

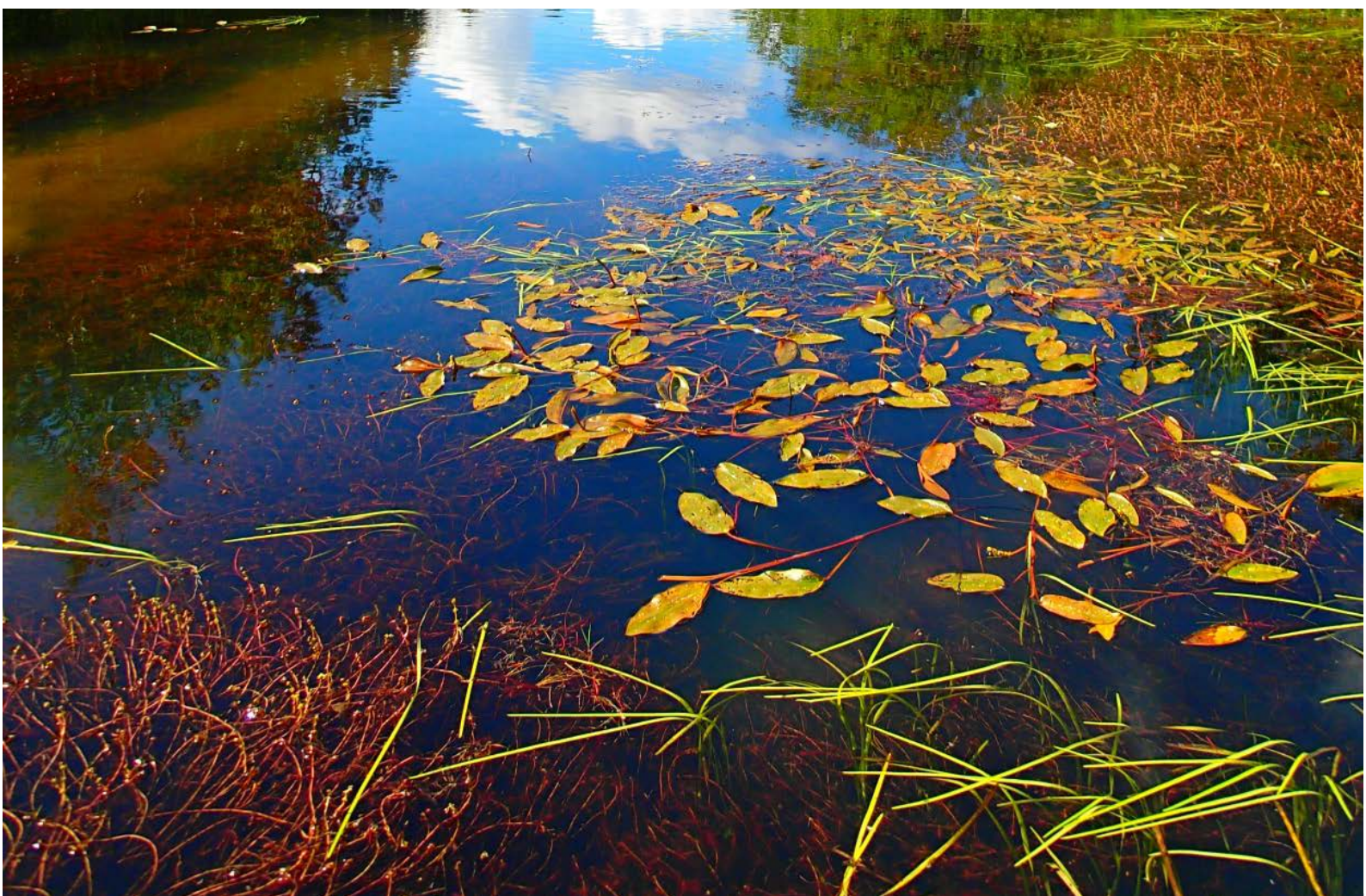
1683

NINA Rapport

## Naturindeks for Norge - ferskvann

Evaluering av eksisterende indikatorsett og datagrunnlag og forslag til justeringer

Bård Pedersen, Ann Kristin Schartau, Øystein N. Kielland, Gaute Kjærstad, Jonas Persson



## **NINAs publikasjoner**

### **NINA Rapport**

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

# Naturindeks for Norge - ferskvann

Evaluering av eksisterende indikatorsett og datagrunnlag og forslag til justeringer

Bård Pedersen, Norsk institutt for naturforskning  
Ann Kristin Schartau, Norsk institutt for naturforskning  
Øystein Nordeide Kielland, NTNU Vitenskapsmuseet  
Gaute Kjærstad, NTNU Vitenskapsmuseet  
Jonas Persson, Norsk institutt for vannforskning



Pedersen, B., Schartau, A.K., Kielland, Ø.N., Kjærstad, G. & Persson, J. 2019. Naturindeks for Norge – ferskvann. Evaluering av eksisterende indikatorsett og datagrunnlag og forslag til justeringer. NINA Rapport 1683. Norsk institutt for naturforskning.

Oslo, september 2019

ISSN: 1504-3312

ISBN: 978-82-4263431-3

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Simon Jakobsson

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Kristin Thorsrud Teien (sign.)

OPPDRAGSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAGSGIVERS REFERANSE

M-1479|2019

KONTAKTPERSON(ER) HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Steinar Sandøy

FORSIDEBILDE

Kroksjø ved Kjevlia, Snåsa © Gaute Kjærstad

NØKKEWORD

Naturindeks, ferskvann, datakvalitet, Norge, ekspertvurderinger, overvåking, modellering

KEY WORDS

Nature index, freshwater, data quality, Norway, expert judgement, monitoring, modelling

KONTAKTOPPLYSNINGER

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

**NINA Oslo**  
Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Tlf: 73 80 14 00

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

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

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

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

## Sammendrag

Pedersen, B., Schartau, A.K., Kielland, Ø.N., Kjærstad, G. & Persson, J. 2019. Naturindeks for Norge – ferskvann. Evaluering av eksisterende indikatorsett og datagrunnlag og forslag til justeringer. NINA Rapport 1683. Norsk institutt for naturforskning.

Naturindeksen oppsummerer tilstanden til økosystemenes biologiske komponenter som et veid gjennomsnitt av observasjoner av tilstanden til et utvalg indikatorer. Indikatorene er biologiske variabler som representerer artsabundanser eller artssamfunn. Målingene vektes etter et a priori fastsatt system. Her beskriver og evaluerer vi utvalget av indikatorer og datagrunnlaget som lå til grunn for beregningen av Naturindeks for Norge for hovedøkosystemet ferskvann i 2015. Datagrunnlaget for den enkelte indikator evalueres bl.a. mht. dataenes presisjon, deres geografiske dekning og oppløsning. Videre vurderes den enkelte indikator tilhørighet til ferskvann. Indikatorutvalgets representativitet vurderes også. Rapporten diskuterer dessuten om vektningssystemet fungerer etter hensikten med dagens datasett. Det gis råd for hvordan datagrunnlaget kan styrkes.

Som grunnlag for disse vurderingene gis en kort beskrivelse av hovedøkosystemet mht. taksonomisk og funksjonell sammensetning, naturtypene som forekommer og de viktigste påvirkningsfaktorene. Avgrensingen av hovedøkosystemet diskuteres i lys av inndelingen av natursystemer i NiN. En tilpasning til NiN2, som ble foretatt i forbindelse med oppdateringen av Naturindeksen i 2015, innebærer at grunne og små vannforekomster inkluderes i hovedøkosystemet ferskvann. Dette betyr at buttsnutefrosk, småsalamander, storsalamander og svømmesnipe, som tidligere tilhørte hovedøkosystemet våtmark, overføres til ferskvann. Videre er det foreslått å overføre indikatoren havelle fra hovedøkosystemet fjell. Med disse endringene, vil indikatorsettet for ferskvann økes fra 33 til 38. Avgrensingen av ferskvann i Naturindeksen er dessuten i overensstemmelse med avgrensingen av ferskvannsføremster innenfor vannforskriften. Dette innebærer at alle biologiske tilstandsdata fra overvåking og andre undersøkelser som gjennomføres i forbindelse med vannforskriften også kan benyttes i Naturindeksen, og at en dermed legger til rette for at begge systemene gir en ensartet framstilling av utviklingen til det biologiske mangfoldet i ferskvann. Indikatorutvalget for ferskvann gir en bred funksjonell og taksonomisk representasjon av organismegruppene som tilhører hovedøkosystemet. Dette oppnås først og fremst gjennom de åtte samfunnsindeksene som inngår i utvalget og som samtidig er nøkkelindikatorer. Den funksjonelle gruppen mellompredatorer generalister er overrepresentert i utvalget, mens nedbrytere kun i mindre grad er representert gjennom detritusetere som inngår i samfunnsindeksene for bunndyr. Primærprodusentene som gruppe er underrepresentert i datasettet og har hatt liten innflytelse på naturindeksen fordi de fire samfunnsindeksene som representerer primærprodusenter har begrenset geografiske dekning.

Indeksverdiene beregnet for ferskvann er i hovedsak basert på svært usikre observasjoner med lav geografisk oppløsning. Vi har estimert hva målingenes usikkerhet tilsvarer mht. evnen til å påvise endringer i indikatorenes tilstand som er signifikante. Kun for 3 av 33 indikatorer vil en kunne påvise forskjeller mindre enn 0,2 (tilsvarende én tilstandsklasse jf. vannforskriftens klassifiseringssystem).

Til tross for det gjennomgående lave presisjonsnivået som en finner i målingene av indikatorenes tilstand, så antyder analysene at datagrunnlaget for ferskvann som ble benyttet ved oppdateringen av Naturindeksen i 2015, var tilstrekkelig mht. størrelse og presisjon til å gi et presist, ikke-vektet estimat av en gjennomsnittstilstand for Norge. Presisjonen i det vektete estimatet av Naturindeks begrenses imidlertid av hvordan vektningssystemet fordeler vektene over indikatorobservasjonene, hvilket fører til at selv store omveltninger i tilstand på nasjonalt nivå ikke kunne påvises som signifikante. Vi foreslår endringer i vektningssystemet som vil gi mer presise estimat av Naturindeksen.

Arter som er følsomme mht. hydrologiske endringer er for svakt representert i datagrunnlaget sett i relasjon til viktigheten av påvirkningsfaktoren. For å øke representasjonen for denne påvirkningen vil det være behov for å ta i bruk nye indikatorer som er utviklet spesielt for å fange



opp effekten av hydrologiske endringer. For innsjø er vannplanteindeks for vannstandsvariasjoner i reguleringsmagasin (Wlc), som inngår i vannforskriftens klassifiseringssystem, en aktuell indikator. For elv er det behov for å justere indikatoren laks slik at denne fanger opp effekten av både eksisterende og framtidige vassdragsreguleringer. Indirekte indikatorer, som for eksempel hydromorfologiske parametere, bør kun vurderes tatt i bruk dersom det ikke er mulig å fange opp effekter av vassdragsreguleringer vha. biologiske indikatorer.

Det er satt i gang og fullført prosjekter for å forbedre datagrunnlaget for fugler, laks og aure til neste oppdatering av Naturindeksen i 2020. Det pågående og planlagte arbeidet med bedre utnyttelse av eksisterende data i NIVAs databaser og i Vannmiljø og statistisk modellering av tilstandsverdier vil resultere i en jevnere representasjon og vekting av nøkkelindikatorene, en bedre representasjon og vektlegging av primærprodusentene, og en mer presis og robust Naturindeks. På lengre sikt bør data fra Vannmiljø benyttes til å utvikle nye ferskvannsindikatorer, og vi anbefaler videre at indikatorutvalget for ferskvann utvides med indikatorer for bunndyrfaunaen i innsjøer og flere indikatorer for fisk i innsjøer. I første omgang bør røye prioriteres blant annet fordi denne fiskearten antas å være særlig følsom for klimaendringer, en påvirkningsfaktor som er mangelfullt representert i dagens Naturindeks for ferskvann.

Bård Pedersen ([bard.pedersen@nina.no](mailto:bard.pedersen@nina.no)), NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Ann Kristin Schartau ([ann.schartau@nina.no](mailto:ann.schartau@nina.no)), NINA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

Øystein Nordeide Kielland ([oystein.n.kielland@ntnu.no](mailto:oystein.n.kielland@ntnu.no)), NTNU Vitenskapsmuseet, 7491 Trondheim

Gaute Kjærstad ([gaute.kjarstad@ntnu.no](mailto:gaute.kjarstad@ntnu.no)), NTNU Vitenskapsmuseet, 7491 Trondheim

Jonas Persson ([jonas.persson@niva.no](mailto:jonas.persson@niva.no)), NIVA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

## Abstract

Pedersen, B., Schartau, A.K., Kielland, Ø.N., Kjærstad, G. & Persson, J. 2019. Nature index for Norway – freshwater. Evaluation of indicators and datasets and suggestions for adjustments. NINA Report 1683. Norwegian Institute for Nature Research.

The Nature Index measures the condition of biological diversity in Norway, and provides an overview of the development of the ecosystems. The indicators represent species abundances or species communities, and index values are calculated as a weighted average of indicators representing an ecosystem, species groups or a theme. In this report we are describing and evaluating the set of indicators and datasets used in the 2015 update of the Nature Index for the ecosystem 'Freshwater' in Norway. The dataset used for a specific indicator has been evaluated with respect to the precision and resolution of the data and the geographical area which the data cover. We also evaluate the representativeness of the indicator-set with respect to relevant taxonomic groups, trophic levels, nature types and pressure types in freshwaters and presents suggestions on how to strengthen the data sets.

As a basis for this evaluation, a brief description is given of the main ecosystem in terms of taxonomic and functional composition, the types of habitat present and the main environmental pressures in Norwegian freshwaters. Delimitation of Freshwater as an ecosystem follows the description of nature systems in Nature in Norway (NiN). After the last revision of NiN in 2015 (NiN2) small and shallow water-bodies have been defined as freshwater types instead of wetland types. This change means that four indicators (three amphibians and one bird species) have been transferred from Wetland to Freshwater in the Nature Index. In addition, one bird species has been transferred from Mountain to Freshwater, which mean that the total number of freshwater indicators has increased from 33 to 38. As the delimitation of Freshwater also follows the Water Framework Directive (WFD), biological monitoring data conducted in conjunction with the WFD can also be used into the Nature Index. Most taxonomical and functional groups that are relevant for Freshwater is well represented by the indicators included in the Nature Index. This is achieved primarily through the eight composite WFD-indices that are included, which also form key indicators for Freshwater. The functional group of intermediate generalist predators is overrepresented in the sample, while decomposers are only to a lesser extent represented by detritus eaters included in the indices for benthic invertebrates. Primary producers as a group are underrepresented in the dataset and have had little influence on the Nature index because of limited geographical coverage.

The Nature Index values calculated for Freshwater are mainly based on highly uncertain observations with low geographical resolution. The consequence of this uncertainty is that only for three out of 33 indicators will it be possible to detect differences less than 0.2 (corresponding to one status class, cf. the WFD's classification system).

Despite the consistently low precision found for the indicator measurements, the analyses suggest that the freshwater data used in the 2015 update was sufficient in terms of the number of measurements and precision to give a precise, unweighted estimate of an average state for freshwater biodiversity in Norway. However, the precision of the weighted estimate of the Nature Index is limited by how the weighting system distributes the weights over the indicator observations, which means that even large changes in the state at the national level will not be detected as significant. We propose changes to the weighting system that will give a more accurate estimate of the Nature Index.

Species sensitive to hydrological changes are too poorly represented in the current dataset. In order to increase the representation of this pressure type, it will be necessary to include new indicators designed specifically to capture the effect of hydrological changes. For lakes, the macrophyte index for water level variations in regulated lakes (Wlc), which is included in the WFD's classification system, is a relevant indicator. For rivers, it is necessary to adjust the salmon indicator to capture the effect of both existing and future changes in flow regimes. Indirect indicators,

such as hydromorphological parameters, should only be considered if the effects of flow regulation cannot be detected using biological indicators.

Projects have been initiated and completed to improve the data-sets for bird indicators, Atlantic salmon and lake trout for the next update of the Nature Index in 2020. The ongoing and planned work on better utilization of existing data in NIVA's databases and in the data application 'Vannmiljø' together with statistical modeling will result in a more even representation and weighing of the key indicators, a better representation and emphasis of the primary producers, and a more precise and robust Nature Index. We recommend that, in the longer term, data from the data application 'Vannmiljø' should be used to develop new freshwater indicators, and that the indicator-set should be further expanded with indicators for benthic invertebrates. In addition, more indicators for fish in lakes should be included, where we suggest starting with Arctic char because of its sensitivity to climate change, an impact factor that is poorly represented in today's Nature Index for Freshwater.

Bård Pedersen ([bard.pedersen@nina.no](mailto:bard.pedersen@nina.no)), NINA, Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Ann Kristin Schartau ([ann.schartau@nina.no](mailto:ann.schartau@nina.no)), NIVA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo

Øystein Nordeide Kielland ([oystein.n.kielland@ntnu.no](mailto:oystein.n.kielland@ntnu.no)), NTNU Vitenskapsmuseet, 7491 Trondheim

Gaute Kjærstad ([gaute.kjarstad@ntnu.no](mailto:gaute.kjarstad@ntnu.no)), NTNU Vitenskapsmuseet, 7491 Trondheim

Jonas Persson ([jonas.persson@niva.no](mailto:jonas.persson@niva.no)), NIVA, Gaustadalléen 21, 0349 Oslo



# Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>3</b>
<b>Abstract</b> .....	<b>5</b>
<b>Innhold</b> .....	<b>7</b>
<b>Forord</b> .....	<b>9</b>
<b>1 Innledning</b> .....	<b>10</b>
<b>2 Naturindeksen – metode og datagrunnlag</b> .....	<b>11</b>
2.1 Beregningsmetode.....	11
2.2 Indikatorer.....	11
2.3 Observasjoner av tilstand.....	12
2.4 Ekspertenes rolle.....	12
<b>3 Evalueringskriterier</b> .....	<b>13</b>
3.1 Kriteriesett for indikatorer.....	13
3.1.1 Om avgrensning av hovedøkosystemet ferskvann og tilhørighet.....	13
3.1.2 Om datakvalitet.....	14
3.2 Kriterier for indikatorutvalg.....	14
3.2.1 Beskrivelse av kriteriene.....	14
3.2.2 Taksonomisk representativitet.....	15
3.2.3 Representativitet mht. økologiske funksjoner.....	15
3.2.4 Representativitet mht. påvirkningsfaktorer.....	15
3.2.5 Representativitet mht. naturtyper.....	16
3.2.6 Vekting ift. indikatorenes representativitet.....	16
<b>4 Økosystemet ferskvann</b> .....	<b>18</b>
4.1 Avgrensning av økosystemet og naturtyper.....	18
4.2 Taksonomisk sammensetning.....	18
4.3 Funksjonell sammensetning.....	19
4.4 Påvirkningsfaktorer.....	19
<b>5 Datagrunnlag – Naturindeks for ferskvann</b> .....	<b>21</b>
5.1 Dagens indikatorutvalg.....	21
5.2 Indikatorutvalgets taksonomiske sammensetning.....	23
5.3 Indikatorutvalgets funksjonelle sammensetning.....	25
5.4 Følsomhet for påvirkninger.....	26
5.5 Forekomst i naturtyper.....	27
5.6 Indikatorobservasjoner.....	28
5.6.1 Datatyper.....	28
5.6.2 Geografisk oppløsning.....	28
5.6.3 Fordeling av indikatortilstander.....	29
5.6.4 Presisjon.....	31
5.6.5 Fordeling av vektorer.....	34
5.7 Framtidig datatilfang.....	38
5.7.1 Eksisterende indikatorer.....	38
5.7.2 Forslag til nye ferskvannsindikatorer.....	42
<b>6 Diskusjon</b> .....	<b>44</b>
6.1 Avgrensning av hovedøkosystemet ferskvann og indikatorenes tilhørighet.....	44
6.2 Representativitet.....	44
6.3 Datakvalitet og vekting av observasjoner.....	45

<b>7 Veien videre – anbefalinger .....</b>	<b>48</b>
<b>8 Referanser .....</b>	<b>50</b>
<b>Vedlegg .....</b>	<b>53</b>
Vedlegg 1: Om vekting og økt presisjon .....	53
Vedlegg 2: Ferskvannsnaturtyper i NiN2 .....	55

## Forord

Denne rapporten beskriver og evaluerer datagrunnlaget, inkludert indikatorutvalget, for beregning av Naturindeks for ferskvann. Rapporten gir anbefalinger om hvordan datagrunnlaget kan styrkes i framtiden, og inngår således i Miljødirektoratets arbeid med å videreutvikle Naturindeksen. Miljødirektoratet har bistått arbeidet økonomisk. Prosjektet er også finansiert av Norsk institutt for naturforskning.

Arbeidet er gjennomført som et samarbeidsprosjekt mellom NTNU Vitenskapsmuseet, NIVA og NINA. Ann Kristin Schartau ved NINA har vært prosjektleder. Alle analyser er utført av Bård Pedersen, NINA.

Vi vil spesielt takke følgende som har bistått i arbeidet med informasjon om og oversikt over data for aktuelle ferskvannsindikatorer: Stein Ivar Jonsen, Randi Saksgård, Odd Terje Sandlund, alle NINA og Marc Daverdin, NTNU. Hanno Sandvik, NINA har hentet ut oversikt over relevante ferskvannsdata i Vannmiljø, og indikatoransvarlige har bidratt med informasjon om status for sine indikatorer. Alle takkes for innsatsen.

Oslo, 16.09.2019

Ann Kristin Schartau

# 1 Innledning

Naturindeksen (NI) har som formål å sammenfatte utviklingen for biologisk mangfold i Norge for ulike hovedøkosystemer, og presentere denne utviklingen på en oversiktlig og pedagogisk måte. Naturindeksen skal både kunne benyttes av beslutningstakere, og forstås av det generelle publikum. Arbeidet skal bidra til å identifisere viktige kunnskapsbehov som grunnlag for å prioritere systematisk overvåking av biologisk mangfold for å kunne følge utviklingen framover. Den skal også være relevant for internasjonal rapportering om tilstand og utvikling av biologisk mangfold i Norge. Foruten ferskvann beregnes Naturindeksen for hovedøkosystemene hav (bunn og pelagisk), kystvann (bunn og pelagisk), fjell, våtmark, skog og åpent lavland.

Arbeidet med å etablere en naturindeks for Norge ble nedfelt i Regjeringserklæringen til Stoltenberg I (2005-2009) (Stoltenberg m.fl. 2005), og bekreftet i Stoltenberg II (2010-2013) (Stoltenberg m.fl. 2009). Naturindeks for Norge ble første gang presentert i 2010 (Nybø 2010a). Datagrunnlaget og det teoretiske og metodiske rammeverket som ble benyttet i denne første rapporteringen er beskrevet i Certain og Skarpaas (2010), Nybø (2010b) og Certain m.fl. (2011). Rammeverket og datagrunnlaget ble deretter revidert fram mot neste rapportering av NI i 2015 (Framstad 2015). Det reviderte rammeverket, med presisering av kriterier for utvelgelse av indikatorer og fastsettelse av referanseverdier, er presentert i Pedersen og Nybø (2015). Etter oppdateringen i 2015 har det vært uttrykt et ønske om å styrke datagrunnlaget for alle hovedøkosystemene. For ferskvann og kystvann har det i tillegg vært et ønske om å harmonisere datagrunnlaget og det metodiske rammeverket for NI og vannforskriftens klassifiseringssystem (se Schartau m.fl. 2016).

For ferskvann er det ikke opprettet egne overvåkingsprogram spesielt designet for Naturindeksen. I stedet er indeksen basert på kunnskap og data som er innhentet i andre sammenhenger. En samlet oversikt over datakildene er gitt i Nybø m.fl. (2015b), mens datagrunnlaget for den enkelte indikator er presentert på NIs innsynsløsning <http://www.naturindeks.no/>. Dagens datagrunnlag begrenser imidlertid bruken av NI og dens nytteverdi i forvaltningen av det biologiske mangfoldet i Norge. Det er derfor behov for å styrke data- og kunnskapsgrunnlaget som NI bygger på (Pedersen 2015). Dette for å i) få en jevnere geografisk dekning av indikatorer, ii) gi datagrunnlaget en høyere geografisk oppløsning, iii) gjøre utvalget av indikatorer mer representativt med hensyn til taksonomi, økologiske funksjoner, forekomst i naturtyper og følsomhet overfor påvirkningsfaktorer, iv) øke presisjon i målinger og ekspertvurderinger av ulike indikatorer, og v) øke observasjonsseriens lengde og redusere frekvensen av hull i observasjonsseriene. En analyse av datagrunnlaget for hovedøkosystemene fjell og våtmark avslørte i tillegg at for å kunne beregne mer presise indeksverdier, bør dataene i større grad være tilpasset NIs metodiske rammeverk (Pedersen m.fl. 2018).

Neste oppdatering av NI vil bli presentert i 2020 basert på data om tilstanden for biologisk mangfold som vil bli samlet inn i 2019. Fram til da vil fokus i arbeidet med NI bl.a. være å styrke dens datagrunnlag ved å mobilisere nye datasett og forbedre utnyttelsen av data som allerede inngår i grunnlaget i dag.

I denne rapporten beskrives og evalueres dagens indikatorutvalg for ferskvann, og datagrunnlaget for disse indikatorene. Til dette har vi benyttet datasettene som ble brukt ved oppdateringen av Naturindeksen i 2015 (jf. Framstad 2015). Dataene er hentet fra Naturindeksbasen (Pedersen og Kvaløy 2015). Rapporten beskriver også metodene og kriteriene som benyttes i evalueringen. Den inkluderer en definisjon og avgrensning av hovedøkosystemet ferskvann og en diskusjon av hvilke naturtyper dette omfatter. Videre gis en kortfattet beskrivelse av hovedøkosystemets taksonomiske og funksjonelle sammensetning og de viktigste påvirkningsfaktorene. Dette gir grunnlag for evaluering av indikatorutvalgets representativitet. Til slutt gir vi en vurdering av muligheter for å styrke datagrunnlaget for ferskvannsindikatorene, og anbefalinger mht. endringer i utvalget av indikatorer og NIs rammeverk for øvrig.

## 2 Naturindeksen – metode og datagrunnlag

### 2.1 Beregningsmetode

NI beregnes som et veid gjennomsnitt av observasjoner av tilstanden til et utvalg biodiversitetsindikatorer etter at indikatorenes tilstand er skalert til en felles måleskala som har 0 som minimumsverdi og 1 som maksimumsverdi (Certain m.fl. 2011). Dette innebærer at Natur-indeksen også varierer mellom 0 og 1.

Datagrunnlaget utgjøres av observasjoner av indikatorenes tilstand innenfor angitte områder. Indikatorområdenes avgrensning for de terrestriske hovedøkosystemene følger kommunegrensene, dvs. at et område består av én eller flere kommuner. Områdenes størrelse og avgrensning avhenger av type indikator og begrensninger i datagrunnlaget. Områdeinndelingen er spesifikk for den enkelte indikator og varierer derfor mellom dem. Måleenhet velges ut fra det som er relevant for den enkelte indikator.

Indikatorobservasjonene skaleres til en felles skala for å kunne beregne NI som et gjennomsnitt av disse. Skalering av indikatorverdier skjer ved hjelp av ikke-lineære skalerings-funksjoner som inneholder kun én parameter, den såkalte referanseverdien (Pedersen og Skarpaas 2015). Referanseverdier angis for hvert geografiske område en indikator observeres i.

Indikatorenes referanseverdier fastsettes med utgangspunkt i en referansetilstand som defineres for et helt hovedøkosystem, dvs. en tilstand som i teorien skal kunne være oppnåelig for alle indikatorer samtidig. Rammeverket beskriver to ulike typer av referansetilstander – «intakte, naturgitte system» og «seminaturlige system i god hevd». Ved beregning av NI for ferskvann benyttes i dag det intakte, naturgitte systemet som referansetilstand, beskrevet som en tilstand der påvirkningen fra menneskelig aktivitet er, eller har vært, så begrenset at den har minimal påvirkning på det biologiske mangfoldet. Dette betyr at artssammensetningen, de ulike populasjonenes størrelse og tilstand og de økologiske funksjonene er intakte (Nybø m.fl. 2015a).

Ved beregning av indeksen vektes indikatorobservasjonene, først og fremst for å rette på skjevheter i datagrunnlaget, men systemet for tilordning av vektorer inneholder også elementer som definerer NI, slik som lik vekting av trofiske funksjoner og arealrepresentativitet. Den skalerte indikatorverdien vektes ut fra hvor stor grad av tilhørighet indikatoren har til det gitte økosystemet, og indikatorens andel av den funksjonelle gruppen den tilhører. De ulike indikatorene for et gitt økosystem representerer ulike funksjonelle grupper: nedbrytere, spesialister og generalister av primærprodusenter, herbivorer, mellompredatorer og av toppredatorer. Hver av disse åtte funksjonelle gruppene gis samme vekt i beregningene og teller til sammen 50% ved beregning av Naturindeksverdien for en kommune, mens resterende 50% telles av nøkkelindikatorer. Nøkkelindikatorer er enten indikatorer som har nøkkelfunksjoner i økosystemene, eller de er artsindekser som omfatter mange arter.

Ved beregning av Naturindeksen for et større geografisk område som omfatter flere kommuner, vektes indeksverdiene for enkeltkommuner med andelen av det større området kommunen representerer (Pedersen og Skarpaas 2015). I slike beregninger vil derfor indikatorer med god arealmessig dekning få større vekt i indeksberegningen enn indikatorer med lav dekning. En beskrivelse av vektingssystemet og hvordan dette påvirker presisjonen i beregningen av naturindeks, og av hvilke føringer systemet gir for hvordan datagrunnlaget best kan styrkes for å øke presisjonen er gitt i **Vedlegg 1**.

### 2.2 Indikatorer

Datagrunnlaget bak Naturindeks for Norge omfatter per i dag 301 ulike indikatorer fordelt på ni hovedøkosystemer. Fullstendige oversikter over samtlige indikatorer ved beregning av NI i 2015 er gjengitt i Framstad (2015) og Pedersen og Nybø (2015). De enkelte indikatorene er nærmere beskrevet på nettstedet <http://www.naturindeks.no/>.

Dagens utgave av NI har av ulike årsaker fokus på artsmangfold. De aller fleste indikatorene representerer derfor bestander av en rekke arter (Pedersen og Nybø 2015). Disse måles typisk, men ikke nødvendigvis, som antall, biomasse, tetthet eller annet mengdemål (abundans).

Videre inngår en del samfunnsindekser. Dette er indikatorer som representerer artsgrupper, eller de er sammensatte indekser for flere arter (takson) med representanter fra ulike dyre-/plante-grupper, men som oftest med noenlunde lik økologisk funksjon (for eksempel planteplankton innsjøer). Disse indeksene er ofte satt sammen for å måle påvirkning fra en gitt ytre faktor (for eksempel begroing elver eutrofieringsindeks).

## 2.3 Observasjoner av tilstand

Observasjoner av indikatorenes tilstand er ofte basert på overvåkningsdata, men kan også være modellbaserte estimat av tilstand eller basert på ekspertvurderinger. Disse typene av tilstands-observasjoner beskrives og diskuteres nærmere i Pedersen (2015).

Beregningene av NI håndterer usikkerhet i observasjonene (jf. Pedersen og Skarpaas 2015). Hver enkelt indeksverdi betraktes i denne sammenheng som en stokastisk variabel der spredningen i variabelens sannsynlighetsfordeling representerer denne usikkerheten. Dette forutsetter at input-verdiene som indeksen beregnes fra angis sammen med et estimat av spredningen. Dette estimatet oppgis av den enkelte ekspert i form av interkvartilbredden (avstanden mellom 1. og 3. kvartil) til fordelingen, mens fordelings plassering på tallinja oppgis som en forventningsverdi. Basert på disse estimatene tilpasses en sannsynlighetsfordeling til hver enkelt observasjon som utgangspunkt for beregning av indeksen.

## 2.4 Ekspertenes rolle

Hver indikator er tilrettelagt for NI av en eller flere eksperter. I hovedsak har forskningsinstituttene NINA og NIVA fram til nå levert data til NI for ferskvann, supplert med bidrag fra HI og NTNU Vitenskapsmuseet. Ekspertene mobiliserer og tilpasser data til NIs rammeverk. Dette innebærer bl.a. å velge ut relevante variabler som måler indikatorens tilstand, skalere disse på en fornuftig måte i forhold til rammeverket, fastsette referanseverdier for hvert område indikatoren rapporteres fra, og estimere usikkerheten i tilstandsverdiene i form av kvartiler i sannsynlighetsfordelinger slik som beskrevet over.



## 3 Evalueringskriterier

### 3.1 Kriteriesett for indikatorer

Nybø m.fl. (2015) angir åtte ulike kriterier som en indikator skal oppfylle:

- En indikators tilstand skal kunne måles i naturen.
- Målingene skal kunne knyttes til definerte, avgrensede arealer.
- Man skal kunne estimere en referanseverdi.
- Indikatoren skal kunne knyttes til ett eller flere hovedøkosystem.
- For hvert av hovedøkosystemene forventes indikatoren å kunne opprettholde en vedvarende bestand når økosystemet er i sin referansetilstand.
- Kunnskapsgrunnlaget er godt nok til at trender i indikatoren kan anslås.
- Indikatoren bør fortrinnsvis angis som en populasjonsegenskap.
- Indikatoren skal respondere på miljøendringer.

For at en indikator skal kunne inngå i datagrunnlaget for beregning av NI er det en forutsetning at de tre første kriteriene er tilfredsstillt. De er dermed automatisk oppfylt av indikatorene som inngår i beregningen av NI 2015 for ferskvann. Referansekonseptene i vannforskriftens klassifiseringssystem og NI for ferskvann sammenliknes og diskuteres i Schartau m.fl. (2016). I denne rapporten har vi derfor fokusert på to forhold; avgrensning av hovedøkosystemet ferskvann og indikatorenes tilhørighet til dette, samt vurdering av kunnskapsgrunnlaget/datakvaliteten. De to siste kriteriene i kriteriesettet har vi kun vurdert ut ifra de opplysninger som foreligger fra den enkelte ekspert, og som er tilgjengeliggjort gjennom NI-innsynsløsningen, <https://www.naturindeks.no/>.

#### 3.1.1 Om avgrensning av hovedøkosystemet ferskvann og tilhørighet

Indikatorenes tilhørighet til hovedøkosystemene avhenger av hvordan systemene avgrenses i forhold til hverandre. Beskrivelsene av hovedøkosystemene ble revidert i forbindelse med arbeidet med Naturindeks for Norge 2015 til i større grad å være i overenstemmelse med natursystemet i Natur i Norge versjon 2, heretter kalt NiN2 (Nybø m.fl. 2015a, Halvorsen m.fl. 2016). Spesielt innebar dette en omfattende endring av avgrensningen mellom ferskvanns- og våtmarksystemer sammenliknet med avgrensningen som i praksis ble benyttet ved første lansering av Naturindeksen i 2010 (**Kap. 4.1**, Pedersen m.fl. 2018). For mange av indikatorene ble tilhørigheten til økosystemene først vurdert og revidert senere.

Våtmarkindikatorenes tilhørighet har blitt vurdert på nytt ut fra en avgrensning av våtmark som i stor grad var i overenstemmelse med naturtypeinndelingen i NiN2 (Pedersen m.fl. 2018). Det ble her konkludert med at indikatorene buttsnutefrosk, småsalamander, storsalamander og svømmesnipe heller burde være indikatorer for hovedøkosystemet ferskvann. I denne rapporten presenteres derfor disse som potensielle nye indikatorer for ferskvann (se **Kap. 5.7.2**). Pedersen m.fl. (2018) anbefalte videre at indikatoren fossefall burde vurderes å ha 100% tilhørighet til ferskvann (jf. **Kap. 5.5**). Ut over dette vurderer vi at det ikke er behov for en ny gjennomgang av ferskvannsindikatorenes tilhørighet til hovedøkosystemet (økosystemet ferskvann er utvidet med nye natursystemer jf. NiN2, mens ingen er fjernet).

Avgrensning av hovedøkosystemet ferskvann og tilhørende naturtyper er beskrevet i **Kap. 4.1**, mens ferskvannsindikatorenes tilhørighet til ulike naturtyper vurderes i **Kap. 5.5**.

### 3.1.2 Om datakvalitet

Vi evaluerer kvaliteten til datagrunnlaget for den enkelte indikator på samme måte som i Pedersen m.fl. (2018). Kvaliteten vurderes ut fra følgende egenskaper: datatype, geografisk dekning, geografisk oppløsning og presisjon. Med datatype menes hvorvidt indikatorobservasjonene er basert på overvåkningsdata, modellbaserte estimat eller ekspertvurderinger. Geografisk dekning måles her som andelen av kommuner en indikator dekker med observasjoner. Geografisk oppløsning måles som gjennomsnittlig antall kommuner som inngår i et indikatorområde.

Vi baserer analysene på både «normaliserte» og «skalerte» indikatorverdier. Skaleringsfunksjonene som benyttes ved beregning av NI består av to operasjoner, normalisering mht. referanseverdien og trunkering av de normaliserte verdiene ved 1 (som tilsvarer referanseverdien). Normaliserte indikatorverdier kan godt være større enn 1, mens de skalerte verdiene er innenfor intervallet fra og med 0 til og med 1. Normaliserte verdier benyttes først og fremst i sammenlikninger mellom indikatorene mht. datakvalitet og tilstand. Skalerte verdier benyttes først og fremst i analyser av sammenhengen mellom datasettets og NIs egenskaper.

Presisjonen til indikatorenes verdier angis som de normaliserte verdienes gjennomsnittlige variasjonskoeffisient. Variasjonskoeffisienten er de normaliserte verdienes standardavvik delt på de respektive forventningsverdiene.

Presisjonen vurderes i tillegg i forhold til hvor god kunnskap om endringer i indikatortilstander dataene representerer. Vi benytter samme mål for effektstørrelse som i Pedersen m.fl. (2018). Målet kvantifiserer hvor små forskjeller en typisk kan påvise med høy sikkerhet gitt datagrunnlaget for indikatoren slik det foreligger i Naturindeksbasen. Høy sikkerhet tilsvarer her et signifikansnivå på 0,05. Den minste påviselige størrelsen ved dette nivået er effektstørrelsen; se Pedersen m.fl. (2018) for en nærmere beskrivelse og formalisering av denne størrelsen. For hver indikator har vi beregnet effektstørrelsen for et «gjennomsnittlig» indikatorområde (dvs. et område der observasjonene har en usikkerhet som er gjennomsnittlig for indikatoren, se Pedersen m.fl. 2018 for presis definisjon). Den er også beregnet for indikatorens gjennomsnittlige tilstand i hele det geografiske området i Norge som indikatoren dekker med data. Effektstørrelsen angis på samme skala som NI.

## 3.2 Kriterier for indikatorutvalg

### 3.2.1 Beskrivelse av kriteriene

Det er utviklet et ideelt sett av kriterier som utvalget av indikatorer for et hovedøkosystem bør oppfylle (jf. Nybø m.fl. 2015a). I følge disse skal indikatorutvalget:

- Være taksonomisk representativt.
- Til sammen representere artenes ulike økologiske funksjoner.
- Inkludere både vanlige og sjeldne arter.
- Inkludere nøkkelarter.
- Inneha indikatorer som til sammen er følsomme for ulike typer påvirkninger.
- Representere ulike naturtyper og naturlige suksesjonsstadier innenfor de ulike store økosystemene.
- Representere ulike hovedtyper av livsmedier en finner innenfor de ulike store økosystemene
- Ikke inkludere fremmede arter.

Kriteriene vektlegger at utvalget skal være representativt med hensyn til taksonomisk sammensetning, økologiske funksjoner, naturtyper og livsmedier, samt påvirkninger. Begrepet representativt utvalg kan imidlertid tolkes i ulike retninger og er lite diskutert i Naturindekssammenheng.

I statistisk sammenheng er et representativt utvalg et utvalg med samme frekvensfordeling som populasjonen utvalget tas fra (Underwood 1997). En slik tolkning mht. taksonomi ville innebære at andelen alger, vannplanter, insekter, fisk osv. i et hovedøkosystem skulle gjenspeiles i utvalget, noe som skulle tilsi et utvalg dominert av algeindikatorer. En alternativ tolkningsmulighet er et utvalg som representerer variasjonsbredden (eng: heterogenous sample, maximum variation sample, Marshall 1996). dvs. et utvalg som inneholder alle de viktige og vanlige taksonomiske-, funksjonelle- etc. grupper som forekommer i systemet. Det er denne tolkningen vi legger til grunn i denne rapporten.

Arter som er sjeldne i referansetilstanden, blir ikke vektlagt i denne gjennomgangen. Sjeldne arter, ofte med begrenset utbredelse, vil ha liten innvirkning på NI. Det inngår slike arter i indikatorutvalget for ferskvann, men vi har her i stedet vektlagt at indikatorsettene samlet skal ha god geografisk dekning.

### 3.2.2 Taksonomisk representativitet

Antall potensielle ferskvannsindikatorer er relativt begrenset sammenlignet med andre hovedøkosystemer, og vurdering av taksonomisk representativitet er derfor gjort med hensyn til overordnede og uformelle grupper av flora og fauna i stedet for formelle, taksonomiske enheter. En vurdering på et finere taksonomisk nivå (orden, familie, slekt) vurderes ikke som hensiktsmessig ettersom antallet indikatorer som inngår i datagrunnlaget for ferskvann er lite. Alle norske navn er søkbare i Artsdatabanken ([www.artsdatabanken.no](http://www.artsdatabanken.no)).

### 3.2.3 Representativitet mht. økologiske funksjoner

Økologiske funksjoner defineres her først og fremst med hensyn til næringsomsetning og energiflyt i økosystemer, dvs. nedbrytere, primærprodusenter, herbivorer, mellom- og topp-predatorer. Dette samsvarer med inndelingen som ligger til grunn for fastsetting av vektorer ved beregning av NI. Relativt mange ferskvannsindikatorer (8 av 33 som inngikk i NI for 2015) er angitt som nøkkelindikatorer. Dette er indikatorer som representerer mange arter/taksonomiske grupper (samfunnsindekser), og halvparten av disse samfunnsindeksene representerer også flere funksjonelle grupper (for eksempel dyreplankton med herbivorer og mellompredatorer). Vår evaluering tar imidlertid utgangspunkt i opplysninger om funksjonell gruppe gitt av de ansvarlige ekspertene for hver indikator i Naturindeksbasen. Andre funksjonelle grupper som indikatoren representerer er imidlertid nevnt der dette vurderes som særlig relevant.

### 3.2.4 Representativitet mht. påvirkningsfaktorer

Ved vurdering av representativitet med hensyn på påvirkningsfaktorer baseres denne på den grove inndelingen av slike faktorer benyttet i Framstad m.fl. (2015; se Tabell 3.3), som er en forenkling av inndelingen presentert i Nybø (2015). Inndelingen i Nybø (2015) er tidligere benyttet i Naturindekssammenheng. Den er igjen en modifisert utgave av norsk standard for påvirkningsfaktorer (NS 9452:2015).

Vurderingen baseres videre på opplysninger om indikatorenes følsomhet for ulike påvirkningsfaktorer i Naturindeksbasen. For hver indikator har de ansvarlige ekspertene angitt hva som er de 2-3 viktigste negative påvirkningsfaktorene, dvs. hvilke påvirkningsfaktorer som indikatorene er mest følsomme for og som kan opptre der indikatoren er (Nybø 2015). I NI er graden av følsomhet angitt på en femdelst skala (svært lite – svært stor). Evalueringen av representativitet er basert på indikatorer som er angitt å ha moderat, stor eller svært stor følsomhet mht. de ulike påvirkningsfaktorene.

### 3.2.5 Representativitet mht. naturtyper

Ved vurdering av representativitet med hensyn på naturtyper har vi tatt utgangspunkt i Nybø m.fl. (2015a), som gir en forenklet inndeling i ferskvannstyper. Vi har også sett på muligheten for å benytte hovedtypene av natursystem i NiN2. Naturtypesystemet i NiN2 passer imidlertid ikke alltid godt til Naturindeksens rammeverk. Dette gjelder for eksempel sterkt endrede eller nye økosystem som er definert som egne typer og hovedtyper i NiN2, men som i Naturindekssammenheng bør betraktes som økosystem i dårlig tilstand. Hovedtypene L7 Sterkt endret eller ny fastbunn, L8 Sterk endret eller ny sedimentbunn, L4 Sterkt endrede elvevannmasser og L5 Sterkt endrede innsjømasser hører til denne kategorien<sup>1</sup>. Det gjelder videre seminaturlige natursystem som er behandlet konseptuelt forskjellig i NiN2 og NIs rammeverk. I NiN2 representerer seminaturlige system gjerne egne typer og hovedtyper (ingen definert for ferskvann så langt), mens NIs rammeverk skiller mellom «naturgitte» og «seminaturlige» system som to alternative måter å vurdere tilstand på. Som naturgitt system vurderes systemets tilstand mot en referanse som ikke er påvirket negativt av antropogene faktorer, mens som et seminaturlig system vurderes systemet mot en referanse som representerer «god hevd» (Pedersen og Nybø 2015). Et og samme økosystem kan i prinsippet bli vurdert på begge måter. Flere av ferskvannsindikatorne er dessuten knyttet til både bunnsystemene og vannmassesystemene i ferskvann. Ved evaluering av ferskvannsindikatorne er det derfor vel så aktuelt å benytte naturkompleksnivået i NiN. Naturkompleks er definert som et kompleks av natursystemer som i naturen utgjør en funksjonell økologisk eller geomorfologisk enhet som forekommer innenfor et velavgrenset område. Eksempler på naturkompleks i NiN kunne vært hele eller deler av en bekk, elv, en dam, et tjern eller en innsjø. Et naturkompleks vil med andre ord inneholde flere hoved- og grunntyper. I NiN V2.3 (lanseres etter planen i 2022) vil Naturkompleks erstatte «Landskapsdel» fra versjon 1.0 ([www.artsdatabanken.no/Files/27860/Arbeidsplan\\_Vitenskapelig\\_r\\_d\\_2018-2022](http://www.artsdatabanken.no/Files/27860/Arbeidsplan_Vitenskapelig_r_d_2018-2022)). En vurdering av ferskvannsindikatorenas representativitet mht. naturkomplekser har så langt ikke vært mulig siden kriterier og prinsipper for typeinndeling på dette nivået ennå ikke er utarbeidet.

Livsmedium er et begrep innført i NiN1 (se Ødegaard m.fl. 2009). Inndelingen i livsmedier skal gi oss begreper for å karakterisere individers og arters livsbetingelser. Typeinndelingen av livsmedium er så langt ikke tatt i bruk for ferskvannsorganismer da kunnskapsgrunnlaget er mangelfullt for de fleste arter. I forbindelse med utvikling av NiN V2.3 kan det også forventes at inndeling av livsmedium-nivået i NiN vil revideres. Ferskvannsindikatorenas tilhørighet til livsmedium inngår derfor ikke i denne evalueringen.

### 3.2.6 Vekting ift. indikatorenes representativitet

Vektingssystemet er en integrert del av beregningen av Naturindeks. Vektene som tilordnes en indikators observasjoner bestemmes i utgangspunktet av indikatorens egne egenskaper og arealet de enkelte observasjonene dekker. Men vektene avhenger også av de andre indikatorenes egenskaper, dvs. de andre indikatorenes tilhørighet og fordeling over økologiske grupper, forekomsten av nøkkelindikatorer og den geografiske fordelingen av observasjonene til de økologiske gruppene.

Systemet er i første omgang motivert ut fra behovet for å rette opp skjevheter i datagrunnlaget. Vektene fastsettes delvis *a priori* ut fra indikatorenes egenskaper (f.eks. økologisk funksjon, tilhørighet til økosystem), altså av variablene som inngår i beregningen og ikke kun egenskapene til observasjonene (f.eks. deres presisjon). Dermed gjenspeiler systemet samtidig NIs meningsinnhold, ettersom meningsinnholdet er det eneste grunnlaget for *a priori* å velge et sett av variabler til å definere vektene. Slik sett kan NI defineres som en arealrepresentativ sammenfatning av tilstandene til de biologiske komponentene i hovedøkosystemene der det legges lik vekt på de økologiske funksjonene knyttet til ulike trofiske nivå.

<sup>1</sup> I vannforskriftens typologi vil disse NiN-typerne tilsvare «svært modifiserte vannforekomster» (forkortet: SMVF).

Fordelingen av vektorer mellom indikatorobservasjonene vil potensielt både påvirke selve estimatet av indeksen og hvor presist dette estimatet er. For fjell og våtmark fant Pedersen m.fl. (2018) at den sterke vektleggingen av nøkkelindikatorer har en del uheldige følger i beregning av Naturindeks. En særlig uheldig konsekvens er at presisjonen i de beregnede indeksverdiene reduseres, hvilket fører til at eventuelle endringer i verdiene over tid blir vanskeligere å påvise.

Her undersøker vi om systemet påvirker estimatet av NI for ferskvann på samme måte som for fjell og våtmark. Dette gjør vi ved å sammenlikne fordelingen til NI med tilsvarende fordelinger når indeksen beregnes som et ordinært gjennomsnitt av indikatorobservasjonene, og som et «arealrepresentativt» gjennomsnitt der vektene fastsettes med utgangspunkt i kun arealet indikatorobservasjonene dekker (se **Kap. 5.6**). Vi har undersøkt dette for naturindeksverdien beregnet for hele landet basert på indikatorobservasjonene fra året 2010, i datasettet som ble benyttet ved Naturindeks oppdateringen i 2015. Vi valgte året 2010 fordi datagrunnlaget for dette året hadde den laveste frekvensen av manglende verdier i indikatorernes tidsserier.

Vi undersøker også om det er systematiske forskjeller i tilstanden til indikatorer som tilhører ulike økologiske og taksonomiske grupper, der hensikten er å undersøke om dette aspektet av vektningssystemet har en effekt på NI. Dernest vurderer vi om eventuelle forskjeller mellom de økologiske gruppene heller gjenspeiler skjevheter i utvalgene av indikatorer som inngår i de ulike gruppene, enn reelle forskjeller mellom dem.

Vi beregner også den samla vekten til hver enkelt indikator samt fordelingen av vektorer over datatyper og økologiske og taksonomiske grupper. Videre undersøker vi om det er noen systematisk sammenheng mellom enkeltobservasjonenes presisjon og vektene som tilordnes.

## 4 Økosystemet ferskvann

### 4.1 Avgrensning av økosystemet og naturtyper

Avgrensning av ferskvann i NI følger NiN2 (se **Kap. 3.1.1**). Hovedøkosystemet ferskvann avgrenses slik at det tilsvarer hovedgruppetyperne Ferskvannsbunnsystemer (L) og Limnisk vannmasser (F) i NiN2. Dette betyr at avgrensningen av hovedøkosystemet også er i overensstemmelse med avgrensningen av ferskvannsforekomster i vannforskriften. Når det gjelder inndeling i vanntyper er det imidlertid enkelte forskjeller mellom de ulike systemene, og disse berøres nedenfor.

I følge Nybø m.fl. (2015a) omfatter hovedøkosystemet ferskvann både frie vannmasser og bunnområder innenfor rennende vann (bekker og elver), stillestående vann (dammer, tjern, innsjøer) og systemer av disse. Ferskvann finnes både ovenfor og nedenfor skoggrensa.

Pedersen m.fl. (2018) reiser spørsmålet om hovedøkosystemet fjell burde omfatte alle alpine økosystemer, inklusive våtmarks- og ferskvannssystemer i tillegg til fastmarksystemene. Her følger vi imidlertid Nybø m.fl. (2015a) og inkluderer vannforekomster over skoggrensa til hovedøkosystemet ferskvann.

I henhold til NiN2 er hovedøkosystem ferskvann inndelt i to hovedgruppetyper: Ferskvannsbunnsystemer (L) og Limnisk vannmasser (F), som igjen er delt inn i henholdsvis 8 og 5 hovedtyper, hvorav totalt 4 er definert som sterkt endret eller ny (Halvorsen m.fl. 2016). Ferskvannsbunnsystemene, også kalt limnisk bunnsystemer, omfatter økosystemer i ferskvann som finnes i, på og nært knyttet til bunnen i elver og innsjøer, mens Limnisk vannmasser omfatter økosystemer av flytende, svevende og svømmende organismer i de frie vannmassene i elver og innsjøer.

I 2010 inngikk indikatorer for grunne akvatiske systemer og fra områder som tidvis oversvømmes i datagrunnlaget for våtmark (jf. artikkel 1.1 i Ramsarkonvensjonen 1994). I NiN2 inngår elvebredder og andre midlertidig oversvømte områder langs vassdragene først og fremst i fastmarksystemene T18 Åpen flomfastmark og T30 Flomskogmark. Grunne forekomster av ferskvann inngår imidlertid i hovedtypegruppene Ferskvannsbunnsystemer og Limnisk vannmasser. Dette gjelder bla. hovedtypen L4 Helofytt-ferskvannssump, gårdsdammer som inngår i både L8 Sterkt endret eller ny limnisk sedimentbunn og F5 Sterkt endrete innsjøvannmasser, og myrtjern og myrgjøler som i NiN2 inngår i L2 Eufotisk limnisk sedimentbunn (Halvorsen m.fl. 2016). Kilder inngår imidlertid blant våtmarksystemene i NiN2.

Det er verd å merke seg at vannforskriftens typologi (se Veileder 02:2018; Direktoratgruppen vanddirektivet 2018) har en annen tilnærming enn NiN. Inndelingen i vanntyper jf. vannforskriften er delvis i samsvar med grunntypeinndelingen av hovedtypene F1 Elvevannmasser og F2 Sirkulerende innsjøvannmasser i NiN2, men i vannforskriftens typologi skilles det ikke mellom vannmasser og bunnsystemer. Med mulig unntak av L4 Helofytt-ferskvannssump, faller ferskvannsystemene iht. vannforskriften inn under hovedgruppetyperne Ferskvannsbunnsystemer og Limnisk vannmasser i NiN2.

### 4.2 Taksonomisk sammensetning

Aagaard og Dolmen (1996) gir en fullstendig, om enn ikke helt oppdatert, sammenstilling over hvilke dyrearter som har sin hovedforekomst i ferskvann i Norge, enten gjennom hele eller deler av livet. En nyere oversikt over de fleste grupper finnes i Elven og Søli (2016), men når det gjelder fugl og pattedyr skiller denne ikke mellom terrestriske og limnisk arter. En oppdatert oversikt over norske ferskvannsfisk finnes i Nedreaas m.fl. (2015). Samlet er det påvist i underkant av 3000 dyrearter i ferskvann, hvorav de mest artsrike gruppene er fjærmygg (625 arter), hjuldyr (310 arter) og biller (287 arter). Det er totalt registrert 43 reproduserende arter av ferskvannsfisk i Norge, hvorav 32 arter forekommer naturlig. I tillegg kommer to arter som bare tilbringer deler av livet i ferskvann, nemlig ål og skrubbe. Alle de syv artene av amfibier i Norge er knyttet til ferskvann. Ferskvann er viktig føde- og/eller reproduksjonsområder for ca. 80 fuglearter



(32 % av artene som hekker på det norske fastlandet) og seks pattedyrarter (7 % av artene som er registrert i Norge).

Det finnes ingen tilsvarende samlet oversikt over planter i ferskvann, og deres utbredelse i Norge. En oversikt over limniske arter er gitt i Elven og Søli (2016), men oversikten er ufullstendig når det gjelder mikroskopiske alger. Totalt 25 kransalger og 97 karplanter (vannplanter) er registrert i ferskvann. I tillegg kommer en rekke arter som lever i overgangen mellom vann og land. Moser er dårligere undersøkt, men Elven og Søli (2016) angir 95 limniske arter (75 bladmoser og 20 levermoser). Planteplankton (mikroskopiske alger som lever fritt i vannmassene) er den mest artsrike gruppen (minimum 1050 arter). Små fastsittende alger har stort mangfold i rennende vann (minimum 900 arter). Denne gruppen er dårlig undersøkt i stillestående vann. Samlet for dyr og planter kjenner vi altså til mer enn 5000 arter med tilhold hovedsakelig i ferskvann i Norge.

### 4.3 Funksjonell sammensetning

Planktonalgene er de viktigste primærprodusentene i innsjøvannmasser. Rennende vann (elver) er ofte definert ut i fra fravær av planktonalger i vannmassene. Begroingsalger utgjør derimot de viktigste primærprodusentene knyttet til bunnsystemene i ferskvann, sammen med kransalger og karplanter i innsjøer og moser til rennende vann.

I innsjøvannmassene er det dyreplankton tilhørende ulike grupper av krepsdyr og hjuldyr som utgjør hovedmengden av herbivorer. Bunnlevende herbivorer omfatter bløtdyr (snegl, muslinger), krepsdyr og insektlarver.

Både krepsdyr og insekter er også representert med mellompredatorer i ferskvann. De fleste fuglearter knyttet til ferskvann hører også til mellompredatorene, men det finnes både herbivorer og toppredatorer blant ferskvannsfulglene.

Av toppredatorene er det fisk som dominerer i ferskvann, både i rennende vann og i innsjøer, i vannmassene så vel som i bunnsystemene. Av de seks pattedyrartene er både herbivorer (3 arter), mellompredator (1) og toppredatorer (2) representert.

Bakterier er viktige nedbrytere i ferskvann, mens sopp-samfunnet er relativt artsfattig. Bakterier og cyanobakterier har også viktige roller i nitrogensyklusen. I tillegg til de ekte nedbryterene (sopp og mikroorganismer) bidrar også organismer som spiser detritus til nedbryting av organisk materiale. Detritusetere omfatter en rekke insekter og andre leddyr (f.eks. midd) og nematoder.

### 4.4 Påvirkningsfaktorer

En rekke forhold er med på å endre våre ferskvannssystemer med tilhørende plante- og dyreliv samt viktige økosystemtjenester. Basert på data hentet fra de regionale vannforvaltningsplanene etter vannforskriften er det laget en oversikt over de viktigste påvirkningsfaktorene i ferskvann ([www.vann-nett.no](http://www.vann-nett.no); dato 6. mai 2019). Vassdragsreguleringer omfatter først og fremst hydrologiske endringer (f. eks. redusert, eventuelt bortfall av, vannføring), men kan også knyttes til andre påvirkninger nevnt i **Tabell 5.2** (se **Kap. 5.4**). Andre viktige påvirkninger i henhold til denne oversikten, er fremmede arter og sykdommer, forsurende stoffer (langtransporterte forurensinger), eutrofierende stoffer (avløp, akvakultur og jordbruk) samt annen forurensing (gruvedrift og industri). Fysiske inngrep knyttet til urban utvikling, flomvern, vassdragsreguleringer mm. kan også være omfattende, mens klimaendringer i liten grad er angitt å ha påvirket vannforekomstene så langt.

Omkring 1/3 av innsjøarealet i Norge er påvirket av vannkraftutbygging, tilsvarende i underkant av 6 000 km<sup>2</sup>, og 15 av Norges 20 høyeste fossefall er regulert. I tillegg kommer et stort antall elveløp som er forbygd/regulert for energiproduksjon, drikkevannsuttak, jordbruksvanning, fløting og annet. Dette betyr at om lag 52% av vannforekomstene i elv og 40% av innsjøvannforekomstene i stor grad er påvirket av vassdragsreguleringer ([www.vann-nett.no](http://www.vann-nett.no); dato 6. mai 2019). Dersom vi også tar med vannforekomster som er moderat påvirket blir andelen totalt 82%

for elv og 73% for innsjø. Langtransportert forurensing i form av svovel og nitrogen har ført til forsuring og trolig også overgjødning av store områder i Sør-Norge (Elser m.fl. 2009). Omfanget av forsuring har avtatt de senere årene, men naturens tålegrenser er fremdeles overskredet for 8–19% av Norges landareal (Lund m.fl. 2012). Overgjødning (eutrofiering) fra diffus avrenning og fra lokale punktkilder er først og fremst et problem i områder med intensivt jordbruk i lavlandet og i urbane områder. Den største enkeltkilden til overgjødning er avrenning fra jordbruksområder, mens punktutslipp av næringssalter fra industri og befolkning er betydelig redusert etter 1970 (Lyche-Solheim m.fl. 2012; WFD art 5 summary report for Norway 2013; Skarbøvik m.fl. 2017).

Karakterisering av tilstand og påvirkninger for alle norske vannforekomster i henhold til vannforskriften ([www.vann-nett.no](http://www.vann-nett.no); dato 6. mai 2019) indikerer at ca 75% av norske ferskvannsforkomster er i god eller svært god tilstand, 24% er i moderat eller dårligere økologisk tilstand, mens 1% har ukjent tilstand. Til sammenligning har NI for ferskvann en verdi = 0,75 (usikkerhetsintervall: 0,71-0,78) for året 2014 (<https://www.naturindeks.no/Ecosystems/ferskvann>). Selv om vannforskriftens klassifisering og NI ikke direkte kan sammenlignes så indikerer også NI at ferskvannsindikatorene har en tilstand som avviker noe, men ikke betydelig, fra referansetilstand som gjennomsnitt for landet. Tilstanden varierer imidlertid mye mellom indikatorer og for ulike geografiske regioner.

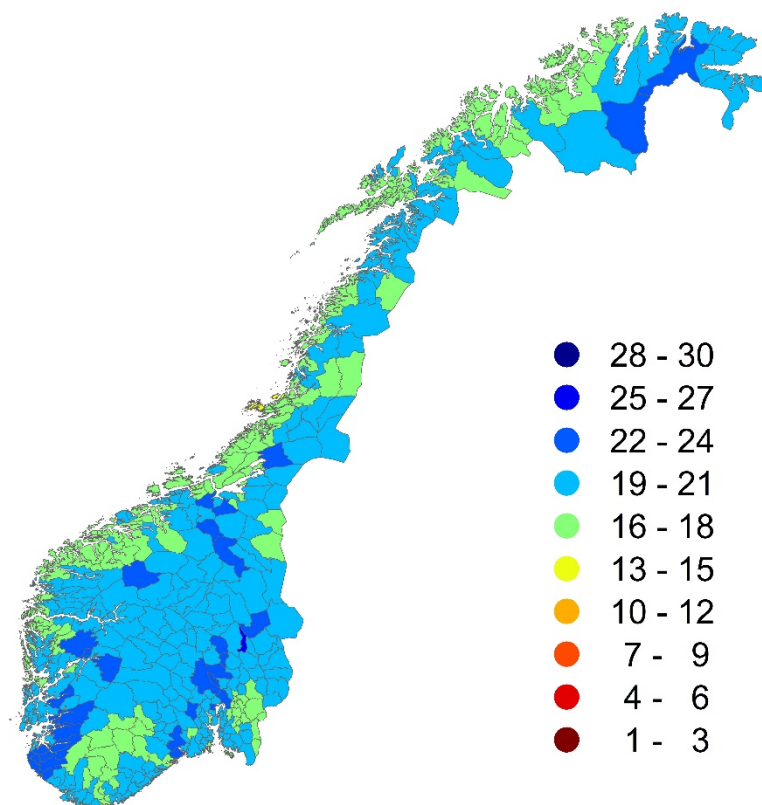
## 5 Datagrunnlag – Naturindeks for ferskvann

### 5.1 Dagens indikatorutvalg

Naturindeks for ferskvann 2015 er basert på 33 indikatorer som helt eller delvis er knyttet til ferskvann (**Tabell 5.1**), og 25 av disse er artsindikatorer. For å kvantifisere artsindikatorenes tilstand benyttes ulike mål for abundans og bestandsstatus, antall lokaliteter, eller sannsynlighet for tilstedeværelse. De resterende 8 indikatorene er indekser som måler tilstanden til økologiske samfunn. Seks av disse indeksene benyttes til å måle den økologisk tilstanden til ferskvannsforekomster i vannforskriftens klassifiseringssystem (Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018).

To av indikatorene, Begroing elver eutrofierings indeks og Planteplankton innsjøer, samvarierer negativt med økologisk tilstand og skales ved max modellen (Pedersen & Skarpaas 2015). Resten av indikatorene skales ved low modellen.

Fjorten av indikatorene dekker mer enn 85% av kommunene i Norge med observasjoner, mens kun 8 dekker mindre enn 10% av kommunene (se under). Dette gjør at indikatorsettet er relativt jevnt fordelt geografisk (**Figur 5.1**). I gjennomsnitt inngår en kommune i indikatorområdene til 19,0 ( $\pm$  sd = 1,7) indikatorer. Det minste antall indikatorer for en kommune er 15, mens maksimum er 25 (alle beregninger basert på data fra Naturindeksbasen).



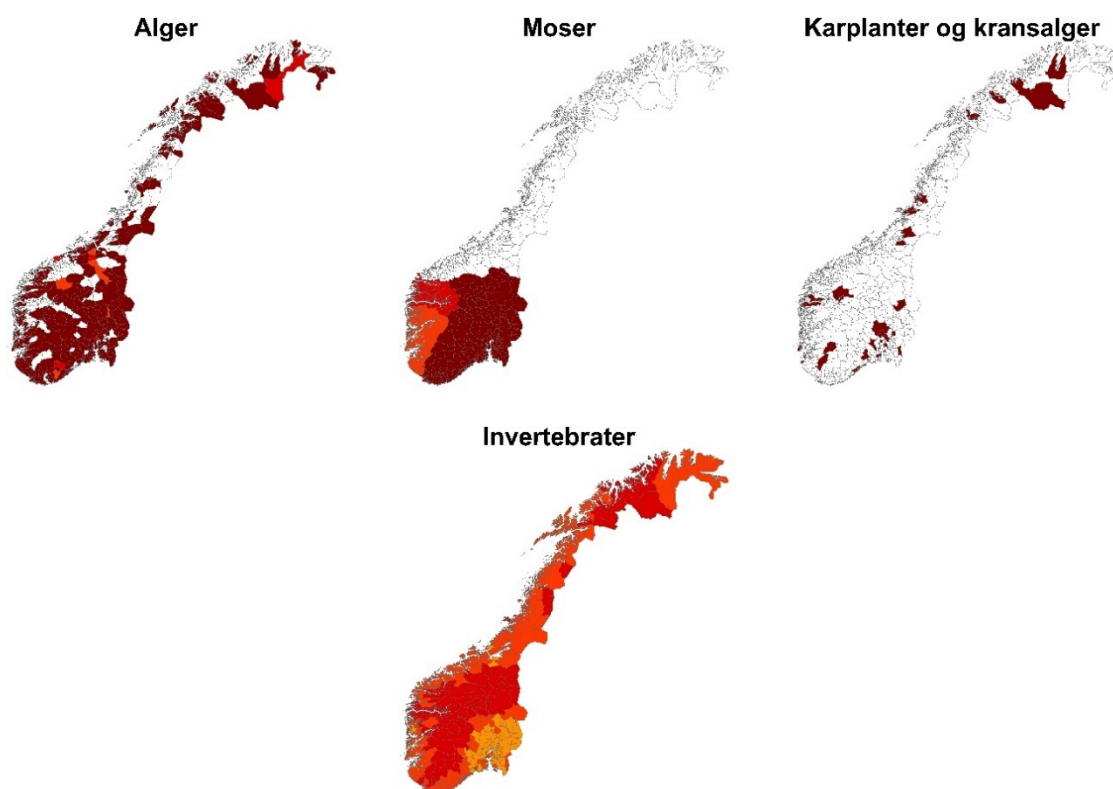
**Figur 5.1.** Antall indikatorer for ferskvann per kommune.

**Tabell 5.1.** Indikatorer for hovedøkosystemet ferskvann benyttet ved beregning av Naturindeksen i 2015 (Framstad 2015). For hver indikator angis organismetype og økologisk funksjon. Alle opplysninger er hentet fra Naturindeksbasen. <sup>1</sup>Samfunnsindeksene basert på bunndyr eller dyreplankton inkluderer flere taksonomiske og funksjonelle grupper; kun den antatt viktigste gruppen er angitt.

Norsk navn	Vitenskapelig navn	Taksonomisk gruppe	Funksjonell gruppe
Aure	<i>Salmo trutta</i>	Beinfisk	Toppredator
Begroing elver eutrofierings-Indeks		Alger	Primærprodusenter
Begroing elver forsuringsindeks		Alger	Primærprodusenter
Bergand	<i>Aythya marila</i>	Fugl	Mellompredator
Bunndyr ASPT indeks		Insekter <sup>1</sup>	Mellompredatorer <sup>1</sup>
Bunndyr elver forventningssamfunn		Insekter	Herbivorer
Bunndyr forsuringsindeks (Raddum 1)		Insekter <sup>1</sup>	Mellompredatorer <sup>1</sup>
Dyreplankton artssammensetning		Krepsdyr <sup>1</sup>	Herbivorer <sup>1</sup>
Edelkreps	<i>Astacus astacus</i>	Krepsdyr	Mellompredator
Elvemusling	<i>Margaritifera margaritifera</i>	Mollusk	Herbivorer
Fiskemåke ferskvann	<i>Larus canus</i>	Fugl	Mellompredator
Fiskeørn	<i>Pandion haliaetus</i>	Fugl	Toppredator
Fossegrimemose	<i>Herbertus stramineus</i>	Levermose	Primærprodusent
Fossekall	<i>Cinclus cinclus</i>	Fugl	Mellompredator
Horngrimemose	<i>Herbertus noreus</i>	Levermose	Primærprodusent
Krikkand	<i>Anas crecca</i>	Fugl	Herbivor
Kvinand	<i>Bucephala clangula</i>	Fugl	Mellompredator
Laks - kyst og elver	<i>Salmo salar</i>	Beinfisk	Toppredator
Oter ferskvannsbestand	<i>Lutra lutra</i>	Pattedyr	Toppredator
Oter kystbestand			
Planteplankton innsjøer		Alger	Primærprodusenter
Siland	<i>Mergus serrator</i>	Fugl	Toppredator
Sjørørre	<i>Melanitta fusca</i>	Fugl	Mellompredator
Smålom	<i>Gavia stellata</i>	Fugl	Toppredator
Stokkand	<i>Anas platyrhynchos</i>	Fugl	Herbivor
Storlom	<i>Gavia arctica</i>	Fugl	Toppredator
Strandsnipe	<i>Actitis hypoleuca</i>	Fugl	Mellompredator

Striglekrypse	<i>Hygroamblystegium fluviatile</i>	Bladmose	Primærprodusent
Svartand	<i>Melanitta nigra</i>	Fugl	Mellompredator
Toppand	<i>Aythya fuligula</i>	Fugl	Mellompredator
Vannplanter innsjø		Karplanter og kransalger	Primærprodusenter
Vasshalemose	<i>Isoetecium holtii</i>	Bladmose	Primærprodusent
Ål	<i>Anguilla anguilla</i>	Beinfisk	Mellompredator

## 5.2 Indikatorutvalgets taksonomiske sammensetning





**Figur 5.2.** Geografisk fordeling av indikatorene for ferskvann per taksonomiske gruppe. Moser omfatter både bladmose- og levermoseindikatorer. Blant indikatorene for alger og invertebrater inngår samfunnsindekser som omfatter et vidt spekter av organismegrupper. Karplanter og kran-salger er representert ved indikatorene vannplanter innsjø. Fargeskalaen angir antall indikatorer per kommune. I områder med hvit farge er ingen indikatorer fra den aktuelle gruppa dokumentert med data.

I Naturindeks for 2015 inngår 19 indikatorer som representerer virveldyr, invertebrater er representert med 6 indikatorer, mens planter (inklusive alger) er representert med 8 indikatorer (**Ta-bell 5.1**). Sopp manglet i indikatorutvalget. Fordelingen av indikatorer over organismegruppene virveldyr, invertebrater og planter blir dermed henholdsvis 57,6%, 18,2% og 24,2%.

Alle indikatorene for virveldyr representerer enkeltarter. Det inngår 3 arter beinfisk og 14 fugle-arter i utvalget. Fuglene utgjør alene dermed mer enn 40% av indikatorene for ferskvann. En pattedyrart (oter) er representert med 2 indikatorer som ikke overlapper geografisk med hver-andre, men som til sammen dekker hele landet (**Figur 5.2**). Amfibier er ikke representert blant indikatorene i NI for 2015, men se **Kap. 5.7.2**.

Invertebrater er representert gjennom 3 samfunnsindekser for bunndyr og 1 for dyreplankton, samt 2 artsindikatorer. Indikatorene omfatter til sammen flere ulike grupper av insekter og kreps-dyr (både bunnlevende og planktoniske arter), men også snegler, muslinger, vannmidd, igler og flimmerormer.

Alger og planter er representert gjennom 4 artsindikatorer og 4 samfunnsindekser. Alle arts-indikatorene er moser (2 levermoser og 2 bladmoser). Samfunnsindeksene omfatter et mangfold av taksa der bl.a. følgende grupper er representert: cyanobakterier, kiselalger, dinoflagellater, brunalger, gullalger, gulgrønnalger, rødalger, grønnalger, kran-salger og karplanter.

Samfunnsindeksene er basert på forekomstdata av en rekke arter, mens artsindikatorene er basert på bestandsdata (tetthet og eventuelt alders- eller størrelsesfordeling).

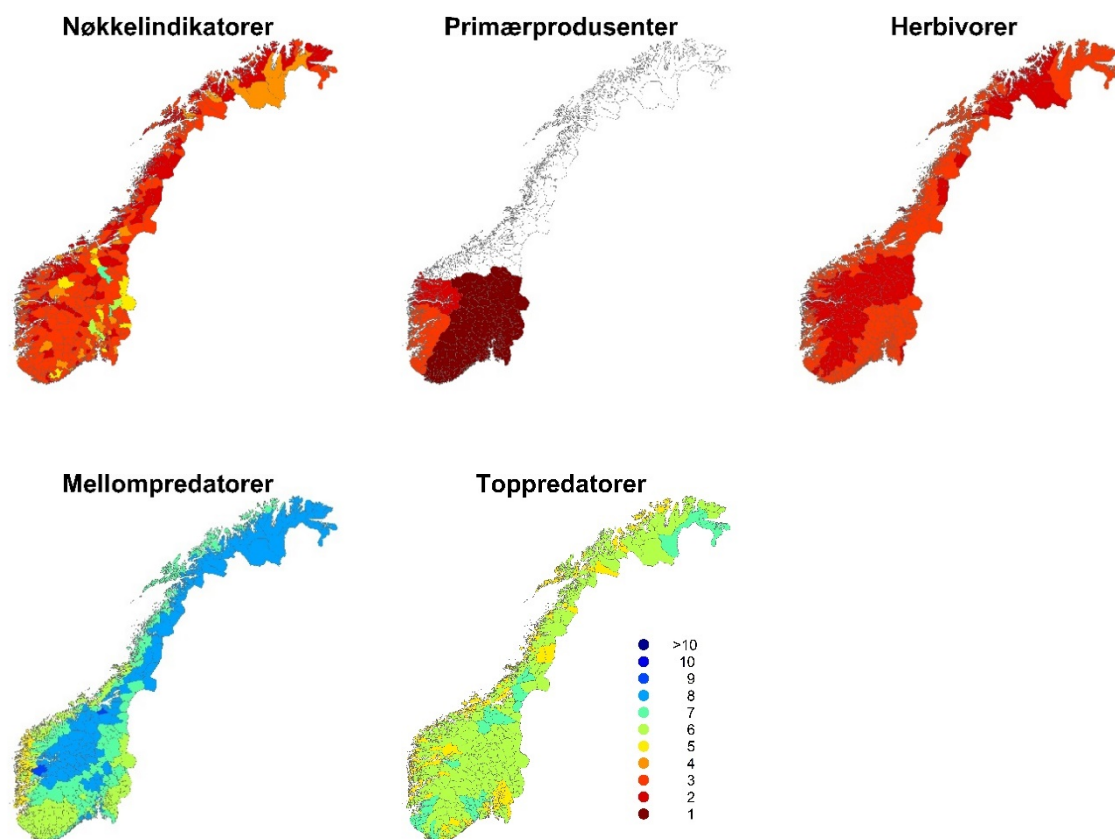
Indikatorene for alger og planter, og til en viss grad også invertebrater, er gjennomgående do-kumentert for mer begrensede områder enn indikatorene for virveldyr (**Figur 5.2**). Alle de fire moseartene er dokumentert kun fra Sør-Norge, hvorav tre arter med svært begrenset geografisk dekning, mens indikatorene for alger og planter er dokumentert i spredte, begrensede områder over hele landet. Majoriteten av fugleindikatorene er derimot dokumentert med data fra et fåtalls, store indikatorområder, tilsvarende landsdeler eller større. Disse forskjellene i dekningsgrad skyldes delvis ulik praksis i hvordan dataene for ulike organismegrupper rapporteres inn til na-turindeksbasen. Mens 4 av totalt 8 planteindikatorer kun er rapportert for de kommunene hvor det finnes data, rapporteres de fleste av virveldyrene for alle kommuner innenfor indikatorens utbredelsesområde. Fordelingen av indikatorer over organismegruppene virveldyr, invertebrater og planter i en gjennomsnitts-kommune er henholdsvis 75,4%, 15,6% og 9,0%. Fugler utgjør alene 63,1% av indikatorene dokumentert for en gjennomsnitts-kommune. Tar man hensyn til indikatorenes geografiske dekning, blir dermed indikatorsettets taksonomiske fordeling i enda sterkere grad dominert av vertebrater.



### 5.3 Indikatorutvalgets funksjonelle sammensetning

Det inngår hele åtte nøkkelindikatorer i utvalget, disse er begroing elver eutrofieringsindeks, begroing elver forsurings indeks, bunndyr ASPT indeks, bunndyr elver forventningssamfunn, bunndyr forsuringsindeks (Raddum 1), dyreplankton artssammensetning, planteplankton innsjøer og vannplanter innsjø. Alle er samfunnsindekser som hver enkelt sammenfatter tilstanden til mange arter. Fire av nøkkelindikatorene omfatter primærprodusenter, 2 omfatter i hovedsak mellompredatorer, og de to siste i hovedsak herbivorer (**Tabell 5.1**). De siste fire inkluderer også andre funksjonelle grupper. For eksempel inkluderer bunndyrsindikatorene detritusetere (nedbrytere) som ellers ikke er representert i indikatorutvalget.

Primærprodusenter er i tillegg representert med 4 indikatorer, herbivorer og filtrerende organismer med 3 indikatorer, 10 beskrives som mellompredatorer, mens 8 er topppredatorer (inklusive to indikatorer for oter). Det mangler indikatorer i utvalget som kun representerer nedbrytere (i dag kun representert ved nøkkelindikatorer som også representerer andre funksjonelle grupper). Når nøkkelindikatorene inkluderes i sine respektive funksjonelle grupper (**Tabell 5.1**), er den prosentvise fordelingen over gruppene nedbrytere, primærprodusenter, herbivorer, mellompredatorer og topppredatorer hhv. 0%, 24,2%, 12,1%, 39,4% og 24,2%. Mer relevant når en skal evaluere NIs vektningssystem, er å betrakte nøkkelindikatorene som en egen gruppe. Fordelingen blir da 24,2%, 0%, 12,1%, 9,1%, 30,3% og 24,2% for hhv. nøkkelindikatorer, nedbrytere, primærprodusenter, herbivorer, mellompredatorer og topppredatorer. Tar en i tillegg hensyn til at det er variasjon mellom de ulike funksjonelle gruppene i deres geografiske dekning, der spesielt primærprodusentene og noen av nøkkelindikatorene har en begrenset utbredelse (**Figur 5.3**), blir fordelingen av indikatorer over de funksjonelle gruppene i gjennomsnitt per kommune 15,0%, 0%, 4,9%, 14,2%, 35,7% og 30,2% for hhv. nøkkelindikatorer, nedbrytere, primærprodusenter, herbivorer, mellompredatorer og topppredatorer. Indikatorutvalget domineres derfor av predatorer, spesielt mellompredatorer som også inngår i 2 nøkkelindikatorer. Herbivorene er i mindre grad representert i datasettet, og primærprodusentene er klart underrepresentert. De inngår i 4 nøkkelindikatorer, men disse har en begrenset utbredelse (jf. **Figur 5.2**).



**Figur 5.3.** Geografisk fordeling av indikatorene for ferskvann per funksjonelle gruppe. Fargeskalaen angir antall indikatorer per kommune. I områder med hvit farge er ingen indikatorer fra den aktuelle gruppa dokumentert med data. De 8 nøkkelindikatorene, der 4 omfatter primærprodusenter, 3 mellompredatorer og 1 herbivorer, inngår ikke i de andre funksjonelle gruppenes kartgrunnlag. Herbivorer omfatter her også filtrerende organismer.

## 5.4 Følsomhet for påvirkninger

Alle viktige påvirkninger i ferskvann er representert med én eller flere indikatorer (**Tabell 5.2**), men antall indikatorer per påvirkningstype er svært skjev (1-25) og samsvarer i liten grad med påvirkningens alvorlighetsgrad som angitt i Vann-Nett (se **Kap. 4.4**). Kun 9 av indikatorene er angitt å være følsomme for hydrologiske endringer (vassdragsreguleringer) som er angitt å være den viktigste påvirkningen i ferskvann, mens nesten like mange, dvs. 8 indikatorer, er følsomme for klima(endringer) som så langt er vurdert å ha liten effekt på tilstanden i ferskvann. Klima er imidlertid ikke den viktigste påvirkningsfaktoren for noen av disse indikatorene da de alle er angitt å være mer følsomme for andre påvirkningsfaktorer. Arealbruk og fysiske endringer omfatter påvirkninger som har blitt definert, og dermed kategorisert, på litt forskjellig måte hos ulike eksperter, og det er derfor naturlig at disse ses i sammenheng. Hele 26 av de 33 indikatorene er oppgitt å være følsomme overfor denne typen av påvirkninger. Videre er forsurening, eutrofiering, annen forurensing og fremmede arter angitt å være representert med hhv. 13, 10, 8 og 8 ferskvannsindikatorer (**Tabell 5.2**). Kun 3 indikatorer er angitt å være følsomme for beskatning og høsting og tilsvarende for ferdsel, hvilket må anses som for lavt. På den annen side er det grunn til å tro at dette er minimumstall, dvs. at flere indikatorer er følsomme for disse påvirkningsfaktorene enn de som er oppgitt. For eksempel er elvemusling angitt i liten grad å være følsom for høsting og beskatning selv om dette historisk sett har vært den største trusselsfaktoren (Larsen 2018). Nesten alle indikatorene er følsomme overfor flere kategorier av påvirkninger.

Det er vanskelig å ha en formening om alle de aktuelle påvirkningene fanges opp på en god måte. Dette skyldes at det ikke finnes en full oversikt over hvordan ulike påvirkninger er fordelt per geografisk enhet, ei heller informasjon om hvilke påvirkningsfaktorer en gitt indikator (som er følsom for flere påvirkninger) gjenspeiler i en spesifikk geografisk enhet. Siden primærprodusentene, som antas å være særlig følsomme for eutrofiering, er klart underrepresentert/har en begrenset utbredelse (se **Figur 5.3**) må vi anta at effekten av eutrofierende stoffer er dårlig fanget opp i deler av landet. Fire av totalt 9 indikatorer som er angitt å være følsomme for hydrologiske endringer har også en begrenset geografisk utbredelse; ingen av disse er representert verken på Sørlandet, i Midt-Norge eller i Nord-Norge. Datasettene/indeksene som så langt har vært benyttet er dessuten i liten grad egnede til å fange opp effekten av hydrologiske endringer. For eksempel, til tross for at både begroingsalger og vannplanter er angitt å være svært følsomme for hydrologiske endringer, er disse artsgruppene kun representert med indekser (klassifiseringssystem) for enten eutrofiering eller forsurening, men ingen av samfunnsindeksene i vannforskriftens klassifiseringssystem som inngår i NI for ferskvann- er utviklet for å fange opp hydrologiske endringer. Indikatoren laks er i Naturindeksbasen angitt å være middels følsom for fysiske inngrep, mens artens følsomhet for hydrologiske endringer er, noe overraskende, ikke angitt. Uansett vil indikatoren i liten grad fange opp effekten av allerede gjennomførte vassdragsreguleringer da referansetilstanden er basert på et gytebestandsmål som er fastsatt med basis i dagens vannføringsregime (se **Kap. 6.2**).

Et utfordring er hvordan tap av arealer fanges opp i NI. For ferskvann er tap av arealer særlig knyttet til påvirkningsfaktorene fysiske inngrep, arealbruk og hydrologiske endringer. Overvåkningsdata vil naturlig nok være begrenset til områder med gjenværende areal. Til en viss grad vil tap av areal fanges opp ved at kvaliteten av gjenværende areal kan være forringet gjennom endringer i substrat, redusert vannføring mm. Videre vil det være mulig å ta hensyn til tapt areal vha. ekspertvurderinger når tilstanden fastsettes for en gitt geografisk enhet, men det er lite informasjon om graden av hensyntagning til dette i NI for 2015. Informasjon om arealtap kan hentes fra rødlistene for naturtyper og arter (se [www.Artsdatabanken.no](http://www.Artsdatabanken.no)).

De nye ferskvannssindikatorerne, som er foreslått overført fra fjell og våtmark til ferskvann (jf. Pedersen m.fl. 2018), er først og fremst angitt å være følsomme for arealbruk og fysiske endringer (gjelder alle fem). Også påvirkningsfaktorene fremmede arter, forsurening og hydrologiske endringer vil øke sin representasjon, med hhv. 3, 2 og 1 nye ferskvannssindikatorer.

**Tabell 5.2.** Antall indikatorer for ferskvann som er angitt å være fra middels til svært følsomme for ulike påvirkningsfaktorer (se **Kap. 3.2.4**). Tallene er basert på opplysninger hentet fra Naturindeksdatabasen jf. Naturindeksen 2015. Merk: flere av indikatorerne er følsom for flere påvirkningstyper.

Påvirkningsfaktor	Antall sensitive indikatorer	
	Naturindeksen 2015	Nye indikatorer (forslag)
Beskatning og høsting	3	
Fremmede arter	8	3
Forsurende stoffer	13	2
Eutrofierende stoffer	10	
Annen forurensning	8	
Klima	8	
Arealbruk	25	5
Fysiske inngrep	23	5
Ferdsel	3	
Annet	6	
Ukjent eller naturlig påvirkning	1	
Hydrologiske endringer	9	1

## 5.5 Forekomst i naturtyper

På grunn av de begrensinger som er beskrevet i **Kap. 3.2.5**, og fordi NiN systemet generelt, og ferskvannstypologien spesielt, er under omfattende revisjon, har vi i denne rapporten valgt å fokusere på ferskvannssindikatorernes representativitet mht. følgende grove vanntyper:

- 1) Innsjøer (og tjern) bunn
- 2) Innsjøer (og tjern) pelagialen
- 3) Dammer og grunne innsjøer
- 4) Elver og bekker

Ferskvannstypene Innsjøer bunn, Innsjøer pelagialen og Dammer og grunne innsjøer er representert gjennom hhv. 13, 6 og 10 indikatorer hver (Tabell 5.3). Flertallet av indikatorerne representerer to av ferskvannstypene; enten Innsjøer bunn og Innsjøer pelagialen, eller Innsjøer bunn og Dammer og grunne innsjøer. Én av indikatorerne, planteplankton innsjøer, er knyttet kun til pelagialen av innsjøer, mens dyreplankton og aure representerer både pelagialen og bunnsystemene i innsjøer. Ytterligere 2 indikatorer, edelkreps og vannplanter innsjøer, representerer bunnsystemene i innsjøer. Dammer og grunne innsjøer er representert ved 2 av indikatorerne som også finnes i innsjøer; dyreplankton innsjøer og vannplanter innsjøer. Flertallet av fugleindikatorerne (dvs. 8 artsindikatorer hvorav 6 andearter og 2 vadere) er representative for Innsjøer bunn, eventuelt også Dammer og grunne innsjøer. Innsjøer pelagialen er kun representert ved tre fuglearter; fiskeørn, smålom og storlom. Oter finnes både i innsjøer, der indikatoren først og fremst representerer Innsjøer pelagialen, og i Elver og bekker.

Elver og bekker er representert ved totalt 14 indikatorer (**Tabell 5.3**). Alger og planter er representert gjennom 4 artsindikatorer og 2 samfunnsindekser. De 4 artsindikatorerne er moser (2 levermoser og 2 bladmoser), mens begge samfunnsindeksene representerer alger (begroingsalger). Invertebrater er representert gjennom 1 artsindikator (elvemusling) og 3 samfunnsindekser. I tillegg finnes 2 fiskeindikatorer (laks og ål), 1 fugleindikator (fossekall) og 1 pattedyrindikator (oter).

Samlet vurderer vi at de ulike grove naturtypene i ferskvann er godt representert. Det er imidlertid en begrenset representasjon av invertebrater i Innsjø bunn og Innsjø pelagialen, med hhv. kun 1 og 2 indikatorer.

Fra 2020 vil Dammer og grunne innsjøer dessuten være representert ved 3 amfibieindikatorer (butsnutefrosk, småsalamander, storsalamander) som er foreslått flyttet fra økosystem Våtmark (Pedersen m.fl. 2018). Fra Våtmark foreslås også flyttet én fugleindikator, svømmesnipe, som i ferskvann vil representere både Innsjø bunn og Innsjø pelagialen (se Tabell 7.3 i Pedersen m.fl. 2018). Ytterligere én fugleart, havelle, foreslås flyttet fra økosystem Fjell til Ferskvann. I Ferskvann vil havelle først og fremst representere Innsjøer bunn og Dammer og grunne innsjøer.

**Tabell 5.3.** Antall indikatorer for ferskvann som er angitt å være representative for de ulike naturtypene i økosystem ferskvann. Tallene er basert på opplysninger hentet fra Naturindeksdatabasen jf. Naturindeksen 2015 samt forslag til justering av indikatorenes tilhørighet i Pedersen m.fl. (2018). Merk: flere av indikatorene representerer flere ferskvannstyper.

Naturtyper	Antall indikatorer pr. naturtype	
	Naturindeksen 2015	Nye indikatorer (forslag)
Innsjøer (og tjern) bunn	13	2
Innsjøer (og tjern) pelagialen	7	1
Dammer og grunne innsjøer	12	4
Elver og bekker	14	

## 5.6 Indikatorobservasjoner

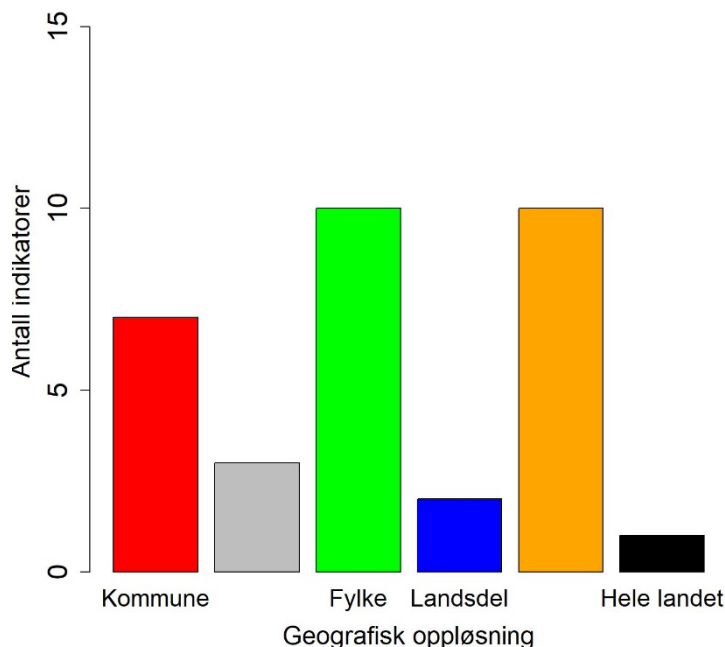
### 5.6.1 Datatyper

Av indikatorobservasjonene som lå til grunn for beregning av NI for ferskvann i 2015, er 17% oppgitt å være ekspertvurderinger, 24% overvåkingsdata og 59% modellbaserte estimat av tilstand. Imidlertid varierer antall observasjoner per indikator systematisk med datatypen, slik at disse tallene kan gi et skjevt inntrykk av datasettet og hvor viktige de ulike datatypene er som grunnlag for beregning av NI. Andelen av indikatorer basert på hhv. ekspertvurderinger, overvåkingsdata og modeller er 52%, 38% og 10% (Schartau m.fl. 2015). I tillegg er det en systematisk sammenheng mellom datatype og arealet av området en indikatorobservasjon representerer (se under) og dermed den vekt observasjonen får ved beregning av NI. Tar en også hensyn til vekten som tilordnes observasjonene ved beregningen, utgjør ekspertvurderinger en vektandel på 69,9%, overvåkingsdata 25,6% og modellbaserte data 4,5% (andelene gjelder for beregning av Naturindeks for ferskvann for året 2010). NI for ferskvann er derfor i hovedsak basert på ekspertvurderinger.

### 5.6.2 Geografisk oppløsning

Som indikatorsettene for fjell og våtmark, er datagrunnlaget for ferskvann preget av observasjoner med lav romlig oppløsning. Hele 13 av de 33 indikatorene har en oppløsning tilsvarende landsdelsvise observasjoner eller grovere (**Figur 5.4**). Alle disse indikatorene er artsindikatorer av fugler (jf. **Tabell 5.4**). Syv av indikatorene har en kommunevis oppløsning. Disse omfatter de

to indikatorene for oter og 5 av samfunnsindeksene fra vannforskriftens klassifiseringssystem. Resten av indikatorene har observasjoner på fylkesnivå eller på et nivå der kommuner er sammenslått.



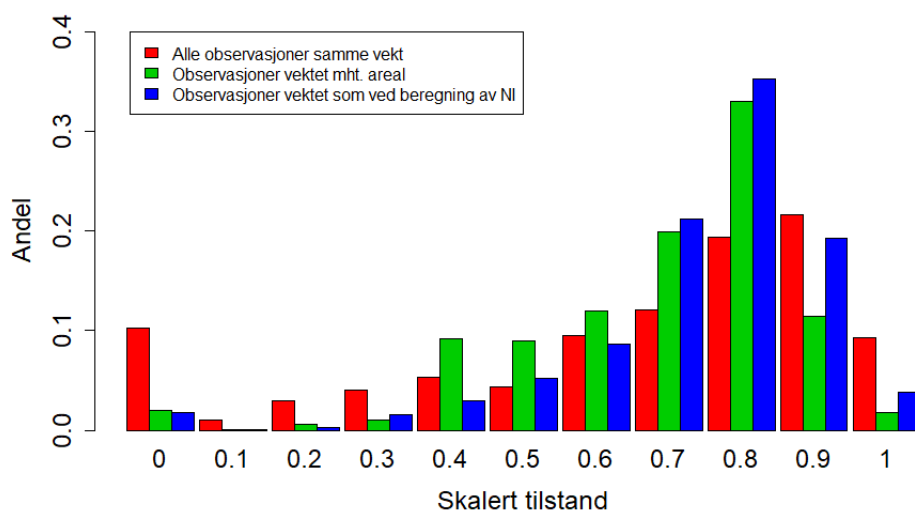
**Figur 5.4.** Fordelingen av indikatorene over klasser som representerer ulik romlig oppløsning i deres datagrunnlag. Oppløsningen avtar fra venstre mot høyre langs første-aksen. Kommune = indikatorer med kommunevis oppløsning. Fylke = indikatorer med fylkesvis eller tilsvarende oppløsning. Landsdel = indikatorer med landsdelvis (Nord-Norge, Midt-Norge, Vestlandet, Sørlandet, Østlandet) oppløsning eller tilsvarende. De to søylene uten benevnelse representerer hhv. indikatorer med oppløsning på et nivå som ligger mellom kommune og fylke (grå), og indikatorer med en oppløsning som ligger mellom landsdelsverdier og hele landet (oransje).

### 5.6.3 Fordeling av indikatoretilstander

Fordelingen av skalerte indikator-tilstander fra ferskvann har et tydelig modus i intervallet 0,8 – 0,9 (**Figur 5.5**). Dette er forskjellig fra tilsvarende fordelinger for hovedøkosystemene fjell og åpent lavland, som ikke har et tydelig modus mellom 0 og 1 (Pedersen m.fl. 2018, Johansen m.fl. 2019). Tilstandsfordelingen for ferskvann har imidlertid en stor spredning med et sekundært modus i null som inkluderer mange kommunevis observasjoner av oter i områder der arten ikke er sett i de seneste tiårene. Vektingen av observasjonene ved beregning av NI endrer denne fordelingen ved at spredningen reduseres og fordelingen blir unimodal med et enda tydeligere modus rundt 0.8.

Det ser ikke ut til å være noen sammenheng mellom indikatorenes gjennomsnittstilstand og den funksjonelle gruppen de tilhører ( $p = 0,21^2$ , robust ANOVA, **Figur 5.6a**). Nøkkelindikatorenes tilstand er ikke vesentlig forskjellig fra de andre funksjonelle gruppene. Det er heller ingen tydelig sammenheng mellom tilstand og taksonomisk gruppe ( $p = 0,11$ , robust ANOVA, **Figur 5.6b**) med et mulig unntak for pattedyr (ikke inkludert i ANOVA analysen), eller mellom tilstand og datatype ( $p = 0,27$ , robust ANOVA, ikke vist).

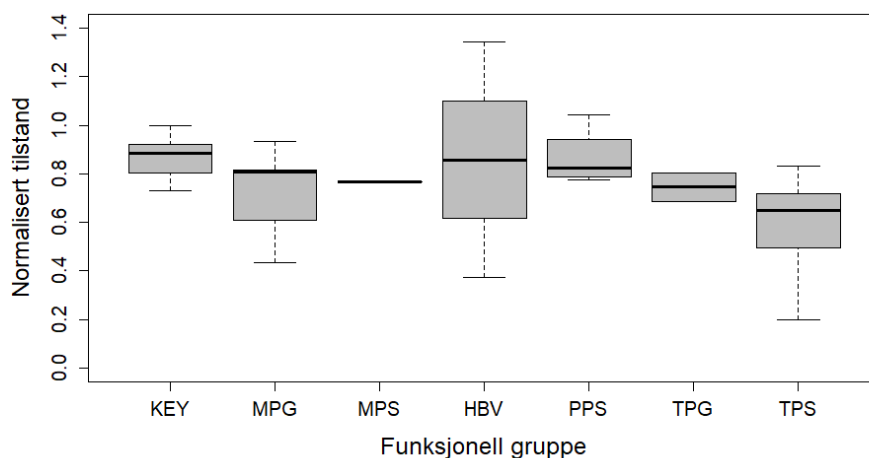
<sup>2</sup> p-verdiene som oppgis her og ellers i **Kap.5.6** bør ikke tolkes som sannsynligheter fordi forutsetningene for en slik tolkning ikke er oppfylt. Vi bruker her p-verdiene som deskriptive og uformelle størrelser som grunnlag for de slutninger/vurderinger som gjøres.



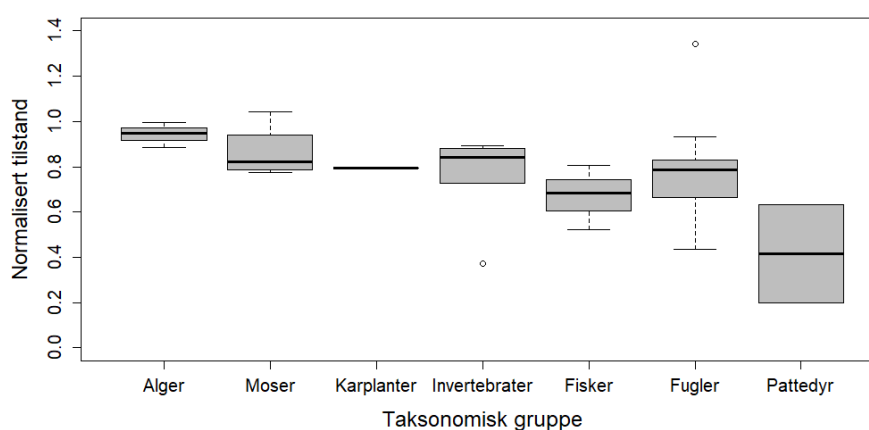
**Figur 5.5.** Fordeling av skalerte tilstander i 2010 for indikatorene for ferskvann under tre ulike vektingsregimer. Tilstandene er skalert med hensyn til de tilhørende referanseverdiene og skaleringsmodellene oppgitt for indikatorene. Fordelingene er basert på bootstrapestimat av de enkelte indikatorobservasjonenes forventningsverdi etter skalering. Røde søyler viser fordelingen til indikatorstilstandene. Grønne søyler viser en arealrepresentativ fordeling av tilstander, der tilstandene er vektet mht. arealet det tilhørende indikatorområdet dekker. Blå søyler viser den vektete fordelingen der tilstandene er vektet slik som ved beregning av Naturindeks for ferskvann (de **Kap. 2.1** for ytterligere informasjon).



a)



b)

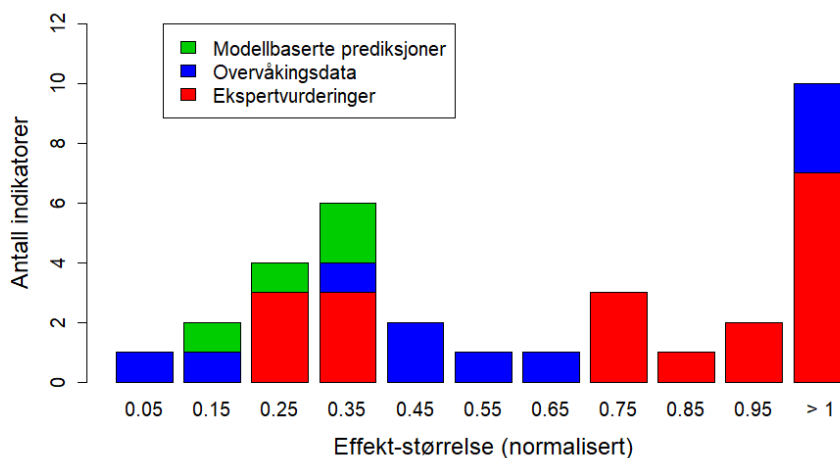


**Figur 5.6.** Fordeling av gjennomsnittlige, normaliserte tilstander for året 2010 for indikatorene for ferskvann over funksjonelle- (a) og taksonomiske grupper (b). KEY: nøkkelindikatorer, MPG: mellompredatorer generalister, MPS: mellompredatorer spesialister, HBV: herbivore, PPS: primærprodusenter spesialister, TPG: toppredatorer generalister, TPS: toppredatorer spesialister. Normalisering er her gjennomført ved å dele tilstanden til indikatoren målt på den opprinnelige måleskalaen, på den tilhørende referanseverdien (**Kap. 3.1.2**). Boksene representerer interkvartil-distansen i gruppens fordelinger, tykke, horisontale linjene på tvers av boksene er medianene, mens sirklene representerer avvikende observasjoner i forhold til resten av gruppa.

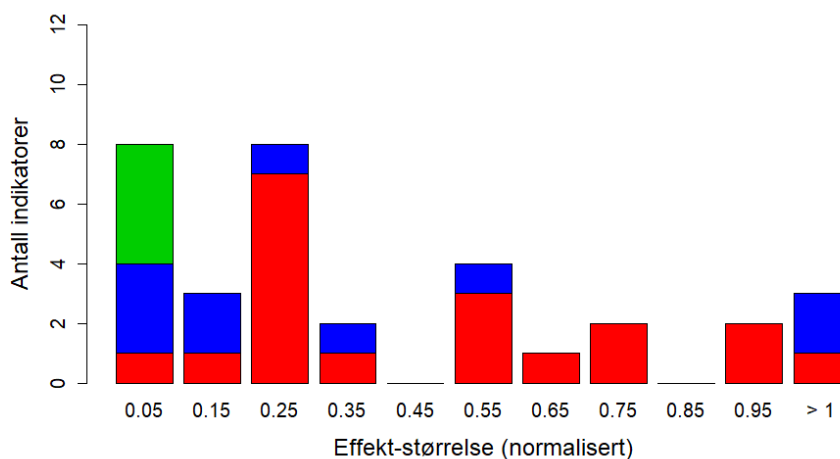
#### 5.6.4 Presisjon

Dataene som ligger til grunn for beregning av NI for ferskvann i 2015, består gjennomgående av svært usikre observasjoner av indikatorenes tilstand. For 18 av de 33 indikatorene er observasjonene i gjennomsnitt oppgitt med en normalisert interkvartildistanse større enn 0,2 (ikke vist), dvs. større enn en tilstandskategori i vannforskriftens klassifiseringssystem (jf. Direktoratets gruppen vanndirektivet 2018). Normalisert interkvartildistanse er interkvartildistansen (dvs. et mål på observasjonens usikkerhet) skalert mot den tilhørende referanseverdien. **Figur 5.7a** viser hva denne lave presisjonen tilsvarer i evnen til å oppdage endringer i indikatorenes tilstand.

a)



b)



**Figur 5.7.** Fordeling av evnen til å påvise endringer i indikatorenes tilstand estimert som den minste påviselige endringen i normalisert tilstand (jf. **Figur 5.6**) ved et signifikansnivå på 0,05 (effekt-størrelse). Effektstørrelse og normalisering av tilstandsverdier er nærmere forklart i **Kap. 3.1.2** og Pedersen m.fl. (2018). Fordelingen i a) gjelder endring i tilstand innenfor et indikator-område, mens fordelingen i b) er for endring i indikatorenes gjennomsnittlige tilstand der en tar hensyn til at antall områder dekket med data varierer mellom indikatorene. Estimatenes er basert på usikkerhetene som ekspertene har oppgitt for indikatorobservasjonene i Naturindeksbasen.

Kun for 3 av indikatorene (begroing elver eutrofieringsindeks, begroing elver forsuringsindeks og oter kystbestand) vil en kunne påvise en endring mindre enn 0,2 på naturindeksskalaen ved et signifikansnivå på 0,05. For 5 av indikatorene vil en ikke kunne påvise en endring i tilstand tilsvarende fra nær referanseverdien til bortfall/utryddelse av indikatoren ved dette signifikansnivået.

Det er store forskjeller mellom indikatorene når det gjelder størrelse og antall av de områdene indikatorene representerer (**Tabell 5.3**). Et bedre grunnlag for å sammenlikne indikatorenes datasett mht. usikkerhet kan derfor være å se på evnen til å oppdage endringer i gjennomsnittstilstanden innenfor hele området indikatoren er dokumentert (**Figur 5.7b**). Men også for gjennomsnittsverdien vil en kun for 11 av indikatorene kunne påvise en endring mindre enn 0,2.

**Tabell 5.4.** Karakterisering av datagrunnlaget for hver indikator for ferskvann som ble benyttet ved beregning av Naturindeksen i 2015 (jf. Framstad 2015). For hver indikator angis antall indikator-områder, gjennomsnittlig områdestørrelse (antall kommuner per indikatorområde), andel manglende verdier i tidsseriene (basert på observasjoner fra årene 1990, 2000, 2010 og 2014), og andelen av observasjonene som enten er ekspertvurdert (E), beregnet fra modeller (M) eller overvåkningsdata (O). Videre er den gjennomsnittlige, normaliserte tilstanden (jf. **Figur 5.6**) og den gjennomsnittlige usikkerheten angitt. Usikkerhet er her angitt som de normaliserte verdienes variasjonskoeffisient (CV, se **Kap. 3.1.2**). Effektstørrelse er estimat av den minste, påviselige forskjell innenfor et indikatorområde (I) eller indikatorens gjennomsnittstilstand innenfor det samla området som er dekket med data (II), ved et signifikansnivå på 0,05, basert på usikkerhetene oppgitt i Naturindeksbasen. Størrelsene er nærmere forklart i **Kap. 3.2.6** og i Pedersen m.fl. (2018).

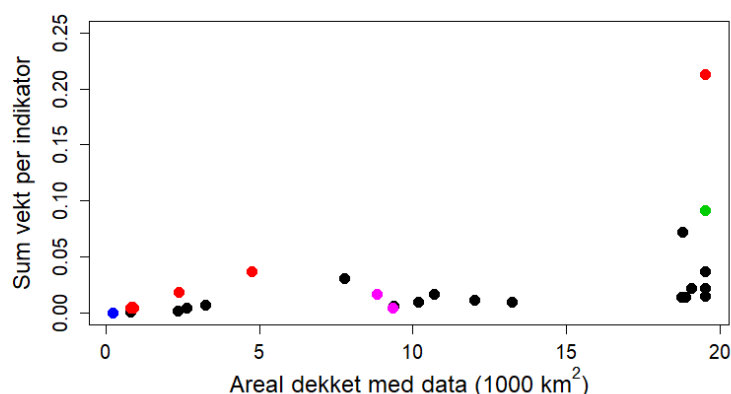
Navn	Antall områder	Områdestørrelse	Andel manglende verdier (%)	E/M/O	Tilstand	CV	Effektstørrelse	
							I	II
Aure	15	25,0	0,00	20 / 0 / 80	0,80	0,29	0,67	0,17
Begroing elver eutrofieringsindeks	14	1,0	44,64	21 / 0 / 79	1,00	0,03	0,15	0,04
Begroing elver forsuringsindeks	10	1,0	45,00	0 / 0 / 100	0,95	0,02	0,07	0,03
Bergand	2	59,0	25,00	100 / 0 / 0	0,43	0,22	0,30	0,21
Bunndyr ASPT-indeks	13	1,1	25,00	42 / 0 / 58	0,89	0,13	0,47	0,12
Bunndyr elver forventningssamfunn	19	22,6	0,00	59 / 0 / 41	0,73	0,40	1,08	0,26
Bunndyr forsuringsindeks (Raddum 1)	3	5,0	25,00	58 / 0 / 42	0,88	0,37	1,09	0,74
Dyreplankton artssammensetning	36	11,9	0,00	100 / 0 / 0	0,82	0,09	0,21	0,03
Edelkreps	10	8,1	0,00	100 / 0 / 0	0,86	0,30	0,71	0,23
Elvemusling	19	16,2	0,00	100 / 0 / 0	0,37	2,04	0,93	0,22
Fiskemåke ferskvann	2	215,0	0,00	33 / 0 / 67	0,61	0,21	0,37	0,25
Fiskeørn	3	73,7	25,00	100 / 0 / 0	0,49	0,18	0,25	0,14
Fossegrimemose	3	28,3	0,00	87 / 0 / 13	0,80	0,70	1,59	0,93
Fossekall	2	214,5	25,00	100 / 0 / 0	0,77	0,13	0,29	0,21
Horngrimemose	1	26,0	0,00	100 / 0 / 0	1,04	0,67	1,94	1,94
Krikkand	2	215,0	50,00	0 / 0 / 100	1,35	0,48	1,90	1,31
Kvinand	1	379,0	50,00	0 / 0 / 100	0,94	0,41	1,06	1,05
Laks - kyst og elver	16	11,1	0,00	16 / 84 / 0	0,69	0,25	0,36	0,09
Oter ferskvannsbestand	151	1,0	0,00	0 / 100 / 0	0,20	0,10	0,21	0,02

Navn	Antall områder	Område-størrelse	Andel manglende verdier (%)	E/M/O	Til-stand	CV	Effekt-størrelse	
							I	II
Oter kystbestand	277	1,0	0,00	0 / 100 / 0	0,63	0,05	0,15	0,01
Planteplankton innsjøer	266	1,0	51,39	3 / 0 / 97	1,12	0,10	0,45	0,05
Siland	2	215,0	0,00	50 / 0 / 50	0,83	0,36	1,08	0,75
Sjørre	2	97,5	25,00	100 / 0 / 0	0,81	0,13	0,31	0,22
Smålom	2	205,5	0,00	50 / 0 / 50	0,67	0,33	0,86	0,60
Stokkand	2	215,0	0,00	50 / 0 / 50	0,86	0,27	0,72	0,51
Storlom	2	215,0	0,00	50 / 0 / 50	0,72	0,29	0,71	0,52
Strandsnipe	2	215,0	0,00	33 / 0 / 67	0,68	0,28	0,52	0,37
Striglekrypmose	10	19,0	0,00	100 / 0 / 0	0,77	0,53	1,17	0,37
Svartand	2	201,5	25,00	100 / 0 / 0	0,82	0,13	0,31	0,22
Toppand	2	215,0	0,00	50 / 0 / 50	0,82	0,31	0,92	0,65
Vannplanter innsjø	33	1,3	31,82	41 / 51 / 8	0,79	0,15	0,38	0,07
Vasshalemose	4	25,0	0,00	100 / 0 / 0	0,84	0,70	1,78	0,89
Ål	6	4,5	0,00	0 / 0 / 100	0,52	0,49	1,40	0,60

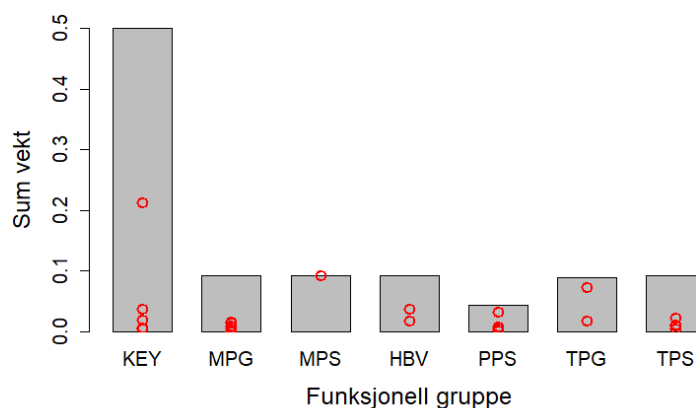
### 5.6.5 Fordeling av vektorer

Noen få indikatorer gis høy vekt ved beregning av NI for ferskvann, mens flertallet av indikatorer har fra liten til svært liten og neglisjerbar innflytelse på indeksen. Bunndyr elver forventningssamfunn og dyreplankton artssammensetning gis til sammen en vektandel 42,5% ved beregning av NI for hele landet, men også aure og fossefall har begge en høy vektandel (**Tabell 5.5, Figur 5.8**). Samtidig teller 13 av indikatorer, inklusive 4 av nøkkelindikatorer, hver mindre enn 1%.

a)



b)



**Figur 5.8.** Summen av vektorer tilordnet de ulike indikatorenes observasjoner (a og punkter i b) ved beregning av Naturindeksen for ferskvann for året 2010 (jf. Framstad 2015), samt summen av vektene innenfor de funksjonelle gruppene (søylor i b) som er representert i indikatorutvalget for ferskvann. Figur a) viser sammenhengen mellom summen av vektorer og indikatorens geografiske dekning og tilhørighet til hovedøkosystemet. Opplysninger om indikatorenes tilhørighet er hentet fra Naturindeksbasen. Blå punkter representerer indikatorer med tilhørighet mindre enn 30%, fiolette indikatorer med tilhørighet mellom 30% og 70%, grønne representerer indikatorer med tilhørighet mellom 70% og 100%, mens sorte indikatorer med 100% tilhørighet. Røde punkter representerer nøkkelindikatorer. Figur b) viser hvordan vektningssystemets fordeling av vektorer over funksjonelle grupper og nøkkelindikatorer bestemmer vektene som tilordnes den enkelte indikator. De funksjonelle grupperenes totale vekt varierer noe ettersom de dekker ulikt areal med data (jf. **Figur 5.3**). Forkortelser for funksjonelle grupper er forklart i **Figur 5.6**.

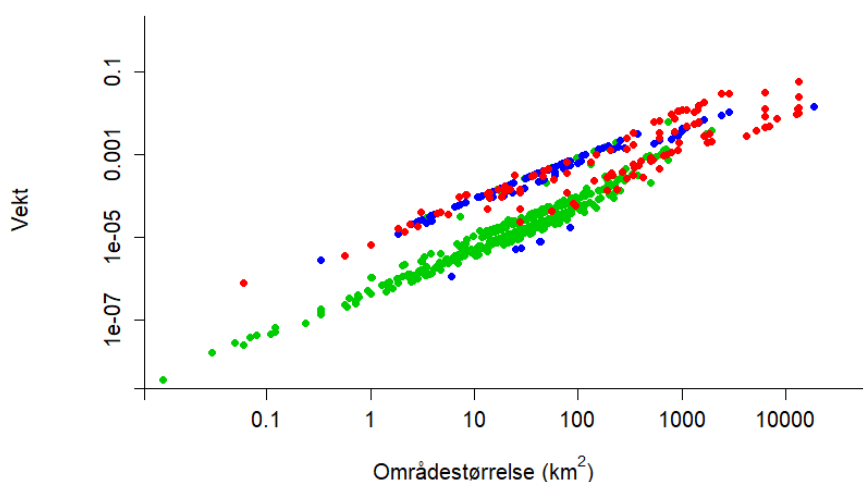
**Tabell 5.5.** Vekting av indikatorene for ferskvann benyttet ved beregning av Naturindeksen i 2015 (jf. Framstad 2015). For hver indikator angis tilhørighet til ferskvann, , funksjonell gruppe (alternativt om den er en nøkkelindikator (x)) og dekningsandel (andelen av kommuner der indikatoren er dokumentert). Alle disse opplysningene er hentet fra Naturindeksbasen. Dessuten gjengis vektandelen i snitt per observasjon og summert for hver indikator ved beregning av Naturindeks for Norge for året 2010. Forkortelser for funksjonelle grupper er forklart i **Figur 5.6**.

Navn	Tilhørighet	Nøkkel - indikator	Funksjonell gruppe	Dekningsandel	Vektandel	
					sum	per obs.
Aure	1,00		TPG	0,87	0,0725	0,0048
Begroing elver eutrofieringsindeks	1,00	x		0,03	0,0052	0,0004
Begroing elver forsøringsindeks	1,00	x		0,02	0,0050	0,0005
Bergand	1,00		MPG	0,27	0,0066	0,0033
Bunndyr ASPT-indeks	1,00	x		0,03	0,0042	0,0003
Bunndyr elver forventningssamfunn	1,00	x		1	0,2124	0,0112
Bunndyr forsøringsindeks	1,00	x		0,03	0,0049	0,0016
Dyreplankton artssammensetning	1,00	x		1	0,2124	0,0059
Edelkreps	1,00		MPG	0,19	0,0018	0,0002
Elvemusling	1,00		HBV	0,71	0,0171	0,0009
Fiskemåke ferskvann	1,00		MPG	1	0,0150	0,0075
Fiskeørn	1,00		TPS	0,51	0,0114	0,0038
Fossegrimemose	1,00		PPS	0,2	0,0044	0,0015
Fossekall	0,75		MPS	1	0,0918	0,0459
Horngrimemose	1,00		PPS	0,06	0,0011	0,0011
Krikkand	1,00		HBV	1	0,0374	0,0187
Kvinand	1,00		MPG	0,88	0,0143	0,0143
Laks - kyst og elver	0,60		TPG	0,41	0,0166	0,0010
Oter ferskvannsbestand	1,00		TPS	0,35	0,0096	0,0001
Oter kystbestand	0,35		TPS	0,65	0,0045	< 0,0000
Planteplankton innsjøer	1,00	x		0,63	0,0370	0,0001
Siland	1,00		TPS	1	0,0223	0,0112
Sjørørre	1,00		MPG	0,45	0,0095	0,0048
Smålom	1,00		TPS	0,96	0,0218	0,0109
Stokkand	1,00		HBV	1	0,0374	0,0187
Storlom	1,00		TPS	1	0,0223	0,0112
Strandsnipe	1,00		MPG	1	0,0150	0,0075
Striglekrypse	1,00		PPS	0,44	0,0310	0,0031
Svartand	1,00		MPG	0,94	0,0144	0,0072
Toppand	1,00		MPG	1	0,0150	0,0075
Vannplanter innsjø	1,00	x		0,1	0,0190	0,0006
Vasshalemose	1,00		PPS	0,23	0,0070	0,0017
Ål	0,25		MPG	0,06	< 0,0000	< 0,0000

Nøkkelindikatorene har dermed svært ulik innflytelse på den beregnede indeksverdien. Dette har først og fremst sammenheng med deres ulike dekningsgrad (**Tabell 5.5**). Tilsvarende gjelder også for hvor stor innflytelse de andre indikatorene har på indeksverdien, men her spiller også indikatorsettets sammensetning en viktig rolle, nærmere bestemt fordelingen av indikatorer over de funksjonelle gruppene (**Figur 5.8b**). Denne fordelingen er ujevn. Generalister av mellompredatorer (MPG) og spesialister av topppredatorer (TPS) utgjør flertallet av indikatorene, mens fossekall er den eneste indikatoren som er angitt som spesialist blant mellompredatorene og aure og laks de eneste generalistene blant topppredatorene.

I datasettet for ferskvann er det en positiv korrelasjon mellom vekten ( $w$ ) en observasjon får ved beregning av NI og hvor usikker (IQ - skalert interkvartildistanse) observasjonen er ( $\rho_{w,IQ} = 0.35$ ). Dette har delvis sammenheng med at både vektene (**Figur 5.9**) og usikkerheten øker med størrelsen (areal) av området en observasjon dekker. Imidlertid er partiell-korrelasjonen mellom vekt og usikkerhet fortsatt positiv ( $\rho_{w,IQ \cdot a} = 0.17$ ) etter at en har tatt hensyn til at områdestørrelsen varierer. Dette er en utilsiktet og uheldig effekt av vektningssystemet ettersom vektningen dermed bidrar til å øke effekten av usikkerheten i enkeltobservasjonene på usikkerheten i NI.

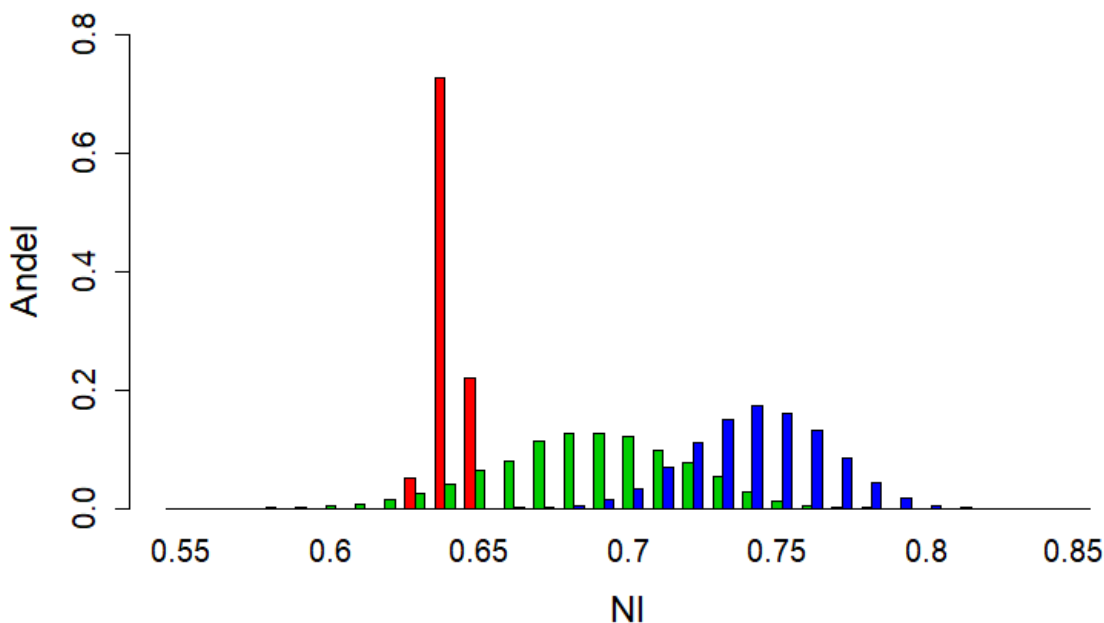
Det er videre en tendens til at modellbaserte observasjoner gis noe lavere vekt enn overvåkningsbaserte observasjoner og ekspertvurderinger, selv etter å ha korrigert for forskjellene i områdestørrelse mellom datatypene (**Figur 5.9**). Effekten oppstår antagelig ved at flertallet av de modellbaserte observasjonene er i samme funksjonelle gruppe (TPS) som er representert med relativt mange indikatorer, noe som medfører lav vekt.



**Figur 5.9.** Sammenhengen mellom vektene tilordnet de enkelte indikatorobservasjonene ved beregning av Naturindeksen for ferskvann for året 2010 (jf. Framstad 2015), størrelsen på området observasjonene representerer og datatypen. Røde punkter representerer ekspertvurderte observasjoner, grønne representerer prediksjoner fra modeller og blå overvåkningsdata. Legg merke til at begge aksene har logaritmisk skala.

Vekting påvirker både punkttestimatet av NI for ferskvann og usikkerheten i dette estimatet. **Figur 5.10** viser fordelingen til NI for hele landet for året 2010 beregnet under tre ulike vektingsregimer; ett der alle observasjoner gis lik vekt (uvektet gjennomsnitt) og ett der vektene fastsettes kun ut fra arealet indikatorobservasjonen dekker (arealvektet gjennomsnitt). Det tredje er NIs vektingsregime som i tillegg til arealet også tar hensyn til indikatorenes økologiske funksjon og deres tilhørighet til ferskvann. Medianene i fordelingene til de uvektede- og arealvektede gjennomsnittene og NI er hhv. 0,647, 0,692 og 0,745, mens 95% konfidensintervallenes størrelse er hhv. 0,016, 0,119 og 0,087. Til sammenlikning var det en negativ trend fra 1990 til 2014 i medianen i

fordelingene til NI for ferskvann fra 0,764 og 0,745. Under det første vektingsregimet ville en slik endring ha vært signifikant større enn det som med rimelighet kan forklares ut fra usikkerheten i indikatorobservasjonene, men ikke under det vektingsregimet som er benyttet for NI.



**Figur 5.10.** Bootstrapfordeling til Naturindeks for året 2010 for ferskvann under tre ulike vektingsregimer. Røde søyler viser fordelingen til Naturindeksen uten vekting av indikatorobservasjonene. Grønne søyler viser fordelingen til indeksen når indikatorobservasjonene vektes mht. arealet de tilhørende indikatorområdene dekker. Blå søyler viser fordelingen når indikatorobservasjonene vektes etter Naturindeksens vektingsregime, dvs. med hensyn til indikatorernes tilhørighet til ferskvann og deres fordeling over funksjonelle grupper i tillegg til indikatorområdenes areal.

## 5.7 Framtidig datatilfang

### 5.7.1 Eksisterende indikatorer

Her har vi vurdert muligheten for å oppdatere NI for ferskvann (dagens tilstand) ved å ta i bruk mer data for eksisterende indikatorer, og sannsynligheten for en videreføring av eksisterende datasett for å kunne følge tilstanden over år.

#### Utnyttelse av nye datasett for eksisterende indikatorer:

For alle indikatorene som inngår i vannforskriftens klassifiseringssystem (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018), planteplankton innsjøer, begroing elver eutrofiindeks, begroing elver forsuringsindeks, vannplanter innsjøer, bunndyr ASPT-indeks, bunndyr forsuringsindeks, finnes det betydelig mer data, både i NIVAs egne databaser og i Vannmiljøsystemet (miljøforvaltningens database for vanddata), som så langt ikke er benyttet i NI (se Schartau m.fl. 2016). **Tabell 5.6** gir en oppdatert oversikt over data som finnes tilgjengelig i NIVAs databaser, mens oversikt over relevante data i Vannmiljø er presentert i **Tabell 5.7**. I tillegg har NTNU, NINA og andre fagmiljøer relevante data for flere av disse indikatorene (gjelder spesielt bunndyr) som verken er tilgjengelig i NIVAs databaser eller i Vannmiljø per i dag.



### Utnyttelse av nye datasett ved justering av eksisterende indikatorer:

Data i Vannmiljø vil også kunne brukes til å øke datatilgangen for enkelte av de øvrige ferskvannsindikatorer, slik som aure, dyreplankton artssammensetning, bunndyr forventningssamfunn. For disse indikatorer vil data fra Vannmiljø sannsynligvis være mest aktuelle å bruke dersom dagens ekspertvurderinger blir erstattet av overvåkingsdata og bruk av vannforskriftens klassifiseringssystem. Både for aure og dyreplankton finnes det indekser som inngår i vannforskriftens klassifiseringssystem, men bruk av overvåkingsdata må kombineres med modellering for å gi et arealrepresentativt bilde av dagens tilstand. Dette er nødvendig fordi dagens indikatorer baserer seg på kunnskap framskaffet gjennom ulike metoder for datainnhenting (ikke kun standardisert overvåkingsmetodikk) og har ofte fokus på samlet effekt av ulike påvirkninger framfor effekten av en spesifikk påvirkning (eks. eutrofiering). Videre er overvåkingsdataene ofte hentet fra påvirkede vannforekomster/stasjoner, og vil ikke uten videre gi et representativ bilde av dagens tilstand. Utskifting av ekspertvurderingene med reelle overvåkingsdata og indeksverdier vil imidlertid kunne bidra til en harmonisering av metodikken, jevnere fordeling av vektandeler og økt presisjon i tilstandsestimatene. En oversikt over forskningsinstituttens egne data for de aktuelle indikatorer er vist i **Tabell 5.6**. For aure gir **Tabell 5.7** en oversikt over data tilgjengelig i Vannmiljø. For dyreplankton artssammensetning og bunndyr forventningssamfunn (ev. erstattet av nye vannforskrift-relaterte indekser) vil en tilsvarende oversikt kreve et omfattende arbeid<sup>3</sup>, hvilket ligger utenfor rammene av dette prosjektet. For de fleste indikatorer finnes det relevante og tilrettelagte data fra hhv. 250-960 innsjøer (innsjøindikatorer) og 700-1800 elvestasjoner (elveindikatorer).

### Framtidig datatilgang for eksisterende indikatorer:

Kunnskap om framtidig datatilgang er mer variabel:

- For de seks ferskvannsindikatorer inkludert i vannforskriftens klassifiseringssystem, samt de tre indikatorer aure, dyreplankton artssammensetning og bunndyr forventningssamfunn (se over) forventes det at nasjonal og regional overvåking etter vannforskriften vil bidra til at datasettene oppdateres med nye data. Aktuelle innsjøprogrammer er ØKOFERSK (referansesjøer, forsuredde innsjøer) og ØKOSTOR (store innsjøer) som samlet bidrar med nye data fra 50-60 innsjøer årlig i perioden 2017-2020. For elver er det en tilsvarende overvåking gjennom Elveovervåkingsprogrammet og Referanseelver, som samlet bidrar med nye data fra 50-60 elver årlig i perioden 2017-2018; førstnevnte riktignok med noe begrenset biologisk overvåking. Det forventes at overvåkingen etter vannforskriften gradvis vil trappes ned til et noe lavere nivå, men om dette vil skje ved utgangen av inneværende planperiode (2016-2021) eller senere er ukjent.
- Bestandsovervåking av prioriterte arter, som omfatter elvemusling og amfibier (nye ferskvannsindikatorer fom. 2020) og annen bestandsovervåking (laks) forventes å opprettholdes på samme nivå som i dag, eller øke.
- Overvåking av prioriterte naturtyper vil også bidra med nye data for enkelte av ferskvannsindikatorer (for eksempel amfibier og vannplanter knyttet til kalksjøer).
- Data for fugleindikatorer er for det meste hentet fra terrestriske overvåkingsprogrammer som TOV og TOV-e. På bakgrunn av klimaendringer og effekter av dette på fuglefaunaen, er det grunn til å tro at disse programmene også blir viktige i framtiden.
- For enkelte arter (edelkreps, elvemusling, amfibier, oter, moseartene m.fl.) er artsregistreringer gjennom Artsdatabankens Artskart en viktig kilde til nye data. Det forventes en kontinuerlig tilgang til nye data gjennom denne applikasjonen.
- For andre indikatorer, slik som elvemose og oter, er tilgang til nye data begrenset på grunn av manglende overvåking, og eventuelt manglende rammeverk for innhenting av eksisterende data. For at nye data skal komme til, må ekstern finansiering på plass.

<sup>3</sup> Datasettene på dyreplankton og bunndyr rapportert i Vannmiljøsystemet representerer ulike habitater og taksonomiske grupper. Identifisering og sortering av slike forhold må gjennomføres for å få en full oversikt over hvilke datasett som er relevante for de aktuelle ferskvannsindikatorer i NI.

**Tabell 5.6.** Evaluering av eksisterende datasett for ferskvannsindikatorer i Naturindeksen; data fra institusjonenes (NINA, NIVA, NTNU) egne databaser. Koder som er benyttet gjelder: Geografisk utbredelse (1: Østlandet, 2: Sørlandet, 3: Vestlandet, 4: Midt-Norge, 5: Nord-Norge) Tilgjengelighet (1: Access-database, SQL-database eller tilsvarende; 2: Excel-database; 3: flere Excel-filer, 4: ikke sammenstilt), Videre datatilgang (1: nasjonal og regional overvåking jf. vannforskriften; 2: nasjonal artsovervåking (trua/prioriterte arter); 3: annen nasjonal overvåking (TOV, TOV-e mm); 4: utvalgte naturtyper (Kalksjøer), 5: diverse undersøkelser (fangststatistikk mm), 6: artsobservasjoner i [www.artskart.artsdatabanken.no](http://www.artskart.artsdatabanken.no)). <sup>1</sup> Eldre data kan forekomme, men begrenset mht. omfang eller/og kvalitet.

Navn	Antall vannforekomster	Antall stasjoner	Tidsperiode	Geografisk utbredelse	Dataeier (institusjon)	Tilgjengelighet	Videre datatilgang	Kommentar
Aure	Ca 250		1995-2018 <sup>1</sup>	1-5	NINA	1	1, 5	Ekspertvurdert indikator kan erstattes av VF-indeks. Data finnes også i Vannmiljø/ andre institusjoner. Eldre data basert på annen metodikk.
Begroing elver eutrofieringsindeks		1300	2009-2018	1-5	NIVA	1	1	Liten andel av dataene benyttet i dag.
Begroing elver forsuringsindeks		1300	2009-2018	1-5	NIVA	1	1	Liten andel av dataene benyttet i dag.
Bergand				1, 3-5	NINA	1	3	Lav romlig oppløsning
Bunndyr ASPT-indeks		Ca 1800	1972-2018	1-5	NIVA	1	1	Liten andel av dataene benyttet i dag. Data finnes også i Vannmiljø/ andre institusjoner
<b>Bunndyr elver forventningssamfunn</b>				1-5	NINA	1	1	Ekspertvurdert indikator kan erstattes av VF-indeks?
Bunndyr forsuringsindeks		Ca 1800	1972-2018	1-5	NIVA	1	1	Liten andel av dataene benyttet i dag. Data finnes også i Vannmiljø/ andre institusjoner
Dyreplankton Artssammensetning	Ca 550		1978-2018	1-5	NINA	2	1	Ekspertvurdert indikator kan erstattes av VF-indeks?
Edelkreps		670	1980-2018 <sup>1</sup>	1-4	NINA	2	2, 6	
Elvemusling		561	2007-2018 <sup>1</sup>	1-5	NINA	2	2, 6	Populasjonsdata.
Fiskemåke ferskvann				1-5	NINA	1	3	Lav romlig oppløsning
Fiskeørn				1-5	NINA	1	3	Lav romlig oppløsning
Fossegrimemose				3	NTNU-VM		6	

Navn	Antall vannforekomster	Antall stasjoner	Tidsperiode	Geografisk utbredelse	Dataeier (institusjon)	Tilgjengelighet	Videre datatilgang	Kommentar
Fossekall				1-5	NINA	1	3	Lav romlig oppløsning
Horngrimemose				3	NTNU-VM		6	
Krikkand				1-5	NINA	1	3	Lav romlig oppløsning
Kvinand				1-5	NINA	1	3	Lav romlig oppløsning
Laks - kyst og elver				1-5	NINA	1	2, 5	Populasjonsdata. Kvalitetsnorm for laks tas inn i NI fra 2020.
Oter ferskvannsbestand				1-5	NINA	1	2, 6	
Oter kystbestand				1-5	NINA	1	2, 6	
Planteplankton innsjøer	960	1500-1600	1972-2018	1-5	NIVA	1	1	Liten andel av dataene benyttet i dag. Data finnes også i Vannmiljø/ andre institusjoner
Siland				1-5	NINA	1	3	Lav romlig oppløsning
Sjørørre				1-5	NINA	1	3	Lav romlig oppløsning
Smålom				1-5	NINA	1	3	Lav romlig oppløsning
Stokkand				1-5	NINA	1	3	Lav romlig oppløsning
Storlom				1-5	NINA	1	3	Lav romlig oppløsning
Strandsnipe				1-5	NINA	1	3	Lav romlig oppløsning
Striglekrypmose				1	NTNU-VM		6	
Svartand				1-5	NINA	1	3	Lav romlig oppløsning
Toppand				1-5	NINA	1	3	Lav romlig oppløsning
Vannplanter innsjø	597	786	1959-2016	1-5	NIVA	2	1, 4	Liten andel av dataene benyttet i dag. Data kan også brukes til vurdering av forsuring og vannstandsending.
Vasshalemose				3	NTNU-VM		6	
Ål				1-2	NINA, HI		2, 5?	

**Tabell 5.7.** Evaluering av eksisterende datasett for ferskvannsindikatorer i Naturindeksen; data fra Vannmiljø (pr. 25.10.2018). Merk. Det kan være overlap mellom datasett rapportert i forskningsinstituttene egne databaser (se **Tabell 5.5**) og datasett rapportert i Vannmiljø.

Navn	Betegnelse i Vannmiljø	Antall vannforekomster	Antall stasjoner	Antall prøver	Tidsperiode
Aure <sup>1</sup>	Ørret, FITETHAR	537	2177	5773	1977-2018
Begroing elver eutrofieringsindeks	PIT	1016	1677	3117	2002-2017
Begroing elver forsuringsindeks	AIP	686	965	1669	2001-2017
Bunndyr ASPT-indeks	ASPT	1445	2835	7174	1984-2018
Bunndyr forsuringsindeks	RADDUM1	694	987	2251	1998-2018
Planteplankton innsjøer	PPTI	264	305	4090	2001-2017
Vannplanter innsjø	TIANTL	167	202	428	2004-2017

<sup>1</sup> Kan omfatte både ørret i innsjø og elv.

## 5.7.2 Forslag til nye ferskvannsindikatorer

Ferskvann er representert med relativt få indikatorer, men de fleste taksonomiske og funksjonelle grupper inngår, med unntak av hhv. amfibier (se **Kap. 5.2**) og nedbrytere (se **Kap. 5.3**). Videre er det et begrenset antall indikatorer tilhørende den taksonomiske gruppen fisk, mens mellompredatorer er kun representert med generalister. De fleste påvirkninger er representert ved åtte eller flere ferskvannsindikatorer, mens kun tre indikatorer er følsomme for hhv. beskatning og høsting og ferdseil (se **Kap. 5.4**). Det er derfor ønskelig å øke antall ferskvannsindikatorer generelt, og spesielt gjelder dette indikatorer som representerer én eller flere av de nevnte taksonomiske gruppene og påvirkningsfaktorene. Som en følge av evaluering av indikatorene for våtmark og fjell (se Pedersen m.fl. 2018) er fire indikatorer (butsnutefrosk, småsalamander, storsalamander, svømmesnipe) foreslått flyttet fra våtmark til ferskvann, og en indikator (havelle) foreslått flyttet fra fjell til ferskvann (se Pedersen m.fl. 2018). Dette vil bidra til at amfibier representeres med tre indikatorer for ferskvann. Videre tilhører to av indikatorene (storsalamander og havelle) den funksjonelle gruppen mellompredator spesialist, som ikke er dekket av noen av de øvrige ferskvannsindikatorene. De fem nye ferskvannsindikatorene er følsomme for ulike påvirkningsfaktorer, men ikke for noen av de som er dårlig representert i dag (se **Tabell 5.2**).

Til tross for at flere indikatorer er angitt å være følsomme for hydrologiske endringer (vassdragsreguleringer), fanges dette i liten grad opp gjennom de datasett/indekser som i dag benyttes. I vannforskriftens klassifiseringssystem inngår kun én biologisk indikator (vannplanteindeks for vannstandsvariasjoner i reguleringsmagasin; W1c), men denne er så langt ikke inkludert i NI for ferskvann. W1c-indeksen bør, om mulig, tas i bruk i NI for 2020. Et klassifiseringssystem basert på hydromorfologiske parametere er under utvikling (Harby m.fl. 2019). Dersom det ikke er mulig å øke representativiteten til eksisterende biologiske indikatorer som direkte måler effekten av vassdragsreguleringer i elv, bør det kunne vurderes om slike indirekte indikatorer (jf. Framstad 2015) kan tas i bruk i NI for ferskvann, men se diskusjon i **Kap. 6.2**.

Selv om invertebratene samlet sett bidrar med mange ferskvannsindikatorer er utvalget for innsjøer (både bunnsystemene og pelagialen) dårlig representert (se **Kap. 5.5**). Gjennom vannforskriftens klassifisering finnes det flere samfunnsindekser basert på bunndyr som kan være aktuelle å ta inn i NI for ferskvann. Disse indeksene er alle følsomme for forsurening, og det bør gjøres en vurdering av om én eller flere indekser kan brukes direkte i NI, eller om datagrunnlaget kan benyttes til å utvikle nye ferskvannsindikatorer i NI. Aktuelle datakilder vil være nasjonal og re-

gional overvåking etter vannforskriften (se **Kap.5.7.1**). Sammen med tidligere overvåking av effekter av langtransporterte forurensinger (sur nedbør) bidrar denne overvåkingen dessuten til at det foreligger tidsserier fra ca. 40 innsjøer fra siste del av 1990-tallet fram til i dag.

Det bør videre vurderes å ta i bruk nye indekser fra vannforskriftens klassifiseringssystem, ev. skifte ut eksisterende, etter hvert som disse kommer på plass. For eksempel er det aktuelt å erstatte dagens bunndyr forsøringsindeks for elv (Raddum 1) med RAMI-indeksen som nå inngår i vannforskriftens klassifiseringssystem (Veileder 02:2018; Direktoratgruppen vanndirektivet 2018).

Den taksonomiske gruppen fisk er i dag kun representert ved tre indikatorer; aure, laks, ål, hvorav kun aure kan brukes for å vurdere tilstanden i innsjøer, mens laks og ål representerer kystnære elver. Det er derfor ønskelig å inkludere flere fiskeindikatorer, og da særlig for innsjøer og innlandselver. For innsjøer er røye særlig aktuell. Dette er den fiskearten som er registrert lengst nord, og den mest kaldvannstolerante ferskvannsfiskearten vi har i Norge (Andreassen 2001). Røye er derfor anslått å være spesielt følsom for klimaendringer, mens kun et fåtall av de eksisterende ferskvannsindikatorene i NI vurderes som gode «klimaindikatorer» (se **Kap. 5.4**). Det finnes dessuten data fra et relativt stort antall innsjøer fordelt over hele landet, dataene er basert på standardisert overvåkingsmetodikk, det meste av dataene er digitalisert, og det er sannsynlig at datasettene vil kunne oppdateres med nye overvåkingsdata i framtiden. For at røye skal kunne inkluderes i NI må det imidlertid gjøres en jobb med å fastsette referanseverdier, og dette betinger at data harmoniseres og sammenstilles på en enhetlig måte (én database).

## 6 Diskusjon

### 6.1 Avgrensning av hovedøkosystemet ferskvann og indikatorenes tilhørighet

Tilpasning til NiN2 innebærer en utvidelse av hvilke økosystemer som inkluderes i hovedøkosystemet i framtidige beregninger av NI (se **Kap. 4.1**). Samtidig vil alle økosystemer som i 2010 ble inkludert i ferskvann, fortsatt tilhøre hovedøkosystemet. Med denne endringen får ferskvann en tydelig avgrensning mot de andre hovedøkosystemene som inngår i NIs rammeverk. Det blir samtidig enklere å vurdere og avgjøre indikatorenes tilhørighet sammenliknet med tilsvarende vurderinger for de andre hovedøkosystemene.

Indikatorenes forekomst i naturtyper og tilhørighet til ferskvann er vurdert i **Kap. 5.5**. Alle indikatorene som inngikk i datagrunnlaget for NI i 2015, representerer organismer som oppholder seg i ferskvann, eller som har sterk funksjonell tilknytning til hovedøkosystemet gjennom f.eks. ernæring. Tidligere indikatorer for våtmark og fjell ble gjennomgått av Pedersen m.fl. (2018). I tråd med denne evalueringen anbefales at buttsnutefrosk, småsalamander, storsalamander, havelle og svømmesnipe inkluderes som ferskvannsindikatorer etter den nye beskrivelsen av hovedøkosystemene.

Avgrensningen av ferskvann i NI er i overenstemmelse med avgrensningen av ferskvannsforekomster innenfor vannforskriften. Dette innebærer at alle biologiske tilstandsdata fra overvåking og andre undersøkelser som gjennomføres i forbindelse med vannforskriften også kan benyttes i NI, og at en dermed legger til rette for at begge systemene gir en ensartet framstilling av utviklingen til det biologiske mangfoldet i ferskvann.

### 6.2 Representativitet

Sammenliknet med indikatorsett for andre undersøkte hovedøkosystem (åpent lavland, fjell og våtmark), så utgjør indikatorutvalget for ferskvann en bred funksjonell og taksonomisk representasjon av organismegruppene som tilhører hovedøkosystemet. Denne brede representasjonen oppnås først og fremst gjennom de åtte samfunnsindeksene som inngår i utvalget og som samtidig er nøkkelindikatorer. Disse omfatter en rekke organismegrupper som ellers ikke er representert i indikatorutvalget (**Kap. 5.2** og **5.3**).

Som nøkkelindikatorer blir samfunnsindeksene i tillegg gitt ekstra vekt ved beregning av NI. Dette innebærer at disse organismegruppene tilsvarende får økt sin innflytelse på de beregnede indeksverdiene. I motsatt retning virker imidlertid en begrenset geografisk dekning for de fire samfunnsindeksene som representerer primærprodusenter. Tilsammen medfører dette at primærprodusentene som gruppe er underrepresentert i datasettet og har hatt liten innflytelse på NI beregnet i 2015 (**Tabell 5.4**). Det pågående og planlagte arbeidet med bedre utnyttelse av eksisterende data i NIVAs databaser og Vannmiljø, og statistisk modellering av tilstandsverdier (Gundersen m.fl. 2018, se **Kap. 5.7.1**) vil imidlertid forbedre representasjonen og øke innflytelsen til primærprodusentene ved neste beregning av NI i 2020.

En annen funksjonell gruppe som også er underrepresentert er nedbrytere som i mindre grad er representert i samfunnsindeksene for bunndyr (gjennom detritusetere). Bunndyrindikatorene som inngår i NI er imidlertid representative kun for bekker og elver. Utvalget bør derfor utvides med bunndyrindikatorer for innsjøer, både for å øke representativiteten til bunndyr generelt, og til detritusetere spesielt. Overvåking av bunndyr i innsjøer (bunnsystemene i litoralsonen) inngår i de nasjonale overvåkingsprogrammene, og er således tilgjengelig i Vannmiljø. I vannforskriftens klassifiseringssystem inngår dessuten samfunnsindekser basert på innsjølevende bunndyr. Disse indeksene bør kunne tas i bruk i NI for ferskvann. Det er imidlertid lite realistisk at ekte nedbrytere, som sopp og mikroorganismer, skal inkluderes i NI for ferskvann, i hvert fall innen overskuelig framtid, da både nødvendig kunnskapsgrunnlag og datagrunnlag er mangelfullt eller mangler helt.

Fugler er sterkt overrepresentert i indikatorutvalget. De utgjør nær halvparten av indikatorene. Det høye antallet fugleindikatorer bidrar også til at den funksjonelle gruppen mellompredatorer er overrepresentert. Den høye representasjonen av fugl og mellompredatorer er i seg selv ikke problematisk fordi vektingssystemet håndterer dette ved å gi den enkelte indikatoren lav vekt (**Figur 5.8b**). Tvert imot bidrar det høye antallet til et bedre estimat av mellompredatorenes bidrag til NI.

Overføring av fem indikatorer fra våtmark og fjell medfører at antall indikatorer for ferskvann øker til 38. Tre av disse er amfibier som fra før ikke er representert i indikatorsettet for ferskvann. Alle de nye indikatorene er mellompredatorer, der storsalamander og havelle regnes som spesialister (MPS), mens buttsnutefrosk, småsalamander og svømmesnipe er generalister (MPG). Fossekall er fra før den eneste spesialisten blant mellompredatorene, mens det inngår hele ni generalister i datasettet før den siste endringen.

Hydrologiske endringer er for svakt representert sett i relasjon til viktigheten av påvirkningsfaktoren. For å øke representasjonen for denne påvirkningen vil det være behov for å ta i bruk nye indikatorer som er utviklet spesielt for å fange opp effekten av hydrologiske endringer. For innsjø er vannplanteindeks for vannstandsvariasjoner i reguleringsmagasin (Wlc), som inngår i vannforskriftens klassifiseringssystem, en aktuell indikator. For elv vil laks være en aktuell indikator dersom referanseverdien settes slik at alle fysiske og hydrologiske endringer (inkludert de som skyldes eksisterende vassdragsreguleringer) fanges opp i tilstanden for laks. Gytebestandsmålet for laks<sup>4</sup>, fastsatt for hvert enkelt laksevassdrag (Anon 2013), er imidlertid satt slik at gytebestandsmålet er basert på dagens forhold med eksisterende vassdragsregulering (Peder Fiske, pers. med.). Datagrunnlaget som vil benyttes i NI (kvalitetsnormen for villaks, Anon 2013) gjør det heller ikke mulig å skille ut effekter av påvirkninger i elv og påvirkninger i kystvann. Det vil imidlertid være mulig å bruke tilstanden for villaks i elv fra andre kilder, f.eks. vedleggsrapportene til Vitenskapsrådets rapport (Anon 2019), men hvordan dette kan gjøres i praksis ligger utenfor rammene av dette oppdraget. Dersom det ikke er mulig å fange opp effekten av vassdragregulering vha. biologiske indikatorer, vil det kunne være aktuelt å ta i bruk indirekte indikatorer. Et klassifiseringssystem (for vurdering av økologisk tilstand jf. vannforskriften) basert på hydromorfologiske parametere er under utvikling (Harby m.fl. 2019), og kan eventuelt vurderes når dette foreligger. Generelt anbefales det imidlertid ikke å ta i bruk indirekte indikatorer basert på påvirkninger (se Pedersen m.fl. 2013). For å sikre at en slik sammensatt indeks, som beskriver tilstanden, er transparent, og at innholdet den kommuniserer er entydig, bør en unngå å blande påvirkninger og indikatorer for tilstand i en og samme indeks. Tilleggsargumenter mot å bruke indikatorer basert på påvirkninger er at en sjelden kjenner dose-respons sammenhengen mellom påvirkning og bestander, og at det vanligvis er forsinkelser mellom endringer i abiotiske faktorer og bestandsendringer. En naturindeks basert på slike indirekte indikatorer vil derfor kunne endres raskere, og gi en for positiv tilstand når tiltak er gjennomført (Pedersen m.fl. 2013).

Påvirkningen eutrofiering er i dag representert med 10 indikatorer, hvorav fire er samfunnsindekser som spesielt utviklet for å måle effekten av eutrofiering. Utnyttelse av datagrunnlaget for disse er i dag for dårlig (se **Tabell 5.5**), hvilket innebærer at effekten av eutrofierende stoffer tillegges for liten vekt i NI. Det pågående og planlagte arbeidet med bedre utnyttelse av eksisterende data i NIVAs databaser og Vannmiljø, og statistisk modellering av tilstandsverdier (Gundersen m.fl. 2018, se **Kap. 5.7.1**) vil imidlertid forbedre representasjonen og øke innflytelsen til de eutrofieringsfølsomme samfunnsindeksene ved neste beregning av NI i 2020.

### 6.3 Datakvalitet og vekting av observasjoner

Dataene som ligger til grunn for beregningen av NI for ferskvann, består gjennomgående av svært usikre observasjoner av indikatorenes tilstand (**Tabell 5.4**, **Figur 5.6a** og **5.7a**). En gruppe av indikatorer, mosene, skiller seg spesielt ut mht. lav presisjon i indikatorverdiene, men generelt gjelder dette for de fleste indikatorene, også de fleste nøkkelindikatorene. Lav presisjon gjelder

<sup>4</sup> Fra og med 2020 vil gytebestandsmålet benyttes som referanseverdi for indikatoren laks i Naturindeksen.

både for ekspertvurderte indikatorverdier, for modellbaserte verdier og for verdier basert på overvåkning. Vi har forsøkt å uttrykke hva denne lave presisjonen tilsvarer i evne til å oppdage forskjeller og endringer i tilstand (effektstørrelse). Vi kan videre sammenlikne denne presisjonen med oppløsningen til vanndirektivets fem-inndelte tilstandsklassifisering av vannforekomster fra svært dårlig tilstand til svært god. En tilstandskategori tilsvarer et intervall på 0,2 såkalte nEQR-enheter (jf. Direktoratgruppen for vanndirektivet 2018). nEQR-skalaen er konseptuelt svært lik tilstands-skalaen i NIs rammeverk (Schartau m.fl. 2016). Kun for tre av indikatorene (begroing elver eutrofieringsindeks, begroing elver forsursingsindeks og oter kystbestand) vil en kunne påvise forskjeller mindre enn 0,2.

Målingene av tilstand, slik de foreligger i Naturindeksbasen, oppfyller ikke ønsket om at NI for ferskvann skal bygge på gode data og kunnskaper. Den lave presisjonen skyldes nok først og fremst at det i 2014 forelå begrenset med grunnlagsdata per administrative enhet til å beregne eller estimere en presis tilstandsverdi som skulle representere eller gjelde for hele den aktuelle administrative enheten, uavhengig om indikatorverdiene var basert på overvåkning, modellering eller ekspertvurderinger. Et forhold som muligens også har bidratt til usikre indikatorobservasjoner er at de fleste ekspertene er uvant med å angi usikkerhet som kvartiler i en sannsynlighetsfordeling. Interkvartildistansen tilsvarer gjerne et snevrere «usikkerhetsintervall» enn konfidensintervall basert på standard konfidensnivå eller intervall avgrenset av standardfeil. Ekspertene kan dermed i naturindekssammenheng ha hatt en tendens til å overestimere usikkerheten i vurderingene av tilstand.

På grunn av upresise indikatorverdier og en gjennomgående lav romlig oppløsning i indikatorobservasjonene (**Figur 5.4**) beregnes ikke NI for hver enkelt kommune. Slike beregninger basert på dagens datagrunnlag ville ikke vært informative og ikke egnet til å sammenlikne tilstanden til det biologiske mangfoldet i de ulike kommunene (jf. Pedersen 2015).

Til tross for det gjennomgående lave presisjonsnivået som en finner i målingene av indikatorenes tilstand, så antyder analysene at datagrunnlaget for ferskvann fra 2015 var tilstrekkelig mht. størrelse og presisjon til å gi et presist, ikke-vektet estimat av en gjennomsnittstilstand for Norge (**Figur 5.10**). Imidlertid begrenses presisjonen i det vektete estimatet av NI av hvordan vektingssystemet fordeler vektene over indikatorobservasjonene. Til tross for de mange estimatene av indikatorenes tilstand vil selv store omveltninger i tilstand på nasjonalt nivå ikke kunne påvises som signifikante (**Kap. 5.6.5**).

NIs vektingsregime søker å rette opp skjevheter i datagrunnlaget og en eventuell bias assosiert med disse skjevhetene. Endringer i NIs lokasjon (plassering på tallinja) kan derfor betraktes som en tilsiktet og ønsket effekt av vektingen. En økning i NI-fordelingens spredning (**Figur 5.10**) er imidlertid en utilsiktet og uheldig effekt av vektingen som reduserer indeksens evne til å påvise endringer i tilstand. Økningen skyldes den ujevne vektingen av indikatorobservasjonene (jf. **Figur 5.9**) der et lite mindretall av observasjonene fra ferskvann har fått høy vekt, og forsterkes av den positive korrelasjonen mellom observasjonenes vekt og usikkerhet (jf. **Kap. 5.6.5**).

En tilsvarende og overraskende høy, positiv korrelasjon mellom indikatorobservasjonenes vekt og deres usikkerhet ble også funnet i datasettet for fjell (Pedersen m.fl. 2018). Sannsynligvis har dette sammenheng med at data for likeartede indikatorer (som fugler) er innhentet med samme metodikk, mens data for indikatorer som er forskjellige fra hverandre, er innhentet etter ulike metodikker. Felles metodikk har en tendens til å gi samme presisjon i estimatene og samme geografiske oppløsning i indikatorverdier (som igjen gir samme vekt), mens forskjellige metodiske tilnærminger har en tendens til å gi forskjellig presisjon og oppløsning. Korrelasjonene oppstår dermed mer eller mindre tilfeldig, til tross for det store antallet verdier som inngår i datasettet. Dette skjer fordi det kun er noen få metodiske tilnærminger for å estimere indikatorverdier som er representert i datasettet.

Den ujevne vektingen mellom observasjoner og indikatorer skyldes dels egenskaper ved selve vektingssystemet, f.eks. den sterke vektleggingen av nøkkelindikatorene, men i tillegg egenskapene til det aktuelle datasettet for ferskvann. Ulik praksis i hvordan dataene rapporteres inn til Naturindeksbasen medfører ulik dekningsgrad for enkeltobservasjoner og den vekt de får i beregningene av NI (**Kap. 5.2, Tabell 5.4**). Spesielt enkeltobservasjoner av fugler rapporteres fra



store områder (**Tabell 5.4**) og får dermed stor vekt. Den ujevne fordelingen av indikatorer over de funksjonelle gruppene (**Kap. 5.6.5, Figur 5.8b**) er en annen uheldig egenskap ved datasettet. Fossekall er den eneste indikatoren som er angitt som spesialist blant mellompredatorene, og aure og laks de eneste generalistene blant topppredatorene. De to observasjonene av fossekall som inngår i beregningen av naturindeksverdien for 2010 teller hver for seg hele 4,6%.

Ulik vekting av indikatorer og observasjoner har derfor noen uheldige konsekvenser. For det første blir NI for ferskvann mer utsatt for utvalgsfeil knyttet til sammensetningen av indikatorsettet. Hvorvidt den beregnede indeksverdien reflekterer den økologiske tilstanden i ferskvann er i stor grad avhengig av at utvalget bestående av de to mest vektlagte indikatorene og observasjonene er representative for hovedøkosystemets biologiske komponenter. De minst vektlagte indikatorene bidrar i praksis ikke til å øke denne representativiteten. For det andre reduseres evnen til å påvise endringer i indeksverdien over tid når en samtidig skal ta hensyn til usikkerheten i indikatorobservasjonene. Tilsvarende bestemmes spredningen i NIs fordeling langt på vei alene av usikkerheten til de mest vektlagte observasjonene, mens det store antallet av observasjoner med lav vekt så å si ikke bidrar til å redusere usikkerheten i indeksverdien. Det «effektive» antallet observasjoner mht. hvor presist NI «estimerer» den økologiske tilstanden i ferskvann, blir derfor langt lavere enn det nominelle antallet observasjoner. Tilsvarende effekter er også funnet for hovedøkosystemene fjell, våtmark og åpent lavland (Pedersen m.fl. 2018, Johansen m.fl. 2019).

En videre utvikling av datasettet for ferskvann fram mot beregningen av ny NI i 2020, bør ha som mål å øke robustheten og presisjonen til den beregnede indeksverdien. Vektingssystemet legger imidlertid sterke føringer for hvordan datasettet bør utvikles for å kunne nå slike mål (**Vedlegg 1**). En bør øke antall observasjoner som tillegges vekt i beregningen slik at det blir flere vektlagte observasjoner i datasettet, eller på annen måte redusere vekten til de fra før mest vektlagte observasjonene. For nøkkelindikatorene kan dette oppnås ved å øke antallet nøkkelindikatorer, eller ved å øke antall observasjoner per nøkkelindikator gjennom å øke indikatorenes geografiske dekning og/eller deres oppløsning. Enkeltobservasjoner av fugler er gjennomgående de mest vektlagte i datasettet for ferskvann (**Tabell 5.4**). For fugleindikatorene er det imidlertid kritisk at den geografiske oppløsningen i datasettene økes. Videre bør antall indikatorer som representerer mellompredatorer som er spesialister og topppredatorer som er generalister økes med nye indikatorer. De nye indikatorene bør samtidig ha en geografisk dekning tilsvarende den fugleindikatorene har.

En alternativ tilnærming er å justere vektingssystemet noe (Pedersen m.fl. 2018), f.eks. ved å redusere det høye antallet funksjonelle grupper som ligger til grunn for beregning av vektene. Dette kan gjøres ved å slå sammen gruppene av topppredatorer til en gruppe, og tilsvarende for mellompredatorene (jf. **Figur 5.8b**). Ulempen med dette alternativet er at en dermed ikke oppfyller intensjonene bak dagens vektingssystem med hensyn til hva NI er ment å uttrykke.

## 7 Veien videre – anbefalinger

En bedre geografisk oppløsning enn det som er gjennomgående i dag er en forutsetning for å kunne beregne meningsfulle naturindeksverdier for fylker og enkeltkommuner (Pedersen 2015). Siden 2015 er det satt i gang utviklingsprosjekter med tanke på å styrke og utvide datagrunnlaget for nøkkelindikatorene i ferskvann fram til neste oppdatering av NI i 2020 (f.eks. Schartau m.fl. 2016, Gundersen m.fl. 2018), og for å øke den geografiske oppløsningen til fugleindikatorene (Nilsen og Mattisson 2019). Det er også i gang et arbeid med å oppgradere indikatoren for aure basert på data fra Vannmiljø (Sandvik pers. med.). Denne indikatoren var tidligere basert på intervjuundersøkelser. Indikatoren laks - kyst og elver vil bli revidert i overensstemmelse med kvalitetsnormen for ville bestander av atlantisk laks (<https://lovdata.no/dokument/SF/forskrift/2013-09-20-1109>).

Ferskvannsindikatorene som inngår i vannforskriftens klassifiseringssystem (Direktoratsgruppen vanddirektivet 2018), planteplankton innsjøer, begroing elver eutrofiindeks, begroing elver forsuringindeks, vannplanter innsjøer, bunndyr ASPT-indeks, bunndyr forsuringindeks, har lav vektandel og teller lite ved beregning av naturindeks for større geografiske områder slik som landsdeler og hele landet (se **Tabell 5.4**); dette til tross for at de vektlegges som nøkkelindikatorer. Dette skyldes en kombinasjon av at dataene er lagt inn på kommunenivå og at kun et fåtall kommuner er representert med data. Det pågående og planlagte arbeidet med bedre utnyttelse av eksisterende data i NIVAs databaser og Vannmiljø og statistisk modellering av tilstandsverdier (Gundersen m.fl. 2018, Sandvik pers. med., se **Kap. 5.7.1**) er i tråd med anbefalingene for videreutvikling av nøkkelindikatorene for ferskvann. Dette arbeidet vil resultere i en jevnere representasjon og vektning av nøkkelindikatorene, en bedre representasjon og vektlegging av primærprodusentene, og en mer presis og robust NI.

Nilsen og Mattisson (2019) presenterer en modellbasert tilnærming til å generere indikatorverdier for fugleindikatorer basert på data fra overvåkningsprogrammet TOV-E (<https://tov-e.nina.no/hekkefugl>). Modellene er fleksible med tanke på romlig skala for beregning av indikatorverdier, og kan i prinsippet nedskaleres til det geografiske nivå som vurderes å være egnet. Det gjenstår å tilpasse dette for den enkelte indikatoren (Nilsen pers. med.). Dette vil mest sannsynlig medføre at tidligere, sterkt vektlagte enkeltobservasjoner blir erstattet med flere, mindre vektlagte observasjoner ved oppdateringen av NI i 2020, og samtidig at ekspertvurderte observasjoner blir erstattet med prediksjoner fra modeller.

To av indikatorene som anbefales overført fra våtmark og fjell er mellompredatorer spesialister. Antall slike indikatorer i datagrunnlaget for ferskvann øker dermed fra en til tre. Det ser ikke ut til at det vil bli utviklet nye indikatorer som representerer generalister av topppredatorer fram til neste oppdatering av NI. En bør derfor vurdere å slå sammen topppredatorene til en funksjonell gruppe og tilsvarende for mellompredatorene ved den forestående beregning av NI for ferskvann.

På lengre sikt anbefaler vi at det utvikles indikatorer for bunndyrsfaunaen i innsjøer og flere indikatorer for fisk i innsjøer. I første omgang bør røye prioriteres da det finnes relativt mye bestandsdata, videre datatilfang er sikret gjennom nasjonale overvåkningsprogrammer og fordi røye antas å være særlig følsom for klimaendringer, en påvirkningsfaktor som er mangelfullt representert i dagens NI. Røye representerer ulike funksjonelle grupper (mellompredator generalist, mellompredator spesialist, topppredator), alt etter hvilke type habitater og andre fiskearter som finnes i en innsjø (Klemetsen m.fl. 2003). De ulike funksjonelle gruppene (dvs. ulike morfer av røye) kan identifiseres gjennom spesifikke morfologiske karaktertrekk og fysiske egenskaper, og det er derfor mulig å vurdere tilstanden til de ulike funksjonelle typene av røye.

Videre bør vannplanteindeks for vannstandsvariasjoner i reguleringsmagasin (Wlc) inkluderes som indikator i framtidige oppdateringer av NI for å øke representasjonen av påvirkningsfaktoren hydrologiske endringer. Av samme årsak er det også behov for å justere indikatoren laks slik at denne fanger opp effekten av både eksisterende og framtidige vassdragsreguleringer. Indirekte indikatorer, som for eksempel hydromorfologiske parametere, bør kun vurderes tatt i bruk dersom det ikke er mulig å fange opp effekter av vassdragsreguleringer vha. biologiske indikatorer.

Videre datatilgang, gjennom regulær overvåking (nasjonal og regional) og kartlegging er en forutsetning for NI. Et av hovedmålene med NI er å måle endringer i det biologiske mangfoldet over tid. Dette lar seg vanskelig gjennomføre uten at eksisterende indikatorer oppdateres med nye data og at disse gjøres tilgjengelig for NI gjennom elektronisk lagring i nasjonale databaser og tilsvarende. Data som gjelder vannforskriftens indikatorer rapporteres årlig i miljøforvaltningens Vannmiljøsystem, mens bestandsovervåking av prioriterte/rødlistede arter lagres i egne, offentlig tilgjengelige databaser eller rapporteres til Artdatabankens artskart. Det samme gjelder data fra nasjonale og regionale kartleggingsoppdrag (f.eks. kartlegging rødlistede arter, prioriterte naturtyper). For moseartene er tilgangen til nye data usikker, og i beste fall svært begrenset. Dersom disse indikatorene skal kunne benyttes i den framtidige oppdateringen av NI, bør nye data sikres gjennom bestandsovervåking. Vedlikehold av aktuelle databaser må også omfatte kvalitetssikring av alle data som rapporteres til databasene, og er en forutsetning for å sikre et best mulig datagrunnlag for videreføring av NI.

På sikt bør data som rapporteres Vannmiljø også benyttes til å etablere nye ferskvannsindikatorer for NI. Data i Vannmiljø kan benyttes til å erstatte enkelte av dagens indikatorer (aure, dyreplankton innsjøer og bunndyr forventningssamfunn), men også til å etablere helt nye ferskvannsindikatorer, blant annet for bunndyrfauna i innsjøer.

## 8 Referanser

- Andreassen, G. 2001. Røye. Oslo: Naturforlaget.
- Anon 2013. Kvalitetsnorm for ville bestander av atlantisk laks (*Salmo salar*). Klima- og miljødepartementet. Endret ved forskrift 19 des 2013 nr. 1757.
- Anon. 2019. Status for norske laksebestander i 2019. Rapport fra Vitenskapelig råd for lakseforvaltning. <https://www.vitenskapsradet.no/VurderingAvEnkeltbestander/>
- Certain, G. & Skarpaas, O. 2010. Nature Index: General framework, statistical method and data collection for Norway. NINA Report 542. Norsk institutt for naturforskning.
- Certain, G., Skarpaas, O., Bjerke, J.-W., Framstad, E., Lindholm, M., Nielsen, J.-E., Norderhaug, A., Oug, E., Pedersen, H.-C., Schartau, A.-K., Storaunet, K. O., Van der Meeren, G.I., Aslaksen, I., Engen, S., Garnåsjordet, P.-A., Kvaløy, P., Lillegård, M., Yoccoz, N.G. & Nybø, S. 2011. The Nature Index: A General Framework for Synthesizing Knowledge on the State of Biodiversity. PLoS ONE 6: e18930.
- Direktoratsgruppen vanndirektivet 2018. Veileder 02:2018 Klassifisering av miljøtilstand i vann.
- Elser, J.J., Andersen, T., Baron, J.S., Bergstrøm, A.-K., Jansson, M., Kyle, M., Nydick, K.R., Steger, L., Hessen, D.O. 2009. Shifts in lake N:P stoichiometry and nutrient limitation driven by atmospheric nitrogen deposition. Science 326: 835-837.
- Elven, H. & Søli, G. 2016. Kunnskapsstatus for artsmangfoldet i Norge 2015. Utredning for Artsdatabanken 1/2016.
- Framstad E. (red.). 2015. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Miljødirektoratet Rapport M-441 | 2015. Miljødirektoratet.
- Johansen, L., Holm Carlsen, T., Hassel, K., Kaliioniemi, E., Staverløkk, A., Pedersen, B., Wehn S. 2019. Naturindeks for Norge: Evaluering av indikatorer innen Åpent lavland. NIBIO Rapport. (Under utarbeidelse).
- Gundersen, H., Mjelde, M., Schartau, A.K., Oug, E. 2018. Norsk naturindeks. Statistiske beregningsmetoder for utnyttelse av vanndirektivdata i naturindeksen – ferskvannsindeksen vannplanter (TIC) som eksempel. NIVA Rapport Inr. 7324-2018. Norsk institutt for vannforskning.
- Halvorsen, R., medarbeidere og samarbeidspartnere, 2016. NiN – typeinndeling og beskrivelsessystem for natursystemnivået. Natur i Norge, Artikkel 3 (versjon 2.1.0), Artsdatabanken, Trondheim.
- Harby, A., Bakken, T.H., Hansen, B., Lindholm, M., Museth, J., Schönfelder, L.H. & Zinke, P. 2019. Hydromorfologisk klassifisering av elver - Testing av metode og kobling til økologi. Sintef notat. Under bearbeiding.
- Klemetsen, A., Amundsen P.-A., Dempson J. B., Jonsson, B., Jonsson, N., O'Connell, M. F. & Mortensen E. 2003. Atlantic salmon *Salmo salar* L., brown trout *Salmo trutta* L. and Arctic charr *Salvelinus alpinus* (L): a review of aspects of their life histories. Ecology of Freshwater Fish, 12 (1), 1-59.
- Larsen, B.M. 2018. Handlingsplan for elvemusling (*Margaritifera margaritifera* L.) 2019-2028. Miljødirektoratet Rapport M-1107 | 2018, 62 s.
- Lund, E., Aas, W., Høgåsen, T., Larssen, T. 2012. Overskridelser av tålegrenser for forsurening og nitrogen for Norge – oppdatering med perioden 2007–2011. Klima og forurensningsdirektoratet, Statlig program for forurensningsovervåking Rapportnr 1135/2012.
- Lyche-Solheim, A., Austnes, K., Kristensen, P., Peterlin, M., Kodes, V., Collins, R., Semaradova, S., Kunitzer, A., Filippi, R., Prchalova, H., Spiteri, C., Prins, T. 2012. Ecological and chemical status and pressures in European waters. Thematic assessment for EEA Water 2012. Report EEA/ETC-ICM Prague. 145 s. [http://icm.eionet.europa.eu/ETC\\_Reports/](http://icm.eionet.europa.eu/ETC_Reports/) EcoChemStatusPressInEurWaters\_201211.
- Marshall, M.N. 1996. Sampling for qualitative research. Family Practice 13: 522–526.

- Nedreaas, K., Hesthagen, T., Wienerroither, R., Brabrand, Å., Bergstad, O.A., Bjelland, O., Byrkjedal, I., Christiansen, J.S., Fiske, P., Jonsson, B. og Lynghammar, A. 2015. Fisker (Myxini, Petromyzontiformes, Chondrichthyes og Osteichthyes). Norsk rødliste for arter 2015.
- Nilsen, E.B. & Mattisson, J. 2019. Forslag til modellering av fugledata til Naturindeksen. NINA Rapport 1655. Norsk institutt for naturforskning.
- Norsk Standard NS 9452:2015. Innsamling av miljødata – Faktorer som påvirker norsk naturmangfold og kulturmiljø
- Nybø, S., red. 2010a. Naturindeks for Norge 2010. DN-utredning 3-2010. Direktoratet for naturforvaltning.
- Nybø, S., red. 2010b. Datagrunnlaget for "Naturindeks i Norge 2010". DN-utredning 4-2010. Direktoratet for naturforvaltning.
- Nybø, S. 2015. Påvirkningsfaktorer. I Pedersen, B. & Nybø, S. (red.). Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning. s- 29.
- Nybø, S., Pedersen, B., Skarpaas, O., Aslaksen, I., Bjerke, J.W., Certain, G., Edvardsen, H., Framstad, E., Garnåsjordet, P.A., Granhus, A., Gundersen, H., Henriksen, S., Hovstad, K.A., Jelmert, A., McBride, M.M., Norderhaug, A., Ottersen, G., Oug, E., Pedersen, H.C., Schartau, A.K., Storaunet, K.O. & van der Meeren, G.I. 2015a. Økologisk rammeverk. I Pedersen, B. & Nybø, S. (red.). Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning. s. 11- 20.
- Nybø, S., Pedersen B., Skarpaas O., Aslaksen I., Bjerke J.W., Certain G., Edvardsen H., Framstad E., Garnåsjordet P.A., Granhus A., Gundersen H., Henriksen S., Hovstad K.A., Jelmert A., McBride M.M., Norderhaug A., Ottersen G., Oug E., Pedersen H.C., Schartau A.K., Storaunet K.O., van der Meeren G.I. 2015b. Beskrivelse av hoved-økosystemene og deres referansetilstand. I Pedersen, B. & Nybø S. (red.). Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning. s. 21- 26.
- Pedersen, B., Nybø, S. & Skarpaas, O. 2013. Natuindeksens økologiske rammeverk. En mer stringent tilnærming til fastsetting av referanseverdier og utvalget av indikatorer. NINA Minirapport 428, 28 s.
- Pedersen, B. 2015. Datagrunnlaget. I Pedersen B, Nybø S (red.). Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning. s. 41-49.
- Pedersen, B. & Kvaløy, P. 2015. Database og innsynsløsning. I Pedersen B, Nybø S (red.). Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning. s. 50-58.
- Pedersen, B. & Nybø, S. (red.) 2015. Naturindeks for Norge 2015. Økologiske rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning.
- Pedersen, B. & Skarpaas, O. 2015. Matematisk rammeverk og beregning av naturindeksen. - I: Pedersen B, Nybø S (red.). Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. NINA Rapport 1130. Norsk institutt for naturforskning. s. 30-36.
- Pedersen, B., Bjerke, J.W., Pedersen, H.C., Brandrud, T.E., Gjershaug, J.O., Hanssen, O., Lyngstad, A. & Øien, D.-I. 2018. Naturindeks for Norge – fjell og våtmark. Evaluering av eksisterende indikatorsett, dets datagrunnlag og behovet for ytterligere tilfang av datakilder. NINA Rapport 1462. Norsk institutt for naturforskning.
- Ramsarkonvensjon 1994. Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterfowl Habitat. Ramsar 2.2. 1971 as amended by the Protocol of 3.12. 1982 and the Amendments of 28.5.1987. Certified copy, Paris 13 July 1994. – UNESCO, Paris. Tilgjengelig på: [http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/scan\\_certified\\_e.pdf](http://www.ramsar.org/sites/default/files/documents/library/scan_certified_e.pdf) (sist besøkt 20. oktober 2017).

- Schartau, A.K., Pedersen, B., van Dijk, J. & Lyche Solheim A. 2015. Ferskvann. I Framstad, E. (red.) Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Miljødirektoratet Rapport M-441. Miljødirektoratet. S. 59-67.
- Schartau, A.K., Gundersen, H. & Pedersen, B. 2016. Likheter og forskjeller i vannforskriftens klassifisering og naturindeksen for ferskvann/kystvann. Evaluering av metodikk og datagrunnlag. NINA Kortrapport 5. Norsk institutt for naturforskning.
- Skarbøvik, E., Allan, I., Sample, J.E., Greipsland, I., Selvik, J.R., Schanke, L.B., Beldring, S., Stålnacke, P. & Kaste, Ø. 2017. Riverine inputs and direct discharges to Norwegian coastal waters – 2016. NIVA report 7217-2017, Miljødirektoratet Rapport M-862 | 2017, 206 s.
- Stoltenberg, J., Halvorsen, K., Haga, Å., Solberg, H.-M., Djupedal, Ø., Arnstad, M., Kolberg, M., Westrin, H. & Kleppa, M.M. 2005. Plattform for regjeringssamarbeidet mellom Arbeiderpartiet, Sosialistisk Venstreparti og Senterpartiet 2005-09 (Soria Moria erklæringen). Soria Moria.
- Stoltenberg, J., Halvorsen, K., Navarsete, L.S., Pedersen, H., Lysbakken, A., Brekk, L.P., Johansen, R., Solhjell, B.V., Vedum, T.S. 2009. Politisk plattform for flertallsregjeringen utgått av Arbeiderpartiet, Sosialistisk Venstreparti og Senterpartiet 2009 - 2013 (Soria Moria II erklæringen). Soria Moria.
- Underwood, A.J. 1997. Experiments in ecology. Their logical design and interpretation using analysis of variance. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ødegaard, F., Halvorsen, R., Blom, H.H., Gaarder, G., Andersen, T., Elvebakk, A., Elven, R., Erikstad, L., Moen, A., Mortensen, P.B., Norderhaug, A., Nygaard, K. & Thorsnes, T. 2009. Inndeling i livsmedium-hovedtyper. Naturtyper i Norge Bakgrunnsdokument 10. Artsdatabanken.
- Aagaard, K. & Dolmen, D. 1996. Limnofauna Norvegica. Katalog over norsk ferskvannsfauna. Tapir Forlag. Trondheim.

## Vedlegg

### Vedlegg 1: Om vekting og økt presisjon

#### Definisjon

Naturindeksen beregnes for spesifiserte hovedøkosystem i definerte, avgrensede områder og for gitte tidspunkt (år). Indeksen er definert som et veid middel av skalerte indikatorobservasjoner. For et gitt hovedøkosystem og tidspunkt er indeksen for området  $D$  gitt som

$$(1) \quad NI_D = \sum_{j=1}^n w_{jD} X_{jD}$$

der  $X_{jD}, j = 1, \dots, n$  er de  $n$  skalerte indikatorobservasjonene som inngår i beregningen. Området  $D$  består av en mengde kommuner  $\{d\}$ . Den enkelte indikator er representert med en eller flere observasjoner innenfor  $D$ , der en observasjon dokumenterer tilstanden innenfor en eller flere av kommunene i  $\{d\}$ . Vektene ( $w_{jD}$ ) oppfyller betingelsen  $\sum_{j=1}^n w_{jD} = 1$ , mens indikatoretilstandene er skalert til en felles skala med verdiorråde  $[0, 1]$ .

For vårt formål vil det være hensiktsmessig å gruppere indikatorobservasjonene per indikator, og indikatorene igjen i de funksjonelle gruppene som inngår i vektingssystemet. Definisjonen kan også skrives:

$$(2) \quad NI_D = \sum_{f \in F} \sum_{i \in I_f} \sum_{x \in S_{i,D}} w_{ix} X_{ix}$$

der  $F$  er funksjonelle grupper,  $F = \{KEY, PPG, PPS, HBV, MPG, MPS, TPG, TPS, NED\}$ ,  $I_f$  er indikatorene som inngår i funksjonell gruppe  $f$ , mens  $S_{i,D}$  er mengden av alle observasjoner av indikator  $i$  innenfor  $D$ . Alle summeringer er over alle elementene i mengdene  $F$ ,  $I_f$ , og  $S_{i,D}$  som inngår i datagrunnlaget.

#### Vektene

Systemet for å beregne vektene  $w_{ix}$  er gitt *a priori*. Vektene er kompliserte funksjoner av egenskapene til indikatorene som inngår i beregningen av  $NI_D$ , deres geografiske dekning innenfor området  $D$ , og det geografiske området ( $K_{ix}, K_{ix} \subseteq D$ ) observasjonen  $X_{ix}$  dekker innenfor  $D$ . Vektene er ikke

Vektene er produktsummer der hvert ledd i summen er et produkt av tre faktorer som vekt for observasjonen mht. arealet observasjonen dokumenterer tilstanden i ( $w^{areal}$ ), den funksjonelle gruppa indikatoren tilhører ( $w^{funk}$ ), og indikatoren tilhørighet til det aktuelle hovedøkosystemet ( $w^{tilh}$ ). Summen er over alle kommunene innenfor  $K_{ix}$ .

$$(3) \quad w_{ix} = \sum_{\kappa \in K} w_{i,x,\kappa}^{areal} w_{i,x,\kappa}^{funk} w_{i,x,\kappa}^{tilh} = \sum_{\kappa \in K_{ix}} \frac{a_{\kappa}}{a_D} \frac{1}{r_{\kappa,f}} \frac{\varphi_i}{\sum_{m \in I_f} \varphi_m P_{m,\kappa}}, \quad i \in I_f,$$

Arealvekten er forholdet mellom hovedøkosystemets areal i den aktuelle kommunen ( $a_{\kappa}$ ) og arealet i  $D$ . Nevneren i funksjonsvekten ( $r_{\kappa,f}$ ) avhenger av om indikatoren er en nøkkelindikator og antall funksjonelle grupper som er dokumentert med observasjoner i den aktuelle kommunen. I de aller fleste tilfeller er den lik 2 for nøkkelindikatorer (jf. Berge og Pedersen 2019). For andre indikatorer er den lik 2 ganger antall andre funksjonelle grupper enn nøkkelindikatorer. Tilhørighetsvekten er indikatoren tilhørighet til hovedøkosystemet ( $\varphi_i$ ,  $0 < \varphi_i \leq 1$ ) delt på summen av tilhørigheten til alle andre indikatorer innenfor samme funksjonelle gruppe som er dokumentert med observasjoner i den aktuelle kommunen (der dokumentasjon angis med 0 - 1 variablene  $P_{m,\kappa}$ ). For enkelthets skyld antar vi her at alle indikatorer har 100% tilhørighet til hovedøkosystemet slik at  $w^{tilh} = \frac{1}{n_{\kappa,f}}$ , der  $n_{\kappa,f}$  er antall indikatorer i funksjonell gruppe  $f$  med observasjoner i kommune  $\kappa$ .

Vekten  $w_{ix}$  er med andre ord en funksjon av antall observasjoner av indikatorer fra samme funksjonelle gruppe innenfor  $K_{ix}$  og deres geografiske fordeling innenfor  $K_{ix}$ . Ved endringer i datasettet vil vekten ikke påvirkes av nye observasjoner som ikke er innenfor  $K_{ix}$ , eller av nye observasjoner av indikatorer som tilhører andre funksjonelle grupper (som fra før er representert i  $K_{ix}$ ).

## Varians

Den enkelte indikatorobservasjonen  $X_{ix}$  er forbundet med usikkerhet. Den defineres derfor som en stokastisk variabel under beregningen av  $NI_D$ , der spredningen (f.eks. variansen) i variabelens sannsynlighetsfordeling uttrykker usikkerheten i observasjonen.  $NI_D$  er derfor også en stokastisk variabel. Beregningen av  $NI_D$  gjøres under antagelsen av at indikatorobservasjonene er uavhengige, slik at

$$(4) \quad \text{var}(NI_D) = \sum_{f \in F} \sum_{i \in I_f} \sum_{x \in S_{iD}} w_{ix}^2 \text{var}(X_{ix}).$$

## Økt presisjon i naturindeksberegningen

En kan derfor øke presisjonen i  $NI_D$  ved å redusere usikkerheten i de enkelte indikatorobservasjonene,  $\text{var}(X_{ix})$ , eller ved å redusere kvadratsummen av vektene ved å øke antall indikatorobservasjoner. Som vist for hoved-økosystemet ferskvann (Kap. 5.6.5) og andre hovedøkosystem (Pedersen m.fl. 2018) er vektene avgjørende for presisjonen til naturindeksen, samtidig som vektene varierer svært mye mellom observasjonene. Den beste strategien for å øke presisjonen i  $NI_D$  er derfor å utvide datasettet til å omfatte flere indikatorobservasjoner. Men utvidelsen bør samtidig skje på en slik måte at de fra før mest vektlagte observasjonene får mindre vekt for at det skal ha særlig effekt på  $\text{var}(NI_D)$ . For en gitt, mye vektlagt observasjon  $X_{ix}$ , *oppnås dette i praksis kun ved å øke antall observasjoner av samme funksjonelle gruppe innenfor det geografiske området  $K_{ix}$  som observasjonen dekker* (se over).

Under gitte betingelser kan dette også oppnås ved å øke den geografiske oppløsningen til den aktuelle observasjonen, dvs. erstatte  $X_{ix}$  med flere ( $X_{i\gamma}, \gamma = 1 \dots \eta$ ) og gjerne mer usikre observasjoner innenfor  $K_{ix}$  som har større geografisk oppløsning. Eksempelvis, i en situasjon der alle indikatorer representert i datasettet fra før dekker hele  $K_{ix}$  med observasjoner, er vekten tilordnet  $X_{ix}$  gitt ved  $w_{ix} = \frac{a_K}{a_D} \frac{1}{r_{K,f}} \frac{1}{n_{K,f}}$ , der  $n_{K,f}$  er antall indikatorer av funksjonell gruppe  $f$  per kommune, mens  $w_{\gamma x} = \frac{a_K}{\eta a_D} \frac{1}{r_{K,f}} \frac{1}{n_{K,f}} = \frac{1}{\eta} w_{ix}$  hvis alle de nye observasjonene dekker like store areal. Betingelsen for at bidraget til  $\text{var}(NI_D)$  skal reduseres er at  $\sum_{\gamma=1}^{\eta} w_{\gamma x}^2 \text{var}(X_{\gamma x}) < w_{ix}^2 \text{var}(X_{ix})$ , dvs.  $\overline{\text{var}(X_{\gamma x})} < \eta \text{var}(X_{ix})$ .



## Vedlegg 2: Ferskvannsnaturtyper i NiN2

Hovedtypeinndeling på natursystemnivået for hovedtypegruppene Ferskvannsbunnsystemer og Limniske vannmasser i Natur i Norge versjon 2 (NiN2; se Halvorsen m.fl. 2016). HTK = Hovedtypekode.

HTK	Navn
<b>Ferskvannsbunnsystemer (limniske bunnsystemer)</b>	
L1	Eufotisk fast ferskvannsbunn [grunn limnisk fastbunn]
L2	Eufotisk limnisk sedimentbunn [grunn limnisk sedimentbunn]
L3	Afotisk limnisk sedimentbunn [dyp limnisk sedimentbunn]
L4	Helofytt-ferskvannssump
L5	Ferskvannskildebunn
L6	Afotisk limnisk sedimentbunn preget av oksygenmangel [oksygenfattig limnisk sedimentbunn]
L7	Sterkt endret eller ny fast ferskvannsbunn [sterkt endret limnisk fastbunn]
L8	Sterkt endret eller ny limnisk sedimentbunn
<b>Limniske vannmasser (vannmassesystemer i ferskvann)</b>	
F1	Ellevannmasser
F2	Sirkulerende innsjø-vannmasser
F3	Ikke-sirkulerende innsjø-vannmasser
F4	Sterkt endrete ellevannmasser
F5	Sterkt endrete innsjøvannmasser





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

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

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

ISSN:1504-3312

ISBN: 978-82-426-3431-3

## Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Torgarden, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

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

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>



Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger