

## Naturindeks for Norge – forslag til rammeverk

Signe Nybø  
Olav Skarpaas  
Erik Framstad  
John Atle Kålås



LAGSPILL



ENTUSIASME



INTEGRITET



KVALITET

## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

Dette er en ny, elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs 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 annet språk når det er hensiktsmessig.

### **NINA Temahefte**

Som navnet angir behandler temaheftene spesielle emner. Heftene utarbeides etter behov og serien favner svært vidt; fra systematiske bestemmelsesnøkler til informasjon om viktige problemstillinger i samfunnet. NINA Temahefte gis vanligvis en populærvitenskapelig form med mer vekt på illustrasjoner enn NINA Rapport.

### **NINA Fakta**

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. 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 vitenskapelige resultater i internasjonale journaler, populærfaglige bøker og tidsskrifter.

**Norsk institutt for naturforskning**

# Naturindeks for Norge – forslag til rammeverk

Signe Nybø  
Olav Skarpaas  
Erik Framstad  
John Atle Kålås

Nybø, S. Skarpaas, O., Framstad, E. & Kålås, J.A. 2008. Naturindeks for Norge - forslag til rammeverk - NINA Rapport 347. 68 s.

Trondheim, februar 2008

ISSN: 1504-3312

ISBN 978-82-426-1911-2

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Inga E. Bruteig

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Inga E. Bruteig (sign.)

OPPDRAAGSGIVER(E)

Direktoratet for naturforvaltning

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER

Else Løbersli

NØKKEWORD

Overvåking, kartlegging, biologisk mangfold, biodiversitet, indeks, indikator, bestandsovervåking, areal, Norge

KEY WORDS

Monitoring, mapping, biodiversity, index, indicator, species abundance, area, Norway

KONTAKTOPPLYSNINGER

**NINA hovedkontor**

7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

**NINA Oslo**

Gaustadalléen 21

0349 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 22 60 04 24

**NINA Tromsø**

Polarmiljøsentret

9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

Telefaks: 77 75 04 01

**NINA Lillehammer**

Fakkelgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 61 22 22 15

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

## Sammendrag

Nybø, S., Skarpaas, O., Framstad, E. & Kålås, J.A.. 2008. Naturindeks for Norge, forslag til rammeverk – NINA Rapport 347. 68 s.

Regjeringen Stoltenberg 2006-dd. har nedfelt i sin Soria Moria erklæring: "*Regjeringen vil innføre en naturindeks for Norge, for å danne et bilde av utviklingstrender i naturen inkludert kulturlandskapet.*" Naturindeksen skal bidra til å måle om Norge når sine internasjonale forpliktelser om å stanse tapet av biologisk mangfold innen 2010, og kunne sammenlignes med utviklingen mot det samme målet i relevante andre land. Dette prosjektet har tatt sikte på å utvikle et rammeverk for hvordan en lett kommuniserbar naturindeks kan beregnes. Prosjektet gjør også vurderinger av hvorvidt Norge har datagrunnlag til å framstille en slik indeks.

Vi foreslår en metode for å beregne naturindeksen som bygger på internasjonale tilnærminger for naturindekser. Dette innebærer at naturindeksen bygger på at kvaliteten (=tilstanden) i arealene skal fastsettes. Tilstanden måles ved å se på bestandsutviklingen til utvalgte arter eller surrogater for disse. Overvåking eller ekspertvurderinger benyttes til å beregne bestandsutvikling. Reelle overvåkingsdata er å foretrekke, men ekspertvurderingene vil bli benyttet når overvåkingsdata ikke finnes. Ekspertvurderingene skal støtte seg på kunnskap om menneskelige påvirkninger, for eksempel arealendringer, omfanget av forurensninger og gjengroing osv..

Som en ny dimensjon i den norske naturindeksen, ønsker vi å inkludere at enkelte arealer har høyere verdi for biologisk mangfold enn andre arealer. For eksempel vil fugle fjell kunne få høyere verdi enn bymiljø. Den foreslåtte metoden innebærer at naturindeksen kan presenteres som kart eller som grafer, og at temaindekser for ulike økosystemer og annen utvalgt natur (f.eks. truede arter og naturtyper) kan presenteres. Hvilke temaindekser som kan presenteres avhenger av hvilke variabler en velger å inkludere i en slik naturindeks, bl.a. vil det være mulig å framstille temaindeks på verdifulle naturtyper. Indeksen vil bli internasjonalt sammenlignbar så sant bestandsutvikling til arter, eller surrogater for dette, benyttes til å angi tilstand.

Det er nødvendig med fokus på bestandsutvikling for arter (tilstand) og utviklingen i utbredelse av økosystemer (naturtyper) i pågående nasjonal overvåking slik at man kan imøtekomme internasjonale rapporteringsforpliktelser og samtidig bruke denne informasjonen i en nasjonal naturindeks. Slikt utviklingsarbeid og datainnsamling planlegges også gjennom marine forvaltningsplaner, vannforvaltningsarbeidet, arbeidet i Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold, i arbeidet med å utvikle overvåkingsprogram for verneområder, samt arbeidet som utføres ved Artsdatabanken. Det forutsettes at design og opplegg for disse prosjektene tar inn over seg at dataene også skal brukes til å framstille naturindeks for Norge.

Følgende kunnskapsoppbygging anses nødvendig for å kunne etablere naturindeksen:

1. Et egnet arealdekkkart for Norge må utformes, og oppdateres.
2. Et enhetlig kriteriesett for å måle tilstand (bestandsutvikling eller surrogater for dette) må utvikles for alle økosystemer, herunder hører utvelgelse av tilstandsindikatorer som skal overvåkes og etablering av verdier for referansetilstanden for disse tilstandsindikatorerne. Flest mulig av disse tilstandsindikatorerne må deretter bli inkludert i overvåking.
3. Foreliggende systemer for verdivurdering av naturtyper raffineres, slik at man kan skille mellom verdi til naturtypene og tilstanden i disse. Verdivurderingen må kunne benyttes på tvers av alle hovednaturtyper. Videre innebærer dette at det er nødvendig å gjennomføre en representativ overvåking av verdifulle naturtyper.

Det anbefales at overordna kriterier og retningslinjer utarbeides gjennom en videreføring av naturindeksarbeidet. Etablerte prosjekter som skal utvikle overvåkingsprogrammer for biologisk mangfold, må ta inn over seg databehovene knyttet til en naturindeks. Dette en forutsetning for at naturindeksen på sikt skal få tilstrekkelig datagrunnlag. Utvelgelse av tilstandsindikatorer

som skal inngå i naturindeksen, må gjøres i et samarbeid mellom naturindeksprosjektet og etablerte prosjekter (se kap. 6.1 for liste over prosjekter)..

Den foreslåtte metodikken for naturindeks der tilstandsvurderinger er et bærende element, vil kunne visualisere om politiske mål nås (for eksempel EUs vanndirektiv, og EUs marine direktiv). Metodikken vil også kunne bidra til at arbeidet med å definere tallfestede bevaringsmål for verneområder og naturtyper på land, og visualisere hvor forvaltningsmålene nås (for eksempel ved å ta utgangspunkt i EUs krav til rapportering på Natura 2000 områder).

Nederland er det eneste landet i Europa som har utviklet sin egen naturindeks, men EU har som mål å utvikle en felles naturindeks i 2008. En eventuell Norsk naturindeks vil kunne sammenlignes med disse, forutsatt at referansetilstandene defineres på noenlunde lik måte. På global basis er GLOBIO-modellen utviklet for å visualisere tilstanden. Prinsippene bak GLOBIO og naturindeksen er like, men GLOBIO benytter påvirkningsdata til å modellere gjennomsnittlig bestandsstørrelse (=tilstand), mens naturindeksen vil benytte overvåkingsdata eller ekspertvurderinger.

Prosjektet har vært ledet av Norsk institutt for naturforskning, men utvalgte ressurspersoner fra de største forskningsinstituttene innen overvåking og forskning på biologisk mangfold har bidratt vesentlig til rapporten. Vi foreslår at rammeverket testes ut i ett område i 2008; enten Oslofjordområdet eller i Midt-Norge. Samtidig går vi inn for at arbeidet med å velge tilstandsindikatorer og foreslå referanseverdier startes og slutføres i 2008. I 2009 kan nye områder inkluderes i arbeidet, alternativt hele Norge.

## Abstract

Nybø, S., Skarpaas, O., Framstad, E. & Kålås, J.A.. 2008. A Nature Index for Norway, suggestions for a conceptual framework – NINA Report 347, 68 pp.

In its founding "Soria Moria" policy declaration, the government stated that it will introduce a Nature index for Norway to give a picture of trends in nature, including the agricultural landscape. The new index shall contribute to measure how well Norway achieves the international target to halt the loss of biodiversity by 2010. Furthermore, it should be possible to use the nature index (NI) to compare Norway's approach to this target with that of other countries. This project suggests a conceptual framework for a nature index (NI) that is easy to communicate. The project also identifies gaps in knowledge, and maps existing data that might be included in further work.

We suggest a method of calculation that is based on methods developed internationally. Thus, quality (state) of the studied area (quantity) will be combined in the NI. State is measured by the relative abundance of selected species in the area or surrogates for this. Data from monitoring or expert judgement should be applied to decide the relative abundance of species. Monitoring data is preferred, but expert judgement will be used when monitoring data are lacking. Expert judgement will be supported by data on pressures in the area.

As a new dimension of the NI, we introduce a "value score" for specific nature types, indicating that some types are more important to biodiversity than others. For instance, seabird cliffs will have higher value than cities. The NI can be presented as maps, graphs, or indicator values. Which thematic indices that can be presented, depends on the species and nature types that are included in the index. For instance, it is possible to present a thematic index for areas with high value in the reference state if these data are gathered. Criteria for how to select species is suggested. The index can be compared to international indices if state is represented by similar measures of relative species abundance or surrogates for this. In international comparisons, the NI has to adapt its value scores to those used in comparable indexes. However, used within Norway, value scores for specific nature types are seen as important for effective assessment of state and trends of biodiversity.

The focus on trends in populations and changes in the distribution of ecosystems makes it possible to use data from ongoing and planned national monitoring of biodiversity to meet international obligations or recommendations on reporting (e.g. EU's Water Framework Directive, EU's Marine Directive, SEBI indicators). Ongoing national projects that include plans for biodiversity monitoring are the marine management plans, river basin management plans, National Program for Mapping and Monitoring of Biodiversity, and foreseen plans for monitoring of protected areas. Also work at the Norwegian Biodiversity Information Centre will contribute with data that can be used for future calculation of the nature index. However, it is essential that these other projects incorporate the data requirements of the Nature index, when developing monitoring.

The following gaps in knowledge are essential to fill in order to establish the nature index:

1. Land cover maps for Norway must be produced at regular intervals
2. A set of criteria for measuring the state of nature types (selection of species or surrogates) must be agreed upon. Thereafter a set of species, or surrogates, to measure this state must be selected for all main nature types. Furthermore, reference values for these species, or their surrogates, must be agreed upon. As many of these species (or surrogates) as possible, must be included in biodiversity monitoring.
3. Existing systems for valuation of nature types must be refined. Existing systems tend to mix criteria for state and value of the ecosystem. It must be possible to use the new valuation system across all main nature types. Furthermore, spatially representative monitoring of valuable nature types must be carried out.

The suggested method for the nature index, where the evaluation of state is important, makes it possible to visualize on maps or graphs if political targets are met (e.g. Water Framework Directive, EUs Marine Directive). In Norway, the suggested NI method will help defining the conservation status of habitats and species, and evaluate our work with protected areas, for instance by looking to EU obligations for the Habitats and Bird directives.

We recommend that future work on defining state is carried out within ongoing major projects, but that criteria and instructions for calculation that are common to all main nature types are developed within the Nature Index project. Also the final NI calculation must be carried out within the NI project.

The Netherlands is the only country in Europe so far to have presented a biodiversity index; the Natural Capital Index. However, the European Commission has as part of their Biodiversity Strategy to develop a biodiversity index, and the European Environment Agency is responsible for this project. At the global level, the GLOBIO model is used to visualize biodiversity trends. The principles behind GLOBIO and NI are the same. The differences between NI and GLOBIO are that NI uses monitoring data or expert judgements to decide state, whereas GLOBIO is using information on pressures to model state. It will be possible to compare the values of a Norwegian NI with NCI and GLOBIO if the reference state is defined in a similar way. NI can also be compared to the South African Biodiversity Intactness Index, if species diversity is used to value nature types. However, we recommend another valuation system in NI.

This project "Nature index for Norway, suggestion for a conceptual framework" has been managed by the Norwegian Institute for Nature Research (NINA), but key experts from the major research institutions on monitoring and research on biodiversity in Norway have given essential contributions to the work. The report suggests that the methodology should be tested in one region in 2008; the Oslofjord region or central Norway. In collaboration with this pilot project, working groups for each main nature type should suggest indicators to evaluate state and recommend reference values for these indicators. In 2009, new regions can be included in the work, alternatively the exercise can be conducted for all of Norway.



# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>5</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>7</b>
<b>Forord</b> .....	<b>8</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>9</b>
<b>2 Utviklingen i biologisk mangfold</b> .....	<b>13</b>
2.1 Hva er biologisk mangfold? .....	13
2.2 Tilstanden for biologisk mangfold .....	13
2.3 Hvorfor reduseres biologisk mangfold? .....	15
<b>3 Skisse til norsk naturindeks</b> .....	<b>18</b>
3.1 Hva er en indeks? .....	18
3.2 Eksisterende naturindekser.....	18
3.3 Datagrunnlag: overvåking og ekspertvurdering.....	20
3.4 Struktur og beregning for norsk naturindeks .....	21
3.5 Eksempler på temaindekser som kan framstilles .....	29
<b>4 Sammenhengen med andre måleverktøy</b> .....	<b>29</b>
4.1 Internasjonale "naturindekser".....	30
4.2 SEBI indikatorene .....	31
4.3 Andre rapporteringsforpliktelser .....	34
<b>5 Praktisk tilnærming</b> .....	<b>34</b>
5.1 Inndeling i naturtyper.....	34
5.2 Valg av referansetilstand.....	38
5.3 Verdivurdering.....	40
5.4 Tilstandsvurdering.....	41
5.5 Geografisk oppløsning .....	43
5.6 Påvirkningsfaktorene.....	44
<b>6 Kunnskapsbehov for en framtidig naturindeks</b> .....	<b>45</b>
6.1 Naturindeksen: et felles mål for pågående utviklingsarbeid? .....	45
6.2 Anbefalinger for framtidig utvikling .....	46
<b>7 Grov oversikt over relevante eksisterende data</b> .....	<b>48</b>
7.1 Land .....	49
7.2 Ferskvann .....	56
7.3 Kystvann .....	57
7.4 Hav.....	59
7.5 Svalbard.....	61
<b>8 Forslag til oppfølging</b> .....	<b>62</b>
8.1 Framstilling av ett eksempel i 2008 .....	62
8.2 Forslag til organisering og tidsplan fram mot 2010.....	63
<b>9 Referanser</b> .....	<b>66</b>

## Forord

Norsk institutt for naturforskning fikk i oktober 2007 i oppdrag av Direktoratet for naturforvaltning å utforme Rammeverk for naturindeks. Direktoratet for naturforvaltning ønsker at forslag til rammeverk for naturindeksen skal være diskutert i forskningsmiljøer, forvaltning og frivillige organisasjoner som arbeider med biologisk mangfold. Disse miljøene har hatt mulighet til å påvirke utformingen av rammeverket.

Dette har vært gjennomført på følgende måte:

- Gruppen som deltok på oppstartsseminaret til Direktoratet for naturforvaltning i oktober 2007, samt andre som har meldt sin interesse for prosjektet har fått anledning til å gi tilbakemeldinger på forslaget til rammeverk for naturindeks i flere runder.
- I tillegg har det vært ett åpent møte for interesserte på CIENS den 29. nov. 07, samt et eget møte med Direktoratet for naturforvaltning den 15. desember 07.
- De største forskningsinstituttene som studerer biologisk mangfold har vært invitert til å delta i Naturindeksarbeidet. Instituttene har oppnevnt ressurspersoner til å delta i arbeidet. I tillegg har enkelte ressurspersoner blitt spesielt invitert til å delta i prosjektet. Ressurspersonene stiller seg ikke bak alle vurderinger i rapporten, til dette har prosjektperioden vært for knapp. Ressurspersonene er imidlertid komfortable med hovedtrekkene i den skisserte metodikken, men så godt som alle påpeker at manglende daggrunnlag vil være en stor utfordring.

Følgende personer har bidratt i utformingen av rapporten.

Markus Lindholm, Norsk institutt for vannforskning  
Jan-Erik Ørnelund Nilsen, og Harald Bratli og Geir Harald Strand, Skog og Landskap  
Arne Bjørge og Einar Dahl, Havforskningsinstituttet  
Ann Norderhaug, Bioforsk  
Dag Vongraven og Per Arneberg, Polarinstituttet  
Svein Homstvedt og Ole Moss, Statistisk sentralbyrå  
Rune Økland, prosjektleder Naturtyper i Norge ved Arstatabanken  
Nigel Yoccoz, Universitetet i Tromsø  
Bernt Johansen, Norut IT

I tillegg har personer fra forvaltning og noen frivillige organisasjoner bidratt med faglige vurderinger. Disse er:

Akse Østebrøt, Ingerid Angell-Petersen, Tore Opdahl, Terje Klokke, Ellen Arneberg, DN  
Rune Aanderaa og Even Hanssen, Samarbeidsrådet for biologisk mangfold (Sabima)  
Kristin Thorsrud Teien og Christian Pedersen, WWF.

I tillegg har rammeverket vært presentert og diskutert med Direktoratet for naturforvaltning, Nordbio2010 (Nordisk workshop om biodiversitetsindikatorer i desember 2007) og F. Schutyser (prosjektleder SEBI EEA). Samarbeidet med EEA (European Environmental Agency) har ført til at Naturindeksprosjektet vil bli invitert til et arbeidsmøte om utvikling av naturindeks for EU nivå våren 2008. Prosjektmedarbeidere i NINA har vært Olav Skarpaas, Erik Framstad, John Atle Kålås og Signe Nybø (prosjektleder).

18. februar 2008,  
Signe Nybø (prosjektleder)

# 1 Innledning

Stoltenbergregjeringen har nedfelt følgende målsetning i [Soria Moria erklæringen 2005](#):

*”Regjeringen vil:*

- *innføre en naturindeks for Norge, for å danne et bilde av utviklingstrender i naturen inkludert kulturlandskapet.”*

Videre har Stortinget vedtatt gjennom behandlingen av Rikets miljøtilstand (St.mld. 2006-2007)

- *En første versjon av naturindeksen skal presenteres i 2008 i sammenheng med en rapportering av status og framdrift om å stoppe tapet av biologisk mangfold innen 2010 for Norge sammenlignet med relevante andre land.*

Kravet om at naturindeksen skal være sammenlignbar med andre land, krever at det benyttes metodikk for beregning av naturindeksen som gjør det mulig å sammenligne med utviklingen i andre land (se kapittel 4). Naturindeksen er en tilstandsindikator. Dette betyr at den skal måle tilstand og utvikling til biologisk mangfold, ikke påvirkninger eller forvaltningstiltak. Likevel er det ønskelig at indeksen fanger opp endringer i tilstand for biomangfoldet knyttet til påvirkninger og forvaltningstiltak.

Miljøvernedepartementet (MD) beskriver i sitt bestillingsbrev nytteverdiene for en naturindeks. Målgruppen antas å være politikere, forvaltere og allmennheten. Nedenfor gir vi en kort omtale om hvordan vi har fokusert tilnærmingen på naturindeksen for å få størst mulig nytteverdi jamfør MDs ønsker (uthevet skrift).

- **Pedagogisk verdi: ”Naturindeksen skal være et viktig kommunikasjonsverktøy om utviklingen i Norges levende naturressurser.”**

Kommunikasjon handler om intuitiv forståelse av budskapet som skal formidles uten at man nødvendigvis har dyp faglig forståelse for temaet, men også om at temaet angår den som leser det. Det er derfor viktig at naturindeksen gjenspeiler naturforhold som folk flest er opptatt av (EASAC 2005). Endringer i naturen som oppleves av mange, vil ofte få større oppmerksomhet enn endringer som er vanskelig å observere. Fokus på gjenkjennbare arter og naturtyper vil derfor trolig ha større gjennomslagskraft, enn fokus på sjeldne arter og naturtyper som svært få kan noe om. Intuitiv forståelse av budskapet kan gjøres ved å presentere enkle grafer. Grafer bør illustreres med referanseverdier som viser om politiske mål for å bevare biologisk mangfold er nådd. Kart har alltid vist seg å få stor oppmerksomhet. Spørsmål som: Hvor er det verst i Norge? Hvordan står det til i min landsdel?, er spørsmål som mange vil stille seg. En kartframstilling vil også gjøre det synlig hvor det er mest nødvendig å sette inn miljøforbedrende tiltak.

Det er også viktig at naturindeksen gjenspeiler ”vesentlige” forhold om biologisk mangfold. Hvis man fokuserer på spesielle forhold, kan man risikere at indeksen ikke gir et rett bilde av de endringer som pågår og derfor mister sin troverdighet. Hvis naturindeksen for eksempel fokuserer kun på noen få trua ”panda-arter” kan dette gi seg utslag i at man overser de store miljøproblemene. Hvis stor salamander er en av få arter som det fokuseres på, kan dette gi seg utslag i at man tar vare på gårdsdammene der salamanderen lever. Å ta vare på gårdsdammene vil umiddelbart øke verdien av naturindeksen. Samtidig vil det ikke få noen betydning for naturindeksen at man ”glemmer” de store elvene der salamanderen ikke lever, fordi dårlige miljøforhold i store elver ikke inngår beregningsgrunnlaget. Dette strider mot sunn fornuft, og undergraver dermed troverdigheten til indeksen. Det er trolig at negative endringer knyttet til ”vesentlige” forhold betyr at sjeldne og spesielle arter (som man ikke har målt direkte) også rammes, fordi arter som er sjeldne i gjennomsnitt kan forventes å ha lavere ”motstandskraft” mot en del typer påvirkning (for eksempel fordi de finnes i sjeldne habitat – slik at hele populasjoner kan forsvinne med små inngrep). En må imidlertid være klar over at det kan skje omfattende endringer for enkeltarter uten at dette kan måles ved hjelp av det vi her kaller ”vesentlige” forhold.

Det er nødvendig å gjøre en del verdivalg og antakelser for at det skal være mulig å beregne indeksen. For å unngå misforståelser, samt å kunne diskutere om disse verdivalgene er riktige eller ikke, er det viktig at alle verdivalg og antakelser som er gjort ved framstilling av indeksen, blir lagt fram på en ryddig måte. Datafilene som ligger til grunn for beregning av indeksene må lages slik at det er mulig å endre disse vurderingene i etterkant. Man kan da gå inn og endre vurderingene og se hvilket utslag det får på verdien for naturindeksen.

- **Tidlig varslings om endringer.**

Det kan diskuteres hva som er tidlig varsel om endringer, men hovedpoenget med begrepet "tidlig varslings" må være at indeksen er følsom for de viktigste menneskelige påvirkningene. Dette for at man kan sette inn tiltak tidlig og der det gir største forbedringer for det biologiske mangfoldet. Noen endringsprosesser tar lang tid før de er godt synlige, f.eks. gjengroing. Slike endringsprosesser vil kunne synliggjøres bedre i temaindeksene enn i hovedindeksen. Dette innebærer at både naturindeksen og del-/temaindeksene bør oppdateres regelmessig.

Naturindeksen skal tallfeste hvordan det står til med norsk natur. Vi må imidlertid kunne svare på spørsmålet: Hvor sikre er vi på at utviklingen som presenteres er riktig? Beregningen av naturindeksen vil bli beheftet med usikkerhet. Jo større usikkerhet, jo vanskeligere er det å ha en "sann" tidlig varslings. Det er derfor et mål å få høyest mulig presisjon i datagrunnlaget. Høy presisjon krever et omfattende datagrunnlag. Det er også viktig å presentere antakelser, usikkerheten i datagrunnlaget og framgangsmåten for beregning. Dette for at naturindeksen skal ha størst mulig troverdighet. Folk skal vite i hvor stor grad de kan stole på det naturindeksen forteller. Ved presentasjon av naturindeksen må det derfor komme fram hvor det er gjort antakelser og ekspertvurderinger. Der det ligger reelle data til grunn, må usikkerheten i datasettet presenteres. Usikkerheten knyttet til reelle data vil variere med typen variable som velges. For eksempel vil endringer i areal av en naturtype være lettere å måle enn endringer i det biologiske mangfoldet (tilstanden) i naturtypen. På grunn av mindre usikkerhet i data om arealendringer, vil arealendringer trolig gi en tidlig varslings om ventet tap i arter, fordi det kan gå lang tid fra tap av areal til desimering/utryddelse av en art. Det kan imidlertid også skje omfattende endringer for en art uten at det skjer arealendringer. Dette gjør at en naturindeks vanskelig kan baseres utelukkende på informasjon om arealendringer.

- **Målestokk for naturforvaltningen.**

Naturindeksen skal være et viktig verktøy for forvaltningens eget arbeid med biologisk mangfold og 2010 målet, og vil blant annet kunne bli et verktøy for Norges rapportering til Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD) og det europeiske miljøbyrået (EEA). Naturindeksen skal kunne si noe om den samlede tilstanden til det biologiske mangfoldet, og utviklingen i tilstanden over tid. Implisitt i dette ligger et krav om at dataene skal kunne sammenlignes både mellom regioner i Norge, ulike økosystemer og over tid. Dette krever etablering av en referansetilstand (som man ønsker å måle i forhold til), og en metodisk tilnærming som gjør det mulig å sammenligne utviklingen mellom økosystemer (se kapittel 3). Videre må dataene samles inn på standardisert måte, med en tilstrekkelig geografisk oppløsning og ha fast oppdateringsfrekvens. Hva som er realistisk oppdateringsfrekvens må vurderes når metodikk for naturindeksen utprøves. Det er ønskelig at metoden for å beregne naturindeksen er slik, at man senere kan utvikle scenarier for framtidig utvikling i naturtilstanden. Dette for å kunne være "føre-var" med å sette inn tiltak

- **Øke forståelsen for kartleggings- og overvåkingsbehov**

Stortinget har fastslått at forvaltningen av biologisk mangfold skal være kunnskapsbasert (St.mld. 2000-2001). Dette krever betydelige ressurser til kartlegging og overvåking, men denne forståelsen ser ut til å ha manglet til nå: Riksrevisjonen fastslått at det eksisterer mange kunnskapshull knyttet til biologisk mangfold, og et stort gap mellom kunnskapsbehov og ressurser (Riksrevisjonen 2005-2006).

Kunnskapsbehovene for forvaltning, samt nasjonal og internasjonal rapportering er store. Norge har utviklet såkalte [nøkkeltall for biologisk mangfold](#), samt indikatorer for [bærekraftig utvikling](#). Indikatorene for bærekraftig utvikling som omhandler biologisk mangfold, er et utvalg av nøkkeltallene. I tillegg har Norge forpliktet seg til å rapportere til EU på en rekke biologisk mangfold-relaterte indikatorer bl.a. for ferskvann og kystvann (EUs vanndirektiv). [Ministerkonferansen](#) for bevaring av europeiske skoger utgir statusrapporter som inneholder noen grove indikatorer knyttet til biodiversitet i skog. Innenfor jordbruk er det utviklet forslag til indikatorer, der i alle fall indikatoren for [økologisk landbruk](#) til en viss grad er relevant. Norge rapporterer også årlig bestandene for marine kommersielle fiskearter til ICES (Det internasjonale råd for havforskning). EUs marine strategi er vedtatt, og det marine direktiv ble vedtatt av EU parlamentet i desember 2007. Det marine direktivet ligner i konsept mye på vanndirektivet (VRD) og målet er at god tilstand skal oppnås i alle havområder innen 2021. Norge vil trolig måtte rapportere på dette direktivet. Norge har også skrevet under en rekke internasjonale avtaler som omhandler biologisk mangfold som krever kartlegging, overvåking og rapportering bl.a. konvensjonen om biologisk mangfold (CBD), Bernkonvensjonen, Bonnkonvensjonen og Oskar. I tillegg utvikler nå "det europeiske miljøbyrået (EEA)" egne indikatorer for biologisk mangfold SEBI 2010 (tabell 1). Dette er indikatorer som EU vil rapportere til CBD, og som Norge vil bli forespurt om frivillig rapportering til. Dette innebærer at det er et stort gap mellom kunnskapsbehov og tilgjengelige midler.

*Tabell 1: Oversikt over de 26 indikatorene for biologisk mangfold som skal inngå i EEAs kommende rapport om målet om å stanse tapet av biologisk mangfold innen 2010. Indikatorene markert med gul farge vil trolig ikke bli presentert med tall i EEAs 2008 rapport. De indikatorene som er markert med lys grønt anses for å ha potensialet for å bidra med framtidige data til naturindeksen. I tillegg vil indikator nr 11 kunne bli en aktuell kandidat. I kapittel 7 gjennomgås argumentasjonen for hvorfor disse datasettene anses som mest relevant.*

### EEAs 26 indikatorer for biologisk mangfold

1. Tetthet og fordeling av utvalgte arter (foreløpig fugleindeks og sommerfuglindeks)
2. Rødlisteindeks for europeiske arter
3. Arter av europeisk interesse (Habitat- og fugledirektiv <sup>1</sup> )
4. Utbredelse av ulike økosystemer (basert på fjernmåling, grove klasser)
5. Naturtyper av europeisk interesse (Habitat- og fugledirektiv)
6. Genetisk diversitet til husdyr
7. Nasjonalt beskyttede områder <sup>2</sup>
8. Områder beskyttet ihht habitat og fugledirektivet (Natura 2000 områder)
9. Overskridelser av tålegrenser for nitrogen
10. Invaderende fremmede arter i Europa.
11. Forekomst av temperaturfølsomme arter <sup>3</sup>
12. Marin trofisk indeks for europeiske farvann
13. Fragmentering av naturlige og semi-naturlige økosystemer
14. Fragmentering av elvesystemer
15. Næringsstoffer brakkvann, kystvann og havvann
16. Ferskvannskvalitet
17. Skog: stående volum, tilvekst og avvirkning
18. Skog: Dødved
19. Jordbruk: Nitrogenbalanse
20. Jordbruk: Områder der driften potensielt støtter biologisk mangfold (High nature value farmland)
21. Fiskerier: Europeiske kommersielle fiskebestander
22. Akvakultur: Vannkvalitet ved utslipp fra oppdrettsanlegg for fisk
23. Økologisk fotavtrykk for europeiske land
24. Patentsøknader basert på genetiske resurser.
25. Penger som går til å forvalte biologisk mangfold (tiltak)
26. Allmennhetens interesse for biologisk mangfold

Forvaltningen forventer at naturindeksen skal kunne produseres på en kostnadseffektiv måte, bl.a. ved å ta i bruk eksisterende og planlagt overvåking. I tillegg skal overvåkingsbehov knyttet til rapporteringskrav i forbindelse med EU-direktiver vurderes.

Denne rapporten gir en grov beskrivelse av utviklingen i biologisk mangfold nasjonalt og globalt (kapittel 2). Vi forslår det teoretiske grunnlaget for utvikling av norsk naturindeks (kapittel 3), og hvordan denne henger sammen med andre rapporteringskrav (kapittel 4). Videre viser vi hvordan vi praktisk må angripe arbeidet for at det skal bli gjennomførbart (kapittel 5). Vi diskuterer videre hvilke overordna kunnskapsbehov vi har for å kunne framstille en naturindeks (kapittel 6). Til slutt går vi igjennom hvilke data vi har i dag som vi vurderer å være egnet for beregning av naturindeksen (kapittel 7), og foreslår hvordan arbeidet kan følges opp (kapittel 8).

<sup>1</sup> For land utenfor EU, vurderes det om beskyttede områder avsatt i hht Bernkonvensjonen skal inngå her.

<sup>2</sup> Er en responsindikator, dvs. viser forvaltningstiltak ikke faktisk tilstand i verneområdene

<sup>3</sup> En indikator for effekter av klimaendringer. Utviklingsarbeid pågår i 2008

## 2 Utviklingen i biologisk mangfold

### 2.1 Hva er biologisk mangfold?

I konvensjonen om biologisk mangfold fra 1993 er biologisk mangfold definert som: "variabiliteten hos levende organismer av alt opphav, herunder bl.a. terrestriske, marine eller andre akvatiske økosystemer og de økologiske komplekser som de er en del av; dette omfatter mangfold innenfor artene, på artsnivå og på økosystemnivå."

**Biologisk mangfold betyr i praksis variert natur.** Det vil si all den variasjon i utseende, levevis og egenskaper man finner i den levende delen av naturen. (Artsdatabanken.no)

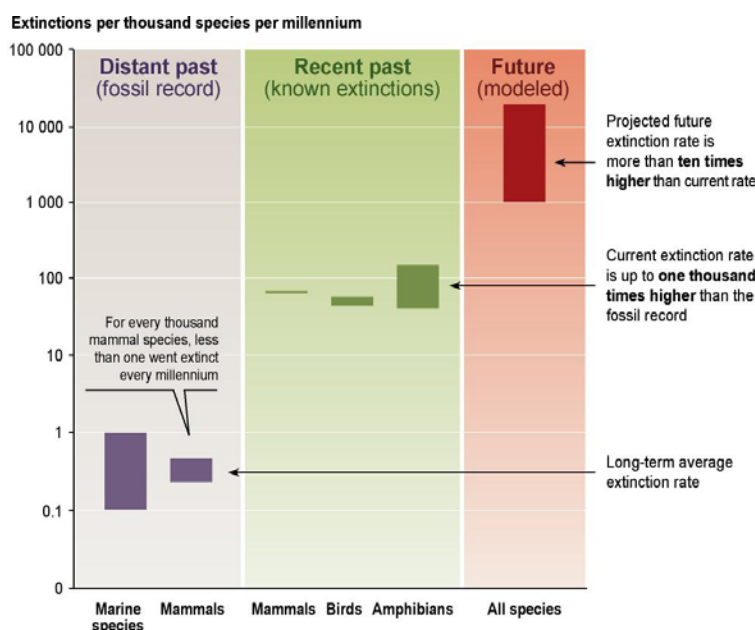
Biologisk mangfold blir ofte brukt synonymt med ordet naturmangfold og biodiversitet. Naturindeksen skal avspeile utviklingen i biologisk mangfold.

### 2.2 Tilstanden for biologisk mangfold

Biologisk mangfold er nødvendig for å opprettholde en økologisk beredskap mot katastrofer som følge av ensidig og sårbar arealbruk, for å ha en genetisk reserve som beredskap for å ha motstandskraft mot uheldig påvirkninger (for eksempel forurensninger og klimaendringer), og for å opprettholde en variert natur til glede og læring om livet og livsformene.

Et grunnleggende etisk spørsmål er også om naturen har en egenverdi uavhengig av menneskelig bruk, og hvilken rett mennesket har til bevisst å utrydde arter eller med åpne øyne akseptere risikoen for at dette skjer som følge av våre handlinger.

Forskning peker på at mennesket kan ha økt artenes utryddeshastighet 1000 ganger sammenlignet med utdøingsraten i tidligere tider (figur 1). Videre er mellom 10 og 30 % av verdens pattedyrarter, fuglearter og amfibier truet av utryddelse (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

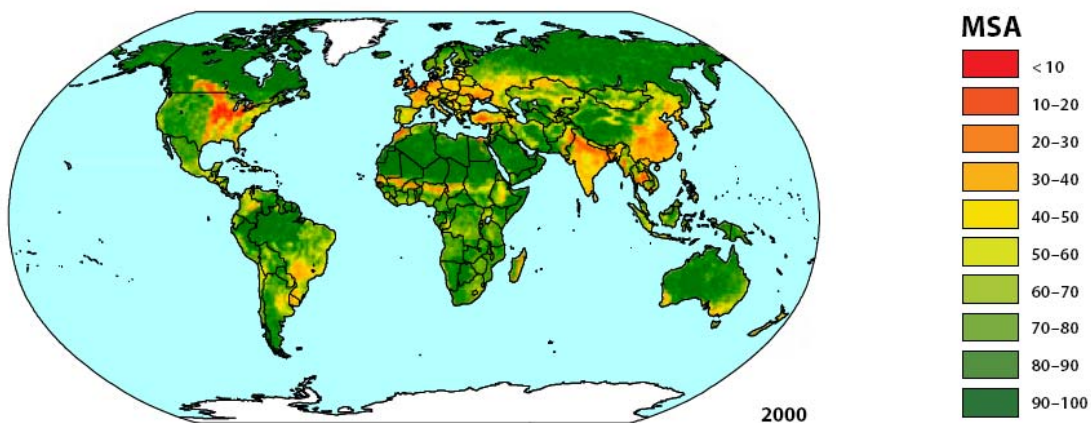


Source: Millennium Ecosystem Assessment

Figur 1. Antall arter som utryddes (per tusen arter) hvert tusenår (fra (Millennium Ecosystem Assessment 2005).

Globale beregninger antyder at tilstanden til biologisk mangfold mest redusert i sentral- Europa, India, østlige deler av Kina og USA, samt sørlige deler av Brasil (figur 2) (Secretariat of the

Convention on Biological Diversity and Netherlands Environmental Assessment Agency 2007). Her er biologisk mangfold estimert som gjennomsnittlig tetthet av arter (MSA) sett i forhold til det biologiske mangfoldet man har der det er liten eller ingen menneskelig påvirkning. I 2050 vil mye av gjenværende opprinnelige økosystemer kun finnes på fjellet, nordlige/ boreale skoger, tundra, is og tørre økosystemer. Dette er naturtyper som i utgangspunktet har lavt mangfold av arter og naturtyper, og som samtidig er mindre egnet for menneskelig bosetning.



Figur 2. Gjennomsnittlig bestandsstørrelse av arter (MSA) sett i forhold til bestandene i lite påvirkte økosystemer /naturlige økosystemer (Secretariat of the Convention on Biological Diversity and Netherlands Environmental Assessment Agency 2007).

I Norge ble tilstanden i økosystemene i 2000 vurdert (figur 3) (Direktoratet for naturforvaltning 2002). Vurderinger av den samlede tilstand og utvikling ble gjort av eksperter med bakgrunn i tilgjengelige data fra SSBs offisielle statistikk og overvåkingsresultater fra mange forskningsinstitutter. Vurderingen konkluderer med at tilstanden for biologisk mangfold er dårligst i kulturlandskapet og i havet. I begrepet kulturlandskap inngår både områder med intensivt drevne jordbruksarealer og utmarksarealer med større semi-naturlige arealer, dvs. områder der beiting, slått, brenning og styving og andre tradisjonelle driftsformer som har foregått og evt. fortsatt pågår. Opphør av og endring i gamle driftsmåter i jordbruket medfører at arter og naturtyper som er knyttet til slike driftsformer forsvinner. For øvrige økosystemer vurderes det at det biologiske mangfoldet har moderat tilstand. For alle økosystemer viser pilene en negativ trend for biologisk mangfold.



Figur 3. Tilstanden for biologisk mangfold i Norge i 2000. Farger angir tilstand sett i forhold til for 100 år siden.; blå – meget god, grønn- god, gul- moderat, oransje- dårlig, rød – svært dårlig. Pilene angir antatt utvikling i framtida. Utdrag fra figur i Direktoratet for naturforvaltning (2002).

Vurderingene som er gjort for biologisk mangfold globalt, viser at Norge har relativt god tilstand (figur 2), mens den norske vurderingen viser at tilstanden er moderat til svært dårlig (figur 3). Avviket mellom den globale modellen og de norske vurderingen skyldes blant annet at man har brukt ulike metoder. I den globale modellen (GLOBIO) beregnes gjennomsnittlig tetthet av arter basert på kunnskap om hvordan bestandene påvirkes av ulike faktorer (dose-responskurver). Dataene inngår i analysene er i hovedvekt hentet fra litteratur fra tropiske strøk. De påvirkning-



ene som er vurdert er infrastruktur, klimaendringer og nitrogennedfall. Flere viktige påvirkningsfaktorer er ikke inkludert i GLOBIO modellen, bl.a. forurensninger (med unntak av nitrogenutslipp til luft) og introduserte arter. De norske vurderingene baserer seg bl.a. på ekspertvurderinger ut i fra det datamaterialet som forelå, med de svakheter dette innebærer.

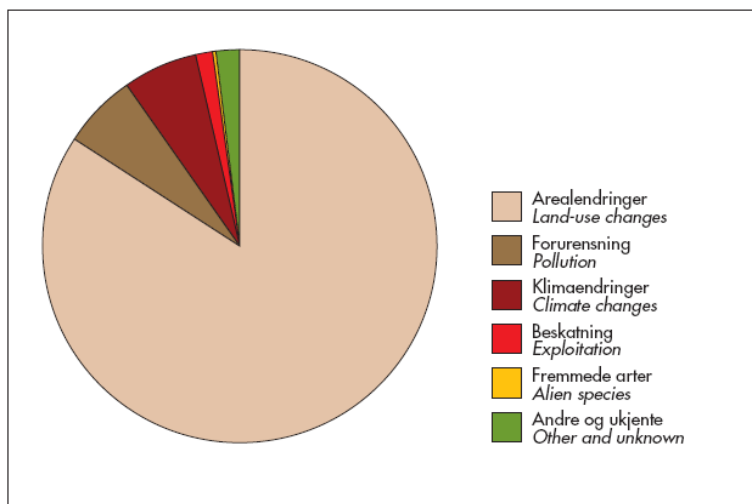
Dette viser at det er behov for en mer detaljert analyse for miljøtilstanden i Norge (naturindeks). De motstridende resultatene viser også at det er viktig å belyse usikkerheter og antakelser i vurderingen av tilstanden.

## 2.3 Hvorfor reduseres biologisk mangfold?

Økt kunnskap om betydningen av biologisk mangfold har ført til at verdenssamfunnet har satt som mål å redusere tapet av biologisk mangfold innen 2010 (Johannesburg 2002). Europa, inklusive Norge, har vedtatt å stanse tapet av biologisk mangfold innen 2010 (Ministerkonferanse i Kiev 2003).

For å kunne klare denne målsetningen, er det nødvendig å kjenne til årsakene til tilbakegangen til biologisk mangfold. Teknologiutvikling og billig energi har gjort det mulig å endre metodene for høsting og bruk av naturressursene. På global basis er arealbruksendringer den viktigste årsaken til tap av biologisk mangfold (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Særlig konvertering av naturmark til jordbruksland er en viktig årsak. For skog har avskoging og endrede bruksformer, størst betydning for tapet av biologisk mangfold. I marint miljø er fiskeri hovedårsaken til tap av biologisk mangfold, mens i ferskvann er årsakene mer sammensatt. Her er endring av de fysiske forholdene rundt innsjøer og elver, fremmede invaderende arter og forurensning de viktigste årsakene til tap av biologisk mangfold (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Tilførsel av næringsstoffer, særlig nitrogen og fosfor, er en av de viktigste årsakene til reduksjon av biologisk mangfold både på land, ferskvann og det marine miljø. Klimaendringer antas å få økt betydning for utbredelse og forekomst av arter og naturtyper.

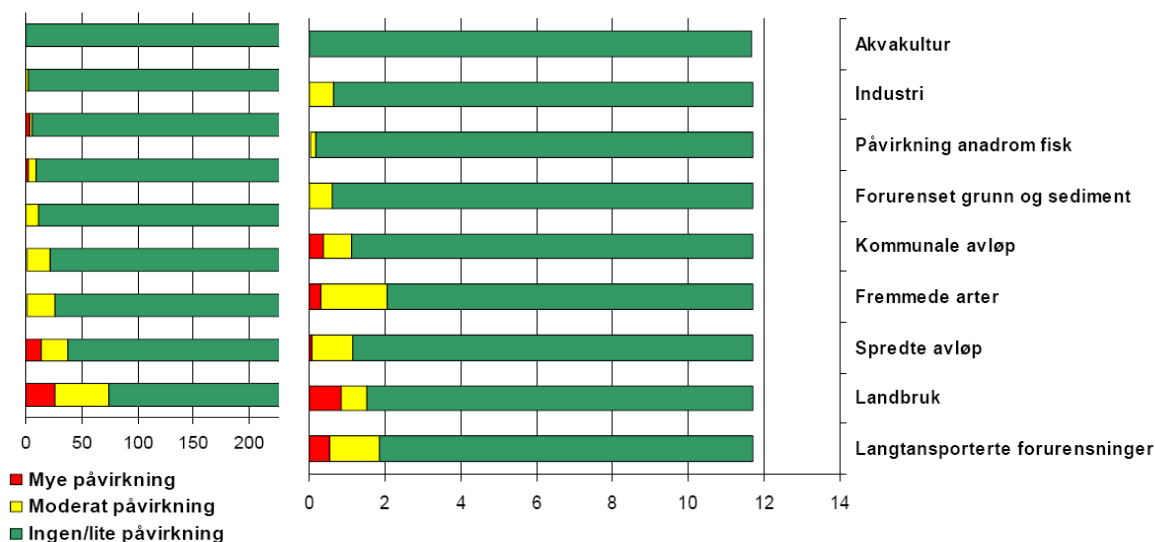
I Norge eksisterer det ikke en god oversikt over den betydningen av de ulike påvirkningene på tilstanden i økosystemene som helhet. Hovednaturtypene kan ha ulik følsomhet/ sårbarhet for en og samme belastning. Vi vet for eksempel at ferskvann i Sør-Norge er spesielt følsom for sur nedbør på grunn av lite bufringskapasitet i berggrunnen i området. I forbindelse med utarbeidelse av rødlista, ble imidlertid betydningen av påvirkningsfaktorene for de trua artene vurdert (figur 4) (Kålås, Viken et al. 2006). Arealendringer er den desidert viktigste trusselfaktoren. Fysiske inngrep i levesteder som utbygging og omdisponering av arealer er den viktigste trusselen innenfor arealendringer. Nyere og mer effektive driftsmetoder innen jordbruk, skogbruk, samt gjengroing som følge av opphørt og redusert bruk er de andre tre viktigste enkeltfaktorene innenfor sekkeposten arealendringer.



Figur 4. Den relative betydningen av påvirkningsfaktorer for rødlistearter i Norge (fra Kålås, Viken et al. 2006). Andre og ukjente faktorer omfatter bl.a. støy og ferdsel, samt påvirkninger utenfor Norge.

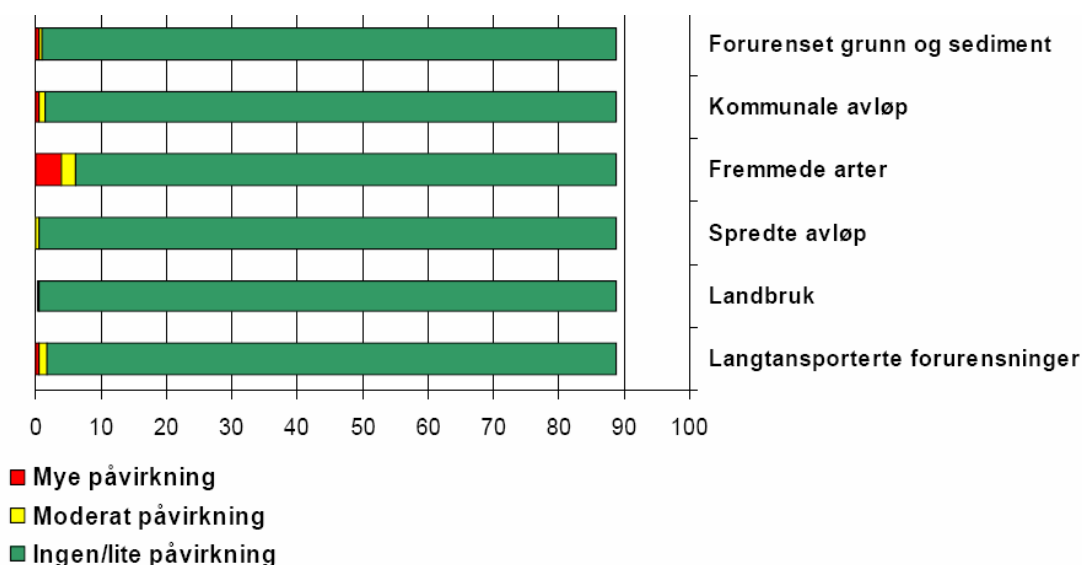
For kystvann og ferskvann ble det i 2007 gjort en helhetlig vurdering av trusselfaktorenes betydning for økologisk tilstand. Gjennom arbeidet med vanddirektivet, har menneskelig påvirkning på samtlige norske elver og innsjøer vært vurdert. Resultatene er sammenstilt i september 2007, og viser at vasskraftutbygging er den desidert største negative påvirkningsfaktoren på ferskvann i Norge i dag. Totalt er 49 % av alle ferskvannsforekomster (elv og innsjø) mye eller moderat påvirket av menneskelig aktivitet. Samlet sett har fysisk påvirkning, inklusive vannkraftutbygginger, størst negativ påvirkning på tilstanden. 17 % av alle ferskvannsforekomster er påvirket av fysiske inngrep, hvorav hhv 2 % av total elvelengde er influert og 40 % av totalt innsjøareal. De to nest viktigste påvirkningsfaktorene er forurensning og landbruksaktiviteter, deretter kommer spredt avløp (figur 5) (se vannportalen.no). For innsjøer er også fremmede arter og spredt avløp en vesentlig negativ påvirkningsfaktor. Disse risikovurderingene ble rapportert til EU i september 2007.

Figur 5. Påvirkning i elver. Alle Figur 7. Påvirkning i innsjøer. Alle statuskategorier. Hele landet. Areal i 1000 km<sup>2</sup>.



Figur 5. Omfanget av de ulike påvirkningsfaktorene på lengde elvestrekning (i 1000 km) og areal av innsjøer (i 1000 km<sup>2</sup>). Totalt er 12197 vannforekomster vurdert. Omfanget av fysiske påvirkninger (SMVF) er ikke vist i figuren.,

En tilsvarende vurdering er gjort for kystvann (figur 6). Alle vannforekomster (ca. 1800 stk) er vurdert. Totalt 42 % av alle kystvannforekomster har en økologisk tilstand som er mye eller moderat påvirket. 12 % av kystvannforekomstene har så stor fysisk påvirkning at de har fått betegnelsen sterkt modifisert vannforekomster (fysiske påvirkninger er ikke vist i figuren). Dette er inngrep som havner, kaianlegg med mer. Etter fysiske inngrep er fremmede arter den største påvirkningsfaktoren i kystvann, deretter kommer kommunale avløp og langtransporterte forurensninger inkl. de som kommer med kyststrømmen. Sørlige deler av Norge er hovedsakelig påvirket av forurensning og eutrofi, mens i Finnmark reduserer kongekrabba den økologisk tilstanden. Rømt oppdrettlaks ansees som hovedsakelig å ha negativ innvirkning på villaksen i elvene (dvs. ikke i fjordene), og omfanget av påvirkninger fra rømt oppdrettlaks i kystvann er således ikke inkludert i figur 6. Påvirkning fra taretråling er heller ikke inkludert i karakteriseringsarbeidet for kystvann, og betydningen av denne påvirkningen for økologisk tilstand er således ikke vurdert.



Figur 6. Omfanget av de ulike påvirkningsfaktorene på kyststrekningen (i 1000 km). Totalt er 1800 vannforekomster vurdert. Omfanget av fysiske påvirkninger (SMVF) er ikke vist i figuren.

## 3 Skisse til norsk naturindeks

### 3.1 Hva er en indeks?

I dette dokumentet definerer vi en "indeks" som en tallverdi avledet av et sett med aggregerte eller veide variabler eller indikatorer. Med "indikator" menes en variabel, eller en verdi avledet av variabler, som gir informasjon om tilstanden av et fenomen, med en betydning ut over det som direkte assosieres med en variabelverdi (OECD 1994). I vårt tilfelle er det snakk om variabler, indikatorer og en kombinert indeks som sier noe om tilstanden i den levende delen av naturen som helhet.

### 3.2 Eksisterende naturindekser

Et sentralt spørsmål er hvilke elementer av biologisk mangfold (gener, arter og økosystemer) som skal inngå i en naturindeks, og hvordan disse skal kombineres og veies i forhold til hverandre. Avhengig av hva naturindeksen(e) skal fortelle noe om, velges det hvilke variable som skal inngå i indeksen(e), for eksempel arter og økosystemer, og eventuell vektning av variablene blir vurdert. I tillegg kommer den praktiske vurderingen om hva som er mulig å få til. Data om ulike elementer av biologisk mangfold og påvirkningsfaktorer foreligger i svært ulik form, og ikke alle data er like enkle å bruke i beregningene.

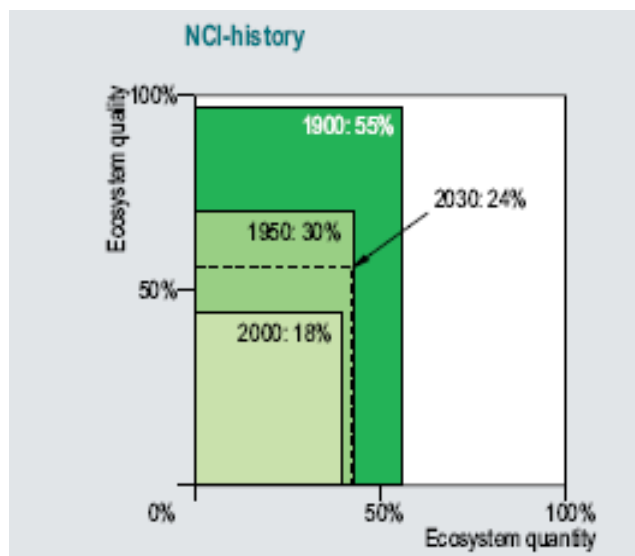
Det ligger derfor store verdimeslige, politiske og metodiske utfordringer i å kombinere alt dette til en framstilling av den "samlede utviklingen". Mange ulike indikatorer har vært foreslått for å belyse utviklingen i biologisk mangfold både nasjonalt og internasjonalt (se kap. 1). Å utvikle en indeks for naturen som helhet, har internasjonalt blitt forsøkt hovedsaklig ved å kombinere indikatorer for tilstanden (kvalitet) i gitte arealer (kvantitet) av habitater/naturtyper/økosystemer. Både konseptuelt og operasjonelt er beregning av areal relativt uproblematisk, men noen utfordringer omtales i kap. 5. Å definere og måle tilstand er vanskeligere. Nedenfor drøftes noen toneangivende internasjonale naturindekser, med hovedvekt på håndtering av tilstand. Ingen av disse indeksene inkluderer genetikk, økologisk funksjon eller økosystemtjenester.

Vi vil se nærmere på tre internasjonale naturindekser som skiller seg noe i detaljene, men har det til felles at de estimerer tilstand for naturtyper basert på artene som finnes i arealet (naturtypen). To av disse, Natural Capital Index (NCI) og GLOBIO, er i ferd med å konvergere i globale modeller for natur- og samfunnsendringer brukt i FN-systemet. En tredje, nært beslektet tilnærming, er Biological Intactness Index (BII). Denne er publisert i Nature, og har dermed en viss faglig tyngde, men er foreløpig ikke mye brukt internasjonalt. De fleste andre naturindekser baserer seg på et mer begrenset utvalg av natur f. eks. naturtyper og/eller arter, f.eks. Living Planet Index, WWFs naturindeks for Norge, fugleindeks, rødlisteindeks (Levrel 2007)). Mange av disse er diskutert og evaluert i andre rapporter (EASAC 2005; Levrel 2007). Her konsentrerer vi oss om de tre førstnevnte.

Den nederlandske Natural Capital Index (RIVM 2002) <http://www.mnp.nl/mnc/i-en-1119.html>, har to komponenter: kvantitet og kvalitet av natur. Kvantitet måles som areal av ulike naturtyper. Kvalitet – eller tilstand – av naturtypen måles som arters gjennomsnittlige bestandsstørrelse, i forhold til bestandsstørrelse i en relativt upåvirket referansetilstand ("relative mean species abundance" – MSA). I det nordiske arbeidet Nordbio2010 tenker man seg også å kunne bruke alternative tilstandsmål som surrogat for MSA der det er hensiktsmessig og relevant. Eksempler på slike surrogater er artssammensetning og/eller habitatstruktur (f.eks. død ved).

NCI er en relativt enkel indeks: den er produktet av kvantitet og kvalitet, målt i forhold til en referansetilstand, som settes til 1 (eller 100%). Dette kan fremstilles grafisk som arealet av en flate, spent ut av de to aksene kvantitet og kvalitet (Figur 7). En ulempe med å kombinere kvantitet og kvalitet i ett tall ved å multiplisere dem, er at man ikke kan skille de to egenskapene ved sammenligning av indeksen mellom områder (innenfor indeksens geografiske grenser):

et stort areal med lav kvalitet har samme indeksverdi som et lite areal med høy kvalitet. Det nordiske prosjektet [Nordbio 2010](#) baserer seg på NCI (Normander, Glimskär et al. 2006).



Figur 7. Utviklingen av naturkapitalen (NCI) i Nederland. NCI for hvert tidspunkt er arealet av det fargede området: produktet av kvantitet ('Ecosystem quantity') og kvalitet ('Ecosystem quality').

I de siste globale oversiktsdokumentene for biologisk mangfold fra UNEP (UNEP 2007) og CBD (Secretariat of the Convention on Biological Diversity and Netherlands Environmental Assessment Agency 2007), brukes også NCIs tilstandsmål MSA i den globale biomangfoldmodellen GLOBIO 3.0. GLOBIO-modellen er utviklet for scenariobygging på globalt nivå, og fungerer i prinsippet som en naturindeks. Den gir geografisk fordelte indeksverdier fremstilt i kart (figur 2). For hver piksel beregnes MSA som en funksjon av påvirkninger. I motsetning til den opprinnelige formuleringen for NCI, veies MSA med arealet av hver naturtype.

I både NCI og GLOBIO 3.0 settes referansetilstanden til 1, og MSA representerer således den gjennomsnittlige relative endringen (reduksjonen) i opprinnelig populasjonsstørrelse. En ulempe med å sette referansetilstanden til 1, er at alle hovednaturtyper teller likt i forhold til indeksen, uavhengig av artsrikdom eller mangfold av naturtyper innen hovednaturtypen. For eksempel vil en arealenhet av relativt artsfattige fjellområder (som vi har mye av i Norge), veie like tungt som en arealenhet av artsrike kulturmarkstyper. Dette innebærer at indeksen vil være lite følsom for endringer i hovednaturtyper som har stor betydning for det samlede biologiske mangfoldet i Norge, for eksempel våtmarksområder og ekstensivt drevet kulturlandskap. Videre vil en endring fra en naturtype til en annen, f.eks. ved suksesjon, ikke ha noen effekt på indeksen, med mindre naturtypene veies forskjellig. Med andre ord vil verken tap eller restaurering av en artsrik naturtype synliggjøres mer enn tap eller restaurering av en artsfattig naturtype. For å korrigere for forskjeller i (opprinnelig) verdi mellom naturtyper, trengs et sammenlignbart mål på biologisk mangfold på tvers av naturtyper, for eksempel sjeldenhet eller artsrikdom, som ikke er korrigert til en og samme "startverdi", for eksempel 1.

Den Sør-Afrikanske Biological Intactness Index (BII; Scholes and Biggs 2005) åpner for en slik verdisetting. BII beskriver naturtypenes intakthet. I realiteten er dette svært likt NCI og GLOBIOs tilstandsmål MSA, men beregnet noe annerledes. Til forskjell fra NCI og GLOBIO, beregnes tilstanden for hver naturtype under ulike arealpåvirkninger (f.eks. urbanisering, jordbruk, vern). I tillegg veies naturtypene med opprinnelig artsrikdom, hvilket vil gi et bedre (mer forventningsrett) estimat for tilstand og endring av biologisk mangfold som helhet. Dette innebærer naturtyper med naturlig høy artsrikdom får en høyere verdisetting (vekting), enn mer artsfat-

tige naturtyper i BII, mens det ikke er noen form for verdisetting av naturtyper i NCI og GLOBIO. I hvilken grad artsrikdom er egnet som surrogat for annet biologisk mangfold, kan diskuteres. Stor artsrikdom er ingen garanti for stor genetisk variasjon innenfor artene, men det er ikke urimelig å anta at stor artsrikdom i mange tilfeller gjenspeiler stor variasjon i habitater og naturtyper. Selv om artsrikdom i prinsippet er et enkelt og sammenlignbart mål for "verdi" av naturtyper, er det ikke alltid praktisk enkelt å estimere artsrikdom i en opprinnelig tilstand (eller annen referansetilstand). Det finnes også alternative kriterier for verdisetting som fanger opp flere egenskaper som ofte tillegges verdi, slik som sjeldenhet.

For å oppsummere, har de tre internasjonale naturindeksene NCI, GLOBIO og BII flere styrker som gjør dem egnet som utgangspunkt for en norsk naturindeks. Det viktigste er at de fanger opp både arealer av naturtyper og deres tilstand, målt som artsinventar. Dette er kanskje de viktigste elementene av det biologiske mangfoldet. Alle disse tre indeksene dekker alle hovednaturtyper på land, men ingen av dem inkluderer vannøkosystemer (dette er imidlertid under utvikling for GLOBIO; Nellemann, pers. med.). Dette innebærer at rammeverket for "Naturindeks for Norge" må utvikles videre for å kunne inkludere hav, kystvann og ferskvann. I alle de tre naturindeksene angis tilstanden i forhold til en relativt upåvirket referansetilstand. Ideelt sett er referansetilstanden for alle disse tre indeksene naturtilstand i før-industriell tid, dvs. rundt år 1500. Man har imidlertid ingen registreringer fra den tiden, så i praksis brukes surrogater som tilstanden i verneområder med liten menneskelig påvirkning. I alle indeksene settes referansetilstanden for hver naturtype til 1. I NCI og GLOBIO teller tilstanden til alle naturtypene likt, mens i BII veies tilstanden til hver naturtype med den maksimale opprinnelige artsrikdommen i naturtypen. Dette gjør det mulig å sammenligne naturtyper: Jo mer artsrik naturtype, jo høyere verdi. Følgelig blir artsrike naturtyper automatisk vektet høyere enn artsfattige naturtyper. I den norske indeksen vil det også være ønskelig at enkelte naturtyper får høyere verdi enn andre. Den praktiske implementeringen av indeksene illustrerer ulike måter å estimere tilstand på som kan bli nyttige i en norsk indeks: ekspertvurderinger er en rask, men usikker metode, og på sikt vil god overvåking gi det beste grunnlaget for en naturindeks. Der ekspertvurderinger benyttes, må vurderingene støttes av forskning om sammenhengen mellom påvirkninger og effekter på det biologiske mangfoldet (dose-respons), og økt kunnskap om mekanismene som ligger bak endringene i det biologiske mangfoldet.

### 3.3 Datagrunnlag: overvåking og ekspertvurdering

De omtalte naturindeksene i kap. 3.2, benytter ulike metoder for å framskaffe data om tilstand i naturtypene. Disse kan grovt klassifiseres som

1. direkte bruk av overvåkingsdata for arter eller surrogater, eller
2. ekspertvurdering av arter eller surrogater.

1. Overvåking (direkte måling) vil være å foretrekke, dersom innsatsen er målrettet og stor nok til å gi gode (dvs. forventningsrette og presise) estimater. Foreløpig er imidlertid verken internasjonal eller nasjonal artsovervåking omfattende nok til å kunne dekke behovene til data i en naturindeks (Pereira and Cooper 2006). I enkelte tilfeller kan artsovervåking også innføre uønsket støy i form av observasjonsusikkerhet (f.eks. arter med liten oppdagbarhet, som marine og jordlevende organismer).

Surrogater er et alternativ til direkte overvåkingsdata for arter. I denne sammenheng er surrogater variable som har en dokumentert sammenheng med bestander av arter. I GLOBIO 3.0 er estimater av tilstanden for biologisk mangfold (MSA) beregnet med modeller basert på en stor litteraturlatabase for kvantitative studier av forholdet mellom påvirkningsfaktorer og tilstand for en rekke arter og naturtyper (dose-responsmodeller). I praksis brukes altså påvirkningsfaktorer (arealbruk, infrastruktur, etc.) som surrogater for biologisk mangfold. Detaljer i beregningene går ikke klart fram av eksisterende lett tilgjengelig litteratur om metodene, men vi antar at de har basert seg på en form for meta-analyse. Meta-analyse og "systematic review" av vitenskapelige undersøkelser (Hunter and Schmidt 2004; Pullin and Stewart 2006) har etter hvert blitt

et viktig verktøy innen medisin, og i noen grad innen bevaringsbiologi (Se f.eks. Centre for Evidence-based Conservation: <http://www.cebc.bangor.ac.uk/>). Meta-analyser kan imidlertid også gi skjeve resultater, dersom utvalget er skjevt. GLOBIOs database over studier er under stadig utvikling, men foreløpig er visse artsgrupper og bioregioner (tropene) overrepresentert (Alkemade, Bakkenes et al. 2006). Dette gjør det vanskelig å bruke GLOBIOs beregninger direkte i en norsk naturindeks.

2. En raskere, men langt mer usikker vei til målet, er å estimere tilstand med ekspertvurderinger, slik det ble gjort i den sør-afrikanske implementeringen av BII. I Norge utgjør denne type vurderinger en viktig del i grunnlagsarbeidet for Rødlista (Kålås, Viken et al. 2006). Dette er langt billigere enn andre metoder, men gir begrensede muligheter for vurdering av estimatenes forventningsrettethet og presisjon. I den opprinnelige implementeringen av BII, ble usikkerhet håndtert ved å innhente vurderinger av "intactness" fra flere (tre) eksperter og beregne gjennomsnitt og varians for disse. Dette sier imidlertid bare noe om variasjonen i ekspertenes oppfatning av tilstanden i naturen, og ingenting om variasjonen i tilstanden i seg selv. For å validere ekspertvurderinger, og estimere usikkerheten ved slike vurderinger, er det nødvendig med studier hvor ekspertvurderinger testes med uavhengige overvåkingsdata. (Det bør imidlertid også understrekes at det omvendt er helt nødvendig med ekspertkunnskap for å tolke og validere uavhengige overvåkingsdata.) Inntil tester av ekspertvurderinger foreligger, må usikkerheten ved slike vurderinger ansees å være stor. Ekspertvurderinger bør derfor i størst mulig grad unngås til fordel for direkte overvåking av endringer.

Enten tilstand er estimert med overvåkingsdata eller ekspertvurderinger, er det et uttrykt ønske å kunne si noe om årsakene til en endring i naturindeksen. For å kunne si noe om årsakene til en endring eller lage framskrivinger (f.eks. scenarier), er det nødvendig å kunne vise til en dokumentert sammenheng mellom påvirkninger og tilstand. Hvis sammenhengen mellom påvirkning og tilstand er kjent, kan man modellere både framover og bakover i tid ved å bruke informasjon om påvirkninger, f.eks. slik det er gjort med GLOBIO. Det er imidlertid vanskelig å skille ulike årsaker (påvirkninger) til endring i tilstand fra hverandre ut i fra overvåkingssystemer som ofte ikke er designet for dette. Forskning på mekanismer og på dose-respons forhold er som oftest nødvendig for å forklare endringer observert gjennom overvåkingen. I BII, som er den av indeksene som går lengst i å knytte endring til påvirkninger, har man måttet klassifisere arealer i diskrete påvirkningsklasser, hvor hver klasse skjuler flere påvirkninger (f.eks. inngår både forurensing og introduserte arter i kategorien "degraded"). Mange av de norske overvåkingssystemene viser også endringer i bestander og eller artssammensetning ved påvirkning fra flere faktorer samtidig. Kun noen få, for eksempel sur nedbør-programmet, er designet slik at de kan gi dose-respons informasjon om en enkelt påvirkningsfaktor (relevante nasjonale overvåkingssystemer omtales i kapittel 7). Vi anser det derfor som i overkant optimistisk å kunne føre endringer i naturindeksen tilbake til konkrete årsaker, annet enn i helt spesielle tilfeller med enkle årsakssammenhenger og dertil egnet overvåkingsdesign, for eksempel overvåkingsdata samlet inn langs gradienter av en påvirkning. Ved å velge tilstandsvariabler (arter) som er sensitive for ulike påvirkninger, kan indeksen likevel gjøres sensitiv for viktige klasser av påvirkningsfaktorer, og det vil alltid være mulig å korrelere indeksen og del-/temaindekser med antatte årsaker til endring. Fordi hovedindeksen aggregeres over mange typer natur med ulike påvirkninger, har de forskjellige del-/temaindeksene som naturindeksen skal bygges opp av et større potensiale for å presentere eller belyse hypoteser for årsaker til dokumenterte endringer.

### 3.4 Struktur og beregning for norsk naturindeks

På grunnlag av oppdragsbeskrivelsen, samt vår vurdering av internasjonal kontekst og norske forhold, foreslår vi en naturindeks som

1. eksplisitt inkluderer både hovednaturtyper og spesielt viktige utforminger av dem, samt artsgrupper med følsomhet for de viktigste påvirkningsfaktorene, for å kunne representere norsk natur som helhet og viktige deler av den, samt (om mulig) reflektere endringer som et resultat av påvirkningsfaktorer og tiltak

2. baseres på en konseptuell og metodisk tilnærming nært opp til internasjonale indekser for å sikre internasjonal sammenlignbarhet
3. benytter så mye som mulig av relevante norske data, samt data og metodeverktøy fra pågående nasjonalt og internasjonalt arbeid tilpasset norske forhold, ved å
  - a. benytte eksisterende overvåkingsdata med tilfredsstillende kvalitet der det finnes
  - b. benytte transparente, regelbaserte og validerte ekspertvurderinger der overvåkingsdata mangler<sup>4</sup>
4. inkluderer mål på usikkerhet ved alle estimer, og akkumulerer usikkerhet for totalindeksen og tema indekser (delindekser) med anerkjente metoder.

Indeksen baserer seg på arealer av naturtyper og en verdisetting og tilstandsvurdering av disse (Figur 8, Boks 1). Tilstanden (og referansetilstanden) kan måles på ulike måter, for eksempel som artsinventar.  $T_i$  er et mål på tilstand med en tallverdi mellom 0 og 1, der 1 er referansetilstanden. Naturindeksen  $NI$  for et område er gjennomsnittet av tilstandene  $T_i$  for alle hovednaturtypene  $i$  innenfor området, veid med areal  $A_i$  av naturtypene innenfor området og verdier  $R_i^*$  av naturtypene i referansetilstanden:

$$NI = \frac{\sum_i A_i R_i^* T_i}{\sum_i A_i R_i^*}$$

### Boks 1. Verdisetting og tilstandsvurdering

**Verdisetting:** Vurderer verdien av ulike naturtyper opp i mot hverandre, slik at enkelte naturtyper/ utforminger har høyere verdi for biologisk mangfold enn andre. Verdivurdering er gjort i DNs håndbok 13. Kriterier for å få høy verdi er bl.a. artsrikdom og sjeldenhet. Dette innebærer at det er gjort et utvalg på naturtyper som er spesielt viktige for biologisk mangfold (A,B,C)). I NI angis verdi med  $R_i^*$

**Tilstandsvurdering:** Fastsetting av tilstand i en gitt naturtype ut i fra data om innholdet av biologisk mangfold i området. Tilstandsvurdering gjennomføres når man skal sammenligne flere arealer av en naturtype (med samme verdi), men der kvaliteten/ tilstanden kan variere mellom ulike arealene. Tilstand kan måles som en kontinuerlig variabel eller i henhold til forhåndsdefinerte klasser. I prosjektet Naturtyper i Norge (NiN) benyttes begrepet tilstandsøkologier. I NI angis tilstand med  $T_i$

**Referansetilstand:** For å kunne vurdere nåværende tilstand, er det nødvendig å relatere dette til en referansetilstand. Ofte relateres god tilstand til "opprinnelig naturtilstand". For kulturmarkstyper må god tilstand defineres i forhold til en bestemt hevdtilstand som må settes for ulike typer.

**Politiske mål** kan settes etter hvor stor andel av de registrerte arealene av en gitt type som skal ha minst god tilstand (for eksempel der  $T_i > 0,8$ ). For vann skal alle arealer (og vann typer) ha minst god tilstand. For naturtyper på land mangler det tallfestede politiske mål for hvor store arealer med minst god tilstand/ god hevd som skal ivaretas.

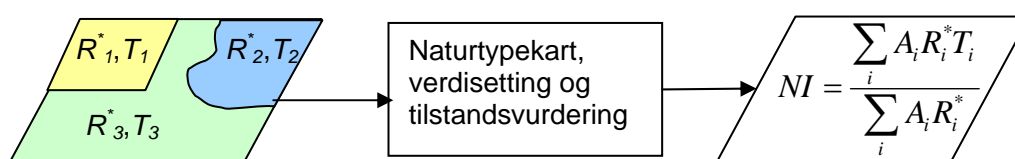
<sup>4</sup> Transparente ekspertvurderinger innebærer at man skal klargjøre hvilke vurderinger som er gjort. Validering av ekspertvurderinger innebærer at disse skal testes og valideres opp i mot forskning som er gjort uavhengig av ekspertvurderingene så langt mulig.



$NI$  for totalområdet er et arealveid og verdiveid gjennomsnitt for delområdene. For delområder av lik størrelse (pikslar) blir dette et enkelt gjennomsnitt. Delindekser eller temaindekser kan beregnes ved å anvende samme formel for et utvalg naturtyper (f.eks. viktige naturtyper i henhold til DNs håndbok 13) eller arter (f.eks. rødlistearter), og for utvalgte geografiske områder (f.eks. nordområdene, regioner eller kysten).

Vi tar nå for oss sentrale punkter i beregning av indeksen for et gitt sett med naturtyper. Vi kommer tilbake til konkrete forslag til inndeling i naturtyper og aktuelle tilstandsmål for disse i senere kapitler. De sentrale punktene i beregning av naturindeksen er:

1. Fastsettelse av referansetilstand, der  $T_i = 1$
2. Fastsettelse verdi av naturtypen i referansetilstanden,  $R_i^*$
3. Beregning av areal av naturtypen nå,  $A_i$
4. Beregning av tilstand av naturtypen nå,  $T_i$



Figur 8. Prinsippskisse for beregning av naturindeksen.

### Fastsetting av referanseforhold (der $T_i = 1$ )

Tilstand ( $T_i$ ) skal ha en verdi mellom 0 og 1, der 1 tilsvarer referanseforholdene. Tallverdien for aktuell tilstand vil derfor være observert tallverdi delt på tallverdi for referanseforholdene. Fastsettelse av referanseforholdene er derfor en prinsipielt viktig avgjørelse for hvilken verdi naturindeksen får. Se boks 2 for omtale av begrepet tilstand.

Referansetilstanden er den tilstanden for biologisk mangfold i denne naturtypen som man ønsker å måle endringer i forhold til. Fastsetting av referansetilstanden er således en form for politisk beslutning. Enkelte vil vektlegge stor grad av "urørthet", mens andre vil anse forstyrrelsesregimer med lang kontinuitet som en mer relevant referansetilstand. Dette varierer også med naturtypen.

Fordi ulike aspekter gjerne tillegges ulik verdi i ulike naturtyper, ser vi det som hensiktsmessig å la referansetilstanden variere med naturtypen. Naturtyper kan klassifiseres i naturmark med liten grad av menneskelig påvirkning, kulturmark med kontinuerlig, moderat ekstensiv bruk (kultur, hevd) gjennom lang tid, og kunstmark med intensivt drevne arealer der marka er fysisk endret (NiN, se kap. 5). Vi foreslår å bruke "naturtilstand" (som i vanddirektivet, NCI, BII og GLOBIO) som referanse for naturmarkstyper, og tilstand i områder med langvarig "tradisjonell" hevd (eks. beite eller slått m.v.) for kulturmark. For kunstmark i byer og tettsteder (som ikke er dyrka mark) må det utvikles egne retningslinjer for hva som er referanseverdier for det biologiske mangfoldet. For kunstige naturtyper i vann skal slike referanseverdier utvikles gjennom implementeringen av vanddirek-

**Boks 2. Status, tilstand og kvalitet** er begreper som blir benyttet om hverandre, og som har tilnærmet samme meningsinnhold. I naturindeksarbeidet bruker vi begrepet tilstand.

Miljømål og bevaringsmål blir også benyttet om hverandre. Målene angir den politiske målsetningen for hvilken tilstand et område eller naturtype skal ha, både i et område eller totalt sett i Norge. Tiltak anbefales satt i gang hvis miljømålene ikke nås.

tivet. Kapittel 5.2 diskuterer mer inngående problemstillingen knyttet til valg av referansetilstand.

### **Verdisetting ( $R_i^*$ )**

For å kunne sammenligne ulike naturtyper, og vurdere konsekvensene for biologisk mangfold av overgang fra en naturtype til en annen, trengs også et estimat for verdi  $R_i^*$  (artsrikdom eller annen verdivurdering) i referansetilstanden. I fravær av slike verdivurderinger mister man muligheten til å vekte naturtyper: en vanlig, artsfattig naturtype teller like tungt som en sjelden, artsrik naturtype. Med verdivurderinger vil høyt verdsatte enkeltlementer få større vekt i indeksen, og et landskap med mange verdifulle elementer får større vekt enn et landskap med få slike elementer.

Å bruke artsrikdom i referansetilstanden gir en indeks tilsvarende BII, mens  $R_i^* = 1$ , gir en indeks tilsvarende NCI og GLOBIO. BII benytter WWFs tall for artsrikdom i de undersøkte naturtypene.

Verdi av naturtyper kan også måles på andre måter (som DNs håndbok 13). Kapittel 5.3 beskriver muligheter til verdisseting gjennom et score-system. Dersom verdivurderinger foreligger for ulike elementer innen en naturtype, beregnes verdien for hele naturtypeforekomsten som et arealveid gjennomsnitt av delene.

### **Beregning av arealer av naturtyper ( $A_i$ )**

For hvert område  $N$  skal beregnes for, må vi ha tall på arealandelen av hver naturtype innenfor området. Dette kan være enklere enn å få direkte mål på areal av hver naturtype. Det er svært ønskelig at presis arealinformasjon om viktige naturtyper i Norge kan hentes fra eksisterende kart og databaser (se kapittel 7) fordi tallfesting av arealandeler basert på ekspertvurderinger vil være beheftet med uakseptabelt stor usikkerhet. I praksis vil det derfor være en forutsetning for å kunne beregne naturindeks etter den foreslåtte metoden, at man har reelle arealandsdata.

Et annet alternativ er bruk av satellittbilder eller flyfoto. GLOBIO henter arealer fra globale satellittbilder og modeller for arealbruk. Disse har imidlertid nokså grov oppløsning (0,5 x 0,5 grader, i noen tilfeller finere), og inndelingen i naturtyper og arealbruksklasser er svært grove og ikke godt tilpasset norske forhold. Satellittbilder med finere oppløsning finnes, men det gjenstår mye utviklingsarbeid før disse kan benyttes til å identifisere arealer med naturtyper med høy verdi. Imidlertid kan de allerede nå benyttes til å angi andelstall for naturtyper på en grovere skala (for eksempel skog). For arealer viktige for biologisk mangfold i kulturlandskapet (både i inn- og utmark) er det bare IR-foto (infrarøde bilder) som har vist seg å gi god nok informasjon på det nivå som er nødvendig for å skille på tilstand/hevd (Ødegård and Sickel 2005).

### **Beregning av tilstand ( $T_i$ )**

Beregning av tilstand for arealene er en stor utfordring. Vi foreslår en fleksibel tilnærming, hvor man kan gjøre mest mulig nytte av ulike overvåkingssystemer for arter, natur og økologisk tilstand.

For å representere en naturtype trengs et omfattende utvalg indikatorer - arter eller surrogater for arter - som oppfyller et sett med prinsipielle og pragmatiske kriterier (Boks 2). Men som for referansetilstand og verdisseting, kan det være hensiktsmessig med ulike utvalg av tilstandsinikatorer for ulike naturtyper.

### Boks 3. Utvalgskriterier for tilstandsindikatorer

Som tilstandsindikatorer for hver naturtype velges fortrinnsvis et sett med arter, alternativt surrogater. I prinsippet bør indikatorene

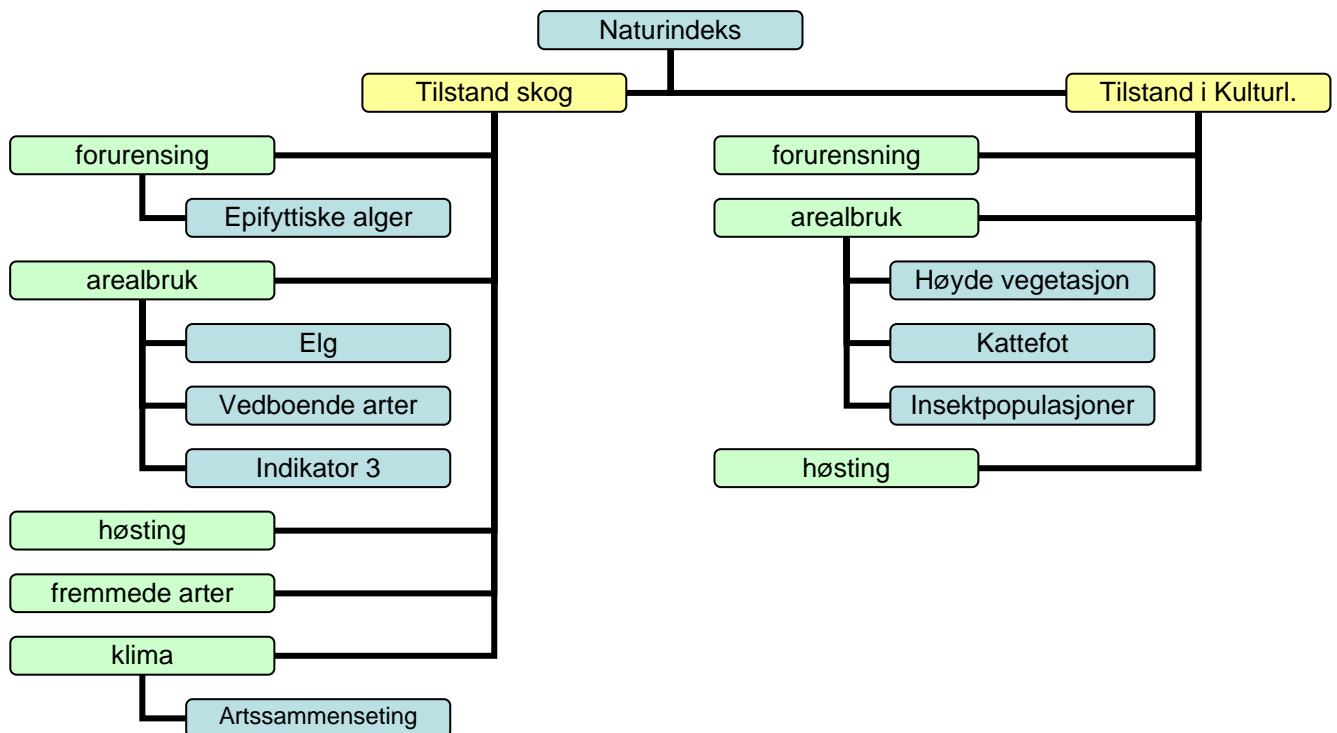
- a) representere naturtypen, dvs i hovedsak knyttet til denne naturtypen (habitatspesialister, ikke introduserte arter)
- b) si noe om vesentlige økologiske prosesser og funksjoner (nøkkelarter)
- c) være taksonomisk representative, dvs. dekke ulike organismegrupper (vertebrater, invertebrater, planter, sopp)
- d) representere både vanlig og sjelden natur, dvs dekke spekteret fra vanlige til sjeldne elementer innen naturtypen, og vanlige til sjeldne arter
- e) være komplementære i forhold til påvirkninger, dvs. være følsomme for ulike typer påvirkning, og til sammen dekke de viktigste hovedtypene av påvirkninger
- f) gi geografisk representative data

I tillegg kommer en del pragmatiske kriterier: Det er ønskelig at indikatorene

- g) er slike som folk bryr seg om (kommunikasjon)
- h) er mulig å overvåke ift ressurssituasjonen (økonomi og kompetanse)
- i) allerede overvåkes, eller er planlagt overvåket

Dersom data om arter er vanskelig tilgjengelige eller svært usikre (f.eks. pga. store populasjonssvingninger eller lav oppdagbarhet), må det vurderes om tilstanden kan overvåkes indirekte, ved hjelp av såkalte surrogater. Forutsetningen for å bruke surrogater, er at man vet at surrogatene kan representere populasjonsforhold til de artene man ønsker informasjon om. Et eksempel kan være mengde og kvalitet av død ved som surrogat for vedlevende insekter og sopp.

For å kunne beregne en samlet naturindeks for et areal (der alle naturtypene er vurdert, jamfør figur 8), er det nødvendig med en kontinuerlig måleskala for tilstand. Dette betyr at i de tilfellene man har diskrete tilstandsklasser må gjøres om til tallverdier (f.eks. EQR verdiene som benyttes som grenseverdier for de fem klassene i vanndirektivet, se kap. 5.4). Dette gir et direkte estimat for  $T_i$ . Der det er mange tilstandsvariable som skal inngå i den samlede vurderingen av tilstand, må det utvikles et system for å sammenstille informasjonen til en kontinuerlig variabel (ett tall for tilstand). Figur 9 illustrerer dette.



Figur 9. Eksempel på at flere tilstandsvariable må vurderes sammen for å gi et helhetlig bilde av tilstanden i et areal. Det gjøres oppmerksom på at figuren ikke er komplett mtp naturtyper og påvirkninger, og at variablene som vist i figuren ikke er utpekt som tilstandsvariable, men kun er ment som en illustrasjon. For å beregne naturindeksen må man også ha arealandelstall og verdi

Tilstandsindikatorer må defineres for hver naturtype. Informasjon om endringer for variabler som skal inngå i beregning av tilstand må skaffes til veie primært ved overvåking, men når ikke det er mulig ved ekspertvurderinger.

På sikt bør tilstandsindikatorer med tilhørende overvåking komme på plass for alle naturtyper. Foreløpig kan vi dele naturtyper i tre grupper etter tilgang på norske overvåkingsdata:

1. Naturtyper med etablerte indikatorer og overvåkingssystemer, eller der disse er under etablering, f.eks. ferskvann (Vanndirektivet).
2. Naturtyper hvor enkelte indikatorer (arter eller surrogater) overvåkes, f.eks. skog (Landsskogtakseringen).
3. Naturtyper uten etablert overvåking.

1. For den første gruppen foreslår vi å ta utgangspunkt i eksisterende systemer eller systemer som er planlagt og med sikkerhet vil etableres, dersom disse tjener formålet med naturindeksen (enkelte modifikasjoner kan være nødvendige – se kap. 7). Ett slikt system er vanndirektivets tilstandsvurderinger for ferskvann. Her legges det nå ned et stort arbeide med å utvikle tilstandsindikatorer som etter et entydig og transparent system plasserer vannforekomster i en tilstandsklasse (svært god, god, moderat, dårlig, eller svært dårlig). Per 2007 er karakterisering benyttet i vanndirektivet. Karakteriseringen er en ekspertvurdering basert på kunnskap om påvirkninger og eksisterende måledata. Karakteriseringen skal så verifiseres, gjennom overvåking. Dette gir en tilstandsklassifisering. Det er også mye som tyder det blir nødvendig å utvikle en liknende tilstandsklassifisering for naturtyper på land for å vise om verneområdene er dekkende for det biologiske mangfoldet. Dette forutsetter at myndighetene velger samme tilnærmingen som EU for sine Natura-2000 områder. Det vil vanligvis også for slike naturtyper være behov for supplering av variabler som en må ha informasjon om status for.

2-3. For naturtyper hvor overvåkingssystemer mangler helt eller delvis (tilfelle 2 og 3 ovenfor), foreslår vi å

- A. bruke eksisterende overvåkingsdata som faller inn under utvalgskriteriene (boks 3)
- B. supplere eventuelle eksisterende data med ny overvåking av et utvalg av indikatorer som sikrer representativitet og komplementaritet for utvalget som helhet (boks 3)

For å sikre representativitet og komplementaritet må en vurdere behov for å inkludere et stratifisert tilfeldig utvalg av arter (eller surrogater), med organismegrupper, sensitivitet for påvirkning og grad av sjeldenhet/truethet som strata.

Som et midlertidig tiltak for å bøte på manglende overvåkingsdata, kan indikatorene der man ikke har etablert overvåking ekspertvurderes. På sikt bør ekspertvurderinger erstattes av reell overvåking. Den foreslåtte metoden (NI) gjør dette mulig, forutsatt at man på forhånd definerer hvilke tilstandsindikatorer det skal fokuseres på for hver naturtype.

Vi gjennomgår først hvordan tilstand  $T_i$  kan beregnes direkte ved hjelp av overvåkingsdata. Deretter omtaler vi hvordan tilstanden i fravær av systematiske overvåkingsdata kan fastsettes med ekspertvurderinger på annet eksisterende datagrunnlag.

#### Alternativ 1: overvåkingsdata (arter eller surrogater)

For overvåkingsdata om arter anbefaler vi MSA (gjennomsnittlig relativ bestandsstørrelse av arter i forhold til en referansetilstand) som tilstandsmål, fordi dette allerede benyttes i flere indekser (fugleindeks, Living Planet Index, NCI og GLOBIO). MSA beregnes for hver art/artsgruppe, og tilstanden for naturtypen beregnes som et (eventuelt veiet) gjennomsnitt av tilstanden til artene/artsgruppene innenfor naturtypen. Dette krever at man har data om bestandsstørrelser for enkeltarter eller artsgrupper, eventuelt forekomst-fraværdata med høyere oppløsning enn naturindeksen (altså forekomst/fravær i flere delområder innen hvert område indeksen beregnes for).

Dersom direkte overvåkingsdata for arter ikke er tilgjengelige, eller er svært usikre, kan man benytte surrogater. For eksempel kan død ved trolig fungere som et surrogat for bestandsstørrelser av mange skoglevende arter av insekter og sopp, og kan dermed tenkes å fungere som et tilstandsmål for skog. Surrogatene kan variere mellom organismegrupper (f.eks. mål på mengde av artenes ulike habitater innenfor hovednaturtypen). Hvis surrogater skal benyttes, bør man sørge for å dokumentere sammenhengen med den egentlige variabelen (arter/ artsgrupper). Surrogatene kan angis på en kontinuerlig skala, eller i kategorier som da tilsvarer tilstandsklasser. Dersom et surrogat framstilles på en kontinuerlig skala, og det er rimelig å anta en lineær sammenheng mellom surrogatet og en art eller artsgruppe, kan surrogatet benyttes direkte til å fastsette  $T_i$ .

I mange tilfeller kan sammenhengen mellom en art/artsgruppe og et eller flere surrogater være mer komplisert. For eksempel er det ofte klare sammenhenger mellom miljøfaktorer som klima og topografi og arters forekomst. Det pågår aktivt arbeid internasjonalt og nasjonalt for å utvikle prediksjonsmodeller basert på slike sammenhenger (Elith, Graham et al. 2006; Stokland and al. in press) Slike modeller kan være kompliserte, men er godt statistisk funderte, og kan være nyttige der surrogatene (dvs. miljøfaktorene som fungerer som prediktorvariabler i modellene) er lettere å overvåke enn artene i seg selv.

En annen gruppe med modeller bruker påvirkninger som surrogater. For eksempel er GLOBIO-modellen (se figur 2) er basert på kunnskap om dose-responskurver mellom påvirkningsfaktorer og tilstanden for biologisk mangfold (MSA). En liknende tilnærming basert på "Environmental Impact Factors" (EIF) har vært brukt i Norge for å se på effekten av langtransportert forurensning og til å vurdere konsekvensene av mulige oljeutslipp (Larsen, Knudsen et al. 2003; Spikkerud, Brude et al. 2004). Her er også kunnskap om dose-responsrelasjoner sentrale.

Å bruke påvirkninger som surrogater har den fordel at man kan modellere framtidig tilstand gitt endret påvirkning. Man kan for eksempel modellere hvilken effekt miljøforbedrende tiltak har på tilstanden (for eksempel reduserte utslipp). Dette krever selvsagt god informasjon om påvirkningsfaktorer og sammenhenger. Hvis informasjon om påvirkninger (arealbruksendring, forurensing, etc.) og modeller for sammenhengen mellom påvirkninger og tilstand er tilgjengelig, kan tilstanden beregnes med disse modellene (eventuelt meta-analyser av flere modeller). Per 2007 er kunnskapen om dose-responskurver om sammenhengen mellom ulike påvirkninger og tilstand (for arter) ikke god nok til å brukes for biologisk mangfold generelt. Det er svært lite kunnskap om hvordan flere påvirkningsfaktorer virker sammen på tilstanden (bestandene til artene). Det at det er flere påvirkningsfaktorer i et område, er snarere regelen enn unntak. Vi anbefaler derfor ikke å bruke denne tilnærmingen, annet enn i spesielt godt dokumenterte tilfeller.

#### Alternativ 2: ekspertvurderinger

For flere naturtyper vil det være mulig å beskrive tilstanden for arealer basert på kunnskap om påvirkningsfaktorene og eksisterende, men mangelfulle data om tilstanden til økosystemene. Dette er langt billigere enn andre metoder, men gir begrensede muligheter for vurdering av estimatenes forventningsrettet og presisjon. Usikkerheten ved slike estimater må ansees å være stor, og vi anbefaler derfor å bruke ekspertvurderinger som supplement til overvåking og modellering.

Ekspertvurderinger kan benyttes til å fastsette tilstand direkte. Fastsetting av tilstand  $T_i$  i for eksempel vanndirektivet, skal baseres på eksisterende kunnskap, ny overvåking og ekspertvurderinger. Fastsetting av tilstandsklassene skal gjøres etter vanndirektivets detaljerte retningslinjer/ manualer.

For naturtyper der det ikke eksisterer system for tilstandsklassifisering, er det mulig å utvikle spørreskjema der et utvalg eksperter vurderer sannsynlig tilstand for det gitte arealet basert på et utvalg av indikatorer (boks 3). Som for reelle overvåkingsdata, er det mulig å gjøre ekspertvurderinger for arter (som i BII-indeksen) eller surrogater. Dersom surrogater skal benyttes, bør det være en dokumentert sammenheng mellom surrogatet og arten/artsgruppen.

I alle tilfeller må ekspertvurderingene foretas etter etterprøvbare retningslinjer, slik det ble gjort i arbeidet med den nye Rødlista (Kålås, Viken et al. 2006). Her angis klare kriterier for klassifisering av arter, og det oppgis sammen med tilstandsvurderingen (rødlistekategorien i dette tilfellet) hvilket kriterium arten er klassifisert etter. Dette gjør det mulig å verifisere ekspertvurderinger når reelle data for det aktuelle kriteriet kommer på plass. Vi anbefaler utvikling av tilsvarende kriteriesett og prosedyrer.

### **Usikkerhet**

I beregning av naturindeksen akkumuleres usikkerhet fra flere kilder. For det første ligger det en usikkerhet i beregningen av hvert enkelt areal. Dette er bl.a. en funksjon av dekningsgraden til kartleggingsregimer, og usikre grenser mellom ulike arealklasser. For det andre ligger det usikkerhet i beregningen av tilstanden for hvert areal. Ved direkte måling er variasjonen (naturlig variasjon og observasjonsusikkerhet) mulig å kvantifisere direkte. For dose-responsmodeller foreligger usikkerhet i parameter-estimer. Der hvor det foreligger flere studier med ulike resultater, kan usikkerheten beregnes med meta-analyser. Ved ekspertvurderinger kan usikkerheten angis etter grove klassifiseringssystemer (f.eks. høy, middels, lav).

For å kunne si noe om usikkerheten i den samlede naturindeksen (for et gitt tema, og totalt) trengs en metode for å håndtere usikkerhet fra ulike kilder. Dersom alle usikkerheter følger en kjent fordeling (for eksempel normalfordelingen), er det i teorien mulig å beregne usikkerheten i den samlede indeksen analytisk. I praksis vil det trolig være enklere å kombinere ulike usikkerheter med Monte Carlo-metoder (Manly 1997). For eksempel kan man utføre parametrisk bootstrapping for parameterestimer (fra original-studier eller meta-analyser), og ikke-parametrisk bootstrapping for direkte målinger (rådata) og grove usikkerhets-klassifiseringer.

Det er viktig å understreke at bootstrapping og tilsvarende metoder ikke kan korrigere for skjevheter (bias) i datasettet. Det er derfor viktig at naturindeksen baseres mest mulig på data fra godt designede overvåkingssystemer som sikrer forventningsrettet.

Det kan i noen tilfeller være riktig å sette en øvre grense for usikkerhet, enten i enkelte ledd, eller totalt: hvis denne grensen overskrides bør ikke (tema)indeksen presenteres (eller beregnes i det hele tatt). Vi anbefaler å unnlate å presentere en indeks basert på en eller flere ekspertvurderinger av tilstand, der en eller flere eksperter oppgir tilstandsvurderingen som svært usikker.

### 3.5 Eksempler på temaindekser som kan framstilles

Hovednaturindeksen beregnes på et svært aggregert nivå, og vil bare antyde grove trender i norsk natur. For å belyse trender for deler av norsk natur, som nordområdene, eller sjelden og trua natur, kan det være interessant å framstille og presentere ulike temaindekser. Dette kan gjøres ved å anvende samme formel for utvalgte geografiske områder (f.eks. nordområdene eller kysten) eller et utvalg naturtyper (f.eks. ferskvann). Geografiske temaindekser og temaindekser for hovednaturtypene, vil være komponenter av hovedindeksen. Andre kan beregnes med samme formel, men med et annet utvalg av arealer, for eksempel viktige naturtyper i henhold til DNs håndbok 13 (inkl. evt. revisjon). Dersom artsgrupper forekommer i flere hovednaturtyper, vil det også være mulig å beregne temaindekser for artsgrupper ved å beregne gjennomsnittlig tilstand (veid med areal) på tvers av naturtyper (i stedet for å ta gjennomsnitt for naturtyper som angitt i formelen for NI). Her kan man også tenke seg et annet utvalg av arter enn for hovedindeksen, for eksempel høstede arter eller arter på rødlista. Dette vil gi en mulighet til å belyse trender i økonomisk viktig eller truet norsk natur. Hvilke arter det kan utformes temaindekser for, avhenger av hvilke tilstandsvariable som velges.

Vi har ovenfor omtalt kart som det er mulig å framstille. Resultatene som presenteres på kart, kan videre summeres slik at resultatene kan framstilles som enkle grafer.

## 4 Sammenhengen med andre måleverktøy

Kapitlet gir en kort innledning til internasjonale rapporteringskrav og beskriver nasjonal og internasjonal rapportering som kan bidra til datagrunnlaget for naturindeksen.

Konvensjonen om biologisk mangfold (CBD) har som mandat å konkretisere 2010-målet og har gjort dette gjennom å utvikle konkrete delmål og foreslått indikatorer som skal støtte opp under disse. Indikatorene under 2010-målet er å oppfatte som rammeverk for landenes og regionenes oppfølging av dette og følges opp med rapportering av egen aktivitet gjennom nasjonal rapportering hvert 4. år. CBD presenterer indikatorene gjennom innhenting av data fra internasjonale kilder og samarbeid med sentrale internasjonale institusjoner som jobber med datainnsamling. Resultatene presenteres i publikasjonen Global Biodiversity Outlook (GBO).

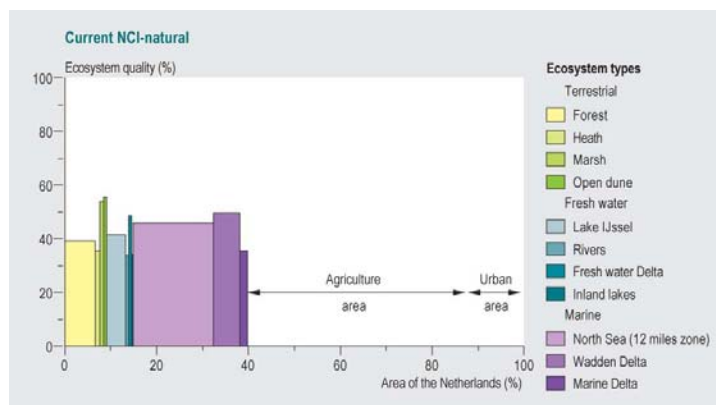
Eurostat framskaffer offisiell statistikk for EU, og miljørelevante indikatorer presenteres som "[bærekraftindikatorer](#)" og "[strukturindikatorer](#)". Strukturindikatorene inneholder indikatorer for økonomisk vekst, sysselsetting, innovasjon og forskning, sosiale spørsmål og miljø. Strukturindikatorene har således "høy status" i Eurostat. EEA er det europeiske miljøbyrået som framskaffer noen av tallene for indikatorene på til miljø for Eurostat. EEA har i tillegg flere egne indikatorer på miljø. EEA har nå utviklet et første omforent sett med indikatorer for biologisk mangfold; SEBI 2010 (EEA 2007). SEBI indikatorene er basert på indikatorene til konvensjonen om biologisk mangfold (CBD) og tilpasset europeiske forhold. SEBI indikatorene anbefales av EEA å danne grunnlaget for EU og det pan-europeiske samfunnet (PEBLDS) sin rapportering til CBD om framdrift i forhold til 2010 målet.

## 4.1 Internasjonale "naturindekser"

Tre hovedtilnærminger til naturindeks (NCI, GLOBIO, BII) er omtalt i kapittel 3. For å få sammenlignbarhet mellom NI og disse tre indeksene er det en forutsetning at samme arealklassifikasjonssystem benyttes. Videre er det en forutsetning at NI benytter MSA (gjennomsnittlig bestandsstørrelse, målt direkte eller med surrogater) for å bestemme tilstand. Hvis man i NI velger å fastsette tilstand ved bruk av artsdiversitet, artssammensetning eller funksjonsvariable, vil verdiene til NI verken være sammenlignbare med NCI, GLOBIO eller BII. For å få full sammenlignbarhet må også referansetilstand og verdisetting tilpasses.

Alle de tre tilnærmingene benytter "før-industriell tid" eller tilstand i verneområder som surrogat for dette, til å angi referanseverdier. For NI foreslår vi å benytte "optimal" tilstand som utgangspunkt for å fastsette referanseverdier. Vi kan ikke fastslå om NI og de tre andre tilnærmingene vil bli helt sammenlignbare for alle økosystemer, før arbeidet med å definere referansetilstand ("optimal tilstand") er gjennomført (kap. 5.2). Referansetilstanden som defineres i NI vil imidlertid ta utgangspunkt i referansetilstandene slik de er definert i Habitatdirektivet, Vanndirektivet og EUs marine direktiv.

**NCI:** Forutsatt at ingen områder gis høyere verdi enn andre (dvs.  $R=1$ ), og tilstanden for kunstmark settes til  $T=0$ , vil vår naturindeks NI i utgangspunktet få samme tallverdi som NCI-indeksen. Figur 10 gir et eksempel på hvordan NCI og dermed også NI kan framstilles.



Figur 10. Endringer i tilstand (y-akse) og areal (x-akse) av naturlige økosystemer siden før-industriell tid. For kunstmark (byer og tettsteder, og intensivt drevne jordbruksarealer) er tilstand satt lik 0. Figur fra (RIVM 2002).

**GLOBIO:** CBD sekretariatet ga nylig ut "Global Biodiversity Outlook no 2". I denne presenteres scenarier for biodiversitet basert på GLOBIO-modellen (kap. 3). Som tidligere nevnt, bygger GLOBIO på NCI-tilnærmingen. I utgangspunktet bør derfor også NI og GLOBIO gi samme tallverdi og kartpresentasjon (gitt  $R=1$ ). Siden NI og GLOBIO benytter ulike input-data for MSA, vil kartene trolig avvike fra hverandre. Dette vil skyldes både usikkerhet i bestemmelsen av tilstand (MSA) basert på overvåking eller ekspertvurdering i NI, men også på usikkerhet knyttet til dose- respons kurvene som benyttes i GLOBIO.

**BII indeksen:** har ikke blitt tatt i bruk av noe land så vidt forfatterne kjenner til. Det er likevel mulig å konvertere NI indeksen til en BII indeks hvis verdivurderingen settes lik artsdiversiteten ( $R=$  WWFs artsdiversitetstall for ulike økosystemer).

Hovedkonklusjonen er at NI i grove trekk kan omregnes og framstilles som en NCI indeks. Det er mer usikkert i hvor stor grad GLOBIO-kartene og NI-kartene vil være like. Første steg i å få sammenlignbarhet er å framstille NI kartene uten verddivurdering, slik NCI og GLOBIO gjør. For nasjonal framstilling ønsker vi å beholde verddivurderingen ( $R$ ) av områder. Dette fordi vi da kan



utarbeide kart som viser hvor de viktigste områdene/ kommunene/ fylkene for biologisk mangfold er, og om disse ivaretas over tid.

Det finnes ingen "offisiell" naturindeks som presenteres i EU. EU kommisjonen har imidlertid i sin handlingsplan for biologisk mangfold av 2006, som mål å utvikle en indikator for biodiversitet. Indikatoren skal ha status som strukturindikator og bærekraftindikator. EEA har fått dette oppdraget uten å ha kommet i mål med utviklingsarbeidet. Det europeiske temasenteret for biodiversitet (ETC/NC) skal samarbeide med EEA om dette og skal i 2008 sjekke om det er mulig å utvikle en slik indeks. Den norske prosjektgruppen har etablert tett kontakt med EEA, og EEA har funnet det norske forslaget til metode for beregning av naturindeks såpass interessant at de nå oversetter vårt norske dokumentet til engelsk som et innspill til EEAs videre arbeid med biodiversitetsindeks. Workshoper på dette skal arrangeres i 2008, og prosjektgruppen skal delta på dette.

Konklusjonen er at arbeidet med å utvikle en biodiversitetsindeks har fokus både i EU og i CBD. Det at den norske naturindeksen baserer seg på data som likevel skal samles inn gjennom andre rapporteringsforpliktelser i EU, og indirekte CBD (se kap. 7.2), sikrer at man ikke foreslår å samle inn forskjellige datasett i Norge og EU. Dette gjør at man om nødvendig kan tilpasse beregningsmetodene for den norske naturindeksen til EU sin naturindeks, hvis det viser seg at de kommer opp med en annen indeks.

## 4.2 SEBI indikatorene

SEBI indikatorene er tilpasset CBD headline indicators for europeiske forhold (EEA 2007). En oversikt over de 26 indikatorene er gitt i tabell 1, kapittel 1.

Det forutsettes at tilstand skal beregnes på en slik måte at NI er sammenlignbar med de internasjonale indeksene, dvs. at relativ bestandsstørrelse (MSA), er tilstandsmålet. Dette innebærer at de SEBI indikatorene som kan gi relevante tilstandsdata enten måler bestandsstørrelse direkte eller indirekte ved hjelp surrogater (kap. 3). De SEBI indikatorene som angir mengde areal eller andel arealer av økosystemene er egnet til å gi arealtall til NI. SEBI indikator 5 bør vurderes for å peke ut hvilke områder som skal ha høy verdi (R).

Nedenfor gis en kort oppsummering av relevansen av de ulike SEBI indikatorene for naturindeksen. De indikatorene som er uthevet anses som mest relevant for NI. Den tekniske rapporten som beskriver metodikken for SEBI indikatorene er brukt som grunnlag for denne oppsummeringen (EEA 2007).

**1. Tetthet og fordeling av utvalgte arter. TILSTAND.** Per nå inngår bestandsdata på fugl og sommerfugl i denne indikatoren. Norge leverer allerede tall til fugleindeksen, og fugleindeksen er også en bærekraftindikator for Norge på samme måte som i EU (Eurostat). Disse fugledataene ansees som svært relevante for naturindeksen. Overvåkingssystemet for fugleindeksen i Norge er under oppbygging, og det er mulig at man må bruke ekspertvurdering for å vurdere bestander tilbake i tid. Norge leverer ikke data på sommerfugl, og det bør videre vurderes om sommerfugleindeksen skal etableres i Norge. EEA vurderte å bruke WWFs naturindeks (Living Planet Index) som SEBI indikator 1, men fant at bestandsdataene som inngår i LPI ikke er representativt mhp arter og tidsserier. LPI er for øvrig under utvikling i WWF. EEA vurderer å utvide artsutvalget i indikatoren. Flaggermus er en av flere kandidater til nye artsgrupper

**2. Rødlisteindeks for europeiske arter. TILSTAND.** Utvikles på europeisk nivå. Rødlisting innebærer at artenes sannsynlighet for å dø ut vurderes. Revidert metodikk ble innført for utvikling av rødlistene i 2001 og retningslinjer for hvordan metodikken skal brukes ble beskrevet i 2003 (IUCN 2001; IUCN 2003), noe som gjør at det ikke er mulig å lage tidstrender for truethet av rødlistede arter i Norge ved å se på den nye 2006 lista og den gamle rødlista fra 1999. Ved framtidige revideringer av rødlista (neste planlagt i 2010), kan endring over tid vurderes, såfremt kriteriene for truethet ikke endres. Et alvorlig problem er imidlertid at indeksen har lav geografisk oppløsning både i Norge og på EU nivå. For å kalkulere NI trenger vi tilstandsvari-

able med relativt stor geografisk oppløsning. Dette er hovedårsaken til at SEBI indikator 2 per nå ikke egner seg til å inngå i NI. På sikt har det vært svært ønskelig å få inkludert en eller annen tilstandsvariabel som sier noe om tilstedeværelsen av truede arter i NI.

**3. Arter av europeisk interesse. TILSTAND.** Indikatoren dekker arter som står på Habitatdirektivets artikkel 11 og som har overvåkingskrav knyttet til seg. Landene skal rapportere på bevaringsstatus til disse artene (4 klasser; god, moderat, dårlig, ikke kjent). Indikatoren presenterer antall arter og endringer i kategorier over tid, og baserer seg på EU-landenes rapportering hvert 6 år. Siden Norge ikke rapporterer til EUs habitatdirektiv vil tilsvarende data i Norge ikke være tilgjengelig. Arter som står på Habitatdirektivet er imidlertid de samme som står på listen til Emerald Network i Bern-konvensjonen som Norge er bundet av. 132 arter er aktuelle for Norge (Direktoratet for naturforvaltning 2007). Et flertall av disse artene står også på Rødlista. Det bør vurderes hvorvidt disse artene skal inngå i ekspertvurderinger knyttet til naturindeksen. Det er mulig at bestandsutvikling for arter på Emerald Network-lista bør inngå i tilstandsmålene for de respektive naturtypene for NI.

**4. Utbredelse av ulike økosystemer. AREAL** Arealdekkekart for Europa basert på fjernmåling. Indikatoren skal også vise endringer i arealklasser over tid (1990 til 2000, 2006, og planlegges for 2010). Oppløselighet er 250 mål (25 ha), og gir følgelig en grov oversikt over endringer. Norge har ikke arealdekkekart, men to vegetasjonskart basert på satellittscener er under utarbeidelse for år 2000 (kap. 7.2). Arealdekkekart er nødvendig for å kunne framstille naturindeks. Arealstatistikk kan supplere arealdekkekart (se kap. 7.2).

**5. Naturtyper av europeisk interesse. VERDI og TILSTAND.** Viser bevaringsstatus ift målene i Habitatdirektivet, og baseres på EU landenes rapportering hvert 6. år. Naturtypenes må vurderes både innenfor og utenfor verneområdene for å kunne avgjøre bevaringsstatus. I Norge har vi 45 naturtyper som er relevant for Emerald Network. Etter at Sverige og Finland ble medlem av EU, ble 18 nye naturtyper av nordisk betydning innlemmet i Habitatdirektivet (Direktoratet for naturforvaltning 2007). Disse er knyttet til barskog og annen "nordisk natur". Disse naturtypene er ikke innlemmet i Emerald Network. Overvåkingsprogram for verneområdene som er under etablering og arbeid i Nasjonalt program for kartlegging og overvåking bør framskaffe bevaringsstatus og hevdstatus for relevante naturtyper. SEBI indikator 5 er direkte relevant for naturindeksen, særlig i forhold til å kunne utpeke områder med høy verdi, dvs. de naturtypene som er utpekt av internasjonale konvensjoner og eller EU antas å ha høy verdi. Bevaringsstatusen til disse naturtypene kan si noe om tilstanden i områdene. EEA vurderer å inkludere Emerald Network i indikatoren slik at det blir en pan-europeisk indikator.

6. Genetisk diversitet til husdyr. Antall husdyrraser (kyr og sau). Ikke relevant

7. Nasjonalt beskyttede områder. Er en responsindikator som sier noe om antall og areal av beskyttede områder. Indikatoren sier ikke noe om tilstand i områdene, og er ikke relevant for NI. Norge rapporterer i dag på indikatoren.

8. Områder beskyttet iht fugle- og habitatdirektiv. Er en responsindikator som sier noe om antall og areal av Natura-2000 områder. Ikke relevant for NI

**9. Overskridelser av tålegrenser for nitrogen. Surrogat for TILSTAND.** Er knyttet til EMEP-programmet knyttet til Langtransportkonvensjonen. Norge leverer data. Er ikke direkte relevant for tilstandsvurdering av NI, men kan muligens fungere som et surrogat for vurdering av bestander av plantearter.

10. Invaderende fremmede arter i Europa. PÅVIRKNINGSFAKTOR. Er påvirkningsfaktorer for det biologiske mangfoldet. Data om invaderende fremmede arter kan være aktuell som bakgrunnsinformasjon for ekspertvurdering av bestander til enkelte arter (=tilstandsvariable). Den geografiske oppløsningen av indikatoren er per i dag lav. Indikatoren baserer seg på NOBANIS-prosjektet.

**11. Forekomst av temperaturfølsomme arter. TILSTAND.** Er en indikator som skal vise effekter av klimaendringer på biologisk mangfold. Indikatoren skal utvikles i 2008 i eget prosjekt. DN deltar i prosjektgruppen. Kan bli aktuell som tilstandsindikator, men dette avhenger av forløpet i 2008.

12. Marin trofisk indeks. TILSTAND. Beskriver hvilket trofisk nivå marine fiskearter som det fiskes på, jo mindre fiskearter som leveres, jo høyere er overfisket. Vi prioriterer å bruke data fra SEBI indikator 21 til å vurdere tilstand framfor denne indikatoren. Dette har sammenheng med at marin trofisk indeks beregnes ut i fra offisielle landingstall (der enkelte fangster kan være underrapportert), mens for SEBI 21 benyttes reelle overvåkingsdata for å bestemme marine fiskebestander.

13. Fragmentering av naturlige og semi-naturlige økosystemer. Indikatoren går mer på landskapsvurderinger enn på bestandsvurderinger, og det er vanskelig å se for seg hvordan denne indikatoren skal kunne benyttes i NI på nåværende tidspunkt. Norge leverer ikke data. Basiser seg på Corine Landcover.

14. Fragmentering av elvesystemer. Ikke ferdig utviklet indikator. Relevant for migrering av fisk. Indikatoren går mer på landskapsvurderinger enn på bestandsvurderinger, og det er vanskelig å se for seg hvordan denne indikatoren skal kunne benyttes i NI på nåværende tidspunkt.

15. og 16. Næringsstoffer i marine farvann og ferskvann. PÅVIRKNINGSFAKTOR Er knyttet opp mot EU direktiver for reduksjon av forurensning. Knyttet opp mot landenes årlige rapportering til Eionet. Norges rapportering kan benyttes som en av flere kart over påvirkningsfaktorer i vann som grunnlag for å gi ekspertvurdering om økologisk tilstand. Vi velger imidlertid å bruke vurderingene for økologisk status gjennom VRD direkte i ferskvann, men med modifikasjoner i kystvann (kap. 7).

17. Tilvekst i skog. En indikator for bærekraftig bruk. PÅVIRKNINGSFAKTOR Årlig hogst må ikke overskride uttak. Baserer seg på nasjonale landskogstakseringer. Ikke direkte relevant for tilstanden til biologisk mangfold.

**18. Skog: død ved. TILSTAND.** Død ved er habitater for mange arter av sopp og insekter. Norge leverer data, og COST E43 arbeider med å få standardisert levering av data.

**19. Jordbruk- nitrogenbalanse; SURROGAT for TILSTAND.** Kalkulerer overskudd av nitrogen brukt i jordbruket. Overskuddsnitrogen virker, sammen med fosfor og pesticid bruk, negativt på arts mangfold i vann og på land. Baserer seg på IRENA og OECD data. Uklart om Norge leverer data. Kan muligens benyttes som en av flere kart over påvirkningsfaktorer i jordbruksarealer som grunnlag for å gi ekspertvurdering om økologisk tilstand.

**20. Jordbruksområder der driften potensielt støtter biologisk mangfold (High value nature farmland). VERDI og TILSTAND.** Viser områder som har økologisk jordbruk, semi-naturlig grasmarker og sjeldne arter. Baserer seg på data fra Corine Landcover, Sommerfugl-database, Natura 2000 med mer. Norge deltar ikke i EU samarbeidet på dette området, men har under utvikling et eget system knyttet til "særlig verdifulle kulturlandskap" for biologisk mangfold (Direktoratet for naturforvaltning 2006). Viktige naturtypene ihht DN metodikken tilsvarer trolig enhetene i EU systemet, men en sammenligning av disse to systemene er nødvendig før man kan si om naturindeksen vil bli sammenlignbar med EUs indikatorer for kulturlandskap. Inntil videre må derfor norsk tilnærming benyttes for å få fram tall knyttet til kulturlandskap.

**21. Fiskerier: Europeiske kommersielle marine fiskebestander innenfor biologiske sikre grenser. TILSTAND.** Er også et norsk nøkkeltall og en strukturindikator i Eurostat. HI leverer data til ICES. Høyaktuell for datainput til NI.

22. Akvakultur. Vannkvalitet ved oppdrettsanlegg for fisk. PÅVIRKNINGSFAKTOR. Økologisk tilstand rundt akvakulturanlegg antas å bli fanget opp i VRD og prioriteres foran vannkvalitets som kun er en påvirkningsfaktor.

23. SEBI indikatorene fra 23-26 er ikke relevante for å bestandsvurdere arter (tilstand) eller angi arealer (økologisk fotavtrykk, patentsøknader basert på genetiske ressurser, penger til forvaltning av biologisk mangfold og allmennhetens interesse for biologisk mangfold).

### 4.3 Andre rapporteringsforpliktelser

I Norge er det utviklet egne [nøkkeltall](#) for biologisk mangfold og fire [bærekraftindikatorer](#) for biologisk mangfold. Alle de fire bærekraftindikatorer er en delmengde av de nasjonale nøkkeltallene. To av bærekraftindikatorer gir data inn til SEBI-indikatorer; fugleindeksen (SEBI-indikator 1) og marine fiskebestander (SEBI-indikator 21). De to andre bærekraftindikatorer bygger på data som rapporteres til EU gjennom vanndirektivet (se kap. 5.3, 7.2). Dette innebærer at datagrunnlaget som inngår i bærekraftindikatorer vil bli benyttet i naturindeksen. I tillegg er det definert en femte bærekraftindikator for biologisk mangfold; irreversibel avgang av biologisk produktivt areal. Her pågår det ikke systematisk datainnsamling.

Nå når SEBI-indikatorer er på plass, er det trolig at de nasjonale nøkkeltallene må omarbeides slik at de i større grad kan sammenlignes med europeiske data. Det er likevel slik at datagrunnlaget som inngår i produksjon av nåværende nøkkeltallene vil bli vurdert når tilstandsvariablene for de ulike økosystemene skal velges (anbefaling i kapittel 6.2). De fleste nøkkeltallene er direkte relevante for SEBI indikatorer, men det er noen spesielle nøkkeltall knyttet til for eksempel lavdekket på Finnmarksvidda.

Det er også internasjonale rapporteringsforpliktelser knyttet til habitat- og fugledirektivet, vanndirektivet, marint direktiv og jordbruksdirektiver. Disse rapporteringsforpliktelsene må vurderes når tilstandsvariable skal velges ut (jamfør kap. 6.2). Det legges opp til at det Norge rapporterer til EU i størst mulig grad kan gjenbrukes i kalkuleringen av NI. Dette vil først og fremst gjelde skog, ferskvann og marint. Norge har gjennom EØS avtalen unntak for natur- og landbruksdirektiver. Dette er årsaken til at Norge ikke har harmonisert sin datainnsamling i særlig grad med EU.

## 5 Praktisk tilnærming

Vi foreslår at naturindeksen skal bygge på informasjon om arealer kombinert med informasjon om tilstanden i arealene (kap. 3). Om mulig skal sammenhengen mellom tilstanden og påvirkningsfaktorene synliggjøres. Dette kapitlet beskriver hvordan vi tenker oss inndelingen i naturtyper, hvordan naturtypenes verdi kan anslås gitt nåværende kunnskap, hvordan vi skal gjennomføre tilstandsvurderingen ved hjelp av reelle måledata på arter eller surrogater (eks. høyde på gjengroingsvegetasjon) eller ekspertvurderinger, og hvordan vi kan beregne arealer. Inndelingen av arealer og hvordan vi velger å framskaffe verdier for tilstand vil få betydning for hvilke type temaindekser det er mulig å framstille.

### 5.1 Inndeling i naturtyper

Det finnes en rekke måter å klassifisere økosystemer på. Avhengig av tradisjoner, formål, kunnskap og tilgjengelige data, kan økosystemer klassifiseres etter innhold eller funksjon, basert på informasjon om terreng, geologi, vegetasjon, artsinnhold og/eller andre mål for enhetenes spesifikke økologiske egenskaper. Slike klassifikasjoner kan ha en flat struktur av likestilte typer eller de kan være ordnet i et hierarkisk system, der underliggende enheter inngår i overliggende på en systematisk måte. Klassifikasjon av natur i ulike typer har i hovedsak hatt to forskjellige utgangspunkt: (1) en ideell klassifikasjon og beskrivelse av naturtyper basert på en blanding av empiriske observasjoner og teoretiske vurderinger, ofte med formål å forvalte naturverdier knyttet til enhetene, eller (2) en klassifikasjon av arealer basert på multivariate data

for arealenhetenes egenskaper, ofte samlet inn ved fjernmåling, og ofte med en eller annen form for arealforvaltning som formål.

Her vil vi ikke gå inn i noen bred drøfting av ulike klassifikasjoner av natur, men konsentrere oss om de vi oppfatter som mest relevante i vår sammenheng. Dette gjelder dels inndelinger brukt i EU, der det kan være et poeng for Norge å tilpasse seg disse for å sikre best mulig grunnlag for sammenligning og rapportering i forhold til EU-landene. Dessuten gjelder det den nye norske naturtypeinndelingen som er under utvikling i Artsdatabanken.

I EU er flere systemer for klassifisering av natur i bruk. Under Habitatdirektivet skal medlemslandene ta vare på naturverdier av europeisk bevaringsinteresse knyttet til naturtyper (kalt habitattyper i EU-systemet) og arter, spesifisert i vedlegg til direktivet. Naturtypene i Habitatdirektivet er valgt ut fra en naturtypeklassifikasjon utviklet rundt 1990 som del av EU-kommisjonens naturforvaltningsprogram Corine. Siden Habitatdirektivet har lovs kraft i EU, må alle medlemslandene forholde seg til de spesifiserte naturtypene, identifisere disse på eget territorium, vurdere om bevaringsmålene nås og sikre en gunstig utvikling slik at bevaringsmålene nås over tid. Selve naturtypeklassifikasjonen som Habitatdirektivet bygger på, er imidlertid utviklet videre fram til et mer helhetlig og gjennomarbeidet system for klassifikasjon av all europeisk natur: EUNIS habitatklassifikasjon. EUNIS-klassifikasjonen er et strengt hierarkisk system, der typer deles opp i undertyper som igjen deles opp osv., med i alt 10 hovednaturtyper delt opp i inntil 6 undernivåer. Selv om EUNIS-klassifikasjonen ikke har samme lovmessige status som Habitatdirektivets naturtyper, blir EUNIS bl.a. brukt i ulike EU-prosjekter og som grunnlag for arealbaserede analyser i regi av det europeiske miljøbyrået EEA. Et annet resultat av Corine-programmet var utviklingen av en klassifikasjon for arealdekket for å beskrive utviklingen av ulike arealtyper slik disse kunne tolkes basert på data fra ulike satellitter (Corine Land Cover CLC). På det øverste grove nivået er det klare fellestrekk mellom disse naturtypeklassifikasjonene. I tabell 2 er inndelingen for EUNIS og CLC sammenholdt med en inndeling som kan passe for den norske naturindeksen (jf under).

Uavhengig av arbeidet med Habitatdirektivet og de tilknyttete naturtypeinndelingene EUNIS og CLC har EU-kommisjonen utarbeidet et en naturtypeinndeling for vannforekomster i tilknytning til Vannrammedirektivet. Her skilles mellom 6 hovedtyper av vannforekomster: stående overflatevann (innsjøer o.l.), rennende overflatevann og grunnvann, overgangsvann (ferskvann og brakkvann påvirket av tidevannet) og kystvann (inntil 1 nm fra land). Hver av disse hovedtypene er igjen inndelt i undertyper ut fra ulike økologiske forhold. I tillegg er vanntypen "sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF)" definert som en egen hovedtype. SMVF finnes innenfor alle typer overflatevann. Dette er områder der de fysiske inngrepene er så store, at det ikke er realistisk eller ønskelig å tilbakeføre dem til god økologisk tilstand, som innebærer at bare små avvik fra opprinnelig naturtilstand skal kunne aksepteres.

**Tabell 2** Naturtypeinndeling foreslått for naturindeksen sammenlignet med de øverste nivåene i inndelingen i EUs system for habitattyper i EUNIS og for arealdekke i Corine Land Cover (CLC). Klasser i EUNIS og CLC som bare delvis dekker inndelingen for naturindeksen, er satt i parentes.

Naturindeksen	EUNIS*	CLC
1 Land		
1a Fjell og tundra	F1 Tundra F2 Arctic, alpine and subalpine scrub	3.2 Shrub and/or herbaceous vegetation 3.3 Open spaces with little or no vegetation
1b Skog	G Woodland, forest, other wooded land	3.1 Forests
1c Myr og våtmark	D Mires, bogs, fens	4 Wetlands (incl. coastal wetlands)
1d Gras- og urtedominert	E Grasslands, lands dominated by forbs, mosses, lichens	(2.3 Pastures)
1e Hei og annen vegetert åpen mark	F4 Temperate shrub heathland	
1f Intensivt drevne landbruksarealer	I Regularly or recently cultivated agricultural, horticultural, domestic habitats	2.1 Arable land 2.2 Permanent crops
1g Byer, tettsteder, infrastruktur	J Constructed, industrial, other artificial habitats	1 Artificial surfaces
1h Natur uten sammenhengende vegetasjonsdekke	H Inland unvegetated or sparsely vegetated habitats (B Coastal habitats)	
2 Ferskvann	C Inland surface waters	5.1 Inland waters
3 Saltvann		5.2 Marine waters
3a Kystvann	(A marine habitats)	5.2.1 Lagoons 5.2.2 Estuaries
3b Hav	(A marine habitats)	5.2.3 Sea & ocean
	X habitat complexes	

\* EUNIS: B Coastal habitats omfatter i hovedsak ulike typer strender (sand-, grus-, stein/klippestrander), mens A Marine habitats omfatter bunnhabitatene fra litoralsone og utover, men ikke de frie vannmassene.

Det nye systemet for inndeling av Naturtyper i Norge (NiN) har som mål å være et fullstendig arealdekkende system for inndeling av all norsk natur. Det skal ha 'oversettelsesnøkler' mellom ulike klassifiseringssystemer. Dette innebærer at hvis man klassifiserer økosystemene etter NiN-inndelingen, vil man også kunne 'regne om' naturindeksen til EUNIS og andre systemer når konverteringssystemet foreligger, også det vi foreslår som "hovednaturtyper" i naturindeksarbeidet.

NiN inneholder typeinndelinger på fem ulike organisasjonsnivåer for biologisk mangfold (region, landskap, landskapsdel, økosystem og livsmiljø), og gjør det således mulig å beskrive naturvariasjon på ulike skalaer i rom. Økosysteminndelingen i NiN svarer til naturvariasjon omtrent på tilsvarende skala som vegetasjonstyper og den skalaen som fokuseres i den kommunale naturtypekartleggingen. Økosysteminndelingen i NiN inneholder to hierarkiske nivåer; 66 hovedtyper fordeles på 5 hovedtypegrupper (saltvann, fjæresone, ferskvann, våtmark og fastmark). For å beskrive variasjonen innen de 66 hovedtypene brukes et beskrivelsessystem med tre elementer: en inndeling i grunntyper på basis av de viktigste miljøgradientene (lokale basissøkolinjer), en beskrivelse ved hjelp av trinndelte gradienter av tre typer (annen lokal miljøva-

riasjon, tilstandsvariasjon og regional variasjon), og andre kilder til variasjon (tre typer; dominansforhold, regional variasjon og landformvariasjon). Tilnærmingen i NiN, der kilder til variasjon definerer arealklassene på de ulike organisasjonsnivåene, gjør NiN-systemet fleksibelt, vel tilrettelagt for GIS, og i stand til å fange opp et langt større spekter av detaljer i naturvariasjon enn systemer som er strengt hierarkiske. I NiN kan man sortere de 66 hovedtypene i til forhold til grad av menneskelig påvirkning. Dette er a) naturmark, b) kulturmark og c) kunstmark. Kulturmark er den delen av naturen som forutsetter hevd over lang tid, mens naturmark er natur som er mer uberørt. Områder av typen kulturmark er ekstensivt drevet, og forutsetter hevd over lang tid uten at det gjøres endringer i markstrukturen, så som pløying. Områder av typen kulturmark vil også bli beskrevet som tilstandsvariasjoner av naturmark. Kunstmark er natur der naturtypene er konvertert fra opprinnelig natur til menneskeskapt natur, for eksempel dyrka mark og bebygd areal. Vanndirektivets "sterkt modifiserte vannforekomst" vil kunne forstås som "kunstmark". Typisk kulturmark er landarealer der det har vært kontinuerlig og fortsatt er ekstensiv drift, f.eks. slått og/eller beite, brenning og styving, over lang tid uten endring av jordstruktur (ved f.eks. pløying). Slike marker er et resultat av samme drift i flere århundre og tusener av år (beitemarker går ca. 6000 år tilbake, kystlyngheier rundt 5000 år). De er de samme i dag selv om landskapet rundt er endret. Grenseoppganger mellom naturmark og kulturmark blir grundig drøftet inngående i NiN, også langs gjengroingssuksessjoner fra kulturmark til naturmark etter opphør av drift og hevd

EUNIS og NiN er basert på ulike prinsipper. EUNIS fanger bare opp den naturvariasjonen som ligger til grunn for avgrensning av typene, og bare på ett skalanivå, såkalte habitater (selv om de enkelte enhetene kan dekke svært ulik romlig skala). EUNIS legger ikke vekt på variasjon i tilstand, f.eks. etter gjengroing, og er derfor ikke godt egnet til å beskrive endringer i naturen over tid innenfor den enkelte naturtypen (men kan fange opp endringer i forekomst av hver naturtype). Økosysteminndelingen i NiN svarer skalamessig til EUNIS-habitatene. De aller fleste EUNIS-typer med relevans for Norge vil derfor kunne fanges opp av NiN, kanskje med unntak for EUNIS-kategorien *coastal habitats*, som ikke har noen direkte motsvarighet i NiN. Viktige naturtyper registrert etter DN håndbok 13 vil også kunne innordnes i NiN systemet. For arbeidet med naturindeksen vil inndelingen i økosystemer fra NiN bli benyttet for å tallfeste arealer og tilstanden i disse. Dette gjør det mulig i ettertid å framstille mange ulike temaindekser. Vi kan for eksempel vise om vi lagt forholdene til rette for biologisk mangfold i menneskeskapt natur ("kunstmark"), så som i byer, tettsteder eller reguleringsmagasin. Forutsetningen for framstilling av slike temaindekser, er selvfølgelig at data framskaffes.

I påvente av at NiN blir ferdigstilt (versjon 1), foreslår vi en inndeling i naturtyper basert på kunnskap om hvilke økosystemer vi har tilstands- og arealdata for, samtidig som enhetene er lett kommuniserbare til ikke-biologer (se nedenfor). En slik inndeling i hovednaturtyper finnes ennå ikke i NiN. Foreløpig forslag til hovednaturtyper er:

1. Landarealer
  - a. Fjell og tundra
  - b. Skog (kan detaljeres i edellauvskog, barskog, fjellbjørkeskog osv)
  - c. Myr og våtmark (kun ferskvannsrelatert)
  - d. Gras- og urtedominert mark
  - e. Hei og annen vegetert åpen mark
  - f. Intensivt drevne landbruksarealer
  - g. Byer, tettsteder & infrastruktur "Kunstmark"
  - h. Natur uten sammenhengende vegetasjonsdekke (knauser, rasmark, isbreer osv)
2. Ferskvann (kan ev. deles i stående og rennende vann)
3. Saltvann
  - a. Kystvann (fra strandlinje til 1 nm utenfor grunnlinja)
  - b. Hav (utenfor 1 nm fra grunnlinja til 200 nm)

Inndeling i naturtyper baserer seg på egenskapene ved naturen, og ikke på spesifikke, statiske geografiske arealer. Dette innebærer at vi kan beregne om arealet av naturtypene øker eller

minker i mengde, gitt at vi registrerer disse egenskapene. For hav og kystvann er det gjort et unntak, her går det en geografisk grense (1 nm utenfor grunnlinja). Dette har sammenheng med avgrensningene gitt i EUs vanndirektiv og EUs marine direktiv.

Regjeringen ønsker at naturindeksen skal avspeile endringer i kulturlandskapet. Kulturlandskapet består av intensivt drevne landsbruksområder og områder som er ekstensivt drevet, såkalt kulturmark. Eksempler på ekstensiv drift er lauvving, slått, styving og beite. Slik drift har skapt spesielle miljø for arter og naturtyper. Ekstensivt drevne områder kan også finnes innenfor intensivt drevne områder, men dette arealet omtaler vi under "intensivt drevne områder". I dag finnes mange trua arter i ekstensivt drevet kulturlandskap. Disse artene er truet av gjengroing (Kålås, Viken et al. 2006). I den senere tid har dette landskapet gjennomgått store endringer med gjengroing pga opphør eller endret bruk. I vårt forslag til inndeling inngår ekstensivt drevet kulturlandskap i mange hovednaturtyper. To økosystemhovedtyper i NiN (2 av de 66 som er nevnt over) er definert som kulturmark: Beite- og slåttemark og kystlynghei. I vårt forslag vil beite- og slåttemark inngå i *gras- og urtedominert mark*, mens kystlynghei vil inngå i *hei og annen vegetert åpen mark*. Slåttemyrer og strandenger, som ofte regnes som deler av kulturlandskapet, defineres som naturmark i NiN. Slåttemyrer vil inngå i vår kategori *myr og våtmark* (pga de hydrologiske forholdene), mens strandenger vil inngå i *gras- og urtedominert mark*. Videre vil det finnes en del kulturmark rundt setrer i fjellet. Beiteområder i skog vil stort sett typifiseres som kulturpåvirket naturmark. Det presiseres her at selv om elementer som vi vanligvis definerer som ekstensivt drevet kulturlandskap inngår i ulike hovednaturtyper, vil det være mulig å framstille en egen indeks for kulturlandskap der også disse elementene inngår, så sant andelstall for arealer kan framskaffes.

Kyst er generelt en dårlig avgrenset naturtype i naturklassifikasjoner og er derfor bare definert som type på landskapsnivå i NIN. I EUNIS er kyst definert som noen helt spesifikke naturtyper på strender (sandstrender/dyner, grusstreender, steinstreender/klippekystr). I vanlig forståelse består kyst av alle naturtypene på land, i ferskvann og i kystvann innenfor en nærmere definert sone langs kystlinja. Vi foreslår derfor at en eventuell temaindeks for kyst beregnes ved å inkludere alle arealenehetene langs kystlinja. På denne måten kan vi framstille en naturindeks for kyst, på kart eller som et tall. Dette innebærer at vi ikke definerer en egen kategori for kyst.

En vanlig tilnærming er at fjell og tundra omfatter ulike naturtyper (bl.a. myr, grasmark, hei, uvegetert mark) over skoggrensa og tilsvarende tilnærming kan gjøres for skog. Vi vil senere vurdere om myr i fjellet skal inngå i temaindeks for fjell, og myr under skoggrensa i temaindeks for skog. Vi velger imidlertid her å ha egne hovednaturtyper for myr osv. fordi dette ofte er arealer med høy verdi for biologisk mangfold.

Vi anbefaler at det endelige valget av inndelingen i naturtyper gjøres når NiN er ferdig utviklet og når beregning av naturindeksen skal gjøres i praksis. Blant annet må forholdet til internasjonal sammenlignbarhet og EUNIS ivaretas. Dessuten vil tilgangen på egnede data også kunne påvirke hva slags inndeling som er hensiktsmessig i praksis.

## 5.2 Valg av referansetilstand

For framstilling av naturindeksen er det nødvendig å definere referanseforholdene for tilstand. For arealer er det ikke nødvendig å definere referanseforholdene, men forvaltningen kan definere politiske mål knyttet til hvor store arealer man skal ha av en naturtype. Man må da anta at slike politiske mål for hvor store arealer som skal ivaretas, samtidig setter krav om kvaliteten (=tilstand) på disse arealene.

Det er prinsipielt to tilnærmingmåter for å sette referansetilstand, og det er eksempler på at begge tilnærmingmåtene er brukt.

1. Ved et gitt årstall (Living Planet Index bruker 1970)



## 2. Ut i fra en "optimal" tilstand (som oftest tilstand i før-industriell tid eller urørthet)

Nedenfor diskuteres momenter som må vurderes før man velger hvordan referansetilstand skal fastsettes. Dette er viktig med tanke på hvordan naturindeksen vil fungere som måleverktøy i forhold til politiske målsettinger og internasjonale rapporteringskrav.

1. Ved et gitt årstall. De internasjonale avtalene som er inngått, tar utgangspunkt i at tapet av biologisk mangfold skal stanses innen 2010. Dette indikerer at 2010 kan benyttes som referanse for å vurdere om det politiske målet er nådd. Ved år 2010 er altså  $T_i = 1$ . Fordelen ved å velge et eksakt årstall, er at man har faktiske måledata eller gode ekspertvurderinger fra dette tidspunktet. Man unngår således å måtte fastsette verdier for tilstandsvariablene ved et tidspunkt i tidligere tider som man ikke hadde data for. Eksempelvis kan det være vanskelig å anslå reintall på Finnmarksvidda i tidligere tider, eller estimere mengden marin fisk. Ved å velge 2010 som referanseår, vil det bli enklere å beregne usikkerhet i naturindeksen. Bakdelen med denne tilnærmingen er at hvert enkelt areal som skal inngå i naturindeksen, er sin egen referanse. Eksempelvis vil et nedbeitet lavdekke på Finnmarksvidda ha samme tilstand (=1) som et mer eller mindre intakt lavbeite på østsiden av Dovrefjell. Senere når naturindeksen skal oppdateres, må tilstanden vurderes ut i fra hvordan forholdene var i 2010. Dette betyr at der man har overvåkingsdata, så vil en observert verdi gi ulik verdi for tilstand avhengig av hvilket område som skal tilstandsvurderes. Dette fordi referanseverdien varierer fra område til område. Kunnskap om påvirkningsfaktorenes omfang, vil bli brukt som grunnlag for ekspertvurderinger. Som et eksempel vil tilstand 2010 alltid ha verdien 1, dvs. det er god tilstand både der det er mye infrastruktur og der det er helt urørt natur. Det vil si at man ikke får noe generelt mål på tilstand i noe areal, alle tilstandsmål må individuelt tilpasses. Hvis man velger dette alternativet, vil man unngå dilemmaet med fastsette verdier for variablene i referansetilstanden. Man vil også kunne se utviklingen for 2010-målet tydelig, men ikke om man når de politiske målene for bevaring av vannmiljø (EUs vanndirektiv) eller bevaringsmål for naturtyper på land. Trolig vil en naturindeks presentert med alternativ 1, bli vanskelig/ umulig å kommunisere. Norgeskartet med naturindeksen i 2015 vil for eksempel kunne vise at tilstanden er god rundt Oslo (= blå farge), for der var all utbygging i praksis gjennomført i 2010, mens den er dårlig rundt Lillehammer (fordi dette er et pressområde og har fått økt utbygging mellom 2010 og 2015) og ha oransje farge. Dette vil ikke stemme overens med oppfatningen av naturforholdene er bedre i Lillehammer enn i Oslo. Vi anbefaler derfor at alternativ 1 ikke benyttes når referanseforholdene skal fastsettes.

2. Ut i fra en "optimal tilstand". De internasjonale indeksene BII og NCI bruker "naturtilstanden", dvs. før-industriell tid som referanse. Problemet med bruk av "før-industriell" tid som referanse, er at vi ikke vet helt hvordan naturen var da, fordi det har vært så store endringer siste århundre. Anslagene for referanseverdiene kan derfor bli meget usikre. Det kan imidlertid være en løsning å bruke tilstanden i "urørte" naturtyper i dag som utgangspunkt (jamfør BII indeksen). Ettersom vi har fått mer kunnskap, viser det seg imidlertid at mange "urørte" naturtyper på land ikke er så "urørte". De har en struktur og et biologisk mangfold som er et resultat av lang tids "tradisjonell" drift (Bruteig, Austerheim et al. 2003; Bele and Norderhaug 2004). Vi vet også at Norge som nasjon som har lang tradisjon på skogsdrift, og man ønsker at det fortsatt skal drives skog i landet. Dette viser at det heller ikke er en ønsket eller realistisk målsetting at all natur skal være urørt. En måte å tilnærme problemstillingen på, er å definere "optimal naturtilstand". Her vil verdier for tilstandsvariablene kunne settes ut i fra den erkjennelsen at mennesket vil fortsette å påvirke naturen. For biologisk mangfold som er avhengig av ekstensiv drift, kan optimal tilstand settes ut i fra hvordan forholdene er under god hevd. Forvaltningen i EU legger mer og mer opp til at man skal definere en "optimal tilstand" for utvalgte økosystemer (god økologisk tilstand for ferskvann og kystvann, og god bevaringsstatus for landarealer som inngår i EUs felles verneområder "Natura-2000", se kap. 5.4). Dette fordi konkrete miljømål/ bevaringsmål kan knyttes opp mot avstanden fra optimal tilstand. Referansetilstanden i EU systemet for vann er "naturtilstanden/ opprinnelige forhold", mens det for landarealer er optimal tilstand. EU direktivene på vann gjelder nå for Norge, og følgelig har norsk vannforvaltning de samme målsetningene. Norge er ikke bundet av Habitat- og fugledirektivene, men vi er

bundet til Bern-konvensjonen som har lignende tilnærming. Dette innebærer at man nå begynner å innføre begrepene som "god bevaringsstatus" for natur på land inkl. verneområder.

Hvis man ønsker å kunne gjennomføre en internasjonal sammenligning av indeksen må man velge alternativ 2. Et annet moment er at ved alternativ 2, kan tilstandsklasser som framkommer gjennom vanndirektivet, og kommende overvåking av natur på land (vurdering av representativiteten av vernet), kunne brukes direkte som grunnlag for kalkulering av tilstand i indeksen. Tilsvarende vurdering vil også gjelde for marine direktivet som sier at marine områder skal ha god tilstand innen 2021. Dette vil videre medføre at naturindeksen vil kunne framstilles slik at man ser hvor langt unna man er de politiske målene knyttet til spesifikke naturtyper og EU-direktiver. Vi anbefaler derfor at "optimal tilstand" benyttes som referanse for naturtyper. Dette er mer arbeidskrevende enn å basere seg på alternativ 1, men det er en prosess som likevel må gjennomføres for å komme fram til nasjonale mål for bevaring av naturtyper. Definerings av hvilke verdier tilstandsvariablene skal ha i en "optimal tilstand", må bygge på et bredt faglig samarbeid. En fordel med å benytte "optimal" tilstand er at tilstanden aldri vil kunne bli bedre enn 1. Man må imidlertid være klar over at jo "optimal tilstand" vil henge sammen med en politisk vurdering. Jo lavere ambisjonsnivå for bevaring av naturtyper, jo enklere vil det være å oppnå optimal tilstand. Lavt ambisjonsnivå vil gi lave målsetninger for bevaring av arter og naturtyper.

### 5.3 Verdivurdering

Innenfor hver av hovednaturtypene, med unntak av hav og naturtyper knyttet til Svalbard, er det pekt ut hva som er spesielt viktige naturtyper for biologisk mangfold (DN håndbok 13, revidert i 2007). For utvelgelse av naturtyper med høy verdi (blant alle naturtypene) skal man legge vekt på (ikke i prioritert rekkefølge);

- Forekomst av levested for rødlistearter,
- Tilstedeværelsen av trua og sjeldne vegetasjonstyper
- Naturtyper med sterk tilbakegang eller
- Spesialiserte arter og samfunn
- Kontinuitetsområder,
- Viktig biologisk funksjon,
- Artsrikdom,
- Naturtyper med stor produksjon.

De naturtypene som har blitt valgt ut som "viktige for biologisk mangfold" har således en høyere verdi for biologisk mangfold enn andre naturtyper. Det er i dag beskrevet 56 slike naturtyper i ferskvann, saltvann og landarealer (Direktoratet for naturforvaltning 2006). Disse viktige naturtypene antas å utgjøre en lav andel av totalarealet. Det er vanskelig å anslå det "riktige" andelstallet, fordi mange arealer ikke er kartlagt. Sammenheng mellom områder (konnektivitet) mangler i kriteriesettet for verdi, men kan være vanskelig å innarbeide i kriteriesettet da konnektivitet er en egenskap ved landskapet og ikke økosystemene. Konnektivitet er viktig for spredningsmulighetene for arter. EEA har anerkjent dette som en viktig forutsetning for biologisk mangfold, og to av de 26 indikatorene fokuserer på dette. Det bør derfor vurderes om konnektivitet på en eller annen måte kan uttrykkes i kriteriesettet. Det er ikke åpenbart hvordan dette kan gjøres siden konnektivitet adresserer det romlige nivået på landskapsnivå, mens naturindeksen adresserer økosystemnivået.

Utvalget av viktige naturtyper som finnes i DN håndbok 13, er gjort ut i fra den kunnskapen vi har i dag. Arbeidet med NiN vil kunne vise om utvalget av naturtyper må endres noe. Dette bør være uproblematisk for framtidig framstilling av naturindeksen, så lenge hvert enkelt naturtype gis en bestemt kode i datafilene.

Vi anbefaler at det utvikles et score-system for verdivurdering for alle økosystemer, også de vanlige, basert på et omforent kriteriesett men med utgangspunkt i DN's kriteriesett. Nedenfor

gir vi et eksempel på et mulig score-system. Hvilke tallverdier som synes mest fornuftig å benytte, må prøves ut våren 2008. Dette henger også sammen med geografisk skala og veiing av spesielle elementer innen hver hovedkategori. Arealene av "viktige naturtyper" er relativt små og finnes "inni" hovedkategoriene.

0,1	Kunstmark
1	Naturmark og kulturmark
2	Lokalt viktige naturtyper (C)
3	Viktige naturtyper (B)
4	Svært viktige naturtyper (A)

Kunstmark er i utkast til NiN et samlebegrep for menneskeformete økosystemer. I Natural Capital Index (NCI) settes verdien av kunstmark til 0, og all kunstmark anses derfor for å ikke ha verdi for biologisk mangfold. Vi synes at det bør vurderes om kunstmark skal inkluderes i indeksen. Dette fordi det for eksempel har betydning for det biologiske mangfoldet om det er grønn-strukturer i byer, om intensivt drevne jordbruksområder bruker lite sprøytemidler slik at insekter kan leve der, og om forholdene i reguleringsmagasin er lagt til rette for fisk og andre organismer.

## 5.4 Tilstandsvurdering

Her ser vi på noen konkrete forsøk på å angi tilstand av naturtyper i Norge: vannrammedirektivet, DN's håndbok for kartlegging av viktige naturtyper samt tanker om bevaringsstatus og bevaringsmål i vernede områder. Disse klassifiseringssystemene er ikke laget med tanke på en helhetlig naturindeks, og vi understreker at tilstandsklassene ikke kan brukes direkte. Tilstand skal måles som en kontinuerlig variabel mellom 0 og 1, og derfor må eventuell bruk av tilstandsklassene i en naturindeks oversettes til kontinuerlige verdier (se kap. 3).

Ved det videre arbeidet med å utvikle naturindeks for Norge, er det nødvendig å lande felles prinsipper for å velge ut tilstandsindikatorer og hvordan disse skal veies opp til en tallverdi for tilstandsvurdering. Arbeidet som pågår i NiN med definering av tilstandssøkkloner, og annet pågående utviklingsarbeid (se kap. 5.1) vil gi viktige bidrag til dette arbeidet.

### Vanndirektivet

Alle vannforekomster i ferskvann og kystvann (ca 14 000 stk) er eller vil bli tilstandsklassifisert i henhold til vanndirektivet. Tilstandsklassifiseringen kan tenkes på som  $T_i$  i formelen for naturindeks. Det er fem tilstandsklasser, der svært god er tilnærmet naturtilstanden, god er små avvik fra naturtilstanden, mens moderat tilstand er moderate avvik fra naturtilstanden. I tillegg finnes det dårlig og svært dårlig tilstand. Det politiske målet for alle vannforekomster (miljømålet) er at alle vannforekomster skal ha minst god tilstand, og at ingen vannforekomster skal få nedsatt tilstand fra svært god til god.

Fastsetting av tilstandsklassene for hver enkelt vannforekomst skal baseres på kunnskap om biologiske og kjemiske forhold. De biologiske kvalitetselementene som inngår i klassifiseringssystemet er fisk, vannvegetasjon, plankton og bunndyr. Fisk inngår ikke i klassifikasjonssystemet for kystvann. For hvert kvalitetselement er det mulig å lage flere indikatorer avhengig av hva som er påvirkningsfaktoren. Den indikatoren som gir dårligst tilstandsklasse skal i prinsippet avgjøre tilstandsklasse for hele vannforekomsten, "one out-all out"-prinsippet. Dette er en "worst-case" tilnærming, og kan bidra til å synliggjøre en utvikling i naturen som er mer negativ enn det den egentlig er.

Når systemet for tilstandsklassifisering er ferdig utviklet, skal man benytte såkalte EQR verdier (Ecological Quality Ratio). EQR er kvotienten av verdien for måleparameteren delt på verdien for parameteren i "naturtilstanden", altså en verdi mellom 0 og 1.  $EQR = 1$  tilsvarer naturtilstanden, referansetilstanden. Det bør vurderes om disse EQR verdiene for grenselinjene mellom

tilstandsklassene, kan benyttes som oversettelsesnøkler til en kontinuerlig skala, alternativt kan grensene mellom tilstandsklassene settes lik 0,8, 0,6, 0,4 og 0,2.

Pr 2007 er ikke klassifikasjonssystemet ferdig utviklet. Dette innebærer at man foreløpig opererer med tre "tilstandsklasser"; uten risiko, mulig risiko og risiko. Alle risikoklassene er vurdert i forhold til sannsynligheten for å oppnå god tilstand innen 2015.

### **Verdifulle naturtyper**

I DN håndbok 13 beskrives det både hvordan naturtypene skal velges ut (verdisetting, se over), og hvordan man skal prioritere mellom flere lokaliteter av samme naturtype (se kulepunkt nedenfor). Mange av kriteriene for tilstandsvurdering er overlappende med kriteriene for verddivurdering (overlappende kriterier er understreket)

- størrelse (jo større, jo bedre),
- grad av tekniske inngrep (jo mindre, jo bedre),
- kontinuitetspreg (jo lengre, jo bedre),
- forekomst av rødlistearter og truede naturtyper
- sjeldne utforminger,
- mangfold av arter og natur,
- hevdstatus (jo bedre hevd, jo bedre)
- er naturtypen en del av et helhetlig landskap? (jo mer helhetlig, jo bedre).

Dersom naturtyperegistreringene skal kunne brukes i beregningen av naturindeksen, er det uheldig at vurderingene for tilstand (A, B, C) inneholder en rekke verdikriterier. Vi anbefaler derfor at tilnærmingen til tilstandsvurdering i DN's håndbok 13 (A, B og C områder) ikke benyttes til tilstandsvurdering i kalkulering av naturindeksen, men at de kan benyttes til verdisetting slik forslått i 4.3.

### **Verneområder**

EUs habitatdirektiv fastsetter bevaringsmål for både naturtyper og arter. Habitatdirektivet krever at medlemsstatene iverksetter tiltak for å opprettholde eller gjenopprette en gunstig bevaringsstatus for naturtyper og arter av fellesskapsbetydning. Direktivets [artikkel 17](#) gir nærmere kriterier for hva som regnes som gunstig bevaringsstatus.

I forslaget til ny naturmangfoldlov er det foreslått at bevaringsmål for arter og naturtyper skal lovfestes. Bestemmelsen forutsetter at forvaltningen skal skje på en slik måte at mangfoldet av naturtyper, samt det artsmangfoldet og de økologiske prosesser som kjennetegner den enkelte naturtype, bevares. Dette innebærer at det ikke er nok i seg selv at naturtypene som sådanne bevares. Det kreves også en økologisk tilfredsstillende kvalitet både innenfor den enkelte naturtype og innenfor systemer der flere naturtyper må ses i sammenheng. Lovforslagets formuleringer rundt økosystemenes funksjon, struktur, produktivitet og dynamikk er mer generelle, dvs. at funksjonene skal opprettholdes over tid i størst mulig grad. Det foreslås imidlertid ikke å lovfeste konkrete bevaringsmål for økosystemfunksjoner.

Dette innebærer at kvalitet eller tilstand som vi her benytter som begrep (se boks 3), kan bli innlemmet i norsk lovverk. Gunstig bevaringsstatus innebærer at det må settes et bevaringsmål, dvs. at grensen mellom god og dårlig bevaringsstatus, må tallfestes (= bevaringsmålet, se boks 2). Britiske og danske myndigheter har allerede innført tilstandsvurdering av verneområder som et hjelpemiddel til å målrette hvor forvaltningstiltak skal settes inn (Fredshavn and Ejrnæs 2007), og ETC/ BD<sup>5</sup> har forsøkt å bruke det britiske konseptet for å vurdere tilstanden til Natura 2000 områder basert på EU landenes rapportering i 2007.

---

<sup>5</sup> European Topic Center on Biological Diversity

Uansett om naturmangfoldloven blir vedtatt eller ikke, vurderer nå Direktoratet for naturforvaltning å designe overvåkingen av verneområder slik at man skal kunne fastslå om verneområdene har god bevaringsstatus eller ikke. Det vurderes om konkrete bevaringsmål for arter, naturtyper og eventuelt geologi utvikles for alle verneområder. Tilnærmingen gjør det tydeligere for forvaltningen å kunne prioritere tiltak. Tiltak skal prioriteres dit bevaringsstatus ikke er god. Samtidig ligger en slik tilnærming tett opp i mot nødvendig rapportering til habitat- og fugledirektivet.

### **Ekstensivt drevet kulturlandskap**

Når det gjelder kulturlandskap pågår det utviklingsarbeid angående beskrivelse av hevdtilstander både i forbindelse med de Nasjonalt verdifulle kulturlandskapene (DN 1994). Nasjonalt program for kartlegging og overvåking og "Utvalgte kulturlandskap i jordbruket" (DN, SLF og RA 2007), som bør samordnes med andre arbeider på tilstand/hevd. Foreløpig er dette kommet for kort til å kunne brukes for naturindeks 2008.

## **5.5 Geografisk oppløsning**

I metoden som foreslås brukt for beregning av naturindeksen, er areal grunnenheten. Dette kan være et hvilket som helst areal, men her omtaler vi dette som kartenhet. Det er imidlertid fullt mulig å slå sammen naturindeks for kartenhetene med forskjellig størrelse (se kap. 3). Forutsetningen er at det ikke blir overlapp mellom enhetene. Alternativt til å benytte areal direkte i formelen, kan verdier for andel av alle naturtypene innenfor et gitt areal (kartenhet) benyttes.

Dette delkapitlet er ment som en illustrasjon på hvor stor betydning størrelsen på "kartenheten" og antall økosystemer har for arbeidsomfanget ved framstilling av naturindeks. De faktiske arealenheter som vil bli benyttet til kalkulering av naturindeksen, må bestemmes når selve kalkuleringen skal gjøres.

Innefor hver kartenhet skal andelen av hver naturtype angis. Kartenhetstørrelsen som velges vil være en funksjon av hvor detaljerte data man har. I GLOBIO 3 har man benyttet  $0,5^{\circ} \times 0,5^{\circ}$  grader, noe som tilsvarer ca.  $55 \text{ km} \times 28^{\circ} \text{ km}$  ved Oslo. Gitt datagrunnlaget i Norge (se kapittel 7), vil arealdata ha en svært detaljert oppløsning for ferskvann, kystvann og landarealer ( $< 100$  meter), mens det vil være dårligere oppløsning for hav. Data om tilstand (ofte artsdata) har mye dårligere geografisk oppløsning, og det beste vi har her er på skog  $3 \times 3 \text{ km}^2$  (landskogtakseringen), mens for fugletakseringene er gridsystemet  $18 \times 18 \text{ km}^2$ . En mulig funksjonell inndeling i kartenheter er  $50 \text{ km} \times 50 \text{ km}$ . Dette vil gi ca 125 kartenheter med landområder inkludert ferskvann som skal vurderes ( $= 323\,700 \text{ km}^2$ ), 40 for kystvann ( $= 100\,000 \text{ km}^2$ ), 25 for Svalbard ( $62\,700 \text{ km}^2$ ) og 22 ( $56\,300 \text{ km}^2$ ) for havområdene som inngår i norsk territorialfarvann (mellom grunnlinja og territorialgrensen) og 327 ( $819\,600 \text{ km}^2$ ) for arealer mellom territorialgrensen og 200 nm eller midtlinje til andre stater. I tillegg kommer sjøterri toriet rundt Svalbard som vil få 21 kartenheter ( $54\,000 \text{ km}^2$ ). Innenfor hvert kartenhet på landområdene må likevel tilstanden i 9 hovedkategorier vurderes (skog, fjell, ferskvann, osv.) dvs ca.  $9 \times 125 = 1125$  tilstandsvurderinger, dvs. 125 tilstandsvurderinger må gjøres for skog, 125 tilstandsvurderinger må gjøres for ferskvann, osv. For store områder med flere like naboenheter, hvor tilstandsvurderingene vil være like, kan vurderingene gjøres samlet.

For å kunne fange opp naturtyper for biologisk mangfold med høy verdi, må detaljeringsgraden være større enn  $50 \times 50 \text{ km}$ , ofte  $10 \times 100 \text{ m}$ . Hvis svært viktige naturtyper er kartlagt på en standardisert og representativ måte, kan oppløsningen på disse naturtypene være mye høyere enn for øvrig natur. Verdi ( $R_i^*$ ) og tilstand ( $T_i$ ) for hver naturtype i området (kartenheten) beregnes som et arealveid gjennomsnitt for delområder med høyere oppløsning.

<sup>6</sup> Avstanden er 28 km ved Oslo og 18 km ved Nordkapp

Den endelige utvelgelse av geografisk oppløselighet eller arealstørrelser må gjøres i en konkret utprøving av naturindeksen.

## 5.6 Påvirkningsfaktorene

Kunnskap om utbredelse og størrelse på de ulike påvirkningsfaktorene kan benyttes enten til å

- 1) modellere tilstand basert på verdier for påvirkningsfaktorene
- 2) som bakgrunnskunnskap for ekspertvurderinger av tilstand (se kap. 3).

Begge tilnærmingene forutsetter kunnskap om sammenhengen mellom påvirkninger og eventuelle endringer i biologisk mangfold på bakgrunn av dette. Hvis man for tilstandsvurderingene velger ut arter der man godt kjenner deres respons på påvirkninger, vil det bli enklere å vurdere tilstand med bakgrunn i kunnskap om påvirkningsfaktorene.

Dette delkapitlet gir en grov inndeling av de viktigste påvirkningsfaktorene. En fast inndeling er en stor fordel hvis man skal bruke ekspertvurderinger. Ekspertvurderingene må bl.a. angi hvilken kunnskap som ligger til grunn.

- Arealbruksendringer (for eksempel fysiske inngrep, fragmentering, intensivering i jordbruk og skogbruk, endringer, reduksjon og opphør av driftsformer m/gjengroing, bunnskraping av marine områder +++).
- Forurensning
- Klimaendringer
- Høsting dvs. jakt og fiske
- Fremmede invaderende arter
- Andre og ukjente påvirkninger

Standard Norge satte i 2007 i gang et arbeid for å komme fram til standardisert hierarkisk inndeling av ulike påvirkninger på natur og kulturminner, og skal i løpet av 2008 komme opp med de første forslagene til en slik inndeling. Naturindeksprosjektet bør benytte seg av dette arbeidet når det har kommet tilstrekkelig langt.

I forhold til naturindeksen er det nødvendig å ta en avgjørelse på hvordan nye arter for et område skal komme til syne i indeksen. Medfører de nye artene økt biodiversitet (som intuitivt skulle være bra), eller er de med på å redusere kvaliteten på naturmiljøet? Homogenisering av natur er et nytt begrep. Homogenisering innebærer at arter flyttes mellom land og kontinenter slik at naturen blir mer og mer lik overalt. Dette ansees som et internasjonalt problem. Nedenfor gis en kort oversikt over hvordan fremmede arter er behandlet i ulike arbeider.

I vanndirektivsarbeidet inkluderes de fremmede artene som utgjør en risiko for å vesentlig å påvirke utbredelse eller bestander av stedegne arter som en påvirkningsfaktor. Dette innebærer at tilstedeværelsen av en fremmed art, ikke blir registrert som påvirkning så lenge tilstandsmålene knyttet til vanndirektivet blir påvirket. Tilstandsmålene i vanndirektivet inkluderer bl.a. vurderinger av artssammensetning og bestandsstørrelser. Dette innebærer at hvis en bestand reduseres på grunn av innførte bestander/ arter, så registreres påvirkningen. For eksempel registreres oppdrettslaks som en påvirkningsfaktor i elver, nettopp fordi den antas å ha negativ innvirkning på de ville laksebestandene.

Både i arbeidet med tilstandsvurderingen knyttet til BII og i GLOBIO modellene ekskluderes fremmede arter fra beregningene (Scholes and Biggs 2005; Secretariat of the Convention on Biological Diversity and Netherlands Environmental Assessment Agency 2007).

Vi foreslår å videreføre praksisen som er satt gjennom vanndirektivet, dvs. at fremmede arter og bestander som har effekt på bestander eller utbredelse av stedegne arter, blir registrert som påvirkningsfaktorer. Dette betyr at fremmede arter ikke skal inngå i vurdering av referansetil-

standen. Unntaket er der endringer i artssamfunn er en del av en naturlig prosess, slik at dette kan sees på som en del av referansetilstanden.

Hvis en fremmed art påvirker en eller flere tilstandsvariable negativt, vil dette resultere i redusert verdi for denne variabelen. Svartelista kan være et utgangspunkt for å vurdere hvilke arter som representerer en risiko (Gederaas, Salvesen et al. 2007), og som dermed kan forventes å ha negativ påvirkning på en eller flere tilstandsvariable. Siden Svartelista foreløpig ikke risikovurderer alle fremmede arter, vil man forvente at langt flere fremmede arter enn de med klassifisert risiko i nåværende utgave av Svartelista, vil kunne påvirke tilstanden/ tilstandsvariablene.

## 6 Kunnskapsbehov for en framtidig naturindeks

Det er et stort behov for å framstille utviklingen i biologisk mangfold som kan formidles slik at den intuitivt kan forstås, samtidig som framstillingen skal være mest mulig sann. Dette både for å kunne rapportere om de internasjonale avtalene Norge har inngått blir oppfylt, og for å kunne målrette hvor tiltak bør settes inn.

Tilnærmingsmåten som vi her foreslår å benytte for å beregne naturindeks, baserer seg på areal (kvantitet) og tilstand (kvalitet). Denne tilnærmingsmåten fordrer at klassifikasjonssystemene for areal må være kompatible med internasjonale klassifikasjonssystemer. Gjennom EEAs arbeid med indikatorer ser vi at Corine Landcover benyttes som grunnlagsmateriale. EEA har sammen med GMES satt i gang et såkalt "fast-track" for å få framskaffet nye arealkart for Europa. Fjernmålingskart vil bli benyttet til å framstille flere av SEBI-indikatorene for biologisk mangfold i 2008 (se 7.2). For norske forhold må vi sikre at de arealklassene for natur på øverste hierarkisk nivå er kompatible. Vi må imidlertid sørge for en høyere oppløsning i arealklasser i Norge. Dette fordi de viktigste områdene for biologisk mangfold er delmengder av de grove arealklassene.

Ved å innføre tilstand som en faktor i formelen for naturindeks, etablerer vi et fleksibelt system. Tilstand skal ha en verdi mellom 0 og 1, der 1 er referansetilstanden. Dette innebærer at vi kan ta i bruk allerede utviklede klassifikasjonssystem for tilstand, for eksempel gjennom EUs vanndirektiv. Man bør imidlertid for kystvann supplere klassifiseringssystemet for vanndirektivet med flere biologiske faktorer, bl.a. sjøfugl og fisk. Det vil også bli krav om å utvikle et lignende klassifiseringssystem for marine områder (jamfør EUs marine direktiv). Siden EU indirekte krever klassifikasjonssystemer for sine verneområder ("Natura 2000 områder"), vil det også måtte utvikles systemer for å tilstandsvurdere landområder. Flere land er i gang med dette, bl.a. Danmark og Storbritannia (Fredshavn and Ejrnæs 2007). Kravet om tilstandsvurderinger fra EU er nært knyttet til forvaltningsoppgaver.

Fordelen med å bruke tilstand som en variabel, er at man i ulike land kan benytte ulike variable for å vurdere tilstanden, avhengig av hvilke variable som ansees som viktig i de enkelte land. Flere variable kan benyttes til å klassifisere tilstanden i en naturtype. Selv om variablene som inngår i tilstandsvurderingen vil kunne variere fra land til land, vil selve verdien mellom 0 og 1 kunne sammenlignes mellom land, gitt at referanseverdien (1) gjenspeiler det samme, for eksempel tilstanden i førindustriell tid.

### 6.1 Naturindeksen: et felles mål for pågående utviklingsarbeid?

I Norge pågår det nå en rekke arbeider som er relevant for utvikling av en framtidig naturindeks. Resultater fra etablerte overvåkingsprogrammer vil bli benyttet når de gir relevant informasjon (se kap. 7). I tillegg har vi en god del pågående utviklingsarbeid som kan ha relevans for en naturindeks. De viktigste prosessene er:

- Nytt klassifikasjonssystem for arealer; Naturtyper i Norge (NiN) i regi av Artsdatabanken. Prosjektet vil i første omgang arbeide med å utforme en ny typifisering av norsk natur som bygger på et vitenskapelig grunnlag som de naturvitenskapelige miljøene i

Norge forhåpentligvis kan samles om. Prosjektet vil i løpet av 2008, også utarbeide forslag til tilstandsklasser for ulike naturtyper.

- Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold. Programmet inkluderer både kartlegging av viktige naturtyper og utviklingsarbeid for å overvåke trua arter og naturtyper. I arbeidet med overvåking av naturtyper inngår det bl.a. arbeid for å finne fram til variable som kan overvåkes for å klassifisere tilstanden i kulturlandskapet, både semi-naturlige arealer (kulturmark) i ekstensivt drevne kulturlandskap og i intensivt drevne landskap. Beskrivelse av hevd inngår også her, og omfatter også nasjonalt verdifulle kulturlandskap og utvalgte kulturlandskap i jordbruket.
- [Forvaltningsplan for Barentshavet](#). Her er det lagt fram forslag til overvåkingsplan med tilhørende indikatorer for marine områder i Barentshavet. Overvåkingsplanen inneholder variable som skal indikere utviklingen i biologisk mangfold. Overvåkingselementer knyttet til biologisk mangfold, er i liten grad i satt i gang.
- Forvaltningsplan for Norskehavet er under utvikling. Utformes etter samme mal som forvaltningsplan for Barentshavet
- Forvaltningsplan for Nordsjøen. Ikke vedtatt, men Miljøverndepartementet ønsker utvikling av en forvaltningsplan Norskehavet er ferdig. Forutsetter samarbeid med land rundt Nordsjøen.
- [MARAENO](#) kartlegger dybde, bunnforhold, naturtyper og forurensning i norske havområder. Resultatene gjøres tilgjengelig på disse nettsidene og visualiseres ved hjelp av kart. I prosjektet inngår bl.a. Havforskningsinstituttets naturtypekartlegging.
- Utvikling av overvåkingsprogram for verneområder. Er så vidt kommet i gang. Antas at arbeidet vil få større prioritet fra miljømyndighetene framover.
- EUs vanndirektiv. Omfattende planer for å dokumentere og overvåke utviklingen for en rekke akvatiske arter (bunndyr, vegetasjon, fisk og planteplankton). Fisk inngår ikke som overvåkingselement i marine områder. Det gjenstår et stort utviklingsarbeid før de endelige klassifiseringssystemene og overvåkingen er på plass.
- Arbeidet med arter i Artsdatabanken. Artsdatabanken har fått en rekke oppgaver knyttet til å formidle kunnskap om arter og naturtyper i Norge. Ett av hovedarbeidene er knyttet til framstilling av rødliste for trua arter og svarteliste for fremmede arter. I tillegg blir utbredelsen og funn av alle arter i forsknings og museumsmiljøene nå gjort tilgjengelig på internett. Artsdatabanken har publisert nettstedet: [Artskart](#), som viser stedfesta artsdata samlet inn av museer og forskningsmiljøer. En framtidig portal der enkeltpersoner kan legge inn funn av arter vil også bli etablert. Artsdatabanken ga ut Rødlista i 2006, og denne vil bli oppdatert i 2010.
- Liste over truede og sårbare naturtyper skal utarbeides av Artsdatabanken. Denne skal legges til grunn for revisjon av DN håndbok 13
- Framstilling av vegetasjonskart basert på satellittbilder og bakkesannheter. Her er det to prosesser i gang. En for framstilling av vegetasjonskart for Norge som utføres av Norut-IT og ett som er knyttet opp i mot videreutviklingen av Corine Landcover i regi av Skog og Landskap (Se kap. 7.2).
- Prosjektet "Norge i bilder" er et samarbeid mellom Skog og landskap og Statens kartverk. Norge skal omløpsfotograferes hvert 6.-7. år, men med en noe lavere oppdateringsfrekvens i fjellet. Prosjektet samler inn infrarøde bilder, som imidlertid ikke blir benyttet av prosjektet. Informasjon fra infra-røde kanaler sammen med synlig lys har stort potensial for å kunne benyttes til å vurdere tilstand i vegetasjon, og bruk av allerede innsamlede data bør vurderes for tilstandsvariable.

## 6.2 Anbefalinger for framtidig utvikling

Pågående utviklingsarbeid må prioriteres videre (kap. 5.1). For å få nødvendig gevinst av alle prosessene anbefaler vi følgende:

Areal:



1. Arealdekkekart: Regelmessig innsamling/ oppdatering av arealdekkekart er nødvendig for å kunne framstille naturindeksen. Arbeidet bør legges tett opp mot EEAs arbeid med å utvikle arealdekkekart basert på fjernmåling, og følge samme oppdateringsfrekvens (forutsetning for internasjonal sammenlignbarhet). Arbeidet må imidlertid ha en mer detaljert oppløsning for Norge enn EUs arealdekkekart for landområder: Corine landcover (CLC). CLC har en oppløsning på 250 dekar. Dette for at vi i den norske naturindeksen skal kunne verdisette ulike naturtyper innenfor hovednaturtypene (skog, fjell osv.), og fordi tilstandsvariablene for ulike naturtyper kan variere innenfor et hovednaturtype. Informasjon om infrarøde absorpsjon i vegetasjonsdekket kan i tillegg gi informasjon om tilstand.

#### Tilstand

2. Kriterier for hvordan tilstand skal måles på tvers av alle naturtyper. Felles kriterier for hvilke tilstandsvariable som skal inngå i tilstandsvurderingen. Forslag til kriterier for valg av tilstandsvariable er gitt i kapittel 3. Dette for å kunne sammenligne tilstand mellom ulike typer økosystemer. Hvis forvaltningen velger å basere naturindeksen på at "optimal tilstand" skal angi referanseforholdene, må det utvikles felles retningslinjer for hvordan man skal fastsette verdier for referanseforholdene.
3. Utselgelse av tilstandsvariable. Det bør etableres grupper for å fastsette hvilke variable som skal inngå i tilstandsvurderingen gitt kriteriene bestemt i punkt 2. Det bør være en gruppe for hver hovednaturtype. Ved utvalgelse av variable må det også skjeles til internasjonale rapporteringskrav bl.a. internasjonale konvensjoner, EU direktiver, EEAs indikatorer for biologisk mangfold og OSPAR, samt foreliggende planer for overvåking. Dette for å sikre at man får mest mulig ut av datasett som allerede er prioritert for innsamling. Det bør vurderes om gruppene skal opprettes i tilknytning til allerede etablerte prosjekter, jmfør kapittel 6.1. De etablerte gruppene må også foreslå verdier for referanseforhold for de enkelte tilstandsvariablene. For å sikre at en naturindeks ikke er for følsom for tilfeldigheter er det viktig å ha klar for seg at det er nødvendig at den er basert på et bredt spekter av tilstandsindikatorer.
4. Sette i gang/ videreføre overvåking. Det bør gjøres en detaljert gjennomgang av hvor man kan forvente seg reelle overvåkingsdata på sikt, og hvor man må basere seg på ekspertvurdering. Der det er mulig settes det i gang overvåking av tilstandsvariablene. På sikt må det arbeides for at behov for ekspertvurderinger blir minst mulig.
5. Definere hvilke typer forskning som er nødvendig for å validere ekspertvurderingene. Det må skaffes til veie kunnskap som øker presisjonen for de variabler som må baseres på ekspertvurderinger.

#### Verdisetting

6. Det må utvikles et system for å verdisette naturtyper og utforminger av dem. Verdisettingen knyttes opp i mot naturtypene i referansetilstanden. Verdisettingen må fungere for alle naturtyper.

#### Oppdatering av naturindeksen

7. Det bør arbeides mot en effektiv oppdatering av naturindeksen, gjennom bruk av WMS-løsninger knyttet til databaser i ulike institusjoner. En kravspesifikasjon for hvordan overvåkingsdata skal lagres i databasene i institusjonene bør utvikles umiddelbart. Dette for å legge til rette for at overvåkingsdataene på sikt kan hentes via internett til en "automatisk" oppdatering av naturindeksen. Det er ikke realistisk på kort sikt å få til en slik "automatisk" oppdatering av naturindeksen, men man bør tilstrebe at dataene som skal inn i naturindeksen, blir lettest mulig tilgjengelig.

## 7 Grov oversikt over relevante eksisterende data

Formålet med dette kapitlet er å peke på hvilket datagrunnlag som kan være egnet for å utprøve den skisserte metodikken for naturindeks våren 2008, og hvor man eventuelt må satse på ekspertvurderinger. På slutten av kapitlet gjøres det en anbefaling av videre framdrift våren 2008.

### Kriterier for vurdering av datasett (se også boks 3 i kap. 3.4)

- Dataene skal samles inn med etterprøvbare metodikk over tid, helst standardisert metodikk. Det skal være praktisk og økonomisk mulig å benytte metodikken over store arealer<sup>7</sup>.
- Tilstrekkelig geografisk representativitet for hele arealet som indeksen skal kalkuleres for. Hvis det finnes områder der dataene har tilstrekkelig kvalitet og er tilgjengelige, kan man gå for utprøving av metodikken for dette område (region, kommune, eller annet areal)
- Dataene skal være kvalitetssikret og foreligge i elektronisk form, som krever begrenset bearbeiding før de inngår i analysene
- Internasjonal sammenlignbarhet: Arealenhetene som skal inngå i naturindeksen må være identiske eller konverterbare til EUs arealklassifikasjon. Tilstandsvariablene skal registreres slik det er påkrevd i internasjonal rapportering der dette finnes. Øvrige tilstandsvariable som foreslås må registreres med etterprøvbare metodikk.

Eksisterende tidsserier vurderes om de er egnet for naturindeksen ift geografisk representativitet og om de er samlet inn med etterprøvbare metodikk, eventuelt om de kan justeres for å tilfredsstille kravene. I begrepet tidsserie ligger det at dataseriene må oppdateres jevnlig. Det må sjekkes om planlagt overvåking tilfredsstiller krav om geografisk representativitet

Alle typer kartleggings- og overvåkingsdata, samt statistikk som anses for egnet til å inngå i beregningen av naturindeks, kan vurderes her (areal og tilstand). For vurderinger knyttet til referansetilstand og verdisetting henvises det til kapittel 5.

Reelle arealdata, eller andelstall, for hele Norges areal splittet opp på hovednaturtyper, er nødvendig for å kunne beregne naturindeksen. Hvis man ønsker en vektning der viktige naturtyper skal ha en høyere verdi enn mer vanlige naturtyper, må man enten ha heldekkende kartlegging av viktige naturtyper, eller en arealrepresentativ kartlegging der disse naturtypene er representert slik at man får estimere et relativt nøyaktig tall for areal.

Kartgrunnlaget for verdifulle naturtyper må ha en mye høyere oppløsning enn kartgrunnlaget for hovednaturtypene, siden disse har mindre arealer. Vi har foreslått at naturtypene definert i DN håndbok 13, kan være ett grunnlag for utpeking av verdifulle naturtyper (se kap. 5.3). Databasen [Naturbase](#) inneholder oversikt over naturtyper som er kartlagt etter denne metodikken. Arealdataene i Naturbase kan derfor i utgangspunktet benyttes til å utfigurere hvilke arealer som skal ha høyere verdi enn andre. Det er rettet en del kritikk mot kartleggingen, bl.a. at den ikke er fullstendig, og at avgrensningene av arealene ikke alltid er etterprøvbare (Gaarder, Larsen et al. 2007). Imidlertid inneholder Naturbase nå ca 25 000 områder kartlagt etter DN håndbok 13, og i gjennomsnitt 400 lokaliteter for hver naturtype, og man bør gjøre en vurdering av om denne informasjonen er egnet ved en eventuell utprøving av en naturindeks.

Kapitlet gir også kort omtale av data som finnes om påvirkningsfaktorer. Tanken er at kunnskap om påvirkningsfaktorenes omfang, kan benyttes som bakgrunnsmateriale for ekspertvurderinger (se kap. 3).

<sup>7</sup> Er en vurderingssak, som vi kan komme tilbake til

## 7.1 Land

Åtte hovednaturtyper er definert for landarealene. Omtale av tilgjengelige arealdata og data om påvirkningsfaktorene omtales samlet, mens omtale av tilstandsvurdering gjøres for hver hovednaturtype.

### 7.1.1 Areal

Nasjonale arealdata som samles inn med jevne mellomrom og etter en fast metodikk er helt nødvendig for å kunne framstille en naturindeks etter den skisserte metoden i kapittel 3. Det er en forutsetning at det klassifikasjonssystemet som ligger bak de nasjonale arealdataene er sammenlignbare/ oversettbare til internasjonalt brukte klassifikasjonssystem, særlig EU systemet.

Detaljeringsgraden (oppløseligheten) for arealdata er trolig høyere enn oppløseligheten til tilstandsdataene, og detaljeringsgraden av naturindeksen vil derfor først og fremst være bestemt av oppløseligheten til tilstandsdataene.

Nedenfor omtales datakilder som kan være aktuelle som nasjonale arealdata som kan benyttes i naturindeksen.

Corine Landcover: Som grunnlag for 4 indikatorer for biologisk mangfold (high nature farmland, ecosystem coverage, habitats of european interest, fragmentation of natural and semi-natural areas- sjekk siste) benytter EEA Corine Landcover. Dette er et arealdekkkart utledet fra satellittmålinger. Norge har ikke Corine Landcover og er følgelig hvitt på disse EEA-kartene. Framstillingen av et oppdatert Corine Landcover for Europa er under utvikling, og vil bli knyttet til GMES som et globalt prosjekt for framstilling av arealdekkkart. EEA ser for seg å bruke oppdaterte kart basert på fjernmåling i framtidig rapportering av biologisk mangfold indikatorer (for utdyping se kapittel 4 om SEBI-indikatorene)

I 2006 fikk Skog og Landskap i oppdrag av Landbruks- og matdepartementet å utforme Corine Landcover for Norge for år 2000 (CLC2000). Datasettet forventes ferdig i løpet av 2008. Det ble på nyåret 2008 besluttet av Miljødepartementet å gi bevilgning til å utarbeide et CLC-Change som er et spesialprodukt som skal dokumentere endringer i arealdekket i perioden 2000 – 2006. Framstilling av dette produktet benytter en egen metodikk.

CLC benytter et grovt klassifikasjonssystem som er dårlig tilpasset Norge og det vil være vanskelig å skille ut hovednaturtypeene gitt i kapittel 5 fra dette datasettet, uten å gå veien om andre datakilder. I tillegg opererer datasettet med en minste figurstørrelse på 250 mål (25 ha) og det hefter stor unøyaktighet til dette datasettet. Når det i tillegg foreligger bedre, nasjonale data er det lite som taler for bruk av CLC i Naturindeks. CLC bør primært betraktes som et forenklet datasett til bruk på Europeisk oversiktsnivå.

Satellittbasert vegetasjonskart for Norge. I løpet av høsten 2008 vil et vegetasjonskart for Norge basert på satellittmålinger bli ferdigstilt av Norut-IT. Kartet er utformet med støtte fra Direktoratet for naturforvaltning og Romsenteret, og skal blant annet benyttes som grunnlag for å evaluere naturvernet i Norge, dvs. om ulike naturtyper er tilstrekkelig dekket gjennom vernet, samt som grunnlag for innmelding av områder i Emerald Network. Satellittvegetasjonskartet kan være aktuelt som grunnlag ved en norsk rapportering på SEBI 2010-indikatoren "Ecosystem coverage". Det vil også være svært aktuelt i forbindelse med videreutvikling av det nasjonale nøkkeltallet: Areal verneområder fordelt på vegetasjonssoner.

Utkast til et sømløst vegetasjonskart for Norge basert på 45 Landsat TM/ETM+ scener er nå ferdigstilt (jan 08). Landsat-scenene er tatt opp i tidsperioden 1993-2006, hvorav 37 scener er tatt opp i tidsrommet 1997-2004. 6 av scenene er tatt opp før 1997, og 2 stk i 2006. Kartet har vært kalibrert mot eksisterende feltdata (hovedsakelig NIJOS vegetasjonskart) og nye feltkontroller på Vestlandet sommeren 2007. Oppløseligheten i kartet er 30 m. Ytterligere validering vil bli gjennomført sommeren 2008. Dette gir grunnlag for å beregne presisjon og usikkerhet for

kartet høsten 2008. For kalkulering av naturindeksen er det behov for arealandelstall for alle hovednaturtypene innenfor en 10 x 10 km rute (evt. 50 x 50 km). Usikkerheten for angivelse av andelstall for arealenheter på satellittkartet på en slik grov skala antas å være lav, sett i forhold til usikkerheten som er forbundet med tilstandsdataene. Dette innebærer at presisjonen i vegetasjonskartet anses for å være mer enn god nok til å benyttes for en uttesting av naturindeksen.

Utkastet til vegetasjonskartet inneholder 35 vegetasjonsenheter. Hvilke enheter det endelige kartet skal ha, er gjenstand for diskusjon og antall enheter vil trolig bli redusert. Det satellittbaserte vegetasjonskartet for Norge vil høyst sannsynlig gi arealdata for alle hovedtypene definert i 5.1, med unntak av ekstensivt drevet kulturlandskap. Foreløpige vurderinger indikerer imidlertid at det blir mulig å skille ut kysthei som er et viktig ekstensivt drevet kulturlandskap. Hvis dette blir mulig er det et stort framskritt ift tidligere, da vi ikke har arealtall for kysthei. Det satellittbaserte vegetasjonskartet har "gamle" arealdata, gjennomsnittlig fra 1999-2000. Dette gir en feilkilde knyttet til eventuelle nye infrastrukturbygginger og gjengroing av heiområder. Dette må diskuteres når indeksen utprøves. En løsning kan være å presentere indeksen for år 2000, og påpeke at samme arealtall er brukt for 2008. Det er uansett problematisk at det ikke eksisterer tidsserier for kartet, men dette er det eneste produktet som kan produsere "arealandelstall".

Andre arealer av ekstensivt drevet kulturlandskap enn kysthei, kan bli vanskelig å fange opp via fjernmåling. Det er gjort sammenligninger av tolkingsmuligheter ved naturtype/vegetasjonskartlegging mellom satellittbilder og CIR-flyfoto som viser at CIR-flyfoto fortsatt gir best informasjon og tolkingsmuligheter (Sickel pers.medd).

SSB utarbeider årlig en [landsbruksstatistikk](#) og [statistikk for tettsteder](#). I landbruksstatistikken inngår jordbruksarealer i drift. Disse defineres som: Jordbruksareal som er høstet minst en gang i løpet av et år. Også inkludert er plantet areal av flerårige vekster som ennå ikke gir avling og areal av åpen åker der det ikke blir tatt avling i løpet av året, men som er tenkt høstet neste år (ettårig brakk). Grovt sett deles jordbruksareal i drift i

- åker og hageareal og
- eng til slått og beite.

Kategorien "eng til slått og beite" er meget sammensatt og dekker alt fra meget intensivt jordbruk (fulldyrka eng) til ekstensiv drift (overflatedyrka eng og innmarksbeite). Overflatedyrka eng og "innmarksbeite" kan være interessante. Vanligvis er de imidlertid (sterkt) gjødslet og derfor artsfattige i forhold til semi-naturlige slåtte- og beitemarker. Kategorien innmarksbeite har hatt sterk økning i utbredelse siden 1990, men den representerer ikke verdifulle områder for biologisk mangfold. Tidligere ble jordbrukstilskudd ble rettet bl.a. mot denne arealkategorien. For å få et areal "godkjent" som innmarksbeite i denne sammenheng, måtte det være gjødslet. Dette førte til at mange tidligere ugjødsle og artsrike arealer ble gjødslet slik at artsmangfoldet ble redusert. Økningen i innmarksbeite avspeiler derfor ikke en økning i verdifulle kulturmarker for biologisk mangfold.

I tillegg må det vurderes om landbruksstatistikken kan benyttes sammen med 3Q for å beskrive arealandelstall for områder med intensiv landbruksproduksjon. Innenfor intensivt drevne områder, vil det også finnes flekker av ekstensivt drevet kulturlandskap. Imidlertid skiller også 3Q dårlig ut ekstensivt drevet områder som ikke er gjødslet, og potensialet for å få fram arealtall for ekstensivt drevne områder innenfor intensivt dyrka områder, er derfor ikke stort. Videre er det en utfordring å bruke landbruksstatistikken i kombinasjon med andre kilder, p.g.a. systemer for forskjellige stedfesting. Tidligere har SSB registrert enheter og materiale som eventuelt kan benyttes for å lage arealstatistikk for ekstensivt drevet kulturlandskap

Arealstatistikken til SSB for byer og tettsteder må vurderes når areal og tilstandsmål for byer og tettsteder og infrastruktur skal utvikles. Arealstatistikken pr. i dag har mangler i å identifisere grøntområder mv. Det arbeides med å få fram bedre tall for dette. Se for øvrig kap. 7.1.9 . Fle-

re av de større byene har arbeidet med såkalte "Grønne plakater" hvor grønnstruktur er kartlagt, for enkelte kan det her være aktuelle data (bl.a. for Oslo som har laget et satellittkart for noen år siden). Siden byer og tettsteder trolig vil få lav verdi-score i Naturindeksen (kap. 5.3), bør arbeidet med å få fram slike tall for innarbeiding i naturindeksen prioriteres lavt. Dette fordi det tallmessige bidraget fra tilstand i byer og tettsteder i Naturindeksen, vil bli lav.

**Annen arealstatistikk:** AR18x18 er en systematisk utvalgsundersøkelse av Norges areal. Det utføres ulike undersøkelser på 0,9 km<sup>2</sup> store flater som er lagt ut i et forband på 18 x 18 kilometer (Strand and Rekdal 2006). En av undersøkelsene er en arealdekkkartlegging etter V50 systemet som benyttes av Skog og landskap. Disse arealtypene kan, med unntak av saltvannstypene, for en stor del konverteres til de hovednaturtypene som er gitt i kapittel 5. Det bør vurderes å bruke AR 18 x 18 ved utprøving av naturindeksen, gjerne for å sjekke om arealandelstall framskaffet gjennom AR18 x18 gir de samme resultatene som satellittkartet.

### 7.1.2 Påvirkninger

Viktige nasjonale kartdatabaser for påvirkningsfaktorer for landarealene er:

Arealbruksendringer:

- Vegdatabasen til Vegdirektoratet
- Inngrepsfrie områder (DN). Viser "omvendt" kart, der det ikke er påvirkninger, inkluderer samtlige fysiske inngrep
- Nedbygging av strandsonene
- Utmarksbeite og endringer i dyretall
- Avvirkning av skog (skogbruksplaner, fjernmåling), eller endringer i skog (hogstklasser)
- Grunneiendoms-, adresse-, og bygningsregisteret (GAB-registeret) er et elektronisk register som inneholder opplysninger om grunneiendommer og adresser i Norge. Det alle bygninger og endringer i bygg etter 1983.
- Tilskudd i landbruket til eks. setring, styving, opprettholdelse av kystlynghei
- Kommende arealbruksregnskapssystem i SSB

Forurensninger:

- Tålegrensekart for overskridelse av forsuring, nitrogendeposisjon og flyktige organiske forbindelser (NIVA) for vegetasjonstyper og vann
- Nedfall av langtransportert luftforurensing
- Punktutslipp miljøgifter fra SFT
- Bruk av sprøytemidler m.m. i landbruket (SSB-statistikk)

Klimaendringer:

- Temperatur og nedbør. Modellerte data fra Meteorologisk institutt på [met.no](http://met.no). Kan fåes modellerte per km<sup>2</sup> og per døgn eller per måned.

Høsting:

- Jaktstatistikk (ikke kartbasert, men på kommunenivå – SSB)

Fremmede arter

- Utbredelsen av fremmede arter ([artsportalen.no](http://artsportalen.no)). Kun enkeltfunn, viser ikke systematisk kartlegginger

### Konklusjon

Følgende datasett synes mest relevant for å beregne arealandeler på land

- Areal: Satellittbasert vegetasjonkart supplert med
  - SSBs arealstatistikk for bebygde områder
  - Evt. supplert med SSBs landbruksstatistikk

- Evt. supplert med informasjon fra AR 18x18
- Verdifulle areal: Naturbase, supplert med
  - Evt. info fra AR 18x18
  - Evt. info fra Miljøregistreringer i skog
  - Evt. Info fra eksisterende (CIR-)flyfoto

### 7.1.3 Tilstand - skog

Skog dekker 38% av Norges fastlandsareal ([Statens kartverks arealstatistikk for 2007](#)).

I Norge er det overveiende bjørk som danner skoggrensen mot fjellet, og nærmere halvparten av skogarealet er fjellbjørkeskog. I sentrale deler av Sør-Norge når fjellbjørkeskogen helt opp til rundt 1200 meter. Derfra avtar høyden i alle retninger, f.eks. til 500-600 meter i Agder-Møre, 500-700 meter ved polarsirkelen og 100-200 meter langs kysten av Troms. Sætring har påvirket utbredelsen av fjellbjørkeskog sterkt i mange fjellområder, og nå er gjengroingen påtagelig (økt utbredelse av fjellbjørkeskog). Det meste av skogen er påvirket på ulike måter, og da til dels sterkt påvirket, av lang tids ressursutnyttelse, men også moderat påvirket over lang tid. Sistnevnte har formet skogsbeiter og i dag sjeldne høstingsskoger særlig viktig for biologisk mangfold. Det er anslått at under 1% av skogen i Norge er urskog (Direktoratet for naturforvaltning 1998).

Landsskogtakseringen er det dominerende overvåkingssystemet i skog. Landsskogtakseringen er arealrepresentativ og registreres i et rutenett på 3 x 3 km, totalt ca. 11000 registreringspunkter. Landsskogtakseringen gjennomføres med full flatetetthet opp til barskogsgrensa, over barskogsgrensa i fjellbjørkeskogen registreres det nå på flater i et forband 3x9 km. Finnmark er nå inkludert i landsskogtakseringen. Data som er mest relevante for biologisk mangfold er særlig skogtyper/skogstrukturer, tilstandsbeskrivelser, indikatorer (eks. naturskog), utviklingen av død ved forekomst, fordeling av gammel skog på boniteter og høydelag, vegetasjonstyper. Landsskogtakseringen har for en del av disse variablene lange tidsserier, og det vil sannsynligvis være relevant for indeksarbeidet å teste elementer som bør inngå i indeksen på "historiske" data (f.eks. fra 1990 og fram til nå). Fra 2003 er Miljøregistreringer i Skog (MiS) inkludert som en del av landsskogtakseringen, og kan nå gi statistikk og relevant informasjon om MiS-livsmiljøene.

For å identifisere verdifulle livsmiljøer i skog, skal skogeierne sørge for at MiS registreringer blir gjennomført på sine eiendommer. Parallelt med dette gir DN håndbok 13 retningslinjer om hvordan kommunene skal kartlegge verdifulle områder i skog. Ved en utprøving av naturindeksen, bør disse datasettene vurderes i forhold til å vurdere tilstand og om enkelte områder skal ha høyere verdi.

Gjennom SEBI 2010-prosjektet vil man undersøke om det er mulig å bruke skogtakseringsdata for å måle biologisk mangfold. Det er imidlertid et problem i europeisk sammenheng at man ikke er harmonisert eller standardisert i forhold til både variabler, indikatorer og skogtypebeskrivelse som har betydning for biodiversitet (Petriccione, Cindolo et al. 2007). Det arbeides imidlertid med harmoniseringen i prosjektet COST Action E43 håper å kunne løse. Det er opprettet kontakt mellom dette prosjektet og SEBI2010. CA E43 er planlagt avsluttet i 2008 med en rapport for status på harmoniseringen og forslag til hvordan harmoniseringen kan gjennomføres. Det er også planlagt å utgi en egen bok. Skog og landskap deltar i COST Action E43. Intensjonene er at NFI (National Forest Inventory) skal bidra på europeisk nivå med overvåking av biodiversitet i skog, men resultatene vil neppe være tilgjengelig tidnok til at de kan brukes i en første versjon i Norge i 2008.

Eksempel på tilstandsindikatorer: Naturskog er en indikator som brukes i europeisk sammenheng. Landsskogtakseringen registrerer Naturskog som egen parameter. Naturskog er skog eller annet tresatt areal som viser en naturlig dynamikk, uten synlige inngrep med naturlige treslag og dødt virke i flere nedbrytningsstadier, inkludert grove dimensjoner. Arealet må være

større enn 5 mål. Definisjonene mer detaljert og utviklet for internasjonal rapportering (Pan-Europ.). Eksempler på andre mulige tilstandsindikatorer fra landskogtakseringen som kan benyttes er død ved, treslag, trestilstand, vegetasjon.

Data som vil bli presentert i det kommende nøkkeltallet: andel gammelskog, bør også vurderes inkorporert i tilstandsvurderingene. Data til nøkkeltallet hentes fra Landskogtakseringen.

Fugleindeksen registreres i alle naturtyper på land, også i skog. Registreringene foregår i et rutenett på 18 x 18 km, der ca halvparten av rutene oppsøkes årlig for registrering. Nettet vil bestå av 500 ruter når det er ferdig utbygd. I 2008 vil etablering være fullført i Sør-Norge. Etablering i Nord-Norge er planlagt i perioden 2009-2011.

Videre eksisterer det god [jaktstatistikk](#) for hjort, elg, villrein, rådyr og rype, samt overvåkingsdata for hjortevilt. I tillegg finnes det overvåkingsdata for ulv og gaupe. Det er usikkert om jaktbart vilt og rovdyr bør inngå i naturindeksen, da forvaltningen er lagt opp til å regulere bestandene innenfor gitte rammer.

For fjellbjørkeskog finnes det overvåkingsdata på vegetasjon, fugl og smågnagere fra 7 områder spredt over en syd- nord gradient i bjørkeskog (Terrestrisk naturovervåking - TOV). Det bør vurderes om resultater fra denne overvåkingen vil kunne være av nytte som bakgrunnskunnskap for ekspertvurderinger i andre fjellnære områder.

Oppsummering: Jaktstatistikk, biodiversitetsrelaterte data fra landskogtakseringen og data fra fugleindeksen er de dataene som gir best geografisk representativitet (men ikke hele Norge er dekket). Jaktstatistikken har tidsserier, mens for landskogtakseringen må det gjøres et nærmere arbeid for å finne ut om biodiversitetsrelevante tidsserier kan framstilles. Fugleindeksen er under implementering. Tidsserier fra Program for terrestrisk naturovervåking vil kunne være av nytte som bakgrunnskunnskap for ekspertvurderinger i fjellbjørkeskog.

#### 7.1.4 Tilstand i fjell og tundra

Fjellet defineres her som områdene over skoggrensa for bjørkeskog. Åpne områder dekker 46% av Norges areal ([Statens kartverks arealstatistikk for 2007](#)) og fjellområdene utgjør store deler av dette arealet. Store fjellområder har vært utnyttet til samisk drift og ekstensiv jordbruksdrift gjennom lang tid og rommer derfor et biologisk mangfold knyttet til denne driften.

For fjelløkosystemer finnes det overvåkingsdata som dekker villrein i Sør-Norge. På faunasida finnes det også landsdekkende overvåkingsserier for jerv og fjellrev. For en del fjellområder finnes det dessuten overvåkingsdata for jaktfalk, kongeørn, lirype, spurvefugl og/eller smågnagere. I tillegg har vi jaktstatistikk for rype. Innhenting av bestandsdata for både lirype og kongeørn antas å bli mer omfattende. Dette er knyttet til økt lokalt ansvar for rypeforvaltningen og at kongeørn nå omfattes av erstatningsansvar for rovvilt. Det pågår også overvåking av palsmyrer som bør kunne gi gode tilstandsdata for denne naturtype. Så vidt oss kjent foregår det tilnærmet ingen overvåking av vegetasjon og invertebrater i områder over skoggrensa i Norge.

Ingen av de internasjonale indikatorene er spesielt rettet mot artsmangfoldet i fjellet, men det kan komme noen indikatorer knyttet til klimaendringene.

#### 7.1.5 Tilstand i områder med intensiv landbruksproduksjon

I dag utgjør 3,0 % av Norges areal intensivt drevne jordbruksområder ([Statens kartverks arealstatistikk for 2007](#))..

Det nasjonale programmet for registrering av tilstand og endring i jordbrukets kulturlandskap (3Q) startet i 1998 og er en utvalgsundersøkelse, basert på flyfotografering av over 1400 flater.



Flatene er valgt ut i et rutenettverk på 3x3 km, der det legges flater på 1x1 km i hvert kryss. Flatene skal fotograferes med 5 års mellomrom, og areal typer og endringer skal tolkes ut fra flybildene. På 10 % av flatene gjøres det feltkontroll av punkter lagt ut i et rutenett, for å vurdere i hvilken grad man har tolket flybildene riktig.

3Q registrerer hovedsakelig endringer i utbredelsen til dyrka mark og strukturer i landskapet (linjer, åkerholmer, med mer). 3Q har derfor data på fragmentering/ konnektivitet i landskapet. 3Q vil også registrere når en areal type som er intensivt drevet endrer karakter og blir til en ny areal type. Man vil liten grad kunne registrere endringer i arealkategorier som ikke allerede er fulldyrket.

Av systematiske biologiske registreringer som foregår i intensivt drevet kulturlandskap har vi noen biologiske registreringer i 3Q; karplanter og fugl i ca. 10% av flatene. Registreringene av fugl foregår etter en metodikk som er sammenlignbar med fugleindeksen i 130 prøveflater, men registreringene foregår kun hvert 2.-3. år (Fjellstad 2007). Karplanter har blitt registrert siden 2004 i permanent merkede analyseruter i beitemark og såkalt villeng. Hvert år er det etablert analyseruter på 20 tilfeldig valgte 3Q-flater. Til sammen vil en i løpet av 5-årsperioden ha etablert ca 500 permanente ruter på til sammen 100 3Q-flater spredt over hele landet. Samtlige karplanter registreres og mengde angis med dekning i fem klasser. Det registreres også flere forklaringsvariabler i de samme rutene. Resultater fra de første årene er nå under bearbeiding. Registrering av sommerfugler og bier på 3Q flatene har vært utprøvd, men er ikke implementert som en del av programmet. Det er planer om å framstille et nøkkeltall for intensivt drevet kulturlandskap og registrering av strukturer som surrogat for biologisk mangfold ved hjelp av 3Q data. Det synes naturlig at hvis nøkkeltallet beskriver tilstand (bestandssvingninger eller surrogater for dette), så bør dette vurderes. I denne sammenheng må man vurdere om det er behov for noe forandring av areal enheter som blir brukt i 3Q. Infrarøde bilder er godt egnet til å se forskjell på areal typer og på tilstand, bl.a. kan gjødsla og ugjødsla mark identifiseres, og ville kunne gi supplerende informasjon fra 3Q flatene. Ugjødsla mark har generelt høyere artsrikdom enn gjødsla mark, og et helt annet artsinnhold.

Norsk ornitologisk forening har siden 1995 hatt frivillig årlig opptellinger av hekkefugl - hekkefugltaksering (HFT). Dette har inkludert opptellinger i noen områder i jordbrukslandskapet. Ved innfasing av fugleindeksen (TOV-E), vil HFT bli faset ut, og en mer standardisert metodikk vil bli innført. Det vil trolig bli nødvendig med økt tetthet av registreringspunkter for fugleindeksen i intensivt drevet jordbrukslandskap. Dette fordi det intensivt drevne områder kun dekker 3% av Norges landareal, og det blir svært få registreringspunkter i dagens fugleindeks. SEBI indikator nr 2 "Selected species" omfatter i dag fugleindeksen og en sommerfugl indeks. I Norge har det gjennom et forskningsprosjekt tilknyttet 3Q vært forsøkt med sommerfugl registreringer (Dramstad, Fry et al. 2001), men sommerfugler er ikke inkludert i 3Q per 2008. Det bør imidlertid vurderes på nytt om det skal settes i gang et prøveprosjekt på sommerfugl registreringer i Norge. EEA vurderer fortløpende nye arter som kan inkluderes i "selected species" gruppen. Per 2008 utredes det om flaggermus kan bli innlemmet i indeksen (F. Schutyser pers medd. EEA). Flaggermus er pattedyr som er spesielt utbredt i kulturlandskapet, og på sikt kan slike bestandsregistreringer bidra til å dokumentere endringer i biologisk mangfold.

### 7.1.6 Tilstand i hei og annen vegetert åpen mark

Kysthei (kulturmark): Ekstensivt drevet kulturlandskap er et resultat av varierende beitepress og utmarksslått, samt tidligere regelmessig brenning, der intensitet i beite trykket og tidsfaktoren er avgjørende for dagens utforming av kysthei (samt brenning). Ved passe beitepress og lyngbrenning, samt evnt. slått, forblir kystlynghei i god hevd og som et åpent lyngdominert landskap. Ved redusert beite og menneskelig aktivitet skjer det en gjengroing av dette landskapet som vi ser i store deler av lyngheibeltet, fra Lofoten til Lista, i dag. Det utvikles over tid et en krattlandskap der flere ulike lauvtrær inngår. Over tid vil kystfuruskogen innvandre disse områdene. Spredning av gran fra plantefelt (sitkagran) er også vanlig. Gjengroing eller suksjonen seint i starten ette at driften er opphørt eller redusert. Det kan gå 20-30 år før krattet blir tydelig, og så akselerer gjengroing i seinere faser (noe vi ser i dag). Dette gjelder særlig på



Vestlandet sør for Sognefjorden, på Nordmøre-/Trøndelagskysten og nordover på Helgelandskysten til Lofoten. Det største potensialet til å få fram tilstandsdata for et større område for kystlynghei er i Hordaland, Rogaland og Midt-Norge. Tilstandsvurderinger må gjøres med bakgrunn i enkeltundersøkelser supplert med ekspertvurderinger. I tillegg er kysthei med kystlynghei i Vega i Nordland studert. Her finnes vegetasjonskart og CIR-flybildestudier. Bruk av CIR-flybilder for overvåking av biologisk mangfold i (ekstensivt drevet) kulturlandskap (jf. overvåking i Sverige) er diskutert i sammenheng med "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold

### 7.1.7 Tilstand i gras og urtedominert mark

**Beite- og slåttemark (kulturmark):** Det finnes flere forskjellige datasett i form av gammel jordbruksstatistikk, gamle kart og flybilder, dokumentasjon fra tidligere kartlegginger i sammenheng med ulike prosjekter, dokumentasjon av norske fjellbeiter som gjordes over hele landet på midten av 1900-tallet (Det Kongelige Selskapet for Norges Vel), tidsserier for faste prøveflater bl.a. på Sølendet m.v. For seterlandskapet er det kanskje størst potensial for å få fram tilstandsdata nå fra Valdres. Her finnes det CIR-flyfoto, som kan benyttes til å tilstandsvurdere området sammen med ekspertvurderinger. Bl.a. fra Rindal kommune i Sør-Trøndelag finnes det eksempler på data om utmarksslått og endringer i denne. For øvrig finnes det gode tidsserier for tilstand i ekstensivt og intensivt drevet kulturlandskap fra Hjartdal-Svartdal i Telemark.

### 7.1.8 Tilstand i myr og våtmark (ferskvannsrelaterte)

Størstedelen av våtmarksarealene er myr, og denne naturtypen dekker et areal på 18 700 km<sup>2</sup>, dvs. 5.8% av landarealet ([Statens kartverks arealstatistikk for 2007](#)). 2/3 av dette arealet ligger under skoggrensen. Norge er av de land i verden som har størst variasjon i myrtyper, fra de ekstremt næringsfattige til de ekstremt næringsrike. Mens myr er et veldefinert naturtype, er våtmark et svært bredt begrep som omfatter overganger til marint, limnisk og terrestrisk miljø. I arbeidet med naturindeks vil ferskvannsrelaterte våtmarker inngå i denne hovednaturtypen.

De viktigste våtmarksområdene vil bli kartlagt som "viktige naturtyper for biologisk mangfold" (Direktoratet for naturforvaltning 2006), og det er ca. 400 naturreservater med myr og våtmark. For internasjonalt vernede våtmarker har vi i Norge 37 [Ramsarområder](#). Ramsarkonvensjonen setter krav til overvåking av våtmarker. Det er også foreslått et overvåkingsprogram for amfibier, som på sikt kan inngå i tilstandsvurdering av våtmarker. Myr og våtmark i Norge har vært registrert gjennom verneplanarbeid, og basiskunnskapen om denne naturtypen er forholdsvis god, men systematiske vurderinger av tilstand i flere tidsepoker har ikke vært gjennomført. De få systematiske registreringene som finnes er knyttet til bestandsovervåking av fugl i Hammervatnet, Nord-Trøndelag, Åkersvika, Oppland og Pasvik, Finnmark.

Både myr og våtmark er naturtyper som i stor grad har vært utnyttet til slått eller beite. Betydningen av dette vises bl.a. av en undersøkelse av verneverdige våtmarksområder (strandenger, Ramsarområder) langs Trondheimsfjorden der opphør av drift fører til tap av biologisk mangfold (karplanter, fugl; Bele et al. 2006).

### 7.1.9 Tilstand i byer, tettsteder & infrastruktur

Byer og tettsteder utgjør 0,3 % av Norges areal ([Statens kartverks arealstatistikk for 2007](#))..

SSBs statistikk viser stedfestet bebyggelse og veier. Dette gir "åpne rom" i bylandskapet som har potensiale som grøntarealer. I tillegg vil man kunne få identifisert lange og smale grøntarealer. Statistikk for "grønne lunger i byer" finnes per i dag ikke, men SSB arbeider for å komme dit. Enkelte av de større byene kan ha data i forbindelse med "Grønn plakat"-arbeidet. Oslo har bl.a. laget et satellittkart. Betydningen av gamle trær og grøntarealer med lang kontinuitet for biologisk mangfold i bylandskapet er dokumentert bl.a. fra Stockholm. Foreløpig konklusjon er at for byer og tettsteder finnes det ingen systematisk og standardisert datainnsamling som kan benyttes til å få fram surrogater for biologisk mangfold. Systematiske artsregistreringer som kan sammenlignes mellom tettsteder finnes ikke så langt forfatterne er kjent med. Som

nevnt under 4.3, så vil denne naturtypen få meget lav verdi-score. Dette innebærer at jo større byarealer, jo lavere blir naturindeksen.

#### **7.1.10 Tilstand i natur uten sammenhengende vegetasjonsdekke**

I denne kategorien inngår bl.a. snø og isdekte landområder, blokkmark, bergvegger, sanddyner og steinur vil inngå her. Snø, is og breer utgjør 1% av Norges fastlandsareal ([Statens kartverks arealstatistikk for 2007](#)). Enkelte av de andre økosystemene som inngår i kategorien, antas å ha høy verdi, for eksempel fugleberg, fosseberg, rasmark og tørrbakker. Disse kartlegges gjennom kommunalt kartleggingsprogram, og områdene legges inn i Naturbase.

### **7.2 Ferskvann**

Ferskvann utgjør 6% av Norges fastlandsareal (elver og innsjøer) ([Statens kartverks arealstatistikk for 2007](#)).

Det gjøres et stort arbeid knyttet til ferskvann gjennom implementeringen av vanddirektivet. Vi henviser derfor til kommende overvåkingsveileder for en komplett oversikt over pågående overvåkingsprogrammer i ferskvann. Overvåkingsveilederen vil bli lagt ut på Vannportalen ([www.vannportalen.no](http://www.vannportalen.no)). Det finnes også mange lange tidsserier for ferskvann (Norges forskningsråd 2003). Oversikt over disse tidsseriene finnes i [metabase for tidsserier](#). NIVA, NINA og Universitetet i Bergen har flest lange tidsserier.

#### **7.2.1 Areal**

Alle elver og innsjøer har blitt arealavgrenset og stedfestet. Dataene er svært detaljerte, og er lagret i [Vann-nett](#). Antall vannforekomster (enheter) som er arealavgrenset er ca. 12 000. Arealdataene er i utgangspunktet avgrenset en gang for alle, men det antas at vannregionmyndigheten må legge inn justeringer ved større utbygginger/ fyllinger.

Noen av vannforekomstene i Vann-nett, er også definert som viktige naturtyper ihht DN's håndbok 13. Hvilke av vannforekomstene som er "viktig naturtype" er ikke identifisert i Vann-nett, men wms-tjenester innhenter opplysninger om dette fra Naturbase. Imidlertid ansees ikke arealdataene om viktige ferskvannsforekomster som ligger i Naturbase, for å være representative, dvs. gi riktig "andelstall", til å inngå i kalkuleringen av en naturindeks for vann.

#### **7.2.2 Tilstand**

Per 2007 er alle vannforekomstene (ca. 12 000 stk) risikovurdert i tre klasser, og lagt inn i Vann-nett. Metodikken for risikovurdering (karakterisering) er definert, og resultatene er kvalitetssikret. Risikovurderingen benytter eksisterende kunnskap om påvirkninger fra nasjonale databaser og regional kunnskap. I utgangspunktet har vannforekomster der man ikke kjenner til noen påvirkninger, blitt registrert som å kunne nå miljømålet om god tilstand innen 2015. Det foreslås at den foreløpige risikovurderingen benyttes for å angi tilstand i ferskvann. Dette for å illustrere temaindeks for vann på kart. Resultatene av risikovurderingen er rapportert til EU. Framstilling av naturindeks basert på nåværende risikovurdering, blir derfor et eksempel på nå situasjonen, og vil ikke kunne oppdateres etter samme metodikk (se nedenfor). Det vil også være vanskelig å beregne risikoklassene tilbake i tid. Dette fordi lokal kunnskap i tillegg til nasjonale databaser inngår i risikovurderingene. Å innhente slik lokal kunnskap tilbake i tid, ansees for å være urealistisk ift. arbeidsmengde.

Alle vannforekomster skal være tilstandsklassifisert innen utgangen av 2009 (fem klasser), men omfanget på arbeidet i forhold til resursene kan gjøre at det blir vanskelig å holde tidsfristen. Fastsetting av tilstandsklassene for hver enkelt vannforekomst baseres på kunnskap om biologiske og kjemiske forhold. De biologiske kvalitetselementene som inngår i klassifiserings-systemet (og overvåkingen) er fisk, vannvegetasjon, plankton og bunndyr. For hvert kvalitets-element er det mulig å lage flere indikatorer avhengig av hva som er påvirkningsfaktoren. Den

indikatoren som gir dårligst tilstandsklasse skal i prinsippet avgjøre tilstandsklasse for hele vannforekomsten, "one out- all out" prinsippet. Klassifikasjonssystemet som tallfester grenseverdiene for de ulike kvalitetselementene og påvirkningsfaktorene er under utvikling. I utgangspunktet skal alle vannforekomster som ikke når miljømålet ha overvåking, mens et utvalg av de med minst god tilstand skal overvåkes. Dette innebærer at man etter hvert skal ha en kontinuerlig oppdatering av tilstandsklassene. Hvordan dette blir i praksis gjenstår å se. Når overvåkingssystemene er etablert, bør de tre risikoklassene erstattes med tilstandsklassene i naturindeksen. Dette fordi tilstandsklassene baserer seg på reelle overvåkingsdata (etter standardisert og kvalitetssikrede prosedyrer), mens risikovurderingene i stor grad er basert på skjønn. Interkalibrering av klassegrensene mellom landene skal sikre at sammenlignbare resultater i alle EU land.

For utprøving av naturindeksmetodikken vil det være nyttig å inkludere flere ulike typer ferskvannforekomster, og ikke enkelt-lokaliteter. Drammensvassdraget tilfredsstiller dette ønsket. Vassdraget dekker en rekke innsjøtyper, fra små kalksjøer med høyt mangfold øverst på Hadeland, til større innsjøer som (Jarenvannet), Randsfjorden, Steinsfjorden/Tyrifjorden. Av viktige elver inngår Vigga, Begna og Randselva, som alle er godt utredet for bunndyr og fisk. På den måten ville det kunne defineres flere innsjøtyper og elver, verdisette de ulike typene og tilstandsvurdere dem. Det er ikke lange tidsserier for alle innsjøene i vassdraget, men enkelte eldre, grundige studier som er fulgt opp senere. Det finnes, om enn i noe varierende grad, data på makrofytter, fisk, bunndyr, fyttoplankton og zooplankton fra dette vassdraget. For enkelte innsjøer finnes det også data på fugl. Både NIVA og NINA har dataserier fra området.

I praksis betyr vanndirektivet at overvåkingen av vanlige arter prioriteres. Dette fordi man skal registrere endringer over tid, og det er ikke mulig å få sikre estimat på bestandsendringer for sjeldne arter gjennom den overvåkingen som det er lagt opp til. Verdivurderingen som er innført også for ferskvannforekomster, inkluderer trua og sjeldne arter (kap. 5.3), og i praksis inngår derfor trua og sjeldne arter og naturtyper her. Det finnes imidlertid ikke arealrepresentative data for viktige ferskvannstyper, og på nåværende tidspunkt er det ikke mulig å differensiere verdiene mellom ulike ferskvannforekomster.

### 7.2.3 Påvirkning

Gjennom karakteriseringsarbeidet har alle mulige datakilder påvirkninger blitt vurdert (se [Vann-nett](#)). Viktige nasjonale datakilder som har vært benyttet er informasjon om tettsteder, veier, vannkraftutbygginger, flom og erosjonstiltak, industri, kommunale renseanlegg, forurensnet grunn, områder med gruveforurensning, tålegrenser for forsuring og oversikt over fremmede invaderende arter (ørektyt, vasspest, mysis, rømt oppdrettslaks). Karakteriseringsveilederens vedlegg 1, beskriver hvem som er eier av de ulike nasjonale datasettene (Direktoratsgruppen for Vanndirektivet 2007).

Det er mulig å prøve ut en "naturindeks" for ferskvann i Norge ved å ta i bruk

- 1) arealdata fra vann-nett
- 2) verdifulle areal: fra Naturbase (se beskrivelse under "land")
- 3) karakteriseringsdata fra vann-nett (som senere vil bli erstattet med tilstandsdata)

## 7.3 Kystvann

Kystvann er definert som fra strandlinja og ut til 1 nm utenfor grunnlinja (jamfør vanndirektivet). Arealet innenfor grunnlinja tilsvarer 89 000 km<sup>2</sup>, på Svalbard er tilsvarende areal ca 63 000 km<sup>2</sup>. Det gjøres et stort arbeid knyttet til kystvann gjennom implementeringen av vanndirektivet. Vi henviser derfor til kommende overvåkingsveileder for en komplett oversikt over pågående overvåkingsprogrammer i kystvann som omhandler abiotiske forhold, planteplankton og bunnundersøkelser. Overvåkingsveilederen vil bli lagt ut på Vannportalen ([www.vannportalen.no](http://www.vannportalen.no)).

### 7.3.1 Areal

På samme måte som for ferskvann er alle kystvannforekomster delt inn i arealer, jamfør fjordkatalogen, dvs. ca. 1800 vannforekomster. Informasjonen er lagt inn i Vann-nett.

Det er utviklet egen metodikk for kartlegging av marine naturtyper (Direktoratet for naturforvaltning 2007). Kartleggingen av svært viktige marine naturtyper blir i større grad styrt fra nasjonal forskningsinstitutter, enn den terrestriske og limniske kartleggingen. Det antas derfor at avgrensningen av arealer av disse naturtypene, gjøres på en mer standardisert måte enn for terrestrisk og limnisk kartlegging av naturtyper. Kartlagte marine arealer jamfør DN håndbok er lagt/ skal legges inn i [Naturbase](#). Østerspoller langs Skagerrakkysten er en av flere naturtyper som vil bli kartlagt i perioden fra 2008-2010.

### 7.3.2 Tilstand

På samme måte som for ferskvann er alle kystvannforekomster risikovurdert, kvalitetssikret og lagt inn i [Vann-nett](#). I risikovurderingen er viktige påvirkningsfaktorer for det biologiske mangfoldet ikke inkludert i ekspertvurderingene som danner grunnlaget for risikovurdering. Påvirkninger som ikke er inkludert i risikovurderingen er for eksempel alle typer for tråling, fiske og hvor det er rømt oppdrettsfisk. Dette innebærer at risikovurderingen for kystvann er mindre fullstendig enn for ferskvann der alle kjente påvirkningsfaktorer er inkludert. Dette gjør trolig risikovurderingen som er gjort for kystvann mindre egnet til å framstille eksempel på naturindeks enn risikovurderingen som er gjort for ferskvann.

Tilstandsklassifiseringen som vil bli utviklet gjennom vanndirektivarbeidet, kommer ikke til å inkludere marin fisk, marine pattedyr eller sjøfugl. Vi anbefaler derfor at tilstandsvurderingen som vil bli gjort gjennom vanndirektivet, kombineres med kunnskap om tilstanden for marin fisk, sjøfuglbestandene og marine pattedyr.

Havforskningsinstituttet har overvåking av havet langs Norskekysten som bør vurderes å gå inn i tilstandsvurderingene. Videre har de gjennomført sporadiske undersøkelser på steinkobbe.

Overvåkingsprogrammet [SEAPOP](#) (avledet av den engelske termen for sjøfuglbestander – seabird populations) ble startet i 2005. SEAPOP er et helhetlig og langsiktig overvåkings- og kartleggingsprogram for norske sjøfugler. Programmet innebærer et nytt initiativ for disse aktivitetene langs Norskekysten, på Svalbard og i tilhørende havområder, og vil fremskaffe og vedlikeholde grunnleggende kunnskap om sjøfugl for å bidra til en bedre forvaltning av disse marine miljøene. Spesiell fokus rettes mot innhenting av data som gjør det mulig å modellere effekter av menneskets inngrep og skille disse fra det som primært skyldes naturlig variasjon. Det finnes lange tidsserier for sjøfugl for enkelte områder; Røst i Nordland (de første seriene etablert tidlig på 1960-tallet), Hornøya i Øst-Finnmark (fra 1980) og Bjørnøya (fra 1986).

Det er en fordel å kunne beskrive utviklingstrenden i kystvann. Spesielt gode tidsserier for arter og samfunn finnes i Flødevikserien til Havforskningsinstituttet. Flødevikserien som har årlige registreringer siden 1919 er en særdeles viktig tidsserie for å studere endringer i fiskesamfunn. Serien har en lang rekke faste stasjoner (omkring 100) på kysten fra Søgne til svenskegrensa undersøkes hvert år ved hjelp av en strandnot. Alle fisk og andre dyr som fanges blir identifisert, talt og lengdemålt. Før 1988 ble noen arter bare vurdert etter en mengdeskala fra 1 til 5. I tillegg til observasjonene av dyrelivet tas det målinger av temperatur, saltinnhold og oksygeninnhold i vannet. "Flødevigen-dataene" er svært viktige for forståelsen av variasjonene i arts-sammensetning og mengden av fisk og andre dyr i gruntvannsområdene langs Skagerrak, og årsaker til denne variasjonen, både naturlige og menneskelige påvirkninger. Økosystemtoktene i Barentshavet vil på sikt gi tilsvarende kunnskap om ikke-kommersielle fiskearter, men ingen tilsvarende overvåking er etablert for Norskehavet og Nordsjøen. NIVA har også relevante data fra Kystovervåkingsprogrammet fra området; dvs. fra Lillesand i vest til Tvedestrand i øst på Skagerrakkysten. Området er grundig undersøkt gjennom mange år, særlig i kystovervåkingsprosjektet. Der inngår organismesamfunn på hardbunnsstrender og sublittoral hardbunn, bløt-

bunn fra 50 til 350 m dyp, dyreplankton og planteplankton. Flere lokale prosjekter har bidratt til et forholdsvis tett stasjonsnett, slik at tilstandsbeskrivelser kan gjøres for mindre avgrensede arealer innenfor kystavsnittet. I tillegg er det gjort kartlegging av større sammenhengende arealer med ekstensive teknikker og modellering av naturtyper. Dette gjelder kartlegging av hard- og bløtbunn, ålegrasenger og tareskog. En markert endring i området er forsvinningen av sukkertare. NIVA har også satt sammen biologisk mangfold data fra indre [Oslofjord](#) og klassifisert vannforekomstene der.

Videre har NIVA en dataserie for kyst fra Holandsfjorden i Nordland som vurderes som egnet for utprøving av naturindeksen. Her er det gjort undersøkelser av strand- og gruntvannsorganismer på hardbunn og fauna på bløtbunn i 1991-92 og i 2001-02 (Svartisen vannkraftverk innerst i Holandsfjord startet i mars 1993. Driften av kraftverket har endret tilførselen av ferskvann og partikler til fjorden).

### 7.3.3 Påvirkning

Gjennom karakteriseringsarbeidet mot vannrammedirektivet har alle mulige datakilder for påvirkninger blitt vurdert (se [Vann-nett](#)). [Karakteriseringsveilederens](#) vedlegg 1, beskriver hvem som er eier av de ulike nasjonale datasettene (Direktoratsgruppen for Vanndirektivet 2007).

## 7.4 Hav

Det samlede norske havområdet på nordlige halvkule er 2,4 millioner km<sup>2</sup>, og er omlag seks ganger større enn Norges landareal (inklusive Svalbard og Jan Mayen). I utgangspunktet kan havområdene deles i Barentshavet, Norskehavet og Nordsjøen som er de store forvaltningsenhetene, men inndelinger kan også gjøres etter åpne vannmasser, frontområder og havbunn. Det enorme arealet gir store utfordringer knyttet til framstilling av naturindeks.

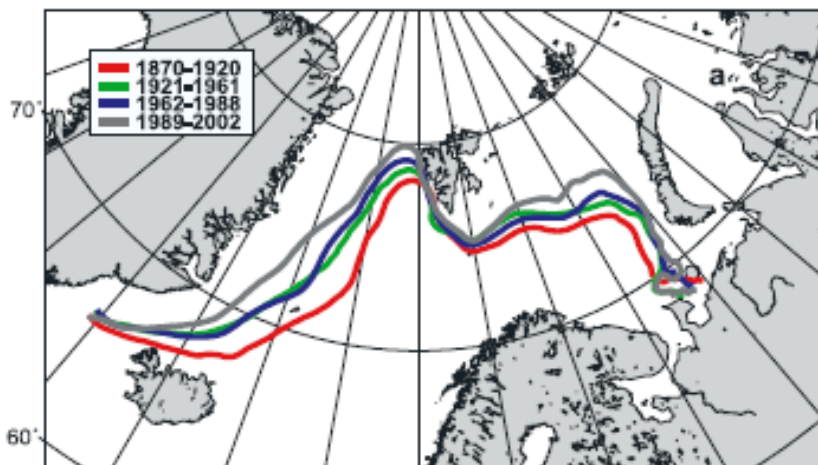
Havet har et tredimensjonalt miljø. Også ferskvannsarealene har tre dimensjoner, men den tredje dimensjonen her kan håndteres delvis ved å definere ulike økosystemenheter/ vann typer ved at dybde påvirke hvilken vann type en innsjø er. De frie vannmassene (pelagialen) i havet kan overfladisk sett karakteriseres som en naturtype, mens havbunnen kan karakteriseres som en annen naturtype. Men dette skjuler det faktum at det ofte er stor forskjell i artssammensetning i mellom forskjellige vannmasse typer. Fordeling av vannmasser i norske havområder kan være meget dynamiske med stor mellomårlig variasjon, noe som står i kontrast til arealer på land der man har relativt sett langsomme endringer. Forekomsten av atlantiske (varme) eller kalde (arktiske) vannmasser i et område har videre stor betydning for hvilke arter og bestander som befinner seg innenfor et område. Hvordan naturindeksen skal ta inn over seg de tredimensjonale forholdene og raske endringer i pelagialen over tid, må undersøkes videre. Registreringer av endringer i vannmassene knyttet til kaldt og varme vannmasser gjøres.

### 7.4.1 Areal

Gjennom MAREANO-programmet samler Statens Sjøkartverk, Norges geologiske undersøkelse (NGU) og Havforskningsinstituttet informasjon om dybdeforhold, grunnforhold og dyreliv på havbunnen. Innen utgangen av 2010 skal de sørlige delene av Barentshavet, inkludert områdene utenfor Lofoten og Vesterålen, være ferdig kartlagt. MAREANO gir et unikt bilde av det biologiske mangfoldet ved å bruke ulike innsamlingsredskaper som sikrer god dokumentasjon fra alle bunntyper. Høyoppløselige videoopptak gir ny informasjon om naturtyper som tidligere har vært lite undersøkt, og om arter som sjelden blir fanget i prøvetakingsredskap. Resultatene fra MAREANO-kartleggingen formidles fortløpende i form av kart og gjøres allment tilgjengelig på nettstedet [www.mareano.no](http://www.mareano.no). MAREANO er kun begrenset til nordområdene, men tilsvarende kartlegging i andre områder vil kunne bidra med relevante data til naturindeksen.



Av verdifulle naturtyper i hav kan man spesielt peke på iskanten i nord-områdene. Den biologiske produksjonen er spesielt høy langs iskanten. En rekke arter er avhengig av sjøis som habitat. Sjøis har derfor spesifikke elementer av flora og fauna (for eksempel isalger, polartorsk, ringsel og isbjørn). Ringsel og isbjørn er også avhengige av at sjøisen er landfast på våren for å få reprodusert. Mengden sjøis har avtatt betydelig de siste 25 årene. Mye tyder på dette vil fortsette. Det kan føre til at mange arter forsvinner fra Svalbard-området. Utbredelse av sjøis bør derfor inkluderes i en naturindeks. Vesterisen er den iskanten med størst utbredelse (figur 11). To selarter (grønlandssel og klappmyss) som er endemiske for Nord-Atlanteren har begge ett av sine tre yngleområder i Vesterisen.



Figur 11. Vinteriskanten i Vesterisen fra 1870 til 2002 etter (Divine and Dick 2006)

## 7.4.2 Tilstand

Pelagisk miljø: En kan summarisk karakterisere Havforskningsinstituttets bestandsovervåkning av fisk, skalldyr og pattedyr slik: Alle større bestander av fisk og skalldyr som er gjenstand for rettet storskala beskatning fra norske fiskerier overvåkes årlig og for hver bestand foreligger en indeks for bestandsstørrelse. Alle arter sjøpattedyr som er gjenstand for høsting, eller har vært under beskatning i nær fortid, er gjenstand for overvåkning slik at bestandsestimater kan oppdateres med femårs intervaller. Videre finnes det bestandsdata for vågehval

Havbunnen: Gjennom MAREANO programmet undersøkes havbunnen med en rekke forskjellige redskap. "Infauna" (dyr som lever nedgravd i bunnen), hentes opp med grabb, "epifauna" (dyr som lever på bunnen) tas med bomtrål, "hyperbenthos" (dyr som svømmer rett over bunnen) samles med epibentisk slede, "megafauna" (store dyr som koraller og svamper) dokumenteres med video, og sedimenter og miljøgifter hentes opp med boxcorer og multicorer. Kunnskap om bunnfaunaen bør kunne innarbeides i naturindeksen.

Havisen: Det finnes bestandsdata grønlandssel og klappmyss som er endemiske for Nord-Atlanteren og som har begge ett av sine tre yngleområder i Vesterisen. Klappmyssen setter noen andre krav til iskvalitet enn grønlandsselen for de områdene der de skal føde unger. Det foreligger data om utvikling av bestandsstørrelse over tid for begge selartene. Det legges opp til en rutinemessig overvåkning der begge selartenes ungeproduksjonen i Vesterisen skal telles hvert femte år. For iskanten generelt finnes det bestandsdata for ringsel og til dels isbjørn (Polarinstituttet). Oppdaterte resultater av Havforskningsinstituttets bestands- og miljøovervåkning blir årlig presentert i særnummere av rapportserien Fisken og havet og er også tilgjengelig over nettet.

Oppdaterte resultater av Havforskningsinstituttets bestands- og miljøovervåkning blir årlig presentert i særnummere av rapportserien Fisken og havet og er også tilgjengelig over nettet.

## 7.5 Svalbard

Svalbard er ikke en egen naturtype, men behandles her under ett, fordi det vil være naturlig å framstille en egen indeks for området. Nedenfor omtales overvåkingsdata knyttet til kyst og fastland, mens de marine nordlige områdene omtales under hav.

For Svalbard er det utviklet to arealdekkekart, ett i 1998 og ett i 2005 (Teisen and Brude 1998; Elvebakk 2005). Det må vurderes om disse er egnet til bruk i naturindeksarbeidet. Videre skal SSB i 2008 starte opp et prosjekt "Miljøstatistikk for Svalbard" som også omfatter areal. På sikt kan muligens dette gi arealstatistikk for området.

For Svalbard gjennomføres det [bestandsovervåking](#) i utvalgte områder av svalbardrein, svalbardrype, fjellrev og gjess (hvitkinngås og kortnebbgås/ ringgås). Videre pågår det overvåking av sjøfugl (polarmåke, krykkje, ærfugl, lomvi og polarlomvi), hvalross og steinkobbe i regi av Polarinstituttet. Fra 2008 settes det også i gang overvåking av reproduksjon hos isbjørn på Svalbard. Det finnes ingen systematisk overvåking av vegetasjon på Svalbard.

## 8 Forslag til oppfølging

Dette kapitlet foreslår hvordan arbeidet med å utvikle en naturindeks for Norge kan gjennomføres. Forslaget baserer seg på gjennomgangen av datagrunnlaget i kapittel 7, samt de overordnede kunnskapsbehovene skissert i kapittel 6. I grove trekk går forslaget ut på at metodikken utprøves i ett område i 2008, samtidig som man setter i gang utviklingsarbeidet knyttet til tilstandsvurderinger og verdisetting. I 2009 innhentes data fra resten av landet, med tanke på at en nasjonal indeks skal være ferdig til publisering i 2010. Eksempelet som foreslås gjennomført i 2008, vil vise hva som er realistisk timeplan.

### 8.1 Framstilling av ett eksempel i 2008

Etter en grov gjennomgang av relevante datasett (kap. 7), ser vi at det er store datamangler både for arealdata og for tilstandsdata. Ved utprøving av rammeverket foreslår vi å utarbeide naturindeks for ett område der det finnes relativt mye data, og der mange institusjoner kan samarbeide for å få til et produkt. Samarbeid mellom institusjoner er viktig for å få et bredt fagmiljø med i utviklingen av en nasjonal naturindeks. Videre vil man ved å velge ett konkret område, framfor å prioritere å framskaffe delindekser for en eller to naturtyper (f. eks. skog eller ferskvann), få testet hele konseptet for naturindeksen. Ved å velge ett studieområde må det utvikles detaljert oppskrift på hvordan tilstandsvurderinger og verdisetting skal gjennomføres, samt skjemaer for dataene som skal inngå (ekspertvurderinger eller reelle data). Disse retningslinjene må benyttes for alle naturtyper i området. I etterkant må datagrunnlaget for de ulike naturtypene kalibreres mot hverandre slik at framstillingen blir fornuftig. Det er fordel med utprøving i liten skala, da kan man løse problemene ettersom de oppstår. Samtidig må man være klar over at det er mange fallgruver. Blant annet vil man få testet ut i praksis hvordan det fungerer å benytte en kombinasjon av ekspertvurderinger og reelle overvåkingsdata. En utprøving i liten skala vil vise om det er mulig å løse disse utfordringene.

Samtidig med at naturindeksen utprøves, anbefales det at det nedsettes arbeidsgrupper for alle hovednaturtypene (se neste overskrift). Disse gruppene skal berede grunnen for å gjennomføre en naturindeks for flere områder eventuelt for hele Norge i 2009. Utprøvingen i ett område legger grunnlaget for hvordan samarbeid, dataspesifikasjon og dataflyt kan gjennomføres i en større skala. Vi foreslår at det velges ett av de foreslåtte studieområdene nedenfor.

#### Alternativ 1: Oslofjordområdet

Fordelene ved å velge dette området er at det

- har mange verdifulle naturtyper ("hot-spot"),
- det er stort utbyggingspress i området, og dette innebærer at man får undersøkt om endringer i slik påvirkning relfekteres i naturindeksen tilbake i tid, dvs. om den er følsom for endringer.
- Videre vil eksempelet trolig være enkelt å få presentert eksemplet i "riksdekkende media. Man vil da få vist om naturindeksen kommuniserer godt.

Oslofjordområdet vil ikke naturindeksen for hovednaturtypen; fjell bli testet ut. Området har også lite ekstensiv kulturmark, og man vil ikke få testet ut om naturindeksen egner seg for dette formålet.

#### Alternativ 2. Midt-Norge

- har svært variert natur, og er et Norge i "miniformat", og har flere hovednaturtyper enn Oslofjord-området, bl.a. vil mulig å få til temaindeks for kysthei (ekstensivt kulturlandskap), fjell og hav, avhengig hvordan man avgrenser området.
- har også viktige hot-spot områder knyttet moser, lav og kystskog.
- Videre vil det trolig bli noe vanskeligere å få presentert eksempelet i riksdekkende media med mindre man inkluderer konfliktområder som Dovrefjell (Snøheim) og/eller kystskog



- Utbyggingspresset er mindre enn i Oslofjord-området, men nedbygging av strandsonen i kystkommunene pågår for fullt.

For begge områdene eksisterer det relevante tidsserier og man har eksperter som kan delta i ekspertvurderinger. Foreliggende dataserier er trolig bedre for Oslofjordområdet enn for Midt-Norge når det gjelder hav og kystvann. For begge områdene vil mange institusjoner kunne delta i arbeidet. Ingen av eksemplene inkluderer området rundt Svalbard. Nøyaktig avgrensning av området som velges, må gjøres senere.

Vi ser for oss at resultatene skal framstilles på følgende måte:

- 1) Det utvikles et kart for naturindeksen for området som helhet for 2000 (fordi det satellittbaserte vegetasjonskartet for 2000 legges til grunn). Naturindekskartet vil ha ulike farger for tallverdien på naturindeksen. For å få til dette må det først utarbeides temakart for naturindeksen for hver naturtype i området (skog, fjell, vann ....). Deretter kombineres temakartene til et naturindekskart. Temakartene vil etterpå kunne benyttes til å forklare hvorfor naturindekskartet ser ut som det gjør.
- 2) Det utarbeides tidsserier for temaindekser for enkelte naturtyper (der det er mulig). Hovedproblemet med å få til kart for andre tidspunkter enn 2000, vil trolig være å få inn gode nok arealtall for naturtypene. Vi må forsøke å få til en kombinasjon med bruk av SSBs arealstatikk og evt. gamle kart. Et naturindekskart for andre tidspunkter enn 2000 forutsetter at vi har kart for temaindekser for alle naturtypene.
- 3) For naturtyper som vi får til tidsserier for, vil vi presentere utviklingstrender på grafer. Indeksen også bli framstilt på samme måte som NCI indeksen for Nederland (se figur 11).

## 8.2 Forslag til organisering og tidsplan fram mot 2010

Målet bør være å få ferdig et Naturindekskart for Norge innen våren 2010. Dette betyr at naturindekskartet i praksis må være ferdig i 2009, men at en del kvalitetssikring kan gjøres på nyåret 2010. For å få til dette er det en del kritiske arbeidsoppgaver som må gjennomføres (for utdypende beskrivelse se kap. 6.2). Kritiske arbeidsoppgaver er markert med årstall i parentes. Årstallene viser når arbeidet må være ferdig for å kunne produsere et naturindekskart for Norge innen 2010.

- Arealinformasjon
  - Landsdekkende arealinformasjon (kartet fra 2000 må ferdigstilles tidlig høsten 2008. Burde også hatt et kart til fra for eksempel fra 2009, slik at vi har både kart fra 2000 og 2009)
  - Overvåking av verdifulle naturtyper (tilstand og areal) (implementeres etter hvert)
- Tilstand
  - Fastsette kriterier for valg av tilstandsvariable (vår 2008)
  - Velge tilstandsvariable for alle naturtypene, og referanseverdien for disse (sommeren/ høsten 2008)
  - Sette i gang overvåking av tilstandsindikatorer (arter eller surrogater) (overvåking implementeres etter hvert). Tilstandsindikatorer som ikke overvåkes, må ekspertvurderes i 2009.
  - Definere hvilken forskning som er nødvendig for validere ekspertvurderingene
- Raffinere metodikk for verdisetting (score-system) (vår 2008).

Vi anbefaler her at arbeidet må inkludere/ bygge på allerede etablerte prosjekter. Vi foreslår at det opprettes arbeidsgrupper for hver hovednaturtype (figur 12, oransje farge). Vi foreslår at arbeidsgruppene skal velge ut tilstandsindikatorer og foreslå referanseverdier for disse. Det

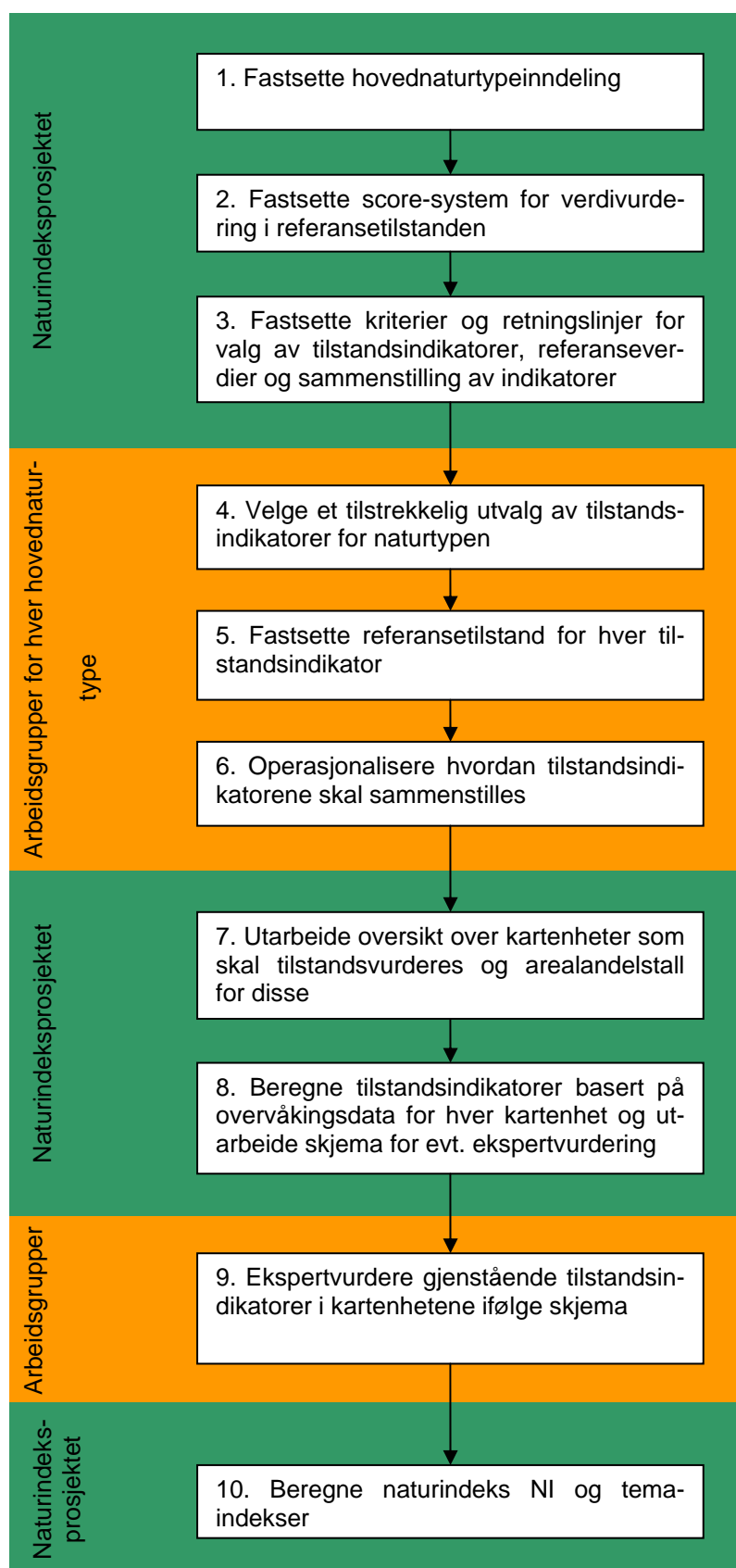
bør tilstrebes å oppnå konsensus rundt arbeidet i gruppene og relevante fagmiljø bør inviteres til å delta i gruppene. Gruppene bør være slik sammensatt at de på et senere tidspunkt kan benyttes når det skal gjøres ekspertvurderinger på hovednaturtypene, eventuelt supplert med flere personer. Trolig vil arbeidet med å foreslå tilstandsindikatorer med tilhørende referanseverdier være et arbeid som må gjøres uansett (krav i EU-direktiver). Naturindeksarbeidet vil imidlertid framskynde prosessen.

Arenaen som er laget for arbeidet med "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold" blir viktig når man skal velge ut tilstandsindikatorer og designe nye overvåkingsprogrammer. Det er allerede bestemt at Nasjonalt program skal utvikle overvåkingsprogrammer for verdifulle naturtyper og trua arter. Kartlegging av verdifulle områder inngår også i programmet, og da spesielt marine naturtyper og kulturlandskapstyper. Resultater fra overvåkingen satt i gang av Nasjonalt program vil bli et vesentlig element i datagrunnlaget for en framtidig naturindeks. Det er imidlertid flere prosjekter som arbeider med å utvikle overvåking av naturtyper og arter; bl.a. de marine forvaltningsplanene og vanndirektivet. Videre arbeider "Naturtyper i Norge" med å utvikle tilstandskoklinier for naturtyper. Arbeidet der er meget relevant for Naturindeksarbeidet. Det er naturlig at alle disse større prosjektene inviteres til å delta i arbeidet. På denne måten unngår man å designe overvåkingsprogrammer som ikke kan bidra med data til naturindeksen (kostnadseffektivt).

Arbeidsgruppene som er foreslått i figur 12 må koordineres med de øvrige pågående prosjektene,. Samtidig er det viktig at det er ett eget overbyggende prosjekt (grønn farge i figur 12) som sørger for at systemet for innhenting av data for alle hovednaturtypene er bygd over samme lest, slik at dataene egner seg for å bli benyttet i Naturindeksen. Naturindeksprosjektet må være bredt sammensatt av minst en ekspert fra hver av arbeidsgruppene for hovednaturtypene. Figur 12 nedenfor skisserer en mulig arbeidsfordeling mellom arbeidsgrupper i regi av Nasjonalt program (land og marine økosystemer), marine forvaltningsplaner (marint) og ferskvann (vanndirektiv).

Utarbeiding av naturindeks som foreslås utført i ett område i 2008 og arbeidet i gruppene må være godt integrert.

Figur 12. Flyttdiagram for framstilling av naturindeksen. Forslag til løsninger på mange av oppgavene i flyt-skjemaet er framlagt og diskutert i denne rapporten. Beregning av tilstandsindikatorer basert på overvåkingsdata som er skissert i boks 8 er tenkt utført av de institusjonene som har dataene, men i samarbeid med naturindeksprosjektet.



## 9 Referanser

- Alkemade, R., M. Bakkenes, et al. (2006). GLOBIO 3: Framework for the assessment of global terrestrial biodiversity. Integrated modelling of global environmental change. An overview of IMAGE 2.4. A. F. Bouwman, T. Kram and K. G. Klein. Bilthoven, The Netherlands, Netherlands Environmental Assessment Agency (MNP).
- Bele, B. and A. Norderhaug (2004). "Er gammelskogen også en kulturarv? ." Blyttia **62**: 227-231.
- Bruteig, I., G. Austerheim, et al. (2003). Utgreiingar i samband med ny rovviltmelding. Beiting, biologisk mangfold og rovviltforvaltning. fagrapport, Norsk institutt for naturforskning: 71: 1-65.
- Direktoratet for naturforvaltning (1998). Plan for overvåking av biologisk mangfold. DN-rapport.
- Direktoratet for naturforvaltning (2002). Norwegian Millennium Ecosystem Assessment. A pilot study 2002. Trondheim.
- Direktoratet for naturforvaltning. (2006). "Kartlegging av naturtyper- verdisetting av biologisk mangfold." Håndbok nr 13.
- Direktoratet for naturforvaltning (2007). Emerald Network network i Norge, pilotprosjekt.
- Direktoratet for naturforvaltning (2007). Kartlegging av marint biologisk mangfold.
- Direktoratsgruppen for Vanndirektivet (2007) Metodikk for karakterisering av vannforekomster i Norge. [http://www.vannportalen.no/Karakteriseringsveileder\\_juni07\\_2\\_U1d02.pdf.file](http://www.vannportalen.no/Karakteriseringsveileder_juni07_2_U1d02.pdf.file)
- Divine, D. V. and C. Dick (2006). "Historical variability of sea ice edge position in the Nordic Seas." Journal of Geophysical Research **111**(10): 10.1029/ 2004JC002851.
- DN (1994). Verdifulle kulturlandskap i Norge. Mer en bare landskap. Del 4. Sluttrapport fra det sentrale utvalget, Direktoratet for naturforvaltning.
- Dramstad, W. E., G. Fry, et al. (2001). "Intergrating landscape-based values - Norwegian monitoring of agricultural landscapes." Landscape Urban Plann. **57** 257-268.
- EASAC (2005). A user's guide to biodiversity indicators. Hampshire, The Royal Society: 1-42.
- EEA (2007). Halting the loss of biodiversity by 2010: proposal for a first set of indicators to monitor progress in Europe. Technical report. Copenhagen, EEA.
- Elith, J., C. H. Graham, et al. (2006). "Novel methods improve prediction of species' distributions from occurrence data." Ecography **29**( 2): 129-151.
- Elvebakk, A. (2005). "A vegetation map of Svalbard on the scale 1:3.5 mill. ." Phytocoenologia **35**(4): 951-967.
- Fjellstad, W. (2007). "Overvåking av fugler i jordbrukslandskapet." Vår Fuglefauna **30**(2): 60-70.
- Fredshavn, R. and R. Ejrnæs (2007). Beregning av naturtilstand ved bruk av simple indikatorer. Faglig rapport fra DMU. Århus, Danmarks Miljøundersøgelser.
- Gederaas, L., I. Salvesen, et al., Eds. (2007). Norsk svarteliste 2007 -Økologisk risikovurdering av fremmede arter, Artsdatabanken, Norway.
- Gaarder, G., B. H. Larsen, et al. (2007). Ressursbehov ved kvalitetssikring og nykartlegging av naturtyper. Miljøfaglig utredning, rapport: 1-83.

- Hunter, J. E. and F. L. Schmidt (2004). Methods of meta-analysis: correcting error and bias in research findings. Newbury Park, Sage Publications.
- IUCN (2001). IUCN red list categories and criteria. Gland Switzerland, and Cambridge, United Kingdom.
- IUCN (2003). Guidelines for application of IUCN red list criteria at regional levels. Gland, Switzerland, and Cambridge, United Kingdom.
- Kålås, J. A., Å. Viken, et al., Eds. (2006). Norsk Rødliste 2006, Artsdatabanken, Norge.
- Larsen, T., S. Knudsen, et al. (2003). Environmental Impact Factor for utslipp til luft (EIF luft). Rapport til Statoil fra prosjektfase I. Kjeller.
- Levrel, H. (2007). Selecting indicators for the management of biodiversity, Institut français de la biodiversité.
- Manly, B. F. J. (1997). Randomization, bootstrap and Monte Carlo methods in biology, Chapman & Hall.
- Millennium Ecosystem Assessment (2005). Ecosystem and human well-being. Biodiversity Synthesis. Washington D.C.
- Norges forskningsråd (2003). Lange tidsserier for miljøovervåking og forskning. Viktige terrestriske og limniske serier, Norges forskningsråd.
- Normander, B., A. Glimskär, et al. (2006). Aggregation of indicators for biological diversity in the Nordic countries: Proceedings and recommendations from the workshop at Tune Landboskole, Denmark, 29-30 March 2006. Copenhagen, Denmark, Nordic Council of Ministers.
- OECD. 1994. Environmental indicators. The Organisation for Economic Co-operation and Development (OECD), Paris, France.
- Pereira, H. M. and H. D. Cooper (2006). "Towards the global monitoring of biodiversity change." Trends in Ecology & Evolution **21**(3): 123-129.
- Petriccione, B., C. Cindolo, et al. (2007). Development and harmonization of a Forest Status Indicator (FSI), Italian Forest Service, CONECOFOR Board.
- Pullin, A. S. and G. B. Stewart (2006). "Guidelines for Systematic Review in Conservation and Environmental Management." Conservation Biology **20**(6): 1647-1656.
- Riksrevisjonen (2005-2006). Riksrevisjonens undersøkelse av myndighetenes arbeid med kartlegging og overvåking av biologisk mangfold og forvaltning av verneområder. **3**.
- RIVM (2002). Nature Outlook. Bilthoven, The Netherlands.
- Scholes, R. J. and R. Biggs (2005). "A biodiversity intactness index." Nature **434**: 45-49.
- Secretariat of the Convention on Biological Diversity and Netherlands Environmental Assessment Agency (2007). Cross-roads of Life on Earth - Exploring means to meet the 2010 Biodiversity Target. Solution-oriented scenarios for Global Biodiversity Outlook 2. Montreal, Secretariat of the Convention on Biological Diversity: 90.
- Spikkerud, C. S., O. Brude, et al. (2004). EIF acute- 2004 final report. Det norske veritas as.
- St.mld. (2000-2001). Biologisk mangfold, sektoransvar og samordning. Miljøverndepartementet. **42**.

St.mld. (2006-2007). Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand. D. k. miljøverndepartement. **26.**

Stokland, J. m.fl.

Strand, G.-H. and Y. Rekdal (2006). Area frame survey of land resources AR 18x18 system description. NIJOS Rapport.

Teisen, F. and O. V. Brude (1998). Evaluering av områdevernet på Svalbard, inkl. kart NP Meddelser, Polarinstituttet.

UNEP (2007). Global Environmental Outlook GEO-4: environment for development. Nairobi, Kenya, UNEP.

Ødegård, R. S. and H. Sickel (2005). Satellittbilder til kartlegging av arealdekkeendringer – en utprøving av metodikk for utvalgte inngrepstyper. Direktoratet for naturforvaltning.



# NINA Rapport 347

ISSN:1504-3312

ISBN 978-82-426-1911-2



## Norsk institutt for naturforskning

NINA hovedkontor

Postadresse: 7485 Trondheim

Besøks/leveringsadresse: Tungasletta 2, 7047 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

Telefaks: 73 80 14 01

Organisasjonsnummer: NO 950 037 687 MVA

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