

2327

NINA Rapport

## Naturregnskap og økologisk tilstand

Samsvar mellom fagsystemet for økologisk tilstand, vannforskriften, FNs rammeverk og EUs forslag til naturregnskap

Erik Framstad, Bálint Czúcz, Ann Kristin Schartau, Trond Simensen, Signe Nybø, Hanno Sandvik



## **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.

# Naturregnskap og økologisk tilstand

Samsvar mellom fagsystemet for økologisk tilstand, vannforskriften, FNs rammeverk og EUs forslag til naturregnskap

Erik Framstad

Bálint Czúcz

Ann Kristin Schartau

Trond Simensen

Signe Nybø

Hanno Sandvik

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.

Oslo & Trondheim, november 2023

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-426-5126-6

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Joachim Tøpper og Kjetil Hindar

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Ingebrigt Uglem (sign.)

OPPDRAGSGIVER

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-2620|2023

KONTAKTPERSON HOS OPPDRAGSGIVER

Hanna Nyborg Støstad og Eirin Bjørkvoll

FORSIDEBILDE

Eikesdalen, med en rekke ulike økosystemtyper © Erik Framstad

NØKKEWORD

Naturregnskap, tilstandsregnskap, SEEA EA, EU-metodikk, vannforskriften, fagsystem for økologisk tilstand

KEY WORDS

Ecosystem accounting, ecosystem condition accounting, ecosystem condition assessment, SEEA EA, EU-wide methodology, Water Framework Directive

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: 73 80 14 00

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

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

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

## Sammendrag

Framstad, E., 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.

Et naturregnskap er et statistisk rammeverk for å systematisere, beskrive og kvantifisere data om status og endringer i naturens goder samt økosystemenes tilstand og romlige fordeling. FN har i 2021 vedtatt en standard for naturregnskap (SEEA EA). Et økologisk tilstandsregnskap er en vesentlig del av et slikt naturregnskap. Eurostat har i etterkant utviklet en metodikk som bruker FN-standarden som et rammeverk for å sammenstille ulike vurderinger av økologisk tilstand knyttet til EU-lovverk og tilhørende datarapportering. Klima- og miljødepartementet ønsker å få på plass et naturregnskap med god forvaltningsnytte og i tråd med internasjonale standarder innen 2026.

Denne rapporten utreder i hvilken grad eksisterende datagrunnlag, variabler og systemer for vurdering av økologisk tilstand i terrestriske, limniske og kystnære marine økosystemer kan videreutvikles slik at dette kan utgjøre et grunnlag for tilstandsregnskap på regionalt nivå i Norge. Rapporten presenterer innledningsvis de relevante nasjonale og internasjonale rammeverkene: fagsystemet for økologisk tilstand, vannforskriften, naturindeks, SEEA EA, JRCs EU-metodikk og Eurostats tilnærming. Deretter gjøres en del konseptuelle avklaringer som inngår i grunnlaget for selve problembesvarelsen, nemlig kriterier for gode tilstandsvariabler, måter å tilordne variabelverdier til økosystemforekomster på, måter å fastsette referanseverdier på, en avklaring av økosystemtypologien som legges til grunn, muligheten for å gjennomføre et tilstandsregnskap på finere romlig skala enn regioner og viktige aspekter ved skalering og romlig aggregering. Selve problembesvarelsen består av fire deler:

1) En vurdering av om og hvordan fagsystemet for økologisk tilstand kan brukes i et tilstandsregnskap etter FN-standarden. Rammeverkene har overensstemmelser på de fleste punkt, men vi påpeker også flere tilpasningsbehov, som bl.a. omfatter en utvidelse til sterkt menneskepåvirkete økosystemer og endringer i økosysteminndelingen. Flere sider ved geografisk aggregering og tematisk sammenstilling av tilstandsvariabler bør undersøkes nærmere.

2) En vurdering av om og hvordan tilstandsvurderinger etter vannforskriftens klassifiseringssystem kan brukes i et tilstandsregnskap etter FN-standarden. Rammeverkene er nokså sammenfallende på de fleste områder, men vi påpeker flere tilpasningsbehov, som bl.a. omfatter avgrensningen i vannforekomster og geografisk aggregering av indikatorverdier.

3) En vurdering av hvilke økosystemtyper som kan ha tilstrekkelig datagrunnlag for relevante variabler til å kunne tilstandsvurderes for 2024. Dette gjøres ved først å vurdere for hver variabel om den har god sammenheng med økosystemets tilstand, henger sammen med påvirkningsfaktorer, har et tilstrekkelig datagrunnlag, har en tilgjengelig referanseverdi og har tilfredsstillende matematiske egenskaper. Deretter gjøres det en samlet vurdering for hver økosystemtype om variabelsettet er dekkende for økosystemenes ulike egenskaper.

4) En illustrasjon av hvordan et tilstandsregnskap kan struktureres og visualiseres. Dette inkluderer eksempler på hvordan et tilstandsregnskap kan se ut i praksis.

Erik Framstad, Ann Kristin Schartau. Norsk institutt for naturforskning, Sognsveien 68, 0855 Oslo. E-post: [erik.framstad@nina.no](mailto:erik.framstad@nina.no)

Bálint Czúcz, Trond Simensen, Signe Nybø, Hanno Sandvik. Norsk institutt for naturforskning, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim. E-post: [hanno.sandvik@nina.no](mailto:hanno.sandvik@nina.no)

## Abstract

Framstad, E., Czúcz, B., Schartau, A.K., Simensen, T., Nybø, S. & Sandvik, H. 2023. Ecosystem condition accounting: areas of overlap between the Ecological Condition framework of Norway, the Water Framework Directive, the SEEA Ecosystem Accounting framework, and EU's methodology to map and assess ecosystem condition. NINA Report 2327. Norwegian Institute for Nature Research.

An ecosystem account is a statistical framework to systematise, describe and quantify data on the status and changes in ecosystem services as well as the condition and spatial distribution of ecosystems. In 2021, the UN adopted a standard for ecosystem accounting (SEEA EA). An ecological condition account is an essential part of such an ecosystem account. Eurostat has subsequently developed a methodology that applies the UN standard as a framework for compiling various assessments of ecological condition linked to EU legislation and associated data reporting. By 2026, the Ministry of Climate and Environment wants to put in place an ecosystem account which is useful for management authorities and in line with international standards.

This report examines the degree to which existing data bases, variables, and systems for assessing the ecological condition of terrestrial, freshwater and coastal marine ecosystems can be further developed as a foundation for ecosystem condition accounting at a regional level in Norway. The report initially presents the relevant national and international frameworks: the Norwegian System for Ecosystem Condition Assessment, the Water Framework Directive, the Nature Index, SEEA EA, JRC's EU methodology, and Eurostat's approach. Several conceptual issues are discussed and clarified as a basis for meeting the project objectives: criteria for good condition variables, ways of assigning variable values to ecosystem types, ways of determining reference values, a clarification of the ecosystem typology applied, the possibility of carrying out condition accounting at finer spatial scales than regions, and important aspects of scaling and spatial aggregation. The response to the project objectives consists of four parts:

1) An assessment of whether and how the System for Ecosystem Condition Assessment can be used as a basis for condition accounts according to the UN standard. These frameworks are consistent on most points, but we also identify several needs for adaptation, such as an extension to heavily human-influenced ecosystems and changes in the ecosystem typology. Several aspects of geographical aggregation and thematic compilation of condition variables should be examined in more detail.

2) An assessment of whether and how condition assessments according to the Norwegian application of the Water Framework Directive can be used as a basis for condition accounts according to the UN standard. These frameworks are quite similar in most areas, but we identify several adaptation needs, such as the delimitation of water bodies and geographical aggregation of indicator values.

3) An assessment of the ecosystem types that may have sufficient data for relevant variables to be able to assess their condition for 2024. We first assess whether each variable has a clear relationship to the condition of the ecosystem, if it is clearly influenced by human impacts, has sufficient data, has an available reference value, and has satisfactory mathematical properties. An overall assessment is then made for each ecosystem type as to whether the variable set covers the various ecosystem characteristics.

4) An illustration of how ecosystem condition accounts may be structured and visualized. This includes examples of how condition accounts may appear in practice.

Erik Framstad, Ann Kristin Schartau. Norwegian Institute for Nature Research, Sognsveien 68, 0855 Oslo, Norway. E-mail: [erik.framstad@nina.no](mailto:erik.framstad@nina.no)

Bálint Czúcz, Trond Simensen, Signe Nybø, Hanno Sandvik. Norwegian Institute for Nature Research, P.O. Box 5685 Torgarden, 7485 Trondheim, Norway. E-mail: [hanno.sandvik@nina.no](mailto:hanno.sandvik@nina.no)

# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>4</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>5</b>
<b>Forord</b> .....	<b>6</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>7</b>
<b>2 Ulike rammeverk for økologisk tilstandsvurdering</b> .....	<b>9</b>
2.1 Fagsystemet før økologisk tilstand.....	9
2.2 Tilstandsklassifisering etter vannforskriften.....	12
2.3 Naturindeks.....	14
2.4 FNs rammeverk SEEA EA.....	15
2.5 EU-metodikken utviklet av JRC.....	21
2.6 Eurostats tilnærming til naturregnskap.....	23
2.7 Sammenligning av rammeverkene.....	24
<b>3 Innledende avklaringer</b> .....	<b>29</b>
3.1 Kriterier for valg av tilstandsvariabler.....	29
3.2 Tilordning av variabelverdier til økosystemforekomster.....	32
3.3 Fastsettelse av referanseverdier.....	33
3.4 Økosystemtyper.....	37
3.5 Romlig skala.....	40
3.6 Skalering, trunkering og aggregering.....	41
<b>4 Problembesvarelse</b> .....	<b>45</b>
4.1 Bruk av fagsystemet for økologisk tilstand.....	45
4.2 Bruk av tilstandsvurderinger etter vannforskriften.....	50
4.3 Økosystemklasser med tilstrekkelig datagrunnlag.....	57
4.3.1 Metodikk for utvalg og vurdering av tilstandsvariabler.....	57
4.3.2 Byer, tettsteder og annen kunstig mark.....	62
4.3.3 Åpen fastmark.....	64
4.3.4 Skog.....	73
4.3.5 Våtmark.....	77
4.3.6 Elver og innsjøer.....	79
4.3.7 Marine økosystemer.....	84
4.3.8 Samlet vurdering og konklusjoner.....	89
4.4 Struktur og visualisering av et tilstandsregnskap.....	93
4.4.1 Visualisering med kart.....	95
4.4.2 Visualisering med linjediagrammer.....	98
4.4.3 Visualisering av den tematiske dimensjonen.....	102
4.4.4 Instrumentpaneler.....	103
4.4.5 Tilstandsregnskap i form av tabeller.....	104
<b>5 Referanser</b> .....	<b>108</b>
<b>6 Vedlegg</b> .....	<b>113</b>
Vedlegg 1: Oversikt over EUs økosystemtypologi per mai 2023.....	113
Vedlegg 2: Foreslåtte tilstandsvariabler for Eurostats tilstandsregnskap.....	118
Vedlegg 3: Skjevhetsskår for vannforskriftsaktiviteter.....	121

## Forord

Klima- og miljødepartementet har gitt Miljødirektoratet i oppdrag å få på plass et naturregnskap med god forvaltningsnytte og i tråd med internasjonale standarder og forpliktelser innen 2026. I tillegg til et arealregnskap skal dette naturregnskapet også omfatte et tilstandsregnskap. Miljødirektoratet ønsker i første omgang å få kunnskap om hvordan de eksisterende tilnærmingene i fagsystemet for økologisk tilstand og i vannforskriftens klassifiseringssystem kan brukes i et tilstandsregnskap på nasjonalt og regionalt nivå. NINA har i dette prosjektet undersøkt hvordan disse rammeverkene kan utgjøre eller utvikles til et grunnlag for tilstandsregnskap som er i tråd med FNs standard SEEA EA og med EUs føringer for naturregnskap.

Prosjektgruppen i NINA bestod av Bálint Czúcz, Erik Framstad, Ann Kristin Schartau, Trond Simensen, Signe Nybø og undertegnede som prosjektleder. Prosjektet har dessuten hatt stort utbytte av tilbakemeldinger fra flere personer:

- Wenche Dramstad (NIBIO, divisjon for kart og statistikk)
- Christian Pedersen (NIBIO, divisjon for kart og statistikk)
- Ken Olaf Storaunet (NIBIO, divisjon for skog og utmark)
- Mats G. Walday (NIVA)

Vi takker for deres bidrag til sammenstillingen og vurderingen av mulige variabler og for innspill til teksten! Ved NIVA bidro dessuten Gunhild Borgersen, Janne K. Gitmark, Hege Gundersen, Sigrid Haande, Maia Røst Kile og Susanne C. Schneider til tilbakemeldingene. Tusen takk også til Trine Heill Braathu Randen (SSB) for innspill til kapitlene 4.3.2 og 4.4., til Dag Rosland (Miljødirektoratet) for svar angående vannmiljø og vann-nett og til Anders Kolstad (NINA) for bidrag og kommentarer til metadatatabellen!

Vi takker også for oppfølgingen fra Hanna Nyborg Støstad og Eirin Bjørkvoll i Miljødirektoratet og for gode kommentarer underveis.

Trondheim, 20. november 2023

Hanno Sandvik



# 1 Innledning

Et naturregnskap (eller økosystemregnskap) er et statistisk rammeverk for å systematisere, beskrive og kvantifisere data om status og endringer i naturens goder samt økosystemenes tilstand og romlige fordeling. I 2021 vedtok FN en standard for naturregnskap (UN mfl. 2021). Den har som hovedformål å synliggjøre økosystemenes bidrag til ulike deler av nasjonaløkonomien. Regnskapet kan også brukes til å dokumentere økosystemenes bidrag til menneskelig velferd (økosystemtjenester). Standarden presiserer at statistikken skal være beslutningsrelevant, dvs. at landene kan utvikle statistikk på viktige forvaltningsrelevante tema. I etterkant har EU ved Joint Research Centres (JRC) og Eurostat utviklet en metodikk som bruker FN-standardene som et rammeverk for å sammenstille ulike vurderinger av økologisk tilstand knyttet til forskjellige EU-lovverk og tilhørende datarapportering. EU behandler nå et lovforslag om gjennomføring av et miljøregnskap for økosystemer (Eurostat 2022). Denne forordningen vil også ha gyldighet for Norge.

Klima- og miljødepartementet har gitt Miljødirektoratet i oppdrag å få på plass et naturregnskap med god forvaltningsnytte og i tråd med internasjonale standarder og forpliktelser innen 2026. Naturregnskapet skal i første omgang inneholde et arealregnskap, et tilstandsregnskap og et biofysisk regnskap for økosystemtjenester. Naturregnskapet skal på sikt kunne brukes som verktøy i naturforvaltning og arealplanlegging på ulike administrative og geografiske nivåer. Det skal også være tilpasset FNs standard for naturregnskap (SEEA EA; UN mfl. 2021) og kunne gi resultater som kan inngå i rapportering om naturregnskap til Eurostat.

Som et ledd i dette arbeidet ønsker Miljødirektoratet å få kunnskap om hvordan de eksisterende tilnærmingene til fagsystemet for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017, omtalt som «fagsystemet» heretter) og vannforskriftens klassifiseringssystem (Direktoratsgruppen 2018b) kan brukes i et tilstandsregnskap etter FNs standard. Tilstandsregnskapet skal i første omgang tilpasses et nasjonalt og regionalt geografisk nivå, men skal på sikt kunne nedskaleres til kommunalt nivå eller eventuelt ned til hver enkelt forekomst av de enkelte økosystemtypene, slik FNs standard legger til grunn. Siden tilstandsregnskapet skal kunne inngå i rapporteringen til Eurostat, må økosysteminndelingen være kompatibel med Eurostats vedtatte økosystemtypologi. Det innebærer behov for en justering av økosysteminndelingen som er lagt til grunn i fagsystemet for økologisk tilstand.

Overordnet målsetting for dette prosjektet er å *utrede i hvilken grad eksisterende datagrunnlag, variabler og systemer for vurdering av økologisk tilstand i terrestriske, limniske og kystnære marine økosystemer kan videreutvikles slik at dette kan utgjøre et grunnlag for tilstandsregnskap på regionalt nivå.*

Dette omfatter følgende mer spesifikke målsettinger:

- 1) *Vurdere hvilke økosystemtyper som kan ha tilstrekkelig datagrunnlag for relevante variabler til å kunne tilstandsvurderes innen 2026.*  
Dette omfatter en vurdering av hvilke datagrunnlag som fins for et tilstrekkelig utvalg av tilstandsvariabler til å kunne gjøre gode tilstandsvurderinger, samt hvor videreutvikling trengs for å bøte på mangler i datagrunnlag og/eller variabler. Økosystemtypen åpent hav er ikke omfattet av dette prosjektet. Arktiske økosystemer omfatter i denne sammenhengen kun polarområdene og inngår derfor heller ikke her.
- 2) *Vurdere i hvilken grad fagsystemet for økologisk tilstand kan/bør justeres for å samsvare med FN-standardene.*  
Dette omfatter tilstandsvurderinger i fagsystemet etter både indeks- og fagpanelmetoden.
- 3) *Vurdere hvordan tilstandsvurderinger etter vannforskriftens klassifiseringssystem kan brukes i et tilstandsregnskap etter FN-standardene.*  
Dette omfatter vurdering av hvordan data for aktuelle tilstandsvariabler i tilgjengelige data-

baser kan aggregeres til tilstandsvurderinger på regionalt nivå, om eksisterende data og variabler gir god og bred nok dekning av tilstanden for økosystemer dekket av vannforskriften, samt hvordan slike data kan inngå i tilstandsregnskap tilpasset FN-standard.

4) *Vise hvordan data i et tilstandsregnskap kan struktureres og visualiseres, inkl. å eksemplifisere hvordan et tilstandsregnskap kan se ut i praksis.*

Dette omfatter ikke utviklingen av en innsynsløsning, men et eksempel på hvordan en visualisering kan se ut.

Rapporten beskriver problembesvarelsen av disse fire målsettingene i kapittel 4. Kapittel 2 presenterer de relevante nasjonale og internasjonale rammeverkene (fagsystemet for økologisk tilstand, vannforskriften, naturindeks; SEEA EA, JRCs EU-metodikk og Eurostats tilnærming). Kapittel 3 går i dybden på en del konseptuelle avklaringer som inngår i grunnlaget for selve problembesvarelsen. Dette omfatter (1) kriterier for gode tilstandsvariabler, (2) måter å tilordne variabelverdier til økosystemforekomster på, (3) måter å fastsette referanseverdier på, (4) en avklaring av økosystemtypologien som legges til grunn, (5) muligheten for å gjennomføre et tilstandsregnskap på finere romlig skala enn regioner og (6) aspekter ved skalering og romlig aggregering.

## 2 Ulike rammeverk for økologisk tilstandsvurdering

Et av hovedmålene i norsk handlingsplan for naturmangfold er at «Økosystemene skal ha god tilstand og levere viktige økosystemtjenester» (KLD 2015, s. 10). Med økologisk tilstand forstår vi «status og utvikling for funksjoner, struktur og produktivitet i en naturtypes lokaliteter sett i lys av aktuelle påvirkningsfaktorer» (naturmangfoldloven § 3). Dette innebærer at økosystemers tilstand må knyttes til økosystemenes struktur, funksjoner og produktivitet, der disse egenskapene og dermed tilstanden kan bli endret av ulike påvirkningsfaktorer.

De følgende delkapitlene beskriver seks relevante nasjonale og internasjonale rammeverk for å vurdere økologisk tilstand samt kvantifisere dens romlige variasjon og endring over tid. I delkapitlet 2.7 presenterer vi en sammenligning av disse rammeverkene. En del viktige begrep som går igjen i rapporten, er forklart i **boks 1**.

Boks 1: Ordforklaringer	
Begrep	Forklaring
<b>Indikator</b>	tilstandsvariabel etter at den har blitt skalert (normalisert) til en skala fra 0 (maksimalt forringet tilstand) til 1 (referansetilstand)
<b>«Nullverdi»</b>	tilstandsvariabelens verdi når økosystemet er maksimalt forringet (satt i anførelsesteget fordi den ikke trenger å være 0 før skalering; men den er per definisjon 0 etter skalering)
<b>Referansetilstand</b>	naturnær tilstand der graden av menneskelig påvirkning er liten (unntaket er semi-naturlige eller sterkt endrede økosystemer, der visse typer av menneskelig påvirkning er avgjørende for økosystemenes struktur og funksjon); se side 26
<b>Referanseverdi</b>	tilstandsvariabelens verdi når økosystemet er i referansetilstanden
<b>Variabel</b>	en (tilstands)variabel er et ikke-skalert mål på økologisk tilstand

### 2.1 Fagsystemet før økologisk tilstand

En ekspertgruppe oppnevnt av Klima- og miljødepartementet leverte i juni 2017 et forslag til rammeverk for vurdering av økosystemers tilstand (Nybø & Evju 2017). Dette rammeverket ble i løpet av de neste årene videreutviklet og konkretisert gjennom flere prosjekter (jf. Nybø mfl. 2018, 2019, Jepsen mfl. 2019, 2020, 2022) og har så langt resultert i nasjonale vurderinger av den økologiske tilstanden for skog, fjell, arktisk tundra og havområdene (jf. hhv. Framstad mfl. 2021, 2022a, Pedersen mfl. 2021a,b, Arneberg mfl. 2023a,b, Siwertsson mfl. 2023). For våtmark, semi-naturlig mark og åpen fastmark under skoggrensa utvikles det for tiden indikatorer (Nybø mfl. 2023).

Fagsystemet for økologisk tilstand ble utviklet for å dekke naturlige og semi-naturlige hovedøkosystemer, der det ikke allerede var eksisterende systemer for å vurdere den økologiske tilstanden, dvs. vannforskriftens system for ferskvann og kystvann (jf. kap. 2.2). Sterkt menneskepåvirkete økosystemer som jordbruksmark og byer og tettsteder ble heller ikke inkludert. I prinsippet dekker dermed fagsystemet hovedøkosystemene skog, fjell, arktisk tundra, våtmark, semi-naturlig mark, naturlig åpne områder under skoggrensa og havområdene utenfor kystvann definert i vannforskriften. Hvordan de enkelte hovedøkosystemene er blitt avgrenset i det praktiske arbeidet, har variert med den geografiske og økologiske avgrensingen for de tilstandsvariablene som er brukt.

Dagens tilstand for økosystemene vurderes opp mot en referansetilstand gitt ved intakte økosystemer som i all hovedsak formes av naturgitte påvirkninger og endringsprosesser, og der graden av menneskelig påvirkning er liten. For semi-naturlige økosystemer, som i stor grad er formet av langvarig tradisjonell hevd i tillegg til naturgitte prosesser, inngår imidlertid også slik hevd i begrepet «intakt» økosystem. Nybø & Evju (2017) konkretiserte dessuten referansetilstanden som fravær av moderne industriell påvirkning, en artssammensetning som før år 1800, og et klima tilsvarende normalperioden 1961–1990.

For å vurdere dagens tilstand opp mot referansetilstanden brukes et sett med tilstandsvariabler, som beskriver antatt viktige forhold ved økosystemets tilstand. Nybø & Evju (2017) spesifiserte sju egenskaper for ulike viktige forhold ved økosystemer og deres tilstand. Hver av disse egenskapene kan karakteriseres ved én eller flere tilstandsvariabler. De sju egenskapene er gitt som:

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

Et viktig element i fagsystemet for økologisk tilstand er å vurdere om økosystemenes tilstand er god eller forringet. For et økosystem i god tilstand skal ikke de sju egenskapene avvike vesentlig fra den tilstanden de ville hatt i et intakt økosystem.

Det er utviklet to metoder for å foreta en konkret vurdering av økologisk tilstand, hhv. indeksmetoden (Jakobsson mfl. 2021, Töpper & Jakobsson 2021) og fagpanelmetoden (Jepsen mfl. 2020).

### **Indeksmetoden (IBECA – Indicator-based ecosystem condition assessment)**

Indeksmetoden er basert på at det kan fastsettes referanseverdier for de ulike tilstandsvariablene, tilnærmet lik de verdiene disse variablene ville hatt i referansetilstanden. Slike referanseverdier kan baseres på absolutte biofysiske grenser, på data fra referanseområder eller referansesamfunn, dvs. økosystemer og artssamfunn omtrent som i referansetilstanden, eller på modellering av økosystemers naturlige dynamikk eller arters habitattilgang i referansetilstanden (Jakobsson mfl. 2020; se også kap. 3.3). Tilsvarende fastsettes det også grenseverdier for tilstandsvariablene for økosystemer i god tilstand. Endelig fastsettes det «nullverdier» for tilstandsvariablene når økosystemet er maksimalt forringet. Fastsetting av referanseverdier, grenseverdier for god tilstand og «nullverdier» vil ofte variere mellom økosystemtyper og i noen grad også mellom regioner, selv for samme tilstandsvariabel. Disse tre verdiene definerer hvordan hver enkelt tilstandsvariabel kan skaleres til en felles skala mellom 0 (maksimalt forringet tilstand) og 1 (referansetilstand). Dersom målt variabelverdi er større enn referanseverdien, settes den skalerte verdien til 1, dvs. den trunkeres. Skalert grenseverdi for god økologisk tilstand er normativt fastsatt til 0,6. Avhengig av hvordan de tre verdiene (referanseverdi, grenseverdi, «nullverdi») er satt, kan skaleringsfunksjonen mellom en tilstandsvariabels opprinnelige målte verdi og dens skalerte verdi være lineær, konveks eller konkav. Om vi følger terminologien til FNs rammeverk for naturregnskap (UN mfl. 2021, utdypet i Keith mfl. 2020a), kalles tilstandsvariabler med skalerte verdier for tilstandsindikatorer.

Ved å skalere verdiene for tilstandsvariablene til en felles måleskala (0–1) kan avvikene fra referanseverdiene for de enkelte variablene sammenlignes, og tilstandsverdiene kan eventuelt aggregeres til en samlet verdi for hver av økosystemets egenskaper eller for hele økosystemet. Aggregerte tilstandsverdier er foreløpig beregnet som aritmetiske gjennomsnitt. Ved slik aggre-

gering kan indikatorene gis samme eller ulik vekt, f.eks. avhengig av om de representerer distinkte eller overlappende karakteristika ved økosystemet.

Datagrunnlaget for tilstandsvariabler er beheftet med usikkerhet. Der dataene stammer fra et tilfeldig eller systematisk utvalg av innsamlingslokaliteter, kan slik usikkerhet beregnes statistisk. I andre tilfeller må usikkerheten anslås ved andre metoder (jf. Töpper & Jakobsson 2021, Venter mfl. i trykk). Usikkerheten som er angitt for de ikke-skalerte variabelverdiene, er inkludert i de skalerte indikatorverdiene og i de aggregerte tilstandsverdiene. For referanseverdier, grenseverdier for god økologisk tilstand og «nullverdier» er det imidlertid ikke anslått usikkerhet. Disse er betraktet som ideelle, normative verdier. Ved fastsetting av referanseverdier må det tas hensyn til at det kan være naturlig variasjon i disse verdiene i referansetilstanden.

Et viktig aspekt ved valg av tilstandsvariabler er i hvilken grad de er følsomme for påvirkning fra menneskeskapte drivere (jf. kap. 3.1). Ved vurdering av økologisk tilstand etter indekismetoden tilordnes hver tilstandsvariabel en eller flere påvirkningsfaktorer som antas å ha særlig betydning for den aktuelle variabelen. Dette omfatter fem hovedtyper av påvirkninger: arealbruk, klimaendringer, forurensinger, jakt/fiske og annen bestandsregulering, samt fremmede arter. Basert på slik tilordning av tilstandsvariabler til påvirkningsfaktorer kan skalerte og samlete tilstandsverdier beregnes for hver hovedtype av menneskeskapt påvirkning. I vurderingene av økologisk tilstand etter indekismetoden er det foreløpig bare gjort kvalitative sammenligninger mellom nivåer og utviklingstrekk for enkeltvariabler eller aggregerte indikatorer og ulike variabler for påvirkningsfaktorer. Det er bare i begrenset grad tilgang på data for tilstandsvariabler over tid for å kunne sammenholde eventuelle utviklingstrekk kvantitativt med trender for påvirkningsvariabler.

Den samlete økologiske tilstanden for økosystemet vurderes til slutt i lys av de aggregerte tilstandsverdiene for de sju egenskapene og økosystemet, datagrunnlagets usikkerhet og eventuelt manglende dekning i tid og rom, annen informasjon om endringer og påvirkninger av økosystemet, samt generell forståelse av økosystemets naturgitte og menneskeskapte endringer.

### **Fagpanelmetoden (PAEC – Panel-based assessment of ecosystem condition)**

Vurdering av økologisk tilstand etter fagpanelmetoden gjennomføres av et fagpanel av forskere med ekspertise på de ulike delene av økosystemet som skal vurderes. Metoden er basert på en strukturert hierarkisk protokoll for kvalitativ vurdering av økosystemers tilstand. Den tar utgangspunkt i en vurdering av kunnskapsgrunnlaget og hvilke tilgjengelige data som kan belyse viktige forhold ved økosystemet. Deretter formuleres eksplisitte hypoteser (kalt «fenomener») om forventete nivåer eller retningsbestemte endringer for tilstandsvariabler som følge av aktuelle menneskelige påvirkninger. Slike hypoteser utgjør en helt sentral del av fagpanelmetoden, og det skal gis en eksplisitt vurdering av hvor sikker man er på hypotesenes gyldighet. Deretter analyseres data for de enkelte tilstandsvariablene for å se i hvilken grad de underbygger de formulerte hypotesene om retningsbestemte endringer. Fagpanelet vurderer deretter i hvilken grad de observerte endringene er økologisk betydningsfulle basert på en samlet vurdering av omfanget av endringene, i hvilken grad andre relaterte tilstandsvariabler viser tilsvarende endringer, samt i hvilken grad observasjonene har støtte i vitenskapelig litteratur. Sentralt i fagpanelmetoden er også en vurdering av ulike kilder til usikkerhet og hvordan disse påvirker vurderingene. Dette omfatter statistisk usikkerhet i variabelverdier, romlig og tidsmessig dekning av data, grad av forståelse og samlet dekning av tilstandsvariabler for hver av de sju egenskapene ved økosystemet. Basert på en samlet vurdering av de enkelte hypotesenes gyldighet og grad av sikkerhet for at observasjonene tilsier at de hypotetiske endringene har inntruffet, kan det gis en kvalitativ vurdering av tilstanden for hver av de sju egenskapene og for økosystemet som helhet.

Det er verdt å merke seg at fagpanelmetoden gir kvalitative vurderinger basert på kvantitativ analyse av datagrunnlaget (i den grad datagrunnlaget er egnet). Metoden innebærer verken skalering av tilstandsvariablenes verdier til en felles skala eller kvantitativ aggregering av tilstandsverdier for økosystemets egenskaper eller hele økosystemet.

## Romlig oppløsning og aggregering

I vurderinger av økologisk tilstand kan det i noen sammenhenger være aktuelt å foreta tilstandsvurderinger for økosystemenheter med en finere romlig oppløsning enn hele landet, f.eks. på region-, fylkes- eller kommunenivå. Selv om både indeksmetoden og fagpanelmetoden i prinsippet kan anvendes på fin romlig skala, f.eks. deler av kommuner, vil tilgjengelig datagrunnlag for mange typer av tilstandsvariabler ikke gjøre dette mulig (jf. f.eks. data for store pattedyr). Dessuten øker databehovet jo finere romlig skala man velger, noe som også setter praktiske begrensninger på oppløsningen. Selv om enkelte tilstandsvariabler kan ha datagrunnlag med finere romlig oppløsning (f.eks. klimadata for hver km<sup>2</sup>), må oftest mange slike datapunkt til for å gi holdbare estimer for den lokale variabelverdien. Dessuten må en lokal tilstandsvurdering baseres på verdier fra flere variabler. Tilstandsvurderinger kan bare gjøres for romlige enheter med tilstrekkelig datagrunnlag.

For begge metoder kan verdier for ikke-skalerte tilstandsvariabler aggregeres til grovere romlige enheter, f.eks. fra enkeltobservasjoner til fylker eller hele landet. Det vil da ofte være hensiktsmessig å vekte variabelverdier for hver romlig enhet med andelen av økosystemarealet i den enkelte enheten. Hittil har dette vært tilnærmingen for fagsystemet. Det kan imidlertid tenkes andre grunnlag for vektning av variabelverdier, f.eks. om ulike romlige enheter varierer i andre egenskaper som har stor betydning for variabelverdiene, som at variabler som måler produktivitet (dvs. en arts produksjon av avkom), er mer avhengig av artens mengde (abundans) enn av areal. For fagpanelmetoden kan ikke kvalitative vurderinger av tilstanden gjort på ett romlig nivå uten videre aggregeres til grovere nivåer. Da bør det gjøres nye kvalitative vurderinger basert på aggregerte variabelverdier på dette grovere nivået. For indeksmetoden kan i prinsippet skalerte indikatorverdier, så vel som aggregerte tilstandsverdier, sammenstilles fra finere til grovere romlige enheter på samme måte som for ikke-skalerte variabelverdier. Dette forutsetter imidlertid at verdiene for tilstandsvariablene er skalert på relevant romlig skala, slik at man ikke risikerer systematiske feil i de aggregerte skalerte verdiene. Hva som er relevant romlig skala for skalering av variabelverdier, er hittil ikke endelig avklart for indeksmetoden. Det kan synes som dette er vurdert forskjellig for ulike tilstandsvariabler. Se kapittel 3.6 for nærmere drøfting av denne problemstillingen.

## 2.2 Tilstandsklassifisering etter vannforskriften

Vannforskriften (2006) er innføringen av EUs vanndirektiv (EU 2000) i norsk lovgivning og gjelder for alt overflatevann (innsjø, elv og kystvann) så vel som grunnvann i Norge. Tilstandsklassifiseringen etter vannforskriften omfatter både kjemisk tilstand, basert på konsentrasjonen av spesifikke kjemiske stoffer målt i vann, sediment eller biota, og økologisk tilstand. Vannforekomstens økologiske tilstand angir om økosystemene er i god tilstand eller forringet. For å vurdere dagens tilstand opp mot referansetilstanden brukes et sett med kvalitetslementer og tilstandsvariabler som beskriver viktige forhold ved økosystemene. Klassifisering av økologisk tilstand baseres på biologiske kvalitetslementer, med abiotiske forhold som støtteparametere (ofte betegnet som fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetslementer). De biologiske kvalitetslementene omfatter planteplankton (innsjøer og kystvann), påvekstalg (elver), vannplanter (innsjøer og elver), makroalger og ålgress (kystvann), bunndyr (innsjøer, elver og kystvann) og fisk (innsjøer og elver). Andre biologiske indikatorer kan også inngå, men disse er ikke obligatoriske. Ett slikt eksempel er dyreplankton, som brukes ved tilstandsklassifisering av norske innsjøer.

For hvert kvalitetselement anvendes spesifiserte tilstandsvariabler i form av parametere og indekser. Tilstandsvariablene skal dekke ulike aspekter av biologisk mangfold: mengder, diversitet, artssammensetning og forholdet mellom tolerante og sensitive arter. I noen tilfeller inngår også populasjonsparametere som alders-/størrelsesfordeling. På den andre siden, men først og fremst som en følge av standardisert overvåkingsmetodikk og vektlegging av belastningsindikatorer i tilstandsklassifiseringen, er det oftest søkelys på vanlig forekommende arter framfor mer sjeldne eller truede arter. Samtidig er de fleste indikatorene best egnet til å fange opp endringer i økosystemenes struktur framfor funksjon.

Tilstandsvariablene er designet slik at de så langt mulig avspeiler en dose–respons-sammenheng mellom en mulig påvirkning og effekter på kvalitetselementet. Enkelte tilstandsvariabler er følsomme for flere typer påvirkninger, mens de aller fleste er følsomme for en gitt påvirkning (for eksempel forsuring eller eutrofiering). Bruk av flere tilstandsvariabler som er følsomme for ulike påvirkninger, vil kunne gi informasjon både om forringelsesgraden og om hvilken påvirkning som er årsak til forringelsen.

Vannforskriften angir økologisk tilstand som avviket mellom observert tilstand og referansetilstand. Klassifiseringssystemet etter vannforskriften omfatter fem tilstandsklasser: svært god, god, moderat, dårlig og svært dårlig økologisk tilstand, der svært god tilstand tilsvarer referansetilstand. Referansetilstand er i denne sammenhengen definert som liten eller ingen menneskelig påvirkning på vannforekomsten, beskrevet gjennom tilstandsvariabler som representerer biologiske, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer. Referansetilstand omtales også som en naturtilstand. Det tas hensyn til naturlig variasjon ved at referanseverdien fastsettes som gjennomsnitts- eller medianverdi for tilstandsvariabelen i referansetilstanden. I tilfeller med stor naturlig variasjon og der det finnes kunnskap om hvilke faktorer som påvirker variasjonen, er det fastsatt vanntypespesifikke referanseverdier og klassegrenser for tilstandsvariablene (men se neste avsnitt). Dette betyr at en gitt indeks/parameter kan ha ulike referanseverdier for ulike naturtyper i vann.

Inndeling i ferskvannstyper tar hensyn til biogeografiske utbredelsesmønstre (økoregioner), klimatiske forhold (klimasoner) og geologiske forhold som påvirker de kjemiske forholdene i vannforekomsten (kalk-, humus- og partikkelinnhold). I tillegg inngår innsjødyb og størrelse (areal for innsjøer og nedbørfeltets areal for elver). Norske kystvannforekomster er gruppert i seks regioner ut fra klimatiske forhold, havstrømmer og biogeografiske utbredelsesmønstre. Den videre inndelingen i kystvannstyper tar hensyn til saltholdighet, bølgeeksponering, oppholdstid for bunnvannet, strømhastighet og tidevann. For de fleste tilstandsvariablene som benyttes for ferskvann og kystvann, er det begrenset kunnskap om variasjon langs disse naturgradientene. I slike tilfeller er derfor samme referanseverdi og klassegrenser brukt for flere eller alle vanntyper.

I vannforskriftens klassifiseringssystem benyttes «verste styrer»-prinsippet (*one-out–all-out* sensu vanndirektivet), dvs. at samlet tilstand for en vannforekomst baserer seg på den tilstandsvariabelen som avviker mest fra referansetilstanden (men se nærmere spesifisering nedenfor). Tilstandsklassifiseringen er altså ikke et mål på det gjennomsnittlige avviket fra tilstandsvariabelens referanseverdi, men tar utgangspunkt i den indikatoren som har dårligst tilstand. Poenget med dette prinsippet er å unngå at noen (mulig ukjente) påvirkninger blir oversett, og å beskytte det mest følsomme kvalitetselementet for de forskjellige påvirkningene (føre var-prinsippet).

Økologisk tilstand kan også angis som en numerisk skalert verdi, den såkalte EQR-verdien (økologisk kvalitetskvotient eller *Ecological Quality Ratio* sensu vanndirektivet). EQR for en gitt tilstandsvariabel er stort sett definert som forholdstallet mellom observert verdi og referanseverdien. (Med andre beregningsmåter for parametere der lave variabelverdier indikerer god tilstand, eller der maksimalt forringet tilstand ikke har variabelverdi 0.) EQR varierer alltid mellom 0 og 1, der 1 tilsvarer referansetilstanden (dvs. at observert verdi er lik eller større enn referanseverdien) og 0 tilsvarer et maksimalt forringet system. Overskytende verdier blir trunkert.

Forholdet mellom en parameter/indeks og påvirkningsgraden varierer mellom ulike tilstandsvariabler, og én og samme EQR-verdi vil derfor ikke alltid uttrykke samme grad av forringelse av økologisk integritet. For å kunne bruke «verste styrer»-prinsippet, beregne gjennomsnitt av flere indekser/parametere og oppnå harmonisering på tvers av landegrensene, må EQR-verdiene for de ulike kvalitetselementene og tilstandsvariablene være sammenlignbare. Derfor beregnes en såkalt «normalisert EQR» (nEQR) som benyttes i den samlede tilstandsklassifiseringen. Etter normaliseringen vil alle nEQR-verdier ligge innenfor samme skala med faste klassegrenser og jevne intervaller mellom klassegrensene (0,8, 0,6, 0,4, 0,2). Skaleringen av vannforskriftens tilstandsvariabler er ikke alltid lineær i forhold til opprinnelig måleskala, noe som skiller dem fra blant annet naturindeksens indikatorer.

Samlet tilstand for en vannforekomst (innsjø, elvestrekning eller kystområde) fastsettes med utgangspunkt i nEQR-verdier. Tilstandsvariabler som representerer samme kvalitetselement (biologiske eller abiotiske støtteparametere), og som samtidig er følsomme for samme påvirkning, kombineres vanligvis ved å ta gjennomsnitt av nEQR-verdiene til disse tilstandsvariablene. Tilstandsvariabler som representerer ulike biologiske kvalitetselementer, eller som er følsomme for ulike påvirkninger, kombineres alltid i henhold til «verste styrer»-prinsippet. Kun når biologiske kvalitetselementer angir at tilstanden er svært god eller god, tas det hensyn til de abiotiske kvalitetselementene for endelig fastsettelse av økologisk tilstand til vannforekomsten.

For mange vannforekomster må klassifiseringen gjøres uten overvåkingsdata fra den gitte vannforekomsten, men med utgangspunkt i data fra representative nabovannforekomster. Denne klassifiseringen gir høyere usikkerhet og lavere pålitelighet. Usikkerheten vurderes dessuten som høy dersom klassifiseringen er basert på et fåtall tilstandsvariabler/kvalitetselementer og få data, dersom standardavviket er høyt eller middelveidien ligger i nærheten av en klassegrense.

## 2.3 Naturindeks

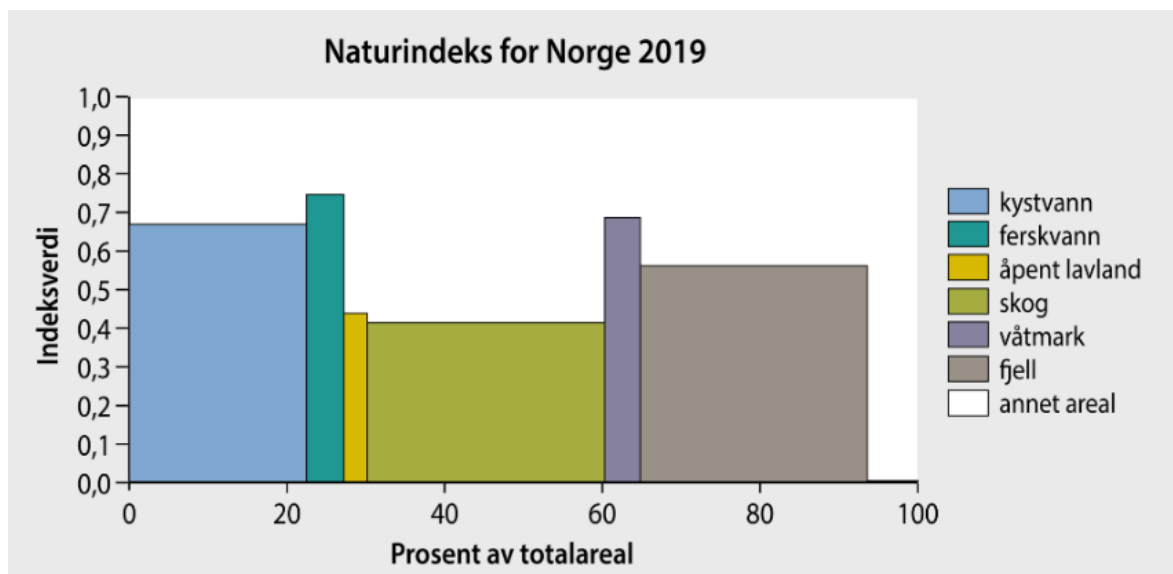
Naturindeksen måler tilstanden til det biologiske mangfoldet i Norge med vekt på arter og gir en oversikt over utviklingen i økosystemene, for utvalgte artsgrupper og tema (Certain mfl. 2011, Pedersen mfl. 2016; Berge & Pedersen 2021). Naturindeksen er en sammensatt indeks av over 250 indikatorer fordelt på ferskvann, fjell, skog, våtmark, åpent lavland, hav og kystvann. De fleste indikatorene for åpent lavland er mest relevante for semi-naturlig mark slik at indeksen i praksis representerer semi-naturlig mark og ikke alle åpne områder i lavlandet.

Naturindeksen publiseres av Miljødirektoratet hvert femte år (Miljødirektoratet 2020). Den ble publisert første gang i 2010 (Nybø mfl. 2011). Naturindeksverdier er publisert for 1990, 2000, 2010, 2015 og 2020 (**figur 1**). Neste publisering vil bli i 2025. Naturindeksen er satt sammen av data fra en rekke overvåkingsprogrammer, utført av ulike forskningsinstitusjoner i Norge, bl.a. NINA, NIVA, NIBIO, Havforskningsinstituttet og NTNU-VM.

De fleste indikatorene i naturindeksen er bestander eller tettheter av arter, men også artsindekser inngår, f.eks. de som benyttes i vannforskriften. Noen få indikatorer er ekspertvurderte, bl.a. tilstandsvurdering av kystlynghei og semi-naturlig eng. I framtidige oppdateringer av naturindeksen vil trolig de indikatorene som er ekspertvurdert, utgå. Ved forbedret forståelse og forbedrete data om referanseverdier oppdateres naturindeksen tilbake i tid. Naturindeksverdiene som presenteres på nettsiden, er derfor basert på den beste tilgjengelige kunnskapen om referanseverdier og overvåkingsresultater det året den publiseres.

I naturindeksen skaleres alle indikatorene til en verdi mellom 0 og 1 med lineær skalering. Skaleringen skiller seg fra fagsystemets indeksmetode (kap. 2.1), der skaleringen også påvirkes av grenseverdien for god økologisk tilstand; ellers er prinsippene for skalering lik. Definisjon av referansetilstand og referanseverdier er i praksis lik med fagsystemet for økologisk tilstand. Utarbeidelse av referanseverdier knyttet til indikatorer for indeksmetoden har dratt stor nytte av utviklingsarbeid gjort gjennom naturindeksen.





**Figur 1.** Naturindeksen viser tilstanden av biologisk mangfold i hovedøkosystemene (unntatt hav) målt mot en tenkt naturtilstand med relativt liten påvirkning fra menneskelig aktivitet. Semi-naturlig mark i åpent lavland er formet gjennom ekstensiv bruk i lang tid. Opphør av ekstensiv bruk anses derfor som en negativ påvirkning. Økosystemenes arealandel angis på figurens x-akse. Naturindeksens verdi vises på figurens y-akse, der 1 representerer referansetilstanden / intakt natur (se kap. 4.4 for bruk av slike «tilstandsjusterte arealdiagrammer»). Avstanden mellom 1 og naturindeksens verdi på y-aksen representerer samlet påvirkning fra alle negative menneskeskapte aktiviteter. (Kilde: [www.naturindeks.no](http://www.naturindeks.no).)

Naturindeksen skiller seg fra arbeidet med økologisk tilstand, da den representerer tilstanden til det biologiske mangfoldet, med vekt på artsmangfoldet. Økologisk tilstand vurderes i forhold til økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet. Den økologiske tilstandsvurderingen er derfor et uttrykk for økosystemenes evne til å levere naturgoder og indikerer også deres robusthet mot ytre påvirkninger. I det norske fagsystemet er biologisk mangfold en av de syv økologiske egenskapene. Naturindeksen kan representere denne egenskapen.

## 2.4 FNs rammeverk SEEA EA

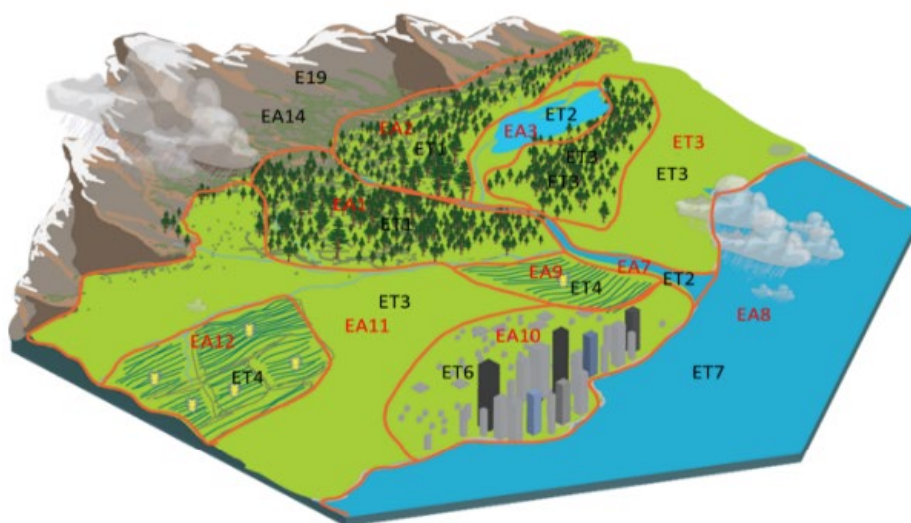
FNs rammeverk for naturregnskap (SEEA EA – *System of Environmental-Economic Accounting, Ecosystem Accounting*) er et romlig basert, integrert statistisk rammeverk for å organisere biofysisk informasjon om økosystemer og deres økosystemtjenester, samt å følge endringer i økosystemenes utbredelse, tilstand og verdien av økosystemtjenester (UN mfl. 2021). FN har tidligere utviklet et «sentralt rammeverk» (*central framework, CF*) for å vise betydningen av noen miljøforhold for økonomien (UN mfl. 2014). SEEA EA representerer en utvidelse av dette systemet. Samlet representerer disse delene av SEEA (dvs. CF+EA) et tillegg til systemet for nasjonalregnskapet ved å bruke standard regnskapsprinsipper for å innpasse biofysiske og monetære mål for miljøet på en måte som tillater sammenligning med dataene fra nasjonalregnskapet. SEEA EA består av fem regnskapskomponenter for henholdsvis økosystemers areal, tilstand, bruk/uttak av økosystemtjenester i biofysiske enheter, bruk/uttak av økosystemtjenester i økonomiske enheter, og økosystemressurser i økonomiske enheter (naturkapital). Her presenterer vi bare et kort sammendrag av de to første komponentene, arealregnskap og tilstandsregnskap.

SEEA EA er et arealbasert regnskapssystem som gjelder for et definert geografisk regnskapsområde (*ecosystem accounting area*). Grunnlaget for naturregnskapet er en inndeling av regnskapsområdet i mindre arealenheter (*ecosystem assets*) som dekker hele området (dvs. ingen «hull»)

og er uten overlapp (**figur 2**). Dette utgjør de grunnleggende statistiske enhetene. Hver av disse arealene er tilordnet én og bare én økosystemtype (*ecosystem type*) og utgjør en *økosystemforekomst*. SEEA EA angir ikke noe om størrelsen på en gitt økosystemforekomst, men hver slik økosystemforekomst skal ha et sammenhengende areal og være karakterisert ved et spesifikt sett biotiske og abiotiske komponenter og deres interaksjoner. SEEA EA forutsetter at de enkelte økosystemforekomstene kan kartlegges og konsistent skilles fra hverandre. En økosystemforekomsts areal utgjør den grunnleggende enheten i arealregnskapet, mens økosystemforekomstens tilstand kan uttrykkes ved verdiene til økosystemforekomstens biotiske og abiotiske variabler. Hvilke variabler som inngår i måling av økosystemenes tilstand, vil variere mellom de ulike økosystemtypene, men noen variabler kan være felles.

SEEA EA legger til grunn noen generelle føringer for et naturregnskap. Naturregnskapet skal gi status for areal, tilstand og økosystemtjenester på ett felles tidspunkt, der denne statusen så kan sammenlignes med status på et senere tidspunkt og endringer kan beregnes. Avstanden mellom disse tidspunktene utgjør en *regnskapsperiode*. SEEA EA anbefaler i utgangspunktet årlige regnskap, men innser at det ofte ikke vil være mulig eller meningsfylt for økologiske variabler. De anbefaler derfor at man i det minste har en fast regnskapsperiode, f.eks. på 3 eller 5 år. For data som innsamles sjeldnere eller aggregeres over flere år enn regnskapsperioden, anbefales interpolering mellom observasjonstidspunkt, der man samtidig tar hensyn til eventuelle kjente naturgitte variasjonsmønstre (f.eks. sesongmessig eller årlig variasjon) mellom observasjonstidspunktene. SEEA EA understreker også at alle data for areal, tilstand osv. må kunne henføres til samme regnskapstidspunkt, eventuelt med nødvendige tilpasninger som interpolasjon mellom observasjonstidspunkt.

Det kan være verdt å merke seg at selv om de enkelte økosystemforekomstene er grunn-enhetene i naturregnskapet, er det naturregnskapet for hver økosystemtype over hele regnskapsområdet som er av hovedinteresse i SEEA EA. I prinsippet kunne dermed et naturregnskap for hele regnskapsområdet etableres ved andre metoder (f.eks. utvalgskartlegging) enn aggregering av data for hver kartlagt økosystemforekomst. SEEA EAs rammeverk forutsetter imidlertid at kartlagte økosystemforekomster utgjør grunnlaget for naturregnskapet (se ellers «Typer av tilstandsvariabler» på side 25).



**Figur 2.** Visualisering av SEEA EAs romlige rammeverk. Hele arealet utgjør regnskapsområdet. Røde linjer avgrensner ulike økosystemforekomster («EA»; angitt med røde tall), mens svarte tall angir aktuell økosystemtype («ET») for hver forekomst. (Kilde: Eurostat 2023a.)

## Økosystemtypologi og arealregnskap

SEEA EA spesifiserer ikke noen bestemt økosystemtypologi som må brukes, men anbefaler å bruke nasjonale typologier, siden disse oftest er best tilpasset nasjonale og lokale behov. Det anbefales imidlertid at enhetene i nasjonale økosystemtypologier må kunne aggregeres opp til enheter i IUCNs *Global Ecosystem Typologi* (GET) på nivå 3, som tilsvarer vanlig forståelse av hovedøkosystemer (Keith mfl. 2020b). Dette gir mulighet for sammenlignbar internasjonal rapportering. Det er imidlertid et klart krav at enhetene i økosystemtypologien er unike og uten overlapp, dekker hele regnskapsområdet og kan kartlegges og konsistent skilles fra hverandre. SEEA EA anbefaler også at lineære landskapselementer (unntatt elver og bekker) anses som del av den økosystemforekomsten de er omgitt av. For elver og bekker anbefales at disse skilles ut som egne enheter, og at areal beregnes der de er brede nok i forhold til en spesifisert minste kartleggingsenhet. SEEA EA åpner imidlertid for at det kan lages separate regnskap for mengden av lineære landskapselementer som veier og elver, kvantifisert som lengde av de respektive elementene.

Et arealregnskap omfatter både arealomfanget av hver økosystemtype på hvert tidspunkt og hvordan de enkelte økosystemforekomstene eventuelt endres fra en økosystemtype til en annen i løpet av en regnskapsperiode. Endring av økosystemtype inntreffer ved varige grunnleggende endringer i en økosystemtypes karakteristiske struktur og funksjoner, utenfor den normale variasjonen for økosystemtypen. Slike endringer kan være raske, f.eks. ved menneskelige inngrep, eller mer gradvise, f.eks. som følge av suksesjon etter opphørt hevd. Ved gradvise endringer vil økosystemforekomsten i første omgang endre sin tilstand, men etter hvert blir endringene så omfattende at forekomstens økosystemtype må endres. Når en økosystemforekomst går over fra en type til en annen, kan være vanskelig å avgjøre konsistent. (Se kap. 3.4 for en mer inngående drøfting.)

## Tilstandsregnskap

SEEA EA definerer økosystemets tilstand som dets kvalitet gitt ved de karakteristiske biotiske og abiotiske variablene som spesifiserer økosystemets sammensetning, struktur og funksjoner. SEEA EA diskuterer sammenhengen mellom begrepet økologisk tilstand og andre nærliggende begreper som økosystemers naturlighet, integritet og resiliens. Det understrekes dessuten at økosystemets tilstand omfatter mer enn økosystemets kapasitet til å levere økosystemtjenester. Det generelle formålet med tilstandsregnskap er å angi hvordan økosystemers tilstand er på et gitt tidspunkt og eventuelt endrer seg til et senere tidspunkt. Det spesifikke formålet med et gitt tilstandsregnskap vil imidlertid variere med hvordan regnskapet skal brukes innenfor ulike politikk- eller forvaltningsområder.

Økosystemets tilstand kan beskrives ved et sett av direkte målte, avledete eller komplekse variabler, avhengig av økosystemets karakteristiske egenskaper, datatilgang og formålet med tilstandsregnskapet. Ideelt sett bør data for de enkelte tilstandsvariablene kunne henføres til hver enkelt økosystemforekomst. SEEA EA anerkjenner at dette ikke alltid vil være mulig, og at data for tilstandsvariabler ofte må innsamles på grovere romlig skala enn hver økosystemforekomst. SEEA EA angir en rekke kriterier for valg av variabler for økologisk tilstand (jf. Annex 5.1 i UN mfl. 2021, Czúcz mfl. 2021b), bl.a. dekning av økosystemets karakteristiske egenskaper, respons på menneskelige påvirkninger, tolkbar endring, samt ulike praktiske forhold som datatilgang og dekning i tid og rom (se også kap. 3.1). De enkelte tilstandsvariablene må defineres entydig og beskrives slik at beregninger kan gjentas på en konsistent måte.

SEEA EA åpner for at variabler for påvirkninger (f.eks. nedfall av forurensinger) kan brukes der det ikke finnes data for variabler som mer direkte angir tilstanden til deler av eller hele økosystemet (f.eks. effekter av forurensing på arters bestander eller økosystemfunksjoner). De understreker imidlertid at det da helst bør være god kunnskap om sammenhengen mellom påvirkningene og deres effekter på økosystemet og at dette dokumenteres. SEEA EA anbefaler

også at man vurderer nøye dersom mer komplekse indekser skal brukes som tilstandsvariabler. Det er da viktig at man har god kunnskap om de variablene som inngår i indeksen, og hvordan disse samsvarer med tilstanden for økosystemet. Variabler som representerer tidsserier, anbefales ikke av SEEA EA siden de forutsetter at eventuelle tidsserier genereres på grunnlag av variabelverdier per regnskapstidspunkt. Da kan ikke slike tidsserier samtidig inngå som tilstandsvariabler.

SEEA EA grupperer tilstandsvariabler til seks ulike klasser ut fra økosystemets karakteristiske egenskaper (*Ecosystem Condition Types*, ECT; Czúcz mfl. 2021a), gruppert i abiotiske (A), biologiske (B) og landskapsegenskaper (C). Klassifiseringen kan i utgangspunktet minne om fag-systemets inndeling i økosystemegenskaper (s. 10), men særlig de biologiske klassene er definert forskjellig:

- A1 – *fysisk tilstand* (fysiske variabler for abiotiske deler av økosystemet)
- A2 – *kjemisk tilstand* (kjemiske variabler for abiotiske deler av økosystemet)
- B1<sup>1</sup> – *biologisk mangfold* (sammensetning og mangfold av økologiske samfunn, forekomst, mengde eller mangfold av genotyper, arter og artsgrupper)
- B2 – *strukturell tilstand* (overordnede egenskaper for *hele* økosystemet eller dets viktigste deler, som total biomasse, kronedekning, vegetasjonssjikt eller fordeling av andre økosystemkomponenter)
- B3 – *funksjonell tilstand* (biologiske, kjemiske eller fysiske interaksjoner [gitt ved frekvens eller intensitet] mellom de viktigste komponentene i økosystemet; kan inkludere forekomst eller mengde av arter med viktige funksjoner)
- C1 – *landskapstilstand* (romlige egenskaper ved eller relasjoner mellom økosystemforekomster av en eller flere økosystemtyper, på landskapsskala)

I praksis er det ikke alltid like klart hvordan de enkelte variablene skal tilordnes hver av disse ECT-klassene. SEEA EA gir noe mer utdyping og en del eksempler. Generelt skal tilordningen baseres på hvilke egenskaper ved økosystemet som det er ment at variabelen skal dekke. For eksempel kan en variabel som måler en abiotisk størrelse (f.eks. lys), representere en biotisk egenskap (f.eks. effekten av vegetasjonsdekning). Det er ellers et poeng at når en tilordning av variabler til ECT-klasser er valgt, må denne tilordningen ligge fast dersom slik tilordning skal brukes for å sammenstille variabler i indekser som skal inngå i regnskapet (se avsnittet om tilstandsindekser nedenfor).

Selve tilstandsregnskapet for en gitt økosystemtype består i utgangspunktet av verdiene (i sine respektive måleenheter) for hver av de utvalgte tilstandsvariablene på de aktuelle regnskapstidspunktene og eventuelle endringer i verdier mellom et tidspunkt og det neste (se eksempel på oppsett i **tabell 1**). Verdiene for de enkelte tilstandsvariablene kan gi grunnlag for tolkning av økosystemets tilstand dersom de f.eks. kan sammenlignes med etablerte grenseverdier for økosystemets tålegrenser ved menneskelig påvirkning. Merk at på dette nivået i regnskapet er det ingen kobling til en referansetilstand eller annen *baseline*. Variabelverdier på ulike tidspunkt sier dermed bare noe om endring over tid. Variabelverdiene stammer (ideelt sett) i utgangspunktet fra de enkelte økosystemforekomstene av en gitt økosystemtype. Aggregerte variabelverdier for flere økosystemforekomster av samme type, f.eks. for hele regnskapsområdet, beregnes som arealvektete aritmetiske gjennomsnitt.

<sup>1</sup> ECT-klassen B1 har vi i **kap. 4.3** videre delt i B1a «mengde av art» og B1b «sammensatt mangfoldsindeks» for å skille mellom abundans av konkrete arter eller artsgrupper og mer aggregerte variabler for mangfold.

**Tabell 1.** Forslag til regnskapsoppsett for tilstandsvariabler for en hypotetisk økosystemtype. Tilpasset fra UN mfl. (2021: tabell 5.2). Se kapittel 4.4.5 for en diskusjon av tabellstrukturen og mulige forbedringer.

Økosystemtilstandstype (ECT)	Variabler		Økosystemtype X		
	navn	måleenhet	startverdi	sluttverdi	endring
Fysisk tilstand	variabel 1				
	variabel 2				
Kjemisk tilstand	variabel 3				
Sammensetning	variabel 4				
	variabel 5				
Strukturell tilstand	variabel 6				
Funksjonell tilstand	variabel 7				
Landskapskarakteristikk	variabel 8				

SEEA EA definerer referansetilstanden som en tilstand det er meningsfylt å sammenligne tidligere, nåværende eller framtidig økosystemtilstand med. SEEA EA anbefaler at referansetilstanden bør være et naturnært eller intakt økosystem, men åpner for at andre referansetilstander kan brukes, f.eks. for semi-naturlige økosystemer. En variabels verdi i referansetilstanden kalles variabelens referanseverdi. Det anbefales at samme konsept for referansetilstand gjelder for alle variabler i samme økosystem. Dersom samme variabel brukes for ulike økosystemtyper, bør referanseverdien fastsettes spesifikt for hver økosystemtype. SEEA EA gir eksempler på hvordan referansetilstanden kan defineres og referanseverdier for variablene kan fastsettes (Appendix 5.2 i UN mfl. 2021; se også kap. 3.3).

Neste trinn i tilstandsregnskapet er basert på en skalering av variablenes verdier til en felles, dimensjonsløs skala fra 0 til 1. Formålet med en slik skalering er å kunne sammenligne og eventuelt sammenstille flere indikatorer til en helhetlig vurdering av økosystemtypen. Skalering kan også innebære at variabelverdiene fordeles på en måte som er økologisk mer informativ enn den opprinnelige måleskalaen. Etter skalering kaller SEEA EA tilstandsvariabler for *indikatorer*. Skaleringen er basert på høyeste og laveste mulige verdi for tilstandsvariablene, der høyeste verdi gjelder for en definert referansetilstand, mens laveste verdi («nullverdien») gjelder for et svært forringet økosystem. Skaleringen kan være lineær eller ikke-lineær og bør være tilpasset kunnskap om den aktuelle variabelens rolle i økosystemet og dens respons på menneskeskapte påvirkninger. SEEA EA går ikke nærmere inn på hva slags ikke-lineære skaleringsfunksjoner som kan være aktuelle, men fastslår at skaleringen bør gjøres slik at retningen på skalerte verdier for alle variabler er positivt korrelert med økosystemtilstanden. Dersom høyeste målte verdi er større enn høyeste referanseverdi, trunkeres den skalerte verdien til 1. Tilsvarende trunkeres den skalerte verdien til 0 dersom laveste målte verdi er mindre enn «nullverdien».

Oppsettet for et tilstandsregnskap basert på indikatorer kan framstilles på lignende form som for opprinnelige variabler for en økosystemtype (se **tabell 2**). For hver variabel inngår variabelverdiene ved start og slutt på regnskapsperioden, referanseverdien og «nullverdien», så vel som de skalerte indikatorverdiene ved start og slutt på regnskapsperioden. Med skalerte indikatorverdier kan avviket fra referanseverdien for ulike indikatorer sammenlignes.

Indikatorer med skalerte verdier kan eventuelt også sammenstilles til *tilstandsindeks*, f.eks. for hver av økosystemets karakteristiske egenskaper (ECT) eller for hele økosystemet. Verdier for sammenstilte tilstandsindeks for hvert økosystem kan eventuelt kombineres videre for flere økosystemer innen regnskapsområdet. SEEA EA understreker imidlertid at aggregering over ulike økosystemtyper må vurderes grundig og advarer spesielt mot aggregering av økosystemtyper på tvers av terrestriske og akvatiske livsmiljøer og av naturlige og menneskeskapte økosystemtyper. De sammenstilte tilstandsindeksene kan igjen presenteres i et regnskaps-

oppsett tilsvarende det man kan lage for enkeltvariabler, dvs. med verdier ved start og slutt på regnskapsperioder. Imidlertid er det ikke alltid meningsfylt med sammenstilling av indikatorverdier for ulike indikatorer, spesielt ikke for flere økosystemer. Jo mer komplekse sammenstillingene av indikatorverdier er, jo mer omfattende vurderinger må gjøres av enkeltindikatorernes økologiske betydning, respons på påvirkninger, hvordan indikatorene samvirker, og andre forhold som påvirker tolkningen av indeksverdier. Slike vurderinger må avgjøre om og eventuelt hvordan sammenstilling av tilstandsindikatorer til tilstandsindekser bør gjøres. I tillegg må det nøye vurderes hvordan sammenstillingen av indikatorverdier skal foregå, både med hensyn til vektning av indikatorene og hvordan sammenstillingen skal gjøres matematisk (f.eks. aritmetisk, geometrisk eller harmonisk gjennomsnitt, median e.l.).

Som nevnt over, er den grunnleggende tilnærmingen til tilstandsregnskap for et gitt økosystem i SEEA EA at verdier for tilstandsvariabler fastsettes for hver forekomst av økosystemet. Tilstandsverdien for hele regnskapsområder beregnes deretter som et arealvektet aritmetisk gjennomsnitt av de enkelte forekomstenes verdier. Tilstandsregnskapets trinn 1 viser variablenes opprinnelige målte enheter. I trinn 2 viser regnskapet de skalerte variabelverdiene (jf. over). Her forutsetter SEEA EA at det ikke skal spille noen rolle om man først beregner variabelverdiene i de opprinnelige måleenhetene for hele regnskapsområdet og deretter skalerer dem, eller om man først skalerer variabelverdiene for hver økosystemforekomst og så beregner deres samlede skalerte verdi for hele regnskapsområdet (jf. begrepet *aggregation commutativity* i UN mfl. (2021), kap. 5.4.2). En slik forutsetning er imidlertid i prinsippet ikke mulig å etterleve dersom skaleringen er basert på ikke-lineære skaleringsfunksjoner eller trunkering av verdier over referanseverdien (eller under «nullverdien»), se nærmere drøfting i kapittel 3.6.

**Tabell 2.** Forslag til regnskapsoppsett for tilstandsindikatorer for en hypotetisk økosystemtype. Øvre referanseverdi kan f.eks. gjelde for naturtilstanden, mens nedre referanseverdi kan gjelde for et fullstendig forringet økosystem. Tilpasset fra UN mfl. (2021: tabell 5.3). Se kapittel 4.4.5 for en diskusjon av tabellstrukturen og mulige forbedringer.

Øko-system-tilstands-type (ECT)	Indikator-navn	Måle-enhet	Økosystemtype X							
			variabelverdier		referanseverdi		indikatorverdier (skalert)			
			start-verdi	slutt-verdi	øvre verdi	nedre verdi	start-verdi	slutt-verdi	ending	
Fysisk tilstand	ind. 1									
	ind. 2									
Kjemisk tilstand	ind. 3									
Biologisk mangfold	ind. 4									
	ind. 5									
Strukturell tilstand	ind. 6									
Funksjonell tilstand	ind. 7									
Landskaps-tilstand	ind. 8									

## 2.5 EU-metodikken utviklet av JRC

Som et ledd i oppfølgingen av EUs handlingsplan for biologisk mangfold har en arbeidsgruppe, ledet av EUs forskningsdirektorat Joint Research Centre (JRC), siden 2011 utviklet et opplegg for kartlegging og vurdering av økosystemers tilstand og økosystemtjenester (MAES, se f.eks. Maes mfl. 2018). En rekke rapporter fra ulike deler av dette arbeidet er publisert opp gjennom årene. Den siste av disse (Maes mfl. 2020) har sammenfattet arbeidet og gjennomført en vurdering av areal og tilstand for økosystemer innen hele EUs areal og nærliggende marine områder basert på data tilgjengelig på EU-nivå. Den delen av dette arbeidet som er knyttet til tilstandsvurderinger, er videreutviklet og sammenfattet av Vallecillo mfl. (2022) og utprøvd for urbane økosystemer av Babí Almenar mfl. (2023). For å skille JRCs arbeid med tilstandsvurderinger fra det som har foregått i regi av Eurostat (se kap. 2.6), refererer vi her til JRCs arbeid som *JRCs EU-metodikk*. Vår beskrivelse av denne er i hovedsak basert på Vallecillo mfl. (2022).

JRCs EU-metodikk (Vallecillo mfl. 2022) har som mål å være et enhetlig grunnlag for vurdering av økosystemers tilstand på EU-nivå, ikke nødvendigvis på nasjonalt eller regionalt nivå. Den er delvis tilpasset FNs rammeverk for naturregnskap (SEEA EA) og har en tilsvarende forståelse av begrepet *økologisk tilstand*, som økosystemers kvalitet gitt ved deres karakteristiske abiotiske og biotiske egenskaper. Økologisk tilstand er sterkt knyttet til begrepet *økosystemintegritet*, dvs. økosystemets kapasitet til å opprettholde sin karakteristiske sammensetning, struktur, funksjoner og selvorganisering over tid, innen naturgitt variasjon. Tilnærmingen innebærer også at dagens økologiske tilstand ofte sammenlignes med en referansetilstand gitt ved intakt natur. God økologisk tilstand innebærer at økosystemet har god kjemisk, fysisk og biologisk tilstand, evne til selvregulering og -restaurering, der sammensetning, struktur og funksjoner ikke er vesentlig forringet. En naturnær referansetilstand fungerer imidlertid ikke for sterkt menneskepåvirkete økosystemer som jordbruksmark og urbane områder, der vurderinger av tilstanden må baseres på kriterier for maksimalt økologisk potensial og kapasitet til varig produksjon av økosystemtjenester.

JRCs EU-metodikk har som ambisjon å bruke SEEA EA som et rammeverk for å sammenstille ulike vurderinger av økologisk tilstand knyttet til forskjellige EU-lovverk og tilhørende data-rapportering, f.eks. habitatdirektivet, vanddirektivet og havstrategidirektivet (EEC 1992, EU 2000, 2008). I tillegg inngår relevante romlige data for økologisk tilstand for hele EU-området, slik dette bl.a. er sammenstilt i MAES-arbeidet. JRCs EU-metodikk gir generelle anbefalinger om hvordan økologisk tilstand kan kartlegges og vurderes for ulike økosystemer i hele EU, samt hvordan referanseverdier for aktuelle indikatorer kan fastsettes.

Følgende brede økosystemtyper er lagt til grunn i MAES-arbeidet: urbane områder, jordbruksmark (dyrket mark, eng og beitemark), skog, hei og buskmark, lite vegetert mark, våtmark (kyst og innland), ferskvann (elver, innsjøer) og marine økosystemer. Disse typene har stor variasjon over hele EUs areal, og Vallecillo mfl. (2022) anbefaler videre inndeling basert på ulike nivåer i Corine Land Cover (CLC) samt biogeografiske regioner. I den videre gjennomgangen har imidlertid Vallecillo mfl. (2022) kombinert enhetene hei og buskmark med lite vegetert mark. Disse økosystemene oppviser ifølge Vallecillo mfl. (2022) særlig stor intern variasjon, slik at tilstanden trolig bør beskrives ved spesifikke variabler for hver undertype. Det samme gjelder til en viss grad for våtmark, der foreslåtte variabler dekker et bredt spekter av ferskvannspreget og marin våtmark. Vallecillo mfl. (2022) har konsentrert diskusjonen om terrestriske økosystemer og våtmark. Opplegg for vurdering av økologisk tilstand for ferskvannssystemer og marine økosystemer anses som tilfredsstillende dekket av henholdsvis vann- og havstrategidirektivet (EU 2000, 2008). De går likevel gjennom marine økosystemer, som et eksempel.

Gjennomgangen for hvert av de terrestriske økosystemene og våtmark omfatter to trinn: (1) utvalg av tilstandsvariabler og (2) fastsetting av referanseverdier for variablene. Sammenstilling av skalerte verdier for tilstandsvariabler til indekser (trinn 3 i SEEA EAs rammeverk for tilstandsregnskap) er ikke diskutert videre av Vallecillo mfl. (2022), siden de anser at relevant sammenstilling avhenger av formålet med slike indekser.

I trinn 1 er målsettingen å foreslå et representativt utvalg av tilstandsvariabler for hver av SEEA EAs seks tilstandsvariabelklasser (ECT). Forslag til tilstandsvariabler er basert på kriteriene gjennomgått av Czucz mfl. (2021b) og tilgang på relevante data på EU-nivå. Optimale data er basert på romlig eksplisitte observasjoner/målinger som dekker hele EUs areal, oppdateres ofte og regelmessig samt tilgjengeliggjøres raskt. Observasjoner som ikke dekker hele EU-området eller har varierende dekning i tid og rom, kan være grunnlag for modellering av data for hele EU-området.

Vallecillo mfl. (2022) går forholdsvis detaljert gjennom hvert av de terrestriske økosystemene listet opp ovenfor. Marine økosystemer er gjennomgått som et eksempel på tilpasning av tilstandsvurdering etter havstrategidirektivet til JRCs EU-metodikk. For hvert økosystem diskuteres ulike sider ved definisjon og avgrensning av økosystemet, ofte med henvisning til enheter i CLC. Det gis imidlertid ikke en enhetlig typologi og definitiv avgrensning mellom økosystemene slik SEEA EA krever.

Vallecillo mfl. (2022) foreslår mellom 17 og 26 tilstandsvariabler for de enkelte økosystemtypene og gir begrunnelser for hver variabels relevans. Noen variabler går igjen for flere økosystemer, f.eks. «Exceedance of critical loads for eutrophication», «Soil organic carbon stocks» og «Wild pollinator indicator». Enkelte av de foreslåtte variablene har mer karakter av påvirkningsvariabler enn tilstandsvariabler. Det er forholdsvis stor variasjon i fordelingen av variabler på de seks ECT-klassene, med 70 % fysiske og kjemiske variabler for marine økosystemer og 61 % biologiske variabler for skog som de mest ekstreme. Andelen variabler med optimale og modellerte data-grunnlag, som kan dekke hele EU med rimelig geografisk oppløsning og regelmessig oppdatering, varierer mellom 43 % for skog og 73 % for hei og buskmark (inkl. lite vegetert mark). Data-grunnlaget for disse variablene er i stor grad basert på fjernmåling eller modellering med utgangspunkt i felldata. Merk at også en forholdsvis stor andel variabler (27 %–57 %) har data som ikke er ideelle for tilstandsvurderinger på EU-nivå, eller helt mangler data. Mange av disse er basert på rene felldata eller på rapportering fra medlemslandene (f.eks. som oppfølging av ulike EU-direktiver). De har ofte svært grov romlig oppløsning og/eller forholdsvis lang tid mellom hver oppdatering. Generelt synes det dermed som en forholdsvis stor andel av de foreslåtte variablene har datagrunnlag som i liten grad tilfredsstiller de ideelle kravene til SEEA EA om å kunne gi verdier for hver økosystemforekomst med oppdatering f.eks. hvert tredje år.

Fastsetting av referanseverdier i trinn 2 må gjøres for hver enkelt tilstandsvariabel og for hvert økosystem (jf. kap. 3.3). Den store variasjonen i de brede økosystemtypene for hele EU-området (jf. over) tilsier at referanseverdier for variabler bør fastsettes innenfor mer detaljerte og homogene økosystemenheter, f.eks. basert på kombinasjon av enheter i CLC og biogeografiske regioner. Slike mer eller mindre homogene økosystemenheter må defineres og avgrenses før referanseverdier fastsettes. Der en variabel allerede har en fastsatt referanseverdi, f.eks. i lov eller forskrift eller som vitenskapelig basert tålegrense, legger JRCs EU-metodikk opp til å bruke dette. Referanseverdier kan ellers fastsettes som absolutte biofysiske/biokjemiske grenser, verdier i et gitt referanseår eller gitte referanseområder, ved modellering eller statistisk analyse basert på data fra områder i ulik tilstand, ved ekspertvurdering eller en kombinasjon av disse. Det er betydelig variasjon mellom økosystemer i forslagene til fastsetting av referanseverdier for variablene, noe som kan reflektere ulike vurderinger for de enkelte økosystemene. Ved å bruke en referanseverdi fastsatt i henhold til lov eller forskrift blir referanseverdien i praksis det samme som et forvaltningsmål og gir ikke nødvendigvis den mest relevante referanseverdien for et intakt økosystem. Tilsvarende vil heller ikke en referanseverdi fastsatt for et mer eller mindre tilfeldig år gi en meningsfylt referanseverdi for et intakt økosystem. Slik sett avviker JRCs EU-metodikk fra SEEA EAs anbefalte helhetlige tilnærming til fastsetting av referanseverdier, der en felles forståelse av referansetilstanden legges til grunn for alle indikatorer for samme økosystemtype. Vallecillo mfl. (2022, kap. 5.2) diskuterer hovedtilnærmingene til fastsetting av referanseverdier og redegjør for utfordringer ved de respektive tilnærmingene (som skissert ovenfor), men uten å ta opp utfordringen det innebærer når ulike tilnærminger brukes for variabler som beskriver tilstanden i samme økosystem.



## 2.6 Eurostats tilnærming til naturregnskap

I 2011 vedtok EU en forordning om et felles rammeverk for miljø-økonomisk regnskap (EU 2011). I vedlegg til forordningen er det angitt hvordan seks ulike typer miljøregnskap skal gjennomføres, bl.a. for luftforurensing, miljørelaterte avgifter og kostnader til tiltak for miljøbeskyttelse. I artikkel 10 er det også angitt mulige nye områder for miljøregnskap, for henholdsvis skog, økosystemer og miljøsubsidier. Forslag til lovtekst for disse nye områdene er utarbeidet de siste par årene. EU-kommisjonen godkjente forslaget til lovtekst for disse områdene i juli 2022 (Eurostat 2022), og forslaget ble deretter sendt videre til ordinær behandling i EU-parlamentet og -rådet.

Lovteksten for økosystemer, dvs. for naturregnskap, omfatter bestemmelser om regnskap for økosystemenes arealer, tilstand og økosystemtjenester. I tillegg til forslaget til lovtekst er det også pågående arbeid med ulike veiledningsnotater for regnskap for arealer, tilstand og flere ulike økosystemtjenester. Dette arbeidet skjer i regi av Eurostat. I vår sammenheng er det de generelle føringene i lovteksten samt veiledere for henholdsvis areal- og tilstandsregnskap (Eurostat 2023a,b) som er mest relevant. Merk at de ulike veilederne, spesielt for tilstandsregnskap og ulike økosystemtjenester, fremdeles er under arbeid og vil kunne endres i løpet av 2023–2024. Vi refererer vi her til dette pågående arbeidet som *Eurostats* forslag til økosysteminndeling, arealregnskap, tilstandsregnskap etc.

Forslaget til lovtekst (Eurostat 2022) fastslår at naturregnskap skal gi oversikt over økosystemers omfang, tilstand og leveranse av økosystemtjenester, og at dette skal være i henhold til FNs rammeverk SESA EA. Det skal lages arealregnskap for tolv økosystemtyper, som utgjør nivå 1 i Eurostats økosystemtypologi (se hele typologien i **vedlegg 1**):

- 1) Byer, tettsteder og annen kunstig mark
- 2) Jordbruksmark
- 3) Grasmark
- 4) Skog
- 5) Hei og buskmark
- 6) Lite vegetert mark
- 7) Våtmark (ferskvannspåvirket)
- 8) Elver, bekker, kanaler
- 9) Innsjøer, vannmagasiner
- 10) Marine laguner, bukter og brakkvann
- 11) Kyststrender, dyner og saltvannspåvirket våtmark
- 12) Marine økosystemer

Disse hovedøkosystemene er finere inndelt i enheter på to underliggende nivåer (jf. **vedlegg 1**), der disse underliggende enhetene viser hva som inngår i de enkelte hovedøkosystemene. Mens hovedinndelingen er gitt i lovteksten, og dermed ikke uten videre kan endres, er det fremdeles en viss diskusjon om enkelte av de underliggende enhetene og hvor de skal plasseres. Det gis ikke spesifikke føringer for hvilke typer data som bør brukes som grunnlag for arealregnskap. Både Vallecillo mfl. (2022) og Eurostats veiledere for areal- og tilstandsregnskap viser imidlertid til data fra fjernmåling sammenstilt av Copernicus (Corine Land Cover, CLC), som særlig relevant på europeisk nivå. Det påpekes at klassene på nivå 1 og dels på nivå 2 i økosystemtypologien kan representeres ved arealtyper i CLC. Dessuten gir veilederen for arealregnskap (Eurostat 2023a) anbefalinger om minste størrelse for enheter som skal kartlegges, med maksimalt 10 ha for arealer (1 ha i byer) og maksimalt 10 m bredde for lineære landskapselementer.

I lovteksten er det spesifisert ganske få tilstandsvariabler for bare noen av økosystemene på nivå 1:

- *Byer og annen «kunstig» mark*: (1) Andel grønne områder av totalarealet for byer og tettsteder. (2) Konsentrasjon i luft av partikler opptil 2,5 µm i diameter (PM2.5), som nasjonalt

gjennomsnitt for byer. Byer og tettsteder er «lokale administrative enheter» inndelt etter grad av urbanitet i henhold til en egen EU-forordning (jf. kap. 4.3.2).

- *Jordbruksmark*: Mengde organisk jordkarbon i øvre jordlag, som nasjonalt gjennomsnitt.
- *Grasmark*: Mengde organisk jordkarbon i øvre jordlag, som nasjonalt gjennomsnitt.
- *Jordbruksmark og grasmark*: Indeks for bestander av fuglearter knyttet til jordbrukslandskap, på nasjonalt nivå.
- *Skog*: (1) Volum av død ved ( $m^3/ha$ ), som nasjonalt gjennomsnitt. (2) Tetthet av krone-dekket (%), som nasjonalt gjennomsnitt.
- *Kyststrender, dyner og våtmark*: Andel av kunstige, ugjennomtrengelige overflater for alt areal av kyststrender, dyner og våtmark, som nasjonalt gjennomsnitt.

Det vil bli obligatorisk for medlemslandene å lage tilstandsregnskap for de variablene som er spesifisert i lovteksten. I veiledningsnotatet for tilstandsregnskap er det lagt opp til at medlemslandene på frivillig basis også kan lage tilstandsregnskap for en rekke andre variabler (jf. **vedlegg 2**). I veiledningsnotatet er det også mer inngående drøfting av hvordan de enkelte obligatoriske tilstandsvariablene bør måles. Mange av de frivillige variablene er hentet fra Vallecillo mfl. (2022), der disse også er drøftet nærmere, bl.a. med angivelse av aktuelle datakilder på europeisk nivå. På samme måte som variablene presentert av Vallecillo mfl. (2022), avviker også mange av de foreslåtte tilstandsvariablene i veiledningsnotatet fra de ideelle kravene gitt i SEEA EA. Listen over frivillige tilstandsvariabler og hvordan disse skal måles, er imidlertid ikke endelig avklart (per oktober 2023).

Merk at verken forslaget til EU-lovtekst eller Eurostats veileder for tilstandsregnskap legger opp til at verdier for tilstandsvariabler skal skaleres mot referanseverdier. Tilstandsregnskapet skal kun rapporteres i variablenes spesifiserte fysiske, kjemiske og biologiske enheter.

Ifølge lovteksten skal arealregnskap og tilstandsregnskap rapporteres hvert tredje år, første gang med 2024 som referanseår (med to års rapporteringsfrist). Etter første gangs rapportering skal arealregnskapet også omfatte en endringsmatrise som viser hvor mye areal av hver økosystemtype som er endret til hvilken annen økosystemtype. Regnskap for et begrenset utvalg av økosystemtjenester (nærmere spesifisert i lovteksten) skal imidlertid lages årlig.

## 2.7 Sammenligning av rammeverkene

Beskrivelsene av ulike systemer for å vurdere økosystemers tilstand i foregående delkapitler varierer noe i hvordan de ulike elementene er vektlagt. For å gjøre det lettere å se samsvar eller forskjeller mellom disse systemene, har vi her skissert hvordan de enkelte systemene dekker ulike temaer for vurdering av økologisk tilstand.

**Forståelse av økosystemtilstand:** Alle systemene har noenlunde samme forståelse av hva som ligger i begrepet «økologisk tilstand», nemlig tilstanden til økosystemenes sammensetning, struktur og funksjon, målt ved karakteristiske abiotiske og biotiske variabler. I praksis er det imidlertid valget av tilstandsvariabler som avgjør hvordan økosystemtilstanden er representert, og her er det noe variasjon mellom de enkelte systemene (se nedenfor). Endringer i økosystemtilstanden kan i prinsippet oppstå ved både naturgitte og menneskeskapt endringsprosesser. Vanligvis anses naturgitte endringer (utenom eksternt påførte naturkatastrofer) som en del av økosystemets karakteristiske egenskaper, mens menneskeskapt påvirkninger vektlegges som årsaker til endringer i tilstanden.

Dersom tilstanden for en økosystemforekomst endres så mye at økosystemets karakteristiske sammensetning, struktur og funksjoner endres fundamentalt og på lang sikt, vil dette kunne tilsi at forekomsten endres fra en økosystemtype til en annen. En slik forståelse er mer eller mindre tydelig lagt til grunn for alle systemene, men grunnlaget for å fastslå når en endring er tilstrekkelig stor til å si at økosystemtypen er endret, er sjelden eksplisitt formulert. Fagsystemet forholder seg implisitt til samme kriterier som i systemet *Natur i Norge* (NiN; Halvorsen mfl. 2016a,b), der

det i hovedsak er grad av endringer i artssammensetningen i mark- eller bunnvegetasjonen eller endring i hvilke økologiske prosesser som dominerer, som legges til grunn. SEEA EA legger til grunn flere typer av endringer i økosystemenes struktur og funksjoner.

**Økosystemtyper:** Bortsett fra at vannforskriften spesifikt skal vurdere tilstanden for ferskvann og kystvann, kan de øvrige systemene i prinsippet brukes til å vurdere tilstanden for alle typer økosystemer, gitt at det finnes data for relevante tilstandsvariabler. Det kan være utfordringer ved å spesifisere den økologiske tilstanden for sterkt menneskepåvirkete økosystemer som intensivt dyrket mark eller konstruert mark som byer, der den menneskelige påvirkningen langt overstyrer naturgitte prosesser. Følgelig har fagsystemet for vurdering av økologisk tilstand foreløpig ikke blitt brukt til å vurdere økosystemtilstanden for dyrket mark eller byer, mens disse økosystemtypene forutsettes dekket av FNs system (SEEA EA) og Eurostats implementering av FN-systemet. For øvrig varierer inndelingen av økosystemtyper mellom de enkelte systemene, dels ut fra konseptuelt forskjellige typologier og dels som en konsekvens av hvilket kunnskaps- og datagrunnlag som er tilgjengelig. Det er her verdt å merke seg at det norske fagsystemet inkluderer fjell som egen økosystemtype og skiller mellom semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa, mens dette ikke gjøres i FNs system eller Eurostats økosystemtypologi. I sistnevnte inngår imidlertid tre typer av åpen fastmark (hhv. grasdominert, lyng/busksdominert og lite vegetert mark) der både semi-naturlig mark og naturlig åpne områder inngår. I tillegg har Eurostat-typologien egne terrestriske og marine kysttyper (jf. typene 10 og 11 i kap. 2.6, se også kap. 3.4) som ikke er skilt ut som egne hovedtyper i fagsystemet eller vannforskriften.

**Typer av tilstandsvariabler:** FNs system SEEA EA anbefaler at det velges tilstandsvariabler som er enkle og direkte knyttet til egenskaper som reflekterer økosystemtilstanden, samt som dekker bredden av slike egenskaper. De anbefaler ikke å bruke komplekse sammenstilte indekser eller variabler som i hovedsak representerer påvirkningsfaktorer, unntatt der det ikke finnes egnede variabler for tilstanden som sådan og der sammenhengen mellom påvirkninger og tilstanden er godt forstått. I det norske fagsystemet er det så langt stort sett inkludert tilstandsvariabler i henhold til SEEA EAs anbefalinger, men det er tatt med to komplekse sammenstilte indekser hentet fra naturindeksen (for hhv. skog og fjell). I tillegg er det noen variabler som kan sies å representere påvirkninger heller enn økosystemets tilstand (f.eks. regionale klimavariabler og fravær av hhv. tekniske inngrep og fremmede arter). I vurderinger etter vannforskriften brukes en rekke komplekse indekser, men her er det forholdsvis god forståelse av sammenhengen mellom de fleste variablene/indeksene og viktigste påvirkningsfaktorer, spesielt forurensing. Variablene representerer vanligvis ikke påvirkningsfaktorer som sådan, men i mangel av data for tilstandsvariabler kan ekspertvurderinger av tilstanden baseres på data for påvirkningsfaktorer. I Eurostats forslag til obligatoriske og frivillige tilstandsvariabler er det lagt vekt på variabler som har et datagrunnlag for hele EU-området. Dette inkluderer imidlertid både en rekke variabler som representerer påvirkningsfaktorer (f.eks. konsentrasjonen av PM2.5-partikler i byluft) og noen som representerer policy-respons (f.eks. jordbruksareal med miljøtilskudd), snarere enn økosystemtilstanden som sådan.

Ellers er det verdt å merke seg at ingen av systemene fullt ut oppfyller SEEA EAs forutsetning om at alle tilstandsvariabler skal kunne gis verdier på nivået til hver enkelt økosystemforekomst. I vannforskriften gis det verdier for alle aktuelle tilstandsvariabler per vannforekomst, men det er bare et begrenset antall forekomster som faktisk gis verdier. For øvrige systemer både i Norge og EU er det tatt med eller foreslått en rekke variabler som bare har meningsfylte verdier på langt grovere skala enn de enkelte økosystemforekomstene. I realiteten er det trolig bare fjernmålingsbaserte eller modellbaserte variabler som kan tilfredsstille SEEA EAs forutsetning om spesifikke verdier per økosystemforekomst. Bruk av slike data for tilstandsvariabler forutsetter imidlertid at disse dataene har en romlig oppløsning på finere skala enn den romlige skalaen for de aktuelle økosystemforekomstene, og at disse økosystemforekomstene er nøyaktig kartlagt.

**Gruppering av tilstandsvariabler:** SEEA EA grupperer tilstandsvariablene i seks hovedtyper (*Ecosystem Condition Types*, ECT) etter hva slags karakteristika ved økosystemtilstanden de dekker, henholdsvis fysiske, kjemiske, biologiske (sammensetning, struktur, funksjon) og

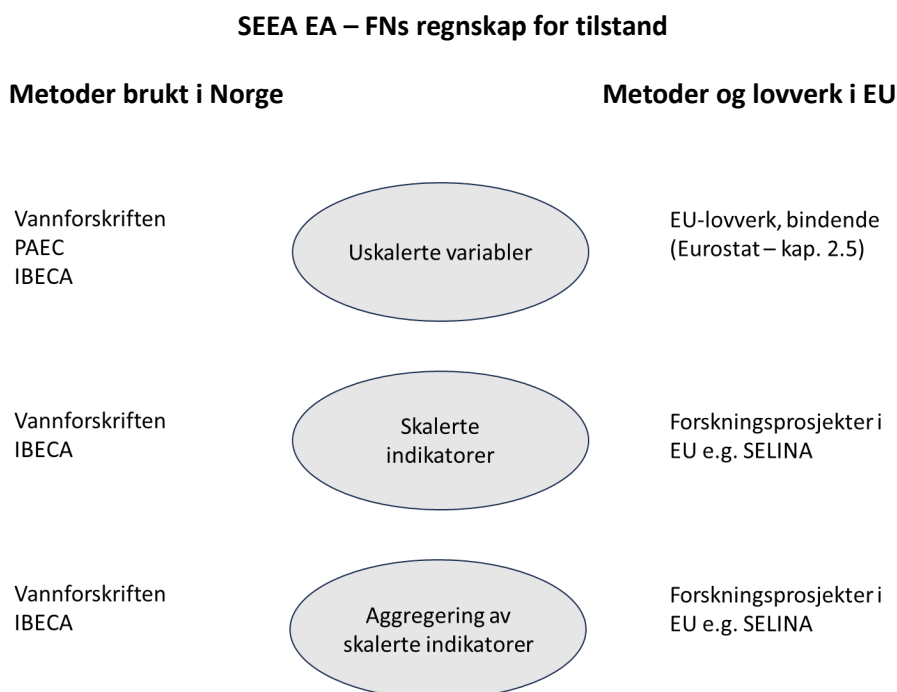
landskapsmessige karakteristika. En slik inndeling av variablene inngår også i JRCs EU-metodikk og Eurostats system, selv om dette ikke er vektlagt i særlig grad så langt. I det norske fagsystemet grupperes tilstandsvariablene i sju ulike egenskaper, noe som representerer en tilsvarende tenkning, men bygger på en mer grunnleggende økologisk forståelse av hva det er ved økosystemene som betyr noe for deres tilstand. Det er trolig noe mer komplisert å gjøre en meningsfylt gruppering av alle foreslåtte tilstandsvariabler etter fagsystemets inndeling i økosystemegenskaper enn i SEEA EAs enklere gruppering. Vannforskriften har en hovedinndeling i fysiske, kjemiske og biologiske variabler, der de biologiske variablene dekker økosystemets sammensetning, struktur og funksjoner. Det vil trolig være forholdsvis enkelt å tilordne alle foreslåtte tilstandsvariabler i alle systemer til SEEA EAs variabelgrupper, selv om flere variabler ofte kan tilordnes mer enn én variabelgruppe (se forslag til mer entydig tilordning i kap. 4.3.1). Sammenhengen mellom fagsystemets egenskaper og SEEA EAs ECT-klasser er f.eks. vist i Jakobsson mfl. (2021, deres tabell 1).

**Forståelse av referansetilstand:** Alle systemene har i stor grad samme grunnleggende forståelse av hva som representerer referansetilstanden for økosystemer formet av naturlige prosesser, nemlig en naturnær tilstand der graden av menneskelig påvirkning er liten. SEEA EA drøfter også muligheten for å bruke andre grunnlag for å definere referansetilstanden, f.eks. tilstanden ved et gitt tidspunkt eller et gitt forvaltningsmål, men konkluderer med at slike alternativer vanligvis har uheldige sider ved bruk i tilstandsregnskap. Unntaket er menneskeskapt økosystemer, dvs. semi-naturlige eller sterkt endrete økosystemer, der visse typer av menneskelig påvirkning er avgjørende for økosystemenes struktur og funksjon. Her må referansetilstanden baseres på maksimalt økologisk potensial eller kapasitet til å levere økosystemtjenester, for eksempel etter tilsvarende modell som for «sterkt modifiserte vannforekomster» i vannforskriften (se kap. 2.2). De øvrige systemene har i hovedsak tilsvarende vurderinger, selv om operative kriterier for å definere referansetilstanden for menneskeskapt økosystemer kan være svakt utviklet.

**Referanseverdier for tilstandsvariabler:** SEEA EA legger opp til at verdier for tilstandsvariabler skal kunne sammenlignes mot verdiene de samme variablene ville ha i referansetilstanden, samt med en «nullverdi» for et svært forringet økosystem (*collapsed ecosystem*). Det gjelder også i prinsippet for JRCs EU-metodikk og Eurostats system, men i forslaget til lovtekst som er under behandling i EU, er det bare lagt opp til tilstandsregnskap basert på variablenes opprinnelige målte verdier uten sammenligning med referanseverdier. Både vannforskriften og indeksmetoden (IBECA) i fagsystemet gjør bruk av referanseverdier på omtrent samme måten som SEEA EA. Fagpanelmetoden (PAEC) definerer ikke referanseverdier og foretar i stedet en kvalitativ vurdering av om datagrunnlag og utviklingstrekk ved variabelverdiene sannsynliggjør avvik fra referansetilstanden.

**Skalering:** I SEEA EA brukes tilstandsvariablenes referanseverdier og «nullverdier» som grunnlag for å skalere de opprinnelig målte variabelverdiene til en felles skala fra 0 (for et svært forringet økosystem) til 1 (referansetilstand). Med kunnskap om dose-respons-sammenhenger mellom variablenes verdier og viktige påvirkninger kan lineære eller ikke-lineære skaleringsfunksjoner definere de skalerte variabelverdiene. Eurostats implementering av SEEA EA legger foreløpig ikke opp til å bruke skalerte variabelverdier i tilstandsregnskapet, men vil trolig følge SEEA EAs tilnærming for skalering når det eventuelt måtte bli aktuelt. I fagsystemets fagpanelmetode foretas ingen slik skalering av variabelverdier. I vannforskriftens system og indeksmetoden til fagsystemet inngår tilsvarende skalering av variabelverdier som i SEEA EA. I alle disse systemene er skaleringsfunksjonen i praksis ofte ikke-lineær, f.eks. ved bruk av konkave eller konvekse skaleringsfunksjoner og/eller ved at skalerte verdier under 0 eller over 1 trunkeres til henholdsvis 0 og 1. Ikke-lineære skaleringsfunksjoner innebærer at skalerte variabelverdier ikke vil være uavhengige av den romlige skalaen som skaleringen foregår på (jf. kap. 3.6). Denne problemstillingen er ikke godt belyst i noen av systemene for vurdering av økologisk tilstand eller tilstandsregnskap. Spørsmål knyttet til forståelse av referansetilstanden, fastsetting av referanseverdier og skaleringsfunksjoner i ulike sammenhenger (som ulike økosystemtyper, variabler, datatilgang og politikkområder) er for tiden under utredning i forskningsprosjektet SELINA i EUs forskningsprogram «Horizon Europe» (<https://project-selina.eu/>).

**Fastsetting av økosystemtilstand:** SEEA EA legger opp til at regnskap for økosystemenes tilstand kan gjøres på tre nivåer, med utgangspunkt i variablenes opprinnelige målte verdier, i deres skalerte verdier og som sammenstilte verdier (indekser) for flere variabler for de enkelte variabeltypene (ECT) og/eller hele økosystemet. SEEA EA har ingen entydig oppskrift på hvordan skalerte verdier for ulike variabler skal settes sammen, men angir at dette vil avhenge av hvordan slike tilstandsindekser skal brukes. Vannforskriftens system og fagsystemets indeksmetode har tilsvarende mulighet for å lage oversikter over økosystemtilstanden på de samme tre nivåene. Vannforskriften og indeksmetoden representerer imidlertid to ulike tilnærminger til tematisk sammenstilling av variabelverdier. I vannforskriften benyttes «verste styrer»-prinsippet, der variabelen (kvalitetselementet) med størst avvik fra referanseverdien avgjør den samlede tilstandsverdien, mens indeksmetoden benytter gjennomsnitt av skalerte variabelverdier (ev. med ulik vekt for variablene) for terrestriske økosystemer. I fagsystemets fagpanelmetode legges det kun opp til en kvalitativ samlet vurdering av relevante tilstandsvariabler for økosystemets egenskaper og eventuelt hele økosystemet. EUs implementering av SEEA EA har foreløpig ikke lagt opp til å beregne sammenstilte tilstandsverdier for økosystemene. **Figur 3** illustrerer hvordan de ulike systemene forholder seg til SEEA EAs tre nivåer for tilstandsregnskap.



**Figur 3.** FNs rammeverk for naturregnskap (SEEA EA) skisserer tre nivåer for tilstandsregnskap, alle er geografisk eksplisitte. EUs lovverk er bindende for et sett med obligatoriske variabler, og de har forslag til flere frivillige variabler. Forskningsprosjekter i EU arbeider med å utvikle metoder for skalering og sammenstilling av variabler for hele økosystemer (her er også JRCs EU-metodikk inkludert). I Norge benyttes ulike metoder til å vurdere tilstanden i økosystemene, alle relevante for FNs tilstandsregnskap.

**Metodiske utfordringer:** Alle systemer for vurdering av økologisk tilstand har i ulik grad forskjellige metodiske utfordringer. I tillegg vil ulike tilnærminger kunne ha sine spesifikke utfordringer. Noen felles utfordringer for alle systemer kan skisseres som følger:

- Operative kriterier for identifikasjon og avgrensning av ulike økosystemtyper, inkludert kriterier for når tilstandsendringer er så omfattende at en økosystemforekomst går over fra en økosystemtype til en annen, mangler for de fleste økosystemtypologiene.

- Relevante tilstandsvariabler for viktige karakteristika ved ulike økosystemers tilstand er ofte for få til å gi en balansert vurdering av tilstanden. For få variabler vil kunne gi feil vurdering av tilstanden. Det bør også utvikles troverdige hypoteser for variablenes respons på viktige påvirkninger. Samtidig bør det utvikles kriterier for avgrensning mot variabler for påvirkninger og responser (jf. DPSIR, *driver–pressure–state–impact–response*-modellen). Variabler som kan tilfredsstillende SEEA EAs krav til verdier per økosystemforekomst, bør utvikles i større grad, siden disse også kan skaleres ned til mindre romlige enheter og dermed lettere inngå i lokale vurderinger.
- Statistisk holdbare data for tilstandsvariabler, på relevant romlig og tidsmessig skala, er nødvendig (men ikke tilstrekkelig) for sikre konklusjoner. Det er en klar mangel på tilstrekkelig lange tidsserier for å vurdere trender og variasjon mellom år/tiår.
- Referansetilstand: Selv om alle systemene legger til grunn at god økologisk naturtilstand omfatter intakt natur med liten menneskelig påvirkning, er det nyanseforskjeller i hvor stor grad av menneskelig påvirkning som inngår i en «naturlig» eller god referansetilstand. En transparent, omforent og godt forankret forståelse av referansetilstand er trolig viktig for tilliten til vurderinger av økologisk tilstand. Dessuten omfatter tilstandsregnskap også sterkt menneskepåvirkete økosystemer der det i liten grad er utviklet en relevant forståelse av referansetilstanden.
- Rolleavklaring i utforming og gjennomføring av tilstandsvurderinger og tilstandsregnskap. De ulike systemene (med unntak av fagpanelmetoden i det norske fagsystemet) er lite eksplisitte når det gjelder hvilken type kompetanse og institusjonstilknytning de bør ha som henholdsvis utformer systemer for og gjennomfører de konkrete tilstandsvurderingene som del av naturregnskap.

Utfordringer ved indikatorbaserte tilnærminger (dvs. der verdier for tilstandsvariabler skaleres):

- Ulike tilnærminger for å fastsette referanseverdier bør utforskes nærmere, inkludert kriterier for hvor velfundert slik fastsetting er. Det må utvikles metoder for å angi usikkerhetsmål for referanseverdier. Det er utfordringer ved fastsetting av «nullverdier» for enkelte variabler, i noen grad parallelle til tilsvarende utfordringer for referanseverdier. Det er også behov for utvikling av referanseverdier som tar høyde for variasjon innenfor økosystemtyper, f.eks. mellom økologiske undertyper, klimasoner eller regioner.
- Skalering av tilstandsvariabler er et eget problemfelt, der det særlig er behov for å avklare når ikke-lineære skaleringsfunksjoner bør brukes og hvordan slike da kan fastsettes. Her er det også viktig å avklare hva som er relevant romlig nivå og rekkefølge for gjennomføring av trunkering og annen ikke-lineær skalering (jf. kap. 3.6).
- Samlet tilstandsvurdering ved sammenstilling av flere variabler har flere utfordringer, bl.a. vektning av variabler, statistisk korrekt form på sammenstilling og estimering av usikkerhet for sammenstilte indekser.

Utfordringer ved fagpanelbaserte tilnærminger:

- Fagpanelbaserte tilnærminger er fundamentalt forskjellige fra tilnærmingene til SEEA EA og Eurostat. Dette kan resultere i en rekke utfordringer som per nå er vanskelig å forutse, og som vi i rammen av dette prosjektet ikke har hatt kapasitet til å kartlegge. Vi nevner kun to relativt opplagte, spesifikke utfordringer:
- Romlig skala og aggregering av tilstandsvurderinger er en særlig utfordring for metoder med kvalitativ tilstandsvurdering.
- Samlet tilstandsvurdering ved sammenstilling av flere variabler representerer også en stor utfordring for metoder med kvalitativ tilstandsvurdering.

## 3 Innledende avklaringer

I dette kapitlet har vi samlet noen konseptuelle betraktninger av overordnet betydning, som er relevante for flere av prosjektets målsettinger. Siden de legges til grunn for selve problem-besvarelsen, må de avklares – eller i det minste belyses – først. Avklaringene gjelder (1) kriterier for gode tilstandsvariabler; (2) tilordningen av variabelverdier til økosystemforekomster; (3) fastsettelsen av referanseverdier; (4) økosystemtypologien som legges til grunn; (5) muligheten for å gjennomføre et tilstandsregnskap på finere romlig skala enn regioner; og (6) viktige aspekter ved skalering og romlig aggregering.

### 3.1 Kriterier for valg av tilstandsvariabler

Ekspertgruppa for utvikling av fagsystemet for fastsetting av god økologisk tilstand drøfter kriterier for valg av variabler for økologisk tilstand i sin rapport (Nybø & Evju 2017, kap. 3.5). De viser i utgangspunktet til OECDs kriterier for mer generelle miljøindikatorer (**tabell 3**). I kapitlet går de også nærmere gjennom kriterier og andre forhold av betydning for valg av variabler for økologisk tilstand. De påpeker at variabler for økologisk tilstand må reflektere viktige egenskaper ved økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet, i samsvar med forståelsen av hva god økologisk tilstand innebærer. Slike variabler kan være biotiske eller abiotiske, men abiotiske variabler bør være direkte knyttet til økosystemfunksjon. Dessuten bør variablene være følsomme for de antatt viktigste menneskelige påvirkningene i økosystemet, men de bør ikke selv direkte representere slike påvirkninger. Variablene kan være direkte eller indirekte (surrogater) mål på en rekke forskjellige biotiske og abiotiske faktorer og prosesser. Ekspertgruppa fastslår at artsrikhet i seg selv kan være vanskelig å bruke som tilstandsvariabel. De enkelte artene som inngår, kan representere økologisk tilstand på forskjellig måte og respondere forskjellig på ulike påvirkningsfaktorer. Sammensetning av arter innenfor et trofisk nivå kan imidlertid ofte gi et presist, følsomt, robust og lettere målbart estimat (i både tid og rom) på økologisk tilstand enn antall arter eller bestandsnivå for enkeltarter.

**Tabell 3.** OECDs kriterier for miljøindikatorer (OECD 2003).

---

#### **Relevans og nytteverdi for brukere**

En miljøindikator bør:

- gi et representativt bilde av miljøets tilstand, miljøpåvirkninger eller samfunnets respons
- være enkel, lett å tolke og i stand til å vise trender over tid
- respondere på endringer i miljøet og relaterte menneskelige aktiviteter
- gi grunnlag for internasjonale sammenligninger
- være relevant for det arealet som vurderes
- ha en terskelverdi eller referanseverdi som den kan sammenlignes mot, slik at brukere kan vurdere betydningen av indikatorens verdi

#### **Analytisk forsvarlighet**

En miljøindikator bør:

- være teoretisk godt fundert i tekniske og vitenskapelige termer
- være basert på internasjonale standarder og internasjonal konsensus om gyldighet
- være egnet til å kobles mot økonomiske modeller, prognoser og informasjonssystemer

#### **Målbarhet**

Data som trengs for å støtte indikatoren, bør:

- være lett tilgjengelig eller kunne gjøres tilgjengelig på en kostnadseffektiv måte
  - være godt dokumentert og av kjent kvalitet
  - oppdateres jevnlig i samsvar med utarbeidete prosedyrer
-

I de konkrete vurderingene av økologisk tilstand for ulike økosystemer (jf. kap. 2.1) ble det i utgangspunktet særlig lagt vekt på å finne variabler som kunne representere de enkelte egenskapene ved økosystemer, der det samtidig var mulig å finne noenlunde representative data for de geografiske områdene som skulle vurderes. Dessuten ble det ansett som viktig at endringer i variabelverdier kunne knyttes til endringer i økosystemets tilstand, og at slike endringer eventuelt kunne knyttes til menneskeskapt påvirkning. I fagsystemets fagpanelmetode er det en forutsetning at det kan formuleres eksplisitte hypoteser for menneskeskapt faktorer påvirkning på variabelverdiene. I fagpanelmetoden er det også viktig om data for variablene finnes som tidsserier som kan gi grunnlag for å vurdere om endringer i tilstanden har inntruffet. I indeksmetoden er det sentralt å kunne fastsette referanseverdier og grenseverdier for god økologisk tilstand for de enkelte tilstandsvariablene, slik at deres verdier kan skaleres til en felles skala mellom 0 og 1 (jf. kap. 2.1). Disse skaleringsverdiene kan defineres basert på flere måter enn ved vurdering av endring over tid, og dermed er det mindre utslagsgivende om det eksisterer tidsserier for en tilstandsvariabel eller ikke.

SEEA EA har også gjennomgått et sett av utvalgskriterier for variabler for økologisk tilstand (UN mfl. 2021, Annex 5.1). Disse er nærmere diskutert av Czúcz mfl. (2021b) og er gjengitt i **tabell 4**. I tillegg til å presentere et sett med slike utvalgskriterier drøfter Czúcz mfl. (2021b) også hvordan en prosess for å komme fram til et tilfredsstillende sett med tilstandsvariabler bør legges opp. De deler denne prosessen i fire faser: (1) identifikasjon av de viktigste egenskapene ved økosystemtilstanden og hvordan disse eventuelt kan representeres ved egnede variabler, (2) utvikling av konkrete, veldokumenterte tilstandsvariabler, (3) utvikling av tilstandsindikatorer ved fastsetting av referanseverdier og skaleringsfunksjoner og (4) aggregering av tilstandsindikatorer i tid, rom eller tematisk for å lette bruk i forvaltning eller politikk. Kriteriene for utvalg av variabler omfatter i hovedsak bare de to første fasene av en slik prosess. For øvrig anbefales at prosessen legges bredt opp med involvering av ulike eksperter og interessenter, der alle vurderinger så langt mulig bygger på kunnskap dokumentert i faglitteraturen og alle valg dokumenteres. Også fagsystemets fagpanelmetode legger vekt på bred involvering av ulike grupper i forskjellige deler av vurderingsprosessen, mens dette ikke er like eksplisitt lagt til grunn i indeksmetoden.

Czúcz mfl. (2021b) anser de konseptuelle kriteriene som særlig relevante i første fase av utviklingen av et tilstandsregnskap, der rammene for tilstandsregnskapet legges. Her må det avklares hva slags egenskaper ved økosystemet som best reflekterer økosystemets tilstand, og hvordan slike egenskaper bør måles. Siden disse kriteriene diskuteres innen rammen av SEEA EA, knytter de også egenskaper og mål for økosystemets tilstand til mulig leveranse av økosystemtjenester. Dette aspektet er ikke direkte vektlagt i fagsystemet for økologisk tilstand, men kan generelt knyttes til hvordan tilstandsvurderinger er tenkt brukt i politikk og forvaltning. Både i SEEA EA og fagsystemet er det viktig at endringer i tilstandsvariablers verdier tydelig kan knyttes til endringer i økosystemets tilstand og at de er følsomme for menneskeskapt påvirkning. Czúcz mfl. (2021b) påpeker også at egenskaper og mål for økosystemets tilstand bør være klart skilt fra andre deler av SEEA EAs rammeverk. Det innebærer f.eks. at tilstandsvariabler ikke samtidig kan brukes til å representere økosystemtjenester. Areal av økosystemtyper som inngår i arealregnskap, kan heller ikke brukes som tilstandsvariabler, mens areal av underliggende typer som ikke inngår i arealregnskap, kan være aktuelle som tilstandsvariabler. For eksempel kan areal av lauvskog være en tilstandsvariabel dersom arealregnskapet gjøres for skog generelt uten videre inndeling.

De praktiske kriteriene i Czúcz mfl. (2021b) dekker i særlig grad hvordan de konkrete tilstandsvariablene bør utformes, og, mer indirekte, forhold ved datagrunnlaget som medfører at variablene er holdbare og tilgjengelige. Variablene må representere egenskaper ved økosystemtilstanden så troverdig, representativt og presist som mulig. Samtidig bør tilstandsvariablene være så enkle som mulig. Datagrunnlaget må kunne dekke det angitte området og tidsrommet for tilstandsregnskapet med tilfredsstillende oppløsning i tid og rom, innenfor gitte ressurser og tidsrammer. Samme egenskaper ved tilstanden i ulike økosystemer bør måles ved samme variabler og tilsvarende datagrunnlag i ulike økosystemer og regnskapsområder. Hele settet av variabler (jf. siste gruppe av kriterier) bør dekke alle relevante egenskaper ved økosystemtilstanden, men samtidig bør det ikke være overlapp i variablenes dekning av disse egenskapene.



**Tabell 4. SEEA EAs kriterier for valg av variabler for økologisk tilstand (jf. også Czúcz mfl. 2021b).**

Kriterier	Forklaring
<i>Konseptuelle kriterier</i>	
Iboende relevans	Karakteristika og variabler bør gjenspeile eksisterende vitenskapelig forståelse av økosystemets integritet, støttet av vitenskapelig litteratur
Instrumentell relevans	Karakteristika og variabler bør knyttes til tilgjengeligheten av naturgoder (karakteristika som gir mest informasjon om flest tjenester bør foretrekkes)
Tolkbar	Karakteristika og variabler må ha potensial for en omforent normativ tolkning (det bør være klart om en endring er gunstig eller ugunstig)
Følsom for menneskelig påvirkning	Karakteristika og variabler bør være følsomme for kjente sammenhenger med sosio-økologiske forhold (viktige menneskeskapt påvirkninger, forvaltningsalternativer)
Samsvar med rammeverket	Karakteristika og variabler bør være forskjellige fra andre deler av SEEA-rammeverket for naturregnskap
<i>Praktiske kriterier</i>	
Gyldig	Variabler må representere egenskapene de skal dekke på en troverdig og objektiv måte
Pålitelig	Variabler må være nøyaktige, pålitelige og reproducerbare, med potensielle feilkilder utforsket og dokumentert
Tilgjengelig	Variabler må dekke relevant romlige og tidsmessige utstrekning med nødvendig oppløsning med tilgjengelige ressurser og tid
Enkel	Variabler bør være så enkle som mulig
Forenlig	De samme egenskapene bør måles med de samme (kompatible) variabler for ulike økosystemtyper o/eller ulike regnskapsområder (land)
<i>Overordnede kriterier</i>	
Helhetlig	Det endelige variabelsettet bør samlet dekke alle økosystemets relevante egenskaper
Tilstrekkelig	Det endelige variabelsettet bør ikke inneholde overflødige (korrelerte) variabler

I tillegg til å presentere og diskutere settet med kriterier for valg av tilstandsvariabler drøfter Czúcz mfl. (2021b) også flere andre aspekter ved valg av slike variabler (også nokså tilsvarende diskutert av SEEA EA, jf. kap. 2.4). De anbefaler at man bør unngå å bruke variabler som direkte representerer påvirkningsfaktorer eller forvaltningstiltak, som mål på økosystemtilstanden. Noen typer av påvirkningsfaktorer er knyttet til økosystemets mengde av visse kjemiske eller biologiske «lagre», og slike påvirkninger kan indirekte representeres ved tilstandsvariabler for slike «lagre». Eksempler på henholdsvis påvirkninger og økosystemvariabler kan være erosjon og tykkelsen på jordsmonnet, tilførsel av nitrogen og konsentrasjon av nitrogen i jorda, eller jakt på småvilt og bestandsstørrelsen av de aktuelle artene. Czúcz mfl. (2021b) peker også på at visse påvirkninger som klimaendringer bør betraktes som eksterne i forhold til det aktuelle økosystemet og dermed ikke bør inngå som grunnlag for tilstandsvariabler. Tilsvarende gjelder for samfunnets forvaltningstiltak som eventuelt iverksettes for å forbedre en miljøtilstand. Dette sier i seg selv ikke noe om den faktiske økosystemtilstanden, siden tiltaket kan være iverksatt nettopp for å forbedre en eksisterende dårlig tilstand.

SEEA EA (Czúcz mfl. 2021b) og fagsystemet for økologisk tilstand (Nybø & Evju 2017) vektlegger i stor grad samme type kriterier for valg av tilstandsvariabler. De viktigste kriteriene i begge systemer kan sammenfattes som at tilstandsvariablene må

- representere viktige egenskaper ved økosystemtilstanden og samlet gi en balansert dekning av disse egenskapene,
- vise en klar sammenheng med økosystemtilstanden,
- være følsomme for menneskeskapte påvirkninger,
- være representert ved mål som er troverdige og presise, og som dekker det aktuelle geografiske området og tidsrommet med tilfredsstillende oppløsning i tid og rom.

Kriteriene til Czúcz mfl. (2021b) som går på tilpasning til SEEA EAs rammeverk for naturregnskap, ble i utgangspunktet ikke tatt hensyn til i fagsystemet (siden fagsystemet ikke var tenkt å inngå i naturregnskap etter SEEA EAs rammeverk). Men de må vektlegges i et norsk tilstandsregnskap som baserer seg på SEEA EA.

### 3.2 Tilordning av variabelverdier til økosystemforekomster

Et sentralt poeng ved tilstandsvariabler for et gitt økosystem er at variablenes verdier må være representative for det aktuelle økosystemet. Dette innebærer på den ene siden at verdiene må kunne tilordnes økosystemets ulike forekomster slik at verdiene faktisk representerer dette økosystemet og ikke andre nærliggende økosystemer. Samtidig må variabelverdiene være representative for den geografiske utbredelsen av økosystemet. Når det gjelder tilordningen av variabelverdier til et gitt økosystem, kan dette prinsipielt gjøres på fire ulike måter:

- 1) *Konseptuell tilordning*: En variabel kan knyttes til et bestemt økosystem på generelt grunnlag, f.eks. ved at vi anser alle verdier av denne variabelen som representative for økosystemet selv om noen av dem er påvirket av forhold i andre økosystemer. Et eksempel på dette kan være bestandsstørrelsen for elg, der vi kan anse alle data som relevante for skog, selv om elger i noen grad også har leveområder som omfatter våtmark og åpen fastmark både under og over skoggrensa.
- 2) *Feltbasert tilordning*: Der variabelverdiene er hentet fra et representativt utvalg av feltlokalteter og det samtidig er fastslått hva slags økosystem hver lokalitet tilhører, vil vi ha en entydig tilordning av variabelverdier til det aktuelle økosystemet. Det gjelder f.eks. for variabler basert på arealrepresentativ overvåking slik som landsskogtakseringen (Viken 2021) eller program for arealrepresentativ naturovervåking (ANO; Tingstad mfl. 2019). Eksempler på variabler basert på slike data er volumet av død ved i skog eller varmekrav for karplanter i ANO-ruter på fjellet.
- 3) *Kartbasert tilordning*: Variabelverdier som er basert på data fra fjernmåling eller modellering, må kunne knyttes til en geografisk posisjon ved tilstrekkelig presise koordinater. Eksempler på variabler basert på slike data er biomasse av grønne planter i skog basert på NDVI-verdier fra satellitter eller modellert snødybde per kvadratkilometer i fjellet. For at disse verdiene skal kunne tilordnes et gitt økosystem, må det foreligge enten et heldekkende kart eller et kart for et representativt utvalg av forekomster av den aktuelle økosystemtypen. De kartlagte forekomstene av økosystemtypen må være større enn den romlige oppløsningen til dataene, f.eks. er klimadata modellert med 1 km<sup>2</sup> oppløsning lite egnet til å si noe om snøforholdene for økosystemforekomster som har en gjennomsnittlig størrelse på 1 ha.
- 4) *Landskapsøkologiske variabler*: Noen aktuelle tilstandsvariabler kan representere ulike landskapsegenskaper for et gitt økosystem, f.eks. størrelse eller form for de enkelte forekomstene (polygonene) av skog eller graden av konnektivitet mellom slike skogforekomster. Variabelverdier for slike egenskaper må avledes fra kart over det aktuelle økosystemet.

Variabler som beskriver egenskaper ved de enkelte polygonene og ikke de romlige relasjonene mellom ulike polygoner (som konnektivitet), kan også baseres på kart for et representativt utvalg av enkeltforekomster av økosystemtypen

De to siste måtene å tilordne variabelverdier til økosystemer på krever at det finnes tilstrekkelig presise kart over de aktuelle økosystemene, dvs. kart som har en høy nok oppløsning til å skille mellom typene på det ønskete nivået i økosystemtypologien. Dersom slike økosystemkart ikke finnes, vil det ikke være mulig å bruke slike variabler i et tilstandsregnskap, noe som f.eks. kan være tilfelle for henholdsvis semi-naturlig mark og naturlig åpen fastmark under skoggrensa. Imidlertid forutsetter SEEA EA at naturregnskap er basert på en heldekkende og fullstendig inndeling av det aktuelle regnskapsområdet i forekomster av ulike økosystemtyper. Dermed er problemstillingen heller om det aktuelle økosystemkartet har en romlig og tematisk oppløsning som er tilstrekkelig til å fange opp økosystemtyper som i stor grad forekommer som små polygoner (jf. kap. 3.5).

### 3.3 Fastsettelse av referanseverdier

Som beskrevet i kapittel 2.4, legger SEEA EA opp til tilstandsregnskap på flere nivåer: et regnskap for en gitt økosystemtype basert på tilstandsvariabler med verdier i sine opprinnelige målte enheter, et regnskap basert på skalerte indikatorverdier for en gitt økosystemtype og mulighet for regnskap basert på indekser av sammenstilte verdier for flere indikatorer innen en gitt økosystemtype eller eventuelt også som en kombinasjon av slike indekser for flere økosystemtyper innenfor et geografisk regnskapsområde. For å kunne skalere de enkelte variabelenes verdier til en felles skala mellom 0 og 1, må det fastsettes en skaleringsfunksjon. I sin enkleste versjon er dette en lineær funksjon mellom en definert variabelverdi for referansetilstanden (referanseverdien, som tilsvarer skalert verdi 1) og en verdi for en svært forringet økosystemtilstand («nullverdien», som tilsvarer skalert verdi 0). SEEA EA beskriver ulike tilnærminger for å fastsette slike referanseverdier (UN mfl. 2021, kap. 5.3 og Annex 5.2).

Fastsetting av referanseverdier for tilstandsvariabler må bygge på en forståelse av referansetilstanden for det aktuelle økosystemet. For økosystemer som i hovedsak er eller antas å være formet av naturgitte prosesser, legger både SEEA EA, fagsystemet for økologisk tilstand og vannforskriften generelt til grunn et intakt økosystem som referanse (jf. kap. 2). For semi-naturlige økosystemer og økosystemer i hovedsak formet av menneskelig påvirkning, må referansetilstanden ses som best mulig tilstand gitt den typiske menneskelige påvirkningen for økosystemet. Kunnskaps- og datagrunnlaget for ulike tilstandsvariabler vil variere. For å fastsette konkrete referanseverdier kan det derfor være nødvendig å knytte disse til ulike konseptuelle grunnlag for referansetilstanden, f.eks. et naturnært intakt økosystem, en historisk periode med begrenset menneskelig påvirkning på økosystemet eller et økosystem med best mulig tilstand og minimal påvirkning.

SEEA EA skisserer åtte mer eller mindre distinkte tilnærminger for å fastsette referanseverdier for tilstandsvariabler:

- 1) *Referanseområder*: Forekomster av et økosystem som er vurdert som nær naturtilstanden og lite påvirket av mennesker, kan vurderes som egnete referanseområder, spesielt for noen av de tilstandsvariablene der referanseverdier skal fastsettes. Lite påvirkete referanseområder brukt i overvåkingsprogrammer kan gi verdier for tilstandsvariabler som dokumenterer variasjonen over tid. De er derfor særlig egnede som grunnlag for å fastsette referanseverdier. Imidlertid vil slike områder sjelden være fordelt geografisk slik at de dekker den naturgitte variasjonen i et økosystem på en representativ måte. De vil også kunne bli påvirket av globale eller regionale miljøendringer.
- 2) *Modellert referansetilstand*: Prediktive empiriske modeller eller modeller for potensiell naturlig vegetasjon kan være grunnlag for å avlede økologiske forhold uten vesentlig menneske-

lig påvirkning. Gitte modeller vil oftest måtte innrettes mot bare noen spesifikke typer av tilstandsvariabler. Slik modellering krever også en rekke forutsetninger som kan være vanskelig å belegge empirisk eller teoretisk.

- 3) *Statistiske tilnærminger basert på fordelinger av økosystemforekomster i ulik tilstand:* Der vi har data for tilstandsvariabler for en rekke økosystemforekomster og vi empirisk kan vurdere tilstanden for hver forekomst, kan vi bruke fordelingen av forekomstenes variabelverdier til å fastsette en referanseverdi. Dette kan f.eks. være gjennomsnittet av variabelverdiene for forekomster i 5 %-kvantilen med best tilstand, mens «nullverdien» kan være tilsvarende gjennomsnittsverdi for 5 %-kvantilen av forekomster med dårligst tilstand. Dette forutsetter at fordelingen dekker hele bredden av mulige tilstandsverdier. Fordelingen bør også dekke variasjonsbredden i naturgitte forhold for økosystemet. Dette vil ikke alltid være tilfellet. Langsiktige endringer i alle eller mange forekomster vil dessuten kunne medføre en gradvis endring i referanseverdier (*shifting baseline*).
- 4) *Historiske observasjoner og paleoøkologiske data* kan gi informasjon om artssammensetning eller økologiske forhold i tidligere perioder med lite menneskelig påvirkning, spesielt fra før-industriell tid. Slike data er imidlertid sjelden representative for et økosystems naturgitte miljøvariasjon og kan vanligvis bare belyse tilstanden for variabler knyttet til de undersøkte miljøforholdene eller artsforekomstene.
- 5) *Referanseperiode/år:* I noen sammenhenger brukes verdier av en tilstandsvariabel for et gitt år eller en periode i nyere tid til å angi en referanseverdi. Variabelverdier for slike år eller perioder kan være forholdsvis lette å dokumentere og kan utgjøre startpunktet i en tidsserie som viser utviklingen i verdier over tid. Valg av et gitt år eller en periode er imidlertid tilfeldig og vil sjelden reflektere en egentlig referansetilstand i form av intakt natur. Økosystemer i ulike områder vil ha vært under ulik historisk påvirkning og ha forskjellig tilstand på et gitt tidspunkt. Dermed vil slike referanseverdier for en tilstandsvariabel ikke representere samme tilstand i ulike områder.
- 6) *Forvaltningsmål:* Politisk eller juridisk fastsatte grenser for gitte tilstandsvariabler kan betraktes som referanseverdier som kan sammenlignes med målte verdier i økosystemer. Disse har gjerne klar forvaltningsrelevans, men vil sjelden reflektere en egentlig referansetilstand i form av intakt natur, siden de vanligvis er basert på en avveining av ulike samfunnsinteresser knyttet til økosystemet. Slike fastsatte grenseverdier kan også endres ved nye vedtak og representerer da en *shifting baseline*.
- 7) *Ekspertvurdering:* Slike vurderinger har ofte form som kvalitative utsagn om forventet referansetilstand. Det kan være vanskelig å fastsette troverdige referanseverdier for tilstandsvariabler basert på ren ekspertvurdering. Imidlertid vil ofte et element av ekspertvurdering inngå i flere av de andre tilnærmingene, f.eks. knyttet til modellforutsetninger eller vurderinger av tilstanden til ulike forekomster av økosystemer.
- 8) *Kombinasjon av noen av de foregående metodene:* Flere av de ovenstående tilnærmingene kan være nødvendige for å komme fram til en forståelse av relevant referansetilstand og konkrete variabelverdier i referansetilstanden. Som nevnt vil ofte et element av ekspertvurdering inngå i mange av de andre tilnærmingene.

SEEA EA understreker at tilnærmingene 1–4 i hovedsak bør brukes. Tilnærmingene 5–7 kan eventuelt trekkes inn der 1–4 ikke er mulige å bruke. Tilnærmingene 5 og 6 er særlig relevante der det er satt klare politiske eller juridiske rammer for tilstandsvurderingen.

I EUs arbeid med tilstandsregnskap legger Eurostat (foreløpig) ikke opp til at det skal lages et regnskap basert på skalerte verdier for tilstandsvariabler. Imidlertid har Vallecillo mfl. (2022) inkludert fastsetting av referanseverdier i sin oppsummering av JRCs utvikling av en felles metode for kartlegging og vurdering av økosystemers tilstand. Vallecillo mfl. (2022) tar utgangs-

punkt i SEEA EAs ulike tilnærminger til fastsetting av referanseverdier, men de utvider disse noe ved å legge til «absolutte biofysiske grenser» (jf. fagsystemets tilnærming 1 nedenfor). De deler også SEEA EAs tilnærming «forvaltningsmål» i to, henholdsvis som «grenser fastsatt på vitenskapelig grunnlag» (f.eks. økosystemets tålegrenser for påvirkning) og som «politisk vedtatte mål». Sistnevnte vil ut fra fagsystemets forståelse definitivt bli sett på som et forvaltningsmål som vanligvis ikke vil reflektere tilstanden i et intakt økosystem. I fagsystemet vil «tålegrenser» vanligvis bli forstått som mulige grenseverdier for god økologisk tilstand, snarere enn som referanseverdier.

Vallecillo mfl. (2022) har vurdert aktuelle tilnærminger for å fastsette referanseverdier for 133 tilstandsvariabler for seks ulike økosystemer (**tabell 5**). Bare for drøyt 20 % av disse variablene foreslår de at referanseverdier kan baseres på SEEA EAs anbefalte tilnærminger 1–4 og eventuelt «absolutte biofysiske grenser» (men ingen for SEEA EAs tilnærminger 2 og 4). Bare for skog (43 %) og hei, buskmark og lite vegetert mark (50 %) foreslår de slike tilnærminger for en god del av variablene. For jordbruksmark, grasmark, våtmark og marine økosystemer foreslår de at referanseverdier for minst 70 % av variablene bør fastsettes ved SEEA EAs tilnærminger 5–8, trass i at disse åpenbart ikke reflekterer en referansetilstand gitt ved intakt natur. I tillegg har de ikke foreslått noen tilnærming for fastsetting av referanseverdier for 18 % av variablene, i størst grad for urbane økosystemer (77 %). En grunn til at Vallecillo mfl. (2022) foreslår at referanseverdier for så mange variabler bør fastsettes ved tilnærminger som ikke egentlig reflekterer en referansetilstand gitt ved intakt natur, er at de eksplisitt har valgt å legge til grunn politisk bestemte forvaltningsmål og vitenskapelig fastsatte tålegrenser der slike finnes. Dette er begrunnet med disse tilnærmingenes politiske og forvaltningsmessige relevans, mens slik definert referansetilstand ikke nødvendigvis reflekterer god tilstand fra et faglig økologisk perspektiv.

**Tabell 5.** Forslag til tilnærming for fastsetting av referanseverdier for 133 foreslåtte tilstandsvariabler fordelt på seks økosystemtyper i JRCs arbeid med vurdering av økosystemtilstand (Vallecillo mfl. 2022). De ulike tilnærmingene er i hovedsak basert på tilnærmingene gitt av SEEA EA, men er litt utvidet (jf. «absolutt [biofysisk] grense», oppdelingen av tilnærming 6 og «ikke avklart»).

	Urbane øko-systemer	Jordbruk, grasmark	Skog	Hei, buskmark	Våtmark	Marine øko-systemer	Totalt
0 Absolutt grense		3					3
1 Referanseområde			10		2		12
2 Modellert ref.-tilstand							
3 Statistisk tilnærming				11	2		13
4 Historisk observasjon							
5 Referanseår		2	1	1	3	5	12
6a Tålegrense e.l.		4	2	2	3		11
6b Forvaltningsmål	5	8	2	4	4	16	39
7 Ekspertvurdering							
8 Kombinasjon		5	7	3	2	2	19
Ikke avklart	17	4	1	1	1		24
<b>Sum</b>	<b>22</b>	<b>26</b>	<b>23</b>	<b>22</b>	<b>17</b>	<b>23</b>	<b>133</b>

I fagsystemet for økologisk tilstand er det bare indekismetoden som gjør bruk av skalerte verdier for tilstandsvariabler, og som dermed må fastsette referanseverdier og «nullverdier» for hver variabel. I arbeidet med fagsystemet ble det imidlertid konkludert med at forståelser av referansetilstanden som er basert på tilstanden ved gitte tidspunkt, eller som er gitt ved spesifiserte forvaltningsmål, ikke egner seg som referanser for intakte økosystemer (Nybø & Evju 2017). SEEA EAs alternativer 5 og 6 er derfor ikke vurdert som aktuelle for fastsetting av referanseverdier i indekismetoden (ev. unntak er klimavariabler som har normalperioden 1961–

1990 som referanse). Med utgangspunkt i arbeidet med fagsystemet og indekismetoden har Jakobsson mfl. (2020) drøftet ulike tilnærminger til fastsetting av referanseverdier. De ender opp med fem hovedtyper av tilnærminger:

- 1) *Absolutte biofysiske grenser*: For tilstandsvariabler som har en negativ sammenheng med tilstanden, vil det ofte være mulig å fastsett absolutte grenser for variablenes verdier i referansetilstanden, dvs. at tilstandsvariabelen skal ha verdi 0 eller ikke forekomme i intakte økosystemer. Her kan det til gjengjeld by på utfordringer å fastsette en «nullverdi», dvs. å fastslå når variabelen har fått så høy verdi at økosystemtilstanden må anses som svært forringet. Det kan da være aktuelt å bruke noen av de andre tilnærmingene for fastsettelse av referanseverdier også for å fastsette en «nullverdi». Eksempler på dette er tilførte menneskeskapt forurensinger, teknisk infrastruktur eller introduserte fremmede arter.
- 2) *Referanseområder*: Områder med naturnære økosystemer med minimal menneskelig påvirkning kan betraktes som referanseområder der verdiene til tilstandsvariabler kan brukes som referanseverdier. Imidlertid kan slike områder være vanskelige å finne, de vil sjelden dekke hele den naturgitte variasjonen i økosystemers forekomst, og de vil alltid være utsatt for påvirkning fra globale endringer. Følgelig kan slike områder være egnet som referanse for noen typer av variabler og ikke for andre, samt at det kan være nødvendig å kombinere data fra slike områder med modellering for å komme fram til representative referanseverdier.
- 3) *Referansesamfunn*: Artssamfunn i referanseområder, i historiske kilder, basert på statistiske fordelinger av artsdata eller annen kunnskap kan være grunnlag for å avlede referanseverdier for tilstandsvariabler for samfunnsstruktur eller arters økologiske krav. Eksempler på dette er flere tilstandsvariabler i fagsystemet basert på plantearters forekomst i overvåkingsområder kombinert med artenes preferanser for ulike miljøforhold (Töpper mfl. 2018).
- 4) *Modellering basert på økosystemdynamikk*: Referanseverdier for noen tilstandsvariabler kan baseres på utvalgte data for visse deler av økosystemet (fra bl.a. referanseområder eller historiske kilder) og modellering av økosystemet der man mener å ha en god forståelse av økosystemets struktur og dynamikk. Eksempel på dette er modellering av henholdsvis volumet av død ved for skog basert på data for død ved i naturnær skog med ulik produktivitet, av aldersfordeling av trær i skog med ulik grad av naturgitte forstyrrelser og utviklingen av død ved i naturnær skog av ulik alder (Framstad mfl. 2021).
- 5) *Modellering basert på habitattilgang*: En lignende tilnærming kan gi referanseverdier for arters bestandsstørrelse eller tetthet i referansetilstanden basert på kunnskap om arters habitatkrav og modellering av tilgangen på slikt habitat i referansetilstanden. Eksempel på denne tilnærmingen er tilstandsvariabelen for bestandsstørrelse av jerv i fjellet (Framstad mfl. 2022a).

Sammenligner vi SEEA EAs ulike tilnærminger til fastsetting av referanseverdier med tilnærmingene til fagsystemets indekismetode, så peker begge på referanseområder og modellering som mulige tilnærminger. Statistiske analyser av fordelinger av økosystemforekomster inngår som en mulig tilnærming ved etablering av referansesamfunn, men denne tilnærmingen dekker flere økologiske forhold hos SEEA EA enn hos fagsystemet (så langt). SEEA EA synes imidlertid ikke å ha identifisert absolutte biofysiske grenser som en egen tilnærming. Historiske data og ekspertvurderinger kan i større eller mindre grad inngå i alle tilnærmingene drøftet av Jakobsson mfl. (2020). Indekismetoden har altså i hovedsak lagt til grunn SEEA EAs tilnærminger 1–4 og 7, i tillegg til absolutte biofysiske grenser.

Også i vannforskriften er de viktigste kriteriene for å identifisere referansetilstand og fastsette typespesifikke referanseverdier (1) romlige referansedata fra upåvirkete overvåkingslokaliteter, (2) historiske referansedata inkludert paleolimnologiske data (f.eks. fossile rester av planter og

dyr i innsjøsedimenter), (3) prediktiv modellering og (4) kombinasjoner av de nevnte metodene inkludert ekspertvurderinger (EC 2003, 2010). Bruk av referansedata fra eksisterende overvåkingslokaliteter vurderes som den enkleste metoden og gir i mange tilfeller også mulighet for å inkludere naturlig variasjon (romlig og temporal).

Det er viktig å være oppmerksom på at det kan være betydelig økologisk variasjon internt i økosystemene slik disse er avgrenset her (jf. kap. 3.4). Det tilsier at referanseverdier og «nullverdier» bør differensieres mellom ulike regioner eller andre geografiske inndelinger. For vannforekomster som vurderes etter vannforskriften, er det for mange variabler fastsett egne referanseverdier for ulike vanntyper (jf. kap.2.2 ). For naturlig åpne områder under skoggrensa er hovedøkosystemet i seg selv så heterogent at både tilstandsvariabler og referanseverdier bør fastsettes spesifikt for underenheter av hovedøkosystemet (Evju mfl. 2023). For visse typer av tilstandsvariabler innebærer dette også at eventuelle økosystemkart må kunne vise de samme avgrensingene til underenheter i typologien eller til geografiske enheter definert på annen måte (jf. kap. 3.2).

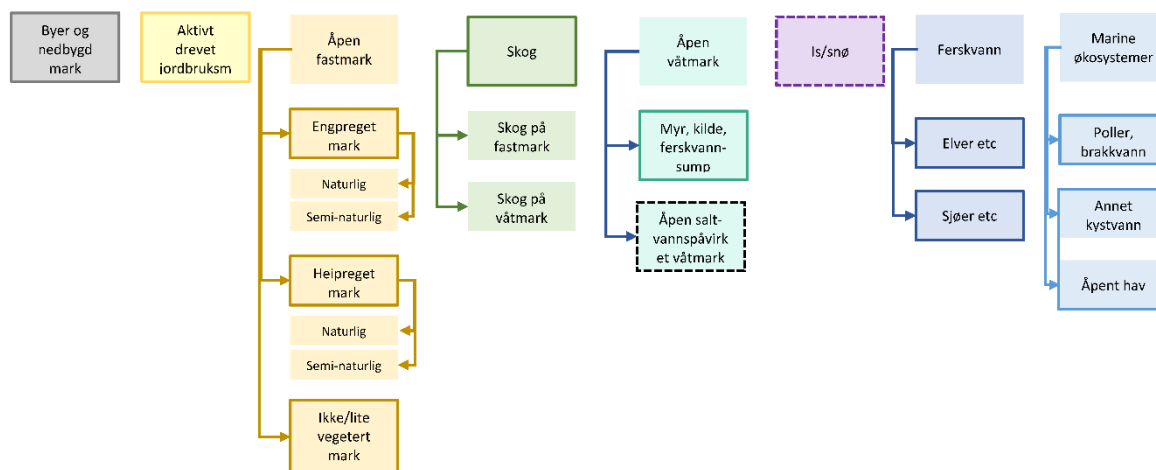
## 3.4 Økosystemtyper

### Økosystemtypologier

For denne utredningen har Miljødirektoratet forutsatt at typologien presentert av Framstad mfl. (2022b) skal legges til grunn. Denne typologien kombinerer inndelingen i hovedøkosystemer slik disse er gitt i Norges handlingsplan for biologisk mangfold (*Natur for livet*, KLD 2015), i arbeidet med fagsystemet for økologisk tilstand (jf. kap. 2.1) og i Eurostats typologi på nivå 1 (jf. kap. 2.6). Denne typologien er illustrert i **figur 4**. Disse og andre økosysteminndelinger er utførlig presentert og drøftet av Framstad mfl. (2022b), men det er likevel behov for å trekke fram enkelte utfordringer ved representasjon av Eurostats typologi i Norge.

De viktigste avvikene mellom norske hovedøkosystemer og Eurostats typologi er at fjell ikke er definert som egen enhet i Eurostat-typologien, mens arktisk tundra kun er en enhet på nivå 2 under hei og buskmark og bare omfatter områder med permafrost. Fjell og andre områder over eller nord for skoggrensa kan, uavhengig av inndeling for øvrig, avgrenses ved hjelp av en modellert skoggrensa, slik dette hittil er gjort i arbeidet med naturindeksen og fagsystemet. På den andre siden er terrestriske kystøkosystemer ikke definert som eget hovedøkosystem i *Natur for livet* eller fagsystemet for økologisk tilstand. Eurostat-typologien skiller ellers ikke mellom naturlig og semi-naturlig mark, men deler åpen fastmark inn i grasdominert mark, hei og buskmark og lite vegetert mark. Eurostat-typologien skiller også saltvannspreget våtmark på kysten fra myr og annen ferskvannstilknyttet våtmark. Ellers inkluderer Eurostat-typologien sterkt endrete økosystemer i urbane eller bebygde områder og aktivt drevet jordbruksmark. Disse er også inkludert i *Natur for livet*, men hittil ikke i fagsystemet for økologisk tilstand. Både Eurostats typologi og *Natur for livet* inkluderer også ferskvannøkosystemer og marine økosystemer, der fagsystemet kun dekker åpent hav, mens ferskvann og kystvann dekkes av vannforskriftens system.

Eurostat-typologiens inndeling på nivå 1 er gitt i forslaget til lovtekst (Eurostat 2022) og må dermed anses som nokså fastlagt. Det gjelder imidlertid ikke for nivåene 2 og 3, der endringer i nåværende forslag kan komme i løpet av høsten/vinteren 2023–2024. Dette innebærer at innholdet i enhetene på nivå 1 fremdeles kan endres noe. Avgrensinger av enkelte enheter synes ellers ikke helt avklart. Det er f.eks. ulike kriterier for kronedekket for tresatt jordbruksmark og grasmark for å skille disse fra skog. Dessuten er det ikke en entydig avgrensing av terrestriske kysttyper (Eurostats klasse 11) mot både lignende typer utenfor kystsonen (bl.a. klasse 6.1 Bart fjell og stein) og mot enkelte marine kysttyper (Eurostats klasse 10). Et konsistent skille mellom klassene 10 (marint) og 11 (terrestrisk) bør følge gjennomsnittlig nivå for høyvann (jf. den norske kystkonturen), men dette er ikke klart i Eurostat-typologien.



**Figur 4.** Økosysteminndeling i Framstad mfl. (2022b). Figuren er en utvidelse av figur 1 i Framstad mfl. (2022b) for å vise alle hovedklassene av økosystemer som må inkluderes dersom både hovedøkosystemene i Natur for livet, fagsystemets og Eurostats typologi på nivå 1 skal kunne representeres. Hovedøkosystemet fjell (inkludert lavarktiske områder) må avgrenses som åpen fastmark over skoggrensa, samt is/snø. Terrestriske kysttyper (klasse 11) i Eurostats typologi må avgrenses som utforminger av åpen fastmark og saltvannssump innen en nærmere definert kystzone. Eurostats typologi på nivå 1 i figuren er markert ved rammer rundt boksene og omfatter: byer osv., aktivt drevet jordbruksmark, engpreget mark, heipreget mark, ikke/lite vegetert mark (inkl. is/snø), skog, åpen ferskvannsvåtmark, elver, sjøer, poller/brakkvann, åpent hav (inkl. annet kystvann). Stiplede rammer indikerer at enheten inngår som en del av en Eurostat-enhet på nivå 1. Hovedøkosystemene i fagsystemet er representert ved semi-naturlig mark (eng, hei), naturlig åpne områder (eng, hei, lite vegetert mark) under skoggrensa, skog (ev. bare på fastmark), åpen våtmark (ev. også skog på våtmark), åpent hav (utenom kystvann). Vannforskriftens hovedenheter dekkes av elver, sjøer og kystvann (inkl. poller osv.).

Akvatiske økosystemer er bare gitt som grove overordnede enheter i hovedøkosystemene i *Natur for livet* og i Eurostats typologi på nivå 1 (jf. kap. 2.6). Hovedøkosystemene omfatter henholdsvis ferskvann og marine økosystemer, mens Eurostat-typologien er litt mer detaljert ved å dele hver av disse i to klasser, henholdsvis rennende og stående (fersk)vann (klassene 8 og 9), samt noen spesielle marine kystøkosystemer (klasse 10) og øvrige marine økosystemer (klasse 12). Fagsystemet omfatter som nevnt kun akvatiske økosystemer som ikke dekkes av vannforskriften, dvs. åpent hav. Det er ikke noe skille mellom økosystemer knyttet til bunnen og til åpne vannmasser i disse typologiene, i motsetning til i systemet *Natur i Norge* (NiN). Vannforskriftens overordnede inndeling skiller mellom elver, innsjøer, brakkvann, kystvann og grunnvann, men økologisk tilstand vurderes ikke for sistnevnte (Direktoratsgruppen 2018b). Ferskvann omfatter innsjøer og elver, og deles videre inn i vanntyper basert på klimasone, vannkjemi (spesielt kalsiuminnhold/alkalinitet) og turbiditet. Ferskvannsføremønstre er dessuten gruppert til økoregioner basert på klima og biogeografiske forhold. Kystvann er inndelt i vanntyper basert på grad av bølgeeksponering, ferskvannspåvirkning og noen andre spesielle økologiske forhold. Kystvann er også gruppert til ulike økoregioner basert på klima, havstrømmer og biogeografi. Det er knapt noe samsvar mellom vannforskriftens inndeling av vanntyper og Eurostat-typologiens inndeling av akvatiske økosystemer på nivå 2 og 3 (men flere kystvanntyper for fjorder dekkes av Eurostat-typologiens klasse 12.9 Fjorder). Merk ellers at vannforskriftens kystvann deles mellom Eurostat-typologiens klasse 10 (Marine laguner, bukter og brakkvann) og 12 (Marine økosystemer, innenfor 1 nautisk mil fra grunnlinja). Dessuten inngår brakkvann i Eurostat-typologiens klasse 10, men ikke i vannforskriftens definisjon av kystvann (jf. Vannforskriften 2006). Selv om brakkvann nevnes som en egen hovedenhet i vannforskriften, er ikke brakkvann tatt med som en separat vannkategori ved avgrensningen av vannforekomster etter vannforskriften (jf. Direktoratgruppen 2018b).



## Overgang fra en økosystemtype til en annen

Det varierer hva slags kriterier de forskjellige typologiene bruker for å definere de enkelte økosystemtypene, men generelt er det kriterier knyttet til økosystemenes sammensetning og struktur, i noen grad deres naturgitte eller menneskeskapt påvirkninger og i mindre grad deres funksjoner. Dette er også økosystemegenskaper som brukes for å spesifisere økosystemforekomstens tilstand. Dermed er det en sammenheng mellom kriterier for å definere de enkelte økosystemtypene og økosystemforekomstens tilstand: Omfattende endringer i en økosystemforekomstens karakteristiske egenskaper kan føre til at forekomsten går over fra en økosystemtype til en annen (*konvertering*), f.eks. dersom åpen mark gror igjen med trær. SEEA EA har diskutert dette nokså grundig (UN mfl. 2021, kap. 4.2.3 og 5.5.5), siden slik overgang mellom økosystemtyper er en sentral problemstilling ved arealregnskap. SEEA EA angir at en økosystemforekomstens overgang fra en type til en annen inntreffer ved en tydelig og varig endring i økosystemets karakteristiske sammensetning, struktur og funksjoner. En drastisk, men temporær endring som kan anses som en del av økosystemtypens normale naturlige variasjon (f.eks. en skogbrann), regnes ikke som overgang til en ny økosystemtype. Det samme gjelder for visse menneskeskapt endringer, f.eks. hogst av skog der forekomsten fortsatt forvaltes som skog. Ved gradvise endringer regnes disse i første omgang som endringer i tilstand, men om endringene etter hvert blir tilstrekkelig omfattende, må forekomstens økosystemtype anses som endret. Kriterier for å fastslå når en forekomstens økosystemtype er endret til en annen type, må knyttes til kriterier som definerer de enkelte økosystemtypene. Tilstandsvariabler som også inngår i kriteriene for definisjon av økosystemtypene, kan gjøre det lettere å vurdere når tilstandsendringer har blitt tilstrekkelig omfattende til å kvalifisere som en endring av økosystemtype. Et eksempel på dette er tresjiktets kronedekke og høyde som kriterier for skog. I tillegg må det vurderes hvor varig endringen er, og om endringen omfatter et areal som er relevant for et arealregnskap og tilhørende tilstandsregnskap. Etter en økosystemforekomstens overgang til en annen økosystemtype må tilstanden for denne forekomsten vurderes ved tilstandsvariabler som er relevante for den nye økosystemtypen. SEEA EA drøfter ikke hvordan det eventuelt skal håndteres om bare en del av en økosystemforekomst endres så mye at denne delen må anses som et annet økosystem. Dersom begge de to delene er større enn minste kartleggbare enhet, tilsier dette at forekomsten deles og at den delen som er tilstrekkelig endret, går over til en annen type. Hvis en av delene er mindre enn minste kartleggbare enhet, må forekomstens karakteristiske egenskaper vurderes for hele forekomsten under ett. Om de gjennomsnittlige endringene er store nok, må hele forekomsten anses som et annet økosystem, og tilstanden må vurderes etter variablene for dette økosystemet.

Overgang fra en økosystemtype til en annen er knapt diskutert for de konkrete typologiene som er gjennomgått her. I *Natur for livet* og fagsystemet for økologisk tilstand er imidlertid hovedøkosystemene mer eller mindre eksplisitt (men ofte ikke konsistent) knyttet til natursystemene beskrevet i beskrivelsessystemet *Natur i Norge* (NiN; Halvorsen 2016a,b). Dermed ligger NiNs kriterier for å skille ulike natursystemer fra hverandre som en underliggende premiss også for å vurdere overgang fra en økosystemtype til en annen. I NiN utgjør økologisk strukturerende prosesser og artssammensetning som respons på miljøforholdene i bunn- eller markvegetasjonen hovedgrunnlaget for å dele inn i hovedtyper og grunntyper. I Eurostat-typologien varierer skillekriteriene mellom ulike typer. Disse kriteriene har ikke samme systematiske tilnærming som i NiN, og det er bare for enkelte typer på nivå 3 at artssammensetning inngår. Selv om den prinsipielle tilnærmingen til SEEA EA nok kan sies å ligge til grunn for å vurdere overganger fra en økosystemtype til en annen for alle systemer diskutert her, vil kriteriene for typeinndelingen og dermed for overgang mellom typer variere. Et eksempel er semi-naturlig mark under gjengroing. Her vil NiN anse dette som semi-naturlig mark så lenge det finnes typiske arter for semi-naturlig mark i markvegetasjonen, mens Eurostat-typologien vil anse at gjengrodd semi-naturlig mark er gått over til skog så snart tresjiktet tilfredsstiller definisjonen på skog.

I en forvaltningssammenheng bør endringer i areal av økosystemtyper og deres tilstand ses i sammenheng. Nybø mfl. (2020, kap. 5.2) har illustrert hvordan disse henger sammen. Utgangspunktet er at ulike forekomster av en gitt økosystemtype oftest vil ha ulik tilstand. Hvilke fore-

komster som eventuelt endres til en annen type, kan dermed få konsekvenser for økosystemtypens gjennomsnittlige tilstand. Dersom det i hovedsak er forekomster med dårlig tilstand som nedbygges, vil arealet av økosystemtypen reduseres, men gjennomsnittlig tilstand vil forbedres. For gjengrodd semi-naturlig mark som går over til skog, vil arealet av semi-naturlig mark bli redusert, men gjennomsnittlig tilstand blir bedre, siden arealene med dårlig tilstand ikke lenger inngår i vurderingen. For skog blir det omvendt, med økt areal og dårligere gjennomsnittlig tilstand. Denne problemstillingen diskuteres i mer detalj i kapittel 4.4.2.

### 3.5 Romlig skala

Miljødirektoratet har spesifisert at vi i denne utredningen skal forholde oss til en romlig skala som dekker nasjonalt og regionalt nivå, slik som det hittil er gjort i fagsystemet for økologisk tilstand. Samtidig er det ønskelig å vurdere hvordan datagrunnlaget for foreslåtte tilstandsvariabler eventuelt kan brukes i vurderinger på finere romlig skala, slik at de kan brukes f.eks. på kommunalt nivå og dermed øke samfunnsnyten. Et eventuelt norsk tilstandsregnskap skal dessuten være i samsvar med FNs rammeverk SEEA EA og tilfredsstillende EUs krav til naturregnskap. I Eurostats forslag til lovtekst for naturregnskap er det foreløpig bare lagt opp til rapportering på nasjonalt nivå. Eurostats forslag skal imidlertid også være i samsvar med FNs rammeverk. I dette rammeverket er den prinsipielle tilnærmingen basert på sammenstilling av verdier for tilstandsvariabler for hver enkelt økosystemforekomst (jf. kap. 2.4). Den romlige skalaen for slike økosystemforekomster vil avhenge av hvor detaljert disse er definert, både med hensyn til tematisk og geografisk oppløsning. Den tematiske oppløsningen er gitt ved nivå 1 i Eurostats forslag til økosystemtypologi (jf. kap. 3.4). Den geografiske oppløsningen er i noen grad spesifisert i Eurostats veileder for arealregnskap (Eurostat 2023a), der maksimal størrelse for minste kartleggbare arealenhet er angitt til 10 ha for de fleste økosystemtypene og 1 ha for urbane områder. Veilederen gir ikke tilsvarende krav for lineære landskapselementer, men angir at disse vanligvis er minst 100 m lange og ikke mer enn 10 m brede. Det er her viktig å være oppmerksom på at om man velger en minste kartleggbare enhet på hele 10 ha, så vil dette ofte være større enn mange forekomster av spesielle økosystemer som våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa. Ved nokså grove kartleggingsenheter vil dermed mange forekomster av slike økosystemer ikke vises i kartet, og de vil dermed ikke inngå i arealestimater basert på kartet. Verdier for tilstandsvariabler vil heller ikke kunne tilordnes slike «usynlige» økosystemforekomster.

På den andre siden gir ikke SEEA EA noen føringer for hvor stor en enkelt økosystemforekomst kan være, så lenge den representerer et sammenhengende areal for én økosystemtype. Størrelsen vil dermed avhenge av landskapets heterogenitet, forekomstenes generelle størrelse for ulike økosystemer, økosystemtypologiens detaljeringsgrad og spesifisert størrelse for minste kartleggbare enhet (som setter en nedre grense for økosystemforekomsters størrelse). Mens økosystemforekomster av semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa oftest vil være små, vil mange forekomster av skog eller fjell kunne være svært store (f.eks. > 100 km<sup>2</sup>). De økologiske forholdene innenfor slike store økosystemforekomster kan variere mye mellom ulike deler av forekomstene. Dette tilsier i utgangspunktet at forekomstene bør deles i mindre, mer homogene deler, bl.a. for mer økologisk meningsfylte tilstandsvurderinger (jf. kap. 3.3). Dette må i så fall baseres enten på en finere inndeling av økosystemtypologien (jf. heterogeniteten for naturlig åpne områder under skoggrensa) eller ved andre kriterier enn de som er gitt av SEEA EA.

Dersom en verdi for hver tilstandsvariabel skal kunne knyttes til hver enkelt økosystemforekomst, har dette flere konsekvenser. For det første må de enkelte økosystemforekomstene være nøyaktig kartlagt etter fastlagte regler for typologi og kartografi (bl.a. for minste kartleggbare enhet). Dernest må verdier for tilstandsvariablene kunne tilordnes de enkelte økosystemforekomstene med stor grad av sikkerhet. Dette innebærer at variabelverdiene presist må kunne stedfestes geografisk og ikke kan ha en romlig oppløsning som er større enn den minste kartleggbare enheten. En fin romlig oppløsning for økosystemforekomstene, slik at forekomsten av de enkelte

økosystemtypene blir mest mulig representativ (jf. forrige avsnitt), står dermed i motsetning til mulighetene for å knytte variabelverdier til hver forekomst, noe som er enklere for grove kartenheter enn for fine.

Som bemerket i kapittel 2.7, er SEEA EAs forutsetning om at tilstandsregnskapet for hver økosystemtype skal bygges opp fra variabelverdier for hver enkelt forekomst trolig urealistisk i praksis. Dette er dels reflektert i SEEA EAs egen beskrivelse av tilstandsregnskapet og aktuelle tilstandsvariabler. I fagsystemet og i Eurostats forslag til tilstandsvariabler inngår en rekke variabler der verdier verken prinsipielt eller i praksis kan knyttes til hver enkelt økosystemforekomst. Dersom SEEA EAs prinsipielle tilnærming skal legges til grunn, vil dette begrense mulige tilstandsvariabler i betydelig grad og trolig føre til at viktige egenskaper ved økosystemet ikke blir representert i tilstandsvurderingen.

Som beskrevet i kapittel 3.2, kan vi tenke oss fire typer av tilstandsvariabler med hensyn til hvordan deres verdier kan knyttes til de enkelte økosystemtypene: (1) konseptuell tilordning, (2) feltbasert tilordning, (3) kartbasert tilordning og (4) landskapsøkologiske variabler som bruker økosystemforekomstenes utforming og geografiske posisjon som datagrunnlag. De to første variabeltypene forholder seg ikke til de enkelte økosystemforekomstene (jf. kap. 3.2). Verdier for disse variablene vil i praksis ikke innhentes for hver økosystemforekomst. Kartbasert tilordning gjelder særlig for fjernmålingsbaserte eller modellbaserte variabler, der kartet over økosystemforekomstene er helt sentralt i tilordningen av variabelverdier til økosystemforekomster av relevant type. Da er også størrelsen på økosystemforekomstene i forhold til datagrunnlagets romlige oppløsning avgjørende for å kunne få holdbare variabelverdier for de enkelte økosystemforekomstene. Landskapsøkologiske variabler er avhengige av presise kart over økosystemforekomstene for at verdier skal kunne beregnes, men det er bare et fåtall slike variabler som er relevante for de enkelte økosystemforekomstene, f.eks. variabler som beskriver de enkelte forekomstenes areal, omkrets eller form.

Fagsystemet for økologisk tilstand kan i prinsippet tilpasses ulike romlige skalaer og kunne dermed tilpasses SEEA EAs forutsetning om å innhente verdier for tilstandsvariabler for de enkelte økosystemforekomstene. Som bemerket i kapittel 2.1, er det imidlertid tilstandsvariablenes datagrunnlag som i praksis bestemmer hva som er reell romlig skala for tilstandsvurderingen (jf. avsnittet over). Ved bruk av fagpanelmetoden for tilstandsvurderinger kan det også være vanskelig å gjennomføre metodens protokoll for mange små områder siden hvert område da i prinsippet må vurderes etter den fulle protokollen. I vannforskriftens system (jf. kap. 2.3) skal tilstandsvurderingen gjøres for hver enkelt undersøkte vannforekomst. Dette passer i utgangspunktet bra med SEEA EAs tilnærming. I praksis måles tilstanden bare for et begrenset utvalg av vannforekomster. Dette utvalget er svært lite arealrepresentativt, fordi det oftest er behovsbasert, dvs. utvalget er forskjøvet mot vannforekomster som antas å ikke nå opp til god økologisk tilstand. En samlet vurdering for større regioner bør forsøke å korrigere for denne skjevheten og eventuelt ta høyde for antallet forekomster med ulike vanntyper. Kvantitativ aggregering av variabelverdier eller tilstandsvurderinger for flere forekomster over større regioner er dermed langt fra trivielt. Vi kommer tilbake til dette i kapittel 4.2 (på side 53).

### 3.6 Skalering, trunkering og aggregering

Som nevnt over, legger flere av rammeverkene opp til at variabler skaleres til indikatorverdier mellom 0 og 1. Avhengig av rammeverket er denne skaleringen enten valgfri (SEEA EA) eller obligatorisk (vannforskriften, naturindeksen, fagsystemet) eller blir ikke omtalt i det hele tatt (Eurostat). Det er viktig å være klar over at «skalering» omfatter opptil tre separate trinn, og at deres innbyrdes rekkefølge kan være avgjørende for resultatet. Disse tre trinnene er:

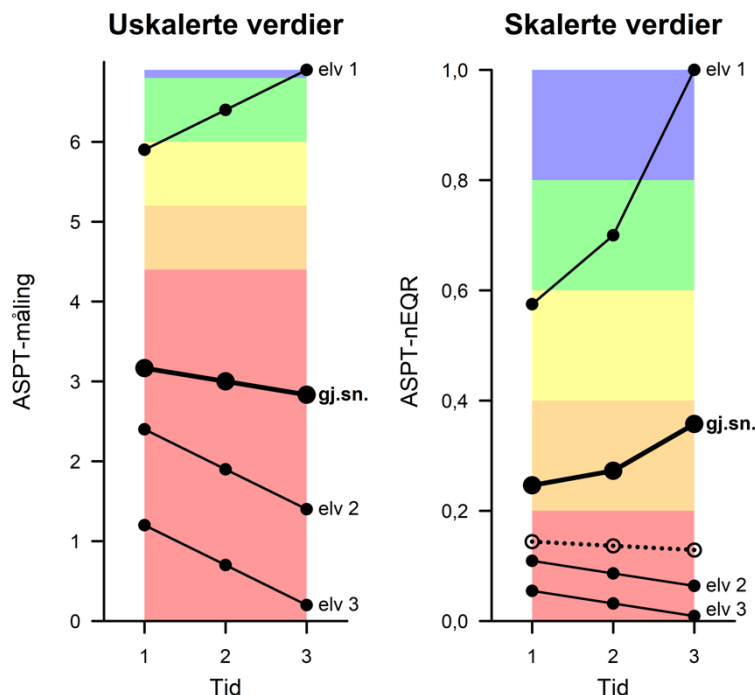
- 1) *Normalisering* innebærer en «omregning» av de opprinnelige måleverdiene til verdier som ligger mellom 0 (for nulltilstanden) og 1 (for referanseverdien). Denne matematiske operasjonen påvirker ikke variabelens skala. Hvis «nullverdien» er 0 på opprinnelig måleskala,

innebærer normalisering vanligvis at man deler variabelverdiene på referanseverdien. (Merk at det legges noe annet i begrepet *normalisering* i sammenheng med vannforskriften, se punkt 3).

- 2) *Trunkering* av måleverdier som er større (bedre) enn referanseverdien eller mindre (dårligere) enn «nullverdien», innebærer at «overskytende» verdier «kuttet av». Dette trinnet sikrer at alle verdier er lik eller større enn «nullverdien» og lik eller mindre enn referanseverdien. Variabler der «nullverdi» og referanseverdi korresponderer til hhv. et naturgitt minimum og maksimum, trenger ikke å bli trunkert.
- 3) *Transformering* av måleverdiene innebærer at disse blir økologisk mer informative og sammenlignbare. (Merk at denne matematiske operasjonen dessverre omtales som *normalisering* i sammenheng med vannforskriften.) Transformering er bare et eget trinn (utover normalisering og trunkering) når den er *ikke-lineær*. Trinnet kan illustreres med pH-verdier, som angir forsuring basert på en logaritmisk transformering av den målte konsentrasjonen av hydrogenioner: Tar man gjennomsnitt av pH-verdiene 2 og 4, får man en pH-verdi på 3; tar man derimot gjennomsnitt av de ikke-transformerte måleverdiene, nemlig  $0,01 \text{ mol l}^{-1}$  (som tilsvarer pH 2,0) og  $0,0001 \text{ mol l}^{-1}$  (som tilsvarer pH 4,0), får man en konsentrasjon på  $0,00505 \text{ mol l}^{-1}$  (som tilsvarer en pH på bare 2,3). I vannforskriften blir transformeringer brukt for at måleverdiene kan tilordnes de fem tilstandsklassene «svært dårlig» (0,0–0,2), «dårlig» (0,2–0,4), «moderat» (0,4–0,6), «god» (0,6–0,8) og «svært god» (0,8–1,0). Noen indikatorer trenger ikke noen transformering for å oppnå dette (dvs. normalisering til 0–1-skalaen er tilstrekkelig), mens andre må transformeres før de blir til de økologisk informative (og sammenlignbare) nEQR-verdiene som ligger til grunn for tilstandsklassifiseringen av vannforekomster (se kap. 2.2).

Det som i rapporten for enkelthets skyld omtales som «skalerte verdier», har altså gjennomgått opptil tre ulike matematiske operasjoner. Det som er viktig å påpeke, er at resultatet av denne skaleringen kan være påvirket av rekkefølgen disse tre operasjonene gjennomføres i. Geografisk aggregering og eventuell interpolering i tid utgjør et (eller to) ytterligere trinn, og det er heller ikke vilkårlig om dette trinnet (disse trinnene) gjennomføres før eller etter skaleringen og hvordan det gjennomføres (altså hvilken statistisk tilnærming som legges til grunn). Dessverre er ikke dette temaet belyst i særlig grad i de relevante rammeverkene. Dette kan gi seg svært uventete og uønskede utslag. Når f.eks. forslaget til EU-lovverket legger opp til rapportering av ikke-skalerte variabler, er dette svært problematisk for variabler som er utviklet som utgangspunkt for skalerte indikatorer. Tilsvarende er SEEA EAs forutsetning om «aggregation commutativity» (se fig. 5.1, s. 101 i UN mfl. 2021) i det minste problematisk, om ikke prinsipielt umulig, ved trunkering og ikke-lineære skaleringsfunksjoner.

Problemet kan illustreres med ASPT (**figur 5**), en bunndyr-basert ferskvannsindikator for eutrofi-ering. Måleskalaen for ASPT går fra 0 til 10. I vannforskriften blir disse målingene oversatt til nEQR-verdier mellom 0 og 1. Dette innebærer alle tre skaleringsstrinnene: Måleverdier som er større enn 6,9 *trunkeres* til 6,9; deretter *normaliseres* de til EQR-verdier mellom 0 og 1 ved at måleverdien deles på referanseverdien (6,9); deretter *transformeres* verdiene slik at de fem tilstandsklassene blir like brede (nEQR-verdier). For ASPT er transformeringen ikke-lineær, siden de fem tilstandsklassene ikke er like brede på opprinnelig måleskala. Mesteparten av måleskalaen ligger innenfor et verdiområde som ferskvannsekologer mener representerer svært dårlig tilstand (rød sone i **figur 5**). Svært god tilstand (blå sone i **figur 5**) omfatter derimot et veldig smalt bånd øverst i måleskalaen (for å forenkle noe, er trunkeringen utelatt i **figur 5**, men se Sandvik 2019). Dette gjør at geografisk aggregering ved gjennomsnitt gir svært forskjellige resultater, avhengig av om det gjøres på opprinnelig måleskala eller på nEQR-skala – her illustrert med tre hypotetiske elvevannforekomster som blir målt på tre ulike tidspunkt (tynne svarte linjer i **figur 5**). Den tykke svarte linjen er gjennomsnittet av hhv. de ikke-skalerte og de skalerte verdiene.



**Figur 5.** Aggregering av ikke-skalerte og skalerte verdier av vannforskriftens ASPT-indikator. Hypotetisk eksempel med data fra tre elvevannforekomster over tre år. Fargene indikerer vannforskriftens tilstandsklasser (blå: svært god, grønn: god, gul: moderat, oransje: dårlig, rød: svært dårlig). De tykke linjene («gj.sn.») viser gjennomsnittet av ikke-skalerte verdier (venstre) og gjennomsnittet av skalerte verdier (høyre) fra de tre elvevannforekomstene. Den stiplede linjen viser skaleringen av de ikke-skalerte gjennomsnittsverdiene.

Som man ser, ligger gjennomsnittet for *måleverdiene* i det «svært dårlige» området (rødt). Det gjelder også hvis man transformerer *etter* å ha tatt gjennomsnitt (stiplet linje i den skalerte grafen). Gjennomsnittet for *nEQR-verdiene* ligger derimot i «dårlig» område (oransje). Dette fordi man her transformerer først og tar gjennomsnitt deretter. Rekkefølgen av trinnene er altså vesentlig.

Eksempelet illustrerer også at den temporale trenden kan ha motsatt fortegn: De ikke-skalerte verdiene forteller at gjennomsnittstilstanden begynner «svært dårlig» og *forverres* ytterligere. De skalerte verdiene forteller derimot at gjennomsnittstilstanden begynner «dårlig» og *forbedres* deretter (nærmer seg «moderat», dvs. gul sone i **figur 5**). De to grafene i **figur 5** leder altså frem til helt forskjellige konklusjoner. Konklusjonen man er interessert i ifølge vannforskriften, er den fra den skalerte grafen. Når Eurostats forslag til EU-lovverket for naturregnskap derimot krever rapportering av ikke-skalerte verdier, vil de rapporterte tallene dermed ikke gi den samme økologiske informasjonen som brukes i sammenheng med vannforskriften. Heri ligger det en betydelig risiko for misforståelser.

Vannforskriftens klassifiseringsveileder (Direktoratsgruppen 2018b) legger opp til at skalerings-trinnene skjer i følgende rekkefølge: (1) trunkering, (2) normalisering, (3) transformering (der kalt «normalisering»). Geografisk aggregering er ikke nevnt, siden det ikke praktiseres i sammenheng med vannforskriften. Til bruk i naturindeks, der verdiene må aggregeres geografisk, har det blitt anbefalt å endre rekkefølgen for vannforskrift-indikatorer slik: (1) normalisering, (2) transformering, (3) geografisk aggregering, (4) trunkering (Sandvik 2019). Grunnen til at normalisering og transformering må skje før romlig aggregering, går frem av eksempelet over (**figur 5**). Grunnen til at trunkering bør skje til slutt, er at estimering eller modellering av usikkerheten bør ta utgangspunkt i hele variabiliteten i datamaterialet, noe som ville gå tapt ved trunkering.

Den beskrevne situasjonen, at rekkefølgen av skaleringsstrinnene er av betydning for resultatet, gjelder ikke bare for vannforskriften, men også for fagsystemets indeksmetode og SEEA EA. I de to sistnevnte kan det dessuten oppstå et ytterligere problem: På hvilken romlig skala bør tilstandsvariablenes verdier skaleres til en felles skala? Dersom man tar utgangspunkt i enkeltobservasjoner eller variabelverdier for små områder, vil variasjonen mellom observasjonene eller områdene være stor. Ved å aggregere variabelverdier som gjennomsnitt for større områder, vil den gjennomsnittlige variasjonen bli vesentlig mindre. Skaleringen av opprinnelig målte verdier skjer mot variabelens referanseverdi i referansetilstanden og mot variabelens «nullverdi» for et svært forringet økosystem. Slike referanseverdier er oftest ikke tilpasset de lokale økologiske forholdene for små områder der man eventuelt har målt nåværende variabelverdier. Oftest representerer referanseverdiene integrasjon av kunnskap om variabelens verdi for idealiserte intakte økosystemer over større områder, eventuelt med tilpasning til noen viktige økologiske forhold som f.eks. markas produktivitet. Dersom man skaleres opprinnelig målte variabelverdier innsamlet fra områder på fin romlig skala mot referanseverdier som representerer variabelens verdier i et intakt økosystem over vesentlig større skala, er det sannsynlig at mange variabelverdier enten vil ligge høyere enn referanseverdien eller lavere enn «nullverdien». Ved skalering vil mange av disse verdiene bli trunkert, slik at fordelingen av skalerte verdier blir helt annerledes enn fordelingen av ikke-skalerte verdier. Dette representerer et systematisk avvik som bør unngås ved å tilpasse skaleringen av variabelverdier til samme romlige skala som referanseverdiene representerer. Det innebærer at opprinnelig målte verdier bør aggregeres som arealvektete gjennomsnitt for samme område som individuelle referanseverdier representerer. Deretter kan disse aggregerte variabelverdiene skaleres mot referanseverdier og «nullverdier». Hvorvidt opprinnelige variabelverdier bør aggregeres over enda større områder før skalering, er ikke like klart. Dette vil avhenge av formålet med tilstandsvurderingen eller tilstandsregnskapet. Selv om dette skal rapporteres på nasjonalt nivå, slik som Eurostats forslag til EU-lovverk krever, er det ikke gitt at det er hensiktsmessig å aggregere opprinnelige variabelverdier til nasjonalt nivå før skalering. Dette vil utjevne forskjeller i variabelverdier over landet og dermed skjule intern variasjon som kan være interessant å framheve.

Det har ikke vært mulig å komme til bunns i dette problemkomplekset innenfor rammen av dette prosjektet. På bakgrunn av feilkildene og fallgruvene som vi har identifisert her, anbefaler vi på det sterkeste at problemkomplekset utforskes mer systematisk i et separat prosjekt (jf. Nybø mfl. 2023). Målet for et slikt prosjekt bør være å utvikle konsistente og omforente retningslinjer for rekkefølgen av de ulike trinnene i og den romlige skalaen av skaleringsprosessen samt for statistiske tilnærminger for aggregering av tilstandsindekser.

## 4 Problembesvarelse

I dette kapitlet besvarer vi oppdragets fire problemstillinger:

- 1) Hvilke økosystemklasser i typologien presentert av Framstad mfl. (2022b) kan ha tilstrekkelig datagrunnlag for å tilstandsvurderes innen 2026?
- 2) Hvordan kan fagsystemet for økologisk tilstand justeres for å samsvare med metoden i FN-standarden på nasjonal/regional skala?
- 3) Hvordan kan tilstandsvurderinger etter vannforskriftens klassifiseringssystem brukes i et tilstandsregnskap etter FN-standarden på regional skala?
- 4) Hvordan kan et tilstandsregnskap med god forvaltningsnytte se ut?

Spørsmål 1 bygger til en viss grad på besvarelsen av 2 og 3. Vi presenterer vår problembesvarelse derfor først for problemstillingene 2 og 3, deretter 1 og 4.

### 4.1 Bruk av fagsystemet for økologisk tilstand

Her har vi vurdert i hvilken grad fagsystemet for økologisk tilstand kan utgjøre et grunnlag for utvikling av et tilstandsregnskap i samsvar med FNs rammeverk SEEA EA, og hvilke tilpasninger som da eventuelt bør gjøres i fagsystemet. I tillegg har vi vurdert i hvilken grad Eurostats nåværende forslag til tilstandsregnskap er forenlig med fagsystemet.

#### Overordnet tilnærming

I kapittel 2 har vi pekt på at det er betydelige likheter mellom fagsystemet (spesielt indeksmetoden) og SEEA EA, både i forståelsen av økologisk tilstand og hvordan dagens tilstand kan vurderes opp mot en referansetilstand. Imidlertid er det noen prinsipielle forskjeller mellom disse systemene i selve hovedtilnærmingen.

SEEA EA definerer et gitt areal for tilstandsregnskapet, f.eks. en administrativ enhet som et land eller en kommune eller en mer naturlig avgrensning som et nedbørfelt. Hele dette *regnskapsområdet* skal inndeles i distinkte arealenheter eller *økosystemforekomster* slik at hele arealet er dekket og hver enkelt forekomst er tilordnet bare én økosystemtype. For hver av disse forekomstene skal det (i prinsippet) beregnes arealomfang og tilstandsverdier, som så sammenstilles til verdier for hver enkelt økosystemtype innenfor regnskapsområdet. Dette gjelder for forekomster av alle økosystemtyper uansett hvor sterkt de måtte være påvirket av mennesker. I et regnskap der tilstandsverdier for samme økosystemtype skal kunne sammenlignes over tid, må både økosystemtypologien og kriteriene for å tilordne et gitt areal til en økosystemtype ligge fast. Dersom det gjøres endringer i typologien eller avgrensningskriteriene, må oppdaterte tilstandsverdier kunne tilbakeberegnes.

I fagsystemet er det hittil valgt noen hovedøkosystemer som tilstanden skal beregnes for. Sterkt menneskepåvirkete økosystemer som urbane områder eller aktiv jordbruksmark er foreløpig ikke inkludert i vurderingene av økologisk tilstand. I arbeidet med fagsystemet er det så langt heller ikke lagt til grunn faste og enhetlige kriterier for å avgrense økosystemtyper fra hverandre og for å tilordne et gitt areal til en bestemt økosystemtype. Tilordningen av arealer til gitte økosystemtyper har vært pragmatisk og avhengig av hvordan datagrunnlaget for aktuelle tilstandsvariabler kan tilordnes det gitte økosystemet (jf. kap. 3.2). Dersom fagsystemet skal være et grunnlag for tilstandsregnskap i henhold til SEEA EA, innebærer dette at fagsystemet må legges opp til å dekke alle økosystemtyper, uavhengig av grad av menneskelig påvirkning. Det må også fastsettes klare og stabile kriterier for å avgrense ulike økosystemtyper fra hverandre og for å tilordne et gitt areal til en bestemt økosystemtype.

Kriterier for avgrensning mellom ulike økosystemtyper er knyttet til problemstillingen «overgang fra en økosystemtype til en annen», dvs. der tilstanden for en gitt økosystemforekomst har endret seg så mye at dens økosystemtype må endres til en annen type (jf. en mer generell drøfting i kap. 3.4). SEEA EA påpeker at slike endringer må medføre en betydelig og varig endring i økosystemtypens karakteristiske sammensetning, struktur og/eller funksjoner. I fagsystemet er denne problemstilling foreløpig ikke eksplisitt diskutert, men man har implisitt støttet seg på vurderingene i systemet *Natur i Norge* (NiN; Halvorsen mfl. 2016a,b). I NiN er kriteriene for avgrensning mellom natursystemer (hovedtyper og grunntyper) i hovedsak lagt på artssammensetningen i markvegetasjonen (bunnvegetasjonen for akvatiske bunnsystemer). Hovedregelen er her at natur tilhører én hovedtype inntil den tilfredsstillende definisjonen av en annen hovedtype. I fagsystemet er det som nevnt datagrunnlaget for ulike tilstandsvariabler som i realiteten har avgjort hvilke arealer som inngår i en gitt økosystemtype. Følgelig er det nødvendig å fastsette klarere kriterier for når en økosystemforekomst har gjennomgått så store endringer i sammensetning, struktur og funksjoner at dens økosystemtype må endres til en annen type.

Fagsystemet har en mer fleksibel tilordning av variabelverdier til en gitt økosystemtype enn SEEA EA, siden det ikke er noen forutsetning i fagsystemet at variabelverdier skal kunne beregnes for hver økosystemforekomst, slik det i prinsippet er i SEEA EA. I praksis er nok denne forutsetningen i SEEA EA urealistisk i alle tilfeller der man ikke bare skal benytte tilstandsvariabler med data basert på fjernmåling eller modellering (med tilstrekkelig fin romlig oppløsning). Det ville i så fall føre til sterke begrensninger i hva slags typer av tilstandsvariabler og økosystemegenskaper man kunne bruke i tilstandsregnskapet. Det er derfor neppe grunn til å forutsette at tilstandsregnskapet bør avgrenses til variabler der verdier kan tilordnes til hver enkelt økosystemforekomst, selv om dette er den prinsipielle tilnærmingen i SEEA EA.

## Økosystemtilstand og referansetilstand

Fagsystemets forståelse av økosystemtilstanden samsvarer på overordnet nivå godt med tilsvarende forståelse i SEEA EA. I fagsystemet er økosystemtilstanden forsøkt konkretisert ved å knytte den til sju egenskaper ved økosystemet. Begge systemer knytter tilstanden til økosystemets fysiske, kjemiske, biologiske og landskapsmessige karakteristika, der de biologiske omfatter økosystemets sammensetning, struktur og funksjoner. Dette er reflektert i SEEA EAs gruppering av tilstandsvariabler til seks tilstandstyper (ECT; jf. kap. 2.4). Det vil trolig være relativt enkelt å gruppere aktuelle tilstandsvariabler i fagsystemet og et norsk tilstandsregnskap til SEEA EAs tilstandstyper (jf. Jakobsson mfl. 2021). Det er følgelig godt samsvar mellom fagsystemet og SEEA EA når det gjelder forståelsen og konkretiseringen av økologisk tilstand.

Fagsystemet og SEEA EA har ganske sammenfallende forståelse av hva som er et hensiktsmessig begrep for referansetilstanden for økosystemer som i hovedsak er formet av naturgitte prosesser. SEEA EA diskuterer for så vidt ulike tilnærminger til begrepet referansetilstand, men konkluderer med at det i de fleste tilfellene er mest hensiktsmessig at en referansetilstand karakteriseres som naturnær og lite preget av menneskelige inngrep. De påpeker imidlertid at for semi-naturlige og sterkt endrede økosystemer, der visse typer menneskelig påvirkning definerer økosystemenes egenskaper, må slike påvirkninger også inkluderes i forståelsen av referansetilstanden. Dette samsvarer med forståelsen som er lagt til grunn i fagsystemet, men utviklingen av kriterier for referansetilstanden i sterkt påvirkete økosystemer krever fortsatt arbeid (Babí Almenar mfl. 2023). Siden slike sterkt påvirkete økosystemer må inngå i et tilstandsregnskap, må hensiktsmessige kriterier for referansetilstanden i slike økosystemer utvikles. Her kan det være aktuelt å vurdere tilsvarende tilnærming som er brukt i vannforskriften for sterkt modifiserte vannforekomster, dvs. at referansetilstanden spesifiseres ut fra hva som er maksimalt økologisk potensial og eventuell kapasitet til å levere et spekter av økosystemtjenester over tid.



## Referanseverdier og skalering

SEEA EA legger til grunn at det skal kunne fastsettes verdier for de enkelte tilstandsvariablene i både referansetilstanden og i en «nulltilstand» der økosystemet er svært forringet. Hensikten er å kunne bruke slike verdier for å skalere tilstandsvariablenes opprinnelige målte verdier til en felles skala mellom 0 («nulltilstanden») og 1 (referansetilstanden), for bl.a. å kunne sammenligne de enkelte tilstandsvariablenes avvik fra referansetilstanden og for å kunne sammenstille tilstandsindikatorer til tilstandsindekser for egenskaper/tilstandstyper og økosystemer. SEEA EA angir ikke noen spesifikk lineær eller ikke-lineær skaleringsfunksjon, men anbefaler at formen på en slik funksjon må baseres på kunnskap om hvordan økosystemtilstanden varierer med endringer i tilstandsvariabelen. Skalerte variabelverdier  $> 1$  eller  $< 0$  skal trunkeres til henholdsvis 1 og 0. Tilsvarende tilnærming er lagt til grunn for indekismetoden i fagsystemet. Her vil grenseverdien for god økologisk tilstand være et uttrykk for sammenhengen mellom tilstanden og variabelverdien og dermed påvirke formen på skaleringsfunksjonen. Som drøftet i kapittel 3.6, vil resultatet av ikke-lineær skalering av variabelverdier være avhengig av om skaleringen foregår på finere eller grovere romlig skala. Verken SEEA EA eller indekismetoden har hittil drøftet denne problemstillingen eller klarlagt hvordan et hensiktsmessig romlig nivå for skalering av variabelverdier skal fastsettes. Det er altså godt samsvar mellom SEEA EA og indekismetoden når det gjelder fastsetting av referanseverdier og skalering av tilstandsverdier, inkludert noen mangler ved begge systemer. Ved bruk av fagpanelmetoden foretas det ingen slik fastsetting av referanseverdier eller noen skalering av de opprinnelige tilstandsverdiene.

## Sammenstilling av tilstandsverdier

SEEA EA legger opp til at et tilstandsregnskap kan settes opp basert på henholdsvis de opprinnelige verdiene til tilstandsvariablene, de skalerte verdiene eller ved en sammenstilling av skalerte tilstandsverdier til indekser (jf. kap. 2.4). SEEA EA anbefaler ingen spesifikk metode for slik sammenstilling av skalerte tilstandsverdier, men sier at eventuell ulik vektning og sammenstilling av variabelverdier må vurderes i lys av hvordan de enkelte variablene sammen bidrar til å karakterisere økosystemtilstanden. Dette samsvarer med tilnærmingen i fagsystemets indekismetode. I de hittil gjennomførte tilstandsvurderingene etter indekismetoden er sammenstilling gjort som arealvektet aritmetisk gjennomsnitt av variabelverdier, uten noen vurdering av de enkelte variablenes relative bidrag til økosystemtilstanden. Det kan være behov for å vurdere nærmere hvordan hensiktsmessig sammenstilling av variabelverdier bør gjøres ved etablering av tilstandsregnskap basert på indekismetoden. Dersom fagpanelmetoden eventuelt skal legges til grunn, vil et kvantitativt tilstandsregnskap kun være relevant for opprinnelig målte variabelverdier. Det kan eventuelt suppleres med kvalitative vurderinger av de enkelte variablenes betydning for økosystemtilstanden etter fagpanelmetodens protokoll.

## Tilstandsvariabler

SEEA EA setter ingen spesifikke krav til hva slags tilstandsvariabler som bør inngå i et tilstandsregnskap, men uttrykker at dette vil avhenge av regnskapets formål. De anbefaler imidlertid at tilstandsvariablene i størst mulig grad bør reflektere egenskaper ved økosystemets tilstand mest mulig direkte, og at man bør unngå å bruke variabler som i hovedsak representerer påvirkninger eller responser (politiske eller forvaltningsmessige tiltak). I fagsystemet er det så langt tatt med eller foreslått en rekke tilstandsvariabler. Hovedvekten av disse representerer økosystemets tilstand gitt ved de sju spesifiserte økosystemegenskapene. De tilfredsstillende dermed SEEA EAs anbefaling. Noen av variablene kan imidlertid til en viss grad sies å representere påvirkninger (f.eks. fravær av fremmede arter, arealandel uten tekniske inngrep, klimavariabler). I vurderingene av tilstanden for henholdsvis skog og fjell er det også inkludert en kompleks indeks basert på naturindeksen for hvert av disse økosystemene. Det kan være behov for en mer systematisk gjennomgang av aktuelle tilstandsvariabler for å sikre at disse i størst mulig grad representerer karakteristika ved økosystemtilstanden som sådan.

## Romlig aggregering

SEEA EA legger som nevnt opp til at verdier for tilstandsvariabler i utgangspunktet fastsettes for hver økosystemforekomst av en gitt økosystemtype, for deretter å aggregeres opp til hele denne økosystemtypen innen deler av eller hele regnskapsområdet. Hvordan slik aggregering fra mindre til større områder bør gjøres, vil avhenge av om tilstandsverdiene er gitt som totalantall (f.eks. bestandsstørrelse) eller relative verdier (f.eks. individtetthet). Antall kan summeres over alle aktuelle økosystemenheter. For relative verdier anbefales at aggregering gjøres ved aritmetiske gjennomsnitt der verdier for hver arealenhet vektet med arealet til denne enheten. Dette er en tilnærming som også er brukt i fagsystemet, der relative tilstandsverdier på regionnivå aggregeres opp til nasjonalt nivå. For mange tilstandsvariabler kan det også være mulig å beregne verdier, i form av totalantall, tetthet eller andre relative mål, direkte på nasjonalt nivå, men dette vil ikke være konsistent med SEEA EAs anbefaling.

Som drøftet i kapittel 3.6, vil romlig aggregering av variabelverdier kunne medføre utfordringer, spesielt ved bruk av en skaleringsfunksjon som er ikke-lineær eller trunkert. Resultatet av slik skalering vil ikke være uavhengig av den romlige skalaen som skaleringen skjer på. Det må derfor vurderes nøye hva som er hensiktsmessig romlig aggregering av opprinnelig målte variabelverdier før skalering mot referanseverdier foretas. Som nevnt over, har verken fagsystemet eller SEEA EA hittil drøftet dette i tilstrekkelig grad. Det kan imidlertid synes som opprinnelig målte variabelverdier bør aggregeres til tilsvarende romlig nivå som er grunnlaget for fastsetting av referanseverdier (jf. kap. 3.6). Det innebærer at opprinnelig målte verdier for de enkelte tilstandsvariablene ofte bør aggregeres på forskjellig romlig nivå før skalering mot de respektive tilstandsvariablenes referanseverdier.

## Harmonisering av datainnsamling og regnskapsår

SEEA EA forutsetter at verdiene for variablene i et tilstandsregnskap skal gjelde for et bestemt tidspunkt, og at disse verdiene skal kunne sammenlignes med verdier for de samme variablene på et nytt tidspunkt etter en fast tidsperiode, helst ett år (jf. kap. 2.4). I Eurostats forslag til naturregnskap legges det opp til rapportering for areal- og tilstandsregnskap hvert tredje år. Imidlertid vil det variere hvor ofte data kan samles inn og sammenstilles for de ulike tilstandsvariablene. SEEA EA anbefaler at det for data som samles inn på andre tidspunkt enn regnskapstidspunktet, beregnes en interpolert eller modellert verdi for dette regnskapstidspunktet. For data med årlige verdier er det umiddelbart enkelt å rapportere for et gitt år, enten ved å bruke årlige verdier direkte eller ved å sammenstille verdier for de aktuelle årene innenfor regnskapsperioden. Noen variabler (f.eks. smånagerbestander eller klimavariabler) kan imidlertid ha svært stor variasjon i verdier fra år til år. Det er da uheldig å bruke middelveidier for flere år enn lengden på en regnskapsperiode, siden det innebærer at noen årlige verdier vil inngå i gjennomsnitt for flere regnskapsperioder. I fagsystemet er det stor variasjon i den tidsmessige oppløsningen for dataene for tilstandsvariablene, fra flere dataverdier per år (f.eks. klimadata) til verdier som avhenger av data innsamlet over flere år (f.eks. smånageres bestandstopper). I de fleste tilfellene er data for tilstandsvariablene sammenstilt som gjennomsnittsverdier for siste fem år. Dersom fagsystemet skal utgjøre et grunnlag for et tilstandsregnskap som er konsistent både med SEEA EA og Eurostats opplegg, må sammenstillingen av data for tilstandsvariablene tilpasses en rapportering hvert tredje år, med første rapporteringsår 2024 (jf. kap. 2.6).

## Fagsystemet og EUs forslag til tilstandsregnskap

EUs forslag til tilnærming til regnskap for økosystemers tilstand, slik dette er gitt ved Eurostats veiledningsnotat (Eurostat 2023b), følger langt på vei SEEA EA (jf. kap. 2.6). Foreløpig er det ikke lagt opp til å lage tilstandsregnskap for skalerte eller sammenstilte tilstandsverdier, og det er bare foreslått obligatorisk rapportering for et begrenset antall tilstandsvariabler for et utvalg av økosystemtyper. I tillegg er det foreslått en rekke frivillige tilstandsvariabler som dekker alle

økosystemtyper og skal kunne rapporteres for alle EU-landene. Mange av de foreslåtte tilstandsvariablene er basert på data som ikke vil kunne tilordnes de enkelte økosystemforekomstene, og som dermed bryter med SEEA EAs prinsipp for tilordning av variabelverdier til hver økosystemforekomst. Blant Eurostats forslag til obligatoriske og frivillige tilstandsvariabler inngår dessuten flere variabler som representerer påvirkninger eller tiltak, dvs. som ikke er i overensstemmelse med SEEA EAs og fagsystemets anbefaling om i størst mulig grad å representere økosystemtilstanden som sådan. Endelig er noen av de foreslåtte tilstandsvariablene basert på medlemslandenes obligatoriske resultatrapportering knyttet til ulike EU-direktiver. Et av disse er habitatdirektivet, som ikke gjelder for Norge. Et norsk tilstandsregnskap må omfatte Eurostats obligatoriske tilstandsvariabler uavhengig av eventuelle avvik fra SEEA EAs anbefalinger. Tilstandsregnskapet må da også omfatte urbane områder og jordbruksmark, økosystemer som foreløpig ikke er inkludert i fagsystemet. For øvrig synes fagsystemet (både etter indekismetoden og fagpanelmetoden) å samsvare godt med Eurostats tilnærming til tilstandsregnskap slik dette er gitt i forslaget til EU-lovtekst for naturregnskap.

## Behov for tilpasninger i fagsystemet

Som det framgår ovenfor, vil det være nødvendig med noen tilpasninger før fagsystemet kan utgjøre et grunnlag for et norsk tilstandsregnskap som tilfredsstillende SEEA EAs rammeverk og kravene i forslaget til EU-lovtekst. Disse kan oppsummeres som følger:

- Alle typer økosystemer må være omfattet, også sterkt menneskepåvirkete økosystemer som urbane områder og jordbruksmark, så vel som enhetene for åpen fastmark på nivå 1 i Eurostat-typologien (grasmark, hei/busksmark, lite vegetert mark, kyststrender, dyner og våtmark).
- Det må brukes en fast økosysteminndeling som har spesifikke kriterier for å skille økosystemtypene fra hverandre og for å tilordne et gitt areal til en økosystemtype. Slike skillekriterier må være egnet til å fastslå når en gitt økosystemforekomsts sammensetning, struktur og funksjoner har endret seg så mye at dens økosystemtype må klassifiseres som en annen type.
- Det må utvikles normative kriterier for referansetilstanden i sterkt menneskepåvirkete økosystemer som urbane områder og aktivt drevet jordbruksmark. Disse kan kanskje baseres på begrepet maksimalt økologisk potensial eller økosystemets langsiktige kapasitet til å levere sentrale økosystemtjenester. Pågående utviklingsarbeid, spesielt i EU-prosjektet SELINA (<https://project-selina.eu/>), kan avklare dette bedre.
- Det må avklares nærmere hva som er hensiktsmessig rekkefølge for skalering, trunkering og romlig aggregering, og hva som er hensiktsmessig romlig skala for skalering (jf. kap. 3.6).
- Ved aggregering av variabel- eller indikatorverdier fra mindre til større områder må slik aggregering gjøres ved metoder som tar hensyn til dataenes underliggende egenskaper og som er statistisk holdbare. SEEA EA anbefaler arealvektet aritmetisk gjennomsnitt, men det må avklares i hvilke sammenhenger dette vil være statistisk korrekt.
- Dersom et tilstandsregnskap skal omfatte regnskap for sammenstilte tilstandsverdier, bør det vurderes nærmere hvordan skalerte variabelverdier bør sammenstilles for å kunne gi statistisk holdbare og representative resultater.
- Aktuelle variabler for et tilstandsregnskap bør gjennomgås for å sikre at de i størst mulig grad representerer økosystemtilstanden som sådan og ikke ulike påvirkningsfaktorer. Det må også sikres at utvalget av tilstandsvariabler er balansert og dekker alle økosystemets egenskaper og typer av tilstandsindikatorer (jf. SEEA EAs ECT-klasser). Eurostats obligatoriske tilstandsvariabler må uansett inkluderes i et norsk tilstandsregnskap.
- Datagrunnlaget for tilstandsvariabler må sammenstilles slik at det kan beregnes variabelverdier med tre års mellomrom, inkludert for 2024.

## 4.2 Bruk av tilstandsvurderinger etter vannforskriften

Her har vi vurdert i hvilken grad klassifiseringssystemet for økologisk og kjemisk tilstand etter vannforskriften (2006) kan utgjøre et grunnlag for utvikling av et tilstandsregnskap for hhv. ferskvann og kystvann i samsvar med FNs rammeverk SEEA EA. I tillegg har vi vurdert i hvilken grad Eurostats nåværende forslag til tilstandsregnskap er forenlig med vannforskriften.

### Overordnet tilnærming

Vannforskriftens system og SEEA EA er nokså sammenfallende både i forståelsen av økologisk tilstand og hvordan dagens tilstand vurderes opp mot en referansetilstand (se kap. 2.7). At SEEA EA tar utgangspunkt i at tilstandsverdier beregnes for økosystemforekomster, samsvarer også veldig godt med at vannforskriften betrakter vannforekomster som de grunnleggende rapporteringsenhetene. I praksis foreligger det ikke målinger for alle slike økosystemforekomster, men dette er ikke noen spesiell situasjon for fersk- og kystvannssystemer. Avgrensningen av vannforekomster mot omkringliggende forekomster av andre økosystemer er dessuten stort sett uproblematisk.

Problematikken rundt «overgang fra en økosystemtype til en annen» kan i prinsippet også berøre fersk- og kystvannøkosystemer. Dette kan skje gjennom gjengroing av innsjøer (som dermed går over til å bli våtmark) eller gjennom antropogene inngrep, slik som oppdemming av elver (som transformerer tidligere terrestriske økosystemforekomster til kunstige innsjøforekomster), gjenfylling av innsjø- eller kystvannforekomster (som dermed blir terrestriske), eller legging av elvevannforekomster i rør. Slike overganger er ikke omtalt i vannforskriften, men de kan i det minste stadfestes entydig gjennom objektive kriterier.

### Økosystemtilstand og referansetilstand

Vannforskriftens forståelse av økosystemtilstanden er noe snevrere enn forståelsen som ligger til grunn for SEEA EA. Overlappet består i at begge systemer knytter tilstanden til økosystemets fysiske, kjemiske og biologiske forhold, der de biologiske omfatter økosystemets sammensetning, struktur og funksjoner. SEEA EA omfatter imidlertid også landskapsmessige forhold, som ikke inngår direkte i vannforskriftens tilstandsvurdering. I praksis er dessuten de fleste biologiske tilstandsvariabler i vannforskriften basert på sammensetning av biologiske samfunn, mens økosystemenes struktur og funksjon i mindre grad fanges opp. For å få en bedre dekning av SEEA EAs ulike ECT-klasser vil det derfor være behov for å supplere vannforskriftens tilstandsvariabler (se kap. 4.3.6 og 4.3.7).

Vannforskriften og SEEA EA har ganske sammenfallende forståelse av hva som omfattes av referansetilstanden for økosystemer som i hovedsak er formet av naturgitte prosesser. For seminaturlige og sterkt endrete økosystemer, der visse typer menneskelige påvirkninger definerer økosystemets egenskaper, påpeker SEEA EA at slike påvirkninger må inkluderes i forståelsen av referansetilstanden. Dette kan sammenlignes med vannforskriftens tilnærming for sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF), der referansetilstand («maksimalt økologisk potensial») spesifiseres ut fra fravær av alle andre menneskelige påvirkninger utenom den påvirkning som er årsak til at vannforekomsten er definert som SMVF (og som ikke kan fjernes uten at det fører til vesentlige samfunnsmessige konsekvenser).

### Referanseverdier og skalering

Vannforskriften bruker referanseverdier på omtrent samme måte som SEEA EA. Begge systemer legger opp til at det skal kunne fastsettes verdier for de enkelte tilstandsvariablene i både referansetilstanden og i en «nulltilstand» der økosystemet er svært forringet. Hensikten er å kunne bruke slike verdier for å skalere tilstandsvariablenes opprinnelige målte verdier til en

felles skala mellom 0 («nulltilstanden») og 1 (referansetilstanden), for bl.a. å kunne sammenligne de enkelte tilstandsvariablenes avvik fra referansetilstanden.

SEEA EA angir ikke noen spesifikk lineær eller ikke-lineær skaleringsfunksjon, men anbefaler at formen på en slik funksjon må baseres på kunnskap om hvordan økosystemtilstanden varierer med endringer i tilstandsvariabelen. Skalerte variabelverdier  $>1$  eller  $<0$  skal trunkeres til henholdsvis 1 og 0. Dette samsvarer svært godt med vannforskriftens transformering (der omtalt som «normalisering») av EQR-verdier til nEQR-verdier, som skal sikre jevne intervaller mellom grensene for de fem tilstandsklassene. I praksis benyttes i vannforskriften ofte ikke-lineære skaleringsfunksjoner ( gjerne stykkevis-lineære funksjoner, som opererer med ulike proporsjonalitetsfaktorer i ulike tilstandsklasser). Dette innebærer at den økologiske informasjonen som uttrykkes gjennom de skalerte indikatorverdiene, ikke nødvendigvis er synlig fra de ikke-skalerte variabelverdiene (se kap. 3.6). I vannforskriften byr ikke dette på problemer, siden verdier kun sammenlignes eller sammenfattes på nEQR-skala. SEEA EA åpner derimot opp for både å bruke ikke-skalerte variabelverdier og skalerte indikatorverdier, noe som representerer en potensiell kilde til misforståelser og derfor krever spesiell oppmerksomhet for å unngå feiltolkninger av de benyttete/rapporterte tallene.

## Sammenstilling av tilstandsverdier

SEEA EA legger opp til at et tilstandsregnskap kan settes opp basert på henholdsvis de opprinnelige verdiene til tilstandsvariablene, de skalerte verdiene eller ved en sammenstilling av skalerte tilstandsverdier til indekser (jf. kap. 2.4). SEEA EA anbefaler ingen spesifikk metode for slik sammenstilling av skalerte tilstandsverdier, men sier at eventuell ulik vektning og sammenstilling av variabelverdier må vurderes i lys av hvordan de enkelte variablene sammen bidrar til å karakterisere økosystemtilstanden. I vannforskriften følger slik sammenstilling en entydig prosedyre, der variabelen med størst avvik fra referansetilstanden avgjør den samlede tilstandsverdien («verste styrer»-prinsippet), men først etter at variabler som representerer samme økosystemkomponent (kvalitetselement) og påvirkning, er vektet sammen (vanligvis i form av et uvektet gjennomsnitt). Det er likevel mulig å sammenstille tilstandsverdier på andre måter (dvs. i tråd med SEEA EA), så lenge verdier for hver enkelt tilstandsvariabel er tilgjengelig eller kan beregnes, noe som stort sett er tilfelle i vannmiljø-databasen (Miljødirektoratet 2023a).

## Tilstandsvariabler

SEEA EA setter ingen spesifikke krav til hva slags tilstandsvariabler som bør inngå i et tilstandsregnskap, da dette vil avhenge av regnskapets formål. De anbefaler at tilstandsvariablene bør reflektere egenskaper ved økosystemets tilstand mest mulig direkte. De anbefaler ikke å bruke variabler som i hovedsak representerer påvirkninger eller responser. I vannforskriftens vurderingsystem brukes hovedsakelig biotiske indikatorer, og disse måler økologisk tilstand, helt i tråd med SEEA EAs tilnærming. For de fleste indikatorene er sammenhengen med de viktigste påvirkningene forholdsvis godt forstått (og delvis eksplisitt beskrevet som dose-respons-kurver). En rekke abiotiske variabler (for eksempel pH, fosfor-konsentrasjon, oksygen-konsentrasjon) inngår også i vannforskriftens tilstandsvurdering; disse variablene representerer vanligvis ikke påvirkningsfaktorer direkte. Unntak gjelder enkelte av de hydromorfologiske variablene (for eksempel regulerings høyde, minimum sju-døgns middelvannføring). Disse rapporteres vanligvis kun for innsjøer og elver som er påvirket av vassdragsreguleringer, men er ikke i tråd med SEEA EAs anbefalinger på dette punktet. Hvis disse variablene utelates i et tilstandsregnskap, bør man imidlertid forsikre seg om at andre tilstandsvariabler er tilgjengelig for disse vannforekomstene. Med unntak av «vannplanteindeks for vannstandsvariasjoner i reguleringsmagasin» (W1c) er slike ikke på plass per dags dato.

Enkelte av vannforskriftens indikatorer er komplekse sammenstilte indekser. Bruk av slike frarådes av SEEA EA, men det understrekes at om man bruker slike indekser, er det viktig at man

har en god forståelse av hvordan indeksene og deres inkluderte variabler samsvarer med tilstanden. For vannforskriftens indekser er det lagt ned betydelig arbeid over mange år for å utvikle slik forståelse. For de fleste indeksene er en dose-respons-sammenheng mellom miljøbelastningen og indeksens enkeltvariabler (komponenter) etablert, men i andre tilfeller er denne forståelsen basert kun på generell økologisk kunnskap. For enkelte av disse indeksene er også indeksenes komponenter rapportert som separate enkeltvariabler i vannmiljø-databasen, og i slike tilfeller har vi foreslått å inkludere de enkelte komponentene som tilstandsvariabler, da de er mindre aggregerte og mindre transformerte enn de sammenstilte indeksene, og fordi de er mer i tråd med SEEA EAs prinsipper om at variablene samsvarer med tilstanden.

## Romlig aggregering

SEEA EA legger som nevnt opp til at verdier for tilstandsvariabler i utgangspunktet fastsettes for hver økosystemforekomst av en gitt økosystemtype, for deretter å aggregeres opp til hele denne økosystemtypen innen deler av eller hele regnskapsområdet. Det første er helt i tråd med vannforskriften, der den relevante rapporteringsenheten for alle tilstandsvariabler er vannforekomsten, som tilsvarer økosystemforekomsten for elver, innsjøer og kystvann. I realiteten foreligger verdier kun for et begrenset antall vannforekomster, som ikke er statistisk representativt, og heller ikke for alle relevante tilstandsvariabler. I praksis vil man derfor stort sett ikke kunne benytte vannforekomster som regnskapsenhet, siden det i så fall ville være mange økosystemforekomster med manglende data. For å unngå dette må man enten aggregere opp målinger til et høyere geografisk nivå, f.eks. ved å ta gjennomsnitt av alle målte vannforekomster innen et fylke, eller basere tilstandsregnskapet på modellerte tilstandsverdier for vannforekomster uten målinger.

Vannforskriften legger imidlertid ikke opp til romlig aggregering av variabel- eller indikatorverdier. Likevel er det ikke noe i veien for å aggregere vannforskrift-data. Som drøftet i kapittel 3.6, er det i så fall viktig at skalering og aggregering gjøres i riktig rekkefølge. For mange vannforskrift-indikatorer (de som bruker ikke-lineære transformeringer) vil det f.eks. ikke gi mening å gjennomføre en romlig aggregering av variabelverdiene på opprinnelig måleskala. I stedet er det de skalerte (transformerte) indikatorverdiene som bør aggregeres opp til høyere romlige nivåer.

Det som har blitt identifisert som et potensielt problem for terrestriske økosystemer – at resultatet av en skalering ikke vil være uavhengig av den romlige skalaen som skaleringen skjer på (se kap. 4.1) –, er ikke like problematisk i sammenheng med vannforskriften. Her er referanse- og «nullverdier» for en gitt variabel enten de samme for alle vannforekomster, eller de varierer med vanntype (se kap. 2.2). Siden vanntypen er kjent for alle vannforekomster (tilgjengelig via vannnett, Miljødirektoratet 2023b), refererer referanseverdi og aktuelle målinger alltid til den samme romlige enheten, nemlig vannforekomsten. Det er derfor nødvendig at skalering (eller i hvert fall skaleringens transformeringstrinn, se kap. 3.6) skjer på vannforekomstnivå, før verdier eventuelt aggregeres opp til større romlige enheter. Ifølge anbefalingene som har blitt gitt for bruk av vannforskriftsdata i naturindeks, bør imidlertid en eventuell trunkering av indikatorverdiene gjennomføres *etter* den romlige aggregeringen (Sandvik 2019). Som nevnt i kapittel 3.6, bør det testes om denne anbefalingen bare gjelder vannforskriften, eller om den også er overførbart til terrestriske økosystemer.

Selve aggregeringstrinnet vil for vannforekomst-data innebære å ta et uvektet eller vektet aritmetisk gjennomsnitt av de skalerte indikatorverdiene for vannforekomstene som ligger i den relevante arealenheten (kommunen, fylket, landsdelen e.l.). For innsjøvannforekomster har vektning med innsjøenes overflateareal blitt identifisert som den økologisk mest meningsfulle prosedyren, fordi dette innebærer at ulike størrelsesklasser av innsjøer får tilnærmet samme kumulative vekt i sluttverdien (Sandvik 2019). Dette er sammenfallende med anbefalingene i SEEA EA. For elve- og kystvannforekomster har vektning foreløpig ikke blitt testet. For disse er det økologisk sett ikke like entydig hva man skal vektes med. Elvevannforekomster kunne enten vektes med sin lengde, sitt areal eller arealet på nedbørfeltet; kystvannforekomster enten med sitt areal eller med

lengden på kystlinjen. For størst mulig samsvar med SEEA EA er det nærliggende å anbefale vektning av elvevannforekomster og kystvannforekomster med sitt areal. For elvevannforekomster kan lengde være et substitutt for areal når variasjonen i bredde er neglisjerbar, mens nedbørfeltet har den ulempen at det omfatter forekomster av andre, terrestriske økosystemer. Kystvannforekomstenes areal tilfredsstillende SEEA EAs anbefaling, selv om vannforskriftens avgrensning av kystvannforekomster mot åpent hav er helt vilkårlig (én nautisk mil ut fra land / ytre grense for ferskvann). Informasjon om elvevannforekomstenes lengde og kystvannforekomstenes areal eksisterer åpenbart, men per i dag er det ikke tilgjengelig via åpne nedlastningsløsninger (f.eks. vann-nett). Dette bør komme på plass for en uhindret dataflyt. Informasjon om elvevannforekomstenes bredde eller areal ser ikke ut til å foreligge i noen form.

Basert på erfaringen med naturindeksen, der det også gjennomføres en romlig aggregering av enkelte vannforekomst-indikatorer (Schartau mfl. 2016), har det blitt anbefalt at man først bør ekstrapolere tilstanden til vannforekomster som det ikke foreligger målinger fra. Denne ekstrapoleringen kan enten gjennomføres ved stratifisering (Gundersen mfl. 2018) eller ved modellering (Sandvik 2019). Disse trinnene trengs for å korrigere for at det ikke foreligger målinger fra et representativt utvalg av vannforekomster. Uten slik korreksjon vil tilfeldigheter ved utvalget av vannforekomster med data få for stor påvirkning på den aggregerte indikatorverdien.

Vannforskrift-data samles ikke bare inn i forholdsvis få vannforekomster, men disse vannforekomstene utgjør også et nokså skjevt utvalg av helheten. Dette skyldes at datainnsamlingen som oftest skjer med bakgrunn i et bestemt forvaltningsmål. For hvert datapunkt i vannmiljø-databasen (Miljødirektoratet 2023a) er det angitt en «aktivitet» som målingen ble begrunnet med. Det vil si at noen målinger foretas fordi man vet eller antar at tilstanden i den berørte vannforekomsten er (nokså) dårlig, mens andre foretas fordi man vet eller antar at tilstanden i den berørte vannforekomsten er (nokså) god (se **tabell 6** og **vedlegg 3**). Et eksempel på det første er aktiviteten «problemkartlegging», et eksempel på det siste aktiviteten «basisovervåking av referanseforhold». Hvis det ikke korrigeres for at slike målinger er forskjøvet mot henholdsvis dårlige og gode forhold, kan dette også lede til feilaktige aggregeringer. Det fins flere måter å angripe dette problemet på, bl.a. å vekte ned målinger som ble tatt i sammenheng med aktiviteter der man kan forvente en slagside mot den ene eller andre siden (Sandvik 2019). Den «sikreste» metoden er å se bort fra alle målinger som kan ha en slagside, men denne tilnærmingen medfører også en drastisk reduksjon i den tilgjengelige datamengden.

## Harmonisering av datainnsamling og regnskapsår

SEEA EA forutsetter at verdiene for variablene i et tilstandsregnskap skal gjelde for et bestemt tidspunkt, og at disse verdiene skal kunne sammenlignes med verdier for de samme variablene på et nytt tidspunkt etter en fast tidsperiode, helst ett år (jf. kap. 2.4). I Eurostats forslag til naturregnskap legges det opp til rapportering for areal- og tilstandsregnskap hvert 3. år. Imidlertid vil det variere hvor ofte data kan samles inn og sammenstilles for de ulike tilstandsvariablene. SEEA EA anbefaler at det for data som samles inn på andre tidspunkt enn regnskapstidspunktet, beregnes en interpolert eller modellert verdi for dette regnskapstidspunktet. I vannforskriften er det stor variasjon i den tidsmessige oppløsningen for dataene for tilstandsvariablene, fra flere dataverdier per år (gjelder de fleste abiotiske tilstandsvariabler) til en verdi per år eller sjeldnere (gjelder mange biologiske tilstandsvariabler).

Vann-nett (Miljødirektoratet 2023b) sammenstiller vannforekomstenes tilstandsklasser (ikke tallverdier) basert på tilstandsvariablene som gjennomsnittsverdier for siste seks år. Vannmiljø-databasen (Miljødirektoratet 2023a) inneholder derimot variabel- og/eller indikatorverdier per innsamlingstidspunkt. Dersom vannforskriften skal utgjøre et grunnlag for et tilstandsregnskap som er konsistent både med SEEA EA og Eurostats opplegg, må dataene derfor hentes fra vannmiljø. For rapportering hvert 3. år kan de rapporterte tallene baseres på gjennomsnittsverdier for de siste tre år. Tilstandsvariabler som måles sjeldnere enn hvert 3. år, er i utgangspunktet lite egnet for slik rapportering.

**Tabell 6.** Mulig skåring av vannforskriftens ulike overvåkingsaktiviteter i henhold til målingenes representativitet for vannforekomsten (modifisert etter Sandvik 2019). Skåringene som er brukt i dette prosjektet, er tabulert opp i vedlegg 3.

Skår	Definisjon	Eksempel
-3	Aktiviteten utføres <b>nettopp fordi og bare så lenge</b> vannforekomstens økologiske tilstand antas å være spesielt dårlig, og avsluttes hvis eller når tilstanden har blitt bedre	Problemkartlegging
-2	Aktiviteten utføres fordi vannforekomstens økologiske tilstand antas å være spesielt dårlig, men videreføres også etter at tilstanden eventuelt har blitt bedre	Nasjonal overvåking av kalka vassdrag
-1	Aktiviteten utføres pga. en kjent påvirkning, men vannforekomstens økologiske tilstand er ikke nødvendigvis sterkt korrelert med denne påvirkninga	Effekter av planlagt arealbruk
0	Aktiviteten utføres uavhengig av vannforekomstens antatte økologiske tilstand	Overvåking av anadrom laksefisk
+1	Aktiviteten er ikke relatert til økologisk tilstand, men utføres likevel i vannforekomster som kan antas å ikke ha dårlig økologisk tilstand	Overvåking av badevann
+2	Aktiviteten utføres fordi vannforekomstens økologiske tilstand antas å være spesielt god, men videreføres også etter at tilstanden eventuelt har blitt dårligere	Forsuringsovervåking
+3	Aktiviteten utføres <b>nettopp fordi og bare så lenge</b> vannforekomstens økologiske tilstand antas å være spesielt god, og avsluttes hvis eller når tilstanden har blitt dårligere	Referanseelver

## Vannforskriften og EUs forslag til tilstandsregnskap

Eurostats forslag til tilnærming til regnskap for økosystemers tilstand, slik dette er gitt ved Eurostats veiledningsnotat (Eurostat 2023b), følger langt på vei SEEA EA (jf. kap. 2.6). Foreløpig er det ikke foreslått obligatoriske tilstandsvariabler for fersk- og kystvann. Det er således ingen inkompatibiliteter mellom Eurostats forslag og vannforskriften når det gjelder enkeltvariabler.

Eurostats forslag legger så langt opp til å lage tilstandsregnskap for ikke-skalerte variabler, ikke for skalerte eller sammenstilte tilstandsv verdier. Vannforskriften baserer seg derimot på nEQR-verdier, som er skalert og delvis basert på komplekse sammenstilte indekser. Som påpekt i kapittel 3.6, bør et nasjonalt regnskap ikke basere seg på ikke-skalerte vannforskriftsvariabler, siden skaleringen tilfører økologisk mening til målingene. Dessuten består noen av de viktigste vannforskriftsparameterne også i ikke-skalert tilstand av dimensjonsløse indeksverdier. Å droppe skaleringen vil altså ikke gjøre dem mer forståelige eller intuitive, slik at en viktig motivasjon for å rapportere ikke-skalerte verdier faller bort. Hvis Eurostats forslag kan tolkes som et minstekrav (altså at rapporterte verdier ikke *trenger* å være skalert), er vannforskriften derfor fullt forenlig med Eurostats tilnærming. Det kan i så fall rapporteres skalerte indikatorer (nEQR). Ifølge SEEA EA skal ikke skalerte indikatorer blandes med ikke-skalerte variabler. Dette er imidlertid delvis et definisjonsspørsmål, siden skaleringen kan betraktes som en del av variabelenes definisjon. Dette gjelder i hvert fall for indekser, som allerede er definert ved ligninger bestående av ulike innmatingsverdier. Bare hvis Eurostats lovforslag tolkes slik at skalerte verdier er *utelukket* fra rapporteringen, oppstår det et problem. For mange vannforskriftsindikatorer vil man i så fall fremdeles kunne ekstrahere de ikke-transformerte variabelverdiene fra vannmiljø-databasen og rapportere disse, men de rapporterte tallene vil i mange tilfeller være lite økologisk informative eller direkte villedende.



En ytterligere forskjell ligger i arealet for økosystemforekomster. Eurostat (2023a) anbefaler at den minste størrelsen for enheter som skal kartlegges, ikke skal være større enn 10 ha. Vannforskriften spesifiserer derimot at vannforekomster større enn  $0,5 \text{ km}^2 = 50 \text{ ha}$  skal skilles ut som separate innsjøforekomster (selv om mindre innsjøer kan avgrensnes som egne vannforekomster under visse betingelser; Direktoratgruppen 2018a). For å være fullt i tråd med Eurostats forslag måtte et tilstandsregnskap for ferskvann altså i prinsippet kunne angi tilstanden til innsjøer som ikke er avgrenset som egne innsjøvannforekomster ifølge vannforskriften. Alle Norges innsjøer som er 50 ha eller større (4 403), er avgrenset som egne innsjøvannforekomster for vannforskriften; i tillegg er 1 519 innsjøer som er  $< 50 \text{ ha}$  og  $\geq 10 \text{ ha}$  avgrenset som innsjøvannforekomster, altså totalt 5 922 innsjøer. Dette er imidlertid bare en brøkdel av alle innsjøene i denne størrelsesklassen. Totalt har Norge 20 013 innsjøer med et areal som er  $\geq 10 \text{ ha}$  (NVE 2023). For å oppfylle Eurostats forslag, måtte altså ytterligere 14 091 innsjøvannforekomster inngå i tilstandsregnskapet, enten ved å måle tilstandsvariablene i disse eller ved å basere seg på modellerte resultater for de vannforekomstene som det ikke foreligger målinger fra. Begge deler er imidlertid vanskelig å se for seg. Det er nok ikke realistisk å få gjort faktiske målinger i tusenvis av nye innsjøer. Modellering av tilstanden vil for mange indikatorer forutsette at vannforekomstene er typifisert, dvs. at deres vannstype er kjent, noe som ikke er tilfellet for innsjøer som per i dag ikke er avgrenset som egne innsjøvannforekomster. Dermed er den mest realistiske «løsningen» at man må se bort fra Eurostats anbefaling på dette punktet. I første omgang bør man antagelig vente på en avklaring innad i EU, siden vannforskriften (2006) jo er basert på EUs (2000) vannedirektiv. Før EU eventuelt gir Eurostats (2023a) anbefaling lovstatus, må derfor EU antas å ta stilling til denne uforenligheten mellom kravene. Inntil videre kan dermed vannforskriftens nedre grense på 50 ha antas å fremdeles ha gyldighet.

Når det gjelder vannforskriftens avgrensning av elvevannforekomster, er det ingen tilsvarende uforenlighet. Vannforskriftens *kriterium* for avgrensning (elveavsnittets nedbørfelt) er vanskelig å forene med Eurostats forslag (og SEEA EA, siden et nedbørfelt omfatter andre økosystemklasser), men dette bør ikke spille noen rolle så lenge *resultatet* av avgrensningen er forenlig.

Kystvannforekomster skal ifølge vannforskriften som regel ikke være mindre enn  $1 \text{ km}^2 = 100 \text{ ha}$ . Dette er betydelig større enn maksimumsarealet for minste kartleggbare enhet i Eurostats forslag. Her vil det med andre ord oppstå en uforenlighet mellom vannforskriften og Eurostat forslag. Det er vanskelig å se hvordan denne uforenligheten skal kunne oppheves. En oppdeling av alle kystvannforekomster hadde vært en vei å gå. En annen er at man må leve med denne uoverensstemmelsen mellom systemene.

## Behov for tilpasninger i vannforskriftens datagrunnlag

Som det framgår ovenfor, vil det være nødvendig med noen tilpasninger før vannforskriften kan utgjøre et grunnlag for et norsk tilstandsregnskap som tilfredsstillende SEEA EAs rammeverk og kravene i forslaget til EU-lovverk. Disse kan oppsummeres som følger:

- Det må avklares nærmere hva som er hensiktsmessig rekkefølge for skalering, trunkering og romlig aggregering (jf. kap. 3.6).
- Ved aggregering av indikatorverdier fra vannforekomster til større områder må slik aggregering gjøres ved metoder som tar hensyn til dataenes underliggende egenskaper og som er statistisk holdbare. SEEA EA anbefaler arealvektet aritmetisk gjennomsnitt, men det må avklares i hvilke sammenhenger dette vil være statistisk korrekt.
- Arealvekting lar seg per i dag gjennomføre for innsjøvannforekomster. Informasjon om elvevannforekomsters lengde og kystvannforekomsters areal er derimot ikke tilgjengelig via åpne nedlastningsløsninger, noe som bør komme på plass.
- Eurostats forventning om rapportering av ikke-skalerte variabelverdier innebærer strengt tatt at mange av vannforskriftsparameterne ikke kan brukes i et naturregnskap.
- Vannforskriften regner vanligvis bare innsjøer over 50 ha og kystvannarealer over 100 ha som separate vannforekomster, mens Eurostats krav innebærer at alle innsjøer og kyst-

vannarealer som er større enn 10 ha, skal inngå i naturregnskapet som separate vannforekomster. Hvordan denne uforenligheten skal løses, er foreløpig uklart. Man bør avvente avklaringer innad i EU før man endrer vannforskriftens definisjon av vannforekomster, dvs. i første omgang se bort fra Eurostats (2023a) anbefaling på dette punkt.

- Dersom et tilstandsregnskap skal omfatte regnskap for sammenstilte tilstandsverdier, bør det vurderes nærmere hvordan skalerte variabel- eller indikatorverdier bør sammenstilles for å kunne gi statistisk holdbare og representative resultater.
- Aktuelle variabler for et tilstandsregnskap bør gjennomgås for å sikre at utvalget av tilstandsvariabler er balansert og dekker alle økosystemets egenskaper og typer av tilstandsindikatorer (jf. SEEA EAs ECT-klasser).
- Datagrunnlaget for tilstandsvariabler må sammenstilles slik at det kan beregnes variabelverdier med tre års mellomrom, inkludert for 2024.

## 4.3 Økosystemklasser med tilstrekkelig datagrunnlag

I vurderingen av tilstandsvariabler og deres datagrunnlag tar vi utgangspunkt i Eurostat-typologien (jf. kap. 2.6). Imidlertid vil flere av økosystemtypene ha stor grad av fellesskap i eksisterende eller foreslåtte tilstandsvariabler. I gjennomgangen nedenfor har vi derfor grupperte økosystemer med klare fellestrekk i samme underkapittel. Vi behandler også de spesifikt norske hovedøkosystemene i de underkapitlene der de passer best. Dermed dekkes alle enheter i typologien foreslått av Framstad mfl. (2022b). For hvert økosystemkapittel gir vi innledningsvis en kort oppsummering av hva de enkelte klassene i Eurostat-typologien dekker og hvordan dette samsvarer med økosysteminndelingen i norske systemer. Deretter går vi gjennom aktuelle tilstandsvariabler for hver økosystemtype i Eurostat-typologien. Metodikken brukt beskrives i et eget underkapittel:

### 4.3.1 Metodikk for utvalg og vurdering av tilstandsvariabler

For å velge aktuelle tilstandsvariabler tok vi utgangspunkt i variabler som tidligere har blitt brukt i eller foreslått for anvendelsene av fagsystemet for økologisk tilstand, som brukes for vurdering av økologisk tilstand i rammen av vannforskriften, eller som inngår i forslaget til tilstandsvariabler for Eurostats tilstandsregnskap:

- skog (Framstad mfl. 2021)
- fjell (Framstad mfl. 2022a)
- våtmark, semi-naturlig mark, naturlig åpne områder under skoggrensa (Nybø mfl. 2023)
- elver, innsjøer og kystvann (Direktoratsgruppen 2018b: tabeller 3.2, 3.3 og 3.7)
- Eurostats liste over obligatoriske og frivillige variabler (Eurostat 2023b)

For å fastsette tilhørigheten av indikatorer fra disse kildene til økosystemtyper bruker vi typologien foreslått av Framstad mfl. (2022b; se kap. 3.4), som danner en fellesnevner for norske hovedøkosystemer og Eurostats typologi. De opprinnelige variablene ble tilordnet de mer detaljerte økosystemtypene i denne felles typologien. De ulike variabelsettene (for skog, fjell, våtmark osv.) omfattet flere veldig like variabler, som delvis bare skilte seg ved den romlige matrisen som ble lagt over dataene i det siste kvantifiseringstrinnet. For å forenkle og strukturere variabellisten sammenfattet vi grupper av lignende variabler som målte de samme (eller nesten de samme) økosystemegenskapene i ulike økosystemtyper.

Innsamlete data for vannforskriften er arkivert i vannmiljø-databasen (Miljødirektoratet 2023a), sammen med en lang rekke andre vannrelaterte variabler. Denne databasen inneholder både opprinnelige måledata, indikatorverdier beregnet fra disse og aggregerte «multimetriske» indekser. Delvis er de samme datapunktene lagret som både ikke-skalerte og skalerte verdier. Fra denne lange listen over potensielle variabler utelukket vi variabler som ikke brukes i sammenheng med vannforskriften, og variabler som mangler referanseverdier og verdier for god tilstand. I tilfeller der det er definert referanseverdier for både multimetriske indekser og (noen av) variablene eller indikatorene som inngår i denne, behandlet vi disse som separate indikatorer.

Denne prosedyren resulterte i en liste med 58 terrestriske og 51 akvatiske variabler, hvorav de fleste var relevant for flere økosystemtyper. Listen ble utvidet med ytterligere 19 terrestriske og 3 akvatiske variabler, basert på bl.a. pågående utviklingsarbeid i forskningsinstituttene som har bidratt til denne rapporten (NINA, NIBIO og NIVA).

De viktigste metadataene for disse variablene ble sammenstilt i en strukturert database. **Tabell 7** viser hvilken informasjon som er samlet i denne databasen. Selve metadatabasen er tilgjengelig som et dynamisk regneark (Czúcz mfl. 2023).

**Tabell 7. Metadata som ble sammenstilt for å beskrive alle potensielle økologiske tilstandsvariabler som er tilgjengelig eller foreslått for bruk i Norge.**

Metadata-variabel	Beskrivelse	Variabeltype / mulige verdier
Variabelnavn (norsk)	variabelens foreslåtte eller mest brukte norske navn	fritekst
Variabelnavn (engelsk)	variabelens foreslåtte eller mest brukte engelske navn	fritekst
Utviklingsstatus	statusskår som beskriver metodeutvikling, bruk og datatilgjengelighet av variabelen (angitt for økosystemtypen som resulterer i høyest skår per 1.11.2023)	<b>3:</b> tilgjengelig («klar til bruk») <b>2:</b> under utvikling / begrenset representativitet <b>1:</b> foreslått / datamangel
Økosystemtype	liste over økosystemtyper som variabelen er relevant for	17 økosystemtyper som følger typologien til Framstad mfl. (2022b)
Dataeier	institusjonen som eier eller tilgjengeliggjør datakilden, inkl. navn på kontaktperson eller hovedansvarlig	fritekst
Datakilde	hovedkilden til data for variabelen, f.eks. navn på overvåkingsprogram	fritekst
Måleenhet	variabelens måleenhet	fritekst
Startår	første år med tilgjengelige data fra hoveddatakilden (i et format og av en kvalitet som tillater kvantifisering av variabelverdien)	heltall (årstall)
Temporal oppløsning	variabelens oppløsning i tid, angitt som antall år mellom hver tilgjengeliggjøring (måling/beregning) av nye variabelverdier	heltatt (antall år) eller «irregulær» eller «usikker»
Romlig oppløsning	variabelens oppløsning i rom	gridbaserte enheter med ulike cellestørrelser: <b>g1:</b> ca. 1 m ( $\leq$ 5 m) <b>g2:</b> ca. 10 m (5–50 m) <b>g3:</b> ca. 100 m (50–500 m) <b>g4:</b> ca. 1 km (500–5000 m) <b>g5:</b> ca. 10 km (5–50 km) polygonbaserte enheter: <b>p1:</b> kommune <b>p2:</b> fylke (ev landsdel) <b>pp:</b> andre polygoner <b>px:</b> hele landet
Geografisk begrensning	begrensninger i det geografiske området som variabelen er definert for eller målbar i	fritekst
Tematisk begrensning	begrensninger i økosystem(under)typer som variabelen kan brukes eller gir mening i	fritekst

Metadata-variabel	Beskrivelse	Variabeltype / mulige verdier
ECT-klasse	Ecosystem Condition Typology-klasse (ifølge SEEA EA, se s. 18) som variabelen tilhører; B1 er delt i B1a (abundans av konkrete arter/grupper) og B1b (sammensatte mål på biologisk mangfold); i noen tilfeller er flere svar mulig, og her er ECT-klassen som tilsvarer variabelens <i>fokus</i> listet som den primære, mens ECT-klassen som gjenspeiler variabelens <i>definisjon</i> er listet som den sekundære (f.eks. måler indikatoren «vegetasjon og pH» jordsmonnet pH-verdi ved hjelp av artssammensetningen, slik at A1 er oppgitt som primær og B1a som sekundær ECT-klasse)	<b>A1, A2, B1a, B1b, B2, B3, C1</b>
Egenskap	det norske fagsystemets sju egenskaper for ulike viktige forhold ved økosystemer og deres tilstand som variabelen tilhører (se s. 10)	<b>af:</b> abiotiske forhold <b>bm:</b> biologisk mangfold <b>fb:</b> fordeling av biomasse i ulike trofiske nivåer <b>fg:</b> funksjonelle grupper innen trofiske nivåer <b>fs:</b> funksjonelt viktige arter og strukturer <b>lm:</b> landskapsøkologiske mønstre <b>pr:</b> primærproduksjon
Tilordning	måten variabelverdier tilordnes økosystemforekomster på (se kap. 3.2)	<b>cc:</b> konseptuell tilordning <b>fo:</b> feltobservasjon <b>so:</b> kartbasert tilordning (romlig overlapp) <b>lm:</b> landskapsøkologisk variabel
Retning	fortegn eller form på sammenhengen mellom variabelen og den underliggende tolkningen av økosystemtilstanden (jf. Czúcz mfl. 2021a,b)	<b>p:</b> positiv <b>n:</b> negativ <b>u:</b> unimodal (konveks)
Referanseverdi	måten variabelens referanseverdi identifiseres eller estimeres på – eller måten det <i>kan</i> gjøres på, om den faktiske verdien ikke er avklart ennå (se kap. 3.3, der de sju første kategoriene på SEEA EAs liste på s. 33 her er gjengitt som 1 = «omr», 2+3 = «mod», 4 = «pal», 5 = «per», 6 = «pol», 7 = «exp» og de fem kategoriene på fagsystemets liste på s. 36 som 1 = «abs», 2 = «omr», 3–5 = «mod»)	<b>abs:</b> absolutte biofysiske grenser <b>omr:</b> referanseområder <b>mod:</b> modellering <b>pal:</b> paleoøkologiske/historiske data <b>pol:</b> politisk eller juridisk forvaltningsmål <b>per:</b> referanseperiode eller (vilkårlig) startår <b>exp:</b> ekspertvurdering
Samsvar med SEEA EA	teoretiske og praktiske uforenligheter av variabelen med krav stilt av SEEA EA (jf. Czúcz mfl. 2021b)	11 mulige uforenligheter (se <b>tabell 8</b> )
Kilder	kilder for informasjonen om metadataene	fritekst
Referanser	mest relevante referanser for variabelens metodebeskrivelse	fritekst

De enkelte tilstandsvariablenes egnethet i et tilstandsregnskap er vurdert ut fra følgende kriterier (jf. kap. 3.1):

- Sammenheng med økosystemets tilstand. Her inngår at variabelen
  - er genuint økologisk (dvs. måler økosystemenes struktur, funksjon og produktivitet) og ikke f.eks. klimatisk eller geologisk,
  - ikke måler egenskaper som inngår i andre deler av et naturregnskap, f.eks. økosystemers areal eller økosystemtjenester,
  - måler selve tilstanden og ikke f.eks. samfunnets respons på en forverret tilstand,
  - har en utvetydig retning, slik at det f.eks. ikke kan være tvil om en økning i variabelverdien representerer en forbedring eller forverring av økosystemets tilstand.
- Sammenheng med påvirkningsfaktorer. Her inngår at variabelen
  - responderer på endringer i påvirkninger, men
  - ikke er et mål på selve påvirkningen.
- Datagrunnlagets omfang. Her inngår at
  - antall datapunkt er tilstrekkelig,
  - datagrunnlaget har god romlig dekning, oppløsning og representativitet,
  - datagrunnlaget har god tidsmessig dekning, oppdateringsfrekvens og representativitet.
- Tilgjengelighet av referanseverdi og «nullverdi»
- Variabelens matematisk-statistiske egenskaper
- Samsvar med SEEA EAs øvrige anbefalinger (se **tabell 8**)

Kriterier for den samlede dekningen av tilstandsvariabler:

- Dekning av økosystemets sju egenskaper
- Dekning av SEEA EAs klasser for tilstandsvariabler (ECT)

**Tabell 8.** Mulige uforenligheter mellom foreslåtte tilstandsvariabler og anbefalingene til SEEA EA. Ikke alle typer for uforenlighet betyr nødvendigvis at variabelen er utelukket fra å brukes i et tilstandsregnskap. Uforenligheter som er markert med stjerne (\*), gir uansett grunnlag for å utelukke variabelen. Avvik fra de øvrige anbefalingene kan godtas om ingen god erstatning for variabelen er tilgjengelig. Kodene brukes i kolonnen «samsvar med SEEA EA» i metadatabasen. (Basert på Czucz mfl. 2021b.)

Kode	Uforenlighet
a	variabelen er en sammenstilt indeks på tvers av ECT-klassene
d*	variabelen har ikke noen entydig retning, dvs. en økning kan ikke utvetydig tolkes som en forbedring eller forverring av tilstanden
e	variabelen er en funksjon av økosystemforekomstens areal istedenfor tilstand
i	variabelen kan ikke tilordnes noen ECT-klasse
n	variabelen mangler romlig eller tidsmessig oppløsning (f.eks. hvis den bare tillater nasjonale verdier)
o	øvrige problemer
q	variabelverdiens beregningsmåte har uheldige matematiske konsekvenser ( <i>accounting artefacts</i> )
r*	variabelen måler ikke økologisk tilstand, men samfunnets respons på en endret tilstand
s*	variabelen måler ikke økologisk tilstand, men en økosystemtjeneste
t	variabelen måler ikke økologisk tilstand, men en trend eller endring i tilstanden
x*	variabelen måler ikke økologisk tilstand, men en egenskap som er utenfor økosystemet (som klima), er stabil eller endrer seg svært sakte

Vi kategoriserte utviklingsstatusen til variablene ved å skåre dem fra 1 til 3. For terrestriske variabler ble statusen basert på de ovennevnte rapportene, supplert med enkelte ekspertvurderinger. Vi benyttet de følgende tre statusdefinisjonene:

- 1) «Foreslått»: variabler som er relevante (dvs. mulig og meningsfull) for en økosystemtype, men der metodeutvikling gjenstår eller grunnlagsdata mangler, eller der det er alvorlige og uopprettelige avvik fra SEEA EAs anbefalinger (**tabell 8**). Slike vesentlige mangler kan neppe rettes opp på kort sikt, og variablene med statuskår 1 kan dermed vanskelig inngå i et tilstandsregnskap per 2024. Samme skår er brukt for variabler som er marginalt relevante for økosystemet.
- 2) «Under utvikling»: variabler der utvikling er pågående, eller der metodikken allerede er beskrevet og dokumentert, men avklaringer om datagrunnlaget og ev. noe teoretisk arbeid gjenstår (f.eks. uavklarte referanseverdier, manglende kartgrunnlag o.l.). Variabler ble også skåret ned til status 2 om de hadde mindre alvorlige uforenligheter med SEEA EAs anbefalinger (**tabell 8**). Variabler med statusskår på 2 kan antagelig gjøres klar til å inngå i et tilstandsregnskap per 2024. Merk at fastsetting av referanseverdi foreløpig ikke er påkrevet for å kunne gjennomføre et tilstandsregnskap etter kravene i forslaget til EU-lovtekst (Eurostat 2022), men vil være nødvendig ved bruk av disse variablene i en tilstandsvurdering basert på IBECA-metoden.
- 3) «Tilgjengelig»: variabler som allerede har vært i bruk eller er klar til bruk i en vurdering eller kartlegging for forekomstene av en økosystemtype i hele Norge. Slike variabler er umiddelbart klare for å inngå i et tilstandsregnskap per 2024. Kravene er at variablene er klart definert (har en spesifisert variabelutforming) og har en klar sammenheng med økosystemtilstanden, datagrunnlaget er tilgjengelig og kan tilordnes det aktuelle økosystemet med rimelig presisjon, samt at en referanseverdi er fastsatt eller trolig lett kan fastsettes.

For akvatiske variabler tillot vannmiljø-databasen (Miljødirektoratet 2023) en mer transparent og robust måte å evaluere variablenes egnethet for et tilstandsregnskap på: Vi lastet ned alle datapunkt av økologiske tilstandsvariabler som var arkivert i vannmiljø for perioden 2010–2020. For variabler som kunne være lagret i flere formater (f.eks. ikke-skalert, skalert eller aggregert), korrigerte vi for dette, slik at hver måling ble behandlet som bare ett datapunkt. I et neste trinn ble alle målinger koblet til sine respektive kommuner, fylker og rapporteringstidsrom, for på denne måten å kvantifisere omfanget av tilgjengelige data i tid og på flere romlige skalaer fra kommune- til nasjonalt nivå (basert på antagelsen om at det må foreligge et minste antall målinger på hvert av nivåene for å anse dataene som dekkende). Dataenes representativitet ble tatt høyde for ved hjelp av «skjevhetsskår» for de ulike overvåkingsaktivitetene som genererer vannmiljø-data (se diskusjonen på side 53, **tabell 6** og **vedlegg 3**). Høy representativitet (skjevhetsskår 0) betyr at målinger ble gjort i rammen av en aktivitet som ikke er korrelert med god eller dårlig økologisk tilstand i den berørte vannforekomsten. Middels representativitet (skjevhetsskår +1 eller -1) betyr at aktiviteten kan være svakt forskjøvet mot vannforekomster med god eller dårlig tilstand. Dårlig eller manglende representativitet betyr at aktiviteten er sterkt korrelert med tilstand eller begrenset til vannforekomster med god eller dårlig tilstand. Prosedyren tillot å estimere en anbefalt oppdateringshyppighet, romlig oppløsning og status for hver variabel. De følgende definisjonene ble brukt for å skåre akvatiske variablers status:

- 1) «Datamangel»: variabler som har blitt rapportert for få ganger til å oppfylle noen av de følgende definisjonene. Slike variabler kan vanskelig inngå i et tilstandsregnskap per 2024, siden det enten trengs flere år med datainnsamling eller «mobilisering» av data (dvs. tilgjengeliggjøring av eksisterende data i åpne databaser).
- 2) «Begrenset representativitet»: variabler som har blitt rapportert minst 3 ganger per kommune i minst 3 kommuner per fylke i minst 5 fylker innenfor et rapporteringstidsrom på 5 år, basert på målinger med middels til høy representativitet. Slike variabler kan ev. inngå

i et tilstandsregnskap, gitt at det blir avklart om og hvordan skjevhetene i datagrunnlaget kan korrigeres for.

- 3) «Tilgjengelig»: variabler som har blitt rapportert minst 3 ganger per kommune i minst 3 kommuner per fylke i minst 5 fylker innenfor et rapporteringstidsrom på 5 år, kun basert på målinger med høy representativitet. Slike variabler er umiddelbart klare for å inngå i et tilstandsregnskap per 2024.

For de enkelte tilstandsvariablene eller gruppene angir vi hver av de ovennevnte kriteriene før vi gjør en samlet vurdering av tilstandsvariabelens egnethet. Etter gjennomgangen av hver foreslåtte tilstandsvariabel gir vi en vurdering av den samlede dekningen av tilstandsvariabler og deres datagrunnlag for hver økosystemtype. Her vurderer vi også mangler i dekningen og i hvilken grad det synes realistisk å kunne dekke disse manglene fra eksisterende datakilder eller overvåkingsprogrammer.

### 4.3.2 Byer, tettsteder og annen kunstig mark

Denne klassen i Eurostat-typologien omfatter byer, annen tettbebyggelse, annet nedbygd og kunstig areal som veier, annen samferdselsinfrastruktur, industrianlegg, fyllplasser, urbane grøntområder og annen kunstig mark. Det er dermed i prinsippet godt samsvar mellom innholdet i Eurostat-typologien og i det tilsvarende norske hovedøkosystemet (natur i byer og tettsteder, jf. *Natur for livet*, KLD 2015). Imidlertid legger Eurostat til grunn en avgrensning av urbane områder basert på *Local Administrative Units* (LAU)<sup>2</sup> og en klassifikasjon av disse som henholdsvis urbane (byer og tettsteder) og rurale (Eurostat 2023b). I Norden er LAU satt lik kommuner. Det er åpenbart meningsløst å beregne tilstandsverdier for urbane økosystemer avgrenset til hele arealet av mange norske kommuner som er definert som byer og tettsteder etter Eurostats kriterier (f.eks. Tromsø). Her må man for norske forhold benytte en mer restriktiv avgrensning av arealet som faktisk er bebygd, f.eks. basert på SSBs avgrensning av tettbygd areal, tilsvarende kartavgrensning i FKB-AR5 eller det datagrunnlaget som vil bli brukt i arealregnskapet for økosystemer.

Vi har foreløpig bare inkludert noen få tilstandsvariabler for urbane økosystemer (**tabell 9**), i hovedsak hentet fra Eurostats forslag til tilstandsvariabler for urbane økosystemer (Eurostat 2023b). Babí Almenar mfl. (2023) har listet opp en lang rekke mulige tilstandsvariabler for urbane økosystemer, men har bare vurdert i detalj fire av variablene foreslått av Eurostat. Også andre typer av variabler, f.eks. for artsmangfold av enkelte artsgrupper eller mer detaljert informasjon om grønne arealer, kunne være relevante for å belyse tilstanden for urbane økosystemer, men her tror vi ikke det kan skaffes representative data for forekomster av urbane økosystemer. De inkluderte variablene har (eller vil få) et dekkende datagrunnlag for en definert avgrensning av byer og tettsteder. NIBIOs kommende nasjonale kart for grønnstruktur i tettbygde områder<sup>3</sup> vil kunne dekke fem av de sju variablene på en enhetlig måte over landet. Alternativt vil ulike fjernmålingsdata fra Copernicus<sup>4</sup> kunne brukes for flere av variablene, slik det f.eks. er forutsatt i Eurostats forslag til tilsvarende tilstandsvariabler. «Maksimal grønnetet» (målt ved NDVI) kan brukes som et mål på plantebiomasse, men her må den konkrete variabelen avklares. Data som hittil oftest er basert på NASAs MODIS-instrument, må erstattes av data fra f.eks. Sentinel 2 når MODIS utgår i 2026. For «konsentrasjon av partikler  $\leq 2,5 \mu\text{m}$  (PM<sub>2.5</sub>)» kan data sammenstilles fra NILUs overvåking. Tilstandsvariabler med data basert på NIBIOs nye grønnstrukturkart, har åpenbart ikke etablerte dataserier. Heller ikke alternative datakilder fra Copernicus vil ha særlig

<sup>2</sup> <https://ec.europa.eu/eurostat/web/nuts/local-administrative-units>

<sup>3</sup> <https://www.nibio.no/nyheter/utvikler-nasjonalt-gronnstrukturkart>

<sup>4</sup> <https://www.copernicus.eu/en>



**Tabell 9.** Foreslåtte tilstandsvariabler for økosystemer knyttet til byer, tettsteder og annen kunstig mark. Variabler som er foreslått for slike urbane områder av Eurostat, er markert med # bak variabelnavnet. Kolonner: «Oppd.» er oppdateringshyppighet (år); «Oppl.» er romlig oppløsning («komm.» = kommune); «ECT» er SEEA EAs klassifisering av tilstandsvariabler; «Eg.» er fagsystemets tilsvarende klassifisering av egenskaper; «Ref.» er benyttet tilnærming for fastsetting av referanseverdi (eller mulig tilnærming i parentes); «Status» angir i hvilken grad variabelen er klar til bruk (3 tilgjengelig, 2 under utvikling, 1 foreslått). Koder er ellers beskrevet under tabellen.

Variabelnavn	Datakilde	Oppd.	Oppl.	ECT	Eg.	Ref.	Status	Merknad
Maksimal grønnhet (NDVI)	Sentinel 2	1	~10m	B2	pr	(omr)	2	variabel og referanseverdi må avklares
Andel tette kunstige flater #	NIBIO	?	komm.	A1	lm, af	abs	2	NIBIOs nasjonale grønnsstrukturkart, våren 2024; oppdateringsfrekvens er uavklart; variabel og referanseverdi må avklares;
Andel grønt areal #	NIBIO	?	komm.	B2	fs, lm	(mod)	2	
Andel ferskvannsareal #	NIBIO	?	komm.	B2	fs, lm	(mod)	2	
Andel trekronedekke #	NIBIO	?	komm.	B2	fs	(mod)	2	
Konnektivitet av grønne områder	NIBIO	?	komm.	C1	lm	(mod)	1	
Konsentrasjon av partikler $\leq 2,5 \mu\text{m}$ (PM2.5) #	NILU	1	komm.	A2	af	abs	2	påvirkningsvariabel, lite relevant som økologisk tilstandsvariabel

#### Koder:

**Datakilde** – NIBIO: Norsk institutt for bioøkonomi, NILU: Norsk institutt for luftforskning, Sentinel: jordobservasjonssatellitt som danner kjernen i EUs Copernicus-program;  
**ECT** – A1: fysisk tilstand, A2: kjemisk tilstand, B1a: mengde av art, B1b: sammensatt mangfoldsindeks, B2: strukturell tilstand, B3: funksjonell tilstand, C1: landskapstilstand;  
**Egenskap** – af: abiotiske faktorer, bm: biologisk mangfold, fb: fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer, fg: funksjonelle grupper innen trofiske nivåer, fs: funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer, lm: landskapsøkologiske mønstre, pr: primærproduksjon;  
**Referanseverdi** – abs: absolutt biofysisk grense, exp: ekspertvurdering, mod: modellert referanseverdi basert på observasjoner og teori, omr: data fra referanseområde, per: vilkårlig valgt starttidspunkt; øvr: annen metode

lange tidsserier. Dataene kan i prinsippet gi årlige verdier, men underliggende data for NIBIOs kart vil oppdateres med ulik og foreløpig uavklart frekvens. Datagrunnlaget for de fleste variablene har i utgangspunktet verdier på fin skala (10–20 m), men variabler angitt som arealandeler er bare meningsfylte på grovere skala, f.eks. per kommune. Romlig skala for «konsentrasjon av partikler  $\leq 2,5 \mu\text{m}$  (PM2.5)» er også bare meningsfylt per kommune. Denne variabelen er egentlig ikke særlig egnet for å belyse den økologiske tilstanden og sier mer om belastning for menneskers helse. Den er inkludert her fordi den inngår som obligatorisk tilstandsvariabel i Eurostats forslag til naturregnskap. Øvrige variabler har god sammenheng med økologisk tilstand, og tre av dem er også foreslått som tilstandsvariabler i Eurostats system. Et par andre variabler foreslått for byer og tettsteder i Eurostats system er ikke tatt med her av ulike grunner (jf. merknader i **vedlegg 2**).

I lys av det lave antallet tilstandsvariabler for urbane økosystemer er det åpenbart at dekningen av SEEA EAs ECT-klasser og fagsystemets økosystemegenskaper er utilfredsstillende. Selv om andre tilstandsvariabler, f.eks. artsmangfold for visse artsgrupper, kunne tenkes å forbedre dekningen av slike egenskaper, finnes det foreløpig ikke representative data for disse.

Ingen av variablene i **tabell 9** er helt klare til å inngå i et tilstandsregnskap ennå, i hovedsak fordi konkret utforming av variabler og referanseverdier er uavklart. Datagrunnlaget er heller ikke helt klart for variabler som skal baseres på NIBIOs nye kart for grønnstruktur. Utformingen av variabler og deres datagrunnlag bør kunne avklares i tide for bruk i tilstandsregnskap per 2024. Det kan imidlertid være mer utfordrende å avklare referanseverdier for en del av disse variablene. Det synes også urealistisk å framskaffe data for flere nye tilstandsvariabler for bruk i et regnskap per 2024.

### 4.3.3 Åpen fastmark

Ulike økosystemer på åpen fastmark, spesielt de under skoggrensa, har i noen grad felles tilstandsvariabler. Åpen fastmark inkluderer her Eurostats økosystemtyper jordbruksmark, grasmark, hei og buskmark, lite vegetert mark, samt kyststrender, dyner og våtmark. Vi behandler her også de norske hovedøkosystemene semi-naturlig mark, naturlig åpne områder under skoggrensa, så vel som fjell, definert som fastmark og is/snø over skoggrensa. Åpen fastmark nedenfor skoggrensa, utenom jordbruksmark, betegnes under ett som *åpent lavland* i bl.a. naturindeksen 2020 (Jakobsson & Pedersen 2020). For flere av tilstandsvariablene tillater ikke dagens datagrunnlag at man skiller mellom ulike enheter av åpen fastmark under skoggrensa, unntatt for jordbruksmark som det finnes gode kartgrunnlag for. Følgelig er det for disse variablene bare angitt tilhørighet til åpen fastmark under skoggrensa (og ev. til jordbruksmark eller fjell). Siden de enkelte økosystemene som inngår i åpen fastmark, kan variere mye i økologiske egenskaper, innebærer dette at verdier for flere av tilstandsvariablene vil gi et lite presist bilde av den faktiske tilstanden for disse økosystemene.

*Jordbruksmark* omfatter i Eurostat-typologien intensivt drevet jordbruksmark, inkludert mark for kortvarig dyrking av gras eller som er lagt brakk, før arealet igjen tas i bruk til annen produksjon enn gras. Klassen omfatter også frukt- og bærplantasjer og annen tresatt mark der det regelmessig høstes jordbruksavlinger. Dette avviker noe fra vanlig norsk forståelse av aktivt drevet jordbruksmark ved at varig, intensivt drevet kultureng ikke inngår.

*Grasmark* omfatter i Eurostat-typologien henholdsvis varig, intensivt drevet kultureng og beite, så vel som åpen semi-naturlig og naturlig mark dominert av gras og urter. Det skilles ikke eksplisitt mellom semi-naturlig og naturlig grasmark, slik det vanligvis gjøres for norske hovedøkosystemer. I norske hovedøkosystemer inngår naturlig grasmark i henholdsvis fjell (over skoggrensa) og naturlig åpne områder under skoggrensa.

*Hei og buskmark* omfatter i Eurostat-typologien arealer med åpen vegetasjon dominert av busker og lyng. Det skilles ikke eksplisitt mellom semi-naturlig og naturlig hei, slik det vanligvis gjøres

for norske hovedøkosystemer. I norske hovedøkosystemer inngår naturlig hei i henholdsvis fjell (over skoggrensa) og naturlig åpne områder under skoggrensa. I Eurostat-typologien inngår tundra i hei og buskmark, men bare for arktiske områder med permafrost. Det innebærer i vår sammenheng at tundra bare finnes i polarområdene.

*Lite vegetert mark* omfatter i Eurostat-typologien bart fjell, stein og andre løsmasser med lite eller ingen vegetasjon, så vel som annen lite vegetert mark og varige isbreer og snøfonner. I norske hovedøkosystemer inngår lite vegetert mark dels i fjell (over skoggrensa, inkludert is og snø) og dels i naturlig åpne områder under skoggrensa.

*Kyststrender, dyner og saltvannspåvirket våtmark* omfatter i Eurostat -typologien naturlige og menneskeskapte, i hovedsak lite vegeterte økosystemer i kystsonen. Avgrensinger mot andre typer over og under gjennomsnittlig høyvannsnivå er imidlertid ikke avklart. Norske hovedøkosystemer omfatter ikke spesifikke terrestriske kysttyper. Disse vil i hovedsak inngå i naturlig åpne områder under skoggrensa, i hovedsak med lite vegetasjon. Saltvannssump vil imidlertid vanligvis regnes som et marint økosystem. Flere av de aktuelle utformingene må skilles fra tilsvarende forekomster innenfor kystsonen ved kriterier for marin påvirkning, som avstand fra kystkonturen og høyde over havet.

De enkelte tilstandsvariablene er listet opp med noen av sine karakteristika i **tabell 10**. Dette omfatter til sammen 49 variabler, der 32 er relevante for minst to økosystemtyper og 15 bare er relevant for én økosystemtype (herav hele 12 for fjell). Hele 16 variabler kan sies å være relevante for alle økosystemtyper unntatt jordbruksmark. For de to variablene «oversvømmelses-hyppighet» og «fravær av inngrep i vassdrag» kan vi i realiteten ikke tilordne representative verdier til terrestriske hovedøkosystemer eller Eurostats økosystemtyper på nivå 1. Det er ellers verdt å merke seg at dagens tilgjengelige datagrunnlag for 18 av variablene ikke tillater en tilordning av variabelverdier til økosystemer på finere nivå enn henholdsvis jordbruksmark/åpent lavland og fjell. For fem av disse variablene skyldes dette at de er avhengige av presise økosystemkart for tilordning eller beregning av variabelverdier (jf. kap. 3.2). Fire variabler for fugler og pattedyr har en grov konseptuell tilordning til økosystemtyper, mens ni insektvariabler er basert på data som sannsynligvis har opphav fra mer enn ett økosystem. Data fra feltbasert observasjon av ikke-mobile arter (datakildene ANO, ASO, GRUK, se nedenfor) kan direkte tilordnes observasjonslokalitetenes økosystem. Tilordningen til økosystemtyper for disse datakildene er angitt som NiN-typer som deretter må klassifiseres til relevante hovedøkosystemer (her spesielt semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa) eller økosystemer i Eurostats typologi.

Antall variabler for de enkelte økosystemene i Eurostats typologi er 14 for jordbruksmark, 14 for grasmark, 11 for hei og buskmark, 11 for lite vegetert mark, 11 for kyststrender, dyner og våtmark, og 28 for fjell (to variabler kunne ikke tilordnes noe terrestrisk økosystem, jf. over). I tillegg er det som nevnt 18 variabler som ikke spesifikt kan tilordnes de enkelte økosystemtypene, men i stedet er tilordnet åpent lavland. For hovedøkosystemene kan 14 variabler eksplisitt dekke semi-naturlig mark, mens 12 variabler tilsvarende kan dekke naturlig åpne områder under skoggrensa. For hele 19 variabler vil det ikke være mulig å tilordne verdier spesifikt til semi-naturlige eller naturlig åpne områder under skoggrensa. Variablene for fjell inkluderer de 19 variablene som ble brukt i den nasjonale vurderingen av økologisk tilstand for fjell (merket med \*; Framstad mfl. 2022a). Her inngår tre variabler for snø som er tatt med for å dekke alle tidligere brukte variabler i vurderingen av økosystemtilstanden for fjell. Disse er klimabaserte variabler som vi generelt ikke har inkludert i denne rapporten, bl.a. fordi slike variabler viser stor variasjon i verdier fra år til år. Det er ikke hensiktsmessig å bruke gjennomsnitt over flere år (utover én regnskapsperiode) for slike variabler i et tilstandsregnskap siden det vil medføre at verdiene ikke spesifikt er tilordnet en gitt regnskapsperiode. Det er ellers ingen klare forskjeller mellom de enkelte økosystemene når det gjelder variablenes karakteristika. Disse diskuteres derfor under ett nedenfor.

**Tabell 10.** Tilstandsvariabler for åpen fastmark under skoggrensa og fjell, inkludert eksisterende variabler brukt i tilstandsvurderingen for fjell (markert med \*; Framstad mfl. 2022a). Variabler som i noen grad dekker variabler foreslått av Eurostat, er markert med # bak variabelnavnet. Kolonner: «ØS» er de enkelte økosystemtypene som den aktuelle variabelen dekker; «Oppd.» er oppdateringshyppighet (år; «irr.» = irregulært); «Oppl.» er romlig oppløsning («fylke» = fylke eller landsdel, «komm.» = kommune, «nasj.» = kun nasjonale verdier); «ECT» er SEEA EAs klassifisering av tilstandsvariabler; «Eg.» er fagsystemets tilsvarende klassifisering av egenskaper; «Ref.» er benyttet tilnærming for fastsetting av referanseverdi (eller mulig tilnærming i parentes); «Status» angir i hvilken grad variabelen er klar til bruk (3 tilgjengelig, 2 under utvikling, 1 foreslått). Koder er ellers beskrevet under tabellen.

ØS	Variabelnavn	Datakilde	Oppd.	Oppl.	ECT	Eg.	Ref.	Status	Merknad
j g	Organisk jordkarbon #	JORDVAAK	1	fylke	A2	af	(mod)	1	planlagt overvåking; jf. forslag til indikator «karbonlager» i Nybø mfl. (2023)
j g	C/N-forholdet i jord	JORDVAAK	1	fylke	A2	af	(mod)	1	planlagt overvåking
j g	Tetthet av lineære landskapselementer #	3Q	1	fylke	C1	lm	(mod)	1	type lineære elementer må avklares
j g	Arealandel på drenert torvmark #	AR5, LDir?	1	fylke	A1	af	abs	1	usikkert om relevante data finnes
j+Å	Biomasse flygende insekter	insektovervåking	5	fylke	B2	fs	(mod)	2	uavklart referanseverdi
j+Å	Artsantall flygende insekter	insektovervåking	5	fylke	B1b	bm	(mod)	2	uavklart referanseverdi
j+Å	Artsantall pollinerende insekter	insektovervåking	5	fylke	B3	fs	(mod)	2	uavklart referanseverdi
j+Å	Artsantall møkktilknyttete insekter	insektovervåking	5	fylke	B3	fs	(mod)	2	uavklart referanseverdi
j+Å	Fravær av fremmede insektarter	insektovervåking	5	fylke	B1a	bm	abs	3	ikke helt avklart metrikk, antagelig klar til bruk
j+Å	Artsantall rov- og parasittveps	insektovervåking	5	fylke	B3	fs	(mod)	1	uavklart metrikk og referanseverdi
j+Å	Genetisk innenartsvariasjon hos insekter	insektovervåking	5	fylke	B2	bm	(mod)	1	uavklart metrikk og referanseverdi
j+Å	Dagsommerfugler (#)	overvåking humler/ sommerfugler, 3Q	1	fylke	B1b	bm	exp	3	muligens kompatibel med Eurostats variabel (se vedlegg 2)
j+Å	Humler	se over	1	fylke	B1b	bm	exp	3	
j+Å	Hekkefugl i jordbrukslandskapet #	hekkef., 3Q-fugl	1/3	nasj.	B1a	bm	(per)	2	referanseverdi kan ikke fastsettes
Å	Gjengroing	LiDAR, AR5, FKB	irr.	~10m	B2	fs	omr	2	krever økosystemkart; data for fremtidige oppdateringer er uavklart
Å	Store hjortedyr	hjorteviltovervåking	1	komm.	B1a	fb	mod	1	økosystemtilordning må avklares
ghlkf	Vegetasjon og beite/slått	ANO, ASO, GRUK, 3Q	1	fylke	B3	fg, bm	mod	2	tilordning til økosystemer krever reklassifisering av NiN-typer; for dårlig datagrunnlag for flere økosystemtyper; ikke alle variabler er like relevante for alle typer åpen fastmark (f.eks. lite vegetert mark, terrestrisk kyst); validering av referanseverdi gjenstår
ghlkf	Vegetasjon og fuktighet	se over	1	fylke	A1	af	mod	2	
ghlkf	Vegetasjon og lys *	se over	1	fylke	B3	fg	mod	2	
ghlkf	Vegetasjon og nitrogen *	se over	1	fylke	A2	af	mod	2	
ghlkf	Vegetasjon og pH	se over	1	fylke	A2	af	mod	2	
ghlkf	Vegetasjon og fosfor	se over	1	fylke	A2	fg, bm	mod	2	

ØS	Variabelnavn	Datakilde	Oppd.	Oppl.	ECT	Eg.	Ref.	Status	Merknad
ghlcf	Vegetasjon og jordforstyrrelse	ANO, ASO, GRUK, 3Q	1	fylke	B3	fg, bm	mod	2	se over
ghlcf	Vegetasjon og Grime-strategier for konkurransen, stress, forstyrrelse	ANO, ASO, GRUK, 3Q	1	fylke	B3	fg	mod	1	tre separate variabler; ikke testet i praksis
ghlcf	Slitasje	ANO, ASO, GRUK, NiN-kartlegg.	5	fylke	B3	pr	abs	2	NiN-data er ikke arealrepresentative
ghlcf	Fravær av fremmede planter * (#)	ANO, ASO, GRUK, 3Q, NiN-kartlegg.	1	fylke	B1a	fs	abs	2	NiN-data er ikke arealrepresentative; dekker delvis EUs variabel
Å f	Store beitedyr (biomasse)	MODIS, jordbruks-, jaktstatistikk	10	fylke	B3	fb	mod	1	svært grov oppløsning på dyre-data; validering av referanseverdi gjenstår
Å f	Store rovdyr (biomasse)	jordbruks-, jaktstatistikk, Rovdata	10	fylke	B3	fb	mod	1	som over
Å f	Maksimal grønnet (NDVI) * #	MODIS, Sentinel 2	1	~100m	B2	pr	omr	2	metrikk må avklares
Å f	Areal uten tekniske inngrep (INON) *	INON, N50	5	fylke	C1	lm	abs	3	jf. forslag til indikator «fravær av inngrep langs vassdrag» i Nybø mfl. (2023)
Å f	Konnektivitet *	N50, AR5	irr.	fylke	C1	lm	mod	1	metrikk må avklares
Å f	Naturindeksprodukt *	naturindeks	5	fylke	B1b	bm	na	2	aggregerte indekser frarådes av SEEA EA
h	Arealandel brent mark #	DSB?	1	fylke	B3	fs	(mod)	1	uavklart datagrunnlag
l	Arealandel med grønn vegetasjon #	AR5, Sentinel 2?	1	fylke	B2	fs	(mod)	1	uavklart datagrunnlag; uklar sammenheng med tilstand for lite vegetert mark
k	Arealandel med tette kunstige flater #	AR5, SSB	irr.	~1 km	A1	af	abs	1	uavklart datagrunnlag
f	Vegetasjonens varmekrav *	ANO	1	fylke	A1	af	mod	3	
f	Areal av isbreer * #	NVE breatlas	10	nasj.	A1	af	per	3	der isbreer ikke inngår i arealregnskap
f	Fjellrev *	fjellrevovervåking	1	komm.	B1a	fb, fg	mod	3	
f	Lirype *	hønsefuglportalen	1	fylke	B1a	fb, fg	exp	3	
f	Fjellrype *	hekkefugloverv.	1	fylke	B1a	fb, fg	exp	3	
f	Jerv *	Rovdata	5	fylke	B1a	fb, fg	mod	3	
f	Kongeørn *	Rovdata	5	nasj.	B1a	fb, fg	exp	3	
f	Rein *	LDir, MDir	1	fylke	B1a	fb,fg,fs	mod	3	tamrein og villrein
f	Smågnagere *	TOV, smågnag.	1	fylke	B1a	fb,fg,fs	mod	3	stor variasjon mellom år
f	Snødybde *	senorge.no	1	~1 km	A1	af	per	3	stor variasjon mellom år
f	Snødekkets varighet *	senorge.no	1	~1 km	A1	af	per	3	stor variasjon mellom år

ØS	Variabelnavn	Datakilde	Oppd.	Oppl.	ECT	Eg.	Ref.	Status	Merknad
f	Vinterregn *	senorge.no	1	~1 km	A1	af	per	3	stor variasjon mellom år
	Oversvømmelseshyppighet	Sentinel, NVE	1	fylke	A1	af	?	1	verdier kan ikke representere terrestriske økosystemer; stor variasjon mellom år
	Fravær av inngrep langs vassdrag	Sentinel, NVE	1	fylke	C1	lm	?	1	verdier kan ikke representere terrestriske økosystemer

**Koder:**

Økosystemtype (ØS) – f: fjell, j: jordbruksmark, g: grasmark, h: hei og buskmark, l: lite vegetert mark, k: terrestriske kystøkosystemer, Å: åpen fastmark under skoggrensa unntatt jordbruksmark.

Datakilde – 3Q: overvåking av jordbrukets kulturlandskap, ANO: arealrepresentativ naturovervåking, AR5/SR16/N50: ulike kartdata for arealdekke og skog fra NIBIO og Kartverket, ASO: overvåking av semi-naturlig eng, DSB: Direktoratet for samfunnsikkerhet og beredskap, fjellrevovervåking: overvåking av den norske fjellrevbestanden, FKB: detaljert bygningsinformasjon via Felles kartdatabase, GRUK: overvåking av åpen grunnlendt kalkmark, hekkef.: arealrepresentative ekstensiv hekkefuglovervåking; hjorteviltreg. via NI: hjorteviltregisteret med data hentet fra naturindeksen, hønsefuglportalen: <https://honsefugl.nina.no/Innsyn/nb>, INON/N50: Miljødirektoratets data for inngrepsfrie naturområder, insektovervåking: nasjonalt overvåkingsprogram for insekter, JORDVAAK: nasjonalt jordovervåkingsprogram på jordbruksjord, landsskog: landskogtakseringen, LDir: Landbruksdirektoratet, LiDAR: optisk fjernmåling, MDir: Miljødirektoratet, MODIS: satellittinstrument fra NASA, naturindeks: <http://www.naturindeks.no/>, NiN-kartlegg.: kartlegging av naturtyper etter Miljødirektoratets instruks, NVE: Norges vassdrags- og energidirektorat, overvåking humler/sommerfugler: [https://view.nina.no/humle\\_sommerf/](https://view.nina.no/humle_sommerf/), Rovdata via NI: data om rovvilt fra Rovdata hentet fra naturindeksen, Sentinel: jordobservasjonssatellitt som danner kjernen i EUs Copernicus-program, smågnag.: ny nasjonal smågnagerovervåking i fjell basert på kamerafeller, SSB: Statistisk sentralbyrå, TOV: program for terrestrisk naturovervåking; ECT – A1: fysisk tilstand, A2: kjemisk tilstand, B1a: mengde av art/gruppe, B1b: aggregert mangfoldsindeks, B2: biofysisk strukturell tilstand, B3: funksjonell tilstand, C1: landskapstilstand;

Egenskap – af: abiotiske faktorer, bm: biologisk mangfold, fb: fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer, fg: funksjonelle grupper innen trofiske nivåer, fs: funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer, lm: landskapsøkologiske mønstre, pr: primærproduksjon;

Referanseverdi – abs: absolutt biofysisk grense, exp: ekspertvurdering, mod: modellert referanseverdi basert på observasjoner og teori, omr: data fra referanseområde, per: gitt startår eller referanseperiode, øvr: annen metode

Datagrunnlaget for 31 av 49 variabler kommer fra eksisterende eller planlagte overvåkingsprogrammer. Flest variabler (11) har data fra ANO (Tingstad mfl. 2019), eventuelt supplert med andre data fra overvåkingen av semi-naturlig eng (ASO; Bår mfl. 2021) eller åpen grunnlendt kalkmark i boreonemoral sone (GRUK; Evju mfl. 2020). Data for de andre 20 variablene kommer fra en rekke overvåkingsprogrammer for insekter, fugler og pattedyr, samt NIBIOs overvåkingsprogram for jordbrukslandskap (3Q; Dramstad mfl. 2002) og kommende jordovervåkingsprogram (JORDVAAK; Svendgård-Stokke mfl. 2021). For de øvrige 18 variablene kommer dataene fra fjernmåling (bl.a. MODIS, Sentinel 2), eksisterende kartdata (bl.a. AR5, N50), NVEs bre-atlas og nettsted senorge.no, samt ulik offentlig statistikk og naturindeksen for Norge. For noen av variablene foreslått av Eurostat, er det foreløpig noe usikkert om det finnes egnede norske data. Det er i hovedsak bare feltbaserte overvåkingsdata som lar seg tilordne de enkelte økosystemtypene av åpent lavland (jf. over). Merk at det for kartdata er uklart om det kan etableres tidsserier for tidligere versjoner, og det er heller ikke godt dokumentert når oppdatering av de ulike delene av datasettene foretas. Vi antar at de aktuelle overvåkingsprogrammene vil bli videreført, og at data fra de fleste kildene vil være tilgjengelige i årene framover. MODIS vil imidlertid avsluttes i 2026, og data herfra må erstattes med data fra f.eks. Sentinel 2 (som også har bedre romlig oppløsning). Merk ellers at siden ANO og hekkefuglovervåkingen dekker alle økosystemtyper og har forholdsvis få observasjonsflater i jordbrukslandskapet, vil det styrke datagrunnlaget for tilknyttede økosystemer om relevante data fra ASO og NIBIOs overvåkingsprogram for jordbrukslandskapet (3Q) kan samordnes med data fra ANO for planter og hekkefuglovervåkingen for fugler (for 3Q). Tilsvarende vil data for humler og sommerfugler bli styrket ved å se overvåking av disse artsgruppene i sammenheng med 3Q og den øvrige humle- og sommerfuglovervåkingen.

Tilstandsvariablenes dataserier varierer i lengde, der elleve variabler har dataserier med start før 2000, mens 23 har start i perioden 2000–2019 og de resterende etter 2019 eller ikke har noe avklart startår (dvs. data kommer fra ulike kilder eller kart). De fleste variablene (30) har eller kan ha data med årlige verdier, mens de fleste av de resterende oppdateres hvert 5. eller 10. år. Det er noe uklart i hvilken grad kartdata har veldefinerte tidsserier og regelmessig oppdatering. Sju variabler har meningsfylte verdier på fin romlig skala (kommune eller finere). For de aller fleste variablene (39) må imidlertid registrerte verdier aggregeres til fylkes- eller regionnivå (for et par variabler til nasjonalt nivå) for å gi meningsfylte verdier med akseptabel usikkerhet.

Alle tilstandsvariablene har en mer eller mindre tydelig sammenheng med økologisk tilstand, slik denne er definert. Det er en positiv sammenheng mellom variabelverdiene og økologisk tilstand for 24 variabler, 20 variabler har en unimodal sammenheng med tilstanden (dvs. både høye og lave variabelverdier tilsvarende dårligere tilstand enn referansetilstanden), mens fem variabler har en negativ sammenheng med tilstanden. Foreløpig mangler det referanseverdier for en del variabler som er utviklet for semi-naturlig mark og naturlig åpen fastmark under skoggrensa, samt for flere av variablene foreslått av Eurostat. Generelt må referanseverdier baseres på ulike tilnærminger for de enkelte variablene. For de fleste variablene (25) må trolig referanseverdien fastsettes basert på ulike typer av modellering som kombinerer utvalgte observasjoner med generell kunnskap om økosystemet og formell modellering av sammenhenger. Ellers kan referanseverdier for noen variabler baseres på absolutte biofysiske grenser, definerte referanseperioder (for klimarelaterte variabler) eller ekspertvurderinger. Bare for to variabler vil fastsetting av referanseverdier kunne baseres på data fra referanseområder, men kanskje ikke for alle økosystemer. For de fleste variablene basert på data fra insektovervåkingen er det ikke funnet tilnærminger for å fastsette referanseverdier.

Samlet omfatter variabelsettet for åpen fastmark mange variabler med relativt god dekning av ulike typer av tilstandsvariabler, jf. SEEA EAs ECT-klasser (**tabell 11**) og økosystemegenskaper etter fagsystemets inndeling (**tabell 12**). Samlet er det færrest variabler for ECT-klassene B1b «sammensatt mangfoldsindeks» og C1 «landskapstilstand» (begge med 4 variabler), samt for egenskapen «primærproduksjon» (med 2 variabler). Dekningen varierer imidlertid noe mellom økosystemer, der typer med færre variabler helt mangler dekning for noen ECT-klasser og egenskaper. Dette skyldes delvis at verdier for flere variabler, knyttet til enkelte ECT-klasser og egen-

skaper, ikke kan tilordnes de enkelte økosystemtypene (jf. tilordningen til åpent lavland). Det er ellers verdt å merke seg at tilordningen av variabler til de enkelte ECT-klassene og egenskapene ikke alltid er like opplagt, slik at fordelingen av variablene på disse klassene og egenskapene kunne vært noe annerledes.

Variablene i **tabell 10** inkluderer tilstandsvariablene «organisk jordkarbon» og «hekkefugl i jordbrukslandskapet» (for jordbruksmark og grasmark), samt «arealandel med tette kunstige flater» (for kyststrender, dyner og våtmark). Disse har Eurostat foreslått som obligatoriske for medlemslandenes rapportering av naturregnskap. Det er inkludert 12 av i alt 30 av Eurostats foreslåtte obligatoriske og frivillige variabler for samtlige åpne økosystemer på fastmark (jf. Eurostat 2023b). Grunnen til at mange av Eurostats frivillige variabler ikke er inkludert, er at vi vurderer disse enten som lite egnet for å vise tilstanden for de aktuelle økosystemene, eller som lite eller ikke relevante for Norge (jf. **vedlegg 2**). For en del av Eurostat-variablene som er inkludert, må den konkrete utformingen av variabelen (metrikken) vurderes nærmere og eventuelt tilpasses, samt at det for noen også må avklares om egnet datagrunnlag finnes.

Ikke alle variablene i **tabell 10** er klare for å inngå i et tilstandsregnskap per 2024. **Tabell 11** og **tabell 12** viser eksisterende (for fjell) og foreslåtte tilstandsvariabler for de enkelte økosystemene innen åpen fastmark fordelt på statusklasser og henholdsvis ECT-klasser og økosystemegenskaper. Det er til sammen 17 variabler som har fått status 3, dvs. som anses klare for å inngå i et tilstandsregnskap for de enkelte økosystemene av åpen fastmark. De aller fleste (14) av disse er eksisterende variabler for fjell, mens til sammen bare fire variabler inngår for de øvrige økosystemene (om vi ser åpent lavland samlet). Det er åpenbart at de få variablene for økosystemene innen åpent lavland ikke på noen måte kan gi en dekkende beskrivelse av tilstanden for disse økosystemene. Selv de 14 variablene for fjell har så skjev fordeling på ECT-klasser og til dels på egenskaper at disse alene ikke kan gi en balansert vurdering av tilstanden for fjell. Det er følgelig et klart behov for supplering for å kunne gjennomføre et balansert tilstandsregnskap. Til sammen 18 variabler har fått status 2, dvs. at de foreløpig mangler noe på å kunne inngå i et tilstandsregnskap. Disse dekker heller ikke alle ECT-klasser eller egenskaper. Dersom variabler med status 2 og 3 ses i sammenheng, er det fremdeles noen ECT-klasser og egenskaper som ikke er representert ved noen variabler for de enkelte økosystemene av åpent lavland. For fjell har imidlertid alle ECT-klasser og egenskaper minst én variabel med status 2 eller 3. Det samme gjelder om vi ser økosystemene innen åpent lavland i sammenheng. Blant de 18 variablene med status 2 kan ti ikke knyttes til de enkelte økosystemene av åpent lavland; for to av dem («store beitedyr», «store rovdyr») har datagrunnlaget så grov oppløsning (kommuner, fylker) at selv tilordning til åpent lavland er tvilsomt. For åtte plantevariabler basert på ANO-data, «maksimal grønnethet (NDVI)» og «naturindeksprodukt» må konkret utforming av variablene bestemmes og testes. Fire insektvariabler og «hekkefugl i jordbrukslandskapet» har foreløpig ikke fastsatte referanseverdier, og det er usikkert hvordan slike verdier skal fastsettes for insektvariablene. Et par andre variabler med status 2 har andre utfordringer («gjengroing» kan ikke oppdateres, «slitasje» har ikke arealrepresentative data). Utfordringene for de fleste variablene som foreløpig ikke er helt klare, kan trolig løses ved noe innsats, slik at de kan inngå i tilstandsregnskap etter EUs krav per 2024. Det vil imidlertid være få variabler (stort sett bare de med datagrunnlag fra ANO og annen feltovervåking) som kan knyttes til de enkelte økosystemene av åpent lavland. Variabler med status 1 vil neppe kunne utvikles godt nok eller få på plass datagrunnlag i tide til å kunne inngå i et tilstandsregnskap per 2024. To av dem («oversvømmelseshyppighet», «fravær av inngrep langs vassdrag») kan som nevnt, heller ikke tilordnes de aktuelle terrestriske økosystemene på en meningsfylt måte.



**Tabell 11.** Fordeling av tilstandsvariabler for ulike økosystemer av åpen fastmark på status- og ECT-klasser. Status indikerer variabelenes egnethet i tilstandsregnskap per 2024 (3: klar til bruk, 2: kan gjøres klar, 1: kan neppe gjøres klar). ECT er SEEA EAs gruppering av variabler etter typen tilstand de representerer (se fotnote). To variabler som ikke kan tilordnes terrestriske økosystemer, er ikke inkludert.

Økosystem	status	ECT-klasser							Totalt
		A1	A2	B1a	B1b	B2	B3	C1	
Jordbruksmark	3			1	2				3
Jordbruksmark	2			1	1	1	2		5
Jordbruksmark	1	1	2			1	1	1	6
<b>Jordbruksmark</b>	<b>alle</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>1</b>	<b>14</b>
Grasmark	3								0
Grasmark	2	1	3	1			4		9
Grasmark	1	1	2				1	1	5
<b>Grasmark</b>	<b>alle</b>	<b>2</b>	<b>5</b>	<b>1</b>			<b>5</b>	<b>1</b>	<b>14</b>
Hei og buskmark	3								0
Hei og buskmark	2	1	3	1			4		9
Hei og buskmark	1						2		2
<b>Hei og buskmark</b>	<b>alle</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>1</b>			<b>6</b>		<b>11</b>
Lite vegetert mark	3								0
Lite vegetert mark	2	1	3	1			4		9
Lite vegetert mark	1					1	1		2
<b>Lite vegetert mark</b>	<b>alle</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>1</b>		<b>1</b>	<b>5</b>		<b>11</b>
Terrestriske kystøkosystemer	3								0
Terrestriske kystøkosystemer	2	1	3	1			4		9
Terrestriske kystøkosystemer	1	1					1		2
<b>Terrestriske kystøkosystemer</b>	<b>alle</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>1</b>			<b>5</b>		<b>11</b>
Åpent lavland	3			1	2			1	4
Åpent lavland	2			1	2	3	2		8
Åpent lavland	1			1		1	3	1	6
<b>Åpent lavland</b>	<b>alle</b>			<b>3</b>	<b>4</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>2</b>	<b>18</b>
Fjell	3	5		7				1	13
Fjell	2	1	2	1	1	1	4		11
Fjell	1						3	1	4
<b>Fjell</b>	<b>alle</b>	<b>6</b>	<b>3</b>	<b>8</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>7</b>	<b>2</b>	<b>28</b>
All åpen fastmark	3	5		9	2			1	17
All åpen fastmark	2	1	3	1	2	3	8		18
All åpen fastmark	1	2	2	1		2	3	2	12
<b>All åpen fastmark</b>	<b>alle</b>	<b>8</b>	<b>5</b>	<b>11</b>	<b>4</b>	<b>5</b>	<b>11</b>	<b>3</b>	<b>47</b>

ECT – A1: fysisk tilstand, A2: kjemisk tilstand, B1a: mengde av art/gruppe, B1b: aggregert mangfoldsindeks, B2: biofysisk strukturell tilstand, B3: funksjonell tilstand, C1: landskapstilstand

**Tabell 12.** Fordeling av tilstandsvariabler for ulike økosystemer av åpen fastmark på statusklasser og økosystemegenskaper. Status indikerer variabelenes egnethet i tilstandsregnskap per 2024 (3: klar til bruk, 2: kan gjøres klar, 1: kan neppe gjøres klar). Koder for egenskapene er forklart i fotnoten. To variabler som ikke kan tilordnes terrestriske økosystemer, er ikke inkludert.

Økosystem	status	Egenskaper							totalt
		pr	fb	fg	fs	lm	bm	af	
Jordbruksmark	3				1		2		3
Jordbruksmark	2				3		2		5
Jordbruksmark	1				1	1	1	3	6
<b>Jordbruksmark</b>	<b>alle</b>				<b>5</b>	<b>1</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>14</b>
Grasmark	3								0
Grasmark	2	1		4	1		3	3	9
Grasmark	1			1		1		3	5
<b>Grasmark</b>	<b>alle</b>	<b>1</b>		<b>5</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>14</b>
Hei og buskmark	3								0
Hei og buskmark	2	1		4	1		3	3	9
Hei og buskmark	1			1	1				2
<b>Hei og buskmark</b>	<b>alle</b>	<b>1</b>		<b>5</b>	<b>2</b>		<b>3</b>	<b>3</b>	<b>11</b>
Lite vegetert mark	3								0
Lite vegetert mark	2	1		4	1		3	3	9
Lite vegetert mark	1			1	1				2
<b>Lite vegetert mark</b>	<b>alle</b>	<b>1</b>		<b>5</b>	<b>2</b>		<b>3</b>	<b>3</b>	<b>11</b>
Terrestriske kystøkosystemer	3								0
Terrestriske kystøkosystemer	2	1		4	1		3	3	9
Terrestriske kystøkosystemer	1			1				1	2
<b>Terrestriske kystøkosystemer</b>	<b>alle</b>	<b>1</b>		<b>5</b>	<b>1</b>		<b>3</b>	<b>4</b>	<b>11</b>
Åpent lavland	3				1	1	2		4
Åpent lavland	2	1			4		3		8
Åpent lavland	1		3		1	1	1		6
<b>Åpent lavland</b>	<b>alle</b>	<b>1</b>	<b>3</b>		<b>6</b>	<b>2</b>	<b>6</b>		<b>18</b>
Fjell	3		7	7	2	1		5	13
Fjell	2	2		4	1		4	3	11
Fjell	1		2	1		1			4
<b>Fjell</b>	<b>alle</b>	<b>2</b>	<b>9</b>	<b>12</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>8</b>	<b>28</b>
Totalt	3		7	7	4	1	2	5	17
Totalt	2	2	2	4	4		6	3	18
Totalt	1		1	1	3	2	1	4	12
<b>Totalt</b>	<b>alle</b>	<b>2</b>	<b>10</b>	<b>9</b>	<b>8</b>	<b>9</b>	<b>5</b>	<b>4</b>	<b>47</b>

Egenskap – af: abiotiske faktorer, bm: biologisk mangfold, fb: fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer, fg: funksjonelle grupper innen trofiske nivåer, fs: funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer, lm: landskapsøkologiske mønstre, pr: primærproduksjon.

#### 4.3.4 Skog

Skog omfatter i Eurostats typologi både skog på fastmark og skog på våtmark, men i noen andre systemer (f.eks. NiN) grupperes skog på våtmark sammen med åpen våtmark. Skog defineres ellers ut fra trærnes potensielle høyde (minst 5 m) og kronedekning (minst 10 % for boreal skog, 30 % for temperert skog i Eurostats typologi) og inkluderer også treplantasjer (jf. også definisjonen til FAO (2018) som også gjelder for landsskogtakseringen). Areal som temporært er uten trær, men forvaltes som skogsmark, regnes også som skog. Dette samsvarer godt med skogsbegrepet slik dette er brukt i *Natur for livet* (KLD 2015) og i vurderingen av skogens økologiske tilstand (Framstad mfl. 2021).

Eksisterende og foreslåtte tilstandsvariabler, henholdsvis 13 og 23 variabler, er vist i **tabell 13**. De fleste av disse (19) har datagrunnlag fra landsskogtakseringen eller andre overvåkings- eller kartdata fra NIBIO (AR5, SR16). Data for seks variabler kommer fra ANO og fire fra den nasjonale insektovervåkingen, men denne har foreløpig bare data for skog på Østlandet. Data for øvrige variabler kommer fra ulike kilder. Seks av variablene med grunnlagsdata fra landsskogtakseringen, data for skogbrann, samt tre variabler basert på naturindeksen, har lengst tidsserier, med start i 1990 eller tidligere. Noen variabler er foreløpig bare representert ved korte dataserier (< 5 år). Den tidsmessige oppløsningen for 32 av variablene er ett år og fem år for to variabler. For variabler basert på kartdata, er det uklart hvordan og hvor ofte datagrunnlaget oppdateres. Den romlige skalaen er stort sett på fylkes- eller regionnivå (31 variabler), med tre på kommunenivå; én variabel har 250 m oppløsning på dataene. Mange av variablene har grunndata med finere oppløsning enn kommuner eller fylker, men dataene bør aggregeres til større romlige enheter for å unngå for store feil i estimater. Grunnlagsdata for de fleste variablene vil trolig fortsatt bli innsamlet i årene framover. Unntaket er maksimal grønnet (NDVI) basert på MODIS, da dette instrumentet vil utgå i 2026. Data for NDVI må da baseres på andre fjernmålingsprodukter, f.eks. fra Sentinel 2. Den nylig oppstartete overvåking av jord i skog har et omdrev på 10 år og vil i første omgang gi forholdsvis upresise estimater for jordkjemiske variabler.

De aller fleste variablene har en forholdsvis klar sammenheng med økologisk tilstand for skog (jf. kriteriene i kap. 4.3.1), enten positiv (24 variabler) eller med et unimodalt optimum (11 variabler); kun én variabel har en negativ sammenheng med tilstanden. For de eksisterende variablene er det allerede fastsatt referanseverdier, mens dette gjenstår for de foreslåtte variablene. For enkelte av dem kan det imidlertid finnes relevante tilnæringer blant de eksisterende variablene. For de fleste variablene vil fastsetting av referanseverdi måtte baseres på modellering kombinert med utvalgte observasjonsdata, teori og ekspertvurdering.

En samlet vurdering av eksisterende og foreslåtte tilstandsvariabler tilsier at variabelsettet er omfattende og med et godt datagrunnlag for de fleste variablene. Noen variabler har imidlertid nokså direkte overlapp med andre variabler eller er sterkt korrelerte. Det finnes variabler for nesten alle typer av tilstandsvariabler (jf. SEEA EAs ECT-klasser og fagsystemets økosystemegenskaper). Noen ECT-klasser og egenskaper har mindre enn fire variabler (A1, B1b, C1, hhv. 2, 2 og 3, og egenskapene «primærproduksjon», «fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer» og «funksjonelle grupper innen trofiske nivåer», hhv. 2, 2 og 1). Klassifiseringen av variabler til ECT-klasser og egenskaper kan imidlertid vurderes forskjellig og er ikke entydig.

Ti av variablene (med \* i tabellen) dekker variabler som nylig er foreslått for å måle effekten av tiltak for å bedre den økologiske tilstanden i skog (Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet 2023). De fleste av disse er basert på data fra landsskogtakseringen. For noen av disse må det imidlertid utformes konkrete variabler (metrikker) for å kunne bruke dem i et tilstandsregnskap. Sju av variablene samsvarer med Eurostats forslag til obligatoriske eller frivillige tilstandsvariabler for skog (merket med # i tabellen). Vi har vurdert tre av Eurostats foreslåtte frivillige variabler (vegetasjonens vanninnhold, artsantall av truede fuglearter i skog, landskapsnaturlighet) som lite egnet for å måle økologisk tilstand, og de er ikke inkludert her (se kort begrunnelse i **vedlegg 2**). Eurostats krav til utforming av variablene må imidlertid avklares nærmere. Ellers kan det være behov for å vurdere utformingen (metrikken) for flere av variablene, også noen av dem som er brukt tidligere.

**Tabell 13.** Eksisterende tilstandsvariabler for skog brukt i den første nasjonale vurderingen (Framstad mfl. 2021) og nye foreslåtte variabler. Variabler som er foreslått for å måle effekten av tiltak for forbedring av økologisk tilstand (Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet 2023), er markert med \*. Variabler som er foreslått for skog av Eurostat, er markert med #. Kolonner: «Oppd.» er oppdateringshyppighet (år; «irr.» = irregulært); «Oppl.» er romlig oppløsning («fylke» = fylke eller landsdel, «komm.» = kommune); «ECT» er SEEA EAs klassifisering av tilstandsvariabler; «Eg.» er fagsystemets tilsvarende klassifisering av egenskaper; «Ref.» er benyttet tilnærming for fastsetting av referanseverdi (eller mulig tilnærming i parentes); «Status» angir i hvilken grad variabelen er klar til bruk (3 tilgjengelig, 2 under utvikling, 1 foreslått). Koder er ellers beskrevet under tabellen.

Variabelnavn	Datakilde	Oppd.	Oppl.	ECT	Eg.	Ref.	Status	Merknad
<b>Eksisterende variabler</b>								
Maksimal grønnsikt (NDVI) #	MODIS	1	250 m	B2	pr	omr	2	variabel bør revurderes; nytt datagrunnlag fra Sentinel 2
Vegetasjon og nitrogen	ANO	1	fylke	A2	af	mod	3	
Vegetasjon og fuktighet	ANO	1	fylke	A1	af	mod	3	
Fravær av fremmede planter	ANO	1	fylke	B1a	fs	abs	3	
Blåbærdekning	landsskog	1	fylke	B1a	fs	mod	3	jf. kronetetthet for blåbær
Rogn-osp-selje *	landsskog	1	fylke	B1a	fs	mod	3	
Død ved totalt * #	landsskog	1	fylke	B2	fs	mod	3	
Grov død ved	landsskog	1	fylke	B2	fs	mod	3	overlapp med død ved totalt
Biologisk gammel skog *	landsskog	1	fylke	B3	fs, lm	mod	3	
Store hjortedyr	hjorteviltreg. via NI	1	komm.	B1a	fb	mod	3	
Store rovdyr	Rovdata via NI	1	fylke	B1a	fb	mod	3	
Naturindeksprodukt	naturindeks	5	fylke	B1b	bm	na	2	aggregerte indekser frarådes av SEEA EA
Areal uten tekniske inngrep	INON/N50	5	fylke	C1	lm	abs	3	
<b>Foreslåtte variabler</b>								
Vegetasjon og lys	ANO	1	fylke	B3	fg	mod	1	har trolig begrenset relevans i skog
Vegetasjon og pH	ANO	1	fylke	A2	af	mod	1	har trolig begrenset relevans i skog
Vegetasjonens varmekrav	ANO	1	fylke	A1	af	mod	1	har trolig begrenset relevans i skog
Hekkefugler i skog #	hekkefugloverb.	1	nasj.	B1a	bm	(per)	2	mangler referanseverdi
Pollinerende insekter, artsantall	insektovervåking	5	fylke	B3	fs	(mod)	1	mangler referanseverdi; kun data for Østlandet
Møkkbiller, artsantall	insektovervåking	5	fylke	B3	fs	(mod)	1	mangler referanseverdi; kun data for Østlandet
Flygende insekter, total biomasse	insektovervåking	5	fylke	B2	fs	(mod)	1	mangler referanseverdi; kun data for Østlandet
Flygende insekter, artsantall	insektovervåking	5	fylke	B1b	bm	(mod)	1	mangler referanseverdi; kun data for Østlandet
Volum levende og stående døde trær	landsskog	1	fylke	B2	pr	(mod)	2	mangler referanseverdi

Variabelnavn	Datakilde	Oppd.	Oppl.	ECT	Eg.	Ref.	Status	Merknad
Volumandel døde trær	landsskog	1	fylke	B2	fs	(mod)	2	mangler referanseverdi
Lauvtreinnblanding i barskog *	landsskog	1	fylke	B2	fs	(mod)	2	mangler referanseverdi
Eldre lauvsuksesjon (MiS)	landsskog	1	fylke	B3	fs	mod	2	referanseverdi fra NI bør vurderes nærmere
Volum av edellauvtrær *	landsskog	1	fylke	B2	fs	(mod)	2	mangler referanseverdi
Tetthet av store trær *	landsskog	1	fylke	B3	fs	(mod)	2	mangler referanseverdi
Flersjiktet skog * #	landsskog	1	fylke	B2	fs	(mod)	2	tilsvarer EU-variabelen «andel skog med ujevn aldersstruktur»; mangler referanseverdi
Kronedekke #	landsskog	1	fylke	B2	fs	(mod)	2	mangler referanseverdi
Kronetetthet for blåbær *	landsskog	1	fylke	B1a	fs	(mod)	2	mangler referanseverdi
Fremmede treslag *	landsskog	1	fylke	B1a	fs	abs	3	
Arealandel årlig brent skog *	DSB	1	fylke	B3	fs	(mod)	1	mangler referanseverdi, uavklart datagrunnlag
Organisk jordkarbon #	landsskog-jord	1	fylke	A2	af	(mod)	2	mangler referanseverdi
C/N-forholdet i jord	landsskog-jord	1	fylke	A2	af	(mod)	2	mangler referanseverdi
Konnektivitet av skog #	AR5/SR16/N50	irr.	komm.	C1	lm	(mod)	1	variabel må avklares
Konnektivitet av gammel skog	SR16	irr.	komm.	C1	lm	(mod)	1	variabel må avklares

**Koder:**

*Datakilde* – ANO: arealrepresentativ naturovervåking, AR5/SR16/N50: ulike kartdata for arealdekke og skog fra NIBIO og Kartverket, DSB: Direktoratet for samfunnssikkerhet og beredskap, hekkfugloverv.: arealrepresentative ekstensiv hekkfuglovervåking; hjorteviltreg. via NI: hjorteviltregisteret med data hentet fra naturindeksen, INON/N50: Miljødirektoratets data for inngrepsfrie naturområder, insektovervåking: nasjonalt overvåkingsprogram for insekter, landsskog: landsskogtakseringen, MODIS: satellitt-instrument fra NASA, naturindeks: <http://www.naturindeks.no/>, Rovdata via NI: data om rovvilt fra Rovdata hentet fra naturindeksen;

*ECT* – A1: fysisk tilstand, A2: kjemisk tilstand, B1a: mengde av art/gruppe, B1b: aggregert mangfoldsindeks, B2: biofysisk strukturell tilstand, B3: funksjonell tilstand, C1: landskapstilstand;

*Egenskap* – af: abiotiske faktorer, bm: biologisk mangfold, fb: fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer, fg: funksjonelle grupper innen trofiske nivåer, fs: funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer, lm: landskapsøkologiske mønstre, pr: primærproduksjon;

*Referanseverdi* – abs: absolutt biofysisk grense, exp: ekspertvurdering, mod: modellert referanseverdi basert på observasjoner og teori, na: ikke nødvendig (f.eks. allerede skalert), omr: data fra referanseområde, per: gitt startår eller referanseperiode, øvr: annen metode

Ikke alle variablene i **tabell 13** er klare til å inngå i et tilstandsregnskap for skog per 2024 ifølge kriteriene beskrevet over (kap. 4.3.1) **Tabell 14** og **tabell 15** viser fordelingen av eksisterende og foreslåtte tilstandsvariabler for skog på statusklasser og henholdsvis ECT-klasser og økosystemegenskaper. Det er 12 variabler som har fått status 3, dvs. som anses klare for å inngå i et tilstandsregnskap for skog. Disse dekker ikke alle ECT-klasser eller egenskaper, noe som indikerer et klart behov for supplering for å kunne gjennomføre et balansert tilstandsregnskap. Ytterligere 14 variabler har fått status 2, dvs. at de foreløpig mangler noe på å kunne inngå i et tilstandsregnskap. De dekker heller ikke alle ECT-klasser eller egenskaper. Dersom variabler med status 2 og 3 imidlertid ses i sammenheng, vil alle ECT-klasser og alle egenskaper være dekket av minst én tilstandsvariabel. Blant de 14 variablene med status 2 mangler de aller fleste en fastsatt referanseverdi (elleve variabler med data fra landsskogtakseringen og jordovervåkingen i skog, samt «hekkefugl i skog»). De to øvrige variablene («maksimal grønnet» og «naturindeksprodukt») trenger en nærmere vurdering av tilstandsvariablenes utforming (metrikk). Dette er utviklingsarbeid som med forholdsvis begrenset innsats bør kunne gjennomføres i tide til at disse variablene kan inngå i et tilstandsregnskap for skog per 2024. De gjenstående variablene med status 1 har mer omfattende utfordringer som neppe kan løses med begrenset tid og ressurser (jf. kommentarer i **tabell 13**).

**Tabell 14.** Fordeling av tilstandsvariabler for skog på status- og ECT-klasser. Status indikerer variabelens egnethet i tilstandsregnskap per 2024 (3: klar til bruk, 2: kan gjøres klar, 1: kan neppe gjøres klar). ECT er SEEA EAs gruppering av variabler etter typen tilstand de representerer (se fotnote).

Status	ECT-klasser							Totalt
	A1	A2	B1a	B1b	B2	B3	C1	
3	1	1	6		2	1	1	12
2		2	2	1	7	2		14
1	1	1		1	1	4	2	10
<b>alle</b>	<b>2</b>	<b>4</b>	<b>8</b>	<b>2</b>	<b>10</b>	<b>7</b>	<b>3</b>	<b>36</b>

ECT – A1: fysisk tilstand, A2: kjemisk tilstand, B1a: mengde av art/gruppe, B1b: aggregert mangfoldsindeks, B2: biofysisk strukturell tilstand, B3: funksjonell tilstand, C1: landskapstilstand

**Tabell 15.** Fordeling av tilstandsvariabler for skog på statusklasser og økosystemegenskaper. Status indikerer variabelens egnethet i tilstandsregnskap per 2024 (3: klar til bruk, 2: kan gjøres klar, 1: kan neppe gjøres klar. Koder for egenskapene er forklart i fotnoten.

Status	Egenskaper							Totalt
	pr	fb	fg	fs	lm	bm	af	
3		2		7	2		2	12
2	2			8		2	2	14
1			1	4	2	1	2	10
<b>alle</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>19</b>	<b>4</b>	<b>3</b>	<b>6</b>	<b>36</b>

Egenskap – af: abiotiske faktorer, bm: biologisk mangfold, fb: fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer, fg: funksjonelle grupper innen trofiske nivåer, fs: funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer, lm: landskaps-økologiske mønstre, pr: primærproduksjon

### 4.3.5 Våtmark

I Eurostats typologi omfatter våtmark åpen ferskvannspåvirket myr, sump og kilder. Saltvannspåvirket våtmark inngår i klassen kyststrender, dyner og våtmark (se kap. 4.3.3). I NiN omfatter våtmarksbegrepet både åpen og tresatt våtmark, men dette er ikke konsistent skilt i arbeidet med fagsystemet for økologisk tilstand. I *Natur for livet* (KLD 2015) omfatter våtmark bare åpen våtmark.

De 14 tilstandsvariablene som har blitt foreslått for våtmark, er vist i **tabell 16**. De fleste av disse (13) har nylig blitt foreslått for fagsystemet for økologisk tilstand (Nybø mfl. 2023). Data for fem variabler kommer fra ANO, mens tre er basert på fjernmåling. Den tidsmessige oppløsningen for seks av variablene er 1 år, de øvrige har 5 år, eller den tidsmessige oppløsningen for fremtidige variabler er foreløpig uavklart. Den romlige skalaen er stort sett på fylkes- eller regionnivå (ni variabler); to variabler har en finere oppløsning (ca. 10–100 m) og én en grovere (kun nasjonale data). Mange av variablene har grunnlagsdata med finere oppløsning enn fylker, men dataene må aggregeres til større romlige enheter for å unngå for store feil i estimater. Grunnlagsdata for de fleste variablene vil trolig bli innsamlet i årene framover; unntaket er NDVI og gjengroing, der fremtidige datakilder er uavklart.

De aller fleste variablene har en god sammenheng med økologisk tilstand for våtmark. Et mulig unntak er variabelen «våtmark påvirket av drenering», siden den er en påvirkningsvariabel, noe som frarådes av SEEA EA. Imidlertid mangler det andre gode indikatorer på våtmarkers fysiske tilstand, og vi har derfor inkludert denne variabelen, i tråd med Nybø mfl. (2023), som også argumenterer at skillet mellom påvirknings- og tilstandsvariabler i dette og lignende tilfeller er flytende. For de fleste av variablene foreligger det referanseverdier. For fem av variablene tilsvarer referanseverdien en naturlig biofysisk grense. For fire variabler baseres fastsetting av referanseverdi på modellering kombinert med utvalgte observasjonsdata, teori og ekspertvurdering. For de fleste av variablene har ikke det tilgjengelige datagrunnlaget blitt testet ut i praksis ennå.

En av de foreslåtte variablene samsvarer med Eurostats forslag til frivillige tilstandsvariabler for våtmark («grøfting», merket med # i tabellen), men denne krever enda mer utviklingsarbeid. Eurostats foreslåtte frivillige variabel «andel av våtmarksfugler med stabil eller økende bestandsstørrelse» (**vedlegg 2**) har teoretiske svakheter og er basert på EUs fugledirektiv, som ikke gjelder for Norge. Det samme kunnskapsbehovet er imidlertid dekket gjennom den foreslåtte norske indikatoren «hekkefugl i våtmark». Denne mangler referanseverdi, noe som gjør den uforenlig med IBECA, men er klar til bruk i et regnskap basert på ikke-skalerte variabelverdier.

De fleste variablene i **tabell 16** er ikke klare til å inngå i et tilstandsregnskap for våtmark per 2024 ifølge kriteriene beskrevet over (kap. 4.3.1). **Tabell 17** og **tabell 18** viser fordelingen av eksisterende og foreslåtte tilstandsvariabler for våtmark på statusklasser og henholdsvis ECT-klasser og økosystemegenskaper. Det er kun to variabler som har fått status 3, dvs. som anses mer eller mindre klare for å inngå i et tilstandsregnskap. Disse dekker kun landskapsøkologiske mønstre (ECT-klasse C1, egenskap «lm»). Ytterligere ni variabler har fått status 2, dvs. at de foreløpig mangler noe på å kunne inngå i et tilstandsregnskap. De dekker de øvrige seks ECT-klassene, men bare med én til to variabler hver. Blant egenskapene mangler «fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer» helt. Blant de ni variablene med status 2 krever flere mer validering i felt (de fire vegetasjonsindikatorerne) og/eller økosystemkart som skiller mellom NiN-grunntypene for våtmark (maksimal grønnet). Ytterligere to variabler må for overskuelig fremtid basere seg mest på data fra NiN-kartlegging, som er svært lite arealrepresentative (Nybø mfl. 2023). Metoden som er utviklet, prøver å korrigere for dette ved å stratifisere dataene etter påvirkningsgrad, men tilnærmingen bør valideres i felt før den benyttes i et tilstandsregnskap. Dette er likevel utviklingsarbeid som muligens kan gjennomføres i tide til at disse variablene kan inngå i et tilstandsregnskap for våtmark per 2024. De tre gjenstående variablene, som har status 1, har mer omfattende utfordringer som neppe kan løses med begrenset tid og ressurser (jf. kommentarer i **tabell 16**).

**Tabell 16.** Tilstandsvariabler for våtmark som er foreslått til bruk i fagsystemet (Nybø mfl. 2023). Variabelen som er foreslått for våtmark av Eurostat, er markert med # bak variabelnavnet. Kolonner: «Oppd.» er oppdateringshyppighet i år («irr.» = irregulært); «Oppl.» er romlig oppløsning («fylke» = fylke eller landsdel, «nasj.» = kun nasjonale verdier); «ECT» er SEEA EAs klassifisering av tilstandsvariabler; «Eg.» er fagsystemets tilsvarende klassifisering av egenskaper; «Ref.» er benyttet tilnærming for fastsetting av referanseverdi (eller mulig tilnærming i parentes); «Status» angir i hvilken grad variabelen er klar til bruk (3 tilgjengelig, 2 under utvikling, 1 foreslått). Koder er ellers beskrevet under tabellen.

Variabelnavn	Datakilde	Oppd.	Oppl.	ECT	Eg.	Ref.	Status	Merknad
Våtmark påvirket av drenering (grøfting) #	LiDAR?	?	?	A1	af	(abs)	1	foreslått som utviklingsbehov; påvirkingsvariabel
Vegetasjon og fuktighet	ANO	1	fylke	A1	af	mod	2	validering gjenstår
Vegetasjon og pH	ANO	1	fylke	A2	af	mod	2	validering gjenstår
Vegetasjon og nitrogen	ANO	1	fylke	A2	af	mod	2	validering gjenstår
Karbonlager	?	?	?	A2	af	per	1	foreslått som utviklingsbehov
Hekkefugl i våtmark (#)	hekkefuglovervåk.	1	nasj.	B1a	bm	per	2	mangler referanseverdi; avviker fra EUs definisjon
Fravær av fremmede planter	ANO, NiN-kartlegg.	1	fylke	B1a	fs	abs	2	stor andel av ikke-representative data
Naturindeksprodukt	naturindeks/div.	5	fylke	B1b	bm	na	2	aggregerte indekser frarådes av SEEA EA
Maksimal grønnet (NDVI)	Sentinel/NINA	?	~100m	B2	pr	(omr)	2	krever validering og kart over NiN-grunntyper
Gjengroing	LiDAR, AR5, FKB	irr.	~10m	B2	fs	omr	1	data for fremtidige oppdateringer uavklart
Vegetasjon og lys	ANO	1	fylke	B3	fg	omr	2	validering gjenstår
Slitasje	ANO, NiN-kartlegg.	5	fylke	B3	pr	abs	2	stor andel av ikke-representative data
Konnektivitet	NINA/Kartverket	irr.	fylke	C1	lm	abs	3	
Areal uten tekniske inngrep	INON	5	fylke	C1	lm	abs	3	

**Koder:**

Datakilde – ANO: arealrepresentativ naturovervåking, AR5: arealressurskart fra NIBIO, FKB: detaljert bygningsinformasjon via Felles kartdatabase, GRUK: overvåking av åpen grunnlendt kalkmark, hekkefugloverv.: arealrepresentative ekstensiv hekkefuglovervåking, INON: Miljødirektoratets data for inngrepsfrie naturområder, LiDAR: optisk fjernmåling, MODIS: satellittinstrument fra NASA, NINA: Norsk institutt for naturforskning, NiN-kartlegg.: kartlegging av naturtyper etter Miljødirektoratets instruks, Sentinel: jordobservasjonssatellittene som danner kjernen i EUs Copernicus-program;

ECT – A1: fysisk tilstand, A2: kjemisk tilstand, B1a: mengde av art/gruppe, B1b: aggregert mangfoldsindeks, B2: biofysisk strukturell tilstand, B3: funksjonell tilstand, C1: landskapstilstand;

Egenskap – af: abiotiske faktorer, bm: biologisk mangfold, fb: fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer, fg: funksjonelle grupper innen trofiske nivåer, fs: funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer, lm: landskapsøkologiske mønstre, pr: primærproduksjon;

Referanseverdi – abs: absolutt biofysisk grense, exp: ekspertvurdering, mod: modellert referanseverdi basert på observasjoner og teori, omr: data fra referanseområde, per: vilkårlig valgt starttidspunkt; øvr: annen metode



**Tabell 17.** Fordeling av tilstandsvariabler for våtmark på status- og ECT-klasser. Status indikerer variabelenes egnethet i tilstandsregnskap per 2024 (3: klar til bruk, 2: kan gjøres klar, 1: kan neppe gjøres klar). ECT er SEEA EAs gruppering av variabler etter typen tilstand de representerer (se fotnote).

Status	ECT-klasser							Totalt
	A1	A2	B1a	B1b	B2	B3	C1	
3							2	2
2	1	2	2	1	1	2		9
1	1	1			1			3
<b>alle</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>14</b>

ECT – A1: fysisk tilstand, A2: kjemisk tilstand, B1a: mengde av art/gruppe, B1b: aggregert mangfoldsindeks, B2: biofysisk strukturell tilstand, B3: funksjonell tilstand, C1: landskapstilstand

**Tabell 18.** Fordeling av tilstandsvariabler for våtmark på statusklasser og økosystemegenskaper. Status indikerer variabelenes egnethet i tilstandsregnskap per 2024 (3: klar til bruk, 2: kan gjøres klar, 1: kan neppe gjøres klar). Koder for egenskapene er forklart i fotnoten.

Status	Egenskaper							Totalt
	pr	fb	fg	fs	lm	bm	af	
3					2			2
2	3		1	1		3	3	9
1				1			2	3
<b>alle</b>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>2</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>5</b>	<b>14</b>

Egenskap – af: abiotiske faktorer, bm: biologisk mangfold, fb: fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer, fg: funksjonelle grupper innen trofiske nivåer, fs: funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer, lm: landskapsøkologiske mønstre, pr: primærproduksjon

#### 4.3.6 Elver og innsjøer

Her inngår Eurostat-klassene som omfatter ferskvannsförekomster av henholdsvis rennende og stående overflatevann. Disse samsvarer godt med tilsvarende begreper i vannforskriften.

Eksisterende tilstandsvariabler er vist i **tabell 19**. Det er totalt 39 variabler, som alle er inkludert i vannforskriftens klassifiseringssystem med unntak av «kvalitetsnorm for villaks», men denne registreres likevel i vann-nett (Miljødirektoratet 2023b). Av disse gjelder 22 for elver og 27 for innsjøer, med noe overlapp. Data for alle variablene kommer fra overvåking etter vannforskriften, i tillegg til eldre data for en rekke av variablene. Omfanget og kvaliteten varierer imidlertid for de fleste indikatorer. Mens tiltaksovervåkingen vanligvis er mer tidsbegrenset og ofte omfatter hyppig datainnsamling for et fåtall indikatorer, omfatter den nasjonale overvåkingen data fra flere indikatorer fra en lengre tidsperiode og vanligvis med bruk av mer standardisert metodikk. For de fleste av variablene er data lagret i vannmiljø-databasen, men i noen tilfeller er datagrunnlaget i vannmiljø svært begrenset. For halvparten av variablene (19) vurderer vi datagrunnlaget som utilstrekkelig for et nasjonalt økosystemregnskap. Dette kan ha flere årsaker: enten at variabelen måles for sjelden eller i for begrensete områder; at vannmiljø så langt ikke er tilrettelagt for denne type data, slikt at dataene foreligger hos forskningsinstitusjonene, men ikke i en åpen database; at rapporteringen er mangelfull til tross for at vannmiljø er tilrettelagt for dataene; eller at kun grunnlagsdata, men ikke indikatorer i seg selv, er rapportert. Vi har ikke alltid kunnet avdekke hva som er den nøyaktige grunnen for datamangel av en gitt variabel, så dette krever en ytterligere innsats for å vurdere. For enkelte hydromorfologiske variabler finnes data i vann-nett, men i så fall bare som tilstandsklasser, ikke som måleverdier. Data (ev. grunnlagsdata) for de fleste

variablene forventes å bli innsamlet i årene framover, men det antas at datainnsamling i regi av nasjonale programmer vil avta noe.

Oppdateringsintervallet (den tidsmessige oppløsningen) for variablene er fra 1 år og oppover. Generelt er frekvensen høyere for abiotiske variabler og planteplankton (måles vanligvis månedlig gjennom året eller vekstsesongen) enn for andre biologiske variabler. Dette varierer imidlertid for ulike dataserier (samme variabel kan ha ulike oppdateringsfrekvens for ulike vannforekomster). Stort sett må oppdateringsfrekvensen betegnes som irregulær.

Den romlige skalaen er nesten alltid på vannforekomst-nivå (representert med punktdata). Unntak fra dette er enkelte abiotiske parametere som gjelder for aggregater av vannforekomster. Det foreligger imidlertid bare faktiske målinger fra en brøkdel av vannforekomstene, slik at vannforekomstnivået ikke er den reelle romlige oppløsningen. Dataene må derfor aggregeres til større romlige enheter for å unngå for store feil i estimerer (se kap. 4.2 for nærmere forklaringer). Basert på omfanget og fordelingen av dataene har vi anslått at fylkes- og kommunenivået er en passende romlig oppløsning for henholdsvis 15 og 1 av variablene med en status-skår på 3. Finere oppløsning kan oppnås for enkelte variabler med egnede modelleringer (Gundersen mfl. 2018, Sandvik 2019).

Vannforskriftens variabler har en god sammenheng med økologisk tilstand for ferskvann. I mange tilfeller er denne sammenhengen godt beskrevet gjennom dose–respons-kurver. Referanseverdien er for de fleste indikatorer basert på måldata fra referanselokaliteter eller slike data i kombinasjon med ekspertvurdering. Én indikator mangler referanseverdi.

To av variablene måler trender, noe som frarådes av SEEA EA. Halvparten av variablene (19) er definert som indekser, dvs. beregnes på grunnlag av andre målinger eller artsforekomster. SEEA EA fraråder også bruk av slike indekser, men utelukker dem ikke. I ferskvann er dette den vanlige måten å karakterisere økologisk tilstand på, og sammenhengene er som beskrevet ofte svært godt forstått. Vi anser derfor bruk av indekser som uproblematisk.

Vi har foreslått to nye variabler i tillegg til de som er inkludert i vannforskriftens klassifiserings-system. Naturindeksprodukt (Nybø mfl. 2023) er en økosystemtype-spesifikk del-indeks av naturindeksen og vil kunne fange opp tilstand (bestandsstatus) for rødlistete arter og andre grupper av ferskvannsorganismer som ikke er inkludert i vannforskriftens tilstandsindikatorer (f.eks. vanntilknyttede fugler og amfibier). En utfordring er at naturindeksen er en aggregert indeks, som generelt frarådes av SEEA EA. Infrastrukturindeksen (Bakkestuen mfl. 2022) er under utvikling på oppdrag fra Miljødirektoratet med tanke på kvalitetsvurdering av utvalgte ferskvannstyper. Denne indeksen vil kunne ha en geografisk oppløsning på 25 x 25 m og 100 x 100 m, inkluderer alle typer av inngrep i elver og innsjøer som finnes tilgjengelig i offisielle databaser, og har vist et stort potensial for å fange opp påvirkninger (f.eks. vassdragsreguleringer) som i dag kun i begrenset grad er dekket av vannforskriftens tilstandsvariabler (Pedersen mfl. 2019). Infrastrukturindeksen vil dessuten være tilgjengelig for vannforekomster som er vesentlig mindre enn vannforskriftens minsteareal.

Eurostat har ikke foreslått noen obligatoriske, men ni frivillige indikatorer for ferskvann. Fire av disse er dekket gjennom eksisterende indikatorer (merket med # i **tabell 19**). De øvrige har vi av ulike grunner ikke valgt å inkludere (se **vedlegg 2**). To av disse beskriver ikke økologisk tilstand, men andre (antroposentriske) sider ved ferskvann (skipsfart og bading). To beskriver samlet kjemisk eller økologisk tilstand av vannforekomster, men dette er aggregerte indekser med uheldige matematiske egenskaper, samtidig som deres formål er godt dekket gjennom eksisterende variabler. Den siste (andel av fiskearter med stabil eller økende bestand) har en rekke svakheter, som aggregering, manglende romlig oppløsbarehet og bruk av trenddata.

**Tabell 19.** Tilstandsvariabler for elver og innsjøer brukt vannforskriftens tilstandsklassifisering (Direktoratsgruppen 2018b) eller foreslått brukt. Variabler som er foreslått for elver og innsjøer av Eurostat, er markert med # bak variabelnavnet. Kolonner: «ØS» er økosystemtypen; «Oppd.» er oppdateringshyppighet (år; «irr.» = irregulært); «Oppl.» er romlig oppløsning («fylke» = fylke eller landsdel, «komm.» = kommune, «nasj.» = kun nasjonale verdier); «ECT» er SEEA EAs klassifisering av tilstandsvariabler; «Eg.» er fagsystemets tilsvarende klassifisering av egenskaper; «Ref.» er benyttet tilnærming for fastsetting av referanseverdi; «Status» angir i hvilken grad variabelen er klar til bruk (3 tilgjengelig, 2 begrenset representativitet, 1 datamangel). Koder er ellers beskrevet under tabellen.

ØS	Variabelnavn	Datakilde	Oppd.	Oppl.	ECT	Eg.	Ref.	Status	Merknad
<b>Eksisterende variabler</b>									
e	Endring i vannføring	vann-nett	irr.	fylke	A1	af	exp	3	bare tilgjengelig som tilstandsklasser
i	Regulerings høyde	vann-nett	irr.	fylke	A1	af	exp	3	bare tilgjengelig som tilstandsklasser
i	Siktedyb (SECCI)	vannmiljø/diverse	1	fylke	A1	af	omr	1	ikke nok data tilgjengelig
i	Vannstandsindeks makrofyter (W1c)	vannmiljø/NIVA	irr.	nasj.	A1	bm	omr	1	ikke nok data tilgjengelig
e i	Totalfosfor (P-TOT) #	vannmiljø/diverse	3	komm.	A2	af	omr	3	
e i	Totalnitrogen (N-TOT) #	vannmiljø/diverse	3	fylke	A2	af	omr	3	oppl. = komm. for elver
e i	Ammoniakk og ammonium	vannmiljø/diverse	3	fylke	A2	af	mod	3	oppl. = komm. for elver
e i	Oksygenkonsentrasjon (O2, O2-METN)	vannmiljø/diverse	irr.	nasj.	A2	af	exp	1	ikke nok data tilgjengelig, men bedre for innsjø
e i	Vannets pH-verdi (PH)	vannmiljø/diverse	3	fylke	A2	af	omr	3	oppd. = 1 og oppl. = komm. for elver
e i	Labilt aluminium (LAL)	vannmiljø/diverse	3	fylke	A2	af	omr	3	ikke representative data for elver (status 2)
e i	Syrenøytraliserende kapasitet (ANC)	vannmiljø/diverse	3	fylke	A2	af	omr	3	
e	Forsuringsindeks påvekstalger (AIP)	vannmiljø/NIVA	3	fylke	A2	bm	omr	3	
e	Trofiindeks påvekstalger (PIT)	vannmiljø/NIVA	3	fylke	A2	bm	omr	3	
i	Planteplankton trofiindeks (PTI)	vannmiljø/NIVA	3	fylke	A2	bm	omr	3	
e	Heterotrof begroingsindeks (HBI2)	vannmiljø/NIVA	3	fylke	A2	bm	omr	1	ikke nok representative data
e	Trofiindeks litorale bunndyr (ASPT)	vannmiljø/diverse	3	fylke	A2	bm	omr	3	
e	Forsuringsindeks litorale bunndyr (RAMI)	vannmiljø/diverse	3	fylke	A2	bm	omr	3	
i	Forsuringsindeks litorale bunndyr (LAMI)	vannmiljø/diverse	3	fylke	A2	bm	omr	2	lite representative data
e i	Raddum forsuringsindeks 1 (RADDUM1)	vannmiljø/diverse	3	fylke	A2	bm	—	1	ikke nok representative data; ingen ref.-verdi
e	Raddum forsuringsindeks 2 (RADDUM2)	vannmiljø/diverse	3	fylke	A2	bm	omr	2	lite representative data
i	Trofiindeks makrofyter (T1c)	vannmiljø/NIVA	irr.	nasj.	A2	bm	omr	1	ikke nok data tilgjengelig
i	Forsuringsindeks makrofyter (S1c)	vannmiljø/NIVA	irr.	nasj.	A2	bm	omr	1	ikke nok data tilgjengelig
i	Multimetrisk forsuringsindeks litorale bunndyr (MultiClear)	vannmiljø/diverse	3	fylke	A2	bm	omr	2	lite representative data
i	Forsuringsindeks 1 småkreps (LAC11)	vannmiljø/NIVA	irr.	nasj.	A2	bm	omr	1	ikke nok data tilgjengelig
i	Forsuringsindeks 2 småkreps (LAC12)	vannmiljø/NIVA	irr.	nasj.	A2	bm	omr	1	ikke nok data tilgjengelig

ØS	Variabelnavn	Datakilde	Oppd.	Oppl.	ECT	Eg.	Ref.	Status	Merknad
i	Fiskebestandsindeks eutrofiering (EIndexW3)	NINA	irr.	nasj.	A2	bm	øvr	1	ikke nok data tilgjengelig
i	Fiskebestandsindeks forsurening (AindekxW5)	NINA	irr.	nasj.	A2	bm	øvr	1	ikke nok data tilgjengelig
e	Elvemusling terskelindikator	NINA	irr.	nasj.	B1a	bm	exp	1	NINAs data er ikke tilgjengeliggjort
e	Tetthet av ungfisk (laks og ørret) i elver	vann-nett	irr.	fylke	B1a	bm	øvr	1	eksisterende data ikke tilgjengeliggjort
i	Pelagisk fiskeindeks (WS-FBI)	NINA	irr.	nasj.	B1a	bm	omr	1	NINAs data er ikke tilgjengeliggjort
i	Bestandsstørrelse av ørret (Cpue-aure)	vannmiljø/diverse	irr.	fylke	B1a	bm	omr	1	ikke nok data tilgjengelig
e	Kvalitetsnorm for villaks	vann-nett/VRL	5	elv	B1a	bm	mod	3	
e i	Norsk endringsindeks for fisk (NEFI)	NINA	irr.	nasj.	B1b	bm	omr	1	NINAs data er ikke tilgjengeliggjort; trendvariabler frarådes av SEEA EA
e i	Bestandsendring fisk	vannmiljø/NINA	irr.	nasj.	B1b	bm	omr	1	bruk må avklares; kun endringens fortegn rapporteres; trendvariabler frarådes av SEEA EA
i	Klorofyll a (KLFA) #	vannmiljø/NIVA	3	fylke	B2	pr	omr	3	
i	Total biomasse planteplankton	vannmiljø/NIVA	3	fylke	B2	pr	omr	3	
i	Maksimalt volum av cyanobakterier	vannmiljø/NIVA	3	fylke	B3	fs?	omr	1	ikke nok representative data
e	Fragmenteringsgrad #	vann-nett	irr.	fylke	C1	lm	exp	1	ikke nok data tilgjengelig; bare tilgjengelig som tilstandsklasser
e	Barriereeffekt (#)	vann-nett	irr.	fylke	C1	lm	exp	3	bare tilgjengelig som tilstandsklasser
<b>Foreslåtte variabler</b>									
e i	Naturindeksprodukt	naturindeks/div.	5	fylke	B1b	bm	na	2	aggregerte indekser frarådes av SEEA EA
e i	Infrastrukturindeksen for ferskvann	NINA	—	~10m	C1	lm	abs	1	krever mer utvikling og validering

**Koder:**

Økosystemtype (ØS) – e: elv, i: innsjø

Datakilde – naturindeks: <http://www.naturindeks.no/>, NINA: Norsk institutt for naturforskning, NIVA: Norsk institutt for vannforskning, vannmiljø: <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>, vann-nett: <https://vann-nett.no/portal/>, VRL: Vitenskapelig råd for lakseforvaltning;

ECT – A1: fysisk tilstand, A2: kjemisk tilstand, B1a: mengde av art, B1b: sammensatt mangfoldsindeks, B2: strukturell tilstand, B3: funksjonell tilstand, C1: landskapstilstand; Egenskap – af: abiotiske faktorer, bm: biologisk mangfold, fb: fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer, fg: funksjonelle grupper innen trofiske nivåer, fs: funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer, lm: landskapsøkologiske mønstre, pr: primærproduksjon;

Referanseverdi – abs: absolutt biofysisk grense, exp: ekspertvurdering, mod: modellert referanseverdi basert på observasjoner og teori, omr: data fra referanseområde, per: vilkårlig valgt starttidspunkt; øvr: annen metode

En samlet vurdering av eksisterende og foreslåtte tilstandsvariabler viser at variabelsettet for innsjøer og elver omfatter mange variabler, men med variabelt datagrunnlag (**tabell 19**). Ikke alle variabler er klare til å inngå i et tilstandsregnskap per 2024 ifølge kriteriene beskrevet over (kap. 4.3.1). **Tabell 20** og **tabell 21** viser fordelingen av eksisterende og foreslåtte tilstandsvariabler for våtmark på statusklasser og henholdsvis ECT-klasser og økosystemegenskaper. Blant variablene som har fått status 3, dvs. som anses klare for å inngå i et tilstandsregnskap, er det ingen som dekker B1b «sammensatt mangfoldsindeks» og B3 «funksjonell tilstand»; for elver mangler også B2 «strukturell tilstand» og for innsjøer B1a «mengde av art» samt C1 «landskaps-tilstand» (**tabell 20**). Av fagsystemets egenskaper mangler «fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer», «funksjonelle grupper» og «funksjonelt viktige arter»; for elver også «primærproduksjon» og for innsjøer «landskapsøkologiske mønstre» (**tabell 21**). At det mangler en indikator for primærproduksjon i elver, er for så vidt som forventet. Kategoriene «abiotiske forhold» og A2 «kjemisk tilstand» er derimot svært godt dekket, nemlig med seks eller flere variabler, hvorav de fleste er biologiske forurensningsindekser. Selv om B1a «mengde av art(sgrupp)er» er dårlig representert blant variablene, har fem av dem B1a som *sekundær* ECT-klasse, dvs. de *måler* ikke biologisk mangfold, men er *definert via* biologisk mangfold (se forklaring i **tabell 7**). Siden biologisk mangfold dermed inngår i beregningen av indikatorverdiene, anser vi ikke den nesten totale mangelen på «rene» B1a-variabler som spesielt kritisk i dette tilfellet.

Ytterligere fire variabler har fått status 2, men de fleste av disse faller innenfor kategorier som allerede er godt dekket, nemlig «abiotiske forhold» og A2 «kjemisk tilstand». Én av dem ville derimot dekke B1b «sammensatt mangfoldsindeks», nemlig naturindeksproduktet. Denne er det derfor viktig å få på plass. De avklaringene som gjenstår her, er hovedsakelig hvilke naturindeksindikatorer som skal inngå, noe som med forholdsvis begrenset innsats bør kunne gjennomføres i tide til et tilstandsregnskap for ferskvann per 2024. Naturindeksproduktet oppfyller ikke SEEA EAs anbefaling om ikke å sammenstille indekser på tvers av økosystemtyper (her elver og innsjøer), men siden det mangler alternative variabler som dekker B1b, anbefales å godta et slikt avvik. Rundt halvparten av variablene har status 1. For mange av disse foreligger det ikke nok data per nå, dvs. datainnsamlingen per 3-årsperiode er ikke tilstrekkelig til å estimere tilstand i en regnskapsperiode. Dette er et problem som ikke kan løses uten en

**Tabell 20.** Fordeling av tilstandsvariabler for elver og innsjøer på status- og ECT-klasser. Status indikerer variabelenes egnethet i tilstandsregnskap per 2024 (3: klar til bruk, 2: kan gjøres klar, 1: kan neppe gjøres klar). ECT er SEEA EAs gruppering av variabler etter typen tilstand de representerer (se fotnote). I totalen regnes variabler som er felles for elver og innsjøer, kun én gang.

Økosystem	Status	ECT-klasser						Totalt	
		A1	A2	B1a	B1b	B2	B3		C1
elv	3	1	10	1				1	13
elv	2		1		1				2
elv	1		3	2	2			2	9
<b>elv</b>	<b>alle</b>	<b>1</b>	<b>14</b>	<b>3</b>	<b>3</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>24</b>
innsjø	3	1	7			2			10
innsjø	2		2		1				3
innsjø	1	2	8	2	2		1	1	16
<b>innsjø</b>	<b>alle</b>	<b>3</b>	<b>17</b>	<b>2</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>29</b>
totalt	3	2	11	1		2		1	17
totalt	2		3		1				4
totalt	1	2	9	4	2		1	2	20
<b>totalt</b>	<b>alle</b>	<b>4</b>	<b>23</b>	<b>5</b>	<b>3</b>	<b>2</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>41</b>

ECT – A1: fysisk tilstand, A2: kjemisk tilstand, B1a: mengde av art/gruppe, B1b: aggregert mangfoldsindeks, B2: biofysisk strukturell tilstand, B3: funksjonell tilstand, C1: landskapstilstand

betraktelig økning i overvåkingsaktiviteten. For fire av variablene er derimot årsaken til status 1 at data ikke er tilgjengelig i åpne databaser, selv om de eksisterer. Vi har ikke kunnet undersøke om datamengden hadde vært tilstrekkelig til et tilstandsregnskap, og slik datamobilisering vil antagelig være urealistisk innen 2024. Men på sikt er det mulig at disse variablene vil kunne bidra til å dekke den underbelyste ECT-klassen B1a «mengde av art».

A1-variabler kan eventuelt suppleres fra vann-nett, der det er registrert flere variabler om «morfologiske forhold», bl.a. «bekkelukking», «kanalisering» og «endring av elveløp». Fra samme kilde kunne man ev. også hente variabelen «endring i kantvegetasjon», som kunne fungere som variabel for landskapstilstand (C1). Dette er variabler som ikke inngår i vannforskriftens rapporteringssystem, og som vi derfor ikke har hatt mulighet til å se nærmere på. En undersøkelse av denne muligheten, inkludert dataomfanget og om variablene egner seg for et tilstandsregnskap, er det antagelig mulig å få gjennomført i tide til et tilstandsregnskap per 2024. Per nå er A1 «fysisk tilstand» bare dekket med én variabel hver for elver og innsjøer.

**Tabell 21.** Fordeling av tilstandsvariabler for elver og innsjøer på statusklasser og økosystemegenskaper. Status indikerer variabelenes egnethet i tilstandsregnskap per 2024 (3: klar til bruk, 2: kan gjøres klar, 1: kan neppe gjøres klar). Koder for egenskapene er forklart i fotnoten. I totalen regnes variabler som er felles for elver og innsjøer, kun én gang.

Økosystem	Status	Egenskaper							Totalt
		pr	fb	fg	fs	lm	bm	af	
elv	3					1	5	7	13
elv	2						2		2
elv	1					2	6	1	9
<b>elv</b>	<b>alle</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>3</b>	<b>13</b>	<b>8</b>	<b>24</b>
innsjø	3	2					1	7	10
innsjø	2						3		3
innsjø	1				1	1	12	2	16
<b>innsjø</b>	<b>alle</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>1</b>	<b>16</b>	<b>9</b>	<b>29</b>
totalt	3	2				1	6	8	17
totalt	2						4		4
totalt	1				1	2	15	2	20
<b>totalt</b>	<b>alle</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>1</b>	<b>3</b>	<b>25</b>	<b>10</b>	<b>41</b>

Egenskap – af: abiotiske faktorer, bm: biologisk mangfold, fb: fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer, fg: funksjonelle grupper innen trofiske nivåer, fs: funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer, lm: landskapsøkologiske mønstre, pr: primærproduksjon

#### 4.3.7 Marine økosystemer

I Eurostats typologi er marine laguner, bukter og brakkvann skilt ut som en egen økosystemtype i tillegg til (egentlige) marine økosystemer (se **vedlegg 1**). Det finnes ikke noe tilsvarende skille i norske hovedøkosystemer. I vannforskriften er de fleste kystvannforekomster for store til å fange opp laguner, poller, saltvannsdammer, (mindre) bukter og fjæresoneflater (dvs. disse inngår i større kystvannforekomster, sammen med mer eksponerte vannmasser), mens deltaer blir klassifisert som elvevannforekomster. I *Natur for livet* (KLD 2015) inngår også laguner m.m. blant marine økosystemer, mens fagsystemet for økologisk tilstand dekker marine økosystemer utenfor området som dekkes av vannforskriften. Her vurderer vi imidlertid bare tilstandsvariabler for kystvann.

**Tabell 22.** Tilstandsvariabler for kystvann brukt vannforskriftens tilstandsklassifisering (Direktoratsgruppen 2018b) eller foreslått brukt. Variabler som er foreslått for kystvann av Eurostat, er markert med # bak variabelnavnet. Kolonner: «Oppd.» er oppdateringshyppighet (år; «irr.» = irregulært); «Oppl.» er romlig oppløsning («fylke» = fylke eller landsdel, «komm.» = kommune, «nasj.» = kun nasjonale verdier); «ECT» er SEEA EAs klassifisering av tilstandsvariabler; «Eg.» er fagsystemets tilsvarende klassifisering av egenskaper; «Ref.» er benyttet tilnærming for fastsetting av referanseverdi (eller mulig tilnærming i parentes); «Status» angir i hvilken grad variabelen er klar til bruk (3 tilgjengelig, 2 begrenset representativitet, 1 datamangel). Koder er ellers beskrevet under tabellen.

Variabelnavn	Datakilde	Oppd.	Oppl.	ECT	Eg.	Ref.	Status	Merknad
<b>Eksisterende variabler</b>								
Siktedyp (SECCI)	vannmiljø/diverse	3	komm.	A1	af	omr	3	
Totalfosfor (P-TOT) #	vannmiljø/diverse	1	komm.	A2	af	omr	3	
Fosfat (P-PO4)	vannmiljø/diverse	1	komm.	A2	af	omr	3	
Totalnitrogen (N-TOT) #	vannmiljø/diverse	1	komm.	A2	af	omr	3	
Ammoniakk og ammonium (N-NH4, N-NH3)	vannmiljø/diverse	3	komm.	A2	af	mod	3	
Nitrat + nitritt (N-SNOX)	vannmiljø/diverse	1	komm.	A2	af	omr	3	
Oksygenkonsentrasjon (O2, O2-METN)	vannmiljø/diverse	1	komm.	A2	af	exp	3	
Normalisert totalt organisk karbon (TOC63)	vannmiljø/diverse	irr.	nasj.	A2	af	omr	1	ikke nok data tilgjengelig
Norsk sensitivitetsindeks bløtbunnsfauna (NSI)	vannmiljø/diverse	5	fylke	A2	bm	omr	3	
Norsk kvalitetsindeks bløtbunnsfauna (NQI1)	vannmiljø/diverse	5	fylke	A2	bm	omr	3	
Indikatorartsindeks bløtbunnsfauna (ISI)	vannmiljø/diverse	5	fylke	A2	bm	omr	3	
Multimetrisk indeks fjæresamfunn (RSL/RSLA)	vannmiljø/diverse	3	fylke	B1a	bm	omr	3	
Komboindeksen for makroalger	NIVA	?	fylke	B1a	bm	?	1	under utvikling
Shannon-Wiener diversitetsindeks H' (MBH)	vannmiljø/diverse	5	fylke	B1a	bm	omr	3	
Hurlberts diversitetsindeks (ES100)	vannmiljø/diverse	3	fylke	B1b	bm	omr	2	lite representative data
Klorofyll a (KLFA) #	vannmiljø/diverse	1	komm.	B2	pr	omr	3	
Maksdyptindeks makroalger, nedre voksegrense (MSMDI)	vannmiljø/diverse	3	komm.	B2	bm	mod	1	bare definert for Skagerrak
Eutrofiindeks ålgres	vannmiljø/diverse	irr.	nasj.	B2	fs	omr	1	ikke nok data tilgjengelig

Variabelnavn	Datakilde	Oppd.	Oppl.	ECT	Eg.	Ref.	Status	Merknad
<b>Foreslåtte variabler</b>								
Naturindeksprodukt	naturindeks/div.	5	fylke	B1b	bm	na	2	aggregerte indekser frarådes av SEEA EA
Vannets pH-verdi (PH) #	vannmiljø/diverse	irr.	fylke	A2	af	(per)	1	ingen systematisk innsamling i dag; referanseverdi ikke satt
Antall fremmede arter #	fremmedartslista	5	nasj.	B1a	bm	abs	2	til en viss grad påvirkning; krever noe utvikling
Gytebestand av kommersielle fiskearter #	HI?	?	nasj.	B1a	bm	(mod)	2	til en viss grad økosystemtjeneste; krever noe utvikling; ikke avgrensbar til kystvann

**Koder:**

*Datakilde – fremmedartslista: den mest oppdaterte fremmedartslista (jf. Artsdatabanken 2023), HI: Havforskningsinstituttet, naturindeks: <http://www.naturindeks.no/>, NIVA: Norsk institutt for vannforskning, vannmiljø: <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>;*

*ECT – A1: fysisk tilstand, A2: kjemisk tilstand, B1a: mengde av art/gruppe, B1b: aggregert mangfoldsindeks, B2: biofysisk strukturell tilstand, B3: funksjonell tilstand, C1: landskapstilstand;*

*Egenskap – af: abiotiske faktorer, bm: biologisk mangfold, fb: fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer, fg: funksjonelle grupper innen trofiske nivåer, fs: funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer, lm: landskapsøkologiske mønstre, pr: primærproduksjon;*

*Referanseverdi – abs: absolutt biofysisk grense, exp: ekspertvurdering, mod: modellert referanseverdi basert på observasjoner og teori, omr: data fra referanseområde, per: vilkårlig valgt starttidspunkt; øvr: annen metode*



Eksisterende tilstandsvariabler er vist i **tabell 22**. Det er totalt 18 variabler, som alle er inkludert i vannforskriftens klassifiseringssystem. En variabel («komboindeksen» for makroalger) er under utvikling og forventes inkludert ved neste oppdatering av klassifiseringssystemet. Data for alle variablene kommer fra overvåking etter vannforskriften, i tillegg til eldre data for en rekke av variablene, og data er lagret i vannmiljø-databasen. Omfanget og kvaliteten varierer imidlertid noe. Mens tiltaksovervåkingen vanligvis er mer tidsbegrenset og ofte omfatter hyppig data-innsamling for et fåtall indikatorer, omfatter den nasjonale overvåkingen data fra flere indikatorer fra en lengre tidsperiode og vanligvis med bruk av mer standardisert metodikk. Data (ev. grunnlagsdata) for de fleste variablene forventes å bli innsamlet i årene framover, men det antas at datainnsamling i regi av nasjonale programmer vil avta noe.

Oppdateringsintervallet (den tidsmessige oppløsningen) for variablene er fra 1 år og oppover. Generelt er frekvensen høyere for abiotiske variabler og planteplankton (måles vanligvis månedlig gjennom året eller vekstsesongen) enn for andre biologiske variabler. Dette varierer imidlertid for ulike dataserier (samme variabel kan ha ulike oppdateringsfrekvens for ulike vannforekomster). Stort sett må oppdateringsfrekvensen betegnes som irregulær.

Den romlige skalaen er nesten alltid på vannforekomst-nivå (representert med punktdata). Det foreligger imidlertid bare faktiske målinger fra en brøkdel av vannforekomstene, slik at vannforekomstnivået ikke er den reelle romlige oppløsningen. Dataene må derfor aggregeres til større romlige enheter for å unngå for store feil i estimater (se kap. 4.2 for nærmere forklaringer). Basert på omfanget og fordelingen av dataene har vi anslått at fylkes- og kommunenivået er en passende romlig oppløsning for henholdsvis 5 og 8 av variablene med en status-skår på 3. Finere oppløsning kan oppnås for enkelte variabler med egnede modelleringer (Gundersen mfl. 2018, Sandvik 2019).

Vannforskriftens variabler har en god sammenheng med økologisk tilstand for kystvann (Walday mfl. 2022). Referanseverdien er for de fleste indikatorer basert på måledata fra referanse-lokaliteter eller slike data i kombinasjon med ekspertvurdering.

Vi har foreslått fire nye variabler i tillegg til de som er inkludert i vannforskriftens klassifiseringssystem. En av disse er «naturindeksprodukt» (Nybø mfl. 2023). De tre andre er basert på Eurostats liste over anbefalte variabler: Av disse er pH allerede implementert i og rapporteres inn til vannmiljø-databasen, men variabelen inngår ikke i vannforskriftens system. Dette betyr at det ikke er satt noen referanseverdi, og at det ikke skjer systematisk datainnsamling. Variabelen er også på grensen til å være en påvirkningsvariabel (havforsuring), men om den likevel ønskes brukt i et tilstandsregnskap, kan den enkelt innlemmes. Fremmede arter rapporteres hvert femte år av Artsdatabanken i form av fremmedartslista, som inkluderer fylkesforekomster. Dette kan forholdsvis enkelt brukes som utgangspunkt for en indikator (se f.eks. Magnussen mfl. 2022). «Gytebestand av kommersielle fiskearter» kan antagelig implementeres med eksisterende data, men som en nasjonal indikator uten mulighet for finere oppløsning og uten noen klar avgrensning til kystvann. Vi har ikke hatt mulighet til å undersøke denne muligheten nærmere i rammen av dette prosjektet.

EUs forslag inneholder ytterligere åtte frivillige variabler (og ingen obligatoriske). Tre av disse er dekket gjennom eksisterende indikatorer (merket med # i **tabell 22**). De øvrige har vi av ulike grunner ikke valgt å ta med (se **vedlegg 2**). To av disse beskriver ikke økologisk tilstand, men påvirkninger eller klima. To variabler, som er definert via andelen av arter med stabile bestandstrender, har en rekke uheldige egenskaper, som aggregering, manglende romlig oppløsbarehet og bruk av trenddata. Den siste («negativt påvirkete bentiske habitater») kan ikke uten videre forkastes, men er foreløpig for uklart definert til å kunne benyttes.

En samlet vurdering av eksisterende og foreslåtte tilstandsvariabler viser at variabelsettet for kystvann omfatter mange variabler, men med variabelt datagrunnlag (**tabell 22**). **Tabell 23** og **tabell 24** viser fordelingen av eksisterende og foreslåtte tilstandsvariabler for kystvann på statusklasser og henholdsvis ECT-klasser og økosystemegenskaper. De fleste variablene (13 av 22)

har fått status 3, dvs. er klare til å inngå i et tilstandsregnskap for marine kystøkosystemer per 2024 ifølge kriteriene beskrevet over (kap. 4.3.1). Disse dekker imidlertid bare fire ECT-klasser og tre egenskaper, noe som indikerer et klart behov for supplering for å kunne gjennomføre et balansert tilstandsregnskap. Det mangler bl.a. variabler for B3 «funksjonell tilstand» og C1 «landskapstilstand». Bortsett fra A2 «kjemisk tilstand» med ni variabler er de resterende kategoriene dessuten kun representert med én eller to variabler. Av fagsystemets egenskaper mangler «funksjonelt viktige arter og strukturer», «funksjonelt viktige grupper innen trofiske nivåer», «forhold i biomasse mellom trofiske nivåer» og «landskapsøkologiske mønstre» helt, mens primærproduksjon er representert med kun én variabel (**tabell 24**). Selv om B1a «mengde av art(sgrupp)er» bare er representert med to variabler, har ytterligere tre variabler B1a som *sekundær* ECT-klasse, dvs. de *måler* ikke biologisk mangfold, men er *definert via* biologisk mangfold (se forklaring i **tabell 7**). Siden biologisk mangfold dermed inngår i beregningen av indikatorverdiene, anser vi ikke ECT-klassen B1a som så dårlig dekket som **tabell 23** kan gi inntrykk av.

De fire variablene som har fått status 2, vil heller ikke avhjelpe situasjonen i noen særlig grad. Siden to av dem (naturindeksprodukt og fremmedartsindikatoren) vil være forholdsvis overkommelig å utvikle, bør disse prioriteres. Selv om variablene med status 1 ville bli ferdig utviklet eller få forbedret datagrunnlag, ville de bare i svært liten grad fylle de udekkete kunnskapsbehovene.

**Tabell 23.** Fordeling av tilstandsvariabler for kystvann på status- og ECT-klasser. Status indikerer variabelenes egnethet i tilstandsregnskap per 2024 (3: klar til bruk, 2: kan gjøres klar, 1: kan neppe gjøres klar). ECT er SEEA EAs gruppering av variabler etter typen tilstand de representerer (se fotnote).

Status	ECT-klasser							Totalt
	A1	A2	B1a	B1b	B2	B3	C1	
3	1	9	2		1			13
2			2	2				4
1		2	1		2			5
alle	1	11	5	2	3	0	0	22

ECT – A1: fysisk tilstand, A2: kjemisk tilstand, B1a: mengde av art/gruppe, B1b: aggregert mangfoldsindeks, B2: biofysisk strukturell tilstand, B3: funksjonell tilstand, C1: landskapstilstand

**Tabell 24.** Fordeling av tilstandsvariabler for kystvann på statusklasser og økosystemegenskaper. Status indikerer variabelenes egnethet i tilstandsregnskap per 2024 (3: klar til bruk, 2: kan gjøres klar, 1: kan neppe gjøres klar). Koder for egenskapene er forklart i fotnoten.

Status	Egenskaper							Totalt
	pr	fb	fg	fs	lm	bm	af	
3	1					5	7	13
2						4		4
1				1		2	2	5
alle	1	0	0	1	0	11	9	22

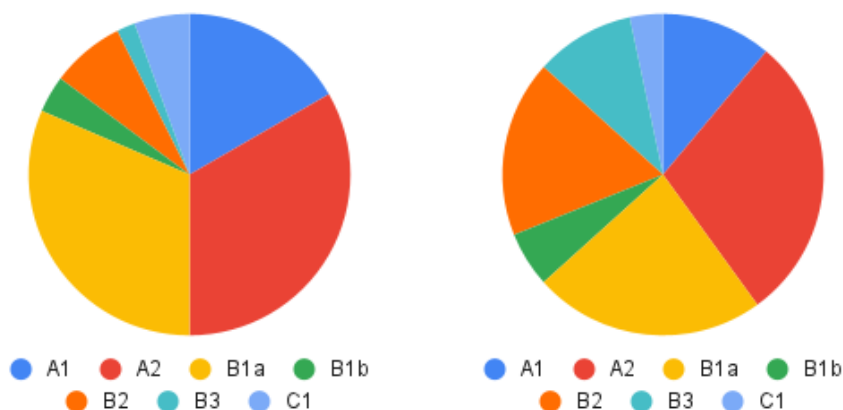
Egenskap – af: abiotiske faktorer, bm: biologisk mangfold, fb: fordeling av biomasse mellom trofiske nivåer, fg: funksjonelle grupper innen trofiske nivåer, fs: funksjonelt viktige arter og biofysiske strukturer, lm: landskapsøkologiske mønstre, pr: primærproduksjon

### 4.3.8 Samlet vurdering og konklusjoner

Samtlige tilstandsvariabler i alle økosystemer omfatter totalt 169 variabler, inkludert liknende variabler for mer enn én økosystemtype. Økosystemtyper innen henholdsvis åpen fastmark og ferskvann har spesielt mange felles variabler (jf. de respektive tabellene ovenfor i kap. 4.3). Siden spesielt mange variabler er felles for økosystemene innen åpen fastmark, presenterer vi her resultater for økosystemene innen «åpent lavland» felles, men separat for fjell. Samlet har 60 av variablene fått status 3, dvs. at de anses som tilnærmet klare til å inngå i tilstandsregnskap per 2024. Fordelingen på økosystemer er gitt i **tabell 25**. Samlet har 54 variabler fått status 2, dvs. at de fleste av dem, med noe innsats, trolig kan gjøres klar til å inngå i tilstandsregnskap per 2024. Totalt 55 variabler med status 1 vil neppe kunne utvikles tilstrekkelig til å kunne inngå i tilstandsregnskap per 2024, og noen av dem har mer grunnleggende utfordringer som må løses før de kan være aktuelle (jf. merknadskolonnen i tabellene for hvert økosystem ovenfor).

Fordelingen av variabler på ECT-klasser vises i **figur 6** både for variabler som er klare til bruk, og for variabler som er *eller kan bli* klare til bruk. Hvordan denne fordelingen av variabler som er klare til bruk, er for de ulike økosystemtypene, framgår av **tabell 25**. Det er ingen slike variabler for urbane økosystemer og svært få (< 5) for åpent lavland og våtmark. Selv de økosystemene som har en del flere slike variabler, som skog, fjell og akvatiske økosystemer, har en skjev fordeling av variabler på ECT-klasser med konsentrasjon av variablene til noen få klasser. Det er altså et klart behov for å fylle manglene ved få eller skjevt fordelte variabler. Om vi ser variablene med status 2 og 3 i sammenheng (**tabell 26**), blir slike mangler mindre tydelige. Det er fremdeles få variabler og skjev dekning for urbane økosystemer og et begrenset antall variabler for våtmark, men ellers dekker de terrestriske økosystemene alle ECT-klasser med minst én variabel. For de akvatiske økosystemene er det få variabler med status 2 og derfor fremdeles ubalanse i deknningen, med særlig konsentrasjon av variabler for kjemisk tilstand. Imidlertid bygger flere av variablene for kjemisk tilstand på underliggende biologiske variabler som eventuelt kunne motivert å klassifisere disse variablene til ECT-klasse B1a. Dermed ville deknningen av ECT-klasser bli noe mer balansert.

Spørsmålet er om alle variabler med status 2 reelt sett har gode muligheter for å gjøres klare til tilstandsregnskap per 2024. I tabellene ovenfor i kapittel 4.3 er det gitt stikkordsmessige begrunnelser for hvorfor mange variabler ikke har fått status 3. Ved å systematisere disse begrunnelsene for variabler med status 2 kan vi danne oss et inntrykk av hvor realistisk det er å utvikle disse variablene i tilstrekkelig grad i løpet av f.eks. første halvår 2024. **Tabell 27** viser at det i



**Figur 6.** Variablenes fordeling over SEEA EAs økosystemtilstandstyper (ECT-klasser) for variabler som er klare til bruk (status = 3), enten eksklusive (venstre) eller inklusive (høyre) variabler som kan gjøres klare til bruk (status ≥ 2).

hovedsak er de terrestriske økosystemene som har flere variabler med status 2. Merk at flere variabler kan i litt ulik form være brukt for ulike økosystemer, slik at det ikke gir mening å summere tallene for flere økosystemer.

Det er særlig to hovedgrunner for at mange variabler i disse økosystemene ikke anses som klare til bruk (status 3). Den ene er behovet for å avklare utformingen av variabelen, sider ved datagrunnlaget eller å validere variabelen og datagrunnlaget. Dette er særlig tilfelle for variabler for urbane økosystemer, åpent lavland, fjell og våtmark. For åpent lavland og våtmark er utviklingsarbeidet nylig begynt (jf. Nybø mfl. 2023). Selv om utviklingen for mange variabler er kommet godt i gang, gjenstår fremdeles en del avklaring. For urbane økosystemer er det så langt gjort lite konkret utviklingsarbeid i Norge. For fjell skyldes antallet variabler med utviklingsbehov at flere variabler som er aktuelle for åpen fastmark både over og under skoggrensa, foreløpig ikke er ferdig utviklet og testet for fjell.

Den andre viktige grunnen til at mange variabler ikke anses klare til bruk, er ulike utfordringer med å fastsette en referanseverdi for flere av variablene, dels at dette ennå ikke utforsket, dels at det er grunn til å tro at det kan bli vanskelig å fastsette meningsfylte referanseverdier. Dette

**Tabell 25.** Fordeling av tilgjengelige variabler på hver av økosystemtypene og på SEEA EAs klasser for tilstandsvariabler (ECT; se koder under tabellen). Med «tilgjengelig variabel» mener variabler som er klare til bruk (statusskår på 3, se tekst). Hver variabel er kun tilordnet én ECT-klasse.

Økosystemtyper	Økosystemtilstandstyper							Sum
	A1	A2	B1a	B1b	B2	B3	C1	
Urbane økosystemer								0
Åpent lavland			1	2			1	4
Fjell	5		7				1	13
Skog	1	1	6		2	1	1	12
Våtmark							2	2
Elver	1	10	1				1	13
Innsjøer	1	7			2			10
Kystvann	1	9	2		1			13

ECT – A1: fysisk tilstand, A2: kjemisk tilstand, B1a: mengde av art/gruppe, B1b: aggregert mangfoldsindeks, B2: biofysisk strukturell tilstand, B3: funksjonell tilstand, C1: landskapstilstand

**Tabell 26.** Fordeling av variabler som er eller kan gjøres tilgjengelig, på hver av økosystemtypene og på SEEA EAs klasser for tilstandsvariabler (ECT; se koder under tabellen). Her inngår variabler som er klare til bruk (statusskår på 3) eller som er under utvikling, men med overkommelig innsats kan gjøres klar til bruk (status på 2, se tekst). Hver variabel er kun tilordnet én ECT-klasse.

Økosystemtyper	Økosystemtilstandstyper							Sum
	A1	A2	B1a	B1b	B2	B3	C1	
Urbane økosystemer	1	1			4			6
Åpent lavland	1	3	3	4	3	6	1	21
Fjell	6	3	8	1	1	4	1	24
Skog	1	3	8	1	9	3	1	26
Våtmark	1	2	2	1	1	2	2	11
Elver	1	11	1	1			1	15
Innsjøer	1	9		1	2			13
Kystvann	1	9	4	2	1			17

ECT – A1: fysisk tilstand, A2: kjemisk tilstand, B1a: mengde av art/gruppe, B1b: aggregert mangfoldsindeks, B2: biofysisk strukturell tilstand, B3: funksjonell tilstand, C1: landskapstilstand

er særlig tilfellet for urbane økosystemer, åpent lavland og skog. For de to første skyldes dette at utviklingsarbeidet ikke har startet eller bare er kommet et stykke på vei. For skog er det nylig foreslått er rekke nye variabler med godt datagrunnlag, men der mulighet for å fastsette referanseverdier ennå ikke er undersøkt.

De tre andre grunnene til å gi variabler status 2 framfor 3 er at variabelen er en kompleks aggregert indeks, f.eks. en variabel basert på naturindeksen, at det mangler nødvendig kart for å tilordne variabelen, eller at variabelen er lite relevant som mål på økologisk tilstand, f.eks. fordi variabelen heller representerer påvirkningsfaktorer eller økosystemtjenester. Det er enkelte slike variabler for alle økosystemer.

Det varierer i hvilken grad de forskjellige grunnene for å sette status til 2 framfor 3 begrenser muligheten for å videreutvikle disse variablene til bruk for 2024. Behov for å avklare variabelutforming og data eller å validere disse vil trolig kunne gjennomføres med begrenset innsats for de aller fleste av de aktuelle variablene. For variabler som er komplekse indekser eller representerer påvirkninger snarere enn tilstand, er det ikke noe absolutt krav om at slike ikke kan brukes, men mer et spørsmål om man eventuelt har bedre alternativer.

Manglende referanseverdier og dermed mulighet for å skalere og sammenstille variabelverdier er en alvorlig utfordring dersom slike variabler skal tas i bruk i vurdering av økologisk tilstand etter indeksmetoden. For et tilstandsregnskap etter Eurostats forslag til naturregnskap er referanseverdier imidlertid ikke påkrevet, siden det her bare legges opp til et tilstandsregnskap basert på variablenes opprinnelig målte verdier. Manglende referanseverdier vil imidlertid være en klar begrensning om man ønsker å utvikle tilstandsregnskap fullt ut etter FNs standard SEEA EA.

Manglende relevante kart er en alvorlig hindring for å kunne tilordne verdier for mange variabler til riktig økosystemtype. Dagens tilgjengelige kartdata dekker ikke de ulike økosystemene som faller inn under åpent lavland (unntatt jordbruksmark), og heller ikke finere inndelinger av andre hovedøkosystemer, noe som kreves for enkelte variabler. Det er ikke sannsynlig at gode nok økosystemkart med tilstrekkelig representasjon av alle norske hovedøkosystemer eller enheter i Eurostats typologi vil foreligge med det første. Variabler som krever kart for korrekt tilordning av verdier til økosystemer som mangler tilstrekkelig kartgrunnlag, vil det foreløpig ikke være mulig å bruke i tilstandsregnskap. Ut fra **tabell 27** synes det ikke som dette gjelder mange variab-

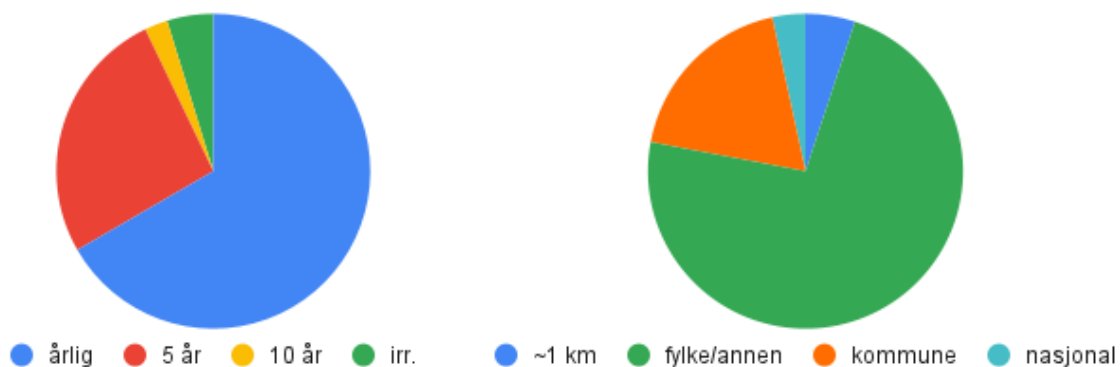
**Tabell 27.** Ulike årsaker til at tilstandsvariablene i **tabell 9–tabell 22** ikke nådde opp til skår 3 («klar til bruk»). Ved flere årsaker er den tentativt mest alvorlige ført opp. Sortert etter statusskår.

Årsak til lav skår	Skår	By	Åpen fastm ark	Skog	Våtmark	Ferskvann	Kystvann
Referanseverdi ikke avklart	2		5	11	1		
Noen avklaringer gjenstår	2	5	8	1	4		2
Data er ikke representative	2		2		2	3	1
Forutsetter detaljert økosystemkart	2		1		1		
Påvirkningsvariabel	2	1					
Aggregert variabel	2		1	1	1	1	1
Omfattende utviklingsarbeid gjenstår	1	1	7	2	2	1	1
Data uavklart / mangler per i dag	1		3	5	1	14	4
Data må mobiliseres først	1					4	
Liten relevans for økosystemet	1			3			
Konseptuelle hindre	1		6				
Økosystemtilordning ikke mulig	1		3				

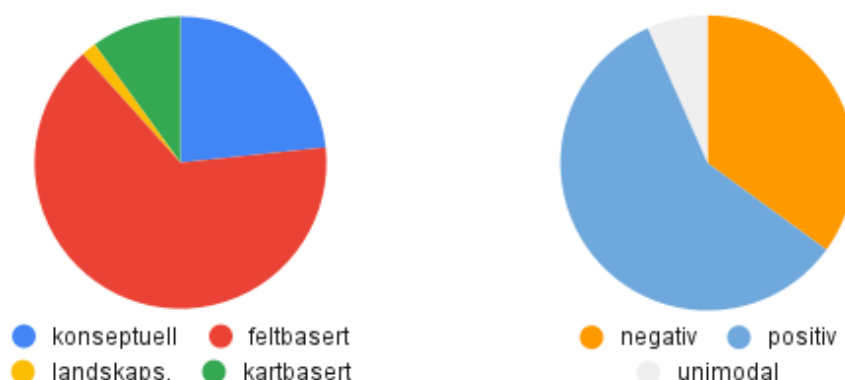
ler, men her er det viktig å være oppmerksom på at vi i **tabell 27** har gruppert flere økosystemer innen åpent lavland. For åpent lavland samlet har vi egnet kartgrunnlag, men vi har ikke kartgrunnlag som er egnet for å skille ut økosystemene semi-naturlig mark, naturlig åpne områder under skoggrensa, grasmark, hei og buskmark, lite vegetert mark eller terrestriske kystøkosystemer. For disse økosystemene er det bare variabler med data fra feltbasert overvåking (ANO, ASO, GRUK) som vil kunne brukes i tilstandsregnskap per 2024.

Avslutningsvis viser **figur 7** og **figur 8** fordelingen av flere karakteristikk ved variabler som er klare til bruk. **Figur 7** gir et visst inntrykk av muligheten til å ha kortere regnskapsperioder enn tre år og til å lage et tilstandsregnskap på finere romlig skala enn fylker. Med mer utviklingsarbeid og forbedret datagrunnlag kan man anta at begge deler vil forskyve seg mot høyere oppløsning. **Figur 8** illustrerer variasjonen mellom variablene i måten de samles inn og defineres på. Det ligger ikke noen vurdering i de ulike alternativene.

Vi kan konkludere at det vil være mulig å utvikle et tilstrekkelig antall variabler for meningsfylte tilstandsregnskap for økosystemene skog, fjell, ferskvann og kystvann. For de akvatiske økosystemene vil variabelsettet riktignok ikke være godt balansert for ulike typer variabler. For våtmark er variabelsettet begrenset, og for urbane økosystemer er det generelt mangelfullt. For økosystemer som faller inn under åpent lavland, vil det bare være et begrenset antall variabler som reelt sett kan tas i bruk, selv etter noe utviklingsarbeid. Her er mangelen på relevante økosystemkart den viktigste hindringen. Om man imidlertid ønsker å lage tilstandsregnskap for åpent lavland under ett, vil mulighetene for å utvikle et egnet variabelsett være gode.



**Figur 7.** Fordeling av variablenes oppdateringshyppighet (venstre) og romlige oppløsning (høyre). Bare variabler som er klar til bruk, er inkludert (status på 3).



**Figur 8.** Fordeling av variablenes tilordning til økosystemtilstand (venstre) og sammenheng med (retning av) økologisk tilstand (høyre). Bare variabler som er klar til bruk, er inkludert (status på 3). Se kapittel 3.2 for tilordningsmåter. Sammenheng viser om referanseverdi er den høyest mulige variabelverdien (positiv), den lavest mulige verdien (negativ) eller en intermedier verdi (unimodal).

## 4.4 Struktur og visualisering av et tilstandsregnskap

Et tilstandsregnskap med god forvaltningsnytte bør helst kunne svare på flere ulike typer forvaltningsspørsmål, fra strategiske og overordnede til konkrete og detaljerte.

På et *overordnet og strategisk nivå* bør tilstandsregnskap kunne danne grunnlaget for internasjonal rapportering (f.eks. til Eurostat), nasjonal statistikkproduksjon og utvikling og oppdatering av nasjonale miljøindikatorer (f.eks. Miljøstatus). Slik rapportering innebærer vanligvis å aggregere data i grove kategorier både med sikte på tema, geografi og tidsrom. Data sammenstilles da for hovedøkosystemer eller for aggregerte tilstandsindekser. Disse sammenstilles på nasjonalt nivå eller på fylkesnivå. Tidsintervaller for en slik rapportering er gjerne en periode på 3–5 år.

*Konkrete og praktiske forvaltningsbehov* omfatter bruk av regnskapsresultater som veiledning for politikkutforming, forvaltning og muligens også myndighetsutøvelse på nasjonalt, regionalt eller lokalt nivå. På nasjonalt nivå kan tilstandsregnskap danne et faglig grunnlag for ny miljøpolitikk, og for å evaluere eksisterende miljøpolitikk for områder både med og uten vernestatus. Typiske konkrete bruksområder på regionalt eller kommunalt nivå omfatter arealplanlegging, naturforvaltning og naturressursforvaltning. Beslutninger på foretaks-, bedrifts-, eiendoms- eller prosjektnivå innebærer kommunale eller helst enda finere romlige skalaer og årlige regnskapsperioder (maksimal tidsoppløsning). For dette detaljnivået vil det ofte være behov for å bruke et mer detaljert typesystem enn inndelingen av økosystemer på Eurostat-typologiens øverste nivå eller de norske hovedøkosystemene. Noen utvalgte enkeltvariabler og -indikatorer kan være særlig relevante for spesielle miljøpolitiske spørsmål (f.eks. omfanget av nedbygging av spesifikke økosystemer over tid). Mens enkelte variabler og indikatorer er mest relevante på lokalt nivå og knyttet til enkelte økosystemer, er andre indikatorer relevante på flere aggregeringsnivåer (regionalt, nasjonalt og på tvers av økosystemer).

Et tilstandsregnskap inneholder et høyt antall «datapunkt», organisert i et strukturert og standardisert informasjonssystem med flere lag og dimensjoner. Organiseringen av et slikt datasett bestemmer hvilke strategiske, konkrete og praktiske politikk- og forvaltningsspørsmål dataene kan gi grunnlag for å svare på. Sammenheng og konsistens i en slik datastruktur vil også bestemme kvalitetsnivået på svarene.

Data som brukes i naturregnskap etter FNs system har følgende hoveddimensjoner:

- **Romlig-geografisk dimensjon:** De mest grunnleggende romlige (geografiske) enhetene i et naturregnskap er de enkelte forekomstene av en gitt økosystemtype (*ecosystem assets*). Et eksempel er et enkelt sammenhengende skogsareal, avgrenset av fjell, urbane områder og hav. Neste nivå i den romlige organiseringen omfatter alle områder av samme type innenfor et kartleggings- eller analyseområde, f.eks. alle skogsforekomstene i en kommune. Kartleggings- eller analyseområdet er det geografiske området det skal lages et regnskap for, f.eks. en kommune, et fylke eller et land. Analyseområder av en gitt størrelse vil inneholde en rekke ulike økosystemtyper (skog, fjell, urbane områder osv.).
- **Tidsdimensjon:** Den mest grunnleggende tidsenheten – regnskapsperioden – for et naturregnskap er et år. År som grunnenhet i regnskapet er også standard praksis for regnskap på andre samfunnsområder, og regnskapsperioden gjenspeiler da økosystemenes årlige syklus, i alle fall på våre breddegrader. Imidlertid er det krevende å sammenstille årlig oppdaterte data om økosystemer, siden årlige data ofte mangler, er sparsomme eller mangelfulle. I tillegg kan det være etterslep for bearbeiding og innlegging av data. En del endringer i naturen er også så langsomme at vi ikke klarer å fange dem opp i løpet av enkeltår. Eurostat har derfor foreløpig landet på rapporteringsperioder på tre år av gangen.
- **Tematisk dimensjon:** De mest grunnleggende tematiske enhetene i et tilstandsregnskap er tilstandsindikatorerne, som kan grupperes i ulike klasser (ECT-klasser, se s. 18). Mens listen over indikatorer varierer mye mellom økosystemtypene, vil klassene være identiske for alle økosystemtyper.

- **Romlig-tematisk dimensjon:** Økosystemtyper utgjør en spesiell dimensjon i datastrukturen fordi de både er tematiske og romlige. De er tematiske enheter i den forstand at tilhørighet til økosystemtype avgjør hvilke tilstandsvariabler som er relevante (f.eks. brukes det et annet sett tilstandsvariabler i skog enn i hav). Samtidig er enhetene romlige i den forstand at hver økosystemtype kan knyttes til et definert eller kartlagt areal.

Politikkutforming og forvaltningsstrategier foregår på ulike skalanivåer, både romlig og tematisk. Data om økologisk tilstand bør derfor kunne sammenstilles til det nivået og på den geografiske skalaen som er relevant. For hver av dimensjonene i dataene må det finnes en klart definert operasjon som kan brukes til å sammenstille eller aggregere flere verdier til én enkeltverdi, samtidig som alle andre dimensjoner holdes konstante. For eksempel utføres romlig aggregering vanligvis ved hjelp av arealvektete aritmetiske gjennomsnitt, som kombinerer enkeltverdiene (for en spesifikk indikator/indeks i en spesifikk økosystemtype og tidsperiode) i en region til én samlet verdi som er representativ for hele regionen. SEEA EA anbefaler ingen spesifikk metode for aggregering, men spesifiserer fire næstete nivåer av tematisk oppløsning, som tilsvarer de viktigste datadimensjonene. For at regnskapene skal kunne gi konsistente svar på politikk- og forvaltningsspørsmål, må aggregeringsoperasjonene være tilpasset datastrukturen og harmonisert med hverandre.

I praksis vil mange av dataene som inngår i et tilstandsregnskap høstes fra andre regnskap og datastrukturer som forvaltes av ulike aktører (Artsdatabanken, Miljødirektoratet, NINA, GBIF, NIBIO mfl.). Det er et spørsmål i hvor stor grad en datastruktur for tilstandsregnskap skal bygge på andre systemer og «skumme fløten av disse» eller bygges opp fra bunnen som en selvstendig database. I praksis er det vanskelig å tenke seg en datainfrastruktur som ikke bygger på andre åpne, offisielle og systematiske norske datasett. Disse dataene må da tilpasses og tilrettelegges for tilstandsregnskap. Dersom data fra eventuelle lokale naturregnskap og naturregnskap på prosjektnivå skal inngå i en slik datastruktur, krever det spesiell tilrettelegging som må vurderes nærmere når datainfrastrukturen etableres. Etablering av datastruktur er uansett et spørsmål som berører mange aktører, og som vil kreve samordning og samarbeid og avklart rollefordeling mellom de ulike dataeierne, tilretteleggere og brukere.

Metodene for aggregering har ikke blitt diskutert i detalj av SEEA EA, og det finnes svært få anbefalinger om dette temaet generelt. Tematisk sammenstilling, kan gjennomføres på mange forskjellige måter, både med tanke på konseptuell og statistisk tilnærming, og resultatene vil i stor grad avhenge av metodevalgene. For å kunne utføre aggregering på en vitenskapelig robust og transparent måte, bør de ulike alternativene sammenlignes og analyseres nøye i et separat forskningsprosjekt.

Til slutt kan de fleste relevante forvaltningsstrategier og politiske spørsmål, enten de er strategiske eller detaljerte og konkrete, knyttes til dimensjonene i datakuben. Det samme gjelder typiske visualiseringsteknikker (**tabell 28**). Ikke desto mindre skaper det høye antallet variabler og det komplekse samspillet mellom datadimensjonene flere utfordringer for klar og transparent visualisering. En overforenklet tilnærming til visualisering av tilstandsregnskap, som ikke tar hensyn til disse utfordringene, kan tilsløre viktige nyanser og villedde planleggere, politikere og andre sluttbrukere. Disse utfordringene er gjerne knyttet til begrensningene ved selve datagrunnlaget (tilstandsvariabler, -indikatorer og -indekser), begrensninger ved metodiske forutsetninger og ved ulike transformasjoner, tolkninger og forenklinger som er gjort underveis. Aggregering og sammenstilling kan ha betydelige begrensninger når dataene skal tolkes, fordi slike operasjoner kan innebærer skjulte antakelser. Dette gjelder spesielt tematisk sammenstilling, som kanskje er det mest komplekse og vitenskapelig minst utforskete elementet ved økologiske tilstandsregnskap. Formidling av usikkerhet er spesielt utfordrende for tilstandsregnskap, og dette forplanter seg til visualisering av regnskapene. Mens noen visualiseringsteknikker relativt enkelt kan vise usikkerheter i form av feilmarginer, konfidensintervaller, osv. (hvis slik informasjon finnes), er dette i andre tilfeller ikke mulig. I de neste avsnittene vil vi kort diskutere de viktigste visualiseringsteknikkene som er aktuelle for å visualisere tilstandsregnskap, inkludert fordeler og ulemper med hver tilnærming.



**Tabell 28.** Eksempler på data og visualiseringsteknikker.

Data-dimensjoner	Visualiseringsbehov	Visualiseringsteknikker
Romlig	Ulike indikatorverdier sammenlignet for en spesifikk tidslinje og en spesifikk tilstandsvariabel, -indikator eller -indeks	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Tematiske kart (koropletkart)</li> <li>• Rasterkart</li> </ul>
Tidsmessig	Ulike tidslinjer sammenlignet for en spesifikk tilstandsindikator og en (eller noen få) spesifikk(e) tilstandsvariabel(er), -indikator(er) eller -indeks(er).	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Linjediagram</li> <li>• Stolpediagram</li> <li>• Grupperte stolpediagram</li> </ul>
Tematisk	Flere økosystemtyper og egenskaps- eller ECT-klasser sammenlignet for en spesifikk økosystemforekomst og en spesifikk tidslinje	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Radardiagrammer og soldigrammer</li> <li>• Matrise med speedometerdiagrammer (gruppert temavis)</li> <li>• Instrumentpanel</li> </ul>
Flere dimensjoner	To eller flere dimensjoner sammenlignes samtidig	<ul style="list-style-type: none"> <li>• Matriser av linjediagrammer</li> <li>• Matriser med flere kart for ulike tidspunkt</li> <li>• Instrumentpanel</li> </ul>

#### 4.4.1 Visualisering med kart

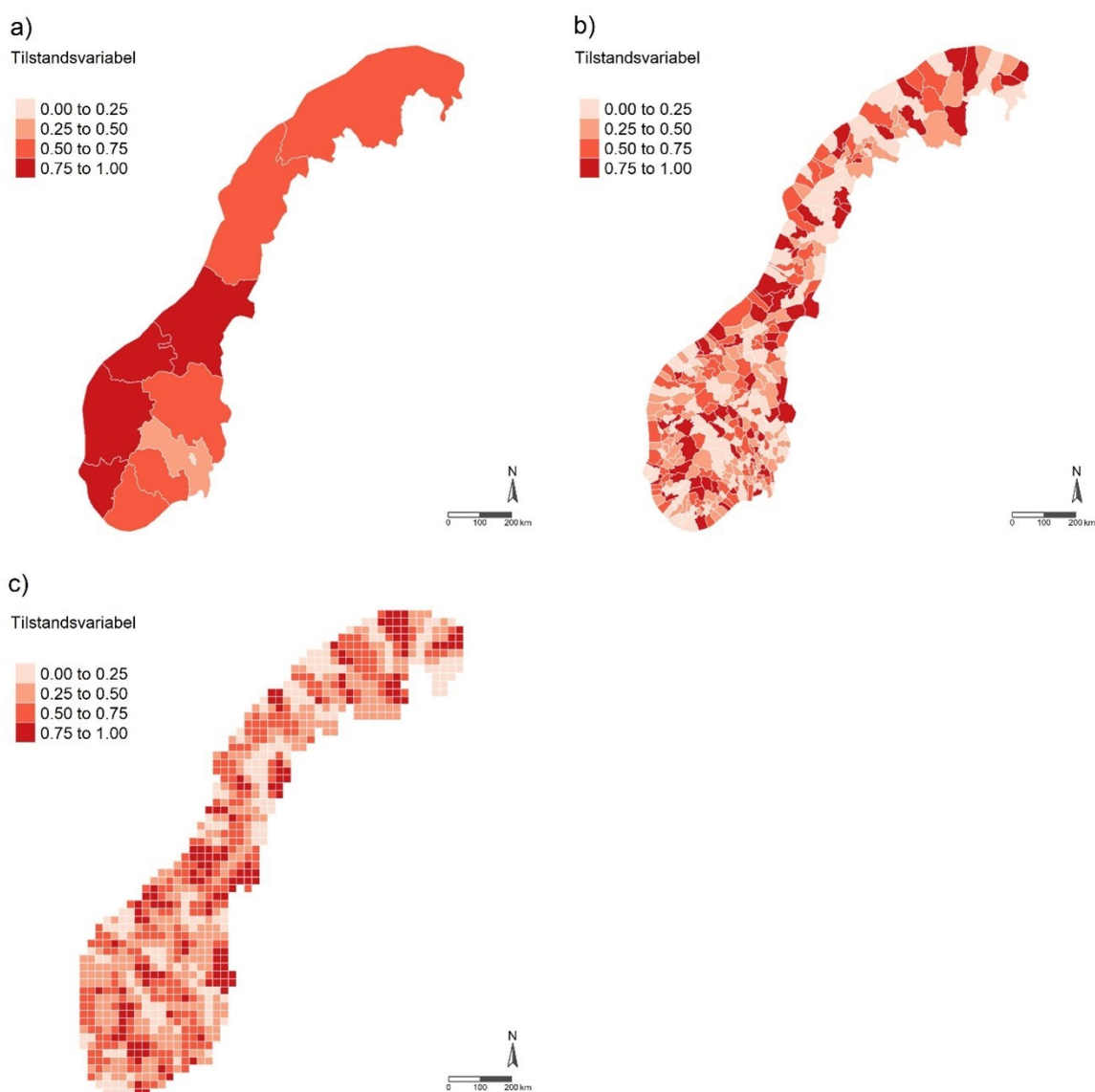
Kart er effektive og tiltalende visualiseringsteknikker for økologisk tilstand. For å forberede et kart som illustrerer økologisk tilstand, er det nødvendig å velge geografisk detaljnivå og hvilken tilstandsvariabel som skal visualiseres. Med  *rasterkart*  (**figur 9c**) viser vi verdiene for rutenett med celler eller blokker i et rutenett (grid) med lik størrelse, mens vektorbaserte temakart (**figur 9a,b**) viser verdier for polygoner (områder) der avgrensningen varierer i størrelse og utstrekning fra enhet til enhet (f.eks. kommuner). Den siste typen temakart kalles gjerne koropletkart (*choropleth maps*) blant kartografer. Verdiene som presenteres med farge, intensitet eller symbol kan være en variabel-, indikator- eller indeksverdi for et valgt tidspunkt (regnskapsperiode). Det er også mulig å presentere en serie med små kart (*small multiples*, **figur 10**) som viser den samme variabelen målt på ulike tidspunkt, eller en serie med ulike tilstandsvariabler for det samme området. I det siste tilfellet er det en fordel om verdiene har samme skala (f.eks. en indeksverdi mellom 0 og 1). Selv om kart ikke er spesielt velegnet til å vise feilmarginer og usikkerhet sammen med dataene, kan slik informasjon presenteres som egne separate kart.

Selv om datamodellen for tilstandsregnskap for økosystemer er bygd på konkrete målinger av enkeltverdier, blir tilstandsvariablene oftest estimert for større regnskapsområder, som kun er basert på et utvalg av slike målinger. Av de 131 variablene vi har vurdert for Norge, er det bare 7 som er tilgjengelige for et regulært rutenett som dekker hele landet. De fleste variablene kan bare kvantifiseres på en meningsfull måte for større områder, som regioner og fylker (mest vanlig) eller kommuner (se kolonnen «oppløsning» i **tabell 9–tabell 22**). Den nyttigste kartvisningen for slike verdier er temakart, som viser polygoner (de geografiske enhetene) med farger eller intensitet i henhold til verdiene for tilstandsvariablen (**figur 9**). Det er også noen tilstandsvariabler som kun er tilgjengelige som et enkelt datapunkt for hele landet; for disse variablene er det lite meningsfylt å lage et kart.

Indikatorer som er tilgjengelig på fine romlige skalaer (f.eks. i et rutenett), kan være av spesiell interesse for planlegging og forvaltning på regionalt og lokalt nivå (f.eks. arealplanlegging). Variablenes skalerbarhet bestemmes også av hva slags forbindelse den aktuelle variabelen har

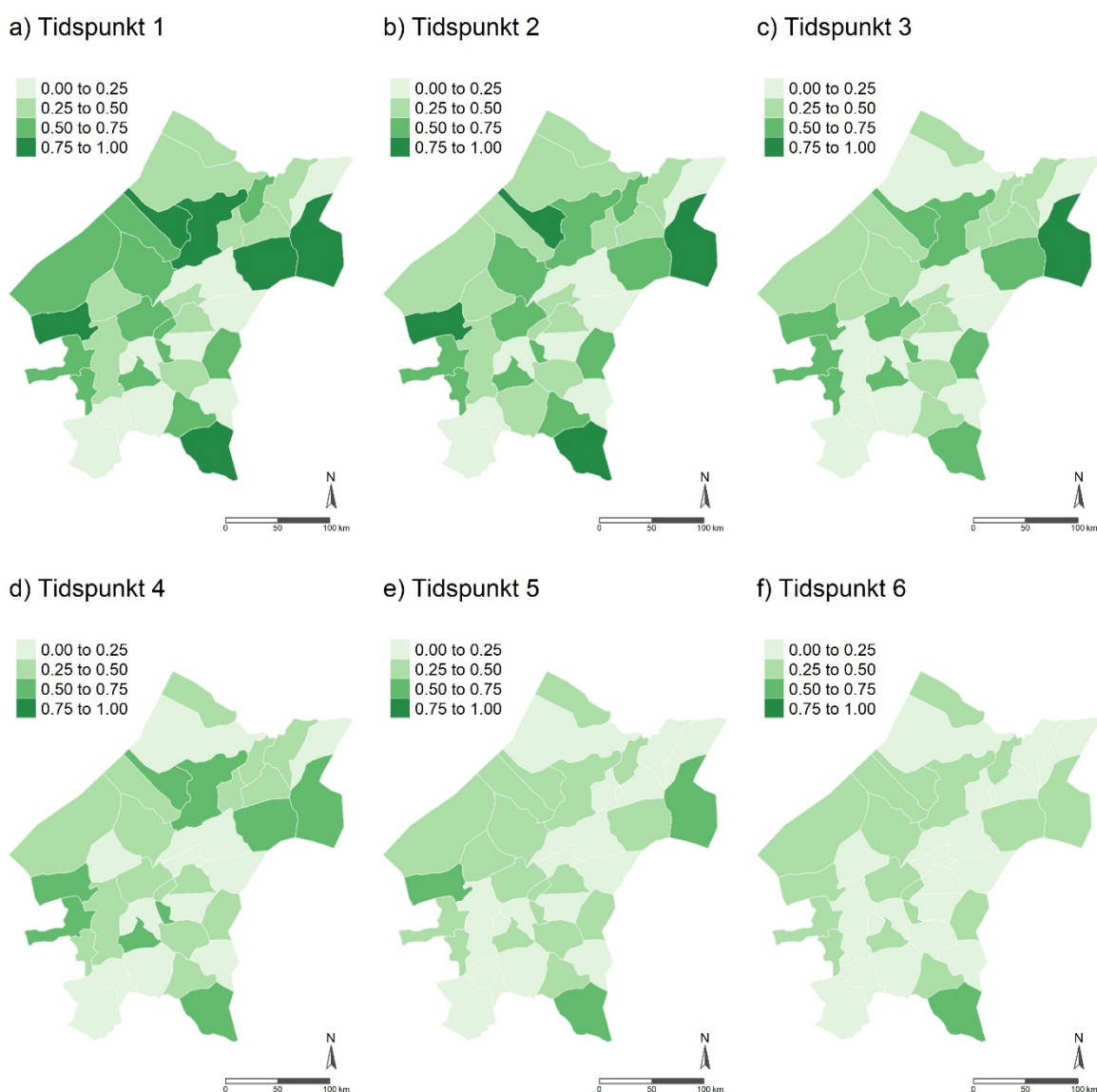
til den karakteriserte økosystemtypen. Når tilstandsvariabler er knyttet til økosystemtyper gjennom romlig overlapp eller beregnet ved hjelp av landskapsanalyser med indikatorverdier, er tilgangen til detaljerte økosystemtypekart den viktigste begrensningen for lokale tilstandsregnskap. For variabler som er koblet til økosystemtyper gjennom feltobservasjoner eller en konseptuell forbindelse, kan den romlige oppløsningen i prinsippet økes ved å øke intensiteten i prøvetakingen (f.eks. målrettede undersøkelser i interesseområdet). Variabler med en konseptuell forbindelse til økosystemtyper er for eksempel dyr som beveger seg over relativt store områder. Dette gjør disse variablene mindre relevante (eller til og med ubrukelige) i en svært detaljert analyse.

Et spørsmål knyttet til kartografi og formidling av kart er hvorvidt fargeskalaer for kart med verdier for økologisk tilstand skal skaleres lineært med en jevn fargeskala som glatter ut ekstreme verdier, eller forsterkes i deler av verdiskalaen som brukes (ved bruk av like intervaller, eksponentielle skalaer som strekker ut verdiene i lavere deler av skalaen, osv.).



**Figur 9.** Eksempler på temakart over økologisk tilstand for tre ulike tilstandsvariabler: **(a)** temakart for verdier av en tilstandsvariabel på fylkesnivå; **(b)** temakart for verdier av en tilstandsvariabel på kommunenivå; **(c)** rasterkart med verdier for en tilstandsvariabel aggregert i et rutenett.

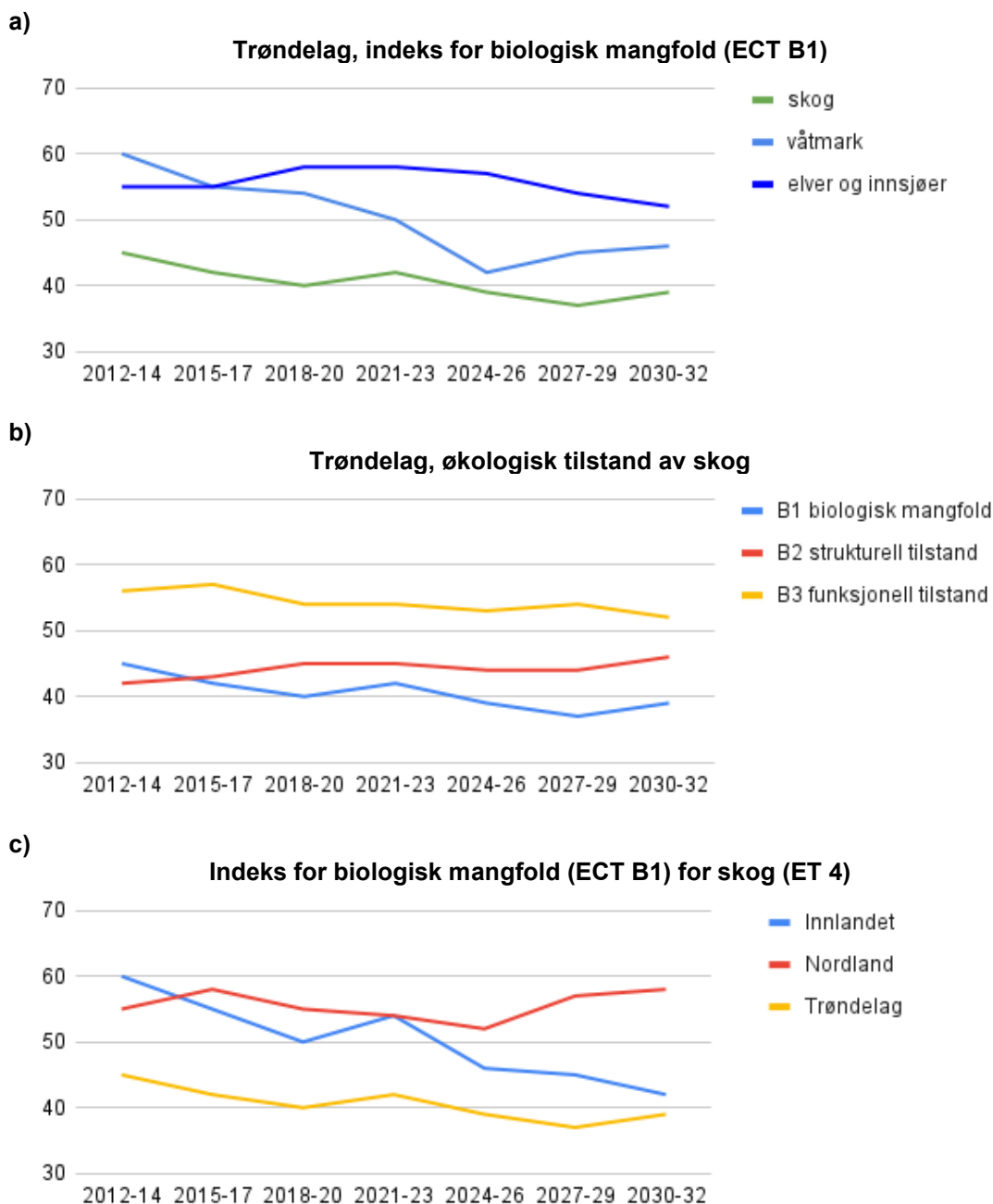
En annen utfordring er knyttet til visualisering av aggregerte tilstandsindeks på kart. Hvis de aggregerte indikatorene har ulike detaljnivåer (ulik oppløsning), kan det virke lurt å slå sammen verdiene til det mest detaljerte nivået. Men dette forutsetter at de store regionale eller nasjonale kartene gir et godt bilde av hva som er situasjonen på bakkenivå, og det er ofte ikke tilfellet. Det blir som å øke oppløsningen på et uskarpt bilde: Selv om vi endrer oppløsningen, blir ikke bildet skarpere. Opp- og nedskalering til enheter som ikke er representative, kan gjøre kart over økologisk tilstand mindre nyttige eller til og med villedende. Det er derfor helt avgjørende for kvaliteten på kart over økologisk tilstand å finne egnet detaljnivå.



**Figur 10.** Temakart som viser endring over tid for en hypotetisk variabel eller indikator for kommunene i en region. Tilstanden er vist for seks ulike tidspunkt (a–f). Tilstanden for hver enkelt kommune er indikert med en fargeskala, der sterkere intensitet angir bedre tilstand.

#### 4.4.2 Visualisering med linjediagrammer

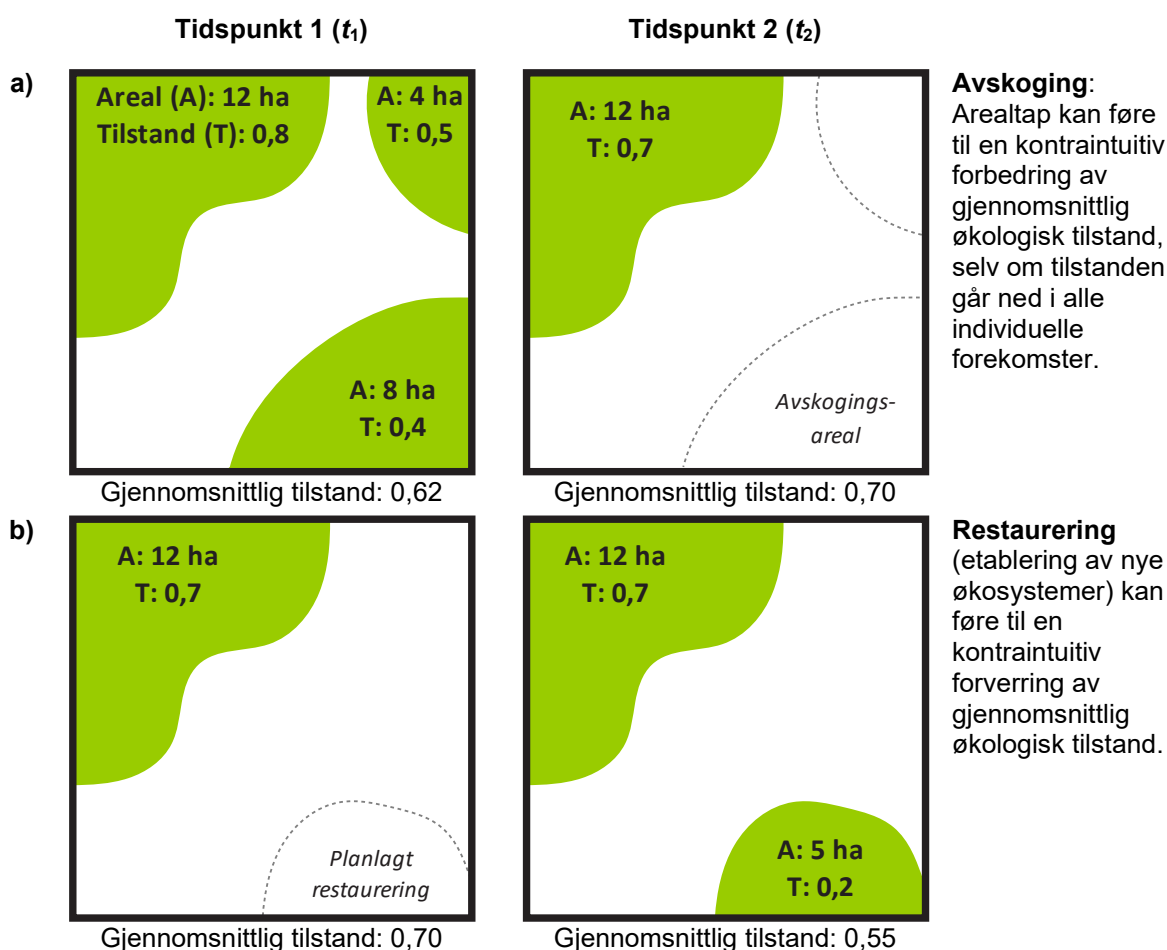
Linjediagrammer er den enkleste og ofte den mest effektive metoden for å visualisere tidsserier. Så snart vi har gjentak av målinger eller beregninger (datapunkt) for en tilstandsvariabel i et naturregnskap, vil det også være behov for å visualisere endring over tid gjennom bruk av linjediagrammer (**figur 11**). Linjediagrammer er relativt enkle og lette å tolke. Et enkelt diagram



**Figur 11.** Et hypotetisk eksempel for visualisering av trender i et økologisk tilstandsregnskap. Hver linje tilsvare en kombinasjon av økosystemtype, tilstandsindeks og regnskapsområde. Linjer kan grupperes for å sammenligne (a) ulike økosystemtyper (for samme tilstandsindikator eller -indeks og regnskapsområde); (b) ulike tilstandsindikatorer eller -indekser (for samme økosystemtype og regnskapsområde); eller (c) ulike regnskapsområder (for samme tilstandsindikator eller -indeks og økosystemtype).

kan romme flere linjer, som kan brukes til å sammenligne enheter for forskjellige målinger (økosystemtyper og andre romlige enheter for kartlegging av økologisk tilstand) ved siden av hverandre. Linjediagrammer kan også vise usikkerhet (konfidensintervaller) hvis de er kjente.

Den viktigste utfordringen knyttet til visualisering av tilstandsregnskap med linjediagrammer er endringer i utbredelsen av økosystemtyper over tid gjennom *konvertering* (dvs. overgang fra en økosystemtype til en annen gjennom f.eks. utbygging, oppdyrking, gjengroing, avskoging eller restaurering, se s. 39). Hvis estimeringen av tilstandsvariabelen er forventningsrett, så viser y-aksen i linjediagrammene den forventete gjennomsnittsverdien av tilstandsvariabelen. Denne gjennomsnittsverdien kan imidlertid endre seg på en kontraintuitiv måte ved overganger fra én økosystemtype til en annen, som illustrert i **figur 12** (se også kapittel 5.2 i Nybø mfl. 2020). Ved slike konverteringer vil arealet vi måler tilstanden for, endres. I de fleste tilfeller forventer vi ikke at tilstandsvariabler endrer seg drastisk fra en regnskapsperiode til den neste. Derfor kan «støyen» som introduseres av konverteringer være i samme størrelsesorden som det ekte «signalet» til reelle trender i tilstandsregnskapet. Dette betyr at konverteringer kan føre til misvisende trender og forvirrende politiske budskap av tidsmessige visualiseringer. Dette problemet

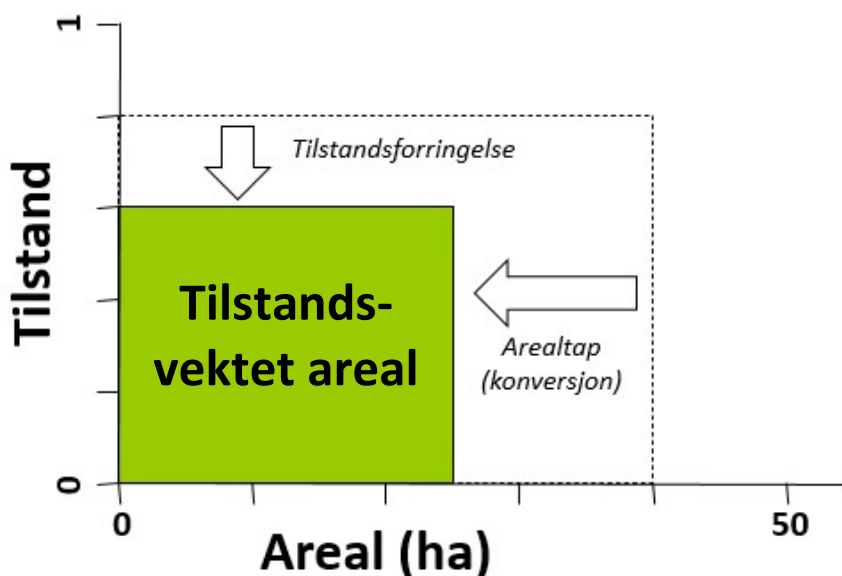


**Figur 12.** Et hypotetisk eksempel på artefakter ved beregning av økologisk tilstand over tid som skyldes endringer i arealdekke (konverteringer fra en økosystemtype til en annen). (a) I den øverste raden ser vi en situasjon som viser avskoging, samtidig som tilstanden til de gjenværende skog-økosystemene forbedres marginalt. Hvis man beregner gjennomsnittstilstanden for de to tidspunktene, vil man se en forbedring i tilstand over tid. (b) Den andre raden viser en motsatt situasjon, med økologisk restaurering og etablering av ny skog, som i de første årene vil ha lav tilstandsværdi. Dette fører til at gjennomsnittstilstanden til alle skogene i regnskapsområdet tilsynelatende blir dårligere.

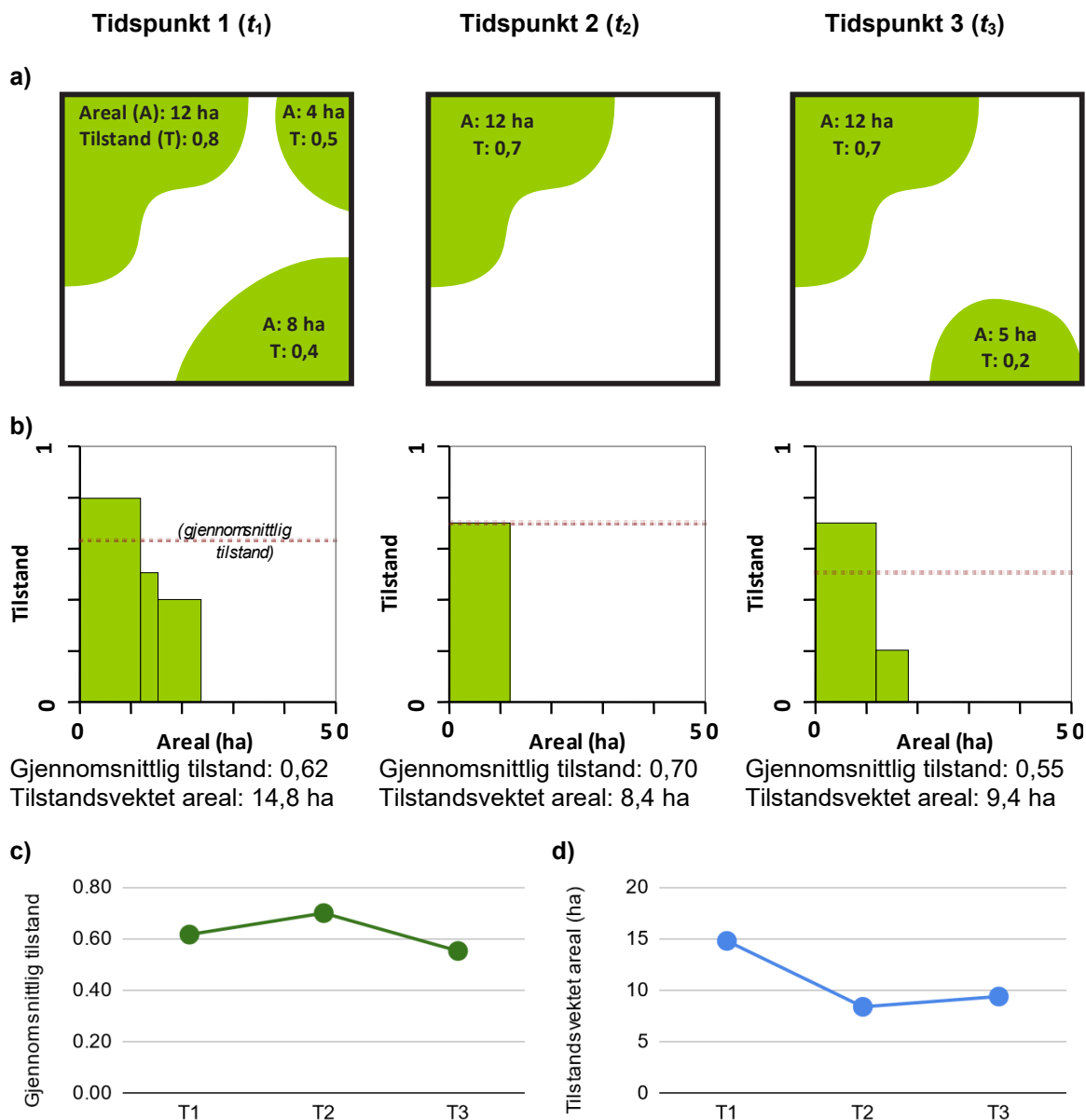
er spesielt relevant hvis linjediagrammene brukes til å vise endringer som skyldes tap av økosystemer eller resultatet av restaurering, hvor endring i arealdekke gjennom konvertering er en sentral del av forvaltningsspørsmålet.

Heldigvis finnes det flere måter å løse denne utfordringen på. En relativt enkel løsning er å begrense «sammenligningsgrunnlaget» (settet av økosystemforekomster representert ved gjennomsnittsverdien) til de økosystemforekomstene som ikke har gjennomgått noen konvertering mellom de forskjellige tidsrammene som sammenlignes. Med andre ord betyr dette at man bare bør sammenligne de områdene som kontinuerlig har tilhørt den aktuelle økosystemtypen (det vil si at man bør ekskludere alle områder fra beregningen som har gjennomgått en konvertering i løpet av regnskapsperioden). Likevel kan denne metoden (dvs. kriteriene for hvilke økosystemforekomster som skal ekskluderes fra beregningene) være flertydig for noen typer tilstandsvariabler, spesielt de som har feltbasert og konseptuell tilordning av variabelverdier til økosystemforekomster (se kap. 3.2). Utviklingen av gode praksiser på dette feltet trenger fremdeles ytterligere forskning.

En annen løsning som tar høyde for konvertering mellom økosystemtyper, er å bruke en annen måleparameter enn gjennomsnittstilstand. Denne alternative måleparameteren er *tilstandsvektet areal* (kvalitetsvektet kvantitet), som kan beregnes ved å summere produktet av tilstand og areal på tvers av alle enheter av den vurderte økosystemtypen i regnskapsområdet. Tilstandsvekting av areal er omtalt med litt ulike begreper i litteraturen (*natural capital index*, ten Brink 2007; *habitat hectares*, Parkes mfl. 2003; *condition adjusted hectares*, UNEP-WCMC mfl. 2022). Tilnærmingen er illustrert i **Figur 13**. En indeks som viser tilstandsvektet areal, kan også være relativt lett å kommunisere og har flere gunstige statistiske egenskaper (Czúcz mfl. 2012). En slik visualisering illustrerer endringer over tid på en måte som unngår problemet med misvisende verdier for gjennomsnittlig tilstand (**figur 14**). Tidsserier av denne måleparameteren er fri for inkonsekwenser forårsaket av konvertering mellom økosystemtyper, men det er foreløpig ikke nøye undersøkt om denne måleparameteren kan ha andre mangler eller ugunstige egenskaper.



**Figur 13.** Koblet visualisering av de to faktorene som påvirker tilstandsvektet areal: økosystemers arealtap og deres tilstandsforringelse. Tilstandsvektet areal for en økosystemforekomst kan defineres som produktet av dens areal og tilstand. Dette produktet (den grønne flaten i diagrammet) er en intuitiv måte å sammenfatte endringer i areal og tilstand på (se ten Brink 2000, 2007, Czúcz mfl. 2012). Se bruk av en tilsvarende illustrasjon i **figur 1**.

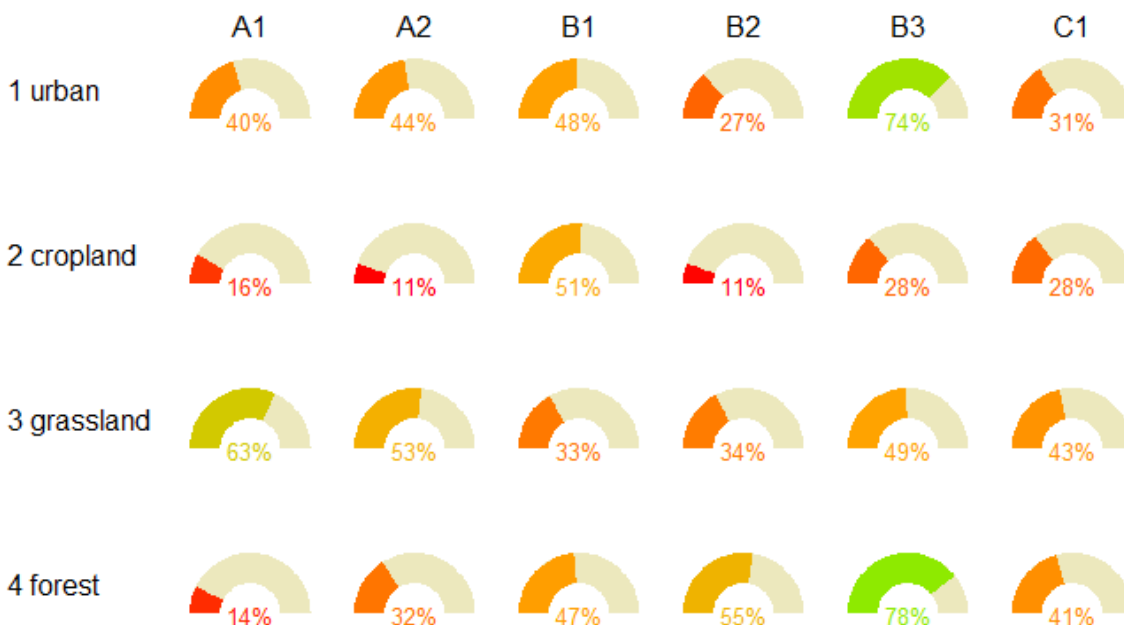


**Figur 14.** Visualisering av tilstandsvektet areal for linjediagramvisualiseringer av endringer over tid i et tilstandsvektet regnskap kan redusere artefakter i regnskapet på grunn av endringer i arealdekke. (a) Prinsippkisse: området fra figur 12 før forringelse ( $t_1$ ), etter forringelse, men før restaurering ( $t_2$ ) og etter restaurering ( $t_3$ ). (b) Areal og gjennomsnittlig tilstand for hver økosystemforekomst. (c) Den aggregerte (gjennomsnittlige) tilstanden for hvert tidspunkt på et linjediagram kan være misvisende (linjen går i dette eksempelet ned når den burde gå opp, og omvendt). (d) Tilstandsvektet areal for hvert tidspunkt på et linjediagram er ikke misvisende (linjen vil korrekt gjenspeile vår intuisjon om degradering/restaurering).

#### 4.4.3 Visualisering av den tematiske dimensjonen

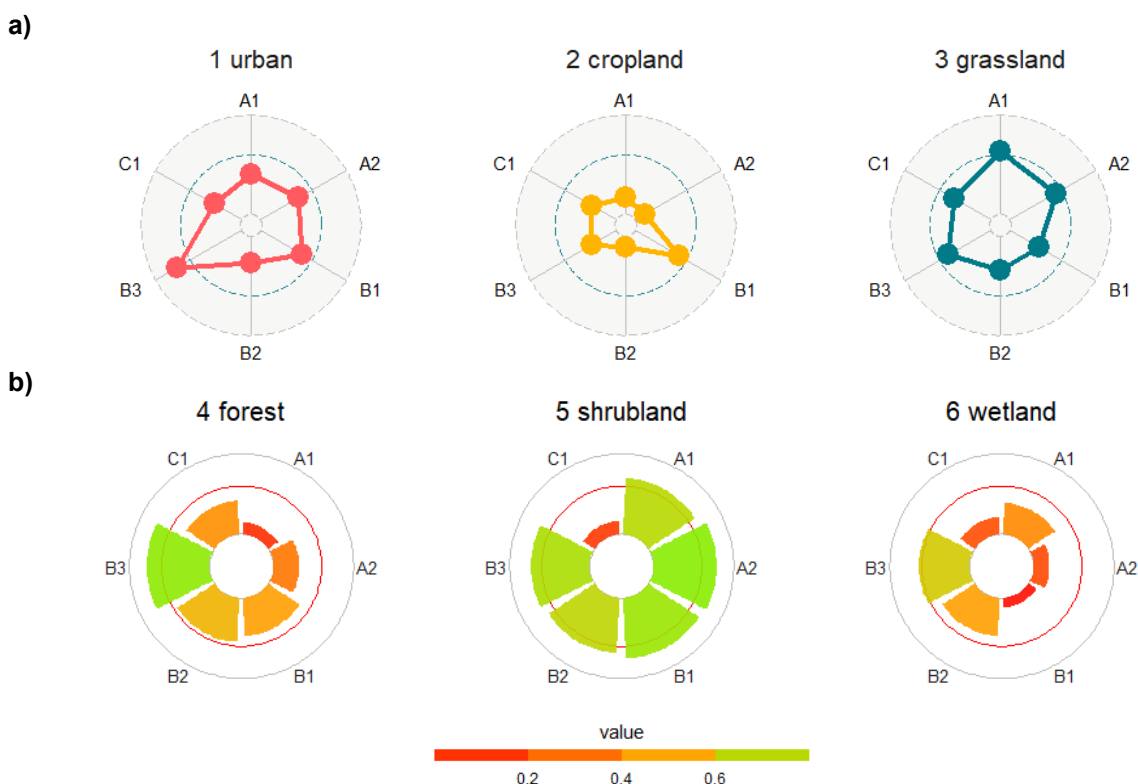
Økologisk tilstand er et flerdimensjonalt konsept, og dette gjenspeiles i det store antallet av tilstandsvariabler, -indikatorer og -indekser som brukes for å konstruere et regnskap. Det store tilfanget av variabler gjør det mulig å sammenligne de forskjellige aspektene av tilstand med hverandre, for et spesifikt regnskapsområde i en spesifikk regnskapsperiode. Det gjør det også mulig å sjekke på hvilke målinger og indikatorer regnskapsområdet «presterer godt», og på hvilke det «henger etter». Tilstandsindikatorer og -indekser, som måles på samme standardiserte skala (0–1), er spesielt egnet for slike sammenligninger. Den mest naturlige måten å presentere et stort antall slike indikatorer på er ved hjelp av en serie lignende små diagrammer (paneler) med samme skala og akser, som tillater en direkte sammenligning. De enkelte diagrammene kan være veldig enkle, som speedometre eller termometerdiagrammer (**figur 15**). Ideelt sett er panelene ordnet i et todimensjonalt rutenett der rader og kolonner også har en betydning. Som diskutert ovenfor, er det to sentrale tema i et tilstandsregnskap (økosystemtyper og ECT-klasser eller -egenskaper). Dette innbyr til en finmasket rutenettvisualisering som oppsummerer indeksverdiene for ulike kombinasjoner av økosystemtyper og ECT-klasse, noe som medfører en relativt omfattende tematisk aggregering. En slik todimensjonal layout er ikke mulig for de opprinnelige, ikke-skalerte variablene.

En annen vanlig løsning for tematiske sammenligninger er «spindelveddiagrammer» (*spider charts*) og radardiagrammer (*radar charts*). Disse består av flere linje- eller søylediagrammer som er samlet i en sirkel, der de ulike «strålene» som utgår fra midtpunktet, representerer ulike kategorier (f.eks. ECT), mens avstanden fra midtpunktet (radiusen) viser indeksverdien (**figur 16**). Tilsvarende kan et enkelt spindelved- eller radardiagram håndtere en hel tematisk dimensjon, slik at et endimensjonalt spindelveddiagram kan vise all informasjonen som finnes i et todimensjonalt rutenett-diagram (**figur 16**). Spindelved- og radardiagrammer blir f.eks. brukt for å vise overforbruk av naturressurser i en global kontekst (Rockström mfl. 2009, Richardson mfl. 2023). Likevel har slike diagrammer blitt kritisert fordi det sirkulære designet og den vilkårlige rekkefølgen av kategoriene gjør visuelle sammenligninger utfordrende.



**Figur 15.** Hypotetiske eksempler på hvordan aggregert tilstandsindeks i et regnskapsområde kan visualiseres med en matrise med speedometerdiagrammer. I eksempelet viser hvert speedometer den sammenstilte tilstanden for de ulike økosystemtypene (radene i diagrammet) og for ulike kategorier av tilstandsvariabler (f.eks. ECT-klassene A1, A2, B1 osv.; kolonnene i diagrammet).



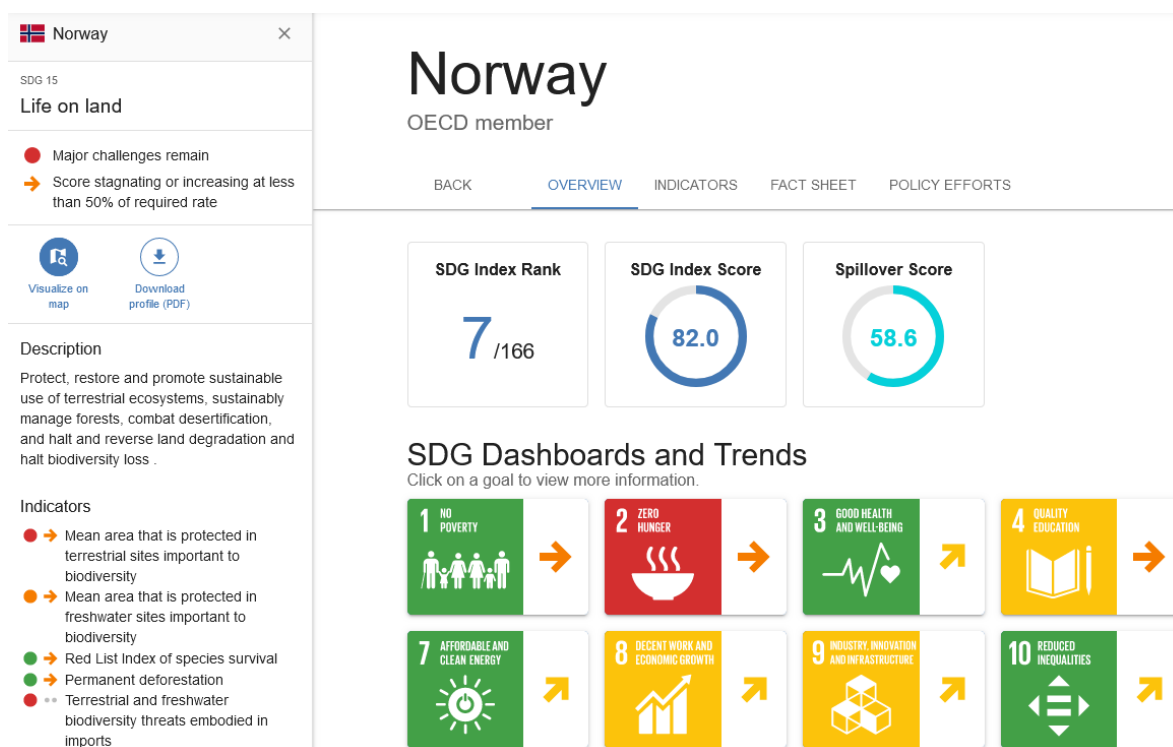


**Figur 16.** Eksempel på (a) spindelveddiagrammer og (b) radardiagrammer som viser verdier av tilstandsindeks for ulike tilstandskategorier (her ECT-klasse A1–C1) innenfor ulike økosystemtyper.

#### 4.4.4 Instrumentpaneler

En brukervennlig og tiltalende form for visualisering av økologisk tilstand er digitale instrumentpaneler (*digital dashboards*; Riffat mfl. 2023). Slike instrumentpaneler består av en rekke diagrammer, symbolske lamper, speedometre osv., som angir viktig, men lettforståelig informasjon om hvordan et system oppfører seg, lik instrumentpanelet i en bil (**figur 17**). Forsiden på et slikt instrumentpanel kunne f.eks. vise et temakart med aggregert økologisk tilstand for hvert fylke, et linjediagram som viser utvikling over tid for landet som helhet gjennom de siste regnskapsperiodene, og en matrise med speedometre for de ulike tematiske tilstandsindeksene sammenstilt på ønsket nivå (f.eks. økosystemtyper og regioner). Ved å klikke på et element i instrumentpanelet ville det være mulig å få mer detaljert informasjon gjennom nye og mer spesifikke visualiseringer. På denne måten ville instrumentpanelet være interaktivt og gi muligheter for å vise flere dimensjoner ved den økologiske tilstanden.

Selv om utvikling i programvare og teknologi gjør det stadig enklere å utvikle slike instrumentpaneler, vil sammenstilling og vedlikehold fremdeles være en krevende oppgave. Ethvert instrumentpanel vil naturlig nok være en sterk forenkling av en kompleks virkelighet. Valget av data som sammenstilles og vises i form av kart og diagrammer, vil fort kunne få slagside mot enkelte tema. Det kan også være en fare for at de underkommuniserer usikkerhet eller deler av virkeligheten der vi mangler gode data. Slike løsninger må derfor utvikles i et tett samarbeid mellom forskere, informasjonsdesignere, teknologer og brukere.



**Figur 17.** Eksempel på instrumentpanel som viser trender, utviklingstrekk og måloppnåelse for nasjoner vurdert opp mot FNs bærekraftsmål. (Kilde: <https://dashboards.sdgindex.org/profiles>, Sachs mfl. 2023)

#### 4.4.5 Tilstandsregnskap i form av tabeller

Selv om det finnes mange avanserte visualiseringsteknikker, er det oftest enklest og mest effektivt å vise data i form av tabeller. Tabeller er også det mest sentrale formatet for internasjonal rapportering, som er et av de strategiske bruksområdene for tilstandsregnskap. Offisiell statistikk og internasjonal rapportering må nødvendigvis følge forhåndsbestemte maler og oppsett.

SEEA EA har laget forslag til flere slike maler og oppsett for tilstandsregnskap (tabellene 5.2–5.6 i UN mfl. 2021). Noen av disse er her gjengitt som **tabell 1** og **tabell 2**. Tilstandsregnskap er likevel i en tidlig utviklingsfase over hele verden, og malene som er foreslått av SEEA EA, har ikke blitt testet i praktisk bruk ennå. Med fokus på de første fasene i rapporteringen (tilstandsvariabler og indikatorer, **tabell 1** og **tabell 2**) viser vi her noen mulige utfordringer og ulemper ved de foreslåtte SEEA EA-tabellene:

- Malen som er foreslått for et regnskap basert på indikatorer (**tabell 2**), forutsetter at referanseverdien kan angis som én verdi per variabel (likeså for «nullverdien»). Imidlertid kan det innenfor et land være flere geografisk, økologisk eller klimatisk avgrensede undertyper med ulike referanseverdier. Disse undertypene er ikke nødvendigvis de samme for alle variabler. Derfor er det i praksis umulig å liste opp alle indikatorverdier samlet i et kompakt tabellformat.
- Som vi har diskutert i detalj i avsnitt 4.4.2, kan arealet til økosystemtypene også endre seg gjennom konvertering i løpet av en regnskapsperiode. Siden dette har stor betydning for tilstandsregnskapene, ville det vært fint om denne informasjonen også kunne inkluderes i tabellen.

- Malen som brukes i **tabell 2**, forutsetter eller forespeiler at skaleringen fra variabel til indikator kan skje på dette nivået i regnskapet, altså *etter* romlig og temporal aggregering. Dette er ikke nødvendigvis gitt (jf. kap. 3.6). For noen variabler vil det være meningsløst å tabulere opp romlig aggregerte *variabel*verdier (før skalering), selv om man utmerket kan tabulere opp romlig aggregerte *indikator*verdier (etter skalering).
- Merk også at rapporteringstabellen for variabler (**tabell 1**) er en delmengde av tabellen for indikatorer (**tabell 2**). Hvis både variabler og indikatorer må (og kan) rapporteres, kan det dermed være nok å bruke den sistnevnte tabellmalen.

Disse problemene kan løses ved å gjøre små endringer i rapporteringsmalene. For eksempel kan det første problemet, som sannsynligvis er det mest utfordrende, løses ved å lage «hjelpetabeller» for hver undertype sammen med et estimat av arealet av hver undertype. Dette er spesielt viktig for tilstandsvariabler der tilordning av variabelverdier til økosystemforekomster er konseptuell eller feltbasert (jf. kap. 3.2). For variabler som beregnes GIS-basert (dvs. med kart- og landskapsbasert tilordning), sørger GIS-datalagene for den nødvendige etterprøvbareheten, slik at hjelpetabeller blir overflødige.

I **tabell 29** viser vi et forslag til en forbedret mal for tilstandsvariabler og -indikatorer. Ved å skille områder uten konvertering fra områder som har gjennomgått konvertering i regnskapsperioden, tillater denne versjonen en bedre håndtering av konvertering mellom økosystemtyper. Dette letter arbeidet med å utarbeide meningsfulle linjediagrammer som diskutert i avsnitt 4.4.2.

I **tabell 30** foreslår vi en tilsvarende versjon av tabellen som bare viser de (skalerte) indikatorverdiene, og som også inkluderer en sammenstilt indikatorverdi for alle variablene i en ECT-klasse. Denne varianten har også den fordel at den ikke forutsetter at de ikke-skalerte variabelverdiene kan aggregeres i tid eller rom (den kan altså også brukes for variabler som ikke oppfyller SEEA EAs antagelse om «aggregation commutativity», se kap. 3.6). Tabellene og deres oppsett bør fortsatt testes og finjusteres før de tas i bruk.

SEEA EA foreslår også andre tabeller som ikke er vist her (tabellene 5.4 og 5.5 i UN mfl. 2021). Ifølge et av forslagene rapporteres tilstandsindeksler på en 3-trinns ordinal skala. Vi fraråder slike tabeller, siden bruken av slike skalaer innebærer et betydelig informasjonstap, som gjør dem mindre egnet for datalagring og -utveksling (Gorrod mfl. 2013). Ideelt sett bør rapportering utføres på den opprinnelige (kontinuerlige) skalaen til tilstandsvariablene eller -indikatorene.

**Tabell 29.** Forslag til forbedret mal for rapportering av tilstandsvariabler og -indikatorer, som tar hensyn til endringer i økosystemtypenes areal.

Økosystemtype:		Stabilt areal:		Tilbakegang i areal:				Økning i areal:				
ECT-klasse	Navn på variabel/indikator	Måle-enhet	Variabelverdier				Ref.-verdier		Indikatorverdier (skalert)			
			startverdi		sluttverdi		nedre ('null')	øvre	startverdi		sluttverdi	
			stabilt	tilbakegang	stabilt	økning			stabilt	tilbakegang	stabilt	økning
Klasse 1	Organisk jordkarbon	g/kg	70	76	60	43	0	200	0,35	0,38	0,30	0,22
	Kadmiuminnhold i jord	µg/ kg	10		25		100	0	0,90		0,75	
	Variabel 3											
Klasse 2	Variabel 4											
	Variabel 5											
	...											

**Tabell 30.** Forslag til forbedret mal for rapportering av tilstandsindikatorer (dvs. etter skalering), som tar hensyn til endringer i økosystemtypenes areal.

Økosystemtype:		Stabilt areal:		Tilbakegang i areal:		Økning i areal:		
.....		.....		.....		.....		
ECT-klasse	Navn på indikator	Vekt	Startverdi			Sluttverdi		
			stabilt	tilbakegang	totalt	stabilt	økning	totalt
Klasse 1	Organisk jordkarbon	1/3	0,35	0,38	0,36	0,30	0,22	0,28
	Kadmiuminnhold i jord	1/3	0,90	...	...	0,75	...	...
	Variabel 3	1/3	0,40			0,45		
	<b>ECT-klasse 1 samlet</b>		<b>0,55</b>			<b>0,50</b>		
Klasse 2	Variabel 4							
	Variabel 5							
	...							
	<b>ECT-klasse 2 samlet</b>		<b>0,65</b>			<b>0,80</b>		
<b>Økologisk tilstandsindeks</b>			<b>0,60</b>			<b>0,65</b>		

I SEEA EA-rammeverket finnes det en annen måte å kombinere data på, som det ennå ikke er foreslått noen rapporteringsmal for. Denne metoden innebærer å slå sammen indikatorverdier fra forskjellige økosystemtyper for å skape en samlet tilstandsindeks. Denne indeksen har som mål å oppsummere den økologiske tilstanden til hele regnskapsområdet i ett tall (UN mfl. 2021; 5.83). SEEA EA anbefaler imidlertid *ikke* å kombinere data fra økosystemtyper som er for forskjellige (som marine og terrestriske), eller fra økosystemer med ulike typer referansetilstander (som naturlige, semi-naturlige og sterkt endrete økosystemer). Dette frarådes fordi resultatet kan være villedende. Hvis for eksempel en naturskog i dårlig tilstand erstattes av et urbant økosystem i god tilstand, kan gjennomsnittstilstanden for alle økosystemene se bedre ut (jf. kap. 4.4.2). Men dette gjennomsnittet reflekterer ikke tapet av skogen, noe som fører til et feilaktig bilde av økosystemenes samlede tilstand.

En mulig løsning på dette problemet er å droppe ideen om en samlet tilstandsindeks og erstatte den med flere, mindre omfattende indekser. For eksempel er det mulig å sette opp tre til fire forhåndsdefinerte aggregeringsgrupper av økosystemtyper (f.eks. de fire gruppene marint, ferskvann, terrestrisk og sterkt endret) og deretter aggregere innenfor disse gruppene. Dette vil resultere i et fåtall samlede indekser. Dette fåtallet av indekser vil imidlertid reflektere den samlede økologiske tilstanden mer pålitelig enn én samlet «totalindeks». **Tabell 31** viser hvordan dette kan gjøres.

For å beregne den samlede økosystemtilstandsindeksen må vi ta hensyn til utbredelsen (arealet) til hver økosystemtype. Dette er fordi den samlede indeksen er basert på gjennomsnittlig tilstand for forskjellige økosystemtyper, vektet med deres størrelse. En del av denne beregningen er å multiplisere tilstanden til hver økosystemtype med dens areal. Dette trinnet hjelper oss med å måle det vi kaller tilstandsvektet areal i avsnitt 4.4.2. Ved å inkludere dette målet i våre rapporter kan vi illustrere utviklingen med linjediagrammer. Slike diagrammer gjør det lettere å visualisere trender over tid. Det vil også være mulig å forbedre **tabell 31** ved å inkludere mer detaljer om endringer mellom økosystemtypene, likt det vi gjorde i **tabell 29** og **tabell 30**. For å kommunisere resultatene av tilstandsregnskap på en god måte bør det arbeides kontinuerlig med å forbedre visualiseringer i form av figurer og tabeller.

**Tabell 31.** En mulig rapporteringsmal for et samlet økologisk tilstandsregnskap basert på indeksverdier. I eksempelet beregnes samlede tilstandsindekser for fire grupperinger av økosystemer (terrestrisk, ferskvann, marint og sterkt endret). For å illustrere denne tekniske muligheten, er indeksen for våtmark fordelt til like deler over terrestriske og ferskvannssystemer (uten at det skal antyde at akkurat denne fordelingen er meningsfylt).

	Starttilstand			Slutttilstand		
	tilstand (indeks)	areal (km <sup>2</sup> )	tilstandsvektet areal (km <sup>2</sup> )	tilstand (indeks)	areal (km <sup>2</sup> )	tilstandsvektet areal (km <sup>2</sup> )
<b>(Semi-)naturlige terrestriske økosystemer</b>						
Skog	0,55	10 000	5 500	0,50	9 000	4 500
Enger	0,65	4 000	2 600	0,80	3 600	...
Våtmark (vekt 50 %)	0,70	1 000	700	0,72	...	
<b>Samlet tilstandsindeks</b>	<b>0,59</b>	<b>15 000</b>	<b>8 800</b>	...		
<b>(Semi-)naturlige ferskvannøkosystemer</b>						
Elver og innsjøer	0,40	2 500	1 000			
Våtmarker (vekt 50 %)	0,70	1 000	700			
<b>Samlet tilstandsindeks</b>	<b>0,49</b>	<b>3 500</b>	<b>1 700</b>			
<b>(Semi-)naturlige marine økosystemer</b>						
...						
<b>Samlet tilstandsindeks</b>	<b>0,57</b>	<b>18 500</b>	<b>10 500</b>			
<b>Sterkt menneskepåvirkete økosystemer</b>						
Byer og tettsteder	...	...	...			
Jordbruksmark	...	...				
...						
<b>Samlet tilstandsindeks</b>	...					

## 5 Referanser

- Arneberg, P., Siwertsson, A., Husson, B., Børsheim, K.Y., Fauchald, P., Hjøllø, S.S. mfl. 2023a. Panel-based assessment of ecosystem condition of the Norwegian Sea pelagic ecosystem. Rapport fra havforskningen 2023-16. Havforskningsinstituttet. <https://hdl.handle.net/11250/3063095>
- Arneberg, P., Husson, B., Siwertsson, A., Albretsen, J., Børsheim, K.Y., Denechaud, C. mfl. 2023b. Panel-based assessment of ecosystem condition of the North Sea shelf ecosystem. Rapport fra havforskningen 2023-17. Havforskningsinstituttet. <https://hdl.handle.net/11250/3063093>
- Artsdatabanken. 2023. Fremmedartslista 2023. Fremmede arter i Norge – med økologisk risiko 2023. <http://www.artsdatabanken.no/lister/fremmedartslista/2023>
- Babí Almenar, J., Marando, F., Vallecillo, S., Zulian, G., Cortinovia, C., Zurbaran-Nucci, M., Chrysoulakis, N., Parastatidis, D., Heris, M. & Grammatikopoulou, I. 2023. Urban Ecosystem accounts following the SEEA EA standard: a pilot application in Europe. Luxembourg: Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2760/741116>
- Bakkestuen, V., Dervo, B.K., Bærum, K.M. & Erikstad, L. 2022. Prediksjonsmodellering av naturtyper i ferskvann. NINA Rapport 2079. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2983607>
- Berge, S.E. & Pedersen, B. 2021. Nature index system documentation. Mathematical framework, database, web-portals, scripts and API. NINA Rapport 1990. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2739962>
- Bär, A., Albertsen, E., Bele, B., Daugstad, K., Grenne, S.N., Jakobsson, S., Solbu, E.B., Thorvaldsen, P., Vesterbukt, P., Wehn, S. & Johansen, L. 2021. Utvikling av nasjonal arealrepresentativ overvåking av seminaturlig eng (ASO). Uttesting, ferdigstilling og utvalg av områder. NIBIO Rapport 7(7). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://hdl.handle.net/11250/2722336>
- Certain, G., Skarpaas, O., Bjerke, J.-W., Framstad, E., Lindholm, M., Nilsen, J.-E. mfl. 2011. The Nature Index: a general framework for synthesizing knowledge on the state of biodiversity. Public Library of Science ONE 6: e18930. <http://doi.org/10.1371/journal.pone.0018930>
- Czúcz, B., Molnár, Z., Horváth, F., Nagy, G.G., Botta-Dukát, Z. & Török, K. 2012. Using the natural capital index framework as a scalable aggregation methodology for regional biodiversity indicators. Journal for Nature Conservation 20: 144-152. <https://doi.org/10.1016/j.jnc.2011.11.002>
- Czúcz, B., Keith, H., Driver, A., Jackson, B., Nicholson, E., & Maes, J. 2021a. A common typology for ecosystem characteristics and ecosystem condition variables. One Ecosystem 6: e58218. <https://doi.org/10.3897/oneeco.6.e58218>
- Czúcz, B., Keith, H., Maes, J., Driver, A., Jackson, B., Nicholson, E., Kiss, M. & Obst, C. 2021b. Selection criteria for ecosystem condition indicators. Ecological Indicators 133: 108376. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.108376>
- Czúcz, B., Sandvik, H., Framstad, E., Schartau, A.K. 2023. Metadata for ecological condition variables for use in Norway. <https://doi.org/10.5281/zenodo.10187828>
- Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften. 2018a. Veileder 1:2018. Karakterisering. Metodikk for å karakterisere og vurdere miljømålsoppnåelse etter vannforskriftens § 15. Trondheim: Miljødirektoratet.
- Direktoratsgruppen for gjennomføringen av vannforskriften. 2018b. Veileder 02:2018. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Trondheim: Miljødirektoratet.
- Dramstad, W.E., Fjellstad, W.J., Strand, G.-H., Mathiesen, H.F., Engan, G. & Stokland, J.N. 2002. Development and implementation of the Norwegian monitoring programme for agricultural landscapes. Journal of Environmental Management 64: 49–63. <https://doi.org/10.1006/jema.2001.0503>
- EC [European Communities]. 2003. Rivers and lakes – typology, reference conditions and classification systems. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document 10. Office for Official Publications of the European Communities.

- EC [European Communities]. 2010. Guidance document on the intercalibration process 2008–2011. Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance Document 14. Office for Official Publications of the European Communities.
- EEC [European Economic Community]. 1992. Council Directive 92/43/EEC of 21 May 1992 on the conservation of natural habitats and of wild fauna and flora. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:01992L0043-20130701>
- EU [European Union]. 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:32000L0060>
- EU [European Union]. 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environmental policy. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/ALL/?uri=CELEX:32008L0056>
- EU [European Union]. 2011. Regulation (EU) No 691/2011 of the European Parliament and of the Council of 6 July 2011 on European environmental economic accounts. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/en/ALL/?uri=CELEX%3A32011R0691>
- Eurostat. 2022. Proposal for a Regulation of the European Parliament and of the Council amending Regulation (EU) No 691/2011 as regards introducing new environmental economic accounts modules. <https://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=CELEX:52022PC0329>
- Eurostat. 2023a. Annex 1.1 - Guidance Note Ecosystem Extent Accounts - Final Draft Version. Doc. ENV/EA/MESA/2023 [upublisert].
- Eurostat. 2023b. Ecosystem Condition Accounts - Guidance Note. Fourth Draft. Doc. ENV/EA/TF/2023\_3/4v2 [upublisert].
- Evju, M., Stabbetorp, O., Olsen, S.L., Bratli, H., Often, A. & Bakkestuen, V. 2020. Åpen grunnlendt kalkmark i Oslofjordområdet. Uttesting av overvåkingsmetodikk og resultater fra 2020. NINA Rapport 1910. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2690157>
- Evju, M., Olsen, S.L., Prestø, T., Vange, V., Bratli, H. & Tøpper, J. 2023. Økologisk tilstand i naturlig åpne områder under skoggrensa. Bakgrunn, forslag til indikatorer og kunnskapsbehov. NINA Rapport 2341. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3096721>
- FAO. 2018. Global Forest Resource Assessment 2020. Terms and definitions. Forest Resources Assessment Working Paper 188. Food and Agriculture Organization of the United Nations.
- Framstad, E., Berglund, H., Jacobsen, R.M., Jakobsson, S., Ohlson, M., Sverdrup-Thygeson, A. & Tøpper, J. 2021. Vurdering av økologisk tilstand for skog i Norge i 2020. NINA Rapport 2000. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2739886>
- Framstad, E., Eide, N.E., Eide, W., Klanderud, K., Kolstad, A., Tøpper, J. & Vandvik, V. 2022a. Vurdering av økologisk tilstand for fjell i Norge i 2021. NINA Rapport 2050. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2835387>
- Framstad, E., Austrheim, G., Evju, M., Johansen, L., Kolstad, A., Lyngstad, A., Olsen, S.L., Prestø, T., Vandvik, V., Vange, V. & Velle, L.G. 2022b. Avgrensning og inndeling av terrestriske hovedøkosystemer i arbeidet med økologisk tilstand. NINA Rapport 2169. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3037362>
- Gorrod, E.J., Bedward, M., Keith, D.A. & Ellis, M.V. 2013. Systematic underestimation resulting from measurement error in score-based ecological indices. *Biological Conservation* 157: 266–276. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.09.002>
- Gundersen, H., Mjelde, M., Schartau, A.K. & Oug, E. 2018. Norsk naturindeks. Statistiske beregningsmetoder for utnyttelse av vanddirektivdata i naturindeksen – ferskvannsindeksen vannplanter (TIC) som eksempel. NIVA Rapport 7324. Norsk institutt for vannforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2584222>
- Halvorsen, R., Bryn, A. & Erikstad, L. 2016a. NiNs systemkjerne – teori, prinsipper og inndelingskriterier. *Natur i Norge*, Artikkel 1 (versjon 2.1.0). Artsdatabanken.

- Halvorsen, R., medarbeidere og samarbeidspartnere. 2016b. NiN – typeinndeling og beskrivelses-system for natursystemnivået. Natur i Norge, Artikkel 3 (versjon 2.1.0). Artsdatabanken.
- Jakobsson, S. & Pedersen, B. (red.). 2020. Naturindeks for Norge 2020. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. NINA Rapport 1886. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2686068>
- Jakobsson, S., Töpper, J.P., Evju, M., Framstad, E., Lyngstad, A., Pedersen, B., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Vandvik, V. Velle, L.G., Aarrestad, P.A. & Nybø, S. 2020. Setting reference levels and limits for good ecological condition in terrestrial ecosystems – Insights from a case study based on the IBECA approach. *Ecological Indicators* 116: 106492. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106492>
- 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* 124: 107252. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.107252>
- Jepsen, J.U., Arneberg, P., Ims, R.A., Siwertsson, A. & Yoccoz, N.G. 2019. Test av fagsystemet for økologisk tilstand. Erfaringer fra pilotprosjekter for arktisk tundra og arktisk del av Barentshavet. NINA Rapport 1674. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2600003>
- Jepsen, J.U., Arneberg, P., Ims, R.A., Siwertsson, A. & Yoccoz, N.G. 2020. Panel-based Assessment of Ecosystem Condition (PAEC) – Technical protocol version 2. NINA Report 1890. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2720073>
- Jepsen, J.U., Speed, J.D.M., Austrheim, G., Rusch, G., Petersen, T.K., Asplund, J. mfl. 2022. Panel-based Assessment of Ecosystem Condition – a methodological pilot for four terrestrial ecosystems in Trøndelag. NINA Report 2094. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2982411>
- Keith, H., Czúcz, B., Jackson, B., Driver, A., Nicholson, E. & Maes, J. 2020a. A conceptual framework and practical structure for implementing ecosystem condition accounts. *One Ecosystem* 5: e58216. <https://doi.org/10.3897/oneeco.5.e58216>
- Keith, D.A., Ferrer-Paris, J.R., Nicholson, E. & Kingsford, R.T. (red.). 2020b. The IUCN Global Ecosystem Typology 2.0: Descriptive profiles for biomes and ecosystem functional groups. Gland: IUCN.
- KLD [Det kongelige klima- og miljødepartement]. 2015. Natur for livet. Norsk handlingsplan for naturmangfold. Melding til Stortinget 14 (2015–2016): 1-155. <https://www.regjeringen.no/no/dokumenter/meld.-st.-14-20152016/id2468099/>
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Grizzetti, B., Barredo, J.I., Paracchini, M.L. mfl. 2018. Mapping and assessment of ecosystems and their services: an analytical framework for ecosystem condition. Publications office of the European Union, Luxembourg. <https://doi.org/10.2779/055584>
- Maes, J., Teller, A., Erhard, M., Condé, S., Vallecillo, S., Barredo, J.I. mfl. 2020. Mapping and assessment of ecosystems and their services: an EU ecosystem assessment. EUR 30161 EN. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2760/757183>
- Magnussen, K., Sandvik, H., Nowell, M.S. & Tingstad, L. 2022. Nullpunktsmåling for "Bekjempelse av fremmede skadelige organismer – tiltaksplan 2020–2025". Menon-publikasjon 115/2022. Menon Economics.
- Miljødirektoratet. 2020. Naturindeks. <http://www.naturindeks.no/>
- Miljødirektoratet. 2023a. Vannmiljø. <https://vannmiljo.miljodirektoratet.no/>
- Miljødirektoratet. 2023b. Vann-nett. <https://vann-nett.no/portal/>
- Miljødirektoratet & Landbruksdirektoratet. 2023. Kunnskapsgrunnlag om økologisk tilstand i norsk skog og utredning av tiltak – oppdrag til Miljødirektoratet, Landbruksdirektoratet og flere etater. Rapport 2597|2023. Miljødirektoratet
- Naturmangfoldloven. 2009. Lov om forvaltning av naturens mangfold. <https://lovdata.no/dokument/NL/lov/2009-06-19-100>
- NVE. 2023. Innsjødatabasen. <https://www.nve.no/kart/kartdata/vassdragsdata/innsjodatabase/>



- 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., Certain, G. & Skarpaas, O. 2011. The Norwegian Nature Index 2010. DN-report 2011-1.
- 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.  
<http://hdl.handle.net/11250/2559733>
- Nybø, S., Framstad, E., Jakobsson, S., Evju, M., Lyngstad, A., Sickel, H., Sverdrup-Thygeson, A., Töpper, J., Vandvik, V., Velle, L.G. & Aarrestad, P.A. 2019. Test av fagsystemet for økologisk tilstand for terrestriske økosystemer i Trøndelag. NINA Rapport 1672. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2599977>
- Nybø, S., Framstad, E., Jakobsson, S., Töpper, J. & Vandvik, V. 2020. Økologisk tilstand og andre verktøy for å vurdere naturkvaliteter i terrestriske miljø. Datakilder og forvaltningsmål. NINA Rapport 1902. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2719742>
- Nybø, S., Kolstad, A., Sandvik, H., Bakkestuen, V., Evju, M., Framstad, E. mfl. 2023. Indikatorer for økologisk tilstand i våtmark, semi-naturlig mark og naturlig åpne områder under skoggrensa. NINA Rapport 2336. Norsk institutt for naturforskning. <https://hdl.handle.net/11250/3096724>
- OECD 2003. OECD Environmental Indicators. Development, measurement and use. OECD, Paris.
- Parkes, D., Newell, G. & Cheal, D. 2003. Assessing the quality of native vegetation: the 'habitat hectares' approach. Ecological Management and Restoration 4: S29–S38.  
<https://doi.org/10.1046/j.1442-8903.4.s.4.x>
- Pedersen, B., Nybø, S., Sæther, S. A. (red.). 2016. Nature Index for Norway 2015. Ecological framework, computational methods, database and information systems. NINA Report 1226. Norwegian Institute for Nature Research. <http://hdl.handle.net/11250/2374610>
- Pedersen, B., Schartau, A.K., Kielland, Ø.N., Kjærstad, G. & Persson, J. 2019. Naturindeks for Norge – ferskvann. Evaluering av eksisterende indikatorsett og datagrunnlag og forslag til justeringer. NINA Rapport 1683. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2620194>
- Pedersen, Å.Ø., Arneberg, P., Fuglei, E., Jepsen, J.U., Mosbacher, J.B., Paulsen, I.M.G., Ravolainen, V., Yoccoz, N.G., Øseth, E. & Ims, R.A. 2021a. Panel-based Assessment of Ecosystem Condition (PAEC) as a Knowledge Platform for Ecosystem-based Management of Norwegian Arctic Tundra. Brief Report 056. Norwegian Polar Institute. <https://hdl.handle.net/11250/2754717>
- Pedersen, A.O., Jepsen, J.U., Paulsen, I.M.G., Fuglei, E., Mosbacher, J.B., Ravolainen, V. mfl. 2021b. Norwegian Arctic Tundra: a Panel-based Assessment of Ecosystem Condition. Rapportserie 153. Norsk polarinstitutt. <https://hdl.handle.net/11250/2754696>
- Richardson, K., Steffen, W., Lucht, W., Bendtsen, J., Cornell, S.E., Donges, J.F. mfl. 2023. Earth beyond six of nine planetary boundaries. Science Advances 9: eadh2458.  
<https://doi.org/10.1126/sciadv.adh2458>
- Riffat, M., Adem Esmail, B., Wang, J. & Albert, C. 2023. Biodiversity and ecosystem services dashboards to inform landscape and urban planning: A systematic analysis of current practices. Ecosystems and People 19: 2263105. <https://doi.org/10.1080/26395916.2023.2263105>
- Rockström, J., Steffen, W., Noone, K. mfl. 2009. A safe operating space for humanity. Nature 461: 472–475. <https://doi.org/10.1038/461472a>
- Sachs, J.D., Lafortune, G., Fuller, G. & Drumm, E. 2023. Sustainable development report 2023: implementing the SDG stimulus. Sustainable Development Solutions Network, Paris.  
<https://doi.org/10.25546/102924>
- Sandvik, H. 2019. Ferskvann i vannforskriften og naturindeksen. Forslag til samordning og dataflyt. NINA Rapport 1723. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2631056>

- Schartau, A.K., Gundersen, H. & Pedersen, B. 2016. Likheter og forskjeller i vannforskriftens klassifisering og naturindeksen for ferskvann/kystvann. Evaluering av metodikk og datagrunnlag. NINA Kortrapport 5. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2384734>
- Siwertsson, A., Husson, B., Arneberg, P., Assmann, K., Assmy, P., Aune, M. mfl. 2023. Panel-based assessment of ecosystem condition of Norwegian Barents Sea shelf ecosystems. Rapport fra havforskningen 2023-14. Havforskningsinstituttet. <https://hdl.handle.net/11250/3063091>
- Svendgård-Stokke, S., Kolberg, D., Cannell, R., Lågbu, R., Klakegg, O., Ulfeng, H., Nyborg, Å., Bardalen, A. & Strand, G.-H. 2021. Jordsmonnet vi lever av. Forslag til system for dokumentasjon og rapportering av jordsmonnets tilstand og endring. NIBIO Rapport 7/14/2021. Norsk institutt for bioøkonomi. <https://hdl.handle.net/11250/2725540>
- ten Brink, B. 2000. Biodiversity indicators for the OECD Environmental Outlook and Strategy: a feasibility study. RIVM Report 402001014. Rijksinstituut voor Volksgezondheid en Milieuhygiëne.
- ten Brink, B. 2007. The Natural Capital Index framework (NCI). In: Beyond GDP. [https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seea/egm/NCI\\_bk.pdf](https://unstats.un.org/unsd/envaccounting/seea/egm/NCI_bk.pdf)
- Tingstad, L., Evju, M., Sickel, H. & Töpper, J. 2019. Utvikling av nasjonal arealrepresentativ naturovervåking (ANO). Forslag til gjennomføring, protokoller og kostnadsvurderinger med utgangspunkt i erfaringer fra uttesting i Trøndelag. NINA Rapport 1642. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2590252>
- Töpper, J., Velle, L.G. & Vandvik, V. 2018. Utvikling av metodikk for økologisk tilstandsvurdering basert på indikatorverdier etter Ellenberg og Grime. NINA Rapport 1529b. Norsk institutt for naturforskning. <http://hdl.handle.net/11250/2578247>
- 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. <https://hdl.handle.net/11250/2737194>
- UN [United Nations], European Commission, IMF [International Monetary Fund], OECD [Organisation for Economic Co-operation and Development] & World Bank. 2014. System of Environmental-Economic Accounting 2012 – Central Framework. United Nations.
- UN [United Nations] mfl. 2021. System of Environmental-Economic Accounting – Ecosystem Accounting (SEEA EA). <https://seea.un.org/ecosystem-accounting>.
- UNEP-WCMC, Capitals Coalition, Arcadis, ICF & WCMC Europe. 2022. Recommendations for a standard on corporate biodiversity measurement and valuation. Aligning accounting approaches for nature. European Commission, Bruxelles.
- Vallecillo, S., Maes, J., Teller, A., Babí Almenar J., Barredo, J.I., Trombetti, M. mfl. EU-wide methodology to map and assess ecosystem condition: Towards a common approach consistent with a global statistical standard. EUR 31226 EN. Publications Office of the European Union. <https://doi.org/10.2760/13048>
- Vannforskriften. 2006. Forskrift om rammer for vannforvaltningen. <https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2006-12-15-1446>
- Venter, Z., Barton, D., Nowell, M., Simensen, T., Czúcz, B. & Immerzeel, B. I trykk. 'Uncertainty audit' for ecosystem accounting: satellite-based ecosystem extent is biased without design-based area estimation and accuracy assessment. Ecosystem Services.
- Viken, K.O. 2021. Landsskogtakseringens feltinstruks – 2021. NIBIO Bok 2021/7(5). Norsk institutt for bioøkonomi. <https://hdl.handle.net/11250/2826859>
- Walday, M., Gitmark, J., Engesmo, A., Staalstrøm, A., Gundersen, H., Borgersen, G. & Fagerli, C.W. 2022. Klassifiseringsveileder 02:2018 – revisjonsbehov kystvann. NIVA-rapport 7740-2022. Norsk institutt for vannforskning. <https://hdl.handle.net/11250/2992347>

## 6 Vedlegg

### Vedlegg 1: Oversikt over EUs økosystemtypologi per mai 2023

Utkast til oversettelse av EUs økosystemtypologi basert på versjonen fra midten av mai 2023. Se den engelske versjonen i Eurostat (2023a) for full forklaring av enhetene.

Nivå 1	Nivå 2	Nivå 3	Merknader	
1. Byer, tettsteder og annen kunstig mark	1.1 Sammenhengende (kontinuerlig) tettbebyggelse	1.1.1 Sammenhengende boligområder	Definert som minst 80 % av arealet dekket av 'harde flater'	
		1.1.2 Sammenhengende områder for tjenesteyting, handel og industri		
	1.2 Oppdelt (diskontinuerlig) tettbebyggelse	1.2.1 Oppdelte boligområder	Definert som 30-80 % av arealet dekket av 'harde flater'	
		1.2.2 Oppdelte områder for tjenesteyting, handel og industri		
	1.3 Infrastruktur	1.3.1 Vei- og jernbanenettverk med tilhørende mark	1.3.2 Havneområder	
			1.3.3 Flyplasser	
			1.3.4 Annen infrastruktur	
			1.3.5 Mineralutvinningsområder	Unntatt områder for torvtekt, se 7.2.6
		1.3.6 Fyllplasser		
		1.3.7 Anleggsområder		
		1.4 Urbane grøntområder	1.4.1 Parker	Inkludert zoologiske og botaniske hager
	1.4.2 Sports- og rekreasjonsområder		'Grønne' områder, ikke bygninger, også utenfor urbane områder	
	1.4.3 Andre urbane grøntområder			
	1.5 Annen kunstig mark	1.5.1 Permanente veksthus		
		1.5.2 Gravlunder, kirkegårder	Stor økologisk variasjon (grå/grønn) i Europa	
1.5.3 Arkeologiske områder				
1.5.4 Urbane vannforekomster				
2. Jordbruksmark	2.1 Årlig oppdyrket mark (ettårige avlinger)	2.1.1 Korn, unntatt ris og mais	Inndeling iht. EUs jordbruksstatistikk	
		2.1.2 Mais		
		2.1.3 Belgfrukter og proteinavlinger		
		2.1.4 Rotgrønnsaker og poteter		
		2.1.5 Grønnsaker (inkludert meloner) og jordbær		
		2.1.6 Industriavlinger, inkludert ettårige bioenergi-avlinger		
		2.1.7 Blomster og dekorative planter		
		2.1.8 Kortvarig brakklend (temporært udyrket mark)		
		2.1.9 Temporær grasmark		
		2.1.10 Andre avlinger	Tilleggs kategorier for medlemslandene, avhengig av nasjonalt viktige avlingstyper	

Nivå 1	Nivå 2	Nivå 3	Merknader	
		2.1.11 Semi-naturlige elementer knyttet til jordbruksmark med ettårige avlinger		
	2.2 Rismarker	2.2.1 Rismarker	Inndeling iht. EUs jordbruksstatistikk	
	2.3 Flerårige avlinger	2.3.1 Oliven		
		2.3.2 Druer		
		2.3.3 Epler, pærer		
		2.3.4 Steinfrukter		
		2.3.5 Bær, unntatt jordbær		
		2.3.6 Citrusfrukter		
		2.3.7 Nøtter		
		2.3.8 Hasselnøtter		Burde være underenheter av 2.3.7?
		2.3.9 Kastanjer		
		2.3.8 Andre flerårige avlinger og frukthager		
		2.3.9 Semi-naturlige elementer knyttet til jordbruksmark med flerårige avlinger		
	2.4 Jordbruksmark med tredekke	2.4.1 Jordbruksmark under skog av steineik, korkeik	Uklar definisjon: «with a minimum crown cover between 10 % and 30 %»	
		2.4.2 Jordbruksmark med annet tredekke		
	2.5 Blandet jordbruksmark	2.5.1 Jordbruksmosaikk av dyrket mark, grasmark og (semi-)naturlige elementer	Ingen type utgjør >50 % av minste kartleggingsenhet	
	2.6 Annen jordbruksmark	2.6.1 Planteskoler		
		2.6.2 Juletreplantasjer		
		2.6.3 Flerårige bioenergi-avlinger	Gras og trevekster med hyppig høsting, til energiformål	
		2.6.4 Semi-naturlige elementer knyttet til annen jordbruksmark		
3. Grasmark	3.1 Sådd beitemark og eng (modifisert grasmark)	3.1.1 Sådd beitemark brukt til beite	Omfatter varig intensivt drevet kultureng, men ikke temporær eng, f.eks. som del av vekstskifte (jf. 2.1.9)	
		3.1.2 Sådd eng høstet regelmessig til fôr		
		3.1.3 Semi-naturlige elementer knyttet til sådd beitemark og eng		
	3.2 Naturlig og semi-naturlig grasmark	3.2.1 Fuktig grasmark		
		3.2.2 Tørr grasmark		
		3.2.3 Våt grasmark	Hele året eller visse årstider	
		3.2.4 Alpin og subalpin grasmark		
		3.2.5 Skogkanter, glenner og høgstaudemark		
		3.2.6 Saltstepper innenlands		
		3.2.7 Beitemark med tredekke	Kronedekke vanligvis <10 %	
3.2.8 Semi-naturlige elementer knyttet til jordbruksaktivitet i (semi-) naturlig grasmark				
4. Skog	4.1 Bladfellende lauvskog	4.1.1 Flommarkskog		
		4.1.2 Lauvsumpskog på torvmark		
		4.1.3 Bøkedominert skog		

Nivå 1	Nivå 2	Nivå 3	Merknader
		4.1.4 Temperert, submediterran og mediterrann termofil lauvskog	
		4.1.5 Eikedominert skog	
		4.1.6 Temperert, boreal og søreuropeisk bjørk- og ospeskog på mineraljord	
		4.1.7 Annen lauvfellende lauvskog, unntatt sterkt modifiserte plantasjer	
		4.1.8 Sterkt modifisert lauvfellende lauvskog, spesielt plantasjer med fremmede treslag som lenge har vært etablert i Europa	Intensivt drevne plantasjer med én eller flere, inkludert stedegne, arter av samme alder
	4.2 Barskog	4.2.1 Boreal og temperert edelgran- og granskog	
		4.2.2 Mediterran fjellskog med edelgran og gran	
		4.2.3 Temperert subalpin lerk- og furuskog	
		4.2.4 Temperert og montan furuskog	Unntatt ikke-termofil myrskog
		4.2.5 Mediterran termofil lavlandsfuruskog	
		4.2.6 Myrskog med gran, furu eller lerk	
		4.2.7 Taiga	Trolig ment å dekke det meste av boreal barskog i Fennoskandia, men jf. 4.2.1 og 4.2.6
		4.2.8 Annen barskog, unntatt plantasjer	Hovedsakelig sør for Alpene
		4.2.9 Sterk modifiserte barskoger, spesielt plantasjer	Intensivt drevne plantasjer med én eller flere, inkludert stedegne, arter av samme alder
	4.3 Eviggrønn lauvskog	4.3.1 Mediterran eviggrønn eikeskog	
		4.3.2 Laurbærskog på fastlandet	
		4.3.3 Laurbærskog på atlantiske øyer	
		4.3.4 Skog av oliven- og johannesbrødrær	
		4.3.5 Palmelunder	
		4.3.6 Annen eviggrønn lauvskog	Inkludert kristtorn
		4.3.7 Sterkt modifisert eviggrønn lauvskog, inkludert bestander av fremmede treslag som har vært etablert lenge i Europa.	Intensivt drevne plantasjer med én eller flere, inkludert stedegne, arter av samme alder
	4.4 Blandingsskog	4.4.1 Blandingsskog dominert av bartreslag	Bartrær med typisk 60-80 % kronedekke
		4.4.2 Blandingsskog dominert av lauvtreslag	Lauvtrær med typisk 60-80 % kronedekke
		4.4.3 Annen blandingsskog, inkludert bestander av fremmede treslag som har vært etablert lenge i Europa	

Nivå 1	Nivå 2	Nivå 3	Merknader
	4.5 Skogsmark temporært uten velutviklet tredekke	4.5.1 Skogsmark temporært uten velutviklet tredekke	Hogstflater, brannflater, skogreisingsmark og annen skogsmark som foreløpig ikke fyller skogens krav til kronedekke og trehøyde
	4.6 Plantasjer	4.6.1 Plantasjer med ett eller flere treslag	Omfatter bare plantasjer med nylig introduserte fremmede treslag; jf. ellers 4.1.8, 4.2.9, 4.3.7
5. Hei og buskmark	5.1 Tundra	5.1.1 Tundra	Kun på permafrost på Svalbard og i nordlige Russland; for fastlandet jf. 3.2.4, 5.2.1, 6.2.3
	5.2 Hei og buskmark	5.2.1 Arktisk, alpin og subalpin hei og buskmark	
		5.2.2 Temperert og mediterrann montan buskmark	
		5.2.3 Temperert hei	
	5.3 Sklerofyll-vegetasjon	5.3.1 Maquis, treaktig matorrall, termo-mediterran buskmark	
		5.3.2 Garrigue	
		5.3.3 Mediterran hei med tornebusker	
5.3.4 Termo-atlantisk tørr buskmark		Madeira & Kanariøyene	
6. Lite vegetert mark	6.1 Bart fjell og stein	6.1.1 Bart fjell, klipper, blokkmark, rasmark, grus og sand uten vegetasjonsdekke	Ikke klart skille mot 6.2.3
		6.1.2 Lavamark	Angitt kun for Island
	6.2 Halvørken, ørken og annen lite vegetert mark	6.2.1 Halvørkenstepper	
		6.2.2 Kald ørken og halvørkenstepper	
		6.2.3 Annen lite vegetert mark	
	6.3 Isbreer og varige snøfonner	6.3.1 Isbreer og varige snøfonner	
	7. Våtmark (ferskvannspåvirket)	7.1 Sumpmark og annen våtmark på mineraljord i innlandet	7.1.1 Sumpmark i innlandet
7.1.2 Saltvannssumpmark i innlandet			
7.1.3 Ferskvannshelofyttsump			
7.1.4 Kilder			
7.2 Myr		7.2.1 Høgmyr	Inndelingen i myrtyper er ikke økologisk konsistent (jf. 7.2.3, 7.2.4)
		7.2.2 Terrengdekkende myr	
		7.2.3 Slakmyr, gjennomstrømningsmyr, bakkemyr og gjenvoksningsmyr med fattig til intermediær vegetasjon	
		7.2.4 Blandingsmyrer og soligene myrer med strukturer	
		7.2.5 Rikmyr, rike kildemyrer og kalkkilder	
		7.2.6 Torvtak	
8. Elver, bekker, kanaler	8.1 Elver, bekker	8.1.1 Permanente, raske og turbulente vannløp uten tidevannspåvirkning	
		8.1.2 Permanente vannløp uten turbulens og tidevannspåvirkning	
		8.2.1 Kanaler	

Nivå 1	Nivå 2	Nivå 3	Merknader
	8.2 Kanaler, grøfter og avløp	8.2.2 Grøfter og avløp	
9. Innsjøer, vannmagasiner	9.1 Innsjøer og dammer	9.1.1 Innsjøer med ferskvann	
		9.1.2 Innsjøer og dammer med salt eller brakt vann i innlandet	
		9.1.3 Dammer og små naturlige forekomster med stående vann	
	9.2 Kunstige vannmagasiner og dammer	9.2.1 Kunstige vannmagasiner og dammer	
	9.3 Geotermiske dammer og våtmark	9.3.1 Geotermiske dammer og våtmark	Kun Island
10. Marine laguner, bukter og brakkvann	10.1 Kystlaguner, poller, saltvannsdammer	10.1.1 Kystlaguner, poller, saltvannsdammer	
	10.2 Deltaer og bukter	10.2.1 Deltaer og bukter	
	10.3 Fjæresoneflater	10.3.1 Fjæresoneflater	Eks. Vadehavet; usikkert om det gjelder fjæresonen generelt
11. Kyststrender, dyner og våtmark	11.1 Kunstige strandlinjer	11.1.1 Kunstige strandlinjer	
	11.2 Kystdyner, sand- og mudderstrender	11.2.1 Kystdyner	
		11.2.2 Sandstrender/banker	
		11.2.3 Mudderstrender/banker	
	11.3 Berg- og steinkyst	11.3.1 Grusstrender/banker	
		11.3.2 Kyst med bart fjell, klipper, blokkmark	
	11.4 Kystsaltvannssumper og saltutvinningsdammer	11.4.1 Kystsaltvannssumper	
		11.4.2 Saltutvinningsdammer	
12. Marine økosystemer	12.1 Marine makrofytt habitater	12.1.1 Tareskog	Typene 12.1–12.4 synes konseptuelt å være underenheter av typene 12.5 og 12.6
		12.1.2 Tang- og taresamfunn på blandet bunnsubstrat	
		12.1.3 Ålegras og annen undervannseng	
	12.2 Korallrev	12.2.1 Korallrev	
	12.3 Rev formet av børstemark	12.3.1 Rev formet av børstemark	
	12.4 Skjellbanker og -rev	12.4.1 Skjellbanker og -rev	
	12.5 Sublittorale sandbanker og mudderflater	12.5.1 Sublittorale sandbanker og mudderflater	
	12.6 Sublittoral fjell- og steinbunn	12.6.1 Sublittoral fjell- og steinbunn	
	12.7 Kontinentalsokkel- og øysokkelskråninger	12.7.1 Kontinentalsokkel- og øysokkelskråninger	
	12.8 Bentiske og pelagiske dyphavsøkosystemer	12.8.1 Bentiske og pelagiske dyphavsøkosystemer	
12.9 Fjorder	12.9.1 Fjorder	Kan muligens også omfatte andre innskårne marine dypvannsområder på kysten, men i norsk sammenheng vil alle slike trolig oppfattes som fjorder.	
12.10 Havis	12.10.1 Havis		

## Vedlegg 2: Foreslåtte tilstandsvariabler for Eurostats tilstandsregnskap

Tilstandsvariablene er hentet fra tabellene 2 og 3 i Eurostat (2023b), men beskrivelsen av dem er forenklet og harmonisert der samme variabel inngår i mer enn én økosystemtype. Strukturen er også endret ved at variablene er sortert etter ECT-klasse, økosystemtype og variabelnavn. Obligatoriske variabler er uthevet med fet skrift (for aktuelt økosystem). ECT er SEEA EAs typologi for tilstandsvariabler, slik de er angitt for disse variablene i Eurostat (2023b): A1 fysisk tilstand, A2 kjemisk tilstand, B1 biologisk mangfold, B2 strukturell tilstand, B3 funksjonell tilstand, C1 landskapstilstand (se beskrivelse i kap. 2.4). Økosystemtypene (jf. **vedlegg 1**) er forkortet slik: *urb* byer, tettsteder osv., *cro* jordbruksmark, *gra* grasmark, *for* skog, *hea* hei og buskmark, *unv* lite/uvegetert mark, *wet* våtmark (ferskvannspåvirket), *riv* elver, bekker, kanaler, *lak* innsjøer, dammer, vannmagasiner, *inl* marine laguner, bukter, brakkvann, *bea* kyststrender, dyner, våtmark, *mar* marine økosystemer.

Noen av Eurostats foreslåtte tilstandsvariabler kan snarere anses å representere påvirkninger eller til og med forvaltningsmessige responser. Andre er aggregerte indekser eller samlede vurderinger, delvis knyttet til EUs naturdirektiver eller havstrategidirektivet. Slike typer av variabler anbefales vanligvis ikke som tilstandsvariabler i SEEA EAs rammeverk for naturregnskap (UN mfl. 2021). I tillegg er det noen foreslåtte tilstandsvariabler som kan anses som mindre relevante for Norge, eller der vi kan ha problemer med å skaffe relevante data. Slike forhold er indikert for relevante variabler i merknadskolonnen.

Variabel	Måleenhet	ECT	Økosystem	Merknad
Impervious areas per area unit	%	A1	urb	OK
Area facing seasonal drought based on the Copernicus Soil Water Index	1000 ha, %	A1	cro	lite relevant for Norge
Area on drained peatlands	1000 ha, %	A1	cro, gra	relevant, men usikkert om data er tilgjengelig
Area exposed to soil erosion (erosion rates >1 ton ha/year)	1000 ha, %	A1	gra	lite relevant for Norge
Vegetation water content (NDWI)	dimensjonsløs	A1	for, hea	lite relevant for Norge, men er knyttet til «vegetasjon og fuktighet»
Volume covered by glaciers (area is included in extent accounting)	1000 ha	A1	unv	uavklart variabel (bl.a. inkonsistent måleenhet); når arealregnskap gjelder enheter på nivå 1, er areal for enheter på nivå 2 el. 3 relevant som tilstandsvariabler
Inland wetlands area influenced by drainage	1000 ha, %	A1	wet	relevant, men ikke ferdig utviklet; påvirkningsvariabel
Capacity to support navigation across the year	dager per år med uhindret navigasjon i alle elver	A1	riv	ikke økologisk tilstandsvariabel; lite relevant for Norge
Marine macro and/or macro litter (floating, beach)	antall enheter (per 100m, km <sup>2</sup> ), vekt (g/m <sup>2</sup> , g/km <sup>2</sup> )	A1	bea, mar	påvirkningsvariabel
<b>Share of artificial impervious area cover</b>	%	A1	<b>bea</b>	uavklart datagrunnlag, men inkludert siden den er obligatorisk
Ocean surface temperature	årlig gjennomsnitt innen økonomisk sone	A1	mar	ikke økologisk tilstandsvariabel (klimavariabel)



Variabel	Måleenhet	ECT	Økosystem	Merknad
<b>Concentration of Particulate Matter (PM2.5)</b>	årlig gjennomsnitt, µg/m <sup>3</sup>	A2	urb	påvirkningsvariabel, men inkludert siden den er obligatorisk
Ground ozone concentration (O3)	µg/m <sup>3</sup> %	A2	urb	påvirkningsvariabel
Area with polluted or salinised croplands	1000 ha, %	A2	cro	lite relevant for Norge
<b>Soil organic carbon stock in topsoil</b>	kg C/ha	A2	cro, gra	OK
Average soil organic carbon content	%/kg	A2	for, hea	OK
Nutrient concentration (Total nitrogen)	µg/l	A2	riv, lak, inl	OK («totalnitrogen»)
Nutrient concentration (Total phosphorous)	µg/l	A2	riv, lak, inl	OK («totalfosfor»)
Global mean surface seawater acidity	pH	A2	mar	relevant (se «vannets pH-verdi»)
<b>Common farmland birds index</b>	dimensjonsløs	B1	cro, gra	OK, men mangler referanseverdi
Grassland butterfly indicator	antall arter per 10x10 km grid	B1	gra	dekkes delvis av «dagsommerfugler»
Common forest bird index	dimensjonsløs	B1	for	OK
Share of forest with uneven-aged structure	%	B1	for	OK, dekket av «flersjiktet skog»
Species richness of threatened forest birds	antall arter	B1	for	antall truete arter lite egnet som tilstandsvariabel; rapportering til fugledirektivet
Species richness of threatened heathland butterflies	antall arter	B1	hea	antall truete arter lite egnet som tilstandsvariabel
Pressure by Invasive Alien Species of EU concern	dimensjonsløs	B1	unv	relevant, men bare dekket for karplanter (se «fravær av fremmede planter»); påvirkningsvariabel
Percentage wetland birds with increasing or stable population trends	%	B1	wet	uheldige matematiske egenskaper; ingen romlig oppløsning; måler endring framfor status (ikke anbefalt av SEEA EA); basert på rapportering til fugledirektivet; delvis dekket av «hekkefugl i våtmark»
Percentage of bathing water safe for swimming	%	B1	lak, bea	ikke økologisk tilstandsvariabel (økosystemtjeneste)
Percentage of lakes/ivers with good chemical status	%	B1	riv, lak	aggregert indeks (ikke anbefalt av SEEA EA) med uheldige matematiske egenskaper
Percentage of lakes/ivers with good ecological status	%	B1	riv, lak	som over
Percentage of native fish species occurring in lakes/ivers with increasing or stable population trends	%	B1	riv, lak	uheldige matematiske egenskaper; ingen romlig oppløsning; måler endring framfor status (ikke anbefalt av SEEA EA)
Percentage of marine species with good population status	%	B1	mar	som over; rapportering til habitatdirektivet

Variabel	Måleenhet	ECT	Økosystem	Merknad
Percentage of coastal marine species with good population status	%	B1	inl	som over; vil inkludere marine kystarter utenfor denne økosystemtypen
Percentage of coastal wetland species with good population status	%	B1	bea	som over
Percentage of coastal wetland birds with increasing or stable population trends	%	B1	bea	som over; rapportering til fugledirektivet
Number of (newly-introduced) non-indigenous species	antall arter	B1	mar	OK («antall fremmede arter»)
<b>Green areas in cities, towns and suburbs</b>	% av totalareal	B2	<b>urb</b>	OK («andel grønt areal»)
<b>Tree canopy cover</b>	%	B2	urb, <b>for</b>	OK («trekronedekke»)
<b>Deadwood</b>	m <sup>3</sup> /ha	B2	<b>for</b>	OK («død ved totalt»)
Fraction of green vegetation cover	%	B2	unv	uavklart sammenheng med økologisk tilstand; usikkert om relevante data finnes
Barriers to migratory fish	antall	B2	riv	relevant, men for lite data (dekket av «barriereeffekt» og «fragmenteringsgrad»)
Cropland with pollination deficit, indicating areas where pollination demand is not met	1000 ha, %	B3	cro	ikke økologisk tilstandsvariabel (økosystemtjeneste); mangler data for mengde og behov
Average NPP in grasslands	tonn organisk materiale/ha/år	B3	gra	uklart om dette er vesentlig annet enn produktivitet ved NDVI
Ecosystem productivity (NDVI)	dimensjonsløs	B3	for, hea	OK
Area under agri-environmental schemes	1000 ha, %	B3	cro, gra	ikke økologisk tilstandsvariabel (responsvariabel)
Burnt area / fire overall recurrence: area burnt at least once during accounting period	1000 ha, %	B3	hea	OK, men usikker datatilgang
Chlorophyll-a concentration	µg/l	B3	riv, lak, inl	OK («klorofyll a»)
Spawning stock biomass BMSY (biomass producing maximum sustainable yield) of commercial fish and shellfish	tonn/art	B3	mar	muligens relevant (se «gytebestand av kommersielle fiskearter»), men egentlig økosystemtjeneste
Accessible urban green (e.g. parks)	ha, %	C1	urb	ikke økologisk tilstandsvariabel (økosystemtjeneste)
Blue areas in cities	ha, %	C1	urb	relevant (se «andel ferskvannsareal»)
Length of linear landscape features	km/km <sup>2</sup>	C1	cro, gra	relevant, uavklart metrikk
Ecosystem connectivity	dimensjonsløs	C1	for, hea	relevant, uavklart metrikk
Landscape naturalness	%	C1	for, hea	forklaring av variabelen mangler
Adversely affected benthic habitats (as defined in MSFD)	%	C1	mar	uklar definisjon; kan muligens iverksettes med tilpasset metrikk

### Vedlegg 3: Skjevhetsskår for vannforskriftsaktiviteter

De følgende skårene ble brukt for å skåre «skjevheten» (mangel på representativitet) av målinger rapportert i vannmiljø-databasen, basert på aktiviteten som lå til grunn for at målingen ble tatt. Skårene er gitt ut fra definisjonen i **tabell 6**; jf. diskusjonen på side 53 og beskrivelse av prosedyre på side 61.

ID	Aktivitetens navn	Skår
ANLA	Overvåking av anadrom laksefisk	0
ANNE	Annet	0
AREA	Effekter av planlagt arealbruk	-1
BADE	Overvåking av badevann	1
BAPO	Basisovervåking - påvirkte områder	-1
BARE	Basisovervåking - referanseforhold	3
BIOM	Overvåking av biologisk mangfold	0
CEMP	Miljøgifter langs norskekysten	-2
DEPO	Overvåking av avrenning fra landdeponi	-2
DRIK	Overvåking av drikkevann	1
ELMU	Overvåking av elvemusling	0
ELVE	Elveovervåkingsprogrammet	0
ELVS	Elveserien. Kjemisk overvåking av norske vassdrag.	0
EMUD	Effekter av mudring, utfylling og dumping	-1
FLYP	Overvåking av påvirkning fra flyplasser	-1
FORS	Forsuringsovervåking	-2
FOSJ	Overvåking av forurenset sjøbunn	-1
FREM	Overvåking av fremmede arter	0
GEOS	Geologi i Oslo-regionen (GEOS)	0
GRUV	Overvåking av gruvepåvirkte vassdrag	-1
GRVN	Overvåking av grunnvann	0
HAVF	Overvåking av havforsuring	-1
IKOS	IKO Svalbard	0
INDU	Overvåking av påvirkning fra industri	-1
INNL	Overvåking av innlandsfisk	0
JOVA	Jord- og vannovervåking i landbruket	-1
JRBN	Overvåking av påvirkning fra jernbane	-1
KAKA	Kartlegging av kalksjøer	0
KALK	Tiltaksovervåking i kalkede laksevassdrag	-2
KALL	Lokal overvåking av kalka vassdrag	-2
KART	Kartlegging av arter	0
KAVE	Overvåking av påvirkning fra vegtrafikk	-1

ID	Aktivitetens navn	Skår
KOMM	Overvåking av påvirkning fra avløp	-1
KYST	Kystovervåkingsprogrammet	0
LANG	Lange tidsserier	0
MARE	Kartlegging av miljøgifter i sedimenter - MAREANO	0
MGKK	Marine grunnkart i kystsonen	0
MIFE	Miljøgifter i ferskvann	0
MILK	Miljøgifter i kystområdene (MilKys)	0
MINN	Miljøgifter i ferskvann (MilFersk)	0
MIPL	Mikroplast i kystområder, elver og innsjøer (Mikronor)	0
MITE	Miljøgifter i terrestrisk og bynært miljø (Milby)	0
MIUR	Miljøgifter i en urban fjord	-1
MOMC	Miljøovervåking akvakulturanlegg	-1
MONS	Feltspesifikk miljøovervåking på norsk sokkel	-1
MOSE	Moseprogrammet	0
MYFO	Myndighetspålagt forurensningsovervåking	-2
OEKF	Økosystemovervåking i ferskvann (ØkoFersk)	3
OEKK	Økosystemovervåking i kystvann (ØkoKyst)	0
OEKS	Økosystemovervåking i store innsjøer (ØkoStor)	0
PASV	Pasvikprogrammet	-1
PROB	Problemkartlegging	-3
RELV	Referanseelver	3
RENS	Regional miljøovervåking på norsk sokkel	-1
RIDD	Elvetilførselsprogrammet	0
SCRE	Kartlegging av nye miljøgifter	0
SJOM	Sjømatdata	1
SKYT	Overvåking av påvirkning fra skytefelt	0
SOFP	Samordnet overvåking av flere påvirkninger	-1
SPFO	Statlig program 1980-2000	-3
SUKK	Sukkertareovervåkingsprogrammet	-2
TILF	Tilførselsprogrammet	0
TILT	Tiltaksorientert overvåking	-3
TRUA	Overvåking av trua arter	0
VASS	Effekter av vassdragsinngrep	-1
YOFJ	Overvåking av Ytre Oslofjord	0



*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: 978-82-426-5126-6

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

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

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger