

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 333
0314 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 2
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.:
0-8000357
Undernummer:
Løpenummer:
1940
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:	Dato:
Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i fisk og andre organismer fra Kristiansandsfjorden 1985 (Overvåkingsrapport nr. 262/86)	22/12 1986
Forfatter (e):	Rapportnr.
Jon Knutzen Kari Martinsen, SI	
	Faggruppe:
	Marinøkologisk
	Geografisk område:
	Vest-Agder
	Antall sider (inkl. bilag):
	62

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking)	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):

Ekstrakt:
Skrubbeflyndre og krabbe fra indre del av Kristiansandsfjorden hadde i 1985 fremdeles meget høyt innhold av klororganiske miljøgifter. I noe mindre grad gjalt det samme for torsk. Det synes imidlertid å ha vært en nedgang i forurensningsgraden i fisk (særlig skrubbe fra 1982/83 til 1984/85). Reduserte konsentrasjoner ble også registrert i blåskjell, derimot ikke i krabbe fra områder nær utslipp. Et foreløpig sparsomt materiale tydet på sterkere belastning langs fjordens vestsida, der forurensningene lot seg spore ut til Vestergapet, enn på østsida av fjorden. Markert forurensning med klororganiske stoffer ble også funnet i sjørret. I eldre prøver av fisk (1982/1984) er det blitt registrert høye konsentrasjoner av sterkt giftige klorerte dibenzofuraner, i mindre grad også klorerte dioksiner, slik at det er behov for supplerende undersøkelser av disse stoffers forekomst i spiselige organismer og sedimenter. Metallnivåene i skjell, strandsnegl og tang var fremdeles tydelig over det normale i indre del av fjorden.

4 emneord, norske:

1. Forurensningsovervåking
 2. Klororganiske stoffer
 3. Heksaklorbenzen (HCB)
 4. Metaller
- Miljøgifter
Indikatororganismer

4 emneord, engelske:

1. Pollution monitoring
 2. Organochlorines
 3. Hexachlorobenzene
 4. Metals
- Micro pollutants
Indicator organisms

Prosjektleder:

Jon Knutzen

For administrasjonen:

Tor Bokn

ISBN 82-577-1168-3

Programleder, overvåking

Statlig program for forurensningsovervåking

0-8000357

**TILTAKSORIENTERT OVERVÅKING AV MILJØGIFTER I FISK OG ANDRE ORGANISMER
FRA KRISTIANSANDSFJORDEN 1985**

Oslo, 22/12 1986

Prosjektleder: Jon Knutzen
Medarbeidere: Kari Martinsen, SI
Beate Enger, SI
Åse Raknes, SI
Per A. Åsen,
Kristiansand museum
Norman Green, NIVA

Norsk institutt for vannforskning

FORORD

Den foreliggende rapport er utført innen rammen av Statlig program for forurensningsovervåking, administrert av Statens forurensningstilsyn (SFT). Oppdragsgiver har vært SFT, som sammen med Falconbridge Nikkelverk A/S har finansiert undersøkelsene.

Ansvarlig for de forskjellige deler av undersøkelsene har vært:

Kari Martinsen, Senter for industriforskning (SI): Analyse av klororganiske forbindelser.

Åse Raknes/Beate Enger, SI: Metallanalyser

Jon Knutzen: Planlegging, rapportering.

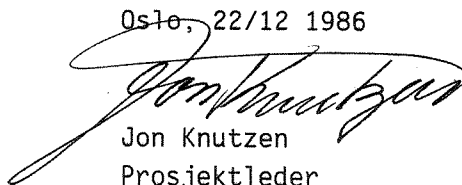
Ved instituttet har Norman Green vært behjelpelig med den statistiske behandling av sjørretmaterialet.

Takk rettes også til Per Arvid Åsen, Kristiansand Museum og Geir Åsen, Kristiansand, som i likhet med tidligere har stått for innsamling av fisk og andre organismer.

Ekstraprøvene av sjørret er skaffet til veie av o.ing. Rolf Olav Stene, Fylkesmannen i Vest-Agder, Miljøvernavdelingen.

Prof. C. Rappe og P.-A. Bergqvist, Umeå Universitet, har utført analysene av klorerte dibenzofuraner og dioksiner i fiskeprøver fra 1982 og 1984.

Oslo, 22/12 1986



Jon Knutzen
Prosjektleder

INNHOOLD

	side
1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER	4
2. BAKGRUNN	8
2.1 Observert tilstand	8
2.2 Forurensningstilførsler	10
2.3 Formål	10
3. MATERIALE OG METODER	12
4. KLOROGANISKE STOFFER I FISK	14
4.1 Skrubbe og torsk	14
4.1.1 Resultater 1985 - variasjon med avstand fra kilde	15
4.1.2 Utvikling 1982-1985	17
4.2 Sandflyndre	22
4.3 Sjørørret og regnbuerørret	22
4.4 Klorerte dibenzofuraner og dioksiner i fisk	25
5. KLORORGANISKE STOFFER I SKJELL OG KRABBE	27
5.1 Blåskjell	27
5.2 Taskekrabbe	31
6. METALLER I SKJELL, SNEGL OG TANG	34
6.1 Blåskjell	34
6.2 Strandsnegl	34
6.3 Blæretang	35
7. EGNETHET AV EPOCI FOR OVERVÅKINGSFORMÅL	36
8. LITTERATUR	38
9. APPENDIKS (rådatatabeller og statistiske plotfigurer)	40

1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER

- I Det primære formål med undersøkelsene i 1985 har vært å tilveiebringe underlag for miljøvernmyndighetenes vurderinger, planer og eventuelle beslutninger om tiltak ved å belyse følgende spørsmål:
- Hvordan har utviklingen av forurensningssituasjonen i Kristiansandsfjorden vært mht. forekomst av miljøgifter i organismer etter delvis betydelig redusert belastning i perioden 1982-1984?
 - Hva er det nåværende belastningsnivå, og hvordan varierer miljøgiftkonsentrasjonene i fisk, muslinger o.a. med økende avstand fra forurensningskildene (hvor langt kan forurensningene spores)?

Rapporten skal også tjene til orientering for helsemyndigheter og almenheten.

II Hovedkonklusjonene er at:

- *Fisk og krabbe, særlig bunnfisk, fanget i indre del av Kristiansandsfjorden (innenfor Bragdøya - Odderøya, fig. 1) hadde fremdeles (1985) så høyt innhold av klororganiske miljøgifter at det ikke er grunnlag for å trekke tilbake helsemyndighetenes tidligere advarsel mot å spise fisk fra dette området (tabell 2).*
- *Sjøørret fanget i området Bredalsholmene- Auglandsbukta i indre fjord (fig. 1) hadde så høyt innhold av de samme stoffer at helsemyndighetene må vurdere også dette forhold.*
- *Også skrubbe fanget lenger ut (Vestergapet) kan ha markert forhøyet innhold av de klororganiske miljøgiftene (men grunnlaget for denne konklusjonen er foreløpig spinkelt, kfr. tabell 2).*
- *Det synes å ha vært en tydelig nedgang i forurensningsgraden i fisk (særlig skrubbe) og blåskjell etter forurensningsbegrensende tiltak i 1982 (tabell 3, fig. 4, fig. 7).*
- *Registrering av sterkt giftige klorerte dioksiner og dibenzofuraner i eldre fiskeprøver 1982/1984 fra indre fjord aktualiserer en gjentatt vurdering av situasjonen i Kristiansandsområdet fra helsemyndighetenes side og innlemmelse av dioksiner og dibenzofuraner i overvåkingsprogrammet.*
- *Liten endring er konstatert mht. metallinnhold i blåskjell,*

strandsnegl og tang

- *Overvåkingen tilrås fortsatt, og videre bør det legges tilstrekkelig vekt på arbeidet med å fastlegge kildene og tallfeste belastningen. Dette er påkrevet både i sammenheng med vurdering av tiltak og for tolkningen av overvåkingsresultatene.*

III Undersøkelsene i Kristiansandsfjorden i 1985 har omfattet (kfr. tabell 1, og fig. 1):

- Analyse av klororganiske miljøgifter i filet og lever av skrubbe, torsk, sandflyndre og sjørret fra ulike deler av fjorden, videre i taskekrabbe og blåskjell.
- Metallanalyser i blåskjell, strandsnegl og blæretang.

IV Særlig skrubbe, men også torsk, fra indre område (dvs. Vesterhavn med tilstøtende områder, fig. 1) hadde fortsatt (1985) høyt innhold av heksaklorbenzen (HCB) og andre klororganiske avfallsprodukter fra Falconbridge nikkelverk (tabell 2, fig. 2-6). Overkonsentrasjonene av HCB jevnført med et antatt "bakgrunnsnivå" (bare diffus belastning) var for skrubbe i størrelsesordenen 100 ganger og for torsk 10/50 ganger (hhv. for filet og lever). Samme forurensningsgrad (50-100 ganger) kan anslås for enkelte andre komponenter (oktaklorstyren).

V Forurensningsnivået med disse stoffer i torsk avtok sterkt med fangststedets avstand fra kilden (tabell 2), og kan både for østsiden og vestsiden i fjordens ytre del antydes til størrelsesordenen 1-10% av det som er registrert i "havnetorsk". Imidlertid må individuelle variasjoner forventes å være store. (Slike variasjoner er foreløpig ikke undersøkt.)

Også i skrubbe fra ytre fjord var det tydelig lavere konsentrasjoner, mest markert i "østskrubber" (kfr. tabell 2), der innholdet av ulike avfallskomponenter stort sett var mindre enn 1-10% av nivåene i "havneskrubbe". I skrubber fra Vestergapet var det derimot til dels store overkonsentrasjoner, hvilken kan tyde på at belastningen er sterkere på denne siden av fjorden. Imidlertid må denne konklusjonen av flere grunner betraktes som foreløpig og usikker (sparsomt materiale, fiskens mulige vandring, ikke underbygget av andre data).

VI Innholdet av klororganiske miljøgifter synes å ha avtatt i skrubbe fra indre område siden 1982/83 (tabell 3, fig. 4-6). Det samme

gjelder i lever av torsk; i mindre grad filet (tabell 3, fig. 4/6). Men tendensen har ikke vært entydig for alle avfallskomponenter, og opplegget med analyse av blandprøver gir ikke grunnlag for en statistisk belagt vurdering.

VII Analyser av 10 enkeltfisk av sjørret fanget i området Auglandsbukta - Bredalsholmene (fig. 1) viste at også fisk med overveiende tilhold i de frie vannmasser - og mindre bunndyr i føden - kan være markert forurenset. Gjennomsnittsnivået av klororganiske forbindelser på friskvektsbasis var omtrent som i torskfilet fra indre fjord (tabell 4), men det ble påvist store individuelle variasjoner (også etter omregning til fettbasis, kfr. appendikstabellene A6-A8).

Konsekvensene av at også tilnærmet pelagiske arter kan ha høyt innhold av de aktuelle miljøgifter må vurderes av helse- og fiskerimyndigheter, bl.a. i relasjon til oppdrettsanlegg.

VIII Meget høye konsentrasjoner av sterkt giftige klorerte dibenzofuraner og i noe mindre grad klorerte dioksiner er registrert i prøver av fisk samlet i indre fjord i 1982 og 1984. Særlig høye var konsentrasjonene i skrubbe, men de samme stoffene var også tydelig sporbare i torsk. Observasjonene aktualiserer både helsemyndighetenes vurdering og oppfølging innen overvåkingsprogrammet (analyse av nyere prøver av sediment og spiselige organismer).

IX Analyser av sandflyndre fra Vestergapet viste bare lave eller moderate overkonsentrasjoner av klororganiske miljøgifter, mens skrubbe fra samme sted hadde markert anrikning (noe forskjell mht. levested).

X Innholdet av de klorerte avfallsstoffene i blåskjell lå på et lavt/moderat nivå (fig. 7-9), og ingen identifiserte komponenter viste høyere konsentrasjoner enn PCB (fig. 9), der forekomsten må antas vesentlig å skyldes diffus belastning.

De eneste forurensningskomponenter med høyere konsentrasjon i blåskjell enn PCB var summen av kloralkylbenzener.

Forurensningsnivået i blåskjell har vist liten utvikling siden 1983 (fig. 7, kfr. konsentrasjoner på fettbasis).

Avstandsgradientene for ulike klororganiske stoffer var bare delvis sammenfallende, og blåskjelldataene kan ikke bekrefte den ovennevnte sterkere belastning på fjordens vestsida.

Med det nåværende lave/moderate forurensningsnivå i skjell, er det nødvendig med et mer standardisert opplegg mht. innsamlingstidspunkt og størrelsessammensetning i blandprøvene for at overvåkingen skal kunne oppfylle sin hensikt.

- XI Taskekrabbe fra Hannevigsbukta var sterkt forurenset med klorerte hydrokarboner fra utslippet. Konsentrasjonene var heller noe høyere enn det som ble observert i 1982/83. Det forholdsmessige innholdet i krabber fra begge sider av ytre fjord var til sammenligning stort sett mindre enn 5-10% (appendikstabell A12).
- XII Metallkonsentrasjonene i blåskjell, strandsnegl og tang viste fremdeles tydelige overkonsentrasjoner på en del stasjoner (appendikstabellene A14-A16). Analysetekniske problemer har imidlertid gjort det vanskelig å vurdere resultatene i forhold til tidligere års data.
- XIII Det tilrås at:
- Det fås frem kvantitative data for belastningen med klororganiske miljøgifter, både mht. forskjellige prosesser på Falconbridge og eventuell annen belastning (utløp fra Bladdalstjern og avrenning fra søppelfyllplass til kommunalt avløpsnett).
 - Overvåkingen med henblikk på klororganiske miljøgifter fortsetter med et innskrenket stasjonsnett. Hovedvekten må fortsatt legges på prøver fra området innenfor Bragdøya - Odderøya, men det bør også vurderes ønskeligheten av å følge utviklingen på vestsiden av ytre fjord (Vestergapet). Prøvesteder på østsiden av fjorden kan utgå.
 - Den fortsatte overvåking baseres på analyse av enkeltteksemplarer av skrubbe og torsk i et antall samsvarende med internasjonal overvåkingsstandard, samt blåskjell fra tre stasjoner utover på vestsiden av fjorden (strekningen Odderøya - Vestergapet).
 - Supplerende undersøkelser utføres mht. forekomst av klorerte dibenzofuraner og dioksiner i fisk, skrubbe, torsk, blåskjell, krabbe og sediment.
 - 1987-programmet også omfatter analyser av metaller i blåskjell og strandsnegl, eventuelt også blæretang fra fire stasjoner.
 - Analysene på EPOCl og EPOBr (ekstraherbart persistent organisk bundet klor og brom) innskrenkes til et mindre antall prøver.

- Ønskeligheten av orienterende analyser av klororganiske stoffer i reker og pelagiske fiskeslag (sei, sild) vurderes.

2. BAKGRUNN

2.1. Observerte tilstand

Basisundersøkelsene i Kristiansandsfjorden 1982-1984 (fig. 1) viste høye konsentrasjoner av klororganiske (og til dels bromorganiske) miljøgifter i skrubbe og torsk, særlig i fisk fanget i indre, vestre del av fjorden (Knutzen og medarb., 1986). Anrikning på slike stoffer ble også påvist i blåskjell og taskekrabbe.

Forekomsten av disse akkumulerende og potensielt helseskadelige stoffene foranlediget advarsel fra helsemyndighetene mot å spise skrubbe og torsk fra indre fjord, dessuten mot skrubbe og lever av andre fiskeslag fanget i ytre fjord.

Forurensningen med disse stoffer utelukker i praksis også fiskeoppdrett og skjelldyrking i Kristiansandsfjorden.

En kortfattet redegjørelse om de økologiske konsekvensene ved spredning av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser er gitt av Knutzen (1986). Mer spesifikke opplysninger om effektene av enkelte hovedkomponenter i avfallet fra Falconbridge Nikkelverk finnes i rapporter fra Prosjektutvalg for økotoksikologisk testing (1984, 1985).

1982-84 undersøkelsene bekreftet også tidligere observasjoner av betydelig forhøyet innhold av metaller (kobber, nikkel, bly, kobolt, delvis også jern og krom) i blåskjell og andre arter (Knutzen og medarb., 1986).

Etter årelang sterk belastning finnes de aktuelle stoffene igjen i bunnvleiringene, som i indre del viste meget høye konsentrasjoner (Næs, 1985). Dette lager representerer en potensiell forurensningskilde av noe usikker betydning, bl.a. varierende med hvilke stoffer det dreier seg om. Sannsynligvis mest alvorlig er vedvarende utløsning av akkumulerende organiske miljøgifter (se bl.a. Prosjektutvalg for økotoksikologisk testing 1985), men utløsning av metaller (særlig kobber) gir også direkte giftvirkning på dyr som lever i og på sedimentene (Rygg, 1985).

Mens høye konsentrasjoner av tjærestoffer (polysykliske aromatiske hydrokarboner - PAH) ble registrert i sedimentene (Næs, 1985), var forurensningen med disse stoffer moderat i skjell (Knutzen og medarb., 1986).

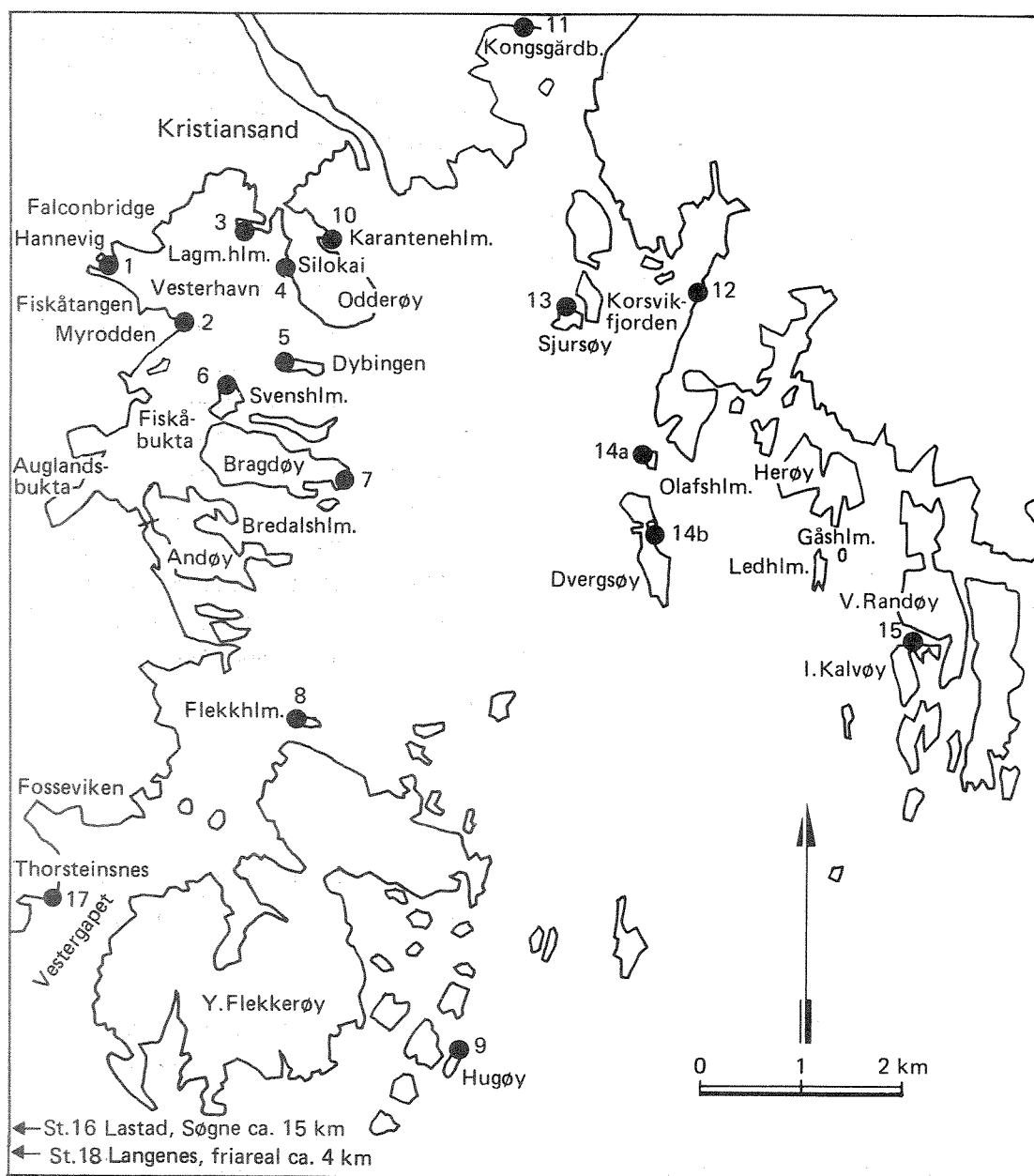


Fig. 1. Stasjoner for observasjoner av miljøgifter i organismer fra Kristiansandsfjorden 1982-1985.

2.2. Forurensningstilførsler

Den helt dominerende kilde for klororganiske miljøgifter og metaller (unntatt krom) er Falconbridge Nikkelverk. Prosessendringer og rense-tiltak har medført markert redusert belastning, men fremdeles tilføres fjorden betydelige mengder. Kartlegging og karakteristikk av spesielt de klororganiske forurensningenes mengde, art og opphav pågår, men det har vist seg vanskelig å få pålitelige kvantitative uttrykk for totalbelastningen og enkeltkilders andel. Det henvises i denne forbindelse til bedriftens rapporter til Statens Forurensningstilsyn (SFT).

Karakteristikk og kvantifisering av belastningen er nødvendig både for å bestemme hvilke tiltak som må gjøres og for å tolke overvåkingsresultatene (f.eks. spørsmålene om hvilken rolle tilførsel fra landdeponier og/eller utløsning fra sedimenter har for nivåene som observeres i fisk o.a.). Kartleggingsarbeidet bør derfor fortsette inntil et betryggende grunnlag for beslutninger og resipientvurderinger er tilveiebragt. Materialet bør også sammenstilles på en måte som er egnet til å vise eventuell utvikling i belastningens størrelse over tid. Metallbelastningen på fjorden ble sterkt redusert i løpet av den periode basisundersøkelsen ble utført og ytterligere etter 31/12 1984 (kfr. fremstilling i Knutzen og medarb., 1986). Imidlertid tilføres fjorden fremdeles ikke ubetydelige mengder av nikkel og kobber (henholdsvis omkring 15 og 25% av opprinnelig belastning med løste metallsalter).

2.3. Formål

Et av de generelle hovedformål med overvåkingen er å følge utviklingen med hensyn til forurensningsgrad og utbredelse; dette som underlag for myndighetenes vurderinger og beslutninger om tiltak.

Foruten å dekke utviklingen over tid for allerede observerte områder og organismer, har 1985-programmet tilsiktet å utvide kunnskapsunderlaget hva angår:

- Forurensningenes utbredelse, dvs. analyse av klororganiske forbindelser i fisk, skjell og krabbe fra den tidligere udekkede, vestre del av ytre fjord (omkring Vestergapet, fig. 1), samt av taskekrabbe fra fjordens østre (midtre) del.
- "Bakgrunnsnivåer" av klororganiske stoffer i diffust belastede kystområder ved analyse av blåskjell fra et antatt anvendelig referanseområde (Langenes, fig. 1).

- Mulig opptak av klororganiske stoffer i fisk med vesentlig tilhold i de frie vannmasser (analyse av sjørret fanget i området Bredalsholmen-Auglandsbukta (kfr. fig. 1).

På grunn av vansker med å skaffe skrubbeflyndre fra ytre fjordområder er det gjort parallellanalyser med skrubbe og sandflyndre (tilnærmet samme levevis) fanget i samme område.

3. MATERIALE OG METODER

Det innsamlede materialet og analysevariable er listet i tabell 1. Mht. materialet av skrubbe, torsk og sandflyndre henvises også til appendikstabell A1, som viser antall, vekt og lengde for de fisk som inngår i de tillagede blandprøver.

Tabell 1. Miljøgiftanalyser i fisk, skjell, krabbe og tang fra Kristiansandsfjorden 1985. Kfr. også fig. 1 og tekst mht. områdebetegnelse IO, YØO, YVO.

ORGANISMER	STASJONER/OMRÅDER/TID	ANALYSER ¹⁾
SKRUBBE (<u>Platichthys flesus</u>) Filet og lever	IO, YØO, YVO. 2 parallelle blandprøver av hhv. 20, 3 og 2 fisk fanget i perioden. Aug./sept. i indre omr. og eller i okt./nov.	Lengde, vekt, % fett, 5CB, HCB, OCS, PCB, p-p DDE, kloralkylbenzener, div. andre klororganiske forbindelser, EPOCl, EPOBr.
TORSK (<u>Gadus morhua</u>) Filet og lever	IO, YØO, YVO. 2 parallelle blandprøver av hhv. 16, 12 og 7 fisk. Innsamlingsperiode som for skrubbe.	Som ovenfor.
SANDFLYNDRE (<u>Limanda limanda</u>) Filet og lever	YVO. 2 parallelle blandprøver av 9 fisk fra okt./nov.	Som ovenfor
SJØØRRET (<u>Salmo trutta f. trutta</u>) Filet og lever	Området Bredalsholmene-Auglandsbukta. 10 og 8 analyser av filet og lever fra enkeltfisk fra mars-april 1985.	Som ovenfor minus EPOBr
REGNBUEØRRET (<u>Salmo gairdneri</u>) Filet, lever, rogn	Bredalsholmene. 1 eks. fanget april 1985.	Som for sjøørret
BLÅSKJELL (<u>Mytilus edulis</u>)	St. 4, 5 (bare metaller), 7, 8, 15 (bare klororg.), 17, 18 (bare klororg.) Juni	Klororganiske som for skrubbe, Cd, Pb, Ni, Co, Cr, Zn, Cu, Fe, Mn, Ti.
TASKEKRABBE (<u>Cancer pagurus</u>)	Hannevigsbukta og Ledhlm/Gåshlm 14-21/8, Thorsteinsnes 26/10.	Klororganiske som for skrubbe.
STRANDSNEGL (<u>Littorina littorea</u>)	St. 1, 2, 7, 11 Juni	Metaller som for blåskjell.
BLÆRETANG (<u>Fucus vesiculosus</u>)	St. 4, 7, 8, 11, 17 Juni	Metaller som for blåskjell

¹⁾ HCB: Heksaklorbensen, OCS: Oktaklorstyren, PCB: Polyklorerte bifenyler, p-p DDE: nedbrytningsprodukt av insektmiddelet DDT. Cd: Kadmium, Pb: Bly, Ni: Nikkel, Co: Kobolt, Cr: Krom, Zn: Sink, Cu: Kobber, Fe: Jern, Mn: Mangan, Ti: Titan.

Tabellens områdebetegnelser for fiskefangst dekker følgende:

IO (=Indre område): Munningen av Otra, Vesterhavn og Fiskåbukta, dvs. innenfor syd- og østspissen av Bragdøy, Dybingen og Odderøya (fig. 1). Tilsvarende betegnelsen "Indre område" i tidligere rapport (Knutzen og medarb. 1986).

YØO (=Ytre, østre område): lokaliteter nær V. Randøy og I. Kalvøy (fig. 1). Tilsvarende "Ytre område" i forrige rapport.

YVO (=Ytre, vestre område): Sundet inn for Flekkerøy, omkring Fosseviken/Thorsteinsnes (fig. 1).

Analysene av klororganiske forbindelser er foretatt ved gasskromatografi med glasskapillar kolonne og elektron capture detektor, metallanalysene ved ICP (alle) eller atomabsorpsjon (Co, Cd, Ni, Pb). Analysene er utført på Senter for industriforskning.

For nærmere metodebeskrivelser henvises til kap. 4 og Vedlegg 2-3 i tidligere rapport (Knutzen og medarb. 1986).

4. KLORORGANISKE STOFFER I FISK

4.1. Skrubbe og torsk

Rådata fra 1985-analysene er gitt i appendikstabellene A2-A5, mens resultatene for en del hovedkomponenter og EPOC1 (ekstraherbart, persistent organisk bundet klor) er oppsummert i tabell 2. Av denne tabell ses bl.a. forskjell i konsentrasjonene med økende avstand fra utslippene, mens fig. 2-6 illustrerer utviklingen 1982-85 for HCB (heksaklorbenzen) og EPOC1 1982-1985.

Tabell 2. Utvalgte klororganiske forbindelser, EPOC1 og EPOBr i filet (F) og lever (L) av skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden i 1985, µg/kg friskvekt. Middell av 2 parallelle blandprøver. N=antall fisk i blandprøven. IO: Otrass munning/Vesterhavn/Fiskåbukta. YØ0: Dvergsøy/V.Randøy/I.Kalvøy. YVO: Thorsteinsnes/Fosseviken. ?: Usikker verdi. -: Ikke påvist.

Variabel		% fett	HCB	OCS	PCB	KAB ¹⁾	EPOC1	% ident. av EPOC1	EPOBr
Område, medium									
<u>SKRUBBE</u>									
IO (N=20)	F	0.7	115	37	50	97	90 ²⁾	(>100?)	15
	L	39.5	4700	1450	2550	6000	10850	100	2200
YØ0 (N=3)	F	0.6	0.8	0.2	21	6?	600	3	-
	L	40	30	7	720	-	3050	17	430
YVO(N=2)	F	0.75	29	2	94	-	1075	9	40
	L	32.5	790	65	1400	126	7650	23	670
<u>TORSK</u>									
IO(N=16)	F	0.2	6.5	18	38	12	7 ²⁾	(>100?)	-
	L	49.5	1450	1850	4900	1400	11950	57	790
YØ0 (N=12)	F	0.35	0.7	2.1?	18	-	-?	?	-
	L	43	63	58	1700	29	1300	89	475
YVO(N=7)	F	0.5	0.7	0.7	7	10	120	13	13
	L	42	79	64	1250	52	4850	20	20?

¹⁾ Verdier i tidligere rapport må multipliseres med 2.3 for sammenligning (SI, brev av 7/8-86).

²⁾ Sannsynligvis feil, dvs. for lavt (SI's analyserapport vedlagt brev av 7/8-86).

4.1.1 Resultater 1985 - variasjon med avstand fra kilde

Av tabell 2 fremgår at det i 1985 fremdeles var meget høye konsentrasjoner av de antatt viktigste avfallsstoffene i filet av skrubbe fra indre område (IO i tabell). Konsentrasjonene i torskfilet fra indre fjord var også høye, men noe lavere enn i skrubbe. Forskjellen kan delvis forklares ut fra den lavere fettprosenten i torsk, men ikke for hovedkomponentene HCB (heksaklorbenzen) og kloralkylbenzener (KAB i tabell).

Tilsvarende var det meget høye konsentrasjoner i lever av fisk samlet nær utslippet og de sterkest forurensede sedimentene. Stort sett utjevnes forskjellene mellom filet- og levernivåer hvis man regner om friskvektsbasis til fettbasis (kfr. f.eks. fig. 2 og fig. 4).

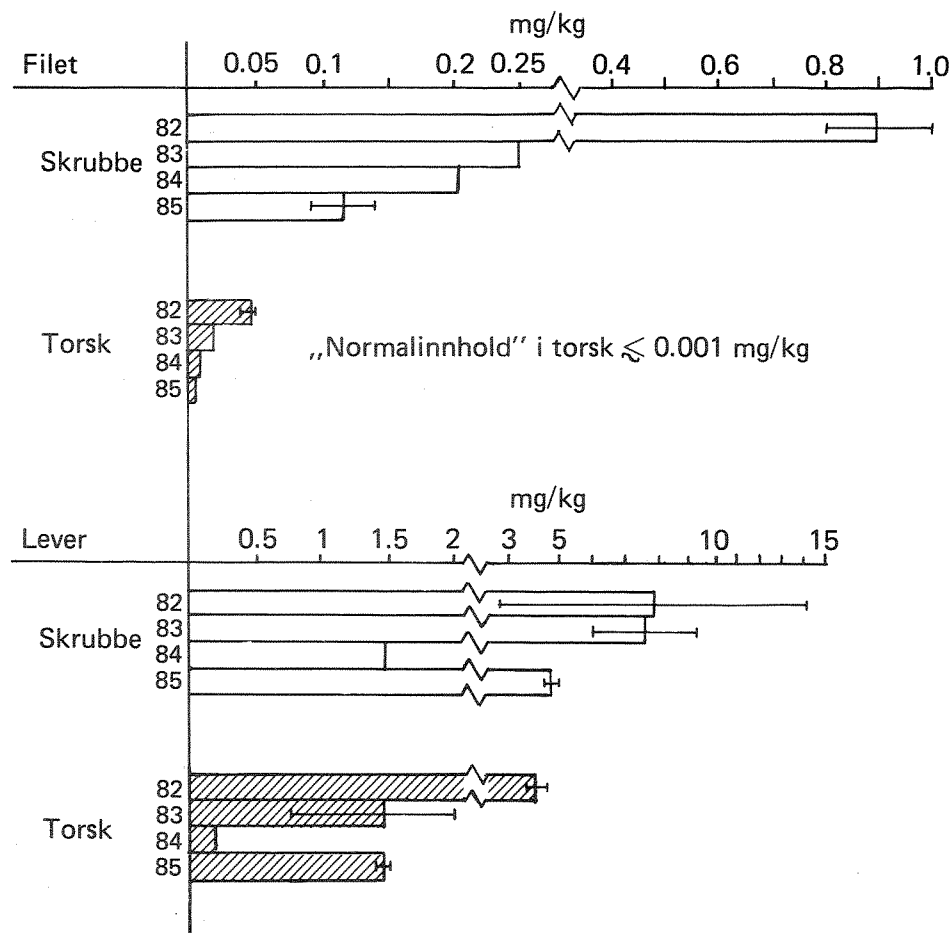


Fig. 2. Konsentrasjon på friskvektsbasis av HCB (heksaklorbenzen) i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra indre Kristiansandsfjorden 1982-1985. Middelt og variasjon for to parallelle blandprøver.

Overkonsentrasjonene av forurensende stoffer i fisken, jevnført med et "diffust bakgrunnsnivå" (dvs. utenfor innflytelse fra punktkilder) kan som tidligere bare antydes pga. til dels manglende informasjon om de diffuse "normalintervaller" (kfr. Knutzen og medarb. 1986). Imidlertid, hvis man antar mindre enn 1 µg/kg friskvekt i filet og mindre enn 20-50 µg/kg av HCB i lever hos både skrubbe og torsk, ble det i 1985 konstatert overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 100x for skrubbe og 10/50 ganger for torsk (henholdsvis filet og lever). Dette gjelder fisk fanget i det indre området av fjorden.

For å sette disse høye relative tall i en sammenheng, er det likevel verd å merke seg at for torsks vedkommende var summen av identifiserte stoffer i tabell 2 ikke mer enn innholdet av PCB, som ikke var noe unormalt høyt for diffust belastede kystområder (se referanser i Knutzen og medarb., 1986).

I fisk fra de ytre områdene skilte skrubbe fra Vestergapet (Thorsteinsnes/Fosseviken) seg ut ved betydelig overkonsentrasjon av HCB (omkring 30 ganger eller mer), mens torsk (og sandflyndre, tabell A4) fra samme området hadde lave eller moderat innhold av klororganiske stoffer. Det samme gjalt både skrubbe og torsk fra den ytre del på østsiden av fjorden (tabell 2).

For de øvrige bestanddeler av avfallet fra Falconbridge Nikkelverk er det så mangelfulle informasjon om "bakgrunnsintervallene" at overkonsentrasjoner ikke lar seg beregne. Et visst holdepunkt gir forskjellen mellom fisk fra ulike deler av Kristiansandsfjorden (tabell 2), og man kan ut fra dette anslå minimums overkonsentrasjoner av OCS (oktaklorstyren) i fisk fra indre område til 50-100 ganger.

Resultatene for skrubbe i tabell 2 kan tyde på at belastningen fra utslipp eller andre tilførsler er høyere på vestsiden av fjorden enn tilsvarende langt ut på østsiden. Dette er også hva man kan forvente i følge det fremherskende strømbilde (Stene Johansen og medarb., 1971), men materialet er foreløpig for spinkelt til å gi noe sikkert svar (bare 2-3 skrubber fra hvert av de ytre områdene). Data fra torsk gir ikke samme bildet, idet forskjellen i miljøgiftinnhold for denne arts vedkommende var liten mellom de to områder. Videre må det pekes på de forholdsvis lave konsentrasjonene av avfallskomponenter i sandflyndre fra vestsiden av fjorden (Appendikstabell A4 og kap. 4.2).

4.1.2 Utvikling 1982-1985

Variasjonen i forekomsten av klororganiske stoffer i fisk siden undersøkelsene startet er illustrert ved noen hovedkomponenter og EPOC1 i figurene 2-6. På grunn av stoffenes tendens til å opphopes i fett, (og betydelig variasjon i det analyserte vevs fettinnhold fra år til år) ses utviklingen best av resultater angitt på fettbasis (fig. 4-6). Utviklingen over tid for flere enkeltkomponenter og sumvariable vist i tabell 3.

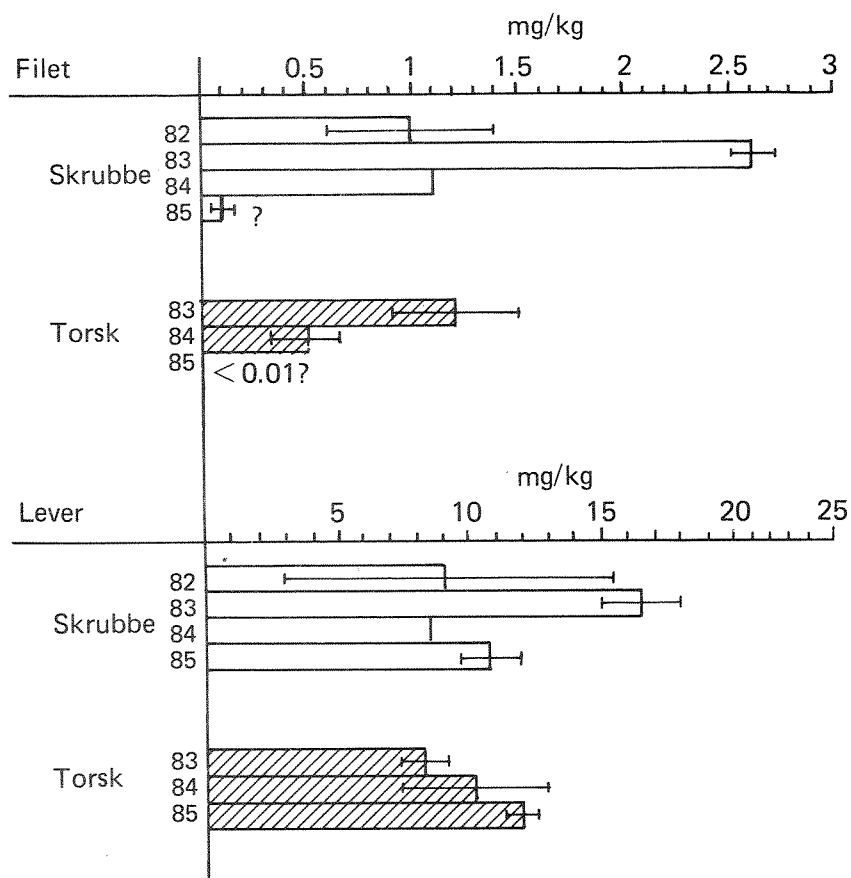


Fig. 3. Konsentrasjon på friskvektsbasis av EPOC1 (ekstraherbart persistent organisk bundet klor) i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra indre Kristiansandsfjorden 1982-85, mg/kg. Middell og variasjon for to parallelle blandprøver. ? markerer usikre verdier.

Figurenes tendens er ikke helt entydig, men for skrubbes vedkommende synes konklusjonen om nedgang fra nivået i 1982-83 til 1984 (Knutzen og medarb., 1986) å bekreftes av 1985-resultatene, som imidlertid ikke

viser noen ytterligere nedgang (se fig. 4 og fig. 6).

I torsk har HCB-nivået i 1984-85 ligget på noe under halvparten av konsentrasjonene i filet fra 1982-83, og i lever har HCB-minskningen vært enda tydeligere (1984-85-nivået 10-20% av opprinnelig innhold, se fig. 4). Den forholdsmessig sterke oppgangen i torskelevers HCB-innhold fra 1984 til 1985 behøver bare reflektere metodiske usikkerheter, særlig opplegget med blandprøver og problemer med bestemmelse av fettprosent (kfr. Knutzen og medarb., 1986).

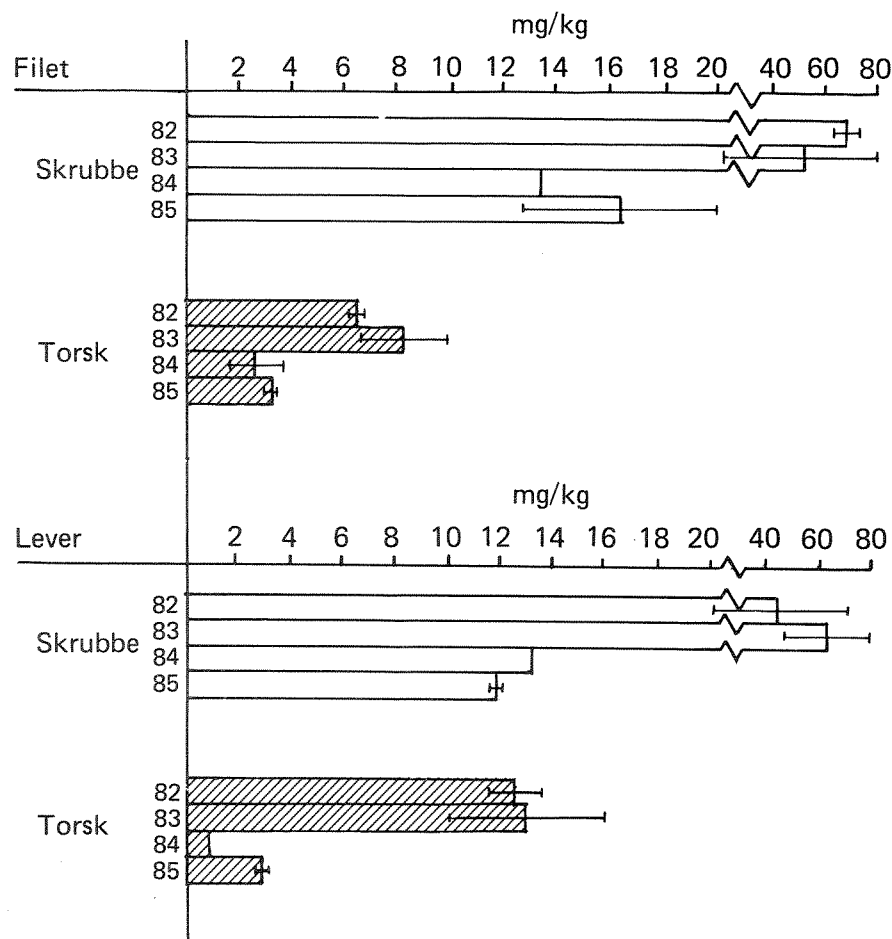


Fig. 4. Konsentrasjon på fettbasis av HCB (heksaklorbenzen) i filet og lever av skrubbe (Platichthys flesus) og torsk (Gadus morhua) fra indre Kristiansandsfjorden 1982-1985, mg/kg. Middell og variasjon for to parallelle blandprøver.

Ser man på summen av utvalgte hovedkomponenter, fremgår det av fig. 6 at også i torskelever reflekteres en nedgang fra 1982-83 til de to påfølgende år. Derimot kan dette knapt sies å være tilfelle for torske-

filet. Det ses at den avvikende utvikling i filet har sammenheng med en betydelig økning i konsentrasjonen av oktaklorstyren (OCS) fra vel 1 mg/kg fett i 1984 til omkring 9 mg/kg fett i 1985. Foreløpig er det ingen nærliggende forklaring på dette, idet en rekke faktorer kan spille inn (analyseusikkerhet, prøver fra forskjellige bestander, endring i relative tilførsler med OCS og HCB).

Utviklingen i konsentrasjoner av EPOC1 (ekstraherbart, persistent organisk bundet klor) er avvikende fra det som gjelder HCB og summen av hovedbestanddeler i avfallet (fig. 5). For det første har det i denne variable vært til dels store forskjeller mellom registreringene

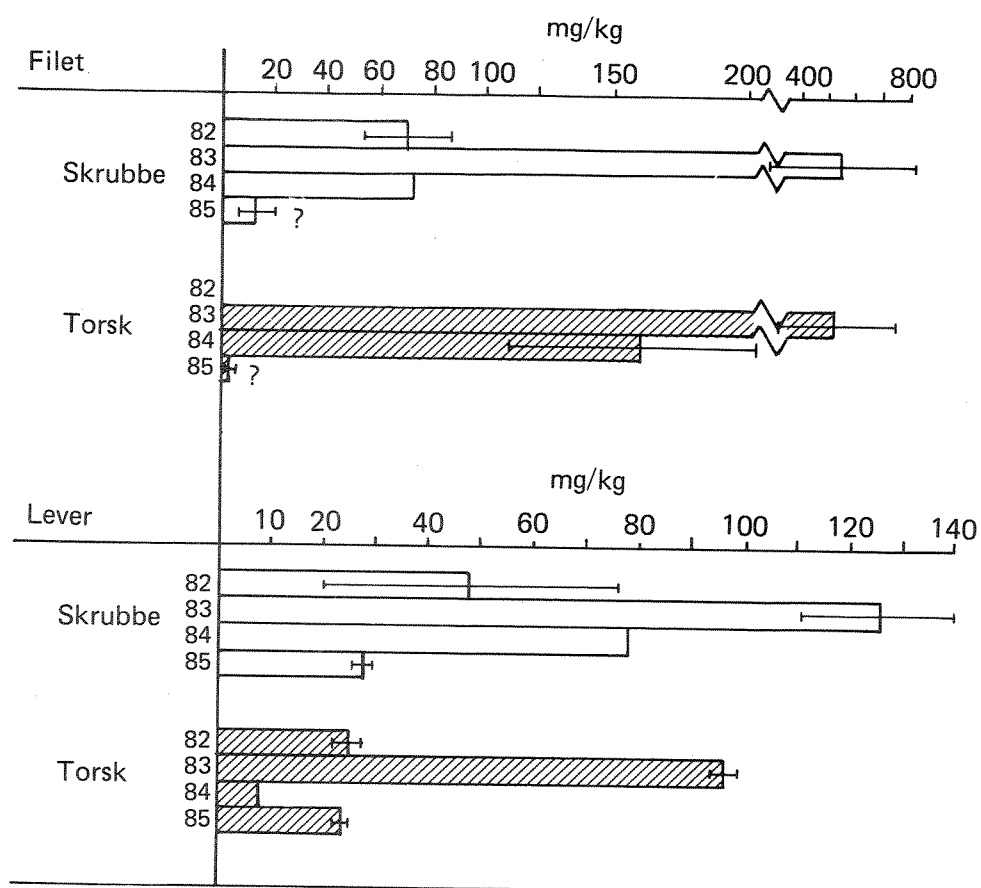


Fig. 5. Konsentrasjon på fettbasis av EPOC1 i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra indre Kristiansandsfjorden 1982-85, mg/kg. Middel og variasjon for to parallelle blandprøver. ? markerer usikre verdier.

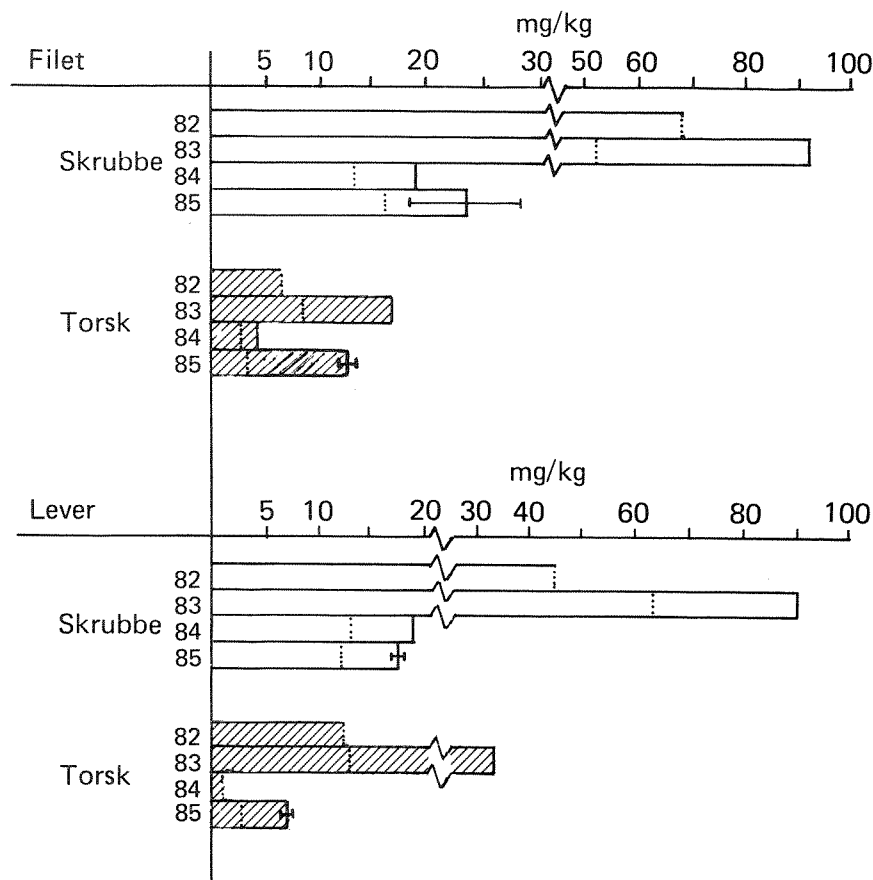


Fig. 6. Sum av 5CB, HCB, 7CS (alle isomere) og OCS i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra indre Kristiansandsfjorden 1982-1985, mg/kg fett. Middelerverdier av 2 parallelle prøver. Andel HCB markert ved (I 1982 ble bare HCB analysert).

i 1982 og 1983. Derneft viste 1984-resultatene til dels høyere konsentrasjoner enn det som var funnet i 1982. Endelig ses at det delvis har vært en sterk nedgang fra 1984 til 1985 (filet av begge arter), mens denne nedgangen bare gjenfinnes i mindre grad i lever av skrubbe, og det heller har vært en økning i torskelever.

Et slikt avvikende variasjonsmønster gir ikke grunnlag for tolkning på det nåværende informasjons- og kunnskapsgrunnlag, som er mangelfullt både mht hvordan utslippene (totalbelastningen) har utviklet seg i den aktuelle periode og EPOCIs anvendelighet som overvåkingsparameter (se nærmere kap. 7).

Av tabell 3 ses at det også for torsk fra østsiden av fjorden synes å ha vært nedgang i HCB-innholdet.

Tabell 3. Utvikling i konsentrasjonen av 5CB, HCB, sum 7CS (flere isomere), OCS, sum tri- og tetraklorbenzener (KB), sum kloralkylbenzener (KAB), PCB og EPOCl i skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra indre (IO) og ytre, østre del (YØO) av Kristiansandsfjorden 1982-1985, mg/kg fett. Vanligvis middel av 2 blandprøver. - Ikke analysert, i.p.: Ikke påvist. F: Filet. L: Lever. ?: Avvikende, usikre verdier.

		5CB	HCB	7CS	OCS	KB	KAB	PCB	EPOCl
<u>IO</u>	1982	-	68.3	-	-	-	-	8.3	71
	F 1983	4.3	52.0	6.2	29.4	0.9	1.2	19.0	551
	1984	1.9	13.4	0.5	3.3	1.5	-	4.7	73
	1985	1.7	16.4	0.9	5.3	4.1	13.9	7.2	13?
SKRUBBE	1982	-	45.5	-	-	-	-	8.6	48
	L 1983	11.3	62.8	3.0	12.6	7.0	12.6	6.0	126
	1984	1.7	13.2	0.6	4.1	0.7	-	9.1	78
	1985	1.8	11.9	0.7	3.7	5.5	15.2	6.5	27
TORSK	1982	-	6.5	-	-	-	-	11.0	-
	F 1983	1.2	8.4	1.2	6.7	i.p.	-	13.3	525
	1984	0.2	2.7	i.p.	1.3	i.p.	-	10.0	163
	1985	0.4	3.3	1.1	9.0	2.0	6.0	19.0	3.5?
	1982	-	12.6	-	-	-	-	14.1	25
	L 1983	3.7	13.0	3.1	13.4	0.3	-	22.6	97
	1984	0.1	0.8	<0.1	<0.1	<0.1	-	2.3?	8?
	1985	0.2	2.9	0.5	0.9	0.1	2.8	8.3	24
<u>YØO</u>	1982	-	-	-	-	-	-	-	-
	F 1983	0.2	2.4	i.p.	0.2	i.p.	-	2.3	415
	1984	i.p.	0.3	i.p.	i.p.	i.p.	-	i.p.?	1.3?
	1985	i.p.	0.2	i.p.	0.6	i.p.	i.p.	5.1	i.p.
	1982	-	-	-	-	-	-	-	-
	L 1983	<0.1	0.5	<0.1	0.3	i.p.	-	2.3	21
	1984	<0.1	0.1	i.p.	<0.1	i.p.	-	1.5	5?
	1985	<0.1	0.2	<0.1	0.1	i.p.	<0.1	3.9	3?

Tendensen til minskning bekreftes ellers av data for avfallskomponentene 5CB, 7CS og delvis for OCS. Men for sistnevnte har det til-

synelatende vært en bemerkelsesverdig økning i torsk fra 1985 (kfr. tabell 3). Det er ikke kjent noe om endret belastning som skulle betinge økt innhold av oktaklorstyren i torsk (men ikke i skrubbe). Det ses forøvrig av tabellen at man også har registrert høyere OCS konsentrasjon i filet av torsk fra østre del. Usikkerheten mht. å tolke denne økningen i OCS-innhold reflekterer behovet for pålitelige og stadig ajourførte utslippsdata. Det kan også være en illustrasjon av det nåværende oppleggs begrensning i relasjon til tendensovervåking. Som nevnt i rapporten fra basisundersøkelsen (Knutzen og medarb., 1986) krever det for slik overvåking analyse av et betydelig antall enkeltfisk for å få statistisk utsagnskraftige data.

Siden de klororganiske stoffer som må antas i det vesentlige å ha andre kilder enn Falconbridge-avfallet (PCB og DDE) viser tilnærmet uforandret forekomst, kunne man tenke seg å følge utviklingen ved å betrakte summen av alle identifiserte forbindelser. Gjøres en slik beregning, bekreftes også stort sett at det har vært en betydelig nedgang i fisks innhold av klororganiske miljøgifter fra 1982/83 til 1984/85. Med forbehold om de store usikkerheter som synes å ligge i EPOC1-bestemmelsene (kfr. bl.a. tilfellene i tabell 2 av at identifiserte stoffer utgjør over 100% av EPOC1), kan det antydes en samlet minskning i størrelsesordenen mer enn 50% for innholdet i fisk fra det mest utsatte området.

4.2. Sandflyndre

Hensikten med analysene av sandflyndre var behovet for å få data fra en fisk med stadig intim kontakt med mulig forurensede bunnnavleiringer også fra de ytre deler av Kristiansandsfjorden, idet skrubbe har vært vanskelig å få tak i.

Som det fremgår av tabell 2 og appendikstabellene A4-A5 viste det seg ved analyse av begge arter fra samme prøvetakingsområde at sandflyndre inneholdt vesentlig mindre av de aktuelle stoffene enn skrubbe. Det kan være flere forklaringer på dette (ulik utbredelse og/eller forskjellig vandringsmønster). Det forhold at sandflyndre sannsynligvis har mest tilhold på sandbunn, mens skrubbe like gjerne finnes på mudderbunn med mer organisk materiale, kan tenkes å være en avgjørende faktor for den observerte forskjell.

4.3. Sjørørret og regnbuerørret

Resultatene av analysene av 10 sjørørret og 1 regnbuerørret fra området Auglandsbukta - Bredalsholmene (fig. 1) er gitt i appendikstabellene

A6-A9 som middelveidier med standardavvik og variasjonsområde for filet og lever. Rådata er tilgjengelig i rapport fra Senter for industriforskning (SI, brev 26/9 1986 med vedlegg, oppdrag 440-1096).

Av appendikstabellene A6 og A7 fremgår at også arter med overveiende tilhold i de frie vannmasser (motsatt slike som lever nær eller på bunnen) hadde et betydelig innhold av de klororganiske avfallsstoffene. Særlig ble det registrert forholdsmessig høye konsentrasjoner av kloralkylbenzener og summen av ekstraherbare, bestandige og organisk bundne klorforbindelser (EPOC1).

Dette betyr at helse- og fiskerimyndighetene også må vurdere utnyttelsen av pelagiske fisk til mat.

Sammenlignet med skrubbe fra indre fjord, var konsentrasjonene på friskvektsbasis tydelig lavere i sjørret (10-50% for hovedbestanddelene HCB, OCS, 5CB, sum tri- og tetraklorbenzener og sum kloralkylbenzener), mens nivået av EPOC1 var høyere i sjørreten (se tabell 4 nedenfor; for lever sammenlign appendikstabellene A2/A3 med A6/A7).

Tabell 4. Sammenligning av utvalgte klororganiske forbindelser i filet av sjørret med nivåene i skrubbe og torsk fanget i indre område av Kristiansandsfjorden. Konsentrasjoner i µg/kg friskvekt. Middelveidier og variasjon for 10 sjørret, middelveidier av 2 blandprøver for skrubbe og torsk. KAB: kloralkylbenzener. KB: Sum tri- og tetraklorbenzener. ?: Usannsynlig lave verdier.

	HCB	OCS	5CB	KB	KAB	PCB	EPOC1
SKRUBBE	115	37	12	29	97	50	90?
TORSK	7	18	0.4	4	12	38	7?
SJØRRET	17 (2-75)	4 (2-9)	6 (0-30)	13 (0-102)	104 (12-414)	72 (40-200)	637 (180-1200)

Bortsett fra det høye innholdet av kloralkylbenzener var konsentrasjonene i sjørret omlag som i torsk fra indre fjord. Bakgrunnen for den relative dominans av kloralkylbenzener over de andre stoffene i sjørret kan ha å gjøre med at i hvert fall en del av kloralkylbenzenene er mer løselige enn HCB o.l., som i stor grad kan forventes knyttet

til partikler og bunnavleieringer. De lave EPOC1-verdiene i skrubbe og torsk, og den sterke nedgangen i konsentrasjonen av denne sumvariabel fra 1984-1985, samsvarer dårlig med de øvrige data, og må anses som usannsynlige (antatt årsak: stor analyseusikkerhet ved lavt EPOC1-innhold).

Sammenlignes konsentrasjonene omregnet til fettbasis, finner man at sjørretens innhold av de klororganiske forbindelsene da var lavere enn i torskefilet (unntatt EPOC1 og summen av tri- og tetraklorbenzener). Det var mao. en tilsynelatende klar sammenheng med variasjon i fettprosenten. Denne var vesentlig høyere hos sjørret (i middel 3.7%) enn hos skrubbe (0.7%) særlig jevnført med blandprøvene av torsk fra indre fjord (0.2%).

De funne konsentrasjonene i regnbueørret var omtrent som i sjørret (kfr. appendikstabellene A6/A7 og A9).

Sammenhengen mellom fettinnhold i sjørret og konsentrasjonene av de klororganiske stoffer er blitt nærmere belyst statistisk. Til dette er benyttet enkel lineær regresjonsanalyse på transformerte data (\log_{10} transformert, bortsett fra fettprosent som er arcsinus transformert (Sokal og Rohlf, 1969). Analysene ble gjort på konsentrasjoner i både filet og lever hver for seg, dertil sammen (veid for vevstype). Analysene er kjørt på Minitab. Av tabell 5 ses for hvilke stoffer det er funnet en signifikant sammenheng. I appendiksfigurene A1-A5 er sammenhengen nærmere illustrert for HCB, OCS, PCB, KAB og EPOC1.

Tabell 5. Signifikansnivå for statistisk analyse av sammenheng mellom konsentrasjonen av klororganiske stoffer ($\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt) og fettprosent i filet og lever av sjørret fra Kristiansandsfjorden 1985. Nivå 0.01: ++, 0.05: +. Ikke signifikant: -.

	5CB	HCB	OCS	PCB	p-p DDE	KAB	EPOC1
Alle prøver (N=15-18)	++	++	++	++	-	-	++
Filetprøver (N=8-10)	+	++	-	-	-	+	++
Leverprøver (N=6-8)	+	+	+	-	-	-	++

Av tabellen ser man at konsentrasjonene 5CB, HCB, EPOC1 delvis OCS og PCB viser sammenheng med fettinnholdet. (Kfr. også appendiksfigurene 1-5). Særlig sterk var sammenhengen for EPOC1's og HCB's vedkommende. Det er verd å bemerkt at KAB viste dårlig sammenheng med fettinnholdet

- en mulig indikasjon på at denne stoffgruppen ikke har samme akkumuleringsegenskaper i forhold til fisk som HCB, etc. Sammenlignende studier over opptak av HCB og KAB i blåskjell har vist samme grad av oppkonsentrering (biokonsentrasjonsfaktor ca. 10^4 ved eksponering fra forurenset sediment, kfr. Prosjektutvalg for økologisk testing, 1985).

Imidlertid kan både akkumuleringsmekanismer og akkumuleringsgrad være forskjellig i fisk og muslinger. Det samme gjelder evne til nedbrytning og utskillelse. Videre synes det viktig å studere KAB-profilene og i hvilken grad de enkelte stoffene innen denne gruppen akkumuleres, omsettes og utskilles.

4.4. Klorerte dibenzofuraner og dioksiner i fisk

Pga. mistanke om mulig dannelse av klorerte dioksiner og dibenzofuraner ved (den opprinnelige?) produksjonsprosessen ved Falconbridge Nikkelverk, ble det i 1984 sendt fiskeprøver til Sverige for analyse. De nevnte stoffgrupper omfatter en rekke ulike forbindelser mht. kloreringsgrad og molekylstruktur. Enkelte av disse stoffene er ekstremt giftige, særlig et par isomere av tetraklordibenzo-p-dioksen og tetra- og penta-klordibenzofuran (Hutzinger, et al., 1985; Smuckler, 1985).

Den foreløpige rapport av 11/9 1986 fra prof. C. Rappe og P.-A. Bergqvist, Avd. för organisk kjemi, Umeå Universitet, viser at det er funnet forholdsmessig meget høye konsentrasjoner av 2,3,7,8 tetra-klorodibenzofuraner (2,3,7,8 TCDF) og 2,3,4,7,8 pentaklorodibenzofuran (2,3,4,7,8 PeCDF), som sammen med 2,3,7,8 tetraklordibenzo-p-dioksin (2,3,7,8 TCDD) er blant de antatt giftigste innen gruppen (Hutzinger et al., 1985). Sistnevnte ble også funnet i betydelige konsentrasjoner (10-20% av de to førstnevnte).

De høyeste konsentrasjonene ble observert i skrubbefilet fra indre fjord (1982) og var i størrelsesorden 0.05-0.2 µg/kg friskvekt, hhv. for 2,3,7,8 TCDF og 2,3,4,7,8 PeCDF. Høyt innhold av disse forbindelsene var det også i lever av torsk fra indre fjord (1984) og i filet av skrubbe fra Hannevigsbukta (1984), derimot vesentlig lavere (<0.001-0.005 µg/kg) i filet av torsk. Foreløpig er det ikke analysert fisk fra de ytre deler av fjorden.

Konsekvensene av disse observasjoner må vurderes av helsemyndighetene. Dødelig dose av de mest giftige TCDD og TCDF kan være ned mot 1 µg/kg kroppsvekt hos testede pattedyr, men den akutte giftighet varierer 2-3 størrelsesordner (Hutzinger et al., 1985; Smuckler, 1985). Mennesker

synes ikke å være blant de mest ømfintlige (Hutzinger et al., l.c. og Smuckler l.c.). Doser for kroniske effekter blant mennesker (vekttap, diverse hudlidelser, forandringer i tarmepitel, lymfe-, milt- og hormonforstyrrelse, fosterskader, kreft), synes foreløpig lite avklart (kfr. Hutzinger et al., 1985)

Registreringene har aktualisert oppfølging ved flere analyser, særlig av fisk, skalldyr og sediment fra Vesterhavn og Hannevigsbukta. Innsamling av slike prøver er planlagt innen rammen av overvåkingsprogrammet.

Vedrørende spørsmålet om kilde må tilføyes at nylige data fra Sverige (undersøkelser ved prof. Rappe, Umeå Universitet) tyder på at disse stoffene kan dannes ved klorbleking av cellulose. Kartlegging av utbredelsen i Kristiansandsområdet må derfor også omfatte undersøkelser av fisk og eventuelt sedimenter fra Otra (resipient for Hønsfos fabrikker).

5. KLORORGANISKE STOFFER I SKJELL OG KRABBE

Analyseprogrammene for blåskjell og taskekrabbe fremgår av tabell 1 i kap. 3. Hensikten med disse prøver i 1985 var dels å følge utviklingen over tid (blåskjell), dels en nærmere belysning av forurensningenes influensområde (blåskjell fra Vestergapet, taskekrabbe fra Vestergapet og østsiden av fjorden); eventuelt bakgrunnsverdier (blåskjell fra Langenes friareal).

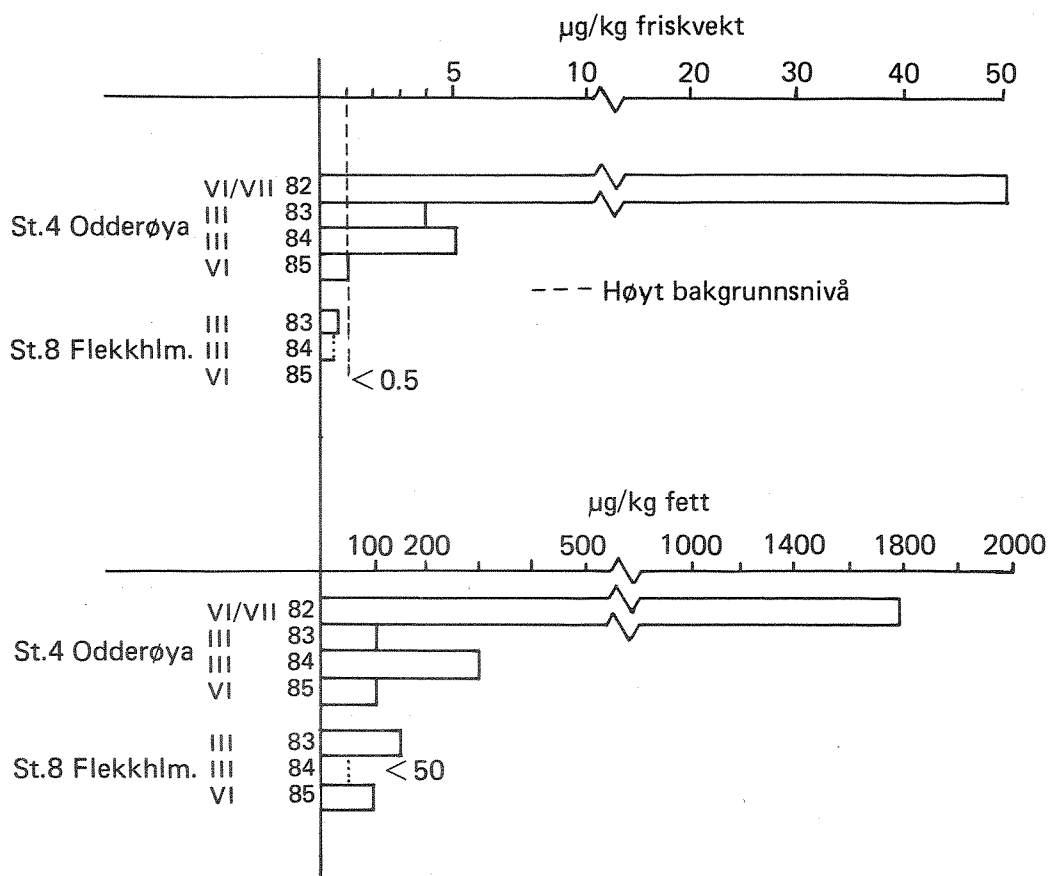


Fig. 7. Konsentrasjon på friskvektsbasis og fettbasis av HCB i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra to utvalgte stasjoner i indre og ytre del av Kristiansandsfjorden 1982-85. (Romertall angir måned. Merk brudd i målestokk.)

5.1. Blåskjell

Rådata for analysene av de klororganiske forbindelsene er presentert i appendikstabellene A10-A11. Av fig. 7 ses at det bare ble funnet

moderat forhøyede konsentrasjoner av HCB (heksaklorbenzen) i blåskjell fra indre fjord (st. 4), og at det var liten forskjell fra blåskjell samlet lenger ut. Enkelte andre blåskjellprøver samlet langt fra kilden viste enda lavere konsentrasjon enn skjellene fra Flekkholmen, særlig prøven fra Langenes friareal, som ligger lengst unna (kfr. tabell A10). (Disse og flere registreringer av lave HCB-konsentrasjoner i Kristiansandsfjorden i 1983-84 (Knutzen og medarb., 1986) aktualiserer forøvrig en nedjustering av "høyt bakgrunnsnivå" anført i fig. 7, og basert på arbeider referert hos Knutzen og Kirkerud (1984) til $<0.5 \mu\text{g}$ HCB/kg friskvekt).

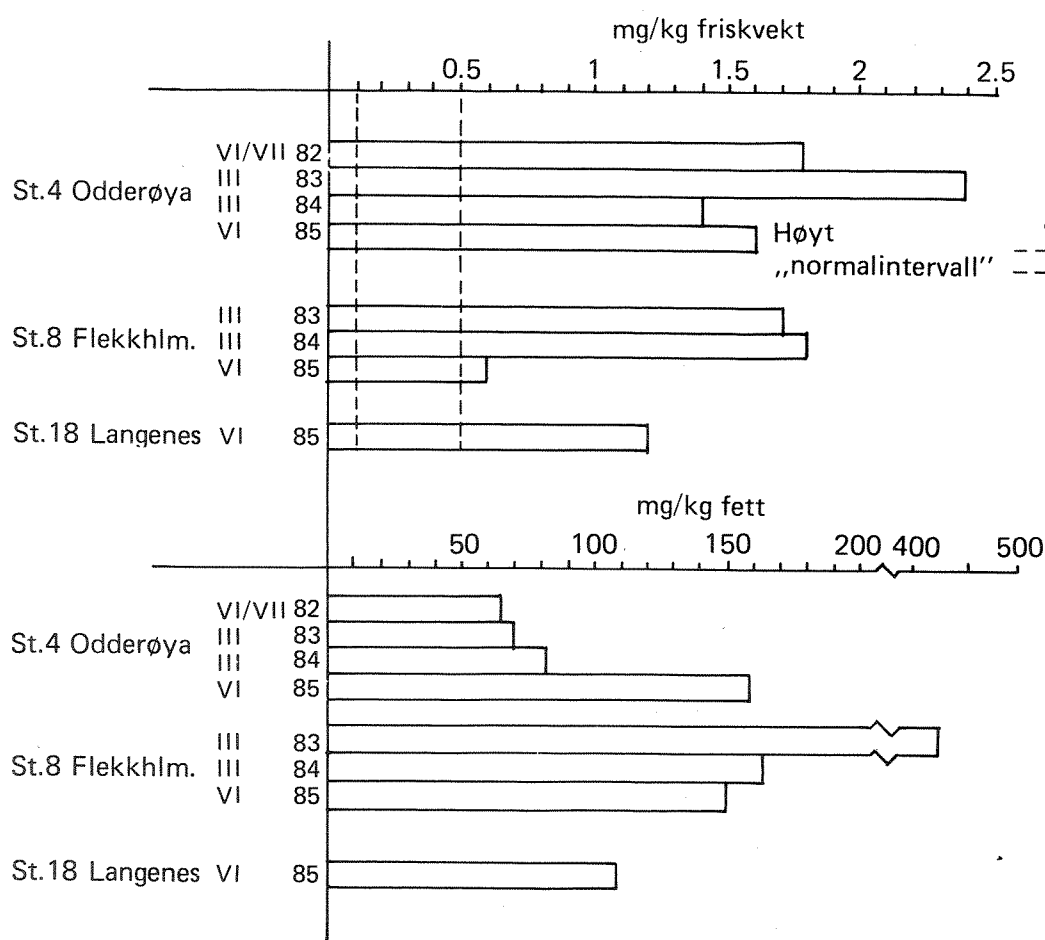


Fig. 8. Konsentrasjon på friskvekts- og fettbasis av EPOC1 i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra to utvalgte stasjoner i indre og ytre del av Kristiansandsfjorden 1982-85, samt fra "referansestasjoner" i Søgne. (Romertall angir måned.)

Videre ses av fig. 7 at minskningen i HCB-innholdet fra det høye

nivået i 1982 har vedvart, og at det ikke synes å ha vært noen vesentlig utvikling siden 1983.

Analysene av de øvrige bestanddeler av utslippet/avfallet gir begrensede holdepunkter for å bedømme utviklingen fordi det mangler analyser av annet enn EPOC1 i tillegg til HCB fra toppåret 1982. Det kan imidlertid tilføyes at konsentrasjonen av kloralkylbenzener i skjell fra Fiskåtangen/Myrodden 1982 var vesentlig høyere enn KAB-innholdet i prøven fra Odderøya i 1985.

Som det fremgår av fig. 8 viser konsentrasjonene av EPOC1 i blåskjell fra indre område nærmest motsatt forløp av HCB, idet 1985-prøven inneholdt mer EPOC1 enn tidligere. Imidlertid ses også av fig. 8 at det var minst like høyt EPOC1-innhold i blåskjell fra fjerne som utslippsnære prøvesteder. Både dette og tidligere nevnte forhold vedrørende EPOC1 reiser spørsmålet om i hvilken grad denne variabel er egnet til å belyse forurensningssituasjonen.

Til fig. 8 må ellers bemerkes at med bakgrunn i senere erfaringer med EPOC1-analyser fremtrer det inntegnede "høye bakgrunnsnivå" (kfr. Knutzen og Kirkerud, 1984) som meget usikkert og av liten verdi for å bedømme forurensningsgraden.

Forsøket på en nærmere avgrensning av influensområdet ved analyser av skjell fra Vestergapet (st. 17, fig. 1), har gitt tvetydige resultater, idet noen konsekvent avtagende konsentrasjoner for alle aktuelle variable med økende avstand fra Kristiansand ikke er påvist (se appendikstabellene A10-A11). Såvel sum klorbenzener som sum kloralkylbenzener og EPOC1 viser uregelmessig forekomst i så henseende, mens HCB og 5CB kan falle inn idet tidligere nevnte mønster med noe sterkere påvirkning på fjordens vestsida jevnført med østsiden (se tabellene A10/A11). Imidlertid er konsentrasjonene så lave at analyseusikkerheten blir stor, hvilket f.eks. kan være bakgrunnen for at blåskjell fra den fjerntliggende stasjon 18 viser like høy konsentrasjon av klorbenzener som skjellene fra Odderøya, likeledes for EPOC1 (tabell A10).

Begrenser man seg til å betrakte vestsiden av fjorden gjelder de minskende konsentrasjoner med økende avstand fra kilden også kloralkylbenzener (appendikstabell A10), men det forholdsmessige høye innhold konstatert i skjell fra st. 15 I. Kalvøy passer dårlig inn både mht avstandsgradienter og det ellers generelle inntrykk av minst belastning på østsiden av fjorden.

Til forekomsten av kloralkylbenzener kan ellers bemerkes at mens dens konsentrasjon i blåskjell langt overstiger de øvrige identifiserte avfallsstoffer, var dette ikke tilfellet i fiskeprøvene (kfr. tabell 2, kap. 4). Forholdet kan tyde på at kloralkylbenzener generelt omsettes og utskilles hurtigere i fisk enn i blåskjell, men dette er ikke undersøkt eksperimentelt.

En annen forskjell fra fiskeanalysene er den konsekvent lave andel som identifiserte forbindelser utgjør av EPOC1 (1-10%), mens det i fisk varierte sterkt (3-100% for filet, 20-100% for lever).

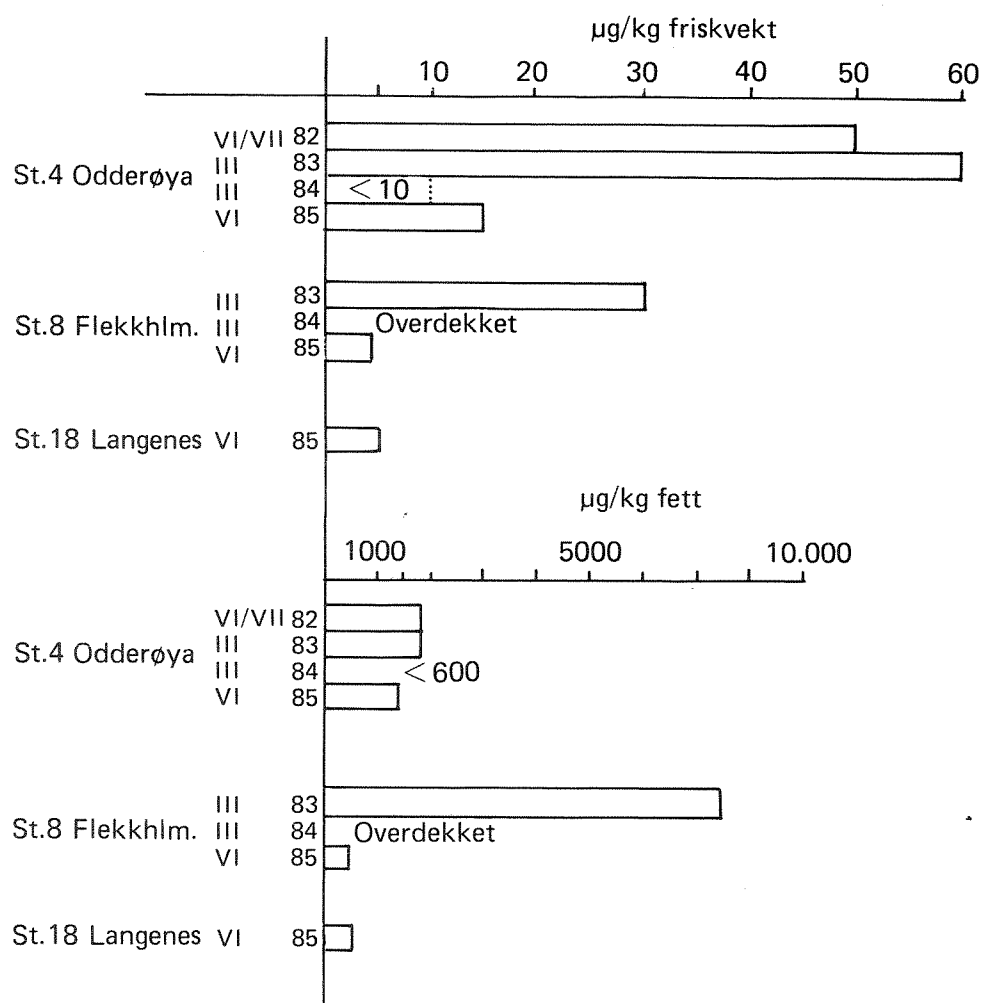


Fig. 9. Konsentrasjon på friskvektbasis og fettbasis av PCB i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra to utvalgte stasjoner i indre og ytre del av Kristiansandsfjorden 1982-1985, samt fra referansestasjon i Søgne. (Romertall angir måned.)

Blåskjellenes PCB-innhold var ganske lavt (fig. 9), dvs. under det som ble definert av Knutzen og Kirkerud (1984) som "bakgrunnsnivå" i brakkvannspregede områder (20-100 µg/kg), men bedre i samsvar med verdiene for "åpen kyst" (<20 µg/kg). PCB-innholdet var likevel høyere enn konsentrasjonen av alle identifiserte avfallskomponenter, unntatt kloralkylbenzener. Man ser at den tilsynelatende avtagende tendens fra 1982/83 til 1984/85, bedømt etter PCB-konsentrasjoner på friskvektsbasis, viser seg ikke å være reell etter omregning til fettbasis (fig. 9).

Så vidt vites er det første gang at klorerte styrener er påvist i blåskjell (appendikstabell A11). Konsentrasjonene var for lave til å kunne bli bekreftet ved kombinert GC/MS-analyse.

Ved eventuell fremtidig overvåking av klororganiske stoffer i blåskjell kan programmet innskrenkes til 1-3 stasjoner på fjordens vestside. Viktigst å følge er Vesterhavnområdet. De øvrige aktuelle stasjoner (8, 17, alternativt 17, 18) er ønskelige pga. det både generelle og lokale behov for å få bedre definerte "bakgrunnsverdier".

Når forurensningsnivået i blåskjell er blitt såvidt moderat, er det også påkrevet med mer standardisert prøveinnsamling enn hittil, dvs. at man satser på et bestemt tidspunkt av året og en definert størrelseskategori for de skjell som skal inngå i blandprøven. Tidspunktet bør være enten senhøstes eller før gytingen, dvs. ikke senere enn mars. For å følge tidsutviklingen vil det være best å bruke helt unge skjell (2-3 cm), mens det for helsemessige vurderinger vil være riktig å benytte større skjell.

5.2. Taskekrabbe

Innmat av krabber fra Hannevigsbukta hadde like høyt innhold av HCB som skrubbe fra indre område målt på friskvektsbasis (jevnfør appendikstabell A12 med tabell 2), men på fettbasis var konsentrasjonene i de mest belastede skrubbene omkring fire ganger høyere.

Også av de øvrige avfallskomponenter var det et betydelig innhold i taskekrabbene fra innerste stasjon (tabellene A12, A13). Av kloralkylbenzener og EPOCl var det høyere konsentrasjoner enn i skrubbe både på friskvekts- og fettbasis.

Den høye forurensningsgraden i krabbe nær utslippet gjør at de må betraktes uegnet å spise på linje med helsemyndighetenes vurdering av

skrubbe fra indre fjord.

Også på østsiden av fjorden (Ledholmen/Gåsholmen), og lenger ut på vestsiden, var de klororganiske stoffene tydelig sporbare (tabell A12/A13). Imidlertid var konsentrasjonene vesentlig lavere (ca 1/10 etter omregning til fettbasis).

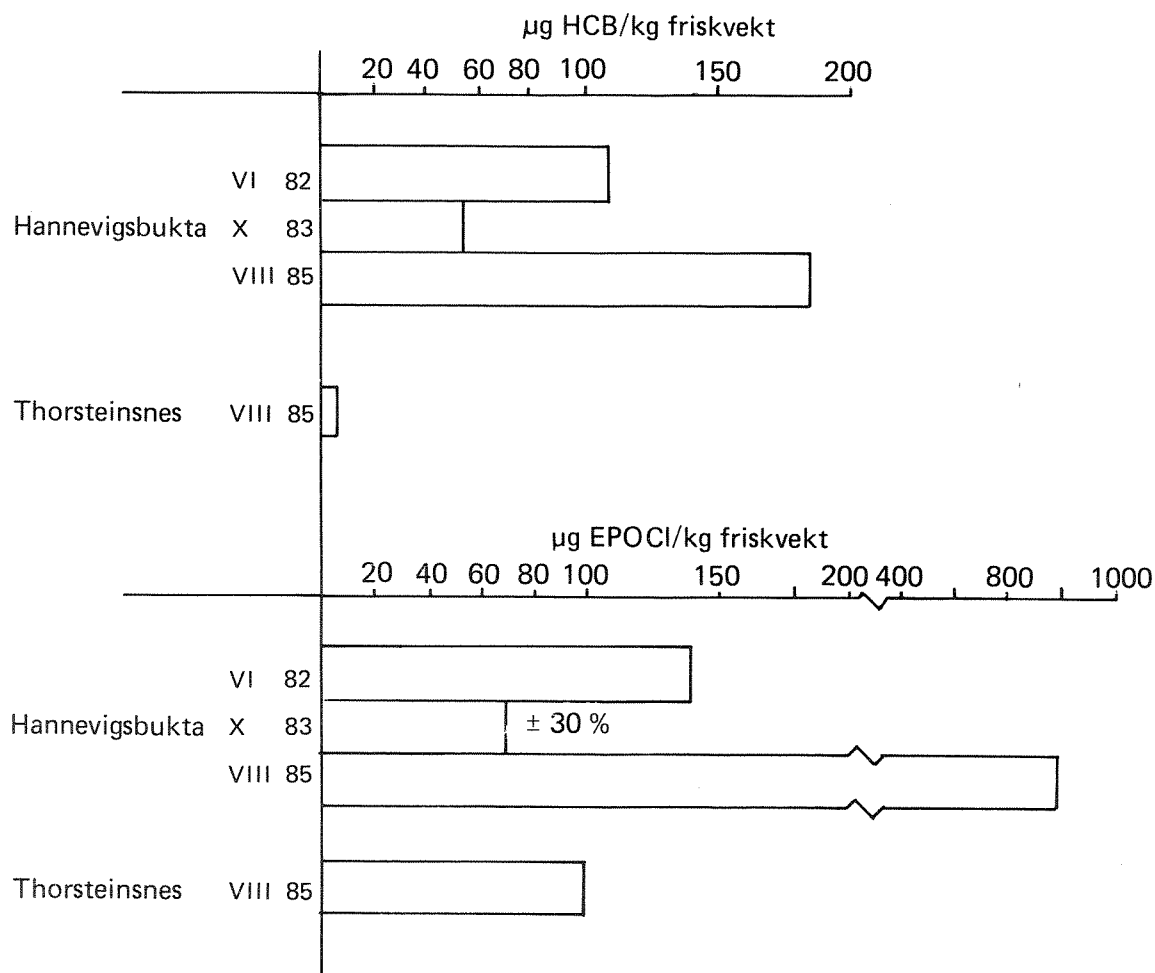


Fig. 10. Konsentrasjon på friskvektbasis av HCB og EPOC1 i innmat av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra to utvalgte områder i indre og ytre del av Kristiansandsfjorden 1982-1985. (Romertall angir måned.)

Sammenlignet med tidligere observasjoner av HCB i krabber fra Hannevigsbukta 1982/83 (Knutzen og medarb., 1986) var det heller en økning enn minskning, men bare i moderat grad og mest sannsynlig av tilfeldig karakter (lite antall krabber analysert og varierende fettinnhold). En noe større økning i EPOC1-konsentrasjonen kan vanskelig vurderes på

bakgrunn av de metodiske problemer knyttet til denne analysen.

Noe tilsvarende den høye konsentrasjonen av ekstraherbart, persistent organisk bundet brom som ble registrert i krabber fra Myrodden i 1983 (Knutzen og medarb., 1986, tabell A15), ble ikke observert i 1985.

6. METALLER I SKJELL, SNEGL OG TANG

Det primære mål med disse analyser har vært å følge utviklingen mht metallkonsentrasjoner etter at metallbelastningen ble ytterligere redusert fra begynnelsen av 1985 (Knutzen og medarb., 1986). I løpet av basisundersøkelsen 1982-1984 var det tendens til minskning av metallinnholdet i de benyttede indikatorarter etter utslippsreduksjoner i samme periode. De sterkt metallbelastede sedimentene på forholdsvis grunt vann (<30m) i indre fjord (Næs, 1985) representerer en potensiell forurensningskilde som det foreløpig ikke er grunnlag for å vurdere utslagene av.

6.1. Blåskjell

Resultatene er gjengitt i rådatatabell i appendiks (tabell A14). For noen av metallene er det på enkelte stasjoner registrert tydelige overkonsentrasjoner i forhold til et høyt "diffust normalnivå". Dette gjelder primært nikkel og bly, henholdsvis med overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 2-10 ganger og 2-5 ganger. Analysetekniske vanskeligheter (bl.a. manglende samsvar mellom ICP- og atomabsorpsjonsresultater) gjør at dataene må regnes som usikre og ikke egnet til sammenligning med resultater fra tidligere år.

6.2. Strandsnegl

Strandsnegl viste også forhøyet innhold av utslippsmetallene fra Falconbridge på enkelte av stasjonene (kfr. appendikstabell A15). Stort sett var det bare moderate overkonsentrasjoner, dvs. 2-4 ganger et antatt høyt "normalnivå" av bly, kobber og kobolt i snegl fra bare diffust belastede områder. En av nikkelanalysene viste ca. 10x et høyt normalnivå, men konsentrasjonsgradientene var ulogiske i forhold til utslippets beliggenhet (kfr. tabell A15 med fig. 1).

I motsetning til tang (tabell A16) ga kromanalyser av strandsnegl fra tidligere belastet område (st. 11 Ringknuden/Kongsgårdsbukta) ikke utslag. Tidligere er det registrert et meget høye krominnhold i snegl fra dette stedet (Knutzen og medarb., 1986).

Som for blåskjell (og tang) ansees de analysetekniske problemene å ha medført så stor usikkerhet at dataene ikke kan brukes for trendovervåking.

6.3. Blæretang

Rådata for tanganalysene fremgår av appendikstabell A16.

Moderate overkonsentrasjoner jevnført med "normalintervaller" (kfr. Knutzen 1985) var i hovedsaken begrenset til metallene nikkel, bly og kobber og i størrelsesordenen 2-5 ganger. Imidlertid inneholdt prøven fra st. 11 (Ringknuden/Kongsgården) høye konsentrasjoner av bly (5x "høyt normalinnhold") krom og jern (~10-20x), titan (5-10x(?)) og noe mer sink (3-4x) enn vanlig. Noen betydelig punktkilde er ikke kjent fra dette området etter at en garveribedrift ble nedlagt i 1982, og det er ønskelig at mulige andre kilder blir ettersporet.

7. EGNETHET AV EPOC1 FOR OVERVÅKINGSFORMÅL

Hensikten med å benytte EPOC1 (ekstraherbart persistent organisk bundet klor) har vært å få en sumvariabel for klororganiske miljøgifter, dvs. de av klorforbindelsene som måtte antas å være lite nedbrytbare under naturlige forhold og dermed ha potensielt lang oppholdstid og akkumulere i omgivelsene. Blant disse stoffer finnes også de som er tilbøyelig til å oppkonsentreres langs akvatiske næringskjeder, og som særlig vil kunne skade toppleddene: sjøfugl, rovfugl og enkelte pattedyr (sel, oter, mink).

Videre ligger begrunnelsen for en slik sumvariabel i at den er billigere enn å identifisere og bestemme konsentrasjonen av en rekke enkeltstoffer. Den sumvariable antas f.eks. egnet til å tilveiebringe regionale tilstandsoversikter, "febermålinger" og kontroll på øvrige analyser (hvor mye man har fått med seg av potensielt skadelige forbindelser, deriblant nedbrytningsprodukter som i noen tilfeller kan være mer bestandige og skadelige enn de opprinnelige forbindelsene).

Både enkelte generelle uopplarte forhold vedrørende EPOC1 og erfaringer fra Kristiansandsfjorden gjør imidlertid den fortsatte anvendelse av denne variabel i overvåkingen tvilsom.

En av forutsetningene for å benytte EPOC1 er at det eksisterer en rimelig fast samvariasjon mellom denne sumvariable og kjente konsentrasjoner av identifiserte persistente, klororganiske stoffer. En slik sammenheng er vist mellom EPOC1 og PCB/HCB/DDT og klorerte cymener (Bjørseth et al. 1984).

En annen forutsetning er at deteksjonsgrensen for EPOC1 må bli bedre definert, eventuelt også senket. En kanskje reell deteksjonsgrense på 100-200 µg Cl/kg gjør EPOC1 nærmest uinteressant i alle andre sammenhenger enn ved massive belastninger, med mindre man forutsetter at våre omgivelser er markert preget av uidentifiserte, persistente klororganiske forbindelser. (Sammenligningsvis opererer man med bakgrunnsnivåer for den vanligvis dominerende blant de identifiserte av denne gruppen - PCB - ned mot f.eks. 10 µg/kg friskvekt i blåskjell og fisk, dvs. omkring 5 µg Cl/kg).

Erfaringene med EPOC1 fra undersøkelsene i Kristiansandsfjorden kan oppsummeres slik:

- Manglende samvariasjon med identifiserte hovedkomponenter i avfallet fra Falconbridge Nikkelverk. Eksempler på dette ses f.eks. ved å sammenligne fig. 4-6, som ved ulike variable beskriver variasjonen over tid i konsentrasjonen av klororganiske stoffer i fisk, videre det samme for blåskjell (fig. 7, 8). Se også fig. 17-18 hos Knutzen og medarb. (1986).
- Bemerkelsesverdige og uoppklarte variasjoner i EPOC1-innhold med økende avstand fra den antatte forurensningskilde, kfr. appendikstabell A10 i nærværende rapport og tabell A10 hos Knutzen og medarb. (1986).
- Flere tilsynelatende vilkårlige data, særlig mht. opptreden av ulogisk lave konsentrasjoner (kfr. fig. 3, anmerkninger i tabell 2 og fig. 13 i Knutzen og medarb., 1986).
- Meget varierende sammenheng med prøvenes fettinnhold. Kfr. sterk statistisk sammenheng i sjørret (tabell 5) med eksempler på bemerkelsesverdig liten sammenheng (tabell A3 hos Knutzen og medarb. 1986, lever av torsk fra ytre område i 1983 og 1984).

En mulig forstyrrende faktor ved bruken av EPOC1 til å spore Falconbridgestoffenes utbredelse er at blekerikomponenter fra Hunsfos/Otra bevirker et generelt bakgrunnsnivå over hele området. Imidlertid kan ikke dette være mer enn en delforklaring, som dessuten ikke lar seg kvantifisere uten systematiske undersøkelser av EPOC1-nivåer i vannforekomster med blekerier som dominerende kilde for bestandige klororganiske stoffer (f.eks. Iddefjorden og omegnen av Tofte).

I materialet fra Kristiansandsfjorden er det hittil analysert direkte på utgangsekstraktet. Dette er gjort for å få sammenlignbare resultater, idet oppkonsentrering ved inndamping leder til tap av en rekke lettflyktige forbindelser. Manglende oppkonsentrering medfører imidlertid en deteksjonsgrense og usikkerhet som er utjenelig høy (50 µg/kg ±50%) ved det nåværende reduserte forurensningsnivå. For den fremtidige bruk av EPOC1 i Kristiansandsfjorden vil det derfor være ønskelig å gjøre EPOC1-analysene både på det opprinnelige og det oppkonsentrerte ekstrakt. Dette vil bli foreslått for et utvalg prøver fra 1986-materialet, og vil bl.a. også tjene til å belyse tidligere EPOC1-resultater.

8. LITTERATUR

- Bjørseth, A., Carlberg, G.E., Baumann Ofstad, E., Rambæk, J.P. og C. Halvorsen, 1984. Determination of halogenated hydrocarbons by combined use of neutron activation analysis and capillary gas chromatography with electron-capture detection. *Anal. Chim. Acta* 160: 257-262.
- Hutzinger, O., Berg, M.V.D., Olie, K., Opperhuizen, A. og S. Safe, 1985. Dioxins and furans in the environment: Evaluating toxicological risk from different sources by multi-criteria analysis. S. 9-32 i Kamrin, M.A. og P.W. Rogers (red.): *Dioxins in the environment*. Hemisphere Publ. Corp. Washington, etc. 1985, 328 s.
- Knutzen, J. og L. Kirkerud, 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. 32 s. ISBN 82-577-0764-3.
- Knutzen, J., 1986. Kort om klorerte hydrokarboner - Anvendelse, egenskaper og skadevirkninger. *VANN* 1 (1986): 49-51.
- Knutzen, J., Enger, B. og K. Martinsen, 1986. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 4. Miljøgifter i fisk og andre organismer 1982-1984. Rapport 220/86 i Statlig program for forurensningsovervåking. 2/5 1986, 115 s. ISBN 82-577-1056-3.
- Næs, K., 1985. Basisundersøkelse i Kristiansandsfjorden. Delrapport 2. Metaller i vannmassene, metaller og organiske miljøgifter i sedimentene 1983. Rapport 193/85 i Statlig program for forurensningsovervåking. 25/9 1985, 62 s. ISBN 82-577-0947-6.
- Prosjektutvalg for økologisk testing 1984. Økotoksikologisk testing av miljøgifter. Fagrapport 1/84. Klorerte alkylbenzener. Rapport fra Sentralinstitutt for industriell forskning, Norsk institutt for vannforskning og Norges Veterinærhøgskole 19/10 1984, 39 s.
- Prosjektutvalg for økologisk testing 1985. Økologisk testing av miljøgifter. Fagrapport 1/85. Klorerte alkylbenzener. Rapport fra Senter for industriell forskning. Norsk institutt for vannforskning og Norges Veterinærhøgskole. Udatert, 63 s. + vedlegg.
- Rohlf, R.R. og F.J. Sokal, 1969. *Biometry. The principles and practice*

of statistics in biological research. W.H. Freeman & Co. San Francisco. 776 s.

Rygg, B., 1985. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 1. Bløtbunnfaunaundersøkelser 1983. Rapport 176/85 i Statlig program for forurensningsovervåking. 60 s. ISBN 82-577-0896-8.

Smuckler, E.A., 1985. Biological effects of dioxins and other halogenated polycyclics. S. 215-224 i Kamrin, M.A. og P.W. Rogers (red.): Dioxins in the environment. Hemisphere Publ. Corp. Washington, etc. 1985, 328 s.

Stene Johansen, S., Hals, B., Ravdal, E., Knutzen, J. og J. Rueness, 1971. Undersøkelser av sjøresipienter i Kristiansandsregionen. Rapport O-110/64 fra Norsk institutt for vannforskning. Mai 1971, 123 s.

9. APPENDIKS

(Rådatatabeller og statistiske figurplot).

Tabell A1. Lengde og vekt av skrubbe (Platichthys flesus), torsk (Gadus morhua) og sandflyndre (Limanda limanda) fra Kristiansandsfjorden 1985. (Vedr. "indre" og "ytre" område - se forklaring i tekst.)

SKRUBBE			TORSK		
Indre område			Indre område		
	Lengde (cm)	Vekt (g)		Lengde (cm)	Vekt (g)
1	30	314	1	36	544
2	27	304	2	39	604
3	23	354	3	37	480
4	29	328	4	39	584
5	34	430	5	58	1800
6	38	692	6	44	870
7	36	538	7	35	426
8	32	416	8	43	1005
9	37	436	9	40	684
10	31	272	10	37	528
11	31	392	11	45	770
12	30	384	12	38	540
13	32	406	13	41	724
14	34	532	14	39	572
15	29	300	15	48	1060
16	34	414	16	32	248
17	31	404			
18	24	196	Gj.sn.	40.7	815
19	30	298			
20	33	448			
Gj.sn.	31.3	393			
	Ytre område		Ytre område		
			1	39	708
			2	37	626
			3	41	500
1	30	310	4	50	1150
2	28	244	5	45	780
3	34	456	6	31	326
			7	35	602
Gj.sn.	31	337	8	32	452
			9	46	850
			10	45	845
			11	42	726
			12	49	1185
			Gj.sn.	41	729

Tab. A1 (forts.)

Fosseviken/Thorsteinsnes			Thorsteinsnes/Vestergapet		
SKRUBBE			TORSK		
	Lengde (cm)	Vekt (g)		Lengde (cm)	Vekt (g)
1	32	332	1	45	840
2	30	344	2	44	740
			3	54	1475
Gj.sn.	31	338	4	56	1895
			5	42	705
			6	48	1080
			7	44	820
			Gj.sn.	47.6	1071
SANDFLYNDRE					
	Lengde (cm)	Vekt (g)			
	30	336			
	28	302			
	29	260			
	30	324			
	24	162			
	28	260			
	28	288			
	26	218			
	25	166			
Gj.sn.	29	257			

Tabell A2. HCB, OCS, 5CB, PCB, DDE, Sum tri- og tetraklorbenzener (KB), sum klorerte alylbenzener (KAB) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor og brom (EPOC1 og EPOBr) i lever (L) og filet (F) av skrubbe (Platichthys flesus) og torsk (Gadus morhua) fra Kristiansandsfjorden 1985, µg/kg friskvekt, 2 parallelle blandprøver og gjennomsnitt. (Vedr. "indre" og "ytre" omr. - se forklaring i tekst.)

Område/art	Variabel	Fett	HCB	5CB	PCB	p-p	KB	KAB	KAB4	KAB15	EPOC1	EPOBr	%	OCS	
		%				DDE	*	*	*	*			ident.	av EPOC1	
I. omr. (IO)	Skrubbe (P.f.)	F1	0.7	89	8	40	1	23	74	2	2	140	10	~100	29
		F2	0.7	140	15	60	3	34	120	5	5	40**	20	~100	44
		F gj.sn.	0.7	115	12	50	2	29	97	4	4	90**	15	~100	37
	Torsk (G.d.)	L1	41	4900	750	2600	140	2386	6000	280	230	12000	2300	97	1500
		L2	38	4500	690	2500	150	1992	6000	280	210	9700	2100	~100	1400
		L gj.sn.	39.5	4700	720	2550	145	2189	6000	280	220	10850	2200	~100	1450
Y. omr. (YØU)	Skrubbe	F1	0.2	7	0.7	35	2	-	12	-	-	13**	-	100	20
		F2	0.2	6	-	40	1	8	11	-	-	-**	-	>100(?)	16
		F gj.sn.	0.2	6.5	0.4	38	1.5	4	12	-	-	7**	-	>100(?)	18
	Torsk	L1	49	1500	100	5300	350	139?	1600	44	35	11300	800	64	1900
		L2	50	1400	95	4500	300	-?	1200	35	12	12600	780	50	1800
		L gj.sn.	49.5	1450	98	4900	325	70?	1400	40	24	11950	790	57	1850
Torsk	F1	0.6	0.9	0.1	23	0.9	-	-?	-	-	680	-	2	0.2	
	F2	0.6	0.7	-	18	0.6	-	12?	-	-	520	-	4	0.1	
	F gj.sn.	0.6	0.8	0.1	21	0.8	-	6?	-	-	600	-	3	0.2	
	Skrubbe	L1	40	39	5	950	35	-	-	-	-	2600	400	24	9
		L2	40	21	3	490	19	-	-	-	-	3500	460	9	4
		L gj.sn.	40	30	4	720	27	-	-	-	-	3050	430	17	7
Torsk	F1	0.5	1.0	-	30	2	-	-	-	-	-	-	?	4.0?	
	F2	0.2	0.3	-	6	0.4	-	-	-	-	-	-	?	0.1	
	F gj.sn.	0.35	0.65	-	18	1.2	-	-	-	-	-	-	?	2.1?	
Torsk	L1	42	63	5	1900	290	1	35	1	0.7	1100	510	~100	56	
	L2	44	62	6	1500	290	1	23	1	0.7	1500	440	78	60	
	L gj.sn.	43	63	6	1700	290	1	29	1	0.7	1300	475	89	58	

* I tidligere rapport betegnet hhv. Cl₂₋₃ - C₃₋₄, KAB1 og KAB4. ** Sannsynligvis for lave verdier.

Tabell A3. Diverse klorerte forbindelser i lever (L) og filet (F) av skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra Kristiansandsfjorden 1985, µg/kg friskvekt. 2 parallelle blandprøver og gjennomsnitt. (Vedr. "indre" og "ytre" område - se forklaring i tekst (?markerer verdier som er bedømt som usikre, vanligvis pga. manglende samsvar mellom parallelle)).

Område/art	Variable										10CB	
	1,2,3- 3 CB	1,2,4- 3 CB	1,2,5- 3 CB	1,2,3,4- 4 CB	1,2,4,5- 4 CB	5 Cl S	6 Cl S	Trans- 6 Cl S	cis- 6 Cl S	Trans- 7 Cl S		bb- 7 Cl S
Skrubbe (P.f.)	F1	-	-	22	-	-	3?	4	-	2	2	0.7
	F2	-	-	31	-	-	6?	0.7	-	4	2	1.0
	F Gj.sn.	2	-	27	-	-	5?	0.4	-	3	2	0.9
I. omr. (I0)	L1	160	110	16	2000	40	2?	29	2	120	120	56
	L2	150	90	15	1700	37	-?	28	2	100	110	51
	L Gj.sn.	155	100	16	1850	39	1?	29	2	110	115	54
Torsk (G.m.)	F1	-	-	-	-	-	-	-	-	0.7	0.9	-
	F2	-	8	-	-	-	1	-	-	-	0.7	2
	F Gj.sn.	-	4	-	-	-	1	-	-	0.4	0.8	1
Skrubbe (P.f.)	L1	31	-	-	108	-	9	220	40	60	130	37
	L2	-?	-	-	-?	-	-?	190	38	56	170	33
	L Gj.sn.	16?	-	-	54?	-	5?	205	39	58	120	35
Y. omr. (Y00)	F1	-	-	-	-	-	-	0.2	-	-	-	0.2
	F2	-	-	-	-	-	-	0.1	-	-	-	0.3
	F Gj.sn.	-	-	-	-	-	-	0.2	-	-	-	0.3
Torsk (G.m.)	L1	-	-	-	-	-	-	7	-	-	-	5
	L2	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	3
	L Gj.sn.	-	-	-	-	-	-	6	-	-	-	4
Torsk (G.m.)	F1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.6
	F2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1
	F Gj.sn.	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.4
Torsk (G.m.)	L1	-	-	-	1	-	4	8	1	0.8	4	1
	L2	-	-	-	1	-	5	8	1	-	4	1
	L Gj.sn.	-	-	-	1	-	5	8	1	0.4	4	1

Tabell A4. HCB, OCS, 5CB, PCB, p-p DDE, sum tri- og tetrahalobenzener (KB), sum klorerte alkylbenzener (KAB) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor og brom (EPOCl, EPOBr) i lever (L) og filet av skrubbe (*Platichthys flesus*), torsk (*Gadus morhua*) og sandflyndre (*Limanda limanda*) fra Thorsteinsnes/Fosseviken, Kristiansandsfjorden 1985, µg/kg friskvekt.

Variabel		Fett %	HCB	OCS	5CB	PCB	p-p DDE	KB	KAB *	KAB4 *	KAB15	EPOCl	EPOBr	% ident. av EPOCl
Art	F1	0.6	28	2	5	87	1	4	-	-	-	1300	40	6
	F2	0.9	30	2	6	100	2	4	-	-	-	850	40	11
	F gj.sn.	0.75	29	2	6	94	2	4	-	-	-	1075	40	9
Skrubbe (P.f.)	L1	25	670	53	140	1500	28	110	92	5	2	6900	660	24
	L2	40	910	76	190	1300	30	216	160	5	5	8300	680	21
	L gj.sn.	32.5	790	65	165	1400	29	162	126	5	4	7650	670	23
Torsk (G.m.)	F1	0.6	0.5	0.5	0.05	6	0.7	-	7	-	-	180	50	5
	F2	0.4	0.8	0.8	0.1	7	1.0	-	12	-	-	60	50	21
	F gj.sn.	0.5	0.7	0.7	0.1	7	0.9	-	10	-	-	120	50	13
Sandflyndre	L1	43	90	73	11	1400	160	8	69	2	1	5000	1500	22
	L2	41	67	55	8	1100	110	2	35	2	<0.7	4700	1700	18
	L gj.sn.	42	79	64	10	1250	135	5	52	2	<1	4850	1600	20
Sandflyndre	F1	0.6	0.8	-	-	90	1.0	-	<9	<0.5	<0.5	140	100	43
	F2	0.6	0.6	-	-	100	0.8	-	-	-	-	280	50	22
	F gj.sn.	0.6	0.7	-	-	95	0.9	-	<5	<0.5	<0.5	210	75	33
Sandflyndre	L1	16	31	22	4	1300	60	-	-	-	-	3660	1500	23
	L2	5	9	6	1	620	17	-	-	-	-	1200	400	33
	L gj.sn.	10.5	20	14	3	960	39	-	-	-	-	2430	950	28

* I tidl. rapport betegnet hhv KAB1 og KAB4.

Tabell A5. Diverse klorerte forbindelser i lever (L) og filetet av skrubbe (*Platichthys flesus*), torsk (*Gadus morhua*) og sandflyndre (*Limanda limanda*) fra Thorsteinsnes/Fosseviken, Kristiansandsfjorden 1985, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. 2 parallelle blandprøver og gjennomsnitt (? markerer usikre verdier, vanligvis pga. manglende samsvar mellom parallelle, eller påvist i filetet, ikke i lever).

Variabel		1,2,3- 3CB	1,2,4- 3CB	1,2,5- 3CB	1,2,3,4- 4CB	1,2,4,5 4CB	5CIS	6CIS	Trans- 6CIS	Cis- 6CIS	Trans- 7CIS	bb- 7CIS	Cis- 7CIS	10CB
Art.														
Skrubbe (P.f.)	F1	-	-	-	4	-	-	0.5?	-	-	-	-	-	-
	F2	-	-	-	4	-	-	0.5?	-	-	-	-	-	-
	F gj.sn.	-	-	-	4	-	-	0.5?	-	-	-	-	-	-
Torsk (G.m.)	L1	-?	-	-	110	-	-	-?	6	-	-	4	3	7
	L2	66?	-	-	150	-	-	-?	8	-	4	6	4	17
	L gj.sn.	33?	-	-	130	-	-	-?	7	-	2	5	4	12
Sand- flyndre (L.l.)	F1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0.1
	F2	-	-	-	-	-	-	-	0.4	-	-	-	-	0.1
	F gj.sn.	-	-	-	-	-	-	-	0.2	-	-	-	-	0.1
Sand- flyndre (L.l.)	L1	-	6?	-	-	2	0.7	-?	5	1	2	6	2	17
	L2	-	-?	-	-	2	-	9?	4	-	1	5	2	14
	L gj.sn.	-	3?	-	-	2	0.4	5?	-	1	2	6	2	16
Sand- flyndre (L.l.)	F1	-	-	-	-	-	-	0.1?	-	-	0.1	-	-	0.3
	F2	-	-	-	-	-	-	-?	-	-	0.2	-	-	0.2
	F gj.sn.	-	-	-	-	-	-	0.1?	-	-	0.2	-	-	0.3
Sand- flyndre (L.l.)	L1	-	-	-	-	-	-	-?	-	-	5?	-	-	13
	L2	-	-	-	-	-	-	-?	-	-	1?	-	-	5
	L gj.sn.	-	-	-	-	-	-	-?	-	-	3?	-	-	9

Tabell A6. Middel, standardavvik og variasjon for innhold av HCB, OCS, 5CB, PCB, p-p DDE, sum tri- og tetra- klorbenzener (KB), sum kloralkylbenzener (KAB), utvalgte KAB, 10CB og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) i filet og lever av sjøørret (Salmo trutta f. trutta) fra området Auglandsbukta - Bredalsholmene i indre Kristiansandsfjorden, mars-april 1985, µg/kg friskvekt.

Variabel	% fett	HCB	OCS	5CB	PCB	p-p DDE	KB	KAB	KAB4	KAB15	10CB	EPOCl	% ident. av EPOCl
Medium													
Filet (N=10)	3.7	16.8	4.0	5.5	72.3	18.2	12.7	104.1	0.6	0.3	0.5	637.0	19.0
SD	1.6	20.9	2.1	8.8	21.5	8.8	31.4	112.9	0.6	0.3	0.3	336.5	9.9
VAR.	0.1-5.5	2-75	2-9	0-30	40-200	9-62	0-102	12-414	0-2.0	0-1.0	0-1.0	180-1200	8-56
Lever (N=8)	11.5	74.1	15.3	31.3	327.5	50.4	34.3	694.4	5.0	2.5	1.6	4250.0	14.9
SD	6.4	108.7	10.0	35.0	152.1	34.4	52.4	882.3	7.5	5.0	2.8	3200.4	10.3
VAR.	5.6-23.3	14.0-340.0	4.0-35.0	0-98.0	110-530	18-130	0-140	0-1840	0-21	0-14	0-7.0	1500-11000	5-33

Tabell A7. Middel, standardavvik og variasjon for innhold av tri-, tetra-, penta-, hexa-, og heptaklorstyrene i filet og lever av sjøørret (Salmo trutta f. trutta) fra området Auglandsbukta-Bredalsholmene i indre Kristiansandsfjorden, mars-april 1985, ug/kg friskvekt. (Middelverdier og standardavvik bare beregnet når mer enn halvparten av antallet ga verdier over deteksjonsgrensen).

Variabel	1,2,3- 3CB	1,2,4- 3CB	1,3,5- 3CB	1,2,3,4- 4CB	1,2,4,5- 4CB	5ClS	α- 6ClS	Trans- 6ClS	Cis- 6ClS	Trans- 7ClS	b,b- 7ClS	Cis- 7ClS
Medium												
Filet (N=10)	-	-	1.2	10.2	1.1	-	-	0.9	-	0.4	0.6	0.3
SD	-	-	2.1	26.6	1.8	-	-	0.5	-	0.3	0.9	0.3
VAR	0-2.0	0-1.0	0-7.0	0-86.0	0-6.0	0-0.5	0-0.5	0-2.0	0-0.4	0-1.0	0-3.0	0-1.0
Lever (N=8)	-	-	-	-	-	-	-	14.0	-	6.6	12.6	-
SD	-	-	-	-	-	-	-	19.3	-	15.3	27.6	-
VAR	-	-	-	0-140	0-68	0-4	0-8	0-54	-	0-44	0-79	0-1

Tabell A8. Konsentrasjon på fettbasis av utvalgte klororganiske forbindelser av filet og lever av sjøørret (Salmo trutta f. trutta) fra området Auglandsbukta-Bredalsholmene i indre Kristiansandsfjorden mars-april 1985, mg/kg fett. (Kfr. tabell A6-A7). Middelerverdier, standardavvik og variasjonsområde.

Variabel Medium	5CB	HCB	OCS	PCB	KAB	EPOC1
Filet (N=10)	0.13	0.43	0.14	2.9	2.8	18.1
SD	0.17	0.38	0.08	3.0	2.2	5.4
VAR	0-0.6	0.2-1.5	0.05-0.13	0.9-10.8	0.9-8.3	11.8-30.0
Lever (N=8)	0.24	0.52	0.14	3.5	6.0	35.5
SD	0.21	0.42	0.08	2.8	7.4	12.5
VAR	0-0.62	0.24-1.46	0.05-0.32	1.3-9.5	0 ¹ -19.8	19.5-53.3

Tabell A9. Klororganiske forbindelser i ett eksemplar av regnbueørret (Salmo gairdneri) fra Bredalsholmene, Kristiansandsfjorden, april 1985, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. (KB: sum tri- og tetraklorbenzener, KAB: sum kloralkylbenzener).

Variable Medium	% fett	HCB	OCS	5CB	PCB	p-p DDE	KB	KAB	KAB4	KAB15	10CB	EPOC1	% indet. av EPOC1
Filet Lever Rogn	3.2	4	5	8	200	62	1	30	-	-	2	330	56
	5.8	-	-	-	260	31	-	-	-	-	0.5	3200	5
	3.4	4	5	1	170	52	23	40	0.5	0.2	3	700	26
Variable	1,2,3- 3CB	1,2,4- 3CB	1,3,5- 3CB	1,2,3,4- 4CB	1,2,4,5- 4CB	5C1S	α 6C1S	Trans- 6C1S	Cis- 6C1S	Trans- 7C1S	b-b- 7C1S	Cis 7C1S	
	-	-	-	1	-	-	0.4	2	1	0.4	0.2	0.1	
	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Filet Lever Rogn	4	-	-	19	-	-	1	2	-	0.5	3	5	

Tabell A10. HCB, 5CB, PCB, DDE, sum tri- og tetraklorbenzener (KB), sum tri- og tetraklorbenzener (KAB), sum klorerte alkylbenzener (KAB) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor og brom (EPOCl og EPOBr i blåskjell, Mytilus edulis) fra Kristiansandsfjorden 4/6 1985, µg/kg friskvekt. Analysert ved SI.

Variable Stasjoner	Tørrstoff %	Fett %	HCB	5CB	PCB	p-p DDE	KB *	KAB	KAB4 **	KAB15 **	EPOCl	EPOBr	% indet. av EPOCl
4 Silokai/Odderøya	3.7?	1.0	1.0	0.8	15	0.2	0.94	250	5	***	1600	40	9
7 Bragdøya	11	0.7	0.5	0.3	6	0.5	0.30	78	2	1	450	50	10
8 Flekkholmen	8.0?	0.4	0.4	0.1	4	0.2	0.44	55	9	9	600	10	5
15 I. Kalvøy	7.4?	0.4	0.2	0.1	4	0.3	0.27	112	0.5	1	310	20	3
17 Thorsteinsnes	11	1.1	0.4	0.2	6	0.7	0.14	55	2	2	1100	10	3
18 Langenes, friarealet	11	1.1	0.1	0.05	5	0.3	0.90	12	2	1	1200	60	1

* Inkluderer også forbindelser i tabell A11.

** I tidligere rapport betegnet hhv. KAB1 og KAB4.

*** Dekket av ukjent forbindelse.

Tabell A11. Diverse klorerte forbindelser i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Kristiansandsfjorden 4/6 1985, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. (For hovedkomponenter av klororganiske forbindelser, kfr. tabell 10).

Variable Stasjoner	1,2,3- 3CB	1,2,4- 3CB	1,3,5- 3CB	1,2,3,4- 4CB	1,2,4,5- 4CB	OCS	Trans- 6ClS	Trans- 7ClS	bb- 7ClS	10CB
4 Silokai/ Odderøya	0.1	0.3	0.04	0.3	0.2	0.2*	0.4*	0.3*	-	0.04
7 Bragdøya	-	-	-	0.2	0.1	0.3*	-	-	-	0.02
8 Flekkholmen	-	0.3	-	0.1	0.04	0.2*	0.2*	0.05*	0.04*	0.01
15 I. Kalvøy	0.1	0.1	-	0.05	0.02	0.1*	1.0*	0.03*	-	0.01
17 Thorsteinsnes	0.1	-	-	-	0.04	0.2*	-	0.2*	0.1*	0.03
18 Langenes, friarealet	-	0.3	0.6	-	-	0.5*	-	0.1*	0.1*	1.0

* Klorerte styrener er ikke tidligere påvist i blåskjell. For lave nivåer til å kunne bekrefte ved GC/MS.

Tabell A12. HCB, OCS, 5CB, PCB, DDE, sum tri- og tetraklorbenzener (KB), sum kloralkylbenzener (KAB), sum kloralkylbenzener (KAB), utvalgte KAB og ekstraherbart persistent organisk bundet klor og brom (EPOCl og EPOBr) i taskekrabbe (Cancer pagurus) fra Kristiansandsfjorden 1985, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. Analysert ved SI.

Variable Stasjoner	Tørr- stoff %	Fett %	HCB	OCS	5CB	PCB	p-p DDE	KB *	KAB	KAB4 **	KAB15 **	EPOCl	EPOBr	% ident. av EPOCl
Hannvigsbukta 14-21/8 1985	A	4.4	190	17	137	110	17	43	1200	53	46	880	330	~100
	B	4.9	180	16	33	80	15	35	1200	51	46	980	360	88
Ledholmen/Gås- holmen 17/8-85		3.2	8	3	2	50	11	-	23	1	0.7	240	180	29
Thorsteinsnes 26/10-85	A	1.0	5	-	1	30	***	5	4.6	***	***	160	1100	21
	B	1.6	4	-	1	15	***	5	2.3	***	***	40	890	46

* Inkluderer også forbindelser i tabell 13.

** I tidligere rapport betegnet hhv. KAB1 og KAB4.

*** Overdekket av ukjent forbindelse.

Tabell A13. Diverse klorerte forbindelser i taskekrabbe (Cancer pagurus) fra Kristiansandsfjorden 1985, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. (For hovedkomponenter av klororganiske forbindelser, kfr. tabell 12).

Variable Stasjoner/Tid	1,2,3-3CB	1,2,4-3CB	1,2,3,4-4CB	1,2,4,5-4CB	5C1S	a-6C1S	Trans-6C1S	Cis-6C1S	Trans-7C1S	bb-7C1S	cis-7C1S	10CB	KAB15
Hanneviksbukta 14-21/8 1985	A 9	7	25	2	1	3	0.9	4	3	0.9	4	0.6	46
	B 6	6	21	2	1	3	0.8	4	4	0.8	3	0.6	46
Ledholmen/Gås- holmen 17/8-85	-	-	-	-	-	-	2	5	2	-	9	0.6	0.7
Thorsteinsnes	A -	5	-	-	-	-	-	-	7	-	-	0.6	*
26/10-85	B -	5	-	-	-	-	0.9	-	1	-	-	0.4	*

* Dekket av ukjent forbindelse.

Tabell A14. Metaller i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Kristiansandsfjorden 4/6 1985, mg/kg tørrvekt. OBS: Særlige usikre verdier markert med?

Metaller											
Stasjoner	% tørrv.	Cd	Pb	Ni	Co	Cr	Zn	Cu	Fe	Mn	Ti
St 4 Silokai, Odderøya	12.0	2.0	3.6?	20	5.3	8.1	460	54?	840	45	52?
St 5 Dybingen	12.6	2.0	20	20	5.0	2.3	210	26	240	11	6.6
St 7 Bragdøy	15.6	1.9	17	9.0	1.7	2.1	140	12	190	8.8	5.8
St 8 Flekkholmen	13.0	2.8	23	8.0	1.7	2.8	140	13	270	7.7	5.9
St 17 Torsteinsnes	15.8	1.5	15	5.0	1.0	1.8	140	10	130	6.8	2.5

Tabell A15. Metaller i strandsnegl (Littorina littorea) fra Kristiansandsfjorden 4/6 1985, mg/kg tørrvekt. OBS: Særlig usikre verdier markert med ?

Metaller											
Stasjoner	% tørrv.	Cd	Pb	Ni	Co	Cr	Zn	Cu	Fe	Mn	Ti
St1 Hannevigsbukta	19.8	1.5	25	23?	9.0	6.3	130	650	730	52	42
St2 Myrodden/ Fiskåtangen	20.6	1.5	8	90?	8.0	3.4	110	510	760	29	44
St7 Bragdøy	20.6	1.5	4	32?	3.7	1.9	130	240	650	50	23
St11 Ringknuden/ Kongsgårdsbukta	17.2	1.9	8	4	1.5	1.9	170	170	720	70	28

Tabell A16. Metaller i blæretang (*Fucus vesiculosus*) fra Kristiansandsfjorden 4/6 1985, mg/kg tørrvekt. Særlig usikre verdier markert med ?

Metaller	Cd	Pb	Ni	Co	Cr	Zn	Cu	Fe	Mn	Ti
Stasjoner										
St4 Silokai	0.3	6	10?	10	1.7	260	60	450	69	16
St7 Bragdøya	0.5	7	32?	7	1.6	260	32	510	120	13
St8 Flekkholmen	0.5	6	32?	7	0.9	240	13	170	95	4
St11 Ringknuden/ Kongsgårdsbukten	1.8	35	20	3	9.7	520	16	4850	350	150
St17 Torsteinsnes	1.7	6	37?	7	1.2	250	17	210	110	5.7

Fig. A1. Korrelasjon mellom fett % (arcsinus transformert) og HCB (\log_{10} ppb friskvekt) i sjørret, henholdsvis samlet og i filet og lever hver for seg.

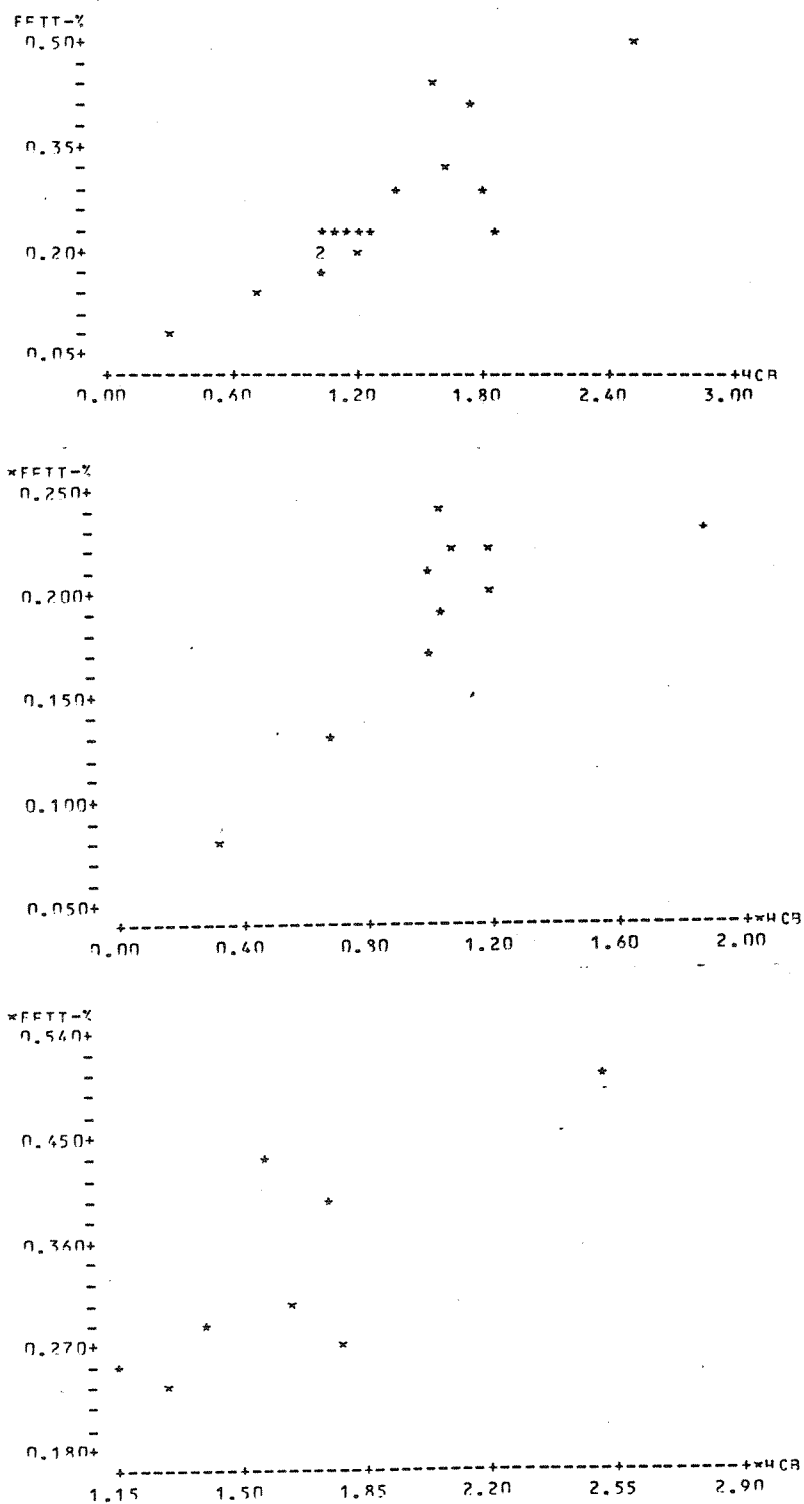


Fig. A2. Korrelasjon mellom fett % (arcsinus transformert) og OCS (\log_{10} ppb friskvekt) i sjøørret, henholdsvis samleg og i filet og lever hver for seg.

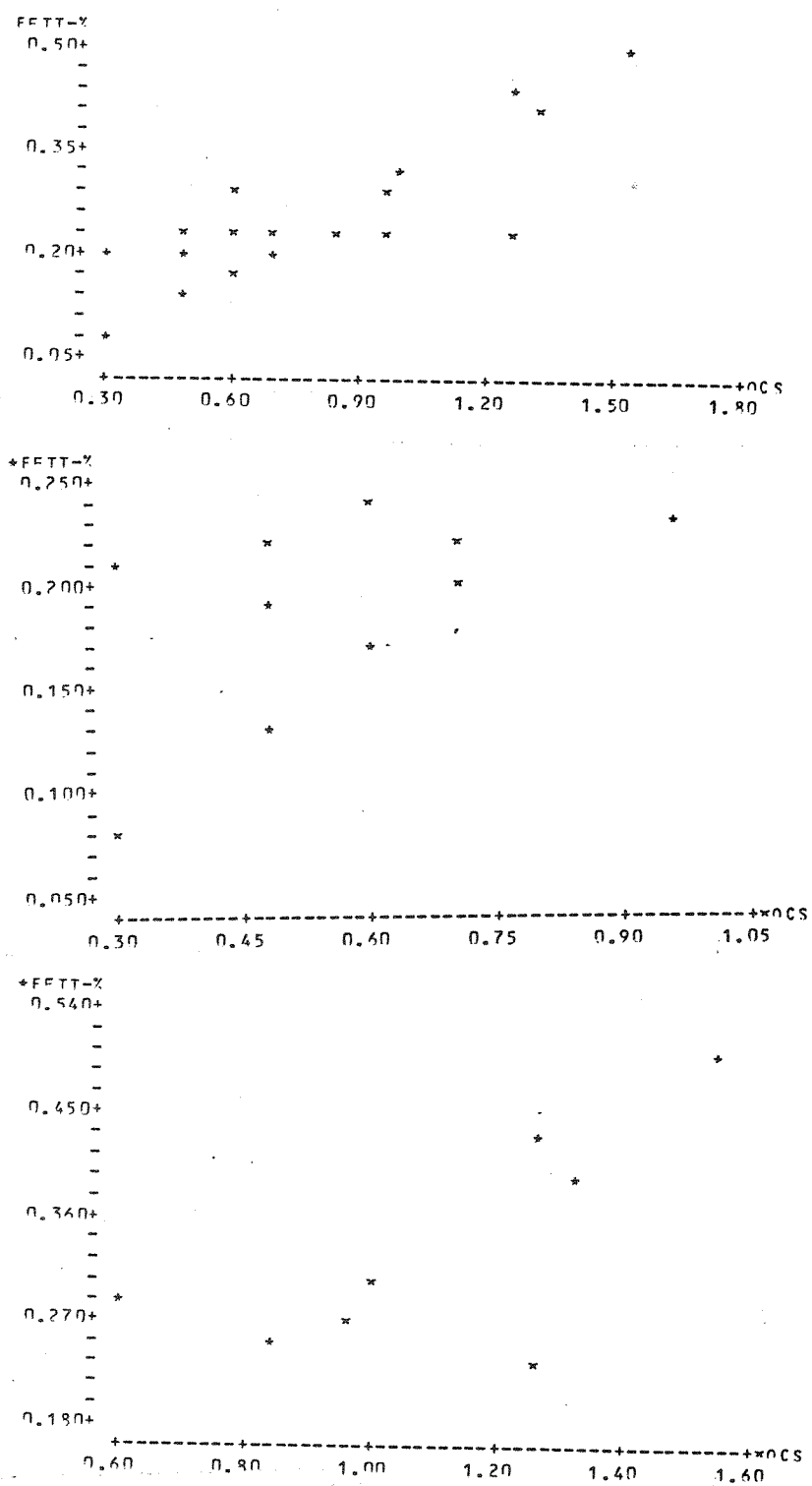


Fig. A3. Korrelasjon mellom fett % (arcsinus transformert) og PCB (\log_{10} ppb friskvekt) i sjøørret, henholdsvis samlet og i filet og lever hver for seg.

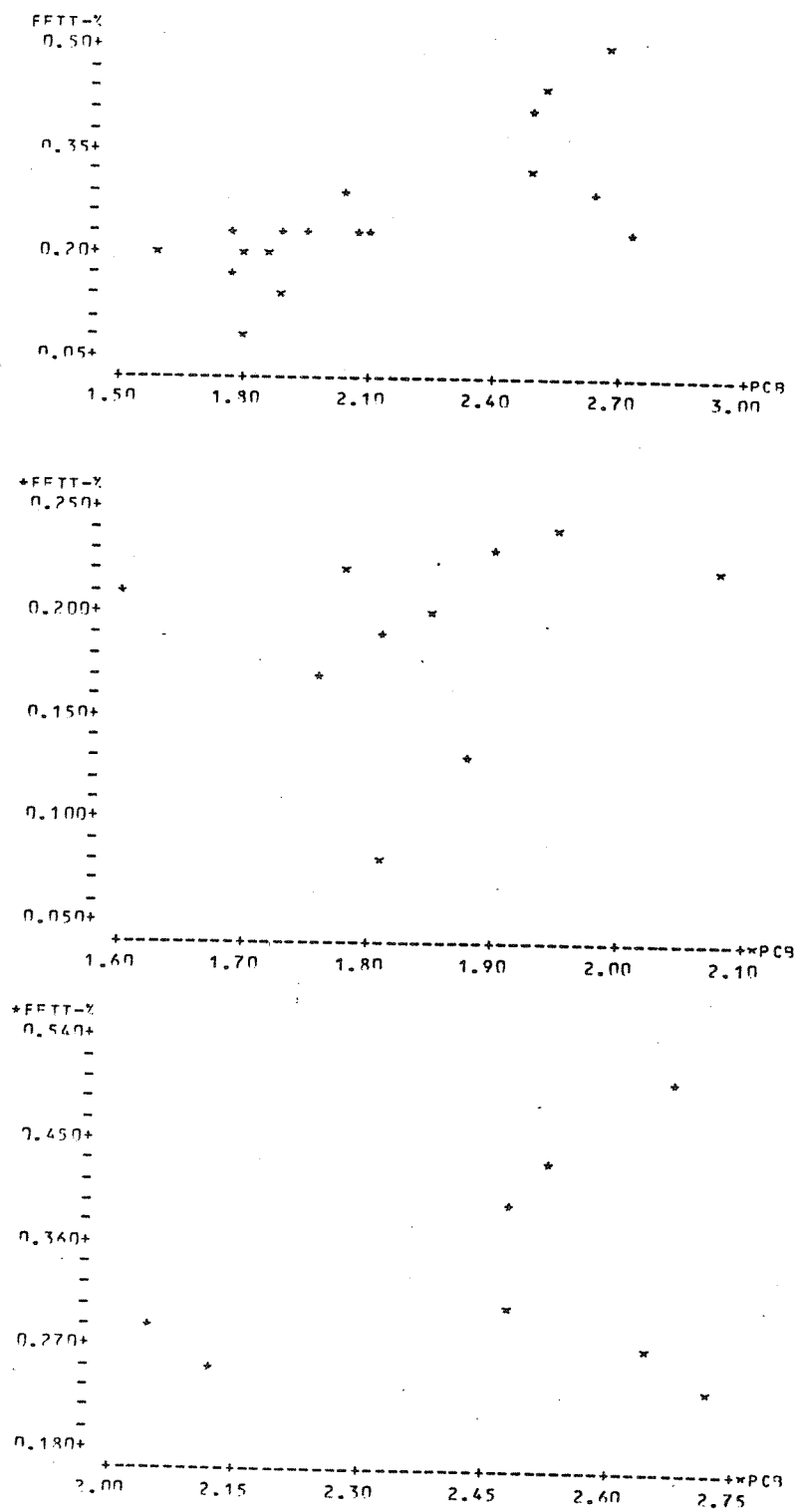


Fig. A4. Korrelasjon mellom fett % (arcsinus transformert) og KAB (\log_{10} ppb friskvekt) i sjørørret, henholdsvis samlet og i filet og lever hver for seg.

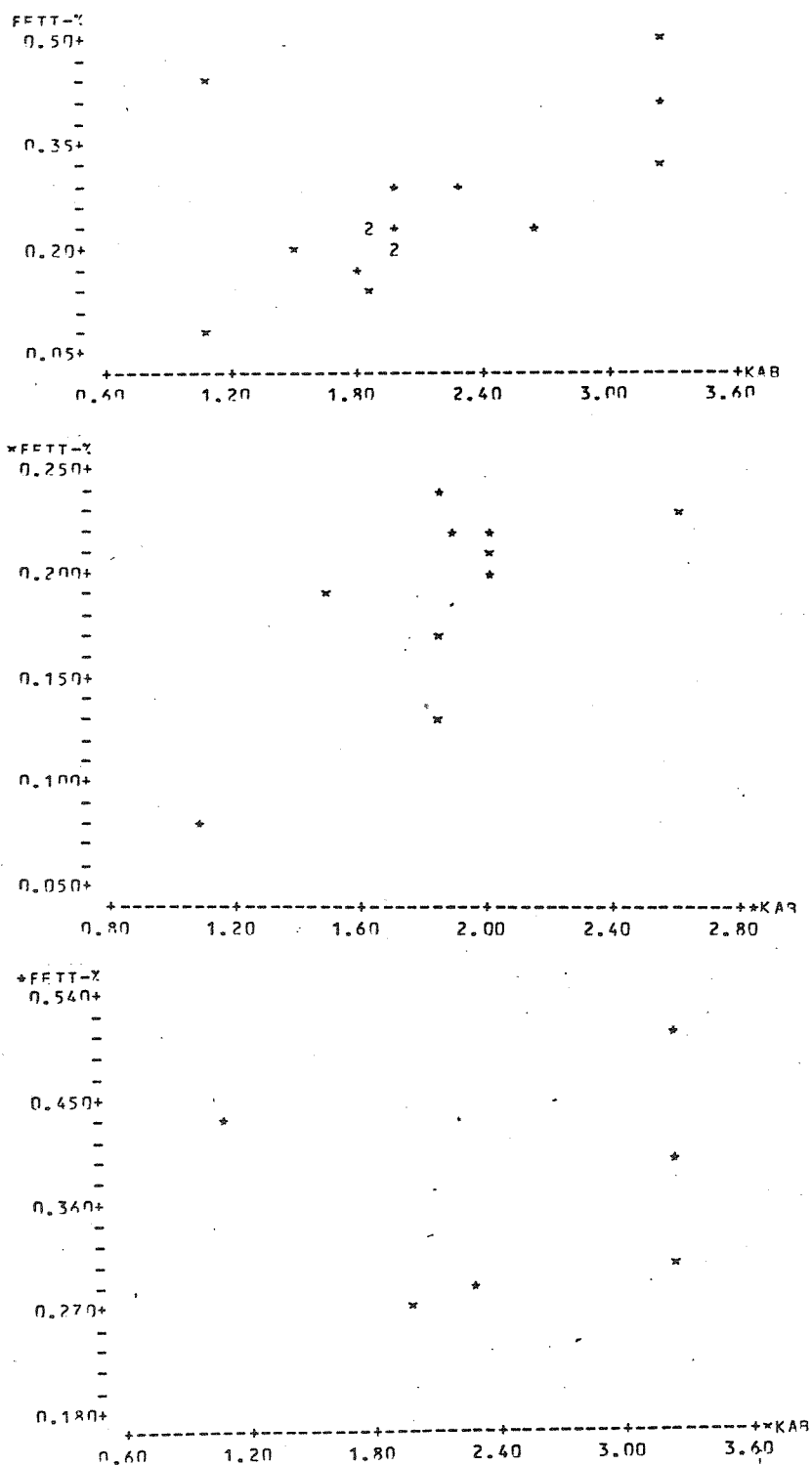


Fig. A5. Korrelasjon mellom fett % (arcsinus transformert) og EPOC1 (\log_{10} ppb friskvekt) i sjøørret, henholdsvis samlet og i filet og lever hver for seg.

