



Statlig program for  
forurensningsovervåking

200 2000

Rapport 122|84

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjon

NIVA

Miljøgifter i organismer  
1980-1981

# Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden



Norsk institutt for vannforskning



NIVA

# NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80  
Postboks 333, Blindern  
Oslo 3

|                             |
|-----------------------------|
| Rapportnummer:<br>0-8000303 |
| Undernummer:<br>VII         |
| Løpenummer:<br>1606         |
| Begrenset distribusjon:     |

|   |                                   |
|---|-----------------------------------|
| Rapportens tittel:<br>Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden.<br>Miljøgifter i organismer 1980-1981.<br>(Overvåkingsrapport 122/84) | Dato:<br>25. mars 1984            |
|   | Prosjektnummer:<br>0-8000303      |
| Forfatter(e):<br><br>Jon Knutzen  | Faggruppe:<br>Hydroøkologi        |
|   | Geografisk område:<br>Østfold     |
|   | Antall sider (inkl. bilag):<br>38 |

|  |                                  |
|--|----------------------------------|
| Oppdragsgiver:<br>Statens forurensningstilsyn<br>(Statlig program for forurensningsovervåking) | Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.): |
|--|----------------------------------|

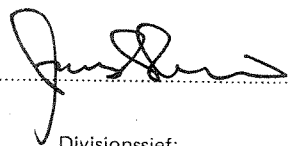
Ekstrakt:

I Hvalerområdet/Singlefjorden er det i hovedsaken funnet lave til moderate konsentrasjoner av miljøgifter i organismer. De viktigste unntak fra dette var tydelige overkonsentrasjoner av særlig jern og titan i tang og delvis i blåskjell fra et område i midtre del av Løperen og nord for Kirkøy. Utover dette ble det konstatert forhøyede konsentrasjoner av klorerte hydrokarboner i blåskjell og fisk fra området Øra - Ytre del av Gandsrødbukta. Det var også til dels betydelig innhold av uidentifiserte, lite nedbrytbare klororganiske forbindelser i blåskjell. Enkelteksemplarer av skrubbe hadde moderat forhøyet kvikksølvinnhold, mens konsentrasjonene i torsk var lave. PAH-innholdet i blåskjell var lavt.

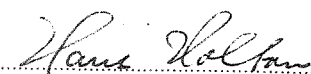
|                                    |
|------------------------------------|
| 4 emneord, norske: Statlig program |
| 1. Hvaler/Singlefjorden 1980-81    |
| 2. Metaller                        |
| 3. PAH                             |
| 4. Klorerte hydrokarboner          |
| 5. Indikatorarter                  |

Overvåkingsrapport 122/84

Prosjektleder:

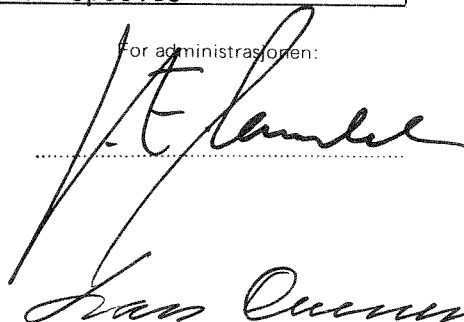


Divisjonssjef:



|                             |
|-----------------------------|
| 4 emneord, engelske:        |
| 1. Monitoring               |
| 2. Metals                   |
| 3. PAH                      |
| 4. Chlorinated hydrocarbons |
| 5. Indicator species        |

For administrasjonen:



ISBN 82-577-0767-8



# Statlig program for forurensningsovervåking

0-8000303

BASISUNDERSØKELSE

I

HVALEROMRADET OG SINGLEFJORDEN  
MILJØGIFTER I ORGANISMER 1980-81

Oslo, 25. mars 1984

Prosjektleder : Jens Skei  
Forfatter : Jon Knutzen  
For administrasjonen: J.E. Samdal  
Lars N. Overrein

## FORORD

Foreliggende rapport er den syvende i serien av delrapporter fra basisundersøkelsen i Hvalerområdet - Singlefjorden, med Statens forurensningstilsyn som oppdragsgiver. De øvrige rapporter er:

1. Basisundersøkelse i Singlefjorden - Hvalerområdet. Delprosjekt om bruksformer. Prosjektplan (3.6.1980).
2. Basisundersøkelse i Singlefjorden - Hvalerområdet. Delområde: Forurensningstilførsler. Fremdriftsrapport 1980 (3.6.1981).
3. Basisundersøkelse i Singlefjorden - Hvalerområdet. Bading og vannkvalitet (30.6.1981).
4. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Bløtbunnsfauna. Rapport nr. 69/83 (16/3-83).
5. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Åteforekomster for brisling- og sildeyngel i 1981. Rapport nr. 96/83 (4/10-83).
6. Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden. Løste metaller, suspendert materiale og sedimenter. Rapport nr. 70/83 (8/11-83).

Rapporter om vannkjemi/hydrografi og biologiske forhold på grunt vann er under utarbeidelse. Det vil også bli utarbeidet en kort konklusjonsrapport.

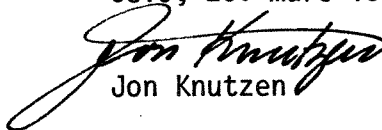
I arbeidet med miljøgifter i organismer har følgende personer og institusjoner vært engasjert:

- Gunnar Norheim, Veterinærinstituttet, har hatt ansvaret for analyser av klorerte hydrokarboner og metaller i fisk.
- Georg Carlberg, Grete Tveten og Ase Raknes, SI, har analysert klorerte hydrokarboner i blåskjell.
- Per Paus, Lilla Madsen, Betty Dirdal, Kari Fredriksen og Beate Enger, SI, har utført analyser av metaller i blåskjell og tang.
- Bjørn Sortland og Ase Raknes har analysert PAH i blåskjell (1980-materialet).
- Institutt for energiteknikk har bestemt innholdet av total organisk bundet persistent klor i fisk og blåskjell.

Alle de ovennevnte takkes for samarbeidet.

Ved NIVA har Lars Kirkerud organisert innsamlingen av fisk. (Fiskematerialet er for mestepartens vedkommende også benyttet innen rammen av den felles internasjonale overvåking i regi av Joint Monitoring Group under Oslo- og Pariskonvensjonen.) De øvrige prøver er samlet inn av Tor Bokn, Knut Kvalvågnæs og Are Pedersen i forbindelse med dykkerundersøkelsene av biologiske forhold. Lasse Berglind har hatt ansvaret for analysene av PAH i blåskjell samlet inn i 1981. Undertegnede har vært hovedansvarlig for delområdet miljøgifter i organismer innen basisundersøkelsen og har skrevet rapporten.

Oslo, 25. mars 1984.

  
Jon Knutzen

INNHALDSFORTEGNELSE

|   | Side |
|---|------|
| FORORD  | 1    |
| 1. KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG   | 4    |
| 2. INNLEDNING   | 7    |
| 3. MATERIALE OG METODER   | 8    |
| 4. METALLER   | 12   |
| 4.1 Metaller i tang   | 12   |
| 4.2 Metaller i blåskjell  | 15   |
| 4.3 Metaller i fisk   | 17   |
| 5. KLORORGANISKE FORBINDELSER   | 20   |
| 5.1 Klorerte hydrokarboner i fisk   | 20   |
| 5.2 Klorerte hydrokarboner i blåskjell  | 21   |
| 5.3 Forholdet mellom identifiserte stoffer og totalinnhold av<br>bestandige klororganiske forbindelser                    | 22   |
| 6. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER I BLASKJELL OG SJØPUNG   | 24   |
| 7. AVSLUTTENDE KOMMENTARER  | 25   |
| 8. LITTERATUR   | 27   |
| APPENDIKS (rådatatabeller)  | 31   |
| A1. Metaller i blæretang og grønndusk fra Hvalerområdet/<br>Singlefjorden 1980-81, mg/kg tørrvekt.                        | 32   |
| A2. Metaller i blåskjell fra Hvalerområdet/Singlefjorden<br>1980-81, mg/kg tørrvekt.                                      | 33   |
| A3. Metaller og klorerte hydrokarboner i skrubbe fra Hvaler-<br>området sept.-okt. 1980, mg/kg våtvekt.                   | 34   |
| A4. Metaller og klorerte hydrokarboner i torsk fra Hvaler-<br>området sept.-okt. 1980, mg/kg våtvekt.                     | 35   |
| A5. Metaller og klorerte hydrokarboner i sild og brisling<br>fra Hvalerområdet aug.-sept. 1981, mg/kg våtvekt.            | 36   |
| A6. Klorerte hydrokarboner i blåskjell fra Hvalerområdet<br>juli 1980 og september 1981, µg/kg tørrvekt.                  | 37   |
| A7. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell<br>og sjøpung fra Hvalerområdet oktober 1981, µg/kg tørrvekt. | 38   |

## 1. KONKLUSJONER OG SAMMENDRAG

Hovedformålet med basisundersøkelsen i Hvalerområdet og Singlefjorden innen det statlige program for forurensningsovervåking har vært å beskrive forurensningssituasjonen med henblikk på å avklare eventuelle behov for [redacted] tiltak.

De mer spesifikke formål med registreringene av miljøgifter i organismer har vært å:

- karakterisere denne side av forurensningssituasjonen i relasjon til mulig skade på organismesamfunn og uønskede konsekvenser for brukerinteresser
- spore influensområdet for aktuelle punktkilder
- tilveiebringe referansedata for overvåking

I Hovedkonklusjonen fra undersøkelsene av miljøgifter i organismer fra Hvalerområdet/Singlefjorden 1980/81 er at det (i hovedsaken) ble funnet lave eller moderat høye konsentrasjoner. Det var ingen vitnesbyrd om alarmerende forurensningsgrad, men noen tilfeller av tydelige overkonsentrasjoner jevnført med "normalkonsentrasjoner" fra områder som bare er diffust belastet.

- Blæretang, og delvis blåskjell, viste lokalt forhøyede konsentrasjoner av jern og titan, i mindre grad også av mangan og vanadium innen et område sterkt påvirket av Glåmavann og dermed av utslippet fra Kronos Titan A/S (fig. 2, 3).
- Både skrubbe, torsk og blåskjell samlet i omegnen av Øra - ytterst i Gandsrødbukta inneholdt betydelig mer av PCB, HCB og andre klorerte hydrokarboner enn fisk og skjell fra innsamlingssteder lenger ut. Særlig for blåskjells vedkommende var forskjellene markante (10-50 ganger). Kilden kan være den nærliggende søppelfyllplassen, og forholdet bør følges gjennom overvåking. Lavere, men likevel forholdsvis høye konsentrasjoner av lite nedbrytbare klororganiske stoffer ble også funnet i skjell fra stasjoner spredd over de øvrige deler av undersøkelsesområdet.

De observerte miljøgiftnivåer tyder ikke på et miljø som kan være skadelig for marine organismer, men dette må underkastes en helhetsvurdering der det tas hensyn til mulighet for giftige mikromiljøer forårsaket av partikler med høyt metallinnhold.

Konsentrasjoner av metaller o.a. i spiselige organismer synes ikke betenkelige, men dette må eventuelt vurderes av helsemyndighetene.

Formålet med undersøkelsene må antas i det vesentlige å være oppnådd, men det er ønskelig å få gjentatt en del av observasjonene ved et overvåkingsopplegg, dessuten å få identifisert ukjente klororganiske forbindelser.

- II Observasjonene av miljøgifter i organismer har omfattet metaller i tang, blåskjell og fisk, klorerte hydrokarboner (PCB, HCB, DDE o.a.) i fisk og blåskjell, samt polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell. Lokalteter, parametere og observasjonsfrekvens fremgår av tabell 1 og fig. 1.
- III Metallnivåene i tang og blåskjell var stort sett lave eller moderat høye. Det viktigste unntaket fra dette var enkelte komponenter i avløpsvannet fra Kronos Titan A/S: jern, titan, mangan og vanadium i blæretang og grønnalgen *Cladophora* sp. (fig. 2, appendikstabell A1) og titan i blåskjell (fig. 3, appendikstabell A2). Jevnført med "normalverdier" var overkonsentrasjonene av jern og titan i tang av størrelsesordenen 10-20 ganger, i blåskjell noe mindre.
- IV I skrubbe ble det funnet enkeltteksemplarer med forhøyet kvikksølvinnhold (opp til 0,5-0,6 mg Hg/kg friskvekt), men middelkonsentrasjonene lå på under 0,3 mg/kg for alle stasjoner (tabell A3). I torsk, brisling og sild var det derimot lavt kvikksølvinnhold (tabellene A4, A5). Øvrige observerte metaller (bly og kadmium) forekom i lave eller "normale" konsentrasjoner hos alle arter.
- V Innholdet av klorerte hydrokarboner i blåskjell var moderat eller lavt på alle stasjoner med unntak av st. 76 (fig. 1), som må antas å være påvirket fra søppelfyllplassen på Øra. Her var konsentrasjonene av PCB, HCB, DDE 10-50 (100) ganger høyere enn på de øvrige stasjoner (tabell A6). HCB-konsentrasjonene var dessuten omkring 10 ganger



høyere enn det som er vanlig å observere i områder uten punktkilder. PCB-innholdet var også noe forhøyet jevnført med et høyt "normalnivå", men i mindre grad.

På stasjonene med moderat forhøyet innhold av klorerte hydrokarboner i blåskjell ble det registrert et betydelig innhold av ekstraherbart persistent (lite nedbrytbart) organisk bundet klor (tabell A6). De identifiserte forbindelser kan bare forklare størrelsesordenen et par prosent av totalinnholdet av slike stoffer. Disse observasjoner representerer en usikkerhet både med hensyn til kilder og konsekvenser.

- VI Klorerte hydrokarboner i fisk viste samme utbredelsesmønster som blåskjellanalysene: 10-20 ganger høyere HCB-konsentrasjoner i lever av torsk og skrubbe fra området Øra - ytterst i Gandsrødbukta enn i fiskelever fra Asmaløy og Kirkøy, mens PCB-innholdet var 2-4 ganger høyere (tabellene A3 og A4). De høyeste observerte HCB- og PCB-konsentrasjonene var henholdsvis omkring det dobbelte og omtrent som et høyt "normalnivå" i fisk fra vannforekomster som bare mottar diffus tilførsel (ingen punktkilder).
- VII Blåskjells innhold av polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) var lavt over hele området (tabell A7), selv om det lokalt syntes å være svakt høyere konsentrasjoner, bl.a. nær Øra-området.
- VIII Ved den fremtidige overvåking av Hvalerområdet kan analyser av klororganiske forbindelser i fisk og blåskjell primært konsentreres om lokaliteter nær søppelfyllplassen på Øra og eventuelt øvre del av Løperen. Målinger av PAH og metaller i blåskjell bør gjentas på et materiale fra et lite antall stasjoner i øvre del av Løperen og området nord for Kirkøy før det tas endelig standpunkt til behovet for overvåking.

Til dels høye konsentrasjoner av total organisk bundet persistent klor (tabell A6), og blant disse en høy andel ukjente (ikke-identifiserte) forbindelser gjør det ønskelig med en egen problemorientert studie med henblikk på identifikasjon av stoffene. Problemet er ikke spesielt for Hvalerområdet, men aktuelt for flere områder langs kysten.

## 2. INNLEDNING

Hvalerområdet/Singlefjorden er resipient for en rekke utslipp av potensielt skadelige metaller og andre industrielle avfallstoffer (Alsaker-Nøstdahl og Tryland, 1981), selv om utslippene har avtatt i de senere år. Generelt sett vil det fra industrialiserte områder også være betydelig diffus tilførsel. Det samme gjelder via elver som drenerer store landarealer. Dette er bakgrunnen for basisundersøkelsen som ble igangsatt i 1980 av Statens forurensningstilsyn.

Hensikten med registreringene av miljøgifter i organismer har vært å:

- etterspore større punktkilders innflytelsesområde
- tilveiebringe generelle referansedata vedrørende nivåer av metaller, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og klororganiske forbindelser (PCB o.a.) med tanke både på nåværende tilstand og fremtidig utvikling
- vurdere mulige konsekvenser for marine organismsamfunn og brukerinteresser (rekreasjon, fiske).

Undersøkelsene skulle også gi grunnlag for å bedømme behovet for forurensningsbegrensende tiltak.

### 3. MATERIALE OG METODER

I tabell 1 er det gitt en oversikt over stoffer, organismer, prøvesteder og innsamlingstidspunkter, samt analyserende laboratorium. Beliggenheten av stasjonene fremgår av figur 1. (Det kan bemerkes at sparsom eller manglende forekomst av blæretang og blåskjell i de indre områder har vært til hinder for å få en så god arealdekning som ønskelig.)

Av blåskjell er det så vidt mulig samlet inn ca. 50 stk. av størrelse 4-5 cm til en blandprøve. Blandprøver av flere eksemplarer er også brukt for blæretangs vedkommende. Skuddene er kuttet under 2. blære ovenfra eller øvre 15-25 cm av plantene er benyttet. Fisk er analysert enkeltvis i et antall av 10 eller flere, unntatt for brisling og sild, der det er brukt blandprøver.

Metallanalysene av blåskjell er foretatt etter bestemmelse av friskvekt og tørrvekt (frysetørking, dvs. ca. 5 % høyere tørrvekt enn ved inndamping). Kvikksølv er bestemt ved flammeløs atomabsorpsjon (Omang, 1971). De øvrige metallene er bestemt ved atomabsorpsjon med flamme etter tørrforasking og syreopplutning (Paus, 1973), enten direkte (Fe, Zn, Mn, V, Ti) eller etter ekstraksjon med APDC (Pb, Cd, Cr, Cu).

Tang til metallanalyse ble tørket ved 50 °C før homogenisering. Kvikksølv er bestemt som for blåskjell, mens de øvrige elementer er delvis bestemt ved plasmaemisjonsspektroskopi (materialet fra juli 1980), delvis ved atomabsorpsjon etter tørrforasking og syreopplutning. Metallene ble for det meste bestemt direkte fordi høyt jerninnhold ofte hindret ekstraksjon. Angivelsene av bly- og krominnhold for siste prøveserie må ses bort fra på grunn av metodiske problemer (muligens med unntak av de to prøver der det var mulig å foreta ekstraksjon, men det er usikkert om de to metallene har latt seg ekstrahere fullt ut). Det må også bemerkes at deteksjonsgrensene for titan og vanadium har vært utilfredsstillende høye.

Analysene av metaller i tang og blåskjell er foretatt på Sentralinstitutt for industriell forskning (SI).

Tabell 1. Oversikt vedrørende organismer, prøvesteder og -tid for undersøkelse av miljøgifter.

| Stoffer  | Organismer                         | Stasjoner (se fig. 1)                     | Tid             | Laboratorium            |
|--|------------------------------------|---|-----------------|-------------------------|
| <b>METALLER</b>                                    |                                    |   |                 |                         |
| Hg, Pb, Cd, Cu, Zn, Cr                             | Blåskjell                          | 5, 15, 21, 41, 57, 59, 64                 | Juli 1980       | SI                      |
| Hg, Pb, Cd, Cu, Zn, Cr, Fe, Mn, Ti, V              | "                                  | 4, 21, 28, 31, 52, 57, 59, 60, 65, 76     | Sept.-Okt. 1981 | "                       |
| Hg, Pb, Cd, Cu, Zn, Cr, Fe                         | Blæretang                          | 5, 11, 16, 21, 31, 42, 47, 55, 60, 65, 71 | Juli 1980       | "                       |
| Hg, Pb, Cd, Cu, Zn, Cr, Fe, Mn, Ti, V              | "                                  | 4, 21, 28, 31, 57, 65, 72                 | Sept.-Okt. 1981 | "                       |
| Hg, Pb, Cd, Cu, Zn, Cr, Fe, Mn, Ti, V              | Grønndusk ( <i>Cladophora</i> sp.) | 65, 72                                    | Sept.-Okt. 1981 | "                       |
| Hg, Pb, Cd   | Skrubbe, torsk                     | Kirkøy, Øra, Asmaløy                      | Sept.-Nov. 1980 | Vet. inst.              |
| Hg, Pb, Cd   | Sild, brisling                     | Singløysand, Tammeren Langvikkilen 1)     | Aug.-Sept. 1981 | " "                     |
| <b>KLORORGANISKE FORBINDELSER</b>                  |                                    |   |                 |                         |
| PCB 2), HCB 3)                                     | Blåskjell                          | 5, 15, 41, 57                             | Juli 1980       | SI                      |
| PCB, HCB, HCH 4) DDE 5), TOC1 6)                   | "                                  | 4, 11, 21, 28, 59, 65, 76                 | Sept.-Okt. 1981 | " (TOC1 v/IFE)          |
| PCB, HCB, HCH 7), DDE, TOC1                        | Skrubbe/torsk                      | Kirkøy, Øra Asmaløy                       | Sept.-Nov. 1980 | Vet. inst. (TOC1 v/IFE) |
| PCB, HCB, HCH 7), DDE, TOC1                        | Sild, brisling                     | Singløysand, Tammeren Langvikkilen 1)     | Aug.-Sept. 1981 | " "                     |
| <b>POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH)</b> |                                    |   |                 |                         |
|  | Blåskjell                          | 5, 15, 21, 41, 57                         | Juli 1980       | SI                      |
|  | "                                  | 4, 11, 21, 52, 57, 59, 65, 76             | Sept.-Okt. 1981 | NIVA                    |
|  | Sjøpung ( <i>Ciona</i> )           | 52  | Okt. 1981       | "                       |

1) Bare sild

2) Polyklorerte bifenyler

3) Heksaklorbenzen

4) Heksaklorcycloheksan, 2 isomere ( $\alpha$ ,  $\gamma$ )

5) Nedbrytningsprodukt av DDT

6) Total (ekstraherbart) organisk bundet persistent klor (= EPOC1)

7) Bare lindan ( $\gamma$  - HCH)

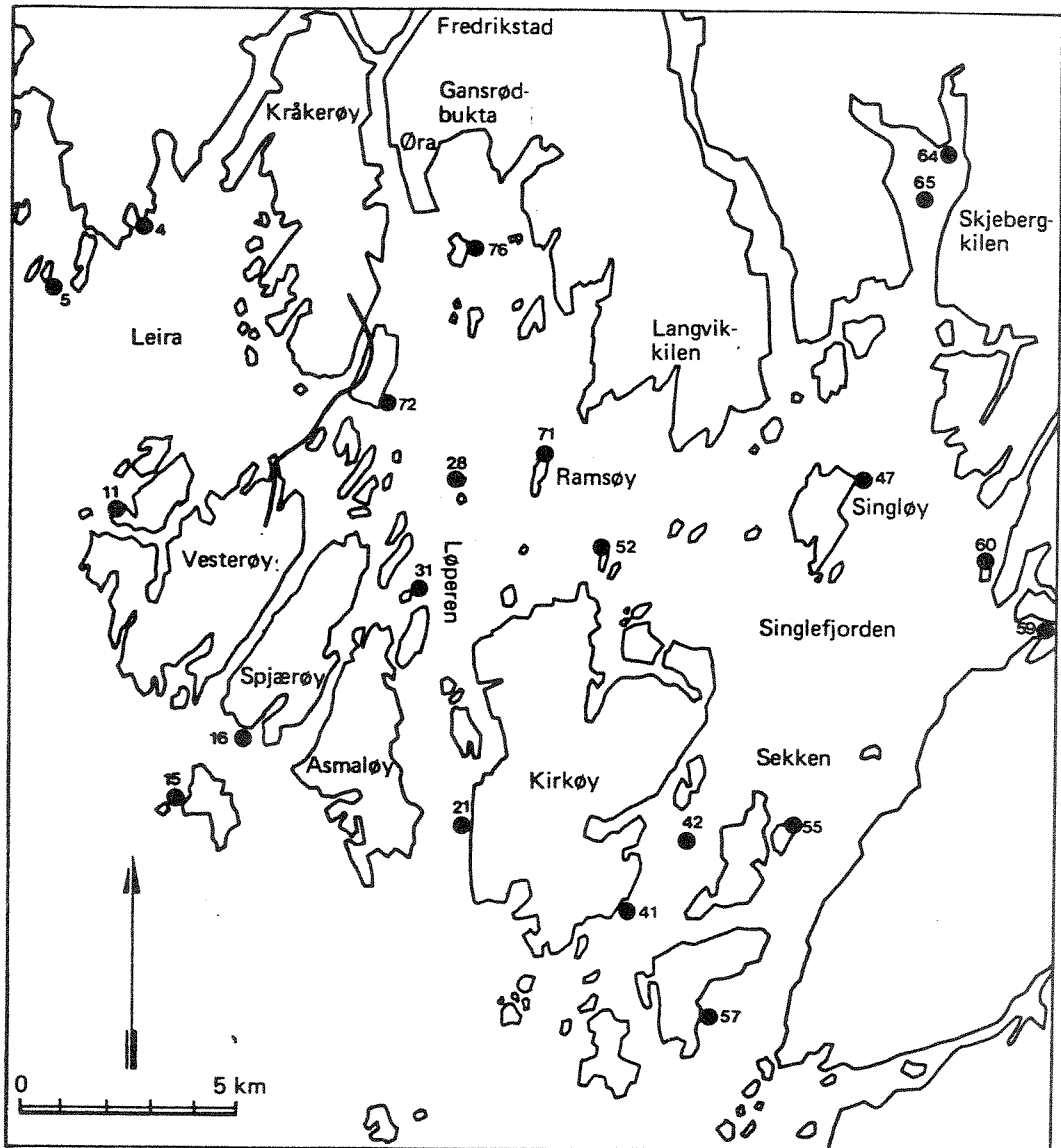


Fig. 1. Lokaliteter for registrering av miljøgifter i organismer i Hvaler-området - Singlefjorden 1980-81. (Stasjonsnummerne er hentet fra undersøkelsene av biologiske forhold.)

Kvikksølv i fisk (filet) er bestemt ved kalddampteknikk atomabsorpsjon etter oppslutning i blanding av salpetersyre og perklorisyre. Bly og kadmium i fiskelever er bestemt ved atomabsorpsjon med grafittovn etter syreoppklutning. Analysene er gjort på Veterinærinstituttet.

Klororganiske forbindelser (PCB, DDE, HCB o.a.) i fiskelever eller hel fisk (sild, brisling), er også foretatt ved Veterinærinstituttet. Bestemmelsene er foretatt gasskromatografisk med Phenoclor DP6 som indre standard for PCB-bestemmelsene. Materialet ble forbehandlet med konsentrert svovelsyre og ekstrahert med heptan (Norheim og Økland, 1980).

Total ekstraherbart organisk bundet persistent klor (TOCl) er foretatt ved aktiveringsanalyse på Institutt for energiteknikk (IFE).

Bestemmelse av klororganiske forbindelser i muslinger er gjort ved gasskromatografi på SI. Metodikken er (med mindre modifikasjoner) som beskrevet hos Ofstad et al. (1978).

Analysene på polyaromatiske forbindelser er dels gjort på SI (1980-materialet), dels på NIVA. Analysene er på begge institutter utført etter i prinsippet samme gasskromatografiske metodikk, beskrevet bl.a. hos Berglind og Gjessing (1980).

#### 4. METALLER

Resultatene er vist i appendikstabellene A1 (tang), A2 (blåskjell) og A3-5 (fisk).

##### 4.1 Metaller i tang

Ifølge et tidligere litteraturarbeid (Knutzen, 1979), kan "normalintervallet" for konsentrasjoner av metaller i blæretang antas å være (mg/kg tørrvekt):

|        |                |           |               |
|--------|----------------|-----------|---------------|
| Jern   | : 30-500 (700) | Nikkel    | : < 2-10 (45) |
| Mangan | : 10-100 (200) | Krom      | : ~ 0,1-5     |
| Sink   | : 30-100 (150) | Kadmium   | : < 0,1-3     |
| Kobber | : < 10-30      | Kvikksølv | : < 0,05-0,15 |
| Bly    | : < 1-5        |           |               |

Ekstremverdier er markert ved parentes. Videre gjelder de angitte verdiene for kvikksølv egentlig grisetang, men disse to artene kan regnes å ha tilnærmet samme akkumuleringsegenskaper. Det bør også tas et visst forbehold om at vedkommende litteraturarbeid kan trenge åjourføring i lys av nyere data. Med "normalkonsentrasjoner" menes slike som det er vanlig å finne i blæretang fra områder som bare er diffust belastet, dvs. fjernt fra punktkilder.

Kvikksølv, kadmium, bly og kobber viste konsentrasjoner innen dette normalintervallet (tabell A1).

Sinkkonsentrasjonene i blæretang varierte fra ca. 100 til 6-700 mg/kg tørrvekt, mens normalkonsentrasjonene er 30-100 (150) mg/kg. Følgelig lå alle observasjonene enten i øvre del av normalintervallet eller over. Høyeste verdi representerte en overkonsentrasjon på minst 5 ganger.

Jernkonsentrasjonene lå også alle i den høye del av normalintervallet eller over; på tre av stasjonene (28, 31, 72) 10-20 ganger over høyeste anslag for normalkonsentrasjonen. På de innerste stasjonene (72, 76) ble det dessuten funnet meget høye konsentrasjoner i Cladophora sp. (grønndusk). Imidlertid er

det både for jern og de øvrige metallene sannsynlig at de trådformede grønnalgene har hatt mye partikler adsorbent til overflaten (som er forholdsmessig mye større i denne arten enn hos blæretang).

Mangannivået var forhøyet 5-10 ganger jevnført med antatt høyeste normalnivå, unntatt for to stasjoner henholdsvis i Leira og Sækken, dvs. langt fra forurensningskildene. Mangannivået var høyt også i grønn dusk.

For kroms vedkommende var det delvis motstridende resultater. I 1980 lå alle observasjonene mellom 1,3 og 3,3 mg/kg tørrvekt, dvs. i den høyeste del av normalintervallet på 0,1-5 mg/kg, mens det i 1981 ble målt opp til 10-20 mg/kg på enkelte stasjoner i midtre del av Løperen. Imidlertid er verdiene fra 1981 usikre på grunn av den høye deteksjonsgrensen på 10 mg/kg tørrvekt. Grønn dusk viste betydelig høyere kromkonsentrasjoner, men man må som nevnt være oppmerksom på effekten av større overflate/vektforhold i grønn dusk enn i blæretang.

Høye deteksjonsgrenser og manglende kunnskap om normalkonsentrasjonene gjør det vanskelig å bedømme titan- og vanadium resultatene. Imidlertid ble det på to stasjoner i Løperen konstatert nivåer som må antas å representere markerte overkonsentrasjoner. Enda tydeligere indikasjoner på belastning er det ut fra titankonsentrasjonene i grønn dusk.

For å gi en forenklet forestilling om hva datamaterialet sier, er det i figur 2 gitt en fremstilling der representative data for sink, jern og titan er jevnført med antatt høyeste normalkonsentrasjoner (deteksjonsgrensen for titans vedkommende). Det er bare gjengitt data fra utvalgte deler av undersøkelsesområdet, og for området i midtre del av Løperen er to lokaliteter betraktet under ett.

Det som figuren (og deler av det øvrige materialet) viser er:

- en svak til moderat forhøyelse av tangens sinkinnhold over hele området. Graden av overkonsentrasjon synes bare delvis knyttet til påvirkning fra Sarpsborg-/Fredrikstadorrådet.
- De delvis markerte overkonsentrasjonene av jern og titan er derimot mer knyttet til spredningen av disse metaller ved Glåmavann påvirket av utslippet fra Kronos Titan A/S. Utbredelsesmønsteret for overkonsentrasjonene av disse metaller i tang er i samsvar med registreringene av metaller i vann (Næs, 1983).



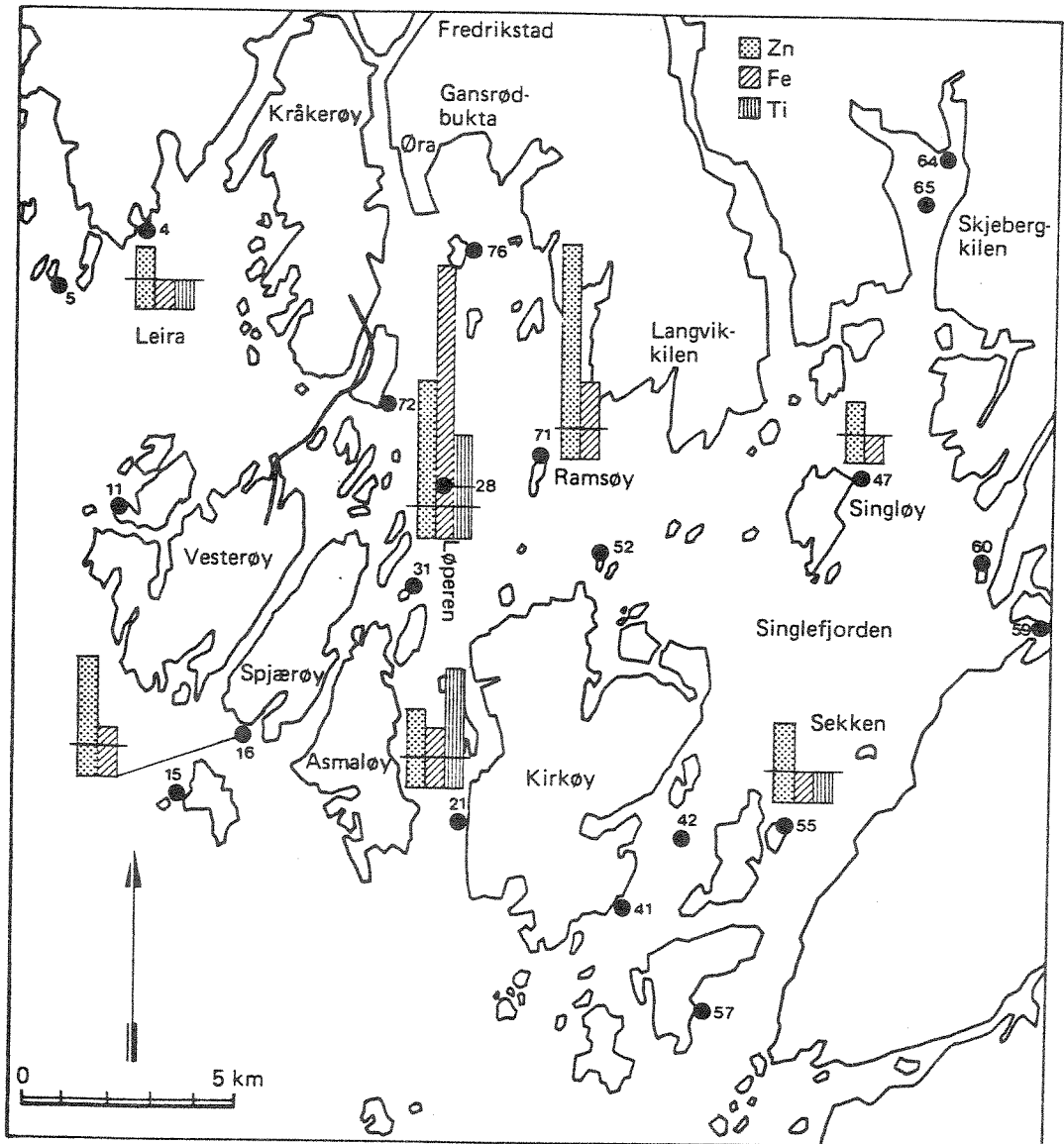


Fig. 2. Tilnærmede relative konsentrasjoner av sink, jern og titan i blæretang fra ulike deler av Hvalerområdet. Sink og jern er jevnført med høye anslag for bakgrunnsnivåer; titan med deteksjonsgrensen (begge markert med tverrstrek).

#### 4.2 Metaller i blåskjell

En nylig litteratursammenstilling av data fra bare diffust belastede områder (Knutzen, 1983) viser følgende intervaller for "normalkonsentrasjonen" av metaller i blåskjell (mg/kg tørrvekt):

|           |           |        |          |
|-----------|-----------|--------|----------|
| Kvikksølv | : 0,1-0,5 | Sink   | : 50-200 |
| Kadmium   | : < 0,1-3 | Krom   | : 1-5    |
| Bly       | : 1-10    | Jern   | : 50-250 |
| Kobber    | : 5-20    | Mangan | : 5-25   |

For enkelhets skyld er det i denne oppstilling sløyfet eksempler på øvre og nedre ekstremverdier. De øvre ekstremverdier kan muligens ha en viss betydning for bedømmelsen - fordi de er mest aktuelle i sterkt ferskvannspregede områder - og kan stort sett sies å ligge 2-3 ganger høyere enn det som er angitt. Dette gjelder bl.a. jern, mangan, krom, sink og kvikksølv.

For titans og vanadiums vedkommende mangler data vedrørende normalnivåer i blåskjell.

De registrerte konsentrasjonene av kvikksølv og bly i blåskjell var nesten alle i nedre halvdel av normalnivået (tabell A2).

Nivåene av kobber, sink og kadmium lå delvis opp mot øvre grense for normalkonsentrasjonen. (På st. 21 nederst i Løperen (figur 1) ble det i 1980 registrert et tilfelle av overkonsentrasjoner på 3-4 ganger, men dette ble ikke gjenfunnet påfølgende år. Mest sannsynlig dreier det seg derfor om kontaminering av prøven eller feilanalyse.) Omregnet til våtvektsbasis (fra de til dels uvanlig lave tørrvektspersentene) lå de høyeste kadmiumkonsentrasjonene på omkring halvparten av det som i henhold til et forslag under behandling i Helsedirektoratet anbefales som øvre grense for kadmium i sjømat (0,5 mg Cd/kg friskvekt).

Kromkonsentrasjonene fra 1980-materialet lå tilsynelatende 5-10 ganger høyere enn antatt høyeste normalkonsentrasjon, men noen tilsvarende forurensning ble ikke observert året etter.

Krom er en analyseteknisk vanskelig variabel, og da resultatene innen hver av de to årsverdiene heller ikke viser noen bestemt geografisk fordeling i forhold til en hovedkilde i området (Kronos Titan A/S), må registreringene anses som upålitelige.

Jernkonsentrasjonene lå stort sett i øvre halvdel av intervallet for normal-konsentrasjoner. På enkelte stasjoner hadde blåskjellene svakt høyere jerninnhold. Imidlertid må disse lokalitetene (st. 4, 59, 65 på figur 1) antas å være blant dem som er minst påvirket av det store utslippet fra Kronos Titan A/S i Glåmamunningen.

Med unntak av et par stasjoner (st. 31, st. 76) som viste overkonsentrasjoner på 3-4 ganger, var blåskjellenes mangankonsentrasjon stort sett opp imot øvre grense for bakgrunnsnivået. (Ifølge Boalch et al. (1981) kan konsentrasjonen i tilnærmet upåvirkede områder være opptil 100-200 mg/kg tørrvekt.) Heller ikke mangankonsentrasjonenes fordeling var i samsvar med det som kunne forventes ut fra Titanutslippets beliggenhet.

Titankonsentrasjonene var 4-5 ganger høyere enn deteksjonsgrensen (10 mg/kg tørrvekt) på tre stasjoner nord for Kirkøy. Direkte sammenligningsverdier mangler for titan i blåskjell, men data fra akkumuleringsforsøk referert i en rapport innen Kommisjonen for det europeiske fellesskap (CCE, 1975) kan tyde på en normalkonsentrasjon på 5-10 mg/kg tørrvekt. Dette gir overkonsentrasjoner på 5-10 ganger av titan i blåskjell samlet fra ovennevnte tre stasjoner. Normalkonsentrasjoner på 5-10 mg Ti/kg tørrvekt er også funnet av Pesch et al. (1977) for en annen art av muslinger.

Ingen av vanadiumregistreringene viste konsentrasjoner over deteksjonsgrensen (som imidlertid er for høy til å gi opplysninger med den påkrevde nøyaktighet).

Etter ovenstående er det enda mindre vitnesbyrd om metallforurensning av betydning i Hvalerområdet ut fra blåskjellanalysene enn fra analyse av tang. Det må imidlertid tas forbehold grunnet blåskjells manglende forekomst i de indre deler og analysetekniske vanskeligheter (krom, vanadium).

En oppsummering av blåskjellresultatene kan gis i form av en figur som viser relative konsentrasjoner (dvs. jevnført med antall høyeste normalnivå) for et

utvalg av metallene (figur 3). Ved sammenligning med figur 2 ses at det er samsvar med hensyn til registrering av noe forhøyede metallkonsentrasjoner i midtre del av Løperen og vestover mot Ramsøy og området nord for Kirkøy. Dette er overensstemmende også med spredningsbildet for Glåmavann fra de hydrografiske observasjonene (Magnusson og Skei, 1984, under rapportering) og med metallregistreringene i vann og sedimenter (Næs, 1983).

Innen rammen av den felles internasjonale overvåking i regi av Joint Monitoring Group (JMG) under Oslo- og Pariskonvensjonene mot henholdsvis dumping og utslipp, er det senere (1982) samlet inn muslinger til analyse på kadmium, kvikksølv og PCB fra 3 steder i undersøkellesområdet: Fugleskjær (st. 28, figur 1), Sponvika ved utløpet av Iddefjorden (Ringdalsfjorden) (nær st. 59) og Tisler (syd for st. 19). Konsentrasjonene var omtrent som vist i tabell A2 for st. 28 og st. 59, noe lavere i blåskjell fra Tisler.

#### 4.3 Metaller i fisk

Sted og tidsrom for innsamling av materialet fremgår av tabell 1, og resultatene er gjengitt i appendikstabellene A3 (skrubbe), A4 (torsk) og A5 (brisling og sild).

Kvikksølvverdiene var lave i brisling og sild (begge analysert på hel fisk) og stort sett lave eller moderat forhøyet i torsk og skrubbe (begge analysert på filet).

5 enkeltteksemplarer av skrubbe fanget ved Asmaløy/Kirkøy hadde et kvikksølvinnhold på 0,5-0,6 mg Hg/kg friskvekt, mens middelverdiene for fisk fra de to fangststedene var omkring halvparten av dette. Til sammenligning brukes i enkelte land (bl.a. USA) en hygienisk grenseverdi (anbefalt maksimumsinnhold) på 0,5 mg/kg friskvekt (Eisler, 1981). Normalkonsentrasjoner i fisk fra uberørte eller bare diffust belastede områder kan antas å være < 0,1-0,3 mg/kg, mens over 0,3 mg Hg/kg må anses som tydelig forhøyet (JMG 1983a,b). De funne konsentrasjoner i skrubbe er derfor et vitnesbyrd om en viss kvikksølvtilførsel. Denne har vært betydelig tidligere (Alsaker-Nøstdahl og Tryland, 1981), men må nå antas å ha avtatt som følge av forurensningsbegrensende tiltak.

Imidlertid ble det ved vannanalysene i 1980 registrert overkonsentrasjoner av "løst" kvikksølv i størrelsesordenen 3-10 ganger nivåene i bare diffust be-

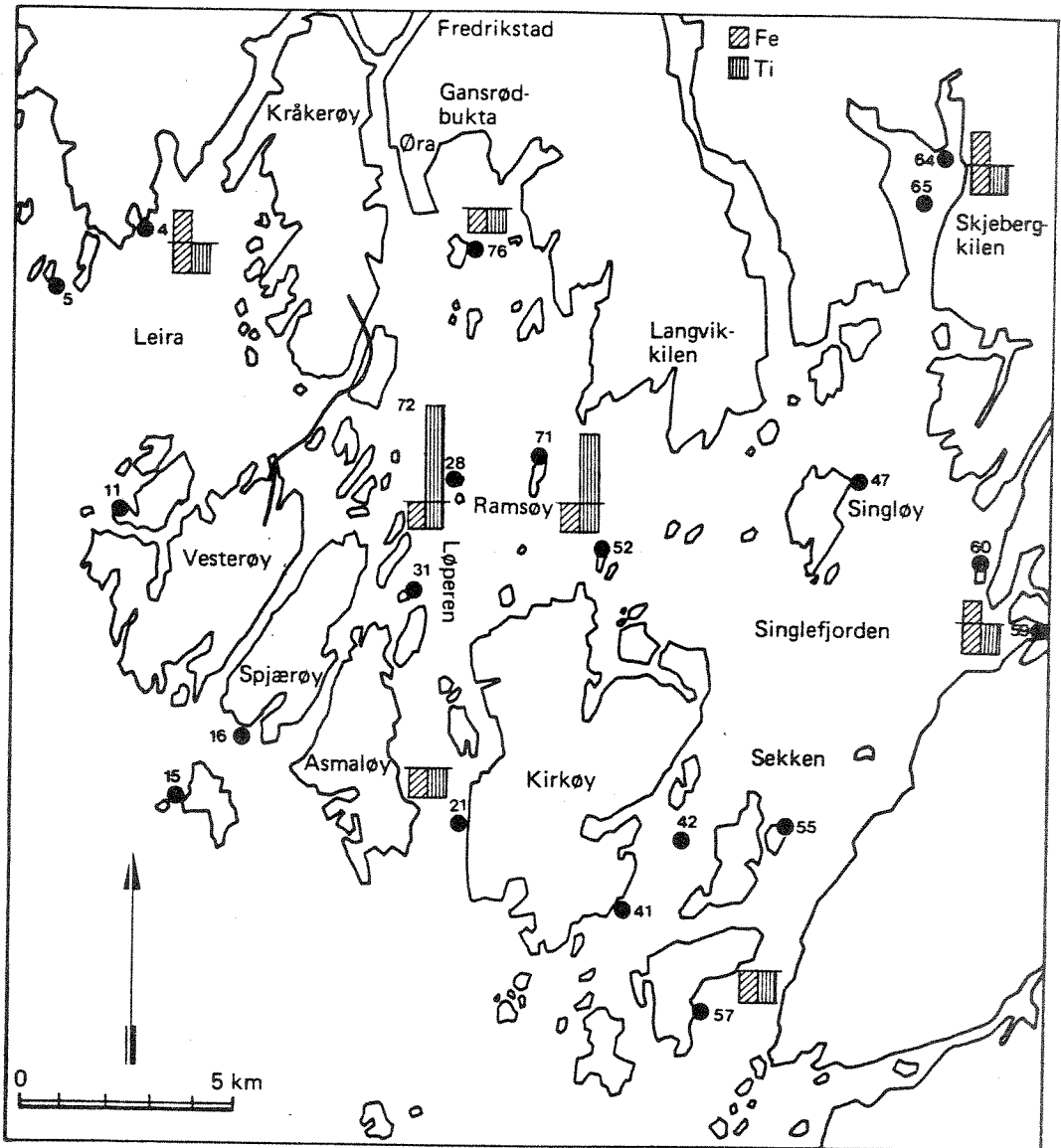


Fig. 3. Tilnærmede relative konsentrasjoner av jern og titan i blåskjell fra ulike deler av Hvalerområdet. Jernkonsentrasjonene er jevnført med et høyt anslag for bakgrunnsverdi; titan med deteksjonsgrensen (begge markert med tverrstrek).

lastet kystvann (Næs, 1983). Dette kan tyde på at det på dette tidspunkt fremdeles fant sted en ikke ubetydelig belastning med kvikksølv fra Glåmavann, muligens av diffus karakter. De store punktutslipp fra tidligere (Alsaker-Nøstdahl og Tryland, 1981) har ikke resultert i særlig markerte overkonsentrasjoner av kvikksølv i sedimentene (Næs, 1983), og sedimentlagrene representerer neppe noen kvikksølvkilde av betydning. Som nevnt lå nesten alle kvikksølvregistreringene i tang og blåskjell i nedre halvdel av "normalintervallet". Mens altså skrubbe- og vannkonsentrasjonene antyder en viss belastning, gjelder dette ikke data fra muslinger og alger. Dette gis det ingen sikker forklaring på, men et av forholdene som kan spille inn er at "normalkonsentrasjonene" egentlig er for dårlig kjent. Vurderingsgrunnlaget er m.a.o. usikkert. Kvikksølvinnholdet i torskfilet var lavt (i middel 0,1 mg Hg/kg friskvekt) på alle undersøkte lokaliteter (tabell A4).

Mulige hygieniske konsekvenser av kvikksølvregistreringene i skrubbe må vurderes av helsemyndighetene, men de observerte nivåer representerer neppe noen vesentlig risiko. Siden enkeltteksemplarer av fisk viser markert forhøyede nivåer, kan det likevel være ønskelig å følge utviklingen gjennom overvåking.

Kadmiumkonsentrasjonene i brisling og sild viste ingen forhøyelse i forhold til det som man ellers finner i diffust belastede områder (ICES, 1980).

Midlere kadmiumkonsentrasjoner i lever av torsk og skrubbe fra ulike stasjoner (tabellene A4 og A3) varierte mellom henholdsvis 0,05-0,07 (torsk) og 0,07-0,19 mg/kg friskvekt. Det ses av tabellene at konsentrasjonene ofte varierte mer enn en størrelsesorden (10 ganger) mellom individer fra samme sted. Dette er en vanlig erfaring og utgjør en usikkerhet ved bedømmelsen. De funne konsentrasjonene skiller seg ikke vesentlig fra det som er registrert i andre diffust belastede områder (JMG 1983c,d; Knutzen, 1982). Den tilsynelatende betydelige forskjell i midlere kadmiuminnhold i skrubber fra henholdsvis Øra og Asmaløy er ikke statistisk signifikant.

Blyinnholdet i brisling og sild var som normalt i bare diffust belastede områder (ICES, 1980), og det samme gjaldt i lever fra torsk (ICES, 1980).

For skrubbe mangler sammenligningsgrunnlag, men det ses at konsentrasjonene var omtrent som blyinnholdet i torsk.

## 5. KLORORGANISKE FORBINDELSER

### 5.1 Klorerte hydrokarboner i fisk

Resultatene av analysene på PCB (polyklorerte bifenyler), DDE (nedbrytningsprodukt av DDT), HCB (hexaklorbenzen) og lindan ( $\gamma$ -HCH), er gjengitt i appendikstabellene A3 - A5<sup>1)</sup>.

PCB- og HCB-verdiene i lever av skrubbe og torsk fra Øra-området var tydelig forhøyet både jevnført med fisk fra de to andre stasjonene og med konsentrasjoner som er vanlige i fisk fanget i områder uten større punktkilder. (Kfr. også kap. 5.2.) Konsentrasjonene av DDE og lindan var derimot moderate eller lave.

Innholdet av HCB i Øra-fisk var 10-20 ganger høyere enn i torsk og skrubbe fra Kirkøy/Asmaløy og omkring det dobbelte av et høyt normalnivå (kfr. referanser hos Rygg, 1978). PCB-innholdet var også tydelig høyest i fisken fra Øra: 2-4 ganger det som ble registrert i fisk fra de to andre lokalitetene. Jevnført med observasjoner fra diffust belastede områder, bl.a. ytre Oslofjord, lå PCB-konsentrasjonen i Øra-fisk i den høye del av normalintervallet, for torskens vedkommende muligens svakt over (JMG, 1983c,e). Tilsvarende forholdsmessig høye PCB-konsentrasjoner er imidlertid også observert i torsk fra indre Oslofjord (Knutzen, 1982).

Disse resultater sannsynliggjør at det var eller er en lokal kilde for HCB og PCB. Det er mest nærliggende i denne forbindelse å peke på muligheten av at stoffene kan komme fra den store søppelplassen i området, men det kan ikke ses bort fra andre utslipp. Observasjonene samsvarer med de relativt høye PCB-konsentrasjoner som er registrert i sedimenter fra Øra-området, (Næs, 1983).

1) Alle de nevnte stoffer tilhører gruppen klorerte hydrokarboner, karakterisert ved høy grad av bestandighet (liten nedbrytbarhet) i naturen og med generell tendens til opphoping i miljøet, samt oppkonsentrering langs næringskjeder til farlige nivåer for rovfugl og sjøpattedyr (sel, oter). Stoffene har mangeartede fysiologiske virkninger, hvorav den mest betenkelige sannsynligvis er forstyrrelse av hormonbalansen, med bl.a. redusert formeringsevne som resultat. Som farligst kan regnes PCB og DDE, dernest HCB, mens lindan er forholdsmessig mindre risikabel. Alle stoffene er underkastet streng kontroll i Norge (forbud mot PCB, DDT og HCB), og det må regnes med at hovedparten av tilførselene skjer via atmosfæren (med forbehold for PCB fra eldre industrisøppel og for HCB fra industrielle prosesser).

Som problemstoff i norske vannforekomster er HCB ellers bare kjent fra industrielt avløpsvann, idet stoffet er blitt dannet som et biprodukt ved prosesser ved henholdsvis en magnesiumfabrikk i Porsgrunn og ved et nikkelverk i Kristiansand. Innen Fredrikstad/Sarpsborg-regionen er det ikke kjent industri med produksjon som kan medføre dannelse av HCB som uønsket biprodukt.

PCB er et stoff som tidligere bl.a. er blitt brukt som mykgjørere i plast, bestanddel av enkelte typer maling og som varmeresistent isolasjonsmedium i kondensatorer og transformatorer. Det vil følgelig være en diffus tilførsel fra alle større industriområder i tillegg til det som kommer via atmosfæren. Utenom søppelfyllingen kan det derfor være forholdsvis mye PCB som kommer fra en rekke mindre kilder i nedbørfeltet (samt atmosfærisk tilførsel).

De observerte konsentrasjonene av HCB og PCB har neppe konsekvenser for brukerinteresser som rekreasjon og fiske. Selv de høyeste HCB-nivåene fra Hvalerområdet var bare i størrelsesorden 10 % av det som etter belastningsreduksjon er registrert som middelveier i fiskelever fra Frierfjorden (Underdahl og medarb., 1981, Rygg og medarb., 1982). PCB-konsentrasjonen i lever av torsk fra Øra var som nevnt ikke høyere enn det som ved flere anledninger er konstatert i fisk fanget på Oslofjordlokaliteter (kfr. tabell A4 i Knutzen, 1982; og s. 81-83 i årsrapport 1981 for Statlig program for forurensningsovervåking). Det er likevel klart at observasjonene i Øra-materialet dokumenterer så tydelige overkonsentrasjoner, særlig av HCB, men også PCB, at oppfølging i form av overvåking er ønskelig.

## 5.2 Klorerte hydrokarboner i blåskjell

Resultatene av disse analysene er gjengitt i tabell A6. Tallene viser en tilsynelatende forskjell i nivåene fra 1980 til 1981, idet de funne konsentrasjonene av PCB og HCB gjennomgående var betydelig høyere det første av disse årene, til tross for at materialet da var fra stasjonen lenger fra Glåmas utløp og mulige kilder enn det påfølgende år. For PCBs del lå 1980-konsentrasjonene i øvre del av "normalintervallet" i diffust belastede områder, mens HCB-tallene lå betydelig høyere enn forventet på lavt/moderat belastede steder (Knutzen og Kirkerud, 1984). Når slike resultater ikke er blitt bekreftet ved senere observasjoner, må de anses enten som episodiske eller som mindre sann-



synlige og kommenteres derfor ikke videre. (Forholdet er ikke oppklart, men mest sannsynlige forklaring er en analyse- eller utregningsfeil.)

1981-tallene viser gjennomgående lave konsentrasjoner av alle analyserte komponenter, unntatt i blåskjell samlet på den innerste av stasjonene (st. 76, se figur 1). Her var PCB-innholdet tydelig forhøyet: 10 - > 50 ganger mer enn på noen av de øvrige stasjonene og tilsvarende et høyt "normalnivå" (JMG, 1983e, Knutzen og Kirkerud, 1984). Også HCB- og DDE-konsentrasjonene i blåskjell fra st. 76 var 10-50 ganger høyere enn ellers registrert i Hvalerområdet. De høyeste DDE-konsentrasjonene lå likevel innenfor bakgrunnsintervallet i bare diffust påvirkede vannforekomster, mens HCB-konsentrasjonen lå noe over dette. Disse funn er i samsvar med de forhøyede konsentrasjonene av klororganiske forbindelser i lever av fisk fra denne delen av undersøkelsesområdet, og støtter antagelsen om en lokal kilde for slike stoffer. Den påkrevde overvåking av klororganiske forbindelser bør imidlertid neppe foregå bare ved hjelp av blåskjell. På grunn av ulik levemåte, livslengde, opptaks- og utskillelsesegenskaper vil blåskjell og fisk reflektere litt forskjellige sider ved belastningssituasjonen og dens utvikling over tid.

### 5.3 Forholdet mellom identifiserte stoffer og totalinnholdet av bestandige klororganiske forbindelser

10 utvalgte eksemplarer av de fiskene som ble analysert på mht. innhold av bestemte klorerte hydrokarboner (tabellene A3-A4) ble også analysert på totalinnholdet av ekstraherbart, organisk bundet persistent klor (TOCl)<sup>1)</sup>, samtidig som PCB-analysene ble gjentatt. For blåskjellmaterialet fra 1981 er TOCl-verdiene gjengitt i tabell A6.

Bortsett fra i en fisk (som viste 0), varierte TOCl-innholdet fra 0,4 mg Cl/kg våtvekt lever til 5,5 mg/kg. Av dette kunne fra ca. 20 til nær 100 % for-

1) TOCl betegner - forenklet uttrykt - summen av klororganiske forbindelser som teoretisk kan være like persistente (dvs. lite nedbrytbare og bestandige i naturen) som klorerte hydrokarboner. (Disse varierer imidlertid betydelig mht. grad av persistens.) Betydningen av å bestemme TOCl ligger i at de uidentifiserte forbindelsene i prinsippet kan være like farlige for en del særlig utsatte dyregrupper som enkelte klorerte hydrokarboner - f.eks. PCB og DDT (med nedbrytningsprodukter). Dette betyr at uidentifiserte forbindelser innen TOCl kan - men ikke behøver å være - et potensielt miljøproblem.

klares ved de funne PCB-konsentrasjoner, m.a.o. en betydelig variasjon i andelen av identifiserte forbindelser. (Det fremgår av tabellene A3-A4 at man ved en stor andel av uidentifiserte stoffer i praksis kan se bort fra de øvrige identifiserte klorerte hydrokarboner, hvis bidrag til totalinnholdet var mindre enn 20 % av PCBs andel.)

I blåskjellprøvene ble det funnet forholdsmessig høy konsentrasjon av TOCl: ca. 1,5-12 mg Cl/kg tørrvekt på stasjonene flere kilometer fra punktkilder (kfr. tabell A6). Sammenligningsvis er det i blåskjell fra Stavfjorden i Sogn (tilnærmet upåvirket) funnet ca. 0,3 mg Cl/kg (Knutzen og Kvalvågnæs, 1982) og i blåskjell fra ytre del av Drammensfjorden ca. 0,9 mg Cl/kg tørrvekt (NIVA, unpubl.). Det er ingen åpenbare forklaringer på at konsentrasjonene av TOCl er såvidt høye i Hvalerområdet. Det ses av tabell A6 at bare 1-3 % av TOCl er forklart ved de identifiserte forbindelser. I betraktning av de aktuelle stoffenes mulige likhet med PCB, DDT, etc. hva angår liten nedbrytbarhet, akkumuleringstendens og ugunstige biokjemiske egenskaper, kan man ikke se bort fra risiko på fugl og pattedyr på toppen av marine næringskjeder. Imidlertid er det ikke mulig å bedømme konsekvensene så lenge stoffene ikke er identifiserte. På denne bakgrunn er det i tillegg til overvåking behov for en problemorientert undersøkelse, bl.a. med sikte på å få identifiserte hovedandeler av de forbindelser som utgjør TOCl.

Analysene fra et utvalg av stasjoner viste også at blåskjellene hadde lavt innhold av monoklorcymener - forbindelser som er karakteristiske for blekeriavløp. Innholdet var to størrelsesordener (~ 1/100) av det som tidligere er registrert i ferskvannsfisk fanget straks nedenom blekeriutslippet i Glåma (Tveten og Carlberg, 1980). Disse klororganiske forbindelser synes følgelig ikke å bli transportert i særlig grad ut i Hvalerområdet. Blåskjell fra st. 28 (kfr. figur 1), midt i ellevannstrømmen inneholdt f.eks. ikke påviselig høyere konsentrasjoner av klorcymener enn skjell fra stasjon 4, som ikke påvirkes i samme grad. Resultatene fra st. 59 i munningen av Iddefjorden ga heller ikke vitnesbyrd om særlig tilførsel av slike stoffer derfra.

## 6. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER I BLÅSKJELL OG SJØPUNG

Orienterende analyser av blåskjell innsamlet på fem stasjoner i juli 1980 (stasjonene 5, 15, 21, 41 og 57) viste bemerkelsesverdig lave konsentrasjoner. Bare på stasjon 41 var PAH-innholdet i blåskjell kvantifiserbart, basert på deteksjonsgrenser for enkeltforbindelser i området 4-10 µg/kg vått materiale, dvs. ca. 25-100 µg/kg tørt materiale. Årsaken til de forholdsvis høye deteksjonsgrenser var forstyrrelser ved analysene på grunn av høyt bakgrunnsnivå av andre organiske forbindelser. (SI analyserapport 451-297 av 4/5 1981.) Totalkonsentrasjonen av PAH i blåskjell fra stasjon 41 ble funnet å være under 0,04 mg/kg våtvekt (< ca. 0,3 mg/kg tørrvekt).

Analyseresultatene fra prøver innsamlet i september-oktober 1981 er gjengitt i tabell A7. Hovedkonklusjonen er at samtlige prøver viste lavt total PAH-innhold, dvs. mindre enn 0,5-1,0 mg/kg tørrvekt, som ellers er funnet på diffust belastede lokaliteter i Norge (Knutzen og Sortland, 1982). I betraktning av den betydelige påvirkning som skulle ventes fra industriell virksomhet, tilførsel av belastet ferskvann, samt båt- og skipstrafikk, er dette ikke som forventet. Bare i Stavfjorden, på en nærmest uberørt del av kysten, er det funnet tilsvarende lite PAH i blåskjell som på majoriteten av Hvalerstasjonene. (Knutzen og Kvalvågnæs, 1982.)

De høyeste konsentrasjonene ble funnet i blåskjell fra stasjon 65 (Skjebergkilen) og stasjon 76 (nær Øra-området), men ut fra det aktuelle konsentrasjonsnivå synes det ikke å dreie seg om lokale kilder av praktisk betydning.

Eventuelle ytterligere PAH-registreringer (overvåking) kan innskrenkes til et lite antall stasjoner og konsentreres om Løperen.

Den orienterende parallellundersøkelse av PAH i blåskjell og sjøpung fra samme stasjon (st. 52, kfr. tabell A7) synes ikke å tyde på at *Ciona* er særlig egnet som PAH-indikator.

## 7. AVSLUTTENDE KOMMENTARER

I betraktning av Sarpsborg / Fredrikstad-regionens generelt høye industrialiseringsgrad og båttrafikk tettheten i sjøområdet utenfor, er det bare påvist moderat forhøyelse av miljøgiftinnholdet i organismer fra Hvalerområdet. Særlig kan man merke seg lavere PAH-konsentrasjoner i blåskjell enn forventet. På grunn av de nevnte analysetekniske vanskeligheter, og muligheten av at PAH-innholdet kamufleres ved forstyrrende tilstedeværelse av andre organiske stoffer, er det behov for å gjenta PAH-observasjonene i blåskjell fra et mindre antall lokaliteter.

Til tross for at de vannkjemiske analysene tydet på noe forhøyede konsentrasjoner av partikulært jern, titan og mangan, dessuten av løst jern, kobber, sink, bly og kvikksølv i de indre deler av undersøkelsesområdet (Næs, 1983), ble lite av dette reflektert i blåskjells metallinnhold. Sammen med analysetekniske problemer (særlig mht. krom) gjør dette det ønskelig med gjentatte observasjoner av metaller i skjell, spesielt fra lokaliteter i Løperen og nord for Kirkøy.

Både i fisk og særlig i blåskjell er det registrert en forholdsmessig høy andel av ikke identifiserte klororganiske forbindelser med sannsynlig høy grad av bestandighet (tungt nedbrytbare) i naturen (kfr. kap. 5.3 og tabell A6). Dette er potensielt farlige stoffer som ofte er registrert i betydelig høyere konsentrasjoner i marine indikatorarter enn kjente klorerte hydrokarboner som PCB, etc. Det er derfor et generelt behov for å få de ukjente stoffene identifisert for at konsekvensene av deres forekomst skal kunne vurderes.

For Hvalerområdets vedkommende kan dette behovet illustreres ved at selv de høye konsentrasjonene av PCB i blåskjell fra Øra-området representerer mindre enn 5 % av totalinnholdet av persistente klororganiske forbindelser. I indre del av Hvalerarkipelet er det derfor ønskelig både med overvåking og en problemorientert undersøkelse av hvilke klororganiske stoffer som opptrer, og hvor de kommer fra.

Spørsmålet om direkte skade på organismer og samfunn fra miljøgifters forekomst i vann, sedimenter og strandavleiringer er ikke tatt opp i denne rapporten.

Det henvises til undersøkelser om bløtbunnsfauna (Rygg, 1983) gruntvannsamfunn (Bokn og medarbeidere, under trykking) og dyreplankton (Røed og Kirkerud, 1983). Det som er klart etter disse undersøkelser og observasjoner av vannkjemien, er på den ene siden at ingen stoffer opptrer i vannet i slike konsentrasjoner at akutte giftvirkninger skulle ventes - unntatt i deler av vannmassene inntil en avstand av 3-4 km fra utslippet til Kronos Titan A/S. På den annen side er det ved de biologiske undersøkelser konstatert tydelige skader (Rygg, 1983) eller mistenkelige tilstander (Bokn og medarbeidere, under trykking). Bakgrunnen for disse observasjonene er uten tvil et kompleks av årsaker, der mulig giftvirkning fra metaller utløst fra avsatte partikler bare kan belyses eksperimentelt. Hvis man ønsker å klargjøre årsaksforhold nærmere, er det m.a.o. nødvendig med omfattende biotester med avløpsvann fra titandioksydfabrikken.

## LITTERATUR

- Alsaker-Nøstdahl, B. og Tryland, Ø., 1981. Basisundersøkelse i Singlefjorden - Hvalerområdet. Delområde: Forurensningstilførsler. Fremdriftsrapport 1980. NIVA-rapport 0-8000303, 3/6 1981. 47 s.
- Berglind, L. og Gjessing, E., 1980. Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH--tilførsler til norske vannforekomster, NIVA-rapport A3-25. 27/2 1980, 48 s.
- Boalch, R., Chan, S. og Taylor, D., 1981. Seasonal variation in the trace metal content of Mytilus edulis. Mar. Poll. Bull. 12(8): 276-280.
- Brevik, E.M., Bjerk, J.E. og Kveseth, N.J., 1978. Organochlorines in cod-fish from harbors along the Norwegian Coast. Bull. Environ. Contam. Toxicol. 20: 715-720.
- CCE (Commission des Communautés Europeennes), 1975. La pollution causée par l'industrie du dioxyde de titane. Rapport technique. Env. 47/75. 76 s.
- Eisler, R., 1981. Trace metal concentrations in marine organisms. Pergamon Press. New York etc., 687 s.
- ICES (International Council for the Exploration of the Sea), 1980. The ICES coordinated monitoring programme, 1977. Coop. Res. Rep. No 98. København, des. 1980, 25 s. + figurer.
- Joint Monitoring Group of the Oslo- and Paris Commissions (JMG). Følgende arbeidsdokumenter:
- JMG 1983a, JMG 8/2/2-E. Assessment of the results of the joint monitoring programme for 1981 - Mercury in organisms. 5 s. + tabeller og figurer.

- JMG 1983b. MON 3/4/3-E. REV.1. Mercury in organisms: Introduction. 5 s. + tabeller og figurer.
- JMG 1983c. JMG 8/2/6-E. 3 year review of the joint monitoring programme and assessment of the data (1979-1981) 12 s. + figur og vedlegg.
- JMG 1983d. MON 3/4/1-E REV 1. Assessment of the results of the joint Monitoring Programme for 1982 - cadmium in organisms. 6 s. + figur og vedlegg.
- JMG 1983e. MON 3/4/6-E REV 1. Assessment of the results of the Joint Monitoring Programme for 1982. PCB's in organisms. 5 s. + figur og vedlegg.
- Knutzen, J., 1979. Benthosalger og moser som metallindikatorer. VANN 2 (1979): 134-139, med tillegg av rettelse i VANN 1 (1980): 149.
- Knutzen, J., 1982. Førtilstand i utslippsområdet til Sentralrenseanlegg Vest (SRV), indre Oslofjord. Undersøkelse av hygienisk vannkvalitet og miljøgifter i tang, blåskjell og fisk 1980-81. NIVA-rapport 0-80099. 20/9-1982. 28 s.
- Knutzen, J., 1983. Blåskjell som metallindikator (The common mussel (Mytilus edulis)) as a metal indicator. VANN 1 (1983): 24-33 (Eng. summary).
- Knutzen, J. og Kirkerud, L., 1984. Blåskjell og nær beslektede arter (Mytilus spp.) som indikatorer på klorerte hydrokarboner - bakgrunnsnivåer i diffust belastede områder. NIVA-rapport 0-83091, 20/3 1984.
- Knutzen, J. og Kvalvågnæs, K., 1982. Innledende basisundersøkelse i Stavfjorden 1981. Referansenivåer av klororganiske forbindelser, metaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i marine organismer. Rapport 33/82 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA, Oslo, 18/6 1982, 18 s.
- Knutzen, J. og Sortland, B., 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in some algae and invertebrates from moderately polluted parts of the coast of Norway. Water Res. 16 (4): 421-428.

- Magnusson, J. og Skei, J., 1984. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Hydrografi og vannkjemi. Statlig program for forurensningsovervåking (under trykking).
- National Academy of Science (NAS), 1972. Particulate Polycyclic Organic Matter. NAS, Washington D.C., 361 s.
- Norheim, G. og Økland, E.M., 1980. Rapid extraction of some persistent chlorinated hydrocarbons from biological material with low fat content. *Analyst* 105: 990-992.
- Næs, K., 1983. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Løste metaller, suspendert materiale og sedimenter. Rapport 70/83 innen Statlig program for forurensningsovervåking. 8. nov. 1983, 100 s.
- Ofstad, E. Bauman, Lunde, G., Martinsen, K. and Rygg, B. 1978. Chlorinated Aromatic Hydrocarbons in Fish from an Area polluted by Industrial Effluents. *The Science of the Total Environment* 10: 218-230
- Omang, S.H., 1971. Determination of mercury by flameless atomic absorption. *Anal. Chem. Acta* 53, 415.
- Paus, P., 1973. Determination of some heavy metals in sea water by atomic absorption spectrophotometry. *Z. Anal. Chem.* 264: 118-124.
- Pesch, G., Reynolds, B. and Rogerson, P., 1977. Trace metals in scallops from within and around two ocean disposal sites. *Mar. Poll. Bull* 8 (10): 224-228.
- Rygg, B., 1978. Klororganiske mikroforurensninger. Litteraturstudium. NIVA-rapport XR 16, 8/8 1978, 318 s.
- Rygg, B., Knutzen, J., Molvær, J., Norheim, G. og Skei, J., 1982. Grenlandsfjordene og Skienselva 1981. Rapport 52/82 i Statlig program for forurensningsovervåking. 4/10.1982. 66 s.



Røed, G.H. og Kirkerud, L., 1983. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Åteforekomster for brisling- og sildeyngel i 1981. Rapport 96/83 i Statlig program for forurensningsovervåking. Oslo 4/10-83, 34 s.

Statlig program for forurensningsovervåking s. 81-83 i Arsrapport 1981 (Rapport 65/82). Redaktør: M. Svelle. Oslo, desember 1982, 95 s.

Tveten, G. og Carlberg, G.E., 1980. Analyse av klorerte organiske forbindelser i fisk fra Glomma og i avløpsvannet fra et sulfatblekeri. Rapport 790108-1 fra Sentralinstitutt for industriell forskning. 8/7 1980. 24 s. + 2 vedlegg.

Underdahl, B., Norheim, G., Hoff, H. og Håstein, T., 1981. Kvikksølv og klorerte hydrokarboner i fisk fra Skiensvassdraget og fjordene i Grenlandsområdet. Oslo/Skien. 29 s. + bilag.

A P P E N D I K S

Tabell A1. Metaller i blæretang og grønndusk (C) fra Hvalerområdet/Singllefjorden 1980-81, mg/kg tørrvekt.

| St.nr. | Metall   |   | Hg   | Cd  | Pb 1) | Cu   | Zn  | Cr 1) | Fe    | Mn   | Ti   | V    |
|--------|----------|---|------|-----|-------|------|-----|-------|-------|------|------|------|
|        | Dato     |   |      |     |       |      |     |       |       |      |      |      |
| 4      | 1/9-81   |   | 0,03 | < 2 | < 20  | 11,0 | 239 | < 10  | 456   | 82   | < 50 | < 20 |
| 5      | 14/7-80  |   | 0,03 | 1,0 | 4,0   | 8,0  | 200 | 2,0   | 325   |      |      |      |
| 11     | 14/7-80  |   | 0,02 | 1,0 | 3,8   | 7,0  | 140 | 1,3   | 115   |      |      |      |
| 16     | 15/7-80  |   | 0,02 | 1,0 | 3,5   | 7,3  | 220 | 1,5   | 230   |      |      |      |
| 21     | 16/7-80  | { | 0,03 | 1,3 | 3,8   | 10,3 | 360 | 3,3   | 940   |      |      |      |
|        |          |   | 0,03 | < 2 | < 20  | 11,0 | 183 | < 10  | 979   | 443  | 170  | < 20 |
| 28     | 4/9-81   |   | 0,05 | < 2 | < 20  | 17,0 | 291 | 20    | 4968  | 947  | 190  | 20   |
| 31     | 16/7-80  | { | 0,03 | 1,5 | 4,8   | 9,3  | 520 | 3,3   | 2280  |      |      |      |
|        |          |   | 0,04 | < 2 | < 20  | 26,0 | 526 | 20    | 4613  | 1314 | < 50 | 20   |
| 42     | 15/7-80  |   | 0,02 | 1,5 | 3,3   | 7,8  | 290 | 2,5   | 325   |      |      |      |
| 47     | 17/7-80  |   | 0,03 | 1,5 | 3,5   | 7,5  | 200 | 2,3   | 325   |      |      |      |
| 55     | 16/7-80  |   | 0,03 | 1,5 | 3,3   | 7,5  | 240 | 1,8   | 375   |      |      |      |
| 57     | 2/9-81   |   | 0,03 | 1,3 | 0,5   | 8,4  | 115 | <0,05 | 361   | 35   | < 50 | < 20 |
| 60     | 17/7-80  |   | 0,03 | 2,0 | 3,3   | 8,8  | 260 | 1,5   | 250   |      |      |      |
| 65     | 18/7-80  | { | 0,03 | 1,3 | 3,5   | 7,0  | 120 | 1,5   | 165   |      |      |      |
|        |          |   | 0,10 | 0,9 | 0,7   | 4,6  | 96  | <0,05 | 239   | 246  | < 50 | < 20 |
| 71     | 17/7-80  |   | 0,03 | 2,5 | 4,0   | 15,0 | 700 | 2,8   | 1250  |      |      |      |
| 72     | 13/10-81 |   | 0,04 | < 2 | < 20  | 17,0 | 597 | 10    | 8800  | 428  | 90   | 100  |
| 72 (C) | 5/9-81   |   | 0,04 | < 5 | < 50  | 38,0 | 83  | 100   | 27500 | 1185 | 1425 | < 20 |
| 76 (C) | 17/10-81 |   | 0,05 | < 5 | < 50  | 68,0 | 390 | 125   | 40300 | 2170 | 1050 | 125  |

1) Usikre 1981-verdier.

Tabell A2. Metaller i blåskjell fra Hvalerområdet/Singlefjorden 1980-81, mg/kg tørrvekt.

| St.nr. | Metall   |          | Hg   | Cd  | Pb  | Cu   | Zn  | Cr    | Fe  | Mn  | Ti   | V    | % Tørrstoff |
|--------|----------|----------|------|-----|-----|------|-----|-------|-----|-----|------|------|-------------|
|        | Dato     |          |      |     |     |      |     |       |     |     |      |      |             |
| 4      | 1/9-81   |          | 0,23 | 2,8 | 3,5 | 9,8  | 165 | < 0,5 | 436 | 22  | < 10 | < 15 | < 14,9      |
| 5      | 14/7-80  |          | 0,18 | 1,6 | 1,5 | 10,2 | 170 | 46    |     |     |      |      |             |
| 15     | 15/7-80  |          | 0,13 | 1,7 | 1,1 | 8,2  | 119 | 58    |     |     |      |      |             |
| 21     | 16/7-80  |          | 0,13 | 1,6 | 1,0 | 10,9 | 131 | 20    |     |     |      |      |             |
|        |          | 2/9-81   | 0,20 | 3,4 | 1,5 | 10,2 | 643 | < 0,5 | 90  | 37  | < 10 | < 15 | 10,3        |
| 28     | 14/10-81 |          | 0,33 | 2,8 | 2,1 | 14,8 | 119 | < 0,5 | 195 | 25  | 48   | < 15 | 7,4         |
| 31     | 3/9-81   |          | 0,22 | 2,8 | 1,8 | 18,6 | 157 | < 0,5 | 249 | 110 | 36   | < 15 | 10,9        |
| 41     | 15/7-80  |          | 0,19 | 1,9 | 1,5 | 8,6  | 184 | 34    |     |     |      |      |             |
| 52     | 14/10-81 |          | 0,20 | 2,5 | 3,8 | 19,3 | 112 | 1,3   | 210 | 27  | 44   | < 15 | 8,2         |
| 57     | 16/7-80  |          | 0,07 | 1,6 | 1,2 | 8,5  | 162 | 41    |     |     |      |      |             |
|        |          | 2/9-81   | 0,11 | 2,1 | 0,8 | 8,3  | 105 | < 0,5 | 218 | 12  | < 10 | < 15 | 12,7        |
| 59     | 17/7-80  |          | 0,09 | 1,6 | 3,4 | 10,8 | 156 | 24    |     |     |      |      |             |
|        |          | 15/10-81 | 0,19 | 3,3 | 3,5 | 11,6 | 178 | 2,0   | 363 | 38  | < 10 | < 15 | 13,2        |
| 60     | 4/9-81   |          | 0,12 | 3,3 | 1,3 | 10,1 | 119 | < 0,5 | 254 | 12  | < 10 | < 15 | 13,2        |
| 64     | 18/7-80  |          | 0,09 | 0,9 | 1,3 | 9,7  | 129 | 48    |     |     |      |      |             |
| 65     | 15/10-81 |          | 0,12 | 1,6 | 1,1 | 10,4 | 110 | 1,3   | 412 | 17  | < 10 | < 15 | 14,0        |
| 76     | 17/10-81 |          | 0,29 | 4,4 | 2,7 | 24,7 | 173 | 1,2   | 125 | 71  | < 10 | < 15 | 8,1         |

Tabell A3. Metaller og klorerte hydrokarboner i skrubbe fra Hvalerområdet sept.-okt. 1980, mg/kg våtvekt. Analysert ved Veterinærinstituttet

M : Middelveier S : Standardavvik

Øra

| Nr | Vekt (g) | Lever |        |      |     |      |      | Muskel |
|----|----------|-------|--------|------|-----|------|------|--------|
|    |          | HCB   | Lindan | DDE  | PCB | Pb   | Cd   | Hg     |
| 1  | 885      | 0.23  | 0.02   | 0.2  | 2.3 | 0.08 | 0.03 | 0.25   |
| 2  | 905      | 0.40  | 0.03   | 0.4  | 2.9 | 0.02 | 0.02 | 0.10   |
| 3  | 542      | 0.22  | 0.02   | 0.3  | 2.1 | 0.02 | 0.01 | 0.10   |
| 4  | 186      | 0.01  | <0.01  | <0.1 | 0.4 | 0.07 | 0.13 | 0.21   |
| 5  | 444      | 0.24  | 0.02   | 0.3  | 2.5 | 0.03 | 0.03 | 0.14   |
| 6  | 332      | 0.15  | 0.02   | 0.1  | 1.0 | 0.02 | 0.02 | 0.08   |
| 7  | 656      | 0.19  | 0.04   | 0.2  | 1.2 | 0.03 | 0.02 | 0.15   |
| 8  | 441      | 0.06  | 0.01   | 0.1  | 1.1 | 0.03 | 0.18 | 0.16   |
| 9  | 400      | 0.09  | 0.01   | 0.2  | 1.2 | 0.03 | 0.29 | 0.27   |
| 10 | 628      | 0.32  | 0.02   | 0.3  | 2.7 | 0.03 | 0.04 | 0.11   |
| 11 | 244      | 0.05  | 0.01   | 0.1  | 0.8 | 0.20 | 0.12 | 0.08   |
| 12 | 367      | 0.25  | 0.02   | 0.3  | 2.7 | 0.02 | 0.03 | 0.08   |
| 13 | 409      | 0.15  | 0.06   | 0.4  | 6.4 | 0.03 | 0.02 | 0.10   |
| M  | 495      | 0.18  | 0.02   | 0.2  | 2.1 | 0.05 | 0.07 | 0.14   |
| S  | 222      | 0.11  | 0.01   | 0.1  | 1.5 | 0.05 | 0.08 | 0.07   |

Kirkøy

| Nr | Vekt (g) | Lever |        |      |     |      |      | Muskel |
|----|----------|-------|--------|------|-----|------|------|--------|
|    |          | HCB   | Lindan | DDE  | PCB | Pb   | Cd   | Hg     |
| 1  | 348      | 0.01  | 0.01   | 0.1  | 1.0 | 0.06 | 0.35 | 0.57   |
| 2  | 401      | 0.01  | <0.01  | <0.1 | 0.6 | 0.10 | 0.26 | 0.49   |
| 3  | 552      | 0.02  | 0.01   | 0.1  | 0.8 | 0.04 | 0.22 | 0.50   |
| 4  | 365      | 0.01  | <0.01  | <0.1 | 0.5 | 0.04 | 0.04 | 0.18   |
| 5  | 317      | <0.01 | <0.01  | <0.1 | 0.3 | 0.06 | 0.05 | 0.16   |
| 6  | 405      | 0.01  | 0.01   | 0.1  | 0.5 | 0.06 | 0.04 | 0.23   |
| 7  | 418      | 0.01  | 0.01   | 0.1  | 0.5 | 0.04 | 0.10 | 0.26   |
| 8  | 388      | 0.01  | 0.01   | 0.1  | 0.4 | 0.07 | 0.04 | 0.14   |
| 9  | 297      | <0.01 | <0.01  | 0.1  | 0.5 | 0.11 | 0.10 | 0.24   |
| 10 | 369      | 0.01  | 0.01   | 0.1  | 0.4 | 0.05 | 0.13 | 0.18   |
| 11 | 351      | <0.01 | <0.01  | 0.1  | 0.3 | 0.10 | 0.12 | 0.20   |
| 12 | -        | <0.01 | <0.01  | 0.1  | 0.3 | 0.09 | 0.04 | 0.12   |
| M  | 383      | <0.01 | <0.01  | <0.1 | 0.5 | 0.07 | 0.12 | 0.27   |
| S  | 67       | -     | -      | -    | 0.2 | 0.03 | 0.03 | 0.16   |

Asma løy

| Nr | Vekt (g) | Lever |        |      |     |      |      | Muskel |
|----|----------|-------|--------|------|-----|------|------|--------|
|    |          | HCB   | Lindan | DDE  | PCB | Pb   | Cd   | Hg     |
| 1  | 271      | <0.01 | <0.01  | 0.1  | 0.6 | 0.01 | 0.26 | 0.09   |
| 2  | 293      | 0.01  | <0.01  | 0.1  | 0.6 | 0.09 | 0.14 | 0.24   |
| 3  | 287      | 0.01  | 0.01   | 0.1  | 0.5 | 0.03 | 0.15 | 0.13   |
| 4  | 346      | 0.01  | 0.01   | 0.1  | 0.5 | 0.04 | 0.42 | 0.27   |
| 5  | 354      | <0.01 | <0.01  | <0.1 | 0.7 | 0.26 | -    | 0.48   |
| 6  | 402      | <0.01 | <0.01  | <0.1 | 0.2 | 0.09 | 0.27 | 0.61   |
| 7  | 288      | 0.01  | 0.01   | 0.1  | 0.6 | 0.17 | 0.22 | 0.21   |
| 8  | 343      | 0.01  | 0.01   | 0.1  | 0.5 | 0.03 | 0.03 | 0.18   |
| 9  | 286      | 0.02  | 0.01   | 0.1  | 0.7 | 0.05 | 0.08 | 0.11   |
| 10 | 301      | 0.02  | 0.01   | 0.1  | 0.6 | 0.07 | 0.15 | 0.21   |
| 11 | 270      | 0.01  | 0.01   | 0.1  | 0.8 | 0.02 | 0.20 | 0.17   |
| M  | 313      | ~0.01 | ~0.01  | ~0.1 | 0.6 | 0.08 | 0.19 | 0.25   |
| S  | 42       | -     | -      | -    | 0.2 | 0.08 | 0.11 | 0.16   |

Tabell A4. Metaller og klorerte hydrokarboner i torsk fra Hvalerområdet sept.-okt. 1980, mg/kg våtvekt. Analysert ved Veterinærinstituttet

M : Middelerverdier      S : Standardavvik

| Øra |          | Lever |        |     |      |       |      | Muskel |
|-----|----------|-------|--------|-----|------|-------|------|--------|
| Nr  | Vekt (g) | HCB   | Lindan | DDE | PCB  | Pb    | Cd   | Hg     |
| 1   | 380      | 0.07  | 0.01   | 0.7 | 6.4  | 0.30  | 0.13 | 0.09   |
| 2   | 217      | 0.03  | 0.01   | 0.2 | 2.5  | 0.20  | 0.02 | 0.08   |
| 3   | 297      | 0.05  | 0.01   | 0.6 | 4.3  | <0.01 | 0.14 | 0.11   |
| 4   | 240      | 0.06  | 0.01   | 0.3 | 4.7  | 0.02  | 0.05 | 0.09   |
| 5   | 244      | 0.02  | <0.01  | 0.2 | 2.3  | <0.01 | 0.04 | 0.08   |
| 6   | 484      | 0.12  | 0.02   | 0.7 | 5.4  | <0.01 | 0.03 | 0.09   |
| 7   | 1720     | 0.43  | 0.04   | 0.9 | 5.3  | 0.03  | 0.03 | 0.12   |
| 8   | 2020     | 0.54  | 0.07   | 1.3 | 11.3 | 0.02  | 0.03 | 0.09   |
| 9   | 1220     | 0.29  | 0.04   | 1.0 | 8.1  | 0.06  | 0.15 | 0.11   |
| 10  | 1100     | 0.44  | 0.04   | 1.4 | 9.3  | 0.03  | 0.03 | 0.14   |
| M   | 790      | 0.21  | 0.03   | 0.7 | 6.0  | ~0.07 | 0.07 | 0.10   |
| S   | 676      | 0.20  | 0.02   | 0.4 | 2.9  | 0.10  | 0.05 | 0.02   |

| Kirkøy |          | Lever |        |      |     |      |      | Muskel |
|--------|----------|-------|--------|------|-----|------|------|--------|
| Nr     | Vekt (g) | HCB   | Lindan | DDE  | PCB | Pb   | Cd   | Hg     |
| 1      | 50       | 0.01  | 0.01   | 0.2  | 1.3 | 0.04 | 0.02 | 0.05   |
| 2      | 95       | 0.02  | 0.01   | 0.3  | 1.7 | 0.02 | 0.05 | 0.06   |
| 3      | 1438     | 0.02  | 0.02   | 0.7  | 4.9 | 0.03 | 0.06 | 0.22   |
| 4      | 1141     | 0.01  | 0.01   | 0.5  | 3.4 | 0.02 | 0.09 | 0.20   |
| 5      | 760      | 0.03  | 0.02   | 0.3  | 1.4 | 0.02 | 0.02 | 0.09   |
| 6      | 370      | 0.03  | 0.01   | 0.3  | 1.3 | 0.04 | 0.02 | 0.09   |
| 7      | 260      | <0.01 | -      | 0.1  | 0.8 | 0.04 | 0.11 | 0.08   |
| 8      | 175      | <0.01 | <0.01  | 0.1  | 0.6 | 0.10 | 0.05 | 0.10   |
| 9      | 55       | <0.01 | <0.01  | 0.1  | 0.8 | -    | -    | 0.07   |
| 10     | 129      | 0.01  | 0.01   | 0.2  | 1.5 | 0.08 | 0.01 | 0.07   |
| 11     | 191      | 0.03  | 0.02   | 0.3  | 1.7 | 0.01 | 0.02 | 0.04   |
| 12     | 118      | 0.01  | 0.01   | 0.2  | 1.0 | 0.11 | 0.06 | 0.07   |
| M      | 399      | ~0.02 | ~0.01  | ~0.3 | 1.7 | 0.05 | 0.05 | 0.10   |
| S      | 463      | -     | -      | 0.2  | 1.2 | 0.03 | 0.03 | 0.06   |

| Asmaløy |          | Lever |        |     |     |       |      | Muskel |
|---------|----------|-------|--------|-----|-----|-------|------|--------|
| Nr      | Vekt (g) | HCB   | Lindan | DDE | PCB | Pb    | Cd   | Hg     |
| 1       | 1500     | 0.04  | 0.02   | 0.6 | 4.5 | 0.02  | 0.01 | 0.24   |
| 2       | 436      | 0.05  | 0.02   | 0.6 | 4.6 | <0.01 | 0.03 | 0.06   |
| 3       | 502      | 0.06  | 0.02   | 0.6 | 4.5 | 0.04  | 0.06 | 0.11   |
| 4       | 217      | 0.01  | <0.01  | 0.1 | 1.5 | 0.52  | 0.22 | 0.11   |
| 5       | 194      | 0.01  | <0.01  | 0.1 | 1.1 | 0.05  | 0.01 | 0.06   |
| 6       | 274      | 0.01  | <0.01  | 0.2 | 1.4 | 0.09  | 0.15 | 0.07   |
| 7       | 199      | 0.02  | 0.01   | 0.3 | 3.7 | 0.01  | 0.06 | 0.07   |
| 8       | 292      | 0.01  | 0.01   | 0.2 | 2.3 | 0.04  | 0.05 | 0.07   |
| 9       | 202      | 0.02  | 0.01   | 0.2 | 1.5 | <0.01 | 0.03 | 0.11   |
| 10      | 260      | 0.03  | 0.01   | 0.4 | 3.3 | 0.05  | 0.07 | 0.09   |
| 11      | 631      | 0.05  | 0.02   | 0.5 | 3.3 | <0.01 | 0.01 | 0.11   |
| M       | 430      | 0.03  | ~0.01  | 0.4 | 2.9 | 0.08  | 0.06 | 0.10   |
| S       | 382      | 0.02  | -      | 0.2 | 1.4 | 0.15  | 0.07 | 0.05   |

Tabell A5. Metaller og klorerte hydrokarboner i sild og brisling (hel fisk) fra Hvalerområdet august-september 1981, mg/kg våtvekt. Analysert ved Veterinærinstituttet.

| Art      | Stasjon                | Dato    | Pb   | Cd   | Hg    | HCB   | Lindan | DDE  | PCB  |
|----------|------------------------|---------|------|------|-------|-------|--------|------|------|
| Brisling | Singløysand            | 13/8-81 | 0,06 | 0,06 | <0,05 | <0,01 | 0,01   | <0,1 | <0,1 |
| "        | Tammeren <sup>1)</sup> | 1/9-81  | 0,02 | 0,01 | <0,05 | 0,02  | <0,01  | <0,1 | 0,1  |
| Sild     | "                      | "       | 0,04 | 0,01 | <0,05 | <0,01 | <0,01  | <0,1 | <0,1 |
| "        | Langvikkkilen          | 1/9-81  | 0,06 | 0,01 | 0,05  | <0,01 | <0,01  | <0,1 | <0,1 |
| "        | Singløysand            | 1/9-81  | 0,10 | 0,01 | <0,05 | 0,01  | <0,01  | <0,1 | 0,1  |

1) Ikke avmerket på sjøkart. Mellom Hestholmen og Løvøy.

Tabell A6. Klorerte hydrokarboner i blåskjell fra Hvalerområdet juli 1980 og september 1981, µg/kg tørrvekt.

| År         | Stasjon | PCB  | HCB  | DDE   | α-HCH | γ-HCH | Klor-<br>cymener | TOCl<br>µg Cl/kg | %<br>Tørrstoff |
|------------|---------|------|------|-------|-------|-------|------------------|------------------|----------------|
| 1980<br>1) | 5       | 200  | 10   |       |       |       |                  |                  |                |
|            | 15      | 150  | 20   |       |       |       |                  |                  |                |
|            | 41      | 400  | 10   |       |       |       |                  |                  |                |
|            | 57      | 200  | 30   |       |       |       |                  |                  |                |
| 1981       | 4       | 47   | 0,6  | 3,5   | 4,7   | 21,9  | < 8              | ca. 7000         | 8,6            |
|            | 11      | 84   | 0,8  | 5,6   | 36,4  | 177,6 |                  | " 8400           | 10,7           |
|            | 21      | 69   | 1,2  | 1,4   | 10,9  | 38,4  |                  | " 12300          | 7,3            |
|            | 28      | 38   | 1,0  | 2,9   | 4,8   | 27,6  | < 7              | " 3800           | 10,5           |
|            | 59      | 15   | 0,3  | 1,4   | 0,3   | 33,3  | < 10             | " 1450           | 6,9            |
|            | 65      | < 11 | 1,1  | < 4,0 | -     | -     |                  | " 5500           | 7,3            |
|            | 76      | 930  | 23,1 | 63,6  | 47,3  | 200,0 |                  | " 18200          | 5,5            |

1) Usannsynlig høye verdier. Se tekst.



Tabell A7. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell (B) og sjøpung (C, *Ciona intestinalis*) fra Hvalerområdet oktober 1981, µg/kg tørrvekt.

| PAH \ St., dato, art       | 4<br>B | 11<br>B | 21<br>B | 52<br>B | 57<br>B | 59<br>B | 65<br>B | 76<br>B | 52<br>C |
|----------------------------|--------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|---------|
| Naftalen                   |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| 2-Metylnaftalen            |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| 1-Metylnaftalen            |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| Bifenyl                    |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| Acenaftylen                |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| Acenaften                  |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| 4-Metylbifenyl             |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| Dibenzofuran               |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| Fluoren                    |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| 9-Metylfluoren             |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| 9.10-Dihydroantracen       |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| 2-Metylfluoren             |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| 1-Metylfluoren             |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| Dibenzothiophen            |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| Fenantren                  | 38     | 19      |         |         | 25      |         | 34      | 22      |         |
| Antracen                   |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| Acridine                   |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| Carbazole                  |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| 2-Metylantracen            |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| 1-Metylfenantren           |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| 9-Metylantracen            |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| Fluoranten                 | 34     | 42      | 61      | 21      | 28      | 87      | 76      | 177     | ~50     |
| Pyren                      |        | 51      | 103     | 17      | 27      | 116     | 65      | 70      | ~15     |
| Benzo(a)fluoren            |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| Benzo(b)fluoren            |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| 1-Metylpyren               |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| Benzo(c)fenantren ***      |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| Benzo(a)antracen *         |        |         |         | 9       | 13      |         | 44      | 38      |         |
| Trifenylen/Chrysen *       | 10     | 51      | 43      | 31      | 50      | 45      | 126     | 158     |         |
| Benzo(b)fluoranten **      | 32     | 39      |         | 43      | 28      | 43      | 100     | 106     |         |
| Benzo(j,k)fluoranten ** 1) |        | 75      |         |         | 38      |         | 113     | 73      |         |
| Benzo(e)pyren *            | 10     | 36      |         | 30      | 19      |         | 59      | 86      |         |
| Benzo(a)pyren ***          |        |         | 24      | 23      | ~5      |         | 29      |         |         |
| Perylen                    |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| O-Phenylene-pyren          |        |         | 26      |         |         |         |         |         |         |
| Dibenz(a,h)antracen ***    |        |         |         |         |         |         |         | 30      |         |
| Picen                      |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| Benzo(ghi)perylene         |        |         |         | 32      | 15      | 30      |         |         |         |
| Anthanthrene               |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| Coronen                    |        |         |         |         |         |         |         |         |         |
| Sum                        | 124    | 313     | 257     | 206     | 248     | 321     | 646     | 760     | ~65     |
| Derav KPAH 1)              | ~20    | ~75     | 24      | ~50     | ~45     | ~30     | ~185    | ~140    | -       |
| % KPAH                     | ~16    | ~24     | ~10     | ~24     | ~18     | ~9      | ~29     | ~18     | -       |
| % Tørrstoff                | 15.2   | 13.2    | 13.6    | 11.6    | 19.0    | 11.7    | 14.5    | 10.8    | 6.4     |

1) KPAH er summen av moderat (\*\*) og sterkt kreftfremkallende (\*\*\*) PAH i henhold til U.S. National Academy of Science (NAS, 1972). I summen \*\* + \*\*\* er det medregnet 50 % av benzo(j,k)fluoranten, idet bare B<sub>(j)</sub><sup>F</sup> er kreftfremkallende.



## Statlig program for forurensningsovervåking

Det statlige programmet omfatter overvåking av forurensningsforholdene i

**luft og nedbør  
grunnvann  
vassdrag og fjorder  
havområder**

Overvåkingen består i langsiktige undersøkelser av de fysiske, kjemiske og biologiske forhold.

Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er å dekke myndighetenes behov for informasjon om forurensningsforholdene med sikte på best mulig forvaltning av naturressursene.

Hovedmålet spenner over en rekke delmål der overvåkingen bl.a. skal:

**gi informasjon om tilstand og utvikling av forurensningssituasjonen på kort og lang sikt.**

**registrere virkningen av iverksatte tiltak og danne grunnlag for vurdering av nye forurensningsbegrensende tiltak.**

**påvise eventuell uheldig utvikling i resipienten på et tidlig tidspunkt.**

**over tid gi bedre kunnskaper om de enkelte vannforekomsters naturlige forhold.**

Sammen med overvåkingen vil det føres kontroll med forurensende utslipp og andre aktiviteter.

For å sikre den praktiske koordineringen av overvåkingen av luft, nedbør, grunnvann, vassdrag, fjorder og havområder og for å få en helhetlig tolkning av måleresultatene er det opprettet et arbeidsutvalg.

Følgende institusjoner deltar i arbeidsutvalget:

**Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk (DVF)  
Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt (FHI)  
Norges Geologiske Undersøkelser (NGU)  
Norsk institutt for luftforskning (NILU)  
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)  
Statens forurensningstilsyn (SFT)**

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. Statens forurensningstilsyn er ansvarlig for gjennomføring av programmet.

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter blir publisert i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institutter rettes til Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100, Dep. Oslo 1, tlf. 02 - 22 98 10.