



vann fra fjell til fjord

Veileder 01:2009

Klassifisering av miljøtilstand i vann

Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver



Foreløpig norsk
klassifiserings-
system for vann
i henhold til
vannforskriften

Utgiver:

Direktoratsgruppa for
gjennomføringen av vanddirektivet:



Direktoratet for
naturforvaltning



FISKERIDIREKTORATET



KYSTVERKET



Statens landbruksforvaltning
Norwegian Agricultural Authority



Statens vegvesen

Dato:

3. juli 2009

ISSN: 1891-4586

ISBN (trykt): 978-82-7072-847-3

ISBN (pdf): 978-82-7072-848-0

ISSN: 1891-4586

For mer informasjon, kontakt:

Direktoratet for naturforvaltning

vannportalen@dirnat.no

Bakgrunn:

Forskrift om rammer for vannforvaltningen (vannforskriften) gjennomfører EUs rammedirektiv for vann (Vanddirektivet) i norsk rett.

Direktivet har som hovedformål å gi rammer for fastsettelse av miljømål som sikrer en mest mulig helhetlig beskyttelse av vannmiljøet, og bærekraftig bruk av vannforekomstene.

Direktivet legger derfor konkrete føringer på prosess og kriterier for forvaltning av vannressursene. Veiledningsmaterialet utviklet av direktoratsgruppa er den norske tolkningen av vanddirektivet basert på vannforskriften.

Refereres som:

Direktoratsgruppa Vanddirektivet, 2009.
Veileder 01:2009 Klassifisering av miljøtilstand i vann

Foto forside:

Erlend Standal
Jo H. Halleraker

Veileder 01:2009

Klassifisering av miljøtilstand i vann

*Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann,
innsjøer og elver i henhold til vannforskriften*

Utgiver:

Direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanndirektivet
2009

Forord

“Forskrift om rammer for vannforvaltningen” (heretter vannforskriften), fastsatt ved kgl. res. 15.12.2006, gjennomfører Rammedirektivet for vann (heretter vanndirektivet) i norsk rett. Med vanndirektivet signaliseres en ny helhetlig og økosystembasert forvaltning av alt vannmiljø i Norge og resten av Europa. Vannet skal forvaltes som en helhet, dvs. at det er grensene for nedbørfeltene og tilhørende kystområder som skal danne forvaltningsgrensene. Overflatevann, grunnvann og kystvann skal ses i sammenheng. Forvaltning av vannmengder, vannkjemi og livet i vannet skal også sees under ett.

Grunnlaget for å fastslå miljøtilstanden skal være basert på faglig anerkjente kjemiske, fysiske og biologiske parametre, og sees i forhold til avvik fra naturtilstanden. Naturtilstand og parametre skal defineres for hver vanntype. Det er dette vi kaller “klassifiseringssystemet”.

Arbeidet med å tilrettelegge for gjennomføring av vanndirektivet i Norge har skjedd i regi av “Direktoratsgruppen” som består av ni sentrale direktorater med vann som myndighetsområde, ledet av DN siden 1. august 2007. Etter at vannforskriften ble vedtatt og vannregionmyndighetene og vannregionutvalgene nå er på plass, vil arbeidet med å gjennomføre vanndirektivet i Norge i hovedsak skje på regionalt nivå.

SFT og DN har av på vegne av Direktoratgruppen ledet arbeidet med å utforme denne veilederen. Anne Lyche Solheim (NIVA) har hatt oppgaven som fagsekretær for overflatevann, i samarbeid med flere forskere fra NIVA, NINA og Havforskningsinstituttet. I tillegg består veilederen også av klassegrenser for grunnvann utarbeidet av NGU og NVE på vegne av arbeidsgruppe grunnvann, samt forslag til klassegrenser for morfologi som er utarbeidet av Multiconsult.

Veilederen skal bidra til å lette arbeidet som skal gjøres på lokalt og regionalt nivå med å fastslå både den kjemiske og økologiske miljøtilstanden i vannforekomstene. Dette vil danne grunnlaget for å sette miljømål for naturlige vannforekomster, og utarbeide tiltaksanalyser og tiltaksprogram. Veilederen skal bidra til at arbeidet blir gjort på en mest mulig ensartet måte i hele landet.

Dette har blitt et omfattende dokument, men skal i sin endelige versjon bli nettbasert. Dokumentet er videre tenkt å være dynamisk og skal kunne oppdateres og suppleres underveis.

Det som presenteres nå er vår første generasjons klassifiseringssystem for den nye vannforvaltningen. Gjennom erfaringer, videre FoU og samarbeid med naboland med like vann typer som oss, vil systemet bli videreutviklet i årene som kommer.

Trondheim, 03.07.2009.

Anders Iversen (leder av Direktoratgruppen)

Innholdsfortegnelse

Forord	2
Sammendrag	5
1 Innledning	7
1.1 Bakgrunn for klassifiseringsveilederen	7
1.2 Hensikt og målgruppe	8
1.3 Avgrensning og begrensninger	8
2. Om miljømål og økologisk klassifisering	9
2.1 Miljømål for overflatevann	9
2.2 Miljømål iht. vannforskriften og øvrige miljømål	10
2.3 Miljømål for Sterkt Modifiserte Vannforekomster (SMVF)	11
2.4 Grunnvann	12
2.5 Interkalibrering av klassifiseringssystemer	12
2.6 Tilstand som utløser miljøtiltak og unntaksmuligheter	14
3 Hovedprinsippene for økologisk klassifisering	14
3.1 Innledning	2
3.2 Oversikt over kvalitetselementer og parametre	17
3.3 Økoregioner og vanntyper for innsjøer og elver	19
3.4 Økoregioner og vanntyper for kystvann	22
3.5 Generell klassifiseringsprosedyre	25
3.6 Klassifiseringsskjema og tilrettelegging i Vann-nett	25
4 Tilstandsklassifisering - en fordypning	27
4.1 Normative definisjoner av tilstandsklasser	27
4.2 Krav til data og beregning av usikkerhet	27
4.3 Kombinasjonsregler for ulike indikatorer (kvalitetselementer, parametre og indekser)	29
4.4 Ekspertvurderinger	32
4.5 Påvirkningstyper og kombinasjoner	32
5 Kjemisk tilstand i overflatevann – miljøgifter (prioriterte stoffer)	33
5.1 Innledning og definisjon	33
5.2 Parametere og metoder for prøvetaking og analyse	34
5.3 Krav til data og beregningsmetode for årsverdi som basis for klassifisering	35
5.4 Klassegrenser	36
5.5 Annen informasjon	41
6. Økologisk tilstand i innsjøer og elver	43
6.1 Innledning	43
6.2 Planteplankton [Innsjøer] [Eutrofiering]	44
6.3 Vannplanter [Innsjøer] [Eutrofiering]	47
6.4 Begroingsalger [Elver] [Forsuring]	51

6.5 Bunnfauna [Innsjøer og elver].....	53
6.5.1 Bunnfauna i innsjøer med forsurening som hovedpåvirkning	53
6.5.2 Bunnfauna i elver med forsurening som hovedpåvirkning	56
6.5.3 Bunnfauna i elver med eutrofiering/organisk belastning som hovedpåvirkning	63
6.6 Fisk [Innsjøer og elver].....	68
6.6.1 Fisk (Fiskesamfunn) i innsjøer og elver med generell miljøpåvirkning	68
6.6.3 Fisk (ungfisk av laks) som kvalitetselement i elver med forsurening som hovedpåvirkning	74
6.6.4 Fisk i elver og innsjøer med hydromorfologiske endringer som hovedpåvirkning	76
6.6.5 Fisk (laks og aure) i regulerte elver	80
6.7 Hydromorfologiske påvirkninger [Innsjøer og elver]	81
6.7.1 Morfologiske støtteparametere i innsjøer med fysiske inngrep.....	81
6.7.2 Vandringshinder i elver.....	82
6.7.3 Andre morfologiske parametere med økologisk betydning i elver.....	87
6.7.4 Hydrologiske støtteparametere i elver.....	89
6.8 Fysisk kjemiske kvalitetselementer (unntatt miljøgifter)	90
7. Økologisk tilstand i kystvann	99
7.1 Innledning	99
7.2 Kvalitetselementer og parametere - en oversikt	100
7.3 Kystvann – Planteplankton –Eutrofiering	101
7.4 Kystvann - Makroalger (tang og tare) – Eutrofiering/organisk belastning	103
7.5 Kystvann – Bunnfauna (bløtbunn) – Alle påvirkningstyper	106
7.6 Fysisk-kjemiske kvalitetselementer (unntatt miljøgifter)	108
7.7. Hydromorfologiske kvalitetselementer	109
8. Kjemisk og kvantitativ klassifisering av grunnvann	115
8.1 Innledning	115
8.2 Miljøkvalitetsnormer for grunnvann.....	116
8.3 Utvalg av andre stoffer og etablering av terskelverdier.....	116
8.7 Kvantitetstilstand for grunnvannsforekomster	119
9. Begreper, forkortelser og litteraturliste	121
9.1 Forkortelser og begreper	121
9.2 Litteratur.....	125
Vedlegg I: Oversikt over indikatorarter av bunndyr som inngår i beregning av forsureningsindekser	129
Vedlegg II: Klassegrenser for ferskvann med EQR.....	133
Vedlegg III: Bruk av fastsittende alger til beskrivelse av vannkvalitet i kystvann	153
Vedlegg IV: Marine klassegrenser, kvalitetselementer og parametre	165
Vedlegg V: Grunnvann - Evalueringsprosedyrer	175

Sammendrag

Vanddirektivet har som hovedformål å gi rammer for fastsettelse av miljømål som sikrer en mest mulig helhetlig beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene. Direktivet legger derfor konkrete føringer på prosess og kriterier for forvaltning av vannressursene.

Miljømålet for naturlige vannforekomster av overflatevann er at de skal ha minst god økologisk og kjemisk tilstand, og for grunnvann minst god kjemisk og kvantitativ tilstand. Gjennomføringen av vanddirektivet forutsetter at Norge utarbeider et klassifiseringssystem, som presenteres i denne veilederen.

Denne veilederen er en testversjon med foreløpige parametre og grenseverdier for de fleste elementene, og som skal benyttes i de 30 vannområdene som er med i første planperiode. Enkelte av parametrene er resultat av et regionalt interkalibreringsarbeid innenfor den felles europeiske gjennomføringsstrategien. Gjennom dette arbeidet har land med like vanntyper blitt enige om klassegrenser for en del parametre, for å sikre sammenliknbar gjennomføring landene imellom.

Klassifiseringssystemet gir konkrete klassegrenser for en rekke kjemiske, fysiske og biologiske parametre av betydning for miljøforhold i innsjøer, elver, kystvann og grunnvann. Sammen med overvåkingsdata og ekspertvurderinger danner dette det kunnskapsbaserte grunnlag for å avklare den samlede økologiske og kjemiske tilstanden for en vannforekomst i en av de fem klassene fra svært god til svært dårlig.

Dette nye klassifikasjonssystemet for vann skiller seg på flere punkter fra det gamle SFT systemet ved at i tillegg til fysiske og kjemiske parametre blir det nå også lagt vekt på:

- Biologiske kvalitetselementer
 - Spesifiserte parametre og indekser for kvalitetselement iht. vannforskriften
- Spesifikke grenseverdier for ulike vanntyper
- Avvik fra naturtilstand



Grensen mellom moderat og god tilstand er avgjørende i vanddirektivsammenheng, fordi den er det viktigste grunnlaget for å sette miljømål for naturlige vannforekomster:

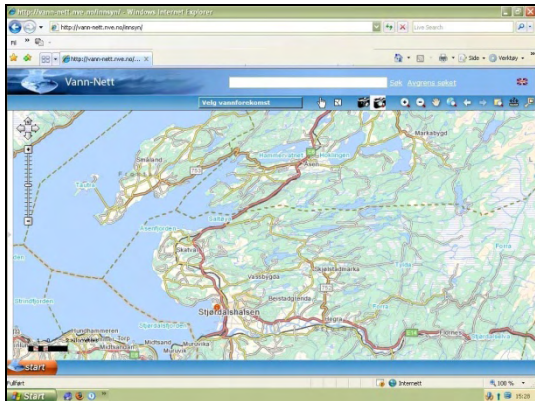
- For vannforekomster som ligger under denne grensen skal det (med visse unntak) iverksettes tilstrekkelige miljøforbedrende tiltak slik at miljømålet (god tilstand) nås.
- For vannforekomster der miljømålet er nådd, må det vurderes om forebyggende tiltak må iverksettes for å hindre forringelse.
- Data fra overvåkingen skal gi grunnlag for å dokumentere om miljømålene nås i løpet av planperioden.
- Direktivet inneholder unntaksmuligheter for tilfeller der vurderinger av samfunnsnytte, kostnader eller tekniske/ naturlige forhold nødvendiggjør tidsutsettelse eller mindre strenge miljømål.

Økologisk tilstand for overflatevann viser dagens miljøtilstand i vannforekomsten, både når det gjelder sammensetning og virkemåte for økosystemet.

Interkalibrering

Grensene for en rekke av de parameterne som presenteres i denne veilederen er allerede interkalibrerte (ref tab. 2.1.). Dvs. at land som har felles vanntyper skal interkalibrere sine klassifiseringsgrenser, for å sikre at systemene er sammenliknbare og at landene har tilnærmet samme ambisjonsnivå for miljømålet om god økologisk tilstand.

Klassegrensene avhenger ofte av vanntype og påvirkning og presenteres i tabeller som skal tilrettelegges på internett i Vann-Nett.



Vann-nett: <http://vann-nett.nve.no>

For å kombinere flere kvalitetselementer til ett resultat fra representative data for vannforekomsten gjelder "det verste styrer" prinsippet¹, på linje med praksis ellers i Europa. Dette betyr at det kvalitetselementet som har dårligst tilstand styrer klassen for hele vannforekomsten. Denne regelen skal først brukes for de biologiske kvalitetselementene.

Med god kjemisk tilstand i vann forstås at grenseverdier for de 33 prioriterte miljøgifter ikke overskrides i vann, sedimenter eller i biota. De utvalgte miljøgiftene er 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). Bruken av de prioriterte farlige stoffene skal fases ut innen 2020, mens det for de resterende skal gjennomføres utslippsreduksjoner slik at grenseverdier overholdes.

I Norge vil det i første omgang kun bli klassifisert kjemisk tilstand basert på overvåking av miljøgifter i sediment og biota. Listen over prioriterte miljøgifter vil jevnlig revideres og listen vil kunne utvides med andre forbindelser som er viktige for Norge i kommende planfaser.

Grunnvannets tilstand:

Det opereres ikke med begrepet økologisk tilstand i grunnvann. Grunnvannets kvalitative og kvantitative tilstand kan imidlertid gjennom vannutveksling mellom grunnvann- og overflatevannkilder ha avgjørende betydning på overflatevannets økologiske tilstand, og kan derfor spille en avgjørende rolle i den økologiske vurdering av vannforekomster. Grunnvann klassifiseres imidlertid kun som enten god eller dårlig tilstand.

I Grunnvannsdirektivet er det oppgitt en minimumsliste over forurensende stoffer og indikatorer på forurensning som nasjonale vannmyndigheter skal vurdere å etablere terskelverdier for, og som for tiden er under utarbeidelse.

Målet er at grunnvannsforekomster som er med i første planperiode skal ha god kjemisk og kvantitativ tilstand innen 2015. For de resterende grunnvannsforekomstene skal de samme målene nås innen 2021, dvs. neste planperiode. Direktivet inneholder unntaksmuligheter for tilfeller der vurderinger av samfunnsnytte, kostnader eller tekniske/ naturlige forhold nødvendiggjør tidsutsettelse eller mindre strenge miljømål.

¹ Prinsippet er nærmere forklart i kapittel 4.3.2, og i kapittel 9 (begreper), samt illustrert i figur 4.4.

1 Innledning

1.1 Bakgrunn for klassifiseringsveilederen

Vannforskriftens vedlegg V forutsetter at Norge utarbeider et klassifiserings-system, med konkrete klassegrenser for å avklare den økologiske og kjemiske tilstanden for en vannforekomst i en av de fem klassene fra svært god til svært dårlig. Enkelte av parametrene er resultat av et regionalt interkalibreringsarbeid innenfor den felles europeiske gjennomføringsstrategien. Gjennom dette arbeidet har land med like vanntyper blitt enige om klassegrenser for en del parametre.

Interkalibreringen skal sikre sammenliknbar gjennomføring landene imellom, og resultatet blir et teknisk vedlegg til vanddirektivet.

I samråd med forvaltningen har flere av landets ledende vannøkologer i perioden okt.'07 til juni '08 utarbeidet et forslag til nettbasert klassifiserings-system og tilhørende veiledningsmateriell.

I forhold til tidligere klassifiseringssystem av vann er det nå mer vekt på biologi, klassegrenser er tilpasset vanntype, og det legges opp til et mer helhetlig system som på sikt skal ta hensyn til de viktigste påvirkningstyper på de økologiske forholdene i vann. Dette dokumentet er satt sammen med utgangspunkt i den nettbaserte versjonen. Navigering mellom ulike kapitler og delkapitler i tekstversjonen kan derfor føles tungvint, spesielt når det er lagt opp til henvisninger til andre kapitler. Planen er at alt eksisterende veiledningsmateriell skal bli nettbasert.

På vegne av direktoratsgruppa for gjennomføringen av vanddirektivet i Norge har Direktoratet for naturforvaltning (DN) og Statens forurensningstilsyn (SFT) hyret Anne Lyche Solheim på NIVA som fagsekretær for å koordinere utarbeidelsen av veileder om økologisk klassifisering av overflatevann, sammen med NINA og Havforskningsinstituttet (HI), primært til bruk i vannområdene i første planfase.

Oppdraget har omfattet:

- kvalitetssikring av de foreløpige klassifiseringssystemene (ferskvann og kystvann) fra prosjekter som NIVA ledet i 2007 inkl. å arrangere en digital workshop 3. juni 2008.
- Knytte systemene sammen til en forståelig helhet på linje med det svenske systemet [Håndbok om bedømningsgrunder](#)², med bidrag fra forvaltningen.

I tillegg til bidragene fra dette oppdraget består veilederen også av klassegrenser for grunnvann utarbeidet av arbeidsgruppe grunnvann, samt klassegrenser for morfologi som er utarbeidet av Multiconsult.



Vannforskriften gjennomfører Vanddirektivet i norsk rett.

Direktivet har som hovedformål å gi rammer for fastsettelse av miljømål som sikrer en mest mulig helhetlig beskyttelse av vannmiljøet, og bærekraftig bruk av vannforekomstene. Direktivet legger derfor konkrete føringer på prosess og kriterier for forvaltning av vannressursene.

Miljømålet for naturlige vannforekomster av overflatevann (elver, innsjøer og kystvann) er at de skal ha minst god økologisk og kjemisk tilstand og for grunnvann minst god kjemisk og kvantitativ tilstand innen 2015 for alle vannområdene som er med i første planperiode (30 vassdrag med tilhørende kystvann i Norge). For de resterende naturlige vannforekomstene skal det samme målet nås innen 2021, dvs. andre planperiode.

² <http://www.naturvardverket.se/sv/Arbete-med-naturvard/Vattenforvaltning/Handbok-20074/>

1.2 Hensikt og målgruppe

Dette offisielle klassifiseringssystemet retter seg i første rekke til aktører som er involvert i utarbeidelse av forvaltningsplaner med tiltaksprogram i vannregionene, samt øvrige aktører innen vannovervåking, vassdragsforvaltning og forvaltning av kystsonen.

Veilederen er en overgripende veileder til hvordan tilstandsklassifiseringen for vann kan bestemmes og følges opp for å få en mest mulig enhetlig tilstandsklassifisering av alt vann i Norge. Veilederen er nettbasert og vil bli oppdatert når ny kunnskap gjør det hensiktsmessig.

1.3 Avgrensning og begrensninger

Denne veilederen er ikke fullstendig. Det mangler fortsatt enkelte parametre med tilhørende grenseverdier. En del av grenseverdiene har større grad av sikkerhet da de er basert på resultater fra den første fasen av den internasjonale interkalibreringen av klassifiseringssystemer. Norge har bidratt med mye data i dette arbeidet, slik som for eksempel klorofyll a for innsjøer. Andre grenseverdier er mer usikre da de er satt på bakgrunn av begrenset datamateriale kombinert med ekspertskjønn. Disse grenseverdiene må testes med nye data og evt. nye parametre i neste fase av arbeidet.

Ikke alle kombinasjoner av påvirkninger og kvalitetselementer er med i denne foreløpige versjonen.

Følgende påvirkninger og kvalitetselementer er inkludert:

- Eutrofiering og fysisk-kjemiske parametre i innsjøer (næringsalter)
- Eutrofiering og planteplankton, både i innsjøer og kystvann (kun klorofyll a foreløpig)
- Eutrofiering og vannvegetasjon i innsjøer
- Eutrofiering og makroalger i kystvann
- Organisk belastning og bunnfauna i elver og kystvann
- Forsuring og begroingsalger i elver (ikke komplett)
- Forsuring og bunnfauna i elver og innsjøer
- Forsuring og fisk i elver og innsjøer
- Hydromorfologiske inngrep/endringer og fisk i elver og innsjøer

For flere av disse er kun deler av kvalitetselementet inkludert, som f. eks. kun klorofyll a for planteplankton, mens direktivet krever at også artssammensetning og andre karakteristika ved planteplanktonsamfunnet inkluderes i klassifiseringssystemet.

Utkast til flere kombinasjoner og påvirkninger vil bli inkludert ettersom de foreligger og er godkjent av sentrale myndigheter:

- Eutrofiering og planteplankton i innsjøer (artssammensetning)
- Eutrofiering og begroingsalger i elver
- Forsuring og begroingsalger i elver (komplett versjon med beregningsmetodikk)
- Eutrofiering og fysisk-kjemiske parametre i kystvann

På grunn av manglende datagrunnlag vil det for noen vanntyper mangle både parametre og grenseverdier. For disse vanntypene må mer data og erfaringer samles inn før parametre endelig velges og grenseverdier kan settes. Dette gjelder for eksempel fjorder, leirpåvirkede elver og innsjøer og svært grunne innsjøer. For leirpåvirkede elver finnes nå et utkast til grenseverdier for fosfor og nitrogen (NIVA-rapport 2008).

Klassifisering av vannforekomster som tilhører vanntyper som foreløpig ikke er med i veilederen bør gjøres ved å velge den vanntypen som kommer nærmest, og deretter justere klassifiseringsresultatet ut fra ekspertvurdering. Se for øvrig kap. 3 og 4.

For kystvann er vanntypebaserte grenseverdier for fysisk-kjemiske parametre ikke på plass ennå. Her anbefales det å benytte SFTs tidligere veileder (97:03) fram til nye vanntypebaserte klassegrenser foreligger. For grenseverdier for miljøgifter se kap. 5.

2. Om miljømål og økologisk klassifisering

2.1 Miljømål for overflatevann

For alle vannforekomster er det minst to standard miljømål som skal innfris. For alle naturlige overflatevannforekomster er det god eller svært god økologisk tilstand, og minst god kjemisk tilstand.

Grensen mellom moderat og god tilstand er den mest avgjørende i vanddirektivsammenheng, fordi den er det viktigste grunnlaget for å sette miljømål for naturlige vannforekomster.

- For vannforekomster som ligger under denne grensen skal det (med visse unntak) iverksettes tilstrekkelige miljøforbedrende tiltak slik at miljømålet (god tilstand) nås.
- For vannforekomster der miljømålet er nådd, må det vurderes om forebyggende tiltak må iverksettes for å hindre forringelse.
- Data fra overvåkingen skal gi grunnlag for å dokumentere om miljømålene nås i løpet av planperioden.
- Direktivet inneholder unntaksmuligheter for tilfeller der vurderinger av samfunnsnytte, kostnader eller tekniske/naturlige forhold nødvendiggjør tidsutsettelse eller mindre strenge miljømål.

Miljømålet for naturlige vannforekomster av overflatevann (elver, innsjøer og kystvann) er at de skal ha minst god økologisk og kjemisk tilstand³ (Kap 5) innen 2015 for alle områdene som er med i første planperiode. For de resterende naturlige vannforekomstene skal det samme målet nås innen 2021, dvs. i andre planperiode. Ved fastsetting av miljømål kan vurderinger av samfunnsnytte, kostnader eller tekniske/naturlige forhold nødvendiggjøre bruk av unntaksmulighetene i vanddirektivet, for å sikre at forvaltningsplanene og tiltaksprogrammet blir realistiske og gjennomførbare.

Klasse	Tilstand miljømål
Svært god	Miljømål tilfredsstillt
God	
Moderat	Tiltak nødvendige for å nå miljømål
Dårlig	
Svært dårlig	

Figur 2.1: Vanddirektivet og den norske vannforskriften forutsetter at tilstanden i overflatevann skal beskyttes mot forringelse, forbedres og gjenopprettes med sikte på at vannforekomstene skal ha minst god økologisk og god kjemisk tilstand. Dette betyr at i vannforekomster der miljømålene ikke er tilfredsstillt, må miljøforbedrende og/eller gjenopprettende tiltak iverksettes som sikrer tilfredsstillelse av miljømålene i tråd med direktivets frister (med visse unntak, se beskrivelse i teksten). Samtidig forutsetter vanddirektivet altså at det må vurderes om forebyggende tiltak er nødvendige for å hindre forringelse i de vannforekomstene som i dag tilfredsstiller miljømålene (god eller svært god tilstand).

³ Vannforekomster med naturlig høye konsentrasjoner av metaller (eks. jernutfellinger) må defineres som en egen vanntype ved videreutvikling av klassifiseringssystemet. Miljømålet for disse er likevel god økologisk og kjemisk tilstand ut fra definisjonen av disse to begrepene.

Miljømål for økologisk tilstand

God økologisk tilstand er definert som "akseptable avvik fra naturtilstanden" for de biologiske elementene, samt for de fysisk-kjemiske og hydromorfologiske støtteparametrene. 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 gitt i denne veilederens kap. 6 for ferskvann og 7 for kystvann.

Miljømål for kjemisk tilstand i overflatevann

Kjemisk tilstand i en vannforekomst bestemmes dels ut fra målinger av utvalgte miljøgifter i vannforekomsten og dels ved hjelp av miljøkvalitetsstandarder (EQS, Environmental Quality Standards -grenseverdier) for de utvalgte miljøgiftene. Listen over disse utvalgte forbindelsene kalles prioriterte stoffer. Miljømålet for alle vannforekomster av overflatevann er at det skal oppnås god kjemisk tilstand innen 2015.

For å oppnå miljømålet god kjemisk tilstand i overflatevannet skal utslipp av de prioriterte stoffene reduseres eller opphøre slik at det oppnås konsentrasjoner i vannmiljøet som ligger nær bakgrunnsnivået for naturlig forekommende stoffer og nær null for menneskeskapte stoffer. For å vurdere hvordan målet kan nås, må alle kilder til utslipp vurderes. Spredning fra forurensede sedimenter er å regne som utslipp. Slik spredning beregnes ved hjelp av SFTs veileder for risikovurdering av forurenset sediment (TA 2230/2007).

De prioriterte stoffene er delt i prioriterte farlige stoffer og prioriterte stoffer. Av de 33 prioriterte stoffene er 11 karakterisert som prioriterte farlige stoffer, fordi de er spesielt giftige eller ikke-nedbrytbare. Utslipp og annen tilførsel av disse stoffene skal opphøre innen 2020. For resten av listen, prioriterte stoffer (22 forbindelser), skal utslippene reduseres kontinuerlig slik at konsentrasjonsmålene gitt ved EQS-verdier for de forskjellige stoffene (EQS) oppnås innen 2015. Mer informasjon om kjemisk tilstand og grenseverdier for ulike miljøgifter er gitt i kap. 5.



2.2 Miljømål iht. vannforskriften og øvrige miljømål

Dagens tilstand

Informasjon om vannforekomstenes (VF) tilstand og risiko for ikke å nå miljømålene skal tilgjengeliggjøres i Vann-Nett. Det skal vurderes hvilke påvirkningsfaktorer (sektorer og kilder) som er av betydning, hvilke miljøproblemer som er dominerende og hvilken betydning dette har for befolkningen, samt effekter av tiltak som er satt i verk eller som settes i verk. Det skal vurderes hvilke brukerkonflikter som finnes og hvordan påvirkningsfaktorene for vannmiljøet kommer til å utvikle seg fremover.

Miljømål

Miljømålene som framkommer gjennom det systematiske arbeidet som følger av vanndirektivet er et felles europeisk minimumsmål både når det gjelder hvilke kvalitetselementer man skal måle på og hvilke grenseverdier som skal tilfredsstilltes. Klassegrenser for disse skal også være overførbare i sammenlignbare vann typer på tvers av landegrensene, gjennom den såkalte "interkalibreringen". Med miljømål i forhold til økologisk og kjemisk tilstand (slik det står i vannforskriftens §§ 4 og 7 - overflatevann) menes det som beskrives som "god tilstand" økologisk og kjemisk for gjeldende vann type og kvalitetselement i dette klassifiseringssystemet. Samtidig forutsetter vanndirektivet altså at det må vurderes om forebyggende tiltak er nødvendige for å hindre forringelse i de vannforekomstene som i dag tilfredsstillte miljømålene.

Miljømål satt i henhold til annen lovgivning

I vassdrag der det er fastsatt strengere miljømål enn standard miljømål må de strengeste målene innfris (§ 13 i forskriften, om forholdet til andre miljøbestemmelser). Eksempler kan være bestemmelser gitt i noen av Vanndirektivets datterdirektiver (for drikkevann, avløpsvann m.v.), nasjonalt lov- og forskriftsverk, juridisk bindende planer etter plan- og bygningsloven, krav i konsesjoner eller tillatelser etter særlover (for eksempel utslippstillatelser etter forurensingsloven, klausuleringsbestemmelser for vannverk) og vedtak om vern/beskyttelse etter naturvernloven, kulturminneloven, verneplan for vassdrag eller nasjonale laksefjorder og -vassdrag. Her må også flere og andre vannrelaterte kvalitetselementer enn de som er omfattet av miljømål iht. §§ 4 -7 i Vannforskriften tas hensyn til, som en naturlig del av en helhetlig vannforvaltning som vanndirektivet legger opp til.

Egnethet for bruk



Vannforvaltningsplanen skal etter vanndirektivet ivareta de vannbaserte teressene (bading, drikkevann osv) (Article 4, §1 c, Annex IV). Man skal tilfredsstillere krav gitt i de underliggende direktiver hvor bruk er regulert, evt. skal nasjonale retningslinjer og forskrifter benyttes. I og med at de ulike bruksformene inklusive forskrifter og retningslinjer sorterer under forskjellige departementer, og direktorater, er det i dag nokså uoversiktlig og vanskelig å avgjøre om en vannforekomst tilfredsstillere krav / er egnet til ulike bruk. Det vil derfor være hensiktsmessig for den lokale forvaltning å få en samordnet og oppdatert egnethetsklassifisering for bruk.

[SFT 97:04](#) og [SFT 97:03](#) inneholder en veiledning for klassifisering av egnethet for bruk, men siden dette systemet ble utarbeidet har det skjedd betydelige endringer mht krav og normer for vannkvalitet når det gjelder menneskers bruk av vann til ulike formål. Mye av dette har kommet inn med vanndirektivets underliggende direktiver, for eksempel Drikkevannsdirektivet, Avløpsdirektivet, mm. I tillegg har landbruket utredet kvalitetsnormer til vanning i jordbruket. .

Mattilsynet har overtatt ansvaret for drikkevannsforvaltningen, og det er utgitt en ny drikkevannsforskrift med veileder. Det er således behov for å revidere eksisterende veiledere for klassifisering av egnethet for bruk.

I første omgang tas det sikte på å få på plass grenseverdier for egnethet for drikkevann, badevann og vann til jordvanning. Forslag til nye grenseverdier for mikrobiologiske og fysisk-kjemiske parametere for disse tre brukerinteressene finnes i NIVA-rapport 5708-2008. Inntil disse forslagene er godkjent av ansvarlige myndigheter bør de eksisterende systemene benyttes ([SFT 97:04](#) og [SFT 97:03](#)).

Kostholdsråd sier noe om et områdes egnethet for fritidsfiske. I en del fjorder, havner og innsjøer er innholdet av miljøgifter så høyt at det kan være helseskadelig å spise fisk og skalldyr. Her har Mattilsynet innført kostholdsråd og restriksjoner på omsetning av fisk og skalldyr. De fleste kostholdsrådene skyldes funn av PCB, tungmetaller eller PAH i fiskefilet, fiskelever eller blåskjell. Høye konsentrasjoner av slike miljøgifter skyldes først og fremst gamle industriutslipp. Miljøgiftene samles opp i biologisk materiale, og et høyt inntak over tid av forurenset fisk og skalldyr kan føre til helseskader. Mattilsynet har derfor innført kostholdsråd i til sammen 32 havne- og fjordområder i Norge, samt for stor fisk fra i flere store innsjøer.

For mer informasjon om kostholdsråd se Miljøstatus og Mattilsynets sine sider <http://www.miljostatus.no> og <http://www.mattilsynet.no>

Dersom en vannforekomst ikke er egnet for en eller flere typer bruk iht. gjeldende egnethetskriterier, bør det vurderes om dette skal føre til at vannforekomsten nedgraderes med en klasse dersom den økologiske tilstanden for øvrig er svært god eller god.

2.3 Miljømål for Sterkt Modifiserte Vannforekomster (SMVF)

Sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF) er så påvirket av samfunnsnyttige fysiske inngrep at miljømålet "god økologisk tilstand" ikke med rimelighet kan oppnås. SMVF er ikke et unntak, men en egen kategori med egne, tilpassede økologiske miljømål, som tar hensyn til det fysiske inngrepet. Miljømålet for SMVF kalles "godt økologisk potensial" (GØP), men i tillegg er det også krav om minst god kjemisk tilstand på linje med naturlige vannforekomster.

Klassifiseringssystemet som er beskrevet i denne vil også være en del av grunnlaget for å avgjøre om en vannforekomst som er kandidat til å være SMVF skal endelig utpekes som SMVF. For vannforekomster som er endelig utpekt som SMVF, vil det så settes tilpassede økologiske klassegrenser som vil variere fra vannforekomst til vannforekomst, avhengig av det tilpassede miljømålet (Godt Økologisk Potensial). Klassegrensene for kjemisk tilstand (prioriterte stoffer) gjelder likevel for alle overflatevannforekomster, også de som utpekes som SMVF. Fastsettelsen av miljømål for SMVF vil bli nærmere beskrevet i egen veiledning tilgjengelig på www.vannportalen.no.

2.4 Grunnvann

Kjemisk tilstand: For klassifisering av grunnvann vises det til drikkevannsforskriftens bestemmelser om kjemisk tilstand, men dersom grunnvannsdirektivet angir strengere krav, er det disse som gjelder.

For kvantitative vurderinger ble det foreslått at uttaket ikke skulle være større enn nydannelsen to år på råd. Dette kravet kan imidlertid være for mildt, gitt at økologisk viktig minstevannsføring i elver som er forbundet med den aktuelle grunnvannsforekomsten kan bli borte i en kritisk periode.

Grunnvannsdirektivet: Bakgrunnen for at det er utarbeidet et nytt datterdirektiv for grunnvann er å finne i artikkel 17 i EUs rammedirektiv for vann (direktiv 2000/60/EF). Grunnvannsdirektivet skal utfylle vanndirektivet og andre relevante direktiver (som f.eks. Deponi-, Drikkevanns- og Nitratdirektivene).

Direktivet gir kriterier for vurdering av "god kjemisk tilstand" for grunnvann, kriterier for identifikasjon og reversering av vesentlige og vedvarende stigende tendenser i konsentrasjonen av forurensende stoffer i grunnvann og kriterier for å definere utgangspunkter for å reversere trendene.



Foto:
Roy Aage Håpnes, Riksantikvaren

Grunnvannsdirektivet skal også integrere kravene i kommisjonens eksisterende grunnvannsdirektiv (direktiv 80/68/EØF) som, iht. rammedirektivet for vann, faller bort i 2013.

Hovedmålet med grunnvannsdirektivet er å forhindre og kontrollere forurensning av grunnvann. Dette gjøres ved at det etableres felles EU-kvalitetsstandarder for nitrater og pesticider. Det skal etableres terskelverdier for stoffer som bidrar til at grunnvannsforekomster blir karakterisert som "i faresonen", blant annet for syv naturlig forekommende og to syntetiske stoffer fastlagt av EU. Det stilles krav om at negative utviklingstrender i forurensningssituasjonen skal identifiseres og reverseres og om tiltak for å forhindre og begrense forurensning fra punktkilder og diffuse kilder.

Veiledning om grunnvann vil bli supplert når de aktuelle grenseverdiene er etablert, og etter at det er endelig bestemt om grunnvannsdirektivet gjennomføres i Norge, og senere ved publisering av nye europeiske EQS-verdier.

2.5 Interkalibrering av klassifiseringssystemer

Vanndirektivet og Vannforskriften krever at land som har felles vann typer skal interkalibrere sine klassifiseringssystemer, for å sikre at systemene er sammenlignbare, og at landene har sammenlignbare grenseverdier for god økologisk tilstand.

Arbeidet er organisert i geografiske regioner, såkalte GIG-er, dvs. geografiske interkalibreringsgrupper. Disse gruppene består av representanter for nasjonale myndigheter og nasjonale fagekspertter fra land med felles vann typer som interkalibrerer (dvs. sammenligner og justerer parametre og grenseverdier) sine klassifiseringssystemer for økologisk status.

Fase 1 av dette arbeidet er nå ferdig, men mye gjenstår før alle delene av klassifikasjonssystemene er interkalibrert (se tabell 2.1). Grenseverdiene for de interkalibrerte kvalitetselementene er lovmessig bindende for alle land, og er brukt som basis for de relevante kvalitetselementene/parametrene i Kap. 6 og 7.

Hittil er det kun påvirkningstypen eutrofiering som er interkalibrert for innsjøer og kystvann, og organisk belastning (generell belastning) for elver.

Tabell 2.1

Oversikt over resultatene fra 1. fase av interkalibreringsprosessen (juni 2007). De gruppene Norge er med i er angitt med **blå skrift**.

GIG**	Bunnfauna	Plantep plankton	Bentiske alger	Vannvegetasjon	Makroalger	Angiospermer*	Fisk	
Elver Alpine (6 land)		Ikke relevant	IT mangler		Ikke relevant	Ikke relevant		
Elver Central Baltic (16 land)	CZ, LT, EE mangler		CZ, LT, DK, IT mangler					
Elver Eastern Cont. (5 land)	RO, HU, CZ mangler							
Elver Mediterranean (6 land)			CY, IT, EL mangler					
Elver Northern (5 land)			NO mangler					
Innsjøer Alpine (5 land)				FR, IT, SI mangler				
Innsjøer Atlantic (2 land)								
Innsjøer Central Baltic (12 land)				DK, FR, HU, LT, PL, IE mangler				
Innsjøer Mediterranean (7 land)								
Innsjøer Northern (5 land)								
Kystvann NE Atlantic (11 land)								
Kystvann Mediterranean (7 land)	IT, FR, MT mangler		Ikke relevant	Ikke relevant	IT, MT mangler	SI, CY mangler		
Kystvann Baltic Sea (8 land)	EE, LT, LV, PL mangler							
Kystvann Black Sea (2 land)								

FORKLARING

Grønne felter betyr at resultatene gjelder for hele kvalitetselementet (dvs. mengde, sammensetning, etc.). Resultater for spesielle habitater eller påvirkninger kan likevel mangle. Land i GIG-en som ikke har levert resultater er angitt.

Gule felter betyr at resultater er oppnådd kun på parameternivå og ikke for hele kvalitetselementet (dvs. enten mengde eller sammensetning. Noen tilfeller, for noen parametre og noen land er resultatene ikke relevante, men dette er ikke vist i tabellen

Blank betyr ingen resultater foreløpig

* dvs. Sjøgress og andre planter i sjøvann (unntatt alger)

**GIG = Geografisk interkalibreringsgruppe, dvs. grupper av land med flere felles vanntyper som sammenligner og justerer sine klassifiseringssystemer for å oppnå samme ambisjonsnivå på miljømålet

Norge har vært med i den nordiske interkalibreringsgruppen for elver og innsjøer (Northern GIG), samt i North-East Atlantic GIG (NEA-GIG) for kystvann, og har bidratt med mye data og ekspertise for å sikre at parametrene og grenselinjene er relevante for norske forhold.

Enkelte vanntyper er ikke interkalibrerte ennå pga. manglende data. Dette gjelder bl.a. for fjorder, svært grunne innsjøer og leirpåvirkede elver (se for øvrig pkt. 4.5.4, og NIVA-rapport 5708-2008,).

Det er i den andre fasen av interkalibreringsarbeidet også startet opp arbeid med ferskvannsfisk der Norge deltar.

2.6 Tilstand som utløser miljøtiltak og unntaksmuligheter

For nærmere omtale av tiltaksplanlegging, samfunnsøkonomiske vurderinger og unntaksbestemmelser viser vi til Tiltaksveilederen, kapitlene 1.2, 1.3 og 4.

Enkelte sektorer har i en forlengelse av denne veilederen utarbeidet tiltaksveileder som er rettet spesielt mot tiltak i egen sektor, for eksempel landbruket (www.bioforsk.no/tiltak).

For å vurdere om det er nødvendig med tiltak mot forurensede sedimenter (miljøgifter), bør det gjennomføres en risikovurdering. SFTs veileder for risikovurdering av forurenset sediment (TA2230/2007) skal benyttes til dette.

Tiltak omtales også i flere §§ i vannforskriften.

3. Hovedprinsipp for økologisk klassifisering

3.1 Innledning

3.1.1 Utført karakterisering

For Norge er det gjennomført en innledende **"grovkarakterisering"** av mer enn 16000 vannforekomster på bakgrunn av nasjonale datasett og ekspertvurderinger. Dette er den første sammenstillingen av miljøforholdene i vann som er gjort på en sammenlignbar måte for det meste av Europa, der så vel kjemisk, fysisk og biologiske påvirkninger på miljøforholdene er blitt vurdert samlet. Dataene er tilgjengelige i *Vann-Nett*, og ble foretatt før klassifiseringssystemet som presenteres i denne veilederen forelå.



Foto: Steve Halsetrønning

Hovedformålet med karakteriseringen er å identifisere de vannforekomstene som er i risiko for å ikke oppfylle vannforskriftens mål om god miljøtilstand.

Karakteriseringsprosessen har bestått av;

- 1) avgrensning av og inndeling i håndterbare vannforekomster (elv, innsjø, kyst- og grunnvann),
- 2) typifisering av vannforekomster med ensartet naturtilstand (de samme inndelingene i vanntyper som gjengitt i denne veilederen er benyttet),
- 3) identifisering av belastninger/påvirkninger (eksisterende og forventede),
- 4) forenklet vurdering av miljøvirkninger (også uten bruk av overvåkingsdata, der evt kun kjennskap til belastninger/ påvirkninger kan være grunnlaget).

Basert på tilgjengelige data og vurdering av sannsynlig utviklingstrend de nærmeste årene skal hver vannforekomst rapporteres som

- I) Risiko...
- II) mulig risiko ... eller
- III) ingen risiko ...

... for ikke å nå miljømålet innen 2015.

Sammenhengen mellom karakterisering og klassifisering er vist i i figuren på neste side.

3.1.2 Nytt ift. tidligere klassifiseringssystem

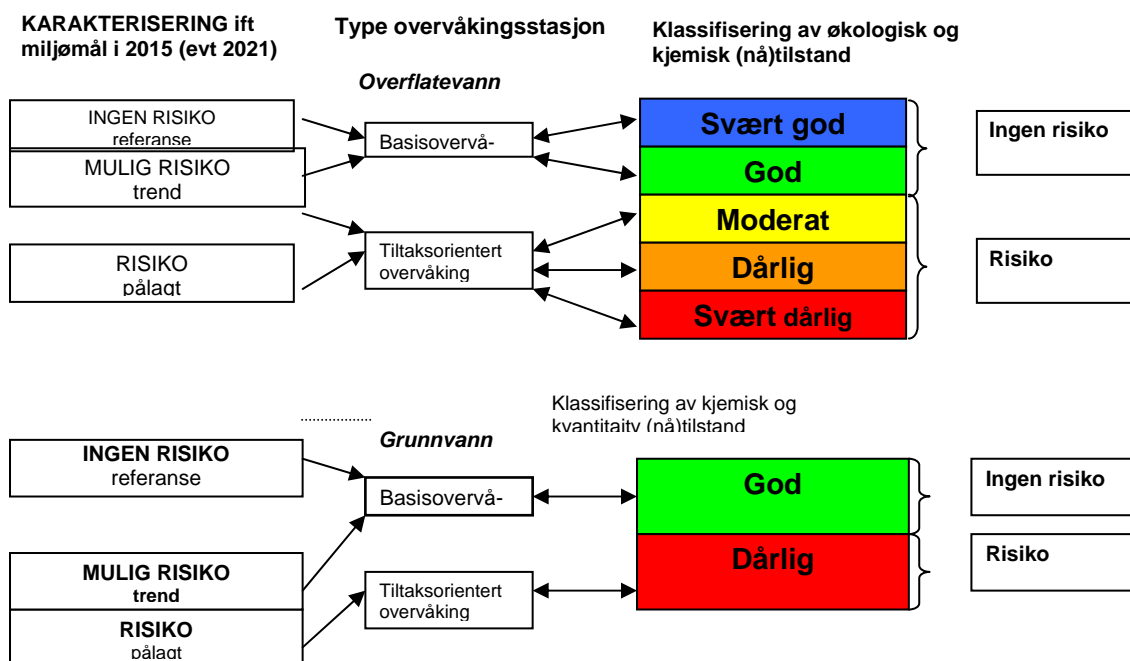
Det gamle klassifikasjonssystemet for ferskvann og kystvann (SFT veiledere [1997:03](#) og [1997:04](#)) var basert på forskjellige påvirkningstypers innvirkning på utvalgte fysisk-kjemiske parametre. For hver virkningstype var det kun ett sett med grenseverdier som ble brukt for alle vanntyper, og det var ikke basert på avvik fra naturtilstanden, selv om denne indirekte kunne vurderes ut fra en egen veileder om naturtilstand ([SFT-veileder 95:04](#)).

Det nye klassifikasjonssystemet skiller seg på flere punkter fra det gamle ved at det nå er lagt vekt på:

- Biologiske kvalitetselementer /indikatorer/parametre (i tillegg til fysiske og kjemiske parametre)
- Spesifikke grenseverdier for ulike vanntyper
- Avvik fra naturtilstand

Også i det nye systemet er grenselinjene spesifikke for hver påvirkningstype. Det nye systemet vil bli mer presist enn det gamle, og gir en evaluering av "helsetilstanden" for økosystemet gjennom å vurdere effektene på levende organismer. Systemet vil gi et sikrere beslutningsgrunnlag for tiltak, og for å måle effekter av iverksatte tiltak. For parametre der det ikke er utarbeidet nye klassegrenser anbefales det å benytte grenseverdiene som eksisterer i det tidligere SFT systemet.

Sammenheng mellom karakterisering og klassifisering



Figur 3.1: Sammenheng mellom miljøvurderingene ift. risiko for ikke å nå miljømålene i 2015 (karakterisering) og klassifisering av nåtilstanden.

3.1.3 Prinsipper for grenseverdier for kjemisk tilstand (prioriterte stoffer)

Målet er at utslipp av utvalgte miljøgifter, dvs. prioriterte stoffer, prioritert farlige stoffer og andre utvalgte miljøgifter, skal reduseres eller opphøre slik at det oppnås konsentrasjoner i vannmiljøet som ligger nær bakgrunnsnivået for naturlige forekommende stoffer og nær null for menneskeskapt stoffer.

Den Europeiske Kommissjonen (EC) har derfor utarbeidet et forslag til en liste over 33 miljøgifter samt 8 andre utvalgte forbindelser. Denne listen er vedtatt ved Europaparlamentets og -rådets direktiv nr. 2455/2001/EG, og er lagt til Vanddirektivet som Appendix X. Grenseverdier, også kalt miljøkvalitetsstandarder, har nå blitt vedtatt i EU gjennom direktiv 2008/105/EEC. Dette direktivet gir grenseverdier for alle prioriterte stoffer i vannsøylen og åpner også opp for at målinger i sediment og biota kan erstatte målinger i vannsøylen. Den europeiske kommissjonen arbeider derfor nå med å utarbeide grenseverdier for sediment og biota, men det vil ta noe tid før disse foreligger. I klassifiseringsveilederen er derfor grenseverdier for sediment og biota foreløpig basert på eksisterende veiledere. Disse veilederne er "Veileder for Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann TA2229/2007" (sedimentveileder) og "Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann TA1467/1997" (biota).

Miljøovervåking og tilstandsklassifisering behøver bare å gjøres for de stoffer som slippes ut i vannforekomsten. I veiledningsdokument nr. 3 fra EU (Analysis of Pressure and Impact)⁴ tolkes begrepet "slippes ut" i vid forstand. Det vil si at både utslipp fra punktkilder i avrenningsområdet, lekkasje fra diffuse kilder, utlekking fra forurensede sedimenter og f.eks. atmosfærisk deposisjon fra avrenningsområdet regnes inn. Det bør således tas hensyn til ulike kilder som kan tilføre stoffet til vannforekomsten. Dersom det ikke foreligger informasjon om hvilke stoffer som slippes ut til vannforekomsten skal det gjennomføres miljøovervåking på et utvalg av forbindelsene på prioritetslista, se kap. 5.4.7. Disse stoffene er valgt ut på bakgrunn av nåværende kunnskap om bruk og tilstand i norsk miljø.

Listen over miljøgiftene samt grenseverdier fra eksisterende veiledere er gitt i se kap. 5.4.1 til 5.4.6. Grenseverdier i vann er hentet fra direktiv 2008/105/EEC mens grenseverdier for sediment og biota er hentet fra eksisterende veiledere. Det foreligger per dags dato ikke grenseverdier for sediment og biota i ferskvann. Dersom grenseverdien ikke er angitt skal forbindelsen ikke inngå i tilstandsbedømmelsen av vannforekomsten. Listen vil oppdateres når nye grenseverdier (EQS-er) er publisert av den europeiske Kommisjonen, og når norske miljømyndigheter har foretatt en vurdering og godkjent nasjonale grenseverdier.

I direktiv 2008/105/EEC gis medlemslandene mulighet til å ta hensyn til naturlige bakgrunnskonsentrasjoner og biotilgjengelighet for metaller. For metallene bly, kvikksølv og kadmium kan vann uten lokale utslipp ikke betraktes som upåvirket. Innholdet av disse metallene i miljøet er generelt og tydelig påvirket av luftutslipp og langtransportert luftforurensning i atmosfæren. For kvikksølv og kadmium må man tilbake til førindustriell tid (ca. 150 år siden) for å finne naturlige nivåer, mens påvirkning fra bly har foregått over mye lengre tid (ca. 3000 år).

3.2 Oversikt over kvalitetselementer og parametre

Se definisjoner av ord og uttrykk i Kap 9.1.

Tabell 3.1. Elver og innsjøer: Elementer og parametre for beskrivelse av tilstand. **Fete typer** indikerer hvilke elementer og parametre som er mest aktuelle for den initielle tilstandsklassifiseringen.

	<i>Innsjøer</i>	<i>Elver</i>
BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER		
Planteplankton	Biomasse (Klorofyll-a og biovolum) Taksonomisk sammensetning Algeoppblomstringer (frekvens og intensitet)	<i>Ikke særlig aktuelt i elver</i>
Makrofytter (høyere vann-planter)	Taksonomisk sammensetning (TI antall) Forekomst (abundance)	Taksonomisk sammensetning Forekomst (abundance)
Bentiske alger	<i>Mindre aktuelt i innsjøer foreløpig</i>	Taksonomisk sammensetning Forekomst (abundance) Heterotrof begroing (bakterier)
Bunnfauna	Påvirkningsfølsomme arter Taksonomisk sammensetning Forekomst (abundance) Diversitet (artsantall og jevnhet)	Påvirkningsfølsomme arter Taksonomisk sammensetning Forekomst (abundance) Diversitet (artsantall og jevnhet)
Fisk	Taksonomisk sammensetning Forekomst (abundance) Påvirkningsfølsomme arter Aldersstruktur	Taksonomisk sammensetning Forekomst (abundance) Påvirkningsfølsomme arter Aldersstruktur
HYDROMORFOLOGISKE KVALITETSELEMENTER		
Hydrologisk regime	Vannstandsvariasjoner (reguleringshøyde) Sirkulasjonsforhold Oppholdstid	Kvantitet og variasjon i vannføring Vannstandsvariasjoner Strømhastighet Kontinuitet (vandringshinder)?
Morfologi	Endringer i vanddekt areal Struktur av kantsonen, Dybdevariasjon i bassenget Substrat	Endringer i vanddekt areal Struktur av kantsonen Dybde og bredde variasjoner Substrat og struktur av elveleiet

⁴ Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive (2000/60/EC) Guidance no 3. Analysis of Pressures and Impacts, produced by working group 2.1 - IPRESS, 2003

Forts. Tabell 3.1.

FYSISK/KJEMISKE KVALITETSELEMENTER		
	Innsjøer	Elver
Sikt i vannet	Siktedyp Farge, Turbiditet	Suspendert stoff, Turbiditet
Temperatur	Temperatur	Temperatur
Oksygenforhold	Oksygenkonsentrasjon	Oksygenkonsentrasjon
Organisk materiale	Farge TOC	BOD, gløderest Farge TOC
Ioneinnhold	Konduktivitet, Ca	Konduktivitet, Ca
Næringsstatus	Total fosfor Total nitrogen, nitrat Næringssaltbelastning i forhold til vannforekomstens følsomhet	Total fosfor , løst fosfat Total nitrogen, nitrat, ammonium Næringssaltbelastning i forhold til vannforekomstens følsomhet
Forsuringsstatus	pH Alkalitet ANC AL-i (labilt aluminium)	pH , Alkalitet ANC AL-i (labilt aluminium) Gjelle-aluminium (se kap.6)
Miljøgifter	Konsentrasjon av kvantitativt betydelige miljøgifter (tungmetaller og organiske mikroforurensninger) som slippes ut i vannforekomsten	Konsentrasjon av kvantitativt betydelige miljøgifter (tungmetaller og organiske mikroforurensninger) som slippes ut i vannforekomsten

Tabell 3.2. Kystvann: Elementer og parametre for beskrivelse av tilstand. **Fete typer** indikerer hvilke elementer og økosystemkomponenter som det foreligger grenseverdier og dermed er mest aktuelle for tilstandsklassifiseringen i 2008.

BIOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	
Plantep plankton	Biomasse (Klorofyll-a og biovolum) Taksonomisk sammensetning Algeoppblomstringer (frekvens og intensitet)
Makroalger	Taksonomisk sammensetning (multimetrisk indeks, se kap. 7) Forekomst: Nedre voksegrense, (se kap. 7)
Angiospermer (sjøgress etc.)	<i>Mindre aktuelt foreløpig, men kan bli nyttig kvalitetselement for økoregion Skagerrak.</i>
Bunnfauna (bløtbunn)	Taksonomisk sammensetning (diverse indekser, se kap.7) Diversitet (se kap. 7) Forekomst (abundance)

HYDROMORFOLOGISKE KVALITETSELEMENTER	
Tidevannssystem	Tidevannsforskjell, Dominerende strømretning Ferskvannsgjennomstrømning Bølgeeksponering
Morfologi	Dybdevariasjoner Menge og struktur av bunns substrat Tidevannssonens struktur

FYSISK/KJEMISKE KVALITETSELEMENTER	
Sikt i vannet	Siktedyp Turbiditet
Temperatur	Temperatur
Oksygenforhold	Oksygenkonsentrasjon
Salinitet	Konduktivitet, Ca
Næringsstatus	Total fosfor (Tot-P), Fosfat (P04-P), Total nitrogen (Tot-N), Nitrat+nitritt (NO3+N02-N), Ammonium (NH4-N), Silikat (SiO2-Si)
Prioriterte stoffer (miljøgifter)	Konsentrasjon av kvantitativt betydelige miljøgifter (tungmetaller og organiske mikroforurensninger) som slippes ut i vannforekomsten

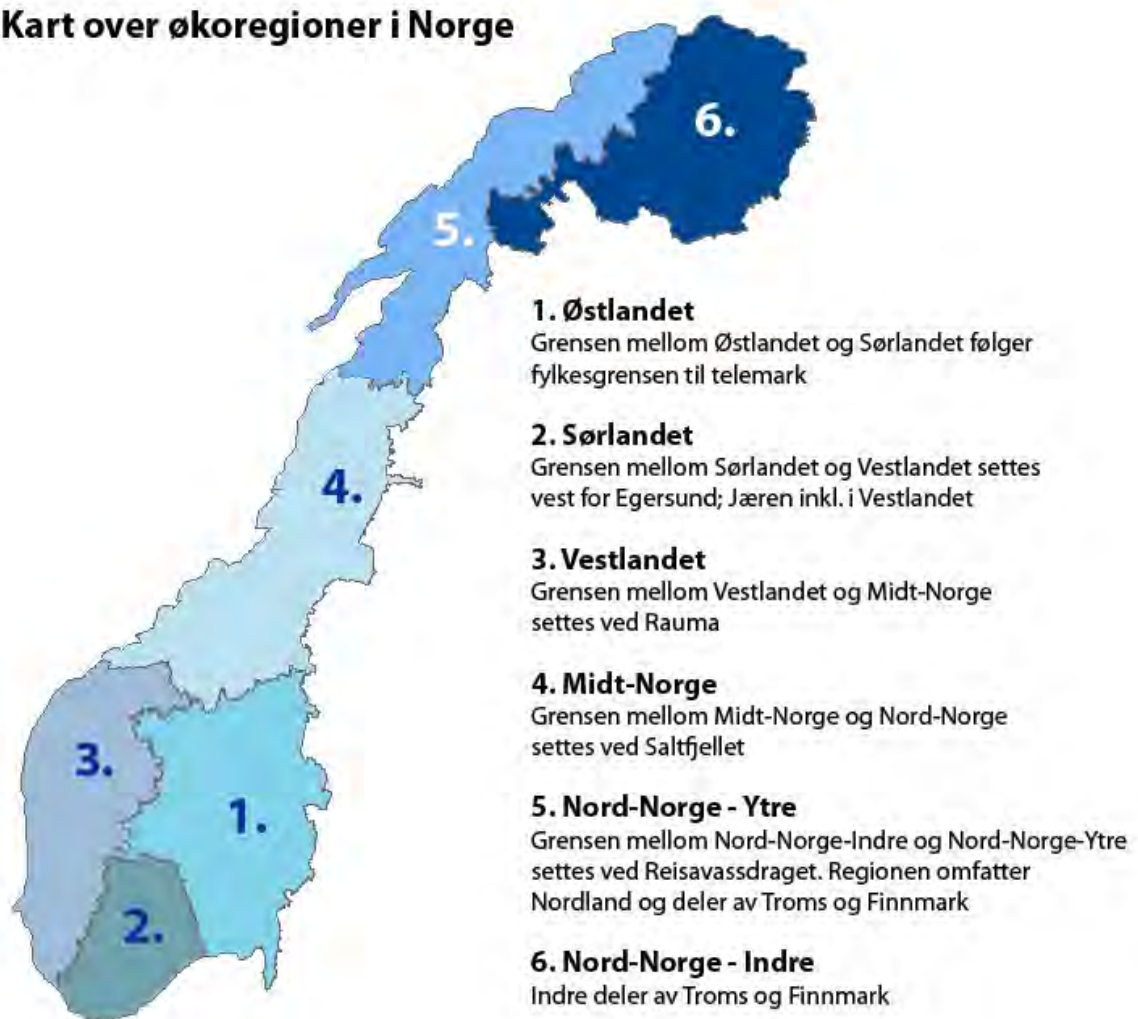
3.3 Økoregioner og vanntyper for innsjøer og elver

3.3.1 Økoregioner og typeparametre for innsjøer og elver

Norske vannforekomster er grupper i 6 økoregioner ut fra klimatiske forhold og biogeografiske utbredelsesmønstre for forskjellige biologiske kvalitetselementer, f.eks fisk og bunnsfauna. Særlig fisk har en innvandringshistorie som gjør at det finnes naturlig flere fiskearter på Østlandet og i Øst-Finnmark enn på Vestlandet og i ytre strøk av Nord-Norge.

Typeparametrene og kategoriene for hver parameter er valgt dels ut fra Annex II i Direktivet og dels ut fra multivariate analyser av biologiske data langs forskjellige naturlige miljøgradienter (se NIVA-rapport 2003, Lyche-Solheim et al.). Endelig avgrensning av typekategoriene (f.eks kalsium og humus) er også gjort i dialog med andre nordiske land (Sverige, Finland, England og Irland), som første ledd i interkalibreringsprosessen.

Kart over økoregioner i Norge



Figur 3.2: Kart over økoregioner i Norge

Tabell 3.3: Oversikt over økoregioner og parameterverdier for innsjøer og elver

Kriterium	Parameterverdier
Økoregion (se figur 3.2)	Østlandet Sørlandet Vestlandet Midt-Norge Nord-Norge, ytre Nord-Norge, indre
Høyde over havet	Lavland: < 200 m.o.h. (bør ikke brukes nord for Saltfjellet) Skog: 200-800 m.o.h. (eller under tregrensen) Fjell: > 800 m.o.h. (eller over tregrensen)
Kalkinnhold eller alkalitet	Svært kalkfattig: Ca < 1 mg/L, Alk < 0,05 mekv/L Kalkfattig: Ca 1-4 mg/L, Alk. 0,05-0,2 mekv/L Moderat kalkrik: Ca 4-20 mg/L, Alk. 0,2-1 mekv/L Kalkrik: Ca > 20 mg/L, Alk. > 1 mekv/L
Humusinnhold	Klare: Farge < 30 mg Pt/L, TOC < 5 mg/L Humøse: Farge 30-90 mg Pt/L, TOC 5-15 mg/L Svært humøse (sjeldne): Farge > 90 mg Pt/L, TOC > 15 mg/L
Turbiditet (medianverdi) (gjelder kun lavlandsvassdrag)	Klare: STS < 10 mg/L, (uorganisk andel minst 80%) Leirpåvirkede: STS > 10 mg/L (uorganisk andel minst 80%)
Størrelse, elver (nedbørfelt)	Små: 10-100 km ² Middels: 100-1000 km ² Store: 1000-10000 km ² Svært store: > 10000 km ²
Størrelse innsjøer (overflate- areal)	Små: 0,5- 5 km ² Store: 5-50 km ² Svært store: > 50 km ²
Dybde innsjøer (middeldyp)	Svært grunne: < 3m Grunne: 3-15 m Dype: > 15 m

3.3.2 Vanntyper for innsjøer og elver

Tabell 3.4 og 3.5 nedenfor gir oversikt over vanlig forekommende vanntyper i Norge. Hver av disse vanntypene har sin distinkte naturtilstand, som er angitt ved type-spesifikke verdier av forskjellige biologiske og fysisk-kjemiske parametre (se kap. 6).

Ved klassifisering av en sjelden vanntype som ikke står i disse to tabellene, bør man primært velge den vanntypen som ligner mest på den sjeldne vanntypen. Det finnes også modeller som kan brukes til estimering av naturtilstand for en enkelt vannforekomst. Slike modeller er særlig aktuelle dersom vannforekomsten ligger nær grensen mellom to vanntyper. En enkel tilnærming er å interpolere mellom vanntyper for å finne naturtilstanden for vannforekomster nær typegrenser.

Tabell 3.4: Innsjøtyper i Norge Modifisert etter Lyche Solheim & Schartau (2004). For alle økoregioner. (sjeldne typer finnes ikke i tabellen, men må vurderes separat). For de to regionene i Nord-Norge bør primært typene som er oppført under skog og fjell benyttes, for å ta hensyn til kaldere klima.

Høyderegion	Type-nr.	N GIG type kode*	Typebeskrivelse	størrelse km ²	Ca mg/L	Humus mgPt/L
Lavland	1	L-N2	små, kalkfattige, klare	< 5	1-4	< 30
	2	L-N3	små, kalkfattige, humøse	< 5	1-4	30-90
	3	L-N1	små, moderat kalkrike, klare	< 5	4-20	< 30
	4	L-N8	små, moderat kalkrike, humøse	< 5	4-20	30-90
	5		store, svært kalkfattige, klare	> 5	< 1	< 30
	6	L-N2	store, kalkfattige, klare	> 5	1-4	< 30
	7	L-N3	store, kalkfattige, humøse	> 5	1-4	30-90
	8	L-N1	store, moderat kalkrike, klare	> 5	4-20	< 30
	9	L-N8	store, moderat kalkrike, humøse	> 5	4-20	30-90
Skog	10		små, svært kalkfattige, klare	< 5	< 1	< 30
	11		små, svært kalkfattige, humøse	< 5	< 1	30-90
	12	L-N5	små, kalkfattige, klare	< 5	1-4	< 30
	13	L-N6	små, kalkfattige, humøse	< 5	1-4	30-90
	14		små, moderat kalkrike, klare	< 5	4-20	< 30
	15		små, moderat kalkrike, humøse	< 5	4-20	30-90
	16		store, svært kalkfattige, klare	> 5	< 1	< 30
	17	L-N5	store, kalkfattige, klare	> 5	1-4	< 30
	18	L-N6	store, kalkfattige, humøse	> 5	1-4	30-90
	19		store, moderat kalkrike, klare	> 5	4-20	< 30
	20		store, moderat kalkrike, humøse	> 5	4-20	30-90
Fjell	21		svært kalkfattige, klare	alle	< 1	< 30
	22		kalkfattige, klare	alle	1-4	< 30
	23		bresjøer (turbide, kalde)	alle	1-4	< 30
	24		moderat kalkrike, klare	alle	4-20	<30

* NGIG type er fellestyper med andre nordiske land (Sverige, Finland, England og Irland) som er brukt i interkalibreringen

Tabell 3.5: Elvetyper i Norge (sjeldne typer finnes ikke i tabellen, men må vurderes separat). Modifisert etter Lyche Solheim & Schartau (2004).

Høyde-region	Type nr.	N GIG type kode*	Typebeskrivelse	størrelse km ²	Ca mg/L	Humus mgPt/L
Lavland	1	R-N2	små-middels, kalkfattige, klare,	10 - 1000	1-4	< 30
	2	R-N3	små-middels, kalkfattige, humøse,	10 - 1000	1-4	30-90
	3	R-N1+ R-N4	små-middels, moderat kalkrike, klare,	10 - 1000	4-20	< 30
	4		små-middels, moderat kalkrike, humøse,	10 - 1000	4-20	30-90
	5		små-middels, moderat kalkrike, leirpåvirkede,	10 - 1000	4-20	< 30
	6		store, kalkfattige, klare,	> 1000	1-4	< 30
	7		store, moderat kalkrike, klare,	> 1000	4-20	< 30
Skog	8		små-middels, svært kalkfattige, klare,	10 - 1000	< 1	< 30
	9	R-N5	små-middels, kalkfattige, klare,	10 - 1000	1-4	< 30
	10	R-N9	små-middels, kalkfattige, humøse,	10 - 1000	1-4	30-90
	11		små-middels, moderat kalkrike, klare,	10 - 1000	4-20	< 30
	12		små-middels, moderat kalkrike, humøse,	10 - 1000	4-20	30-90
	13		store, kalkfattige, klare,	> 1000	1-4	< 30
	14		store, moderat kalkrike, klare,	> 1000	4-20	< 30
Fjell	15		små-middels, svært kalkfattige, klare,	10 - 1000	< 1	< 30
	16	(R-N7)	små-middels, kalkfattige, klare,	10 - 1000	1-4	< 30
	17		breelver (små-middels, kalkfattige, turbide)	10 - 1000	1-4	< 30
	18		små-middels, moderat kalkrike, klare,	10 - 1000	> 4	< 30

* NGIG type er fellestyper med andre nordiske land (Sverige, Finland, England og Irland) som er brukt i interkalibreringen

3.4 Økoregioner og vanntyper for kystvann

Norske vannforekomster er grupper i 4 økoregioner ut fra klimatiske forhold, havstrømmer og biogeografiske utbredelsesmønstre for forskjellige biologiske kvalitetslementer. Typeparametrene og kategoriene for hver parameter er valgt dels ut fra Annex II i Direktivet og dels ut fra multivariate analyser av biologiske data langs forskjellige naturlige miljøgradienter (se NIVA-rapport 2003 (Moy)). Endelig avgrensning av typekategoriene (f.eks salinitet) er også gjort i dialog med andre nordiske land (Sverige, Skottland), som første ledd i interkalibreringsprosessen.

3.4.1 Økoregioner og kriterier for vanntyper for kystvann

Typekriteriene er gjort ut fra ekspertvurderinger og statistiske analyser av biologisk respons på forskjellige naturlige gradienter av miljøforhold.

Tabell 3.6: Økoregioner og typekriterier for vanntyper for kystvann

Kriterium	Økoregion (se kart i figur 3.3)	Salinitet i overflatevann (0-10 m)	Bølgeeksponering	Oppholdstid i bunnvann	Strømhastighet
Parameterverdier	Barentshavet Norskehavet Nordsjøen Skagerrak	Euhalin >30 Polyhalin 18 - 30 Mesohalin 5 - 18 Oligohalin 0,5 - 5 Ferskvann <0,5	Ekstremt eksponert Svært eksponert Eksponert Moderat eksponert Beskyttet Svært beskyttet	Kort - dager Moderat - uker Lang - mnd og år	Svak < 1 knop Moderat 1-3 knop Sterk > 3 knop



Figur 3.3: Økoregioner for kystvann

Du kan lese mer om typifisering i følgende rapporter:

- ["Typifisering av norske marine vannforekomster"](#) (Frithjof Moy m.fl. 2003).
- ["Forslag til system for typifisering av norske ferskvannforekomster"](#) (Lyche Solheim m.fl. 2003)
- ["Revidert typologi for norske elver og innsjøer"](#) (Lyche Solheim m.fl. 2004). Den reviderte typologien er basert på mindre revisjoner av økoregioner og høyderegioner, mens ingen endringer er gjort mht de andre typifiseringsfaktorene.

3.4.2 Vanntyper for kystvann

Tabell 3.7: Vanntyper og regioner for kystvann. Kolonnen for vanntyper inneholder både hovedvanntypene og undertyper (A og B). NEA-GIG type indikerer tilsvarende nr. for vanntyper som brukes i interkalibreringen av klassifiseringssystemer innen den gruppen Norge tilhører: North East Atlantic – Geographical Intercalibration Groups, dvs. NEA-GIG. Saltholdigheten gjelder for overflatevann 0-10m.

Region	Beskrivelse	Salt-holdighet	Vanntyper	NEA-GIG type	Geografisk utstrekning
Skagerrak – Sk	Kyst/fjord- Ekspionert	≥30	Sk1	10	
	Kyst/fjord – Moderat ekspionert	≥30	Sk2	8	Svenskegrensen- Lindesnes
	Fjord – Beskyttet	≥30	Sk3	9	
	Fjord – Ferskvannspåvirket	18-30	Sk4		
Nordsjøen - Ns	Kyst/fjord- Ekspionert	≥30	Ns1A	1	Lindesnes- Korsfjorden
		≥30	Ns1B	1	Korsfjorden- Stadt
	Kyst/fjord – Moderat ekspionert	≥30	Ns2A	26	Lindesnes- Korsfjorden
		≥30	Ns2B	26	Korsfjorden- Stadt
	Fjord - Beskyttet	≥30	Ns3A	7	Lindesnes- Korsfjorden
		≥30	Ns3B	7	Korsfjorden- Stadt
	Fjord - Ferskvannspåvirket	18-30	Ns4A	-	Lindesnes- Korsfjorden
		18-30	Ns4B	-	Korsfjorden- Stadt
Norskehavet - No	Kyst/fjord- Ekspionert	≥30	No1A	1?	Stadt - Polarsirkelen
		≥30	No1B	-	Polarsirkelen- Lopp-havet
	Kyst/fjord – Moderat ekspionert	≥30	No2A	26?	Stadt - Polarsirkelen
		≥30	No2B	-	Polarsirkelen- Lopp-havet
	Fjord - Beskyttet	≥30	No3A	7?	Stadt - Polarsirkelen
		≥30	No3B	-	Polarsirkelen- Lopp-havet
	Fjord - Ferskvannspåvirket	≥30	No4A	-	Stadt - Polarsirkelen
		18-30	No4B	-	Polarsirkelen- Lopp-havet
Barentshavet - Ba	Kyst/fjord - Ekspionert	≥30	Ba1	-	Grense Jakobs elv - Lopp-havet
	Fjord - Beskyttet	≥30	Ba3	-	
	Fjord - Ferskvannspåvirket	18-30	Ba4	-	

Foreløpig er det ikke definert egne vanntyper for brakkevann i Norge.

3.5 Generell klassifiseringsprosedyre

1. Bestem påvirkningstype(r) som er mest aktuelle for vannforekomsten/vannområdet
2. Sjekk at vanntype fra karakteriseringa stemmer (se avsnitt om vanntyper kapittel 3.3. og 3.4)
3. Sammenstill alle tilstandsdata for vannforekomsten som skal klassifiseres, dvs. overvåkingsdata for de aktuelle parametrene innen de biologiske, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske elementene (Se tabell 3.1 og 3.2 med alle elementene)
4. Finn fram riktig klassifiseringsskjema i forhold til vannkategori og påvirkningstype (Vedlegg II eller Vedlegg IV)
5. Sammenlign den observerte verdi for hver av de målte parametrene med klassegrensene for denne parameteren for den aktuelle vanntypen, som angitt i oversiktstabellene og bestem riktig klasse for hver parameter. Den observerte verdien bør være en årsverdi basert på middelverdi av flere observasjoner i tid og/eller rom (dvs. prøver fra flere tidspunkter og/eller fra flere målestasjoner innen vannforekomsten). Helst bør data fra en 3-års periode benyttes, for å midle forskjeller som skyldes klimatiske variasjoner fra år-til-år.
6. For å kombinere resultatene for flere parametre og kvalitetselementer, se kap. 4.3 om kombinasjonsregler.
7. Den økologiske tilstanden til vannforekomsten bestemmes av det kvalitetselementet som gir den dårligste klassen ("det verste styrer" også kalt "one-out-all-out" prinsippet)⁵. Men se pkt. 8 nedenfor.
8. Dersom alle de målte biologiske kvalitetselementene er i god eller svært god tilstand, mens de styrende fysisk-kjemiske parametrene er i moderat eller dårligere tilstand, så blir resultatet for vannforekomsten moderat tilstand (se for øvrig kap. 4.3).
9. *Vann-Nett* brukes som verktøy i klassifiseringen – mer om dette i kap. 3.6.

Oversiktstabeller med kvalitetselementer, indikatorer, parametre og klassegrenser som er fastsatt for mange vanlige vanntyper i elver, innsjøer og kystvann finnes i vedleggene II og IV.

For ferskvann er det egne tabeller for hver påvirkningstype: Eutrofiering, forsurening og hydromorfologiske endringer (gjelder ikke for sterkt modifiserte vannforekomster). Både faktiske verdier og avvik fra naturtilstand (dvs. referansetilstand) er angitt som EQR-verdier, så langt mulig. Manglende verdier vil legges inn og oppdateres etter hvert som mer kunnskap blir tilgjengelig.

Klassifiseringstabellene finnes også som Excel-ark på www.vannportalen.no.

3.6 Klassifiseringsskjema og tilrettelegging i Vann-nett

Vann-Nett er et digitalt kartbasert saksbehandlingsverktøy til hjelp for vannregionenes forvaltning av vannforekomstene. *Vann-Nett* lagrer alle data om vannforekomstene i Vanndirektivdatabasen, som blant annet brukes til rapportering til EU. (*Vann-nett*: <http://vann-nett.nve.no>)

Vann-Nett brukes av vannforvaltningen også i klassifiseringsarbeidet. Skjermbildene for *Vann-Nett* er under utvikling og en egen veiledning for klassifisering vil bli tilgjengelig i *Vann-Nett* etter hvert.

Ved åpning av fanen tilstandsklassifisering skal en oversikt over vannforekomstens økologiske og kjemiske tilstand (evt. økologisk potensial for SMVF) vises etter hvert som klassifiseringsresultater legges inn. Liste over hvilke kvalitetselementer som det er lagt inn data på og om disse er tatt med i vurderingen for den samlede tilstanden skal også tas med her.

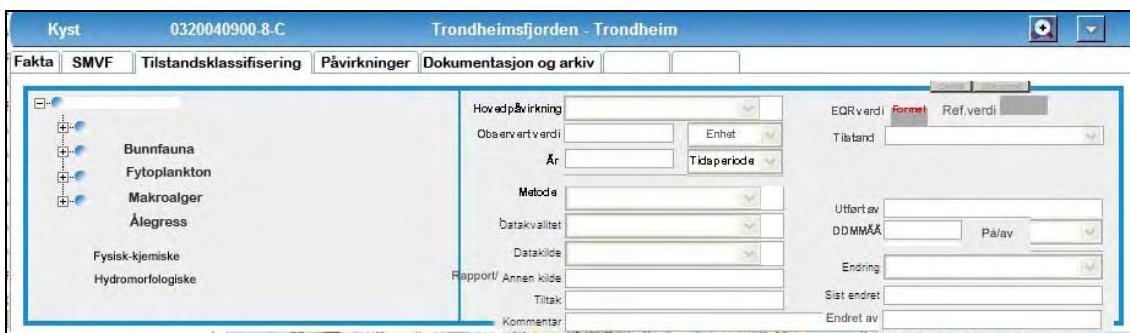
⁵ Prinsippet er nærmere forklart i kapittel 4.3.2, og i kapittel 9 (begreper), samt illustrert i figur 4.4.



Figur 3.4: Utkast til skjermbilde for klassifiseringssystemet i "Vann-Nett".

I Vann-Nett per oktober 2008 er noen vannforekomster klassifisert etter det gamle SFT systemet. Disse dataene blir å finne i en egen fane for *Klassifisering*.

Data om det enkelte kvalitetselement/ parameter finnes ved å velge ønsket parameter i venstremenyen. Et nytt skjema som gjelder for denne parameteren kommer da opp på høyre side.



Figur 3.5: Utkast til skjermbilde for klassifiseringssystemet i "Vann-Nett".

Vann-Nett og Vannmiljø

SFT/DN har utviklet et annet digitalt kartbasert saksbehandlingsverktøy kalt Vannmiljø. Vannmiljø skal lagre alle vannovervåkningsdata fra programmer i statlig regi på ett sted, og være et verktøy i forbindelse med utarbeidelse av nye overvåkningsprogrammer. Vannmiljø erstatter VannInfo og SESAM.

En viktig forskjell mellom Vann-Nett og Vannmiljø er at Vannmiljø håndterer data på *lokalitetsnivå*, det vil si på målestasjonsnivå, og Vann-Nett skal brukes for håndtering av data på *vannforekomstnivå*.

Klassifiseringsfunksjonen i Vann-Nett

Selve klassifiseringen av vannforekomstene på bakgrunn av innhentede data/ overvåknings-program skal utføres av saksbehandler i Vann-Nett, i den tilrettelagte klassifiseringsfunksjonen. Klassifiseringsfunksjonen fungerer slik at Vann-Nett får oversendt måledata fra de(t) nyeste år(ene), for alle parametere som det finnes klassegrenser for, for alle stasjonene i den aktuelle vannforekomsten fra Vannmiljø. Dataene kommer opp som en liste i Vann-Nett med stasjonsnavn, parameter, årstall, antall målinger, middel, maks og min. Disse dataene brukes videre i klassifiseringsfunksjonen i Vann-Nett. Om man ønsker å gå dypere inn i måledataene, så starter man Vannmiljø og kan søke opp flere detaljer i dette systemet.

I de tilfeller hvor det finnes måledata for samme parameter, fra samme (nyeste) år, fra flere målestasjoner/lokaliteter i samme vannforekomst, vil klassifiseringsfunksjonen midle disse måledataene. Maks og min verdi vil også vises, for at saksbehandler skal bli obs på eventuelle store variasjoner mellom stasjonene. I de tilfeller hvor det ikke finnes måledata for vannforekomsten, og klassifiseringen baseres på faglig skjønn, må dette begrunnes i tekstfeltene i klassifiseringsfunksjonen i Vann-Nett.

4. Tilstandsklassifisering - en fordypning

4.1 Normative definisjoner av tilstandsklasser

Vanndirektivets og Vannforskriftens vedlegg V gir kvalitative definisjoner av de tre beste tilstandsklassene. Disse kalles normative definisjoner og angir kvalitative normer for disse tilstandsklassene. Ved fastsettelsen av de kvantitative klassegrensene for hvert kvalitetselement (se kap.6 og 7) er det tatt hensyn til disse normative definisjonene, slik at grenseverdiene skal være i best mulig samsvar med disse. Nedenfor er de generelle normative definisjonene gjengitt fra vannforskriften for hver av de tre beste tilstandsklassene.



For svært god tilstand:

Det er ingen, eller bare ubetydelige, menneskeskapt endringer i verdiene for fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetselementer for den aktuelle typen overflatevannforekomst i forhold til dem som normalt forbindes med denne typen under uberørte forhold. Verdiene for biologiske kvalitetselementer for overflatevannforekomsten tilsvarer dem som normalt forbindes med denne typen under uberørte forhold, og viser ingen, eller ubetydelige, tegn på endring. Det dreier seg om typespesifikke forhold og samfunn.

For god tilstand:

Verdiene for biologiske kvalitetselementer for den aktuelle typen overflatevannforekomst viser nivåer som er svakt endret som følge av menneskelig virksomhet, men avviker bare litt fra dem som normalt forbindes med denne typen overflatevannforekomst under uberørte forhold.

For moderat tilstand:

Verdiene for biologiske kvalitetselementer for den aktuelle typen overflatevannforekomst avviker moderat fra dem som normalt forbindes med denne typen overflatevannforekomst under uberørte forhold. Verdiene viser moderate tegn på endring som følge av menneskelig virksomhet og er vesentlig mer endret enn under forholdene for god tilstand.

4.2 Krav til data og beregning av usikkerhet

4.2.1. Krav til data

Det er svært viktig å vurdere og kvalitetssikre på alle data som skal benyttes i klassifiseringen. Dette gjelder både biologiske, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske data. Datagrunnlaget for de biologiske indeksene er som regel mengde og/eller arts sammensetning. Generelt, anbefales derfor å ta prøver som muliggjør beregning av både mengde og arts sammensetning for hvert biologisk element. De forskjellige indeksene er nærmere spesifisert i kapitlene 6 (ferskvann) og 7 (kystvann).

Klassifiseringen for hver parameter bør gjøres ut fra en års- eller eventuelt sesongverdi basert på middel- eller medianverdi av flere observasjoner i tid og/eller rom (dvs. prøver fra flere tidspunkter og/eller fra flere målestasjoner innen vannforekomsten).

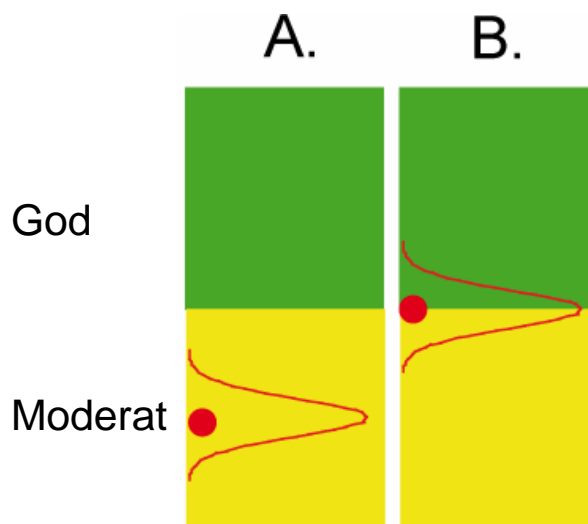
Krav til prøvefrekvens og stasjonstetthet er omtalt i overvåkingsveilederen og også under de enkelte delkapitlene i kap 6 og 7. Usikkerheten bør angis ved standardavvik eller konfidensintervall (se avsnitt om usikkerhet og rimelighetsvurdering nedenfor), for hver parameter, basert på et sett med prøver fra samme vannforekomst. Pga. naturlige variasjoner mellom år, anbefales at man vurderer data for minst 3 års observasjoner samlet.

Klassifiseringen skal primært gjennomføres ut fra biologiske parametre, med bruk av fysisk-kjemiske og hydromorfologiske parametre som støtteparametre. Hvordan disse skal kombineres er omtalt i avsnitt 4.3 nedenfor.

Når års- eller sesongverdi for en parameter er beregnet kan klassegrensen for vannforekomsten finnes ved å slå opp i klassifiseringstabellen for den aktuelle parameteren, og den aktuelle vanntypen.

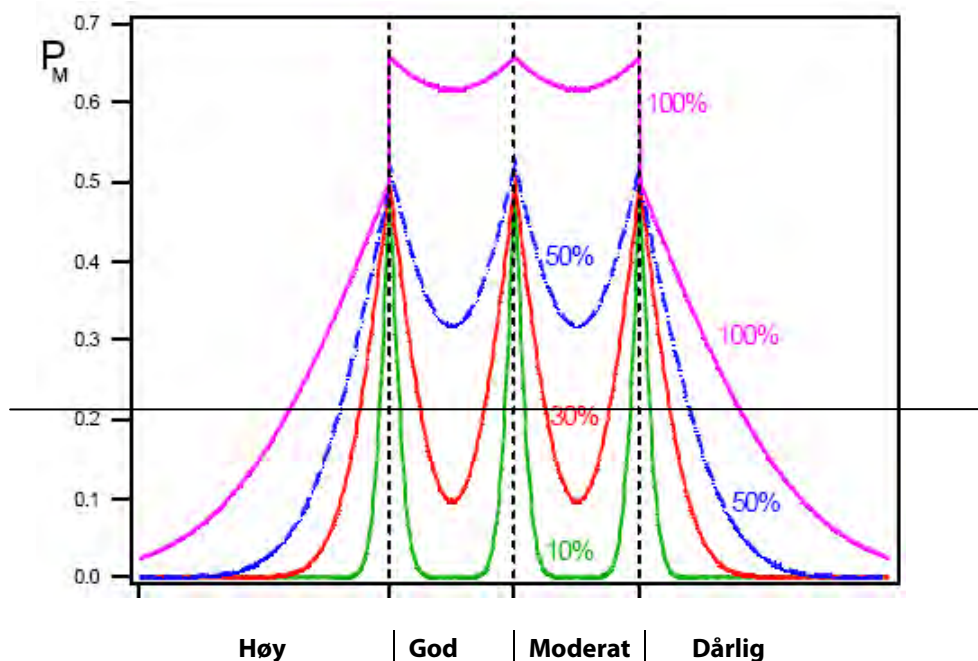
4.2.2 Usikkerhetsberegning og rimelighetsvurdering

I figur 4.1 nedenfor vises hvordan usikkerheten i en klassifisering varierer med hvor middelverdien ligger i forhold til klassegrensene, og hvor stort standardavviket rundt middelverdien er.



Figur 4.1: Eksempel på sannsynlighet for feilklassifisering avhengig av plassering av middelverdi og standardavvik i forhold til klassegrenser (Fra Naturvårdsverket handbok 2007:4).

Dersom middelverdien er nær en klassegrense er det like stor sannsynlighet for at vannforekomsten er god som at den er moderat. Dersom middelverdien ligger midt i en klasse og har lite (dvs. "smalt") standardavvik, så er det svært sannsynlig at vannforekomsten er i den klassen (dvs. moderat tilstand i eksempelet i figuren). Dersom standardavviket er større enn vist på figuren, vil fordelingen lettere overlappet en eller flere klassegrenser, og usikkerheten i klassifiseringen vil dermed øke. En vanlig "tommefinger-regel" er at utsagnskraften i et resultat bør være minst 80% for å kunne brukes som basis for beslutninger. Sannsynligheten for feilklassifisering bør være maks. 20%. (Figur 4.2).



Figur 4.2: Sannsynlighet for feilklassifisering (P_M) øker med økende usikkerhet (f. eks. standardavvik) for en variabel (her angitt som % og fargede linjer) og med avstanden til klassegrenser. Fra Naturvårdsverket handbok 2007:4, figur 4.6). Horisontal linje viser anbefalt maks. sannsynlighet for feilklassifisering, som vil tilsvare minimum 80 % utsagnskraft.

Dersom sannsynligheten for feilklassifisering blir for høy med det aktuelle datasettet, må man ta flere prøver for å redusere usikkerheten (f. eks. standardavviket) rundt middelverdien.

Rimelighetsvurdering

Klassiferingen av en vannforekomst må alltid vurderes ut fra hva som anses som rimelig ut fra de lokale forholdene. Dersom resultatet anses som helt urimelig kan følgende faktorer være årsaken:

- Grove feil ved prøvetaking, analyse eller beregninger.
- Vannforekomsten tilhører egentlig en annen vanntype
- Ekstreme værforhold (unormal temperatur, nedbør, vind eller strøm).
- Naturgitte forhold (eks naturlig høye verdier av tungmetaller pga geokjemiske anomalier).
- Store nye inngrep som har endret de hydromorfologiske forholdene.
- Akutte utslipp av forurensning (slik som lekkasjer fra kloakksystem, industri-utslipp, tankbilvett og utslipp i forbindelse med skipsforlis).
- Store branner eller spesielt omfattende hogst i nedbørfeltet.
- Invasjon av introduserte arter eller utrydding av en nøkkel art.
- Uventede restaureringstiltak i nedbørfeltet.
- Restaureringstiltak i vannforekomsten, som f. eks. manipulering med fiskearter (utfisking eller utsetting), vannvegetasjon (høsting), sedimenter (tildekking, mudring).
- Oksygenvinn som følge av ekstreme værforhold, utslipp av organisk stoff eller nye fysiske inngrep.

4.3 Kombinasjonsregler for ulike indikatorer (kvalitetslementer, parametre og indekser)

For å komme fram til en endelig tilstandsklasse for en vannforekomst må man utføre følgende beregninger:

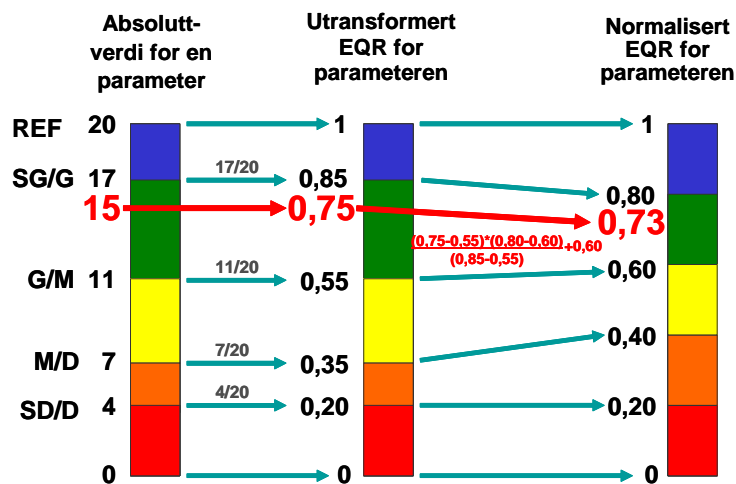
1. Beregning av normalisert EQR for hver parameter (se nedenfor)

- Kombinere alle parametre eller indekser for ett kvalitetselement fra alle stasjonene man har data. Dersom man kun har målt 1 parameter eller indeks for et kvalitetselement kan man hoppe rett til punkt 3. For biologiske kvalitetselementer vil dette i så fall gi et mer usikkert resultat enn dersom man har flere parametre eller indekser, men dette er nok likevel realiteten i mange tilfeller i de nærmeste årene.
- Kombinere de forskjellige kvalitetselementene.

Disse beregningene har forskjellige kjøreregler, og presenteres separat nedenfor.

4.3.1. Kombinasjon av flere parametre eller indekser innen et kvalitetselement

For å beregne normalisert EQR for hver parameter gjelder følgende prosedyre :



Figur 4.3: Utregning av normalisert EQR for en parameter

- EQR-verdi beregnes for hver parameter eller indeks som man har målinger av fra en vannforekomst (midtre kolonne i figur 4.3).
 - Finn referanseverdien for parameteren eller indeksen for riktig vanntype i oversiktstabellene (lenke til nye excel-ark).
 - Beregn EQR-verdien for parameteren eller indeksen som forholdet mellom den målte verdi dvs. absolutt-verdien og referanseverdien (fra pkt. a). Dette er et tall mellom 0 og 1.
 - For parametre eller indekser som stiger langs belastningsgradienten er EQR lik referanseverdi delt på observert verdi: $EQR = Ref./Obs.$
 - For parametre eller indekser som synker langs belastningsgradienten er EQR lik observert verdi delt på referanseverdien: $EQR = Obs./Ref.$
- Sett klassegrensene for de uttransformerte EQR-verdiene som finnes i oversiktstabellene inn i regnearket for beregning av normaliserte EQR-verdier (lenke til dette). I eksemplet vist i figur 4.3 vil dette være tallene 0,2, 0,35, 0,55 og 0,85.
- Sett de beregnede uttransformerte EQR-verdiene for vannforekomsten fra pkt. 1b ovenfor inn i regnearket for beregning av normaliserte EQR-verdier (lenke til dette). I eksemplet i figur 4.3 er dette tallet 0,75.
- Normalisert EQR-verdi (høyre kolonne i figuren 4.3) beregnes for hver av de aktuelle parametrene eller indeksene vha. en formel som angir avstanden fra den uttransformerte EQR-verdien og ned til klassegrensen nedenfor, og tar hensyn til bredden på den aktuelle klassen, samt bredden på den normaliserte klassen (alltid 0,2) (se eksempel-formel i figuren nedenfor). Denne formelen er lagt inn i regnearket, slik at de normaliserte verdiene kommer opp automatisk når de beregnede EQR-verdiene legges inn. I eksemplet i figur 4.3 vil dette være tallet 0,73.
- Gjenta trinn 1-4 for hver parameter eller indeks innen et kvalitetselement, slik at man får en normalisert EQR for hver parameter eller indeks.

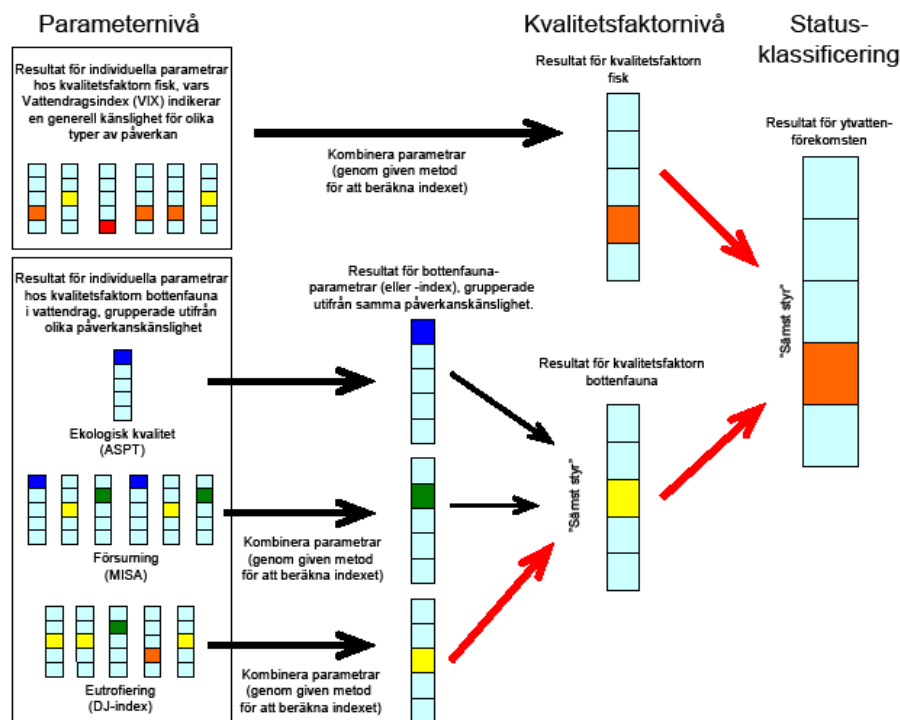
4.3.2. Kombinasjon av flere parametre og kvalitetselementer

For å kombinere flere parametre for ett kvalitetselement (f.eks indekser for mengde og for artssammensetning) beregnes middelverdien av de normaliserte EQR-verdiene for alle parametrene eller indeksene innen kvalitetselementet. Denne vil angi EQR for hele kvalitetselementet og dermed også tilstandsklassen (se figur 4.4).

For å kombinere flere kvalitetselementer til ett resultat for vannforekomsten gjelder "det verste styrer" prinsippet ("one-out-all-out"). Definisjonen iht Vedlegg V i vanddirektivet er at "For kategorier av overflatevann representeres den økologiske tilstandsklassifisering ved den laveste av verdiene for biologiske og fysisk-kjemiske overvåkingsresultater for de relevante kvalitetselementene". Dette betyr at kvalitetselementet med dårligst tilstand bestemmer tilstanden for vannforekomsten. Prinsippet gjelder imidlertid ikke ved kombinasjon av ulike parametre innenfor et kvalitetselement. Dette er nærmere forklart i figur 4.4 nedenfor.

Kvalitetselementet som har lavest normalisert EQR (se 4.3.1 ovenfor) angir altså klassen for hele vannforekomsten. Denne regelen skal først brukes for de biologiske kvalitetselementene.

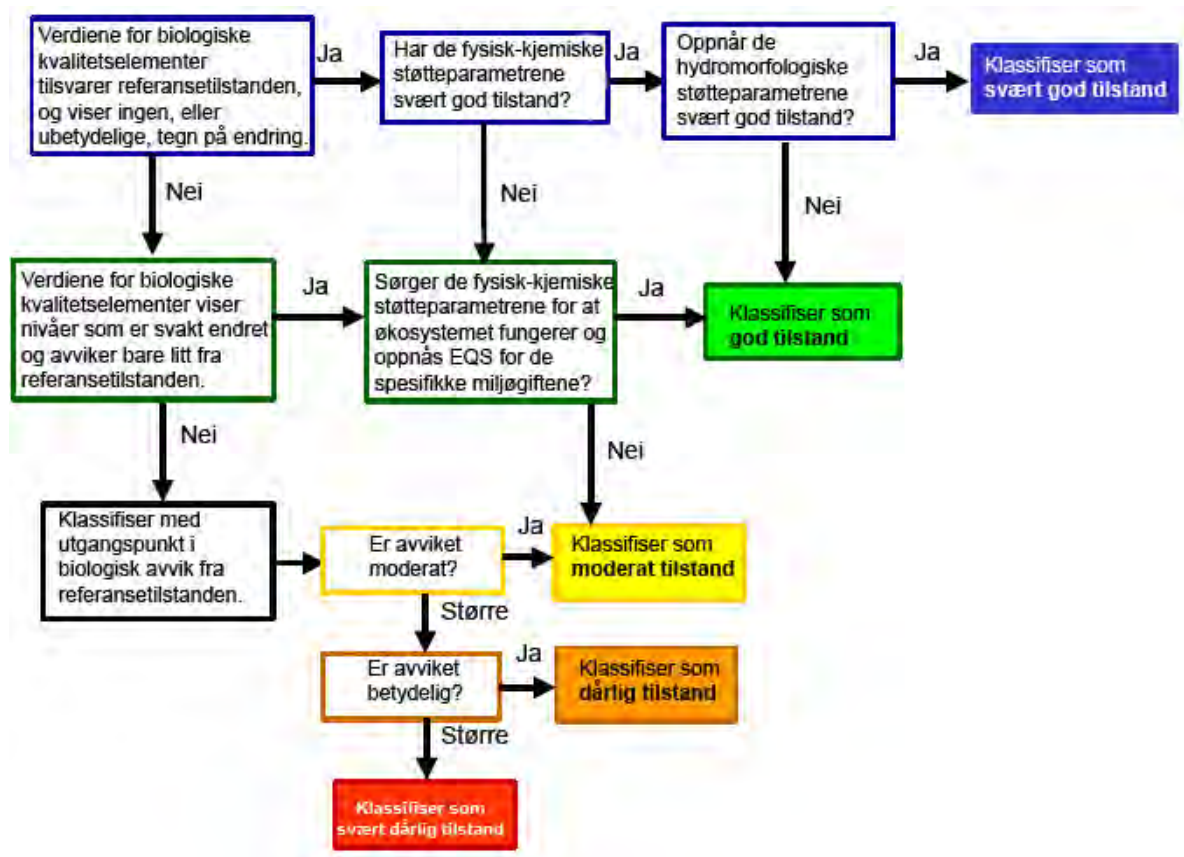
Figur 4.4 vist nedenfor er hentet fra den svenske klassifiseringsveilederen og viser hvordan dette gjøres.



Figur 4.4.: Skjematisk beskrivelse av prinsippet "det verste styrer" (figuren er hentet fra det svenske klassifiserings-systemet⁶). Søylene angir tilstandsklasser.

Dersom de biologiske kvalitetselementene gir moderat, dårlig eller svært dårlig 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, (se figur 4.5). De hydromorfologiske kvalitetselementene kan i utgangspunktet kun brukes til å nedgradere en vannforekomst fra svært god til god tilstand, dersom biologien er i svært god tilstand. De fysisk-kjemiske kvalitetselementene kan kun brukes til å nedgradere vannforekomsten fra svært god til god tilstand, dersom biologien er i svært god tilstand, eller fra god til moderat tilstand, dersom biologien er i god tilstand.

⁶ Naturvårdsverket [Handbok 2007](#):4 Status, potential och normer för sjöar, vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon.



Figur 4.5: Den relative rollen mellom de biologiske kvalitetselementene og hydromorfologiske og fysisk-kjemiske parametrene ved klassifisering av økologisk tilstand for overflatevann⁷.

Mange land har imidlertid valgt å benytte også de fysisk-kjemiske eller hydromorfologiske støtteparametre som grunnlag for å avgrense tilstandsklassen i mangel av tilstrekkelige biologiske data, i hvert fall som en sentral del i en ekspertvurdering. De abiotiske dataene er uansett nødvendige for å kunne utarbeide tiltaksplaner.

4.4 Ekspertvurderinger

Dersom klassifiseringsresultatet ikke stemmer med ekspertvurdering av tilstanden i vannforekomsten må man gå igjennom alle data og beregninger for evt. å fjerne regnefeil. Sjekk også om vanntypen er riktig bestemt. Det er de antatte naturforholdene som skal bestemme vanntypen. Dersom man har en vannforekomst som ligger på grensen mellom to eller flere vanntyper, bør man velge den som har lavest kalkinnhold og lavest humusinnhold, da begge disse typefaktorene kan være kunstig høye pga. kalking/gjødsling og hogst/grøfting i nedbørfeltet. Spesielle klimatiske forhold kan også forårsake et klassifiseringsresultat som er annerledes enn ekspertvurderingen. Mangelfulle data, samt andre lokalitetsspesifikke forhold kan også forklare et evt. misforhold mellom ekspertvurderinger og et klassifiseringsresultat som er beregnet ut fra tilgjengelige data. Se for øvrig rimelighetsvurdering nederst i avsnitt 4.2.2.

4.5 Påvirkningstyper og kombinasjoner

Klassifisering av en lokalitet ut fra hygieniske forhold kan nå gjøres ut fra nye forslag til egnethetsgrenser for drikkevann, badevann og irrigasjonsvann basert på en rekke mikrobiologiske og abiotiske parametre (NIVA-rapport 5708-2008), så snart disse er godkjent av ansvarlige myndigheter.

Samvirkninger av flere påvirkningsfaktorer er foreløpig ikke inkludert pga. mangelfulle kunnskaper. Miljøgifter er omtalt under kjemisk tilstand i kapittel 5.

⁷ Fra CIS guidance document om økologisk klassifisering

5. Kjemisk tilstand i overflatevann – Miljøgifter (prioriterte stoffer)⁸

5.1 Innledning og definisjon

For å oppnå god kjemisk tilstand i vann skal grenseverdier for miljøgifter ikke overskrides i vann, sedimenter eller i biota.

De utvalgte miljøgiftene er 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). De prioriterte farlige stoffene skal fases ut innen 2020, mens det for de resterende skal gjennomføres utslippsreduksjoner slik at grenseverdier overholdes.

Listen over prioriterte miljøgifter vil jevnlig revideres og listen vil kunne utvides med andre forbindelser som er viktige for Norge i kommende planfaser.

Andre forurensende stoffer enn de prioriterte miljøgiftene inngår altså i klassifisering av økologisk tilstand, avhengig av hvordan stoffene påvirker de biologiske forholdene i vannet.

I Norge vil klassifisering av kjemisk tilstand baseres på overvåking av miljøgifter i vann, sediment og biota.



Foto: Anne Sofie Gjestrum, SFT

Grenseverdiene for utvalgte miljøgifter, prioriterte stoffer, prioriterte farlige stoffer og andre utvalgte stoffer, kalles miljøkvalitetsstandarder (Environmental Quality Standards - EQS) og tilsvarer grensen mellom God og Moderat kjemisk status.

Listen over utvalgte miljøgifter er delt i to, *prioritert farlige stoffer* og *prioriterte stoffer*. I tillegg kommer andre utvalgte stoffer (Se kap 5.4). Av de prioriterte stoffene er 13 karakterisert som prioriterte farlige stoffer (nr. 2, 5, 6, 7, 14, 16, 17, 18, 21, 24, 26, 28 og 30), fordi de er spesielt giftige eller ikke-nedbrytbare. Utslipp og annen tilførsel av disse stoffene skal opphøre innen 2020.

⁸ Informasjon til dette kapitlet er hentet fra følgende kilder:

- Overvåkingsveileder for vannforskriften Versjon 1.2 (03.07.2007), ved arbeidsgruppa "Overvåkingsgruppa" under Direktorsgruppa.
- COM(2006) 397 final. Proposal for a Directive of the European Parliament and of the Council on environmental quality standards in the field of water policy and amending Directive 2000/60/EC (17.07.2006).
- WFD monitoring guidance for surface waters Version 4 (17.01.2007), by Drafting Group Chemical Monitoring SW/MW.
- www.vannportalen.no

Resten av listen er karakterisert som prioriterte stoffer. For disse og de andre utvalgte stoffene skal utslippene reduseres kontinuerlig slik at konsentrasjonsmål (EQS) oppnås innen 2015. Foreløpig er det kun gitt EQS-er for miljøgiftene i vannsøylen, men det arbeides i EU også med å produsere EQS-er for miljøgifter i sediment og biota. Ettersom det per dags dato ikke foreligger EQS-er i sediment og kun for tre stoffer i biota, skal det, frem til disse foreligger, benyttes eksisterende klassifiseringssystemer for sediment og biota, dvs. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann TA2229/2007 (sedimentveileder), og Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann TA1467/1997 (biota).

Dersom grenseverdier for kjemisk tilstand i sedimentet overskrides, bør det gjennomføres en risikovurdering av sedimentet for å vurdere om sedimentet utgjør en risiko for menneske og miljø og spredning til omgivelsene. For å gjennomføre risikovurderingen skal SFTs veileder for risikovurdering av forurenset sediment benyttes (TA2230/2007).

Dersom det ikke foreligger informasjon om hvilke stoffer som slippes ut til vannforekomsten skal miljøovervåking gjennomføres på et utvalg av forbindelsene på listen over miljøgifter, se kap. 5.4.7. Disse stoffene er valgt ut på bakgrunn av bruk og tilstand i norsk miljø.

5.2 Parametere og metoder for prøvetaking og analyse

Klassifiseringen av tilstand skal gjøres på bakgrunn av konsentrasjoner av miljøgifter i vann, sediment eller biologisk materiale (biota). EU-kommisjonens beslutning "Implementing directive 2000/60/EC concerning minimum performance criteria for chemical monitoring methods and the quality of analytical results" setter minimumskrav til prøvetaking, behandling av prøvetakingsmaterialet og analysemetoder i overvåkingen. Den setter også minimumskrav til kvalitetskontroll av måleresultater og tolkningen av disse. Alternative metoder kan brukes i basisovervåking og tiltaksovervåking. Det er imidlertid en forutsetning at det foreligger tilstrekkelig dokumentasjon på at metodene holder de kvalitetskrav som EU-kommisjonen eller norske myndigheter har fastsatt eller anbefalt. Eksempler på aktuelle alternative metoder er passive prøvetakere, sedimentfeller, sedimentkjerneprøver og fangdammer⁹.

5.2.1 Prøvetakning i Vann

Klassifisering av konsentrasjoner i vann skal normalt baseres på ufiltrerte vannprøver, der både vann- og partikkelfasen er med. Måler man vann- og partikkelfasen separat, er det imidlertid anledning til å summere verdiene til en verdi for hele prøven. For metaller vil filtrerte vannprøver være tilstrekkelig.

Også i andre sammenhenger er det anledning til å bare måle filtrert vann, dersom det kan gis faglig belegg for at stoffmengden som er knyttet til partiklene har lite betydning for resultatet. Her kan man for eksempel vise til en vurdering av koeffisienter for hvordan mengden av stoffet fordeler seg mellom vannfasen og partikkelfasen i en prøve.

Konsentrasjoner i vann endrer seg fort over tid og fra sted til sted. Dette må det tas hensyn til i prøvetakingen, slik at resultatene blir representative for tilstanden. For mange vannforekomster vil punktprøver være passende. I spesielle tilfeller, der forurensningssituasjonen er sterkt påvirket av strømforhold og tidsvariasjoner, vil andre mer representative prøvetyper være gunstigere, for eksempel blandprøvetakere.

I lagdelte vannforekomster, som innsjøer og kystvann, kan det være aktuelt å ta prøver på ulike dyp. Det gir en bedre representasjon av vannlagene sammenlignet med prøver fra kun et dybdelag.

Pålitelige og sikre data for utslippskildene reduserer overvåkningskostnadene fordi det gir et godt grunnlag for å velge riktige prøvetakingslokaliteter, optimalt antall lokaliteter og en passende innsamlingsfrekvens.

⁹ Se Jordforsk-rapport 9/95 og 109/03

5.2.2 Prøvetaking fra biota og sediment

Prøver av sediment og biota er ressurseffektivt i overvåking av vannavstøtende og fettløselige stoffer, og tungmetaller. Bruken av sediment og biota kan derfor faglig forsvares ut fra at:

- Prøver av biota og sediment viser hva som skjer med stoffene i miljøet, for eksempel nedbrytning, akkumulering, spredningsveier og lignende.
- Prøver av biota og sediment kan beskrive den generelle forurensingstilstand for stoffene og gi referanseverdier for regionale og lokale overvåkningsprogrammer.
- Biota kan akkumulere en rekke stoffer, slik at konsentrasjonene gir et integrert bilde av tilførslene over en lengre periode. Det gir mindre variasjon i målte nivåer og bedre statistisk utsagnskraft over tid.
- Prøver av biota og sediment kan gi grunnlag for vurdering av kostholdsråd.
- Sediment analyser vil kunne benyttes i risikovurdering for å vurdere om sedimentet utgjør en risiko for menneske og miljø. Risikovurderinger inngår som en del av tiltaksvurderingen.
- Dypere sedimentprøver kan også avklare naturlig høye verdier av tungmetaller pga geokjemiske anomalier

For sedimentprøver finnes en rekke ulike redskaper for prøvetaking, og valg av utstyr bør avhenge av de lokale forholdene (f.eks. vanddybde og type sediment). Prøvetakings-rapporten bør inneholde en generell beskrivelse av innsamlete prøver, inkludert farge, homogenitet, om den inneholder dyr (indikerer bioturbering), overflatestrukturer, beskrivelse av tekstur, lukt, visuell forurensning (f.eks. oljeglans).

I tilfeller der man bruker biota i overvåkingen, er det vanlig praksis å samle prøver utenom gytesesongen minst en gang per år. Man bør prøve å begrense den naturlige variasjonen i biotiske prøver, f.eks. ved å velge individer innen samme klasse av størrelse, kjønn og utviklingsstadium. Et hovedpoeng for prøvetaking av biota er å sikre at prøvene er representative. Det vil si at de kan representere et visst område eller et større areal med en viss nøyaktighet. Hvis man først og fremst ønsker å få måleverdier som kan knyttes til ett bestemt utslipp, er det for eksempel viktig å samle individer utenfor blandingssoner som påvirkes fra flere utslipp.

5.3 Krav til data og beregningsmetode for årsverdi som basis for klassifisering

Prøvetaking av miljøgifter i sediment og biota skal minst gjennomføres en gang per år, såfremt faglig kunnskap eller ekspertvurderinger ikke tilsier et annet intervall. Hyppigere prøvetaking kan være nødvendig i visse tilfeller, for eksempel for å kunne påvise langtidsendringer, estimere forurensningsbelastningen og oppnå tilfredsstillende presisjon i klassifisering av tilstand. Der det er sesongvariasjoner, som gir høye konsentrasjoner over korte perioder, kan det være nødvendig med økt frekvens for å fange opp dette.

Redusert prøvetakingsfrekvens, og under gitte forhold ingen overvåking, kan forsvares når tidligere overvåking har vist at konsentrasjonen av stoffet er langt under verdien for økologisk kvalitetsstandard eller at verdien er nedadgående eller stabil og at det ikke er åpenbar risiko for økning, og i de tilfeller hvor sedimentene ikke medfører risiko for spredning av miljøgifter.

Vanndirektivets krav til månedlige målinger gjelder vannmassene, mens anbefalt frekvens i Norge gjelder biota og sediment og følger OSPARs retningslinjer. Denne metoden vil etter all sannsynlighet bli anbefalt i overvåkingsveilederen om miljøgifter, som foreligger i utkast ¹⁰.

Som beregningsmetode for årsverdi bør det brukes vanlig aritmetisk gjennomsnitt. Usikkerhet bør oppgis som målt verdi \pm måleusikkerhet. Det finnes ulike tilnærminger for å estimere måleusikkerhet, deteksjonsgrense og kvantifiseringsgrense; se Lepom et al. (2006).

¹⁰ WFD Chemical Monitoring Guidance for Surface Water, version 6 av 15. februar 2007 (Red. P. Lepom m.fl.).

5.4 Klassegrenser

I Norge skal kjemisk overvåking av vannforekomstene i første omgang foregå ved overvåking av vann, sediment og biota. **For at en vannforekomst skal klassifiseres med god kjemisk status må målinger ikke overskride grenseverdier i disse mediene.**

Grenseverdier for vann er oppgitt enten som en maksimal tillatt verdi eller et årlig gjennomsnitt.

God kjemisk status basert på vannprøver tilsier at målinger av alle forbindelser i alle vannprøver ligger under den maksimalt tillatte grensen og at gjennomsnitt av alle konsentrasjoner gjennom et år ikke overskrider årlig gjennomsnitt. Det foreligger per dags dato grenseverdier for alle prioriterte stoffer i vannsøylen og tre stoffer i biota.

EQSer for sediment og biota er under utarbeidelse i EU, med det er usikkert når disse foreligger. Inntil videre skal derfor eksisterende veileder benyttes, dvs. *Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann TA2229/2007* (sedimentveileder) og *Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann TA1467/1997* (biota). Det finnes ikke norske klassegrenser for alle forbindelsene på EUs prioritetsliste. Dersom det i tabell 5.4.1 til 5.4.6 ikke er oppgitt en verdi for sediment og biota trenger vannforekomsten foreløpig ikke vurderes med hensyn på denne forbindelsen. Det finnes foreløpig ikke klassegrenser for sediment og biota i ferskvann (elver og innsjøer).

Tabellene i kap. 5.4.1 til 5.4.6 nedenfor viser grenseverdier som per dags dato er gjeldende for miljøgifter i vann og i sediment og biota for kystvann. For at en vannforekomst klassifiseres til god kjemisk tilstand må konsentrasjonene av miljøgifter være under de respektive grenseverdiene, men det må tas hensyn til evt forhøyede verdier av tungmetaller som kan skyldes naturlig høye bakgrunnsverdier. Kvalitetsstandarder i vann er angitt i µg/l. Benevning for kvalitetsstandarder i sediment og biota for kystvann er angitt i enten mg/kg eller µg/kg.

Grenseverdiene for miljøkvalitet i biota må ikke forveksles med grenseverdi for spiselighet og omsetning av sjømat. For grenseverdier av miljøgifter i mat, se www.mattilsynet.no

5.4.1 Grenseverdier for prioriterte stoffer i kystvann og ferskvann ($\mu\text{g/l}$)

Nr.	Navn på substans	CAS- nr ⁽¹⁾	Årlig gj.snitt ⁽²⁾ for ferskvann ⁽³⁾	Årlig gj.snitt ⁽²⁾ for kystvann	Maks. verdi ⁽⁴⁾ for ferskvann ⁽³⁾	Maksimal verdi ⁽⁴⁾ for kystvann
(1)	Alaklor	15972-60-8	0,3	0,3	0,7	0,7
(2)	Antracen ^(A)	120-12-7	0,1	0,1	0,4	0,4
(3)	Atrazin	1912-24-9	0,6	0,6	2,0	2,0
(4)	Benzen	71-43-2	10	8	50	50
(5)	Bromerte difenyletere ^{(A)(5)}	32534-81-9	0,0005	0,0002	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
(6)	Kadmium og kadmium forbindelser ^{(A)(6)} (avhengig av vannets hardhet)	7440-43-9	$\leq 0,08$ (klasse 1) 0,08 (klasse 2) 0,09 (klasse 3) 0,15 (klasse 4) 0,25 (klasse 5)	0,2	$\leq 0,45$ (klasse 1) 0,45 (klasse 2) 0,6 (klasse 3) 0,9 (klasse 4) 1,5 (klasse 5)	$\leq 0,45$ (klasse 1) 0,45 (klasse 2) 0,6 (klasse 3) 0,9 (klasse 4) 1,5 (klasse 5)
(7)	Kortkjedete klorparafiner (C10-13) ^(A)	85535-84-8	0,4	0,4	1,4	1,4
(8)	Klorfenvinfos	470-90-6	0,1	0,1	0,3	0,3
(9)	Klorpyrifos	2921-88-2	0,03	0,03	0,1	0,1
(10)	1,2-Diklorethan	107-06-2	10	10	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
(11)	Diklorometan	75-09-2	20	20	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
(12)	Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)	117-81-7	1,3	1,3	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
(13)	Diuron	330-54-1	0,2	0,2	1,8	1,8
(14)	Endosulfan ^(A)	115-29-7	0,005	0,0005	0,01	0,004
(15)	Fluoranten	206-44-0	0,1	0,1	1,0	1,0
(16)	Heksaklorbenzen ^(A)	118-74-1	0,01	0,01	0,05	0,05
(17)	Heksaklorbutadien ^(A)	87-68-3	0,1	0,1	0,6	0,6
(18)	Heksaklor-sykloheksan ^(A)	608-73-1	0,02	0,002	0,04	0,02
(19)	Isoproturon	34123-59-6	0,3	0,3	1,0	1,0
(20)	Bly og blyforbindelser	7439-92-1	7,2	7,2	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
(21)	Kvikksølv og kvikksølv forbindelser ^(A)	7439-97-6	0,05	0,05	0,07	0,07
(22)	Naftalen	91-20-3	2,4	1,2	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
(23)	Nikkel og nikkelforbindelser	7440-02-0	20	20	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
(24)	Nonylfenoler (4-nonylfenol) ^(A)	104-40-5	0,3	0,3	2,0	2,0
(25)	Oktylfenol 4-(1,1,3,3-tetrametylbutyl)fenol	140-66-9	0,1	0,01	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
(26)	Pentaklorbenzen ^(A)	608-93-5	0,007	0,0007	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
(27)	Pentaklorfenol	87-86-5	0,4	0,4	1,0	1,0
(28)	Polyaromatiske hydrokarboner (PAH) ^{(A)(7)}	Ikke relevant	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
	Benzo(a)pyren	50-32-8	0,05	0,05	0,1	0,1
	Benzo(b)fluoranten	205-99-2	$\Sigma = 0,03$	$\Sigma = 0,03$	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
	Benzo(k)fluoranten	207-08-9				
	Benzo(g,h,i)perylene	191-24-2	$\Sigma = 0,002$	$\Sigma = 0,002$	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5				
(29)	Simazin	122-34-9	1,0	1,0	4,0	4,0
(30)	Tributyltinn forbindelser (tributyltinn kation) ^(A)	36643-28-4	0,0002	0,0002	0,0015	0,0015
(31)	Triklorobenzener	12002-48-1	0,4	0,4	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
(32)	Triklormetan (Kloroform)	67-66-3	2,5	2,5	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
(33)	Trifluralin	1582-09-8	0,03	0,03	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt

1. CAS- Chemical Abstracts service
 2. Den gjennomsnittelige årlige verdien. Hvis ikke annet er oppgitt svarer denne verdien til totalkonsentrasjonen av alle isomere.
 3. Ferskvann innebefatter elver, innsjøer og sterkt modifiserte ferskvannsforekomster
 4. Den maksimalt tillatte verdien. Der hvor denne verdien ikke er oppgitt er den gjennomsnittelige årlige verdien ansett til også å beskytte mot kortvarige utslipp av forbindelsen.
 5. I gruppen av bromerte flammehemmere kalt polybromerte difenyletere inngår kongener med numrene 28, 47, 99, 100, 153 og 154.
 6. For kadmium og kadmiumforbindelser er grenseverdiene avhengig av vannets hardhet. Grenseverdiene er derfor delt inn i fem klasser (klasse 1: < 40 mg CaCO₃/l, klasse 2: 40 to < 50 mg CaCO₃/l, klasse 3: 50 to < 100 mg CaCO₃/l, klasse 4: 100 to < 200 mg CaCO₃/l and klasse 5: ≥ 200 mg CaCO₃/l).
 7. For Polyaromatiske hydrokarboner (PAH) skal grenseverdiene for benzo(a)pyren, summen av benzo(b)fluoranten og benzo(k)fluoranten og summen av benzo(g,h,i)perylene og indeno(1,2,3-cd)pyren overholdes.
- A Prioriterte farlige stoff

5.4.2 Grenseverdier for andre miljøgifter kystvann og ferskvann (µg/l)

Nr.	Navn på substans	CAS- nr ⁽¹⁾	Årlig gjennomsnitt ⁽²⁾ for ferskvann ⁽³⁾	Årlig gjennomsnitt for ⁽²⁾ for kystvann	Maks. verdi ⁽⁴⁾ for ferskvann ⁽³⁾	Maksimal verdi ⁽⁴⁾ for kystvann
(1)	DDT totalt ⁵	Ikke relevant	0,025	0,025	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
	para-para-DDT	50-29-3	0,01	0,01	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
(2)	Aldrin	309-00-2	Σ = 0,01	Σ = 0,005	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
(3)	Dieldrin	60-57-1				
(4)	Endrin	72-20-8				
(5)	Isodrin	465-73-6				
(6)	Karbontetraklorid	56-23-5				
(7)	Tetrakloroetylen	127-18-4	10	10	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt
(8)	Trikloroetylen	79-01-6	10	10	Ikke oppgitt	Ikke oppgitt

1. CAS- Chemical Abstracts service
2. Den gjennomsnittelige årlige verdien. Hvis ikke annet er oppgitt svarer denne verdien til totalkonsentrasjonen av alle isomere.
3. Ferskvann innebefatter elver, innsjøer og sterkt modifiserte ferskvannsforekomster
4. Den maksimalt tillatte verdien. Der hvor denne verdien ikke er oppgitt er den gjennomsnittelige årlige verdien ansett til også å beskytte mot kortvarige utslipp av forbindelsen.
5. DDT total består av summen av isomerene 1,1,1-trikloro-2,2 bis (p-klorofenyl) etane (CAS nummer 50-29-3); 1,1,1-trikloro-2 (o-klorofenyl)-2-(p-klorofenyl) etane (CAS nummer 789-02-6); 1,1-dikloro-2,2 bis (p-klorofenyl) etylen (CAS nummer 72-55-9); og 1,1-dikloro-2,2 bis (p-klorofenyl) etan (CAS nummer 72-54-8).

5.4.3 Grenseverdier for prioriterte stoffer i sediment i kystvann

Nr.	Navn på substans	CAS- nr	Grenseverdi for sediment
(1)	Alaklor	15972-60-8	Ikke oppgitt
(2)	Antracen ^(A)	120-12-7	31 µg/kg
(3)	Atrazin	1912-24-9	Ikke oppgitt
(4)	Benzen	71-43-2	Ikke oppgitt
(5)	Bromerte difenyletere ^{(A)(5)}	32534-81-9	62 µg/kg
(6)	Kadmium og kadmium forbindelser ^{(A)(6)} (avhengig av vannets hardhet)	7440-43-9	2,6 mg/kg
(7)	Kortkjedete klorparafiner (C10-13) ^(A)	85535-84-8	1000 µg/kg
(8)	Klorfenvinfos	470-90-6	Ikke oppgitt
(9)	Klorpyrifos	2921-88-2	Ikke oppgitt
(10)	1,2-Dikloretan	107-06-2	Ikke oppgitt
(11)	Diklorometan	75-09-2	Ikke oppgitt
(12)	Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)	117-81-7	Ikke oppgitt
(13)	Diuron	330-54-1	0,71 µg/kg
(14)	Endosulfan ^(A)	115-29-7	Ikke oppgitt
(15)	Fluoranten	206-44-0	170 µg/kg
(16)	Heksaklorbenzen ^(A)	118-74-1	17 µg/kg
(17)	Heksaklorbutadien ^(A)	87-68-3	49 µg/kg
(18)	Heksaklor-sykloheksan ^(A)	608-73-1	1,1 µg/kg
(19)	Isoproturon	34123-59-6	Ikke oppgitt
(20)	Bly og blyforbindelser	7439-92-1	83 mg/kg
(21)	Kvikksølv og kvikksølv forbindelser ^(A)	7439-97-6	0,63 mg/kg
(22)	Naftalen	91-20-3	290 µg/kg
(23)	Nikkel og nikkelforbindelser	7440-02-0	46 mg/kg
(24)	Nonylfenoler (4-nonylfenol) ^(A)	25154-52-3	18 µg/kg
(25)	Oktylfenol 4-(1,1,3,3-tetrametylbutyl)fenol	1806-26-4	3,3 µg/kg
(26)	Pentaklorbenzen ^(A)	608-93-5	400 µg/kg
(27)	Pentaklorfenol	87-86-5	12 µg/kg
(28)	Polyaromatiske hydrokarboner (PAH) ^{(A)(7)}		2000 µg/kg
	Benzo(a)pyren	50-32-8	420 µg/kg
	Benzo(b)fluoranten	205-99-2	240 µg/kg
	Benzo(k)fluoranten	207-08-9	210 µg/kg
	Benzo(g,h,i)perylene	191-24-2	21 µg/kg
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5	47 µg/kg
(29)	Simazin	122-34-9	Ikke oppgitt
(30)	Tributyltinn forbindelser (tributyltinn kation) ^(A)	36643-28-4	5 µg/kg
(31)	Triklorbenzener	12002-48-1	56 µg/kg
(32)	Triklormetan (Kloroform)	67-66-3	Ikke oppgitt
(33)	Trifluralin	1582-09-8	Ikke oppgitt

A Prioriterte farlige stoff

5.4.4 Grenseverdier for andre miljøgifter i sediment i kystvann

Nr.	Navn på substans	CAS- nr.	Grenseverdi i sediment
(1)	DDT totalt	ikke relevant	20 µg/kg
	para-para-DDT	50-29-3	
(2)	Aldrin	309-00-2	
(3)	Dieldrin	60-57-1	
(4)	Endrin	72-20-8	
(5)	Isodrin	465-73-6	
(6)	Karbondetraklorid	56-23-5	
(7)	Tetrakloroetylen	127-18-4	
(8)	Trikloroetylen	79-01-6	

5.4.5 Grenseverdier for miljøgifter i marin biota

Nr.	Navn på substans	CAS- nr.	Grenseverdier i biota						
			Tang	Blåskjell	Torsk (filet)	Torsk (lever)	Skrubbe (filet)	Sild (filet)	Vanlig strandsnegl
(1)	Alaklor	15972-60-8							
(2)	Antracen	120-12-7							
(3)	Atrazin	1912-24-9							
(4)	Benzen	71-43-2							
(5)	Bromerte difenyletere	32534-81-9							
(6)	Kadmium og kadmiumforbindelser	7440-43-9	5mg/kg	5mg/kg					8mg/kg
(7)	Kortkjedete klorparafiner (C10-13)	85535-84-8							
(8)	Klorfenvinofos	470-90-6							
(9)	Klorpyrifos	2921-88-2							
(10)	1,2-Dikloretan	107-06-2							
(11)	Dichloromethane	75-09-2							
(12)	Di(2-etylheksyl)ftalat (DEHP)	117-81-7							
(13)	Diuron	330-54-1							
(14)	Endosulfan	115-29-7							
(15)	Fluoranten	206-44-0							
(16)	Heksaklorbenzen	118-74-1		0,3µg/kg	0,5µg/kg	50µg/kg	0,5µg/kg	5µg/kg	
(17)	Heksaklorbutadien	87-68-3							
(18)	Heksaklorsyklo-heksan	608-73-1		3µg/kg	2µg/kg	200µg/kg	3µg/kg	30µg/kg	
(19)	Isoproturon	34123-59-6							
(20)	Bly og blyforbindelser	7439-92-1	3 mg/kg	15mg/kg					25mg/kg
(21)	Kvikksølv og kvikksølvforbindelser	7439-97-6	0,15mg/kg	0,5mg/kg	0,3mg/kg				2mg/kg
(22)	Naftalen	91-20-3							
(23)	Nikkel og nikkelforbindelser	7440-02-0	25mg/kg	20mg/kg					30mg/kg
(24)	Nonylfenoler	25154-52-3							
(25)	Oktylfenol	1806-26-4							
(26)	Pentaklorbenzen	608-93-5							
(27)	Pentaklorfenol	87-86-5							
(28)	Polyaromatiske hydrokarboner (PAH ₆)	ikke relevant		200µg/kg					
	Benzo(a)pyren	50-32-8		3µg/kg					
	Benzo(b)fluoranten	205-99-2							
	Benzo(k)fluoranten	207-08-9							
	Benzo(g,h,i)perylene	191-24-2							
	Indeno(1,2,3-cd)pyren	193-39-5							
(29)	Simazin	122-34-9							
(30)	Tributyltinn forbindelser	688-73-3		0,5mg/kg					
(31)	Triklorbenzener	12002-48-1							
(32)	Triklormetan (Kloroform)	67-66-3							
(33)	Trifluralin	1582-09-8							

5.4.6 Grenseverdier for andre miljøgifter i biota

Nr.	Navn på substans	CAS-nr.	Grenseverdier						
			Tang	Blåskjell	Torsk (filet)	Torsk (Lever)	Skrubbe(filet)	Sild (filet)	Vanlig strand snegl
(1)	DDT totalt	ikke relevant		5µg/kg	3µg/kg	500µg/kg	4µg/kg	50µg/kg	
	para-para-DDT	50-29-3							
(2)	Aldrin	309-00-2							
(3)	Dieldrin	60-57-1							
(4)	Endrin	72-20-8							
(5)	Isodrin	465-73-6							

(6)	Karbondetraklorid	56-23-5							
(7)	Tetrakloroetylen	127-18-4							
(8)	Trikloroetylen	79-01-6							

5.4.7 Miljøgifter som skal overvåkes dersom det ikke foreligger tidligere miljøgiftsdata fra vannforekomsten

Bly (Pb)
 Bromerte difenyletere (PBDE)
 Dikloro-Difenyl-Trikloroetan (DDT)
 Di(2-ethylheksyl)ftalat (DEHP)
 Heksaklorsyκλοheksan (lindan)
 Kadmium (Cd)
 Kortkjedete klorparafiner (SCCP)
 Kvikksølv (Hg)
 Mellomkjedete klorparafiner (MCCP)
 Naftalen
 Nikkel (Ni)
 Nonyl/oktylfenol
 Polyaromatiske hydrokarboner (PAH)
 Tributyltinn (TBT)

5.5 Annen informasjon

Følgende dokumenter og standarder gir viktig informasjon for den norske overvåkingen av prioriterte stoffer og miljøgifter:

- WFD Chemical monitoring guidance for surface water.
- EU-kommisjonens beslutning: "Implementing directive 2000/60/EC concerning minimum performance criteria for chemical monitoring methods and the quality of analytical results"
- NIVA rapport 5266-2006
- SFTs litteraturstudie på EUs prioriterte stoffer.
- For overvåkning og dokumentasjon av miljøgifter i sjølevende organismer og sjømat, se www.imr.no, www.nifes.no og www.mattilsynet.no

6. Økologisk tilstand i innsjøer og elver

6.1 Innledning

Dette kapitlet omfatter utdypende informasjon om hvert kvalitetselement som inngår i det nye klassifiseringssystemet for elver og innsjøer for generell miljøpåvirkning (fisk) og spesielt for virkningstypene eutrofiering, forsuring og hydromorfologiske endringer (gjelder ikke sterkt modifiserte vannforekomster).

Hvert delkapittel inneholder informasjon om ett kvalitetselement i en vannkategori og for en virkningstype og omfatter indikatorer og parametre, metodikk for innsamling og analyse, krav til data og beregningsmetode, referansetilstand og klassegrenser, samt eksempel på bruk av klassifiseringsmetodikken er angitt for hvert kvalitetselement.

Oversikt over kapittelet:

Oversikt over alle kvalitetselementene og indikatorene/parametrene er angitt i kap. 3.2, samt i oversiktstabellene med klassifiseringsskjema.

Klassifisering av vannforekomster som tilhører vanntyper som foreløpig ikke er med i veilederen bør gjøres ved å velge den vanntypen som kommer nærmest, og deretter justere klassifiseringsresultatet ut fra ekspertvurdering. Se for øvrig kap. 3 og 4.

Hovedfokus har vært på å få på plass klassegrenser for de biologiske kvalitetselementene med utgangspunkt i de parametre og grenser som er interkalibrert med andre land. Innen EU har det gjennom flere år foregått en interkalibrering for å sammenligne de ulike lands klassegrenser og for å sikre en likeverdig beskyttelse av elver og innsjøer i forskjellige land i Europa.

Innhold i kapittel 6:

6.1 Innledning	s43
6.2 Planteplankton [Innsjøer] [Eutrofiering] s44	
6.3 Vannplanter [Innsjøer] [Eutrofiering]	s 47
6.4 Begroingsalger [Elver] [Forsuring]	s 51
6.5 Bunnfauna [Innsjøer og elver]	s53
6.5.1 Bunnfauna i innsjøer med forsuring som hovedpåvirkning s	
6.5.2 Bunnfauna i elver med forsuring som hovedpåvirkning	
6.5.3 Bunnfauna i elver med eutrofiering/ organisk belastning som hovedpåvirkning	
6.6 Fisk [Innsjøer og elver]	s68
6.6.1 Fisk (Fiskesamfunn) i innsjøer og elver med generell miljøpåvirkning	
6.6.2 Fisk (Aure) i innsjøer med forsuring som hovedpåvirkning	
6.6.3 Fisk (Ungfisk av laks) i elver med forsuring som hovedpåvirkning	
6.6.4 Fisk i elver og innsjøer med hydromorfologiske endringer som hovedpåvirkning	
6.6.5 Fisk (Laks og aure) i regulerte elver	
6.7 Hydromorfologiske støtteparametre [Innsjøer og elver]	s81
6.7.1 Morfologiske støtteparametre i innsjøer med fysiske inngrep	
6.7.2 Vandringshinder i vassdrag	
6.7.3 Øvrige morfologiske støtteparametre i vassdrag	
6.7.4 Hydrologiske støtteparametre i elver	
6.8 Fysisk kjemiske kvalitetselementer (unntatt miljøgifter)	s90

Fra norsk side har interkalibreringen hittil omfattet følgende kvalitetslementer i elver og innsjøer:

- Planteplankton: klorofyll-a for alle nordiske vann typer (primært relevant for Østlandet og Midt-Norge)
- Vannplanter: Indeks for artssammensetning for 6 vann typer
- Bunnfauna for vanlige vann typer i elver i forhold til belastning med organisk stoff og forsurening.
- Fisk: Mengde og artssammensetning i innsjøer og elver i forhold til generell belastning, forsurening og hydromorfologiske belastninger
- Ettersom datagrunnlaget forbedres vil det være mulig å videreføre interkalibreringsarbeidet.

I klassifiseringen benyttes størrelsen EQR = forholdstallet mellom nåværende tilstand og referanse-tilstanden. Denne verdien ligger i intervallet 0-1 og de 5 klassegrensene refererer seg til ulike EQR-verdier. Ennå er ikke EQR-verdier utarbeidet for alle kvalitetslementer og parametre, og hvor disse mangler må man inntil videre fortsatt bruke klassegrenser basert på selve parameteren (for eksempel indekser for fisk).

6.2 Planteplankton [Innsjøer] [Eutrofiering]

6.2.1 Innledning

Dette kapitlet omhandler planteplankton i innsjøer med eutrofiering som hovedpåvirkning.

Planteplankton er ørsmå encellede planter som normalt lever i innsjøens øvre sirkulerende vannlag (epilimnion), der det er lys nok til primærproduksjon. Dette sjiktet varierer i tykkelse fra 0-2 m i småtjern til 0-10m eller mer i store innsjøer. Det øvre vannlaget er varmere enn bunnlagene i sommerhalvåret, og dermed lettere, noe som sikrer at planktonalgene holdes i den belyste sone og fotosyntese er mulig. Planteplankton er grunnlaget for produksjon av dyreplankton og fisk.



Planteplanktonet er meget følsomt overfor økning av næringssalttilførsler (eutrofiering). I en tidlig fase av eutrofieringen øker algemengden uten at artssammensetningen endres. Ved kraftigere eutrofiering endres også artssammensetningen, og da i en retning mot arter som ikke så lett går inn i den akvatiske næringskjede som mat (ugressalger). Dette er i mange tilfeller blågrønnalger. Disse kan også danne giftige stammer som kan være farlige for både mennesker og dyr.

6.2.2 Feltmetodikk og analysemetoder

Planteplanktonprøvene bør tas som integrerte blandprøver fra overflaten og ned til ca. 3 ganger siktedypet (se NS 9459; en ny standard for prøvetaking av planteplankton "Guidance on quantitative and qualitative sampling of phytoplankton from inland waters" er under utvikling i CEN). Automatiserte pigmentsensorer kan brukes i felt til å gi et grovt mål på omtrentlig fordeling av total mengde, samt av de forskjellige gruppene av planktonalger (blågrønnalger, grønnalger, kiselalger, gullalger, etc.), men må kalibreres mot tradisjonelle algetellinger i mikroskop. Slike sensorer kan likevel brukes til å øke romlig og tidsmessig oppløsning i overvåkingen, og kan være særlig aktuelt ved tiltaksovervåking, der man har behov for et sikkert estimat av mengde og sammensetning av planteplankton, som basis for kostbare tiltak, og for å måle effekten av gjennomførte tiltak.

Klorofyll a analyseres ved å filtrere en viss mengde vann (normalt 0,2-1 liter), og ekstrahere klorofyllet fra filteret ved hjelp av metanol eller acetone. Analysen er enkel, og billig, og krever liten spesialkompetanse for å kunne benyttes. Følgende standard bør benyttes for analysen: NS-4767 (spektrofotometrisk bestemmelse i metanol-ekstrakt), og kun akkrediterte laboratorier må brukes, for å sikre sammenlignbare data. Dersom andre metoder benyttes (f.eks acetone-ekstraksjon m. DMSO el. lign.) må akkreditering og demonstrasjon av sammenlignbarhet (ringtest-resultater) foreligge, og metoden må ligge innenfor den akseptable variasjon for ringtesten.

Biovolum er en mer direkte måte å bestemme mengden av algebiomasse. Man analyserer her algesamfunnets arts-sammensetning i mikroskop (se NS-EN 15204). Volumet beregnes av hver alge etter bestemte romlige formler. En standard for beregning av algevolum ("Phytoplankton biovolume determination by microscopic measurement of cell dimensions") er under utvikling i CEN og vil tas i bruk som norsk standard når den er ferdig. Metoden krever god arts-kunnskap og høyt utviklet kompetanse for å gi riktig svar. Det er vanligvis god sammenheng mellom klorofyll og algevolum ($r^2 > 0.8$) i norske innsjøer, selv om enkeltlokaliteter kan ha store variasjoner i forholdet mellom klorofyll og algevolum avhengig av artssammensetning og lysforhold.

En ny indeks for endringer i artssammensetningen er under utvikling. Denne vil omfatte de fleste blågrønnalger, store dinoflagellater og andre indikatorarter for eutrofe forhold, og reduksjon av sensitive arter som for eksempel mange gullalger. Metoden vil kreve god arts-kunnskap og høyt utviklet kompetanse for å gi riktig svar. Metoden for beregning av mengden av indikatorartene er for øvrig lik den som står om algevolum over.

6.2.3 Parametre

I den foreløpige versjonen av klassifiseringssystemet er kun klorofyll a benyttet:

- klorofyll-a konsentrasjon: klorofyll-a er et mål på algemengde, og er godt korrelert til biovolum av planteplankton i de fleste norske innsjøer.

Totalt biovolum, samt indeks for endringer i artssammensetningen vil komme i neste versjon. Den aktuelle indeks vil uttrykke både økningen av problemalger (bl.a. blågrønnalger, men også andre alger som øker langs gradienten som store dinoflagellater og store kiselalger), og reduksjon av sensitive arter, bl.a. gullalger, langs eutrofieringsgradienten. Disse indikatorene er under utvikling og vil bli gjort tilgjengelige så snart som mulig.

Vanndirektivet krever også parametre for frekvens og intensitet av algeoppblomstringer, men disse er foreløpig under utvikling, og vil bli tatt inn i systemet så snart de klare til bruk.

6.2.4 Krav til data og beregningsmetode

For klorofyll ($\mu\text{g/l}$) og biovolum (mm^3/m^3) kreves månedlige prøver fra produksjonssjiktet (dvs. eufotisk sone i vekstsesongen (vanligvis mai-september, alternativt april-oktober), dvs. minimum 5 pr. år. For tiltaksovervåking anbefales prøvetaking hver 14. dag gjennom vekstsesongen, dvs. minimum 10 prøver pr. år. Se avsnitt 4.1.2 (om usikkerhet i klassifiseringen) og overvåkingsveilederen ([lenke til denne](#)). Metodikken bør harmoniseres i form av ringtester, og prosedyrer for kvalitetssikring av data bør etableres og følges. Dette er viktig for å sikre sammenlignbare data av høy kvalitet.

Årsverdien for hver parameter beregnes som vanlig middelværdi av alle prøvene fra det aktuelle året. Pga. naturlige variasjoner i forekomst av planteplankton mellom år, anbefales at man vurderer data for minst 3 års observasjoner samlet. Andre statistiske mål på årsverdi (median, 90 persentil etc.) vil bli testet i nye FoU prosjekter og kan gi nye anbefalinger ved revisjon av veilederen.

For beregning av totalresultat for planteplankton, bør kombinasjonsreglene angitt i avsnitt 4.3 følges etter hvert som flere parametre kommer på plass.

6.2.5 Referansetilstand og klassegrenser

Tallverdier for referansetilstand og klassegrenser, samt EQR verdier for klorofyll a finnes i oversiktstabellene for ferskvann ([lenke](#)). Velg riktig region og deretter riktig vanntype fra kap. 3.3, og slå deretter opp i den aktuelle tabellen for å finne grenseverdiene. Følg deretter klassifiseringsprosedyren i kap. 3.5.

Tabell med grenseverdier for biovolum vil legges inn i oversiktstabellen så snart som mulig.

Etter hvert som nye indekser for endringer i artssammensetning utvikles vil grenseverdier og referansetilstand for disse legges til i oversiktstabellene. En liste med indikatorverdier for forskjellige arter vil også bli inkludert.

6.2.6 Eksempel på bruk

Hillestadvannet i Vestfold er en grunn innsjø (1.56 km²) beliggende 37 m over havet i marine næringsrike løsavsetninger. Den har kalsium konsentrasjon på ca 10 mg/l, og farge på ca 35 mg Pt/l. Fra vanntypeoversikten i kap. 3.3 finner man ut at dette er innsjøtype nr 4 (små, kalkrike, og humøse), tilsvarende IC type L-N8.

Midlere klorofyll-mengde i Hillestadvannet er ca 35 µg Kl-a/l, siktedypet er ca 0,7 m, Tot-P ca 45 µg P/l. Blågrønnalge-innholdet er gjerne størst i juli måned, med *Anabaena solitaria (planctonica)* som viktigste art, samt med betydelige innslag av *Microcystis aeruginosa*. Prosentandelen blågrønnalger kan være over 90 %, men variere kraftig fra år til år.

Sammenlikner man de observerte verdiene med grenseverdiene for innsjøtype 4 (L-N8) (se oversiktstabellen), får man at klorofyll a plasserer innsjøen i klassen "Dårlig", med en EQR verdi på 0,1 (3,5/35), og en normalisert EQR verdi på 0,22 (se kap. 4.3 og regnearket for omregning til normaliserte EQR verdier). Dette er nær grensen til svært dårlig.

Da det ikke er flere parametre for planteplankton foreløpig vil resultatet for klorofyll a gi totalresultatet for hele kvalitetselementet. Dette er imidlertid noe usikkert, da man baserer totalresultatet på kun 1 parameter.

De fysiske-kjemiske støtteparametrene fosfor og verdiene for siktedyp (Se kap om fysiske-kjemiske kvalitets-elementer i kap. 6.8, samt [NIVA-rapport 5708-2008](#)) plasserer også innsjøen i klasse "Dårlig". Dette styrker klassifiseringsresultatet, da alle parametrene gir samme klasse. EQR verdi for fosfor blir 0,16 (= 7/45), og normalisert EQR blir 0,31. Dette gir en plassering ganske midt i klasse dårlig. EQR-verdi for siktedyp blir 0,14 (0,7/5), og normalisert EQR blir 0,28, som også er nær midten av klasse dårlig.

Da klassifiseringen av den biologiske indikatoren klorofyll a ga klasse dårlig, så trenger vi ikke bruke resultatene fra de fysiske-kjemiske parametrene til å justere resultatet (se kap. 4.3 om kombinasjonsregler). Dersom klorofyll a klassen og også andre biologiske kvalitetselementer hadde vært i God tilstand derimot, så ville en klassifisering av fosfor og siktedyp i klasse Dårlig ha medført at totalresultatet for vannforekomsten ville ha blitt endret fra God til Moderat tilstand. Dette er fornuftig, da et så dårlig resultat for de fysiske-kjemiske forholdene neppe ville kunnet gi god tilstand for de biologiske kvalitetselementene i lang tid framover, og i et slikt tilfelle bør tiltak igangsettes for å redusere næringstilførslene.

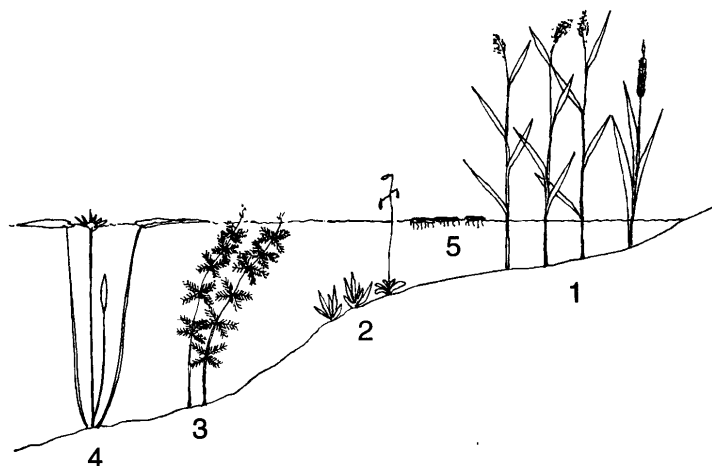
6.3 Vannplanter [Innsjøer] [Eutrofiering]

6.3.1 Innledning

Dette delkapitlet omhandler vannplanter i innsjøer med eutrofiering som hovedpåvirkning.

Makrovegetasjon/makrofytter er planter som har sitt normale habitat i vann. De deles ofte inn i helofytter ("sivvegetasjon") og ("ekte") vannplanter.

Vannplantene vokser helt neddykket eller har blader flytende på vannoverflata og kan deles inn i 4 livsformgrupper (se figur 6.1): *isoetider* (kortskuddsplanter), *elodeider* (langskuddsplanter), *nymphaeider* (flytebladsplanter) og *lemnider* (frittflytende planter), samt de største algene, *kransalgene*.



Figur 6.1: Inndeling av makrovegetasjon: (1) helofytter, (2) isoetider, (3) elodeider, (4) nymphaeider og (5) lemnider.

Eutrofiering fører til dårligere lysforhold i vannet. De ulike arter og grupper av vannplanter har forskjellige krav til lys og eutrofieringen vil derfor virke inn på både mengde og artssammensetning, samt hvor dypt plantene kan vokse.

6.3.2 Feltmetodikk

Undersøkelser av vannplanter foretas én gang i løpet av seinsommeren, juli-september, og bør dekke ulike habitater i innsjøen. Registreringene foretas vha. båt, vannkikkert og kasterive og omfatter hele dybdesona fra vannkanten og ned til vegetasjonens nedre grense. Mengde av enkeltarter vurderes vha. av en semikvantitativ skala, hvor 1=sjelden (<5 individer av arten), 2=spredt, 3=vanlig, 4=lokalt dominerende, 5=dominerer lokaliteten. (se ellers NS-EN 15460: Veiledning for overvåking av makrovegetasjon i innsjøer).

6.3.3 Parametre

I den foreløpige versjonen av klassifiseringssystemet brukes Tlc (Trophic Index count), trofi-indeks basert på artssammensetning av vannplanter. Foreløpig inkluderes bare forekomst/fravær og ikke artenes kvantitative score.

6.3.4 Beregning av Trofi-indeks

Trofi-indeksen er basert på forholdet mellom sensitive og tolerante arter. Også arter med vide preferanser (indifferente arter) inkluderes. Verdien kan variere mellom +100, dersom alle tilstedeværende arter er sensitive, og -100, hvor alle er tolerante. Indeksen omfatter alle livsformer av vannplanter, dvs. isoetider, elodeider, nymphaeider, lemnider, samt kransalgene. Helofytter inkluderes ikke, heller ikke vannmoser eller begroingsalger.

Mer utførlig beskrivelse av utregningen, samt oversikt over sensitive, tolerante og indifferente arter, er gitt i det følgende:

- *Sensitive arter* er arter som foretrekker eller bare forekommer i upåvirkede innsjøer (referanseinnsjøer), ofte med stor dekning. De får redusert forekomst og dekning (ofte bortfall) ved eutrofiering.
- *Tolerante arter* er arter med økt forekomst og dekning ved økt eutrofiering. De er ofte sjeldne eller har lav dekning i upåvirkede innsjøer.
- *Indifferente arter* er arter med vide preferanser, vanlig i upåvirkede innsjøer, men finnes også i eutrofe innsjøer. De forsvinner som regel i hypereutrofe innsjøer.

Trofi Indeks, T_{IC}

$$TIC = \frac{N_s - N_T}{N} \times 100$$

hvor N_s er antall sensitive arter funnet i innsjøen, N_T er antall tolerante arter, og N er total antall arter, inkludert de indifferente artene.

I indeksen har vi inkludert alle livsformene, dvs. isoetider, elodeider, nymphaeider, lemnider, samt kransalgene. Vannmoser, begroingsalger og helofytter er ikke inkludert.

Tabell 6.1: Sensitive, tolerante og indifferente arter i forhold til eutrofiering i innsjøer.

Arter som er funnet i <4 lokaliteter er vist i parentes.

Livsformgruppe	Sensitive arter	Tolerante arter	Indifferente arter
ISOETIDER	<i>Crassula aquatica</i> <i>Elatine hydropiper</i> (<i>Elatine orthosperma</i>) <i>Eleocharis acicularis</i> <i>Isoëtes echinospora</i> <i>Isoëtes lacustris</i> <i>Limosella aquatica</i> <i>Littorella uniflora</i> <i>Lobelia dortmanna</i> <i>Lythrum portula</i> <i>Ranunculus reptans</i> <i>Subularia aquatica</i>	(<i>Elatine hexandra</i>) <i>Elatine triandra</i>	
ELODEIDER	<i>Callitriche hamulata</i> <i>Callitriche hermaphroditica</i> <i>Callitriche palustris</i> <i>Hippuris vulgaris</i> <i>Juncus bulbosus</i> <i>Myriophyllum alterniflorum</i> <i>Myriophyllum sibiricum</i> (<i>Najas marina</i>) (<i>Potamogeton compressus</i>) <i>Potamogeton filiformis</i> (<i>Potamogeton friesii x obtusifolius</i>) <i>Potamogeton gramineus</i>	<i>Callitriche cophocarpa</i> <i>Callitriche stagnalis</i> <i>Ceratophyllum demersum</i> <i>Elodea canadensis</i> <i>Myriophyllum spicatum</i> <i>Myriophyllum verticillatum</i> (<i>Najas flexilis</i>) <i>Potamogeton crispus</i> <i>Potamogeton friesii</i> <i>Potamogeton lucens</i> <i>Potamogeton obtusifolius</i> <i>Potamogeton pectinatus</i>	<i>Potamogeton alpinus</i> <i>Potamogeton berchtoldii</i> <i>Potamogeton perfoliatus</i> <i>Utricularia vulgaris</i>

	<i>Potamogeton x nitens</i> <i>Potamogeton polygonifolius</i> <i>Potamogeton praelongus</i> <i>(Potamogeton vaginatus)</i> <i>(Potamogeton x sparganifolius)</i> <i>Ranunculus confervoides</i> <i>Ranunculus peltatus</i> <i>Utricularia intermedia</i> <i>Utricularia minor</i> <i>Utricularia ochroleuca</i>	<i>Potamogeton pusillus</i> <i>Potamogeton rutilus</i> <i>(Potamogeton x zizii)</i> <i>(Potamogeton x suecicus)</i> <i>Ranunculus aquatilis</i> <i>(Zannichellia palustris)</i>	
NYMFAEIDER	<i>(Luronium natans)</i> <i>Nuphar pumila</i> <i>Sparganium angustifolium</i> <i>(Sparganium gramineum)</i> <i>Sparganium hyperboreum</i> <i>Sparganium natans</i>	<i>Persicaria amphibia</i> <i>Sparganium emersum</i>	<i>Nuphar lutea</i> <i>Nymphaea alba coll.</i> <i>Potamogeton natans</i> <i>Sagittaria sagittifolia</i>
LEMNIDER		<i>Lemna minor</i> <i>Lemna trisulca</i> <i>Spirodela polyrrhiza</i>	
KRANSALGER	<i>Chara aspera</i> <i>(Chara braunii)</i> <i>Chara contraria</i> <i>Chara delicatula</i> <i>Chara globularis</i> <i>Chara rudis</i> <i>Chara strigosa</i> <i>(Nitella batrachosperma)</i> <i>(Nitella mucronata)</i> <i>Nitella opaca</i> <i>Tolypella canadensis</i> <i>(Chara intermedia)</i> <i>(Chara tomentosa)</i>		

6.3.5. Krav til data og kvalitetssikringsprosedyrer

Det beregnes vanligvis én indeksverdi av TI_c for hver innsjø ved å kombinere data fra alle stasjoner/habitater. For å få et mest mulig korrekt bilde av tilstanden for vannplanter bør stasjonsvalget sikre at alle typer av habitater blir inkludert og at stasjonene samlet gir et representativt bilde av innsjøen. For store innsjøer bør man vurdere å beregne indekser for del-lokaliteter, dersom disse er definert som egne vannforekomster.

Kvalitetssikring av data bør inkludere etterprøving av innsamlingsmetodikken, om stasjonsvalget er representativt og om artsbestemmelsene er korrekte.

6.3.6 Klassifiseringsmetode

Tilstandsvurderinger for vannvegetasjonen er basert på inndeling i vanntyper i forhold til kalsium og humus. Vi har foreløpig behandlet lokaliteter i lavland og skog samlet, disse bør separeres når tilstrekkelige data-mengder er innhentet. Lokaliteter i fjellområder er ikke inkludert pga. svært mangelfulle data.

Klassegrensene er under utvikling og de foreløpige grenseverdiene, unntatt grensa svært god/god, er derfor like for alle vanntyper. Referanseverdiene for innsjøtypene er til dels svært mangelfulle. Tiltaksgrensen god/moderat har en TI_c-verdi på 30, og er basert på dose-respons-kurver for sensitive arter langs trofigradierten (Penning et al. 2008).

Tallverdier for referansetilstand og klassegrenser, samt EQR verdier finnes i oversiktstabellene for ferskvann (Vedlegg II). Velg riktig region og deretter riktig vanntype fra kap. 3.3, og slå deretter opp i den aktuelle tabellen for å finne grenseverdiene. Følg deretter klassifiseringsprosedyren i kap. 3.5.

Ved utregning av EQR kreves en indeksverdi på en kontinuerlig skala fra 0-1. Da indeksverdien kan være negativ må derfor 100 legges til ved beregning av EQR.

$$EQR = \frac{\text{observertverdi} + 100}{\text{referanseverdi} + 100}$$

Observert verdi representerer indeksverdien (Tlc) regnet ut for den aktuelle innsjøen, mens **referanseverdien representerer 75-persentilen av indeksverdiene for referanseinnsjøene** (tas fra oversiktstabellen for den aktuelle innsjøtypen)

6.3.7 Eksempel på bruk

Nyborgtjern og Langtjern er to små innsjøer på Hadeland (Oppland), tilhørende hhv. svært kalkrik, humøs og svært kalkrik, klar innsjøtype. Kalsium-innholdet i innsjøene er hhv. 64 og 71 mg/l.

Vannvegetasjonen i Nyborgtjern er dominert av kransalger, mens Langtjern er dominert av vasspest (*Elodea canadensis*) (Mjelde 2008).

Trofi-indeksen viser at vannvegetasjonen kan klassifiseres som "svært god" (Tlc = 45) for Nyborgtjern og "moderat" (Tlc = 12.5) for Langtjern. Referanseverdi for Tlc for de to vanntypene er hhv. 43 for svært kalkrike, humøse innsjøer (Nyborgtjern) og 83 for svært kalkrike klare innsjøer (Langtjern). EQR-verdiene blir dermed hhv. $(45+100)/(43+100) = 1.0$ med normalisert EQR verdi = 1.0 for Nyborgtjern og $(12.5+100)/(83+100) = 0.61$ med normalisert EQR verdi = 0.46 for Langtjern. (De normaliserte verdiene beregnes ut fra regnearket for omregning fra EQR til normalisert EQR (Vedlegg II).

Fosforverdiene (én stikkprøve) plasserer Nyborgtjern i klasse "svært god" og Langtjern i "moderat", mens siktedypverdiene viser "god" for begge innsjøer. Trofi-indeksen er benyttet for å vurdere endringer i tilstand for vegetasjonen fra 1990-tallet og fram til i dag.

I hht. kombinasjonsreglene beskrevet i kap. 4.3 vil Langtjern få moderat tilstand, mens Nyborgtjern vil få svært god tilstand.

Våg og Sæbyvannet er to innsjøer i Morsa-vassdraget (Akershus og Østfold), tilhørende vanntypen kalkfattige, humøse innsjøer. Kalsium-innholdet i innsjøene er ca. 4 mg/l (dvs. på grensa til kalkrik vanntype), men dette kan være kunstig høyt pga. gjødsling med kalksalpeter i nedbørfeltet. Den naturlige vanntypen antas derfor å være kalkfattig.

Vannvegetasjonen i begge innsjøene er dominert av flytebladsvegetasjon, undervannsvegetasjonen hadde liten forekomst, men noen spredte forekomster av stivt brasmegras (*Isoetes lacustris*) og tjønngress (*Littorella uniflora*) ble registrert i Våg.



Trofi-indeksen viser at vannvegetasjonen i Våg kan klassifiseres som "god" (Tlc = 45,5), mens Sæbyvannet klassifiseres som "dårlig" (Tlc = -16,7). Referanseverdien for denne vanntypen er Tlc = 81. EQR for de to innsjøene blir dermed $(45.5+100)/(81+100) = 0.80$ med normalisert EQR = 0.66, dvs. god tilstand for Våg og $(-16.7+100)/(81+100) = 0.46$ med normalisert EQR = 0,29, dvs. dårlig tilstand for Sæbyvannet. (De normaliserte verdiene beregnes ut fra regnearket for omregning fra EQR til normalisert EQR (Vedlegg II)

Sæbyvannet er preget av suspendert materialet (turbid vann) og har dårlig sikt. Fosfor-verdiene (enkeltmålinger) plasserer Våg i klasse "god", mens Sæbyvannet plasseres i klasse "dårlig".

Samlet vurdering (one-out-all-out prinsippet) basert på vannvegetasjon og vannkjemi blir dermed enkel her, da begge kvalitetselementene gir samme tilstandsklasse, nemlig god for Våg og dårlig for Sæbyvannet. Se kap. 4.3 om kombinasjonsregler.

6.4 Begroingsalger [Elver] [Forsuring]

6.4.1 Innledning

Dette kapitlet omhandler begroingsalger er fastsittende alger som vokser på elve- og innsjøbunnen eller annet underlag. Fordi begroingsalger er bundet til et voksested vil de dermed avspeile miljøfaktorene på voksestedet. Generasjonstiden for de fleste begroingsalger er ikke lenger enn at de varierer noe fra år til år, men likevel indikeres forandringer stort sett gradvis og i løpet av noen år. Begroingsalger er følsomme både overfor forsuring og eutrofiering, og reaksjonen kan bli både en økning i algebiomasse og en forandring i artssammensetning.



Foto: Jon Lasse Bratli

Metoden for prøvetaking er identisk for indikasjon av forsuring og eutrofiering. Dataene som samles inn kan dermed brukes for både indikasjon av forsuring og eutrofiering ved bruk av to forskjellige indekser (se nedenfor), men et klassifiseringsystem for eutrofiering basert på begroingsalger mangler hittil. En foreløpig indeks for eutrofiering er under utvikling og forventes å bli gjort tilgjengelig i løpet av høsten 2009.

6.4.2 Parametre som inngår

I den foreløpige versjonen av klassifiseringssystemet brukes AIP indeksen (acidification index periphyton), som er en forsuringindeks basert på artssammensetning av begroingsalger. Biomassen av begroingsalger inngår ikke i indeksen, fordi biomassen også påvirkes i stor grad av vannføring og lysforhold på voksestedet og er dermed for variabel til å kunne brukes i en indeks.

AIP er basert på indikatorverdier for til sammen 115 bentiske alger (både makro- og mikroskopiske) og blir brukt til å beregne den årlige gjennomsnittlige pH-verdien på prøvestedet. En lav AIP-indeks (minimum = 4,70) indikerer sure betingelser, en høy AIP-indeks (maksimum = 7,38) indikerer nøytrale til lett basiske forhold. En detaljert beskrivelse av AIP indeksen og hvordan den beregnes blir publisert av Schneider & Lindstrøm i løpet av 2008 eller tidlig 2009, og den gjøres tilgjengelig så snart som mulig.

6.4.3 Feltmetodikk og analysemetoder

På hvert prøvested undersøkes en elvestrekning på ca. 10 meters lengde ved bruk av vannkikkert. Prøver tas av alle makroskopisk synlige bentiske alger og de lagres i separate beholdere (dramsglass). Tettheten er ikke nødvendig for å beregne AIP indeksen, men det anbefales likevel å estimere tettheten av hvert makroskopisk synlig algeelement i henhold til en 5-punkts skala (1=svært sjelden, 2=mindre vanlig, 3=vanlig, 4=hyppig, 5=rikelig/dominerende). For prøvetaking av mikroskopiske alger samles 10 steiner med diameter 10-20 cm på hver prøvelokalitet, og et areal på ca. 8 ganger 8 cm av oversiden børstes av hver stein med en tannbørste. Materialet blandes med ca. 1 liter vann og det tas ut en delprøve i en separat beholder (dramsglass). Prøvene med bentiske alger konserveres med noen få dråper formaldehyd (formalin). Senere undersøkes prøvene i mikroskop og artene bestemmes for beregning av indeksverdi. Denne metoden er hentet fra CEN standard for prøvetaking og mengde estimering av begroingsalger (prEN 15708 Guidance standard for the surveying, sampling and laboratory analysis of phytobenthos in shallow running waters).

6.4.4 Krav til data og beregningsmetode

Kommer i neste versjon av veilederen

6.4.5 Referansetilstand og klassegrenser

Klassegrenser avhenger av vanntype, og da særlig Ca konsentrasjon på voksestedet. Stasjoner med Ca konsentrasjon lavere enn 0.4 mg/l kan ikke klassifiseres enda. Klassegrensene er angitt i oversiktstabellen med klassegrenser for ferskvann ([lenke til denne](#)).

OBS: Klassegrensene er svært foreløpige og det er sannsynlig at det kommer til å skje endringer i løpet av de neste årene, særlig for svært kalkfattige elver. Denne indeksen kan ikke brukes til å sette grenser mellom de lavere klassene (dårlig og svært dårlig), men de viktigste grensene mellom svært god/god og god/moderat er definert for alle Ca typene.

Info om bruk av humus i klassifiseringssystemet vil komme i neste versjon.

6.4.6 Eksempel på bruk

Vikedalselva ligger i Rogaland og har blitt kalket siden 1987 fordi det ble registrert en tilbakegang i laksefisket og dødelighet på smolt og presmolt i elva, noe som ble satt i sammenheng med sur avrenning og økning i aluminiumkonsentrasjonen.

Ca konsentrasjonen i Vikedalselva ligger på omtrent 0.65 mg/l, og elva er dermed svært kalkfattig. Stasjonen 22 ligger godt ovenfor kalkingsanlegget. For begroingsalgedata fra 2007 ble det beregnet en AIP indeks på 5.86. Det betyr, at stasjonen er i moderat/dårlig/svært dårlig tilstand (det kan ikke skilles mellom disse klassene, men stasjonen ligger i hvert fall under den avgjørende grensen mellom god og moderat, som er 6.1).

Mer info om EQR verdier vil komme så snart referanseverdiene er definert.

6.5 Bunnfauna [Innsjøer og elver]

6.5.1 Bunnfauna i innsjøer med forsurening som hovedpåvirkning

6.5.1.1 Innledning

Bunndyr (makroinvertebrater) er forskjellige smådyr som lever hele eller deler av livet på bunnen av elver og innsjøer. Bunndyrene er først og fremst insekter, men det er også mark, igler, snegler, muslinger, små krepsdyr og vannmidd. Bunndyr er derfor en svært mangartede gruppe av organismer med ulike krav til miljøet.

Det finnes ekstremt følsomme "rentvansarter" og det er arter som er svært tolerante overfor forskjellige typer forurensninger. Dette er en forutsetning for å kunne bruke dem i effektiv vurdering av forurensninger/økologisk tilstand, og en viktig grunn til at de er mye brukt.



Ved forsurening avtar antall arter og den relative mengden av forsuringfølsomme bunndyr avtar til fordel for mer forsuringstolerante bunndyr. Mange arter er godt kjent når det gjelder følsomhet for forsuring og derfor er de fleste bunndyrindeks basert på forekomst og mengder av slike forsuringindikatorer. Den totale mengden av bunndyr endres i liten grad ved forsuring.

6.5.1.2 Feltmetodikk og analysemetoder, krav til data

Innsamling og behandling

Metoden som anbefales for innsamling av bunndyrmaterialet er en såkalt sparkemetode (NS-ISO 7828). Det anvendes en håndholdt håv med åpning 25 cm x 25 cm og maskevidde 0,25 mm (evt. 0,50 mm). Da en slik metode kan variere anbefales følgende konkretisering: På hvert prøvested sparkes en strekning som tilsvarer ca 9 m lengde (sparketid: 3 min, ca 1 m per 20 sek). For hvert minutt med sparking tømmes håven for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling i håven. Prøvene tas på eksponerte grunntvannsområder. Substratet på prøvestedet bør fortrinnsvis være grovkornet (grus, stein). Større stein bør inspiseres visuelt og evt. bunndyr må plukkes for hånd. For øvrig vises det til den kommende Overvåkingsveilederen. Klassegrensene er ikke tilpasset beskyttede strender med fint substrat.

Prøvene konserveres med 96 % sprit eller fryses ned umiddelbart etter prøvetaking. Prøvene kan grovsorteres i felt. Videre bearbeiding foregår i laboratoriet. Hele prøven bør sorteres; uttak av delprøver gjøres kun unntaksvis. En standard for bearbeiding og analyse av bunndyrprøver er under utvikling i CEN ("*Field and laboratory procedures for quantitative analyses and identification of macroinvertebrates from inland waters*") og vil tas i bruk som norsk standard når den er ferdig.

Prøvetakingstidspunkt

Bunndyr tas to ganger i året; vår (etter snøsmeltinga) og høst (oktober/november). Klassegrensene er ikke tilpasset sommerprøver. Alternativt, dersom det kun er tatt prøver på høsten, bør data fra minimum to år inngå i tilstandsvurderingen. Prøvene bør imidlertid ikke dekke en periode på mer enn 4 år da forsuringstilstanden kan endres over tid. Hver vannforekomst bør være representert med ett prøvested i litoralen og ett prøvested i øvre del av utløpselva, som minimum. Fastsettelse av økologisk tilstand må baseres på minimum fire prøver totalt fra hvert prøvested. Dette er nødvendig for å ta høyde for at bunndyrsamfunnet viser relativt store naturlige variasjoner i tid og rom. NB. Prøvetaking om våren er viktig for vurdering av forsuringstilstanden men mindre viktig når vassdraget primært er påvirket av eutrofiering/organisk belastning (se kap for elv – bunnfauna – eutrofiering/ org belastning).

Analyse

Igler, snegl, muslinger (unntak erte- og kulemuslinger), krepsdyr (kun tusenbeinkreps, skjoldkreps og stor- kreps), døgnfluer, steinfluer og vårfluer identifiseres til art (evt. slekt) så langt det lar seg gjøre. Andre grupper identifiseres til familie. For hvert takson (art etc) angis antall individer funnet i prøven. Dataene må være kvalitetssikret (se prosedyre i kap. 6.5.2.8 om bunnfauna for elver og forsuring). Metoden krever god artskunnskap og høyt utviklet kompetanse for å gi riktig svar.

6.5.1.3 Parametre og indekser som inngår

I den foreløpige versjonen av klassifiseringssystemet er følgende parametre benyttet:

- **Raddums forsuringssindeks 1,**
- **Marflo *Gammarus* sp. (terskelindikator),**
- **Skjoldkreps *Lepidurus* sp. (terskelindikator; kun fjellsjøer)**

Dersom det kun finnes prøver fra utløpselven kan Raddum indeks 2 eller NIVA forsuringssindeks benyttes (se kap.6.5.2 om bunnfauna for elver og forsuring). Den siste kun for elver på Østlandet. NB: Ingen av forsuringssindeksene er utviklet for innsjø, ei heller Raddum indeks 1. Klassifiseringen av innsjøer basert på litorale prøver vil derfor være mer usikker enn en tilstandsvurdering basert på elveprøver.

Forsuringssindeksene indikerer endringer i artssammensetningen, spesielt tilstedeværelse av indikatorarter. Raddum indeks 2 inkluderer også relative mengder av forsuringssfølsomme og tolerante arter. Vanndirektivet krever også parametre for diversitet (for eksempel artsrikdom) og typespesifikke referanseverdier må være fastsatt. Nye indekser som er kompatible med kravene i Vanndirektivet er under utvikling, og vil bli tatt inn i systemet så snart de er klare til bruk.

Bakgrunnen for og beregning av Raddum indeks 1 er beskrevet i Raddum og Fjellheim (1984), Raddum et al. (1988) og Fjellheim & Raddum (1990). Surhetstoleransen, inndelt i fire klasser, er angitt for ca 120 taksa (se artsliste i vedlegg I). Indeks 1 kan innta verdiene 0, 0,25, 0,5 og 1 (økende verdi for avtagende grad av forsuringsskader) for enkeltprøver.

Raddum indeks 1 gir en god beskrivelse av forsuringssnivået ved middels til sterk forsuring. Fordi den ikke tar hensyn til subletale effekter gir den liten informasjon ved moderat eller begynnende forsuring. For å få en biologisk indikator for disse forholdene er det utviklet en Raddum indeks 2 basert på de samme artene som er inkludert i Raddum indeks 1, men justert for forholdet mellom antallet av de mest følsomme artene av døgnfluer og de tolerante steinfluer (Kroglund et al. 1994, Lien et al. 1996, Raddum 1999). Raddum indeks 2 kan også innta verdier >1 (i tilfeller der antall individer av forsuringssfølsomme døgnfluer utgjør mer enn 50 % av antall individer av tolerante steinfluer). I slike tilfeller er indeksverdien vanligvis satt lik 1 i eldre rapporter. Det nye klassifiseringssystemet baserer seg på at reelle verdier av Raddum indeks 2 rapporteres. Verdier >1 indikerer svært god tilstand generelt, mens forventet referanseverdi vil avhenge av vanntypen. Fordi steinfluer i Norge først og fremst finnes i rennende vann er Raddum indeks 2 lite egnet for innsjøprøver.

NIVAs forsuringssindeks (Bækken og Aanes 1990, Bækken og Kjellberg 2004) baserer seg på det samme erfaringsgrunnlaget som Raddums forsuringssindekser, men **er tilpasset forholdene på Østlandet.** Det er tatt hensyn til at bunndyrfaunaen her inkluderer flere arter (som en følge av biogeografiske forhold) og at følsomhet for forsuring kan være noe forskjellig fra det man finner hos samme art andre steder i landet. Surhetstoleransen, inndelt i fire klasser, er angitt for ca 100 taksa (se artsliste i vedlegg I). NIVAs forsuringssindeks kan innta verdiene 1, 2, 3 og 4 (økende verdi med økende grad av forsuringsskader) for enkeltprøver.



Omundvågen
Foto: Reidar Hindrum

Tilstedeværelse av marflo og/eller skjoldkreps indikerer at vannforekomsten har en økologisk tilstand som er god eller bedre. Disse artene mangler i mange vassdrag av naturlige årsaker (for eksempel vil skjoldkreps kun finnes i fjellsjøer), eller de kan være vanskelig å fange opp ved vanlig overvåkingsmetodikk, og manglende funn kan derfor ikke uten videre brukes som indikasjon på at vannforekomsten er påvirket av forsuring eller andre belastninger.

6.5.1.4 Beregningsmetode

Forsuringssindeksene beregnes etter prosedyre beskrevet i kap 6.5.2.7 om bunnfauna for elver og forsuring. Ytterligere informasjon om indeksene finnes i Lien et al (1991) (Raddum 1) og Raddum (1999) (Raddum 2). NB. En forenklet prosedyre der prøvene gjennomgås med tanke på et fåtall, lett identifiserbare indikatorarter kan benyttes for en grov karakterisering av lokalitetens økologiske tilstand. For eksempel vil funn av store mengder av den forsuringssfølsomme døgnfluen *Baetis* spp. indikere at lokaliteten har en økologisk tilstand

som er "god eller bedre" (unntatt humøse lokaliteter på Østlandet der den vanligste arten, *Baetis rhodani*, vurderes å være lite forsuringsfølsom, se artsliste i vedlegg I). En mer omfattende bunndyrundersøkelse er nødvendig dersom det er grunn til å tro at lokaliteten er påvirket av forsurening.

Årsverdien for hver parameter beregnes som vanlig middelværdi av alle prøvene fra det aktuelle året og den aktuelle vannforekomsten (kun prøver som tilfredsstillende kvalitetskravene angitt i kap 6.9 benyttes). Prøver fra flere år kan også benyttes (maks tidsperiode: 4 år). Dersom det er foreliggende prøver både fra litoralen og fra utløpselven så må disse behandles hver for seg.

Dersom indeksverdien varierer mellom vår og høst kan dette indikere ustabil vannkvalitet. En vannforekomst som er utsatt for sure episoder (for eksempel i forbindelse med snøsmelting) vil vanligvis ha lavere indeksverdier om våren enn om høsten. Det må tas hensyn til dette ved fastsettelse av økologisk tilstand (se kap. 6.5.2.8.). Klassifiseringen bør derfor basere seg på gjennomsnittsverdi av minimum 4 prøver, samt at det finnes data på mengden av de mest forsuringsfølsomme bunndyrene (se prosedyre under kap. 6.5.2.8.).

Selv beregningsmetoden er gitt i kap. 6.5.2.4.



Haukvannet
Foto: Tore Høyland

6.5.1.5 Referansetilstand og klassegrenser

Klassegrensene er identiske for alle vanntyper mens referansetilstanden avhenger av vanntype, og da særlig med innhold av kalsium og humus. På grunn av måten Raddum indeks 1 og NIVAs forsuringsindeks er bygd opp på vil det ikke være mulig å angi referanseverdier for disse. For Raddum indeks 2 vises det til oversiktstabellene med referanseverdier og klassegrenser.

6.5.1.6 Eksempel på bruk

Songevatn i Vest-Agder er en innsjø med areal 0,41 km², beliggende 268 m over havet. Den har kalsium konsentrasjon på ca 1,2 mg/l, og et TOC innhold på 7-8 mg C/L. Fra typologimanualen finner man ut at innsjøen tilhører innsjøtype nr 13 (Skog: små, kalkfattige og humøse).

Innsjøen er inkludert i det nasjonale overvåkingsprogrammet for effekter av sur nedbør og har vært overvåket årlig siden 1997. Det finnes kun prøver fra høsten. Vi har derfor valgt å benytte data fra tre år (2005-2007) som grunnlag for tilstandsvurderingen. Dataene fra 2004 kan ikke benyttes da disse ikke tilfredsstillende de generelle kvalitetskriteriene mhp prøvestørrelse og taksonomisk identifisering. Prøvene fra litoralsonen og utløpselv er behandlet hver for seg. Midlere verdi av Raddum indeks 1 er 1 (litoralen) og midlere verdi av Raddum indeks 2 er 0,8 (utløp) basert på data fra 2005-2007 (kun høst). Gjennomsnittlig pH er 5,96 og ANC er 59 µekv/L.

Ingen av bunndyrprøvene har indeksverdi <0,5 og midlere verdi av forsuringsindeksen kan derfor brukes direkte i klassifiseringen. Sammenlikner man de observerte verdiene med grenseverdiene for innsjøtype 13 på Sørlandet (se oversiktstabell med klassegrenser Vedlegg II), får man at Raddum indeks 1 plasserer Songevatn i klasse "God eller bedre", Raddum indeks 2 (se kap. 6.5.2.7) indikerer også "God" tilstand, mens pH og ANC verdiene plasserer Songevatn i klasse "Svært god".

Ut fra one-out-all-out-prinsippet (se kap. 4.3) skal innsjøen klassifiseres i hht. det elementet som gir dårligst tilstand. Samlet resultatet basert på bunndyr og vannkjemi blir dermed "God" (evt. "God eller bedre" dersom kun prøver fra selve innsjøen legges til grunn for vurderingen). NB I dette eksemplet foreligger det ikke bunndyrprøver fra våren. For å kunne avdekke økologiske effekter av sure episoder, for eksempel i forbindelse med snøsmeltingen, er det nødvendig med både vår- og høstprøver, og resultater fra begge perioder må legges til grunn for den samlede klassifiseringen av innsjøen.

6.5.2 Bunnfauna i elver med forsurening som hovedpåvirkning

6.5.2.1 Innledning

Bunndyr (makroinvertebrater) er forskjellige smådyr som lever hele eller deler av livet på bunnen av elver og innsjøer. Bunndyrene er først og fremst insekter, men det er også mark, igler, snegler, muslinger, små krepsdyr og vannmidd. Bunndyr er derfor en svært mangeartet gruppe av organismer med ulike krav til miljøet. Det finnes ekstremt følsomme "rentvannsarter" og det er arter som er svært tolerante overfor forskjellige typer forurensninger. Dette er en forutsetning for å kunne bruke dem i effektvurdering av forurensninger/økologisk tilstand, og en viktig grunn til at de er mye brukt. Ved forsurening avtar antall arter og den relative mengden av forsuringfølsomme bunndyr avtar til fordel for mer forsuringstolerante bunndyr. Mange arter er godt kjent når det gjelder følsomhet for forsurening og derfor er de fleste bunndyrindekser basert på forekomst og mengder av slike forsuringindikatorer. Den totale mengden av bunndyr endres i liten grad ved forsurening.

6.5.2.2 Feltmetodikk og analysemetoder

Innsamling og behandling

Metoden som anbefales for innsamling av bunndyrmaterialet er en såkalt sparkemetode (NS-ISO 7828). Det anvendes en håndholdt håv med åpning 25 cm x 25 cm og maskevidde 0,25 mm (evnt. 0,50 mm). Håven holdes på bunnen av elva med åpningen mot strømmen. Bunns substratet sparkes/rotes opp med foten slik at oppvirket materiale føres inn i håven. Da en slik metode kan variere anbefales følgende konkretisering: På hvert prøvested sparkes en elvestrekning som tilsvarer ca 9 m lengde (sparketid: 3 min, ca 1 m per 20 sek). For hvert minutt med sparking tømmes håven for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling i håven. Prøvene tas i strykpartier av elver. Substratet på prøvestedet bør fortrinnsvis være grovkornet (grus, stein). Større stein bør inspiseres visuelt og evt. bunndyr må plukkes for hånd. For øvrig vises det til Overvåkingsveilederen. Klassegrensene er ikke tilpasset sakteflytende elver.

Prøvene konserveres med 96 % sprit eller fryses ned umiddelbart etter prøvetaking. Prøvene kan grovsorteres i felt. Videre bearbeiding foregår i laboratoriet. Hele prøven bør sorteres; uttak av delprøver gjøres kun unntaksvis. En standard for bearbeiding og analyse av bunndyrprøver er under utvikling i CEN ("*Field and laboratory procedures for quantitative analyses and identification of macroinvertebrates from inland waters*") og vil tas i bruk som norsk standard når den er ferdig.

Prøvetakingstidspunkt

Bunndyr tas fortrinnsvis to ganger i året; vår (etter snøsmeltinga) og høst (oktober/november). Klassegrensene er ikke tilpasset sommerprøver. Alternativt, dersom det kun er tatt prøver på høsten, bør data fra minimum to år inngå i tilstandsvurderingen. Prøvene bør imidlertid ikke dekke en periode på mer enn 4 år da forsuringstilstanden kan endres over tid. Hver vannforekomst bør være representert med 5-10 prøvesteder, avhengig av størrelsen på vannforekomsten og naturforholdene for øvrig. Minimum bør det foreligge data fra to prøvesteder og fastsettelse av økologisk tilstand bør baseres på minimum fire prøver totalt, framkommet ved kombinasjon av flere prøvetidspunkt og prøvesteder. Dette er nødvendig for å ta høyde for at bunndyrsamfunnet viser relativt store naturlige variasjoner i tid og rom. NB. Prøvetaking om våren er viktig for vurdering av forsuringstilstanden men mindre viktig når vassdraget primært er påvirket av eutrofiering/organisk belastning (se kap. 6.5.3).

Analyse

Igler, snegl, muslinger (unntak erte- og kulemuslinger), krepsdyr (kun tusenbeinkreps, skjoldkreps og stor- kreps), døgnfluer, steinfluer og vårfluer identifiseres til art (evt. slekt) så langt det lar seg gjøre. Andre grupper identifiseres til familie. For hvert taksa (art etc) angis antall individer funnet i prøven. Dataene må være kvalitetssikret (se prosedyre nedenfor). Metoden krever god arts kunnskap og høyt utviklet kompetanse for å gi riktig svar.

For at funn av elvemusling skal kunne brukes som en indikator må det foreligge enten aldersbestemmelser (se *Larsen et al. 2000*). Elvemuslinger kan bli svært gamle, selv under forhold som ikke er optimale. Rekrutte-

ringssvikt er som regel et tegn på habitatødeleggelse eller forurensninger, og både unge og eldre individer må være til stede for at forholdene skal betraktes som tilfredsstillende.

6.5.2.3 Parametre som inngår

I den foreløpige versjonen av klassifiseringssystemet er følgende parametre benyttet:

- Raddums forsuringindeks 1 og 2,
- NIVAs forsuringindeks (kun for humøse elver på Østlandet),
- Elvemusling (terskelindikator)

For beskrivelse av forsuringindeksene, se 6.5.1.3

Tilstedeværelse av elvemusling (både yngre og eldre individer) indikerer at vannforekomsten har en økologisk tilstand som er god eller bedre. Elvemusling mangler i mange vassdrag av naturlige årsaker og manglende funn av elvemusling kan derfor ikke uten videre brukes som indikasjon på at vannforekomsten er påvirket av forsuring eller andre belastninger.

6.5.2.4 Krav til data og beregningsmetode

Beregningsmetode for parameterverdier som basis for klassifisering

Forsuringindeksene beregnes etter prosedyre beskrevet i kap. 6.5.2.7. Ytterligere informasjon om indeksene finnes i *Lien et al* (1991) (Raddum 1), *Raddum* (1999) (Raddum 2) og *Bækken og Kjellberg* (2004) (NIVA indeks). NB. En forenklet prosedyre der prøvene gjennomgås med tanke på et fåtall, lett identifiserbare indikatorarter kan benyttes for en grov karakterisering av lokalitetens økologiske tilstand. For eksempel vil funn av store mengder av den forsuringfølsomme døgnfluen *Baetis* spp. indikere at lokaliteten har en økologisk tilstand som er "god eller bedre" (unntak humøse lokaliteter på Østlandet der den vanligste arten, *Baetis rhodani*, vurderes å være lite forsuringfølsom, se artsliste nedenfor). En mer omfattende bunndyrundersøkelse er nødvendig dersom det er grunn til å tro at lokaliteten er påvirket av forsuring.

Årsverdien for hver parameter beregnes som vanlig middelværdi av alle prøvene fra det aktuelle året og den aktuelle vannforekomsten (kun prøver som tilfredsstillt kvalitetskravene angitt i prosedyren nedenfor benyttes). Prøver fra flere år kan også benyttes (maks tidsperiode: 4 år).

Dersom indeksverdien varierer mellom vår og høst kan dette indikere at ustabil vannkvalitet. En vannforekomst som er utsatt for sure episoder (for eksempel i forbindelse med snøsmelting) vil vanligvis ha lavere indeksverdier om våren enn om høsten. Det må tas hensyn til dette ved fastsettelse av økologisk tilstand (se nedenfor).

6.5.2.5 Referansetilstand og klassegrenser

Klassegrensene er identiske for alle vanntyper mens referansetilstanden avhenger av vanntype, og da særlig med innhold av kalsium og humus. På grunn av måten Raddum indeks 1 og NIVA indeks er bygd opp på vil det ikke være mulig å angi referanseverdier for disse. For Raddum indeks 2 baserer referanseverdiene seg på kunnskap om at forekomsten av forsuringfølsomme bunndyr er positivt relatert til vannets kalsium- og humusinnhold og negativt relatert til høyde over havet. Referanseverdiene er svært foreløpige og det er sannsynlig at det kommer til å skje endringer i løpet av de neste årene. Vi har derfor valgt å fastsette grenseverdiene for indeksen uten bruk av referanseverdien.

Alle referanseverdier og klassegrenser finnes i oversiktstabellen med klassegrenser for ferskvann (Se vedlegg II).

6.5.2.6 Eksempel på bruk

Vikedalsvassdraget i Rogaland har blitt kalket siden 1987 fordi det ble registrert en tilbakegang i laksefisket og dødelighet på smolt og presmolt i elva, noe som ble satt i sammenheng med sur avrenning og økning i aluminiumkonsentrasjonen. Oppstrøms den kalkede delen av vassdraget (strekning Fjellgardsvatn – samløp hovedelva/Litleåna) følges forsureningstilstanden ved overvåking av vannkjemi på en stasjon og bunndyr på to stasjoner. Stasjonene som representerer den ukalkede delen av vassdraget har beliggenhet omkring 150 m over havet, noe som i denne delen av Norge er over marin grense. Nøyaktige beregninger av nedbørfeltareal for denne delen av vassdraget mangler men anslås å tilhøre små-middels store elver (nedbørfeltet for hele vassdraget har en størrelse på 118 km²). Innholdet av kalsium varierer omkring 0,75 mg/L og humus, målt som TOC, omkring 1,2 mg C/L. Går vi inn i typologimanualen finner man ut at dette er elvetype nr 8 (Skog: små-middels, svært kalkfattige og klare). Midlere verdi av Raddum indeks 2 er 0,79 basert på data fra 2006 (vår+høst, 2 stasjoner). Gjennomsnittlig pH er 5,99 og ANC er 23 µekv/L.

Bunndyrdataene tilfredsstillende de generelle kvalitetskriteriene mhp. prøvestørrelse og taksonomisk identifisering. Ingen av prøvene har indeksverdi <0,5 og midlere verdi av Raddum indeks 2 kan derfor brukes direkte i klassifiseringen. Sammenlikner man de observerte verdiene med grenseverdiene for elvetype 8 på Vestlandet (se oversiktstabellen med klassegrenser, [lenke](#)), får man at bunndyrindeksen plasserer elven i klasse "God", mens pH og ANC verdiene plasserer Vikedalsvassdraget i klasse "Svært god".

Ut fra one-out-all-out-prinsippet (se kap. 4.3) skal elven klassifiseres i hht det elementet som gir dårligst tilstand. Samlet resultatet basert på bunndyr og vannkjemi blir dermed "God". NB Det kan finnes data også på begroingsalger og fisk fra den aktuelle vannforekomsten. I tilfelle må det tas hensyn til disse resultatene i den samlede klassifiseringen av ukalket del av Vikedalsvassdraget.

6.5.2.7 Beregning av forsuringindekser bunndyr (gjelder også for innsjøer)

Raddum forsuringindeks 1

Beregning av Indeks 1 er beskrevet i *Raddum og Fjellheim* (1984), *Raddum et al.* (1988) og *Fjellheim & Raddum* (1990). Basert på forekomst/fravær av forsuringfølsomme arter, beregnes en forsuringindeks for hver stasjon. De ulike artene som registreres på en lokalitet kan inndeles i fire ulike grupper med hensyn på forsuringfølsomhet:

- (i) arter som dør ut ved pH-reduksjon ned til 5,5
- (ii) arter som dør ut ved pH-reduksjon ned til 5,0
- (iii) arter som dør ut ved pH-reduksjon ned til 4,7
- (iv) arter som kan leve ved pH < 4,7

Tilstedeværelse eller fravær av disse artsgruppene (se vedlagte artsliste) benyttes for å fastsette forsuringindeksen, kalt Indeks I. NB. Artslisten og artenes forsuringstoleranse revideres ved ujevne mellomrom. Det er viktig å oppgi referanse til den versjonen som er benyttet. Dersom det finnes arter som hører til gruppe (i) i lokaliteten, settes indeksen til verdi = 1 (lite/ingen forsuring). Dersom artene i gruppe (i) mangler, men det finnes arter som tilhører gruppe (ii), får lokaliteten indeksverdi = 0,5 (moderat påvirket av forsuring). Hvis også alle artene i gruppe (ii) er borte, mens det finnes arter som hører til gruppe (iii), sette indeksverdi = 0,25 (tydelig forsuret). Ved sterk forsuring mangler alle artene som nevnt ovenfor, og faunaen består da bare av tolerante arter og lokaliteten får indeksverdi = 0. Dersom forsuringnivået er nær tålegrensen til viktige bunndyrarter vil indeksverdien variere betydelig mellom vår og høst. Denne variasjonen er en viktig parameter og kan brukes på følgende måte:

- 1) i sterkt forsurede vassdrag vil indeksverdien variere lite mellom vår og høst, dvs. indikasjon på høy overskridelse av tålegrensen både vår og høst.
- 2) stor forskjell mellom vår og høst indikerer at det skjer en reetablering av følsomme arter i gunstige perioder etter perioder med mye surt vann. Forsuringen er ustabil og artenes tålegrense er periodevis overskredet.

- 3) i upåvirkede vassdrag vil indeksverdien være stabilt høy både vår og høst. Først når dette er oppnådd kan en si at effekten av sur nedbør er borte.

Indeks I gir en god beskrivelse av forsurningsnivået ved middels til sterk forsuring. Fordi den ikke tar hensyn til subletale effekter gir den liten informasjon ved moderat eller begynnende forsuring, forhold som kan gi effekter på for eksempel laksesmolt.

Raddum forsurningsindeks 2

Beregning av Indeks 2 er beskrevet i *Kroglund et al. (1994)*, *Lien et al. (1996)* og *Raddum (1999)*. Artslisten som ligger til grunn for beregning av Indeks 2 er de samme som ligger til grunn for Indeks 1 (se vedlagte artsliste i vedlegg II). I overvåkingsprosjektene etter 1995 har det vært standard å oppgi begge indeksverdiene. Indeks 2 kan kun benyttes for rennende vann, da det vanligvis er mangelfullt med steinfluer i innsjøens strandsone.

Indeks 1 og Indeks 2 baserer seg på de samme artene med de samme indikatorverdiene. I tillegg baserer Indeks 2 seg på forholdstallet mellom antallet av den mest følsomme slekten av døgnfluer (D) og de tolerante steinfluer (S). I elver/bekker med høy pH er det vanligvis flere individer av forsurningsfølsomme døgnfluer enn av tolerante steinfluer. Forholdstallet D/S blir da > 1 . Når pH synker under 6,0 vil døgnfluene utsettes for et subletalt stress og bestandene reduseres. Forholdstallet vil da synke og går mot 0 ved pH 5,5 (Indeks II går mot 0,5). Jo nærmere Indeks 2 er 0,5, desto større er forsurningsstresset på de følsomme døgnfluene.

Dersom det ikke er registrert bunndyr tilhørende den mest forsurningsfølsomme gruppen i prøven vil verdien av Indeks 2 være lik verdien av Indeks I (dvs. 0,5 - 0,25 - 0). Ved tilstedeværelse av bunndyr tilhørende den mest forsurningsfølsomme gruppen (dvs. når indeks 1 = 1) beregnes indeks 2 på følgende måte:

$$\text{Indeks 2} = 0,5 + D/S,$$

gitt som antall individer av de mest forsurningsfølsomme døgnfluer, dvs. arter av døgnfluer som er gitt score = 1 i vedlagte artsliste (Raddum), (D) i forhold til antall individer av tolerante steinfluer, dvs. arter av steinfluer som ikke er gitt noen score i vedlagte artsliste, (S).

Steinfluer som er angitt som forsurningsfølsomme (for eksempel *Capnia* spp., *Dinocras cephalotes*) inkluderes ikke i forholdstallet.

Dersom $D/S > 0,5$ vil Indeks 2 > 1 . Vær oppmerksom på at de reelle verdiene av Indeks 2 ofte ikke er rapportert; det har tidligere vært vanlig å angi alle verdier ≥ 1 som 1 for å begrense skalaen til verdier mellom 0 og 1. En slik tilnærming vil imidlertid ikke kunne tilfredsstille kravene i Vanddirektivet. For å kunne fastsette referanseverdier for ulike vanntyper og for å kunne skille mellom svært god og god tilstand er det nødvendig å bruke reelle verdier for Indeks 2.

NIVA indeks

NIVAs forsurningsindeks (*Bækken og Aanes 1990*, *Bækken og Kjellberg 2004*) er utviklet etter samme prinsipper som Raddum Indeks 1. Surhetstoleransen, inndelt i fire klasser (1-2-3-4), angitt for ca 120 taksa (se artsliste i vedlegg I). NIVAs forsurningsindeks gir økende verdi med økende forsurningskader: Indeksverdi = 1 angir tilstedeværelse av svært forsurningsfølsomme arter, mens indeksverdi = 4 angir kun tilstedeværelse av de mest forsurningstolerante artene. Surhetstoleransen er basert på Raddums toleransevurderinger justert for erfaringer basert på et moderat stort datamateriale fra østnorske elver samt på svenske bunndyrdata fra tilsvarende områder i Sverige (*Lingdell, pers.med., Johnson & Goedkoop 2007*). Det er tatt hensyn til at bunndyrfaunaen på Østlandet inkluderer flere arter (som en følge av biogeografiske forhold) og at følsomhet for forsurning kan være noe forskjellig fra det man finner hos samme art andre steder i landet (se artsliste i vedlegg I). Det siste skyldes at mange av vannforekomstene på Østlandet er vesentlig mer humøse, noe som reduserer de negative effektene av forsurning. Indeksen baserer vurderingen på tilstedeværelse eller fravær.

Se for øvrig artsliste i Vedlegg I: *Oversikt over indikatorarter av bunndyr som inngår i beregning av hhv. NIVA forsurningsindeks og Raddum forsurningsindekser 1 og 2*

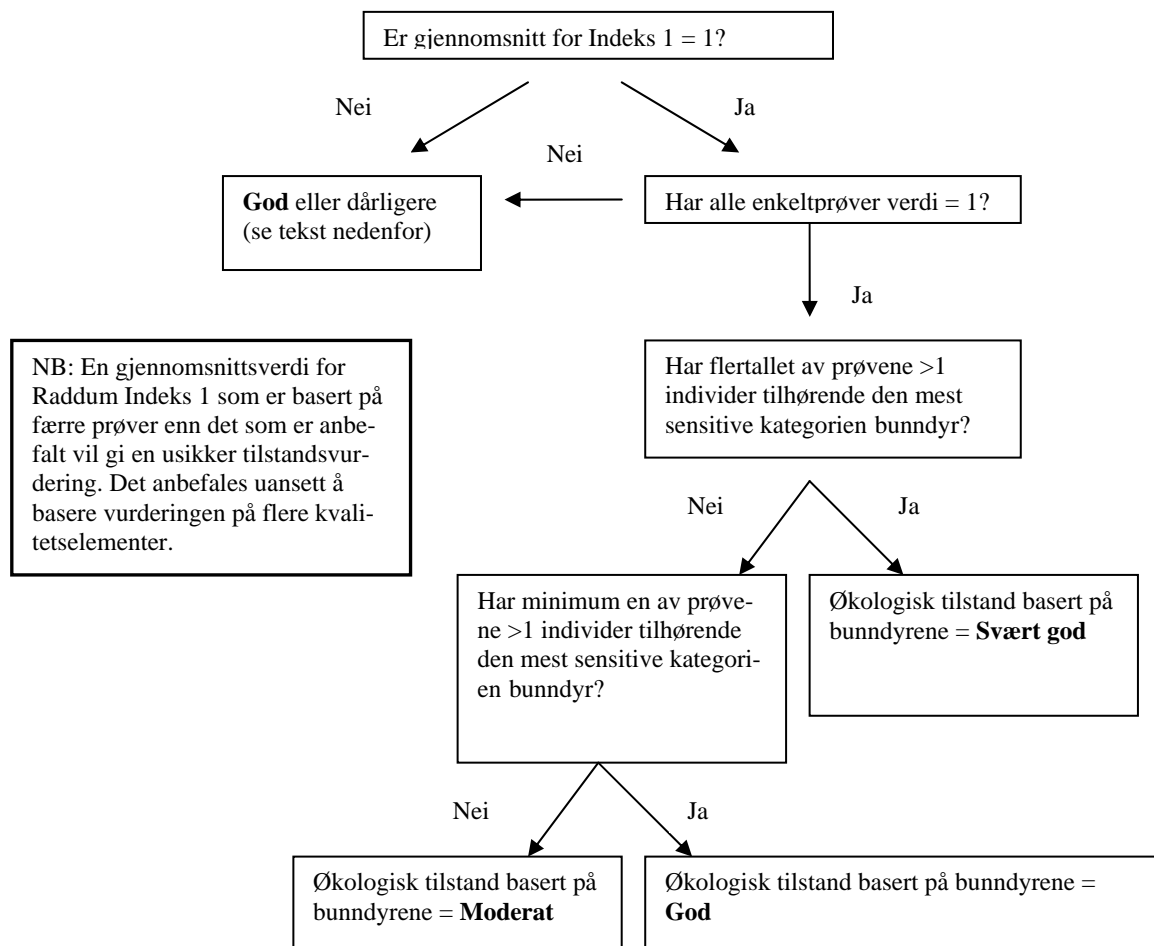
6.5.2.8 Kvalitetssikring elver og innsjøer

Sjekk om bunndyr prøvene tilfredsstiller kravene til representativitet og kvalitet

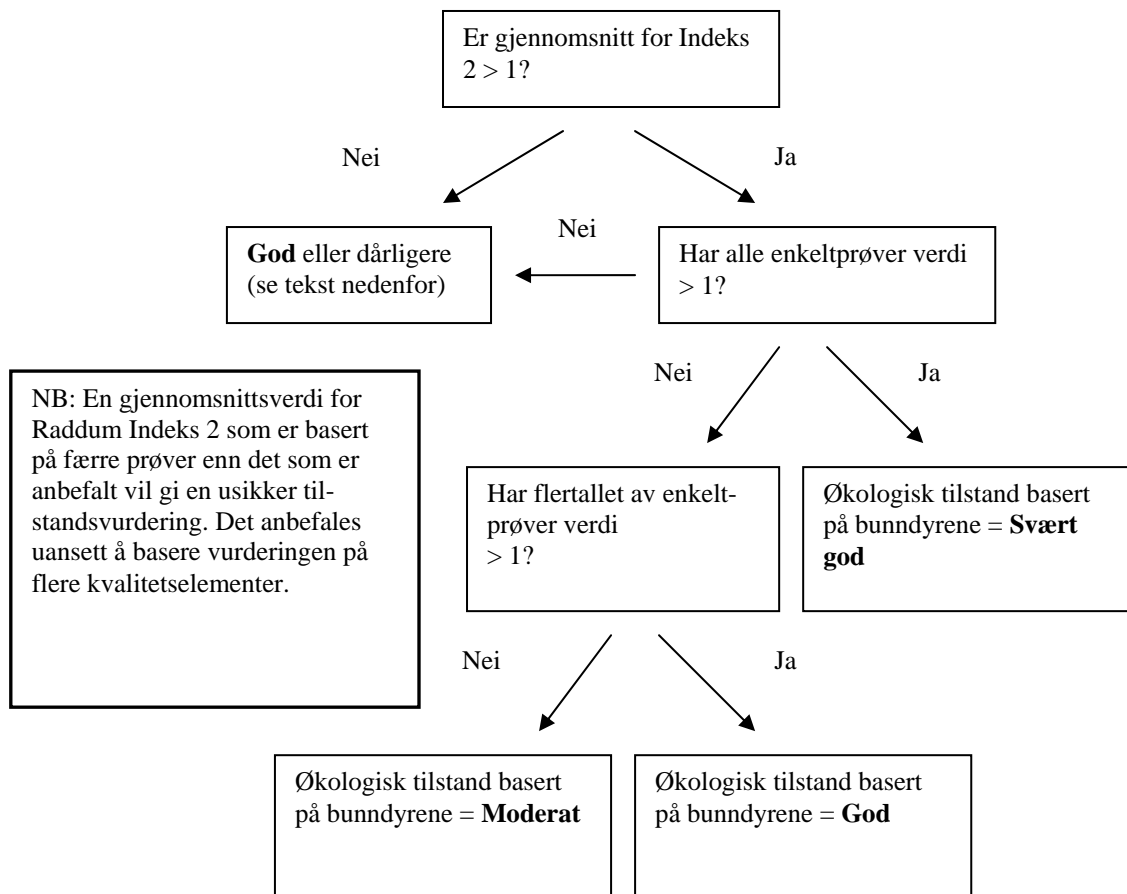
Prøven forkastes dersom

- prøven inneholder <30 individer av døgn-, stein- og vårfluer (EPT taksa) totalt
- <50 % av alle taksa tilhørende igler, snegl, krepsdyr (ordenene: tusenbeinkreps, skjoldkreps og stor- kreps), døgnfluer, steinfluer og vårfluer er identifisert til art
- Det er andre indikasjoner på at prøven ikke er representativ for vannforekomsten. Dette er beskrevet nærmere andre steder i dette dokumentet.

Sjekk av hvilke tilstandsklasse vannforekomsten tilhører ved bruk av forsuringsindekser basert på bunnsfauna:



Figur 6.2: Prosedyre for fastsettelse av økologisk tilstandsklasse ved bruk av Raddum indeks 1



Figur 6.3: Prosedyre for fastsettelse av økologisk tilstandsklasse ved bruk av Raddum indeks 2

For begge indeksene gjelder:

Økologisk tilstand = **God** kan også settes når:

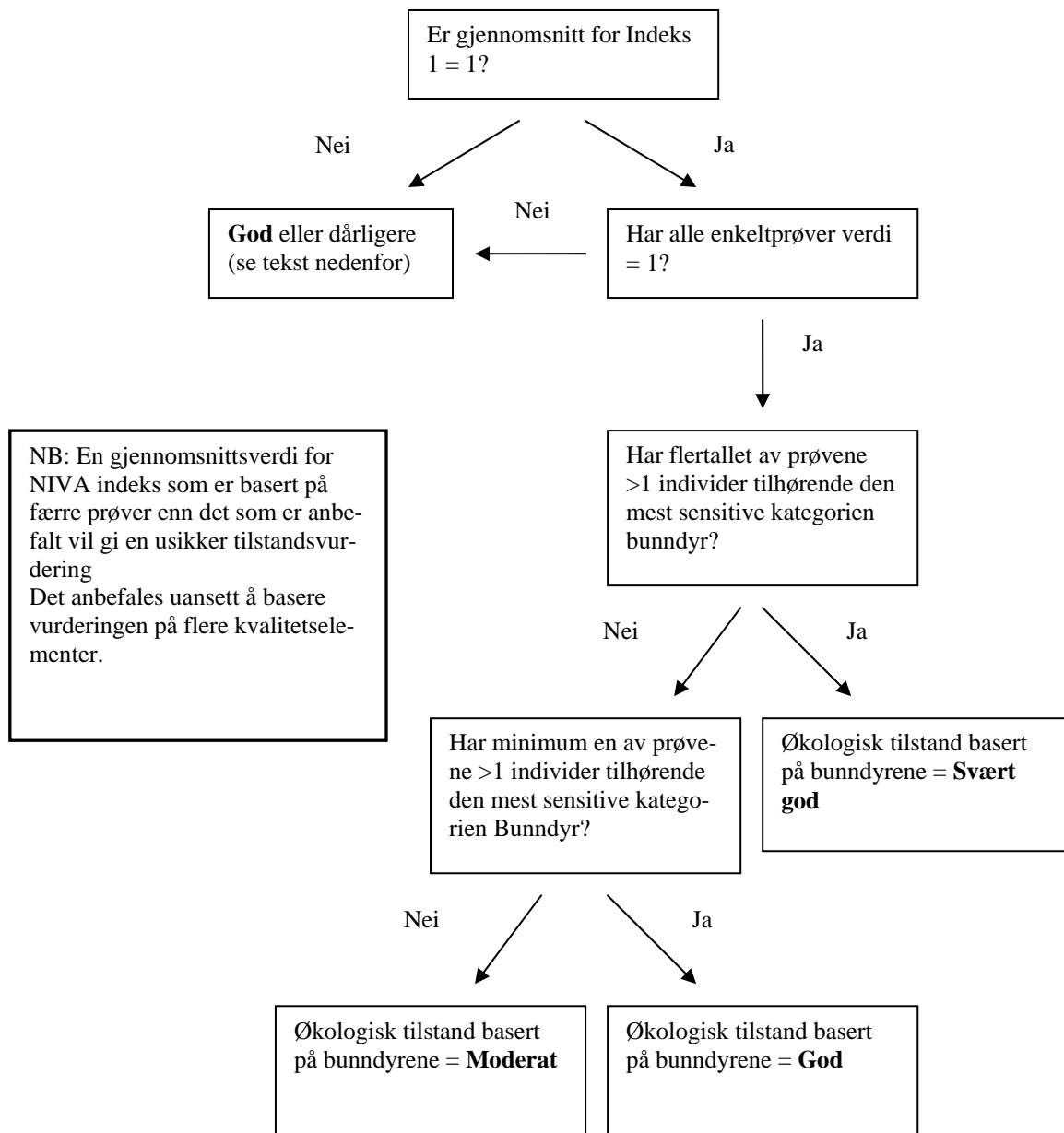
- i) snittet av forsuringsindeksen $> 0,75$ og
- ii) ingen enkeltprøver har indeksverdi $< 0,5$ og
- iii) flertallet av prøvene har > 1 individer tilhørende den mest sensitive kategorien av bunndyr.

Alle kriteriene må tilfredsstilles. Hvis kun to eller færre kriterier tilfredsstilles settes økologisk tilstand = **Moderat** eller dårligere (se nedenfor).

Økologisk tilstand = **Moderat** kan også settes når:

- i) snittet av forsuringsindeksen $> 0,5$ og
- ii) ingen enkeltprøver har indeksverdi $< 0,5$.

Begge kriteriene må tilfredsstilles, men antall individer tilhørende den mest sensitive kategorien er lavt i flertallet av prøvene. Hvis kun ett kriterium tilfredsstilles settes økologisk tilstand = **Dårlig**.



Figur 6.4: Prosedyre for fastsettelse av økologisk tilstandsklasse ved bruk av NIVA indeks

Økologisk tilstand = **God** kan også settes når:

- i) snittet av forsuringsindeksen $< 1,25$ (dvs. at 3/4 av prøvene har verdi = 1) og
- ii) ingen enkeltprøver har indeksverdi ≥ 3 og
- iii) flertallet av prøvene har >1 individer tilhørende den mest sensitive kategorien av bunndyr.

Alle kriteriene må tilfredsstilles. Hvis kun to eller færre kriterier tilfredsstilles settes økologisk tilstand = **Moderat** eller dårligere (se nedenfor).

Økologisk tilstand = **Moderat** kan også settes når:

- i) snittet av forsuringsindeksen < 2 (dvs. at over halvparten av prøvene har verdi = 1) og
- ii) ingen enkeltprøver har indeksverdi ≥ 3 .

Begge kriteriene må tilfredsstilles, men antall individer tilhørende den mest sensitive kategorien er lavt i flertallet av prøvene. Hvis kun ett kriterium tilfredsstilles settes økologisk tilstand = **Dårlig**.

6.5.3 Bunnfauna i elver med eutrofiering/organisk belastning som hovedpåvirkning

6.5.3.1 Innledning

Bunndyr (makroinvertebrater) er forskjellige smådyr som lever hele eller deler av livet på bunnen av elver og innsjøer. Bunndyrene er først og fremst insektlarver/nymfer, men det er også mark, snegler, muslinger, små krepsdyr og vannmidd. Bunndyr er derfor en svært mangartet gruppe av organismer med ulike krav til miljøet. Det finnes ekstremt følsomme "rentvannsarter" og det er arter som er svært tolerante overfor forskjellige typer forurensninger. Dette er en forutsetning for å kunne bruke dem i effektvurdering av forurensninger/økologisk tilstand, og en viktig grunn til at de er mye brukt. Ved belastning med organisk stoff vil oksygenforholdene i elvebunnen reduseres, og dette påvirker bunnfaunaen, men da de forskjellige artene har forskjellige krav til oksygen, vil artssammensetningen endres langs belastningsgradienten. Dette er basis for bruk av bunnfauna til klassifisering av belastning med organisk stoff.

I svært næringsfattige elver vil en beskjeden tilførsel av organisk stoff og næringssalter gi mer begroingsalger og mer næring for bunnfaunaen, uten at oksygenet i bunnen reduseres. Faunaen reagerer med at det kan bli flere arter enn i naturtilstanden for denne vanntypen. Dette vil vurderes nærmere ved uttesting og videreutvikling av indekser for bunnfaunaens respons på belastning av organisk stoff i norske elver.

6.5.3.2 Feltmetodikk og analysemetoder

Innsamling

Metoden som anbefales for innsamling av bunndyrmaterialet er en såkalt sparkemetode (NS-ISO 7828). Det anvendes en håndholdt håv med åpning 25 cm x 25 cm og maskevidde 0,25 mm (evt. 0,50 mm). Håven holdes på bunnen av elva med åpningen mot strømmen. Bunnssubstratet sparkes/rotes opp med foten slik at oppvirvlet materiale føres inn i håven. Da en slik metode kan variere anbefales følgende konkretisering: På hvert prøvested sparkes en elvestrekning som tilsvarer ca 9 m lengde (sparketid: 3 min, ca 1 m per 20 sek). For hvert minutt med sparking tømmes håven for å hindre tetting av maskene og tilbakespyling i håven. Prøvene tas i strykpartier av elver. Substratet på prøvestedet bør fortrinnsvis være grovkornet (grus, stein). Større stein bør inspiseres visuelt og evt. bunndyr må plukkes for hånd. For øvrig vises det til Overvåkingsveilederen. Klassegrensene er ikke tilpasset sakteflytende elver. Prøvene konserveres med 96 % sprit eller fryses ned umiddelbart etter prøvetaking.

Prøvetakingstidspunkt

Klassegrensene refererer til prøver tatt sent om høsten, etter at vintergenerasjonene er godt etablert i bunndyrsamfunnet. Alternativt eller i tillegg kan det tas prøver frem til tidlig vår, før arter fra vintergenerasjonen klekker til voksne individer.

Klassegrensene er ikke tilpasset sommerprøver. Disse vil oftest ha lavere referanseverdier.

Håndtering

Den videre håndteringen av prøvene må også utføres etter en standard metodikk. Det innebærer bl.a. uttak av eventuelle delprøver i felt, telleprosedyrer og eventuelle delprøver i laboratoriet. En standard for bearbeiding og analyse av bunndyrprøver er under utvikling i CEN ("Field and laboratory procedures for quantitative analyses and identification of macroinvertebrates from inland waters") og vil tas i bruk som norsk standard når den er ferdig.

6.5.3.3 Parametre som inngår i klassifiseringssystemet

ASPT indeks (Average Score per Taxon) anvendes til vurdering av den økologiske tilstanden i bunndyrsamfunnet. Indeksen baserer seg på en rangering av et utvalg av familiene som kan påtreffes i bunndyrsamfunnet i elver, etter deres toleranse ovenfor organisk belastning/næringssaltanrikning. Toleranseverdiene varierer fra 1 til 10, der 1 angir høyest toleranse. ASPT indeksen gir en gjennomsnittlig toleranseverdi for bunndyrfamiliene i prøven.

Da ASPT-indeksen ikke er ideell for norske svært næringsfattige elver er det fortsatt behov for utvikling av nye indekser, særlig med tanke på å få indekser som også kan uttrykke endringer i diversitet og mengder.

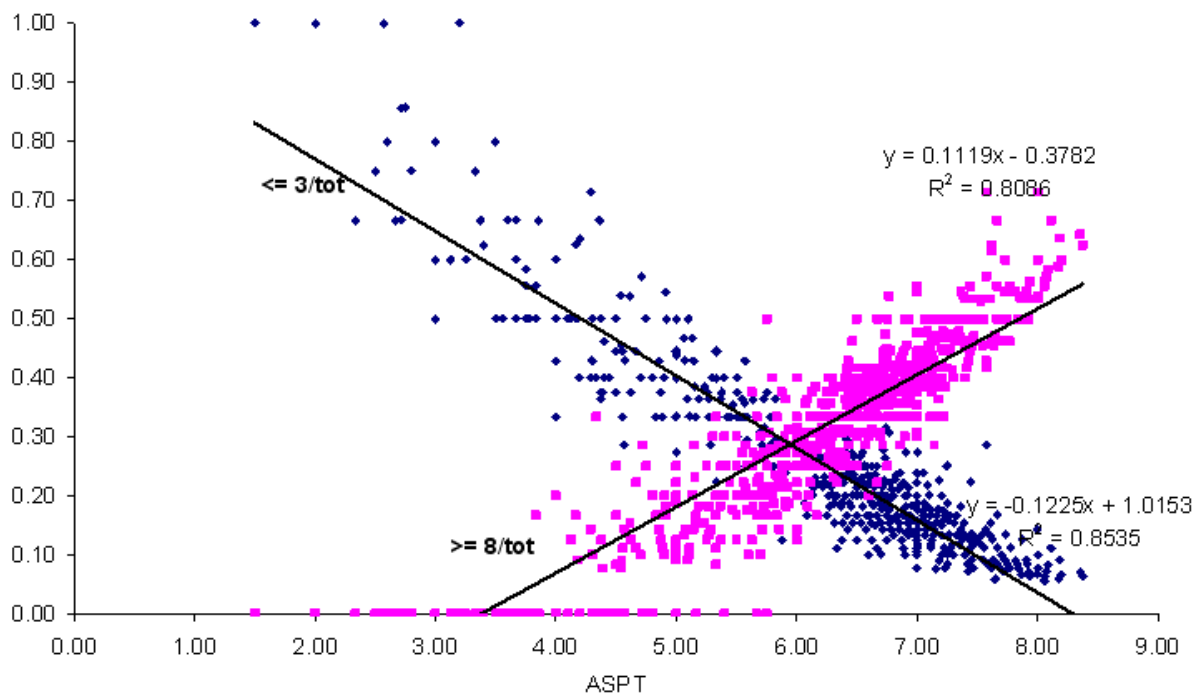
Beregning av indekser er gitt i kap. 6.5.3.4 nedenfor.

6.5.3.4 Krav til data og beregningsmetode

Det taksonomiske kravet til beregning av ASPT indeksen ligger på familienivå. Hver av familiene gis en toleranseverdi i henhold til artslisten nedenfor. Toleranseverdiene for alle aktuelle familier (+ klassen fåbørstemark) summeres, og summen deles på antall registrerte familier:

$$\text{ASPT} = \frac{\text{Sum toleranseverdier alle familier}}{\text{Antall familier}}$$

Det innebærer at en må kunne identifisere de individene som tilhører de forskjellige familiene på denne listen. Usikkerheten til indeksen ligger først og fremst i at den tilordner en hel familie én og samme toleranseverdi, selv om familien inneholder flere arter med potensielt forskjellige toleranseverdier. En utvidelse av vurderingssystemet med diversitetsmål bør foregå på artsnivå for de vanlig brukte EPT gruppene (døgnfluer, steinfluer og vårfluer). Det innebærer at familielisten utvides med krav til hvilke arter som kreves identifisert for EPT.



Figur 6.5: ASPT verdiene sett i forhold til andelen av mest tolerante familier (rosa prikker) og minst tolerante familiene (blå prikker) i bunndyrsamfunnet. Y-aksen viser andel av totalt antall familier.

Tabell 6.2: Hovedgrupper og familier av bunndyr med tilhørende toleranseverdier som inngår i beregning av ASPT indeks (Armitage 1983).

Hovedgrupper	Familier	Verdi
Døgnfluer	Siphonuridae, Heptageniidae, Leptophlebiidae	10
Steinfluer	Ephemereididae, Potamanthidae, Ephemeridae	
Teger	Taeniopterygidae, Leuctridae, Capniidae, Perlodidae, Perlidae, Chloroperlidae	10
Vårfluer	Aphelocheridae	10
	Phryganeidae, Molannidae, Beraeidae, Odontoceridae, Leptoceridae, Goeridae, Lepidostomatidae, Brachycentridae, Sericostomatidae	10
Kreps	Astacidae	8
Øyestikkere	Lestidae, Agriidae, Gomphidae, Cordulegasteridae, Aeshnidae, Corduliidae, Libellulidae	8
Døgnfluer	Caenidae	7
Steinfluer	Nemouridae	7
Vårfluer	Rhyacophilidae, Polycentropidae, Limnephilidae	7
Snegler	Neritidae, Viviparidae, Ancylidae	6
Vårfluer	Hydroptilidae	6
Muslinger	Unionidae	6
	Corophiidae, Gammaridae	6
Øyestikkere	Platycnemididae, Coenagriidae	6
Teger	Mesoveliidae, Hydrometridae, Gerridae, Nepidae, Naucoridae, Notonectidae, Pleidae, Corixidae	5
Biller	Halplidae, Hygrobiidae, Dytiscidae, Gyrinidae, Hydrophilidae, Clambidae, Helodidae, Dryopidae, Elmidae, Chrysomelidae, Curculionidae	5
Vårfluer	Hydropsychidae	5
Stankelbein/Knott	Tipulidae, Simuliidae	5
Flatormer	Planariidae, Dendrocoelidae	5
Døgnfluer	Baetidae	4
Mudderfluer	Sialidae	4
Igler	Piscicolidae	4
Snegler	Valvatidae, Hydrobiidae, Lymnaeidae, Physidae, Planorbidae	3
Småmuslinger	Sphaeriidae	3
Igler	Glossiphoniidae, Hirudidae, Erpobdellidae	3
Ferskvannsassell	Asellidae	3
Fjærmygg	Chironomidae	2
Fåbørstemark	Oligochaeta (whole class)	1

6.5.3.5 Referansetilstand og klassegrenser – Bakgrunn

Referansetilstanden for ASPT for bunndyr er angitt med samme verdi for alle vanntyper. Den foreløpige ASPT - referanseverdien for alle vanntyper er satt til 7, mens klassegrensen god/moderat er satt til 6, som er den verdien av indeksen som gir like mange familier av de mest forurensningstolerante som av de mest forurensningsfølsomme (toleranseverdier 1-3 mot 8-10 i tabell 6.2). Dette er begrunnet under. Klassegrensene er vist i oversiktstabellen med klassegrenser for ferskvann (Vedlegg II).

Aktuelle klassegrenser ved bruk av denne indeksen ble vurdert i interkalibreringsarbeidet. Vurderingene ble for en del basert på grensene utarbeidet for samme indeks for svensk materiale, og delvis for norsk materiale. Grenseverdiene satt for ASPT ble basert på det svenske systemet for tilstand på strykstrekninger i elver (NVV1999). Disse klassegrensene ble anvendt for elvetyperne R-N1 og R-N2, som altså tilsvarer den norske elvetyper 3 (Små-middels, moderat kalkrike, klare elver).

For å få en foreløpig idé om regionale mønstre i ASPT indeks verdier, ble det utført en analyse av fordelingen av lokaliteter og deres ASPT indeksverdier på kvalitetssikret datamateriale fra en del av NIVAs bunndyr-database, som omfattet 820 lokaliteter i hele Norge (mange typer og påvirkningsgrader fra de siste ca 17 årene (etter 1990). Alle stasjoner har hatt samme innsamlingsmetodikk, sorteringsmetode, og er bestemt til samme taxa-nivå. Det betyr at alle hovedgrupper er identifisert og at døgnfluer, steinfluer og vårflyer (EPT) er artsbestemt så langt det har vært mulig.

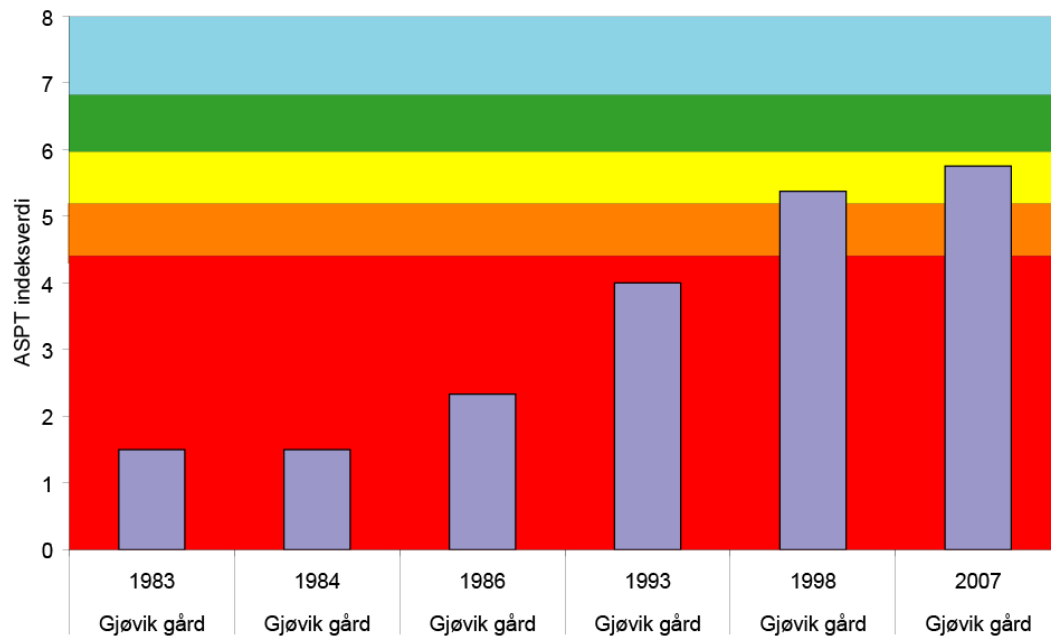
En stor andel av disse lokalitetene hadde ASPT verdier over 6.0. Altså god økologisk tilstand eller bedre i følge de benyttede klassegrensene i interkalibreringen. Det var også mange lokaliteter med ASPT verdier mellom 6.5 og 7.5. Det var ingen store forskjeller mellom regionene. Det vil være sannsynlig at det først og fremst er i denne delen av materialet en kan forvente å finne referanselokaliteter. Samtidig må en være oppmerksom på at materialet inneholder lokaliteter fra mange elvetyper: fra kalkrike til sure, fra klare til humusrike, fra små til store og fordelt på flere biogeografiske regioner. Vi kan derfor ikke bestemt påstå at det er referanselokaliteter i dette materialet for mange typer, definert i henhold til vanddirektivet. I det svenske arbeidet med vurderingssystemet for elver basert på bunndyr ble det påvist regionale forskjeller i referanseverdiene for ASPT. Det er derfor sannsynlig at dette også er tilfelle for norske elver. Det er likevel slik at det totalt for hele det foreliggende materialet, og innen hver av de angitte regionene, er mange lokaliteter som har ASPT verdier i samme området som referanseverdiene funnet for de norske interkalibrerte typene. Det antyder at en foreløpig referanseverdi kan legges på samme nivå som referanseverdiene som ble funnet for de interkalibrerte elvene.

I dette materialet var det også en stor andel med lavere ASPT verdier enn 6.0, altså moderat økologisk tilstand eller dårligere (igjen i følge klassegrensene anvendt ved interkalibreringen). Dette er lokaliteter som for en del er utsatt for påvirkninger som eutrofiering og organisk belastning. De lave verdiene kan imidlertid også være et resultat av lokaliteter fra mer roligflytende elver, fra bekker og fra sommersituasjoner. Det er derfor viktig å sortere ut denne delen av materialet også, og eventuelt lage egne referanser for både roligflytende elver, bekker og sommersituasjoner.

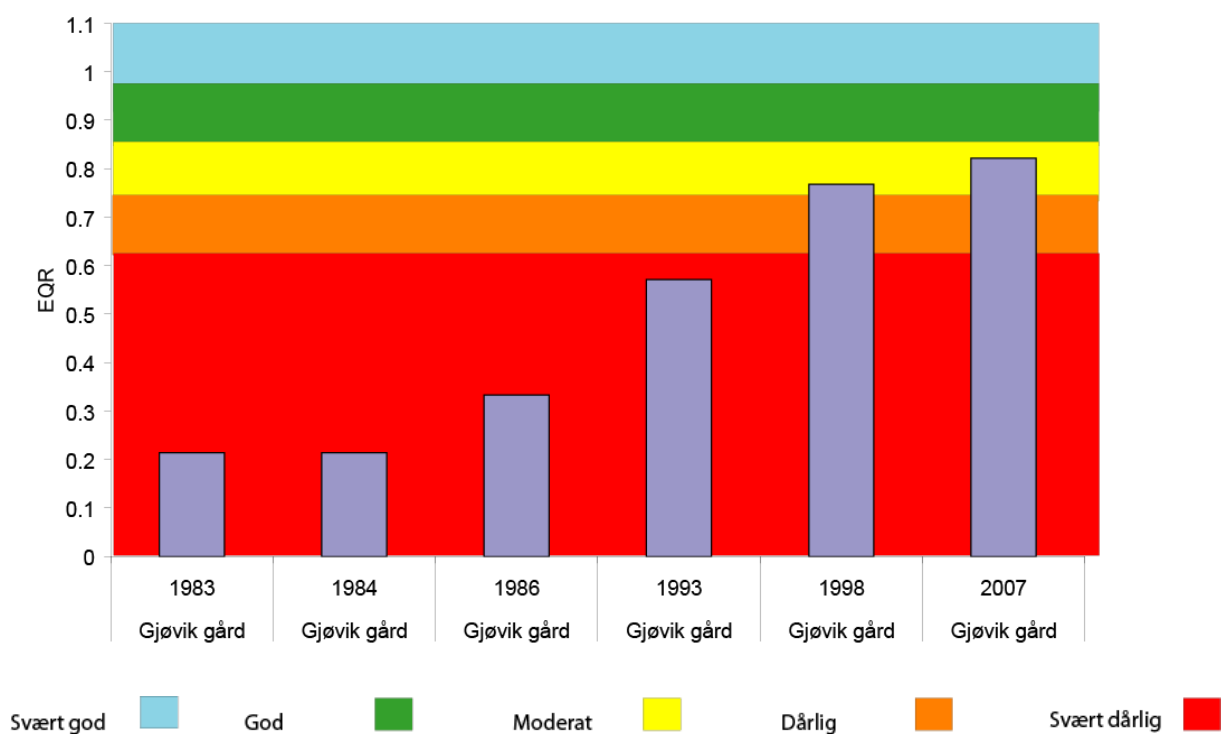
På bakgrunn av interkalibreringen og den generelle vurderingen av tilgjengelig materiale vist over anbefaler vi derfor å anvende grenseverdiene for den interkalibrerte elvetyper 3 også for alle de andre elvetyperne, med unntak av brepåvirkede elver. Denne anbefalingen gjelder under de forutsetninger nevnt tidligere angående tidspunkt og sted for prøvetaking og øvrig metodikk for innsamling, prøvebehandling og identifisering av det biologiske materialet.

6.5.3.6 Eksempel på bruk

Hunnselva, som renner inn i Mjøsa ved Gjøvik, har vært meget forurensset. Særlig den nederste delen av elva har vært sterkt påvirket av organisk materiale. Tilstanden ved Gjøvik gård i Gjøvik sentrum har over tid vært registrert vha bunndyranalyser. ASPT og EQR verdiene viste i 2007 moderat økologisk tilstand. Det har imidlertid vært en markant forbedret økologisk tilstand siden 1980-tallet, se figur 6.6.



Figur 6.6: ASPT verdiene for Hunnselva ved Gjøvik gård (1983 – 2007)



Figur 6.7: EQR verdiene for Hunnselva ved Gjøvik gård (1983 – 2007)

6.6 Fisk [Innsjøer og elver]

Vanndirektivet krever tre indikatorer for fisk ut fra mengde (tetthet eller biomasse), artssammensetning og aldersstruktur. Så langt har vi utviklet en indeks for mengde (tetthet CPUE) i forhold til forsurening, en for artssammensetning (Fiskeindeks) i forhold til generell miljøpåvirkning), mens indeks for aldersstruktur ennå ikke er utviklet.

For fisk i ferskvann inneholder klassifiseringssystemet så langt parametre/indeks som dekker "generelle forhold", hydromorfologiske påvirkninger og forsurening.



Foto: Steve Halsentrøning

6.6.1 Fisk (Fiskesamfunn) i innsjøer og elver med generell miljøpåvirkning

6.6.1.1 Innledning

Dette kapitlet omhandler klassifisering av fiskesamfunn basert på bestandsendringer som respons på generell miljøpåvirkning. Systemet kan brukes uavhengig av påvirkningstype, antall fiskearter og type fiskesamfunn og den kan brukes for vannforekomster både i elv og sjø og for sterkt modifiserte vannforekomster (SMVF).

De fleste norske innsjøer har svært få fiskearter, og det gjør at vi har god kunnskap om fiskestatus for de fleste innsjøer. På den andre side er det svært mange innsjøer og elvestrekninger med fisk i Norge. Så mange at det ikke er realistisk å kunne skaffe kvantitative data om alle disse fiskebestandene. Det er derfor utvikla en indeks som gjør det mulig å klassifisere fiskebestander basert på kvalitative data.

Forsuring har f.eks. resultert i omfattende tap av fiskebestander i innsjøer i store områder av Sør-Norge. Disse regionale fiskeskadene er dokumentert og vurdert ved å intervjuere personer med god kunnskap om de lokale fiskebestandene. Her beskrives en indeks for å kunne vurdere tilstanden i fiskesamfunn generelt, som er kalt Fiskeindeksen (FI). Den tar hensyn både til dominansforholdene (relativ mengde av ulike arter) og om det har skjedd bestandsendringer for noen av de aktuelle artene i en vannforekomst. Indeksen baseres på kunnskap eller data om endring av de forskjellige artenes (uendret, økt, skadet eller tap) og på det relative forholdet mellom fiskeartene i en vannforekomst.

6.6.1.2 Felt- og analysemetodikk

Opplysninger om artsforekomst, bestandsstatus og dominansforhold bør helst samles inn ved å benytte flere metoder, som spørreskjema/intervjuundersøkelser og prøvefiske med ulike typer redskaper. Intervjuundersøkelser krever at informantene har god kunnskap om de lokale fiskeressursene. Bestandsstatus blir vurdert som uendret, økt, redusert (skadet) eller tapt. Bestandsforholdene i en lokalitet vurderes ut fra den relative mengden av de ulike fiskeartene; enten som tett, middels tett, tynn eller svært tynn eller tapt. I en uendret bestand skal det ikke ha forekommet påviselige endringer i mengden fisk sammenliknet med det man kjenner tilbake i tid. Endringer vurderes enten som en økt bestand, en redusert bestand eller en tapt bestand. For en bestand som blir definert som økt eller redusert må det ha vært en så tydelig endring av bestandsstørrelsen at den er på et annet nivå enn tidligere. En slik bestandsendring må være varig og stabil over en periode på flere år. En bestand eller art vurderes som tapt dersom det ikke har vært tatt individ av vedkommende art i en vannforekomst løpet av flere år.

Intervjuundersøkelser har den styrken at de er lite kostnadskrevene, slik at det er mulig å samle opplysninger om bestandsstatus fra et stort antall lokaliteter. I tillegg vil en kunne få kunnskap om fiskearter som tidligere var tilstede, men som har gått tapt. Svakheten ved intervjuundersøkelser er at påliteligheten avtar med økende antall fiskearter i en lokalitet. Dårlig eller manglende kunnskap hos intervjuobjektene gjelder spesielt arter som er sjeldne, har liten kroppsstørrelse eller som ikke blir beskattet.

Dersom det blir foretatt prøvefiske med ulike redskaper som garn, not, ruser, elektrisk fiskeapparat (begrenset til strandsonen i innsjøer og til grunnere partier i elver), vil en med større sikkerhet kunne påvise sjeldne arter. I innsjøer er det viktig med innsamlinger i leveområdene for de ulike fiskeartene, som strandnæ-

re/grunne områder, dypere bunn-nære områder og pelagisk sone. Det kan også være aktuelt å supplere dataene med kommersielle eller semi-kommersielle fangster, både mht hvilke arter som blir registrert og deres relative forekomst. At en bestand skal kunne bli påvist som tapt på basis av fangstregistrering med ulike redskaper, forutsetter at det har vært foretatt undersøkelser tidligere.

6.6.1.3. Fiskeindeksen - Beskrivelse og beregningsmetode

Dette er en indeks som er utviklet for å måle effekten av generell miljøpåvirkning på fiskesamfunn og kalles Fiskeindeksen (FI).

De fleste norske innsjøer har svært få fiskearter, og det gjør at vi har god kunnskap om fiskestatus for de fleste innsjøer. Forsuring har f.eks. resultert i omfattende tap av fiskebestander i innsjøer i store områder av Sør-Norge. Disse regionale fiskeskadene er dokumentert og vurdert ved å intervju personer med god kunnskap om de lokale fiskebestandene.

Tilstanden i et fiskesamfunn blir beregnet ved hjelp av *fiskeindeksen* (FI) som gir en kvantitativ verdi for endringen av fiskebestanden i forhold til naturtilstanden. Artsantallet av ferskvannsfisk i norske vannforekomster varierer mellom 1 og mer enn 20. I de fleste norske innsjøer er det bare 1-2 fiskearter. *Fiskeindeks* (FI) er laget slik at den kan brukes uavhengig av antall arter i vannforekomsten. Indeksen er fleksibel i forhold til datakvalitet og kan baseres både på kvalitative og kvantitative data. En må kjenne til hvilke arter som finnes i vannforekomsten og kjenne til dominansforholdene og utviklingen for den enkelte art. For å sikre etterprøvbarehet er det viktig å opplyse om datakvalitet og hvilken type undersøkelser beregningene bygger på.

Naturtilstand – opprinnelig fiskesamfunn

Dagens tilstand for en fiskebestand skal vurderes i forhold til naturtilstanden. For fiskebestander må naturtilstanden defineres for hver vannforekomst, basert på det som regnes som det opprinnelige fiskesamfunnet. (opprinnelig fiskesamfunn og naturtilstand er nærmere diskutert i 6.6.1.4.)

For å beregne Endringsindeksen må vi først beregne naturtilstanden (NT) for det opprinnelige fiskesamfunnet. NT gir dermed en tallverdi for naturtilstanden i vedkommende vannforekomst. NT reflekterer antall fiskearter og deres relative mengde. Ved utregning av NT blir dominante arter (D) gitt verdien 1,0, subdominante arter (SD) verdien 0,75 og sjeldne arter (S) verdien 0,50 og NT er summen av disse verdiene for alle fiskeartene i vannforekomsten. Et fiskesamfunn med tre arter, en i hver av de tre kategoriene gir følgende NT: $1,0 + 0,75 + 0,50 = 2,25$. Et fiskesamfunn med 10 arter, med en dominant art, fem subdominante arter og fire sjeldne arter gir NT: $1 \times 1,0 + 5 \times 0,75 + 4 \times 0,50 = 6,75$.

Endringer i fiskesamfunn som følge av påvirkning

Endringene i fiskesamfunnet i en vannforekomst blir beskrevet gjennom *Endringsgraden* (EG). Den tar hensyn både til skadeomfanget i form av antall tapte, reduserte eller økte bestander og eventuell endring i dominansforholdet mellom de ulike artene. Endringer for de ulike artene blir vektet forskjellig avhengig av dominanskategori den tilhører slik at endring eller tap av en dominant art betyr mer for verdien av EG enn endring eller tap av en subdominant eller sjelden art. De tre dominanskategoriene blir gitt verdier på henholdsvis 1,0, 0,75 og 0,50 for tapte bestander og verdier på henholdsvis 0,75, 0,50 og 0,25 for reduserte eller økte bestander.

Tabell 6.3: Vekttall for de ulike dominanskategoriene

	Beregning av Naturtilstanden (NT)	Beregning av endringsgrad (EG) Tapte bestander	Beregning av endringsgrad (EG) Reduserte eller økte bestander
Dominant art (D)	1,0	1,0	0,75
Subdominant art (SD)	0,75	0,75	0,50
Sjelden art (S)	0,50	0,50	0,25

Endringsgraden (EG) beregnes etter følgende formel:

$$EG = [(D_T \times 1,0) + (SD_T \times 0,75) + (S_T \times 0,50) + [(D_E \times 0,75) + (SD_E \times 0,50) + (S_E \times 0,25)]],$$

der D_T og D_E er antall dominante arter som er henholdsvis tapt og endret, SD_T og SD_E er antall subdominante arter som er henholdsvis tapt og endret, og S_T og S_E er antall sjeldne arter som er henholdsvis tapt og redusert. EG gir en tallverdi for endringen som har skjedd i fiskesamfunnet og ved å trekke EG fra NT får vi en tallverdi for dagens tilstand for fiskesamfunnet i vannforekomsten. Naturtilstanden (NT) for en vannforekomst er her avhengig av antall fiskebestander og forholdet mellom dem. Vi får derfor en lokalitetsspesifikk naturtilstand, ikke typespesifikk som er vanlig for andre kvalitetselementer. For å kunne sammenligne tilstanden i vannforekomster med ulike fiskebestander beregner vi Fiskeindeksen (FI) som er forholdet mellom dagens tilstand og naturtilstanden (NT), som dermed blir det samme som EQR og får en verdi mellom 0 og 1.

Fiskeindeksen (FI) for et fiskesamfunn blir altså beregnet ved å trekke verdien for endringsgraden (EG) fra naturtilstanden (NT), dividert med naturtilstanden (NT):

$$FI = (NT - EG)/NT, \text{ som er det samme som } (Dagens\ tilstand)/(naturtilstanden) = EQR.$$

Dersom det ikke er noen endring i fiskebestandene i en vannforekomst, dvs tilstanden er lik referansetilstanden, gir dette $FI = 1$. Er alle de opprinnelige artene utrydda gir det $FI = 0$.

6.6.1.4 Klassegrenser

Tabell 6.4: Fastsettelse av økologisk tilstand for innsjøer og elver basert på en Fiskeindeks (FI) for et fiskesamfunn. Denne verdien beregnes ut fra antall endrede (redusert/økta) og tapte bestander, og vektet ut fra antall arter og deres dominansforhold. I tillegg gjelder følgende forutsetning: En eller flere tapte bestander i et fiskesamfunn gir moderat eller dårligere tilstand i vannforekomsten, uavhengig av FI-verdien. En eller flere introduserte fiskearter medfører maksimalt god tilstand, uavhengig av FI-verdien.

Økologisk tilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig/Svært dårlig
Fiskeindeksen (FI)	1,0 - 0,95	<0,95-0,75	<0,75-0,50	< 0,50

For *Fiskeindeksen* (FI) settes klassegrensen mellom god og moderat tilstand for et fiskesamfunn ved verdien 0,75. Et fiskesamfunn med kun én art får moderat tilstand dersom bestanden er redusert ($FI=0,25$). Et fiskesamfunn med to arter har moderat tilstand dersom den subdominante arten er redusert ($FI = 0,71$). Et fiskesamfunn med tre arter har moderat tilstand dersom den subdominante arten er redusert ($FI = 0,75$), men god tilstand dersom den sjeldne arten er redusert ($FI = 0,88$). Et fiskesamfunn med ti arter vil ha god tilstand dersom tre av 5 subdominante arter har reduserte bestander, $FI = 0,79$.

Uavhengig av den beregnede verdien, skal tilstanden i en vannforekomst ikke være bedre enn moderat tilstand dersom en eller flere fiskearter er tapt. Er det en eller flere introduserte fiskearter i vannforekomsten skal vannforekomsten ikke få bedre enn god tilstand, uavhengig av verdi for endringsindeksen

Dersom tilstanden for et fiskesamfunn klassifiseres ved hjelp av flere parametre eller indekser, er tilstanden for dette kvalitetselementet for vedkommende vannforekomst lik den dårligste av de beregnede tilstandsklassene.

6.6.1.4 Noen presiseringer ved beregning av indeksen

Før vi beregner endringsgrad (EG) må altså dagens fiskesamfunn også plasseres i dominanskategorier (nå-tilstanden). En må også vurdere om det har skjedd endringer i mengde av en art og om endringen eventuelt er så stor at den har skiftet dominanskategori.

For tapte bestander brukes vektallet for de opprinnelige dominanskategoriene for eventuelle tapte bestander. For reduserte eller økte bestander brukes vektallet for høyeste dominanskategori, (naturtilstand eller nå-tilstand) for den arten det gjelder. Dersom en art f.eks. har endret seg fra å være sjelden i naturtilstanden til å bli dominerende i nå-tilstanden, brukes vektallet 0,75 når EG beregnes (tabell 6.3).

Fiskeindeksen vil også vise endringer som skyldes introduserte arter. Ved beregning av EG brukes da vektallet for dominanskategorien som den introduserte arten har i dag. Dersom en vannforekomst har fått nye arter kan det være tilfeller der EG er større enn NT. Da settes FI = 0.

6.6.1.5 Hva er naturtilstanden for fisk i norske vannforekomster?



Nyfanget aure og sik

Foto: Svein Nic. Norberg

Det viser seg at ulike land legger forskjellig vurderinger til begrepet opprinnelig art. Hvilke vurderinger som blir gjort er imidlertid avgjørende for hva som betegnes som introduserte eller fremmede arter. De fleste er enig om at en må akseptere naturlige endringer i artssammensetning, dvs. at fisk vandrer på egen hånd til nye områder. Det er også enighet om at det er den naturlige utbredelsen av arten som er viktig, uavhengig av landegrensene. En art kan derfor regnes som fremmed eller introdusert "i sitt eget land" dersom den nå finnes i et vassdrag der den ikke fantes naturlig.

Det er flytting av fisk med menneskets hjelp som ikke er akseptabelt, og som særlig har blitt et problem i moderne tid. Stor reisevirksomhet og utvikling av nye næringer, som også omfatter intensiv produksjon av fisk og andre biologiske organismer utenfor sitt naturlige leveområde, er viktige påvirkningsfaktorer. Det kan derfor være naturlig å bruke tilstanden ca år 1900 som utgangspunkt for en opprinnelig fiskebestand. Hartvig Huitfeldt-Kaas publiserte "Ferskvandsfiskenes utbredelse og indvandring i Norge" i 1918 og denne kan være et godt utgangspunkt for å vurdere naturlige fiskebestander i Norge. Det vil ikke være fornuftig å bruke et konkret årstall som grense. Vi ber regionale myndigheter vurdere hva som er biologisk og forvaltningsmessig fornuftig når en art vurderes som introdusert. Det er f.eks. naturlig at aure og mort vurderes forskjellig i en innsjø på Vestlandet sjøl om ingen av dem fantes i innsjøen naturlig. Videre bør ørekyt vurderes forskjellig fra for eksempel regnbueaure som kommer fra et helt annet kontinent. I den konkrete forvaltninga er det også viktig å ta hensyn til hvilke stammer av fisk vi har med å gjøre og hvor de hører hjemme, dette gjelder spesielt laks og aure. Men dette tema er ikke tatt inn i indeksen i denne omgang.

6.6.1.6 Datakvalitet

Denne indeksen kan altså benyttes til å klassifisere fisk i en vannforekomst basert på ulike typer data, både når det gjelder naturtilstanden og dagens tilstand. Det kan være prøvefiske, opplysninger fra kommersielt fiske, standardiserte intervjuundersøkelser eller opplysninger fra lokale personer (se NS-EN 14962). Det kan være ulik kvalitet på dataene, og det er derfor viktig at det gis opplysninger om hvilke datagrunnlag som er brukt. For å påvise tapte bestander, må det enten foretas intervjuundersøkelser eller ha vært gjort undersøkelser med ulike redskaper før tapet skjedde.

6.6.2 Fisk (Aure) som kvalitetselement i innsjøer med forsuring som hovedpåvirkning

6.6.2.1 Innledning

Aure er den vanligste fiskearten i norske innsjøer. Fordi den også er en av de mest forsuringfølsomme fiskeartene er den er hardest rammet av forsuring. Rekrutteringsvikt er vanligste årsak til bestandsreduksjoner og eventuelle tap av fiskebestander i slike lokaliteter.

6.6.2.2 Parametre som inngår i klassifiseringssystemet

Aurebestander som påvirkes av forsuring får tydelige endringer i både bestandsstørrelse og alderssammensetning. Gjennomsnittlig alder vil følgelig kunne være en relevant parameter, men aldersanalyser er tidkrevende og forutsettes gjort av kompetent personell. Derimot er den relative fisketettheten (fangst pr. anstrengelse) en enkel og relativt robust parameter, og data kan enkelt skaffes på basis av prøvofiske med garn. Det eksisterer mye opplysninger fra innsjøer der aure er eneste fiskeart.

6.6.2.3 Analysemetoder

Aurebestander i norske innsjøer har vært undersøkt vha flere ulike garnserier i løpet av de siste 10-åra, spesielt K.W. Jensen-serien og Nordiske oversiktsgarn. Ifølge gjeldene standard ved bruk av Nordiske oversiktsgarn, skal de settes på dybdeintervallene 0-3, 3-6, 6-12, 12-20 m etc (NS-EN 14757). Ved bruk av andre garnserier blir garna vanligvis satt enkeltvis fra land. Erfaringsmessig dekker garn som settes enkeltvis fra land dyp ned til 6 m. Fangstutbyttet i dette dybdeintervallet skal derfor benyttes ved angivelse av tilstand hos aure i innsjøer. Fangstutbyttet blir beregnet som antall individ pr. 100 m² garnareal pr. døgn eller rundt 12 timers fiske, og benevnes CPUE. Klassegrensene er fastlagt på basis av data som er samlet inn i prosjektet "Biologisk overvåking av sur nedbør", og omfatter 77 bestander. Tilsvarende data for fangstutbytte på Jensen-serien er basert på data fra 410 innsjøer (Ola Ugedal, NINA).

Naturtilstanden hos aurebestander i form av rekruttering og bestandsstørrelse varierer i betydelig grad. Mange innsjølevende aurebestander er naturlig tynne fordi gyte- og oppvekstareal i rennende vann (innløp, utløp og tilløpsbekker) er små i forhold til innsjøarealet. Dette må det tas hensyn til ved klassifiseringen og valg av tilstandsklasse hos aurebestander. Dette blir gjort ved å gruppere innsjøene på basis av oppvekstratioen (OR), som er forholdet mellom tilgjengelig gyte- og oppvekstareal målt i m² og innsjøens overflateareal målt i hektar. Det er vist at fangstutbyttet hos aure på Nordiske oversiktsgarn avtar med minkende oppvekstratio. Denne sammenhengen bygger på et lite datasett, og resultatene er derfor usikre. Det er heller ikke tatt hensyn til kvaliteten eller den fysiske beskaffenheten til gyte- og oppvekstområdene. Rekrutteringen hos aure i gytebekker kan også bli påvirket av klimatiske forhold. Dette skjer gjerne i mindre og grunnere bekker og elver som lett påvirkes av tørke og isdannelse.

Systemet med oppvekstratio (OR) er basert på at all rekruttering hos aure skjer i rennende vann. I enkelte lokaliteter kan det også forekomme innsjøgytende aurebestander. Kjennskapet til omfanget av innsjøgyting hos aure er dårlig, og kan foreløpig ikke kvantifiseres ytterligere.

6.6.2.4 Referansetilstand og klassegrenser

De foreslåtte klassegrensene forutsetter at bestandene ikke er rekrutteringsbegrenset. Det innebærer at oppvekstratioen er ≥ 50 (OR er forholdet mellom tilgjengelig gyte- og oppvekstareal i m² og innsjøens overflateareal i hektar). Dersom forholdet er 100 utgjør gyte- og oppvekstområdene 1 % av innsjøens overflateareal. For Nordiske oversiktsgarn er klassegrensen mellom god og moderat tilstand da satt ved en CPUE på 15 individ. For Jensen serien går grensen mellom God og moderat ved en CPUE på 10 individ.

Tabell 6.5: Fastsettelse av økologisk tilstand for aure i forsurede innsjøer på basis av utbytte på Nordiske oversiktsgarn og Jensen-serier (CPUE =antall fisk pr. 100 m² garnflate pr. døgn eller rundt 12 timers fiske). Disse grenseverdiene gjelder for innsjøer som fra naturens side ikke er rekrutteringsbegrenset.

Type garnserie	Svært god/ God	Moderat	Dårlig/Svært dårlig
Nordisk oversiktsgarn	>15	15-10	<10
Jensen-serie	>10	10-2	<2

For bestander som er rekrutteringsbegrenset, dvs som har en oppvekstratio på < 50, er det fastsatt andre grenser mellom de ulike tilstandsklassene. For aurebestander i innsjøer med svært lav og middels lav oppvekstratio, som er definert som henholdsvis ≤ 10 og ≤ 25, er klassegrensen mellom god og moderat ved CPUE på henholdsvis 5 og 10 individ.

Tabell 6.6: Fastsettelse av økologisk tilstand i forsurede innsjøer basert på fangstutbytte hos aure i form av CPUE (antall fisk pr. 100 m² garnflate pr. døgn) på Nordiske oversiktsgarn i innsjøer med forskjellig oppvekstratio (OR). Oppvekstratio (OR) er forholdet mellom gyte – og oppvekstareal på bekk målt i m² og innsjøoverflateareal målt i hektar.

Oppvekstratio (OR)	Svært god/God	Moderat	Dårlig/Svært dårlig
≥ 50	>15	15-10	<10
25-50	>10	10-5	<5
≤ 25	>5	5-2	<2

Fangstutbyttet på garnareal med maskevidder > 15 mm kan også benyttes for å angi tilstandsklasse, uavhengig av garnserie. Dette vil da kun omfatte fisk som er større enn rundt 15 cm. Under denne forutsetningen kan fangst pr. 100 m² relevant garnflate pr. natt (CPUE) regnes ut fra formelen: $CPUE = (A/G) * O$; hvor A er antall fisk ≥15 cm i fangsten, G er antall garnserier og O er omregningsfaktoren for den aktuelle garnserien. Omregningsfaktoren beregnes ved 100 dividert med aktuelt garnareal.

6.6.2.5 Kjemiske støtteparametre

Sammenhenger mellom forsuringgradient, representert ved pH, uorganisk eller labilt aluminium (Ali) og syre- nøytraliserende kapasitet (ANC) og bestandsstatus hos aure er testet i forbindelse med EU-prosjektet REBECCA (Hesthagen m. fl. 2008). Resultatene bygger på data fra en regional undersøkelse fra 1995 angående fiskestatus og vannkvalitet i nærmere 800 innsjøer. Klassegrensen mellom god/moderat for forsuringspåvirkede aurebestander mht pH er satt til 5,8. For Ali er tilsvarende klassegrense 30 µg/L, med en variasjon for god og moderat tilstand på henholdsvis 15-30 og 30-65 µg/L. ANC-grensene er stratifisert ut fra vannets innhold av humus målt ved TOC (total organic carbon) fordi ved en gitt ANC-verdi har innsjøer med høy TOC lavere pH og mer Ali enn innsjøer med lav TOC. Det innebærer at for å unngå skadede aurebestander ved en gitt pH og Ali, må ANC være høyere for innsjøer med humus enn det den er for innsjøer med klart vann. I innsjøer med klart vann (TOC < 2 mg C/L) er klassegrensen for ANC mellom god/moderat 15 µekv/L, mens for innsjøer med TOC på 2-5 og > 5 mg C/L er klassegrensene henholdsvis 25 og 55 uekv/L. Dersom TOC-nivået ikke blir tatt hensyn til, må en være klar over at aurebestander i enkelte områder har høyere tålegrense for ANC. Dette skyldes trolig at innsjøer på f eks Vestlandet har et lavere innhold av Ali ved de samme verdiene for pH og ANC enn forsuringspåvirkede innsjøer andre steder.

Tabell 6.7: Klassegrenser for pH, uorganisk aluminium (Ali) og ANC for aure i innsjøer påvirket av forsuring. ANC-verdiene er stratifisert ut fra innholdet av total organisk karbon (TOC).

Parameter	Enhet	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
pH		>6,5	6,5-5,8	5,8-5,4	5,4-4,9	<4,9
Ali	µg/L	<15	15-30	30-65	65-125	>125
ANC:TOC<2 mg/L	µekv/L	>50	30-15	15-5	5- -5	<-5
ANC:TOC2-5mg/L	µekv/L	>70	70-25	25-10	10- - 10	<-10
ANC:TOC>5mg/L	µekv/L	>100	100-55	55-15	15- -10	<-10

6.6.3 Fisk (ungfisk av laks) som kvalitetselement i elver med forsurening som hovedpåvirkning

6.6.3.1 Innledning

Dette systemet vurderer effekten av forsurening på rekrutteringen hos laks, dvs på basis av tetthetene av årssyngel og eldre individ (parr). Det er ikke tatt hensyn til eventuelle inngrep (reguleringer), og om produksjonen dermed er nedsatt som følge av dette.

6.6.3.2 Parametre som inngår i klassifiseringssystemet

I dette klassifiseringssystem blir tettheten av laksunger pr. 100 m² elveareal benyttet til å angi tilstandsklasse.

Data som danner grunnlaget for forslaget er hentet fra elver som opprinnelig hadde enten skadede eller tapte laksebestander, og som seinere er kalket (Bjørn M. Larsen, NINA). Tilstanden hos disse laksebestandene vurderes ut fra tetthetene av årssyngel (0+) og eldre individ/parr ($\geq 1+$). Det ble samlet inn data fra 1-2 år før kalkingen og deretter hvert år etter kalking. Det ble påvist rekrutteringssvikt før kalking i alle elvene. Det foreligger tetthetsberegninger for en periode på minst 10 år etter kalking fra 13 vassdrag på Sørlandet og Sørvestlandet.

6.6.3.3 Analysemetoder

I de aktuelle elvene ble det etablert mellom 6-20 faste stasjoner, med årlig innsamling av fisk vha elektrisk fiskeapparat. Tettheten ble beregnet vha suksessiv avfisking over tre omganger. Fisken ble artsbestemt og lengdemålt etter hver omgang. All fisk ble satt ut igjen etter siste elfiskeomgang, med unntak av en del individ som ble konserveret for seinere aldersanalyse. På basis av lengdefordelingen og med støtte fra aldersanalysen, ble det i hver elv skilt mellom årssyngel (0+) og eldre individ/parr ($\geq 1+$). Tettheten blir uttrykt som antall individ pr. 100 m² elveareal. På basis av beregnet tetthet for hver stasjon, ble det til slutt beregnet en gjennomsnittlig tetthet for yngel og parr for hver elv. Grensene mellom de ulike økologiske tilstandsklassene er fastlagt på basis av utviklingen i tetthet over tid, fordelt på elver som før kalking enten hadde skadede eller tapte laksebestander.

6.6.3.4 Referansetilstand og klassegrenser

For yngel settes klassegrensen mellom god og moderat tilstand ved 40 yngel pr.100 m². Klassegrensen mellom Svært høy og god tilstand går for øvrig ved 70-80 yngel pr. 100 m². Dette ble vanligvis bare påvist i elver som har vært kalket i mer enn 10 år. Klassegrensene mellom moderat og dårlig tilstand er satt ved 20 yngel pr. 100 m².

For eldre laksunger (parr) er klassegrensen mellom god og moderat tilstand 15 individ pr. 100 m². Denne tettheten ble registrert 7 og 10 år etter kalkingsstart i elver som opprinnelig hadde henholdsvis reduserte og tapte laksebestander. Klassegrensene mellom moderat og dårlig tilstand går ved 10 parr pr. 100 m².

Tabell 6.8: Fastsettelse av økologisk tilstand i forsurede elver basert på tettheten av laksunger fordelt på yngel og eldre individ pr. 100 m² elveareal.

Tilstandsklasse	Svært god/God	Moderat	Dårlig/Svært dårlig
Tetthet av yngel (alder: 0+) pr. 100m ²	>40	40-15	<15
Tetthet av eldre individ (alder $\geq 1+$) pr. 100 m ²	>15	15-10	<10

Tettheten av laksunger varierte i betydelige grad både over tid i samme elv og mellom elver. Fastsettelsen av tilstandsklasse bør derfor baseres på flere års data. I tvilstilfeller bør en velge den høyeste av to aktuelle tilstandsklasser fordi tettheten av laksunger har en tendens til å bli underestimert ved et elfiske. Spesielt vil fangseffektiviteten avta med økende vannføring.

Innen elver er det store romlige variasjoner i tettheten av laksunger, blant annet pga de fysiske forholdene (strømhastighet, dyp, substrat). Klassifiseringen for en lokalitet bør derfor basere seg på en gjennomsnittlig tetthetsverdi for minst seks stasjoner.

6.6.3.5 Kjemiske støtteparametre

I løpet av de siste åra er det foretatt mange undersøkelser av overlevelse og fysiologisk tilstand hos lakseunger (parr, presmolt og smolt) for å vurdere deres kvalitet og overlevelse i forhold til forurening og kalking. Aluminium på gjellene har vist seg som en enkel og relevant parameter for å vurdere deres helsetilstand i surt aluminiumsholdig vann. Hos smolt er klassegrensen mellom god/moderat satt til 30 µg Al/g tørrvekt (tv) mht mulige effekter på sjøoverlevelsen. Merkeforsøk har vist at slike Al-verdier kan gi en redusert sjøoverlevelse fra smolt til voksen fisk på rundt 30 %. Kritiske nivå for gjelle-Al er betydelig lavere for mulige effekter på overlevelsen hos smolt i ferskvann, der klassegrensen god/moderat er 100 µg Al/g tv. Hos parr er tilsvarende nivå 200 µg Al/g tv.

Tabell 6.9: Vurdering av klassegrenser for tilstanden hos laksunger på basis av aluminium på gjeller hos parr i ferskvann og hos smolt i ferskvann og sjøvann.

Stadium	Enhet	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Gjelle-Al hos parr i ferskvann	µg Al/g tv	<100	100-200	200-400	400-800	>800
Gjelle-Al hos smolt i ferskvann	µg Al/g tv	<30	30-100	100-200	200-300	>300
Gjelle-Al hos smolt i sjøvann	µg Al/g tv	<10	10-30	30-60	60-150	>150

Ved den vannkjemiske vurderingen har vi valgt å skille på mulige effekter av surt aluminiumsholdig vann på overlevelsen hos parr i ferskvann, og hos smolt i ferskvann og sjøvann. De vannkjemiske parametrene som vurderes er pH, uorganisk eller labilt aluminium (Ali) og syre-nøytraliserende kapasitet (ANC). For smolt i både ferskvann og sjøvann har vi satt grensen for Ali mellom god/moderat ved 10 µg/L. For parr en grense mellom god/moderat satt noe høyere enn for smolt, med 20 µg/L. For ANC er grensen mellom god/moderat tilstand for parr i ferskvann satt til 30 µekv/L, mens den for smolt i både ferskvann og sjøvann er 40 µekv/L. Det påpekes at deteksjonsgrenser for aluminium gjør det vanskelig å gi sikre forskjeller i konsentrasjonsrådene mht grenseverdier mellom god/moderat tilstand. Usikkerheten vedrørende Ali øker også med vannets humusinnhold.

ANC grensene for laks bør eventuelt stratifiseres ut fra konsentrasjonene av TOC (jfr. forurening og aure i innsjøer). Klassegrensene for parr vurderes som usikre på grunn av manglende data. Slike data foreligger fra den nasjonale overvåkingen, men må sammenstilles.

Tabell 6.10: Kritiske grenser for pH, uorganisk aluminium (Ali) og ANC for parr og smolt i ferskvann (F) og sjøvann (S).

Stadium	Parameter	Enhet	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Parr (F)	pH		>5,9	5,9-5,6	5,6-5,2	5,2-4,8	<4,8
Parr (F)	Ali	µg/L	<10	10-20	20-30	30-60	>60
Parr (F)	ANC	µekv/L	>50	50-30	30-10	10-0	<0
Smolt (F)	pH		>6,4	6,4-6,2	6,2-5,8	5,8-5,5	<5,5
Smolt (F)	Ali	µg/L	<5	5-10	10-20	20-40	>40
Smolt (F)	ANC	µekv/L	>50	50-40	40-20	20-10	<10
Smolt (S)	pH		>6,4	6,4-6,2	6,2-6,0	6,0-5,8	<5,8
Smolt (S)	Ali	µg/L	<5	5-10	10-15	15-20	>20
Smolt (S)	ANC	µekv/L	>50	50-40	40-20	20-10	<10

6.6.4 Fisk i elver og innsjøer med hydromorfologiske endringer som hovedpåvirkning

6.6.4.1 Innledning

Det finnes ikke noen enkel eller enkle målbare bestandsparameter(e) for fisk som kan si noe om statusen til fiskebestander i forhold til fysiske inngrep i elver eller innsjøer hvis det ikke foreligger kunnskap om hvordan tilstanden var før inngrepet. Vurderinger av hvordan kraftreguleringer endrer produksjonsforholdene for fisk (f.eks. angitt i smolttap for laks, eller utsettingspålegg for aure) har vært den vanlige måten å vurdere effekten av ulike reguleringer i Norge. Sannsynlige endringer i fiskeproduksjon brukes derfor som parameter ved vurderinger av økologisk status som følge av hydromorfologiske endringer.

Laks og aure blir hovedkvalitetselement ved en slik vurdering fordi kunnskapen om disse artene er størst. Auren er samtidig den fiskearten med størst utbredelse i Norge. I tillegg har DN et kategorisystem for vassdrag med laks som er i bruk, og dette systemet lar seg tilpasse en vurdering med hensyn på økologisk status i vanddirektivet. Med sannsynlige endringer i produksjon som parameter kan en også gjøre slike vurderinger for andre fiskearter enn laks og aure hvis en vurderer kunnskapsgrunnlaget som godt nok med hensyn på hvordan ulike hydromorfologiske endringer påvirker produksjonen av disse artene.

6.6.4.2 Parametre som inngår

For anadrome fisk er antall smolt som produseres i et vassdrag målet for rekrutteringen. Slike data er svært kostnads-krevende å fremskaffe og foreligger bare fra få vassdrag. Som parameter i et klassifiseringssystem for anadrome fisk må derfor sannsynlige endringer i smoltproduksjon brukes. Ulike indikatorer for smoltproduksjon, som tellinger eller fangst av voksen fisk, eller tetthet av ulike ungfiskstadier kan i en del tilfeller brukes til før-etter vurderinger av hvilken effekt et inngrep har hatt.



Lakseyngel
Foto: Tore Høyland

Sjøaurebestander (og sjørøyebestander) har varierende grad av anadromi (sjøvandring). I noen bestander kan alle hunnene være sjøvandrende som hos laksen, mens i andre kan det være en stor andel ferskvannsstationære hunner, særlig i vassdrag med innsjøer på anadrom strekning. I slike tilfeller blir de sjøvandrende individene ikke ansett å være en egen selvreproduserende bestand og vurderinger av mulige effekter av ulike inngrep må også ta hensyn til den ferskvannsstationære delen av bestanden.

For aure som lever alene i innsjøer med tilstøtende gyte- og oppvekstbekker kan virkningen av inngrep vurderes ved å vurdere de samlede effektene av inngrep i rekrutteringsområdene (gyte- og oppvekstbekker) og i næringsområdet (innsjøen). Tilstanden hos aurebestander i slike lokaliteter i form av et fangstutbytte ved et prøvafiske sier lite om effekten av inngrepet med hensyn til endringer i produksjonen. Dette henger blant annet sammen med hvor omfattende skadene på rekrutteringen har vært og hvor hardt vedkommende bestand blir beskattet. Tolkningen av dataene kompliseres også dersom det blir satt ut fisk. Dette gjelder spesielt i reguleringsmagasiner med omfattende utsetninger av aure.

For elver i innlandet kan inngrepene påvirke både rekrutteringen og produksjonsforholdene for større fisk. Det må derfor gjøres en samlet vurdering av hvordan inngrepene påvirker produksjonsforholdene i slike tilfeller.

6.6.4.3 Analysemetoder

Generelt

Hovedmetode for fastsettelse av tilstand vil være ekspertvurdering. Denne vurderingen må baseres på en god beskrivelse av de hydromorfologiske endringene koblet mot kunnskap om den sannsynlige effekten av slike endringer. For anadrome laksefisk må det også vurderes om de hydromorfologiske endringene kan ha negativ effekt på overlevelse til smolt etter at den har kommet ut i sjøen.

For mange vassdrag med anadrome fisk foreligger fangststatistikk tilbake til 1880-tallet. En sammenlikning av fangststatistikk kan i visse tilfeller benyttes for å sammenlikne produksjonen før og etter ett inngrep. Fangstene av laks og sjøaure i et vassdrag avhenger imidlertid ikke bare av produksjonen i vassdraget idet variasjoner i sjøoverlevelse og beskatning i marine fiskerier også må tas med i betraktning. I alle tilfeller må også endringer i beskatningsrater i ferskvann og ikke minst endringer i rapporteringsrutiner vurderes som mulige feilkilder i en slik sammenlikning. For å ta høyde for variasjoner i fangstene som skyldes variasjoner i marine forhold sammenliknes ofte fangstutviklingen i et påvirket vassdrag med fangstutviklingen i vassdrag uten fysiske inngrep i samme region av landet.

Hvis det foreligger biologiske undersøkelser i vassdraget før inngrepet kan det også være mulig å gjøre før-etter vurderinger av inngrepets virkning. Hvis tetthet av ungfisk brukes som måleparameter må tetthetsestimater være samlet inn under sammenliknbare miljøforhold før og etter inngrepet. Dette fordi tetthetsestimater av ungfisk er sterkt avhengig av miljøforholdene under elfiske. Videre må det foreligge flere års data både før og etter inngrepet for å ta høyde for naturlig variasjon. Til slutt må en vurdere om stasjonsnettet for innsamling av tetthetsdata fanger opp den relevante variasjonen med hensyn på produksjon av ungfisk.

Spesielt for vurdering av inngrep i innsjøer hvor aure lever alene

Klassifiseringssystemet for aure med hensyn til effekter av hydromorfologiske endringer relateres til endringer i fiskeproduksjon og rekruttering.

Det foreligger få undersøkelser av fiskeproduksjon i norske innsjøer, så en vurdering av tapt produksjon må basere seg på ekspertvurdering. Endring i avkasting kunne ha vært benyttet som et indirekte mål på produksjon, men slike data foreligger kun fra et fåtall lokaliteter. Avkastingen vil også være sterkt avhengig av beskatningen. I mange regulerte innsjøer blir det også satt ut fisk (aure), og dette vil påvirke bestandsstørrelsen og dermed fangstutbyttet.

Som støtteparameter for regulerte innsjøer benyttes reguleringshøyde som et indirekte mål på tapt produksjon. Dette fordi det er foretatt undersøkelser som viser at produksjonen av bunndyr avtar med økende reguleringshøyde. Det må imidlertid presiseres at effekten av en viss reguleringshøyde blant annet vil avhenge av den morfologiske utformingen av et magasin. I en grunn innsjø vil effekten av en gitt reguleringshøyde være langt større enn en dyp innsjø. Det forutsettes videre at manøvreringen av et magasin følger det klassiske mønsteret med tapping gjennom vinteren og at vannstanden når høyeste regulerte vannstand (HRV) på sommertid eller tidlig høst.

Effekter på rekrutteringen skal vurderes ut fra hvor stor del av det totale rekrutteringsarealet for aure som er berørt av et inngrep. Det kan være at rekrutteringen i en tilløpsbekk eller innløp/utløp er ødelagt eller skadet på grunn av fysiske inngrep; kanalisering, masseuttak, fysiske barrierer som hindrer gytevandring og annet. I noen tilfeller blir utløpselva helt ødelagt som rekrutterings-område på grunn av dambygging (regulert innsjø eller i vannreservoar til drikkevann, landbruk, industri). I reguleringsmagasiner kan rekrutteringen i aktuelle tilløpsbekker og i innløpselva også bli ødelagt eller skadet dersom de blir satt under vann eller at oppgangsmulighetene til gyteområdene blir påvirket. Rekrutteringen hos aure kan også endres i lokaliteter som påvirkes indirekte av ei vassdragsregulering eller andre inngrep. Dette omfatter lokaliteter som ligger nedstrøms reguleringsmagasin eller lokaliteter med andre inngrep, der enten innløpselva eller tilløpsbekker blir helt eller delvis tørrlagt. Redusert vanngjennomstrømning kan også virke negativt på produksjonsgrunnlaget.

6.6.4.4 Referansetilstand og klassegrenser

Ved vurderingen av skader på rekrutteringsområder antas som utgangspunkt at det er proporsjonalitet mellom gyte- og oppvekstarealenes størrelse og rekrutteringen. Virkningen på rekrutteringsforholdene bør derfor kunne anslås ved å vurdere størrelsen på de berørte arealene i forhold til de opprinnelige arealene. Det er foreløpig ikke lagt inn noen vurdering av kvaliteten på disse områdene.

Lokaliteter uten hydromorfologiske inngrep/påvirkninger som har eller forventes å ha negative effekter på fiskebestanden(e) anses å ha svært god tilstandsklasse (referansetilstand). Lokaliteter hvor de hydromorfologiske påvirkningene anses å ha negativ effekt på fiskeproduksjonen får lavere tilstandsklasse enn svært god. Hvis den sannsynlige reduksjonen i fiskeproduksjon er større enn 25 % settes tilstanden til moderat. Grensen mellom moderat og dårlig tilstand er satt ved 75 % reduksjon i fiskeproduksjon. Disse to grenseverdiene er skjønsmessig satt basert på eksisterende kunnskap og erfaring. Etter at systemet er brukt vil det bli vurdert om grensene er hensiktsmessige og om det trengs justeringer. Disse grenseverdiene vil i prinsippet kunne brukes for alle fiskearter for å vurdere økologisk tilstand med hensyn på fysiske inngrep.

Sammenlikning med DN's kategorisystem for laks

DN's kategorisystem for vassdrag med laks inneholder en vurdering av om bestandene er tapt, truet eller sårbare (nær truet) på grunn av skadelige menneskeskapte påvirkninger (kategori 1, 2 og 3 i DN's system). I vassdrag hvor hydromorfologiske endringer er hovedårsaken til en slik bestandsstatus anses tilstandsklassen å være dårlig/svært dårlig. Vassdrag med betydelig redusert ungfiskproduksjon som følge av inngrep (kategori 4a i DN's system) klassifiseres i utgangspunktet som moderat tilstandsklasse eller dårligere etter vanndirektivet. Vær oppmerksom på at begrepet moderat synes å ha ulikt meningsinnhold i de to systemene. Vassdrag hvor bestanden er moderat eller lite utsatt for menneskeskapte påvirkninger (kategori 5 i DN's system) anses å ha god eller svært god tilstandsklasse i forhold til vanndirektivet (se tabell). Dersom en tar utgangspunkt i kategorisystemet for laks må det dermed gjennomføres en ny vurdering av mulig skadeomfang hvis det er viktig å skille mellom svært god og god økologisk tilstand.

Tabell 6.11: Fastsettelse av økologisk tilstand for innsjøer og elver basert på sannsynlig endring i fiskeproduksjon som følge av hydromorfologiske endringer.

Tilstandsklasse	Sannsynlig reduksjon i produksjon	Kategorier i Laksystemet til DN
Svært god	~ 0 %	Moderat eller lite utsatt for påvirkninger
God	5 - 25 %	Moderat eller lite utsatt for påvirkninger
Moderat	25 % - 75 %	Betydelig redusert ungfiskproduksjon
Dårlig	> 75 %	Truet eller sårbar bestand
Svært dårlig	Tapt bestand	Tapt bestand

Vassdrag med flere fiskearter

I anadrome vassdrag med flere enn en art laksefisk er endringer i produksjonsforholdene for den dominerende arten retningsgivende for tilstandsklassifiseringen. Hvis en subdominerende art er tapt eller sterkt redusert som følge av hydromorfologiske endringer nedjusteres tilstandsklassen til moderat selv om det ikke har skjedd vesentlige endringer i produksjonsforhold for den dominerende arten, jfr. Endringsindeksen (EI).

Innsjøer hvor aure lever alene

Reguleringshøyde benyttes som støtteparameter for å vurdere effekten av et inngrep. Den kan være en nyttig støtteparameter som kommer inn etter at man har gjort en helhetsvurdering av bestandens levevilkår, eventuelt også dersom produksjonstapet vanskelig lar seg kvantifisere. Både ut fra en generell betraktning, og spesielt ut fra effekten på marflo, velger vi å sette reguleringshøyden som gir et moderat produksjonstap til mellom 3 og 6 m. Ved svært god tilstandsklasse (referansetilstand) skal det ikke forekomme årlige endringer i vannstand som skyldes menneskelige inngrep.

Med hensyn til effekter av inngrep i rekrutteringsområder, må det skilles mellom bestander med stort og lite rekrutteringspotensiale, dvs tette og tynne bestander. Tynne bestander anses å være rekrutteringsbegrenset og derfor mer sårbare for inngrep enn tette bestander. I tette bestander er det sannsynligvis et rekrutteringsoverskudd slik at bestanden tåler større inngrep i rekrutteringsområdet før det får negative effekter. Ved vurderingen av skadene på rekrutteringsområder for disse to bestandstypene, forslår vi at klassegrensen mellom god/moderat settes ved en reduksjon på henholdsvis 40 og 25 %. Bestandens absolutte størrelse må også tas med i betraktningen, fordi det oppstår en ekstra sårbar situasjon for bestander som både er små og har et lite rekrutteringspotensiale. For slike bestander er klassegrensen mellom god/moderat satt ved 10 % reduksjon i rekrutteringsarealet.

Tabell 6.12: Støtteparametere for fastsettelse av økologisk tilstand for innsjøer hvor auren lever alene. Støtteparametre er reguleringshøyde (som mål på sannsynlige endringer i lokalitetens produksjon av næringsdyr i strandsonen (regulerte innsjøer), samt reduksjon (%) i aurens rekrutteringsareal.

Parameter	Svært god	God	Moderat	Dårlig/Svært dårlig
Reguleringshøyde (m)	0	1-3m	3-6 m	>6 m

Inngrep i aurens rekrutteringsområder (% reduksjon i rekrutteringsareal):

Hvis stort rekrutteringspotensiale (tett bestand)	~ 0	5-40%	40-80%	>80%
Hvis lite rekrutteringspotensiale (tynn bestand)	~ 0	5-25%	25-75%	>75%
Hvis lite rekrutteringspotensiale (tynn bestand) og spesielt liten bestand	~ 0	5-10%	10-25%	>25%

6.6.5 Fisk (laks og aure) i regulerte elver

Kunnskapen om sammenhengen mellom hydromorfologiske endringer og påvirkninger på fisk begrenser seg i stor grad til laks og aure.

For anadrome fisk er antall smolt som produseres i et vassdrag målet for rekrutteringen. Slike data er svært kostnadskrevenende å framskaffe og fins fra få vassdrag. Hovedmetode for fastsettelse av tilstand for anadrom fisk vil derfor være ekspertvurdering. Ekspertvurderingen må baseres på en god beskrivelse av de hydromorfologiske endringene og kunnskap om den sannsynlige effekten av slike endringer.

For mange vassdrag foreligger det fangststatistikk som kan brukes til å sammenligne produksjon før og etter et inngrep. Dersom det foreligger biologiske undersøkelser kan disse også brukes til før-etter vurderinger og supplere og øke kvaliteten på ekspertvurderingene.

DNs kategorisystem for laks inneholder en vurdering om bestander er tapt, trua eller sårbare pga menneskeskapte påvirkninger. Grenseverdiene mellom tilstandsklassene for sannsynlig reduksjon i produksjon er sammenholdt med kategoriene i laksesystemet.

Se kapittel 6.6.4 foran

6.7 Hydromorfologiske påvirkninger [Innsjøer og elver]

Ved klassifisering av vannforekomster med fysiske endringer er det viktig å presisere at der det er snakk om fysiske modifiseringer til samfunnsnyttige formål må det alltid avklares om det er en sterkt modifisert vannforekomst (SMVF).

Klassifiseringssystemet som er beskrevet i denne veilederen vil også være en del av grunnlaget for å avgjøre om en vannforekomst som er kandidat til å være SMVF skal endelig utpekes som SMVF. For vannforekomster som er endelig utpekt som SMVF, vil det så settes tilpassede økologiske klassegrenser som vil variere fra vannforekomst til vannforekomst, avhengig av det tilpassede miljømålet (Godt Økologisk Potensial). Klassegrensene for kjemisk tilstand (prioriterte stoffer) gjelder likevel for alle overflatevannforekomster, også de som utpekes som SMVF. Klassegrensene som følger av dette klassifiseringssystemet gir altså bare økologiske miljømål for naturlige vannforekomster.



Strandfossen, Glomma

Foto: Line Fjellvær

Veiledningen om miljømål for SMVF vil også gi nyttige holdepunkter for å kunne avgjøre om vannforekomsten er SMVF. I påvente av utarbeidelse av klassegrenser for flere morfologiske eller hydrologiske støtteparametere enn det som presenteres nå, anbefales det å benytte grensene for utpeking av kandidater til SMVF, som angitt i karakteriseringsveilederens kapittel 5 (tabell 5.1), som grensen mellom god og moderat økologisk tilstand. Disse grensene vil inntil videre være retningsgivende ift avvik fra antatt god økologisk tilstand, så lenge ikke alle kvalitetselementer/parametere er mer oppdaterte.

6.7.1 Morfologiske støtteparametere i innsjøer med fysiske inngrep

Utfyllinger

Der det er utført inngrep langs strandsonen med stor utstrekning kan dette gi en betydelig endring i økologisk tilstand. Det er den litorale strandsonen som er produksjonsområdet for mange bunndyr og planter og er dermed viktig som næringsgrunnlag for fisk. Det virker logisk å sammenligne morfologiske påvirkninger av innsjøer til lignende typer påvirkninger på kystvann på grunn av likhetstrekk i hvordan strandsonen påvirkes. I begge tilfeller er strandsonen ned til ca 10 m dybde svært viktig for tilstanden i hele forekomsten. For innsjøer, vil hydrologiske påvirkninger være det alt overskyggende formen for påvirkning av norske innsjøer, og det må regnes med nye vurderinger av alle typer påvirkning og klassegrenser for innsjøer etter at Del 2 av studien er gjennomført (hydrologisk påvirkning).

6.7.2 Vandringshinder i elver

En mer detaljert beskrivelse av koblingen mellom de morfologiske klassegrensene og biologi, og sammenligninger med andre lands håndtering av morfologiske klassegrenser er beskrevet i en egen rapport utarbeidet av Multiconsult, NINA og Bioforsk (Glover m. fl., 2008).

6.7.2.1 Bakgrunn og definisjon av vandringshinder

Ulike topografiske variabler blir benyttet til å beskrive enkle fysiske hindringer for fisk, og evaluere mulighetene for om et hinder kan forseres. Nøkkelvriabler er høyden på fossen og dybden på nedenforliggende høle og forholdet mellom de to variablene. Det finnes imidlertid ingen standard eller enkel protokoll som tillater å kalkulere de topografiske nøkkelparametrene (Ovidio et al. 2007). Det må derfor til en viss grad foretas en viss skjønnsmessig vurdering av hvilke variabler som bør inngå og hvor de kritiske grensene skal settes. Mange steder er en vannstreng svært komplisert, med veksling mellom fosser og stryk og der fosser går over i stryk. Dette kompliserer grensesettingen ytterligere. Det er likevel foretatt visse standardiseringer av hvordan disse variablene skal måles. I Glover m. fl. (2008) er det

Tabell 6.13 Kritiske verdier for forholdet vandndyp og fallhøyde og fallhøyde, samt helling og kritisk svømmehastighet på strykstrekninger hos noen fiskearter i forhold til størrelse funnet i litteraturen. For mer utførlig beskrivelse se Glover m. fl. (2008).

Art	Størrelse / alder	Foss		Stryk	
		Forholdet nndy/ fallhøyde	Fallhøyde (m)	Helling (%)	Kritisk svømme- hastighet (m/sek)
Laks	< 15 cm	>0,30	0,30	20	1,0
Laks	> 55 cm	>0,30	3,00	25	2,0
Aure	< 15 cm	>0,30	0,30	20	0,8
Aure	15-25 cm	>0,30	0,60	25	-
Aure	>55 cm	>0,30	2,00	25	1,8
Harr	Ungfisk	>0,30	-	-	-
Harr	Voksen	>0,37	1,0	15	-
Ørekyt	5,0-6,4 cm	-	0,18	-	0,10
Ørekyt	6,5-7,9 cm	-	0,24	-	0,14
Ørekyt	> 8,0 cm	-	0,27	-	0,34

I store deler av Europa har vanddirektivet ført til en betydelig økt fokus på å gjenskape vandringsveiene for fisk. Så vel i naturlige vannforekomster som i SMVF peker vannforskriften på at elvas kontinuitet skal utformes slik at vandring og spredning for akvatiske arter langt på vei skal være sikres. I første planfase anses vandringshindre primært å ha betydning for det biologiske kvalitetselementet fisk (særlig laksefiskene og ål). Som indikatorart for fastsetting av klassegrenser er evnen for **ørret å forseres i oppstrøms retning** avgjørende, og er lett sammenlignbar med flere andre land i Europa.

Systemet for å angi tilstandsklasser ut fra kriterier for påvirkning av ulike vandringshinder er basert på det svenske systemet, men videreutviklet med spesiell tanke på det store antallet anadrome vassdrag i Norge, med mange former for naturlige og kunstige vandringshindrer. Først er det etablert et sett kriterier som definerer hva som kan telle som et vandringshinder av betydning for økologien.

Kriteriesett A

For å defineres som et vandringshindrer må det være slik utformet at små bekkørret ikke kan forseres det. Et hinder defineres som en dam, terskel, kulvert eller rør som møter et av tre ulike kriterier beskrevet nedenfor:

- Et sprang i vannstand på mer enn 50 cm høydeforskjell under normale vannføringer
- Kulvert eller rør med vandndyp som er mindre enn 15 cm i det dypeste partiet ved normale vannføringer
- Høyhastighetsstrøm (mer enn 3 m/sek) uten hvileplasser (dvs en helning på 10% eller mer målt over en lengde på mer enn 6 m)
-

6.7.2.2 Inndeling av elver/elvestrekninger i to typer

Anadrom fisk returnerer som storvokst fisk til gyteområder i deres vassdrag etter mange år i sjøen, mens katadrom fisk (ål) har det motsatt med gyting i havet. Denne vandringen er svært viktig for opprettholdelse av en naturlig reproduksjon i bestanden og en god økologisk tilstand, og er derfor den viktigste form for vandring som skjer i i vassdrag med anadrome og katadrom fisk. Storvokst laksefisk har evnen til å passere svært høye vannstandssprang, noen ganger over 3 m høye.

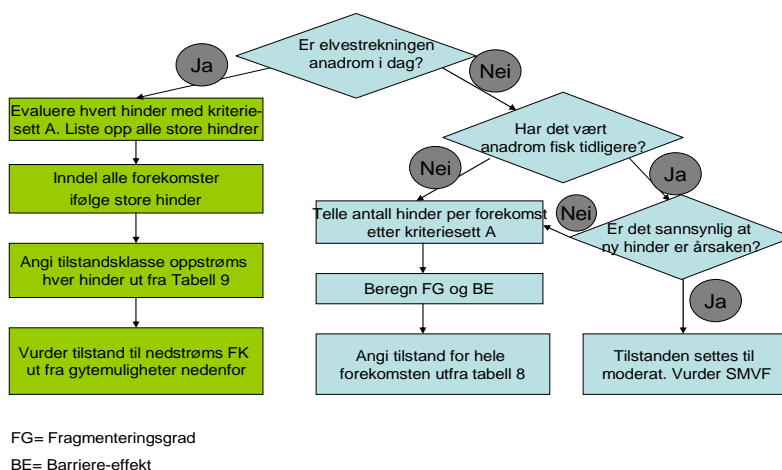
Grunnen til at noen strekninger mangler anadrome (og/eller katadrome)arter i dag er at det ligger naturlige eller kunstige vandringshinder nedstrøms de aktuelle forekomstene. Det er derfor nødvendig å skille mellom strekninger med sjøvandrende arter (anadrome og ikke anadrom fisk), og mellom naturlige og kunstige hinder i utgangspunkt, for deretter å behandle effekten av nye menneskeskapt hinder.

Todelt prosedyre

Det foreslås derfor å dele klassifisering av vandringshinder i to prosedyrer, en for elvestrekninger med sjøvandrende arter og en annen for alle andre elvestrekninger/bekkefelt. Prosedyren er illustrert i figur 6.8. Det første man må gjøre er derfor å fastsette om elvestrekningen er eller har hatt sjøvandrende arter tidligere basert på lakseregisteret og lokalkunnskap. Dersom konklusjonen er at strekningen ikke lenger har vandring av anadrom/katadrome arer sannsynligvis som resultat av et menneskelig vandringshinder (for eks. dam uten fisketrapp), skal tilstanden oppstrøms dette hinderet frem til slutten på den naturlige strekningen med vandring automatisk settes til moderat eller dårligere, og forekomstene vurderes som SMVF.

6.7.2.3 Elver/elvestrekninger med sjøvandrende arter

Dersom elvestrekningen er fortsatt har sjøvandrende arter, skal alle hinder som identifiseres etter kriteriesett A (beskrevet ovenfor) ha en individuell gjennomgang. Det er primært høyden på vannstandssprang som er avgjørende for hvilken tilstandsklasse man bør sette for forekomsten oppstrøms. For at man skal kunne skille mellom tilstandsklasser oppstrøms og nedstrøms slike hinder, må det være lov å inndele forekomsten i flere mindre forekomster ved hvert hinder som tilsier en vesentlig reduksjon i antall gytemoden fisk som kan passere.



Figur 6.8:

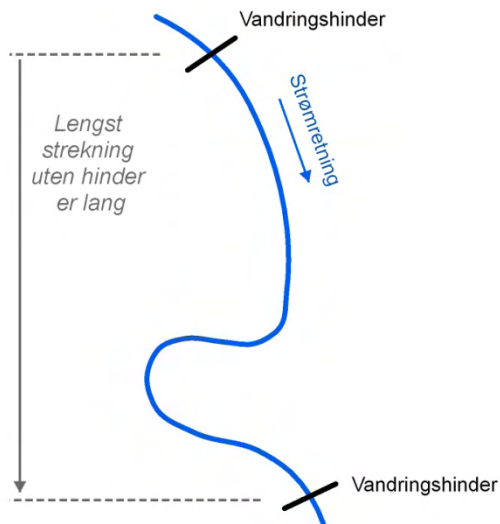
Flytskjema for vurdering av vandringshinder|Med anadrom strekning forstås her strekninger med sjøvandrende arter.

6.7.2.4 Elvestrekninger uten sjøvandrende arter

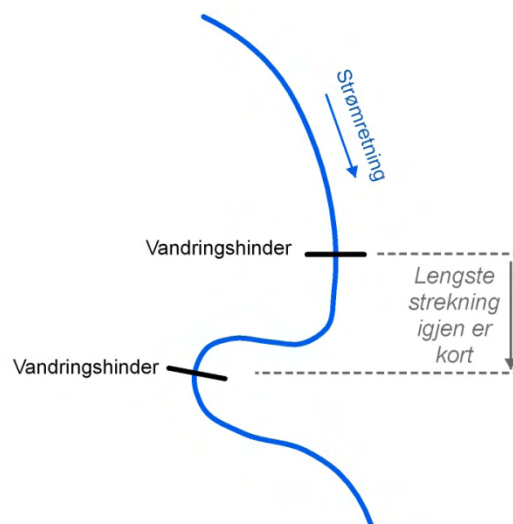
BE og FG

For elveforekomster virker det logisk å benytte en enkel tellemetode for antall hinder og deres plassering i forhold til naturlige forekommende hinder (høye og bratte fossefall) på samme måte som man har gjort i Sverige i utregning av barriere-effekt og fragmenteringsgrad (se figurer 6.9 og 6.10).

Lav fragmenteringsgrad

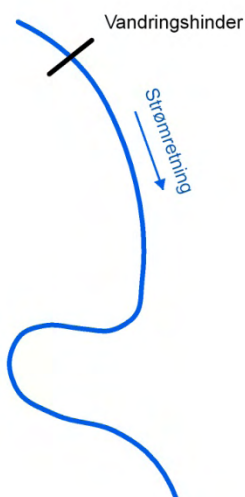


Høy fragmenteringsgrad

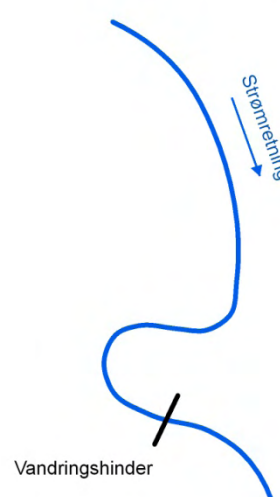


Figur 6.9: Fragmenteringsgrad

Lav barriereeffekt



Høy barriereeffekt



Figur 6.10: Barriereeffekt

Lange forekomster

Det er også fornuftig å unngå oppsplitting i mange små elveforekomster på grunn av alle små vandringshinder man finner i norske elver. Den svenske metodikken tar vare på den økende belastningen et økende antall hinder påfører en lang og variert innlandselv, uten å øke antall forekomster. I hvert fall hvor man ikke har anadrom fisk, og virkningen av hindrene er utelukkende på residente fiskestammer, anses det som unødvendig å inndele elver i flere forekomster av mindre lengder. Norske elver har en stor naturlig variasjon ut fra topografiske og geologiske trekk i landskapet, noe som betyr at hver forekomst vil uansett ha en intern variasjon i mikrohabitat som må håndteres under en enkel forekomst med en tilstandsklasse. Det er derfor etter konsulentens mening fornuftig å benytte den svenske metodikken hvor flere vandringshinder utgjør en samlet økende belastning på samme forekomst.

6.7.2.5 Klassegrenser for elver/elvestrekninger uten sjøvandrende arter.

FG og BE

Det anbefales at utregning av fragmenteringsgrad (FG) og barriere effekt (BE) brukes for å lage klassegrenser, på samme måte og med samme kriterier som er brukt i Sverige (se figurene over). Man teller da antall hinder i elveforekomsten og regner ut FG og BE for hele forekomsten. Deretter brukes resultatene til å angi tilstandsklasser basert på brudd i kontinuitet som vist i tabellen nedenfor. Som oftest vil både FG og BE tilsi samme tilstandsklasse, men i tilfelle ulike klasse, skal den laveste klassen velges.

Tabell 6.14: Klassegrenser forelveforekomster uten sjøvandrende arter.

T-klasse	Frag-grad	Barr-effekt	Påvirkning på ørret av nye vandringshinder
SG			Ingen nye vandringshinder i forekomsten
	0%	0%	
G			Hovedelven upåvirket, kun sideelver eller øverste del av strekning
	0%	25%	
M			Lengste strekning redusert mindre enn 25%. Neste barriere over midten
	25%	50%	
D			Lengste strekning redusert med 25-50%. Neste barriere nær midten
	50%	75%	
SD			Lengste strekning er mer enn halvert. Neste barriere svært nær

6.7.2.6 Klassegrenser forelver/strekninger med sjøvandrende arter.

For elvestrekninger oppstrøms et naturlig hinder (for eksempel en bratt foss), kan tilstanden være i hvilken som helst tilstandsklasse, inkludert svært god tilstand. Nye vandringshindrer kan påvirke tilstanden for alle forekomster nedstrøms naturlige hinder men i mindre grad oppstrøms, siden anadrome fisk allerede er forhindret fra vandring oppstrøms. Denne logikken gjelder i tilfelle man kan definere totale hinder som er naturlige på en klar og entydige måte, mens hinder som noen få anadrome individ kan passere bidrar bare til en genetisk seleksjon av hvilken fisk kan nå opp til gyteområder oppstrøms hinderet. Problemet med definisjon av hva som utgjør en total hinder har vært en grunn til at vi har følt et behov å utvikle et spesielt sett med kriterier som gjelder for elvestrekninger med sjøvandrende arter.

På strekninger med sjøvandrende arter og store åpenbare problematiske vandringshinder, bør ikke parametere som fragmenteringsgrad/ barriere-effekt brukes. I stedet for dette, skal vandringshinderet vurderes ut fra kriterier gitt i Tabell 6.15 nedenfor.

Tabell 6.15: Klassegrenser for oppstrøms vandringshinder på strekninger med sjøvandrende arter

Tilstandsklasse oppstrøms	Høyeste sprang vannstand (m)	Andel sjørret som kan passere	Andel laks som kan passere	Påvirkning av naturlig reproduksjon
SG	Ingen kunstig			
	0,5			
G		Alle gytemoden	Alle størrelse	Harr kan. Ørekyt kan ikke
	1,0			
M		> 40 cm	> 20 cm	Alle gytemoden fisk
	2,0			
D		Få storfisk	Alle storlaks	Gytemoden laks kan passere
	4,0			
SD		Ingen	Ingen	Ingen

Inndeling

Større hinder på strekninger med sjøvandrende arter skal vurderes som mulig grense for inndeling i to forekomster, en oppstrøms og en nedstrøms, men dette er ingen krav dersom man opplever noenlunde lik tilstand både oppstrøms og nedstrøms hinderet. Det skal også tilstrebes å lage en grenseoppgang som er mest mulig konsistent til grensene som gjelder for ikke strekninger med sjøvandrende arter. Blant annet kan barrierer effekten også komme inn i bildet som tilleggsvurdering som beskrevet under.

25 % -> moderat

Det må også legges til grunn hvor mye av de opprinnelige gyteområdene er avskåret fra gyting etter innføring av et nytt hinder som er mer enn 1,0 m høy. For dette formål har vi foreslått at ingen forekomst oppstrøms kan tildeles høg/god status dersom mer enn ca 25 % av de antatte samlede gyteområder for sjørret befinner seg oppstrøms hinderet. Tilstanden settes til moderat oppstrøms og avbøtende tiltak må vurderes for å gjenopprette gytevandring. Klassifisering av forekomsten direkte nedstrøms kan ikke være høyere enn god. Dersom hinderet avskjærer mer enn 50 % av samlede gyteareal skal en klassifisering nedstrøms være moderat eller dårligere.

6.7.3 Andre morfologiske parametere med økologisk betydning i elver

Det overordnede inntrykket etter en litteratursammenstilling av er at det er vanskelig å finne frem til måter å trekke opp morfologiske påvirkningsgrenser utover vandringsbarrierer som er generelt gyldige for alle de forskjellige elvetyperne og situasjonene som man finner i Norge, og resten av Europa. For første planfase foreslås det å basere det norske systemet på de svenske klassegrensene ift morfologiske støtteparametere, som vist i tabell 6.16 og 6.17.

Tabell 6.16: Forklaring til sentrale morfologiske parametere av økologisk betydning for norske vannforekomster.

Gruppe		Aktiviteter	Kommentarer
1	Endring av elveløpets utforming	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Kanalisering (lengre strekn.). ▪ Utretting av kortere elvestrekninger. ▪ Løpsendringer (kunstige). ▪ Bekkelukninger/rør. 	Kan forekomme i urbane, jordbruks- og skogsvassdrag. Medfører endret strømhastighet, kan gi endret substrat og mindre variert habitat.
2	Endring i bunnen av elva /i vannmassene Fjerning av substrat	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Armering av bunnen (for erosjonshindring). ▪ Flomavledning ute i elva. ▪ Brokar ute i elva. ▪ Rensing av elveløpet og kantene for materiale. ▪ Mudring. ▪ Grustekt. 	Kan gi økt vannhastighet og unaturlig substratsammensetning. All fjerning av bunnssubstrat (inkludert organisk materiale).
3	Endring av bankene (Hovedsakelig flom- og erosjonssikring, også brokar)	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Armering av elvekant med stein. ▪ Armering av elvekant med vegetasjon/kokosmatt o.l. ▪ Andre endringer av bankene. ▪ Flomvoller ved elvebredd. ▪ Flomvoller inne på land. ▪ Brokar langs elvebredden. 	Kan gi økt vannhastighet, og økt transport av finkornet materiale (blir ikke avsatt på omkringliggende land ved flom). Kan gi økt skuring i bunn av elva.
4	Endring i kantvegetasjon	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Hovedsakelig fjerning av kantvegetasjon ned mot elva. 	Inkluderer svenskenes "død ved".
5	Endring i feltet	<ul style="list-style-type: none"> ▪ Urbanisering/tette flater. ▪ Jordbruk, bakkeplanering, grøfting/drenering . ▪ Skogbruk, flatehogst. ▪ Tilførsel av større mengder sediment/organisk materiale. 	Refererer hovedsakelig til at endringer i arealbruk påvirker infiltrasjon og avrenning i feltet, dermed endres hydrologien og substratet i elveløpet.

Tabell 6.17 Klassegrenser for fysiske inngrep. Valg av grenseverdier holder seg tett til forslag til grenser benyttet i Sverige¹¹, med noen tilpasninger (nærmere beskrevet av Glover m. fl., 2008).

Nr	Gruppe	Parameter	Morfologisk status				
			SG	G	Mod	D	SD
1	Endring av elveløpets utforming i plan (kanalisering, utretting, rør/bekkelukning)	Andel utrettet	0%	≤10%	>10-40%	>40-70%	>70 %
2	Endring i bunnen av elva (inkl. fjerning av substrat)	Lengde på endring i forhold til VF lengde	0%	≤10%	>10-25%	>25-50%	>50%
3	Endring av bankene (Hovedsakelig flom- og erosjonssikring, også brokar)	% lengde på sikringstiltak i forhold til VF's lengde	0-5%	<5-20%	>20-50%	>50 % (SMVF)	
4	Endring i kantvegetasjon	Andel strekning med sterkt redusert kantvegetasjon	≤10%	>10-20%	>20-40%	>40-60%	>60%
5	Endring i feltet som gir morfologisk innvirkning i elva	Andel tette flater / jordbruksmark /flatehogst	≤10%	>10-20%	>20-40%	>40-60%	>60%

Gule rader er identisk med de svenske klassegrensene. Forklaring til tabellen:

Nr. 1, 5 og 6 Se Nilsson 2006

Nr. 2. Det antas at endringer i bunnen av elver er relativt korte i forhold til kanaliseringer, men at de har omtrent samme betydning som kanaliseringer.

Nr. 3 a: Svensk forslag: Se Nilsson 2006

Nr. 3 b: Norsk forslag: Basert på at sikringstiltak kan ha meget varierende lengde. Norske kriterier for SMVF var mer enn 50% sikringstiltak på begge sider av elva. Basert på dette foreslås det at overgangen mellom god og middels settes ved ca. 20% av total VF-lengde, på begge sider av elva.

Nr. 4. Det er her tatt utgangspunkt i Nilssons (2006) kriterium for arealbruk i 'nærmiljø'; hvis parameteren skal tas ut fra kart/GIS-verktøy kan dermed andel av jordbruksmark, tette flater eller flathugstområde i nærheten av elvestrengen benyttes. Imidlertid vil ikke en slik GIS-metodikk gi beskjed om tiltak (bufferoner) i nedbørfeltet. Forslag om kriterium på 20% redusert kantvegetasjon som overgang mellom god og moderat

Se flere inngrep i sammenheng

Når det forekommer flere inngrep samtidig reises spørsmålet om man skal aggregere inngrepene eller måle lengden elv som har blitt påvirket av en eller flere inngrep. Siden økologisk tilstand tilstreber å representere avstanden fra naturlige upåvirkete forhold, vil det være nærliggende å bruke "andel inngrepfri elv" som en målparameter heller enn aggregerte lengder av alle inngrep. Prinsipielt kan en påvirkning (for eksempel utretting) ha en negativ effekt som da ikke blir forverret av at det kommer en ny påvirkning (graving i elvbunn) på samme elvestrekning. Derfor anbefaler vi å måle lengden elv påvirket av alle typer inngrep mot lengde upåvirket strekning, og bruke prosent tallene som setter grenser for den mest følsomme påvirkningstypen. For eksempel fjerning av substrat over mer enn 25 % av lengden kvalifiserer for dårlig status heller enn moderat som gjelder for de andre radene. Dette 25 % kriteriet blir derfor brukt dersom man samtidig har andre påvirkninger i den delen av elven hvor substrat er fjernet.

¹¹ Naturvårdsverket Håndbok 2007:4

6.7.4 Hydrologiske støtteparametere i elver

Det jobbes med å utarbeide forslag til klassegrenser for utvalgte vannføringsparametere som anses som spesielt viktige for økologisk tilstand i rennende vann.

Pr 28.10.08 har en ekspertgruppe satt opp følgende parametere som mulige flaskehals:

- Minimumsvannføring pr vinter (ukes minimumsvannføring nov – april)
- Minimumsvannføring pr sommer (ukes minimumsvannføring mai – oktober)
- Raske vannstandsendringer (hastighet, frekvens)
- Timing og varighet på andre kritiske vannføringshendelser:

I klassifiseringssammenheng anbefales det å beregne disse parameterne før/etter et inngrep som har ført til en hydrologisk endring. Dette som en nyttig støtteparameter til å fastsette økologisk tilstand sammen med evt biologiske data. Forslag til klassegrenser for disse parameterne vil bli utarbeidet.

I påvente av utarbeidede klassegrenser for hydrologiske støtteparametere anbefales det å benytte grensene for utpeking av kandidater til SMVF, som angitt i karakteriseringsveilederens kapittel 5 (tabell 5.1). Disse grensene vil inntil videre være retningsgivende ift avvik fra antatt god økologisk tilstand



Foto: Odd Haugsbakk

6.8 Fysisk kjemiske kvalitetselementer (unntatt miljøgifter)

6.8.1 Forurensende stoffer minus miljøgifter

Tabellene i kapittel 6.8.1.1 – 6.8.1.3 er hentet fra NIVA rapport 5708-2008, som ble levert SFT i des. 2008.

6.8.1.1 Eutrofiparametre innsjøer og elver:

Klorofyll a for innsjøer

Klorofyll a er egentlig en biologisk parameter og er inkludert i klassifiseringssystemet for planteplankton (se klassifiseringsveileder kap. 6). Men da denne måles kjemisk og er basis for de fleste av de andre fysisk-kjemiske parametrene nedenfor, velger vi å ta den med her også. Foreløpige grenseverdier for innsjøer er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.2.1 ovenfor. Alle grenseverdier er angitt som µg/L, og gjelder årsmiddelverdier basert på månedlige målinger i vekstsesongen.

Tabell 6.18: Klassegrenser for Klorofyll a for innsjøer.

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	LN2a	Kalkfattige, klare, grunne	1,5	3	5	10	20
Lavland	LN2b	Kalkfattige, klare, dype	1,2	2,5	4	7	15
Lavland	LN3a	Kalkfattige, humøse	2,5	5	7,5	15	30
Lavland	LN1	Kalkrike, klare	2,5	5	7,5	15	30
Lavland	LN8a	Kalkrike, humøse	3,5	7	10,5	20	40
Skog	LN5	Kalkfattige, klare	1	2	3	7	15
Skog	LN6	Kalkfattige, humøse	2	4	6	12	25
Fjell	LN7	Kalkfattige, klare	0,8	1,5	2,5	6	12

Siktedyp for innsjøer

Foreløpige grenseverdier for innsjøer er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.2.1 ovenfor. Alle grenseverdier er angitt i meter, og gjelder årsmiddelverdier basert på månedlige målinger i vekstsesongen.

Tabell 6.19: Klassegrenser for siktedyp for innsjøer

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	LN2a	Kalkfattige, klare, grunne	8	6	4	2	1
Lavland	LN2b	Kalkfattige, klare, dype	10	8	5	3	1,5
Lavland	LN3a	Kalkfattige, humøse	6	4	3	1,5	0,7
Lavland	LN1	Kalkrike, klare	6	4	3	1,5	0,7
Lavland	LN8a	Kalkrike, humøse	5	3	2	1	0,5
Skog	LN5	Kalkfattige, klare	10	8	6	3	1,5
Skog	LN6	Kalkfattige, humøse	7	5	3,5	1,7	0,8
Fjell	LN7	Kalkfattige, klare	12	9	7	3,5	1,7

Total fosfor (TotP) for innsjøer

Foreløpige grenseverdier for innsjøer er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.2.1 ovenfor. Alle grenseverdier er angitt som µg/L, og gjelder årsmiddelverdier basert på månedlige målinger i vekstsesongen.

Tabell 6.20: Klassegrenser for totalt fosfor (TotP) for innsjøer

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	LN2a	Kalkfattige, klare, grunne	4	7	11	20	40
Lavland	LN2b	Kalkfattige, klare, dype	3	6	9	15	30
Lavland	LN3a	Kalkfattige, humøse	6	11	16	30	55
Lavland	LN1	Kalkrike, klare	5	10	14	25	50
Lavland	LN8a	Kalkrike, humøse	7	13	19	35	65
Skog	LN5	Kalkfattige, klare	3	5	7	15	30
Skog	LN6	Kalkfattige, humøse	5	9	13	24	45
Fjell	LN7	Kalkfattige, klare	2	3	5	11	20

Total fosfor (TotP) for elver

Foreløpige grenseverdier for elver som ikke er leirvassdrag er angitt i tabellen nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.2.1. Alle grenseverdier er angitt som µg/L, og gjelder årsmiddelverdier unntatt målinger tatt under flom og tørke-perioder. For leirvassdrag, se kap. 3.

Tabell 6.21: Klassegrenser for totalt fosfor (TotP) for elver

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	RN2	kalkfattige, klare,	6	11	17	30	60
Lavland	RN3	kalkfattige, humøse	9	17	24	45	83
Lavland	RN1	moderat kalkrik, klar	8	15	21	38	75
Lavland		moderat kalkrik, humøs	11	20	29	53	98
Skog	RN5	kalkfattige, klare,	5	8	11	23	45
Skog	RN9	kalkfattige, humøse	8	14	20	36	68
Fjell	RN7	kalkfattige, klare,	3	5	8	17	30

Total nitrogen (TotN) i innsjøer og elver

Ut fra metodikken beskrevet i kap. 2.2.1 får vi følgende forslag til foreløpige grenseverdier for TotN i norske innsjøer og elver (alle grenseverdier er angitt som µg/L, og gjelder årsmiddelverdier):

Tabell 6.22: Klassegrenser for totalt nitrogen (TotN) i innsjøer og elver

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	LN2a; RN2	Kalkfattige, klare, grunne	250	300	400	575	1000
Lavland	LN2b	Kalkfattige, klare, dype	225	300	350	475	800
Lavland	LN3a; RN3	Kalkfattige, humøse	300	400	500	800	1300
Lavland	LN1; RN1	Kalkrike, klare	275	375	450	700	1200
Lavland	LN8a	Kalkrike, humøse	300	450	550	900	1500
Skog	LN5; RN5	Kalkfattige, klare	225	275	325	475	800
Skog	LN6; RN9	Kalkfattige, humøse	275	350	450	675	1100
Fjell	LN7; RN7	Kalkfattige, klare	200	225	275	400	575

Ammonium (NH₄+NH₃) og fri ammoniakk (NH₃)

På bakgrunn av tålegrenser for fisk og resonnementet angitt i metodikk-kapitlet ovenfor foreslås foreløpige grenseverdier for fri ammoniakk og total ammonium å være hhv. 5 µg/L og 30 µg/L for klassegrensen svært god/god og hhv. 25 µg/L og 160 µg/L for klassegrensen dårlig/svært dårlig. Klassegrensen god/moderat forslås ved interpolasjon mellom disse ytterpunktene til å være 10 µg/L og 60 µg/L for hhv. fri ammoniakk og total ammonium, mens klassegrensen moderat/dårlig foreslås å være 15 µg/L og 100 µg/L. Dette gjelder foreløpig for alle vanntyper.

Tabell 6.23: Klassegrenser for Ammonium (NH₄+NH₃) og fri ammoniakk (NH₃)

Vanntyper	Parameter	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
alle	Fri ammoniakk (NH ₃) (µg/L) 90 persentil	1	5	10	15	25
alle	Total ammonium* (NH ₄ +NH ₃) (µg/L) 90 persentil	10	30	60	100	160

* gjelder kun ved pH > 8 og temp. > 25 °C. Ved lavere pH og temperatur er denne parameteren ikke relevant.

Oksygen i innsjøer og elver

Foreløpige grenseverdier er basert på tålegrenser for forskjellige fiskesamfunn i hht. metodikken angitt i kap. 2.2.1 ovenfor. Grenseverdiene i tabellen nedenfor gjelder for løst oksygen og er basert på tålegrenser for laksefisk (for klarvannstyper) og karpefisk (for humusvanntyper). Tallene gjelder hypolimnion for sjiktede innsjøer eller hele vannmassen for usjiktede innsjøer og elver. Persentilene gjelder andelen av observasjonene som kan være lavere enn angitt grenseverdi.

Tabell 6.24: Klassegrenser for Oksygen i innsjøer og elver

Vanntyper	Parameter	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Klarvannstyper (LN1, 2, 5, 7, RN1,2, 5, 7)	O ₂ (mg/L) 50 persentil	14	12	9	5	2
Klarvannstyper (LN1, 2, 5, 7, RN1,2, 5, 7)	O ₂ (mg/L) 5 persentil	12	9	5	2	1
Humusvanntyper (LN3, 6, 8, RN3, 9)	O ₂ (mg/L) 50 persentil	12	9	5	2	1
Humusvanntyper (LN3, 6, 8, RN3, 9)	O ₂ (mg/L) 5 persentil	9	5	2	1	0,5

6.8.1.2 Forsuringsparametre innsjøer og elver:

pH i innsjøer

Foreløpige grenseverdier for innsjøer er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.3.1 ovenfor. Alle grenseverdier gjelder laveste verdi basert på fortrinnsvis fire prøver årlig (snøsmelting vår, sommer, høst og vinter), alternativt målinger foretatt under sirkulasjonsperioden på høsten.

I en innsjø som har vært utsatt for forsurening over tid vil det sannsynligvis være nødvendig å sette strengere grenseverdier (spesielt viktig for G/M grensen) for å sikre en biologisk gjenhenting. Under slike forhold vil det kunne være for høyt innhold av LAI selv om pH er bedre enn G/M grensen.

Tabell 6.25: Klassegrenser for pH i innsjøer

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	LN2	Kalkfattige, klare (TOC<2)	6,8	6,5	6,1	5,5	5,0
		Kalkfattige, klare (TOC2-5)	6,8	6,5	5,9	5,4	5,0
Lavland	LN3	Kalkfattige, humøse	5,8	5,7	5,6	5,4	5,0
		Skog	10,16	Sv. kalkfattige, klare (TOC<2)	6,2	6,0	5,9
		Sv. kalkfattige, klare (TOC2-5)	6,2	6,0	5,8	5,3	5,1
Skog	11	Sv. kalkfattige, humøse	5,8	5,6	5,4	5,1	4,9
Skog	LN5	Kalkfattige, klare (TOC<2)	6,8	6,5	6,1	5,5	5,0
		Kalkfattige, klare (TOC2-5)	6,8	6,5	5,9	5,4	5,0
Skog	LN6	Kalkfattige, humøse	5,8	5,7	5,6	5,4	5,0
		Fjell	21	Sv. kalkfattige, klare (TOC<2)	6,2	6,0	5,9
		Sv. kalkfattige, klare (TOC2-5)	6,2	6,0	5,8	5,3	5,1
Fjell	LN7	Kalkfattige, klare (TOC<2)	6,8	6,5	6,1	5,5	5,0
		Kalkfattige, klare (TOC2-5)	6,8	6,5	5,9	5,4	5,0

Klassegrensene er representative for innsjølevende ørret og bunnfauna.

pH i elver

Foreløpige grenseverdier for innsjøer er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.3.1 ovenfor. Alle grenseverdier gjelder laveste verdi basert på fortrinnsvis månedlige målinger gjennom hele året, minimum fire prøver årlig (snøsmelting vår, sommer, høst og vinter). I en elv som har vært utsatt for forurening over tid vil det sannsynligvis være nødvendig å sette strengere grenseverdier (spesielt viktig for G/M grensen) for å sikre en biologisk gjenhenting. Under slike forhold vil det kunne være for høyt innhold av LAI selv om pH er bedre enn G/M grensen.

Tabell 6.26: Klassegrenser for pH i elver

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	RN2	Kalkfattige, klare	>6,8	6,5	6,2	6,0	5,8
Lavland	RN3	Kalkfattige, humøse	>5,8	5,7	5,6	5,4	5,0
		Skog	Sv. kalkfattige, klare	>6,4	6,3	6,2	6,0
Skog		Sv. kalkfattige, humøse	>5,8	5,7	5,6	5,4	5,0
Skog	RN5	Kalkfattige, klare	>6,8	6,5	6,2	6,0	5,8
Skog	RN6	Kalkfattige, humøse	>5,8	5,7	5,6	5,4	5,0
Fjell		Sv. kalkfattige, klare	>6,2	6,0	5,9	5,6	5,3
Fjell	RN7	Kalkfattige, klare	>6,8	6,5	6,1	5,5	5,0

Klassegrensene for elver i lavland og skog er representative for laks (sjøoverlevelse av smolt), bunnfauna og begroingsalger. For fjellelver er klassegrensene representative for bunnfauna og begroingsalger. For klare elver i lavland og skog uten laks (gjelder vassdrag som ikke har laks i dag og som ikke er vurdert som potensielle laksevassdrag) foreslås å bruke tilsvarende grenseverdier som for fjellelver.

Uorganisk aluminium (LAI, UM-Al) i innsjøer

Foreløpige grenseverdier for innsjøer er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.3.1 ovenfor. Alle grenseverdier er angitt som µg/L, og gjelder høyeste verdi basert på fortrinnsvis fire prøver årlig (snøsmelting vår, sommer, høst og vinter), alternativt målinger foretatt under sirkulasjonsperioden på høsten. Ved klassifisering er det viktig at grensene knyttes til analyseprotokoll. Grenseverdiene er basert på at analysene er utført vha. pyrechatecol-violet metoden. LAI konsentrasjonene kan bli uriktig bestemt hvis pH og temperatur endres i vannprøven etter prøvetaking (Kroglund et al., 2001a, b).

Tabell 6.27: Klassegrenser for uorganisk aluminium (LAI, UM-AI) i innsjøer

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	LN2	Kalkfattige, klare (TOC<2)	<5	5	30	65	95
		Kalkfattige, klare (TOC2-5)	<5	5	30	65	95
Lavland	LN3	Kalkfattige, humøse	<5	5	30	65	95
Skog	10,16	Sv. kalkfattige, klare (TOC<2)	<5	5	10	20	40
		Sv. kalkfattige, klare (TOC2-5)	<5	5	15	25	60
Skog	11	Sv. kalkfattige, humøse	<5	5	20	30	60
Skog	LN5	Kalkfattige, klare (TOC<2)	<5	5	30	65	95
		Kalkfattige, klare (TOC2-5)	<5	5	30	65	95
Skog	LN6	Kalkfattige, humøse	<5	5	30	65	95
Fjell	21	Sv. kalkfattige, klare (TOC<2)	<5	5	10	20	40
		Sv. kalkfattige, klare (TOC2-5)	<5	5	15	25	60
Fjell	LN7	Kalkfattige, klare (TOC<2)	<5	5	30	65	95
		Kalkfattige, klare (TOC2-5)	<5	5	30	65	95

Klassegrensene er representative for innsjølevende ørret. Grenseverdiene er ikke representative for målinger i vann med ustabil aluminiumskjemi (blandsoner etc.). I slike tilfeller bør målinger av gjelle-AI benyttes (se nedenfor).

Uorganisk aluminium (LAI, UM-AI) i elver

Foreløpige grenseverdier for elver er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.3.1 ovenfor. Alle grenseverdier er angitt som µg/L, og gjelder høyeste verdi basert på fortrinnsvis månedlige målinger gjennom hele året, minimum fire prøver årlig (snøsmelting vår, sommer, høst og vinter).

Ved klassifisering er det viktig at grensene knyttes til analyseprotokoll. Grenseverdiene er basert på at analyse er utført vha. pyrechatecol-violet metoden. Konsentrasjonen av LAI kan være uriktig bestemt hvis pH og temperatur endres i vannprøven etter prøvetaking (Kroglund et al. 2001a, b).

Tabell 6.28: Klassegrenser for uorganisk aluminium (LAI, UM-AI) i elver

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	RN2	Kalkfattige, klare	<5	5	10	15	20
Lavland	RN3	Kalkfattige, humøse	<5	5	10	15	20
Skog	8	Sv. kalkfattige, klare	<5	5	10	15	20
Skog	Ny	Sv. kalkfattige, humøse	<5	5	10	15	20
Skog	RN5	Kalkfattige, klare	<5	5	10	15	20
Skog	RN6	Kalkfattige, humøse	<5	5	10	15	20
Fjell	15	Sv. kalkfattige, klare	<5	5	10	20	40
Fjell	RN7	Kalkfattige, klare	<5	5	30	65	95

Klassegrensene for elver i lavland og skog er representative for laks (sjøoverlevelse av smolt). For fjellelver er klassegrensene representative for innlandsørret og bunnfauna. For klare elver i lavland og skog uten laks (gjelder vassdrag som ikke har laks i dag og som ikke er vurdert som potensielle laksevassdrag) foreslås å bruke tilsvarende grenseverdier som for fjellelver. Grenseverdiene er ikke representative for målinger i vann med ustabil aluminiumskjemi (blandsoner etc.). I slike tilfeller bør målinger av gjelle-AI benyttes (se nedenfor).

ANC - Vannets syrenøytraliserende kapasitet i innsjøer

Foreløpige grenseverdier for innsjøer er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.3.1 ovenfor. Alle grenseverdier er angitt som $\mu\text{ekv/L}$, og gjelder årsmiddelverdi basert på fortrinnsvis fire prøver årlig (snøsmeltingen vår, sommer, høst og vinter), alternativt målinger foretatt under sirkulasjonsperioden på høsten. I en innsjø som har vært utsatt for forsurening over tid vil det sannsynligvis være nødvendig å sette strengere grenseverdier (spesielt viktig for G/M grensen) for å sikre en biologisk gjenhenting. Under slike forhold vil det kunne være for høyt innhold av LAI selv om ANC er bedre enn G/M grensen.

Tabell 6.29: Klassegrenser for ANC - Vannets syrenøytraliserende kapasitet i innsjøer

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	LN2	Kalkfattige, klare (TOC<2)	120	80	20	-10	-45
		Kalkfattige, klare (TOC2-5)	120	80	30	10	-15
Lavland	LN3	Kalkfattige, humøse	90	40	40		
		Skog	10,16	Sv. kalkfattige, klare (TOC<2)	40	30	20
		Sv. kalkfattige, klare (TOC2-5)	50	40	25	10	0
Skog	11	Sv. kalkfattige, humøse	60	45	35	20	10
Skog	LN5	Kalkfattige, klare (TOC<2)	120	80	20	-10	-45
		Kalkfattige, klare (TOC2-5)	120	80	30	10	-15
Skog	LN6	Kalkfattige, humøse	90	40	40		
		Fjell	21	Sv. kalkfattige, klare (TOC<2)	40	30	20
		Sv. kalkfattige, klare (TOC2-5)	50	40	25	10	0
Fjell	LN7	Kalkfattige, klare (TOC<2)	120	80	20	-10	-45
		Kalkfattige, klare (TOC2-5)	120	80	30	10	-15

Klassegrensene er representative for innsjølevende ørret og bunnfauna.

ANC - Vannets syrenøytraliserende kapasitet i elver

Foreløpige grenseverdier for innsjøer er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.3.1 ovenfor. Alle grenseverdier er angitt som $\mu\text{ekv/L}$, og gjelder årsmiddelverdi basert på fortrinnsvis månedlige målinger gjennom hele året, minimum fire prøver årlig (snøsmelting vår, sommer, høst og vinter).

I en elv som har vært utsatt for forsurening over tid vil det sannsynligvis være nødvendig å sette strengere grenseverdier (spesielt viktig for G/M grensen) for å sikre en biologisk gjenhenting. Under slike forhold vil det kunne være for høyt innhold av LAI selv om ANC er bedre enn G/M grensen.

Tabell 6.30: Klassegrenser for ANC - Vannets syrenøytraliserende kapasitet i elver

Høyde-region	Vanntype	Typebeskrivelse	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Lavland	RN2	Kalkfattige, klare	>120	80	40	20	10
Lavland	RN3	Kalkfattige, humøse	>90	40	40	20	10
Skog		Sv. kalkfattige, klare	>50	40	40	20	10
Skog		Sv. kalkfattige, humøse	>60	45	40	20	10
Skog	RN5	Kalkfattige, klare	>120	80	40	20	10
Skog	RN6	Kalkfattige, humøse	>90	40	40	20	10
Fjell		Sv. kalkfattige, klare	>40	30	20	10	-10
Fjell	RN7	Kalkfattige, klare	>120	80	20	-10	-45

Klassegrensene for elver i lavland og skog er representative for laks (sjøoverlevelse av smolt), bunnfauna og begroingsalger. For fjellelver er klassegrensene representative for bunnfauna og begroingsalger. For klare elver i lavland og skog uten laks (gjelder vassdrag som ikke har laks i dag og som ikke er vurdert som potensielle laksevassdrag) foreslås å bruke tilsvarende grenseverdier som for fjellelver.

Aluminium på gjeller av laks

Foreløpige grenseverdier er angitt nedenfor. For beregningsmetode, se kap. 2.3.1 ovenfor. Alle grenseverdier er angitt som $\mu\text{g Al/g tv}$. Grenseverdiene for hhv. parr og smolt er basert på sannsynlighet for effekter på overlevelse i ferskvann og sjøtoleranse.

Tabell 6.31: Klassegrenser for Aluminium på gjeller av laks

Stadium	ref.verdi	SG/G	G/M	M/D	D/SD
Laksepar	<100	100	200	400	800
Laksesmolt	<10	10	30	60	150

Klassegrensene er representative for laks. Grenseverdiene er ikke representative for turbide vann typer, men kan ellers brukes for både vann med stabil aluminiumskjemi og for vann med ustabil aluminiumskjemi (blandsoner etc.).

6.8.1.3 Leirvassdrag: Naturtilstand, miljømål og klassegrenser for leirvassdrag

Ut fra metodikken angitt i NIVA-rapport 5708-2008 vil god/moderat-grensen for TotP i leirvassdrag ligge fra $40 \mu\text{g/L}$ [=20 (nedre grense naturtilstand)/0,50 (EQR meget god/god for ikke leirvassdrag)] til teoretisk maksimum $150 \mu\text{g/L}$ [=75 (øvre grense naturtilstand)/0,50 (EQR meget god/god for ikke leirvassdrag)] avhengig av dekningsgraden av leirsedimenter. De empiriske dataene fra leirvassdrag tilsier imidlertid at de fleste leirvassdrag sjelden har en naturlig TotP over $30 \mu\text{g/L}$ (se tabellen ovenfor). I praksis blir derfor den øvre grensen god/moderat for leirvassdrag lik $30/0,50 = 60 \mu\text{g/L}$.

Miljømålet for TotP i leirvassdrag vil derfor som regel ligge mellom 40 og 60 $\mu\text{g/L}$.

Denne grensen bør evalueres så snart man har fått samlet tilstrekkelig med biologiske data fra leirvassdrag.

Oppsummert blir da naturtilstand og god/moderat grensen miljømålet for totalfosfor i leirvassdrag foreslått som angitt i tabellen nedenfor:

Tabell 6.32: Klassegrenser for totalt fosfor (TotP) i leirvassdrag

Vassdragstype	Naturtilstand for TotP $\mu\text{g/L}$	God/moderat grense for TotP, $\mu\text{g/L}$	God/moderat EQR for TotP
Leirvassdrag m 40% leirdekningsgrad	30	60	0,5
Leirvassdrag m 30% leirdekningsgrad	25	50	0,5
Leirvassdrag m 20% leirdekningsgrad	20	40	0,5

For vassdrag med andre leirdekningsgrader kan formelen for sammenheng mellom naturlig TotP konsentrasjon og leirdekningsgrad gitt i avsnitt 3.2.1 i NIVA-rapport 5708 benyttes. Oversikt over leirdekningsgrad for alle delnedbørfelter i REGINE er vedlagt rapporten som eget regneark. Eksempel på beregning av leirdekningsgrad og naturlig TotP for hele vassdrag basert på akkumulerte verdier for alle delnedbørfeltene er gitt i vedlegg C (kapitel 3.3, tabell 5 og figur 10), og i eget regneark vedlagt denne rapporten.

Andre kalkrike vassdrag i lavlandet med leirdekningsgrad <5%, har naturtilstand for TotP på $8 \mu\text{g/L}$ og en god/moderat grense på $21 \mu\text{g/L}$ dersom de har lite humus (RN1), og en naturtilstand på $11 \mu\text{g/L}$ og en god/moderat grense på $29 \mu\text{g/L}$ dersom de er humøse.

Fastsetting av naturtilstand og klassegrenser for total nitrogen i leirvassdrag

Hvorvidt det er en sammenheng mellom leirdekningsgrad og N-avrenning er ikke utredet i dette prosjektet. En slik sammenheng er lite sannsynlig, da N-avrenningen i liten grad er koblet til leirpartikler. Data fra utmarksarealer tilsier at naturlig N-avrenning i leirvassdrag fra områder uten store hogstflater gir naturlige gjennomsnittskonsentrasjoner av total nitrogen fra 200-600 µg/L, avhengig av jord-type og vegetasjonstype (se tabell i avsnitt 3.3.1). Dette er i samme størrelsesorden som naturtilstanden for kalkrike elver i lavlandet som ikke er leirvassdrag, som er foreslått å være ca. 300 µg/L (se kap.2).

God/moderat grensen for ikke-leirvassdrag er foreslått til ca. 500 µg/L, ut fra forholdet mellom fosfor og nitrogen i det gamle klassifiseringssystemet (se kap.2). Da naturtilstanden er omtrent den samme eller noe høyere i leirvassdrag enn i ikke-leirvassdrag, foreslår vi at nedre grenseverdi for miljømålet for TotN i leirvassdrag er den samme som i ikke-leirvassdrag, dvs. 500 µg/L. For leirvassdrag med høy naturlig TotN (opp mot 600 µg/L) beregnes god/moderat grensen ut fra naturtilstanden dividert med EQR verdien for god/moderat grensen for ikke-leirvassdrag, dvs. 0,6 (=300/500). Øvre god/moderat-grense for total nitrogen i leirvassdrag blir dermed 1000 µg/L (=600/0,6). Dette er oppsummert i tabellen nedenfor.

Vi har ikke datagrunnlag til å sette de øvrige klassegrensene for TotN for leirvassdrag

Tabell 6.33: Klassegrenser for totalt nitrogen (TotN) i leirvassdrag

Vassdragstype	Naturtilstand for TotN - µg/L	God/moderat grense for TotN, µg/L	God/moderat EQR for TotN
Leirvassdrag	200-600*	500-1000*	0,6
Kalkrike vassdrag i lavlandet RN1)	300	500	0,6

*grenseverdiene avhenger av jordtype og vegetasjonstype.

Koblingen mellom jordtype / vegetasjonstype og naturtilstand for TotN er ikke utredet i dette prosjektet. Vi har derfor ikke grunnlag for å splitte leirvassdragene i undertype i hht. forskjellige jord- og vegetasjonstyper.

6.8.1.4 Klassegrenser etter gammelt system (SFT 1997).

I den grad foregående kapitler og tabeller ikke har gitt nye vanntypespesifikke grenseverdier anbefales det å benytte klassegrensene gjengitt under i tabellen under fra SFT 97:04.

For grenseverdier ift å klassifisere kjemisk tilstand for overflatevann henvises til kapittel 5.

Tabell 6.34: Klassegrenser for fysisk-kjemiske parametere fra SFT 97:04, som fremdeles skal benyttes som støtteparametere inntil nye vanntype-spesifikke klassegrenser er på plass. For Tot P, klorofyll og siktedyp se oppdaterte lister i foregående kapitler.

Virkninger av:	Parametre:	Tilstandsklasser				
		I "Meget god"	II "God"	III "mindre god"	IV "Dårlig"	V "Meget dårlig"
Næringsalter	Total fosfor, µg P/l	<7	7 – 11	11 – 20	20 – 50	>50
	Klorofyll a, µg/l	<2	2 - 4	4 - 8	8 - 20	>20
	Siktedyp, m	>6	4 - 6	2 - 4	1 - 2	<1
	Prim. Prod., gC/m ² år	<25	25 - 50	50 - 90	90 - 150	>150
	Total nitrogen, µg/l	<300	300 - 400	400 - 600	600 - 1200	>1200
Organiske stoffer	TOC, mgC/l	<2,5	2,5 – 3,5	3,5 - 6,5	6,5 - 15	>15
	Fargetall, mg Pt/l	<15	15 - 25	25 - 40	40 - 80	>80
	Oksygen, mgO ₂ /l	>9	6,5 - 9	4 - 6,5	2 - 4	<2
	Oksygenmetn. %	>80	50 - 80	30 - 50	15 - 30	<15
	Siktedyp, m	>6	4 - 6	2 - 4	1 - 2	<1
	KOF _{Mn} , mgO ₂ /l	<2,5	2,5 – 3,5	3,5 – 6,5	6,5 - 15	>15
	Jern, µgFe/l	<50	50 - 100	100 - 300	300 - 600	>600
	Mangan, µg Mn/l	<20	20 - 50	50 - 100	100 - 150	>150
Forsurende stoffer	Alkalitet, mmol/l	>0,2	0,05 – 0,2	0,01 – 0,05	<0,01	0,00
	Ph	>6,5	6,0 – 6,5	5,5 – 6,0	5,0 – 5,5	<5,0
Partikler	Turbiditet, FTU	<0,5	0,5 - 1	1 - 2	2 - 5	>5
	Susp. stoff, mg/l	<1,5	1,5 - 3	3 - 5	5 - 10	>10
	Siktedyp, m	>6	4 - 6	2 - 4	1 - 2	<1
Tarmbakterier	Termotol. kali. bakt., ant./100ml	<5	5 - 50	50 - 200	200 - 1000	>1000

7. Økologisk tilstand i kystvann

Utdypende informasjon om klassifisering av de enkelte kvalitetselementene utarbeidet for norske kystvannstyper.

7.1 Innledning

Systemet for klassifisering av økologisk tilstand i kystvann er under utvikling og er derfor ikke komplett. Systemet vil oppdateres så snart ny kunnskap foreligger.

Det har vært hovedfokus på å få på plass klassegrenser for de biologiske kvalitetselementene. Det har blitt tatt utgangspunkt i de parametre og grenser som er interkalibrert med andre land.

Innen EU har det gjennom flere år foregått en interkalibrering for å sammenligne de ulike lands klassegrenser og for å sikre en likeverdig beskyttelse av det marine miljøet.



Fra norsk side har interkalibreringen hittil omfattet følgende kvalitetselement (KE) i kystvannforekomster:

- Makroalger (tang og tare): algenes nedre voksegrense for 3 vanntyper på kysten av Skagerrak. Arts sammensetning i fjæresonen for to vanntyper på Nord-Vestlandet.
- Bunnfauna: Norwegian Quality Index (NQI1) for alle vanntyper.
- Planteplankton: klorofyll-a for alle vanntyper på strekningen Skagerrak – Vestlandet (Stad).

Ettersom datagrunnlaget forbedres vil det være mulig å videreføre interkalibreringsarbeidet.

I klassifiseringen benyttes størrelsen $EQR = \text{forholdstallet mellom nåværende tilstand og referansetilstanden}$. Denne verdien ligger i intervallet 0-1 og de 5 klassegrensene refererer seg til ulike EQR-verdier. Ennå er ikke EQR-verdier utarbeidet for alle kvalitetselement og parametre, og hvor disse mangler må man inntil videre fortsatt bruke klassegrenser basert på selve parameteren (for eksempel $\mu\text{g/l}$ klorofyll-a).

Dette kapitlet omfatter utdypende informasjon om hvert kvalitetselement som inngår i det nye klassifiseringssystemet for kystvann for påvirkningstypen eutrofiering for de biologiske kvalitetselementene. For kvalitetselementet bunnfauna gjelder klassifiseringssystemet inntil videre også for andre påvirkningstyper. Hvert delkapittel inneholder informasjon om ett kvalitetselement for en påvirkningstype. Delkapittelet omfatter indikatorer og parametre, metodikk for innsamling og analyse, krav til data og beregningsmetode, referansetilstand og klassegrenser. Det er også gitt eksempel på bruk av klassifiseringsmetodikken for hvert kvalitetselement (delkapittel).

Oversikt over alle kvalitetselementene og indikatorene/parametrene er angitt i kap. 3.2, samt i oversiktstabellene med klassifiseringsskjema for kystvann (Vedlegg IV).

7.2 Kvalitetslementer og parametere - en oversikt

Klassifiseringssystemet har fokus på de biologiske kvalitetslementene og inkluderer de elementene som ansees som sentrale i denne omgang (Tabell 7.1). Med dette menes at det finnes datagrunnlag for å sette kriterier og beregne EQR-verdier, det gir en kontinuitet i forhold til vårt nåværende klassifiseringssystem og gir mulighet for en harmonisering med andre lands system og klasser.

I sin nåværende versjon har systemet fokus på virkninger av næringsalter (eutrofiering) og organisk stoff. På litt lenger sikt vil flere påvirkningstyper bli inkludert.

For hydromorfologiske kvalitetslementer inneholder klassifiseringssystemet et forslag på klassifisering av morfologiske endringer.

For fysisk-kjemiske kvalitetslementer forelås det foreløpig å benytte SFTs veileder 97:03 for parametrene i tabell 7.1. For miljøgifter se kap. 5.

Tabell 7.1: Sammenfatning av kvalitetslementer og parametre i klassifiseringssystemet for kystvann.

	Biologiske kvalitetslementer			Fysisk-kjemisk kvalitetslementer			Hydromorfologiske kvalitetslementer
	Plantep plankton	Makroalger	Bunnfauna	Siktdyp	Næringsalter	Oksygen	Morfologiske endringer
Parameter	Klorofyll a	Nedre vokse- grense Fjæresamfunn	Artsmangfold Ømfintlighet Sammensatte indekser NQ1, NQ2	Siktdyp	TOT-N Nitrat TOT-P Fosfat	Oksygen	% påvirkning av substrat

7.3 Kystvann – Planteplankton – Eutrofiering

Planteplankton responderer meget hurtig på endringer i vekstforholdene. Økte næringsstofftilførsler (eutrofiering) kan føre til en økning av algebiomassen. For å vurdere effekter av eutrofi på planteplankton inneholder klassifiseringssystemet foreløpig en parameter på biomasse, klorofyll-a. Metoden baserer seg på kjemiske analyser og det er behov for relativt hyppig prøvetaking i vekstsesongen.

7.3.1 Innledning

Planteplankton er små, frittlevende, encellede planter (alger) og første ledd i marine næringskjeder. Flere faktorer påvirker vekst og biomasse av planteplankton. De viktigste er næringsstoffer, lys og stabilitet. Planteplanktonet kan vokse i hele den delen av vannsøylen hvor det er tilstrekkelig lys. Men høyest konsentrasjon, eller biomasse av planteplankton, forekommer oftest i de øvre 15 meterne. Vekst og biomasse av planteplankton påvirkes i stor grad av miljøforholdene, forhold som stadig endres på grunn av meteorologiske, fysiske, kjemiske og biologiske prosesser. Disse endringene kan føre til betydelig variasjon i vekst, biomasse og arts sammensetning innenfor relativt korte tidsrom og geografiske områder. Planteplankton gjennomgår også mer eller mindre faste svingninger og suksessjoner gjennom året, med perioder med høy og lav forekomst.

Planteplankton responderer meget hurtig på endringer i vekstforholdene, og økte næringsstofftilførsler (eutrofiering) kan føre til en økning av algebiomassen. Kraftig eutrofiering kan resultere i at enkelte arter danner masseblomstringer og artsmangfoldet reduseres.

7.3.2 Parametre som inngår i klassifiseringssystemet

I denne foreløpige versjonen av klassifiseringssystem for vannkategori kystvann er kun følgende parameter for kvalitetselementet planteplankton i benyttet:

- klorofyll-a konsentrasjonen.

Det arbeides imidlertid med å gjøre også andre planteplanktonparametre operasjonelle for klassifiseringsformål, slike som:

- mengde av planteplankton, uttrykt som celler/L, totalt cellekarbon eller totalt algevolum.
- frekvens av algeoppblomstringer.

En praktisering av vanddirektivet krever blant annet inkludering av parametere for frekvens og intensitet av algeoppblomstringer og artssammensetning. I det endelige klassifikasjonssystemet er derfor målet å utarbeide indekser, som i tillegg til de ovenfor nevnte parametere inkluderer slikt som endringer i planteplanktonets artssammensetningen, endringer i forholdet mellom de ulike algeklassene og frekvens og forekomst av algeoppblomstringer. Etter hvert som nye planteplanktonparametere og -indekser utvikles, kan de bli en del av klassifiseringssystemet.

7.3.3 Feltmetodikk og analysemetoder

For klorofyll ($\mu\text{g/L}$) kreves det minimum månedlige prøveinnsamlinger fra produksjonssjiktet (dvs. den eufotiske sone) i vekstsesongen. Oppstart og avslutning av vekstsesongen vil variere mellom år og langs kysten fra sør til nord. Foreløpig anbefales at det samles inn prøver i perioden fra og med mars til og med september, for hele landet, med unntak av i Økoregion Skagerrak hvor oppstarten bør være i februar.

Klorofyll a -mengden i sjøvann finner man ved å filtrere en målt mengde vann gjennom et filter. Deretter ekstrahere klorofyllet i algene på filteret ved bruk av en gitt mengde ekstraksjonsmiddel (metanol, aceton eller etanol), og etter måling av ekstraktet i spektrofotometer eller fluorometer, kan så mengden klorofyll a per liter i sjøvannsprøven beregnes. Klorofyll- a er et indirekte mål for algebiomassen i form av karbon, og en må være oppmerksom på at algenes innhold av klorofyll- a i forhold til karbon vil kunne variere med miljøfor-

holdene de lever under (eks. lys og næringsforhold). I påvente av en endelig europeisk standard for måling av klorofyll-a, anbefales det å foreta klorofyll-a målingene fluorometrisk.

7.3.4 Krav til data og beregningsmetode for klassifisering

Klassifiseringen ved bruk av klorofyll-a skal gjøres etter verdien 90-persentilen for data fra hele innsamlingsperioden. På grunn av naturlige variasjoner i forekomster av planteplankton mellom år, så anbefales at man vurderer data for minst 3 år samlet.

For de andre planteplanktonparameterne vil klassifiseringskriterier bli laget etter hvert som mer data, kunnskap og erfaring foreligger.

7.3.5 Referansetilstand og klassegrenser

Tallverdier for alle parametrene for referansetilstand og klassegrenser i de ulike økoregionene og vanntypene er angitt i tabell 7.2 nedenfor. Det må presiseres at datagrunnlaget for fastsettelse av klassegrensene for klorofyll-a har vært mangelfulle, spesielt for økoregionene Nordsjøen, Norskehavet og Barentshavet. Når et mer omfattende datagrunnlag foreligger fra de ulike økoregioner og vanntyper, må det påregnes at klassegrensene i det endelige klassifiseringssystemet vil endres noe i forhold til dagens foreslåtte klassegrenser.

Tabell 7.2. Referanseverdier og klassegrenser for klorofyll-a ($\mu\text{g/L}$) i de ulike økoregioner og vanntyper.

Region	NEAGIG type	Vanntype	Salinitet	Referanseverdi	Svært God	God	Moderat	Dårlig	Svært Dårlig
Skagerrak	10	Ekspionert	≥ 20	2,0	2-3	3-6	6-11	11-20	>20
	8	Moderat ekspionert	≥ 20	1,0	1,0-1,5	1,5-3	3-9	9-18	>18
	9	Beskyttet	≥ 20	1,7	1,7-2,5	2,5-5	5-9	9-18	>18
		Sterkt ferskvannspåvirket	5-20	2,5	2,5-3,3	3,3-5	5-7,5	7,5-14	>14
Nordsjøen	1/26 a	Ekspionert	≥ 30	2,0	2-3	3-6	6-8	8-14	>14
	1/26 a	Moderat ekspionert	≥ 30	1,7	1,7-2,5	2,5-5	5-8	8-16	>16
		Beskyttet	≥ 30	1,7	1,7-2,5	2,5-5	5-8	8-16	>16
		Ferskvannspåvirket	18-30	2,0	2-2,6	2,6-4	4-6	6-12	>12
Norskehavet		Ekspionert	≥ 30	2,0	2-3	3-6	6-8	8-14	>14
		Moderat ekspionert	≥ 30	1,7	1,7-2,5	2,5-5	5-8	8-16	>16
		Beskyttet	≥ 30	1,7	1,7-2,5	2,5-5	5-8	8-16	>16
		Ferskvannspåvirket	18-30	2,0	2-2,6	2,6-4	4-6	6-12	>12
Barentshavet		Ekspionert	≥ 30	1,9	1,9-2,8	2,8-5,5	5,5-8	8-12	>12
		Beskyttet	≥ 30	1,0	1,0-1,5	1,5-3	3-6	6-10	>10
		Ferskvannspåvirket	5-20	0,9	0,9-1,2	1,2-2	2-3	3-6	>6

7.3.6 Eksempel på bruk

En av stasjonene i Kystovervåkingsprogrammet ligger utenfor Arendal. På denne stasjonen har det vært tatt vannprøver for analyse av klorofyll-a minst en gang pr. måned gjennom hele vekstsesongen gjennom en årrekke. Stasjonen ligger i økoregion Skagerrak, i ekspionert vanntype. En beregning av 90-persentil for klorofyll-a for perioden mars-september for årene 2005-2007 gir verdien 4,7 $\mu\text{g klf.a/L}$. Ved å gå inn under økoregion Skagerrak, vanntype Ekspionert i Tabell 7.2 ser man at 4,7 $\mu\text{g klf.a/L}$ gir tilstandsklasse God.

7.4 Kystvann - Makroalger (tang og tare)

– Eutrofiering/organisk belastning

For makroalger eller tang og tare inneholder systemet parametre/indeks for påvirkningstypene eutrofiering og organisk belastning (de samme parametre/indeks for begge påvirkningstyper). Systemet dekker foreløpig kun vanntyper i økoregion Skagerrak (3 vanntyper) og 2 vanntyper på Nord-Vestlandet og det foreligger forslag også på to vanntyper fra Stadt til Polarsirkelen.

For vanntypene i økoregion Skagerrak benyttes en indeks som går på nedre voksegrense for utvalgte arter: I de resterende vanntypene baseres klassifiseringen på en multimetrisk indeks der en ser på artssammensetningen i fjæresamfunn. Disse indeksene/parametrene er valgt fordi de gjenspeiler endringene i artssammensetning og sonering som følge av endret næringstilgang.

7.4.1 Innledning

Fastsittende makroalger er alle større synlige alger som sitter festet til fjell eller andre alger eller dyr langs vår kyst. De har ikke mulighet for å flytte til andre steder skulle forholdene bli dårlige og er derfor gode indikatorer på en eventuell forverring av forholdene de lever under. Fastsittende alger vokser på steder hvor de er mest konkurransedyktige og de finnes derfor i forskjellige soner nedover i fjæra og ned til nederste voksedyp. Artssammensetningen og soneringer varierer med forhold som temperatur, saltholdighet, eksponering, strøm og næringstilgang. Endrer næringstilgangen seg, altså en økt eutrofitilstand, vil både artssammensetningen og soneringen endre seg. Det er dette som ligger til grunn for indeksene.



Foto: Kristin S. Karlsen

7.4.2 Parametre som inngår i klassifiseringssystemet

For Norge er det utviklet 2 metoder for fastsittende alger:

1. Nedre voksegrense for et visst antall lett gjenkjennelige opprette alger (**Nedre voksegrense**)
2. Multimetrisk indeks som baserer seg på artssammensetningen i fjæresonen (**Fjæresamfunn**)

Metode 1: Nedre voksegrense

Reduksjon i lysgjennomtrengelighet og dermed nedre voksegrense for alger har en klar sammenheng med graden av overgjødning. Basert på historiske data, innsamlet informasjon fra forurensete områder og ekspertvurderinger, er det satt grenseverdier for vannkvalitet basert på nedre voksegrenser for 9 utvalgte alger for 3 vanntyper i Skagerrak.

Metode 2: Multimetrisk indeks av algesamfunn i fjæresonen.

Indeksen baseres på en multimetrisk indeks som inneholder informasjon om antall arter som forekommer i fjæra, forhold mellom grupper og typer av arter, samt justering for en verdisetting av de fysiske forhold i fjæra. Parameteren gjelder for 2 vanntyper på Nord-Vestlandet, men er også foreslått i ytterligere 2 vanntyper fra Stadt til Polarsirkelen.

7.4.3 Metodikk, krav til data og beregningsmetode

Prøvetidspunkt

Innsamlingene av data foretas i sommermånedene og helst i perioden juli til og med september.

Metode 1 – Nedre voksegrense.

Det benyttes dykking – lettdykker, av en person som er godkjent kvalifisert til å foreta registreringer av nedre voksegrense for 9 algearter. Ved registrering av nederste dyp skal dette fastsettes som det dyp hvor en art forekommer som spredt og hvor algene er utvokste individer som kan reproducere. Det kreves ikke noe bestemt bredde eller retning på transektet, men for å kunne følge med på samme lokalitet ved trendovervåking bør man undersøke samme transekt i oppfølgende overvåking. Nedre voksegrense fylles ut på skjema av dykker eller av assistent på land når kommunikasjon benyttes.

De registrerte data om nedre voksegrense for hver art på lokaliteten vurderes i forhold til klassifiseringskjemaet, og tilstandsklassen for hver art bestemmes (se 7.3.4 nedenfor). Tilstandsklassen gis en tallverdi fra 5 (svært god) til 1 (svært dårlig). Tilstanden for hele lokaliteten beregnes som middelvei av tilstandsklassen for alle artene. EQR-verdien beregnes deretter i forhold til referanseverdien, som er 5 (Svært god). Grunnlag for utregning ligger i vedlegg IV.

Metode 2. – Multimetrisk indeks: En fjærelokalitet med ca. 10m horisontal utstrekning bestemmes.

Stasjons utstrekning vertikalt går fra supralittoralen til øvre del av sublittoralen (se Norsk Standard NS 9424). Stasjons fysiske forhold føres ned på et skjema for verdisetting av fjæra – et fjærepotensiale beregnes for fjæra.

Antall arter som registreres føres inn i eget skjema hvor antatte forventede arter er angitt for å komme fram til en redusert artsliste (RAL). Det tas sikte på å lage et Excel-skjema som automatisk regner ut vannkvalitet basert på registreringene nedtegnet i RAL og beregning av fjærepotensialet.

Den multimetriske indeksen beregnes for hver av faktorene som inngår i indeksen og artsrikhet justeres for fjærepotensialet før EQR-verdi beregnes for hver av faktorene. En gjennomsnittlig EQR beregnes så for alle faktorene og gir EQR for stasjonen. Grunnlag for utregning ligger i vedlegg IV.

7.4.4 Referansetilstand og klassegrenser

Referansetilstanden mht. nedre voksegrense for de 9 artene i de tre vanntypene som denne indeksen skal benyttes i er angitt i tabell 7.3 mens klassegrenser for den multimetriske indeksen er angitt i tabell 7.4.

Tabell 7.3 Oversikt over referanseverdi for nedre voksegrense for de utvalgte artene

Arter\ Vanntype (Norsk navn – Latinsk navn)	Kyst/fjord- Ekspontert SK1	Kyst/fjord- Moderat ekspontert SK2	Fjord – Beskyttet - SK3	Status
	Ref. verdi Dyp i meter	Ref. verdi Dyp i meter	Ref. verdi Dyp i meter	EQR
Krusflik – <i>Chondrus crispus</i>	18	12	12	1
Svartkluft – <i>Furcellaria lumbricalis</i>	16	15	15	1
Skolmetang – <i>Halidrys siliquosa</i>	14	12	12	1
Sukkertare – <i>Saccharina latissima</i>	16	12	12	1
Krusblekke – <i>Phyllophora pseudoce- ranoides</i> + Hummerblekke – <i>Cocco- tylus truncata</i>	30	14	14	1
Teinebusk – <i>Rhodomela confervoides</i>	16	15	15	1
Fagerving – <i>Delesseria sanguinea</i>	30	17	17	1
Eikeving – <i>Phycodrys rubens</i>	29	16	16	1

Klassegrensene for disse artene finnes i vedlegg IV.

Tabell 7.4 Oversikt over klassegrenser for den multimetriske indeksen.

EQR	0,8-1,0	0,6 – 0,8	0,4 – 0,6	0,2 – 0,4	0 – 0,2
Kvalitetsklasser →	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Elementer					
Artsrikhet	35 – 68	25 – 35	17 – 25	5 – 17	0 – 5
% Andel Grønnalger	0 – 12	12 – 20	20 – 30	30 – 80	80 – 100
% Andel Rødalger	55 – 100	45 – 55	35 – 45	15 – 35	0 – 15
ESG1/ESG2	1,0 – 1,2	0,8 – 1,0	0,7 – 0,8	0,2 – 0,7	0 – 0,2
% Andel Oppportunister	0-10	10-15	15 – 25	25 – 50	50 – 100

Grunnlag for utregning ligger i vedlegg IV.

7.4.5 Eksempel på bruk av parameteren "nedre voksegrense"

Under vises et eksempel på hvordan en foretar beregningene på to stasjoner undersøkt i 2004. Utregningene er basert på nedre voksegrense for de 9 artene som inngår i indeksen. Vanntypen er **Sk2 Moderat eksponert Kyst/fjord** i Skagerrak. Foran likhetstegnet er ført inn nedre dyp for referansen og fra de to observerte stasjonene i 2004. Bak likhetstegnet er anført statusverdien for den arten i denne vanntypen.

Tabell 7.5 Eksempel på beregninger.

Arter	Referanse verdi (i meter)	Observert i 2004 Stasjon 1	Observert i 2004 Stasjon 2	Sukkertare ikke registrert på stasjon 2
Krusflik – <i>Chondrus crispus</i>	(12) = 5	(16) = 5	(14) = 5	(14) = 5
Fagerving – <i>Delesseria sanguinea</i>	(25) = 5	(26) = 5	(28) = 5	(28) = 5
Svartkluft – <i>Furcellaria lumbricalis</i>	(16) = 5	(6) = 3	(10) = 4	(10) = 4
Skolmetang – <i>Halidrys siliquosa</i>	(10) = 5	(6) = 4	(6) = 4	(6) = 4
Sukkertare – <i>Saccharina latissima</i>	(16) = 5	Finnes, men ikke i transektet	Finnes, men ikke i transektet	Mangler = 1
Krusblekke – <i>Phyllophora pseudoceranoides</i> + Hummerblekke – <i>Coccolytus truncata</i>	(22) = 5	(14) = 4	(14) = 5	(14) = 5
Eikeving – <i>Phycodrys rubens</i>	(22) = 5	(20) = 5	(18) = 5	(18) = 5
Teinebusk – <i>Rhodomela confervoides</i>	(16) = 5	(16) = 5	(20) = 5	(20) = 5
SUM referanse	40			
SUM observert		31	33	34
Antall arter som tas med	8	7	7	8
Middelverdi for poengberegningen	$5+5+5+5+5+5+5+5 = 40/8 = 5$	$5+5+3+4+4+5+5 = 31/7 = 4,428$	$5+5+4+4+5+5+5 = 33/7 = 4,714$	$5+5+4+4+1+5+5+5 = 34/8 = 4,25$
EQR = Observ. verdi / ref.verdi	5/5 = 1	4,428/5 = 0,89	4,714/5 = 0,94	4,25/5 = 0,85

Denne stasjonen har derfor svært god tilstand ettersom EQR er over 0.8.

7.5 Kystvann – Bunnfauna (bløtbunn) – Alle påvirkningstyper

Klassifiseringssystemet inneholder indekser for alle påvirkningstyper på bløtbunnsfauna. Det er foreløpig ikke ansett som et behov å differensiere mellom vanntyper.

Bløtbunnsfauna er sensitiv overfor ulike typer miljøpåvirkninger. I tillegg avtar artsmangfoldet med økende påvirkning. Indeksene som inngår i dette klassifiseringssystemet inkluderer indekser for endringer i artsmangfold og forholdet mellom sensitive og tolerante arter.

7.5.1 Innledning

Makroinvertebrater eller bløtbunnsfauna (Invertebrater = virvelløse dyr) er dyr større enn 1 mm som lever på overflaten av leire-, mudder- eller sandbunn eller graver i bunnen. Blant makroinvertebratene er flere dyregrupper representert. Vanligst er børstemark, muslinger, snegler, krepsdyr og pigghuder. Antall arter på en bløtbunnslokalitet er som oftest mellom 50 og 150. Ved forurensningspåvirkning kan mange av artene forsvinne, slik at artsmangfoldet (diversiteten) blir lavere. Antall individer er vanligvis mellom 1000 og 3000 pr. kvadratmeter.



Makroinvertebratene er følsomme overfor ulike typer av miljøpåvirkninger. Forskjellige arter har forskjellig ømfintlighet (sensitivitet) overfor forurensninger. Dette kan brukes til å si noe om tilstanden på lokaliteten. Hvis mange av de ømfintlige artene har blitt borte, kan ikke tilstanden på lokaliteten klassifiseres som svært god eller god, men må klassifiseres som moderat eller dårligere.

7.5.2 Parametre som inngår i klassifiseringssystemet

I den foreløpige versjonen av klassifiseringssystemet er følgende parametre benyttet:

- Artsmangfold ved indeksene H' og ES_{100} .
- Ømfintlighet ved indeksene ISI og AMBI
- Sammensatte indekser NQI1 og NQI2 (inneholder både artsmangfold og ømfintlighet)

NQI1 er brukt i NEAGIG (den nordøst-atlantiske interkalibreringen). De fleste landene bruker nå sammensatte indekser av samme type som NQI1 og NQI2. Den tidligere norske tilstandsklassifisering (SFT, 1997) bruker to indekser for artsmangfold, H' og ES_{100} . Disse er videreført i det nye klassifiseringssystemet, men med justerte grenseverdier for å kunne sammenligne disse med de nye indeksene. **I og med at NQI1 er den indeksen som er interkalibrert mellom flest land, anbefales det å benytte denne.**

7.5.3 Innsamling av prøver og analysemetoder

Innsamling, opparbeidelse av prøver, artsbestemmelser og databehandling følger internasjonal standard ISO 16665. Der finnes også retningslinjer for valg av stasjoner slik at de blir representative for vannforekomsten. På hver stasjon tas det grabbprøver med en 0.1 m² grabb. Innholdet i grabbene spyles med sjøvann gjennom sikt med 1 mm hull for å fjerne finmateriale, mens dyr og annet materiale større enn 1 mm blir tatt vare på. Dyrene sorteres ut, artsbestemmes, og antall individer av hver art noteres. Artsmangfold og ømfintlighetsindeks kan deretter beregnes. Indeksverdiene regnes ut for hver grabb, og gjennomsnittet brukes til å klassifisere stasjonen.

NQ11 (Norwegian quality status, version 1) = [0.5*(1-AMBI/7) + 0.5*(SN/2.7)*(N/(N+5))]

NQ12 (Norwegian quality status, version 2) = [0.5*(1-AMBI/7) + 0.5*(H'/6)]

hvor AMBI er en sensitivitetsindeks, SN og H' diversitetsindekser, og N er antall individer i prøven.

$SN = \ln S / \ln(\ln N)$

hvor S er antallet arter, og N er antallet individer i prøven (gjelder S og N til høyre for likhetstegnet, SN til venstre er kun navnet på indeksen). Ved færre enn seks individer i prøven bør SN ikke brukes.

Shannonindeksen (H') er en av de mest brukte diversitetsindeksene. H' beregnes ved

$H' = -\sum (p_i) * (\log_2 p_i)$

hvor p_i = proporsjonen av individer i prøven som tilhører arten i .

Hurlberts diversitetsindeks (ES_{100})

$$ES_{100} = \sum_{i=1}^s 1 - [(N - N_i)! / ((N - N_i - 100)! 100!)] / [N! / ((N - 100)! 100!)]$$

hvor ES_{100} = forventet antall arter blant 100 tilfeldig valgte individer i en prøve med N individer, s arter, og N_i individer av i -ende art.

Program for beregning av H' og ES_{100} og andre diversitetsindekser kan f. eks. bestilles fra:

<http://www.primer-e.com/>

Beregning av ISI er beskrevet i rapporten:

[http://www.niva.no/symfoni/RappArkiv6.nsf/URL/C125730900464968C1256FB8005410E7/\\$FILE/4548_200dpi.pdf](http://www.niva.no/symfoni/RappArkiv6.nsf/URL/C125730900464968C1256FB8005410E7/$FILE/4548_200dpi.pdf)

Sensitivitetsindeksen AMBI tilordner en ømfintlighetsklasse (ecological group, EG): EG I sensitive arter, EG II indifferente arter, EG III tolerante, EG IV opportunistiske, EG V forurensningsindikerende arter. I alt er over 4000 arter tilordnet en av de fem økologiske gruppene (basert på "expert judgement"). Sammensetningen av makroinvertebratsamfunnet i form av andelen av økologiske grupper responderer på omfanget av forurensningspåvirkning. Programmet for beregning av AMBI kan lastes ned fra: <http://www.azti.es/muestracontenido.asp?idcontenido=615&content=15&nodo1=30&nodo2=0>

7.5.4 Krav til data og beregningsmetode for årsverdi som basis for klassifisering

Årsverdien for hver indeks beregnes som vanlig middelværdi av alle prøvene fra forekomsten det aktuelle året. Det er tilstrekkelig med én innsamling pr. år.

7.5.5 Referansetilstand og klassegrenser

Tallverdiene er foreløpig de samme for alle regioner og vann typer. Etter hvert som ny kunnskap blir tilgjengelig, vil det bli vurdert om det er grunnlag for å innføre differensierte klassegrenser for regioner og vann typer.

Tabell 7.6: Oversikt over klassegrenser og referansetilstand for ulike indekser

Indikativ parameter	Referanseverdi	Økologiske tilstandsklasser basert på observert verdi av indikativ parameter (nye verdier, 2008)				
		Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
NQ11	0.78	>0.72	0.63-0.72	0.49-0.63	0.31-0.49	<0.31
NQ12	0.73	>0.65	0.54-0.65	0.38-0.54	0.20-0.38	<0.20
H'	4.4	>3.8	3.0-3.8	1.9-3.0	0.9-1.9	<0.9
ES ₁₀₀	32	>25	17-25	10-17	5-10	<5

ISI	9.0	>8.4	7.5-8.4	6.1-7.5	4.2-6.1	<4.2
-----	-----	------	---------	---------	---------	------

7.5.6 Eksempel på bruk

På en stasjon i Grønsfjorden i 2001 var gjennomsnittlige indeksverdier for grabbprøvene på stasjonen: NQI1=0.68, NQI2=0.64, H'=3.78, ES₁₀₀=26.1 og ISI=8.39. Verdien for ES₁₀₀ indikerer klasse Meget God, de andre indeksene indikerer klasse God. Tilstanden på lokaliteten i 2001 klassifiseres derfor som God. Det skal legges vekt på den sammensatte indeksen NQI1.

7.6 Fysisk-kjemiske kvalitetselementer (unntatt miljøgifter)

Klassifiseringssystemet inneholder ikke oppdaterte klassegrenser for fysisk-kjemiske kvalitetselementer. Det jobbes med dette. nntil videre anbefales det å benytte SFTs veileder (97:03) for total nitrogen, nitrat, total fosfor, fosfat, oksygen og siktedyp.

7.6.1 Parametre, krav til data og klassegrenser

Som fysisk-kjemisk støtteparametre brukes nærings saltene fosfor og nitrogen, samt oksygen og siktdyp. I tillegg er saltholdighet en sentral parameter fordi den brukes til å bestemme vanntypen. Tabeller for fysisk-kjemiske kvalitetselementer er under utarbeidelse og det forventes at disse skal foreligge ved utgangen av 2008. Vanntyper med saltholdighet større enn 18 blir prioritert og likedan blir det lagt størst vekt på en god bestemmelse av klassene God og Moderat.

Inntil videre brukes tabellene i SFTs veileder (97:03).

Sommerperioden vil til vanlig være best beskrevet med data for tidsrommet juni-august. Hvis perioden utvides, kan september være å foretrekke framfor mai pga. vårflokk i elvene og stor ferskvannstilførsel til kystområdene. Vinterobservasjonene bør innsamles etter den siste høstoppblomstringen av planteplankton og før våroppblomstringen. For sør-norske farvann bør vintersituasjonen primært klassifiseres med data innsamlet i tidsrommet desember - februar. I økoregionene Barentshavet og Norskehavet kan trolig tidsrommet utvides med inntil en måned i begge retninger.

Prøvene skal innsamles fra faste dyp, for eksempel 0 m, 5 m, 10 m og 15 m hvis ikke dette intervallet omfatter ulike vannmasser (jfr. fjorder med brakkvannslag – overgangslag – sjøvannslag). Prøvedypene bør dekke det vesentligste av den vannmassen der algeveksten foregår.

En forutsetning for å klassifisere tilstanden er at man har et prøvemateriale som gir grunnlag for å beskrive den typiske tilstanden. Erfaringsmessig behøves minst 10 prøver for å kunne gjøre en rimelig sikker klassifisering. Hvis man ikke ved hjelp av forhåndskunnskap kan legge opp et prøveinnsamlingsprogram som er tilpasset forventede variasjoner i området, anbefales prøver tatt med faste mellomrom med 2-4 ukers intervall. Det kan være vanskelig å gjennomføre en komplett prøveserie i løpet av en sommer- eller vinterperiode. For sikkerheten i klassifiseringen bør derfor prøveserien fordeles på 2-3 år, fordi man da også får beskrevet variasjoner fra år til år.

7.7. Hydromorfologiske kvalitetselementer

Klassifiseringssystemet inneholder et forslag til klassifisering av endringer i morfologiske forhold. De fysiske inngrep en antar har mest målbar effekt er påvirkning av substrat, bunnforhold, dybdeforhold og ikke minst strandsonen. Kystvannsforekomstene er ofte store og som regel skjer inngrepet ofte bare i en liten del av forekomsten. I og med at de fleste vannforekomster dekker ulike naturtyper (f.eks ålegress, taeskog osv.) og disse kartlegges og verdisettes i "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold", benyttes dette som grunnlag i klassifiseringssystemet. Tilstandsklassen vil da være avhengig av størrelsen på inngrepet, i hvilken naturtype inngrepet er utført og verdien av naturtypen.

7.7.1 Innledning

Hydromorfologiske støtteparametre er omtalt i Vannforskriftens vedlegg V og kvalitetselementene deles inn i to kategorier: Tidevannssystem og morfologiske forhold.

Svært god tilstand beskrives i forskriften som nesten uberørte forhold. Tilstandsklassene God og Moderat for hydrologiske kvalitetselementer er knyttet direkte opp til de biologiske kvalitetselementene for økologisk klassifisering for kystvann (se tabell 7.7).

I likhet med klassifiseringssystemene for biologiske og fysisk-kjemiske kvalitetselementer, ønsker man et femdelt system for parametrene hydrologiske endringer, morfologiske endringer og andre fysiske endringer, som vanntemperatur og endringer i sedimenter. Følgende forslag er på klassifisering av de to siste parametrene der påvirkningene vurderes ut fra forventede naturlige forhold uten påvirkning.

Forslag til klassifisering av hydrologiske endringer vil foreligge på et senere tidspunkt.

I og med at vi ikke har noen tidligere systemer for klassifisering av hydromorfologi i kystvann må det påregnes at videre uttesting av systemet er påkrevd.

Tabell 7.7: Hydromorfologiske kvalitetselementer for kystvann med tilstandsbeskrivelse.

Kvalitetselement	Svært god tilstand	God tilstand	Moderat tilstand
Tidevannssystem	Ferskvannsgjennomstrømningen og de dominerende strømmenes retning og hastighet tilsvarer fullstendig eller nesten fullstendig uberørte forhold.	Forhold tilsvarende verdiene angitt ovenfor for biologiske kvalitetselementer.	Forhold tilsvarende verdiene angitt ovenfor for biologiske kvalitetselementer.
Morfologiske forhold	Dybdevariasjoner, substratforhold og tidevannssonenes struktur og tilstand tilsvarer fullstendig eller nesten fullstendig uberørte forhold.	Forhold tilsvarende verdiene angitt ovenfor for biologiske kvalitetselementer.	Forhold tilsvarende verdiene angitt ovenfor for biologiske kvalitetselementer.

7.7.2 Fysisk inngrep i kystvann

Med utgangspunkt i den todeltede inndelingen av hydromorfologiske kvalitetselementer (tabell 7.7), kan man først se på hvilke inngrep som endrer tidevannstrømninger, og deretter se på andre inngrep. I den første gruppen finner man bygging/fylling eller fjerning av terskler og trange sund som inngår naturlig i den rådende tidevannstrømningen. Også omfattende mudring eller undervannsprengning kan forårsake endret tidevannstrømning, men antall tilfeller er få hvor tidevannstrøm kan sies å være betydelig endret. Man har som regel store åpne vannmasser langs den norske kysten hvor enkelte inngrep vil være for små til å kunne ha en målbar effekt (med få unntak som Saltstraumen, noen poller og andre trange sund). Store ferskvanns-

utslipp fra vannkraftreguleringer kan også enkelte steder påvirke overflatestrømninger men dette behandles ikke i denne utgaven av veilederen.

En rekke fysiske inngrep kan ha målbar effekt på kystvann gjennom påvirkning av substrat, bunnforhold, dybdeforhold og ikke minst strandsonen. Det er i denne gruppen vi forventer å observere de største og mest hyppige endringer i kystvannets økologisk tilstand på grunn av fysiske inngrep. Utfylling langs elveutløp, bygging av store kaier, moloer og havneanlegg, og langs strandsonen, deponering av sedimenter osv har alle en virkning på økologien lokalt. Hvor langt fra selve inngrepet man kan observere virkningen er svært variabel i forhold til hvilke arter man skal registrere.

Fysiske endringer som påvirker vannforekomster er mer vanlig i ferskvann, der endringer ofte kan få videre konsekvenser oppstrøms eller nedstrøms. I kystvann er det vanskeligere å spore endringer langt utenfor der det fysiske inngrepet direkte er plassert. Kystvannforekomstene har normalt så stort flate at ved å sammenligne arealmessig påvirkning av inngrepet med totalarealet av vannforekomsten, blir det påvirkede området svært lite og vanskelig å se igjen i totalbildet. Dette kan resultere i situasjoner der vi i vannforekomster med stor variasjon i bunnssubstrat, kan ha fysiske inngrep som totalt endrer enkelte unike deler av forekomsten, men forsvinner totalt i arealet av hele forekomsten.

I hovedveileder for foreløpig identifisering og utpeking av sterkt modifiserte kystvannforekomster (Johnsen m fl. 2004) er en rekke tekniske inngrep og forventet hydromorfologisk påvirkning identifisert. De hydromorfologiske elementene som kan påvirkes er strømstyrke og retning, bølgeeksponering, saltholdighet og temperatur, utskifting av overflatevann, dypvannsutskifting, dybdeforhold og substratstruktur. Kriteriet for å bli klassifisert som sterkt modifisert er at vannforekomsten ikke kan oppnå god økologisk tilstand uten at påvirkningene blir fjernet. For de resterende vannforekomstene skal det generelle kravet om god økologisk tilstand oppnås.

Det er vanskelig å sette grenser for økologisk klassifisering av hydromorfologiske endringer for vannforekomster der den reelle påvirkningen bare skjer i en liten del av forekomsten. De aller fleste kystvannforekomstene inneholder en rekke økosystemer, med både horisontale og vertikale utbredelsesgrenser. Påvirkninger vil normalt gradvis endres fra en vannforekomst til en annen, og det er i liten grad direkte oppstrøms/nedstrøms effekter. Effekter kan også ha en stor økologisk påvirkning på ett økosystem i vannforekomsten og ingen effekt på andre. Eksempelvis kan en forandring i saliniteten i overflatelaget medføre en påviselig endring i tangbeltet i strandsonen, men ha ingen påviselig effekt på sublitoralen.

For å kunne vurdere påvirkningsgraden til en bestemt forekomst må dyp inn som parameter. Økologien er svært variabel i ulike dyp langs Norges kyst, og uten å relatere til vandyp vil man neppe kunne si noe om økologien i forekomsten. Både med hensyn til primærproduksjon og til hvor man finner flest inngrep, må vi konkludere at det er de øverste vannlagene som blir viktigst for økologien. Nedenfor 20 m har man økosystemer som er mer robust mot inngrep og hvor man må påvirke store bunnarealer før man kan merke en økologisk effekt (eksempelvis deponering av store mengder sedimenter).

Siden vanddirektivet opererer med store vannflater per forekomst av kystvann, fokuseres det her på strandarealet ned til 10 m dyp som arealparameter. Dette arealet utgjør alle strandsoner som blir eksponert av tidevann og nesten all vannmasse som er påvirket av lys. Siden dette arealet ned til 10 m kan måles fra lett tilgjengelig sjøkart langs kystsonen, benyttes 10 m som grense.

Kriteriene for klassegrenser som brukes for ferskvann kan vanskelig overføres til kystvann og en må tenke helt på nytt ut fra de økologiske egenskapene man kjenner til i Norges svært varierende kystvann. Det vil derfor være størst sjanse for å finne en direkte sammenheng mellom grad av inngrep og økologisk virkning hvis en konsentrerer oppmerksomheten rundt forekomstens gruntvannsareal ned til 10 m dyp som målt i sjøkartet.

7.7.3 Naturtyper i kystvann

For klassifiseringssystemet for fysiske endringer i kystvann er det nødvendig å innføre begrepet "naturtype". Vurderinger av fysiske inngrep i en naturtype innen en vannforekomst må relateres til unikheten til naturtypen. Det foreslås derfor en vektning av graden av påvirkning på ulike naturtyper.

For å standardisere naturtypebegrepet anbefales det å benytte naturtypene definert i *DN-håndbok no. 19: Kartlegging av marint biologisk mangfold*, der 12 spesielle naturtyper er definert (tabell 14). Naturtypebegrepene er godt innarbeidet i forvaltningen og kartleggingsarbeidet er i full gang under "Nasjonalt program for kartlegging og overvåking av biologisk mangfold".

Tabell 7.8: Naturtyper og verdisetting etter DN Håndbok nr. 19: "Kartlegging av marint biologisk mangfold"

Naturtype	Verdisetting
Større tareskogforekomster	A – Lokalteter med store, intakte tareskogområder (>500 000 m ²). I Skagerrak regnes alle større tareskogsområder som svært viktige selv om utbredelsen er mindre enn 100 000 m ² . B – Mindre områder med tareskog (~100 000 m ²).
Sterke tidevannsstrømmer	A - de sterkeste strømmene, dvs strømhastighet over 10 knop eller lengden på området er >500m. B - alle strømmer over ca. 5 knop
Fjorder med naturlig lavt oksygeninnhold i bunnvannet	A - fjordområder med permanent naturlig lavt oksygeninnhold i bunnvann (<2 ml/l) B - Fjorder der bunnvannet tidvis har naturlig lavt oksygeninnhold
Spesielt dype fjordområder	A - Fjordområder med dyp > 700 m B - Fjordområder med dyp i intervallet 500-700 m
Poller	A - Poller som er lite påvirket eller upåvirket av menneskelig aktivitet, som er større enn ~200 000 m ² og/eller har spesielle arter. B – Andre poller som er lite påvirket eller upåvirket av menneskelig aktivitet.
Litoralbassenger	A – Store, urørte litoralbasseng (>10 m ²).
Israndavsetninger	A – Store morenerygger med god kontrast til miljøet for øvrig B – Mindre avsetninger
Bløtbunnsområder i strandsonen	A - Større strandflater (> 500 000 m ²) som er næringsområde for bestander av overvintrende og trekkende vadefugler. B - Større strandflater (> 200 000 m ²) som er næringsområde for stedegne fugler (vadefugler, andefugler) og fisk (kutlinger, flyndrer)
Korallforekomster	A – Alle store rev av Lophelia, både på eggakanten og i fjordene, og alle tette bestander av hornkoraller.
Løsliggende kalkalger	A – Store forekomster av løstliggende kalkalger (mergelbunner). Alle forekomster av "ekte" mergelarter (sjeldne). B– enkeltfunn/mindre forekomster av løstliggende kalkalger
Ålegrasenger og andre undervannsenger	A – Større upåvirkede komplekser av undervannsenger (> 100.000 m ²) andre undervannsenger og alle forekomster av akutt truede utforminger som Dvergålegras, Havfrugras og Kortskuddplante-under-vannseng/forstrand-utforminger. B - Ålegrasenger nær kjente gyteplasser samt mindre undervannsenger (< 100.000 m ²).
Skjellsandforekomster	A - Større sammenhengende forekomster (> 100 000 m ²) av ren skjellsand på grunt vann ned til ca. 10 m dyp, ofte med spredt bevoxsning av tare B - Større forekomster av ren skjellsand (> 100 000 m ²). I Skagerrak regnes alle forekomster større enn ca. 20 000 m ² som viktige.

Naturtypens verdi:

De 12 definerte naturtypene har en stor variasjon i dybde og størrelser, slik at ikke alle er like aktuelle å bruke ved klassifisering av fysiske endringer i vannforekomster. Naturtypene har alle en vurdering av viktighet, kartleggingsstatus og verdi. Viktighet er geografisk differensiert. Verdisetting av naturtyper er delt inn i tre nivåer: A, B eller C. I verdisetting ligger det inne vurdering av økologisk funksjon, grad av sjeldenhet, artsmangfold og grad av truetethet. Tabell 7.8 beskriver ikke type C, som for alle naturtyper representerer lokalt viktige forekomster av den aktuelle typen.

Et eksempel på naturtyper er bløtbunnsområder i strandsonen. Naturtypen er vanlig i hele landet, men de store uberørte områdene er sjeldne. Områdene er ofte knyttet til elveutløp, og mange av våre fjorder har hatt store bløtbunnsområder/elvedelta innerst i fjordarmene, men er i dag utbygget. Normalt er det ingen store makroalger knyttet til bløtbunnsområder, og faunaen er preget av gravende organsimer som fjæremark. Eventuelle utfyllinger med stein i form av moloer eller veifyllinger vil tilføre et nytt hardbunns habitat der ny fauna/flora kan etableres, slik at de særegne egenskapene ved bløtbunn forsvinner. Eventuelle utfyllinger mot hardbunn vil ikke påvirke naturtilstand i samme grad. De fysiske egenskapene til de utfylte massene er svært lik det vi finner på hardbunn, og en vil i løpet av relativt få år få reetablert hardbunnsfaunaen. Noen ganger kan utfyllinger øke det biologiske mangfoldet ved dannelsen av nytt substrat.

7.7.4 Forslag til klassegrenser i kystvann

Man starter ved å ta utgangspunkt i det påvirkede arealet og angi hvilken av de 12 naturtypene som er påvirket av inngrepet. Noen inngrep kan påvirke mer enn en naturtype, men sjelden veldig mange samtidig. Deretter vurderes påvirkningsgraden ut fra totalt areal påvirket for denne naturtypen innen hele vannforekomsten. Eksempelvis hvis bløtbunnsarealet som er påvirket er det eneste i hele forekomsten, er graden av økologisk påvirkning sannsynligvis stor (noen bunndyr kan bli utryddet fra forekomsten). Dersom man derimot bare påvirker 5% av hele bløtbunnsområdet, kan man neppe hevde en merkbar økologisk virkning.

I tillegg må det tas hensyn til verdien av naturtypen som er påvirket. Dette kan gjøres gjennom vekting av andelen med verdisetningen til naturtypen. For naturtyper med verdisetning A (Naturtyper som er av nasjonal verdi), multipliseres prosentvis påvirket areal innenfor vannforekomsten med 3. Prosentvis påvirket areal av naturtype med verdisetning B blir multiplisert med 2, mens alle areal innenfor kategori C har 1 som vekt faktor (ingen vekting). På denne måten legges det større vekt på påvirkninger av areal med stor nasjonal eller regional naturtypeverdi. Videre grensesetting for økologisk klassifisering av hydromorfologiske kvalitetselementer bør knyttes direkte opp mot grensesettingene for de biologiske kvalitetselementene (planktonalger, makroalger og bunndyr).

Valg av klassegrenser må være enkel og konsekvent, uansett hvilken naturtype som er berørt. Dersom man må beregne påvirket areal av ulike naturtyper, både påvirket og naturlig, og anslå hvilke naturtyper som finnes før man kan vekte med faktor 1, 2 eller 3 skal man ha relativt enkle og klare grenser som differensierer i grad av påvirkning for hver enkel forekomst. I fravær av bedre data og andre forslag, foreslås det at Norge holder seg til samme klassegrenser som foreslått i Storbritania (WFD UK TAG, 2004 TAG2003WP7c (01) Draft guidance on morphological pressures (P2.v3-26.01.04)), dvs 5% og 15 % av arealet er påvirket etter vekting. Sistnevnt er grensen god til moderat og derfor svært viktig i forhold til om tiltak må settes inn. Grensene mellom moderat, dårlig og svært dårlig er satt ved å ekstrapolere til 30% og 50% (se tabell 7.9).

Tabell 7.9 Økologiske klassegrenser av hydromorfologisk påvirkning for naturtyper innen vannforekomster.

Tilstandsklasse	Prosent Areal påvirket, etter vekting	Kommentar
Svært god		Praktisk talt upåvirket
	5%	
God		Påvirket i beskjedent grad
	15%	
Moderat		Redusert utstrekning av viktige naturtyper
	30%	
Dårlig		Betydelig redusert utstrekning
	50%	
Svært dårlig		Areal viktige naturtyper halvert

Eksempel: En vannforekomst der en naturtype med påvirkningsgrad på 6 % vil dersom den har en viktighet B, fremdeles være klassifisert som god, men dersom den har viktighet A, vil den bli klassifisert som dårlig.

7.7.5 Krav til data

For å kunne bruke den anbefalte metodikken har man behov for et sjøkart med 10 m dybdekoten inntegnet og en beskrivelse av den marine naturtypen som er identifisert påvirket. Man må også ha kunnskap om inngrepene som har skjedd i gruntvannssonen til hele vannforekomsten. Det er ikke nødvendig med data om totalarealet til hele forekomsten, heller ikke hvilke andre naturtyper som finnes på dypt vann eller rundt øyer og holmer, så lenge disse ikke er påvirket.

7.7.6 Eksempel på bruk

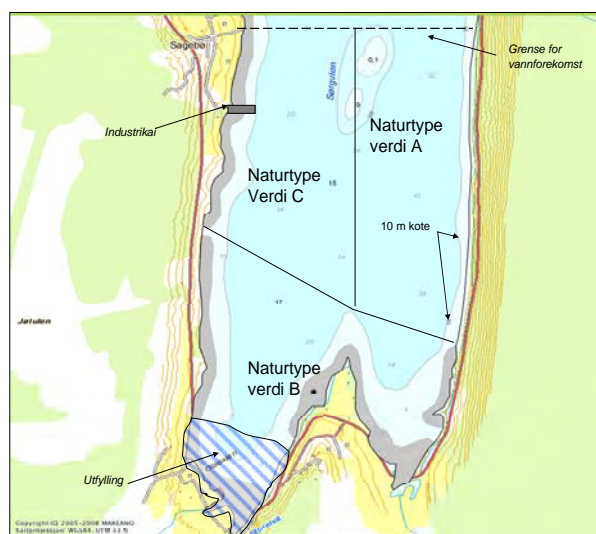
Mellom land og 10 m dybdekoten skal man måle arealet i hele forekomsten, som vi kaller gruntvannssonen. Innenfor dette skal man måle eller estimere arealet til hver av de viktigste naturtyper som er identifisert fra tabell 7.8 ovenfor. I dette tilfellet antas det at gruntvannssonen består av 0,25 km² med bløtbunn i strandsonen og er næringsområde for vadefugl, samt et område med ålegress med et areal på 0,08 km². Det antas at vannforekomsten er en typisk norsk fjord og har blitt påvirket av to inngrep i gruntvannssonen og ingen inngrep for øvrig (se fig. 7.1).

Inngrep 1: Den største er utbygging av elvedeltaet innerst i fjorden gjennom utfylling av 0,07 av de 0,25 km² av naturtype **Bløtbunnsområde i strandsonen**. Utfyllingen ødelegger 28% av naturtypen, som på grunn av sin størrelse og viktighet som næringsområde har en verdiklasse B. Derfor vektet påvirkningen opp med faktor 2 til å være $0,07 * 2 = 0,14$ km², eller 56% av denne naturtypen etter vektning. Dette betyr en klassifisering i forhold til morfologisk påvirkning tilsvarende svært dårlig.

Inngrep 2: Det andre inngrepet er bygging av en kai. Her er naturtypen **Ålegress og andre undervannssenger** identifisert, men arealet som er påvirket utgjør bare 6 % av totalarealet til denne naturtypen innen gruntvannssonen. Ut fra størrelsen på utbredelsen er naturtypen verdisatt som C og det påvirkede arealet blir ikke vektet opp. For Ålegressområdet naturtype C utgjør påvirkningen 6 % av gruntvannssonen, noe som ville klassifisere tilstanden til god dersom det ikke fantes andre inngrep i forekomsten.

Basert på "one-out-all-out" prinsippet vil forekomsten få svært dårlig tilstand basert på hydromorfologi. Dette medfører at dersom vannforekomsten basert på biologiske kvalitetselementer har tilstand svært god eller god, vil dette medføre at forekomsten vil bli satt ned en tilstandsklasse (se kap 4.3.2). Forekomsten vil ikke bli kategorisert som sterkt modifisert kandidat fordi mindre enn 50% av hele strandsonen er påvirket.

Dette eksemplet er en enkel illustrasjon av metodikken. Det vil oppstå mange ulike situasjoner for de svært forskjellige typer forekomster man har identifisert i Norge. Metodikken må selvfølgelig utprøves i ulike forekomster og justeres over en prøveperiode, før klassegrensene kan fastsettes endelig.



Figur 7.1 Eksempel på en vannforekomst der økologisk tilstand blir vurdert ut fra hydromorfologiske endringer innen forekomstens registrerte naturtype i gruntvannssonen.

8. Kjemisk og kvantitativ klassifisering av grunnvann

8.1 Innledning

8.1.1 Bakgrunn: Drikkevannsforskriften og grunnvannsdirektivet

I påvente av videreutvikling av klassegrenser for kjemisk tilstand for grunnvannsforekomster legges det til grunn kvalitetskravene til drikkevann som er gjengitt i vedleggene til [Forskrift om vannforsyning og drikkevann \(Drikkevannsforskriften\)](#). Det er også under utvikling felleseuropeiske miljøkvalitetsnormer som følge av at grunnvannsdirektivet gjennomføres i Europa, men det er uavklart hvordan Norge skal forholde seg til disse foreløpig.

På grunn av at det ikke opereres med økologisk kvalitet i grunnvannet passer ikke grunnvann inn i den forholdsvis enhetlige klassifiseringen av de ulike typer overflatevann (elv, innsjø og kystvann). Veiledning til klassifisering av grunnvann er derfor behandlet i et eget kapittel. Det er prøvd å benytte noe av den samme inndelingen i avsnittet vedrørende kjemisk klassifisering av grunnvann som det er benyttet i den delen av veilederen som omhandler overflatevann.

I forbindelse med arbeidet med innføringen av en felles vannforvaltning innen EU-området er det utarbeidet et eget Grunnvannsdirektiv, som er et datterdirektiv under EUs Rammedirektiv for vann. Grunnvannsdirektivets forordninger og krav skiller seg på vesentlige punkter fra vanddirektivet. Som følge av dette har mange EU land utarbeidet egne veiledere for gjennomføring av Grunnvannsdirektivet. I Norge er det valgt å omtale de ulike typer overflatevann og grunnvann i felles veiledere. Denne tilnærmingen er valgt blant annet ut fra vissheten om at de miljøutfordringene relatert til utnyttelse og beskyttelse av grunnvannsurser i vårt land er marginale sammenliknet med de fleste EU-land.

Rent hydrologisk er også overflatevann og grunnvann tett knyttet sammen i Norge ved at mange grunnvannsforekomster står i hydraulisk kontakt med overflatevannkilder og må følgelig forvaltes i størst mulig grad som en samhørende enhet.

Det opereres ikke med begrepet økologisk tilstand i grunnvann.

Grunnvannets kvalitative og kvantitative tilstand kan imidlertid gjennom vannutveksling mellom grunnvann- og overflatevannkilder ha avgjørende betydning på overflatevannets økologiske tilstand, og kan derfor spille en avgjørende rolle i den økologiske vurdering av vannforekomster.

Det klassifiseres imidlertid kun i de to klassene god eller dårlig tilstand for grunnvann.

I Grunnvannsdirektivet er det oppgitt en minimumsliste over forurensende stoffer og indikatorer på forurensning som nasjonale vannmyndighetene skal vurdere å etablere terskelverdier for.

På lik linje som for overflatevannforekomster er miljømålet for grunnvannforekomster god kjemisk tilstand, men i tillegg også god kvantitativ tilstand.

I denne veilederen er det foreslått grenseverdier for et utvalg av forurensende stoffer som anses relevant for Norge for å klassifisere grunnvann ift kjemisk tilstand. Videre er det foreslått en trinnvis prosedyre for å vurdere grunnvannsforekomster ift kvantitativ tilstand.

8.1.2 Miljømål for grunnvann

På lik linje som for overflatevannforekomster skal grunnvannsforekomster ha god kjemisk tilstand innen 2015, men i tillegg god kvantitativ tilstand for alle pilotområdene som er med i første planperiode. For de resterende grunnvannsforekomstene skal de samme målene nås innen 2021, dvs. neste planperiode.

Det opereres ikke med begrepet økologisk status i grunnvann. Grunnvannets kvalitative og kvantitative tilstand kan imidlertid gjennom vannutveksling mellom grunnvann- og overflatevannkilder ha avgjørende betydning på overflatevannets økologiske tilstand, og kan derfor spille en avgjørende rolle i den økologiske vurdering av vannforekomster.

8.2 Miljøkvalitetsnormer for grunnvann

Til forskjell fra vanddirektivets lange felles liste over prioriterte stoffer (se Kap 5), er det for grunnvann fastlagt to felles miljøkvalitetsnormer, nemlig for nitrat og pesticider (tabell 8.1). Bakgrunnen for et slikt begrenset utvalg er at disse stoffene utgjør en betydelig trussel på grunnvannsressursene innen store deler av EU-området, og vil gi de største miljøutfordringene i en felles vannforvaltning.

Forurensningsparameter	Standard
Nitrat	50 mg/l
Aktive substanser i pesticider, inkludert metabolitter og nedbrytningsprodukter	0.1 µg/l (enkelsubstanser) 0.5 µg/l (total)

Tabell 8.1: Grunnvannskvalitetsstandard (GWD, annex I).

8.3 Utvalg av andre stoffer og etablering av terskelverdier

For andre mulige forurensninger som kan true grunnvannets kjemiske kvalitet skal de respektive lands vannmyndigheter selv etablere særskilte terskelverdier. I Grunnvannsdirektivet er det oppgitt en minimumsliste over forurensende stoffer, samt indikatorer på forurensning, som vannmyndighetene skal vurdere å etablere terskelverdier for. Stoffer som inngår på denne listen er;

- As, Cd, Pb, Hg, NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{2-}
- Triklor- og tetraklorethylen
- Parametre som indikerer saltvannsintrusjon eller annen forurensningsintrusjon: konduktivitet eller Cl^- og SO_4^{2-}

As, Cd, Pb, Hg, NH_4^+ , Cl^- , SO_4^{2-} er stoffer som kan finnes naturlig i høye konsentrasjoner i grunnvannet som følge av mineralforvintring, men kan også være forårsaket av menneskeskapte forurensninger. Forbindelsene trikloreten og tetrakloreten er menneskeskape løsemidler uten naturlige kilder. Høy konduktivitet eller forhøyde konsentrasjoner av Cl^- og SO_4^{2-} kan være forårsaket av sjøvanninntrenging, men også veisaltning, eller avrenning fra deponier (avfallsfyllinger, gruvetipper mm) kan gi liknende effekter.

Grunnvannsdirektivet gir vannmyndigheten mulighet til å tilføye andre relevante stoffer på denne listen der det forligger spesielle belastningsforhold som tilsier dette. Hva som er relevante stoffer i denne sammenheng er opp til det enkelte land eller vannregionmyndighet å bestemme. Grunnvannsdirektivet pålegger imidlertid vannmyndighetene å etablere terskelverdier for stoffer fra menneskelig aktiviteter som ut fra den faktiske belastningssituasjonen har ført til, eller kan utgjøre en potensiell fare for, forringelse av grunnvannskvaliteten og redusert brukskvalitet på grunnvannsforekomsten (vannforsyning, irrigasjon mm) eller belastning på akvatiske eller terrestriske økosystemer.

Utvalget av prioriterte stoffer med tilhørende terskelverdier kan fastsettes og anvendes på nasjonalt, regionalt eller lokalt nivå, der grunnvannsforekomst (GVF) er den minste forvaltningsenheten som kan benyttes.

8.4 Prioriterte stoffer

8.4.1 Forslag til nasjonal liste over prioritert stoffer

Utvalget av prioriterte stoffer, og fastsettelse av terskelverdier til bestemmelse av grunnvannets kjemiske tilstand, bør være basert på tilgjengelige vannkvalitetsdata fra grunnvannsforekomstene. En slik tilnærming på utvelgelse av prioriterte stoffer vil være svært utfordrende i Norge på grunn av mange små usammenhengende akviferer, liten utnyttelse av grunnvannsressursene, og følgelig begrenset tilgang på vannkvalitetsdata på grunnvannsforekomstnivå. Ut fra denne erkjennelsen er det utarbeidet en foreløpig nasjonal liste over prioriterte stoffer som kan benyttes i den kvalitative tilstandsvurderingen av grunnvannsforekomster (tabell 8.2). Det er i utvelgelsen av stoffer på denne listen tatt utgangspunkt i generell kunnskap om belastningssituasjonen på norske grunnvannsforekomster samt vannkvalitetsdata i nasjonale databaser. Denne nasjonale listen er kort, men er forventet å kunne dekke de fleste belastningssituasjoner sett ut fra norske forhold.

8.4.2 Forslag til terskelverdier

Det er i fastsettelse av tilhørende terskelverdier til prioriterte stoffer tatt utgangspunkt i Drikkevannsforskriftens grenseverdier. En slik tilnærming er valgt da grunnvannsforekomstene først og fremst utgjør en drikkevannsressurs i Norge. Det er samtidig for lite kunnskapen om grunnvannsbidragets betydning på økologisk status i overflatevannforekomster til å benytte en økologisk tilnærming i utvelgelse av prioriterte stoffer og tilhørende terskelverdier.

Ved å ta utgangspunkt i Drikkevannsforskriftens grenseverdier i fastsettelse av terskelverdier gir dette gjennomgående strenge restriksjoner på hva som tillates av menneskeskapt påvirkninger på grunnvannsforekomstene.

8.5 Kjemisk tilstandsklassifisering av grunnvann

For tilstandsklassifisering av grunnvannsforekomster finnes det bare to tilstandsklasser; God eller dårlig tilstand.

Tilstandsklassifisering av grunnvann skal i utgangspunktet bare utføres på grunnvannsforekomster som i det foregående karakteriseringsarbeidet er antatt å være i risikozonen for ikke å oppnå god kjemisk tilstand.

Tilstandsklassifiseringen skal baseres på årlige middelveier på utvalgte prioriterte stoffer fra hver enkelt overvåkingsbrønn i grunnvannsforekomsten. Det bør følgelig foreligge minst to årlige vannanalyser fra representative overvåkingsbrønner over en minimumsperiode på 3 år før tilstandsklassifiseringen kan gjennomføres.

En grunnvannsforekomst, eller grupper av forekomster, har ikke god kjemisk tilstand når;

- Gjennomsnittlig årsmiddelverdi for samtlige overvåkingsbrønner over en 3 års periode overskrider minst en av de utvalgte drikkevannsgrenseverdiene.
- Gjennomsnittlig årsmiddelverdi for et år overskrider en eller flere utvalgte drikkevannsgrenseverdiene i samtlige overvåkingsbrønner innen grunnvannsforekomsten, og årsmiddelverdi baseres på minst 2 analyser per brønn.
- Gjennomsnittlig årsmiddelverdi for et år overskrider utvalgte drikkevannsgrenseverdier i en overvåkingsbrønn innen grunnvannsforekomsten og årsmiddelverdi baseres på minst 2 analyser per brønn.

Ut fra den begrensede tilgangen på overvåkingsdata fra grunnvannsforekomster vil det i mange tilfeller være vanskelig å fremskaffe tilstrekkelig med analysedata til å utføre de statistiske beregningene i tilstandsvurderingen. I slike tilfeller vil den kjemiske tilstanden i grunnvannsforekomster i risikozonen klassifiseres som god. Ny tilstandsvurdering må imidlertid gjennomføres når nye tidsserier med analyseresultater foreligger.

I de tilfeller der tilstrekkelige grunnlagsdata foreligger og grunnvannsforekomsten ikke oppnår god kjemisk tilstand, bør det gjennomføres en kartlegging av utbredelsen på forurensning. Dersom det foreligger tilstrekkelig med grunnlagsdata til å sannsynliggjøre at forurensningsområdet utgjør mindre enn 20 % av forekomstens overflateareal kan den kjemiske tilstanden settes til god under forutsetning at følgende analyser er blitt gjort;

- Hvilken trussel utgjør forurensningene på kvaliteten til grunnvann som tas ut, eller er planlagt tatt ut, fra grunnvannsforekomsten til drikkevannsforsyning
- Hvilke miljøeffekter har forurensningen på grunnvannsforekomsten
- Hvilke mengder og konsentrasjoner av forurensninger vil sannsynligvis kunne overføres til akvatiske og terrestriske økosystem
- Hvilke miljøeffekter vil disse mengder og konsentrasjoner av forurensninger ha på berørte akvatiske og terrestriske økosystem og at resultatene fra disse analysene, viser at forurensningene har akseptable belastninger på miljø og drikkevannskvalitet ut fra en kost-nytte betraktning.

I de tilfeller hvor forurensningssituasjonen i en grunnvannsforekomst er så omfattende at det vurderes å utgjøre en betydelig trussel mot drikkevannsressurser og/eller terrestriske økosystemer, må det etableres tiltaksplaner for å opprette god kjemisk status. Dette vil kreve oppfølgende overvåking av grunnvannsforekomsten og mulig nyetablering av overvåkingsbrønner for å kunne dokumentere at tiltakene har den ønskede effekt på forurensningssituasjonen.

8.6 Etablering av framtidige vendepunktverdier

For å hindre en negativ utvikling, dvs. hindre en utvikling mot dårlig kjemisk status i grunnvannsforekomster, skal det i henhold til Grunnvannsdirektivet etableres vendepunktverdier for felles miljøkvalitetsnormer og prioriterte stoffer. Vendepunktverdiene er ennå ikke fastsatt og vi vil komme tilbake når disse er vedtatt i en seinere versjon av veilederen. Inntil videre foreslås det at grenseverdiene for drikkevann (se tabell 8.2) benyttes som klassegrense mellom god/dårlig kjemisk tilstand for klassifisering av grunnvann, for å finne hvilke GVF som behøver tiltak for å sikre at miljømålene nås.

Til forskjell fra tilstandsbedømmingen, som sier noe dagens forurensningssituasjon vurdert ut fra miljøkvalitetsnormer og terskelverdi for utvalgte prioriterte stoffer, forholder vendepunktverdiene seg til forventet framtidig utvikling (trender) i grunnvannskvaliteten. Vendepunktverdier kan komme til anvendelse på grunnvannsforekomster som per i dag har god kjemisk status, men hvor det i overvåkingsbrønner har blitt registrert forhøyde konsentrasjoner av menneskeskapte forurensninger.

I de grunnvannsforekomster der det blir registrert forurensningskonsentrasjoner over utvalgte vendepunktverdier i en eller flere observasjonsbrønn i de siste 3 år, skal det ut fra historiske analysedata gjennomføres trendanalyse. Ved å benytte anerkjente statistiske metoder i trendanalysen skal det fastlegges om forurensningskonsentrasjonen har oppadgående, konstant eller nedadgående trend. I de tilfeller der det registreres en signifikant oppadgående trend i forurensningskonsentrasjonen i en eller flere observasjonsbrønner, skal det vurderes om denne utviklingen setter grunnvannsforekomsten i risikozonen for ikke å oppnå god kjemisk status i framtiden. Hvis analysene viser dette må det få konsekvenser for eksisterende aktiviteter og reflekteres i tiltaksprogrammet for vannforekomsten.

Overvåkingen av grunnvannet må også fortsette for å dokumentere at foreslåtte tiltakene har den ønskede effekt på forurensningskonsentrasjonen i grunnvannsforekomsten. I de tilfeller der trendanalysene viser en nedadgående trend eller en tilnærmet uforandret Forurensningskonsentrasjon, må overvåkingen fortsette for å følge utviklingen av forurensningssituasjonen. I de tilfeller der det er for få overvåkingsbrønner til å vurdere betydningen av forhøyde konsentrasjoner på risikosituasjonen for grunnvannsforekomsten må det overveies å etablere flere overvåkingsbrønner.

Tabell 8.2: Foreløpig liste over prioriterte stoffer, og forslag til terskelverdier for drikkevann og naturlige bakgrunnsverdier for grunnvann. Det foreslås at **drikkevannsgrensen (uthevet skrift i tabellen under)** benyttes som klassegrense mellom god/dårlig kjemisk tilstand for klassifisering av grunnvann, for å finne hvilke GVF som behøver tiltak for å sikre at miljømålene nås.

Parameter	Drikkevannsgrense ¹	Naturlig bakgrunn ²
Nitrat, mg/l	50	4
Plantevernmidler, µg/l	0.1	n.a.
Sum plantevernmidler, µg/l	0.5	
Klorid, mg/l	200	10
Sulfat, mg/l	100	9
Ammonium, mg/l N	0.5	n.a.
Arsen, µg/l	10	0.3
Kadmium, µg/l	5	0.03
Bly, µg/l	10	0.2
Kvikksølv, µg/l	0.5	0.002
Trikloretan, µg/l	10	<0.1
Tetrakloretan, µg/l	10	<0.1
Kloroform, µg/l	50	n.a.
1,2-dikloretan, µg/l	3	n.a.
Bensen, µg/l	1	n.a.
Benso(a)pyren, µg/l	0.01	n.a.
PAH, µg/l	0.1	n.a.

¹⁾ Forskrift om vannforsyning og drikkevann. Helse og omsorgsdepartementet FOR-2001-12-04-1372

²⁾ Analyseverdier innenfor 90-persentilen basert på landsomfattende grunnvannsnett, LGN. Grunnvann i løsmasser prøvetatt september 2006, n=32.

8.7 Kvantitetstilstand for grunnvannsforekomster

Man kan oppsummere hvordan kvantitetstilstanden for en grunnvannsforekomst skal vurderes ved å ta hensyn til to viktige vurderingskomponenter. 1. Definisjonen av god kvantitetstilstand og 2. bruk av ekspertvurderinger.

De to punktene kan beskrives på følgende måte:

1. En grunnvannsforekomst anses å ha god kvantitetstilstand når følgende forutsetninger er tilfredstilt:
 - A. Uttaket av grunnvann må ikke være så stort at det fører til synkende grunnvannsnivå over flere sesonger/år;
 - B. Årlig uttaksmengder overstiger ikke den naturlige grunnvannsdannelsen minus nødvendig grunnvannsbidrag til å opprettholde en miljøbasert vannføring i tilknyttede elver (evt. bærekraftig vannstand i tilknyttede innsjøer);
 - C. Uttaket fører ikke, som følge av endring i grunnvannstand og eller /strømningsforhold, til saltinntregninger, mobilisering av eksisterende forurensninger, infiltrasjon av ellevann med dårlig kvalitet eller geokjemiske reaksjoner som kan forringe vannkvalitet i grunnvannsforekomsten;
 - D. Uttaket av grunnvann har ikke skadelig påvirkning på terrestriske økosystemer (eks. våtmarksområder, vegetasjon og dyreliv) og akvatiske økosystemer tilknyttet grunnvannsforekomsten.

2. Ekspertvurderinger kan brukes til å bestemme kvantitetstilstanden til en grunnvannsforekomst om det ikke er mulig å anvende analysemetodene beskrevet i Vedlegg V på grunn av

- A. mangel på grunnlagsdata for å utføre analysene, eller
- B. at analyseresultatene er urimelige og/eller beheftet av stor usikkerhet

Mulighet for gruppering av flere grunnvannsforekomster kan eventuelt betraktes som et tredje punkt og krever også en ekspertvurdering.

Vurderingen foregår på følgende måte: En fagekspert utfører analysene beskrevet i Vedlegg V, for så å bestemme om punktene 1a til 1d er tilfredstilt. Hvis det ikke finnes nok data eller analyseresultatene ikke er avgjørende pga. usikkerhet, brukes ekspertvurdering for å fullføre arbeidet.

9. Begreper, forkortelser og litteraturliste

9.1 Forkortelser og begreper

Økologisk tilstand for overflatevann er et uttrykk for nåtilstanden når det gjelder sammensetning og virkemåte for økosystemet i en forekomst av overflatevann, basert på klassifiseringssystemet.

Grensene for en rekke av de parameterne som presenteres i denne veilederen er allerede interkalibrerte. Dette innebærer at land som har felles vann typer skal interkalibrere sine klassifiseringsgrensene, for å sikre at systemene er sammenlignbare og at landene har tilnærmet samme ambisjonsnivå for miljømålet om god økologisk tilstand. Klassegrensene avhenger ofte av vann type og påvirkning og presenteres i tabeller som skal tilrettelegges i Vann-Nett.

Utvalgte sentrale kvalitetselementer og parametere som har fått nye klassegrenser nå er:

	Kvalitetselement	Elver	Innsjøer	Kystvann	Grunnvann
Biologiske	Vannplanter	- Makrovegetasjon - Fastsittende alger	- Makrovegetasjon - Planteplankton (klorfoyll A)	- Tang og tare (artsindeks) - Planteplankton (klorfoyll A)	
	Bunnfauna	- Artssammensetning (indeks)	- Artssammensetning (indeks)	- Artssammensetning (indeks)	
	Fisk	- Artssammensetning - Fiskeproduksjon og mengde	- Artssammensetning - Fiskeproduksjon og mengde		
Kjemisk tilstand	Miljøgifter	- Prioriterte stoffer (syntetiske og utvalgte tungmetaller)	- Prioriterte stoffer (syntetiske og utvalgte tungmetaller)	- Prioriterte stoffer (syntetiske og utvalgte tungmetaller)	- Prioriterte stoffer (syntetiske og utvalgte tungmetaller)
Støtteparameter	Fysisk-kjemiske støtteparametre	- pH - ANC	- pH - ANC - Gjellealuminium	SFT systemet fra tidligere	
	Hydro-morfologiske støtteparametre	- Vandringsbarrierer	- Reguleringshøyde	(under utvikling)	- Kvantitet
Øvrige	Egnethet for bruk	- Drikkevann - Badevann	- Drikkevann - Badevann	- Badevann	- Drikkevann

For å kombinere flere kvalitetselementer til ett resultat for vannforekomsten gjelder "det verste styrer" prinsippet¹². Dette betyr at det kvalitetselementet som har dårligst tilstand angir klassen for hele vannforekomsten. Denne regelen skal først brukes for de biologiske kvalitetselementene.

¹² Prinsippet er nærmere forklart i kapittel 4.3.2, samt illustrert i figur 4.4.

Her følger definisjonen av et utvalg begreper som benyttes i denne veilederen:

Se øvrige ord og uttrykk på <http://www.vannportalen.no/enkel.aspx?m=31142>.

"Det verste styrer" prinsippet ("one-out-all-out"): Definisjonen iht Vedlegg V i vanddirektivet er at "For kategorier av overflatevann representeres den økologiske tilstandsklassifiseringen ved den laveste av verdiene for biologiske og fysiskkjemiske overvåkingsresultater for de relevante kvalitetselementene". Dette betyr at kvalitets-elementet med dårligst tilstand bestemmer tilstanden for vannforekomsten. Prinsippet gjelder imidlertid ikke ved kombinasjon av ulike parametre innenfor et kvalitetselement. Dette er nærmere forklart i figur 4.4.

Ecological Quality Standards (EQS): Miljøkvalitetsstandarder, er beregnede kvalitetsstandarder for forurensende stoffer for beskyttelse av akvatisk biologisk materiale. Dersom konsentrasjonsmålinger av miljøgifter i vannforekomsten ikke overskrider grenseverdiene skal det ikke forekomme effekter på akvatiske organismer. Det skal fastsettes standarder for vann, sedimenter eller biologisk materiale.

Egnethet for bruk: Vannforvaltningsplanen skal etter vanddirektivet ivareta de vannbaserte bruker interessene (bading, drikkevann osv) (Article 4, §1 c, Annex iv). Man skal tilfredsstillere krav gitt i underliggende direktiver der bruken er regulert i disse, ellers skal man benytte nasjonale retningslinjer og forskrifter. I og med at de ulike bruksformene inklusive forskrifter og retningslinjer sorterer under forskjellige departementer, og direktorater, er det i dag nokså uoversiktlig og vanskelig å avgjøre om en vannforekomst tilfredsstiller krav / er egnet til ulik bruk. Det anses derfor som nyttig for den lokale forvaltning å få en samordnet og oppdatert egnethetsklassifisering for bruk.

Forvaltningsplan: En samlet plan for forvaltning av vannforekomstene i en vannregion, som bl.a. skal angi miljømål for vannforekomstene og sammenfatte tiltaksprogrammet som viser hvordan miljømålene kan nås innen vannforskriftens frister (vannforskriften § 26). Forvaltningsplanen er den formelle planen etter forskriften som behandles og vedtas av fylkesting og godkjennes i Regjeringen. Forvaltningsplanen utarbeides av VRM i samarbeid med VRU, og vedtas som fylkesdelplan etter plan- og bygningsloven. Godkjent plan skal legges til grunn for fylkeskommunal virksomhet og være retningsgivende for kommunal og statlig planlegging og virksomhet i vannregionen. Forvaltningsplan skal godkjennes første gang senest innen utgangen av 2009, og oppdateres hvert sjette år (vannforskriften § 29). VRM skal sende utkast til forvaltningsplan på høring senest ett år før ny forvaltningsplan trer i kraft (vannforskriften § 28).

Første planperiode: Perioden for gjennomføring av første godkjente forvaltningsplan, d.v.s. fra utgangen av 2009 til utgangen av 2015. VRM kan i samarbeid med VRU bestemme at tiltaksprogram og forvaltningsplan for første planperiode bare skal omfatte et utvalg vannområder innenfor regionen. Vannforskriften angir kriterier for valg av vannområder til første planperiode (vannforskriften § 30).

GIG: Geografiske interkalibreringsgrupper

Grunnlinja/grunnlinjene: Grunnlinjene danner yttergrensen for de indre farvann og utgangspunktet for beregningen av sjøterritoriet og jurisdiksjonsområdene utenfor i samsvar med folkeretten ([jf. § 1 i lov av 27. juni 2003 nr. 57 om Norges territorialfarvann og tilstøtende sone](#)).

Litt forenklet kan man si at grunnlinjene er en grense trukket mellom alle de ytterste fastlandspunkt, holmer og skjær langs Norges kyst.

Grunnlinjene for fastlands-Norge er fastsatt i [forskrift av 14. juni 2002 nr. 625 om grunnlinjene for sjøterritoriet rundt Fastlands-Norge](#). Forskriften angir eksakte geografiske koordinater for grunnlinjene. For Svalbard og andre norske territorium er grunnlinjene fastsatt i egne forskrifter.

Grunnvannsforekomst (GVF): I følge definisjonen i vanddirektivet er en grunnvannsforekomst "en avgrenset mengde grunnvann innenfor en eller flere akvifere.

Hydromorfologiske egenskaper: Vannets strømningsmønster og temperatur, samt bunnens og breddens form og beskaffenhet.

Indikator: For hvert kvalitetselement finnes flere indikatorer, som uttrykker forskjellige egenskaper ved kvalitetselementet, eks. populasjonsstørrelse, kjemisk innhold, artssammensetning, diversitet etc., og som kan omfatte en eller flere parametre som responderer på en påvirkning.

Indeks: Matematisk uttrykk for en indikator. Består av en formel som kan inneholde flere parametre, for eksempel sensitive arter og tolerante arter, evt. artsantall

Interkalibrere: Innebærer at land som har felles vanntyper skal interkalibrere sine klassifiseringsgrenser, for å sikre at systemene er sammenlignbare og at landene har tilnærmet samme ambisjonsnivå for miljømålet om god økologisk tilstand.

Kjemisk tilstand: Uttrykk for den kjemiske tilstanden (av miljøgifter) i en forekomst av overflatevann eller grunnvann i samsvar med klassifiseringen i vannforskriftens vedlegg V, og for forekomster av overflatevann også forskrift om begrensning av forurensning (forurensningsforskriften) kapittel 17. Med god kjemisk tilstand i vann forstås for gjennomføringen av første planfase av vannforskriften i Norge at grenseverdier for de 33 prioriterte miljøgifter ikke overskrides i sedimenter eller i biota. Andre forurensende stoffer enn de prioriterte miljøgiftene inngår altså i klassifisering av økologisk tilstand, avhengig av hvordan stoffene påvirker de biologiske forholdene i vannet.

Klassifisering: Se Tilstandsklassifisering

Kvalitetsэлемент (KE): Økosystemkomponent, som er angitt i vannforskriftens vedlegg V. Det finnes både biologiske, fysisk-kjemiske og hydromorfologiske kvalitetsэлеmenter. Disse består av flere parametre. Eksempler på KE er planteplankton, vannplanter, bunndyr, fisk (ikke i kystvann).

Kvantitativ tilstand: Uttrykk for i hvilken grad en grunnvannsføremst er påvirket av direkte eller indirekte uttak av vann.

Kystvann: Saltvann fra 1 N mil utenfor grunnlinjen og inn til land eller ytre grense for brakkevann, likevel ut til den ytre grensen for territorialfarvannet (12 N mil utenfor grunnlinjen) med hensyn til kjemisk tilstand.

Nedbørfelt: Landareal med avrenning til et bestemt utløpspunkt i en elv, innsjø, fjord eller i hav.

Overflatevann: Kystvann, brakkevann og ferskvann, unntatt grunnvann.

Parameter: Ulike måle-enheter (f.eks artssammensetning, mengde osv) som inngår i et kvalitetsэлеment. Disse måle-enhetene kan kombineres til indekser eller indikatorer (se egen definisjon av disse).. De ulike parametrene under gitte kvalitetsэлеment, er gitt i Vannforskriftens vedlegg V.

Prioriterte stoffer: Stoffe som er identifisert som prioriterte stoffer på listen i vannforskriftens vedlegg VIII ([se stoffer merket med B i vedlegg VIII](#)), og nærmere omtalt i kap 5.

Prioriterte farlige stoffer: Stoffe som er identifisert som prioriterte farlige stoffer i vannforskriften vedlegg VIII. Av de 33 prioriterte stoffene er foreløpig 11 definert som prioriterte farlige stoffer ([se stoffer merket med A i vedlegg VIII](#)).

Sterkt modifisert vannforekomst (SMVF): En forekomst av overflatevann som på grunn av fysiske endringer som følge av menneskelig virksomhet i vesentlig grad har endret karakter, og som er utpekt som sterkt modifisert i medhold av vannforskriften § 5. Som oftest gjelder dette vassdrag med store vannkraftanlegg eller forbygninger, eller kystvann med havner eller fjorder med forandret ferskvannspåvirkning.

Tilstandsklassifisering: Plassering av en vannforekomst i svært god-, god-, moderat-, dårlig-, eller svært dårlig økologisk tilstand basert på kunnskap om økologiske forhold i naturlige vannforekomster og maksimalt-, godt-, moderat-, dårlig-, eller svært dårlig økologisk potensial for sterkt modifiserte vannforekomster. Alle kvalitetsэлеmenter skal klassifiseres. Kvalitetsэлеmentet med dårligst tilstand bestemmer tilstanden for vannforekomsten ("det verste styrer" prinsippet¹³ iht Vedlegg V)



¹³ Prinsippet er nærmere forklart i kapittel 4.3.2, samt illustrert i figur 4.4.

Vannforekomst (VF): En avgrenset og betydelig mengde av overflatevann, som for eksempel en innsjø, magasin, elv, bekk, kanal, fjord eller kyststrekning, eller et avgrenset volum grunnvann i et eller flere grunnvannsmagasin. Minste forvaltbare enhet.

Vannområde: Del av vannregion som består av flere, ett enkelt eller deler av nedbørfelt med eller uten kystområde som er satt sammen til en hensiktsmessig forvaltningsenhet.

Vannregion: Ett eller flere tilstøtende nedbørfelt med tilhørende grunnvann og kystvann som er satt sammen til en hensiktsmessig forvaltningsenhet. (Største forvaltningsenhet.)

Vannregionmyndighet (VRM): Vannforskriften § 20 angir hvilke fylkesmannsembeter som skal være vannregionmyndighet for den enkelte vannregion ([se oversikt](#)). Vannregionmyndigheten skal, i nært samarbeid med vannregionutvalget, koordinere arbeidet med å gjennomføre oppgavene som følger av vannforskriften (vannforskriften § 21).

Vanntype: Typifisering av vannforekomster i grupper med ensartet naturtilstand.
Se [vanntyper kystvann](#) og [typifisering innsjø/elver](#)

9.2 Litteratur

Acreman M. C., Dunbar, M.J., Hannaford, J., Black, A.R., Rowan, J.S. and Bragg, O.M., 2005. *Stage 1: Identification of hydro-morphological parameters to which the aquatic ecosystem is sensitive*. WFD48. SNIFFER Report March 05

Acreman et al 2006. *Development of environmental standards (water resources)*. Stage 3. Sniffer WFD 48 report. (http://www.wfduk.org/stakeholder_reviews/Standards_Jan_2006/TReports/LibraryPublicDocs/DevtofESWaterResourcesStage3ES)

Anon 2003. *Design of road culverts for fish passage*. Washington Department of Fish and Wildlife, Olympia, Washington. (www.wa.gov/wdfw/hab/engineer/cm/toc.htm).

Bates, K. 2000. *Fishway guidelines for Washington State*. Washington Dep. Fish and Wildlife. Draft Report 4/25/00.

Brittain, J.E., Saltveit, S.J, Arnekleiv, J.V., Hvidsten, N.A & Johnsen, B.O 1993. *Steinsetting i vassdrag, virkninger på bunndyr og fisk*. NVE publikasjon nr 13: 511-533.

Bækken, T. & Aanes, K. J. 1990. *Bruk av vassdragets bunnfauna i vannkvalitetsklassifisering*. Nr 2A. Forsuring. – NIVA Rapport 2491, 46 s. ([http://www.niva.no/symfoni/RappArkiv5.nsf/URL/C125730900463888C1256FB80053E44E/\\$FILE/2491_72dpi.pdf](http://www.niva.no/symfoni/RappArkiv5.nsf/URL/C125730900463888C1256FB80053E44E/$FILE/2491_72dpi.pdf))

Bækken, T. & Kjellberg, G. 2004. *Klassifisering av surhetsgrad og vurdering av forsuring i rennende vann basert på forekomst av bunndyr*. Klassifikasjonssystem tilpasset humusrike elver og bekker i østlandsområde. - NIVA Rapport 4923, 13 s. ([http://www.niva.no/symfoni/RappArkiv4.nsf/URL/C125730900460902C1257006003AB9F6/\\$FILE/4923_72dpi.pdf](http://www.niva.no/symfoni/RappArkiv4.nsf/URL/C125730900460902C1257006003AB9F6/$FILE/4923_72dpi.pdf))

CEN 2007. *Draft to water quality – Guidance standard on determining the degree of modification of river hydro-morphology*. CEN TC 230/WG 2/TG 5: N62

CIS 2005. *Overall approach to the classification of ecological status and ecological potential*. Guidance document no 13.

Clarkin, Kim et al, Nov 2005. *National inventory and assessment procedure for identifying barriers to aquatic organism passage at road-stream crossings*. US Department of Agriculture – Forest Service, California

Colyer, W.T., Kershner, J.L. & Hilderbrand, R.H. 2005. *Movements of fluvial Bonneville cutthroat trout in the Thomas Fork of the Bear River, Idaho-Wyoming*. North Amer. J. Fish. Manage. 25: 954-963.

Direktoratet for Naturforvaltning 2007. *Kartlegging av marint biologisk mangfold*. DN Håndbok 19-2001 Revidert 2007. 51 s

Direktoratsgruppa 2007a. *Veileder om karakterisering av vannforekomster i Norge* (http://www.vannportalen.no/digimaker/documents/veileder-1juni07_zLyT1R8997907.pdf).

Direktoratsgruppa 2007b. *Overvåkingsveileder for vannforskriften*. Foreløpig versjon pr 2. juli 2007.

Direktoratsgruppa 2007c. *Tiltaksveileder for vannforskriften*. Versjon 1.0 (14.09.07)

Fjellheim, A. & Raddum, G. G. 1990. *Acid precipitation: biological monitoring of streams and lakes*. - The Sci. Total Envir. 96: 57-66.

-
- Greig S.M., Richardson R. and Gibson J. (Aug 2006). *A new impact assessment tool to support river engineering regulatory decisions*: SNIFFER Technical Report. Project No. WFD49.
- Greig S.M., Richardson R. and Gibson J. (April 2006). *Trialling of MImAS and Proposed Environmental Standards* SNIFFER Technical Report. Project No. WFD49.
- Hawkins, A.D. & Smith, G.W. 1986. *Radio-tracking observations on Atlantic salmon ascending the Aberdeenshire Dee*. Scottish Fish. Res. Report 36: 1-24.
- Hesthagen, T. & Sandlund, O.T. 2004. *Fish distribution in a mountain area in south-eastern Norway: human introductions overrule natural immigration*. Hydrobiologia 521:49-59.
- Holthe, E., Lund, E., Finstad, B., Thorstad, E.B. & McKinley, R.S. 2005. *A fish selective obstacle to prevent dispersion of an unwanted fish species, based on leaping capabilities*. Fish Manage. Ecology 12: 143-147.
- Hynes, F.R. 1953. *Artificial freshets and other factors controlling the ascent and population of Atlantic salmon in the LaHave River, Nova Scotia*. Bulletin of the Biological Board of Canada 99:1-47.
- Johnsen G, E. Børset og B. Glover 2004. *EUs Vanndirektiv – Hovedveileder for foreløpig identifisering og utpeking av sterkt modifiserte Kystvannforekomster (SMVF) i Norge*.
<http://www.sft.no/arbeidsomr/vann/vanndirektiv/publikasjoner/veileder-smvf-kystvann.pdf>
- Johnsen, B.O., Økland, F., Iamberg, A., Thorstad, E.B., & Jensen, A. 1996. *Undersøkelser av laksens vandringer i Sandsfjordsystemet og i Suldalslågen i 1995 ved hjelp av radiotelemetri*. NINA Oppdragsmelding 421: 1-44.
- Johnson, R. K. & Goedkoop, W. 2007. *Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdocument*
Institutionen för miljöanalys, Sveriges Landbruksuniversitet (SLU), Rapport 2007:4.
http://www.vattenportalen.se/docs/Bedomningsgrunder_bottenfauna_december_2007.pdf
- Jones, J.W. 1959. *The salmon*. Collins, London.
- Kroglund F., Hesthagen T., Hindar A., Raddum G.G., Staurnes M. Gausen D. og Sandøy S. 1994. *Sur nedbør i Norge. Status, utviklingstendenser og tiltak*. - Utredning for DN 1994-10.
- Larsen, B.M., Sandaas, K., Hårsaker, K. & Enerud, J. 2000. *Overvåking av elvemusling Margaritifera margaritifera i Norge*. Forslag til overvåkingsmetodikk og lokaliteter. - NINA Oppdragsmelding 651, 27 s.
- Lauritzen D.V., Hertel F. & Gordon M.S. 2005. *A kinematic examiner of wild sockeye salmon jumping up natural waterfalls*. J. Fish Biol. 67:1010-1020.
- Lien, L., Raddum, G. G. & Fjellheim, A. 1991. *Tålegrenser for overflatevann – evertrebrater og fisk*. - Naturens Tålegrenser. Fagrapport 19 (NIVA Rapport O-89185/2).
- Lien, L., Raddum, G. G., Fjellheim, A., & Henriksen, A. 1996. *A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses*. - The Sci. Total Envir. 177: 173-193.
- Linroth, A. 1952. *Salmon tagging experiments in Sundsvall Bay of the Baltic in 1950*. Rep. Inst. Freshwat. Res. Drottningholm 33: 57-69.
- Lyrche Solheim, A. m. fl. 2008. Forslag til miljømål og klassegrenser for fysisk-kjemiske parametre i innsjøer og elver, inkludert leirvassdrag og kriterier for egnethet for brukerinteresser. Supplement til veileder i økologisk klassifisering. [NIVA-rapport 5708-2008](#)
- NS-ISO 7828 *Vannundersøkelse - Metoder for biologisk prøvetaking - Retningslinjer for prøvetaking med håv av akvatiske bunndyr* (= EN 27828:1994) (ISO 7828:1985)

Olsson, H. & Lundholm, K. 2007. *Förslag til bedömningsgrunder för kontinuitet och hydrologisk regim*, version juli 2007. SMHI Uppdragsrapport 502 0702.

Ovidio, M., Capra, H. & Philippart, J.-C. 2007. *Field protocol for assessing small obstacles to migration of brown trout *Salmo trutta*, and European grayling *Thymallus thymallus*: a contribution to the management of free movement in rivers*. Fish. Manage. Ecology 14: 41-50.

Naturvårdsverket 2007. *Høringsversjon Vanndirektivet*. Kap. 5.13- 5.17.

Naturvårdsverket 2007. *Status , potential och normer för sjöar , vattendrag, kustvatten och vatten i övergångszon*. Handbok 2007: x, Remissversion,.

Nilsson, J. 2006. *Bedömningsgrunder för hydromorfologi.Handledning och metodik för bedömning av hydromorfologiska kvalitetsfaktorer*. Länsstyrelsen i Jönköpings län. Meddelande nr 2006:20.

Raddum, G. G. 1999. *Large scale monitoring of invertebrates: Aims, possibilities and acidification indexes*. – S. 7-16 i: Raddum, G.G., Rosseland, B.O. & Bowman, J. (red.). Workshop on biological assessment and monitoring; evaluation of models. - ICP-Waters Rapp. 50/99. NIVA, Oslo.
[http://www.niva.no/symfoni/RappArkiv5.nsf/URL/C125730900463888C1256FB80053D538/\\$FILE/4091_72dpi.pdf](http://www.niva.no/symfoni/RappArkiv5.nsf/URL/C125730900463888C1256FB80053D538/$FILE/4091_72dpi.pdf)

Raddum, G.G. & Fjellheim, A. 1984. *Acidification and early warning organisms in freshwater in western Norway*. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 22: 1973-1980.

Raddum, G.G., Fjellheim, A. & Hesthagen, T. 1988. *Monitoring of acidification by use of aquatic organisms*. - Verh. Internat. Verein. Limnol. 23: 2291-2297.

Saltveit, S. J. (red) (2006). *Økologiske forhold i vassdrag – konsekvenser av vannføringsendringer*. En sammenstilling av dagens kunnskap.
(<http://www.nve.no/FileArchive/90/Økologiske%20forhold%20i%20vassdrag.pdf>)

Schmutz, S, Melcher, S et al., 2007. *MIRR-Model-based instrument for River Restoration* (in German with summary in English)

Smironov, Y.A. 1971. *Salmon of Lake Onega*. Fish. Res. Bd. Can. Trans. Ser. 2137.

Stuart, T.A. 1962. *The leaping behaviour of salmon and trout at falls and obstructions*. Freshwater and Salmon Fisheries Research 28:1-46.

Thorstad, E. & Heggberget, T. 1997. *Oppvandring hos radiomerket laks og sjøørret i Mandalsvassdraget i forhold til minstevannføring, lokkeflommer, terskler og kalking*. NINA Oppdragsmelding 470:1-41.

UK Technical Advisory Group (UKTAG), 2007. *Recommendations on Surface Water Classification Schemes for the Purposes of the Water Framework Directive* (Dec 2007)

Vedlegg I: Oversikt over indikatorarter av bunndyr som inngår i beregning av forsuringssindekser

Vedlegget tilhører kapittel 6.4.2 Bunndyr som kvalitetselement i elver med forsuring som hovedpåvirkning og gjelder hhv. NIVA forsuringssindeks og Raddum forsuringssindekser 1 og 2

(versjon juni 2008; listen oppdateres ved ujevne mellomrom). Forsuringstoleranse er angitt med ulike fargekoder (blå: svært forsuringssfølsom, grønn: moderat forsuringssfølsom, oransje: moderat forsuringstolerant, rød: svært forsuringstolerant):

Klasse	Orden	Art	NIVA	Raddum
Flimmerormer		Crenobia alpina	Ikke brukt	0,5
Flimmerormer		Otomesostoma auditivum	Ikke brukt	0,5
Snegl		Potamopyrgus antipodarum	Ikke brukt	1
Snegl		Radix balthica (Lymnaea peregra)	K12	1
Snegl		Galba truncatula	K11	1
Snegl		Physa fontinalis	K12	Ikke brukt
Snegl		Planorbis sp.	Ikke brukt	1
Snegl		Bathyomphalus contortus	K11	1
Snegl		Gyraulus albus	K12	1
Snegl		Gyraulus acronicus	K12	1
Snegl		Ancylus fluviatilis	K12	1
Muslinger		Anodonta sp.	Ikke brukt	1
Muslinger		Margarita margaritifera	K12	1
Muslinger		Spaerium corneum	K13	0,25
Muslinger		Pisidium sp.	K14	0,25
Igler		Glossiphonia complanata	K12	1
Igler		Helobdella stagnalis	K12	0,5
Igler		Hemiclipsis marginata	K11	Ikke brukt
Igler		Theromyzon tessulatum	Ikke brukt	1
Igler		Haemopsis sanguisuga	K13	1
Igler		Erpobdella testacea	K12	0,5
Igler		Erpobdella octoculata	K13	0,5
Krepsdyr	Cladocera	Eurycerus lamellatus	K14	Ikke brukt
Krepsdyr	Cladocera	Daphnia sp	Ikke brukt	0,5
Krepsdyr	Notostaca	Lepidurus articus	Ikke brukt	1
Krepsdyr	Isopoda	Asellus aquaticus	K14	0,5
Krepsdyr	Amphipoda	Gammarus lacustris	K11	1
Krepsdyr	Decapoda	Astacus astacus	K12	1
Insekter	Ephmeroptera	Metretopus borealis	K11	Ikke brukt
Insekter	Ephmeroptera	Siphonurus lacustris	K13	0,5
Insekter	Ephmeroptera	Siphonurus aestivalis	K12	0,5
Insekter	Ephmeroptera	Siphonurus alternatus	K12	0,5
Insekter	Ephmeroptera	Siphonurus linnaenus	Ikke brukt	0,5
Insekter	Ephmeroptera	Ameletus inopinatus	K13	0,5
Insekter	Ephmeroptera	Parameletus chelifer	K12	Ikke brukt
Insekter	Ephmeroptera	Alainites muticus	K11	1
Insekter	Ephmeroptera	Baetis rhodani	K13	1
Insekter	Ephmeroptera	Baetis scambus/fuscatus	K12	1
Insekter	Ephmeroptera	Baetis macani	K11	1

Insekter	Ephmeroptera	Baetis vernus	KI2	1
Insekter	Ephmeroptera	Acentrella lapponica (Baetis lapponicus)	Ikke brukt	1
Insekter	Ephmeroptera	Baetis subalpinus	Ikke brukt	1
Insekter	Ephmeroptera	Nigrobaetis digitatus	KI1	1
Insekter	Ephmeroptera	Nigrobaetis niger	KI3	1
Insekter	Ephmeroptera	Centoptilum luteolum	KI3	1
Insekter	Ephmeroptera	Cloeon dipterum/inscriptum	KI3	1
Insekter	Ephmeroptera	Cloeon simile	KI3	1
Insekter	Ephmeroptera	Procloeon bifidum	KI1	Ikke brukt
Insekter	Ephmeroptera	Arthroplea congener	KI4	Ikke brukt
Insekter	Ephmeroptera	Heptagenia sulphurea	KI3	0,5
Insekter	Ephmeroptera	Heptagenia dalearlica	KI2	1
Insekter	Ephmeroptera	Heptagenia joernensis	KI1	Ikke brukt
Insekter	Ephmeroptera	Kageronia fuscogrisea	KI4	0
Insekter	Ephmeroptera	Paraleptophlebia standii	KI1	Ikke brukt
Insekter	Ephmeroptera	Leptophlebia vespertina	KI4	0
Insekter	Ephmeroptera	Leptophlebia marginata	KI4	0
Insekter	Ephmeroptera	Seratella ignita (Ephemerella ignita)	KI2	1
Insekter	Ephmeroptera	Ephemerella mucronata	KI2	0
Insekter	Ephmeroptera	Ephemerella aurivillii (E. aronii)	KI2	1
Insekter	Ephmeroptera	Ephemera danica	KI1	1
Insekter	Ephmeroptera	Ephemera vulgata	KI2	1
Insekter	Ephmeroptera	Caenis horaria	KI2	1
Insekter	Ephmeroptera	Caenis luctuosa	KI1	1
Insekter	Ephmeroptera	Caenis rivulorum	KI1	Ikke brukt
Insekter	Plecoptera	Taeniopteryx nebulosa	KI4	0
Insekter	Plecoptera	Brachyptera risi	KI4	0
Insekter	Plecoptera	Amphinemoura standfussi	KI4	0
Insekter	Plecoptera	Amphinemoura sulcicollis	KI4	0
Insekter	Plecoptera	Amphinemoura borealis	KI3	0
Insekter	Plecoptera	Nemurella picteti	KI4	0
Insekter	Plecoptera	Nemoura avicularis	KI3	0
Insekter	Plecoptera	Nemoura cineria	KI4	0
Insekter	Plecoptera	Protonemoura meyeri	KI4	0
Insekter	Plecoptera	Leuctra fusca	KI4	0
Insekter	Plecoptera	Leuctra nigra	KI4	0
Insekter	Plecoptera	Leuctra hippopus	KI4	0
Insekter	Plecoptera	Leuctra digitata	KI4	0
Insekter	Plecoptera	Capnia bifrons	KI2	Ikke brukt
Insekter	Plecoptera	Capnia atra	KI2	0,5
Insekter	Plecoptera	Capnia pygmaea	KI2	0,5
Insekter	Plecoptera	Capnopsis schilleri	KI2	Ikke brukt
Insekter	Plecoptera	Isoperla grammatica	KI4	0,5
Insekter	Plecoptera	Isoperla difformis	KI4	0,5
Insekter	Plecoptera	Isoperla obscura	KI4	0,5
Insekter	Plecoptera	Siphonoperla burmeisteri	KI3	0
Insekter	Plecoptera	Arcynopteryx compacta	Ikke brukt	0,5
Insekter	Plecoptera	Diura bicaudata	KI2	0,5
Insekter	Plecoptera	Diura nanseni	KI3	0,5
Insekter	Plecoptera	Perlodes dispar	KI3	Ikke brukt
Insekter	Plecoptera	Dinocras cephalotes	KI1	0,5
Insekter	Plecoptera	Perla bipunctata	Ikke brukt	Ikke brukt
Insekter	Plecoptera	Xanthoperla apicalis	KI3	Ikke brukt
Insekter	Coleoptera	Elmis aenea	KI3	Ikke brukt

Insekter	Coleoptera	Limnius volckmari	KI3	Ikke brukt
Insekter	Hemiptera	Callicorixa wollastoni	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Rhyacophila nubila	KI4	0
Insekter	Trichoptera	Rhyacophila fasciata	KI3	Ikke brukt
Insekter	Trichoptera	Agapetus ochripes	KI2	Ikke brukt
Insekter	Trichoptera	Glossosoma intermedium	Ikke brukt	1
Insekter	Trichoptera	Wormaldia subnigra	KI1	0,5
Insekter	Trichoptera	Philopotamus montanus	Ikke brukt	0,5
Insekter	Trichoptera	Chimarra marginata	KI1	Ikke brukt
Insekter	Trichoptera	Cyrnus flavidus	KI4	0
Insekter	Trichoptera	Cyrnus trimaculatus	KI4	0
Insekter	Trichoptera	Cyrnus insolutus	KI4	Ikke brukt
Insekter	Trichoptera	Neureclipsis bimaculata	KI4	0
Insekter	Trichoptera	Plectrocnemia conspersa	KI4	0
Insekter	Trichoptera	Holocentropus dubius	KI4	0
Insekter	Trichoptera	Polycentropus flavomaculatus	KI4	0
Insekter	Trichoptera	Polycentropus irroratus	KI4	0
Insekter	Trichoptera	Tinodes waeneri	KI3	0,5
Insekter	Trichoptera	Lype sp.	Ikke brukt	Ikke brukt
Insekter	Trichoptera	Cheumatopsyche lepida	KI1	Ikke brukt
Insekter	Trichoptera	Hydropsyche angustipennis	KI4	0,5
Insekter	Trichoptera	Hydropsyche pellicidula	KI3	0,5
Insekter	Trichoptera	Hydropsyche siltalai	KI4	0,5
Insekter	Trichoptera	Hydropsyche silvenii (Ceratopsyche silvenii)	KI2	Ikke brukt
Insekter	Trichoptera	Hydroptila sp.	KI1	Ikke brukt
Insekter	Trichoptera	Ithytrichia sp.	KI1	0,5
Insekter	Trichoptera	Oxyethira sp.	KI3	0
Insekter	Trichoptera	Agrypnia obsoleta	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Agrypnia varia	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Agrypnia pagetana	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Phryganea grandis	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Oligostomis reticulata	Ikke brukt	Ikke brukt
Insekter	Trichoptera	Apatania stigatella	Ikke brukt	0,5
Insekter	Trichoptera	Apatania zonella	Ikke brukt	0,5
Insekter	Trichoptera	Annitella obscurata	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Chaetopteryx villosa	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Glyptotaelius pellucidus	KI4	Ikke brukt
Insekter	Trichoptera	Halesus radiatus	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Limnephilus centralis	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Limnephilus flavicornis	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Limnephilus lunatus	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Limnephilus extricatus	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Limnephilus rhombicus	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Limnephilus vittatus	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Limnephilus stigma	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Micropterna lateralis	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Potamophylax lattipennis	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Potamophylax cingulatus	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Stenophylax permistus	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Nemotaulius punctatolineatus	KI4	0
Insekter	Trichoptera	Molanna angustata	KI3	0

Insekter	Trichoptera	Molanodes tinctus	KI3	0
Insekter	Trichoptera	Athripsodes aterrimus	KI4	0
Insekter	Trichoptera	Athripsodes cinereus	KI2	0
Insekter	Trichoptera	Ceraclea annulicornis	KI1	Ikke brukt
Insekter	Trichoptera	Adicella reducta	Ikke brukt	0
Insekter	Trichoptera	Mystacides longicornis/nigra	KI3	Ikke brukt
Insekter	Trichoptera	Mystacides azurea	KI2	0
Insekter	Trichoptera	Oecetis testacea	KI2	0,5
Insekter	Trichoptera	Trianodes bicolor	KI2	Ikke brukt
Insekter	Trichoptera	Goera pilosa	KI3	Ikke brukt
Insekter	Trichoptera	Silo pallipes	KI3	Ikke brukt
Insekter	Trichoptera	Lepidostoma hirtum	KI2	0,5
Insekter	Trichoptera	Micrasema setiferum	KI3	Ikke brukt
Insekter	Trichoptera	Sericostoma personatum	KI3	0,5
Insekter	Trichoptera	Notidobia ciliaris	Ikke brukt	0,5
Insekter	Diptera	Dicranota sp.	KI4	Ikke brukt
Insekter	Diptera	Dixa sp.	KI2	Ikke brukt

Vedlegg II: Klassegrenser for ferskvann med EQR

Innsjøer

Eutrofiering

Plantep plankton

Klorofyll (kifa) (middelverdier for vekstsesongen: mai-sept.)

Høydere region	Vanntype**	IC type	Typebeskrivelse
Lavland (< 200 m)	1; 6; (14; 19)**	LN2a	Kalkfattige, klare, grunne
Lavland (< 200 m)	1; 6; (5; 23)**	LN2b	Kalkfattige, klare, dype
Lavland (< 200 m)	2; 7; (15; 20)**	LN3a	Kalkfattige, humøse
Lavland (< 200 m)	3; 8	LN1	Kalkrike, klare
Lavland (< 200 m)	4; 9	LN8a	Kalkrike, humøse
Skog (200-800 m)	12; 17; (10; 16; 21; 22)*:	LN5	Kalkfattige, klare
Skog (200-800 m)	13; 18; (11)**	LN6	Kalkfattige, humøse
Fjell (> 800 m)	22	LN7	Kalkfattige, klare

**vanntyper i parentes og kursiv er typer som er beslektet med de andre på samme linje, men der grenseverdiene ikke er interkalibrert (* interkalibrerte klassegrenser)

Plantep plankton i innsjøer, Klorofyll a klassegrenser					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
1,5	<3	3-5*	5-10	10-20	>20
1,3	<2,5	2,5-4*	4-7	7-15	>15
2,5	<5	5-7,5*	7,5-15	15-30	>30
2,5	<5	5-7,5*	7,5-15	15-30	>30
3,5	<7	7-10,5*	10,5-20	20-40	>40
1,0	<2	2-3*	3-7	7-15	>15
2,0	<4	4-6*	6-12	12-25	>25
0,80	<1,5	1,5-2,5	2,5-6	6-12	>12

Høydere region	Vanntype**	IC type	Typebeskrivelse
Lavland (< 200 m)	1; 6; (14; 19)**	LN2a	Kalkfattige, klare, grunne
Lavland (< 200 m)	1; 6; (5; 23)**	LN2b	Kalkfattige, klare, dype
Lavland (< 200 m)	2; 7; (15; 20)**	LN3a	Kalkfattige, humøse
Lavland (< 200 m)	3; 8	LN1	Kalkrike, klare
Lavland (< 200 m)	4; 9	LN8a	Kalkrike, humøse
Skog (200-800 m)	12; 17; (10; 16; 21; 22)*:	LN5	Kalkfattige, klare
Skog (200-800 m)	13; 18; (11)**	LN6	Kalkfattige, humøse
Fjell (> 800 m)	22	LN7	Kalkfattige, klare

**vanntyper i parentes og kursiv er typer som er beslektet med de andre på samme linje, men der grenseverdiene ikke er interkalibrert (* interkalibrerte klassegrenser)

Plantep plankton Klorofyll a Grenseverdier			
Svært god/ God	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/Svært dårlig
µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
3,0*	5,0*	10,0	20,0
2,5*	4,0*	7,0	15,0
5,0*	7,5*	15,0	30,0
5,0*	7,5*	15,0	30,0
7,0*	10,5*	20,0	40,0
2,0*	3,0*	7,0	15,0
4,0*	6,0*	12,0	25,0
1,5	2,5	6,0	12,0

Forts. Innsjøer Eutrofiering Planteplankton

Klorofyll (klfa) (middelverdier for vekstsesongen: mai-sept.)

Høyderegion	Vanntype**	IC type	Typebeskrivelse
Klorofyll (klfa) (middelverdier for vekstsesongen: mai-sept.)			
Benevning: µg/L			
Lavland (< 200 m)	1; 6; (14; 19)**	LN2a	Kalkfattige, klare, grunne
Lavland (< 200 m)	1; 6; (5; 23)**	LN2b	Kalkfattige, klare, dype
Lavland (< 200 m)	2; 7; (15; 20)**	LN3a	Kalkfattige, humøse
Lavland (< 200 m)	3; 8	LN1	Kalkrike, klare
Lavland (< 200 m)	4; 9	LN8a	Kalkrike, humøse
Skog (200-800 m)	12; 17; (10; 16; 21; 22)**	LN5	Kalkfattige, klare
Skog (200-800 m)	13; 18; (11)**	LN6	Kalkfattige, humøse
Fjell (> 800 m)	22	LN7	Kalkfattige, klare

* *vanntyper i parentes og kursiv er typer som er beslektet med de andre på samme linje, men der grenseverdiene ikke er interkalibrert

EQR klasser for Planteplankton, Klorofyll a					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
EQR	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR
1,0	>0,5	0,5 - 0,29*	0,29 - 0,15	0,015 - 0,075	<0,075
1,0	>0,5	0,5 - 0,33*	0,33 - 0,21	0,21 - 0,10	<0,10
1,0	>0,5	0,5 - 0,30*	0,33 - 0,16	0,16 - 0,08	<0,08
1,0	>0,5	0,5 - 0,33*	0,33 - 0,17	0,17 - 0,083	<0,083
1,0	>0,5	0,5 - 0,33*	0,29 - 0,175	0,175 - 0,088	<0,088
1,0	>0,5	0,5 - 0,33*	0,33 - 0,14	0,14 - 0,067	<0,067
1,0	>0,5	0,5 - 0,33*	0,33 - 0,17	0,17 - 0,08	<0,08
1,0	>0,53	0,53 - 0,32	0,32 - 0,13	0,13 - 0,067	<0,067

(* interkalibrerte klassegrenser)

Høyderegion	Vanntype**	IC type	Typebeskrivelse
Klorofyll (klfa) (middelverdier for vekstsesongen: mai-sept.)			
Lavland (< 200 m)	1; 6; (14; 19)**	LN2a	Kalkfattige, klare, grunne
Lavland (< 200 m)	1; 6; (5; 23)**	LN2b	Kalkfattige, klare, dype
Lavland (< 200 m)	2; 7; (15; 20)**	LN3a	Kalkfattige, humøse
Lavland (< 200 m)	3; 8	LN1	Kalkrike, klare
Lavland (< 200 m)	4; 9	LN8a	Kalkrike, humøse
Skog (200-800 m)	12; 17; (10; 16; 21; 22)**	LN5	Kalkfattige, klare
Skog (200-800 m)	13; 18; (11)**	LN6	Kalkfattige, humøse
Fjell (> 800 m)	22	LN7	Kalkfattige, klare

* *vanntyper i parentes og kursiv er typer som er beslektet med de andre på samme linje, men der grenseverdiene ikke er interkalibrert

EQR Grenseverdier for Planteplankton.			
Svært god/ God	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/Svært dårlig
EQR	EQR	EQR	EQR
0,5*	0,29*	0,015	0,075
0,5*	0,33*	0,21	0,100
0,5*	0,30*	0,17	0,080
0,5*	0,33*	0,17	0,083
0,5*	0,33*	0,15	0,088
0,5*	0,33*	0,14	0,067
0,5*	0,33*	0,17	0,080
0,53	0,32	0,13	0,067

(* interkalibrerte klassegrenser)

Innsjøer
Eutrofiering
Total fosfor (TP)

Høyderegion	Vanntype**	IC type	Typebeskrivelse
Lavland (< 200 m)	1; 6; (14; 19)**	LN2a	Kalkfattige, klare, grunne
Lavland (< 200 m)	1; 6; (5; 23)**	LN2b	Kalkfattige, klare, dype
Lavland (< 200 m)	2; 7; (15; 20)**	LN3a	Kalkfattige, humøse
Lavland (< 200 m)	3; 8	LN1	Kalkrike, klare
Lavland (< 200 m)	4; 9	LN8a	Kalkrike, humøse
Skog (200-800 m)	12; 17; (10; 16; 21; 22)**	LN5	Kalkfattige, klare
Skog (200-800 m)	13; 18; (11)**	LN6	Kalkfattige, humøse
Fjell (> 800 m)	22	LN7	Kalkfattige, klare

Total fosfor i innsjøer, klasser					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
4	<7	7-11	11-20	20-40	>40
3	<6	6-9	9-15	15-30	>30
6	<11	11-16	16-30	30-55	>55
5	<10	10-14	14-25	25-50	>50
7	<13	13-19	19-35	35-65	>65
3	<5	5-7	7-15	15-30	>30
5	<9	9-13	13-24	24-45	>45
2	<3	3-5	5-11	11-20	>20

** vanntyper i parentes og kursiv er typer som er beslektet med de andre på samme linje, men der grenseverdiene ikke er interkalibrert

Høyderegion	Vanntype**	IC type	Typebeskrivelse
Lavland (< 200 m)	1; 6; (14; 19)**	LN2a	Kalkfattige, klare, grunne
Lavland (< 200 m)	1; 6; (5; 23)**	LN2b	Kalkfattige, klare, dype
Lavland (< 200 m)	2; 7; (15; 20)**	LN3a	Kalkfattige, humøse
Lavland (< 200 m)	3; 8	LN1	Kalkrike, klare
Lavland (< 200 m)	4; 9	LN8a	Kalkrike, humøse
Skog (200-800 m)	12; 17; (10; 16; 21; 22)**	LN5	Kalkfattige, klare
Skog (200-800 m)	13; 18; (11)**	LN6	Kalkfattige, humøse
Fjell (> 800 m)	22	LN7	Kalkfattige, klare

Total fosfor Grenseverdier			
Svært god/ God	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/Svært dårlig
µg/L	µg/L	µg/L	µg/L
7	11	20	40
6	9	15	30
11	16	30	55
10	14	25	50
13	19	35	65
5	7	15	30
9	13	24	45
3	5	11	20

** vanntyper i parentes og kursiv er typer som er beslektet med de andre på samme linje, men der grenseverdiene ikke er interkalibrert

Fortsettelse - Innsjøer
Eutrofiering
Total fosfor (TP)

Høyderegion	Vanntype**	IC type	Typebeskrivelse
Lavland (< 200 m)	1; 6; (14; 19)**	LN2a	Kalkfattige, klare, grunne
Lavland (< 200 m)	1; 6; (5; 23)**	LN2b	Kalkfattige, klare, dype
Lavland (< 200 m)	2; 7; (15; 20)**	LN3a	Kalkfattige, humøse
Lavland (< 200 m)	3; 8	LN1	Kalkrike, klare
Lavland (< 200 m)	4; 9	LN8a	Kalkrike, humøse
Skog (200-800 m)	12; 17; (10; 16; 21; 22)**	LN5	Kalkfattige, klare
Skog (200-800 m)	13; 18; (11)**	LN6	Kalkfattige, humøse
Fjell (> 800 m)	22	LN7	Kalkfattige, klare

EQR klasser for Total fosfor					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
EQR	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR
1,0	>0,57	0,57 - 0,36	0,36 - 0,2*	0,2 - 0,1	<0,1
1,0	>0,5	0,5 - 0,33	0,33 - 0,2*	0,2 - 0,1	<0,1
1,0	>0,55	0,55 - 0,38	0,38 - 0,2*	0,2 - 0,11	<0,11
1,0	>0,5	0,5 - 0,35	0,35 - 0,2*	0,2 - 0,1	<0,1
1,0	>0,54	0,54 - 0,37	0,37 - 0,2*	0,2 - 0,11	<0,11
1,0	>0,6	0,6 - 0,43	0,43 - 0,2*	0,2 - 0,1	<0,1
1,0	>0,56	0,56 - 0,38	0,38 - 0,21*	0,21 - 0,11	<0,11
1,0	>0,67	0,67 - 0,4	0,4 - 0,18*	0,18 - 0,1	<0,1

** vanntyper i parentes og kursiv er typer som er beslektet med de andre på samme linje, men der grenseverdiene ikke er interkalibrert

(* interkalibrerte klassegrenser)

Høyderegion	Vanntype**	IC type	Typebeskrivelse
Lavland (< 200 m)	1; 6; (14; 19)**	LN2a	Kalkfattige, klare, grunne
Lavland (< 200 m)	1; 6; (5; 23)**	LN2b	Kalkfattige, klare, dype
Lavland (< 200 m)	2; 7; (15; 20)**	LN3a	Kalkfattige, humøse
Lavland (< 200 m)	3; 8	LN1	Kalkrike, klare
Lavland (< 200 m)	4; 9	LN8a	Kalkrike, humøse
Skog (200-800 m)	12; 17; (10; 16; 21; 22)**	LN5	Kalkfattige, klare
Skog (200-800 m)	13; 18; (11)**	LN6	Kalkfattige, humøse
Fjell (> 800 m)	22	LN7	Kalkfattige, klare

EQR Grenseverdier for Total fosfor			
Svært god/ God	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/Svært dårlig
EQR	EQR	EQR	EQR
0,57	0,36	0,2	0,1
0,5	0,33	0,2	0,1
0,55	0,38	0,2	0,11
0,5	0,35	0,2	0,1
0,53	0,37	0,2	0,11
0,6	0,43	0,2	0,1
0,55	0,38	0,2	0,11
0,67	0,4	0,18	0,1

** vanntyper i parentes og kursiv er typer som er beslektet med de andre på samme linje, men der grenseverdiene ikke er interkalibrert

Innsjøer
Eutrofiering
Siktedyp (SD)

Høyderegion	Vanntype**	IC type	Typebeskrivelse
Lavland (< 200 m)	1; 6; (14; 19)**	LN2a	Kalkfattige, klare, grunne
Lavland (< 200 m)	1; 6; (5; 23)**	LN2b	Kalkfattige, klare, dype
Lavland (< 200 m)	2; 7; (15; 20)**	LN3a	Kalkfattige, humøse
Lavland (< 200 m)	3; 8	LN1	Kalkrike, klare
Lavland (< 200 m)	4; 9	LN8a	Kalkrike, humøse
Skog (200-800 m)	12; 17; (10; 16; 21; 22)**	LN5	Kalkfattige, klare
Skog (200-800 m)	13; 18; (11)**	LN6	Kalkfattige, humøse
Fjell (> 800 m)	22	LN7	Kalkfattige, klare

** vanntyper i parentes og kursiv er typer som er beslektet med de andre på samme linje, men der grenseverdiene ikke er interkalibrert

Siktedyp i innsjøer, klasser					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
m	m	m	m	m	m
8	>6	6-4	4-2	2-1	<1
10	>8	8-5	5-3	3-1,5	<1,5
6	>4	4-3	3-1,5	1,5-0,7	<0,7
6	>4	4-3	3-1,5	1,5-0,7	<0,7
5	>3	3-2	2-1	1-0,5	<0,5
10	>8	8-6	6-3	3-1,5	<1,5
7	>5	5-3,5	3,5-1,7	1,7-0,8	<0,8
12	>9	9-7	7-3,5	3,5-1,7	<1,7

Høyderegion	Vanntype**	IC type	Typebeskrivelse
Lavland (< 200 m)	1; 6; (14; 19)**	LN2a	Kalkfattige, klare, grunne
Lavland (< 200 m)	1; 6; (5; 23)**	LN2b	Kalkfattige, klare, dype
Lavland (< 200 m)	2; 7; (15; 20)**	LN3a	Kalkfattige, humøse
Lavland (< 200 m)	3; 8	LN1	Kalkrike, klare
Lavland (< 200 m)	4; 9	LN8a	Kalkrike, humøse
Skog (200-800 m)	12; 17; (10; 16; 21; 22)**	LN5	Kalkfattige, klare
Skog (200-800 m)	13; 18; (11)**	LN6	Kalkfattige, humøse
Fjell (> 800 m)	22	LN7	Kalkfattige, klare

** vanntyper i parentes og kursiv er typer som er beslektet med de andre på samme linje, men der grenseverdiene ikke er interkalibrert

Siktedyp Grenseverdier			
Svært god/ God	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/Svært dårlig
m	m	m	m
6	4	2,0	1,0
8	5	3,0	1,5
4	3	1,5	0,7
4	3	1,5	0,7
3	2	1,0	0,5
8	6	3,0	1,5
5	4	1,7	0,8
9	7	3,5	1,7

Fortsettelse - Innsjøer
Eutrofiering
Siktedyp (SD)

Høydereion	Vanntype**	IC type	Typebeskrivelse
Lavland (< 200 m)	1; 6; (14; 19)**	LN2a	Kalkfattige, klare, grunne
Lavland (< 200 m)	1; 6; (5; 23)**	LN2b	Kalkfattige, klare, dype
Lavland (< 200 m)	2; 7; (15; 20)**	LN3a	Kalkfattige, humøse
Lavland (< 200 m)	3; 8	LN1	Kalkrike, klare
Lavland (< 200 m)	4; 9	LN8a	Kalkrike, humøse
Skog (200-800 m)	12; 17; (10; 16; 21; 22)**	LN5	Kalkfattige, klare
Skog (200-800 m)	13; 18; (11)**	LN6	Kalkfattige, humøse
Fjell (> 800 m)	22	LN7	Kalkfattige, klare

EQR klasser for Siktedyp					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
EQR	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR
1,0	>0,75	0,75 - 0,5	0,5 - 0,25	0,25 - 0,125	<0,125
1,0	>0,8	0,8 - 0,5	0,5 - 0,3	0,3 - 0,15	<0,15
1,0	>0,67	0,67 - 0,5	0,5 - 0,25	0,25 - 0,12	<0,12
1,0	>0,67	0,67 - 0,5	0,5 - 0,25	0,25 - 0,12	<0,12
1,0	>0,6	0,6 - 0,4	0,4 - 0,2	0,2 - 0,1	<0,1
1,0	>0,8	0,8 - 0,6	0,6 - 0,3	0,3 - 0,15	<0,15
1,0	>0,71	0,71 - 0,5	0,5 - 0,24	0,24 - 0,11	<0,11
1,0	>0,75	0,75 - 0,58	0,58 - 0,29	0,29 - 0,14	<0,14

** vanntyper i parentes og kursiv er typer som er beslektet med de andre på samme linje, men der grenseverdiene ikke er interkalibrert

Høydereion	Vanntype**	IC type	Typebeskrivelse
Lavland (< 200 m)	1; 6; (14; 19)**	LN2a	Kalkfattige, klare, grunne
Lavland (< 200 m)	1; 6; (5; 23)**	LN2b	Kalkfattige, klare, dype
Lavland (< 200 m)	2; 7; (15; 20)**	LN3a	Kalkfattige, humøse
Lavland (< 200 m)	3; 8	LN1	Kalkrike, klare
Lavland (< 200 m)	4; 9	LN8a	Kalkrike, humøse
Skog (200-800 m)	12; 17; (10; 16; 21; 22)**	LN5	Kalkfattige, klare
Skog (200-800 m)	13; 18; (11)**	LN6	Kalkfattige, humøse
Fjell (> 800 m)	22	LN7	Kalkfattige, klare

EQR Grenseverdier for Siktedyp			
Svært god/ God	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/Svært dårlig
EQR	EQR	EQR	EQR
0,75	0,5	0,25	0,125
0,8	0,5	0,3	0,15
0,67	0,5	0,25	0,12
0,67	0,5	0,25	0,12
0,6	0,4	0,2	0,1
0,8	0,6	0,3	0,15
0,71	0,5	0,24	0,11
0,75	0,58	0,29	0,14

** vanntyper i parentes og kursiv er typer som er beslektet med de andre på samme linje, men der grenseverdiene ikke er interkalibrert

Innsjøer
Eutrofiering
Vannplanter - TI(antall arter)

Høyderegion	Vanntype**	IC type	Typebeskrivelse
Lavland/Skog	5, 10, 16,		Svært kalkfattige, klare
Lavland/Skog	11		Svært kalkfattige, humøse
Lavland/Skog	1, 6, 12, 17	LN2, LN5	Kalkfattige, klare
Lavland/Skog	2, 7, 13, 18	LN3a, LN6	Kalkfattige, humøse
Lavland/Skog	3, 8, 14, 19	LN1	Kalkrike, klare
Lavland/Skog	4, 9, 15, 20	LN8a	Kalkrike, humøse
Lavland/Skog	3, 8, 14, 19 **		Svært kalkrike, klare
Lavland/Skog	4, 9, 15, 20 **		Svært kalkrike, humøse

** dersom Ca > 20 mg/L

Høyderegion	Vanntype**	IC type	Typebeskrivelse
Lavland/Skog	5, 10, 16,		Svært kalkfattige, klare
Lavland/Skog	11		Svært kalkfattige, humøse
Lavland/Skog	1, 6, 12, 17	LN2, LN5	Kalkfattige, klare
Lavland/Skog	2, 7, 13, 18	LN3a, LN6	Kalkfattige, humøse
Lavland/Skog	3, 8, 14, 19	LN1	Kalkrike, klare
Lavland/Skog	4, 9, 15, 20	LN8a	Kalkrike, humøse
Lavland/Skog	3, 8, 14, 19 **		Svært kalkrike, klare
Lavland/Skog	4, 9, 15, 20 **		Svært kalkrike, humøse

** dersom Ca > 20 mg/L

Vannplanter i innsjøer, TI (antall arter), klasser					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
TI (ant arter)	TI (ant arter)	TI (ant arter)	TI (ant arter)	TI (ant arter)	TI (ant arter)
100	>94	94-30	30-5	5- ÷35	< -35
92	>75	75-30	30-5	5- ÷35	< -35
113	>100	100-30*	30-5	5- ÷35	< -35
100	>92	92-30*	30-5	5- ÷35	< -35
81	>65	65-30*	30-5	5- ÷35	< -35
69	>52	52-30*	30-5	5- ÷35	< -35
88	>73	73-30*	30-5	5- ÷35	< -35
45	>43	43-30	30-5	5- ÷35	< -35

(* interkalibrerte klassegrenser)

Vannplanter, TI (antall arter), Grenseverdier			
Svært god/ God	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/Svært dårlig
TI (ant arter)	TI (ant arter)	TI (ant arter)	TI (ant arter)
94	30	5	-35
75	30	5	-35
100*	30*	5	-35
92*	30*	5	-35
65*	30*	5	-35
52*	30*	5	-35
73*	30*	5	-35
43	30	5	-35

(* interkalibrerte klassegrenser)

Fortsettelse - Innsjøer
Eutrofiering
Vannplanter - TI (antall arter)

Høyderegion	Vanntype**	IC type	Typebeskrivelse
Lavland/Skog	5, 10, 16,		Svært kalkfattige, klare
Lavland/Skog	11		Svært kalkfattige, humøse
Lavland/Skog	1, 6, 12, 17	LN2, LN5	Kalkfattige, klare
Lavland/Skog	2, 7, 13, 18	LN3a, LN6	Kalkfattige, humøse
Lavland/Skog	3, 8, 14, 19	LN1	Kalkrike, klare
Lavland/Skog	4, 9, 15, 20	LN8a	Kalkrike, humøse
Lavland/Skog	3, 8, 14, 19 **		Svært kalkrike, klare
Lavland/Skog	4, 9, 15, 20 **		Svært kalkrike, humøse

** dersom Ca > 20 mg/L

EQR klasser for Vannplanter, TI (antall arter),					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
EQR	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR
1,0	>0,97	0,97 - 0,65	0,65 - 0,53	0,53 - 0,33	< 0,33
1,0	>0,91	0,91 - 0,68	0,68 - 0,55	0,55 - 0,34	< 0,34
1,0	>0,94	0,94 - 0,61*	0,61 - 0,49	0,49 - 0,31	< 0,31
1,0	>0,96	0,96 - 0,65*	0,65 - 0,53	0,53 - 0,33	< 0,33
1,0	>0,91	0,91 - 0,72*	0,72 - 0,58	0,58 - 0,36	< 0,36
1,0	>0,90	0,90 - 0,77*	0,77 - 0,62	0,62 - 0,38	<0,38
1,0	>0,92	0,92 - 0,69*	0,69 - 0,56	0,56 - 0,35	<0,35
1,0	>0,99	0,99 - 0,90	0,90 - 0,72	0,72 - 0,45	<0,45

(* interkalibrerte klassegrenser)

Høyderegion	Vanntype**	IC type	Typebeskrivelse
Lavland/Skog	5, 10, 16,		Svært kalkfattige, klare
Lavland/Skog	11		Svært kalkfattige, humøse
Lavland/Skog	1, 6, 12, 17	LN2, LN5	Kalkfattige, klare
Lavland/Skog	2, 7, 13, 18	LN3a, LN6	Kalkfattige, humøse
Lavland/Skog	3, 8, 14, 19	LN1	Kalkrike, klare
Lavland/Skog	4, 9, 15, 20	LN8a	Kalkrike, humøse
Lavland/Skog	3, 8, 14, 19 **		Svært kalkrike, klare
Lavland/Skog	4, 9, 15, 20 **		Svært kalkrike, humøse

** dersom Ca > 20 mg/L

EQR Grenseverdier for Vannplanter, TI			
Svært god/ God	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/Svært dårlig
EQR	EQR	EQR	EQR
0,97	0,65	0,53	0,33
0,91	0,68	0,55	0,34
0,94*	0,61*	0,49	0,31
0,96*	0,65*	0,53	0,33
0,91*	0,72*	0,58	0,36
0,90*	0,77*	0,62	0,38
0,92*	0,69*	0,56	0,35
0,99	0,90	0,72	0,45

(* interkalibrerte klassegrenser)

Elver
Eutrofiering
Bunnfauna

Høydereion **Vanntype** **IC type** **Typebeskrivelse**
ASPT-indeks (Average score per taxon)
 alle alle alle alle

Bunnfauna i elver, ASPT, klasser					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
ASPT	ASPT	ASPT	ASPT	ASPT	ASPT
6,9	>6,8	6,8-6,0*	6,0-5,2	5,2-4,4	< 4,4

(* interkalibrerte klassegrenser)

Eutrofiering elver

Bunnfauna

Høydereion **Vanntype** **IC type** **Typebeskrivelse**
ASPT-indeks (Average score per taxon)
 alle alle alle alle

Bunnfauna i elver, ASPT, grenseverdier			
Svært god/ God	God/Moderat	Moderat/Dårlig	Dårlig/Svært dårlig
ASPT	ASPT	ASPT	ASPT
6,8	6*	5,2	4,4

(* interkalibrerte klassegrenser)

Eutrofiering Elver

Bunnfauna

Høydereion **Vanntype** **IC type** **Typebeskrivelse**
ASPT-indeks (Average score per taxon)
 alle alle alle alle

EQR klasser for Bunnfauna, ASPT					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
EQR	EQR	EQR	EQR	EQR	EQR
1,0	>0,99	0,99-0,87*	0,87-0,75	0,75-0,64	< 0,64

(* interkalibrerte klassegrenser)

Eutrofiering Elver

Bunnfauna

Høydereion **Vanntype** **IC type** **Typebeskrivelse**
ASPT-indeks (Average score per taxon)
 alle alle alle alle

EQR Grenseverdier for Bunnfauna, ASPT			
Svært god/ God	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/Svært dårlig
EQR	EQR	EQR	EQR
0,99*	0,87*	0,75	0,64

(* interkalibrerte klassegrenser)

**Innsjøer
Forsuring
Bunnfauna**

Klassegrensene er identiske for alle vann typer mens naturtilstanden avhenger av vann type, særlig mht kalsium og humus. På grunn av måten Raddum indeks 1 er bygd opp på er det ikke mulig å angi referanseverdier for de ulike vann typene.

*Raddum indeks 1
Marflo
Skjoldkreps*

Bunnfauna - klassegrenser					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
ikke definert	>1*	1-0,75	0,75-0,5	0,5-0,25	< 0,25
tilstede	tilstede	tilstede	ikke definert	ikke definert	ikke definert
tilstede	tilstede	tilstede	ikke definert	ikke definert	ikke definert

* Grenseverdiene baserer seg på gjennomsnittsverdi av minimum 4 prøver samt at det finnes data på mengden av de mest forsuringstølsomme bunndyrene (se prosedyre i eget dokument)

*Raddum indeks 1
Marflo
Skjoldkreps*

Grenseverdier			
Svært god/god	God/Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/Svært dårlig
1	0,75	0,5	0,25
tilstede	ikke definert	ikke definert	ikke definert
tilstede	ikke definert	ikke definert	ikke definert

EQR

EQR kan ikke angis da naturtilstand (referanseverdi) ikke er definert

Innsjøer

Forsuring

Fisk (aure)

Fangstutbytte (CPUE)

antall fisk pr. 100 m² garnflate pr. døgn eller rundt 12 timers fiske over natta (CPUE) for ulike garnserier.

Type garnserie	Høyderregion	Vanntype	IC type	Typebeskrivelse
SNSF	ikke definert	ikke definert		kalkfattige el. svært kalkfattige
K.W. Jensen	ikke definert	ikke definert		kalkfattige el. svært kalkfattige
maskevidde > 15	ikke definert	ikke definert		kalkfattige el. svært kalkfattige
<i>Nordiske oversiktsgarn**</i>				
OR* > 50%	lavland	1,2,5,6,7	LN2/LN3	kalkfattige el. svært kalkfattige
OR*: 25-50%	skog	10,11,12,13,	LN5/LN6	kalkfattige el. svært kalkfattige
OR* ≤ 25%	fjell	21,22	LN7	kalkfattige el. svært kalkfattige

*OR=Oppvekstratio

**gjelder ikke for innsjøgytende aurebestander

Fangstutbytte (CPUE)

antall fisk pr. 100 m² garnflate pr. døgn eller rundt 12 timers fiske over natta (CPUE) for ulike garnserier.

Type garnserie	Høyderregion	Vanntype	IC type	Typebeskrivelse
SNSF	ikke definert	ikke definert		kalkfattige el. svært kalkfattige
K.W. Jensen	ikke definert	ikke definert		kalkfattige el. svært kalkfattige
maskevidde > 15	ikke definert	ikke definert		kalkfattige el. svært kalkfattige
<i>Nordiske oversiktsgarn**</i>				
OR* > 50%	lavland	1,2,5,6,7	LN2/LN3	kalkfattige el. svært kalkfattige
OR*: 25-50%	skog	16,17,18	LN5/LN6	kalkfattige el. svært kalkfattige
OR* ≤ 25%	fjell	21,22	LN7	kalkfattige el. svært kalkfattige

*OR=Oppvekstratio

**gjelder ikke for innsjøgytende aurebestander

Fisk (aure) abundans uttrykt som fangstutbytte (CPUE)					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
ikke definert	>25	25-15	15-10	10-5	< 5
ikke definert	>15	15-10	10-2	2-1	< 1
ikke definert	>20	20-10	10-5	5-2	< 2
ikke definert	>30	30-15	15-10	10-5	< 5
ikke definert	>15	15-10	10-5	5-2	< 2
ikke definert	>10	10 - 5	5-2	2-1	< 1

Grenseverdier			
Svært god/god	God/Moderat	Moderat/Dårlig	Dårlig/Svært dårlig
25	15	10	5
15	10	2	1
20	10	5	2
30	15	10	5
15	10	5	2
10	5	2	1

EQR

EQR kan ikke angis da naturtilstand (referanseverdi) ikke er definert

Både innsjøer og elver
Alle påvirkningstyper
Fiskeindeks (FI)

Kan brukes for elv og innsjø for alle påvirkningstyper

Klassegrenser med absoluttverdier finnes ikke, da indeksen angir en endring i forhold til en naturtilstand, dvs. en EQR. Se tabell med EQR-verdier
 Både naturtilstand og dagens tilstand beregnes for hver vannforekomst i hht. til kap. 6.6.1 i klassifiseringsveilederen

Høyde-region
 alle
Vanntype
 alle
Typebeskrivelse
 kalkfattige eller svært kalkfattige

EQR klasser

Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
1	>0,95	0,95-0,75	0,75-0,50	<0,5	0

Naturtilstand = 1, dvs. uendret i forhold til naturlig fiskesamfunn

Høyde-region
 alle
Vanntype
 alle
Typebeskrivelse
 kalkfattige eller svært kalkfattige

EQR grenseverdier

Svært god/god	God/Moderat	Moderat/Dårlig	Dårlig/Svært dårlig
0,95	0,75	0,5	ikke definert

**Innsjøer
Forsuring
Fisk (aure)
Vannkjemiske parametre**

	Benevn.	Høyderegion	Vanntype	IC type	Type-beskrivelse
	<i>pH</i>	alle	alle		kalkfattige/svært kalkfattige og klare
<i>Ali (uorganisk Aluminium)</i>	µg/L	alle	alle		kalkfattige/svært kalkfattige og klare
ANC	µekv/L	TOC<2mg/L	1,5,6,10,12,16,17,21, 22	LN2/LN5	kalkfattige/svært kalkfattige og klare
ANC	µekv/L	TOC2-5 mg/L	1,5,6,10,12,16,17,21, 22	LN2/LN5	kalkfattige/svært kalkfattige og klare
ANC	µekv/L	TOC>5 mg/L	2,7,11,13,18	LN3/LN6	kalkfattige/svært kalkfattige og humøse

Vannkjemiske parametre for Fisk (Aure)					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
ikke definert	>6,5	6,5-5,8	5,8-5,4	5,4-4,9	< 4,9
ikke definert	<15	15-30	30-65	65-125	< 125
ikke definert	>30	30-15	15-5	5 - ÷5	< -5
ikke definert	>70	70-25	25-10	10 - ÷10	< -10
ikke definert	>100	100-55	55-15	15 - ÷10	< -10

	Benevn.	Høyderegion	Vanntype	IC type	Type-beskrivelse
	<i>pH</i>	alle	alle		kalkfattige/svært kalkfattige og klare
<i>Ali (uorganisk Aluminium)</i>	µg/L	alle	alle		kalkfattige/svært kalkfattige og klare
ANC	µekv/L	TOC<2mg/L	1,5,6,10,12,16,17,21, 22	LN2/LN5	kalkfattige/svært kalkfattige og klare
ANC	µekv/L	TOC2-5 mg/L	1,5,6,10,12,16,17,21, 22	LN2/LN5	kalkfattige/svært kalkfattige og klare
ANC	µekv/L	TOC>5 mg/L	2,7,11,13,18	LN3/LN6	kalkfattige/svært kalkfattige og humøse

Grenseverdier			
Svært god/god	God/	Moderat/	Dårlig/
	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
6,5	5,8	5,4	4,9
15	30	65	125
30	15	5	-5
70	25	10	-10
100	55	15	-10

EQR kan ikke angis da naturtilstand (referanseverdi) ikke er definert

Elver
Forsuring
Bunnfauna *NIVA-indeks*
Elvemusling

Klassegrensene er identiske for alle vanntyper mens naturtilstanden avhenger av vanntype, særlig mht kalsium og humus. På grunn av måten Raddum indeks 1 er bygd opp på er det ikke mulig å angi referanseverdier for de ulike vanntypene.

Høyderegion	Vanntype	IC type	Typebeskrivelse
Lavland, Skog	2,10	RN3	Kalkfattige, humøse (kun Østlandet)
	ikke definert		

Bunnfauna (NIVA indeks og elvemusling)					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
ikke definert	<1	1-1,25	1,25-2	2-3	>3
tilstede**	tilstede**	tilstede**	ikke definert	ikke definert	ikke definert

**både eldre og yngre individer

Høyderegion	Vanntype	IC type	Typebeskrivelse
Lavland, Skog	2,10	RN3	Kalkfattige, humøse (kun Østlandet)
	ikke definert		

Grenseverdier			
Svært god/ God	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/ Svært dårlig
1	1,25	2	3
tilstede**	ikke definert	ikke definert	ikke definert

**både eldre og yngre individer

EQR

EQR kan ikke angis da naturtilstand (referanseverdi) ikke er definert

Elver
Forsuring
Fisk (Laks, tetthet av yngel eller parr)

|

		Vanntype
<i>Tetthet av yngel**</i>	antall ind. pr. 100 m ² elveareal	ikke definert
<i>Tetthet av parr**</i>	antall ind. pr. 100 m ² elveareal	ikke definert

*Fastsettelsen av tilstandsklasse baseres på data fra flere år fra minst 8 stasjoner innen en vannforekomst

Fisk (Laks, tetthet av yngel eller parr)					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
ikke definert	>75	75-40	40-15	15-10	<10
ikke definert	>25	25-15	15-10	10-5	<5

		Vanntype
<i>Tetthet av yngel**</i>	antall ind. pr. 100 m ² elveareal	ikke definert
<i>Tetthet av parr**</i>	antall ind. pr. 100 m ² elveareal	ikke definert

*Fastsettelsen av tilstandsklasse baseres på data fra flere år fra minst 8 stasjoner innen en vannforekomst

Grenseverdier			
Svært god/god	God/Moderat	Moderat/Dårlig	Dårlig/Svært dårlig
75	40	15	10
25	15	10	5

EQR

EQR kan ikke angis da naturtilstand (referanseverdi) ikke er definert

Elver

Forsuring

Fisk (Laks, gjelle-Aluminium hos parr eller smolt)

	Benevning	Vanntype
<i>Gjelle-Al hos parr i ferskvann</i>	µg Al/g tv	ikke definert
<i>Gjelle-Al hos smolt i ferskvann</i>	µg Al/g tv	ikke definert

Fisk (Laks, gjelle-Aluminium hos parr eller smolt)					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
ikke definert	<100	100-200	200-400	400-800	>800
ikke definert	<30	30-100	100-200	200-300	>300

	Benevning	Vanntype
<i>Gjelle-Al hos parr i ferskvann</i>	µg Al/g tv	ikke definert
<i>Gjelle-Al hos smolt i ferskvann</i>	µg Al/g tv	ikke definert

Grenseverdier			
Svært god/god	God/Moderat	Moderat/Dårlig	Dårlig/Svært dårlig
100	200	400	800
30	100	200	300

EQR

EQR kan ikke angis da naturtilstand (referanseverdi) ikke er definert

Elver Forsuring

Vannkjemiske parametre for Fisk (Laks, parr eller smolt)

Vannkjemiske parametre	Benevning	Vanntype
pH (Parr)		ikke definert
pH (Smolt)		ikke definert
uorganisk aluminium, Ali (Parr)	µg/L	ikke definert
uorganisk aluminium, Ali (Smolt)	µg/L	ikke definert
ANC (Parr)	µekv/L	ikke definert
ANC (Smolt)	µekv/L	ikke definert

Vannkjemiske parametre for Fisk (Laks, parr eller smolt)					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
ikke definert	>5,9	5,9-5,6	5,6-5,2	5,2-4,8	< 4,8
ikke definert	>6,4	6,4-6,2	6,2-5,8	5,8-5,5	< 5,5
ikke definert	<10	10-20	20-30	30-60	> 60
ikke definert	<5	5-10	10-20	20-40	> 40
ikke definert	>50	50-30	30-10	10-0	< 0
ikke definert	>50	50-40	40-20	20-10	< 10

Vannkjemiske parametre	Benevning	Vanntype
pH (Parr)		ikke definert
pH (Smolt)		ikke definert
uorganisk aluminium, Ali (Parr)	µg/L	ikke definert
uorganisk aluminium, Ali (Smolt)	µg/L	ikke definert
ANC (Parr)	µekv/L	ikke definert
ANC (Smolt)	µekv/L	ikke definert

Grenseverdier			
Svært god/god	God/Moderat	Moderat/Dårlig	Dårlig/Svært dårlig
5,9	5,6	5,2	4,8
6,4	6,2	5,8	5,5
10	20	30	60
5	10	20	40
50	30	10	0
50	40	20	10

EQR

EQR kan ikke angis da naturtilstand (referanseverdi) ikke er definert

Innsjøer
Hydromorfologiske endringer
Fisk (aure)

Fisk (aure)

Reguleringshøyde

Reduksjon i rekrutteringsareal

hvis stort rekrutteringspotensiale og tett bestand

hvis lite rekrutteringspotensiale og liten bestand

hvis lite rekrutteringspotensiale og svært liten bestand

Benevning Høyderegion Vanntype

m alle alle

% alle alle

% alle alle

% alle alle

Reguleringshøyde og Reduksjon i rekrutteringsareal for aure					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
0	<1	1-3	3-6	>6	ikke definert
0	<5	5-40	40-80	> 80	
0	<5	5-25	25-75	> 75	
0	<5	5-10	10-25	> 25	

Fisk (aure)

Reguleringshøyde

Reduksjon i rekrutteringsareal

hvis stort rekrutteringspotensiale og tett bestand

hvis lite rekrutteringspotensiale og liten bestand

hvis lite rekrutteringspotensiale og svært liten bestand

Benevning Høyderegion Vanntype

m alle alle

% alle alle

% alle alle

% alle alle

Grenseverdier			
Svært god/god	God/Moderat	Moderat/Dårlig	Dårlig/Svært dårlig
1	3	6	>6
5	40	80	>80
5	25	75	>75
5	10	25	>25

EQR kan ikke beregnes for denne parameteren ettersom naturtilstanden er null.

Elver
Hydromorfologiske endringer
Fisk (laks og aure)*

*Hvis en subdominerende art er tapt eller sterkt redusert som følge av hydromorfologiske endringer nedjusteres tilstandsklassen til moderat selv om det ikke har skjedd vesentlige endringer i produksjonsforhold for den dominerende arten.

Fisk (laks og aure)*

reduksjon i produksjon av laks/sjøaure/innlandsaure kategori i laksesystemet

Benevning Høyderregion Vanntype

% alle alle
 alle alle

Reduksjon i produksjon av laks og aure					
Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
0	<5	5-25	25-75	>75	tapt
naturlig	lite utsatt for påvirkninger	betydelig redusert ungfisk-produksjon	truet/sårbar	tapt	

Fisk (laks og aure)*

reduksjon i produksjon av laks/sjøaure/innlandsaure

Benevning Høyderregion Vanntype

% alle alle

Grenseverdier			
Svært god/ god	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/ Svært dårlig
5	25	75	>75

*Hvis en subdominerende art er tapt eller sterkt redusert som følge av hydromorfologiske endringer nedjusteres tilstandsklassen til moderat selv om det ikke har skjedd vesentlige endringer i produksjonsforhold for den dominerende arten.

EQR

EQR kan ikke beregnes da naturtilstanden er null.

Vedlegg III: Bruk av fastsittende alger til beskrivelse av vannkvalitet i kystvann

Vannforskriften - Prinsipp

Vanndirektivet og Vannforskriften har som grunnprinsipp at status for vannkvalitet hovedsakelig skal kunne vurderes ut fra den økologiske status i vanntypen. Et av de elementene (metodene) som skal benyttes, er å beskrive vannkvalitet basert på forekomst og sammensetning av fastsittende alger på hardbunn langs kysten og inn i de norske fjordene.

Vanntyper

I tillegg skal klassifiseringssystemet være vanntypebasert, dvs. at alle vannforekomster i Norge skal identifiseres og deles inn i forskjellige ulike vanntyper (Typologi). I de tilfeller hvor vanntyper i Norge er lik andre nasjoners vanntyper, skal de biologiske kvalitetselement (metodikken) interkalibreres slik at en oppnår en ens forståelse av vannkvaliteten i denne vanntypen innen EU.

Norges fjorder og kystområder er inndelt i minimum 23 vanntyper, hvorav 15 vanntyper er inkludert i denne klassifiseringsveilederen for vannkvalitet. Norge er inndelt i 4 regioner –

1. Barentshavet – **Ba** (omfatter strekningen Lopphavet til Grense Jakobs elv)
2. Norskehavet – **No** (omfatter strekningen Stadt til Lopphavet)
3. Nordsjøen – **Ns** (omfatter strekningen Lindesnes til Stadt)
4. Skagerrak – **Sk** (omfatter Svenskegrensen til Lindesnes)

For det biologiske kvalitetselementet makroalger (fastsittende opprette alger) er region **No** og **Ns** inndelt i 2 underområder (A og B) med forskjellige krav til indeksene ettersom de fysiske forholdene og dermed også algesamfunnene er forskjellige i de to regionene.

Tabell III.1: Vanntyper som gjelder for makroalge- indeksene. Merk inndelingen av Nordsjøen og Norskehavet i to undertyper.

Region	Vanntyper	Beskrivelse	Geografisk utstrekning	Undertyper	Geografisk utstrekning
Skagerrak – Sk	Sk1	Kyst/fjord- Eksp- nert		-	
	Sk2	Kyst/fjord – Moderat eksponert	Svenskegrensen- Lindesnes	-	
	Sk3	Fjord – Beskyttet		-	
	Sk5	Fjord – Sterkt Ferskvannspåvirket		-	
Nordsjøen - Ns	Ns1	Kyst/fjord- Ekspo- nert	Lindesnes- Stadt	Ns1A	Lindesnes- Korsfjorden
				Ns1B	Korsfjorden- Stadt
	Ns2	Kyst/fjord – Moderat eksponert	Lindesnes- Stadt	Ns2A	Lindesnes- Korsfjorden
				Ns2B	Korsfjorden- Stadt
	Ns3	Fjord - Beskyttet	Lindesnes- Stadt	Ns3A	Lindesnes- Korsfjorden
				Ns3B	Korsfjorden- Stadt
	Ns4	Fjord - Ferskvanns- påvirket	Lindesnes- Stadt	Ns4A	Lindesnes- Korsfjorden
				Ns4B	Korsfjorden- Stadt

Region	Vanntyper	Beskrivelse	Geografisk utstrekning	Undertyper	Geografisk utstrekning
Norskehavet - No	No1	Kyst/fjord- Eksponert	Stadt - Lopp havet	No1A	Stadt - Polarsirkelen
				No1B	Polarsirkelen-Lopp havet
	No2	Kyst/fjord – Moderat eksponert	Stadt - Lopp havet	No2A	Stadt - Polarsirkelen
				No2B	Polarsirkelen-Lopp havet
No3	Fjord - Beskyttet	Stadt - Lopp havet	No3A	Stadt - Polarsirkelen	
			No3B	Polarsirkelen-Lopp havet	
	No4	Fjord - Ferskvannspåvirket	Stadt - Lopp havet	No4A	Stadt - Polarsirkelen
				No4B	Polarsirkelen-Lopp havet
Barentshavet - Ba	Ba1	Kyst/fjord - Eksponert		-	-
	Ba3	Fjord - Beskyttet	Grense Jakobs elv - Lopp havet	-	-
	Ba4	Fjord - Ferskvannspåvirket		-	-

Metodikk (indekser)

Utvikling av metodikk og interkalibreringen pågår fremdeles (2008), men for Norge er det i samarbeid med Sverige og England/Irland/Skotland/Wales, utviklet 2 metoder for fastsittende alger (som benevnes som ett biologiske kvalitetselement) som skal benyttes i visse vanntyper i Norge. Disse to metodene (indeksene) er basert på to forskjellige prinsipp:

1. Nedre voksegrense for et visst antall lett gjenkjennelige opprette alger (**Nedre voksegrense**)
2. Multimetrisk indeks som baserer seg på artsammensetningen i fjæresonen (**Fjæresamfunn**)

Vanntypene og bruk av indekser

Ettersom vi har 3 vanntyper i Skagerrakregionen og 2 vanntyper i Nordsjøregionen felles med hhv. Sverige/Danmark og England/Irland/Skotland/Wales, er det allerede foretatt en interkalibrering mellom disse nasjonene. Det har medført at vi i Skagerrakregionen som minimum benytter Nedre voksegrense som indeks, mens på Nord-Vestlandet benytter den multimetriske indeksen for fjæresonen som indeks. Tabell 2 under viser hvilke indekser som benyttet i hvilke vanntyper. Der hvor vi har interkalibrert med andre land og blitt enig om grensesettingen for vannkvalitet, er vanntypene i uthevet skrift. I de vanntypene hvor vi har begrensete datasett er skissert klassegrenser for et tentativt kriteriesett basert på ekspertvurderinger. Slike klassegrenser er ført med normal font.

Tabell III.2: Vanntyper med tilhørende indeks som kan benyttes for makroalger.

Kolonnen for vanntyper inneholder både hovedvanntypene og undertyper (A og B). NEA-GIG type indikerer hvilken vanntype den er definert som innen vanndirektivet (North East Atlantic – Geographical Intercalibration Groups). Metode henvises til metodene 1 = Nedre voksegrense for et utvalg arter, 2 = Multimetrisk indeks av algesamfunn i fjæresonen. Kolonne for Metode; Fete typer er pålagte/godkjente indekser som skal benyttes. Normal font tentative forslag til indekser med tilhørende begrenset grenseverdisetting. IC- ikke ferdig interkalibrert ergo uklart hvilke(n) indekse(r) som skal benyttes. ? – usikker om egnethet.

Region	Beskrivelse	Vanntyper	NEA-GIG type	Geografisk utstrekning	Metodikk (Indeks)
Skagerrak – Sk	Kyst/fjord- Eksp- nert	Sk1	10		1
	Kyst/fjord – Moderat eksponert	Sk2	8	Svenskegrensen- Lindesnes	1
	Fjord – Beskyttet	Sk3	9		1
	Fjord – Sterkt Ferskvannspåvirket	Sk5			-
	Nordsjøen - Ns	Kyst/fjord- Eksp- nert	Ns1A	1	Lindesnes- Kors- fjorden
Ns1B			1	Korsfjorden- Stadt	2
Ns2A			26	Lindesnes- Kors- fjorden	-
Kyst/fjord – Moderat eksponert		Ns2B	26	Korsfjorden- Stadt	2
		Ns3A	7	Lindesnes- Kors- fjorden	IC
Fjord - Beskyttet		Ns3B	7	Korsfjorden- Stadt	IC
		Ns4A	-	Lindesnes- Kors- fjorden	-
Fjord - Ferskvanns- påvirket		Ns4B	-	Korsfjorden- Stadt	-
Norskehavet - No		Kyst/fjord- Eksp- nert	No1A	1?	Stadt - Polarsirke- len
	No1B		-	Polarsirkelen- Lopphavet	-
	No2A		26?	Stadt - Polarsirke- len	2
	Kyst/fjord – Moderat eksponert	No2B	-	Polarsirkelen- Lopphavet	-
		No3A	7?	Stadt - Polarsirke- len	IC ?
	Fjord - Beskyttet	No3B	-	Polarsirkelen- Lopphavet	-
		No4A	-	Stadt - Polarsirke- len	-
	Fjord - Ferskvanns- påvirket	No4B	-	Polarsirkelen- Lopphavet	-
Barentshavet - Ba	Kyst/fjord - Eksp- nert	Ba1	-		-
	Fjord - Beskyttet	Ba3	-	Grense Jakobs elv - Lopphavet	-
	Fjord - Ferskvanns- påvirket	Ba4	-		-

Beskrivelse av indekser

Metode 1: Nedre voksegrense

Prinsippet ved å benytte nedre voksegrense for et utvalg arter er at ved overgjødning (eutrofiering) vil planktonalger og partikler gjøre vannet mindre gjennomtrengelig for lys. Det er i stor grad lystilgangen som begrenser den nedre grensen hvor en art kan vokse og være formeringsdyktig. Denne grensen er forskjellig for forskjellige arter. Ved dårligere lysgjennomgang vil derfor nedre voksegrense skyves oppover mot overflaten. Reduksjon i lysgjennomtrengelighet og dermed nedre voksegrense for alger har en klar sammenheng med graden av overgjødning. Basert på historiske data, innsamlet informasjon fra forurensete områder og ekspertvurderinger, er det satt grenseverdier for vannkvalitet basert på nedre voksgrenser for 9 utvalgte opprettede alger for 3 vanntyper i Skagerrak.

Tabell III.3, III.4 og III.5 angir nedre dybdegrense for algene i 5 typer av vannkvalitet.

Tabell III.3: Vanntype 8. Moderat eksponert kyst/fjord (Indre arkipelag).

Polyhaline (Saltholdighet >20). Strøm <1 kn. Dyp < 30m. Oppholdstid i dager. Microtidevann (<1m). Tabellen viser arter, med tilhørende referanseverdi og dybdegrenser/intervall i forskjellig vannkvaliteter (i meter). Fete tall er interkalibrert og gyldige, mens normal font er antatt verdi. Poengskala for hver klasse er angitt (1-5) som benyttes til å beregne vannkvalitet.

Arter\ Status (Norsk navn – Latinsk navn)	Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
POENG:		5	4	3	2	1
Krusflik – <i>Chondrus crispus</i>	12	> 8	> 5 & ≤ 8	> 3 & ≤ 5	≤ 3	Saknes
Svartkluft – <i>Furcellaria lumbricalis</i>	16	> 10	> 7 & ≤ 10	> 4 & ≤ 7	≤ 4	Saknes
Skolmetang – <i>Halidrys siliquosa</i>	10	> 8	> 5 & ≤ 8	> 3 & ≤ 5	≤ 3	Saknes
Sukkertare – <i>Saccharina latissima</i>	16	> 10	> 7 & ≤ 10	> 4 & ≤ 7	≤ 4	Saknes
Krusblekke – <i>Phyllophora pseudoce- ranoides</i> + Hummerblekke – <i>Coccy- lus truncata</i>	22	> 18	> 12 & ≤ 18	> 6 & ≤ 12	≤ 6	Saknes
Teinebusk – <i>Rhodomela confervoides</i>	16	> 12	> 7 & ≤ 12	> 4 & ≤ 7	≤ 4	Saknes
Fagerving – <i>Delesseria sanguinea</i>	25	> 18	> 12 & ≤ 18	> 6 & ≤ 12	≤ 6	Saknes
Eikeving – <i>Phycodrys rubens</i>	22	> 15	> 10 & ≤ 15	> 5 & ≤ 10	≤ 5	Saknes

Tabell III.4: Vanntype 9. Beskyttet fjord.

Polyhaline (Saltholdighet >20). Strøm <1 kn. Dyp < 30m. Oppholdstid i dager/uker. Microtidevann (<1m). Tabellen viser arter, med tilhørende referanseverdi og dybdegrenser/intervall i forskjellig vannkvaliteter (i meter). Fete tall er interkalibrert og gyldige, mens normal font er antatt verdi. Poengskala for hver klasse er angitt (1-5) som benyttes til å beregne vannkvalitet.

Arter\ Status (Norsk navn – Latinsk navn)	Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
POENG:		5	4	3	2	1
Krusflik – <i>Chondrus crispus</i>	12	> 10	> 7 & ≤ 10	> 4 & ≤ 7	≤ 4	Saknes
Svartkluft – <i>Furcellaria lumbricalis</i>	15	> 12	> 8 & ≤ 12	> 4 & ≤ 8	≤ 4	Saknes
Skolmetang – <i>Halidrys siliquosa</i>	12	> 10	> 6 & ≤ 10	> 4 & ≤ 6	≤ 4	Saknes
Sukkertare – <i>Saccharina latissima</i>	12	> 8	> 6 & ≤ 8	> 3 & ≤ 6	≤ 3	Saknes
Krusblekke – <i>Phyllophora pseudoce- ranoides</i> + Hummerblekke – <i>Coccy- lus truncata</i>	14	> 10	> 8 & ≤ 10	> 4 & ≤ 8	≤ 4	Saknes
Teinebusk – <i>Rhodomela confervoides</i>	15	> 12	> 8 & ≤ 12	> 4 & ≤ 8	≤ 4	Saknes
Fagerving – <i>Delesseria sanguinea</i>	17	> 13	> 9 & ≤ 13	> 5 & ≤ 9	≤ 5	Saknes
Eikeving – <i>Phycodrys rubens</i>	16	> 13	> 8 & ≤ 13	> 4 & ≤ 8	≤ 4	Saknes

Tabell III.5: Vanntype 10. Eksponert kyst/fjord (Ytre arkipelag).

Polyhaline (Saltholdighet >20). Strøm <1 kn. Dyp > 30m. Oppholdstid i dager. Microtidevann (<1m). Tabellen viser arter, med tilhørende referanseverdi og dybdegrensener/intervall i forskjellig vannkvaliteter (i meter). Fete tall er interkalibrert og gyldige, mens normal font er antatt verdi. Poengskala for hver klasse er angitt (1-5) som benyttes til å beregne vannkvalitet.

Arter\ Status (Norsk navn – Latinsk navn)	Ref. verdi	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Krusflik – <i>Chondrus crispus</i>	18	> 13	> 9 & ≤ 13	> 5 & ≤ 9	≤ 5	Saknes
Svartkluft – <i>Furcellaria lumbricalis</i>	16	> 12	> 9 & ≤ 12	> 5 & ≤ 9	≤ 5	Saknes
Skolmetang – <i>Halidrys siliquosa</i>	14	> 10	> 8 & ≤ 10	> 4 & ≤ 8	≤ 4	Saknes
Sukkertare – <i>Saccharina latissima</i>	16	> 12	> 9 & ≤ 12	> 5 & ≤ 9	≤ 5	Saknes
Krusblekke – <i>Phyllophora pseudoce- ranoides</i> + Hummerblekke – <i>Coccy- lus truncata</i>	30	> 22	> 18 & ≤ 22	> 9 & ≤ 18	≤ 9	Saknes
Teinebusk – <i>Rhodomela confervoides</i>	16	> 12	> 9 & ≤ 12	> 5 & ≤ 9	≤ 5	Saknes
Fagerving – <i>Delesseria sanguinea</i>	30	> 22	> 18 & ≤ 22	> 9 & ≤ 18	≤ 9	Saknes
Eikeving – <i>Phycodrys rubens</i>	29	> 22	> 17 & ≤ 22	> 9 & ≤ 17	≤ 9	Saknes

Utrekning av vannstatus - EQR

Følgende prosedyre benyttes for å beregne vannkvalitet i en vannforekomst.

1. Bestem først hvilken vanntype du er i.
2. Finn deretter nedre voksegrense for de arter som er beskrevet i tabellen for tilhørende vanntype.
3. Summer antall poeng som oppnås for de antall arter som ble funnet i transektet på stasjonen.
4. Divider deretter på antall arter for å beregne et gjennomsnittstall.
5. Divider dette gjennomsnittet på 5. En får da en EQR-verdi.
6. Utfør tilsvarende prosedyre for alle stasjonene i vannforekomsten (i tilfelle flere stasjoner er undersøkt i vannforekomsten). Flere stasjoner i en vannforekomst sikrer en mer korrekt EQR og dermed status for vannforekomsten.

Grenseverdier for EQR

Skalaen for EQR-klassene er like for alle vanntyper og er følgende:

- 1,0 – 0,81 = Svært god Status
- 0,80 – 0,61 = God Status
- 0,60 – 0,41 = Moderat Status
- 0,40 – 0,21 = Dårlig Status
- 0,20 – 0 = Svært dårlig Status

Viktigst er grensen mellom God og Moderat Status, da det i en vannforekomst som ikke oppnår God Status skal iverksettes tiltak for å forbedre vannkvaliteten slik at en oppnår minimum God Status.

Eksempel på hvordan EOR-verdien beregnes.

Under vises et eksempel på hvordan en foretar beregningene. to stasjoner er undersøkt i 2004. Vanntypen er NEA-GIG 8 dvs. **Sk2** (se tabell III.2). Foran likhetstegnet er ført inn nedre dyp for referansen og fra de to observerte stasjonene i 2004. Bak likhetstegnet er anført statusverdien for den arten i h.h.t. tabell III.3 over.

Tabell III.6: Eksempel på beregninger

Arter	Referanse verdi (i meter)	Observert i 2004 Stasjon 1	Observert i 2004 Stasjon 2	Sukkertare ikke registrert på stasjon 2
Krusflik – <i>Chondrus crispus</i>	(12) = 5	(16) = 5	(14) = 5	(14) = 5
Fagerving – <i>Delesseria sanguinea</i>	(25) = 5	(26) = 5	(28) = 5	(28) = 5
Svartkluft – <i>Furcellaria lumbricalis</i>	(16) = 5	(6) = 3	(10) = 4	(10) = 4
Skolmetang – <i>Halidrys siliquosa</i>	(10) = 5	(6) = 4	(6) = 4	(6) = 4
Sukkertare – <i>Saccharina latissima</i>	(16) = 5	Finnes, men ikke i transektet	Finnes, men ikke i transektet	Mangler = 1
Krusblekke – <i>Phyllophora pseudoceranoides</i> + Hummerblekke – <i>Coccotylus truncata</i>	(22) = 5	(14) = 4	(14) = 5	(14) = 5
Eikeving – <i>Phycodrys rubens</i>	(22) = 5	(20) = 5	(18) = 5	(18) = 5
Teinebusk – <i>Rhodomela confervoides</i>	(16) = 5	(16) = 5	(20) = 5	(20) = 5
SUM referanse	40			
SUM observert		31	33	34
Antall arter som tas med	8	7	7	8
Middelverdi for poengberegningen	$5+5+5+5+5+5+5+5 = 40/8 = 5$	$5+5+3+4+4+5+5 = 31/7 = 4,428.$	$5+5+4+4+5+5+5 = 33/7 = 4.714$	$5+5+4+4+1+5+5+5 = 34/8 = 4.25$
EQR =				
Observ. verdi / ref.verdi	$5/5 = 1$	$4,428/5 = 0.89$	$4.714/5 = 0,94$	$4.25/5 = 0,85$

Resultatene viser at vannforekomsten er av svært god status ettersom begge stasjonene faller innen intervallet 0,81 til 1,0. Det er også viktig å legge merke til at hvis en eller flere arter ikke faller innenfor transektet/dybdeprofilen, men finnes i området, så skal den ikke tas med i utregningen av status (se "antall arter som tas med" i tabellen over). I vårt eksempel forekom sukkertare utenfor transektet og blir derfor ikke tatt med i beregningene (summen av poeng deles på 7 og ikke på 8 arter). I tilfelle den ikke har vært registrert skal den inkluderes og gis da verdi 1 og må deles på 8 arter. Det må også vises en viss form for skjønn mht. slike "ikke registrerte" arter på en stasjon. I tilfelle de fleste artene finnes og vokser dypt ned mot deres referansedyp, bør ikke fravær av en art tas med i beregningene. Skulle forholdene være moderat eller dårligere bør en etterstrebe å dokumentere om alle artene finnes i området eller ikke. I slike tilfeller hvor artene ikke vokser ned mot sitt referansedyp bør fravær av en art være med i beregningene.

På hver stasjon skal det også foretas en deskriptiv beskrivelse av profilen. En slik beskrivelse vil være til stor hjelp for å vurdere om fravær av arter skal inngå i statusvurderingen eller ikke.

Metode 2: Multimetrisk indeks av algesamfunn i fjæresonen.

Indeksen er utviklet for Nord-Vestlandet for vanntypene Ns1B, Ns2B, men er også foreslått for vanntypene No1A og No2A.

Indeksen baseres på en multimetrisk indeks som inneholder informasjon om antall arter som forekommer i fjæra, forhold mellom grupper og typer av arter samt justering for en verdisetting av de fysiske forhold i fjæra.

Prinsipp for Beregning av EQR

1. Bestem først vanntype og region.
2. Foreta en fysisk beskrivelse av fjæra.
3. Ut fra beskrivelsen av fjæra beregner en poeng for fjæra.
4. Størrelsen på poengberegningen for fjæra referer til et tall for FJÆREPOTENSIALE
5. Foreta en undersøkelse av artene i fjæra og kryss av for de som finnes i skjemaet - RAL (Redusert ArtsListe)
6. Beregn EQR for hvert enkelt element som inngår i skjema (RAL).
7. Multipliser elementet ARTSRIKHET med FJÆREPOTENSIALET som gir en ny justert verdi for ARTSRIKHET
8. Summer EQR for hvert element i RAL og beregn gjennomsnitt EQR.
9. Denne gjennomsnittlige verdien vurderes mot klasseinndelingen (svært god til svært dårlig) for vanntypen.
10. Gjør tilsvarende beregninger for alle stasjoner i vannforekomsten for å beregne en generell status.

Skjema for beskrivelse av fjæra.

Det er viktig å stedfeste lokaliteten. En lokalitet beregnes som et transekt fra øverste del av fjæra og ned i øvre del av sjøsonen. Det er spesielt viktig å notere tidspunkt og koordinatene.

Under beskrivelsen sett en ring rundt den poengsum som en vurderer for hvert punkt i skjemaet.

Se skjema (Tabell III.7) på neste side

Poengsummen summen som oppnås under fjæra-beskrivelsen er vurdert opp mot antall alger som presumptivt burde finnes der og det er funnet en sammenheng mellom den reduserte artslisten og beskrivelsen av fjæra. Denne sammenhengen beskrives av en eksponentiell funksjon og resultatene av sammenhengen er skissert i tabellen til høyre.

Tabell III.8: Verdi for FJÆREPOTENSIALET basert på poengberegningen ved den fysiske beskrivelsen av stasjon.

Poeng for fjæra	Predikert Artsrikhet	Fjærepotensiale
5	22,66	1,72
6	23,62	1,65
7	24,70	1,58
8	25,89	1,51
9	27,22	1,44
10	28,70	1,36
11	30,36	1,29
12	32,20	1,21
13	34,25	1,14
14	36,53	1,07
15	39,08	1,00
16	41,91	0,93
17	45,07	0,87
18	48,58	0,80
19	52,50	0,74
20	56,87	0,69

Tabell III.7: Skjema for poenggiving for stasjonen.

Generell informasjon																	
Navn på /fjæra. (Stasjon)		Dato	_____														
Vanntype		Tid															
Koordinat type (EU89, WGS84, UTM m /sone, STATENS SJØ-KART, etc)		Vannstand over lavvann															
Nord		Tid for lavvann															
Øst																	
Beskrivelse av fjæra																	
Turbid vann ? (ikke – antropogent)	<table border="1"> <tr> <td>Ja</td> <td>=0</td> </tr> <tr> <td>Nei</td> <td>=2</td> </tr> </table>	Ja	=0	Nei	=2	Sandskuring	<table border="1"> <tr> <td>Ja</td> <td>=0</td> <td>Nei</td> <td>=2</td> </tr> <tr> <td>Ja</td> <td>=0</td> <td>Nei</td> <td>=2</td> </tr> </table>	Ja	=0	Nei	=2	Ja	=0	Nei	=2		
Ja	=0																
Nei	=2																
Ja	=0	Nei	=2														
Ja	=0	Nei	=2														
		Kalkstein															
Dominerende Fjæretype		Subhabitats															
Små kløfter/ sterkt oppsprukket fjell/overheng/ Plattformen	=4	Brede grunne Fjærepytter (Rockpools) (>3m bred og <50cm dyp)		=4													
Oppsprukket fjell	=3	Store fjærepytter (>6m long)		=4													
Små, middles og store kampestein	=3	Dype fjærepytter (50% >100cm dyp)		=4													
Bratt /vertikalt fjell	=2	Mindre fjærepytter		=3													
Uspesifisert hardt substrat	=2	Store huler		=3													
Små og store steiner	=1	Større overheng og vertikal fjell		=2													
Shingle/Grus	=0	Andre habitat typer (spesifiser)		=2													
Dominant Biota		Mindre huler		=1													
Grisetang		Ingen		=0													
Andre tangarter																	
Mosaikk av rødalger																	
Grønnalger																	
Blåskjell																	
Rur		>4	3	2	1												
Albueskjell																	
Strandsnegl		=4	=3	=2	=1												
					=0												
Generelle kommentarer																	
				Sum poeng													

Redusert ArtsListe (RAL)

Tabell III. 9: Antall grønn-, brun- og rød-alger som inngår i en redusert artsliste (RAL)

Alger som inngår

GRØNNALGER

Blidingia sp.	1
Chaetomorpha linum	1
Chaetomorpha mediterranea	1
Chaetomorpha melagonium	1
Cladophora rupestris	1
Cladophora sp.	1
Enteromorpha sp.	1
Monostroma grevillei	1
Spongomorpha/Acrosiphonia sp.	1
Ulothrix/Urospora sp	1
Ulva lactuca	1

ANTALL Grønnalger **11**

BRUNALGER

Alaria esculenta	1
Ascophyllum nodosum	1
Asperococcus fistulosus	1
Chorda sp.	1
Chordaria flagelliformis	1
Cladostephus spongiosus	1
Dictyosiphon foeniculaceus	1
Ectocarpus sp.	1
Elachista fucicola	1
Fucus serratus	1
Fucus spiralis	1
Fucus vesiculosus	1
Halidrys siliquosa	1
Hinksia sp.	1
Himanthalia elongata	1
Laminaria digitata	1
Laminaria hyperborea	1
Leathesia difformis	1
Mesogloia vermiculata	1
Pelvetia canaliculata	1
Petalonia fascia	1
Pilayella littoralis	1
Ralfsia sp.	1
Scytosiphon lomentaria	1
Sphacelaria sp	1
Spongonema tomentosum	1

ANTALL Brunalger **26**

Forts. neste side.

RØDALGER

Aglaothamnion/Callithamnion	1
Ahnfeltia plicata	1
Audouinella sp	1
Calcareous encrusters	1
Ceramium nodulosum	1
Ceramium shuttleworthianum	1
Ceramium sp.	1
Chondrus crispus	1
Corallina officinalis	1
Cystoclonium purpureum	1
Dumontia contorta	1
Erythrotrichia carnea	1
Furcellaria lumbricalis	1
Hildenbrandia rubra	1
Lomentaria articulata	1
Lomentaria clavellosa	1
Mastocarpus stellatus	1
Melobesia membranacea	1
Membranoptera alata	1
Nemalion helminthoides	1
Osmundea sp.	1
Palmaria palmata	1
Phycodrys rubens	1
Phyllophora sp. incl. Coccotylus truncata	1
Plocamium cartilagineum	1
Plumaria plumosa	1
Polysiphonia fucoides	1
Polysiphonia lanosa	1
Polysiphonia sp.	1
Porphyra umbilicalis	1
Ptilota gunneri	1
Rhodomela confervoides	1
ANTALL rødalger	31
TOTALT ANTALL ALGER	68

Grenseverdier for de elementene som inngår i EQR settingen.

I tabell III.10 vises de grenseverdier og elementer som beregnes basert på den reduserte artslisten.

Tabell III.10: Grenseverdier for hver faktor /element som beregnes basert på forekomst av alger. ESG står for "Økologisk status gruppe" hvor ESG1 er flerårige eller arter som kommer senere i en suksesjon eller reetablering av et stabilt samfunn, mens ESG2 er opportunister eller ettårige alger.

EQR	0,8-1,0	0,6 – 0,8	0,4 – 0,6	0,2 – 0,4	0 – 0,2
Kvalitetsklasser →	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Svært dårlig
Elementer					
Artsrikhet	35 – 68	25 – 35	17 - 25	5 - 17	0 - 5
% Andel Grønnalger	0 - 12	12 – 20	20 – 30	30 – 80	80 - 100
% Andel Rødalger	55 – 100	45 – 55	35 – 45	15 – 35	0 - 15
ESG1/ESG2	1,0 – 1,2	0,8 – 1,0	0,7 – 0,8	0,2 – 0,7	0 – 0,2
% Andel Opportunister	0 - 10	10 - 15	15 – 25	25 – 50	50 - 100

Beregning av EQR etter en glidene/ kontinuerlig skala

EQR beregning foretas på **to forskjellige måter (metode 1 og 2)** ettersom skalaen for enkelte element i tabell 10 er motsatt korrelert med status.

Beregning metode 1.

I bergningen av EQR for elementene "% andel grønnalger" og "% andel opportunister" bruker en følgende formel:

$$\text{EQR-verdi} = \text{Øvre EQR S} - \{(\% \text{ Grønnalger} - \text{Nedre ES}) / (\text{EB}) \times \text{EQR B}\}$$

Hvor :

% Grønnalger = den beregnede prosentvise andel grønnalger i forhold til det totale antall alger funnet på stasjonen.

ES = Elementets spennvidde innen statusklassen

EB = Elementets bredde (høyeste verdi minus laveste verdi innen en statusklasse)

EQR S = Spennvidden for EQR-verdien innen samme klasse som % Grønnalger faller innenfor

EQR B = Bredden for EQR innen den samme klassen som % Grønnalger faller innenfor.

Et eksempel

En har funnet at andel grønnalger på en stasjon er 11%. En setter denne verdien inn i formelen og utregningen blir som følger

$$\% \text{ Andel grønnalger} = 11$$

$$\text{ES} = 0 - 12 \text{ (Dette er spennvidden innen statusklassen Svært god)}$$

$$\text{EB} = 12 - 0 = 12 \text{ (Dette er bredden for \% andel grønnalger (elementer) innen denne statusklassen)}$$

$$\text{EQR S} = 0,8 - 1,0 \text{ for statusklassen}$$

$$\text{EQR B} = 1,0 - 0,8 = 0,2 \text{ er bredden innen statusklassen Svært god}$$

$$\text{EQR-VERDI} = (1 - \{[(11 - 0) / (12) \times 0,2]\}) = 49/60 = 0,82$$

Beregning metode 2.

For artsrikhet (AR), % andel rødalger og ESG-forhold benyttes en annen formel ettersom EQR er positivt korrelert med økende verdier for disse elementene:

$$\text{EQR-verdi} = \{(\text{AR} - \text{Nedre ES}) / (\text{EB}) \times \text{EQR B}\} + \text{Nedre EQR S}$$

Hvor :

AR = Antall arter

ES = Elementets spennvidde innen statusklassen

EB = Elementets bredde (høyeste verdi minus laveste verdi innen en statusklasse)

EQR S = Spennvidden for EQR-verdien innen samme klasse som AR faller innenfor

EQR B = Bredden for EQR innen den samme klassen som AR faller innenfor.

Et eksempel

En har funnet 16 arter på en stasjon. HUSK NÅ Å JUSTERE ARTSRIKHET MED VERDIEN FOR FJÆREPOTENSIAL I TABELL III.8!!! La oss si at fjærebekrivelsen ga 11 poeng i følge skjema i tabell III.7. Dette gir justeringsverdi for fjærepotensialet på 1,29. Det vil si at en skal multiplisere artsantallet med 1,29 for å få et justert eller normalisert artsantall i henhold til fjæras egenskaper.

Den nye normaliserte verdien for artsantallet blir da 20,64 arter dvs. 21 arter. Et artsantall på 16 arter faller innen klassen DÅRLIG, men ettersom egenskapene til fjæra på stasjonen tilsier at det vanligvis ikke finnes så mange arter på denne typen fjære, medfører justering med FJÆREPOTENSIALET at status endres fra DÅRLIG til MODERAT. Elementet artsantall faller da innen klassen MODERAT som gir følgende verdier som skal inn i formelen:

$$\text{AR} = 21$$

$$\text{ES} = 17 - 25 \text{ (Dette er spennvidden innen statusklassen MODERAT)}$$

$$\text{EB} = 25 - 17 = 8 \text{ (Dette er bredden for artsantallet (elementer) innen denne statusklassen)}$$

$$\text{EQR S} = 0,4 - 0,6 \text{ for statusklassen}$$

$$\text{EQR B} = 0,6 - 0,4 = 0,2 \text{ er bredden innen statusklassen MODERAT}$$

Beregning av en glidene EQR-verdi blir da:

$$\text{EQR-verdi} = \{(21 - 17) / (8) \times 0,2 + 0,4\} = 0,5$$

For % andel rødalger og ESG-forholdet justeres IKKE verdiene før en foretar EQR-beregningene.

Endelig EQR beregning

For å beregne endelig verdi regnes EQR ut for alle elementene og det bregnes en gjennomsnittlig EQR for stasjonen.

VEDLEGG IV: Marine klassegrenser for alle regioner, kvalitetselementer og parametre

Planteplankton Klorofyll (klfa): 90-persentil for mars-september

Region	Benevning	IC type	Vanntype	Salinitet	Absolutt-verdier					
					Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Meget Dårlig
Skagerrak	µg/l	NEA 10	Ekspionert	≥20	2,0*	<3	3-6*	6-11	11-20	>20
		NEA 8	Moderat ekspionert	≥20	1,0*	<1,5	1,5-3*	3-9	9-18	>18
		NEA 9	Beskyttet	≥20	1,7*	<2,5	2,5-5*	5-9	9-18	>18
			Sterkt ferskvannspåvirkning	5-20	2,5	<3,3	3,3-5	5-7,5	7,5-14	>14
Nordsjøen		NEA 1/26a	Ekspionert	≥30	2,0*	<3	3-6*	6-8	8-14	>14
		NEA 1/26a	Moderat ekspionert	≥30	1,7*	<2,5	2,5-5*	5-8	8-16	>16
			Beskyttet	≥30	1,7	<2,5	2,5-5	5-8	8-16	>16
			Ferskvannspåvirkning	18-<30	2,0	<2,6	2,6-4	4-6	6-12	>12
Norskehavet			Ekspionert	≥30	2,0	<3	3-6	6-8	8-14	>14
			Moderat ekspionert	≥30	1,7	<2,5	2,5-5	5-8	8-16	>16
			Beskyttet	≥30	1,7	<2,5	2,5-5	5-8	8-16	>16
			Ferskvannspåvirkning	<2,6	2,0	<2,6	2,6-4	4-6	6-12	>12
Barentshavet			Ekspionert	≥30	1,9	<2,8	2,8-5,5	5,5-8	8-12	>12
			Beskyttet	≥30	1,0	<1,5	1,5-3	3-6	6-10	>10
			Ferskvannspåvirkning	5-20	0,9	<1,2	1,2-2	2-3	3-6	>6

Planteplankton klfa - Klassegrenser									
Region	Benevning	IC type	Vanntype	Salinitet	Svært god/god	God/Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig/ Svært dårlig	Svært
Skagerrak	µg/l	NEA 10	Ekspionert	≥20	3,0*	6*	11	20	
		NEA 8	Moderat ekspionert	≥20	1,5*	3*	9	18	
		NEA 9	Beskyttet	≥20	2,5*	5*	9	18	
			Sterkt ferskvannspåvirkning	5-20	3,3	5	7,5	14	
Nordsjøen		NEA 1/26a	Ekspionert	≥30	3,0*	6*	8	14	
		NEA 1/26a	Moderat ekspionert	≥30	2,5*	5*	8	16	
			Beskyttet	≥30	2,5	5	8	16	
			Ferskvannspåvirkning	18-<30	2,6	4	6	12	
Norskehavet			Ekspionert	≥30	3	6	8	14	
			Moderat ekspionert	≥30	2,5	5	8	16	
			Beskyttet	≥30	2,5	5	8	16	
			Ferskvannspåvirkning	<2,6	2,6	4	6	12	
Barentshavet			Ekspionert	≥30	2,8	5,5	8	12	
			Beskyttet	≥30	1,5	3	6	10	
			Ferskvannspåvirkning	5-20	1,2	2	3	6	

* Interkalibrerte verdier

Fortsettelse - Kystvann

Planteplankton

Klorofyll (klfa): 90-persentil for mars-september

Region	Benevning	IC type	Vanntype	Salinitet	Planteplankton (klfa) EQR-klasser					
					Naturlitstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Meget Dårlig
Skagerrak	µg/l	NEA 10 NEA 8 NEA 9	Ekspionert	≥20	1	>0,67	0,67 - 0,33*	0,33 - 0,18	0,18 - 0,10	<0,10
			Moderat ekspionert	≥20	1	>0,67	0,67 - 0,33*	0,33 - 0,11	0,11 - 0,06	<0,06
			Beskyttet	≥20	1	>0,68	0,68 - 0,34*	0,34 - 0,19	0,19 - 0,09	<0,09
			Sterkt ferskvannspåv	5-20	1	>0,76	0,76 - 0,5	0,5 - 0,33	0,33 - 0,18	<0,18
Nordsjøen		NEA 1/26a NEA 1/26a	Ekspionert	≥30	1	>0,67	0,67 - 0,33*	0,33 - 0,25	0,25 - 0,14	<0,14
			Moderat ekspionert	≥30	1	>0,68	0,68 - 0,34*	0,34 - 0,21	0,21 - 0,11	<0,11
			Beskyttet	≥30	1	>0,68	0,68 - 0,34	0,34 - 0,21	0,21 - 0,11	<0,11
			Ferskvannspåvirke	18-<30	1	>0,77	0,77 - 0,5	0,5 - 0,33	0,33 - 0,17	<0,17
Norskehavet			Ekspionert	≥30	1	>0,67	0,67 - 0,33	0,33 - 0,25	0,25 - 0,14	<0,14
			Moderat ekspionert	≥30	1	>0,68	0,68 - 0,34	0,34 - 0,21	0,21 - 0,11	<0,11
			Beskyttet	≥30	1	>0,68	0,68 - 0,34	0,34 - 0,21	0,21 - 0,11	<0,11
			Ferskvannspåvirke	<2,6	1	>0,77	0,77 - 0,5	0,5 - 0,33	0,33 - 0,17	<0,17
Barentshavet			Ekspionert	≥30	1	>0,68	0,68 - 0,35	0,35 - 0,24	0,24 - 0,16	<0,16
			Beskyttet	≥30	1	>0,67	0,67 - 0,33	0,33 - 0,17	0,17 - 0,10	<0,10
			Ferskvannspåvirke	5-20	1	>0,75	0,75 - 0,45	0,45 - 0,3	0,3 - 0,15	<0,15

* Interkalibrerte verdier

Region	Benevning	IC type	Vanntype	Salinitet	Planteplankton (KLFA) EQR-Klassegrenser			
					Svært god/ god	God/Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig / Svært dårlig
Skagerrak	µg/l	NEA 10 NEA 8 NEA 9	Ekspionert	≥20	0,67	0,33	0,18	0,10
			Moderat ekspionert	≥20	0,67	0,33	0,11	0,06
			Beskyttet	≥20	0,68	0,34	0,19	0,09
			Sterkt ferskvannspåv	5-20	0,76	0,50	0,33	0,18
Nordsjøen		NEA 1/26a NEA 1/26a	Ekspionert	≥30	0,67	0,33	0,25	0,14
			Moderat ekspionert	≥30	0,68	0,34	0,21	0,11
			Beskyttet	≥30	0,68	0,34	0,21	0,11
			Ferskvannspåvirke	18-<30	0,77	0,50	0,33	0,17
Norskehavet			Ekspionert	≥30	0,67	0,33	0,25	0,14
			Moderat ekspionert	≥30	0,68	0,34	0,21	0,11
			Beskyttet	≥30	0,68	0,34	0,21	0,11
			Ferskvannspåvirke	<2,6	0,77	0,50	0,33	0,17
Barentshavet			Ekspionert	≥30	0,68	0,35	0,24	0,16
			Beskyttet	≥30	0,67	0,33	0,17	0,10
			Ferskvannspåvirke	5-20	0,75	0,45	0,30	0,15

* Interkalibrerte verdier

Kystvann
Makroalger

						Makroalger - Absolutt-verdier					
Region	Parameter	Benevning	IC type	Vanntype	Salinitet	Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Meget Dårlig
Skagerrak	Nedre voksegr	Dyp i meter, se vedlegg til veileder	NEA 10	Eksponert	≥20	Absolutt-verdier og klassegrenser er angitt i vedlegg for de enkelte arter, kun EQR grenser er angitt på neste side					
			NEA 8	Moderat eksponert	≥20						
			NEA 9	Beskyttet	≥20						
				Sterkt ferskvannspåvirkning	5-20						
Nordsjøen Subregion A			NEA 1/26a	Eksponert	≥30	Absolutt-verdier og klassegrenser er angitt i vedlegg for de enkelte arter, kun EQR grenser er angitt på neste side					
			NEA 1/26a	Moderat eksponert	≥30						
				Beskyttet	≥30						
				Ferskvannspåvirkning	18-<30						
Nordsjøen Subregion B	Artssammensetning i	Multimetrisk (se vedlegg til		Eksponert	≥30	Absolutt-verdier og klassegrenser er angitt i vedlegg for de enkelte arter, kun EQR grenser er angitt på neste side					
				Moderat eksponert	≥30						
				Beskyttet	≥30						
				Ferskvannspåvirkning	18-<30						
Norskehavet Subregion A	Artssammensetning i	Multimetrisk (se vedlegg til		Eksponert	≥30	Absolutt-verdier og klassegrenser er angitt i vedlegg for de enkelte arter, kun EQR grenser er angitt på neste side					
				Moderat eksponert	≥30						
				Beskyttet	≥30						
				Ferskvannspåvirkning	18-<30						
Norskehavet Subregion B				Eksponert	≥30						
				Moderat eksponert	≥30						
				Beskyttet	≥30						
				Ferskvannspåvirkning	18-<30						
Barentshavet				Eksponert	≥30						
				Beskyttet	≥30						
				Ferskvannspåvirkning	18-<30						

Kystvann
Makroinvertebrater

						Makroinvertebrater - Absolutt-verdier					
Region	Parameter	Benevning	IC type	Vanntype	Salinitet	Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Meget Dårlig
Skagerrak	NQ11	n.a.	NEA 10 + NEA 1/26a	Ekspionert	≥30	0,78	>0,72	0,72 - 0,63	0,63 - 0,49	0,49 - 0,31	<0,31
Nordsjøen	H'	n.a.	NEA 10 + NEA 1/26a			4,4	>3,8	3,8 - 3,0	3,0 - 1,9	1,9 - 0,9	<0,9
Norskehavet	ES100	n.a.	NEA 10 + NEA 1/26a			32	>25	25 - 17	17 - 10	10 - 5	<5
Barentshavet	ISI	n.a.	NEA 10 + NEA 1/26a			9	>8,4	8,4 - 7,5	7,5 - 6,1	6,1 - 4,2	<4,2
	NQ11	n.a.	NEA 8 + NEA1/26a	Moderat ekspionert	≥30	0,78	>0,72	0,72 - 0,63	0,63 - 0,49	0,49 - 0,31	<0,31
	H'	n.a.	NEA 8 + NEA1/26a			4,4	>3,8	3,8 - 3,0	3,0 - 1,9	1,9 - 0,9	<0,9
	ES100	n.a.	NEA 8 + NEA1/26a			32	>25	25 - 17	17 - 10	10 - 5	<5
	ISI	n.a.	NEA 8 + NEA1/26a			9	>8,4	8,4 - 7,5	7,5 - 6,1	6,1 - 4,2	<4,2
	NQ11	n.a.	NEA 9	Beskyttet	≥30	0,78	>0,72	0,72 - 0,63	0,63 - 0,49	0,49 - 0,31	<0,31
	H'	n.a.	NEA 9			4,4	>3,8	3,8 - 3,0	3,0 - 1,9	1,9 - 0,9	<0,9
	ES100	n.a.	NEA 9			32	>25	25 - 17	17 - 10	10 - 5	<5
	ISI	n.a.	NEA 9			9	>8,4	8,4 - 7,5	7,5 - 6,1	6,1 - 4,2	<4,2
	NQ11	n.a.		Ferskvanns-påvirket	18-<30	0,78	>0,72	0,72 - 0,63	0,63 - 0,49	0,49 - 0,31	<0,31
		H'	n.a.				4,4	>3,8	3,8 - 3,0	3,0 - 1,9	1,9 - 0,9
	ES100	n.a.				32	>25	25 - 17	17 - 10	10 - 5	<5
	ISI	n.a.				9	>8,4	8,4 - 7,5	7,5 - 6,1	6,1 - 4,2	<4,2

Fortsettelse - Kystvann
Makroinvertebrater

Region	Parameter	Benevning	IC type	Vanntype	Salinitet	Makroinvertebrater - Klassegrenser				
						Svært god/ god	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig Svært dårlig	
Skagerrak	NQ11	n.a.	NEA 10 + NEA 1/26a	Ekspionert	≥30	0,72	0,63	0,49	0,31	
Nordsjøen	H'	n.a.	NEA 10 + NEA 1/26a			3,8	3,0	1,9	0,9	
Norskehavet	ES100	n.a.	NEA 10 + NEA 1/26a			25	17	10	5	
Barentshavet	ISI	n.a.	NEA 10 + NEA 1/26a			8,4	7,5	6,1	4,2	
	NQ11	n.a.	NEA 8 + NEA1/26a	Moderat ekspionert	≥30	0,72	0,63	0,49	0,31	
	H'	n.a.	NEA 8 + NEA1/26a			3,8	3,0	1,9	0,9	
	ES100	n.a.	NEA 8 + NEA1/26a			25	17	10	5	
	ISI	n.a.	NEA 8 + NEA1/26a			8,4	7,5	6,1	4,2	
	NQ11	n.a.	NEA 9	Beskyttet	≥30	0,72	0,63	0,49	0,31	
	H'	n.a.	NEA 9			3,8	3,0	1,9	0,9	
	ES100	n.a.	NEA 9			25	17	10	5	
	ISI	n.a.	NEA 9			8,4	7,5	6,1	4,2	
	NQ11	n.a.		Ferskvanns- påvirket		18-<30	0,72	0,63	0,49	0,31
		H'	n.a.				3,8	3,0	1,9	0,9
		ES100	n.a.				25	17	10	5
		ISI	n.a.				8,4	7,5	6,1	4,2

Fortsettelse - Kystvann
Makroinvertebrater

						Makroinvertebrater - EQR-klasser					
Region	Parameter	Benevning	IC type	Vanntype	Salinitet	Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Meget Dårlig
Skagerrak	NQ11	n.a.	NEA 10 + NEA 1/26a	Ekspionert	≥30	1	>0,92	0,92 - 0,81	0,81 - 0,63	0,63 - 0,40	<0,40
Nordsjøen	H'	n.a.	NEA 10 + NEA 1/26a			1	>0,86	0,86-0,68	0,68 - 0,43	0,43-0,20	<0,20
Norskehavet	ES100	n.a.	NEA 10 + NEA 1/26a			1	>0,78	0,78 - 0,53	0,53 - 0,31	0,31 - 0,16	<0,16
Barentshavet	ISI	n.a.	NEA 10 + NEA 1/26a			1	>0,93	0,93 - 0,83	0,83 - 0,68	0,68 - 0,47	<0,47
	NQ11	n.a.	NEA 8 + NEA1/26a	Moderat ekspionert	≥30	1	>0,92	0,92 - 0,81	0,81 - 0,63	0,63 - 0,40	<0,40
	H'	n.a.	NEA 8 + NEA1/26a			1	>0,86	0,86-0,68	0,68 - 0,43	0,43-0,20	<0,20
	ES100	n.a.	NEA 8 + NEA1/26a			1	>0,78	0,78 - 0,53	0,53 - 0,31	0,31 - 0,16	<0,16
	ISI	n.a.	NEA 8 + NEA1/26a			1	>0,93	0,93 - 0,83	0,83 - 0,68	0,68 - 0,47	<0,47
	NQ11	n.a.	NEA 9	Beskyttet	≥30	1	>0,92	0,92 - 0,81	0,81 - 0,63	0,63 - 0,40	<0,40
	H'	n.a.	NEA 9			1	>0,86	0,86-0,68	0,68 - 0,43	0,43-0,20	<0,20
	ES100	n.a.	NEA 9			1	>0,78	0,78 - 0,53	0,53 - 0,31	0,31 - 0,16	<0,16
	ISI	n.a.	NEA 9			1	>0,93	0,93 - 0,83	0,83 - 0,68	0,68 - 0,47	<0,47
	NQ11	n.a.		Ferskvanns-påvirket	18-<30	1	>0,92	0,92 - 0,81	0,81 - 0,63	0,63 - 0,40	<0,40
		H'	n.a.				1	>0,86	0,86-0,68	0,68 - 0,43	0,43-0,20
	ES100	n.a.				1	>0,78	0,78 - 0,53	0,53 - 0,31	0,31 - 0,16	<0,16
	ISI	n.a.				1	>0,93	0,93 - 0,83	0,83 - 0,68	0,68 - 0,47	<0,47

Fortsettelse - Kystvann
Makroinvertebrater

Region	Parameter	Benevning	IC type	Vanntype	Salinitet	Makroinvertebrater -EQR-Klassegrenser				
						Svært god/ god	God/ Moderat	Moderat/ Dårlig	Dårlig Svært dårlig	
Skagerrak	NQ11	n.a.	NEA 10 + NEA 1/26a	Ekspionert	≥30	0,92	0,81	0,63	0,40	
Nordsjøen	H'	n.a.	NEA 10 + NEA 1/26a			0,86	0,68	0,43	0,20	
Norskehavet	ES100	n.a.	NEA 10 + NEA 1/26a			0,78	0,53	0,31	0,16	
Barentshavet	ISI	n.a.	NEA 10 + NEA 1/26a			0,93	0,83	0,68	0,47	
	NQ11	n.a.	NEA 8 + NEA1/26a	Moderat ekspionert	≥30	0,92	0,81	0,63	0,40	
	H'	n.a.	NEA 8 + NEA1/26a			0,86	0,68	0,43	0,20	
	ES100	n.a.	NEA 8 + NEA1/26a			0,78	0,53	0,31	0,16	
	ISI	n.a.	NEA 8 + NEA1/26a			0,93	0,83	0,68	0,47	
	NQ11	n.a.	NEA 9	Beskyttet	≥30	0,92	0,81	0,63	0,40	
	H'	n.a.	NEA 9			0,86	0,68	0,43	0,20	
	ES100	n.a.	NEA 9			0,78	0,53	0,31	0,16	
	ISI	n.a.	NEA 9			0,93	0,83	0,68	0,47	
	NQ11	n.a.		Ferskvanns- påvirket		18-<30	0,92	0,81	0,63	0,40
		H'	n.a.				0,86	0,68	0,43	0,20
		ES100	n.a.				0,78	0,53	0,31	0,16
		ISI	n.a.				0,93	0,83	0,68	0,47

Kystvann
Organisk stoff

Region	Parameter	Benevning	IC type	Vanntype	Salinitet	Absolutt-verdier					
						Naturtilstand	Svært god	God	Moderat	Dårlig	Meget Dårlig
Skagerrak	Oksygen: Lavest målte konsentrasjon	mIO ₂ /l		Ekspionert	≥20	ikke definert	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
				Moderat ekspionert	≥20	ikke definert	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
				Beskyttet	≥20	ikke definert	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
				Sterkt ferskvanns-påvirket	5-20	ikke definert	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
Nordsjøen				Ekspionert	≥30	ikke definert	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
				Moderat ekspionert	≥30	ikke definert	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
				Beskyttet	≥30	ikke definert	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
				Ferskvanns-påvirket	18-<30	ikke definert	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
Norskehavet				Ekspionert	≥30	ikke definert	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
				Moderat ekspionert	≥30	ikke definert	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
				Beskyttet	≥30	ikke definert	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
				Ferskvanns-påvirket	18-<30	ikke definert	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
Barentshavet				Ekspionert	≥30	ikke definert	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
				Beskyttet	≥30	ikke definert	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5
				Ferskvanns-påvirket	18-<30	ikke definert	>4,5	4,5-3,5	3,5-2,5	2,5-1,5	<1,5

EQR for organisk stoff kan ikke beregnes, da referanseverdi mangler

Fortsettelse - Kystvann
Organisk stoff

Region	Parameter	Benevning	IC type	Vanntype	Salinitet	Klassegrenser			
						Svært god/god	God/Moderat	Moderat/Dårlig	Dårlig Svært dårlig
Skagerrak	Oksygen: Lavest målte konsentrasjon	mIO ₂ /l		Ekspionert	≥20	4,5	3,5	2,5	1,5
				Moderat ekspionert	≥20	4,5	3,5	2,5	1,5
				Beskyttet	≥20	4,5	3,5	2,5	1,5
				Sterkt ferskvannspåvirket	5-20	4,5	3,5	2,5	1,5
Nordsjøen				Ekspionert	≥30	4,5	3,5	2,5	1,5
				Moderat ekspionert	≥30	4,5	3,5	2,5	1,5
				Beskyttet	≥30	4,5	3,5	2,5	1,5
				Ferskvannspåvirket	18-<30	4,5	3,5	2,5	1,5
Norskehavet				Ekspionert	≥30	4,5	3,5	2,5	1,5
				Moderat ekspionert	≥30	4,5	3,5	2,5	1,5
				Beskyttet	≥30	4,5	3,5	2,5	1,5
				Ferskvannspåvirket	18-<30	4,5	3,5	2,5	1,5
Barentshavet				Ekspionert	≥30	4,5	3,5	2,5	1,5
				Beskyttet	≥30	4,5	3,5	2,5	1,5
				Ferskvannspåvirket	18-<30	4,5	3,5	2,5	1,5

EQR for organisk stoff kan ikke beregnes, da referanseverdi mangler

Vedlegg V: Grunnvann - Evalueringsprosedyrer

Innledning

Den 23. september 2008 ble dokumentet "Guidance on groundwater Status og Trend assesment" publisert av "Working Group C" WGC2 fra kommisjonen i Brussel. Dokumentet skal være en oppsummering av metodikk for gjennomføring av grunnvannsdirektivet. Kapittel 5 handler om kvantitetsstatus og er brukt som mal for denne veilederen.

Definisjon av "god kvantitetstilstand" foreligger i vanddirektivets bilag 5 §2.1.2. Der står det at god kvantitetstilstand er oppnådd når:

Grunnvannstanden i forekomsten viser at de tilgjengelige grunnvannressurser ikke er overskredet av de langtidsgjennomsnittlige årlige uttakene fra forekomsten.

Det følger at grunnvannstanden ikke må være påvirket av menneskelige aktiviteter som kan føre til:

- Uoppnåelse av de miljømålene som er spesifisert under §4 for tilknyttede overflate vannforekomster
- Signifikant reduksjon i tilstand for slike vannressurser
- Signifikant forringelse av økosystemer som er direkte avhengig av grunnvannsføremkomsten

Elementer av evalueringen

For at en GVF (grunnvannsføremkomst) skal få god kvantitetstilstand må forekomsten tilfredsstille de øvrige miljømålene. Disse målene kan oppsummeres på følgende måte:

- Tilgjengelige grunnvannressurser må ikke overskrides av det langsiktige, gjennomsnittlige, årlige uttaket fra forekomsten
- Ingen signifikante skader av de kjemiske og/eller økologiske forholdene i tilknyttede overflatevannforekomster som følge av antropogene endringer i grunnvannstanden eller grunnvannstrømningen kan føre til uoppnåelse av relevante miljømål utpekt i Artikkel 4 for tilknyttede overflatevannforekomster.
- Ingen signifikante skader i tilknyttede terrestriske innlands økosystemer som følge av antropogene endringer av grunnvannstanden.
- Ingen salt (eller andre typer) inntrengninger i grunnvannsføremkomsten som følge av antropogene langsiktige bærekraftige endringer i strømningsforholdene i forekomsten.

For å teste ut om en GVF oppfyller disse målene kan man adoptere et klassifiseringssystem for tilstand som bryter ned miljømålene til enklere elementer som er lettere å teste GVF mot.

En evaluering av kvantitetstilstand må utføres for alle grunnvannsføremkomster (eller grupper av GVF). Det er viktig å påpeke at om man med høy sikkerhet kan vurdere at en GVF skal tilfredsstille målene om god kvantitetstilstand, er det rimelig og akseptabelt å anta god tilstand for forekomsten¹⁴.

Som en del av initialkarakteriseringen er en konsekvensutredning utført. Den burde vise om tilstanden av en GVF er kritisk for å ikke oppfylle kravene for god kvantitetstilstand og identifisere mulige problemer. Karakteriseringsprosessen inkluderer innsamling av data beskrevet i bilag 2 i direktivet som er nødvendige for å foreta en initial vurdering av GVF-tilstand. Informasjon om lokaliteter til uttaksbrønner, størrelse på uttak og/eller kunstig innfiltrasjon, hydrauliske parametere, grunnvannsdannelse osv. burde være tilgjengelig. Direktivet indikerer at grunnvannstanden burde være den viktigste parameteren i vurderingen av god kvantitetstilstand. Overvåking av grunnvannstand er vesentlig i konsekvensutredninger og identifisering av langtidstrender, men den vil ikke gi oss tilstrekkelig informasjon. Dermed er vi nød til å samle inn informasjon om

¹⁴ Prøver å differensiere mellom en vurdering (utføres av ekspert uten data) og en evaluering som innebærer en analyse (dvs. basert på data). Dette gjelder forekomster hvor risiko i praksis er lik null. Er dette noe vi trenger veileder til for å unngå misbruk av faglige vurderinger? For eksempel at vurderingen er oppsummert i en rapport eller skjema?

andre parametere. Måten man skal bruke grunnvannstansmålinger er inkludert i billag 1 i direktivet, mens andre parametere som burde tas i betraktning er diskutert i dokumentet om grunnvannsovervåking.

Evaluering av kvantitetstilstand for GVF kan bestemmes ved å utføre noen tester som kontrollerer hvordan antropogene langtidssinnføringer har endret grunnvannstanden og/eller strømningsforholdene og størrelsen på konsekvensene dette har medført. Hver test skal fastsette forekomstens evne til å oppfylle bestemte miljømål. Man trenger ikke å utføre alle testene for en GVF, men kun de som kontrollerer miljømål som er relevant for forekomsten.

Noen tester sammenfaller delvis med tilsvarende tester for kjemisk tilstand, spesielt tester knyttet til saltinn-trengninger. Om dette er relevant for en GVF burde man kombinere de to testene til en enkelt test. For andre tester kan det være aktuelt å utveksle informasjon mellom testene for kjemisk- og kvantitetstilstand.

Test 1: Vannbalanse

En GVF får god tilstand for denne testen om det langtidsgjennomsnittlige uttaket fra GVF er mindre eller lik den langtidsgjennomsnittlige grunnvannsdannelsen, minus andelen av grunnvannet som brukes til å dekke behovet til lokale økologiske systemer som også er estimert over et langtids- perspektiv. Denne testen ser på de kumulative effektene over hele forekomsten og utføres for hver GVF.

Har man grunnvannsdata for forekomsten over en lang tidsperiode som viser at grunnvannstanden faller over flere år og dette er knyttet mot store grunnvannuttak for samme tidsperiode, trenger man ikke å utføre testen. Grunnvannsdataene er i så fall nok til å etablere at forekomsten ikke oppfyller kravene for god kvantitetstilstand. I flere tilfeller kommer ikke kun grunnvannsdata til å være nok til å gi en pålitelig vurdering/klassifisering av forekomsten. I så fall må man utføre en vannbalansetest for å vurdere forekomstens kvantitetstilstand.

Vannbalansetesten er utført ved å sammenligne de årlige gjennomsnittlige uttakene mot de tilgjengelige grunnvannsressursene i forekomsten. Med "tilgjengelige grunnvannsressurser" menes den langtidss årlige gjennomsnittlige grunnvannsdannelsen over hele forekomsten minus de ressursene som forsyner tilknyttede overflate vannforekomster (OVF) og som er nødvendige over lang tid for å sikre at OVF skal få en god økologisk tilstand. Terrestriske økosystemer som er avhengige av grunnvannsressursene i forekomsten må også beregnes og trekkes fra.

Det er vanskelig å få en pålitelig estimering av "tilgjengelige grunnvannsressurser". I de fleste tilfellene er en grov tilnærming det beste man kan oppnå. Man får to problemer i estimeringsprosessen. Det første er at økologiske overflatevannsystemer og terrestriske økosystemer ikke trenger store mengder av vann og estimatene blir beheftet av usikkerhet. Det andre problemet er at vi betrakter grunnvannsføremkomsten som en enhet og ser bort fra de romslige variasjonene som finnes i forekomsten. Grunnvannsdannelsen vil ikke være jevnt fordelt over forekomsten. Områder med leire vil hindre prosessene mens grove sedimenter danner gunstige forhold. Det samme gjelder for grunnvannsutttak. Tilknyttede OVF eller terrestriske økosystemer (TØ) har vanligvis en lokal påvirkning, og en test for hele forekomsten vil ikke nødvendigvis være representativ. Man er nød til å ta hensyn til lokale effekter som innebærer at det kan være aktuelt å redusere estimatet av de tilgjengelige grunnvannsressursene. Eksempler fra EU-landene viser at det ble nødvendig å redusere estimatene opp til 80 %.

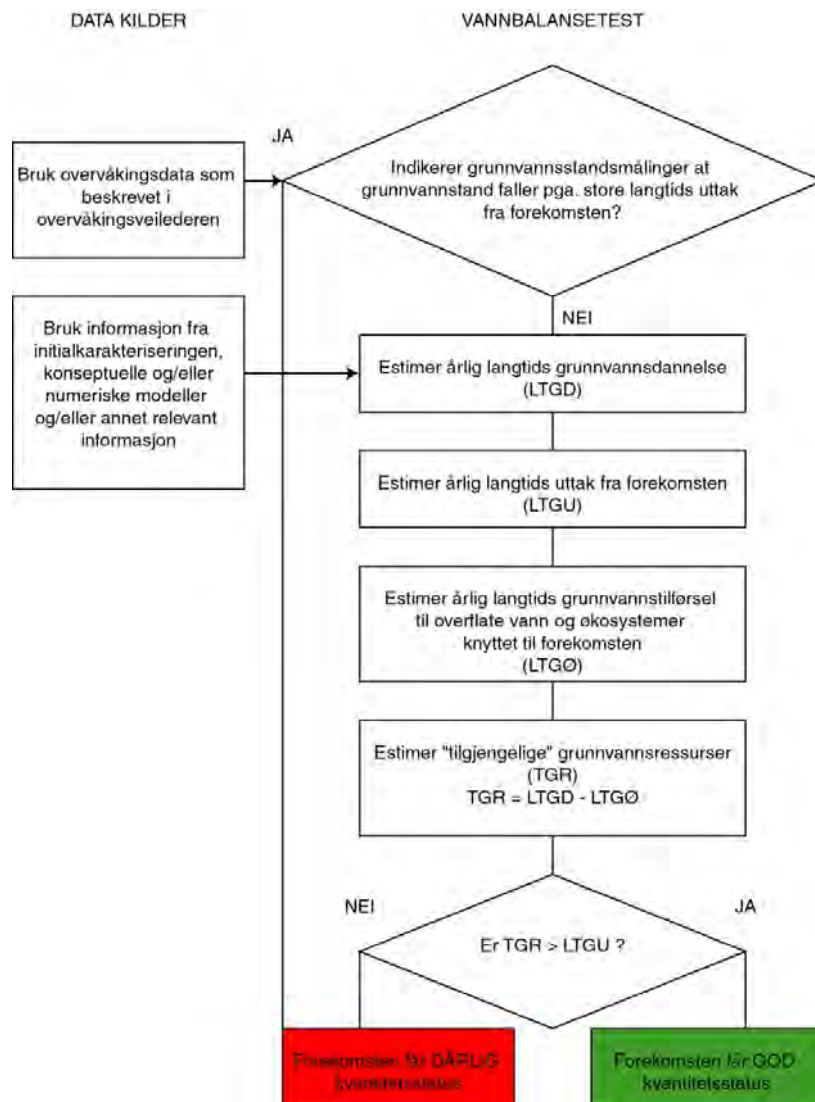
Det kan oppstå kompliserte forhold i vannbalanseberegninger som kan kreve en mer detaljert utførelse av prosedyren. Kanskje forekomsten mattes av vann fra de omkringliggende fjellområdene, eller at en betydelig mengde av grunnvannsutttaket brukes til vanning som er en form for kunstig infiltrasjon. I så fall må man endre grunnvannsdannelsen og uttakene tilsvarende.

De årlige gjennomsnittsuttakene burde inkludere alle uttakene fra forekomsten, ikke minst vann som forekomsten taper på grensene mot andre grunnvannsføremkomster. I uttakene burde man inkludere fordampning fra innsjøer som har etablert seg i grussuttakk, drenneringssystemer, osv. Grunnvannuttak som på et eller annet vis har blitt infiltrert tilbake til forekomsten - eller føres tilbake til innsjøer eller elver - kan bli diskontert.

Oppsummering av hovedpunktene

Mengden av grunnvannet som brukes for å ivareta de økologiske forholdene i OVF og TØ må estimeres. Estimeringsmetodene kan variere avhengig av hvor mye forekomsten er påvirket av uttaksbelastninger. I så fall kan man bruke lokal faglig informasjon, enkle estimeringsverktøy eller til og med sofistikerte modelleringsverktøy.

Grunnvannsstrømning mellom naboliggende forekomster (lateral eller vertikal) må estimeres og inkluderes i vannbalanseberegningene. Det vil si at man må få et estimat av total innstrømning og utstrømning fra forekomsten. Slike beregninger kan forenkles om man kan gruppere flere forekomster og utføre en felles vannbalanse.



Figur 8.1: Skisse av utførelse av vannbalanse test

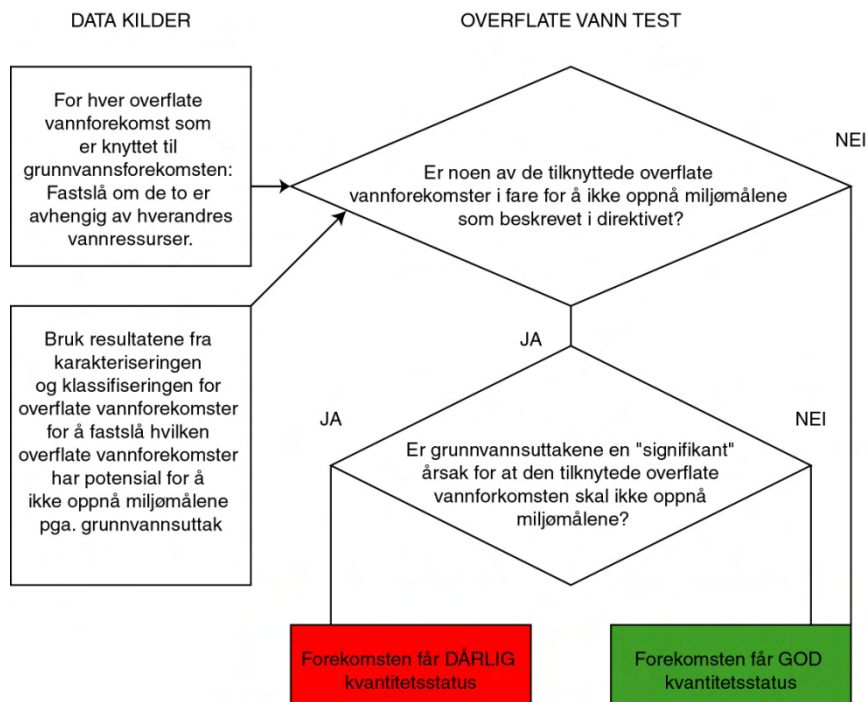
Figur 8.1 illustrerer fremgangsmåten for utførelsen av testen. Man burde bruke de beste estimatene som er tilgjengelig, men det er underforstått at i mange grunnvannproblemer kommer estimatene å være beheftet av usikkerheter. Det er viktig å rapportere usikkerheten i estimatene og ta hensyn til det i form av konfidensintervaller om det er mulig. I de fleste tilfellene kan man ikke estimere usikkerhetene og konfidensintervaller, fordi de ofte er knyttet til usikkerheter i vår forståelse av de stedlige hydrogeologiske forholdene.

Det er formålstjenelig å vurdere om man burde dele opp grunnvannsforekomsten i mindre deler før man utfører vannbalansetesten. Spesielt om forekomsten dekker et stort areal eller er avlang og kan deles opp i mer representative enheter (akvifere), som er lettere å utføre testen på. Velger man en slik løsning burde man utføre testen for alle delforekomstene. Forekomstens tilstand burde bestemmes av den dårligste tilstand blant delforekomstene, om de er signifikante.

Test 2: Overflatevannforekomster

En grunnvannsforekomst får god tilstand for denne testen om uttakene fra forekomsten ikke har en signifikant påvirkning på kjemien og økologien av de tilknyttede OVF, slik at målene i direktivets §4 er ivarettatt. Testen utføres for alle OVF (elver og innsjøer) hvor direktivets mål er gjeldende.

I motsetning til vannbalansetesten utføres denne testen på individuelle lokale OVF. Man tester om belastninger på grunnvannsressursene har en signifikant påvirkning på overflatevannforekomstene etter at alle andre OVF-belastninger er tatt hensyn til. Testen har en meget lokal karakter og er avhengig av hvordan overflatevannforekomstene er fordelt i området, måten de er knyttet til grunnvannsforekomsten, og hvilke miljømål OVF må tilfredsstille siden disse kan variere fra sted til sted.

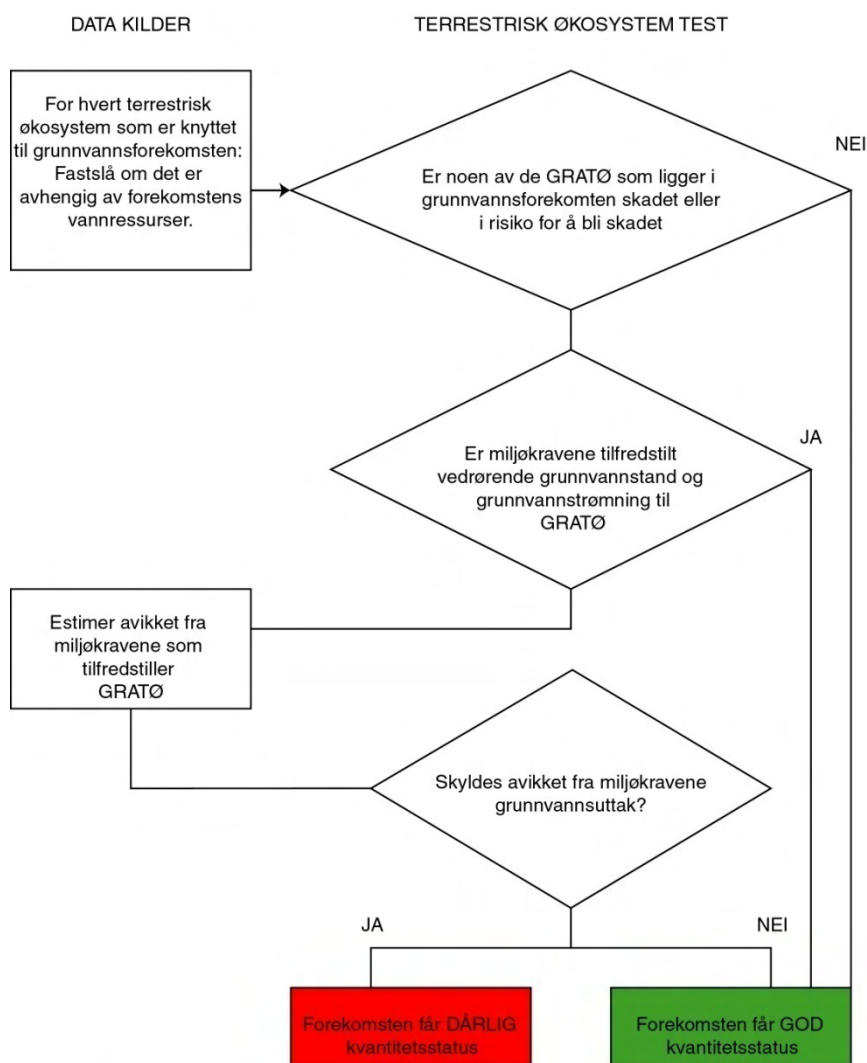


"signifikant": For eksempel om mer enn 50% (eller en annen passende terskelverdi som gjenspeiler usikkerhetene i beregningene og den sosialøkonomiske viktigheten av grunnvannressursene i forhold til de overflate vannressursene) av det tillatte vannuttaket fra overflate vannforekomster er tilegnet grunnvannressursene, da kan vi betrakte det som et signifikant grunnvannsuttak.

Figur 8.2: OVF test

Testen krever at man estimerer en terskelvannføring og/eller terskelvannstand for de tilknyttede OVF, som sikrer at overflate vannforekomsten får en god kjemisk og økologisk tilstand. Man kunne kalle terskelverdiene for minimumsvannføring og minimumsvannstand men disse er begrep i hydrologisk litteratur så det er best å unngå å bruke dem. Men det er viktig å tenke på disse verdiene som minimums terskelverdier for direktivet. Hvis grunnvannsuttak reduserer forekomstens tilsig til de tilknyttede OVF slik at vannføringen i elven eller vannstanden i innsjøen blir mindre enn terskelverdiene, vil GVF få dårlig tilstand. Unntak fra denne regelen kan oppstå om overflate vannforekomsten får en god økologisk tilstand til tross for redusert vannføring/vannstand.

Det er ikke alltid mulig å foreta målinger av den reduserende effekten grunnvannsuttak kan ha på vannføring/vannstand, fordi det ofte oppstår en tidsforsinkelse i responsen fra grunnvannsuttaget. Uttak direkte fra elven eller innsjøen vil også påvirke vannføringen/vannstanden og dermed må man estimere andelen av grunnvannsuttak fra det totale uttaket. EU foreslår en signifikant terskelverdi på uttaket på 50%. Dvs. at om grunnvannsuttaget er større enn 50% av det totale uttaket fra elvens nedbørfelt (oppstrømsandelen) burde uttaket betraktes som signifikant. EU-landene får lov å bestemme selv hvilken terskelverdi skal brukes for grunnvannsuttaget.



GRATØ = GRunnvannsAvhengig Terrestrisk Økosystem
 Hvis de antropogene belastninger på grunnvannsforkomsten er signifikante men det avhengige terrestriske økosystemet ikke er skadet, er det naturlig å anse at grunnvannsforkomsten har god status for denne testen. Men det er viktig å påpeke at forekomsten risikerer å miste sin god status i fremtiden.

Figur 8.3: Test for grunnvannsavhengige terrestriske økosystemer

Test 3: Avhengige terrestriske økosystemer

En GVF kan få god tilstand i denne testen om de tilknyttede terrestriske økosystemene ikke har noen signifikante skader som skyldes grunnvannsutttak. GRATØ (grunnvannsavhengig terrestrisk økosystem)-testen har felles komponenter for både kjemisk tilstand og kvantitetstilstand.

Testen krever at terskelverdier for grunnvannstanden og/eller grunnvannstrømning er estimert, og som ivaretar og bevarer miljøforholdene i GRATØ. Hvis miljøforholdene ikke er opprettholdt og det viser seg at en signifikant årsak til dette skyldes grunnvannuttak som har endret grunnvannstanden og grunnvannstrømning, får grunnvannsforkomsten dårlig tilstand. Ellers kommer forekomsten til å få god tilstand men burde betraktes som en forekomst med risikopotensial. Prosedyren for testen er utpekt på figur 8.3.

Det antas at som en del av initial- og viderekarakteriseringen, har en utvelgelsesprosess funnet sted for å identifisere alle GRATØ som er skadet (eller med høy risikopotensial) pga. grunnvannsbelastninger. Utvelgelsesprosessen burde basere seg på kriterier som økologiske indikatorer, antatt tilknytning til grunnvannsforekomsten, nær beliggenhet til antropogene belastninger, lokal kunnskap, og miljøtilstandsrapporter. Kun områder som er identifisert med høy risiko burde kontrolleres her.

Estimering av terskelverdier med høy konfidensgrad vil ikke være mulig for de fleste områdene. Det er stor mangel på informasjon for de fleste terrestriske økosystemene som innebærer at testen beskrevet her ikke kan utføres. I så fall er man nødd til å anta at grunnvannsforekomsten får god tilstand for denne testen, og at resultatene fra initialkarakteriseringen, utvelgelsesprosessen, og annen tilgjengelig informasjon er brukt etter skjønn for å bestemme om forekomsten er i risiko ("at risk"). Slike "at risk"-områder burde prioriteres i fremtiden for videre undersøkelser.

Test 4: Saltinntrengning

Grunnvannsforekomsten får god tilstand for denne testen dersom ingen langsiktig saltintrusjon finner sted pga. at antropogene aktiviteter endrer grunnvannstanden eller strømningsforholdene i grunnvannsforekomsten. Med antropogene aktiviteter menes det hovedsakelig grunnvannuttak. Fra en faglig side er det viktig å påpeke at saltintrusjon er et densitets drevet strømningsproblem. Dvs. at man ikke trenger å få en endring av strømningsretningen for å få en saltinntrengning. En reduksjon av strømningsintensitet er derimot nok til å få saltfronten til å bevege seg innlands.

Selv om hovedfokus ligger på saltinntrengninger for denne testen, er det underforstått at alle inntrengninger av vann med dårlig kvalitet burde behandles her. Det er viktig å skille mellom inntrengninger som skyldes endringer av strømningsforhold i grunnvannsforekomsten og kommer fra naboliggende grunnvanns- og overflatevannforekomster, fra inntrengninger som skyldes antropogene aktiviteter. Inntrengning av ellevann med dårlig kvalitet i grunnvannsforekomsten burde for eksempel testes, mens injeksjon av vann med dårlig kvalitet i forekomsten burde ikke behandles her.

Det er flere grunner for at denne testen burde ligge under testene knyttet til kjemisk tilstand. Det viktigste er at dette er direkte knyttet til vannkvaliteten i forekomsten. Veiledning om grunnvannstilstand og trendvurderinger (WG-C "Guidance on Groundwater Tilstand and Trend Assessment") plasserer det i kjemisk tilstanddelen og for å unngå misforståelser gjøre vi det samme. Testen er omtalt i dokumentets kapittel 4.4.3 og figur 7.

Testen er best egnet til saltinntrengninger mens andre inntrengninger som påvirker forekomstens langsiktige geokjemiske sammensetning er mer kompliserte. Et eksempel kan være et grunnvannsuttak som fører til store inntrengninger av ellevann inn i forekomsten. De fleste grunnvannsverk i Norge fungerer på denne måten. Uansett om vannet i elven ikke er forurenset, har den en annen kjemisk sammensetning enn grunnvannet i forekomsten. I noen tilfeller kan slike geokjemiske endringer forringe kvaliteten av grunnvannet på en langsom og måte. Slike problemer betrakter vi som uvannlige i Norge, selv om langtids geokjemiske endringer ikke har blitt studert tilstrekkelig nok til å komme frem til denne konklusjonen. Alvorlige geokjemiske problemer oppstår for eksempel i grunnvannsforekomster med lukkede forhold som er overpumpet i den grad at forholdene blir delvis åpne. Det utsetter forekomsten for oksideringsproblemer og kjemiske reaksjoner som kan utløse forurensninger.

I Norge er testen relevant for GRF som ligger på kystområder. Inntrengninger fra elever eller innsjøer i forbindelse med grunnvannsverk som bruker infiltrasjonsbrønner burde også kontrolleres, men siden dette skal gjøres likevel i forbindelse med kravene om drikkevannsforsyning og kjemisk tilstand, trenger vi ikke å teste forholdene her også.

Veiledere utgitt av direktoratsgruppa:

Veileder 01: 2007

Karakterisering av elver, innsjøer, kystvann og grunnvann – Metodikk for karakterisering av vannforekomster iht. vannforskriften.

Veileder 01:2008

Miljøtiltak i vann - Arbeidet med miljøtiltak for vann iht. vannforskriften.

Veileder 02:2008

Forvaltningsplaner for vann - Veileder for planprogram, vesentlige spørsmål og forvaltningsplaner for vann iht. vannforskriften.

Veileder 01:2009

Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver.

Veileder 02:2009

Overvåking av miljøtilstand i vann – Veileder for vannovervåking iht. kravene i vannforskriften.



Veileder i norsk klassifiserings-system for vann

Miljømålet for naturlige vannforekomster av overflatevann er god økologisk og kjemisk tilstand, og for grunnvann god kjemisk og kvantitativ tilstand.

Klassifiseringssystemet gir fem konkrete klassegrenser for en rekke kjemiske, fysiske og biologiske parametere i innsjøer, elver, kystvann og grunnvann. Sammen med overvåkingsdata og faglige vurderinger danner dette grunnlag for å fastsette den samlede økologiske og kjemiske tilstanden for en vannforekomst i en av de fem klassene fra svært god til svært dårlig.

Veilederen skal bidra til arbeidet som skal gjøres på lokalt og regionalt nivå. Klassifiseringen vil danne grunnlag for å sette miljømål for naturlige vannforekomster, og videre i utarbeidelsen av tiltaksanalyser og tiltaksprogram. Veilederen skal bidra til at arbeidet blir gjort på en mest mulig ensartet måte i hele landet.

Denne første versjon av veilederen inneholder foreløpige parametre og grenseverdier for flere av disse. Enkelte av grenseverdiene er resultat av et europeisk interkalibreringsarbeid. Gjennom dette arbeidet har land med like vann typer blitt enige om klassegrenser for en del parametre for å sikre sammenliknbarhet landene imellom.