



Statlig program for forurensningsovervåkning

Rapport 547/94

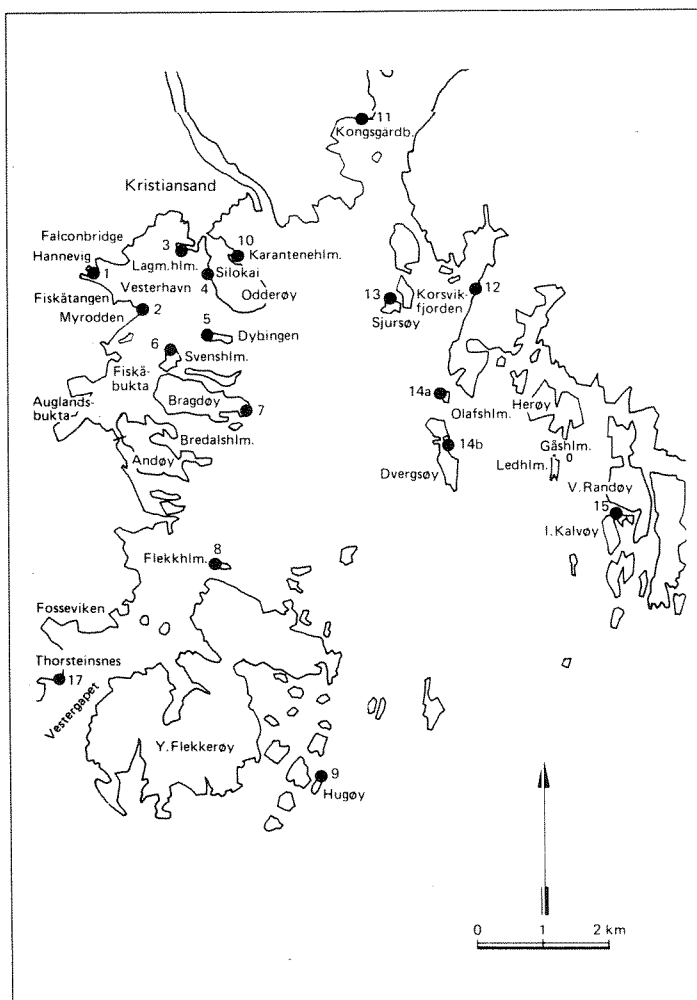
Oppdragsgiver Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjoner
NIVA
SI
NILU
Folkehelse

Overvåking av miljøgifter i
organismer fra

Kristiansands- fjorden

1992



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Underrn:
O-8000357	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2996	

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

Rapportens tittel:	Dato:	Trykket:
Overvåking av miljøgifter i organismer fra Kristiansandsfjorden 1992	25.1.94	NIVA 1994
Forfatter(e):	Faggruppe:	Geografisk område:
Jon Knutzen Georg Becher (Folkehelse) Alfhild Kringstad (SINTEF/SI) Michael Oehme (NILU)	Marin økologi	Vest-Agder
	Antall sider:	Opplag:
	111	150

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref.:
Statens forurensningstilsyn (SFT) (Statlig program for forurensningsovervåking)	

Ekstrakt:

Fisk og skaldyr fra indre del av Kristiansandsfjorden (Vesterhavnområdet) var fremdeles til dels sterkt belastet med klororganiske miljøgifter. Forekomster av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner ("dioksiner") og andre utslippskomponenter viste usikker tendens til nedgang fra 1990 til 1992 (tydeligst i blåskjell), samsvarende med redusert belastning. Nyregistreringen av en gruppe PCB-forbindelser (non-ortho PCB) med dioksinlignende egenskaper gjør imidlertid at situasjonen med hensyn til spiselighet av fisk o.a. sannsynligvis må betraktes som uendret. Mulige lokale kilder for PCB bør etterspores.

4 emneord, norske

1. Overvåking
2. PCDF/PCDD
3. PCB
4. HCB
5. Kloralkylbenzener
6. Indikatororganismer

4 emneord, engelske

1. Monitoring
2. PCDF/PCDD
3. PCB
4. HCB
5. Chloroalkylbenzenes
6. Indicator organisms

Prosjektleder

Jon Knutzen

For administrasjonen

Torgeir Bakke

ISBN-82-577-2430-0

O-800357

**Overvåking av miljøgifter
i organismer fra
Kristiansandsfjorden 1992**

Oslo, 25. januar 1994

Prosjektleder: Jon Knutzen
Medarbeidere: *Georg Becher, Folkehelse*
Aase Biseth, NILU
Hans Gundersen, NILU
Helle K. Hansen, Folkehelse
Frank Kjellberg
Alfhild Kringstad, SINTEF/SI
Jarle Molvær
Michael Oehme, NILU
Ole J. Rossland, Folkehelse
Martin Schlabach, NILU
Brita Sletten, Folkehelse
Per A. Åsen, Kr.sand Museum

Forord

Foreliggende undersøkelse er foretatt innen Statlig program for forurensningsovervåking, som administreres av Statens forurensningstilsyn (SFT). Oppdragsgiver har foruten SFT vært Falconbridge Nikkelverk A/S. Hovedkontakten hos disse har vært henholdsvis Per Erik Iversen og Direktør Erling O. Stensholt/Avd.ing. Finn Resmann. Bedriften har bistått med opplysninger om utslipp.

Ansvarlige for analysene har vært:

- PCDF/PCDD ("dioksiner") og non-ortho PCB: ved Folkehelse Georg Becher, Helle K. Hansen Ole J. Rossland og Brita Sletten, ved NILU: Aase Biseth, Hans Gundersen, Michael Oehme og Martin Schlabach.
- Øvrige klor-/bromorganiske forbindelser: SINTEF/SI ved Alfhild Kringstad.

Per Arvid Åsen, Kristiansand Museum, takkes for innsamlingen av de biologiske prøvene.

Ved NIVA har Frank Kjellberg stått for opparbeidelsen av prøvene og Jarle Molvær vært behjelpelig med en statistisk bearbeidelse.

Undertegnede er ansvarlig for planlegging og rapportering.

Oslo, januar 1994

*Jon Knutzen
prosjektleder*

INNHold

Forord	2
1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER	4
1.1. Formål	4
1.2. Konklusjoner	4
1.3. Tilrådinger	5
2. BAKGRUNN	6
3. MATERIALE OG METODER	10
4. PCDF/PCDD OG NON-ORTHO PCB	13
4.1. Konsentrasjoner og forurensningsgrad	13
4.2. Utvikling 1982-1992 (PCDF/PCDD)	16
5. ØVRIGE KLOR- OG BROMORGANISKE STOFFER	21
5.1. Konsentrasjoner og forurensningsgrad	21
5.2. Utvikling 1982-1992	25
5.3. Levertilstand og forekomst av skader jevnført med innhold av klororganiske stoffer	46
6. PCDF/PCDD-PROFILER OG MENGDEFORHOLD MELLOM AVFALLSKOMPONENTER	48
7. METALLER I SKRUBBE	51
8. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER	52
9. REFERANSER	54
VEDLEGG A:	
Data vedrørende sammensetning av prøver (antall, lengde, vekt, utseende)	57
VEDLEGG B:	
Rådata for PCDF/PCDD og non-ortho PCB analysert ved Folkehelsa	62
VEDLEGG C:	
Rådata for analyser av PCDF/PCDD og non-ortho PCB utført ved NILU	76
VEDLEGG D:	
Rådata og metodikk for analyser av klororganiske forbindelser utført ved SINTEF/SI	96

1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER

1.1. Formål

Hovedhensikten med denne oppfølgende undersøkelse av miljøgifter i organismer fra Kristiansandsfjorden har vært å følge utviklingen i takt med bestrebelsene på å minske utslippene av klor-/bromorganiske stoffer. Det er disse stoffene som er hovedårsaken til de gjeldende kostholdsråd om ikke å spise fisk og skalldyr fra indre del av fjorden.

Utviklingen vil indirekte belyse den relative betydning av henholdsvis gjenværende utslipp og forurensede sedimenter som kilde.

Foruten å ajourføre vurderings- og beslutningsgrunnlaget for Statens forurensningstilsyn, Statens Næringsmiddeltilsyn og lokale forvaltningsorganer, skal rapporten tjene som orientering for de alminnelige brukerinteressene i fjorden.

1.2. Konklusjoner

Analyser av non-ortho PCB (polyklorerte bifenyler, kfr. s.13) sammen med PCDF/PCDD (polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner, "dioksiner") har vist at det i de fleste organismer spiller PCB like stor og delvis betydelig større rolle enn PCDF/PCDD for det samlede giftighetspotensialet. Selv om dioksininnholdet generelt har vist en viss tendens til nedgang (mest tydelig i blåskjell) gjør de nye opplysningene at situasjonen med hensyn til spiselighet av fisk og skalldyr fra indre fjord generelt sett ikke er blitt bedre. Dette er imidlertid forhold som må vurderes av næringsmiddelmyndighetene.

Både for dioksiner og plane PCB ble det påvist klart avtagende konsentrasjoner utover i fjorden. Nærmest manglende (plane PCB) eller utilstrekkelig pålitelige informasjonen om "bakgrunnsnivåer" gjør at forurensningsgraden (overkonsentrasjoner) bare kan antydes til 5-10 (20?) ganger i organismer fra indre fjord. Avstandsgradientene tyder på at det også for plane PCB er, eller har vært, en ikke ubetydelig lokal kilde (mindre klart for sum PCB).

Et unntak fra det generelle forurensningsbildet var ål, der dioksininnholdet lå på "bakgrunnsnivå".

Med hensyn til de øvrige utslippskomponenter fra Falconbridge, som det finnes referansedata for, (heksaklorbenzen (HCB) og octaklorstyren (OCS)) kan overkonsentrasjonene i fisk og skalldyr fra de mest belastede områdene angis til 5-20 ganger, varierende mellom ulike arter.

Mens det fra starten av overvåkingen (1982) er konstatert en nedgang på 95-98 % for HCB/OCS i torsk og skrubbe i indre fjord, og noe tilsvarende kan antydes for kloralkylbenzener, har det bare vært liten (og usikker) forbedring fra 1990 til 1992.

Også i 1992 kunne forurensningspåvirkningen til dels spores lenger ut på vestsiden enn østsiden av fjorden. Men dette gjaldt bare enkelte prøver og noen av de variable.

En del klor- og bromorganiske stoffer med betenkelige økotoksikologiske egenskaper, er registrert i sterkt (og usystematisk) varierende konsentrasjoner som til dels lå betydelig høyere enn for HCB/OCS. Betydningen av dette er usikker både økologisk og næringsmiddelhygienisk.

(Hovedkomponentene blant klor-/bromalhylbenzenene er ikke identifisert eller karakterisert biologisk).

Utflatingen av miljøgiftnivåene i en periode med reduksjoner i dioksinutslippene, kan tyde på en situasjon der fiskens innhold av de mest bestandige klororganiske forbindelser nå mest avhenger av oppholdstid og næringsgrunnlag i perioden før innsamling (med andre ord den indirekte effekt av miljøgiftlagere i sedimentene gjennom forurensede byttedyr, i motsetning til opptak fra vann).

1.3. Tilrådinger

Bestrebelsene på å redusere utslippene av klororganiske forbindelser bør fortsette til det oppnås like god kontroll med disse som det nå synes å være tilfellet for bromorganiske stoffer.

Sannsynligheten for tilstedeværelsen av en eller flere lokale kilder for non-ortho PCB bør gjøres til gjenstand for nærmere undersøkelser.

For en reell bedømmelse av både forurensningsgrad og spiselighet av fisk/skalldyr er det påkrevet å få tilveiebragt fyldestgjørende referansedata fra Skagerrakkysten, spesielt for non-ortho PCB, men også for PCDF/PCDD.

Ved fremtidig overvåking bør individuelle PCB bestemmes, samtidig som man gjør en del parallelle analyser etter gammel metodikk for å sikre sammenlignbarhet med tidligere data.

Arbeidet med å belyse sedimentenes rolle som kilde bør fortsette. For spiselighet av fisk og krabbe synes det særlig viktig å få belyst næringskjedetransport som starter med forurensede bunndyr.

Spørsmålet om videre overvåking bør vesentlig vurderes ut fra:

- eventuelle tilfeller av manglende dokumentasjon av nåværende forhold.
- om det kan ventes vesentlige endringer.

I denne forbindelse kan det kanskje særlig pekes på behovet for å få en gjentatt kartlegging av miljøgiftinnholdet i sedimenter der det også inngår analyser av non-ortho PCB.

2. BAKGRUNN

Kristiansandsfjorden har vært utsatt for en sterk forurensningsbelastning med spesielt klororganiske stoffer, metaller og partikulært materiale fra Falconbridge Nikkelverk A/S, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) fra Elkem Fiskaa, treforedlingsavløp via Otra og kommunalt avløpsvann.

I de senere år har forurensningen fra industri suksessivt blitt sterkt redusert for alle de aktuelle stoffgrupper. Imidlertid er mye av avfallet fremdeles lagret i sedimentene, samtidig som det gjenstår ikke ubetydelige utslipp av enkelte forurensende stoffer (se nedenfor).

Etter forrige overvåkingsrapport innen Statlig program har fjorden vært gjenstand for flere undersøkelser m.h.t. forekomst og konsekvenser av miljøgifter:

- vurdering av virkning fra utfylling med steinmasse på spredning av miljøgifter fra gruntvannssedimenter (Koniczny, 1992)
- kartlegging av PAH i sedimenter og blåskjell fra omgivelsene av Elkem Fiskaa (hhv. Næs, 1992 og Knutzen og Berglind, 1992)
- vurdering av effekter ved eventuell endret utslippsdyp for prosessvann fra Falconbridge (Jacobsen, 1993)
- felteksperimenter til belysning av opptak i fisk og krabbe fra forurenset sediment (Berge et al., under rapportering)
- undersøkelse av effekter av uhellsutslipp av metaller fra Falconbridge november 1992 (Jacobsen, under rapportering)
- kjemisk og biologisk karakteristikk av avløpsvann (Martinsen og Kvernheim, 1992).

I tillegg har det vært vurderinger av mulige mudringseffekter (brev av 15.11.93 fra NIVA til Kristiansand Havnevesen) og studier av resuspensjon av sedimenter i Hannevigsbukta (K. Næs, NIVA, under utførelse).

Av andre undersøkelser kan nevnes:

- bedømmelse av fjorden som resipient for avløpsvann fra treforedlingsindustri (Molvær et al., 1989)
- vurdering av innlagring/spredning av utslipp fra Odderøya renseanlegg (Molvær, 1991)
- oppfølgende undersøkelser i forbindelse med rørledningen fra Hunsfos Fabrikker med direkte utslipp i fjorden (i gang)
- studier av virkning på hardbunns- og bløtbunnsamfunn av renseanlegget på Odderøya, samt etterundersøkelse i Korsvikfjorden (Oug et al., under rapportering)

Den viktigste virkning av forurensningene med miljøgifter er de forhøyede konsentrasjoner i organismer som har medført begrensninger i bruk av fisk og skalldyr til mat. Gjeldende kostholdsråd er fra 1991, der næringsmiddelmyndighetene frarår å spise all fisk og skalldyr fra indre område (dvs. innenfor linjen fra sydspissen av Odderøya over sydøstre ende av Bragdøya-Andøya - se fig. 3), dessuten skjell fra ytre område.

Hovedårsaken til disse restriksjoner er forekomsten av bestandige klororganiske stoffer i tidligere og nåværende utslipp fra Falconbridge Nikkelverk. For skjells vedkommende må imidlertid også PAH-forurensning tas i betraktning; i hvert fall i indre område (Knutzen og Berglind, 1992).

Utslippene fra Falconbridge Nikkelverk av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD "dioksiner") ble i 1988-89 målt til 5-6 g/år av TCDD-ekvivalenter (2,3,7,8-TCDD, den giftigste forbindelsen innen gruppen). Siden har utslippene vært lavere: ca. 0.6 og ca. 1.6 g i 1991 og 1992 og i første halvår 1993 ca. 0.1 g. Disse tall er basert på målinger i avløp fra "Kalksteinstårn" og KL-anlegg. Det må regnes med at tallene er beheftet med ganske stor usikkerhet, både fordi prøve-representativiteten er vanskelig (varierende konsentrasjoner over tid) og fordi den relative usikkerhet må antas betydelig ved så lave konsentrasjoner.

De øvrige klor- og bromorganiske forbindelser bestemmes i form av sumvariable (EPOCl og EPOBr) fordi det inngår mange og til dels ikke identifiserte forbindelser. Utviklingen i utslipp av EPOCl og EPOBr (ekstraherbart persistent organisk bundet klor henholdsvis brom) er vist i fig. 1-2. Det ses å ha vært en betydelig nedgang i utslippene av persistente (tungt nedbrytbare) bromorganiske stoffer (fig. 2). Derimot har man foreløpig ikke lyktes med bestrebelsene på å redusere utslippene av klororganiske forbindelser, der det var en oppgang i siste halvdel av 1992, særlig i 3. kvartal (fig. 1).

De opprinnelige meget store metallutslippene fra nikkelfremstillingen er redusert med 90-99.9% (tabell 1), men fremdeles går det ut betydelige mengder av løste metaller som nikkel og kobber (2-2.5 tonn av hver pr. år).

Tabell 1. Utslipp i kg pr. døgn (årsmiddel) av arsen og metaller fra Falconbridge Nikkelverk A/S 1981-1992.

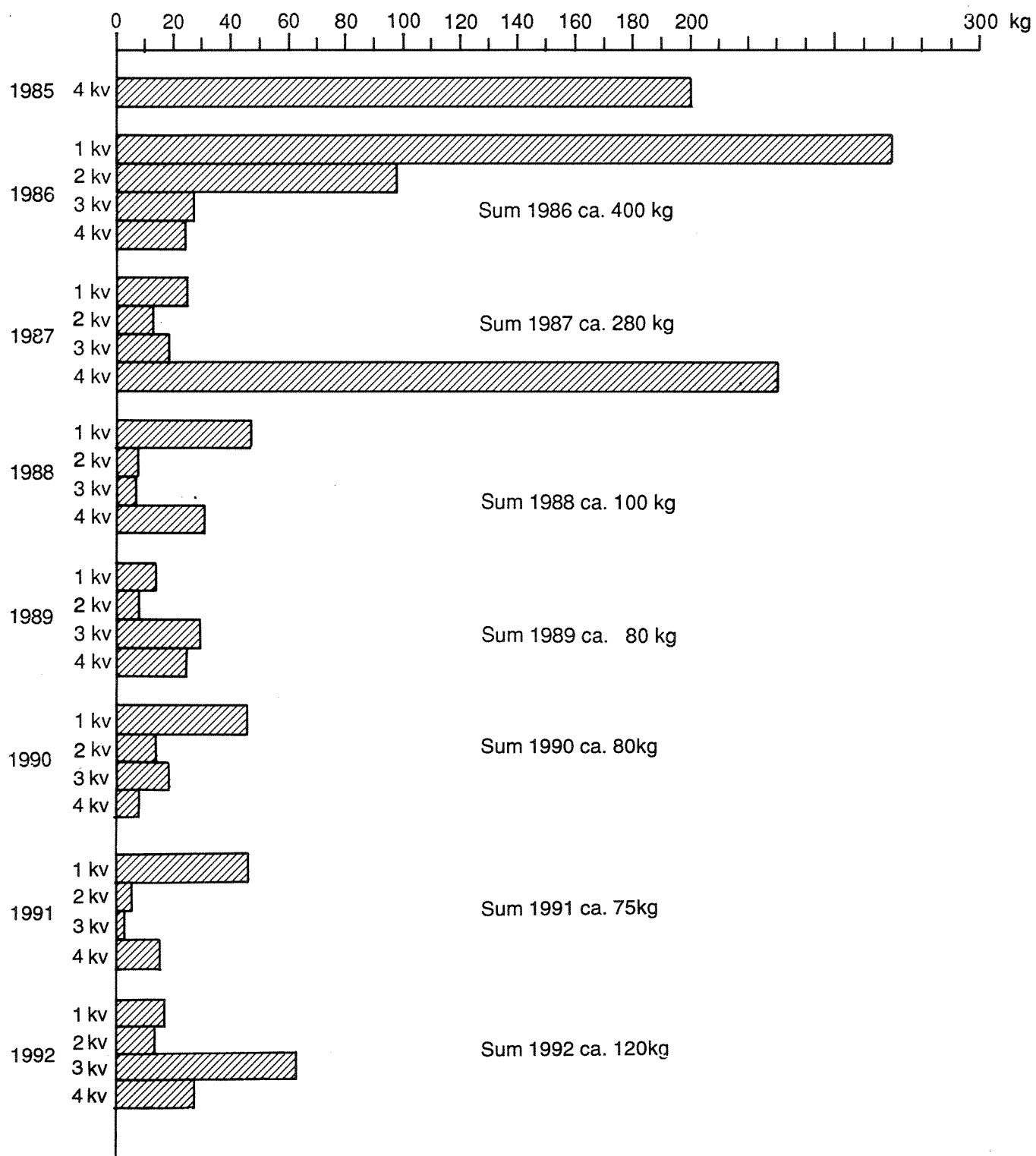
	Før ca. 1/7-82	Ca. 1/7-82- 31/12-84	1985	1986	1987	1988	1989	1990	1991	1992
Jern, hydroksydslam	5000									
" løst	1000	120	120	78	55	46	33	27	9	5
Nikkel i partikler	200									
" løst	300	210	72	55	44	29	18	13	10.2	6.7
Bly, totalt ¹⁾	100	2	2	1.3	1.8	0.5 ²⁾	0.7	0.7	0.5	0.3
Sink, totalt ¹⁾	10-15	10-15	10-15	5.6	4.7	5.2	3.4	1.7	0.8	0.5
Kobber i partikler	80									
" løst	80	53	20	22	22	37	10	8	7.4	6.4
Kobolt i partikler	10									
" løst	10	10	5.6	4.4	2.7	2.5	1.7	1.2	0.7	0.8
Arsen ¹⁾	450	2.5	2.5	5.1	2.8	2.1 ³⁾	3.5	1.5	1.3	0.7

¹⁾ Etter 1/7-87 vesentlig som løst.

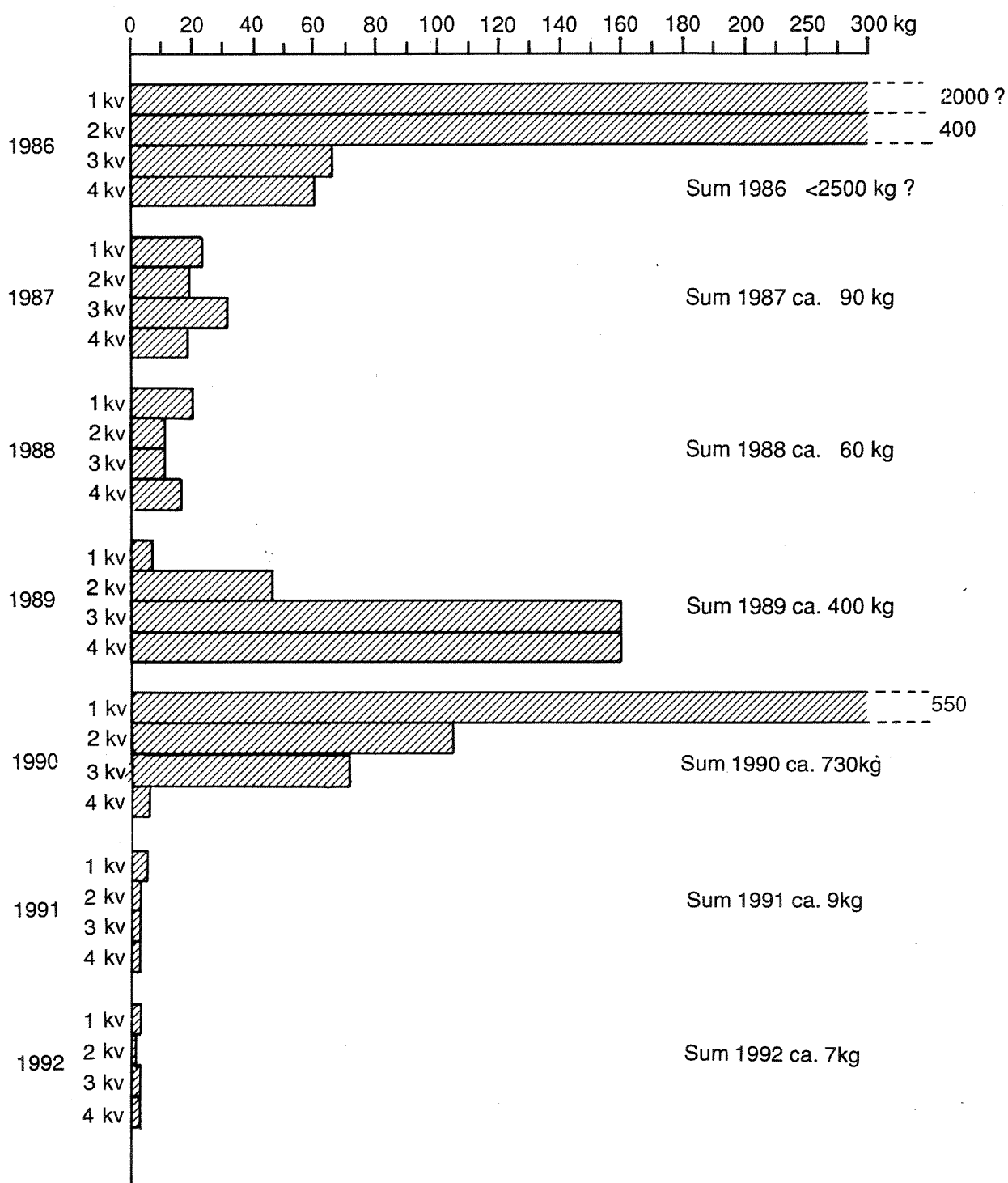
²⁾ 1. halvår 1988 (driftsforstyrrelser på laboratoriet)

³⁾ Jan.-nov.

Belastningen med PAH på Kristiansandsfjorden kommer fra flere kilder (Knutzen og Berglund, 1992). Hverken enkeltkildene eller belastningens samlede størrelse er kjent, men har resultert i at PAH-innholdet i blåskjell fra vestre indre fjord ligger minst 10-20 ganger over "normalnivået". Det er ikke sannsynlig at dagens tilførsel fra virksomheten ved Fiskaa verk, sammen med oppvirvling av forurensede sedimenter, er tilstrekkelig for å gi såvidt høye overkonsentrasjoner.



Figur 1. Ca. utslipp av EPOCI fra Falconbrigde Nikkelverk 1985-1992, kg/kvartal.



Figur 2. Ca. utslipp av EPOBr fra Falconbrigde Nikkelverk 1985-1992, kg/kvartal. (Bare fremstilt tall for avløp fra koboltraffineriet. I tillegg kommer mindre mengder fra hovedkloakken).

3. MATERIALE OG METODER

Prøvematerialet består av fisk og skalldyr innsamlet i oktober-november 1992. I forlengelsen av tidligere undersøkelser (Knutzen et al., 1991 med ref.) har innsamlingen også i 1992 vært konsentrert om torsk, flatfisk, krabbe og blåskjell. I tillegg kommer sjøørret og ål, som det likeledes er knyttet lokale fiskeinteresser til. En oversikt over prøver, innsamlingssteder og analyser er gitt i tabell 2, mens beliggenheten av innsamlingsstedene (delområder og blåskjellstasjoner) fremgår av figur 3. Det kan bemerkes at område B her også inkluderer det tidligere område C, idet det ut fra tidligere erfaringer er funnet lite fruktbart å sondre mellom så nærliggende og små områder (kfr. også Knutzen et al., 1991).

Undersøkelsene er i det vesentlige gjennomført som planlagt (revidert programforslag av 30.3.92), men delvise vanskeligheter med å skaffe prøver eller nok materiale for alle planlagte analyser, har medført enkelte mindre endringer (bortfall av analyse på dioksiner og metaller i skrubbe/rødspette fra hhv. omr. D og F).

Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) har dels vært analysert ved Folkehelse (13 stk.) etter metodikk beskrevet i Johansen et al. (1993). Resten (9 stk.) inklusiv noen paralleller, er som tidligere analysert ved NILU (vedr. metodikk, kfr. Oehme et al., 1989 eller vedlegg i Knutzen et al., 1991). I alle prøver analysert på PCDF/PCDD er det samtidig bestemt non-ortho PCB, slik at bidraget fra disse stoffer til giftighetspotensialet kan sammenlignes med bidraget fra PCDF/PCDD.

Tabell 2. Prøver og analyser ved overvåking av miljøgifter i organismer fra Kristiansandsfjorden okt.-nov. 1992. For prøvesteder (områder/stasjoner) se figur 3.

Analyseprogram I: Parallele blandprøver til analyse på hhv. PCDF/PCDD og utslippskomponenter (klorbenzener (KB), Kloralkylbenzener (KAB), etc.) samt andre klororganiske forbindelser (Σ DDE, PCB); EPOCI/EPOBr på et utvalg.

Analyseprogram II: Som I minus PCDF/PCDD.

Analyseprogram III: Utvalgte prøver fra I og II analysert på GC/MS for andre utslippskomponenter enn under rutineanalysene i program I.

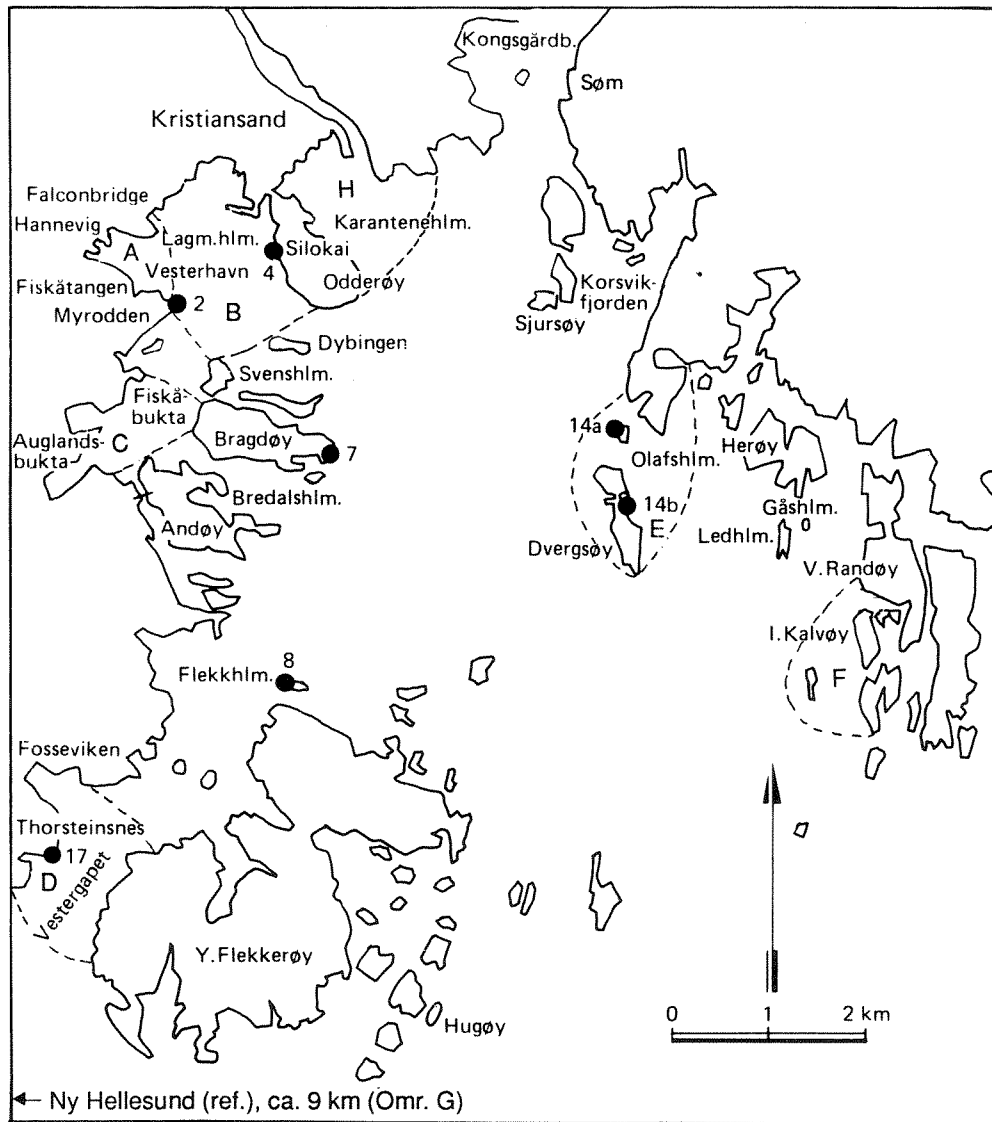
Analyseprogram IV: Bly, kadmium, nikkel, jern, sink, kobber, kvikksølv.

Prøve	Analyseprogram/prøvesteder			
	I	II	III	IV
TORSK (<i>Gadus morhua</i>)				
Lever	B, D, E, F	B ¹⁾	B ²⁾	-
Filet	B, D	B ¹⁾	-	-
SKRUBBE (<i>Platichthys flesus</i>)				
Filet	B	D	B, D,	B
RØDSPETTE (<i>Pleuronectes platessa</i>)				
Filet	E	D, F	-	-
SJØØRRET (<i>Salmo trutta</i>)				
Filet	B	-	-	-
ÅL (<i>Anquilla anquilla</i>)				
Filet	B, H	-	B	-
KRABBE (<i>Cancer pagurus</i>)				
Krabbesmør	B ³⁾ , D	-	B	-
Skallinnmat	B1)	-	B	-
BLÅSKJELL (<i>Mytilus edulis</i>)				
	St.4	St.7,14a,17	St.4, 7	-

1) Individuelle analyser

3) Hanner og hunner separat.

2) Både blandprøver og utvalgte enkeltfisk



Figur 3. Fangstområder for fisk/krabber og stasjoner for blåskjell okt.-nov. 1992.

Hovedkomponentene i utslippet (klorbenzener, kloralkylbenzener, HCB (heksaklorbenzen), OCS (oktaklorstyren), samt andre klororganiske forbindelser er som før analysert ved SINTEF/SI. Prøvene er enten analysert ved GC/EDC eller ved GC/MS (Vedlegg D). Et utvalg er også analysert på EPOCI/EPOBr (nøytronaktiveringsanalyse ved IFE (Institutt for energiteknikk) etter opparbeidelse ved SINTEF/SI (Vedlegg D)).

PCDF/PCDD er analysert på blandprøver av fortrinnsvis 20-25 individer av fisk/krabber og 50 blåskjell (av størrelsen 4-6 cm), men for flere prøver av fisk har dette antallet måttet reduseres på grunn av de nevnte fangstproblemer. I likhet med tidligere er lever og filet av torsk fra indre området analysert individuelt på kloralkylbenzener, HCB etc. mens det ellers er benyttet blandprøver også for disse komponentene.

For metallanalysene ved NIVA er en innveid subprøve av tint homogenisat oppløst med salpetersyre i autoklav ved 120 °C og fortynnet med destillert og avionisert vann (Norsk Standard 4780, 1. utgave juni 1988. Bestemmelsen utføres på den klare væskefasen og foretas med atomabsorpsjon i flamme (sink) eller grafittovn. Kvikksølv analyseres ved kalddamp/gullfelle. Analyse kvaliteten kontrolleres mot sertifisert referansemateriale.

Videre opplysninger om prøvenes sammensetning (antall individer, leverfarge/tilstand hos fisk, lengde/vekt av fisk/krabbe) er gitt i Vedlegg A.

Før analyse er prøvene oppbevart mørkt og nedfrosset, deretter opparbeidet (på NIVA) og igjen frosset før forsendelse til de respektive analyselaboratorier. Blandprøver til analyse av både PCDF/PCDD og øvrige klororganiske er homogenisert med en TEFAL food processor før splitting i parallelle subprøver.

4. PCDF/PCDD OG NON-ORTHO PCB

Rådata fra analysene finnes i Vedlegg B (Folkehelsa) og C (NILU), mens det er gitt et sammendrag i tabell 3 med hensyn til sum TE (toksisitetsekvivalenter = ekvivalenter av 2378-TCDD, den giftigste forbindelsen innen PCDF/PCDD). TE er beregnet etter toksisitetsekvivalentfaktorer (TEF) gitt i Ahlborg et al. (1988, PCDF/PCDD; 1992, non-ortho PCB).

Det gjøres oppmerksom på TE-beregningen gjelder stoffer med dioksinlignende virkningsmekanismer. Denne gruppen omfatter bl.a. alle "plane" (coplanare) PCB. I beregningene for denne rapport inngår bare non-ortho PCB (dvs. uten klor i ortho-posisjon på PCB-molekylet), som er de mest giftige. I tillegg kommer de mindre potente mono- og di-ortho PCB. Når disse ikke er med i beregningen, skyldes det at PCB, for sammenlignbarhet med tidligere data, er angitt etter eldre metodikk, dvs. bare som en sum, uten bestemmelse av enkeltforbindelsene. Vanligvis gir imidlertid non-ortho PCB det største bidraget til giftighetspotensialet.

Forøvrig bør det understrekes at slike TE-beregninger er usikre, med til dels store forskjeller mellom de TEF-verdier som ulike forfattere tilordner samme stoffer (se f.eks. Ahlborg et al., 1992).

4.1. Konsentrasjoner og forurensningsgrad

Hovedkonklusjonen fra tabell 3 er at i de fleste analyserte organismer (alle unntatt sjøørret) spilte PCB like stor eller større rolle enn PCDF/PCDD. Av det som er nevnt ovenfor, følger at dette ville ha vært enda tydeligere hvis alle plane PCB hadde inngått i beregningen.

Det prosentvise bidrag fra PCB til sum TE (toksisitetsekvivalenter) varierer imidlertid mellom artene:

Torskelever:	79-89
Torskefilet:	78-87
Skrubbe:	48
Rødspette:	47
Ål:	75-80
Sjøørret:	32
Krabbesmør, hanner:	40-45
Krabbesmør, hunner:	45-86 (?)
Krabber, rest skallinnmat:	30-33
Blåskjell:	50-54

Disse forskjeller henger sammen med artenes ulike akkumuleringsegenskaper, som f.eks. i Grenlandsfjordene har vist seg å være betydelig (Knutzen og Oehme, 1993; Knutzen et al., 1993a).

For både dioksiner og PCB ses tydelige avstandsgradienter. Nivåene i torsk og krabbe fra indre område (område B) lå 5-10 ganger høyere enn i fangster tatt lenger ut; i torskelever på fettbasis opp mot 15-20 ganger. Resultatet bekrefter tidligere indikasjoner på at Kristiansandsfjorden også tilføres PCB lokalt. Imidlertid var avstandsgradientene for non-ortho PCB mer markert enn forskjellen mellom nivåene av sum PCB observert i indre og ytre fjord i de senere år (figur 17).

Forurensningsgraden, dvs. sammenlignet med "antatt høyt bakgrunnsnivå" er vanskelig å angi pga. manglende data fra områder som bare er diffust belastet. Tidligere antakelser om "normalnivået" av dioksiner (TCDD-ekvivalenter) på Skagerrak-kysten synes å måtte revideres (nedjusteres) etter mer enn 95 % reduksjon i utslippene til vann av PCDF/PCDD fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk

fra sommeren 1990, og senere ytterligere reduksjoner (Knutzen et al., 1993a med ref.). Imidlertid kan også sannsynlig reduksjon i diffuse kilder generelt spille en rolle for denne tendensen.

Disse tidligere antakelser om "bakgrunnsnivåer" reflekteres i SFTs klassifisering av miljøkvalitet (Knutzen et al., 1993b). Både i torsk, rødspette og krabbe fra de midtre/ytre deler av Kristiansandsfjorden lå innholdet av TCDD-ekvivalenter på 1/2-1/5 av de grensene man opererer med i klassifiseringssystemet. Nivåene fra indre Kristiansandsfjord overskrider imidlertid grensen og blir å betegne fra "moderat" (torskelever, krabbesmør) til "markert" (blåskjell) og "sterkt" (skrubbe) forurenset med PCDF/PCDD, samsvarende med overkonsentrasjoner jevnført med øvre grense for beste kvalitetsklasse fra ca. 1.5 ganger til vel 10 ganger.

I sjøørret kan overkonsentrasjonen av PCDF/PCDD anslås til omkring 3-5 ganger (Knutzen et al., 1993c, med ref.), mens verdiene i ål lå på omkring bakgrunnsnivået på Skagerrakkysten (Berge, 1991, NIVA/NILU, upubl.). Resultatene for ål bekrefter observasjoner fra Grenlandsområdet, der det er konstatert at ål har relativt sett liten tilbøyelighet til å akkumulere dioksiner (Knutzen og Green, 1991).

I tilknytning til ovenstående kan nevnes at i lever av torsk fra den tidligere klorblekeribelastede Iddefjorden er målt bare 5.1 ng TCDD-ekv./kg våtvekt (Berge og Helland, 1993), med andre ord også her bare på 1/5 av øvre grense for tilstandsklasse 1 i Knutzen et al. (1993b) og omtrent som i ytre Kristiansandsfjorden.

For non-ortho PCB er det så få referansedata at forurensningsgraden foreløpig best kan antydes ut fra ovennevnte avstandsgradienter, m.a.o. 5-15 ganger i torsk og krabbe fra de indre prøvestedene og antagelig noe tilsvarende i skrubbe. Nøyere angivelser må utstå til innsamling og vurdering av grunnlagsdata. Det kan imidlertid bemerkes at Berge og Helland (1993) fant en sum av non-ortho PCB på 44 ng TE/kg våtvekt i torsk fra Iddefjorden (TE-verdien omregnet her etter Ahlborg et al., 1992).

Generelt sett ses det å være godt samsvar mellom Folkehelsas og NILUs resultater ved parallellanalysen (tabell 3, for detaljer se vedleggene B og C). NILU lå noe høyere for både TCDD-ekvivalenter og sum TE, men i hovedsaken ikke mer enn 5-25 % og med størst avvik fra de laveste konsentrasjonene. Dette er ikke større forskjell enn man kan erfare ved parallellanalyser på samme laboratorium.

Tabell 3. PCDF/PCDD og non-ortho PCB (sum av nr. 77, 126, 169) i fisk, krabbe og blåskjell fra Kristiansandsfjorden okt.-nov., 1992, ng TE/kg våtvekt og ng TE/kg fett (TEF (toksisitetsekvivalentfaktorer) etter Ahlborg et al., 1988, 1992). N: Analysert ved NILU. Fo: Analysert ved Folkehelsa.

Arter, omr. (st.)	ng/kg våtvekt				ng/kg fett		
	PCDF/D	n.-o. PCB	Sum TE	% fett	PCDF/D	n.-o. PCB	Sum TE
Torsk, lever							
Omr. B (N)	40.2	248.7	288.9	20.3	198	1225	1423
" D (N)	18.5	71.3	89.8	37.1	49.9	192.2	252
" D (Fo)	14.8	66.4	81.2	38.6	38.3	172.0	210
" E (Fo)	6.9	55.6	62.5	45.9	15.1	121.1	136
" F (Fo)	5.7	34.2	39.9	48.3	11.7	70.8	83
Torsk, filet							
Omr. B (Fo)	0.18	1.22	1.40	0.20	90.0	610	700
" D (Fo)	0.07	0.25	0.32	0.24	29.2	104.2	133
Skrubbe, filet							
Omr. B (N)	3.34	3.05	6.39	0.45	742	678	1420
Rødspette, filet							
Omr. E (Fo)	0.16	0.14	0.30	0.60	26.7	23.3	50
Ål, filet							
Omr. B (N)	1.39	4.28	5.67	8.7	15.6	49.2	65
" B (Fo)	1.01	3.97	4.98	8.4	12.0	47.3	59
" H (Fo)	1.11	3.38	4.49	10.3	10.8	32.8	43
Sjørret, filet							
Omr. B (Fo)	3.84	1.77	5.61	1.6	240	111	351
Krabbesmør							
Hanner, omr. B (N)	56.8	47.3	104.1	12.7	447	372	819
" " B (Fo)	53.8	40.4	94.2	8.2	656	493	1149
" " D (Fo)	10.3	7.0	17.3	11.2	92	63	155
Hunner, omr. B (N)	28.9	23.5	52.4	10.6	272	222	494
" " D (N)	2.0	12.3	14.3	8.0	24.5	154	177
Krabbe, rest skallinnmat							
Hanner, omr. B (N)	13.4	6.7	20.1	1.1	1218	609	1827
Hunner, omr. B (N)	29.2	12.7	41.9	3.7	789	343	1132
Blåskjell							
St. 4 (N)	1.33	1.55	2.88	2.6	51.2	59.6	111
" (Fo)	1.05	1.07	2.12	2.8	37.5	38.2	76

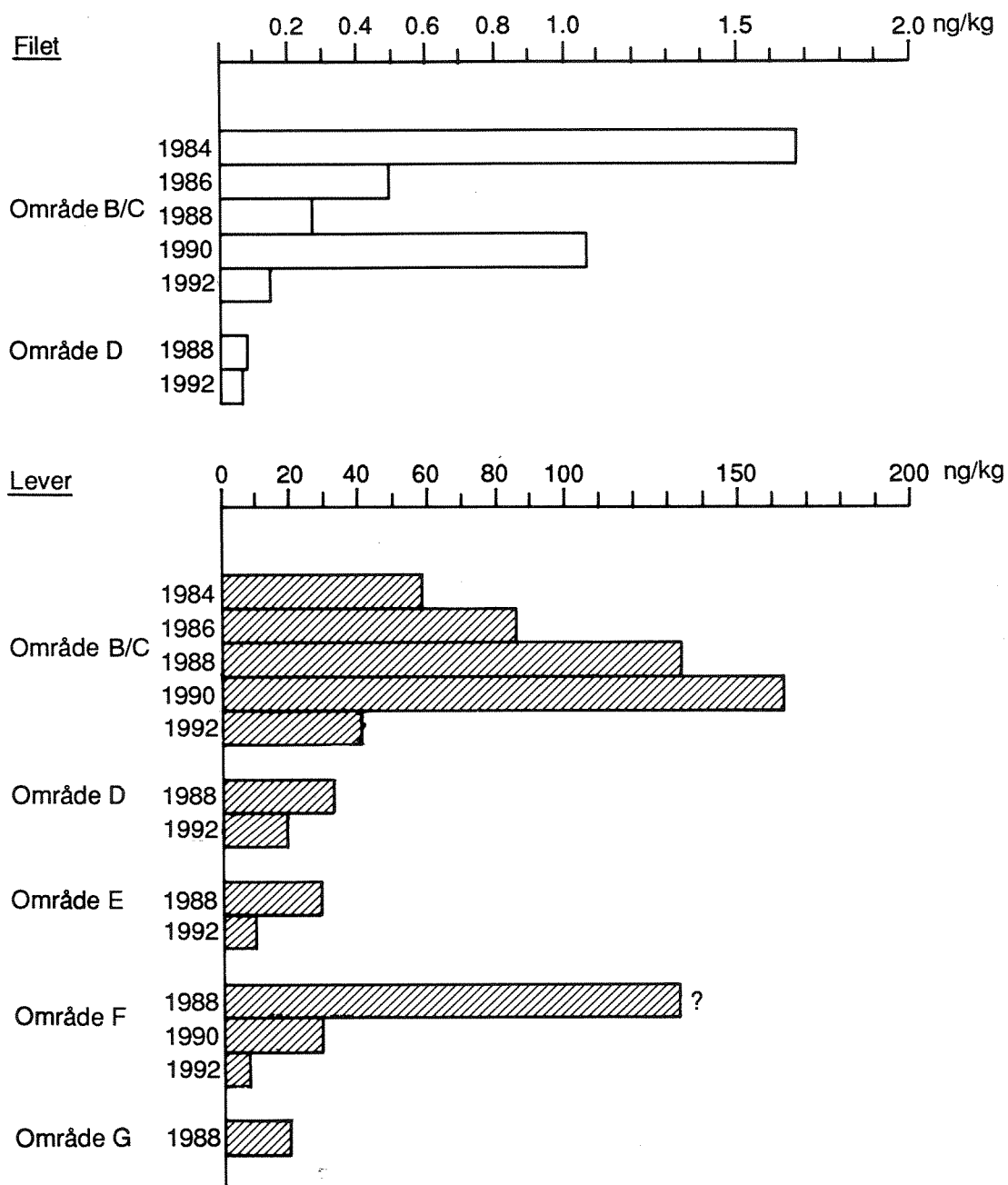
4.2. Utvikling 1982-1992 (PCDF/PCDD)

I figur 4-8 er konsentrasjonen av TCDD-ekvivalenter, delvis omregnet til fettbasis for å utligne forskjeller som kan skyldes PCDF/PCDDs fettakkumulerende egenskaper. Videre er det i de aktuelle tilfeller benyttet gjennomsnittet av NILUs og Folkehelsas resultater i parallelle prøver.

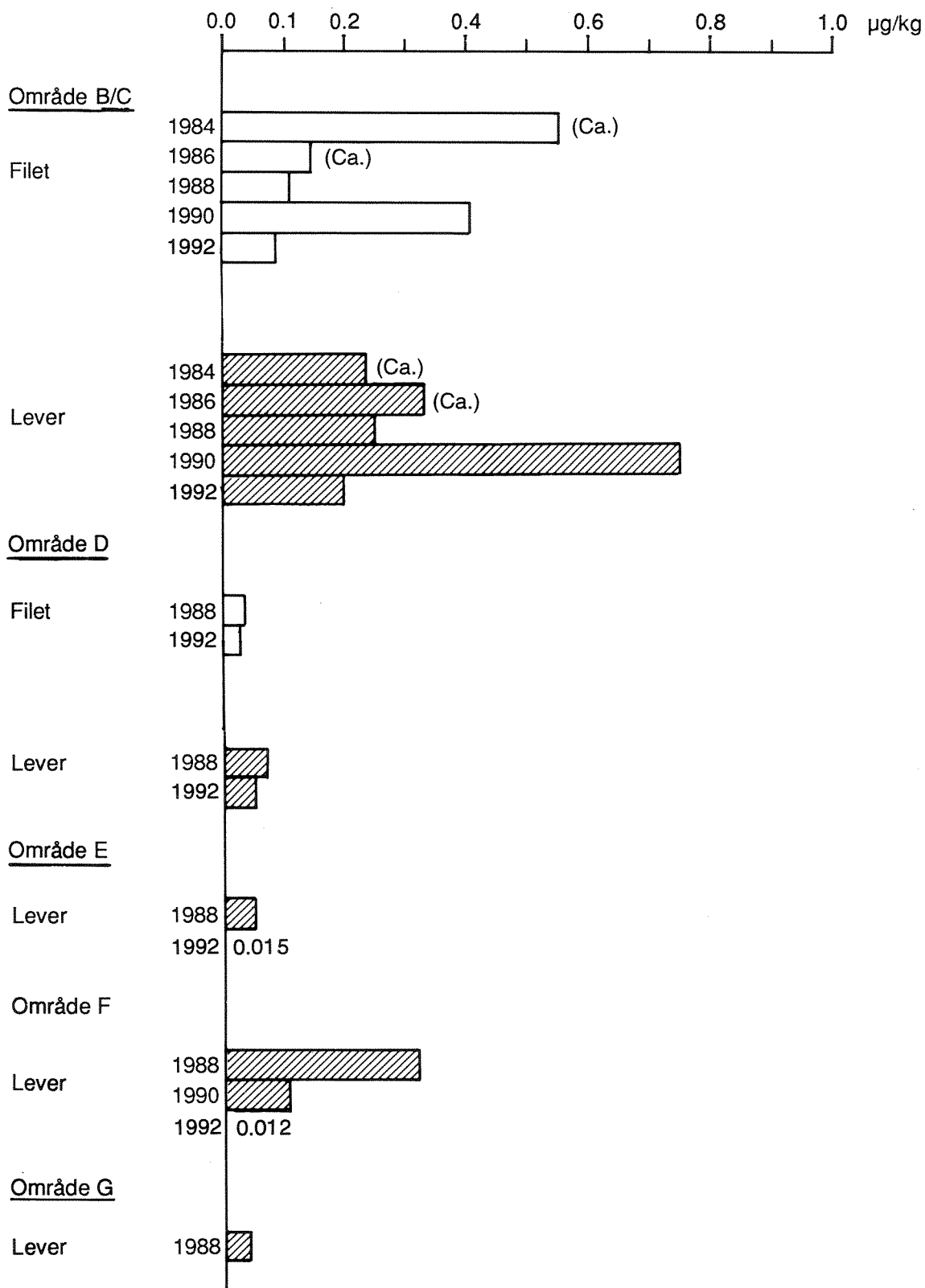
I torsk (figur 4-5), ses en generell tendens til lavere dioksininnhold i 1992 enn de foregående år. Selv i indre området var imidlertid forbedringen liten. Muligens er det med de siste utslippsreduksjoner nådd en situasjon der dioksininnholdet vesentlig avhenger av hvor fisken har oppholdt seg og hva den har spist før den ble fanget (i motsetning til tidligere da forurenset vann var mer utbredt i fjorden). Dette er forhold som må antas å variere en god del innenfor et lite område med bratte avstandsgradienter, slik det er i Kristiansandsfjorden.

Samme svake og usikre tendens til bedring ses i skrubbe og krabbe (figur 6-8), der også forutgående vandring og diett spiller avgjørende rolle.

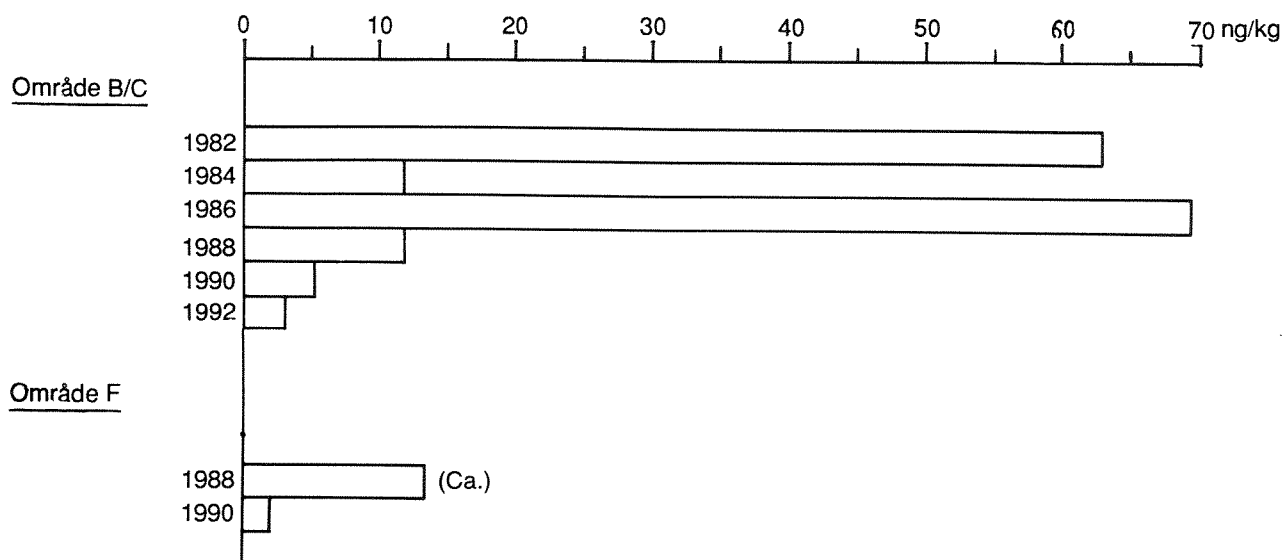
Større nedgang har det vært i blåskjell, samsvarende med at dette er en art som påvirkes relativt mer av den direkte belastning fra utslipp. Senere respons hos dyr med tilknytning til bunnen på dypere vann er en erfaring som også er gjort i Frierfjorden (Knutzen et al., 1993a).



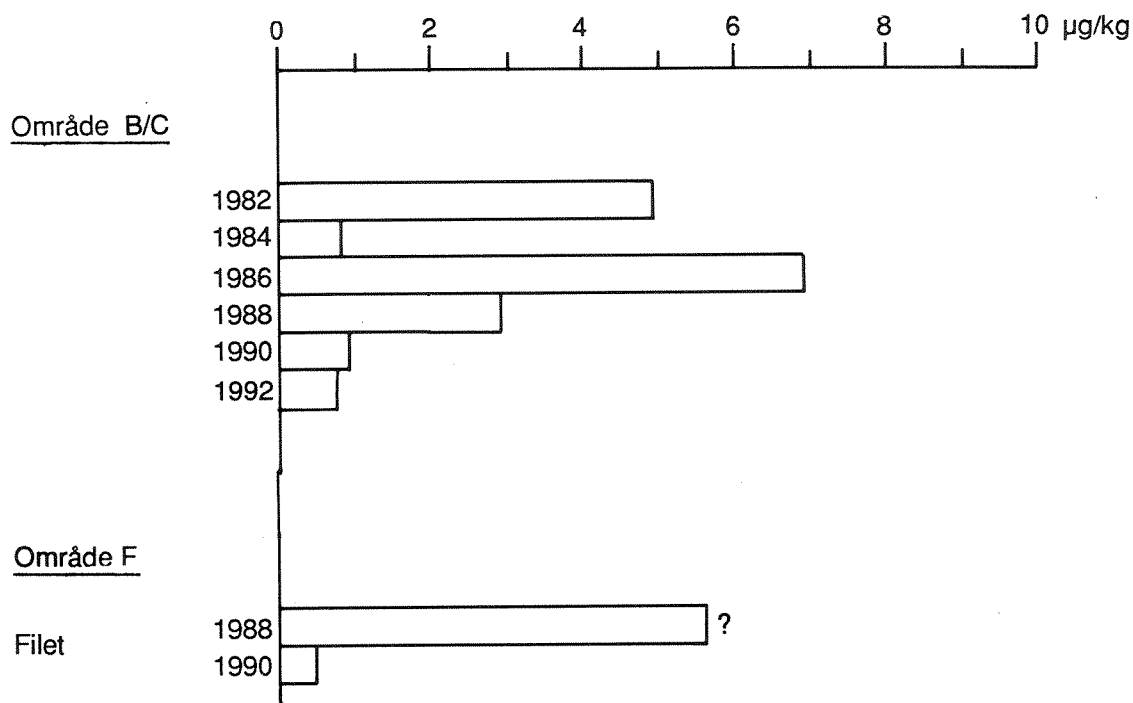
Figur 4. 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i filet og lever av torsk (*Gadus morhua*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982-1992, ng/kg friskvekt.



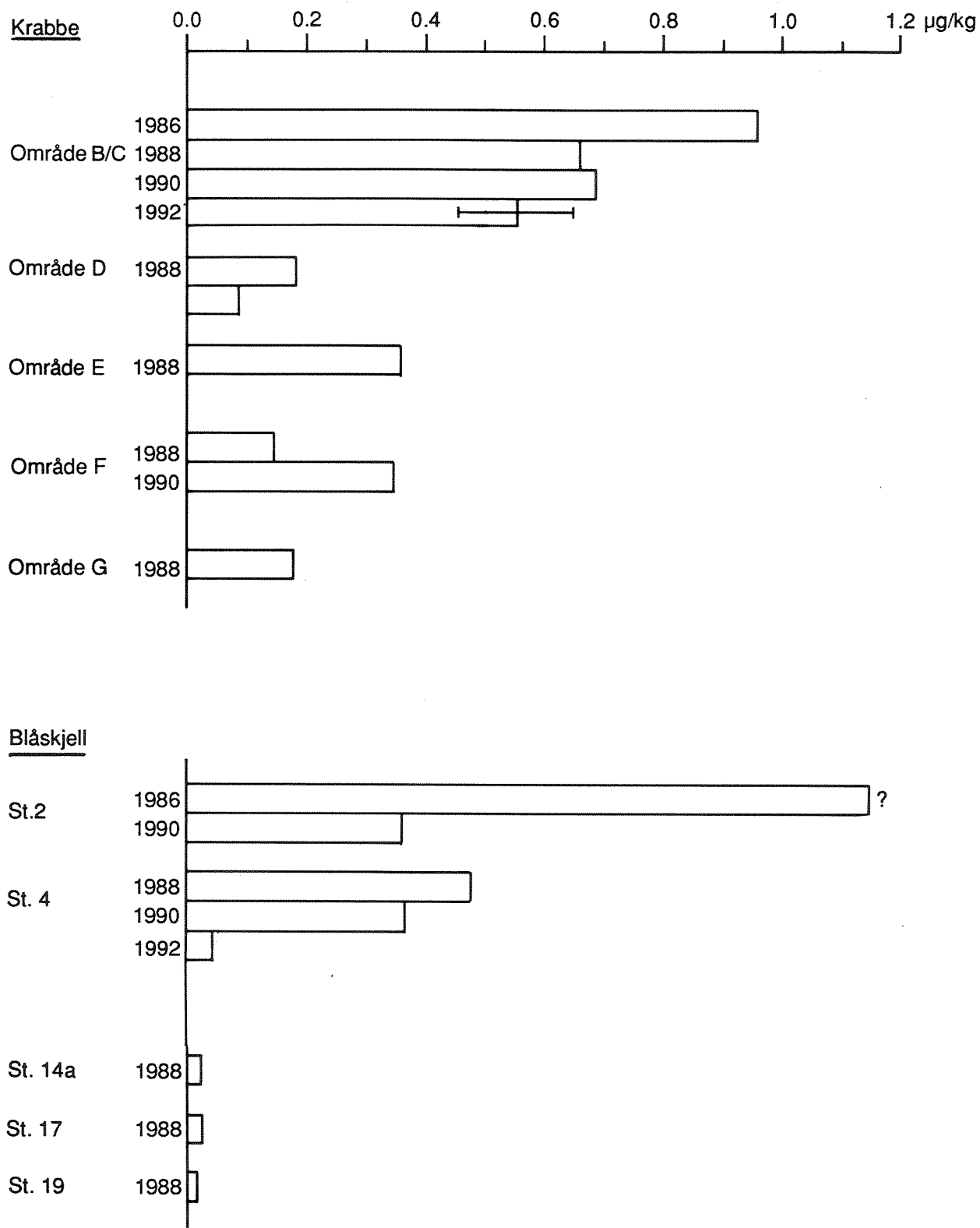
Figur 5. 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i filet og lever av torsk (*Gadus morhua*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund 1984-1992, µg/kg fett. Bemerk: For 1984 og 1986 er det gått ut fra fettprosent bestemt i parallelle prøver.



Figur 6. 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982-1990, ng/kg friskvekt.



Figur 7. 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982-1992, µg/kg fett. Bemerk: For 1982-1984 og 1986 er det gått ut fra fettprosent bestemt i parallelle prøver.



Figur 8. 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i krabbesmør (Hepatopancreas) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund (område G) 1986-1992, $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett. (I blåskjell fra 1986 er antatt fettprosent 2). [—] markerer resultater av parallellanalyser.

5. ØVRIGE KLOR- OG BROMORGANISKE STOFFER

5.1. Konsentrasjoner og forurensningsgrad

Sammendrag av de viktigste resultatene fra analysene med GC/ECD er gitt i tabell 4, som er basert på rådata i vedlegg D. I tillegg er det identifisert en del forbindelser ved GC/MS (kfr. Vedlegg D). Disse er omtalt for seg.

Overkonsentrasjonen av HCB i torsk, skrubbe og blåskjell, dvs. sammenlignet med tilstandsklasse 1 i Knutzen et al., (1993b), var i materiale fra indre fjord ca. 5-20 ganger, lavest i torsk og høyest i skrubbefilet. Ses imidlertid på avstandsgradientene fremgår forskjeller mellom materiale fra indre og ytre fjord på opp mot det dobbelte, dvs. ca. 10-40 ganger.

I tråd med tidligere observasjoner (Knutzen et al., 1988, 1991) er påvirkningen sporet lenger ut på vestsiden enn østsiden av fjorden (kfr. verdien for blåskjell, torsk og rødspette i tabell 4) selv om forskjellene i HCB-nivåer mellom område D/st 17 (vestsiden) og de øvrige prøvesteder var små.

Overkonsentrasjonen av HCB i sjøørret kan anslås til ca. 5 ganger (Knutzen og Skei, 1990) i krabbesmør til 2-10 ganger (kfr. Næs et al., 1991, og verdier fra Jomfruland i Knutzen et al., 1993c).

For ål og krabbe er det foreløpig ingen sammenstilling av data fra referanseområder, men jevnført med observasjoner i Hvaler/Koster-området (Berge, 1991) var det i Kristiansandsfjordålen 2-10 ganger høyere HCB-innhold, høyest fra område B. Om lag samme eller litt høyere forurensningsgrad kan anslås for HCB i krabbesmør.

Med hensyn til krabbe kan man dessuten merke seg at det ikke var noen åpenbar forskjell mellom de to kjønn når verdiene for krabbesmør og resten av skallinnmaten ses under ett (tabell 4). (Det samme gjalt for dioksiner, kfr. tabell 3).

Blåskjell fra st. 4 viste fremdeles overkonsentrasjoner av HCB i størrelsesorden 20-30 ganger (I henhold til nyere data bør sannsynligvis "antatt høyt bakgrunnsnivå" i Knutzen et al. (1993b) halveres).

Referansedata for OCS, DCB og KAB er i stor grad manglende, og forurensningsgraden i indre fjord må bedømmes ut fra de observerte forskjeller mellom prøver fra indre og midtre/ytre fjord. I hovedsaken kan det konstateres samme bilde som for HCB, dvs. tydelige avstandsgradienter med (5)10-30 ganger høyere konsentrasjon i indre område (kfr. verdier i torskelever, skrubbefilet, krabbesmør og blåskjell i tabell 4).

Fra tabell 4 kan man ellers merke seg at konsentrasjonene av Σ DDE og Σ PCB, som ikke overskred "antatt høyt bakgrunnsnivå" (Knutzen et al., 1993b), var av samme størrelsesorden (DDE) eller høyere (PCB) enn summen av de antatte viktigste utslippskomponentene (se imidlertid nedenfor). Også for sum PCB er de høyeste konsentrasjonene (omregnet til fettbasis) konstatert i organismer fra indre fjord, men avstandsgradientene var ikke like klare som for gruppen av non-ortho PCB.

Videre ses at det er funnet konsekvent lavere innhold av EPOBr enn EPOCl. Stort sett har dette også vært tilfelle tidligere (Knutzen et al., 1988, 1991). Også i 1992 var det et par eksempler på omvendte

avstandsgradienter av det man skulle forvente (kfr. torskelever og krabbesmør), hvilket begrenser nytten av de sumvariable i overvåkingssammenheng. For blåskjell ses imidlertid klart høyere konsentrasjon i skjellene fra den innerste stasjonen.

Ved noen orienterende analyser av EPOBr i materiale fra områder uten kjente punktkilder for bromorganiske stoffer, ble det i torskelever og skrubbelever funnet $< 50 \mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (NIVA upubl.), m.a.o. vesentlig lavere enn i torskelever fra Kristiansandsfjorden (tabell 4). I materiale fra Grenlandsområdet/Telemarkskysten ble det heller ikke funnet verdier over deteksjonsgrensen, hverken i torskelever eller filet av flere fiskearter (Knutzen et al., 1993a, vedlegg E). I blåskjell fra samme område (med et par av stasjonene i åpent farvann) ble det registrert $70\text{-}230 \mu\text{g}/\text{kg}$. Også disse verdiene ligger godt under nivåene i skjell fra Kristiansandsfjorden. I henhold til disse resultater skulle således EPOBr være en anvendelig parameter til å spore Falconbridge-avløpet (med noe forbehold mht. at Grenlandsobservasjonene tyder på et visst bakgrunnsnivå av bromorganiske stoffer i blåskjell).

Ser man imidlertid på analyser av krabbesmør fra Grenlandsområdet, blir denne konklusjonen ytterligere forbeholden. Blant annet er det i krabbesmør fra Jomfruland observert over $800 \mu\text{g}/\text{kg}$ EPOBr/kg (Knutzen et al., 1993a, vedlegg E), m.a.o. høyere enn 1992-verdiene fra Kristiansandsfjorden. Også for krabber later det seg å følge til at man må regne med et (varierende?) naturbetinget nivå av EPOBr.

For å gjøre seg noe håp om å løse opp ovenstående motstridende indikasjoner vil det være nødvendig med et eget undersøkelsesprogram for fisk og særlig krabbe/blåskjell samlet fra mest mulig uberørte deler av kysten. Dette bør i tilfelle også omfatte EPOCl.

EPOCl viste i materiale fra Grenlandsområdet i hvert fall delvis logiske avstandsgradienter, bl.a. med $0.3\text{-}11 \text{ mg}/\text{kg}$ i torskelever, men mindre konsistent i så måte for krabbesmør ($\sim 500\text{-}6500 \mu\text{g}/\text{kg}$), samt bemerkelsesverdig lavt i blåskjell sammenlignet med i Kristiansandsfjorden (ca. $100\text{-}500 \mu\text{g}/\text{kg}$ og uten noen konsekvent avstandsgradient (Knutzen et al., 1993a, vedlegg E). Det kan tilføyes at ved orienterende undersøkelser på norske referanselokaliteter innen det felles internasjonale overvåkingssystem for Oslo/Pariskommisjonen varierte EPOCl-verdiene i blåskjell i intervallet $130\text{-}490 \mu\text{g}/\text{kg}$ (middel $230 \mu\text{g}/\text{kg}$) (33 obs., NIVA upubl.). Det fremgår av tabell 4 at målingene i Kristiansandsfjorden ga atskillig høyere konsentrasjoner.

Di-/tri-/tetraklorbenzener og den tredje kloralkylbenzenen (KAB10) opptrådte bare i lave konsentrasjoner.

I tabell 5 er stilt sammen hovedresultatene fra GC/MS-bestemmelsene. Bemerk at det i dette sammendraget dels er benyttet en summering til stoffgrupper og dessuten gjennomsnittsverdier (individuelle analyser av torskelever, blandprøvene av krabbesmør og rest skallinnmat av hann- og hunnkrabber). Hensikten med tabellen er å gi oversiktsinformasjon om størrelsesordenen av de aktuelle stoffer; for detaljer henvises til vedlegg D.

Tabell 4. Hovedkomponenter av klororganiske forbindelser samt EPOCI/EPOBr i torsk (*Gadus morhua*), skrubbe (*Platichthys flesus*), ål (*Anguilla anguilla*), sjøørret (*Salmo trutta*) og rødspette (*Pleuronectes platessa*) fra Kristiansandsfjorden okt.-nov. 1992, µg/kg våtvekt. I.a.: ikke analysert. ΣDDE= DDT + DDE. PCB: Sum beregnet ved sammenligning med Arochlor 1254.

	5CB	HCB	OCS	DCB	KAB4	KAB5	ΣDDE	PCB	% Fett	EPOCI	EPOBr
Torsk, lever											
Omr. B, bl.pr	24	91	49	6	3	8	30	400	26.3	200	300
" B, ind.anal. ¹⁾	16.5	68	39	6.2	2.2	5.7	20	370	17.8	-	
" D ²⁾	3	26	11	5	<0.2	0.8	73	470	44.8	-	
" E ³⁾	2.5	23	17	4	<0.2	≈0.5	90	690	55.8	4300	700
" F	2	10	3	1	<0.2	<0.2	30	330	54.3	-	
Torsk, filet											
Omr. B	0.2	1	0.7	0.2	<0.2	<0.2	0.1	3	0.55	<100	<50
" D	<0.2	0.2	0.09	<0.1	<0.2	<0.2	0.2	2	0.63	-	
Skrubbe, filet											
Omr. B	0.8	7	3	0.8	0.7	2	0.4	12	0.90	200	<50
" D	<0.2	0.2	<0.1	<0.1	<0.2	<0.2	<0.1	2	1.00	<100	<50
Rødspette, filet											
Omr. D	<0.2	0.2	<0.1	<0.1	<0.2	<0.2	0.2	1	1.14	i.a.	i.a.
" E	<0.2	<0.1	<0.1	0.08	<0.2	<0.2	<0.1	1	0.61	i.a.	i.a.
" F	<0.2	<0.1	<0.1	<0.1	<0.2	<0.2	<0.1	1	0.82	i.a.	i.a.
Sjøørret, filet											
Omr. B ²⁾	2	9	2	<0.1	0.3	1	1	21	2.03	i.a.	i.a.
Ål, filet											
Omr. B ²⁾	9	33	4	0.6	1	3	4	69	11.0	i.a.	i.a.
" H	2	8	1.2	<0.2	0.2	0.6	4	97	12.9	i.a.	i.a.
Krabbesmør											
Hanner, omr. B ³⁾	14	39	4	2	5.5	12	8.5	150	12.5	900	400
Hunner, omr. B ²⁾	5	17	2	1.5	4	8	10.5	83	11.2	-	
Hanner, omr. D	1	5	0.4	0.6	<0.2	<0.2	4	40	8.5	600	500
Hunner, omr. D	3	11	0.8	0.6	<0.2	0.6	9	69	9.0	i.a.	i.a.
Krabbe, rest skallinnmat											
Hanner, omr. B	11	26	1	0.8	6	14	0.2?	<14	1.52	i.a.	i.a.
Hunner, omr. B	13	38	3	0.5	21?	48?	31	36	5.55	i.a.	i.a.
Blåskjell											
St. 4 ³⁾	3	3	<0.1	<0.1	5.5	17	2	~3	3.00	4700	800
St. 14a	<0.2	<0.1	<0.1	<0.1	<0.2	0.6	1	<2	1.70	i.a.	i.a.
St. 17	<0.2	0.2	<0.1	<0.1	<0.2	0.7	1	<0.5	2.26	1000	200

1) Gj.snt av 23 individuelle analyser (blandprøver av de samme 23)

2) Gj.snt av 2 åpne paralleller (ubetydelig forskjell)

3) Gj.snt av 2 "blinde" paralleller (ubetydelig forskjell).

Resultatene i tabell 5 er vanskelige å tolke av hovedsakelig to grunner:

A: Stoffenes ukjente biologiske egenskaper.

B: Den til dels store variasjonen og/eller usikkerheten i konsentrasjonene (se også vedlegg D)

Om pkt. A kan det sies at stoffene generelt sett må betraktes som betenkelige, selv om de - med unntak av pentaklortoluen - ikke er blant de høyest klorerte. Ved den innledende karakteristikkk av KAB ble gruppen funnet toksisk i nivå 25-50 µg/l overfor alger og blåskjell, samt lite eller ikke nedbrytbare under naturlig forhold i sediment (Källqvist og Martinsen, 1987). Til sammenligning ligger den akutte giftighet av PCB-blandingen vel en størrelsesorden lavere (Moore og Walker, 1991). Imidlertid er PCB også testet overfor vesentlig flere arter.

Ved sammenligning av tabellene 4 og 5 ses at enkelte av stoffene/stoffgruppene i tabell 5 opptrådte i til dels betydelige høyere konsentrasjoner enn de øvrige utslippskomponentene, men samtidig til dels bemerkelsesverdig varierende. F.eks. ble 20-200 µg/kg Br₂-Cl₂-C₃-benzen funnet i to individuelt analyserte torskelever, men ikke i de øvrige enkeltfisk eller i blandprøver fra samme område (vedlegg D). I betraktning av det relativt lave fettinnholdet er det spesielt i blåskjell funnet høye konsentrasjoner av enkelte av stoffene (og med meget godt samsvar i en blindtest med paralleller). Med unntak for blåskjell og rest skallinnmat av krabber ligger summen av utslippskomponentene i samme størrelsesorden eller lavere enn PCB-innholdet i de analyserte artene. Av tabell 4 ses at samme uforholdsmessig høye konsentrasjon i blåskjell jevnført med mer fettrike organismer finnes igjen for EPOCl.

De identifiserte KAB inneholder nær 50 % klor. Antas dette som et gjennomsnitt for alle forbindelser/grupper listet i tabellene 4-5, fås ved en summering, basert på middelverdier av intervallangivelsene for stoffene i tabell 5, at "identifiserte" klororganiske forbindelser bare utgjør <5-15 % av EPOCl-verdiene i torskelever (blandprøve område B), skrubbefilet omr. B, krabbesmør omr. B og blåskjell st. 4. Lavest andel identifiserte var det i blåskjell til tross for ovennevnte høye konsentrasjon av tabell 5 stoffene i denne arten.

Tabell 5. Diverse klor- og bromorganiske forbindelser i utvalgte prøver av fisk og skalldyr fra Kristiansandsfjorden okt.-nov. 1992, µg/kg våtvekt. i.p.= ikke påvist.

Arter/omr./st.	Triklor-pseudo-kumen	Penta-klor-toluen	Dibrom-mesitylen	Tribrom-pseudo-kumen	ΣDi-tetra kloralkyl benzener	ΣBr/Cl alkyl-benzener
Bl.pr. torskelever, omr. B	<7	i.p.	i.p.	i.p.	5<50 ¹⁾	i.p.
Ind.anal. "						
Gj.nst. (n = 11)	17	i.p.	3.5	i.p.	-	-
Variasjon	i.p.-61	-	i.p.-19	-	2)	3)
Skrubbe omr. B	2	i.p.	i.p.	i.p.	3<20 ⁴⁾	i.p.
Skrubbe, omr. D	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	3<20 ⁴⁾	i.p.
Ål, omr. B	<4	i.p.	<0.5	i.p.	i.p.	i.p.
Krabbesmør, omr. B ⁵⁾	9	i.p.	5	i.p.	spor<25 ⁶⁾	~4
Krabbe, rest skallinnm. omr. B ⁷⁾	60	~3	7	~2	30<180	~10<20
Blåskjell, st. 4 ⁸⁾	23	i.p.	12	i.p.	40<250 ⁹⁾	~20-50

1) Cl₂-C₄, ellers i.p.

2) i.p. - 100<400 av Cl₂-C₄, 5<30 i ett tilfelle for Cl₄-C; ellers i.p.

3) 1/2 tilfeller 20<100/20<200 for ulike Br₂Cl₂-C₃, ellers i.p.

4) Cl₄-C₂, ellers i.p.

5) Gjennomsnitt av to parallelle prøver av hanner + 1 prøve av hunner

6) Cl₂-C₄: 3<20, Cl₃-C₃: 5 i prøven av hunner, ellers i.p.

7) Middell av hanner og hunner, anslagsmessig for di-tetraklor alkylbenzener.

8) Gjennomsnitt av 2 parallelle.

9) Cl₂-C₄ 30<200, Cl₃-C₄ 10<50, øvrige i.p.

5.2. Utvikling 1982-1992

Av tabell 6 ses at i løpet av denne perioden har forurensningene med HCB, OCS i torsk og skrubbe fra indre fjord avtatt med 95-98 % (på fettbasis). Noe lignende kan være tilfelle for KAB4, der det imidlertid mangler observasjoner fra de første årene (med størst utslipp). Generelt ses også en avtagende tendens i PCB-innholdet, men for denne stoffgruppen med positiv tendens særlig etter 1986. De sterkt svingende (og usikre?) EPOCl-dataene er vanskeligere å bedømme, og det samme gjelder EPOBr.

Utviklingen i torsk og skrubbe for ovennevnte variable ses i tillegg av figurene 9-18. Informasjonene fra midtre/ytre fjord er mindre dekkende, men av figurene fremgår at det også her er observert til dels tydelig bedring (figur 10, 12).

Fra 1990 til 1992 er nedgangen i fiskens forurensningsnivå generelt sett liten og usikker, med et visst forbehold for PCB, der nivået i 1992 lå under halvparten av i 1990. Imidlertid er det delvis registrert tilnærmet like lave konsentrasjoner av PCB også før 1990.

Sammenlignet med i 1985 (Knutzen og Martinsen, 1986) var forekomster av HCB og OCS i sjøørret i 1992 mer enn halvert og PCB enda mer redusert.

Tabell 6. Utvikling i konsentrasjonene av 5CB, HCB, sum 7CIS (flere isomere), OCS, KAB4, PCB, EPOCl og EPOBr i skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra indre Kristiansandsfjorden (vesentlig omr. B) 1982-1990, mg/kg fett. F = filet, L = lever, ? = avvikende/usikre verdier. i.p. = ikke påvist, i.a. = ikke analysert.

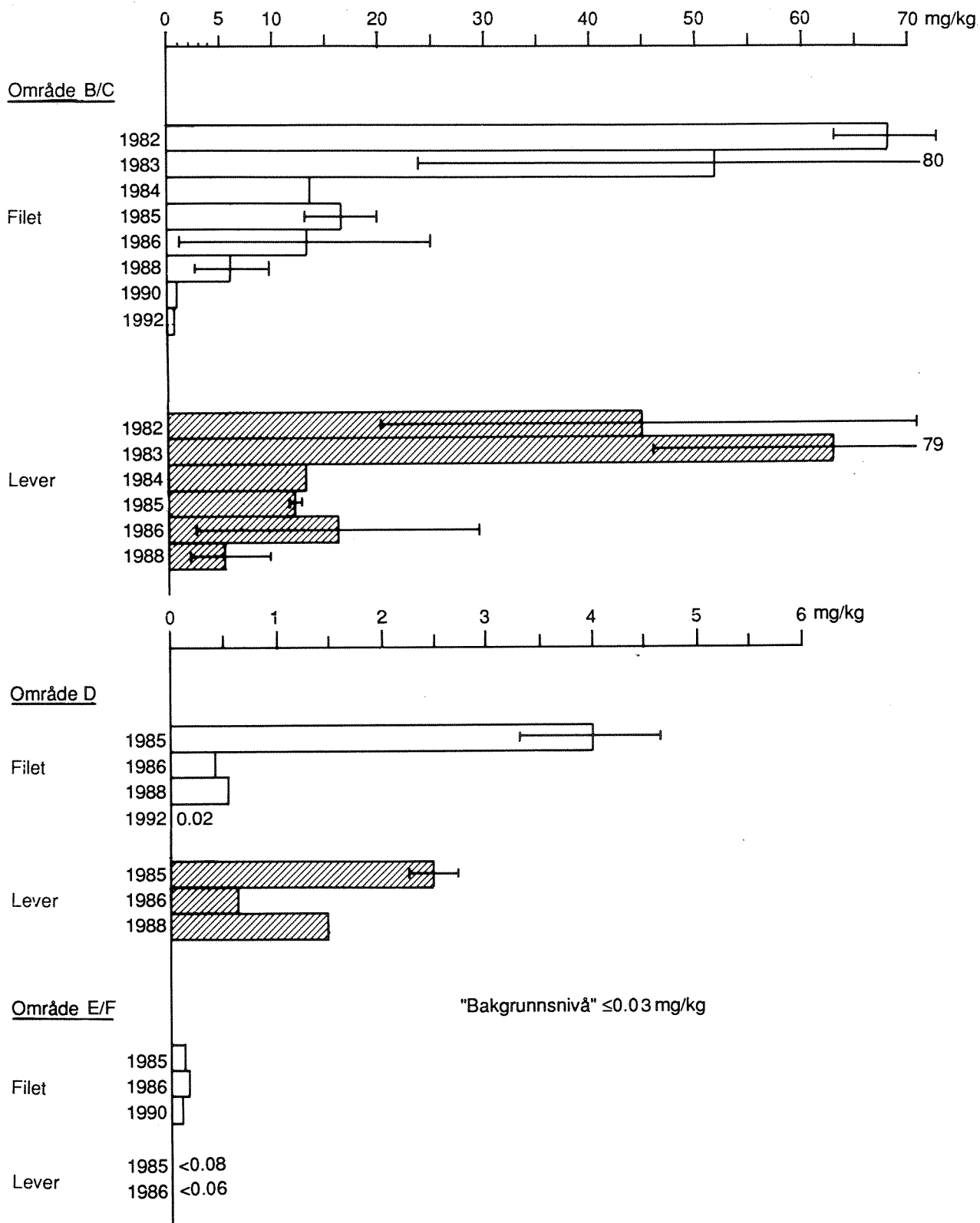
Arter	År	5CB	HCB	7CIS	OCS	KAB4	PCB	EPOCl	EPOBr		
Skrubbe	1982	i.a.	68.3	i.a.	i.a.	i.a.	8.3	71	i.a.		
	1983	4.3	52.0	6.2	29.4	i.a.	19.0	551?	2.2		
	1984	1.9	13.4	0.5	3.3	i.a.	4.7	73	3.4		
	Filet	1985	1.7	16.4	0.9	5.3	0.50	7.2	13?	2.2	
		1986	1.6	13.2	0.5	4.6	1.0	8.5	59	i.a.	
		1988 ¹⁾	0.46	5.9	0.15	0.8	0.06	3.9	22	5.0	
		1990	0.08	0.96	i.p.	0.26	i.p.	4.5	8.3	2.5	
		1992	0.09	0.78	i.a.	0.33	0.08	1.3	22	<5.5	
		Lever	1982	i.a.	45.5	i.a.	i.a.	i.a.	8.6	48	i.a.
			1983	11.3	62.8	3.0	12.6	i.a.	6.0	126	4.6
	1984		1.7	13.2	0.6	4.1	i.a.	9.1	78	4.8	
	1985		1.8	11.9	0.7	3.7	0.71	6.5	27	5.6	
	1986		1.4	16.1	0.3	4.8	1.1	8.5	86	i.a.	
	1988 ¹⁾		1.0	5.3	<0.1	1.6	0.08	3.9	54	5.4	
Torsk	1982	i.a.	6.5	i.a.	i.a.	i.a.	11.0	i.a.	i.a.		
	1983	1.2	8.4	1.2	6.7	i.a.	13.3	525?	10.9		
	1984	0.2	2.7	i.p.	1.3	i.a.	10.0	163	6.7		
	Filet	1985	0.4	3.3	1.1	9.0	i.p.	19.0	3.5?	i.p.	
		1986	0.2	2.8	0.2	4.8	0.08	7.1	27	i.a.	
		1988 ¹⁾	0.18	0.43	0.02	0.62	0.07	1.8	30 ²⁾	5.8	
		1990	0.05	0.67	i.p.	0.41	i.p.	5.5	14.1	6.7	
		1992	0.04	0.26	i.a.	0.18	<0.01	0.9	<20 ³⁾	<10 ³⁾	
		Lever	1982	i.a.	12.6	i.a.	i.a.	i.a.	14.1	25	i.a.
			1983	3.7	13.0	3.1	13.4	i.a.	22.6	97	8.3
	1984		0.1	0.8	<0.1?	<0.1?	i.a.	2.3	8?	0.4?	
	1985		0.2	2.9	0.5	3.7	0.08	8.3	24	1.6	
	1986		0.3	2.9	0.3	5.0	0.19	13.7	128	i.a.	
	1988 ¹⁾		0.15	0.62	0.02	0.39	0.05	2.2	10.8	8.4	
	1990		0.09	0.63	<0.01	0.26	0.014	4.8	9.1	7.3	
	1992		0.09	0.38	i.a.	0.22	0.012	2.1	8.4 ³⁾	1.1 ³⁾	

¹⁾ Middel av blandprøver fra områdene B (Vesterhavn) og C (Fiskåbukta)

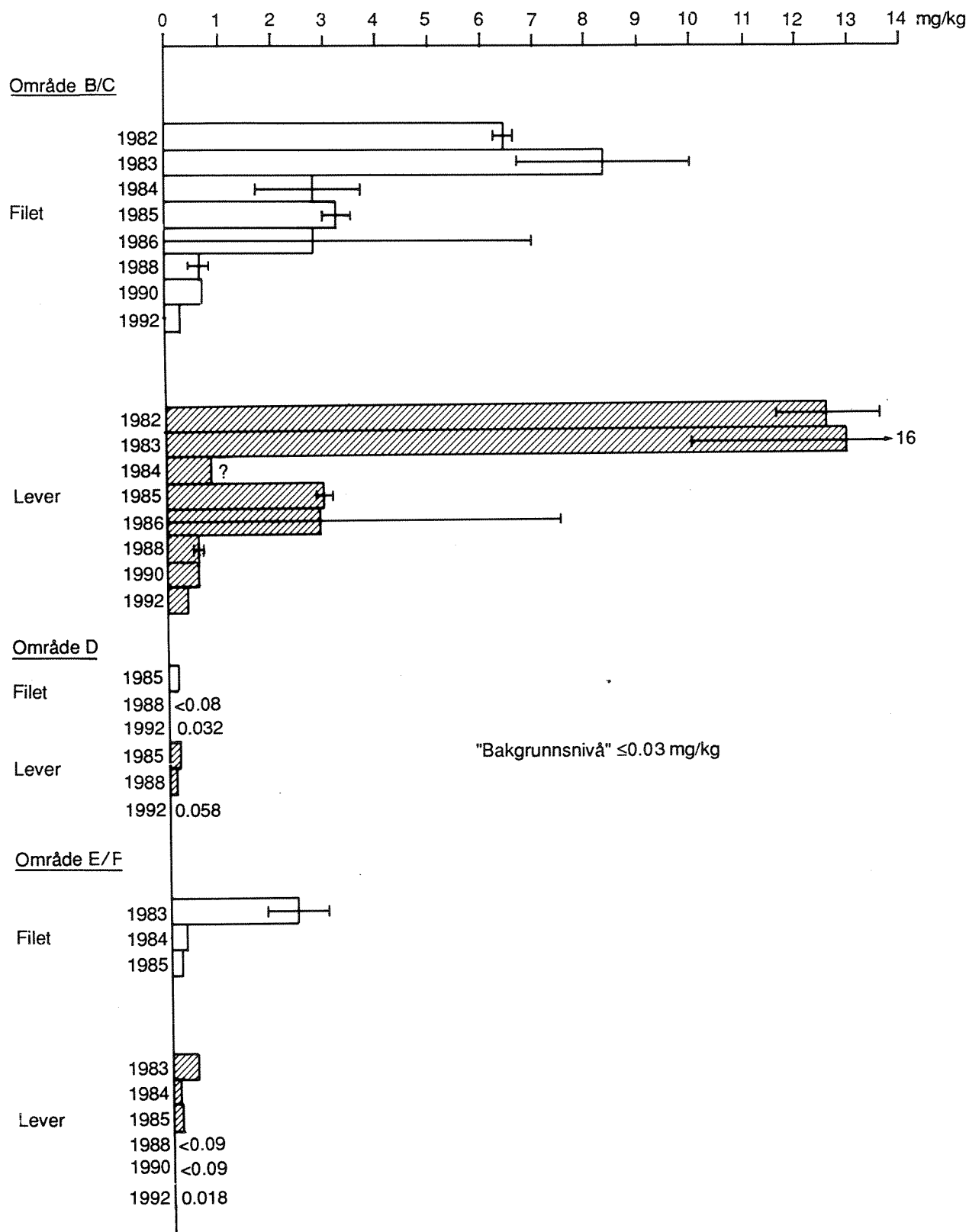
OBS: Ikke fisk av Hannevigbukta.

²⁾ Middel av 9 eks. (bare registrert i 9 av 23 eks. pga. høy deteksjonsgrense). Usikkert tall.

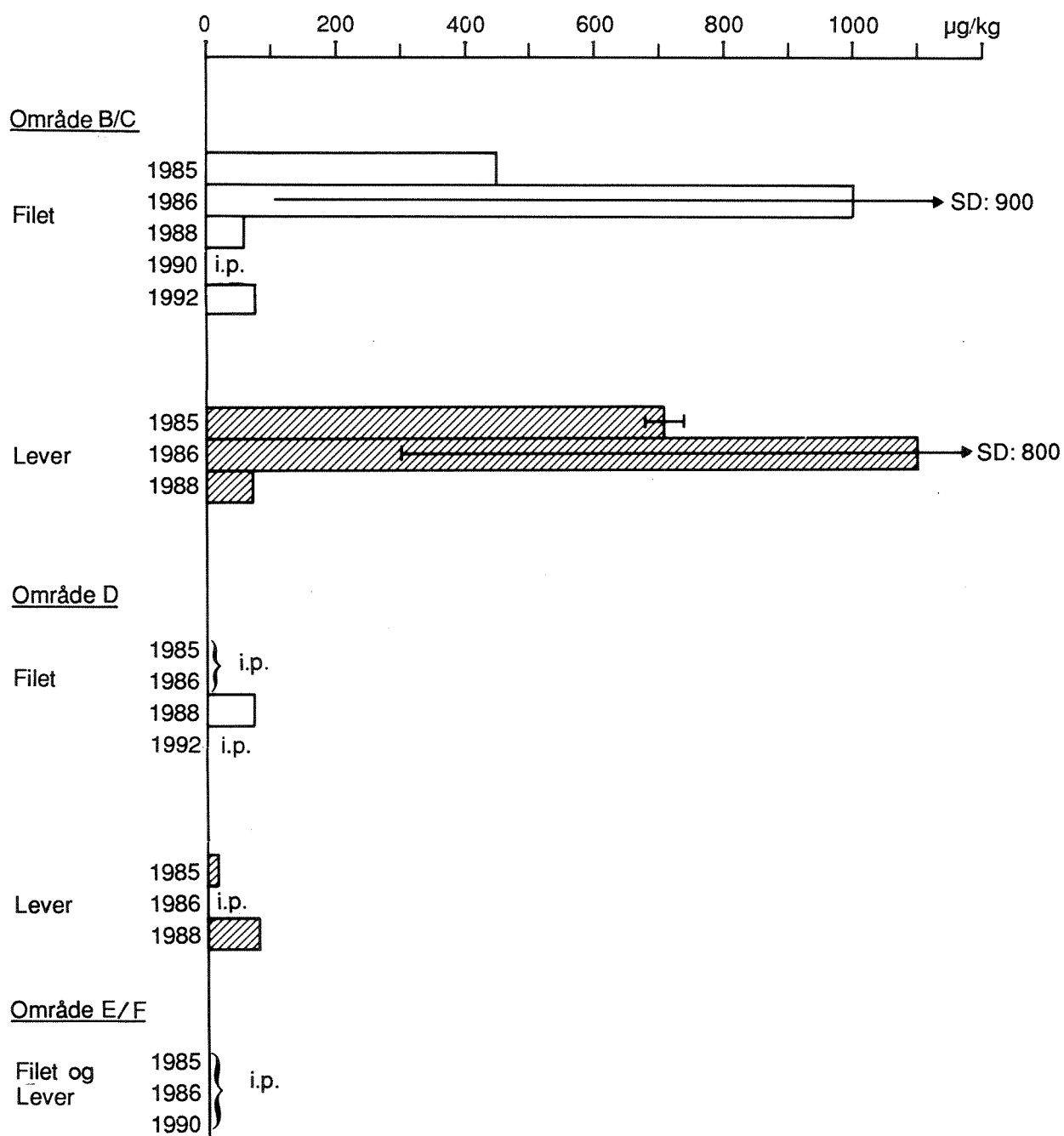
³⁾ Blandprøver.



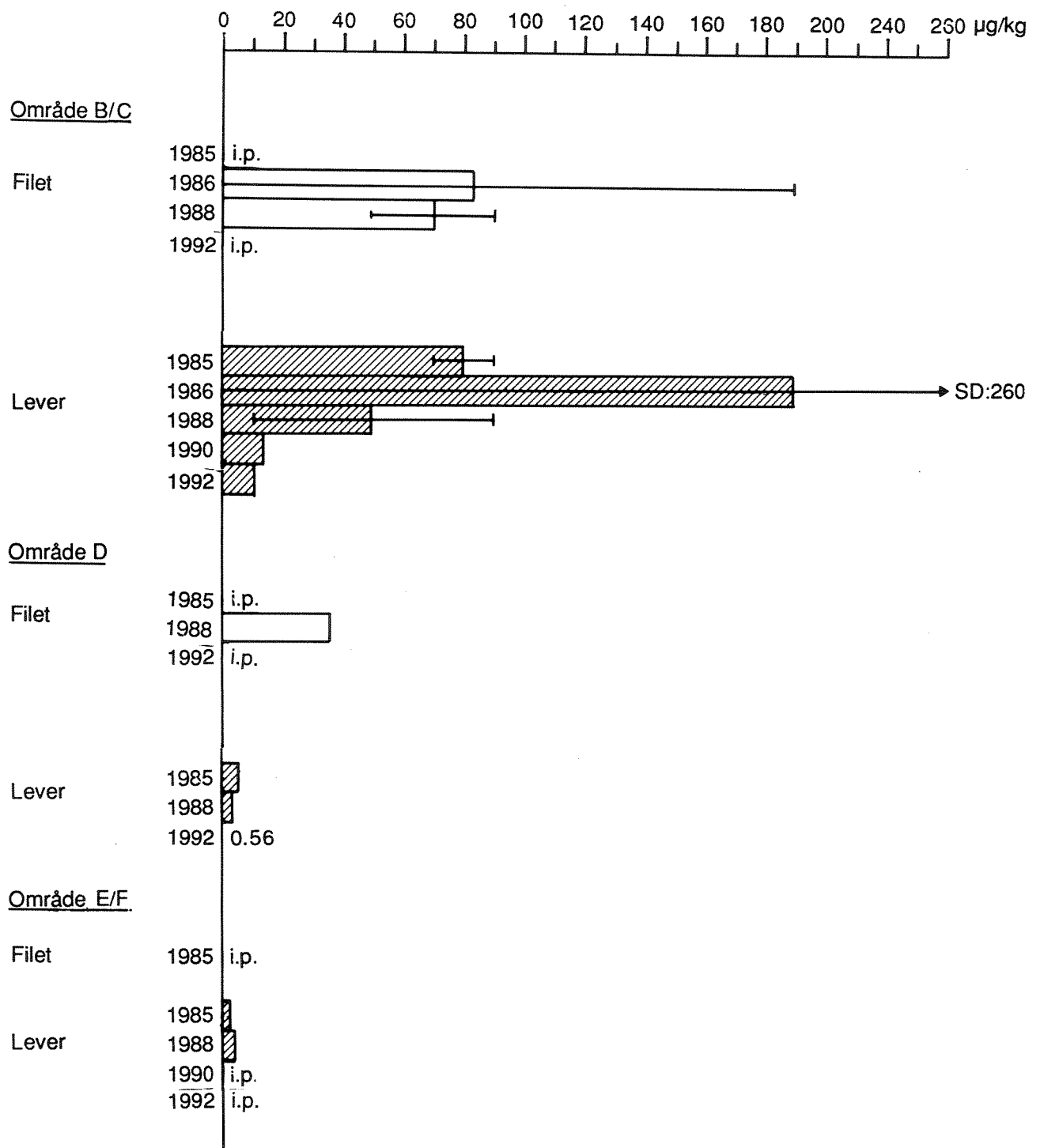
Figur 9. HCB i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982-1992, mg/kg fett. [—] markerer variasjon mellom paralleller eller standardavvik. OBS! ulike skalaer.



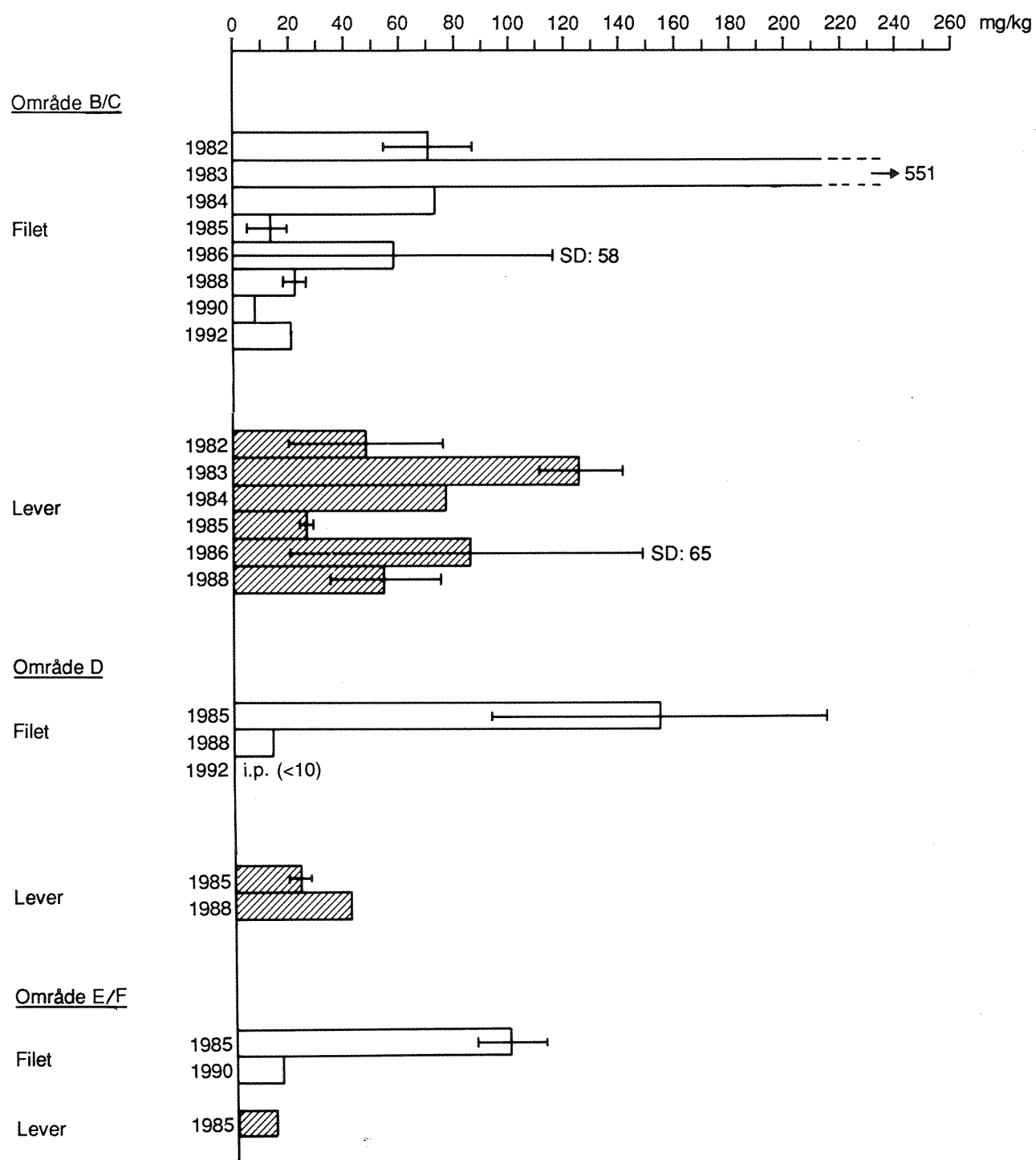
Figur 10. HCB i filet og lever av torsk (*Gadus morhua*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982-1992, mg/kg fett. [—] markerer variasjon mellom paralleller eller standardavvik.



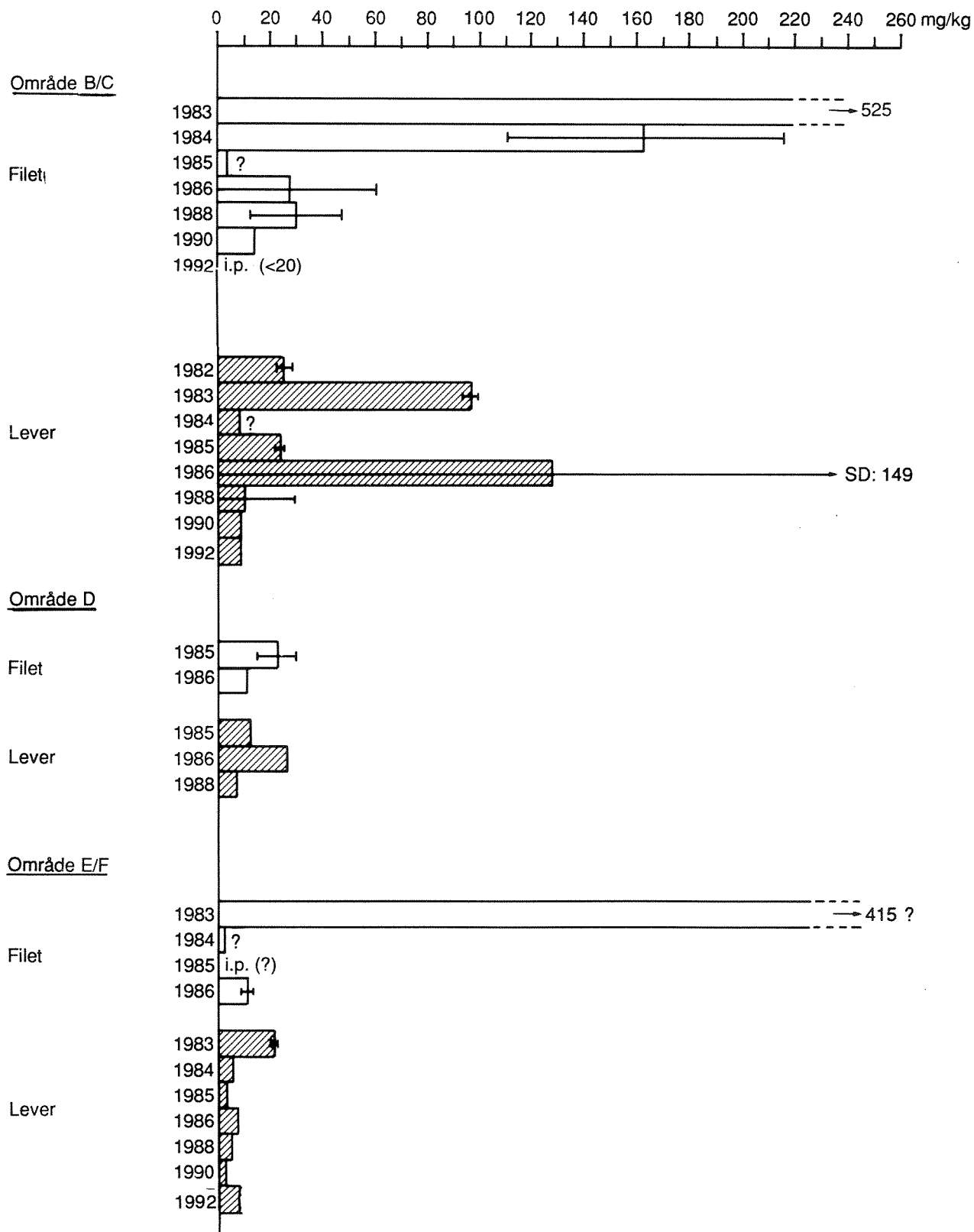
Figur 11. KAB4 i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1985-1992, µg/kg fett. i.p. = ikke påvist. [—] markerer variasjon mellom paralleller eller standardavvik.



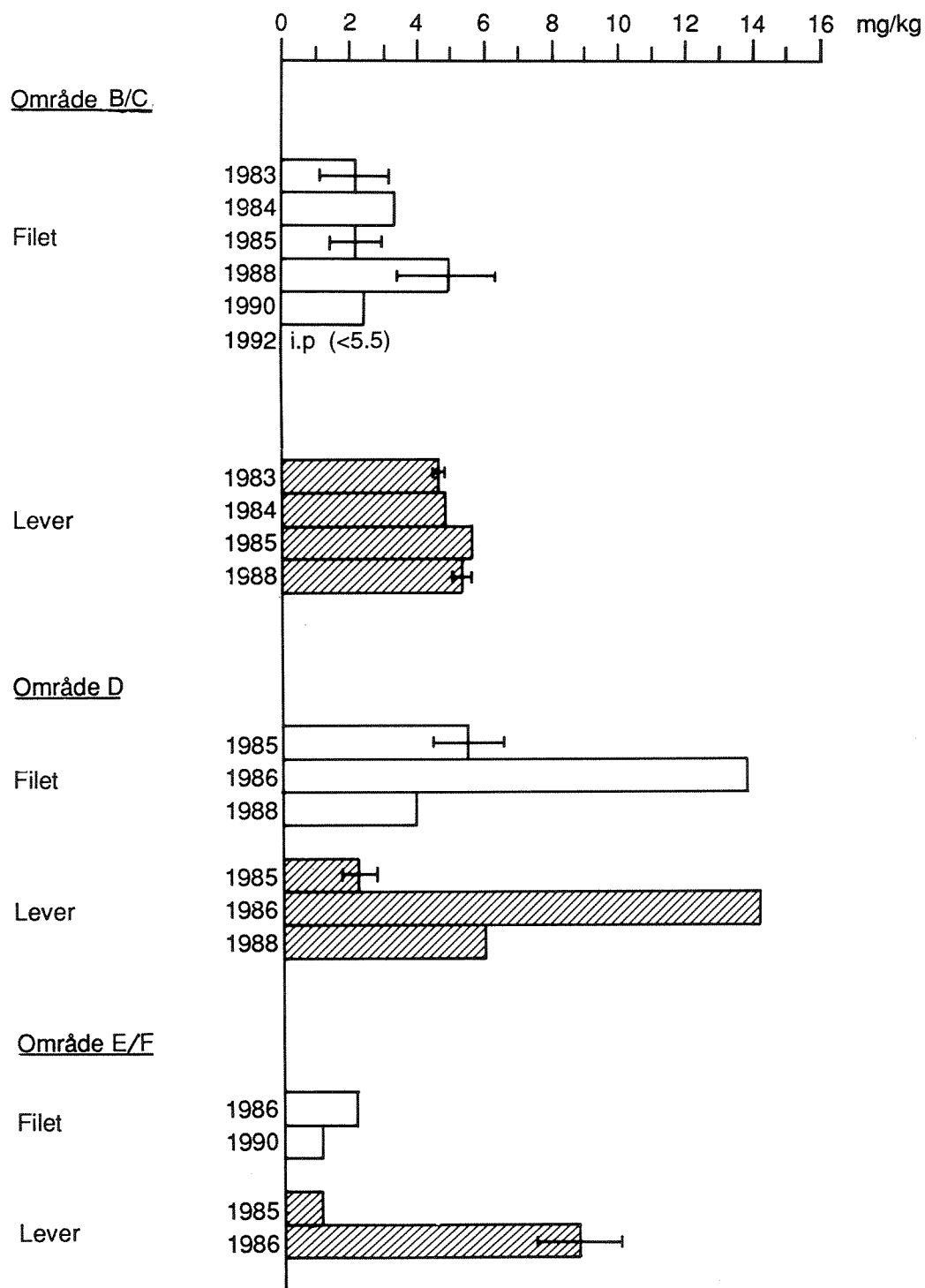
Figur 12. KAB4 i filet og lever av torsk (*Gadus morhua*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1985-1992, $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett. i.p. = ikke påvist. [—] markerer variasjon mellom paralleller eller standardavvik.



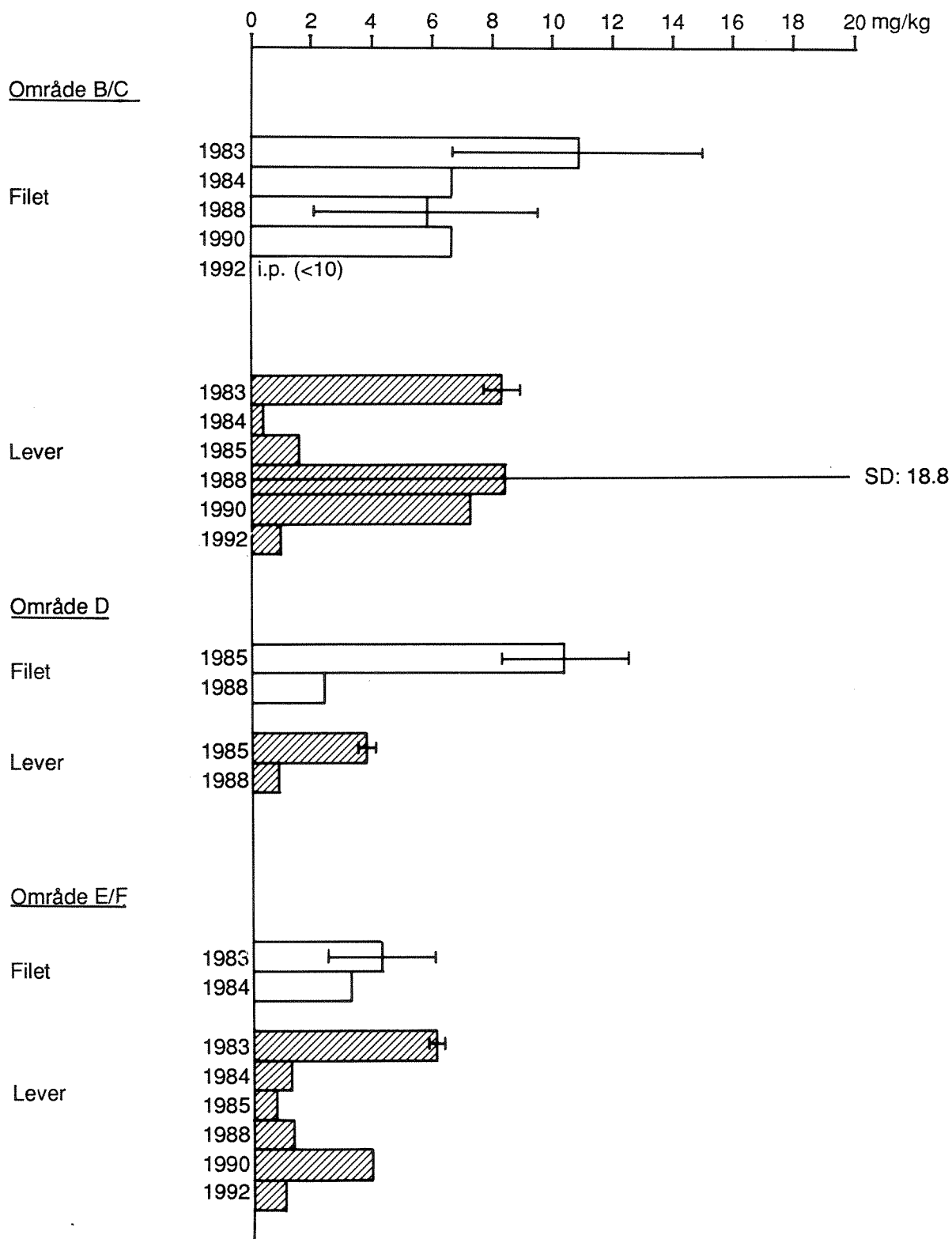
Figur 13. EPOCl i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982-1992, mg/kg fett. [—] markerer variasjon mellom paralleller eller standardavvik.



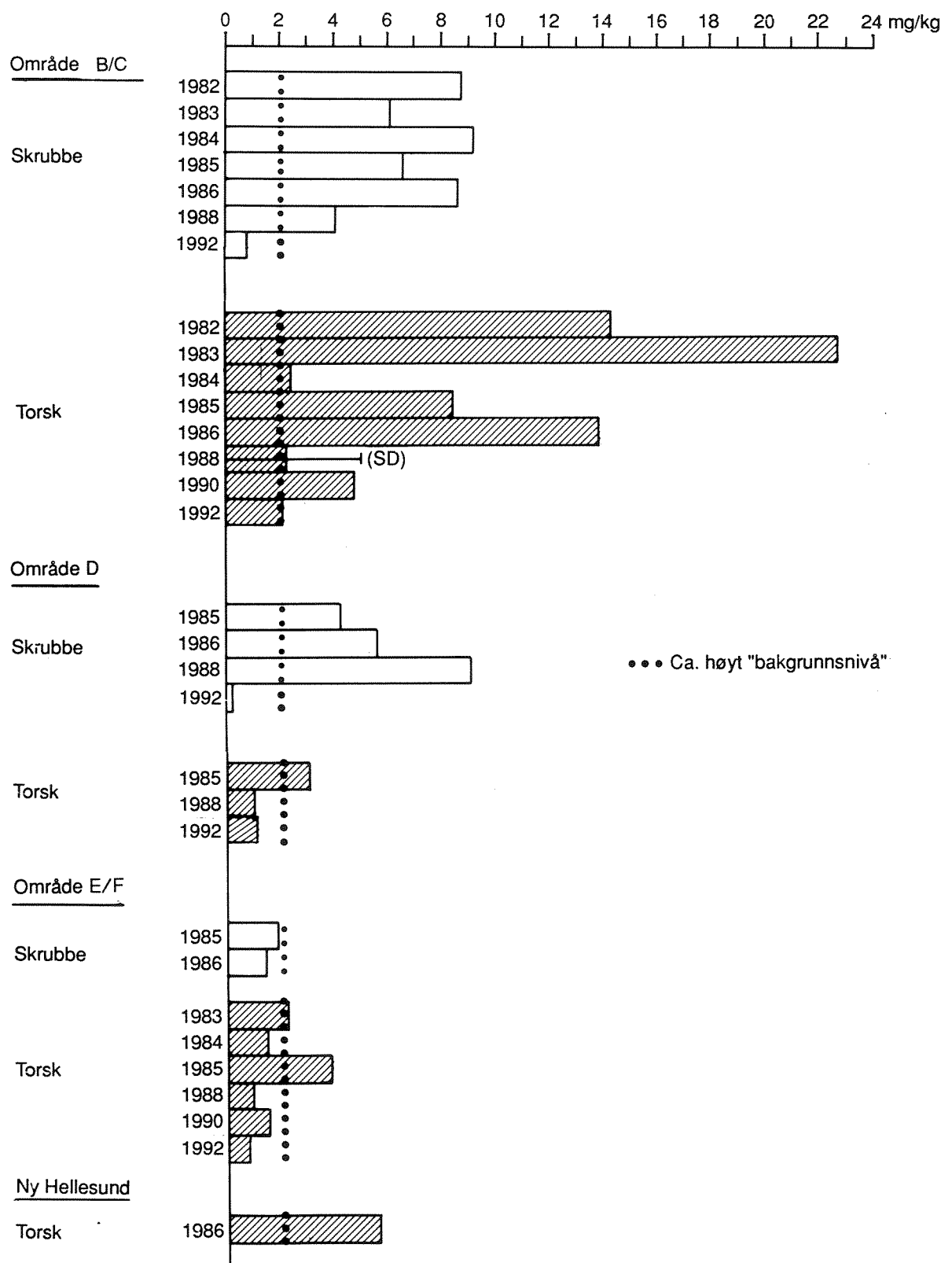
Figur 14. EPOCI i filet og lever av torsk (*Gadus morhua*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982-1992, mg/kg fett. [—] markerer variasjon mellom paralleller eller standardavvik.



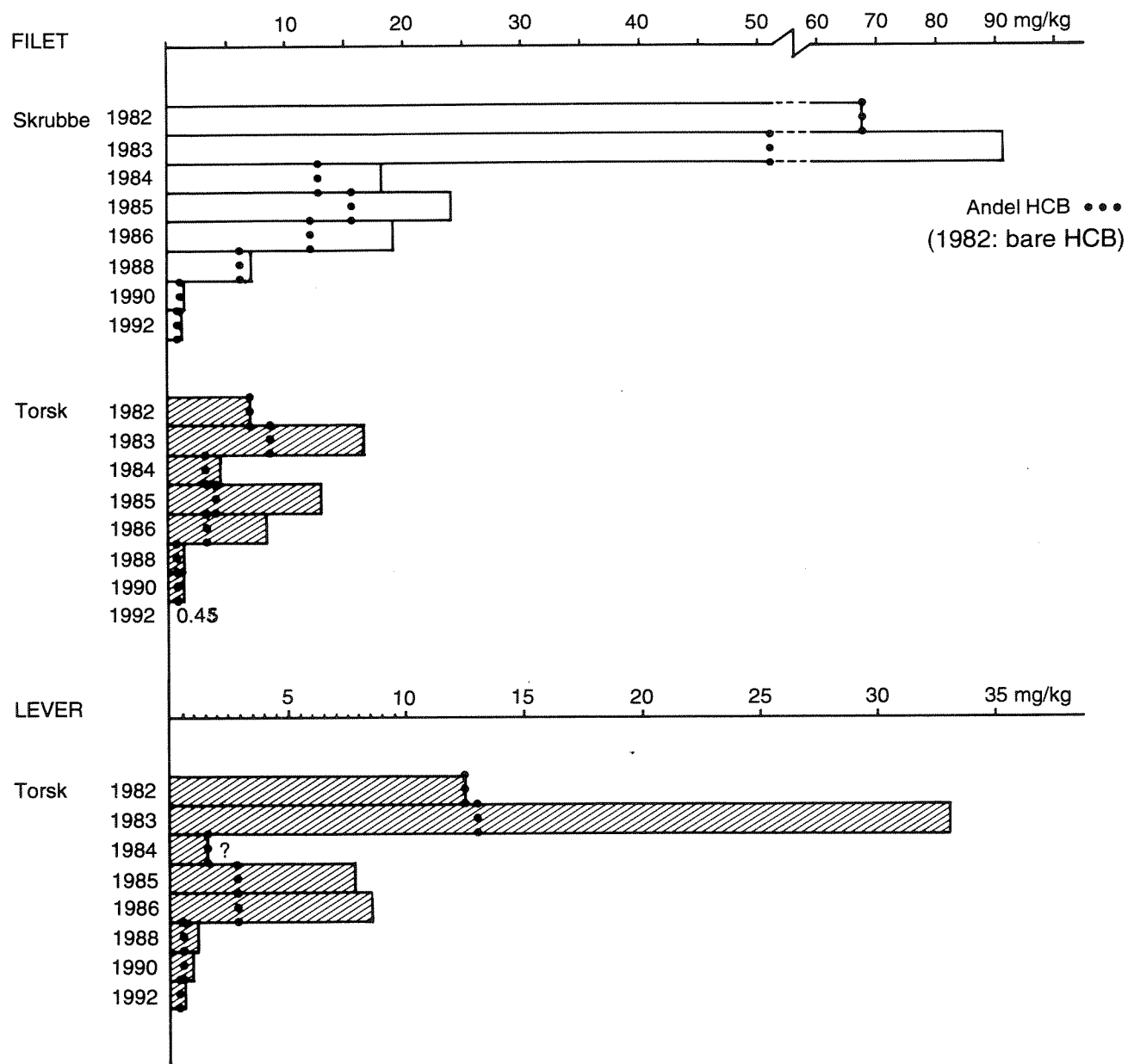
Figur 15. EPOBr i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1983-1992, mg/kg fett. [—] markerer variasjon mellom paralleller eller standardavvik.



Figur 16. EPOBr i filet og lever av torsk (*Gadus morhua*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1983-1992, mg/kg fett. [—] markerer variasjon mellom paralleller eller standardavvik.



Figur 17. PCB i lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982-1992, mg/kg fett. □ = skrubbe. ■ = torsk.



Figur 18. Sum av 5CB, HCB, 7CIS (alle isomere, utelatt i 1992) og OCS i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra indre Kristiansandsfjorden (omr. B/C) 1982-1992, mg/kg fett. Middelerverdi av 2 parallelle prøver eller 10-25 individuelle analyser (1986-1988 (bare torsk)). Andel HCB markert ved (I 1982 ble bare HCB analysert).

I skallinnmat av krabbe fra indre område har utviklingen fra 1982 vært omtrent som i fisk for HCB/OCS og KAB4, dvs. med en reduksjon på omkring 90 % fra 1982 (tabell 7, figur 19-22). At reduksjonen er noe mindre enn i torsk og skrubbe, kan komme av at krabbe er mer stedbunden. Mellom 1990 og 1992 ses ingen videre positiv tendens (unntatt for EPOCl og EPOBr, der de varierende resultatene imidlertid er vanskelige å tolke). PCB viser ikke samme nedgang i krabbe etter 1986 som i fisk.

I blåskjell ses også en sterk reduksjon i HCB-innholdet jevnført med den opprinnelige tilstanden (tabell 7, figur 23-24), men mesteparten av forbedringen kom så tidlig som i 1983. Senere har det vært fluktuierende verdier, som må antas å ha sammenheng med variasjoner i utslipp. Blåskjell vil være mer ømfintlig for slike variasjoner enn fisk og krabber. Skjellenes PCB-innhold i 1992 var bemerkelsesverdig lavt, ikke bare i forhold til tidligere observasjoner, men også jevnført med det som observeres i skjell fra åpen kyst (Knutzen et al., 1993b).

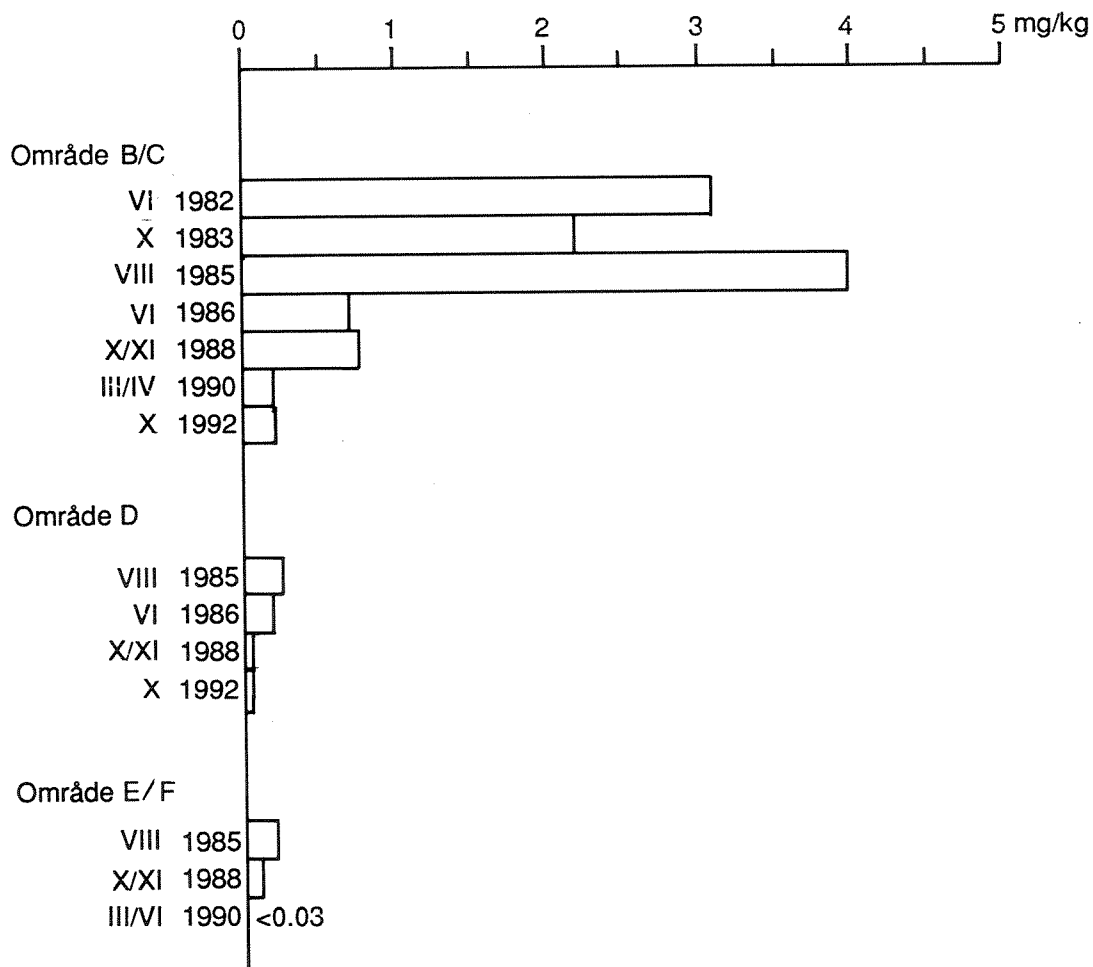
EPOCl og EPOBr-verdiene i skjell ses å ha vært sterkt varierende (figur 25-26, uten noen god sammenheng med utslippsdata (figur 1-2) og flere tilfeller av omvendte avstandsgradienter av det som skulle forventes (kfr. figur 25-26). For så vidt samsvarer økningen i skjellenes EPOCl-innhold i 1992 med økningen i utslipp målt 3. kvartal 1992, men i 1. og 2. kvartal 1985 viste utslippsmålingene vesentlig høyere tall mens konsentrasjoner i blåskjell samlet juni samme år var blant de laveste som er observert. Det er mulig at disse uoverensstemmelsene kan ligge i en kombinasjon av støtutslipp og hurtig opptak og utskillelse av EPOCl-komponentene, slik at man for å få bedre samsvar mellom utslippsdata og indikatorregistreringene måtte ha tettere observasjoner både med hensyn til belastning og effekt.

Tabell 7. Utvikling i innholdet av 5CB, HCB, OCS, KAB4, PCB, EPOCl og EPOBr i taskekrabbe (Cancer pagurus) og blåskjell (Mytilus edulis) fra indre Kristiansandsfjorden (hhv. omr. B og st. 4) 1982-1992, mg/kg fett. i.p. = ikke påvist.

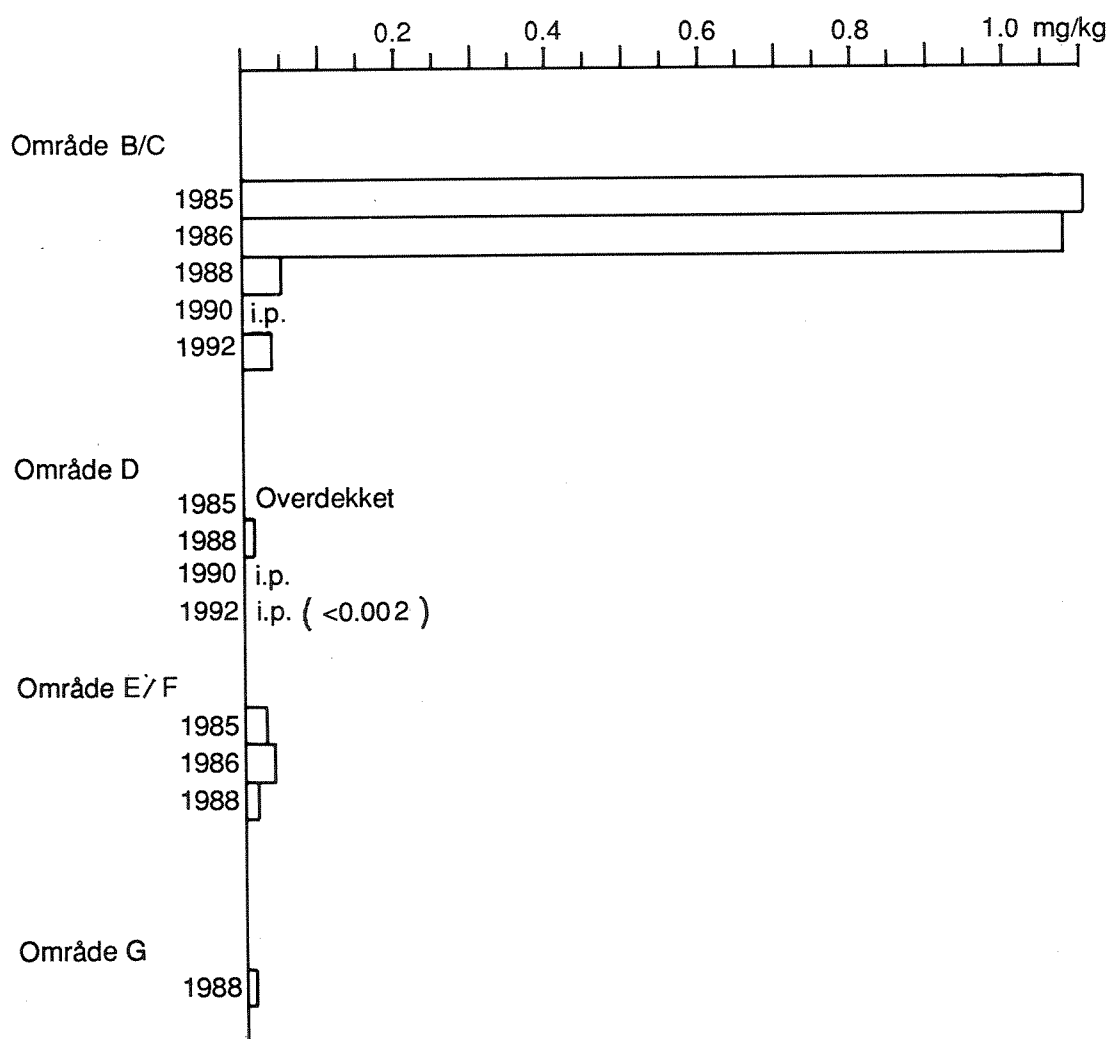
Arter	År	5CB	HCB	OCS	KAB4	PCB	EPOCl	EPOBr
Krabbe	1983	1.38	2.25	0.50	-	0.83	~2.9	45.8
	1985	1.89	4.00	0.36	1.12	2.07	20.0	7.4
	1986	0.23	0.72	0.04	1.08	1.51	21.2	32.8
	1988 ¹⁾	0.19	0.77	0.04	0.046	2.40	3.0	9.9
	1990 ²⁾	0.05	0.21	0.03	-	1.60	12.6	13.6
	1992 ¹⁾	0.08	0.24	0.025	0.038	1.44	7.4	3.3
Blåskjell	1982	-	~1.8	-	-	~1.8	65	-
	1983	~0.1	~0.1	-	-	~1.8	70	21
	1984	~0.2	~0.3	-	~0.5	<0.6	82	11.8
	1985	0.08	0.10	~0.02	0.5	1.5	160	4.0
	1986	0.05	0.12	-	0.96	0.76	38.5	134.4
	1988	0.19	0.16	0.053	0.52	2.0	43	137
	1990	0.056	0.154	0.014	0.089	1.3	34	15
	1992	0.100	0.100	i.p.	0.183	~0.1	157	27

1) Middell av to prøver hhv. fra hanner og hunner

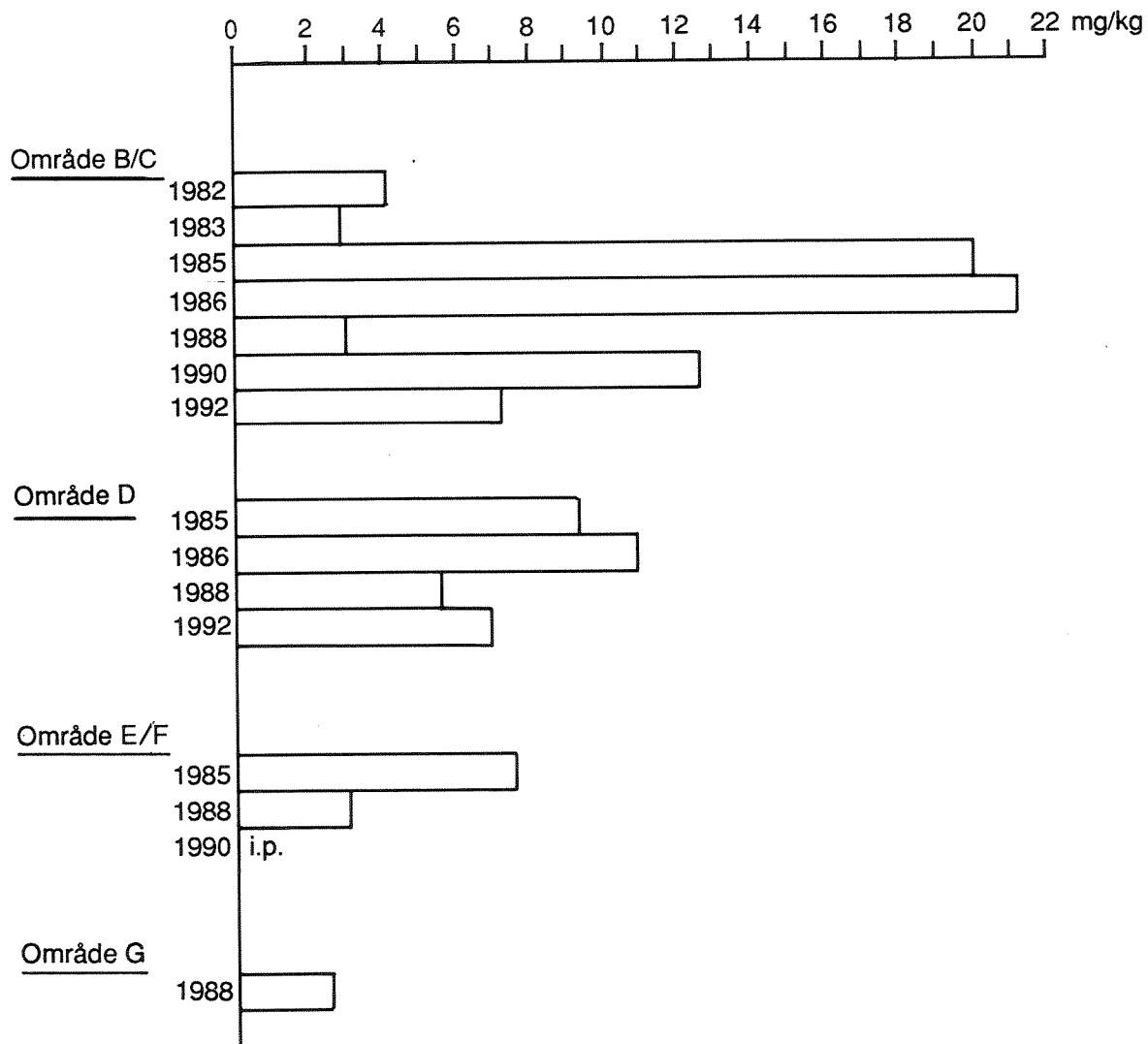
2) Hannkrabber



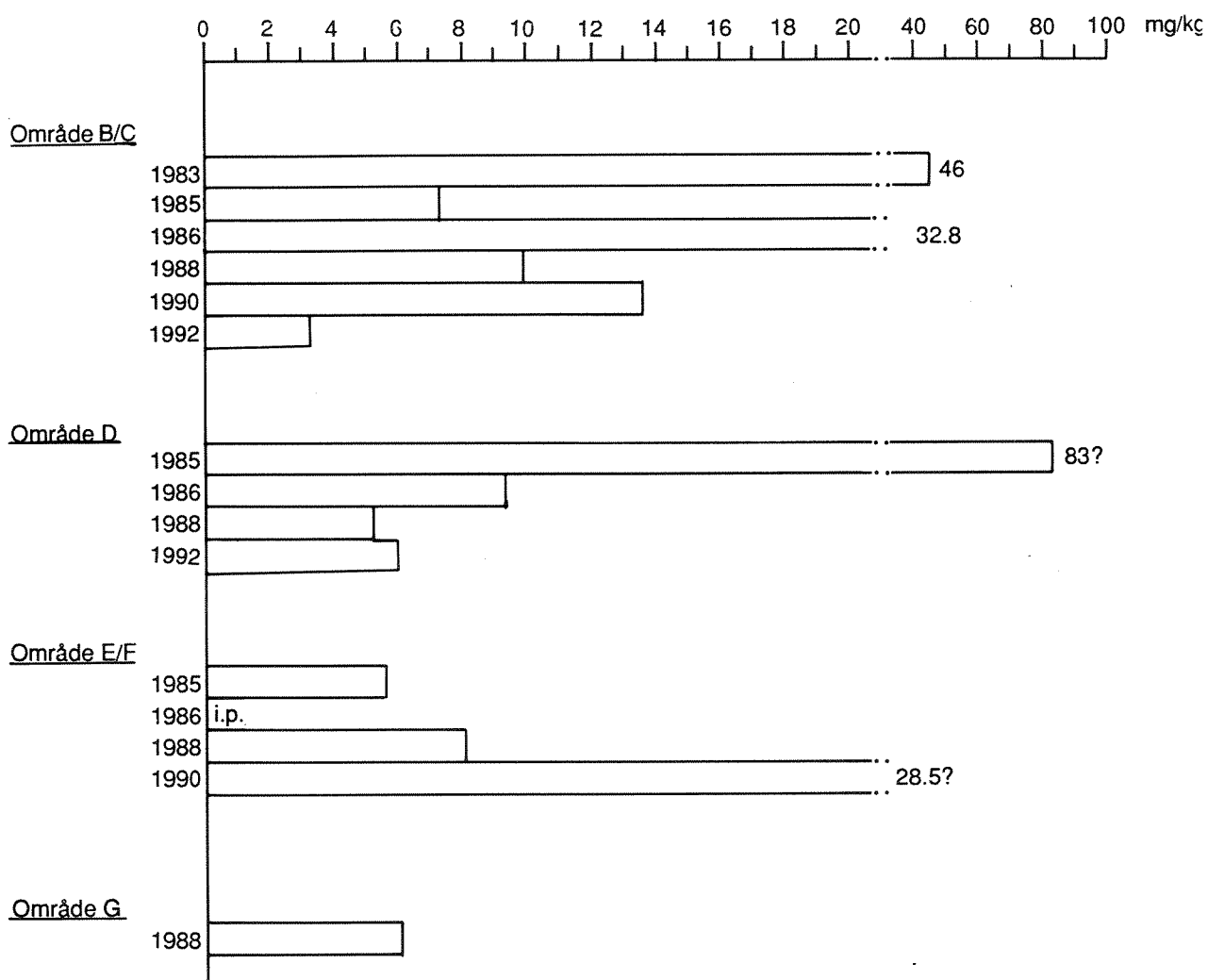
Figur 19. HCB i skallinnmat (krabbesmør, hepatopancreas) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982-1992, mg/kg fett. Bemerk: For omr. B, 1982 gis middel fra to prøvesteder: Hannevigsbukta og Myrodden. Romertall angir måned.



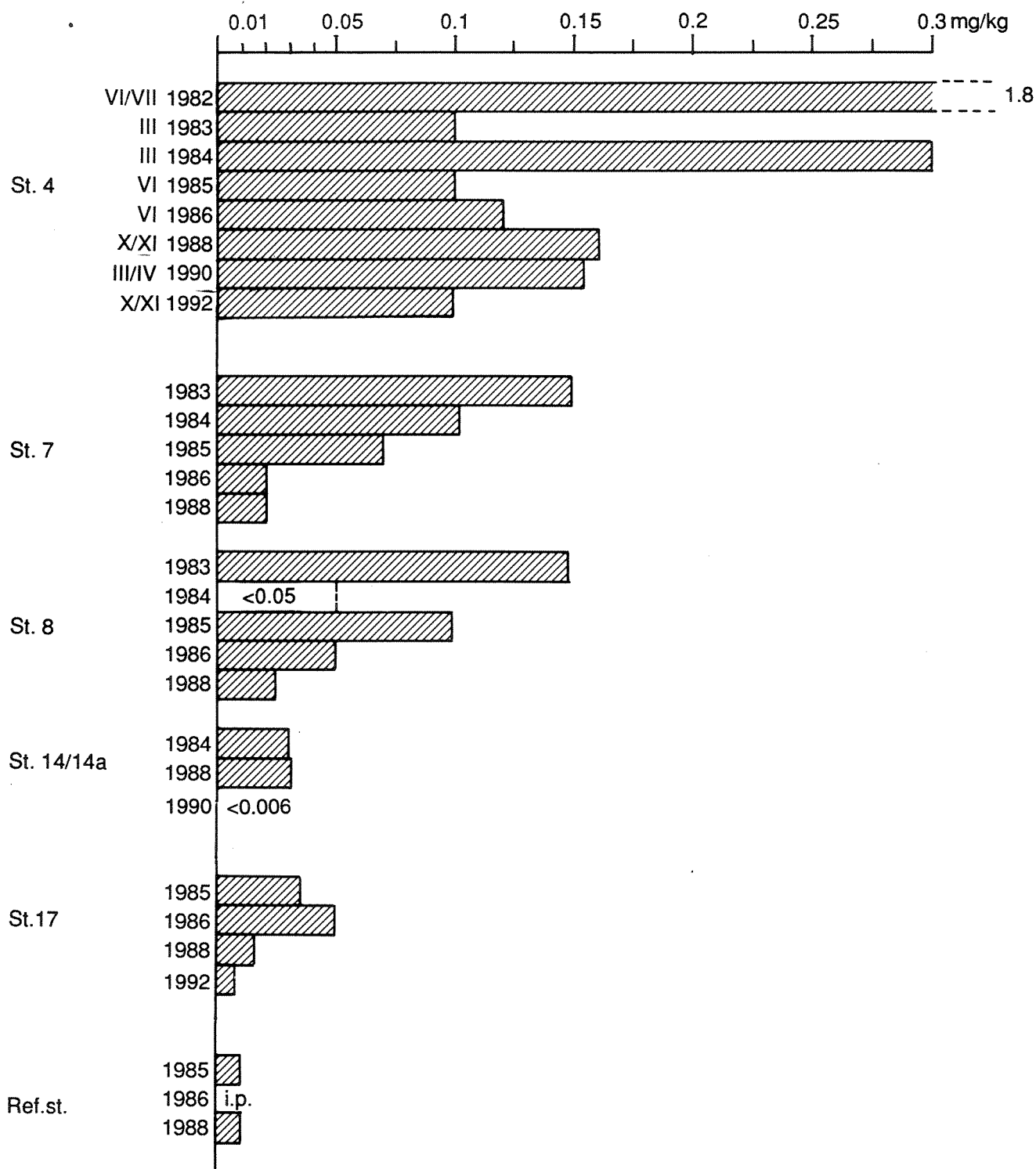
Figur 20. KAB4 i skallinnmat (krabbesmør, hepatopancreas) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1985-1990, mg/kg fett. i.p. = ikke påvist.



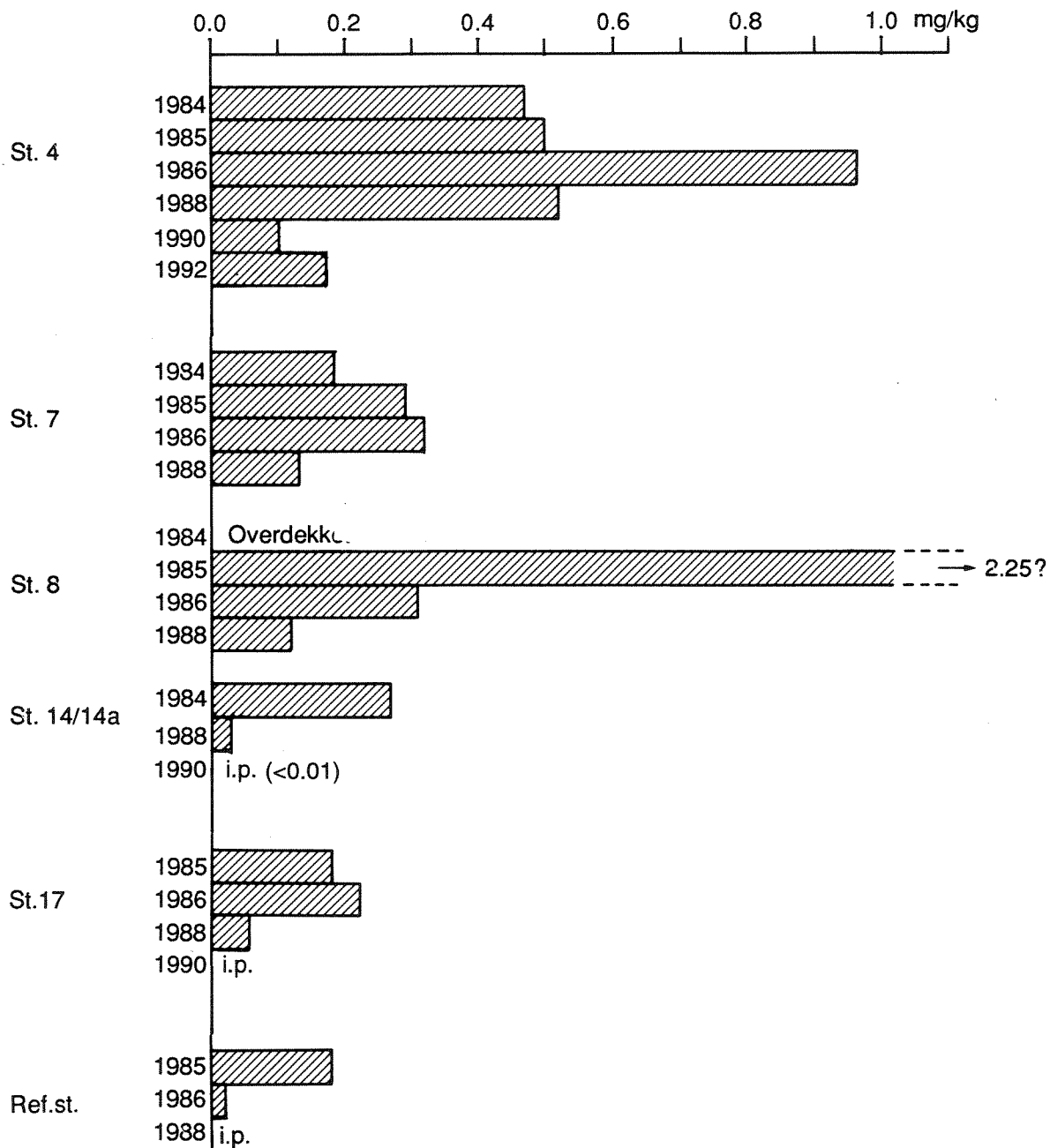
Figur 21. EPOCl i skallinnmat (krabbesmør, hepatopancreas) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982-1992, mg/kg fett. Bemerk: For omr. B, 1982 gis middel fra to prøvesteder: Hannevigsbukta og Myrodden. i.p. = ikke påvist.



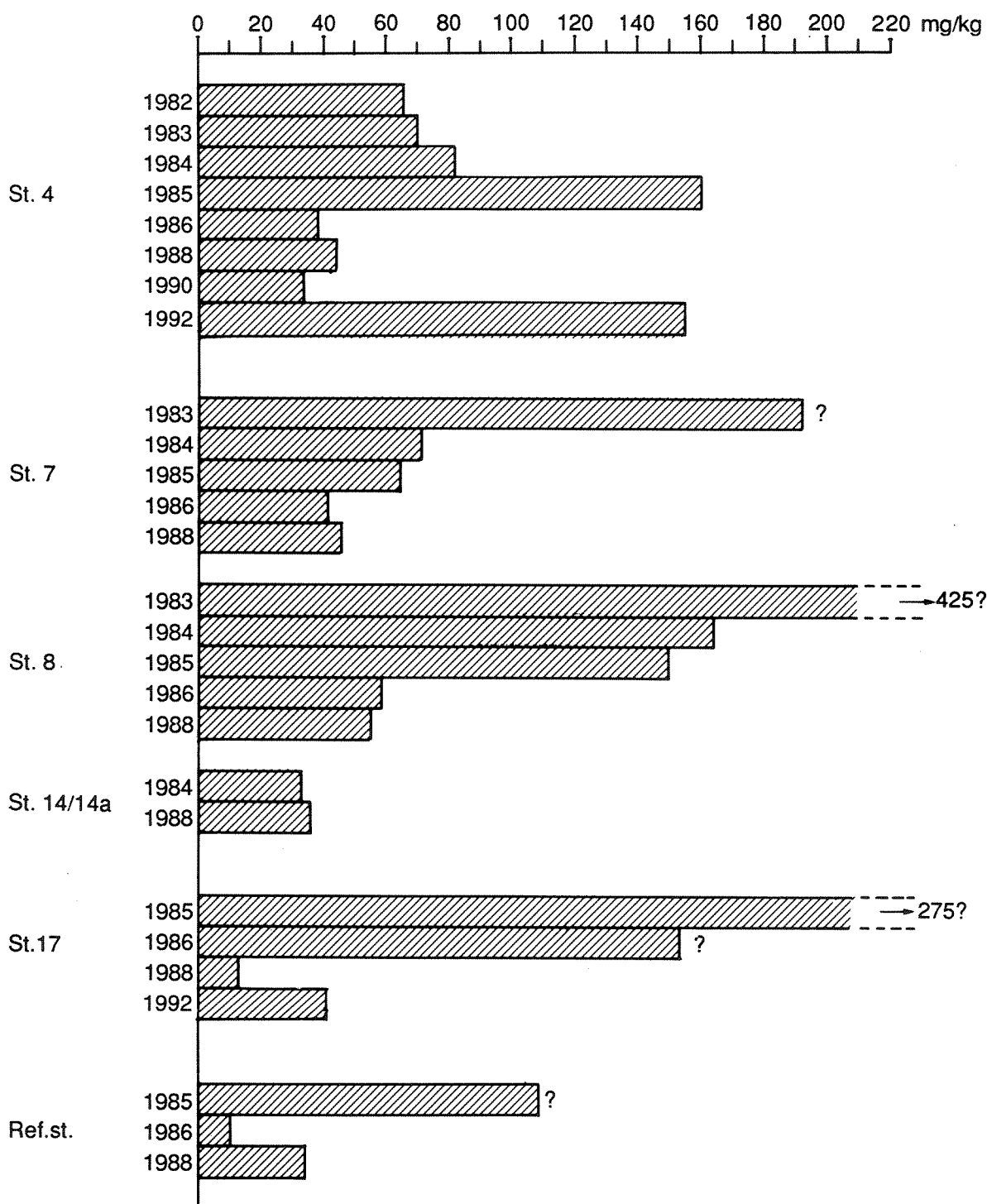
Figur 22. EPOBr i skallinnmat (krabbesmør, hepatopancreas) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982-1992, mg/kg fett. i.p. = ikke påvist. Merk brudd i skala.



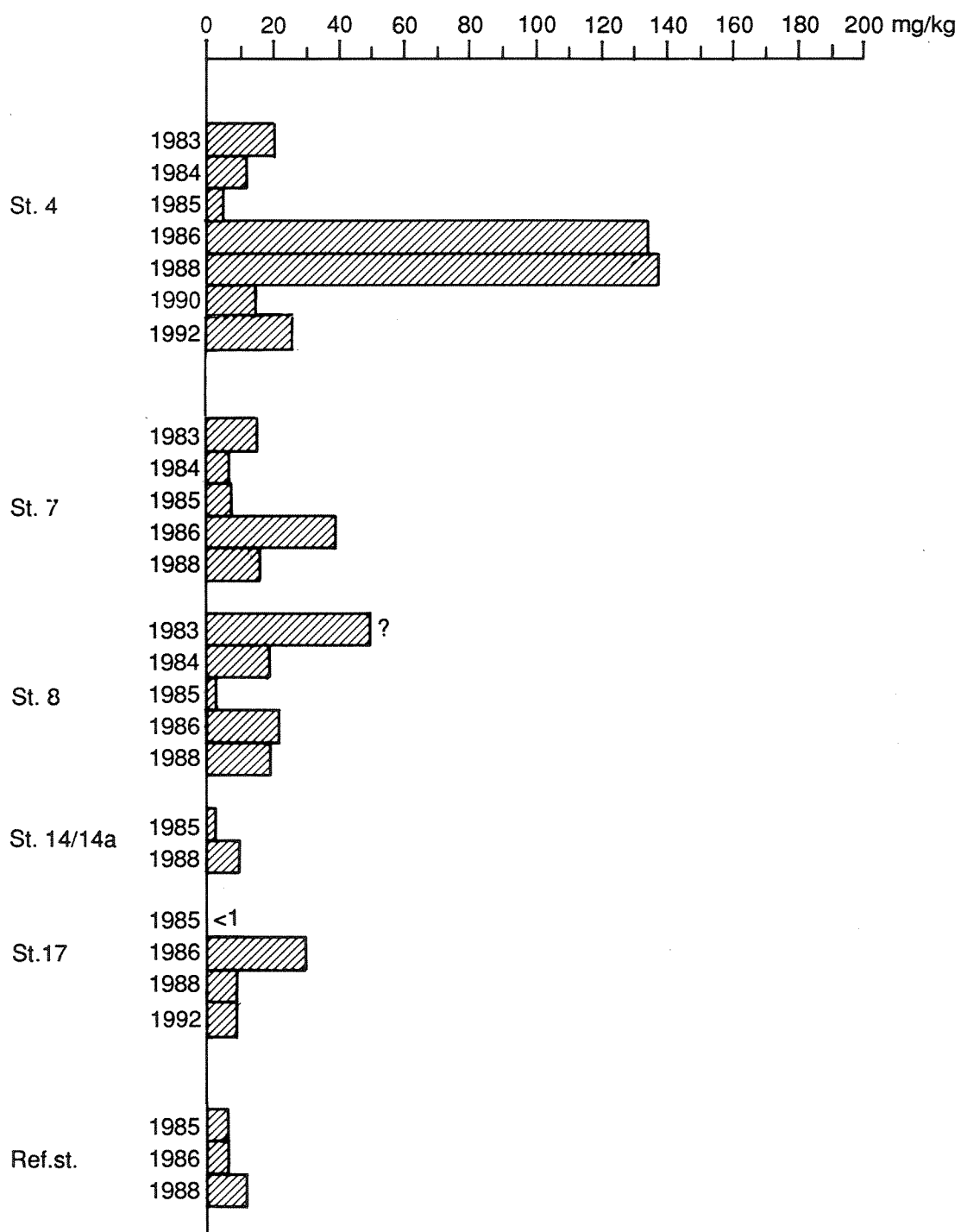
Figur 23. HCB i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982-1992 og på referansestasjoner (hhv. Langenes, Hellesøy og Ny Hellesund i 1985/86/88), mg/kg fett. (Romertall angir måned). i.p. = ikke påvist.



Figur 24. KAB4 i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Kristiansandsfjorden og på referansestasjoner 1984-1992, mg/kg fett. i.p. = ikke påvist.



Figur 25. EPOCI i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden og på referansestasjoner 1982-1992, mg/kg fett.



Figur 26. EPOBr i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden og på referansestasjoner 1983-1992, mg/kg fett.

5.3. Levertilstand og forekomst av skader jevnført med innhold av klororganiske stoffer

I tabell 8 er det gitt en oppsummering av leverkarakteristikker og tilhørende konsentrasjoner på fettbasis av utvalgte stoffer/stoffgrupper i individuelle analyserte torsk fra det innerste fangstområdet 1986-1992. Fangstene er fra juni-juli (1986) og oktober-november (1988 og 1990).

Av tabellen fremgår en sammenheng mellom liten, rød/rødbrun og mager lever og relativt høye konsentrasjoner på fettbasis av HCB/OCS, PCB og KAB4 sammenlignet med i mer normalt utseende og fetere lever. Det må imidlertid tas forbehold for at størrelse og særlig farge representerer subjektive utvelgelseskriterier. Rød/rødbrun farge synes klart nok knyttet til liten og mager lever, mens mer fettrike leverer kan ha betydelige fargevariasjoner - fra lyst gulhvite til gulrøde. En mager lever kan også skyldes andre forhold som formeringsstatus og næringstilgang.

Med disse forbehold gir dataene likevel en indikasjon på at opphold i indre del av Kristiansandsfjorden representerer en stressituasjon. Av vedlegg A ses at hyppigheten av rød/rødbrun lever i 1992 var klart større i område B enn på fangststedene lenger ut. Også tidligere har det stort sett vært høyest hyppighet av røde leverer i materialet fra indre fjord, men med et unntak i 1988 (Knutzen et al., 1991).

Tabell 8. Sammenheng mellom utseende, forholdet vekt: levervekt og innholdet av klororganiske forbindelser hos torsk fra indre Kristiansandsfjorden 1986-1992 (mg/kg fett). RB: Rød/rødbrun lever. GH: "Normal" (gulhvite/rosa/gulrød) lever. Middell/St.avvik.

År/leverfarge/antall	% fett	Vekt: Levervekt	HCB +OCS	PCB	KAB4	EPOCI	
1986	RB (6)	10.5/6.0	126/38	12.6/16.2	19.6/18.2	0.31/0.29	184/155
	GH (4)	50.3/9.4	56/13	0.84/0.19	4.76/1.13	0.04/0.02	15.7/7.4
1988	RB (3)	9.7/3.1	155/20	1.83/0.05	5.4/0.5	0.15/0.01	~16/~11
	GH (22)	54.3/10.2	60/24	0.90/0.55	1.0/0.3	0.03/0.01	4.3/2.7
1992	RB (15)	6.1/4.2	100/19	0.96/0.48	4.6/3.1	0.014/0.011	-
	GH (8)	39.9/7.2	48/7	0.50/0.15	1.6/0.9	0.012/0.006	-
1986- 1992	RB (24)	7.6/4.9	113/31	3.98/9.11	8.5/11.0	0.104/0.186	-
	GH (34)	50.5/11.1	57/21	0.80/0.48	1.6/1.4	0.030/0.017	-

Det gjennomsnittlige forhold mellom fiskens totale vekt og levervekten har vært vel det dobbelte for fisk med rødbrun sammenlignet med "normal" lever i alle de tre observasjonsseriene.

Nedgangen i konsentrasjonen av klororganiske forbindelser sammenfaller med at forskjellen mellom røde og "normale" leverer i denne hensende er blitt mindre fra 1986 til 1992 (tabell 8). Dette gjelder særlig HCB/OCS og KAB4, der forholdet har avtatt fra hhv. ~14/8 ganger i 1986 til snaut dobbelt så høy eller tilnærmet lik konsentrasjon ved de siste observasjonene. For PCB har forholdstallet derimot vært relativt mer stabilt fra vel 4 ganger i 1986-1988 til ca. 3 ganger i 1992.

For hele perioden finnes et signifikant høyere innhold i røde leverer av både HCB/OCS og PCB, derimot ikke signifikant for KAB4 (Mann-Whitney U-test; STATGRAPHICS PLUS, versjon 5.2).

Det må tilføyes at på våtvektbasis lå midlere innhold av ovennevnte klororganiske forbindelser for

perioden 1986-1992 på omlag samme nivå i de to leverkategoriene (svakt høyere i "normalt" utseende lever).

Bortsett fra (de usikre) leverindikasjonene var det ingen overhyppighet av synlige skader på torsk fra område B sammenlignet med fisk fra midtre/ytre fjord (vedlegg A). Eksempelvis ble det bare funnet 1 eks. av 23 med finneråte i omr. B., mens det var 4 av 10 i omr. F. En del ytre skader og bloduttredelser i filet på alle stasjoner antas å være garnskader.

Det er ikke kjent andre undersøkelser der torskeleverens utseende/fettinnhold er betraktet i relasjon til belastning med klororganiske miljøgifter. Ved overvåkingen i Grenlandsområdet 1991-1992 ble det i Frierfjorden registrert 25 av 112 eksemplarer med en fettprosent i leveren på under 10, mens det tilsvarende forholdet i den utenforliggende Eidanger-fjorden var 4 av 26 (Knutzen et al., 1993 a, c), med andre ord ingen klar forskjell.

6. PCDF/PCDD-PROFILER OG MENGDEFORHOLD MELLOM AVFALLSKOMPONENTER

De relative mengder av ulike PCDF/PCDD i utslipp har vært benyttet til å spore vedkommende avfalls spredning (f.eks. Oehme et al., 1990). Brukes PCDF/PCDD-profiler i organismer til slik sporing av utslipp, må man imidlertid være oppmerksom på at profilene varierer mellom arter, beroende på disses ulike opptaks- og utskillelsesegenskaper (Knutzen et al., 1993 a,c; Knutzen og Oehme, 1993). Dette er forhold som foreløpig langt fra er avklart, men krabbe og blåskjell synes generelt å gjenspeile eksponeringsprofilene (fra utslipp og/eller sediment) bedre enn fisk (Knutzen et al., 1993c).

I tabell 9 gjengis PCDF/PCDD profilene i ulike arter fra Kristiansandsfjorden 1992 i form av relativt bidrag fra utvalgte enkeltstoffer og grupper til sum TCDD-ekvivalenter. I tabellen er tilføyd profilene for avløp fra KL-anlegget, som sto for mer enn 90 % av samlet dioksinbelastning ved de to analysene nærmest før innsamling av biologiske prøver, samt en gjennomsnittprofil for overflatesediment.

Avløpsvannet viste betydelig variasjon i sammensetning 1992-92, men det uveiede gjennomsnittet for avløp fra KL-anlegget kan antas rimelig representativt for den direkte belastning fra utslipp. Også i avløpet fra Kalksteinstårnet var det markert relativ dominans av PCDF (~90 % av bidraget til TCDD-ekvivalenter) i den aktuelle perioden, hvilket samsvarer med tidligere observasjoner (kfr Knutzen et al., 1991, tabell 17).

I likhet med tidligere (Knutzen et al., 1991) kan det konstateres en mer eller mindre tydelig tendens hos alle artene til relativ underrepresentasjon av heksafuraner (HxCDF) jevnført med i avløpsvann og sediment; minst i torskelever, krabbesmør (med ett unntak) og sjøørret, mest tydelig i blåskjell og skrubbe. Samme erfaring er gjort med de to sistnevnte artene i Grenlandsfjordene (Knutzen et al., 1993 a,c), men for blåskjells vedkommende ikke i samme grad.

Tabell 9. Prosent bidrag til sum TCDD-ekvivalenter fra ulike PCDF/PCDD i organismer fra Kristiansandsfjorden 1992 sammenlignet med i avløpsvann 1991-1992 og overflatesedimenter fra 1988. N og Fo: Analyser hhv. ved NILU og Folkehelsa. i.p. = ikke påvist.

Art, Omr.	2378-TCDF	23478-PeCDF	123478/ 123479-HxCDF	123678-HxCDF	234678-HxCDF	ΣHxCDF	ΣPCDF	2378-TCDD	12378-PeCDD	ΣHxCDD
Torskelever										
Omr. B (N)	38.8	14.8	14.8	6.9	0-2?	26.1	81.6	16.8	0.5	1.0
" D (N)	34.5	15.1	8.6	6.1	4.2	19.0	70.3	23.6	2.4	2.5
" D (Fo)	28.2	16.5	10.1	8.7	5.6	24.8	71.8	20.9	2.5	4.5
" E (Fo)	27.8	12.2	6.2	7.7	4.2	18.4	60.0	33.5	1.6	4.7
" F (Fo)	19.3	27.3	5.7	6.0	4.0	16.0	64.2	27.2	3.5	4.8
Torskefilet										
Omr. B (Fo)	38.7	8.5	4.6	9.7	5.7	21.0	72.2	24.5	1.1	1.9
" D (Fo)	23.0	13.6	4.5	-	4.5	9.4	49.4	39.4	4.5	6.1
Skrubbe										
Omr. B (N)	29.0	52.4	1.8	0.6	i.p.	3.0	85.0	9.9	4.5	0.3
Rødspette										
Omr. E (Fo)	14.6	43.3	1.9	1.9	1.3	5.7	64.6	26.8	8.3	<0.1
Ål										
Omr. B (N)	2.8	53.6	5.0	3.6	i.p.	10.7	67.1	12.7	17.3	2.9
" B (Fo)	1.5	53.4	6.1	3.9	4.5	14.5	69.7	12.5	13.8	3.9
" H (Fo)	1.4	45.0	5.2	2.8	3.4	11.8	58.6	23.0	11.7	6.4
Sjørøret										
Omr. B (N)	16.5	48.6	6.8	4.3	4.3	15.4	82.1	7.1	7.0	3.5
Krabbesmør										
Hanner,omr.B(N)	16.6	52.3	8.3	4.0	4.0	16.4	87.0	5.8	5.4	1.8
" " (Fo)	22.2	49.8	7.4	4.4	4.2	16.1	89.5	4.2	4.7	1.6
" " D(Fo)	16.0	49.5	6.8	3.4	4.2	14.5	81.5	5.5	8.6	4.1
Hunner,omr.B(N)	16.1	50.5	8.5	4.0	3.9	16.6	85.1	7.1	5.8	1.8
" " D(Fo)	19.8	48.3	1.0	1.0	0.8	2.9	71.6	21.5	5.8	1.1
Krabbe, rest skallinnmat										
Hanner,omr.B(N)	26.3	51.2	6.8	3.2	2.5	12.6	91.5	3.6	3.8	1.0
Hunner,omr.B(N)	22.2	51.3	8.0	3.6	2.9	11.2	90.0	4.2	4.3	1.4
Blåskjell										
St.4 (N)	50.4	35.3	2.3	1.5	1.5	5.3	91.7	4.5	2.3	1.5
" (Fo)	44.0	39.2	1.4	1.6	1.6	4.8	88.9	6.8	2.2	1.5
Avløp KL-anl (N)										
2.kv 1992	1.2	31.0	14.6	12.6	15.7	43.2	82.2	2.2	6.5	6.7
Okt. 1992	10.2	64.1	11.0	5.3	3.5	20.2	97.6	1.0	0.9	0.4
Gj.sn. 1991-92 ¹⁾	~15	~45	~12	~7	~7	~26	~89	~4	~3	~3
Sediment ²⁾	15.5	29.8	17.0	12.5	5.1	37.2	~96	<0.2	<0.2	~1.5

¹⁾ Uveiet middel

²⁾ Gj.snitt for 11 prøver av overflatesediment (0-2 cm), kfr. Knutzen et al., 1991.

Ellers ses av tabell 9 at man i prøver fra indre fjord synes å ha en markert overrepresentasjon av enkeltstoffer jevnført med avløpsvann/sediment for:

- 2378 TCDF i torsk, skrubbe og særlig blåskjell
- 2378 TCDD i særlig torsk, men også i ål
- 12378 PeCDD i ål (som også i materialet fra Grenlandsfjordovervåkingen har vist særlig affinitet til denne forbindelsen).

Den generelt tydelige og ofte sterke relative anrikingen på 23478 PeCDF i alle arter fra Grenlandsområdet (Knutzen et al., 1993 a,c) opptråtte ikke i samme grad i Kristiansandsfjorden, der denne forbindelsen (i motsetning til i Frierfjorden) er blant de dominerende i avløpsvann/sediment. Unntatt i torsk og blåskjell ses det likevel en tendens i samme retning (tabell 9).

Også for hovedkomponentene i avløpsvannet fra Falconbrigde synes det å være store variasjoner med hensyn til graden av akkumulering i ulike arter. Selv om faktorene som fettinnhold og eksponeringsmåte også har betydning, må mye skyldes forskjellige opptaks- og omsetnings-egenskaper. Nedenfor er det gitt helt innledende illustrasjon av forholdet ved noen eksempler.

Mengdeforholdet mellom EPOCl og TCDD-ekvivalenter i avløpsvann (basert på årsutslipp) varierte fra ca. 15000 i 1988-89 til 80-120000 i 1991-1992. I overflatesedimenter (12 pr. (+K2), 0-2 cm, kfr. Vedlegg D i Knutzen et al., 1991) finnes en variasjon i intervallet ~2500-370000, med et gjennomsnitt ca. 85000; med andre ord i samme størrelsesorden som i avløpsvann. I ulike prøver av fisk og krabbe fra 1992 er det funnet forholdstall på ca. 2000-70000, mens det i blåskjell fra indre fjord (st. 4) var en avvikende høy verdi på ca. 400000.

Forholdet $\frac{\sum 5CB + HCB + OCS}{TCDD - ekv.}$ for prøvene i tabell 3 varierte i området ca. 600-38000, lavest i

krabbesmør og høyest i ål, på samme måte som i Grenlandsfjordene (Knutzen et al., 1993a). Forholdet mellom KAB4 og TCDD-ekvivalenter varierte fra mindre enn 100 (torsk, sjøørret) til vel 800 i ål og med et maksimum på over 4000 i blåskjell (alle eksempler fra mest belastede del av fjorden). Det samlede resultat av eksponeringsmåte og akkumulerings- og utskillelsesegenskaper gjør altså at artene fremtrer som mer eller mindre "selektive" i forhold til klororganiske fremmedstoffer som alle tilhører kategorien lite nedbrytbare og også ellers ligner hverandre mht. opptreden og skjebne i akvatiske omgivelser. Uten sammenlignende studier under veldefinerte betingelser er det således begrenset grunnlag for å forutsi hvilket nivå som kan ventes i en bestemt art ut fra målte verdier i en annen. Generelt vil problemet være størst mellom arter som står fjernt både hva angår slektskap og eksponeringsmåte.

7. METALLER I SKRUBBE

På grunn av nevnte vanskeligheter med å få nok materiale av skrubbe eller rødspette, ble metallanalysene begrenset til en filetp prøve av skrubbe fra indre fjord (omr. B). Resultatene viste lavt innhold av alle de undersøkte metaller (mg/kg våtvekt):

Bly	Kadmium	Kvikksølv	Nikkel	Sink	Kobber	Jern
0.02	<0.002	0.03	<0.15	5.6	0.21	2.0

Dette er moderate/lave verdier uten negative konsekvenser for spiselighet. Tallene ligger under det som har vært antydnet som "høyt bakgrunnsnivå" hos skrubbe (Knutzen, 1987), men for kadmium og bly er dette sannsynligvis anslått for høyt på grunn av tidligere problemer med kontaminering av prøver med naturlig lavt innhold av disse to metallene. Til dels gjelder slike vanskeligheter fremdeles (f.eks. Szefers et al., 1990 og Hellou et al., 1992), mens man med avansert metodikk og foranstaltninger mot kontaminering av prøvene får konsentrasjoner av Cd og Pb i området <1-3 µg/kg våtvekt i fiskefilet (Harms og Claussen, 1987).

Ved undersøkelse av tang og blåskjell i 1993 fant Jacobsen (1993) at metallbelastningen på fjorden tydelig kunne spores, spesielt for kobber og sink i tang fra nær utslippsstedene (kfr. data vedr. metallutslipp i tabell 1).

8. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER

Det viktigste resultatet av overvåkingen 1992 er registreringen av non-ortho PCB i såvidt høye konsentrasjoner at PCB-forbindelsen med dioksinlignende virkningsmekanismer må antas å spille minst like stor rolle som PCDF/PCDD for giftighetspotensialet i sjømat, spesielt når man tar i betraktning av gruppene av mono- og di-ortho PCB ikke er kartlagt i denne omgang.

Videre bør man merke seg de tydelige indikasjoner (synkende konsentrasjoner utover) på at non-ortho PCB har en eller flere lokale kilder. Det er også bemerkelsesverdig at avstandsgradienter synes tydeligere for denne spesielle gruppen enn for sum PCB.

Ovenstående aktualiseres av at det legges ned et arbeid for å spore kilden(e) for PCB-forurensningen, dessuten at den nå 5 år gamle registreringen i sedimenter (Knutzen et al., 1991) gjentas med non-ortho og andre individuelle PCB inkludert i analyseprogrammet. Også utvalgte gruntvannssedimenter (1-10 meters dyp) bør da vurderes tatt med.

Graden av lokal forurensning med non-ortho PCB har ikke latt seg fastslå på grunn av manglende referansedata fra bare diffust belastede norske kystfarvann. Dette er et generelt problem, som man har møtt og sannsynligvis vil møte i en rekke resipientsammenhenger i de nærmeste år. (Særlig ser det ut til at markert grad av PCB forurensning er utbredt i havneområder). For å få vite hvor man er på skalaen for forurensning med denne kanskje viktigste miljøgiftgruppen i norsk næringsmiddelhygienisk sammenheng er det nødvendig at forvaltningsmyndighetene (SFT, SNT) sørger for å få fremskaffet referansedata for både sedimenter og organismer.

Usikkerheten knyttet til Falconbrigde-avløpets innhold av stoffer med lite kjente økotoksikologiske egenskaper kan i prinsippet bare avhjelpes med fortsatt forskningsmessig innsats. Hvor viktig dette er kan imidlertid delvis bedømmes ut fra de observasjonene man har av stoffenes spredning. Av tabell 4 fremgår at "modellsubstansene" KAB4 og KAB5 praktisk talt bare er registrert innen forurensningenes kjerneområde, det vil si i Vesterhavn og med lave konsentrasjoner utover på vestsiden.

Analysene av de øvrige, mindre kjente stoffer (tabell 5) begrenser seg til prøver fra dette mest belastede fjordavsnittet, bortsett fra skrubbe/omr. D., der bare en av stoffgruppene er påvist i lave/moderate konsentrasjoner.

For en eventuelt bedre vurdering av betydningen vil det bl.a. være ønskelig å se mer detaljert på spredningen, f.eks. ved en rekke prøver av blåskjell utover på vestsiden. Andre muligheter er å videreføre identifiseringsarbeidet vedrørende EPOCl/EPOBr og foreta økotoksikologiske eksperimenter med identifiserte forbindelser. Viktigst, og sannsynligvis mest fruktbart for fjorden med tilknyttede interesser, er likevel å få total-tilførselen av EPOCl ned på et nivå som f.eks. for HCB ville kunne være akseptabelt som restbelastning. I denne forbindelse kan henvises til Frierfjorden, der det nå slippes ut i størrelsesorden et par kg. HCB pr. år (Knutzen et al., 1993a).

Ved siden av fortsatt reduksjon i belastningen, vil det avgjørende for utviklingen i indre fjord være hvor raskt de forurensede sedimentene overlages, og i hvilken grad man kan regne med en reduksjon i miljøgiftinnholdet ved utlekking/resuspensjon/transport og eventuell nedbrytning. Det bør derfor overveies langtids eksperimentelle studier av nedbrytning. Som et minimum bør status i sedimentene registreres med 5-10 års mellomrom. I denne forbindelse vil også fortsatt kartlegging av tilførsler gi viktige inngangsdata ved bedømmelse av resultatene.

Et springende punkt er hvor grensene skal trekkes for restriksjoner på fisk og kostholdsråd. Antas at området innenfor en linje mellom munningen av Topdalsfjorden og sydspissen av Odderøya - Bragdøya - Andøya for noen år kan ses bort fra mht. utnyttelse av spiselige organismer, blir dette hovedsakelig spørsmål om:

- a) hvordan nivåene av PCDF/PCDD og non-ortho og andre plane PCB er sammenlignet med i skalldyr og fisk fra åpen Skagerrakkyst.
- b) vurderingen av de uidentifiserte stoffene som rommes i EPOCl og EPOBr.

For begge disse spørsmål begrenses som nevnt muligheten for en velfundert vurdering av delvis mangel på referansedata. De foreliggende verdier fra midtre/ytre fjord (omr. D, E, F) kan så langt mistenkes å være ikke stort høyere enn det man risikerer å påtreffe nær sagt hvor som helst på Sørlandskysten.

Av dette, de korte avstandene innen fjorden, og de relativt betydelige variasjoner som synes å opptre pga. fiskens vandring inn og ut av det begrensede området med sterkt forurensede sedimenter og byttedyr, følger at det nå har lite for seg å forsøke å definere forskjeller mellom fisks og krabbers miljøgiftnivåer i delområder som ble etablert da de direkte utslipp var betydelig større. De (riktignok sparsomme) data man har, tyder på bare marginale forskjeller mellom områdene D, E og F, der slumpvis forhøyede verdier kan opptre mer som et resultat av vandring enn av forurensningens spredning med vann.

Et alternativt opplegg for eventuelt fortsatt overvåking ville være å utelate omr. B/C/H for fisk og krabbers vedkommende og konsentrere prøveinnsamlingen om omr. D og E, supplert med det tidligere benyttede referanseområdet ved ny Hellesund.

9. REFERANSER

- Ahlborg, U.G., H. Håkansson, F. Wærn og A. Hanberg, 1988. Nordisk dioxinriskbedömning. Miljørapport 1988 : 7 (NORD1988 : 49) fra Nordisk Ministerråd, København. 129 s + bilag. ISBN (DK) 87-7303-100-2, ISBN (S) 91-7996-054-5.
- Ahlborg, U.G., A. Hanberg og K. Kenne, 1992. Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs). NORD 1992 : 26. Nordisk Ministerråd, København. ISBN 92-9120-075-1.
- Berge, J.A. 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler/Kosterområdet. Rapport 446/91 (TA 744/1991) innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-895501/O-900346 (l.nr. 2669), 192 s. ISBN 82-577-2011-9.
- Berge, J.A. og A. Helland, 1993. Overvåkingsundersøkelser i Iddefjorden 1991/92. Miljøgifter i sediment, ål, torsk og taskekrabbe. Rapport 531/93 (TA 975/1993) innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-92085 (l.nr. 2953), 56 s. ISBN 82-577-2378-9.
- Berge, J.A. et al., 1994. In situ opptak av klororganiske stoffer og metaller i fisk og krabbe (under rapportering).
- Espeland, O., T. Fjermeros, H.T. Nyberg og P. Skarpendal, 1988. Bestemmelse av metaller i blåskjell fra Kristiansandsfjorden. Prosjektoppgave i analytisk kjemi, våren 1988. Agder Distrikthøgskole. Manuskript, 30 s.
- Harms, V. og T. Claussen, 1987. Neue Erkenntnisse über die Kontamination von Fischen der südlichen Nordsee mit Cadmium, Blei und Quecksilber. *Inf. Fischw.* 34: 139-146.
- Hellou, J., W.G. Warren, J.F. Pagne, S. Belkhode og P. Lobel, 1992. Heavy metals and other elements in three tissues of cod, Gadus morhua from the Northwest Atlantic. *Mar. Pollut. Bull.* 24: 452-458.
- Jacobsen., T., 1993. Vurdering av miljøeffekter ved endring av utslippsdyp for prosessvann fra Falconbridge Nikkelverk A/S. NIVA-rapport O-93105 (l.nr. 2916), 13 s. ISBN 82-577-2332-0.
- Jacobsen., T., 1993. Undersøkelse av metallinnhold i blåskjell og tang i Kristiansandsfjorden 1993, upubl. (Notat, NIVA O-93053).
- Johansen, H.R., O.J. Rosslund og G. Becher, 1993. Congener specific determination of PCBs in crabs from a polluted fjord region. *Chemosphere* 27:1245-1252.
- Källquist, T. og K. Martinsen, 1987. Økotoksikologisk testing av miljøgifter. Klorerte alkylbenzener (Utslippskomponenter til Kristiansandsfjorden). NIVA-rapport O-84035/SI-rapport 84 03 08-2. ISBN 82-577-1303-01. 74 s.
- Knutzen, J., 1987. Bakgrunnsnivåer av metaller i saltvannsfisk. NIVA-rapport O-85167/Q-388 (l.nr. 2051), 66 s. ISBN 82-577-1308-2.

- Knutzen, J., B. Enger og K. Martinsen, 1986. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 4. Miljøgifter i fisk og andre organismer 1982-1984. Rapport 220/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800356 (l.nr. 1848), 183 s. ISBN 82-577-1056-3.
- Knutzen, J., K. Martinsen og M. Oehme, 1988. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1986-1987. Rapport 312/88 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800357 (l.nr. 2114), 110 s. ISBN 82-577-1392-9.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport O-862602 (l.nr. 2540), 139 s. ISBN 82-577-1855-6.
- Knutzen, J. og N. Green, 1991. Overvåking av miljøgifter i fisk og blåskjell fra Grenlandsfjordene 1990. Rapport 468/91 (TA-786/1991) innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800312 (l.nr. 2636), 62 s. ISBN 82-577-1963-3.
- Knutzen, J., K. Martinsen, K. Næs, M. Oehme og E. Oug, 1991. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1988 og 1990. Rapport 443/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800357 (l.nr. 2554), 183 s. ISBN 82-577-1873-4.
- Knutzen J. og L. Berglind, 1992. PAH i blåskjell fra omgivelsene av Elkem Fiskaa, Kristiansand 1991-1992. NIVA-rapport O-91149 (l.nr. 2823), 17 s. ISBN 82-577-2224-3.
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1993. Effects of reduced PCDF/PCDD discharge from magnesium production on levels in marine organisms from the Frierfjord area, Southern Norway. S.203-206 i H. Fiedler, H. Frank, O. Hutzinger, W. Parzefall, A. Riss and S. Safe (red.): DIOXIN '93. Short Papers. Organohalogen Compounds, Vol. 12. Federal Environmental Agency, Austria, Wien.
- Knutzen, J., L. Berglind, E. Brevik, N. Green, M. Oehme, J.V. Skåre, 1993a. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjorden 1992. Under trykking.
- Knutzen, J., B. Rygg og I. Thélin, 1993b. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. SFT-rapport TA-923/1993, 20 s. ISBN 82-7655-103-3.
- Knutzen, J., L. Berglind, E. Brevik, N. Green, A. Kringstad, M. Oehme og J.V. Skåre, 1993c. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1991. Rapport 509/93 (TA-913/1993) innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-92085 (l.nr. 2833), 133 s. ISBN 82-577-2231-6.
- Konieczny, R., 1992. Overvåking av steinmasseutfylling ved KMV-vest, Kristiansand havn. NIVA-rapport O-91194 (l.nr. 2801), 39 s. ISBN 82-577-2187-5.
- Martinsen, K. og A.L. Kvernheim, 1992. Falconbridge Nikkelverk A/S. Kjemisk og biologisk karakteristikk av avløpsvann, SI-rapport 911114, 7 s + vedlegg.

- Molvær, J., S.T. Källqvist og T.S. Traaen, 1989. Resipientvurdering av Otra og Kristiansandsfjorden for utslipp fra treforedlingsindustri. NIVA-rapport O-88151 (l.nr. 2218), 42 s. ISBN 82-577-1511-5.
- Molvær, J., 1991. Utslipp fra Odderøya renseanlegg, Kristiansand. Vurdering av innlagring, spredning og miljøeffekter. NIVA-rapport O-90122 (l.nr. 2530), 26 s. ISBN 82-577-1841-6.
- Moore, D.R.J. og S.L. Walker, 1991. Canadian water quality guidelines for polychlorinated biphenyls in coastal and estuarine waters. Environment Canada, Inland Waters Directorate, Water Quality Branch, Sci. Series 186. Ottawa.
- Næs, K., E. Oug, J. Knutzen og F. Moy, 1991. Resipientundersøkelse av Tromøysund. Bunnsedimenter, organismer på bløt- og hardbunn, miljøgifter i organismer. NIVA-rapport O-89170 (l.nr. 2645), 104 s. ISBN 82-577-1986-2.
- Næs, K., 1992. PAH i sedimenter utenfor Elkem Fiskaa, Kristiansand, 1991. NIVA-rapport O-91149 (l.nr. 2753), 44 s. ISBN 82-577-2134-4.
- Oehme, M., S. Manö, E.M. Brevik og J. Knutzen, 1989. Determination of polychlorinated dibenzofuran (PCDF) and dibenzo-p-dioxin (PCDD) levels and isomer patterns in fish, crustacea, mussel and sediment samples from a fjord region polluted by Mg-production. *Frezenius Z.Anal. Chem.* 335:987-997.
- Oehme, M., A. Bartonova og J. Knutzen, 1990. Estimation of polychlorinated dibenzofuran and dibenzo-p-dioxin contamination of a coastal region using isomer profiles in crabs. *Environ. Sci. Technol.* 24:1836-1841.
- Oug, E., et al., 1994. Overvåking av Kristiansandsfjorden. Hardbunnsorganismer og bløtbunnsfauna ved Odderøya i Vesterhavn og i Karsvikfjorden 1992-93. NIVA-rapport O-92128. Under forberedelse.
- Szefer, P., K. Szefer og B. Skwartzec, 1990. Distribution of trace metals in some representative fauna of the Southern Baltic. *Mar. Pollut. Bull.* 21: 60-62.

VEDLEGG A:

**Data vedrørende sammensetning av prøver
(antall, lengde, vekt, utseende)**

Tabell A1. Lengde, vekt og leverfarge hos individuelt analyserte torsk (*Gadus morhua*) fra indre Kristiansandsfjorden (omr. B; Vesterhavn ekskl. Hannevigsbukta) okt. 1992. G: Gul, R: Rød, Ro: Rosa.

Nr	Lengde (cm)	Vekt (g)	Levervekt (g)	Leverfarge	Anmerkninger
1	25.5	158	1.6	R	
2	26.0	166	1.9	"	Bloduttredelse i filet ¹⁾
3	28.5	242	3.8	"	"
4	29.0	288	4.1	"	"
5	37.0	507	11.6	Ro	"
6	36.0	440	3.2	R	", liten lever
7	39.0	544	6.8	"	
8	36.0	508	12.1	GR	
9	38.0	656	13.2	"	
10	28.0	223	2.1	R	Bloduttredelse (litt)
11	30.0	277	2.6	"	
12	35.0	448	4.4	"	
13	39.0	624	5.9	"	Mange sår, finneråte
14	38.0	561	5.5	"	
15	39.5	616	5.2	"	Bloduttredelse i filet
16	43.0	868	20.9	Ro	
17	41.0	799	15.5	"	
18	46.0	1058	20.7	GR	
19	46.0	1111	12.0	R	Bloduttredelse
20	48.0	1372	22.0	Ro	
21	50.0	1249	11.8	R	
22	58.0	1796	15.5	"	Bloduttredelse
23	58.0	2274	56.4	GR	

Middel	38.9	730	11.3
St.avvik	9.2	538	11.8
Variasjon	25.5- 58.0	158- 2274	1.6- 56.4

¹⁾ Antatt fangsteffekt

Middel/St.avvik/Var. for forholdet vekt av fisk/levervekt: 81.6/29.7/40-138.

Tabell A2. Data for blandprøver av torsk (Gadus morhua), skrubbe (Plactichthys flesus), rødspette (Pleuronectes platessa), sjøørret (Salmo trutta) og ål (Anguilla anguilla) fra Kristiansandsfjorden 1992. Middel (M), standardavvik (SD) og variasjonsintervall (VAR) for lengde og vekt.

Omr. B: Vesterhavn minus Hannevigsbukta

Omr. D: Fosseviken/Vestergapet

Omr. E: Dvergsøy - Olavsholmen - Dvergsnes

Omr. F: V. Randøy - Y. Kvaløy

Omr. H: Kristiansand havn Ø.

Torsk

Prøver/antall

		M	SD	VAR
Omr. B	Lengde (cm)	38.9	9.2	25.5-58.0
Okt.	Vekt (g)	730	538	158-2274
N = 23	Levervekt (g)	11.3	11.8	1.6-58.4

Bemerkninger: Nærmere halvparten med sorte partikler og bloduttredelser i kjøttet (garnskade?). 4 stk. forkastet pga. garnskade (krabbespist?), 1 eks. med sår og finneråte. For det meste rød lever (15 stk), resten rødgul (4) eller rosa.

		M	SD	VAR
Omr. D	Lengde (cm)	46.1	13.2	35.0-73.0
Okt.-Nov.	Vekt (g)	1253	1064	450-3867
N = 11				

Bemerkninger: 1 med mye sorte prikker i skinnet, 1 med finneråte. Forkastet 2 pga. opprevet buk (krabbespist?). 1 rød, resten rødgule (6) eller gulrød lever.

		M	SD	VAR
Omr. E	Lengde (cm)	43.9	9.0	34.0-65.0
Okt.-Nov.	Vekt (g)	983	671	391-2604
N = 19				

Bemerkninger: 1 med få sorte prikker i kjøttet, 3 med bloduttredelser (garnskade?), 1 med skade i hodet (krabbespist?). 4 stk. forkastet pga. skadde (krabbespist?). 17 stk. med rødgul (13) eller gulrød lever, resten gul eller rosa.

		M	SD	VAR
Omr. F	Lengde (cm)	40.5	6.9	32.0-55.0
Okt.-Nov.	Vekt (g)	791	389	259-1712
N = 10				

Bemerkninger: 2 med sorte prikker i fileten, 4 med finneråte. Forkastet 7 fisk pga. ytre skader og 1 lever pga. oppløsning innvendig. 1 rød, resten rødgul (6) eller gul lever.

Skrubbe

		M	SD	VAR
Omr. B	Lengde (cm)	30.5	3.6	21.0-37.0
Okt.-Nov.	Vekt (g)	337	80	117-425
N = 13	<u>Bemerkninger:</u> 1 med sår (krabbespist?). 1 med brun, resten med rød/rødbrun (8) eller gulbrun lever.			

		M	SD	VAR
Omr. D	Lengde (cm)	26.1	2.3	24.0-28.5
Okt.-Nov.	Vekt (g)	212	64	162-284
N = 3	<u>Bemerkninger:</u> Rød/rødbrun lever.			

		M	SD	VAR
Omr. F	Lengde (cm)	32.6	4.1	28.0-39.0
Okt.-Nov.	Vekt (g)	454	168	273-719
N = 10	<u>Bemerkninger:</u> 2 med rød, resten med rødgul lever.			

Rødspette

Omr. D	Lengde (cm)	32.5		
Okt.-Nov.	Vekt (g)	401		
N = 1	<u>Bemerkninger:</u> Rødgul lever.			

		M	SD	VAR
Omr. E	Lengde (cm)	27.7	2.5	24.0-30.0
Okt.-Nov.	Vekt (g)	258	60	174-319
N = 5	<u>Bemerkninger:</u> Rød lever.			

		M	SD	VAR
Omr. F	Lengde (cm)	28.4	3.2	23.0-31.0
Okt.-Nov.	Vekt (g)	278	81	141-357
N = 5	<u>Bemerkninger:</u> Røde/gulrøde lever.			

Ål

		M	SD	VAR
Omr. B	Lengde (cm)	39.9	8.4	26.0-56.0
Nov.	Vekt (g)	122	95	30-401
N = 15				

		M	SD	VAR
Omr. H	Lengde (cm)	41.1	6.9	29.0-54.0
Nov.	Vekt (g)	131	7.5	46-297
N = 14				

Sjørret

		M	SD	VAR
Omr. B	Lengde (cm)	30.9	7.3	24.0-44.0
Okt.-Nov.	Vekt (g)	367	309	140-1108
N = 9	<u>Bemerkninger:</u> 8 fra omr. C (Fiskåbukta/Auglandsbukta i okt.).			

Tabell A3. Data fra blandprøver av krabbesmør (hepatopancreas) og rest skallinnmat av taskekrabbe (Cancer pagurus) fra Kristiansandsfjorden oktober-november 1992. M = middel, SD = standardavvik.

Omr./kjønn/antall	Skallbredde (cm) M/SD/VAR	Krabbesmør (g) M/SD/VAR	Rest skallinnmat (g) M/SD/VAR
Omr. B			
Hanner, n = 19	13.1/2.1/9.5-16.5	21.1/10.1/5.0-36.2	20.1/10.3/4.0-42.9
Hunner, n = 17	14.3/2.1/10.0-17.5	20.9/9.3/7.2-47.3	27.4/16.1/3.4-56.8
Omr. D			
Hanner, n = 11	11.9/1.5/10.0-14.5	M: 18.6	-
Hunner, n = 6	13.6/2.5/10.0-16.5	M: 21.9	-

VEDLEGG B:

**Rådata for PCDF/PCDD og non-ortho PCB
analysert ved Folkehelse**

PCDD- og PCDF-konsentrasjoner

OPPDRAGSGIVER: NIVA
 OPPDRAGGIVERS PRØVENUMMER: Omr. D
 PRØVETYPE: Torskelever
 FH PRØVENUMMER: 93/014
 PRØVEMENGDE I FRISK VEKT(g): 2,7
 FETT PROSENT: 38,6

KOMPONENT	KONS. pg/g frisk vekt	KONS. pg/g fett	GJENV. %	2,3,7,8-TEQ pg/g frisk vekt
Dioksiner				
2,3,7,8-TCDD	3,09	8,00	66	3,088
1,2,3,7,8-PeCDD	0,73	1,88	54	0,363
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,48	1,24	48	0,048
1,2,3,6,7,8-HxCDD	4,44	11,5	47	0,444
1,2,3,7,8,9-HxCDD	1,75	4,55	56	0,175
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	4,55	11,8	51	0,046
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	8,34	21,6	43	0,008
Furaner				
2,3,7,8-TCDF	41,72	108	56	4,172
1,2,3,7,8-PeCDF	22,71	58,8	47	0,227
2,3,4,7,8-PeCDF	4,89	12,7	45	2,446
1,2,3,4,7,8-HxCDF	14,98	38,8	22	1,498
1,2,3,6,7,8-HxCDF	12,91	33,5	22	1,291
2,3,4,6,7,8-HxCDF	8,35	21,6	53	0,835
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,58	1,51	53	0,058
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	6,92	17,9	24	0,069
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,99	2,57	42	0,010
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	0,95	2,47	43	0,001
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCDD/PCDF)				14,78
PCB				
77	817,3	2117	7	0,409
126	649,7	1683	2	64,97
169	101,1	262	2	1,011
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCB)				66,39

0 betyr under deteksjonsgrensen svarende til signal/støyforhold 3:1
 2,3,7,8-TEQ etter nordisk modell

PCDD- og PCDF-konsentrasjoner

OPPDRAGSGIVER: NIVA
 OPPDRAGGIVERS PRØVENUMMER: Omr. E
 PRØVETYPE: Torskelever
 FH PRØVENUMMER: 93/015
 PRØVEMENGDE I FRISK VEKT(g): 2,27
 FETT PROSENT: 45,9

KOMPONENT	KONS. pg/g frisk vekt	KONS. pg/g fett	GJENV. %	2,3,7,8-TEQ pg/g frisk vekt
Dioksiner				
2,3,7,8-TCDD	2,31	5,02	79	2,305
1,2,3,7,8-PeCDD	0,22	0,49	83	0,111
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,07	0,16	74	0,007
1,2,3,6,7,8-HxCDD	2,25	4,90	67	0,225
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,92	2,01	71	0,092
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	1,28	2,79	70	0,013
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	2,03	4,42	49	0,002
Furaner				
2,3,7,8-TCDF	19,16	41,7	63	1,916
1,2,3,7,8-PeCDF	9,52	20,7	73	0,095
2,3,4,7,8-PeCDF	1,68	3,65	76	0,838
1,2,3,4,7,8-HxCDF	4,26	9,29	63	0,426
1,2,3,6,7,8-HxCDF	5,30	11,5	63	0,530
2,3,4,6,7,8-HxCDF	2,86	6,23	65	0,286
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,23	0,49	65	0,023
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	1,75	3,80	60	0,017
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,42	0,91	56	0,004
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	0,57	1,24	49	0,001
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCDD/PCDF)				6,89
PCB				
77	1006	2193	24	0,503
126	543,6	1185	49	54,36
169	75,21	164	26	0,752
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCB)				55,62

0 betyr under deteksjonsgrensen svarende til signal/støyforhold 3:1
 2,3,7,8-TEQ etter nordisk modell

PCDD- og PCDF-konsentrasjoner

OPPDRAAGSGIVER: NIVA
 OPPDRAGGIVERS PRØVENUMMER: Omr. F
 PRØVETYPE: Torskelever
 FH PRØVENUMMER: 93/016
 PRØVEMENGDE I FRISK VEKT(g): 1,95
 FETT PROSENT: 48,3

KOMPONENT	KONS. pg/g frisk vekt	KONS. pg/g fett	GJENV. %	2,3,7,8-TEQ pg/g frisk vekt
Dioksiner				
2,3,7,8-TCDD	1,54	3,19	90	1,540
1,2,3,7,8-PeCDD	0,39	0,81	89	0,196
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,01	0,02	69	0,001
1,2,3,6,7,8-HxCDD	2,02	4,19	66	0,202
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,71	1,46	67	0,071
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	1,29	2,66	58	0,013
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	2,37	4,90	45	0,002
Furaner				
2,3,7,8-TCDF	10,91	22,6	71	1,091
1,2,3,7,8-PeCDF	7,09	14,7	71	0,071
2,3,4,7,8-PeCDF	3,09	6,40	83	1,547
1,2,3,4,7,8-HxCDF	3,21	6,64	63	0,321
1,2,3,6,7,8-HxCDF	3,37	6,98	65	0,337
2,3,4,6,7,8-HxCDF	2,24	4,64	59	0,224
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,20	0,41	59	0,020
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	1,51	3,12	57	0,015
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,42	0,87	49	0,004
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	0,59	1,22	45	0,001
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCDD/PCDF)				5,66
PCB				
77	702,1	1453	45	0,351
126	334,9	693	22	33,49
169	39,41	81,5	8	0,394
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCB)				34,24

0 betyr under deteksjonsgrensen svarende til signal/støyforhold 3:1
 2,3,7,8-TEQ etter nordisk modell

PCDD- og PCDF-konsentrasjoner

OPPDRAGSGIVER: NIVA
 OPPDRAGGIVERS PRØVENUMMER: Omr.B
 PRØVETYPE: Torskefilet
 FH PRØVENUMMER: 93/009
 PRØVEMENGDE I FRISK VEKT(g): 74,71
 FETT PROSENT: 0,20

KOMPONENT	KONS. pg/g frisk vekt	KONS. pg/g fett	GJENV. %	2,3,7,8-TEQ pg/g frisk vekt
Dioksiner				
2,3,7,8-TCDD	0,04	21,5	85	0,043
1,2,3,7,8-PeCDD	0,003	1,58	81	0,002
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,004	2,05	57	0,0004
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,02	9,08	49	0,002
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,01	3,35	49	0,001
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,03	15,3	49	0,0003
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	0,09	47,4	36	0,0001
Furaner				
2,3,7,8-TCDF	0,68	339	72	0,068
1,2,3,7,8-PeCDF	0,58	292	80	0,006
2,3,4,7,8-PeCDF	0,03	15,3	80	0,015
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,08	41,8	54	0,008
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,17	83,9	49	0,017
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,10	51,1	42	0,010
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,02	10,5	42	0,002
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,06	30,7	46	0,0006
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	5,14	43	0,0001
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	0,02	7,70	36	0,00002
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCDD/PCDF)				0,18
PCB				
77	7,19	3593	48	0,004
126	11,9	5965	62	1,19
169	2,48	1238	55	0,025
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCB)				1,22

0 betyr under deteksjonsgrensen svarende til signal/støyforhold 3:1
 2,3,7,8-TEQ etter nordisk modell

PCDD- og PCDF-konsentrasjoner

OPPDRAGSGIVER: NIVA
 OPPDRAGGIVERS PRØVENUMMER: Omr.D
 PRØVETYPE: Torskefilet
 FH PRØVENUMMER: 93/010
 PRØVEMENGDEN I FRISK VEKT (g): 46,05
 FETT PROSENT: 0,24

KOMPONENT	KONS. pg/g frisk vekt	KONS. pg/g fett	GJENV. %	2,3,7,8-TEQ pg/g frisk vekt
Dioksiner				
2,3,7,8-TCDD	0,03	10,8	79	0,026
1,2,3,7,8-PeCDD	0,01	2,50	53	0,003
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,0005	0,20	43	0,00005
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,02	6,88	43	0,002
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,02	6,32	44	0,002
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,04	15,25	36	0,0004
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	0,16	65,6	26	0,0002
Furaner				
2,3,7,8-TCDF	0,16	68,3	66	0,016
1,2,3,7,8-PeCDF	0,14	58,3	51	0,001
2,3,4,7,8-PeCDF	0,02	7,50	49	0,009
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,03	14,11	40	0,003
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0	0	40	0
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,03	13,33	44	0,003
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,002	1,00	44	0,0002
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,04	15,2	36	0,0004
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,0002	0,08	31	0,000002
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	0	0	26	0
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCDD/PCDF)				0,07
PCB				
77	4,46	1856	44	0,002
126	2,44	1016	59	0,244
169	0,47	197	56	0,005
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCB)				0,25

0 betyr under deteksjonsgrensen svarende til signal/støyforhold 3:1
 2,3,7,8-TEQ etter nordisk modell

PCDD- og PCDF-konsentrasjoner

OPPDRAGSGIVER: NIVA
 OPPDRAGGIVERS PRØVENUMMER: Omr.E
 PRØVETYPE: Rødspette
 FH PRØVENUMMER: 93/023
 PRØVEMENGDE I FRISK VEKT(g): 28,49
 FETT PROSENT: 0,60

KOMPONENT	KONS. pg/g frisk vekt	KONS. pg/g fett	GJENV. %	2,3,7,8-TEQ pg/g frisk vekt
Dioksiner				
2,3,7,8-TCDD	0,04	6,96	36	0,042
1,2,3,7,8-PeCDD	0,03	4,22	36	0,013
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0	0	36	0
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0	0	32	0
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,0001	0,02	31	0,00001
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,04	6,60	31	0,0004
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	0,29	47,6	22	0,0003
Furaner				
2,3,7,8-TCDF	0,23	38,7	32	0,023
1,2,3,7,8-PeCDF	0,07	12,0	29	0,001
2,3,4,7,8-PeCDF	0,14	22,7	31	0,068
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,03	4,49	33	0,003
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,03	4,72	31	0,003
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,02	3,27	29	0,002
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,01	1,64	29	0,001
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,03	4,28	31	0,0003
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,01	1,80	27	0,0001
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	0,04	6,13	22	0,00004
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCDD/PCDF)				0,16
PCB				
77	9,45	1575	18	0,005
126	1,38	229	23	0,138
169	0,22	36,11	22	0,002
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCB)				0,14

0 betyr under deteksjonsgrensen svarende til signal/støyforhold 3:1
2,3,7,8-TEQ etter nordisk modell

PCDD- og PCDF-konsentrasjoner

OPPDRAGSGIVER: NIVA
 OPPDRAGGIVERS PRØVENUMMER: Omr.B
 PRØVETYPE: Filet av ål
 FH PRØVENUMMER: 93/020
 PRØVEMENGDE I FRISK VEKT(g): 10,16
 FETT PROSENT: 8,4

KOMPONENT	KONS. pg/g frisk vekt	KONS. pg/g fett	GJENV. %	2,3,7,8-TEQ pg/g frisk vekt
Dioksiner				1-
2,3,7,8-TCDD	0,13	1,50	104	0,126
1,2,3,7,8-PeCDD	0,28	3,28	61	0,139
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,08	1,00	53	0,008
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,24	2,88	54	0,024
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,07	0,78	53	0,007
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,23	2,77	38	0,002
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	0,41	4,87	28	0,0004
Furaner				2-
2,3,7,8-TCDF	0,15	1,77	86	0,015
1,2,3,7,8-PeCDF	0,06	0,72	72	0,001
2,3,4,7,8-PeCDF	1,08	12,8	64	0,538
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,61	7,26	52	0,061
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,39	4,66	54	0,039
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,46	5,48	47	0,046
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,0004	0,005	47	0,00004
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,22	2,57	39	0,002
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,04	0,44	32	0,0004
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	0	0	28	0
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCDD/PCDF)				1,01
PCB				
77	13,81	164	62	0,007
126	38,26	453	63	3,826
169	14,07	167	46	0,141
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCB)				3,97

0 betyr under deteksjonsgrensen svarende til signal/støyforhold 3:1
 2,3,7,8-TEQ etter nordisk modell

PCDD- og PCDF-konsentrasjoner

OPPDRAGSGIVER: NIVA
 OPPDRAGGIVERS PRØVENUMMER: Omr.H
 PRØVETYPE: Filet av ål
 FH PRØVENUMMER: 93/018
 PRØVEMENGDE I FRISK VEKT(g): 10
 FETT PROSENT: 10,3

KOMPONENT	KONS. pg/g frisk vekt	KONS. pg/g fett	GJENV. %	2,3,7,8-TEQ pg/g frisk vekt
Dioksiner				
2,3,7,8-TCDD	0,26	2,47	36	0,255
1,2,3,7,8-PeCDD	0,26	2,51	30	0,130
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,14	1,35	37	0,014
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,57	5,51	32	0,057
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,0004	0,004	30	0,00004
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,27	2,63	31	0,003
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	0,81	7,85	21	0,001
Furaner				
2,3,7,8-TCDF	0,16	1,58	35	0,016
1,2,3,7,8-PeCDF	0,09	0,92	28	0,001
2,3,4,7,8-PeCDF	1,00	9,68	27	0,500
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,58	5,57	31	0,058
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,31	3,00	31	0,031
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,38	3,65	26	0,038
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,04	0,40	26	0,004
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,20	1,92	28	0,002
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0	0	26	0
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	0,18	1,72	21	0,000
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCDD/PCDF)				1,11
PCB				
77	17,91	173	26	0,009
126	32,85	318	18	3,285
169	8,41	81,4	9	0,084
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCB)				3,38

0 betyr under deteksjonsgrensen svarende til signal/støyforhold 3:1
 2,3,7,8-TEQ etter nordisk modell

PCDD- og PCDF-konsentrasjoner

OPPDRAGSGIVER: NIVA
 OPPDRAGGIVERS PRØVENUMMER: Omr.B
 PRØVETYPE: Sjøørret
 FH PRØVENUMMER: 93/021
 PRØVEMENGDE I FRISK VEKT(g): 29,98
 FETT PROSENT: 1,6

KOMPONENT	KONS. pg/g frisk vekt	KONS. pg/g fett	GJENV. %	2,3,7,8-TEQ pg/g frisk vekt
Dioksiner				
2,3,7,8-TCDD	0,27	16,50	70	0,271
1,2,3,7,8-PeCDD	0,54	32,66	73	0,268
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,36	21,99	65	0,036
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,71	43,43	59	0,071
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,28	16,82	61	0,028
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	1,06	64,48	66	0,011
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	1,01	61,34	55	0,001
Furaner				
2,3,7,8-TCDF	6,35	387	66	0,635
1,2,3,7,8-PeCDF	2,07	126	73	0,021
2,3,4,7,8-PeCDF	3,73	228	71	1,866
1,2,3,4,7,8-HxCDF	2,62	160	54	0,262
1,2,3,6,7,8-HxCDF	1,67	102	54	0,167
2,3,4,6,7,8-HxCDF	1,65	101	59	0,165
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0	0	59	0
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	3,41	208	61	0,034
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,09	5,66	57	0,001
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	0,35	21,6	55	0,0004
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCDD/PCDF)				3,84
PCB				
77	53,89	3286	47	0,027
126	17,27	1053	58	1,727
169	1,84	112	54	0,018
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCB)				1,77

0 betyr under deteksjonsgrensen svarende til signal/støyforhold 3:1
 2,3,7,8-TEQ etter nordisk modell

PCDD- og PCDF-konsentrasjoner

OPPDRAGSGIVER: NIVA
 OPPDRAGGIVERS PRØVENUMMER: Omr. B
 PRØVETYPE: Krabbesmør, hann
 FH PRØVENUMMER: 93/012
 PRØVEMENGDE I FRISK VEKT(g): 10,04
 FETT PROSENT: 8,2

KOMPONENT	KONS. pg/g frisk vekt	KONS. pg/g fett	GJENV. %	2,3,7,8-TEQ pg/g frisk vekt
Dioksiner				
2,3,7,8-TCDD	2,25	27,5	83	2,248
1,2,3,7,8-PeCDD	5,02	61,4	83	2,508
1,2,3,4,7,8-HxCDD	2,41	29,5	83	0,241
1,2,3,6,7,8-HxCDD	4,13	50,5	79	0,413
1,2,3,7,8,9-HxCDD	1,82	22,3	77	0,182
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	7,46	91,3	78	0,075
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	4,92	60,2	66	0,005
Furaner				
2,3,7,8-TCDF	119,25	1460	70	11,93
1,2,3,7,8-PeCDF	32,52	398	76	0,325
2,3,4,7,8-PeCDF	53,57	656	77	26,78
1,2,3,4,7,8-HxCDF	39,61	485	73	3,961
1,2,3,6,7,8-HxCDF	23,88	292	73	2,388
2,3,4,6,7,8-HxCDF	22,49	275	71	2,249
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,52	6,37	71	0,052
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	42,45	520	69	0,424
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	1,16	14,2	67	0,012
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	4,06	49,7	66	0,004
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCDD/PCDF)				53,79
PCB				
77	622,7	7622	39	0,311
126	392,0	4798	60	39,20
169	87,77	1074	38	0,878
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCB)				40,39

0 betyr under deteksjonsgrensen svarende til signal/støyforhold 3:1
 2,3,7,8-TEQ etter nordisk modell

PCDD- og PCDF-konsentrasjoner

OPPDRAGSGIVER: NIVA
 OPPDRAGGIVERS PRØVENUMMER: Omr. D
 PRØVETYPE: Krabbesmør, hann
 FH PRØVENUMMER: 93/013
 PRØVEMENGDE I FRISK VEKT(g): 10,07
 FETT PROSENT: 11,2

KOMPONENT	KONS. pg/g frisk vekt	KONS. pg/g fett	GJENV. %	2,3,7,8-TEQ pg/g frisk vekt
Dioksiner				
2,3,7,8-TCDD	0,56	5,04	94	0,565
1,2,3,7,8-PeCDD	1,77	15,8	99	0,885
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,98	8,71	99	0,098
1,2,3,6,7,8-HxCDD	2,22	19,9	91	0,222
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,99	8,85	84	0,099
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	3,30	29,5	106	0,033
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	5,73	51,2	85	0,006
Furaner				
2,3,7,8-TCDF	16,51	147	77	1,651
1,2,3,7,8-PeCDF	5,49	49,0	80	0,055
2,3,4,7,8-PeCDF	10,24	91,4	87	5,118
1,2,3,4,7,8-HxCDF	6,99	62,4	76	0,699
1,2,3,6,7,8-HxCDF	3,51	31,3	81	0,351
2,3,4,6,7,8-HxCDF	4,30	38,4	74	0,430
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,17	1,54	74	0,017
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	9,34	83,4	79	0,093
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,39	3,44	77	0,004
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	2,68	23,9	85	0,003
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCDD/PCDF)				10,33
PCB				
77	251,8	2248	40	0,126
126	67,31	601	47	6,731
169	15,40	138	45	0,154
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCB)				7,01

0 betyr under deteksjonsgrensen svarende til signal/støyforhold 3:1
 2,3,7,8-TEQ etter nordisk modell

PCDD- og PCDF-konsentrasjoner

OPPDRAGSGIVER: NIVA
 OPPDRAGGIVERS PRØVENUMMER: Hunn, omr.D
 PRØVETYPE: Krabbesmør
 FH PRØVENUMMER: 93/011
 PRØVEMENGDE I FRISK VEKT(g): 10,05
 FETT PROSENT: 8,0

KOMPONENT	KONS. pg/g frisk vekt	KONS. pg/g fett	GJENV. %	2,3,7,8-TEQ pg/g frisk vekt
Dioksiner				
2,3,7,8-TCDD	0,42	5,25	82	0,420
1,2,3,7,8-PeCDD	0,23	2,84	77	0,113
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,05	0,57	71	0,005
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,10	1,30	65	0,010
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,05	0,61	63	0,005
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,29	3,60	63	0,003
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	0,55	6,84	47	0,001
Furaner				
2,3,7,8-TCDF	3,88	48,5	81	0,388
1,2,3,7,8-PeCDF	0,91	11,3	63	0,009
2,3,4,7,8-PeCDF	1,89	23,6	69	0,946
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,19	2,33	74	0,019
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,19	2,43	70	0,019
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,16	1,98	57	0,016
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,03	0,42	57	0,003
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,13	1,62	59	0,001
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0	0	56	0
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	0,08	0,94	47	0,0001
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCDD/PCDF)				1,96
PCB				
77	298,4	3730	46	0,149
126	118,6	1482	53	11,86
169	26,98	337	54	0,270
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCB)				12,28

0 betyr under deteksjonsgrensen svarende til signal/støyforhold 3:1
 2,3,7,8-TEQ etter nordisk modell

PCDD- og PCDF-konsentrasjoner

OPPDRAGSGIVER: NIVA
 OPPDRAGGIVERS PRØVENUMMER: Silokai, st.4
 PRØVETYPE: Blåskjell
 FH PRØVENUMMER: 93/017
 PRØVEMENGDE I FRISK VEKT(g): 28,98
 FETT PROSENT: 2,8

KOMPONENT	KONS. pg/g frisk vekt	KONS. pg/g fett	GJENV. %	2,3,7,8-TEQ pg/g frisk vekt
Dioksiner				
2,3,7,8-TCDD	0,07	2,51	78	0,071
1,2,3,7,8-PeCDD	0,05	1,60	68	0,023
1,2,3,4,7,8-HxCDD	0,03	0,99	44	0,003
1,2,3,6,7,8-HxCDD	0,09	3,34	45	0,009
1,2,3,7,8,9-HxCDD	0,04	1,53	49	0,004
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	0,42	14,7	40	0,004
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDD	1,68	59,3	26	0,002
Furaner				
2,3,7,8-TCDF	4,60	162	61	0,460
1,2,3,7,8-PeCDF	0,52	18,3	57	0,005
2,3,4,7,8-PeCDF	0,82	28,9	66	0,410
1,2,3,4,7,8-HxCDF	0,15	5,13	47	0,015
1,2,3,6,7,8-HxCDF	0,17	6,15	47	0,017
2,3,4,6,7,8-HxCDF	0,17	5,86	56	0,017
1,2,3,7,8,9-HxCDF	0,01	0,38	56	0,001
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	0,28	10,0	43	0,003
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	0,05	1,77	37	0,001
1,2,3,4,6,7,8,9-OCDF	0,53	18,8	26	0,001
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCDD/PCDF)				1,05
PCB				
77	50,41	1775	31	0,025
126	10,33	364	53	1,033
169	1,14	40,1	44	0,011
SUM 2,3,7,8-TEQ (PCB)				1,07

0 betyr under deteksjonsgrensen svarende til signal/støyforhold 3:1
 2,3,7,8-TEQ etter nordisk modell

VEDLEGG C:

**Rådata for analyser av PCDF/PCDD og
non-ortho PCB utført ved NILU**



PCDF/PCDD-Analyseresultater

NILU-Prøvenummer: 93/71

Kunde: NIVA

Lillestrøm, 03.06.93

Kundens prøvemerkning: Kristiansandsfjorden 1992.Omr.B

Prøvetype: Lever av torsk

Prøvemengde: 5 g (våt vekt)

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD121081

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	
	pg/g	%	pg/g	i-TE pg/g
2378-TCDD	6,77	70	6,77	
SUM TCDD	6,77			
12378-PeCDD	0,40	116	0,20	
SUM PeCDD	0,40			
123478-HxCDD	< 0,20		0,02	
123678-HxCDD	2,25	103	0,23	
123789-HxCDD	1,38 (i)		0,14	
SUM HxCDD	3,72			
1234678-HpCDD	2,06 (i)	108	0,02	
SUM HpCDD	2,06			
OCDD	10,4 (i)	103	0,01	
SUM PCDD	23,4		7,38	
2378-TCDF	156	74	15,6	
SUM TCDF	160			
12378/12348-PeCDF	70,4		0,70	3,52
23478-PeCDF	11,9	83	5,96	
SUM PeCDF	122			
123478/123479-HxCDF	59,5	114	5,95	
123678-HxCDF	27,7		2,77	
123789-HxCDF	16,8		1,68	
234678-HxCDF	1,01		0,10	
SUM HxCDF	121			
1234678-HpCDF	3,74	107	0,04	
1234789-HpCDF	4,12		0,04	
SUM HpCDF	7,86			
OCDF	1,79 (i)	110	0,00	
SUM PCDF	413		32,8	35,6
SUM PCDD/PCDF	437		40,2	43,0

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.



PCDF/PCDD-Analyseresultater

- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 03.06.93

NILU-Prøvenummer: 93/71

Kunde: NIVA

Kundens prøvemerking: Kristiansandsfjorden 1992.Omr.B

Prøvetype: Lever av torsk

Prøvemengde: 5 g (våt vekt)

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD121081

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE (nordisk)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 573	26	15,7	0,8
33'44'5-PeCB (PCB-126)	2 336	45	234	233,6
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1 428	25	71,4	14,3
SUM TE-PCB			321	248,7

TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.



PCDF/PCDD-Analyseresultater

NILU-Prøvenummer: 93/72

Kunde: NIVA

Lillestrøm, 03.06.93

Kundens prøvemerkning: Kristiansandsfjorden 1992,Omr.D

Prøvetype: Lever av torsk

Prøvemengde: 5g,våttvekt

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD128011-BD130011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	4,36	96	4,36	
SUM TCDD	5,17			
12378-PeCDD	0,87	95	0,44	
SUM PeCDD	1,22			
123478-HxCDD	< 0,03		0,00	
123678-HxCDD	4,63	101	0,46	
123789-HxCDD	2,11		0,21	
SUM HxCDD	9,07			
1234678-HpCDD	4,81	111	0,05	
SUM HpCDD	4,81			
OCDD	9,75	93	0,01	
SUM PCDD	30,0		5,53	
2378-TCDF	63,8	95	6,38	
SUM TCDF	65,3			
12378/12348-PeCDF	26,7		0,27	1,33
23478-PeCDF	5,58	96	2,79	
SUM PeCDF	54,9			
123478/123479-HxCDF	15,5	113	1,55	
123678-HxCDF	11,3		1,13	
123789-HxCDF	0,53		0,05	
234678-HxCDF	7,77		0,78	
SUM HxCDF	47,0			
1234678-HpCDF	4,66	76	0,05	
1234789-HpCDF	0,36		0,00	
SUM HpCDF	4,67			
OCDF	< 0,90	54	0,00	
SUM PCDF	173		13,0	14,1
SUM PCDD/PCDF	203		18,5	19,6

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.



PCDF/PCDD-Analyseresultater

- nonorto-PCB -

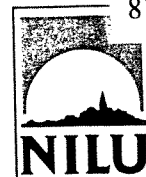
Lillestrøm, 02.06.93

NILU-Prøvenummer: 93/72
 Kunde: NIVA
 Kundens prøvemerkning: Kristiansandsfjorden 1992, Omr.D

Prøvetype: Lever av torsk
 Prøvemengde: 5g, våtvekt
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: BD128011-BD130011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE (nordisk)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 602	44	16,0	0,8
33'44'5-PeCB (PCB-126)	679	67	67,9	67,9
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	260	14	13,0	2,6
SUM TE-PCB			96,9	71,3

TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.



PCDF/PCDD-Analyseresultater

NILU-Prøvenummer: 93/73

Kunde: NIVA

Lillestrøm, 03.06.93

Kundens prøvemerkning: Kristiansandsfjorden 1992.Omr.B

Prøvetype: Skrubbeilet

Prøvemengde: 25 g (våt vekt)

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD121041

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,33	86	0,33	
SUM TCDD	0,46			
12378-PeCDD	0,30 (i)	98	0,15	
SUM PeCDD	0,30			
123478-HxCDD	< 0,03		0,00	
123678-HxCDD	0,10 (i)	109	0,01	
123789-HxCDD	< 0,03		0,00	
SUM HxCDD	0,10			
1234678-HpCDD	0,22 (i)	119	0,00	
SUM HpCDD	0,22			
OCDD	1,65	117	0,00	
SUM PCDD	2,73		0,50	
2378-TCDF	9,71	94	0,97	
SUM TCDF	10,7			
12378/12348-PeCDF	1,39		0,01	0,07
23478-PeCDF	3,50	116	1,75	
SUM PeCDF	6,71			
123478/123479-HxCDF	0,56 (i)	117	0,06	
123678-HxCDF	0,24		0,02	
123789-HxCDF	0,18		0,02	
234678-HxCDF	< 0,02		0,00	
SUM HxCDF	1,08			
1234678-HpCDF	0,09	116	0,00	
1234789-HpCDF	< 0,04		0,00	
SUM HpCDF	0,09			
OCDF	< 0,14	100	0,00	
SUM PCDF	18,8		2,84	2,89
SUM PCDD/PCDF	21,5		3,34	3,39

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.



PCDF/PCDD-Analyseresultater

- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 03.06.93

NILU-Prøvenummer: 93/73

Kunde: NIVA

Kundens prøvermerking: Kristiansandsfjorden 1992.Omr.B

Prøvetype: Skrubbefilet

Prøvemengde: 25g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD121041

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE (nordisk)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	56,5	43	0,56	0,03
33'44'5-PeCB (PCB-126)	29,5	72	2,95	2,95
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	7,48	86	0,37	0,07
SUM TE-PCB			3,88	3,05

TE: 2378-TCDD-toksisitetsekivalent

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.



PCDF/PCDD-Analyseresultater

NILU-Prøvenummer: 93/74

Kunde: NIVA

Lillestrøm, 03.06.93

Kundens prøvemerkning: Kristiansandsfjorden 1992.Omr.B

Prøvetype: Filet av ål

Prøvemengde: 10 g (våt vekt)

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD121051

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,17	102	0,17	
SUM TCDD	0,35			
12378-PeCDD	0,47 (i)	98	0,24	
SUM PeCDD	0,47			
123478-HxCDD	< 0,05		0,01	
123678-HxCDD	0,32	97	0,03	
123789-HxCDD	< 0,05		0,01	
SUM HxCDD	0,32			
1234678-HpCDD	0,49	113	0,00	
SUM HpCDD	0,49			
OCDD	5,94 (i)	99	0,01	
SUM PCDD	7,57		0,46	
2378-TCDF	0,35	108	0,04	
SUM TCDF	0,79			
12378/12348-PeCDF	0,11		0,00	0,01
23478-PeCDF	1,49	108	0,75	
SUM PeCDF	1,51			
123478/123479-HxCDF	0,70 (i)	114	0,07	
123678-HxCDF	0,48		0,05	
123789-HxCDF	0,31 (i)		0,03	
234678-HxCDF	< 0,03		0,00	
SUM HxCDF	1,50			
1234678-HpCDF	0,14	114	0,00	
1234789-HpCDF	< 0,08		0,00	
SUM HpCDF	0,14			
OCDF	0,25 (i)	96	0,00	
SUM PCDF	4,19		0,94	0,94
SUM PCDD/PCDF	11,8		1,39	1,40

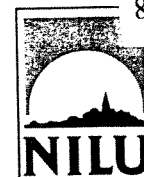
TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.



PCDF/PCDD-Analyseresultater

- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 03.06.93

NILU-Prøvenummer: 93/74
 Kunde: NIVA
 Kundens prøvemerking: Kristiansandsfjorden 1992.Omr.B
 :
 Prøvetype: Filet av ål
 Prøvemengde: 10g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: BD121051

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE (nordisk)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	19,6	49	0,20	0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	39,8	66	3,98	3,98
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	28,5	77	1,43	0,29
SUM TE-PCB			5,60	4,28

TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.



PCDF/PCDD-Analyseresultater

NILU-Prøvenummer: 93/67

Kunde: NIVA

Lillestrøm, 03.06.93

Kundens prøvermerking: Kristiansandsfjorden 1992.Omr.B

Prøvetype: Krabbesmør, hankrabbe

Prøvemengde: 10g, våtvekt

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD128061-BD130061

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	3,28	98	3,28	
SUM TCDD	19,8			
12378-PeCDD	6,13	85	3,07	
SUM PeCDD	36,8			
123478-HxCDD	3,10		0,31	
123678-HxCDD	4,91	97	0,49	
123789-HxCDD	2,39		0,24	
SUM HxCDD	34,8			
1234678-HpCDD	9,28	94	0,09	
SUM HpCDD	18,4			
OCDD	7,05	92	0,01	
SUM PCDD	117		7,48	
2378-TCDF	94,2	92	9,42	
SUM TCDF	686			
12378/12348-PeCDF	60,6		0,61	3,03
23478-PeCDF	59,3	91	29,7	
SUM PeCDF	440			
123478/123479-HxCDF	47,2	99	4,72	
123678-HxCDF	22,7		2,27	
123789-HxCDF	0,77 (i)		0,08	
234678-HxCDF	22,7		2,27	
SUM HxCDF	247			
1234678-HpCDF	32,0	98	0,32	
1234789-HpCDF	1,72		0,02	
SUM HpCDF	38,1			
OCDF	6,10	87	0,01	
SUM PCDF	1 418		49,4	51,8
SUM PCDD/PCDF	1 535		56,8	59,3

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater

- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 02.06.93

NILU-Prøvenummer: 93/67
 Kunde: NIVA
 Kundens prøvemerking: Kristiansandsfjorden 1992.Omr.B
 :
 Prøvetype: Krabbesmør,hankrabbe
 Prøvemengde: 10g,våtvekt
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: BD128061-BD130061

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE (nordisk)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 312	39	13,1	0,7
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	448	65	44,8	44,8
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	176	57	8,80	1,8
SUM TE-PCB			66,8	47,3

TE: 2378-TCDD-toksisitetsekivalent

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.



PCDF/PCDD-Analyseresultater

NILU-Prøvenummer: 93/69

Kunde: NIVA

Lillestrøm, 03.06.93

Kundens prøvemerkning: Kristiansandsfjorden 1992.Omr.B

Prøvetype: Krabbesmør, hunnkrabbe

Prøvemengde: 10g, våtvekt

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD128071

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	2,05	89	2,05	
SUM TCDD	11,5			
12378-PeCDD	3,33	89	1,67	
SUM PeCDD	16,4			
123478-HxCDD	1,52		0,15	
123678-HxCDD	2,60	107	0,26	
123789-HxCDD	1,19		0,12	
SUM HxCDD	17,5			
1234678-HpCDD	5,12	96	0,05	
SUM HpCDD	10,5			
OCDD	4,98	92	0,00	
SUM PCDD	60,9		4,30	
2378-TCDF	46,6	90	4,66	
SUM TCDF	358			
12378/12348-PeCDF	31,8		0,32	1,59
23478-PeCDF	29,2	93	14,6	
SUM PeCDF	242			
123478/123479-HxCDF	24,6	101	2,46	
123678-HxCDF	11,7		1,17	
123789-HxCDF	0,33 (i)		0,03	
234678-HxCDF	11,3		1,13	
SUM HxCDF	129			
1234678-HpCDF	19,3	94	0,19	
1234789-HpCDF	1,12		0,01	
SUM HpCDF	23,2			
OCDF	3,71	87	0,00	
SUM PCDF	756		24,6	25,9
SUM PCDD/PCDF	817		28,9	30,2

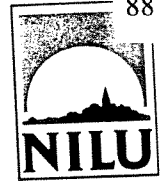
TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.



PCDF/PCDD-Analyseresultater

- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 02.06.93

NILU-Prøvenummer: 93/69
 Kunde: NIVA
 Kundens prøvermerking: Kristiansandsfjorden 1992.Omr.B

Prøvetype: Krabbesmør, hunnkrabbe
 Prøvemengde: 10g, våtvekt
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: BD128071

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE (nordisk)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	744	38	7,44	0,4
33'44'5-PeCB (PCB-126)	221	59	22,1	22,1
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	102	46	5,09	1,0
SUM TE-PCB			34,6	23,5

TE: 2378-TCDD-toksisitetsekivalent
 < Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.



PCDF/PCDD-Analyseresultater

NILU-Prøvenummer: 93/68

Kunde: NIVA

Lillestrøm, 03.06.93

Kundens prøvemerking: Kristiansandsfjorden 1992.Omr.B

Prøvetype: Rest skallinnmat,hankrabbe.

Prøvemengde: 20g,våttvekt

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD128031-BD130031

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,48	93	0,48	
SUM TCDD	7,84			
12378-PeCDD	1,02	91	0,51	
SUM PeCDD	7,29			
123478-HxCDD	0,44		0,04	
123678-HxCDD	0,61	77	0,06	
123789-HxCDD	0,28		0,03	
SUM HxCDD	5,09			
1234678-HpCDD	1,02	96	0,01	
SUM HpCDD	2,00			
OCDD	0,80	86	0,00	
SUM PCDD	23,0		1,13	
2378-TCDF	35,0	76	3,50	
SUM TCDF	412			
12378/12348-PeCDF	20,8		0,21	1,04
23478-PeCDF	13,6	89	6,82	
SUM PeCDF	152			
123478/123479-HxCDF	9,04	82	0,90	
123678-HxCDF	4,30		0,43	
123789-HxCDF	0,16 (i)		0,02	
234678-HxCDF	3,33		0,33	
SUM HxCDF	47,6			
1234678-HpCDF	3,82	99	0,04	
1234789-HpCDF	0,20		0,00	
SUM HpCDF	4,53			
OCDF	0,47	76	0,00	
SUM PCDF	617		12,2	13,1
SUM PCDD/PCDF	640		13,4	14,2

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.



PCDF/PCDD-Analyseresultater

- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 02.06.93

NILU-Prøvenummer: 93/68
 Kunde: NIVA
 Kundens prøvemerkning: Kristiansandsfjorden 1992.Omr.B
 :
 Prøvetype: Rest skallinnmat,hankrabbe.
 Prøvemengde: 20g,våtvekt
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: BD128031-BD130031

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE (nordisk)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	315	42	3,15	0,16
33'44'5-PeCB (PCB-126)	53,0	67	5,30	5,30
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	12,1	53	0,61	1,21
SUM TE-PCB			9,05	6,67

TE: 2378-TCDD-toksisitetsekivalent

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.



PCDF/PCDD-Analyseresultater

NILU-Prøvenummer: 93/70

Kunde: NIVA

Lillestrøm, 03.06.93

Kundens prøvermerking: Kristiansandsfjorden 1992.Omr.B

Prøvetype: Rest skallinnmat,hunnkrabbe.

Prøvemengde: 20g,våtvekt

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD128051-BD130051

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	1,23	85	1,23	
SUM TCDD	18,3			
12378-PeCDD	2,53	83	1,27	
SUM PeCDD	17,7			
123478-HxCDD	1,19		0,12	
123678-HxCDD	1,76	95	0,18	
123789-HxCDD	1,02		0,10	
SUM HxCDD	14,8			
1234678-HpCDD	2,18	96	0,02	
SUM HpCDD	4,40			
OCDD	1,32	91	0,00	
SUM PCDD	56,5		2,92	
2378-TCDF	64,9	86	6,49	
SUM TCDF	728			
12378/12348-PeCDF	43,2		0,43	2,16
23478-PeCDF	30,1	85	15,0	
SUM PeCDF	340			
123478/123479-HxCDF	23,4	96	2,34	
123678-HxCDF	10,4		1,04	
123789-HxCDF	0,39 (i)		0,04	
234678-HxCDF	8,44		0,84	
SUM HxCDF	119			
1234678-HpCDF	10,1	93	0,10	
1234789-HpCDF	0,50		0,01	
SUM HpCDF	11,8			
OCDF	1,00	89	0,00	
SUM PCDF	1 200		26,3	28,1
SUM PCDD/PCDF	1 256		29,2	31,0

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.



PCDF/PCDD-Analyseresultater

- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 02.06.93

NILU-Prøvenummer: 93/70

Kunde: NIVA

Kundens prøvemerkning: Kristiansandsfjorden 1992.Omr.B

Prøvetype: Rest skallinnmat, hunnkrabbe.

Prøvemengde: 20g, våtvekt

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD128051-BD130051

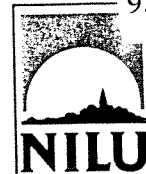
Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE (nordisk)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	555	40	5,55	0,28
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	121	54	12,1	12,10
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	33,2	36	1,66	0,33
SUM TE-PCB			19,3	12,71

TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.



PCDF/PCDD-Analyseresultater

NILU-Prøvenummer: 93/75

Kunde: NIVA

Lillestrøm, 02.06.93

Kundens prøvemerkning: Kristiansandsfjorden 1992,Silokai(St.4)

Prøvetype: Blåskjell

Prøvemengde: 40g,våtvekt

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD128021-BD130021

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,06 (i)	36	0,06	
SUM TCDD	2,38			
12378-PeCDD	0,05 (i)	34	0,03	
SUM PeCDD	0,38			
123478-HxCDD	< 0,03		0,00	
123678-HxCDD	0,10 (i)	28	0,01	
123789-HxCDD	0,07		0,01	
SUM HxCDD	0,12			
1234678-HpCDD	0,45	35	0,00	
SUM HpCDD	0,93			
OCDD	1,85	32	0,00	
SUM PCDD	5,66		0,11	
2378-TCDF	6,71	31	0,67	
SUM TCDF	101			
12378/12348-PeCDF	0,87		0,01	0,04
23478-PeCDF	0,93	34	0,47	
SUM PeCDF	9,11			
123478/123479-HxCDF	0,26	29	0,03	
123678-HxCDF	0,19 (i)		0,02	
123789-HxCDF	< 0,04		0,00	
234678-HxCDF	0,19 (i)		0,02	
SUM HxCDF	1,63			
1234678-HpCDF	0,26	35	0,00	
1234789-HpCDF	< 0,10		0,00	
SUM HpCDF	0,30			
OCDF	0,50	44	0,00	
SUM PCDF	112		1,22	1,25
SUM PCDD/PCDF	118		1,33	1,36

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.



PCDF/PCDD-Analyseresultater

- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 02.06.93

NILU-Prøvenummer: 93/75

Kunde: NIVA

Kundens prøvemerkning: Kristiansandsfjorden 1992, Silokai(St.4)

Prøvetype: Blåskjell

Prøvemengde: 40g, våtvekt

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD128021-BD130021

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE (nordisk)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	124	4	1,24	0,06
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	14,7	10	1,47	1,47
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,73	4	0,09	0,02
SUM TE-PCB			2,80	1,55

TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

Norsk institutt for luftforskning - Norwegian Institute for Air Research
 P.O. Box 64 - N-2001 Lillestrøm
 Tel.: +47 6 81 41 70 - Fax: +47 6 81 92 47 - Telex: 74854 nilu n



Dato : 3. juni 1993
 Ref. : AaB/MAa/O-1648

Fettbestemmelse i biologiske prøver

NIVA prosjektnr.: O-800357
 NILU prosjektnr.: O-93025

Nilu nr.	Materiale	Prøvetakingssted	Ekstrahertbart fett
93/67	Krabbesmør, hann	Område B	12,7
93/68	Rest skallinnmat, hann	" B	1,1
93/69	Krabbesmør, hunn	" B	10,6
93/70	Rest skallinnmat, hunn	" B	3,7
93/71	Lever av torsk	" B	20,3
93/72	Lever av torsk	" D	37,1
93/73	Filét av skrubbe	" B	0,45
93/74	Filét av ål	" B	8,7
93/75	Blåskjell	Silokai (st. 4)	2,6

VEDLEGG D:
Rådata og metodikk for analyser av
klororganiske forbindelser utført ved SINTEF/SI



NIVA
Postboks 69 Korsvoll
0808 Oslo

Att.: Jon Knutzen

SINTEF SI

Adresse/Address:
Postboks 124 Blindern
N-0314 Oslo 3, NORWAY

Besøksadresse/Location:
Forskningsveien 1

Telefon/Telephone:
+ 47 22 06 73 00

Telefax:
+ 47 22 06 73 50

Telex:
71 536 SI N

Rapport

Deres ref.:

J.Knutzen

O-800357

Oppdragets tittel:

**Analyse av utvalgte halogenerte forbindelser i biologiske prøver fra
Kristiansandsfjorden 1993.**

Vår ref.:

A.Kringstad

Direkte innvalg:

22067705

Oslo,

1993-06-10

Oppdrag nr.:

930316

Sammendrag

Klorerte benzener, oktaklorstyren, p,p'-DDE, sum PCB og tre forbindelser av typen klorerte alkylbenzener er analysert i samtlige prøver av sjørrret, ål, skrubbe, rødspette, krabbe, blåskjell, troske-filèt og -lever.

Fire av de syntetiserte alkylbenzenene er påvist i en eller flere prøver. Også andre halogenerte alkylbenzener er påvist med et ekstrakt av blyulfat-slam som referanse.

Innledning

Det ble mottatt 72 prøver av biologisk materiale for analyse av klorerte benzener, p,p'-DDE, oktaklorstyren (OCS), sum polyklorete bifenyler (PCB), ekstraherbart persistent organisk bundet klor og brom (EPOCI/EPOBr) samt 3 isomerer av triklortrimetylbenzen (KAB-4, -5 og -10). Tidligere undersøkelser av biologisk materiale fra dette området har vist at man bare kan forklare en liten del av EPOCI/EPOBr ved hjelp av disse forbindelsene. Det er i den forbindelse syntetisert en del halogenerte alkylbenzener ved Universitetet i Oslo (J.Skramstad). Disse nye syntetiserte forbindelsene skulle analyseres i noen utvalgte prøver ved bruk av gasskromatografi/massespektrometri, for om mulig identifisere flere halogenerte enkeltforbindelser. Det er ennå ikke undersøkt om disse kan påvises i avløpsvannet fra Falconbridge Nikkelverk.

Prøveoversikt

En oversikt over prøvene samt hvilke analyser som skulle utføres på de enkelte prøvene er gitt i tabell 1.

Eksperimentelt

Enkelte prøver ble mottatt homogenisert, de øvrige ble homogenisert før analysen. Til analysen ble det benyttet 1-20g vått materiale. Det skulle analyseres 2 paralleller av fire av prøvene. Prøvene ble tilsatt interne standarder og ekstrahert med en blanding av polart og upolart løsningsmiddel. Ekstraktene ble inndampet og behandlet med konsentrert svovelsyre. Analysen av EPOCl/EPOBr ble utført på ekstraktene etter konsentrering.

Samtlige ekstrakter ble analysert ved bruk av gasskromatografi med Electron Capture detektor (GC/ECD). 22 av prøvene ble analysert med hensyn på de syntetiserte alkylbenzenene ved bruk av gasskromatografi/massespektrometri (GC/MS-ITS). (Se tabell 1). En oversikt av de syntetiserte alkylbenzenene som inngikk i analysen, er gitt i tabell 4. Denne analysen ble opprinnelig bestilt i 32 av prøvene. Dette antallet ble redusert noe og enkelte prøver byttet ut til fordel for andre på bakgrunn av resultatene, som framkom av GC/ECD-analysene. Bare 4 av de 11 nye syntetiserte forbindelsene kunne påvises i prøvene. Et ekstrakt av blyulfat-slam fra Falconbridge Nikkelverk ble derfor også brukt som referanse, for om mulig å identifisere flere forbindelser av typen halogenerte alkylbenzener. De parallelle prøvene ble kombinert før GC/MS-analysen. Endringene i analyse-programmet ble utført etter avtale med oppdragsgiver.

En beskrivelse av analysemetodene er gitt i vedlegg.

Resultat og diskusjon

Resultatene er gitt i tabellene 2-4.

Tørrstoff-bestemmelsen ble ikke utført på enkelte prøver på grunn av for lite materiale.

Et kopi av gasskromatogrammene av typiske prøver er gitt i vedlegg.

EPOCl/EPOBr

EPOCl og EPOBr ble påvist i konsentrasjoner fra h.h.v. 0.1-4.3 µg/g våtvekt og 0.05-0.7 µg/g våtvekt.

GC/ECD-analyse.

I prøvene av torskefillet ble det funnet lave konsentrasjoner av penta- og hexaklorbenzen, oktaklorstyren, DDE og PCB. Konsentrasjonen av enkeltforbindelsene varierte fra 0.1 ng/g våtvekt til 4 ng/g våtvekt, mens konsentrasjonen av PCB varierte fra 1-12 ng/g våtvekt. Det ble kun funnet spor av klorerte alkylbenzener i enkelte prøver.

I leverprøvene fra torsk ble det påvist fra triklor- til hexaklorbenzen, oktaklorstyren, DDE og PCB i svært varierende konsentrasjoner. Av enkeltforbindelser ble det påvist høyest konsentrasjon av HCB i de fleste prøvene. Konsentrasjonen varierte fra 6 ng/g våtvekt til 210 ng/g våtvekt. Konsentrasjonen av sum PCB varierte fra 50 ng/g våtvekt til 1100 ng/g våtvekt. Klorerte alkylbenzener ble påvist i en del av prøvene. Det ble funnet høyest konsentrasjon av KAB-5. Konsentrasjonen varierte fra 0.6ng/g våtvekt til 22 ng/g våtvekt.

Innholdet av klororganiske forbindelser i blåskjellprøvene fra stasjon 4 og 7 var omtrent like høyt i de to prøvene med unntak av PCB. PCB-konsentrasjonen var ca 5 ganger høyere i prøven fra st.7 enn i prøven fra st.4, h.h.v. 22 ng/g v.v og <4 ng/g v.v. Pentaklor-og hexaklorbenzen, DDE og samtlige av de tre KAB-komponentene ble påvist i de to prøvene. Av enkeltforbindelser ble KAB-5 påvist i høyest konsentrasjon, 17 ng/g våtvekt. De to øvrige blåskjellprøvene inneholdt bare spor av enkelte klorerte forbindelser.

Prøvene av krabbesmør inneholdt fra triklor- til hexaklorbenzen, oktaklorstyren, DDE, PCB og samtlige tre klorerte alkylbenzener. Nivået var høyest i prøvene fra stasjon B og C.

Prøvene av sjø-ørret og skrubbe fra område B inneholdt lave konsentrasjoner av samtlige av de klororganiske forbindelsene. I skrubbe fra stasjon D ble det kun påvist HCB og PCB.

Samtlige klororganiske forbindelser med unntak av KAB-10 ble funnet i prøvene av ål. Konsentrasjonen av klorerte benzener, oktaklorstyren og klorerte alkylbenzener var høyest i prøven fra stasjon B, 1 ng/g-30 ng/g våtvekt. Konsentrasjonen av DDE var lik i de to prøvene, mens innholdet av PCB var noe høyere i prøven fra stasjon H, h.h.v. 60 og 100 ng/g våtvekt.

Prøvene av rødspette inneholdt kun spor av HCB og PCB.

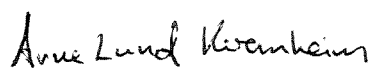
Resultatene av analysene av de fire prøvene som ble analysert i 2 paralleller, av stemte godt overens. To paralleller er imidlertid for lite til å beregne usikkerheten (standard avvik) forbundet med resultatene

GC/MS-analyse

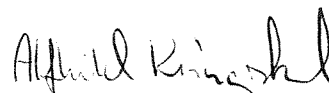
Av de syntetiserte, klorerte alkylbenzenene ble det påvist triklor-pseudokumen, pentaklor-toluen, dibrom-mesitylen og tribrom-pseudokumen. Høyest konsentrasjon ble påvist i prøvene av blåskjell og krabbe. Dette stemmer overens med tidligere undersøkelser. Triklor-pseudokumen ble påvist i høyest konsentrasjon, 9-90ng/g våtvekt i krabbe, ca 22 ng/g våtvekt i blåskjell og 7-60 ng/g våtvekt i torskelever.

På grunnlag av blyulfat-ekstraktet ble det også identifisert en del andre alkylbenzener. Disse er oppgitt i tabell 4. To av forbindelsene, triklor-trimetyl- og dibrom-trimetyl-benzen, hadde samme fragmenteringsmønster som de tilsvarende syntetiserte isomerene. De er derfor kvantifisert med samme responsfaktor som de syntetiserte forbindelsene. Det finnes ikke standardforbindelser tilgjengelig for de øvrige komponentene. Responsfaktoren til disse forbindelsene er derfor ikke kjent. Vi har av den grunn valgt å oppgi et intervall i tabellen. Konsentrasjonen av komponentene ligger med stor sansynlighet innenfor dette intervallet.

Med hilsen
SINTEF SI


Arne Lund Kvernheim

Gruppeleder


Alfild Kringstad

Ingeniør

Tabell 1 Oversikt over hvilke analyser som er utført i de enkelte prøvene. Samtlige prøver er analysert med GC/ECD.					
SI-kode	Prøvetype	Stasjon	EPOCI / EPOBr	MS analyse	Parallelle prøver
193064001	Torsk Filet	B	x		
193064002	Torsk Filet	D			
193064003	Torsk Lever	B	x	x	
193064004	Torsk Lever <i>Uværet parallell</i>	<i>FE</i>	x		
193064005	Torsk Lever	D			x
193064006	Torsk Lever	E			
193064007	Torsk Lever	F			
193064008	Sjørret Filet	B			x
193064009	Skrubbe Filet	B	x	x	
193064010	Skrubbe Filet	D	x	x	
193064011	Ål Filet	B		x	x
193064012	Ål Filet	H			
193064013	Blåskjell	4		x	
193064014	Blåskjell <i>Uværet parallell</i>	<i>7 4</i>		x	
193064015	Blåskjell	14a			
193064016	Blåskjell	Thorst.nes.	x		
193064017	Rødspette Filet	D			
193064018	Rødspette Filet	E			
193064019	Rødspette Filet	F			
193064020	Krabbesmør hann	B	x	x	
193064021	Krabbesmør hunn	B		x	x
193064022	Krabbesmør hann <i>Uværet parallell</i>	<i>FE</i>		x	
193064023	Krabbesmør hann	D	x		
193064024	Krabbesmør hunn	D			
193064025	Krabbe Rest skallinnmat hann	B		x	
193064026	Krabbe Rest skallinnmat hunn	B		x	
193064027	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064028	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064029	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064030	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064031	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064032	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064033	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064034	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064035	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064036	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064037	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064038	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064039	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064040	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064041	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064042	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064043	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064044	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064045	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064046	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064047	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064048	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064049	Torsk Filet, enkelprøver	B			
193064050	Torsk Lever, enkelprøver	B		x	
193064051	Torsk Lever, enkelprøver	B		x	
193064052	Torsk Lever, enkelprøver	B			
193064053	Torsk Lever, enkelprøver	B			
193064054	Torsk Lever, enkelprøver	B		x	
193064055	Torsk Lever, enkelprøver	B			
193064056	Torsk Lever, enkelprøver	B			
193064057	Torsk Lever, enkelprøver	B			
193064058	Torsk Lever, enkelprøver	B		x	
193064059	Torsk Lever, enkelprøver	B		x	
193064060	Torsk Lever, enkelprøver	B			
193064061	Torsk Lever, enkelprøver	B			
193064062	Torsk Lever, enkelprøver	B			
193064063	Torsk Lever, enkelprøver	B			
193064064	Torsk Lever, enkelprøver	B			
193064065	Torsk Lever, enkelprøver	B		x	
193064066	Torsk Lever, enkelprøver	B		x	
193064067	Torsk Lever, enkelprøver	B		x	
193064068	Torsk Lever, enkelprøver	B		x	
193064069	Torsk Lever, enkelprøver	B		x	
193064070	Torsk Lever, enkelprøver	B			
193064071	Torsk Lever, enkelprøver	B			
193064072	Torsk Lever, enkelprøver	B		x	

Tabell 2 Innhold av EPOCI og EPOBr, % tørrstoff og % fett i biologisk materiale fra Kristiansandsfjorden. EPOCI og EPOBr er angitt i µg/g i vått materiale. I.p: ikke påvist

SI-kode	Prøvetype	Stasjon	Tørrstoff	Fett %	EPOCI	EPOBr
193064001	Torsk Filet	B	18,3	0,55	< 0,1	I.p
193064002	Torsk Filet	D	18,7	0,63		
193064003	Torsk Lever	B	35,3	26,3	2,2	0,3
193064004	Torsk Lever <i>Uvørslet parallell</i>	<i>Ø E</i>	54,8	54,6	4,3	0,7
193064005	Torsk Lever	D	48,4	45,6		
193064005 II	Torsk Lever	D	51,2	43,7		
193064006	Torsk Lever	E	54,8	57,0		
193064007	Torsk Lever	F	65,7	54,3		
193064008	Sjørøret Filet	B	22,1	1,90		
193064008 II	Sjørøret Filet	B		2,15		
193064009	Skrubbe Filet	B	18,9	0,90	0,2	<0,05
193064010	Skrubbe Filet	D	19,4	1,00	I.p	I.p
193064011	AI Filet	B	29,3	10,3		
193064011 II	AI Filet	B		11,7		
193064012	AI Filet	H		12,9		
193064013	Blåskjell	4 (silokai)?	19,2	3,04	4,7	0,8
193064014	Blåskjell <i>Uvørslet parallell</i>	<i>7 4</i>	19,2	2,96		
193064015	Blåskjell	14a	15,6	1,70		
193064016	Blåskjell	Thorsteinsneset	18,0	2,26	1	0,2
193064017	Rødspette Filet	D	22,0	1,14		
193064018	Rødspette Filet	E	18,9	0,61		
193064019	Rødspette Filet	F	19,5	0,82		
193064020	Krabbesmør hann	B	24,9	12,1	0,9	0,4
193064021	Krabbesmør hunn	B	22,8	11,5		
193064021 II	Krabbesmør hunn	B	25,6	10,9		
193064022	Krabbesmør hann <i>Uvørslet parallell</i>	<i>Ø B</i>	26,6	12,9		
193064023	Krabbesmør hann	D	22,4	8,51	0,6	0,5
193064024	Krabbesmør hunn	D	22,2	8,97		
193064025	Krabbe Rest skallinnmat hann	B	15,8	1,62		
193064026	Krabbe Rest skallinnmat hunn	B	23,4	6,55		
193064027	Torsk Filet, enkelprøver	B	12,6	0,67		
193064028	Torsk Filet, enkelprøver	B	19,7	0,65		
193064029	Torsk Filet, enkelprøver	B	19,3	0,70		
193064030	Torsk Filet, enkelprøver	B	16,9	0,51		
193064031	Torsk Filet, enkelprøver	B	19,1	0,65		
193064032	Torsk Filet, enkelprøver	B	17,5	0,60		
193064033	Torsk Filet, enkelprøver	B	17,1	0,51		
193064034	Torsk Filet, enkelprøver	B	18,8	0,54		
193064035	Torsk Filet, enkelprøver	B	18,5	0,62		
193064036	Torsk Filet, enkelprøver	B	18,4	0,62		
193064037	Torsk Filet, enkelprøver	B	18,3	0,60		
193064038	Torsk Filet, enkelprøver	B	18,7	0,54		
193064039	Torsk Filet, enkelprøver	B	18,9	0,62		
193064040	Torsk Filet, enkelprøver	B	17,9	0,53		
193064041	Torsk Filet, enkelprøver	B	16,5	0,51		
193064042	Torsk Filet, enkelprøver	B	17,8	0,56		
193064043	Torsk Filet, enkelprøver	B	18,7	0,60		
193064044	Torsk Filet, enkelprøver	B	18,1	0,62		
193064045	Torsk Filet, enkelprøver	B	16,9	0,56		
193064046	Torsk Filet, enkelprøver	B	18,0	0,55		
193064047	Torsk Filet, enkelprøver	B	13,3	0,43		
193064048	Torsk Filet, enkelprøver	B	16,4	0,51		
193064049	Torsk Filet, enkelprøver	B	17,4	0,57		
193064050	Torsk Lever, enkelprøver	B		12,3		
193064051	Torsk Lever, enkelprøver	B		11,2		
193064052	Torsk Lever, enkelprøver	B		7,16		
193064053	Torsk Lever, enkelprøver	B		3,18		
193064054	Torsk Lever, enkelprøver	B		34,3		
193064055	Torsk Lever, enkelprøver	B		1,30		
193064056	Torsk Lever, enkelprøver	B		3,98		
193064057	Torsk Lever, enkelprøver	B		32,2		
193064058	Torsk Lever, enkelprøver	B		48,2		
193064059	Torsk Lever, enkelprøver	B		6,90		
193064060	Torsk Lever, enkelprøver	B		3,37		
193064061	Torsk Lever, enkelprøver	B		3,11		
193064062	Torsk Lever, enkelprøver	B		9,23		
193064063	Torsk Lever, enkelprøver	B		4,37		
193064064	Torsk Lever, enkelprøver	B		1,96		
193064065	Torsk Lever, enkelprøver	B		49,3		
193064066	Torsk Lever, enkelprøver	B		44,9		
193064067	Torsk Lever, enkelprøver	B		39,8		
193064068	Torsk Lever, enkelprøver	B		15,3		
193064069	Torsk Lever, enkelprøver	B		30,2		
193064070	Torsk Lever, enkelprøver	B		1,80		
193064071	Torsk Lever, enkelprøver	B		5,99		
193064072	Torsk Lever, enkelprøver	B		40,2		
Det.grense					0.100	0.050

Tabell 3 Innholdet av utvalgte klorerte organiske forbindelser i biologiske prøver fra Krisfiansandsfjorden 1993. Resultatene er angitt i ng/g vått materiale.
i.p. = ikke påvist.

s.1 av 4	2CB	sum 3CB	sum 4CB	5CB	HCB	OCS	sum DDE	sum PCB	DKBF	KAB-4	KAB-5	KAB-10
SI-kode	Type											
193064001	Torsk st.B	i.p.	i.p.	0.2	1	0.7	0.1	3	0.2	i.p.	i.p.	i.p.
193064002	Torsk st.D	i.p.	i.p.	i.p.	0.2	0.09	0.2	2	<0.1	i.p.	i.p.	i.p.
193064003	Torsk st.B	<1	6	24	91	49	30	400	6	3	8	1
193064004	Torsk st. \mathcal{E}	4	<1	2	20	15	79	660	3	i.p.	0.6	i.p.
193064005	Torsk st.D	i.p.	0.4	3	25	11	73	480	5	i.p.	1	<0.4
193064005 II	Torsk st.D	i.p.	1	3	27	11	72	460	5	0.4	1	0.3
193064006	Torsk st.E	2	0.4	3	25	18	100	720	5	i.p.	<0.7	i.p.
193064007	Torsk st.F	i.p.	0.4	2	10	3	30	330	1	i.p.	i.p.	i.p.
193064008	Sjørørret st.B	i.p.	0.6	2	9	2	1	20	0.09	0.2	1	0.3
193064008 II	Sjørørret st.B	i.p.	<0.7	2	9	2	1	21	<0.1	0.3	1	0.3
193064009	Skrubbe st.B	i.p.	0.6	0.8	7	3	0.4	12	0.8	0.7	2	0.2
193064010	Skrubbe st.D	i.p.	i.p.	i.p.	0.2	i.p.	i.p.	2	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
193064011	Ål st.B	1	3	8	31	4	3	60	0.6	1	3	<0.3
193064011 II	Ål st.B	2	3	10	34	4	5	78	0.5	0.9	3	0.4
193064012	Ålst.H	0.3	0.7	2	8	1.2	4	97	<0.2	0.2	0.6	i.p.
193064013	Blåskjell st.4	i.p.	i.p.	3	3	i.p.	2	<4	i.p.	5	16	4
193064014	Blåskjell st.X \neq	i.p.	0.7	3	3	i.p.	2	4	i.p.	6	17	4
193064015	Blåskjell st.14	i.p.	i.p.	i.p.	<0.1	i.p.	1	<2	i.p.	i.p.	0.6	i.p.
193064016	Blåskjell st.TN	i.p.	i.p.	i.p.	0.2	i.p.	1	i.p.	i.p.	i.p.	0.7	i.p.
193064017	Rødspette st.D	i.p.	i.p.	i.p.	0.2	i.p.	0.2	1	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
193064018	Rødspette st.E	i.p.	i.p.	i.p.	<0.1	i.p.	i.p.	1	0.08	i.p.	i.p.	i.p.
193064019	Rødspette st.F	i.p.	i.p.	i.p.	<0.1	i.p.	i.p.	1	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
193064020	Krabbesmør st.B	3	6	14	39	4	7	140	2	5	10	1
193064021	Krabbesmør st.B	2	3	5	17	2	11	77	2	4	8	1
193064021 II	Krabbesmør st.B	2	3	5	17	2	10	89	1	4	8	0.9
193064022	Krabbesmør st. \mathcal{E}	2	6	14	38	4	10	160	2	6	13	2

Tabell 3 forts.		2CB	sum	3CB	sum	4CB	sum	5CB	HCB	OCS	sum	DDE	sum	DKBF	KAB-4	KAB-5	KAB-10
SI-kode	Type																
193064023	Krabbesmør st.D	i.p.	i.p.	<0,3	1	5	0,4	4	40	0,6	0,6	i.p.	i.p.	0,3			
193064024	Krabbesmør st.D	i.p.	<0,4	2	3	11	0,8	9	69	0,6	0,6	i.p.	i.p.	0,6			
193064025	Krabbe rest st.B	i.p.	2	4	11	26	1	0,2	<14	0,8	0,8	6	2	14			
193064026	Krabbe rest st.B	i.p.	5	10	13	38	3	31	36	0,5	0,5	21	7	48			
193064027	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	0,4	2	1	<0,1	3	<0,2	<0,2	i.p.	i.p.	i.p.			
193064028	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	0,4	3	2	i.p.	3	0,3	0,3	i.p.	i.p.	i.p.			
193064029	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	1	1	0,7	12	1	1	i.p.	i.p.	i.p.			
193064030	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	<0,2	1	0,8	0,6	9	0,4	0,4	i.p.	i.p.	i.p.			
193064031	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	0,1	0,7	0,3	<0,5	1	0,2	0,2	i.p.	i.p.	i.p.			
193064032	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	0,3	1	1	0,2	4	0,2	0,2	i.p.	i.p.	i.p.			
193064033	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	0,08	0,7	0,5	0,2	3	0,09	0,09	i.p.	i.p.	<0,06			
193064034	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	0,09	0,9	0,3	i.p.	1	0,1	0,1	i.p.	i.p.	i.p.			
193064035	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	2	0,4	2	0,5	i.p.	1	0,09	0,09	i.p.	i.p.	<0,1			
193064036	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	0,3	2	1	0,1	5	0,3	0,3	<0,06	0,2				
193064037	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	0,2	1	1	0,2	3	0,2	0,2	i.p.	i.p.	i.p.			
193064038	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	0,2	2	1	4	8	0,3	0,3	i.p.	i.p.	i.p.			
193064039	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	0,3	2	1	0,2	8	0,3	0,3	i.p.	i.p.	<0,08			
193064040	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	0,2	2	2	0,3	9	0,4	0,4	i.p.	i.p.	i.p.			
193064041	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	0,2	1	1	0,3	10	0,5	0,5	i.p.	i.p.	i.p.			
193064042	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	0,1	0,9	0,4	0,06	1	0,1	0,1	i.p.	i.p.	i.p.			
193064043	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	0,3	2	4	0,1	2	0,07	0,07	i.p.	i.p.	0,2			
193064044	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	0,1	0,5	2	0,3	0,04	1	0,06	0,06	i.p.	i.p.	i.p.			
193064045	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	0,4	2	1	0,2	7	0,3	0,3	i.p.	i.p.	i.p.			
193064046	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	0,2	2	1	0,2	6	0,3	0,3	i.p.	i.p.	i.p.			
193064047	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	0,9	2	0,3	14	0,5	0,5	i.p.	i.p.	i.p.			
193064048	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	0,1	1	1	0,5	7	0,08	0,08	i.p.	i.p.	i.p.			
193064049	Torsk F st.B	i.p.	i.p.	i.p.	0,2	2	0,5	0,2	3	0,08	0,08	i.p.	i.p.	i.p.			
193064050	Torsk L st.B	i.p.	i.p.	2	16	68	47	10	340	7	7	1	6	6			
193064051	Torsk L st.B	i.p.	i.p.	3	12	68	59	8	330	12	12	2	6	6			
193064052	Torsk L st.B	i.p.	i.p.	0,2	4	24	22	5	190	5	5	3	1	1			

Tabell 3 forts. side 3 av 4	SI-kode	Type	2CB	sum	3CB	sum	4CB	sum	5CB	HCB	OCS	sum	DDE	sum	PCB	DKBF	KAB-4	KAB-5	KAB-10
193064053		Torsk L st.B	i.p.		i.p.	0,4	2	12	6	4	89	2	0,7	2	89	2	0,7	2	i.p.
193064054		Torsk L st.B	i.p.	3	3	13	61	41	23	320	6	23	6	320	6	7	17	17	2
193064055		Torsk L st.B	i.p.		i.p.	0,6	4	16	14	130	2	3	i.p.	2	130	2	i.p.	0,9	i.p.
193064056		Torsk L st.B	i.p.		i.p.	<0,2	2	14	10	160	2	7	0,7	2	160	2	0,7	2	0,3
193064057		Torsk L st.B	i.p.	2	2	4	12	73	44	320	4	26	4	320	4	2	5	5	0,3
193064058		Torsk L st.B	i.p.	7	7	24	74	210	79	460	6	38	6	460	6	8	23	23	5
193064059		Torsk L st.B	i.p.		i.p.	<0,5	7	47	40	280	5	7	5	280	5	2	4	4	<0,5
193064060		Torsk L st.B	i.p.		i.p.		2	10	7	50	2	1	2	50	2	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
193064061		Torsk L st.B	i.p.		i.p.		1	10	7	74	2	0,9	2	74	2	i.p.	<0,6	<0,6	i.p.
193064062		Torsk L st.B	i.p.	0,7	0,7	2	11	55	47	480	8	16	8	480	8	1	3	3	0,6
193064063		Torsk L st.B	i.p.		i.p.		3	17	19	190	7	5	7	190	7	i.p.	0,7	0,7	i.p.
193064064		Torsk L st.B	i.p.		i.p.		2	15	16	260	9	5	9	260	9	i.p.	<1	<1	i.p.
193064065		Torsk L st.B	i.p.	2	2	4	21	110	70	560	8	39	8	560	8	3	7	7	1
193064066		Torsk L st.B	i.p.	4	4	15	56	200	63	780	6	35	6	780	6	7	22	22	5
193064067		Torsk L st.B	i.p.	6	6	18	63	160	51	460	3	32	3	460	3	2	7	7	<2
193064068		Torsk L st.B	i.p.	<1	<1	5	23	89	70	580	17	40	17	580	17	1	3	3	i.p.
193064069		Torsk L st.B	i.p.	2	2	7	27	120	100	1000	16	62	16	1000	16	4	9	9	2
193064070		Torsk L st.B	i.p.		i.p.		0,3	6	9	100	2	2	2	100	2	0,4	0,2	0,2	i.p.
193064071		Torsk L st.B	i.p.		i.p.	<0,2	2	20	18	260	3	26	3	260	3	0,3	0,9	0,9	i.p.
193064072		Torsk L st.B	i.p.	4	4	9	25	144	58	1100	9	58	9	1100	9	4	10	10	2
Det.grense +)			2	0,5	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,5	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2

TABELL 3 forts.
s.4 av 4

Oversikt over hvilke forbindelser som inngår i GC/ECD-analysen.

2CB	1,2-diklorbenzen
sum 3CB	1,2,4-triklorbenzen 1,2,3-triklorbenzen 1,3,5-triklorbenzen
sum 4CB	1,2,4,5-tetraklorbenzen 1,2,3,4-tetraklorbenzen
5CB	pentaklorbenzen
HCB	hexaklorbenzen
OCS	oktaklorstyren
p,p`-DDE	
DKBF	dekaklorbifenyl
sum PCB	arochlor 1254
KAB-4	1,2,4-triklor-3,4,5-trimetylbenzen
KAB-5	1,3,5-triklor-2,4,6-trimetylbenzen
KAB-10	1,2,3-triklor-4,5,6-trimetylbenzen

Tabell 4 forts.

s.2 av 2

Oversikt over halogenert alkylbenzener som inngår i GC/MS-analysen. Forbindelser som ikke er påvist i en eller flere av prøvene, er ikke oppgitt i tabell 4 (s.1 av 2)

1. Syntetiserte halogenerte alkylbenzener

Forbindelser	IUPAC-navn	Deteksjonsgrenser ng/g våtvekt
Monoklor-pseudokumen	1-klor-2,4,5-trimetylbenzen	2
Diklor-pseudokumen 2 stk.	1,2-diklor-3,4,6-trimetylbenzen 1,3-diklor-2,4,5-trimetylbenzen	4
Triklor-pseudokumen	1,2,4-triklor-3,5,6-trimetylbenzen	4
Tetraklor-pseudokumen 2 stk.	1,2,4-triklor-6(klormetyl)3,5-dimetylbenzen 1,2,4-triklor-5(klormetyl)3,6-dimetylbenzen	5
Pentaklor-pseudokumen 2 stk.	1,2,4-triklor-5,6-di(klormetyl)-3-metylbenzen 1,2,4-triklor-3,6-di(klormetyl)-5-metylbenzen	8
Pentaklor-toluen	1,2,3,4,5-pentaklor-6-metylbenzen	5
Hexaklor-pseudokumen	1,2,4-triklor-3,5,6-tri(klormetyl)benzen	10
Dibrom-mesitylen	1,3-dibrom-2,4,6-trimetylbenzen	2
Tribrom-mesitylen	1,3,5-tribrom-2,4,6-trimetylbenzen	2
Tribrom-pseudokumen	1,2,4-tribrom-3,5,6-trimetylbenzen	2

2. Forbindelser identifisert på bakgrunn av "blyufat-ekstrakt":

diklor-C4-alkylbenzen	Cl ₂ -C ₄ -benzen
triklor-C3-alkylbenzen	Cl ₃ -C ₃ -benzen
triklor-C4-alkylbenzen	Cl ₃ -C ₄ -benzen
tetraklor-C2-alkylbenzen	Cl ₄ -C ₂ -benzen
tetraklor-C4-alkylbenzen	Cl ₄ -C ₄ -benzen
dibrom-C3-alkylbenzen	Br ₂ -C ₃ -benzen
brom-diklor-C3-alkylbenzen	Br-Cl ₂ -C ₃ -benzen
dibrom-diklor-C3-alkylbenzen	Br ₂ -Cl ₂ -C ₃ -benzen

Vedlegg
 akr/kab-bio
 8/6-93

ANALYSE AV EKSTRAHERBART PERSISTENT ORGANISKE BUNDET KLOR OG BROM (EPOCl/EPOBr) I BIOLOGISK MATERIALE.

Vått materiale (ca 20g) ble benyttet til analysen. Prøvene ble tilsatt en intern standard og ekstrahert 2 ganger med en blanding av cyklohexan og isopropanol. Cyklohexan-ekstraktet ble isolert ved tilsetning av vann pH=2 og tørket med Na₂SO₄. Ekstraktene ble konsentrert ved 50 C med svakt vakuum og nitrogenstrøm.

Ekstraktene ble behandlet gjentatte ganger med konsentrert svovelsyre. EPOCl og EPOBr ble bestemt i en aliquot av ekstraktet ved nøytronaktivering.

Tørrstoff-innholdet ble bestemt ved veiing før og etter tørking ved 105 °C.

Fett-prosent på våtvektsbasis ble bestemt i en aliquot av ekstraktet ved veiing før og etter tørking ved 60°C.

ANALYSE AV PERSISTENTE KLORERTE FORBINDELSER MED GASSKROMATOGRAFI/ELECTRON CAPTURE DETEKTOR.

Det konsentrerte ekstraktet ble analysert gasskromatografisk med Electron Capture detektor (GC/ECD).

Identifiseringen ble utført ved sammenlikning av retensjonstider i kromatogrammet av prøven med retensjonstider i kromatogrammet av en ekstern standard-blanding. Sum PCB ble bestemt ved mønstergjenkjenning ved sammenlikning med kromatogrammet av kommersielle PCB-oljer med ulik kloreringsgrad.

Kvantifiseringen ble utført ved bruk av ekstern standardkurve og intern standard.

TABELL

Gasskromatografiske betingelser:

Gasskromatograf:	Hewlet Packard 5730A
Detektor:	Electron Capture
Injektor:	Splitless
Detektor temp.	275°C
Injektor temp.	250°C
Bæregass:	Hydrogen
Make-up-gass:	Argon+4%metan
Kolonne:	Fused silica DB 5 30m, 0.25mm i.d.
Temperaturprogram:	100°C(2min.)-3°C/min.-290°C(8min)

Vedlegg forts.

ANALYSE AV KLORETE ALKYL BENZENER I EKSTRAKTER VED BRUK AV GC/MS.

Ekstraktene ble analysert ved bruk av gasskromatografi/massespektrometri (GC/MS-ITS). Identifiseringen ble utført ved sammenlikning av retensjonstider og ionefragmenter standard og prøve. Som eksterne standarder ble det benyttet følgende forbindelser:

Monoklor-pseudokumen	1-klor-2,4,5-trimetylbenzen
Diklor-pseudokumen 2 stk.	1,2-diklor-3,4,6-trimetylbenzen 1,3-diklor-2,4,5-trimetylbenzen
Triklor-pseudokumen	1,2,4-triklor-3,5,6-trimetylbenzen
Tetraklor-pseudokumen 2 stk.	1,2,4-triklor-6(klormetyl)3,5-dimetylbenzen 1,2,4-triklor-5(klormetyl)3,6-dimetylbenzen
Pentaklor-pseudokumen 2 stk.	1,2,4-triklor-5,6-di(klormetyl)-3-metylbenzen 1,2,4-triklor-3,6-di(klormetyl)-5-metylbenzen
Pentaklor-toluen	1,2,3,4,5-pentaklor-6-metylbenzen
Hexaklor-pseudokumen	1,2,4-triklor-3,5,6-tri(klormetyl)benzen
Dibrom-mesitylen	1,3-dibrom-2,4,6-trimetylbenzen
Tribrom-mesitylen	1,3,5-tribrom-2,4,6-trimetylbenzen
Tribrom-pseudokumen	1,2,4-tribrom-3,5,6-trimetylbenzen

Som intern standard ble det benyttet ¹³C-PCB-IUPAC-nr.77.

Kvantifiseringen ble utført ved bruk av intern standard og responsfaktoren til de enkelte forbindelsene.

Det ble også analysert et blyulfat-ekstrakt som referanse. Utfra dette ekstraktet ble følgende forbindelser valgt ut for identifisering av komponenter i prøvene:

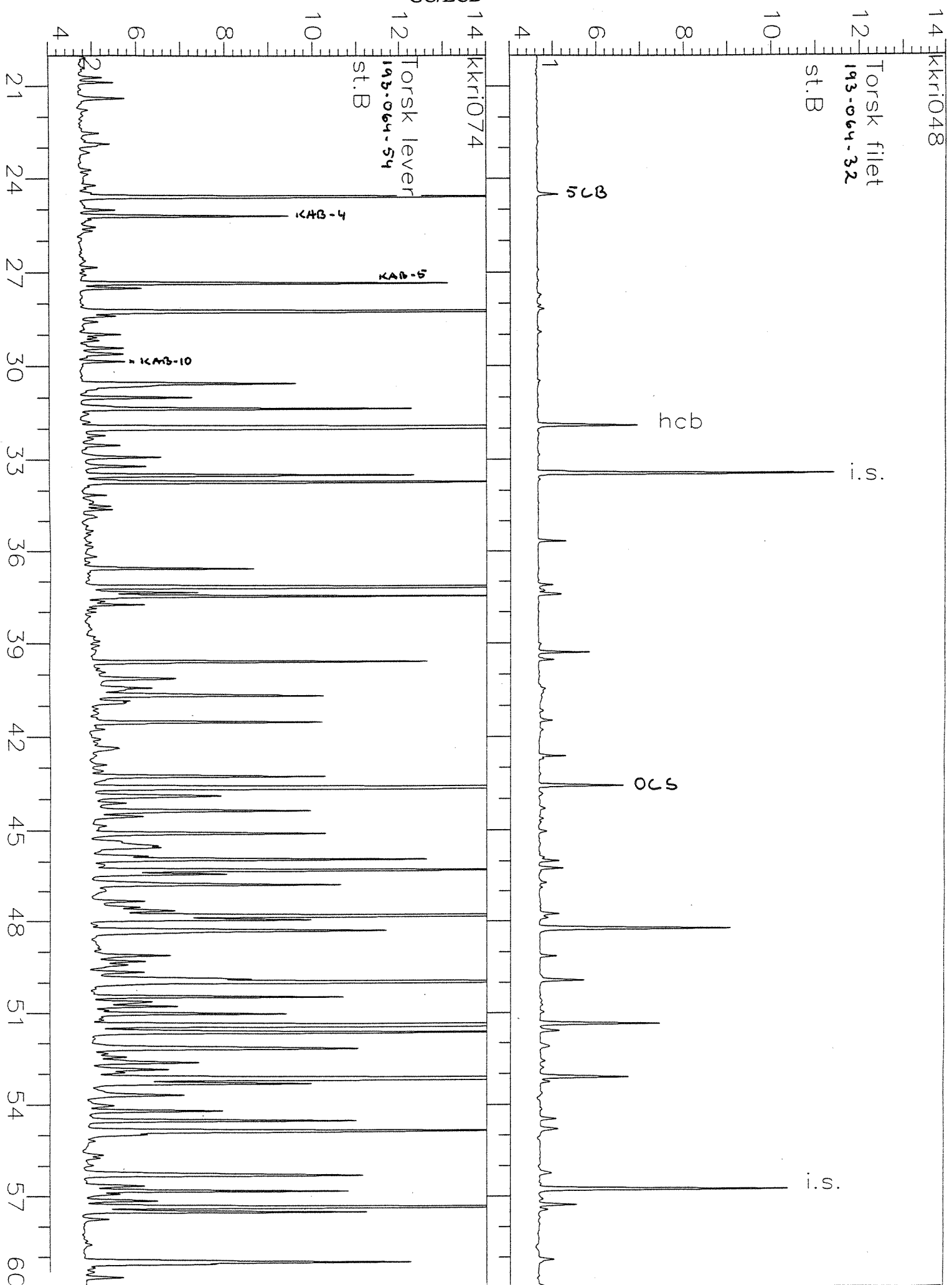
diklor-C4-alkylbenzen	Cl ₂ -C ₄ -benzen
triklor-C3-alkylbenzen	Cl ₃ -C ₃ -benzen
triklor-C4-alkylbenzen	Cl ₃ -C ₄ -benzen
tetraklor-C2-alkylbenzen	Cl ₄ -C ₂ -benzen
tetraklor-C4-alkylbenzen	Cl ₄ -C ₄ -benzen
dibrom-C3-alkylbenzen	Br ₂ -C ₃ -benzen
brom-diklor-C3-alkylbenzen	Br-Cl ₂ -C ₃ -benzen
dibrom-diklor-C3-alkylbenzen	Br ₂ -Cl ₂ -C ₃ -benzen

Forbindelser hvor brom er bundet til alkyl-kjeden vil ikke inkluderes i denne analysen.

GC/MS-betingelser:

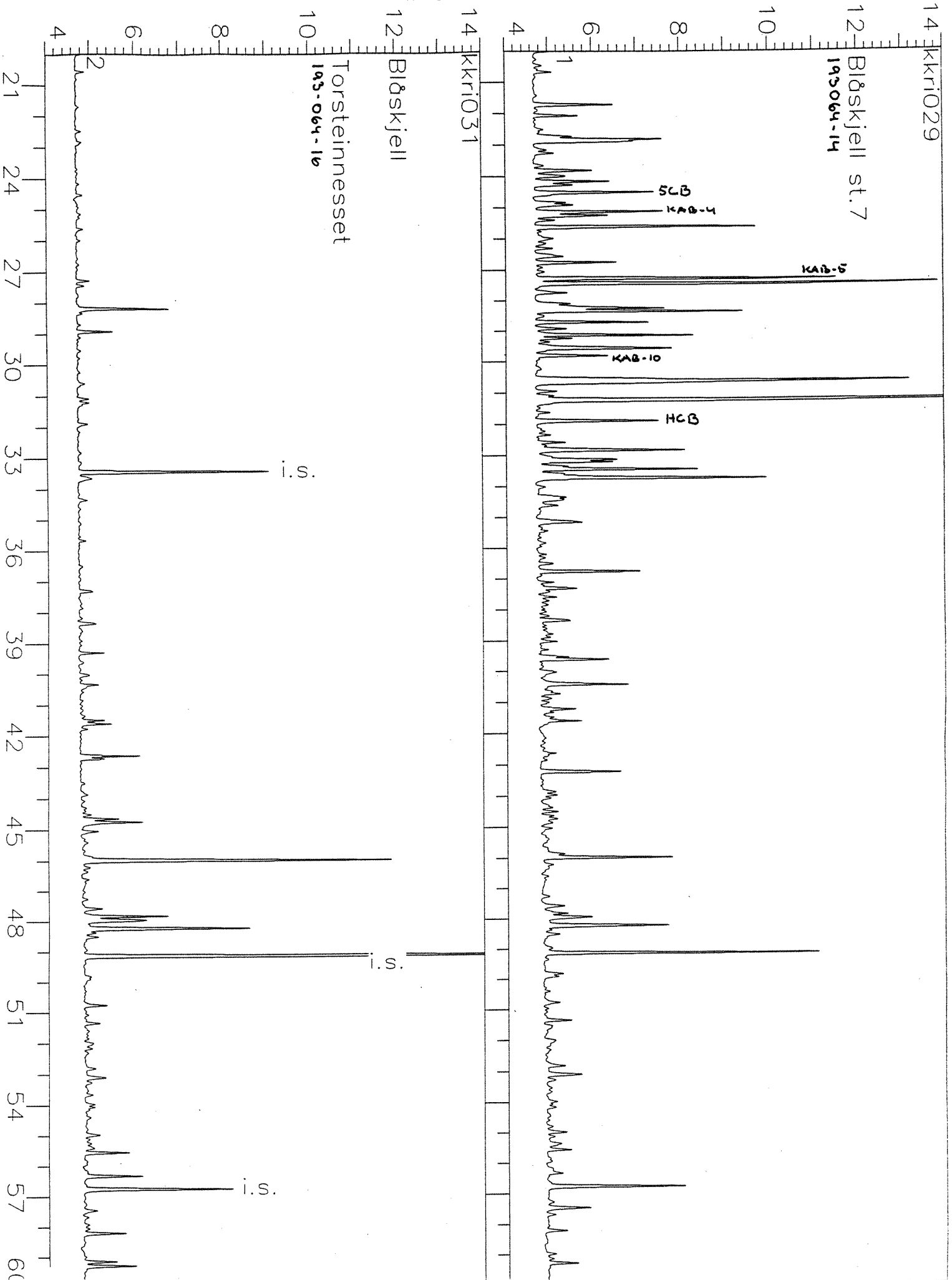
Instrument: Finnigan ITS-40 Ion Trap Massespektrometer
 Kolonne: DB-5 30m x 0.25mm id x 0.25µm film
 Bæregass: Helium
 Injektor temp.: 250°C
 Temp.program.: 60°C(2min.)-5°C/min.-290°C(10min.)

Kopi av gasskromatogram
GC/ECD



VEDLEGG

Kopi av gasskromatogram
GC/ECD





Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

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

ISBN 82-577-2430-0