Postadresse: Pb. 8100 Dep, 0032 OSLO
Kontoradresse: Strømsveien 96
Telefon: 22 57 34 00 Telefax: 22 67 67 06

Statens forurensningstilsyn

SFT

VEILEDNING 97:03

Utførende institusjon	Kontaktperson SFT		ISBN-nummer
Norsk institutt for vannforskning	Anette Juliussen		82-7655-367-2
	Avdeling i SFT Kommunal- og Landbruksavdelingen		TA- nummer TA-1467/1997
Oppdragstakers prosjektansvarlig Jarle Molvær	År 1997	Sidetall 36	SFTs kontrakt-nummer 96150
Utgiver Statens forurensningstilsyn	Prosjektet er finansiert av Statens forurensningstilsyn		

Forfatter(e)

Jarle Molvær, Jon Knutzen, Jan Magnusson, Brage Rygg, Jens Skei, Jan Sørensen

Tittel - norsk og engelsk
Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning
Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. A guide

Sammendrag – *Summary*
Denne utgaven av klassifiseringssystemet er en utvidet utgave av den tidligere "Kortversjon", ved at klassifisering for tarmbakterier og egnethet er inkludert samt at den nå inneholder mer utførlige retningslinjer for hvordan klassifiseringssystemet skal benyttes. Videre er det gjort en del endringer av faglig art på grunnlag av nyere data. Beskrivelsen av tilstandsklassene er mer balansert enn tidligere, slik at "Meget god" og "Meget dårlig" nå representerer henholdsvis klassene I og V i vannkvalitet. For miljøgifters vedkommende er imidlertid den opprinnelige verbale beskrivelsen etter forurensningsgrad beholdt. Utover dette er forurensningsgraden tatt ut.

This booklet contains an extended and updated version of the former "Short version" of the Norwegian system for classification of environmental quality in fjords and coastal waters. It contains classification tables for impacts from nutrients, organic matter, micropollutants and fecal bacteria, as well as tables for assessment of water quality (suitability) for various uses. Some advice on datasampling and statistics is also included.

4 emneord	*4 subject words*
Fjorder og kystfarvann	*Fjords and coastal waters*
Klassifisering	*Classification*
Tilstand	*Environmental quality*
Egnethet	*Suitability for uses*

Forord

Klassifisering av miljøkvalitet i vannforekomster (ferskvann, fjorder og kystfarvann) er utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT).

Hovedhensikten med klassifiseringssystemet er å gi ulike faggrupper og personer innen forvaltning, rådgivning og forskning et felles verktøy for vurdering av miljøtilstand og utvikling i ulike typer vannforekomster. Systemet skal også være et hjelpemiddel i arbeidet med å fastsette miljømål for vannforekomstene, vurdere behov for forurensningsbegrensende tiltak, samt evaluere effektene av igangsatte tiltak i forhold til miljømålene.

Klassifiseringssystemet for fjorder og kystfarvann har tidligere fått en utførlig beskrivelse i en serie veiledninger utgitt av SFT i tidsrommet 1993–1994. Disse omfattet klassifisering av tilstand, bestemmelse av forurensningsgrad og klassifisering av egnethet for ulike bruksformer. Klassifiseringen av tilstand og forurensningsgrad, virkninger av næringssalter (eutrofiering), organiske stoffer og miljøgifter ble i 1993 sammenfattet i en "Kortversjon" av veiledningene (SFT-veiledning nr. 93:02).

Denne utgaven av klassifiseringssystemet er en utvidet utgave av ovennevnte kortversjon. Revisjonen er vesentlig av praktisk karakter, me man har benyttet anledningen til å foreta en del faglige endringer på grunnlag av nyere data. En høringsrunde om erfaringer med bruken av veiledningene ble gjennomført av SFT høsten 1995, og resultatene er forsøkt innarbeidet i denne nye versjonen. I forhold til kortversjonen har det vært et uttrykt ønske om en sterkere faglig underbygging for klassifiseringen. Det innebærer blant annet at det nå er lagt til et nytt kapittel som angir hvordan klassifiseringssystemet skal benyttes. I tillegg er det gjort to vesentlige endringer i selve klassifiseringssystemet. Beskrivelsen av tilstandsklassene er mer balansert enn tidligere, slik at «Meget god» og «Meget dårlig» nå representerer ytterlighetene (klasse I og V) i vannkvalitet.

Ved klassifisering av tilstand skjelnes det dessuten mellom miljøgifter og de andre stoffgruppene. For miljøgifters vedkommende har man beholdt den opprinnelige verbale beskrivelsen etter forurensningsgrad. Utover dette er forurensningsgraderingen tatt ut. Det skyldes at bestemmelse av forurensningsgrad viste seg lite anvendbar for den målgruppen som veiledningene er beregnet på.

Denne veiledningen omfatter også egnethetsklassifisering. Klassegrensene for egnethet og tilstandsklassene er ikke i like stor grad sammenfallende som i forrige veiledning. Det henger blant annet sammen med at helsemyndighetene har kommet med nye retningslinjer for badevann. Vi har valgt å legge egnethetsklassene så nær opp til de nye bestemmelsene som praktisk mulig.

For at klassifiseringssystemet skal være enkelt å bruke, er det i likhet med forrige veiledning valgt å benytte ett sett av klassifiseringskriterier for de fleste typer sjøvannsforekomster, både fjorder og kystvann. Fra et naturvitenskapelig ståsted ville et differensiert system gitt en mer presis klassifisering i forhold til de ulike naturtyper innen fjord- og kystvann. Ønsket om å kunne presentere et enkelt og brukervennlig system for ulike fagmiljø og forvaltningsnivå har likevel veid tyngst.

Innhold

Klassifiseringssystemets oppbygning og begrensning 6

Virkningstyper **8**

Virkninger av næringssalter 8

Virkninger av organiske stoffer 8

Virkninger av miljøgifter 8

Virkninger av tarmbakterier 8

Parametre 9

Klassifisering av tilstand **9**

Klassifisering av egnethet **10**

Metodikk og datagrunnlag 11

Beregning av karakteristiske verdier som grunnlag for klassifisering **11**

Næringssalter, siktedyp og oksygen 12

Bløtbunnsfauna og organisk karbon i sediment 15

Metaller og organiske miljøgifter 16

Tarmbakterier 18

Klassifisering av tilstand 19

Næringssalter, siktedyp og oksygen **19**

Bløtbunnsfauna og organisk innhold i sediment **21**

Metaller og organiske miljøgifter **22**

Tarmbakterier **25**

Klassifisering av egnethet 26

Bading og rekreasjon **26**

Akvakultur **28**

Fritidsfiske **31**

Råvannsforsyning **33**

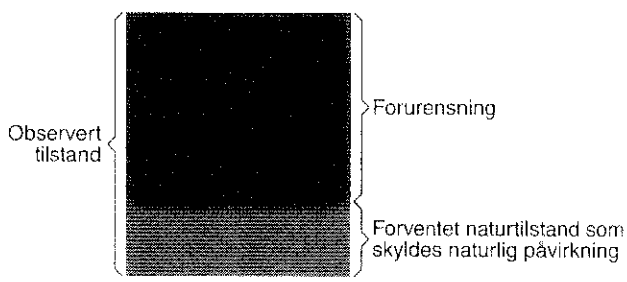
Litteratur 34

Vedlegg 35

Klassifiseringssystemets oppbygning og begrensning

Denne veiledningen omhandler klassifisering av tilstand og egnethet.

Klassifisering av tilstand baseres på målinger og består i prinsippet av to komponenter: en naturlig komponent fra nedbørfeltet, forventet naturtilstand, som følge av naturlige prosesser og transport inn i fjord- eller kystområdet fra omkringliggende vannmasser , og en komponent som skyldes menneskelig påvirkning eller forurensning. Dette kan illustreres slik:



Siden de fleste vannforekomster i Norge på en eller annen måte er påvirket av menneskelige aktiviteter, enten ved direkte inngrep og tilførsler eller ved mer diffuse påvirkninger bl.a. gjennom atmosfæren, kan en ikke måle den forventede naturtilstanden direkte. I enkelte tilfeller kan den forventede naturtilstanden ligge ganske nær den observerte verdi, mens den andre steder kan være mer som illustrert på figuren; den menneskelige påvirkningen dominerer.

I alle tilfeller må en ta i betrakting nivået av den forventede naturtilstanden slik at en unngår å fastsette miljømål som ikke lar seg realisere.

Å fastsette naturtilstanden som en konkret verdi er vanskelig, og vil som oftest måtte baseres på solid vannfaglig erfaring. I "Miljømål for vannforekomstene. Forventet naturtilstand" (veiledning 95:04) er det angitt forventet naturtilstand for noen naturtyper i form av mulige tilstandsklasser. Selv med hjelp av veileder vil fastlegging av tilstandsklasse ofte allikevel kreve noe fagkonsultasjon.

Ved klassifisering av tilstand skjelnes det mellom miljøgifter og de andre stoffgruppene. Hovedgrunnen er at utgangspunktet for klassifisering for miljøgifter er «antatt høyt bakgrunnsnivå», dvs. øvre grense for det som er vanlig å finne langt unna punktkilder. For en del stoffers vedkommende (klororganiske, bromorganiske) foreligger det mistanke at selv dette "lave" nivået gir skade på organismer. En slik tilstand kan ikke karakteriseres som "meget god". For miljøgifter har man derfor beholdt den opprinnelige verbale beskrivelsen etter forurensningsgrad. Tabell 1 gir en skjematisk oversikt over klassifiseringssystemet.

Klassifisering av egnethet bygger på miljøvernmyndighetenes og helsemyndighetenes vurdering av hvilke krav som bør stilles til miljøkvaliteten i forhold til ulike brukerinteresser. Man anvender 4 klasser, hvor klassegrensene er satt på grunnlag av faglig skjønn med utgangspunkt i eksisterende

Tabell 1. Beskrivelser knyttet til klassifiseringssystemet.

	Tilstand		Egnethet
Basis:	**Målte verdier**		**Vannkvalitetens bruksmuligheter**
Klasser:	Næringssalter, oksygen mm.:	Miljøgifter:	Fire klasser:
	I = Meget god	I = Ubetydelig – lite forurenset	1 = Godt egnet
	II = God	II = Moderat forurenset	2 = Egnet
	III = Mindre god	III = Markert forurenset	3 = Mindre egnet
	IV = Dårlig	IV = Sterkt forurenset	4 = Ikke egnet
	V = Meget dårlig	V = Meget sterkt forurenset	

grenseverdier. I tillegg til tabellene for egnethet er det gitt en ledsagende forklaring til klassene.

Det er altså forskjellige grunnlag for klassifisering etter tilstand og egnethet. Eksempel: om tilstandsklassifiseringen ikke tilsvarer klasse I, kan vannkvaliteten likevel være godt egnet til forskjellige bruksformer.

At tilstandsklasse I er bedre enn klasse II, behøver heller ikke bestandig gjelde. Riktignok er vannet renere i klasse I, men klasse II kan ha en større biologisk produksjon – uten at det skaper problemer. Artsmangfoldet kan også være større. Et visst innhold av oppløste stoffer (mineraler, næringssalter) i vannet kan være en fordel både for fisk og annet liv i vannet. For de fleste menneskelige formål kan en allikevel si at den beste vannkvaliteten vil ligge innenfor tilstandsklasse I. I den andre enden av skalaen er det derimot ingen grenser for hvor "dårlig" vannkvaliteten kan bli. At beskrivelsene til hver av tilstandsklassene ikke bestandig er like presise, gjør at en mer bør fokusere på tilstandsklasse-nummeret (I, II osv.) enn selve den verbale «karakteren» eller merkelappen som er gitt.

Systemet gir et standard grunnlag for å sammenligne vannkvalitet fra en lokalitet til en annen, og for å synliggjøre en utvikling over tid. Naturen selv gir imidlertid sjelden grunnlag for å trekke slike klassegrenser. En endring i vannkvaliteten over et visst konsentrasjonsintervall skjer som regel lineært og sjelden i form av tydelige sprang som eventuelt kunne gi grunnlag for en klasseinndeling (figur 1). Man ser også at de høye klassene representerer større konsentrasjonsintervall enn de lave, noe som bl.a. betyr at det er «vanskeligere» å skjelne mellom klassen I og II enn klassene IV og V. Et klassifiseringssystem må først og fremst forstås som et verktøy for å gi en forenklet og standardisert beskrivelse av naturen, til bruk i miljøforvaltning. Klassifiseringen må suppleres av et skjønn av den situasjonen som bedømmes. Ikke minst gjelder dette hvilket areal og tidsrom datagrunnlaget beskriver og som klassifiseringen dermed kan omfatte.

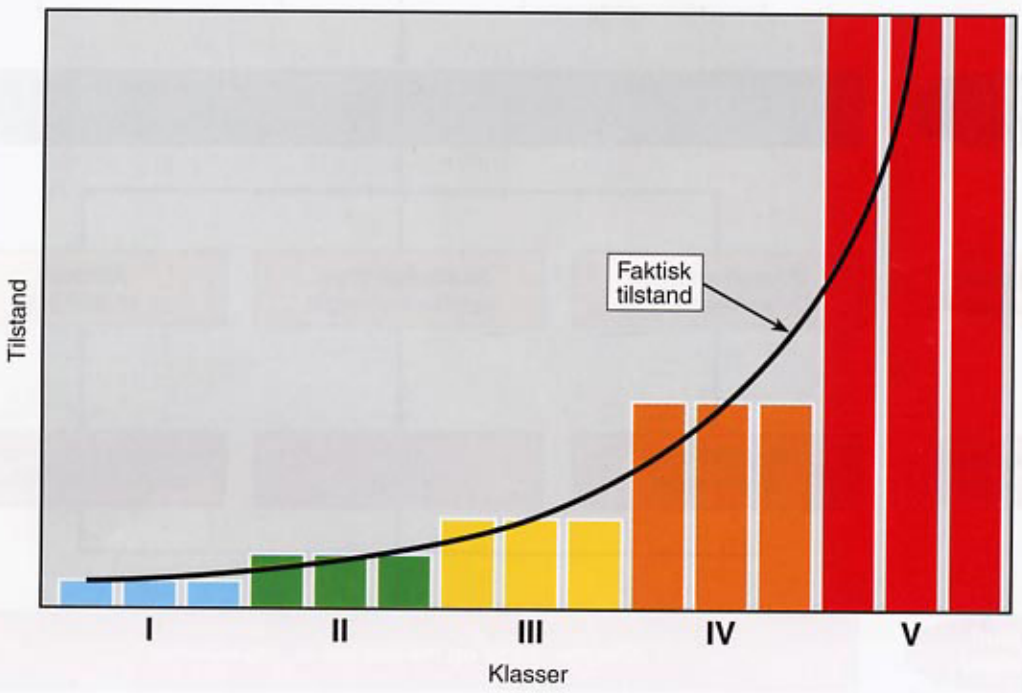
Virkningstyper

Klassifiseringssystemet omfatter virkninger av næringssalter, organiske stoffer, miljøgifter og tarmbakterier. Virkningene beskrives kortfattet nedenfor.

Virkninger av næringssalter

Virkningene sammenfattes gjerne under betegnelsen eutrofiering eller overgjødsling. Med eutrofiering menes:

"Anrikning av vann med hensyn til næringsstoffer, særlig nitrogen- og/eller fosfor-forbindelser, som påskynder veksten av alger og høyerestående plantearter, noe som fører til uønsket forstyrrelse av likevekten mellom



Figur 1. Prinsippskisse av forholdet mellom virkning og klassifiseringssystemet.

organismene i vannet og forverring av vannkvaliteten." (EUs rådsdirektiv for behandling av avløpsvann fra byområder (91/271/EØF)).

De viktigste næringsstoffene er uorganiske forbindelser av nitrogen (nitrat og ammonium) og fosfor (fosfat), som gir grunnlag for primærproduksjonen. Eutrofiering er en utvikling gjennom flere faser, som illustrert i figur 2.

Virkninger av organiske stoffer

Organiske stoffer kan inndeles i stoffer som er lett nedbrytbare og stoffer som brytes ned over lengre tid (dvs. > 1 måned). Det foreliggende systemet omfatter virkninger av oppløste og lett nedbrytbare stoffer.

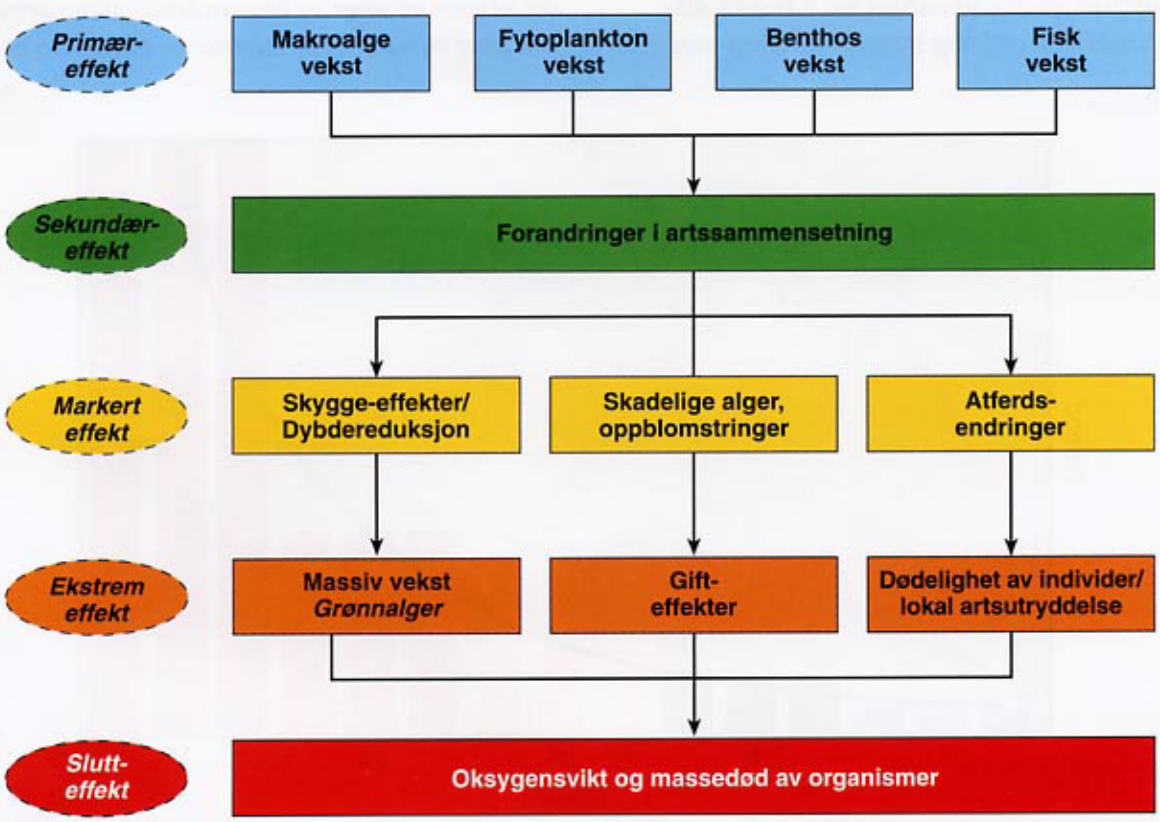
Nedbrytning av organiske stoffer skjer under forbruk av oksygen, og i vannmasser med begrenset tilgang på oksygen kan dette medføre lave oksygenkonsentrasjoner og reduserte livsmuligheter for en rekke organismer. Nedbrytningen frigjør også næringssalter som kan skape ny produksjon av planteplankton og fastsittende alger, dvs. øke mengden av organisk stoff. Virkningene av næringssalter og organiske stoffer bør derfor sees i sammenheng.

Virkninger av miljøgifter

Med miljøgifter menes stoffer med en eller flere av følgende egenskaper: høy akutt giftighet, kronisk giftighet, markert tendens til bioakkumulering (oppkonsentrering i en organisme) eller biomagnifikasjon (oppkonsentrering gjennom næringskjeder), utpreget bestandighet mot nedbrytningsprosesser. De omfatter både metaller (f. eks. kvikksølv) og organiske miljøgifter (særlig klororganiske forbindelser). De kroniske effektene kan ytre seg ved forstyrrelser av hormonbalanse eller adferd, redusert immunitet, endringer i arvestoffet, kreft, redusert formering og fosterskader.

Virkninger av tarmbakterier

Med tarmbakterier menes her termotolerante koliforme bakterier (TKB). Forekomst av slike tarmbakterier indikerer fersk fekal forurensning, dvs. ekskrementer fra mennesker og varmblodige dyr. Med slik forurensning kan følge sykdomsfremkallende tarmbakterier, virus og parasitter, og forekomst av TKB indikerer dermed en helserisiko. Dette er særlig viktig for bading og bruk av sjøvann for industriformål, spesielt i næringsmiddelindustrien.



Figur 2. Skjematisk bilde av eutrofieringsprosessen (modifisert etter Gray 1992).

Parametre

Klassifisering av tilstand

De fire virkningstypene er karakterisert ved en eller flere fysiske, kjemiske og/eller biologiske parametre. Et sett med grenseverdier eller intervaller utgjør klasseinndelingen. I tabell 2 er det gitt en oversikt over parametre som vanligvis brukes ved klassifisering av tilstand. Der det finnes parametre som erfaringsmessig har større utsagnskraft enn andre (nøkkelparametre) er disse fremhevet med kursiv, og slike bør tillegges størst vekt ved klassifiseringen

Tabellen inneholder også noen «støtteparametre», dvs. parametre som vil være til støtte for klassifiseringen, men som ikke selv er klassifiseringsparametre.

For miljøgifter er utvalget begrenset til stoffer som omfattes av SFTs bruksdefinisjon av miljøgifter (Dons og Beck, 1993), det vil si stoffer som hører inn under SFTs ansvarsområde, som har aktualitet i norsk kystvann og der det dessuten finnes tilstrekkelig med data fra steder som kan antas uberørt av punktkilder. Med hensyn til referansedata er det fremdeles betydelige mangler (Knutzen, 1996). En mer detaljert parameterliste er brukt i tilstands- og egnethetsklassifiseringen. I fotnoter til tabellene for tilstandsklassifisering (tabell 7 til tabell 9) finnes forklaring til forkortelser og andre relevante opplysninger.

Tabell 2. Virkningstyper, hovedparametre for å beskrive virkninger og noen støtteparametre.

Næringssalter	Organiske stoffer**	Miljøgifter	Tarmbakterier
Overflatelag *Total fosfor* Fosfat *Total nitrogen* Nitrat Ammonium *Klorofyll a* *Siktedyp* Temperatur* Saltholdighet*	**Overflatelag** *Total fosfor* *Total nitrogen* Ammonium *Klorofyll a* *Siktedyp* Temperatur* Saltholdighet*	**Vann** Arsen, Bly, Fluorid, Kadmium, Kobber, Krom, Kvikksølv, Nikkel, Sink, Sølv	**Vann** *Termostabile koliforme bakterier* Fekale streptokokker*
Dypvann *Oksygen* Temperatur* Saltholdighet*	**Dypvann** *Oksygen* Temperatur* Saltholdighet*		
Sedimenter Organisk karbon Redoks potensial*	**Sedimenter** Organisk karbon Redoks potensial*	**Sedimenter** Arsen, Bly, Fluorid, Kadmium, Kobber, Krom, Kvikksølv, Nikkel, Sink, Sølv, Tributyltinn (TBT) Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) Klororganiske forbindelser – kornfordeling – innhold av org. stoff – prøvens utseende	
Bløtbunnsfauna Indekser for artsmangfold og arter: – Hurlberts indeks – Shannon-Wiener-indeks	**Bløtbunnsfauna** Indekser for artsmangfold og arter: – Hurlberts indeks – Shannon-Wiener-indeks	**Organismer** Arsen, Bly, Fluorid, Kadmium, Kobber, Krom, Kvikksølv, Nikkel, Sink, Sølv, Tributyltinn (TBT) Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) Klororganiske forbindelser	

*Støtteparameter, som til vanlig bør måles

**Ikke egnet til å beskrive direkte utslipp av organisk materiale

Som regel vil det være nødvendig å vurdere flere parametre for å kunne bestemme vannkvalitetsklassen, herunder støtteparametre som saltholdighet og temperatur. Det vil forekomme tilfeller da klassene for de ulike parametre ikke stemmer overens, f. eks. kan vannkvaliteten med hensyn på fosfor være klasse II, mens tilsvarende klasse for klorofyll a er III. I slike tilfeller bør den biologiske parameter (virkningsparameteren) tillegges størst vekt, dvs. at den endelige klasse for virkning av næringssalter blir III i dette tilfellet. Hvis det i andre tilfeller er to nøkkelparametre som havner i forskjellig klasse, kan støtteparametrene avgjøre hvilken klasse virkningtypen havner i. Faglig skjønn må under alle omstendigheter utvises ved bruken av klassifiseringssystemet.

Klassifisering av egnethet

Ved klassifisering av vannets egnethet til ulik bruk, må hovedvekt legges på de parametre som er spesifikke for den aktuelle brukerinteressen. Vinterverdier av total fosfor og total nitrogen er tatt med fordi de kan gi en indikasjon på næringssaltbelastning og forventede effekter fra algevekst i sommerhalvåret. Virkninger med hensyn til forhold som er av betydning for egnetheten kan imidlertid ikke direkte leses ut av næringssaltkonsentrasjonen.

- Ved klassifisering av egnethet for bading og rekreasjon er det først og fremst vannets hygieniske kvalitet som vektlegges. I tillegg er siktedyp en viktig parameter med hensyn til sikkerhet i forbindelse med bading.

- Ved klassifisering av egnethet for akvakultur er vannets oksygeninnhold og hygieniske kvalitet, samt fysiske forhold som lokalitetens eksponering for bølger og vind, av særlig betydning. I områder som er sterkt påvirket av industri forurensning er det aktuelt å undersøke innhold av miljøgifter som kan redusere kvaliteten og spiseligheten av fisk (lever) og skalldyr/skjell og dermed gjøre lokaliteten dårlig egnet til akvakulturproduksjon.

- Ved klassifisering av egnethet for fritidsfiske er oksygeninnholdet i vannet, samt funksjonelle og estetiske forhold på fiskeplassen av størst relevans. I områder som er sterkt påvirket av industriforurensning vil det, på samme måte som for akvakultur, være aktuelt å undersøke innhold av miljøgifter som vil kunne redusere kvaliteten og spiseligheten av fisk og skalldyr.

- Ved klassifisering av egnethet for råvannforsyning til industriformål er det først og fremst den hygieniske vannkvaliteten som er viktig, spesielt i forbindelse med produksjon, bearbeiding eller foredling av næringsmidler.

Metodikk og datagrunnlag

I første utgave av veiledningene ble parametre, klassegrenser og virkninger beskrevet for vannmasser med saltinnhold over 15 (se vedlegg). Systemets gyldighet for sterkt ferskvannspåvirkede områder vil variere, og bruk og eventuelle tilpasninger må vurderes i det enkelte tilfelle. Nytt i denne utgaven er at klassifisering for saltholdighet 0–20 er lagt inn for næringssalter, klorofyll a og siktedyp.

For å kunne klassifisere tilstand må det foreligge gode kunnskaper om vannforekomsten og vannkvalitet. Datagrunnlaget må være så omfattende at de avspeiler variasjoner i vannkvalitet både i tid og rom, f.eks. årstidsvariasjoner og dybdeprofiler i fjorder. Klassifiseringen skal som oftest gi et bilde av miljøkvaliteten gjennom et helt år, og må derfor bygge på statistisk beregnede verdier (middelverdi, median, persentiler mm.) og ikke enkeltobservasjoner.

Undersøkelser av vannforekomster som representerer samme økosystemtype, og hvor samme virkningstype gjør seg gjeldende, bør gjennomføres likt. På den måten vil resultatene gi et mer entydig bilde av vannkvaliteten, og en kan lettere sammenlikne forskjellige vannforekomster. Innhold og omfang bestemmes primært av hvilken økosystemtype vannforekomsten representerer (f.eks. fjord, skjærgård eller åpent kystvann), hvilke data som forøvrig finnes fra området og hvilken sikkerhet man vil ha i klassifiseringen. Det siste skyldes at vannkvalitet og biologiske forhold vil variere over året, og fra år til år. Kunnskap om tilførsler av forurensende stoffer, samt en vurdering av vannforekomstens følsomhet overfor forurensningspåvirkning er også av stor betydning.

Dersom vannforekomsten ikke er undersøkt tidligere, kan det være nødvendig å gjennomføre et utvidet prøvetakingsprogram det første året. Selv om det kan være tildels store svingninger i vannkvalitet fra år til år, vil et slikt program ofte være tilstrekkelig grunnlag for å klassifisere vannforekomsten og å fastsette miljømål. Dette forutsetter erfaring fra undersøkelser i lignende områder samt en vurdering av representativiteten av de innsamlede data. For å kontrollere effektene av gjennomførte tiltak, kan det utføres mer begrensede undersøkelser i etterfølgende år.

Beregning av karakteristiske verdier som grunnlag for klassifisering

Det er flere karakteristiske verdier som kan brukes i klassifiseringen. De fleste beregnes direkte ved bruk av et standard statistikkprogram eller regneark:

Aritmetisk middelverdi:
Summen av alle konsentrasjonene dividert med antall målinger.

Median:
Den midterste verdien i en sortert tallrekke. Median brukes gjerne når det forekommer noen få ekstremverdier som vil få uforholdsmessig stor vekt ved beregning av en aritmetisk middelverdi.

Persentil:
Persentiler brukes hvis konsentrasjonene viser store variasjoner, og i de tilfeller der det er maksimum- eller minimumverdiene som er interessante (jfr. tarmbakterier). 50-persentilen tilsvarer medianen. Øverste 90-persentil f.eks. tilsvarer den nest øverste verdien av 10 målinger.

Oftest brukes gjennomsnittstilstanden som klassifiseringsgrunnlag, og man vil beregne aritmetisk middelverdi eller median for å gi et representativt bilde av tilstanden i vannforekomsten over det aktuelle tidsrommet. Dette vil gjelde hvor det tas prøver med noenlunde regelmessige tidsintervall og hvor det ikke forekommer ekstrem variasjon i konsentrasjonene. Er variasjonen stor kan en middelverdi eller median bli lite representativ for tilstanden. Man bør da vurdere metoder for å redusere variasjonen/spredningen i datamaterialet. For blant annet næringssaltkonsentrasjoner, klorofyll a og siktedyp vil det være stor forskjell mellom vinter- og sommerhalvår. Det er derfor vanlig å bedømme verdier for sommer- og vinterhalvåret hver for seg.

For miljøgifter må regelen om flere analyser for å få representative verdier ofte lempes på, i første rekke av økonomiske grunner. Dels kan dette forsvares fordi indikatormediene oftest gir et gjennomsnittsbilde av forholdene over tid. Dette gjelder spesielt sedimenter, men i varierende grad også organismer. Dels vil enkelte analyser være så dyre at kostnadene i praksis må medføre et mindre antall prøver enn faglig sett ønskelig. Dette medfører at man ved

prøvetaking må legge stor vekt på riktig valg av både tidspunkt (sesongvariasjon) og av prøvenes sammensetning (antall prøver som inngår i blandprøver; for organismer også alder, størrelse, evt. kjønn m.v.)

Næringssalter, siktedyp og oksygen

Sjøvannsanalyser krever stor nøyaktighet. Det anbefales at næringssaltanalysene gjennomføres ved akkrediterte laboratorier. Analysemetodene bør følge Norsk Standard. De fleste analysene gjøres på ufiltrert vann. Siktedyp måles med en hvit skive med diameter ca. 25 cm. Saltholdighet måles ved vannanalyser eller med kalibrert sonde der nøyaktighet må oppgis.

Valg av tidsrom:

Observasjoner både vinter og sommer er vanligvis nyttig etter som data fra vinteren kan avsløre overkonsentrasjoner av utslipp som er konstante over året (f.eks. kloakkustlipp og utslipp fra industri), når andre faktorer som algeoppblomstringer er relativt lite forstyrrende. Prøver fra sommerperioden vil inkludere effekten av kilder som er mer knyttet til avrenningen fra land (f.eks. jordbruk), samt beskrive noe av den biologiske responsen på disse. Av naturlige årsaker vil konsentrasjonene være forskjellige for de to årstidene, og det er derfor hensiktsmessig å klassifisere disse hver for seg (figur 3). Et viktig kriterium for inndeling i sommer- og vintersituasjoner er at periodene bør være mest mulig homogene med hensyn til vannkvalitet og biologiske forhold.

Sommerperioden vil til vanlig være best beskrevet med data for tidsrommet juni–august[1]. Hvis sommerperioden utvides, kan september være å foretrekke framfor mai pga. av vårflom i elvene og stor ferskvannstilførsel til kystområdene.

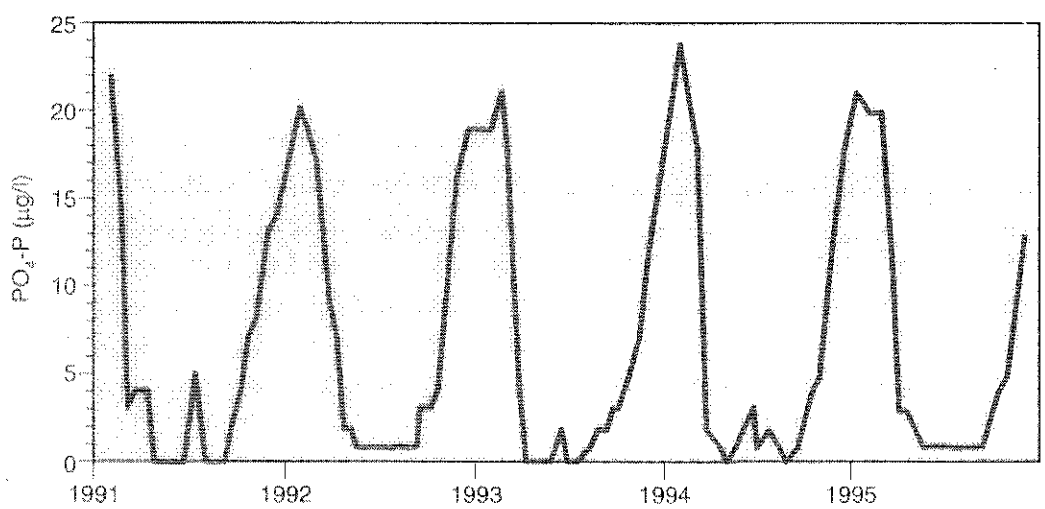
Vinterobservasjonene bør innsamles etter den siste høstoppblomstringen av planteplankton og før den første vårоppblomstringen. Kravet bør derfor være at lengden av perioden bestemmes av små variasjoner og liten forskjell mellom median eller middelverdi for fosfat og løste nitrogenforbindelser, samt lav konsentrasjon av klorofyll a. For farvann i Sør-Norge bør vintersituasjonen primært klassifiseres med data innsamlet i tidsrommet desember–februar[2].

I Nordland, Troms og Finnmark kommer vår-oppblomstringen av planteplankton noe senere enn i Sør-Norge. Som veiledende vinterperiode foreslås november-medio mars, og juni-august som sommerperiode.

Prøvetakingslokaliteter:

Valg av prøvetakingslokaliteter må gjøres ut fra hensyn til det området man ønsker å klassifisere, og hvilke forhold (parametre) som er viktige. Foreligger data fra tidligere undersøkelser i området, må man alltid vurdere om stasjonene som da ble anvendt fortsatt bør brukes. Flere stasjoner er vanligvis nødvendig dersom tilførslene av forurensende komponenter viser stor variasjon i ulike deler av

[1] Mai–septemper ble brukt i første utgave av veiledningen
[2] November–februar ble brukt i første utgave av veiledningen



Figur 3. Konsentrasjoner av fosfat i 5 m dyp i kystvannet ved Jomfruland utenfor kysten av Telemark (J. Magnusson, NIVA, pers. medd.).

området. Hvis deler av et område er av spesiell interesse kan det være behov for å øke antall stasjoner. I praksis benyttes ofte en kombinasjon av hovedstasjoner og supplerende stasjoner, der supplerende stasjoner har færre prøvedyp og parametre enn hovedstasjonene. I mindre fjorder kan det likevel være tilstrekkelig med én stasjon i området omkring dypeste punkt, hvor man både tar prøver fra overflatelaget og av oksygen i bunnvannet.

Prøvedyp:
Det er vanskelig å gi noen generell anvisning på valg av prøvedyp fordi dette i stor grad vil være lokalitetsavhengig. Hvis det finnes data fra tidligere undersøkelser i det aktuelle området, må man vurdere om det er formålstjenlig å benytte de samme prøvedypene. Det kan gi anledning til å beregne trender eller statistisk sammenligning av datasett med sikte på å avgjøre om tilstanden har endret seg. På den annen side kan det vise seg at eldre data er av dårlig kvalitet, eller av andre grunner er lite brukbare for senere undersøkelser. I så fall må prøvedypene bestemmes på fritt grunnlag.

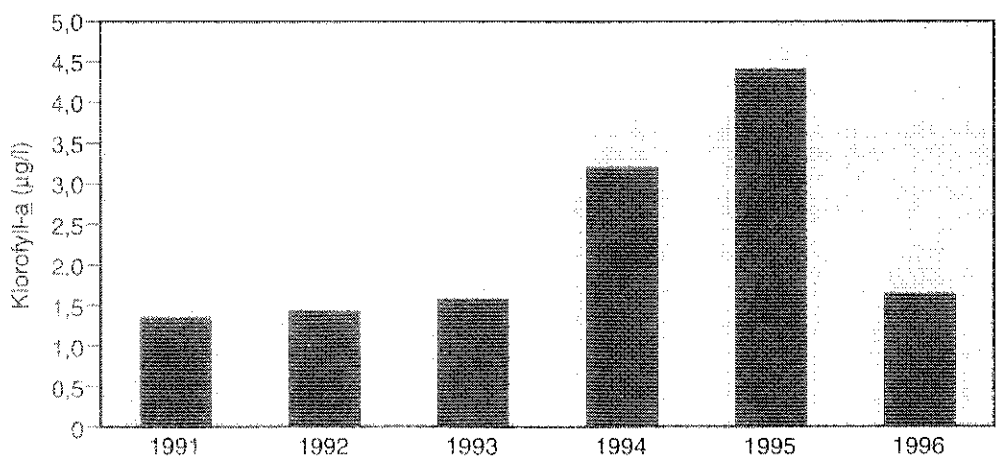
Hvis det ikke finnes data fra tidligere undersøkelser, anbefales prøver fra 0–10 meters dyp (f.eks. 0, 5 og 10 m) for næringssalter og klorofyll a, selv om det iblant kan være tilstrekkelig med færre dyp. I markert ferskvannspåvirkede områder får man dermed prøver både fra brakkvannslag og underliggende sjøvannslag, samt at man får prøver fra en stor del av vannmassen hvor planktonalgeproduksjonen foregår. I beskyttede områder er overflateprøver av størst betydning og i enkelte områder kan prøvene tas som blandprøve fra 0–2 m eller 0–5 m dyp.

For oksygen er det særlig viktig at prøvetakingsdypene tilpasses de topografiske forholdene og de vannmassene hvor eventuelle oksygenproblemer kan oppstå. Hovedregelen er derfor at prøver skal tas fra bunnvannet, og i terskelfjorder tas prøvene i bassengvannet innenfor terskelen. Hvis ikke andre holdepunkter finnes, bør man bruke standarddyp med prøvetaking fra 0, 5, 10, 20, 30 , (40), 50, (60), 75, 100, 125, 150, 200, 250, 300, 400 m etc. med nederste måledyp 2–5 m over bunnen.

Prøveantall og prøvetakingsfrekvens:
Selv om man skjelner mellom vinter- og sommerhalvår, vil resultatene fra prøver av næringssalter, siktedyp og klorofyll a variere svært mye over tid. 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 dette. Også her gjelder at beskrivelsen av tilstanden blir sikrere og mer pålitelig med økende prøveantall.

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 1-2 ukers intervall. Dette kan gjøre det vanskelig å gjennomføre en komplett prøveserie i løpet av en sommer- eller vinterperiode. For sikkerheten i klassifiseringen er det ofte en fordel at prøveserien fordeles på to år, fordi man da kan få et inntrykk av variasjoner fra år til år. Disse kan være betydelige (figur 4).

Observasjoner av oksygen bør konsentreres til den årstid hvor en forventer de laveste konsentrasjonene. I terskelfjorder opptrer oftest minimumet i tidsrommet oktober–april, men tidspunktet kan



Figur 4. Gjennomsnitt av ca. 10 observasjoner av klorofyll a i Vestfjorden utenfor Oslo tatt i juni-august hvert år i tidsrommet 1991–96 (J. Magnusson, NIVA, pers. medd.).

variere mye fra fjord til fjord og fra år til år. I det aktuelle tidsrommet bør observasjonsfrekvensen være minst månedlig. Prøvetaking med sikte på å klassifisere oksygenforholdene bør derfor gjøres ut fra en faglig forhåndsvurdering, eller gjøres rutinemessing ca. 1 gang pr. måned inntil man har den nødvendige informasjonen. Figur 5 viser en langtidsserie fra en terskelfjord med årlige dypvannsfornyelser av varierende størrelse. I andre terskelfjorder kan det gå flere år mellom hver større dypvannsfornyelse.

For vannhygieniske forhold følges anvisningen gitt av Statens Helsetilsyn (Statens Helsetilsyn, 1994).

Tabell 3 gir en oversikt over anbefalt prøvetakingsfrekvens for de ulike virkningstypene. Tabellen viser også noen parametre som ikke inngår i klassifiseringssystemet, men som ofte tas med som støtteparametre fordi de gir verdifull merinformasjon. Nøkkelparametre er satt i kursiv. Det understrekes at tabellen en veiledende. I praksis må parametervalg og prøvetakingsfrekvens bestemmes av formålet med undersøkelsen, områdets særegne forhold med hensyn til topografi, tilførsler av ferskvann og forurensende stoffer, hvilke brukerinteresser som er knyttet til vannforekomsten, og i hvilken grad vannforekomsten er undersøkt tidligere.

Bløtbunnsfauna og organisk karbon i sediment

Valg av stasjoner

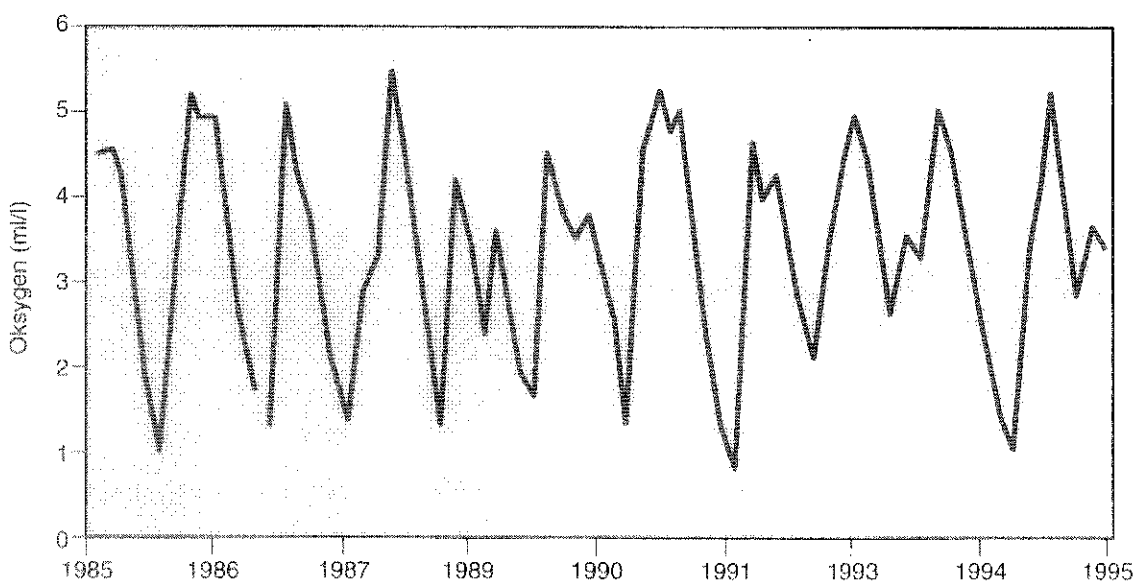
Stasjonsnettet bør avdekke eventuelle tilstandsgradienter i undersøkelsesområdet og bør inkludere minst én stasjon som kan antas å være upåvirket av lokale forurensninger (referansestasjon). Referansestasjonen er nødvendig for å kunne anslå «naturtilstanden». Sedimentparametre og bløtbunnfauna kan prøvetas én gang. Ved undersøkelse av tidsutvikling må prøvetakingsprogrammet gjentas med f.eks. ett til fem års mellomrom, avhengig av forventet tidsforløpet og informasjonsbehov.

Nedenfor gis en kort beskrivelse av metodene for bestemmelse av parametre for tilstandsklassifisering av bløtbunnsfauna og organisk karbon i sediment.

Prøvetaking og analysemetoder

Prøver av bløtbunnfauna i bunnsedimentet tas med en 0.1 m^2 grabb. Vanligvis tas fire eller fem parallellprøver pr. stasjon. Prøvene siles gjennom en sil med lysåpning 1.0 mm^2. Gjenværende dyr sorteres ut under lupe, artsbestemmes og telles.

Konsentrasjonen av organisk materiale i sediment bestemmes ved glødetapsanalyse (Norsk Standard 4764) eller ved analyse av totalt organisk karbon (TOC) og nitrogen (N) med CHN-analysator etter at uorganiske karbonater er fjernet med syre.



Figur 5 Oksygenkonsentrasjon i 80 m dyp i Vestfjorden utenfor Oslo i tidsrommet 1985-95. Fjorden har årlige dypvannsfornyelser i varierende omfang (J. Magnusson, NIVA, pers. medd.).

Beregning av indekser og konsentrasjon av totalt organisk karbon

Verdi for artsmangfold framkommer ved beregninger som tar hensyn til artsantallet og fordelingen av individmengden blant artene. Artsmangfoldindeksene får høy verdi når det er mange arter til stede og jevn fordeling av individantall på de ulike artene. Få arter og ujevn fordeling av individantall gir lav indeksverdi. En vanlig brukt indeks for artsmangfold er Shannon-Wieners diversitetsindeks, *H* (Shannon og Weaver 1963).

Artsmangfold kan også defineres som artsantall som funksjon av prøvestørrelsen (individantallet). Individantallet øker i takt med prøvens størrelse, men artsantallet stiger ikke i samme grad fordi en stadig større andel av de nye individene tilhører arter som allerede er registrert. Hurlbert (1971) utviklet en formel – Hurlberts formel – for å beregne forløpet av arts-/individkurven basert på fordelingen av individer blant arter i prøven.

Klassifiseringen for totalt organisk karbon i sediment bygger på data fra norske fjorder og kystfarvann i tidsrommet 1990–1996 (NIVAs databaser), og datagrunnlaget er dermed forskjellig fra det som ble brukt ved første utgaven av klassifiseringssystemet (Rygg og Thélin 1993). For klassifiseringen skal konsentrasjonen av TOC i sedimentet standardiseres for teoretisk 100% finstoff[3] med formelen:

$$\text{Normalisert TOC} = \text{målt TOC} + 18 \times (1-F)$$

hvor F er andel av finstoff (Aure og medarb. 1993). Klassifiseringssystemet forutsetter dermed analyser av sedimentprøvens innhold av finstoff i tillegg til TOC-analysen. Det nye datagrunnlaget har medført at grenseverdiene mellom tilstandsklassene er satt noe lavere (strengere) enn i første utgave av klassifiseringen.

Nitrogen i sediment er tatt ut av klassifiseringssystemet. Nitrogen er sterkt korrelert med karbon og gir liten tilleggsinformasjon om tilstanden.

[3] Partikkelstørrelse mindre enn 63 µm.

Tabell 3. Veiledende prøvetakingsfrekvens for fjorder og åpent kystvann.

Virkning av:	Parametre	Prøvetakingsfrekvens og prøveantall (n)	Beregningsmåte
Næringssalter	*Total fosfor* *Fosfat* *Total nitrogen* *Nitrat* *Ammonium* *Klorofyll a* *Siktedyp* Planteplankton* Temperatur* Saltholdighet*	1-2 ukør mellomrom (n≥10)	Median eller aritmetisk middel
Organiske stoffer	*Oksygen* *Bløtbunnsfauna* *Organisk karbon i sediment* Temperatur* Saltholdighet*	Månedlig 1 gang 1 gang	• Minimumsverdi • Indekser
Miljøgifter (tungmetaller)	Metaller og organiske forbindelser (etter nærmere vurdering i de enkelte tilfeller)	Vann: min. 4-6 ganger pr. år[1]. Organismer: 1 gang pr. år[2] Sedimenter: 1 gang pr. 5-10 år[3]	Aritmetisk middel
Tarmbakterier	*Termotolerante koliforme bakterier*	Min. hver uke (n≥10)	90-persentil

[1] Lokale forhold kan tilsi hyppigere prøvetaking
[2] Med mindre det er av betydning å få registrert sesongvariasjoner
[3] Under hensyntagen til lokal sedimenteringshastighet
* Støtteparameter

Metaller og organiske miljøgifter

Utgangspunktet for klassifiseringen er begrepet "antatt høyt bakgrunnsnivå". Dette er en anslått grense for konsentrasjoner av vedkommende miljøgift som man kan registrere på steder langt fra større identifiserbare punktkilder (diffust belastet). *Disse verdiene (referansenivåer) er brukt som grenser for klasse I.* Overskridelser av klasse I-nivå tyder på påvirkning fra en eller flere punktkilder. (Verdier i klasse I utelukker imidlertid ikke belastning fra små utslipp med lokale innflytelsesområder).

Referansenivåene må primært betraktes som et praktisk verktøy for norsk miljøforvaltning. Hovedfunksjonen er å skille ut forurensningsnivåer (kl. II og høyere) som kan gjøre tiltak mot en eller flere punktkilder aktuelle. Regionale variasjoner i «bakgrunnsnivået», f.eks. mellom Skagerrak og kysten av Nord-Norge, representerer en usikkerhet og må taes med i det skjønnet som legges til grunn når det skal trekkes praktiske konklusjoner fra et observasjonsmateriale.

Ideelt sett burde de øvrige klassegrenser settes i sammenheng med økende grad av skade på organismesamfunn, helserisiko eller ulempe for brukerinteresser. Dette har bare vært mulig i enkelttilfeller som TBT i blåskjell og kvikksølv i fisk. Forøvrig mangler tilstrekkelig kunnskap om sammenheng mellom konsentrasjonene i vann/sedimenter/organismer og effekter eller risiko for ulempe.

Hovedformålet med kl. II-V er å fremme en tilnærmet enhetlig beskrivelse av forurensningsgrader. Klassegrensene er stort sett fastsatt på bakgrunn av skjønn; graden av stoffenes iboende farlighet, om de forekommer naturlig i lave eller høye konsentrasjoner og erfaringer med hvor store konsentrasjonsforandringer som det er observert at utslipp kan forårsake, og i et par tilfeller (kvikksølv, dioksiner) også ut fra helserisiko. Generelt er det for vann og organismer brukt relativt mindre avstand mellom referansenivået og kl. V enn for sedimenter, i samsvar med at forurensning av vann og organismer må anses mest betenkelig (mer tilgjengelig, større risiko for omgivelsene).

Nivåene gjelder totalkonsentrasjoner. For metaller kunne det i flere tilfeller ha vært ønskelig å dele inn stoffene i tilstandsformer med forskjellig grad av giftighet. Særlig gjelder dette i vann og sedimenter. Imidlertid har man ikke nok grunnlagsdata for slike presiseringer. *Forholdet må eventuelt vurderes i de enkelte konkrete forurensningssituasjoner man står overfor.* Når det gjelder miljøgifter i organismer, kan for eksempel bemerkes at arseninnholder domineres av mindre skadelige organiske komplekser enn uorganisk arsen. Derimot består kvikksølv i fisk overveiende av den mest betenkelige formen (metylkvikksølv), og totalinnholdet kan dermed sammenlignes med grenser for kvikksølv i mat.

Vann

Analyser av miljøgifter i vann krever omfattende kvalitetssikringsprosedyrer på grunn av de lave konsentrasjonsnivåene, og klassifisering for metaller i vann egner seg best ved markert til sterk og noenlunde stabil belastning. Instrumentering og metoder er forbedret i de senere årene, men fortsatt er det mange feilkilder, spesielt i forbindelse med prøvetaking og håndtering av prøvene. Data på organiske miljøgifter i norske farvann er mangelfull og det er ikke gjort noe forsøk på å etablere en klassifisering av disse. Klassifiseringen begrenses derfor til metaller i vann med saltholdighet høyere enn 5. Ved lavere saltholdighet vil det være riktigst å bruke klassifiseringssystemet for ferskvann.

En analyse av en vannprøve gir et kortidsbilde av tilstanden. For å kunne bruke vannanalyser i klassifisering av tilstand er det derfor nødvendig med flere prøveserier pr. år. Antall prøver pr. sted og dyp bør være minst fire (en for hver årstid), men det bør etterstrebes å analysere seks eller flere prøveserier pr.år, slik at man får et visst skjønn på variasjonsområdet for konsentrasjonen. I forbindelse med utslipp av miljøgifter fra industri, vil utslippsmengdene ofte variere sterkt over tid. I mange tilfelle skjer utslippene som uhell og i så fall er det usannsynlig at dette vil bli fanget opp ved seks årlige observasjoner. Overvåking av uhell som fører til utslipp vil kreve et separat opplegg som må iverksettes umiddelbart og uavhengig av planlagt prøvetaking.

Klassifiseringssystemet for metaller i sjøvann er basert på ufiltrerte prøver (total konsentrasjon). Naturlige bakgrunnsnivå vil derfor variere på grunn av innslaget av partikler fordi en rekke tungmetaller er sterkt partikkelbundet. Bakgrunnsnivået vil også variere avhengig av hva slags partikler som er tilstede i vannprøvene (f.eks. leire eller plankton). Dette betyr at bakgrunnsnivået av metaller i kyst-

nære farvann vil variere med årstiden og med saltholdigheten, følgelig også vertikalt i vannmassen. Dette kompliserer bruken av klassifiseringssystemet og krever et faglig skjønn, ikke minst i forhold til forskjellige vanntyper.

Klassifiseringen av metaller i sjøvann er relatert til et bakgrunnsnivå eller normalnivå og i liten grad til biologiske effekter. Dette skyldes at de biologiske effektene er sterkt avhengig av type organisme og metallenes tilstandsform. Bakgrunnsnivået er etablert på grunnlag av data fra antatt uforurensede norske kystområder, supplert med data fra andre havområder.

Sedimenter

Analyser av miljøgifter i sedimenter i fjorder og kystnære farvann gjøres i forbindelse med overvåking av spredning av miljøgifter (utbredelse) og tidstrender (historisk utvikling). Forutsetningen er at miljøgiftene sedimenterer og at sedimentene lagrer miljøgiftene i kronologisk orden.

For å kunne tolke sedimentdata er det nødvendig med en forståelse av hvilke prosesser som påvirker fordelingen av miljøgifter i sedimenter. Det forutsettes at brukere av klassifiseringssystemet har godt kjennskap til sedimenter som medium og til hvilke naturlige faktorer som påvirker nivåene i sedimentet. Som hjelpemiddel brukes normaliseringsparametre som kompenserer for naturlig variabilitet. Dette er spesielt viktig når nivåene av miljøgifter nærmer seg et bakgrunnsnivå.

Viktig er også en vurdering av prøvenes representativitet. Til å bedømme dette trenger man data for flere støtteparametre (kornfordeling, innhold av organisk stoff og prøvens utseende). Erfaring viser at variasjon i konsentrasjoner i parallelle sedimentprøver er størst i utslippsnære områder hvor konsentrasjonene også er høyest. Av den grunn trengs vanligvis flere paralleller for å karakterisere tilstanden i utslippsnære områder enn lenger unna. Dessuten er variabiliteten større i grunne områder enn i dype områder. Som hovedregel bør antallet parallelle sedimentprøver være minimum tre. Analysene gjøres på en blandprøve hvis enkeltvise analyser ikke kan gjøres på grunn av økonomiske begrensninger.

Overflateprøver (0–1 cm eller 0–2 cm) er tilstrekkelig hvis dagens forhold skal belyses. Ved studier av historisk utvikling med hensyn til miljøgiftbelastning i sedimentene bør kjerner analyseres ned til det dyp hvor bakgrunnsnivå opptrer (førindustriell tid).

Klassifiseringssystemet for marine sedimenter er beregnet for finkornige sedimenter (leire-silt). Sedimenter med innslag av grus og grov sand vil ikke være egnet. Miljøgifter er hovedsakelig knyttet til små partikler (silt-leire) og til organisk materiale. Klassifiseringssystemet er heller ikke egnet for oksygenfrie sedimenter, som er vanlig i en del terskelfjorder. Dette henger sammen med at sedimenter fra slike oksygenfrie bassenger er naturlig anriket på tungmetaller som følge av sulfidfellinger.

Klassifiseringen bygger på overkonsentrasjoner i forhold til et bakgrunnsnivå og ikke på biologiske effekter av forurensede sedimenter. Bakgrunnsnivået for metaller er konsentrasjoner i sedimenter som er avsatt i førindustriell tid, og nivået fastsettes på grunnlag av analyser av aldersdaterte sedimentkjerner. Bakgrunnsnivået vil variere fra område til område på grunn av forskjeller i mineralogi og kornstørrelse. For å kompensere for disse variasjonene normaliseres metallkonsentrasjonene til litium (Li) eller aluminium (Al), dvs. omregnes til konsentrasjon pr. vektenhet Li eller Al (Loring 1990, 91).

Bakgrunnsnivå for stoffer som stort sett er fremmede i miljøet (PAH, PCB, DDT etc.) er basert på nivåer i overflatesedimenter fra områder som er antatt fri for lokale kilder. For å kunne sammenligne nivåer av organiske miljøgifter i sedimenter vil det ofte være nødvendig å normalisere konsentrasjonene til innholdet av organisk karbon.

Marine organismer

Prøvenes representativitet må vurderes nøye. Vevsavsnitt (tang), individuelle variasjoner, alder, størrelse, fettinnhold, årstid m.m. kan virke inn på resultatene. Spørsmål om antall analyser/paralleller, individuelle analyser eller blandprøver, antall i blandprøver etc., må vurderes i relasjon til undersøkelsenes formål. Generelt må det stilles strengest krav (individuelle analyser eller flere parallelle blandprøver) ved trendovervåking av moderat/lav grad av forurensning, og mindre strenge krav (blandprøver) ved sonderende undersøkelser med henblikk på spiselighet eller ved tilstander som åpenbart krever tiltak.

Bruk av klassifiseringssystemet krever et kvalifisert skjønn både på hvordan prøvene er samlet inn og på analysemetodikk. Fortrinnsvis brukes opplegg som benyttes innen den felles internasjonale overvåking under Oslo-/Pariskommisjonene (OSPAR/ICES, 1997) og laboratorier som er akkreditert for vedkommende analyser. Et minstekrav er deteksjonsgrenser under referansenivåene.

Innen Statlig program for forurensningsovervåking har hovedformålene vært å belyse spiselighet og utvikling over tid (effekter av tiltak). Opprinnelig høye konsentrasjoner samt økonomiske begrensninger har gjort at man ofte har lempet på kravet til antall analyser og i det vesentlige basert seg på analyser av en blandprøve pr. stasjon og år. Til disse blandprøvene er for de viktigste indikatororganismene brukt følgende antall individer:

- Blåskjell: 50 (fortrinnsvis i størrelse 4–6 cm)
- Krabbe: 10–20
- Fisk: 20
- Strandsnegl: 50–100
- Blæretang/grisetang: 10–20 (5–10 skuddspisser fra hver)

Når forurensningsnivået i et problemområde etterhvert avtar som følge av tiltak, vil det ved fortsatt overvåking av utviklingen kreves flere individuelle analyser eller parallelle blandprøveanalyser for å få utsagnskraftige data.

Tarmbakterier

Resultatet av minst 10 ulike målinger bør legges til grunn for bedømmelsen. Prøvene må taes som beskrevet i Norsk Standard (NS 4789 1. utg. 1990), eller av Statens Helsetilsyn (1994). Anbefalt prøvetakingshyppighet er minimum én gang pr. uke, spredd over hele badesesongen, men kan reduseres hvis badestranden er lite besøkt, eller at prøveserier tatt over minst 2 år har vist at vannkvaliteten er stabil og ligger godt innenfor «God vannkvalitet».

Man kan vente stor spredning i resultatene, og persentiler er mest hensiktsmessig i bedømmelsen. En vurdering av den hygieniske vannkvaliteten for bading bør baseres på de siste 1–2 års analyseresultater.

Klassifisering av tilstand

I forhold til første utgave av veiledningene er det to vesentlige endringer i klassifiseringen:

1. *Betegnelsene for klassegrensene er endret, noe som har medført en del justeringer av klassegrensene (spesielt for kl. I–II). Det er gjort enkelte avrundinger av statistisk beregnede grenser.*
2. *Bedre datagrunnlag har gitt anledning til å inkludere flere stoffgrupper i klassifiseringen. Særlig gjelder dette organiske miljøgifter.*

Man må være oppmerksom på forskjellen mellom klassifisering av tilstand og klassifisering av egnethet for ulike bruksformer, og at den verbale beskrivelsen av tilstandsklassene er ulik for miljøgifter i forhold til de andre stoffgruppene. Klassifisering av egnethet beskrives i et senere kapittel. Forøvrig henvises til foregående kapittel for en nærmere beskrivelse av nødvendig datagrunnlag og statistiske beregninger for å bruke klassifiseringen.

Næringssalter, siktedyp og oksygen

Tabell 4 viser tilstandsklassene for næringssalter, siktedyp og oksygen. Verdiene gjelder for vann med **saltholdighet over 20**. I forhold til den tidligere klassifiseringen er oksygen nå klassifisert med hensyn til virkninger på marine organismer og oksygenmetning er inkludert (kilder: Diaz og Rosenberg 1995; Kirkerud 1997). Ellers er det bare gjort minimale avrundinger av grenseverdiene.

For vannmasser med **saltholdighet lavere enn 20** kan de fleste parametre variere betydelig med saltholdigheten. For å ta hensyn til denne variasjonen kan man bruke et diagram hvor klassegrensene varierer med saltholdigheten. Tabell 5 viser klassegrenser for næringssalter og siktedyp ved salt-

Tabell 4. Klassifisering av tilstand for næringssalter, klorofyll a og siktedyp i overflatelaget, samt oksygen i dypvannet ved saltholdighet over 20.

		Tilstandsklasser				
	Parametre	**I Meget god**	**II God**	**III Mindre god**	**IV Dårlig**	**V Meget dårlig**
Overflatelag Sommer (Juni-august)	Total fosfor (µg P/l)*	<12	12-16	16-29	29-60	>60
	Fosfat-fosfor (µg P/l)*	<4	4-7	7-16	16-50	>50
	Total nitrogen (µg N/l)*	<250	250-330	330-500	500-800	>800
	Nitrat-nitrogen (µg N/l)*	<12	12-23	23-65	65-250	>250
	Ammonium-nitrogen (µg N/l)*	<19	19-50	50-200	200-325	>325
	Klorofyll a (µg/l)	<2	2-3.5	3.5-7	7-20	>20
	Siktedyp (m)	>7.5	7.5-6	6-4.5	4.5-2.5	<2.5
Overflatelag Vinter (desember-februar)	Total fosfor (µg P/l)*	<21	21-25	25-42	42-60	>60
	Fosfat-fosfor (µg P/l)*	<16	16-21	21-34	34-50	>50
	Total nitrogen (µg N/l)*	<295	295-380	380-560	560-800	>800
	Nitrat-nitrogen (µg N/l)*	<90	90-125	125-225	225-350	>350
	Ammonium-nitrogen (µg N/l)*	<33	33-75	75-155	155-325	>325
Dypvann	Oksygen (ml O_2/l)**	>4.5	4.5-3.5	3.5-2.5	2.5-1.5	<1.5
	Oksygen metning (%)***	>65	65-50	50-35	35-20	<20

* Omregningsfaktoren til mg-at/l er 1/31 for fosfor og 1/14 for nitrogen.
** Omregningsfaktoren til mgO_2/l er 1.42
*** Oksygenmetningen er beregnet for saltholdighet 33 og temperatur 6°C.

holdighet 0 og 20 for vinter og sommer, der konsentrasjonen ved saltholdighet 0 tilsvarer ferskvannskriteriet for vedkommende parameter og konsentrasjonen ved saltholdighet 20 tilsvarer sjøvannskriteriet (lineær sammenheng mellom saltholdighet 0 og 20).

For løste næringssalter (fosfat-fosfor og nitrat-nitrogen) mangler ferskvannskriterier, og andelen nitrat og fosfat er derfor beregnet i forhold til totalnitrogen og totalfosfor for vinter og sommer med observasjoner fra Glomma. Kriteriene for løste næringssalter bør således begrenses til bruk på områder i Sør-Norge.

Tabell 5. Klassegrenser for næringssalter og siktedyp ved saltholdighet i intervallet 0–20.

Overflatelag	Parametre	Saltholdighet	Tilstandsklasse				
			I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Sommer:	Total fosfor (µgP/l)	0	<7	7-11	11-20	20-50	>50
		20	<12	12-16	16-29	29-60	>60
(Juni-august)	Fosfat-fosfor (µgP/l)	0	<1.5	1.5-2.5	2.5-4.5	4.5-11	>11
		20	<4	4-7	7-16	16-50	>50
	Total nitrogen (µgN/l)	0	<250	250-400	400-550	550-800	>800
		20	<250	250-330	330-500	500-800	>800
	Nitrat-nitrogen (µgN/l)	0	<125	125-200	200-275	275-400	>400
		20	<12	12-23	23-65	65-250	>250
	Siktedyp (m)	0	>7	7-4	4-2	2-1	<1
		20	>7.5	7.5-6.0	6.0-4.5	4.5-2.5	<2.5
Vinter:	Total fosfor (µgP/l)	0	<7	7-11	11-50	20-50	>50
		20	<21	21-25	25-42	42-60	>60
(Desember-februar)	Fosfat-fosfor (µgP/l)	0	<4	4-5	6-10	10-25	>25
		20	<16	16-21	21-34	34-50	>50
	Total nitrogen (µNg/l)	0	<250	250-400	400-550	550-800	>800
		20	<295	295-380	380-560	560-800	>800
	Nitrat-nitrogen (µgN/l)	0	<160	160-260	260-360	360-520	>520
		20	<90	90-125	125-225	225-350	>350

Bløtbunnsfauna og organisk innhold i sediment

I forhold til forrige veiledning er grenseverdiene noe forskjøvet pga. bruk av nye klassebetegnelser. Det er noe strengere krav nå enn før til en klasse med samme romertall. Ved sammenligning av klassifisering hvor både gammelt og nytt system er brukt, må derfor selve måleverdiene sammenlignes for å være sikker på at sammenligningen skal bli riktig.

Organisk karbon viser verdier som er korrigerte for sedimentets innhold av finstoff. Karbonverdier som ikke er korrigert for sedimentets innhold av finstoff kan ikke brukes i klassifiseringen.

Tabell 6. Klassifisering av tilstand for organisk innhold i sediment og bløtbunnsfauna.

	Parametre	Tilstandsklasser				
		I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Sediment	Organisk karbon (mg/g)	<20	20-27	27-34	34-41	>41
Artsmangfold for Bløtbunnsfauna	Hurlberts indeks (ESn=100)	>26	26-18	18-11	11-6	<6
	Shannon-Wiener indeks (H)	>4	4-3	3-2	2-1	<1

Metaller og organiske miljøgifter

Tabellene 7–9 viser tilstandsklassene for metaller og organiske miljøgifter i henholdsvis vann, sedimenter og i organismer. Vi minner om at den verbale beskrivelsen av klassene er forskjellig fra den som er brukt for næringssalter. I forhold til forrige utgave av veiledningen er grensene for noen parametre justert ned i lys av bedre referansedata, og noen parametre er kommet til. Utfyllende forklaringer til noen parametre og forkortelser er gitt i fotnoter til tabellene.

Et par av systemets indikatorarter – strandsnegl og sild – er lite brukt. Det foreligger med andre ord lite tilleggserfaring etter at klassifiseringssystemet ble tatt i bruk. Dette gir økt usikkerhet, men det er likevel valgt å beholde artene i systemet. For snegls vedkommende er det på bakgrunn av nyere data om kadmium foretatt en nedjustering av grensen for kl. I.

For enkelte arter av fisk som ikke inngår i systemet (rødspette, sandflyndre, lomre) finnes data fra referanselokaliteter (Knutzen & Green, 1995). Dette kan være nyttig i tilfeller da det ikke er praktisk eller ikke mulig å benytte systemets indikatorarter.

Som indikatorer på PAH-belastning kan i tillegg brukes vanlig strandsnegl og O-skjell. Akkumuleringsegenskapene er noe forskjellige, men for ΣPAH er klassegrensene for blåskjell tilnærmet anvendelig også for de to andre artene.

*Tabell 7. Klassifisering av tilstand ut fra innhold av metaller og klororganiske forbindelser i vann og sedimenter. * ved verdien i kl. I markerer forandring fra første utgave av veiledningen (ledsagende justeringer i de øvrige klasser ikke avmerket). Nye parametre er merket **.*

	Parametre	Tilstandsklasser				
		I Ubetydelig–Lite forurenset	II Moderat forurenset	III Markert forurenset	IV Sterkt forurenset	V Meget sterkt forurenset
Metaller m.m. i vann	Arsen (µg As/l)	<2	2-5	5-10	10-20	>20
	Bly (µg Pb/l)	<0.05	0.05-0.15	0.15-0.5	0.5-1	>1
	Fluorid (µg F/l)	<1300	1300-4000	4000-6000	6000-10000	>10000
	Kadmium (µg Cd/l)	<0.03	0.03-0.07	0.07-0.2	0.2-0.5	>0.5
	Kobber (µg Cu/l)	<0.3	0.3-0.7	0.7-1.5	1.5-3	>3
	Krom (µg Cr/l)	<0.2	0.2-0.5	0.5-1.5	1.5-3	>3
	Kvikksølv (µg Hg/l)	<0.001*	0.001-0.005	0.005-0.015	0.015-0.03	>0.03
	Nikkel (µg Ni/l)	<0.5	0.5-2	2-5	5-10	>10
	Sink (µg Zn/l)	<1.5	1.5-5	5-10	10-20	>20
	Sølv (µg/ Ag/l)	<0.01	0.01-0.03	0.03-0.1	0.1-0.2	>0.2
Metaller m.m. i sedimenter (tørrvekt)	Arsen (mg As/kg)	<20	20-80	80-400	400-1000	>1000
	Bly (mg Pb/kg)	<30	30-120	120-600	600-1500	>1500
	Fluorid (mg F/kg)	<800	800-3000	3000-8000	8000-20000	>20000
	Kadmium (mg Cd/kg)	<0.25	0.25-1	1-5	5-10	>10
	Kobber (mg Cu/kg)	<35	35-150	150-700	700-1500	>1500
	Krom (mg Cr/kg)	<70	70-300	300-1500	1500-5000	>5000
	Kvikksølv (mg Hg/kg)	<0.15	0.15-0.6	0.6-3	3-5	>5
	Nikkel (mg Ni/kg)	<30	30-130	130-600	600-1500	>1500
	Sink (mg Zn/kg)	<150	150-700	700-3000	3000-10000	>10000
	Sølv (mg Ag/kg)	<0.3	0.3-1.3	1.3-5	5-10	>10
	TBT ** [1] (µg/kg)	<1	1-5	5-20	20-100	>100
Organiske miljøgifter i sedimenter (tørrvekt)	Σ PAH [2] (µg/kg)	<300	300-2000	2000-6000	6000-20000	>20000
	B(a)P [3] (µg/kg)	<10	10-50	50-200	200-500	>500
	HCB [4] (µg/kg)	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
	Σ PCB_7** [5] (µg/kg)	<5	5-25	25-100	100-300	>300
	EPOCl [6] (µg/kg)	<100	100-500	500-2000	2000-15000	>15000
	$TE_{PCDF/D}$ [7] (ng/kg)	<0.01*	0.01-0.03	0.03-0.10	0.10-0.5	>0.5
	Σ DDT** [8] (µg/kg)	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50

1) TBT: Tributyltinn (antibegroingsmiddel i skipsmaling).
2) PAH: Polysykliske aromatiske hydrokarboner. Gruppe tjærestoffer der en del forbindelser er potensielt kreftfremkallende (KPAH, deriblant benzo(a)pyren B(a)P). ΣPAH: sum av tri- til heksasykliske forbindelser bestemt ved gasskromatografi med glasskapillarkolonne. Inkluderer de 16 i EPA protokoll 8310 minus naftalen (disyklisk). Omfatter dessuten alle KPAH (gr. 2A og gr. 2B i IARC, 1987).
3) Se under PAH.
4) HCB: Heksaklorbenzen.
5) PCB: Polyklorerte bifenyler. Gruppe forbindelser (ulike kommersielle blandinger). Σ PCB_7= sum av de 7 enkeltforbindelsene nr. 28, 52, 101, 118, 138 , 153 og 180. I den tidligere utgave av veiledningen er PCB angitt som total PCB ut fra likhet med kommersielle blandinger. Enkelte PCB har dioksinlignende egenskaper (se note 2 til tabell 9).
6) EPOCL: Ekstraherbart persistent organisk bundet klor.
7) Toksisitetsekvivalenter, se note 2 til tabell 8.
8) DDT: Diklordifenyltrikloretan. ΣDDT betegner sum av DDT og nedbrytningsproduktene DDE og DDD

*Tabell 8. Klassifisering av tilstand ut fra organismers innhold av metaller, arsen og fluorid. * ved verdien i kl. I markerer forandring fra tidligere (justeringer i de øvrige klasser ikke avmerket). Ny parameter er merket **.*

Arter/vev:	Parametre:	Tilstandsklasser: I Ubetydelig-Lite forurenset	II Moderat forurenset	III Markert forurenset	IV Sterkt forurenset	V Meget sterkt forurenset
Blæretang og grisetang øvre 10 cm (tørrvektsbasis)	Arsen (mg/kg)	< 50	50 - 150	150 - 350	350 - 700	> 700
	Bly (mg/kg)	< 1*	1-3	3-10	10 - 30	> 30
	Fluorid (mg/kg)	< 15	15 - 50	50 - 100	100 - 300	> 300
	Kadmium (mg/kg)	< 1.5	1.5 - 5	5 - 20	20 - 40	> 40
	Kobber (mg/kg)	< 5*	5 - 15	15 - 50	50 - 150	> 150
	Krom (mg/kg)	< 1	1 - 5	5 - 15	15 - 50	> 50
	Kvikksølv (mg/kg)	< 0.05	0.05 - 0.15	0.15 - 0.5	0.5 - 1	> 1
	Nikkel (mg/kg)	< 5	5 - 25	25 - 50	50 - 100	> 100
	Sink (mg/kg)	< 150 *	150 - 400	400 - 1000	1000 - 2500	> 2500
	Sølv (mg/kg)	< 0.5	0.5 - 1.5	1.5 - 5	5 - 10	> 10
Blåskjell bløtdeler minus lukkemuskler (tørrvektsbasis)	Arsen (mg/kg)	< 10	10 - 30	30 - 100	100 - 200	> 200
	Bly (mg/kg)	< 3*	3 - 15	15 - 40	40 - 100	> 100
	Fluorid (mg/kg)	< 15	15 - 50	50 - 150	150 - 300	> 300
	Kadmium (mg/kg)	< 2	2 - 5	5 - 20	20 - 40	> 40
	Kobber[1] (mg/kg)	< 10	10 - 30	30 - 100	100 - 200	> 200
	Krom (mg/kg)	< 3	3 - 10	10 - 30	30 - 60	> 60
	Kvikksølv (mg/kg)	< 0.2	0.2 - 0.5	0.5 - 1.5	1.5 - 4	> 4
	Nikkel (mg/kg)	< 5	5 - 20	20 - 50	50 - 100	> 100
	Sink[1] (mg/kg)	< 200	200 - 400	400 - 1000	1000 - 2500	> 2500
	Sølv (mg/kg)	< 0.3	0.3 - 1	1 - 2	2 - 5	> 5
	TBT [2] ** (mg/kg)	< 0.1	0.1 - 0.5	0.5 - 2	2 - 5	> 5
Vanlig strandsnegl bløtdeler (tørrvektsbasis)	Arsen (mg/kg)	< 30	30 - 75	75 - 300	300 - 600	> 600
	Bly (mg/kg)	< 10	10- 25	25 - 75	75 - 150	> 150
	Kadmium (mg/kg)	< 2	2 - 8	8 - 25	25 - 50	> 50
	Kobber (mg/kg)	< 150	150 - 300	300 - 750	750 - 1500	> 1500
	Krom (mg/kg)	< 3	3 - 10	10 - 30	30 - 60	> 60
	Kvikksølv (mg/kg)	< 0.5	0.5 - 2	2 - 5	5 - 10	> 10
	Nikkel (mg/kg)	< 10	10 - 30	30 - 100	100 - 200	> 200
	Sink (mg/kg)	< 100	100 - 300	300 - 1000	1000 - 2000	> 2000
	Sølv (mg/kg)	< 3	3 - 10	10 - 20	20 - 40	> 40
Torsk filét (friskvektsbasis)	Kvikksølv (mg/kg)	< 0.1	0.1 - 0.3	0.3 - 0.5	0.5 - 1	> 1

1) Blåskjell har evne til å regulere opptak , særlig ved moderate konsentrasjoner. Tang er bedre som indikator.

2) Tributyltinn. Grensen for kl. I er beregnet ut fra vannkvalitetskriterium på 1 ng/l (kfr. Zabel et al. 1988, Moore et al. 1992) og et forhold mellom konsentrasjonene i blåskjell (våtvektsbasis) og vann på ca. 10000. Forholdet skjell : vann varierer fra ca. 5000 til over 50000, og øker med avtagende TBT-innhold i vannet (Knutzen et al.1995 m.ref.). Ved svak belastning (1 ng/l og mindre) kan det derfor antas at bruk av et forholdstall på 10000:1 gir en sikkerhetsmargin (0,1 mg/kg tørrvekt i blåskjell tilsvarer < 1 ng/l i vann).

*Tabell 9. Klassifisering av tilstand ut fra organiske miljøgifter i organismer. * ved verdien i kl. I markerer forandring fra tidligere. Revisjoner i øvrige klasser er ikke avmerket. Nye parametre er merket **. Forklaring til forkortelser er gitt under tabell 7 og som fotnote til denne tabellen.*

Arter/vev:	Parametre:	Tilstandsklasser: I Ubetydelig-Lite forurenset	II Moderat forurenset	III Markert forurenset	IV Sterkt forurenset	V Meget sterkt forurenset
Blåskjell bløtdeler minus lukkemuskler (friskvektsbasis)	Σ PAH (µg/kg)	< 50 *	50 - 200	200 - 2000	2000 - 5000	> 5000
	Σ KPAH ** (µg/kg)	< 10	10 - 30	30 - 100	100 - 300	> 300
	B(a)P (µg/kg)	< 1	1 - 3	3 - 10	10 - 30	> 30
	Σ DDT (µg/kg)	< 2	2 - 5	5 - 10	10 - 30	> 30
	HCB (µg/kg)	< 0.1 *	0.1 - 0.3	0.3 - 1	1 - 5	> 5
	Σ HCH[1] (µg/kg)	< 1 *	1 - 3	3 - 10	10 - 30	> 30
	Σ PCB_7 (µg/kg)	< 4	4 - 15	15 .- 40	40 - 100	> 100
	$TE_{PCDF/D}$ [2] (ng/kg)	< 0.2 *	0.2 - 0.5	0.5 - 1.5	1.5 - 3	> 3
Torsk lever (friskvekts-basis)	Σ DDT (µg/kg)	<200	200 - 500	500 - 1500	1500 - 3000	> 3000
	HCB (µg/kg)	<20	20 - 50	50 - 200	200 - 400	> 400
	Σ HCH (µg/kg)	<50	50 - 200	200 - 500	500 - 1000	> 1000
	Σ PCB_7 ** (µg/kg)	<500	500 - 1500	1500 - 4000	4000 - 10000	> 10000
	$TE_{PCDF/D}$ (ng/kg)	<15 *	15 - 40	40 - 100	100 - 300	> 300
Torsk filét (friskvekts-basis)	Σ DDT (µg/kg)	<1 *	1 - 3	3 - 10	10 - 25	> 25
	HCB (µg/kg)	<0.2	0.2 - 0.5	0.5 - 2	2 - 5	> 5
	Σ HCH (µg/kg)	<0.5 *	0.5 - 2	2 - 5	5 - 15	> 15
	Σ PCB_7 ** (µg/kg)	<5	5 - 20	20 - 50	50 - 150	> 150
	$TE_{PCDF/D}$ (ng/kg)	<0.1 *	0.1 - 0.3	0.3 - 1	1 - 2	> 2
Skrubbe filét (friskvekts-basis)	Σ DDT (µg/kg)	<2 *	2 - 4	4 - 15	15 - 40	> 40
	HCB (µg/kg)	<0.2 *	0.2 - 0.5	0.5 - 2	2 - 5	> 5
	Σ HCH (µg/kg)	<1 *	1 - 3	3 - 10	10 - 30	> 30
	Σ PCB_7 ** (µg/kg)	<5	5 - 20	20 - 50	50 - 150	> 150
	$TE_{PCDF/D}$ (ng/kg)	<0.1 *	0.1 - 0.3	0.3 - 1	1 - 3	> 3
Sild filét (friskvekts-basis)	Σ DDT (µg/kg)	< 20	20 - 50	50 - 150	150 - 300	> 300
	HCB (µg/kg)	< 2	2 - 5	5 - 20	20 - 50	> 50
	Σ HCH (µg/kg)	< 10	10 - 30	30 - 100	100 - 250	> 250
	Σ PCB_7 ** (µg/kg)	< 50	50 - 150	150 - 500	500 - 1000	> 1000
	$TE_{PCDF/D}$ (ng/kg)	< 1.5 *	1.5 - 3	3 - 10	10 - 30	> 30
Taskekrabbe hepatopancreas (friskvektsbasis)	$TE_{PCDF/D}$ (ng/kg)	<10 *	10 -30	30 - 100	100 - 250	> 250

[1] HCH: Heksaklorsykloheksaner, bl. a. lindan. Med ΣHCH forstås minimum sum av alfa-, beta- og gammaisomerene.

[2] PCDF/PCDD: Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner ("dioksiner"). Innen PCDF/PCDD er det en mindre gruppe forbindelser som er sterkt til ekstremt giftige. Konsentrasjonen av disse stoffene angis her som sum toksisitetsekvivalenter (TE), dvs. ekvivalenter av den giftigste dioksinforbindelsen (2,3,7,8-TCDD). TE er innført istedenfor TCDD-ekvivalenter (som ble brukt i I. utgave av klassifiserings-systemet) fordi også en del andre stoffer (særlig non- og mono-orto PCB) har samme virkningsmekanisme som dioksinene og har fått beregnet toksisitetsekvivalentfaktorer. I klassifiseringstabellene er det imidlertid bare angitt TE-bidraget fra PCDF/PCDD, dvs. at verdiene er sammenlignbare med tidligere angivelser for TCDD-ekv. (Foreløpig er det ikke data nok til å anslå "bakgrunns"bidraget fra andre stoffer til TE).

Tarmbakterier

Tarmbakterier er indikatorer på at vannet inneholder ekskrementer fra mennesker og varmblodige dyr. Klassifiseringen skal ta hensyn til allmennhygieniske forhold, spesielt bruk av sjøvann for bading.

Tabell 10 viser klassifisering etter 90-persentiler for antall termotolerante koliforme bakterier pr. 100 ml sjøvann. Det betyr at 90% av tallene innen prøvetakingsperioden skal ligge under de angitte konsentrasjonene for øvre grenser. De øvrige 10% skal ligge innenfor den neste tilstandsklassen.

Tabell 10. Klassifisering av tilstand for forekomst av termotolerante koliforme bakterier.

Klasse	Tilstandsklasse				
	I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Konsentrasjon (TKB/100 ml)	<10	10-100	100-300	300-1000	>1000

Klassifisering av egnethet

Ved klassifisering av egnethet anvendes 4 klasser og en annen verbal beskrivelse enn for tilstandsklassifiseringen.

Bading og rekreasjon

Bading og rekreasjon (friluftsbad, vannsport, mosjon og lek i strandsonen m.v.) er aktiviteter som drives av en stor del av befolkningen. Aktivitetene setter høye krav til vannkvaliteten og miljøforholdene forøvrig.

Statens helsetilsyn (1994) har fastsatt vannkvalitetsnormer for friluftsbad og disse er gjengitt i tabell 11 (kun parametre som er aktuelle for saltvann er tatt med). Åpne felt i tabellen betyr at det ikke finnes meningsfylte verdier for angitt parameter og klasse. Normene benyttes blant annet av lokale helsemyndigheter som har tilsynsansvar i henhold til kommunehelsetjenesteloven når det gjelder vannkvalitet for friluftsbad. Det er spesielt lagt vekt på den hygieniske vannkvaliteten da aktivitetene i de fleste tilfeller innebærer kroppslig kontakt med vannet. Det er påvist at risikoen for å bli syk ved bading i forurenset vann øker med økende innhold av tarmbakterier i badevannet. Sikkerhetsmessige forhold knyttet til vannkvaliteten er også vektlagt. Parameteren siktedyp forholder seg i den sammenheng til hvilken sikt i vannet som er nødvendig for å kunne se bunnen og hindre ulykker.

Tabell 11. Vurderingsgrunnlag for vannkvaliteten ved friluftsbad

BADING OG REKREASJON		**EGNETHETSKLASSER***			
Virkninger av:	**Parametre**	**1 Godt egnet**	**2 Egnet**	**3 Mindre egnet**	**4 Ikke egnet**
Tarmbakterier	Termotolerante koliforme bakterier (TKB/100ml)	<100	<100	100-1000	>1000
	Fekale streptokokker (ant./100ml)	< 30	<30	30-300	>300
Fysisk-kjemiske parametre	Siktedyp (m)	>5	2-5	<2	–
	pH saltvann	–	7.0–8.3	–	–
	Turbiditet, FTU	<2	<2	2-5	>5

* Ved rangering av alternative badeplasser som er bedømt til egnethetsklasse "mindre egnet", skal innholdet av tarmbakterier være utslagsgivende for rekkefølgen

For nærmere beskrivelse av kvalitetsnormene for friluftsbad, henvises til rundskriv fra Statens helsetilsyn, IK-21/94 med vedlegg.

I tabell 12 er det i tillegg oppgitt aktuelle støtteparametre som kan gi en indikasjon på om badeplassen er påvirket av utslipp av næringssalter. Utslipp av næringssalter kan medføre uønsket begroing og algevekst som vil redusere egnetheten for bading og rekreasjon. Virkningene med hensyn til forhold som er av betydning for egnetheten kan imidlertid ikke leses direkte ut av næringssaltkonsentrasjonene.

Tabell 12. Støtteparametre for vurdering av vannkvalitet ved friluftsbad i sjø.

Virkninger av:	Parametre	1 Godt egnet	2 Egnet	3 Mindre egnet	4 Ikke egnet
Næringssalter og planteplankton i overflatelaget	Total fosfor (µgP/l) vinter *	<21	21–25	25–42	>42
	Total nitrogen (µgN/l) vinter *	<295	295–380	380–560	<560
	Klorofyll a (µg/l) sommer	<2	2–3.5	3.5–7	>7

* Vinterverdier av total fosfor og total nitrogen er tatt med fordi de kan gi en indikasjon på næringssaltbelastning og forventede effekter fra algevekst i sommerhalvåret. Virkninger med hensyn til forhold som er av betydning for egnetheten kan imidlertid ikke direkte leses ut av næringssaltkonsentrasjonen.

I tillegg til de parametre som inngår i tabellene vil også en del andre forhold ha betydning for egnethet for bading og rekreasjon:

Bølger og strømforhold. Stranden og badeplassen bør være beskyttet mot store bølger og det bør ikke forekomme farlige understrømmer.

Flytestoffer og søppel. Flytestoffer, oljefilm og lukt av olje og søppel er til sjenanse ved utøvelse av bading og rekreasjon.

Sol- og vindforhold. Stranden og badeplassen bør ha et minimum antall soltimer pr. dag og være skjermet mot fremherskende vindretninger.

Strandsone og bunn. Bratthet og strandmateriale (ruhet, f.eks sand, grus, blokker, klipper) er av særlig betydning for ferdsel og opphold i strandsonen. Strand som er brattere enn 30 grader, vil normalt være vanskelig tilgjengelig for de fleste. Grønnalger og annen begroing kan gjøre svaberg og bunn glatt og uestetisk. Fysiske hindringer, f.eks. bebyggelse, tekniske installasjoner, deponier og fyllinger i strandsonen, vil også kunne redusere egnetheten.

Vanntemperatur. Toleransen for vanntemperatur ved bading vil være individuell og avhengig av hvor lenge utøveren oppholder seg i vannet. Anbefalt temperaturintervall i forbindelse med bading kan settes til 15°C–25°C.

Tilrettelegging. For kommunale badeplasser som er tilrettelagt for organisert bading, må det være sikret adkomst til og farbarhet langs stranden. Enkel tilrettelegging som naturstier, benker, toaletter etc. vil bidra til å gjøre badeplassen mer attraktiv og brukervennlig.

Akvakultur

Akvakultur omfatter oppdrett av fisk, skjell og andre sjødyr i merder, kasser eller andre sjøvannsbaserte innretninger. Den vanligste oppdrettsformen er oppdrett av laksefisk i merder. Låssetting/oppbevaring av fiskefangst i not på en fast lokalitet regnes også med i kategorien akvakultur.

Akvakultur setter krav til de fysiske og funksjonelle forholdene i tillegg til de kjemiske, biologiske og helsemessige. Det er viktig å være klar over at det vil være betydelige forskjeller i krav til miljøkvalitet når det gjelder ulike fiskeslag og mellom fisk og skalldyr/skjell (vannfiltrerende organismer). Dyrking av skjell beregnet for konsum bør ikke legges til områder som har dårlig hygienisk vannkvalitet eller som er påvirket av miljøgifter (sannsynlighet for at miljøgifter kan oppkonsentreres i skjellene). For miljøgifter er det nyttet utvalgte indikator-organismer som blåskjell, torsk (lever), skrubbe og sild. Forhøyede konsentrasjoner i disse organismene betyr dermed en risiko for opptak også i oppdrettsfisk/-skalldyr dersom det etableres akvakulturanlegg i samme område.

Klassifiseringen er en veiledning i vurdering av lokaliteter hvor det planlegges eller drives oppdrett av fisk eller skalldyr. Klassifiseringen gir ikke grunnlag for å fastsette restriksjoner for omsetning og konsum av akvakulturprodukter. Dette skal vurderes av Statens næringsmiddeltilsyn i hvert enkelt tilfelle.

Klasse 1: Godt egnet
Vannkvaliteten er godt egnet for akvakultur og vil gi gode produksjonsbetingelser for fisk og skjell.

Klasse 2: Egnet
Vannkvaliteten er tilfredsstillende for oppdrett av fisk, men innslag av grønnalger og annen begroing kan medføre en del ulemper. Redusert hygienisk vannkvalitet gjør området mindre egnet for skjelldyrking.

Klasse 3-4: Mindre egnet/Ikke egnet
Dårlige vannhygieniske forhold og redusert vannkvalitet forøvrig gjør at området ikke egner seg for akvakultur.

Tabell 13. Klassifisering av egnethet for akvakultur.

AKVAKULTUR		EGNETHETSKLASSER			
Virkninger av:	**Parametre**	**1 Godt egnet**	**2 Egnet**	**3 Mindre egnet**	**4 Ikke egnet**
Organisk stoff i dypvannet	Oksygen (mlO_2/l)	>4	4-2.5	2.5-1	<1
Metaller i torskefilet (friskvektsbasis)	Kvikksølv (mg Hg/kg)	<0.1	0.1-0.3	0.3-0.5	>0.5
Metaller m.m. i blåskjell - bløtdeler minus lukkemuskler (tørrvektsbasis)	Arsen (mg/kg)	<10	10-30	30-100	>100
	Bly (mg/kg)	<5	5-20	20-50	>50
	Fluorid (mg/kg)	<15	15-50	50-150	>150
	Kadmium (mg/kg)	<2	2-5	5-20	>20
	Kopper (mg/kg)	<10	10-30	30-100	>100
	Krom (mg/kg)	<3	3-10	10-30	>30
	Kvikksølv (mg/kg)	<0.2	0.2-0.5	0.5-1.5	>1.5
	Nikkel (mg/kg)	<5	5-20	20-50	>50
	Sink (mg/kg)	<200	200-400	400-1000	>1000
	Sølv (mg/kg)	<0.3	0.3-1	1-2	>2
	TBT (mg/kg)	<0.05	0.05-0.2	0.2-0.4	>0.4
Organiske miljøgifter i blåskjell - bløtdeler minus lukkemuskler (friskvektsbasis)	Σ PAH (µg/kg)	<50	50-200	200-2000	>2000
	Σ KPAH (µg/kg)	<10	10-30	30-100	>100
	B(a)P (µg/kg)	<1	1-3	3-10	>10
	Σ DDT (µg/kg)	<2	2-5	5-10	>10
	HCB (µg/kg)	<0.1	0.1-0.3	0.3-1	>1
	Σ HCH (µg/kg)	<0.1	0.1-0.3	0.3-1	>1
	Σ PCB_7 (µg/kg)	<4	4-15	15-40	>40
	$TE_{PCDF/D}$ (ng/kg)	<0.3	0.3-1	1-3	>3
Organiske miljøgifter i torskelever (friskvektsbasis)	Σ DDT (µg/kg)	<200	200-500	500-1500	>1500
	HCB (µg/kg)	<20	20-50	50-200	>200
	Σ HCH (µg/kg)	<50	50-200	200-500	>500
	Σ PCB_7 (µg/kg)	<500	500-1500	1500-4000	>4000
	$TE_{PCDF/D}$ (ng/kg)	<15	15-40	40-150	>150
Organiske miljøgifter i skrubbefilet (friskvektsbasis)	Σ DDT (µg/kg)	<2	2-4	4-15	>15
	HCB (µg/kg)	<0.2	0.2-0.5	0.5-2	>2
	Σ HCH (µg/kg)	<1	1-3	3-10	>10
	Σ PCB_7 (µg/kg)	<5	5-20	20-50	>50
	$TE_{PCDF/D}$ (ng/kg)	<0.1	0.1-0.3	0.3-1	>1
Organiske miljøgifter i sildefilet (friskvektsbasis)	Σ DDT (µg/kg)	<20	20-50	50-150	>150
	HCB (µg/kg)	<2	2-5	5-20	>20
	Σ HCH (µg/kg)	<10	10-30	30-100	>100
	Σ PCB_7 (µg/kg)	<50	50-150	150-500	>500
	$TE_{PCDF/D}$ (ng/kg)	<1.5	1.5-3	3-10	>10
Tarmbakterier	Termotolerante koliforme bakterier (TKB/100ml)	<10	10-100	100-300	>300
Næringssalter og organisk stoff i overflatelaget	Total fosfor (µgP/l) vinter*	<21	21-25	25-42	>42
	Total nitrogen (µgN/l) vinter *	<295	295-380	380-560	>560
	Klorofyll a (µg/l) sommer	<2	2-3.5	3.5-20	>20
	Siktedyp (m) sommer	>6	6-4.5	4.5-2.5	<2.5

* Støtteparameter. Vinterverdier av total fosfor og total nitrogen er tatt med fordi de kan gi en indikasjon på næringssaltbelastning og forventede effekter fra algevekst i sommerhalvåret. Virkninger med hensyn til forhold som er av betydning for egnetheten kan imidlertid ikke direkte leses ut av næringssaltkonsentrasjonen.

I tillegg til de parametre som inngår i tabellen vil også en del andre forhold ha betydning for egnethet for akvakultur:

Resipientkapasitet. Akvakultur setter krav til miljøkvaliteten, men driftsmetodene gjør at miljøtilstanden påvirkes gjennom utslipp av næringssalter, organisk stoff og i noen grad miljøgifter. Resipientens volum, strømforholdene og vannfornyelsen vil være avgjørende for hvor mange anlegg som kan lokaliseres til et område og hvor mye fisk som kan produseres uten at resipientkapasiteten overskrides. Lokalisering til åpne områder med god dybde og vannfornyelse er langt å foretrekke framfor mer innestengte områder. Gode resipientforhold og smittehygieniske forholdsregler vil også kunne redusere risiko for overføring av fiskesykdommer.

Etter oppdrag fra SFT og fiskerimyndighetene er det ved Havforskningsinstituttet, Bergen utarbeidet et system for å regulere miljøvirkninger fra marine oppdrettsanlegg (MOM: Modellering - Overvåking - Matfiskanlegg). MOM anvender i stor grad sedimentvariable for å beskrive miljøpåvirkningen fra oppdrettsanlegg slik at produksjonen ikke overskrider bæreevnen for den enkelte lokaliteten. Systemet består av tre integrerte deler:

- grenseverdier for ulike variable i sedimentene under anleggene.
- standardisert overvåkingsprogram.
- en modell som beregner forventet miljøpåvirkning fra anlegget.

Dette er beskrevet i Ervik et al. (1995) og Kupka Hansen et al. (1997)

Bunntopografi og dybde. Åpne områder med god dybde og vannfornyelse er å foretrekke ved lokalisering av oppdrettsanlegg for fisk. Terskelområder og innestengte poller med dårlig vannfornyelse bør unngås, likeledes områder med sprekker og ruglete bunn som kan virke som sedimentasjonsfelle for avfallstoffer. Krav til dybde er avhengig av anleggstype. For konvensjonelle anlegg av merdtypen bør det være en klaring på minimum 10 m mellom bunn og not.

Saltholdighet og temperatur. Saltholdighet og temperatur bør være stabil. Store og hyppige variasjoner i temperatur og saltholdighet kan hemme vekst hos fisk. Økt ferskvannstilstrømning kan føre til osmotiske forstyrrelser hos oppdrettsfisken.

Vind, bølger, isforhold. Krav til vind, bølger og isforhold vil variere i forhold til anleggstype. For konvensjonelle anlegg av merdtypen kan en regne en åpen sjøstrekning (strøklengde) på 3-5 km mot fremherskende vindretning som maksimum eksponering for vind og bølger. Anlegg bør ikke plasseres i områder med drivis (havaririsiko).

Giftproduserende alger. I enkelte områder kan det forekomme oppblomstring av giftproduserende alger som kan være dødelig for fisk i oppdrettsmerder. En vet foreløpig lite om årsakene til slike algeoppblomstringer, men det er viktig å planlegge beredskaps- og evakueringstiltak i tilfelle problemet skulle oppstå.

Fritidsfiske

Fritidsfiske utøves fra fritidsbåt eller fra fiskeplasser på land. Låssetting/oppbevaring av fisk i not på en fast lokalitet regnes med i kategorien akvakultur.

Den viktigste forutsetningen for fritidsfiske er at det finnes et ressursgrunnlag, og at vannkvaliteten er god nok for fiskens reproduksjon, oppvekst og levemuligheter. Fiskemengden er avhengig av gyte- og oppvekstplasser og tilgang på den spesielle føden som artene har som sitt livsgrunnlag. Det må også være et balansert forhold mellom ulike fiskearter om matfortrådet.

I motsetning til fisk i oppdrettsmerder (akvakultur), kan villfisken lettere unnslippe/komme tilbake i tilfelle det skulle skje en episodisk forurensning av et område.

For miljøgifter er det nyttet utvalgte indikatorganismer som blåskjell, torsk (lever), skrubbe og sild. Forhøyede konsentrasjoner i disse organismene betyr at det vil være risiko for miljøgifter også i andre fiskearter i samme område. Klassifiseringen gir ikke grunnlag for å fastsette restriksjoner for omsetning og konsum av fisk. Dette skal vurderes av Statens næringsmiddeltilsyn i hvert enkelt tilfelle.

Klasse 1: Godt egnet
Vannkvaliteten gir gode reproduksjons- og oppvekstvilkår for fisk og området er godt egnet for fiske.

Klasse 2: Egnet
Vannkvaliteten er tilfredsstillende, men innslag av grønnalger og annen begroing kan forekomme og medføre endel estetiske og funksjonelle ulemper ved utøvelse av fisket.

Klasse 3: Mindre egnet
Lavt oksygeninnhold i dypvannet gir dårligere gyte- og oppvekstvilkår for flere fiskeslag. Grønnalger og annen begroing kan forekomme i betydelig grad og redusere egnetheten for fiske. Fisk og skjell vil kunne ha nedsatt kvalitet på grunn av innhold av miljøgifter.

Klasse 4: Ikke egnet
Bunndyrfauna og gyte- og oppvekstmuligheter for fisk vil være sterkt redusert på grunn av oksygenfattig eller "råttent vann". Vannet er markert forurenset, uestetisk og dårlig egnet for fiske. Fisk og skjell vil ha nedsatt kvalitet og være lite egnet for konsum på grunn av høyt innhold av miljøgifter.

I tillegg til de parametre som inngår i tabellen vil også en del andre forhold ha betydning for egnethet for fritidsfiske.

Flytestoffer og søppel. Flytestoffer, oljefilm og lukt av olje, søppel og råtnende alger er til sjenanse ved utøvelse av fritidsfiske.

Strandsone. Stranden må være tilgjengelig og farbar ved fiske fra land. Fysiske hindringer (f.eks. bebyggelse, tekniske installasjoner, deponier og fyllinger) i strandsonen vil kunne redusere egnetheten.

Bunn. Bunnen bør være jevn og uten kabler, rørledninger og skrap som kan medføre tap av fiskeredskap.

Tabell 14. Klassifisering av egnethet for fritidsfiske.

FRITIDSFISKE		EGNETHETSKLASSER			
Virkninger av:	**Parametre**	**1 Godt egnet**	**2 Egnet**	**3 Mindre egnet**	**4 Ikke egnet**
Organisk stoff i dypvannet	Oksygen (ml O_2/l)	>4	4-2.5	2.5-1	<1
Metaller i torskefilet (friskvektsbasis)	Kvikksølv (mg Hg/kg)	<0.1	0.1-0.3	0.3-0.5	>0.5
Metaller m.m. i blåskjell - bløtdeler minus lukkemuskler (tørrvektsbasis)	Arsen (mg/kg)	<10	10-30	30-100	>100
	Bly (mg/kg)	<5	5-20	20-50	>50
	Fluorid (mg/kg)	<15	15-50	50-150	>150
	Kadmium (mg/kg)	<2	2-5	5-20	>20
	Kopper (mg/kg)	<10	10-30	30-100	>100
	Krom (mg/kg)	<3	3-10	10-30	>30
	Kvikksølv (mg/kg)	<0.2	0.2-0.5	0.5-1.5	>1.5
	Nikkel (mg/kg)	<5	5-20	20-50	>50
	Sink (mg/kg)	<200	200-400	400-1000	>1000
	Sølv (mg/kg)	<0.3	0.3-1	1-2	>2
	TBT (mg/kg)	<0.05	0.05-0.2	0.2-0.4	>0.4
Organiske miljøgifter i blåskjell - bløtdeler minus lukkemuskler (friskvektsbasis)	Σ PAH (µg/kg)	<50	50-200	200-2000	>2000
	Σ KPAH (µg/kg)	<10	10-30	30-100	>100
	B(a)P (µg/kg)	<1	1-3	3-10	>10
	Σ DDT (µg/kg)	<2	2-5	5-10	>10
	HCB (µg/kg)	<0.1	0.1-0.3	0.3-1	>1
	Σ HCH (µg/kg)	<0.1	0.1-0.3	0.3-1	>1
	Σ PCB_7 (µg/kg)	<4	4-15	15-40	>40
	$TE_{PCDF/D}$ (ng/kg)	<0.3	0.3-1	1-3	>3
Organiske miljøgifter i torskelever (friskvektsbasis)	Σ DDT (µg/kg)	<200	200-500	500-1500	>1500
	HCB (µg/kg)	<20	20-50	50-200	>200
	Σ HCH (µg/kg)	<50	50-200	200-500	>500
	Σ PCB_7 (µg/kg)	<500	500-1500	1500-4000	>4000
	$TE_{PCDF/D}$ (ng/kg)	<15	15-40	40-150	>150
Organiske miljøgifter i skrubbefilet (friskvektsbasis)	Σ DDT (µg/kg)	<2	2-4	4-15	>15
	HCB (µg/kg)	<0.2	0.2-0.5	0.5-2	>2
	Σ HCH (µg/kg)	<1	1-3	3-10	>10
	Σ PCB_7 (µg/kg)	<5	5-20	20-50	>50
	$TE_{PCDF/D}$ (ng/kg)	<0.1	0.1-0.3	0.3-1	>1
Organiske miljøgifter i sildefilet (friskvektsbasis)	Σ DDT (µg/kg)	<20	20-50	50-150	>150
	HCB (µg/kg)	<2	2-5	5-20	>20
	Σ HCH (µg/kg)	<10	10-30	30-100	>100
	Σ PCB_7 (µg/kg)	<50	50-150	150-500	>500
	$TE_{PCDF/D}$ (ng/kg)	<1.5	1.5-3	3-10	>10

* Støtteparameter. Vinterverdier av total fosfor og total nitrogen er tatt med fordi de kan gi en indikasjon på næringssaltbelastning og forventede effekter fra algevekst i sommerhalvåret. Virkninger med hensyn til forhold som er av betydning for egnetheten kan imidlertid ikke direkte leses ut av næringssaltkonsentrasjonen.

Råvannsforsyning

Med råvannforsyning menes inntak av vann til industriprosesser av ulike slag. Betegnelsen råvann er brukt fordi vannet normalt må renses før bruk. Når sjøvann bringes i kontakt med næringsmidler, spesielt ved opparbeiding og foredling av fisk, settes det meget strenge krav til hygienisk kvalitet.

Dersom sjøvann brukes til kjølevann og til varmepumper bør det inneholde lite partikler eller korroderende stoffer, og helst være fritt for larver av blåskjell, rur og andre organismer som kan feste seg til vegger i rørsystemet og forårsake tilstoppinger. Sjøvannsinntak bør derfor legges dypere enn der larvene normalt oppholder seg og i tillegg bør inntaket ha sil eller filter.

Tabell 15. Klassifisering av egnethet for råvannsforsyning.

RÅVANNFORSYNING		EGNETHETSKLASSER			
Virkninger av:	**Parametre**	**1 Godt egnet**	**2 Egnet**	**3 Mindre egnet**	**4 Ikke egnet**
Tarmbakterier	Termotolerante koliforme tarmbakterier (TKB/100ml)	<5	5-100	100-1000	>1000
Organisk stoff i dypvannet	Oksygen (ml O_2/l)	>4	4-2.5	2.5-1	<1
Metaller m.m. i vann	Arsen (µg As/l)	<2	2-5	5-10	>10
	Bly (µg Pb/l)	<0.05	0.05-0.15	0.15-0.5	>0.5
	Fluorid (µg F/l)	<1300	1300-4000	4000-6000	>6000
	Kadmium (µg Cd/l)	<0.03	0.03-0.07	0.07-0.2	>0.2
	Kobber (µg Cu/l)	<0.3	0.3-0.7	0.7-1.5	>1.5
	Krom (µg Cr/l)	<0.2	0.2-0.5	0.5-1.5	>1.5
	Kvikksølv (µg Hg/l)	<0.002	0.002-0.005	0.005-0.015	>0.015
	Nikkel (µg Ni/l)	<0.5	0.5-2	2-5	>5
	Sink (µg Zn/l)	<1.5	1.5-5	5-10	>10
	Sølv (µg Ag/l)	<0.01	0.01-0.03	0.03-0.1	>0.1
Næringssalter og organisk stoff i overflatelaget	Total fosfor (µgP/l) vinter *	<25	25-42	42-60	>60
	Total nitrogen (µgN/l) vinter *	<380	380-560	560-1300	>1300
	Klorofyll a (µg/l) sommer	<2	2-3.5	3.5-7	>7
	Siktedyp (m) sommer	>7.5	7.5-6	6-4.5	<4.5

* Støtteparameter. Vinterverdier av total fosfor og total nitrogen er tatt med fordi de kan gi en indikasjon på næringssaltbelastning og forventede effekter fra algevekst i sommerhalvåret. Virkninger med hensyn til forhold som er av betydning for egnetheten kan imidlertid ikke direkte leses ut av næringssaltkonsentrasjonen.

Klasse 1: Godt egnet
Vannkvaliteten er godt egnet for behandling og fremstilling av matvarer, men forutsetter desinfisering av vannet.

Klasse 2: Egnet
Grønnalger og annen begroing kan forekomme og forårsake enkelte problemer med tilstopping av inntaksledninger ved inntak av vann fra overflatelaget. Vannet er noe påvirket av tarmbakterier og miljøgifter. Det vil kreves hygieniske barrierer, f.eks. i form av kjemisk felling før bruk i industriprosesser og for behandling og fremstilling av matvarer.

Klasse 3: Mindre egnet
Sterk vekst av grønnalger og annen begroing kan forårsake hyppige problemer med tilstopping av inntaksledninger ved inntak av vann fra overflatelaget. Innhold av tarmbakterier og miljøgifter gjør vannet mindre egnet til bruk i industriprosesser og for behandling og fremstilling av matvarer, og tilfredsstillende vannkvalitet kan bare oppnås gjennom omfattende rensing. Tilsvarende krav til hygieniske barrierer som for klasse 2.

Klasse 4: Ikke egnet
Vannet egner seg ikke for bruk i industriprosesser og for behandling eller fremstilling av matvarer, selv etter rensing.

I tillegg til de parametre som inngår i tabellen vil også en del andre forhold ha betydning for egnethet for råvannforsyning.

Dybde. For å sikre råvann med jevn kvalitet (lavt innhold av tarmbakterier, alger, larver etc.) bør inntaksområdet ha tilstrekkelig dyp. Stabilt dypvann finnes under det intermediære vannlaget. Grensedypet vil veksle fra område til område, men ligger vanligvis dypere enn ca. 20–40 m.

Inntak/avløp. Bruk av råvann til industriformål innebærer normalt også behov for utslipp av avløpsvann. Vanninntak og avløp bør legges slik at avløpsvannet ikke påvirker råvannkvaliteten.

Litteratur

Aure, J., Dahl, E., Green, N., Magnusson, J., Moy, F., Pedersen, A., Rygg, B. og Walday, M., 1993. 100 s.
Langtidsovervåking av trofiutviklingen i kystvannet langs Sør-Norge. Årsrapport 1990 og samlerapport 1990-91. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 510/93. (NIVA-rapport 2827). 100 s.

Diaz, R.J. and Rosenberg, R., 1995. Marine benthic hypoxia: A review of its ecological effects and the behavioural responses of benthic macrofauna. *Oceanography and Marine Biology: an Annual Review* 1995, 33, 245-303.

Dons, C. og Beck, P.Å., 1993.
Miljøgifter i Norge.
SFT-rapport nr. 93:22 (TA 985/1993). 115 s.

Ervik, A., Kupka Hansen, P., Aure, J., Johannessen, P., Jahnsen, T. og Schaanning, M., 1995.
Brukerveiledning og miljøstandarder for overvåkingsprogram i oppdrett. MOM (Modellering – Overvåking – Matfiskanlegg). Fisken og Havet, nr. 12 1995. 32 s.

Gray, J.S., 1992.
Eutrophication in the sea. Proceedings of the 25th EMBS. Olsen and Olsen, Danmark.

Hurlbert S. N., 1971.
The non-concept of species diversity.
Ecology 53, 577-586.

IARC, 1987.
IARC monographs on the evaluation of the carcenogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcenogenity: an update of IARC Monographs volume 1 to 42, suppl. 7, Lyon.

Kirkerud L., 1997.
A concept of calculating critical loads and levels on marine environments. Report nr. 2. Critical oxygen levels for demersal fishes and invertebrates. 27 s. For the Nordic Council of Ministers (NMR). (in prep.).

Knutzen, J., 1995.
Summary report on levels of polychlorinated dibenzofurans/dibenzo-p-dioxins and nonortho polychlorinated biphenyls in marine organisms and sediments in Norway. NIVA-rapport 3317, 19 s.

Knutzen, J., 1996.
Referansenivåer for miljøgifter i akvatiske organismer – fremdeles store mangler. VANN no. 3 (1996): 365-374.

Knutzen, J. and Green, N., 1995.
«Bakgrunnsnivåer» av miljøgifter i fisk, bløskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-Paris kommisjonene (Joint Monitoring Programme) 1992–93. Rapport 594/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3302. 106 s.

Knutzen, J., Berglind, L. og Brevik, E., 1995.
Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Klororganiske stoffer og tributyltinn (TBT) i bløskjell 1993-94. Raport 610/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3296, 79 s.

Kupka Hansen, P., Ervik, A., Aure, J., Johannessen, P., Jahnsen, T., Stigebrandt, A. og Schaanning, M., 1997.
MOM 1997 (Matfiskanlegg - Overvåking - Modellering). Konsept og revidert utgave av overvåkingsprogrammet. Fisken og Havet, nr. 5 1997, 55 s.

Loring, D. H.,1990.
Lithium – a new approach for the granulometric normalization of trace metal data.
Mar. Chem., 29, 156–168.

Loring, D. H., 1991.
Normalization of heavy metal data from estuarine and coastal sediments. ICES. J. Mar. Sci., 8, 101–115.

Moore, D.R.J., Noble, D.G., Walker, S.L., Trotter, D.M., Wong, M.P. and Pierce, R.C., 1992.
Canadian water quality guidelines for organotins. Environment Canada, Ecosystems Sciences and Evalutation Directorate/Eco-health Branch. Scientific Series No. 191. Ottawa.

OSPAR/ICES. Monitoring guidelines, 1997, in prep.

Rygg, B., 1995.
Vanlige konsentrasjoner av organisk karbon (TOC) i sedimenter i norske fjorder og kystfarvann.
(NIVA 3364-95). 8 s.

Rygg, B. og Thélin I., 1993.
Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. *SFT-veiledning nr.* 93:02, 20 s.

Shannon, C. E. and Weaver, W., 1963.
The mathematical theory of communication.
University of Illinois Press, Urbana, 117 pp.

Statens helsetilsyn 1994.
Vannkvalitetsnormer for friluftsbad. Friluftsbad – bade vann. Rundskriv IK-21/94 med vedlegg.

UNESCO, 1981.
International Oceanographic Tables, Volume 3.
UNESCO Technical Papers in Marine Science.
No. 39. Paris.

Veiledning nr.95:04. Miljømål for vannforekomstene. Forventet naturtilstand. SFT TA-1141 1995.

Zabel, T.E., J. Seager, and S.D. Oakley, 1988.
Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Organotins.
Water Research Centre (UK) Report TR255, 73 s.

Vedlegg

Definisjon av saltholdighet:
Fram til omkring 1980 var det vanlig å oppgi sjøvannets saltholdighet som en konsentrasjon (‰ eller gram/kg) av vannets innhold av salter. Ved vedtak i internasjonale havforskningsorgansisasjoner (senest Intergovernmental Oceanic Commission of Unesco, juni 1981) ble saltholdighet fra 1.1.1982 knyttet til sjøvannets ledningsevne og ikke dets innhold av salter (The practical Salinity Scale 1978). Etter dette skal saltholdighet rapporteres uten angivelse av noen enhet, f.eks. som "...vannprøven fra 5 meters dyp hadde saltholdighet 32.5", eller "... saltholdigheten i 5 meters dyp var 32.5". Dette gjelder for saltholdigheter fra 2 til 42, ved en temperatur fra –2 °C til 35 °C.