3 for et forslag om å introdusere usikkerhet til referanseverdier.

Praksis har vært at IBECA tar hensyn til usikkerhet i aggregerte indeksestimater med en lignende tilnærming som for individuelle indikatorer. Her blir verdier for hver individuell indikatorfordeling av middelveider (resultatet av avsnittet over) innenfor et gitt sett med indikatorer (som skal aggregeres) resamlet med tilbakelegging. Det vil si at for hver indikator, trekkes det én verdi fra dens indikatorfordeling, og middelveiden av disse resamplete verdiene beregnes i tråd med aggregeringsprinsippene skissert i avsnitt 7.1.3. Resamplingen gjentas 10 000 ganger, med tilbakelegging mellom hver resampling. Dette gir en fordeling av resamplete, aggregerte middelveider som representerer estimatet av den aggregerte indeksverdien (median; 0,5 kvantil) med tilhørende usikkerhet som kan uttrykkes gjennom kvartiler eller konfidensintervaller, se figur 7.3). Etter hvert som SEEA EA og naturregnskap blir mer etablert i Norge vil det trolig bli mer vanlig med andre metoder for aggregering, både av tilstandsvariabler og av usikkerhet, som på en lettere måte integreres med geografiske datasett og behovet for arealvekting. IBECA er med andre ord ikke begrenset til én måte å aggregere data på.

Estimering av usikkerheter rundt indikatorverdier samt aggregerte indekser brukes til å evaluere avvik fra referansetilstanden. Verdier < 0,6 med et 95 % konfidensintervall som ikke overlapper med 0,6 kan kvalitativt refereres til som «Stort avvik fra referansetilstanden som sannsynligvis innebærer forringet økosystemtilstand». Verdier der 95 % konfidensintervallet overlapper 0,6 refereres kan beskrives som «Sannsynligvis klart avvik fra referansetilstanden, men usikkert om tilstanden er forringet» eller, dersom konfidensintervallet er stort, «Usikkerheten er for stor til å konkludere om avvik fra referansetilstanden». Verdier > 0,6, med et 95 % konfidensintervall som ikke overlapper 0,6, tolkes som «sannsynligvis ikke klart avvik fra referansetilstanden».



Figur 7.3. Konseptuell illustrasjon av resamplingstrategien for aggregerte indekser for økologisk tilstand etter IBECA-metoden. For hver indikator beregnes en fordeling av indeksestimater, som representerer usikkerheten rundt hvert indikatorestimat. For aggregerte indekser (enten for en egenskap, påvirkning eller det samlede økosystemet) trekkes indeksverdier fra fordelingen av middelveier for hver indikator inkludert i den aggregerte indeksen for å estimere en aggregert middelveier. Denne prosessen gjentas 10 000 ganger, med tilbakelegging mellom hver resampling, for å generere en fordeling av aggregerte indeksemiddelveier.

7.2 Sammenlikning med SEEA EA

Skalering av indikatorvariabler til indikatorindekser i IBECA fungerer etter den samme tilnærmingen og de samme retningslinjene som i SEEA EA og vanndirektivet. Når det gjelder aggregering til økosystemtilstand eller tematiske aggregeringer til tilstandsindeks for økosystemegenskaper og påvirkninger er tilnærmingene i IBECA og SEEA EA prinsipielt sammenlignbare, men SEEA EA bruker hovedsakelig hierarkisk aggregering mens IBECA bruker både uavhengig og hierarkisk aggregering. Tematiske aggregeringer er generelt sjeldent gjennomført i SEEA EA, men prinsipielt like fullt mulig slik som i IBECA.

7.3 Muligheter for videreutvikling

Det foregår et arbeid for å standardisere romlig skalering av tilstandsvariabler og -indikatorer (Kolstad et al. *In prep B*). Konklusjonene fra arbeidet bør følges opp i videre arbeid med IBECA-metoden.

Metoder for å kunne benytte data med ukjente romlige og miljømessige skjevheter er under utvikling. Det er nødvendig å kontrollere for slike skjevheter at dataene blir arealrepresentative og dermed egnet for IBECA-metoden. Kolstad et al. (*In prep A*) representerer et første forsøk på å bruke det store datasettet Naturtyper etter Miljødirektoratets Instruks (Miljødirektoratet 2024) til

å lage arealrepresentative indikatorer på kommunenivå selv om dataene ikke er arealrepresentative. Det er potensiale for å utvikle flere nasjonale indikatorer fra det samme datasett, men dette krever noe videreutvikling.

Indikatorutvikling og beregning av indikatorverdier omfatter programmering og arbeid med statistikk. Kode for å beregne indikatorer kan være vanskelig å kvalitetssikre, spesielt når funksjoner, metoder, grad av annotering og generell skrivemåte varierer såpass mye mellom ulike eksperter. Derfor er det en fordel om verktøyene for beregning av indikatorer standardiseres slik at flere kan bruke de samme, uttestede og godt dokumenterte metodene. Kolstad (2023) har startet utviklingen av R-pakken `eaTools` som er en samling R-funksjoner for indikator-design og -beregninger, samt veiledningsdokumenter for hvordan funksjonene skal brukes og rapporteres. Dette arbeidet er i startgroppen og krever videre utvikling. Vi kjenner ikke til lignende initiativer eller R-pakker som tjener det samme formålet, slik at pakken `eaTools` er unik og svært etterlengtet.

8 Kvalitetssikring av beregninger

8.1 Tilnærming

IBECA bruker *ecRxiv* for kvalitetssikring og publisering av indikatorberegninger og metoder i tråd med FAIR-prinsippene. Dette sikrer at koden som benyttes er kvalitetssikret og tilgjengelig og at konseptene bak indikatorene er utfyllende forklart. Det betyr blant annet at det brukes standardisert terminologi for en rekke indikatoregenskaper slik som aggregeringsløyper, egenskaper/ECT-klasser og økosystemtilhørighet, referansetilstand og skaleringsverdier (Czúcz et al. *In prep*). Indikatorene presenteres i standardiserte faktaark der kode, tekst og resultater er integrert på en og samme nettside. Kode-review gjennomføres før publisering og gjøres åpent tilgjengelig. I tillegg bruker IBECA økosystemgrupper satt sammen av eksperter innenfor hvert økosystem til å vurdere kvaliteten og gyldigheten til hver enkelt indikator i etterkant av publisering på *ecRxiv* (**Figur 2.1**), og disse vurderingene gjøres også åpent tilgjengelig.

Etter publisering er indikatorene også åpen for «community review», dvs. at hvem som helst å kan legge inn kommentarer og innspill til indikatorene. Systemet gjør at indikatorene i større grad blir etterprøvbare og lette å oppdatere. En erfaring fra utprøving av systemet er at flere feil avdekkes underveis i prosessen som dermed øker kvaliteten på indikatorene.

Plattformen *ecRxiv* har et system for navngiving for indikatorer med ID-nummer som er unike for hver kombinasjon av økosystem, metodevalg og hoveddatakilde. I tillegg er det et versjonerings-system med løpende versjonsnummer for hver oppdatering og med en logg som beskriver endringene. Dette gjør at man kan referere til konkrete versjoner av ulike indikatorer. Versjonerings-systemet gjør også at alle tidligere versjoner av faktaarkene arkiveres for fremtiden med unik URL og referanse.

8.2 Sammenlikning med SEEA EA

Mens SEEA EA og sine bakgrunnsartikler (e.g. Keith et al. 2020) stiller krav at variablene (og deres begrunning og utvalg) skal dokumenteres på en entydig måte, finnes det ingen konkrete retningslinjer i SEEA EA når det gjelder dokumentasjon av indikatorberegninger eller indikator-design. Etter hva vi vet finnes det heller ingen nasjonale eller internasjonale tilstandsvurderinger som har samme grad av etterprøvbarhet og åpenhet som IBECA systemet har fått siden starten av *ecRxiv* i 2024.

8.3 Muligheter for videreutvikling

Selv om *ecRxiv* er operativt finnes det en rekke muligheter for forbedringer til systemet. For det første kan arbeidsprosesser dokumenteres bedre, og opplæring av flere eksperter vil gjøre forvaltningen av systemet mer robust. For det andre er det behov for bedre løsninger for oppdateringer av selve nettapplikasjonen, som i dag er en Shiny-applikasjon. Per i dag gjøres dette manuelt, men automatiserte løsninger vil gi større driftssikkerhet. Til sist nevnes det kontinuerlige behovet for forbedringer i brukerveiledningene inkludert kursing av indikatorutviklere.

9 Helhetlig vurdering av økologisk tilstand

9.1 Tilnærming

Sentralt i IBECA er bruken av variabler som karakteriserer tilstanden for ulike deler av økosystemets struktur og funksjoner, og der variabelverdier skaleres ved hjelp av de enkelte variabelnes fastsatte verdier i en referansetilstand, karakterisert som «intakt natur» (jf. Nybø & Evju 2017). Videre beregnes en samlet tilstandsverdi for økosystemets enkelte egenskaper og for hele økosystemet basert på sammenstilling av tilstandsindikatorenas skalerte verdier (jf. kap. 7). De enkelte tilstandsindikatorenas skalerte verdier representerer indikatorenas uttrykk for negative avvik mellom dagens økosystemtilstand og referansetilstanden. De aggregerte tilstandsverdiene for de enkelte egenskapene og for hele økosystemet representerer tilsvarende aggregerte mål for avstanden mellom dagens tilstand og referansetilstanden.

Fastsetting av skaleringsverdier og skaleringsfunksjoner for variabelverdier, samt aggregering av disse skalerte variabelverdiene bygger på en del teoretiske forutsetninger som ikke lar seg teste ut i praksis. Resultater fra slike teoribaserte modeller evalueres derfor i lys av et bredere kunnskapsgrunnlag. En helhetlig vurdering av økosystemets tilstand inkluderer følgelig tilleggsmateriale og kunnskap som ikke er avhengig av disse forutsetningene.

De aggregerte skalerte indikatorverdiene representerer kvantitative mål for avstanden mellom dagens tilstand for økosystemet og referansetilstanden. Men vi har også andre kilder til informasjon og kunnskap som grunnlag for å vurdere økosystemets tilstand, og som benyttes når økosystemets helhetlige tilstand vurderes. Samlet omfatter dette:

- *Tilstandsvariablenes opprinnelige målte (ikke-skalerte) verdier*, som kan sammenholdes med kunnskap om variablenes størrelsesorden i referansetilstanden (uten at man nødvendigvis fastsetter en bestemt referanseverdi).
- *Supplerende tilstandsvariabler i opprinnelige målte verdier*. Disse kan supplere informasjonen til de egentlige tilstandsvariablene ved å dekke deler av økosystemet som mangler tilstandsvariabler med skalerbare verdier.
- *Tidsserier for ikke-skalerte variabelverdier*. Eventuelle trender i tilstandsvariablenes verdier kan sammenholdes med tilsvarende utviklingstrekk for tidsserier for relevante påvirkningsfaktorer.
- *Tilstandsindikatorenas skalerte verdier*, som gir et eksplisitt kvantitativt uttrykk for avstanden mellom dagens tilstand og referansetilstanden, målt ved hver enkelt indikator.
- *Aggregerte indikatorverdier for de enkelte egenskapene*, som gir et eksplisitt aggregert kvantitativt uttrykk for avstanden mellom dagens tilstand og referansetilstanden for den delen av økosystemets strukturer og funksjoner som egenskapen representerer.
- *Aggregerte indikatorverdier for hele økosystemet*, som gir et eksplisitt aggregert kvantitativt uttrykk for avstanden mellom dagens tilstand og referansetilstanden for hele økosystemet.
- *Variabler for relevante påvirkningsfaktorer*, der eventuelle tidsserier kan sammenholdes kvalitativt eller kvantitativt med tilstandsvariablenes tidsserier for ikke-skalerte verdier.
- *Kunnskap om økosystemets strukturer og funksjoner, samt naturgitte endringsprosesser og menneskeskapte påvirkninger*, slik dette er reflektert i faglitteraturen og dekkes av de involverte ekspertene.

En helhetlig vurdering av økosystemets tilstand bygges opp ved å trekke på disse kildene til kunnskap i en strukturert rekkefølge:

- Beregning av skalerte verdier for tilstandsindikatorne og aggregerte indikatorverdier for de enkelte egenskapene og hele økosystemet representerer kvantitative «fastpunkter» for vurderingen. Disse kan så suppleres med og eventuelt prøves mot kvalitative vurderinger, basert på annen informasjon/kunnskap.
- Tilstandsvariablenes og de supplerende variablenes opprinnelige verdier kan sammenholdes med forventet nivå for disse variablene under referansetilstanden. Er det sannsynlig at de opprinnelig målte variabelverdiene ligger nær eller langt unna det nivået de ville ha i en referansetilstand? Hva støtter opp under en slik vurdering og hvor sikker er den?
- Tidsserier for tilstandsvariabler og supplerende variabler kan si noe om endringer i variabelverdiene tyder på om økosystemet avviker fra eller nærmer seg referansetilstanden. Her er det viktig å vurdere om tidsseriens lengde, retning og grad av endring er relevant for å si noe om økosystemets avvik fra referansetilstanden.
- Tidsserier for relevante påvirkningsfaktorer kan sammenholdes (kvantitativt eller kvalitativt) med tidsserier for tilstandsvariabler som grunnlag for å bedømme om nivå eller trender for tilstandsvariablenes verdier sannsynligvis kan knyttes til en eller flere menneskeskapte påvirkninger.
- Ut fra egen kunnskap og resultater i faglitteraturen kan ekspertene vurdere om resultatene over kan si noe om økosystemets tilstand i dag avviker i særlig grad fra referansetilstanden, samt hvor sikker en slik konklusjon er ut fra kvaliteten på data- og kunnskapsgrunnlaget.
- Den samlede vurderingen kan sammenfattes i kvalitative utsagn som «Sannsynligvis ikke klart avvik fra referansetilstanden», «Sannsynligvis klart avvik fra referansetilstanden, men usikkert om tilstanden er forringet», «Stort avvik fra referansetilstanden som sannsynligvis innebærer forringet økosystemtilstand», og «Usikkerheten er for stor til å konkludere om avvik fra referansetilstanden». Det er behov for å spesifisere klare kriterier for disse utsagnene.

Som støtte for den samlede vurderingen kan resultater for tilstandsvariabler, skalerte indikatorverdier, aggregerte tilstandsverdier, samt trender for tidsserier av tilstandsvariabler og påvirkningsfaktorer sammenstilles i tabeller som det f.eks. ble gjort i vurderingene for skog og fjell (Framstad et al. 2021, Framstad et al. 2022b). I kapittel 10 gjengis tabellen for samlet vurdering for fjell som eksempel.

9.2 Sammenlikning med SEEA EA

SEEA EA beskriver hvordan tilstandsregnskap for økosystemer kan utvikles på tre nivåer (United Nations 2024, kap. 5):

1. En oversikt over tilstandsvariablers verdier på et gitt regnskapstidspunkt, sammenliknet med verdiene for de samme variablene på foregående regnskapstidspunkt.
2. En tilsvarende oversikt over tilstandsindikatorers verdier for de to regnskapstidspunktene, der de opprinnelige variabelverdiene er skalert mot fastsatte referanseverdier for hver variabel.
3. En oversikt over aggregerte verdier for alle relevante tilstandsindikatorer for økosystemet, der aggregeringen eventuelt kan vekte indikatorverdiene ulikt.

Regnskapet kan settes opp i en tabell slik at tilstandsvariablene for samme ECT-klasse står sammen. I trinn 3 kan det eventuelt beregnes aggregerte tilstandsverdier for indikatorer innen

hver ECT-klasse. Merk at SEEA EA forutsetter at hver tilstandsvariabel bare tilordnes én ECT-klasse.

SEEA EA skisserer også muligheten for å sammenstille aggregerte tilstandsverdier på tvers av økosystemtyper i et fjerde trinn i tilstandsregnskapet, men generelt anbefales ikke dette.

SEEA EAs tre trinn for tilstandsregnskap samsvarer fullt ut med IBECAs tre trinn for (1) beregning av verdier for ikke-skalerte tilstandsvariabler, (2) for tilstandsindikatorer der variabelverdier er skalert mot fastsatte referanseverdier, samt (3) aggregering av skalerte tilstandsverdier for hele økosystemet. I IBECA beregnes også aggregerte tilstandsverdier for hver egenskap, nokså tilsvarende det man kunne gjøre for SEEA EAs ECT-klasser.

SEEA EAs tilstandsregnskap viser endringer i tilstandsverdiene til hver enkelt variabel og indikator samt aggregert for hele økosystemet. Dette er et hovedresultat i seg selv. Dette kan gi grunnlag, sammen med annen tilgjengelig informasjon om økosystemets tilstand, f.eks. for påvirkningsfaktorer, for å vurdere økosystemets samlede tilstand. *SEEA EA går imidlertid ikke inn på en samlet vurdering av økosystemets tilstand utover det som følger av den aggregerte tilstandsverdien for økosystemet og eventuelle endringer i denne over tid.* Slik sett representerer IBECAs samlede vurdering av økosystemets tilstand en utvidet vurdering sammenliknet med SEEA EA der vitenskapelig litteratur og økologisk fagekspertise eksplisitt vektlegges i en helhetlig tolkning av indikatorenes verdier og eventuelle trender.

9.3 Muligheter for videreutvikling

En samlet vurdering kan gjøres kort ved å gi konklusjoner for de enkelte elementene nevnt over (kap. 9.1) til en mer detaljert og eventuelt kritisk gjennomgang av disse elementene, fra datagrunnlag til samlet kvalitativ vurdering. Dagens praksis inneholder vurdering av de fleste relevante elementene, mens særlig presentasjonen av disse vurderingene kan gjøres mer systematisk og eksplisitt. Det er trolig mest behov for å forbedre presentasjonen for følgende elementer:

- Mer eksplisitt vurdering av datagrunnlaget (jf. kap. 4.3, men jf. også oversiktstabellen for datagrunnlaget i Framstad et al. 2022b, tabell 4.8.)
- Vurdering av eksplisitte hypoteser for sammenheng mellom påvirkningsfaktorer og tilstandsvariabler (jf. kap. 3.3.3).
- Mer systematisk presentasjon av vurderingene av de ulike elementene i samlet vurdering skissert ovenfor (kap. 9.1).
- Utvikling av kriterier for kategorisering av kvalitativ samlet vurdering (jf. utsagn i siste kulepunkt i kap. 9.1).
- Generelt bør det utvikles mer strukturerte ekspertvurderinger etter etablerte protokoller for samlet vurdering av ulike kvalitative og kvantitative uttrykk for økosystemets tilstand (se kap. 9.4).

9.4 Strukturerte ekspertvurderinger

I tilfeller hvor det mangler data for viktige egenskaper ved økosystemene, vil det være umulig å gjennomføre en kvantitativ vurdering av den helhetlige økologiske tilstanden. For allikevel å kunne si noe om tilstanden i slike økosystemer kan man bruke strukturerte ekspertvurderinger (*structured expert elicitation*) for å sammenstille den informasjonen som finnes i form av kvantitative estimater og usikkerheter (O'Hagan 2019). Faste og gjennomtenkte protokoller skal gjøre dette til robuste og etterprøvbare vitenskapelige metoder. Helset et al. (*In prep*) har laget en oversikt over de mest aktuelle metodene for vurdering av økologisk tilstand.

Metodene for strukturert ekspertvurdering kan brukes for å estimere en ukjent variabel i form av en sannsynlighetsfordeling. Det vil si at man får kvantifisert både et estimat og en usikkerhet

rundt dette estimatet. Den ukjente variabelen kan for eksempel være en tilstandsverdi for et økosystem, men det kan også være en enkelt skaleringsverdi (jf. Kapittel 6.3). En av de mest relevante metodene for strukturert ekspertvurdering av økologisk tilstand er SHELF-protokollen (Gosling 2018). I korte trekk går metoden ut på å samle en gruppe eksperter, som i forkant har fått muligheten til å sette seg inn i et felles kunnskapsgrunnlag bestående av relevante data. I dette tilfellet vil det kunne være snakk om tilstandsindikatorer (der de finnes), tilstandsvariabler, data om påvirkningsfaktorer, nyhetssaker, eller tidligere vurderinger av tilstand for deler av økosystemet. Under ledelse av en profesjonell møteleder skal ekspertene diskutere de tilgjengelige dataene, og sine egne meninger og erfaringer, og til slutt gi kvantitative estimater på definerte variabler. Sammenstillingen av de individuelle estimatene, og usikkerhetene rundt disse, samles til en felles sannsynlighetsfordeling for disse variablene. Vi ser et stort potensial for å bruke strukturerte ekspertvurderinger for den helhetlige vurderingen av økologisk tilstand for økosystemer, spesielt for økosystemer med få relevante tilstandsindikatorer.

10 Fremstilling av resultater

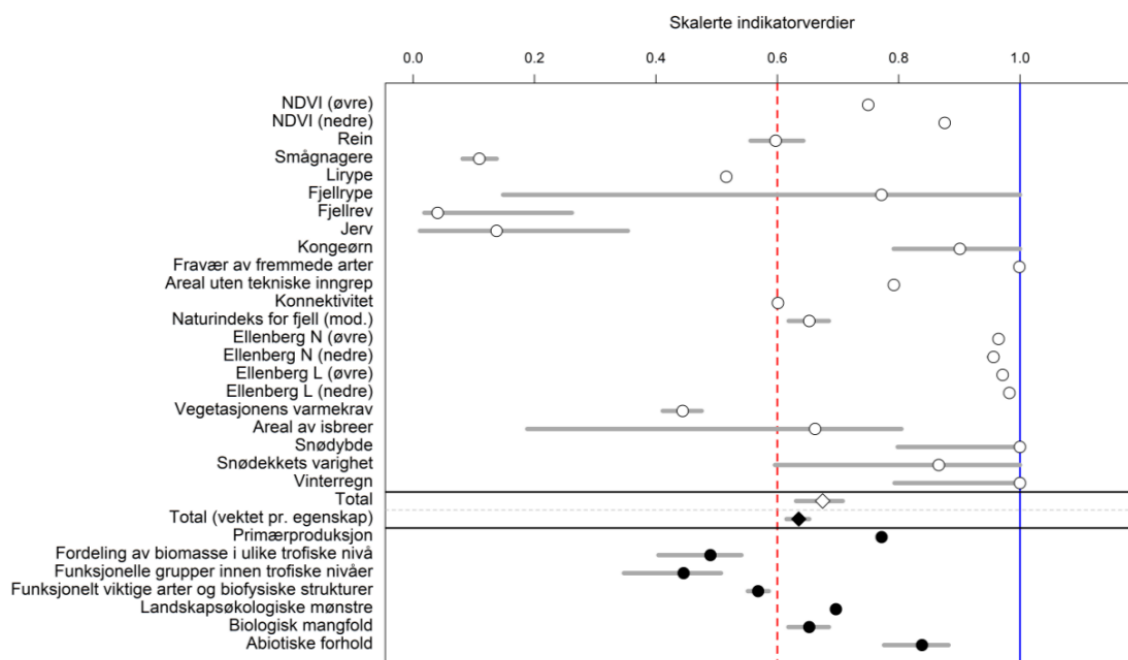
10.1 Tilnærming

En tilstandsvurdering etter IBECA-metoden gir en naturfaglig beskrivelse av den økologiske tilstanden i et økosystem basert på kvantitative beregninger av tilstandsverdier, som tolkes i lys av annen informasjon som kan si noe om tilstanden og relevante påvirkninger i økosystemet.

Denne informasjonen kan brukes av myndigheter i ulike forvaltningssammenhenger. Når myndighetene rapporterer på det nasjonale miljømålet om at økosystemene skal ha god tilstand og levere økosystemtjenester, brukes resultatene fra tilstandsvurderingene på en måte som myndighetene fastsetter. For eksempel så har myndighetene fastsatt klassegrenser for dårlig tilstand (0-0,4) og moderat tilstand (0,4-0,6), i tillegg til god tilstand (0,6-1). Slike klassegrenser er ikke fastsatt som del av fagsystem for økologisk tilstand, som kun skulle fokusere på grensen for god tilstand.

Indeksverdier

Resultater fra en tilstandsvurdering for et økosystem etter IBECA-metoden kan inkludere beregnede indeksverdier for egenskaper og for økosystemet som helhet. Disse verdiene kan illustreres for Norge som helhet (**figur 10.1**) eller for geografiske eller på annen måte definerte regioner, dersom datagrunnlaget tillater det.

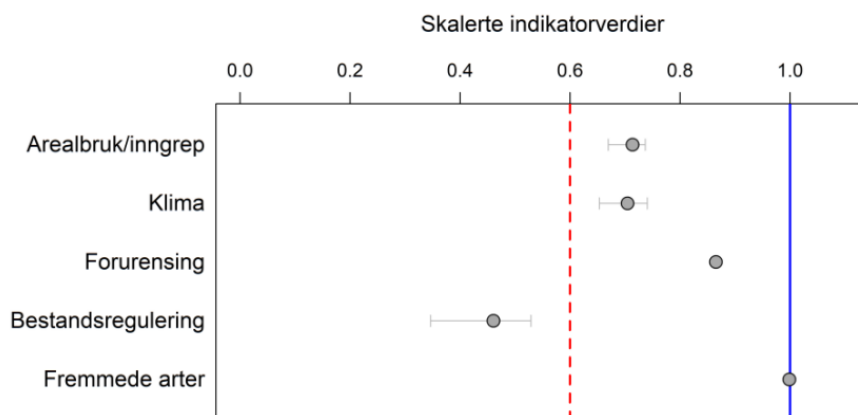


Figur 10.1. Beregnet økologisk tilstand for fjell i hele Norge (figur hentet fra Framstad et al. 2022b). Hvite sirkler angir de skalerte verdiene for de enkelte indikatorene som inngår i beregningen. Hvit firkant viser samlet tilstandsverdi for økosystemet basert på disse indikatorene direkte, mens svart forkant viser samlet tilstandsverdi basert på tilstandsverdiene til de ulike egenskapene for økosystemet (svarte sirkler). Symbolene viser 95 % konfidensintervall. Noen konfidensintervaller er så små at de er dekket av symbolene.

Påvirkningsfaktorer

Tilstandsindikatorene er tilordnet én eller flere hovedkategorier av påvirkningsfaktorer som er vurdert å ha stor betydning for tilstanden til de enkelte indikatorene. Dette gjør at en kan fremstille samlet indeksverdi for de tilstandsindikatorene som er påvirket av hver av påvirkningsfaktorene

(figur 10.2). En lav indeksverdi for en gitt påvirkningsfaktor betyr at indikatorene som er påvirket av denne påvirkningsfaktoren har i gjennomsnitt lave indeksverdier (dvs. dårlig tilstand). De påvirkningsfaktorene som har lavest indeksverdier er med andre ord de som er assosiert med lave indeksverdier for tilstandsindikatorne.



Figur 10.2. Økologisk tilstand for tilstandsindikatorer for fjell som er følsomme for gitte påvirkningsfaktorer (figur hentet fra Framstad et al. 2022b). Enkelte konfidensintervaller er så små at de er skjult bak symbolene.

Opsjon: Supplerende variabler og påvirkningsvariabler

Som et tillegg til beregnede indeksverdier kan en vise nivåer og trender for supplerende tilstandsvariabler og påvirkningsvariabler. Supplerende variabler vil være variabler som kan være relevante for å beskrive tilstanden i økosystemet, men som ikke har de egenskapene som skal til for å inngå i beregninger etter IBECA-metoden (for eksempel manglede romlig dekning eller manglede referanseverdier). Påvirkningsvariabler skal heller ikke inngå i beregninger av tilstandsindeks (jf. DPSIR-rammeverket), men kan likevel bidra med en forståelse av tilstanden i et økosystem.

Samlet vurdering

I den samlede vurderingen av tilstanden i økosystemet ser en på økosystemets indeksverdi sammen med egenskapenes indeksverdier og tilstand, indikatordekning, indikatorenes observerte verdier og trender over tid, og utvikling for viktige påvirkningsfaktorer og eventuelt supplerende tilstandsvariabler. Tabell 10.1 viser en slik samlet vurdering for fjell i Norge, hvor de respektive forskerne har konkludert med at tilstanden er usikker blant annet på grunn av mangelfull dekning av indikatorer, selv om indeksverdien er høyere enn grenseverdien for god tilstand.

10.2 Sammenlikning med SEEA EA

Verdier for tilstandsindikatorer i IBECA er tilsvarende verdier i et tilstandsregnskap etter FNs standard SEEA EA. En tilstandsvurdering etter IBECA-metoden vil derfor kunne gi grunnlag for et tilstandsregnskap. Dersom en erstatter de sju egenskapene med SEEA EAs ECT-klasser (slik man allerede har begynt å gjøre), vil de to systemene kunne sømløst brukes sammen. Det er likevel noen forskjeller som har betydning for hvordan resultatene fra de to systemene kan formidles (men som ikke er til hinder for å bruke IBECA til å lage tilstandsregnskap).

- IBECA legger opp til at en formidler en tekstlig og helhetlig tilstandsvurdering for økosystemet, som baseres på tolkning av indikatorenes tilstandsverdier sammen med annen relevant informasjon. SEEA EA legger ikke opp til en slik helhetlig vurdering.
- SEEA EA åpner for at en kan inkludere uskalerte variabler i et tilstandsregnskap. I en tilstandsvurdering etter IBECA i streng forstand kan ikke uskalerte variabler inngå, fordi disse ikke kan aggregeres sammen med skalerte indikatorer. IBECA kan inkludere

«supplerende tilstandsvariabler» som kan belyse tilstand, men som ikke er med i selve beregningen av tilstand.

- IBECA-metoden legger vekt på å formidle indikatorverdier med usikkerhet på en grafisk måte som synliggjør forskjeller mellom tilstandsindikatorer, og hvordan indikatorene og økosystemet som helhet ligger an i forhold til en definert grense for god tilstand. SEEA EA legger opp til formidling av verdier i tabeller, med liten vekt på synliggjøring av usikkerhet, men med vekt på å synliggjøre endringer i tilstanden til enkeltindikatorer og tema-indekser over tid.

Tabell 10.1. Samlet vurdering av holdbarheten til resultatene for økologisk tilstand i fjell (Framstad et al. 2022b). Tabellen er hentet fra ref. Vurderingen er gjort basert på indikatorenes dekning av økosystemets egenskaper, nivå (sammenliknet med referansetilstanden) og trender for indikatorenes uskalerte verdier, samt de viktigste påvirkningsfaktorenes effekter på indikatorene tilordnet hver egenskap. Høyre kolonne angir om tilstanden ganske sikkert er god eller avviker fra god (dvs. er forringet), eller er usikker (ligger nær grensen mellom god og forringet tilstand), alle forhold tatt i betraktning.

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

10.3 Muligheter for videreutvikling

Når tilstandsvurderinger gjennomføres gjentatte ganger kan det lages tabeller med tilstandsverdier for indikatorer som viser utvikling over tid. Dette vil være tilsvarende det SEEA EA legger opp til, og vil kunne komme i tillegg til figurer og tabeller vist i kapittel 10.1.

- Mer bruk av kart i formidlingen av resultater, særlig for romlig eksplisitte indikatorer med høy oppløsning som er under utvikling.
- Mer bruk av digitale rapporter og dashboards.
- Visualisere klassegrenser for dårlig tilstand (0-0,4) og moderat tilstand (0,4-0,6), i tillegg til god tilstand (0,6-1) som del av metoden, i tråd med hva myndigheter gjør i dag (ved rapportering på Norges miljømål om at økosystemene skal ha god tilstand og levere økosystemtjenester.
- Forenklet formidling om økosystemets tilstand gitt ulike brukergrupper, f.eks. med bruk av symboler.
- Forbedret grafisk framstilling av resultater med et mer visuelt uttrykk

11 Referanser

- Andersen, T., Carstensen, J., Hernández-García, E. & Duarte, C.M. 2008. Ecological thresholds and regime shifts: approaches to identification. *Trends in Ecology and Evolution* 24: 49-57.
- Aslaksen, I., Framstad, E., Garnåsjordet, P.A., Nybø, S., Skarpaas, O. 2012. Knowledge gathering and communication on biodiversity: Developing the Norwegian Nature Index. *Norwegian Journal of Geography* 66:300-308.
- Aune-Lundberg, L., Steinnes, M., Lund, M.O., Arneberg, E. & Munsterhjelm, N. 2025. Testversjon 2 – Nasjonalt grunnkart for bruk i arealregnskap. NIBIO Rapport 11/50/2025.
- Bank, E., Lange, S., Czúcz, B., Hinsch, M. & Burkhard, B. 2025. Towards standardized ecosystem condition assessments: Selecting agroecosystem condition indicators based on SEEA EA with an example application in Lower Saxony, Germany. *Ecological Indicators* 177 (august): 113813.
- Certain, G., Skarpaas, O., Bjerke, J-W., Framstad, E., Lindholm, M., Nilsen, J-E., Norderhaug, A., Oug, E., Pedersen, H-C., Schartau, A-K., van der Meeren, G.I., Aslaksen, I., Engen, S., Garnåsjordet, P-A., Kvaløy, P., Lillegård, M., Yoccoz, N.G. & Nybø, S. 2011. The Nature Index: A General Framework for Synthesizing Knowledge on the State of Biodiversity. *PloS ONE* 6: e18930.
- Collins, A.C., Böhm, M. & Collen, B. 2020. Choice of baseline affects historical population trends in hunted mammals of North America. *Biological Conservation* 242: 108421.
- Czúcz, B., Framstad, E., Clappe, S. & Nowell, M. 2025. Exploring the use of Eurostat's mandatory and voluntary indicators in Norway. NINA Report 2604. Norwegian Institute for Nature Research.
- Czúcz, B., Keith, H., Driver, A., Jackson, B., Nicholson, E., & Maes, J. (2021b). A common typology for ecosystem characteristics and ecosystem condition variables. *One Ecosystem*, 6, e58218.
- Czúcz, B., Keith, H., Maes, J., Driver, A., Jackson, B., Nicholson, E., Kiss, M., & Obst, C. (2021a). Selection criteria for ecosystem condition indicators. *Ecological Indicators*, 133, 108376.
- Czúcz, B., Lappalainen, M., Jernberg, S., Korpinen, S. *In prep*. Report on definition of reference conditions that describe good ecosystem condition. SELINA Deliverable 3.3.
- Dale, V.H., & Beyeler S.C. 2001. Challenges in the development and use of ecological indicators. *Ecological Indicators* 1 (1): 3–10.
- Davison, A.C. & Hinkley, D.V. (1997). Bootstrap methods and their application. Cambridge Series in Statistical and Probabilistic Mathematics. Cambridge University Press.
- Direktoratsgruppen for vannforvaltning. 2025. Veileder for klassifisering av miljøtilstand i kyst- og ferskvann [versjon of 28 Jan 2025]. Vannportalen. <https://www.vannportalen.no/veiledere/klassifiseringsveiledere/>
- European Bird Census Council. 2019. <http://www.ebcc.info>. Retrieved 2 Dec 2019.
- European Commission. 2019. The EU Water Framework Directive. Integrated river basin management for Europe. Retrieved 2 Dec 2019.
- European Environment Agency. 2012. Streamlining European biodiversity indicators 2020: Building a future on lessons learnt from the SEBI 2010 process. EEA Technical Report No 11/2012.
- Eurostat 2024. EU Ecosystem typology. Version: December 2024. Technical Note. Eurostat. Luxembourg.
- Evju, M., Olsen, S.L., Prestø, T., Vange, V., Bratli, H. & Töpper, J. 2023. Økologisk tilstand i naturlig åpne områder under skoggrensa. Bakgrunn, forslag til indikatorer og kunnskapsbehov. NINA Rapport 2341. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Austrheim, G., Evju, M., Johansen, L., Kolstad, A., Lyngstad, A., Olsen, S.L., Prestø, T., Vange, V. & Velle, L.G. 2022a. Avgrensing og inndeling av terrestriske hovedøkosystemer i arbeidet med økologisk tilstand. NINA Rapport 2169.

- Framstad, E., Berglund, H., Jacobsen, R.M., Jakobsson, S., Ohlson, M., Sverdrup-Thygeson, A. & Töpper, J. 2021. Vurdering av økologisk tilstand for skog i Norge i 2020. NINA Rapport 2000.
- Framstad, E., Czúcz, B., Schartau, A.K., Simensen, T., Nybø, S. & Sandvik, H. 2023. Naturregnskap og økologisk tilstand: Samsvar mellom fagsystemet for økologisk tilstand, vannforskriften, FNs rammeverk og EUs forslag til naturregnskap. NINA Rapport 2327. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Eide, N.E., Eide, W., Klanderud, K., Kolstad, A., Töpper, J. & Vandvik, V. 2022b. Vurdering av økologisk tilstand for fjell i Norge i 2021. NINA Rapport 2050. Norsk institutt for naturforskning.
- Framstad, E., Strand, G.-H., Aune-Lundberg, L., Bayr, U., Bögelsack, K., Clappe, S., Lund, C.W., Marquez, J.F. & Mienna, I.M. 2025. Videreutvikling av økosystemtema i Nasjonalt grunnkart for arealanalyse. Del 1 og 2: Økosystemtypologier og innholdsanalyse av økosystemklassene i Grunnkartet. NINA Rapport 2605.
- Fraser, E.D.G., Dougill, A.J., Mabee, W.E., Reed, M. & McAlpine, P. 2006. Bottom up and top down: Analysis of participatory processes for sustainability indicator identification as a pathway to community empowerment and sustainable environmental management. *Journal of Environmental Management* 78 (2): 114–27.
- Gosling, J.P. (2018). SHELF: The Sheffield Elicitation Framework. In: Dias, L., Morton, A., Quigley, J. (eds) *Elicitation. International Series in Operations Research & Management Science*, vol 261.
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2016. NiN systemkjerne- teori, prinsipper og inndelingskriterier. Versjon 2.2, Systemdokumentasjon 1, s 1–292. Artsdatabanken, Trondheim.
- Helseth et al. *In prep.* Expert elicitation. NINA rapport 2629.
- Jakobsson, S., Bakkestuen, V., Barton, D.N., Lindhjem, H. & Magnussen, K. 2020. Utredning av tilgjengelige og relevante datagrunnlag for kategorisering av naturareal. NINA Rapport 1767. Norsk institutt for naturforskning.
- Jakobsson, S., Evju, M., Framstad, E., Imbert, A., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J.P., Vandvik, V., Velle, L.G., Aarrestad, P.A. & Nybø, S. 2021. Introducing the index-based ecological condition assessment framework (IBECA). *Ecological Indicators*, Volume 124, 2021.
- Jakobsson, S., Töpper, J.P., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, B., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Vandvik, V., Velle, L.G., Aarrestad, P.A. & Nybø, S. 2020. Setting reference levels and limits for good ecological condition in terrestrial ecosystems – experiences from practical implementation. *Ecological Indicators* 116: 106492.
- Keith, H., Czúcz, B., Jackson, B., Driver, A., Nicholson, E., & Maes, J. (2020). A conceptual framework and practical structure for implementing ecosystem condition accounts. *One Ecosystem*, 5, e58216.
- Keith, D.A., Ferrer-Paris, J.R., Nicholson, E. & Kingsford, R.T. (red.) 2020. The IUCN Global Ecosystem Typology 2.0: Descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups. Gland, Switzerland: IUCN.
- Klima- og miljødepartementet. 2016. Meld. St. 14 (2015-2016). Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Klima- og miljødepartementet.
- Klima- og miljødepartementet. 2024. Meld St. 35 (2023-2024). Bærekraftig bruk og bevaring av natur. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Klima- og miljødepartementet.
- Kolstad, A.L. 2023. «eaTools: Tools for Ecosystem Accounting. R package version 0.0.0.9000». <https://ninanor.github.io/eaTools/>.
- Kolstad, A.L. 2025. Glacier area (ID: NO_GLAC_001) v. 000.002. ecRxiv: https://github.com/NINANor/ecRxiv/tree/main/indicators/NO_GLAC_001
- Kolstad, A.L., Adjei, K.P., Bakkestuen, V., Framstad, E., Grainger, M., Gray, A., Kyrkjeeide, M.O., Lyngstad, A., Mienna, I.M., Sydenham, M.A.K., Venter, Z., Øien, D.-I. 2024. Videreutvikling av

- indikatorer for å vurdere tilstand for økosystemer på land. En oppfølging av Nybø et al. 2023. NINA Rapport 2523. Norsk institutt for naturforskning.
- Kolstad, A.L., Grainger, M., Evju, M., Barton, D., Czucz, B. *In prep* A. Bias Correction and Uncertainty Quantification for Small-Sample Ecosystem Condition Assessments.
- Kolstad, A., Sandvik, H., Nater, C.R., Czucz, B., *In prep* B. On the spatial aggregation of ecosystem condition indicators.
- Maes, J., Driver, A., Czucz, B., Keith, H., Jackson, B., Bland, L., Nicholson, E. & Dasoo, M. 2019. Discussion paper 2.2: Review of ecosystem condition accounting case studies: Lessons learned and options for developing condition accounts. Paper submitted to the SEEA EEA Technical Committee as input to the revision of the technical recommendations in support of the System on Environmental-Economic Accounting. Final version.
- McNellie, M. J., Oliver, I., Dorrough, J., Ferrier, S., Newell, G. & Gibbons, P. 2020. Reference state and benchmark concepts for better biodiversity conservation in contemporary ecosystems. *Global Change Biology* 26: 6702-6714.
- Mienna, I.M., Venter, Z. 2024. Gjengroing (ID: NO_GJEN_001) v. 000.001. ecRxiv: https://github.com/NINAnor/ecRxiv/tree/main/indicators/NO_GJEN_001/
- Miljødirektoratet. 2024. Kartleggingsinstruks: Kartlegging av terrestriske naturtyper etter NiN2. M-2209.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- Nater, C.R., Pavón-Jordán, D., Kolstad, A.L. 2025. Breeding bird index (ID: NO_BIRD) v. 000.002. ecRxiv: https://github.com/NINAnor/ecRxiv/tree/main/indicators/NO_BIRD_001-004
- Nielsen, S.E., Bayne, E.M., Schieck, J., Herbers, J. & Boutin, S. 2007. A new method to estimate species and biodiversity intactness using empirically derived reference condition. *Biological Conservation* 137: 403–414.
- Niemeijer, D. & de Groot, R.S. 2008. A conceptual framework for selecting environmental indicator sets. *Ecological Indicators* 8 (1): 14–25.
- Nybø, S. et al. *In prep*. Nasjonal pilot for økologisk tilstandsregnskap. NINA rapport XXXX. Norsk institutt for naturforskning.
- Nybø, S. & Evju, M. (red) 2017. Fagsystem for fastsetting av god økologisk tilstand. Forslag fra et ekspertråd. Ekspertrådet for økologisk tilstand. <https://www.regjeringen.no/no/dokument/rapportar-og-planar/id438817/>
- Nybø, S., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, C., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2018. Operasjonalisering av fagsystem for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer. Forslag til referanse- og grenseverdier for indikatorer som er klare eller nesten klare til bruk. NINA Rapport 1536. Norsk institutt for naturforskning.
- Nybø, S., Framstad, E., Jakobsson, S., Evju, M., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2019. Test av fagsystemet for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer i Trøndelag (Test of the system for assessing ecological condition for terrestrial ecosystems in Trøndelag). NINA Rapport 1672. Norsk institutt for naturforskning.
- Nybø, S., Kolstad, A.L., Sandvik, H., Bakkestuen, V., Evju, M., Framstad, E., Grainger, M., Jepsen, J.U., Nater, C.R., Speed, J.D.M., Töpper, J.P., Venter, Z., Åström, J., Åström, S.C.H., Bargmann, T., Silvennoinen, H.M. & Sydenham, M.A.K. 2023. Indikatorer for økologisk tilstand i våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa. NINA Rapport 2336. Norsk institutt for naturforskning.
- O'Hagan, A. (2019). Expert Knowledge Elicitation: Subjective but Scientific. *The American Statistician*, 73(sup1), 69–81.

- Pedersen, B., Nybø, S., Sæther, S.A., (Eds.), 2016. Nature Index for Norway 2015. Ecological framework, computational methods, database and information systems. NINA Report 1226. Norwegian Institute for Nature Research.
- Rendon, P., Watson, M., Czúcz, B., Ruf, K., Kleeschulte, S. & Santos-Martin, S. 2025. Integrating national and international ecosystem typologies for condition assessments: Principles for typology design and policy alignment. *One Ecosystem* 10: e163068.
- Rynes, S.L., Colbert, A.E. & O'Boyle, E.H. 2018. When the "Best Available Evidence" Doesn't Win: How Doubts About Science and Scientists Threaten the Future of Evidence-Based Management. *Journal of Management* 44 (8): 2995–3010.
- Scholes, R.J. & Biggs, R. 2005. A biodiversity intactness index. *Nature* 434: 45–49.
- Soga, M. & Gaston, K. J. 2018. Shifting baseline syndrome: causes, consequences, and implications. *Frontiers in Ecology and the Environment* 16: 222-230.
- Speed, J.D.M., Austrheim, G., Kolstad, A.L. & Solberg, E.J. 2019. Long-term changes in northern large-herbivore communities reveal differential rewilding rates in space and time. *PLoS ONE* 14(5): e0217166.
- Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H., & Töpper, J. 2019. Spatially representative monitoring of ecosystem condition in Norway. Proposal for practical implementation, sampling design, protocols and costs based on a pilot study in Trøndelag, Norway. NINA Report 1642. Norwegian Institute for Nature Research.
- Tyler, T., Herbertsson, L., Olofsson, J. & Olsson, P.A. 2021. Indicator and trait values of Swedish vascular plants. *Ecological Indicators* 120: 106923.
- Töpper, J. & Jakobsson, S. 2021. The Index-Based Ecological Condition Assessment (IBECA) - Technical protocol, version 1.0. NINA Report 1967. Norwegian Institute for Nature Research.
- United Nations. 2022. Guidelines on Biophysical Modelling for Ecosystem Accounting. United Nations Department of Economic and Social Affairs, Statistics Division, New York.
- United Nations. 2024. System of Environmental Economic Accounting – Ecosystem Accounting. United Nations, Department of Economic and Social Affairs, Statistics Division. Statistical Papers, Series F No. 124.
- Viken, K.O. 2018. Landsskogtakseringens feltinstruks – 2018. NIBIO BOK 4 (6) 2018.
- Wilkinson, M.D., Dumontier, M., Aalbersberg, I.J., et al. 2016. The FAIR Guiding Principles for scientific data management and stewardship. *Scientific data* 3 (1): 1–9.

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

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

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

ISSN:1504-3312
ISBN: 978-82-426-5457-1

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger