

# Referanseverdier for miljøgifter i akvatiske organismer - fremdeles store mangler

Av Jon Knutzen

Jon Knutzen er seniorforsker ved Norsk institutt for vannforskning (NIVA).

## Sammendrag

Den delen av SFTs klassifisering av miljøkvalitet som angår miljøgifter i organismer er mangelfull. Særlig gjelder dette ferskvannsmiljø, der systemet foreløpig bare omfatter kvikksølv i fisk. For marint miljø trenges revisjon og ajourføring av variable og klassegrenser i pakt med nye analysemetoder og utvidet datagrunnlag. Videre er det ønskelig å få inkludert flere viktige stoffer/stoffgrupper (plane PCB, Toxaphene, tributyltinn, potensielt kreftfremkallende PAH). Plattformen i klassifiserings-systemet er referanseverdiene som gir øvrige grense for klasse 1 (god tilstand/lite eller ubetydelig forurensning). I artikkelen konkretiseres på hvilke punkter man allerede har materiale til korreksjoner/supplering, og hvor det fortsatt er behov for registreringsarbeide.

## Summary

As a tool for management of water resources the Norwegian State Pollution Control Authority use a system of classification of environmental quality and degree of contamination. The basis

of the part of the system relating to micropollutants (metals, persistent organics) are "assumed high background levels" at merely diffuse loading, i.e. beyond traceable influence from point sources. However, for micropollutants, the system mostly has been developed for the marine environment (Knutzen et al., 1993). In the present paper it is proposed an introductory research programme for the establishment of reference levels of organochlorine micropollutants in freshwater fish. Further, due to improved analytical methods and new data, it is suggested supplementary variables and some revisions of the present reference levels for marine organisms.

## 1. Uten referanseverdier - dårlig forvaltningsgrunnlag

Med referanseverdier for miljøgifter forstås de konsentrasjoner som finnes på steder langt fra identifiserbare punktkilder. Andre tilsvarende uttrykk for det samme er "normalverdier" eller mer teknisk: "antatt høyt diffust bakgrunns-

nivå". Det dreier seg m.a.o. om miljøgiftnivåer i vann, sedimenter, jord eller organismer som bare skyldes diffus belastning fra atmosfæren eller via havstrømmer. Tilførsel fra punktkilder gir en overskridelse av referanseverdiene - overkonsentrasjoner, som er et mål på graden av forurensning.

Referanseverdier har dermed betydning i to sammenhenger. Dels tallfestes resultatet av den globale/regionale spredning av miljøgifter (snikforurensningen). Dels er de et verktøy for å oppdage punktkilder og anslå disses miljøpåvirkning i forskjellig avstand

Uten referanseverdier vet man ikke hvor man befinner seg på skalaen, og miljøvernmyndighetene mangler et like banalt som sentralt grunnlag for å bedømme, planlegge, beslutte.

## 2. Dekkede behov og mangler

Det er ønskelig med referanseverdier både når det gjelder vann, sedimenter og indikatorarter, men omtalen her begrenser seg til de sistnevnte.

Referanseverdier må etableres for flere organismer fordi ulike indikatorarter har forskjellige akkumuleringsegenskaper, levesteder og forekomst. Noen er mest egnet til å karakterisere graden av forurensningsbelastning generelt. Det gjelder mer eller mindre stedbundne planter og dyr fra forskjellige omgivelser. Eksempler fra saltvann er blåskjell, strandsnegl og tang fra fjæra eller grunt vann; sandmusling o.a fra gruntvannsedimenter; flyndrearter og ål fra bløtbunn på dypere vann. I ferskvannsmiljø

kan nevnes moser, høyere vannplanter, dammusling, enkelte virvelløse dyr. Andre arter brukes primært fordi man er interessert i miljøgiftnivået i relasjon til spiselighet: fisk og taskekrabbe. Særlig i små innsjøer er fisk også anvendelig for rene indikatorformål.

### 2.1. Marint miljø

For saltvannsorganismer er man delvis godt dekket, men dette kommer bare mangelfullt til syne gjennom det offisielle forvaltningsverktøy man har: "Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystvann - virkninger av miljøgifter" fra Statens forurensningstilsyn. Grenseverdiene for klasse 1 i denne veiledningen (SFT 93:03, Knutzen et al., 1993) er delvis utrangert og trenger å bli både ajourført, revidert og supplert.

M.h.t. **metaller i tang** (grisetang og blæretang), **blåskjell** og **strandsnegl** dreier det seg om bare små justeringer. Referanseverdier for **kvikksølv** i diverse arter av fisk (utenom torsk) er tilgjengelig fra andre kilder (se Knutzen og Green, 1995 med ref.). Sistnevnte omhandler også andre metaller i fisk, men disse er bare sjelden aktuelle i praktisk forvaltning (regulert opptak i fisk, liten grad av akkumulering i spiselige deler untatt i ekstreme forurensningstilfeller). Større behov er det for referansedata vedrørende metaller i taskekrabbe.

For **polysykliske aromatiske hydrokarboner** (PAH) brukes mest blåskjell som indikator. Gruppen omfatter en del potensielt kreftfremkallende stoffer (KPAH). Nyere data (bl.a. i Knutzen og Green, 1995) dokumenterer at grense-

verdien for kl. 1 (= "antatt høyt bakgrunnsnivå") for sum PAH i blåskjell i hvert fall bør halveres. Dertil bør klassifiseringssystemet suppleres med gruppen KPAH, ikke bare omfatte en av disse forbindelsene. Referansedata for PAH i enkelte andre arter (strandsnegl, o-skjell) er bare delvis tilgjengelig og ikke samlet/systematisert. Dette er en følbart mangel i de tilfellene da blåskjell ikke finnes. Det kan derfor tilrås å analysere stor strandsnegl, o-skjell og f.eks. sandmusling, strandkrabbe og taskerabbe fra 5 - 10 antatt uberørte lokaliteter spredt langs kysten. I torsk, skrubbe og ål burde man gjøre det samme, men analysere på gallemetabolitter av PAH istedenfor morsubstansene. (Fisk omsetter PAH relativt fort, og forekomsten av metabolitter gir sannsynligvis et bedre uttrykk for belastningsgraden).

For **klororganiske miljøgifter** er det påkrevet dels med revisjoner av SFT 93:03, dels med supplerende referanseverdier. Det siste gjelder i prinsippet også en del bromorganiske stoffer og persistente nedbrytningsprodukter av klor-/bromforbindelser.

Den særlige betydningen av å ha referansedata for gruppen klor-/bromorganiske stoffer er i det siste blitt ytterligere understreket ved opplysningene om risikoen ved østrogene stoffer i omgivelsene.

Først og fremst er det nødvendig å endre grunnlaget for klassifisering av **PCB-forurensning**. I SFT-veiledningen bygger denne på total-PCB, bestemt ved gammel analysemetodikk og en kvantifiseringsmåte som ikke lenger

benyttes. Referanseverdier og klassegrenser må isteden relateres til en sum av enkeltforbindelser, i samsvar med moderne metodikk. Mest benyttet, og en mulig internasjonal standard, er summen av 7 utvalgte enkeltforbindelser (CB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180 =  $\Sigma$  PCB<sub>7</sub>). Forslag til reviderte referanseverdier basert på  $\Sigma$  PCB<sub>7</sub> i blåskjell, lever og filet av torsk og filet av skrubbe (som alle benyttes i klassifiseringssystemet), samt filet/lever av tre andre flyndrearter, finnes i Knutzen og Green (1995). For et par av flatfiskene er grunnlagsmaterialet fremdeles for spinkelt, men det man nå mest savner er "bakgrunnsverdier" for  $\Sigma$  PCB<sub>7</sub> i ål og taskerabbe, dessuten i dypvannsartene brosme og uer, samt i indikatorarter som ved behov kan erstatte blåskjell, dvs. strandsnegl, albusnegl og o-skjell (spredte relevante data finnes, men ikke i tilstrekkelig grad).

En vel så alvorlig mangel ved nåværende PCB-klassifisering er at de antatt farligste forbindelsene innen gruppen foreløpig ikke er tatt med. Dette gjelder særlig et mindre antall **PCB'er med dioksinlignende virkning** (non-orto og andre plane PCB). For å bøte på dette trenges både sammenstilling/systematisering av de fåtallige data man har (kfr. Knutzen, 1995), men også et supplerende analyseprogram fra referanselokaliteter. Et slikt opplegg er i gang ved næringsmiddelmyndighetene (SNT) og SFT, men foreløpig ikke i tilstrekkelig omfang. Blant annet er ikke krabbe og muslinger godt nok dekket.

Klassifiseringen mht. spiselige organismer **dioksininnhold** (toksisitetse-

kvivalenter, **TE**) omfatter nå torskelever, filet av torsk og skrubbe, krabbeinnmat ("krabbesmør", fordøyelseskjertelen) og blåskjell. For alle disse bør øvre grense klasse I (høyt "normalnivå") nedjusteres og dessuten bør et par andre arter vurderes tatt med (Knutzen, 1995).

Ovennevnte prosjekt i regi av næringsmiddel-myndighetene omfatter også polyklorerte dibenzofuraner/dibenz-p-dioksiner (PCDF/PCDD, "dioksiner"), slik at her vil man om kort tid være godt rustet med referanseverdier av TE for både denne gruppen og PCB.

Et hovedanliggende er imidlertid at man får et fyldestgjørende grunnlag for å beregne **sum TE** for alle stoffer med dioksinlignende virkning. I Norge kan dette behovet særlig gjelde **polyklorerte naftalener (PCN)**. Her bør det som et minimum gjøres en del orienterende analyser av utvalgte arter (torsk, flyndre, ål, sjøørret, krabbe, blåskjell) fra antatt lite belastede steder.

En viktig gruppe stoffer, som hittil har vært lite i fokus, er **polyklorerte kamfener** (terpener, bornaner, handelsnavn bl.a. **Toxaphene**). Fra utenlandske undersøkelser (bl.a. i Sverige og fra Nordsjøen) vet man at Toxaphene-innholdet i fisk kan være av samme størrelsesorden som PCB. Tilfeller av høye verdier i svensk ferskvannsfisk er en illustrasjon av denne stoffgruppens bestandighet og effektive globale spredning fordi Toxaphene praktisk talt ikke har vært brukt i Sverige (og heller ikke i Norge). Andre eksempler er observasjoner fra Canada og Arktis (Muir og de Boer, 1994).

I den senere tid har NILU gjort analy-

ser av Toxaphene i marine fiskeoljer og fiskemel, likeledes i spredte prøver av fisk. Det som trenges er imidlertid en systematisk kartlegging i arter som benyttes innen Statlig program for forurensningsovervåking. Deler av materialet som årlig analyseres innen den internasjonale overvåking i regi av Oslo-/Pariskommisjonene ville egne seg for et slikt formål.

**DDT** utgjør et delvis parallelt (men mindre) problem. Også her er klassifiseringsgrunnlaget mangelfullt pga. ulike metodikk og analysepraksis.  $\Sigma$  DDT burde ideelt sett omfatte alle isomere av DDT og nedbrytningsproduktene, mens datagrunnlaget ofte bare har inkludert p,p-DDE og p,p-DDD (de viktigste nedbrytningsproduktene). Som et minimum bør det i analysene også inngå p,p-DDT, bl.a. fordi forholdet DDT/DDE brukes til å vurdere forurensningens alder. (DDT-forurensning i størrelsesordenen 5 - 10 ganger "normalinnholdet" i fisk og blåskjell, er fremdeles et problem i enkelte norske fjorder med tilgrensede fruktdyringsarealer, selv om hovedforbudet mot bruk av DDT ble innført for 25 år siden).

Om klororganiske stoffer i fisk kan tilføyes at et betydelig materiale nylig er samlet inn fra Norskehavet/Nord-Atlanteren, nord for 62. breddegrad (Stange et al., 1996) og Barentshavet (Stange og Klungsøyr, 1995), dels under Nordisk Ministerråd og dels under Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). Disse undersøkelsene omfatter bl.a. PCB/DDT/Chlordaner/HCH i lever av torsk, polartorsk og gapeflyndre. De stort sett lave verdiene

vil utgjøre et viktig bidrag til dokumentasjonen av referanseverdier og dessuten belyse artsforskjeller og sannsynlige regionale variasjoner i norske farvann.

Når det gjelder øvrige klor-/bromorganiske forbindelser, dreier det seg dels bare om mindre justeringer for stoffer som allerede inngår i systemet (dvs. heksaklorbenzen (HCB), lindan og andre heksaklorsykloheksaner). Ellers er behovene vanskeligere å bedømme enn for de kjemikaliene som hittil er omtalt. I prinsippet - for en rimelig fullstendig oversikt i forvaltningsøyemed - er det imidlertid en rekke stoffgrupper som man i hvert fall burde vite noe om "bakgrunnsverdiene" av: klordaner, polybromerte difenyletere, polyklorerte parafiner, muligens også en del klororganiske herbicider (mer aktuelt i ferskvannsmiljø?). Innen dette behovet for i det minste orienterende analyser må også nevnes sulfonerte nedbrytningsprodukter av enkelte klororganiske stoffer, som har vist seg å være meget persistente (se. f.eks. Olsson og Bergman, 1995).

Forekomsten av antibegroingsstoffet **tributyltinn (TBT)**, som brukes i skipsmaling, er nylig kartlagt i sedimenter og blåskjell fra norske havneområder. For blåskjells del omfattet registreringene også en del prøver fra antatt lite belastede områder. Resultatet var nok så bekymringsfullt. Et anslag for konsentrasjonen i vann, basert på et "føre var" valg av biokonsentrasjonsfaktor for TBT i blåskjell, ga konsentrasjoner av TBT som på flere av "referansestasjonene" overskred utenlandske

vannkvalitetskriterier (Knutzen et al., 1995). Det synes det m.a.o. som at store deler av norsk kystvann kan være giftig overfor ømfintlige organismer. Senere registreringer av kjønnsforstyrrelser hos snegl (NIVA, upubl.) har underbygget denne konklusjonen.

Konsekvensen av dette, ved siden av at det er påkrevet med skjerpede tiltak og økt kontroll med bruk, er at TBT bør med i klassifiseringssystemet for miljøgifter. I denne forbindelse må det hittil begrensede datagrunnlaget fra områder langt fra punktkilder kompletteres. Dessuten bør det vurderes å benytte også andre indikatorarter enn blåskjell (strandsnegl, bløtbunnsmuslinger fra grunt vann).

## 2.2. Ferskvann

Her omfatter klassifiseringssystemet bare kvikksølv i fisk, men ikke spesifisert til art eller størrelse/aldersom det egentlig burde gjøres. Omfattende undersøkelser av klororganiske stoffer i ferskvannsfisk har ikke vært gjort på 20 år. På grunn av at den tids analysemetodikk er foreldet, aner vi i praksis ikke hva som er "bakgrunnsnivåene" og hvordan de eventuelt varierer regionalt. (En slik variasjon må forventes pga. ulik grad av utsatthet for forurenset nedbør/tørravsetninger).

Systematiske undersøkelser har startet i Nord-Norge (inkludert Svalbard og Bjørnøya) i forbindelse med Arctic Monitoring and Assessment Programme (AMAP). Arbeidet er mest fokusert på røye, men også andre arter er samlet inn (Trond Skotvold, Akvaplan-NIVA, pers. medd.). Blandprøver á 5 fisk sor-

tert etter kjønn, alder og stadium analyseres på PCB, DDT, klordaner og HCH, men foreløpig ikke på dioksiner, non-orto PCB og Toxaphene. Når resultatene for de så langt prioriterte variable foreligger, kan man imidlertid vurdere videre analyser av oppbevarte prøver.

I motsetning til dette foreligger bare spredte data fra syd for Polarsirkelen. Ut fra disse vet vi imidlertid at det f.eks. sannsynligvis er ikke ubetydelig DDT- og PCB-forurensning av fisk i Mjøsa (Einar Brevik, NIVA, pers. medd.). Det samme har man trolig i Tyrifjorden. Markert kontaminering med DDT er konstatert i fisk fra mindre vannforekomster nedstrøms planteskoler (mer enn 20 år etter det generelle forbudet mot bruk, og 5 år etter total stopp, kfr. Brevik et al., 1995, Berg og Skåre, 1995).

En nylig landsomfattende undersøkelse i havneområder har avslørt omfattende forurensning med spesielt PCB. Dette, sammen med at stadig flere anvendelsesområder/kilder for PCB blir klarlagt, tilsier at PCB også er et problem i norsk ferskvannsfisk fra vannforekomster med mye industri og/eller høy befolkningstetthet i de lokale nedbørfelter. For å bedømme disse situasjonene trenges nasjonale referansedata. Kjennskap til bakgrunnsbelastningen med stoffer som bl.a er hormonforstyrrende, er dessuten generelt nyttig både i relasjon til menneskers helse og sunnheten hos bestander av oter, mink og fiskeetende fugl.

Basert bl.a på erfaringene fra sur nedbør forskningen bør det iverksettes en landsomfattende grunnlagsundersøkelse

av fisk fra noe forskjellige typer av referanselokaliteter (lavlands- og høylandsinnsjøer, mer eller mindre påvirket av atmosfærisk forurensning, næringsfattige hhv. næringsrike). Fordi ulike fiskeslag har forskjellig utbredelse, er det behov for å etablere referansenivåer i flere arter, i hvert fall ørret, abbor og gjedde, helst også røye, sik og lake.

Innholdet av klororganiske stoffer i fisk varierer med mange forhold: bl.a. størrelse/alder, fettinnhold og ernæring. I tillegg kommer betydelige individuelle variasjoner innen en bestand. Full hensyntagen til alle relevante faktorer vil for en landsomfattende referansestudie gi forbydende høye omkostninger. Her gjelder det at det beste ikke blir det brukbares fiende.

For å få rimelig peiling på om det for praktisk forvaltning overhodet er påkrevet å gjøre noe mer, kunne man i første omgang satse på å registrere innholdet av klororganiske stoffer i størrelses- og aldersdefinerte blandprøver av de tre artene abbor, ørret og gjedde fra et 30-talls innsjøer spredd over landet. For sammenlignings skyld bør noen av innsjøene være felles for to eller alle de tre artene. I tillegg burde røye, sik og lake fra et 10-talls lokaliteter også analyseres. I 1/3 av alle prøvene bør man ikke bare foreta de vanlige rutineanalysene på PCB, DDT osv., men også få data for nivået av dioksiner og stoffer med dioksinlignende virkning (non-orto og andre plane PCB som ikke fås ved standardanalysene, polyklorerte naftalener), dessuten Toxaphene. Samlede omkostninger for denne job-

ben (innsamling, opparbeidelse, analyser, rapportering) vil ikke overstige 2.5 - 3.0 mill. kr., hvilket er mindre enn Norge bruker årlig på å oppfylle sine internasjonale overvåkingsforpliktelser under Oslo-/Paris konvensjonene. Såvel SFT som Direktoratet for naturforvaltning (DN) bør ha interesse av å få gjort en sonderende grunnlagsundersøkelse som her skissert. Det samme gjelder miljøvernforvaltningen i fylkene.

Selvfølgelig vil ikke bruk av blandprøver være vitenskapelig tilfredsstillende, og det vil ligge mer informasjon i materialet enn man får ved det foreslåtte orienterende opplegg. Imidlertid kan prøver fra enkeltfisk spares på for utnyttelse i mer forskningsmessig øyemed.

I store innsjøer med mye befolkning og aktivitet i nedbørfeltene (Mjøsa, Tyrifjorden, Øyeren, Vansjø, Norsjø m.fl.) og mindre vannforekomster der det er grunn til å mistenke betydelig forurensning, bør det settes i gang uavhengige orienterende undersøkelser av klororganiske stoffer i fisk. Dette er det formodentlig fylkenes og kommunenes miljøvernmyndigheter som er mest ansvarlig for å få til. Imidlertid kan man mistenke at slike undersøkelser vanskelig lar seg realisere uten et sentralt initiativ (SFT, DN, Statens næringsmiddeltilsyn).

### **3. Revisjon/ajourføring av nåværende referansenivåer i marine organismer**

Nedenstående forslag til endringer (tabell 1 - 2) er som nevnt aktualisert dels av forandret/forbedret analysemetodikk

(spesielt PCB, men også PAH), dels nyere og mer pålitelige data. Sistnevnte skriver seg i betydelig grad fra Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) i regi av Oslo/Pariskommisjonen (Knutzen & Green, 1995) og er et godt eksempel på at langtidsprogrammer ofte gir betydelige gevinster utover sine mer spesifikke og uttrykte formål. For dioksiner skriver revisjonsunderlaget seg fra en rekke andre undersøkelser innen Statlig program for forurensningsovervåking.

Som man ser er det for en del av artene i tabell 1 manglende grunnlag for å foreslå referansenivåer mht. en del av stoffene/stoffgruppene. I tillegg kommer tilfellene der denne mangelen gjelder alle klororganiske miljøgifter: dypvannsfisk som brosme og uer samt aktuelle indikatorarter som oskjell, sandmusling, strandkrabbe, strandsnegl, albusnegl. Også reker bør vurderes analysert fordi arten sannsynligvis er viktig for næringskjedetransport av klororganiske miljøgifter fra sediment/bunn-fauna til fisk.

I arktiske strøk må det tilveiebringes referansedata for egne arter (sjørøye, polartorsk o.a.). Noe av dette registreringsarbeidet er igang innen AMAP.

Men den største mangelen er som nevnt at TE egentlig burde omfatte også stoffer innen PCB og PCN som har dioksinlignende virkningsmekanismer.

Forslagene til nye referansenivåer må primært vurderes av SFT og (delvis) SNT (Statens næringsmiddeltilsyn). Sentralt i denne vurderingen er to forhold:

- ønskelige/nødvendige krav til under-

**Tabell 1.**

Foreløpige forslag til nye referansenivåer (= øvre grense for kl. I i SFTs klassifiseringssystem) for klororganiske stoffer i marine indikatororganismer. I parentes: nåværende verdier.  $TE_{PCDF/D}$  i ng/kg, øvrige i µg/kg friskvekt. Få data eller annen usikkerhet er markert ved ?.

Arter/vev	$\Sigma$ PCB <sup>2)</sup>	$\Sigma$ DDT	$\Sigma$ HCH <sup>3)</sup>	HCB <sup>4)</sup>	$TE_{PCDF/D}$ <sup>1)</sup>
Torsk, lever	500 (1000)	- (200)	-(50)	- (20)	10 ? (30)
Torsk, filet	5 (10)	1 (2)	0.5 (1)	- (0.2)	0.1 (0.2)
Skrubbe, filet	5 (20)	2 ? (3)	1 (2)	- (0.3)	0.1 ? (0.3)
Sandflyndre, filet	10 (-)	3 (-)	1,5 (-)	0.3 (-)	-
Rødspette, filet	2 ? (-)	1 ? (-)	0.5 ? (-)	0.1 (-)	-
Lomre, filet	2 ? (-)	1 ? (-)	0.3 ? (-)	0.1 (-)	-
Sild, filet	50 ? (100)	- (20)	- (10)	- (2)	1 ? (2)
Makrell, filet	-	-	-	-	1 ?
Ål, filet	-	-	-	-	2 ?
Krabbesmør <sup>5)</sup>	-	-	-	-	10 ? (25)
Blåskjell	4 (10)	- (2)	0.5 (1)	-	0.1 ? (0.3)

<sup>1)</sup>  $TE_{PCDF/D}$  = Sum toksisitetsekvivalenter av PCDF/PCDD etter Ahlberg (1989).

<sup>2)</sup> Nytt referansenivå basert på  $\Sigma$  PCB<sub>7</sub> (=  $\Sigma$  CB 28,52, 101, 118, 138, 153, 180), tidligere beregnet som tot. PCB ut fra likhet med kommersielle blandinger.

<sup>3)</sup> Heksaklorsyκλοheksaner, deriblant lindan.

<sup>4)</sup> Heksaklorbenzen.

<sup>5)</sup> Krabbesmør = hepatopancreas (fordøyelseskjertelen, del av skallinnmaten) av taskekrabbe.

**Tabell 2.**

Foreløpig forslag til nye referansenivåer for PAH i blåskjell. I parentes: nåværende verdier. Konsentrasjoner i µg/kg friskvekt.

Art	Tot.PAH:	KPAH <sup>1)</sup> :	B(a)P <sup>2)</sup> :
Blåskjell	50(100)	10(-)	- (1)

<sup>1)</sup> Sum av potensielt kreftfremkallende PAH etter IARC (1987).

<sup>2)</sup> Benzo(a)pyren, den mest kjente av forbindelsene innen KPAH.



lagsmaterialet (antall observasjoner, geografisk spredning, naturbetingede variasjoner).

- graden av "føre-varhet".

Det siste punktet relaterer seg til at man fra intervallet av verdier fra referanselokalitetene må velge et "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå". På den ene siden skal man da være "føre var"; på den annen side er det lite gagn i å få varsel om overkonsentrasjoner uten at det temmelig sikkert foreligger en lokal kilde.

Avslutningsvis er det verd å understreke at etablering av referansekonsentrasjoner til dels bør ses uavhengig av en videre gradering i tilstandsklasser. Bare et mindre antall arter er egnet for klassifiseringsbruk, mens informasjon om "bakgrunnsnivåer" har selvstendig verdi, bl.a for å overblikke den storskala forurensningssituasjonen og stoffenes fordeling og transport.

#### 4. Referanser

*Ahlborg, U.G.*, 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 19: 603-608.

*Berg, V. og J.U. Skåre*, 1995. DDT og en del andre klororganiske forbindelser i gjedde og ørret fanget høsten 1994 i Gvarvelv. Rapport fra Norges veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet til Sauherad kommune, februar 1995.

*Brevik, E.M., M. Grande, J. Knutzen, A. Polder og J.U. Skåre*, 1995. DDT-forurensning i fisk og sedimenter fra Ørsjøen (Østfold) i 1994 jevnført med obser-

vasjoner fra 1975. NIVA-rapport nr. 3377-95.

*IARC (Int. Agency Res. Cancer)*, 1987. *Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volumes 1 to 42. Suppl. 7, Lyon*, 440 s.

*Knutzen, J.*, 1995. Summary report on levels of polychlorinated dibenzofurans/dibenzo-p-dioxins and non-ortho polychlorinated biphenyls in marine organisms and sediments in Norway. Rapport 618/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport nr. 3317.

*Knutzen, J. og N. Green*, 1995. "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-Paris kommisjonen (Joint Monitoring Programme - JMP) 1990 - 1993. Rapport 594/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport nr. 3302.

*Knutzen, J., B. Rygg og I. Thelin*, 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. SFT-veiledning 93:03 (TA-293/1993).

*Muir, D.C.G. og J. de Boer*, 1994. Toxaphene in the marine environment: Analysis, distribution and possible biological impacts. ICES (International Council for the Exploration of the Sea). ACME 1994/14.6/2.

*Olsson, A. og Å. Bergman*, 1995. A new persistent contaminant detected in Baltic wildlife: Bis (4-chlorophenyl) sulfone. *Ambio* 24: 119-123.

*Stange, K. og J. Klungsøyr*, 1995. Contaminants in the Barents Sea ecosys-

tem. ICES (Int. Council for the Exploration of the Sea). CM 1995/Mini: 9.

*Stange, K., A. Maage og J. Klungsøyr*, 1996. Contaminants in fish and sediments in the North Atlantic Ocean. Nordisk Ministerråd. Tema Nord 1996: 522.