

# Klassifisering av miljøtilstand i industrifjorder

- Hvor godt samsvarer miljøgifter og bløtbunnsfauna?



# Forord

Ved Vannforskriften gjennomføres EUs vanddirektiv som grunnlag for forvaltning av alt vannmiljø i Norge. Hovedmålet med direktivet er å sørge for at alle vannforekomster skal oppnå minst god tilstand. For kystvann er det utarbeidet klassifiseringer for miljøgifter (kjemisk tilstand) og biologiske parametre (økologisk tilstand). Ved bruk av klassifiseringene har det i flere tilfeller framkommet store forskjeller mellom kjemisk tilstand og økologisk tilstand i fjorder som er forurenset av miljøgifter. På bakgrunn av dette har Miljødirektoratet (tidligere Klif) ønsket en gjennomgang av problemstillingene ved klassifisering av tilstand med sikte på å fastslå om det er et misforhold mellom resultater fra miljøgiftundersøkelser i sedimenter og resultater fra undersøkelser av bløtbunnsfauna.

Oppdraget ble utlyst 31. mai 2013. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) leverte tilbud 17. juni 2013 og ble tilkjent oppdraget ved tilsagn 24. juni 2013.

Prosjektet har i hovedsak vært et utredningsarbeid basert på eksisterende data. NIVA har valgt å benytte data fra egne undersøkelser innenfor rammen for prosjektet. I Sørfjorden i Hardanger ble det foretatt supplerende prøvetaking av bløtbunnsfauna og metaller i sedimentene.

Prøvetakingen i Sørfjorden ble utført av Jarle Håvardstun. Fartøyet F/F 'Hans Brattström' fra Universitetet i Bergen ble innleid for prøvetakingen. Prøvene er opparbeidet ved NIVAs laboratorier.

I utredningsarbeidet og skriving av rapport har Anders Ruus, Karl Norling og Torgeir Bakke deltatt.

NIVAs kvalitetssikrer for prosjektet har vært Morten Schaanning.

Prosjektleder har vært Eivind Oug.

Prosjektansvarlig ved Miljødirektoratet har vært Anne Christine Meaas

Grimstad, 3. desember 2013

Eivind Oug  
Forsker, marin biologi, NIVA

# Innhold

Forord.....	1
Innhold.....	2
Sammendrag.....	4
Executive summary.....	6
1. Innledning.....	9
1.1 Miljøovervåking og vannforskriften.....	9
1.2 Industrifjorder og forurensninger.....	9
1.3 Klassifisering av tilstand i industrifjorder - problemstillinger.....	10
2. Miljøgifter og fauna i bunnsedimenter.....	12
2.1 Prøvetaking og analysemetoder.....	12
2.1.1 Miljøgifter.....	12
2.1.2 Bløtbunnsfauna.....	12
2.2 Systemer for klassifisering av tilstand.....	12
2.2.1 Miljøgifter i sedimenter.....	12
2.2.2 Bløtbunnsfauna.....	13
2.3 Miljøgifter i sedimenter og opptak i organismer.....	14
2.4 Økologisk risiko og effekter.....	15
3. Mål og avgrensninger.....	16
3.1 Mål.....	16
3.2 Rammer for oppgaven og avgrensninger.....	16
3.3 Valg av miljøgifter og studieområder.....	16
4. Fjordene i utredningen - datagrunnlag.....	17
4.1 Generell oversikt.....	17
4.2 De enkelte fjordene.....	17
4.2.1 Grenlandsfjordene - dioksiner og HCB.....	17
4.2.2 Vikkilen - TBT.....	20
4.2.3 Kristiansandsfjorden - metaller, dioksiner og PAH.....	22
4.2.4 Sørfjorden - metaller.....	23
4.2.5 Sunndalsfjorden - PAH.....	25
4.2.6 Ballangsfjorden - metaller.....	26
5. Sammenligning av tilstandsklassifisering for miljøgifter og bløtbunnsfauna.....	28
5.1 Tilstandsklassifisering.....	28
5.1.1 PAH - polysykliske aromatiske hydrokarboner.....	28
5.1.2 Dioksiner og furaner.....	28
5.1.3 Metaller.....	29
5.1.4 Tinnorganiske forbindelser (TBT).....	30

5.1.5	Polyklorerte bifenyl (PCB).....	31
5.2	Hvor godt samsvarer klassifiseringene?.....	31
6.	Sammenfattende vurderinger .....	33
6.1	Forhold av betydning for kjemisk tilstand .....	33
6.1.1	Hovedprinsipper for klassifisering av kjemisk tilstand.....	33
6.1.2	Miljøgifter i bunnsedimenter og opptak i organismer.....	34
6.1.3	Tilstandsklasser og vurdering av risiko for effekter på stedlig fauna .....	35
6.2	Forhold av betydning for økologisk tilstand .....	36
6.2.1	Hovedprinsipper for klassifisering av økologisk tilstand.....	36
6.2.2	Korrelasjoner mellom miljøgifter og indeksene for bløtbunnsfauna .....	36
6.2.3	Bløtbunnsfauna og responser til miljøgifter .....	38
6.3	Kjemisk og økologisk tilstand - hvor godt bør klassifiseringene samsvare? .....	38
7.	Anbefalinger for videre arbeid .....	41
7.1	Anbefalinger om videre utvikling av klassifiseringene .....	41
7.1.1	Kjemisk klassifisering .....	41
7.1.2	Økologisk klassifisering .....	41
7.2	Bruk av klassifiseringene .....	42
7.3	Kunnskapshull .....	42
8.	Litteratur.....	44
9.	Vedlegg .....	47
9.1	Klassifisering av miljøgifter og bunnfauna .....	47

# Sammenheng

Ved Vannforskriften gjennomføres EUs vanddirektiv som grunnlag for forvaltning av alt vannmiljø i Norge. Hovedmålet med direktivet er å sørge for at alle vannforekomster skal oppnå minimum god tilstand. For kystvann skal det fastsettes både en kjemisk tilstand på grunnlag av forekomster av miljøgifter og en økologisk tilstand basert på biologiske parametre. Fra EU foreligger det en liste over 33 prioriterte miljøgifter (45 stoffer fra 2013) som gir grunnlaget for å fastsette kjemisk tilstand. Økologisk tilstand fastsettes gjennom undersøkelser av plankton i vannmassene, algevegetasjon og bløtbunnsfauna. Klassifiseringssystemene som benyttes for norske forhold er foreløpige og vil bli videreutviklet ettersom ny kunnskap kommer til.

Denne rapporten behandler klassifisering av miljøtilstand i norske industrifjorder med betydelig forurensning av miljøgifter i bunnsedimentene. De viktigste forurensningene kommer fra smelteverk, kjemisk prosessindustri, skipsindustri og bergverk. I flere tilfeller har det vært påvist betydelige forskjeller mellom kjemisk tilstand for miljøgifter og økologisk tilstand for bløtbunnsfauna i bunnsedimentene. Denne utredningen summerer opp og sammenligner kjemisk og økologisk tilstand på basis av data for PAH, dioksiner, metaller og TBT fra henholdsvis Grenlandsfjordene, Vikkilen ved Grimstad, Kristiansandsfjorden, Sørfjorden i Hardanger, Sunndalsfjorden og Ballangsfjorden. I alle fjordene foreligger det nyere data for både miljøgifter og bløtbunnsfauna på samme eller svært nærliggende lokaliteter. I tillegg er det gitt noen få data for PCB fra Oslofjorden.

Datagrunnlaget omfatter 12 lokaliteter (stasjoner) for PAH, 16 for dioksiner, 9 for metaller, 5 for TBT og 3 for PCB. I utredningen er det foretatt sammenligninger over lokalitetene for de enkelte miljøgiftene og for alle samlet. Ved klassifiseringen er gjeldende veiledere (per 2013) benyttet. Det innebærer at kjemisk tilstand fastsettes ut fra risiko for effekter på organismer, mens økologisk tilstand fastsettes på basis av endringer i sammensetningen av organismesamfunn.

Alle lokalitetene har høye konsentrasjoner av miljøgifter og klassifiseres til moderat eller dårligere tilstand. Samtidig klassifiseres de fleste lokalitetene til god eller svært god økologisk tilstand basert på bløtbunnsfauna. For de fleste lokalitetene er forskjellen to eller flere tilstandsklasser og for omkring to tredjedeler er forskjellen tre eller fire tilstandsklasser. Det kan ikke påvises noe systematisk mønster mellom tilstanden klassifisert på miljøgifter og tilstanden klassifisert på bløtbunnsfauna.

Ingen av indeksene i klassifiseringen for bløtbunnsfauna viste godt samsvar med nivåer av miljøgifter og tilstandsklasse for miljøgifter i bunnsedimentene. En korrelasjonsanalyse indikerte at indeksene H' (Shannon-Wiener artsmangfold) og ISI (følsomhet) hadde best samsvar, mens AMBI hadde dårligst samsvar. Den sammensatte indeksen NQI1, hvor AMBI inngår som komponent, hadde mindre godt samsvar.

Forklaringene til manglende samsvar mellom kjemisk og økologisk klassifisering er dels en følge av at klassifiseringssystemene har ulikt grunnlag og dels en følge av forutsetninger som har vært lagt til grunn ved utvikling av klassifiseringene. Mens den kjemiske klassifiseringen har som mål å beskytte hele økosystemet og inkluderer sikkerhetsfaktorer for å sikre dette, har de økologiske kvalitetselementene som mål å fange opp endringer i organismesamfunnet når disse har funnet sted. Kjemisk klassifisering inkluderer med dette et betydelig 'føre var' element, noe som tilsier at det må forventes forskjeller i klassifiseringen mellom de to systemene. I motsetning gir økologisk klassifisering først utslag på effekter som fører til at organismer blir borte, som for mange vil innebære at påvirkningen er letal.

Grunnlaget for kjemisk klassifisering er laboratorietester av toksisitet for sedimentlevende og vannlevende organismer. Ved fastsetting av klassegrenser benyttes sikkerhetsfaktorer, som innebærer at grenseverdiene senkes, for å ta høyde for usikkerhet ved ekstrapolering fra laboratorieforsøk til effekter i naturlige økosystemer. Beregningsgrunnlaget er ulikt mellom ulike miljøgifter og kunnskapsgrunnlaget varierer. Det har ikke vært mulig å utarbeide effektbaserte klassegrenser for stoffgrupper som PAH<sub>16</sub>, dioksiner og PCB<sub>7</sub>. I rapporten blir det gitt en vurdering av i hvilken grad usikkerheter ved den kjemiske klassifiseringen kan ha konsekvenser for fastsetting av tilstand. Det blir pekt på at i risikoverktøy for forurensede sedimenter åpnes det for å gjennomføre stedsspesifikke vurderinger som kan modifisere inntrykket av risiko ved overskridelser av klassegrensene.

Manglende samsvar kan også skyldes at indeksene for bløtbunnsfauna ikke tilstrekkelig tidlig fanger opp endringer i organismesamfunnet. Indeksene er nok mest styrt av oksygenforhold og organisk belastning. Ved påvirkning av miljøgifter kan det skje forandringer som ikke fanges opp før påvirkningen er betydelig, enten ved at arter kan tilpasse seg forholdene eller ved at indeksene ikke gir stort nok utslag ved fravær av de mest sensitive artene. I økologisk klassifisering kan slike tilfeller falle innenfor tilstandsklasse II 'god' hvor det aksepteres svake endringer som følge av menneskelig påvirkning. Indeksen AMBI er i sin struktur rettet mot effekter av eutrofi og organisk belastning og vil trolig være mindre god til å fange opp effekter av miljøgifter. Dette fører også til at indeksen NQ11 trolig har mindre god relasjon til miljøgifter enn mål for diversitet og ømfintlighet som H', ES<sub>100</sub> og ISI.

For flere kjemiske stoffer benyttes det høye sikkerhetsfaktorer ved fastsetting av klassegrenser på grunn av svakt kunnskapsgrunnlag. Det er derfor et åpenbart behov for å øke kunnskapsgrunnlaget om stoffenes virkninger med sikte på å redusere sikkerhetsfaktorene og kunne fastsette mer presise klassegrenser. Dette vil innebære flere laboratorietester under kontrollerte forhold, men det kan også være et mål å benytte feltbaserte data i tillegg til toksisitetstester. Det bør også vurderes om klassifiseringen for stoffgrupper som PAH, dioksiner og PCB bør baseres på enkeltforbindelser i stedet for totalkonsentrasjoner.

For økologisk klassifisering er det behov for å utvikle indekser som er mer spesifikke for ulike typer påvirkninger. Dette vil kreve tilgang til nye data fra flere geografiske områder som kompletteres med eksperimenter under kontrollerte forhold. I tillegg vil det være ønskelig at mål for subletale effekter, for eksempel fysiologiske forandringer, kan knyttes til økologisk klassifisering. Dette vil gjøre systemet bedre i stand til å fange opp effekter av miljøgifter og være mer følsomt for tidlige påvirkninger.

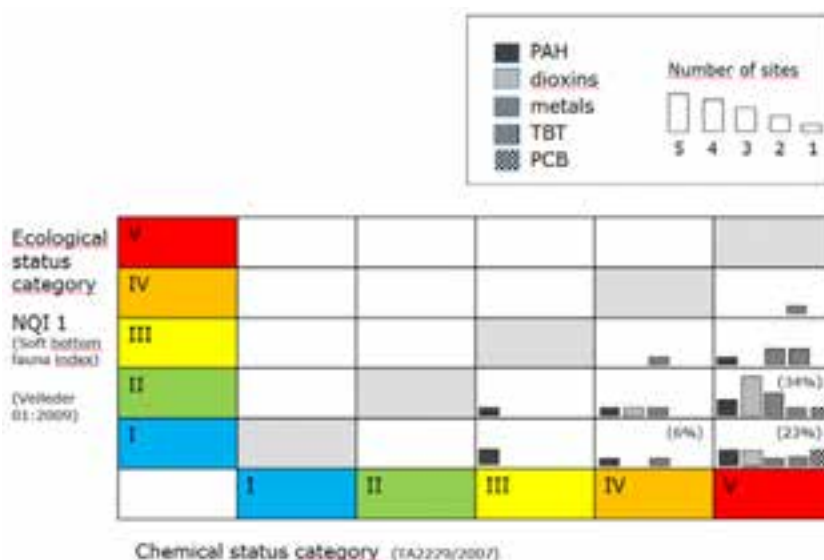
## Executive summary

The EU Water Framework Directive (WFD) has been implemented in Norway and will form the basis for the management of environmental quality in freshwater and marine coastal areas. The national authority for the directive is the Norwegian Ministry of Environment. The implementation is carried out by a Committee of Directorates that has been delegated the task of preparing national guidance and the development of classification systems. For coastal waters, national guidelines for classification of chemical pollutants (chemical status) and biological parameters (ecological status) have been developed. The guide for chemical pollutant status incorporates the list of 33 prioritised substances (45 substances as of 2013) identified by the EU that will form the basis for assigning the chemical status. To assign ecological status, classifications have been developed for phytoplankton, benthic algae and soft bottom fauna. The classifications systems are to be considered provisional ('first generation tools') and will be updated at intervals as new knowledge is obtained. The presently used guidelines were developed and taken into use in 2007 for chemical classification (SFT TA 2229) and in 2009 for ecological status (Veileder 01:2009), respectively.

This report is concerned with classification of environmental quality in fjords with high concentrations of chemical pollutants in seabed sediments. The prevalent pollutions stem from smelter industry, chemical processing industry, shipyards and mining activities. In several cases, environmental assessments have indicated major differences between chemical status assessed from contaminants and ecological status assessed from soft bottom fauna. In this report, data are compiled for PAHs, dioxins, metals and TBT from six Norwegian fjord systems, respectively Grenland fjords (Telemark county), Vikkilen at Grimstad (Aust-Agder county), Kristiansandsfjorden (Vest-Agder county), Sørfjorden in Hardanger (Hordaland county), Sunndalsfjorden (Møre and Romsdal county) and Ballangsfjorden (Nordland county). In all these fjords there are rather recent data available for both pollutants and soft bottom fauna at the same or very close sampling sites. In addition, a few data for PCB from the Oslofjord are included.

Altogether the data comprise 12 sites for PAH, 16 sites for dioxins, 9 for metals, 5 for TBT and 3 for PCB. For all sites, the chemical status based on sediment concentrations is compared to the ecological status based on soft bottom fauna. The guidelines for assessment of chemical status was revised in 2007 and changed to a risk/impact based approach. All threshold values for the categories in the classification system except the upper limit for the category 'background values' have been calculated with respect to risk of impact. The threshold values are harmonized with the general principles laid out by EU with regard to establishing environmental quality standards (EQS), which are considered the upper limit for good status. Threshold values for moderate, poor and bad status have been determined with regard to limits for chronic and acute toxic effects and the use of assessment factors (AF). The ecological status is assessed from changes in the composition of the species communities which is described by a set of indices. Altogether six indices are calculated: NQI1, NQI2, H', ES100, ISI and AMBI. The indices H' (Shannon-Wiener) and ES<sub>100</sub> are diversity indices, whereas ISI and AMBI are sensitivity indices based on knowledge of species responses to environmental stressors. NQI1 and NQI2 are multimetric indices combining species numbers and AMBI and H' and AMBI, respectively. NQI1 is intercalibrated in NEA-GIG and hence recommended for use.

All selected sites have been classified as moderate (class III), poor (class IV) or bad (class V) chemical status. For most sites, the ecological status from the simultaneously collected soft bottom fauna is classified as good (class II) or high (class I). For most sites the difference is two or more categories and for two thirds the difference is three or four categories. At least one or more site for each substance showed the maximum difference (chemical status class V against ecological status class I). The results are summarized in the figure below.



Comparison of chemical pollutant and ecological status assessed for seabed sediments in strongly polluted Norwegian fjords. The chemical pollutant status has been assessed from sediment concentrations and ecological status from soft bottom fauna. Chemical classification is according to risk/impact based guidelines that are harmonized with EU principles for setting EQS, whereas ecological classification is according to the intercalibrated faunal index NQI1. Data from in total 35 sites.

The individual indices of the soft bottom fauna were in general poorly correlated with the sediment concentrations of the pollutants and the chemical status. The indices  $H'$ ,  $ES_{100}$  and  $ISI$  were moderately well correlated to PAH, metals and TBT, but other correlations were poor. The index AMBI was poorly correlated. The contribution from AMBI in NQI1 and NQI2 was presumably the reason why the multimetric indices also correlated poorly.

The explanation for the weak relationship between the chemical pollutant and ecological classifications may be found partly in the basic principles (normative definitions) for chemical and ecological classification, and partly in the assumptions used in the development of the classification scales. Whereas the chemical classification has a strong precautionary approach and aims at protecting all organisms in the ecosystem against any effects of chemical pollutants (required for assigning 'good' status), the ecological classification aims at reflecting changes in the species communities, i.e. when effects of stressors have occurred. It may be noted that some distortion due to human activity is allowed even at sites where good ecological classification status is achieved. This essentially implies that the most sensitive species to chemical pollutants may have disappeared.

The difference between the classification results will be amplified if the presumptions for setting threshold values for the categories in chemical classification are unrealistic for the resident fauna in the fjords, and the indices used in ecological classification do not indicate effects before major changes have occurred. The chemical classification is based on laboratory tests of toxicity to sediment-living and aqueous organisms. Threshold values are set using assessment factors (AF) to compensate for the uncertainty of extrapolation to natural systems. The knowledge is rather poor for many substances, however. For groups of substances such as PAH<sub>16</sub>, dioxins and PCB<sub>7</sub> it has not been possible to develop risk-based threshold values.

The indices for soft bottom fauna are claimed to be sensitive to all stress factors, but may essentially intercept effects of organic load and oxygen deficiency most obviously. The index AMBI is basically structured to capture effects of eutrophication and organic load, and may be envisaged to be less capable of capturing effects of chemical pollutants. In addition, AMBI is mostly based on data from southern and western Europe and may in its present form not be well suited for Norwegian waters.



For several chemical pollutants high assessment factors are used for setting threshold values because of poor basic knowledge on toxicity. There is therefore an obvious need of more knowledge in order to reduce the assessment factors and be able to set more precise threshold values. This implies that more laboratory tests need to be performed, but the inclusion of data from field-based assessments of contaminant effects may also be considered. An example is species sensitivity distributions (SSDs) developed from large field data of soft bottom fauna in the North Sea (petroleum and metals) and Hong Kong (harbour pollution). It should also be considered if classification of groups of substances should be based on single substances instead of summed concentrations.

In order to make the classification of soft bottom fauna better match the chemical pollution, more stressor-specific indices need to be developed. This will require new focused studies in selected areas supported with controlled laboratory experiments in order to obtain species-specific data on sensitivity to chemical pollutants. In addition, it would be favorable if measures of sublethal effects, as for instance biomarker responses, could be taken into account in ecological classification, which will make the system more sensitive to the early effects of chemical pollutants.

#### References:

SFT 2007. Guidelines on classification of environmental quality in fjords and coastal waters - a revision of the classification of water and sediments with respect to metals and organic contaminants. SFT TA 2229/2007. 12 pp. (in Norwegian, English summary)

Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, grunnvann, innsjøer og elver. (Classification of environmental quality of water. Ecological and chemical classification of coastal waters, groundwater, lakes and rivers). 180 pp. (in Norwegian)

# 1. Innledning

## 1.1 Miljøovervåking og vannforskriften

Ved vannforskriften ('Forskrift om rammer for vannforvaltningen') av 2006 gjennomføres EUs vanddirektiv som grunnlag for forvaltning av vannmiljø i Norge. Formålet ved vanddirektivet er å gi rammer for å fastsette miljømål som sikrer beskyttelse og bærekraftig bruk av vannforekomstene. For naturlige vannforekomster er miljømålet at disse skal ha minst god kjemisk og økologisk tilstand. Ved gjennomføringen av direktivet utarbeides det systemer for å fastsette tilstanden i vannforekomstene for kjemiske, biologiske og fysiske parametere. Systemene er under utvikling, men foreløpige systemer ble tatt i bruk i 2009 (Veileder 01:2009 'Klassifisering av miljøtilstand i vann'). Disse er å betrakte som førstegenerasjonssystemer som vil bli videreutviklet gjennom bruk av erfaringer (Veileder 01:2009).

For kystvann skal det fastsettes både en kjemisk tilstand på grunnlag av forekomster av miljøgifter og en økologisk tilstand basert på biologiske forhold. Miljømålet er at både kjemisk tilstand og økologisk tilstand må være minimum god. I tilfeller hvor betingelsene for minimum god tilstand ikke er oppnådd, skal det iverksettes tiltak for å forbedre tilstanden.

Kjemisk tilstand karakteriseres for miljøgifter i vann, sedimenter eller organismer. EU har utarbeidet en liste over 33 utvalgte stoffer, såkalte prioriterte stoffer, som skal overvåkes. Listen er nylig (2013) utvidet til 45 stoffer (EC 2013). For disse blir det fastsatt grenseverdier eller såkalte miljøkvalitetsstandarder (EQS) som ikke skal overskrides. Foreløpig er det bare gitt EQS-verdier for miljøgifter i vann og enkelte organismer. Inntil systemet er ferdig utviklet skal nasjonale kvalitetsstandarder benyttes for å fastsette tilstand (Veileder 01:2009). For Norge benyttes klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter fra 2007 (Bakke m.fl. 2007).

Økologisk tilstand fastsettes på basis av analyser av planteplankton, makroalger på hardbunn og fauna på bløtbunn (Veileder 01:2009). For hvert hovedelement, som benevnes kvalitetselementer, blir det utarbeidet egne klassifiseringssystemer. Systemene utvikles i forhold til en felles skala og kan derfor sammenlignes innbyrdes. Når tilstanden for en vannforekomst fastsettes, er hovedregelen at det kvalitetselementet som indikerer dårligst tilstand også fastsetter tilstanden for vannforekomsten ('one out - all out'- prinsippet). Når all biologi er i god eller svært god tilstand, skal også fysisk-kjemiske støtteparametere vurderes. Dersom disse ikke er i god tilstand, kan den økologiske tilstanden nedgraderes (Veileder 01:2009).

Klassifiseringene for både kjemisk tilstand og økologisk tilstand er under revisjon med sikte på implementering i 2014. I denne utredningen er analyser og vurderinger gjort i henhold til gjeldene klassifiseringer gitt i Bakke m.fl. (2007) og Veileder 01:2009.

## 1.2 Industrifjorder og forurensninger

De viktigste forurensningene i norske industrifjorder kommer fra smelteverk, kjemisk prosessindustri og bergverk. I tillegg er noen fjorder forurenset fra mekanisk industri og skipsverft. Forurensningene fra smelteverk er dominert av PAH, men det forekommer også andre organiske forbindelser. Forurensning fra kjemisk industri er preget av metaller og klororganiske miljøgifter, mens skipsindustri er preget av TBT som stammer fra bunnstoff på skip. I Norge er det flest industrifjorder med forurensning av PAH og metaller. I noen fjorder med utslipp fra prosessindustri har det vært særlig stor oppmerksomhet omkring forurensning av dioksiner, spesielt Grenlandsfjordene og Kristiansandsfjorden.

I de fleste fjordene foregår det løpende overvåking av miljøgifter både i vannfase, i bunnsedimenter og i organismer. Undersøkelsene i vannfase og bunnsedimenter gir informasjon om tilførsler, remobilisering av gammel forurensning og endringer i forekomster. Opptak i organismer gir informasjon om spredning i økosystemet og gir samtidig grunnlag for Mattilsynet i deres arbeid med å fastsette kostholdsråd. I

mange industrifjorder hvor utslippene er blitt sterkt redusert ved rensiltak, skaper remobilisering av forurensninger fra forurensede bunnsedimenter fortsatt problemer. I disse systemene har miljøgiftinnholdet i stedlige organismer ikke gått ned i takt med reduksjoner i utslippene.

I tillegg til overvåking av konsentrasjoner har det i mange fjorder også vært gjort studier av miljøgiftenes tilstandsformer og toksisitet, hvordan miljøgiftene frigjøres og transporteres i fjordsystemene og i hvilken grad de opptas i organismer. Ikke minst har dette vært aktuelt for fjordområder hvor remobilisering fra forurensede sedimenter ('gamle synder') er et problem. Slike studier omfatter felteksperimenter og laboratorieforsøk med stedlige sedimenter og organismer. Denne kunnskapen er viktig for å vurdere tiltak og finne fram til kostnadseffektive løsninger for å redusere utlekking av miljøgifter til fjordsystemene.

## 1.3 Klassifisering av tilstand i industrifjorder - problemstillinger

I fjorder med forurensning fra industri har det vært tradisjon for å benytte sammensetningen av bløtbunnsfauna og målinger av konsentrasjoner av miljøgifter i bunnsedimenter for å angi grad av forurensning. Systemer for klassifisering av miljøgifter og bløtbunnsfauna i sedimenter kom i bruk på 1990-tallet. I disse systemene ble forholdsvis enkle mål for fauna som diversitetsindekser ( $H'$ ,  $ES_{100}$ ) benyttet, mens miljøgifter ble vurdert på basis av kjent statistisk fordeling av konsentrasjoner i sedimentet pålagt en grad av skjønn (Molvær m. fl. 1997). I vanddirektivet inngår flere elementer ved klassifiseringen, samtidig som systemene legger mer vekt på økologiske forhold i vannforekomstene.

Klassifisering av miljøgifter ble revidert i 2007 og ble da endret til å være basert på risiko for økologiske effekter (Bakke m.fl. 2007). Samtidig ble flere stoffer inkludert i klassifiseringssystemet. Klassifisering av bløtbunnsfauna i vanddirektivet ble utvidet med indekser som representerer arters ømfintlighet for påvirkninger (Veileder 01:2009). Endringene innebærer at de to systemene representerer henholdsvis risiko for effekter på organismer og virkninger av miljøgifter på organismer. I så måte er systemene brakt nærmere hverandre, men det er fortsatt to selvstendige systemer med helt ulikt grunnlag for klassifisering av tilstand.

Vanddirektivet stiller krav om god kjemisk tilstand for alle stoffer på EUs liste over prioriterte stoffer. Bakgrunnen for dette er et generelt krav om å fase ut bruk av kjemiske forbindelser med klart miljøskadelig virkninger fra miljøet. Aktuelle miljøgifter som forekommer i industrifjordene omfatter metallene kadmium (Cd), bly (Pb), kvikksølv (Hg) og nikkel (Ni), heksaklorbensen (HCB), PAH og enkeltforbindelser av PAH, og tributyltinn (TBT). Ved oppdatering i 2013 er også dioksiner kommet inn på listen over prioriterte stoffer (EC 2013). Der disse stoffene forekommer, skal det utføres undersøkelser for å fastsette kjemisk tilstand. Samtidig kan det gjennomføres biologiske undersøkelser for å fastsette økologisk tilstand, men kjemisk og økologisk tilstand blir fastsatt uavhengig av hverandre.

Klassifiseringen av miljøgifter (Bakke m.fl. 2007) omfatter ganske mange stoffer som ikke er med på listen over EUs prioriterte stoffer. For industrifjorder omfatter disse for eksempel metallene kobber (Cu), krom (Cr) og arsen (As), flere enkeltforbindelser av PAH, PCB og (inntil 2013) dioksinforbindelser. Disse stoffene inngår ikke ved fastsetting av kjemisk tilstand, men blir i stedet inkludert blant fysisk-kjemiske støtteparametre i klassifiseringen av økologisk tilstand. Veileder 01:2009 sier her at dersom stoffene klassifiseres til moderat eller dårligere tilstand, skal den økologiske tilstanden nedgraderes hvis alle biologiske kvalitetselementer er i god eller svært god tilstand.

Ved bruk av klassifiseringssystemene har det i flere fjorder vist seg å forekomme store avvik mellom kjemisk tilstand for sedimenter og økologisk tilstand for bløtbunnsfauna. Dette har vært tilfelle for industrifjorder med høye konsentrasjoner av miljøgifter, som har resultert i dårlig kjemisk tilstand, mens bløtbunnsfauna på samme sted har indikert god økologisk tilstand. Et eksempel er overvåkingen av Elkems bedriftsnære område i Kristiansandsfjorden hvor konsentrasjonene av PAH, kobber og nikkel tilsvarer tilstandsklassene svært dårlig og dårlig, mens økologisk tilstand for bløtbunnsfauna ble

klassifisert som svært god eller god (Næs m.fl. 2011). I foreliggende utredning belyses det i hvilken grad avvikende klassifisering forekommer i industrifjorder og hva dette kan skyldes. Store forskjeller i klassifiseringen er lite gunstig med sikte på å oppnå godt grunnlag for tiltak selv om kravene i vanndirektivet innebærer at kjemisk tilstand og økologisk tilstand skal vurderes hver for seg og begge skal vise minimum god tilstand.

## 2. Miljøgifter og fauna i bunnsedimenter

### 2.1 Prøvetaking og analysemetoder

#### 2.1.1 Miljøgifter

I alle fjordene er prøvetakingen av sedimenter (overflatesedimenter) gjennomført i henhold til kravene til prøvetakingsutstyr og håndtering av prøver gitt i NS-EN ISO 5667-19:2004. Kjemiske analyser er gjennomført ved hensiktsmessig metode for hver enkelt parameter på akkreditert analyselaboratorium (ISO NS-EN ISO/IEC 17025). Nærmere informasjon om prøvetaking er gitt i rapporter fra undersøkelsene.

#### 2.1.2 Bløtbunnsfauna

I alle fjordene er prøvetakingen gjennomført i henhold til retningslinjene i internasjonal standard for prøvetaking av bløtbunnsfauna, som også er gjeldene norsk standard (ISO 16665:2005). Prøvene er innsamlet med 0,1 m<sup>2</sup> grabb og siktet på 1 mm sikt med runde hull. Prøvene er sortert i laboratorium og alle arter er identifisert til art eller laveste praktisk mulig taksonomiske nivå. I de fleste fjordene er det tatt fire parallelle prøver på hver lokalitet (stasjon), men i noen fjorder er det tatt to og i enkelte områder er det tatt en prøve. Alle data er lagret i NIVAs database for bløtbunnsfauna. Artsdata fra basen er tilgjengelige gjennom tjenesten Artskart i Artsdatabanken ([www.artsdatabanken.no](http://www.artsdatabanken.no)).

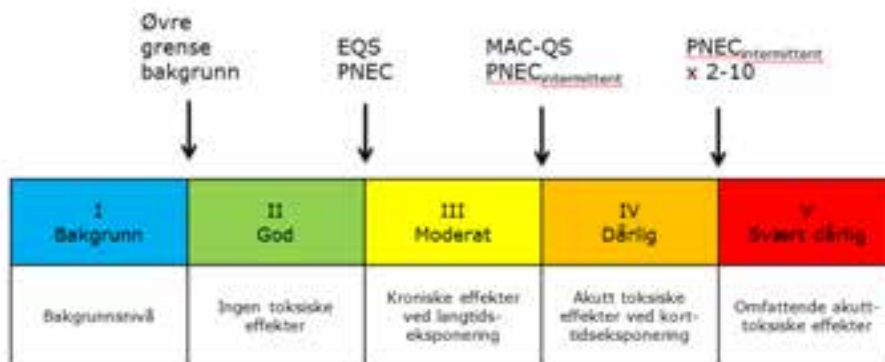
Ved de fleste undersøkelsene er det foretatt analyse av sedimentets finfraksjon (partikler < 0,063 mm) og organisk innhold målt som TOC (totalt organisk innhold). Målingene av organisk innhold gir en indikasjon på grad av organisk belastning. I områder med høy organisk belastning kan bløtbunnsfaunaen være negativt påvirket av belastningen.

## 2.2 Systemer for klassifisering av tilstand

#### 2.2.1 Miljøgifter i sedimenter

Det teoretiske grunnlaget for utvikling av klassifisering av miljøgifter er vist i Figur 1. I systemet benyttes det en femdelt skala med klassene 'bakgrunn', 'god', 'moderat', 'dårlig' og 'svært dårlig' tilstand. Utgangspunktet for klassifiseringen er begrepet 'antatt høyt bakgrunnsnivå' som tilsvarer konsentrasjoner som kan registreres langt fra større punktkilder. Dette er satt som øvre grense for klasse I 'bakgrunn'. Overskridelser av klasse-I nivå tyder på påvirkninger fra punktkilder. Ved god tilstand (klasse II) forventes ingen toksiske effekter selv på følsomme arter og ved langvarig (kronisk) eksponering, mens det ved moderat tilstand (klasse III) kan forventes akutt toksiske effekter, dvs. dødelighet allerede ved kortvarig eksponering. Klassene fra moderat til svært dårlig tilstand representerer en forventet økende grad av skade på organismsamfunn fra både kroniske til akutte effekter.

Klassegrensen mellom god og moderat tilstand (PNEC = EQS saltvann) er i hovedsak harmonisert med EUs pågående utviklingsarbeid for EQS-verdier (Bakke m.fl. 2007). I praksis vil det si at grenseverdien mellom god og moderat tilstand gir verdien som ikke skal overskrides for å oppnå god kjemisk tilstand.



Figur 1. Tilstandsklasser ved klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i sjøvann og marine sedimenter. Øvre grense bakgrunn = anslått grense for konsentrasjoner fjernt fra større punktkilder. EQS = 'environmental quality standard': EUs grenseverdi for akseptabel konsentrasjon. PNEC = 'predicted no effect concentration': høyeste verdi hvor effekter ikke har vært påvist (inkludert sikkerhetsfaktor). MAC-QS = 'maximum admissible concentrations': kvalitetsstandard for kortidseksponering med sikkerhetsfaktor. Fra Bakke m. fl. (2007).

Klassifiseringen for de enkelte miljøgiftene er vist i Vedlegg.

Klassifiseringssystemet er under oppdatering. Systemet vil bli oppdatert med jevne mellomrom etter hvert som erfaringsgrunnlaget og kunnskap om ulike stoffer øker.

## 2.2.2 Bløtbunnsfauna

Det teoretiske grunnlaget for klassifisering av biologiske parametere er vist i Figur 2. Systemet har en femdelte skala med klassene 'svært god', 'god', 'moderat', 'dårlig' og 'svært dårlig' tilstand. For bløtbunnsfauna benyttes det seks indekser som beregnes på grunnlag av artsammensetning og individmenger, benevnt NQ1, NQ2, H', ES<sub>100</sub>, ISI og AMBI. Indeksene H' (Shannon-Wiener) og ES<sub>100</sub> (Hurlbert) er indekser for artsmangfold, og gir høye verdier (god tilstand) når det er mange arter til stede i forhold til individmengdene (Veileder 01:2009). Generelle undersøkelser viser at disse indeksene ofte er høyt korrelerte (Rygg 2011). De to indeksene ISI og AMBI er følsomhetsindekser som vil karakterisere i hvilken grad organismesamfunnet består av arter som er tolerante eller ømfintlige for forurensninger. ISI er en norsk indeks utviklet på basis av norske data (Rygg 2002, Rygg og Norling 2013), mens AMBI er en indeks utviklet gjennom internasjonalt samarbeid til vanddirektivet og benytter i sin nåværende form primært data fra vest- og syd-Europa (Borja m.fl. 2000). NQ1 og NQ2 er sammensatte indekser av H', artsantall og AMBI, som medfører at de gir et samlet uttrykk for artsmangfold og følsomhet.

For indeksene NQ1, NQ2, H', ES<sub>100</sub> og ISI er det utarbeidet klassifisering med grenseverdier for tilstandsklassene. Grenseverdiene er utarbeidet etter såkalte normative definisjoner hvor det heter at Klasse I 'svært god tilstand' skal representere tilstanden under uberørte forhold med ingen eller ubetydelige tegn til endring. Klasse II 'god tilstand' skal representere tilstand som er svakt endret som følge av menneskelig virksomhet, mens klasse III 'moderat tilstand' er moderat endret og vesentlig mer endret enn under god tilstand (Figur 2) (Veileder 01:2009). Alle indeksene kan normaliseres (omregnes til en felles skala fra 0-1) og resultater kan sammenlignes på tvers av indeksene. AMBI benyttes ikke alene i norsk klassifisering og det er derfor ikke utarbeidet klassifisering for AMBI.

I Svært god	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
uberørte forhold, ingen eller ubetydelige endringer fra menneskelig virksomhet	svake endringer som følge av menneskelig virksomhet	moderate endringer, men tydelig som følge av menneskelig virksomhet	Større endringer, vesentlige avvik som følge av menneskelig virksomhet	Svært store endringer, degraderte organismesamfunn

Figur 2. Tilstandsklasser og normative definisjoner ved klassifisering av biologiske kvalitetselementer i Vanddirektivet.

Forskjellige indekser gir ikke alltid samme tilstand. Når indeksene gir ulike verdier, anbefaler Veileder 01:2009 å legge mest vekt på NQ11 fordi denne er interkalibrert med andre land. Uttesting av indeksene har vist at det kan variere fra tilfelle til tilfelle hvilken indeks som synes å egne seg best (Rygg 2011). Uttesting har heller ikke gitt svar på om noen av indeksene responderer spesifikt på bestemte påvirkningstyper (Rygg 2011). Veileder 01:2009 oppgir at klassifisering av bløtbunnsfauna kan benyttes for alle påvirkningstyper. Dette er i motsetning til planteplankton og makroalger som har gyldighet for eutrofiering og organisk belastning. I denne utredningen er det lagt mest vekt på NQ11 etter anbefalingen gitt i Veileder 01:2009.

Klassifisering og grenseverdier for indeksene for bløtbunnsfauna er vist i Vedlegg.

Klassifiseringssystemet er under oppdatering. I forslaget til nytt system er det foreslått å justere klassegrensene, samt å ta i bruk flere nye indekser. En markert endring i forslaget er at klassegrensen mellom svært god og god tilstand for NQ11 er hevet, slik at mange lokaliteter som ved nåværende system får karakteristikken 'svært god tilstand', ved ny klassifisering vil få 'god tilstand'. Denne endringen er allerede anbefalt som følge av internasjonalt kalibreringsarbeid i 2011. Indeksen ISI vil bli erstattet av en ny utviklet NSI basert på norske data. Indeksen NSI er i prinsippet svært lik ISI, men den tar hensyn til mengdefordelingen mellom artene.

## 2.3 Miljøgifter i sedimenter og opptak i organismer

Hvordan miljøgiftene forekommer i sedimentene kan ha avgjørende betydning for biologiske effekter. Dette omfatter forhold som binding til partikler, løselighet i porevann og grad av opptak i stedege organismer. Miljøgifter som foreligger i løst form vil lett kunne opptas i organismer, mens miljøgifter som er sterkt bundet til partikler i mindre grad opptas, dvs. at de har lav biotilgjengelighet. I sedimenter som er sterkt forurenset fra tidligere utslipp ('gamle synder') er utlekking og grad av tilgjengelighet for stedege organismer helt avhengig av hva slag tilstandsform de foreligger i og hvor sterkt miljøgiftene er bundet til partikler.

I sedimentene kan fordelingen av miljøgifter mellom sedimentpartikler og porevann uttrykkes ved såkalt likevektsfordeling. Forsøk har vist at målte konsentrasjoner av organiske miljøgifter i porevann (løst fraksjon) synes å være bedre relatert til akkumulering i flerbørstemark (*Hediste diversicolor*) og snegl (*Nassarius reticulatus*) enn totale konsentrasjoner i helt sediment (Allan m.fl. 2012, Ruus m.fl. 2013b). Visse typer av organisk karbon, som sot, kan binde miljøgifter sterkt (høye bindingskoeffisienter) som fører til lave konsentrasjoner i porevann og lavere tilgjengelighet for opptak i sedimentlevende organismer. To viktige parametere for biotilgjengeligheten av miljøgifter er frie oppløste porevannskonsentrasjoner og den "raskt desorberende fraksjon" av miljøgiftene i sedimentene (Reichenberg og Mayer 2006). I tillegg kan det være av betydning om organismene "spiser" sediment eller ikke (Selck m.fl. 2011).

Et annet forhold av betydning er at miljøgifter kan opptas i organismer uten at dette har letale effekter og derved heller ikke fører til endringer i artssammensetning. Det er også mulig at organismer unnviker

forurenset sediment og at det måles en lavere biologisk effekt enn det som predikeres ut fra totale sedimentkonsentrasjoner av miljøgifter. Dette betyr i praksis et misforhold mellom konsentrasjoner og de endringer som registreres i sammensetningen av organismesamfunnet.

## 2.4 Økologisk risiko og effekter

I utgangspunktet er det grunnleggende forskjeller mellom klassifisering av kjemisk tilstand og økologisk tilstand. Kjemisk tilstand legger vekt på hele økosystemet og stiller krav om at det ikke skal forekomme effekter av miljøgiftene på noen organismer. Med dette inkluderer systemet et 'føre-var' element. Økologisk klassifisering baseres på respons til påvirkning. Dette tilsier at det må kunne forventes forskjeller i klassifisering for de to systemene. Men siden systemet for klassifisering av miljøgifter opererer med effektbaserte klassegrenser, kan en ledes til å tro at klassifiseringene bør samsvare. Kort belyst er forholdet at mens den kjemiske klassifiseringen skal beskytte alle arter (også de mest følsomme) og inkluderer sikkerhetsmarginer for dette, skal den økologiske klassifiseringen respondere først når endringene har funnet sted.

Ved klassifisering av miljøgifter er grenseverdien mellom klasse II og III satt som grense for hvor risiko for økologiske effekter kan opptre. For forurensete sedimenter er det utviklet et eget verktøy for å vurdere risiko nærmere (veileder TA-2802/2011). Målet ved dette er å beskrive risikoen for miljøskade eller helseskade med direkte relevans til området hvor sedimentene befinner seg. I tilfeller hvor miljøgiftkonsentrasjonene overskrider klasse II (ikke oppnår god tilstand) gjennomføres det vurderinger av risiko for spredning av miljøgifter, human helse og for hele økosystemet. Risikovurderingene åpner for innhenting av stedsspesifikke data, hvorav noen styrer opptak i organismer (vannløselighet/biotilgjengelighet). Disse brukes for å gjøre risikovurderingen mer relevant slik at man kommer frem til en sikrere vurdering av risikoen.



## 3. Mål og avgrensninger

### 3.1 Mål

Foreliggende rapport belyser problemstillinger knyttet til ulik klassifisering av miljøtilstand i sedimenter målt på miljøgifter og økologisk tilstand målt på bløtbunnsfauna i norske fjorder som er forurenset av utslipp fra industri. Undersøkelsens hovedmål er:

Å fastslå om det er et misforhold mellom resultater fra miljøgiftundersøkelser i sedimenter og resultater fra bløtbunnsfaunaundersøkelser under vannforskriften

Delmål i undersøkelsen er:

- avklare i hvilken grad kjemisk tilstand i sedimentene i industrifjorder fanges opp ved klassifisering av bløtbunnsfauna, og eventuelt hvilke av indeksene i klassifiseringen som er best egnet til dette
- indikere om forskjeller i tilstandsklassifisering synes å være spesielt knyttet til enkelte miljøgifter eller miljøgiftkomponenter
- utrede årsaker til avvik mellom klassifiseringssystemene, herunder i hvilken grad ulike tilstandsformer og bindingsforhold for miljøgiftene har betydning for økologiske virkninger
- avklare kunnskapshull og gi anbefalinger for videre arbeid

### 3.2 Rammer for oppgaven og avgrensninger

Oppgaven gjennomføres ved å sammenstille overvåkingsresultater fra utvalgte industrifjorder. Alle undersøkelsene er av nyere dato (ikke eldre enn seks år) og er gjennomført i henhold til Veileder 01:2009. Det er lagt vekt på å inkludere ulike typer miljøgifter i undersøkelsen. Fjordene som inngår representerer et utvalg industrifjorder med god geografisk spredning. Det er også lagt vekt på at i mange av fjordene er det foretatt undersøkelser med sikte på å avklare mekanismer for transport, spredning og opptak i organismer. Fjorder eller delområder i fjorder som er eutrofierte eller overbelastet fra tilførsler av organisk materiale er ikke tatt med.

### 3.3 Valg av miljøgifter og studieområder

I denne rapporten er det valgt å belyse fire hovedgrupper av miljøgifter. Disse omfatter tjærestoffer (polysykliske aromatiske hydrokarboner - PAH), metaller, dioksiner (PCDD/PCDF) og tinnorganiske forbindelser (TBT). I tillegg er det tatt med noen data for PCB. Følgende industrifjorder er valgt ut for å studere problemstillingene:

Grenlandsfjordene - dioksiner, HCB, Hg  
 Vikkilen ved Grimstad - TBT  
 Kristiansandsfjorden - dioksiner, PAH, metaller  
 Sørfjorden i Hardanger - metaller  
 Sunndalsfjorden - PAH  
 Ballangsfjorden - metaller

Fjordene er valgt ut slik at det er minst en fjord for hver hovedgruppe av miljøgifter, samt fjorder med sammensatte problemstillinger. I alle fjordene med unntak for Sørfjorden i Hardanger er det foretatt samtidig prøvetaking av miljøgifter og bløtbunnsfauna fra samme område og ofte samme prøvepunkter. Dette sikrer best mulig samsvar mellom prøvene for miljøgifter og bløtbunnsfauna slik at ikke geografiske eller tidsmessige forskjeller skaper usikkerheter ved vurderingene. I Sørfjorden er bløtbunnsfauna innhentet som del av foreliggende prosjekt på lokaliteter med gode data for miljøgifter.

Data for PCB er fra Oslofjorden.

## 4. Fjordene i utredningen - datagrunnlag

### 4.1 Generell oversikt

Tabell 4.1 gir en generell oversikt over prøvetaking i de seks fjordene som inngår i undersøkelsen. I alle fjordene er det foretatt flere og mer omfattende undersøkelser av miljøgifter enn av bløtbunnsfauna. I fire av fjordene er det gjort studier av prosesser i bunnsedimentene og opptak i organismer som er viktig for å vurdere risiko og forstå dynamikk ved spredning av miljøgifter i fjordene.

**Tabell 4.1. Datagrunnlaget for miljøgifter og bløtbunnsfauna i industrifjorder som inngår i denne undersøkelsen**

Fylke	Fjord	År	Miljøgift	Antall stasjoner miljøgift	Sedimentundersøkelser	Antall stasjoner fauna
Telemark	Grenlandsfjordene	2008 - 2012	Dioksiner, HCB	8	porevann, utlekking, bioakkumulering,	14
Aust-Agder	Vikkilen	2007, 2008	TBT	19	porevann, utlekking, vevsnivå i bløtbunnsfauna	5
Vest-Agder	Kristiansandsfjorden	2010, 2012, 2013	Dioksiner, HCB, PAH, metaller	15-20	utlekking, bioakkumulering	6
Hordaland	Sørfjorden	2012	metaller (Zn, Cu, Pb, Cd, Hg), PAH	15-20	porevann, utlekking	4
Møre og Romsdal	Sunnalsfjorden	2008	PAH	10	-	3
Nordland	Ballangsfjorden	2007	Metaller	12	-	4

### 4.2 De enkelte fjordene

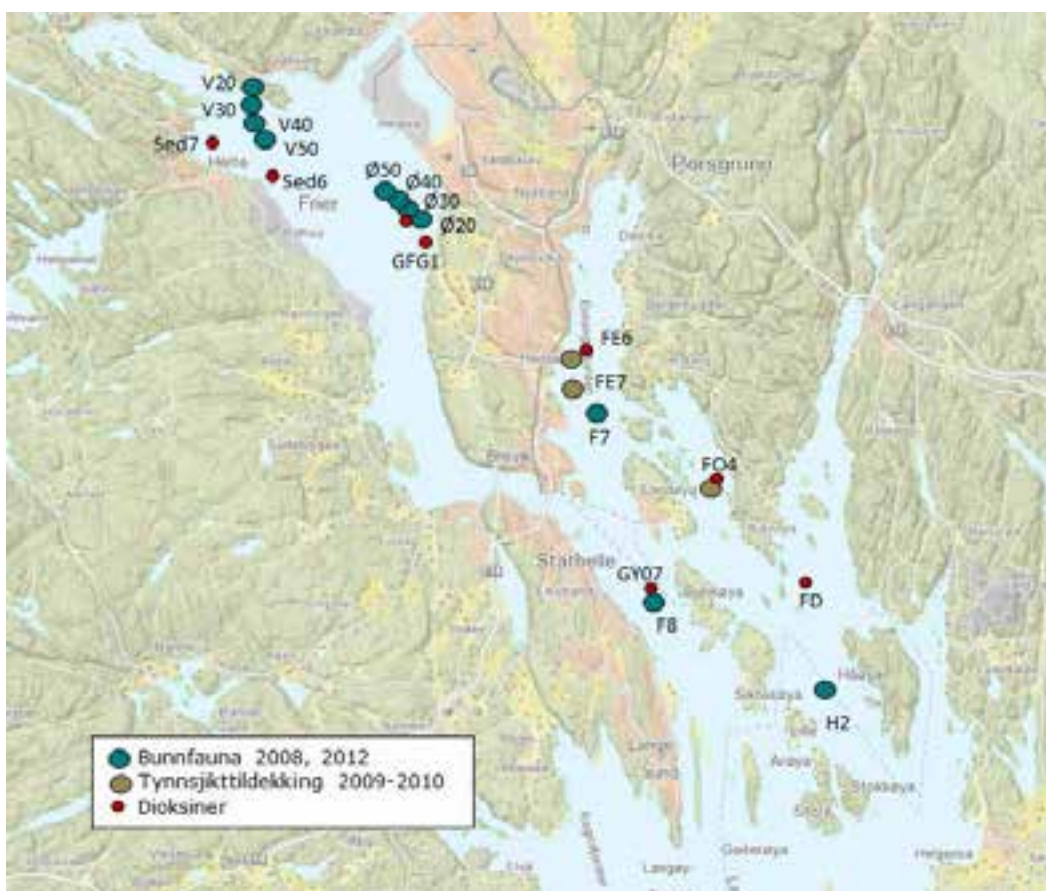
#### 4.2.1 Grenlandsfjordene - dioksiner og HCB

Grenlandsfjordene er i enkelte områder meget sterkt forurenset med dioksiner og furaner (PCDD/F), hexaklorbensen (HCB), oktaklorstyren (OCS) og i noe mindre grad kvikksølv og PAH. De klororganiske forbindelsene ble dannet som et biprodukt under produksjon av magnesiumklorid ved Hydros magnesiumfabrikk på Herøya som var operativ i perioden fra 1951 til 2002. Forhøyete nivåer av dioksiner observeres i sedimenter og organismer i hele fjordsystemet og det antas at sedimentene nå er den viktigste kilde til forurensing. Fremdeles ti år etter at utslippene ble stanset er det kostholdsråd mot inntak av sjømat fra Frierfjorden, Eidangerfjorden og til dels Langesundsfjorden.

Det foregår jevnlig overvåking i området av miljøgifter i organismer, sedimenter og bløtbunnsfauna. I tilknytning til felteksperimenter for utprøving av tynnsjikttildekking som metode for å redusere spredning av dioksiner fra sedimenter til biota, ble det i 2009 og 2010 samlet inn et omfattende datamateriale på dioksinkonsentrasjoner i sedimenter og porevann, utlekking til vannmassen og opptak i sedimentlevende organismer (Schaanning m.fl. 2011, Schaanning og Allan 2012). Felteksperimentene ble foretatt i Eidangerfjorden og Ormefjorden. I begge fjordene ble det opprettet referanseområder som

ble undersøkt samtidig med forsøksområdene (Figur 4.1). Prøver av bløtbunnsfauna tatt samtidig med sedimentprøvene indikerte god tilstand (klasse II) eller meget god tilstand (klasse I) (Schaanning m.fl. 2011, Näslund m.fl. 2012). Analysene av bløtbunnsfauna ble supplert med omfattende undersøkelser med SPI-kamera og bestemmelse av BHQ-indeks (Benthic Habitat Quality indeks) som er en svensk utviklet metodikk for karakterisering av tilstand for perioden 2009-2012 (Nilsson and Rosenberg 1997).

I 2008 og 2012 ble det foretatt undersøkelser av bløtbunnsfauna for kartlegging av økologisk tilstand på et utvalg av lokaliteter (Figur 4.1) (Bakke m.fl. 2009, 2013). Undersøkelsene omfattet Frierfjorden (dybdegradient), Eidangerfjorden, Langesundsfjorden og Håøyfjorden. Prøvene indikerte generelt god økologisk tilstand (klasse II), men noen lokaliteter fikk meget god tilstand og noen fikk moderat tilstand. I dypere områder av Frierfjorden (> 60 m) var det dårlig tilstand på grunn av oksygensvikt. I forbindelse med undersøkelsen i 2012 ble også dioksiner, klororganiske forbindelser og TBT analysert i sedimenter fra Frierfjorden og Langesundsfjorden



Figur 4.1. Lokaliteter for prøvetaking av bløtbunnsfauna og sedimenter i Grenlandsfjordene i perioden 2008 til 2012.

Samlet oversikt over resultater for dioksiner, HCB og bløtbunnsfauna basert på indeksen NQ11 er vist i Tabell 4.2. Det ble foretatt samtidig prøvetaking av dioksiner og bløtbunnsfauna på forsøksfeltene ved tynnsjikttildekkingen i 2009 (FE6, FO44) og ved prøvetakingen for bløtbunnsfauna i Frierfjorden (Ø30) og Langesundsfjorden (F8) i 2012. For øvrige stasjoner av bløtbunnsfauna er det for sammenligning her benyttet data for dioksiner enten fra tidligere prøvetaking (2000-2005) eller fra nærliggende stasjoner. Dette vurderes som realistisk ut fra at det erfaringsmessig ikke skjer store endringer i miljøgiftinnholdet over tid.

Generelt indikerte bløtbunnsfaunaprøvene svært god eller god tilstand. Tilstanden var mindre god eller dårlig på større dyp enn 40 m i Frierfjorden og i Håøyfjorden i 2012 og delvis også i 2008. Disse fjordområdene er utsatt for oksygensvikt og har hatt dårlige tilstand over mange år, men tilstanden er gradvis i bedring i Frierfjorden (Bakke m.fl. 2009).

**Tabell 4.2. Dioksiner, HCB og bløtbunnsfauna i Grenlandsfjordene. Analyser av dioksiner er fra perioden 2000-2013 mens bløtbunnsfauna er fra perioden 2008-2012. Tilstandsklasse er angitt ved fargekode (se Figur 1 og Figur 2).**

Stasjoner for bløtbunnsfauna i Frierfjorden, Eidangerfjorden og Håøyfjorden ble innsamlet både i 2008 og 2012.

Nærliggende eller sammenfallende stasjoner for kjemi og biologi er vist. Verdier for dioksin i parentes er antatt realistisk verdi fra nærliggende prøvetaking.

Stasjon	Sediment					Bløtbunnsfauna				
Stasjon (kjemi/biologi)	År (kjemi)	Dyp m	TOC mg/g	dioks TEQ µg/kg	HCB µg/kg	År	Dyp m	Repl fauna	NQI 1 2008-10	NQI 1 2012
Sed6 /V20	2000	17		4,04		2008/12	20	1	0,71	0,75
V30				(4,04)		2008/12	30	1	0,76	0,73
V40				(4,04)		2008/12	40	1	0,63	0,60
Sed7 /V50	2000	54		2,58		2008/12	50	1	0,66	0,62
GFG1 /Ø20	2005	17	18,3	5,41		2008/12	20	1	0,76	0,74
Ø30	2012	30		5,93	340	2008/12	30	1	0,70	0,77
Ø40				(5,93)		2008/12	40	1	0,66	0,66
Ø50				(5,93)		2008/12	50	1	0,54	0,59
F7	2005	107		(1,28)		2008/12	98	4	0,71	0,63
GY07/F8	2012	105	31,3	0,90	24	2008/12	105	4	0,65	0,64
FD /H2	2005	128		0,41		2008/12	207	4	0,47	0,39
FO 4	2009	30	15,6	0,35		2009	30	3	0,71	
FO 4				(0,35)		2010	30	5	0,70	
FE 6	2009	90	33,0	1,28		2009	79-80	3	0,76	
FE 6				(1,28)		2010	79-83	5	0,70	
FE 7				(1,28)		2010	96-98	5	0,63	

For å belyse mulige sammenhenger mellom sedimentkonsentrasjoner av dioksiner, utlekking til vannmassene og opptak i stedlige organismer ble det i 2009 og 2010 gjennomført forsøk med bunn sediment fra område FE6 og FO4 (Schaanning og Allan, 2012). Sedimenter fra de to lokalitetene ble overført i bokscore-linere til bløtbunnsmesokosmos ved Marin Forskningstasjon Solbergstrand hvor forsøkene ble gjennomført. I mesokosmos-laboratoriet ble det tilsatt to sedimentlevende organismer mens passive prøvetakere ble utplassert i vannet 5-10 cm over sedimentene. Etter flere måneders eksponering ble organismene og de passive prøvetakerne samlet inn og analysert for dioksiner frigjort fra sedimentene i de respektive boksene. Resultatene viste at det ikke var noen enkel, lineær sammenheng mellom opptak i organismer (i vid forstand) og konsentrasjon av dioksiner i sedimentene, selv under like forhold m.h.t. sedimentligander og grad av dioksin-immobilisering. En sterkere ligandbinding som følge av det høyere innholdet av organisk karbon i sedimentene fra Eidangerfjorden

ville kunne forklare det lave FE6/FO4 forhold i snegl sammenlignet med sedimentene, men ikke variasjonen fra 0,8 i snegl til 7,3 i de passive prøvetakerne. Det gjøres oppmerksom på at dette er enkeltmålinger slik at tilfeldige variasjoner kan være betydelige, men resultatene tyder likevel på at biotilgjengelighet er påvirket av flere faktorer enn sedimentkonsentrasjoner og lokale sediment-vann partisjonskoeffisienter.

**Tabell 4.3. Konsentrasjoner (toksisitetsekvivalenter) av dioksiner (PCDD/F) i sedimenter fra to stasjoner i Grenlandsområdet sammenlignet med konsentrasjoner i organismer og passive prøvetakere.**

Organismene er snegl (*Nassarius reticulatus*) og børstemark (*Hediste diversicolor*) eksponert i de respektive sedimentene. Passive prøvetakere (LDPE) eksponert i vannet over sedimentene. Data fra Schaanning og Allan (2012).

	FO4 (Ormfjorden)	FE6 (Eidangerfjorden)	FE6/FO4
Sediment 2009 (µg/kg)(fra tabell 4.2)	0,35	1,28	3,7
<i>Nassarius reticulatus</i> 2009 (pg/g ww)	5,1	4,2	0,8
<i>Nassarius reticulatus</i> 2010 (pg/g ww)	3,7	6,0	1,6
<i>Hediste diversicolor</i> 2010 (pg/g ww)	5,0	25,1	5,0
Passive prøvetakere 2010 (pg/sampler)	7	51	7,3

#### 4.2.2 Vikkilen - TBT

Vikkilen ved Grimstad karakteriseres som meget sterkt forurenset av TBT (Bakke m.fl. 2008). Vikkilen er en kort fjordarm som strekker seg ca. 3 km i NØ retning fra Grimstad havneområde. Innerst i kilen er det skipsverft og mekanisk industri og en mindre småbåthavn. I tidligere tider var Vikkilen et senter for bygging av seilskip og mindre treskip med svært mange aktive verft. Dypet varierer fra ca. 40 m i ytre del ved Grimstad til ca. 13 m i indre del ved industrien. Det er ingen betydelige terskler i området.

I perioden 2004-2008 ble det målt innhold av miljøgifter på i alt 33 lokaliteter i Vikkilen. Nivåene av TBT varierte fra 93000 µg/kg tv til 300 µg/kg tv (Bakke m.fl. 2008). Samtlige målte verdier falt i tilstandsklasse V. Dette gjelder både i henhold til beregnede effektbaserte tiltaksgrenser og såkalte forvaltningsmessige tiltaksgrenser som er høyere og tilsvarer grenseverdier fra tidligere veiledere (Bakke m.fl. 2007). Forurensningen var sterkest i indre områder og spesielt nær det eneste skipsverftet som har aktivitet i dag, mens det var avtagende konsentrasjoner i ytre del mot Grimstad havn. I tillegg til TBT, var det forurensning fra PAH i området, mens det var lite forurensning av PCB og metaller (Bakke m.fl. 2008).

Samtidig med prøvetakingen for miljøgifter i 2008 ble det innsamlet bløtbunnsfauna på 5 stasjoner (Fig 4.2, Tabell 4.4). Disse ble fordelt fra innerst til ytterst i Vikkilen etter en gradient i konsentrasjoner av TBT. Ved rapporteringen i 2008 ble materialet ikke fullstendig opparbeidet, men prøvene viste at bløtbunnsfaunaen hadde dårlig tilstand innerst i kilen og moderat god til god tilstand utover i kilen. Til denne rapporten er alt materialet opparbeidet for fullstendig klassifisering av faunaen.

I forbindelse med utarbeidelse av tiltaksplaner er det foretatt risikovurderinger av sedimentene som omfatter analyser av sediment og porevann, TBT-flukser, giftighetstester og vevsnivå av TBT i sedimentlevende organismer og i utvalgte fisk og skalldyr. Undersøkelsene viser at sedimentene utgjør en beregnet risiko for skade på sedimentlevende organismer spesielt på grunn av TBT, men også enkelte metaller og PAH-forbindelser (Bakke m. fl 2008, 2011). Beregningene ble basert både på totalkonsentrasjoner i sedimentene, der bly, kobber, sink, flere PAH-forbindelser og TBT viste moderat til dårlig kjemisk tilstand, og på målte nivåer i porevann der TBT viste meget dårlig tilstand (klasse V ut fra klassifiseringen av TBT i vann). Toksisitetstester (Bakke m. fl. 2011) viste imidlertid at de samme porevannsprøvene hadde liten/ingen akutt toksisitet, noe som tyder på at den reelle risikoen er lavere



enn det som ble beregnet ut fra målte konsentrasjoner i sediment og porevann, og at den kjemiske tilstandsklassifisering derfor indikerer en dårligere økologisk tilstand enn det som er reelt.



Figur 4.2. Lokalteter for prøvetaking av bløtbunnsfauna og miljøgifter i sedimenter i Vikkilen ved Grimstad 2008.

**Tabell 4.4. TBT og bløtbunnsfauna i Vikkilen ved Grimstad juni 2008.**  
Tilstandsklasse er angitt ved fargekode (se Figur 1 og Figur 2).

H<sub>2</sub>S= lukt av hydrogensulfid i sedimentet.

Stasjon	Dyp m		Ant repl kjemi	Cu mg/kg tv	Zn mg/kg tv	TBT µg/kg tv	Ant repl fauna	NQI 1
B16	16-17	Mørk grå	1	316	442	1500	4	0,62
B6	10-11	Svart finkornet, H <sub>2</sub> S	1	1752	1039	93000	4 <sup>1)</sup>	0,42
B1	18	Grå leire	1	50	77	1600	4	0,59
B5	34	Mørk grå, svak H <sub>2</sub> S	1	97	196	960	4	0,64
B3	34-35	Brunt sediment	1	48	155	320	4 <sup>1)</sup>	0,79

1) en prøve ble subsamlet ved opparbeiding og er ikke tatt med ved beregning av indekser

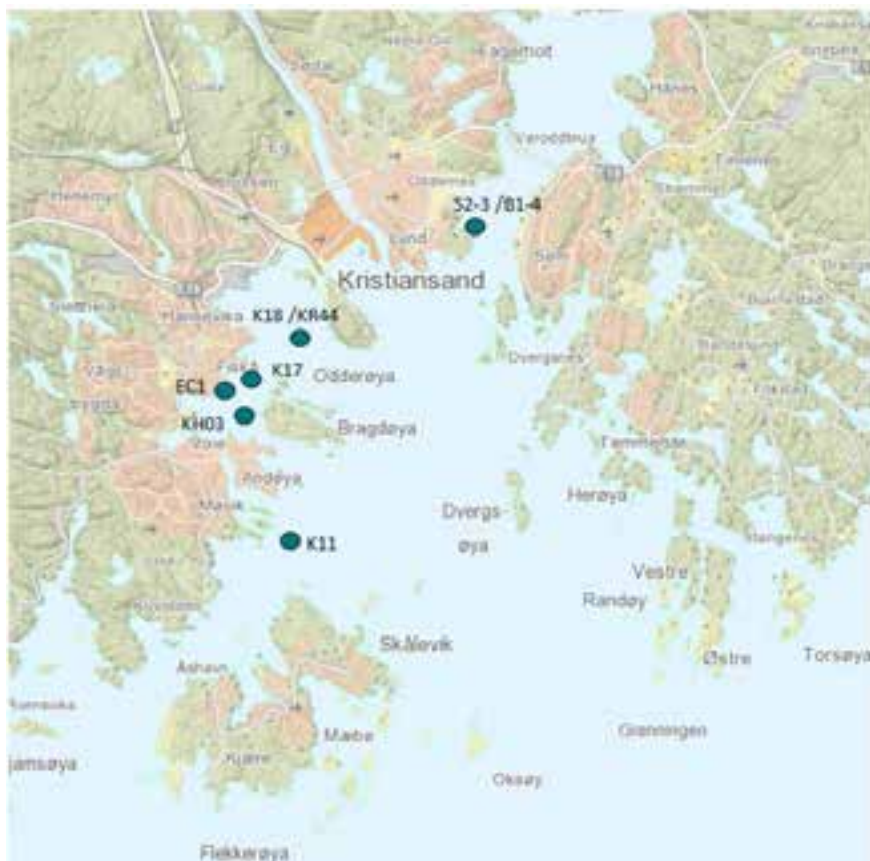
I Vikkilen har det over flere år pågått undersøkelser av kjønnsforstyrrelse hos snegl. Undersøkelser i 2005 viste at det var sterke virkninger med svært høy andel av sterile snegl i indre områder ved den mekaniske industrien. Virkningene avtok mot Grimstad havn og lenger ut i fjordsystemet. Ved nye undersøkelser i kjønnsforstyrrelsen hos strandsnegl avtatt betydelig innenfor de mest påvirkede områdene og opphørt i ytre områder (Tveiten m.fl. 2012). Dette kan ses i sammenheng med redusert

bruk av TBT på skip og derved lavere utslipp fra industrien. Kjønnsforstyrrelsen hos nettsnegl, som lever i direkte kontakt med sedimentene, er imidlertid fortsatt høy i de mest utsatte områdene.

#### 4.2.3 Kristiansandsfjorden - metaller, dioksiner og PAH

Kristiansandsfjorden er forurensset av utslipp fra prosessindustri og smelteverk. De sterkest forurensede områdene er Hanneviksbukta i Vesterhavn hvor problemene er knyttet til metaller og klororganiske forbindelser (dioksiner, HCB) og Fiskåbukta hvor problemer er knyttet til PAH. I fjorden har det vært foretatt en rekke undersøkelser siden 1980-tallet. I 2002 ble bunnsedimentene i Hanneviksbukta tildekket med sandmasser for å redusere utlekking av miljøgifter fra sedimentene. Senere har det vært gjort oppfølgende undersøkelser både av miljøgifter i sedimenter og bløtbunnsfauna for å overvåke utviklingen etter tildekkingen (Oug m.fl. 2004, Berge m.fl. 2007). Fjordområdet er gjenstand for løpende overvåking og nylig er det gjennomført flere tiltaksrettede delundersøkelser (Næs m.fl. 2011, 2013, Schøyen m.fl. 2013).

I Kristiansandsfjorden er det gjort studier av biotilgjengelighet og opptak av miljøgifter i stedegne organismer (Skei m.fl. 2002, Berge m.fl. 2007, Allan m.fl. 2012, Ruus m.fl. 2013b). Teoretisk ble biotilgjengelighet estimert for sedimentassosiert PAH, PCB og HCB ved modeller basert på de fysisk-kjemiske egenskapene til forbindelsene og ved målinger av konsentrasjoner i porevann. Estimaten ble sammenlignet med bioakkumulering i forsøk hvor flerbørsteorm (*Nereis virens*) og nettsnegl (*Nassarius reticulatus*) ble eksponert til sedimenter fra fjorden. Undersøkelsene viste at det var bedre samsvar mellom opptak i organismer og predikert bioakkumulering basert på porevannskonsentrasjoner enn mellom opptak og predikert bioakkumulering fra modeller som beskriver binding til sedimentpartikler (basert på stoffenes fysisk-kjemiske egenskaper).



Figur 4.3. Lokalteter i Kristiansandsfjorden for undersøkelser av miljøgifter i sedimenter og bløtbunnsfauna 2010-2012.

**Tabell 4.5. Miljøgifter og bløtbunnsfauna i Kristiansandsfjorden 2010-2012.**  
Tilstandsklasse er angitt ved fargekode (se Figur 1 og Figur 2).

For stasjoner med flere replikate prøver er klassifiseringen gjort på grunnlag av gjennomsnittsverdien. i.m. = ikke målt.

St	År	Dyp m	Repl kjemi	Ni mg/kg	Cu mg/kg	PAH16 µg/kg	HCB µg/kg	dioks µg/kg	PCB µg/kg	Repl fauna	NQI 1
EC1	2010	21	5	693	661	174808	i.m.	i.m.	i.m.	4	0,67
KH03	2010	17	5	347	242	15007	i.m.	i.m.	i.m.	1	0,73
K17	2010	31	1	828	641	(37484) <sup>1</sup>	i.m.	i.m.	i.m.	2	0,75
EC1	2012	20	5	408	236	104434	i.m.	i.m.	i.m.	4	0,61
KH03	2012	17	5	284	102	12101	i.m.	i.m.	i.m.	2	0,70
K17	2012	31	5	796	566	39904	265	0,33	21,7	4	0,69
K18 /KR44	2012	45 /40	5	406	273	15552	165	0,13	9,4	2	0,62
K11	2012	61	3	68	46	2676	6	0,02	7,0	2	0,77
S2-3 /B1-4	2012	15	1	7	9	2646	0,4	< 0,01	9,7	2	0,71

1) ikke målt, verdi beregnet som veid middel mellom målinger i 2006 og 2012 (Næs m.fl. 2013)

De mest forurensede stasjonene i Kristiansandsfjorden, som alle ligger i Fiskåbukta, har også høye verdier for TOC. Dette er rester av tremateriale fra tidligere treindustri i området og sot fra industrikull.

#### 4.2.4 Sørfjorden - metaller

Sørfjorden i Hardanger har vært gjenstand for undersøkelser over lang tid. I det opprinnelige mest forurensede området, Eitrheimsvågen, ble det gjort tiltak med overdekking av sedimenter i høsten 1992. I 1986 ble jarositt-avfallet fra sinkproduksjonen overført til fjellhaller og utslippet av metaller til sjø ble redusert med over 90 % i forhold til 1985-nivå. Sediment avsatt etter 1986 viser en klar nedgang i forurensningsnivå fram til 2007. Men selv overflatesedimentet var i juni 2007 i tilstandsklasse IV og V (dårlig og svært dårlig) for noen av metallene som ble analysert. PCB i sediment ble ikke påvist i 2007, men derimot ble DDT påvist (Ruus m.fl. 2008). Det foreligger nye data på metaller i sedimenter, porevann (DGT-prøver) og utlekking bl.a. fra en lokalitet med jarositt (Zn, Cd) på omkring 50 m dyp øst for Eitrheimsneset i området der jarositt ble sluppet ut i store mengder før 1986 (Ruus m.fl. 2013a).

Prøver av bløtbunnsfauna ble innhentet som ledd i foreliggende utredning. Prøvene ble tatt på fire stasjoner ved Eitrheimsneset hvor det ble foretatt eksperimentalundersøkelser av bunnsedimenter ved undersøkelser i 2012 (Ruus m.fl. 2013a). Ved eksperimentalundersøkelsene ble det avgrenset fire områder benevnt A-D. Samtidig med prøvene av bløtbunnsfauna ble det tatt nye prøver av metaller. Oversikt over resultatene for metaller og bløtbunnsfauna basert på indeksen NQI1 er vist i Tabell 4.6.





Figur 4.4. Lokalteter i Sjøfjorden i Hardanger for undersøkelser av miljøgifter i sedimenter (2012) og bløtbunnsfauna (2013). Stasjonsnummer og lokalisering er gitt ved undersøkelsen i 2012 (Ruus m.fl. 2013).

Tabell 4.6. Metaller og bløtbunnsfauna i Sjøfjorden 2013. Resultater fra prøvetaking 25. september 2013. Tilstandsklasse er angitt ved fargekode (se Figur 1 og Figur 2).

Stasjon	Dyp m	Ant repl kjemi	TOC mg/g	Hg mg/kg	Cd mg/kg	Cu mg/kg	Pb mg/kg	Zn mg/kg	Ant repl fauna	NQI 1
SØ2 (D)	62	1	41,5	4,78	3,1	150	910	1800	3	0,66
SØ3 (D)	54	1	40,3	5,95	4,4	200	1400	2600	3	0,68
SØ7 (B)	45	1	54,4	8,76	3,4	200	1200	2600	3	0,65
SØ10 (C)	49	1	15,7	1,76	0,8	56	300	620	3	0,67

Ved eksperimentalstudiene i 2012 ble det fortatt undersøkelser av utlekking av metaller fra sedimentene. Utlekkingen kan sees som en indikasjon på hvor tilgjengelig metallene i sedimentet er for opptak i organismer. Bunnsedimenter fra 15 lokaliteter i indre Sjøfjorden ble tatt med bokscorer og overført til bløtbunnsmesokosmos ved Marin Forskningstasjon Solbergstrand hvor forsøkene ble gjennomført (Ruus m.fl. 2013a). Resultater fra de tre områdene B, C og D hvor prøvene av bløtbunnsfauna ble tatt er vist i Tabell 4.7. Resultatene viser at det ikke var noen entydig sammenheng mellom observert utlekking i 2012 og konsentrasjonene målt i sedimenter fra samme område i 2013. For eksempel var konsentrasjonen av bly i samme størrelsesorden på stasjonene SØ 2, 3 og 7, mens utlekking av bly var ca 10x større på SØ7 enn på SØ10. Fluksene målt i samtlige tolv bokscorerprøver

innsamlet i Sørfjorden i 2012 viste et lignende resultat ved at korrelasjonen mellom utlekking og konsentrasjon i sedimentenes topplag (0-1 cm) var svak og ikke signifikant for de to antatt mest toksiske metallene Hg og Cu (Tabell 4.8). Dette indikerer at det ikke alltid er noen god sammenheng mellom sedimentkonsentrasjon og biotilgjengelighet av metaller, spesielt i et område som Sørfjorden der variasjoner i sedimentkonsentrasjoner kan skyldes påvirkning fra utslipp av metallholdige avfallsprodukter med karakteristiske bindingsforhold.

**Tabell 4.7. Utlekking av metaller ( $\mu\text{g m}^{-2} \text{ d}^{-1}$ ) fra sedimenter i Sørfjorden.**

Tallene representerer gjennomsnitt av flukser målt tre ganger i tre bokscorerprøver fra hvert område. Utlekking av Cd fra område C og Pb fra område D var signifikant lavere enn tilsvarende flukser fra område B (markert med \*). For alle øvrige metaller var det ikke signifikante forskjeller i metallflukser mellom de tre områdene. Data fra Ruus m.fl. (2013a).

Område	Hg	Cd	Cu	Pb	Zn
B (SØ7)	0,039	29,2	16,0	60,1	999
C (SØ10)	0,018	11,8*	12,1	10,4	358
D (SØ2,3)	0,020	26,4	10,2	5,8*	1046

**Tabell 4.8. Korrelasjoner mellom metaller i sedimentenes topplag (0-1 cm) og utlekking til vannmassene.**

Resultater fra forsøk ved Marin Forskningsstasjon Solbergstrand med bokscorerprøver overført fra Sørfjorden i juni 2012. Stjerne (\*) viser signifikant økende fluks med økende konsentrasjon av metaller i sedimentet. Data fra Ruus (m.fl. 2013a)

	Hg	Cu	Cd	Zn	Pb
R <sup>2</sup>	0,070	0,286	0,096	0,403	0,092
P	0,08	0,29	0,04*	<0,0001*	0,04*

#### 4.2.5 Sunndalsfjorden - PAH

Sundalsfjorden er forurenset av PAH fra smelteverk. Fjorden har vært undersøkt siden 1980-tallet. Undersøkelsene har vist at påvirkningen av PAH har avtatt over senere år som følge av rensetiltak, men konsentrasjonene av PAH i sedimentene er fortsatt høye. I 2008 tilsvarte konsentrasjonene meget sterkt forurenset (kl. V, svært dårlig) nær smelteverket, mens det i litt mer avstand var moderat forurenset (kl. III). Bløtbunnsfauna i fjorden indikerte svært god tilstand (Næs m.fl. 2010).

I Sunndalsfjorden er det foretatt lignende studier av biotilgjengelighet for PAH som i Kristiansandsfjorden (Ruus m.fl. 2010). Teoretisk ble bioakkumulering predikert på to måter: (1) ved en modell basert på de fysiske-kjemiske egenskapene til forbindelsene og (2) ved å estimere biotilgjengelig fraksjon som den andelen som lar seg desorbere fra partikler til porevann. Disse forskjellige prediksjonene ble så sammenlignet med bioakkumulering i forsøk hvor en flerbørsteorm (*Hediste diversicolor*) og nettsnegl (*Nassarius reticulatus*) ble eksponert for sedimenter fra fjorden. Undersøkelsen viste relativt godt samsvar mellom predikert bioakkumulering basert på målt biotilgjengelig fraksjon og bioakkumulering i organismene. På den annen side var det for de fleste forbindelser dårlig samsvar (opp til flere størrelsesordener) mellom estimatene fra modellen og opptaket i organismene.



Figur 4.5. Lokalteter i Sunndalsfjorden for undersøkelser av PAH i sedimenter og bløtbunnsfauna 2008.

**Tabell 4.9. Stasjoner for prøvetaking av PAH og bløtbunnsfauna i Sunndalsfjorden 2008. Tilstandsklasse er angitt ved fargekode (se Figur 1 og Figur 2).**

Stasjon	Dyp m	Sediment	Repl kjemi	BaP µg/kg tv	PAH16 µg/kg tv	Repl fauna	NQI 1
SF6	56	Sandig silt, litt grus	1	5800	65509	4	0,76
SU 1	111	Finkornet silt og leir	5	1440 <sup>1)</sup>	15342 <sup>1)</sup>	4	0,75
SU 2	111	Finkornet silt og leir	3	370 <sup>1)</sup>	3628 <sup>1)</sup>	4	0,80

1) middelverdi av replikatprøvene

#### 4.2.6 Ballangsfjorden - metaller

Ballangsfjorden er en kort sidearm til Ofotfjorden sørvest for Narvik. Fram til 1964 ble det drevet utvinning av svovelkis i området og i en periode fram til 2002 ble det produsert nikkelkonsentrat. I forbindelse med gruvedriften er det etablert flere deponier for avgangsmasse i strandsonen i fjorden. Deponiene er lukket med tette damvegger og overdekning. Fjorden er forurenset av metaller fra gruveavgang og fra deponeringsvirksomheten. Siste undersøkelse ble foretatt i 2007 og omfattet metaller i vann, organismer og sedimenter, samt bløtbunnsfauna på bløtbunn (Berge m.fl. 2008).

Bunnsedimentene i indre deler av fjorden ble karakterisert som sterk forurenset med kobber og markert forurenset med bly og sink (Berge m.fl. 2008). Også nikkel-konsentrasjonen kvalifiserte for betegnelsen markert forurenset på en lokalitet. Resultatene fra analyse av kobolt, krom og kadmium viste lite til moderat forurensning på alle lokaliteter. Bløtbunnsfauna ble innsamlet på fire lokaliteter i 2007 (Fig 4.6, Tabell 4.10). På tre av lokalitetene var minst ett av metallene i tilstandsklasse dårlig eller svært dårlig på tre av lokalitetene (Tabell 4.10). På disse lokalitetene varierte faunaen fra mindre god til meget god tilstand. I forhold til tidligere undersøkelser (1997) var tilstanden i fjorden forbedret med unntak for der forurensningen var sterkest.



Fig. 4.6. Stasjoner for undersøkelse av miljøgifter og bløtbunnsfauna i Ballangsfjorden 2007

**Tabell 4.10. Stasjoner for prøvetaking av metaller (S) og bløtbunnsfauna (BA) i Ballangsfjorden i Nordland 2007. Tilstandsklasse er angitt ved fargekode (se Figur 1 og Figur 2).**

Stasjon	Dyp m	Ant repl kjemi	Ni µg/g tv	Pb µg/g tv	Cu µg/g tv	Cd µg/g tv	Zn µg/g	Ant repl fauna	NQI 1
S1 /BA1	19	3 <sup>1)</sup>	113	385	1160	0,7	834	4	0,62
S3 /BA2	33-34	3 <sup>1)</sup>	553	70	209	<0,2	142	4	0,75
S6 /BA3	95-98	3 <sup>1)</sup>	33	55	93	<0,2	83	4	0,61
S7 /BA4	101-114	3 <sup>1)</sup>	12	24	25	<0,2	46	4	0,72

1) det ble tatt tre separate prøver (grabbhugg) som ble slått sammen til en blandprøve ved analyse

## 5. Sammenligning av tilstandsklassifisering for miljøgifter og bløtbunnsfauna

### 5.1 Tilstandsklassifisering

#### 5.1.1 PAH - polysykliske aromatiske hydrokarboner

Sammenfattende data for Kristiansandsfjorden og Sunndalsfjorden er vist i Tabell 5.1. De fleste lokalitetene faller i tilstandsklasse IV og V for PAH. Med få unntak indikerer indeksene for bløtbunnsfauna god eller svært god økologisk tilstand på lokalitetene.

I Kristiansandsfjorden er det generelt sammensatte problemstillinger med høye forurensninger også av andre miljøgifter (se kap. 4.2.3). I tillegg har flere stasjoner bunnsedimenter med høye TOC-verdier. I Sunndalsfjorden er det 'ren' forurensning av PAH. Stasjonene fra Sunndalsfjorden fikk med ett unntak svært god tilstand for alle indeksene for bløtbunnsfauna.

**Tabell 5.1. PAH og bløtbunnsfauna i Kristiansandsfjorden og Sunndalsfjorden.**

Alle indekser for bløtbunnsfauna er vist med klassifisering i henhold til Veileder 01:2009. Lokalitetene er rangert etter avtagende konsentrasjoner av PAH.

Stasjon - år	Sedimenter			Bløtbunnsfauna						
	Fjord	TOC <sub>norm</sub> (0-1 cm)	PAH16 µg/kg	Ant arter	NQI 1	NQI 2	H'	ES <sub>100</sub>	ISI	AMBI
EC1 - 10	KRS	118	174808	71	0,67	0,57	3,12	17,8	7,54	2,68
EC1 - 12	KRS	142	104434	41	0,61	0,55	3,38	17,8	7,13	3,21
SF6 - 08	SU	34	65509	83	0,76	0,71	4,37	31,84	8,40	2,09
K17 - 12	KRS	55	39904	69	0,69	0,61	3,57	22,2	8,51	2,59
K17 - 10	KRS	60	(37484) <sup>1</sup>	68	0,75	0,68	3,89	25,8	9,03	1,96
KR44- 12	KRS	24	15552	47	0,61	0,53	3,27	19,8	7,95	3,44
SU1 - 08	SU	16	15342	92	0,75	0,71	4,53	32,72	9,42	2,33
KH03- 10	KRS	34	15007	30	0,73	0,67	3,47	19,8	8,02	1,70
KH03- 12	KRS	45	12101	47	0,70	0,67	3,98	21,9	7,64	2,30
SU2 - 08	SU	14	3628	131	0,80	0,77	4,77	34,73	10,06	1,84
K11 - 12	KRS	28	2676	62	0,77	0,74	4,68	33,0	9,79	2,04
B1-4 - 12	KRS	25	2646	68	0,71	0,67	4,37	29,1	7,77	2,64

1) ikke målt, verdi beregnet som veid middel mellom målinger i 2006 og 2012 (Næs m.fl. 2013)

#### 5.1.2 Dioksiner og furaner

Sammenfattende data for Grenlandsfjordene og Kristiansandsfjorden er vist i Tabell 5.2. De fleste lokalitetene faller i tilstandsklasse IV og V for dioksiner. Med få unntak indikerer indeksene for bunnsfauna god eller svært god økologisk tilstand på lokalitetene. Stasjonen i Kristiansandsfjorden som får tilstandsklasse moderat for de sammensatte indeksene (KR44) ligger midt i Vesterhavnområdet hvor det også er høye verdier for metaller og PAH som kan influere på resultatet. Stasjonen i Grenland som tilsvarende får moderat tilstand for enkelte av indeksene (V50), ligger i Frierfjorden ned mot oksygenfattig dypvann og kan være influert av nedsatt oksygentilgang.

Stasjonen i Håøyfjorden som er påvirket av oksygensvikt og var svært artsfattig (FD /H2) er utelatt fra oversikten.

**Tabell 5.2. Dioksiner og bløtbunnsfauna i Grenlandsfjordene og Kristiansandsfjorden.**

Verdier for dioksiner er oppgitt for nærliggende prøvetakingspunkt til biologistasjon. Lokalitetene er rangert etter avtagende konsentrasjoner av dioksiner. i.b. = ikke beregnet (færre enn 100 individer).

Stasjon	Sedimenter				Bløtbunnsfauna						
	Fjord	TOC <sub>norm</sub> (0-1 cm)	dioksin TEQ µg/kg		Ant arter	NQI 1	NQI 2	H'	ES <sub>100</sub>	ISI	AMBI
Ø30 - 08	GRE		5,93	1)	22	0,70	0,64	3,79	i.b.	7,86	2,41
Ø20 - 08	GRE	18	5,41		23	0,76	0,70	3,93	i.b.	9,03	1,74
V20 - 08	GRE		4,04		25	0,71	0,67	3,95	i.b.	8,58	2,25
V50 - 08	GRE		2,58		18	0,66	0,55	2,86	i.b.	7,40	2,69
F7 - 08	GRE		1,13		55	0,71	0,68	4,30	30,18	8,82	2,53
FE6 - 09	GRE	33	1,28		64	0,76	0,70	4,13	32,44	10,34	2,05
F8 - 08	GRE		0,90		69	0,65	0,61	4,10	25,20	8,28	3,24
FO4 - 09	GRE	16	0,35	2)	26	0,71	0,61	2,90	15,67	9,23	1,80
K17	KRS	55	0,33	3)	69	0,69	0,61	3,57	22,2	8,51	2,59
KR44	KRS	24	0,13	4)	47	0,61	0,53	3,27	19,8	7,95	3,44
Bunnfauna 2012, (*samme data for dioksin som over)											
Ø30 - 12	GRE		5,93			0,77	0,74	4,40	29,7	8,52	1,80
Ø20 - 12	GRE		5,41			0,74	0,67	3,71	22,0	8,76	1,93
V20 - 12	GRE		4,04			0,76	0,75	4,71	31,5	8,34	2,02
V50 - 12	GRE		2,58			0,62	0,54	3,09	18,5	6,56	3,09
F7 - 12	GRE		1,13			0,63	0,58	3,92	22,2	7,91	3,48
F8 - 12	GRE	31	0,90			0,64	0,60	4,11	23,8	7,88	3,34

1) klasse IV for HCB; 2) klasse III for HCB; 3) klasse V for PAH og kobber, klasse IV for HCB og nikkel; 4) klasse V for kobber, klasse IV for HCB, nikkel og PAH.

### 5.1.3 Metaller

Sammenfattende data for bly, kadmium, kvikksølv, nikkel og kobber for Sørfjorden, Ballangsfjorden og enkelte stasjoner fra Kristiansandsfjorden er vist i Tabell 5.3. Stasjonene er rangert etter avtagende verdier for bly (Pb). Bly er målt på alle stasjonene og nivåene spenner fra god til svært dårlig tilstand. Det er også målt for kadmium og kobber på alle stasjonene. Bly og kvikksølv har høyest nivåer i Sørfjorden, mens kobber har høyest nivåer i Ballangsfjorden og Kristiansandsfjorden. Indeksene for bløtbunnsfauna indikerer fra moderat til svært god økologisk tilstand. Stasjonene med høyest nivå for bly faller i tilstandsklasse god for de fleste indeksene, mens stasjonene med høyest nivåer for kobber faller i tilstandsklasse moderat.



**Tabell 5.3. Metaller og bløtbunnsfauna i Sørfjorden (SØ), Ballangsfjorden (S/BA) og Kristiansandsfjorden (K/KH).**

Viste stasjoner fra Kristiansandsfjorden har høyere tilstandsklasse for metaller (klasse V) enn for PAH/dioksin. Lokalitetene er rangert etter fallende konsentrasjoner for bly (Pb). Indeksene for bløtbunnsfauna er beregnet som gjennomsnitt av tre eller fire prøver (0,1 m<sup>2</sup>) på hver stasjon. i.m. = ikke målt.

Stasjon	Sedimenter					Bløtbunnsfauna						
	Pb mg/kg	Cd mg/kg	Hg mg/kg	Ni mg/kg	Cu mg/kg	Ant arter	NQI 1	NQI 2	H'	ES <sub>100</sub>	ISI	AMBI
SØ 3	1400	4,4	5,95	i.m.	200		0,68	0,63	3,98	23,9	7,68	2,87
SØ 7	1200	3,4	8,76	i.m.	200		0,65	0,61	3,90	22,9	7,38	3,06
SØ 2	910	3,1	4,78	i.m.	150		0,66	0,62	3,93	22,1	7,47	2,94
S1 /BA1	385	0,7	i.m.	113	1160	59	0,62	0,53	2,88	14,4	5,82	2,89
SØ 10	300	0,8	1,76	i.m.	56		0,67	0,61	3,85	25,7	7,73	2,95
K18/KR44	89	<0,2	0,27	406	273	47	0,61	0,53	3,27	19,8	7,95	3,44
S3 /BA2	71	<0,2	i.m.	553	209	72	0,75	0,70	4,13	26,8	7,91	2,03
KH03	64	<0,2	i.m.	347	242	30	0,73	0,67	3,47	19,8	8,02	1,70
S6 /BA3	55	<0,2	i.m.	33	93	66	0,61	0,51	3,12	19,0	8,29	3,54

#### 5.1.4 Tinnorganiske forbindelser (TBT)

I Vikkilen er det en betydelig gradient i TBT fra innerst i kilen til ytterområdet ved Grimstad, men alle verdier faller i tilstandsklasse V (svært dårlig tilstand) (Tabell 5.4). Dette gjelder både med hensyn til effektbaserte grenseverdier og de såkalte forvaltningsmessige grenseverdier som er mindre konservative (strengere) (Bakke m.fl. 2007). I bløtbunnsfauna er det en tilsvarende gradient med dårlig tilstand innerst i kilen der verdiene for TBT er høyest, økende til svært god tilstand ytterst ved Grimstad med lavest verdier for TBT. I hele området er det forholdsvis høyt organisk innhold i bunnsedimentet, men det er ingen gradient som kan relateres til endringene i bløtbunnsfauna.

**Tabell 5.4. Miljøgifter og bløtbunnsfauna i Vikkilen ved Grimstad.**

Indeksene for bløtbunnsfauna er beregnet som gjennomsnitt av fire prøver 0,1 m<sup>2</sup>. Lokalitetene er rangert etter avtagende konsentrasjoner av TBT. i.b. = ikke beregnet (færre enn 100 individer). Data for bløtbunnsfauna fra Bakke (2008) og opparbeidet i foreliggende prosjekt.

Stasjon	Sedimenter				Bløtbunnsfauna						
	TOC <sub>63</sub> (0-5cm)	TBT µg/kg	Cu mg/kg	PAH16	Ant arter	NQI 1	NQI 2	H'	ES <sub>100</sub>	ISI	AMBI
B6	54,1	93000	1752	14164	16	0,42	0,32	1,90	i.b.	5,36	4,70
B1	30,5	1600	50	1351	54	0,59	0,51	3,38	21,18	6,27	3,76
B16	38,6	1500	316	3354	44	0,62	0,51	2,78	18,06	6,90	3,16
B5	66,4	960	97	9132	54	0,64	0,58	3,49	18,20	6,95	2,92
B3	48,5	320	48	10099	116	0,79	0,80	5,27	39,04	8,75	1,99

### 5.1.5 Polyklorerte bifenyler (PCB)

PCB er ikke spesielt relatert til utslipp fra industri, men forekommer mer vanlig i havneområder og vannforekomster med forurensning fra ulike virksomheter. I Tabell 5.5 er det listet opp noen lokaliteter fra indre Oslofjord med forholdsvis 'ren' forurensning av PCB. Disse dataene er fra eldre undersøkelser og blir her presentert for å indikere i hvilken grad PCB har påvisbare effekter på bløtbunnsfauna.

**Tabell 5.5. PCB og bløtbunnsfauna fra lokaliteter i Oslofjorden.**

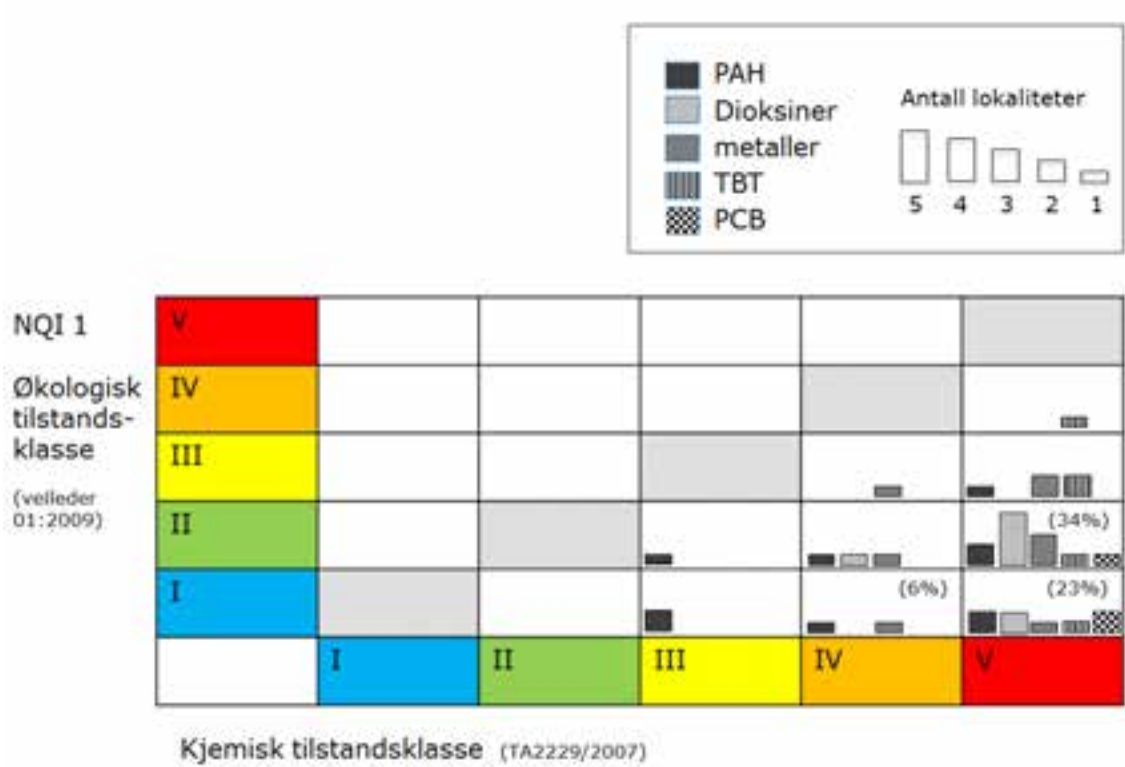
Resultater for tre av de mest framtrepende metallene i Oslofjorden (kvikksølv, kadmium, bly) er også vist. Indeksene for bløtbunnsfauna er beregnet på samlet fauna, dvs. med resultatene for parallelle prøver slått sammen, som erfaringsmessig gir litt høyere verdier enn snittverdier for enkeltprøver. Lokalitetene er rangert etter avtagende konsentrasjoner av PCB. Data for sedimenter fra Konieczny (1994), for bløtbunnsfauna fra Olsgard (1995).

Stasjon	Sedimenter					Bløtbunnsfauna						
	TOC <sub>63</sub> (0-5cm)	PCB7 µg/kg	Hg mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Ant arter	NQI 1	NQI 2	H'	ES <sub>100</sub>	ISI	AMBI
Hk41	114	382	0,27	0,09	50	41	0,65	0,61	3,87	24,1	7,86	2,96
Ck23	44	332	1,01	0,41	90	49	0,72	0,70	4,23	25,6	7,34	2,20
DI21	32	109	1,99	0,29	135	54	0,79	0,74	4,36	29,9	8,13	1,66

## 5.2 Hvor godt samsvarer klassifiseringene?

I Figur 5.1 er det gitt en oppsummering av kjemisk mot økologisk tilstand for lokaliteter som inngår i denne rapporten. Resultatene er fordelt på hovedgruppene PAH, dioksiner, metaller, TBT og PCB. Bløtbunnsfauna er representert ved indeksen NQI1 som er anbefalt benyttet for klassifisering (Veileder 01:2009). Oppsummeringen viser at alle lokalitetene karakteriseres ved bedre økologisk tilstand enn kjemisk tilstand. For de fleste lokalitetene er forskjellen to eller flere tilstandsklasser og for omkring to tredjedeler er forskjellen tre eller fire tilstandsklasser (klasse IV og V for kjemi og klasse I og II for bløtbunnsfauna). For alle stoffene klassifiseres en eller flere lokaliteter til svært dårlig tilstand (klasse V) for miljøgifter og svært god eller god tilstand (Klasse I og II) for bløtbunnsfauna.





Figur 5.1. Sammenligning av kjemisk og økologisk tilstand for lokaliteter som inngår i foreliggende rapport. Stasjoner fra Kristiansandsfjorden er fordelt etter den hovedgruppe av stoffer (PAH, metaller, dioksin) som har dårligst tilstandsklasse. For dioksiner er verdier fra Grenlandsfjordene og Kristiansandsfjorden i 2006-2010 inkludert. Prosentverdier viser andel av samlet antall lokaliteter (35).

## 6. Sammenfattende vurderinger

### 6.1 Forhold av betydning for kjemisk tilstand

#### 6.1.1 Hovedprinsipper for klassifisering av kjemisk tilstand

Klassifiseringssystemet for sjøvann og sedimenter (Bakke m.fl. 2007) skal gjenspeile reell risiko for skade på levende organismer. Systemet er i hovedsak basert på kunnskap om enkeltstoffer, og klassegrensene utenom øvre grense for bakgrunnsverdier (klasse I) er beregnet ut fra risiko for effekter (se Figur 1). Det varierer imidlertid i stor grad hvor mye og hvor god informasjon som foreligger for hvert enkelt stoff. Den viktigste klassegrensen når det gjelder sjøvann er øvre grense for klasse II som ikke skal overskrides for å oppnå god kjemisk tilstand. Veilederen for risikovurdering av forurenset sediment (TA-2802/2011) skal benyttes for å vurdere tilstanden til sedimenter.

Prinsippene for etablering av øvre grense for klasse II er i hovedsak i samsvar med vanndirektivets kriterier for utarbeiding av miljøkvalitetsstandarder (*Environmental Quality Standards*; EQS) og kriteriene for beregning av "Predicted No Effect Concentration (PNEC) i EUs risikovurderingsprogram for eksisterende kjemikalier (EC 2003). Disse konsentrasjonene er beregnet på basis av tilgjengelig informasjon om kronisk toksiske effekter ved langtidseksposering på sedimentlevende eller vannlevende organismer i laboratorieforsøk. Det benyttes sikkerhetsfaktorer (*Assessment Factor*; AF) for å ta høyde for usikkerhet ved ekstrapolering fra få testede arter i laboratorieforsøk til effekter i naturlige økosystemer. Dette innebærer at grenseverdien senkes, i enkelte tilfeller med 1-3 størrelsesordener. For beregning av øvre grense for klasse III er informasjon om akutt toksisitet i korttidsekspesimenter lagt til grunn, med tilsvarende bruk av sikkerhetsfaktor (AF). Samme data er benyttet til å beregne øvre grense for klasse IV, men da med bruk av en lavere sikkerhetsfaktor (AF). For noen av stoffene som er inkludert i klassifiseringen foreligger det dokumenter (Substance Data Sheets) utarbeidet av Fraunhofer Institut, Tyskland med forslag til kvalitetsstandarder (EQS) for vanndirektivet, og denne informasjonen er da benyttet.

Beregningsgrunnlaget for å fastsette klassegrensene er ulikt mellom miljøgiftene. For flere metaller foreligger det 'Risk Assessment Reports' (RAR) eller utkast til RAR fra EU (Cu, Cd, Ni, Pb, Zn). Kvalitetsstandarder (EQS) er foreslått for kvikksølv, kadmium og bly. Noen av disse er beregnet som "additional concentration", dvs. som tillegg til naturlig bakgrunnskonsentrasjon, mens andre er beregnet for totalkonsentrasjon av metallet. Samme fremgangsmåte er benyttet ved beregning av grenseverdier. Det foreligger også statistiske analyser av sensitivitetsfordeling blant arter av bløtbnunnsfauna fra Nordsjøen (SSD-analyser) for kobber, kadmium, bly, nikkel og sink som grunnlag for å beregne Environmental Impact Factors (EIF). For flere metaller er også likevektsfordeling mellom vann og sedimentpartikler tatt i betraktning for å gi grenseverdier i sediment basert på grenseverdier i vann. Resultatene har ofte gitt konsentrasjoner under eller nær bakgrunnskonsentrasjonen (som angitt i nåværende klassifiseringssystem) og det er derfor vurdert som nødvendig å addere bakgrunnskonsentrasjonene til beregnede konsentrasjoner for å få relevante grenseverdier.

For bestemte enkeltforbindelser av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er grenseverdiene fastsatt i henhold til forslag til kvalitetsstandarder (EQS) i vanndirektivet. Det er ikke fastsatt noen grenseverdi for sum-PAH<sub>16</sub>, da dette er en gruppe stoffer som består av 16 forskjellige forbindelser med ulike toksiske egenskaper og ulikt kunnskapsnivå med hensyn på toksisitet. For sum-PAH<sub>16</sub> benyttes de opprinnelige klassegrensene fra 1997 (Molvær m.fl. 1997).

For dioksiner og furaner (PCDD/F) er det ikke grunnlag for å fastlegge effektbaserte klassegrenser. Det er derfor valgt å opprettholde grenseverdiene fra 1997 (Molvær m.fl. 1997). Konsentrasjonene er normalisert til såkalte toksisitetsekvivalenter (TE). Dette konseptet har bakgrunn i at halogenerte hydrokarboner (f.eks. PCBer og dioksiner) gir giftighet gjennom den samme mekanismen. For disse forbindelsene er det utviklet såkalte toksiske ekvivalensfaktorer (TEF) som er et mål på giftighet i forhold til 2,3,7,8-tetraklordibenzo-p-dioksin (TCDD), som er den mest giftige/potente av dioksinene.

TCDD er tildelt TEF-verdien 1. TEF-verdier i kombinasjon med konsentrasjoner av aktuelle forbindelser kan brukes til å kalkulere toksiske ekvivalenskonsentrasjoner TE i prøver i miljøet.

For PCB finnes det data for toksiske effekter på akvatiske organismer for noen få enkeltforbindelser. I tillegg finnes det en del data for effekter av ulike kommersielle tekniske PCB-blandinger med forskjellig sammensetning. Det har derfor ikke vært mulig å fastlegge PNEC-verdier for PCB etter samme prinsipper som for mange andre miljøgifter. Som grunnlag for grenseverdier for PCB7 er det brukt effektbaserte grenseverdier fra USA (MacDonald 2000) som er omregnet ved bruk av en faktor for andel PCB7 av total PCB. Disse grenseverdiene er basert på feltundersøkelser av sedimenter, hvor biologiske indikatorer er korrelert med konsentrasjonen av ulike miljøgifter.

Heksaklorbensen inngår i de prioriterte stoffene som det er foreslått kvalitetsstandarder (EQS) for i Vanddirektivet og disse ligger til grunn for tilstandsklassene.

Tributyltinn (TBT) inngår også i de prioriterte stoffene som det er foreslått kvalitetsstandarder (EQS) for i Vanddirektivet. Disse grenseverdiene er svært lave i forhold til nivåer som finnes i kystnære sedimenter. I det norske klassifiseringssystemet er det derfor gitt et alternativt sett med høyere klassegrenser til forvaltningsmessig bruk som tilsvarer verdiene fra tidligere klassifiseringssystemer.

Utfyllende informasjon om grunnlaget for hver enkelt miljøgift er gitt i et bakgrunnsdokument til klassifiseringssystemet (TA-2803/2011).

### 6.1.2 Miljøgifter i bunnsedimenter og opptak i organismer

Undersøkelsene som er utført for dioksiner i Grenlandsfjordene, PAH i Kristiansandsfjorden og metaller i Sørfjorden har ikke alltid kunnet påvise noe klart samsvar mellom sedimentkonsentrasjoner og opptak i organismer. Dette kan dels ha sin årsak i hvorvidt stoffene foreligger i en form som gjør at de kan bli tatt opp i organismer (biotilgjengelighet) og dels i hvilken grad stoffene «hopes opp» i organismene (bioakkumulering). Teoretisk kan disse forholdene være medvirkende årsaker til at miljøgiftkonsentrasjoner og biologiske responser ofte ikke samsvarer. I tillegg kan biologiske responser variere mellom ulike arter slik at påviste effekter i forsøk med laboratorieorganismer ikke nødvendigvis vil være representative for alle naturlig forekommende organismer. Det ligger til grunn i økotoxikologiske tester at grenseverdier som utvikles skal beskytte de mest følsomme organismene.

For hydrofobe forbindelser (= organiske miljøgifter) indikerer undersøkelsene at den fraksjonen som er biotilgjengelig er vesentlig mindre enn antagelsene om bindingsforhold basert på fysisk-kjemiske egenskaper som ligger til grunn i risikovurderingsverktøy. Dette støttes også av andre undersøkelser. I en studie av biotilgjengelighet av PAH i sedimenter forurenset av kulltjærebeak ble det foretatt en sammenligning av biotilgjengelighet beregnet på basis av stoffenes fysisk-kjemiske egenskaper med biotilgjengelighet beregnet fra fraksjon som lar seg desorbere fra sedimentpartikler til porevann (Ruus m.fl. 2010). Ved å måle opptak i forsøksorganismer ble det påvist relativt godt samsvar mellom desorpsjon til porevann og opptak i organismene, mens det var dårlig samsvar (opp til flere størrelsesordener) mellom beregninger fra stoffenes egenskaper og opptak i organismene. En medvirkende forklaring er at mye av PAH i industrifjordene er sterkt bundet til ulike karbonformer i sedimentene. Tilsvarende er sannsynlig også for dioksiner.

For metaller er det andre prosesser enn diffusjon (som ligger til grunn for likevektsfordeling av hydrofobe forbindelser) som er involvert i bioakkumulering. Slike prosesser kan være endocytose (prosessen når en celle tar opp materiale ved innkrenning av cellemembranen slik at det dannes et hulrom som omslutter materialet) for eksempel assosiert med metallothionein, eller aktiv transport. Biotilgjengelighet av metaller i sediment er dessuten avhengig av sedimentegenskaper, pH, redoksforhold og konsentrasjon av ligander (ion eller molekyl, altså funksjonell gruppe, som binder seg til et sentralt metallatom og danner et kompleks). Ligander i et kompleks dikterer reaktiviteten til det sentrale atomet).

Det må bemerkes at de fleste undersøkelsene av opptak i organismer har vært utført med bare noen få av et stort antall ulike relevante bunnlevende organismer. Derfor er det viktig også å vurdere mulig påvirkning av biologiske faktorer når man ekstrapolerer resultater fra slike vurderinger til feltforhold. I en ganske ny studie basert på sannsynlighetsmodellering ble det tatt sikte på å forklare forskjeller mellom evalueringer av bioakkumulering gjort i laboratorium og i felt (Selck m.fl. 2012). Her ble viktigheten av inntak (spising) av sediment og sedimentets kvalitet og sammensetning påpekt. Ulike bunnlevende organismer har dessuten vidt forskjellige levemåter, noe som kan ha en stor innvirkning på graden av eksponering og bioakkumulering av sedimentassosierte forurensninger (Meador 2003).

Med hensyn til opptak i organismer kan økt desorpsjon (og biotilgjengelighet) av forurensninger fra partikler på grunn av fordøyelsesvæsker i tarmen være viktig. For eksempel har fordøyelsesvæsker hos sedimentetende arter ('deposit feeders') forhøyet enzym-aktivitet, høyt innhold av organiske kolloider og sterke overflateaktive egenskaper som påvirker løseligheten av PAH (Mayer m.fl. 1996, Voparil m.fl. 2004, Voparil and Mayer 2004, Weston and Maruya 2002). Med hensyn til utskillelse har enkelte bunndyr evne til å metabolisere PAH-forbindelser (Christensen m.fl. 2002, Giessing m.fl. 2003). Christensen m.fl. (2002) observerte for eksempel at flerbørstemarkene *Hediste diversicolor* og *Arenicola marina* produserte metabolitter av pyren. I en annen studie konkluderte Rust m.fl. (2004) at flerbørstemarken *Nereis virens* var såpass effektiv til å metabolisere benzo(a)pyren at denne ikke burde anvendes til å evaluere bioakkumulering av PAH. I ovennevnte studie av biotilgjengelighet av PAH fra sedimenter forurenset med kulltjærebeak (Ruus m.fl. 2010) tydet resultatene imidlertid på at fraksjonen av PAH tilgjengelig i porevann var viktig for bioakkumuleringen, mens metabolisme/eliminering var av mindre betydning.

### 6.1.3 Tilstandsklasser og vurdering av risiko for effekter på stedlig fauna

I den kjemiske tilstandsklassifiseringen er det lagt til grunn at en betydelig andel av de sedimentassosierte forurensningene er tilgjengelige for opptak i organismer og kan føre til biologiske effekter. De samme antagelsene er lagt til grunn ved utvikling av risikoverktøy for forurensete sedimenter. Som vist til ovenfor er dette ikke alltid tilfelle. På bakgrunn av disse erfaringene åpner risikoverktøyet for at det kan gjennomføres stedsspesifikke vurderinger av biotilgjengelighet for å oppnå mer presise estimater.

Risikovurderinger gjennomføres i henhold til Veileder for risikovurdering av forurenset sediment (TA-2802/2011). Prinsippet er at risikovurderingen gjøres trinnvis der hvert trinn er mer arbeidskrevende, men gir økt lokal forankring og økt sikkerhet i konklusjonene. Dette hindrer at unødig innsats brukes på områder som utgjør en ubetydelig risiko for miljøet, og hindrer at områder som utgjør en betydelig risiko blir friskmeldt innledningsvis.

Trinn 1 er en forenklet risikovurdering hvor miljøgiftkonsentrasjon og toksisitet av sedimentet sammenlignes med grenseverdiene for kjemisk tilstandsklassifisering som omtales i denne rapporten. I trinn 2 åpnes det for en mer omfattende risikovurdering som har som mål å fastslå om risiko for skade på miljø eller helse er akseptabel, eller om det må vurderes tiltak. Vurderingen gjøres ut fra miljøgiftenes mobilitet og fra stedlige forhold og omfatter risiko for spredning, risiko for human helse og risiko for økosystemet. Tolkning og vektlegging av delresultatene fra Trinn 2 vil være avhengig av miljømålet for området samt nåværende og planlagt bruk.

Dersom trinn 2 viser at risikoen fra sedimentene er uakseptabel, kan det gjennomføres et trinn 3 for å øke sikkerheten av resultatene. Strukturen og målsetningen er det samme som i trinn 2 og konklusjonene brukes på samme måte, men vurderingen er bedre forankret i lokale forhold. Aktiviteten kan spenne fra å erstatte sjablongverdier i trinn 2 for bindingsforhold og biotilgjengelighet med stedsspesifikke verdier til å gjøre en full numerisk modellering av mobilisering, transport og biologisk akkumulering av miljøgiftene.

Risikoveilederen anbefaler spesielt at man genererer stedsspesifikke fordelingskoeffisienter mellom sediment og porevann for hver miljøgift, siden disse i stor grad styrer den reelle toksisiteten og i tillegg er meget avhengig av lokale sedimentforhold. Bruken av generelle eller helst stedsspesifikke

fordelingskoeffisienter kan altså moderere den risikoen som de konservative (strengte) tilstandsklassene indikerer ved overskridelse, til mer reelle stedsspesifikke estimater. Dette kan ikke inkorporeres i de (universelle) grenseverdiene man skal operere med, men viser snarere hvordan disse skal brukes og betraktes i de enkelte tilfeller.

## 6.2 Forhold av betydning for økologisk tilstand

### 6.2.1 Hovedprinsipper for klassifisering av økologisk tilstand

Klassifiseringssystemet for bløtbunnsfauna skal benyttes for alle påvirkningstyper (Veileder 01:2009). Systemet bruker foreløpig samme indekser og grenseverdier for forskjellige typer av påvirkninger. Det er heller ikke utarbeidet differensierte grenseverdier for ulike regioner og vanntyper. Differensierte klassegrenser vil ta hensyn til at artsrikhet og artssammensetning varierer langs kysten og fra ytre kyst til indre fjordområder. Hva som representerer naturtilstanden (referansetilstand) vil derfor variere fra sted til sted. I hovedsak er det data fra norske fjorder og havområder som ligger til grunn for utvikling av indeksene, bortsett fra for indeksen AMBI som i stor grad er basert på informasjon fra vest- og syd-Europa.

Forandringer i sammensetningen av bløtbunnsfauna gir en generell indikasjon på at organismesamfunnet utsettes for påvirkninger i en eller annen form. De enkleste indeksene som er basert på antall arter og artsdiversitet, som  $H'$  og  $ES_{100}$ , kan fange opp effekter av alle typer påvirkninger som leder til redusert antall arter eller forandringer i dominansforholdet mellom arter. Også følsomhetsindeksen ISI viser respons på generell påvirkning. I hvilken grad en bestemt type påvirkning kan knyttes til endringene i tilstanden for bløtbunnsfauna, er derfor helt avhengig av hvor sterke effektene av påvirkningen er. Den eneste indeksen som har påvirkningsspesifikke egenskaper, er AMBI som i sin struktur er rettet mot effekter av eutrofi og organisk belastning (Borja m.fl. 2000). Denne indeksen vil derfor trolig være mindre god til å fange opp effekter av andre påvirkninger.

Generelt er det best vitenskapelig grunnlag om effekter av organisk belastning. Ved forandringer i organisk belastning i tid eller langs en påvirkningsgradient vil faunaen endre seg etter et generelt mønster (Pearson og Rosenberg 1978). Ved økt tilgang på organisk materiale øker artstall og individmengder på grunn av bedre næringsforhold (såkalt stimulert organismesamfunn) inntil et punkt hvor nedbrytningsprosesser fører til reduserte konsentrasjoner av oksygen i porevann. Ved stor belastning leder dette til forekomst av hydrogensulfid som er akutt toksisk for de fleste arter. Alle indeksene fanger opp denne type endringer. Slike endringer er ikke typiske for påvirkning fra miljøgifter (Pearson og Rosenberg 1978, Borja m.fl. 2000, Rygg og Norling 2013). Indeksene vil beskrive forandringer tydeligere i samfunn med lav individtetthet og artsrikhet, hvor spesielt rekruttering av arter med særlig evne til rask kolonisering eller tilpasning (såkalte 'opportunistiske' arter) vil gi utslag. Betydelig organisk belastning og oksygenvinn har så store effekter på bløtbunnsfauna at de i områder med sammensatte miljøproblemer vil overskygge effekter av andre påvirkninger.

Bortsett fra AMBI er det ikke utviklet indekser som er spesifikke for ulike påvirkningsfaktorer. Noen land har forsøkt dette, men det har skapt problemer med vektning i tilfeller hvor flere påvirkninger foreligger i samme område. For å utvikle spesifikke indekser er det nødvendig med data fra gradienter i forskjellige områder. For miljøgifter vil det i tillegg være nødvendig å utføre mesokosm eksperimenter for å beskrive arter som er mest sensitive for ulike kjemiske stoffer under kontrollerte forhold.

### 6.2.2 Korrelasjoner mellom miljøgifter og indeksene for bløtbunnsfauna

Hvor godt konsentrasjoner og tilstandsklasser for miljøgifter samsvarer med indeksverdier og tilstandsklasser for bløtbunnsfauna er analysert i et sett med enkle korrelasjonsanalyser (Tabell 6.1). Beregningene er utført for hver hovedgruppe av miljøgifter og for alle indeksene (NQI1, NQI2,  $H'$ ,  $ES_{100}$ , ISI, AMBI). Grunnlaget for beregningene er dataene fra stasjonsutvalget gitt i tabellene 5.1-5.5 for PAH, dioksiner, metaller, TBT og PCB. I tabellen er det vist verdier for  $r^2$ , som er et mål for hvor stor andel av

variasjonen i en variabel (fauna indeks) som kan forklares mot en annen variabel (miljøgift). Generelt indikerer verdier lavere enn 0,4 at det er lite eller ingen korrelasjon.

**Tabell 6.1. Relasjoner (r-kvadrert) mellom miljøgifter og indekser for bløtbunnsfauna basert på A: verdier (miljøgiftkonsentrasjoner mot indeksverdier), B: rang (rangerte konsentrasjoner og indeksverdier) og C: tilstandsklasse (kjemisk tilstand mot økologisk tilstand). Alle samlet (D) viser sammenfattende korrelasjoner over alle miljøgifter beregnet på tilstandsklasse**

For metaller er benyttet data for kobber (Cu), PCB er også inkludert. i.b. = ikke beregnet, i.r. = ingen relasjon (alle verdier av TBT i samme tilstandsklasse).

	Ant lok	NQI 1	NQI 2	H'	ES <sub>100</sub>	ISI	AMBI
<b>A. verdier</b>							
PAH	12	0,18	0,30	0,35	0,27	0,25	0,12
Dioksin <sup>1)</sup>	10	0,18	0,18	0,05	i.b.	0,03	0,27
Metall Pb	9	<0,01	0,03	0,23	0,05	0,06	0,04
Metall Cu	9	0,08	0,12	0,38	0,53	0,80	<0,01
TBT	5	0,67	0,53	0,45	0,69	0,46	0,61
<b>B. rang verdier</b>							
PAH	12	0,23	0,30	0,45	0,35	0,17	0,17
Dioksin <sup>1)</sup>	10	0,25	0,23	0,05	i.b.	0,01	0,20
Metall Pb	9	<0,01	0,03	0,16	0,07	0,69	<0,01
Metall Cu	9	<0,01	<0,01	0,10	0,15	0,01	0,13
TBT	5	1,00	0,92	0,81	0,16	1,00	1,00
<b>C. tilstandsklasse</b>							
PAH	12	0,05	0,12	0,21	0,18	0,08	-
Dioksin <sup>1)</sup>	10	0,15	0,21	0,28	0,38	0,03	-
Metall Pb	9	0,03	0,03	0,13	0,06	0,24	-
Metall Cu	9	0,04	0,04	0,64	0,30	0,05	-
TBT	5	i.r.	i.r.	i.r.	i.r.	i.r.	-
<b>D. Alle samlet, tilstandsklasse</b>							
PAH, dioksin, Cu, TBT, PCB	39	0,01	0,02	0,06	0,01	0,04	-

1) For dioksiner er datasettet fra Grenlandsfjordene 2012 ikke benyttet (ikke uavhengighet mellom datasettene fra 2008 og 2012)

Beregningene er foretatt på tre nivåer for nøyaktighet, henholdsvis på konsentrasjoner av miljøgiftene mot indeksverdier for fauna, på rangerte verdier for konsentrasjoner og indeksverdier (som rangkorrelasjon), og på tilstandsklasser for miljøgifter og indekser. Generelt viser beregningene at det er få sammenhenger mellom miljøgiftinnholdet og bløtbunnsfaunaindeksene. For PAH kan det antydes en viss samvariasjon med diversitetsindeksene H' og ES<sub>100</sub>, mens det for metaller (bly, kobber) kan antydes samvariasjon med ES<sub>100</sub> og ømfintlighetsmålet ISI. I noen tilfeller er høye korrelasjoner beregnet på verdier en følge av at enkelte stasjoner har svært høye konsentrasjoner, for eksempel kobber mot ISI ( $r^2 = 0,80$ ). For TBT finnes det samvariasjon på rangerte verdier med flere av indeksene (dvs. de ordnes i

samme rekkefølge), men datagrunnlaget er svært lite og bare fra en fjord. Indeksene NQ1, NQ2 og AMBI viser lite samsvar. Samlet over alle miljøgiftene er det lite samsvar.

AMBI viser lite samsvar. Dette medfører at de sammensatte indeksene NQ1 og NQ2 hvor AMBI inngår generelt får dårligere samsvar enn de enkle indeksene H' og ES<sub>100</sub>. ISI gir godt samsvar for noen av miljøgiftene, men generelt gir verken ISI eller AMBI, som begge er utformet med sikte på å uttrykke faunaens toleranse for påvirkninger, noen klare relasjoner til miljøgiftene.

### 6.2.3 Bløtbunnsfauna og responser til miljøgifter

Arter av bløtbunnsfauna responderer på miljøgifter i ulik grad. Dette kan knyttes til ulike livsstrategier som levesett og fødegrunnlag. I tillegg er det mange arter som viser evne til å tilpasse seg miljøgiftbelastning. I et område som har blitt påvirket over lang tid, kan de mest følsomme individene ha blitt borte og de som klarer miljøet kan ha etablert seg sterkere som følge av redusert konkurranse. Hvis mange arter kan tolerere påvirkningen eller tilpasse seg, vil mulighetene for å registrere effekter på indeksene svekkes.

I og med at indeksene gir utslag ved endringer i artssammensetning er det forstyrrelser som fører til at arter og individer blir borte som fanges opp (Josefsson m.fl. 2009). Det er ikke forventet at organismesamfunnet vil påvirkes på en måte som gir utslag i indeksene ved mindre økninger i konsentrasjon hos miljøgifter. Trolig vil effektene for bløtbunnsfaunaen bli merkbare først når konsentrasjonene av miljøgifter svarer til dårlig eller meget dårlig status som kan medføre letal toksisitet for individer. Det må også bemerkes at definisjonen for økologisk tilstandsklasse II innebærer at en svak endring som følge av menneskelig påvirkning kan forekomme ved god tilstand (Tabell 2). Det vil være tilfelle når bare de mest sensitive artene blir borte.

Subletale effekter på organismer kan spores ved spesifikke analyser. Dette omfatter måling av biokjemiske, fysiologiske eller patologiske reaksjoner i organismer (såkalte biomarkører). Det har vært et sentralt argument for bruk av biomarkører at de representerer et tidligvarsel om miljøgiftpåvirkning som senere kan utløse effekter på populasjons- og samfunnsnivå. Det foreligger foreløpig ikke nok erfaring og bakgrunnskunnskap om biomarkører og bløtbunnsfauna til at det kan utvikles et allmenngyldig klassifiseringssystem på dette.

## 6.3 Kjemisk og økologisk tilstand – hvor godt bør klassifiseringene samsvare?

Som tidligere nevnt må det kunne forventes en forskjell mellom kjemisk og økologisk tilstand fordi den kjemiske klassifiseringen skal beskytte hele økosystemet inkludert de mest følsomme artene, mens den økologiske klassifiseringen fanger opp endringer i organismesamfunn først når disse har funnet sted. Forskjellen blir imidlertid enda større dersom den kjemiske klassifiseringen har sikkerhetsmarginer som ikke er relevante for artene i de enkelte fjordene, samtidig som den økologiske klassifiseringen ikke responderer før vesentlige endringer i organismesamfunnene har skjedd.

Det kan også være at grunnlaget for inndelingen i klasser ikke er like realistisk for alle trinnene i klassifiseringen. I den kjemiske klassifiseringen er grensen mellom god og moderat tilstand satt ved risiko for effekter ved kronisk eksponering, noe som absolutt er reelt for organismer i naturen. Grenseverdiene basert på akutt eksponering som benyttes for dårligere tilstandsklasser, er mindre relevante for fauna som lever permanent i kontakt med sedimentet. Grensen mellom klasse IV og V er definert ut fra øvre grense for klasse III (akutt giftighet) ved en skjønsmessig valgt multiplikasjonsfaktor som ikke har noen toksikologisk basis og følgelig heller ikke kan forventes å ha sammenheng med faunaens økologiske tilstand. I diskusjonene omkring utviklingen av klassifiseringen



har det fra faglig hold vært argumentert for å utelate en klasse V, men den ble beholdt ut fra det generelle ønsket om å ha femdelt klassifisering for alle systemer.

Man kan vel også forvente at total sedimentkonsentrasjon overestimerer reell toksisk eksponering, som primært er til porevannet. Beregning av porevannskonsentrasjoner kan gjøres ved bruk av såkalte fordelingskoeffisienter ( $K_d$ -verdier = forholdstall mellom konsentrasjon på partikler og konsentrasjon i porevann). Bruk av allmenngyldige og derved konservative (strengt) fordelingskoeffisienter vil overestimere porevannskonsentrasjonene i de fleste tilfeller. Det kan kanskje være mulig å finne prinsipper for å beregne eksponeringen, noe som hadde vært nyttig hvis en ved det kunne etablere en sammenheng mellom kjemisk tilstand og økologisk tilstand. Ved bruk av risikoveilederen for forurenset sediment anbefales det spesielt å generere stedsspesifikke fordelingskoeffisienter mellom sediment og porevann (kap. 6.1.3). Dette kan moderere inntrykket av risiko som indikeres ved overskridelse av grenseverdiene for dårlig og svært dårlig tilstand og bidra til å forklare hvorfor det ikke påvises større effekter på organismsamfunnene.

Det bør kanskje også nevnes at den toksisitetbaserte øvre grense for kjemisk tilstandsklasse II er basert på tester på organismer som bare i få tilfeller er blant typiske bløtbunnsarter som regulerer den biologiske klassifiseringen. Det er vanskelig å bedømme om dette forskyver forholdet mellom kjemiske og biologiske tilstandsklasser systematisk, men det kan likevel være en av faktorene som frikobler de to systemene.

Kort oppsummert er følgende forhold av betydning for den kjemiske klassifiseringen av stoffene som er behandlet i denne undersøkelsen:

- Klassegrensene for PCDD/F er ikke effektbaserte, da det ikke har foreligget grunnlag for dette. Her benyttes de opprinnelige grensene fra 1997 som var basert på et vurdert bakgrunnsnivå og statistisk fordeling av målte konsentrasjoner i norske fjordsedimenter.
- Klassegrensene for sumPAH<sub>16</sub> er ikke effektbaserte. Her brukes også de opprinnelige grensene fra 1997. Klassegrensene for hver av enkeltforbindelsene i PAH<sub>16</sub> er imidlertid effektbaserte, men det er selvfølgelig vanskelig å sette tilsvarende allmenngyldige klassegrenser for summen av de 16 forbindelser så lenge den relative sammensetningen av enkeltstoffer varierer fra sediment til sediment.
- Det kan synes som om klassegrensene for metaller kan være noe mindre konservative (mindre strenge) enn for øvrige effektbaserte klassegrenser. For metaller legger man bakgrunnskonsentrasjonen til ved utledning av hver av grenseverdiene (da metaller er naturlige grunnstoffer). Det foreligger også data fra mange nok arter for en del av metallene til at grensene kan baseres på SSD-analyser (species sensitivity distributions).
- Klassegrensene for TBT er tilsynelatende også blant de minst konservative. Man har mye kunnskap om giftighet (man kan dermed bruke lave sikkerhetsfaktorer og det foreligger grunnlag for SSD). TBT er imidlertid et stoff som er meget giftig for enkelte marine organismer (derfor har det vært brukt som antibegroingsmiddel på båtskrog). De effektbaserte klassegrensene har derfor vist seg å bli ekstremt lave og lite egnet som grunnlag for forvaltning, og norske myndigheter har inntil videre valgt å bruke den tidligere klassifiseringen (Molvær m. fl. 1997) som en forvaltningsmessig klassifisering. Begge klassifiseringene er oppgitt i den norske klassifiseringsveilederen (Bakke m. fl. 2007)
- For PCB har datagrunnlaget vært utilstrekkelig til en klassifisering av enkeltforbindelser og som for sumPAH<sub>16</sub> vil det ikke være mulig å etablere en allmenngyldig klassifisering av sumPCB<sub>7</sub> så lenge sammensetningen varierer. Som tidligere nevnt har man derfor valgt å basere klassifiseringen av sumPCB<sub>7</sub> på et forslag til grenseverdier for sum PCB (ikke PCB<sub>7</sub>) fra USA (MacDonald m. fl. 2000) omregnet til sumPCB<sub>7</sub>.

Oppsummeringen for kjemisk klassifisering viser at det både er forhold knyttet til inndeling i klasser (prinsipper for valg av klassegrenser) og forhold knyttet til ulike stoffer som har betydning for hvor god sammenheng det vil kunne være mellom klassifiseringen og biologiske responser. Når samtidig indeksene i den biologiske klassifiseringen i varierende grad responderer på endringer som faktisk finner sted i bunndyrsamfunnet, er det slett ikke urimelig at det er vanskelig å påvise korrelasjoner mellom systemene.



Uansett gjenstår det nok mye utviklingsarbeid før klassifiseringssystemene faktisk fungerer slik det teoretisk er lagt opp til. Dette gjelder også for EU og er ikke noe spesielt for norske systemer. I EUs tekniske veiledningsdokument (EC, 2003) presiseres det at risikovurdering er en iterativ prosess. Risikovurderinger kan tas opp igjen og revideres i lys av ny kunnskap, når denne blir tilgjengelig. Strategiene er således alltid basert på eksisterende kunnskap.

Det er tydelig at god økologisk tilstand ikke betyr at kjemisk tilstand også er god. Men det er kanskje trygt å si at dersom kjemisk tilstand er god, kan man forvente at økologisk tilstand også vil være det, med mindre det er andre stressfaktorer i systemet som påvirker faunaen som (oksygensvikt, mye organisk materiale, nedslamming osv.).

## 7. Anbefalinger for videre arbeid

### 7.1 Anbefalinger om videre utvikling av klassifiseringene

#### 7.1.1 Kjemisk klassifisering

- For kjemisk klassifisering har det vist seg vanskelig å lage effektbaserte tilstandsklasser for grupper av forbindelser (dioksiner, PAH, PCB). Det kan derfor være behov for å vurdere å velge ut enkeltforbindelser i stedet og sette grenseverdier for disse
- Det er et klart behov for å øke datagrunnlaget for fastsetting av grenseverdier for tilstandsklasser

*Kommentar.* Med hensyn til PAH har EU nå satt grenseverdier (EQS) for forbindelsene benzo(a)pyren, benzo(b)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(g,h,i)perylene og indeno(1,2,3-cd)pyren i vann og organismer (direktiv 2913/39/EU; EC 2013). Det europeiske mattrykkesorganet (EFSA) har nokså nylig gjort en risikovurdering av PAH hvor det blant annet skulle vurderes om benzo[a]pyren (BaP) er en god indikator for PAH-eksponering via mat. Rapporten fra EFSA konkluderte med at sum PAH4 (Sum av forbindelsene benz[a]antracen, benzo[a]pyren, benzo[b]fluoranten og krysen) eller PAH8 (Sum av forbindelsene benz[a]antracen, benzo[a]pyren, benzo[b]fluoranten, benzo[k]fluoranten, benzo[ghi]perylene, krysen, dibenz[a,h]antracen og indeno[1,2,3-cd]pyren) er bedre egnede indikatorer for kreftfremkallende PAH-forbindelser i mat enn BaP alene, samt at PAH8 ikke ga vesentlig mer informasjon enn PAH4 (EFSA, 2008).

Generelt er det behov for å øke datagrunnlaget om ulike stoffers virkninger ved fastsetting av grenseverdier mellom tilstandsklassene. For mange stoffer benyttes det høye sikkerhetsfaktorer på grunn av mangelfullt datagrunnlag.

#### 7.1.2 Økologisk klassifisering

- Dersom bløtbunnsfauna skal kunne benyttes til å gi spesifikke vurderinger av effekter av miljøgifter, må parametre eller indekser med fokus på miljøgifter utvikles. Slike mål kan ha som utgangspunkt å fange opp fravær av mest sensitive arter.
- Det vil være ønskelig å knytte subletale effekter (biokjemiske responser, biomarkører) til økologisk klassifisering for å øke sensitiviteten for miljøgifter.

*Kommentarer.* Dagens indekser for klassifisering av bløtbunnsfauna fanger opp effekter av en rekke former for påvirkning, men er nok mest egnet for organisk belastning. Nye indekser for følsomhet er under utarbeiding og vil bli tatt i bruk etter forslag til oppdatering av den økologiske klassifiseringen, men i hovedsak bygger disse på samme prinsipper som dagens system. Spesifikke indekser for miljøgifter kan utvikles, men det vil kreve tilgang til nye data fra flere geografiske områder samt komplettert med eksperimenter (mesokosm) for kontrollert påvirkning på et eller flere kjente samfunn. Hvis mer data for miljøgiftkonsentrasjoner og bløtbunnsfauna samles inn parallelt, kan sensitivetsverdier beregnes for ulike arter og brukes til å utvikle en miljøgiftspesifikk variant av ISI-indeksen (e.g.  $ISI_{PAH}$  eller  $ISI_{TBT}$ ). Andre alternative metoder er å utvikle nye indekser basert på fravær av sensitive arter eller på grunnlag av feltbaserte fordelingsmønstre ('species sensitivity distributions' - SSD-analyser).

Biomarkører har potensiale til å fange opp en rekke typer miljøforurensing og kan benyttes for å oppdage flere miljøgifter i et område. Dette vil kunne redusere forskjellen mellom kjemisk og økologisk klassifisering siden det reelt sett er letale effekter som fanges opp i økologisk klassifisering, samtidig som biomarkører kan være svært spesifikke for ulike miljøgifter. For eksempel er det for påvirkning av

olje dokumentert ut fra SSD-kurver at biomarkørene oksidativt stress og DNA-skade er 35 til 50 ganger mer sensitive enn helorganisme-responser som dødelighet, vekst og reproduksjon (Smit m.fl. 2009). Per i dag foreligger det neppe kunnskap til å utvikle egen klassifisering for biomarkører, men koblinger til dagens system bør kunne gjennomføres.

## 7.2 Bruk av klassifiseringene

- Den kjemiske klassifiseringen er tilsiktet konservativ (streng). Ved bruk av risikoveilederen for forurenset sediment kan inntrykket av risiko som indikeres ved overskridelse av grenseverdiene modereres.
- I økologisk klassifisering anbefales det å legge mest vekt på indeksene H', ES<sub>100</sub> og ISI ved påvirkning av miljøgifter på bløtbunnsfauna. Indeksen AMBI synes å være lite egnet i industrifjorder. Dette medfører også at indeksene NQ1 og NQ2, som inkluderer AMBI, kan være svakere enn de øvrige indeksene.
- Generelt anbefales det å supplere kjemisk klassifisering med undersøkelser av bløtbunnsfauna i industrifjorder som mål for generell tilstand. Dette kan avklare effekter av eventuelle andre påvirkninger enn miljøgifter. I et overvåkingsperspektiv vil gjentatte undersøkelser av bløtbunnsfauna gi en dokumentasjon på tidsutvikling, som vil være spesielt viktig i forbindelse med tiltak.

*Kommentarer.* For industrifjorder anbefales det å benytte risikoveilederen for forurenset sediment aktivt i tillegg til den kjemiske klassifiseringen. Dette er intensjonen med veilederen og er også dagens praksis. Ved bruk av veilederen kan vurderingen av risiko presiseres samtidig som risiko blir knyttet til de lokale forholdene gjennom bestemmelse av stedsspesifikke konstanter for bruk i risikoberegningene. Dette vil kunne bidra til å forklare hvorfor det ikke påvises større effekter på organismsamfunnene.

Indeksen AMBI er mest rettet mot organisk påvirkning. Dessuten er datagrunnlaget bak indeksten i hovedsak hentet fra undersøkelser i vest- og sør-Europa (Borja m.fl. 2000). For å gi den bedre grunnlag for norske forhold er det viktig at kunnskap om arter i Norge blir rapportert til AMBI. Indeksen er i utgangspunktet ikke geografisk avgrenset, men flest mulig norske arter i indeksten vil bidra til riktig klassifisering for norske områder (Rygg og Norling 2013).

Undersøkelser av bløtbunnsfauna vil gi et mål på generell tilstand og kan være særlig viktig i områder hvor det kan være flere påvirkninger. Det bør også nevnes at store datamengder kan analyseres med tallbehandlingsverktøy (flervariabel-analyser) som supplement til klassifiseringen. Disse teknikkene analyserer alle data under ett og er langt mer effektive til å spore endringer i organismsamfunn enn indeksene som behandler hver prøve for seg. Spesielt er flervariabel-analyser egnet for å analysere endringer i områder hvor det foreligger mange prøvetakingslokaliteter, eller ved overvåking av tidsutvikling.

## 7.3 Kunnskapshull

For flere kjemiske stoffer er kunnskapsgrunnlaget for dårlig til å fastsette grenseverdier ut fra økotoksikologiske tester. Dette gjelder særlig stoffgrupper som består av flere forbindelser (eksempelvis dioksiner og furaner, samt sum-PAH<sub>16</sub>). Å bedre datagrunnlaget vil kreve både utviklingsarbeid og innhenting av ny kunnskap. Det forventes at grenseverdier endres til å bli mindre konservative (strenge) etter hvert som det foreligger mer data og bedre kunnskap om stoffene. På sikt vil dette kunne føre til at grenseverdiene i kjemisk klassifisering kan økes. På den annen side kan ny kunnskap om toksiske effekter føre til at grenseverdiene må senkes. EUs tekniske retningslinjer påpeker at risikovurdering er en iterativ prosess. Risikovurderinger kan tas opp igjen og revideres i lys av ny kunnskap når denne blir tilgjengelig.

Det kan også være et framtidig mål å basere kjemiske klassegrenser på annet enn data fra toksisitetstester. I en del sammenhenger finnes det samtidige data på sedimentkonsentrasjoner av utvalgte miljøgifter og analyse av bløtbunnsfauna på et stort nok antall stasjoner til at det har vært mulig å konstruere feltbaserte SSD-kurver (species sensitivity distributions). Fra disse har man ved numeriske metoder beregnet grenseverdier for effekter (EQS) som i større grad reflekterer det faunaen utsettes for. Dette er gjort for områder rundt petroleumsinstallasjoner på norsk sokkel (Leung m.fl. 2005) og Hong Kong havn (Kwok m.fl. 2008). I slike tilfeller vil SSD-kurvene representere et langt større antall arter enn kurver som er basert på toksisitetstester. Dette vil være krevende arbeid som forutsetter tilgang til store datasett fra områder med kjente påvirkningsfaktorer.

Systemet for klassifisering av bløtbunnsfauna er mest følsomt for organisk påvirkning og oksygenvikt, samtidig som bare letale effekter på organismene har betydning for klassifiseringen. For bløtbunnsfauna vil det være viktig å utvikle systemet til bedre å fange opp effekter av miljøgifter og være mer følsomt for tidlige påvirkninger på organismesamfunnene. Dagens systemer er bygget på informasjon om artsforandringer i bløtbunnsamfunnene som relateres mot sannsynlige påvirkninger. Videre utvikling mot å fange opp spesifikke responser vil trolig kreve at det gjennomføres detaljerte artsstudier i områder med kjente påvirkninger i kombinasjon med kontrollerte eksperimenter. Mer bruk av feltforsøk og kontrollerte eksperimenter vil dessuten ha den fordel at grunnlaget for økologisk klassifisering legges nærmere opp mot grunnlaget for kjemisk klassifisering.

## 8. Litteratur

- Allan IJ, Ruus A, Schaanning MT, Macrae KJ, Næs K. 2012. Measuring nonpolar organic contaminant partitioning in three Norwegian sediments using polyethylene passive samplers. *Science of the Total Environment* 423: 125-131.
- Bakke T, Breedveld G, Källqvist T, Oen A, Eek E, Ruus A, Kibsgaard A, Helland A, Hylland K. 2007. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann - Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. SFT TA-2229/2007.
- Bakke T, Håvardstun J, Næs K, Schaanning M, Oug E, Rygg B. 2008. Miljøtekniske undersøkelser ved Nymo as i Vikkilen. Supplerende undersøkelser, risiko- og tiltaksvurdering. NIVA rapport 5669-2008. 80 s.
- Bakke T, Rygg B, Nilsson HC. 2009. Kartlegging av bløtbunnsfauna i Grenlandsfjordene i juni 2008. Statlig program for forurensningsovervåking TA 2556/2009; NIVA rapport 5854-2009. 36 s.
- Bakke T, Håvardstun J, Lillicrap A, Macken AL, Allan I, Næs K. 2011. Revidert risikovurdering og tiltaksplan for sjøsedimentene i Vikkilen, delområde B og C. NIVA rapport 6272-2011. 47 s.
- Bakke T, Borgersen G, Beylich B. 2013. Overvåking av Grenlandsfjordene 2012. Sedimenter og bløtbunnsfauna. Miljødirektoratet M-9/2013; NIVA rapport 6567-2013. 67 s.
- Berge JA, Bjerkeng B, Næs K, Oug E, Ruus A. 2007. Undersøkelse av miljøtilstanden i Kristiansandsfjorden 2006. Miljøgifter i sediment og organismer og sammensetning av bløtbunnsfauna. NIVA-rapport 5506-2007.
- Berge JA, Rygg B, Skaare BB, Schøyen M. 2008. Resipientundersøkelser i Ballangsfjorden 2007. Bløtbunnsfauna og metaller i vann, bunnsedimenter, tang, blåskjell og fisk. NIVA rapport 5528-2008. 93 s.
- Borja A, Franco J, Perez V. 2000. A marine biotic index to establish the ecological quality of soft-bottom benthos within European estuarine and coastal environments. *Marine Pollution Bulletin* 40: 1100-1114.
- Christensen M, Andersen O, Banta GT. 2002. Metabolism of pyrene by the polychaetes *Nereis diversicolor* and *Arenicola marina*. *Aquatic Toxicology* 58:15-25.
- EC 2003. Technical Guidance Document on Risk Assessment in Support of Commission Directive 93/67 on Risk Assessment for New Notified Substances, Commission Regulation (EC) no 1488/94 on Risk Assessment for Existing Substances and Directive 98/8/ EC of the Parliament and of the Council Concerning the Placing of Biocidal Products on the Market; European Chemicals Bureau.
- EC 2013. Directive 2013/39/EU of the European Parliament and of the Council. Amending Directives 2000/60/EC and 2008/105/EC as regards priority substances in the field of water policy. *Official Journal of the European Union* L 226. 17 pp.
- EFSA 2008. Scientific Opinion of the Panel on Contaminants in the Food Chain on a request from the European Commission on Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in Food. *The EFSA Journal*; 724: 1-114.
- Giessing AMB, Mayer LM, Forbes TL. 2003. 1-hydroxypyrene glucuronide as the major aqueous pyrene metabolite in tissue and gut fluid from the marine deposit-feeding polychaete *Nereis diversicolor*. *Env Tox Chem* 22:1107-1114.
- Josefson AB, Blomqvist M, Hansen JLS, Rosenberg R, Rygg B. 2009. Assessment of marine benthic quality change in gradient of disturbance: Comparison of different Scandinavian multi-metric indices. *Marine Pollution Bulletin* 58:1263-1277.
- Konieczny R. 1994. Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. NIVA rapport 3094. 134 s.

- Kwok KWH, Bjorgesaeter A, Leung KMY, Lui GCS, Gray JS, Shin PKS, Lam PKS. 2008. Deriving site-specific sediment quality guidelines for Hong Kong marine environments using field-based species sensitivity distributions. *Environmental Toxicology and Chemistry* 27:226-234
- Leung KMY, Bjorgesaeter A, Gray JS, Li WK, Lui GCS, Wang Y, Lam PKS. 2005. Deriving sediment quality guidelines from field-based species sensitivity distributions. *Environmental Science & Technology* 39, 5148-5156.
- MacDonald DD, Ingersoll CG, Berger TA. 2000. Development and evaluation of consensus-based sediment quality guidelines for freshwater ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 39:20-31.
- Mayer LM, Chen Z, Findlay RH, Fang JS, Sampson S, Self RFL, Jumars PA, Quetel C, Donard OFX. 1996. Bioavailability of sedimentary contaminants subject to deposit-feeder digestion. *Environmental Science & Technology* 30:2641-2645.
- Meador JP. 2003. Bioaccumulation of PAHs in Marine Invertebrates. In Douben PET, ed, PAHs: An Ecotoxicological Perspective, 1 ed. Wiley, West Sussex, pp 147-171.
- Molvær J, Knutzen J, Magnusson J, Rygg B, Skei J, Sørensen J. 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning 97:03. SFT TA-1467/1997.
- Nilsson HC, Rosenberg R. 1997. Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. *Journal of Marine Systems* 11:249-264
- Näslund J, Samuelsson GS, Gunnarsson JS, Nascimento FJA, Nilsson HC, Cornelissen G, Schaanning MT. 2012. Ecosystem effects of materials proposed for thin-layer capping of contaminated sediments. *Marine Ecology Progress Series* 449: 27-39.
- Næs K, Allan I, Oug E, Nilsson HC, Håvardstun J. 2010. Oppdatering av miljøstatus for Sunndalsfjorden i 2008. Vannmasser, sediment og organismer. NIVA rapport 5941-2010. 92 s.
- Næs K, Håvardstun J, Oug E, Allan I. 2011. Overvåking av det nære sjøområdet til Elkem i Kristiansand i 2010. Undersøkelse av konsentrasjoner av metaller og PAH i vann, blåskjell og sedimenter samt sammensetningen av dyrelivet på bløtbunn. NIVA rapport 6145-2011. 35 s.
- Næs K, Håvardstun J, Oug E, Allan I. 2013. Overvåking av det nære sjøområdet til Elkem i Kristiansand i 2012. Undersøkelse av konsentrasjoner av metaller og PAH i vann, blåskjell og sedimenter samt sammensetningen av dyrelivet på bløtbunn. NIVA rapport 6548-2013. 75 s.
- Olsgard F. 1995. Overvåking av forurensningssituasjonen i Indre Oslofjord. Undersøkelser av bløtbunnfauna 1993. Statlig progr forurensningsovervåking, rapport 622/95. Univ i Oslo. 99 s.
- Oug E, Ruus A, Håvardstun J. 2004. Miljøtilstanden i Hanneviksbukta og Vesterhavn, Kristiansandsfjorden, før tildekking av forurensede bunnsedimenter. Bunnfauna og miljøgifter i organismer. NIVA rapport 4915-2004. 31 s.
- Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16, 229-311.
- Reichenberg F, Mayer P. 2006. Two complementary sides of bioavailability: accessibility and chemical activity of organic contaminants in sediments and soils. *Env Tox Chem* 25(5): 1239-1245.
- Rust AJ, Burgess RM, Brownawell BJ, McElroy AE. 2004. Relationship between metabolism and bioaccumulation of benzo[a]pyrene in benthic invertebrates. *Env Tox Chem* 23:2587-2593.
- Ruus A, Skei J, Green N, Schøyen M. 2008. Overvåking av miljøforholdene i Sørfjorden 2007. Metaller i vannmassene. Sedimentundersøkelse, Miljøgifter i organismer. NIVA rapport 5635-2008. 107 s.
- Ruus A, Boyum O, Grung M, Naes K. 2010. Bioavailability of PAHs in Aluminum Smelter Affected Sediments: Evaluation through Assessment of Pore Water Concentrations and in Vivo Bioaccumulation. *Environmental Science & Technology* 44:9291-9297.
- Ruus A, Næs K, Grung M, Green N, Bakke T, Oug E, Hylland K. 2009. PAH-forurensning av sjøbunn. En oversikt over kunnskapsstatus. Statens forurensningstilsyn TA 2583/2009. 80 s.
- Ruus A, Schaanning M, Iversen E, Øxnevad S, Røyset O. 2013a. Kvantifisering av tungmetalltilførsler i indre del av Sørfjorden, Hardanger. NIVA rapport 6453-2013. 79 s.

- Ruus A, Allan IJ, Øxnevad S, Schaanning MT, Borgå K, Bakke T, Næs K. 2013b. In vivo bioaccumulation of contaminants from historically polluted sediments—Relation to bioavailability estimates. *Science of the Total Environment* 442: 336-343.
- Rygg B. 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. NIVA rapport 4548-2002. 23 s.
- Rygg B. 2011. Uttesting av indekser på marin bløtbunnsfauna. NIVA rapport 6255-2011. 52 s.
- Rygg B, Norling K. 2013. Norwegian Sensitivity Index (NSI) for marine macroinvertebrates and an update of Indicator Species Index (ISI). NIVA report 6475-2013. 46 s.
- Schaanning M, Allan I. 2012. Field experiment on thin-layer capping in Ormefjorden and Eidangerfjorden, Telemark. Functional response and bioavailability of dioxins 2009-2011. NIVA Rapport 1. nr OR-6285. 31 s + appendiks.
- Schaanning M, Beylich B, Samuelsson G, Raymond C, Gunnarson J, Agrenius S. 2011. Field experiment on thin-layer capping in Ormefjorden and Eidangerfjorden; benthic community analyses 2009-2011. NIVA rapport 6257-2011. 57 s.
- Schøyen M, Håvardstun J, Øxnevad S, Borgersen G, Høgåsen T, Oug E. 2013. Overvåking av miljøgifter i Kristiansandsfjorden i 2012. Undersøkelse av blåskjell, torsk, taskekrabbe, sedimenter og bløtbunnsfauna. NIVA rapport 6540-2013. 353 s.
- Selck H, Drouillard K, Eisenreich K, Koelmans AA, Palmqvist A, Ruus A, Salvito D, Schultz I, Stewart R, Weisbrod A, van den Brink NW, van den Heuvel-Greve M. 2012. Explaining differences between bioaccumulation measurements in laboratory and field data using a probabilistic modelling approach. *Integr Environ Assess Manag* 8:42-63.
- Skei J, Olsgard F, Ruus A, Oug E, Rygg B. 2002. Risikovurderinger knyttet til forurensede sedimenter: Med fokus på Kristiansandsfjorden. Statens forurensningstilsyn TA 1864/2002. 106 s
- Smit MGD, Bechmann RK, Hendriks AJ, Skadsheim A, Larsen BK, Baussant T, Bamber S, Sanni S. 2009. Relating biomarkers to whole-organism effects using species sensitivity distributions: a pilot study for marine species exposed to oil. *Environmental Toxicology and Chemistry* 28: 1104-1109.
- TA 2229/2007. Veileder for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Revidering av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. Statens forurensningstilsyn. 10 s.
- TA 2802/2011; 2012. Veileder for risikovurdering av forurenset sediment. Klima- og forurensningsdirektoratet TA 2802/2011. 110 s.
- TA 2803/2011; 2012. Bakgrunnsdokumenter til veiledere for risikovurdering av forurenset sediment og for klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Revisjon av klassifisering av metaller og organiske miljøgifter i vann og sedimenter. Klima- og forurensningsdirektoratet TA 2803/2011. 137s.
- Tveiten L, Schøyen M, Bakke T. 2012. Undersøkelser av imposex og intersex i marine snegler i Vikkilen ved Grimstad i perioden 2005-2012. NIVA rapport 6647-2012. 30 s.
- Veileder 01:2009. Klassifisering av miljøtilstand i vann. Økologisk og kjemisk klassifiseringssystem for kystvann, innsjøer og elver i henhold til vannforskriften. Direktoratgruppen for gjennomføringen av Vanddirektivet
- Voparil IM, Burgess RM, Mayer LM, Tien R, Cantwell MG, Ryba SA. 2004. Digestive bioavailability to a deposit feeder (*Arenicola marina*) of polycyclic aromatic hydrocarbons associated with anthropogenic particles. *Environ Toxicol Chem* 23:2618-2626.
- Voparil JM, Mayer LM. 2004. Commercially available chemicals that mimic a deposit feeder's (*Arenicola marina*) digestive solubilization of lipids. *Environmental Science & Technology* 38:4334-4339.
- Weston DP, Maruya KA. 2002. Predicting bioavailability and bioaccumulation with in vitro digestive fluid extraction. *Environ Toxicol Chem* 21:962-971.

## 9. Vedlegg

### 9.1 Klassifisering av miljøgifter og bunnfauna

Klassifisering av tilstand ut fra innhold av metaller og organiske stoffer i sedimenter. Fra Bakke m.fl. (2007).

Parametere	Tilstandsklasser				
	I Bakgrunn	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
<b>Metaller</b>					
Arsen	<20	20-52	52-76	76-580	>580
Bly (mg Pb/kg)	<30	30-83	83-100	100-720	>720
Kadmium (mg Cd/kg)	<0,25	0,25-2,6	2,6-15	15-140	>140
Kobber (mg Cu/kg)	<35	35-51	51-55	55-220	>220
Krom (mg Cr/kg)	<70	70-560	560-5900	5900-59000	>59000
Kvikksølv (mg Hg/kg)	<0,15	0,15-0,63	0,63-0,86	0,86-1,6	>1,6
Nikkel (mg Ni/kg)	<30	30-46	46-120	120-840	>840
Sink (mg Zn/kg)	<150	150-360	360-590	590-4500	>4500
<b>PAH</b>					
Naftalen (µg/kg)	<2	2-290	290-1000	1000-2000	>2000
Acenaftylen (µg/kg)	<1,6	1,6-33	33-85	85-850	>850
Acenaften (µg/kg)	<4,8	2,4-160	160-360	360-3600	>3600
Fluoren (µg/kg)	<6,8	6,8-260	260-510	510-5100	>5100
Fenantren (µg/kg)	<6,8	6,8-500	500-1200	1200-2300	>2300
Antracen (µg/kg)	<1,2	1,2-31	31-100	100-1000	>1000
Fluoranthen (µg/kg)	<8	8-170	170-1300	1300-2600	>2600
Pyren (µg/kg)	<5,2	5,2-280	280-2800	2800-5600	>5600
Benzo[a]antracen (µg/kg)	<3,6	3,6-60	60-90	90-900	>900
Krysen (µg/kg)	<4,4	4,4-280	280-280	280-560	>560
Benzo[b]fluoranten (µg/kg)	<46	46-240	240-490	490-4900	>4900
Benzo[k]fluoranten (µg/kg)		<210	210-480	480-4800	>4800
Benzo(a)pyren (µg/kg)	<6	6-420	420-830	830-4200	>4200
Indeno[123cd]pyren (µg/kg)	<20	20-47	47-70	70-700	>700
Dibenzo[ah]antracen (µg/kg)	<12	12-590	590-1200	1200-12000	>12000
Benzo[ghi]perylene (µg/kg)	<18	18-21	21-31	31-310	>310
PAH-16 (µg/kg)	<300	300-2000	2000-6000	6000-20000	>20000
<b>Andre organiske</b>					
PCB-7 (µg/kg)	<5	5-17	17-190	190-1900	>1900
HCB (µg/kg)	0,5	0,5-17	17-61	61-610	>610
PCDD/F (TEQ µg/kg) dioksiner/ furaner	<0,01	0,01-0,03	0,03-0,10	0,10-0,50	>0,50
<b>TBT</b>					
TBT (µg/kg)-effektbasert	<1	<0,002	0,002-0,016	0,016-0,032	>0,032
TBT (µg/kg)-forvaltningsmessig	<1	1-5	5-20	20-100	>100



Tilstandsklasser og grenseverdier for indekser som benyttes til klassifisering av økologisk tilstand (fra Veileder 01:2009). Indeksene NQI 1 og NQI 2 er såkalte multimetriske metoder som sammenfatter informasjon om artsrikhet og artenes følsomhet for forurensninger,  $H'$  = Shannon-Wiener indeks ( $\log_2$ ),  $ES_{100}$  = forventet antall arter ved 100 individer, ISI indeks som angir artenes følsomhet for forurensninger.

Indeks	Type indeks	Tilstandsklasse				
		I Svært god	II God	III Moderat	IV Dårlig	V Svært dårlig
NQI1	Sammensatt	>0,72	0,63-0,72	0,49-0,63	0,31-0,49	<0,31
NQI2	Sammensatt	>0,65	0,54-0,65	0,38-0,54	0,20-0,38	<0,20
$H'$	Artsmangfold	>3,8	3,0-3,8	1,9-3,0	0,9-1,9	<0,9
$ES_{100}$	Artsmangfold	>25	17-25	10-17	5-10	<5
ISI	Ømfintlighet	>8,4	7,5-8,4	6,1-7,5	4,2-6,1	<4,2



# Bibliotekskjema

**Utførende institusjon**

Norsk institutt for vannforskning, NIVA

**ISBN-nummer**

ISBN 978-82-577-6329-9

**Oppdragstakers  
prosjektansvarlig**

Eivind Oug

**Kontaktperson**

Anne Christine Meaas

**M-nummer**

M - 75/2013

**År**

2013

**Sidetail**

48

**Miljødirektoratets kontraktnummer**

5013060

**Utgiver**Norsk institutt for vannforskning  
NIVA rapport 6594-2013,  
Prosjekt nr O-13244**Prosjektet er finansiert av**

Miljødirektoratet

**Forfattere**

Eivind Oug, Anders Ruus, Karl Norling, Torgeir Bakke

**Tittel - norsk og engelsk**Klassifisering av miljøtilstand i industrifjorder - hvor godt samsvarer miljøgifter og bløtbunnsfauna?  
Classification of environmental status in fjords with heavy industry - do chemical pollutants and soft bottom  
fauna correspond?**Sammendrag - summary**

Rapporten gir en oversikt over klassifisering av miljøtilstand i henhold til Vannforskriften for norske industrifjorder med betydelig forurensning av miljøgifter i bunnsedimentene. I rapporten sammenlignes kjemisk tilstand på basis av data for PAH, dioksiner, metaller, TBT og PCB i bunnsedimentene med økologisk tilstand på basis av bløtbunnsfauna fra til sammen 45 lokaliteter. Datagrunnlaget er hentet fra nyere undersøkelser i Grenlandsfjordene, Vikkilen ved Grimstad, Kristiansandsfjorden, Sørfjorden i Hardanger, Sunndalsfjorden og Ballangsfjorden. Alle vurderte lokaliteter klassifiseres til moderat eller dårligere kjemisk tilstand, samtidig som de fleste lokalitetene klassifiseres til god eller svært god økologisk tilstand. Forklaringene til forskjellig klassifisering er dels en følge av ulikt grunnlag for klassifiseringene og dels en følge av forutsetninger som legger til grunn for klassifiseringene. Kjemisk klassifisering tar sikte på å beskytte hele økosystemet og inkluderer sikkerhetsfaktorer for dette ('føre var'), mens økologisk klassifisering bygger på faktiske endringer som finner sted. I rapporten gis en gjennomgang av prinsipper og usikkerheter ved kjemisk klassifisering. Ved påvirkning av miljøgifter kan det skje endringer i bløtbunnsfauna som ikke fanges opp ved klassiferingen før påvirkningen er betydelig. Indeksen AMBI som inngår i den sammensatte indeksen NQI1 er mindre egnet for miljøgifter. Det blir anbefalt å foreta videre utviklingsarbeid med begge klassifiseringssystemer for å kunne fastsette mer presise klassegrenser ved kjemisk klassifisering og øke følsomheten for effekter av miljøgifter ved økologisk klassifisering.

**4 emneord**Klassifisering av tilstand  
Miljøgifter i bunnsedimenter  
Bunnfauna  
Industrifjorder**4 subject words**Classification of environmental status  
Chemical pollutants in sediments  
Soft bottom fauna  
Fjords with heavy industry**Miljødirektoratet**

Postadr: postboks 5672, Sluppen, 7485 Trondheim | Tel: 03400/73 58 05 00 | Faks: 73 58 05 01 | Org.nr: 999 601 391

E-post: post@miljodir.no | Internett: www.miljødirektoratet.no

**Miljødirektoratet**

Telefon: 03400/73 58 05 00 | Faks: 73 58 05 01

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

Nett: [www.miljodirektoratet.no](http://www.miljodirektoratet.no)

Post: Postboks 5672 Sluppen, 7485 Trondheim

Besøksadresse Trondheim: Brattørkaia 15, 7010 Trondheim

Besøksadresse Oslo: Strømsveien 96, 0602 Oslo

