



Statlig program for forurensningsovervåking

0-8000357

TILTAKSORIENTERT OVERVÅKING AV MILJØGIFTER I ORGANISMER OG SEDIMENTER FRA KRISTIANSANDSFJORDEN 1986-87

Oslo, april 1988

Prosjektleder: Jon Knutzen

Medarbeidere : Kari Martinsen, SI
Michael Oehme, NILU
Kristoffer Næs
Per A. Åsen,
Kr. 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.

Kari Martinsen, Senter for industriforskning (SI) har som tidligere vært ansvarlig for analyse av klororganiske forbindelser unntatt klorerte dioksiner og dibenzofuraner. "Dioksinene" er analysert ved Norsk institutt for luftforskning under ledelse av Michael Oehme. Metaller i biologisk materiale er analysert ved NIVA.

Analysemateriale er innsamlet av:

- Per Arvid Åsen, Kristiansand Museum og Geir Åsen, Kristiansand (fisk, krabbe, blåskjell og tang).
- Angelo Tambini (bekkerøye fra Otra)
- Helge Martinsen, Vågsbygd (reker)

Opplysninger om utslipp er gitt av bedriften ved avd.ing. F. Resmann. Ansvarlig for innsamlingen av sedimentprøver har vært Kristoffer Næs, NIVAs Sørlandsavdeling. Falconbridge Nikkelverk har bistått med opplysninger om produksjonsforhold ved siv.ing. H. Erichsen og avd.ing. F. Resmann. Sistnevnte har vært hovedkontakt ved bedriften. Observasjoner av fiskematerialet og opparbeidelse av disse prøvene er foretått av Sigbjørn Andersen, mens blåskjellene er opparbeidet av Åse Bakketun. Norman Green og Birger Bjerkeng har bistått med statistisk vurdering av resultatene fra de individuelle fiskeanalysene.

Oslo, april 1988

Jon Knutzen
Prosjektleder

I N N H O L D S F O R T E G N E L S E

	<u>Side:</u>
FORORD	2
1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER	5
2. BAKGRUNN	9
2.1. Resipienttilstand	9
2.2. Forurensningstilførsler	10
2.3. Formål	12
3. MATERIALE OG METODER	14
4. KLORERTE DIOKSINER OG DIBENZOFURANER I ORGANISMER	17
4.1. Fisk	19
4.2. Taskekrabbe, blåskjell og reker	21
4.3. Konsekvenser - grenseverdier for dioksin i mat	22
5. ØVRIGE KLORORGANISKE OG BROMORGANISKE STOFFER I BIO- LOGISK MATERIALE	24
5.1. Fisk	24
5.1.1. Avstandsforskjeller	26
5.1.2. Tidsutvikling	30
5.1.3. Forholdet mellom innhold av klororganiske stoffer og utseende og vekt av fiskelever ..	37
5.1.4. Bekkerøye fra Otra	37
5.2. Taskekrabbe	38
5.3. Blåskjell	40
5.4. Identifisert andel av EPOCl og forsøk på masse- spektrometriske analyser	43
5.5. Sammenheng mellom variable	45
6. KLORORGANISKE STOFFER I SEDIMENTENE	47
7. METALLER I BLÅSKJELL, STRANDSNEGL OG BLÆRETANG	51
8. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER	52
8.1. Kilder for dioksin	52
8.2. Mengden av dioksin i utslipp og sedimenter	55
8.3. Oppfølgingsbehov	56
9. LITTERATUR	58

Innholdsfort. forts.	Side
VEDLEGG A: Metodebeskrivelse og rådata for analyse på klorerte dioksiner og dibenzofuraner ved NILU	61
VEDLEGG B: Lengde, vekt, leverfarge for fisk fra Kristiansandsfjorden 1986 og Otra 1987. Rådata for klororganiske analyser i biologisk materiale og i sedimenter	76
VEDLEGG C: Rådata for analyse av metaller i skjell, snegler og tang	99
VEDLEGG D: EPOCL-utslipp. Analyser av utslipp fra Falconbridge Nikkelverk (EPOCl, EPOBr, Dioksin) ...	101
VEDLEGG E. Orientering om grunnlaget for dioksingrense verdier	107

1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER;

I Overvåkingen i Kristiansandsfjorden 1986-87 har omfattet:

- Dioksinanalyser av fisk, taskekrabbe, blåskjell, reker og sedimenter (inkludert bekkerøye og sedimenter fra Otra)
- Analyse av hovedkomponentene av klororganiske avfallsstoffer fra Falconbridge Nikkelverk i fisk, krabbe og blåskjell
- Metaller i skjell, snegl og tang.

Prøvesteder og innsamlingssteder fremgår av tabell 2 og figurene 2 og 14 (sedimenter).

Som bakgrunnsinformasjon for overvåkingen er det gjengitt data for analysen av EPOCl (ekstraherbart persistent organisk bundet klor) i avløp fra Falconbridge. Disse tall tyder på betydelig minsket belastning med klororganiske stoffer fra 3. kvartal 1986 (fig. 1).

II Hovedformålene har vært å:

- Utvide kjennskapet til forekomsten av dioksin i fjorden, dels med henblikk på å spore kilder for disse stoffene, dels for å se på utviklingen siden 1982-84.
- Følge utviklingen m.h.t. opptreden av øvrige klororganiske giftstoffer i spiselige organismer.
- Avdekke eventuelle effekter av et episodeutslipp av metaller tidlig i 1986.

III Utslippsmengden av sum tungt nedbrytbare klororganiske forbindelser (EPOCl) har avtatt fra 2. halvår 1986 (figur 1). Belastningen med tilsvarende klororganiske stoffer (EPOBr) kan være av minst samme størrelsesorden.

III Gjennom orienterende undersøkelser av sedimenter fra fjorden og i Otra, dessuten ved analyser av bekkerøye fra elven, er det sannsynliggjort at Falconbridge Nikkelverk er hovedkilden for dioksin (klorerte dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner). Dette bygger på både kvantitative data (lave konsentrasjoner i bekkerøye og Otra-sedimenter) og den relative forekomst av karakteristiske dioksin- og dibenzofurangruppen i det analyserte materiale. Dertil har av-

Løpsvannanalysen vist lave dioksinverdier i blekeriutslipp fra Hunsfos fabrikk (Kfr. nærmere i kap. 6 og kap. 8).

Dioksinmengdene konstatert ved orienterende analyse av avløpsvann fra Falconbridge Nikkelverk (vedleggstabell D2) synes ikke tilstrekkelig for å forklare mengdene lagret i sedimentene (vedleggstabell A5, kap. 8.2.).

Etter en nedgang av heksaklorbenzen, oktaklorstyren o.a. i fisk fra 1982-83, synes situasjonen fra 1984 å ha vært relativt stabil (figur 6, 9, tabell 6). Heller ikke for EPOC1 i fisk har det vært noen entydig tendens til nedgang, delvis motsatt (figur 8, tabell 6). Innholdet av kloralkylbenzener har heller økt enn avtatt, men tendensen er usikker.

- V Det er registrert høyt innhold av dioksin, målt som 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter, i både filet og lever av skrubbe, dessuten i lever av torsk, krabbe og blåskjell fra indre fjord (Vesterhavnområdet). I skallinmat av krabbe ble det også funnet betydelig dioksinforekomst i prøver fra vestre ytre fjord (tabell 3). Derimot ble det bare funnet lave/moderate konsentrasjoner av dioksiner (tilnærmet bakgrunnsnivå?) i reker og i bekkerøye.

Dioksinkonsentrasjonene i fisk var på samme nivå i 1986 som i 1982/84 (tabell 4).

- VI De orienterende analyser av sedimenter viste markert dioksinforurensning av overflatesedimenter i Vesterhavnområdet, men også overkonsentrasjoner i dypere lag og i avleiringenes topplag lenger ut i fjorden (tabell 9).
- VII Av øvrige klororganiske stoffer (heksaklorbenzen, oktaklorstyren, kloralkylbenzener, etc. er det i fisk og krabbe fra indre fjord i 1986 funnet de samme høye konsentrasjoner som året før.

For heksaklorbenzen i krabbe fra indre område er det ikke registrert noen bestemt tendens i perioden 1982-86, mens EPOC1 synes å ha økt betydelig (figur 11).

Jevnført med et "diffust bakgrunnsnivå" kan overkonsentrasjoner av HCB i torsk og skrubbe fra Vesterhavnområdet angis til størrelsesorden 30-60 ganger (torsk) og 200-500 ganger (skrubbe).

VIII Også i fisk fra ytre, vestre del av fjorden er forurensningen med klororganiske stoffer tydelig sporbar, men i vesentlig lavere konsentrasjoner (antydningstall 1/20-1/50 av nivået i indre fjord for de antatt mest bestandige og bioakkumulerende stoffene, kfr. tabell 5).

De tidligere påviste lave konsentrasjonene i fisk fra østsiden av ytre fjord er bekreftet ved 1986-dataene (fig. 3).

Tydelige forskjeller i forurensningsgraden av HCB ble også påvist mellom krabber fra indre og ytre fjord (fig. 11), men den relative forskjell var mindre enn for fisk.

Blåskjell fra indre fjord har vist moderate overkonsentrasjoner av HCB siden 1983, dessuten lite markerte avstandsgradienter (fig. 12).

- IX Forskjellen i forurensningsgrad mellom blåskjell på den ene siden og fisk/krabbe på den annen side antyder at sedimentene kan spille forholdsvis større rolle som kilde enn nåværende utslipp (På den annen side var også blåskjell fra indre fjord sterkt dioksinpåvirket).
- X Selv på fettbasis er det hos fisk konstatert individuelle variasjoner i konsentrasjonen av klororganiske komponenter på omkring en størrelsesorden (kfr. vedleggstabellene B14-B17). Enkelte data tyder på at selv korte avstander mellom fangststeder (og dertil vandring) kan slå sterkt ut. Forholdet understreker behovet for å analysere et stort antall (helst 25) fisk for med sikkerhet å kunne følge utviklingen over tid (effekter av tiltak).
- XI Sumvariable som EPOCl og EPOBr har ikke i samme grad som HCB og andre enkeltstoffer gitt data som kan settes i sammenheng med sannsynlig grad av belastning (avstandsforskjeller og tidsutvikling, kfr. fig. 7, 8, 10, 11 og 13). De kan derfor ikke erstatte analysene på enkeltstoffer.
- XII Overkonsentrasjoner i størrelsesorden 5-10 ganger ble registrert for nikkel og kobolt i skjell og tang på to steder nærmest utslippet. For de øvrige metaller ble det bare funnet moderate overkonsentrasjoner (kobber) eller tilnærmet normale verdier, (vedleggstabell C1). Uhellet i begynnelsen av 1986 syntes ikke å ha hatt særlig innflytelse utenom nærområdet til utslippet.

XIII Observasjoner av fortsatt høye konsentrasjoner av dioksin og andre klororganiske stoffer i spiselige organismer fra indre fjord understreker tidligere advarsel fra helsemyndighetene og aktualiserer videre bestrebelser på å redusere tilførsler via utslipp, dessuten fortsatt overvåking.

XIV For 1988 anbefales både kartlegging av dioksiners forekomst i sedimentene, ytterligere analyser av avløpsvann og supplerende undersøkelser av dioksin i pelagiske fiskearter med høyt fettinnhold, dessuten i krabbe og blåskjell fra andre deler av fjorden enn hittil observert. Dette materialet bør også analyseres på de øvrige klororganiske forbindelser, EPOCl og EPOBr for å belyse sammenhengen mellom disse og dioksin.

Den ordinære overvåking av heksaklorbenzen, oktaklorstyren, kloralkylbenzener, etc. i fisk og krabbe fra indre fjord og Vestergapet bør fortsette for å se på utviklingen siden 1986 (kfr. blant annet i vitnesbyrd om minsket belastning via utslipp). Forekomster av disse stoffer bør knyttes til beskrivelser, eventuelt fotografier av fiskens utseende og levermaterialet.

Det bør vurderes å inkludere i overvåkingen orienterende analyser av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i fisk og krabbe fra Fiskåbukta.

XV Spørsmålet om den relative betydning av nåværende utslipp og sedimenter som kilder for klororganiske stoffer er avgjørende for om restaureringstiltak i form av å overdekke sedimentene vil ha effekt. Forholdet bør derfor eventuelt belyses gjennom en større problemorientert undersøkelse.

2. BAKGRUNN

2.1. Resipienttilstand

Tilstanden i Kristiansandsfjorden mht. forekomst av miljøgifter er beskrevet gjennom tre tidligere rapporter innen Statlig program for forurensningsovervåking (Næs 1985, Knutzen og medarb. 1986, Knutzen og Martinsen 1986).

Situasjonen er også belyst gjennom forskning på egenskapene til kloralkylbenzener (KAB), en gruppe stoffer som utgjør en av hovedkomponentene blant de giftige organiske forurensninger som er tilført fjorden, og som fra før var lite kjent (Källqvist og Martinsen 1987). Resultatene viste relativ høy giftighet overfor enkelte organismegrupper, særlig planktonalger. Den akutte giftighet var i samme størrelsesorden som DDT og klorerte benzener, men gjør seg neppe gjeldende annet enn i helt bunn-nære vannmasser over sterkt forurenset sediment. Imidlertid har stoffene også betydelig akkumuleringstendens og brytes bare meget langsomt ned i sedimentet under naturlige forhold. Dette gjør at deres forekomst må betraktes med bekymring (mulig kronisk effekt).

En kost/nytteanalyse for ulike tiltak er gjennomført ved Senter for industriforskning i samarbeid med NIVA (Heiberg et al. 1987).

Etter betydelige reduksjoner i utslipp av partikulært materiale og metaller i perioden 1982-84 må skadene på dyre- og planteliv i sjøen antas å være et mindre akutt forhold enn tidligere. Etter observasjonene av bløtbunnsfauna og gruntvannssamfunn i 1982-83 (Rygg 1985, Green og medarb. 1985) er det også gjort lokale observasjoner som tyder på noe bedring (P.A. Åsen pers. medd.). Imidlertid gjenstår betydelige ettervirkninger i form av reduserte organismesamfunn i Vesterhavnområdet.

Også utslippene av klororganiske mikroforurensninger må antas betydelig redusert gjennom en prosessendring ved Falconbridge Nikkelverk i 1982 og ved senere tiltak (kfr. pkt. 2.2 nedenfor). Imidlertid vedvarer høye konsentrasjoner av helsemessig betenkelige stoffer i spiselige organismer, særlig i fisk og krabbe fra området Myrodden - Dybingen - Odderøya. Men påvirkningen med slike stoffer er sporbar også i andre deler av fjorden, spesielt utover på vestsiden.

Advarselen fra helsemyndighetene mot å spise fisk/skalldyr fanget i Vesterhavn med tilgrensende områder ble i 1986 ytterligere begrunnet ved registreringen av de sterkt giftige klorerte dioksiner og dibenzo-

furaner i tillegg til de øvrige betenkelige stoffer (Knutzen og Martinsen 1986).

De miljøgifter som tilføres fjorden kommer i første rekke fra Falconbridge Nikkelverk A/S, sammen med det som utløses fra gammelt avfall lagret i bunnvleiringene (Næs, 1985). Utløsning av bestandige klororganiske stoffer fra sedimenten er påvist (Källqvist og Martinsen, 1987), men betydningen i forhold til gjenværende utslipp og mulige diffuse tilførsler fra land er usikker.

2.2. Forurensningstilførsler

Utslippene av klororganiske forbindelser fra Nikkelverket har i mer enn to år vært fulgt ved analyse på månedlige blandprøver av totalinnholdet av ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) i de antatt viktigste delstrømmer. Frem til mai 1986 ble stikkprøver blandet til månedsprøver. Siden er det installert automatiske prøvetakere av spillvann.

EPOCl skal teoretisk omfatte alle farlige 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 EPOCl inkluderer også stoffer som er mindre farlige enn de her nevnte. EPOCl-analyser har dermed begrenset utsagnskraft dersom man ikke kjenner de EPOCl-analyserte prøvers sammensetning i fornøden grad. Det er ofte ikke tilfelle.

Resultatene av de foretatt EPOCl-analyser er samlet i vedlegg D (tabell D1), mens fig. 1 summerer opp hovedtrekkene i utviklingen. Det ses at det fra og med 3. kvartal 1986 har vært sterk reduksjon og færre episodeutslipp. Imidlertid må tilførslene fremdeles regnes som betydelige.

Analyser av EPOBr (ekstraherbart persistent organisk bundet brom) i avløp fra koboltraffineriet (vedleggstabell D2) tyder på at utslippene av sum bestandige bromorganiske forbindelser er av minst samme størrelse som EPOCl. Dette er viktig i betraktning av at slike bromforbindelser i utgangspunktet har samme betenkelige egenskaper som EPOCl.

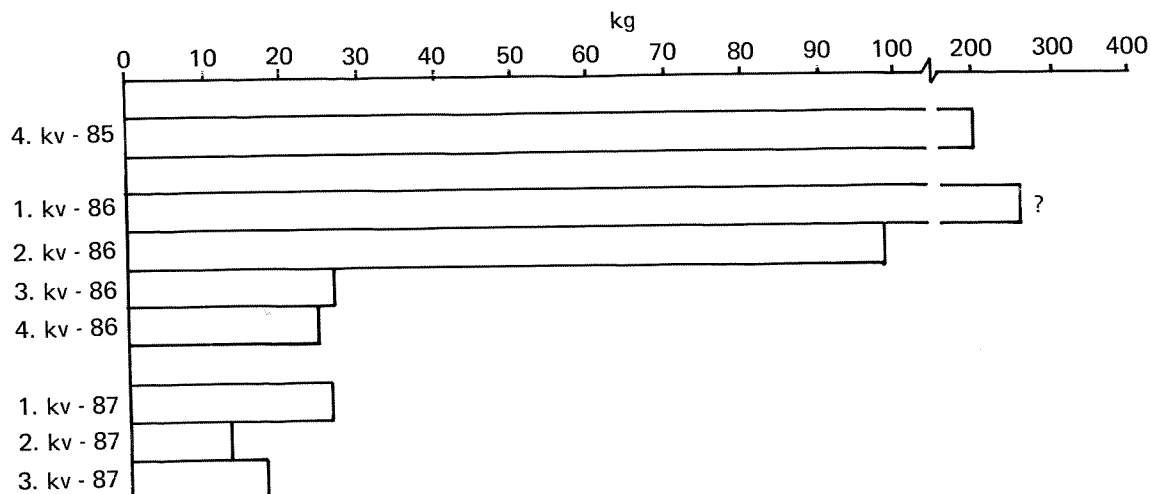


Fig. 1. Utslipp av EPOC1 1985-1987 fra tre delavløp (kfr. appendikstabell D1) ved Falconbridge Nikkelverk 1985-1987, kg. pr. kvartal.

Av vedleggstabell D3 fremgår resultatene av dioksinanalyse på stikkprøver fra febr. 1987. Resultatene er bl.a. angitt i 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter, ved omregning etter Eadon et al. (1983). (2,3,7,8-TCDD er den giftigste av dioksinene og omregningen skjer ut fra de andre stoffenes relative giftighet sammenlignet med 2,3,7,8 TCDD). 2,3,7,8-TCDD ble ikke påvist, heller ikke pentaklorete dioksiner.

I alle delstrømmene dominerte klorete dibenzofuraner (90-100%, 10% dioksiner bare fra KL-anlegget, kfr. tabell D2). I sedimentene og det biologiske materialet var det derimot et relativt høyere innslag av klorete dioksiner.

Enkeltprøver som dette gir ikke pålitelig grunnlag for tilførselsberegninger, men det spinkle materialet som foreligger antyder nåværende utslipp i størrelsesordenen 0.2 g pr. år. Det er ikke tilstrekkelig for å forklare de høye konsentrasjonene i sedimenter og organismer. M.a.o. antydes at det har vært høyere belastning før (se nærmere i kap. 8.2). I avløpsvannet har man så langt funnet en nær total dominans av klorete dibenzofuraner (90-100%, kfr. appendikstabell D2), mens andelen av denne gruppen i sedimentene var lavere (ca. 45-75%).

Siden begynnelsen av 1985 har metalltilførselen vært sterkt redusert. Utviklingen fra 1982 kan beskrives som ved nedenstående tabell. Tallene er dels basert på konsesjonsbetingelser; i de senere år på målinger (opplysninger fra SFT og Falconbridge Nikkelverk).

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 1/1-30/11
Jern, hydroksydslam	5000				
" løst	1000	120	-120	78	63
Nikkel i partikler	200				
" , løst	300	210	72	56	40
Bly, totalt ¹	100	2	2	1.3	1.3
Sink, totalt ¹	10-15	10-15	10-15	5.8	6.0
Kobber i partikler	80				
" , løst	80	53	20	22	21
Kobolt i partikler	10				
" , løst	10	10	5.6	4.4	2.6
Arsen ¹	450	2.5	2.5	5.1	3.5

¹) Etter 1/7 1987 vesentlig som løst.

5-6. mars 1986 ble det ved et uhell sluppet ut ca. 4100 kg nikkel, ca. 200 kg kobber og ca. 330 kg kobolt, mao. tilsvarende ca. 100 ordinære døgnutslipp av nikkel og kobolt.

2.3. Formål

Formålene med undersøkelsene har vært å følge utviklingen i fjorden med henblikk på:

- nivå og utbredelse av helsemessig betenkelige stoffer i spiselige organismer, primært fisk.
- å spore virkningene av forurensningsbegrensende tiltak.

Det har dessuten vært et særlig poeng i å avklare spørsmålet om kildene for klorerte dioksiner og dibenzofuraner (dvs. om tilførsel av disse stoffene måtte knyttes til utslippene fra Falconbridge eller om blekeriutslipp i Otra kunne bidra).

Den overordnede hensikt med ovenstående punkter har vært å ajourføre og utvide miljøvern-, helse- og fiskerimyndighetenes grunnlag for vur-

deringer og beslutninger om tiltak, samt å holde almenheten og bedriften orientert.

Metallanalysene i skjell og tang har spesielt hatt til hensikt å se eventuelle effekter av det omtalte utslippsuhell 5-6/3 1986.

3. MATERIALE OG METODER

Foruten de avløpsvannanalyser som er nevnt under pkt. 2.2 ovenfor, fremgår undersøkelsesmateriale og analyser av oppstillingen i tabell 2. Om måle- og observasjonsdata for filet- og leverprøvene av fisk henvises til appendikstabell B1. IO (indre omr.) i tabell 2 refererer til Hannevigsbukta/Vesterhavn, begrenset ved Myrodden - Dybingen - S. Odderøya. Med YØ0 (ytre, østre område) siktes til området Dvergsøy -I. Kalvøy/V. Randøy og med YV0 (ytre, vestre omr.) til Vestergapet/Fosseviken/Thorsteinssnes. Områder og stasjonsplassering fremgår ellers av fig. 2 og fig. 14 (sedimenter).

Analysene av metaller i skjell, snegl og tang er gjort ved NIVA's rutinelaboratorium ved atomabsorpsjon etter oppslutning med salpetersyre. Prosedyren har vært i henhold til Norsk Standard (4770, 4773, 4783, sistnevnte under trykking).

Hovedkomponentene av klororganiske stoffer (HCB, OCS, KAB, etc.) har som tidligere vært analysert ved SI. (EPOCl og EPOBr ved nøytronaktiveringsanalyse på Institutt for energiteknikk (IFE) etter ekstraksjon og syrebehandling ved SI). Beskrivelse av metodikken for opparbeiding og bestemmelse ved gaskromatografi med glasskapillarkolonne og electron capture detector, er gitt tidligere i vedlegg til Knutzen og medarb. (1986).

Analysene på klorerte dioksiner og dibenzofuraner er foretatt ved NILU etter en metodikk beskrevet i vedlegg A. Konsentrasjonene av enkeltkomponenter er omregnet til 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter etter Eadon et al. (1983). 2,3,7,8 TCDD er det giftigste av stoffene i gruppen, og hensikten med omregningen er å gjøre vurderingen av materialet enklere. Usikkerheten i denne forbindelse er nærmere drøftet i kap. 4.

Tabell 2. Miljøgiftanalyser i sedimenter, fisk, krabbe, blåskjell, strandsnegl og tang fra Kristiansandsfjorden, Søgne og Otra 1986-87. Kfr. fig. 2 og tekst mht. områdebetegnelsene IO, YØO og YVO.

Analyseobjekt	Stasjoner/områder/tid	Analyser ¹
<u>SEDIMENTER</u>	K18 (0-1 cm, 9-10 cm), K9 (0-1 cm), Otra S. for Prestøya, 3m, juni-aug. 1987	% tørrstoff, 5CB, HCB
<u>ORGANISMER</u>		
SKRUBBE (Platichthys flesus) Filet og lever	IO, YØO og YVO, juni-aug. 1986 15 enkeltfisk fra IO, parallelle analyser av blandprøver fra YØO (N=19), enkelt eks. fra YVO	Lengde, vekt, leverfarge, levervekt, % fett, 5CB, HCB, KB, OCS, PCB, p-p DDE, KAB, EPOCl, EPOBr (delvis), PCDD og PCDF (to sistnevnte bare IO). Div. klororg.
TORSK (Gadus morhua) Filet og lever	IO, Ny Hellesund, juni-aug. 1986. Ind. analyser av 10 enkeltfisk fra IO, parallelle analyser av blandprøver (N=9, bare lever) for prøver fra Ny Hellesund	Som ovenfor.
BEKKERØYE (Salvelinus fontinalis) Filet	Otra, nedenfor Vigelandsfossen aug. 1987. Blandprøve av 4 eks	% fett, HCB, EPOCl, PCDD og PCDF
TASKEKRABBE (Cancer pagurus)	IO og YVO, hhv. juni og aug. 1986. Blandprøver av skall-innmat fra 8 og 7 eks.	Som under skrubbe.
REKER (Pandalus borealis)	Tråltrekk i indre fjord og S. for Grønningen fyr, okt. 1987.	
BLÅSKJELL (Mytilus edulis)	St. 2, 4, 7, 8, 11, 17 + Hellesøy, Søgne. April-juni 1986. Blandprøver av 30-50 eks. i størrelse (3.0)4.0-6.6 cm).	Som under skrubbe for klororganiske (st. 4, 7, 8, 17, Hellesøy, bare St. 2 på PCDD/PCDF). Ni, Pb, Co, Cu, Fe, Cr, Zn, Ti (st. 4, 7, 8, 11, 17).
STRANDSNEGL (Littorina littorea)	St. 2 Myrodden, 5/4-86. Blandprøve av ca. 100 eks.	Metaller som under blåskjell
BLÆRETANG (Fucus vesiculosus)	St. 4 og 9 5/4 1986. Blandprøve av øvre skudd (5-15 cm) fra 10-20 planter	Metaller som under blåskjell

¹) 5CB: Pentaklorbenzen, HCB: heksaklorbenzen, KB: Diverse tri- og tetraklorbenzener, OCS: Oktaklorstyren, KAB: Kloralkylbenzener, PCB: Polyklorerte bifenyler, p-p DDE: nedbrytningsprodukt av DDT (diklordifenyltrikloretan), 10CB: Dekaklorbifenyl, PCDD: Polyklorerte dibenzodioksiner, PCDF: Polyklorerte dibenzofuraner. Ni: nikkel, Pb: bly, Cu: kobber, Co: kobolt, Fe: jern, Cr: krom, Zn: sink, Ti: titan.

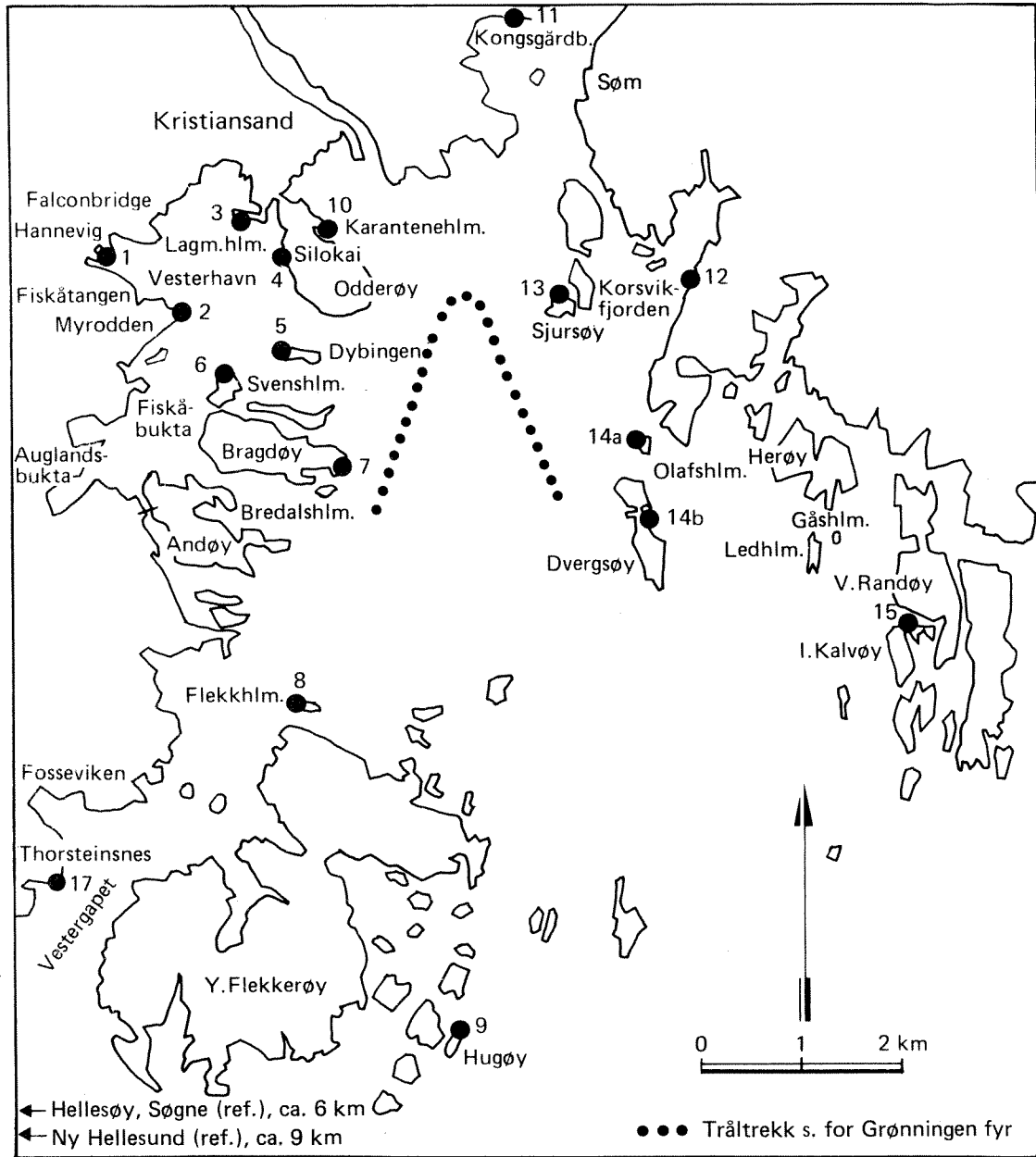


Fig. 2. Stasjoner for observasjoner av miljøgifter i organismer fra Kristiansandsfjorden 1982-1987. (Prikker markerer tråltrekk etter reker)

4. KLORETE DIOKSINER OG DIBENZOFURANER I ORGANISMER

Bakgrunnen for disse analyser var påvisningen av høye konsentrasjoner av dioksiner i fiskemateriale fra 1982 og 1984, analysert av prof. C. Rappe og P.-A. Bergqvist, Avd. for organisk kemi, Umeå Universitet. Tabellutdrag fra deres rapport finnes i vedlegg A. (Hovedtrekkene i disse resultatene er omtalt i Knutzen og Martinsen (1986).

Foruten å ajourføre opplysningene mht. tilstand etter prosessomlegging ved Falconbridge i 1982 var det viktig å få oppklart spørsmålet om eventuelle andre kilder. Det er derfor også analysert på bekkerøye fra Otra.

Rådata for analysene av 1986-87-materialet er listet i vedlegg A. (Tabell A1: Skrubbe, torsk og krabbe, tabell A2/A3/A4 hhv. blåskjell, reker og bekkerøye).

Av størst praktisk interesse er konsentrasjonene etter omregning til 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter og summering av disse. Omregningen bygger på informasjon om den relative giftighet og enzyminduserende aktivitet hos tetra-, penta-, hekso- og heptaklorforbindelsene av både dibenzofuraner og dioksiner, jevnført med 2,3,7,8-TCDD. Det har vist seg at den biologiske aktiviteten i stor grad er knyttet til plasseringen av kloratomer i 2,3,7,8-posisjon på basisstrukturene (dibenzo-p-dioksin og dibenzofuran, kfr. bl.a. Ahlborg og Viktorin 1987). Molekyler med like mange kloratomer (isomerer), men med disse delvis annerledes plassert er langt mindre giftige (1/1000 og mindre). De fullklorerte forbindelsene (oktaforbindelsene) synes å representere et mindre problem.

Omregningen til 2,3,7,8-TCDD kan gjøres i henhold til flere systemer (Viktorin og Ahlborg 1987). De gir imidlertid resultater som i sum 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter er temmelig like (stort sett forskjeller begrenset til faktorer på 2-3). De kompliserte og forskjelligartede resonnementene som ligger under ekvivalensvurderingene skal ikke drøftes her, men foreløpige resultater synes å tyde på at alle ekvivaleringssystemene kanskje heller gir en over- enn undervurdering av blandingers giftighetsgrad (Naturvårdsverkets dioxin arbeidsgruppe, 1987). Forholdet er imidlertid ikke avklart. I den her foreliggende rapport er systemet til Eadon et al. (1983) benyttet (sitert etter Naturvårdsverkets dioxinarbetsgruppe).

Eadon et al. (1983) legger relativ akutt giftighet til grunn (mens andre ekvivaleringsmetoder baserer seg på enzyminduksjon, potensielle kreftfremkallende egenskaper o.a., se ref.: Ahlborg og Viktorin 1987).

Forholdstallene i følge Eadon et al. er:

2,3,7,8-TCDD :	1
2,3,7,8-PeCDD:	1
2,3,7,8-HxCDD:	0.03
2,3,7,8-TCDF :	0.33
2,3,7,8-PeCDF:	0.33
2,3,7,8-HxCDF:	0.01

Andre systemer regner også med relative bidrag fra en del av de øvrige klorerte dioksiner og dibenzofuraner, men systemet til Eadon kan likevel gi høyere ekvivalentsum (kfr. eksempler i Naturvårdsverkets dioxinarbetsgruppe, 1987). En nordisk arbeidsgruppe har kommet med følgende forslag til grunnlag for ekvivalentberegninger:

2,3,7,8-TCDD :	1
1,2,3,7,8-PeCDD:	0.5
2,3,7,8-HxCDD:	0.1
1,2,3,4,7,8-HpCDD:	0.01
OCDD :	0.001
2,3,7,8-TCDF :	0.1
1,2,3,7,8-PeCDF:	0.001
2,3,4,7,8-PeCDF:	0.5
2,3,7,8-HpCDF:	0.01
OCDF :	0.001

Resultatene av ekvivalentberegningene etter Eadon et al. (1983) er oppsummert i tabell 3 nedenfor, med ekvivalentene etter den nordiske arbeidsgruppen i parentes. Angivelsene på fettbasis er med henblikk på å kunne foreta sammenligninger (variasjon med avstand, utvikling over tid).

Tabell 3. Konsentrasjon av 2,3,7,8-TCDD og 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter i skrubbe (*Platichthys flesus*), torsk (*Gadus morhua*), skallinmat av taskekrabbe (*Cancer pagurus*), blåskjell (*Mytilus edulis*) og reker (*Pandalus borealis*) fra Kristiansandsfjorden 1986-87 og i bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) fra Otra 1987, ng/kg friskvekt og ca. konsentrasjon i ng/kg fett. I.p.: Ikke påvist. Ekvivalentberegningene er foretatt etter Eadon et al. (1983), med parentesverdier i henhold til forslag fra nordisk arbeidsgruppe (se tekst).

Prøver	2,3,7,8-TCDD		2,3,7,8-TCDD-ekviv.	
	Friskvektsbasis	Fettbasis (ca.)	Friskvektsbasis	Fettbasis (ca.)
SKRUBBE (P.f.) Filet	~1,9*	~190*	132 (69)	~13200
Hannevigsb. 7/6-86 Lever	21.5	~134	847 (335)	~ 5300
TORSK (G.m.) Filet	≤0.5	<145	1.0 (0,5)	~ 290
I.omr. juni-86 Lever	28.0	~100	150 (86)	~ 570
TASKEKRABBE (C.p.)				
I.omr. juni-86 (GI2)	≤0.5	< 20	43.0 (24)	~ 1720
Fosseviken/ Thorsteinsnes (HI1)	≤0.5	< 10	17.1 (11,3)	~ 315
REKER (P.b.)				
Indre tråltrekk (se fig. 2)	I.p.	I.p.	1.76 (1,4)	
Ytre tråltrekk	I.p.	I.p.	0.73 (0,5)	
BLÅSKJELL (M.e.)	≤0.5	< 25**	46.6 (23,0)	~ 2300**
St. 2 Myrodden				
BEKKERØYE (S.f.)	I.p.	I.p.	0.52	- 38
Otra				

* Forholdet signal:støy = 3:1 (nær deteksjonsgrense) ** Antatt fett-%: 2.

4.1. Fisk

Av tabell 3 ses at de høyeste konsentrasjonene av 2,3,7,8-TCDD på friskvektsbasis er funnet i lever av skrubbe og torsk fra Vesterhavnsområdet. For 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter lå skrubbelever høyest, men helsemessig viktigere er at skrubbefilet lå så høyt, tilnærmet på samme nivå som torskelever. I skrubbefilet bidrar mao. et stort innslag av andre forbindelser enn 2,3,7,8-TCDD selv til den høye potensielle giftighet.

Omregnet til fettbasis (som gir det beste grunnlag for å sammenligne akkumuleringsnivåer pga. at det vesentlig er i fett stoffene opphopes), ses at konsentrasjonene i skrubbe lå 5-10 ganger høyere enn i

torsk. Dette antyder en forskjell i eksponering, som det er rimelig å knytte til at skrubbe har mer intim kontakt med de forurensede bunn-avleiringene enn torsk. Imidlertid må det tas forbehold om at skrubbe også er mer stedbunden enn torsk, mao. mer stadig utsatt (kfr. kap. 5.1.1).

Resultatene fra 1986-prøvene viser ingen tydelige (konsekvente) tegn til bedring mht. forekomsten av dioksin i fisk fra indre Kristiansandsfjorden jevnført med det som ble funnet i 1982-84 (Rappe og Bergqvist 1986, kfr. vedlegg A med rådata). Dette fremgår av tabell 4 nedenfor, der forekomsten av utvalgte komponenter er listet opp. Prosessomleggingen fra 1983, som synes å ha resultert i nedgang i belastningen med bl.a. HCB (se kap. 5), har foreløpig ikke gitt samme positive tendens for dioksininnholdet.

Tabell 4. 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter og utvalgte hovedkomponenter av klorerte dioksiner/dibenzofuraner i fisk fra indre Kristiansandsfjorden (Hannevigsbukta-Vesterhavn ut til Dybingen) 1982-1986, ng/kg friskvekt. Ikke påvist: i.p.

	2,3,7,8-TCDD-ekv.	2,3,7,8-TCDD	2,3,7,8-TCDF	1,2,3,7,8-PeCDD	1,2,3,7,8 / 1,2,3,4,8-PeCDF	2,3,4,7,8-PeCDF	1,2,3,6,7,8-HxCDF
SKRUBBE							
Filet 1982	109	9.0	220	3.5	14.0	64.0	3.5
" 1984	18	1.3	33.0	0.8	3.5	13.0	0.9
" 1986	132	1.9	293	3.6	22.5	90	4.2
TORSK							
Filet 1984	2.5	0.8	4.2	i.p.	0.8*	0.7	0.4
" 1986	1.0	≤0.5	1.9	i.p.	0.9	0.25	0.3
Lever 1984	76	16.5	88.0	1.6	42.0	44.0	29.0
" 1986	150	28.0	227	2.8	101	26.9	1.4

* Overdekket.

Det foreligger ikke angivelse av fettprosent i prøvene fra 1982/84, slik at sammenligning kan foretas på fettbasis. Men data for parallelle prøver, brukt til analyse på øvrige klororganiske forbindelser viser ikke vesentlig forskjell i fettgehalten mellom dette materialet og prøvene fra 1986.

I store trekk var det godt samsvar mht. hvilke stoffer som var mest fremtredende i prøvene fra ulike år.

Opplysninger om "bakgrunnsnivåer" for dioksiner i fisk er det sparsomt

med. En spesiell vanskelighet er de mange forbindelsene innen gruppen og forskjellig rapporteringsform (utvalg av stoffer, omregning til 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter eller ikke).

Fra Østersjøen (Gotland) rapporterte Rappe et al. (1985) registrering i sild av omkring 15 ng/kg friskvekt av forskjellige tetra-, penta- og heksa- dibenzofuraner (derimot bare spor av dibenzo-p-dioksiner). Dette kan sannsynligvis antas representativt som bakgrunnsnivå i Østersjøen, som imidlertid må regnes som et av havområdene i verden med høyest "diffus" belastning. Omregning til TCDD-ekvivalenter etter Eadon (foretatt her) ga ca. 5 ng/kg friskvekt i silden fra Gotland.

Jevnføres med dataene for torskefilet og skrubbefilet fra Kristiansandsfjorden, ses at konsentrasjonene i skrubbefilet lå meget høyere - 3-20 ganger med hensyn til TCDD-ekvivalenter og svakt mer for summen av tetra-, penta- og heksadibenzofuraner.

Oehme og Manøs (1986) data for filet av torsk fra Nevlunghamn viste ca. 0.5-1.0 ng/kg av TCDDs ekvivalenter. Denne fisken må man imidlertid regne med at kan være påvirket fra de store utslippene til Frierfjorden (ca. 20 km unna). Foreløpig er det ikke foretatt dioksinanalyser i fisk fra områder som kunne gi opplysninger om det "diffuse bakgrunnsnivå". Overkonsentrasjoner i Kristiansandsfjord er derfor ikke mulig å angi, men med alle forbehold kan størrelsesordenen 5-10 ganger antydes. (Antatt bakgrunnsnivå 0,2 ng/kg friskvekt)

Innholdet av TCDD-ekvivalenter i skrubbefilet fra 1986 representerer overkonsentrasjoner som kanskje ligger opp mot 500 ganger. Det bør understrekes at mer pålitelige estimat av forurensningsgraden vil avhenge av tilgang på mer data fra steder langt fra punktkilder.

I bekkerøye fra Otra var det lavt innhold av dioksiner (nær bakgrunnsnivået). Ut fra isomerfordelingen (stoffprofilen) syntes det ikke å være noen påvirkning fra cellulosebleking med klor.

4.2. Taskekrabbe, blåskjell og reker

Av tabell 3 ses at både krabbe fra Hannevigsbukta og blåskjell fra spissen av Myrodden hadde betydelig innhold av farlige dioksiner utenom 2,3,7,8-TCDD. På fettbasis var det høyere konsentrasjon enn i torsk, dvs. at enten har eksponeringen vært høyere (hvilket er sannsynlig) og/eller tilbakeholdelsen er mer effektiv i krabbe og blåskjell enn i torsk. Det siste vet man foreløpig lite om, bortsett fra at særlig muslinger har forholdsvis liten evne til å omsette fettakkumu-

terende fremmedstoffer.

Forskjellen mellom krabbene fra indre og ytre område illustrerer sannsynligvis både ulik belastning og betydningen av fettinnholdet. (Ulikheten er større på fettbasis - mer i samsvar med den sannsynlige forskjell i eksponering - enn på friskvektbasis. Krabbene fra Fosseviken/Thorsteinsnes har mao. hatt en mer effektiv akkumulering pga. dobbelt så høyt fettinnhold).

Rekene viste beskjedent innhold av dioksin (tabell 3). Det var likevel en viss forskjell mellom materialet fra indre/midtre fjord og det som var tatt fra tråltrekk utenfor fjorden, slik at noe påvirkning muligens kan spores.

4.3. Konsekvenser - grenseverdier for dioksin i mat

I Kristiansandsfjorden utgjør dioksiner en del av det generelle problemet med tungt nedbrytbare klor- og bromorganiske stoffer. Bakgrunnen for at de her drøfter spesielt er at enkelte av stoffene innen gruppene klorerte dioksiner og klorerte dibenzofuraner er så giftige at det har foranlediget forslag om grenseverdier som muligens kan få konsekvenser utover de advarsler helsemyndighetene alt har gitt ut fra forekomsten av HCB, etc. i fisk og skalldyr.

Fra utlandet foreligger det forskjellige forslag om grenseverdier for akseptabelt daglig inntak (ADI) over en livslang periode på 1-10 pg/kg kroppsvekt. (Se f.eks. Birmingham et al. 1986, Bjørnstad 1986, Ahlborg og Viktorin 1987, Naturvårdsverkets dioxinarbetsgrupp 1987, NCASI 1987). Mest vanlig er ADI-forslag i området 1-5 pg/kg. (1 pg = $1 \cdot 10^{-12}$ g, eller en milliondel av et milliondels gram). I Norge er det heller ingen offisielle grenseverdier, men en nordisk arbeidsgruppe har fremmet forslag om et akseptabelt ukesinntak på 35 pg/kg kroppsvekt.

Antas et voksent menneske (70 kg) å spise i gjennomsnitt 30 g fisk pr. dag, blir grensen for helsemessig betenkelige konsentrasjoner ca. 2-10 ng/kg friskvekt av 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter ved ADI 1-5 pg/kg (1 ng = 10^{-9} g). Av tabell 3 ses at bare filet av torsk fra indre område (og reker) underskriver dette grenseintervallet. Skrubbefilet hadde ca. 10-50 ganger høyere innhold enn det som forslagsvis anbefales.

Disse forhold må vurderes av helsemyndighetene, men underbygger videre tidligere gjentatte advarsler mot å spise fisk og skalldyr fra innenfor Bragdøya - Odderøya (Helserådet i Kristiansand 4/9-84) og omsetningsforbud for fangster innenfor sydøstspissen av Andøya - Bragdøya -

Dybingen - Odderøya (Helserådet i Kristiansand 6/11-86).

Resultatene aktualiserer ytterligere kartlegging av dioksinforekomsten i fisk. Det gjelder primært kommersielle arter og skalldyr fra fjordens vestsida, men også østsida. Med mindre man får bekreftet lave dioksinverdier i fisk og krabbe fra andre deler av fjorden, vil spekulasjoner over forholdet skade yrkesfisket. Funnene av påviselige dioksinmengder (0.2-1.2 ng/kg, 2,3,7,8-TCDD-ekvivalenter) i filet av torsk fra Nevlunghavn, vel 20 km unna Norsk Hydros utslipp i Frierfjorden (Oehme og Manø 1986) antyder at fisk kan få i seg slike stoffer som resultat av vandringer og kortere eller lengre opphold i forurensede omgivelser (se f.eks. Gramme et al. 1984).

Fiskearter som peker seg ut som særlig utsatt pga. høyt fettinnhold og dermed stort anrikingspotensial er ål (også relativt stedbunden), sild og makrell.

Det kan tilføyes at observasjonene av fiskens innhold av heksaklorbenzen (HCB, som dioksinene ofte ledsages, (Öberg og Bergström 1985), i og for seg ikke tyder på at man vil finne betenkelige konsentrasjoner av dioksiner i fisk fra ytre fjord (kfr. kap. 5). Imidlertid vet vi ikke nok til å kunne påstå med sikkerhet at HCB og de farligste blant dioksinene har likeartet "oppførsel" i naturen. Følgelig er det av flere grunner behov for å undersøke dioksin i fisk fra ytre områder.

5. ØVRIGE KLORORGANISKE OG BROMORGANISKE STOFFER I BIOLOGISK MATERIALE

Rådata for resultatene for prøver innsamlet i 1986 (fjorden) og 1987 (bekkerøye, Otra) er gitt i tabellene i vedlegg B.

Redegjørelsen nedenfor er i det vesentligste fokusert på utvikling over tid og forskjell i nivåer med økende avstand fra forurensningskilden. (For beliggenhet av fangstområder og prøvestasjoner henvises til fig. 2 og tabell 2).

5.1. Fisk

Alle rådata på friskvektsbasis fremgår av vedleggstabellene B2-B11. Tabell B1 inneholder lengde- og vektmålinger, samt observasjoner av leverfarge o.a. gjort ved opparbeidelse av prøvene. Videre er det gjengitt et utvalg av rådata på fettbasis (for sammenligningsformål og statistisk analyse). Utvalgte resultater på friskvektsbasis og fettbasis er vist i tabellene 5 og 6 nedenfor. Tabell 6 (fettbasis) viser også utviklingen 1982-1986.

Tabell 5. Hovedkomponenter av klororganiske forbindelser, EPOC1 og EPOBr i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra Kristiansandsfjorden 1986, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. Dels middel av individuelle analyser (IO), ellers middel av 2 parallelle blandprøver. IO: Indre område, dvs. Hannevigsbukta og Vesterhavn ut til Dybingen - sydspissen av Odderøya. YØ0: Ytre, østre område, dvs. omkring Dvergsøy -I. Kalvøy/V. Randøy. YVO: Ytre vestre område, dvs. Vestergapet/ Fosseviken/Thorsteinsnes. N = antall fisk. I.a.: Ikke analysert. I.p.: Ikke påvist.

		HCB	OCS	PCB	KAB ¹	EPOC1	% ident. av EPOC1	EPOBr	% fett
SKRUBBE (P.f.)									
IO N = 15 ²	F	146	49	74	~ 265	545	68	I.a.	1.0
	L	2270	655	1134	~4400	10370	55	I.a.	16.1
YØ0 (N = 19)	F	0.9	I.p.	7	I.p.	66	7.5	14	0.65
	L	8.7	1.8	230	I.p.	1030	17	1300	15.0
YVO (N = 1)	F	2.9	0.9	18	I.p.	76	19	90	0.7
	L	44.0	18.0	400	I.p.	1800	17	930	7.0
TORSK (G.m.)									
IO (N = 10)	F	8.4	13.6	20	~ 9	83	31	I.a.	0.35
	L	317	472	2015	~1050	10860	39	I.a.	26.4
Ny Hellesund (N = 9)	L	4.0	5.7	350	I.p.	930	27	710	6.4

¹ Anslagsmessig beregning bygget på KAB-sammensetning i slamekstrakt. Usikkerhet skyldes noe avvikende og varierende sammensetning i biologisk materiale.

² Kfr. standardavvik. Vedleggstabellene B2/B4 (skrubbe) og B6/B8 (torsk).

³ Meget store forskjeller mellom parallellene, hhv. 18/510 i filet og 10/1100 i lever.

Tabell 6. Utvikling i konsentrasjonen av 5CB, HCB, sum 7CS (flere isomere), OCS, sum tri- og tetraklorbenzener (KB), sum kloralkyl- benzener (KAB), PCB og EPOCl i skrubbe (Platichthys flesus) og torsk (Gadus morhua) fra indre del av Kristiansandsfjorden (Hannevigsbukta/ Vesterhavn til Dybingen) 1982-1986, mg/kg fett. Vanligvis middel av 2 blandprøver, i 1986 middel av hhv. 15 og 10 enkeltfisk. -: Ikke analysert, I.p.: ikke påvist, F: Filet, L: Lever, ?: Avvikende, usikre verdier.

		5CB	HCB	7CS	OCS	KB	KAB	PCB	EPOCl
IO	1982	-	68.3	-	-	-	-	8.3	71
	1983	4.3	52.0	6.2	29.4	0.9	1.2	19.0	551
	F 1984	1.9	13.4	0.5	3.3	1.5	-	4.7	73
	1985	1.7	16.4	0.9	5.3	4.1	13.9	7.2	13?
	1986	1.6	13.2	0.5	4.6	1.4	25.9	8.5	59
SKRUBBE	1982	-	45.5	-	-	-	-	8.6	48
	1983	11.3	62.8	3.0	12.6	7.0	12.6	6.0	126
	L 1984	1.7	13.2	0.6	4.1	0.7	-	9.1	78
	1985	1.8	11.9	0.7	3.7	5.5	15.2	6.5	27
	1986	1.4	16.1	0.3	4.8	i.p.	29.7	8.5	86
TORSK	1982	-	6.5	-	-	-	-	11.0	-
	1983	1.2	8.4	1.2	6.7	i.p.	-	13.3	525
	F 1984	0.2	2.7	i.p.	1.3	i.p.	-	10.0	163
	1985	0.4	3.3	1.1	9.0	2.0	6.0	19.0	3.5?
	1986	0.2	2.8	0.2	4.8	<0.1	2.7	7.1	27
	1982	-	12.6	-	-	-	-	14.1	25
	1983	3.7	13.0	3.1	13.4	0.3	-	22.6	97
	L 1984	0.1	0.8	<0.1	<0.1	<0.1	-	2.3?	8?
	1985	0.2	2.9	0.5	3.7*	0.1	2.8	8.3	24
	1986	0.3	2.9	0.3	5.0	0.2	7.9	13.7	128

* Feilaktig i Knutzen og Martinsen (1986).

5.1.1. Avstandsforskjeller

1986-dataene bekrefter de store forskjellene med avstand fra kilden. Fisk fra vestsiden av indre fjord inneholder (på friskvektsbasis) i størrelsesorden 50-200 ganger mer av hovedkomponentene i avfallet fra Falconbridge Nikkelverk enn fisk fra ytre deler av fjorden. Dette er hovedkonklusjonen som kan trekkes ut av tabell 5.

Imidlertid inneholder skrubbe fra Vestergapet mer enn samme art fra østre del av ytre fjord. (Forbehold må tas for usikkerheten forbundet med at det bare er analysert ett eksemplar fra vestsiden). I 1985 ble det påvist enda mer markerte overkonsentrasjoner av HCB etc. i skrubbe

fra ytre vestre fjord (Knutzen og Martinsen 1986). Resultatene fra 1986 støtter dermed observasjonen fra tidligere om at vestsiden er mer påvirket enn østsiden.

Fig. 3 gir en fremstilling av de forskjeller i forurensningsgrad som er observert siden 1982. Figuren er basert på HCB, som er en av hovedstoffene i avfallet. Leveranalyser og konsentrasjonsangivelse på fettbasis må ut fra et bredt erfaringsmateriale (kfr. ref. hos Knutzen 1987) anses som det beste sammenligningsgrunnlag. Foruten det som er nevnt i avsnittene ovenfor, tyder dataene på at forurensningsgraden i ytre del av fjorden, unntatt på vestsiden, ligger nær bakgrunnsnivået og har tilsvarende liten praktisk betydning.

Forurensningsgraden i indre fjord, målt som overkonsentrasjoner i forhold til bakgrunnsnivået kan angis til størrelsesordenen 30-60 ganger for torsk og 200-500 ganger for skrubbe. (I en nylig sammenstilling av bakgrunnsnivåene av bestandige klororganiske forbindelser (Knutzen 1987) redegjøres det for variasjonsfaktorer og usikkerheter som gjør at slike forurensningsgraderinger bare kan bli tilnærmede).

Ovennevnte forskjell mellom utslagene i skrubbe og torsk har vært til stede i hele undersøkelsesperioden (Knutzen og medarb. 1986, Knutzen og Martinsen 1986). Den samme forskjell ble funnet mht. dioksinbelastning (kap. 4), og forklares som nevnt mest sannsynlig ved skrubbes intimere kontakt med sediment, både fysisk og ernæringsmessig.

Av vedleggstabellene B14-B17 fremgår de store individuelle forskjellene i innhold av forurensningskomponenter, selv på fettbasis. I forbindelse med at det er ulikt giftinnhold i fisk fanget i forskjellige områder, kan man særlig merke seg at 2 av de 3 torskene fanget inne i Hannevigsbukta hadde omkring 10 ganger så høyt innhold av HCB som de øvrige torskene fra indre fjord (som var tatt ved Svensholmen og Dybingen). Forholdet kan reflektere betydningen av enkeltksemplarenes "vandringshistorie" og/eller individuelle egenskaper mht. opptaks- og utskilleleshastighet. Fenomenet individuelle forskjeller har begrenset praktisk betydning (helse, fiske), men viser bl.a. at det vil være vanskelig med noen finere avgrensning av områder uegnet for fangst av fisk til konsum enn det helsemyndighetene allerede har gjort. For bedømmelse av tidsutvikling, f.eks. i relasjon til virkning av tiltak, har imidlertid fenomenet stor betydning. (Hva som skal til av antall fisk og definerte fangststeder for å kunne trekke sikre konklusjoner, se nærmere nedenfor).

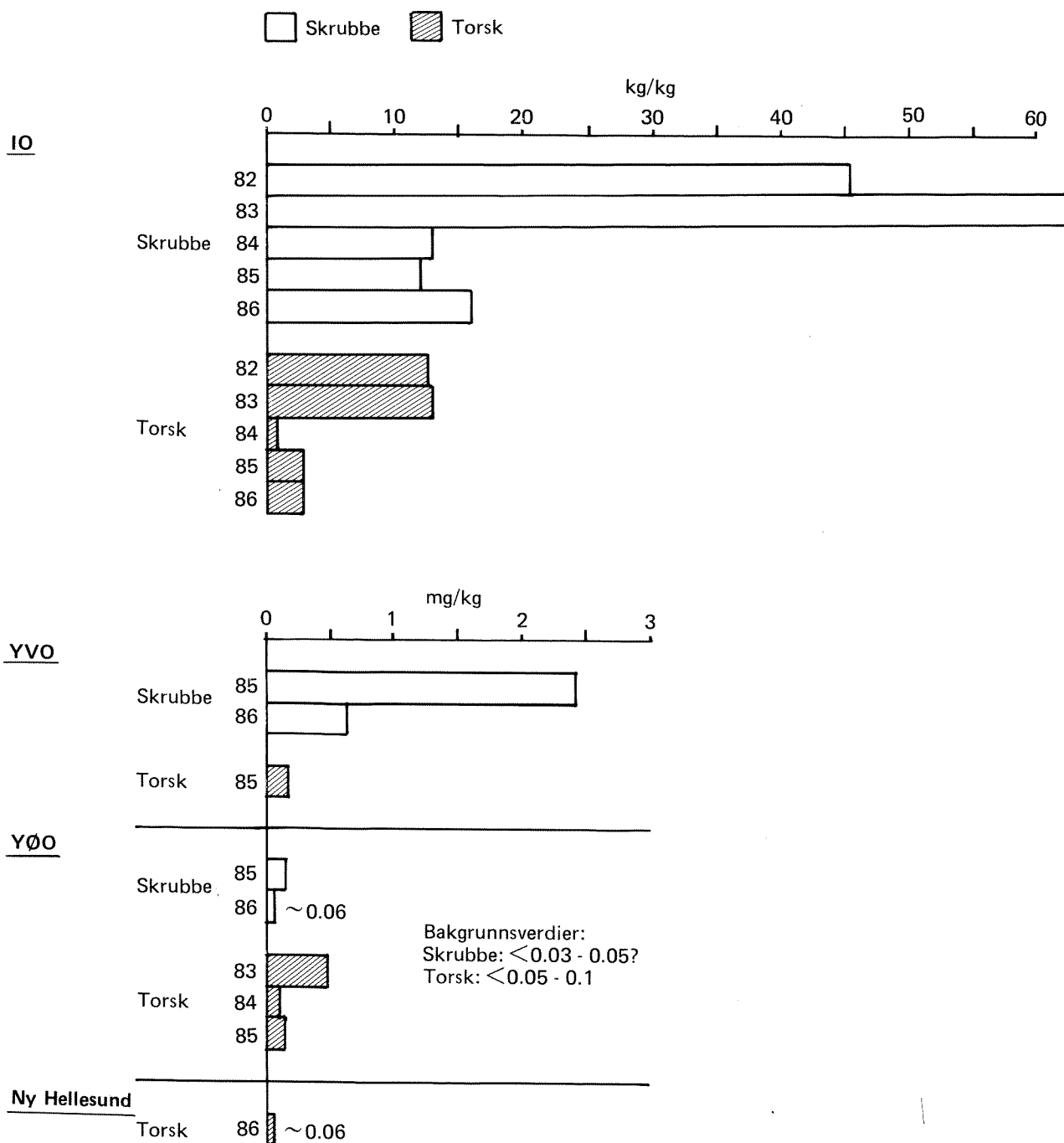


Fig. 3. HCB i lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra indre og ytre Kristiansandsfjorden 1982-1986, mg/kg fett.

Med mulig unntak for OCS (oktaklorstyren), synes ingen av de øvrige variable egnet som grunnlag for fremstilling av avstandsgradienter. Dels har konsentrasjonene i fisk fra ytre områder vært nær eller under deteksjonsgrensen dels har mengdebestemmelsene vært generelt for upålitelige (KAB, EPOC1).

Verd å bemerke er at det temmelig regelmessig er registrert høyest PCB-konsentrasjoner i fisk fanget innerst (Fig. 4). Middelveidene i leverprøver av skrubbe og torsk for perioden 1982-1986 er hhv. ca. 7.5 og ca. 12 mg/kg fett (medregnet tvilsomt lav verdi fra 1984), mens fisken fra ytre fjord sjelden har inneholdt mer enn 5 mg/kg fett, som regel under 2-3 mg/kg.

"Bakgrunnsnivået" av PCB i skrubbe- og torskelever kan regnes til henholdsvis <1-2(3?) og <2-5(10?) mg/kg fett (Knutzen 1987). Følgelig er det registrert overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 3-5 ganger i begge fiskearter. Dette tyder på at byen, med industribedrifter, kraftverk og søppeldeponier i nedbørfeltet, representerer en lokal kilde.

Hvorvidt Falconbridge Nikkelverk spiller noen spesiell rolle i denne sammenheng, er det ikke grunnlag for å uttale seg om. Forklaringen kan like gjerne være en kombinasjon av gamle synder og mulige andre forhold i hele fjordens nedbørfelt: avrenning fra ukontrollerte fyllinger, nedfall fra dårlige forbrenningsanlegg og det alminnelig herskende sloms med problemavfall.

PCB-innholdet i lever av torsk fra indre fjord ligger til dels over anbefalte grenser som praktiseres i andre land (kfr. oversikt hos Knutzen 1987). I grenseverdiene er det imidlertid innarbeidet en betydelig sikkerhetsfaktor (Dybing og Underdal 1981).

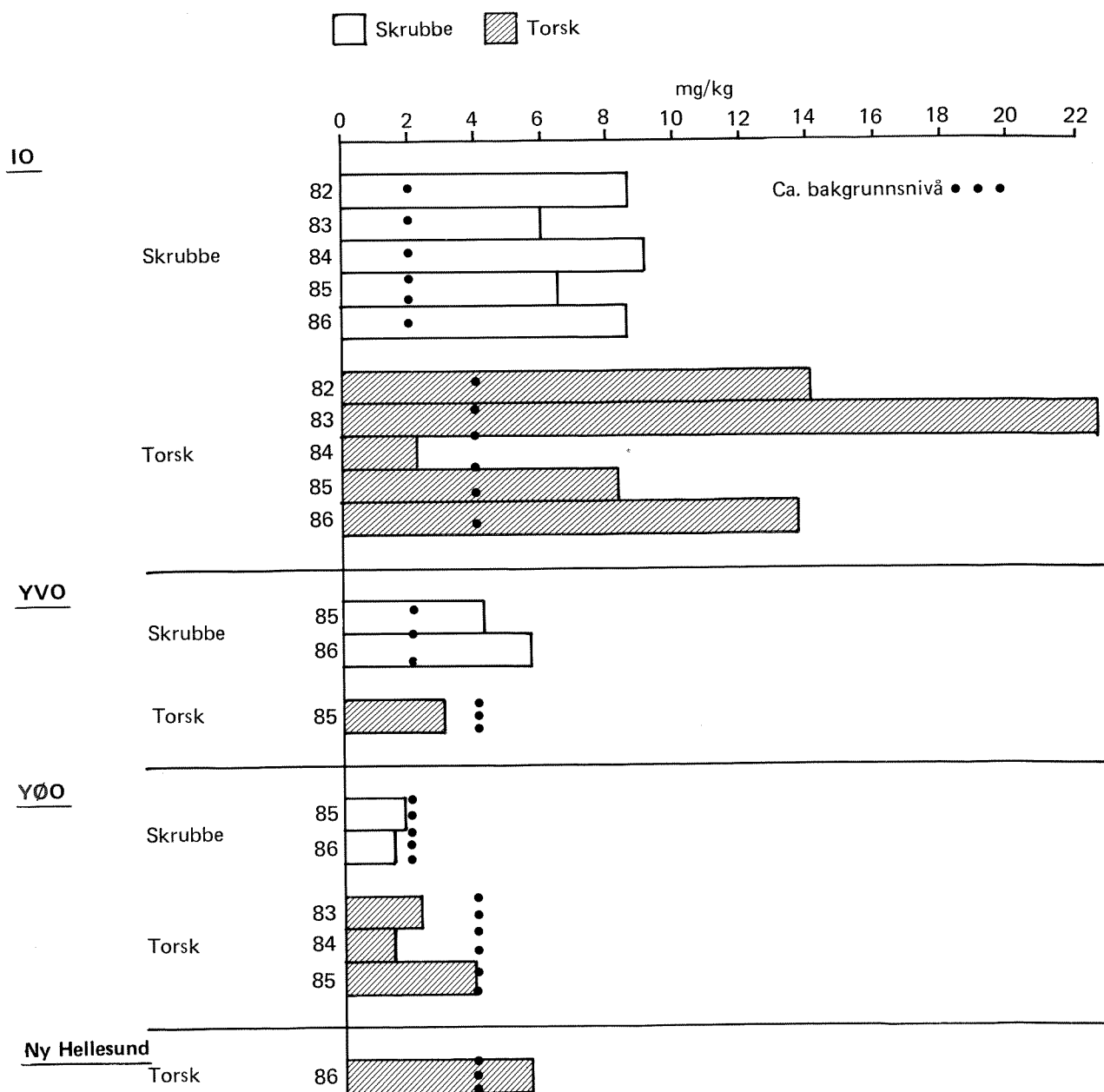


Fig. 4. PCB i lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) i forskjellige deler av Kristiansandsfjorden, mg/kg fett.

5.1.2. Tidsutvikling

Utviklingen 1982-1986 er illustrert i figurene 5-9, basert på friskvekts- og fettkonsentrasjoner av HCB og EPOC1, samt en summering av utvalgte hovedkomponenter (fig. 9). Se også tabell 6.

likevel interesse også å følge forekomsten av de sistnevnte. (For noen av stoffene kan nå sedimentene være hovedkilde, for andre fremdeles utslippene).

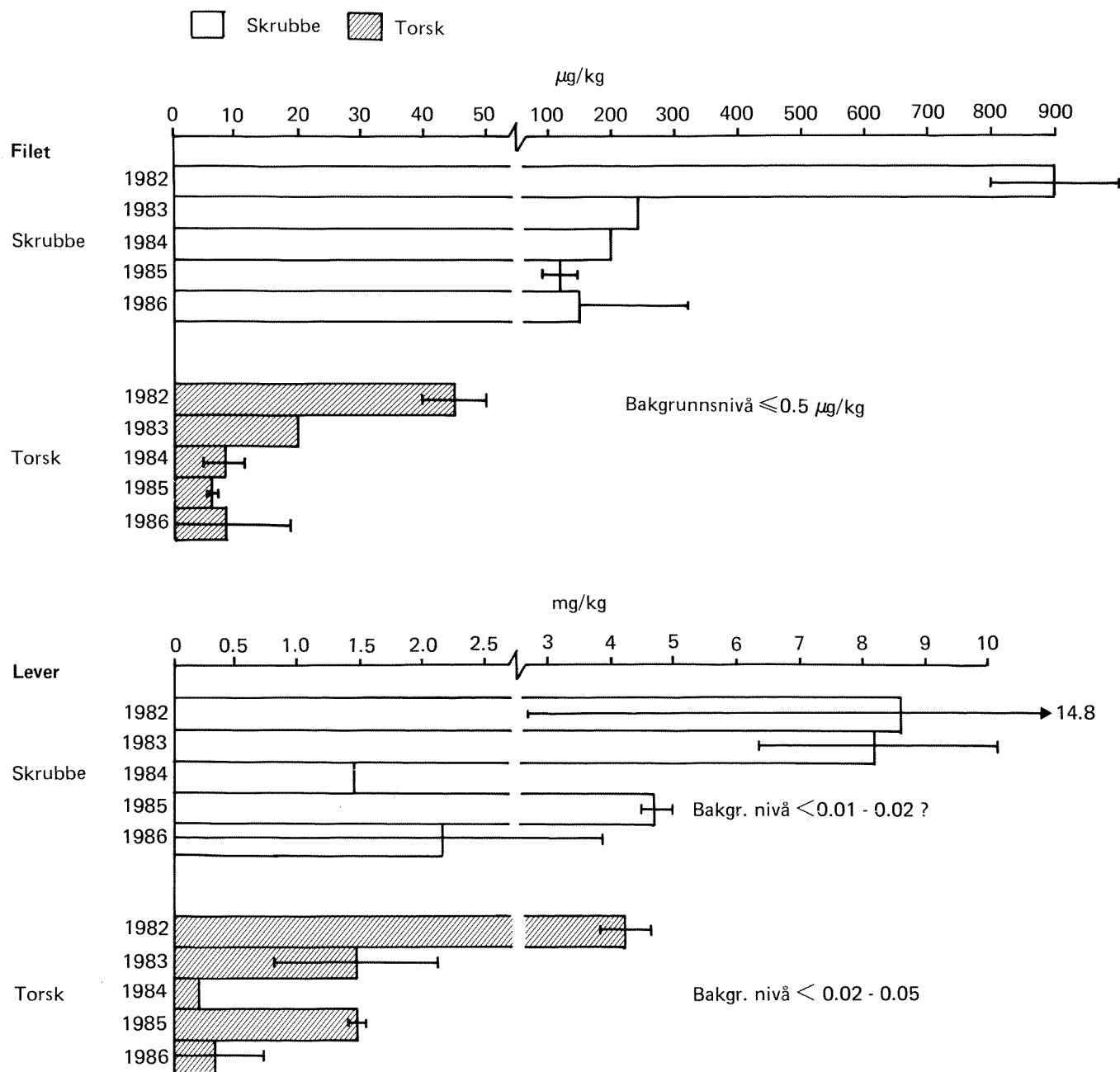


Fig. 5. Konsentrasjon på friskvektbasis av HCB i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra indre Kristiansandsfjorden 1982-1986, $\mu\text{g/kg}$. Middell av parallelle blandprøver eller av henholdsvis 15 og 10 enkeltfisk (1986). markerer variasjonsbredde eller standardavvik i 1986.

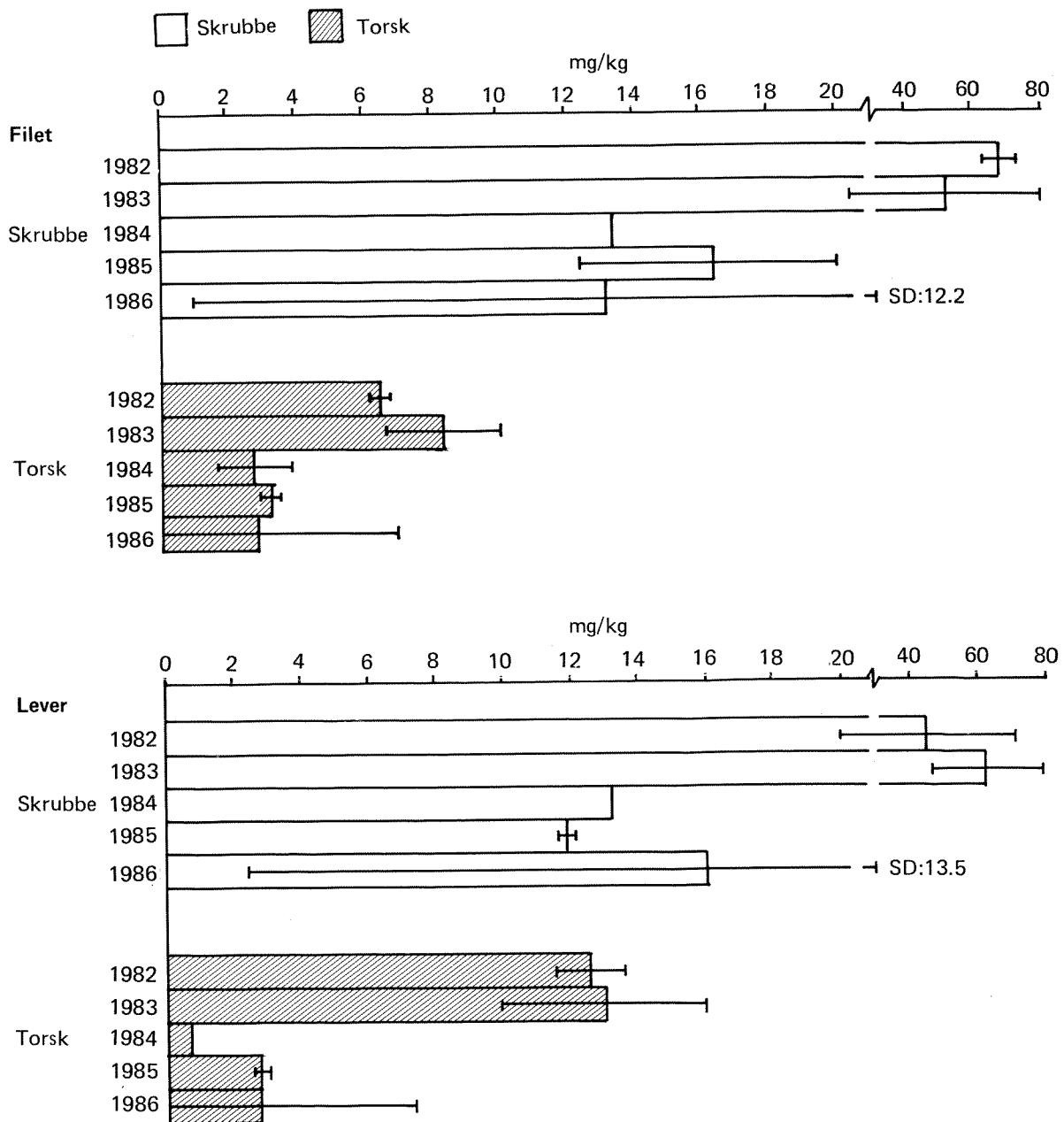
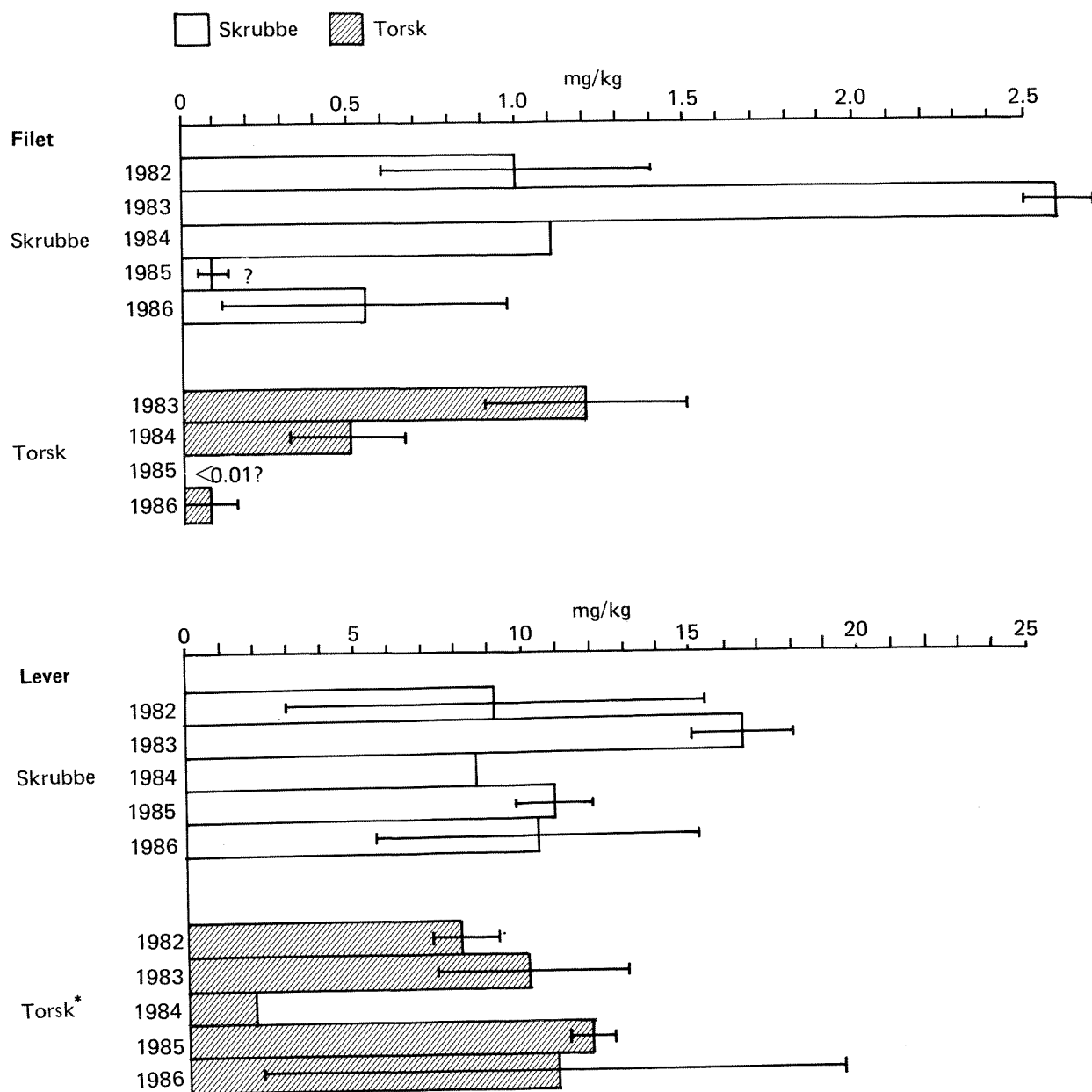


Fig. 6. Konsentrasjon på fettbasis av HCB (heksaklorbenzen) i filet og lever av skrubbe (Platichthys flesus) og torsk (Gadus morhua) fra indre Kristiansandsfjorden 1982-1986, mg/kg. Middell og variasjon for to parallelle blandprøver, i 1986 middel av 15/10 enkeltanalyser. er variasjonsintervall (1982-1985) eller standardavvik (1986).



* Feilaktig fig. 3 i Knutzen og Martinsen (1986)

Fig. 7. Konsentrasjon på friskvektbasis av EPOC1 (ekstraherbart persistent organisk bundet klor) i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra indre Kristiansandsfjorden 1982-1986, mg/kg. Middell og variasjon for to parallelle blandprøver. I 1982-1985, middell og standardavvik for henholdsvis 15 og 10 enkeltanalyser i 1986. ? markerer særlig usikre verdier.

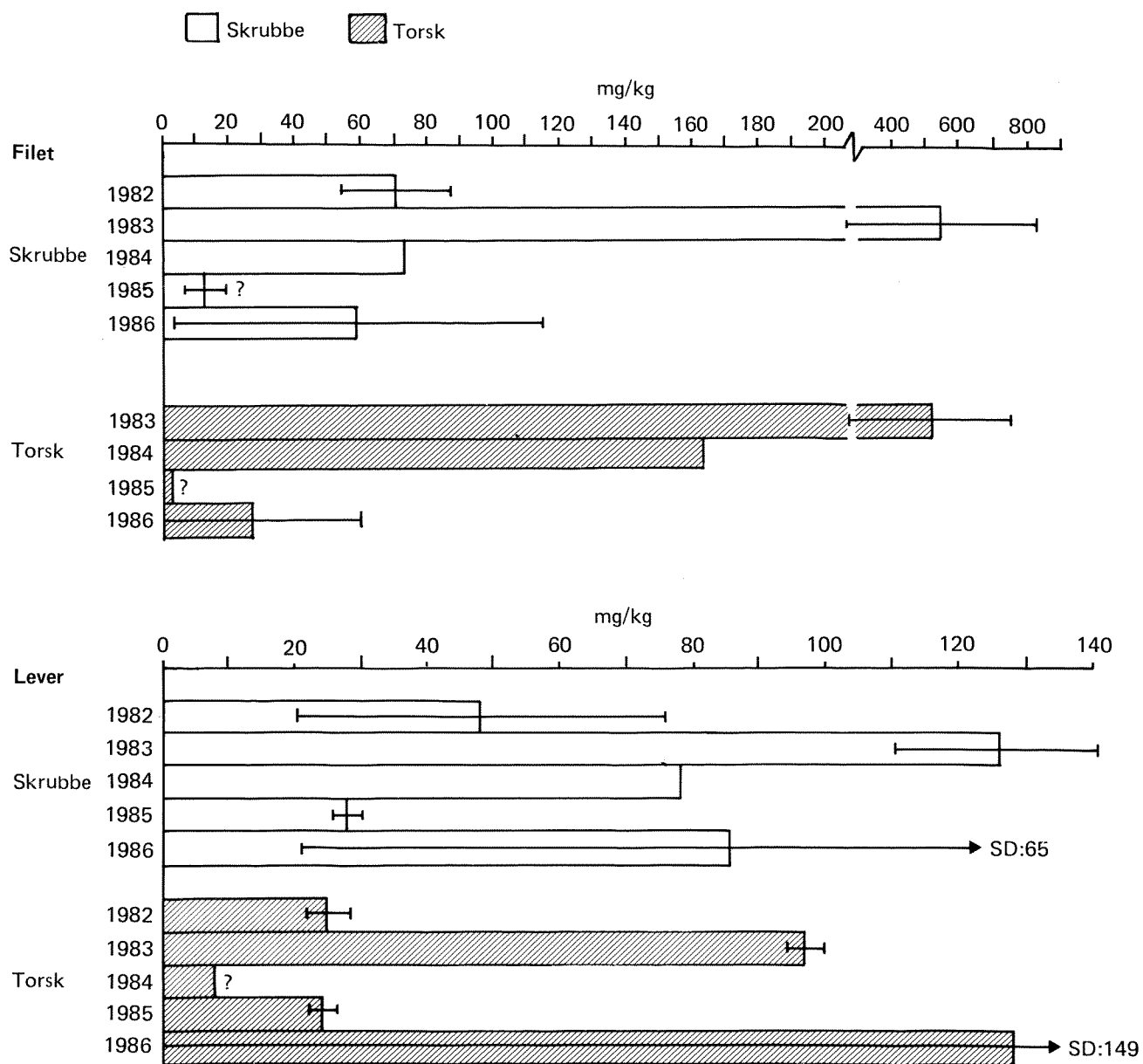


Fig. 8. Konsentrasjon på fettbasis av EPOC1 i filet og lever av skrubbe (Platichthys flesus) og torsk (Gadus morhua) fra indre Kristiansandsfjorden 1982-1986, mg/kg. Midde1 og variasjon for to parallelle blandprøver i 1982-1985, midde1 og standardavvik for henholdsvis 15 og 10 enkeltanalyser i 1986. ? markerer særlig usikre verdier.

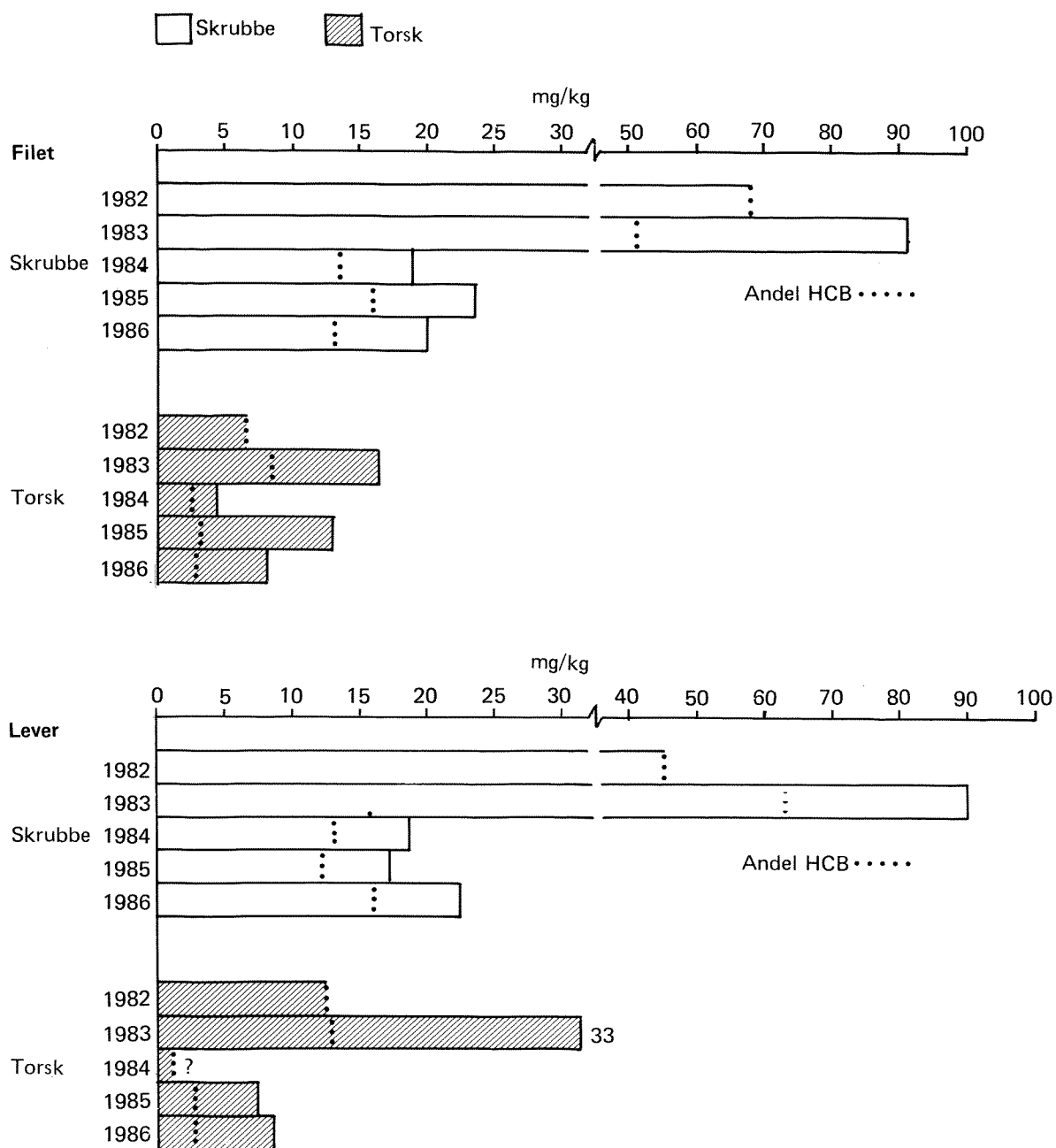


Fig. 9. Sum av 5CB, HCB, 7ClS (alle isomere) og OCS i filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) og torsk (*Gadus morhua*) fra indre Kristiansandsfjorden 1982-1986, mg/kg fett. Middelerverdier av 2 parallelle prøver eller 10-15 individuelle analyser (1986). Andel HCB markert ved (i 1982 ble bare HCB analysert).

5.1.3. Forholdet mellom innhold av klororganiske stoffer og utseende og vekt av fiskelever

Det har vært foreslått (Rolf Stene, Fylkesmannen i Vest-Agder/Miljøvern-avdelingen) at man burde se på fiskens sunnhetstilstand (leverens utseende etc.) i relasjon til konsentrasjonen av klororganiske forbindelser. Observasjoner av leverens vekt og utseende hos de enkelte fisk er gjengitt i vedleggstabell B1.

Av torsk fra indre område hadde 6 eksemplarer rødbrun lever med relativ levervekt 0,6 - 1,5 % av totalvekt (i middel 0,9 %). 4 eksemplarer hadde gulhvit lever med relativ levervekt 1,4 - 2,3 % (m: 1,9 %). Leverens fettinnhold i de to gruppene var henholdsvis 4 - 20 % (m: 11 %) og 39 - 62 % (m: 50 %). Fettprosenten hos de med gulhvit lever var normal/høy, mens den andre gruppens leverer generelt hadde bemerkelsesverdig lav fettprosent.

Ca, midlere konsentrasjon på fettbasis av EPOC1, sum HCB + OCS og KAB i gruppen med rødbrun lever var (i nevnte rekkefølge, mg/kg, variasjonsintervall i parentes):

~183 (21-360), ~12,5 (1,6-35), ~11,5 (1,3-27)

Tilsvarende for gruppen med gulhvit lever var:

~16 (7,2-21), ~0,9 (0,8-1,1), ~1,8 (0,4-2,5)

Materialet er for lite til å gi statistisk utsagnskraft, men tendensen kan synes klar, og forholdet bør vies økt oppmerksomhet ved kommende overvåking, eventuelt studeres i et eget forskningsprosjekt.

For skrubes vedkommende kan man merke seg at samtlige utenom ett eksemplar fra indre område hadde rødbrun lever, men alle leverene av skrube fra ytre område var gulbrune.

5.1.4. Bekkerøye fra Otra

Av vedleggstabell B10 fremgår at HCB ikke ble funnet i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen. Heller ikke ble det observert noen kloralkylbenzener, slik det er karakteristisk i fisk fra fjorden.

5.2. Taskekrabbe

Vedleggstabellene B12/B13 og B19 (fettbasis) viser analyseresultatene for blandprøvene (skallinnmat) av krabber fra Hannevigsbukta/Dybingen og Fosseviken/Thorsteinsnes. Av fig. 10-11 fremgår de registreringer av HCB og EPOC1 som er gjort i hele undersøkelsesperioden.

For HCB's del ses at det var tydelig forskjell mellom krabber samlet nær og langt fra utslippet. Målt på fettbasis var forskjellen 3-6 ganger for 5CB, HCB, OCS (kfr. vedleggstabell B19). For kloralkylbenzenene var forskjellen større: ca. 30 ganger. Dette tyder på at kloralkylbenzenene skilles ut raskere, og dermed - som gruppe - også er forholdsmessig mindre egnet som sporstoffer enn høyklorerte forbindelser som HCB og OCS. (Resultatene fra 1985-prøvene gir samme konklusjon (Knutzen og Martinsen 1986)).

En alternativ hypotese er at belastningen med KAB avtar forholdsmessig mer med økende avstand enn HCB-belastningen, m.a.o. at KAB ikke transportere like langt, f.eks. pga. raskere nedbrytning. Dette skulle eventuelt kunne bedømmes ut fra sedimentprøver, men data for KAB med økende avstand fra kilden mangler (Næs, 1985).

Jevnført med 1985 ble det funnet betydelig lavere HCB-konsentrasjoner. Imidlertid har dette sannsynligvis delvis sammenheng med fangststedet. 1986-prøven inneholdt en blanding av krabber fra Hannevigsbukta og Dybingen, mens 1985-krabbene var utelukkende fra Hannevigsbukta. På samme måte som tidligere antydte ut fra resultatene i torsk, kan det se ut til at belastningsgraden synker så raskt med avstanden fra utslippet at dette må tas mer hensyn til enn hittil.

Krabbeanalysene viser ikke samme nedgang i belastningen med HCB etter 1982 (fig. 11) som fiskeprøvene.

EPOC1-verdiene viser også lavere konsentrasjoner i krabbe fra ytre fjord, men forskjellen var mindre enn for HCB's del (fig. 11). Utviklingen over tid var motsatt det man skulle vente: både i 1985 og 1986 ble det registrert vesentlig høyere EPOC1-innhold enn i 1982 og 1983. (Noe av dette kan komme av at analyseprosedyren er endret, slik at metoden er blitt mer ømfintlig og presumptivt mer pålitelig fra 1986-analysene av).

At krabber viste mindre forskjell enn fisk både med avstand og over tid, kan skyldes at de i enda høyere grad enn skrubbe har nær kontakt med bunnnavleiringene. Forholdet kan imidlertid også ha sammenheng med mulig langsommere omsetning og utskillelse av de forurensende stoffer.

hos krabber.

For kloralkylbenzener i krabbe var avstandsgradientene tydelige. På fettbasis innholdet krabbene fra Vestergapet mindre enn 1/20 av nivået i materialet fra Hannevigsbukta (Vedleggstabell B12). I 1985 var forskjellen enda større (Knutzen og Martinsen 1986, vedleggstabel A12). Tidsutviklingen m.h.t. KAB i krabbe kan det ikke sies noe bestemt om da sammenligningsmateriale mangler fra før 1985. Fra 1985 til 1986 var det ingen forskjell for indre område, mens det fremkom en viss økning av KAB-innholdet i krabber fra Vestergapet.

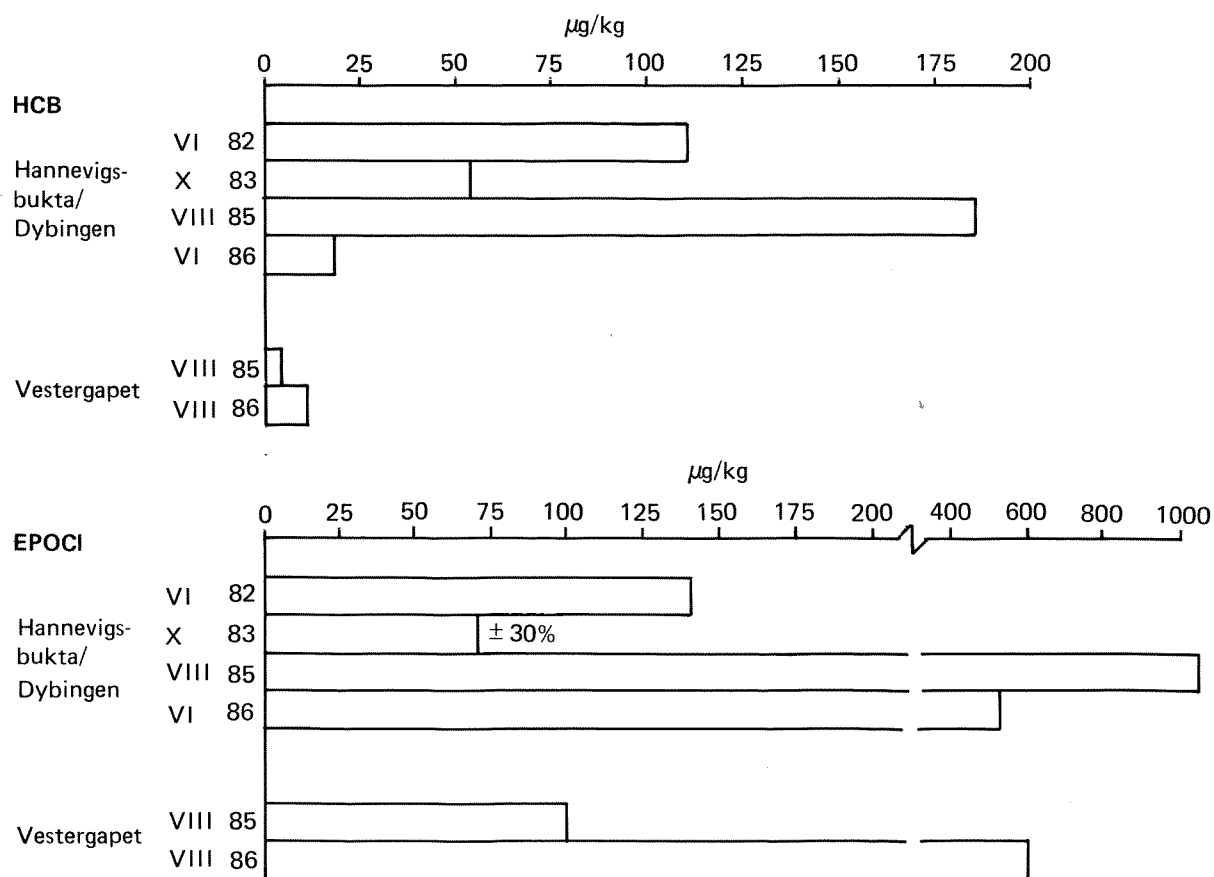


Fig. 10. Heksaklorbenzen (HCB) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor i taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra indre og ytre Kristiansandsfjorden 1982-1986, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt (Romertall refererer til måned).

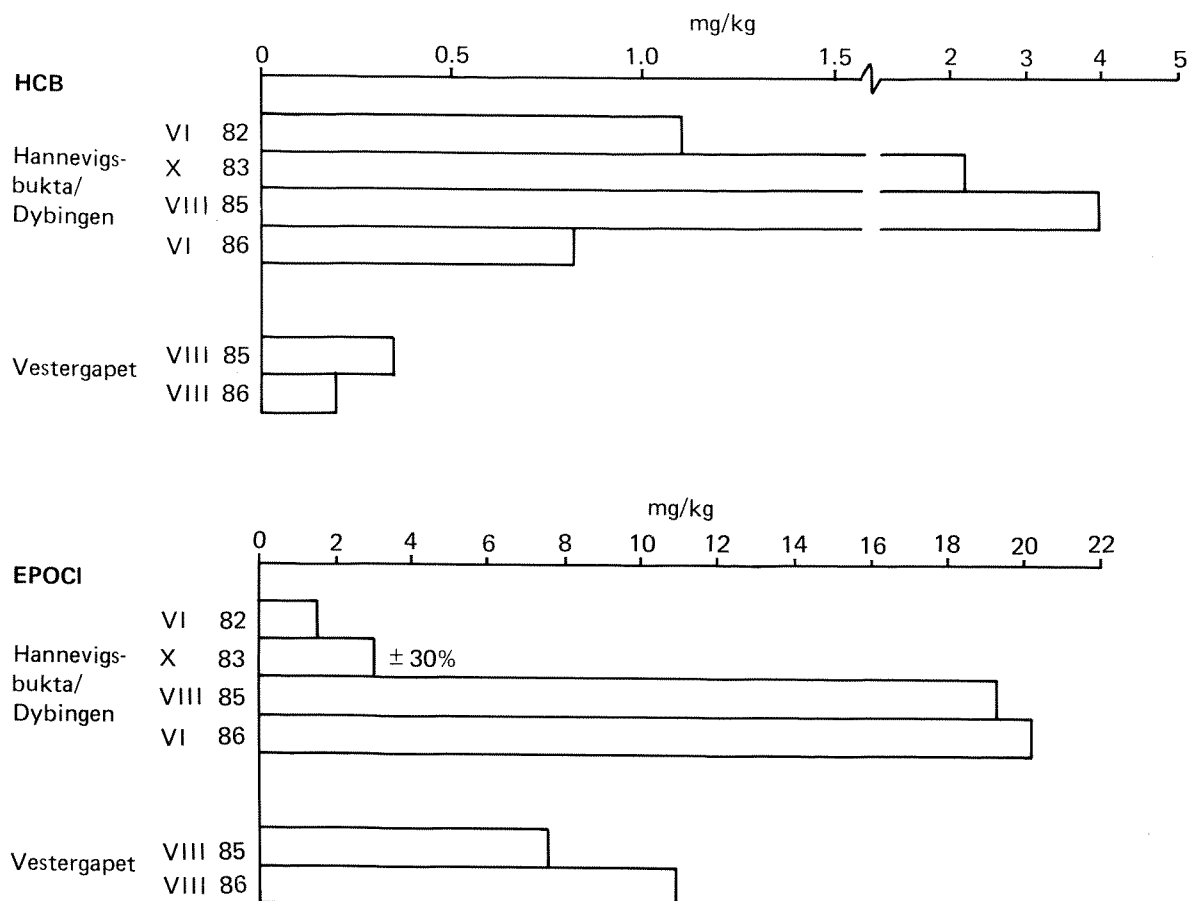


Fig. 11. Heksaklorbenzen (HCB) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor i taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra indre og ytre Kristiansandsfjorden 1982-1986, mg/kg fett (Romertall refererer til måned).

5.3. Blåskjell

Vedleggstabellene B12/B13 og B19 (fettbasis) gjengir rådata for blåskjell-analysene.

Av fig. 12 ses at HCB-forurensningen av skjell var omtrent den samme i 1986 som året før, videre at det på fettbasis ikke er registrert store forskjellene mellom skjell fra indre fjord og 4 km lenger ut. Jevnført med fisk og krabbe fra indre område har forurensningen i skjell vært bemerkelsesverdig moderat etter 1982. Jevnføres fig. 12 med fig. 6 og fig. 11 ses at HCB-konsentrasjonen i blåskjell i 1986 bare var 1-10% av det som fantes i fisk og krabbe. Dette er en indikasjon på at belastningen mer er knyttet til sedimentene og/eller bunnorganismer som næring enn til partikler i overflatelaget.

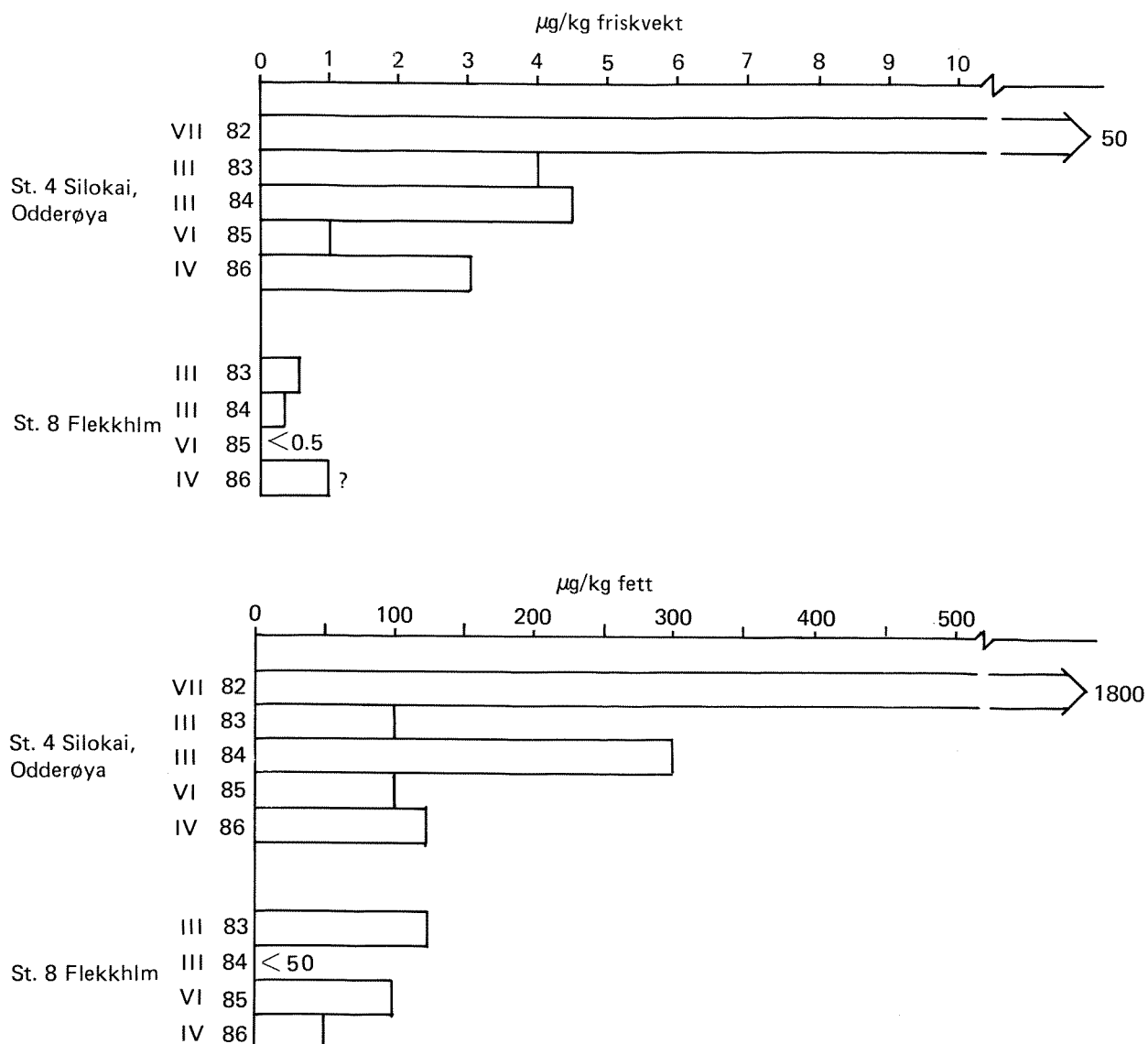


Fig. 12. HCB i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra to utvalgte stasjoner i indre og ytre Kristiansandsfjorden 1982-1986, $\mu\text{g/kg friskvekt}$ (øverst) og $\mu\text{g/kg fett}$. Romertall angir måned.

At EPOCl og EPOBr kan synes tvilsomme som belastnings- indikatorer i blåskjell, fremgår av fig. 13. For begge variable er det funnet delvis motsatt variasjon med avstanden fra kilden enn det man skulle forvente. Heller ikke tidsgradientene er i samsvar med at det har skjedd en belastningsreduksjon fra 1983, som vel i hvertfall burde ha slått ut for EPOCl's del (men sammenlignbare belastningstall mangler fra før 1985). Det vil være av interesse å se hvordan den belastningsreduksjonen i EPOCl som er dokumentert gjennom målinger (fra 2. halvår 1986, kfr. figur 1) vil gjenspeiles i kommende overvåkningsresultater.

Ut fra belastningstallene synes det nå like aktuelt å følge EPOBr som EPOCl (kfr. kap. 2.2 og vedleggstabellene D1, D2).

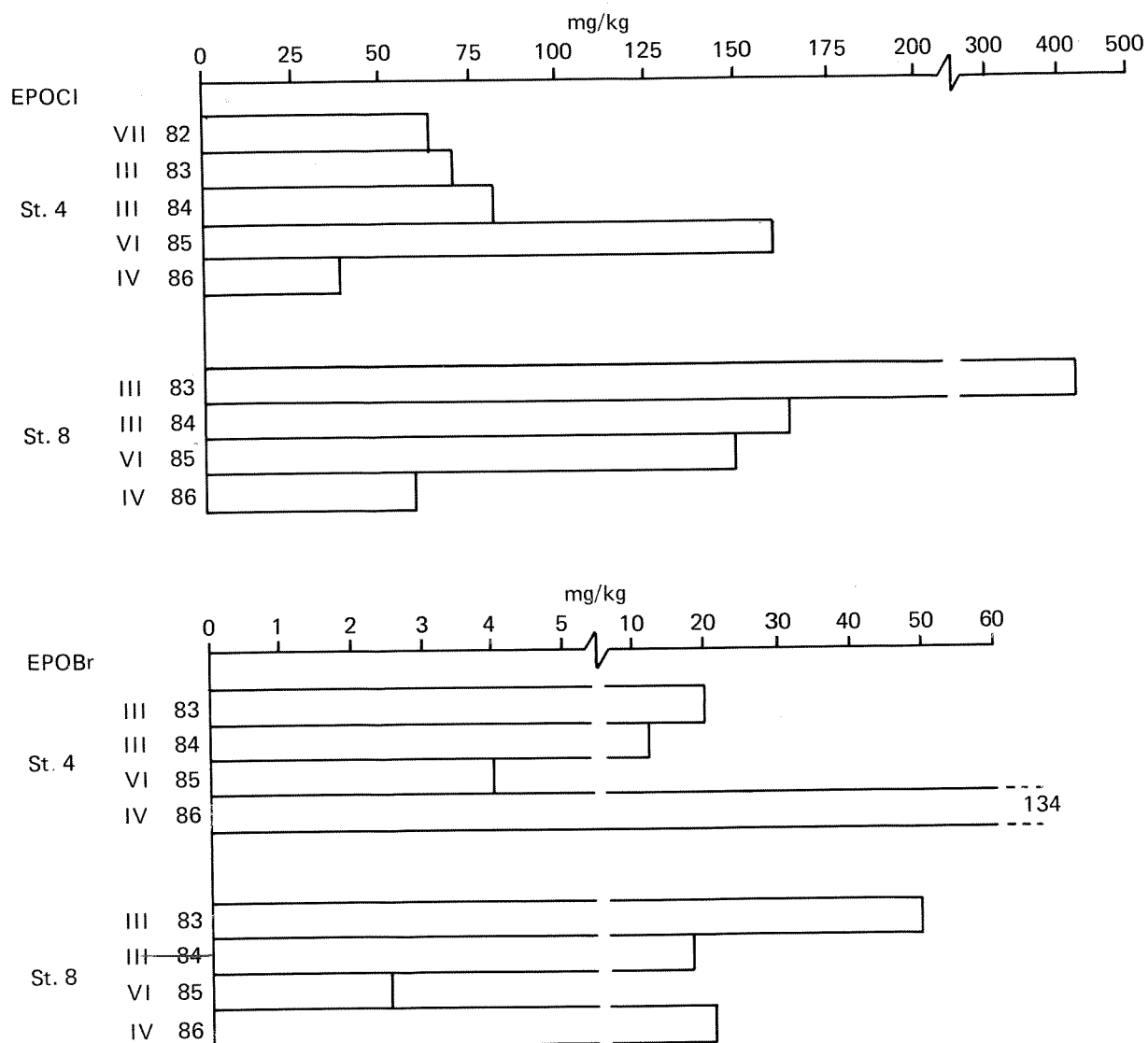


Fig. 13. Ekstraherbart persistent organisk bundet klor og krom (EPOCl/ EPOBr) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra St.4 Silokai/Odderøya og St.8 Flekkholmen, Kristiansandsfjorden 1982-1986, mg/kg fett. (Romertall refererer til måned).

Heller ikke KAB-verdiene viste noen tydelig avtagende tendens utover i fjorden (kfr. tabell 7). De sparsomme opplysninger man har om utviklingen over tid antyder heller en økning enn minskning (slik som det også stort sett er registret i fisk).

Tabell 7. Kloralkylbenzener (KAB) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra utvalgte stasjoner i Kristiansandsfjorden 1985-86, mg/kg fett.

	1985	1986
St. 4, Odderøya	25.0	33.9
St. 7, Bragdøy		11.7
St. 8, Flekkholmen	13.8	20.0
St. 17, Thorsteinsnes	5.0	15.0

Videre var det karakteristisk for blåskjell at denne arten inneholdt forholdsmessig mye mer KAB enn fisk og krabbe. Ser man på forholdet KAB:HCB på fettbasis var dette for blåskjell i indre område over 200:1, både i 1985 og 1986, i fisk og krabbe derimot bare varierende i intervallet 1-6:1.

Dette, sammen med det forhold at KAB nesten ikke spores i fisk og krabbe fra ytre fjord, gjør at KAB i skjell må betraktes som en parameter av interesse for den fortsatte overvåking.

5.4. Identifisert andel av EPOC1 og forsøk på massespektrometriske analyser

Siden ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOC1) er ment som en sumpparameter og indikator på potensielt farlige stoffer, er det av betydning å se hvilken andel av EPOC1 som forklarers av de identifiserte forbindelser. I tabell 8 nedenfor vises utvalgte resultater av disse beregninger for det biologiske materialet i hele undersøkelsesperioden.

Tabell 8. Prosentandel av EPOC1 forklart ved summen av identifiserte forbindelser i organismer fra Kristiansandsfjorden 1982-86 (utvalgte prøver) (For fisk er hovedsakelig angitt middelværdier og variasjon ved parallelle blandprøver; i 1986-materialet fra indre område middelværdi og standardavvik fra individuelle analyser).

Arter/vev/omr./st.	1982	1983	1984	1985	1986
Skrubbefilet IO	80(57-103)	14(13-15)	25	~100(?)	68(SD 27)
" YØØ				3(2-4)	18(6-9)
" YVO				9(6-11)	19
Skrubbelever IO	89(75-103)	59(47-70)	26	~100(?)	55(SD 29)
" YØØ				17(9-24)	17(14-20)
" YVO				23(21-24)	17
Torskefilet IO	-	5(4-6)	5-6	~100	31(SD 21)
" YØØ	-	1	15	7	
" YVO				13(5-21)	
Torskelever IO	72(65-79)	33(20-46)	27	57(50-64)	39(SD 31)
" YØØ	-	12(9-14)	22	89(78-100)	
" YVO				20(18-22)	
" Ny Hellesund					27
Krabbe IO	~ 55-70	~ 90		94(88-100)	79
" YØØ				29	
" YVO				34(21-46)	9
Blåskjell St. 4 (IO)	~ 4	2	<1	9	47
" St. 7		1-7	<1	10	16
" St. 8		1		5	17
" St. 17				3	5

Tabellen viser at det har vært en vekslende andel av EPOC1 som har latt seg forklare ved de observerte forbindelser. Følgelig er det også vanskelig å trekke bestemte konklusjoner av materialet. I denne forbindelse minnes om de vanskeligheter som synes å ha vært med analysepåliteligheten for EPOC1, spesielt ved liten/moderat påvirkningsgrad og bruk av for høy deteksjonsgrense før 1986 (Kfr. Knutzen og Martinsen 1986).

Med disse forbehold synes de mest utpregede trekk ved resultatene å være:

- Generelt høyere identifiseringsandel i materiale fra indre fjord jevnført med ytre lokaliteter. Dette fremgår særlig i skrubbe, krabbe og blåskjell fra 1986, mens det hos torsk (som er mindre stedbunden) sees et par unntak fra dette.
- Meget lav identifiseringsandel i blåskjell inntil 1986. Om endringen i 1986 har sammenheng med at metodikken er blitt forandret og deteksjonsgrensen for EPOC1 senket, er det for lite erfarings-

grunnlag for å si noe om. Det kan også pekes på at KAB utgjorde en større andel av EPOC1 i 1986 enn tidligere.

I forskjellig materiale fra 1986 varierer andelen av identifiserte klorforbindelser i størrelsesorden 5-80 %, hvilket ikke er tilfredsstillende. Dette er bakgrunnen for forsøk på videre identifisering av stoffer i tre ekstrakter av krabbe (indre omr.), torskelever (indre omr.) og blåskjell (St. 4) med massespektrometer og negativ ion chemical ionisation (MS/NICI). Forsøket falt imidlertid ikke heldig ut, idet bare forbindelser med fem eller flere kloratomer i molekylet ble detektert (SI-rapport 440-1418 av 3.12.87). Bestrebelsen på å identifisere flere av utslippskomponentene må derfor eventuelt gjentas, enten med MS/NICI under mer optimaliserte betingelser, bl.a. annen reaksjonsgass enn metan, eller med en alternativ MS-teknikk (MS/Electron Impact). Sannsynligvis vil det da være mest formålstjenelig å konsentrere innsatsen om en stor prøve av blåskjell, der stoffene fra utslippet synes mindre omdannet (flere topper i gasskromatogrammet) enn i fiskelever og skallinemat av krabbe.

5.5. Sammenheng mellom variable

Samvariasjonen mellom HCB og øvrige hovedvariable i fisk fra indre område er testet ved lineære regresjon. Materialet som er benyttet fremgår av vedleggstabellene B14-B17 (Konsentrasjonen på fettbasis er benyttet for å nøytralisere utslagene av forskjellig fettinnhold). Dessuten ble samvariasjonen mellom KAB og EPOC1 belyst.

Materialet er testet både med hensyn til de fire analysemedier (skrubbefilet = SF, skrubbelever = SL, torskefilet = TF, torskelever = TL) hver for seg og samlet. På 5 % signifikansnivå kan resultatene oppsummeres slik:

	SF	SL	TF	TL	Samlet
HCB/OCS	+	+	+	+	+
HCB/EPOC1	-	-	+	+	-
HCB/KAB	-	-	+	+	+
HCB/KAB4	-	-	-	-	+
HCB/KB	-	-	-	+	+
HCB/PCB	+	-	-	+	+
KAB/EPOC1	-	-	-	-	+

Hovedkonklusjonen er at samvariasjon ikke kan utelukkes for noen av variabelparene, selv om det bare er for HCB/OCS at sammenheng ble funnet for alle fire analysemedier.

Den viktigste konsekvens av dette er at EPOCl i teorien likevel kan være anvendelig for observasjon av utvikling over tid bare analyseantallet er høyt nok (kfr. Kap. 5.1.2., tabell 6 og fig. 7/8). Informasjonsverdien av EPOCl er for såvidt meget begrenset sammenlignet med å ha kjennskap til innholdet av hovedkomponentene HCB, etc., men på den annen side er EPOCl og EPOBr de eneste (brukte) variable som gir noe opplysninger om forekomsten av et stort antall uidentifiserte og/eller ikke mengdebestemte persistente stoffer.

At det også fremtrer en kobling mellom HCB og PCB, antyder bl.a. sedimentenes rolle som kilde.

6. KLORORGANISKE STOFFER I SEDIMENTENE

Resultatene av dioksinanalysene finnes i vedleggstabell A5, mens data for HCB etc. i parallelle prøver er listet i vedleggstabell B20. Prøvestedene fremgår av fig. 14.

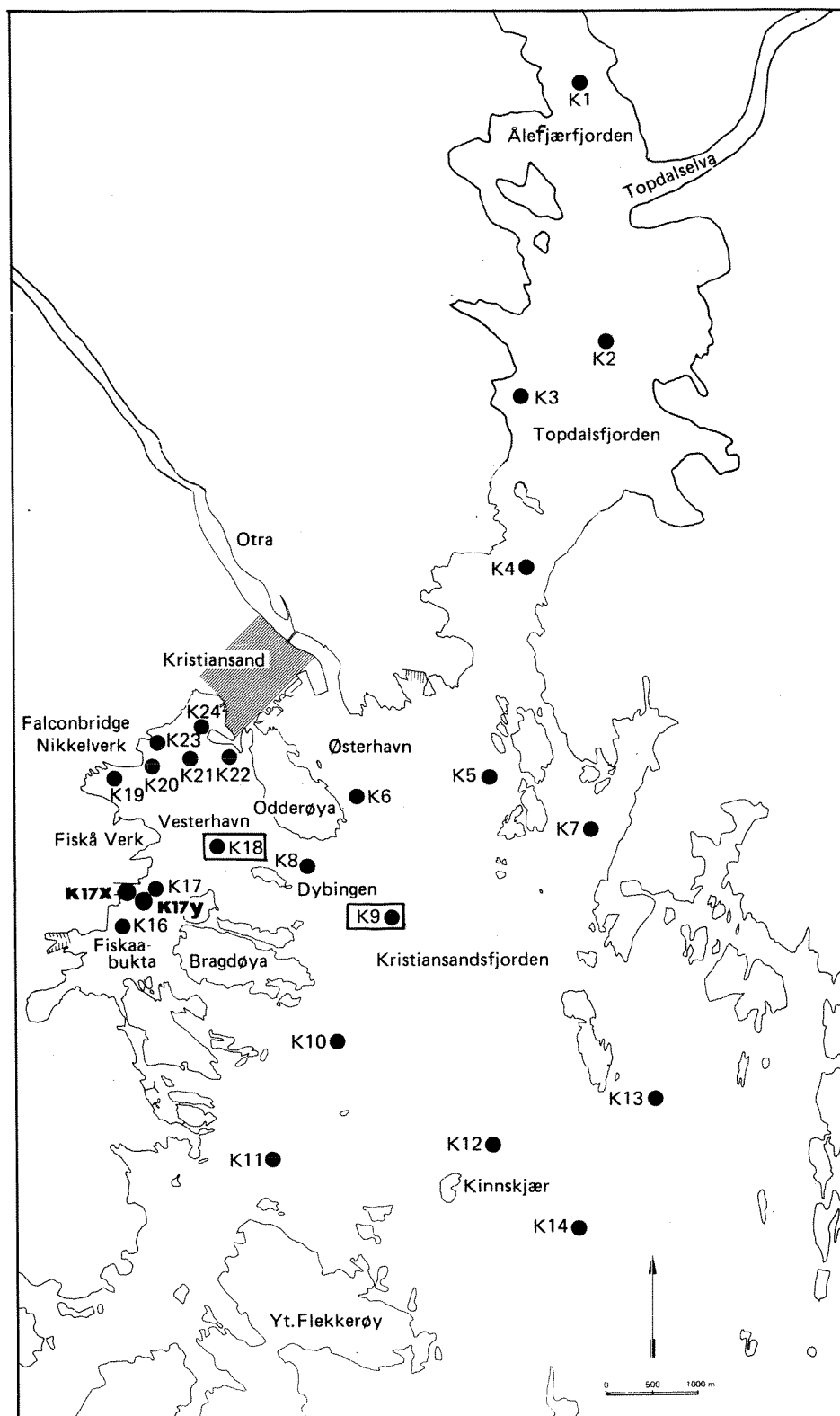


Fig. 14. Sedimentstasjoner 1983 (Næs 1985). Inrammet: Dioksinanalyser 1987.

Fig. 15 viser summen av dioksiner (PCDD + PCDF), 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter og HCB i de 4 prøvene.

Av figuren ses bl.a. at overflatesedimentet på den utslippsnære stasjonen K18 inneholdt henholdsvis ca. 6 og ca. 30 ganger så mye dioksiner som st. K9 lenger ut i fjorden og Otra-avleiringene. (For sistnevnte må tas noe forbehold om representativiteten og for høy andel av flis og fiber med liten evne til å binde dioksiner.)

Også TCDD-ekvivalenter viste en markert avstandsgradient: ca. 10 ganger forskjell mellom overflatesedimentene på K18 og K9. Otra-sedimentet hadde lavt innhold av TCDD-ekvivalenter.

Det ses videre at det var godt samsvar mellom minskningen i PCDD/PCDF og HCB fra st. K18 til st. K9. Dette kan tas som en - helt foreløpig - indikasjon på at det dreier seg om samme hovedkilde. (Det trengs et betydelig utvidet materiale for eventuelt å underbygge denne antagelse statistisk). I Otra-avleiringene ble ikke HCB registrert i konsentrasjoner over deteksjonsgrensen.

Det foreliggende stikkprøvematerialet antyder ellers en betydelig nedgang i tilførselen av HCB til sedimentet i det indre område siden 1983 (med mindre det har funnet sted en forstyrrende uttynning ved dumping av lite forurenset materiale). Nærmere undersøkelse av nåværende forureningsgrad i bunn-avleiringenes topplag vil være et naturlig element i oppfølging med sikte på å kontrollere om og i hvilken grad indikasjonene på reduserte utslipp gjenspeiles i resipienten. Det er også nødvendig for å bedømme sedimentets rolle som sekundær kilde.

Hvilken grad av forurensning med dioksin de foreløpige resultater indikerer, er det vanskelig å angi særlig eksakt. Dels er det få undersøkelser fra bare diffust belastede områder (dvs. utenfor gjenkjennbar innflytelse av punktkilder). Dels innebærer begrepet diffus belastning et betydelig usikkerhetsintervall både kvantitativt og med hensyn til relativ andel av forskjellige "dioksiner", bl.a. pga. ulik sedimentbeskaffenhet. Endelig er det ofte forskjelligartede måter å rapportere resultatene på, slik at sammenlignbarheten blir begrenset. Spørsmålet om overkonsentrasjoner bør i stor grad avvete resultatene av mer omfattende sedimentundersøkelser av sedimentene i fjorden (under planlegging) og gjør det dessuten påkrevet med innsamling og vurdering av data fra andre sedimentstudier.

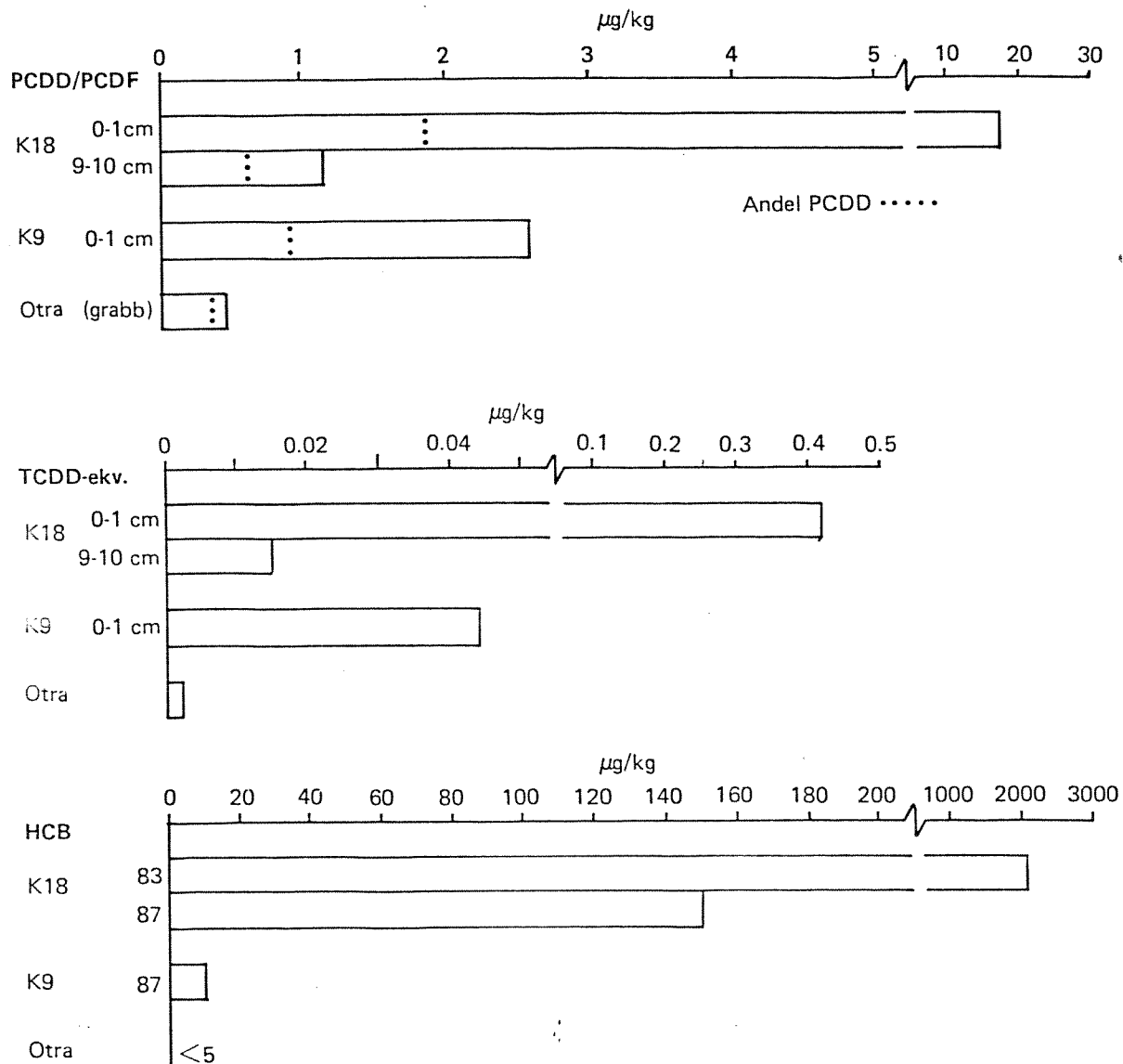


Fig. 15. Sum polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og dibenzo-furaner (PCDD + PCDF), 2, 3, 7, 8-TCDD ekvivalenter og HCB i sedimentprøver fra Kristiansandsfjorden og Otra S for Prestøya 1987, µg/kg tørrvekt. HCB bare i 0-2 cm (1983) og 0-1 cm (1987).

Som foreløpige kommentarer kan imidlertid sammenlignes med en svensk undersøkelse i Østersjøen (Rappe et al. 1987), som bl.a. omfattet et par stasjoner fjernt fra punktkilder, og amerikanske studier av sedimentene i en innsjø med utelukkende atmosfærisk påvirkning (Czuczwa et al. 1985). I tabell 8 nedenfor er sammenligningen dels basert på totalinnholdet av PCDD/PCDF, dels på totalinnholdet fratrukket OCDD, som er vesentlig mindre giftige og dessuten særskilt bestandig (OCDD =

oktaklordibenzo-p-dioksin). Hos Czuczwa et al. (1985) utgjorde OCDD ca. 80% av totalinnholdet.

Tabell 9. Sammenligning av ca. konsentrasjoner av sum PCDD/PCDF i Kristiansandsfjordsedimenter og overflatesedimenter fra Østersjøen (beregnet her etter Rappe et al. 1987) og overflatesedimenter i Siskiwit Lake (beregnet her etter Czuczwa et al. 1985). Konsentrasjoner i ng/kg tørrvekt.

Stasjoner/områder	PCDD/PCDF	PCDD/PCDF ÷ OCDD
K18 0-1 cm	~ 16800	~ 16500
K18 9-10 cm	~ 1150	~ 1080
K9 0-1 cm	~ 2600	~ 2300
Østersjøen 0- 1 cm	~ 600-1200	~ 500-1000
30-35 cm	< 25	<20
Siskiwit-Lake 0-0.5 cm	~ 700	~ 150
8-9 cm	~ 60	~ 10

Det ses at i forhold til overflatesedimentene i Østersjøen inneholdt avleiringene i Kristiansandsfjorden ca. 1/2/15 ganger så mye, og i forhold til overflatesediment fra Siskiwit Lake overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 1.5/3/20 ganger, eller uten OCDD: 7/15/100 ganger. Med andre ord viser selv 9-10 cm laget på st. 18 tydelig forhøyede verdier.

Det er en bemerkelsesverdig forskjell mellom "bakgrunnsprofilen" i Østersjøen og Siskiwit Lake. Mens som nevnt OCDD dominerte i sistnevnte, utgjorde ikke OCDD mer enn ca. 15-20% i Østersjøsedimenter (0-1 cm) langt fra punktkilder (Rappe et al. 1987). Czuczwa og Hites (1986) hevder at dominansen av OCDD i sedimenter med bare atmosfærisk belastning skyldes at den samme dominans gjenfinnes i luftpartikler og kan ses i forbindelse med forbrenning av klorholdig materiale. Den forholdsvis lave andelen som OCDD utgjør av "bakgrunnsnivået" i Østersjøen skulle etter ovennevnte - omdiskuterte - teori tilsi dominans av andre diffuse kilder enn atmosfærisk nedfall. Den både kvalitative og kvantitative forskjellen mellom de "diffuse bakgrunnsnivåer" i innsjø- og Østersjøsedimenter illustrerer de nevnte vanskelighetene forbundet med bruk av "bakgrunnsnivåer" i sammenligningsøyemed.

7. METALLER I BLÅSKJELL,, STRANDSNEGL OG BLÆRETANG

Metalldataene er samlet i vedleggstabell C1.

Resultatene viser bare moderate utslag av det betydelige episodeutslippet i mars 1986 (kfr. kap. 2.2). Mest utslag vistes på nikkel i blåskjell og blæretang fra St. 4 Silokai/Odderøya, samlet en snau måned etter uhellet. I begge disse arter ble det konstatert overkonsentrasjoner (jevnført med det "normale") i størrelsesordenen 5 ganger. (For informasjon om bakgrunnsnivåer i hhv. blåskjell, blæretang og strandsnegl, kfr. Knutzen 1983, 1985, 1986). Strandsnegl samlet på st. 2 Myrodden på samme tid viste mindre grad av nikkelanrikning. (Bryan et al. (1985) regner ikke strandsnegl-artene som særlig egnet som nikkelindikator, men vanlig strandsnegl har ved tidligere observasjoner i Kristiansandsfjorden gitt tydelige avstandsgradienter for nikkel (Knutzen og medarb. 1986)).

Kobolt ble også registrert i overkonsentrasjoner på 5-10 ganger i blæretang fra Vesterhavnområdet, mens akkumuleringen i blåskjell bare var et par ganger normalinnholdet. (Ved det omtalte uhell ble både nikkel og kobolt tilført i en mengde tilsvarende ca. 100 middels døgnutslipp). Strandsnegl viste ingen overkonsentrasjon (mindre egnet som kobolt-indikator i følge Bryan et al. (1985)).

Kobberutslippet i forbindelse med 1986-uhellet var relativt mindre, og de moderate overkonsentrasjonene på 2-3 ganger gjenspeiler sannsynligvis mest den ordinære belastningen i nærområdet til utslippet og byen.

Med forbehold for titan, ble det av de øvrige metaller (bly, sink, jern, krom) ikke observert anrikning særlig utover et "høyt normalnivå" for diffust belastede steder. Blåskjell fra st. 4 Silokai/Odderøya hadde noe høyere titaninnhold enn skjell fra lokaliteter lenger ut. Konsentrasjonen var imidlertid ikke høyere enn ca. 10 mg/kg tørrvekt og foranlediger i seg selv ingen tiltak eller behov for oppfølging. (I blåskjell fra det titanbelastede Glomma-estuaret ble det funnet flere ganger så høyt titaninnhold og nær 10 mg/kg tørrvekt på en tilnærmet referanselokalitet (NIVA, upubl.)).

8. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER

Det viktigste spørsmålet i forbindelse med overvåkingen 1986-87 i Kristiansandsfjorden har vært spørsmålet om kilde for dioksinene. I denne forbindelse var det også av interesse å få et anslag for forholdet mellom nåværende tilførsler fra Falconbridge og Nikkelverk og det som er lagret i sedimentene. I dette avsnitt tas ellers opp spørsmål av betydning for fortsatt overvåking og belysning av forholdene i fjorden.

8.1. Kilder for dioksin

Ut fra det foreliggende materiale må det nærmest anses avgjort at utslipp fra Falconbridge har vært og delvis er hovedkilden.

Grunnlaget for denne konklusjonen er særlig dioksinnivåene og de ulike dioksinprofilene som er funnet i forskjellig materiale (Med "profil" menes relativt forhold mellom ulike grupper av klorerte dibenzodioxiner og dibenzofuraner).

De lave nivåene av dioksin i bekkerøye og sedimenter fra Otra, tyder ikke på annet enn vesentlig atmosfærisk bakgrunnstilførsel. Ved en orienterende undersøkelse av blekeriavløp fra Hunsfos fabrikker er det heller ikke funnet mer enn spor av dioksin (kfr. pressemelding av 4.12 1987 fra Statens Forurensningstilsyn).

Dioksinprofilen i Otra-fisk og -sedimenter viste en overvekt av heksahepta- og octa-CDD, hvilket er karakteristisk for atmosfærisk tilførsel (langtransporterte forbrenningsprodukter, kfr. f.eks. Czuczwa et al. 1985, Czuczwa og Hites 1986).

Videre manglet i Otra-materialet (Vedleggstabellene A4 og A5) det for blekeriavløp karakteristiske store relative innslag av bl.a. 2,3,7,8-TCDF og 2,3,7,8 TCDD.

Forskjellen mellom dioksinprofilen i Otrasedimenter og fjordsedimenter og mellom Otrafisk og biologisk materiale fra fjorden ses av tabellene 10 og 11 nedenfor.

Av tabellene fremgår også at overvekten av klorerte dibenzofuraner (sum PCDF) fra Falconbridge avløpene gjenfinnes mer eller mindre tydelig i det materialet som er analysert fra fjorden, bortsett fra dypere lag i sedimentene (K18, 9-10 cm) og i rekeprøvene. Som nevnt i kap. 4 og 6 nærmer alle de tre sistnevnte prøvene seg det diffuse

"bakgrunnsnivået" i sivilsatorisk belastede områder.

Tabell 10. Prosentvis fordeling på ulike dioksingrupper i avløp fra Falconbridge Nikkelverk og sedimenter fra Kristiansandsfjorden og Otra 1987. H.kl./KL-anl. = Hovedkloakk fra klortilsetningsanlegg. ML = Matteluting. CO-raff. = Avløp koboltraffineri.

Stoffgr.	H.kl. KL.anl.	H.kl. ML.-WP ¹	CO- raff.	K9 0-1 cm	K18 0-1 cm	K18 9-10 cm	Otra sedim.
Tetra- CDF	-	-	-	19	18	12	4
Penta- "	42	-	4	20	24	16	5.5
Heksa- "	40	25	6	14	19	10	4.5
Hepta- "	8	75	6	12	13	8	4.5
Octa- "	-	-	84	<0.5	<0.5	<0.1	-
SUM PCDF	90	100	100	65	74	46	19
Tetra- CDD	-	-	-	0.5	~0.3	3	1
Penta- "	-	-	-	4	2	11	2
Heksa- "	2.5	-	-	14	4	29	46
Hepta- "	4	-	-	6	18	5	9
Octa- "	3.5	-	-	11	2	6	23
SUM PCDD	10	-	-	35	26	54	81
2,3,7,8- TCDD-ekv.	8	<1	~0.1	~2	~1	~0.5	

¹ Meget lave konsentrasjoner og dermed også usikker dioksinprofil.

Tabell 11. Prosentvis fordeling på ulike dioksingrupper i biologisk materiale fra Kristiansandsfjorden 1986-87 og Otra 1987 (bekkerøye). (Reker I og III er hhv. fra tråltrekk i og utenfor fjorden).

Stoffgr.	Krabbe GI-1	Krabbe HJ-1	Torsk filet	Torsk lever	Skrubbe filet	Skrubbe lever	Blå- skjell	Reker I	Reker III
Tetra- CDF	41	27	18	37	63	62	42	14	14
Penta- "	19	12	10	21	20	26	8	16	19.5
Heksa- "	17	12	10	30	3	5	8	10	9
Hepta- "	7	6	4	2	-	1	4	10	9
Octa- "	6	29	33	2	11	3	22	1	1
SUM PCDF	90	86	75	92	97	97	84	51	52
Tetra- CDD	-	-	≤5	5	≤0.5	1	<0.5	10	-
Penta- "	2	3	-	0.5	0.5	1	10	2	4
Heksa- "	3.5	5	3	0.5	<0.5	0.5	3	11	13
Hepta- "	1.5	1	4	1	0.5	<0.5	3	7	9
Octa- "	3	5	13	1	0.5	<0.5	<0.5	19	22
SUM PCDD	10	14	≤25	8	≤3	≤3	16	49	48
2,3,7,8 - TCDD-ekv.	21	16	9	25	29	31	25	21	23

Det kan videre bemerkes at den mest påvirkede av sedimentprøvene viste største grad av samsvar med dioksinprofilen i avløpene. Imidlertid er det også forskjeller som det foreløpig er vanskelig å forklare, bl.a. at det høye innslag av octaklordibenzofuraner (Octa-CDF) i avløpet fra koboltraffineriet ikke gjenspeiles i sedimentene (Forøvrig må det minnes om at profilen i hovedkloakken fra mattelutingsanlegget er usikker pga. svært lave konsentrasjoner, følgelig også mindre interessant ved sammenligningen. Også den høye andelen partikler gjør prøvens representativitet tvilsom). Største relativ betydning for den nåværende påvirkning skulle KL-anlegget ha fordi avløpsvannmengden herfra har vært 35-40 ganger det som kommer fra koboltraffineriet.

De varierende profilene i 7 forskjellige typer biologisk materiale gir foreløpig ikke grunnlag for å uttale noe om hvorvidt sedimenter eller nåværende utslipp virker som hovedkilde for opptak i organismer. Bl.a. er det merkelig at TCDF-gruppen er fremtredende i alle undersøkte organismer (og fjordsedimenter), mens disse forbindelser ikke er påvist i noen av avløpsvanntypene.

8.2. Mengden av dioksin i utslipp og sedimenter

Ut fra de sonderende undersøkelser som hittil er gjort i avløpsvann fra Falconbridge Nikkelverk (vedleggstabell D3) kan antydes et årlig utslipp av 2,3,7,8 TCDD-ekvivalenter på i underkant av 0,2 g ($65 \text{ ng/m}^3 \times 300 \text{ m}^3/\text{t} \times 24 \times 365$) fra klorlutingsanlegget. De øvrige utslipp kan ved dette foreløpige anslag ses bort fra.

Et årlig utslipp på 0,2 g er sannsynligvis langt fra tilstrekkelig til å forklare de mengder som er observert i sedimentene (vedleggstabell A5). Tallmaterialet som foreligger gir lite grunnlag for annet enn en helt foreløpig illustrasjon av dette forhold, basert på tre forutsetninger, hvorav de to første er meget usikre:

- K18 er representativ for midlere forekomst av 2,3,7,8 TCDD-ekvivalenter i de 3 km^2 som ligger nærmest utslippene (Forurensningene synes å avta bratt utenfor dette området, med forbehold for utilstrekkelig dekning av Fiskåbukta, kfr. Næs 1985).
- Middelkonsentrasjon av 2,3,7,8 TCDD-ekvivalenter i øvre 10 cm på 50-100 ng/kg tørrvekt.
- Egenvekt av vått sediment på ca. 1,6, dvs. egenvekt 2,3 av tørt sediment og antatt 50 % vanninnhold.

Resultatet av en beregning på dette grunnlag blir et lager av 10-20 g 2,3,7,8 TCDD-ekvivalenter bare i de indre 3 km^2 av fjordbunnen, med andre ord 50-100 ganger ovennevnte årsutslipp.

Følgelig antydes at utslippene har vært betydelig større tidligere, noe som man (spekulativt) kan se i sammenheng med den tidligere mattelutingsprosessen (Med enkelte avbrekk var denne igang 1967-1983. Nåværende klorlutingsanlegg har vært i drift siden 1975-76).

For å få en oppklaring av forholdet, og derved bl.a. få belyst den relative betydning av nåværende utslipp kontra sedimenter som dioksin-kilde, krever ytterligere analyser av både avløpsvann og sedimenter.

8.3. Oppfølgingsbehov

For hovedkomponenter i det klororganiske avfallet (HCB, OCS, KAB etc.) synes forurensningene i det vesentlige å være knyttet til Vesterhavnsområdet og i avtagende grad utover på vestsiden. I krabbe er det imidlertid også påvist tydelige overkonsentrasjoner i materiale fra østsiden (Knutzen og Martinsen 1986). På samme måte som for fisk melder seg spørsmålet om "bakgrunnsverdier" langs Skagerrak-kysten.

For praktiske formål (fiske/helse) synes derfor overvåkingen av disse stoffers nivå å kunne begrenses til organismer og sedimenter fra Vesterhavn/Fiskåbukta og vestsiden av ytre fjord.

For dioksiner er det større behov for supplerende grunnlagsundersøkelser i tillegg til overvåking. Grunnen er behovet for å besvare spekulasjonene om disse stoffenes forekomst og bakgrunnsnivåer. I 1988 bør derfor dioksin også analyseres i skrubbe/torsk fra flere deler av fjorden, samt i et referanseområde. Det samme gjelder taskekrabbe og blåskjell. Dertil bør det gjøres en orienterende undersøkelse i ål og pelagiske arter med høyt fettinnhold (sild, brisling, makrell) fanget i indre fjord. I prinsippet bør disse prøver også analyseres på HCB, KAB, EPOCl etc. for å se på sammenhengen mellom dioksininnhold og forekomster av hovedkomponenter og totalinnholdet av persistente klororganiske stoffer. (Dette kan bl.a. ha praktisk betydning for fremtidig overvåking). Også innholdet av EPOBr bør måles i disse prøvene.

Usikkerheten omkring størrelsen av nåværende dioksinutslipp (eventuelt også diffuse tilførelser fra deponier) krever fortsatt analyser av avløpsvann. Analysen av sedimenter er påkrevet for å få en oversikt over hvilke bunnarealer som er forurenset. Sammen vil analysene av avløpsvann og bunnavleiringer belyse det viktige spørsmålet om disse to kilders relative betydning som kilde for dioksin i organismer. En sikker oppfatning av dette kan man imidlertid neppe få uten en forskningsmessig innsats direkte rettet mot "utlekking" fra sedimentene (se nedenfor).

Et overvåkingsaspekt som hittil har vært nedprioritert er spørsmålet om polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i fisk og krabbe. At taskekrabbe fra det sterkt PAH-forurensete bunnområdene i og nær Fiskåbukta (Næs 1985), vil inneholde overkonsentrasjoner av PAH er temmelig sikkert. Imidlertid tyder nyere informasjoner også på at særlig bunnfisk kan akkumulere PAH til nivåer som må anses generelt uønsket (Knutzen 1986, NIVA upubl. materiale fra Saudafjorden). Den praktiske betydning av at fisk fra indre Kristiansandsfjorden

eventuelt også kan inneholde PAH er kanskje ikke så stor, når det allerede er advart mot å spise fisk herfra. Men dette spørsmålet kan være av betydning hvis og når det blir en nedgang i konsentrasjonen av klororganiske forbindelser.

På denne bakgrunn bør det vurderes å analysere innsamlet fisk og krabber også på PAH. I samme forbindelse er det behov for å få informasjon om hvorledes PAH-konsentrasjonen i sedimentene har utviklet seg siden 1983, samt data om PAH i bunnvleiringene syd for Fiskåbukta.

Spørsmålet om tilførsel av dioksin fra sedimenten er viktig for å kunne bedømme fremtidsutsiktene i fjorden og dermed for å vurdere tiltak. Omkostninger for å restaurere indre fjord er anslått til størrelsesorden 50-100 mill. kr (Heiberg et al. 1987). En eventuell utgift i denne dimensjon antas å kreve dokumentasjon av hva som kan oppnås.

Et slikt beslutningsgrunnlag kan bare tilveiebringes gjennom en større problemorientert undersøkelse. Erfaring med tilsvarende problemstillinger (grad av utlekking fra sedimenter, effekter av eksperimentell overdekking av forurenset sediment) fås for tiden gjennom en større undersøkelse rettet mot forholdene i Sørfjorden (Skei og medarb. 1987). I Sørfjorden gjelder det imidlertid metaller, slik at det primært er erfaringene fra de eksperimentelle oppsett som kan overføres. Andre erfaringer man kan bygge på kommer fra forsøkene med kloralkylbenzener (Källqvist og Martinsen 1987).

Et forskningsprosjekt vil også aktualisere videre bestrebelser på å karakterisere stoffsammensetningen med GL/MS teknikk, bl.a. for å se om det eventuelt kan forekomme bromerte dioksiner (Buser 1987).

Et mer generelt spørsmål som kan reises i forbindelse med situasjonen i Kristiansandsfjorden er mulige økologiske konsekvenser for sel, oter, mink og sjøfugl. Imidlertid har man antagelig her få holdepunkter i form av observasjoner før utslippet fra Falconbridge kom i stand eller andre referansedata. Til orientering om tilstanden synes da mest aktuelt å analysere på nivåene av klororganiske forbindelser i de nevnte arter. En kartlegging av slike stoffer i egg av forskjellige måkearter viste betydelige spredning fra den tilsvarende kilden i Frierfjorden (Bergstrøm og Norheim, 1986), mens negative effekter på måkebestandene langs Telemarkskysten ikke har latt seg påvise (Bergstrøm, 1984).

LITTERATUR

- Ahlborg, V.G. og K. Viktorin, 1987. Impact on health of chlorinated dioxins and other trace organic emissions. *Waste Management & Res.* 5: 203-224.
- Bergstrøm, R., 1984. Takseringer av Telemarks sjøfuglreservater 1984. Rapport til Fylkesmannen i Telemark, 32 s.
- Bergstrøm, R. og G. Norheim, 1986. Persistente klorerte hydrokarboner i sjøfuglegg fra kysten av Telemark. *Fauna* 39:53-57.
- Birmingham, B., R. Clement, D. Harding et al., 1986. Chlorinated dioxins and dibenzofurans in Ontario. Development of scientific criteria document leading to multi-media standards for polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDDs) and dibenzopolychlorinated dibenzofurans (PCDFs). *Chemosphere* 15:1935-1950].
- Bjørnstad, S.L., 1986. Dioksiner - Virkninger, kilder og nivåer. *VANN* 3B (1986): 393-397.
- Bryan, G.W., W.J. Langston, L.G. Hummerstone og G.R. Burt, 1985. A guide to the assessment of heavy-metal contamination in estuaries using biological indicators. *Mar. Biol. Ass. U.K. Occasional Publ.* No. 4, Mars 1985. Plymouth, 92 s.
- Buser, H.-R., 1987. Prominated and brominated/chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans: potential environmental contaminants. *Chemosphere* 16: 713-732.
- Czuczwa, J.M. og R.A. Hites, 1986. Sources and fate of PCDD and PCDF. *Chemosphere* 15: 1417-1420.
- Czuczwa, J., B.D. McVeety og R.A. Hites, 1985. Polychlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans in sediments from Siskiwit lake, Isle Royale. *Chemosphere* 14: 623-626.
- Dybing, E. og B. Underdal, 1981. Humantoksikologiske aspekter vedrørende klorerte hydrokarboner og tungmetaller i fisk, med spesiell referanse til Grenlandsfjordområder. Utredning for Helsedirektoratet. Oslo, okt. 1981, 39 s. (Upubl.).
- 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.
- Gramme, P.E., G. Norheim, B. Bøe, B. Underdal og O.C. Bøckman, 1984. Detection of cod (*Gadus morhua*) subpopulations by chemical and statistical analysis of pollutants. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 13:433-440.

- Green, N., J. Knutzen og P.A. Åsen, 1985. Basisundersøkelser av Kristiansandsfjorden. Delrapport 3: Gruntvannssamfunn 1982-1983. Rapport 189/85 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000354, 135 s. ISBN 82-577-0938-7.
- Heiberg, A., G.-H. Hem., N. Green og Ø. Tryland, 1987. Evaluation of measures against the pollution of the Kristiansand-fjord. An example of a cost-benefit analysis within the environmental sector. SI-rapport 83 01 23-5.
- Knutzen, J., 1983. Blåskjell som metallindikator (The common mussel [Mytilus edulis] as a metal indicator). VANN 1 (1983):24-33. Engl. summary.
- Knutzen, J., 1985. "Bakgrunnsnivåer av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for "normalinnhold", konsentrasjonsfaktorer, naturbetingede variasjoner, opptaks- og utskillingsmekanismer. NIVA-rapport O-83091 I, 121 s. ISBN 82-577-0922-0.
- Knutzen, J., 1986a. Bakgrunnsnivåer av metaller i strandsnegl (Littorina spp.), albuskjell (Patella vulgata) og purpursnegl (Nucella lapillus). NIVA-rapport O-85167 II, 30 s. ISBN 82-1170-5.
- Knutzen, J., 1986b. Undersøkelser i Fedafjorden 1984-1985. Delrapport 3. Miljøgifter i organismer. Rapport 224/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking, 39 s. ISBN 82-577-1076-8.
- Knutzen, J., 1987. Om "bakgrunnsnivåer" av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk (On "background levels" of organo chlorines in fish). NIVA-rapport O-85167 IV, 173 s. ISBN 82-577-1251-5. Engl. summary.
- Knutzen, J., B. Enger og K. Martinsen, 1986. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 4. Miljøgifter i fisk og andre organismer 1982-1984. Rapport 220/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000356, 115 s. ISBN 82-577-1056-3.
- Knutzen, J. og Martinsen, 1986. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i fisk og andre organismer fra Kristiansandsfjorden 1985. Rapport 262/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport O-8000357, 62 s. ISBN 82-577-1168-3.
- Källqvist, T. og K. Martinsen, 1987. Økotoksikologisk testing av miljøgifter. - Klorerte alkylbenzener (Utslippskomponenter til Kristiansandsfjorden). NIVA-rapport O-84035/SI-rapport 84 03 08-2. ISBN 82-577-1303-01. 74 s.
- Naturvårdsverkets dioxinarbetsgrupp, 1987. Dioxin. Kunnskapsläge - Utslippsbegrænsning - Kartlægningsbehov - Forskningsbehov. Remissupplage, mai 1987.

- NCASI, 1987. Dioxin: A critical review of its distribution, mechanism of action, impacts on human health and the setting of acceptable exposure limits. National Council of the Paper Industry for Air and Stream Improvement, Inc. Tech. Bull No. 524.
- Næs, K., 1985. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 2. Metaller i vannmassene, metaller og organiske miljøgifter i sedimentene 1983. Rapport 193/85 innen Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport O-8000353, 62 s. ISBN 82-577-0947-6.
- Oehme, M. og S. Manö, 1986. Bestemmelse av polyklorerte dioksiner og dibenzofuraner i fiskeprøver. NILU-rapport OR 77/86, 11 s. ISBN 82-7247-757-86.
- Poiger, H. og C. Schlatter, 1986. Pharmacokinetics of 2,3,7,8,-TCDD. Chemosphere 15: 1489-1494.
- Rappe, C., P.-A. Bergqvist og S. Marklund, 1985. Analysis of polychlorinated dibenzofurans and dioxins in ecological samples. Kap. 11, s. 125-138 i: L. H. Keith, C. Rappe og G. Choudhary (red.). Chlorinated dioxins and dibenzofurans in the total environment II Butterworth Publ., Boston etc.
- Rappe, C., L.O. Kjeller, B. Jonsson og L.H. Jonsson, 1987. Klorerade dibenzodioxiner och dibenzofuraner samt extraherbart organisk bundet klor, studier av havsediment utanför en skogsindustri, delrapport, Umeå Universitet, 10. mars 1987.
- Rygg, B., 1985. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 1. Bløtbunnfaunaundersøkelser 1983. Rapport 176/85 innen Statlig program for forurensningsovervåking, 60 s. ISBN 82-577-0896-8.
- Skei, J., A. Pedersen, J.A. Berge, T. Bakke, K. Næs, 1987. Indre Sørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Mulig heter og behov for tiltak. Fase 2. Kvantifisering av utlekking av tungmetaller fra forurensede sedimenter. NIVA-rapport O-87005, 101 s. ISBN 82-57-1328-7.
- Öberg, T. og J.G.T. Bergström, 1985. Hexachlorobenzene as an indicator of dioxin production from combustion. Chemosphere 14: 1081-1086.

V E D L E G G A

Metodebeskrivelse og rådata for analyse på klorerte dioksiner og dibenzofuraner ved NILU. Tabellutdrag av rapport 11/9-86 fra C. Rappe og P.A. Bergqvist, Umeå Universitet.

Tabell A1: Krabbe, torsk, skrubbe, 1986.

Tabell A2: Blåskjell, 1986.

Tabell A3: Reker, 1987.

Tabell A4: Bekkerøye, 1987.

Tabell A5: Sedimenter, 1987.

Tabell A6: Skrubbe og torsk, 1982/1984. (Rappe og Bergqvist, 1986).

OBS: Beregning av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter etter Eadon et al. (1983)

Forklaring av koder:

GI1/HI1 Taskekrabbe hhv. fra Hannevigsbukta/Dybingen og Fossevigen/Thorsteinsnes 1986

BF1/BL2 Blandprøver av hhv. filet og lever av torsk fra indre Kristiansandsfjorden 1986.

AL1/AF2 Blandprøver av hhv. lever og filet av skrubbe fra Hannevigsbukta 1986.

NORSK INSTITUTT FOR LUFTFORSKNING
Vår ref.: MOE/KAS/0-8727/ 8. desember 1987

KORT BESKRIVELSE AV ANALYSEMETODE FOR BESTEMMELSE AV
POLYKLORETE DIOKSINER (PCDD) OG DIBENZOFURANER (PCDF)
I BIOLOGISKE PRØVER OG SEDIMENTER

1. 20-50 g fisk eller lignende materiale (≤ 10 g fett) blandes sammen med 4 ganger så mye tørket Na_2SO_4 i en Braun Multiquick Zk3 mikser. ^{13}C -merkede 2,3,7,8-substituerte isomerer tilsettes (1 eller 10 pg/g prøve). Prøven tørkes over natten og finknuses på nytt igjen i mikseren. Viderebehandling som under punkt 3.
2. Tørking av sedimentprøver ved 40°C i varmeskap (over natt); tilsetting av ^{13}C -merkete isomerer (10-100 pg/g prøve; soxhletekstraksjon av 25 g sediment med 200 ml toluen tilsatt 1 g kobberspon (fjerning av svovelholdige komponenter) i 72 timer. Viderebehandling som under punkt 3,
3. Prøvene renses med følgende 3 kolonner i serie:
 - Glasskolonne, i.d. 45 mm fylt med 2 cm Na_2SO_4 , 30 g silika, 30 g kaliumsilikat, inntil 250 g prøve blandet med Na_2SO_4 , 2 cm Na_2SO_4 .
 - Glasskolonne, i.d. 21 mm, fylt med 23 cm aktivert kaliumsilikat og 23 cm silika.
 - Glasskolonne, i.d. 9.2 mm, pakket med glassfibre belagt med ca. $50\mu\text{m}$ aktivt kullpartikler (Amoc PX21).
4. Eluering av prøven gjennom alle 3 kolonner med forskjellige løsningsmiddelblandinger som cykloheksan/metylenklorid 1+1, metylenklorid/metanol/benzen 75+20+5. Kolonne nr. 3 tilbakeholder bare klorete planare forbindelser og dioksinfraksjonen elueres i "back flush"
5. Etterrensing av dioksinfraksjonen skjer med to små pasteurpipetter fylt med svovelsyrebelagt silika og alox. Elueringsmidlen er heksan, 2% metylenklorid i heksan og 50% metylenklorid i heksan (til PCDD/PCDF eluering fra alox).
6. Prøven dampes inn til 0.5 ml, løsningsmiddelskift til heksan og tilsetting av intern standard (oktاكلornaftalen) for kontroll av gjenvinning av ^{13}C -isomerene. Løsningsmiddelvolumet reduseres til 10-20 μl .

7. Separasjon av PCDD/PCDF isomerene på to ulike kvartskapillarkolonner; enten 30 mm x 0.25 mm i.d., 0.2 µm filmtykkelse SP2330 eller 12 m x 0.2 mm i.d., 0.15 µm filmtykkelse HP1, He som bæregass 35 cm/s, temperaturprogram: 100°C, 2 min, 20°C/min til 180°C, 180-260°C med 3°C/min, 260°C i 10 min.
8. Deteksjon av PCDD/PCDF isomerene med negativ-ion kjemisk ionisering eller elektronstøtionisering (bare 2.3.7.8-TCDD), selektiv ion deteksjon, 50-150 ms dwell time per ion, 2-6 ioner pr. gruppe.

Litteratur

1. Manø, S., Mikalsen, A. og Oehme, M. (1986) Opparbeidelse av biologisk materiale for analyse av polyklorete dibenzofuraner og dibenzodioksiner, NILU forskrift FOG 1/86, Lillestrøm.
2. Manø, S. (1987) Dioksiner - kilder og analysemetoder, Kjemi 47, 24-25.

Tabell A1: PCDD/PCDF i skallinemat av taskekrabbe (*Cancer pagurus*), filet og lever av torsk (*Gadus morhua*) og skrubbe (*Platichthys flesus*) fra Kristiansandsfjorden 1986, ng/kg frisk vekt.

	GJ2	HJ1	BF1	BL2
Compound	Krabbe	Krabbe	Torsk, filet	Torsk, lever
Prøvemengde (g)	20	30	50	20
2378-tetra-CDF	79.5	28.8	1.9	227
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	18.6	3.89	0.87	101
23478-penta-CDF	19.5	9.22	0.25	26.9
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	18.7	6.88	0.49	67.5
123678-hexa-CDF	8.38	3.45	0.45	60.4
234678-hexa-CDF	0.40	0.09	nd	2.56
123789-hexa-CDF	4.99	2.16	0.22	57.4
Σ hexa-CDF				
Σ hepta-CDF	14.3	6.35	0.42	12.3 0.89
Octa-CDF	12.7	30.0	3.56	11.1
Σ totally	177.1	90.8	8.1	567
2378-tetra-CDD	≤ 0.5	≤ 0.5	≤ 0.5	28.0
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	3.70	2.96	nd	2.83
Σ penta-CDD				
123478 hexa-CDD	1.82	1.49	nd	nd
123678 hexa-CDD	3.46	3.45	0.32	1.43
123789 hexa-CDD	1.33	0.72	nd	1.63
Σ hexa-CDD				
Σ hepta-CDD	2.99	1.11*	0.43	4.93
Octa-CDD	5.13	5.07*	1.36	7.88
Σ totally	18.9	15.3	2.6	46.7
2378-TCDD Equivalents	43.0	17.1	1.0	150

* Ikke korrigeret til 100% på grunn av interferens på ISTD.

<1> I krabbe utgjør angitte tetraforbindelser anslagsvis 70% av total for alle klorforbindelser, i de øvrige prøver nær 100%.

Tabell A1 forts.

 ^{13}C - Gjenvinning

PRØVE NIVA	GJ2	HJ1	BF1	BL2
Compound	Krabbe	Torsk, filet	Torsk, lever	Krabbe
2378-tetra-CDF	78	74	47	85
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	84	79	41	101
23478-penta-CDF				
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	79	56	21	124
123678-hexa-CDF				
234678-hexa-CDF				
123789-hexa-CDF				
Σ hexa-CDF				
Σ hepta-CDF	80	52	23	138
Octa-CDF				
Σ totally				
2378-tetra-CDD	92	81	72	85
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	72	69	34	115
Σ penta-CDD				
123478 hexa-CDD				
123678 hexa-CDD	78	67	34	134
123789 hexa-CDD				
Σ hexa-CDD				
Σ hepta-CDD	97	93	56	183
Octa-CDD	106	90	60	188
Σ totally				
2378-TCDD Equivalents				

Tabell A1 forts.

	AL1	AF1		
Compound	Skrubbe, lever	Skrubbe, filet		
Prøvemengde (g)	20	40		
2378-tetra-CDF	1700	293		
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	145	22.5		
23478-penta-CDF	572	67		
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	65.1	6.70		
123678-hexa-CDF	28.4	4.24		
234678-hexa-CDF	2.36	tr		
123789-hexa-CDF	40.6	2.77		
Σ hexa-CDF				
Σ hepta-CDF	14.2 4.85	2.30		
Octa-CDF	91.3	52.5		
Σ totally	2664	451		
2378-tetra-CDD	21.5	2.0*		
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	25.6	3.57		
Σ penta-CDD				
123478 hexa-CDD	4.64	0.67*		
123678 hexa-CDD	9.11	1.32*		
123789 hexa-CDD	0.91	nd		
Σ hexa-CDD				
Σ hepta-CDD	5.76	3.0*		
Octa-CDD	5.73	3.0*		
Σ totally	73.4	13.4		
2378-TCDD Equivalents	847	132		

* S/N ~ 3/1

Tabell A1 forts.

	AL1	AF1		
Compound	Skrubbe, lever	Skrubbe, filet		
2378-tetra-CDF	132	50		
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	74	60		
23478-penta-CDF				
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	19	71		
123678-hexa-CDF				
234678-hexa-CDF				
123789-hexa-CDF				
Σ hexa-CDF				
Σ hepta-CDF	29	84		
Octa-CDF				
Σ totally				
2378-tetra-CDD	88	53		
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	37	62		
Σ penta-CDD				
123478 hexa-CDD				
123678 hexa-CDD	56	81		
123789 hexa-CDD				
Σ hexa-CDD				
Σ hepta-CDD	53	105		
Octa-CDD	48	57		
Σ totally				
2378-TCDD Equivalents				

Tabell A2: PCDD/PCDF i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Myrodden, Kristiansandsfjorden 5.4.1986, ng/kg frisk vekt.

Compound	ppt (pg/g)	¹³ C- recovery %		
Prøvemengde (g)				
2378-tetra-CDF	75.6	94		
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	5.59	77		
23478-penta-CDF	8.02			
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	5.08	47		
123678-hexa-CDF	1.61			
234678-hexa-CDF	1.09			
123789-hexa-CDF	6.25			
Σ hexa-CDF				
Σ hepta-CDF	8.62	57		
Octa-CDF	41.0			
Σ totally				
2378-tetra-CDD	≤ 0.5	86		
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	16.90	76		
Σ penta-CDD				
123478 hexa-CDD	1.49			
123678 hexa-CDD	2.30	124		
123789 hexa-CDD	1.10			
Σ hexa-CDD				
Σ hepta-CDD	6.29	136		
Octa-CDD	1.28	135		
Σ totally				
2378-TCDD Equivalents	46.6			

Tabell A3: PCDD/PCDF i reker (*Pandalus borealis*) fra indre/midtre Kristiansandsfjorden (tråltrekk 1) og fra tråltrekk utenfor fjorden i oktober 1987, 5.4.1986, ng/kg friskvekt.

Compound	Tråltrekk 1 (pg/g)	Gjen- vinning ¹³ C (%)	Tråltrekk 2	Gjen- vinning ¹³ C (%)
Prøvemengde (g)	50		50	
2378-tetra-CDF	1.2	64	0.45	71
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	0.9		0.4	
23478-penta-CDF	0.45	67	0.2	73
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	0.35	66	0.12	72
123678-hexa-CDF	0.30		0.13	
234678-hexa-CDF	0.15		0.04	
123789-hexa-CDF	0.06		0.01	
Σ hexa-CDF				
Σ hepta-CDF	0.80	70	0.3	83
Octa-CDF	0.07		0.02	
Σ totally				
2378-tetra-CDD	0.8*	85	≤ 0.5	95
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	0.22	68	0.13	78
Σ penta-CDD				
123478 hexa-CDD	0.20		0.06	
123678 hexa-CDD	0.40	70	0.25	78
123789 hexa-CDD	0.25		0.08	
Σ hexa-CDD				
Σ hepta-CDD	0.60	86	0.30	92
Octa-CDD	1.59	127	0.7	139
Σ totally				
2378-TCDD Equivalents	1.8		0.73	

* Signal/støy-forhold 23:1-10:1.

Tabell A4. PCDD/PCDF i bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) fra Otra, aug. 1987, ng/kg friskvekt. Fett %: 1.35.

Compound pg/g	¹² C-isomerer	Gjenvinning ¹³ C (%)		
Antall g/prøve	50			
2378-tetra-CDF	0.41	78		
Σ tetra-CDF	0.41			
12378/12348-penta-CDF	0.09	81		
23478-penta-CDF	0.11			
Σ penta-CDF	0.2			
123478/123479-hexa-CDF	0.06	90		
123678-hexa-CDF	0.04			
123789-hexa-CDF	0.01			
234678-hexa-CDF	0.03			
Σ hexa-CDF	0.14			
Σ hepta-CDF	0.17	96		
Octa-CDF	0.02			
Σ total	0.94			
2378-tetra-CDD	≤0.5	74		
Σ tetra CDD	≤0.5			
12378-penta-CDD	0.06*	86		
Σ penta CDD	0.06			
123478 hexa-CDD	0.03*			
123678 hexa-CDD	0.16	97		
123789 hexa-CDD	tr			
Σ hexa-CDD	0.20			
Σ hepta-CDD	0.29	114		
Octa-CDD	0.79	161		
Σ total	1.60			
2378-TCDD Equivalents	0.52			

*signal/støy-forhold ≥3:1 - 10:1
TCDD-ekvivalenter etter Eder, 1986

Tabell A5. PCDD/PCDF i sedimenter fra Kristiansandsfjorden juni 1987 og Otra aug. 1987, ng/kg tørrvekt.

Komponent	Sediment K9 0-1 cm	Sediment K18 0-1 cm	Sediment K18 0-10 cm	Sediment St. C, Otra
Antall gram	25	25	25	35.7
2378-tetra-CDF	35.3	425	10.1	0.49
∑ tetra-CDF	507	3526	138	18.9
12378/12348-penta-CDF	53.0	521	15.7	4.61
23478-penta-CDF	29.0	240	9.0	spor
∑ penta-CDF	511	4943	184	24.9
123478/123479-hexa-CDF	67.3	709	17.4	4.43
123678-hexa-CDF	41.3	423	10.1	1.96
123789-hexa-CDF	3.97	40.5	tr	nd
234678-hexa-CDF	17.1	171	21.6	1.9
∑ hexa-CDF	355	3738	115	20.9
∑ hepta-CDF	301	2754	91.3	20.2
Octa-CDF	3.93	36.9	1.01	spor
∑ totally	1678	15000	529	84.9
2378-tetra-CDD	≤1	*1*	≤1	≤1
∑ tetra CDD	15.8	65.2	34.8	4.30
12378-penta-CDD	3.3	11.4	2.9	spor
∑ penta CDD	103	413	130	8.8
123478 hexa-CDD	8.6	25.6	tr	nd
123678 hexa-CDD	16.1	36.0	5.30	4.0
123789 hexa-CDD	16.3	60.0	5.4	≤2
∑ hexa-CDD	359	714	329	203
∑ hepta-CDD	160	357.7	56.1	37
Octa-CDD	275	308	65.3	101
∑ totally	913	1858	615	354
2378-TCDD Equivalents	44.5	421	15.2	~1.9

Tab. A5 forts.

TABELL 1. Gjenvinning ¹³ C-merkete PCDF/PCDD i %

Komponent	Sediment K9 0-1 cm	Sediment K18 0-1 cm	Sediment K18 9-10 cm	Sediment St. C. Otra
2378-tetra-CDF	87	67	89	74
∑ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	89	86	90	75
23478-penta-CDF				
∑ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	98	86	94	84
123678-hexa-CDF				
123789-hexa-CDF				
234678-hexa-CDF				
∑ hexa-CDF				
∑ hepta-CDF	98	85	94	78
Octa-CDF				
∑ totally				
2378-tetra-CDD	73	65	82	67
∑ tetra CDD				
12378-penta-CDD	94	78	94	78
∑ penta CDD				
123478 hexa-CDD				
123678 hexa-CDD	106	95	102	88
123789 hexa-CDD				
∑ hexa-CDD				
∑ hepta-CDD	108	97	99	94
Octa-CDD	78	96	74	75
∑ totally				
2378-TCDD Equivalentts				

Tabell A6. PCDD/PCDF i filet og lever av skrubbe (Platichthys flesus) og torsk (Gadus morhua) fra Kristiansandsfjorden 1982 og 1984, ng/kg friskvekt. (Rådatatabell fra C. Rappe og P.A. Bergqvist, Umeå universitet).

MPR334:	NORGEFISK (ppt)			
	1	2	3	4
	Skrubbe- flyndre Filet	Torsk Filet	Torsk Lever	Skrubbe- flyndre Filet
	Havnevikbukta 1984	Dybingen 1984	Dybingen 1984	Havnebassenget 1982
TETRACHLORODIBENZOFURAN				
1368	0	0	1.0	6.9
1379/1378	0	0	0	0
1347	0	0	0	0
1468	0	0	0	0.9
1247/1367	0	0	0	2.9
1348	0	0	0	0
1346/1248	0	0	0	0
1246	0	0	0	0
1237/1268/1478/1369	0	0	0	0
1234/2349	0	0	0	0
1238	0	0	0	0
1467/2468/1236	0	0	0	0
1349/1278	0	0	0	0
1267/1279	0	0	0	0.4
1469/1249	0	0	0	0
2368	0	0	0	0
2467	0	0	0	0
1239/2347	0	0	0.4	3.8
2378	33.0	4.2	88.0	220
2348	0	0	0	0
2346	0	0	0	0
2367	0	0	1.0	7.3
3467	0	0	0	0
SUMMA TCDF	33.0	4.2	90.0	240
RECOVERY TCDF	86	92	79	73

TETRACHLORODIBENZO-p-DIOXIN

2378	1.3	0.8	16.5	9.0
------	-----	-----	------	-----

PENTACHLORODIBENZOFURAN

13468	0	0	0	0
12468	0	0	0	1.0
23479	0	0	0	1.3
13478	0	0	0	0
13479/12368	1.4	0.2	15.0	10.0
12478	0	0	0	0

Tab. A6 forts.

12479/13467	0	0	0	0
12467	0	0	0	0
23469/12347	0	0	0	0
13469	0	0	0	0
12348/12378	3.5	0.8*	42.0	14.0
12346	0	0	0	0
12367	0	0	0	0
12469/23489	0	0	0	0
13489	0	0	0	0
12369	0	0	2.1	0.9
23468	0	0	0	0.
12349	0	0	0	0
12489	0	0	0	0
23478	13.0	0.7	44.0	64.0
23467	0	0	2.6	1.8
SUMMA PeCDF	18.0	1.8	110	94.0

PENTACHLORODIBENZO-p-DIOXIN

12479/12468-PeCDD	0	0.3	0	0
12368	0.6	0	0	0
12478	0	0	0	0
12379	0	0	0	0
12469/12347	0	0	0	0
12378	0.8	0	1.6	3.5
12369	0	0	0	0
12489/12467	0	0	0	0
12346	0	0	0	0
12367	0	0	2.5	1.3
12389	0	0	0	0
SUMMA PeCDD	1.4	0.3	4.1	4.8
RECOVERY PeCDD	NA	NA	NA	NA

HEXACHLORODIBENZOFURAN

123468	0	0	0	0
124678/134679	0.2	0	3.1	1.3
134678	0	0	0	0.2
124679	0	0	0.4	0.4
123479/123478	1.2	0.3	46.0	4.4
123678	0.9	0.4	29.0	3.5
124689	0	0	1.6	0.6
123467	0.2	0	2.9	0.9
123679	0	0	0.7	0.2
123469/123689	0	0	0.3	0.2
123789	0	0.1	1.3	0.2
123489	0	0	0	0
234678	0.7	0	15.0	2.2
SUMMA HeCDF	3.1	0.8	100	14.0
RECOVERY HeCDF	NA	NA	NA	NA

HEXACHLORODIBENZO-p-DIOXIN

124679/124689/123468	0.5	0.4	0	0
123679/123689	0	0	0	0
123478	0	0	0.4	0.4
123678	0.4	0.2	7.7	1.4

Tab. A6 forts.

123469	0	0	0	0
123789	0	0	1.2	0
123467	0	0	0	0
SUMMA HeCDD	0.9	0.6	9.2	1.9
RECOVERY HeCDD	NA	NA	NA	NA

HEPTACHLORODIBENZOFURAN

1234678	0.6	0.2	8.9	2.0
1234679	0	0	0.4	0.2
1234689	0	0	0.2	0.2
1234789	0	0	3.0	0.3
SUMMA HpCDF	0.6	0.2	12.0	2.8

HEPTACHLORODIBENZO-p-DIOXIN

1234679	0	NA	0	0
1234678	0	NA	3.0	0.7
SUMMA HpCDD	0	NA	3.0	0.7
RECOVERY HpCDD	NA	NA	NA	NA

OCTACHLORODIBENZOFURAN

OCDF	0	NA	0	0.8
------	---	----	---	-----

OCTACHLORODIBENZO-p-DIOXIN

OCDD	1.2	NA	1.9	1.5
RECOVERY OCDD	97	NA	84	114
TCDD EKVIVALENT	18	2.5	76	109

* = OVERLAYING ARTEFACT

NA = Not analyzed

Ej korrigerade värden för recovery

I tabellen är endast värdet för 2378-TCDD medtagit. övriga var mycket lägre och måste analyseras om.

Värden redovisade med 0 ligger under detektionsgränsen.

Redovisade värden är beräknade på färskviktsbasis pg/g (ppt).

V E D L E G G B

Lengde, vekt, leverfarge for fisk fra
Kristiansandsfjorden 1986 og Otra 1987 (Tabell B1).

Rådata for klororganiske analyser i biologisk
materiale (Tabell B2-B19) og i sedimenter (Tabell 20)
(Analysert ved SI).

Tabell B1. Lengde, vekt og leverfarge hos skrubbe (Platichthys flesus) og torsk (Gadus morhua) fra Kristiansandsfjorden 1986, samt bekkerøye (Salvelinus fontinalis) fra Otra 1987. (Vedr. "indre" og "ytre" områder, se forklaring i tekst. B = Brun, G = Gul, H = Hvit, R = Rød, M = Mørk).

SKRUBBE Hannevigsbukta					TORSK Indre område				
Prøve	Lengde (cm)	Vekt (g)	Lever- vekt	Lever- farge	Prøve	Lengde (cm)	Vekt (g)	Lever- vekt	Lever- farge
AF2- og AL2-serien (hhv. filet og lever)	35.0 33.0 35.5 28.5 36.0 32.0 33.5 32.0 31.0 33.0 35.5 28.5 30.5 32.0 33.5	510 375 495 325 550 360 350 400 275 445 520 335 355 390 250	10 8 21 5 10 11 6 7 5 14 16 4 10 7 3	RB RB GB RB RB RB RB RB RB RB RB RB RB RB MB*	BF2- og BL2- serien (hhv. filet og lever)	36.5 24.0 51.0 55.0 55.5 45.5 54.0 46.0 42.0 38.5	475 130 2300 1600 1900 935 1640 845 540 515	7 1 33 36 33 7 36 6 3 5	RB RB GH* GH* GH RB* GH RB RB RB
Variasjon	28.5-	250-	3-			24.0-	130-	1-	
Middel	36.0	550	21			54.0	2300	36	
Middel	32.6	396	9.1			44.8	1088	16.7	
St.avvik	2.36	90.5	4.9			10.0	723	15.5	

*Mager fisk.

Tab. B1 forts.

Skrubbe Ytre, østre omr.				Torsk Ny Hellesund			
Fisk nr.*	Lengde (cm)	Vekt (g)	Lever- farge	Fisk nr.*	Lengde (cm)	Vekt (g)	Lever- farge
1	37.5	620	GB	1	28.5	220	
2	32.5	530	"	2	33.0	345	
3	34.5	550	"	3	24.0	130	
4	32.0	405	"	4	24.0	120	
5	39.0	780	"	5	26.5	125	
6	36.5	615	"	6	28.0	180	
7	34.0	425	"	7	25.5	155	
8	32.0	435	"	8	30.5	255	
9	31.5	405	"	9	47.5	760	
10	33.0	400	"				
11	29.0	360	"				
12	31.0	290	"				
13	31.5	345	"				
14	31.0	400	"				
15	34.0	490	"				
16	30.5	380	"				
17	31.0	380	"				
18	28.5	265	"				
19	31.0	340	"				
Variasjon	28.5- 39.0	265- 780			24.0- 47.5	120- 760	
Middel	32.6	443			29.7	254	
St.avvik	2.8	127			7.3	203	
*Parallelle blandprøver: EF1/2 (filet) og EL1/2 (lever)				*Enkelt blandprøve av lever: KL			
Fossevigen							
29.0 310							
Enkelteks. Levervekt 6 g Prøver: CF (filet) og CF							

Tab. B1 forts.

Bekkerøye				
Fisk nr.	Lengde (cm)	Vekt (g)	Kjøttfarge	Leverfarge
1	37.0	496	RG	RB
2	27.0	273	"	GB
3	26.5	283	"	RB
4	42.0	850	R	RB

Tabell B2. HCB, 5CB, OCS, PCB, p-p DDE, sum tri- og tetraklorbenzener (KB), sum kloralkylbenzener (KAB), enkeltkomponenter av KAB, dekaloribifenyyl (10CB) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) i filet av 15 eks. av skrubbeflyndre (*Platichthys flesus*) fra indre Kristiansandsfjorden (Hannevigsbukta), juni 1986, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt, samt % identifiserte forbindelser av EPOCl. i.k. = ikke kvantifisert.

Prøver	%												
	fett	HCB	5CB	OCS	PCB	DDE	KB	KAB*	KAB4*	KAB15*	10CB	EPOCl	% ident.
AF2- 1	1.2	0.3	-	2.4	8.0	-	8.7	**	31	0.2	-	410	i.k.
2	0.9	65	8.0	8.0	34	2.8	8.8	70	3.0	0.5	0.4	330	38
3	1.7	210	30	65	63	6.0	23.8	160	11	0.9	2.4	530	71
4	1.2	70	9.7	17	44	2.8	8.5	140	4.0	1.0	0.6	280	63
5	0.9	91	9.7	32	70	3.1	8.2	280	9.0	3.0	2.1	300	99
6	0.9	120	16	44	72	4.4	14.8	200	7.0	0.8	1.7	320	92
7	0.8	38	4.6	17	83	3.0	5.5	44	1.0	0.3	0.8	210	59
8	1.5	670	66	250	200	15	39.2	550	18	4.2	5.8	1200	100
9	0.9	110	10	33	70	4.4	9.9	81	3.0	0.6	1.3	360	58
10	1.2	100	11	37	64	3.5	12.4	260	9.0	1.7	1.9	370	79
11	0.9	100	15	35	65	4.6	17.9	250	11	1.6	1.6	280	105
12	1.2	430	66	120	**	-	57.3	1200	40	7.0	16	1600	70
13	0.6	39	6.1	9.0	79	1.9	12.4	270	10	1.8	0.8	300	78
14	0.9	33	3.5	9.3	19	1.2	4.3	90	2.0	0.6	0.4	480	20
15	0.5	110	6.0	62	160	8.0	2.0	120	3.0	0.6	4.0	1200	25
Middel	1.02	146	17	49	74**	4.1	16	265**	10.8	1.7	2.8	545	68
St.av.	0.32	177	21	63	51	3.7	15	299	11.1	1.8	4.1	425	27

* I Knutzen og medarb. (1986) betegnet hhv. Cl_{2-3} - C_{3-4} , KAB1 og KAB4.

** Overdekket i kromatogram. Middel regnet av 14 verdier.

Tabell B3. Diverse klororganiske forbindelser i filet av 15 eks. av skrubbe-
flyndre (Platichthys flesus) fra indre Kristiansandsfjorden
(Hannevigsbukta), juni 1986, µg/kg friskvekt. (KB = sum tri- og
tetraklorbenzener. Vedr. % fett, se tabell B2.)

Prøver	1,2,3- 3CB	1,2,4- 3CB	1,3,5- 3CB	1,2,3,4- 4CB	1,2,4,5- 3CB	KB	5ClS	a-6 ClS	Trans- 6 ClS	Cis- 6 ClS	Trans- 7 ClS	bb- 7 ClS	Cis- 7 ClS
AF2- 1	0.4	7.0	-	0.6	0.7	8.7	-	-	-	0.3	-	0.5	0.7
2	0.8	1.0	-	6.0	1.0	8.8	-	-	0.7	-	0.2	0.1	0.2
3	2.0	2.0	-	18.0	1.8	23.8	0.5	-	3.0	-	7.0	0.6	1.0
4	1.4	2.0	-	4.5	0.6	8.5	0.2	-	1.0	-	0.9	0.3	0.4
5	0.7	1.0	-	5.4	1.1	8.2	0.5	-	2.2	-	2.5	4.0	0.9
6	1.2	1.3	-	11.0	1.3	14.8	0.3	-	2.0	-	3.0	0.3	1.1
7	0.9	1.3	-	3.1	0.3	5.5	-	-	0.4	-	1.5	0.2	0.4
8	3.1	3.0	0.1	30.0	3.0	39.2	1.8	-	4.0	0.3	23.0	2.1	5.5
9	0.7	4.4	-	4.2	0.6	9.9	0.3	-	1.7	-	1.5	0.4	0.6
10	1.2	1.3	-	8.8	1.1	12.4	0.3	-	1.5	-	1.6	0.4	0.8
11	1.5	2.1	-	13.0	1.3	17.9	0.3	-	1.4	-	2.0	0.3	0.9
12	5.2	6.3	-	39.0	6.8	57.3	1.2	-	5.6	0.4	6.0	1.7	2.6
13	1.3	2.1	-	8.0	1.0	12.4	-	-	1.0	-	0.5	0.2	0.3
14	0.9	-	-	3.0	0.4	4.3	-	-	0.5	-	0.5	-	0.2
15	-	-	-	2.0	-	2.0	-	-	2.0	-	3.5	0.5	1.3

Tabell B4. HCB, 5CB, OCS, PCB, p-p DDE, sum tri- og tetraklorbenzener (KB), sum klorerte alkylbenzener (KAB), enkeltkomponenter av KAB, dekaloribifenyli (10CB) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl) i lever av 15 eks. av skrubbe-flyndre (*Platichthys flesus*) fra indre Kristiansandsfjorden (Hannevigsbukta), juni 1986, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt, samt % identifiserte forbindelser av EPOCl.

Prøver	% fett	HCB	5CB	OCS	PCB	DDE	KB	KAB*	KAB4*	KAB15*	10CB	EPOCL	% ident.
AL2- 1	19	2100	210	650	760	260	399	15200	480	110	42	8600	125**
2	23	1900	290	320	1100	390	412	3700	110	28	-	6200	79
3	38	5900	780	1700	2500	270	646	3100	82	19	110	20700	49
4	6.1	540	51	110	160	47	78	1300	33	8	6	4700	29
5	8.5	1800	140	510	690	140	100	3500	140	52	39	6200	69
6	26	2700	330	890	1300	130	291	4000	150	22	38	15100	41
7	7.1	4300	330	1300	1000	110	252	4500	170	62	55	16600	46
8	9.7	750	74	320	1400	110	89	980	32	8	26	8300	29
9	7.2	960	62	190	420	72	32	800	26	6	12	8300	20
10	17	2800	220	740	890	230	368	5500	220	44	43	6400	103**
11	15	1800	210	510	980	190	324	4000	170	28	25	6900	71
12	10	690	100	140	650	82	199	6300	250	45	25	13700	33
13	29	4600	460	1200	1900	290	472	9300	360	64	83	8500	131**
14	19	1300	110	310	760	160	177	3100	100	29	30	9200	38
15	7.4	1900	56	940	2500	520	?	660	30	10	70	16200	26
Middel	16.1	2270	228	655	1134	200	256	4396	157	36	40	10373	55
St.av.	9.6	1567	195	472	691	130	183	3768	129	28	29	4813	29

* I Knutzen og medarb. (1986) betegnet hhv. Cl_{2-3} - C_{3-4} , KAB1 og KAB4.

** Regnet som 100 ved beregning av middelverdi.

Tabell B5. Diverse klororganiske forbindelser i lever av 15 eks. av skrubbe-
flyndre (*Platichthys flesus*) fra indre Kristiansandsfjorden
(Hannevigsbukta), juni 1976, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. (KB = sum tri- og
tetraklorbenzener. Vedr. % fett, se tabell B4.)

Prøver	1,2,3- 3CB	1,2,4- 3CB	1,3,5- 3CB	1,2,3,4- 4CB	1,2,4,5- 4CB	KB	5ClS	a-6 ClS	Trans- 6 ClS	Cis- 6 ClS	Trans- 7 ClS	bb- 7 ClS	Cis- 7 ClS
AL2- 1	59	-	-	340	-	399	-	45	37	-	46	-	-
2	47	58	-	270	37	412	-	63	29	-	23	-	-
3	74	-	-	530	42	646	19	180	68	-	69	21	10
4	12	-	-	33	33	78	-	15	6	-	5	-	-
5	-	-	-	100	-	100	20	50	44	-	40	-	-
6	19	25	11	210	26	291	12	72	40	-	50	7	4
7	16	15	-	210	11	252	38	68	22	-	97	9	6
8	18	12	-	55	4	89	3	98	10	-	25	-	2
9	-	-	-	32	-	32	-	29	11	-	9	-	-
10	-	47	49	250	22	368	-	71	33	-	35	-	-
11	41	38	-	230	15	324	9	81	23	-	-	-	-
12	25	20	-	140	14	199	5	15	19	-	8	-	-
13	47	53	-	340	32	472	-	110	51	-	59	2	-
14	47	-	-	130	-	177	-	47	-	-	25	-	-
15	-	-	-	-	-	-	-	240	-	-	82	-	-

Tabell B6. HCB, 5CB, OCS, PCB, p-p DDE, sum tri- og tetraklorbenzener (KB), sum klorerte alkylbenzener (KAB), enkeltkomponenter av KAB, dekaloribifenyli (10CB) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl), i filet av 10 eks. av torsk (*Gadus morhua*) fra indre Kristiansandsfjorden (se fotnote) juni/juli 1986, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt, samt % identifiserte forbindelser av EPOCl.

Prøver ¹	% fett	HCB	5CB	OCS	PCB	DDE	KB	KAB ²	KAB ²	KAB15 ²	10CB	EPOCl	% ident.
BF2-1	0.4	2.0	-	1.8	10	0.7	-	5.0	0.2	-	-	60	20
2	0.4	2.9	-	1.0	20	-	-	-	-	-	-	130	11
3	0.4	3.0	0.3	0.8	10	0.7	-	4.0	-	-	-	40	29
4	0.3	0.5	-	0.4	4	0.2	-	-	-	-	-	7	46
5	0.4	2.9	0.1	1.2	10	0.4	-	5.0	-	-	0.4	20	62
6	0.3	2.8	-	1.9	15	1.0	-	6.7	0.3	0.2	-	40	43
7	0.3	1.5	-	0.6	5	0.3	-	3.5	-	-	-	8	83
8	0.4	22	1.0	47	10	2.9	-	23	0.7	0.9	-	180	42
9	0.2	27	1.5	53	80	4.7	0.6	13	0.4	1.4	-	230	55
10	0.4	19	1.4	28	32	1.8	1.0	31	1.2	0.8	-	110	70
Middel	0.35	8.4	0.3	13.6	19.6	1.3	-	9.1	-	-	-	83	46
St.avvik	0.07	10.1	0.5	21.0	22.7	1.5	-	10.3	-	-	-	77	-

¹ Prøvene 1-4 er fra nord for Dybingen, 5-7 fra området ved Svensholmen og 8-10 er fra Hannevigbukta.
² I Knutzen og medarb. (1986) hhv. betegnet Cl₂₋₃-C₃₋₄, KAB1 og KAB4.

Tabell B7. Diverse klororganiske forbindelser i filet av 10 eks. av torsk (Gadus morhua) fra indre Kristiansandsfjorden (se fotnote) juni/juli 1986, µg/kg friskvekt. (KB = sum tri- og tetraklorbenzener. Vedr. % fett, se tabell B6.)

Prøver ¹	1,2,3- 3CB	1,2,4- 3CB	1,3,5- 3CB	1,2,3,4- 4CB	1,2,4,5- 4CB	KB	5ClS	a-6 ClS	Trans- 6 ClS	Cis- 6 ClS	Trans- 7 ClS	bb- 7 ClS	Cis- 7 ClS
BF2-1	-	-	-	-	-	-	-	0.7	-	-	-	-	-
2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-
3	-	-	-	-	-	-	-	0.3	-	-	3.8	-	-
4	-	-	-	-	-	-	-	0.1	-	-	-	-	-
5	-	-	-	-	-	-	-	0.5	-	-	8.3	-	-
6	-	-	-	-	-	-	-	0.9	-	-	7.0	-	-
7	-	-	-	-	-	-	-	0.2	-	-	6.4	-	-
8	-	-	-	-	-	-	-	4.0	0.5	-	5.0	0.4	-
9	-	-	-	0.6	-	0.6	0.2	7.0	0.5	-	30	0.4	0.3
10	-	-	-	1.0	-	1.0	0.2	4.0	0.4	-	76	0.2	-

¹ Prøvene 1-4 er fra nord for Dybingen, 5-7 fra området omkring Svensholmen og 8-10 fra Hannevigbukta.

Tabell B8. HCB, 5CB, OCS, PCB, p-p DDE, sum tri- og tetraklorbenzener (KB), sum klorerte alkylbenzener (KAB), enkeltkomponenter av KAB, dekaloribifenyyl (10CB) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor (EPOCl), i lever av 10 eks. av torsk (*Gadus morhua*) fra indre Kristiansandsfjorden (se fotnote) juni/juli 1986, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt, samt % identifiserte forbindelser av EPOCl. i.k. = ikke kvantifisert.

Prøver ¹	% fett	HCB	5CB	OCS	PCB	DDE	KB	KAB ²	KAB ²	KAB ²	10CB	EPOCl	% ident.
BL2-1	12	140	12	160	590	83	21	880	18	6.0	-	3800	30
2	4.3	47	<7	17	520	-	16	260	-	-	-	14800	3
3	39	210	47	110	1500	160	35	1000	20	7.6	41	8200 ³	23
4	62	190	21	300	4000	310	2	200	8	5.0	90	i.k. ³	i.k.
5	50	310	39	240	2300	200	37	1040	25	7.6	96	9400	50
6	20	230	20	240	2800	230	19	1900	58	24	110	4200	79
7	50	240	49	150	2100	170	41	1030	30	7.4	48	3600	65
8	11	56	<3	220	340	17	-	140?	-	3.0	8	31500	2
9	3.7	450	37	880	1800	100	26	750	17	28	53	12500	22
10	12	1300	140	2400	4200	210	110	3300	97	750	87	9700	79
Middel	26.4	317	<37	472	2015	148	31	1050	27	839	53	10856 ⁴	39 ⁴
St.avvik	21.7	365	40	717	1367	98	33	948	30	2342	41	8672	30

- ¹ Prøvene 1-4 er nord for Dybingen, 5-7 fra området omkring Svensholmen og 8-10 fra Hannevigsbukta.
² I Knutzen og medarb. (1986) hhv. betegnet Cl₂₋₃-C₃₋₄, KAB1 og KAB4.
³ Ikke kvantifisert pga. uhell under opparbeidelse.
⁴ Basert på 9 verdier, kfr. ³.

Tabell B9. Diverse klororganiske forbindelser i lever av 10 eks. av torsk (Gadus morhua) fra indre Kristiansandsfjorden (se fotnote) juni/juli 1986, µg/kg friskvekt. (KB = sum tri- og tetraklorbenzener. Vedr. % fett, se tabell B8.)

Prøver ¹	1,2,3- 3CB	1,2,4- 3CB	1,3,5- 3CB	1,2,3,4- 4CB	1,2,4,5- 4CB	KB	5ClS	a-6 ClS	Trans- 6 ClS	Cis- 6 ClS	Trans- 7 ClS	bb- 7 ClS	Cis- 7 ClS
BL2-1	6.7	12	-	-	2.7	21	2.8	65	12	-	-	2.1	2.8
2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	20	-	-
3	7.5	18	0.4	5.7	3.5	35	4.6	52	19	1.3	4	1.8	3.5
4	-	-	-	1.5	-	16	-	100	10	-	8	3.0	8.0
5	5.3	20	0.4	7.8	3.6	37	5.6	<1200?	25	<1800?	8	3.1	5.1
6	-	13	0.7	3.6	1.8	19	5.3	120	22	1.4	7	2.7	4.7
7	6.7	23	0.5	7.6	3.3	41	5.3	76	22	1.5	6	2.2	4.4
8	-	-	-	-	-	-	-	18	4	-	5	2.5	-
9	12	-	-	14	-	26	5.8	130	13	-	30	6.0	6.0
10	-	-	-	110	-	110	19	410	52	-	76	-	-

¹ Prøvene 1-4 er fra nord for Dybingen, 5-7 fra området ved Svensholmen og 8-10 er fra Hannevigsbukta.

Tabell B10. HCB, 5CB, OCS, PCB, p-p DDE, sum tri- og tetraklorbenzener (KB), dekalorobifenyl (10CB) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor og brom (EPOCl og EPOBr), i blandprøver av filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra ytre deler av Kristiansands- fjorden (se fotnoter), og blandprøve av lever av torsk (*Gadus morhua*) fra Ny Hellesund og blandprøve av filet av bekkerøye (*Salvelinus fontinalis*) fra Otra 1987, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt, samt % identifiserte forbindelser av EPOCl.

OBS: Kloralkylbenzener ikke påvist (sum <5 $\mu\text{g}/\text{kg}$).

Prøver ¹		% fett	HCB	5CB	OCS	PCB	DDE	KB	10CB	EPOCl	% ident.	EPOBr
	Filet 1	0.5	1.5	-	-	5.4	-	-	-	70	6	10
	Filet 2	0.8	0.2	-	-	8.5	0.4	-	-	61	9	18
SKRUBBE	Gj.snitt	0.65	0.85	-	-	7.0	0.2	-	-	66	7.5	14
Y.østre omr. ¹	Lever 1	15	7.4	1.0	1.6	240	16	10	2.6	860	20	1500
	Lever 2	15	10.0	1.9	2.0	220	15	10	14	1200	14	1100
	Gj.snitt	15	8.7	1.45	1.8	230	15.5	10	8.3	1030	17	1300
SKRUBBE	Filet	0.7	2.9	-	0.9	18	1.3	-	-	76	19	90
Fosseviken ²	Lever	7.0	44	2.5	18	400	22	-	8.2	1800	17	930
TORSK, Ny Helles. ³	Lever	6.4	4.0	-	5.7	350	48	-	8.6	930	27	710
BEKKERØYE, Otra, ⁴	Filet	1.1	<0.6							450		

¹ Fra området ved indre og ytre Randsøy, juni 1986. N (antall fisk): 19.

² Enkelt eks. fra aug. 1986

³ Fra aug. 1986. N=9.

⁴ Fra aug. 1987. N=4. EOCl: 2500 og EOBr: 20 $\mu\text{g}/\text{kg}$.

Tabell B11. Diverse klororganiske forbindelser i blandprøver av filet og lever av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra ytre Kristiansandsfjorden og lever av torsk (*Gadus morhua*) fra Ny Hellesund 1986, $\mu\text{g}/\text{kg}$ frisk vekt.

Prøver								
	5ClS	a-6ClS	Trans- 6 ClS	Cis- 6 ClS	Trans- 7 ClS	bb- 7 ClS	Cis- 7 ClS	
SKRUBBE Y.østre omr. ¹	Filet 1	-	-	-	-	-	-	-
	Filet 2	-	-	-	-	-	-	-
	Gj.snitt	-	-	-	-	-	-	-
	Lever 1	-	-	-	-	-	1.6	-
	Lever 2	-	-	5.4	-	-	2.2	-
Gj.snitt	-	-	2.7	-	-	1.9	-	
SKRUBBE Fosseviken ²	Filet	-	0.5	-	-	-	-	-
	Lever	-	8.9	3.9	-	-	-	-
TORSK Ny Helles. ³	Lever	-	-	1.5	-	-	-	-

¹ Fra område ved indre og ytre Randsøy, juni 1986. N (antall fisk): 19.

² Enkelt eksemplar fra aug. 1986.

³ Aug. 1986, N=9.

Tabell B12. HCB, 5CB, OCS, PCB, p-p DDE, sum tri- og tetraklorbenzener (KB), sum av kloralkylbenzener (KAB), enkeltkomponenter av KAB, dekaloribifenyli (10CB) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor og brom (EPOCl og EPOBr), i skallinnmat av taskekrabbe (Cancer pagurus) og blåskjell (Mytilus edulis) fra Kristiansandsfjorden 1986, $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt, samt % identifiserte forbindelser av EPOCl. i.k. = ikke kvantifisert.

Prøver	% fett	HCB	5CB	OCS	PCB	DDE	KB	KAB	KAB4	KAB15	10CB	EPOCl	% ident.	EPOBr
KRABBE														
I. omr. ¹	2.5	18	5.8	0.9	38	7.5	14.6	730	27	8.0	1.3	530	79	820
Vestergapet ²	5.4	11	3.2	0.4	25	7.0	3.9	45	2.1	0.6	-	590	9	510
BLÅSKJELL³														
St.4 Silokai ⁴	2.6	3.1	1.4	-	20	1.6	2.3	880	25	45	1.6	1000	47	3500
St.5 Dybingen ⁴	2.1	3.0	-	-	25	<2		1200	40	50		1100	55	1600
St.7 Bragdøy ⁴	1.8	0.4	-	-	14	1.0	1.5	210	5.8	11	1.0	740	16	700
St.8 Flekkholm ⁴	1.9	~1	-	-	28	~2.0		~380	~6	~18		1100?	17	400
St.17 Thorsteinnes ⁴	1.8	~1	-	-	40	~3.0		~280	~4	~16		2800?	5	550
Hellersøy, Søgne	1.7	-	-	-	11	0.8	-	9.7	0.4	0.3	0.8	170	7	100

¹ Blandprøve av 3 eks. fra Hannevigsbukta og 5 eks. fra Dybingen, juni 1986.

² Blandprøve av 4 eks. fra Fosseviken og 3 eks. fra Thorsteinnes, aug. 1986.

³ Prøvene fra st. 4, 8, 17 er fra 5/4-86 og prøvene fra st. 5 og Hellersøy fra 17/6-86.

Friskvektskons. av prøvene fra st. 8 og st. 17 er omregnet fra tørrvektbasis

(Forholdet våtvekt:tørrvekt=6:1).

⁴ Forholdet våtvekt:tørrvekt anslått til 5:1 ved beregning av konsentrasjoner på friskvektbasis, derfor ca.verdier.

Tabell B14. HCB, 5CB, OCS, PCB, p-p DDE, sum tri- og tetra-
klorbenzener (KB), sum klorerte alkylbenzener
(KAB), enkeltkomponenter av KAB, dekaloribifenyli
(10CB) og ekstraherbart persistent organisk bundet
klor (EPOCl) i filet av 15 skrubbeflyndre (Platichthys flesus) fra indre Kristiansandsfjorden
Hannevigsbukta), juni 1986, mg/kg fett (avrundede
tall).

Prøver	HCB	5CB	OCS	PCB	DDE	KB	KAB*	KAB4*	KAB15*	10CB	EPOCL
AF2- 1	0.03?	-	0.2	0.7	-	0.7	**	2.6	0.02	-	34.2
2	7.2	0.9	0.9	3.8	0.3	1.0	7.8	0.3	0.06	0.04	36.7
3	12.4	1.8	3.8	3.7	0.4	1.4	9.4	0.7	0.05	0.14	31.2
4	5.8	0.8	1.4	3.7	0.2	0.7	11.7	0.3	0.08	0.05	23.3
5	10.1	1.1	3.6	7.8	0.3	0.9	31.1	1.0	0.33	0.23	33.3
6	13.3	1.8	4.9	8.0	0.5	1.6	22.2	0.8	0.09	0.19	35.6
7	4.8	0.6	2.1	10.4	0.4	0.7	5.5	0.1	0.04	0.10	26.3
8	44.7	4.4	16.7	13.3	1.0	2.6	36.7	1.2	0.28	0.39	80.0
9	12.2	1.1	3.7	7.8	0.5	1.1	9.0	0.3	0.07	0.14	40.0
10	8.3	0.9	3.1	5.3	0.3	1.0	21.7	0.8	0.14	0.16	30.8
11	11.1	1.7	3.9	7.2	0.5	2.0	27.8	1.2	0.18	0.18	31.1
12	35.8	5.5	10.0	**	-	4.8	100.0	3.3	0.58	1.33	133.3
13	6.5	1.0	1.5	13.2	0.3	2.2	45.0	1.7	0.30	0.13	50.0
14	3.7	0.4	1.0	2.1	0.1	0.5	10.0	0.2	0.07	0.04	53.3
15	22.0	1.2	12.4	32.0	1.6	0.4	24.0	0.6	0.12	0.80	240.0
Middel	13.2	1.6	4.6	8.5**	0.4	1.4	25.9**	1.0	0.16	0.28	58.6
St.av.	12.2	1.5	4.7	7.8	0.4	1.1	24.5	0.9	0.15	0.36	57.5

* I Knutzen og medarb. (1986) betegnet hhv. Cl₂₋₃-C₃₋₄, KAB1 og KAB4

** Overdekket i kromatogram fra en av prøvene. Middel regnet av 14 verdier.

Tabell B-15. HCB, 5CB, OCS, PCB, p-p DDE, sum tri- og tetra-
klorbenzener (KB), sum kloralkylbenzener (KAB),
enkeltkomponenter av KAB, dekalorbifeny1 (10CB)
og ekstraherbart persistent organisk bundet klor
(EPOC1) i lever av 15 eks. av skrubbeflyndre
(*Platichthys flesus*) fra indre Kristiansands-
fjorden (Hannevigsbukta), juni 1986, mg/kg fett
(avrundede tall).

Prøver	HCB	5CB	OCS	PCB	DDE	KB	KAB*	KAB4*	KAB15*	10CB	EPOCL
L2- 1	11.1	1.1	3.4	4.0	1.4	2.1	80.0	2.5	0.58	0.22	45.3
2	8.3	1.3	1.4	4.8	1.7	1.8	16.1	0.5	0.12	-	27.0
3	15.4	2.0	4.4	6.5	0.7	1.7	8.1	0.2	0.05	0.29	53.9
4	8.9	0.8	1.8	2.6	0.8	1.1	21.3	0.5	0.13	0.09	77.1
5	21.2	1.7	6.0	8.1	1.7	1.2	41.2	1.7	0.61	0.46	72.9
6	10.4	1.3	3.4	5.0	0.5	1.1	15.4	0.6	0.09	0.15	58.1
7	60.6	4.7	18.3	14.1	1.6	3.6	63.4	2.4	0.87	0.78	233.8
8	7.7	0.8	3.3	14.4	1.1	0.9	10.1	0.3	0.09	0.27	85.6
9	13.3	0.9	2.6	5.8	1.0	0.4	11.1	0.4	0.08	0.17	115.3
10	16.5	1.3	4.4	5.2	1.4	2.2	32.4	1.3	0.26	0.25	37.7
11	12.0	1.4	3.4	6.5	1.3	2.2	26.7	1.1	0.19	0.17	46.0
12	6.9	1.0	1.4	6.5	0.8	2.0	63.0	2.5	0.45	0.25	137.0
13	15.9	1.6	4.1	6.6	1.0	1.6	32.1	1.2	0.22	0.29	29.3
14	6.8	0.6	1.6	4.0	0.8	0.9	16.3	0.5	0.15	0.16	48.4
15	25.7	0.8	12.7	33.8	7.0	-	8.9	0.4	0.14	0.95	218.9
Middel	16.1	1.4	4.8	8.5	1.5	1.5	29.7	1.1	0.27	0.30	85.8
St.av.	13.5	1.0	4.7	7.8	1.6	0.9	22.7	0.8	0.24	0.25	64.8

* I Knutzen og medarb.(1986) betegnet hhv. Cl₂₋₃-C₃₋₄, KAB1 og KAB4.

Tabell B-16. HCB, 5CB, OCS, PCB, p-p DDE, sum tri- og tetra-
klorbenzener (KB), sum klorerte alkylbenzener
(KAB), enkeltkomponenter av KAB, dekalorbifeny1
(10CB) og ekstraherbart persistent organisk
bundet klor (EPOCl) i filet av 10 eks. av torsk
(Gadus morhua) fra indre Kristiansandsfjorden
(se fotnote) juni/juli 1986, mg/kg fett (avrundede tall).

Prøver ¹	HCB	5CB	OCS	PCB	DDE	KB	KAB ²	KAB ²	KAB15 ²	10CB	EPOCL
BF2- 1	0.50	-	0.45	2.5	0.18	-	1.25	0.05	-	-	15.0
2	0.73	-	0.25	5.0	-	-	-	-	-	-	32.5
3	0.75	0.08	0.20	2.5	0.18	-	1.00	-	-	-	10.0
4	0.17	-	0.13	1.3	0.07	-	-	-	-	-	2.3
5	0.73	0.03	0.30	2.5	0.10	-	1.25	-	-	0.10	5.0
6	0.93	-	0.63	5.0	0.33	-	2.23	0.10	0.07	-	13.3
7	0.50	-	0.20	1.7	0.10	-	1.17	-	-	-	2.7
8	5.50	0.25	11.75	2.5	0.73	-	5.75	0.18	0.23	-	45.0
9	13.50	0.75	26.50	40.0	2.35	0.30	6.50	0.20	0.70	-	115.0
10	4.75	0.35	7.00	8.0	0.45	0.25	7.75	0.30	0.20	-	27.5
Middel	2.81	0.15	4.74	7.1	0.45	-	2.69	-	-	-	26.8
St.av.	4.21	0.25	8.60	11.7	0.70	-	2.86	-	-	-	34.0

¹ Prøvene 1-4 er fra nord for Dybingen, 5-7 fra området ved Svendsholmen og 8-10 fra Hannevigsbukta.

² I Knutzen og medarb. (1986) betegnet hhv. Cl₂₋₃-C₃₋₄, KAB1 og KAB4.

Tabell B-17. HCB, 5CB, OCS, PCB, p-p DDE, sum tri- og tetra-
klorbenzener (KB), sum klorerte alkylbenzener
(KAB), enkeltkomponenter av KAB, dekalorbifenyli
(10CB) og ekstraherbart persistent organisk bundet
klor (EPOCl) i lever av 10 eks. av torsk (Gadus
morhua) fra indre Kristiansandsfjorden (se fot-
note) juni/juli 1986, mg/kg fett (avrundede tall).

Prøver ¹	HCB	5CB	OCS	PCB	DDE	KB	KAB ²	KAB ⁴ ²	KAB ¹⁵ ²	10CB	EPOCL
BL2- 1	1.17	0.10	1.33	4.92	0.69	0.19	7.33	0.15	0.05	-	31.7
2	1.09	-	0.40	12.09	-	-	6.05	-	-	-	344.2
3	0.54	0.12	0.28	3.85	0.41	0.09	2.56	0.05	0.02	0.11	21.0
4	<0.31	0.03	0.48	6.40	0.50	<0.01	0.32	0.01	<0.01	0.14	i.k. ³
5	0.62	0.08	0.48	4.60	0.40	0.08	2.08	0.05	0.02	0.19	18.8
6	1.15	-	1.20	14.00	1.15	0.10	9.50	0.29	0.12	0.55	21.0
7	0.48	0.10	0.30	4.20	0.34	0.08	2.06	0.06	0.02	0.10	7.2
8	0.51	-	2.00	3.09	0.16	-	1.27	-	0.03	0.07	286.4
9	12.16	1.00	23.78	48.65	2.70	0.70	20.27	0.46	0.76	1.43	337.8
10	10.83	1.17	20.00	35.00	1.75	0.92	27.50	0.81	6.25	0.73	80.8
Middel	2.89	0.29	5.03	13.68	0.81	0.22	7.89	0.19	0.73	0.33	127.6 ³
St.av.	4.56	0.46	8.95	15.60	0.84	0.32	9.08	0.26	1.95	0.46	148.6

¹ Prøvene 1-4 er fra nord for Dybingen, 5-7 fra området ved Svendsholmen og 8-10 fra Hannevigsbukta.

² I Knutzen og medarb. (1980) betegnet hhv. Cl₂₋₃-C₃₋₄, KAB1 og KAB4.

³ Ikke kvantifisert pga. uhell ved opparbeidelse. Middel av 9 prøver.

Tabell B18. HCB, 5CB, OCS, PCB, p-p DDE, sum tri- og tetraklorbenzener (KB), dekalorobifenyli (10CB) og ekstraherbart persistent organisk bundet klor og brom (EPOCl, EPOBr) i blandprøver av filet og lever av skrubbe (Platichthys flesus) fra ytre deler av Kristiansandsfjorden (se fotnoter) og blandprøve av lever av torsk (Gadus morhua) fra Ny Hellesund og blandprøve av bekkerøye (Salvelinus fontinalis) 1986, mg/kg fett.

OBS. Kloralkylbenzener ikke påvist.

Prøver		HCB	5CB	OCS	PCB	DDE	KB	KAB	10CB	EPOCl	EPOBr
	Filet 1	0.30	-	-	1.08	-	-	-	-	14.0	2.0
	Filet 2	0.03	-	-	1.06	0.05	-	-	-	7.6	2.2
SKRUBBE	Gj.snt.	0.16	-	-	1.07	0.03	-	-	-	10.8	2.1
Y.østre omr.	Lever 1	0.05	0.007	0.011	1.6	0.11?	0.07	-	0.017	5.8	10.0
	Lever 2	0.07	0.013	0.013	1.5	0.10?	0.07	-	0.093	8.0	7.4
	Gj.snt.	0.06	0.010	0.012	1.55	0.11	0.07	-	0.055	6.9	8.7
SKRUBBE	Filet	0.41	-	0.13	2.57	0.19	-	-	-	10.9	12.8
Fosseviken ²	Lever	0.63	0.04	0.25	5.71	0.31	-	-	0.12	25.7	13.2
TORSK											
Ny Helles. ³	Lever	0.06	-	0.09	5.47	0.75			0.13	14.5	11.1
BEKKERØYE	Filet	<0.06								~40	
Otra											

¹ Fra området ved indre og ytre Randsøy, juni 1986. N (antall fisk): 19.

² Enkelt eks. fra aug. 1986.

³ Fra aug. 1986. N=9.

Tabell B-19. HCB, 5CB, OCS, PCB, p-p DDE, sum av tri- og tetraklorbenzener (KB), sum av kloralkylbenzener (KAB), enkeltkomponenter av KAB, dekaloribifenyli (10CB), ekstraherbart persistent organisk bundet klor og brom (EPOCl og EPOBr) i skallinnmat av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Kristiansandsfjorden 1986, mg/kg fett.

Prøver	HCB	5CB	OCS	PCB	DDE	KB	KAB	KAB4	KAB15	10CB	EPOCl	EPOBr
KRABBE												
I.omr. ¹	0.72	0.23	0.04	1.51	0.30	0.58	29.2	1.08	0.32	0.05	21.2	32.8
Vestergapet ²	0.21	0.06	0.007	0.46	0.13	0.07	0.8	0.04	0.01	-	10.9	9.4
BLÅSKJELL ³												
St.4 Silokai	0.12	0.05	-	0.76	0.06	0.09	33.9	0.96	1.73		38.5	134.4
St.5 Dybingen	0.14	-	-	1.24	<0.10	-	56.4	1.9	2.4		51.7	75.2
St.7 Bragdøy	0.02	-	-	0.78	0.06	0.07	11.7	0.32	0.61		41.1	39.2
St.8 Flekkholm	~0.05	-	-	~1.4	~0.11	-	~20.0	~0.31	~0.95		~58.3?	21.2
St. 17 Thorst. nes	~0.05	-	-	~2.2	~0.17	-	~15.0	~0.22	~0.88		~154?	30.3
Hellersøy, Søgne	-	-	-	0.63	0.05	-	0.6	0.02	0.02		10.0	5.9

¹ Blandprøve av 3 eks. fra Hannevigsbukta og 5 eks. fra Dybingen, juni 1986.

² Blandprøve av 4 eks. fra Fosseviken og 3 eks. fra Thorsteinnes, aug. 1986.

³ Prøvene fra st. 4, 8, 17 er fra 5/4-86 og prøvene fra st. 17 og Hellersøy fra 17/6-86.

Tabell B20. Klororganiske forbindelser¹ og ekstraherbart persistent organisk bundet klor og brom (EPOCl og EPOBr) i sedimentprøver fra Kristiansandsfjorden og Otra juni/aug. 1987, µg/kg tørrvekt. (Kfr. vedlegg A med dioksinresultater i prøver fra samme lokaliteter). - ikke påvist, i.k.: ikke kvantifisert, dekket av ukjent forbindelse.

Stasjoner	% tørrstoff	5CB	HCB	OCS	1,2,3-3CB	1,2,4-3CB	1,2,3,4-4CB	KAB	KAB4	EPOCl	EPOBr
K18 0-1 cm	43	40	140	i.k.	30	10	20	2000	80	3700	200
9-10 cm	46	-	8	-	-	-	-	-	-	140	30
K9 0-1 cm	58	-	10	i.k.	-	-	-	-	-	70	260
Otra, grabb	44	-	<5	-	-	-	-	-	-	770 ²	

¹ KAB15, PCB, p-p DDE og 10CB ikke påvist.

² Av EOCl og EOBr hhv. 74000 µg/kg (blekerikomponenter) og 90 µg/kg.

VEDLEGG C

**RÅDATA FOR ANALYSE AV METALLER I SKJELL, SNEGLER OG TANG
(ANALYSERT VED NIVA).**

Tabell C1. Metaller i blåskjell (Mytilus edulis), strandsnegl (Littorina littorea) og blæretang (Fucus vesiculosus) fra Kristiansandsfjorden 1986, mg/kg tørrvekt.

Organismer, St., dato	Ni	Co	Pb	Cu	Zn	Fe	Cr	Ti
BLÅSKJELL								
4 Silokai 5/4	24.7	3.7	5.1	32.2	163	334	2.3	10.6?
7 Bragdøy 5/4	7.8	1.7	4.3	19.5	127	204	1.0	2.2
8 Flekkhlm 5/4	14.7	2.9	10.3	26.4	126	323	3.1	<1.5
17 Thorsteinnes 5/4	5.3	<1.5	3.4	18.4	171	237	1.2	<1.5
Sømslandet 17/6	4.7	2.2	6.7	16.5	184	437	3.7	<1.5
STRANDSNEGL								
2 Myrodden 5/4	11.0	8.5	5.1	447	81	507	0.9	11.5?
BLÆRETANG								
4 Silokai 5/4	50.1	32.0	1.8	31.0	160	168	0.4	3.8
9 Hugøy 5/4	1.5	4.3	0.7	8.0	101	67	0.1	0.5

VEDLEGG D

ANALYER I UTSLIPP FRA FALCONBRIDGE NIKKELVERK

- EPOCl okt. 1985 - sept. 1987 (tabell D1)
- EPOBr jan. - des. 1987 (tabell D2)
- Dioksin 1987 (tabell D3)

Tabell D1. Konsentrasjoner og utslipp av EPOCl i delavløp fra Falconbridge Nikkelverk A/S, oktober 1985 - juni 1987, avrundede tall. i.p. = ikke påvist, i.m. = ikke målt. HK-KL = hovedkloakk for klorlutning, Co-Raff = Raffineringsanlegg for kobolt. Fell.anl. = Fellingsanlegg. Mengdene er beregnet på grunnlag av vannføringsmålinger ved bedriften og kloranalyser ved SI/IFE.

År måned	HK-KL		Co-Raff		Fell.anl.		Sum kg
	mg/l	kg	mg/l	kg	mg/l	kg	
1985							
Okt.	0.02	4.4	1.1	15.2	0.2	6.5	26.2
Nov.	0.03	6.0	10.0	131.8 ¹	0.02	0.6	138.3*
Des.	0.02	4.1	3.0	44.0	i.p.	i.p.	48.1
4.kv.-85		14.5	191.0*		7.1		212.6*
1986							
Jan.	0.27 ²	54.2 ²	4.0	52.7	0.04	1.2	108.1*
Feb.	0.06	10.4	0.8	9.4	4.4 ³	126.6 ³	146.4*
Mar.	0.06	10.9	0.3	4.6	0.05	1.5	17.0
1.kv.-86		75.5*	66.7		129.3*		271.5*
Apr.	0.08	12.7	0.2	2.6	0.02	0.5	15.8
Mai	0.20	40.3	1.4	20.3	0.05	1.6	62.2
Juni	0.05	10.7	0.72	9.5	0.005	0.2	20.4
2.kv.-86		63.7	32.4		2.3		98.4
Juli	0.09	20.6	0.09	1.4	0.06	1.9	23.9
Aug.	0.001	0.3	0.13	1.8	0.006	0.2	2.3
Sept.	<0.001	~0.2	0.04	0.6	<0.005	~0.1	~0.9
3.kv.-86		21.1	3.8		2.2		27.1
Okt.	0.05	10.5	0.30	4.4	0.10	2.5	17.4
Nov.	i.p.	-	0.48	5.2	i.p.	-	5.2
Des.	i.p.	-	0.23	2.2	<0.002	-	2.2
4.kv.-86		10.5	11.8		2.5		24.8
Sum-86		170.8*	114.7		136.3*		421.8*

* Usikre eller ikke representative data - se noter.

¹) Mangelfull prøvetaking, siden forbedret.

²) Klorvann gikk ved feil til avløp.

³) Antas forurensning av prøve.

Tab. D1 forts.

År måned	HK-KL		Co-Raff		Fell.anl.		Sum kg
	mg/l	kg	mg/l	kg	mg/l	kg	
<u>1987</u>							
Jan.	0.001	0.2	0.7	5.8	0.002	0.05	6.0
Feb.	0.01	2.0	1.2	9.1	0.01	0.3	11.4
Mars	0.014	3.1	0.41	4.6	0.023	0.8	8.5
1.kv.-87		5.3	19.5		1.2		25.9
Apr.	0.037	7.3	0.21	1.8	0.058	1.7	10.8
Mai	0.003	0.67	0.29	1.78	0.006	0.17	1.5
Juni	i.p.	-	0.08	0.46	0.01	0.28	0.7
2.kv.-87		8.0	2.9		2.1		13.0
Juli	0.004	0.47	0.16	0.44	0.01	0.20	1.1
Aug.	0.004	0.69	0.16	0.59	0.01	0.23	1.5
Sept.	0.040	10.5	0.46	2.4	0.08	2.8	15.7
3.kv.-87		11.7	3.4		3.2		18.3

* Usikre eller ikke representative data - se noter.

1) Mangelfull prøvetaking, siden forbedret.

2) Klorvann gikk ved feil til avløp.

3) Antas forurensning av prøve.

Tabell D2. EPOBr i avløp fra koboltraffineri. Januar - desember 1987.
Analyser ved SI/IFE.

Måned	Utslipp (kg)
Januar	9,08
Februar	6,61
Mars	10,48
1. kvartal	26,18
April	10,20
Mai	5,26
Juni	4,05
2. kvartal	19,51
Juli	6,29
August	8,60
September	11,76
3. kvartal	26,65
Oktober	0,48
November	13,78
Desember	4,81
4. kvartal	19,07
SUM 1987;	91,41

Tabell 03: PCDD/PCDF i stikkprøver av avløpsvann fra klorlutingsanlegg, hovedkloakk/mattelutingsanlegg og avløp fra kobolt-raffineri ved Falconbridge nikkelverk 1987, pg/l.

Komponent pg/liter	Hoved- kloakk KL-ANL	Hoved- kloakk ML/WP	Avløp Co-Raff	
Prøvemengde (liter)	5	5	5	
2378-tetra-CDF	nd	nd	nd	
Σ tetra-CDF	nd	nd	nd	
12378/12348-penta-CDF	161	nd	2.25	
23478-penta-CDF	29.45	nd	1.00	
Σ penta-CDF	366	nd	32.1	
123478/123479-hexa-CDF	125	2.54	36.0	
123678-hexa-CDF	43.1	tr	5.01	
234678-hexa-CDF	19.2	nd	nd	
123789-hexa-CDF	1.87	nd	nd	
Σ hexa-CDF	351	3.66	48.0	
Σ hepta-CDF	69.2	10.9	47.3	
Octa-CDF	tr	nd	674	
Σ totally	786	14.6	801	
2378-tetra-CDD	nd	nd	nd	
Σ tetra CDD	nd	nd	nd	
12378-penta-CDD	nd	nd	nd	
Σ penta-CDD	nd	nd	nd	
123478 hexa-CDD	nd	nd	nd	
123678 hexa-CDD	7.27	nd	nd	
123789 hexa-CDD	nd	nd	nd	
Σ hexa-CDD	21.6	nd	nd	
Σ hepta-CDD	36.1	nd	nd	
Octa-CDD	28.6	nd	tr	
Σ totally	86.3	-	tr	
2378-TCDD Equivalents	64.9	< 0.1	1.1	

nd: not detected tr: trace (signal/noise < 3/1).

Tabell D3 forts.

Komponent pg/liter	Hoved- kloakk KL-ANL	Hoved- kloakk ML/WP	Avløp Co-Raff	
2378-tetra-CDF	96	86	97	
Σ tetra-CDF				
12378/12348-penta-CDF	105	84	24	
23478-penta-CDF				
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	80	55	38	
123678-hexa-CDF				
234678-hexa-CDF				
123789-hexa-CDF				
Σ hexa-CDF				
Σ hepta-CDF	69	20	44	
Octa-CDF				
Σ totally				
2378-tetra-CDD	95	61	81	
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	87	94	87	
Σ penta-CDD				
123478 hexa-CDD				
123678 hexa-CDD	53	72	83	
123789 hexa-CDD				
Σ hexa-CDD				
Σ hepta-CDD	89	67	48	
Octa-CDD	84	53	24	
Σ totally				
2378-TCDD Equivalents				

V E D L E G G E

ORIENTERING OM GRUNNLAGET FOR DIOKSIN-GRENSEVERDIER

Orientering om grunnlaget for dioksin-grenseverdier

I det vesentlige bygget på utredningene fra NCASI (1987), Naturvårdsverkets dioxinarbetsgrupp (1987), og Ahlborg og Viktorin (1987) kan risikovurderingene som gjelder mennesker kort oppsummeres som nedenfor.

Det er ingen dødsfall hos mennesker som med sikkerhet er tilskrevet dioksin. Studiematerialet som ligger til grunn for denne konklusjonen omfatter oppfølgingsundersøkelser av ofre fra Sevesoulykken, og ulykker med forurenset mat i Japan og Taiwan, dessuten epidemiologiske studier av befolkningsgrupper og amerikanske veteraner fra Vietnam, samt grupper som har vært eksponert i arbeidsmiljø eller ved arbeidsulykker.

Det er heller ikke med sikkerhet konstatert overhyppighet av kreft hos tilsvarende utsatte befolkningsgrupper. I noen tilfeller har det vært statistisk signifikante utslag, men manglende oversikt over grad av overdosering og mulig interfererende faktorer gjør at det foreløpig ikke kan trekkes sikre konklusjoner.

At dioksiner og særlig 2,3,7,8-TCDD er sterkt kreftfremkallende hos pattedyr (gnagere), er derimot fastslått.

Det er mindre sannsynlig at dioksiner er mutagene (arvestoffendrende) eller genotoksiske. De virker neppe direkte kreftfremkallende i seg selv, men har et kraftig potensiale som samvirkende faktor. Dette betyr at der det forekommer en viss hyppighet av spontan (naturlig) kreftdannelse vil dioksin øke denne hyppigheten betydelig. Likeledes vil dioksin forsterke virkningen av direkte kreftfremkallende stoffer.

Forskjellen mellom å være en såkalt "promotor" av kreft, slik som dioksin, og det å være direkte kreftfremkallende er av betydning ved risikovurderinger. I det første tilfellet regner man med at en terskel må overskrides for at effekten skal vises. Under en viss konsentrasjon i cellene virker en avgiftingsmekanisme og virkningen uteblir. Derimot kan man ikke regne med en slik terskel for direkte kreftfremkallende stoffer. Enhver forekomst i cellene øker da sjansen for en reaksjon med cellens arvestoff og dermed for at kreftfremkallende celler skal oppstå.

I terskeltilfellene kan man mao. regne med å være trygg under et visst nivå. Når det ikke er noen terskel, blir det spørsmål om å regne seg

tilbake fra en viss akseptabel økt krefthyppighet til en grenseverdi for inntak av vedkommende stoff. Det vanlige å regne som akseptabel risiko er for eks. 1 mer krefttilfelle pr. million når dette antallet eksponeres over en livslang periode. Oversatt til Norges befolkning vil det omtrent si ett krefttilfelle mer pr. 10 år - en ikke registrerbar økning. Denne beregningsmåte vil for dioksins vedkommende resultere i et akseptabelt daglig inntak (ADI) på omkring 10-50 femtogram, kg/dag (1 femtogram = 10^{-15} g, dvs. en milliarddel av en milliardels gram).

Imidlertid er det som nevnt overveiende sannsynlig at det er en terskel for dioksins kreftfremmende virkning og i det hele tatt skadelig effekt. ADI-verdien regnes derfor ut ved å bruke en sikkerhetsfaktor på et observert nivå for ingen effekt (alternativt på laveste registrerte effektnivå). Både for akutt giftighet, fosterskade og kreftfremmende virkning ligger nivået for ingen effekt i dyreforsøk på ca. 1 ng/kg kroppsvekt pr. dag (1 nanogram = 10^{-9} g eller en milliarddels gram).

Det er nødvendig å gå ut fra effekter på dyr fordi det ikke finnes materiale for mennesker, da dosene som de rammede har vært utsatt for ikke har latt seg tallfeste tilstrekkelig nøyaktig. Dette er også hovedbegrunnelsen for bruk av sikkerhetsfaktorer ved siden av den særlig lange oppholdstiden 2,3,7,8-TCDD har i mennesker halveringstid på 5 - 6 år (Poiger og Schlatter, 1986). Sikkerhetsfaktorene fremkommer ofte ved å sette sammen først en faktor 10 ut fra risikoen for at mennesker er ømfintligere enn forsøksdyrene, deretter en faktor 10 ut fra hensynet til særlig ømfintlige personer, og endelig en faktor 1-10, som settes skjønsmessig ut fra hvor pålitelige man synes resultatene fra dyreforsøkene er (hvor "gode" forsøk o.l.).

Sikkerhetsfaktorer på 100-1000 ligger derfor under ADI-verdier på 1-10 pg/kg/dag ved livslang eksponering, slik det foreligger forskjellige forslag om i utlandet.

Nå finnes det imidlertid en rekke eksempler på at slike ADI-verdier overskrides i betydelig grad. Det gjelder bl.a. ved å spise feit fisk fra Østersjøen, men det mest kjente eksemplet er spebarn og morsmelk. I Sverige har man regnet ut at spebarn kan få i seg 10-200 pg/kg/dag fra morsmelk, mao. 2-40 ganger en ADI på 5.

Et slikt inntak inkluderer riktignok en omregning av mindre giftige dioksiner til den mest giftige etter antatt forholdsmessig effekt. Men dette er vanlig å gjøre siden eksponeringen som regel består av en

blanding av mer eller mindre kraftig virkende stoffer. (Visse indiksjoner tyder på at slike omregninger representerer en ytterligere sikkerhetsfaktor på 2-3 ganger, da erfaringsmaterialet for omregningen foreløpig er spinkelt).

På grunnlag av bl.a. erfaringer fra ulykker (Seveso, forurensningen av næringsmidler i Japan/Taiwan) samt andre forhold har en ekspertgruppe i Verdens Helseorganisasjon kommet til at amming likevel ikke bør frarådes. Skadeterskelen er neppe nådd, selv om marginalen anses smal. Blant de forhold det er tatt hensyn til ved vurderingen er at mennesker ikke synes å være blant de mest ømfintlige arter ut fra den totalinformasjon som foreligger.

Eventuell fastsettelse av ADI fra norske helsemyndigheters side kan ha stor betydning, ikke bare økonomisk for fiskeriinteresser i berørte områder. Effekten av budskapet til allmenheten vil kunne bli nokså forskjellig om man velger 1 eller 5(10) pg/kg kroppsvekt. Fra et "common sense" synspunkt synes det liten grunn til å dramatisere situasjonen. Det som imidlertid trengs er at man legger ned et betryggende arbeid på å oppspore kildene og begrense tilførslene.