



Statlig program for
forurensningsovervåking

Rapport 595/95

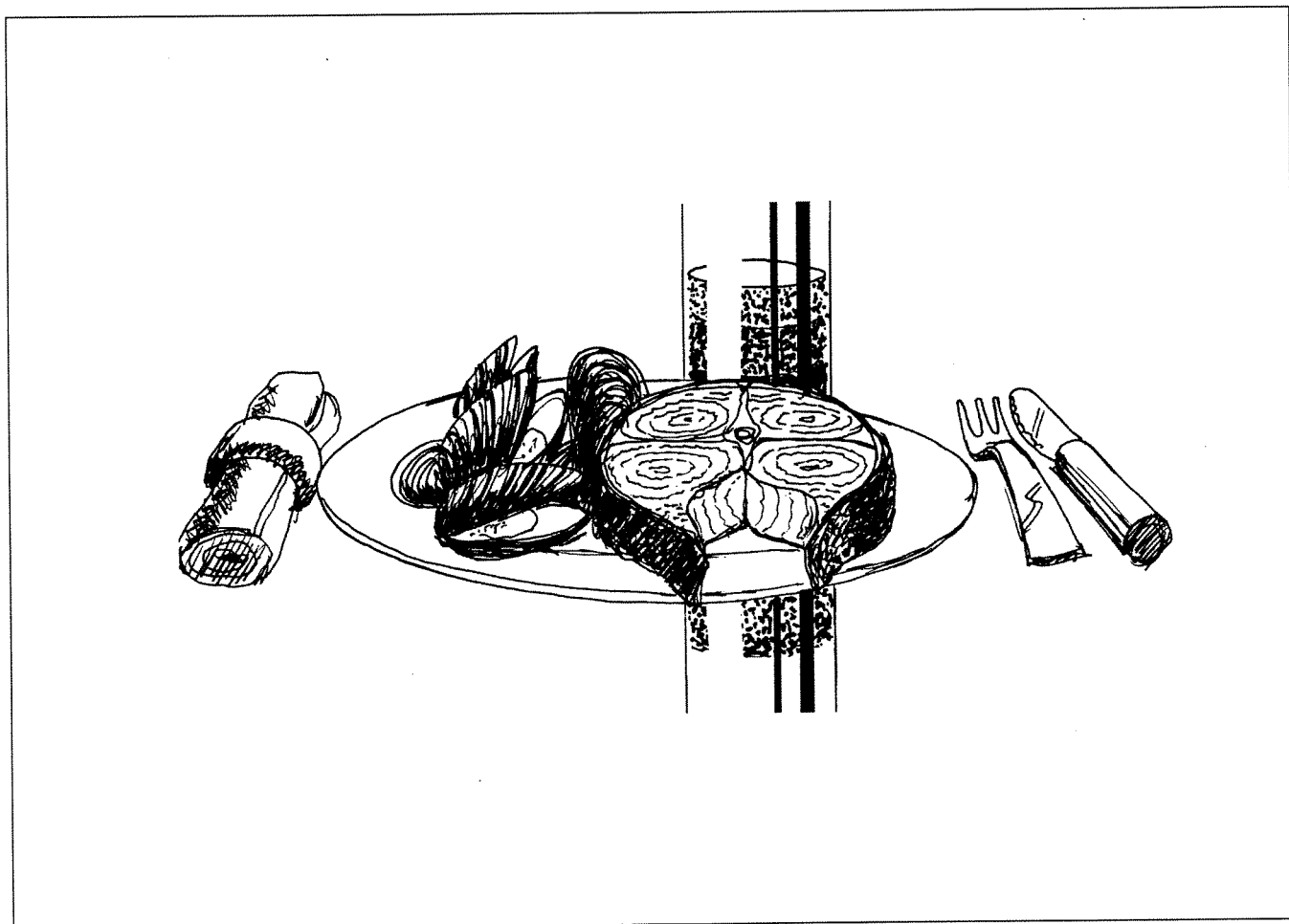
Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjon

NIVA

Kostholds- og tilstandsindikatorer for miljøgifter i marine områder



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-93254	Undemr.:
Løpenr.: 3280	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Kostholds- og tilstandsindikatorer for miljøgifter i marine områder	Dato: 28.6.95	Trykket: NIVA 1995
	Faggruppe: Marinøkologi	
Forfatter(e): Mats Walday Norman Green Ketil Hylland	Geografisk område: Norge	
	Antall sider: 39	Opplag: 90

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn, SFT	Oppdragsg. ref.: 93/6618-4 CD
--	----------------------------------

Ekstrakt: Det er foreslått tre indikatorer for miljøgiftbelastning i det marine miljø. Disse vil på en meget forenklet måte uttrykke miljøgifttilstand og -utvikling i norske marine områder. Den ene indikatoren tar utgangspunkt i de areal som omfattes av *kostholdsrestriksjoner*, og de to andre baserer seg på SFT's system for *klassifisering av miljøkvalitet* i fjorder og kystfarvann (Rygg & Thélin, 1993). Indikatoren for kostholdsrestriksjoner beskriver det *areal* som er berammet av reguleringer, mens den andre uttrykker hvilken *tilstandsklasse* (mht. sediment hhv. blåskjell) et område befinner seg i. Følgende 10 problemområder er foreslått fulgt opp mht. tilstandsindikatoren: Iddefjorden, Hvalerområdet, Indre Oslofjord, Grenlandsfjordene, Indre Kristiansandsfjorden, Saudafjorden, Sørfjorden, Byfjorden i Bergen, Sunndalsfjorden og Indre Ranfjord. For hvert av disse områder er det også foreslått et prøvetakingsprogram.

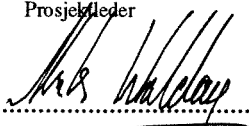
4 emneord, norske

1. Miljøgiftindikatorer
2. Kostholdsreguleringer
3. Blåskjell
4. Sedimenter

4 emneord, engelske

1. Environmental quality indicators
2. Restrictions on food consumption
3. The common mussel
4. Sediments

Prosjektleder


.....
Mats Walday

For administrasjonen


.....
Tor Bokn

ISBN 82-577-2691-5

Norsk institutt for vannforskning

O-93254

KOSTHOLDS- OG TILSTANDSINDIKATORER FOR MILJØGIFTER I MARINE OMRÅDER

Oslo, 28 juni, 1995

Prosjektleder: Mats Walday

Medarbeidere: John Arthur Berge

Birger Bjerkeng

Norman W. Green

Aud Helland

Ketil Hylland

Anette Juliussen

Frank Kjellberg

R. M. Konieczny

Jens Skei

Forord

Denne rapport er utarbeidet av Norsk institutt for vannforskning (NIVA) på oppdrag fra Statens forurensningstilsyn, SFT (bevilgningsbrev 93/6618-4 CD). Arbeidet bygger på forprosjektet "Miljøindikatorer for miljøgifter i Norge - forprosjekt" utarbeidet av Skei et al.(1993) på oppdrag fra SFT. Christian Dons har vært saksbehandler i SFT. Kontakt på Statens Næringsmiddelstilsyn (SNT) har vært Kirstin Færden.

På NIVA har følgende personer vært involvert i prosjektet:

Norman W. Green, Ketil Hylland og Mats Walday i rapportering.

Birger Bjerkeng om indikatorenes følsomhet.

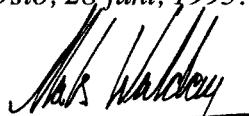
Frank Kjellberg har arealberegnet områdene som inngår i tilstandsindikatorene.

Anette Juliussen har beregnet tilstandsindekser på grunnlag av eksisterende data.

Jens Skei, Roger M. Konieczny, Aud Helland og John Arthur Berge har bidratt med innspill til det foreslåtte undersøkelsesprogram.

"Advocatus diaboli" har vært Jon Knutzen.

Oslo, 28 juni, 1995.



Mats Walday

Innhold

Sammendrag	1
1. Innledning	3
1.1. Behovet for miljøindikatorer/-indekser	3
1.2. Bruk av miljøindikatorer i andre land	3
2. Miljøindikator basert på kostholdsrestriksjoner i marine områder	7
2.1. Bakgrunn	7
2.2. Forslag til kostholdsindikator	8
2.3. Fordeler og begrensninger ved indikatoren	12
3. Miljøindikatorer basert på kvalitetskriterier for miljøgifter i marine områder	13
3.1. Bakgrunn	13
3.2. Krav til grunnlagsdata	13
3.2.1. Valg av miljøgifter	13
3.2.2. Valg av medier	14
3.2.3. Resultatenes representativitet for området	15
3.3. Forandringer over tid	16
3.4. Forslag til tilstandsindikatorer for hhv. sediment og blåskjell	17
3.5. Indikatorens følsomhet	18
3.6. Forslag til undersøkelsesområder	19
3.7. Fordeler og begrensninger ved indikatoren	33
4. Tilstandsindekser beregnet på gamle data	34
5. Referanser	36

Sammendrag

Behovet for å kunne uttrykke miljøtilstand på en enkel og lettfattelig måte har meldt seg etterhvert som mengden og kompleksiteten av data og informasjon til de forvaltende myndigheter har blitt større. I den foreliggende rapport er det gitt forslag til hvordan det på en forenklet måte kan presenteres resultater fra undersøkelser av miljøgifter i det marine miljø. Tre indikatorer til bruk for dette er foreslått:

1. Kostholdsindikator: uttrykker omfang og tidsutvikling av kostholdsreguleringer i det norske marine miljø.
2. Tilstandsindikator-sediment: uttrykker tilstand og tidsutvikling mht. miljøgifter i sediment i 10 norske marine problemområder.
3. Tilstandsindikator-blåskjell: uttrykker tilstand og tidsutvikling mht. miljøgifter i blåskjell i 10 norske marine problemområder.

Indikatoren for kostholdsreguleringer beskriver det *areal* som er berammet av reguleringer, mens sediment- og blåskjellindikatorene beskriver hvilken *tilstandsklasse* (Knutzen *et al.*, 1993) området befinner seg i. Følgende 10 norske områder er foreslått fulgt opp med hensyn til tilstandsindikator:

Iddefjorden
Hvalerområdet
Indre Oslofjord
Grenlandsfjordene
Indre Kristiansandsfjorden
Saudafjorden
Sørfjorden
Byfjorden i Bergen
Sunnalsfjorden
Indre Ranfjorden

Disse områdene er ulike mht. hydrologi, topografi, type forurensninger osv. og det er derfor foreslått et undersøkelsesprogram for hver av dem. Stasjonsvalg og den geografiske begrensning av områdene er beskrevet på kart og i tabell.

Med bakgrunn i tidligere undersøkelser av miljøgifter i sediment og blåskjell, er det også gjort et forsøk på å beregne tilstandsindekser (tilstandsindikatorens verdi) bakover i tiden.

Indikatorene er ment som et hjelpemiddel ved formidling av komplisert og omfattende datamateriale. Dette vil innebære en sterk forenkling av virkeligheten og det er viktig å være klar over hva denne forenkling innebærer når en bruker indikatorene. Begrensningene ved indikatorene er nærmere beskrevet i rapporten. Noen av de viktigste begrensninger er:

- begrenset valg av mulige indikatormedier*
- liten kjennskap til de valgte stasjoners representativitet*
- det er i flere tilfeller behov for å revurdere klassegrensene i klassifiseringssystemet*
- det er liten/ingen kobling mellom indikatorens indeks og eventuelle toksikologiske eller økologiske effekter*
- klassifiseringssystemet er ufullstendig ved manglende data for en del globalt utbredte miljøgifter (bl.a. flere grupper klororganiske forbindelser og tributyltinn)*
- utilstrekkelighet i grunnlaget for kostholdsrestriksjoner mht. både arealdekning, hvilke miljøgifter som er analysert og ajourføring av informasjonen som restriksjonene er basert på*
- det foreslåtte undersøkelsesprogram for tilstandsindikatorer kan ikke erstatte de mer omfattende undersøkelser som er nødvendige for å kunne følge og forstå utviklingen i mange marine områder*

1. Innledning

1.1. Behovet for miljøindikatorer/-indekser

Behovet for å kunne uttrykke miljøtilstanden på en enkel og lettfattelig måte har meldt seg etter hvert som mengden data og informasjon de forvaltende myndigheter må ta stilling til har økt. Etablering av indikatorer eller indekser for å uttrykke miljøtilstand er også blitt sett på som en nødvendighet for å øke folks forståelse og engasjement for miljøspørsmål. Bruken av miljøindikatorer er imidlertid ikke noen ny idé; tyske forskere foreslo allerede ved århundreskiftet et system ("saprobien system") for klassifisering av organisk belastning i vann (Kolkwitz & Marsson, 1909).

Målet med denne rapport er å utvikle et sett indikatorer som på en forenklet måte kan illustrere tidsutviklingen mht. omfanget av miljøgifter i det marine miljø. Det å illustrere en situasjon eller utvikling bare med en eller få indikatorer vil alltid være en sterk forenkling av virkeligheten, derfor må indikatorene brukes og forståes i henhold til de begrensninger de har. Det er også foreslått ett undersøkelsesprogram for å beregne tilstandsindikatorer i 10 norske marine problemområder

1.2. Bruk av miljøindikatorer i andre land

Det foregår idag et omfattende arbeide med å utvikle miljøindikatorer i en rekke land, og noen av dem har allerede begynt å ta slike indikatorer i bruk.

Danmark bruker et sett av 25 indikatorer hvorav 4 beskriver marine forhold (Miljøministeriet, 1993):

Indikator 22: **Kystvannets tilstand** (nedre voksegrense for alger og ålegress, artsantall av alger samt forekomst av forurensningstolerante ettårige brun- og grønnalger). Indikatoren presenteres som et kart (fig.1). Kilde: Danmarks miljøundersøgelser.

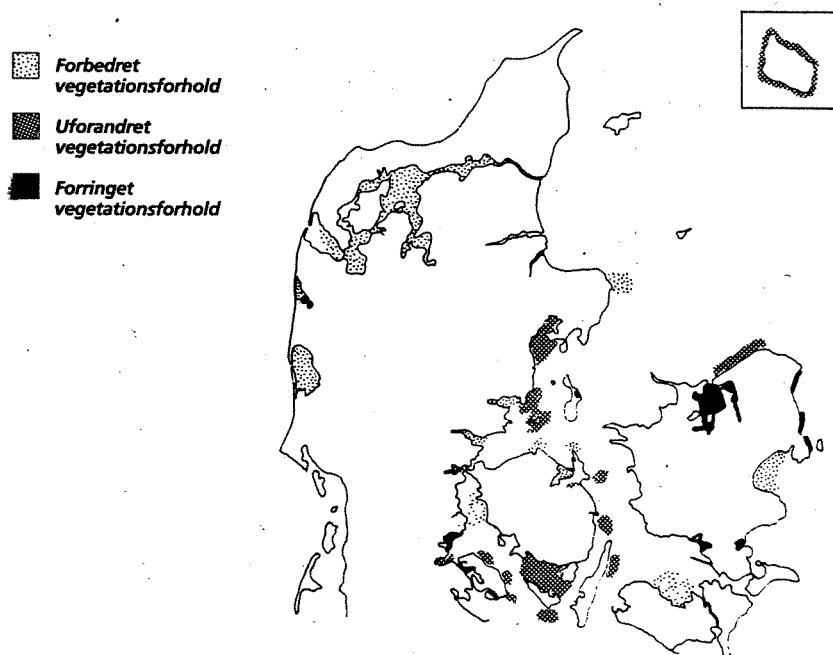
Indikator 23: **Oksygeninnhold i havet** (O₂-innhold i bunnvannet i sørvestlige Kattegat). Indikatoren presenteres som en figur. Kilde: Danmarks miljøundersøgelser.

Indikator 24: **Torsk og rødspette i Kattegatt** (gytebestand og fangst av begge artene). Indikatoren presenteres som en figur. Kilde: ICES.

Indikator 25: **Badevannskvalitet** (innhold av koliforme bakterier). Indikatoren presenteres som en figur (% målestasjoner med akseptabelt badevann). Kilde: Miljøstyrelsen.

Miljøministeriet publiserer reviderte/oppgraderte utgaver av indikatorene en gang i året og de kom ut for første gang i 1991. Representativiteten av disse indikatorer synes vi er mindre god. For eksempel så blir resultater fra oksygenmålinger i sørvestlige Kattegat presentert som "oksygeninnhold i havet". Sørvestlige Kattegat er et problemområde med lave oksygennivåer og kan neppe sies å være representativt for mer en en del av havet utenfor

Danmark. Forekomst og sammensetning av alger som en indikator på "kystvannets tilstand" er mer representativt, men må også anses som en vesentlig forenkling av virkeligheten.



Figur 1. Dansk forslag til vurdering av "Kystvandenes tilstand". Basert på registrering av bunnvegetasjon. (Fra "Miljøindikatorer 1993", Miljøministeriet Danmark.)

Nederland legger opp til et system hvor en definerer omkring 30 målevariable (såkalte "target variables") for hver av følgende kategorier (Brink & Woudstra, 1991):

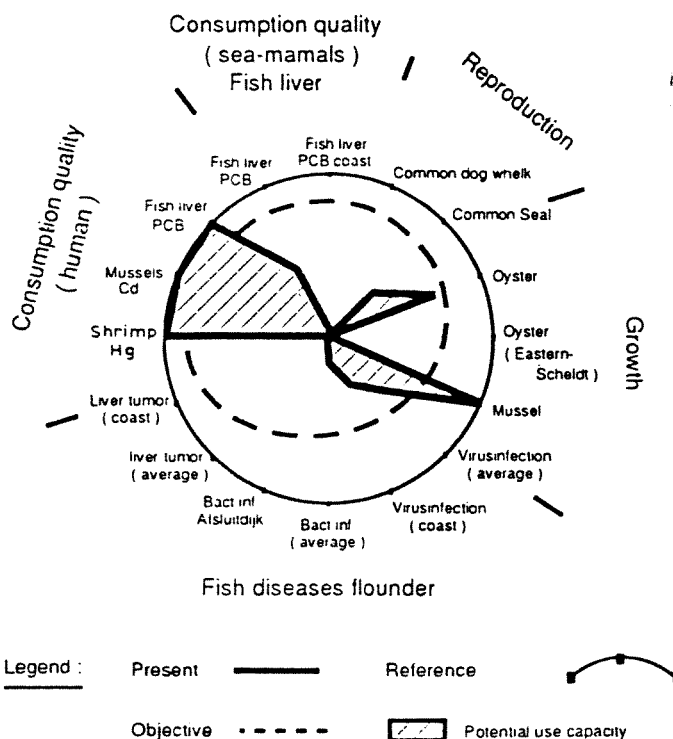
- Fysiske forhold
- Kjemiske forhold
- Biologiske forhold
- Helseaspekt
- Egnethet (f.eks. fiskeri, rekreasjon etc.)

En målevariabel kan være siktedyp (fysisk), oksygeninnhold i vannet (kjemisk), bestanden av en sjøfuglart (biologisk), PCB-innhold i fiskelever (helse) eller areal til rekreasjon (egnethet). Felles for variablene er at de må tilfredsstillende følgende krav:

- Data må være tilgjengelig fra tidligere år.
- De må være følsomme for menneskelig påvirkning.
- Innhenting av nye data må være enkelt, rimelig og kunne utføres med nøyaktighet.
- De må være relevante for det område de skal brukes i.
- De bør appellere til allmenheten og være av en viss politisk verdi.
- Samlet må variablene gi en god representasjon av det totale vannsystemet.

- De må korrespondere mest mulig med parametre som inngår i overvåkingsprogrammer.
- De må være brukbare i minst 10-20 år.
- Det totale antall variabler bør være så lite som mulig.

Resultatene presenteres som et amøbe-diagram for hver kategori, hvor resultatene for alle målevariablene inngår (fig. 2). Ved å innføre 2 nye enheter ("ttr" og "tto") som erstatter de normalt brukte kvantitative enheter som ml/l, ppm osv., blir det enklere å forstå og fremstille diagrammene ("ttr" = "times to reference", "tto" = "times to objective"). Dermed får man en figur som viser nivåene både i forhold til bakgrunns-/referansenivåer og i forhold til de mål myndighetene har satt for samtlige variable i en kategori (omkring 30). Disse indikatorene har etterhvert blitt flittig brukt av myndighetene (R. Laane, Rijkswaterstaat, pers.med.) Vi anser dem som mer representative enn de danske fordi de bygger på flere parametre og samtidig gir informasjon om avstand til bakgrunnsverdier og oppsatte mål.



Figur 2. Nederlandsk vurdering av det marine miljø for kategori "helse" vha. et amøbediagram. Den ytre ringen representerer referanse-/bakgrunnsnivå og den stiplede ringen det mål en ønsker å oppnå (objective). Sirkelens senter er uendelig ganger bakgrunnsnivå, 10% fra senter er 10X bakgrunn, 50% er 2X bakgrunn og 100% er bakgrunnsverdi (Brink & Woudstra, 1991).

I det følgende vil det bli presentert forslag til indikatorer / indekser for miljøgifter i norske kystfarvann med utgangspunkt i:

- 1) Kostholdsråd og omsetningsforbud som gis av Statens næringsmiddelstilsyn (SNT)
- 2) Klassifikasjonssystemet for miljøgifter i marine områder (jfr. Knutzen & Skei, 1990 og Knutzen *et al.*, 1993).

2. Miljøindikator basert på kostholdsrestriksjoner i marine områder

2.1. Bakgrunn

Statens forurensningstilsyn (SFT) ønsker å få vurdert den mest hensiktsmessige måten å uttrykke kostholdsrestriksjoner (dvs. kostholdsråd og omsetningsforbud) på i det marine miljø ved ett tall (**indeks**). De ønsker også å få vurdert om kostholdsråd og omsetningsforbud bør vektas ulikt ved beregningen av indeksen.

Det system eller beregnings grunnlag indeksen bygger på (**indikatoren**) skal kunne si noe om hvordan og hvor raskt utslippsendringer påvirker miljøkvaliteten i de fjorder der forurensningen har klare effekter på næring eller folks atferd.

Den foreslåtte indikatoren tar utgangspunkt i de kostholdsrestriksjoner som omfatter marine organismer og som blir gitt av Statens næringsmiddelstilsyn (SNT) basert bl.a. på data fra SFTs overvåkingsprogram. Restriksjonene blir gitt etter SNT's totalvurdering av miljøgiftsituasjonen i de ulike fjorder og de baserer sine vurderinger på resultater fra undersøkelser utført av andre institusjoner som f.eks. NIVA eller Havforskningsintitutet (HI). Kostholdsrestriksjonene blir tatt opp til vurdering 3-4 ganger årlig. Ved en sjelden anledning kan det gis *lokale kostholdsråd* uten at SNT blir informert om dette. Den foreslåtte indikatoren vil ikke fange opp disse lokale råd da den kun baserer seg på informasjon fra SNT.

Til hjelp ved vurderingen bruker SNT:

Metaller: internasjonale PTWI -verdier ("provisional tolerable weekly intake").

Polyklorerte bifenyler (PCB)/dioxin: verdiene regnes om til toksisitetsekvivalenter (TCDD-ekv.) etter Ahlborg *et al.* (1988 og 1992).

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH): vurderes av nasjonale eksperter. Stort sett bare et blåskjellproblem.

Idag er det 15 marine områder langs norskekysten som omfattes av kostholdsrestriksjoner (SNT, pers. medd., 1994), se tabell 1. Omfanget av restriksjonene varierer mellom områdene. Omsetningsforbudet for fisk og skalldyr i Frierfjorden og den indre del av Kristiansandsfjorden er de mest omfattende av kostholdsrestriksjoner som pr. dags dato er gjennomført i Norge på grunn av forurensing. I tillegg må en regne med at flere hundre km² fjordareal er uegnet for akvakultur som følge av forurensing (Dons & Beck, 1993).

For mer informasjon om arbeidet bak- og grunnlaget for SNT's vurderinger, se Eriksen (1993).

Tabell 1. Kostholdsrestriksjoner ved forurensning av kystnære farvann, pr. nov.-94. Områder som er omfattet av restriksjoner, K = kostholdsråd, O = omsetningsforbud, når restriksjonene er gitt og hva de omfatter. Revidert etter fax fra SNT (21.11.94). Tabellen angir bare navnet på området, ikke den fysiske avgrensingen av det.

Område	K	O	Restriksjoner gitt	Organismer
Indre Oslofjord	X		1994	torskelever
Drammensfj.	X	X	1992	torskelever
Sandefjordsfj.	X	X	1993	lever fra rund fisk
Grenlandsfj.	X	X	1989, 1991, 1992	fisk, skjell, krabbe
Kristiansandsfj.	X		1985, 1987, 1989, 1991	fisk, skalldyr
Fedafjorden	X		1987	flyndre, skalldyr
Saudafjorden	X		1992	skjell, fiskelever
Sørfj. i Hardanger	X		1984, 1987, 1989, 1992, 1993, 1994	skjell
Bergen	X	X	1992	fiskelever
Haakonsværn	X	X	1993, 1994	fisk, skalldyr
Årdalsfjorden	X		1993	skjell
Sundalsfjorden	X		1993	skjell, fiskelever
Hommelvik	X		1985	skjell
Ranfjorden	X		1986, 1994	skjell
Vefsnfjorden	X		1992	skjell

2.2. Forslag til kostholdsindikator

Den enkleste måten å uttrykke omfanget av kostholdsrestriksjoner ville være å angi det *antall områder (antall-indeksen)* som restriksjonene omfatter. Dette gir imidlertid begrenset informasjon da størrelsene på de berørte områder kan være meget forskjellige. En reduksjon av arealene i ett eller flere av de berørte områdene på grunn av forbedrede forhold vil heller ikke avspeiles i indeksen. En indeks som uttrykker *total arealet (areal-indeksen)*, eller prosent areal av utgangsarealet (*arealprosent-indeksen*), i de berørte områder vil være mer informativ og hensiktsmessig som grunnlag for indeksen. Når det gjelder arealprosent-indeksen skal det år som velges som utgangspunkt for indikatoren være lik 100%.

Arealberegninger av de områder som i dag er omfattet av kostholdsrestriksjoner er blitt foretatt av SFT og GRID (Global resource information database)-Arendal. Areal-indeksen tar ikke hensyn til hvor stor andel dette utgjør av det samlede norske kystareal. Dette anser vi imidlertid som akseptabelt da kysten er meget heterogen med hensyn til for eksempel befolkningsstruktur og intensitet av fiskerier.

I både antall- og areal-indeksene vektet kostholdsråd og omsetningsforbud likt. Begrunnelsen for dette er at omsetningsforbud normalt bare blir innført i områder hvor det i tillegg til et miljøgiftproblem også er kommersiell omsetning av marine organismer. Dette

betyr at områder som kun er omfattet av kostholdsråd kan være like belastet som de med omsetningsforbud.

Med denne enkle form for indikator melder det seg noen viktige problemstillinger:

- Flere problemområder kan i fremtiden bli omfattet av kostholdrestriksjoner ettersom langtifra alle fjorder og kystområder er undersøkt med hensyn til alle aktuelle miljøgifter. Dette til tross for at man antar at de viktigste problemområder er kjent og delvis undersøkt. Slike tilfeller kan også oppstå hvis nye stoffer blir klassifisert som helsefarlige, hvis vurderingen av hva som er skadelige nivåer blir forandret (satt lavere) eller hvis nye organismer blir inkludert i SNT's retningslinjer.
- En annen problemstilling gjelder tidligere undersøkte problemområder som ikke tilfredsstillers dagens kvalitetskrav eller der dataene er foreldet. En må være klar over at grunnlaget for de nå gjeldende kostholdsråd i flere tilfeller er utilstrekkelig fordi relevante analyser mangler i større eller mindre grad i de undersøkelser restriksjonene baserer seg på. Den generelt viktigste av disse er manglende analyser av plane PCB, men i prinsippet gjelder det også plane PCN (polyklorerte naftalener) og andre.

Forannevnte kan oppsummeres i to beregnings måter for areal-indeks:

- 1) **Areal-indeks-A = sum areal pr. år.** Eventuelle nye (ikke tidligere undersøkte) områder som blir omfattet av kostholdsrestriksjoner, vil her medføre at areal-indeksene øker, til tross for at områdene kan ha vært kraftig påvirket over lengre tid. Et slik tilfelle er illustrert i tab.2 og fig.3A: Fjord D ble ikke undersøkt i perioden 1990-94. I 1995 ble den imidlertid undersøkt hvilket medførte at 25 km² av fjorden ble underlagt kostholdsrestriksjoner og dermed økte indeksen i 1995. Areal-indeksene vil i slike tilfeller uttrykke en forverring av miljøtilstanden til tross for at det dreier seg om en "gammel" forurensning.
- 2) **Areal-indeks-B = areal-indeks-A justert for nye områder.** En mulig løsning på problemet i 1) ville være å beregne indeksene på nytt og da addere det areal som ble registrert i fjord D i 1995 til samtlige sum areal før 1995. Dette gir en parallell-forskyvning av første delen av kurven (t.o.m.1994) 25 km² oppover langs y-aksen (kfr. tab.2 og fig.3B). Fremgangsmåten kan begrunnes ved at restriksjonene i dette nye område ikke representerer en forverring av situasjonen, men heller en tidligere mangel på kunnskaper om området; -problemet antas å ha eksistert allerede i 1990. Resultatet av denne beregningsmåte er at indeksen ikke vil øke over tid fordi en arealutvidelse vil forplante seg bakover i tiden (fig.3B).

De foreslåtte indikatorer forutsetter altså at det ikke etableres nye utslipp som kan lede til kostholdsrestriksjoner. Derimot kan episodiske utslipp (skipsuhell, utslippshull o.lign.) med langtidsvirkning medføre at indeksen øker. Et slikt forhold er illustrert i tabell 2 hvor et utslipp i 1998 leder til at 20 km² i fjord B blir omfattet av kostholdsrestriksjoner. Dette påvirker indeksen og avspeiles derfor i figur 3 A og B.

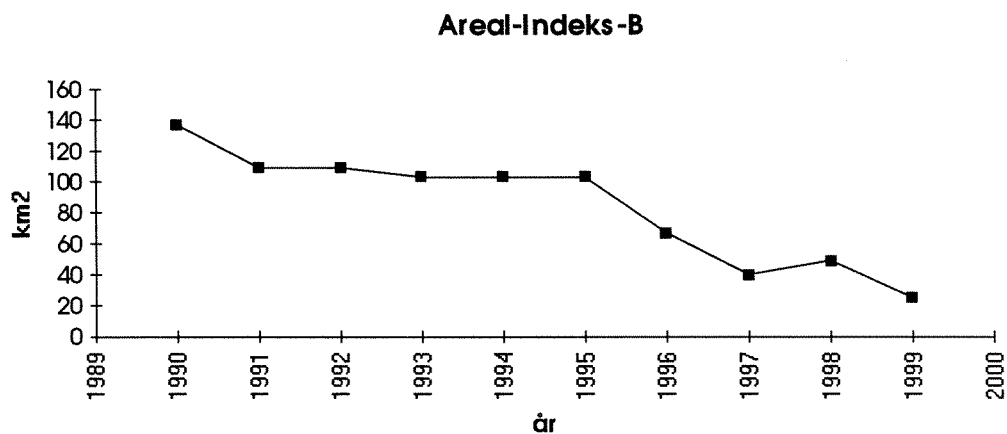
Tabell 2. Eksempel på bruk av areal-indeks og prosent-areal-indeks underlagt kostholdsrestriksjoner i 4 fjorder 1990-99. Fjord D ble ikke undersøkt 1990-94. Areal-indeks-A er beregnet som sum areal pr. år og areal-indeks-B viser justert sum, basert på det areal som ble registrert i fjord D i 1995. Et utslippsuhell i fjord B i 1998 medfører en økning i indeksene. Arealprosent-indeks er basert på areal-indeks-B.

	enhet	1990	1991	1992	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999
Fjord A	km ²	74	53	53	53	53	53	27	0	0	0
Fjord B	km ²	16	16	16	10	10	10	0	0	20	0
Fjord C	km ²	22	15	15	15	15	15	15	15	8	8
Fjord D	km ²	-	-	-	-	-	25	25	25	21	17
Areal-indeks-A	km ²	112	84	84	78	78	103	67	40	49	25
Areal-indeks-B	km ²	137	109	109	103	103	103	67	40	49	25
Arealprosent-indeks for B	%	100	80	80	75	75	75	49	29	36	18

A



B



Figur 3. Areal-indeks-A (A) og areal-indeks-B (B) basert på dataene i tabell 2.

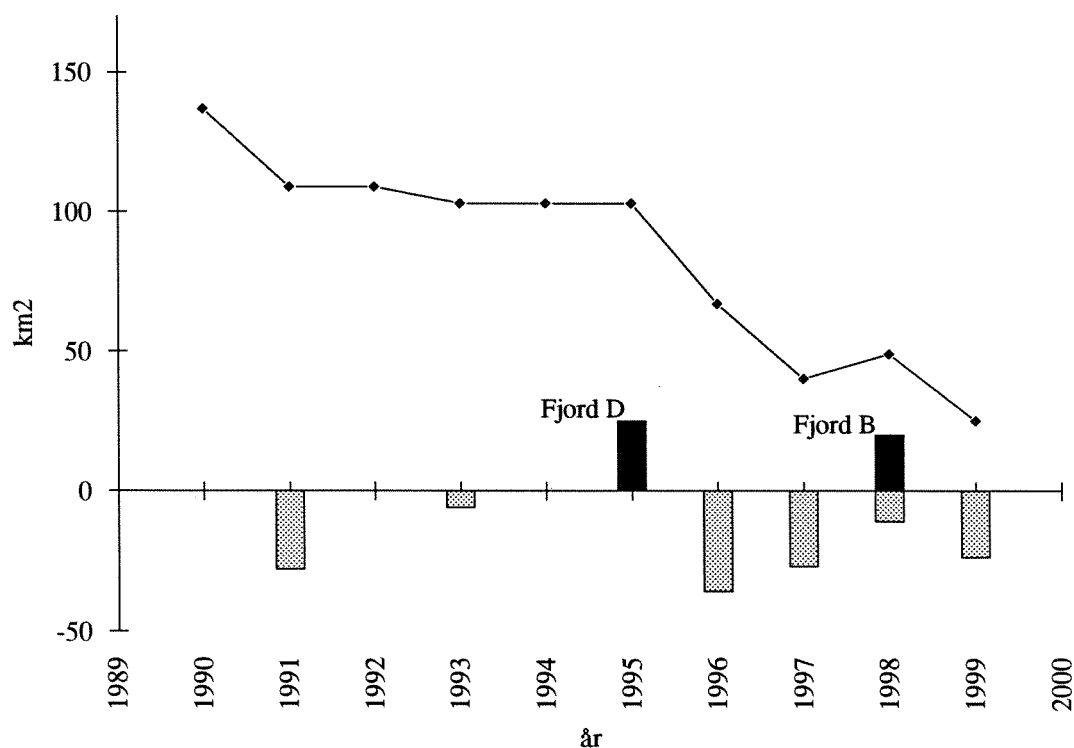
Areal-indeks-B anses som den mest egnede av de to arealindeks-er og er i det følgende kalt arealindeksen.

Bruk av arealprosent-indeksen vil unngå eventuelle uklarheter rundt det faktiske areal som er påvirket (tab.2). Uansett må imidlertid en tabell med grunnlagsdata (som tab.2) presenteres for å gi opplysninger om størrelsen på de arealer er som omfattes av kostholdsrestriksjoner.

Det antas at nye områder sjelden vil omfattes av kostholdsrestriksjoner og derfor kan indeksen oppdateres hvert år, uten at det oppstår vesentlig forvirring grunnet arealendringer.

En nedgang av areal i et område vil kunne maskeres av en tilsvarende utvidelse av areal i et annet område. Forandringer i tilstand vil med andre ord ikke alltid være synlige i indeksen hvis man ikke i tillegg presenterer en tabell over berørte arealer for de angjeldende år (tab.2) og/eller alternativt fremstiller økning/minskning av arealene som for eksempel i fig.4.

Areal-Indeks-B med tilleggs informasjon om økning/minskning



Figur 4. Areal-indeks-B basert på dataene i tabell 2 og med tilleggs-informasjon om sum økning/minskning (+/-) i areal med kostholdsrestriksjoner. Arealøkningene i fjord B og D er nærmere forklart i teksten.

Det foreslås følgende 2 alternativer til miljøindikator for kostholdsrestriksjoner:

1. **Areal-indeks (alternativ B):** Samlet areal med kostholdsrestriksjoner i km² og justert for eventuelle nye områder. Indeksen kan fremstilles i en figur med arealet på y-aksen og år på x-aksen.
2. **Arealprosent-indeks:** Prosent av det opprinnelige (eventuelt justerte) areal, av områder underlagt kostholdsråd eller omsetningsforbud. Indeksen kan fremstilles i en figur med prosent på y-aksen og år på x-aksen.

Til begge alternativene må vedlegges en tabell som viser arealene fordelt på de fjorder de gjelder, samt summen og den korrigerte sum hvis korreksjon er foretatt. Hvis areal-indeksen velges kan til nød tabellen sløyfes, men da må forandringene presenteres som i fig. 4. Hvis arealprosent-indeksen velges, skal denne også føres opp i tabellen.

2.3. Fordeler og begrensninger ved indikatoren

I foregående delkapittel ble fremgangsmåten ved beregning av indikatoren gjennomgått, og det ble i den sammenheng pekt på en del unøyaktigheter ved denne. Vi har for oversiktens skyld valgt å oppsummere både de svakheter og de fordeler vi ser ved bruk av en miljøindikator for kostholdsrestriksjoner slik den er blitt beskrevet her:

Fordeler: Indikatoren er lett forståelig, den er enkel å regne ut og siden dette er problemområder vil det sannsynligvis foretas undersøkelser/oppdateringer regelmessig. Nødvendig datagrunnlag for beregning av indeksen er lett tilgjengelig. Kostnadene for innhenting av data til indeksen er store, mens beregning av selve indeksen vil bli billig.

Begrensninger: Indikatoren er "grov"; den gjør ikke forskjell på råd og restriksjoner og den viser ikke hvor omfattende restriksjonene er i hvert område. Den forteller ikke at det er mange områder som ikke er blitt undersøkt og den omfatter ikke eventuelle lokale restriksjoner. Den forutsetter at det ikke etableres nye utslipp som leder til kostholdsrestriksjoner. Videre sier den ikke noe om hvor mange mennesker som påvirkes av restriksjonene og hvor store de økonomiske konsekvensene er.

3. Miljøindikatorer basert på kvalitetskriterier for miljøgifter i marine områder

3.1. Bakgrunn

Vi har sett det som en viktig egenskap ved en miljøindikator at den er så "gjennomsiktig" som mulig, det vil si at det skal være enkelt å forstå hvordan man regner seg fram til den. Fremgangsmåten må være entydig og så objektiv som mulig.

Utgangspunktet for de foreslåtte miljøgift-indikatorerne er klassifiseringssystemet for miljøgifter i det marine miljø (Knutzen *et al.*, 1993). Dette systemet klassifiserer målte konsentrasjoner av ulike miljøgifter i vann, sediment og biologisk materiale i fem tilstandsklasser: klasse I "god", klasse II "mindre god", klasse III "nokså dårlig", klasse IV "dårlig", klasse V "meget dårlig". Det bør understrekes at dette klassifiseringssystem bør revideres etterhvert som kunnskapene om miljøgift-konsentrasjoner i fjord og kystfarvann øker.

Etter diskusjoner mellom SFT og NIVA har det blitt foreslått at et utvalg av marine problemområder danner basis for en indikator der hvert av disse klassifiseres etter systemet som er beskrevet ovenfor. Det ble videre foreslått at det for hvert område burde være én indikator for den abiotiske delen av økosystemet (sediment) og én indikator for den biologiske delen av økosystemet (organismer).

3.2. Krav til grunnlagsdata

3.2.1. Valg av miljøgifter

SFT har delt miljøgifter i fire grupper som er "særlig relevante for norske forhold" (Dons & Beck, 1993). Som utgangspunkt for beregning av miljøindikatoren har vi stort sett valgt stoffer/stoffgrupper i Gruppe I: "Stoffer som representerer et betydelig miljøproblem i Norge". Dette gjelder bly (Pb), kadmium (Cd), kobber (Cu), kvikksølv (Hg), dioksiner, fluor (F), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorerte bifenyler (PCB), og tinnorganiske forbindelser. De øvrige tre gruppene er: "Gruppe II: stoffer som representerer et miljøproblem i Norge" (f.eks., nikkell, enkelte plantevernmidler, trikloretan), "Gruppe III: stoffer som representerer et mindre miljøproblem i Norge" (f.eks., arsen, heksaklorbutadien, triklorbenzen) og "Gruppe IV: stoffer vi mangler vesentlig kunnskap om" (f.eks. bromerte flammeretardenter, klorerte paraffiner, polyklorerte naftalener).

Muligheten av å skille mellom ulike stoffgrupper ble diskutert i forprosjektet (Skei *et al.* 1993). Det ble der konkludert med at det ville være lite formålstjenlig å inndele miljøindikatorer/-indekser etter stoff med mindre det samtidig ble gjort en vurdering av problemomfang. Fra en økotoksikologisk synsvinkel ville det åpenbart være nyttig å kunne skille ulike stoffer/stoff-grupper idet metaller, PCB/dioksin, PAH og organiske tinnforbindelser har forskjellige virkningsmekanismer og ulike effekter på forskjellige organismer. Videre vil det i mange tilfeller kunne være aktuelt å skille de ulike stoffgruppene med hensyn på kilde og eventuelle effekter av tiltak. Dette vil imidlertid gi noen flere indikatorer. Inntil videre vil det bli arbeidet ut fra ønsket om en samlet indikator for miljøgifter.

3.2.2. Valg av medier

Tilstandsklassifikasjonen gjelder vann, sediment og ulike marine organismer (tab.3, se Knutzen *et al.*, 1993). I tillegg til stoffene i tabell 3 bør indikatorene baseres på forekomst av TBT (tributyltinn) som foreløpig ikke inngår i klassifiseringssystemet.

Vi vil her foreslå en indikator for sediment, og en indikator for blåskjell. Sediment er valgt fordi en slik indikator vil gi informasjon om langtidsutviklingen i et område. Som det vil framgå av tabell 3 er blåskjell den organismen der tilstandsklasse for flest stoffer/stoff-grupper er utarbeidet. I tillegg har arten en vid utbredelse.

Tabell 3. Oversikt over Gruppe I miljøgifter¹⁾ som det finnes tilstandsklassifisering²⁾ for (x) dvs. bly (Pb), kadmium (Cd), kobber (Cu) kvikksølv (Hg), dioksiner (Dx=PCDD) fluor (F), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og polyklorerte bifenyler (PCB).

medium	evt. vevstype	Pb	Cd	Cu	Hg	Dx	F	PAH	PCB
vann		x	x	x	x		x		
overflatesediment		x	x	x	x		x	x	x
blåretang	skuddspisser	x	x	x	x		x		
grisetang	skuddspisser	x	x	x	x		x		
blåskjell	bløtdelene	x	x	x	x	x	x	x	x
strandsnegl	bløtdelene	x	x	x	x				
taskekrabbe	hepatopancreas					x			
torsk	filet				x	x			x
	lever					x			x
skrubbe	filet					x			x
sild	filet					x			x

1) Dons & Beck, 1993

2) Knutzen *et al.*, 1993

3.2.3. Resultatenes representativitet for området

Her må det tas hensyn til både analytisk kvalitet (nøyaktighet og presisjon) og prøvematerialets representativitet i felt og i tid. Flere internasjonale programmer har utviklet retningslinjer for overvåking som tar disse faktorene i betraktning. Det kan nevnes (ICES, 1992):

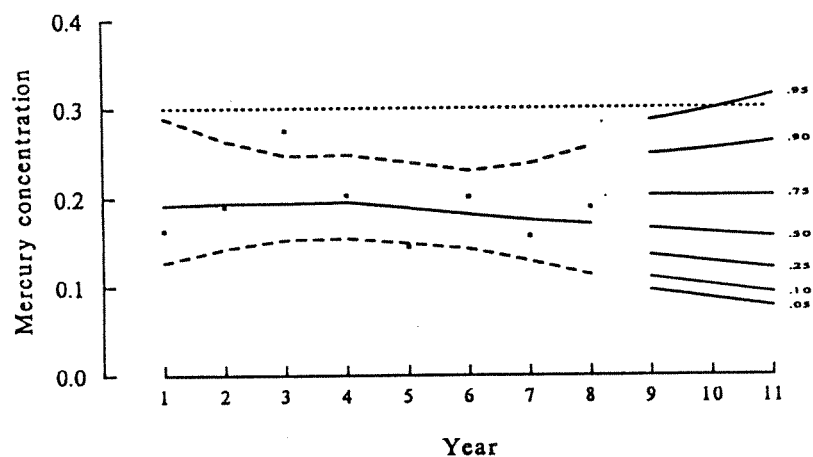
- *International Council for the Exploration of the Sea (ICES) Cooperative Monitoring Studies Programme (CMP)*
- *The Joint Monitoring Programme (JMP) of the Oslo and Paris Commissions (OSPARCOM)*
- *The Monitoring Master Plan (MMP) of the North Sea Task Force (NSTF)*

Disse programmene overlapper og hovedtrekkene bør danne kriterier for kvalitetssikring av datamaterialet som skal brukes i miljøindikatoren. Programmene fokuserer på overvåking av sediment og biologisk materiale. Vurdering av JMP blir gjort i samarbeid med statistikere og vurdering av datamateriale mhp. analysekvalitet blir gjort av kjemikere. Det må imidlertid presiseres at retningslinjene er under revurdering, spesielt med hensyn til omorganisering av JMP under OSPARCOM arbeidsgruppe SIME ("Substances in the Marine Environment") (OSPARCOM, 1994). Det antas at endringene i stor grad vil følge råd fra ICES og legge stor vekt på å undersøke overvåkingsprogrammets følsomhet og prøveinnsamlingens representativitet i tid og rom (ICES, 1994).

Basert på disse programmene er det foreslått minimumskrav for prøveantall for hvert område som skal inkluderes i indikatoren.

3.3. Forandringer over tid

Resultatene som miljøindikatoren gir vil variere med tid. Vurderingen av endringer over tid er avhengig av konsentrasjonsnivåene, og hvilke krav som stilles til deteksjon av endring. Prøveinnsamlingsrutiner og analysemetoder må stå i samsvar med disse kravene. Fryer & Nicholson (1993) illustrerer hvordan prognoser om fremtidige konsentrasjoner er avhengig av variasjon i datamaterialet. I eksemplet i figur 5 har de estimert at det er en 5% sjanse for at kvikksølv-konsentrasjonene innen 3 år vil overstige EU's "Environmental Quality Standard".



Figur 5. Variasjon i kvikksølvkonsentrasjon (Hg) over en 11 års periode. Rådata er punktene, linjen er et glidende middel, stiplede linjer er konfidensintervall, de korte strekene til høyre med tall er sannsynlighet for hvor konsentrasjonen skal være i de etterfølgende tre år. Den horisontale prikkede linjen indikerer EU's "Environmental Quality Standard". (Fra Fryer & Nicholson, 1993).

3.4. Forslag til tilstandsindikatorer for hhv. sediment og blåskjell

Det foreslåes to tilstandsindikatorer: En med utgangspunkt i konsentrasjoner av miljøgifter i sediment, og en for konsentrasjoner i blåskjell. Hovedårsaken til oppdelingen er at disse indikatorene vil gi vesentlig ulik respons på forandringer i fjorden: Blåskjellindikatoren vil gi en forholdsvis hurtig respons på endringer i vannkvalitet mens sedimentindikatoren vil være mer konservativ slik at det vil ta lengre tid før den avspeiler en forbedring av vannkvaliteten.

1. **Tilstandsindikator-sediment:** basert på tilstand og tidsutvikling mht. miljøgifter i sediment i 10 norske marine problemområder.
2. **Tilstandsindikator-blåskjell:** basert på tilstand og tidsutvikling mht. miljøgifter i blåskjell i 10 norske marine problemområder.

Følgende kriterer er foreslått for beregning av indeksene fra de 10 problemområdene:

1. Indikatoren er ment å avspeile miljøgiftsituasjonen i hvert av 10 prioriterte marine problem-områder. Hvert område blir geografisk avgrenset og får et eget prøvetakingsprogram.
2. Minstekrav til prøvetaking for miljøgiftindikatoren:
 - 2.1 Sedimentprøver; minst 2 stasjoner à 3 paralleller (0-2 cm) i hvert område med prøvetakingsfrekvens avhengig av sedimentasjonshastighet. Stasjonene skal primært være plassert i sedimentasjonsbassenger og i tilstrekkelig avstand fra lokale punktkilder. Det er forøvrig viktig å kjenne til sedimentasjonshastigheten samt vite om det er en sedimentasjons-, erosjons- eller transportbunn.
 - 2.2 Blåskjellprøver; minst 2 stasjoner à 3 paralleller (20 skjell, 2-5 cm lengde) i hvert området med undersøkelse hvert år. Stasjonene skal være plassert i god avstand fra lokale punktkilder for miljøgift-belastning (f.eks. elvemunninger, småbåthavner, industriutslipp).
3. Konsentrasjoner av utvalgte miljøgifter i sediment og blåskjell skal undersøkes. Medianen av tre parallelle prøver fra hver av de ulike stasjoner beregnes. Den dårligste tilstandsklassen som blir registrert ut fra disse medianverdier i sediment/blåskjell gir indekser for hele området. Indeksene kan oppdateres etter hver undersøkelse for sediment og hvert år for blåskjell. (ev. fra medianen av de tre siste årene hvis hvert år viser seg å bli for følsomt).
4. Områder regnes i denne sammenheng som forurenset hvis de i henhold til SFT's tilstandsklassifisering faller inn i tilstandsklasse III, IV eller V (kfr.

Rygg & Thélin, 1993). Tall-verdien (indeksen) for indikatorene blir lik tilstandsklassen og kan dermed variere mellom III ("nokså dårlig") og V ("meget dårlig").

3.5. Indikatorens følsomhet

Hensikten med miljøindikatorene er at de skal illustrere tidsutvikling mht. miljøgifter i marint miljø. Det en er ute etter er å gjenspeile reelle og permanente endringer som følge av tiltak (reduerte tilførsler, overdekning, opprydding osv.). Dette krever at utviklingen i tid vurderes i forhold til statistisk usikkerhet, dvs. hvilke variasjoner en må regne med på grunn av forhold som er uavhengig av en forurensningstilstand.

"Tilfeldig" variasjon i rom og tid (med uforutsigelig preg og på liten skala) gir en usikkerhet som kan reduseres med et mer omfattende prøvetakingsprogram, med større blandprøver, flere parallell-prøver og/eller gjentatte prøver.

Faste mønstre for årstidsvariasjon kan delvis kompenseres for ved å ta prøver til faste tider på året, og velge tidspunkter da forholdene er stabile (f.eks. unngå gytetidsrom for blåskjell) men noe usikkerhet pga. dette vil en likevel få.

Miljøgiftinnholdet kan også tenkes å være påvirket av naturlige variasjoner i det fysiske eller biologiske miljø (endring av temperatur/oksygen, fluktuasjoner i forhold mellom beitere og byttedyr) fra år til år eller mellom dekadere. Hvis en slik generell variasjon gjør seg gjeldende parallelt for alle stasjoner på samme tid, kan det gi usikkerheter som ikke kan kompenseres ved å utvide måleprogrammet, og som bare kan reduseres ved å se på en tilstrekkelig lang periode. Den eneste muligheten til å minske usikkerheten er eventuelt å kartlegge sammenhenger med naturlige variasjoner og kompensere indeksen for dette. Hvis variasjonene skjer uavhengig for hvert område vil indeksen bli mer presis jo flere områder som tas med, men for et gitt utvalg av områder vil denne type variasjon også da sette klare grenser for hvordan indeksen kan brukes.

Usikkerheten hos indikatoren bør beregnes på bakgrunn av et størst mulig erfaringsmateriale, og ikke bare ut fra de tallene som inngår i indeksen. Alternativt kan den også beregnes etter noen års undersøkelser, med vanlig statistikk på de data som til da er fremkommet.

Siden indikatoren er utformet slik at det dårligst klassifiserte stoffet på én stasjon er nok til å gi tilstandsklassen for hele området, vil følsomheten også være avhengig av:

1. Hvor mange stoffer/stoffgrupper pr. stasjon som gir tilstandsklassen.
2. Hvor mange stasjoner i området som gir tilstandsklassen.

Hvis mange stoffer på flere stasjoner gir tilstandsklassen for hele området vil sannsynligheten for at indeksen skal synke være mindre enn om det f.eks. bare er ett stoff på én stasjon som gir tilstandsklassen. Likeledes vil sannsynligheten for en nedgang være større hvis konsentrasjonen av stoffet/stoffene som gir klassen ligger nærmere nedre enn øvre

grenseverdier innenfor klasseintervallet.

Bruk av maksimalverdier må tas i betraktning når statistisk usikkerhet skal beregnes. Vi ser på et gitt stoff i og et geografisk område k og lar $p_{i,k,X}$ betegne sannsynligheten for at gjennomsnitt/median skal ligge i tilstandsklasse X eller høyere. Området klassifiseres i X eller høyere dersom minst ett av N stoffer har en slik klassifisering. Sannsynligheten for dette er:

$$P_{k,X} = \left(1 - \prod_{i=1}^N (1 - p_{i,k,X}) \right)$$

Dersom f.eks. alle $p_{i,k,X} = 0.1$, og $N=5$, blir $P_{k,X}=0.41$. Indeksen vil altså numerisk gjenspeile det stoffet som gir dårligst klassifisering, men sannsynligheten for en gitt klassifisering vil avhenge av alle stoffene.

3.6. Forslag til undersøkelsesområder

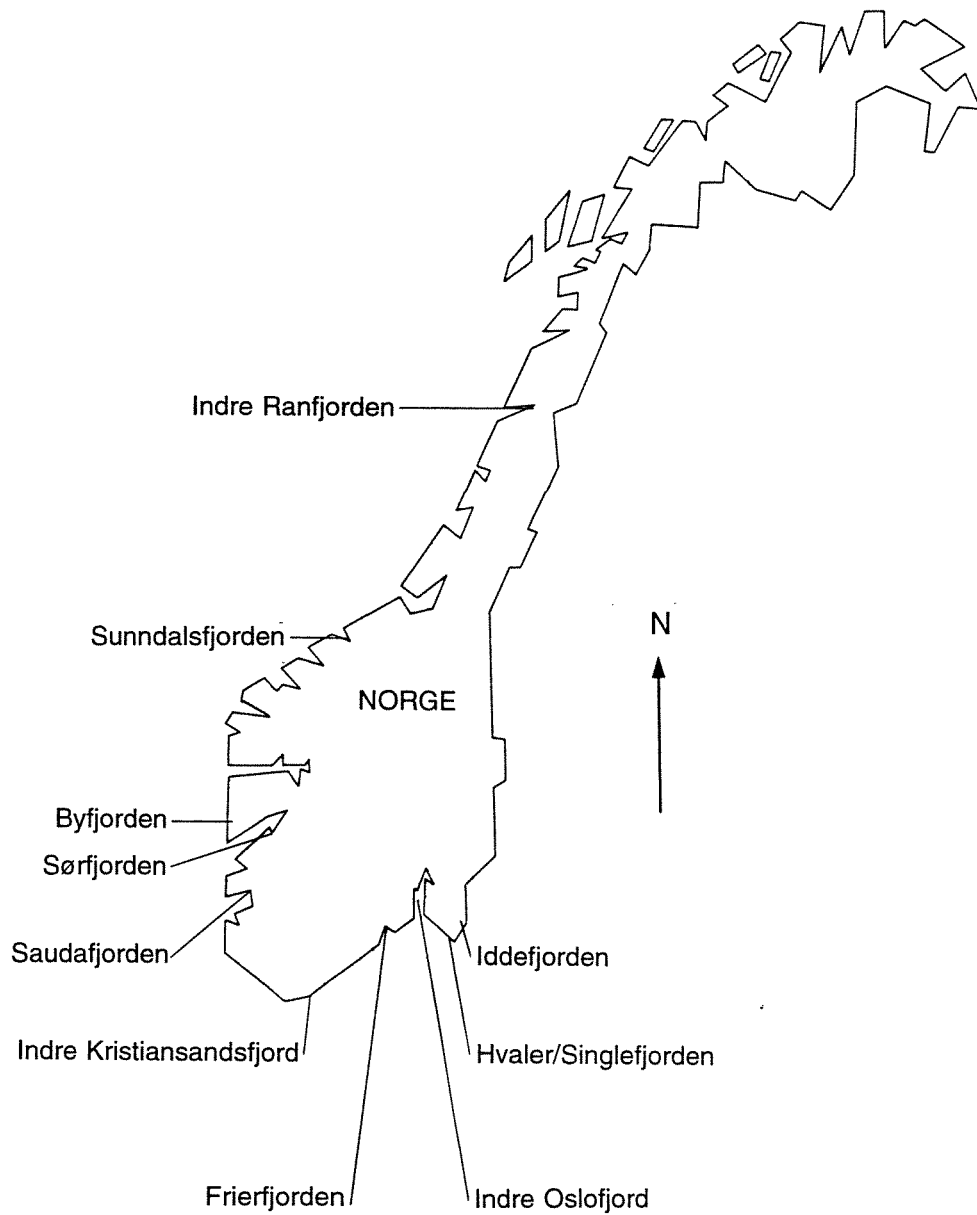
De 10 problemområder som foreslås klassifisert mht. miljøgifttilstand er vist i tabell 3 og figur 6. Arealavgrensningene er basert på en skjønsmessig vurdering av området hvor tidligere resultater, muligheter for stasjonsplasseringer samt topografiske avgrensninger som terskler, innsnevring og lignende har vært av betydning.

Tabell 4. Areal hos de 10 utvalgte avgrensede problemområder som er foreslått klassifisert ved tilstandsindikatorer, hovedkilder til forurensningen samt de stoffgrupper som utgjør hovedproblemet (Dons & Beck, 1993). Arealavgrensningene er vist i figur 7 - 16.

Problemområde	Km ²	Hovedkilder	Stoffgruppe
Hvaler / Singlefjorden	172	industri, hushold	Organisk, metaller
Iddefjorden	22	treforedlingsindustri	Organisk, metaller
Indre Oslofjord	192	industri, hushold	Organisk, metaller
Grenlandsfjordene	67	industri	Organisk
Indre Kristiansandsfj.	5	metall-industri	Organisk, metaller
Saudafjorden	23	smelteverk	Organisk, metaller
Sørfjorden/Hardanger	62	smelteverk, metall-industri	Organisk, metaller
Byfjorden i Bergen	20	industri, hushold	Organisk, metaller
Sunnalsfjorden	93	smelteverk, gruveavgang	Organisk
Indre Ranfjord	37	smelteverk, gruveavgang	Organisk, metaller

I størst mulig grad er stasjoner som brukes eller er brukt i tidligere overvåking av miljøgifter beholdt, men i flere tilfeller har det vært ansett som nødvendig å foreslå nye stasjoner. Det er viktig å påpeke at det foreslåtte prøvetakingsprogram er et minimumsprogram som er begrenset til den ene oppgaven å gi et grunnlag til å beregne miljøindikatoren. Resultatene vil bare gi informasjon om utviklingen over tid i avgrensede områder og ikke si noe om geografisk utbredelse av miljøgiftbelastning eller spredning av miljøgifter. Programmet kan ikke erstatte de mer omfattende undersøkelser som er nødvendige for å kunne følge og forstå utviklingen i mange marine områder.

En oversikt over de 10 problemområdene er gitt i figur 6. Videre følger en kort beskrivelse og et kart over hvert av områdene. Kartene viser arealavgrensning og forslag til egnede prøvetakings-stasjoner.

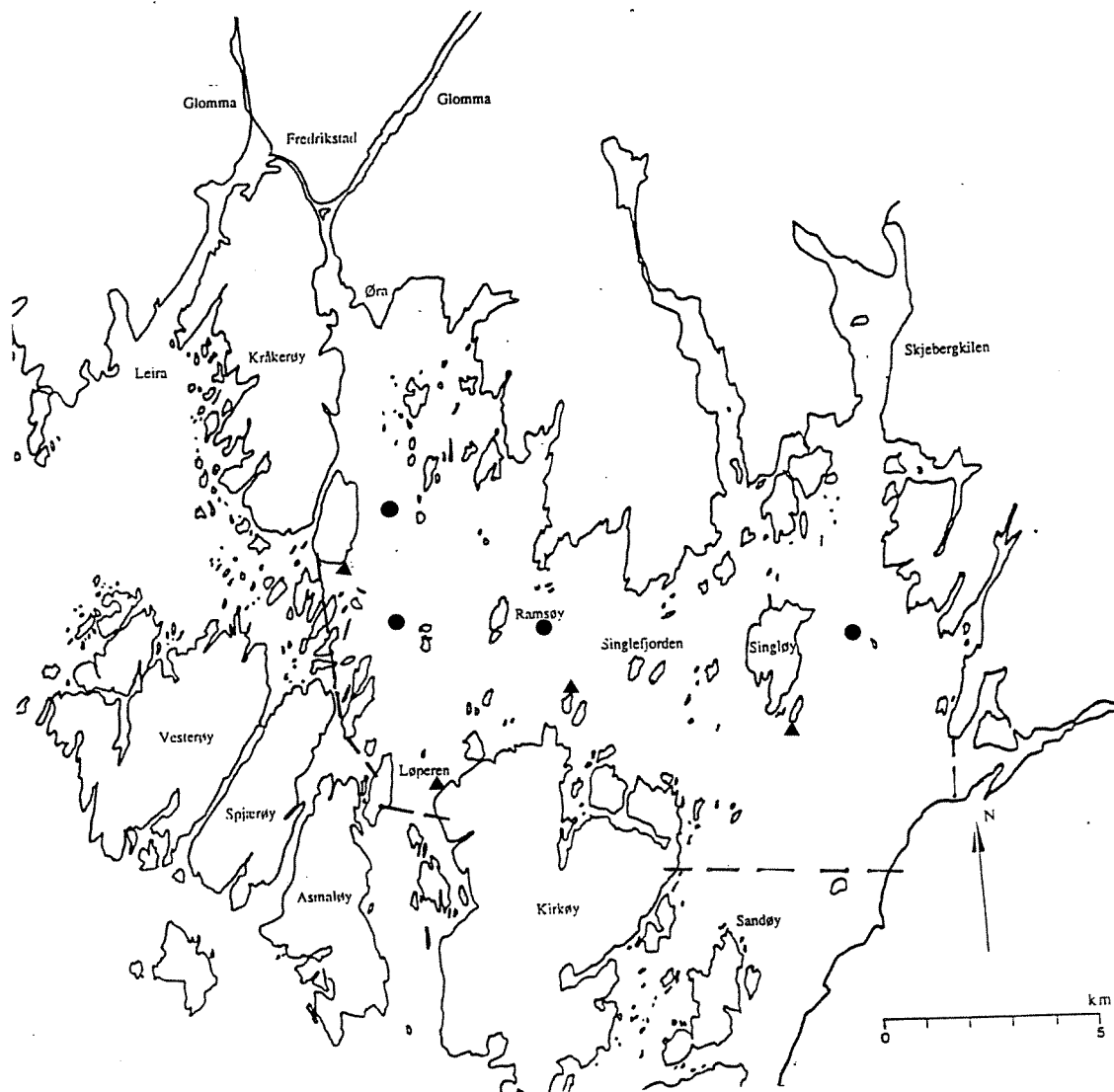


Figur 6. De 10 problemområdene som er foreslått undersøkt ved beregningene av tilstandsindikatorene.

3.6.1. Hvaler/Singlefjorden

Området er senest i 1990-94 blitt undersøkt innenfor Statlig program. Programmet strekker seg inn i 1995 men dette år omfatter kun rapportering. Følgende faglige aspekter er blitt undersøkt: hydrografi, sedimenter, sedimenterende materiale, bløtbunnsfauna, gruntvannssamfunn, miljøgifter i organismer og diagnostisk undersøkelse av skrubbe. Programmet vil kunne koordineres med en eventuell overvåking av Ytre Oslofjord.

Det er komplekse hydrografiske forhold i dette området og det er derfor nødvendig med et større antall stasjoner for både blåskjell og sedimenter enn det minstekravene fastsetter.

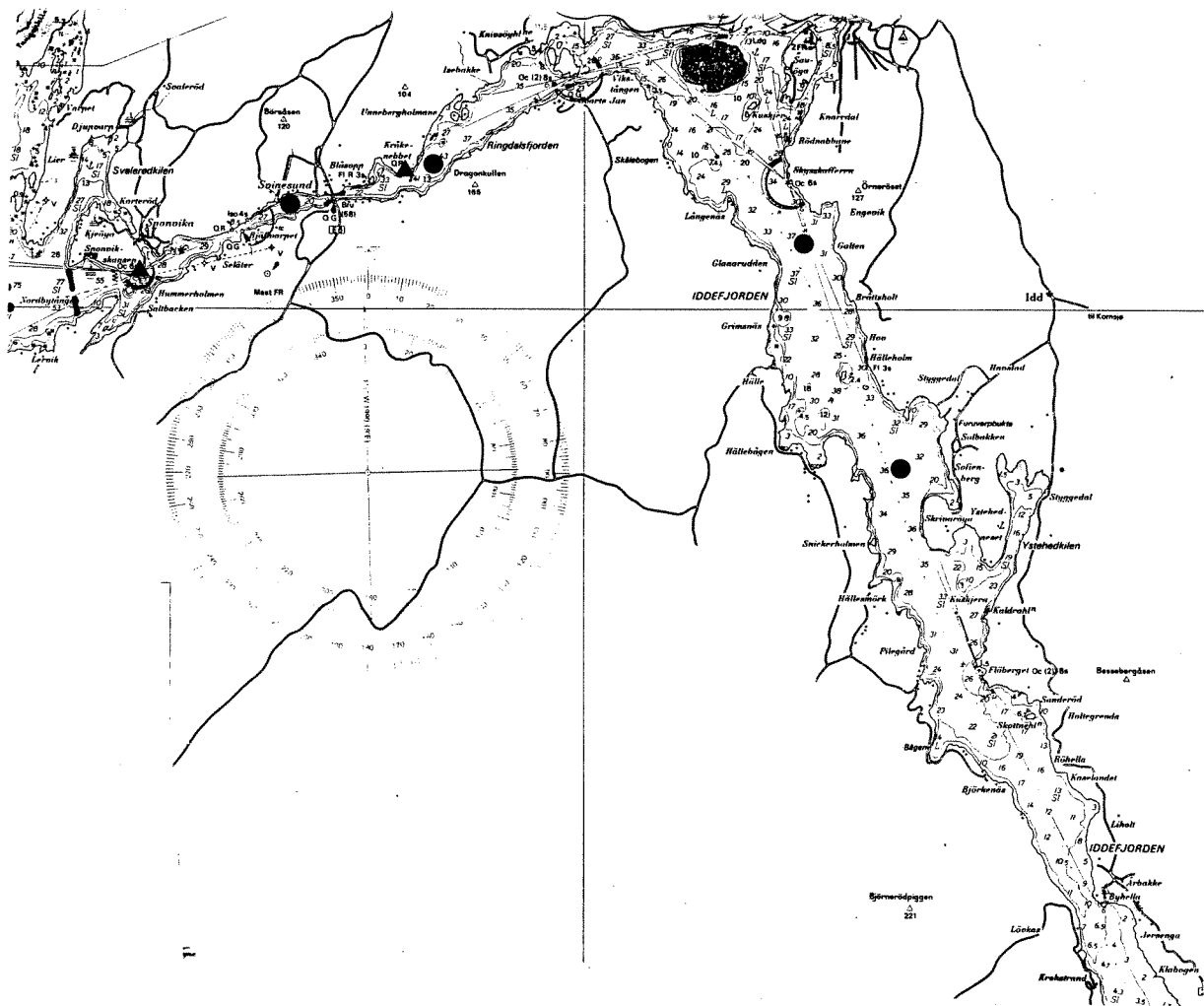


Figur 7. Hvaler/Singlefjorden; plassering av sediment- (sirkler) og blåskjellstasjoner (trekanter), samt avgrensning av området.

3.6.2. Iddefjorden

Miljøgifter i sediment og biota ble i 1977 og 1992 undersøkt innenfor Statlig Program. Programmet vil kunne koordineres med en eventuell overvåking av Ytre Oslofjord.

Det er usikkert om det vil være blåskjell på Kråkenebbet, stasjonen må eventuelt flyttes. Klorerte fettsyrer i fisk har vært blant de største problemene i Iddefjorden, men dette er ikke inkludert i programmet.

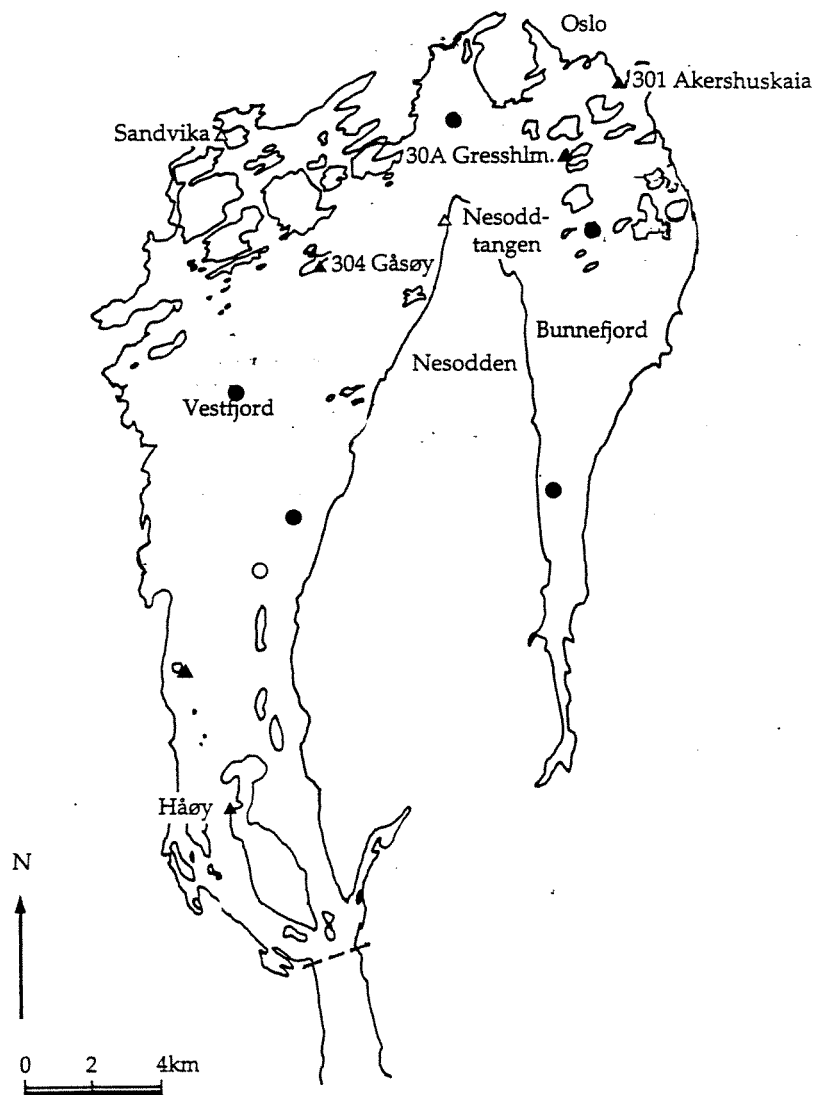


Figur 8. Iddefjorden; plassering av sediment- (sirkler) og blåskjellstasjoner (trekanter), samt avgrensning av området.

3.6.3. Indre Oslofjord

Overvåkingen av Indre Oslofjord innenfor Statlig Program skjer etter et 10-års program som løper ut i 1995. Undersøkelsen er konsentrert om eutrofi- og miljøgiftproblemer. Det foreslåtte program kan koordineres med JMP (se Green, 1994).

Det er komplekse hydrografiske forhold i indre Oslofjord og det er derfor nødvendig med et større antall stasjoner for både blåskjell og sedimenter enn det minstekravene fastsetter.

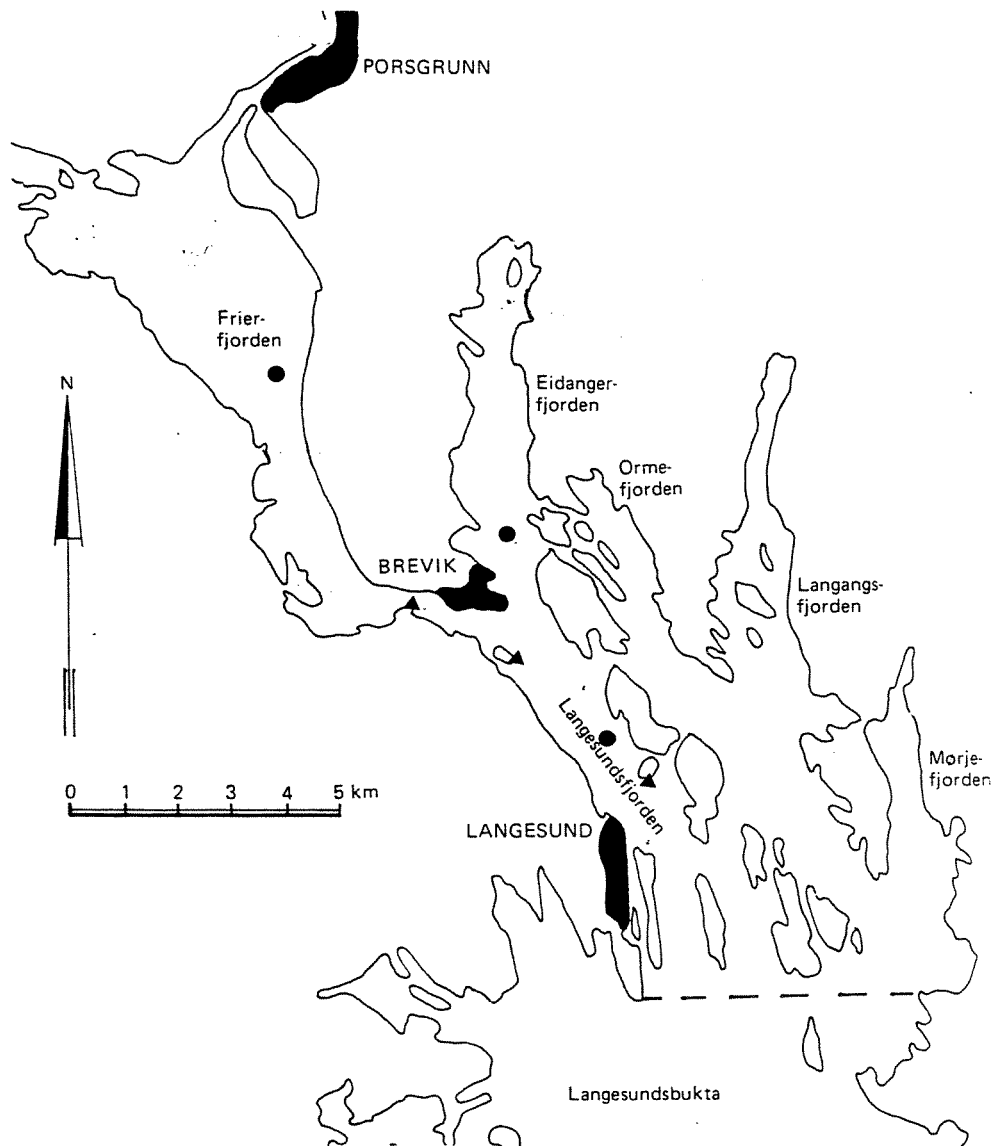


Figur 9. Indre Oslofjord; plassering av sediment- (sirkler) og blåskjellstasjoner (trekanter), samt avgrensning av området.

3.6.4. Grenlandsfjordene

Innhold av klororganiske stoffer i organismer overvåkes årlig innenfor Statlig Program. Det er foreslått en ekstra blåskjellstasjon (i Brevik-sundet) i tillegg til de som tidligere er blitt undersøkt. Tidligere undersøkelser har imidlertid ikke kunnet påvise blåskjell i dette området, så det er usikkert om det lar seg gjøre.

Det dypeste akkumulasjonsbassenget inne i Frierfjorden er dumpingplass for industrien og forholdene er så spesielle at sedimentprøvene er foreslått tatt i et annet nærliggende basseng.

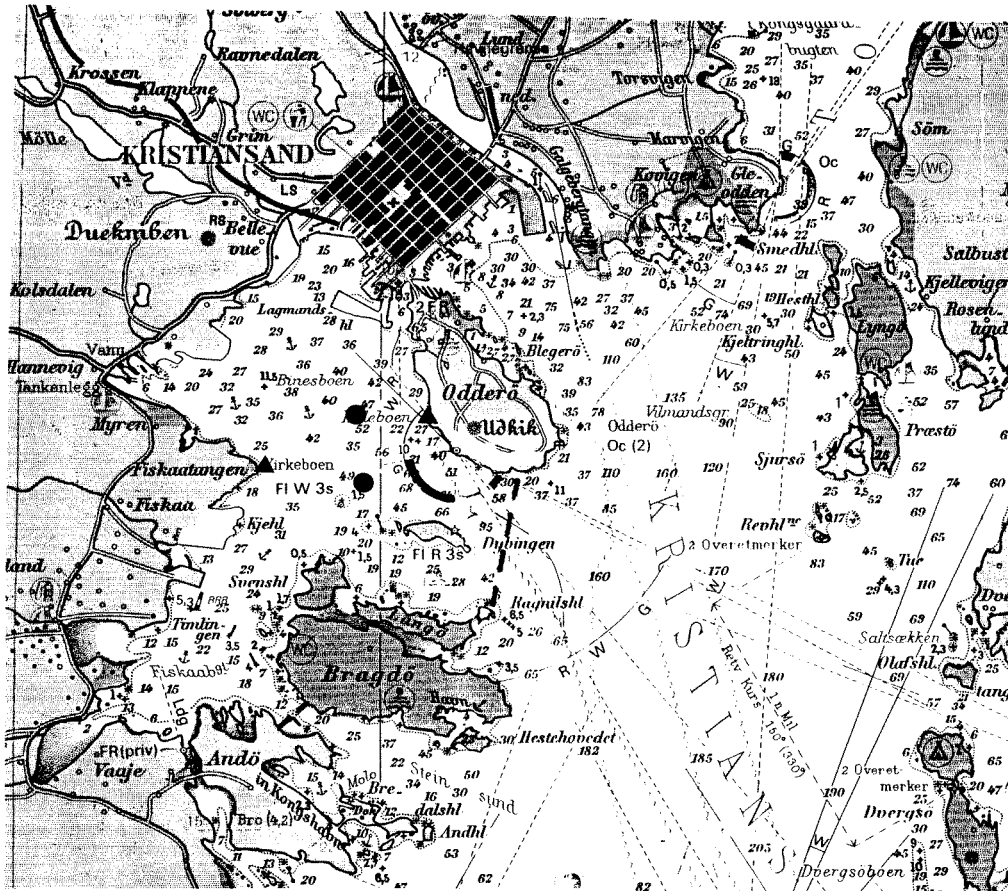


Figur 10. Grenlandsfjordene; plassering av sediment- (sirkler) og blåskjellstasjoner (trekanter), samt avgrensning av området.

3.6.5. Kristiansand (Vesterhavn/Fiskåbukta)

Innhold av klororganiske stoffer i spiselige organismer er tidligere blitt overvåket innenfor Statlig Program.

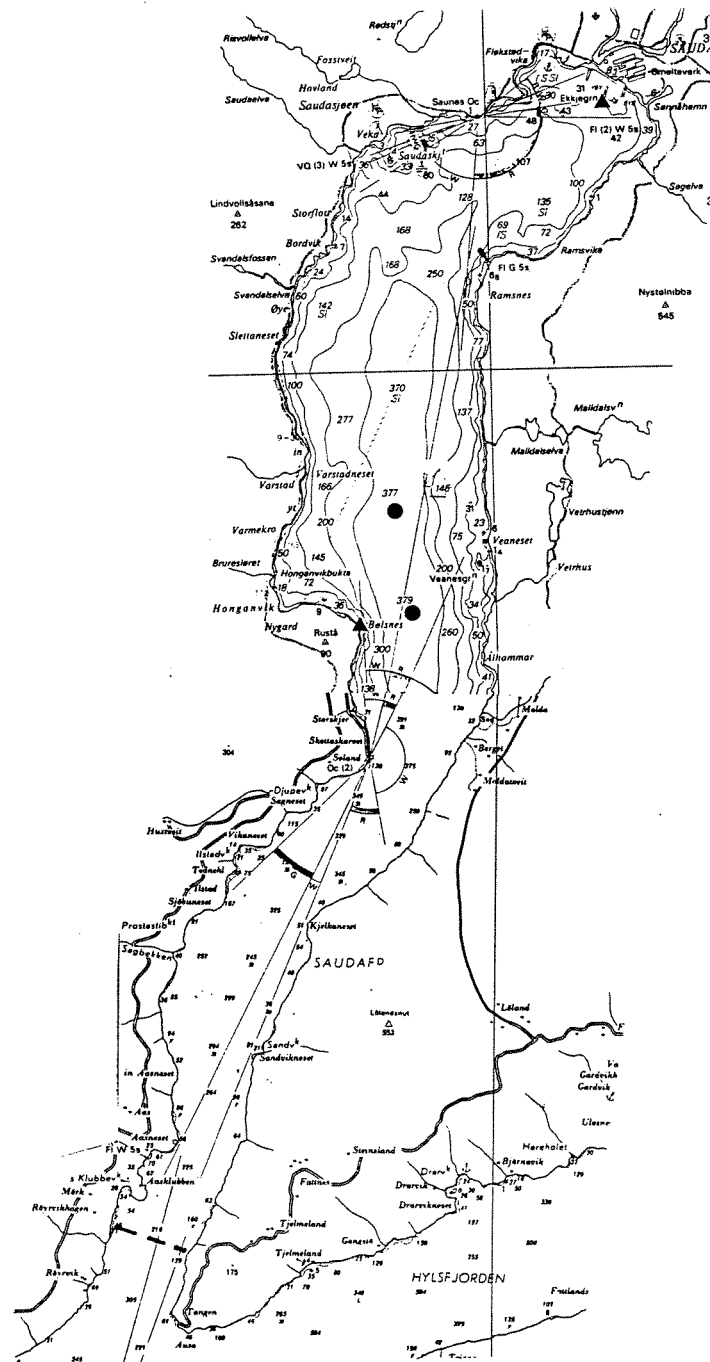
Dette er et relativt lite område som ikke er terskelavgrenset fra selve Kristiansandsfjorden.



Figur 11. Kristiansand (Vesterhavn/Fiskåbukta); plassering av sediment- (sirkler) og blåskjellstasjoner (trekanter), samt avgrensning av området.

3.6.6. Saudafjorden

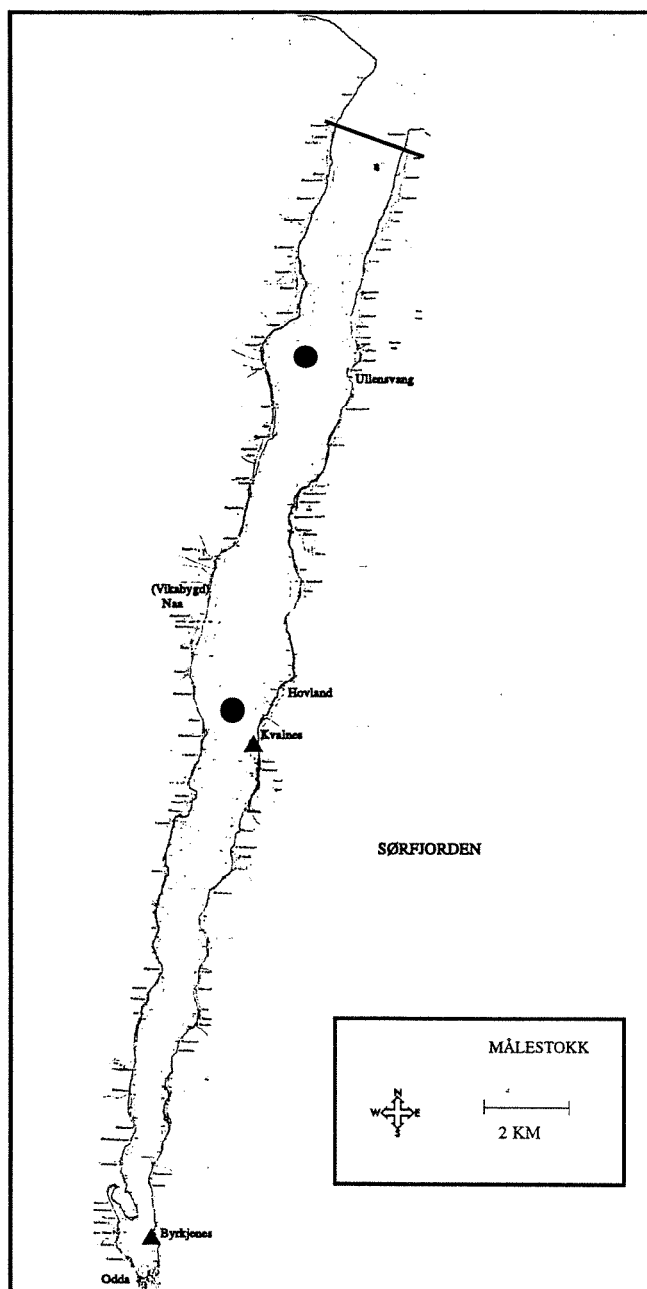
Siste undersøkelser innenfor Statlig Program ble utført i 1986-87. Etter dette har det for Elkem Sauda vært undersøkt nivåer av PAH og metaller i muslinger samt PAH i fisk.



Figur 12. Saudafjorden, viser plassering av sediment- (sirkler) og blåskjellstasjoner (trekanter), samt avgrensning av området.

3.6.7. Sørfjorden

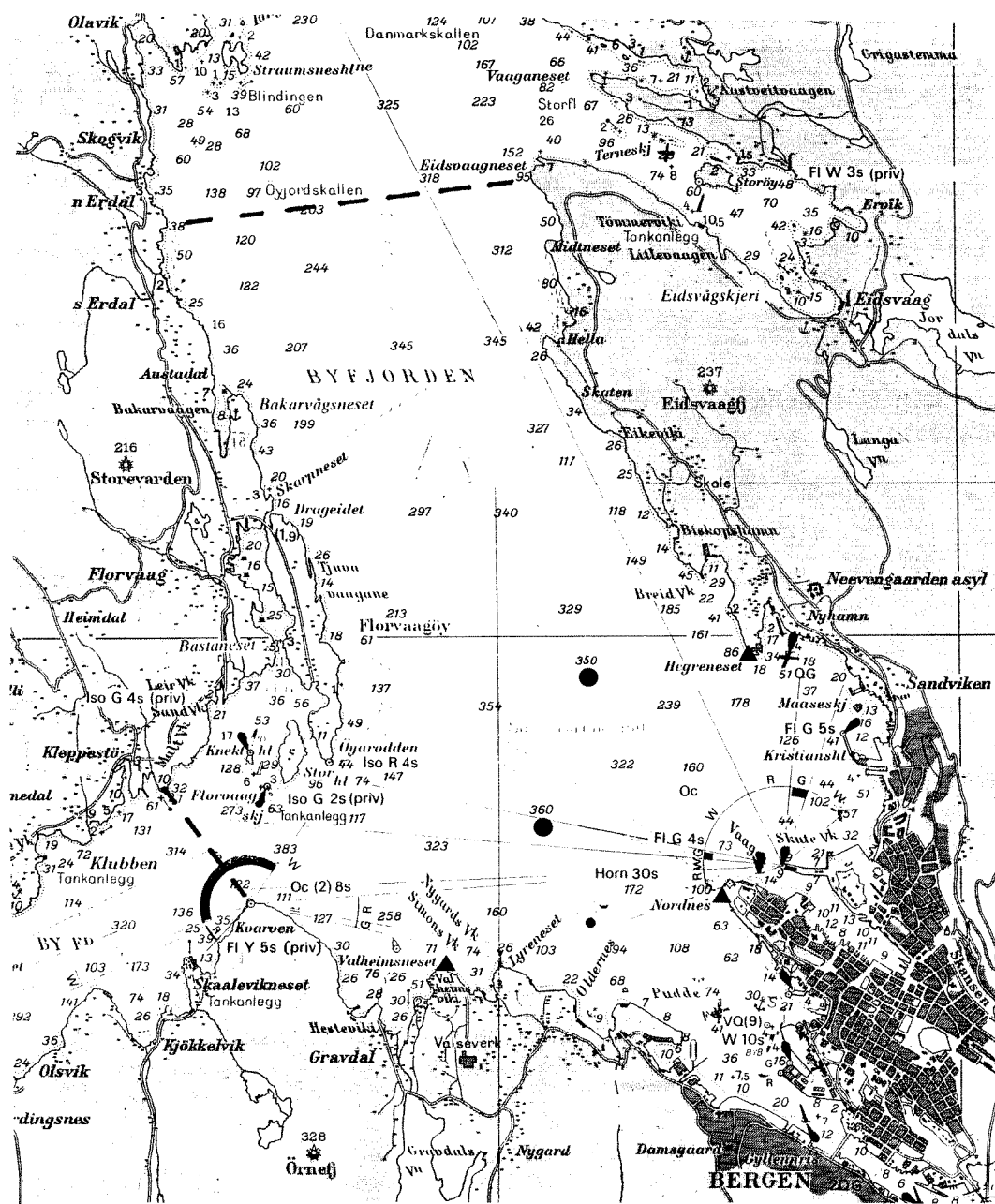
For dette fjordområdet er det utarbeidet en langtidsplan for overvåking frem til år 2000. Overvåking av effekter av tiltak spiller en sentral rolle. De her foreslåtte undersøkelser kan koordineres med dette arbeidet og med JMP (Green, 1994).



Figur 13. Sørfjorden, viser plassering av sediment- (sirkler) og blåskjellstasjoner (trekanter), samt avgrensning av området.

3.6.8. Byfjorden i Bergen

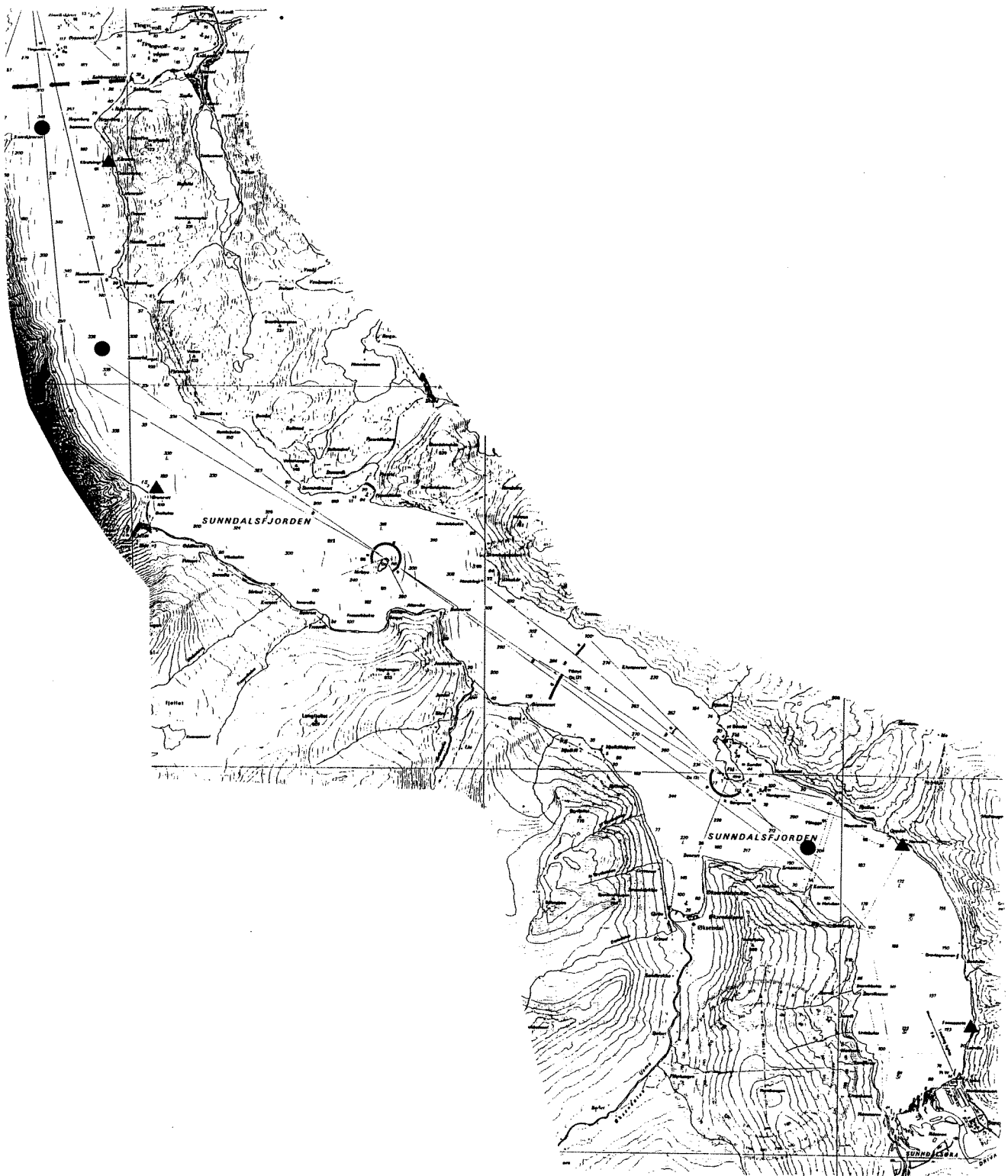
Byfjorden har ikke vært undersøkt innenfor Statlig Program, men det ble i 1992-93 gjennomført en omfattende kartlegging av miljøgiftinnhold i sediment og biota i dette område.



Figur 14. Byfjorden, viser plassering av sediment- (sirkler) og blåskjellstasjoner (trekanter) samt avgrensning av området.

3.6.9. Sunndalsfjorden

Statlig Program ble avsluttet i 1992. Det kunne da påvises en bedring mht. PAH-belastning i organismer.

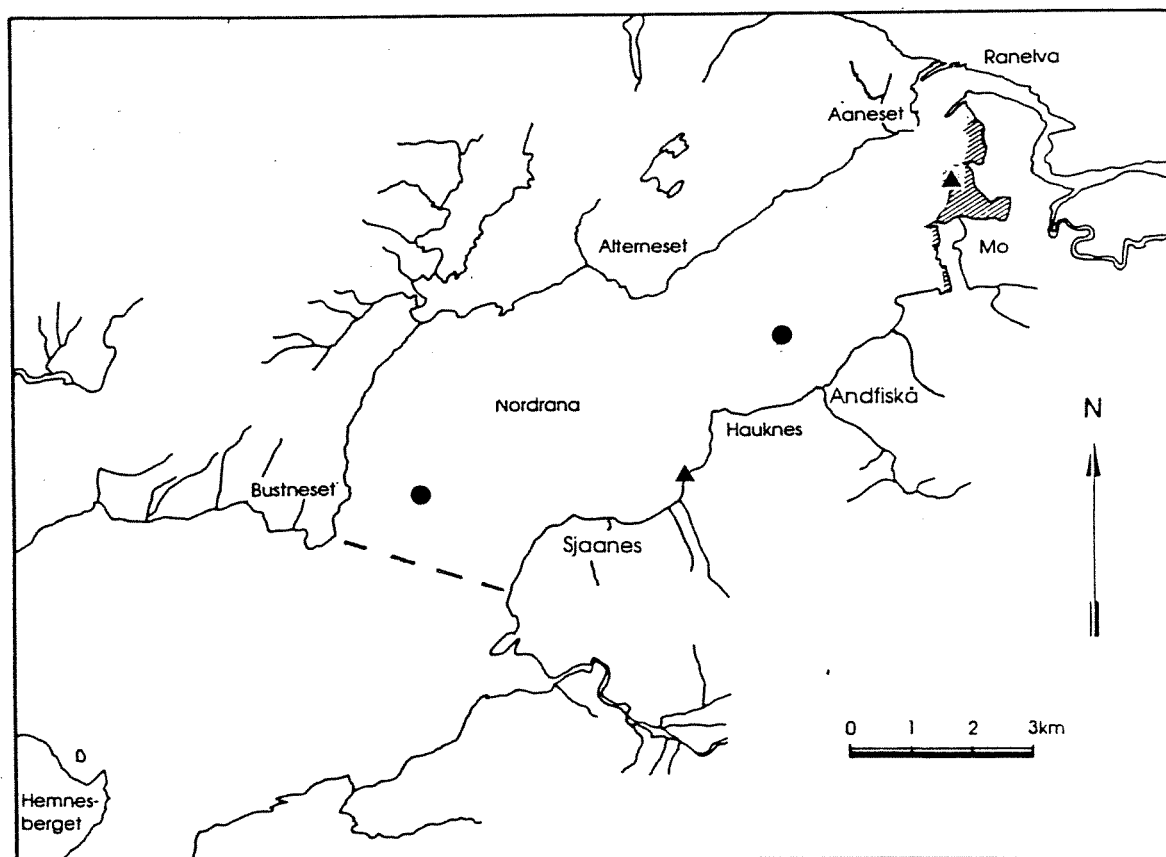


Figur 15. Sunndalsfjorden, viser plassering av sediment- (sirkler) og blåskjellstasjoner (trekanter) samt avgrensning av området.

3.6.10. Indre Ranfjorden

Undersøkelsene innenfor Statlig Program avsluttes i 1994. Det er påvist forbedringer både i sediment og biota.

Ranfjorden skiller seg fra andre fjorder ved store utslipp av gruveavgang. Gruveavgangen er styrende for konsentrasjonen av forurensningskomponenter i sedimentene, dette gjelder særlig indre deler av fjorden. Store mengder gruveavgang fortynner miljøgiftkonsentrasjonene i sedimentet. Det er derfor viktig å ha kontroll med hvor store mengder av gruveavgang som går ut i fjorden og sedimentasjonshastigheten slik at reelle tilførsler kan beregnes. Man har da grunnlag for å vurdere eventuelle reduksjoner i tilførsel av miljøgifter til sedimentene over tid fra diffuse kilder som f.eks. deponier.



Figur 16. Indre Ranfjorden, viser plassering av sediment- (sirkler) og blåskjellstasjoner (trekanter) samt avgrensning av området.

En sammenfatning av stasjonsnettet for de 10 områdene er gitt i tabell 5. Som tidligere angitt er mange av stasjonene identiske med de som er brukt ved tidligere undersøkelser, men særlig blant sedimentstasjonene er det foretatt en del forandringer. Hovedgrunnen til dette er at en i vår sammenheng ikke ser etter gradienter og spredning, men overvåker et fast område. Derfor har en konsentrert seg om akkumuleringsbunner og dermed kunnet begrense antallet stasjoner.

Tabell 5. Oversikt over plassering av blåskjellstasjoner og antall prøver på sedimentstasjonene, samt dyp for disse, for beregning av sediment- og blåskjellindikator i 10 problemområder.

Område	Sediment	Blåskjell
Hvaler / Singlefjorden	4 stasjoner X 3 prøve (50m, 60m, 52m, 95m dyp)	Kjøkkø sør Kirkøy n.v. V.Damholmen Singlekalven sør
Iddefjorden ¹⁾	4 stasjoner X 3 prøve (37m, 36m, 27m, 43m dyp)	Sponvikskansen Kråkenebbet
Indre Oslofjord	5 stasjoner X 3 prøve (79, 66, 102, 150 og 157m)	Akershuskaaien Gresshlm. Gåsøya Ramtonhlm. Håøya
Grenlandsfjordene ²⁾	3 stasjoner X 3 prøver (87, 101 og 103m dyp)	Stenhlm. Gjermeshlm. Risøy
Indre Kristiansandsfjorden ²⁾	2 stasjoner X 3 prøver (49 og 52m dyp)	Fiskåtangen Odderø vest
Saudafjorden	2 stasjoner X 3 prøver (379 og 377m dyp)	Bølsnes Ekkjegrunn (bøye)
Sørfjorden i Hardanger	2 stasjoner X 3 prøver (353 og 387m dyp)	Kvalnes Byrkjenes
Byfjorden i Bergen	2 stasjoner X 3 prøver (360 og 350m dyp)	Valheimsneset Nordnes Hægreneiset
Sunnalsfjorden	3 stasjoner X 3 prøver (348, 338 og 204m dyp)	Kårstein Øraneset Horrvika
Indre Ranfjorden	2 stasjoner X 3 prøver (499 og 366m dyp)	Bjørnbærviken utstikker i Mo

¹⁾ klorerte fettsyrer i fisk kan være det største miljøgiftproblemet i biota, men dette omfattes ikke av programmet.

²⁾ på dioxiner analyseres kun 1 parallell

Utvalget av miljøgifter som anbefales analysert i de 10 områdene er vist i tabell 6 og det baserer seg på tidligere kunnskap om områdene. Stoffer som f.eks. TBT er ikke inkludert i tabellen fordi det pr. idag ikke eksisterer klassifisering for dem. Nyere undersøkelser av TBT-nivåer i sediment og blåskjell viser at det senere kan bli aktuelt å inkludere dette stoffet ved beregning av indikatoren.

Tabell 6.

De 10 problemområdene og de miljøgifter som det anbefales analysert (x) på i sediment (S) og biota (B). Hv= Hvaler/Singlefjorden, Id= Iddefjorden, Os= Indre Oslofjorden, Gr= Grenlandsfjorden, Kr= Indre Kristiansandsfjorden, Sa= Saudafjorden, SØ= Sørkjolen, By= Byfjorden (Bergen), Su= Sunndalsfjorden, Ra= Indre Ranfjorden.

Problemområde:	H v	Id		Os		Gr		Kr		Sa		SØ		By		Su		Ra		
		S	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S	B	S	B	
Dioxin						x	x	x	x											
Arsen								x											x	
Bly	x	x	x	x	x			x		x	x	x	x	x					x	x
Kadmium	x	x	x	x	x	x				x	x	x	x						x	x
Kopper	x	x		x	x	x			x			x	x	x					x	
Krom								x						x						
Kvikksølv	x	x		x	x	x						x	x	x					x	
Nikkel	x							x												
Sink	x	x		x	x	x						x	x	x	x				x	x
EPOCL								x	x											
PAH					x	x				x	x			x	x	x	x	x	x	x
HCB							x	x												
PCB	x	x			x	x	x	x	x			x	x							

3.7. Fordeler og begrensninger ved indikatoren

Dette kapitlet gir en oppsummering av de svakheter og de fordeler vi ser ved bruk av en miljøindikator for tilstandsklassifisering, slik den er blitt beskrevet her:

Fordeler:

- Indikatoren er lett forståelig
- Indikatoren er enkel å regne ut når grunnlagsmaterialet foreligger.
- Den baserer seg på et klassifiseringssystem som omfatter de fleste problemstoffer i norske marine områder.

Begrensninger:

- Indikatoren gir et grovt forenklet bilde av virkeligheten; den forteller ikke hvilken stoff/stoffer innenfor klassifiseringssystemet som gir indeksen eller hvor omfattende forurensningen er mht. antall problemstoffer i hvert område.
- Indikatoren bygger på klassifiseringssystemet, og her må det presiseres at systemet er utfullstendig i den forstand at flere viktige kombinasjoner av stoffer/medier ikke er dekket eller referansenivåene er usikre (Knutzen & Green, 1995). Der er derfor behov for fortsatt kartlegging av tilstanden og oppfølgende justering av systemet. Dessuten kan det være flere stoffer (f.eks tinnforbindelser, klorerte fettsyrer) som er relevante for indikatoren men som ikke omfattes av klassifiseringssystemet.
- Indikatoren gir ikke noe mål på den geografiske spredningen og eventuelle gradienter av forurensningen.
- Indikatoren sier ikke noe om hvor mange mennesker som påvirkes og hvor store de økonomiske konsekvensene er.
- Det er ikke tatt hensyn til forskjeller i de økotoksikologiske effektene hos ulike miljøgifter og heller ikke til eventuelt samvirkende eller motvirkende effekter.
- Kostnadene for innhenting av data til indikatoren kan være store, mens beregning av selve indeksen vil bli billig.

4. Tilstandsindekser beregnet på gamle data

Som tidligere nevnt regnes områdene i denne sammenheng som forurenset hvis de faller inn i tilstandsklasse III eller dårligere. Tilstandsklassen blir lik indeksen, det vil si at et område kan ha tilstandsindeks III, IV eller V for sediment eller blåskjell.

Som en test på anvendelsen av indikatorene ble indeksene beregnet bakover i tiden på grunnlag av eksisterende datamateriale for de 10 problemområdene. I denne testen var det nødvendig å avvike noe fra de stasjoner, prøveantall og miljøgifter som ellers er anbefalt i rapporten. Resultatene er vist i tabell 7 og 8 og det presiseres at de må betegnes som orienterende.

Tilstandsindikator-blåskjell (tab.8) indikerer at det i Iddefjorden, og tildels i Hvaler/Singlefjorden, ikke er registrert noe stort blåskjellproblem innenfor de avgrensede områdene. På grunn av forholdene ellers i disse områder bør blåskjell imidlertid fortsatt overvåkes.

Tabell 7. Tilstandsindeks-sediment (overflatesediment) i de 10 problemområdene¹⁾ (1976-1993). Indeksen ble beregnet for de årene hvor det foreligger resultater fra områdene (se tekst). Tallene må betegnes som orienterende.

Sediment / År	76	77	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93
Hvaler / Singlefj.										III			
Iddefjorden		V										V	
Indre Oslofjorden		V										V	
Grenlandsfjordene									V				
I. Kristiansandsfj.								V				V	
Saudafjorden	V					V					V		
Sørfjorden					V							V	
Byfjorden ²⁾										IV			V
Sunndalsfjorden						V				V			
Indre Ranfjorden									V			IV	

1) Stoff som ga klassifiseringen: Hvaler / Singlefj. Hg, Iddefjorden EOCl, Indre Oslofjorden Hg, Cu, PCB, PAH. Grenlandsfjorden TCDD-ekv., I. Kristiansandsfj. Ni, Cu, Saudafjorden PAH, Sørfjorden Byfjorden Sunndalsfjorden PAH, Indre Ranfjorden PAH.

2) Ikke analysert PCB og PAH i 1990.

Tabell 8. Tilstandsindeks-blåskjell i de 10 problemområdene¹⁾ (1981-1993). Indeksen ble beregnet for de årene hvor det foreligger resultater fra områdene (se tekst). Tallene må betegnes som orienterende.

Blåskjell / År	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93
Hvaler / Singlefj. ²⁾	III								III				
Iddefjorden													
Indre Oslofjorden				III	III	III	III	III	III			III	
Grenlandsfjordene	V	V	V	V	V	V	V	V	V		V	V	V
I. Kristiansandsfj.								V		V		IV	
Saudafjorden						V				V	V	V	
Sørfjorden	V	V					V		V	V	V	V	V
Byfjorden													IV
Sunndalsfjorden							IV				III		
Indre Ranfjorden									V	IV		IV	

1) Stoff som ga klassifiseringen: Hvaler/Singlefj: Zn, Cu, PCB, Indre Oslofj: PCB, Grenlandsfj: PAH, HCB, TCDD-ekv., Indre Kristiansandsfj: TCDD-ekv. HCB, Saudafj: BaP, Sørfjorden: Cd, Hg, Pb, Byfjorden: PAH, Sunndalsfj: PAH, Indre Ranfj: PAH.

2) Stasjonene som ga Kl. III i 1989 ligger like utenfor det definerte problemområdet.

5. Referanser

- Ahlborg, U.G., Håkansson, H., Wærn, F., Hanberg, A. 1988. Nordisk dioxinrisik-
bedømming. Nordisk ministerråd, København, Miljørapport 1988:7.
- Ahlborg, U.G., Hanberg, A., Kenne, K. 1992. Risk assessment of polychlorinated biphenyls
(PCBs). *NORD 1992* : 26. Nordisk ministerråd, København. ISBN 92-9120-075-1.
- ten Brink, B.J.E., Woudstra, J.H. 1991. Towards an effective and rational water
management: The Aquatic Outlook Project - integrating water management,
monitoring and research. *European Water Pollution Control*. 1, no. 5. 8 s.
- Dons, C., Beck, P.Å. 1993. Miljøgifter i Norge. (Priority hazardous substances in Norway)
Statens forurensningstilsyn (SFT) rapport nr. 93:22. 115 s.
- Eriksen, G.S. 1993. Miljøgifter i næringsmidler. Innsamling av data og prioritering av
analyser. Statens Næringsmiddelstilsyn (SNT)- rapport 7, 1993. 18 s.
- Fryer og Nichol森, 1993. Predicting future contaminant levels in relation to EQOs using
temporal trend monitoring data. *International Council for the Exploration of the Sea
(ICES)*. *CM 1993/E:18*, 10 s.
- ICES, 1992. ICES environmental data reporting formats. Version 2.1 - January 1992. *JMP
17 info 25-E*.
- ICES, 1994. Report of the ICES Advisory Committee on the Marine Environment, ICES
Cooperative Research Report No.204.
- Knutzen, J., Green, N.W., 1995 (in prep.). Bakgrunnsnivåer av en del miljøgifter i fisk,
blåskjell og reker. A For the "Joint Monitoring Group (JMG)". Data fra utvalgte
norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-/Paris-kommisjonene
1990-1993. [Background levels of some micropollutants in fish, the blue mussel and
shrimps. Data from selected Norwegian sampling sites within the joint monitoring of
the Oslo-/Paris Commissions 1990-1993]. Norwegian State Pollution Control
Authority, Monitoring report no. 594/95 TA no. 1173/1995. NIVA project O-
80106/E-91412, 105 pp. ISBN number 82-577-2678-8.
- Knutzen, J., Skei, J. 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og
organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport
2540. 139 s.
- Knutzen, J., Rygg, B., Thélin, I. 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og
kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. SFT-veiledning nr. 93:03.
- Kolkwitz, R., Marsson, M. 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. Beiträge zur Lehre von
den biologischen Gewässerbeuteilung. *Internat. Revue ges. Hydrobiol. Hydrograph.*

Miljøministeriet, 1993. Miljøindikatorer 1993. Statens Information, København, Danmark. ISBN 87-601-3818-1. 40 s.

OSPARCOM, 1994. Terms of reference for a Working Group on Concentrations, Trends and Effects of Substances in the Marine Environment (SIME). (Annex 23). Oslo and Paris conventions for the prevention of marine pollution. sixteenth joint meeting of the Oslo and Paris Commissions. Karlskrona, 13-17 June 1994.

Rygg, B., Thélín, I., 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. Statens forurensningstilsyn TA-922/1993. 20 sider.

Skei, J., Sæbø, H.V., Høygaard, E., Dons, C., Aarsæther, S-I. 1993. Miljøindikatorer for miljøgifter i Norge. Forprosjekt. SFT-dokument nr. 93:12. 14 s.

Oversikt over nyere relevante rapporter fra de 10 problemområdene

Hvaler/Singlefjorden:

Hektoen, H., Helland, A., Næs, K. og Rygg, B., 1992. Overvåking av Hvaler- Singlefjorden og munningen av Iddefjorden. Sedimenterende materiale, bunnsedimenter, bløtbunnsfauna og diagnostisk undersøkelse av skrubbe. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport 496/92. NIVA-rapport 2791. 95 s.

Berge, J.A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler/Kosterområdet. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport 446/91. NIVA-rapport 3560. 192 s.

Iddefjorden:

Berge, J.A. og Helland, A., 1993. Overvåkingsundersøkelser i Iddefjorden 1991/92. Miljøgifter i sediment, ål, torsk og taskekrabbe. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport 531/93. NIVA-rapport 2953. 56 s.

Martinsen, K., Pedersen, K., Kringstad, A. og Lund Kvernheim, A., 1992. Undersøkelse av organiske miljøgifter i sedimenter og biota i Iddefjorden 1992. SINTEF - SI-rapport STF27A93032. 32 s.

Indre Oslofjord:

Konieczny, R., 1994. Miljøgiftundersøkelse i indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport 561/94. NIVA-rapport 3094. 134 s.

Green, N. og Knutzen, J., 1993. Miljøgiftundersøkelse i indre Oslofjord. Delrapport nr. 2. Miljøgifter i organismer 1992. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport 541/93. NIVA-rapport 2972. 54 s.

Grenlandsfjordene:

Knutzen, J., Berglind, L., Brevik, L., Oehme, M., Schlabach, M. og Utne Skåre, J., 1994. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1992. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport 545/93. NIVA-rapport 2989. 127 s.

Næs, K. og Oug, E., 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 1: Konsentrasjon og mengder av klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. O-895903/E-90406. NIVA-rapport 2570. 193 s.

Kristiansandsfjorden:

Knutzen, J., Becher, G., Kringstad, A. og Oehme, M., 1994. Overvåking av miljøgifter i organismer fra Kristiansandsfjorden 1992. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport 547/94. NIVA-rapport 2996. 111 s.

Knutzen, J. og Berglind, L., 1992. PAH i blåskjell fra omgivelsene av Elkem Fiskaa, Kristiansand, 1991-1992. NIVA-rapport 2823. 17 s.

Næs, K. 1992. PAH i sedimenter utenfor Elkem Fiskaa, Kristiansand 1991. NIVA-rapport 2753. 44 s.

Knutzen, J., Martinsen, K., Næs, K., Oehme, M. og Oug, E. 1991. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1988 og 1990. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport 443/91. NIVA-rapport 2554. 183 s.

Saudafjorden:

Knutzen, J. og Berglind, L., 1993. PAH og metaller i fisk og muslinger fra Saudafjorden 1991-1992. NIVA-rapport 2960. 25 s.

Knutzen, J. og Skei, J. 1988. Tiltaksorientert overvåking i Saudafjorden 1986-1987. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport 309/88. NIVA-rapport 2109. 50 s.

Sørfjorden:

Knutzen, J., Beyer, J., Goksøyr, A., Green, N., Hylland, K., Egaas, E., Sandvik, M., Skåre, J.U., 1994. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1992. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer og biomarkører for miljøgifter.

Skei, J., 1992. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1991. Delrapport 1. Vannkjemi og sedimentundersøkelser. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport 500/92. NIVA-rapport 2804. 53 s.

Kvalvågnæs, K., Knutzen, J. 1986. Undersøkelser i Sørfjorden 1985 i forbindelse med PAH-utslipp fra Odda Smelteverk. NIVA-rapport 1846. 27 s.

Byfjorden:

Johannesen, P.J., Risheim, I., Botnen, H.B. 1991. "Byfjordundersøkelsen" overvåking av fjordene rundt Bergen 1990. Institutt for fiskeri- og marinbiologi, UiB. Rapport nr. 11. 108 s.

Skei, J., Knutzen, J. og Klungsøyr, J. 1994. Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og Byfjorden 1993. NIVA-rapport 3018. 80 s.

Sundalsfjorden:

Konieczny, R. og Knutzen, J., 1992. Overvåking av PAH i muslinger, snegl og fisk fra Sundalsfjorden 1991-1992. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport 504/91. NIVA-rapport 2818. 28 s.

Knutzen, J., 1989. Tiltaksorientert overvåking av Sundalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer 1987. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport 347/89. NIVA-rapport 2273. 34 s.

Næs, K. og Rygg, B., 1988. Tiltaksorientert overvåking av Sundalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 1. Sedimenter og bløtbunnsfauna 1986. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport 306/91. NIVA-rapport 2093. 54 s.

Ranfjorden:

Green, N., Knutzen, J. og Berglind, L. 1994. Undersøkelse av miljøgifter i organismer fra Ranfjorden 1992. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport 550/94. NIVA-rapport 3025. 47 s.

Helland, A., Rygg, B. og Sørensen, K. 1994. Ranfjorden 1992/1993. Hydrografi, sedimenterende materiale, bunnsedimenter og bløtbunnsfauna. Statlig program for forurensningsovervåking. Overvåkingsrapport 551/94. NIVA-rapport 3087. 84 s.

Green, N., Knutzen, J., Berglind, L., Golmen, L. 1993. Undersøkelser av miljøgifter i sediment og organismer fra Ranfjorden 1989-90. NIVA-rapport 2872. 157 s.

Annet:

Green, N., 1994. Joint Monitoring Group (JMG). Joint Monitoring Programme in Norway. Oslofjord area, Arendal, Lista, Orkdalsfjorden. Froan area, Lofoten area, Finnsnes-Skjervøy area, Hammerfest-Honningsvåg area and Varangerhalvøya area. NIVA Programme Proposal 1994 O-80106. May 1994. 26 s.

Næs, K. 1991. Frigivelse av PAH fra forurenset sjøbunn. NIVA-rapport 2667. 74 s.

NIVA



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2691-5