

NINA Kortrapport

5

Likheter og forskjeller i vannforskriftens klassifisering og naturindeksen for ferskvann/kystvann

Evaluering av metodikk og datagrunnlag

Ann Kristin Schartau, Hege Gundersen, Bård Pedersen

NINAs publikasjoner

NINA Rapport

Dette er en elektronisk serie fra 2005 som erstatter de tidligere seriene NINA Fagrapport, NINA Oppdragsmelding og NINA Project Report. Normalt er dette NINAs rapportering til oppdragsgiver etter gjennomført forsknings-, overvåkings- eller utredningsarbeid. I tillegg vil serien favne mye av instituttets øvrige rapportering, for eksempel fra seminarer og konferanser, resultater av eget forsknings- og utredningsarbeid og litteraturstudier. NINA Rapport kan også utgis på annet språk når det er hensiktsmessig.

NINA Kortrapport

Dette er en enklere og ofte kortere rapportform til oppdragsgiver, gjerne for prosjekt med mindre arbeidsomfang enn det som ligger til grunn for NINA Rapport. Det er ikke krav om sammendrag på engelsk. Rapportserien kan også benyttes til framdriftsrapporter eller foreløpige meldinger til oppdragsgiver.

NINA Temahefte

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

NINA Fakta

Faktaarkene har som mål å gjøre NINAs forskningsresultater raskt og enkelt tilgjengelig for et større publikum. De sendes til presse, ideelle organisasjoner, naturforvaltningen på ulike nivå, politikere og andre spesielt interesserte. Faktaarkene gir en kort framstilling av noen av våre viktigste forskningstema.

Annen publisering

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

Likheter og forskjeller i vannforskriftens klassifisering og naturindeksen for ferskvann/kystvann

Evaluering av metodikk og datagrunnlag

Ann Kristin Schartau (NINA)

Hege Gundersen (NIVA)

Bård Pedersen (NINA)

Schartau, A.K., Gundersen, H. & Pedersen, B. Likheter og forskjeller i vannforskriftens klassifisering og naturindeksen for ferskvann/kystvann. Evaluering av metodikk og datagrunnlag. - NINA Kortrapport 5. 44 s.

Oslo, april 2016

ISSN: 2464-2797

ISBN: 978-82-426-2866-4

RETTIGHETSHAVER

© Norsk institutt for naturforskning

Publikasjonen kan siteres fritt med kildeangivelse

TILGJENGELIGHET

Åpen

PUBLISERINGSTYPE

Digitalt dokument (pdf)

KVALITETSSIKRET AV

Erik Framstad

ANSVARLIG SIGNATUR

Forskningssjef Erik Framstad (sign.)

OPPDRAKSGIVER(E)/BIDRAGSYTER(E)

Miljødirektoratet

OPPDRAKSGIVERS REFERANSE

M-533 | 2016

KONTAKTPERSONER HOS OPPDRAGSGIVER/BIDRAGSYTER

Steinar Sandøy

Else Løbersli

NØKKELOD

Ferskvann, Kystvann, Vannforskriften, Naturindeks for Norge, Økologisk tilstand

KEY WORDS

Freshwaters, Coastal water, Water Framework Directive, Nature index for Norway, Ecological status

KONTAKTOPPLYSNINGER

NINA hovedkontor

Postboks 5685 Sluppen

7485 Trondheim

Telefon: 73 80 14 00

NINA Oslo

Gaustadalléen 21

0349 Oslo

Telefon: 73 80 14 00

NINA Tromsø

Framsenteret

9296 Tromsø

Telefon: 77 75 04 00

NINA Lillehammer

Fakkeltgården

2624 Lillehammer

Telefon: 73 80 14 00

www.nina.no

Sammendrag

Schartau, A.K., Gundersen, H. & Pedersen, B. Likheter og forskjeller i vannforskriftens klassifisering og naturindeksen for ferskvann/kystvann. Evaluering av metodikk og datagrunnlag. - NINA Kortrapport 5. 44 s.

Denne rapporten sammenligner vannforskriftens klassifisering (VD) og naturindeksen (NI) for ferskvann og kystvann gjennom en evaluering av datagrunnlag og klassifiseringsmetodikk. Vi har forsøkt å synliggjøre hvordan tilstanden avhenger av hvilke data som benyttes og av tilnærmingmåten for fastsettelse av tilstanden (dvs. av klassifiseringsmetodikken). Videre har vi vurdert hvilke innflytelse indikatorene som inngår i VDs klassifisering har i NI, og sett på forbedringspotensialet dersom mer av det tilgjengelige datamaterialet for disse indikatorene blir brukt.

Evaluering av klassifiseringsmetodikken har fokusert på tre forhold: fastsettelse av referanseverdier og bruk av skaleringsfunksjoner, kombinasjonsregler for samlet tilstandsvurdering og bruk av fysisk-kjemiske støtteparametere i tilstandsvurderingen. Basert på denne evalueringen gir rapporten noen klare anbefalinger mht. samordning av arbeidet med klassifisering etter VD og beregning og oppdatering av NI.

Som et ledd i arbeidet med å avgjøre om vannforekomstene oppfyller miljømålene etter vannforskriften, skal miljøtilstand i vannforekomstene fastsettes. Dette skal gjøres med bakgrunn i kunnskap og informasjon om såkalte økologiske kvalitetselementer (planteplankton, bunndyr osv.), fysisk-kjemiske støtteparametere og hydromorfologiske støtteparametere. NI på sin side skal vise tilstand og utvikling for biologisk mangfold i ulike hovedøkosystemer. I begge tilfeller fastsettes tilstanden som avvik fra natur-/referansetilstanden og fortrinnsvis på grunnlag av overvåkingsdata. Informasjon om biologiske forhold er en viktig del av dette grunnlaget. NI for ferskvann er basert på 33 indikatorer, mens NI for kystvann er basert på 64 ulike indikatorer. Flere av indikatorene brukt i NI for ferskvann og kystvann er de samme som anvendes ved vurdering av økologisk tilstand av norske elver, innsjøer og kystvann etter VD; totalt 6 indikatorer for ferskvann og 4 indikatorer for kystvann. Ut over dette varierer utvalget av biologiske indikatorer i de to klassifiseringssystemene og prinsippene for fastsettelse av tilstand er også noe forskjellige, hvilket har betydning for tilstandsverdiene.

Skalering av indikatorverdier er forskjellig i VDs tilstandsklassifisering og NI. Hensikten er den samme i begge systemene, å transformere verdiene fra de opprinnelige måleskalaene som varierer mellom indikatorene, til en felles skala for alle indikatorer. En slik felles skala er en forutsetning for å beregne gjennomsnittlige tilstander for en gruppe indikatorer slik det gjøres ved beregning av NI og for grupper av indikatorer innenfor samme kvalitetselementer som er sensitive mht. samme påvirkningsfaktor i VD. En felles skala er også en forutsetning for å anvende verster styrer prinsippet ved å sammenlikne tilstandene på tvers av påvirknings-faktorene og kvalitetselementene i VD for å finne den dårligste tilstanden blant dem. Både innenfor NI- og VD-systemet transformeres de opprinnelige indikatorverdiene til en skala fra 0 til 1. For enkelte av indikatorene som inngår i begge systemene er formen på skalerings-funksjonene som benyttes i VD og NI, så forskjellige at en indikatorverdi kan bli transformert til svært ulike skalerte verdier mellom 0 og 1 i de to systemene. Dette skjer selv om en benytter samme referanseverdi ved skaleringene. De skalerte indikatorverdiene i NI er derfor i mange tilfeller ikke konsistente med de tilsvarende tilstandsverdiene som ligger til grunn for tilstandsklassifiseringen i VD.

I både NI og VD er referanseverdien for en indikator den verdien indikatoren vil ha i et økosystem med minimal menneskelig påvirkning. Naturlig variasjon er imidlertid behandlet forskjellig i de to systemene. VDs klassifiseringssystem spesifiserer hvordan en skal forholde seg til naturlig variasjon ved fastsetting av referanseverdier. I VD settes referanseverdien lik gjennomsnittsverdien for en indikator i referansetilstanden. Klassegrensen svært god/god ($nEQR = 0,8$) representerer dessuten en nedre grense for vannforekomster i naturtilstand. Det er ikke beskrevet en

tilsvarende strategi ved fastsetting av referanseverdier innenfor NI. Praksis tyder på at de ansvarlige ekspertene har benyttet ulike strategier for hvordan referanseverdiene er fastsatt i relasjon til naturlig variasjon. Noen følger prinsippene i VD og fastsetter referanse-verdien som gjennomsnittsverdien for en indikator i referansetilstanden, mens andre eksperter oppfatter referanseverdien som en nedre tilstandsgrense for naturtilstanden tilsvarende klassegrensen svært god/god i VD. Denne variasjonen i oppfatning finnes også blant VD-indikatorene som inngår i NI. Beregnede naturindeksverdier framstår imidlertid som robuste mht. systematiske endringer av referanseverdiene. Forhold som bidrar til dette er: stor spredning i indikatorstilstander i reelle datasett, skalering av de fleste indikatorer skjer ved hjelp av low modellen, low-modellen er robust mht. endringer i referanseverdiene, og naturindeksen beregnes som gjennomsnitt av indikatorenes tilstander. Eventuelle forskjeller i fastsettelsen av referanseverdiene ikke er like kritisk for konsistensen mellom VD- og NI-skalaene som formen til skaleringsfunksjonene.

Innenfor VDs klassifiseringssystem anvendes verste styrer prinsippet til å karakterisere tilstanden til en vannforekomst ut fra et utvalg gjennomsnittlige tilstandsverdier, der gjennomsnittene, i første omgang, er beregnet over indikatorer som tilhører samme biologiske kvalitetselement og som er sensitive mht. den samme påvirkningsfaktoren. Dette medfører at vannforekomstens tilstand bestemmes av den gruppa av indikatorer som er mest forringet i forhold til naturtilstanden, dvs. at den bestemmes ut fra den påvirkningsfaktoren som synes å representere de største utfordringene for vannforekomstens kvalitet og fra de kvalitetselementer som synes mest utsatt. Verste styrer prinsippet er dermed tilpasset formålet med vanndirektivets klassifiseringssystem som er å karakterisere tilstanden til *den enkelte* vannforekomsten på en slik måte at behovet for forvaltningstiltak og hvilke tiltak som er relevante, synliggjøres. NI, derimot, skal kunne beregnes for *flere* økosystemer samlet, f.eks. alle kystvannsforekomster eller ferskvannsystemer innenfor geografiske enheter som kommuner, landsdeler eller hele landet. Anvendelse av verste styrer prinsippet i en slik kontekst ville medføre at vannforekomstenes samla tilstand ville bli satt lik tilstanden til vannforekomsten i dårligst forfatning. Der det er stor variasjon i tilstand mellom vannforekomstene, ville dette utgjøre en lite representativ og misvisende sammenfatning av tilstanden i de aktuelle økosystemene. Det er vanskelig å se at en slik framgangsmåte ville ha en praktisk verdi for forvaltningen av disse systemene. Det synes derfor mer naturlig i NI sammenheng å sammenfatte tilstandene til en *gruppe* økosystemer eller vannforekomster som gjennomsnittet av tilstandene, slik som det gjøres med dagens metodikk. Analyser viser at anvendelse av verste styrer prinsippet i NI sammenheng resulterer i at tilstand til hoved-økosystemene ferskvann, kystvann pelagisk og kystvann bunn framstilles som betydelig dårligere enn tilstanden gitt ved veid middel.

Alle indikatorene som inngår i både VDs klassifiseringssystem og NI regnes som nøkkelindikatorer i NI. Flere av indikatorene er imidlertid dokumentert med data fra kun svært begrensede geografiske områder. Dette medfører at de, til tross for at de vektlegges som nøkkelindikatorer, likevel har lav vektandel og teller lite ved beregning av naturindeks for større geografiske områder slik som landsdeler og hele landet. Alle VD-indikatorene er samlet som punkt-observasjoner, men må gis en geografisk representativitet på kommune- eller fylkesnivå i NI. Bruk av ulike metoder som involverer beregning av snittverdier eller f.eks. modellering viser at det er mulig å øke vekten for alle VD-indikatorene som inngår i NI for ferskvann. De fylkesvise beregningene gir god geografisk representativitet, men liten geografisk variasjon, mens de kommunevise beregningene gir dårligere geografisk dekning (og dermed lavere vektlegging i naturindeksen), men noe høyere variasjon. Ved statistisk modellering ender vi opp med et heldekkende kart med estimerte verdier. For å gjøre en vurdering av presisjonen på modellen vil det være nødvendig å gjøre en form for modellvalidering, der de beregnede verdiene testes mot et uavhengig datamateriale.

Ann Kristin Schartau, Norsk institutt for naturforskning, ann.schartau@nina.no
 Hege Gundersen, Norsk institutt for vannforskning, hege.gundersen@niva.no
 Bård Pedersen, Norsk institutt for naturforskning, bard.pedersen@nina.no

Innhold

Sammendrag	3
Innhold	5
Forord	6
1 Innledning	7
2 Vannforskriftens klassifisering – formål og metode	9
2.1 Formål.....	9
2.2 Definisjoner	9
2.3 Metodikk.....	10
2.3.1 Geografiske enheter	10
2.3.2 Indikatorer	10
2.3.3 Referansetilstand og referanseverdier	10
2.3.4 Fastsettelse av dagens tilstand	11
2.3.5 Normalisering av EQR	12
2.3.6 Vekting	12
3 Naturindeksen – formål og metode	13
3.1 Formål.....	13
3.2 Definisjoner	13
3.3 Metodikk.....	13
3.3.1 Geografiske enheter	13
3.3.2 Indikatorer	13
3.3.3 Observasjoner av tilstand	15
3.3.4 Skalering	15
3.3.5 Referansetilstand og referanseverdier	16
3.3.6 Vekting	16
3.3.7 Ekspertenes rolle	17
4 Skalering og referanseverdi	18
4.1 Skaleringsfunksjoner i VD og NI.....	18
4.2 Effekt av ulike tilnærminger for fastsettelse av referanseverdier	21
4.2.1 Fastsettelse av referanseverdier i VD og NI.....	21
4.2.2 Effekt av å endre referanseverdier på skaleringsfunksjonene i NI.....	21
4.2.3 Effekt av systematiske endringer av referanseverdiene på verdien til NI	22
4.2.4 Referanseverdienes rolle i tilstandsklassifiseringen av vannforekomster i VD	23
5 Beregningsmetode – veid middel versus verste styrer	24
6 Indikatorutvalg	26
7 Datagrunnlag for felles indikatorer	27
7.1 Gjennomgang av eksisterende data.....	27
7.2 Økt geografisk representativitet ved bruk av ekstrapolering og modellering	35
7.3 Endring i vektorer for felles ferskvannsindikatorer i NI	39
8 Anbefalinger	41
9 Referanser	43

Forord

Bakgrunnen for prosjektet er oppdrag fra Klima- og miljødepartementet til Miljødirektoratet ang. resultatområde 1 Naturmangfold for 2015 (oppdrag nr. 37), samt møter mellom Miljødirektoratet og representanter fra NINA og NIVA 26. februar og 29. mai 2015. I tildelingsbrevet fra Klima- og miljødepartementet til Miljødirektoratet er dette oppdraget formulert slik «*Forslag til hvordan naturindeks for ferskvann og kystvann og klassifisering av økologisk tilstand etter vannforskriften kan samkjøres i bedre grad enn i dag, herunder om data fra vann-nett kan tas i bruk i naturindeksen for å hindre forvirring av at det eksisterer to metoder for klassifisering.*» NINA og NIVA tok i juni 2015 initiativ til et FoU-prosjekt «*Synliggjøring av likheter og forskjeller i vannforskriftens klassifisering og naturindeksen for ferskvann/kystvann. Evaluering av metodikk og datagrunnlag*». Dette prosjektet har i 2015 mottatt økonomisk støtte fra Miljødirektoratet (kontrakt 15040055).

I desember 2015 la regjeringen fram en ny stortingsmelding om biologisk mangfold (Meld. St. 14, 2015-2016). I arbeidet med å ta vare på biomangfoldet er det foreslått at «god» tilstand defineres for alle hovedøkosystemer, også de terrestriske, etter mal fra vannforskriften. Således har vårt studium også relevans for dette arbeidet.

Utkast til rapport ble presentert på møte mellom Miljødirektoratet og NINA 14. mars 2016. Ved ferdigstilling av rapporten har vi tatt hensyn til kommentarer som ble formidlet på dette møtet, og som gjaldt uklarheter i presentasjon av resultatene.

Statistiske analyser og modelleringer som ligger til grunn for denne rapporten er utført av Hege Gundersen og Bård Pedersen.

Oslo, 6. april 2016

Ann Kristin Schartau
prosjektleder

1 Innledning

På hver sin måte angir naturindeksen (NI) for ferskvann/kystvann og økologisk tilstand etter vannforskriften (VD) tilstanden for biologiske forhold i ferskvann/kystvann i Norge.

Som et ledd i arbeidet med å avgjøre om vannforekomstene oppfyller miljømålene etter vannforskriften skal miljøtilstand i vannforekomstene fastsettes. Dette skal gjøres med bakgrunn i kunnskap og informasjon om såkalte økologiske kvalitetselementer (planteplankton, bunndyr osv.), fysisk-kjemiske støtteparametere og hydromorfologiske støtteparametere. Naturindeksen på sin side skal vise tilstand og utvikling for biologisk mangfold i ulike hovedøkosystemer. I begge tilfeller fastsettes tilstanden som avvik fra natur-/referansetilstanden og fortrinnsvis på grunnlag av overvåkingsdata. Informasjon om biologiske forhold er en viktig del av dette grunnlaget. Flere av indikatorene brukt i naturindeksen for ferskvann og kystvann, er de samme som anvendes ved vurdering av økologisk tilstand av norske elver, innsjøer og kystvann etter vannforskriften (Veileder 02:2013; se Direktoratets gruppa for vanddirektivet 2013). Disse er for ferskvann: planteplankton innsjøer (PTI), vannplanter innsjø (TIC), begroing elver eutrofieringsindeks (PIT), begroing elver forsuringsindeks (AIP), bunndyr elver eutrofieringsindeks (ASPT) og bunndyr elver forsuringsindeks (Raddum 1). For kystvann gjelder dette indikatorene artsmangfold og toleranseindeks for bløtbunnsfauna, samt algeindeks og nedre voksegrense for hardbunnsvegetasjon. Ut over dette varierer utvalget av biologiske indikatorer i de to klassifiseringssystemene og prinsippene for fastsettelse av tilstand er også noe forskjellige, hvilket har betydning for tilstandsverdiene.

Selv om tilstandsvurderingen i begge klassifiseringssystemer baseres primært på overvåkingsdata er kriteriene for utvalg av data noe forskjellig. Den økologiske tilstandsvurderingen etter vannforskriften gjøres for alle vannforekomster som overstiger en gitt størrelse (overflateareal > 0,5 km² for innsjøer, nedbørfeltareal > 10 km² for elver), men også mindre vannforekomster av forvaltningsmessig interesse. Naturindeksen skal først og fremst gi et overblikk over tilstand og utvikling for det biologiske mangfoldet i hhv. ferskvann og kystvann for ulike regioner og for Norge samlet. Den geografiske grunnenheten i vannforskriftens klassifisering er den enkelte vannforekomst, mens grunnenheten i naturindeksen er kommunen (eventuelt fylke/landsdel). For flere av de aktuelle indikatorene som inngår i naturindeksen, spesielt for ferskvann, er det i hovedsak lagt inn data som representerer lange tidsserier (1950-2014) (jf. Pedersen og Nybø 2015). Konsekvensen er at indikatorene som inngår i vannforskriftens tilstandsvurdering, ofte er sterkt underrepresenterte i datagrunnlaget for naturindeksen. For ferskvann er disse indikatorene kun dokumentert for et fåtall kommuner der man har data fra lang tid tilbake, slik at den arealmessige dekningen blir svært lav. Dermed får disse indikatorene svært liten innflytelse på naturindeksen generelt og spesielt når det gjelder temaindeksene for forsurening og eutrofiering (Schartau m.fl. 2015). For kystvann er den arealmessige dekningen av vannforskriftindikatorer («VD-indikatorer») i naturindeksen generelt god, da tilgang til lange tidsserier ikke er tatt hensyn til i like stor grad her. Samtlige av de 10 VD-indikatorene er klassifisert som nøkkelindikatorer i naturindeksen og vil potensielt kunne ha en relativt stor innflytelse på den samlede naturindeksen.

For naturtyper og indikatorer som omfattes av vannforskriften, er det nærliggende å se for seg en samordning av arbeidet med klassifisering etter vannforskriften og beregning og oppdatering av naturindeksen. Miljødirektoratet (jf. referat fra internt møte 26. februar 2015) har spesifisert at denne samordningen bør omfatte: i) organisering og dataflyt, ii) datatilgang og hvilke data som brukes, iii) metodikk for tilstandsvurdering, samt iv) geografisk oppløsning og inndeling.

I denne rapporten har vi først og fremst forsøkt å synliggjøre hvordan tilstanden avhenger av hvilke data som benyttes, og av tilnærmingsmåten for fastsettelse av tilstanden (dvs. av klassifiseringsmetodikken). En viktig hensikt med studien har vært å vurdere VD-indikatorenes innflytelse i naturindeksen, og blant annet se på forbedringspotensialet dersom mer av det tilgjengelige datamaterialet for disse indikatorene blir brukt.

Evaluering av klassifiseringsmetodikken har fokusert på tre forhold: fastsettelse av referanseverdier og bruk av skaleringsfunksjoner, kombinasjonsregler for samlet tilstandsvurdering og bruk av fysisk-kjemiske støtteparametere i tilstandsvurderingen.

2 Vannforskriftens klassifisering – formål og metode

2.1 Formål

Vanndirektivet og den norske vannforskriften (heretter forkortet VD) forutsetter av tilstanden i overflatevann skal beskyttes mot forringelse og om nødvendig forbedres/gjenopprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god økologisk og kjemisk tilstand. Som et ledd i arbeidet med å avgjøre om vannforekomstene oppfyller disse miljømålene skal miljøtilstand i vannforekomstene fastsettes. For å kunne måle graden av måloppnåelse (hvor mange vannforekomster som tilfredsstiller målet) og avvik fra målet (hvor stor er den økologiske forringelsen) er det utviklet et nasjonalt klassifiseringssystem. VD har fokus på om miljømålet for den enkelte vannforekomst oppfylles, og framtidig utvikling av tilstand basert på utvikling av eller endringer i påvirkningsfaktorene.

For å nå miljømålet for den enkelte vannforekomst utarbeides det tiltaksprogram og forvaltningsplan for vannregionene (se § 24-26 i vannforskriften). Klassifisering av tilstand etter VD er et viktig grunnlag for utarbeidelse av slike tiltak og planer.

Nedenfor følger en kort beskrivelse av de viktigste prinsippene i dette klassifiseringssystemet, med fokus på områder hvor metodikken benyttet i VD, avviker fra naturindeksens metodikk. For mer detaljert beskrivelse av klassifiseringssystemet henvises det til Veileder 02:2013 (Klassifiseringsveilederen).

2.2 Definisjoner

I vannforskriften skilles det mellom økologisk tilstand og kjemisk tilstand der begge har betydning for miljøtilstanden for overflatevann (ferskvann og kystvann).

Økologisk tilstand for overflatevann viser dagens miljøtilstand i vannforekomsten for økologiske indikatorer (kvalitetselementer); dvs. biologiske indikatorer støttet av relevante fysisk-vannkjemiske og hydromorfologiske parametere, såkalte abiotiske støtteparametere.

Kjemisk tilstand i vann viser dagens miljøtilstand i vannforekomsten mht. på vannets innhold av miljøgifter. Det er utarbeidet en prioritert liste over 33 kjemiske forbindelser som er giftige og ofte lite nedbrytbare i det akvatiske miljø. Listen over miljøgifter består både av organiske forbindelser og tungmetaller (Cd, Hg, Ni, Pb). Listen over prioriterte miljøgifter vil jevnlig revideres og listen vil kunne utvides med andre forbindelser som er viktige for Norge.

Miljømålet for naturlige vannforekomster av overflatevann (elver, innsjøer og kystvann) er at de skal ha minst god økologisk (se kap. 2.3) og kjemisk tilstand innen 2021, dvs. at den økologiske tilstanden skal være god eller svært god, mens den kjemiske tilstanden skal være god.

God økologisk tilstand er definert som "akseptable avvik fra naturtilstanden" for de biologiske elementene, samt for de fysisk-kjemiske og hydromorfologiske støtteparametere. Hva som menes med "akseptable avvik" er nærmere beskrevet for de biologiske elementene i Vedlegg V i vannforskriften (Annex V i Vanndirektivet), mens de kvantitative grenseverdiene for forskjellige indikatorer er presentert i klassifiseringsveilederen (Veileder 02:2013; Direktoratets gruppa for vanndirektivet). Med god kjemisk tilstand forstås at grenseverdier for de prioriterte miljøgifter ikke overskrides i vann, sedimenter eller i biota.

Klassegrensen svært god/god representerer nedre grense for vannforekomster i naturtilstand, mens klassegrensen god/moderat angir miljømålet for en gitt vanntype (karakterisert ved forskjeller mht. biogeografiske, kjemiske og fysiske forhold). For å sikre at disse klassegrensene er sammenlignbare mellom land (og i tråd med de normative definisjonene gitt i Vedlegg V i vannforskriften), er indeksverdier som angir klassegrensen svært god/god og klassegrensen god/moderat

derat for en nasjonal vanntype interkalibrert mellom land som har like vanntyper. Disse interkalibrerte klassegrensene er juridisk bindende for alle medlemsland (Intercalibration Official Decision, EC 2013).

Den videre beskrivelsen vil begrenses til økologisk tilstand da det er denne delen av VDs tilstandsvurdering som er mest sammenlignbar med NI.

Fysisk-kjemiske og hydromorfologiske støtteparametere er parametere som er knyttet til spesifikke miljøpåvirkninger og som på en god måte målbærer de biologiske effektene av disse påvirkningene. Det vil si at det er en sterk dose-respons sammenheng mellom abiotiske og biotiske parametere, gitt påvirkningstype.

2.3 Metodikk

2.3.1 Geografiske enheter

Den geografiske grunnenheten som skal karakteriseres i VD er den enkelte vannforekomst. En vannforekomst er en avgrenset geografisk enhet med homogene fysisk-kjemiske forhold og med samme type og grad av miljøbelastninger. Denne utgjør som regel en liten del av et vassdrag eller en kyststrekning/fjord. Større innsjøer (areal $\geq 0,5 \text{ km}^2$) er egne vannforekomster. Vannforskriften har detaljerte klassifiseringsregler som ligger til grunn for beregning av miljøtilstand i den enkelte vannforekomst. Det er derimot ingen regler for å angi tilstand eller miljøkvaliteter for andre geografiske enheter som kan være interessante: vassdrag, fjorder, kommuner eller fylker.

2.3.2 Indikatorer

De biologiske kvalitetselementene/indikatorene som inngår i VDs klassifiseringssystem for ferskvann er: planteplankton, vannplanter (høyere planter/påvekstalg), bunndyr og fisk. Andre indikatorer, som for eksempel dyreplankton, kan også inngå, men disse er ikke obligatoriske. For kystvann inngår planteplankton, vannplanter (høyere planter/makroalger) og bunndyr i klassifiseringen.

For de vanligste miljøpåvirkningene inkluderer klassifiseringssystemet (Veileder 02:2013; Direktoratets gruppa Vanndirektivet) enkelte fysisk-kjemiske og hydromorfologiske støtteparametere. For overgjødning (eutrofiering) finnes det abiotiske støtteparametere både for ferskvann og kystvann (Tot-P, Tot-N, siktedyp), mens dette finnes kun for ferskvann når det gjelder forurensning (pH, ANC: Syrenøytraliserende kapasitet, LAI: labilt aluminium). For hydrologiske endringer og fysiske inngrep finnes det også enkelte abiotiske støtteparametere, både for ferskvann og for kystvann.

Hvert av kvalitetselementene, også de fysisk-kjemiske og hydromorfologiske, kan være representert med en eller flere parametere/indekser, avhengig av hvilke påvirkninger som anses som relevante, og parameternes følsomhet for disse (se Veileder 02:2013 for mer informasjon).

I klassifisering etter VD baseres tilstanden for de biologiske kvalitetselementene på informasjon om ulike aspekter av biologisk mangfold (i VD kalt «metrics»): mengder, diversitet, artssammensetning og forholdet mellom tolerante og sensitive arter. I noen tilfeller inngår også populasjonsparametere som alders-/størrelsesfordeling. På den annen side, men først og fremst som en følge av standardisert overvåkingmetodikk og vektlegging av belastningsindikatorer i tilstandsklassifiseringen, er det oftest fokus på vanlig forekommende arter framfor mer sjeldne eller truede arter.

2.3.3 Referansetilstand og referanseverdier

I VD er referanseverdien for en indikator den verdien indikatoren vil ha i et økosystem med minimal menneskelig påvirkning. Det tas hensyn til naturlig variasjon ved at referanseverdien fastsettes som gjennomsnittlig verdi for indikatoren i referansetilstanden.

Videre, i tilfeller med stor naturlig variasjon, er det fastsatt vanntypespesifikke referanseverdier for VDs indikatorer. Dette betyr at ulike vanntyper kan ha ulike referanseverdier for en gitt indikator/parameter.

2.3.4 Fastsettelse av dagens tilstand

I henhold til VD skal vannforekomstene klassifiseres mht. økologisk tilstand basert på biologiske, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer. Økologisk tilstand angis som avviket mellom observert tilstand og referansetilstand og oppgis enten i form av en tilstandsklasse eller som en EQR-verdi (Ecological Quality Ratio). Denne måles som observert verdi / referanseverdi for indikatorer som har avtagende verdi med økende belastning og som referanseverdi / observert verdi for indikatorer som har økende verdi med økende belastning. EQR er således en skalert verdi som varierer mellom 0 og 1 der referanseverdien = 1. Klassifiseringssystemet omfatter fem tilstandsklasser; svært god, god, moderat, dårlig og svært dårlig tilstand, der svært god tilstand tilsvarer naturtilstand/referansetilstand. Tilstandsklassene er beskrevet ved kvalitative normer (se Vedlegg V i vannforskriften), og ved fastsettelse av de kvantitative klassegrensene for hver indikator (kvalitetselement eller parameter i VD) er det tatt hensyn til de normative definisjonene.

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

Dersom «det verste» av de biologiske kvalitetselementene gir moderat, dårlig eller svært dårlig økologisk tilstand, trenger man ikke bruke de abiotiske kvalitetselementene i klassifiseringen. Men dersom all biologi er i svært god eller god tilstand, må også de abiotiske kvalitetselementene vurderes. Hydromorfologiske støtteparametere kan kun nedgradere tilstanden fra svært god til god, mens fysisk-kjemiske støtteparametere kan nedgradere tilstanden til god eller moderat:

- En vannforekomst som er vurdert å være i svært god tilstand basert på biologiske kvalitetselementer vil kunne nedgraderes til god tilstand dersom hydromorfologiske kvalitetselementer indikerer at vannforekomsten avviker fra referansetilstand og/eller fysisk-kjemiske kvalitetselementer indikerer at tilstanden er god.
- En vannforekomst som er vurdert å være i svært god eller god tilstand ut fra de biologiske kvalitetselementene vil kunne nedgraderes til moderat tilstand kun dersom fysisk-kjemiske kvalitetselementer indikerer at tilstanden er dårligere enn god (tilfredsstiller ikke biologiens krav til god eller bedre tilstand).
- Dersom alle kvalitetselementer (både biologiske og abiotiske) indikerer svært god tilstand (alternativt god tilstand), får vannforekomsten den laveste tilstandsverdien (nEQR; se nedenfor), uavhengig av om denne er gitt av biologiske, fysisk-kjemiske eller hydromorfologiske kvalitetselementer.
- Dersom biologien indikerer at tilstanden er moderat, vil imidlertid en samlet økologisk tilstand baseres kun på de biologiske kvalitetselementene selv om de fysisk-kjemiske kvalitetselementene indikerer en dårligere tilstand (innenfor samme tilstandsklasse).

I VDs klassifisering er et kvalitetselement ofte representert ved flere parametere/indekser som mål på ulike økologiske aspekter, slik som artssammensetning, struktur og virkemåte for økosystemet. I tilstandsvurderingen grupperes parametere/indekser som representerer samme kvalitetselement i henhold til hvilken påvirkning (eksempel eutrofiering, forsurening) de er sensitive for.

- Parametere/indekser som er sensitive for én og samme påvirkning (for eksempel ulike planteplankton-indekser i forhold til eutrofiering) kombineres ved for eksempel gjennomsnitt av tilstandsverdiene for de ulike parameterne/indeksene målt som nEQR (se nedenfor).

- Parametere/indekser som er sensitive for ulike påvirkninger (for eksempel begroings-alge-indeksene PTI og AIP i forhold til hhv. eutrofiering og forsuring) kombineres i henhold til det «verste styrer prinsippet».

2.3.5 Normalisering av EQR

Forholdet mellom en parameter/indeks og påvirkningsgraden varierer mellom ulike indekser, og én og samme EQR-verdi vil derfor ikke alltid uttrykke samme grad av forringelse av økologisk integritet. For å kunne bruke «det verste styrer»-prinsippet eller beregne snitt av flere indekser/parametere må EQR-verdiene for de ulike kvalitetselementene og parameterne være sammenlignbare. Derfor beregnes en normalisert EQR (nEQR) som benyttes i den samlede tilstandsklassifiseringen. Beregning av nEQR-verdier er beskrevet i klassifiseringsveilederen. Normaliseringen fører til at alle EQR-verdier ligger innenfor samme skala med faste klassegrensene og jevne intervaller mellom klassegrensene (0,8, 0,6, 0,4, 0,2). Normalisering av EQR-verdiene i VD kan sammenlignes med skalering i NI, men i NI er skaleringen lineær («lik») i forhold til opprinnelig måleskala over hele variasjonsbredden for tilstander dårligere enn referanseverdiene, mens dette ikke er tilfelle for normaliseringen i VD (se kap. 4).

2.3.6 Vekting

Vekting benyttes ikke som formelt begrep innenfor klassifiseringsmetodikken i VD, men metodikken inneholder prosedyrer som innebærer at observasjonene får ulik vekt ved klassifiseringen.

Indikatorobservasjonene vektes først og fremst for å rette på skjevheter som skyldes varierende datakvalitet. Vektingen i VDs klassifiseringssystem skjer på to ulike nivåer:

På kvalitetselement nivå midles tilstandsverdiene (nEQR) for parametere/indekser som er følsomme for samme påvirkning. Dette gjøres for å unngå at enkeltparametere som, av en eller annen grunn, gir avvikende respons på en gitt påvirkning skal tillegges avgjørende vekt i den endelige tilstandsklassifiseringen. Mange kvalitetselementer er imidlertid representert kun med en parameter/indeks i tilstandsklassifiseringen.

Både på kvalitetselement nivå og når de ulike kvalitetselementene skal samveies for en samlet tilstandsvurdering av vannforekomsten gjøres det en vurdering av hvilke parametere/indekser og kvalitetselementer som skal tillegges vekt. VD gir mulighet for ikke å benytte seg av enkelte parametere eller kvalitetselementer dersom dette reduserer usikkerheten i klassifiseringen. Høy usikkerhet i denne sammenheng kan være knyttet til mangelfullt kunnskapsgrunnlag, stor naturlig variasjon i referanseverdiene til indikatoren, mangelfullt datagrunnlag.

3 Naturindeksen – formål og metode

3.1 Formål

Beslutningen om å lage en naturindeks for å beskrive tilstand og utvikling for det biologiske mangfoldet i Norge, ble tatt av regjeringen Stoltenberg i 2005. Naturindeksen er en såkalt sammensatt indeks. Den har som hensikt å sammenfatte utviklingen for biologisk mangfold i Norge for ulike hovedøkosystemer, og presentere denne utviklingen i kondensert form. Naturindeksen henvender seg ikke til de økologiske fagmiljøene, men i stedet til beslutningstakere og det generelle publikum. Hensikten er at den skal kunne tolkes intuitivt av de som ikke har inngående faglig forståelse for biologisk mangfold. Samtidig skal den også være relevant for internasjonal rapportering om tilstand og utvikling av biologisk mangfold i Norge (Miljøverndepartementet 2006). Et annet formål er å identifisere viktige kunnskapsbehov for å kunne følge utviklingen i biologisk mangfold framover.

Arbeidet med å utvikle det teoretiske og metodiske rammeverket for naturindeksen startet i 2007 og bygget på erfaringer fra andre land, bl.a. den nederlandske Natural Capital Index (ten Brink 2000) og den sør-afrikanske Biodiversity Intactness Index (Scholes & Biggs 2005). Resultatene fra dette arbeidet ble første gang presentert i 2010 (Nybø 2010a). Datagrunnlaget og rammeverket som ble benyttet ved denne anledningen, er beskrevet i Certain & Skarpaas (2010), Nybø (2010b) og Certain *et al.* (2011). I perioden etter første publisering av naturindeksen og fram mot relanseringen i 2015 (Framstad 2015) ble rammeverket og datagrunnlaget gjennomgått på nytt. Rammeverket ble revidert med hensyn til utvalget av indikatorer benyttet ved beregningen av naturindeks, og det konseptuelle grunnlaget for å fastsette referanseverdier ble presisert. Det reviderte rammeverket er presentert i Pedersen og Nybø (2015).

3.2 Definisjoner

Naturindeksen 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 *et al.* 2011). Dette innebærer at naturindeksen også varierer mellom 0 og 1.

Indeksen beregnes for et hovedøkosystem innenfor et nærmere definert areal/havområde og for et angitt tidspunkt. Foruten ferskvann og kystvann (bunn og pelagisk), som til sammen omfatter økosystemene som behandles i vanndirektivets klassifiseringssystem, beregnes naturindeksen også for hovedøkosystemene hav (bunn og pelagisk), våtmark, skog, fjell og åpent lavland.

3.3 Metodikk

3.3.1 Geografiske enheter

For naturindeksen er kommunene valgt som minste geografisk enhet, men det er også tenkt at NI skal være relevant for fylker, landsdeler og hele landet. På grunn av lav romlig oppløsning i datagrunnlaget beregnes naturindeksen per i dag for hele landet samlet og for 5 landsdeler (Framstad 2015, Pedersen 2015).

3.3.2 Indikatorer

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

Indikatorene som naturindeksen baseres på, må oppfylle et sett av kriterier (Nybø *et al.* 2015a). De skal bl.a. kunne måles i naturen og målingene skal kunne knyttes til avgrensede arealer.

Videre skal kunnskapsgrunnlaget være godt nok til at trender i indikatoren kan anslås, og man skal kunne estimere en referanseverdi (se under) i de ulike arealene. Indikatorene skal videre respondere på miljøendringer. Dagens utgave av naturindeksen har av ulike årsaker fokus på artsmangfold, slik at indikatorene fortrinnsvis bør være populasjonsegenskaper.

De aller fleste indikatorene som inngår i grunnlaget for å beregne naturindeks, representerer derfor bestander av en rekke arter (Pedersen og Nybø 2015). Disse måles typisk, men ikke nødvendigvis, som antall, biomasse, tetthet eller annet mengdemål (abundanse). Et 20-talls indikatorer representerer imidlertid artsgrupper eller de er sammensatte indekser for flere arter (taksa) med representanter fra ulike dyre-/plantegrupper, men som oftest med noenlunde lik økologisk funksjon. Indekser er ofte brukt for artsgrupper med mange arter, f.eks. insekter i ferskvann eller bløtbunnsinvertebrater i kystvann. Disse indeksene er ofte satt sammen for å måle påvirkning fra en gitt ytre faktor. Alle indikatorene som er felles for naturindeksen og vannforskriftens klassifiseringssystem, er av denne typen (Tabell 3.1 og 3.2).

Såkalte indirekte indikatorer inngår også i datagrunnlaget for naturindeksen. Dette er enten enheter som representerer viktige ressurser for mange arter slik som død ved i skog, eller arter som har en negativ effekt på det biologiske mangfoldet, og denne negative effekten er representert ved indikatoren. Naturindeksen inneholder ingen slike indirekte, ei heller abiotiske, indikatorer for ferskvann eller kystvann.

Tabell 3.1. Indikatorer for ferskvann som inngår i både naturindeksen og vannforskriftens klassifiseringssystem. Tabellen inneholder opplysninger om skaleringsmodell og egenskaper som bestemmer indikatoren vekt ved beregning av naturindeks for hele landet: funksjonell gruppe, hvorvidt indikatoren er en nøkkelindikator, dens tilhørighet til det aktuelle hovedøkosystemet og dekningsandel (andelen av kommuner med aktuelt hovedøkosystem der indikatoren er dokumentert). Indikatorenes vektandel ved beregning av naturindeks for hele landet (Vekt) er også gjengitt sammen med institusjonen som er ansvarlig for å levere data for den enkelte indikator til naturindeks.

Indikator (navn)	Modell	Funksjonell gruppe	Nøkkel-indikator	Tilhørighet	Dekningsandel	Vekt	Institusjon
Begroing elver eutrofieringsindeks	Max	Primærprodusent	x	1,00	0,03	0,0050	NIVA
Begroing elver forsuringsindeks	Low	Primærprodusent	x	1,00	0,02	0,0049	NIVA
Bunndyr ASPT indeks	Low		x	1,00	0,03	0,0039	NIVA
Bunndyr forsuringsindeks (Raddum 1)	Low		x	1,00	0,03	0,0045	NIVA
Planteplankton innsjøer	Max	Primærprodusent	x	1,00	0,63	0,1115	NIVA
Vannplanter innsjøer	Low	Primærprodusent	x	1,00	0,10	0,0178	NIVA

Tabell 3.2. Indikatorer for kystvann som inngår i både naturindeksen og vannforskriftens klassifiseringssystem. Alle indikatorene er knyttet til hovedøkosystemet kystvann bunn. Vekt angir indikatorenes vektandel ved beregning av naturindeks for kystvann samlet. For videre forklaring, se tabelltekst til Tabell 3.1.

Indikator (navn)	Modell	Funksjonell gruppe	Nøkkel-indikator	Tilhørighet	Dekningsandel	Vekt	Institusjon
Bløtbunn artsmangfold fauna kyst	Low		x	1,00	0,45	0,0238	NIVA
Bløtbunn eutrofiindeks	Low		x	1,00	0,45	0,0238	NIVA
Hardbunn vegetasjon algeindeks	Low	Primærprodusent	x	1,00	0,23	0,0251	NIVA
Hardbunn vegetasjon nedre voksegrense	Low	Primærprodusent	x	1,00	0,12	0,0049	NIVA

Det er utviklet et ideelt sett av kriterier som utvalget av indikatorer for et hovedøkosystem bør oppfylle (jfr. Nybø *et al.* 2015). Imidlertid begrenses indikatorutvalget i praksis av hva som er tilgjengelig av data og kunnskap slik at kriteriene på flere områder ikke er oppfylt. Indikatorutvalget er derfor skjevt både taksonomisk og med hensyn til indikatorenes økologiske funksjon (Pedersen 2015). Noe av disse skjevhetene rettes opp ved hjelp av vektning av indikatorobservasjonene (se under).

Naturindeks for ferskvann 2015 er basert på 33 indikatorer som er helt eller delvis knyttet til ferskvann. De fleste taksonomiske og funksjonelle grupper, samt indikatorer følsomme for relevante påvirkningsfaktorer, er representert. Det er flest fugl (14), moser (4) og fisk (3). Utvalget inkluderer både nøkkelindikatorer, vanlige arter og arter på rødlista. 6 av i alt 8 nøkkelindikatorer inngår i vanndirektivets klassifiseringssystem (Tabell 3.1). Fordelt på påvirkningstyper er det angitt at flest indikatorer er følsomme for forsurening, arealbruk, fysiske inngrep og eutrofiering (Schartau *et al.* 2015).

Naturindeksen for kystvann er basert på 64 ulike indikatorer der 37 er knyttet til bunnøkosystemene og 37 til de åpne vannmassene (pelagialen). 10 av indikatorene karakteriserer både kystvann bunn og kystvann pelagisk. Flere av indikatorene er dessuten felles med havøkosystemene. Det er flest fisk (20) og fugl (21), men indikatorutvalget omfatter også alger, nesledyr, krepsdyr, mollusker og pattedyr. Det inngår 8 nøkkelindikatorer for kystvann bunn der 4 av disse inngår i vanndirektivets klassifiseringssystem (Tabell 3.2). Det er 6 nøkkelindikatorer for kystvann-pelagisk (Gundersen *et al.* 2015).

3.3.3 Observasjoner av tilstand

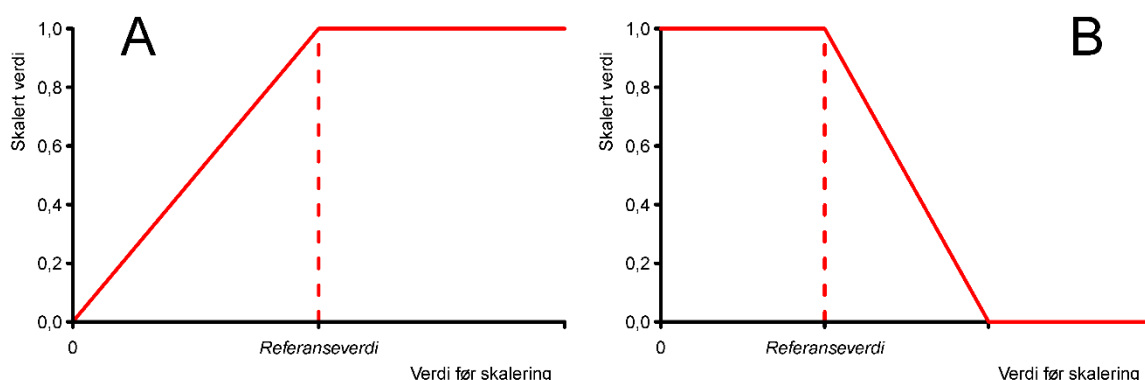
Datagrunnlaget utgjøres av observasjoner av indikatorenes tilstand innenfor angitte områder. Områdenes avgrensning for kyst og hovedøkosystemene på fastlandet følger kommunegrensene, dvs. at et område består av én eller flere kommuner. Områdenes størrelse avhenger av type indikator og begrensninger i datagrunnlaget. Måleenhet velges ut fra det som er relevant for den enkelte indikator.

Observasjonene er oftest basert på overvåkingsdata, men kan også være modellbaserte estimat av tilstand eller basert på ekspertvurderinger. Datagrunnlaget for ferskvann er basert på overvåkingsdata (38 %), modellbaserte estimater (10 %) og ekspertvurderinger (52 %). 45 % av indikatorene for ferskvann har verdier for mindre enn 50 % av kommunene med ferskvannsforekomster (Schartau *et al.* 2015). For kystvann-bunn er datagrunnlaget tilsvarende basert på 51 % overvåkingsdata, 10 % modellbaserte estimater og 39 % ekspertvurderinger. For kystvann-pelagisk er indikatorverdiene basert på 68 % overvåkingsdata, 11 % modellbaserte estimater og 21 % ekspertvurderinger. 62 % av indikatorene for kystvann-bunn og 73 % av indikatorene for kystvann-pelagisk har verdier for mindre enn 50 % av kommunene med kystvannsforekomster (Gundersen *et al.* 2015).

Beregningene av naturindeks håndterer usikkerhet i observasjonene av tilstand (jfr. Pedersen & Skarpaas 2015). Slik usikkerhet oppstår av mange årsaker, bl.a. fordi verdiene baseres på målinger fra et utvalg av mulige lokaliteter, observasjonene er forbundne med målefeil, indikatorverdier genereres fra modeller der parameterne estimeres med en viss usikkerhet, ekspertvurderinger er forbundet med usikkerhet, osv. Indikatorverdiene blir derfor i naturindekssammenheng angitt som sannsynlighetsfordelinger der spredningen representerer denne usikkerheten.

3.3.4 Skalering

Indikatorobservasjonene skaleres til en felles skala mellom 0 og 1 for å kunne beregne naturindeksen som et gjennomsnitt av disse. Skalering av indikatorverdier til felles skala skjer ved hjelp av ikke-lineære skaleringsfunksjoner (Figur 3.1). Skaleringsfunksjonene inneholder kun én parameter, den såkalte referanseverdien (Pedersen & Skarpaas 2015). Referanseverdier angis for hvert geografiske område en indikator observeres i.



Figur 3.1 Skaleringsfunksjonene low (A) og max (B).

Begge modellene er definert for ikke-negative indikatorverdier. Low-modellen er en stigende funksjon mellom 0 og referanseverdien og lik 1 for indikatorverdier større enn referanseverdien. Max-modellen er en avtagende funksjon fra 1 i referanseverdien til 0 ved 2 x referanseverdien (Figur 3.1).

Skaleringsfunksjonen low benyttes der det er en positiv sammenheng mellom indikatorens verdi og tilstand. Den ble benyttet for 97% av indikatorene ved beregning av naturindeks 2015. Funksjonen max benyttes når det er en negativ sammenheng mellom indikatorens verdi og biologisk mangfold (Tabell 3.1, 3.2). Dette gjelder for enkelte indirekte indikatorer der indikatoren representerer en negativ effekt på det øvrige biologiske mangfoldet.

3.3.5 Referansetilstand og referanseverdier

Referanseverdier for enkeltindikatorer 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. For naturlige økosystemer (alle unntatt åpent lavland) fastsettes indikatorenes referanseverdier i forhold til en felles referansetilstand som representerer økosystemer der påvirkningen fra menneskelig aktivitet er, eller har vært, så begrenset at den har minimal påvirkning på det biologiske mangfoldet. Artssammensetningen, de ulike populasjonenes størrelse og tilstand og de økologiske funksjoner er intakte, dvs. ikke vesentlig påvirket av menneskelig aktivitet. Referansetilstanden for semi-naturlig mark (åpent lavland) defineres som et system i «god hevd» relativt til arts mangfoldet en tradisjonelt forbinder med den aktuelle naturtypen og som har blitt formet gjennom den tradisjonelle hevden over lang tid (Nybø *et al.* 2015a). For en nærmere diskusjon og beskrivelse av referansetilstanden for ferskvann og kystvann vises til Nybø *et al.* (2015b). For eksempler på fastsetting av referanseverdier vises til nettstedet <http://www.naturindeks.no/>.

3.3.6 Vekting

Indikatorobservasjonene vektes først og fremst for å rette på skjevheter i datagrunnlaget.

De ulike indikatorene for et gitt økosystem representerer ulike funksjonelle grupper: nedbrytere, planter, plantespisere (som i denne sammenhengen også omfatter filterspisere), mellompredatorer og toppredatorer. Hver av disse funksjonelle gruppene gis samme vekt i beregningene og teller til sammen 50 % ved beregning av naturindeksverdien. Nøkkelindikatorer teller også til sammen 50 %. Nøkkelindikatorer er enten indikatorer som har nøkkelfunksjoner i økosystemene, som stortare for kystvann, eller de er artsindekser som omfatter mange arter og gjerne representerer spesifikke påvirkninger. Eksempler på sistnevnte er begroing elver forsuringssindeks i ferskvann og bløtbunn eutrofiindeks i kystvann.

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. Ved beregning av naturindeksen for et større geografisk område, vektes indeksverdiene for enkeltkommuner med andelen av det større området kommunen representerer (Pedersen & Skarpaas 2015). I slike beregninger vil derfor indikatorer med god arealmessig dekning få større betydning enn indikatorer med lav dekning (se eksempler i Tabell 3.1 og 3.2).

Alle indikatorene som inngår i både vanndirektivets klassifiseringssystem og naturindeksen regnes som nøkkelindikatorer (Tabell 3.1, 3.2). Flere av indikatorene er imidlertid dokumentert med data fra kun svært begrensede geografiske områder. Dette medfører at de, til tross for at de vektlegges som nøkkelindikatorer, likevel har lav vektandel og teller lite ved beregning av naturindeks for større geografiske områder slik som landsdeler og hele landet. For alle indikatorer felles for NI og VD listes egenskapene som er relevante i forhold til hvor stor vekt indikatorene har ved beregning av naturindeksen for hhv. ferskvann og kystvann (Tabell 3.1, 3.2).

3.3.7 Ekspertenes rolle

Hver indikator er tilrettelagt for naturindeks av en eller flere eksperter knyttet til forskningsinstituttene HI, NIBIO, NINA og NIVA, samt NTNU Vitenskapsmuseet. Ekspertene mobiliserer og tilpasser data til naturindeksens rammeverk. Dette innebærer bl.a. å velge ut relevante variabler som måler indikatorens tilstand, skalere disse på en fornuftig måte i forhold til rammeverket og fastsette referanseverdier for hvert område indikatoren rapporteres fra.

4 Skalering og referanseverdi

4.1 Skaleringsfunksjoner i VD og NI

Skalering av indikatorverdier er forskjellig i vanndirektivets tilstandsklassifisering og naturindeksen. Hensikten med skaleringen er imidlertid den samme i begge systemene; å transformere verdiene fra de opprinnelige måleskalaene, som varierer mellom indikatorene, til en felles skala for alle indikatorer slik at en beregning av samlet tilstand blir mulig. En felles skala er en forutsetning for å beregne gjennomsnittlige tilstander for en gruppe indikatorer slik det gjøres ved beregning av NI og for grupper av indikatorer innenfor samme kvalitetselementer som er sensitive mht. samme påvirkningsfaktor i VD. En felles skala er også en forutsetning for å anvende verste styrer prinsippet ved å sammenlikne tilstandene på tvers av påvirkningsfaktorene og kvalitetselementene i VD for å finne den dårligste tilstanden blant dem. Både innenfor NI- og VD-systemet transformeres de opprinnelige indikatorverdiene til en skala fra 0 til 1.

Forskjellene mellom skaleringsfunksjonene i de to systemene medfører at de skalerte tilstandsverdiene ikke uten videre er konsistente mellom de to systemene. Den viktigste årsaken til dette er at det er større variasjon i skaleringsfunksjonenes form innenfor VD enn i NI. Dette henger igjen sammen med at den felles tilstandsskalaen som benyttes i VD, er beskrevet i mer detalj enn i NI. Tolkningen av tilstandsskalaen er presisert for flere verdier mellom 0 og 1 i VD-systemet, mens tilsvarende beskrivelse kun er gitt for verdien 1 i NI. Disse forholdene er nærmere forklart under.

Innenfor rammeverket til VD foreligger det i prinsippet to ulike sett av skaleringsfunksjoner som genererer hhv. EQR og nEQR-verdier (Kapittel 2, Direktoratgruppen for vanndirektivet 2013). EQR beregnes normalt som observert verdi / referanseverdi for verdier lavere eller lik referanseverdien, for indikatorer der det er en positiv sammenheng mellom indikatorverdi og tilstand. Dette tilsvarer low-modellen i NI systemet. For mange av indikatorene er det imidlertid nødvendig først å foreta en forskyving (translasjon) av den opprinnelige verdiskalaen før beregning av EQR slik at indikatorverdiene blir ikke-negative og indikatorens minimumsverdi blir lik null. Mer kompliserte tilnærminger for beregning av EQR forekommer for flere kystvannsindikatorer (jfr. Direktoratgruppen for vanndirektivet 2013).

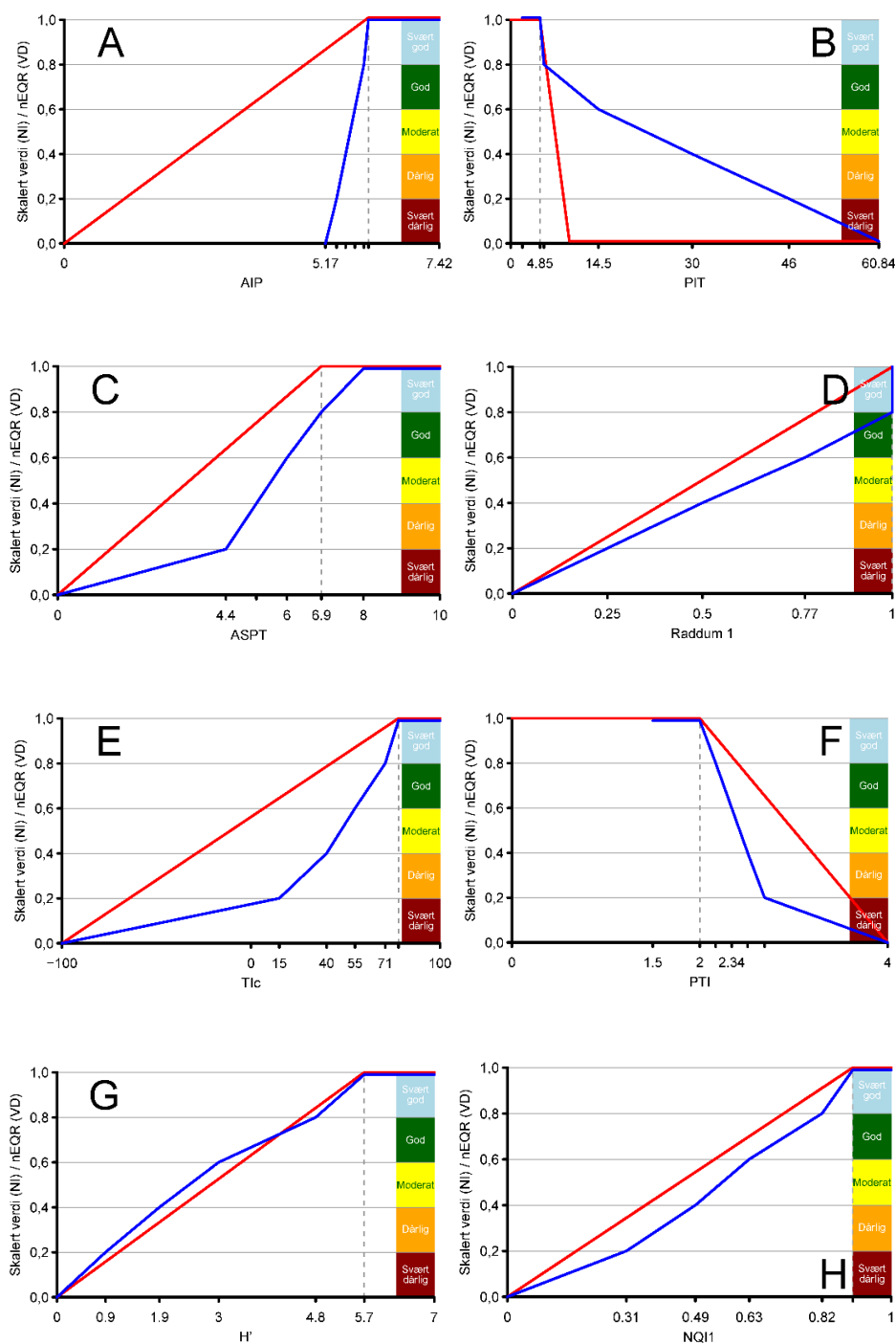
For indikatorer der det er en negativ sammenheng mellom indikatorverdi og tilstand benyttes ofte en av to ulike tilnærminger (se Direktoratgruppen for vanndirektivet 2013). Enten beregnes EQR som referanseverdi / observert verdi for verdier større enn referanseverdien (Direktoratgruppen for vanndirektivet 2009) eller som observert verdi / referanseverdi etter translasjon av den opprinnelige verdiskalaen til ikke-positive verdier med 0 som maksimumsverdi. Ingen av disse tilnærminger tilsvarer max-modellen i NI-systemet. Unntaket er de spesielle tilfeller der en benytter den siste metoden og referanseverdien samtidig er lik halvparten av indikatorens maksimumsverdi når disse angis på den opprinnelige verdiskalaen.

EQR-verdiene har imidlertid ingen operasjonell rolle i klassifiseringen av vannforekomstene ut over den rollen nEQR-verdiene har. nEQR forutsettes i VD for å beregne gjennomsnittstilstander, og nEQR-verdiene er også grunnlaget for beregning av vannforekomstenes tilstand basert på verste styrer prinsippet.

Skalering av indikatorverdiene innenfor naturindeksens rammeverk og beregning av nEQR-verdier gjøres ved hjelp av stykkevis lineære skaleringsfunksjoner. Den grunnleggende forskjellen mellom de to systemene ligger i antall parametere som skal defineres før skaleringsfunksjonene er entydig bestemt. Mens en i NI-sammenheng kun skal angi en parameterverdi, referanseverdien, for å få en fullstendig spesifisert skaleringsfunksjon, så skal det i VD-sammenheng i tillegg angis en verdi for hver grense mellom tilstandsklassene «svært dårlig», «dårlig», «moderat», «god» og «svært god», dvs. 4 parametere i tillegg til referanseverdien. Disse tilstandsgrensene skal for hver indikator og type vannforekomst defineres ut fra de generelle beskrivelsene av de

fem tilstandsklassene (se vedlegg V i vannforskriften). Skaleringsfunksjonene defineres slik at tilstandsgrensene tilsvarer nEQR lik hhv. 0,2, 0,4, 0,6 og 0,8. Referanseverdien, med noen unntak, tilsvarer nEQR lik 1.

Det store antall parametere åpner for stor variasjon i formen til skaleringsfunksjonene som benyttes innenfor VD-systemet (Figur 4.1). For enkelte av indikatorene som inngår i begge systemene er formen på skaleringsfunksjonene som benyttes i VD og NI så forskjellige at en indikatorverdi kan bli transformert til svært ulike skalerte verdier mellom 0 og 1 i de to systemene (Figur 4.1). Dette skjer selv om en benytter samme referanseverdi ved skaleringene.



Figur 4.1 Skaleringsfunksjoner for beregning av nEQR (blå linje) og skalerte indikatorverdier i NI (rød linje) fra indeksverdier på original-skala for AIP (A) og PIT (B) for svært kalkfattige elver, ASPT (C) og Raddum 1 (gjennomsnitt av to eller flere prøver, D) for alle elvetyper, Tlc for kalkfattige og humøse innsjøer (E), PTI for kalkfattige og klare innsjøer (F), Shannonindeksen (G) og NQI1 (H) for bunnfauna bløtbunn. Stiplet linje angir referanseverdien. Skaleringsfunksjonene for naturindeks er for AIP, ASPT, Raddum 1, Tlc og PTI i tråd med den skalering som er foretatt ved beregning av NI. For PIT, H' og NQI1 er de basert på referanseverdier oppgitt i Direktoratgruppen for vanndirektivet (2013). Disse avviker fra referanseverdiene som er oppgitt i NI-databasen. For H' og NQI1 er det i NI-basen oppgitt kommunevis, modellerte referanseverdier. For ASPT angir referanseverdien grensen mellom tilstandsklassene «god» og «svært god» (Direktoratsgruppen for vanndirektivet 2013). For mer informasjon om indeksene, se Tabell 4.1. De to hardbunns indikatorene for kystvann er ikke inkludert da disse er representert med nEQR-verdier i NI-databasen.

Tabell 4.1. Beregning av EQR-verdier for indikatorer som inngår i både naturindeksen og vannforskriftens klassifiseringssystem. Tabellen inneholder for hver indikator opplysninger om hvorvidt translasjon av verdiskalaen er nødvendig før skalering til EQR-verdier, indikatorens verdiområde før skalering og skaleringsformel ($EQR = \frac{O - R}{R - R_{min}}$). O = observert verdi, R = referanseverdi. Tabellen inneholder også opplysninger om hvilke type data som er lagt inn i naturindeksbasen, originale indeks-verdier, translerte indeksverdier, EQR eller nEQR, samt korte karakteristikk av hvor godt skalerte indikatorverdiene som inngår i NI-beregningene samsvarer med nEQR-verdiene som er grunnlaget for tilstandsklassifiseringen i vannforskriftens klassifiseringssystem.

*Avvikene skyldes (for ASPT kun delvis) at referanseverdiene er forskjellige i NI og VD. For kystvannsindikatorene RSLA/RSL og MSMDI er referanseverdien i NI satt til 0,8 x referanseverdien i VD.

Indikatornavn / Indeks	Relasjon indeks-verdi og økologisk tilstand	Beregning av EQR			Input til NI database	Samsvar nEQR og skalerte verdier i NI
		Translasjon av verdiskala	Verdiområde (etter evt. translasjon)	$EQR = \frac{O - R}{R - R_{min}}$		
Begroing elver Forsuringsindeks / AIP	Positiv	Ja	0 – 2,25	O / R	Indeks verdier	Sterkt avvikende
Begroing elver Eutrofieringsindeks / PIT	Negativ	Ja	-58,92 – 0	O / R	Indeks verdier	Sterkt avvikende for gode til svært dårlige tilstander
Bunndyr ASPT indeks	Positiv	Nei	0 (1) – 10	O / R	Indeks verdier	Avvikende*
Bunndyr forsuringsindeks / Raddum 1	Positiv	Nei	0 – 1	Ikke def.	Indeks verdier	Avvikende for moderate til svært gode tilstander
Planteplankton innsjøer / PTI	Negativ	Ja	-2,5 – 0	O / R	Indeks verdier	Sterkt avvikende for gode til svært dårlige tilstander
Vannplanter innsjø / Tlc	Positiv	Ja	0 – 200	O / R	Translerte indeksverdier	Sterkt avvikende for gode til svært dårlige tilstander
Bløtbunn artsmangfold fauna kyst / H'	Positiv	Nei	Ikke-negative verdier	O / R	Kommunevis gjennomsnitt	God
Bløtbunn eutrofiindeks / NQI1	Positiv	Nei	0 – 1	O / R	Indeks verdier	nEQR gjennomgående noe lavere enn NI
Hardbunn vegetasjon Algeindeks / RSLA/RSL	Multimetrisk indeks				nEQR	Avvikende for gode til svært gode tilstander*
Hardbunn vegetasjon nedre voksegrense / MSMDI	Positiv	Nei	0 – 5	O / R	nEQR	Avvikende for gode til svært gode tilstander*

Bruk av ikke-translerte AIP-verdier i beregning av NI bidrar også til avvik mellom de to systemene (Figur 4.1.A). Det samme gjør begrensningen i max modellen om at den skalerte verdien av 2* referanseverdien skal være lik 0 (Figur 3.1.B, 4.1.B).

De skalerte indikatorverdiene i naturindeksen er derfor i mange tilfeller ikke konsistente med de tilsvarende tilstandsverdiene som ligger til grunn for tilstandsklassifiseringen i VD (Tabell 4.1). En enkel måte å oppnå konsistens mellom de to systemene for felles indikatorer, er å basere input data til naturindeksbasen på nEQR verdier, slik det er gjennomført for RSLA/RSL- og MSMDI indeksene.

4.2 Effekt av ulike tilnærminger for fastsettelse av referanseverdier

4.2.1 Fastsettelse av referanseverdier i VD og NI

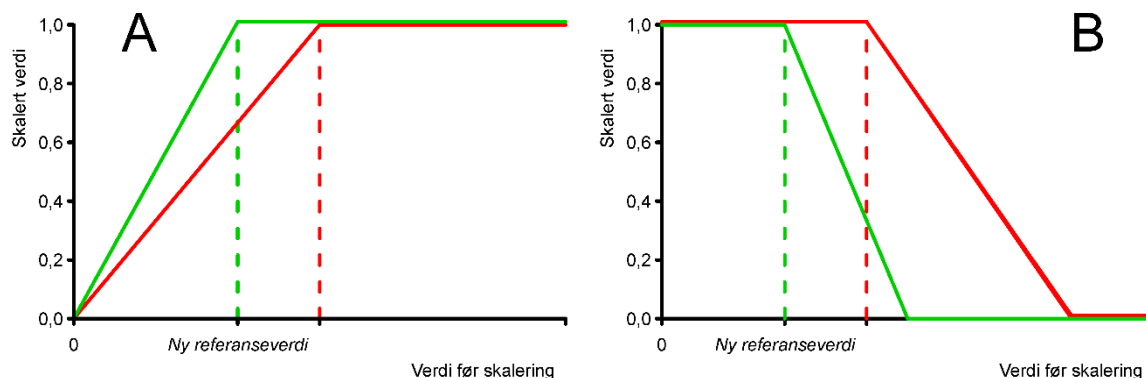
I både NI og VD er referanseverdien for en indikator den verdien indikatoren vil ha i et økosystem med minimal menneskelig påvirkning. Naturlig variasjon er imidlertid behandlet forskjellig i de to systemene. VDs klassifiseringssystem spesifiserer hvordan en skal forholde seg til naturlig variasjon ved fastsetting av referanseverdier. I VD settes referanseverdien lik gjennomsnittsverdien for en indikator i referansetilstanden. Klassegrensen svært god/god (nEQR = 0,8) representerer dessuten en nedre grense for vannforekomster i naturtilstand.

Det er ikke beskrevet en tilsvarende strategi ved fastsetting av referanseverdier innenfor NI. Praksis tyder på at de ansvarlige ekspertene har benyttet ulike strategier for hvordan referanseverdiene er fastsatt i relasjon til naturlig variasjon. Noen følger prinsippene i VD og fastsetter referanseverdien som gjennomsnittsverdien for en indikator i referansetilstanden (f.eks. indikatorene «elg», «hjort» og «rådyr», E. Solberg, pers. med.). Andre eksperter, motivert av formen til skaleringsfunksjonene low og max, oppfatter referanseverdien som en nedre tilstandsgrense for naturtilstanden tilsvarende klassegrensen svært god/god i VD. Denne variasjonen i oppfatning av hva referanseverdien skal representere, finner en også blant VD-indikatorene som inngår i NI-beregningene. For de fleste av disse benyttes de samme referanseverdiene i begge systemene (f.eks. «Begroing elver Eutrofieringsindeks», «Planteplankton innsjøer», «Vannplanter innsjø», Figur 4.1). For indikatorene «Hardbunn vegetasjon Algeindeks» og «Hardbunn vegetasjon nedre voksegrense» benyttes imidlertid klassegrensen svært god/god som referanseverdi ved beregning av NI.

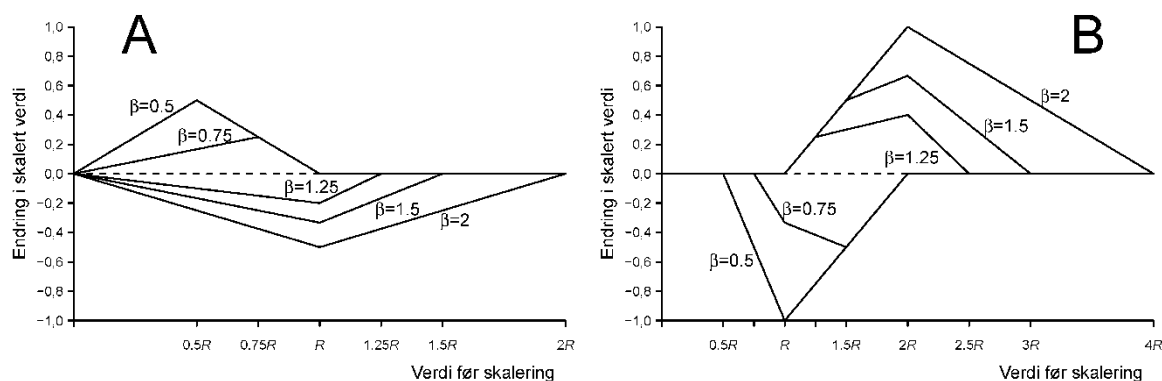
Under diskuteres i hvilken grad denne ulike praksis ved fastsetting av referanseverdier i VD og NI kan gi opphav til systematiske forskjeller i beregningene av økologisk tilstand. Dette gjøres ved å beregne effekten av systematiske manipulasjoner av referanseverdiene på naturindeksen for ferskvann og kystvann.

4.2.2 Effekt av å endre referanseverdier på skaleringsfunksjonene i NI

Effekten av å endre referanseverdier på de skalerte indikatorverdiene avhenger av indikatorverdien før skalering og skaleringsmodell (Figur 4.2). F.eks. en reduksjon av referanseverdien under low modellen har størst effekt på verdier nær den nye, lave referanseverdien, mens reduksjonen ikke påvirker skaleringen av indikatorverdier som er større enn den høyeste referanseverdien. En slik reduksjon har positiv eller ingen effekt på de skalerte verdiene under low modellen, mens den har negativ eller ingen effekt under max modellen (Figur 4.2). Low modellen som benyttes for 97% av indikatorene i NI, er mindre sensitiv overfor endringer i referanseverdiene enn max modellen (Figur 4.3). F.eks. medfører en halvering av referanseverdien en maksimal endring i skalert verdi på 0,5 under low-modellen, mens tilsvarende for max-modellen er -1. Effekten er størst for indikatorverdier lik den minste av de to aktuelle referanseverdiene under low modellen, og 2 ganger denne under max (Figur 4.3).



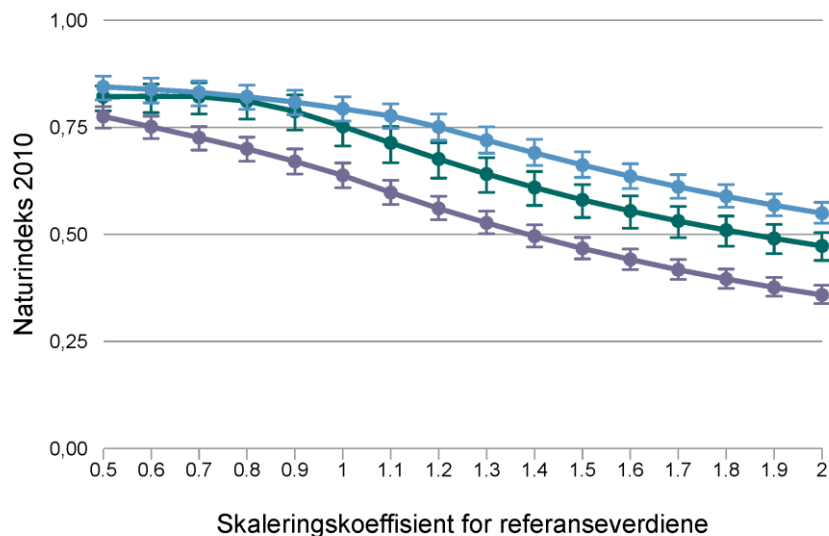
Figur 4.2. Sammenlikning mellom skaleringsfunksjoner med ulike referanseverdier. A: low modell, B: max modell. Grønne linjer er modell med lav referanseverdi (her: ny referanseverdi), røde linjer modell med høy referanseverdi (her: opprinnelig referanseverdi). Stiplede linjer angir referanseverdiene.



Figur 4.3. Endring i skalert indikatorverdi som funksjon av verdien før skalering når referanseverdien endres fra R til βR for skaleringskoeffisienter (β) lik 0,5, 0,75, 1,25, 1,5 og 2. A: low modell, B: max modell.

4.2.3 Effekt av systematiske endringer av referanseverdiene på verdien til NI

Naturindeksen beregnes som et gjennomsnitt av skalerte indikatorverdier. Den maksimale effekten av f.eks. å halvere alle referanseverdiene på naturindeksen under low modellen er derfor å øke NI-verdien med 0,5. Dette forutsetter imidlertid at alle indikatorverdier er lik sine nye respektive referanseverdier. I reelle datasett, som ligger til grunn for NI-beregningene, er det imidlertid stor spredning mellom indikatorernes skalerte tilstander (Framstad *et al.* 2015, Pedersen 2015). Andelen observasjoner i datasettet som i liten grad eller ikke påvirkes av endringene i referanseverdiene, vil under low modellen gjerne øke med økende variasjon i indikatorernes tilstand. Dette innebærer at effekten av en systematisk endring av alle referanseverdier har langt mindre effekt på NI enn den maksimale effekten en slik endring kan ha på en skalert indikatorverdi.



Figur 4.4. Naturindeks for Norge 2010 for hovedøkosystemene ferskvann (sjøgrønn linje), kystvann bunn (lilla linje) og kystvann pelagisk (lys blå linje) som funksjon av referanseverdiene skaleringskoeffisient når samtlige referanseverdier som inngår i beregningen systematisk endres fra R til βR , der R er opprinnelig referanseverdi og β er skaleringskoeffisienten. $\beta=0,5$ tilsvarer en halvering, $\beta=1$ de opprinnelige og $\beta=2$ en dobling av alle referanseverdiene. Naturindeksverdier for $\beta=1$ er fra Framstad (2015). Naturindeks 2010 for andre verdier av β er beregnet fra det samme datagrunnlaget som ligger til grunn for beregningene i Framstad (2015).

De beregnede NI-verdiene framstår som robuste mht. systematiske endringer av referanseverdiene. Dette skyldes stor spredning i indikatoretilstander i reelle datasett, at skalering hovedsakelig skjer ved hjelp av low modellen, low-modellens robusthet mht. endringer i referanseverdier, og at NI er et gjennomsnitt av indikatorenes tilstander. F.eks. en endring av alle referanseverdier med en faktor på 0,8 vil for ferskvann, kystvann bunn og kystvann pelagisk endre de nasjonale NI verdiene for 2010 fra hhv. 0,75, 0,64, og 0,79 til 0,81, 0,70, og 0,82 (Figur 4.4). Denne endringen i referanseverdier tilsvarer å erstatte referanseverdiene i VD-systemet med grensen mellom tilstandsklassene svært god og god. Endringene i NI er klart mindre enn 0,2 som tilsvarer klasseintervallene for økologisk tilstand i VD målt når tilstanden måles ved nEQR verdier.

4.2.4 Referanseverdiene rolle i tilstandsklassifiseringen av vannforekomster i VD

Referanseverdiene spiller kun en underordnet rolle i klassifiseringen av vannforekomstenes tilstand i VD. De definerer riktignok skaleringskoeffisienten for den enkelte indikator ved beregning av EQR verdier. Imidlertid er det de interkalibrerte grenseverdiene mellom tilstandsklassene som er avgjørende for klassifiseringen av en vannforekomst. Som nevnt over fastsettes klassegrensene hver for seg ut fra de generelle beskrivelsene som er gitt av de fem tilstandsklassene. Referanseverdiene utgjør kun unntaksvis en slik klassegrense (f.eks. Bunndyr ASPT indeks, Fig. 4.1.C). Bortsett fra disse unntakene er det kun i de tilfeller det er en funksjonell sammenheng mellom referanseverdiene og klassegrensene at de har innflytelse på klassifiseringen.

5 Beregningsmetode – veid middel versus verste styrer

Verste styrer prinsippet innebærer å finne den dårligste tilstanden, dvs. minimum blant en mengde tilstander og representere vannforekomstens samla tilstand med denne minimumstilstanden. Forskjellen mellom den dårligste og gjennomsnittet av tilstandene avhenger av spredningen av tilstandsverdiene innenfor vannforekomsten og spesielt hvor avvikende den dårligste tilstanden er fra de andre.

Innenfor vanndirektivets klassifiseringssystem anvendes verste styrer prinsippet til å karakterisere tilstanden til en vannforekomst ut fra en mengde av gjennomsnittlige nEQR-verdier, der gjennomsnittene i første omgang er beregnet over indikatorer som tilhører samme biologiske kvalitetselement og som er sensitive mht. den samme påvirkningsfaktoren, og som er målt i den aktuelle vannforekomsten. Hvis dette resulterer i en god eller bedre tilstand blir mengden utvidet til også å omfatte fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer, og verste styrer prinsippet bli anvendt på nytt. Dette medfører at vannforekomstens tilstand bestemmes av den gruppa av indikatorer som er mest forringet i forhold til naturtilstanden, dvs. at den bestemmes ut fra den påvirkningsfaktoren som synes å representere de største utfordringene for vannforekomstens kvalitet og fra de kvalitetselementer som synes mest utsatt. Verste styrer prinsippet er dermed tilpasset formålet med vanndirektivets klassifiseringssystem som er å karakterisere tilstanden til *den enkelte* vannforekomsten på en slik måte at behovet for forvaltningstiltak og hvilke tiltak som er relevante, synliggjøres.

Naturindeksen, derimot, skal kunne beregnes for *flere* økosystemer samlet, f.eks. alle kystvannsforekomster eller ferskvannsystemer innenfor geografiske enheter som kommuner, landsdeler eller hele landet. Anvendelse av verste styrer prinsippet i en slik kontekst ville medføre at vannforekomstenes samla tilstand ville bli satt lik tilstanden til vannforekomsten i dårligst forfatning. Der det er stor variasjon i tilstand mellom vannforekomstene, ville dette utgjøre en lite representativ og misvisende sammenfatning av tilstanden i de aktuelle økosystemene. Det er vanskelig å se at en slik framgangsmåte ville ha en praktisk verdi for forvaltningen av disse systemene. Det synes derfor mer naturlig å sammenfatte tilstandene til en *gruppe* økosystemer eller vannforekomster som gjennomsnittet av tilstandene, slik som det gjøres i naturindeksen.

Verste styrer prinsippet kan imidlertid implementeres på mange ulike måter i en naturindeks sammenheng. Tabell 5.1 presenterer resultatet av tre ulike implementeringer av prinsippet. Disse gir et svært forskjellig inntrykk av tilstanden i ferskvann og kystvann i Norge enn dagens naturindeks basert på det samme datamaterialet. Anvendelse av verste styrer prinsippet resulterer i at hovedøkosystemenes tilstand framstilles som svært dårlig eller dårlig til moderat, mens veid middel framstiller tilstandene som gode og svært gode.

Tabell 5.1 Naturindeks for 2010 for hovedøkosystemene ferskvann, kystvann bunn og kystvann pelagisk i tre geografiske områder, hele landet, Midt-Norge og Nord-Norge, beregnet etter 4 ulike metoder for å sammenfatte indikatortilstander til en samlet indeks. «Veid middel» er dagens metode for beregning av naturindeksen slik som beskrevet i kapittel 3 og Pedersen (2015). Verdiene er fra Framstad (2015). Metoden «Verste verdi styrer» innebærer at indeksen settes lik den dårligste tilstanden (laveste skalerte indikatorverdi) i datagrunnlaget, mens ved «Verste indikator styrer» settes indeksen lik gjennomsnittstilstanden (i det aktuelle området) til indikatoren som har den dårligste gjennomsnittstilstanden. Ved «Verste trofiske gruppe styrer» beregnes for hver funksjonelle gruppe (se Vekting i kapittel 3.3.) en vektet gjennomsnittstilstand blant indikatorene som tilhører gruppa, dvs. tilsvarende metoden «Veid middel». Naturindeksen settes lik minimumsverdien blant de funksjonelle gruppene.

	Ferskvann			Kystvann bunn			Kystvann pelagisk		
	Norge	Midt-Norge	Nord-Norge	Norge	Midt-Norge	Nord-Norge	Norge	Midt-Norge	Nord-Norge
Veid middel	0,752	0,736	0,800	0,638	0,701	0,604	0,793	0,763	0,813
Verste verdi styrer	0,000	0,017	0,000	0,000	0,010	0,000	0,000	0,000	0,000
Verste indikator styrer	0,091	0,361	0,256	0,057	0,099	0,099	0,004	0,089	0,004
Verste trofiske gruppe styrer	0,345	0,546	0,612	0,421	0,477	0,413	0,295	0,465	0,600

6 Indikatorutvalg

I naturindeksen inngår langt flere biologiske indikatorer enn i vannforskriftens klassifiseringssystem (se Gundersen m.fl. 2015; Schartau m.fl. 2015). Denne forskjellen er knyttet til formålet med de to klassifiseringssystemene (se kap. 2 og 3), og vi vil derfor ikke gå noe nærmere inn på dette her.

I tilstandsklassifisering etter VD inngår imidlertid også abiotiske parametere (fysisk-kjemiske og hydromorfologiske støtteparametere), i tillegg til biologiske indikatorer, for fastsettelse av økologisk tilstand i ferskvann og kystvann. Dette gjøres iht. nærmere angitte kriterier og prosedyrer (se kap. 2.3). I naturindeksen inngår kun biologiske indikatorer for ferskvann og kystvann. For å synliggjøre effekten av å innlemme fysisk-kjemiske og hydromorfologiske parametere i NI har vi sett nærmere på resultatene fra tilstandsklassifisering gjennomført som en del av ulike overvåkings- og FoU-prosjekter utført på oppdrag fra Miljødirektoratet i perioden 2009 – 2015 (se blant annet Schartau m. fl. 2010, 2012, 2015). Totalt omfatter dette datagrunnlaget 54 innsjøer der det finnes data på to eller flere biologiske kvalitetselementer samt fysisk-kjemiske støtteparametere. Bruk av hydromorfologiske støtteparametere er så langt ikke implementert i den nasjonale overvåkingen av ferskvann og skyldes at kunnskapsgrunnlaget og/eller ressursene for gjennomføring av nødvendig kartlegging av hydromorfologiske forhold mangler.

Kun i 6 av innsjøene (11 %) gir fysisk-kjemiske forhold en nedjustering av tilstanden sammenlignet med tilstanden bestemt av biologiske indikatorer alene. For flertallet av disse innsjøene var det kun snakk om en mindre nedjusteringen innenfor samme tilstandsklasse (dvs. innen svært god eller god tilstand), men for to av innsjøene, som var svakt eutrofiert, indikerte de fysisk-kjemiske støtteparametere at tilstanden var moderat mens biologien indikerte god tilstand.

Kun i et fåtall tilfeller vil abiotiske parametere indikere dårligere tilstand enn biologiske indikatorer. Basert på dette erfaringsgrunnlaget antar vi derfor at innlemming av abiotiske parametere i NI i noen tilfeller vil kunne gi en noe høyere naturindeksverdi dersom disse vektas på samme måte som de biologiske parameterne og tilstanden baseres på vektete gjennomsnitt. Dersom slike parametere kun brukes som støtteparametere, tilsvarende som i vannforskriftens klassifisering, vil effekten være svært liten.

7 Datagrunnlag for felles indikatorer

7.1 Gjennomgang av eksisterende data

I dette kapittelet følger en gjennomgang av hva som finnes av utnyttede data i NI for VD-indikatorene planteplankton innsjøer (PTI), vannplanter innsjø (Tlc), begroing elver eutrofieringsindeks (PIT), begroing elver forsuringsindeks (AIP), bunndyr elver eutrofieringsindeks (ASPT) og bunndyr elver forsuringsindeks (Raddum 1; også kalt Forsuringsindeks 1). Det er primært to databaser som er undersøkt, disse er miljøforvaltningens database Vannmiljø og NIVAs egen database AquaMonitor. Det er gjort et arbeid i å få en oversikt over den tidsmessige og romlige oppløsningen i dataene, og for flere av indikatorene har vi funnet at det eksisterer en god del data som ikke er benyttet i naturindeksen. Kun romlig oppløsning er vist i tabeller og kart i denne oversikten, men generelt, med unntak av planteplankton innsjøer, er data fra perioden etter 2010 i liten grad inkludert i NI-databasen. I tillegg er det lagt vekt på lokaliteter med tidsseriedata tilbake til 1950 ved rapportering til NI. Resultatet er at mye tilgjengelig data ikke er brukt i NI. Tabell 7.1 og 7.2 gir en fylkesvis oversikt over datamaterialet hentet fra henholdsvis AquaMonitor og Vannmiljø. Disse oversiktene viser totalt antall prøver, uavhengig av år, sesong og hvorvidt de er samlet som replikater ved samme stasjon. Datagrunnlaget er størst for Østfold, Akershus, Hedmark og Oppland. Dette gjelder med få unntak alle indikatorene. Fra Vest-Agder, Hordaland, Sogn og Fjordane, Sør-Trøndelag og Nord-Trøndelag er det få data for de fleste indikatorer, mens AquaMonitor ikke inneholder noen data fra de tre nordligste fylkene. Med unntak av planteplankton innsjøer er mesteparten av dataene i de to databasene fra perioden 2004-2014. Figurene 7.1-7.6 viser, for hver av de 6 VD-indikatorene, hvordan dataene i AquaMonitor og Vannmiljø er fordelt geografisk, der hensikten er å sammenligne hvor godt samsvar det er mellom de to databasene.

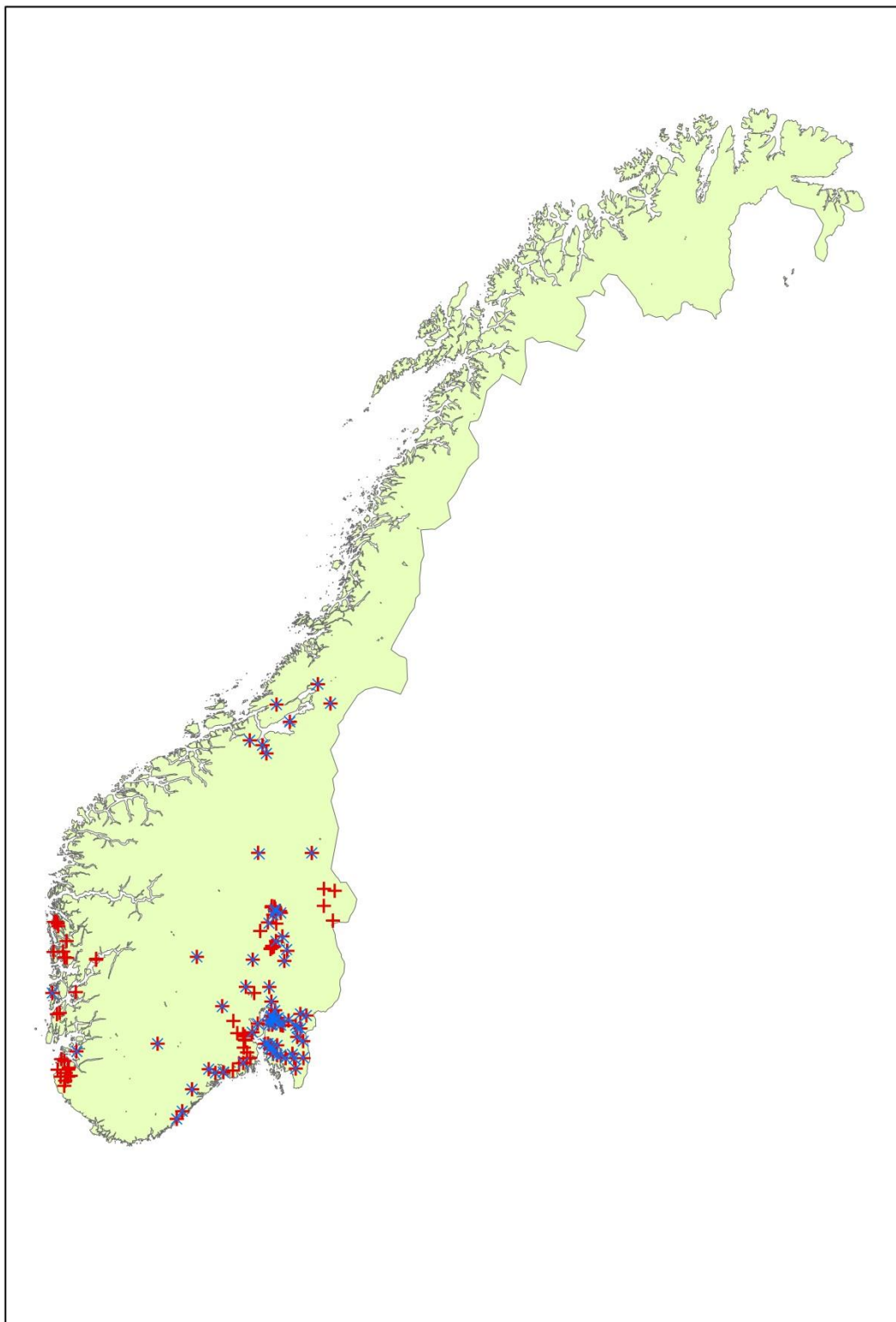
For bunndyr elver forsuringsindeks (Raddum 1) finnes ingen data i NIVAs databaser, så for bruk i NI må samtlige data hentes fra Vannmiljø. Også når det gjelder bunndyr elver eutrofieringsindeks (ASPT) finnes adskillig mer data i Vannmiljø enn hos NIVA. For planteplankton innsjøer (PTI) inngår data fra totalt 2697 prøver i NI-databasen per 2015, hvorav en del ikke var inkludert i AquaMonitor (Birger Skjelbred, pers. med.). Likevel inneholder AquaMonitor et mye større datamateriale enn Vannmiljø, samtidig som den geografiske oversikten i Figur 7.1 viser at til tross for dette er den romlige fordelingen bedre i Vannmiljø. Muligens skyldes dette at NIVA lagrer data på et mer detaljert prøve-nivå enn Vannmiljø, men samtidig er disse begrenset til stasjoner som NIVA selv har besøkt. Det samme kan være tilfelle for indikatoren begroing elver forsuringsindeks (AIP), selv om forskjellene her ikke er like store. Indikatoren begroing elver eutrofieringsindeks (PIT) har best dekning i Vannmiljø, både når det gjelder antall prøver og antall stasjoner. Imidlertid finnes det for både AIP og PIT et fåtall stasjoner som kun finnes i AquaMonitor. Den siste indikatoren, vannplanter innsjø (Tlc) er begrenset i begge databaser, men dog noe bedre i AquaMonitor. Imidlertid finnes for denne indikatoren er relativt stort materiale som ikke er lagt inn i AquaMonitor, anslagsvis fra 500-600 innsjøer hvor Tlc kan beregnes (Marit Mjelde, pers. med.). Disse dataene vil ikke uten videre være tilgjengelige for NI da disse er samlet på interne midler og må utvikles videre før de kan brukes. Det trengs å gjøres en jobb på NIVA for å oppdatere AquaMonitor-basen mhp de fleste, muligens alle, indikatorene. Det er også uvisst hvorfor Raddum 1 ikke er lagt inn i AquaMonitor – disse dataene burde også vært i denne databasen.

Tabell 7.1. Data fra NIVAs database AquaMonitor. Verdiene viser fylkesvis oversikt over antall prøver for VD-indikatorene planteplankton innsjøer (PTI), vannplanter innsjø (Tlc), begroing elver eutrofieringsindeks (PIT), begroing elver forsursingsindeks (AIP) og bunndyr elver eutrofieringsindeks (ASPT). VD-indikatoren bunndyr elver forsursingsindeks (Raddum 1) finnes ikke i AquaMonitor. Verdiene i parentes for Tlc er NIVAs data som ennå ikke er bearbeidet for innlegging i AquaMonitor eller andre databaser, men som potensielt kunne vært videreforedlet for bruk i NI gjennom f.eks. et utviklingsprosjekt.

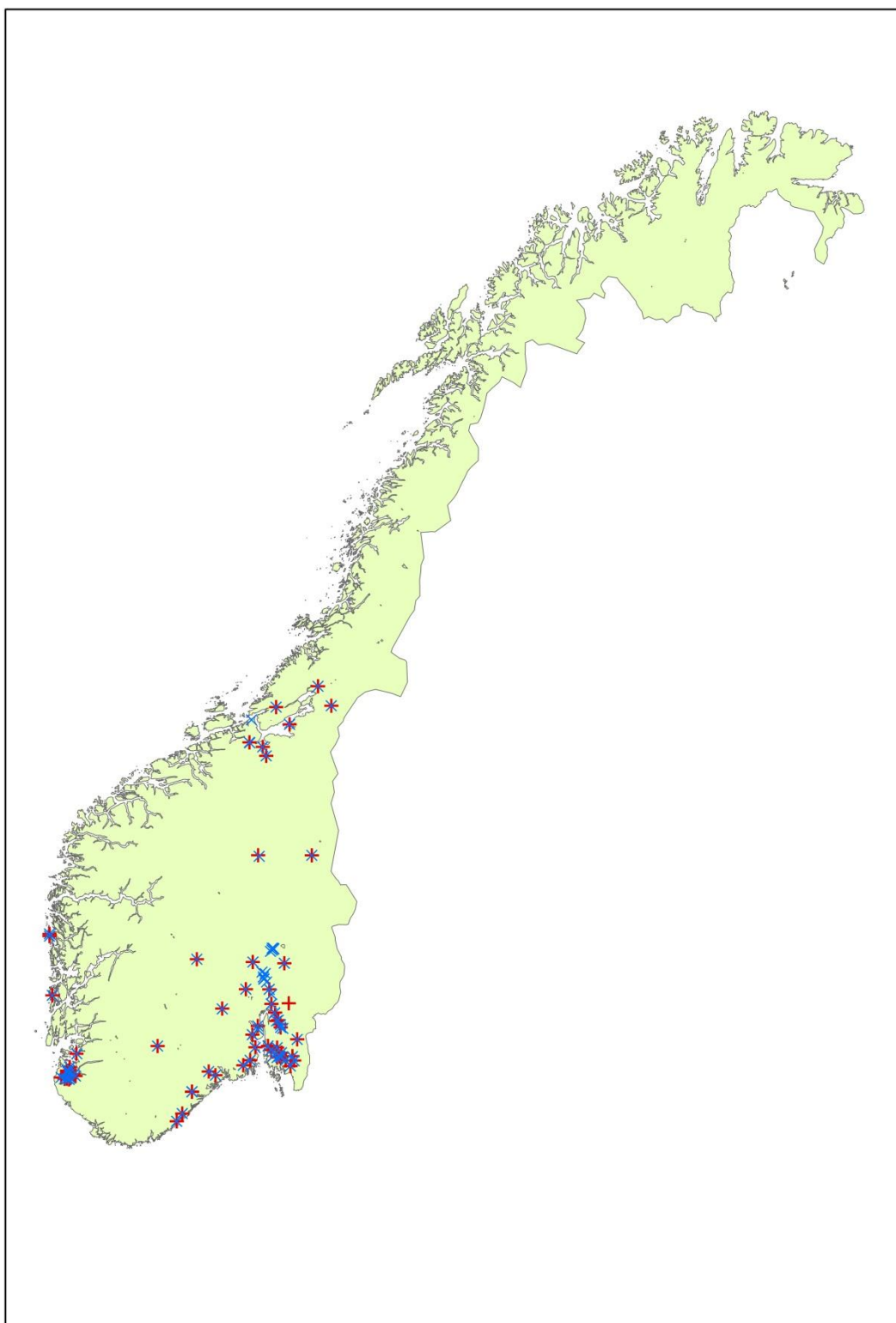
Fylke	PTI	Tlc	PIT	AIP	ASPT	Raddum 1
Akershus	942	14 (39)	380	248	337	0
Aust-Agder	139	40 (40)	17	17	3	0
Buskerud	88	38 (30)	6	5	26	0
Finnmark	0	0 (41)	0	0	0	0
Hedmark	149	2 (13)	86	83	76	0
Hordaland	5	3 (18)	0	0	0	0
Møre- og Romsdal	0	0 (3)	0	0	0	0
Nordland	0	0 (65)	0	0	0	0
Nord-Trøndelag	91	6 (58)	0	0	0	0
Oppland	126	54 (95)	124	114	20	0
Oslo	98	28	0	0	4	0
Østfold	1752	106	449	281	448	0
Rogaland	12	24 (46)	14	14	0	0
Sogn & Fjordane	0	0 (20)	36	36	0	0
Sør-Trøndelag	168	23	0	0	0	0
Telemark	20	3	16	16	12	0
Troms	0	0 (22)	0	0	0	0
Vest-Agder	0	0 (11)	7	7	0	0
Vestfold	91	53	8	9	22	0
TOTALT	3681	394 (714)	1144	830	948	0

Tabell 7.2. Data fra Miljødirektoratets database Vannmiljø. Verdiene viser fylkesvis oversikt over antall prøver for VD-indikatorene planteplankton innsjøer (PTI), vannplanter innsjø (Tlc), begroing elver eutrofieringsindeks (PIT), begroing elver forsursingsindeks (AIP), bunndyr elver eutrofieringsindeks (ASPT) og bunndyr elver forsursingsindeks (Raddum 1).

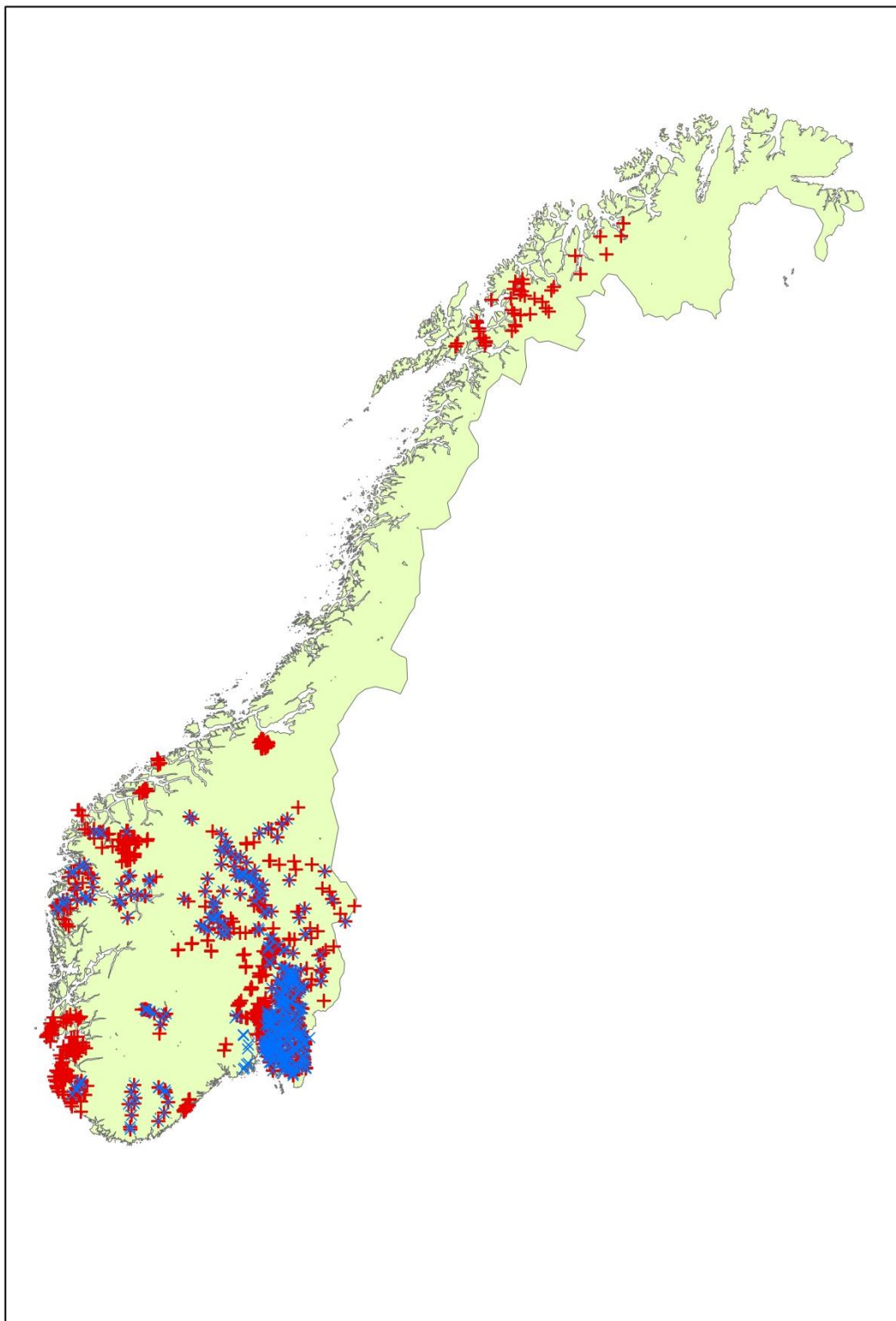
Fylke	PTI	Tlc	PIT	AIP	ASPT	Raddum 1
Akershus	184	4	322	152	393	2
Aust-Agder	30	4	38	33	143	437
Buskerud	85	6	57	14	40	43
Finnmark	0	0	0	0	13	0
Hedmark	92	2	80	77	124	31
Hordaland	77	3	5	5	94	22
Møre- og Romsdal	0	0	18	0	46	0
Nordland	0	0	2	0	117	0
Nord-Trøndelag	36	3	0	0	117	3
Oppland	156	5	256	170	236	25
Oslo	12	2	4	0	271	15
Østfold	319	13	254	121	257	26
Rogaland	119	13	142	20	404	178
Sogn & Fjordane	0	0	185	115	388	133
Sør-Trøndelag	52	5	27	0	160	17
Telemark	40	3	34	23	252	78
Troms	0	0	39	4	48	0
Vest-Agder	0	0	7	7	260	331
Vestfold	71	5	0	0	104	45
TOTALT	1273	68	1470	742	3467	1386



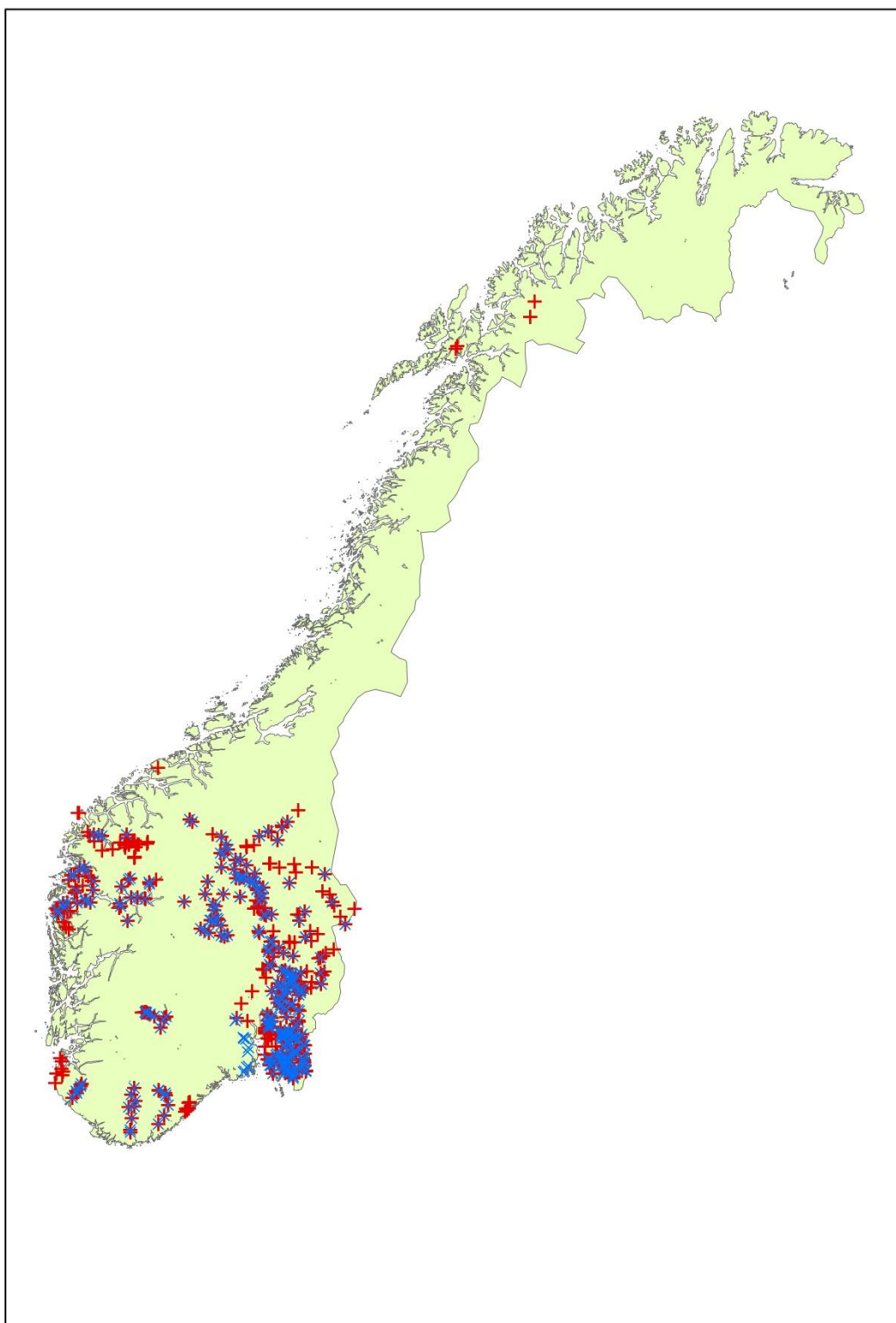
Figur 7.1. Oversikt over stasjoner registrert i NIVAs vanndatabase AquaMonitor (blått kryss) og miljøforvaltningens database Vannmiljø (rødt kors) mht VD-indikatoren planteplankton innsjøer (PTI).



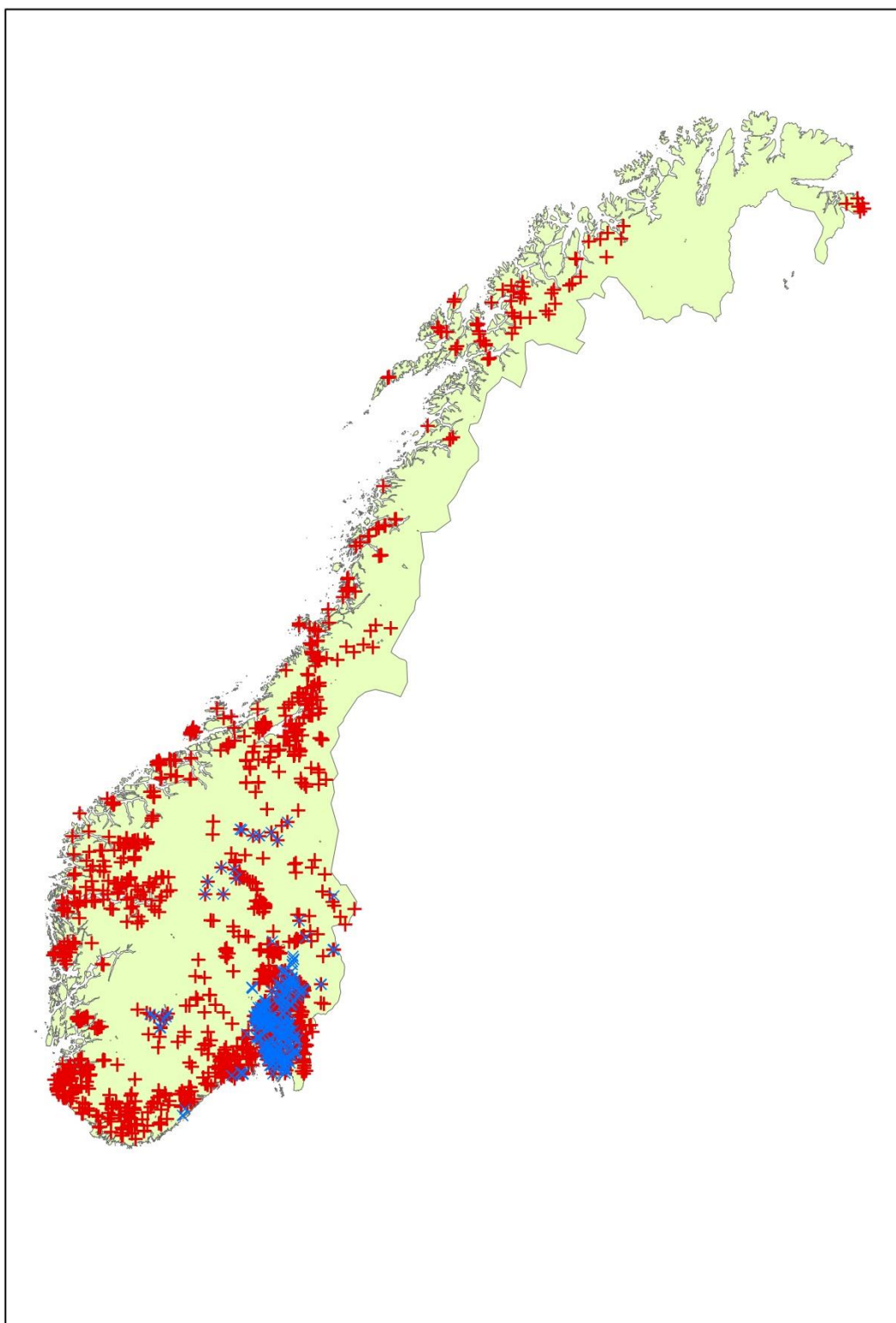
Figur 7.2. Oversikt over stasjoner registrert i NIVAs vanndatabase AquaMonitor (blått kryss) og miljøforvaltningens database Vannmiljø (rødt kors) mht VD-indikatoren vannplanter innsjø (Tlc).



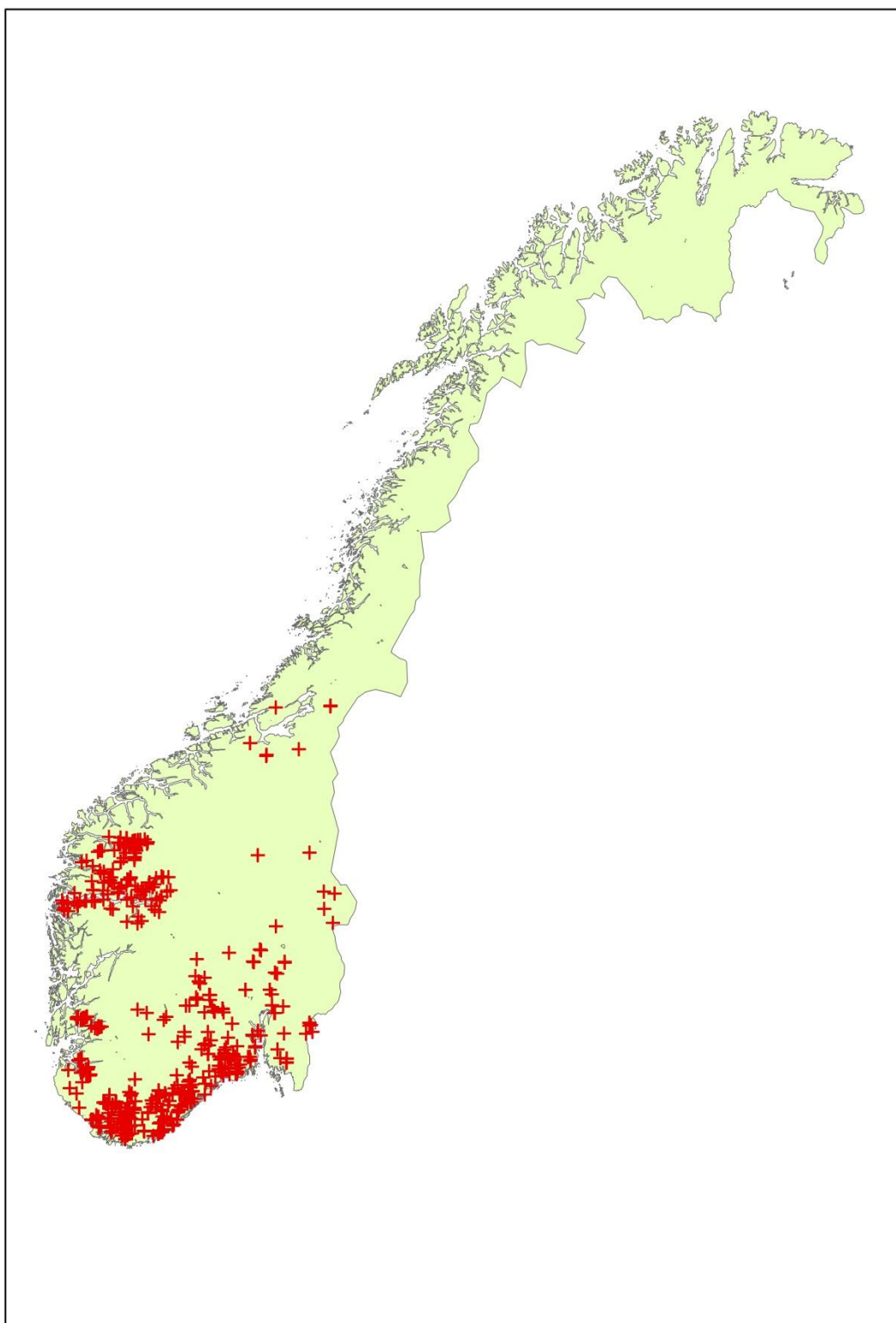
Figur 7.3. Oversikt over stasjoner registrert i NIVAs vanndatabase AquaMonitor (blått kryss) og miljøforvaltningens database Vannmiljø (rødt kors) mht VD-indikatoren begroing elver eutrofieringsindeks (PIT).



Figur 7.4. Oversikt over stasjoner registrert i NIVAs vanndatabase AquaMonitor (blått kryss) og miljøforvaltningens database Vannmiljø (rødt kors) mht VD-indikatoren begroing elver forsuringsindeks (AIP).



Figur 7.5. Oversikt over stasjoner registrert i NIVAs vanddatabase AquaMonitor (blått kryss) og miljøforvaltningens database Vannmiljø (rødt kors) mht VD-indikatoren bunndyr elver eutrofieringsindeks (ASPT).



Figur 7.6. Oversikt over stasjoner registrert i miljøforvaltningens database Vannmiljø (rødt kors) mht VD-indikatoren bunndyr elver forsursindeks (Raddum 1). For forsursindeksen Raddum 1 finnes ingen data i AquaMonitor.

7.2 Økt geografisk representativitet ved bruk av ekstrapolering og modellering

Samtlige av VD-indikatorene er samlet som punkt-observasjoner som representerer den vannforekomsten de er hentet fra. Når så disse dataene skal tas inn i NI, der minste beregningsenhet er kommunenivå, blir det nødvendig å bestemme hvilken geografisk representativitet disse observasjonene skal få, og i dag er det ulik praksis i hvordan dette gjøres i NI. Noen har gitt dem gyldighet for kun aktuell kommune mens andre har gitt dem gyldighet for større geografiske områder. Et generelt ønske bør være at dataene som legges inn i NI skal ha en riktig geografisk representativitet, men også å utnytte så mye som mulig av dataenes potensiale, det vil si representere et så stort geografisk område som mulig, innenfor hva som er forsvarlig.

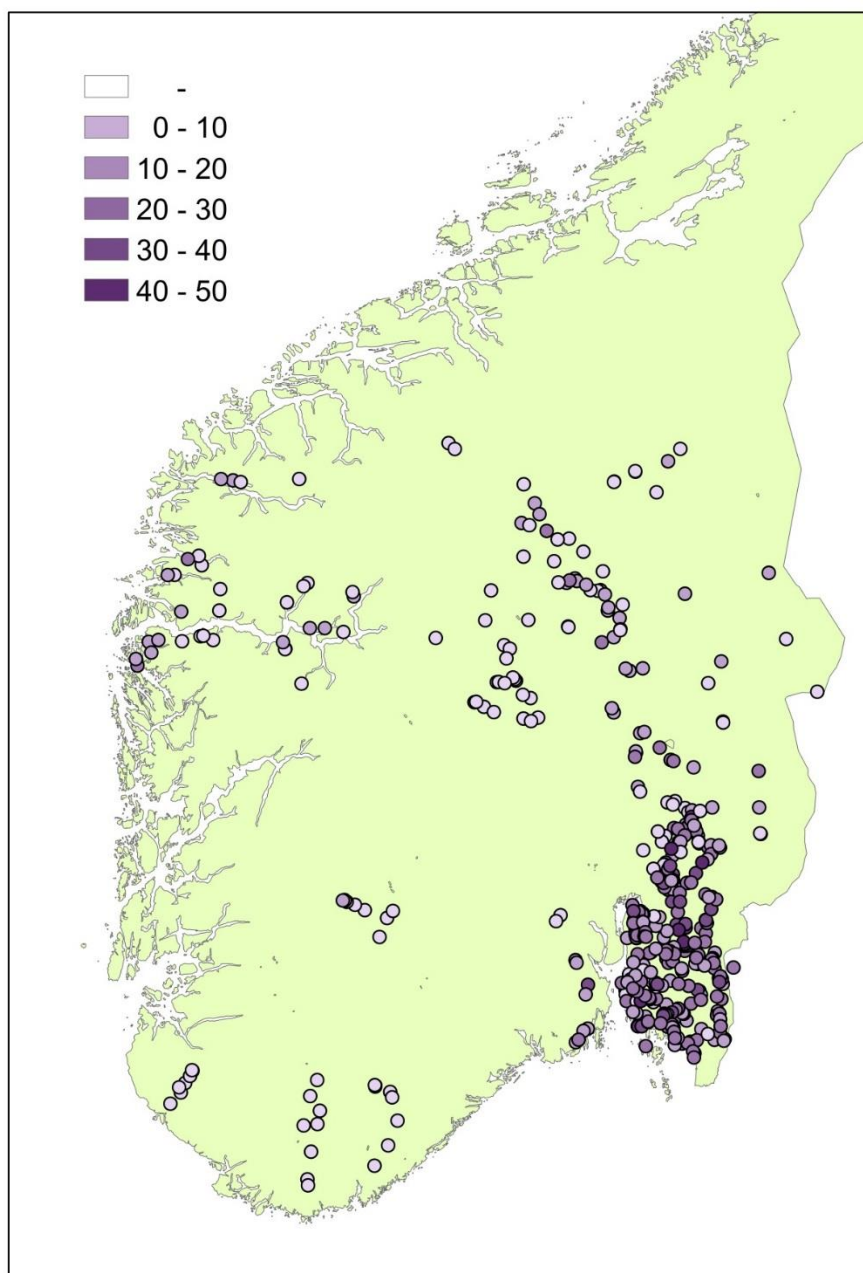
Det finnes flere mulige metoder som kan brukes for å øke den geografiske representativiteten for punktdata. De fleste innebærer en eller annen form for ekstrapolering/intrapolering, stratifisering eller modellering. I dette studiet har vi gjort noen øvelser for å illustrere effekten av et par slike metoder, nemlig bruk av gjennomsnittlige verdier for ulike geografiske enheter (kommuner og fylker) og ved bruk av modellering. I disse øvelsene har vi for enkelhets skyld ikke tatt hensyn til tidspunkt for prøvetaking (verken år eller sesong), repeterte målinger eller noe annet. Dette var ikke mulig innenfor de økonomiske rammene av prosjektet, men øvelsen illustrerer like fullt de ulike aspektene ved disse metodene.

Idéen ved bruk av modellering er å bruke den informasjonen vi har om enkelte områder til å beregne (estimere) verdier for lignende områder der data ikke finnes. F.eks. er det grunn til å tro at tilstanden (indikatorverdien) i en vannforekomst av en gitt vanntype vil være noen lunde lik tilstanden i andre vannforekomster av samme vanntype. Dette vil alltid være en form for generalisering, som jo er det modellering handler om, og i noen tilfeller vil vi ikke fange opp lokale forhold i en vannforekomst som ville gitt denne en annen tilstand enn de målte. Dette er en svakhet ved modellering, så her vil det alltid være et trade-off (avveining) mellom å få beregninger for mange områder som ikke alltid er helt riktig, mot ikke å få noen beregninger i det hele tatt for disse områdene.

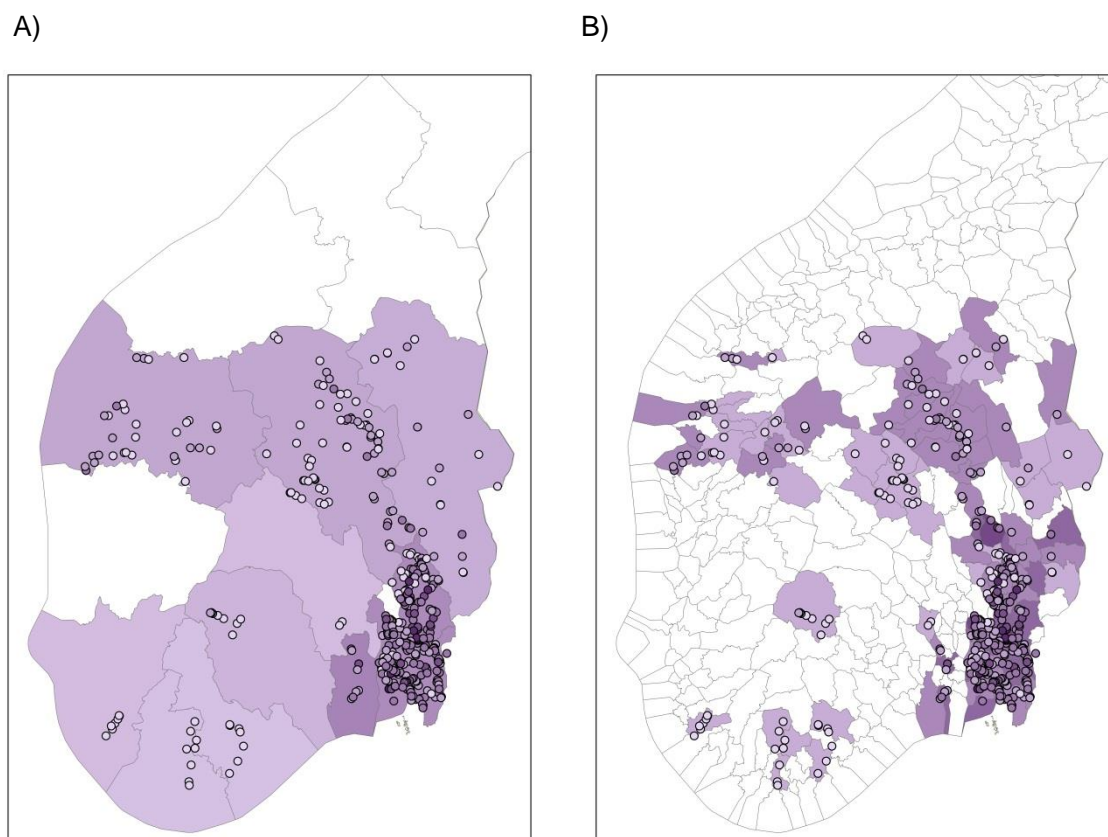
I modelleringen er det brukt en Generalisert Lineær Model (GLM) i statistikkprogrammet R. Vi har valgt en tilfeldig VD-indikatoren med et brukbart datamateriale, nemlig begroing elver eutrofieringsindeks (PIT). Dataene er hentet fra AquaMonitor (Figur 7.7). Da ikke alle observasjonene var tilknyttet en vanntype i databasen, brukte vi i stedet de ulike del-variablene som vanntypen er bygget opp av, nemlig størrelse (innsjøstørrelse), kalsium, humus og turbiditet (se Veileder 02:2013, tabell 3-5). Bruk av kontinuerlige variabler i stedet for én kategorisk variabel med mange (25 stk) ulike kategorier vil uansett gi en bedre styrke på analysen vi utfører.

Resultatene fra beregningene er vist i figur 7.8, der både gjennomsnittsverdier per fylke (Figur 7.8a) og per kommune (Figur 7.8b) er vist. De fylkesvise beregningene gir god geografisk representativitet, men liten geografisk variasjon (dårligere presisjon), mens de kommunevise beregningene gir dårligere geografisk dekning (og dermed lavere vektlegging i naturindeksen), men noe høyere variasjon/presisjon.

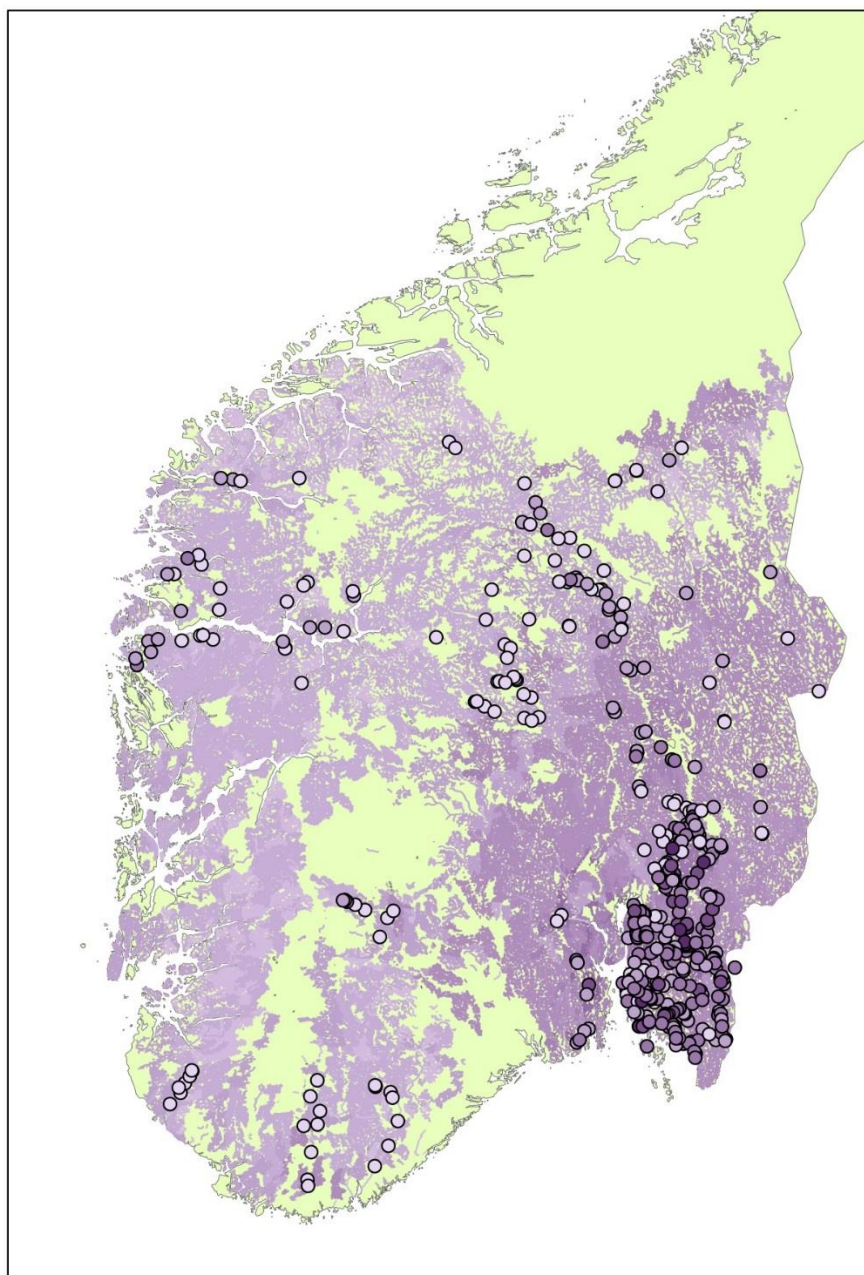
Resultatet av modelleringen er vist i figurene 7.9 og 7.10. Vi ser at samtlige vannforekomster (elver) i det aktuelle området (dvs. i den regionen vi har data) her har fått beregnet en verdi basert på de tilgjengelige data (kun for Sør-Norge). For å nyttiggjøres i NI må beregninger deretter gjøres på kommunenivå, som er den minste enheten i NI. Kommunevise gjennomsnitt er derfor beregnet basert på de estimerte verdiene per vannforekomst (Figur 7.10). Den statistiske modellen ender på denne måten opp i et heldekkende kart med estimerte verdier. For å gjøre en vurdering av presisjonen på modellen vil det være nødvendig å gjøre en form for modellvalidering, der de beregnede verdiene testes mot et uavhengig datamateriale. En slik validering er ikke gjort her.



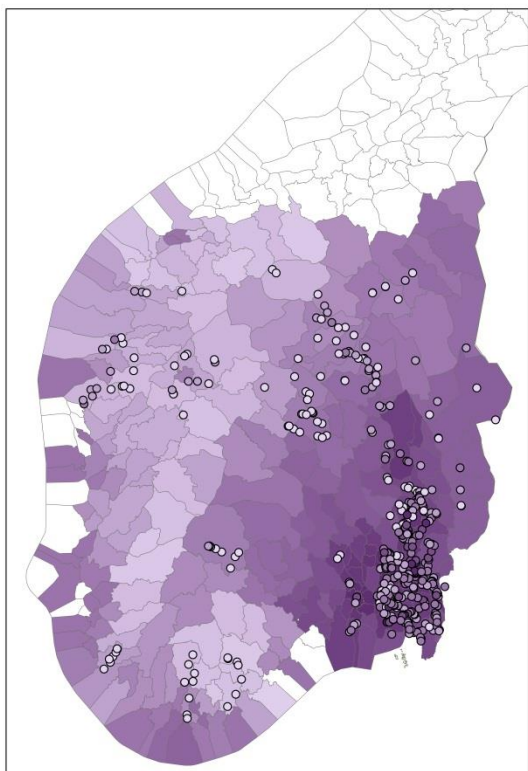
Figur 7.7. Datamaterialet som er brukt i modelleringen. Dataene gjelder VD-indikatoren begroing elver eutrofieringsindeks (PIT), hentet fra AquaMonitor. Fargekodene representerer målt PIT-verdi på prøvene. Merk at mange observasjoner kan ligge oppå hverandre, og at det derfor kan skjule seg punkter av en annen farge under dem vi ser.



Figur 7.8. Fylkesvise (A) og kommunevise (B) gjennomsnittsverdier av PIT basert på alle tilgjengelige data av VD-indikatoren begroing elver eutrofieringsindeks (PIT) i AquaMonitor. De faktiske observasjonene er vist som punkter i kartet. Fargeskalaen er den samme som vist i Figur 7.7.



Figur 7.9. Alle elveforekomster i Sør-Norge med estimerte PIT-verdier basert på alle tilgjengelige data av VD-indikatoren begroing elver eutrofieringsindeks (PIT) i AquaMonitor i en GLM-modell der variablene størrelse, kalsium, humus og turbiditet er inkludert. De faktiske observasjonene er vist som punkter i kartet. Fargeskalaen er den samme som vist i Figur 7.7.



Figur 7.10. Kommunevisе gjennomsnitt av PIT, basert på de modellerte verdiene beregnet per vannforekomst vist i Figur 7.9. Fargeskalaen er den samme som vist i Figur 7.7.

7.3 Endring i vektorer for felles ferskvannsindikatorer i NI

For å vurdere hvilken effekt dataenes geografiske representativitet har på NI er det gjort en øvelse der VD-indikatorene har blitt beregnet som gjennomsnitt på henholdsvis kommune- og fylkesnivå, for så å sammenligne indikatorernes vektandeler i en samlet NI. Den kommunevisе beregningen innebærer at kun kommuner med data inngår i beregningen av NI, mens på fylkesnivå vil dekningen bli bedre da i prinsippet kun én kommune med data er tilstrekkelig for å gi verdier til hele fylket. Alle tilgjengelige data på VD-indikatorer fra AquaMonitor er brukt i denne øvelsen.

Tabell 7.3 viser vektandelene for VD-indikatorene basert på de to ulike metodene, der også den reelle vektingen fra NI 2015 er vist. Samlet sett er det et stort positivt utslag, med en økning fra 2015-vektene på 0,03 og 0,10 vektandel ved kommunevis og fylkesvis beregning. Samtidig ser vi at det er kun for begroingsindikatorene, samt ASPT og vannplanter innsjø at effekten er positiv. For de resterende to (Raddum 1 og planteplankton innsjøer) er vekt tilnærmet uforandret, eller svakt redusert. For å forstå endringene i vektorer må vi vite hva som faktisk sammenlignes. For de fire indikatorene med positivt utslag har ikke hele det tilgjengelige datamaterialet vært brukt i NI, siden her har man valgt å ta hensyn til kravet om lange tidsserier. Økningen her skyldes dermed at de nye beregningene er basert på et større datamateriale (med større geografisk dekning). For Raddum 1 finnes ingen data i AquaMonitor og datamaterialet er derfor uforandret. For planteplankton innsjøer har i stor grad alle tilgjengelige data vært brukt i de opprinnelige analysene. Derfor forventes ingen økning i vektene til disse to indikatorene.

Tabell 7.3. Vektandel for ferskvannsindikatorer som inngår i både naturindeksen og vannforskriftens klassifiseringssystem basert på A) dagens NI datasett (opprinnelige vekter; se også tabell 3.1) og basert på bruk av data fra NIVAs database AquaMonitor: B) kommunevise og C) fylkesvise beregnede verdier. Alle vekter gjelder for NI Norge for ferskvann. Andre egenskaper som bestemmer indikatorens vekt er uforandret (se ytterligere informasjon om dette i tabell 3.1).

Indikator (navn)	Vekter ved beregning av NI 2015 (A)	Nye vekter basert på kommunevise verdier (B)	Nye vekter ved fylkesvise verdier (C)
Begroing elver eutrofieringsindeks	0,005	0,022	0,039
Begroing elver forsuringsindeks	0,005	0,021	0,039
Bunndyr ASPT indeks	0,004	0,010	0,025
Bunndyr forsuringsindeks (Raddum 1)	0,004	0,003	0,003
Planteplankton innsjøer	0,112	0,098	0,082
Vannplanter innsjø	0,018	0,025	0,061
Totalt	0,150	0,180	0,250

8 Anbefalinger

Anvendelse av verste styrer prinsippet innenfor de geografiske enhetene som benyttes i NI (kommuner, landsdeler eller hele landet) vil medføre at vannforekomstenes samla tilstand ville bli satt lik tilstanden til vannforekomsten i dårligst forfatning. Der det er stor variasjon i tilstand mellom vannforekomstene, ville dette utgjøre en lite representativ og misvisende sammenfatning av tilstanden i de aktuelle økosystemene. Det er vanskelig å se at en slik framgangsmåte ville ha en praktisk verdi for forvaltningen av disse systemene. Verste styrer prinsippet, slik det er implementert i VD, er tilpasset formålet med VDs klassifiseringssystem, og tilsvarende er fastsettelse av tilstand basert på veid middel tilpasset formålet med NI. En harmonisering av VD og NI på dette punktet anbefales derfor ikke. Det er imidlertid viktig at forvaltningen er oppmerksomme på og erkjenner forskjellene, og at en tar hensyn til forskjellene der resultatene fra VD og NI begge benyttes eller sammenliknes.

Innlemming av fysisk-kjemiske og hydromorfologiske parametere i NI vil sannsynligvis ha en liten eller ingen effekt på NI-verdiene. Siden formålet med NI er å sammenfatte utviklingen for biologisk mangfold i Norge vil inkludering av abiotiske parametere ikke være i tråd med de generelle prinsippene for NI. Vi anbefaler derfor ikke at fysisk-kjemiske og hydromorfologiske parametere inkluderes i NI for ferskvann og kystvann.

De skalerte indikatorverdiene i NI er i mange tilfeller ikke konsistente med de tilsvarende tilstandsverdiene som ligger til grunn for tilstandsklassifiseringen i VD. En enkel måte å oppnå konsistens mellom de to systemene for felles indikatorer, er å basere input data til naturindeks-basen på nEQR verdier.

Interkalibrering av tilstandsskalaen for ulike NI-indikatorer: Det er behov for å se nærmere på hvilken skala de ulike NI-indikatorene oppgis på til NI databasen og i hvilken grad de er kompatible med hverandre for å kunne gi generelle råd til ekspertene for hvordan inputverdiene bør skaleres. Gjennomføring av en interkalibreringsprosess for NIs indikatorer, dog ikke av samme omfang som i VD, bør vurderes. En slik interkalibrering bør også sikre at en gitt tilstandsverdi, for eksempel 0,6, har samme betydning i VD og i NI. Spesielt blir dette viktig hvis god tilstand skal defineres for alle økosystemer etter mal fra VD, slik det foreslås i stortingsmelding 14 for 2015-2016.

Bedre utnyttelse av datagrunnlaget fra VD: Gjennomgangen av de to databasene, NIVAs «AquaMonitor» og miljøforvaltningens «Vannmiljø» viste at det eksisterer data i begge baser som ikke er inkludert i den andre. Mye av forskjellene skyldes naturlig nok at de ikke har samme funksjon, da Vannmiljø kun inneholder offentlige data, mens AquaMonitor primært inneholder NIVAs egne data samlet gjennom ulike prosjekter og til ulike formål. Men noen forskjeller skyldes nok også manglende oppdatering og kvalitetssikring av begge baser. Slik praksis har vært i dag, har NIVA levert data til NI primært hentet fra AquaMonitor, siden denne har vært mest tilgjengelig. Målet bør imidlertid være at det skal være mulig å bruke forvaltningens egen database som eneste kilde for innhenting av data til bruk i andre produkter i offentlig regi. For å sikre god flyt og gjenbruk av offentlige data kreves tilstrekkelig vedlikehold av databasene (Vannmiljø og andre), slik at man til enhver tid skal kunne hente oppdatert og kvalitetssikret informasjon til bruk i andre (offentlige) produkter, som naturindeksen.

For enkelte indikatorer, som for eksempel Vannplanter i innsjøer, finnes det store datamengder som verken er tilgjengelig gjennom AquaMonitor eller Vannmiljø. Dette er også data som er tilrettelagt for andre formål og uten forvaltningens bidrag. Dersom slike datasett skal kunne inkluderes i NI, kreves det noe ressurser for videre utvikling og tilrettelegging av dataene.

Bedre geografisk representativitet: Alle VD-indikatorene er samlet som punkt-observasjoner, men må gis en geografisk representativitet på kommune- eller fylkesnivå i NI. Her kan man bruke ulike metoder som involverer beregning av snittverdier eller f.eks. modellering. Hvilken metode

som bør velges avhenger blant annet av romlig og tidsmessig oppløsning på datamaterialet, og ikke minst hva som er tilgjengelig av romlige datamodeller og data i GIS. Modelleringen kan gjøres mer eller mindre avansert, og generelt kan man si at mer ressurser gir mulighet for bedre modeller (og validering av disse) og dermed bedre presisjon i beregningene.

Geografiske enheter: Vannforskriften har detaljerte klassifiseringsregler som ligger til grunn for beregning av miljøtilstand i den enkelte vannforekomst. Det er derimot ingen regler for å angi tilstand eller miljøkvaliteter for andre geografiske enheter som kan være interessante: vassdrag, fjorder, kommuner eller fylker. Slike framstillinger er det strengt tatt ikke behov for i arbeidet etter VD fordi målet her er en forvaltningsplan som fokuserer på miljømål og tiltak i den enkelte vannforekomst. Vannforekomstinnndelingen er en del av vannforskriftverktøyet som ikke er like hensiktsmessig i alle andre forvaltningssammenhenger. For andre forvaltningsformål vil vassdrag og vassdragsavsnitt ofte være bedre enheter å bruke. Det er også mulig å tenke seg at andre geografiske enheter, i tillegg til vannforekomstene, kan brukes for framstilling av økologisk tilstand. For NI er kommunene valgt som geografisk grunnenhet. Hensikten med dette var å kunne følge utviklingen av det biologiske mangfoldet innenfor hver administrative enhet. Imidlertid, per i dag har datagrunnlaget ikke en god nok romlig oppløsning til å gi en slik detaljert beskrivelse (Pedersen 2015). Skal det tenkes samordning mellom NI og VD må en frigjøre seg fra forvaltnings- og tiltaksplandelen av vannforskriftarbeidet og fokusere på klassifiseringssystemet og datagrunnlaget for tilstandsvurderingen.

9 Referanser

- Certain, G. & Skarpaas, O. 2010. Nature Index: General framework, statistical method and data collection for Norway. - NINA Report. 542, Trondheim, 47 s.
- 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.
- Direktoratsgruppa for vanndirektivet. 2009. Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. – Direktoratets gruppa for gjennomføring av vanndirektivet, 180 s.
- Direktoratsgruppa for vanndirektivet. 2013. Veileder 02:2013. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. Direktoratets gruppa for gjennomføring av vanndirektivet, 263 s.
- Framstad E. (red.). 2015. Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. -Miljødirektoratet Rapport M-441 | 2015, 132 s.
- Framstad E., Pedersen, B., Nybø, S. 2015. Naturindeksens oppbygning og datagrunnlag. – I: Framstad E. (red.) Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Miljødirektoratet Rapport M-441 | 2015, s. 11 – 14.
- Gundersen H., Norderhaug K.M., Rinde E., Johnsen T.M., van der Meeren G.I., Nilssen K.T., Lorentsen S.H. 2015. Kyst. – I: Framstad, E. (red.) Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. Miljødirektoratet Rapport M-441 | 2015, s. 50 – 58.
- Miljøverndepartementet. 2006. Regjeringens miljøpolitikk og rikets miljøtilstand. - Melding til Stortinget 2006-2007. 26. 168 s.
- Nybø, S. (red.) 2010a. Naturindeks for Norge 2010. DN-utredning 3-2010: - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim, 164 s.
- Nybø, S. (red.) 2010b. Datagrunnlaget for "Naturindeks i Norge 2010". DN-utredning 4-2010: - Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim, 145 s.
- 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, 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, s. 21 – 26.
- Pedersen, B. 2015. Datagrunnlaget. - I: Pedersen B, Nybø S (red.). Naturindeks for Norge 2015. Økologisk rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. - NINA Rapport 1130, s. 41 – 49.
- Pedersen, B. & Nybø, S. (red.) 2015. Naturindeks for Norge 2015. Økologiske rammeverk, beregningsmetoder, datalagring og nettbasert formidling. - NINA rapport 1130, 80s.
- 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, s. 30 – 36.
- Schartau, A.K., Pedersen, P., Dijk, J. van & Lyche Solheim, A. 2015. Ferskvann. - I: Framstad, E. (red.) Naturindeks for Norge 2015. Tilstand og utvikling for biologisk mangfold. - Miljødirektoratet. M-441 | 2015, 132 s.
- Schartau, A.K., Haande, S., Berg, M., Deimantovica, I., Eriksen, T.E., Mjelde, M., Petrin, Z., Rustadbakken, A., Saksgård, R., Skjelbred, B. & Lyche Solheim, A. 2010. Utprøving av

- system for basisovervåking i henhold til vannforskriften. Resultater for utvalgte innsjøer 2009. - Miljøovervåking i vann 2010-1, 73 s.
- Schartau, A.K., Lagergren, R. & Hesthagen, T. 2012. INTERREG prosjektet Enningdalselven. Uttesting av overvåkingsmetodikk og systemer for klassifisering av økologisk tilstand (Bedömningsgrunder) jf. vanndirektivet. - NINA Rapport 875. 71 s.
- Schartau, A.K., Lyche-Solheim, A., Berg, M., Bongard, T., Edvardsen H., Jensen, T.C., Mjelde, M., Saksgård, R., Sandlund, O.T. & Skjelbred, B. 2015. Utprøving av system for basisovervåking i henhold til vannforskriften. Resultater for utvalgte innsjøer 2014. - Miljødirektoratet rapport M-364 | 2015, 129 s.
- Scholes, R.J. & Biggs, R. 2005. A biodiversity intactness index. - Nature 434: 45-49.
- St. mel. 14 (2015-2016). Natur for livet — Norsk handlingsplan for naturmangfold.
- ten Brink, B.J.E. 2000. Biodiversity indicators for the OECD Environmental outlook and Strategy, a feasibility study. RIVM feasibility study report 402001014. Bilthoven: National Institute for Public Health and the Environment.

ISSN: 2464-2797
ISBN: 978-82-426-2866-4

Norsk institutt for naturforskning

NINA Hovedkontor

Postadresse: Postboks 5685 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøks-/leveringsadresse: Høgskoleringen 9, 7034 Trondheim

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

E-post: firmapost@nina.no

Organisasjonsnummer 9500 37 687

<http://www.nina.no>

Samarbeid og kunnskap for framtidens miljøløsninger