

NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Breiviken 5
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5035 Bergen-Sandviken
Telefon (02) 23 52 80	Telefon (041) 43 033	Telefon (065) 76 752	Telefon (05) 95 17 00
Telefax (02) 39 41 89	Telefax (041) 43 033	Telefax (065) 78 402	Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:	0-800357
Undernummer:	
Løpenummer:	
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel:	Dato:
Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1988 og 1990. (Overvåkningsrapport nr.)	9/1-91.
	Rapportnr.
	0-800357.
Forfatter (e):	Faggruppe:
Jon Knutzen	Marin økologi.
Kari Martinsen	
Kristoffer Næs	Geografisk område:
Eivind Oug	Vest-Agder
	Antall sider (inkl. bilag):

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

Ekstrakt: 1988 og 1990 ble det fremdeles registrert høyt innhold av "dioksiner" i fisk, krabbe og blåskjell fra indre, vestre del av Kristiansandsfjorden. Jevnført med "bakgrunnsnivåer" ble det funnet overkonsentrasjoner varierende fra ca. 3 til ca. 50 ganger. Tidligere hovedkomponenter i utslippet fra Falconbridge Nikkelverk (heksaklorbenzen o.a.) viste nedgang fra 1986, men opptrådte fremdeles i overkonsentrasjoner opp til 50-200 ganger (skrubbefilet, 10-20 ganger i torsk). Sedimentene inneholdt meget høye konsentrasjoner av både dioksiner, andre klor- og bromorganiske forbindelser og metaller. Utslipp av organiske bromforbindelser viste i 1989 og 1990 en betenkelig økning, mens andre utslippskomponenter synes redusert.

4 emneord, norske:

1. Overvåking
2. PCDF/PCDD
3. Klororganiske stoffer
4. Metaller
5. Sedimenter
6. Indikatororganismer

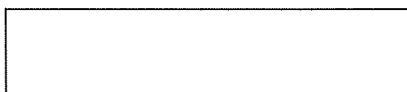
4 emneord, engelske:

1. Monitoring
2. PCDF/PCDD
3. Organochlorines
4. Metals
5. Sediments
6. Indicator organisms

Prosjektleder:

For administrasjonen:

.....
 Programleder, overvåking



0-800357

**TILTAKSORIENTERT OVERVÅKING AV MILJØGIFTER
I ORGANISMER OG SEDIMENTER FRA
KRISTIANSANDSFJORDEN 1988 OG 1990**

Oslo, 9/4-91.

Prosjektleder: Jon Knutzen

Medarbeidere: *Kari Martinsen, SI*
Kristoffer Næs
Michael Oehme, NILU
Eivind Oug
Per A. Åsen, Kristian-
sand Museum

FORORD

Denne rapport er utført som del av Statlig program for forurensningsovervåking, administrert av Statens forurensningstilsyn (SFT). SFT er oppdragsgiver, og har sammen med Falconbridge Nikkelverk finansiert undersøkelsene.


Polyklorerte dioksiner og dibenzofuraner er analysert ved Norsk institutt for luftforskning (NILU) under ledelse av Michael Oehme, som også har gitt et underlagsnotat om "dioksin"-profiler i sedimenter og krabbe. Dette notat er oversendt oppdragsgiverne separat. Kari Martinsen, Senter for industriforskning (SI), har som tidligere vært ansvarlig for analyse av klororganiske forbindelser og har skrevet vedleggsnotat F om bromerte forbindelser. Metaller i sedimenter er analysert ved NIVA.

Per Arvid Åsen, Kristiansand Museum og Geir Åsen, Kristiansand, takkes for innsamling av fisk, krabbe og blåskjell.

Hovedkontakt ved Falconbridge Nikkelverk har vært avd.ing. F. Resmann, som sammen med siv.ing. H. Erichsen har bistått med opplysninger om produksjonsforhold og utslipp.

Ved instituttet har avdelingsleder Kristoffer Næs ved NIVAs Sørlandsavdeling hatt ansvaret for sedimentundersøkelsene. Eivind Oug ved samme avdeling har vært hovedansvarlig for "principal component" analysen av sedimentdata. Observasjoner av det innsamlede biologiske materialet og opparbeidelse av disse prøvene er gjort av Sigbjørn Andersen.

Oslo, 9/4-91.


Jon Knutzen
Prosjektleder

INNHOOLD	SIDE
FORORD	2
1. FORMÅL - KONKLUSJONER TILRÅDINGER	5
1.1 Formål	5
1.2 Konklusjoner	5
1.2.1 Forurensningsgrad og konsekvenser	5
1.2.2 Spredning	6
1.2.3 Utvikling	7
1.2.4 Dioksinlager i sedimentene	8
1.3 Tilrådinger	8
2. BAKGRUNN	9
2.1 Resipienttilstand	9
2.2 Forurensningstilførsler	10
2.3 Undersøkelsesens formål	13
3. MATERIALE OG METODER	14
4. POLYKLORETE DIBENZOFURANER OG DIOKSINER I ORGANISMER	20
4.1 PCDF/PCDD i fisk	20
4.1.1 Nivåer og forurensningsgrad	20
4.1.2 Utvikling 1982 - 1990	26
4.2 PCDF/PCDD i krabber og blåskjell	26
5. ØVRIGE KLOR- OG BROMORGANISKE STOFFER I BIOLOGISK MATERIALE	32
5.1 Fisk	33
5.1.1 Forurensningsgrad i ulike områder	33
5.1.2 Utvikling 1982 - 1990	48
5.1.3 Levertilstand og forekomst av skader jevnført med innhold av klor- og bromorganiske stoffer	52
5.2 Krabber og blåskjell	53
6. UNDERSØKELSER AV BUNNSEDIMENTENTER	67
6.1 Visuell beskrivelse av sedimentene og innhold av organisk materiale	67
6.2 Innhold av metaller i sedimentene	69
6.3 Innhold av organisk bundet klor og brom, klorerte benzener og klorerte bifenyler i sedimentet	73
6.4 Innhold av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p- dioksiner i sedimentet	76
6.5 Mengde TCDD-ekvivalenter lagret i sedimentene	86
6.6 Sammenfattende vurdering av sedimentobservasjonene	89

INNHold (forts.)	SIDE
7. JEVNFØRING AV PCDF/PCDD PROFILER I AVLØPSVANN, SEDIMENTER OG ORGANISMER	92
8. KONSEKVENSER	98
9. LITTERATUR	99
VEDLEGG	103
A. Statistiske data for prøver av fisk og krabber	
B. Rådata for analyser av PCDF/PCDD i fisk og skalldyr 1988 og 1990	
C. Rådata for analyser av klororganiske stoffer utenom dioksiner i fisk og skalldyr	
D. Resultater av sedimentanalyser	
E. Multivariate analyser	
F. Identifisering av "nye" bromerte/klorerte forbindelser i utslipp fra Falconbridge Nikkelverk A/S og i biologisk materiale i nærresipienten (v/Kari Martinsen, SI)	

1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER

1.1 Formål

Det overordnede mål har vært å tilveiebringe et ajourført grunnlag for myndighetenes vurdering av behov for ytterligere tiltak mot belastningen med særlig klor- og bromorganiske miljøgifter fra Falconbridge Nikkelverk. I denne forbindelse har det vært viktige delmål å:

- Følge utviklingen mht, nivåer av klor- og bromforbindelser, spesielt forekomst av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD, "dioksiner") i fisk og skalldyr, men også i sedimenter, bl.a. for å belyse virkningen av allerede iverksatte tiltak.
- Spore rekkevidden av miljøgiftenes spredning i fjorden (forekomst i organismer og sedimenter i forskjellig avstand fra forurensningskilden).
- Beregne mengden av PCDF/PCDD lagret i sedimentene i indre del av Kristiansandsfjorden (målt som ekvivalenter av den giftigste av disse forbindelsene: 2,3,7,8-TCDD (tetraklorodibenzo-p-dioksin)).

1.2 Konklusjoner

1.2.1 Forurensningsgrad og konsekvenser

I 1988 og 1990 var det fremdeles et til dels høyt dioksininnhold i spiselige organismer fra indre, vestre del av fjorden (Vesterhavnområdet - fig. 3). Jevnført med antatte "normalnivåer" ("bakgrunnsnivå") ble det observert følgende ca, overkonsentrasjoner av 2,3,7,8 TCDD ekvivalenter (antall ganger "bakgrunn"):

Skrubbe (filet):	20 - 50 X
Torsk (filet/lever):	5 - 10/3 X
Krabbesmør (skallinnmat):	3 X (fettbasis)
Blåskjell:	10 - 20 X

For enkelte av de tidligere hovedkomponenter i utslippet fra nikkelverket ble det stort sett funnet noe høyere overkonsentrasjoner, således for heksaklorbenzen (HCB):

Skrubbe: 50 - 200 X (1988, muligens mindre i 1990).

Torsk: 10 - 20 X
 Krabbesmør: 5 - 10 X
 Blåskjell: 10 - 20 X

I sedimentenes overflatelag (0 - 2 cm) ble det i området Vesterhavn/Hannevigsbukta konstatert overkonsentrasjoner på (i størrelsesorden):

2,3,7,8 TCDD ekv.: 50 - 100 (?) X
 HCB: 50 - 50000 X

Også øvrige klor- og bromorganiske stoffer viste meget høye konsentrasjoner i denne del av fjorden. Det samme gjaldt en del metaller, med følgende største overkonsentrasjoner (ca.):

Arsen: 10 - 2000 X
 Bly/nikkel: 10 - 100 X
 Kadmium: 1 - 30 X
 Kobolt: 4 - 100 X
 Kobber: 10 - 500 X
 Krom: 1 - 50 X
 Nikkel: 100 - 1000 X

Konsekvensene av det forhøyede innhold av identifiserte miljøgifter pluss EPOCl/EPOBr i fisk og skaldyr må vurderes av næringsmiddelmyndighetene.

Skader og stress-symptomer hos fisk syntes noe mer utbredt i de mest forurensede deler av fjorden enn ellers, men materialet er for lite til definitive konklusjoner.

1.2.2 Spredning

Generelt sett avtok konsentrasjonen av alle forurensende stoffer raskt med økende avstand fra utslippet, og utenfor Hannevigsbukta/Vesterhavn/Fiskåbukta var det vesentlig mer moderate overkonsentrasjoner eller tilnærmet "normale" verdier i både organismer og sedimenter. Selv om miljøgiftinnholdet i organismer stort sett lå nær bakgrunnsnivået i torsk, blåskjell og krabbe fra midtre og ytre deler av fjorden, opptrådte overkonsentrasjoner også i enkelte prøver fra disse områder. Spesielt gjaldt dette dioksiner, der man imidlertid har sparsomt med data, og bakgrunnsnivåene kan være relativt høye på deler av Skagerrakkysten i sin alminnelighet.

I skrubbe ble det fortsatt registrert tydelige overkonsentrasjoner av HCB (5 - 10 X) i fangster fra Vestergapet.

De bemerkelsesverdige høye og vanskelig forklarlige dioksinverdiene i skrubbefilet og torskelever fra ytre østre fjord i 1988, ble ikke bekreftet av 1990-observasjonene, som bare viste moderate overkonsentrasjoner i skrubbe.

Også sedimentanalysene viste bratte avstands-gradienter, f.eks. for heksaklorbenzen, mens andre forurensnings-komponenter, bl.a. PCDF/PCDD viste markert til moderat spredning også utenfor Vesterhavnområdet.

1.2.3 Utvikling

Det varierende dioksininnholdet og delvis motstridende tendenser i skrubbe og torsk gir ikke grunnlag for å si noe bestemt om utviklingen. Muligens er fisk pga. vandring og relativ hurtig (?) opptak/utskillelse av PCDF/PCDD lite egnet som indikator på forurensningsgrad i små områder med store belastningsforskjeller over korte avstander.

For de tidligere hovedkomponenter i utslippene (HCB, etc.) har nedgangen i skrubbe og torsk fra indre fjord vært i størrelsesordenen 90% siden 1982 - 83, dvs. en ytterligere forbedring etter forrige undersøkelse i 1986.

I krabber fra indre fjord har det vært registrert en tilsvarende positiv utvikling mht. innhold av HCB, mens reduksjonen i blåskjell kan ha vært noe mindre for hele perioden, og det dessuten ikke har vært den samme positive utvikling etter 1986.

Den registrerte sterke økning i utslippene av bestandige bromorganiske forbindelser (EPOBr) i 1989 og 1. halvår 1990 er sporet i blåskjell (vedlegg F1), men ikke som økt innhold av EPOBr.

I det øvre (yngre) lag av sedimentene var det generelt en nedgang i konsentrasjonen av klorerte benzener og styrener, særlig fremtredende for bl.a. heksa-klorbenzen. Derimot ble det konstatert en økning i overflatesedimentenes innhold av ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) og brom (EPOBr). Analyser av dypere liggende sedimentlag fra indre område tydet på at utslippene av PCDF/PCDD har vært høyere før. Metallnivået hadde avtatt i overflatesedimentene på de utslippsnære prøvestedene jevnført med i 1983, mens det foreløpig er for tidlig å kunne registrere virkningen av reduserte utslipp på stasjoner lenger ut.

1.2.4 Dioksinlager i sedimentene

Basert på prøvesteder antatt å være representative for forskjellige delarealer, er det beregnet at det i 0 - 10 cm sjiktet på dyp under 10 m er lagret i størrelsesordenen 75 (50 - 100) g PCDF/PCDD målt som 2,3,7,8 TCDD ekvivalenter i Hannevigsbukta/Vesterhavn/Fiskåbukta, dvs. i det omkring 3 km² store arealet som er mest forurenset. Dette tilsvarer omkring 12 - 15 ganger anslaget for nåværende årsutslipp. Hvis belastningen også tidligere har vært av samme størrelsesorden, transporteres (antydningssvis) 25 - 50% ut av indre område.

1.3 Tilrådinger

Fortsatt arbeid med å redusere tilførslene av bestandige klor- og bromorganiske stoffer vil være nødvendig for å kunne oppnå akseptabelt innhold av slike stoffer i fisk og skalldyr fra indre del av fjorden. Ut fra foreliggende avløpsvannanalyser synes særlig belastningen med PCDF/PCDD og EPOBr å peke seg ut, men det er ønskelig med generelt redusert belastning. (EPOBr-utslipp minsket 2. halvår 1990).

Forstyrrelse av forurensete sedimenter bør mest mulig unngås.

Arbeidet med å kartlegge tilførslene fra ulike delprosesser i forbindelse med å finne frem til de nødvendige tiltak, vil være viktigere enn resipientobservasjoner inntil det blir aktuelt å se om tiltakene har gitt de forventede resultater. Før målingene i avløpsvann skal kunne relateres til miljøgiftinnhold i organismer, trengs identifikasjon og kvantifisering av enkeltforbindelser.

Ved eventuell fortsatt overvåking av miljøgiftinnhold i de nærmeste år, tilrås å konsentrere innsatsen om fisk og skalldyr fra indre fjord, herunder å få identifisert og kartlagt forekomsten av persistente bromforbindelser. Verdiene fra andre deler av fjorden (med forbehold for vestsiden) kan ikke bedømmes tilfredsstillende uten data fra en omfattende og grundig nasjonal undersøkelse av bakgrunnsnivåer (som fremdeles mangler). Bedriftskaraktéristiske PCDF/PCDD bør inkluderes ved fremtidige analyser av sediment og skalldyr (ikke bare de giftigste komponentene).

I lys av redusert miljøgiftinnhold i øvre lag av sedimentene fra de mest forurensete delene av fjorden, bør det vurderes en ny undersøkelse av bløtbunnsfauna, for å se om de økologiske skadene observert i 1983 viser tegn til å utbedres. Materiale fra Kristiansandsfjorden bør inngå i det generelle økotoksikologiske testprogram for sedimenter som planlegges påbegynt i 1991.

2. BAKGRUNN

2.1 Resipienttilstand

Undersøkelsene i Kristiansandsfjorden innen Statlig program for forurensningsovervåking ble innledet med en basisundersøkelse i 1982 - 1984 (Molvær, 1986, med ref. til øvrige delrapporter). De største problemene i fjorden forårsakes av forurensning med miljøgifter (Næs, 1985, Knutzen et al., 1986 med bl.a. referanse til observasjoner av forurensning med metaller/partikulært materiale og ledsagende skadevirkninger).

Belastningen fra Fiskaa Verk og Falconbridge Nikkelverk har bestått i både polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH, tjærestoffer), arsen/metaller og bestandige klor- og bromorganiske forbindelser. Alt dette gjenfinnes i høye konsentrasjoner i bunnavleiringene spesielt i Fiskåbukta og i Hannevigsbukta/Vesterhavn (fig. 3).

Hovedkilden for belastning med PAH er nå opphørt og metallutslippene vesentlig redusert. Som hovedproblem gjenstår utslippene av klorerte og bromerte stoffer fra Falconbridge, selv om det også her er iverksatt betydelige utslippsreduksjoner, dels ved prosessomlegging (bl.a. i 1982 og 1985), dels ved bygging av renseanlegg.

Noen markerte og åpenbare forurensningsvirkninger på plante- og dyreliv observeres ikke utenfor indre fjord (dvs. Fiskåbukta og Vesterhavn med Hannevigsbukta). Effektene av tidligere og eksisterende utslipp ytrer seg primært ved forhøyet miljøgiftinnhold i sedimentene og i bl.a. spiselige organismer. Dette siste har resultert i advarsel fra næringsmiddelmyndighetene mot å spise fisk/skalldyr fra bl.a. Vesterhavn-området (flyndrearter og fiskelever også innenfor Flekkerøya - Dvergsøya). Etter 1984 er det omsetningsforbud for fisk/skalldyr fanget innenfor Odderøya - Bragdøya - Andøya (fig. 3).

Etter forrige overvåkingsrunde i 1986 - 87 (Knutzen et al., 1988), er det ved Agder distriktshøgskole utført en gjentatt undersøkelse i februar 1988 av metallinnholdet i blåskjell (Espeland et al., 1988). Generelt sett bekreftet resultatene tidligere observert nedgang i skjellenes metallinnhold, men det var fremdeles tydelige overkonsentrasjoner av kobber (opp til 5 - 10 ganger), nikkel (5 - 10 ganger) og bly (3 - 5 (10?) ganger) i Vesterhavn-området.

2.2 Forurensningstilførsler

I henhold til analysene av månedsblandprøver fra ulike spillvannsstrømmer har utslippene av persistente klor- og bromorganiske forbindelser vært som vist i fig. 1 - 2. Konsentrasjonene i delavløp og summengdene pr. måned kan innen samme år variere med mer enn en størrelsesorden. En slik (uoppklart) variasjon gjør det vanskelig å bedømme realiteten i mulige utviklingstendenser.

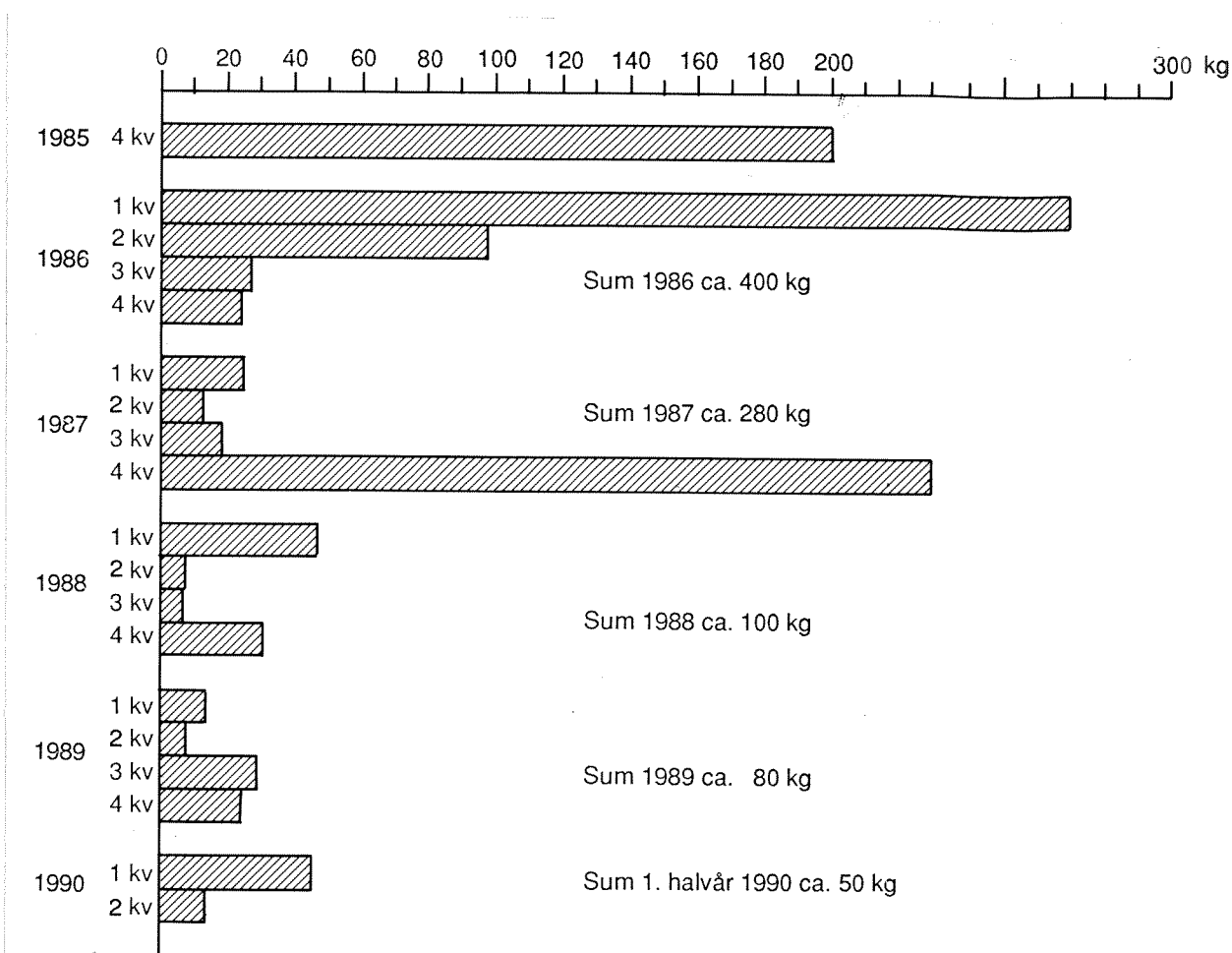


Fig. 1. Ca. utslipp av EPOCl fra Falconbridge Nikkelverk (3 delavløp) 1985 - 1990, kg/kvartal.

Samlebetegnelsen EPOCl (ekstraherbart persistent organisk bundet klor) skal teoretisk omfatte alle betenkelige klororganiske forbindelser, dvs. slike som forener i seg egenskaper som lav nedbrytbarhet (høy bestandighet eller persistens) og markert tendens til akkumulering i organismer. Eksempler på slike stoffer er de velkjente PCB og DDT, dessuten HCB, klorerte dioksiner m.m. Men hovedandelen av EPOCl

utgjøres av stoffer med ukjent virkning på organismer. EPOCl-analyser har dermed begrenset utsagnskraft. I den grad eventuelle observerte effekter ikke kan relateres til kjente stoffer, bør det arbeides med å identifisere og karakterisere de ukjente forbindelsene innen EPOCl.

I henhold til en hypotese fremsatt av Jernelöv (1989) består ekstraherbart organisk bundet klor (EOCl) i fisk bl.a. av klorerte fettsyrer, bygget opp i fettsyresyntesen på basis av lavmolekylære klorforbindelser. Dette synes å bekreftet gjennom svenske studier (Wesèn et al., under utarb.). Selv om bare en mindre del av EOCl/EPOCl skulle være skadelig, vil konsekvensene måtte bli økte restriksjoner på spredning av også lavmolekylære og lett nedbrytbare klororganiske stoffer. Forøvrig er et større forskningsprosjekt på problem-komplekset ukjent halogenert materiale under forberedelse i Sverige (Hakansson et al., 1989).

Gruppen EPOBr (ekstraherbart persistent organisk bundet brom) er i utgangspunktet like betenkelig som EPOCl, men i enda mindre grad identifisert og kjent mht. sammensetning og egenskaper.

Av fig. 1 - 2 fremgår at i de siste par årene har utslippene av EPOBr vært markert høyere enn av EPOCl. Selv om de registrerte mengder - av ikke oppklarte årsaker - kan variere betydelig fra måned til måned, må man kunne anta at størrelsesforholdet mellom de to stoffgrupper er omtrent riktig. Mens utslippene av persistente bromorganiske forbindelser synes å ha økt i størrelsesordenen 10 ganger fra 1987 - 88 til 1989 - 1. halvår 1990, har belastningen med EPOCl vært omtrent den samme i den perioden resipientobservasjonene er foretatt (1988, 1990). (I 2. halvår 1990 har utslippet av EPOCl gått vesentlig ned igjen - kfr. tekst fig. 2).

Tilstedeværelse av brom medfører risiko for dannelse av blandede Cl/Br-dioksiner, som ikke registreres ved de ordinære analysene av PCDF/PCDD.

Selv om belastningen med EPOBr har gått ned betydelig i henhold til målingene i siste halvår 1990, synes ikke situasjonen fullt betryggende, og det er grunn til å fortsette anstrengelsene med å få utslippene med klor- og bromholdige substanser ytterligere ned, eventuelt også få disse stoffene identifisert og karakterisert. Behovet for å få stoffene identifisert gjelder også deres forekomst i organismer og sedimenter.

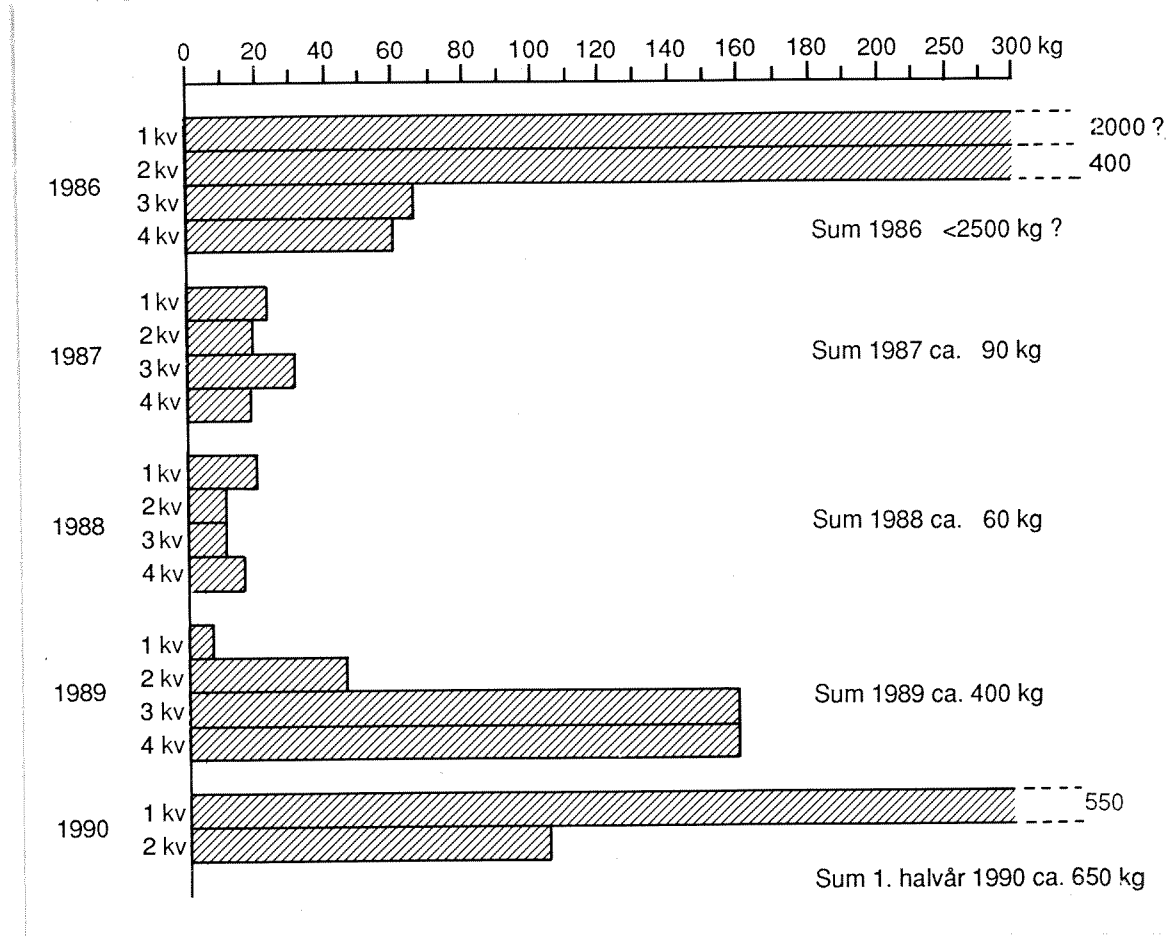


Fig. 2. Ca. utslipp av EPOBr fra Falconbridge Nikkelverk 1986 - 1990, kg/kvartal. (Bare fremstilt tall for avløp fra koboltraffineriet. I tillegg kan komme mindre mengder fra hovedkloakken) OBS: Utslippene 3. og 4. kv. 1990 hhv. ca. 70 og ca. 5 kg.

Analysen av avløpsvann fra kalksteinstårnet på Falconbridge Nikkelverk har vist at dette nå sannsynligvis er hovedkilden for dioksinforurensning, ved siden av sedimentene. Målinger i blandprøver samlet inn i perioden juni 1988 - juni 1989 viste konsentrasjoner på 0.86 - 4.80 $\mu\text{g/l}$ av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter, i middel ca. 2.0 $\mu\text{g/l}$. Med en vannføring på vel 300 m^3/time gir dette et utslipp i størrelsesordenen 5 - 6 g/år. Av disse ekstremt giftige stoffer må selv en slik mengde regnes som betydelig og plasserer Falconbridge som en av de største kjente punktkilder i Norge. Det nå oppjusterte utslippstall kan bedre forklare det som finnes i sedimentene enn tidligere målinger i andre delavløp (Knutzen et al., 1988).

Tabell 1. Utslipp i kg pr. døgn (årsmiddel) av arsen og metaller fra Falconbridge Nikkelverk A/S 1981 - 1987.

	Før ca. 1/7-82	Ca. 1/7-82- 31/12-84	1985	1986	1987	1988	1989	1990
Jern, hydroksydslam	5000							
" løst	1000	120	120	78	55	46	33	27
Nikkel i partikler	200							
" løst	300	210	72	56	44	29	16	13
Bly, totalt ¹⁾	100	2	2	1.3	1.6	0.8 ²⁾	0.7	0.7
Sink, totalt ¹⁾	10-15	10-15	10-15	5.8	4.7	5.2	3.4	1.7
Kobber i partikler	80							
" løst	80	53	20	22	22	17	10	8
Kobolt i partikler	10							
" løst	10	10	5.6	4.4	2.7	2.5	1.7	1.2
Arsen ¹⁾	450	2.5	2.5	5.1	2.8	2.1 ³⁾	3.5	1.5

1) Etter 1/7-1987 vesentlig som løst.

2) 1. halvår 1988 (driftsforstyrrelser på laboratoriet).

3) Jan. - nov.

2.3 Undersøkelsenes formål

Det generelle mål for overvåkingen er å skaffe underlag for miljøvernmyndighetenes vurdering av behov for ytterligere forurensningsbegrensende tiltak.

Delmål i denne forbindelse har vært å ajourføre og komplettere opplysningene om nivåer av særlig dioksiner og andre klor-/bromorganiske stoffer i fisk, skaldyr og sedimenter (sammenligne med tidligere observasjoner), samt å belyse følgende spørsmål:

- Hvor langt spores forurensningene i organismer og sedimenter?
- Hvor mye ligger lagret i sedimentene?
- Skyldes forurensningene med PCDF/PCDD og øvrige persistente klor-/bromforbindelser vesentlig eldre utslipp eller er det indikasjoner på fortsatt tilførsel via utslipp eller avrenning fra deponier?
- Påvirkes også fisk med kortvarig opphold i fjorden (sild, makrell)?

3. MATERIALE OG METODER

Analysematerialet består av fisk, skalldyr og ulike lag av sedimenter (bunnavleiringer).

I likhet med tidligere har det vært samlet inn torsk, skrubbe, taskekrabbe og blåskjell til analyse på persistente klororganiske forbindelser, EPOCl og EPOBr. En hovedvekt er lagt på analyser av PCDF/PCDD. Øvrige analysevariable i det biologiske materiale har vært: penta- og heksaklorbenzen (5CB, HCB), oktaklorstyren (OCS), heksa- og heptaklorstyrene (7ClS), dekalorklorbifenylyl (DCB, tidligere betegnet 10CB), tri- og tetraklorbenzener (KB), utvalgte identifiserte kloralkylbenzener (KAB), dertil p-p DDE (dvs. sum av DDT (diklordifenylyl-trikloreten) og det bestandige nedbrytningsproduktet DDE) og PCB (polyklorerte bifenylyler).

Prøvestedene for fisk og skalldyr fremgår av fig. 3 og en oversikt over materialet av tabell 2. Stasjonsnr. for blåskjellprøver er som tidligere benyttet, mens det er funnet formålstjenelig med nye områdebetegnelser for fangstene av fisk og krabbe (kfr. fig.):

- Omr. A: Hannevigsbukta. (Del av tidligere omr. IVO - indre vestre omr.).
- Omr. B: Vesterhavn ut til nordspissene av Svensholmen og Dybingen - sydspissen av Odderøya. (Tidligere omr. IVO minus Hannevigsbukta).
- Omr. C: Fiskåbukta/Auglandsbukta.
- Omr. D: Fosseviken/Vestergapet. (Tidligere omr. YVO - ytre vestre omr.).
- Omr. E: Området ved Dvergsneset/Olafsholmen/Dvergsøy. (Tidligere del av YØØ - ytre østre omr.).
- Omr. F: V. Randøy/I. og Y. Kalvøy. (Tidligere del av YØØ).
- Omf. G: Ny Hellesund.

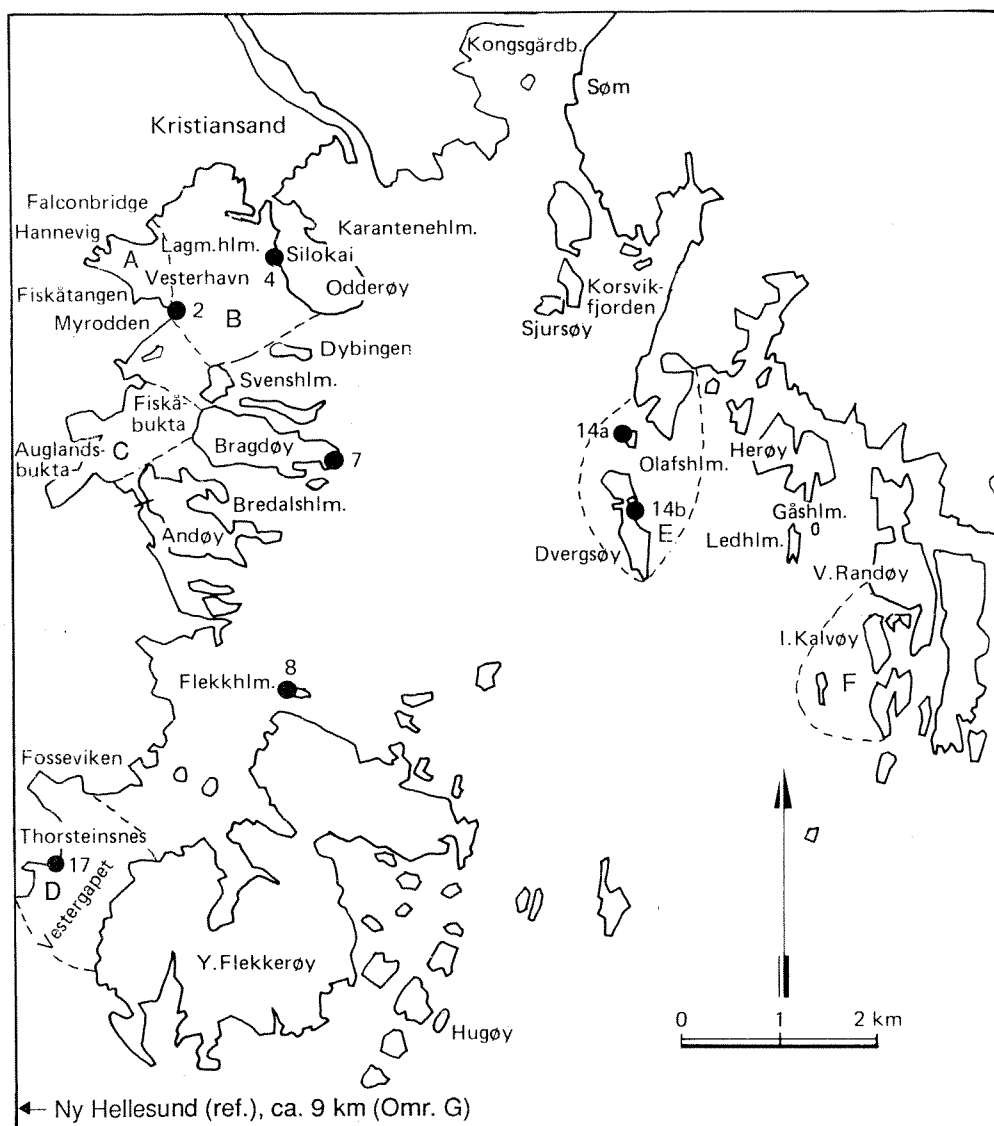


Fig. 3. Fangstområder for fisk/krabber og stasjoner for blåskjell i Kristiansandsfjorden (omr. B-F) og Ny Hellesund (omr. G) okt. - nov. 1988 og mars - april 1990.

De nye områdebetegnelsene er begrunnet i behovet for en nøyere oppdeling, særlig fordi det er indikasjoner på at den særskilt sterkt forurensede Hannevigsbukta representerte en vesentlig høyere miljøgifteksponeering for fisk enn resten av indre vestre del av fjorden (dvs. Vesterhavn).

Prøvene av fisk og skalldyr er innsamlet i okt. - nov. 1988 og mars - april 1990. Sistnevnte innsamlingsrunde ble gjennomført som en hastesak foranlediget av noen uventet høye dioksinverdier i fisk fra ytre fjord (fremdriftsrapport av 1/2 1990).

Bortsett fra filet og lever av 25 torsk fra omr. B som er analysert individuelt (utenom PCDF/PCDD), er det benyttet blandprøver. Antallet fisk har av praktiske årsaker vært varierende: av torsk 10 - 25 stk., av skrubbe 2 - 10, og for de orienterende analysene av makrell, sei og lyr, hhv. 19/3/3. Antallet av torsk og skrubbe på de enkelte prøvesteder og tidspunkter finnes i vedleggstabellene A1 og A2. Her angis også fiskens lengde og vekt, leverstørrelse og leverfarge, samt eventuelle observasjoner av sår, finneråte, etc.

Blandprøvene av krabber (krabbesmør = hepatopancreas, dvs. det mest fettrike av skallinnmaten) har delvis bestått av både hanner og hunner (slik som tidligere), noen ganger bare av hanner. I ett tilfelle er det analysert separat på hanner og hunner for å se på mulige utslag av kjønnsforskjeller. Også for krabber har antallet i blandprøvene variert av praktiske grunner: 4 - 15, for det meste omkring 10 av midlere skallbredde 14 - 16 cm og midlere vekt av krabbesmør på 15 - 25 g (kfr. vedleggstabell A3).

Blåskjellene er fortrinnsvis samlet i et antall av ca. 50 i størrelse (4)5 - 6(7) cm.

Prøvesteder for sedimenter er vist i fig. 4. Foruten de ovennevnte klor- og bromorganiske stoffer, vanninnhold og organisk stoff (glødetap), er bunnnavleiringene analysert på metaller og arsen (se tabell 2). Prøvene er samlet inn med en kjerneprøvetaker (Niemistö, 1974) og snittet i 2 cm lag (mest bare overflatesedimenter 0 - 2 cm, på utvalgte stasjoner ned til 10 eller 24 cm).

Dioksinanalysene er foretatt ved NILU etter tidligere beskrevet metodikk (Knutzen et al., 1988, vedlegg A). Konsentrasjonen av enkeltkomponenter av de giftige PCDF/PCDD er regnet om til ekvivalenter av 2,3,7,8 TCDD (tetrakloro-dibenzo-p-dioksin, det giftigste av stoffene) etter nordisk modell (Nordisk Dioxinriskbedömning, 1988). I den tidligere rapport om PCDF/PCDD i

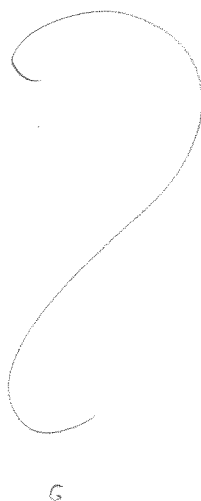


Fig. 4. Prøvesteder for sedimenter.

- Stasjonsoversikt.

A: Hele fjordområdet.

B: Vesterhavn/Fiskåbukta.

Stasjonsnumrene følger undersøkelsen i 1983 (Næs, 1985).

Kristiansandsfjorden ble det benyttet TCDD-ekvivalenter i henhold til Eadon (Eadon et al., 1983). For sammenligningens skyld er disse verdier nå regnet om etter den nordiske modellen.

Øvrige klororganiske analyser er som tidligere utført ved SI (EOCl/EPOCl og EObBr/EPOBr ved IFE (Institutt for energiteknikk) etter opparbeidelse ved SI). Metodikk for opparbeidelse og gasskromatografiske analyser med glasskapillarkolonne og electron capture detektor finnes i vedlegg 2 i Knutzen et al. (1986). Utvalgte prøver er analysert på massespektrometer for å få en sikrere identifikasjon av enkelte stoffer og en nærmere karakteristikk av ukjente forbindelser (som til dels opptrer i høye konsentrasjoner). I forbindelse med analysene er det også bestemt andelen av fett og i blåskjell også % tørrvekt.

Metallanalysene av sedimenter er utført ved NIVA ved atomabsorpsjonsspektrofotometri etter opplutning med 50% salpetersyre. Innhold av organisk karbon og totalnitrogen er bestemt med CHN elementanalysator.

For spesielt å påvise trender i furan/dioksin-materialet er disse resultatene behandlet statistisk ved hjelp av multivariate analyser. I disse analysene er det benyttet matematiske metoder for analyse av tallmaterialet med hovedvekt på såkalte "Principal component analysis" (PCA). Dette er ordinasjons-analyser som arrangerer variable (her PCDF/PCDD-forbindelser) og stasjoner (prøver) etter akser. Resultatene illustreres i plott av to og to akser mot hverandre i et rettvinklet koordinatsystem.

Analysene søker i første hånd å sammenfatte og beskrive hovedmønstrene i datasettet. I plottene representeres stoffene og stasjonene hver for seg ved punkter. Målet for analysen er å arrangere punktene slik at nærliggende punkter indikerer likhet, henholdsvis stoffer med likt fordelingsmønster og stasjoner med lik sammensetning av stoffer. Tilsvarende indikerer fjerntliggende punkter motsatte trender. Man tenker seg at hovedmønstrene er bestemt av miljøforhold i undersøkelsesområdet og egenskaper ved variablene (stoffene). Ved å sammenholde mønstrene med miljødata søker man å klarlegge årsakssammenhenger.

PCA er lineære metoder, dvs. de forutsetter lineære relasjoner mellom variablene og de miljøfaktorer som er bestemmende for fordelingsmønstrene. Dette gjør det vanligvis nødvendig å transformere data før analysene. I dette tilfellet, hvor det er svært store sprang fra de høyeste til de laveste verdiene, er dataene logaritme-transformert. Denne transformasjonen reduserer effektene av de høye verdiene og stabiliserer variansene for variablene.

Analysene er beskrevet i mange standard lærebøker i

matematikk/statistikk. Denne fremstillingen bygger i hovedsak på Jongman, ter Braak og van Tongeren (1987). Analysene er utført på beregningsprogrammet CANOCO av de samme forfattere (ter Braak, 1988).

For en mere detaljert beskrivelse av PCA henvises det til verdlegg E.

Tabell 2. Prøver og analyser ved undersøkelser i Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund (ref.st.) okt. - nov. 1988 og mars - april 1990. For prøvesteder se fig. 3 (organismer) og fig. 4 (sedimenter). Analyseprogram I: PCDF/PCDD pluss øvrige klor- og bromorganiske forbindelser. II: Klor- og bromorganiske minus PCDF/PCDD. III: Bare PCDF/PCDD. IV: Totalt karbon (TC), totalt organisk karbon (TOC), totalnitrogen (TN), metallene Ni, Pb, Cd, Zn, Cr, Fe, Cu, Co og As.

PRØVER	TID/OMR./STASJONER	ANALYSEPROGRAM			
		I	II	III	IV
TORSK (<u>Gadus morhua</u>) Lever	1988: Omr. B, D, E, F, G 1990: Omr. B, F	B,D,E X		F,G	
Filet	1988: Omr. B, D 1990: Omr. B	X X			
SKRUBBE (<u>Platichthys flesus</u>) Filet	1988: Omr. B, C, D, F 1990: Omr. B, F	B,C X	D	F	
Lever	1988: Omr. B, C, D	B	C,D		
MAKRELL (<u>Scomber scombrus</u>) Filet	1988: Omr. B	X			
SEI (<u>Pollachius virens</u>) Lever	1988: Omr. E		X		
LYR (<u>Pollachius pollachius</u>) Lever og filet	1988: Omr. B		X		
KRABBE (<u>Cancer pagurus</u>) Skallinnmat (krabbesmør = hepatopancreas)	1988: Omr. B, D, E, F, G 1990: Omr. B, F	B,D, E,G X		F	
BLÅSKJELL (<u>Mytilus edulis</u>)	1988: St. 4, 7, 8, 14a, 17, 19 (Omr.G) 1990: St. 2, 4	4,14, 17,19 X	7,8		
SEDIMENTER	1988: For stasjoner, se fig. 4	X	X		X

4. POLYKLORERTE DIBENZOFURANER OG DIOKSINER I ORGANISMER

Rådata fra disse analysene er gjengitt i vedleggstabellene B1 (1988) og B2 (1990) i rekkefølgen torsk, skrubbe, makrell, krabbe, blåskjell.

4.1 PCDF/PCDD i fisk

Hovedresultatene er oppsummert i tabell 3 og i fig. 5/6 (torsk) og fig. 7/8 (skrubbe).

4.1.1 Nivåer og forurensningsgrad

Foreløpig er det ufullstendige opplysninger tilgjengelig om "bakgrunnsnivået" av PCDF/PCDD i fisk fra Sørlandskysten og andre deler av Norge. (Med "bakgrunnsnivået" menes det nivået man kan registrere utenfor sporbar innflytelse fra definerte punktkilder, som et resultat av diffus belastning. Denne diffuse belastning via avrenning fra land, luft- og havtransport vil imidlertid også variere regionalt, slik at nåværende "bakgrunnsnivå" f.eks. ikke nødvendigvis er det samme på Skagerrakkysten som i Nord-Norge). Følgelig er det begrenset grunnlag for å angi forurensningsnivået av PCDF/PCDD jevnført med "bakgrunnsnivået".

De høyeste observerte innhold av TCDD-ekvivalenter i filet og lever av torsk fra indre Kristiansandsfjorden er bare moderat høyere enn det som er registrert i ytre Oslofjord og ved Jomfruland (for det meste 0.1 - 0.5 ng/kg friskvekt i filet og 40 - 80 ng/kg i lever, kfr. Knutzen og Oehme, 1988, 1990 med ref.). Rappe et al. (1986) observerte imidlertid bare 6.5 ng/kg av TCDD-ekvivalenter i torskelever fra Travemünde i Østersjøen (TCDD-ekvivalenter beregnet her). I en prøve fra Nordishavet konstaterte Biseth et al. (1990) 0.03 ng/kg friskvekt i torskfilet (0.12 ng/kg hvis medregnet halve deteksjonsgrensen for en del komponenter). I filet av Østersjøtorsk er funnet 0.1 - 0.2 ng TCDD-ekv./kg (Slorach og Bergqvist, 1989, Bergqvist et al. 1989). Maksimale overkonsentrasjoner konstatert i torsk fra indre Kristiansandsfjorden (omr. B) - jevnført med øvrige data fra steder i Oslofjorden og ved Jomfruland regnet å ikke være influert av identifiserbare punktkilder - blir da i størrelsesordenen 10 - 3 ganger, hhv. for filet og lever. Imidlertid ser man av fig. 5 at dioksininnholdet har vært ganske varierende, også når man tar hensyn til fettinnholdet (fig. 6).

Bortsett fra den høye verdien for torskelever fra omr. F i 1988 - som ikke ble bekreftet i 1990 - har ikke dioksinforurensningen i torsk vært høyere i øvrige deler av Kristiansandsfjorden enn det vi så langt

kjenner til fra ytre Oslofjord (Færder) og ved Jomfruland. Innholdet i filet fra omr. D 1988 og i lever fra omr. D og G i 1988 og omr. F i 1990 kan derimot tyde på at det generelle forurensningsnivå (= diffuse bakgrunnsnivå) er noe lavere på Sørlandet enn lenger nord på Skagerrakkysten. Dette må imidlertid tas med forbehold inntil man får kartlagt forholdene bedre.

Tabell 3. 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter (etter Nordisk Dioxinriskbedømming, 1988) og utvalgte hovedkomponenter av PCDF/PCDD i torsk (*Gadus morhua*), skrubbe (*Platichthys flesus*) og makrell (*Scomber scombrus*) fra Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund (omr. G, ref. stasjon) okt.-nov. 1988 og mars-april 1990, ng/kg friskvekt og ng/kg fett (bare TCDD ekv.) F: filet. L: lever.

Arter/omr./År	% fett	2,3,7,8 TCDD ekv.	2,3,7,8 TCDF	2,3,4,7,8 PeCDF	1,2,3,6,7,8 HxCDF	Σ2,3,7,8 HxCDF	2,3,7,8 TCDD	1,2,3,7,8 PeCDD	2,3,7,8 TCDD ekv. ng/kg fett	
TORSK										
1988	Omr. B F	0.24	0.27	1.0	0.14	0.54	0.80	< 0.25	< 0.01	113
	L	54.0	134	410	67.5	103	268	24.1	4.29	248
	Omr. D F	0.24	0.08	0.28	0.06	0.08	0.20	< 0.8	< 0.07	33
	L	47.0	32.8	52.7	16.4	84.7	154	< 5	< 0.1	70
	Omr. E L	59.4	28.9	104	17.3	27.5	66.8	< 5	2.1	49
	Omr. F L	43.0	133	50.8	46.2	360	686	14.3	11.6	315
1990	Omr. G L	55.0	20.3	70.4	9.8	43.3	69.9	< 5	< 0.1	37
	Omr. B F	0.26	1.07	1.8	0.30	0.53	1.24	0.53	0.05	412
	L	21.9	164	405	79.6	97.1	345	39.6	3.6	750
Omr. F L	28.0	29.0	37.2	7.4	19.4	53.0	14.1	1.2	103	
SKRUBBE										
1988	Omr. B F	0.36	7.0	2.9	10.2	5.8	10.2	< 0.5	0.80	1946
	Omr. C F	0.34	16.3	75.0	10.2	14.1	28.6	< 0.25	< 0.01	4792
	L	17.8	233	1230	160	50.7	100	16.3	3.5	1309
Omr. F F	0.24	13.5	12.0	6.5	33.7	64.3	< 0.25	1.2	5630	
1990	Omr. B F	0.58	5.27	3.8	6.8	0.45	1.4	0.93	0.64	909
	Omr. F F	0.41	1.97	1.5	0.49	0.24	0.76	1.30	0.23	480
MAKRELL										
Omr. B F	9.2	2.6	13.4	1.9	0.58	1.38	< 5	< 0.7	28.2	

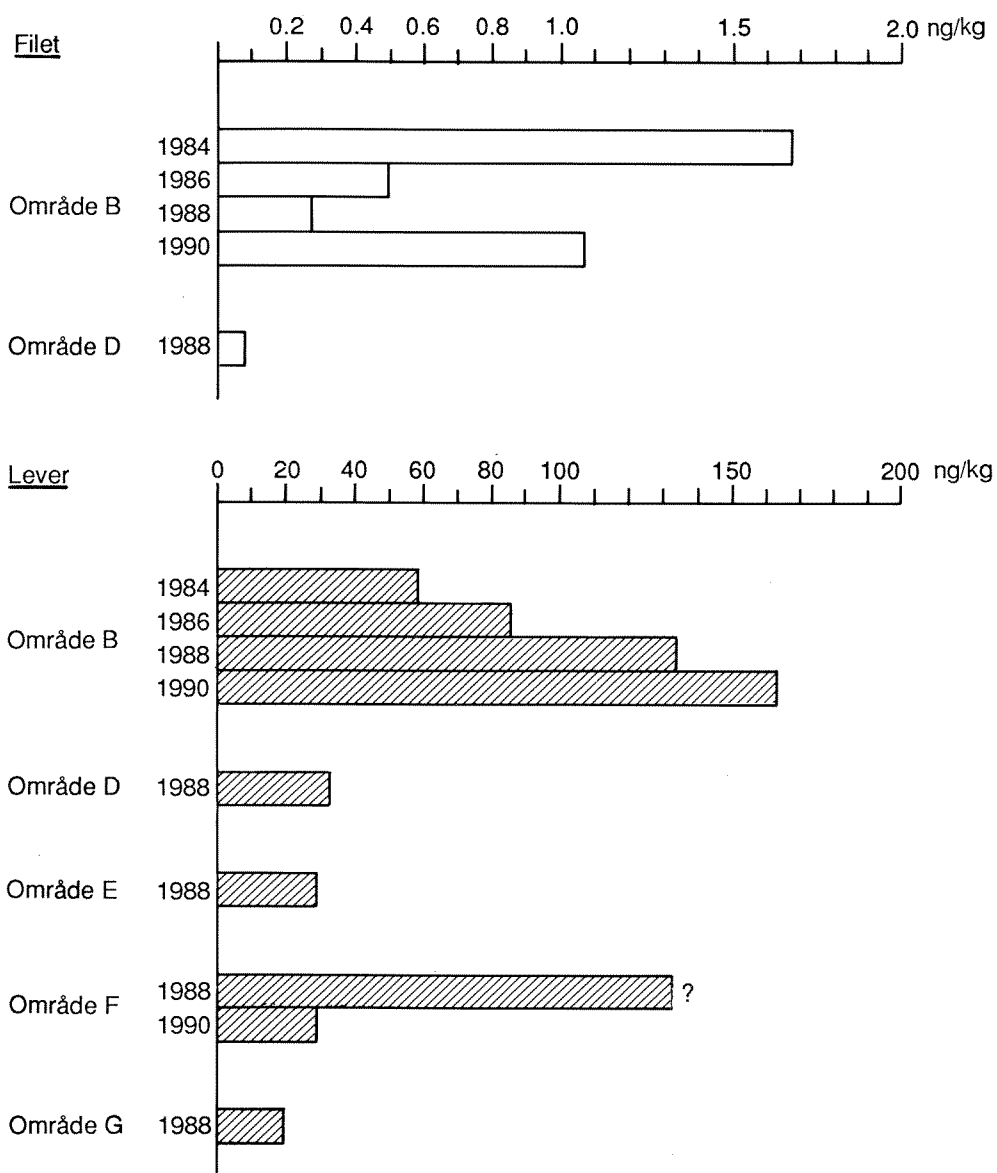


Fig. 5. 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i filet og lever av torsk (Gadus morhua) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982 - 1990, ng/kg friskvekt.

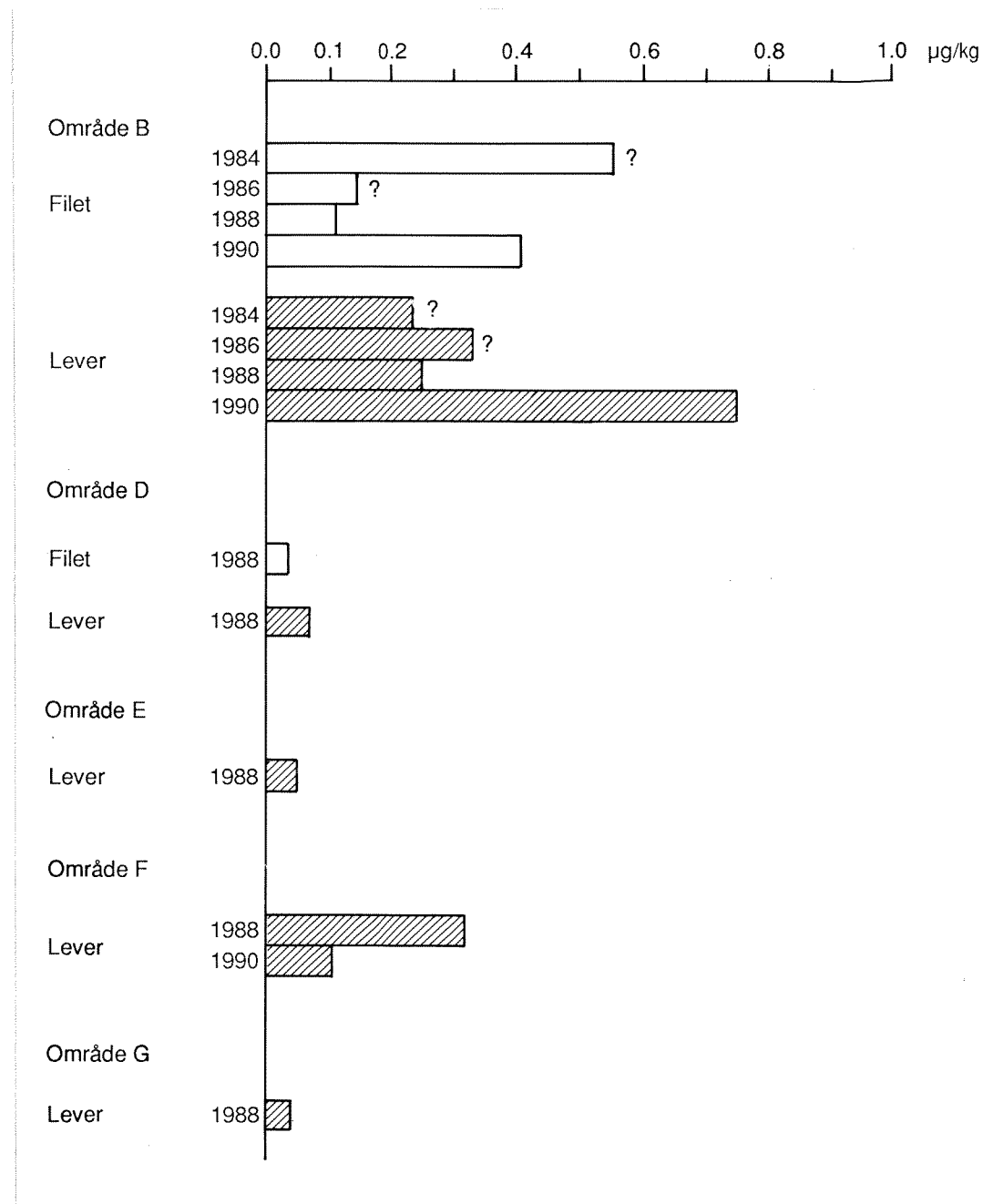


Fig. 6. 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i filet og lever av torsk (*Gadus morhua*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden og Ny Helle-sund 1984 - 1990, $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett. F : filet. L : lever. **Bemerk:** For 1984 og 1986 er det gått ut fra fettprosent bestemt i parallelle prøver.

Om innholdet av TCDD-ekvivalenter i skrubbe fra tilnærmet "upåvirkede" steder har man bare data fra Larvikfjorden, som viste 0.3 ng/kg friskvekt i filet (Manö et al., 1988) og Hvalerområdet: Ca. 0.1 - 0.3 ng/kg (Monfelt og Lindeström, 1989). (Både pga. noe høyere fettinnhold og mer intim kontakt med bunnen må det ventes at skrubbe har noe høyere dioksininnhold enn torsk). I skrubbelever fra Oslofjorden - muligens påvirket av utslipp fra Tofte Cellulose - ble det målt 15 µg/kg (Lindeström et al., 1989).

Sammenlignet med 0.3 ng/kg ses av fig. 7 at det til dels har vært observert meget høye overkonsentrasjoner i skrubbe fra indre fjord - størrelsesorden 200 ganger. (Til dette må bemerkes at til og med 1986 ble det også inkludert fisk fanget i Hannevigsbukta (omr. A), der sedimentene inneholder vesentlig mer PCDF/PCDD enn i områdene B (Vesterhavn) og C (Auglandsbukta/Fiskåbukta). Imidlertid ble det også i 1988 og 1990 målt så høy overkonsentrasjoner som 20 - 50 ganger.

I 1988 ble høyere konsentrasjon målt i skrubbe fra Auglandsbukta/Fiskåbukta (omr. C) enn i blandprøven av to eksemplarer fra Vesterhavn (fig. 7, 8). Noen sikker forklaring på dette er ikke mulig å gi, men store individuelle variasjoner er tidligere dokumentert for de øvrige klororganiske stoffer (se f.eks. vedleggstabellene B2 og B14 i Knutzen et al., 1988). Forskjellige vandringshistorier, kombinert med forholdsvis hurtig opptak og utskillelse er sannsynligvis viktige årsaker til slike individuelle forskjeller. Til dels har det vært vanskelig å skaffe et tilstrekkelig antall fisk for å nøytralisere virkningen av individuelle variasjoner.

De høye konsentrasjonene i skrubbe fra omr. F 1988 ble - i likhet med for torsk - ikke bekreftet i 1990, da overkonsentrasjonene var nede i omkring 10 ganger (muligens noe høyere i lever).

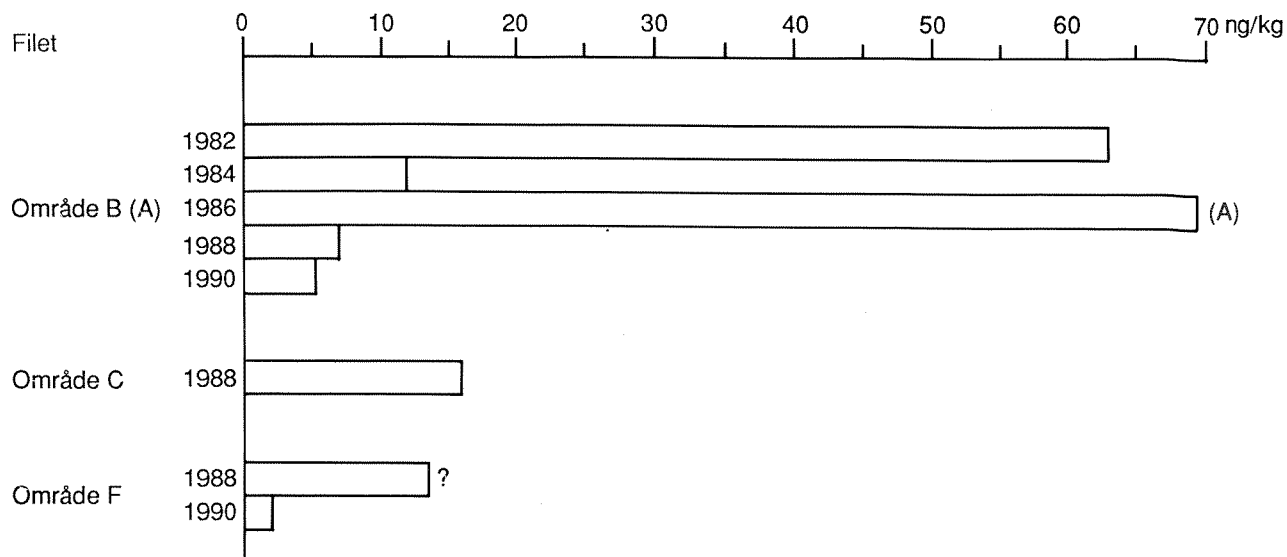


Fig. 7. 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter i filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982 - 1990, ng/kg friskvekt.

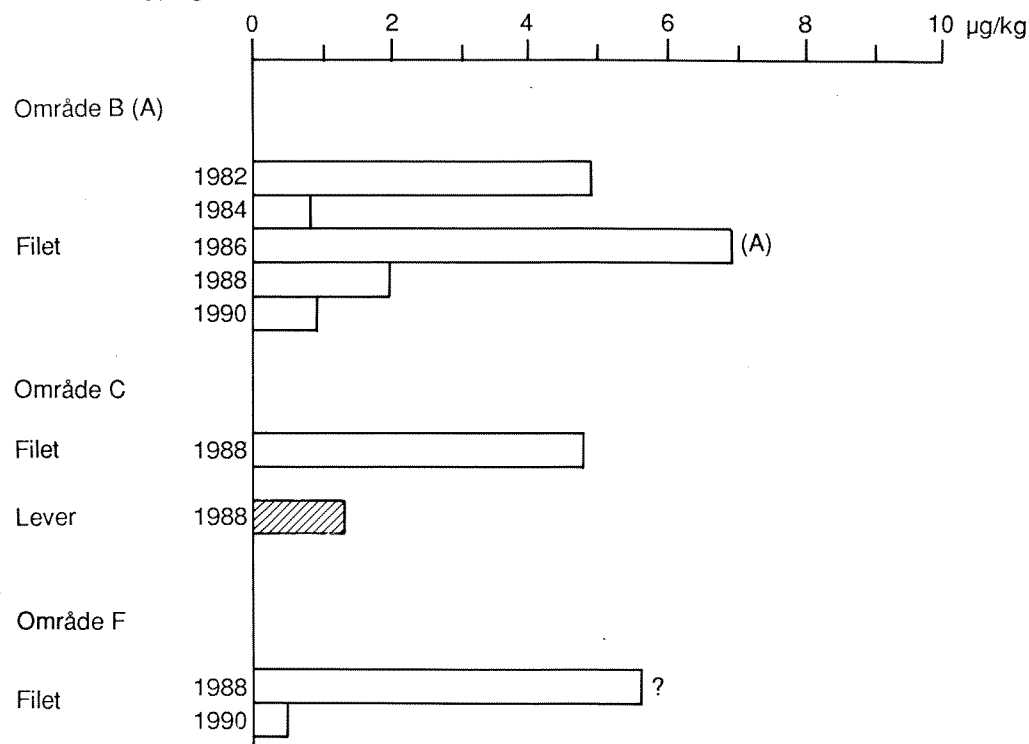


Fig. 8. 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982 - 1990, µg/kg fett. Bemerk: For 1982 - 1984 og 1986 data er det gått ut fra fettprosent bestemt i parallelle prøver.

Orienterende analyser av dioksininnholdet i makrell fanget i omr. B i 1988 viste ca. 5 ganger høyere innhold av TCDD-ekvivalenter enn det som Biseth et al. (1990) fant i samme art tatt i Nordsjøen (sted ikke nærmere angitt), m.a.o. en indikasjon på at også pelagisk fisk med kortvarig opphold i Kristiansandsfjorden kan påvirkes. Forbehold for denne konklusjonen må tas inntil det foreligger mer opplysninger om det generelle forurensningsnivå i Skagerrak sammenlignet med Nordsjøen.

4.1.2 Utvikling 1982 - 1990

Det fluktuerende dioksininnholdet i torsk og skrubbe gir lite grunnlag for å si noe bestemt om utviklingstendensen. De tilsynelatende motstridende tendensene som delvis kan trekkes ut av figurene 5/6 og 7/8 ("ned" i skrubbefilet, "opp" i torskelever fra Vesterhavnområdet) viser antagelig bare utslag av de nevnte individuelle forskjeller pga. ulike forhistorier mht. eksponering. Nylige forsøk ved NIVA (upublisert) har vist såvidt hurtig opptak og utskillelse av PCDF/PCDD i skrubbe (på først forurenset sediment og siden overflytte til rene omgivelser) at det må stilles spørsmålstegn ved anvendeligheten av fisk som trendindikator i små områder med stadig inn- og utvandring.

4.2 PCDF/PCDD i krabber og blåskjell

Fra rådata i vedleggstabellene B1 (1988) og B2 (1990) er hovedresultatene trukket ut i nedenstående tabell 4 og i fig. 9.

På friskvektbasis har innholdet av TCDD-ekvivalenter i skallinnmat av krabber fra Kristiansandsfjorden i perioden 1986 - 1990 ikke vært høyere enn det "bakgrunnsnivået" som man så langt har kunnet registrere i krabber fra ytre Oslofjord, foruten ved Risør og Grimstad, derimot 2 - 3 ganger høyere enn i krabber fra omegnen av Farsund (NIVA, upubl.) og 8 - 10 ganger det som ble registrert i den ene prøve fra Vestlandet som hittil er analysert (Knutzen og Oehme, 1990).

Et innhold på 30 - 60 ng/kg friskvekt (tabell 4) er imidlertid betydelig i relasjon til den grensen som brukes for tolerabelt inntak (se kap. 8).

Tabell 4. 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter (etter Nordisk Dioxinriskbedømning, 1988) og utvalgte hovedkomponenter av PCDF/PCDD i skallinnmat (krabbesmør, hepatopancreas) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund (omr. G) okt. - nov. 1988 og mars - april 1990, ng/kg friskvekt og ng/kg fett (bare TCDD ekv.). ♂ : hanner. ♀ : hunner.

Arter/omr./st./år	% fett	2,3,7,8 TCDD ekv.	2,3,7,8 TCDF	2,3,4,7,8 PeCDF	1,2,3,6,7,8 HxCDF	Σ2,3,7,8 HxCDF	2,3,7,8 TCDD	1,2,3,7,8 PeCDD	2,3,7,8 TCDD-ekv. µg/kg fett
KRABBE									
1988 Omr. B ♂	5.0	32.9	96.3	30.2	11.4	38.4	< 0.8	4.3	658
Omr. D ♂♀	17.4	31.9	61.0	29.6	14.4	47.6	< 8	6.7	183
Omr. E ♂♀	11.5	41.4	68.9	40.7	19.4	67.3	< 8	8.2	360
Omr. F ♂	21.0	30.3	56.6	24.9	14.2	49.3	< 4	8.1	144
Omr. G ♂♀	12.0	21.6	30.8	18.3	13.0	38.1	< 4	6.3	180
1990 Omr. B ♂	6.2	42.6	70.4	38.6	15.9	60.9	2.7	10.2	687
Omr. F ♂♀	18.1	63.0	71.0	57.3	20.1	84.5	6.7	15.2	348
BLÅSKJELL									
1988 St.4 (omr.B)	1.4	6.7	30.2	4.8	2.5	9.1	< 1	0.19	478
St.14a(omr.E)	2.4	0.52	1.7	0.52	0.42	0.70	< 0.3	< 0.01	22
St.17 (omr.D)	3.4	0.83	2.8	0.68	0.90	1.47	< 0.3	< 0.01	24
Omr. G	2.2	0.37	1.4	0.34	0.29	0.47	< 0.3	< 0.01	17
1990 St.2 (omr.A)	1.32	4.8	16.3	1.8	0.66	2.5	1.5	0.37	364
St.4 (omr.B)	1.55	5.7	12.5	3.0	2.3	6.1	1.25	0.71	368

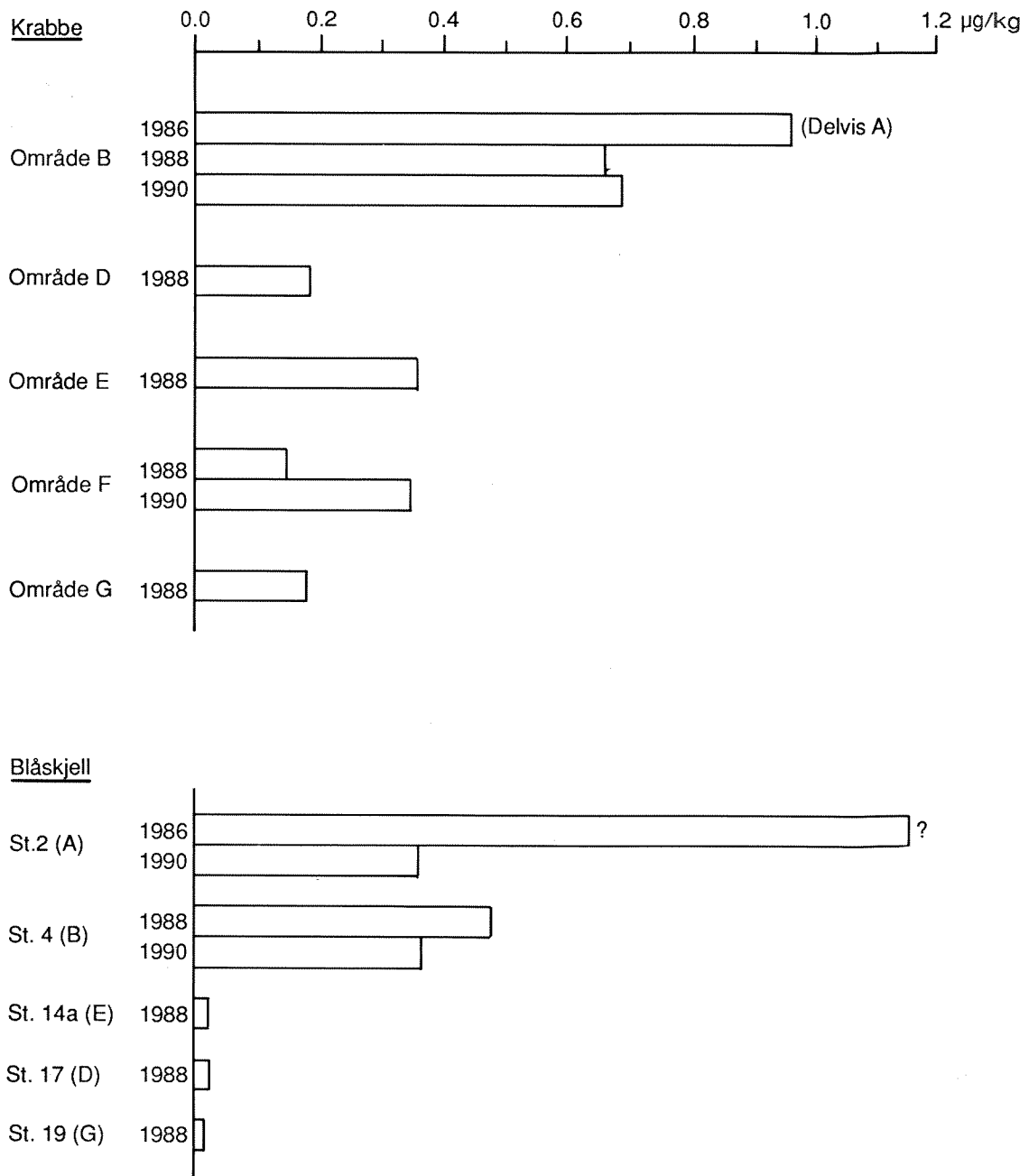


Fig. 9. 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter skallinnmat (krabbesmør = hepatopancreas) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden og Ny Hellsund (omr. G) 1986 - 1990, $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett. (I blåskjell fra 1986 er antatt fett% 2).

At det er en lokal dioksinforurensning av krabber fra indre Kristiansandsfjorden, ses primært ut fra data på fettbasis (fig. 9). Her skiller krabber fra Hannevigsbukta/Vesterhavn/Fiskåbukta seg fra resten av fjorden ved høyeste konsentrasjoner i hele perioden. Forskjellen til referanseområdet ved Ny Hellesund var imidlertid ikke mer enn ca. 3 - 5 ganger (fig. 9), og på friskvektsbasis bare 1,5 - 2 ganger høyere (tabell 4). På bakgrunn av de høye konsentrasjonene i sediment er såvidt moderat forurensningsgrad i krabbene fra indre fjord bemerkelsesverdig.

Blåskjell fra st. 2(omr. A) og st. 4 (omr. B) hadde 10 - 20 ganger høyere innhold av TCDD-ekvivalenter enn skjell fra de øvrige stasjonene, som knapt viste høyere konsentrasjon enn på referanselokaliteten (tabell 4, fig. 9),. Bakgrunnsnivåene i blåskjell er foreløpig ikke systematisk undersøkt, men fåtallige data som foreligger fra bl.a. ytre del av Vefsnfjorden, langt fra kjente kilder, antyder at det i Kristiansandsfjordens indre del neppe er tale om overkonsentrasjoner på mer enn 20 - 50 ganger, muligens nærmere 20 enn 50.

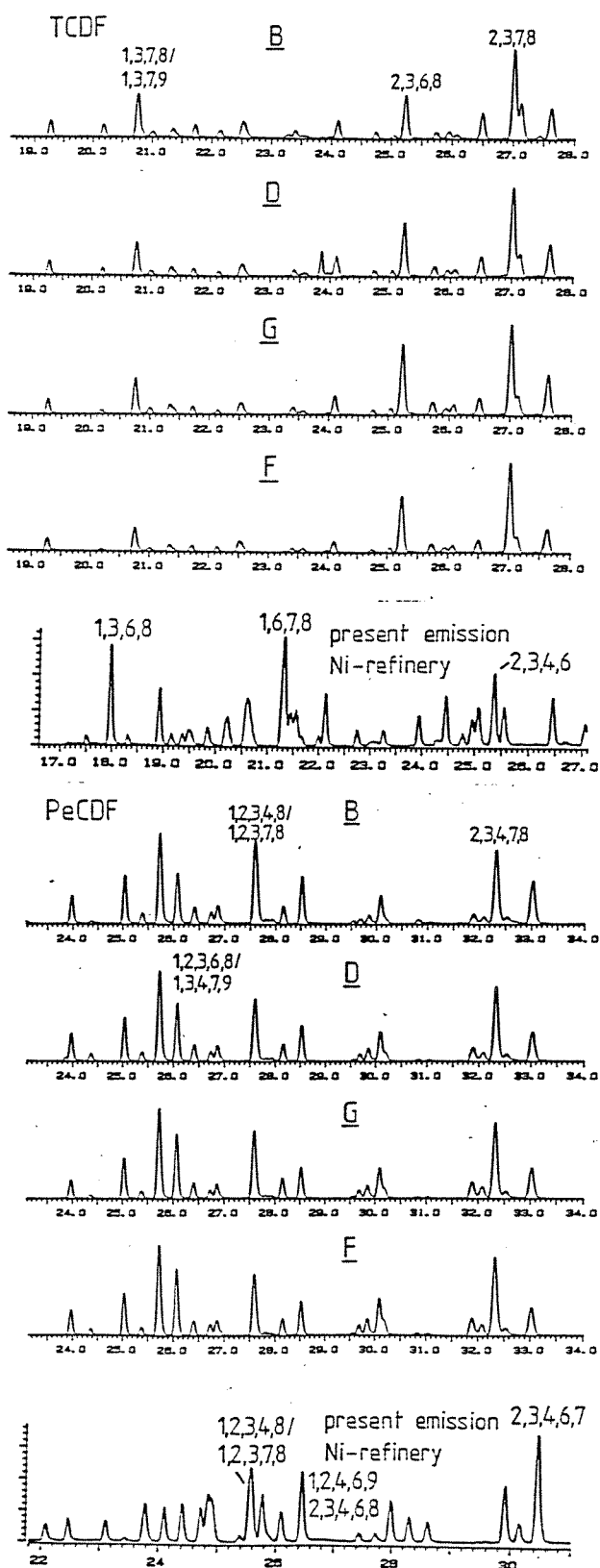
På bakgrunn av at dioksinpåvirkningen delvis må antas å komme fra forurensede sedimenter, er det bemerkelsesverdig at utslagene er forholdsmessig større i blåskjell enn krabbe fra indre område (tabell 4, fig. 9).

Det høye innholdet i en strandorganisme som blåskjell fra området nærmest Falcombridge viser at overflatevannet også er påvirket direkte fra vedvarende utslipp (eller oppvirvling?). Dette er en av grunnene til at dioksinanalyser i avløpsvann bør følges opp.

Mht. utviklingen siden de første registreringene i 1986, er tendensen foreløpig usikker (fig. 9), også fordi det er få data. I blåskjell fra indre fjord (st. 2) ble det riktignok registrert en markert nedgang fra 1986 til 1990, men tendensen var mindre tydelig i krabbe. Mellom 1988 og 1990 ble det ikke observert noen forskjell hverken i krabbe eller blåskjell (st. 4, fig. 9). Usikkerheten understrekes av at i krabber fra omr. F var det høyere innhold av PCDF/PCDD i 1990 enn i 1988. På dette kan det ikke gis noen forklaring utover muligheten for at resultatet bare reflekterer den variasjon som eksisterer i området, pga. f.eks. vandring og eventuelt andre faktorer som man ikke har oversikt over.

Den kvalitative sammensetning av TCDF og PeCDF i krabbesmør fra 1988 (fig. 10) viste stor grad av samsvar med registreringene i overflate-sediment fra de mest forurensede stasjonene. Derimot var det

vanskeligere å se tydelige utslag av karakteristiske "ikke giftige" komponenter i avløpet fra kalksteinstårnet, som i henhold til målingene i 1988 - 1989 er den nåværende hovedkilde (fig. 10, "present emission"). Om dioksinprofiler i avløpsvann, sedimenter og organismer, basert på relativt bidrag fra ulike stoffer og stoffgrupper til giftighetspotensialet, henvises ellers til kap. 7.



- Fig. 10. Sammensetning av TCDF og PeCDF i krabber fra ulike områder av Kristiansandfjorden 1988 sammenlignet med sammensetning av nåværende hovedavløp.

5. ØVRIGE KLOR- OG BROMORGANISKE STOFFER I BIOLOGISK MATERIALE

Rådata fra analysene er gjengitt i vedleggstabellene C1 - C9 (friskvektsbasis) og C10 - C15 (utvalgte hovedkomponenter på fettbasis). Statistiske data for individuelle analyser av torsk (lengde, vekt, leverfarge o.a.) ses av vedleggstabell A1; opplysninger om midlere lengde og vekt, størrelsesvariasjon, etc. av fisk og krabber til blandprøver i vedleggstabellene A2 og A3.

Avfallsstoffene fra Falconbridge Nikkelverk utgjør en kompleks blanding med til dels ukjente eller mangelfullt karakteriserte forbindelser. Den følgende fremstilling legger vekt på de mer kjente blant stoffene pluss samleparametre som ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) og brom (EPOBr). (Dessuten er tatt med generelt tilstedeværende forurensninger som PCB og p-p DDE, dvs. summen av insektmiddelet DDT og dettes mest stabile nedbrytningsprodukt).

Fremtredende avfallskomponenter som kloralkylbenzener (KAB) og tri- og tetraklorerte benzener (KB i tidligere rapporter) er enten bare identifisert for noen få forbindelsers vedkommende (KAB), eller bestemmelsen har vist seg mer usikker enn tidligere antatt. I flere tilfeller er det registrert tilsynelatende høye konsentrasjoner av tri- og tetraklorbenzener. Dette er stoffer som har kommet ut som topper på disse stoffenes "plass" i gasskromatogrammene, men det hersker nå usikkerhet om det ikke like gjerne kan være bromerte stoffer eller klorbromforbindelser. Særlig gjelder dette en serie av torskfilet-analyser (kfr. 1,3,5-3CB i vedleggstabell C2), som mot forventning bare ble delvis gjenfunnet i lever av de samme fiskene (vedleggstabell C4). For en sikker identifikasjon av disse stoffene er det nødvendig med massespektrometeranalyse.

For resultater av massespektrometriske analyser i prøver av blåskjell, krabbe og sediment, henvises til eget notat fra SI i vedlegg F.

Den tidligere kvantifiseringen av sum KAB baserte seg på KAB-sammensetningen i et slamdeponi. Imidlertid har KAB-profilene i biologisk materiale vist seg så varierende, og til dels sterkt avvikende fra slamdeponiets, at det i foreliggende rapport er funnet bedre å bare benytte en av de identifiserte og hyppigst opptredende komponentene (KAB4) som indikator på disse stoffenes forekomst og spredning.

5.1 Fisk

En sammenstilling av hovedresultatene fra undersøkelsene i 1988 - 90 er gjort i tabellene 5 (skrubbe og torsk) og 6 (makrell, lyr og sei). Av figurene 11 - 20 ses forskjellen i nivåer mellom fisk fanget i ulike områder, samt utviklingene 1982 - 1990 for de samme stoffene og stoffgruppene som i tabell 5 (minus p-p DDE). Rådata fra torsk finnes i vedleggstabellene C1 - C5 (friskvektsbasis) og C10 - C12 (fettbasis); for skrubbe i vedleggstabellene C6 (friskvektsbasis) og C13; for de øvrige artene i vedleggstabell C7.

5.1.1 Forurensningsgrad i ulike områder

I skrubbe og torsk fra indre Kristiansandsfjorden (omr. B og C) ble det i 1988 og 1990 fremdeles registrert markert forurensning med HCB. Jevnført med et "diffust bakgrunnsnivå" (Knutzen, 1987; Knutzen og Skei, 1990), var det i skrubbe (fig. 11) overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 50 - 200 ganger i 1988, tilsynelatende lavere i 1990 (men bare basert på blandprøve av 4 fisk og derfor usikkert).

Torsk var - i likhet med tidligere - mindre påvirket, med overkonsentrasjoner på omkring 10 - 20 ganger (kfr. fig. 12).

Som det ses av tabell 5, ble det i 1988 funnet betydelig høyere konsentrasjoner av HCB og de fleste øvrige utslippskomponenter i skrubbe fra omr. C (Fiskåbukta) enn fra omr. B (Vesterhavn og nærmere Falconbridge enn omr. C. Hva dette skyldes kan det ikke sies noe bestemt om. Sedimentanalysene viser høyere forurensning i omr. B enn omr. C. Mest sannsynlig er tilfeldig utslag av liten blandprøve fra omr. B (2 stk.) og individuelle variasjoner. I fig. 12 er det derfor funnet riktigst å midle verdiene fra omr. B og omr. C med henblikk på avstandsforskjeller og utviklingstendens.

Forskjellen mellom forurensningsnivået i skrubbe og torsk fra indre fjord har vært til stede hele undersøkelsesperioden og må mest sannsynlig tilskrives at skrubbe har større grad av kontakt med forurenset sediment både i fysisk henseende og ernæringsmessig.

Lenger unna forurensningskilden ses at det er konstatert vesentlig lavere HCB-innhold (tabell 5, fig. 12). I filet og lever av skrubbe fra omr. D (Fosseviken/Vestergapet) dreiet deg seg i 1988 om ca. 1/10 av det som fantes i indre fjord, men også dette er tydelig over "bakgrunnsnivået" (5 - 10 ganger). Ved analysene i filet av skrubbe fra ytre, østre fjord (omr. F) i 1990 ble det derimot registrert ubetydelig anrikning av HCB. Registreringene fra områdene D versus F

Tabell 5. Hovedkomponenter av klororganiske forbindelser, samt ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) og brom (EPOBr) i skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra forskjellige områder av Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund okt. - nov. 1988 og mars - april 1990 $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. For områdebetegnelser se fig. 3. F = filet. L = lever. Fettprosent: se vedlegg C.

ART/ÅR/OMR.	5CB	HCB	OCS	KAB4	PCB	P-P DDE ⁶⁾	EPOCl	EPOBr	% ident. av EPOCl	
SKRUBBE										
Omr. B	F	-	16.5	1.4	0.3	16	0.5	177	25	18
	L	29	385	50	10	721	58	6304	916	16
1988 ¹⁾ Omr. C	F	6.6	67.5	10.1	0.6	40	2.2	127	45	84
	L	380	1700	570	18	788	67	14943	1129	19
Omr. D	F	1.9	3.1	0.6	0.4	30	1.5	83	23	53
	L	19	91	9.6	5.2	614	13	2592	364	24
1990 ²⁾	Omr. B F	0.4	5.1	1.35	-	24	1.5	44	13	50
	Omr. F F	0.1	0.6	0.15	-	15	1.2	109	7.1	11
TORSK										
Omr. B	F	0.9	2.2	2.9	0.37	8.4	1.0	144 ⁵⁾	28	56 ⁷⁾
	L	56	291	142	17	852	298	5245	2132	35
1988 ³⁾ Omr. D	F	0.3	0.4	0.1	0.2	5.0	0.2	-	14	-
	L	15	55	24	2.3	613	150	3993	532	15
Omr. E	L	13	50	18	2.3	545	92	3262	821	16
1990 ⁴⁾	Omr. B F	0.2	2.8	1.7	-	23	1.5	59	28	36
	L	23	170	70	3.7	1300	100	2466	1987	49
Omr. F	L	1.6	30	16	-	530	90	891	1386	53

¹⁾ Blandprøver av hhv. 2/9/2 stk. i omr. B/C/D.

²⁾ Blandprøver av hhv. 4/10 stk. i omr. B/F.

³⁾ Ind. analyser av 25 stk. fra omr. B, ellers blandprøver av 24 - 27 stk.

- 4) Blandprøver av 10 stk.
- 5) EPOCl bare registrert i 9 stk. (gj.snitt av disse).
- 6) Sum av DDT og DDE.
- 7) Usikkert tall som skyldes tvilsomt høye konsentrasjoner av tentativt identifiserte klorbenzener.

faller m.a.o. inn i det tidligere påpekte mønster med større belastning på vestsiden enn østsiden av fjorden, samsvarende med forholdet mellom kildens lokalisering og strømmønsteret i fjorden.

Regnes det i torskelever med et "bakgrunnsnivå" av HCB på 20 µg/kg friskvekt (~ 50 µg/kg fett, kfr. Knutzen og Skei, 1990 med ref.), er det på østsiden og i de ytre deler av fjorden registrert bare moderate, men likevel sporbare overkonsentrasjoner: ca. 1.5 - 2.5 ganger (tabell 5).

For de andre stoffene og stoffgruppene (inkludert EPOCl/EPOBr) er det fremdeles sparsomt med informasjon om nivåene i bare diffust belastede områder, og følgelig vanskelig å bedømme graden av forurensning i de forskjellige delene av Kristiansandsfjorden. For torskelever kan imidlertid bakgrunnsverdien av OCS på Skagerrakkysten anslås til ca. 2 - 5 µg/kg friskvekt (5 - 10 µg/kg fett) ut fra data i Ernst et al. (1984), de Boer (1989) og fra tidligere observasjoner i torsk fra Ny Hellesund (Knutzen et al., 1988).

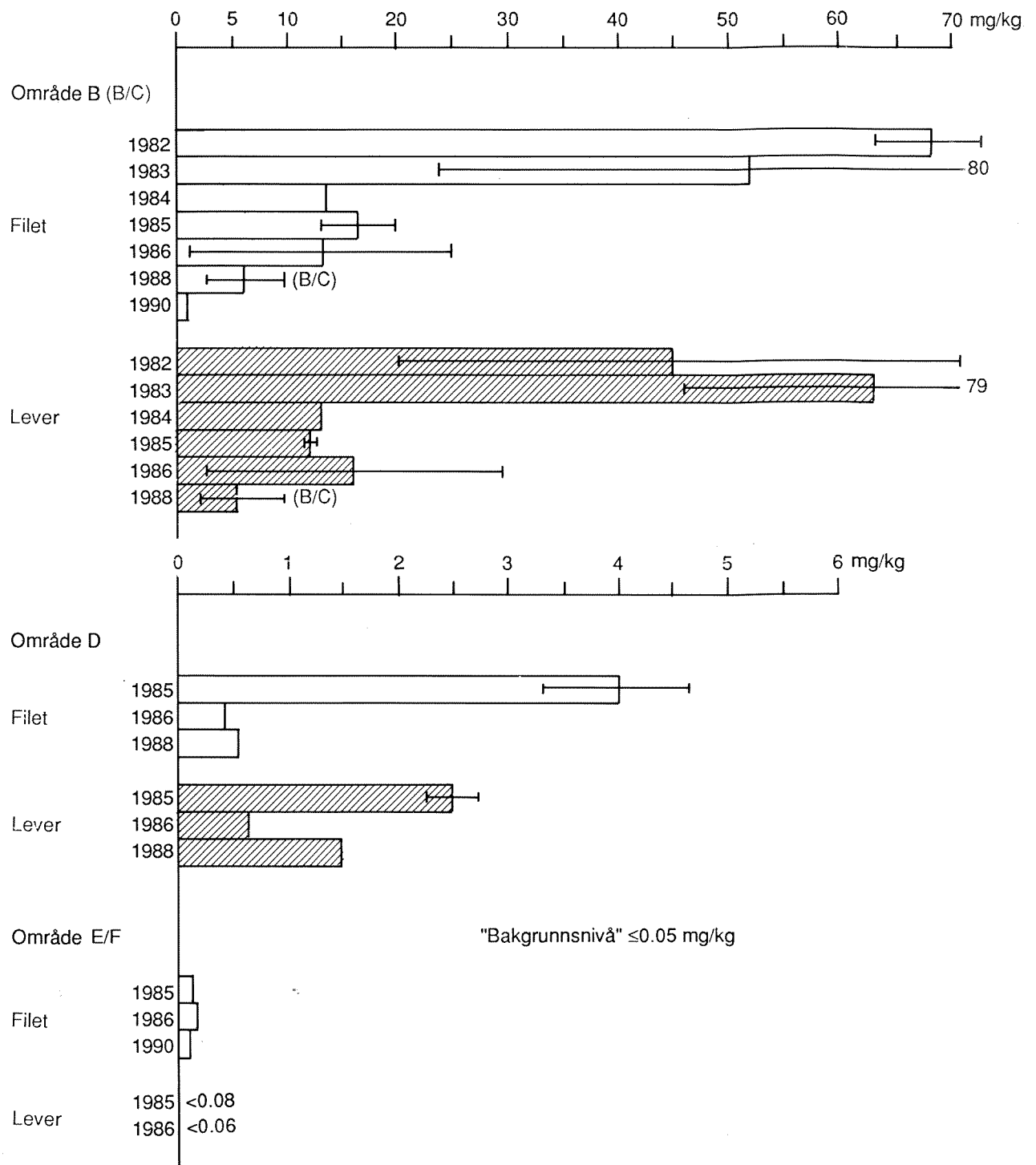


Fig. 11. HCB i filet og lever av skrubbe (*Platichthus flesus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982 - 1990, mg/kg fett. |—| markerer variasjon mellom paralleller eller standardavvik. OBS! ulike skalaer.

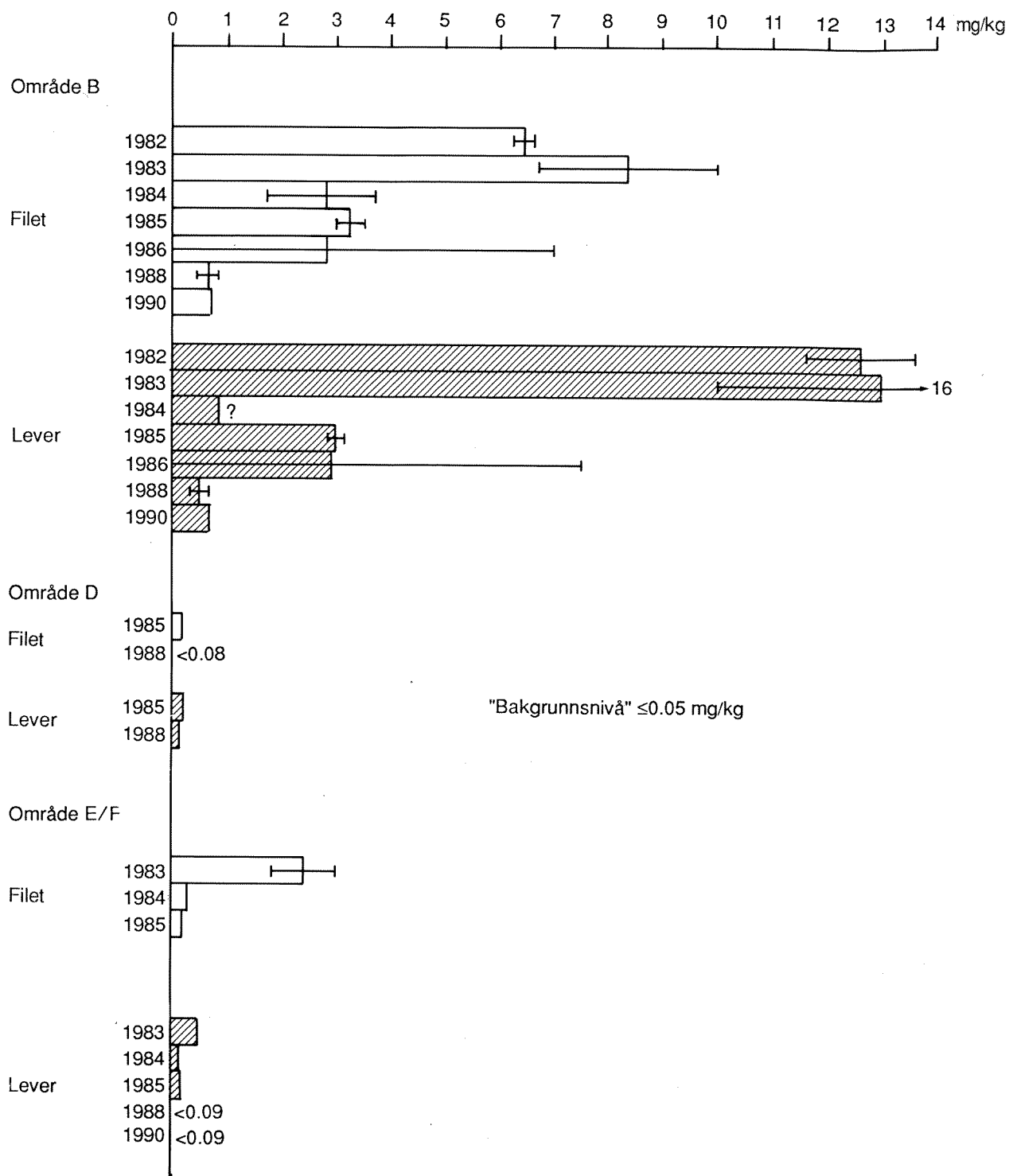


Fig. 12. HCB i filet og lever av torsk (*Gadus morhua*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982 - 1990, mg/kg fett. |—| markerer variasjon mellom parallelle eller standardavvik.

I nordlige Nordsjøen opptrer imidlertid også OCS i konsentrasjoner på 15 - 20 µg/kg friskvekt (Ernst et al., 1984; de Boer, 1989).

Med et antatt bakgrunnsnivå på 5 µg OCS/kg friskvekt, fås i torskelever fra omr. B overkonsentrasjoner på 15 - 30 ganger, m.a.o. svakt høyere forurensningsgrad enn for HCB. (I Grenlandsfjordene er det observert enda klarere indikasjoner på at OCS akkumulerer mer effektivt i torskelever enn HCB (Knutzen, 1990), men her har også belastningen direkte fra utslipp inntil det siste vært mange ganger større. (Se også Norheim og Roald (1985) om lengre halveringstid for OCS enn HCB i regnbueørret).

I skrubbe fra omr. B må regnes med enda høyere overkonsentrasjoner av OCS enn i torsk, men ikke i samme grad som for HCB's vedkommende. Av tabell 5 fremgår at det i skrubbe har vært 3 - 10 ganger høyere innhold av HCB enn OCS, mens det har vært mer likt i torsk.

I de øvrige fangstområdene var det tydeligere forurensning med OCS enn med HCB ut fra "bakgrunnsnivåene" på henholdsvis 5 og 50 µg/kg friskvekt i torskelever: 3 - 5 ganger overkonsentrasjon av OCS mot omkring en dobling for HCB (tabell 5).

Også i 1988 og 1990 er det registrert forurensning med kloralkylbenzener, som i hvert fall tidligere var fremtredende komponenter i utslipp/sigeavløp fra Falconbridge (tabell 5, fig. 13 - 14). (I foreliggende rapport er det valgt å fokusere på en av de identifiserte komponentene (KAB4) fremfor sum KAB, som representerer et usikkert estimat fordi grunnlaget for sumberegningen er KAB-sammensetningen i et slam-ekstrakt. Det har vist seg at den relative forekomst av ulike KAB i biologisk materiale er varierende og til dels avvikende fra sammensetningen i vedkommende prøve av slam. Om undersøkelser av KAB's egenskaper m.m., se Källqvist og Martinsen (1987)).

Mens KAB4 i 1988 - 90 til dels er registrert i omtrent samme konsentrasjon i skrubbe både fra indre fjord (omr. B/C) og lenger fra kilden (omr. D) (fig. 13), har det regelmessig vært høyere konsentrasjoner i torsk fra indre område (fig. 14). Mangel på bakgrunnsverdier og vanskeligheter med påvisningsgrensene gjør det umulig å tallfeste forurensningsgrader i de forskjellige deler av fjorden, men man kan merke seg at KAB4 noen ganger (ikke i 1990) også er påvist i torsk (lever) fanget på østsiden av ytre fjord, men i konsentrasjoner som bare var 2 - 10% av nivået i torsk fra det mest belastede området. Spredningen av KAB antydes ellers av den relativt høye verdien i torskefilet fra Vestergapet (omr. D) i 1988.

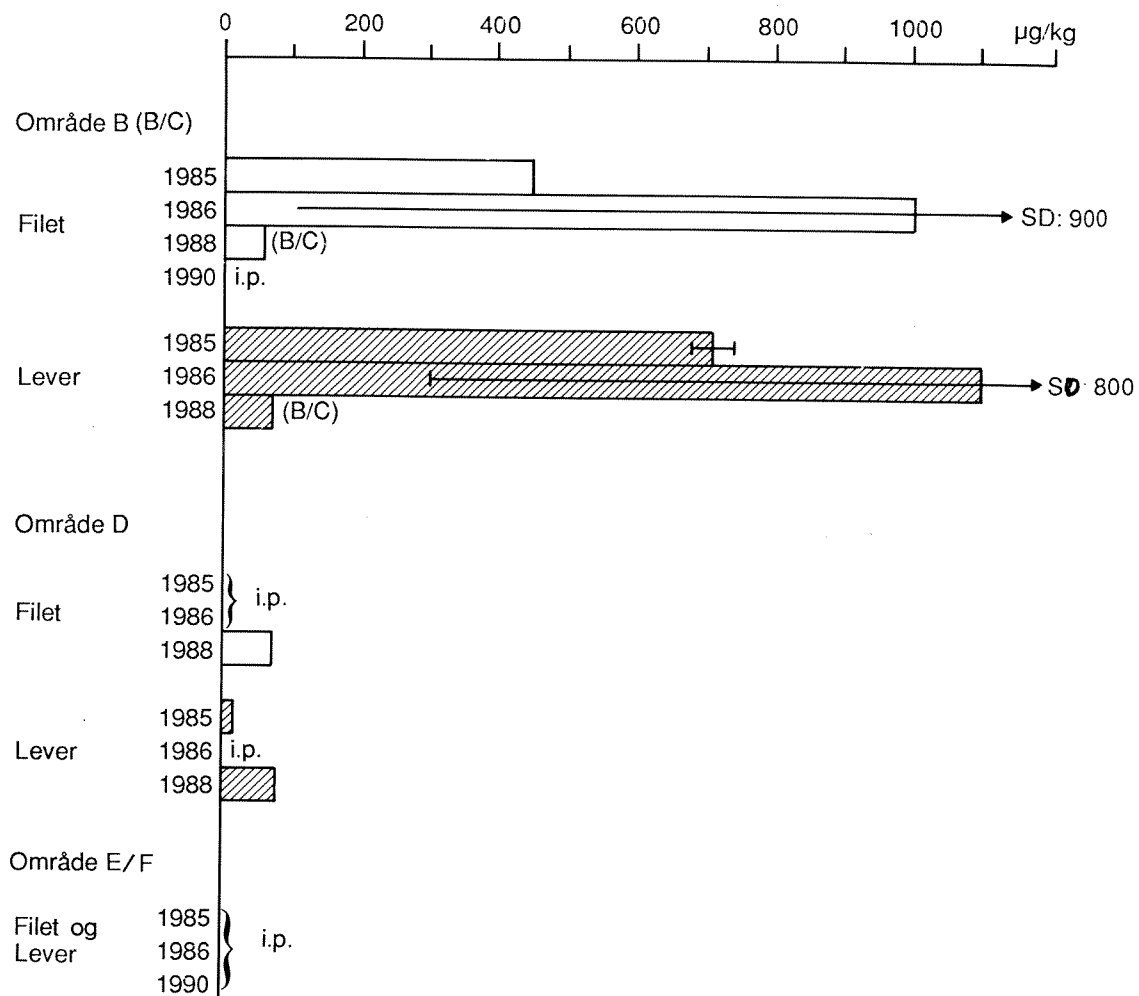


Fig. 13. KAB4 i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1985 - 1990, $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett. i.p. = ikke påvist. |—| markerer variasjon mellom paralleller eller standardavvik.

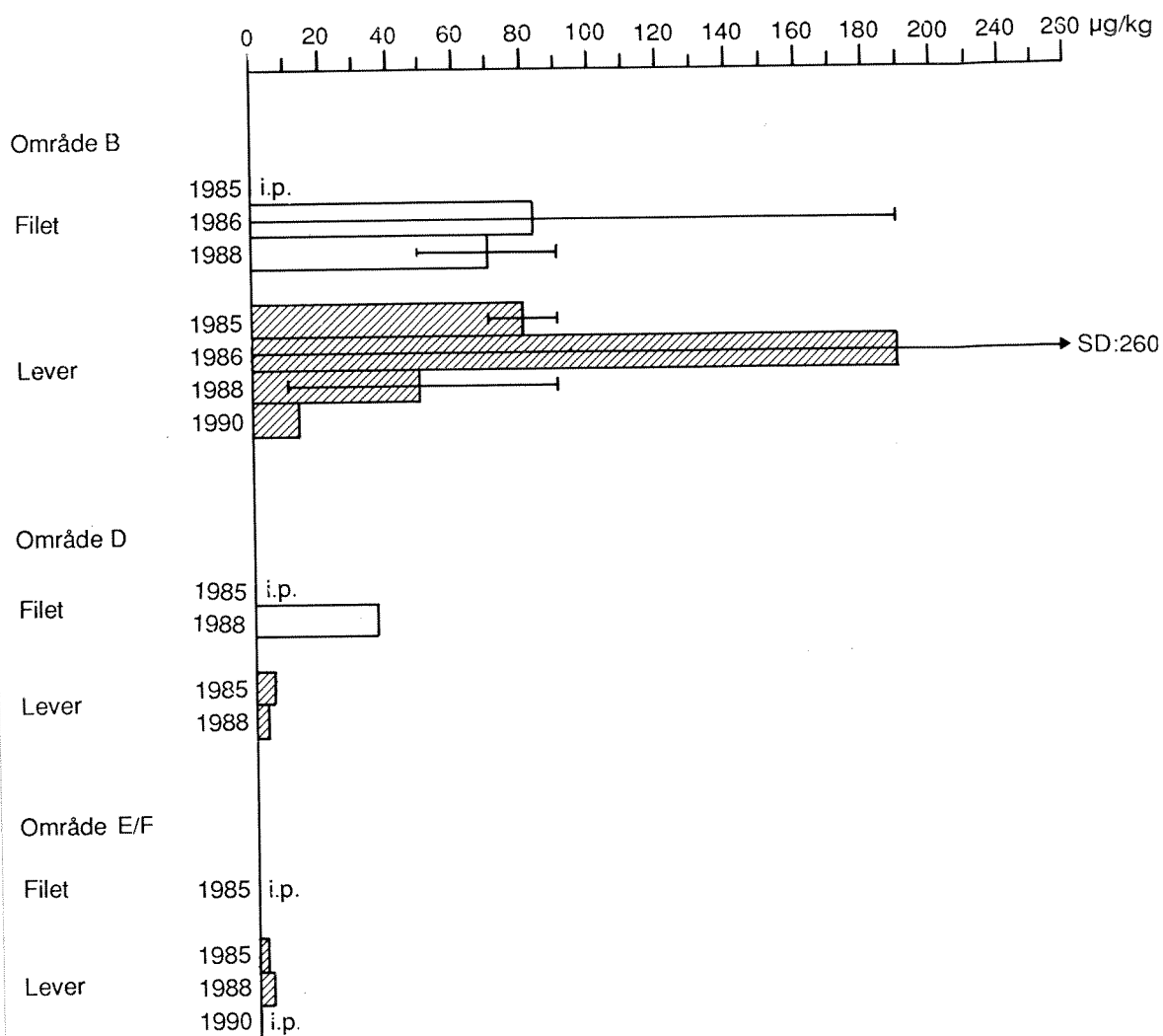


Fig. 14. KAB4 i filet og lever av torsk (*Gadus morhua*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1985 - 1990, $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett. i.p. = ikke påvist. |—| markerer variasjon mellom paralleller eller standardavvik.

EPOCl-verdiene fra 1988 og 1990 (på fettbasis) viste enten liten forskjell mellom fisk fra ulike områder (f.eks. lever av torsk 1988/1990, fig. 16) eller til dels motsatt gradient av det som kunne forventes (f.eks. høyere i skrubbefilet fra omr. F enn omr. B i 1990, kfr. fig. 15). I likhet med tidligere (Knutzen og Martinsen, 1986; Knutzen et al., 1988) har det vært vanskelig å bruke EPOCl-innholdet i fisk som indikator på belastningsforskjeller i tid og rom.

For EPOBr (fig. 17 - 18) er det få data, men også her et eksempel på (svakt) motsatt avstandsgradient i forhold til kildeområdet (f.eks. middelverdien i skrubbelever fra omr. B og omr. C jevnført med omr. D, se fig. 17).

Om EPOBr kan man ellers merke seg at konsentrasjonen med to unntak er lavere enn for EPOCl. Dette gjelder også i 1990, til tross for at utslippsdata tyder på vesentlig høyere tilførsel av EPOBr i 2. halvår 1989 og 1. halvår 1990 (fig. 1 - 2). Bortsett fra et tilfelle av at deteksjonsgrensen for EPOCl har vært for høy, er det bare i torskelever fra omr. F i 1990 at EPOBr har opptrådt i høyere konsentrasjoner enn EPOCl, men da ikke i lever fra omr. B samme år (tabell 5). Konklusjonen av dette er at EPOBr synes å ha sterkt begrenset nytteverdi som belastningsindikator i fisk (se også kap. 5.2).

Såfremt analyseverdiene er pålitelige, vil imidlertid EPOCl/EPOBr kunne benyttes til å vurdere hvor stor del av halogenert organisk stoff som kan forklares ved de identifiserte forbindelsene.

Også i 1988 og 1990 lå PCB-innholdet i skrubbe og torsk 2 - 4 ganger over (skrubbe) eller omkring et antatt høyt bakgrunnsnivå i materiale fra indre fjord (fig. 19). Tydelige overkonsentrasjoner ble også observert i skrubbelever fra Vestergapet, mens torskelever fra samme området og andre deler av ytre fjord ikke viste tegn til mer enn diffus tilførsel av PCB. Bortsett fra sedimentenes innhold av PCB er det ikke kjent andre mulige kilder (f.eks. fra deponier i fjordens nærområde). Imidlertid vil det med alle større vassdrag følge en viss belastning med PCB, DDT m.fl. pga. fjerntransport og forurenset nedbør.

Av tabell 5 ses at både PCB og DDE (dvs. sum DDT + DDE, målt som DDE) i 1988 og 1990 opptrådte i konsentrasjoner av samme størrelsesorden som nivåene av hhv. HCB og 5CB/OCS i de mest forurenkede deler av fjorden. I de ytre områdene inneholdt fisken vesentlig mer PCB enn HCB og mer DDE enn 5CB og OCS.

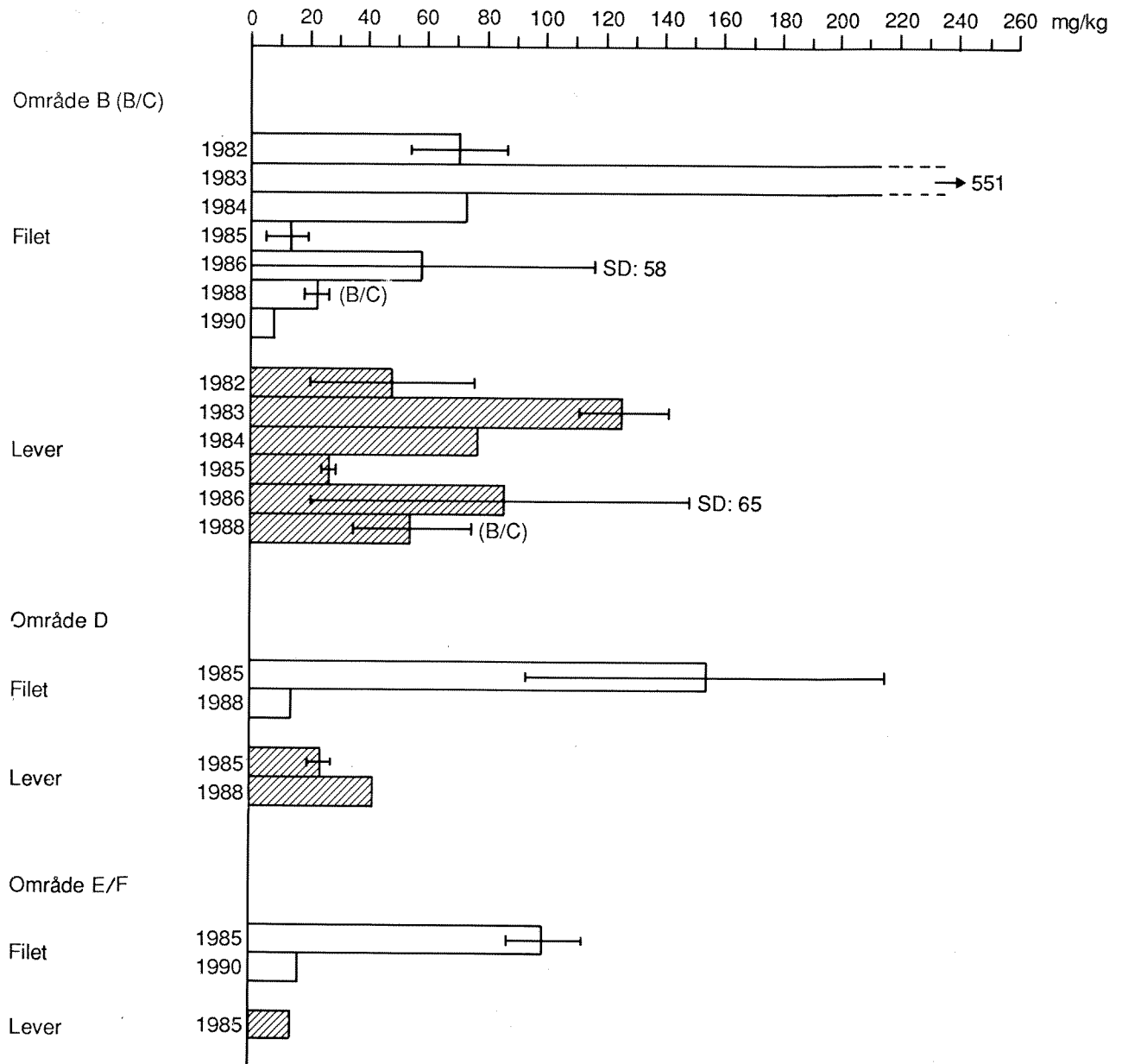


Fig. 15. EPOC1 i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982 - 1990, mg/kg fett. |—| markerer variasjon mellom paralleller eller standardavvik.

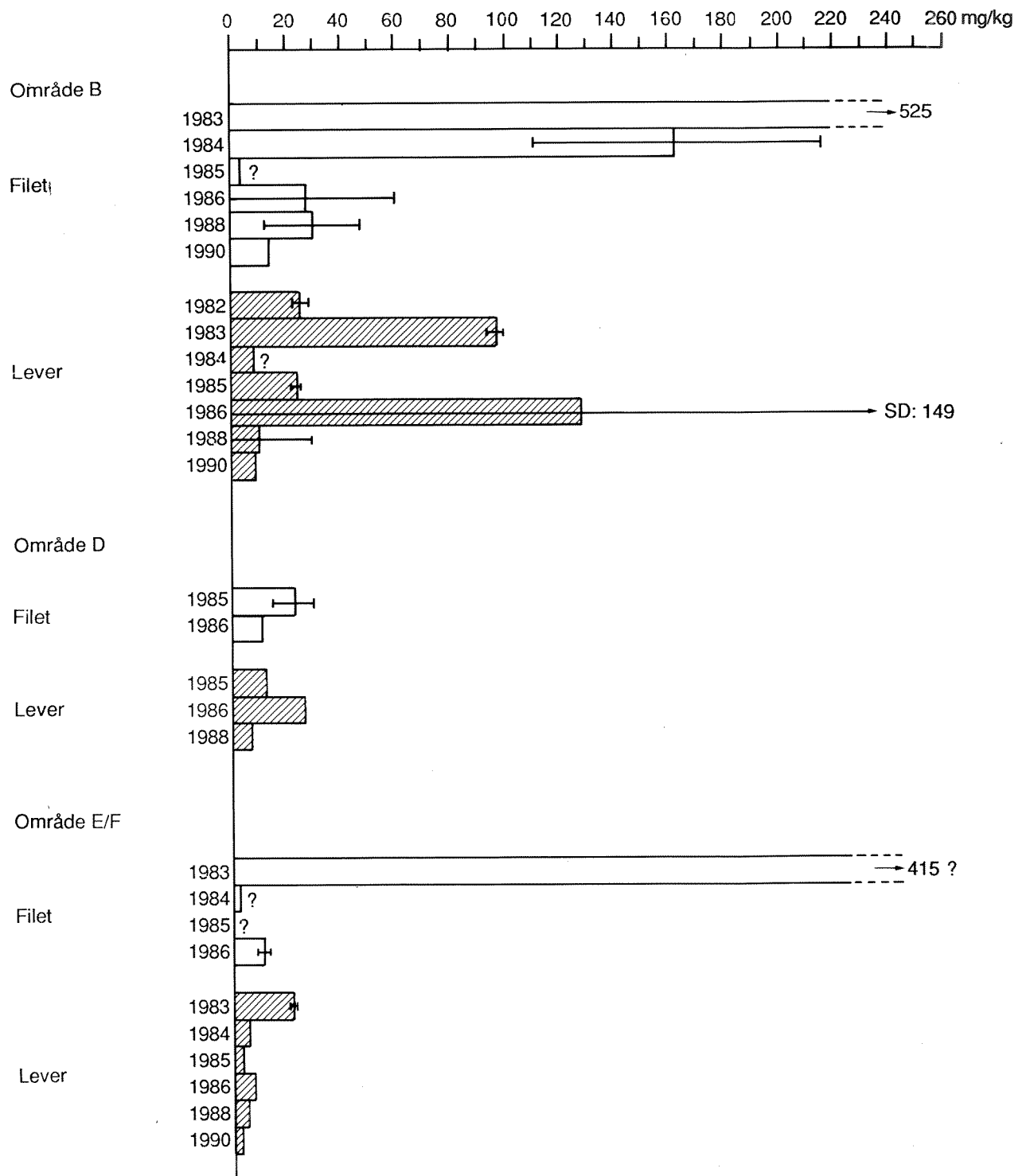


Fig. 16. EPOC1 i filet og lever av torsk (*Gadus morhua*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982 - 1990, mg/kg fett. |—| markerer variasjon mellom paralleller eller standardavvik.

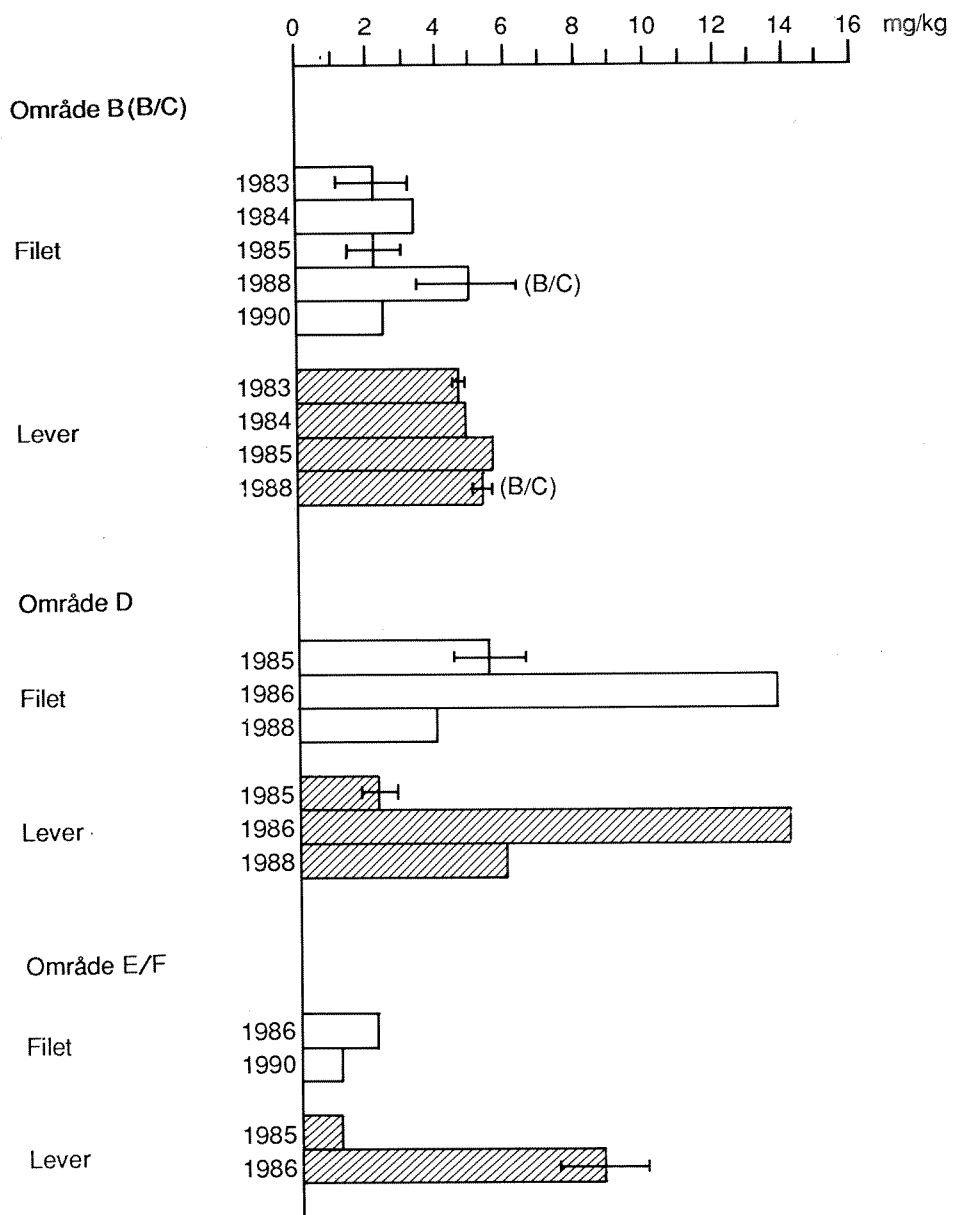


Fig. 17. EPOBr i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1983 - 1990, mg/kg fett. |—| markerer variasjon mellom paralleller eller standardavvik.

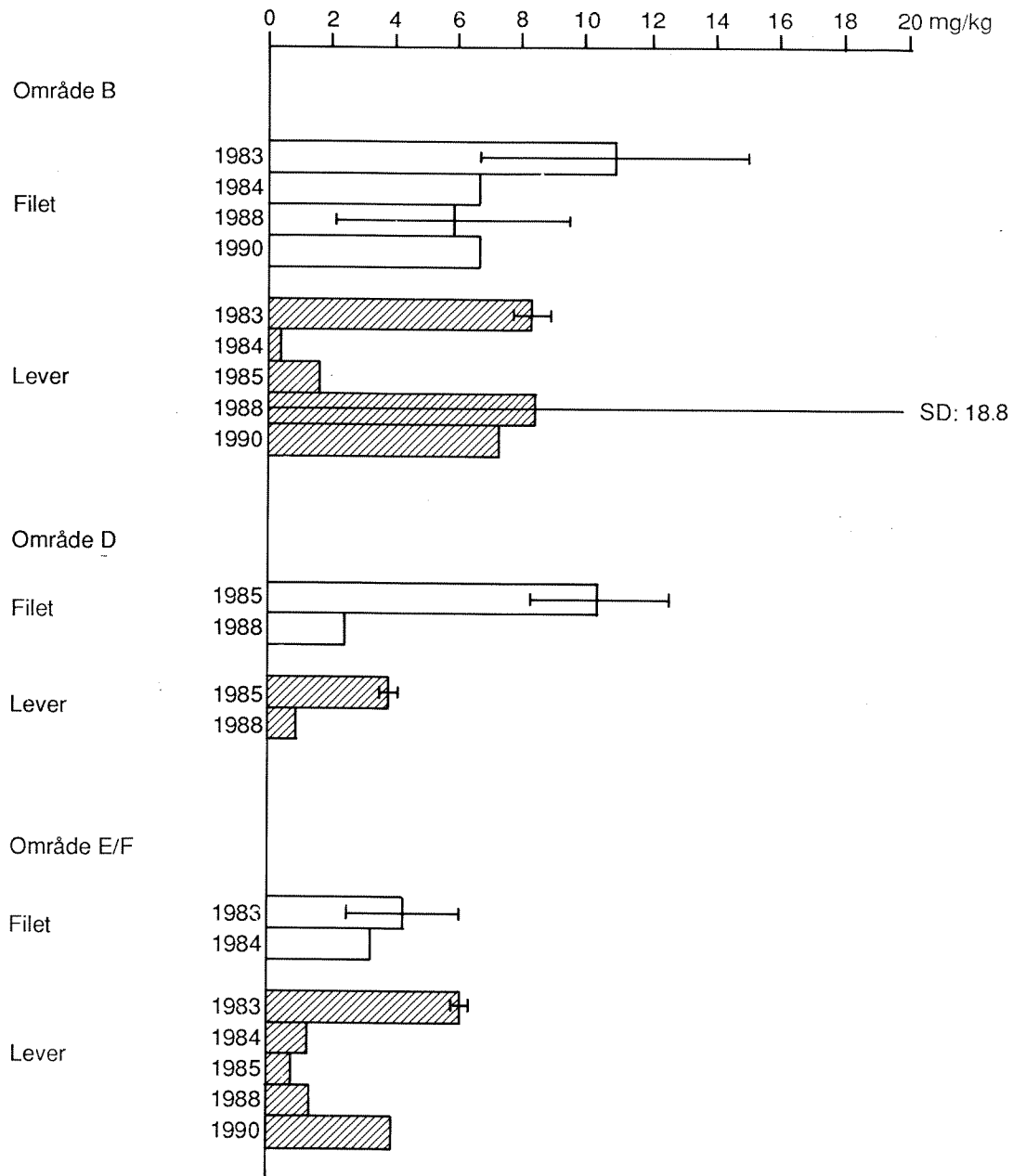


Fig. 18. EPOBr i filet og lever av torsk (*Gadus morhua*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1983 - 1990, mg/kg fett. |—| markerer variasjon mellom paralleller eller standardavvik.

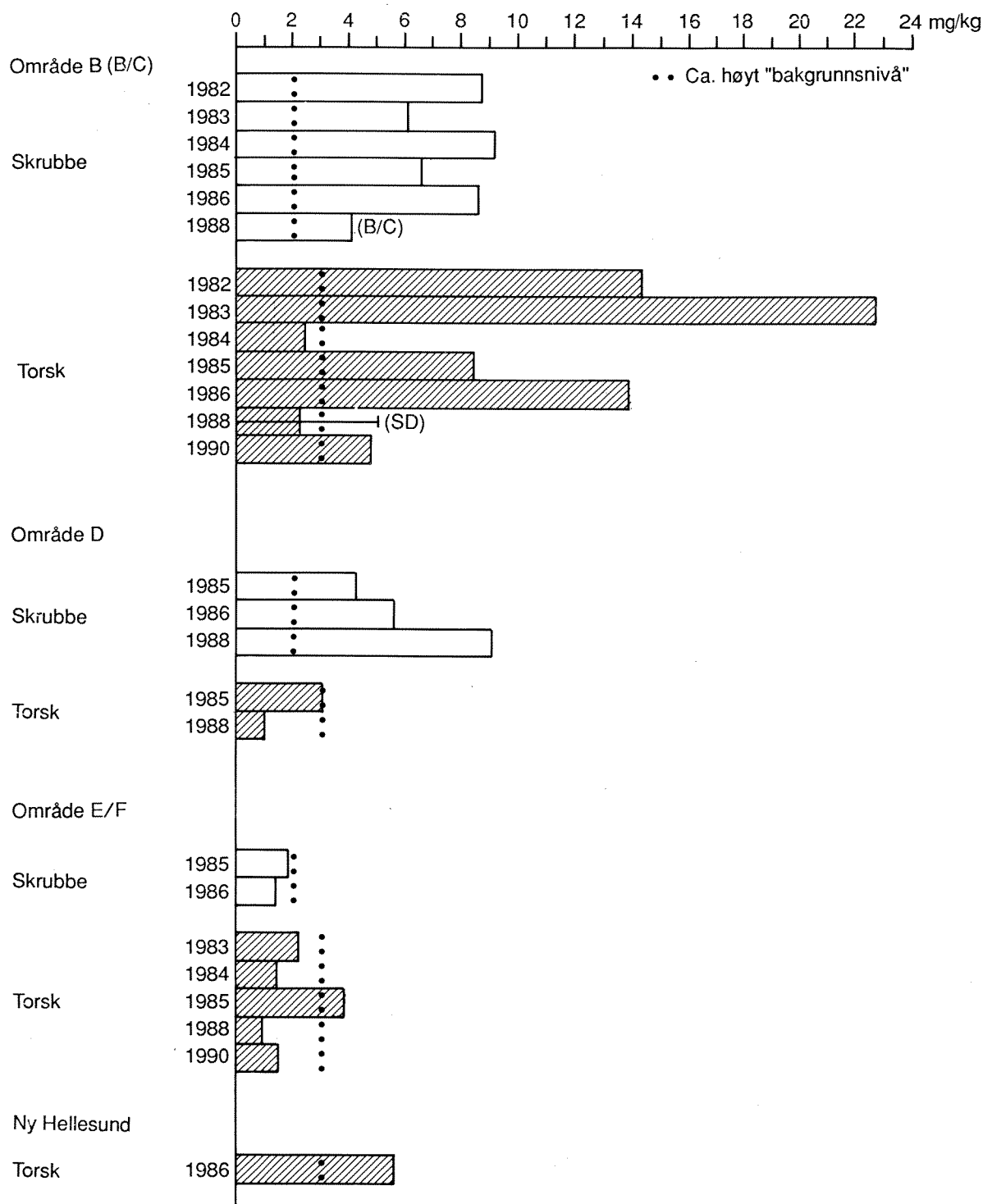


Fig. 19. PCB i lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982 - 1990, mg/kg fett. □ = skrubbe. ■ = torsk.

De viktigste konklusjonene som kan trekkes ut av de orienterende analysene av andre fiskearter (tabell 6) er:

- Lyr viste stort sett akkumulering som var likeartet med torsk fanget i samme område (kfr. tabell 5). Noe høyere konsentrasjoner i lyr av generelt forekommende forurensninger som særlig PCB, men delvis også DDE, kan muligens ses i lys av det vesentlig høyere fettinnhold i leveren til lyr (73% mot 49/27% i torsk fra indre fjord i hhv. 1988 og 1990).
- I forhold til fettinnholdet (12.4%) var det moderate konsentrasjoner av klorerte benzener/styrener, EPOCl og EPOBr i makrell fra indre fjord.
- Stort sett bare moderat forhøyet innhold av forurensninger i lever av sei fra østre fjord (omtrent samme konsentrasjoner som i torskelever fra samme område).

Resultatene bekrefter at forurensningene tas opp i sporbar grad også i fisk med forbigående opphold i fjorden (sei og særlig makrell),

Tabell 6. Hovedkomponenter av klororganiske forbindelser, samt EPOCl og EPOBr i makrell (*Scomber scombrus*), lyr (*Pollachius pollachius*) og sei (*Pollachius virens*) fra Kristiansandsfjorden okt. - nov. 1988, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. L = lever. F = filet. i.p. = ikke påvist.

ART/OMR.	% fett	5CB	HCB	OCS	KAB4	PCB	DDE	EPOCl	EPOBr	% ident. av EPOCl
LYR ¹⁾										
Omr. B	F 0.48	0.12	1.7	0.94	i.p.	8.5	1.4	201	23	4
	L 73.5	25	250	130	5.1	2700	390	10854	1204	21
MAKRELL ²⁾										
Omr. B	F 12.4	2.7	4.6	0.7	1.7	39	5.9	721	171	10
SEI ¹⁾										
Omr. E	L 68.0	12	43	28	3.0	1045	310	7344	479	13

1) Blandprøver av 3 eks.

2) Blandprøver av 20 eks.

dessuten at spesifikke Falconbridge-komponenter, slik som KAB4 sporadisk kan registreres i fisk også fra østsiden av fjorden (se også tabell 5). Det er imidlertid verdt å merke seg at KAB-registreringene synes temmelig tilfeldige (f.eks. ikke registrert i filet og lever av skrubbe fra ytre fjord i 1986, da belastningen ut fra observasjoner i omr. B skulle ha vært vesentlig større enn i 1990). Påliteligheten av disse analyser må derfor betraktes som noe tvilsom.

5.1.2 Utvikling 1982 - 1990

Utvikling i innhold av viktige forbindelser og stoffgrupper i fisk ses av tabell 7 (indre fjord) og ellers av fig. 11 - 20.

For HCB-nivået i skrubbe og torsk fra indre fjord ses at 1988 - 1990-observasjonene representerer en nedgang til omkring 1/10 av det som ble registrert i 1982 - 83 (fig. 11 - 12). Også sammenlignet med data fra 1986 synes det å ha vært en nedgang (men stor variasjon i 1986-materialet gjør denne konklusjonen noe usikker).

I de øvrige deler av fjorden ses likeledes en positiv utvikling av fig. 11 - 12, men med større forbehold, dels pga. færre observasjoner, og dels fordi de vesentlig lavere nivåene i seg selv gjør det vanskeligere å fastslå en nedgang. Til dette bidrar også indikasjonene på at de aktuelle stoffene i hvert fall delvis opptas og skilles ut relativt raskt, og man derfor må vente uberegnelige utslag av vandringer.

Resultatet for HCB i skrubbe fra omr. D i 1988 skiller seg ut fra den alminnelige avtagende tendens (fig. 12). Særlig var leverinnholdet av HCB relativt høyt. Resultatet slår imidlertid særlig ut på fettbasis fordi fettinnholdet var uvanlig lavt (6% mot vanligvis over det dobbelte). Blandprøven besto dessuten av bare to eksemplarer og kan derfor være lite representativ.

Også hvis man legger sammen hovedkomponentene av klorerte benzener og styrener, fås samme bilde av fortsatt nedgang i forurensningsgraden i fisk fra indre fjord (fig. 20). Av figuren ses også at andelen HCB av denne summen ikke viser noen avtagende tendens. Ser man på utviklingen for det antatt mest bestandige av disse stoffene - OCS, er det bemerkelsesverdig nok slik at konsentrasjonen har avtatt relativt mest siden 1986, m.a.o. forholdsmessig mindre i perioden 1983 - 1986.

Såvidt tilfeldig som resultatene av KAB-registreringene kan virke, er det vanskelig å snakke om noen utviklingstendens. Av resultatene for

lever av skrubbe fra indre fjord (fig. 13) kan det synes å ha vært en viss positiv tendens (bemerk imidlertid den store spredningen ved individuelle analyser (1986) og dessuten 1988-registreringen i lever av torsk fra Vestergapet (fig. 14)).

Heller ikke EPOCl-resultatene gir særlig grunnlag for konklusjoner om utviklingen over tid (fig. 15, 16). Også her er problemene delvis knyttet til store variasjoner ved individuelle analyser eller i parallellanalyser av blandprøver, delvis til manglende samsvar mellom filet og leverprøver. Med disse forbehold ses likevel at de høyeste konsentrasjonene er registrert i 1986 eller tidligere.

For EPOBr er det uheldigvis få data fra 1990 (fig. 17, 18), dvs. da de økte utslippene i 1989 - 90 (fig. 2) kunne forventes å gjenspeiles i fisk. Dette synes imidlertid ikke å kunne spores i torsk fra omr. B (fig. 18). Et (tilsynelatende?) utslag i lever av torsk fra område F i 1990 er på denne bakgrunn vanskelig å forklare, desto mer siden noen tilsvarende effekt ikke er observert i skrubbe fra samme del av fjorden (fig. 17).

PCB-konsentrasjonene har variert i noe forskjellig retning gjennom observasjonsperioden (fig. 19). Siden det må antas at belastningen vesentlig er av diffus karakter, enten den skyldes tilsig fra dumping i det lokale nedbørfelt eller overveiende fjernttransport/forurenset nedbør, er det heller ikke å vente at konsentrasjonene skal gå ned på flere år.

Tabell 7. Utvikling i konsentrasjonen av 5CB, HCB, sum 7ClS (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	7ClS	OCS	KAB4	PCB	EPOCl	EPOBr	
SKRUBBE	1982	i.a.	68.3	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
	F 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
	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
	L 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
	1990	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
TORSK	1982	i.a.	6.5	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
	F 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	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
	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?
	L 1985	0.2	2.9	0.5	3.7 ³⁾	0.08	8.3	24	1.6
	1986	0.3	2.9	0.3	5.0	0.19	13.7	128	i.a.
	1988	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

¹⁾ Middel av blandprøver fra områdene B (Vesterhavn og C (Fiskåbukta) OBS: Ikke fisk fra Hannevigsbukta.

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

³⁾ Feilangivelse i Knutzen og Martinsen (1986).

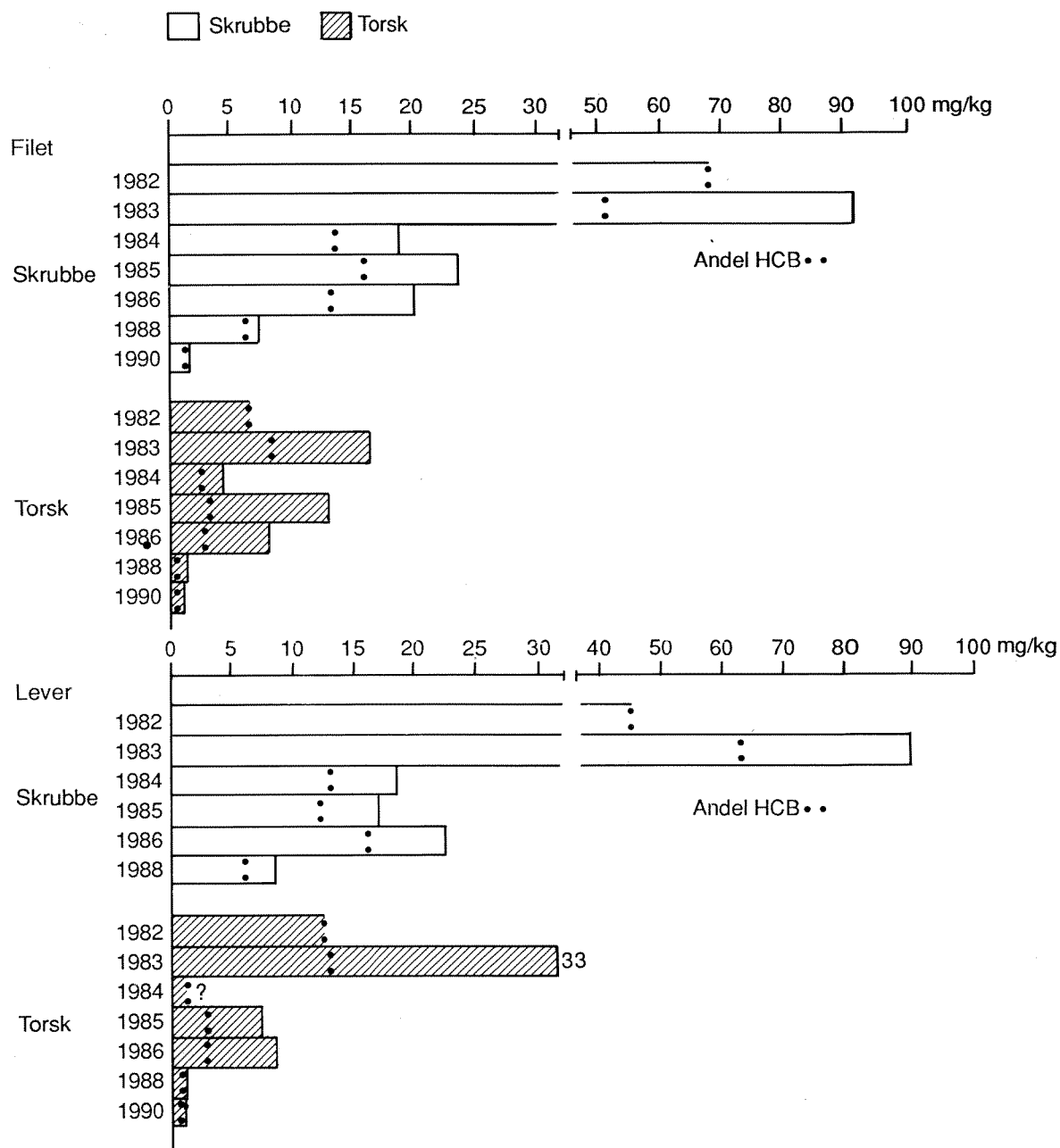


Fig. 20. Sum av 5CB, HCB, 7ClS (alle isomere) og OCS i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra indre Kristiansandsfjorden (omr. B/C) 1982 - 1986, mg/kg fett. Middelerdier av 2 parallelle prøver eller 10 - 25 individuelle analyser (1986 - 1988 (bare torsk)). Andel HCB markert ved (I 1982 ble bare HCB analysert).

5.1.3 Levertilstand og forekomst av skader jevnført med innhold av klor- og bromorganiske stoffer

Ved undersøkelsene i 1986 - 87 syntes det i torsk fra indre fjord å være en sammenheng mellom liten og rødbrun lever med lav fettprosent (vel 10%) og et høyt innhold av EPOCl, sum HCB/OCS og sum KAB. I 6 slike leverer var konsentrasjonen på fettbasis av disse utslippskomponentene omkring 10 ganger høyere enn i 4 gulhvite leverer med normalt fettinnhold (ca. 50%, kfr. Knutzen et al., 1988). Også PCB-innholdet var høyere i de små leverene - ca. 5 ganger.

1988-materialet av torsk fra Vesterhavn bestod av 25 fisk (vedleggstabell A1), men bare 3 av disse skilte seg ut ved å ha liten og rødbrun lever (gruppe RB). 15 fisk hadde gulrød lever av ellers normalt utseende (gruppe GR), og 7 eks. hadde gulhvit lever (gruppe GH). Den første gruppen hadde gjennomsnittlig fettinnhold i leveren på under 10% og et forhold mellom levervekt og totalvekt på ca. 0.65%. Tilsvarende tall for de to øvrige gruppene (GR/GH) var 52.1/59.2% og 1.9/2.1%. Middelerverdiene for innholdet av de mest fremtredende miljøgiftene var (enkelte ekstremverdier utelatt, mg/kg fett):

	HCB + OCS	EPOCl	EPOBr	KAB4	PCB
RB	1.83	< 25	~10?	0.15	5.4
GR	0.85	5.1	4.6	0.03	1.0
GH	0.77	6.4	3.8	0.04	0.9

Tendensen i dette er den samme som forrige gang, men mindre markert. Bare for PCB var det fremdeles ca. 5 ganger høyere konsentrasjon på fettbasis i gruppen med rødbrun, liten og mager lever.

Av ytre skader ble det i disse torskene konstatert finneråte eller finneskade på tre eksemplarer (men ikke de samme som hadde misutviklet lever).

Det må tilføyes at også i materialet fra flere av de mer utslippsfjerne områdene ble det i 1988 registrert et mindre antall eksemplarer med dårlig utviklet lever (vedleggstabell A2).

I 1990 var det 5 av 10 torsk fra indre fjord (omr. B) som hadde rødbrun lever, men bare 1 av 10 eks. fra ytre, østre fjord (omr. 10). Ytre skader ble ikke registrert fra noen av fangststedene.

I 1986 - 87 ble det registrert at samtlige skrubber fra indre område hadde rødbrun lever, mens fargen var gulbrun hos de som var fanget

lenger unna utslippet. I 1988/1990 var det ingen slik konsekvent forskjell, idet leverfargen varierte usystematisk og til dels med tilsynelatende forskjell fra 1988 til 1990 i samme område (vedleggstabell A2).

De to eksemplarene av skrubbe fra omr. B i 1988 var i meget dårlig tilstand med store ytre skader og nærmest manglende lever. I 1990-skrubber fra samme område (4 eks.) ble det derimot ikke observert tilsvarende skader. I det samlede materialet fra de øvrige fangststeder ble det bare observert ett eksemplar med en mindre skade.

Alt i alt gir ikke materialet grunnlag for klare konklusjoner, men det er indikasjoner på at opphold i den mest forurensede del av Kristiansandsfjorden kan være skadelig eller i hvert fall gi stress-symptomer i fisk. Forholdet kan ikke avklare definitivt uten mer omfattende undersøkelser.

5.2 Krabber og blåskjell

Fullstendige analyseresultater for overvåkingen i 1988 og 1990 er gjengitt i vedleggstabellene C8 og C9 (friskvektsbasis) og C14 og C15 (fettbasis, utvalgte forbindelser/stoffgrupper) hhv. for krabbe og blåskjell. Hovedresultatene er summert opp i tabell 8 (krabber) og 9 (blåskjell), samt i figurene 21 - 24 (krabbe) og 25 - 28 (blåskjell). Figurene er på fettbasis for å gi et mest mulig pålitelig grunnlag for å vurdere forskjeller over avstand og tid.

Av tabell 8 og fig. 21 ses at i 1988 hadde krabbene fra indre fjord (omr. B) betydelig høyere innhold av HCB enn krabbene fra de øvrige fangststeder.

Tabell 8. Hovedkomponenter av klororganiske forbindelser, samt ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) og brom (EPOBr) i skallinnmat (krabbesmør = hepatopancreas) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund (omr. G, referansestasjon okt. - nov. 1988 og mars - april 1990, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. i.p. = ikke påvist. ♂: hanner. ♀: hunner.

OMR./ÅR	5CB	HCB	OCS	KAB4	PCB	p-p DDE	EPOCl	EPOBr	% ident. av EPOCl	% fett	
1988	Omr. B ♂	21	93	3.1	2.5	269	28	528	1173	61	8.9
	♀	13	46	4.0	6.0	171	23	i.p.	624	-	9.5
	Omr. D ♂♀	7.5	11	2.0	2.1	167	24	840	785	19	15.0
	Omr. E ♂	7.0	14	2.0	2.0	270	19	415	1097	52	13.6
	Omr. G ♂♀	4.5	3.7	1.3	1.7	205	19	365	885	61	14.4
1990	Omr. B ♂	2.0	8.8	1.1	i.p.	70	10	541	583	12	4.3
	Omr. F ♂♀	1.1	4.6	i.p.	i.p.	200	42	i.p.	5023?	-	17.6

Om "bakgrunnsnivået" av HCB i krabbe er det få data. En enkeltobservasjon fra Fedafjorden, som omfattet hele skallinnmaten, ikke bare krabbesmøret, viste $1 \mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt (Knutzen, 1986). I betraktning av at krabbesmør antas å akkumulere noe mer enn den øvrige skallinnmaten, kan verdien på vel $3 \mu\text{g}/\text{kg}$ i krabbene fra Ny Hellesund anses rimelig representativ for "normal"-nivået av HCB i krabber fra Skagerrakkysten. Overkonsentrasjonene i krabbene fra Vesterhavnen i 1988 kan dermed være ca. 20 - 30 ganger.

Separat analyse av hann- og hunnkrabber fra omr. B ga delvis høyere konsentrasjon i hannkrabbene (5CB, HCB, PCB), samsvarende med tidligere indikasjoner fra observasjon av dioksininnholdet i krabber (Knutzen og Oehme, 1990). Foreløpig gir imidlertid ikke de fåtallige data grunnlag for bestemte konklusjoner om kjønnsforskjeller m.h.t. akkumuleringsegenskaper. Spesielt i forurensede områder kan forskjellen skyldes at hannkrabbene er mer stedbundne enn hunnene.

1990-analysene av krabber fra indre fjord viste langt lavere

konsentrasjoner av HCB enn to år tidligere (tabell 8) med overkonsentrasjoner neppe høyere enn 5 - 10 ganger (med hensyntagen til 1990-materialets lavere fettinnhold).

1988-verdiene viser ellers at krabbenes HCB-innhold sank bratt med fangststedets økende avstand fra indre fjord, men med sannsynlige overkonsentrasjoner på 3 - 4 ganger også på østsiden og i Vestergapet (1988).

Sammenlignes med overkonsentrasjonene i fisk (kap. 5.1.) ses at krabbene hadde forholdsmessig betydelig lavere HCB-anrikning enn skrubbe, svakt høyere enn torsk.

Krabbene var relativt sett mer forurenset med HCB enn med dioksin (kfr. kap. 4.2).

Om de øvrige "Falconbridge-komponenter" er det så vidt vites ikke publisert data fra bare diffust belastede områder. Fra tabell 8 ses imidlertid svært liten akkumulering av både 5CB og særlig OCS jevnført med HCB. Av tabell 8 ses at det var bemerkelsesverdig liten forskjell mellom OCS-innholdet i krabber fra indre fjord og referanseområdet.

Hverken KAB4, EPOCl eller EPOBr viste tydelige avstandsgradienter. EPOBr-verdiene er spesielt vanskelig å forstå som resultat av en forurensningspåvirkning, bl.a. pga. den tvilsomt høye konsentrasjonen fra område F i 1990 (tabell 8).

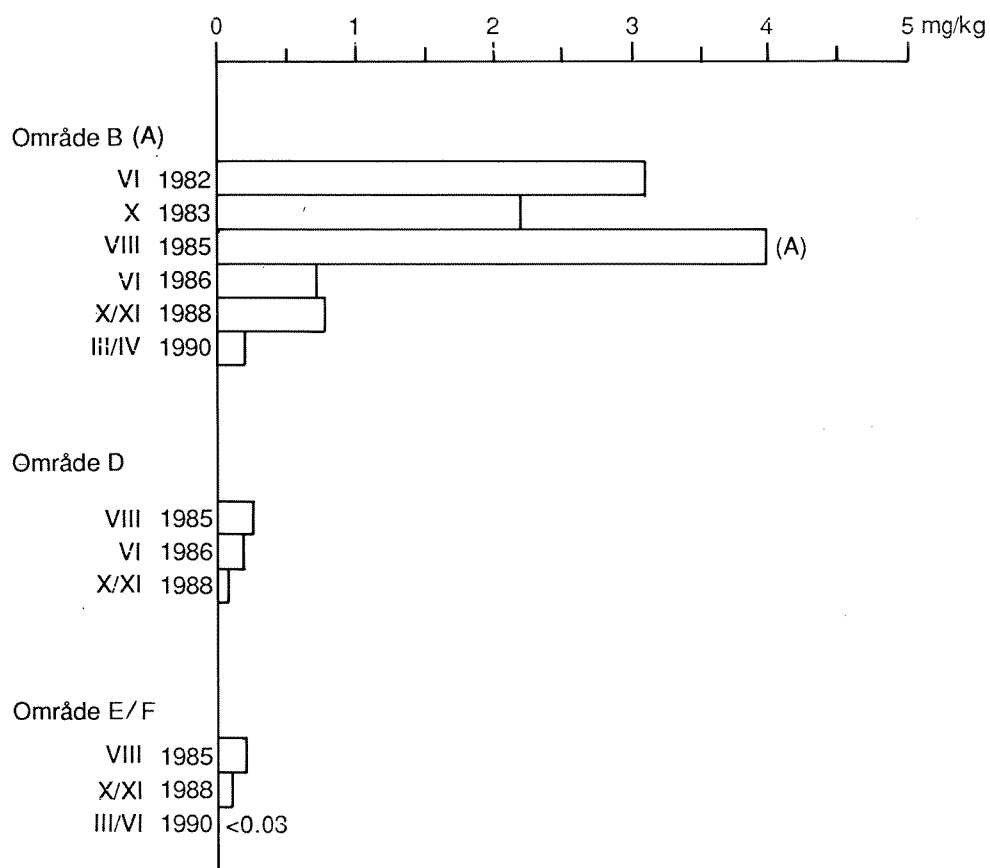


Fig. 21. HCB i skallinmat (krabbesmør, hepatopancreas) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982 - 1990, mg/kg fett. Bemerk: For omr. B, 1982 gis middel fra to prøvesteder: Hannevigsbukta og Myrodden. Romertall angir måned.

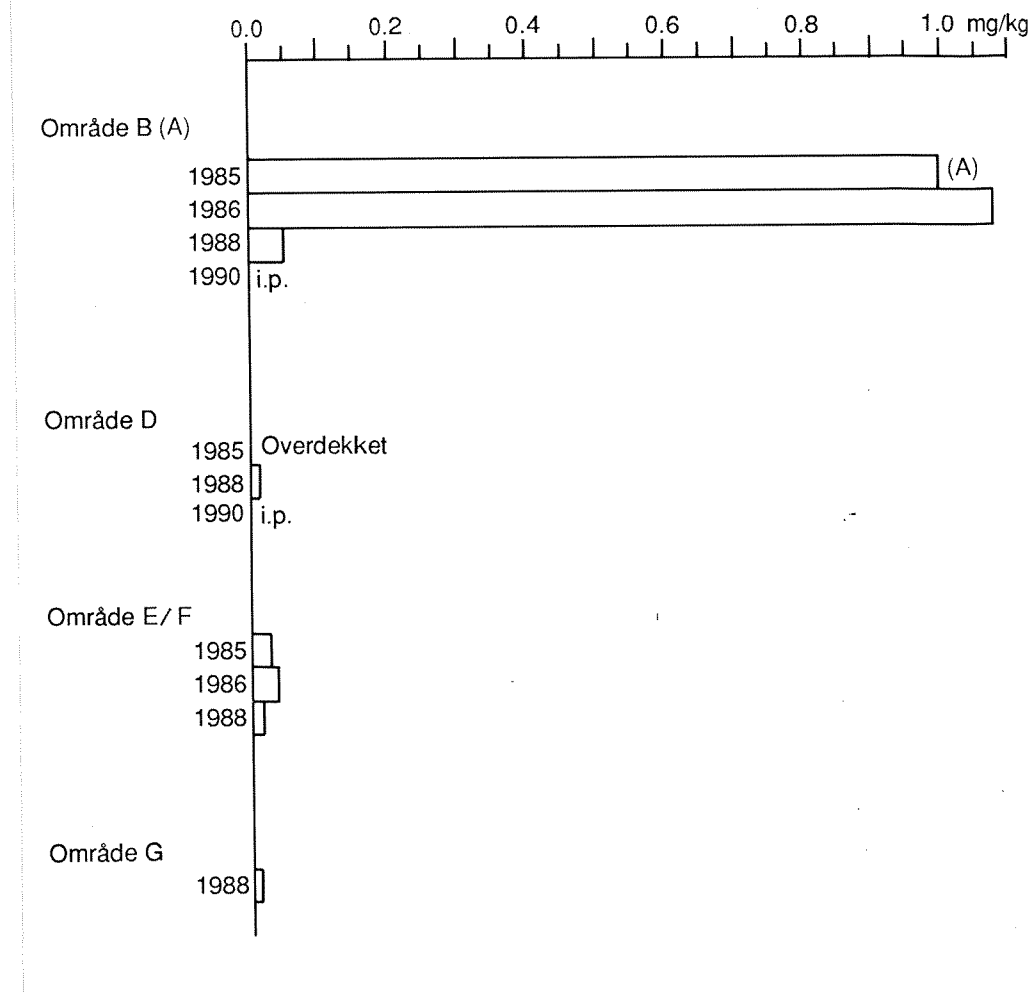


Fig. 22. KAB4 i skallinmat (krabbesmør, hepatopancreas) av taskekrabbe (Cancer pagurus) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1985 - 1990, mg/kg fett. i.p. = ikke påvist.

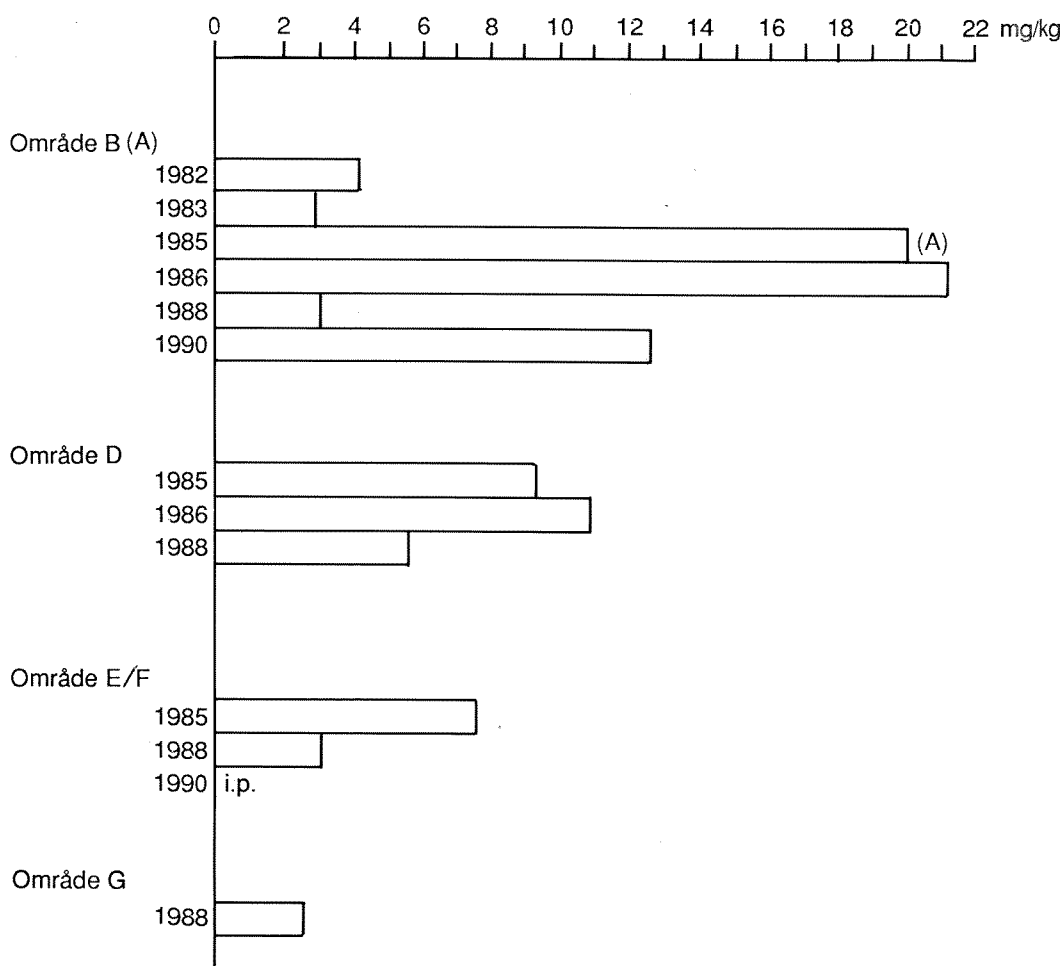


Fig. 23. EPOC1 i skallinnmat (krabbesmør, hepatopancreas) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1982 - 1990, mg/kg fett. Bemerk: For omr. B, 1982 gis middel fra to prøvesteder: Hannevigsbukta og Myrodden. i.p. = ikke påvist.

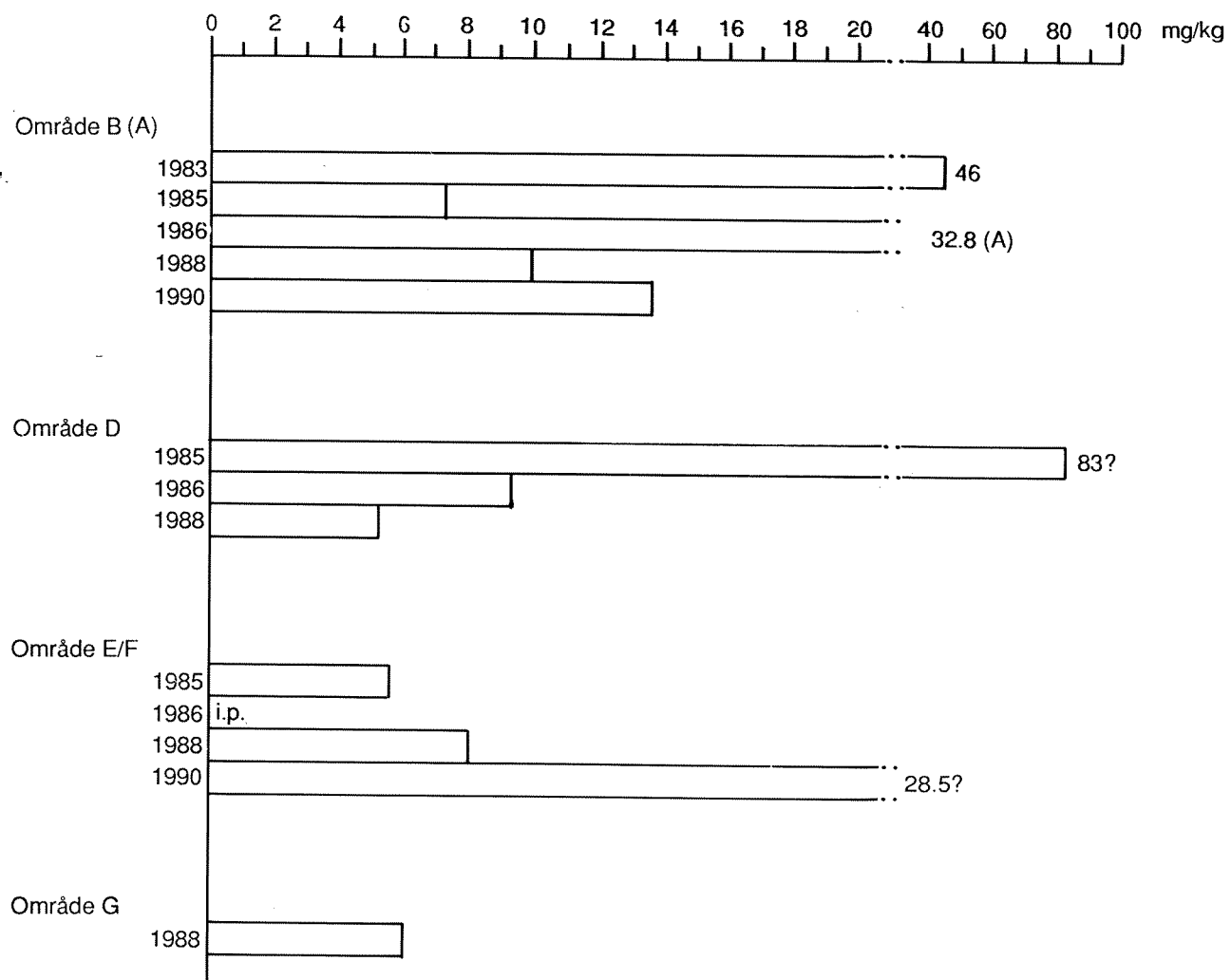


Fig. 24. EPOBr i skallinnmat (krabbesmør, hepatopancreas) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden 1983 - 1990, mg/kg fett. i.p. = ikke påvist. Merk brudd i skala.

Krabbenes innhold av PCB var 3 - 5 ganger høyere enn registrert i hel skallinnmat av krabbe fra Fedafjorden, mens det ikke var noen forskjell for DDE (Knutzen, 1986). Krabbene fra indre fjord inneholdt bare svakt høyere konsentrasjoner (på fettbasis) enn krabber samlet lenger ut eller på referansestasjonen.

Blåskjell viste stort sett bare overkonsentrasjoner på stasjonene fra indre område (st. 2 og st. 4 i tabell 9). Både i 1988 og 1990 lå HCB-innholdet vel 10 ganger over "antatt høyt bakgrunnsnivå" i Knutzen og Skei (1990, med ref.). Sammenlignet med registreringene i skjell fra Ny Hellesund (st. 19, tabell 9), ses en forskjell på 20 - 25 ganger. Moderate overkonsentrasjoner av HCB (2 - 4 ganger) opptrådte i 1988 sporadisk i hele Kristiansandsfjorden (tabell 9). Det samme gjelder 5CB, OCS og KAB4, mens det er vanskelig å trekke noe ut av dataene for EPOCl og EPOBr. (Konsentrasjonen av EPOBr på vel 2000 µg/kg friskvekt i skjell fra st. 4 i 1988 må betraktes som tvilsom - se nedenfor under omtalen av utviklingen i forurensningsgrad og fig. 2 om utslippsmengder).

Skjellenes innhold av PCB og DDE var ikke høyere enn "normalt" langs kysten av Syd-Norge (Knutzen og Skei, 1990). Imidlertid ses at de høyeste verdiene er registrert på de indre prøvestedene (tabell 9). Som nevnt ble det også registrert høyest konsentrasjoner i fisk fra indre fjord (kap. 5.1).

Utviklingen i forurensningsgraden med HCB har som man ser av fig. 21 og fig. 25 for så vidt vært positiv både i krabbe og blåskjell fra de indre prøvestedene, idet nedgangen som ble registrert i 1986 stort sett er bekreftet i 1988/1990. Imidlertid ses også at det ikke har vært noen sikker tendens til nedgang etter 1986 (i blåskjell heller motsatt, men forskjellen fra 1986 er ubetydelig).

Tabell 9. Hovedkomponenter av klororganiske forbindelser, samt ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) og brom (EPOBr) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund (st. 19, referansestasjon) okt. - nov. 1988 og mars - april 1990, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. i.a. = ikke analysert. i.p. = ikke påvist.

St. ¹⁾ /År	5CB	HCB	OCS	KAB4	PCB	p-p DDE	EPOCl	EPOBr	% ident av EPOCl	% fett
<u>1988</u>										
4 (B)	2.8	2.4	0.8	7.8	29	2.0	641	2034?	20	1.49
7	0.3	0.2	i.p.	1.2	10	0.2	424	151	12	0.94
8	2.1	0.2	0.6	1.0	11	0.6	464	158	11	0.85
14a (E)	0.15	0.41	0.11	0.4	6.5	1.1	458	124	2	1.29
17 (D)	1.4	0.3	0.4	1.0	18	1.1	230	149	22	1.75
19 (G)	i.p.	0.1	i.p.	i.p.	9.5	0.6	325	114	2	0.97
<u>1990</u>										
2 (A)	0.8	2.2	0.2	2.4	18	i.p.	606	388	8	1.43
4 (B)	0.6	1.7	0.3	1.4	21	i.p.	535	234	7	1.58

¹⁾ Områder i parentes.

Sett under ett tyder resultatene på at det fortsatt slippes ut betydelige mengder HCB/OCS, etc., og at det ikke bare er tilførsel fra forurensede sedimenter som vedlikeholder det høye forurensningsnivået. Det dioksinholdige utslippet fra kalksteinstårnvaskeren peker seg ut som en sannsynlig kilde.

Den lite tydelige og delvis manglende tendens til nedgang i krabbers og blåskjells HCB-innhold etter 1986 er i kontrast til det som ble konstatert i fisk (tabell 7).

Generelt sett tillater et undersøkelsesopplegg med enkle blandprøver bare konklusjoner om utviklingstendensen når det registreres markerte og vedvarende nivåforskjeller mellom ulike år eller perioder. Med den usikkerhet som råder pga. de betydelige variasjonene i innholdet av KAB4, EPOCl og EPOBr, uten samsvarende utslippsdata, blir det nærmest spekulativt å bedømme utviklingen ved disse variable.

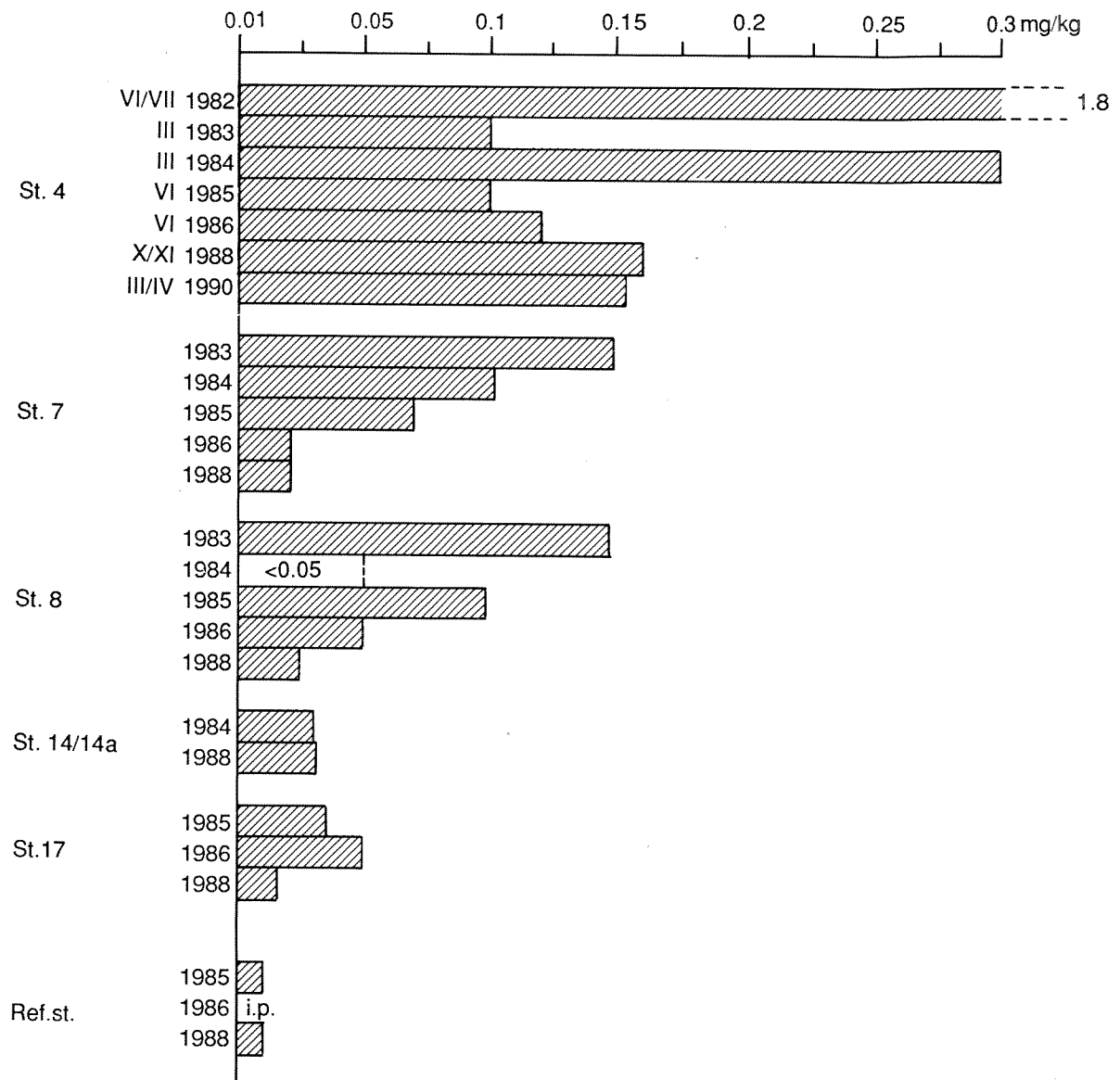


Fig. 25. HCB i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden og på referansestasjoner (hhv. Langenes, Heltøerøy og Ny Hellesund i 1985/86/88), mg/kg fett. (Romertall angir måned). i.p. = ikke påvist.

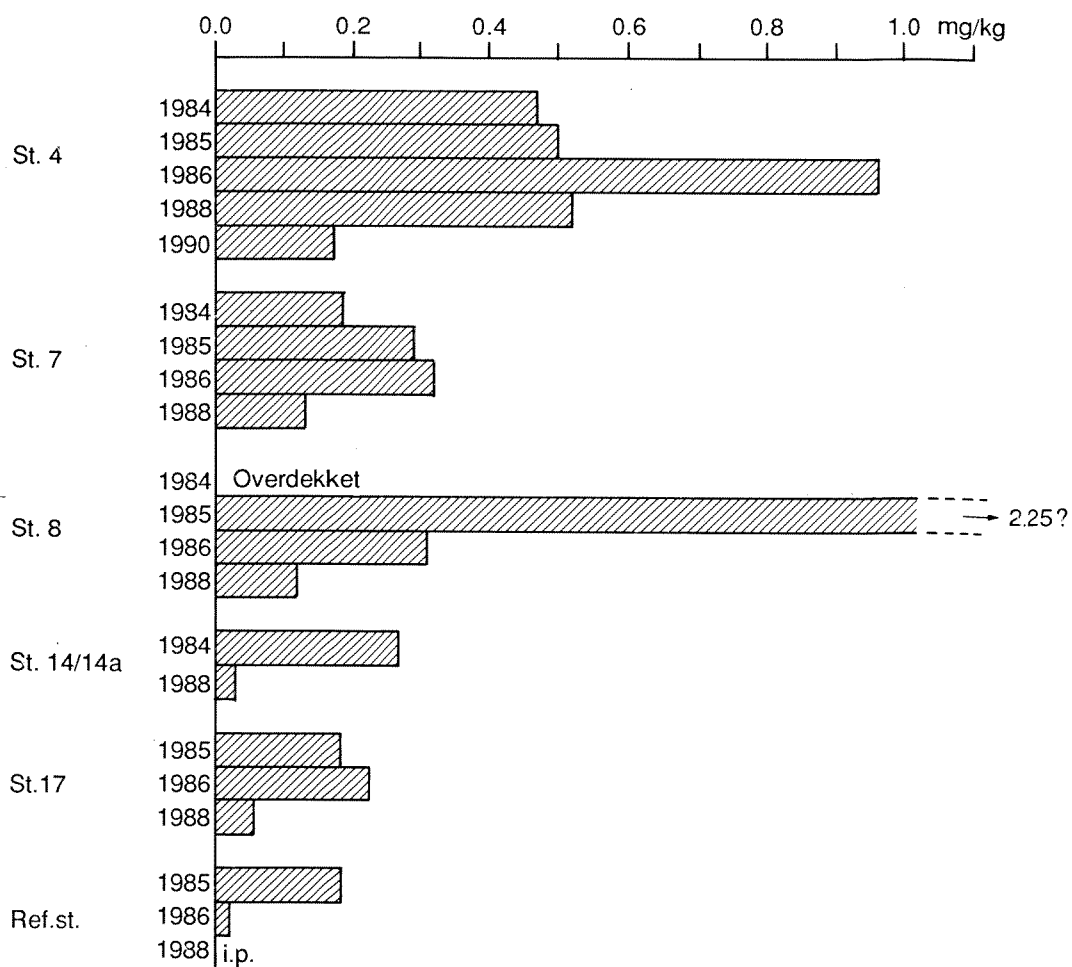


Fig. 26. KAB4 i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Kristiansandsfjorden og på referansestasjoner 1984 - 1990, mg/kg fett. i.p. = ikke påvist.

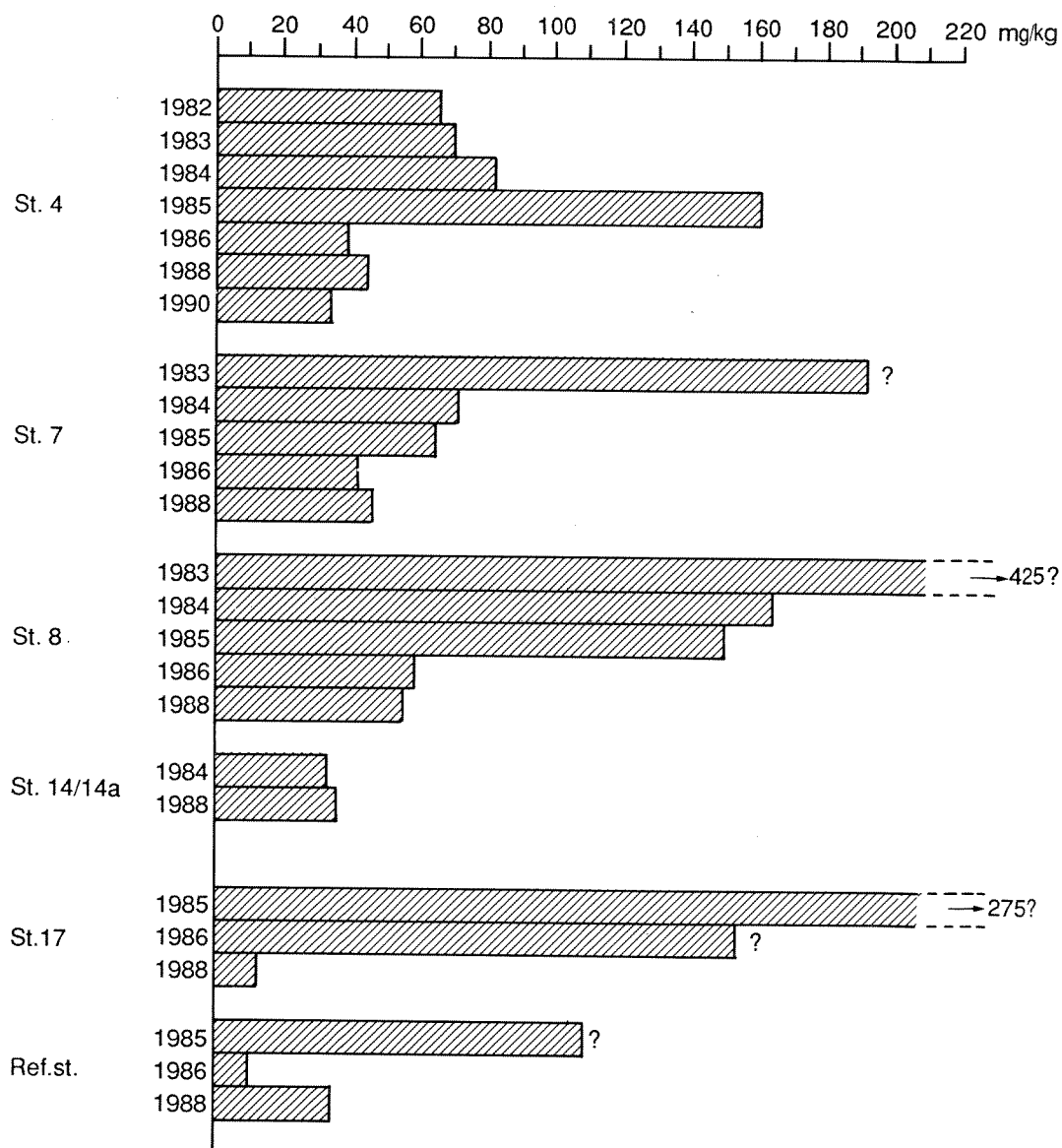


Fig. 27. EPOC1 i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden og på referansestasjoner 1982 - 1990, mg/kg fett.

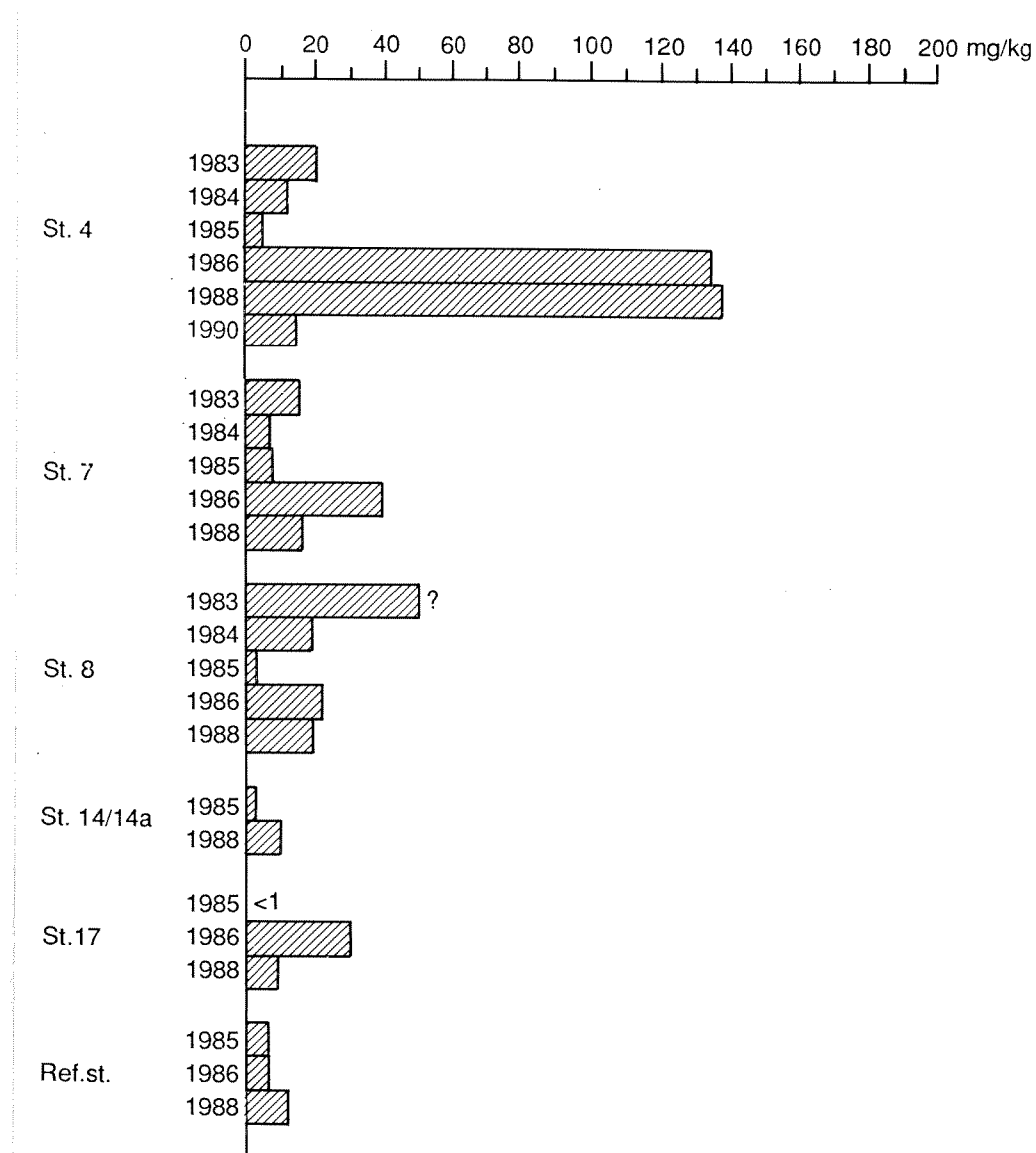


Fig. 28. EPOBr i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden og på referansestasjoner 1983 - 1990, mg/kg fett.

Med disse forbehold ses at KAB4-innholdet i krabbe fra Vesterhavn i 1988 og 1990 var betraktelig lavere enn tidligere (fig. 22), mens denne tendensen var mindre tydelig i blåskjell (fig. 26). For EPOCl ses delvis motstridende tendens i krabbe (fig. 23) og blåskjell (fig. 27) fra indre område, og hverken i krabbe (fig. 24) eller blåskjell (fig. 28) gjenspeiles den betydelig økte belastning med EPOBr i 1990 sammenlignet med 1988 (fig. 2). I blåskjell kan det tvert imot synes å ha vært en kraftig nedgang i belastningen med EPOBr (fig. 28). En alternativ forklaring er varierende belastning og raskt opptak/utskillelse av EPOBr i skjellene. I 1988 ble flere bromorganiske forbindelser sporet i betydelige konsentrasjoner i blåskjell (vedlegg F).

6. UNDERSØKELSER AV BUNNSEDIMENTER

Om formål, stasjonsplassering, materiale og metoder henvises til kap. 3, fig. 4 og tabell 2.

6.1 Visuell beskrivelse av sedimentene og innhold av organisk materiale

Tabell 10 gir en visuell beskrivelse av sedimentene.

Tabell 10. Visuell beskrivelse av sedimentene i Kristiansandsfjorden.

Stasjon	Vanndyp (m)	Kjernelengde (cm)	Sedimentsbeskrivelse
2	74	50	Øvre 20 cm. mørkegrått, organisk materiale. Deretter grå leire.
9	190	50	Lys grå leire hele kjernen. Lysebrunt topplag.
11	68	30	Sandig silt.
12	235	40	Lik stasjon 9.
16	17	30	Øverste 10-20 cm. løst, sort mudder. Deretter blåleire. H ₂ S-lukt i bunnen av kjernen.
17	33	30	Øverste 15 cm. sort, mørkt mudder. Deretter blåleire.
18	45	40	Øverste ca. 15 cm. sort mudder. Deretter lys leire.
19	24	70	Øverste 5-10 cm. sort, deretter okergul i hele lengden.
30	18	70	Okerfarget industriavfall i hele kjernen, bortsett fra øverste ca. 10 cm som var sort.

tabell 10 forts.

31	25	70	Okergult industriavfall. 2 paralleller med øvre 2 cm mørkt.
32	31	40	Øverste 2 cm. lysebrun. Deretter sort til 30 cm, resten leire.
33	22	32	Sandig materiale.
34	21	20	Sort, sandig materiale i hele kjernen.
35	37	30	Øverste 5 cm mørkere sediment, deretter okerfarget industriavfall. Nederste 5 cm mørkt sediment.

Generelt inneholdt sedimentene 40-60% finstoff, det vil si kornstørrelse mindre enn 63 μm . Denne kornstørrelsen skiller mellom silt og sand. På stasjonene 19 og 31 som ligger nær Falconbridge, var prosentandelen så høy som 80-100%. Dette skyldes påvirkningen av finkornet industriavfall.

Tørrstoffinnholdet i overflatesedimentene (0 - 2 cm) varierte fra 22% på st. 19 i Hannevigsbukta til 61% på st. 34 i Vesterhavn. Hovedmengden av verdien var i området 30 - 50%.

Konsentrasjonene av organisk karbon varierte fra ca. 1 til 4% av tørrvekt på stasjonene i ytre fjordområde. Høyest innhold hadde stasjon 16 i Fiskåbuka med 7.3%. Disse verdiene viser at sedimentene i Vesterhavn og spesielt Fiskåbukta bærer preg av organisk belastning. Konsentrasjonene er i samsvar med de som ble funnet i 1983 (Næs 1985).

Sedimentene i Hanneviksbukta spesielt, men også i sentrale deler av Vesterhavn, er sterkt preget av industriavfall. På stasjon 19 var sedimentet i minimum 70 cm (lengden på kjerneprøvetageren) rustbrunt. I området her er det ikke naturlige sedimenter, men bunnen dekket av industrislam.

6.2 Innhold av metaller i sedimentene

Rådata for metallanalysene finnes i vedleggstabell D1.

I Topdalsfjorden (st.2) og i ytre fjord (st. 9,11,12) ble det generelt observert svake overkonsentrasjoner (2-4 ganger "normalverdien") av metaller, bortsett fra nikkel hvor konsentrasjonen var forhøyet med ca. 10 ganger. Dette er i samme konsentrasjonsområde som for målingene i 1983 (Næs 1985) bortsett fra uforklarelig høye bly- og sinkverdier på stasjon 11 i 1983.

Resultatene fra 1988-innsamlingen viser, i likhet med tidligere undersøkelser, at Vesterhavn og Hanneviksbukta er et område med meget sterk til ekstrem metallforurensning. I Hanneviksbukta og nærområdet til Falconbridge er det konsentrasjoner på prosentnivå av nikkel, kobber og arsen. For arsen er det verdier på 2500 ganger mer enn det man observerer i sedimenter uten påvirkning av punktkilder. Figur 29 illustrerer de store variasjonene ved en avstandsgradient for nikkel fra ytre fjordområde til en stasjon i nærsonen til Falconbridge.

På stasjon 31 i Hanneviksbukta ble det målt følgende konsentrasjoner i $\mu\text{g/g}$ i det øverste sedimentlaget (0-2 cm) ("normalverdier" er gitt i parentes): Nikkel: 12900 (10), kobolt: 500 (10), bly: 3700 (30), krom: 515 (30), kobber: 10200 (30), arsen: 47000 (20). 1 kg vått slam (0 - 2 cm, 33%) tørrstoff inneholdt m.a.o. 4.3 g nikkel, 0.16 g kobolt, 1.2 g bly, 0.17 g krom, 3.4 g kobber og 15.5 g arsen. Denne stasjonen er helt i nærsonen til utslippet fra bedriften og dermed ikke representativ for Vesterhavn som sådan. I sentrale deler av Vesterhavn (st.35) var konsentrasjonene av de samme metallene ($\mu\text{g/g}$): Nikkel: 5020, kobolt: 216, bly: 2190, krom: 1620, kobber: 5000, arsen: 15800.

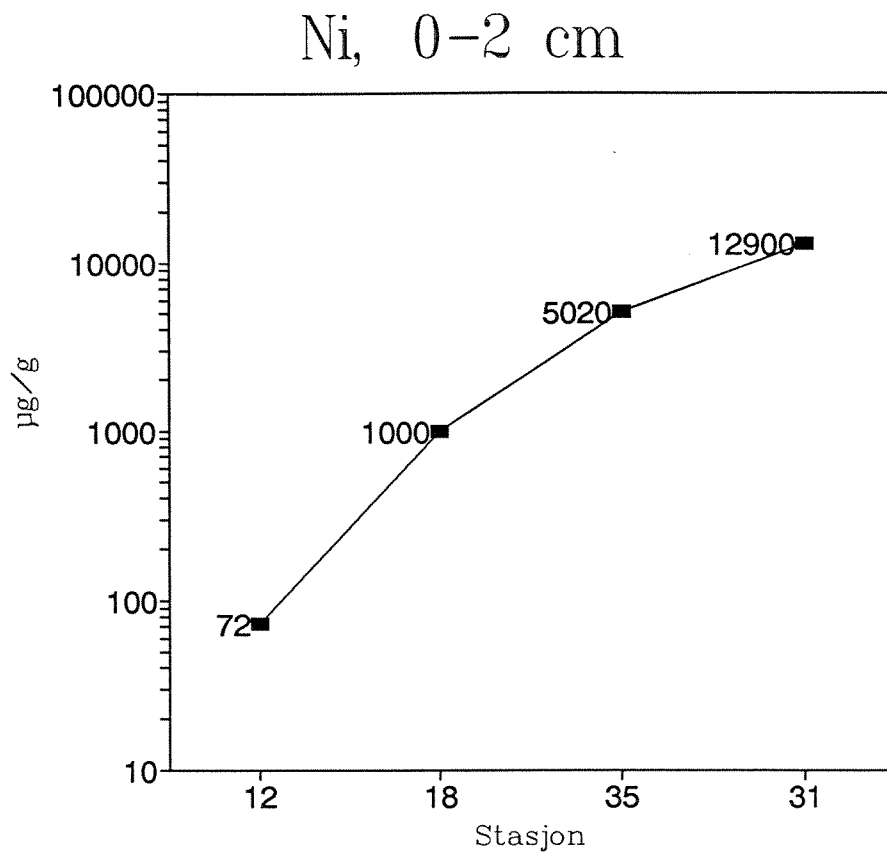
Disse konsentrasjonene illustrerer det store forurensningspotensialet disse sedimentene har. Vanddypet på stasjonene er fra 25 til 37 meter. Sedimentene kan derfor være utsatt for oppvirvling og transport til andre områder.

I perioden mellom sedimentundersøkelsen i 1983 og denne undersøkelsen har det skjedd utslippsreduksjoner ved Falconbridge. For eksempel er nikkelutslippene redusert fra 60 - 70 tonn/år til ca. 10 tonn/år i 1988 (tabell 1). For å klarlegge om tiltakene har ført til lavere konsentrasjoner i overflatesedimentene, ble det analysert på utvalgte snitt nedover i sedimentkjernen. Dette er gjort på stasjon 17, 18, 19, 34 og 35. Figur 30 illustrerer variasjonene for nikkel og kobber. Disse to metallene er valgt fordi undersøkelsen i 1983 viste at det var stor grad av samvariasjon, både i vannmassene og i sedimentene. To

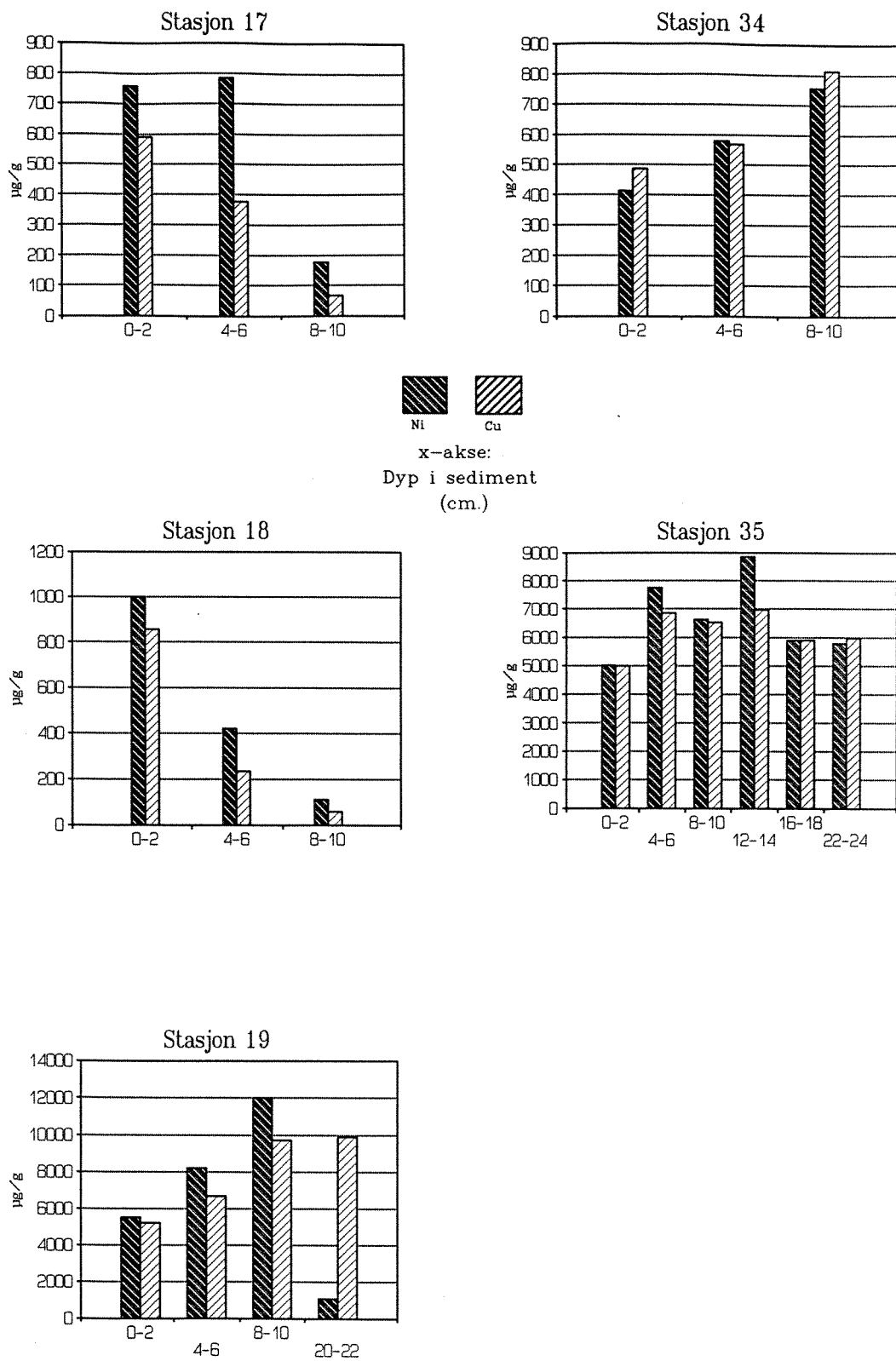
mønstre framkommer. På stasjonene 17 og 18 som er valgt å representere henholdsvis Fiskåbukta og midtre/ytre deler av Vesterhavn, observeres de høyeste konsentrasjonene i de øverste to centimeterne av sedimentet. Dette kunne tolkes som om den høyeste belastningen har vært i de siste årene. Imidlertid har bly-dateringer av sedimentet på stasjon 18 (Næs 1985) vist en sedimenttilvekst her på ca. 4 mm pr.år. Det vil si at det sedimentsjiktet som er analysert, representerer ca. årene 1983- 1988. Dessuten må det regnes med virkninger av omrøring av gravende dyr. Utslippsreduksjonene ved Falconbridge har skjedd over hele perioden. Det er derfor naturlig at vesentlige forandringer fra 1983-undersøkelsen er vanskelige å observere.

På stasjonene 19, 34, 35 må det forventes en høyere sedimentasjon slik at det øverste sedimentlaget representerer et kortere tidsintervall. På disse stasjonene viste Rygg (1985a) lav til svært lav faunadiversitet. Det er trolig mindre omrøring ved dyr på disse stasjonene. Figur 31 viser at stasjonene har noe lavere metallkonsentrasjoner i det øverste sedimentsjiktet sammenlignet med eldre avsetninger fram til 1983. Det indikerer derfor en nedgang i sedimentkonsentrasjonene som følge av utslippsreduksjoner ved Falconbridge.

Konklusjonen på metallanalysene i sedimentene er at det observeres en nedgang i konsentrasjonene på de bedriftsnære stasjonene, men foreløpig ikke i ytre deler av Vesterhavn og Fiskåbukta. Det siste skyldes trolig lavere sedimenttilvekst her og omrøring ved gravende organismer. Undersøkelsen i 1988 bekrefter Vesterhavn/Hanneviksbukta som et område med svært sterk til ekstrem metallforurensning. Sedimentene vil i lang tid framover (10-talls år) ha et stort forurensningspotensiale.



Figur 29. Avstandsgradient av nikkel fra ytre fjordområde til nær Falconbridge. Merk logaritmisk skala.



Figur 30. Innhold av nikkell og kobber i sedimentet i Vesterhavnen i 1988. Merk forskjellig enhet i diagrammene.

6.3 Innhold av organisk bundet klor og brom, klorerte benzener og klorerte bifenyler i sedimentet

Samtlige analyseresultater fra disse stoffene og stoffgruppene er gjengitt i vedleggstabell D2.

Som for undersøkelsen i 1983, var det store avstandsgradienter i innhold av klorerte forbindelser i sedimentene. For heksaklorbenzen (HCB) var f.eks. konsentrasjonen på stasjon 32 45000 ganger den på stasjon 11. Stasjon 11 hadde en konsentrasjon som kan betegnes som bakgrunnsverdi i diffust påvirkede områder (0.5 ng/g. ng = 1/1000 µg). I følge Lohse (1988) er HCB-konsentrasjonene i sedimenter i Skagerrak/Norskerenna i område 0.12-0.16 ng/g. Det betyr at det er overkonsentrasjoner i det øverste sedimentlaget i sentrale deler av Vesterhavn på mere enn 10.000 ganger for enkelte parametre.

Tabell 11 summerer verdier i det øverste sedimentlaget målt i 1988 med tilsvarende fra 1983.

Tabell 11. Innhold i $\mu\text{g/g}$ i de øverste 2 cm av sedimentet av ekstraherbart organisk bundet klor og brom (EPOCl og EPOBr), pentaklorbenzen (5CB), heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS), klorerte alkylbenzener (KAB) og polyklorerte bifenyler (PCB). Id.Cl=identifiserbar klor.

Parameter	St. 2	St. 11		St. 12		St. 18		St. 19		St. 32
	1988	1983	1988	1983	1988	1983	1988	1983	1988	1988
EPOCl	6.1	0.9	1.8	0.5	1.0	14	13	20	40	601
EPOBr	0.95	0.20	0.33	0.10	0.39	0.30	0.61	1.2	3.7	13.3
5CB	<0.0010	0.010	0.0013	0.012	0.0037	0.367	0.043	1.43	0.024	23.0
HCB	0.0080	0.027	0.00065	0.027	0.014	2.08	0.100	4.7	1.9	29.6
OCS	<0.0080	0.001	<0.00055	0.002	<0.00065	0.111	0.016	0.14	0.35	8.4
Σ KAB*	0.0069	-	0.0026	-	0.0016	-	0.299	-	7.03	49.6
Σ PCB	0.070	0.006	0.0111	0.005	0.016	0.100	0.030	0.09	mask.	mask.
% Id. Cl av EPOCl	1	6	3	9	2.4	15	9	24	13	13
Σ Cl-benzener	0.016	0.006	0.003	0.009	0.020	2.66	0.183	6.33	2.07	62.7
HCB i % av Cl-benzener	51	64	28	56	71	78	55	74	92	47
Σ Cl-styrener	0.0014	0.003	0.0003	0.010	0.0003	0.160	0.016	0.228	0.35	8.4
OCS i % av Cl-styrener	74	33	100	20	100	69	100	62	100	100

* Sum KAB = Sum KAB 4/5/15, jfr. Källqvist og Martinsen 1987 for nærmere beskrivelse. Ved konsentrasjoner mindre enn deteksjonsgrensen er verdiene satt lik 50% av deteksjonsgrensen.

Det fremgår av resultatene at st. 2 i Topdalsfjorden (2.5 km nord for st. 4, se fig. 4A) hadde overkonsentrasjoner i størrelsesorden 10 ganger for f.eks. HCB. Innhold av ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) var relativt høyt, 6.1 $\mu\text{g/g}$. En verdi på 0.100 $\mu\text{g/g}$ kan regnes som bakgrunnskonsentrasjon. Identifiserbare klorerte forbindelser utgjorde bare 0.9% av EPOCl-verdien. Topdalsfjorden er et sedimentasjonsområde med høyt organisk innhold i sedimentet, 4.8% målt som organisk karbon (0-2 cm nivå). Det organiske materialets evne til å binde slike forurensninger kan derfor være noe av forklaringen på de relativt høye verdiene i Topdalsfjorden. Det er uvisst hva økt menneskelig aktivitet som den nærliggende Kjevik flyplass, kan bidra

med.

I ytre fjordområde og Vesterhavn ble det observert en øking i konsentrasjonene av EPOCl og EPOBr (EPO-brom) i forhold til 1983. Det var imidlertid en nedgang i pentaklorbenzen (5CB), HCB og oktaklorbenzen (OCS). Nedgangen er dog noe varierende fra en halvering i Hanneviksbukta (dog OCS opp her) og på stasjon 12 til 90% på stasjon 18 og 11. De relativt usystematiske variasjonene i konsentrasjonsnedgang er vanskelig å forklare og bør tolkes med forsiktighet. Figur 31 illustrerer forskjeller i HCB-konsentrasjon mellom 1983 og 1988. Imidlertid, selv etter 90% nedgang på stasjon 18 i Vesterhavn, er konsentrasjonen av HCB på denne stasjonen minst 100 ganger mere enn i diffust belastede områder.

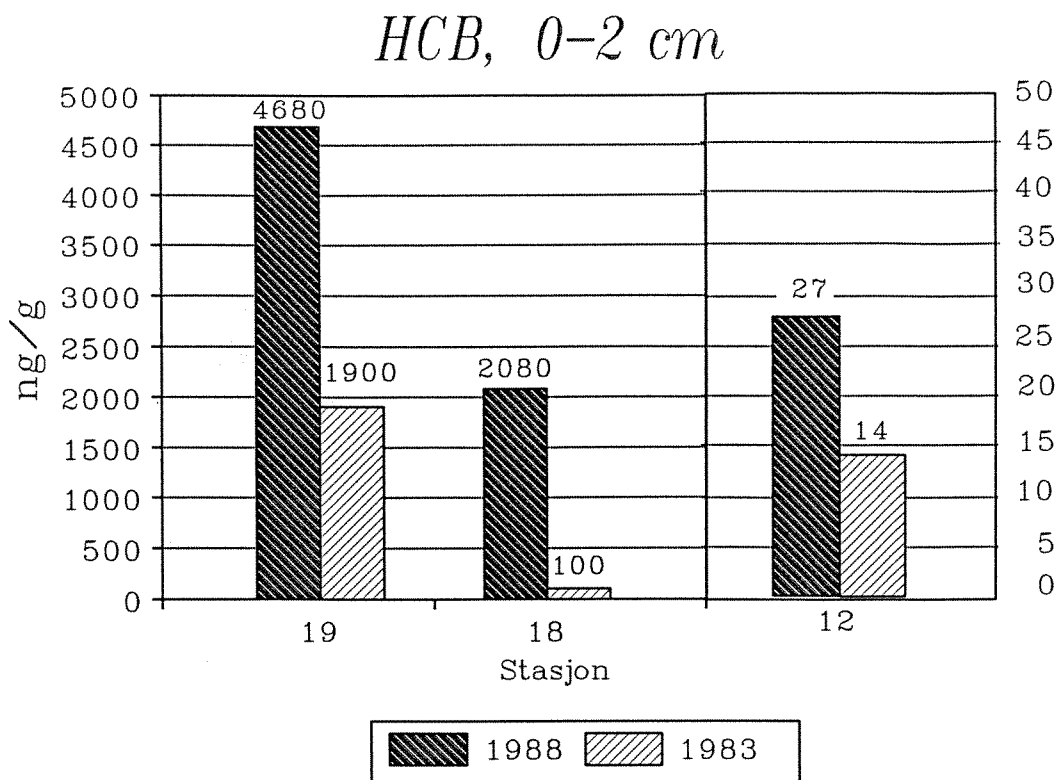
Sammenlignes HCB og OCS-verdiene med f.eks. Grenlandsfjordene, var nivået av HCB i sentrale deler av Vesterhavn tilsvarende det som observeres i Frierfjorden, men OCS-konsentrasjonene er i samme størrelsesområde som de i Breviksfjorden (Næs in prep.).

Resultatene for polyklorerte bifenyler (PCB) viste noe høyere verdier i ytre fjord sammenlignet med 1983. På stasjon 11 var konsentrasjonen 0.006 µg/g i 1983 og 0.011 i 1988. Disse forskjellene er imidlertid så små at de trolig ligger innenfor naturlige variasjoner. En bakgrunnsverdi kan settes til ca. 0.005 µg/g. På stasjon 18 i Vesterhavn var det en nedgang i PCB-konsentrasjonen fra 0.100 µg/g i 1983 til 0.030 i 1988.

Det var på alle stasjonene en generell nedgang i den prosentvise identifiserbare delen av de klorerte forbindelsene (i % av EPOCl). Høyeste prosentsats var på stasjon 30 nær Falconbridge hvor 17% var identifiserbare.

Generelt var det en nedgang i innholdet av sum klorerte benzener og styrener sammenlignet med 1983.

Sedimentene ble også analysert på innhold av klorerte alkylbenzener, KAB 4/5/15 (se Källqvist og Martinsen 1987 for nærmere identifisering av forbindelsene). Det var sterke gradienter mellom ytre fjord og bedriftsnære stasjoner med f.eks. en forskjell på 19000 ganger mellom stasjon 32 og stasjon 11. I Vesterhavnområdet var det verdier på 0.299, 7.03 og 49.6 for henholdsvis stasjonene 18 (Vesterhavn), 19 (Hanneviksbukta) og 32 (nær Falconbridge) for sum KAB.



Figur 31. Innhold av heksaklorbenzen i de øverste 2 cm av sedimentet på stasjon 12, 18 og 19 i 1988 sammenlignet med 1983

6.4 Innhold av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-pardioksiner i sedimentet

Rådata over PCDF/PCDD-analysene er gitt i vedlegg D3.

Fordelingen av PCDF/PCDD og TCDD-ekvivalenter på de forskjellige stasjonene er summert i tabell 12 sammen med tilsvarende verdier fra andre områder.

Tabell 12. Innhold av PCDF, PCDD og TCDD-ekvivalenter (Nordisk modell) i ng/g i det øverste laget av sedimentet (0-2 cm). Resultater fra Frier- og Breviksfjorden er fra Knutzen og Oehme (1988), Nevlunghavn-Portørområdet fra Næs (in prep.), Østersjøen fra Rappe (1988) og Rhinen fra Evers et al. (1988). (Avrundede verdier for Σ PCDF/PCDD).

	Stasjon	Σ PCDF	Σ PCDD	PCDF/PCDD	TCDD ekv.
	2	4.8	1.1	4.2	0.078
	9	4.4	0.8	5.8	0.050
	11	1.7	0.2	7.8	0.019
	12	24.5	2.2	11.4	0.094
	16	18.2	1.4	13.1	0.231
	17	46.2	2.4	18.9	0.661
	18	45.2	1.8	25.0	0.563
	19	135.0	3.2	42.1	1.378
	30	48.6	2.0	24.7	1.278
	31	38.5	0.7	57.7	0.785
	33	83.3	7.1	11.7	1.622
	34	5.5	0.3	17.4	0.110
	35	106.1	1.7	62.4	1.256
Frierfjorden	F5	364.0	46.0	7.9	5.600
Breviksfjorden	F8	115.0	11.0	10.5	1.600
Nevlunghavn	23	9.0	0.5	18.6	0.062
Portør	29	17.8	0.6	28.3	0.092
Sentr. Østersjøen		0.6	0.8	0.8	0.020
Rhine-sedimenter		0.5-11.2	0.2-11.8	0.4-7.7	0.001-0.310

Tabellen viser at det var sterke gradienter i PCDF-innholdet fra en verdi på 1.7 ng/g på stasjon 11 i ytre fjord til 135 ng/g på stasjon 19 i Hanneviksbukta. Mengdemessig var det en dominans av furaner over dioksiner. Selv om det også observeres økende dioksininnhold fra ytre fjord og inn mot nærområdet til Falconbridge, var denne gradienten svakere enn for furaner. Dette kommer til uttrykk ved at furan til dioksinforholdet øker fra 11.4 på stasjon 11 til 42 på stasjonen i Hanneviksbukta. Størst dominans av furaner hadde stasjon 35 i sentrale Vesterhavn med et forholdstall på 62.

Tilsvarende observeres det også forskjeller i TCDD-verdiene fra 0.02 på stasjon 11 til 1.4 ng/g på stasjon 19.

Det var en relativ stor forskjell mellom stasjonene 11 og 12 i ytre fjord. For eksempel var TCDD-verdien på stasjon 11 0.02, men 0.09 ng/g på stasjon 12. Et høyere organisk innhold på stasjon 12, kan være noe av forklaringen.

Stasjon 34 skiller seg ut ved relativt lave PCDF og PCDD-verdier tiltross for at denne ligger i havnebassenget i Vesterhavn. På denne stasjonen var det mye sand og tildels grus i sedimentet. Bunnen er her trolig utsatt for forstyrrelser slik at forurensninger i mindre grad sedimenterer.

På alle stasjonene var oktaforbindelsene den mengdemessig dominerende gruppen av dioksiner. Dette var også tilfelle for furanene bortsett fra på stasjonene 30, 31 og 34 hvor henholdsvis penta-, tetra- og

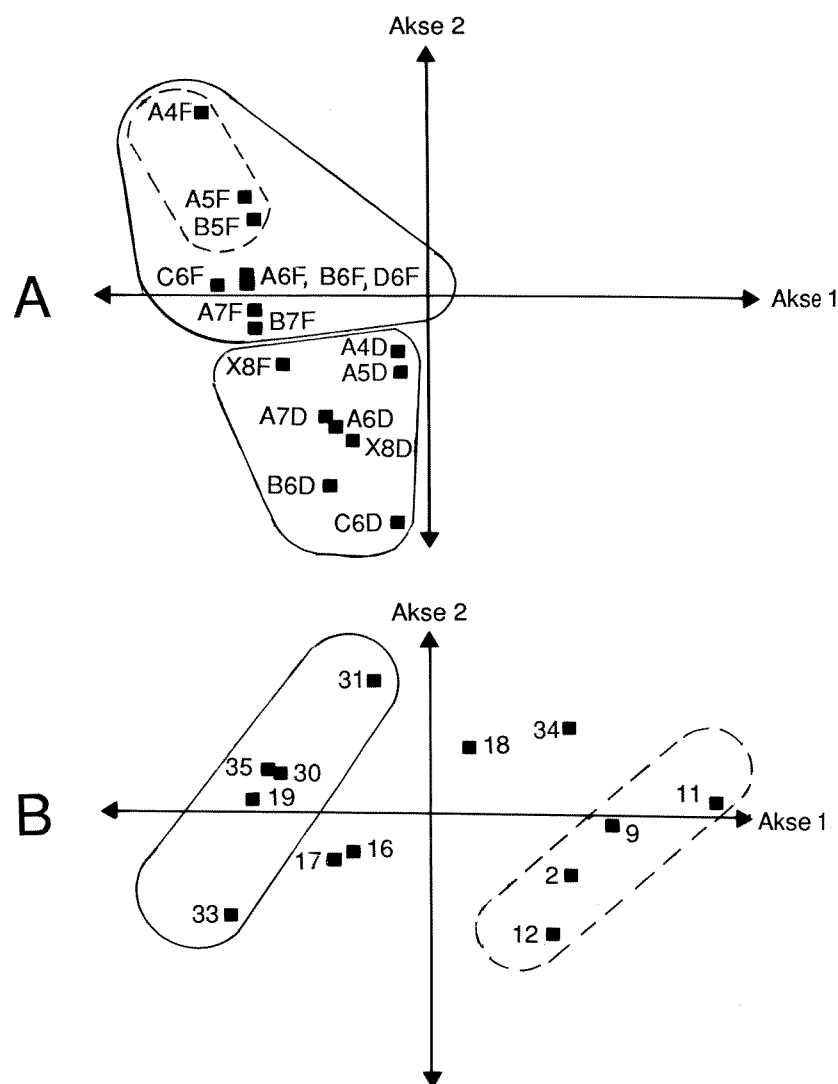
heksaforbindelsene dominerte.

Det er foreløpig relativt sparsomt med sammenligningsmateriale, men verdiene for TCDD-ekvivalenter kan antydes å være i størrelsesorden minst 100 ganger "bakgrunn" på de mest belastede stasjonene. Ut fra spesielt furananalysene er sedimentene i hele Vesterhavn/Fiskåbuktoområdet påvirket av utslippet. Materialet er for lite til å konkludere for ytre fjordområde.

I "principal component analysene", PCA-analysene, av overflatesedimentene (0-2 cm) viser samtlige forbindelser en fallende tendens (negativt stigningsforhold) mot akse 1, figur 32 A. (Akse 1 vil representere avstandsgradienter). Det vil si at hovedgradienten i området er et fall fra høye mot lave verdier og at stasjonene tilsvarende ordnes fra de med høye verdier (for alle forbindelsene) til de med lave verdier. Dette er i samsvar med gradienter vist i tabell 12. Denne hovedtrenden tar opp 81% av variasjonene i tallmaterialet.

Figuren 32 A viser også at så godt som alle furanforbindelsene avtar raskere ut fra utslippet enn dioksinforbindelsene (ligger lengst ut til venstre på akse 1). Omvendt vil dette si at dioxinforbindelsene er mer jevnt fordelt i fjordsystemet.

Akse 2 og høyere akser vil vise relative fordelingsmønstre mellom forbindelsene. På akse 2 skilles furaner og dioksiner i to grupper, det vil si at stasjoner med relativt høye konsentrasjoner av furaner har lavere andel av dioksiner og omvendt. For eksempel har stasjonene 31, 34 og 18 relativt sett overvekt av furaner, mens stasjonene 12 og 33 har relativt mere dioksiner (jfr. også PCDF/PCDD i tabell 12).



Figur 32. Plot av PCA-analysene for resultatene for overflatesedimentene (0 - 2 cm). I stoffplottet (A) er furaner og dioksiner gruppert med heltrukken strek, mens tetra- og pentaisomerene spesifikke for i hovedsak gammel prosess ved Falconbridge (kfr. Oehme et al., 1989) er markert med stiplet strek. B: Stasjonsplott. Bedriftsnære stasjoner er markert med heltrukken strek, stasjoner i ytre fjord med stiplet linje.

Akse 2 skiller videre furanene innbyrdes etter kloreringsgrad. Dette gjelder også for endel av dioxinforbindelsene. Det vil si at innenfor både furanene og tildels dioxinene er det en klar tendens til forskjellig opptreden i resipienten alt etter kloreringsgrad (akse 2 tar opp ca. 10% av variasjonen i tallmaterialet. Tilsammen beskriver da akse 1 og akse 2 nærmere 90 % av variasjonen i datamaterialet).

Før og etter 1984 har Falconbridge anvendt to forskjellige prosesser til fremstilling av ren-nikkel. Den gamle prosessen ga i hovedsak utslipp av tetra- og penta-furaner, henholdsvis 1,2,7,8-, 2,3,7,8-TCDF og 1,2,4,7,8-, 1,2,3,7,8/1,2,3,4,8-, 2,3,4,7,8-PeCDF. Den nye prosessen er dominert av forbindelsene 1,3,6,8-, 1,6,7,8-, 2,3,4,6-TCDF og 1,2,3,7,8/1,2,3,4,8-, 1,2,4,6,9/2,3,4,6,8-, 2,3,4,6,7-PeCDF. I analysene er desverre kun 2,3,7,8-TCDF og 1,2,3,7,8/1,2,3,4,8, 2,3,4,7,8-PeCDF kvantifisert, altså forbindelser som i hovedsak er representative for den gamle prosessen. Disse stoffene opptrer i resipienten som en gruppe forskjellige fra de øvrige furanforbindelsene (figur 32 A). Størst relativ forekomst har de på de bedriftsnære stasjonene 19, 30, 31 og 35 (figur 32 B).

Stasjonsplottet (figur 32 A) viser også sterke gradienter for andre forbindelser enn tetra- og pentaforbindelsene. Det er derfor nødvendig å inkludere disse stoffgruppene for å beskrive påvirkning fra bedriften.

Siden bare forbindelser spesifikke for i hovedsak den gamle prosessen er blitt kvantifisert (dels pga. mangel på standardforbindelser, dels pga. tidkrevende arbeid), er det ikke mulig å analysere datamaterialet med hensyn til forskjellig påvirkning i henhold til gammel/ny prosess. Imidlertid, siden det ikke er gått mer enn ca. 4 år mellom skifte til ny prosess og til sedimentprøvetakingen skjedde, ville bare de aller mest bedriftsnære stasjonene kunne gjenspeile denne forandringen. Det anbefales, spesielt for framtidig overvåking, at de manglende, bedriftsspesifikke tetra- og pentaforbindelsene kvantifiseres.

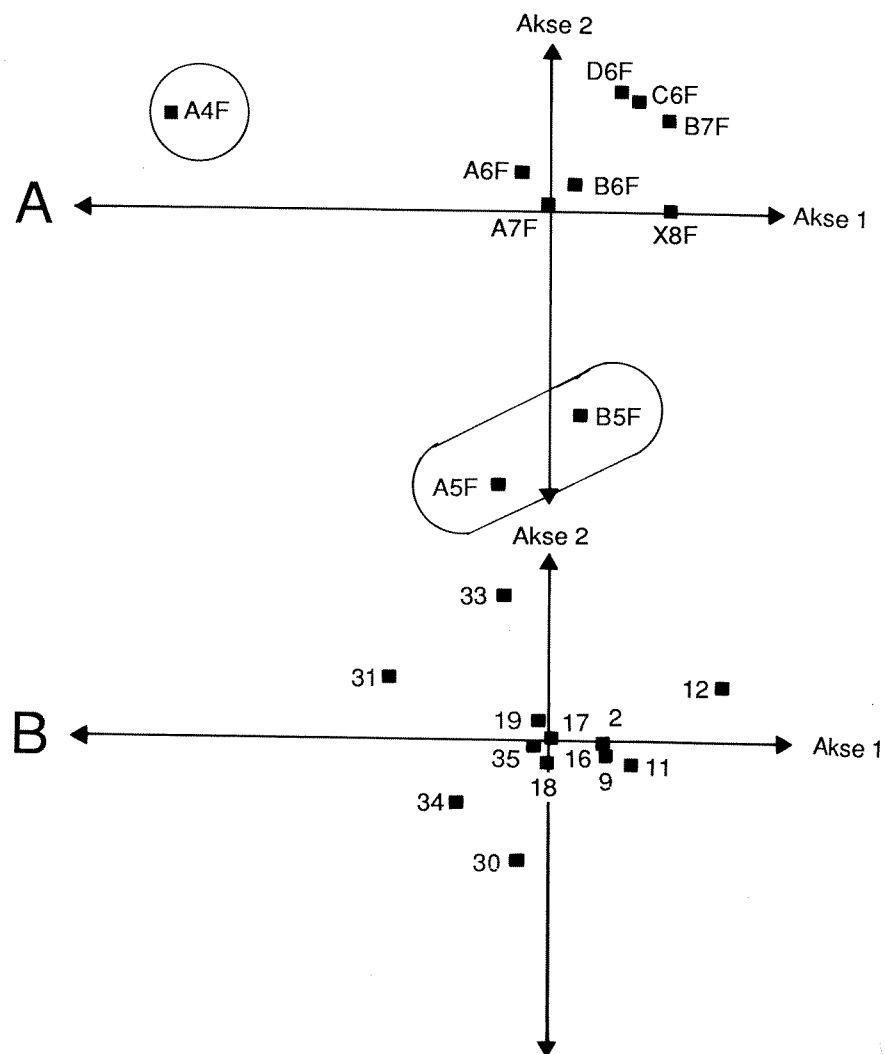
I tabell 13 er PCA-analysene korrelert mot variable som kan ha betydning for fordelingen i resipienten.

Tabell 13. Korrelasjonsmatrise mellom Akse 1, 2, 3 i PCA-analysene og utvalgte variable. (Akse 3 er ikke vist i noen av figurene).

	Akse 1	Akse 2	Akse 3
TOC	-0.23	-0.18	-0.01
C/N	0.06	-0.10	0.69
Avstand	0.80	-0.45	-0.16
Vanndyp	0.49	-0.45	-0.29
Multippel reg. koeff.	0.88	0.59	0.46

Tabellen viser at det er en sterk korrelasjon mellom avstand fra Falconbridge og akse 1. Dette bekrefter at avstandsgradienten er den sterkeste trenden i materialet. Videre er det en viss sammenheng mellom C/N og akse 3. Tabellen viser imidlertid at bortsett fra avstand fra Falconbridge, kan de valgte variablene ikke forklare dioksinene eller furanenes oppførsel i resipienten. Forhold som løslighet/nedbrytbarhet kunne ha vært aktuelle, men lite er kjent om dette.

Siden det er en klar mengdemessig dominans av furaner over dioksiner i avløpet fra Falconbridge, er en PCA-analyse kun for furanene gjennomført, figur 33. (Dette er gjort på standardiserte data, slik at forandring i relativ sammensetning av furanforbindelsene på de forskjellige stasjonene blir fokusert). Figuren (33 A) indikerer at de prosessspesifikke tetra- og pentaforbindelsene opptrer forskjellig i resipienten. Analysen viser at det er størst relativ forskjell mellom de bedriftsnære stasjonene. For eksempel har stasjon 30 relativt sett mye pentaforaner, mens stasjon 31 har overvekt av tetra-forbindelser. Stasjoner i sentrale deler av Vesterhavn/Fiskåbukta har en "gjennomsnittlig" stofffordeling, mens stasjonene i ytre fjordområde (st.2,8,11,12) har relativt sett mindre både tetra- og pentaforbindelser. En variasjon i stoffdominans mellom stasjonene nær Falconbridge, kan skyldes påvirkninger fra forskjellige avløp fra fabrikk. Dette er viktig for framtidig overvåking.



Figur 33. Plot av resultatene fra PCA-analysene av furaninnhold i overflatesedimentene. I stoffplottet (A) er tetra- og pentaforbindelsene i hovedsak spesifikke for gammel prosess ringet inn. B: Stasjonsplott.

Tabell 14. Innhold av PCDF/PCDD og TCDD-ekvivalenter (Nordisk modell (ng/g) i utvalgte snitt i sedimentet i Vesterhavns/Fiskåbukta.

	Stasjon	Dyp i sediment (cm)					
		0-2	4-6	8-10	12-14	16-18	20-22
Σ PCDF	17	46.2	12.9	2.8			
Σ PCDD		2.4	1.2	3.5			
TCDD ekv.		0.66	0.15	0.06			
Σ PCDF	18	45.2	6.1	3.5			
Σ PCDD		1.8	0.75	0.36			
TCDD ekv.		0.56	0.11	0.05			
Σ PCDF	19	135	383	61			123.5
Σ PCDD		3.2	4.8	0.62			2.5
TCDD ekv.		1.4	4.1	0.99			2.9
Σ PCDF	34	5.5	3.2	9.6			
Σ PCDD		0.32	0.48	0.85			
TCDD ekv.		0.11	0.06	0.22			

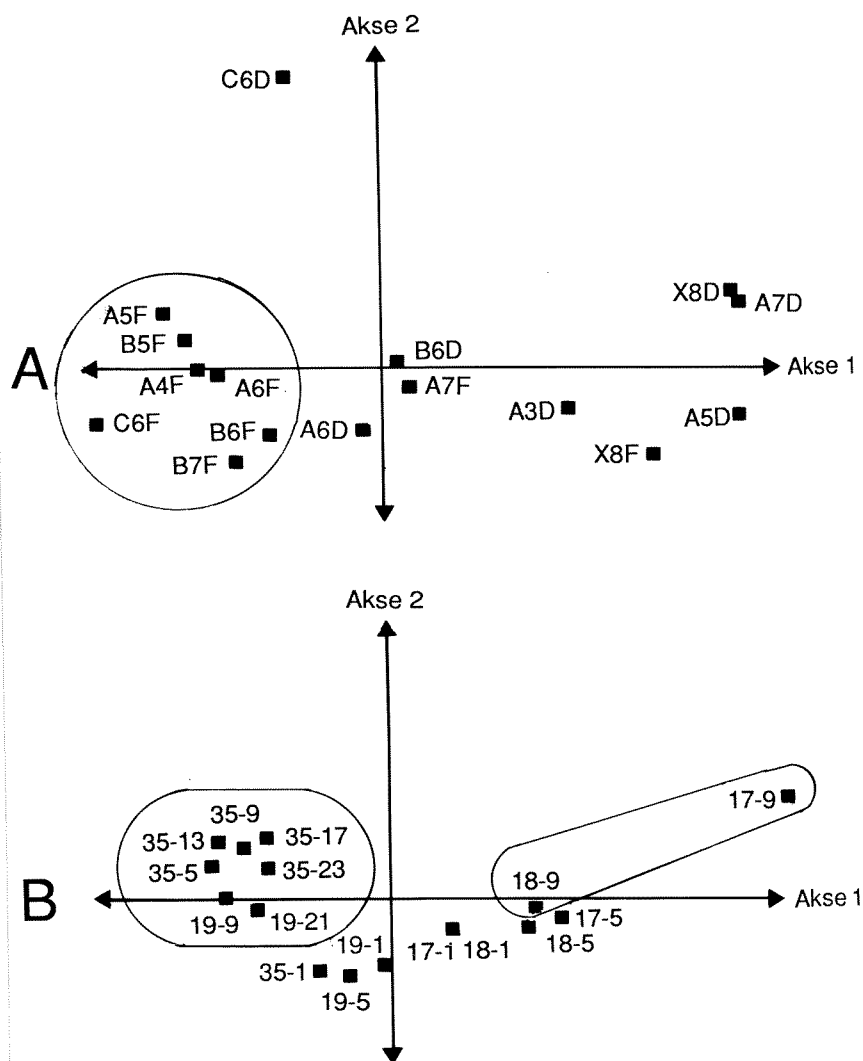
Tabellen viser at på stasjonene 17 og 18 i Vesterhavns observeres de høyeste konsentrasjonene i det øverste sedimentlaget, bortsett fra PCDD på stasjon 18 som hadde høyest verdi 8-10 cm ned i sedimentet. I Hanneviksbukta (st.19) økte konsentrasjonene fra det øverste laget til et maksimum 4-6 cm ned i bunnslaget for deretter å avta. Et sekundært maksimum ble påvist i 20-22 cm nivået. I sentrale Vesterhavns (st.35) og i havnebassenget (st.34) var også de høyeste dioksin/furankonsentrasjonene i de øverste 2 cm av sedimentet, men i likhet med stasjonen i Hanneviksbukta ble det også på disse stasjonene observert sekundære maksima nedover i sedimentlagene.

Metallanalysene viste lavere konsentrasjoner i 0-2 cm laget sammenlignet med dypere lag på stasjonene 19, 34 og 35. Det ble tolket som en respons på reduserte utslipp fra bedriften i forhold til 1983-undersøkelsen. For dioksinene og furanene er det kun stasjon 19 i Hanneviksbukta som har en slik vertikal trend. Datamateriale er derfor ikke entydig til å kunne påvise en reduksjon i belastning på sedimentene.

Figur 34 viser en PCA-analyse for alle vertikale snitt fra de fem stasjonene i Vesterhavnsområdet (standardiserte data). Plottet viser forskjeller i relativ sammensetning nedover i sedimentet. På st. 17 er

det fallende furan-verdier (retningen for dybnivåene peker bort fra furangruppen) og en relativ økning i enkelte dioxinforbindelser nedover i sedimentdypet. På st. 18 er det bare små forandringer i sammensetning, men kanskje med en svak tendens til noe mer dioxiner med høy kloreringsgrad nedover i sedimentet. De tre 'furan-stasjonene' 19, 34 og 35 viser imidlertid parallelle variasjoner i sammensetning, først og fremst preget av en økende dominans av tetra- og pentaforbindelsene spesifikke for i hovedsak den gamle prosessen nedover i sedimentet. På st. 35 skjer endringen mellom 2 og 4 cm sedimentdyp, mens den på st. 19 og 34 skjer mellom 6 til 8 cm dyp. Dypere i sedimentet er det en økning av dioxiner, og dypest (st. 35) igjen en reduksjon. Det er altså en tydelig felles trend for stasjonene nærmest Falconbridge, men endringene skjer dypere i sedimentet på de grunne stasjonene (st. 19, 34) enn på den dypeste stasjonen (st. 35). Dette kan skyldes forskjeller i sedimentasjon. (For å få en oversiktlig figur er stasjon 34 utelatt i stasjonsplottet).

De bedriftsnære stasjonene 19, 34, 35 har altså en dominans av furaner med høy kloreringsgrad i overflaten og et skifte til relativ dominans av tetra- og pentaforbindelser nedover i sedimentet. Stasjon 17 og 18, som ligger lengre vekk fra kilden har liten forandring i relativ sammensetning av furaner nedover i sedimentet og en generell dominans av furaner med høy kloreringsgrad. Dette gir grunnlag for interessante tolkninger. Fordelingen på de bedriftsnære stasjonene kan forklares ut fra "passiv" sedimentasjon alene. Hvis så, er dominansen av tetra- og pentaforbindelsene i sedimentdypet en funksjon av gammel prosess og dominans av mere høyklorerte furaner i det øverste sedimentlaget en avspeiling av ny prosess. Fordelingen på stasjonene 17 og 18 kan ikke forklares ut fra passiv sedimentasjon alene. De øverste 10 cm, representert ved de tre snittene, representerer et tidsspenn på i størrelsesorden 25 år. Det er en periode som tidsmessig er dominert av den gamle prosessen med overvekt av tetra- og pentaforbindelser. Det betyr at partiklene som utgjør sedimentet på stasjonene 17 og 18 må "miste" tetra- og pentaforbindelser. En større løslighet eller nedbrytbarhet av disse stoffene relativt til furaner med høyere kloreringsgrad, kan være noe av forklaringen. På stasjonene 17 og 18 er det et rikere dyresamfunn med større evne til omrøring av sedimentet enn på de bedriftsnære stasjonene. Hvis utslipp fra den nye prosessen er dominert av isomerer med høyere kloreringsgrad relativt til den gamle, vil partikler påvirket av dette i større grad bli nedblandet i sedimentet på stasjonene 17 og 18 enn på de bedriftsnære stasjonene. Dette vil da medføre relativt sett, en nedtransport av tyngre furaner.



Figur 34. Plot av resultatert fra PCA-analysene fra analyser av utvalgte snitt i sedimentdypet på stasjonene 17, 18, 19, 34 og 35. I stoffplottet (A) er de fleste furanene ringet inn. I stasjonsplottet (B) er snittene fra de dypere sedimentlagene fra de bedriftsnære stasjonene (st. 19 og 35) og stasjonene i større avstand fra Falconbridge (st. 17 og 18) ringet inn. Tallet etter stasjonsnummeret angir dyp i sedimentet. Stasjon 34 er utelatt fra stasjonsplottet.

6.5 Mengde TCDD-ekvivalenter lagret i sedimentene

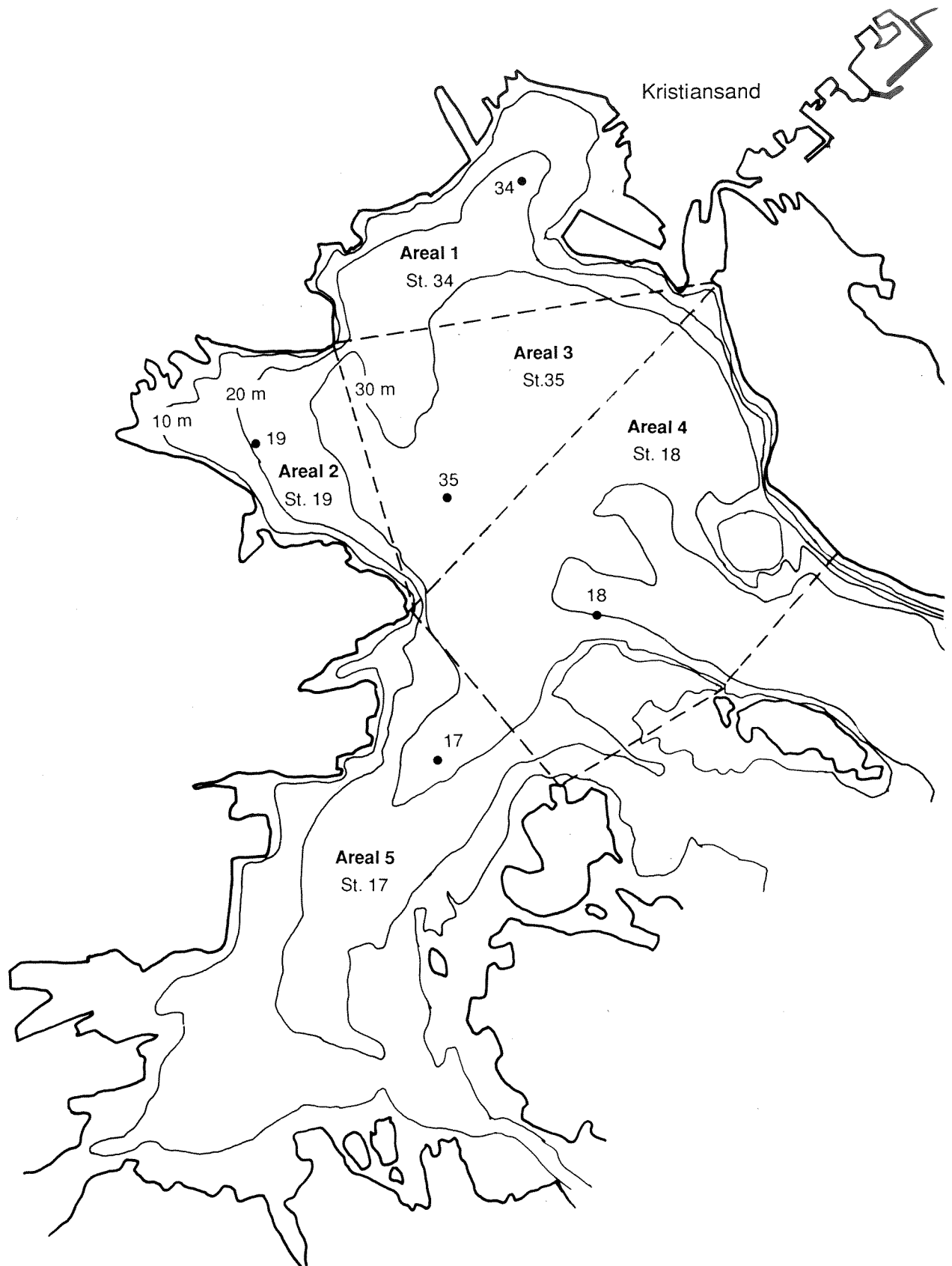
Et av hovedmålene med undersøkelsen var å beregne størrelsen av "dioksin-lageret" i de øverste 10 cm av sedimentet, representert ved TCDD-ekvivalenter. Denne beregningen er gjort ved å dele Vesterhavn/Fiskåbukta inn i fem områder, hver representert ved en stasjon, figur 35. I beregningene er snittet 0-2 cm valgt å representere de øverste 3 cm, konsentrasjonen i nivået 4-6 cm de neste 3 cm og verdien i 8-10 cm som representativ for sedimentlagene 6-10 cm. På grunnlag av vanninnhold og en tetthet av tørt sediment på 2.4 g/cm³ er det beregnet ca. 75 g TCDD-ekvivalenter lagret i sedimentet på dyp under 10 meter. Tabell 15 gir mengdene for hvert areal, mens figur 36 gir mengde pr. m². Det understrekes at slike grove beregninger bare kan angi størrelsesordenen. De relativt lave verdiene på stasjon 34 gjør at areal 1 kommer ut med relativt små mengder lagret.

Mengden lagret grunnere enn 10 m er ikke beregnet pga. grunnområders utsatthet for oppvirvling og dermed varierende bunnforhold. Etter all sannsynlighet er forholdsmessig lite sediment lagret her (fraktet nedover), og de analyserte prøver dessuten lite representative for grunnområdet. Som illustrasjon av tendensen til transport mot dypere lag, kan nevnes at av det samlede lager på ca. 75 g TCDD-ekv. under 10 m (tabell 15), befant ca. 75% seg på dyp større enn 20 m.

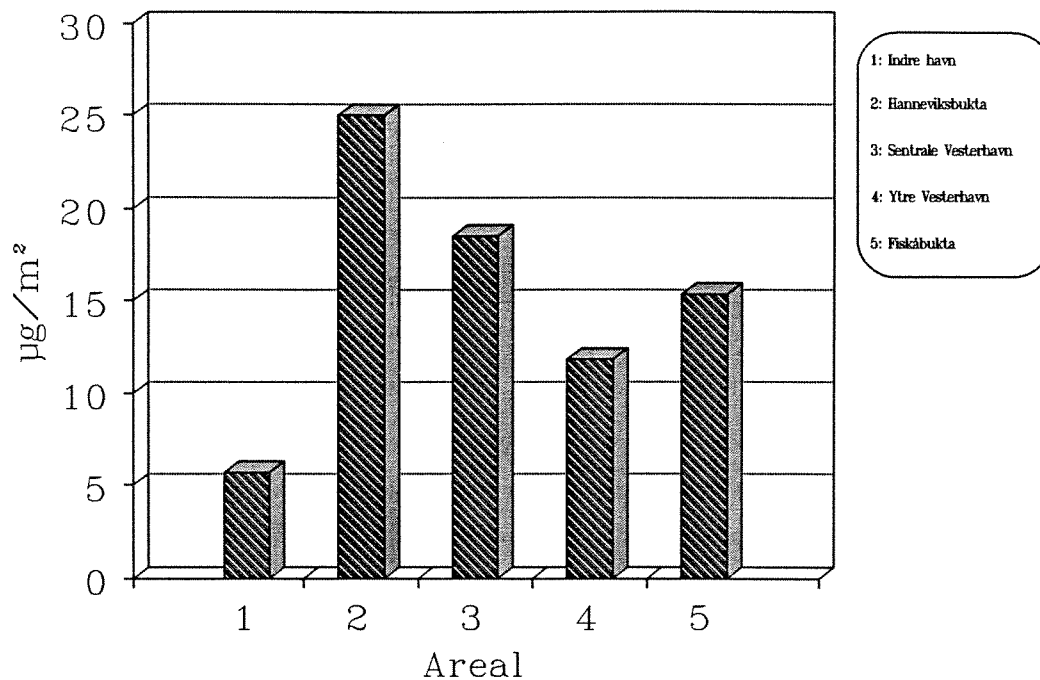
Målinger av avløpsvannet fra Falconbridge i perioden juni-88 til november-89 ga et årlig utslipp på 5-6 gram TCDD-ekvivalenter. Dette kan antas representativt for perioden etter omlegging av prosessen i 1984 og ikke nødvendigvis for tidligere år (før 1984). Hvis det antas en gjennomsnittlig sedimentasjon på 4 mm pr. år for Vesterhavn/Fiskåbukta, representerer 75 g TCDD-ekvivalenter i de øverste 10 cm av sedimentene en avsetning over ca. 25 år. Jamnført med et utslipp på 5 g TCDD-ekv./år, er det rimelig å anta at 50-75% av furan/dioksin-utslippene sedimenteres i Vesterhavn/Fiskåbukta, resten transporteres lenger ut.

Tabell 15. TCDD-ekvivalenter i gram lagret i de øverste 10 cm av sedimentet i Vesterhavn/Fiskåbukta på vanddyb større enn 10 meter.

Areal	Sted	TCDD-ekv. (g)
1	Indre havn	6
2	Hanneviksbukta	25
3	Sentrale Vesterhavn	19
4	Ytre Vesterhavn	12
5	Fiskåbukta	15
Sum		77



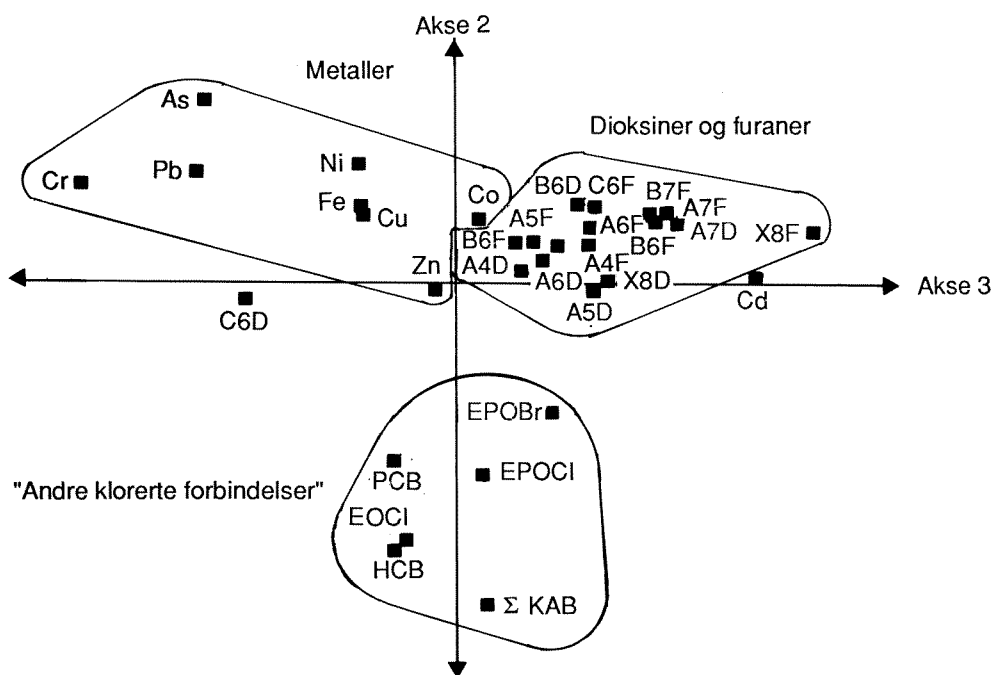
Figur 35. Arealer med tilhørende representativt stasjoner brukt i beregningene av mengde TCDD-ekvivalenter lagret.

2378-TCDD-ekvivalenter

Figur 36. Mengde TCDD-ekvivalenter lagret pr. m² i de øverste 10 cm av sedimentene i Kristiansandsfjorden

6.6 Sammenfattende vurdering av sedimentobservasjonene

Figur 37 viser en PCA-analyse for metaller og endel klororganiske forbindelser samtidig. Analysen omfatter stasjonene i Vesterhavnområdet hvor det foreligger resultater fra flere dypnivåer i sedimentet (st.17,18,19,34,35). Det er valgt å illustrere plottet av akse 2 mot akse 3 fordi akse 1 (hovedaksen) gir avstandsgradient bort fra kilden. Plottet indikerer at gruppene av forbindelser oppfører seg klart forskjellig i resipienten. Metallene kommer ut som en samlet gruppe bortsett fra kadmium. Det kan skyldes at kadmium danner løslige klorkomplekser. Furaner og dioksiner kommer ut som en annen adskilt gruppe (som vist tidligere opptrer disse med innbyrdes forskjeller). EPOCl/-Br, PCB, HCB, KAB og EOCl (ekstraherbart organisk bundet klor) danner den tredje gruppen. Det er verd å merke seg at HCB klart opptrer forskjellig fra furan/dioksin-gruppen. Ut fra sin lave løselighet skulle både HCB og de aktuelle PCDF/D være overveiende knyttet til partikler og således transporteres på like vis.



Figur 37. Plot av resultatene fra PCA-analysene for stasjonene i Vesterhavnområdet (st. 17, 18, 19, 34 og 35, overflateprøver og prøver av snitt nedover i sedimentdypet).

Det er vanskelig å gi eksakte forklaringer for forskjellene mellom gruppene som blant annet kan skyldes forskjeller i løslighet, nedbrytbarhet, selektiv sedimentasjon osv. Mønsteret illustrerer imidlertid at det kan være prosesser som er viktige for bedre å kunne forstå enkeltforbindelsers oppreden og skjebne i en resipient.

Sammenlignes sedimentundersøkelsen i Kristiansandsfjorden i 1988 med den i 1983, observeres det forandringer i konsentrasjonene i det øverste sedimentlaget. På stasjoner i nærområdet til Falconbridge er det en nedgang i metallverdiene. Likeledes er det en betydelig reduksjon i innholdet av klorerte forbindelser (ikke tilstrekkelig tallmateriale for dioksiner/furaner fra tidligere år), både i Vesterhavns og i ytre fjordområde.

Selv om det er gjennomført reduksjoner i utslippet fra Falconbridge og dette har medført redusert belastning på sedimentene, er forurensningen i Vesterhavns-området meget sterk, tildels ekstrem. Det er så høye f.eks. metallkonsentrasjoner i sedimentene at dette vil kunne ha betydning i mange titalls år framover. Konsentrasjoner av f.eks. arsen på opp til 47.000 µg/g illustrerer dette når bakgrunnsverdien er 20 µg/g.

Det man vil vite ved slike forurensninger, er hvilken biologisk konsekvens dette har. Det er et meget komplisert spørsmål som det ennå ikke finnes enkle og klare svar på.

National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA), USA, har nylig evaluert et stort materiale fra USA om hvilket potensiale for biologiske effekter noen sedimentbundne miljøgifter har (Long og Morgan 1990). Dette er gjort på grunnlag av en rekke testmetoder og man har kommet fram til såkalte "effect range-low"- (ER-L) og "effect range-median"-verdier (ER-M) for noen forbindelser. Forenklet er ER-L den konsentrasjon som, hvis den overstiges, gir ugunstige effekter på følsomme livsstadier eller arter. ER-M er den konsentrasjon som, hvis den overstiges, hyppig eller alltid gir effekter på de fleste arter. For å illustrere giftighetspotensialet av sedimentene i Vesterhavns er konsentrasjonene av kobber, nikkel og arsen sammenlignet med de oppgitte ER-L og ER-M verdiene (tabell 16).

Det framgår at sedimentene i Vesterhavns har metallkonsentrasjoner som langt overskrider det som skulle gi biologiske effekter (ut fra vurderingen hos Long og Morgan, 1990). For Hanneviksbuka er konsentrasjonene opp til to tierpotenser høyere enn det som skulle gi effekter.

Tabell 16. Sammenligning av kobber-, nikkel- og arsenkonsentrasjoner fra det øverste sedimentlaget (0 - 2 cm) i Vesterhavnen med ER-L og ER-M verdier. (Se tekst for nærmere forklaring.)

Parameter	Stasjoner		ER (Effect range)	
	18	19	ER-L	ER-M
Cu	856	5220	70	390
Ni	1000	5520	30	50
As	474	8400	33	85

Det advares mot å bruke ER-L and ER-M verdiene som kategoriske retningslinjer. F.eks. ligger ER-L verdiene både for arsen og nikkel nær bakgrunnsnivåene, og Rygg (1985 a, b) indikerer at skade fra kobber kan sette inn ved konsentrasjoner på 80 - 150 ppm. Det er også store usikkerheter forbundet med fastsetting av grenser for biologiske effekter, bl.a. på grunn av metallenes tilstandsform og tilgjengelighet. Imidlertid gir ER-verdiene en indikasjon på de problemene som kan være forbundet med lagrene av miljøgifter i Vesterhavnområdet. I denne forbindelsen kan nevnes at det også i Norge nå er startet et arbeid med å komme frem til sedimentkvalitets-kriterier (se Källqvist og Skei (1990 og Knutzen og Skei (1990) for nærmere informasjon).

Risikoen for spredning av miljøgifter fra sedimentet avhenger av flere faktorer, primært av i hvilken grad det forstyrres. Normal omrøring/-oppvirvling ved bunndyr, kan antas mest å gi en horisontal forflytning, idet oppvirvlet/utløst materiale i hovedsaken vil sedimentere på nytt, eventuelt etter reabsorpsjon til partikler. Sedimentene vil da mest forurense bunndyr (f.eks. krabbe, flyndre, ål) og ellers bare virke indirekte gjennom næringskjeder på f.eks. torsk og annen fisk som eter bunndyr. Storstilt spredning og direkte forurensning av høyere vannlag (og f.eks. blåskjell) risikeres først ved kraftig forstyrrelse (mudring, dumping, trafikk av større skip).

Undersøkelser av dyrelivet på bløtbunn i Kristiansandsfjorden ble gjennomført i 1983 (Rygg 1985a). Undersøkelsen viste at i hele Vesterhavnområdet var det moderat til svært lav arts mangfold. Rygg konkluderte med at skadevirkninger i et 3-5 km² område i Vesterhavns-Fiskåbukta som var blant de sterkeste i Norge når man ser bort fra områder med rått bunn. Disse observasjonene kan understøtte momentene ovenfor. Det anbefales derfor at toksisitetsforsøk utføres på sedimentene. Det burde også gjøres en ny prøvetaking av bløtbunnsfaunaen i området.

7. JEVNFØRING AV PCDF/PCDD PROFILER I AVLØPSVANN, SEDIMENTER OG ORGANISMER

Nedenstående sammenligning er basert på ulike stoffgruppers prosentvise bidrag til giftighetspotensialet angitt som 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i ulike medier. Formålet med fremstillingen er

- å få frem hvilke stoffgrupper/stoffer som bidrar mest mest til giftighets-potensialet i forskjellige medier.
- å belyse i hvilken grad man gjenfinner dominerende giftkomponenter fra avløpsvannet i sedimenter og organismer.
- jevnføre PCDF/PCDD-profilen i sedimenter med det som finnes i organismer, primært de som lever på bunnen.
- eventuelle forskjeller i PCDF/PCDD-profiler med økende avstand fra kilden eller fra år til år.

I tabell 17 er stilt sammen utvalgte resultater fra de forskjellige medier. Utslippsdata refererer til 8 blandprøveanalyser juni - juli 1988 til november 1989 av avløp fra kalksteinstårn, som i henhold til de målinger som er foretatt peker seg ut som den dominerende kilde.

Tabell 17. Prosentbidrag til innhold av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter fra ulike stoffgrupper i:
 A1: Avløpsvann fra kalksteinstårn 1988-89, middel (variasjon).
 A2: Avløpsvann nov. 1989.
 S1: Sedimenter 0 - 2 cm, alle stasjoner, middel (variasjon).
 S2: St. K2 (Topdalsfjorden) 0 - 2 cm.
 S3: Sedimenter under 4 cm, alle stasjoner og sjikt, middel (variasjon).
 S4: St. K17, 8 - 10 cm.

Prøver Stoffgr.	A1	A2	S1	S2	S3	S4
Σ TCDF	3.9 (2.1- 6.2)	3.1	15.5 (2.5-42.9)	6.2	15.7 (7.8-22.0)	7.8
Σ PeCDF	28.2 (21.0-36.2)	21.1	31.7 (16.9-47.5)	37.1	40.4 (17.1-58.6)	28.3
Σ HxCDF	50.0 (43.3-57.5)	55.7	37.1 (29.6-49.8)	37.7	31.2 (20.2-45.0)	20.2
Σ HpCDF	6.1 (3.9- 8.8)	6.2	7.3 (4.4-12.4)	7.7	5.2 (2.1-10.4)	4.0
OCDF	1.3 (<0.1- 4.1)	4.1	4.4 (0.9-22.9)	2.4	1.8 (0.5- 5.4)	1.6
Σ PCDF	89.5 (77.4-96.7)	90.3	96.4 (91.1-99.5)	91.1	94.3 (61.9-99.1)	61.9
TCDD	<0.7 (<0.3- 2.0)	2.0	<0.2	-	0.9 (<0.1-11.3)	11.3
PeCDD	1.3 (0.7- 2.1)	2.9	<0.2	-	1.5 (<0.1-10.6)	10.6
Σ HxCDD	7.9 (0.6-10.6)	3.9	1.5 (<0.1- 5.9)	5.9	1.7 (<0.1- 8.6)	8.6
Σ HpCDD	0.5 8 0.3- 0.9)	0.9	1.0 (0.2- 2.2)	2.2	0.9 (0.1- 7.1)	7.1
OCDD	<0.2 (<0.1- 0.2)	0.1	0.5 (0.1- 1.9)	0.7	0.2 (<0.1. 0.8)	0.6
Σ PCDD	10.3 (2.2-22.6)	9.8	3.0+(0.5- 8.9)	8.9	5.7 (1.0-38.1)	38.1

Av tabell 17 fremgår at både i avløpsvann og sedimenter var det en dominans av PCDF, med omkring 90% av bidraget til sum TCDD-ekvivalenter. I avløpsvann var særlig gruppen av hexadibenzofuraner (HxCDF) fremtredende (ca. 50%), mens det både i overflatesedimenter og i dypere lag var omtrent like stor andel fra pentadibenzofuraner (PeCDF) som fra hexaforbindelsene. Dominerende enkeltforbindelser i begge medier var 2,3,4,7,8 PeCDF (ca. 20 - 40%), 1,2,3,4,7,8/1,2,3,4,7,9 HxCDF (ca. 15 - 30%) og 1,2,3,6,7,8 HxCDF (ca. 10 - 20%).

Sett i forhold til avløpsvann var det i sedimentene en relativ anrikning særlig på tetradibenzofuraner (TCDF), i svakere og mer usikker grad for PeCDF. Disse grupperes andel av sum TCDD-ekvivalenter i sedimenter hadde økt på bekostning av hexaforbindelsene, som viste relativ nedgang fra avløpsvann til sedimenter.

Den eneste direkte påvisning av 2,3,7,8-TCDD i avløpsvann var i prøven fra november 1989, i de øvrige tilfellene lå 2,3,7,8-TCDD under deteksjonsgrensen.

PCDF/PCDD profilene i sedimentprøver viste ingen markerte forskjeller eller tendenser til forskyvninger i dypere lag av sedimentet (sammenlign S1 i tabell 17 med S3) eller med økende avstand fra kilden (her bare illustrert ved profilen til den mest utslippsfjerne av stasjonene, - se kolonne S2 i tabellen). En mer detaljert analyse kan imidlertid tyde på en mer typisk forbrenningsprofil ("bakgrunnsprofil") av PCDF/PCDD på stasjonene K2, K9, K11 og K12 enn i topplagene fra de mer utslippsnære sedimentstasjonene.

Innholdet av TCDD ekvivalenter som % av totalinnholdet av PCDF/PCDD varierte for avløpsvann mellom 1.2 og 3.0%; i overflatesedimenter 0.4 - 2.5% og i sedimenter dypere enn 4 cm 1.0 - 3.0%. Det var følgelig ingen tydelige indikasjoner på forholdsmessig anrikning av de giftigste komponentene i bunnavleiringene. De høyeste "TCDD-prosentene" ble registrert på utslippsnære stasjoner, men det relative innslaget av giftige forbindelser var ikke konsekvent lavest i sedimenter lengst fra utslippet.

Av tabell 18 ses at det også i organismer stort sett var PCDF som ga det dominerende bidrag til sum TCDD ekvivalenter, men med enkelte unntak.

I torskelever var dominansen av PCDFs andel vesentlig mer utpreget i 1988 enn i 1990, men begge år var det et markert bidrag fra 2,3,7,8-TCDD. I filet av torsk fra omr. B 1990 (ikke vist i tabell) bidro 2,3,7,8-TCDD med nesten halvparten av ekvivalent-summen, mens det i 1988 ikke var noe (forholdsmessig høy deteksjonsgrense). Jevnført med avløpsvann spilte 2,3,7,8-TCDF vesentlig større rolle, 2,3,4,7,8-PeCDF omtrent likt, mens det forholdsmessige bidraget fra HxCDF var lavere. PCDF/PCDD-profilen i torskelever lignet i disse henseende på forholdet i overflatesedimenter.

Det prosentvise bidraget fra de forskjellige stoffgrupper var ikke vesensforskjellig i torsk fra referansestasjonen.

Tabell 18. Prosentbidrag til innhold av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter fra ulike stoffgrupper i

TL : Torskelever, alle prøver 1988/1990, eksklusiv omr. G (ref.st.), middel (variasjon).

SF1: Skrubbefilet, alle prøver 1988/1990, middel (variasjon).

SF2: Skrubbefilet, omr. B 1990.

K1 : Krabbesmør (~ skallinnmat) alle prøver 1988/1990, eksklusiv omr. G (ref.st.), middel (variasjon).

K2 : Krabber omr. B 1990.

B1 : Blåskjell, alle prøver 1988/1990, eksklusiv st. 19 (ref.st.), middel (variasjon).

B2 : Blåskjell st. 4 1990.

Bemerk: 0 markerer under deteksjonsgrensen, som i noen tilfeller for 2,3,7,8-TCDD har vært såvidt høyt at den representerer >10% av sum TCDD ekvivalenter.

PRØVER STOFFGR.	TL	SF1	SF2	K1	K2	B1	B2
Σ TCDF	20.7 (3.8-36.0)	14.7 (4.1-46.0)	7.2	18.6 (11.3-29.3)	16.5	33.5 (21.9-45.1)	21.9
Σ PeCDF	24.3 (14.3-31.8)	41.7 (12.7-73.3)	64.7	46.4 (41.8-50.1)	46.4	35.3 (19.8-50.9)	26.9
Σ HxCDF	30.1 (18.3-51.5)	17.2 (2.7-47.6)	2.7	14.4 (11.7-16.3)	14.3	12.9 (5.4-17.7)	14.2
Σ HpCDF	1.5 (0.1- 4.6)	2.1 (0.2- 5.8)	0.2	0.7 (0.4- 1.0)	0.6	1.3 (0.4- 2.0)	1.6
OCDF	0.1	0.2 (0 - 1.7)	-	-	-	0.1 (0 - 0.3)	-
Σ PCDF	76.9 (45.5-93.0)	76.2 (24.3-98.7)	74.8	80.1 (71.4-88.4)	77.8	83.1 (59.5-98.9)	64.6
TCDD	16.9 (0 -48.5)	16.7 (0 -66.0)	17.5	2.8 (0 -10.5)	6.2	10.7 (0 -31.7)	21.9
PeCDD	2.1 (0 . 4.4)	4.5 (0 - 6.2)	6.2	10.7 (6.5-13.4)	12.0	2.3 (0 - 6.1)	6.1
Σ HxCDD	3.8 (1.3- 5.8)	2.0 (0.8- 4.4)	1.5	6.2 (3.9- 8.4)	3.9	2.9 (0 - 5.8)	5.8
Σ HpCDD	<0.2	0.4 (0 - 0.9)	-	0.2 (0.1- 0.3)	0.1	0.8 (0.2- 1.3)	1.2
OCDD	<0.1	0.2 (0 - 0.5)	-	-	-	0.2 (0 - 0.3)	0.3
Σ PCDD	23.1 (8.6-54.5)	23.8 (1.3-73.6)	25.2	19.9 (11.4-28.6)	22.2	16.9 (1.1-40.3)	35.3

I skrubbefilet dominerte i 1988 PCDF i alle prøvene; i prøven fra omr. B også i 1990, men i mindre grad: ca. 75% andel i sum TCDD ekvivalenter. I skrubbe fra omr. F i 1990 var det derimot omvendt, idet 75% skyldtes dioksiner, vesentlig forårsaket av et relativt høyt innhold av 2,3,7,8-TCDD. Forøvrig ses av tabellen (kolonne SF2) at det også i skrubbe fra område B i 1990 var et betydelig innhold av denne giftigste forbindelsen. PCDF/PCDD-profilen var ellers mer varierende i skrubbe enn i torsk. Bl.a. var det stor forskjell mellom skrubber tatt i henholdsvis omr. B og omr. C i 1990. Dette er igjen en indikasjon på at andre forhold enn belastningens art, slik den

fremstår ved betraktning av sammensetningen i avløpsvann og sedimenter, spiller en betydelig rolle.

I likhet med torsk og sedimenter fant man i skrubbe en forholdsmessig økt betydning av pentaklordibenzofuraner og tilsvarende redusert rolle for hexa- og heptaforbindelser, sammenlignet med i avløpsvann. Unntatt i ett tilfelle var det imidlertid en relativ reduksjon i TCDD-ekvivalent-bidraget fra 2,3,7,8-TCDF, både i relasjon til avløpsvann og overflatesedimenter.

Også i krabbesmør og blåskjell viste analysene "dioksinprofiler" der dibenzofuranene var viktigst giftighetspotensiale, likeledes den relativt sett mer effektive akkumulering av 2,3,7,8-TCDF og 2,3,4,7,8-PeCDF. Dominansen av PCDF var for begge arter mest markert i 1988. I 1990 ses (tabell 18, kolonne K2 og B2) et betydelig innslag av 2,3,7,8-TCDD, som i samtlige 1988-prøver lå under deteksjonsgrensen. Spesielt gjorde dette seg gjeldende i blåskjell. På en stasjon nærmere utslippet enn st. 4, utgjorde dette stoffet nær 1/3 av ekvivalentsummen. Observasjonene av mye 2,3,7,8-TCDD i 1990-blåskjell sammen med påvisningen i avløpsvann noen måneder tidligere (tabell 7.1), tyder på at det har vært en belastning via vann.

Mellom profilene i krabbe og overflatesediment var det bare delvis samsvar. Krabbene viste en betydelig relativ anrikning på 2,3,4,7,8-PeCDF (ca. 45% mot ca. 30%) og vesentlig lavere bidrag fra HxCDF (ca. 15% mot vel 35% i bunnvleiringenes topplag). Mens sedimentene bare inneholdt en lav andel PCDD, utgjorde disse forbindelser (mest 1,2,3,7,8 PeCDD) i snitt ca. 20% av ekvivalentbidraget hos krabber.

Krabbe og blåskjell fra referansestasjonene (med totalkonsentrasjon av TCDD ekvivalenter på omtrent bakgrunnsnivå) viste ingen tydelig avvikende PCDF/PCDD sammensetning. Særlig bemerkelsesverdig er at karakteristiske bestanddeler av nåværende utslipp, gjenfunnet i utslippsnære overflatesedimenter, også ble påvist i krabber fra referanseområdet ved Ny Hellesund. (Det dreier seg her om ikke eller mindre giftige komponenter, som ikke inngår i ekvivalentberegningen og som ikke er tatt med i vedleggstabellene). Når disse stoffer fantes i krabbene, burde det likevel være ledsaget av en tydelig overkonsentrasjon av TCDD ekvivalenter, hvilket som nevnt ikke var tilfellet. Forklaringen kan eventuelt være at forestillingen om et "bakgrunnsnivå" på i hvert fall 30 - 40 ng TCDD ekvivalenter pr. kg friskvekt i krabbesmør fra Skagerrak-kysten (ref. Knutzen og Oehme, 1990) representerer et overestimat. Det kan i så fall bare bedømmes når man får resultater fra igangværende analyser av prøver fra antatt "uberørte" områder. En alternativ teoretisk mulighet - at enkelte

ikke giftige bestanddeler av utslippet skulle transporteres lenger enn 2,3,7,8-komponentene - anses som usannsynlig, bl.a. på bakgrunn av erfaringene fra å spore utslippet fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk (Knutzen og Oehme, 1990).

Samlet kan det konkluderes med:

- Både avløpsvannanalyser (nov. 1989) og PCDF/PCDD profilene i organismer samlet inn i 1990 kan tyde på enten varierende sammensetning av avløpsvannet mht. forekomst av 2,3,7,8 TCDD eller en endring i løpet av tidsrommet 1988 - 1990.
- Betydelig relativ anrikning i både sedimenter og organismer av tetra- og pentaklordibenzofuraner og motsvarende redusert betydning for giftighetspotensialet av gruppen HxCDF i sammenligning med det som er målt i den antatt viktigste avløpsstrømmen, - i organismer dessuten en relativ økning i 2,3,7,8 TCDD og 1,2,3,7,8 PeCDD. (Det samme forhold er forøvrig funnet i forbindelse med dioksinutslippene i Frierfjorden, se Knutzen og Oehme, 1988).
- Forskyvningen i den relative betydning av ulike stoffgruppers bidrag til totalinnholdet av TCDD-ekvivalenter, gjør det vanskelig å spore en kildes rekkevidde på grunnlag av slike profilanalyser. Da må det benyttes kildepesifikke stoffer (Oehme et al., 1990; Knutzen og Oehme, 1990), men også dette kan som nevnt medføre tolkingsproblemer i de tilfeller kilden synes å kunne spores lenger enn avstanden til at bakgrunnsnivået for innhold av TCDD ekvivalenter er nådd.

8. KONSEKVENSER

Konsekvensene av det registrerte innhold av klor- og bromorganiske stoffer i spiselige organismer må primært bedømmes av næringsmiddelmyndighetene og eventuelt fiskerimyndighetene.

Sannsynligvis vil det foreløpig ikke bli aktuelt å lempe på eller endre restriksjonene på omsetning og kostholdsrådene omtalt i kap. 2.1, selv om det har vært til dels betydelig nedgang i spiselige organismers innhold av de tidligere hovedkomponenter i utslippet (tabell 7). Utviklingen mht. dioksinbelastning er ikke klar, og i det hele tatt trengs lengre tids kontroll av belastningen med alle typer klor- og bromorganiske forbindelser før situasjonen kan anses å være under kontroll.

I henhold til retningslinjer som brukes i Norge bør et voksent menneske (60 - 70 kg) ikke ha høyere - livslang - ukedose enn ca. 2 ng 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter (Nordisk Dioxinriskbedømming, 1988). Av torskelever og skrubbefilet fra indre fjord (tabell 3) tilsvarer ikke dette mer enn hhv. 12 - 15 g og ca. 300 g. Tilsvarende resonnement for krabbe og blåskjell fra Vesterhavnområdet gir et øvre - livslangt - ukeinntak på ca. 50 g skallinnmat og 350 - 400 g blåskjell. Som ukentlig livslangt inntak er dette ganske mye, men de målte dioksinnivåene må likevel betraktes som lite ønskelige, bl.a. fordi det i tillegg er overkonsentrasjoner av andre klor- og bromorganiske miljøgifter, foruten at det må regnes med en viss (liten) belastning med 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter fra andre kilder (gjennom annen mat).

Blant de øvrige aktuelle stoffene, er det bare HCB og OCS man har foreløpige dosegrenser for i Norge (Dybing, 1990, unpubl.). Enkle beregninger viser at selv for de mest kritiske av disse forbindelsene - OCS - må det inntas urealistisk mye fiskemat for å komme opp mot grensene (f.eks. 1 - 2 kg torskelever i uken for en voksen person).

Fra lokalt hold har det vært reist spørsmål om spiselighet av ål fanget i østre del av havneområdet. Denne arten er blant de som må ventes å akkumulere mest av klor- og bromorganiske miljøgifter. Selv om det ikke foreligger dokumentasjon av betenkelig høye konsentrasjoner i dette tilfellet, må man regne med at risikoen er betraktelig, og at det er grunn til å inkludere ål fra indre fjord i et omsetningsforbud. Eventuelt bør forholdet undersøkes.

9. LITTERATUR

- Bergqvist, P.A. , S. Bergek. H. Hallbäck, L. Rappe, S.A. Slorach, 1989. Dioxins in cod and herring from the seas around Sweden. *Chemosphere* 19: 513-516.
- Biseth, Å., M. Oehme og K. Færden, 1990. Levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in selected Norwegian food. *Organohalogen Compounds*, Vol. 1, s. 463-466 i O. Hutzinger og H. Fiedler (red.): *DIOXIN '90*, EPRI-seminar. Toxicology, Environment, Food, Exposure-risk. ECO-INFORMA Press. Bayreuth, 1990.
- Boer, J. de, 1989. Organochlorine compounds and bromodiphenylethers in livers of Atlantic cod (*Gadus morhua*) from the North Sea, 1977 - 1987. *Chemosphere* 18: 2131-2140.
- Braak, C.J.F. ter, 1988. Canoco - a fortran program for canonical community ordination. Agricultural Mathematics Group, Wageningen, Nederland.
- Dybing, E., 1990. Langtidsforsøk med heksaklorbenzen (HCB) og oktaklorstyren (OCS). Unpubl. notat, Statens institutt for folkehelse, 4 s.
- Eadon, G., K. Aldons, D. Hilker, P. O'Keefe og R. Smith, 1983. Chemical data on air samples from the Birmingham State Office Building. Rapport fra Center for Laboratories and Research, N.Y. State Dept. of Health, Albany NY 12201 7/7 1983.
- Ernst, W., W. Weigelt og K. Weber, 1984. Octachlorostyrene - a permanent micropollutant in the North Sea. *Chemosphere* 13: 161-168.
- Evers, E.H.G., K.C.M. Ree og K. Olie, 1988. Spatial variations and correlations in the distribution of PCDDs, PCDFs and related compounds in sediments from river Rhine - Western Europe. *Chemosphere*, 17: 2271-2288.
- Espeland, O., T. Fjermeros, H.T. Nyberg og P. Skarpengdal, 1988. Bestemmelse av metaller i blåskjell fra Kristiansandsfjorden. Prosjektoppgave i analytisk kjemi, våren 1988. Agder Distriktshøgskole. Manuskript, 30 s.

- Håkansson, H., P. Jonsson, N. Kautsky og K. Martinsen, 1990. Okänt halogenerat material. Forskningsutredning för Statens Naturvårdsverk. Stockholm/Oslo, 19/1 1990. 18 s. + vedlegg.
- Jernelöv, A., 1989. Klororganiska ämnen i miljön - förekomst i flora och fauna. IVL-rapport B946, april 1989.
- Knutzen, J., 1987. Om "bakgrunnsnivåer" av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk. NIVA-rapport 0-85167 (l.nr. 2002), 173 s.
- Knutzen, J., 1990. Overvåking av miljøgifter i torsk og blåskjell fra Grenlandsfjordene 1989. Rapport 415/90 i Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000312 (l.nr. 2470), 41 s.
- Knutzen, J., 1986. Undersøkelser i Fedafjorden 1984 - 1985. Delrapport 3. Miljøgifter i organismer. Rapport 224/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000320 (l.nr. 1864), 39 s.
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1988. Undersøkelse av klorerte dioksiner og dibenzofuraner i fisk, skaldyr og sedimenter fra Frierfjorden og tilgrensende områder 1987 - 1988. NIVA-rapport 0-87083 (l.nr. 2189), 143 s.
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1990. Klorerte dibenzofuraner og dioksiner i krabber, fisk og reker fra Frierfjorden, tilstøtende områder og referansestasjoner 1988 - 1989. NIVA-rapport 0-88185 (l.nr. 2346), 110 s.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport 0-862602.
- 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 0-8000356 (l.nr. 1848), 115 s.
- 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 0-8000357 (l.nr. 2114), 110 s.

- Källqvist, T. og K. Martinsen, 1987. Økotoksikologisk testing av miljøgifter. Klorerte alkylbenzener (Utslippskomponenter til Kristiansandsfjorden). NIVA-rapport 0-84035/SI-rapport 84 03 08-2. ISBN 82-577-1303-01, 74 s.
- Källqvist, T. og J. Skei, 1990. Testing av forurensede marine sedimenter. Klassifisering og giftighet. NIVA-rapport 0-89157 (1.nr. 2449), 40 s.
- Lindeström, L., C. Monfelt og M. Notini, 1989. Recipientundersökningar vid Tofte, Oslofjorden, sommaren och hösten 1988. Rapport F 89/031:2 fra Svenska MiljöForskarGruppen (MFG), 56 s. + bilag.
- Lohse, J., 1988. Distribution of organochlorine pollutants in North Sea sediments. Mitt. Geol.-Paleont. Inst. Univ. Hamburg, Heft 65.
- Long, E.R. and L.G. Morgan, 1990. The potential for biological effects of sediment-sorbed contaminants tested in the national status and trends program. NOAA Technical Memorandum NOS OM 52, Seattle, Washington.
- Manö, S., P. Fürst og M. Oehme, 1988. Concentration levels of PCDD and PCDF in the Norwegian environment. S.362 i DIOXIN '88. The 8th Int. Symp. on Chlorinated Dioxins and Related Compounds. Aug. 21-26, 1988, Umeå, Sweden. Final Program and Abstracts.
- Molvær, J., 1986. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden 1982 - 1984. Delrapport 6. Konklusjoner. Rapport 237/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000357 (1.nr. 1884), 36 s.
- Monfelt, C. og L. Lindeström, 1989. Undersökning av skrubbskädade (Plachichtys flesus L.) fångad i Hvaler og Singlefjordområdet hösten 1988. Rapport F9/037 fra Svenska MiljöForskarGruppen AB. Frykstad 1989-05-22.
- Niemistö, L., 1974. A gravity corer for studies of soft sediments. Havforskningsinst. Skr. Helsinki, 238: 33-38.
- Nordisk Dioxinriskbedömning, 1988. Rapport fra Nordisk Ministerråd, Miljörapport 1988:7 (NORD 1988:49), 129 s. + bilag. (Forf.: U.G. Ahlberg, H. Håkansson, F. Wærn og A. Hanberg).

- Norheim, G. og S.O. Roald. 1985. Distributions and elimination of hexachlorobenzene, octachlorostyrene and decachlorobiphenyl in rainbow trout, Salmo gairdneri. Aquatic Toxicol. 6: 13-24.
- Næs, K., 1985. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 2. Metaller i vannmassene, metaller og organiske miljøgifter i sedimentene 1983. Rappoort 193/85 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-8000353 (l.nr. 1754), 62 s.
- Oehme, M., S. Manö og B. Bjerke, 1989. Formation of polychlorinated dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins by production processes for magnesium and refined nickel. Chemosphere 18: 1379-1389.
- 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.
- Rappe, C., 1988. Swedish view of the dioxin issue. Vatten 14: 137-144.
- Rappe, C., P.-A. Bergqvist og S. Marklund, 1986. Analysis of aquatic biota for polychlorinated dioxins and dibenzofurans. S. 201-204 i P. Kangas og M. Forsskål (red.): Proceedings of the third Finnish-Swedish seminar on the Gulf of Bothnia, Pori, Finland, August 20.-21. 1984. National Board of Waters and Environment, Finland, Helsinki.
- Rygg, B., 1985a. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 1. Bløtbunnsfaunaundersøkelser 1983. Rapport 175/85 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 0-80003-55 (l.nr. 1711), 60 s.
- Rygg, B., 1985b. Effect of sediment copper on benthic fauna. Mar.Ecol. Progr. Scr. 25: 83-89.
- Slorach, S. og P.-A. Bergqvist, 1988. Halter av dioxiner och dibenzofuraner i fisk och skaldjur. Vår Föda 9-10: 437-444. (Temar. om dioxiner).
- Wesèn, C., H. Mu. A.L. Kvernheim og P. Larsson. Chlorinated fatty acids in fish fat indicated by distribution studies and verified by Hall electrolytic conductivity. Under utarb.

VEDLEGG A

Statistiske data for prøver
av fisk og krabber

Tabell A1. Lengde, vekt og leverfarge hos torsk (Gadus morhua) fra indre Kristiansandsfjorden (omr. B: Vesterhavn ekskl. Hannevigsbukta) okt. - nov. 1988. B = brun, G = gul, H = hvit, R = rød. Analysert individuelt.

Nr.	Lengde (cm)	Vekt (g)	Levervekt (g)	Leverfarge	Anmerkninger
1	46.0	1039	6	RB	
2	36.0	537	14	GR	
3	52.5	1756	28	GR	
4	46.0	1121	7	RB	
5	35.5	530	11	GR	
6	32.5	455	14	GR	
7	31.0	319	4	GR	
8	61.5	2262	71	GH	
9	54.0	1845	27	GR	
10	53.0	1500	24	GR	Råte i halefinne
11	40.0	665	15	GH	
12	34.5	510	11	GR	Små finneskader
13	35.5	530	14	GR	
14	38.0	648	6	GH	
15	35.0	401	3	RB	
16	43.0	990	15	GR	
17	41.0	803	14	GR	
18	47.5	1331	25	GH	
19	48.5	1523	47	GH	
20	36.5	549	10	GR	
21	42.0	660	12	GH	Finneråte, ÷ øye
22	51.0	1479	20	GH	
23	36.0	434	4	GR	
24	36.0	467	10	GR	
25	57.0	1831	16	GR	
Variasjon	31.0- 61.5	319- 2262	3- 71		
Middel	42.8	967	17.1		
St.avvik	8.5	564	14.9		

Tabell A2. Data for blandprøver av torsk (Gadus morhua), skrubbe (Platichthys flesus), makrell (Scaber scombrus), sei (Pollachius virens) og lyr (Pollachius pollachius) fra Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund 1988 og 1990. Middel (M), standardavvik (SD) og varisjonsintervall for (VAR)for lengde og vekt.

Omr. B: Vesterhavn minus Hannevigsbukta.

Omr. C: Auglandsbukta/Fiskaabukta.

Omr. D: Fosseviken/Vestergapet.

Omr. E: Dvergsøy - Olafshlm.- Dvergsnes.

Omr. F: V. Randøy - Y. Kalvøy.

Omr. G: Ny Hellesund.

TORSK

Prøve

		M	SD	Var.
Omr. D okt.-nov. 1988 (N = 25)	Lengde (cm)	36.6	4.7	27.0 - 53.0
	Vekt (g)	575	247	194 - 1563
	Levervekt (g)	21.7	11.8	2 - 45
<u>Bemerkninger:</u> 3 eks. med finneråte (2 markert), en med manglende øye. For det meste gulrød eller gulhvit lever, ingen rødbrune.				
Omr. E okt.-nov. 1988 (N = 24)	Lengde (cm)	40.1	8.5	27.5 - 55.0
	Vekt (g)	889	566	221 - 2290
	Levervekt (g)	27.3	17.0	2 - 62
<u>Bemerkninger:</u> 3 eks. med helt eller delvis manglende halefinne. For det meste gulrød eller gulhvit lever, 2. eks. med rødbrun, liten lever.				
Omr. F nov. 1988 (N = 27)	Lengde (cm)	37.8	2.5	32.0 - 42.0
	Vekt (g)	603	115	334 - 827
	Levervekt (g)	19.0	7.5	6 - 33
<u>Bemerkninger:</u> For det meste gulrød lever, ingen rødbrune.				
Omr. G Nov. 1988 (N = 27)	Lengde (cm)	34.8	2.8	28.5 - 39.5
	Vekt (g)	486	123	234 - 763
	Levervekt (g)	12.6	6.3	2 - 30
<u>Bemerkninger:</u> 1 eks. med sår over halefinne. For det meste gulrød eller gulhvit lever, 2 eks. med rødbrun, liten lever.				

Tabell A2 (forts.)

TORSK (forts.)

		M	SD	Var.
Omr. B	Lengde (cm)	51.4	6.6	39.0 - 63.0
april 1990	Vekt (g)	1463	646	530 - 2624
(N = 10)	<u>Bemerkninger:</u> Halvparten med rødbrun lever.			
		M	SD	Var.
Omr. F	Lengde (cm)	47.5	6.6	38.0 - 57.0
mars-april 1990	Vekt (g)	1284	450	595 - 1923
(N = 10)	<u>Bemerkninger:</u> 1 eks. med rødbrun lever.			
SKRUBBE				
		M	SD	Var.
Omr. B	Lengde (cm)	27.0	-	23.5 - 30
okt. 1988	Vekt (g)	477	-	403 - 550
(N = 2)	<u>Bemerkninger:</u> En med manglende øyne, en med deformert hodeparti. Begge med sår og manglende lever.			
		M	SD	Var.
Omr. C	Lengde (cm)	30.3	4.7	24.5 - 40.0
okt.-nov. 1988	Vekt (g)	335	197	173 - 834
(N = 9)	<u>Bemerkninger:</u> For det meste rødbrun lever (6 av 9).			
		M	SD	Var.
Omr. D	Lengde (cm)	29.5	-	27.0 - 32.0
okt. 1988	Vekt (g)	260	-	183 - 336
(N = 2)	<u>Bemerkninger:</u> Den ene med lite sår, begge med rødbrun lever (1 - 4 g).			
		M	SD	Var.
Omr. F	Lengde (cm)	35.0	-	32.0 - 37.0
nov. 1988	Vekt (g)	620	-	556 - 701
(N = 3)	<u>Bemerkninger:</u> Alle med gulbrun lever (11 - 19 g).			
		M	SD	Var.
Omr. B	Lengde (cm)	29.6	3.3	26.0 - 33.5
mars-april 1990	Vekt (g)	331	93	200 - 400
(N = 4)	<u>Bemerkninger:</u> 3 gulbrune, 1 rød lever.			
		M	SD	Var.
Omr. F	Lengde (cm)	32.1	4.8	26.5 - 42.0
Mars-april 1990	Vekt (g)	396	164	200 - 746
(N = 10)	<u>Bemerkninger:</u> For det meste rød eller rødbrun lever med normal størrelse.			

Tabell A2 (forts.)

MAKRELL

		M	SD	Var.
Omr. B	Lengde (cm)	29.7	2.8	23.5 - 34.5
Okt. 1988	Vekt (g)	254	65	131 - 356
(N = 19)				

LYR

		M	SD	Var.
Omr. B	Lengde (cm)	47.8	-	43 - 52
okt.-nov. 1988	Vekt (g)	1269	-	924 - 1338
(N = 3)	<u>Bemerkninger:</u> 1 eks. med sår ved haleroten, en (annen) med liten rødbrun lever, to med rødgul lever.			

SEI

		M	SD	Var.
Omr. E	Lengde (cm)	44.3	-	39.0 - 47.0
okt.-nov. 1988	Vekt (g)	854	-	693 - 955
(N = 3)	<u>Bemerkninger:</u> To med rødbrun lever, en med sår ved halerot og flisete finner.			

Tabell A3. Data for blandprøver av skallinmat (krabbesmør, hepatopancreas) av taskekrabbe (Cancer pagurus) fra Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund 1988 og 1990.

Omr. B: Vesterhavn minus Hannevigsbukta.

Omr. D: Fosseviken/Vestergapet.

Omr. E: Dvergsøy - Olafshlm. - Dvergsnes.

Omr. F: V. Randøy - Y. Kvaløy.

Omr. G: Ny Hellesund.

VAR.: Variasjonsintervall. M: Ca. middel.

OMR./TID	ANTALL KJØNN	SKALLBREDDE (cm)	VEKT AV KRABBESMØR (g)
Omr. B okt. 1988	I 9 hanner	VAR: 15-18.5 M : ~ 16	VAR: 7 - 30 M : ~ 16
	II 25 hunner	VAR: 14-18 M : ~ 16	VAR: 10 - 39 M : ~ 24
Omr. D okt.-nov. 1988	4 hanner og 3 hunner	VAR: 10-18.5 M : ~ 16	VAR: 2 - 59 M : ~ 28
Omr. E okt.-nov. 1988	14 hanner	VAR: 10.5-18 M : ~ 15.5	VAR: 2 - 25 M : ~ 16
Omr. F nov. 1988	4 hanner	VAR: 13-16 M : ~ 14.5	VAR: 10 - 30 M : ~ 17
Omr. G okt.-nov. 1988	I 11 hanner og hunner (Dioksin)	VAR: 13-16 M : ~ 15	VAR: 1 - 38 M : ~ 17
	II 11 hanner og hunner (Øvr. klor- org.)	VAR: 13-17 M : ~ 15	VAR: 4 - 26 M : ~ 14
Omr. B mars-april 1990	5 hanner	VAR: 14-17 M : ~ 16	M : ~ 20
Omr. F april-mai 1990	2 hanner og 4 hunner	VAR: 14-16 M : ~ 15	M : ~ 20

VEDLEGG B

Rådata for analyser av PCDF/PCDD
i fisk og skalldyr 1988 og 1990.

Tabell B1: 1988-data

Tabell B2: 1990-data

Komponent pg/g	Torskelever område B	G(%)	Torskelever område D	G(%)
Antall g/prøve	2,5		2,5	
2378-tetra-CDF	418	56	52,7	96
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	260		52,3	
23478-penta-CDF	67,5	70	16,4	79
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	104	70	52,9	85
123678-hexa-CDF	103		84,7	
123789-hexa-CDF	9,6		6,4	
234678-hexa-CDF	51,4		9,5	
Σ hexa-CDF				
1234678-hepta-CDF	26,6	72	97,0	92
1234789-hepta-CDF	6,3		22,3	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	6,5		162	
Σ total				
2378-tetra-CDD	24,1	57	<5	102
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	4,29	63	<0,1	85
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	<0,8		<4,5	
123678 hexa-CDD	16,6	72	9,3	83
123789 hexa-CDD	6,7		9,6	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	6,3	65	22,1	52
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	27,1	59	35,7	47
Σ total				
2378-TCDD-ekvivalenter*	134		32,8	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

% fett : 54,0

47,0

Komponent pg/g	Torskelever område E	G(%)		G(%)
Antall g/prøve	2,5			
2378-tetra-CDF	104	66		
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	56,0			
23478-penta-CDF	17,3	74		
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	24,9	72		
123678-hexa-CDF	27,5			
123789-hexa-CDF	1,6			
234678-hexa-CDF	12,8			
Σ hexa-CDF				
1234678-hepta-CDF	7,5	74		
1234789-hepta-CDF	1,4			
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	1,8			
Σ total				
2378-tetra-CDD	<5	82		
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	2,1	78		
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	<0,8			
123678 hexa-CDD	10,6	74		
123789 hexa-CDD	3,3			
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	4,3	68		
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	33,0	60		
Σ total				
2378-TCDD-ekvivalenter*	28,9			

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

% fett: 59,4

Komponent pg/g	Torskelever område F	G(%)	Torskelever område G	G(%)
Antall g/prøve	2,5		2,5	
2378-tetra-CDF	50,8	72	70,4	85
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	151		36,4	
23478-penta-CDF	46,2	68	9,8	70
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	279	72	19,0	73
123678-hexa-CDF	360		43,3	
123789-hexa-CDF	19,7		<0,2	
234678-hexa-CDF	26,6		7,6	
Σ hexa-CDF				
1234678-hepta-CDF	491	52	12,7	50
1234789-hepta-CDF	118		1,9	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	724	11,9		
Σ total				
2378-tetra-CDD	14,3	62	<5	76
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	11,6	73	<0,1	75
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	13,0		<4,5	
123678 hexa-CDD	25,2	72	8,0	73
123789 hexa-CDD	27,8		<4,5	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	108	50	6,5	47
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	133	45	10,2	43
Σ total				
2378-TCDD-ekvivalenter*	133		20,3	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1

% fett: 43,0

55,0

Komponent pg/g	Torskefilet område D	G(%)	Torskefilet område B	G(%)
Antall g/prøve	50		50	
2378-tetra-CDF	0,28	62	1,02	85
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	0,18		0,87	
23478-penta-CDF	0,06	73	0,14	69
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	0,08	72	0,17	72
123678-hexa-CDF	0,08		0,54	
123789-hexa-CDF	<0,03		<0,01	
234678-hexa-CDF	0,04		0,13	
Σ hexa-CDF				
1234678-hepta-CDF	0,08	71	0,12	50
1234789-hepta-CDF	<0,01		<0,01	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	0,06		0,15	
Σ total				
2378-tetra-CDD	<0,8	68	<0,25	100
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	<0,07	75	<0,006	76
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	<0,04		<0,04	
123678 hexa-CDD	<0,05	75	<0,04	73
123789 hexa-CDD	<0,14		<0,04	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	0,09	68	<0,03	46
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	0,67	62	0,76	39
Σ total				
2378-TCDD-ekvivalenter*	0,08		0,27	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

% fett: 0,24

0,24

Komponent pg/g	Skrubbelever område C	G(%)	Skrubbefilet område C	G(%)
Antall g/prøve	5		25	
2378-tetra-CDF	1230	92	75,0	69
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	76,9		9,1	
23478-penta-CDF	160	75	10,2	47
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	35,9	78	12,2	48
123678-hexa-CDF	50,7		14,1	
123789-hexa-CDF	4,6		1,11	
234678-hexa-CDF	9,1		1,2	
Σ hexa-CDF				
1234678-hepta-CDF	45,0	54	38,0	41
1234789-hepta-CDF	10,2		7,5	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	65,8		67,4	
Σ total				
2378-tetra-CDD	16,3	72	<0,25	68
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	3,5	76	<0,01	43
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	1,8		<0,07	
123678 hexa-CDD	4,0	77	1,3	52
123789 hexa-CDD	<0,4		<0,07	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	9,0	51	7,5	40
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	14,7	40	24,1	47
Σ total				
2378-TCDD-ekvivalenter*	233		16,3	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³ C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

% fett: 17,8

0,34

Komponent pg/g	Skrubbefilet område B	G(%)	Skrubbefilet område F	G(%)
Antall g/prøve	25		25	
2378-tetra-CDF	2,9	98	12,0	54
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	3,0		26,2	
23478-penta-CDF	10,2	83	6,5	52
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	3,3	82	26,0	56
123678-hexa-CDF	5,8		33,7	
123789-hexa-CDF	0,42		2,2	
234678-hexa-CDF	0,68		2,4	
Σ hexa-CDF				
1234678-hepta-CDF	5,7	54	62,0	39
1234789-hepta-CDF	1,3		16,2	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	8,3	11,9	225	
Σ total				
2378-tetra-CDD	<0,5	85	<0,25	76
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	0,80	84	1,2	55
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	<0,07		1,3	
123678 hexa-CDD	0,55	81	2,0	53
123789 hexa-CDD	<0,07		2,7	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	1,9	50	11,5	43
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	6,9	40	25,2	39
Σ total				
2378-TCDD-ekvivalenter*	7,0		13,5	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

% fett: 0,36 0,24

Komponent pg/g	Makrell område B	G(%)		G(%)
Antall g/prøve	4,75			
2378-tetra-CDF	13,4	61		
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	1,8			
23478-penta-CDF	1,9	71		
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	0,46	70		
123678-hexa-CDF	0,58			
123789-hexa-CDF	<0,3			
234678-hexa-CDF	0,34			
Σ hexa-CDF				
1234678-hepta-CDF	0,55	72		
1234789-hepta-CDF	<0,1			
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	0,68			
Σ total				
2378-tetra-CDD	<5	68		
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	<0,7	72		
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	<0,4			
123678 hexa-CDD	0,78	72		
123789 hexa-CDD	<1,4			
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	1,06	66		
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	13,1	58		
Σ total				
2378-TCDD-ekvivalenter*	2,6			

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

% fett:

9,2

Komponent µg/g	Krabbesmør område B	G(%)	Krabbesmør område D	G(%)
Antall g/prøve	5		5	
2378-tetra-CDF	96,3	54	61,0	62
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	37,2		26,1	
23478-penta-CDF	30,2	60	29,6	73
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	17,4	59	23,6	76
123678-hexa-CDF	11,4		14,4	
123789-hexa-CDF	<0,3		i	
234678-hexa-CDF	9,6		9,6	
Σ hexa-CDF				
1234678-hepta-CDF	14,0	58	21,1	73
1234789-hepta-CDF	<0,1		0,42	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	0,48		2,5	
Σ total				
2378-tetra-CDD	<0,8	53	<8	71
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	4,3	60	6,7	77
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	1,2		3,6	
123678 hexa-CDD	3,7	58	9,2	76
123789 hexa-CDD	11,8		11,0	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	2,9	52	6,8	72
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	7,8	47	8,3	60
Σ total				
2378-TCDD-ekvivalenter*	32,9		31,9	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

% fett:

5,0

17,4

Komponent pg/g	Krabbesmør område E	G(%)	Krabbesmør område F	G(%)
Antall g/prøve	5		10	
2378-tetra-CDF	68,9	54	56,6	57
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	36,8		20,9	
23478-penta-CDF	40,7	71	24,9	71
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	33,9	75	24,6	71
123678-hexa-CDF	19,4		14,2	
123789-hexa-CDF	i		i	
234678-hexa-CDF	13,7		10,5	
Σ hexa-CDF				
1234678-hepta-CDF	22,8	77	28,8	68
1234789-hepta-CDF	0,50		0,84	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	3,7		5,5	
Σ total				
2378-tetra-CDD	<8	61	<4	66
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	8,2	67	8,1	71
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	4,5		4,4	
123678 hexa-CDD	9,3	76	11,3	73
123789 hexa-CDD	13,1		9,9	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	5,8	76	8,7	70
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	7,9	71	9,2	63
Σ total				
2378-TCDD-ekvivalenter*	41,4		30,3	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

% fett:

11,5

21,0

Komponent pg/g	Krabbesmør område G	G(%)		G(%)
Antall g/prøve	10			
2378-tetra-CDF	30,8	69		
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	16,9			
23478-penta-CDF	18,3	81		
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	17,5	77		
123678-hexa-CDF	13,0			
123789-hexa-CDF	i			
234678-hexa-CDF	7,6			
Σ hexa-CDF				
1234678-hepta-CDF	18,0	78		
1234789-hepta-CDF	0,19			
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	1,3			
Σ total				
2378-tetra-CDD	<4	73		
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	6,3	82		
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	3,7			
123678 hexa-CDD	8,9	81		
123789 hexa-CDD	7,5			
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	6,9	75		
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	8,3	64		
Σ total				
2378-TCDD-ekvivalenter*	21,6			

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

% fett: 12,0

Omr. B, st. 4			Blåskjell st. 14a Område E	G(%)
Komponent pg/g	Blåskjell	G(%)		
Antall g/prøve	36		40	
2378-tetra-CDF	30,2	65	1,7	68
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	9,2		0,47	
23478-penta-CDF	4,8	71	0,52	55
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	4,1	70	0,17	54
123678-hexa-CDF	2,5		0,42	
123789-hexa-CDF	0,66		<0,01	
234678-hexa-CDF	1,8		0,11	
Σ hexa-CDF				
1234678-hepta-CDF	7,2	104	0,68	43
1234789-hepta-CDF	0,69		0,10	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	7,7		1,4	
Σ total				
2378-tetra-CDD	<1	65	<0,3	68
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	0,19	76	<0,01	59
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	<0,6		<0,05	
123678 hexa-CDD	0,40	70	<0,05	51
123789 hexa-CDD	<0,19		<0,05	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	1,6	68	0,64	45
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	7,2	56	2,8	29
Σ total				
2378-TCDD-ekvivalenter*	6,7		0,52	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

% fett:

1,4

2,4

Komponent pg/g	Blåskjell st. 19 Ny Hellesund	G(%)	Blåskjell st. 17 Thorsteinsnes	G(%)
Antall g/prøve	40		40	
2378-tetra-CDF	1,4	93	2,8	84
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	0,23		0,72	
23478-penta-CDF	0,34	73	0,68	68
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	0,11	72	0,42	67
123678-hexa-CDF	0,29		0,90	
123789-hexa-CDF	<0,01		<0,01	
234678-hexa-CDF	0,07		0,15	
Σ hexa-CDF				
1234678-hepta-CDF	0,48	50	1,6	43
1234789-hepta-CDF	<0,01		0,15	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	0,71		2,8	
Σ total				
2378-tetra-CDD	<0,3	117	<0,3	114
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	<0,01	77	<0,01	73
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	<0,05		<0,05	
123678 hexa-CDD	<0,05	72	0,19	65
123789 hexa-CDD	<0,05		<0,05	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	0,69	54	1,04	43
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	2,5	48	2,7	43
Σ total				
2378-TCDD-ekvivalenter*	0,37		0,83	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

% fett:

2,2

3,4

PRØVENUMMER 90/301
 PRØVEBESKRIVELSE KRISTIANSANDSFJORD
 KUNDE NIVA 0-800357
 KUNDES PRØVENUMMER TORSK OMRÅDE B
 DATAFILER >T9138, >T9156

TOTAL PRØVEMENGDE 50,000 % FETT: 0.26.
 ENHET FOR PRØVEMENGDE g
 ENHET I RAPPORT pg/g

<:deteksjonsgrense ved signal/støyforhold 3:1
 2,3,7,8-TEQ etter Nordisk modell

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	1,771	74,7%	0,18
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	1,859		0,02
23478-penta-CDF	0,295	84,8%	0,15
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	0,441	98,4%	0,04
123678-hexa-CDF	0,531		0,05
123789-hexa-CDF	0,040		0,00
234678-hexa-CDF	0,232		0,02
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	0,240	83,6%	0,00
1234789-hepta-CDF	0,035		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	0,331		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		0,47
2378-tetra-CDD	< 0,533	139,0%	0,53
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	0,053	79,6%	0,03
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	< 0,009		0,00
123678-hexa-CDD	0,231	85,9%	0,02
123789-hexa-CDD	0,053		0,01
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	0,563	89,4%	0,01
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	8,003	82,0%	0,01
SUM DIOKSINER	#VALUE!		0,60
SUM 2,3,7,8-TEQ			1,07

P9188.XLS

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/299
PRØVEBESKRIVELSE	TORSK LEVER
KUNDE	NIVA
KUNDES PRØVENUMMER	OMRÅDET B
DATAFILER	>T9186,>T9210
TOTAL PRØVEMENGDE	5,000 % FETT: 21.9
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	404,978	59,7%	40,50
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	539,275		5,39
23478-penta-CDF	79,577	59,3%	39,79
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	188,349	90,2%	18,83
123678-hexa-CDF	97,145		9,71
123789-hexa-CDF	11,817		1,18
234678-hexa-CDF	47,643		4,76
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	22,507	66,4%	0,23
1234789-hepta-CDF	7,637		0,08
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	10,729		0,01
SUM FURANER	#VALUE!		120,49
2378-tetra-CDD	39,580	69,6%	39,58
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	3,626	61,5%	1,81
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	0,419		0,04
123678-hexa-CDD	15,089	67,7%	1,51
123789-hexa-CDD	5,056		0,51
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	5,646	69,8%	0,06
SUM hepta-CDD	0,000		
Octa-CDD	18,598	79,9%	0,02
SUM DIOKSINER	#VALUE!		43,52
SUM 2,3,7,8-TEQ			164,01

P9186.XLS

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/300
PRØVEBESKRIVELSE	TORSK LEVER
KUNDE	NIVA
KUNDENS PRØVENUMMER	OMRÅDET F
DATAFILER	>T9186,>T9210
TOTAL PRØVEMENGDE	5,000 % FETT: 28.0
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	37,228	64,3%	3,72
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	41,568		0,42
23478-penta-CDF	7,422	72,0%	3,71
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	23,386	79,3%	2,34
123678-hexa-CDF	19,429		1,94
123789-hexa-CDF	2,979		0,30
234678-hexa-CDF	7,236		0,72
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	3,470	80,4%	0,03
1234789-hepta-CDF	1,045		0,01
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	1,814		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		13,20
2378-tetra-CDD	14,057	81,1%	14,06
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	1,161	67,8%	0,58
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	< 0,201		0,02
123678-hexa-CDD	8,080	74,9%	0,81
123789-hexa-CDD	2,667		0,27
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	3,372	82,7%	0,03
SUM hepta-CDD	0,000		
Octa-CDD	9,681	99,2%	0,01
SUM DIOKSINER	#VALUE!		15,78
SUM 2,3,7,8-TEQ			28,97

TB9141.XLS

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/297
PRØVEBESKRIVELSE	KRISTIANSANDSFJORD
KUNDE	NIVA 0-800357
KUNDENS PRØVENUMMER	SKRUBBE OMRÅDE B
DATAFILER	>T9141, >T9159
TOTAL PRØVEMENGDE	25,000 % FETT: 0.58
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<:deteksjonsgrense ved signal/støyforhold 3:1
 2,3,7,8-TEQ etter Nordisk modell

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
-----------	---------------	----------------------	--

2378-tetra-CDF	3,794	81,6%	0,38
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	1,690		0,02
23478-penta-CDF	6,776	88,4%	3,39
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	0,618	92,9%	0,06
123678-hexa-CDF	0,452		0,05
123789-hexa-CDF	0,039		0,00
234678-hexa-CDF	0,338		0,03
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	0,547	88,0%	0,01
1234789-hepta-CDF	0,068		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	1,406		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		3,94
2378-tetra-CDD	0,925	109,0%	0,92
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	0,640	84,5%	0,32
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	0,079		0,01
123678-hexa-CDD	0,528	83,8%	0,05
123789-hexa-CDD	0,189		0,02
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	0,362	93,4%	0,00
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	1,897	95,2%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		1,33

SUM 2,3,7,8-TEQ			5,27
------------------------	--	--	-------------

TB9151.XLS

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/298
PRØVEBESKRIVELSE	KRISTIANSANDSFJORD
KUNDE	NIVA O-8000357
KUNDES PRØVENUMMER	SKRUBBE OMRÅDE F
DATAFILER	>T9151, >T9157
TOTAL PRØVEMENGDE	25,000 % FETT: 0.41
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<:deteksjonsgrense ved signal/støyforhold 3:1
 2,3,7,8-TEQ etter Nordisk modell

KOMPONENT	KONS.	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	pg/g
-----------	-------	----------------------	------

2378-tetra-CDF	1,452	59,4%	0,15
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	0,490		0,00
23478-penta-CDF	0,492	63,2%	0,25
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	0,388	56,3%	0,04
123678-hexa-CDF	0,243		0,02
123789-hexa-CDF	< 0,049		0,00
234678-hexa-CDF	0,077		0,01
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	0,708	52,6%	0,01
1234789-hepta-CDF	0,096		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	3,910		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		0,48
2378-tetra-CDD	< 1,299	65,3%	1,30
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	0,232	63,9%	0,12
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	< 0,044		0,00
123678-hexa-CDD	0,383	60,0%	0,04
123789-hexa-CDD	< 0,116		0,01
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	0,524	58,6%	0,01
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	6,148	60,1%	0,01
SUM DIOKSINER	#VALUE!		1,48

SUM 2,3,7,8-TEQ			1,97
------------------------	--	--	-------------

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER 90/302
 PRØVEBESKRIVELSE KRABBESMØR
 KUNDE NIVA
 KUNDENS PRØVENUMMER OMRÅDET B
 DATAFILER >T9194,>T9213

TOTAL PRØVEMENGDE 10,000 % FETT: 6.2
 ENHET FOR PRØVEMENGDE g
 ENHET I RAPPORT pg/g

<:DETEKSJONGRENSE VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1
 2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL
 DETEKSJONGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	70,381	69,9%	7,04
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	47,131		0,47
23478-penta-CDF	38,607	79,8%	19,30
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	28,291	81,1%	2,83
123678-hexa-CDF	15,898		1,59
123789-hexa-CDF	1,909		0,19
234678-hexa-CDF	14,813		1,48
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	21,648	80,9%	0,22
1234789-hepta-CDF	2,043		0,02
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	5,415		0,01
SUM FURANER	#VALUE!		33,15
2378-tetra-CDD	2,657	95,8%	2,66
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	10,221	56,1%	5,11
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	2,906		0,29
123678-hexa-CDD	6,998	83,1%	0,70
123789-hexa-CDD	6,769		0,68
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	4,192	86,0%	0,04
SUM hepta-CDD	0,000		
Octa-CDD	8,787	82,8%	0,01
SUM DIOKSINER	#VALUE!		9,49
SUM 2,3,7,8-TEQ			42,63

P9187.XLS

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/303
PRØVEBESKRIVELSE	KRABBESMØR
KUNDE	NIVA
KUNDES PRØVENUMMER	OMRÅDET F
DATAFILER	>T9187,>T9211
TOTAL PRØVEMENGDE	10,000 % FETT: 18.1
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	71,019	71,0%	7,10
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	42,079		0,42
23478-penta-CDF	57,254	79,3%	28,63
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	38,523	85,4%	3,85
123678-hexa-CDF	20,110		2,01
123789-hexa-CDF	4,904		0,49
234678-hexa-CDF	21,079		2,11
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	32,572	85,6%	0,33
1234789-hepta-CDF	1,948		0,02
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	3,180		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		44,96
2378-tetra-CDD	6,654	82,1%	6,65
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	15,173	73,3%	7,59
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	7,669		0,77
123678-hexa-CDD	18,328	82,3%	1,83
123789-hexa-CDD	11,211		1,12
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	10,688	92,6%	0,11
SUM hepta-CDD	0,000		
Octa-CDD	12,738	105,4%	0,01
SUM DIOKSINER	#VALUE!		18,08
SUM 2,3,7,8-TEQ			63,04

TB9148.XLS

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/304
PRØVEBESKRIVELSE	KRISTIANSANDSFJORD
KUNDE	NIVA O-8000357
KUNDENS PRØVENUMMER	BLÅSKJELL MYRODDEN
DATAFILER	>T9148, >T9160
TOTAL PRØVEMENGDE	10,000 % FETT: 1.32
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<:deteksjonsgrense ved signal/støyforhold 3:1
 2,3,7,8-TEQ etter Nordisk modell

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	16,282	68,9%	1,63
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	2,529		0,03
23478-penta-CDF	1,837	78,1%	0,92
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	1,102	82,1%	0,11
123678-hexa-CDF	0,664		0,07
123789-hexa-CDF	0,177		0,02
234678-hexa-CDF	0,602		0,06
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	1,511	80,0%	0,02
1234789-hepta-CDF	0,143		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	3,405		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		2,85
2378-tetra-CDD	1,515	80,2%	1,52
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	0,366	77,2%	0,18
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	0,213		0,02
123678-hexa-CDD	1,192	82,8%	0,12
123789-hexa-CDD	0,751		0,08
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	3,008	83,3%	0,03
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	7,362	92,8%	0,01
SUM DIOKSINER	#VALUE!		1,95
SUM 2,3,7,8-TEQ			4,80

TB9149.XLS

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	90/305
PRØVEBESKRIVELSE	KRISTIANSANDSFJORD
KUNDE	NIVA O-8000357
KUNDES PRØVENUMMER	BLÅSKJELL SILOKAI
DATAFILER	>T9149, >T9161
TOTAL PRØVEMENGDE	10,000 % FETT: 1.55
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<:deteksjonsgrense ved signal/støyforhold 3:1
 2,3,7,8-TEQ etter Nordisk modell

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	12,534	76,6%	1,25
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	3,268		0,03
23478-penta-CDF	3,012	84,2%	1,51
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	2,679	88,7%	0,27
123678-hexa-CDF	2,339		0,23
123789-hexa-CDF	0,170		0,02
234678-hexa-CDF	2,872		0,29
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	8,392	87,8%	0,08
1234789-hepta-CDF	0,878		0,01
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	4,848		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		3,70
2378-tetra-CDD	1,253	87,3%	1,25
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	0,707	81,2%	0,35
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	0,538		0,05
123678-hexa-CDD	1,807	89,5%	0,18
123789-hexa-CDD	0,977		0,10
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	6,965	86,4%	0,07
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	16,700	94,0%	0,02
SUM DIOKSINER	#VALUE!		2,02
SUM 2,3,7,8-TEQ			5,72

VEDLEGG C

Rådata for analyser av
klororganiske stoffer utenom
dioksiner i fisk og skaldyr

Tabell C1. HCB, 5CB, OCS, sum PCB, p-p DDE, sum tri- og tetraklorbenzener (KB), sum kloralkylbenzener (KAB), KAB4 (enkeltkomponent av KAB), dekalorobifenyli (DCB = 10CB) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) og brom (EPOBr) i filet av 23 eks. av torsk (Gadus morhua) fra omr. B (Vesterhavn minus Hannevigsbukta) i Kristiansandsfjorden okt. - nov. 1988, µg/kg friskvekt, samt % identifisert andel av EPOCl. Ikke påvist: -. K: kontaminert/spolert. M: Middel. SD: Standardavvik.

Fisk nr.	% fett	HCB	5CB	OCS	PCB	DDE	KB 1)	KAB 1,2)	KAB4	DCB	EPOCl 3)	% ident. Cl	EPOBr
1	0.48	3.0	1.0	5.2	34	1.3	124	20	0.5	1.1	189	60	30
2	0.59	2.2	1.0	3.1	6	0.2	126	9	0.3	0.3	-	-	19
3	0.36	1.0	0.6	3.1	4	0.1	79	9	0.2	0.3	-	-	23
4	0.33	0.9	0.7	3.7	10	1.6	46	11	0.4	0.8	175	25	26
5	0.56	2.6	0.8	1.5	5	0.2	67	11	0.5	0.3	-	-	22
6	0.58	2.1	1.1	2.2	4	0.1	74	11	0.4	0.2	-	-	17
7	0.49	2.4	1.3	1.6	7	0.2	90	13	0.5	0.4	-	-	26
8	0.57	2.5	1.0	2.1	6	0.2	79	8	0.3	0.4	-	-	25
9	0.52	2.2	0.9	2.9	6	0.7	95	13	0.5	0.6	-	-	46
10	0.54	2.9	1.0	2.3	6	0.5	73	11	0.4	0.6	58	102	29
11	0.58	2.6	1.5	2.4	6	0.2	103	13	0.5	0.3	-	-	22
12	0.55	2.6	1.8	1.7	6	0.1	74	12	0.6	0.3	-	-	26
13	0.61	1.9	0.9	3.1	4	0.2	104	5	0.2	0.2	336	22	11
14	0.51	1.3	-	3.1	4	0.3	74	7	0.2	0.3	115	48	18
15	0.49	2.2	0.8	4.0	8	1.6	69	7	0.3	1.5	-	-	32
16	0.38	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	20
17	0.46	1.7	0.6	1.4	6	0.2	47	6	0.3	0.3	-	-	11
18	0.49	2.1	0.7	1.9	5	0.2	64	6	0.3	0.4	176	27	27
19	0.53	1.4	0.7	2.1	7	0.1	68	9	0.3	0.3	81	65	22
20	0.53	3.0	1.4	3.1	5	0.2	102	7	0.3	0.4	127	58	30
21	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K
22	0.48	4.0	0.7	2.3	7	2.3	56	8	0.4	0.3	-	-	30
23	0.51	1.5	1.0	3.5	8	1.1	103	10	0.5	0.4	-	-	13
24	0.60	1.3	1.0	1.5	8	0.8	58	9	0.4	0.3	-	-	123
25	0.35	2.8	0.6	0.2	31	11	2	6	0.2	0.6	40	97	30
M	0.50	2.2	0.9	2.9	8.4	1.0	1)	9.6	0.37	0.5	144	56	28
SD	0.08	0.7	0.4	1.6	7.7	2.3		3.3	0.12	0.3	90	29	22
N	24	23	23	23	23	23	23	23	23	23	9	9	24

- 1) Usikre verdier for klorbenzener. Mulig overdekning ved uidentifiserte klor/bromorganiske forbindelser.
- 2) KAB15 ikke påvist. KAB5 0.1 - 0.3 µg/kg.
- 3) Deteksjonsgrense avhengig av mengde, ca. 50 - 100 µg/kg ved de innveiede mengder på 20 - 45 g filet.

Tabell C2. Diverse klororganiske forbindelser i filet av 23 eks. av torsk (Gadus morhua) fra omr. B (Vesterhavn minus Hannevigsbukta) i Kristiansandsfjorden okt. - nov. 1988, µg/kg friskvekt. KB: Sum tri- og tetraklorbenzener. Ikke påvist: -. K: Kontaminert/spolert. (For fettprosent se tabell C1). M: Middell. SD: Standardavvik.

Fisk nr.	1,2,3-3CB 1)	1,2,4-3CB 1)	1,3,5-3CB 1)	1,2,3,4-4CB 1)	1,2,4,5-4CB 1)	KB 1)	KAB5 4)	α 6ClS 2)	Cis- 6ClS	trans- 7ClS 3)	bb- 7ClS
1	1.5	-	120	0.9	1.7	124	0.2	0.1	-	0.1	-
2	-	3.8	120	-	2.2	126	0.3	0.1	-	-	-
3	-	1.6	76	-	1.4	79	0.1	-	-	-	0.2
4	1.1	2.8	39	-	3.0	46	0.3	-	-	0.1	-
5	-	2.4	62	-	3.2	67	0.3	0.1	-	-	-
6	-	2.3	68	-	3.7	74	0.3	0.1	-	-	-
7	-	-	90	-	-	90	0.3	0.1	-	-	-
8	0.5	2.3	71	-	5.3	79	0.2	0.1	-	-	-
9	-	-	95	-	-	95	0.2	0.1	-	-	-
10	-	-	70	-	3.1	73	0.2	-	-	-	-
11	-	2.7	100	-	-	103	0.3	0.1	-	-	-
12	-	1.1	69	-	4.2	74	0.3	-	0.2	-	-
13	-	2.6	99	-	2.3	104	0.1	0.1	-	-	-
14	-	1.9	69	-	3.5	74	0.3	0.1	-	-	0.3
15	-	2.2	64	-	2.8	69	0.3	-	-	-	-
16	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K
17	1.5	2.5	40	-	3.1	47	0.2	-	-	-	-
18	-	1.3	59	-	3.5	64	0.2	0.1	-	-	-
19	-	-	68	-	-	68	0.2	-	-	-	-
20	-	2.6	99	-	-	102	0.3	0.1	-	-	-
21	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K
22	-	-	56	-	-	56	0.3	-	-	0.1	-
23	-	3.1	100	-	-	103	0.2	0.1	-	-	-
24	-	2.2	56	-	-	58	0.3	0.1	-	-	-
25	-	-	-	-	2.2	2	0.1	-	-	0.2	-

- 1) Usikre verdier. Muligens overdekket av uidentifiserte klor/bromorganiske forbindelser.
- 2) Trans-6ClS ikke påvist.
- 3) Cis-7ClS ikke påvist.
- 4) Ikke påvist KAB10.

Tabell C3. HCB, 5CB, OCS, PCB, p-p DDE, sum tri- og tetraklorbenzener (KB), sum kloralkylbenzener (KAB), KAB4 (enkeltkomponent av KAB), dekalorbifenyli (DCB = 10CB) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) og brom (EPOBr) i lever av 25 eks. av torsk (Gadus morhua) fra omr. B (Vesterhavns minus Hannevigsbukta) i Kristiansandsfjorden okt. - nov. 1988 µg/kg friskvekt, samt % identifiserte andel av EPOCl. Ikke påvist: -. M: middel. SD: Standardavvik.

Fisk nr.	% fett	HCB	5CB	OCS	PCB	DDE	KB ₁₎	KAB _{1,2)}	KAB4	DCB	EPOCl	% ident. Cl	EPOBr
1	10.2	110	39	74	525	75	-	374	15	47	- ⁴⁾	-	1384
2	58.2	310	60	42	609	48	101	530	19	13	1803	58	2275
3	66.3	230	66	86	483	99	200	362	11	18	4068	23	1455
4	6.3	30	46	88	372	61	-	252	10	30	- ⁴⁾	-	6137
5	51.6	330	85	52	570	45	167	536	28	11	3668	30	3160
6	63.8	320	57	45	589	54	82	561	22	15	5000	21	2238
7	51.4	350	84	62	526	71	-	595	26	12	2386	44	3028
8	57.7	300	83	77	562	72	37	499	17	17	3518	29	2378
9	37.4	250	70	210	535	210	42	349	15	37	3095	34	3203
10	61.8	620	44	200	573	200	44	350	12	43	4401	30	1396
11	51.5	350	79	65	676	61	69	622	24	17	1535	77	2631
12	56.0	370	99	61	584	52	83	619	26	15	2612	44	4056
13	58.4	250	45	52	520	54	71	365	9	9	2835	30	883
14	61.1	210	44	130	489	100	590	424	16	27	3481	35	1037
15	12.5	94	34	130	637	120	296	394	19	42	- ⁴⁾	-	525
16	36.4	220	25	170	518	210	209	473	12	68	2259	51	1160
17	58.0	270	44	87	470	91	212	416	12	21	2929	34	781
18	65.7	320	67	110	473	91	146	466	17	23	5788	18	2034
19	74.4	240	51	110	372	82	152	421	15	15	5687	16	1719
20	43.5	380	72	100	328	72	638	533	26	24	- ⁴⁾	-	4260
21	41.7	220	50	84	420	270	654	501	26	8	2939	45	3637
22	62.2	580	53	380	3770 ³⁾	1400	173	740	20	46	40497	11	949
23	39.9	230	39	160	557	460	304	405	14	24	- ⁴⁾	-	1126
24	53.7	210	33	110	350	350	323	409	11	10	2082	51	773
25	44.7	480	40	860	5800	3100	208	505	8	82	24293	27	1080
M	49.0	291	56	142	852	298	192	468	17	27	6244 ⁵⁾	35	2132
SD	17.7	134	19	166	1222	645	189	109	6	19	9396	16	1371
N	25	25	25	25	25	25	25	25	25	25	20	20	25

- 1) Usikre verdier. For KB mulig overdekning ved uidentifiserte klor/bromorganiske forbindelser.
- 2) For KAB5 og KAB10, se tabell C4.
- 3) Reanalyse: 5100 µg/kg.
- 4) < ca. 1000 - 4000 µg/kg, avhengig av mengde (hhv. ved ca. 8 og ca. 2 g).
- 5) De høye verdiene i nr. 22 og 25 bekreftet ved reanalyse.

Tabell C4. Diverse klororganiske forbindelser i lever av 25 eks. av torsk (*Gadus morhua*) fra omr. B (Vesterhavns minus Hannevigsbukta) i Kristiansandsfjorden okt. - nov. 1988, $\mu\text{m}/\text{kg}$ friskvekt. KB: Sum tri- og tetreklorbenzener. Ikke påvist: -. For fettprosent, se tabell C3. M: Middels. SD: standardavvik.

Fisk nr.	1,2,3-3CB 1)	1,2,4-3CB 1)	1,3,5-3CB 1)	1,2,3,4-4CB 1)	1,2,4,5-4CB 1)	KB 1)	KAB5	KAB15	Cis-6CIS 2)	trans-6CIS	trans-7CIS	bb-7CIS	cis-7CIS	Σ 7CIS
1	-	-	-	-	-	-	2	-	2.2	1.0	-	-	-	-
2	-	-	61	40	-	101	21	7.4	7.4	4.5	3.1	0.5	4.3	7.9
3	-	200	-	-	-	200	11	8.1	-	2.6	3.9	0.5	4.5	9.0
4	-	-	-	-	-	-	12	-	1.2	2.5	2.5	-	1.0	3.5
5	26	46	-	-	95	167	29	2.1	6.4	1.3	2.8	1.1	1.9	5.8
6	25	57	-	-	-	82	28	7.9	10	1.9	2.7	-	3.1	5.8
7	-	-	-	-	-	-	24	-	6.2	7.7	5.0	1.4	4.4	10.8
8	-	37	-	-	-	37	12	2.6	6.2	5.2	3.2	1.6	3.4	8.2
9	-	42	-	-	-	42	12	3.1	-	9.4	6.6	1.0	4.1	11.7
10	-	44	-	-	-	44	13	4.2	-	6.5	5.5	0.5	4.0	10.0
11	-	69	-	-	-	69	26	9.7	11	7.4	3.3	0.6	4.3	8.2
12	-	83	-	-	-	83	25	-	14	7.3	3.9	1.8	3.6	9.3
13	-	71	-	-	-	71	8	4.7	7.5	5.8	3.3	1.1	2.9	7.3
14	-	130	460	-	-	590	19	-	6.9	5.8	4.8	1.7	4.1	10.6
15	21	65	210	-	-	296	15	-	2.4	2.4	2.9	-	-	2.9
16	-	44	97	-	68	209	15	-	-	1.3	5.3	-	5.2	10.5
17	-	66	87	-	59	212	13	1.3	7.2	1.3	2.6	0.3	3.5	6.4
18	-	55	-	42	49	146	17	9.6	7.2	5.9	4.4	0.9	4.1	9.4
19	-	55	24	36	37	152	11	7.3	5.4	4.6	2.6	0.7	3.8	7.1
20	-	130	420	-	88	638	27	-	4.6	8.3	2.8	0.5	3.4	6.7
21	-	-	590	-	64	654	15	-	8.2	3.3	4.1	0.7	3.4	8.2
22	76	43	-	-	54	173	45	9.9	-	3.9	16	2.2	16	34.2
23	-	94	-	-	210	304	22	-	4.5	8.4	6.4	-	6.4	12.8
24	-	78	150	-	95	323	23	5.0	3.1	4.9	3.3	0.6	3.4	7.3
25	-	56	85	-	67	208	23	4.8	-	-	34	1.5	13	48.5
M	-	59	-	-	-	192	19	3.5	4.9	4.5	5.4	0.8	4.3	10.9
SD	-	46	-	-	-	189	9	3.7	3.9	2.7	6.6	0.6	3.4	9.9
N	4	20	10	3	11	22	25	25	25	25	25	25	25	25

1) Usikre verdier. Mulig overdekning med uidentifiserte klor/bromorganiske forbindelser.

2) Cis-6CIS < 0.2 - 1.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$, ikke påvist i 13 av prøvene.

Tabell C5. Klororganiske forbindelser og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) og brom (EPOBr) i filet og lever i blandprøver av torsk (Gadus morhua) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden okt. - nov. 1988 og mars - april 1990, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. KB: Sum tri- og tetraklorbenzener. KAB: Sum kloralkylbenzener. Ikke påvist: -. For områdebetegnelser og antall fisk i blandprøvene, se tabell A1. F: Filet. L: Lever. i.a.: ikke analysert.

STOFFER	Omr. D 1988		Omr. E 1988	Omr. B 1990		Omr. F 1990
	F	L	L	F	L	L
% fett	0.56	58.9	62.1	0.42	27.1	35.3
HCB	0.4	55	50	2.8	170	30
5CB	0.3	15	13	0.2	23	1.6
OCS	0.1	24	18	1.7 ⁴⁾	70 ⁴⁾	16 ⁴⁾
Σ -6ClS	0.1	1.2	2.2	0.8	-	-
Cis-6ClS	-	-	-	-	-	-
trans-6ClS	-	1.6	1.3	0.1	4.5	-
trans-7ClS	-	2.3	-	-	-	-
bb-7ClS	-	0.7	0.4	-	1.4	-
Cis-7ClS	-	3.2	3.5	-	-	-
Σ 7ClS	-	6.2	3.9	-	1.4	-
1,2,3-3CB	-	-	-	-	-	-
1,2,4-3CB	0.6	60	41	-	11	16
1,3,5-3CB	64	56	-	-	-	-
1,2,3,4-4CB	-	-	-	-	-	-
1,2,4,5-4CB	-	49	28	0.9	25	19
KB ¹⁾	64.6	165	69	0.9	36	35
KAB4	0.2	2.3	2.3	-	3.7	-
KAB5	-	2.7	2.1	-	7.0	-
KAB15	-	-	3.3	-	1.3	-
KAB ^{1,2)}	8	40	40	-	90	-
p-p- DDE	0.2	150	92	1.5	100	90
DCB	0.2	6.2	9.1	0.6	24	31
PCB	5	613 ³⁾	545	23	1300	530
EOCl	272	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
EPOCl	-	3993	3262	59	2466	891
EOBr	60	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.
EPOBr	14	532	821	28	1987	1386
% ident. Cl	-	15	16	36	49	53

- 1) Usikre verdier. For KB mulig overdekning med uidentifiserte klor/bromorganiske forbindelser.
- 2) Egen beregningsformel (ikke sum av de 3 identifiserte enkeltkomponentene).
- 3) Middell av to verdier.
- 4) Middell av to verdier.

Tabell C6. Klororganiske forbindelser og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) og brom (EPOBr) i filet og lever blandprøver av skrubbe (Platichthys flesus) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden okt. - nov. 1988 og mars - april 1990, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. KB: Sum av tri- og tetreklorbenzener, KAB: Sum kloralkylbenzener. Ikke påvist: -. i.a.: ikke analysert. F: Filet. L: Lever. For områdebetegnelser og antall fisk i blandprøvene, se tabell A1.

STOFFER	1988						1990	
	Omr. B F ³⁾	L	Omr. C F ³⁾	L	Omr. D F	L	Omr. B F	Omr. F F
% fett	0.69	18.2 ³⁾	0.72	19.9 ³⁾	0.59	6.1	0.53	0.63
HCB	16.5	385 ³⁾	67.5	1700	3.1	91	5.1	0.6
5CB	-	29	6.6	380	1.9	19	0.4	0.1
OCS	1.35	50	10	570	0.6	9.6	1.35 ³⁾	0.15 ³⁾
C-6ClS	-	1.2	-	0.8	-	0.8	-	0.1
cis-6ClS	0.1	-	-	-	-	-	-	-
trans-6ClS	0.8	-	-	8.5	-	-	-	-
trans-7ClS	-	4.3	1.1	-	-	-	-	-
bb-7ClS	0.7	-	-	1.8	-	-	-	0.1
cis-7ClS	-	1.5	0.3	-	0.3	0.5	-	-
Σ 7ClS	0.7	5.8	1.4	1.8	0.3	0.5	-	0.1
1,2,3-3CB	-	4.7	-	85	-	34	-	-
1,2,4-3CB	-	17	-	22	-	-	-	-
1,3,5-3CB	-	34	1.2	11	10	72	-	-
1,2,3,4-4CB	-	-	3.4	230	-	-	-	-
1,2,4,5-4CB	2.5	-	2.3	-	3.4	-	-	-
KB ¹⁾	2.5	56	6.9	348	13.4	106	-	-
KAB4	0.3	10	0.6	18	0.4	5.2	-	-
KAB5	0.5	16	1.6	54	0.2	-	-	-
KAB15	0.3	8.3	0.4	15	-	-	-	-
KAB ^{1,2)}	11	323	22	619	25	175	-	-
p-p DDE	0.5	58	2.2	67	1.5	13	1.5	1.2
DCB	0.5	6.4	0.5	11	0.3	2.2	0.6	0.3
PCB	16	721	40	788	30	614	24	15
EPOCl	177	6304	127	14943	83	2592	44	109
EPOBr	25	916	45	1129	23	364	13	7.1
% ident. av EPOCl	18	16	84	19	53	24	50	11

- 1) Usikre verdier. For KB mulig overdekning med uidentifiserte klor/bromorganiske forbindelser.
- 2) Egen beregningsformel (ikke sum av de 3 identifiserte).
- 3) Middell av 2 paralleller (1 reanalyse).

Tabell C7. Klororganiske forbindelser i blandprøver av filet av makrell (Scomber scombrus), lever av sei (Pollachius virens) og filet og lever av lyr (Pollachius pollachius) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden okt. - nov. 1988, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. KB: Sum av tri- og tetraklorbenzener. KAB: Sum kloralkylbenzener. i.p.: Ikke påvist. i.a.: ikke analysert. F: Filet. L: Lever. For områdebetegnelser og antall fisk i blandprøver, se tabell A1.

STOFFER	Makrell, omr. B	Lyr, omr. B		Sei, omr. B
	F	F	L	L
% fett	12.4	0.48	73.5	68.0
HCB	4.6	1.7	250	43
5CB	2.7	0.12	25	12
OCS	0.7	0.94	130	28
O-6C1S	-	-	-	-
cis-6C1S	-	-	10	-
trans-6C1S	-	-	31	-
trans-7C1S	-	0.6	8.4	-
bb-7C1S	-	-	-	0.8
cis-7C1S	0.9	-	-	14
Σ 7C1S	0.9	0.6	8.4	14.8
1,2,3-3CB	5.4	-	7.5	-
1,2,4-3CB	9.5	-	27	37
1,3,5-3CB	-	-	5.1	-
1,2,3,4-4CB	-	-	1.6	-
1,2,4,5-4CB	5.2	-	2.2	26
KB ¹⁾	20.1	-	43.4	63
KAB4	1.7	-	5.1	3.0
KAB5	1.9	-	15	2.9
KAB15	-	-	5.8	-
KAB ^{1,2)}	50	-	170	86
p-p DDE	5.9	1.4	390	310
DCB	0.3	0.4	9.8	8.1
PCB	39	8.5	2700	1045
EPOC1	721	201	10854	7344
EPOBr	171	23	1204	479
% ident. av EPOC1	10	4	21	13

- 1) Usikre verdier. For KB mulig overdekning ved uidentifiserte klor/bromorganiske forbindelser.
- 2) Egen beregningsformel (ikke sum av de 3 identifiserte).

Tabell C8. Klororganiske forbindelser i skallinemat (krabbesmør, hepatopancreas) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund, okt. - nov. 1988 og mars - april 1990, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. KB: Sum av tri- og tetraklorbenzener. KAB: Sum kloralkylbenzener. Ikke påvist: -. i.a.: ikke analysert. ♂: Hanner. ♀: Hunner. For områdebetegnelser og antall i blandprøver, se tabell A3.

STOFFER	OMR.	1988					1990	
		B ♂	B ♀	D ♂♀	E ♂	G ♂♀	B ♂	F ♂♀
% fett		8.9	9.5	15.0	13.6	14.4	4.3	17.6
HCB		93	46	11	14	3.7	8.8	4.6
5CB		21	13	7.5	7.0	4.5	2.0	1.1
OCS		3.1	4.0	2.0	2.0	1.3	1.1	-
α -6ClS		0.8	-	-	0.5	0.3	2.1	-
cis-6ClS		-	-	-	-	-	-	-
trans-6ClS		-	-	0.7	1.2	-	-	-
trans-7ClS		-	-	-	-	-	-	-
bb-7ClS		-	-	-	-	-	0.5	-
cis-7ClS		0.9	0.7	1.0	0.9	0.7	-	-
Σ 7ClS		0.9	0.7	1.0	0.9	0.7	0.5	-
1,2,3-3CB		4.4	5.1	-	-	9.7?	0.9	-
1,2,4-3CB		7.3	-	-	-	11?	-	-
1,3,5-3CB		9.5	-	-	-	12?	-	-
1,2,3,4-4CB		-	-	6.8	5.2	-	-	-
1,2,4,5-4CB		-	-	-	-	-	5.1	16?
KB ¹⁾		21.2	5.1	6.8	5.2	32.7?	6.0	16?
KAB4		2.5	6.0	2.1	2.0	1.7	-	-
KAB5		4.9	11	0.8	1.4	-	-	-
KAB15		-	3.1	-	-	-	0.4	1.4
KAB ^{1,2)}		91	201	43	42	124	-?	-?
p-p DDE		28	23	24	19	19	10	42
DCB		2	1.6	1.5	1.9	1.3	1.7	2.5
PCB		269	171	167	270	205	70	200
EOC1		14538	8883	16941	12094	10335	i.a.	i.a.
EPOC1		528	-	840	415	365	541	-
EOBr		7401	3266	5777	7750	6799	i.a.	i.a.
EPOBr		1173	624	785	1097	885	583	5023?
% ident. av EPOC1		61	-	19	52	61	12	-

- 1) Usikre verdier. For KB mulig overdekning ved uidentifiserte klor/bromorganiske forbindelser.
- 2) Egen beregningsformel (ikke sum av de 3 identifiserte).

Tabell C9. Klororganiske forbindelser i blandprøver av blåskjell (*Mytilus edulis*) fra ulike deler av Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund (st. 19) okt. - nov. 1988 og mars - april 1990, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. KB: Sum tri- og tetraklorbenzener. KAB: Sum kloralkylbenzener. Ikke påvist: -. i.a.: ikke analysert. For stasjonenes beliggenhet, se fig. 3.

STASJONER, ÅR STOFFER	1988						1990	
	4	7	8	14a	17	19	2	4
% tørrstoff	15.3	11.7	11.8	7.4	13.0	7.1	-	-
% fett	1.49	0.94	0.85	1.29	1.75	0.97	1.43	1.58
HCB	2.4	0.2	0.2	0.41	0.3	0.1	2.2	1.7
5CB	2.8	0.3	2.1	0.15	1.4	-	0.8	0.6
OCS	0.8	-	0.6	0.11	0.4	-	0.2	0.3
α -6C1S	14	1.7	-	-	-	-	-	-
cis-6C1S	-	-	-	-	-	-	-	-
trans-6C1S	-	-	0.5	-	0.1	-	-	-
trans-7C1S	-	-	-	-	-	-	3.4	1.8
bb-7C1S	-	-	-	-	-	-	0.5	0.3
cis-7C1S	0.4	-	0.1	-	0.1	-	-	-
Σ -7C1S	0.4	-	0.1	-	0.1	-	3.9	2.1
1,2,3-3CB	2.4	-	-	-	1.9	-	-	-
1,2,4-3CB	2.7	-	-	-	2.0	-	1.3	1.3
1,3,5-3CB	24	43	24	-	20	-	-	-
1,2,3,4-4CB	-	6.6	-	-	-	-	-	-
1,2,4,5-4CB	4.8	-	4.5	-	-	-	0.8	0.5
KB ¹⁾	33.9	49.6	28.5	-	23.9	-	2.1	1.8
KAB4	7.8	1.2	1.0	0.4	1.0	-	2.4	1.4
KAB5	8.8	1.9	0.9	0.9	1.0	-	7.4	3.9
KAB15	-	-	-	0.2	-	-	2.0	0.8
KAB ^{1,2)}	151	26	46	11	46	-	58	34
p-p DDE	2.0	0.2	0.6	1.1	1.1	0.6	-	-
DCB	0.1	0.2	0.2	0.2	0.2	0.4	-	0.2
PCB	29	10	11	6.5	18	9.5	18	21
EOC1	7951	9351	5794	i.a.	3575	i.a.	i.a.	i.a.
EPOC1	641	424	464	458	230	325	606	535
EOBr	2966	1027	951	i.a.	744	i.a.	i.a.	i.a.
EPOBr	2034	151	158	124	149	114	388	234
% ident. av EPOC1	20	12	11	2	22	2	8	7

- 1) Usikre verdier. For KB mulig overdekning ved uidentifiserte klor/bromorganiske forbindelser.
- 2) Egen beregningsformel (ikke sum av de 3 identifiserte).

Tabell C10. Hovedkomponenter av klororganiske forbindelser og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) og brom (EPOBr) i filet av 25 eks. av torsk (Gadus morhua) fra omr. B (Vesterhavn minus Hannevigsbukta) i Kristiansandsfjorden okt. - nov. 1988 mg/kg fett. Ikke påvist: -. K: Kontaminert. M: Middell. SD: Standardavvik.

Fisk nr.	5CB	HCB	7ClS	OCS	DCB	KAB4	KAB	PCB	DDE	EPOCl	EPOBr
1	0.21	0.62	0.04	1.08	0.23	0.10	4.2	7.1	0.26	39.6	6.2
2	0.17	0.37	0.02	0.53	0.05	0.05	1.5	1.0	0.03	-	5.1
3	0.17	0.28	0.06	0.86	0.08	0.06	2.5	1.1	0.03	-	6.4
4	0.21	0.27	0.03	1.12	0.24	0.12	3.3	3.0	0.48	53.9	7.9
5	0.14	0.47	0.02	0.27	0.05	0.09	2.0	0.9	0.04	-	3.9
6	0.19	0.36	0.02	0.38	0.03	0.07	1.9	0.7	0.02	-	2.9
7	0.27	0.49	0.02	0.33	0.08	0.10	2.7	1.4	0.04	-	5.3
8	0.18	0.44	0.02	0.37	0.08	0.05	1.4	1.1	0.04	-	4.4
9	0.17	0.42	0.02	0.56	0.11	0.10	2.5	1.2	0.13	-	8.8
10	0.19	0.54	-	0.43	0.11	0.07	2.0	1.1	0.09	10.7	5.4
11	0.26	0.45	0.02	0.41	0.05	0.09	2.2	1.0	0.03	-	3.8
12	0.33	0.47	-	0.31	0.05	0.11	2.2	1.1	0.02	-	4.7
13	0.15	0.31	0.02	0.51	0.03	0.03	0.8	0.7	0.03	55.1	1.8
14	-	0.26	0.08	0.61	0.06	0.04	1.4	0.8	0.06	22.5	3.6
15	0.16	0.45	-	0.82	0.31	0.06	1.4	1.6	0.32	-	6.5
16	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K	K
17	0.13	0.37	-	0.30	0.07	0.07	1.3	1.3	0.04	-	2.4
18	0.14	0.43	0.02	0.39	0.08	0.06	1.2	1.0	0.04	35.9	5.5
19	0.13	0.26	-	0.40	0.06	0.06	1.7	1.3	0.02	15.3	4.2
20	0.26	0.57	0.02	0.59	0.08	0.06	1.3	0.9	0.04	24.0	5.7
21	K	K	K	K	K	K	K	K	K	i.a.	i.a.
22	0.15	0.83	0.02	0.48	0.06	0.08	1.7	1.5	0.48	-	6.2
23	0.20	0.29	0.02	0.69	0.08	0.10	2.0	1.6	0.22	-	2.5
24	0.17	0.22	0.02	0.25	0.05	0.07	1.5	1.3	0.13	-	20.5
25	0.17	0.80	0.06	2.63	0.17	0.06	1.7	8.9	3.15 ¹⁾	11.4	8.6
M	0.18	0.43	0.02	0.62	0.10	0.07	1.9	1.8	0.25 ¹⁾	29.8 ²⁾	5.8
SD	0.06	0.16	0.02	0.50	0.07	0.02	0.8	2.0	0.65	17.1	3.7

1) Middell uten ekstremverdi: 0.12.

2) Middell av 9 verdier.

Tabell C11. Hovedkomponenter av klororganiske forbindelser og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) og brom (EPOBr) i lever av 25 eks. av torsk (*Gadus morhua*) fra omr. B (Vesterhavns minus Hannevigsbukta) i Kristiansandsfjorden okt. - nov. 1988, mg/kg fett. Ikke påvist: -. M: Middell. SD: Standardavvik.

Fisk nr.	% fett	5CB	HCB	Σ 7C1S	OCS	DCB	KAB4	KAB	PCB	DDE	EPOCl	EPOBr
1	10.2	0.38	1.08	-	0.73	0.46	0.15	3.7	5.1	0.74	-	13.6
2	58.2	0.10	0.53	0.01	0.07	0.02	0.03	0.9	1.0	0.08	3.1	3.9
3	66.3	0.10	0.35	0.01	0.13	0.03	0.02	0.5	0.7	0.15	6.1	2.2
4	6.3	0.73	0.48	0.06	1.40	0.48	0.16	4.0	5.9	0.97	-	97.6 ³⁾
5	51.6	0.16	0.64	0.01	0.10	0.02	0.05	1.0	1.1	0.09	7.1	6.1
6	63.8	0.09	0.50	0.01	0.08	0.02	0.03	0.9	0.9	0.09	3.7	4.8
7	51.4	0.16	0.68	0.02	0.12	0.02	0.05	1.2	1.0	0.14	4.7	5.9
8	57.7	0.14	0.52	0.01	0.13	0.03	0.03	0.9	1.0	0.12	6.1	4.1
9	37.4	0.18	0.67	0.03	0.56	0.10	0.04	0.9	1.4	0.56	8.3	8.6
10	61.8	0.07	1.00	0.02	0.32	0.07	0.02	0.6	0.9	0.32	7.1	2.3
11	51.5	0.15	0.68	0.02	0.13	0.03	0.05	1.2	1.3	0.12	3.0	5.1
12	56.0	0.18	0.66	0.02	0.11	0.03	0.05	1.1	1.0	0.09	4.7	7.3
13	58.4	0.08	0.42	0.01	0.09	0.02	0.02	0.6	0.9	0.09	4.8	1.5
14	61.1	0.07	0.34	0.02	0.21	0.04	0.03	0.7	0.8	0.16	5.7	1.7
15	12.5	0.27	0.75	0.02	1.04	0.34	0.15	3.2	5.1	0.96	-	4.2
16	36.4	0.07	0.61	0.03	0.47	0.19	0.03	1.3	1.4	0.58	6.2	3.2
17	58.0	0.08	0.46	0.01	0.15	0.04	0.02	0.7	0.8	0.16	5.0	1.3
18	65.7	0.10	0.49	0.01	0.17	0.03	0.03	0.7	0.7	0.14	8.6	3.1
19	74.4	0.07	0.32	0.01	0.15	0.02	0.02	0.6	0.5	0.11	7.6	2.3
20	43.5	0.17	0.87	0.02	0.23	0.05	0.06	1.2	0.8	0.17	-	9.8
21	41.7	0.12	0.53	0.02	0.20	0.02	0.06	1.2	1.0	0.65	7.1	8.7
22	62.2	0.09	0.93	0.06	0.62	0.07	0.03	1.2	6.1 ²⁾	2.25	65.2	1.5
23	39.9	0.10	0.58	0.03	0.40	0.06	0.03	1.0	1.4	1.15	-	7.8
24	53.7	0.06	0.39	0.01	0.20	0.02	0.02	0.8	0.7	0.65	3.9	1.4
25	44.7	0.09	1.07	0.11	1.92	0.18	0.02	1.1	13.0 ²⁾	6.94	54.4	2.4
M	49.0	0.15	0.62	0.02	0.39	0.10	0.05	1.3	2.2	0.70	11.1 ¹⁾	8.4 ³⁾
SD	17.7	0.14	0.22	0.02	0.46	0.13	0.04	0.9	2.8	1.39	16.6	18.8

- 1) Middell av 20 (5 verdier under deteksjonsgrense varierende fra ca. 2 til ca. 30 ikke medregnet).
- 2) PCB muligens overdekket av ukjente forbindelser.
- 3) Middell uten ekstremverdi ca. 4.5 mg/kg.

Tabell C12. Hovedkomponenter av klororganiske forbindelser og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) og brom (EPOBr) i blandprøver av filet (F) og lever (L) av torsk (Gadus morhua) fra ulike områder av Kristiansandsfjorden okt. - nov. 1988 og mars - april 1990, mg/kg fett. Ikke påvist: -. For områdebetegnelser og antall fisk i blandprøvene, se tabell A2.

STOFFER	1988			1990		
	Omr. D F	Omr. L L	Omr. E L	Omr. B F	Omr. L L	Omr. F L
% fett	0.56	58.9	62.1	0.42	27.1	35.3
5CB	0.054	0.026	0.021	0.048	0.085	0.005
HCB	0.072	0.094	0.081	0.67	0.63	0.085
Σ7CIS	-	0.011	0.006	-	0.005	-
OCS	0.018	0.041	0.029	0.41	0.26	0.045
DCB	0.036	0.011	0.015	0.14	0.088	0.088
KAB4	0.036	0.004	0.004	-	0.014	-
PCB	0.89	1.04	0.88	5.5	4.8	1.5
DDE	0.036	0.26	0.15	0.36	0.37	0.26
EPOCl	-	6.8	5.3	14.1	9.1	2.5
EPOBr	2.50	0.90	1.3	6.7	7.3	3.9

Tabell C13. Hovedkomponenter av klororganiske forbindelser og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) og brom (EPOBr) i blandprøver av filet (F) og lever (L) av skrubbe (Platichthys flesus) fra ulike områder av Kristiansandsfjorden okt. - nov. 1988 og mars - april 1990, mg/kg fett. Ikke påvist: -. For områdebetegnelser og antall fisk i blandprøver, se tabell A2.

STOFFER	1988						1990	
	Omr. B		Omr. C		Omr. D		Omr. B	Omr. F
	F	L	F ¹⁾	L	F	L	F	F
% fett	0.69	18.2 ¹⁾	0.72	19.9 ¹⁾	0.59	6.1	0.53	0.63
5CB	-	0.16	0.92	1.9	0.32	0.31	0.08	0.02
HCB	2.4	2.1	9.4	8.5	0.53	1.5	0.96	0.10
Σ7ClS	0.10	0.03	0.19	0.009	0.05	0.01	-	0.02
OCS	0.20	0.28	1.4	2.9	0.10	0.16	0.26	0.02
DCB	0.07	0.04	0.07	0.06	0.05	0.04	0.11	0.05
KAB4	0.04	0.06	0.08	0.09	0.07	0.08	-	-
PCB	2.3	4.0	5.6	4.0	5.1	10.1	4.5	2.4
DDE	0.07	0.32	0.31	0.34	0.25	0.21	0.28	0.19
EPOCl	25.7	34.8	17.7	75.1	14.1	42.5	8.3	17.3
EPOBr	3.6	5.1	6.3	5.7	3.9	6.0	2.5	1.1

1) Middell av to paralleller.

Tabell C14. Hovedkomponenter av klororganiske forbindelser og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) og brom (EPOBr) i blandprøver av skallinnmat (krabbesmør, hepatopancreas) fra taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra forskjellige områder i Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund okt. - nov. 1988 og mars - april 1990, mg/kg fett. Ikke påvist: -. ♂: Hanner. ♀: Hunner. i.a.: ikke analysert. For områdebetegnelser og antall i blandprøver, se tabell A3.

STOFFER	Omr. B		1988			1990	
	♂	♀	♂ ♀	♂	♂ ♀	♂	♂ ♀
% fett	8.9	9.5	15.0	13.6	14.4	4.3	17.6
5CB	0.24	0.14	0.05	0.05	0.031	0.05	0.006
HCB	1.05	0.48	0.07	0.10	0.026	0.21	0.026
Σ7C1S	0.01	0.007	0.007	0.007	0.005	0.01	-
OCS	0.04	0.04	0.01	0.02	0.009	0.03	-
DCB	0.02	0.02	0.01	0.01	0.009	0.04	0.014
KAB4	0.03	0.06	0.01	0.02	0.012	-	-
PCB	3.0	1.8	1.1	2.0	1.4	1.6	1.1
DDE	0.31	0.24	0.16	0.14	0.13	0.23	0.24
EOCl	163	94	113	89	72	i.a.	i.a.
EPOCl	5.9	-	5.6	3.1	2.5	12.6	-
EOBr	83	34	39	57	47	i.a.	i.a.
EPOBr	13.2	6.6	5.2	8.1	6.1	13.6	28.5?

Tabell C15. Hovedkomponenter av klororganiske forbindelser og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) og brom (EPOBr) i blandprøver av blåskjell (*Mytilus edulis*) fra ulike områder i Kristiansandsfjorden og Ny Hellesund (St. 19) okt. - nov. 1988 og mars - april 1990, mg/kg fett. Ikke påvist: -. i.a.: ikke analysert. For stasjonsbeliggenhet, se fig. 3.

STASJONER, ÅR STOFFER	1988						1990	
	4	7	8	14a	17	St.19	2	4
% fett	1.49	0.94	0.85	1.29	1.75	0.97	1.43	1.58
5CB	0.188	0.032	0.247	0.012	0.080	-	0.056	0.038
HCB	0.161	0.021	0.024	0.032	0.017	0.010	0.154	0.108
Σ7ClS	0.027	-	0.012	-	0.006	-	0.272	0.133
OCS	0.053	-	0.071	0.009	0.023	-	0.014	0.019
DCB	0.007	0.021	0.024	0.016	0.012	0.041	-	0.012
KAB4	0.52	0.13	0.12	0.031	0.057	-	0.168	0.089
PCB	2.0	1.1	1.3	0.5	1.0	1.0	1.3	1.3
DDE	0.13	0.021	0.071	0.085	0.063	0.062	-	-
EOCl	534	995	682	i.a.	204	i.a.	i.a.	i.a.
EPOCl	43	45	55	36	13	34	42	34
EOBr	199	109	112	i.a.	43	i.a.	i.a.	i.a.
EPOBr	137	16	19	10	9	12	27	15

VEDLEGG D

Resultater av sedimentanalyser

Tabell D1 Innhold av total organisk karbon, totalnitrogen, metaller og arsen.

Tabell D2 Innhold av klor- og bromorganiske forbindelser utenom PCDF/PCDD.

Tabell D3 Innhold av PCDF/PCDD ("dioksiner").

Tabell D1. Innhold av totalt karbon (TC), totalt organisk karbon (TOC), totalt nitrogen (TN), nikkel (Ni), kobolt (Co), bly (Pb), kadmium (Cd), sink (Zn), krom (Cr), jern (Fe), kobber (Cu) og arsen (As) i sedimenter fra Kristiansandsfjorden 18/10-1988. Konsentrasjoner på tørrvektsbasis. Dyp angis i middelerdi for det 2 cm tykke sedimentlaget.

STASJON	DYP cm	TC %	TOC %	TN %	Tørrstoff %	<63 μ m %
2	1	5.7	4.8	0.46	29	45
9	1	4.0	2.8	0.29	35	22
11	1	2.3	1.5	0.16	45	41
12	1	3.8	2.3	0.28	30	27
16	1	7.3	6.8	0.54	24	59
17	1	4.0	3.5	0.25	43	37
17	5	3.3	3.0	0.15	45	62
17	9	2.2	2.0	0.13	55	68
18	1	3.9	3.5	0.29	37	45
18	5	1.9	1.7	0.11	57	53
18	9	1.4	1.2	0.90	63	59
19	1	4.7	3.7	0.45	22	78
19	5	2.4	1.7	0.22	37	94
19	9	1.4	0.9	0.11	38	98
19	21	1.6	1.0	0.13	29	97
30	1	4.7	3.3	0.39	35	54
31	1	1.7	1.1	0.15	33	97
32	1	5.1	3.4	0.37	28	65
33	1	4.3	3.4	0.31	34	59
34	1	1.3	1.2	0.09	61	25
34	5	4.5	3.9	0.15	64	28
34	9	2.2	1.7	0.10	63	29
35	1	4.3	3.3	0.36	28	75
35	5	1.9	1.4	0.11	39	69
35	9	2.5	1.8	0.14	43	65
35	13	3.9	2.6	0.20	35	78
35	17	3.3	2.6	0.13	47	56
35	23	2.5	1.8	0.12	51	44

STASJON	DYP cm	NI μg/g	CO μg/g	PB μg/g	CD μg/g	ZN μg/g
2	1	96	15	102	0.28	194
9	1	118	14	79	0.06	118
11	1	94	11	54	0.04	86
12	1	72	15	69	0.07	112
16	1	618	31	119	0.31	188
17	1	760	38	158	0.11	115
17	5	786	25	140	0.21	106
17	9	178	9	56	0.63	98
18	1	1000	39	289	1.00	122
18	5	421	13	136	0.64	93
18	9	111	8	54	0.51	103
19	1	5520	315	845	1.00	243
19	5	8180	538	1360	1.30	142
19	9	12000	635	3320	0.28	70
19	21	1080	263	1950	0.92	70
30	1	12700	919	1690	2.77	504
31	1	12900	500	3740	0.06	77
32	1	9620	360	779	0.15	293
33	1	13400	596	395	0.23	481
34	1	413	28	130	0.21	175
34	5	579	29	178	0.30	239
34	9	756	34	276	0.28	255
35	1	5020	216	2190	0.08	201
35	5	7760	159	5990	0.10	168
35	9	6620	128	6200	0.02	170
35	13	8860	229	4810	0.08	163
35	17	5890	100	5810	0.05	180
35	23	5780	110	5910	0.06	184

STASJON	DYP cm	CR $\mu\text{g/g}$	FE mg/g	CU $\mu\text{g/g}$	AS $\mu\text{g/g}$
2	1	53	32.3	72	38
9	1	49	26.8	76	22
11	1	31	19.8	52	17
12	1	43	28.9	133	23
16	1	61	28.9	518	53
17	1	67	24.9	590	138
17	5	72	20.5	376	100
17	9	21	18.3	68	36
18	1	249	30.6	856	474
18	5	98	18.9	235	84
18	9	25	20.0	59	59
19	1	729	208.0	5220	8400
19	5	429	358.0	6680	23200
19	9	260	405.0	9720	45400
19	21	4390	422.0	9900	47400
30	1	1340	276.0	15700	15800
31	1	400	378.0	10200	47400
32	1	515	149.0	14100	4200
33	1	167	88.5	8050	1360
34	1	40	22.7	487	95
34	5	56	31.7	569	150
34	9	54	34.1	816	116
35	1	1620	205.0	5000	15800
35	5	12300	308.0	6860	35800
35	9	11000	273.0	6520	30500
35	13	10700	296.0	6970	30500
35	17	6190	233.0	5890	26300
35	23	5880	225.0	5980	23200

Tabell D2. Klororganiske forbindelser, EOCl, EPOCl, EOBr og EPOBr i sedimenter fra Kristiansandsfjorden 16/10-1988, ug/g (mg/kg) tørrvekt.

Vedleggstabell D2. Analyseresultater fra SI over innhold klororganiske forbindelser i sedimentene.

Stasjon	Dyp (cm)	dato	SI-kode	våttvekt tørrstoff (g)	%	EOCl (ug/g)	EOBr (ug/g)	EPOCl (ug/g)	EPOBr (ug/g)
1	K2	18/10-88	890417-101	38.871	18.23	31	3.6	6.1	0.95
2	K9	18/10-88	890417-102	37.192	21.35	NA	NA	3.8	0.50
3	K11	18/10-88	890417-103	44.984	40.45	9.0	1.1	1.8	0.33
4	K12	18/10-88	890417-104	43.237	30.97	NA	NA	1.0	0.39
5	K16	18/10-88	890417-105	41.332	18.99	25	3.7	10	1.5
6	K17	18/10-88	890417-106	45.122	29.29	NA	NA	17	1.3
7	K17	18/10-88	890417-107	51.089	47.47	4.8	0.76	1.4	0.20
8	K17	18/10-88	890417-108	58.309	61.92	NA	NA	0.32	0.13
9	K18	18/10-88	890417-109	49.822	36.34	35	2.0	13	0.61
10	K18	18/10-88	890417-110	64.109	60.39	NA	NA	0.84	0.12
11	K18	18/10-88	890417-111	59.824	60.77	2.5	0.52	0.73	0.12
12	K19	18/10-88	890417-112	42.978	18.83	NA	NA	40	3.7
13	K19	18/10-88	890417-113	51.639	39.87	14	1.3	9.3	0.88
14	K19	18/10-88	890417-114	54.113	41.56	NA	NA	19	1.3
15	K19	20-22	890417-115	44.065	26.80	191	8.5	116	5.5
16	K30	19/10-88	890417-116	44.171	25.57	NA	NA	88	8.9
17	K31	19/10-88	890417-117	45.032	26.38	183	9.1	117	6.9
18	K32	19/10-88	890417-118	39.975	16.39	NA	NA	601	13.3
19	K33	19/10-88	890417-119	51.307	41.78	38	1.2	25	0.49
20	K34	19/10-88	890417-120	57.154	55.51	NA	NA	7.0	0.31
21	K34	19/10-88	890417-121	57.463	56.27	14	0.61	10	0.19
22	K34	19/10-88	890417-122	65.112	60.75	NA	NA	11	0.22
23	K35	19/10-88	890417-123	44.718	42.33	33	0.93	15	0.35
24	K35	19/10-88	890417-124	44.800	31.55	NA	NA	40	1.5
25	K35	19/10-88	890417-125	47.243	29.41	70	2.6	38	1.5
26	K35	12-14	890417-126	52.129	43.83	NA	NA	16	0.48
27	K35	22-24	890417-127	36.220	68.37	2.7	0.31	1.4	0.09

d.u. dekket av ukjente.
i.p. ikke påvist.
NA ikke analysert.

Tabell D2 (forts.)

Stasjon	Dyp (cm)	1.2.3- 3CB	1.2.4- 3CB	1.3.5- 3CB	1.2.3.4- 4CB	1.2.4.5- 4CB	5CB	HCB	OCS
1	K2	0.0033	0.0043 <	0.0016 <	0.0032	0.0032 <	0.0010	0.0080	< 0.0028
2	K9	i.p.	0.0042	i.p.	i.p.	0.0055	0.0080	0.040	< 0.0036
3	K11	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	< 0.0009	0.0013	0.00065	< 0.00055
4	K12	i.p.	< 0.0016	i.p.	i.p.	0.0013	0.0037	0.014	< 0.00065
5	K16	0.025	0.011	i.p.	d.u.	0.0055	0.070	0.120	0.014
6	K17	d.u.	0.052	0.012	i.p.	< 0.014	0.260	0.442	0.082
7	K17	0.0126	0.0081	i.p.	i.p.	0.0028	0.018	0.039	0.0021
8	K17	i.p.	0.0012	i.p.	i.p.	i.p.	0.0027	0.0078	i.p.
9	K18	0.026	0.010	0.0016	i.p.	0.0028	0.043	0.100	0.016
10	K18	0.0080	0.0055	0.00055	i.p.	0.00080	0.0029	0.0100	0.0015
11	K18	0.0060	i.p.	0.00065	i.p.	0.0050	0.0055	0.011	0.0017
12	K19	i.p.	i.p.	i.p. <	0.169	0.061	0.024	1.9	0.35
13	K19	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	0.085	0.114	0.022
14	K19	i.p.	i.p.	0.0016	i.p.	i.p.	0.46	0.90	0.20
15	K19	0.200	0.160	0.031	1.80	0.210	5.2	6.0	0.55
16	K30	0.094	0.31	d.u.	0.90	0.055	3.3	6.4	0.81
17	K31	i.p.	0.45	i.p.	0.061	0.110	1.9	1.8	0.230
18	K32	3.20	2.00	i.p.	2.90	2.00	23.0	29.6	8.4
19	K33	0.15	0.046	i.p.	0.29	0.029	2.5	1.6	0.026
20	K34	i.p.	0.0085	0.0022	0.034	0.0015	0.11	0.030	0.0049
21	K34	0.060	0.016	i.p.	0.028	i.p.	0.100	0.073	0.0072
22	K34	0.081	0.021	i.p.	0.030	0.0036	0.100	0.120	0.013
23	K35	0.037	0.030	0.007	0.085	0.014	0.63	1.5	0.031
24	K35	0.096	0.051	0.010	0.240	0.055	2.3	3.6	0.21
25	K35	0.206	0.086	0.024	0.36	0.098	2.0	3.6	0.22
26	K35	0.159	0.060	0.0084	0.24	0.050	0.78	1.5	0.12
27	K35	0.014	i.p.	0.0013 <	0.0013	0.00069	0.026	0.0088	0.0036

Tablel D2 (forts.)

Stasjon	Dyp (cm)	Øvrige klor p-p dde styreneer	DECA	KAB-4	KAB-5	KAB-10	sum PCB	totalt klor	cl bundet til ident.forb. i % av EPOCl
1	K2	0-2	< 0.001	< 0.006	< 0.0035	0.0035	0.0034	0.070	0.9
2	K9	0-2	i.p.	i.p.	< 0.006	0.0087	< 0.0038	0.034	1.8
3	K11	0-2	i.p.	i.p.	< 0.0015	0.0012	< 0.0027	0.067	1.8
4	K12	0-2	i.p.	i.p.	< 0.0024	0.0016	i.p.	0.086	4.8
5	K16	0-2	i.p.	i.p.	0.013	0.087	i.p.	0.024	2.4
6	K17	0-2	i.p.	i.p.	0.061	0.45	< 0.032	0.30	3.0
7	K17	4-6	i.p.	i.p.	< 0.027	0.033	0.26	1.4	8.2
8	K17	8-10	i.p.	i.p.	< 0.0007	i.p.	0.011	0.22	16
9	K18	0-2	i.p.	i.p.	d.u.	0.100	i.p.	0.016	5.0
10	K18	4-6	i.p.	i.p.	< 0.0011	0.014	0.039	0.31	2.4
11	K18	8-10	i.p.	i.p.	< 0.0011	0.018	0.0069	0.079	9.4
12	K19	0-2	i.p.	i.p.	0.072	4.2	i.p.	0.028	9.3
13	K19	4-6	i.p.	i.p.	0.0032	0.12	0.83	5.3	13
14	K19	8-10	i.p.	i.p.	0.0037	0.15	0.17	0.50	5.4
15	K19	20-22	i.p.	d.u.	0.17	1.4	0.20	2.2	12
16	K30	0-2	i.p.	i.p.	0.11	3.6	4.0	17	15
17	K31	0-2	i.p.	i.p.	0.037	1.0	1.7	15	17
18	K32	0-2	i.p.	i.p.	3.3	9.6	0.42	4.8	4.1
19	K33	0-2	i.p.	i.p.	0.013	0.27	10	78	13
20	K34	0-2	i.p.	i.p.	0.0032	0.056	0.34	3.8	15
21	K34	4-6	i.p.	i.p.	0.0030	0.14	0.051	0.29	4.0
22	K34	8-10	i.p.	i.p.	0.0064	0.14	0.09	0.47	5.0
23	K35	0-2	i.p.	i.p.	0.015	0.25	< 0.0041	1.3	12
24	K35	4-6	i.p.	i.p.	0.038	0.94	0.25	2.3	15
25	K35	8-10	i.p.	i.p.	0.11	0.78	1.6	8.0	20
26	K35	12-14	i.p.	i.p.	0.052	0.31	1.4	7.5	20
27	K35	22-24	i.p.	i.p.	0.0017	0.010	0.28	3.5	22
							0.0033	0.065	4.6

Tabell D3. PCDF/PCDD og tørrstoff i sedimentprøver fra Kristiansandsfjorden 18/10-1988. PCDF/PCDD i ng/kg tørrvekt.

Tørrstoffbestemmelser i 28 sedimenter fra Kristiansandsfjorden
Prøvene er veid før og etter tørking ved 40°C.

NILUs lab.nr. 1989	Stasjon + dybde	% tørrstoff	NILUs lab.nr. 1989	Stasjon + dybde	% tørrstoff
277	K.2 - 0-2 cm	16,6%	291	K.19 - 20-32 cm	25,9%
278	K.9 - 0-2 cm	25,0%	292	K.30 - 0-2 cm	46,5%
279	K.11- 0-2 cm	41,6%	293	K.31 - 0-2 cm	51,4%
				(knust glass)	
280	K.12- 0-2 cm	25,2%	294	K.32 - 0-2 cm	17,1%
281	K.16- 0-2 cm	24,4%	295	K.33 - 0-2 cm	28,5%
282	K.17- 0-2 cm	40,6%	296	K.34 - 0-2 cm	63,3%
283	K.17- 4-6 cm	57,9%	297	K.34 - 4-6 cm	68,3%
284	K.17- 8-10 cm	56,7%	298	K.34 - 8-10 cm	64,1%
285	K.18- 0-2 cm	32,3%	299	K.35 - 0-2 cm	21,2%
286	K.18- 4-6 cm	57,4%	300	K.35 - 4-6 cm	35,3%
287	K.18- 8-10 cm	59,8%	301	K.35 - 8-10 cm	57,5%
				(knust glass)	
288	K.19- 0-2 cm	13,9%	302	K.35 - 12-14 cm	38,0%
289	K.19- 4-6 cm	41,1%	303	K.35 - 16-18 cm	44,9%
	(knust glass)				
290	K.19- 8-10 cm	44,8%	304	K.35 - 22-24 cm	46,6
	(knust glass)				

PCDF- og PCDD-konsentrasjoner i sedimentprøver fra Kristiansandsfjorden

Komponent ng/kg	K 2 0-2 cm	G(%)	K 9 0-2 cm	G(%)
Antall kg/prøve	0,010		0,010	
2378-tetra-CDF	48,5	67	50,0	65
Σ tetra-CDF	437		635	
12378/12348-penta-CDF	91,7		76,2	
23478-penta-CDF	56,1	70	30,9	73
Σ penta-CDF	694		572	
123478/123479-hexa-CDF	146	82	83,5	81
123678-hexa-CDF	96,8		68,4	
123789-hexa-CDF	15,0		11,8	
234678-hexa-CDF	36,3		32,7	
Σ hexa-CDF	834		596	
1234678-hepta-CDF	522	72	321	80
1234789-hepta-CDF	76,8		46,5	
Σ hepta-CDF	904		481	
Octa-CDF	1907		2116	
Σ total	4776		4400	
2378-tetra-CDD	<5	75	<5	77
Σ tetra CDD	35,2		40,9	
12378-penta-CDD	<5	71	<5	72
Σ penta CDD	38,0		56	
123478 hexa-CDD	12,7		<5	
123678 hexa-CDD	18,2	77	16,7	74
123789 hexa-CDD	15,1		<5	
Σ hexa-CDD	173		142	
1234678-hepta-CDD	167	68	81,6	69
Σ hepta-CDD	338		181	
Octa-CDD	565	76	411	74
Σ total	1149		775	
2378-TCDD-ekvivalenter*	78,0		49,5	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

PCDF- og PCDD-konsentrasjoner i sedimentprøver fra Kristiansandsfjorden

Komponent ng/kg	K 11 0-2 cm	G(%)	K 12 0-2 cm	G(%)
Antall kg/prøve	0,010		0,010	
2378-tetra-CDF	18,4	65	23,0	68
Σ tetra-CDF	228		223	
12378/12348-penta-CDF	30,8		47,8	
23478-penta-CDF	12,6	68	34,1	65
Σ penta-CDF	239		417	
123478/123479-hexa-CDF	35,7	78	175	87
123678-hexa-CDF	25,5		115	
123789-hexa-CDF	<3		21,4	
234678-hexa-CDF	15,0		24,4	
Σ hexa-CDF	227		824	
1234678-hepta-CDF	134	72	923	82
1234789-hepta-CDF	21,2		243	
Σ hepta-CDF	209		1642	
Octa-CDF	791		21499	
Σ total	1694		24506	
2378-tetra-CDD	<5	73	<5	71
Σ tetra CDD	<5		<5	
12378-penta-CDD	<5	70	<5	71
Σ penta CDD	<5		590	
123478 hexa-CDD	<5		9,4	
123678 hexa-CDD	<5	74	17,4	78
123789 hexa-CDD	<5		15,5	
Σ hexa-CDD	15,4		141	
1234678-hepta-CDD	33,3	65	208	78
Σ hepta-CDD	72,0		377	
Octa-CDD	130	69	1042	91
Σ total	217		2150	
2378-TCDD-ekvivalenter*	18,9		93,8	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

PCDF- og PCDD-konsentrasjoner i sedimentprøver fra Kristiansandsfjorden

Komponent ng/kg	K 16 0-2 cm	G(%)	K 17 0-2 cm	G(%)
Antall kg/prøve	0,010		0,010	
2378-tetra-CDF	341	43	1000	41
Σ tetra-CDF	3338		46649	
12378/12348-penta-CDF	380		903	
23478-penta-CDF	156	54	395	68
Σ penta-CDF	2988		6767	
123478/123479-hexa-CDF	389	66	1025	85
123678-hexa-CDF	327		892	
123789-hexa-CDF	46,9		139	
234678-hexa-CDF	137		365	
Σ hexa-CDF	2790		7597	
1234678-hepta-CDF	1442	62	3961	83
1234789-hepta-CDF	205		620	
Σ hepta-CDF	2243		6237	
Octa-CDF	6820		20900	
Σ total	18179		46160	
2378-tetra-CDD	<5	64	<5	75
Σ tetra CDD	131		200	
12378-penta-CDD	5,3	53	62,1	65
Σ penta CDD	138		>242	
123478 hexa-CDD	<5		21,8	
123678 hexa-CDD	<5	62	54,2	80
123789 hexa-CDD	<5		24,5	
Σ hexa-CDD	305		655	
1234678-hepta-CDD	171	50	358	67
Σ hepta-CDD	313		599	
Octa-CDD	496	55	748	74
Σ total	1383		2444	
2378-TCDD-ekvivalenter*	234		661	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

PCDF- og PCDD-konsentrasjoner i sedimentprøver fra Kristiansandsfjorden

Komponent ng/kg	K 17 4-6 cm	G(%)	K 17 8-10 cm	G(%)
Antall kg/prøve	0,010		0,010	
2378-tetra-CDF	130	57	45,1	64
Σ tetra-CDF	1638		648	
12378/12348-penta-CDF	218		55,4	
23478-penta-CDF	102	52	31,5	66
Σ penta-CDF	1902		546	
123478/123479-hexa-CDF	192	74	53,3	75
123678-hexa-CDF	165		42,8	
123789-hexa-CDF	15,7		<10	
234678-hexa-CDF	80,6		19,9	
Σ hexa-CDF	15646		390	
1234678-hepta-CDF	808	76	203	72
1234789-hepta-CDF	98,9		25,3	
Σ hepta-CDF	1354		317	
Octa-CDF	6426		911	
Σ total	12884		2812	
2378-tetra-CDD	11,2	60	6,5	71
Σ tetra CDD	190		226	
12378-penta-CDD	11,1	60	12,2	72
Σ penta CDD	306		360	
123478 hexa-CDD	7,9		6,5	
123678 hexa-CDD	10,6	72	23,7	68
123789 hexa-CDD	9,4		19,3	
Σ hexa-CDD	305		1908	
1234678-hepta-CDD	112,6	68	408	65
Σ hepta-CDD	191		666	
Octa-CDD	253	71	351	55
Σ total	1245		3511	
2378-TCDD-ekvivalenter*	148		57,6	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

PCDF- og PCDD-konsentrasjoner i sedimentprøver fra Kristiansandsfjorden

Komponent ng/kg	K 18 0-2 cm	G(%)	K 18 4-6 cm	G(%)
Antall kg/prøve	0,010		0,010	
2378-tetra-CDF	824	36	133	43
Σ tetra-CDF	7974		662	
12378/12348-penta-CDF	940		163	
23478-penta-CDF	383	52	84,3	69
Σ penta-CDF	6628		1145	
123478/123479-hexa-CDF	902	77	137	95
123678-hexa-CDF	805		123	
123789-hexa-CDF	120		15,3	
234678-hexa-CDF	258		47,0	
Σ hexa-CDF	6471		1021	
1234678-hepta-CDF	3540	76	522	88
1234789-hepta-CDF	495		68,8	
Σ hepta-CDF	5285		797	
Octa-CDF	18800		2463	
Σ total	45158		6088	
2378-tetra-CDD	<5	55	<5	75
Σ tetra CDD	99,9		24,6	
12378-penta-CDD	i	55	13,4	86
Σ penta CDD	i		342	
123478 hexa-CDD	20,0		<5	
123678 hexa-CDD	43,5	72	7,3	82
123789 hexa-CDD	20,4		<5	
Σ hexa-CDD	488		115	
1234678-hepta-CDD	334	65	70,3	70
Σ hepta-CDD	558		128	
Octa-CDD	663	60	163	61
Σ total	1808		748	
2378-TCDD-ekvivalenter*	563		106	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

PCDF- og PCDD-konsentrasjoner i sedimentprøver fra Kristiansandsfjorden

Komponent ng/kg	K 18 8-10 cm	G(%)	K 19 0-2 cm	G(%)
Antall kg/prøve	0,010		0,010	
2378-tetra-CDF	86,1	70	2888	30
Σ tetra-CDF	690		16800	
12378/12348-penta-CDF	93,1		1894	
23478-penta-CDF	38,4	69	692	54
Σ penta-CDF	438		12800	
123478/123479-hexa-CDF	56,4	83	2076	67
123678-hexa-CDF	55,5		2209	
123789-hexa-CDF	i		393	
234678-hexa-CDF	23,6		481	
Σ hexa-CDF	444		16600	
1234678-hepta-CDF	245	84	9449	68
1234789-hepta-CDF	30,0		1510	
Σ hepta-CDF	364		14800	
Octa-CDF	1492		74000	
Σ total	3482		135000	
2378-tetra-CDD	<5	96	7,4	34
Σ tetra CDD	73,7		122	
12378-penta-CDD	<5	71	i	46
Σ penta CDD	82,6		113+1	
123478 hexa-CDD	<5		33,2	
123678 hexa-CDD	<5	84	50,8	65
123789 hexa-CDD	<5		<5	
Σ hexa-CDD	30,4		317	
1234678-hepta-CDD	43,4	70	744	59
Σ hepta-CDD	85,1		1156	
Octa-CDD	87,9	65	1499	57
Σ total	360		3207	
2378-TCDD-ekvivalenter*	47,0		1378	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

PCDF- og PCDD-konsentrasjoner i sedimentprøver fra Kristiansandsfjorden

Komponent ng/kg	K 19 4-6 cm	G(%)	K19 8-10 cm	G(%)
Antall kg/prøve	0,010		0,010	
2378-tetra-CDF	8865	23	1464	41
Σ tetra-CDF	35100		12384	
12378/12348-penta-CDF	3909		2069	
23478-penta-CDF	1340	96	743	37
Σ penta-CDF	20700		14637	
123478/123479-hexa-CDF	7715	68	1715	68
123678-hexa-CDF	9078		1215	
123789-hexa-CDF	863		244	
234678-hexa-CDF	1014		400	
Σ hexa-CDF	63900		10820	
1234678-hepta-CDF	37700	41	6375	75
1234789-hepta-CDF	5300		1110	
Σ hepta-CDF	62600		9981	
Octa-CDF	200700		13194	
Σ total	383000		61016	
2378-tetra-CDD	15,4	93	<5	56
Σ tetra CDD	155		<5	
12378-penta-CDD	i	24	i	51
Σ penta CDD	529+1		142+ i	
123478 hexa-CDD	34,3		12,9	
123678 hexa-CDD	148	63	30,7	69
123789 hexa-CDD	<5		47,1	
Σ hexa-CDD	328		206	
1234678-hepta-CDD	1706	34	102	59
Σ hepta-CDD	2338		175	
Octa-CDD	1413	23	235	61
Σ total	4763		616	
2378-TCDD-ekvivalenter*	4145		994	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

PCDF- og PCDD-konsentrasjoner i sedimentprøver fra Kristiansandsfjorden

Komponent ng/kg	K 19 20-22cm	G(%)	K30 0-2 cm	G(%)
Antall kg/prøve	0,010		0,010	
2378-tetra-CDF + 2348	3205	44	1471	21
Σ tetra-CDF	15000		3832	
12378/12348-penta-CDF	8390		3366	
23478-penta-CDF	3185	21	1148	20
Σ penta-CDF	45500		12953	
123478/123479-hexa-CDF	3994	50	2160	74
123678-hexa-CDF	2232		1231	
123789-hexa-CDF	418		403	
234678-hexa-CDF	756		509	
Σ hexa-CDF	20900		11714	
1234678-hepta-CDF	5002	63	5822	96
1234789-hepta-CDF	911		951	
Σ hepta-CDF	8008		8776	
Octa-CDF	34100		11284	
Σ total	123500		48559	
2378-tetra-CDD	14,2	44	i	312
Σ tetra CDD	273		i	
12378-penta-CDD	i	29	i	45
Σ penta CDD	242+i		i	
123478 hexa-CDD	46,6		36,7	
123678 hexa-CDD	48,3	49	62,2	91
123789 hexa-CDD	30,7		<5	
Σ hexa-CDD	621		241	
1234678-hepta-CDD	488	48	292	69
Σ hepta-CDD	813		639	
Octa-CDD	639	39	1087	82
Σ total	2487		1967	
2378-TCDD-ekvivalenter*	2862		1278	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

Komponent ng/kg	K31 0-2 cm	G(%)	K33 0- 2 cm	G(%)
Antall kg/prøve	0,010		0,010	
2378-tetra-CDF	3378	29	3287	47
Σ tetra-CDF	13470		18609	
12378/12348-penta-CDF	616		1164	
23478-penta-CDF	323	83	524	157
Σ penta-CDF	2599		6932	
123478/123479-hexa-CDF	1177	31	3847	94
123678-hexa-CDF	731		2074	
123789-hexa-CDF	183		532	
234678-hexa-CDF	235		1634	
Σ hexa-CDF	6836		23714	
1234678-hepta-CDF	2889	31	10678	103
1234789-hepta-CDF	533		1825	
Σ hepta-CDF	4570		16183	
Octa-CDF	11046		17842	
Σ total	38521		83280	
2378-tetra-CDD	<5	77	27,4	75
Σ tetra CDD	<5		243	
12378-penta-CDD	i	38	i	65
Σ penta CDD	i		1108+i	
123478 hexa-CDD	<5		70,5	
123678 hexa-CDD	<5	33	91,2	105
123789 hexa-CDD	<5		94,7	
Σ hexa-CDD	124		839	
1234678-hepta-CDD	184	30	1205	73
Σ hepta-CDD	264		2211	
Octa-CDD	280	33	2709	82
Σ total	668		7110	
2378-TCDD-ekvivalenter*	785		1622	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

Komponent ng/kg	K34 0-2 cm	G(%)	K34 4-6 cm	G(%)
Antall kg/prøve	0,010		0,010	
2378-tetra-CDF	228	25	111	16
Σ tetra-CDF	957		178	
12378/12348-penta-CDF	188		62,3	
23478-penta-CDF	86,0	60	41,7	36
Σ penta-CDF	898		261	
123478/123479-hexa-CDF	183	26	96,5	61
123678-hexa-CDF	117		77,7	
123789-hexa-CDF	<10		<10	
234678-hexa-CDF	36,3		41,5	
Σ hexa-CDF	1042		660	
1234678-hepta-CDF	547	22	368	60
1234789-hepta-CDF	82,0		53,6	
Σ hepta-CDF	837		542	
Octa-CDF	1758		1607	
Σ total	5492		3248	
2378-tetra-CDD	<5	88	<5	65
Σ tetra CDD	<5		<5	
12378-penta-CDD	<5	69	<5	51
Σ penta CDD	<5		<5	
123478 hexa-CDD	<5		<5	
123678 hexa-CDD	<5	27	<5	64
123789 hexa-CDD	<5		<5	
Σ hexa-CDD	<5		<5	
1234678-hepta-CDD	51,1	22	60,5	64
Σ hepta-CDD	101		122	
Octa-CDD	214	24	357	72
Σ total	315		479	
2378-TCDD-ekvivalenter*	110		60,9	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

PCDF- og PCDD-konsentrasjoner i sedimentprøver fra Kristiansandsfjorden

Komponent ng/kg	K34 8-10 cm	G(%)		G(%)
Antall kg/prøve	0,010			
2378-tetra-CDF	441	4,8		
Σ tetra-CDF	786			
12378/12348-penta-CDF	593			
23478-penta-CDF	159	33		
Σ penta-CDF	1933			
123478/123479-hexa-CDF	341	53		
123678-hexa-CDF	184			
123789-hexa-CDF	60,7			
234678-hexa-CDF	118			
Σ hexa-CDF	1887			
1234678-hepta-CDF	1041	68		
1234789-hepta-CDF	158			
Σ hepta-CDF	1591			
Octa-CDF	3358			
Σ total	9555			
2378-tetra-CDD	<5	23		
Σ tetra CDD	<5			
12378-penta-CDD	<5	32		
Σ penta CDD	<5			
123478 hexa-CDD	11,2			
123678 hexa-CDD	19,0	53		
123789 hexa-CDD	26,2			
Σ hexa-CDD	146			
1234678-hepta-CDD	136	48		
Σ hepta-CDD	238			
Octa-CDD	464	50		
Σ total	848			
2378-TCDD-ekvivalenter*	223			

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

Komponent ng/kg	K35 0-2 cm	G(%)	K35 4-6 cm	G(%)
Antall kg/prøve	0,010		0,010	
2378-tetra-CDF	2274	30	1245	41
Σ tetra-CDF	14763		7689	
12378/12348-penta-CDF	1992		1138	
23478-penta-CDF	830	32	547	46
Σ penta-CDF	15117		7539	
123478/123479-hexa-CDF	2140	43	1191	57
123678-hexa-CDF	1441		659	
123789-hexa-CDF	327		165	
234678-hexa-CDF	585		309	
Σ hexa-CDF	14456		6724	
1234678-hepta-CDF	6984	44	2635	62
1234789-hepta-CDF	1195		448	
Σ hepta-CDF	10852		4126	
Octa-CDF	50886		3526	
Σ total	106074		29604	
2378-tetra-CDD	<5	29	<5	48
Σ tetra CDD	89,1		<5	
12378-penta-CDD	<5	28	<5	47
Σ penta CDD	i		154	
123478 hexa-CDD	39,1		16,8	
123678 hexa-CDD	51,8	44	29,3	56
123789 hexa-CDD	<5		103	
Σ hexa-CDD	356		426	
1234678-hepta-CDD	208	37	132	52
Σ hepta-CDD	439		271	
Octa-CDD	816	37	331	57
Σ total	1700		1182	
2378-TCDD-ekvivalenter*	1256		693	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

PCDF- og PCDD-konsentrasjoner i sedimentprøver fra Kristiansandsfjorden

Komponent ng/kg	K35 8-10 cm	G(%)	K35 12-14 cm	G(%)
Antall kg/prøve	0,010		0,010	
2378-tetra-CDF	1131	50	1960	36
Σ tetra-CDF	8175		18770	
12378/12348-penta-CDF	1251		3667	
23478-penta-CDF	474	53	1137	26
Σ penta-CDF	6951		23367	
123478/123479-hexa-CDF	878	58	2714	39
123678-hexa-CDF	514		1451	
123789-hexa-CDF	93,7		268	
234678-hexa-CDF	248		655	
Σ hexa-CDF	5188		15462	
1234678-hepta-CDF	1896	66	4374	39
1234789-hepta-CDF	307		791	
Σ hepta-CDF	2900		6989	
Octa-CDF	3108		10920	
Σ total	26322		75508	
2378-tetra-CDD	<5	57	<5	52
Σ tetra CDD	216		119	
12378-penta-CDD	<5	50	<5	36
Σ penta CDD	142		332	
123478 hexa-CDD	15,8		15,9	
123678 hexa-CDD	26,4	58	59,4	39
123789 hexa-CDD	63,3		81,9	
Σ hexa-CDD	338		487	
1234678-hepta-CDD	111	52	167	35
Σ hepta-CDD	248		340	
Octa-CDD	321	63	421	39
Σ total	1265		1699	
2378-TCDD-ekvivalenter*	573		1390	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

PCDF- og PCDD-konsentrasjoner i sedimentprøver fra Kristiansandsfjorden

Komponent ng/kg	K35 16-18 cm	G(%)	K35 22-24 cm	G(%)
Antall kg/prøve	0,010		0,010	
2378-tetra-CDF	926	28	560	11
Σ tetra-CDF	2594		2699	
12378/12348-penta-CDF	1009		1025	
23478-penta-CDF	394	38	423	19
Σ penta-CDF	4243		3843	
123478/123479-hexa-CDF	494	67	619	35
123678-hexa-CDF	301		343	
123789-hexa-CDF	69,9		120	
234678-hexa-CDF	135		189	
Σ hexa-CDF	2744		3429	
1234678-hepta-CDF	982	78	1512	42
1234789-hepta-CDF	143		252	
Σ hepta-CDF	1506		2306	
Octa-CDF	2284		2822	
Σ total	13371		15093	
2378-tetra-CDD	<5	47	<5	26
Σ tetra CDD	<5		<5	
12378-penta-CDD	<5	52	<5	30
Σ penta CDD	<5		<5	
123478 hexa-CDD	8,85		17,5	
123678 hexa-CDD	14,1	76	33,1	36
123789 hexa-CDD	45,8		35,6	
Σ hexa-CDD	204		249	
1234678-hepta-CDD	89,3	64	153	33
Σ hepta-CDD	161		247	
Octa-CDD	242	73	265	35
Σ total	607		761	
2378-TCDD-ekvivalenter*	421		436	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte ¹³C-merkete standarder.

I.p.: Ikke påvist, deteksjonsgrense ved signal/støyforhold <3:1.

VEDLEGG E
MULTIVARIATE ANALYSER

Principal component analysis (PCA)

PCA kan betraktes som en utvidelse av lineær regresjon. Prinsippet i analysen er å tilpasse rette linjer til verdiene for variablene over stasjonene. Stasjonene søkes arrangert slik at tilpassingen, for alle variablene under ett, blir best mulig. Tilpassingen skjer ved minste kvadraters metode som i lineær regresjon. Det analysen derfor beregner er koordinater for stasjonene langs akser og de enkelte variablenes (linjenes) stigningsforhold til aksene, gitt slik at det er minimum variasjon omkring linjene.

Analysen starter ved å søke ut det arrangement av stasjoner langs en akse hvor maksimalt av datasettets variasjon kan uttrykkes. Litt forenklet kan man si at denne akse (AX1) "forklarer" datasettet best, i den forstand at mest mulig variasjon uttrykkes ved linjene (som tilsvarer regresjonslinjer) og minst mulig er "uforklart" omkring linjene. Aksen vil derved representere den sterkeste trenden i datasettet.

Analysen vil dernest søke ut en ny akse (AX2) som best mulig "forklarer" den "uforklarte" variasjonen omkring AX1. På akse vil det bli beregnet et nytt og uavhengig arrangement av stasjoner og nye linjer for variablene. Denne akse vil derved representere det viktigste variasjonsmønsteret omkring hovedtrenden i datasettet. Tilsvarende legges høyere akser gjennom variasjonen som så er "uforklart". Suksessivt høyere akser vil slik uttrykke stadig finere aspekter i datasettet, men normalt er de betydningsfulle mønstrene gitt på de 3 - 4 første aksene.

PCA utfører på denne måte en dekomponering av datasettets variasjon langs innbyrdes uavhengige akser. Aksene vil derved representere de teoretisk best mulige miljøvariable (såkalte latente variable) som kan ligge til grunn for datasettets struktur. Aksene kan så korreleres mot målte miljøvariable, Hvor mye av datasettets variasjon som "forklares" på hver akse uttrykkes gjennom den såkalte eigen-verdi (eigen-value) som er en fraksjon mellom null og en. Høye eigen-verdier uttrykker sterke trender, og vil, når aksene korreleres med miljøvariable, indikere hvilke miljøforhold som er viktige.

Variablene (isomerene) blir i analysen angitt ved sine stigningsforhold til aksene (såkalte factor loadings). Også i plottene av variablene er det dette stigningsforholdet som markerer variablene og blir gitt som koordinat. I plottene vil derfor punkter langt ut på en akse indikere høyt stigningsforhold, dvs. sterkt økende variabelverdier i aksens retning. Tilsvarende vil punkter nær origo markere

liten trend langs aksene. I plott av to akser vil derfor et punkt for en variabel markere hva slags trend variabelen viser langs aksene. Nærliggende punkter markerer variable som samvarierer og punkter til hver sin side av origo variable som er omvendt korrelert.

Som oftest blir stasjoner og variable (isomerer) fremstilt i separate plott, men plottene kan projiseres på hverandre. Grovt sett vil et stasjonspunkt bli liggende på samme sted eller i samme retning som de variable (isomerer) som har høye verdier på stasjonen. I sammenstilte plott er det derfor lett å tolke hvilke variable som er utslagsgivende for trendene over stasjonene.

VEDLEGG F

Identifisering av "nye" bromerte/klorerte
forbindelser i utslipp fra
Falconbridge Nikkelverk A/S
og i biologisk materiale i nærresipienten.

Kari Martinsen, SI.

VEDLEGG fra SI v/K.Martinsen 30.11.90 BAB

Delrapport til Overvåkingsrapporten : Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1988-1989.

-Identifisering av "nye" bromerte/klorerte forbindelser i utslipp fra Falconbridge fabrikker og i biologisk materiale i nærresipienten.

-Sammendrag og forslag til videre arbeid

Det ble funnet mer enn 1 ppm bromerte/klorerte alkylbensener i blåskjellinnmat fra Vesterhavn. Disse forbindelsene er persistente og det antas at de er like miljøbetenklige som klorerte bensener/klorerte alkylbensener. Kloakken fra Co-raffineriet inneholder de samme substansene i konsentrasjon på mg/l-nivå. Både nærsediment og torskelever fra indre "område" inneholder også en rekke av disse "nye" identifiserte miljøgiftene.

Forslag til videre arbeid:

- Fabrikkens hovedkloakker, spesielt fra Co-raffineriet bør karakteriseres med hensyn på persistente bromerte og klorerte enkeltforbindelser. Dette kan bare gjøres med gasskromatografi-massespektrometrisk analyse.
- En del av de identifiserte hovedkomponentene i avløpene bør deretter syntetiseres. Disse vil kunne brukes som standardsubstanser for å bestemme eksakt struktur og for

å kunne analysere på nivået i biologisk materiale og i sedimenter i fjordbassenget.

- Tidligere toksisitetstesting av klorerte alkylbenser har vist at blandingen inneholder mutagene forbindelser. Det kan ikke utelukkes at også noen av de de bromerte alkylbensene kan være mutagene. Dette bør testes med en gentoksisk test (Ames-test).
- Fordi man finner en tydelig overkonsentrasjon av ekstraherbart organisk bundet klor og brom (EOCl og EOBr) i resipientprøver bør også disse parameterene overvåkes i kloakkavløpene fra fabrikken.

-Karakterisering av utvalgte biologiske prøver og av kloakken fra Co-raffineriet.

Innen overvåkingsprogrammet ble det utført massespektrometrisk analyse (GC/MS) på ekstrakter fra 100 gram krabbesmør, hann B, SI-kode 890301-159 og 100 gram blåskjell innmat, st.4, SI-kode 890301-166 for å identifisere ukjente halogenerte forbindelser i organismer fra nærområdet til fabrikken. I de aktuelle prøvene utgjorde klormengden knyttet til identifiserte forbindelser 61% for krabbeprøven og 20% for blåskjellprøven. Krabbeekstraktet for MS-analyse var ikke konsentrert nok og inneholdt for mange interferrerende forbindelser til at det var mulig å identifisere nye ukjente komponenter. For blåskjellekstraktet ble det derimot påvist 1300 µg/kg våtvekt vesentlig av bromerte, men også noen bromerte/klorerte alkylbensener og noen bromerte bifenyler. I fig 1 er kromatogrammet av denne prøven vist og de identifiserte forbindelsene er avmerket. Som det fremgår av kromatogrammet utgjør heksaklorbensen (HCB) og pentaklorbensen (5CB) kun en meget liten del av av de kromatograferbare forbindelsene. Fordi det ikke finnes standard substanser til de "nye" identifiserte forbindelsene ble det foretatt en semikvantitativ mengdebetømmelse ved å integrere arealet av de aktuelle molekylionene. Tabell 1 gir en semi-kvantitativ oversikt over mengder av de ulike forbindelsene som er funnet. Identiteten til disse forbindelsene kan kun finnes ved syntese av standard forbindelser.

Tabell. Identifiserte forbindelser i blåskjell (stasjon 4, 1989) $\mu\text{g}/\text{kg}$ innmat på våtvektsbasis. Tallene etter C angir antall karbonatomer i sidekjedene.

Mengde	Forbindelse
90 ppb	brom-klor- C_3 -alkylbensener
30 ppb	brom-klor- C_4 -alkylbensener
20 ppb	brom-diklor- C_3 -alkylbensener
600 ppb	dibrom- C_3 -alkylbensener
270 ppb	dibrom- C_4 -alkylbensener
150 ppb	tribrom- C_3 -alkylbensener
7 ppb	tribrom- C_4 -alkylbensener
100 ppb	dibrom-bifenyl
1 ppb	heksaklorbensen

For de identifiserte forbindelsene er kun antall klor og karbon atomer oppgitt. Analysen kan ikke avgjøre om klor/brom sitter på ringen eller i sidekjeden.

MS-resultatene tyder på at over 50% av den totale ekstraherbare mengden persistent organisk bundet brom (EPOBr) utgjøres av disse forbindelsene. Den totale mengden EPOBr i prøven er 2000 ppb. EPOCl konsentrasjonen i prøven er 640 ppb. I dette tilfellet er 20% knyttet til klorerte bensener/styreneer, PCB og klorerte alkylbensener (se tabell i hovedrapport).

-Bestemmelse av totalmengde ekstraherbart organisk bundet klor/brom (EOCl/EOBr).

I tillegg til de persistente halogenholdige forbindelsene inneholder blåskjellprøven ekstraherbart organisk bundet klor og bromforbindelser som ikke er tungt nedbrytbare, hhv 930 ppb for brom og 7300 ppb for klor. Dette er forbindelser som ikke tåler behandling med konsentrert svovelsyre og ikke er innkludert i overvåkingsprogrammet.

Disse forbindelsene er aldri forsøkt identifisert og det finnes ikke kunnskaper om deres miljøeffekter.

Sammenlignes dette nivå med konsentrasjoner, som er påvist i blåskjell fra ukontaminerte områder (ref 1) viser dataene at blåskjell fra havnebassenget inneholder 10 ganger mere EOCl enn blåskjell fra ukontaminerte områder. Tilsvarende bakgrunnsdata for bromorganiske komponenter finnes ikke. Når det gjelder EPOCl i blåskjellprøven fra st.4 inneholder den ca 5 ganger høyere nivå enn blåskjell samlet ved Færder (ytre Oslofjord) (ref 2).

Innen overvåkingsprogrammet ble det også analysert EOCl/EOBr i noen utvalgte torske, krabbe og blåskjell prøver (konf data i hovedrapport) i tillegg til å bestemme summeparameterene EPOBr og EPOCl.

Det høyeste EOCl nivået i blåskjell ble funnet fra st.7 (se kart fig 3 i hovedrapport) med 990 $\mu\text{g}/\text{gram}$ fett, dvs 20 ganger over bakgrunnsnivå. Av denne mengden er kun 4.5% knyttet til persistente forbindelser og av totalmengden EOCl er kun 0.5% av klorforbindelsene identifisert. Det høyeste EOCl innholdet i torskefilet ble funnet i området B (nærområde) NIVA-kode 1. Her er EOCl konsentrasjonen, 98 $\mu\text{g}/\text{gram}$ fett og EPOCl utgjør 21% av totalmengden. Sammenlignet med bakgrunnsdata for torsk (ref 1) er dette nivået ca 5 ganger over bakgrunn. For krabbe er det høyeste nivået funnet i B området SI-kode 890321-159 på 160 $\mu\text{g}/\text{gram}$ fett i krabbesmørret. Dette er ca 8 ganger over bakgrunnsnivået for blåskjell. Tilsvarende data finnes ikke for krabbe.

-Identifisering av kilden til de "nye" bromerte/klorerte forbindelsene identifisert i blåskjell.

Gasskromatografisk "fingerprint" fra Co-raffineriet, hvor 0.5 l avløpsvann fra september prøven 1990 ble ekstrahert og videre behandlet som blåskjellprøven, viste eksakt det samme mønsteret som blåskjellprøven ved gasskromatografisk analyse. I fig 2 er mønsterene fra blåskjell og Co-raffineriet sammenlignet. Kloakken fra Co-raffineriet inneholdt 3 mg/l EPOBr for september prøven. I fig 3 er utslippet i tidsrommet 1986 til 1990 (for 1990 sum januar-oktober) av EPOBr og EPOCl i kg/døgn fra Co-raffineriet vist. Dataene tyder på en kraftig økning av utslipp av persistente bromorganiske forbindelser til fjorden i løpet av perioden 1989-1990.

Her er det verdt å merke seg at det finnes ikke data for utslipp av EOBr og EOCl. Ekstraktet fra Co-raffineriet september 1990 uten svovelsyrebehandling viser at denne kloakken inneholder en rekke halogenerte forbindelser som brytes ned ved denne behandlingen. Det bør vurderes om disse forbindelsene skal identifiseres og overvåkes. I fig 4 er mønsterene fra Co-raffinerieksraktet sammenlignet før og etter svovelsyrebehandling. Det er en rekke halogenerte forbindelser i det ubehandlede ekstraktet som fjernes med syrebehandling. Nivået av de ikke persistente forbindelsene er ikke kjent i noen av kloakkstrømmene til fjordområdet.

-Påvisning av de "nye" bromerte/klorerte forbindelser i resipientprøver

Ekstrakter fra nærsediment og torskelever, som ble behandlet på samme måten som blåskjellekstraktet, viser at sediment K 30 (Vesterhav) og torskelever B 25 (indre område) inneholder de "nye" identifiserte bromerte/klorerte forbindelsene i tillegg til de tidligere identifiserte klorerte komponentene (konf.data i hovedrapport og kart fig 2 og fig 3). De "nye" bromerte/klorerte forbindelsene, som ble funnet i blåskjell fra st.4, er for sediment- og torskeleverprøven avmerket på kromatogrammene i fig 5 og fig 6.

Referense 1 : Ukjent halogenert materiale. Forskningsutredning for Statens Naturvårdsverk. H.Håkanson, N.Kautsky, P.Jonsson, K.Martinsen. 1990.

Referense 2 : JMG Overvåking av miljøgifter i blåskjell i Oslofjordområdet, Sørfjorden, Hardangerfjorden og Orkdalsfjordområdet-1989. N.W.Green, NIVA.

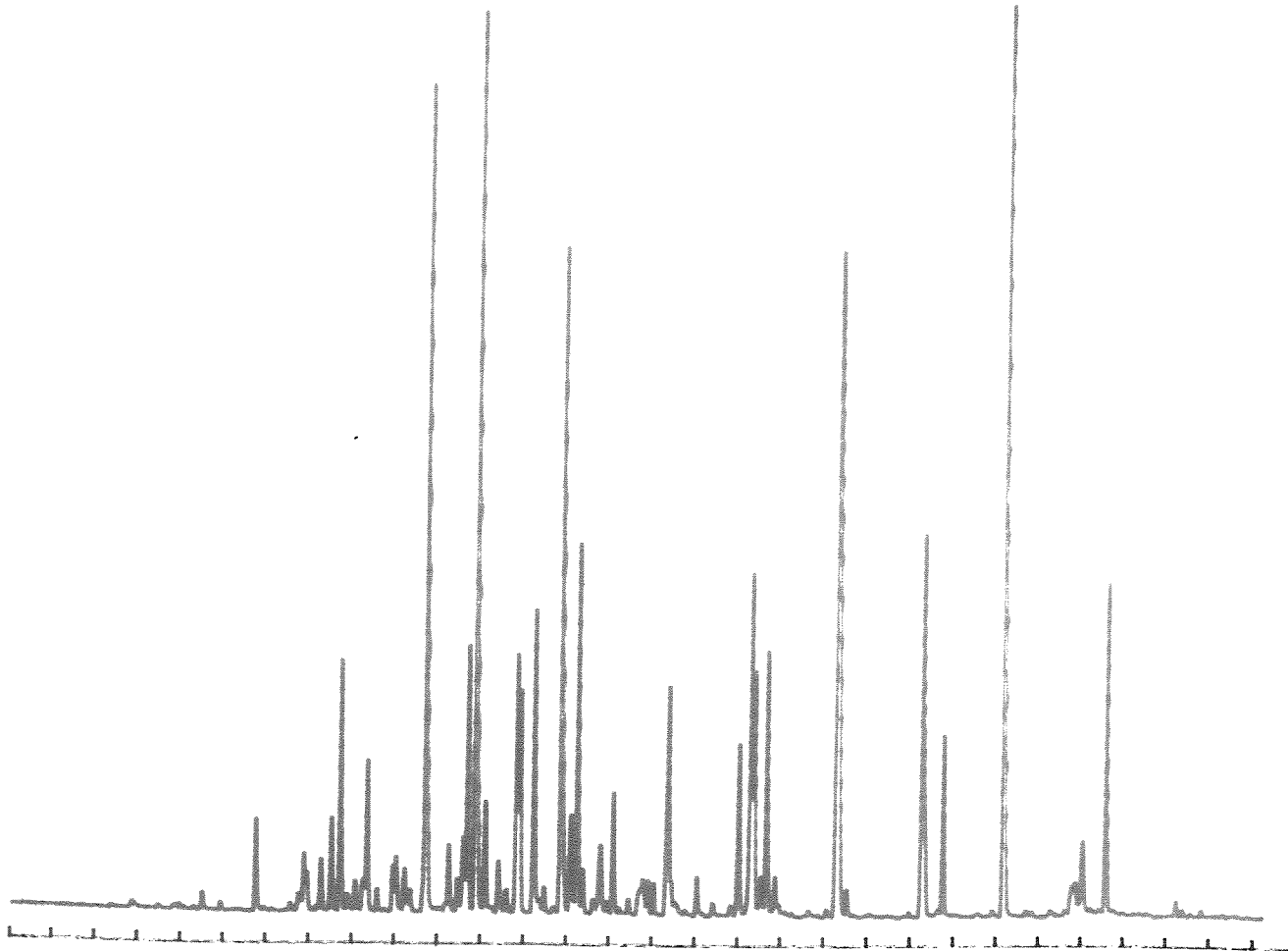
A. 178

— juridig trykkes

kol 90 - 7 100(2) - 3 - 280(5)

< Joplanc21 >
15.0- 45.0 MIN
200 MV FULL
0 OFFSET

Blåskjell st 4 - 1986



Co - raffeneri sept - 90

< Joplanc22 >
15.0- 45.0 MIN
500 MV FULL
10 OFFSET

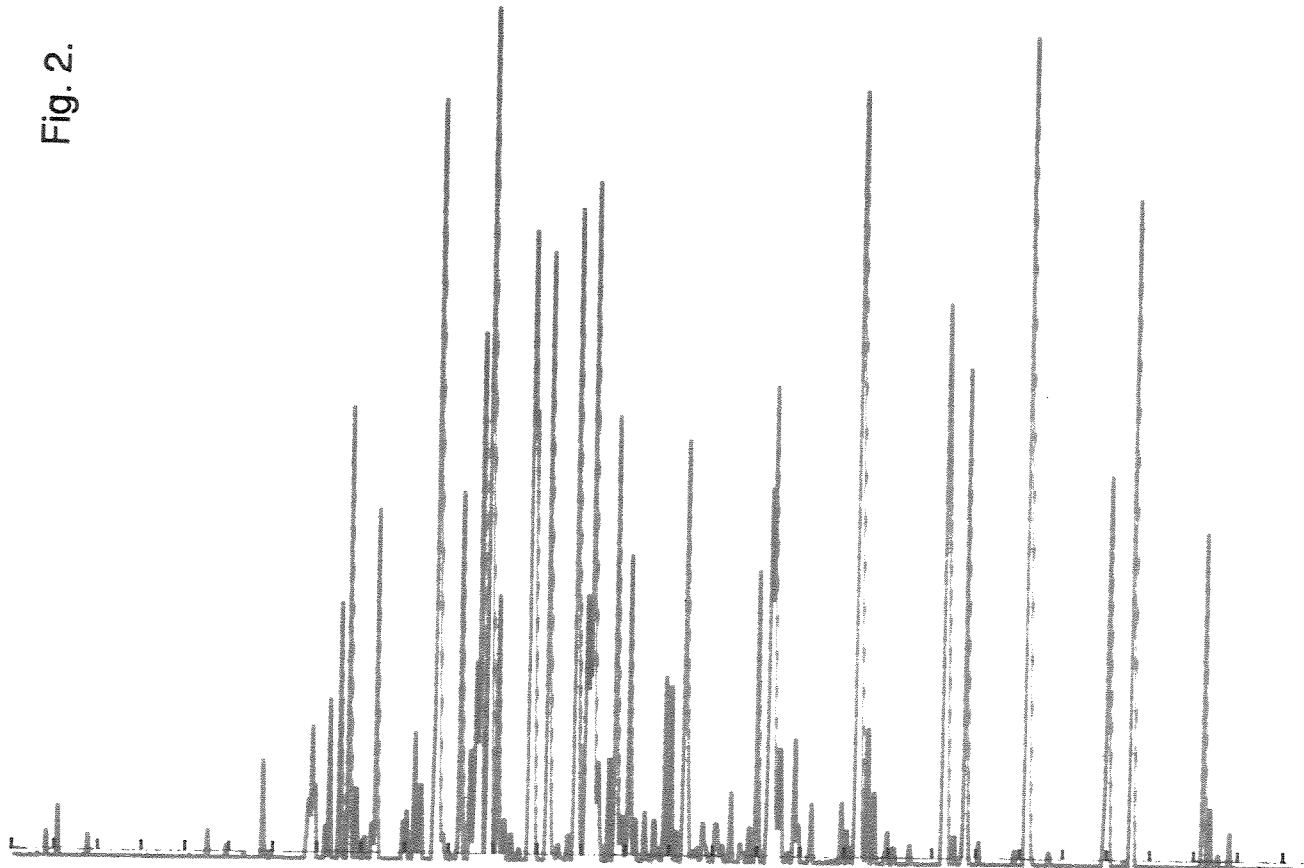


Fig. 2.

FALC1.XLC, 11.11.90

Utslipp i kg/døgn fra Co. raff, Falconbridge

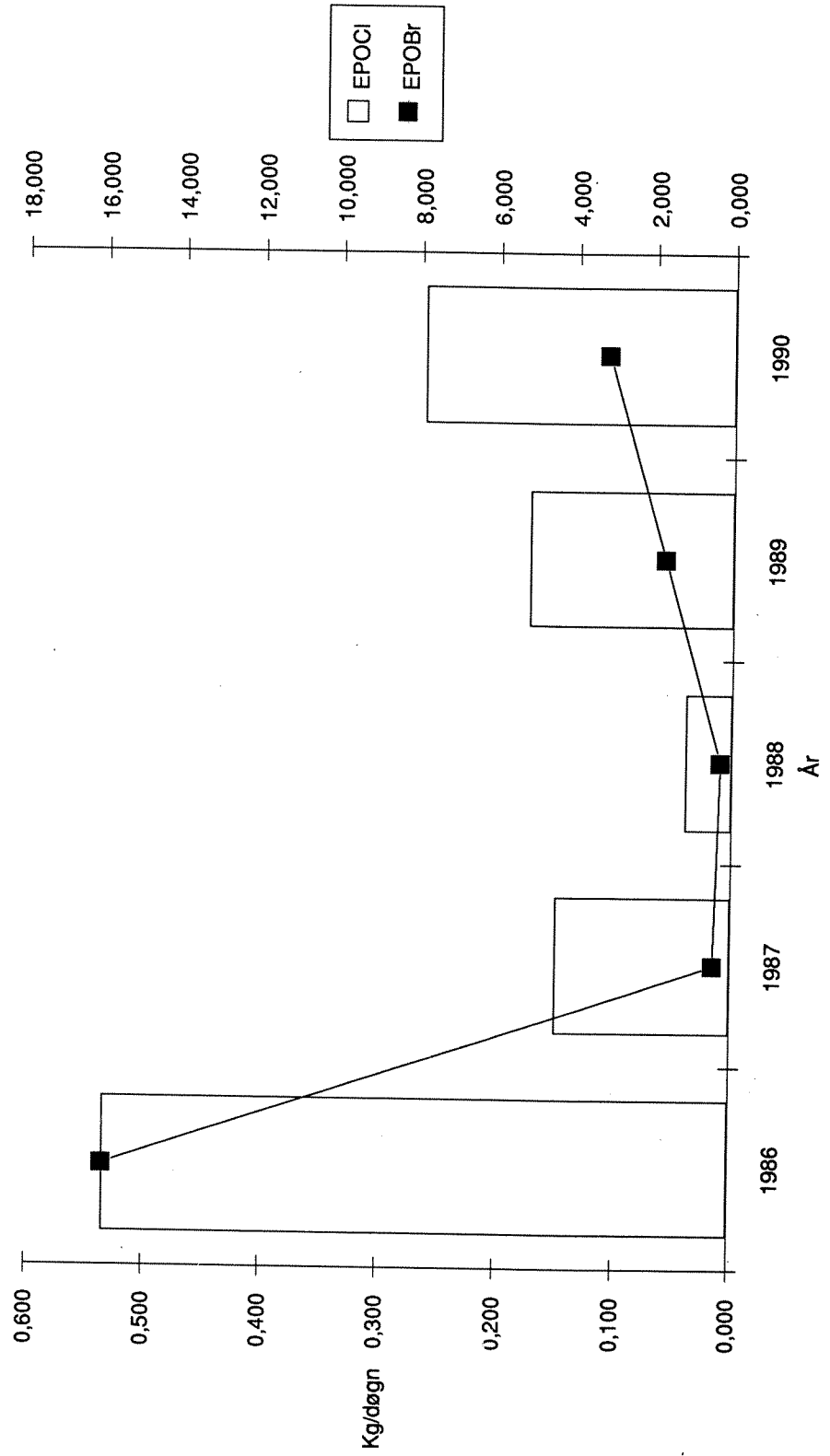


Fig. 3.

CO- raff 900611 - 102
mai -90 H₂SO₄

< Jiplone41>
5.0- 67.0 MIN
500 MV FULL
0 OFFSET

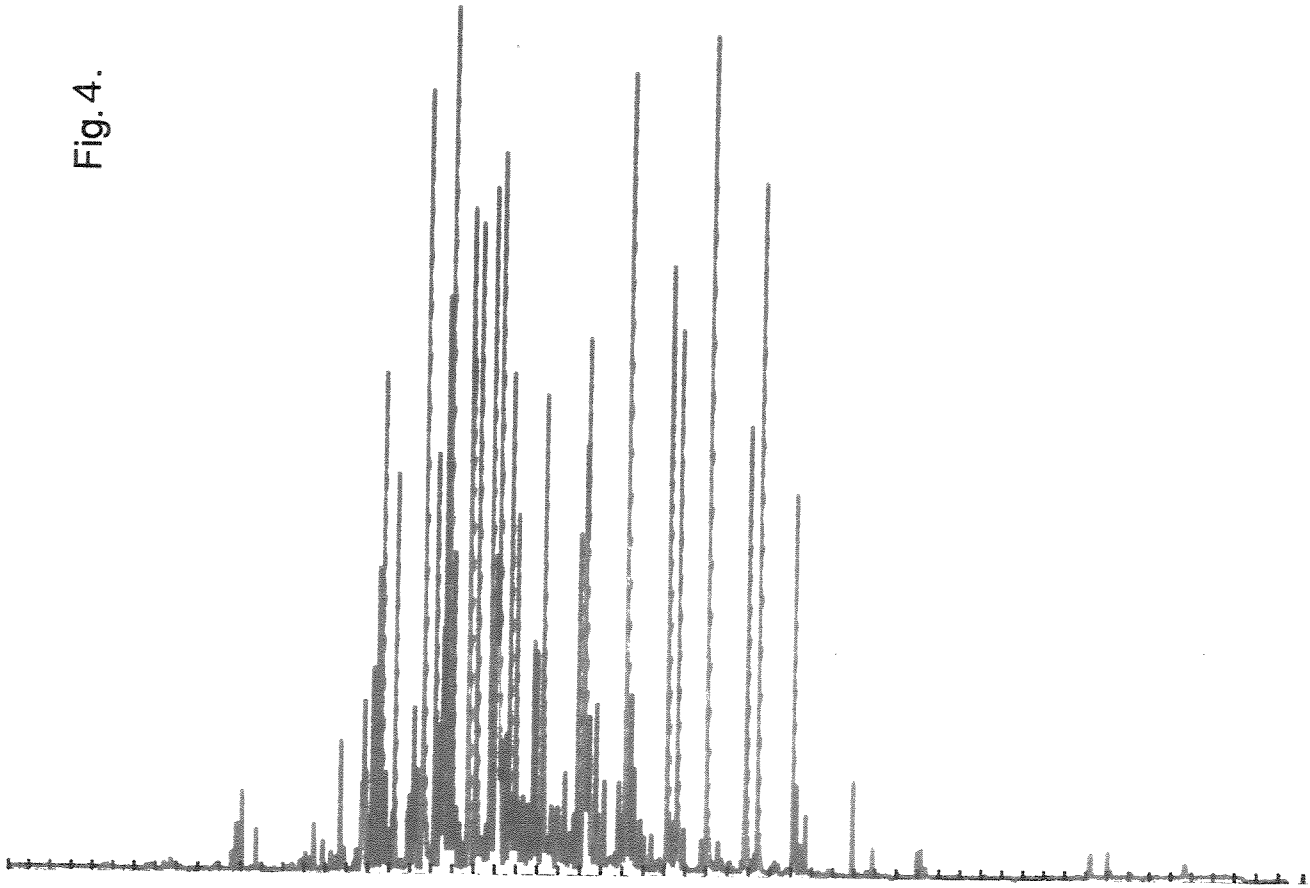


Fig. 4.

CO- raff 900925 - 304
sept -90 utg. ekstr.
ikke H₂SO₄

< Jiplone42>
5.0- 67.0 MIN
500 MV FULL
0 OFFSET

