



Statlig program for forurensningsovervåking

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Rapport 630/95

Utførende institusjoner

NIVA

NILU

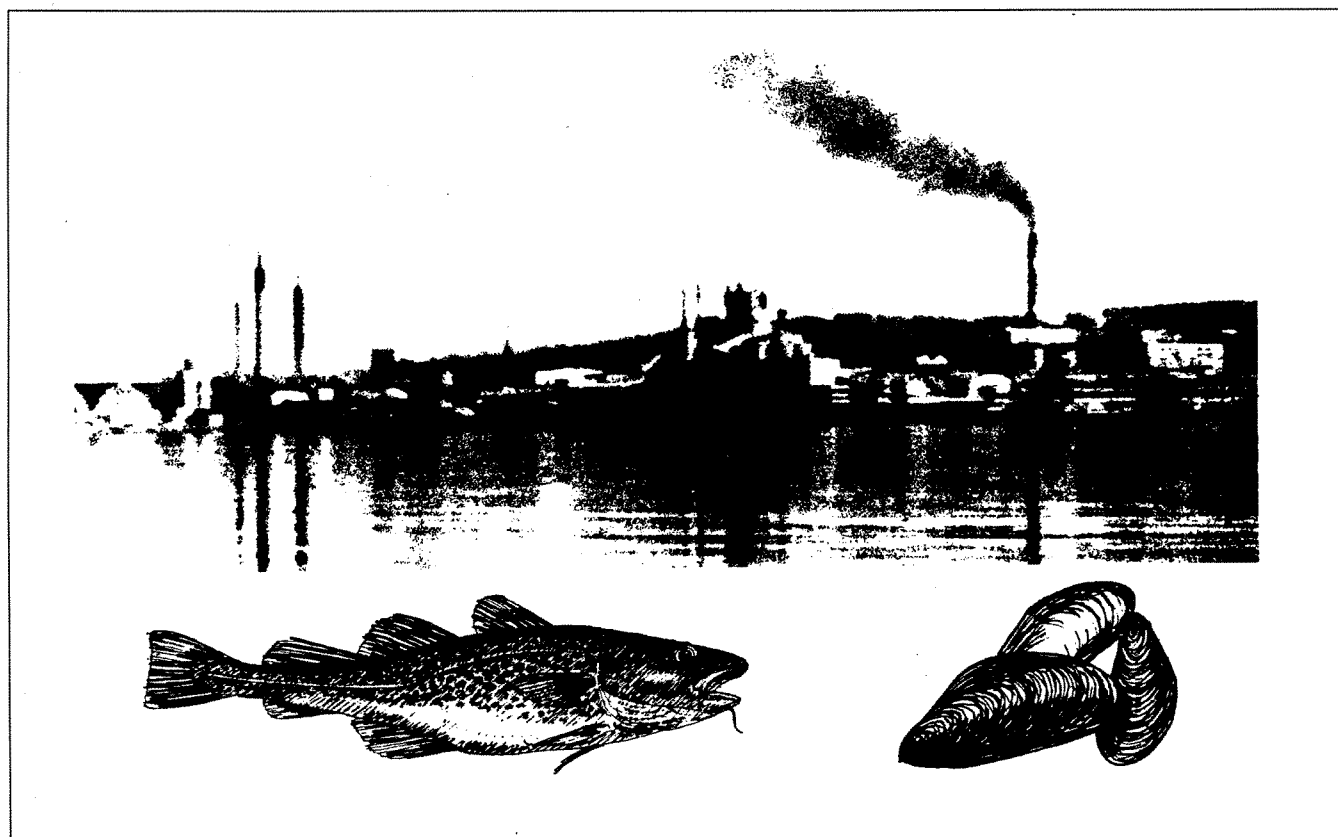
Norges Veterinærhøgskole

/Veterinærinstituttet

Overvåking av miljøgifter i fisk
og skalldyr fra

Grenlandsfjordene

1994



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.: O-800312	Undernr.:
Løpenr.: 3363	Begr. distrib.:

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

Rapportens tittel: Overvåking av Grenlandsfjordene 1994 Overvåkingsrapport nr. 630/95. TA-nr. 1276/1995.	Dato: 28/11-95	Trykket: NIVA 1995
Forfatter(e): Jon Knutzen Aase Biseth Einar Brevik Norman Green	Martin Schlabach Janneche Utne Skåre	Geografisk område: Telemark
	Antall sider: 165	Opplag:

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsg. ref.:
---	------------------

Ekstrakt: Reduksjonen i innholdet av dioksiner o.a. i organismer fra Grenlandsfjordene etter rensetiltakene i 1989 - 90 synes i hovedsaken å ha flatet ut. Imidlertid viste heksaklorbenzen og oktaklorstyren i individuelt analyserte torsk fra Frierfjorden fortsatt svak nedgang. Det vedvarende høye forurensningsnivået i særlig torskelever og skallinnmat av krabber fra Frierfjorden/indre Breviksfjorden antas vesentlig å skyldes forurensede byttedyr. Heller ikke for de ytre områdene ga 1994-resultatene nære utsikter til vesentlige endringer i omsetningsrestriksjoner eller kostholdsråd. Ny analysemetodikk viste at man i torskelever har et betydelig bidrag til giftighetspotensialet fra polyklorerte naftalener. Bidraget kan være mindre i andre arter, men dette må undersøkes. Bløtbunnsfauna hadde fortsatt høyt innhold av dioksiner m.v., men lavere enn i 1989 - 90.
--

4 emneord, norske

1. PCDF/PCDD ("dioksiner")
2. Heksaklorbenzen
3. Oktaklorstyren
4. PCN

4 emneord, engelske

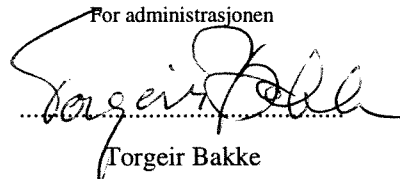
1. PCDF/PCDD ("dioxins")
2. Hexachlorobenzene
3. Octachlorostyrene
4. PCN

Prosjektleder



Jon Knutzen

For administrasjonen



Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2860-8

Norsk institutt for vannforskning

O-800312

**OVERVÅKING AV MILJØGIFTER I FISK OG
SKALLDYR FRA GRENLANDSFJORDENE 1994**

Oslo,

28. november 1995.

Prosjektleder:

Jon Knutzen

Medarbeidere:

Lasse Berglind
Aase Biseth, NILU
Einar Brevik
Unni Efraimsen
Norman Green
Frank Kjellberg
Martin Schlabach, NILU
Gunnar Severinsen
Janneche Utne Skåre, Vet.inst./
NVH

Forord

Overvåkingen i Grenlandsfjordene er en del av Statlig program for forurensningsovervåking, som administreres av Statens forurensningstilsyn (SFT). Undersøkelsene finansieres av SFT og den lokale industrien (Norsk Hydro, Statoil, Union, Elkem PEA). Hovedansvarlig for de forskjellige delene av undersøkelsen har vært:

- Analyse av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) og non-orto PCB og polyklorerte naftalener (PCN): Martin Schlabach og Aase Biseth, NILU.
- Individuelle analyser av klororganiske hovedkomponenter (HCB, etc.) i torskelever fra Frierfjorden: Janneche Utne Skåre, Norges Veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet.
- Øvrige analyser av klororganiske stoffer og polysykliske aromatiske hydrokarboner: henholdsvis Einar M. Brevik og Lasse Berglind, NIVA.
- Statistisk bearbeidelse av data fra langtidsovervåkingen av HCB, etc. i torsk: Norman Green, NIVA.
- Planlegging, administrasjon og rapportering: Jon Knutzen, NIVA.

Innsamlingen av fisk og blåskjell er gjort av Bjørnar Kvalvik, Grenland Miljø- og Resipientservice, Porsgrunn, mens krabbeprøvene er samlet inn av Åshild Johansen, Helgeroa og Åsmund Vinje, Stathelle.

Innsamling av bløtbunnsfauna er foretatt ved UiO's "F/F Trygve Braarud", med Per Holt som skipper og Sindre Holm som mannskap.

Ved NIVA har ellers følgende deltatt i arbeidet:

- Frank Kjellberg og Unni Efraimsen: Opparbeidelse av fisk, krabbe og blåskjell til analyse.
- Anette Juliussen: Innsamling av bunndyr.
- Gunnar Severinsen: Databehandling, datagrafikk.
- Gruppen for organiske analyser.
- Liv Berg: Tekstbehandling.
- Mette Tobiessen: Figurer.

Oslo, 28. november 1995.

Jon Knutzen
Prosjektleder

INNHOOLD

SIDE

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	6
3. MATERIALE OG METODER	8
3.1 Prøver, lokaliteter og analyser	8
3.2 Statistisk bearbeidelse av data fra langtidsserie for torsk fra Frierfjorden	13
4. POLYKLORERTE DIBENZOFURANER/DIOKSINER (PCDF/PCDD) OG NON-ORTO POLYKLORERTE BIFENYLER (PCB)	15
4.1 Spiselige arter	15
4.1.1 Tilstand	15
4.1.2 Utvikling i dioksininnhold	18
4.1.3 PCDF/PCDD-mønstre	25
4.1.4 Toksitetsekvivalenter fra non-orto PCB	26
4.2 Mageinnhold av torsk, blandet bløtbunnsfauna og dyreplankton	28
5. ORIENTERENDE ANALYSER AV POLYKLORERTE NAFTALENER (PCN) I 1993-MATERIALET	31
6. HCB, OCS, DCB OG ØVRIGE KLORORGANISKE STOFFER	33
6.1 Langtidsserien med individuelle analyser	33
6.2 Blandprøver av fisk og skalldyr	40
6.2.1 Fisk	40
6.2.2 Skalldyr	49
6.3 Torsks mageinnhold	57
7. MENGDEFORHOLD MELLOM HOVEDKOMPONENTER OG $TE_{PCDF/PCDD}$	58
8. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I BLÅSKJELL	61
9. VIDERE ARBEID	62
10. REFERANSER	63
VEDLEGG (RÅDATA):	
1. Karakteristikk av prøver	
2. Rådata for NILUs analyser av PCDF/PCDD i fisk og skalldyr	
3. PCDF/PCDD-profiler i fisk og skalldyr	
4. PCDF/PCDD i bløtbunnsfauna og mageinnhold av torsk	
5. NILU-analyser av PCN i torskelever	
6. Individuelle analyser av HCB, etc. i torskelever (Vet.inst./NVH)	
7. Lengde og vekt av individuelt analyserte torsk fra Frierfjorden 1968 - 1994	
8. NIVA-analyser av HCB/OCS/DCB, etc. i blandprøver	
9. Utvikling i konsentrasjonene av HCB, OCS og DCB i fisk og skalldyr 1990 - 1994	

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

- I. Hovedhensikten med overvåkingen i Grenlandsfjordene 1994 har vært å videreføre observasjonene av utviklingen etter den sterke reduksjonen i utslipp av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) og andre klororganiske forbindelser fra sommeren 1990.

Kartleggingen av tilstand og utvikling skal gi miljøvern- og næringsmiddelmyndighetene grunnlag for å bedømme behovet for eventuelle ytterligere tiltak og undersøkelser, og for mulig ajourføring/revisjon av omsetningsforbud og kostholdsråd. Overvåkingen skal også dekke informasjonsbehovet hos allmenheten og ulike brukerinteresser, spesielt ervervs- og fritidsfiske.

For første gang rapporteres konsentrasjoner av enkeltforbindelser av polyklorerte naftalener (i torskelever fra 1993) og beregning av PNCs bidrag til samlet giftighetspotensiale.

Som tilleggsundersøkelser er det gjort gjentatte dioksinanalyser av bløtbunnsfauna (potensielle byttedyr og utgangspunkt for næringskjedetransport) og av mageinnhold i torsk.

- II. 1994 er det fjerde året med direkte utslipp til vann av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) og andre bestandige klororganiske stoffer på mindre enn 1% av 1989-belastningen (tabell 1). Også kjente utslipp av polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) har vært lave/moderate siden 1992.
- III. Spiselige organismer fra Frierfjorden og indre Breviksfjorden/Eidangerfjorden vedvarte å være markert til sterkt forurenset med dioksiner, heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS) og dekaloribifenyl (DCB).

Jevnført med et "antatt høyt bakgrunnsnivå" (= "normalnivå") ble det observert overkonsentrasjoner av dioksiner i torskelever på ca. 50/30 ganger i Frierfjorden/Breviksfjorden og i krabbesmør (del av skallinnmaten) ca. 100/35 ganger; i filet av skrubbe og blåskjell fra indre Breviksfjorden omlag 50 og 40 ganger. Andre arter viste lavere kontamineringsgrad ($\approx 5 - 20$ ganger). Både i torskelever og krabbesmør avtok dioksininnholdet raskt utover i fjordsystemet; til omkring 7 ganger på "normalnivået" på åpen kyst ved Såstein (figur 1).

10 gangers overkonsentrasjon i blåskjell fra Helgeroa bekreftet Frierfjordens rolle som kilde for spredning av dioksiner o.a. til deler av Skagerrakkysten.

De maksimale overkonsentrasjonene av HCB, OCS og DCB var større enn for dioksiner, men sistnevnte er avgjørende for at det fremdeles neppe er aktuelt å endre på kostholdsråd eller lempe på omsetningsrestriksjoner (vurderes av Statens næringsmiddeltilsyn).

- IV. I hovedsak viste PCDF/PCDD og de øvrige klororganiske stoffene ingen eller uvesentlig nedgang fra 1993 til 1994, i enkelte tilfeller (tilsynelatende) svak økning.

Resultatene bekrefter dermed mistanken om at reduksjonen er i ferd med å flate ut. En hovedårsak antas å være næringskjedetransport som starter med byttedyr som lever i de forurensete overflatesedimentene i Frierfjorden /indre Breviksfjorden. Dette er en situasjon

som - uten tiltak - bare langsomt vil endre seg ved fortytning med rene partikler (3 - 5 mm sedimentasjon i året i Frierfjorden). Sannsynligvis vil år 2000 passeres før man risikofritt kan spise lever av torsk fisk og skallinnmat av krabbe fra Frierfjorden.

- V. Analysene av PCN i torskelever fra 1993 viste at dioksinlignende forbindelser i denne stoffgruppen ga et relativt bidrag til sum toksisitetskevalenter (TE = samlet giftighetspotensiale) på omkring 35% i Frierfjord-torsk (mot ca. 50% fra dioksinene og ca. 15% fra dioksinlignende PCB). Den relative betydning av PCN var mindre i torskelever fra Breviksfjorden og Såstein. Tidligere data antyder at det prosentvise bidraget til TE kan være lavere i andre arter/vev enn i torskelever.
- VI. Både bløtbunnsfauna og mageinnhold hos torsk hadde høyt innhold av PCDF/PCDD, HCB, OCS og DCB, 10 - 20 ganger høyere i materiale fra Frierfjorden enn i tilsvarende prøver fra Breviksfjorden. Jevnført med bløtbunnsfauna fra ytre Oslofjord var dioksininnholdet i prøven fra Frierfjorden 500 - 1000 ganger høyere.

Med forbehold om noe ulik artssammensetning, var det et oppmuntrende trekk at dioksininnholdet i bløtbunnsdyrene fra 1994 var redusert til omkring halvparten av i 1989/90.

- VII.PAH-innholdet i blåskjell var omtrent som det har vært de siste 3 - 4 årene, dvs. med overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 5 - 10 og 2 - 4 ganger, henholdsvis i skjell fra indre Breviksfjorden og Helgeroa.

- VIII.Forslag til videre arbeid i Grenlandsfjordene er fremlagt i et langtidsprogram som skal drøftes med SFT, lokale myndigheter og industrien. (Programmet omfatter også generell vannkvalitet i relasjon til overgjødning, vannutskifting/oksygen i dypvannet og økologiske undersøkelser). For miljøgiftsiden av problemet vil det være nødvendig/ønskelig bl.a. med en nærmere kartlegging av PCN, fornyede sedimentobservasjoner og spesialundersøkelser med henblikk på en modell for transport/omsetning og dermed bedre grunnlag for å bedømme fremtidsutsiktene. Det mer eller mindre faste overvåkingsprogrammet fra 1991 vil bidra med en del av de nødvendige inngangs-data til en slik modell.

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Hovedårsaken til overvåkingen i Frierfjorden med utenforliggende områder er det fremdeles høye forurensningsnivået fra de tidligere utslipp av klororganiske stoffer (særlig dioksiner) fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk på Herøya. Forurensningene har medført begrensninger på utnyttelsen av fisk og skalldyr til mat. Gjeldende kostholdsråd og restriksjoner fra Statens næringsmiddeltilsyn (SNT, 1991, vurdert igjen og opprettholdt i 1992) er:

- **Omsetningsforbud** for fisk og skalldyr fanget innenfor Brevikbroen (inkludert sjøørret fra alle vassdrag som munner ut i Frierfjorden), videre for krabbe og blåskjell fra området innenfor linjen Mølen - søndre Såstein - fastlandet, se figur 1.
- **Påbud** om at fisk fanget mellom Brevikbroen og ovennevnte grense skal omsettes sløyet og uten lever (unntatt sild, makrell, brisling o.a. som vanligvis selges som rund fisk).
- **Råd** om ikke å spise fisk fra området innenfor Brevikbroen, sjøørret fra Skienselva, Herreelva og andre vassdrag som munner ut i Frierfjorden og heller ikke krabbe, blåskjell eller fiskelever fra fangststeder innenfor linjen Mølen - Såstein - fastlandet.

Utviklingen mht. belastning med organiske miljøgifter er vist i tabell 1. (Størrelsesordenen av årlige utslipp før 1989 er angitt i Knutzen og Green, 1991). For de senere år baserer tabellen seg på opplysninger fra Hydro Porsgrunn og SFT/Telemark.

Tabell 1. Utslipp av klororganiske miljøgifter og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) til Skienselva/Frierfjorden 1975 - 1994.

	HCB + OCS + 5CB ¹⁾ kg/år	DCB ¹⁾ kg/år	TCDD-ekv. ²⁾ g/år	PAH kg/år
1975	> 5000		?	-
1976	≈ 1500		?	≈ 3000
1977-86	≈ 400 - 600		≈ 300 - 500	≈ 1500 - 10000 ³⁾
1986-89	≈ 400 - 600	≈ 32	≈ 300 - 500	≈ 500 - 2500
1990	≈ 250 ⁴⁾	-	≈ 200 ⁴⁾	≈ 350
1991	≈ 6 ⁵⁾	≈ 0.9	≈ 8 ⁵⁾	≈ 250
1992	≈ 2.5 ⁵⁾	≈ 0.4	≈ 1.6 ⁵⁾	≈ 50
1993	≈ 3.9 ⁵⁾	≈ 0.6	≈ 1.15	≈ 34 ⁶⁾
1994	≈ 6.1 ⁵⁾	≈ 0.8	≈ 2.6	≈ 70 ⁶⁾

1) HCB = Heksaklorbenzen, OCS = oktaklorstyren, 5CB = Pentaklorbenzen, DCB = dekaklorbifenyl.

2) Utslippene av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner omregnet til ekvivalenter av den giftigste av disse forbindelsene etter Ahlborg et al. (1988).

3) Sterkt varierende og usikre tall.

4) Redusert til ca. halv belastning ved årsskiftet 1989/90, redusert videre ca. 1/7 1990 til hhv. ca. 20 kg og 12 g på årsbasis.

5) Basert på hhv. vannføringsproporsjonale månedsblandprøver (HCB, etc.) og kvartalsblandprøver (lite varierende vannføring).

6) Fra Elkem PEA; i tillegg kommer episodisk tilførsel og diverse mindre (diffuse) kilder, som sammenlagt muligens overstiger Elkems bidrag.

Det ses at utslippene har gått sterkt ned. I forhold til 1989 har den direkte belastningen med klororganiske forbindelser vært redusert med 99% eller mer siden 1992. Luftutslippene av TCDD-ekvivalenter var i 1994 3.6 gram. Mens det gikk ca. 5.1 kg HCB og vel 0.3 kg OCS til vann, var luftutslippene hhv. ca. 130 og ca. 20 kg. En orienterende analyse av polyklorerte naftalener (PCN) i avløpsvann viste et nåværende bidrag til sum TE på bare 3.5%.

I tillegg til dette må nevnes Natur og Ungdoms avsløringer i 1995 av betydelig PCB-kontaminering på området til en gjenvinningsbedrift i Skien. Tilførslene til fjorden er foreløpig ikke beregnet, men synes ikke spesielt store ut fra resipientdata.

Også i 1994 har hovedformålet med overvåking vært å følge utviklingen mht. innholdet av giftige stoffer i spiselige organismer. Giftighetsnivåene er avgjørende for eventuelle revisjoner av omsetningsforbud og kostholdsråd, og en del av grunnlaget for å bedømme eventuelle ytterligere tiltak. Overvåkingen tilsikter også å holde brukerinteresser og allmenheten orientert.

De planlagte analysene av polyklorerte naftalener (PCN) i torskelever fra 1993 er utført og rapporteres sammen med 1994-data. Analysene ha muliggjort mer eksakte beregninger av PCNs bidrag til toksisitetsekvivalenter enn tidligere.

For å kaste mer lys over årsaken til at nedgangen i dioksininnholdet i fisk synes å ha flatet ut (på et delvis uakseptabelt nivå), rapporteres også resultatene fra en spesialundersøkelse av dioksininnholdet i bunndyr (potensielle byttedyr) og mageinnholdet i torsk.

Innsamlingen av bunndyr ble gjort ved Oslo Universitets forskningsfartøy "Trygve Braarud" 31/8 - 1/9 1994 og omfattet foruten indre del av Frierfjorden og indre del av Breviksfjorden en referansestasjon i ytre Oslofjord (området fra Rauerkollen retning Sletter). Innsamlingen ble foretatt dels med Beyerslede, dels med Ockelmanslede, som i utgangspunktet samler dyr henholdsvis på og like over sedimentet, og arter som lever litt nede i bunnavleiringene. Noe problemer med prøvetakingen medførte imidlertid at til dels gravende former også kom med i Beyerslede-prøvene. En karakteristik av prøvenes sammensetning (dominerende grupper) er gitt i vedlegg 1. Det var også planlagt å analysere dyreplankton fra vertikale håvtrekk med Nansen-nett, men det ble bare materiale nok til analyse i prøvene fra Breviksfjorden.

Mageinnholdet av torsk er fra blandprøvene av denne arten samlet i mai fra Frierfjorden og Breviksfjorden (20 stk. fra hver fjord). Mageinnholdet fra de to prøvestedene ble hver splittet i to fraksjoner, dvs. en blandprøve fra "fast" mageinnhold i form av overveiende hele byttedyr, og en prøve der innholdet var halvfordøyd og ikke identifiserbart. Hensikten var å se om det var noen vesentlig forskjell i dioksininnholdet i "ferske byttedyr" fra de to fjordene. Prøvene av mageinnhold er nærmere karakterisert i vedlegg 1.

Resultatene fra et internt NIVA-prosjekt vedrørende utskillelse av klororganiske stoffer hos torsk og skrubbe overført fra Frierfjorden til rene omgivelser, er rapportert for seg (Knutzen et al., 1995a), men trekkes inn i vurderingen av fremtidsutsiktene for fiskens spiselighet.

3. MATERIALE OG METODER

3.1. Prøver, lokaliteter og analyser

Opplegget for overvåkingen har stort sett vært det samme som i 1993, men i tillegg kommer de nevnte spesialundersøkelser (PCN-analyser, dioksinregistrering i bunndyr og mageinnhold).

Undersøkelsesområdet er vist i figur 1, og prøvematerialet fremgår av tabell 2. Nærmere detaljer om blandprøvene av fisk og skalldyr finnes i vedlegg 1, og midlere vekt og lengde for den individuelt analyserte torsken fra Frierfjorden 1968 - 1991 i vedlegg 5. Materialet hadde i hovedsaken normalt utseende. I torsk fra Såstein og Breviksfjorden var sorte prikker i huden utbredt, derimot ikke i Frierfjordtorsk. En del av Såstein-eksemplarene hadde åpne sår eller bloduttredelser (garnskader?). Leverfargen hos torsk var stort sett gul - gulrød, i et mindre antall tilfeller rødgul - rød. Også noen av ålene fra Breviksfjorden hadde åpne sår og enkelte hadde bleke flekker i huden.

Materialet er noe mindre enn tidligere år og konsentrert om ytre del av området (fra Breviksfjorden og utover), da det er her det er best utsikter til å kunne lempe på kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner.

Av tabell 2 ses at materialet har bestått av blandprøver, bortsett fra langtidsserien med analyser av HCB/OCS/DCB/Hg i torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden. Sistnevnte prøver er opparbeidet og analysert ved Fellesavdelingen for farmakologi og toksikologi ved Norges Veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet (for analysemetodikk, kfr. Marthinsen et al., 1991).

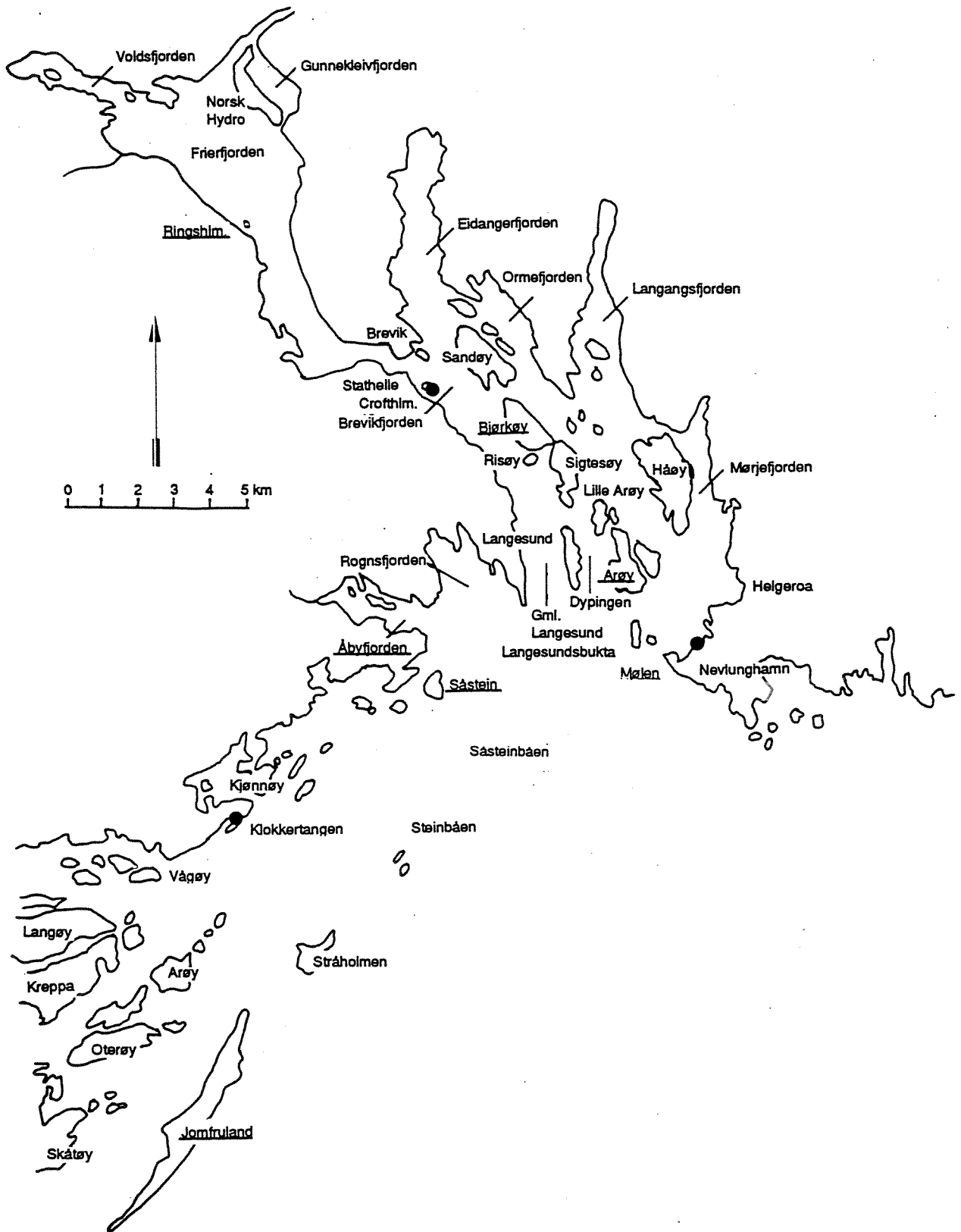
Øvrige prøver er opparbeidet ved NIVA og homogenisert i Ultra Turrax T25 eller TEFAL food prosessor. (Sistnevnte benyttes ved større prøvemengder (> 100 - 200 g) eller tyngre homogeniserbart materiale). Etter fordeling av homogenisater er analysene utført ved:

- NILU (PCDF/PCDD, non-orto PCB og PCN), etter metodikk beskrevet hos Schlabach et al. (1993), Oehme et al. (1994) og Schlabach et al. (1995).
- NIVA (andre klororganiske stoffer og PAH).

For de klororganiske analysene ved NIVA blir frysetørret materiale tilsatt PCB 53 som indre standard og ekstrahert to ganger med en blanding av cykloheksan og aceton ved bruk av ultralydsonde. Det samlede ekstrakt tilsettes destillert vann for å skille vann/aceton fra cykloheksan-fasen. Etter gjentatt vasking av cykloheksan med destillert vann, tørkes cykloheksanekstraktet og inndampes til tørrhet for fettvektbestemmelse. For videre analyse veies en del av fett ut, løses i cykloheksan og forsåpes med konsentrert svovelsyre.

Før kvantitativ analyse ved NIVA blir ekstraktet inndampet til ønsket volum i små glødede prøveglass. Identifisering og kvantifisering av klororganiske komponenter utføres på gasskromatograf (GC) med 60 m kapillærkolonne og elektroninnfangningsdetektor (ECD). Kvantifisering utføres via egne data-program ved bruk av 8-punkts standardkurver, og konsentrasjonsnivået til alle parametre som skal kvantifiseres justeres til å ligge innenfor standardkurvens lineære område.

Analyseresultatene kvalitetssikres ved blant annet å analysere kjente standarder for hver tiende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyse-



Figur 1. Kart over Grenlandsfjordene og Telemarkskysten med stasjoner for innsamling av blåskjell (fylte sirkler) og krabbe (understreknet).

prosessen ved bruk av internasjonalt sertifisert referansemateriale (SRM 349, torskeleverolje og CRM 350, makrellolje), regelmessig blindprøvetesting og hyppig kalibrering av instrumentene ved bruk av 8-punkts standardkurver. Langtidsvariasjonsstudier basert på månedlige analyser av internasjonalt sertifisert referansemateriale, gir et relativt standardavvik på mellom 5 - 10% for enkeltforbindelser av PCB (PCB kongenere). Deteksjonsgrensene varierer med den analyserte prøvemengde, men ligger vanligvis for PCB-kongenere i området fra 0.1 til 0.2 µg/kg våtvekt.

Ved bestemmelse av PAH-komponenter ved NIVA tilsettes prøven 7 deutererte PAH-komponenter som indre standarder. Prøvene forsåpes med lut (KOH) og metanol (modifisert Grimmer og Bøhnke, 1975). Ekstraksjonen av PAH foretas med n-pentan og ekstraktet renses med DMF/vann (9:1) og ved kromatografering på silicagel. Identifisering og kvantifisering er utført med GC/MSD (masseselektiv detektor). Resultatene kontrolleres ved jevnlig analyse av internasjonalt sertifisert referansemateriale for blåskjell (SRM 1974) og eget biologisk materiale. GC/MSD-instrumentet kalibreres hyppig ved bruk av sertifiserte PAH-standardblandinger. Relativt standardavvik for gjentatte bestemmelser av enkeltforbindelser av PAH er i middel 6.4% (1.2 - 13.4%) og deteksjonsgrensen er vanligvis ca. 0.2 µg/kg våtvekt.

Fettvektsbestemmelse utføres ved NIVA ved å ekstrahere prøven med en blanding av cykloheksan og aceton ved bruk av ultralydsonde. Cykloheksan-fasen som inneholder den ekstraherte fettmengde, inndampes til tørrhet og settes i varmeskap ved 105°C over natten til konstant vekt. Fettmengden bestemmes gravimetrisk.

Siden det kan tenkes at ulike ekstraksjonsprosedyrer og bruk av ulike organiske løsemidler kan virke inn på fettprosenten, foretok NIVA og NILU sommeren 1993 en felles ringtest. I denne ringtesten inngikk 6 prøver av krabbesmør. Fettprosenten ble bestemt etter den beskrevne NIVA-metode, mens NILU bestemte fettinnholdet ved bruk av diklormetan og en blanding av cykloheksan/aceton. Den totale spredning i fettprosent-bestemmelsen ble funnet å være mindre enn 10% mellom de ulike metoder, noe som ble ansett å være tilfredsstillende når det gjelder kartlegging av nivåvariasjoner av klororganiske komponenter i krabbesmør. Dette skulle bety at de to instituttene produserer sammenlignbare data når det gjelder bestemmelse av klororganiske komponenter i prøver av biologisk materiale. Se imidlertid kommentarer i årsrapporten for 1993 (Knutzen et al., 1995) vedrørende de relativt store usikkerheter man må regne med ved bestemmelser i vev med lavt fettinnhold, dvs. under 1 - 2%. Resultater av analyser på parallelle homogenisater i 1994 ved NIVA/NILU fremgår av vedlegg 1. Det ses at forskjellene til dels er betenkelig store. Dette er særlig uheldig, fordi klororganiske miljøgifter analyseres på det ekstraherte fett, og konsentrasjonene følgelig vil bero på fettekstraksjonens effektivitet.

Tabell 2. Analyser og prøver fra overvåkingen av Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1994 (for prøvesteder/innsamlingsområder kfr. figur 1) pluss prøver fra referansestasjon i Oslofjorden (bare bunndyr og zooplankton).

Analyser	Prøver/sted/tid/antall i blandprøver/antall enkeltanalyser				
PCDF/PCDD og non-orto PCB (Blandprøver)	Torskelever	Frierfjorden	mai	n = 20	
	"	Breviksfjorden	mai	n = 20	
	"	Såstein	mai	n = 20	
	Torskerogn	Frierfjorden	mai	n = 20	
	"	Breviksfjorden	mai	n = 20	
	"	Såstein	mai	n = 20	
	Sjørørret, filet	Breviksfjorden	april	n = 17	
	Skrubbe, filet	Breviksfjorden	mai	n = 20	
	Ål, filet	Breviksfjorden	mai	n = 20	
	Sild, filet	Langesundsbukta	mars	n = 20	
	Makrell, filet	Breviksfjorden	august	n = 20	
	Krabbesmør	Ringshlm./Frierfj.	7 - 14/10	n = 20	
	"	Bjørkøybåen/ Breviksfjorden	15 - 18/10	n = 20	
	"	Arøya/Dybingen	19 - 21/10	n = 20	
	"	Såstein	oktober	n = 20	
	"	Åbyfjorden	"	n = 20	
	Reker	Breviksfjorden	15/6	n = ≈ 125	
	"	Håøyfjorden	22/7	n = ≈ 140	
	Blåskjell	Crofthlm./ Breviksfjorden	11/5	n = 50	
	"	Helgeroa	11/5	n = 50	
	Bunnfauna:				
	Ockelmanslede	Frierfjorden	1/9	-	
	"	Breviksfjorden	1/9	-	
	"	Rauerkollen/Oslofj	31/8	-	
	Beyerslede	Breviksfjorden	1/9	-	
	"	Rauerkollen/Oslofj	31/8	-	
Zooplankton:					
Vert. håvtrekk	Breviksfjorden	1/9	-		
"	Rauerkollen/Oslofj	31/8	-		
 Mageinnhold, torsk					
	2 pr. Frierfj. og	mai	-		
	2 pr. Breviksfj.		-		

Tab. forts. neste side.

(Tab. 2 - forts.)

Analyser	Prøver/sted/tid/antall i blandprøver/antall enkeltanalyser			
HCB/OCS/DCB (individ. anal.)	Torskelever "	Frierfjorden Eidangerfjorden	okt. - nov. " "	n = 53 n = 15
HCB/OCS/DCB o.a. klororgan. (blandprøver)	Som for PCDF/PCDD ovenfor, minus bunnfauna/zooplankton, men med tillegg av: torskefilet Frierfjorden/Breviksfjorden og rest skallinnmat av taskekrabbe fra Ringsholmene, Bjørkøybåen, Arøya, Åbyfjorden og Såstein.			
PAH (blandprøver)	Blåskjell	Crofthlm./ Breviksfj.	11/5	n = 50
PCN	Torskelever	Frierfj./Breviks- fj./Såstein	1993	N = 18/20/20

3.2. Statistisk bearbeidelse av data fra langtidsserie for torsk fra Frierfjorden

53 torsk fra Frierfjorden er analysert individuelt for innhold av HCB/OCS/DCB i lever som en fortsettelse av serien som startet i 1968 for kvikksølv og i 1975 for de klororganiske forbindelsene (tabell 3). (Ikke analysert kvikksølv i filet i 1994-materialet).

Tabell 3. Samlet materiale av 1162 torsk fra Frierfjorden til og med 1994.

Variable	Antall fisk
Vekt	1162
HCB i lever	1035
OCS i lever	1035
DCB i lever	917
Hg i filet	1056

Data er \log_{10} -transformert og gruppert i årsperiode fra 1/7 til 30/6. Hver periode er identifisert med et årstall for 1. halvår i perioden, slik at f.eks. 1/7-84 - 30/6-85 er benevnt som periode 84. (Fra og med 1985 er alle prøver fra oktober/november).

Under stabile forhold (dvs. liten belastningsendring over tid) har tidligere undersøkelser vist en positiv sammenheng mellom konsentrasjon og vekt, vanligvis lineært i log-skala. Det kan være bedre sammenheng mellom konsentrasjon og alder enn mellom konsentrasjon og vekt, men det er for få fisk hvor alder er oppgitt i det materialet som finnes. For hver årsperiode er det beregnet regresjon av $\log_{10}(\text{kons})$ mot $\log_{10}(\text{vekt})$. Midlere regresjons-koeffisient over alle år for denne sammenhengen er deretter beregnet som veiet middel over års-koeffisienten. Hver års-koeffisient er gitt en vekt $1/SD^2$, hvor SD er standardavviket for årsverdien på regresjonskoeffisienten. Det gir det mest nøyaktige estimatet. Det er undersøkt om det er bedre å bruke ulik regresjonskoeffisient fra år til år. Estimatenes for regresjonskoeffisientene fra år til år varierer sterkt, men det er ikke mulig å si om dette skyldes tilfeldige variasjoner i utvalget av fisk, eller om det er reelle variasjoner i vektavhengighet fra år til år. Vekt-korrigeringen er derfor foretatt som før, med en felles regresjonskoeffisient for hele tidsperioden, bestemt som et veiet gjennomsnitt av regresjonskoeffisientene fra de enkelte år.

Analysene på det utvidede datasettet har gitt bare små endringer i vekt-korrigeringen jevnført med fra 1993:

$\log(\text{HCB})$	$= \log(\text{HCB}_1)$	$+ 0.85 \log(\text{vekt})$	som i 1993
$\log(\text{OCS})$	$= \log(\text{OCS}_1)$	$+ 0.85 \log(\text{vekt})$	endret fra 0.84
$\log(\text{DCB})$	$= \log(\text{DCB}_1)$	$+ 0.65 \log(\text{vekt})$	endret fra 0.64
$\log(\text{Hg})$	(Kvikksølvanalyser - utelatt i 1994).		

Vekt skal settes inn målt i kg. Verdiene $\log(\text{HCB}_1)$, etc. angir for hvert eksemplar log - konsentrasjon korrigeret til fisk med vekt 1 kg, og middelverdiene i fig. 6 - 8 er beregnet ut fra dette.

Det er gjort analyse på log(vekt) for å se mulige systematiske forskjeller i fiskestørrelse mellom ulike år, og om det i tilfelle kan ha sammenheng med de observerte konsentrasjonene av heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS) og dekaloribifenyyl (DCB). Variasjonene i gjennomsnittsvekt viste ingen markert sammenheng med variasjonene over tid i verdiene for HCB, OCS eller DCB. Torsk fra Eidangerfjorden er ikke med i de her nevnte analysene (dvs. dataene er ikke vektkorrigert).

For å teste om verdiene fra to år er signifikant forskjellige er det brukt en enveis varians-analyse (ANOVA) på \log_{10} -transformerte data. Regresjonsanalyser og ANOVA-testene er gjennomført ved hjelp av MINITAB versjon 8.0 statistikkpakke.

4. POLYKLORERTE DIBENZOFURANER/DIBENZO-P-DIOKSINER (PCDF/PCDD) OG NON-ORTO POLYKLORERTE BIFENYLER (PCB)

4.1. Spiselige arter

Dioksinresultatene fra 1994 er oppsummert i tabellene 4 (fisk) og 5 (skalldyr). Rådata fra NILUs analyser er gjengitt i vedlegg 2. Et par av resultatene er noe usikre pga. ikke tilfredsstillende gjenvinning av vedkommende stoff. Det gjelder 2,3,7,8-TCDF i torskelever fra Breviksfjorden og flere kongenere i prøven av blåskjell fra Croftholmen; bl.a. TCDF, PeCDF og HxCDF.

Utviklingen siden observasjonene startet fremgår av figur 2 - 5.

4.1.1. Tilstand

Nivåene gjenspeiler fortsatt markert til sterk grad av forurensning. I henhold til nyere data (kfr. sammenstilling i Knutzen, 1995 med ref.) bør innholdet at $TE_{PCDF/D}$ (sum toksisitetsekvivalenter fra PCDF/PCDD) i materiale fra bare diffust belastede områder på norskekysten i hvert fall ikke overstige (ng/kg våtvekt):

Torskelever:	10 - 20
Sjøørret:	0.5 - 1 (?)
Ål:	1 - 2
Skrubbe:	0.1 - 0.2
Sild:	1 - 2
Makrell:	0.5 - 1
Krabbesmør:	10 - 20
Reker:	0.3 - 0.4 (?)
Blåskjell:	0.1 - 0.2

(?) markerer usikkerhet pga. få referansedata. (Laveste intervallgrense for torskelever, taskekrabbe og blåskjell er 1/2 - 1/3 av øvre grense benyttet i SFTs klassifiseringssystem (kfr. Knutzen et al., 1993a). For ørrets vedkommende kan legges til at Mayer (1995) rapporterte at det i ferskvannsrørret fra Tyskland med fettprosent på 0.8 - 8.1 (gjennomsnitt 3.5), var et TE-innhold på 0.16 - 0.74 ng/kg (gjennomsnitt 0.32). Ovennevnte øvre grense for "normalnivået" i ørret kan dermed synes litt høyt.

Sammenlignet med dette representerer tallene i tabellene 4 - 5 følgende overskridelser (ca. antall ganger):

Torskelever, Frierfj./Breviksfj./Såstein:	≈ 50/30/7
Sjøørret, Breviksfj.:	≈ 5 (?)
Ål, Breviksfj.:	≈ 10
Skrubbe, Breviksfj.:	≈ 50
Sild, Langesundsbukta:	≈ 4
Makrell, Breviksfj.:	≈ 5
Krabbesmør, Ringsholm./Bjørkøyb./Arøya/Såstein/Åbyfj.:	≈ 100/35/3/7/5
Reker, Breviksfj./Håøyfj.:	≈ 20/8 (?)
Blåskjell, Crofthlm./Helgeroa:	≈ 40/10

I relasjon til konsum og den anbefalte øvre grense på 35 pg/kg kroppsvekt ukentlig - livslangt - inntak (Ahlborg et al., 1988), tilsvarende ca. 2.5 ng TE pr. uke for voksne, er det særlig innholdet i torskelever og krabbesmør (brunkjøttet i skallinnmaten) som peker seg ut som betenkelige.

Man kan merke seg at det bemerkelsesverdig lave dioksininnholdet i ål fra Breviksfjorden i 1993 (Knutzen et al., 1995a) ikke ble bekreftet ved målingene i 1994-materialet fra samme sted. (Så lavt som 1993-nivået ble registrert til, dreier det seg trolig om en uopplart analysefeil).

De første observasjonene av dioksininnholdet i **torskerogn** (tabell 4) viste omlag samme avstandsgradienter som i torskelever, dvs. et forhold på nærmere 10 : 1 mellom innerste og ytterste prøvested. Så vidt vites foreligger ikke resultater fra referanseområder, og forurensningsgrad i form av overkonsentrasjoner kan derfor ikke angis. Imidlertid samsvarer konsentrasjonene på fettbasis med det man finner i lever (tabell 4), hvilket tyder på samme kontamineringsgrad.

Det kan bemerkes at 20 ng TE/kg våtvekt er under halvparten av de laveste toksisitetsgrenser som har vært antydning for egg hos amerikanske laksefisk (55 - 400 ng/kg i henhold til Smith et al., 1994 med ref. og Walker et al., 1994). Men hvis man antar proporsjonal nedgang i rogn og lever, har grensen vært godt overskredet i torsk fra Frierfjorden før 1990 og særlig før 1976, da konsentrasjonen i lever ble målt til over 37000 ng/kg (Knutzen og Oehme, 1993), dvs. nærmere 50 ganger høyere enn nå.

I likhet med tidligere viser målingene på de fjerneste prøvestedene for torsk, krabbe og blåskjell at Frierfjorden - Grenlandsfjordene fremdeles representerer et betydelig kildeområde for spredning av dioksiner. Gjentatte undersøkelser nedover Skagerrakkysten for å finne influensområdets utstrekning er ett av elementene i det nå utarbeidede forslag til langtidsprogram (1996 - 2000) for overvåkingen i Grenlandsfjordene og tilgrensende kyststrekninger

Til sammenligning med dataene i tabell 4 - 5 fant Heida et al. (1995) et gjennomsnittsinhold på over 90 ng TE/kg våtvekt i ål fra en lokalitet i Nederland (opp til 187 ng/kg v.v. av 2,3,7,8-TCDD, som ved analyse av 10 eksemplarer varierte med en faktor på over 40). Delvis høye verdier i hepatopankreas av en krabbeart fra vestkysten av USA/Canada er rapportert av Starodub et al. (1995) og Hagen et al. (1995). Observasjonene til Miyata et al. (1994) viste over 1 ng TE/kg våtvekt i blåskjell fra en rekke steder i Japan. TE fra non-orto PCB var imidlertid enda høyere og utgjorde ofte mer enn det dobbelte av bidraget til sum TE fra dioksiner.

Som generelt interessant for å vurdere dioksinforurenede lokaliteter kan nevnes oversiktsartikkelen til Grimwood og Dobbs (1995).

Tabell 4. Sum toksisitetsekvivalenter (TE)¹⁾ og TE fra utvalgte forbindelser av PCDF/PCDD i lever og rogn av torsk (*Gadus morhua*); i filet av sjøørret (*Salmo trutta*), ål, (*Anguilla anguilla*), skrubbe (*Platichthys flesus*), sild (*Clupea harengus*) og makrell (*Scomber scombrus*) fra Grenlandsfjordene 1994. Konsentrasjoner i ng/kg/våtvekt (sum TE også i ng/kg fett).

Arter/ prøvesteder	ΣTE		2378-	23478-	123478/ 123479-	123678-	2378-	12378-	123678-
	ng/kg v.v	ng/kg fett	TCDF	PeCDF	HxCDF	HxCDF	TCDD	PeCDD	HxCDD
Torskelever									
Frierfj.	799	2371	29.1	144	242	143	122	17.9	26.1
Breviksfj.	457	1085	62.2	89.0	83.9	73.3	92.9	10.2	11.7
Såstein	102	245	10.4	16.5	20.4	19.1	21.8	2.4	2.9
Torskerogn									
Frierfjorden	20.5	≈ 2000 ²⁾	0.39	4.00	10.1	2.32	2.26	0.29	0.35
Breviksfj.	7.7	663	1.10	1.50	1.10	1.16	1.87	0.20	0.21
Såstein	2.6	244	0.34	0.42	0.81	0.32	0.46	0.05	0.04
Sjøørret									
Breviksfj.	3.97	305	0.66	1.90	0.16	0.09	0.64	0.42	0.02
Ål									
Breviksfj.	17.0	83.3	0.16	4.20	3.05	1.31	1.35	4.82	0.99
Skrubbe									
Breviksfj.	8.33	1893	1.13	3.94	0.75	0.39	0.96	0.83	0.08
Sild									
Langesundsbukta	5.94	121	0.60	3.40	0.29	0.21	0.52	0.64	0.08
Makrell									
Breviksfj.	3.89	29.7	0.94	1.85	0.15	0.08	0.42	0.33	0.02

¹⁾ TE (toksisitetsekvivalenter) fra Ahlborg et al. (1988).

²⁾ Antatt fettprosent 1.0 (ikke bestemt pga. for lite materiale).

Tabell 5. Sum toksisitetsekvivalenter (TE) ¹⁾ og TE fra utvalgte forbindelser av PCDF/PCDD i krabbesmør (brunkjøtt i skallinmaten, hepatopaneas) fra taskekrabbe (*Cancer pagurus*), reker (*Pandalus borealis*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1994. Konsentrasjoner i ng/kg våtvekt (sum TE også i ng/kg fett).

Arter/ prøvesteder	ΣTE		2378-	23478-	123478/ 123479-	123678-	2378-	12378-	123678-
	ng/kg v.v	ng/kg fett	TCDF	PeCDF	HxCDF	HxCDF	TCDD	PeCDF	HxCDD
Krabbesmør									
Ringshlm./Frierfj.	1602	15257	189	573	383	129	67.3	123	17.8
Bjørkøyb./Breviksfj.	564	2028	66.7	241	102	32.8	21.7	55.5	9.4
Arøya/Dypingen	48.3	398	6.0	20.8	6.8	2.5	3.2	5.0	1.0
Såstein	115	983	9.5	48.2	21.8	6.8	4.5	11.5	2.8
Åbyfjorden	87.0	531	6.6	35.1	17.4	4.9	4.2	9.2	2.3
Reker									
Breviksfj.	6.66	1903	1.73	1.70	0.61	0.53	0.53	0.93	0.13
Håøyfj.	2.89	535	0.82	0.79	0.22	0.15	0.25	0.42	0.06
Blåskjell									
Croftshlm./Breviksfj.	5.65	346	1.52	1.60	0.66	0.39	0.53	0.34	0.07
Helgeroa	1.73	82	0.65	0.50	0.08	0.06	0.19	0.13	0.02

¹⁾ Toksisitetsekvivalentfaktorer etter Ahlborg et al. (1988).

4.1.2. Utvikling i dioksininnhold

Tendensene som ses av figur 2 - 5, er ikke oppmuntrende mht. utsiktene for å lempe på kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner. Som også tidligere nevnt (Knutzen et al., 1995b), synes minskningen i viktige spiselige arters dioksininnhold etter rensertiltakene i 1989 - 90 å ha stoppet, eller i hvert fall å flate ut og svinge omkring et nivå som i stor grad fremdeles er uakseptabelt fra et næringsmiddel-hygienisk synspunkt.

I hovedsaken viser figur 2 - 5 for prøver fra Breviksfjorden og utover ingen nedgang fra året før. Tvert imot er det observert en ikke ubetydelig økning i f.eks. torskelever og skrubbefilet fra Breviksfjorden (figur 2), krabbesmør fra Såstein (figur 4). For så vidt gjelder det samme også i sild fra Langesundsbukta (figur 3), men sistnevnte har relativt moderate absoluttverdier og spiller underordnet rolle i det lokale konsum av sjømat.

Høyere TE-innhold enn i 1993 ble også funnet i torskelever og krabbesmør fra Frierfjorden (figur 2, 4).

For majoriteten av de øvrige prøver fant man status quo/ubetydelig stigning. Bare i sjørøret fra Breviksfjorden, krabbesmør fra Arøya og reker fra Håøyfjorden var nivåene lavere enn i 1993. (Sammenlignet med 1992 var det også en (markert) minskning i ål fra Breviksfjorden og litt lavere i krabbesmør fra Åbyfjorden).

Foruten den uoversiktlige innvirkningen av individuelle variasjoner og prøvematerialets vandringshistorie, er det bare ytterligere spekulative forklaringer på at nedgangen i fisk og skalldyrs dioksininnhold er blitt mindre/langsommere enn man kunne håpe på etter en så radikal reduksjon i belastningen. Nærmest ligger det å peke på næringskjedetransport med utgangspunkt i de vedvarende forurensede sedimentene, dvs. virkningen av at fisks og krabbers byttedyr stadig blir sterkt kontaminert via direkte/indirekte kontakt med sedimentene.

Betydningen av næringskjedetransport for forurensningsnivået i rovfisk er dokumentert eller sannsynliggjort i en rekke undersøkelser (kfr. ref. i Knutzen, 1992). Dette kommer også til syne i bestrebelsene på å modellere utviklingen i forurensede vannforekomster (f.eks. Gobas et al., 1995 med ref.).

For å bedre evnen til å forutsi utviklingen i Frierfjorden/Breviksfjorden, er det påkrevet med tilsvarende modelleringsarbeid som hos Gobas et al. (op.cit.). Til dette trenges imidlertid også inngangsdata for nivåene av dioksiner i byttedyr på ulike trofiske nivåer i utvalgte, definerte næringskjeder. Her har man bare så vidt gjort innledende studier av Grenlandsmateriale (kfr. Berge og Knutzen, 1991 og kapittel 4.2 nedenfor). Noen av de tiltrengte registreringer er foreslått inkludert i det nevnte langtidsprogram for overvåking i området.

Resultatene fra de foretatte utskillelsesforsøkene med krabbe og fisk tyder uansett på at den opprinnelige målsetning om restriksjonsfritt konsum av fisk fra Frierfjorden innen år 2000 ikke vil kunne oppnås for alle typer av sjømat. Særlig for lever av fisk og skallinnmat av krabbe virker dette mindre sannsynlig. Selv etter 16 måneder i rene omgivelser ble det hos krabbe bare konstatert en usikker reduksjon til halvparten av utgangskonsentrasjonene av PCDF/PCDD og de øvrige forurensningskomponentene (Knutzen et al., 1994a). I torsk ble det registrert ca. 90% reduksjon av dioksiner og HCB (heksaklorbenzen) etter 8 måneder, men med et ukjent bidrag til minskningen fra fortykning ved den ikke målte vekst under forsøket (Knutzen et al., 1995a). Dette bidraget kan anslås til i hvert fall halvparten av reduksjonen. Med en kontinuerlig belastning fra sterkt forurenset næring, slik det fortsatt vil være i Frierfjorden, vil det mest sannsynlig ta mer enn 5 år å nå risikofrie nivåer i krabbeinnmat og torskelever.

5 år er omkring den tiden det teoretisk vil ta å få dioksinnivået halvert i Frierfjordens overflatesedimenter (0 - 2 cm), ut fra en antatt sedimenteringsrate på 3 - 5 mm pr. år (kfr. Næs og Oug, 1991). Men dette er i seg selv et usikkert anslag, bl.a. fordi biologisk omrøring kan omfatte dypereleggende og noe mer forurensede lag enn 0 - 2 cm. Det kan heller ikke ventes helt parallell utvikling i sedimenter og fisk/krabbe. Forskjellige arter har ulik grad av tilknytning til bunnen og en eksponering som avhenger av diettens sammensetning. En halvering av nivåene er dessuten langt fra tilstrekkelig for å få opphevet restriksjoner og trukket tilbake kostholdsråd.

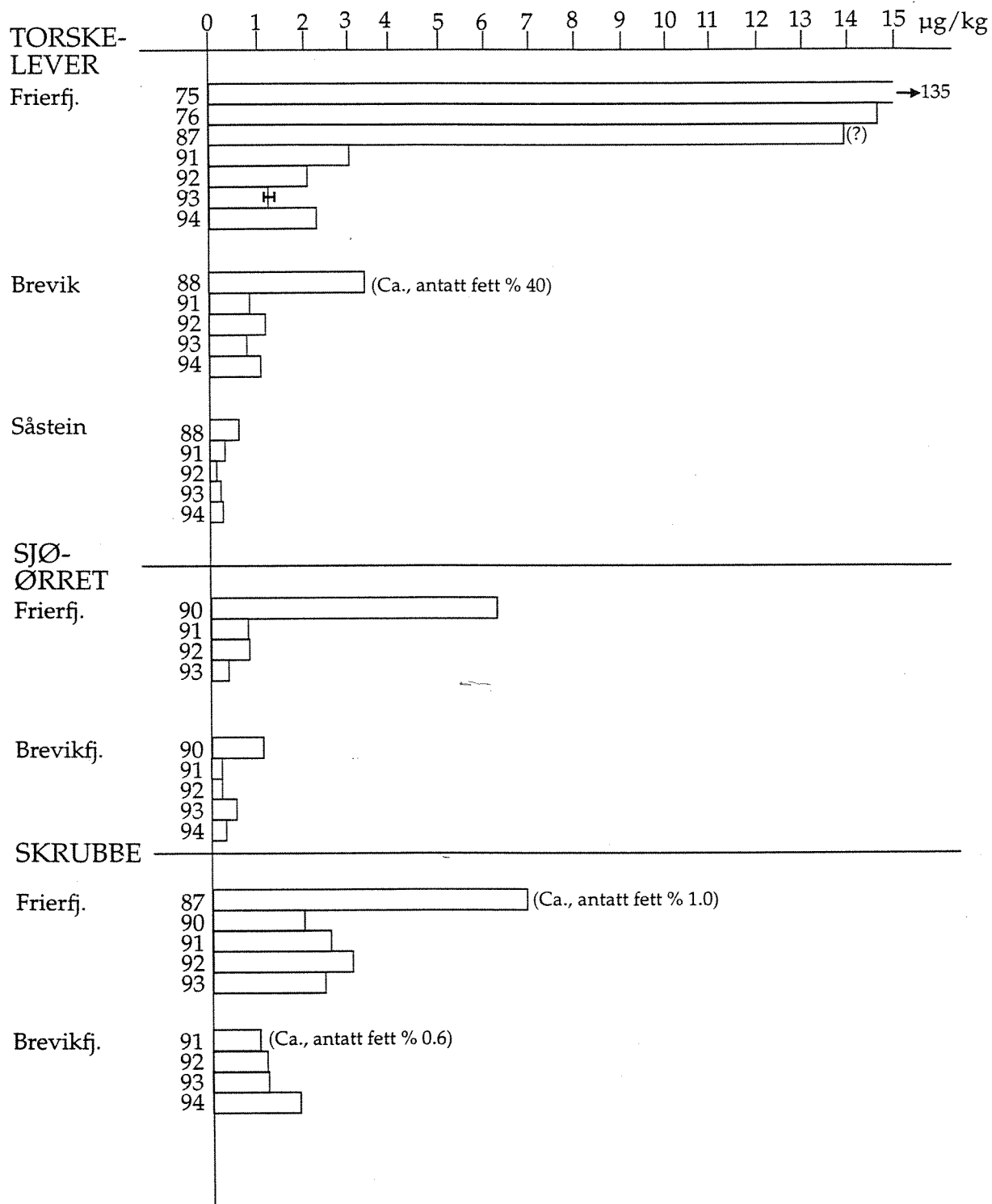
Det kan tenkes at mikrobiell nedbrytning kan bidra til hurtigere reduksjon i sedimentene. Slik omsetning er observert hos enkelte mikro-organismer, men går langsomt (Philippi et al., 1982; Takada et al., 1994) og synes foreløpig ikke påvist i marint miljø. I et ferskvannsmøkosystem observerte Matsumura et al. (1983) en halveringstid for 2,3,7,8-TCDD på omkring ett år etter tilsetning av nedbrytningsstimulerende stoffer.

Selv om hovedkonklusjonen er markert bedring etter forurensningsbegrensende tiltak, er delvis ujevn og utilstrekkelig nedgang i spiselige marine organismers dioksininnhold også erfart andre steder (van Oostdam, 1995; Hagen et al., 1995). Samsvarende med Grenlands-observasjonene har dette særlig vært tilfellet for krabber fra relativt åpne farvann med mer moderat belastning enn indre lokaliteter (Hagen et al., 1995). Sammenhengen mellom sedimentdata, som i åpne farvann til dels viste betraktelig variasjon fra år til år, og nivåene i krabbe er mangelfullt forstått (Hagen et al., 1995).

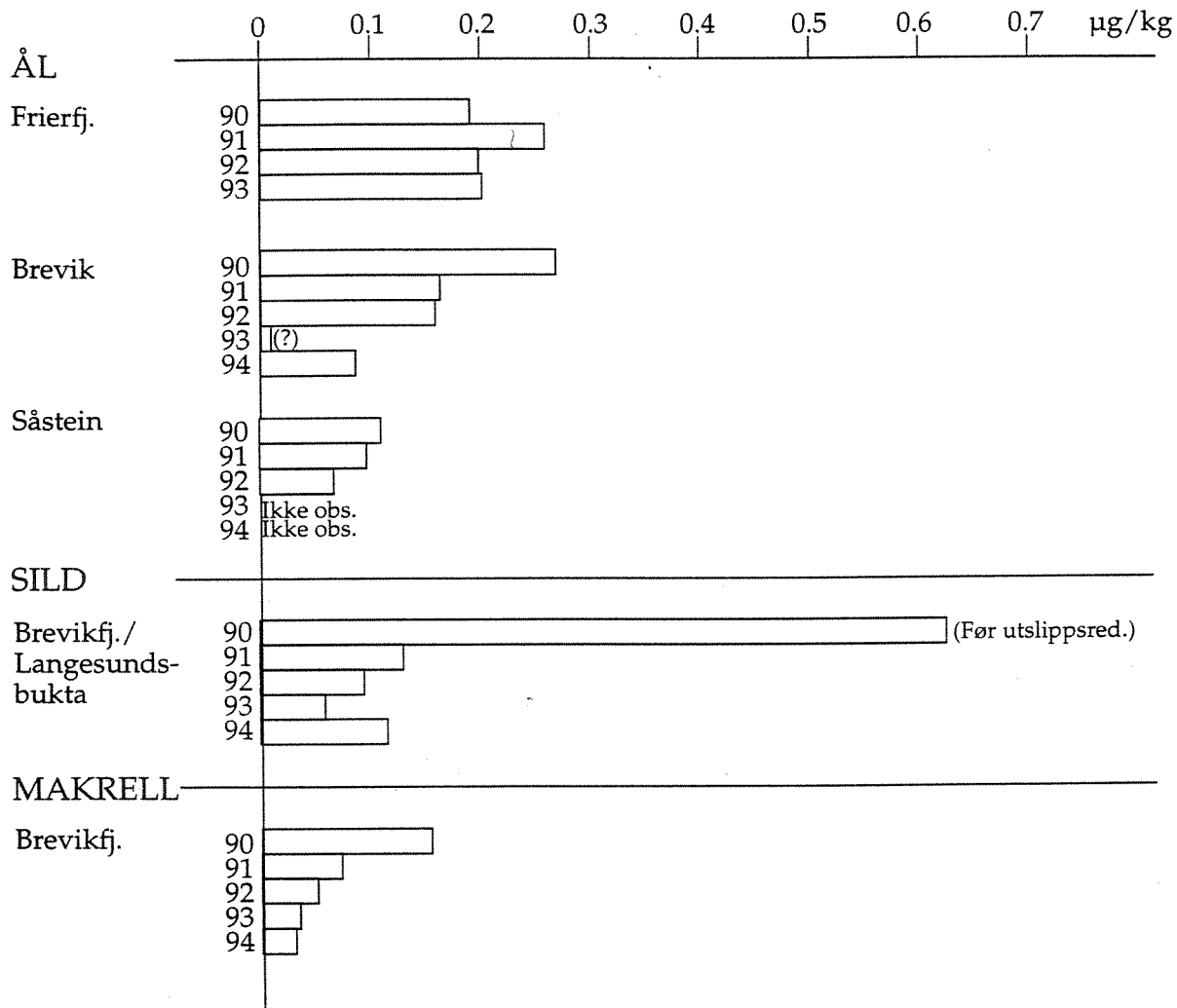
I utskillelsesforsøk med østers overført fra en forurenset til en renere lokalitet, fant Gardinali et al. (1995) halveringstider for 2,3,7,8-TCDD og 2,3,7,8-TCDF på 33/37 dager, hvilket er litt hurtigere enn det som tidligere er observert hos blåskjell (Hektoen et al., 1994). Utgangskonsentrasjonene var imidlertid noe høyere ved forsøket til Gardinali og medarbeidere. Sistnevnte fant forøvrig langsommere utskillelse (88/107 dagers halveringstid) av non-orto PCB.

Det kan tilføyes at i utskillelsesforsøkene med skrubbe lot det seg overhodet ikke påvise noen tendens til nedgang i løpet av forsøksperioden på 7 måneder (Knutzen et al., 1995a). Av uoppklarte grunner uteble til og med den forventede fortykning ved vekst (sistnevnte ikke målt). Spekulativt kan årsaken være stress fra forsøksbetingelsene, som det etter hvert er blitt klart at kan ha stor innflytelse i fisketester (Pottinger & Calder, 1995). Det kan også ha virket negativt at forsøkene ble gjort på en tid av året som også omfattet perioden med fremvekst av rognmasse.

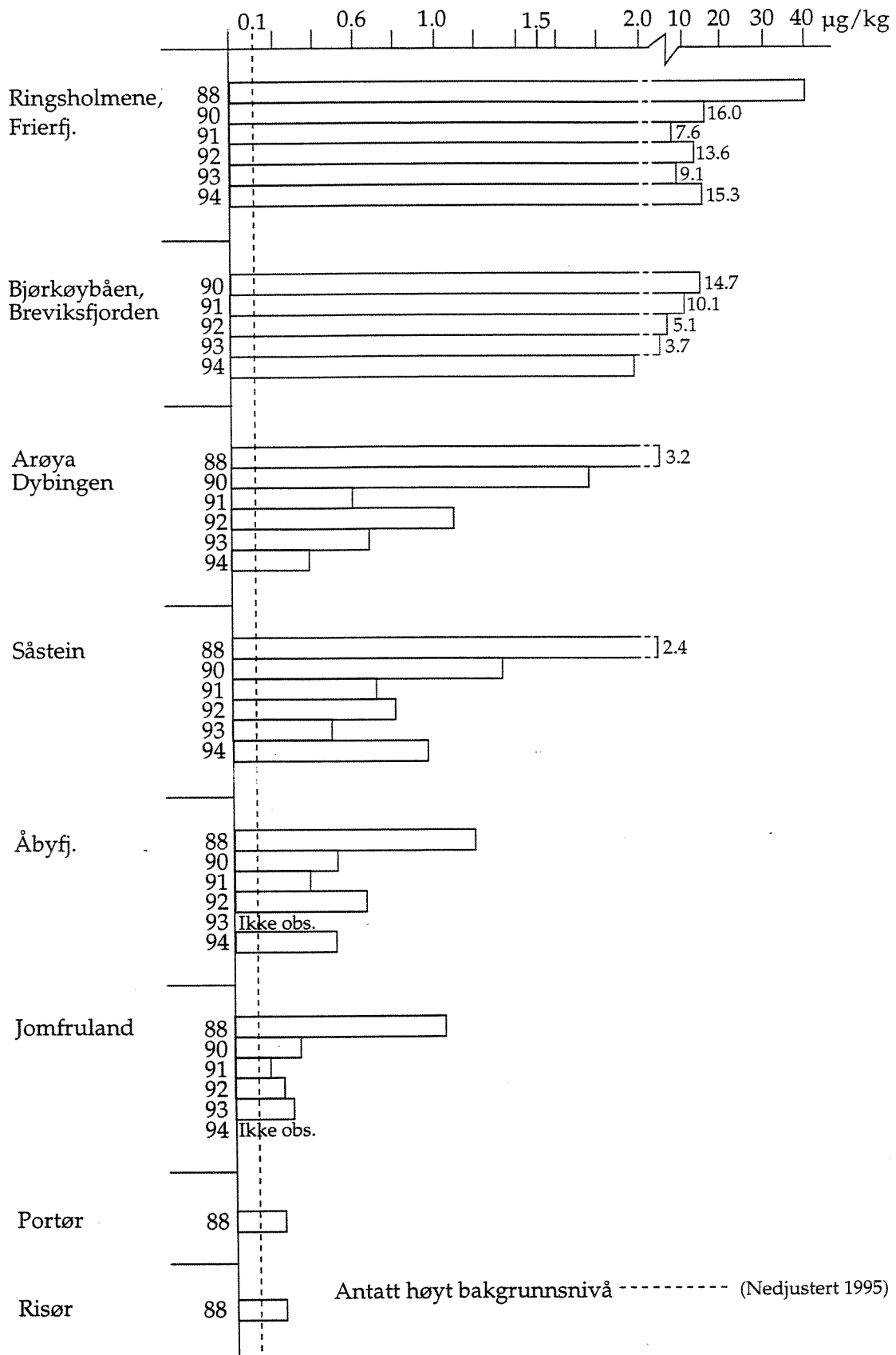
Næringskjedetransport kan imidlertid neppe være årsak til de vedvarende store overkonsentrasjonene i blåskjell (figur 5). Riktignok kan det også for denne arten være størst eksponering via partikler som filtreres fra vannet for fødeopptak, men det er vanskelig å tro at de resterende små direkte utslipp eller diffusjon fra forurensete gruntvannssedimenter skal kunne forurense dyreplankton i så stor grad. Da synes oppvirvling av gruntvannssedimenter (< 5 - 10 meters dyp) å være en mer sannsynlig mekanisme. Dette er imidlertid vanskelig å bedømme så lenge gruntvannssedimentenes dioksininnhold ikke er målt.



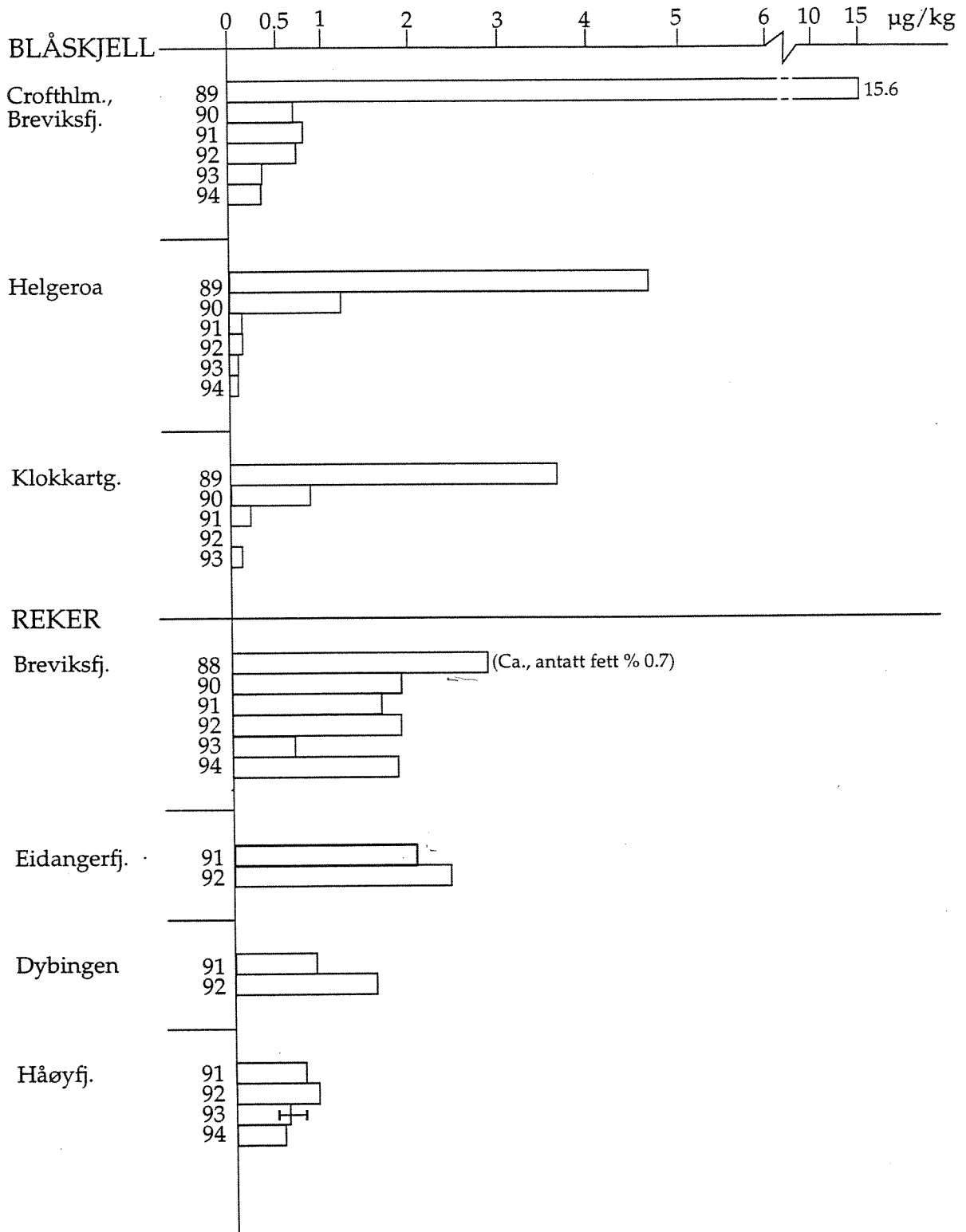
Figur 2. PCDF/PCDD som TE (toksisitetsekvivalenter, etter Ahlborg et al., 1988) i lever av torsk (*Gadus morhua*) og filet av sjøørret (*Salmo trutta*) og skrubbe (*Platichthys flesus*) fra Grenlandsfjordene (1975) 1987 - 1994, $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett. Intervallangivelse (torskelever) markerer resultater av parallellanalyser ved NILU og Folkehelsa.



Figur 3. PCDF/PCDD som TE (toksisitetsekvivalenter, etter Ahlborg et al., 1988) i ål (*Anguilla anguilla*), sild (*Clupea harengus*) og makrell (*Scomber scombrus*) fra Grenlands-fjordene 1990 - 1994, µg/kg fett.



Figur 4. PCDF/PCDD som TE (toksisitetsekvivalenter, etter Ahlborg et al., 1988) i krabbesmør (hepatopankreas, brunkjøtt) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra Grenlandsfjordene, Telemarkskysten og "referanse"-stasjoner 1988 - 1994, μg/kg fett.



Figur 5. PCDF/PCDD som TE (toksisitetsekivalenter, etter Ahlborg et al., 1988) i blåskjell (*Mytilus edulis*) og reker (*Pandalus borealis*) fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten 1989 - 1994, $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett. Intervallangivelse (reker) markerer resultater av parallellanalyser ved folkehelse og NILU.

4.1.3. PCDF/PCDD-mønstre

Sammenstillinger som viser enkeltforbindelsers og gruppens relative andel av sum TE fra PCDF/PCDD for 1994 er gitt i tabell 6, mens tilsvarende data for alle observasjonsår finnes i vedlegg 3.

I de enkelte arter viser PCDF/PCDD-profilene fra 1994 stor grad av overensstemmelse med det som er observert tidligere (kfr. vedlegg 3). Tidligere omtalte karakteristiske trekk i artenes netto akkumuleringsegenskaper (Knutzen et al., 1993a, 1994a) går m.a.o. igjen, f.eks. at:

- heksafuranenes dominerende bidrag til TE i det opprinnelige avløpet og i sedimenter er redusert i alle arter, men best bevart i torsk og dernest i ål og krabbe (særlig de innerste stasjonene); dårligst i pelagisk fisk som sjøørret, makrell og sild.
- ål er særlig tilbøyelig til å akkumulere 1,2,3,7,8-PeCDD og sjøørret, sild, makrell og krabbe til akkumulering av 2,3,4,7,8-PeCDF.

Blant 1994-registreringene ses at profilen i torskerogn, som ikke har vært analysert tidligere, i hvert fall viser samsvar med andre vevstyper i denne arten mht. hexafuranenes betydelige andel av TE.

I delvis motsetning til erfaringene fra Frierfjorden, der hexafuranene bare er moderat underrepresentert i ål jevnført med sedimenter og avløpsvann (Knutzen og Oehme, 1988), fant Heida et al. (1995) en meget lav akkumuleringfaktor fra sediment sterkt forurenset med 1,2,3,4,7,8-HxCDF til ål (men en vesentlig høyere faktor for 1,2,3,6,7,8-HxCDF, som dominerer i Frierfjorden).

Den praktiske betydningen av PCDF/PCDD-profilene ligger dels i at de enkelte artene bare i begrenset grad kan være indikator på tilstanden i andre arter. Men profilene kan bli særlig viktige når det gjelder å spore en kildes influensområde og for å belyse spørsmålet om hvor lenge tidligere forurensning gjør seg gjeldende. I dette tilfellet vil profilbetraktninger først dokumentere sin nytteverdi om/når man får anledning til å sammenligne med data fra sydligere deler av Skagerrak (slik det ble gjort før rens tiltakene ble iverksatt (Knutzen og Oehme, 1990, 1991; Oehme et al., 1990; Brakstad, 1992).

Forskjeller mht. profiler er også interessante ved at de indikerer ulikheter i biofysiske og biokjemiske prosesser man bare har mangelfull innsikt i; prosesser som kan ha betydning både for de enkelte arters toleranse/ømfintlighet og for totalomsetningen av klororganiske forbindelser i forurenset vannforekomster. At man ved kildeprobing basert på PCDF/PCDD-profiler (f.eks. Zitko, 1992) også bør ha i mente artsspesifikke akkumuleringsegenskaper finnes det foreløpig få vitnesbyrd om, men poenget illustreres bl.a. av resultatene til Frommberger (1991), Bauer et al. (1992) og Owens et al. (1994).

Tabell 6. Prosent bidrag til sum $TE_{PCDF/PCDD}$ fra enkeltforbindelser og grupper av PCDF/PCDD i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1994.

Arter/vev Stasjoner	2378- TCDF	23478- PeCDF	123478/ 123479- HxCDF ¹⁾	123678- HxCDF	Σ HxCDF	Σ PCDF	2378- TCDD	12378- PeCDD	Σ HxCDD
Torskelever									
Frierfjorden	4	18	30	18	54	77	15	2	5
Breviksfjorden	14	19	18	16	39	74	20	2	3
Såstein	10	16	20	19	44	72	21	2	4
Torskerogn									
Frierfjorden	2	20	49	11	63	85	11	1	2
Breviksfjorden	14	20	14	15	33	70	24	3	3
Såstein	13	16	31	12	47	78	18	2	2
Sjørret, filet									
Breviksfjorden	17	48	4	2	7	72	16	11	1
Ål, filet									
Breviksfjorden	1	25	18	8	28	54	8	28	9
Skrubbe, filet									
Breviksfjorden	14	47	9	5	15	77	12	10	2
Sild, filet									
Langesundsbukta	10	57	5	4	10	78	9	11	2
Makrell, filet									
Breviksfjorden	24	48	4	2	7	79	11	9	1
Krabbesmør									
Ringshlm.	12	36	24	8	34	84	4	8	4
Bjørkøybåen	12	43	18	6	26	83	4	10	3
Arøya	12	43	14	5	22	79	7	10	4
Såstein	8	43	19	6	29	82	4	10	5
Åbyfjorden	8	40	20	6	29	79	5	11	6
Reker									
Breviksfjorden	26	26	9	8	19	74	8	14	4
Håøyfjorden	28	27	9	5	14	73	9	14	4
Blåskjell									
Croftlm.	27	28	12	7	22	81	9	6	3
Helgeroa	28	29	5	4	10	79	11	7	3

4.1.4. Toksisitetsekvivalenter fra non-orto PCB

Av tabell 7 fremgår at absolutt-bidraget til toksisitetsekvivalenter fra non-orto PCB i sjømat fra Grenlandsfjordene er moderat, bortsett fra i torskelever og i noen grad i krabbesmør (to indre stasjoner). Spørsmålet om spiselighet må vurderes av næringsmiddelmyndighetene, men i relasjon til ovennevnte tolerable -livslange - ukedose på maksimum 2 - 3 ng TE for voksne personer, fremtrer ikke torskelever som uten videre anbefalelsesverdig, selv hvis man ser bort fra innholdet av dioksiner (og PCN, kfr. kapitel 5).

I likhet med tidligere (kfr. Knutzen et al., 1995b) tyder verdiene i torskelever fra Frierfjorden/Breviksfjorden og i krabbesmør fra Frierfjorden/indre Breviksfjord på en viss moderat lokal belastning med PCB. I tabell 7 ses avstandsgradienter på 2 - 3 : 1 mot prøvesteder lenger ut. Forholdet kan muligens ses i sammenheng med den nylige avdekkingen (ved Natur og Ungdom) av PCB-forurensning fra små kondensatorer på området til en metallgjennvinningsbedrift i Skien, men det trenges en kartlegging av nivåene i sediment fra både Frierfjorden og Breviksfjorden før det kan sies noe mer bestemt om kilden(e). Av en landsomfattende undersøkelse foretatt i 1993 - 94 fremgår at det i mange havner har vært betydelig belastning med PCB (Koniczny og Juliussen, 1995a, b). Det kan således også være andre kilder. (Som man ser av tabell 7 var kontamineringsgraden i Frierfjorden versus Breviksfjorden ulik i torskelever og krabbesmør). Foreløpig er det heller ikke tallfestet hvor mye som lekker ut (ikke har lekket ut) til fjorden fra Skiensbedriften.

Av tabell 7 fremgår ellers den **relativt** sett økte betydning av non-orto PCB for sum TE utover i fjordsystemet.

Som også tidligere registrert var non-orto PCB-bidraget til toksisitetspotensialet for 80 - 95% prosentens vedkommende fra CB 126 (tabell 7). Noe tilsvarende er funnet bl.a. i blåskjell fra Japan (Miyata et al., 1994).

Tabell 7. Bidrag til toksisitetsekvivalenter fra non-orto PCB i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1994, sammenlignet med TE_{PCDF/PCDD} (fra tabell 4 - 5), ng TE/kg våtvekt.

Prøver/ lokaliteter	CB77	CB126	CB169	Σ TE fra n.-o. PCB (I)	TE _{PCDF/PCDD} (II)	I i % av II
Torskelever						
Frierfjorden	0.1	117	20.4	137.5	799	17
Breviksfjorden	1.2	186	12.3	189.5	457	41
Såstein	0.4	67.4	4.0	71.8	102	70
Torskerogn						
Frierfjorden	< 0.01	1.87	0.39	2.27	20.5	11
Breviksfjorden	0.02	3.27	0.18	3.47	7.7	45
Såstein	0.01	1.34	0.06	1.41	2.6	54
Sjørret						
Breviksfjorden	0.03	0.84	0.03	0.89	3.97	22
Ål						
Breviksfjorden	< 0.01	4.19	0.79	4.98	17.0	29
Skrubbe						
Breviksfjorden	0.01	0.60	0.03	0.64	8.33	8
Sild						
Langesundsbukta	0.04	1.99	0.08	2.11	5.94	36
Makrell						
Breviksfjorden	0.07	1.41	0.03	1.51	3.89	39
Krabbesmør						
Ringsholm/Frierfjorden	0.4	39.4	2.9	42.3	1602	3
Bjørkøybåen/Breviksfjorden	0.5	27.9	1.9	30.3	564	5
Arøya/Dypingen	0.2	9.1	0.4	9.6	48.3	20
Såstein	0.2	11.2	0.7	12.1	115	11
Åbyfjorden	0.2	9.2	0.6	9.9	87.0	11
(tab. 7 - forts. neste side)						

(forts. tab. 7)						
Prøver/ lokaliteter	CB77	CB126	CB169	Σ TE fra n.-o. PCB (I)	TE _{PCDF/PCDD} (II)	I i % av II
Reker						
Breviksfjorden	0.01	0.18	0.01	0.20	6.66	3
Håøyfjorden	0.01	0.17	0.01	0.19	2.89	7
Blåskjell						
Croftthm./Breviksfjorden	0.02	0.48	0.02	0.52	5.65	9
Helgeroa	0.02	0.39	0.01	0.42	1.73	24

4.2. Mageinnhold av torsk, blandet bløtbunnsfauna og dyreplankton

Resultatene av disse analysene er oppsummert i tabell 8, mens rådata er gjengitt i vedlegg 4.

I torsks mageinnhold og bløtbunnsdyr ble det registrert klart høyest dioksininnhold i prøvene fra Frierfjorden.

For mageinnholdet var forskjellen mellom Frierfjorden og Breviksfjorden 10 - 20 ganger på våtvektsbasis og enda større på fettbasis (tabell 8). Som man ser ved sammenligning med tabell 4, var forskjellen mellom mageinnholdets dioksininnhold vesentlig større enn mellom kontaminerings-nivået i lever av de samme fiskene (mindre enn 2 ganger). Dette er i hvert fall tilsynelatende vanskelig å forene med antagelsen om at torskens dioksininnhold vesentlig dirigeres av eksponering via næring (og ikke via vann eller sedimenter/porevann). Til en slik konklusjon kreves imidlertid atskillig flere observasjoner og dessuten hensyntagen til flere faktorer. Resultatene i tabell 8 gjenspeiler bare hva fisken har spist kort tid i forveien, mens nivået i lever reflekterer lengre tids eksponering. Muligens kan også absorpsjonseffektiviteten (fra tarm til blod) være mindre ved høy eksponering.

Det er interessant å merke seg at hverken prøvene av mageinnhold eller bløtbunnsfauna vitnet om biomagnifikasjon, dvs. oppkonsentrering gjennom næringskjeder. Tvert imot var konsentrasjonene på fettbasis for Frierfjordens del langt høyere i mageinnhold/bløtbunnsfauna (tabell 8) enn i torskelever (tabell 4). I Breviksfjord-materialet var det større grad av likhet. Versus ål fra Breviksfjorden (tabell 4) var det imidlertid stor forskjell. Bare krabbesmør inneholdt omlag like mye dioksin på fettbasis som bløtbunnsfaunaen fra de to områdene.

Prøvene av bløtbunnsfauna fra de to fjordene viste omtrent samme forskjell i dioksinnivå som mageinnholdet, dvs. i området 5 - 20 ganger (tabell 8). Sammenlignet med referansestasjonen i ytre Oslofjord ses overkonsentrasjoner i størrelsesorden 500/1000/50-100 ganger (hhv. for materialet fra Frierfjorden og Breviksfjorden).

Tidligere målinger av dioksinkonsentrasjonen i bunndyr (fra 1989 - 90, Berge og Knutzen, 1991) viste høyere konsentrasjoner enn i 1994: 659 ng TE/kg og 112 ng TE/kg våtvekt i prøver fra hhv. indre del av Frierfjorden (20 - 25 m) og Breviksfjorden (ca. 100 m). Den relative reduksjon synes å ha vært noe større i Frierfjorden (75 - 80%) enn i Breviksfjorden (ca. 60%), men prøvene fra de to tidspunktene er ikke umiddelbart sammenlignbare (prøvested, artssammensetning). Til sammen gir imidlertid dataene en tydelig indikasjon på at dioksininnholdet i bløtbunnsfauna (og dermed i potensielle byttedyr) har avtatt betydelig i begge områdene. Begge steder samsvarer reduksjonen med den nedgangen som er konstatert i torskelever etter rens tiltakene (figur 2). Også i torskelever har den relative minskningen vært størst i Frierfjord-materialet. På bakgrunn av den

stabilitet som må antas for dioksininnholdet i sedimentene, må den tilsynelatende sterke reduksjonen i bløtbunnsfaunaens kontamineringsgrad tas med forbehold (få prøver).

Dyreplanktonprøven fra Breviksfjorden hadde bemerkelsesverdig lavt dioksininnhold (tabell 8). (Konsentrasjonen på 0.18 ng/kg våtvekt tilsvarer f.eks. "antatt høyt bakgrunnsnivå" i blåskjell). Med forbehold om hva som er normalnivået i dyreplankton ga resultatene foreløpig ingen bekreftelse på betydelig dioksintransport i vann utover fra Frierfjorden/Breviksfjorden, slik analysene av blåskjell fra Helgeroa og Klokkartangen har tydet på.

Tabell 8. Sum toksisitetsekvivalenter (TE) (etter Ahlborg et al., 1988) og TE fra utvalgte forbindelser av PCDF/PCDD i mageinnhold av torsk, blandet bløtbunnsfauna og dyreplankton fra Grenlandsfjordene og ytre Oslofjord (ref.stasjon, bare bløtbunnsfauna) i 1994, ng TE/kg våtvekt (Σ TE også i ng/kg fett).

Prøvetyper	Σ TE		2378-TCDF	23478-PeCDF	123478/123479-HxCDF	123678-HxCDF	2378-TCDD	12378-PeCDD	123678-HxCDD
	ng/kg v.v	ng/kg fett							
Mageinnhold, torsk									
Frierfj. I ¹⁾	104	14648	10.9	26.6	27.7	13.0	3.5	4.4	1.5
" II ¹⁾	208	43333	26.2	81.5	43.2	17.0	6.6	13.4	3.2
Breviksfj. I ¹⁾	7.8	538	1.2	2.4	1.2	0.8	1.0	0.5	0.1
" II ¹⁾	12.3	1109	2.4	3.8	2.0	1.1	0.9	0.9	0.1
Bløtbunnsfauna									
Frierfj. O ²⁾	312	72465	22.3	71.0	91.8	44.5	4.7	15.1	4.2
Breviksfj. O ²⁾	63.6	- ⁴⁾	3.6	12.9	20.8	9.2	0.9	2.4	0.9
" B ²⁾	26.8	3671	2.6	8.0	6.2	3.3	0.6	1.6	0.4
Y. Oslofj. O ²⁾	0.35	109	0.04	0.14	0.03	0.01	0.03	0.04	0.01
" B ²⁾	0.54	63	0.07	0.21	0.02	0.01	0.06	0.08	0.02
Dyreplankton ³⁾									
Breviksfj.	0.18	78	0.02	0.05	0.03	0.02	0.03	0.02	< 0.01

- 1) I og II fra begge prøvesteder: Hhv. nærmest oppløst mageinnhold (I) og mageinnhold med ferske, delvis identifiserbare byttedyr (kfr. vedlegg 1, tabell 1 - 3).
- 2) O: Ockelmanslede (mest gravende former). B: Beyerslede (mest dyr fra overflaten av sedimentet). Breviksfj. O supplert med polychaeter fra Beyerslede-prøven.
- 3) Blandprøver av vertikal-trekk med Nansennett. En prøve fra Rauerkollen, ytre Oslofj., inneholdt for lite materiale til analyse.
- 4) For lite materiale til fettbestemmelse.

Sammensetningen av PCDF/PCDD i torskens mageinnhold og bløtbunnsfaunaen, angitt ved prosentbidraget til sum TE fra utvalgte enkeltforbindelser og grupper, viste stor dominans av PCDF sammenlignet med PCDD (80 - 90% mot 60 - 70% i referanseprøvene fra ytre Oslofjord, kfr. tabell 9).

Innslaget av heksafuraner var særlig stort i prøvene av bløtbunnsfauna, og minnet i så måte om profilene i torsk (tabell 6). Bidraget fra 2,3,4,7,8-PeCDF var også betydelig; i denne henseende en mellomting av torskelever og krabbesmør.

Graden av samsvar mellom mageinnhold og torskelever var noe mindre, idet mageinnholdet hadde et bidrag til TE fra 2,3,4,7,8-PeCDF som synes klart høyere enn i torskelever, mens innslaget er HxCDF var mindre (kfr. tabell 9 med tabell 6).

Jevnført med overflatesediment (0 - 2 cm) fra 1989 (kfr. rådatavedlegg i Næs og Oug, 1991) var bløtbunnsfaunaen fra Frierfjorden noe anriket på 2,3,4,7,8-PeCDF (bare omkring 15% bidrag til sum TE i sedimentene), med en tilsvarende (svak) underrepresentasjon av Σ HxCDF (50 - 60% i Frierfjord-sediment).

Mens heptadibenzofuraner og octadibenzofuran (ingen av disse tatt med i tabell 9) praktisk talt ikke bidrar noe til sum TE i fisk (< 1% til sammen), er innslaget betydelig i sedimenter, særlig i Frierfjorden: vel 10% og ca. 5% av sum TE hhv. for HpCDF og OCDF. De analyserte bløtbunnsfaunaprøvene viste hhv. vel 5 og ca. 2%; mageprøvene 1 - 5 og 0.5 - 2%. Det tilsvarende fravær i fisk synes ikke bare å bero på dårlig oppsuging i tarmen (OCDF, kfr. Opperhuizen & Sijm, 1990), men også liten grad av opptak i byttedyrene.

Non-orto PCB ga bare et ubetydelig bidrag til sum TE i prøvene av torskemager og bunnfauna fra Frierfjorden og Breviksfjorden, førstnevnte med omkring dobbelt så høy konsentrasjon både for mageinnhold og faunaprøver (kfr. vedlegg 4). I hvert fall bunndyrene fra Frierfjorden synes å inneholde klart mer non-orto PCB enn prøvene fra referanselokaliteten (vedlegg 4).

Tabell 9. % bidrag til sum TE_{PCDF/PCDD} fra utvalgte enkeltforbindelser og grupper i prøver av mageinnhold, bløtbunnsfauna og dyreplankton fra Grenlandsfjordene og Y. Oslofjord (bare bløtbunnsfauna i 1994). Vedrørende prøvebetegnelser, kfr. noter til tabell 8.

Prøver	2378-TCDF	23478-PeCDF	123478/ 123479- HxCDF	123678- HxCDF	Σ HxCDF	Σ PCDF	2378- TCDD	12378- PeCDF	Σ HxCDD
Torsk, mageinnhold									
Frierfj. I	11	26	27	13	44	88	3	4	3
Frierfj. II	13	39	21	8	32	87	3	6	3
Breviksfj. I	15	31	15	10	28	77	13	6	3
Breviksfj. II	19	31	16	9	28	83	7	8	2
Bløtbunnsfauna									
Frierfj. O	7	23	29	14	48	89	2	5	4
Breviksfj. O	6	20	33	14	53	90	1	4	4
" B	10	30	23	12	41	87	2	6	4
Y. Oslofj. O	11	40	9	3	17	69	9	11	9
" B	13	39	4	2	11	65	11	15	7
Dyreplankton									
Breviksfj.	11	28	17	11	28	67	17	11	6

5. ORIENTERENDE ANALYSER AV POLYKLORETE NAFTALENER (PCN) I 1993- MATERIALE

Foranlediget av data for torskelever o.a. fra Grenlandsområdet i 1991, har NILU utviklet analysemetodikk som muliggjør kvantifisering av enkeltforbindelser innenfor gruppen PCN (Schlabach et al., 1995). (De polyklorete naftalene anses også å stamme fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk, men de nåværende utslipp er som nevnt små - mindre enn 5 g/år i henhold til de foretatte analyser).

Resultatene av analyser foretatt på prøver av torskelever fra 1993 er gitt i tabell 10, sammen med tidligere bestemmelse av TE fra PCDF/PCDD og non-orto PCB i paralleller av de samme homogenisatene (Knutzen et al., 1995b). Rådata finnes i vedlegg 5.

PCN ses å gi et betydelig bidrag til sum TE i henhold til ekvivalentfaktorer for 1,2,3,5,6,7-HxCN (0.002) og 1,2,3,4,5,6,7-HpCN (0.003, Schlabach et al., 1995, basert på Hanberg et al., 1990). Relativt størst var bidraget i Frierfjorden med nær 35% av sum TE, avtagende utover til henholdsvis ca. 15 og ca. 10% i torskelever fra Breviksfjorden og Såstein.

Det diffuse bakgrunnsnivå av PCN er ikke undersøkt, men samtidige analyser av torskelever fra (det generelt forurensede) Haakonsvern-området viste klart lavere konsentrasjoner: 2 - 3.7 ng TE/kg (Schlabach et al., 1995). De 5 - 10 ganger høyere verdiene i Såstein-torsk gir en ytterligere sannsynliggjøring av Frierfjorden som et fortsatt kildeområde for spredning av klororganiske miljøgifter nedover Skagerrakkysten.

Med forbehold som må knyttes til sammenligninger basert på ulike analysemetodikker, viste analysene av Frierfjord-torsk fra 1991 en sum for gruppen HxCN på 215 µg/kg v.v. (Knutzen et al., 1993), mot i 1993 ca. 130 µg/kg (Schlabach et al., 1995), m.a.o. en indikasjon på moderat nedgang.

Vurderingen av PCN innbefatter en del usikkerheter. Generelt sett er gruppens egenskaper utilstrekkelig kjent. Toksisitetsekvivalentfaktorene (TEF) til de to ovennevnte forbindelsene har ikke vært gjenstand for samme bedømmelse i internasjonale ekspertkomitéer som TEF for PCDF/PCDD og PCB-kongenere med dioksinlignende giftighetsmekanisme. Også andre enkeltforbindelser innen PCN har dioksinegenskaper i varierende grad (Hanberg et al., 1990; Engwall et al., 1994). Hanberg et al. (1990) oppgir i alt 2 hexa- og en heptaforbindelse med TEF > 0.001, men molekylstrukturen er delvis uavklart. Den manglende evne til analytisk å skille den dioksinlignende 1,2,3,5,6,7-HxCN fra 1,2,3,4,6,7-HxCN (Schlabach et al., 1995), kan gi et visst overestimat av TE, men de øvrige dioksinlignende PCN som ikke er med i beregningen kan antas omtrentlig å veie opp for dette.

Hva PCN-forekomsten vil bety for kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner, må vurderes av næringsmiddelmyndighetene. For å gjøre dette er det også påkrevet med informasjon om nivåene i andre spiselige arter. De foreløpige analysene fra 1991 tyder på at den relative betydning av PCN kan være mindre i f.eks. ål, krabbe og blåskjell enn i torskefisk (Knutzen et al., 1993b).

Tabell 10. Toksisitetsekvivalenter fra polyklorerte naftalener i lever av torsk (*Gadus morhua*) fra Grenlandsfjordene 1993, jevnført med TE fra PCDF/PCDD og non-orto/mono-orto PCB, ng TE/kg våtvekt. TE-beregning etter Ahlborg et al. (1988, 1994) for PCDF/PCDD og non-orto/mono-orto PCB; i henhold til Hanberg et al. (1990) for PCN.

Stasjoner	PCDF/PCDD	PCB	PCN	Sum TE
Frierfjorden	528 ¹⁾	157.2	359	1044.2
Breviksfjorden	276	172.7	81.2	529.9
Såstein	93.1	94.1	20.3	207.5

¹⁾ Middel av to bestemmelser (NILU og Folkehelsa).

Det oppfølgende arbeidet i forbindelse med PCN kan fortrinnsvis skje innen et langtidsprogram, der det som nevnt er utarbeidet et forslag for perioden 1996 - 2000. En fyldestgjørende kartlegging av PCN må omfatte både sedimenter og et tilstrekkelig stort utvalg av arter. Det siste er ønskelig /nødvendig også fordi artene sannsynligvis har ulike akkumuleringsegenskaper. Etter en slik grunnlagsundersøkelse kan man velge overvåkingsobjekter, dels ut fra den rolle PCN har i relasjon til spiseligheten av ulike arter, dels ut fra egnethet som indikatorer. Forekomsten av PCN bør også kartlegges i Gunnekleivfjorden og registreres i restutslippene fra magnesiumfabrikken (allerede startet, kfr. kapittel 2).

6. HCB, OCS, DCB OG ØVRIGE KLORORGANISKE STOFFER

Rådata for langtidsserien i torskelever (individuelle analyser) finnes i vedleggene 6 (1994) og 7 (aritmetisk middel for HCB, etc.; lengde og vekt 1968 - 1994), mens resultatene fra analyser av blandprøver er samlet i vedlegg 8 (blandprøvekaraktistikker i vedlegg 1).

6.1. Langtidsserien med individuelle analyser

Figurene 6 - 8 viser bare små endringer for innholdet av HCB/OCS/DCB i lever av Frierfjordtorsk fra 1993 til 1994 (basert på vektkorrigert gjennomsnitt i 53 fisk). HCB var praktisk talt uendret (figur 6), OCS viste noe reduksjon (figur 7), DCB tilsynelatende en viss økning (figur 8). Imidlertid var ingen av forandringene statistisk signifikante på nivå 0.05 (OCS : $p = 0.057$).

Mens man fra 1989 til 1991 (før/etter tiltak) fant nedgang med høy grad av signifikans ($p < 0.001/0.004$) for alle de tre stoffene (Knutzen et al., 1993b), har den senere utviklingen vært mer varierende: fra 1991 til 1992 signifikant minskning for HCB/OCS, men ikke DCB (Knutzen et al., 1994b); 1992 → 1993 signifikant reduksjon i innholdet av HCB og DCB, nedgang, men ikke signifikant for OCS, og til 1994 som nevnt ingen signifikante tendenser.

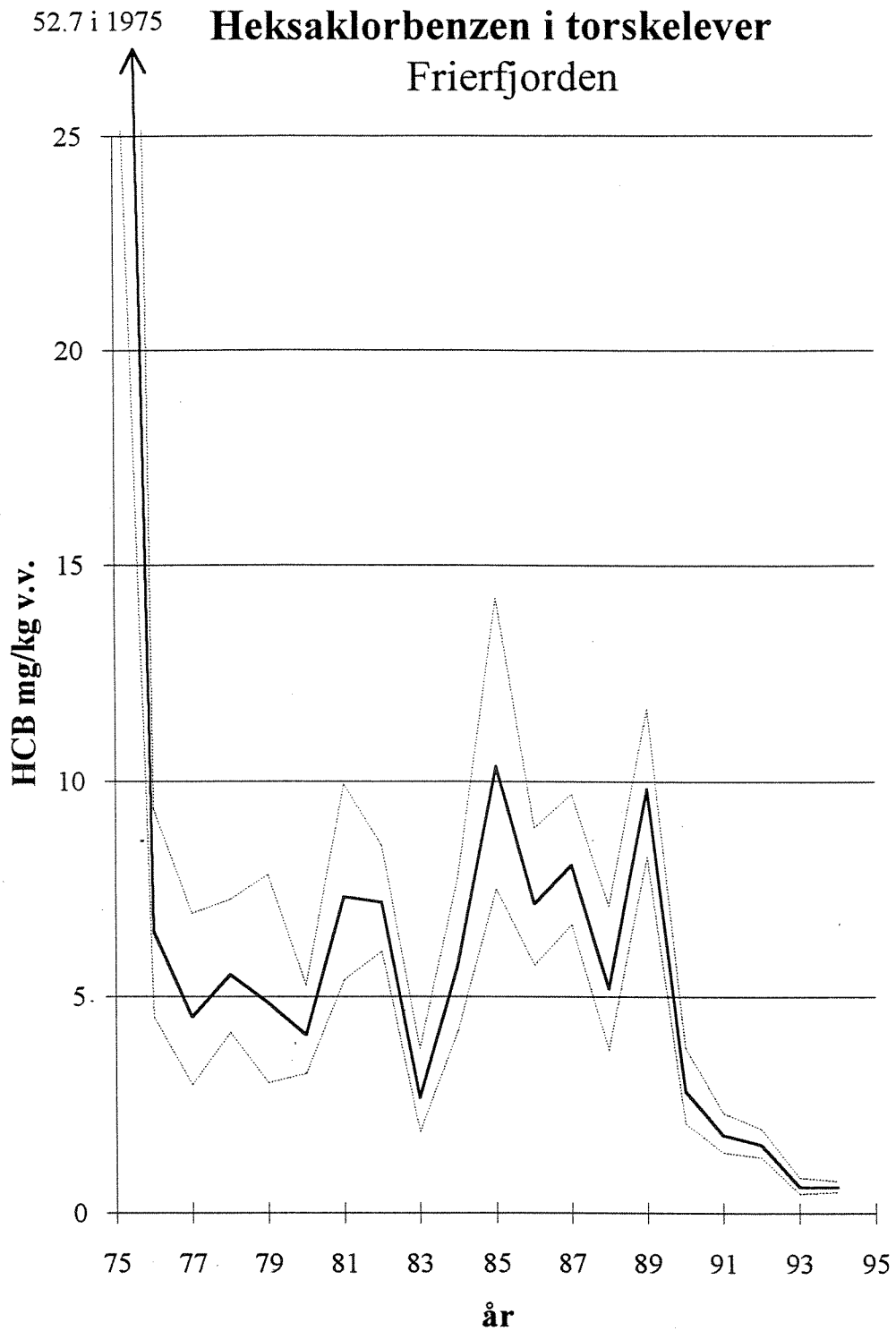
Ovenstående utgjør et vanskelig tolkbart utviklingsforløp, som må ses på bakgrunn av et komplisert samspill mellom individuelle akkumuleringsegenskaper og eksponerings-/vandringshistorie i relasjon til tre stoffer som ved sine litt forskjellige fysikalsk/kjemiske egenskaper får noe ulike skjebne i resipienten. Alt i alt synes det imidlertid å ha vært en tydelig nedadgående tendens også etter 1991 både for HCB og OCS, men usikkert mht. DCB (figur 6 - 8).

Når utskillelsen av stoffene ikke går hurtigere i rene omgivelser enn registrert i forsøkene med torsk (Knutzen et al., 1995a), kan det heller ikke ventes en klar og stabil tendens til bedring så lenge fisken stadig eksponeres til forurensede byttedyr.

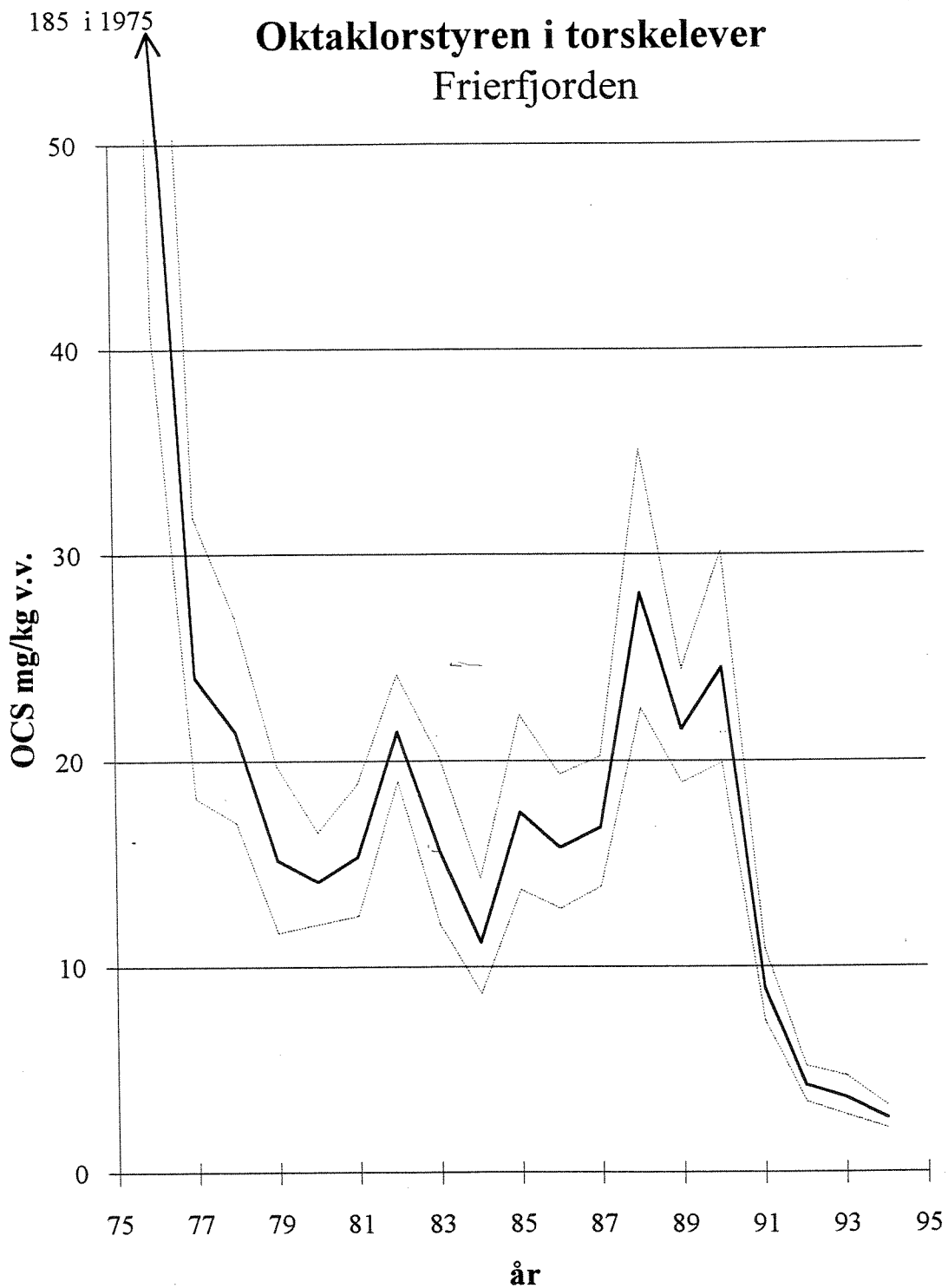
I det mindre materialet fra Eidangerfjorden (15 eks.) viste medianverdiene svak nedgang i torskeleverens innhold av HCB og OCS (figur 9 - 10), men sterkere reduksjon for DCB (mer enn en halvering sammenlignet med året før, figur 11). Sammenlignet med (de ikke vektkorrigerte) konsentrasjonene i Frierfjord-torsken lå verdiene fra Eidangerfjorden på mindre enn tiendeparten for alle stoffene.

Både før og etter de store reduksjonene i tilførselene har det i alle år vært en markert forskjell i kontamineringsnivået i de to bestandene av torsk: stort sett 5 - 10 ganger høyere i Frierfjorden enn i Eidangerfjorden (figur 9 - 11 og vedlegg 6).

I kapittel 6.2 ses det nærmere på resultatene fra denne langtidsserien i forbindelse med en jevnføring med blandprøvedata i torskelever.

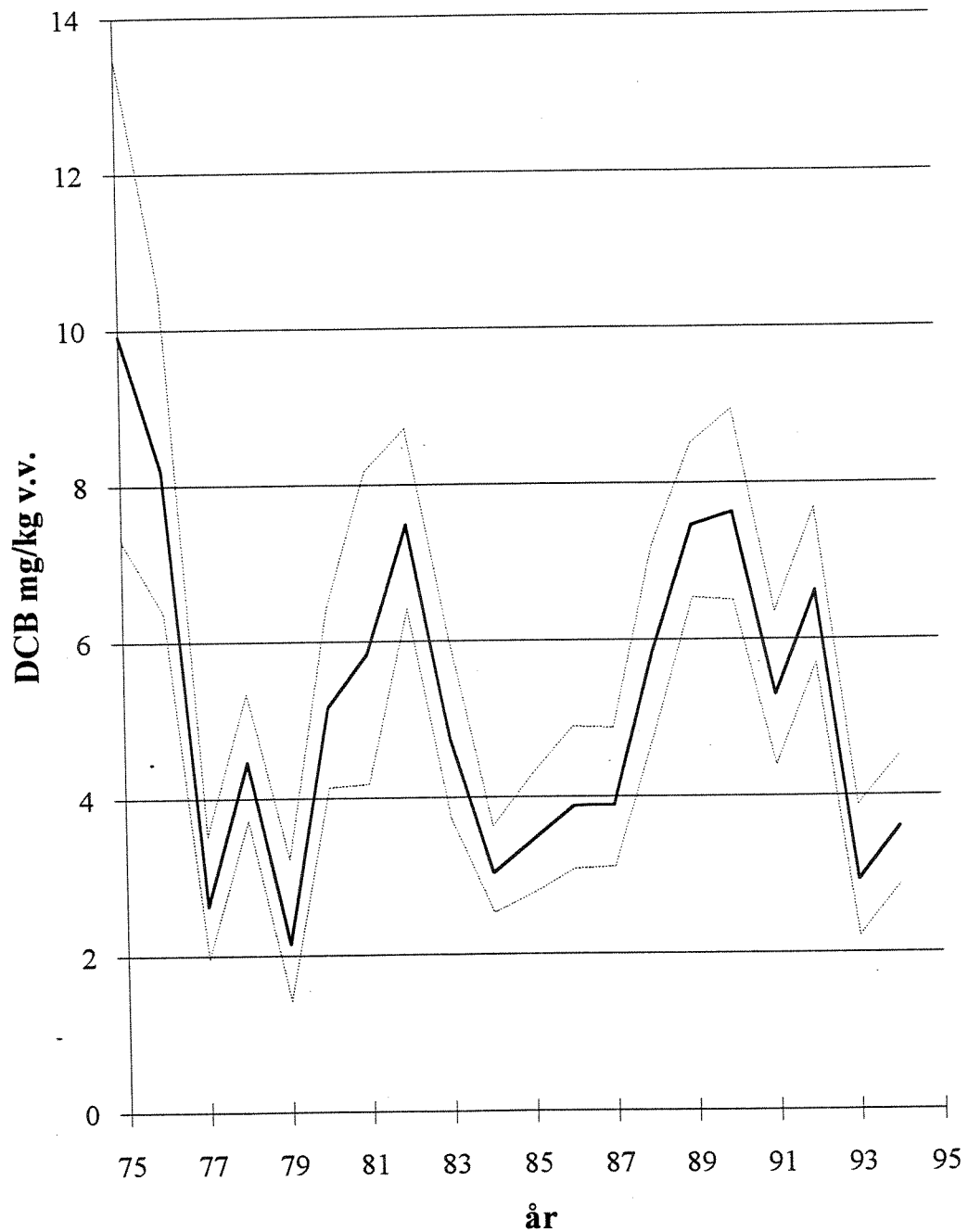


Figur 6. Heksaklorbenzen i lever av torsk fra Frierfjorden 1975 - 1994, mg/kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og 95% konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg.



Figur 7. Oktaklorstyren i lever av torsk fra Frierfjorden 1975 - 1994, mg/kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og 95% konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg.

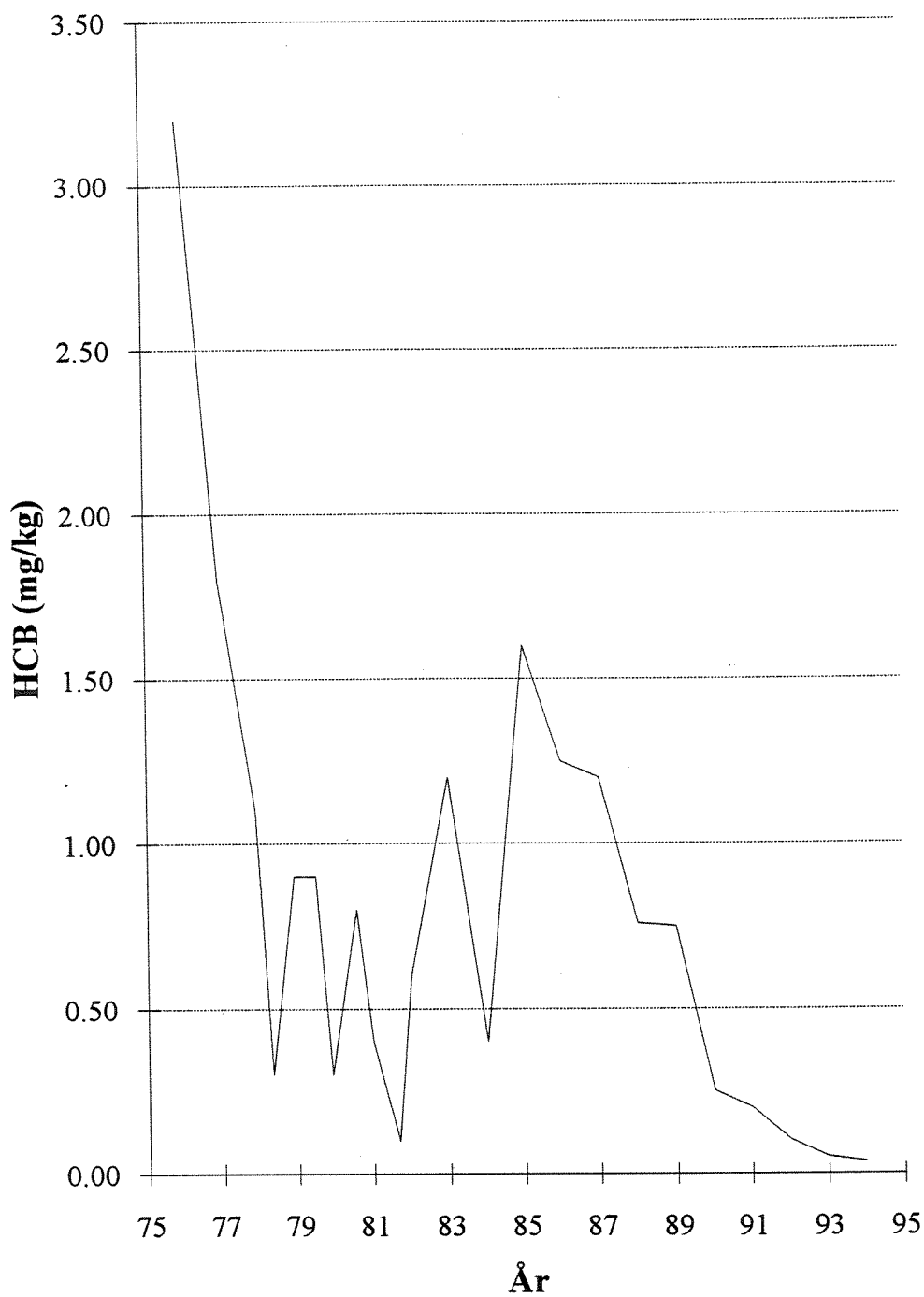
Dekaklorbifenyli i torskeler Frierfjorden



Figur 8. Dekaklorbifenyli i lever av torsk fra Frierfjorden 1975 - 1994, mg/kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og standardavvik, omregnet til "normalfisk" på 1 kg.

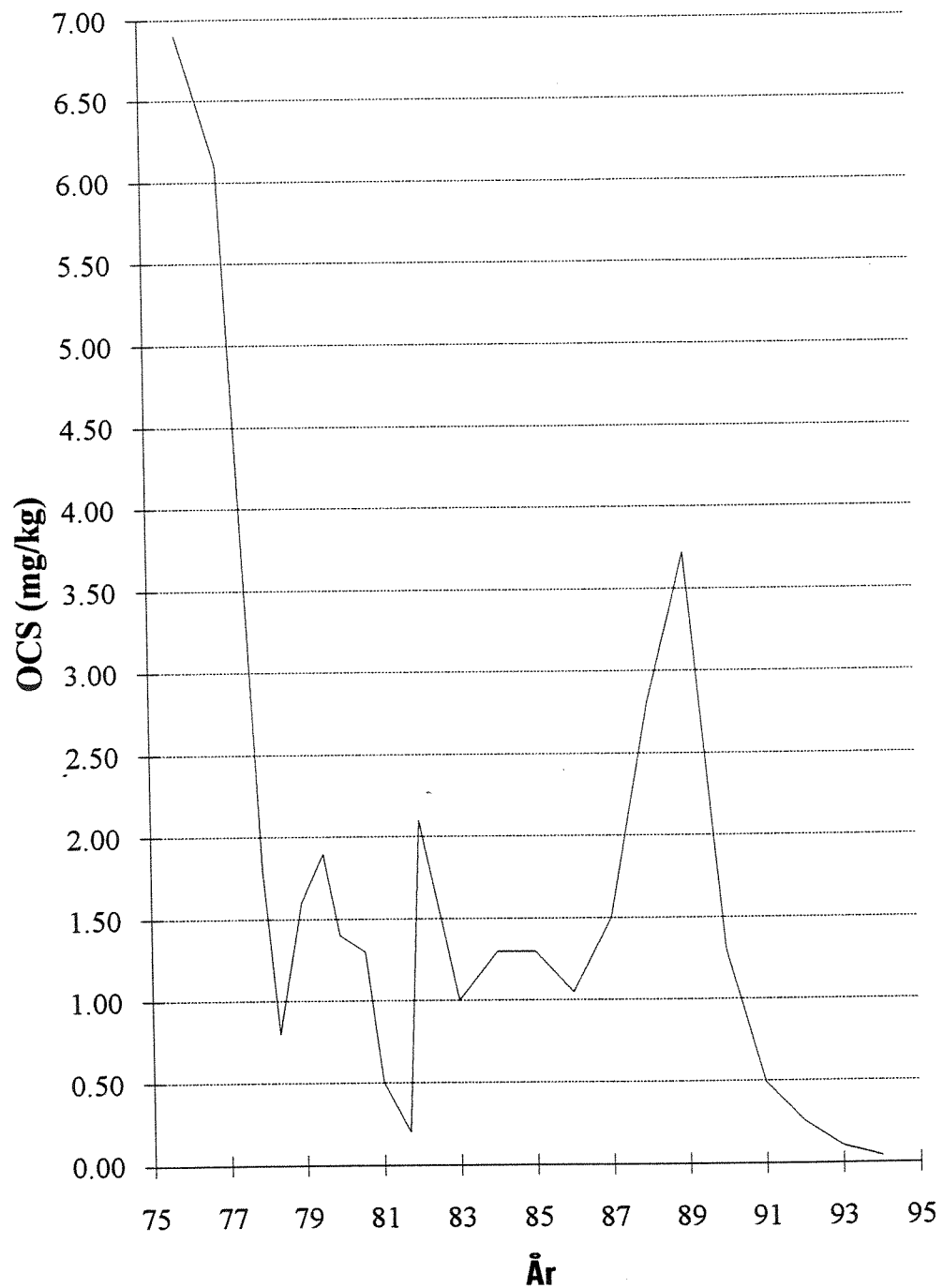
Heksaklorbenzen i torskelerver

Eidangerfjorden



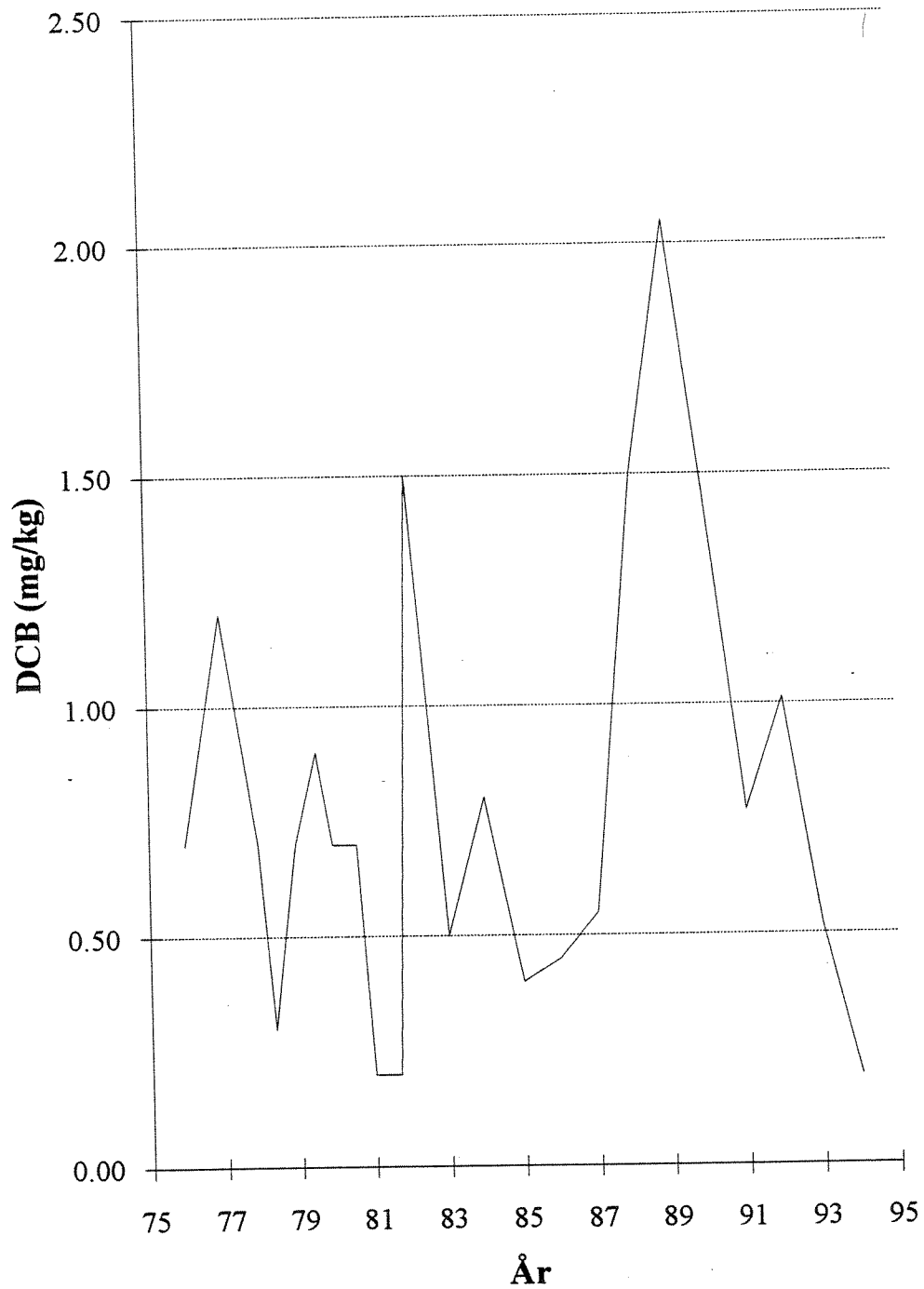
Figur 9. Medianverdier for heksaklorbenzen i lever av torsk fra Eidangerfjorden 1975 - 1994, mg/kg våtvekt. (Ikke vektkorrigerte data).

Oktaklorstyren i torskelerver Eidangerfjorden



Figur 10. Medianverdier for oktaklorstyren i lever av torsk fra Eidangerfjorden 1975 - 1994, mg/kg våtvekt. (Ikke vektkorrigerede data).

Dekaklorbifenyl i torsklever Eidangerfjorden



Figur 11. Medianverdier for dekaloribifenyl i lever av torsk fra Eidangerfjorden 1975 - 1994, mg/kg våtvekt. (Ikke vektkorrigerte data).

6.2. Blandprøver av fisk og skalldyr

Hovedresultatene er stilt sammen i tabellene 11 (fisk) og 12 (krabbe, reker, blåskjell). Utviklingen etter 1989 - 1990 er illustrert i figurene 12 - 25 (fisk) og figur 16 - 31 (krabbe). Av figurene ses også variasjonen utover i fjordsystemet (12 - 14 og 26 - 31) og forskjell mellom arter fanget i samme område. Rådatagrunnlaget finnes i vedlegg 8 (karakteristikken av blandprøvene i vedlegg 1).

6.2.1. Fisk

I vedlegg 9 er oppsummert utviklingen i konsentrasjoner på både våtvekts- og fettbasis for alle arter og vevstyper som har vært benyttet siden overvåkingen startet.

Jevnført med øvre grense for klasse I i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet (Knutzen et al., 1993a), var innholdet av HCB i **torskelever** fra Frierfjorden/Breviksfjorden/Såstein i 1994 henholdsvis ca. 25 - 30/4 - 5/2 - 3 ganger høyere, dvs. omtrent som forrige år (figur 12). Antas et høyt diffust bakgrunnsnivå for OCS/DCB på 10 µg/kg våtvekt (mot 20 µg/kg våtvekt for HCB (kfr. Knutzen og Green, 1995), fås tilsvarende overkonsentrasjoner for OCB på 100 - 150/10 - 15/≈ 5 og for DCB ≈ 300/≈ 100/≈ 50. Dette er omtrent som i 1993 mht. OCS (figur 13), men omkring en fordobling for DCBs vedkommende (figur 14).

I Frierfjorden stemmer disse overkonsentrasjoner og tendenser noenlunde med resultater fra de individuelle analysene, men de ukorrigerede gjennomsnittsverdiene av OCS og DCB lå særlig for OCSs del noe høyere enn i blandprøvene (kfr. vedlegg 6 med tabell 11). Fiskens gjennomsnittstørrelse var i begge tilfeller omkring 700 gram (kfr. vedlegg 1, 7). Medianverdiene fra de individuelle analyserte fiskene fra indre Breviksfjorden (tradisjonelt betegnet "Eidangerfjorden" i denne observasjonsserien) kan ikke direkte sammenlignes med blandprøvedataene fra samme område. Men også middelverdiene av HCB/OCS/DCB fra de individuelle analysene lå bare på omkring 1/2 - 1/3 av det blandprøvene viste. Likeledes var det tilsynelatende forskjell i utviklingen 1993 → 1994 i de to prøveseriene.

Fra statistisk analyse av et omfattende svensk overvåkingsmateriale av bl.a. PCB i sild fra Østersjøen dokumenterte Bignert et al. (1993) betydningen av individuelle analyser og årlige observasjoner over mange år for å kunne få frem pålitelige trender. Mens blandprøveanalyser vesentlig har en funksjon ved meget høye kontamineringsnivåer og versus næringsmiddelmyndighetene, er det nødvendig med individuelle analyser av et stort antall individer for å kunne f.eks. spore effekter av tiltak og dokumentere en langtidsutvikling. Selv om det er ganske god overenstemmelse mellom de utviklingen man kan se etter 1991, bedømt ut fra henholdsvis individuelle analyser og blandprøver (sammenlign figur 6 - 8 med figur 11 - 13), illustreres også usikkerheten ved blandprøver som bedømmelsesgrunnlag. I blandprøvene var f.eks. 1991-konsentrasjonene av HCB/OCS/DCB i prosent av 1994-verdiene ca. 25/15/100 (i nevnte rekkefølge), mens de tilsvarende tallene fra individuelle analyser var ca. 35/35/60%.

Det kan tilføyes at også i 1994 viste de individuelle registreringene i torskelever store variasjoner, med følgende intervaller (min. - maks.) på våtvekts- og fettbasis (µg/kg, ekstremverdier i parentes, kfr. vedlegg 6):

	Våtvektsbasis	Fettbasis
HCB	(15) 57 - 1459	737 - 5047
OCS	(33) 315 - 6459	1703 - 24928
DCB	(59) 494 - 10943	2989 - 95996

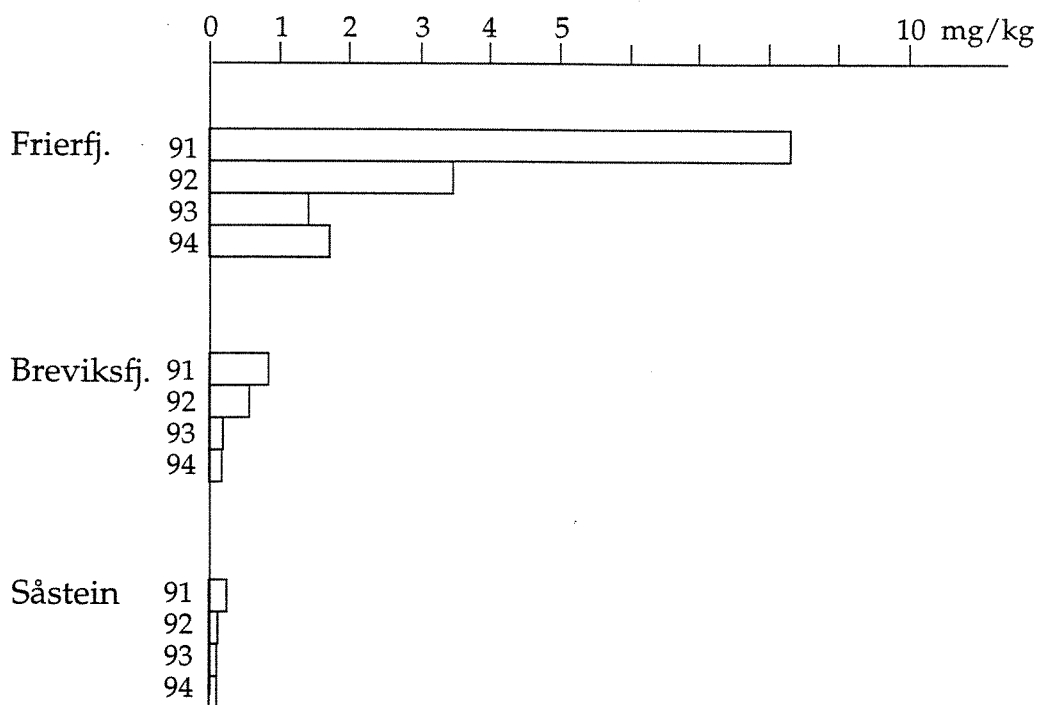
dvs. nærmere en størrelsesorden (HCB) eller mer, selv etter utligning for fettinnholdet. % fett var i middel 32.0 (SD 16.0, variasjon 2.0 - 58.4).

Tabell 11. 5CB, HCB, OCS, DCB, Σ PCB₇¹⁾ og Σ PCB₉¹⁾ i lever, rogn og filet av torsk og filet av sjørøret, ål, skrubbe, sild og makrell fra Grenlandsfjordene 1994, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt.

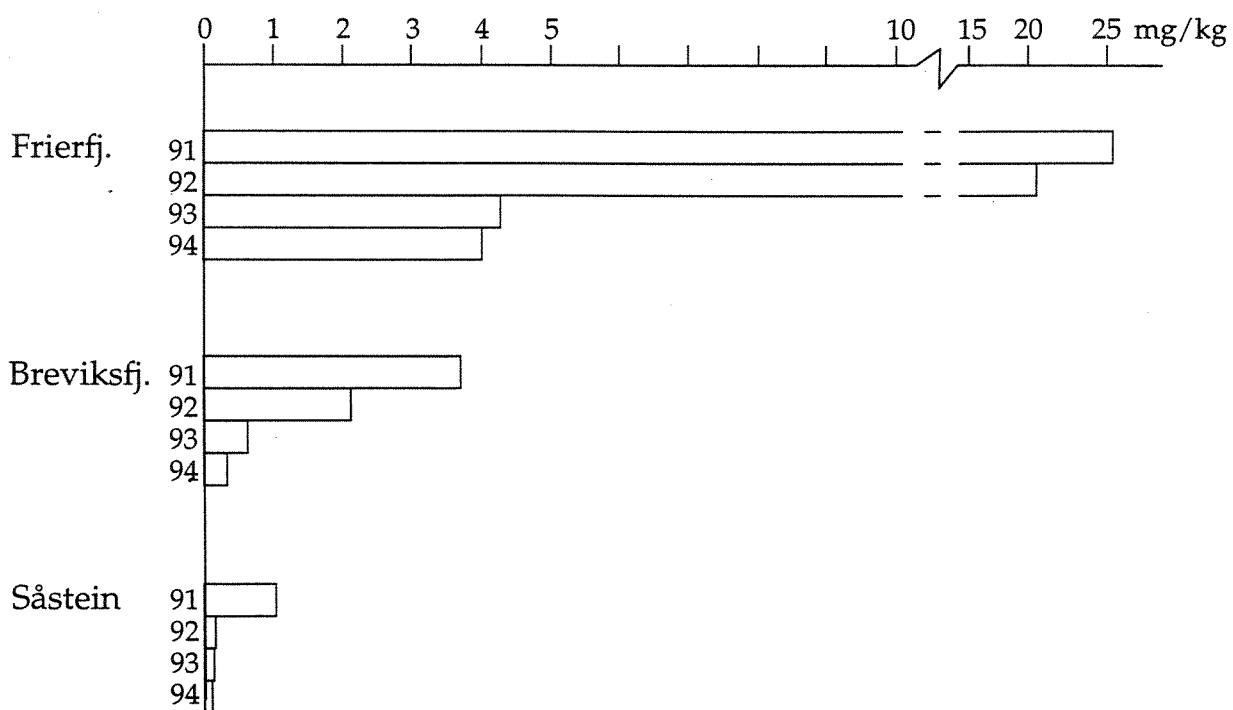
Arter/lokalteter/tid	5CB	HCB	OCS	Σ 5CB + HCB + OCS	DCB	Σ PCB ₇	Σ PCB ₉	% fett
Torskelever								
Frierfj., mai	14	574	1332	1920	3050	1071	1175	33.2
Breviksfj., mai	6	83	124	113	956	1057	1167	39.8
Såstein, mai	6	44	48	98	464	714	792	40.9
Torskerogn								
Frierfj., mai	0.31	8.25	23.73	32.3	78.23	12.22	13.66	0.9
Breviksfj., mai	0.27	4.73	9.54	14.5	66.70	33.98	37.16	2.1
Såstein, mai	0.11	1.06	0.87	2.0	4.84	11.09	12.49	1.5
Torskefilet								
Frierfj., mai	0.16	6.11	12.8	19.1	17.7	4.17	4.61	0.3
Breviksfj., mai	< 0.05	0.61	0.67	1.3	1.97	3.61	4.06	0.3
Sjørøret								
Breviksfj., april	0.06	0.71	0.54	1.31	0.50	2.77	2.91	0.2
Ål								
Breviksfj., mai ²⁾	5.56	124.0	53.6	183	63.4	83.6	91.22	16.3
Skrubbe								
Breviksfj., mai	0.06	1.35	1.08	2.5	2.08	3.77	3.98	0.2
Sild								
Langesunds., mars	0.17	1.56	1.23	3.0	0.73	17.6	18.5	2.2
Makrell								
Breviksfj., august	0.39	3.27	2.41	6.1	0.47	11.7	12.4	8.5

¹⁾ Σ PCB₇ er sum av CB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180. Σ PCB₉ = Σ PCB₇ + nr. 105 og 156.

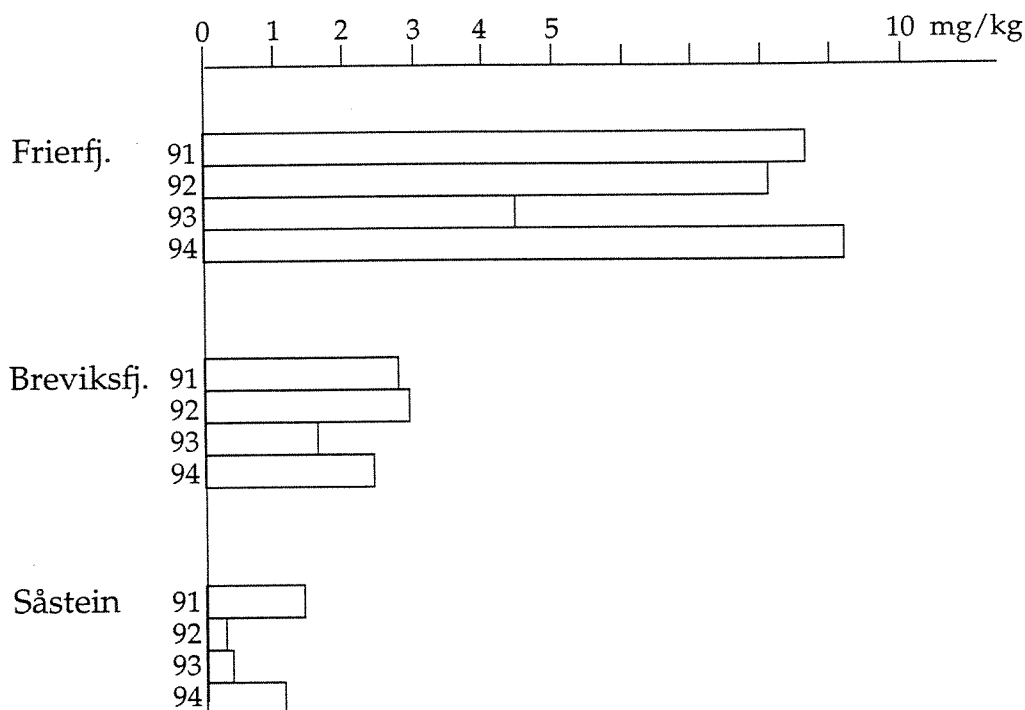
²⁾ Verdier fra reanalyse.



Figur 12. HCB i blandprøver av torskelerver fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1991 - 1994, mg/kg fett.



Figur 13. OCS i blandprøver av torskelerver fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1991 - 1994, mg/kg fett.



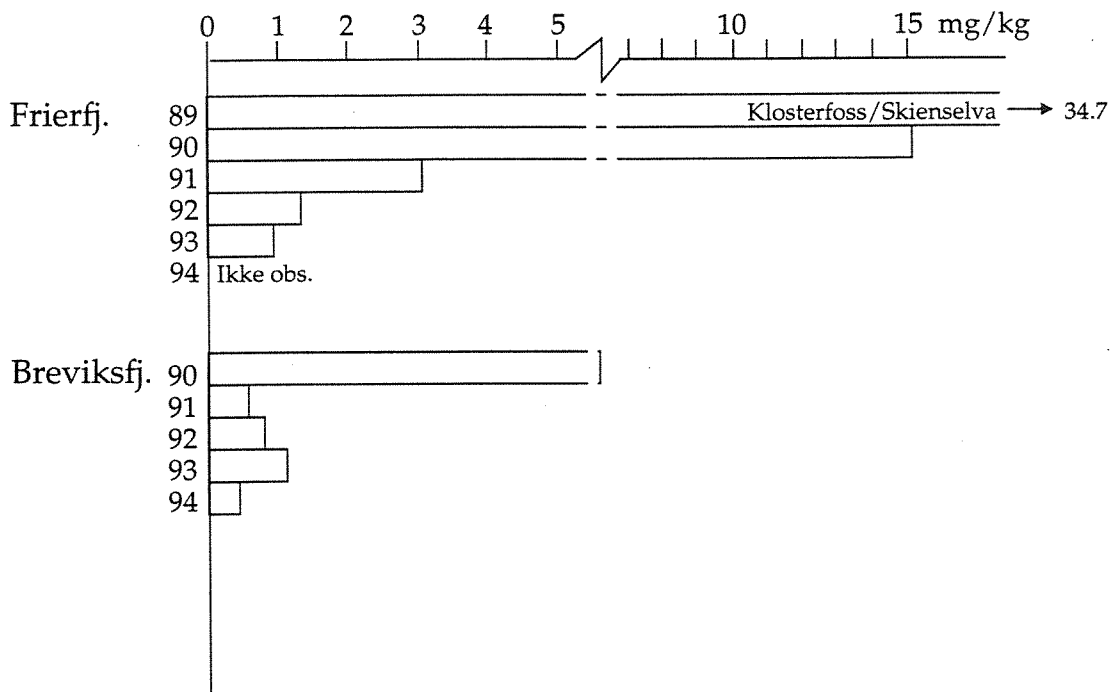
Figur 14. DCB i blandprøver av torskelever fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1991 - 1994, mg/kg fett.

Til det lave innholdet av HCB, OCS og DCB i **sjørret** fra Breviksfjorden (tabell 11, figur 15 - 17) kan bemerkes at fettprosenten i henhold til NIVAs bestemmelse lå uvanlig lavt i denne prøven (0.2%, mot 1.3% i NILUs analyse av et parallelt homogenisat). Siden forurensningskomponentene følger fett ekstraksjonen, vil feil ved denne også innvirke på de registrerte forurensningsnivåene. De tilsynelatende store reduksjonen fra 1993 til 1994 (50 - 80%, figur 15 - 17) må derfor inntil videre tas med forbehold. (Prøven er ved en feil ikke blitt reanalysert). Konsentrasjonene av HCB og de øvrige i tabell 11 tilsier ingen overkonsentrasjoner av betydning, hvilket må anses som usannsynlig. Av figur 2 ses imidlertid at det i samme prøve (parallelt homogenisat) ble funnet tilsvarende, men ikke fullt så sterk tendens mht. dioksininnhold (\approx ca. 50% nedgang).

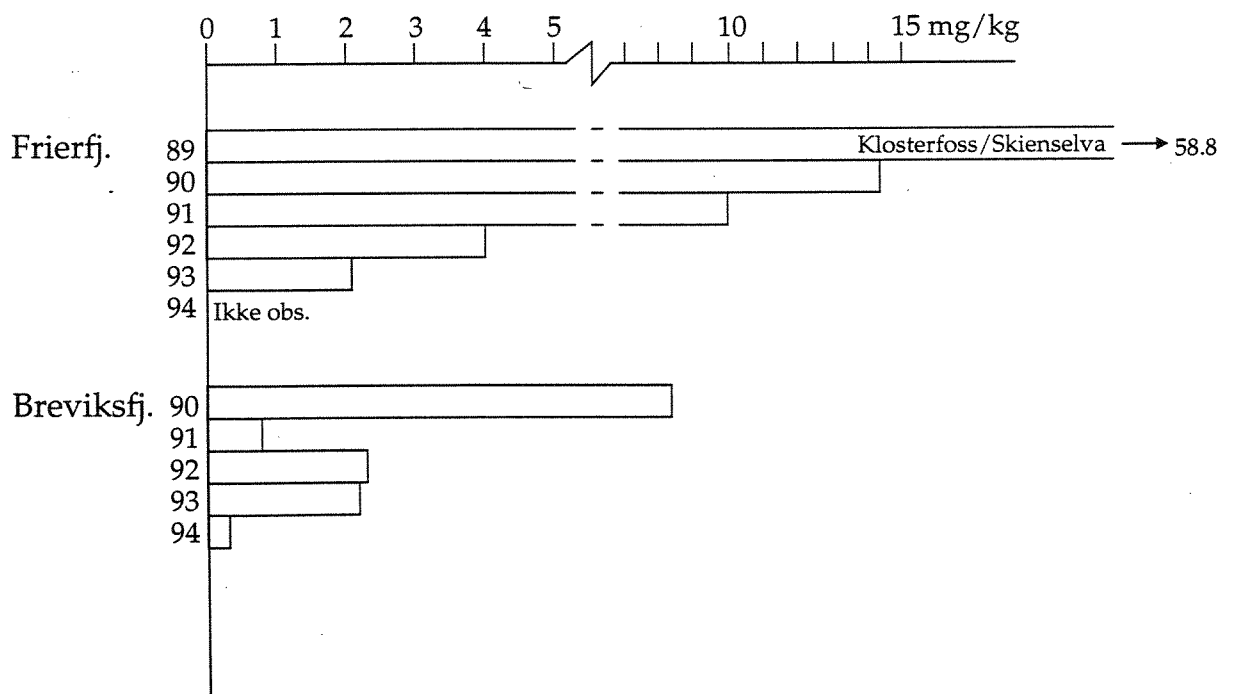
Konsentrasjonene av HCB og OCS i **ål** fra Breviksfjorden var moderate i forhold til tidligere (figur 18 - 20, vedlegg9), bortsett fra de ekstremt lave og ikke representative verdiene fra 1993. DCB-innholdet var omlag som før. Overkonsentrasjonene av HCB og OCS var likevel betydelige: størrelsesordenen 100 og 50 ganger.

Kontamineringsnivået i Breviksfjord-**skrubbe** var relativt moderat. Ut fra et antatt høyt diffust bakgrunnsnivå på 0.1 - 0.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt for alle tre stoffene (Knutzen og Green, 1995, noe nedjustert for HCB jevnført med i SFTs klassifiseringssystem), representerer verdiene i tabell 11 overkonsentrasjoner på bare 5 - 10 ganger. På grunn av lavere fettinnhold (0.2%) enn i prøvene fra tidligere år, blir det imidlertid ingen nedgang etter omregning til fettbasis (figur 21 - 23).

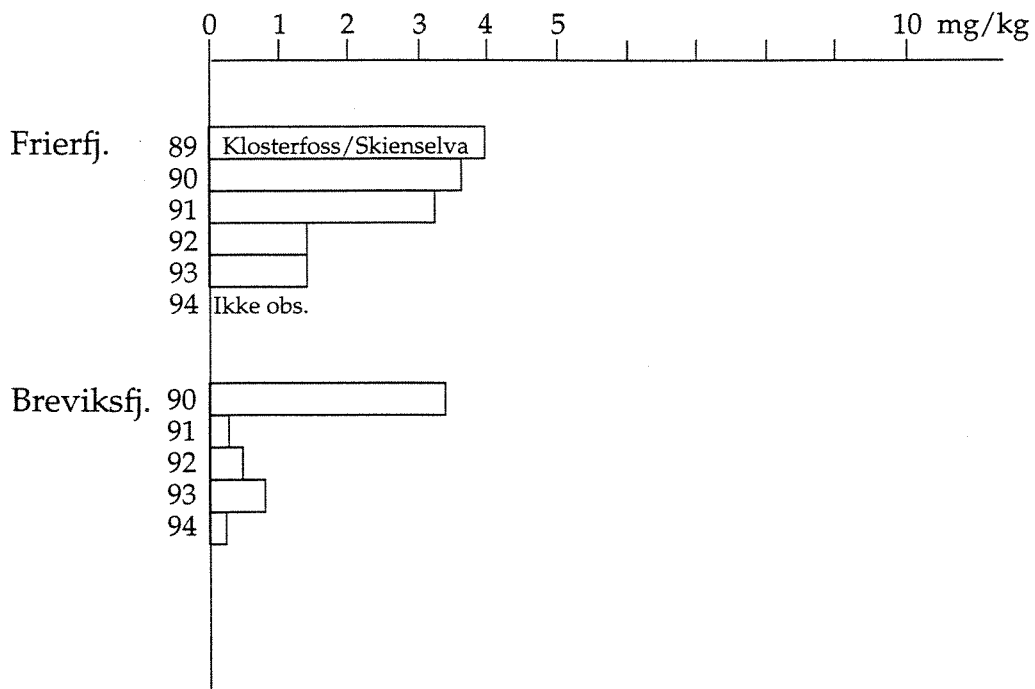
Verdiene i **sild** og **makrell** var omlag som de har vært etter 1990 (figur 24 - 25), dvs. at de bare befester inntrykket av svingninger omkring et nivå som kanskje tilsvarer omkring en fordobling av "normalinnholdet". Restbelastningen og "gamle synder" synes dermed å slå klarere ut for dioksiner enn det som gjelder HCB/OCS/DCB.



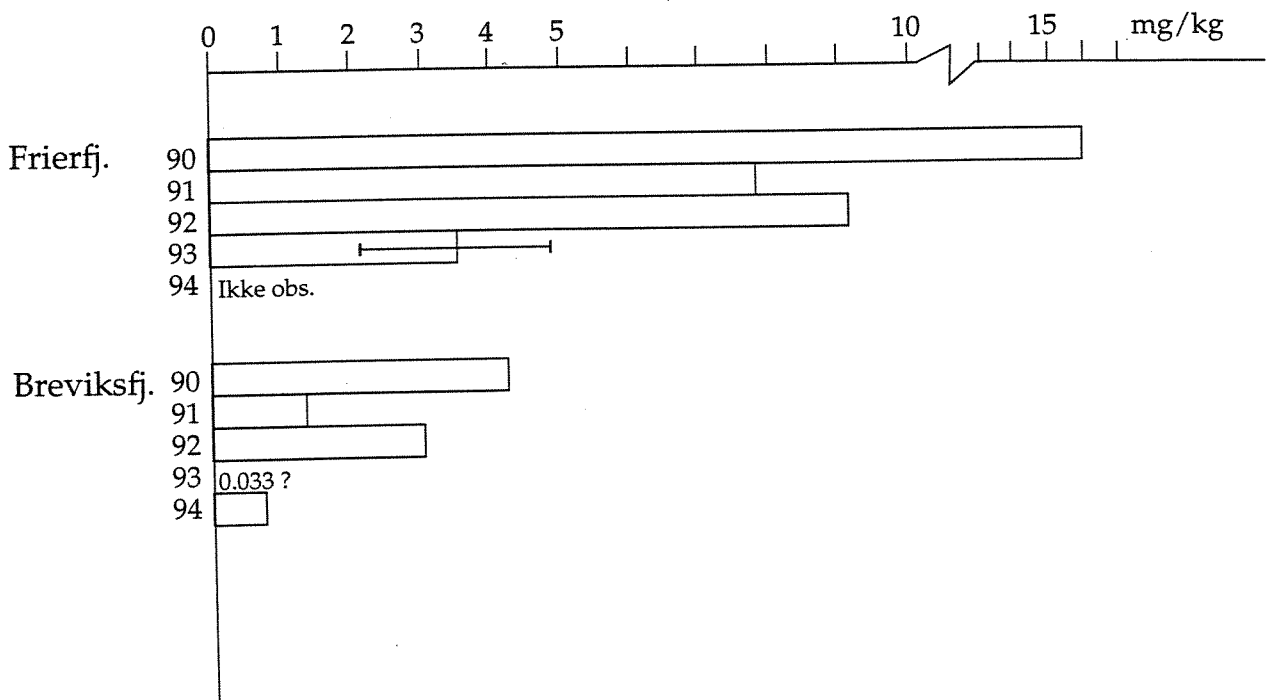
Figur 15. Heksaklorbenzen i filet av sjøørret fra Grenlandsfjordene 1989 - 1994, mg/kg fett.



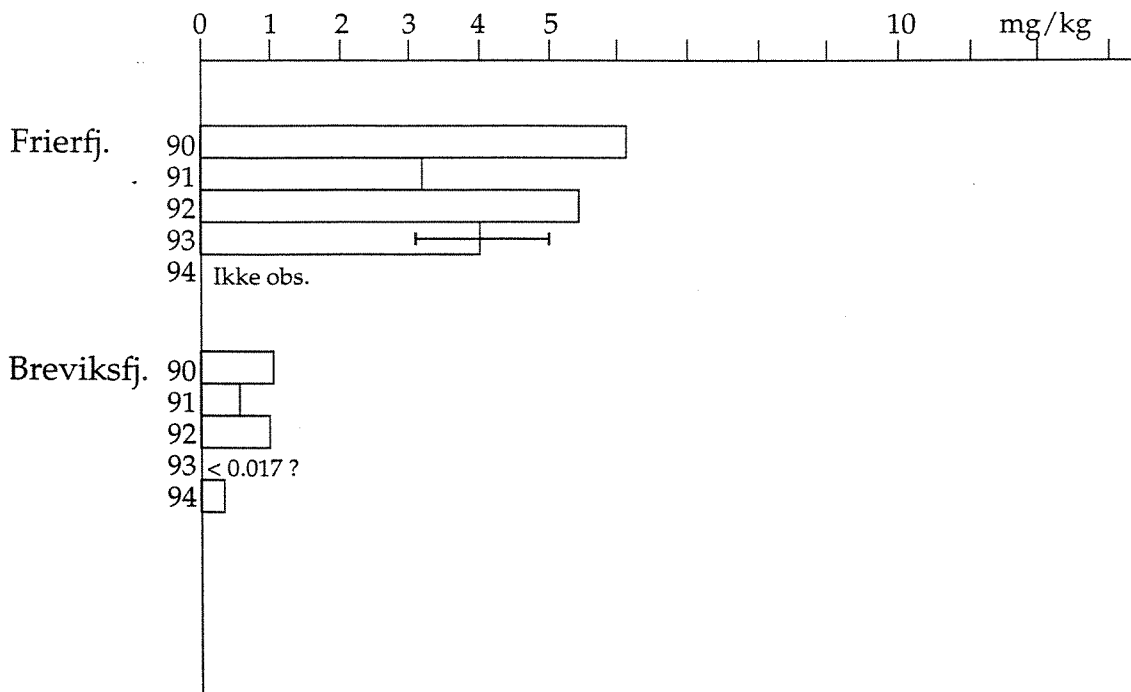
Figur 16. Oktaklorstyren i filet av sjøørret fra Grenlandsfjordene 1989 - 1994, mg/kg fett.



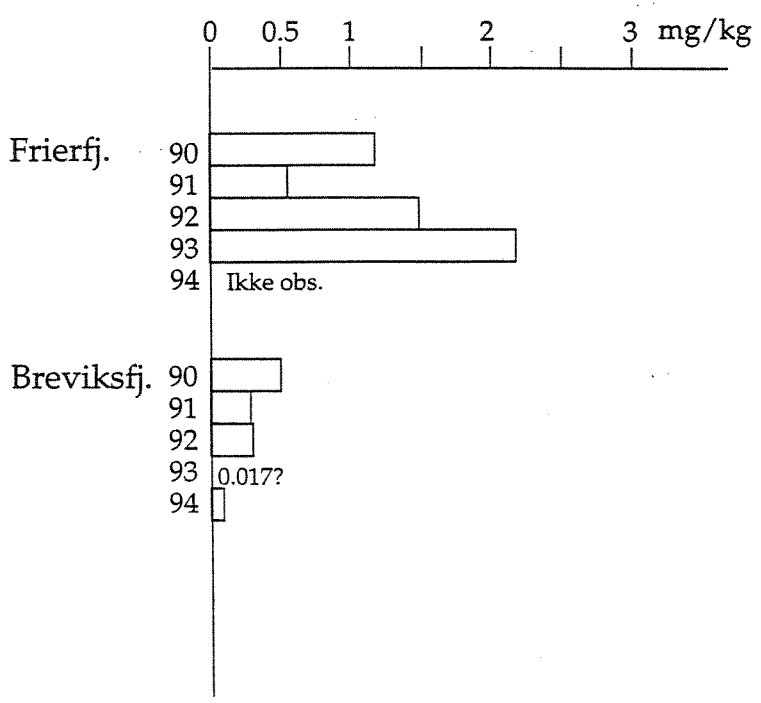
Figur 17. Dekaklorbifenyl i filet av sjørret fra Grenlandsfjordene 1989 - 1994, mg/kg fett.



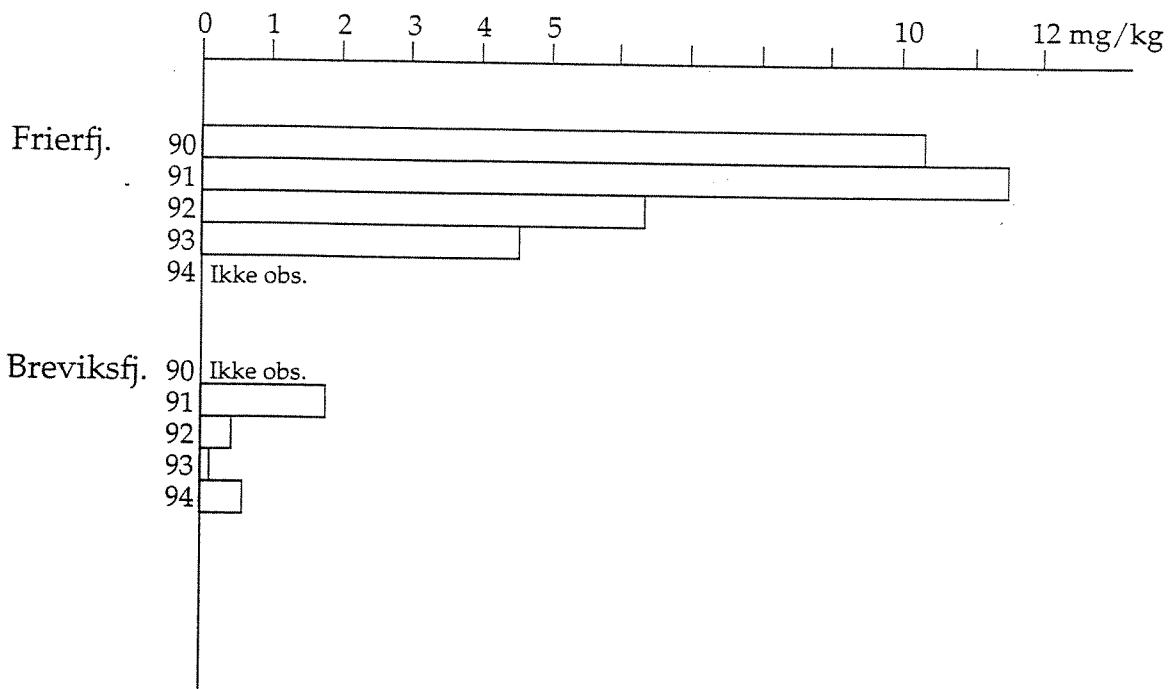
Figur 18. HCB i ål fra Grenlandsfjordene 1990 - 1994, mg/kg fett.



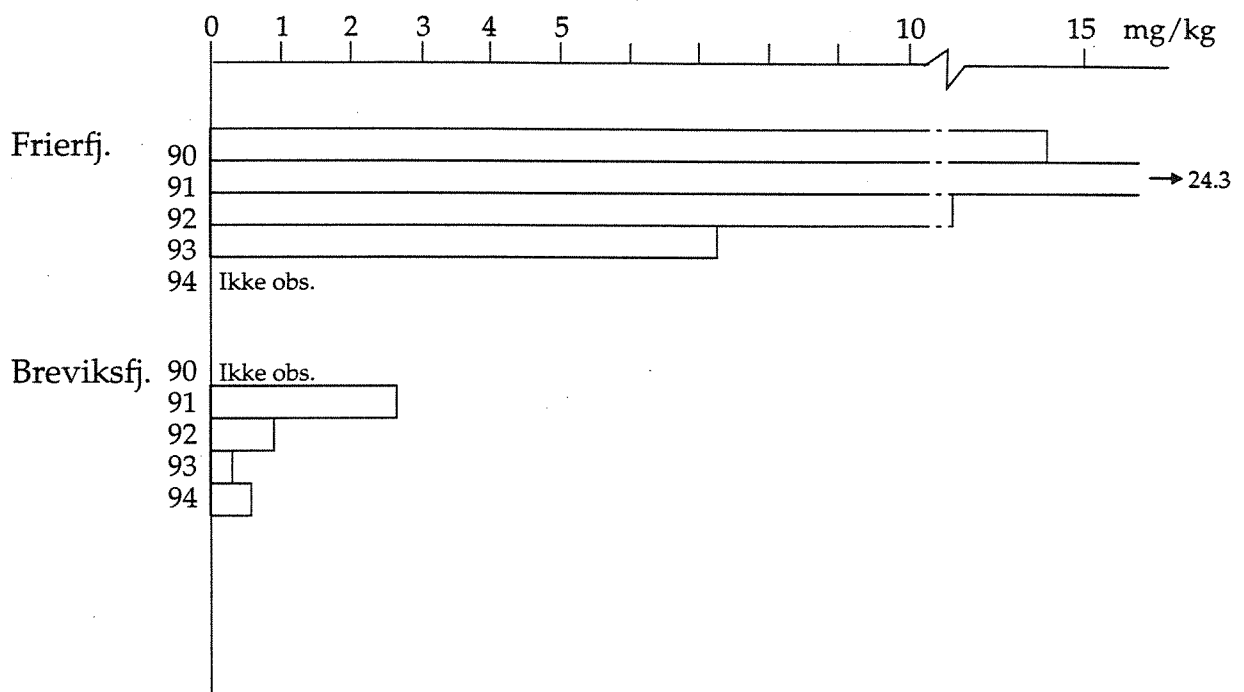
Figur 19. OCS i ål fra Grenlandsfjordene 1990 - 1994, mg/kg fett.



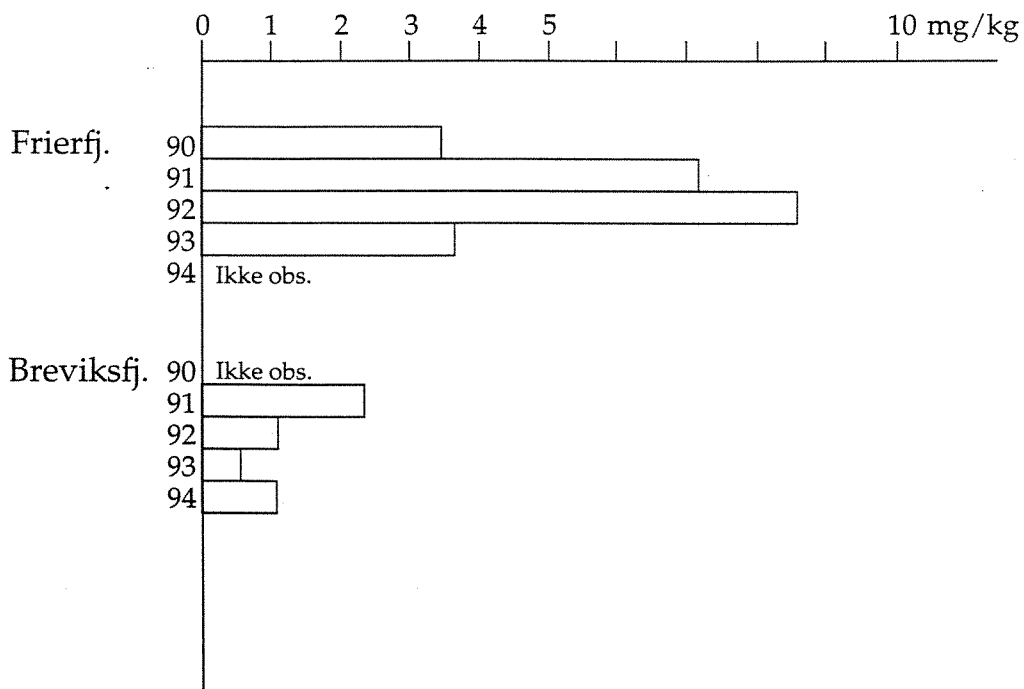
Figur 20. DCB i ål fra Grenlandsfjordene 1990 - 1994, mg/kg fett.



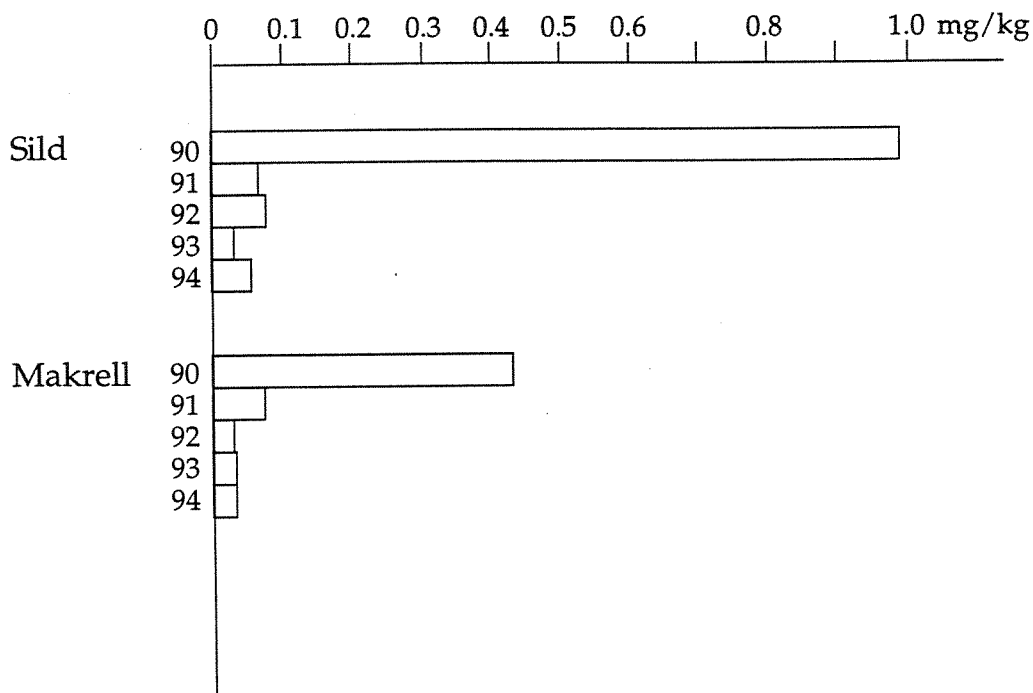
Figur 21. HCB i skrubbe fra Grenlandsfjordene 1990 - 1994, mg/kg fett.



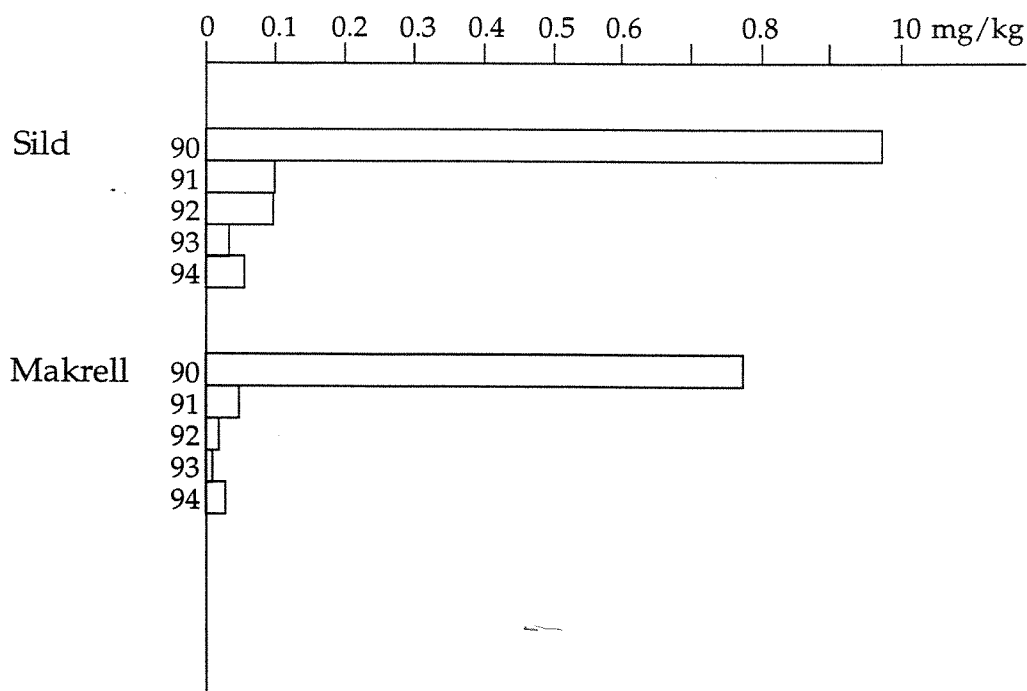
Figur 22. OCS i skrubbe fra Grenlandsfjordene 1990 - 1994, mg/kg fett.



Figur 23. DCB i skrubbe fra Grenlandsfjordene 1990 - 1994, mg/kg fett.



Figur 24. HCB i sild og makrell fra området Breviksfjorden - Langesundsbukta 1990 - 1994, mg/kg fett.



Figur 25. OCS i sild og makrell fra området Breviksfjorden - Langesundsbukta 1990 - 1994, mg/kg fett.

6.2.2. Skalldyr

1994-resultatene er gjengitt i tabell 12 (kfr. rådata i vedlegg 8). Utviklingen siden 1990 er illustrert ved registreringene i krabbesmør fra hannkrabber (figur 26 - 28 for de to innerste, klart mest belastede lokalitene, og figur 29 - 31 for de ytre prøvestedene). Resultatene av andre observasjoner 1990 - 1994 i skalldyr (krabbesmør fra hunnkrabber, rest skallinnmat av hann- og hunnkrabber, reker og blåskjell) er oppsummert i vedlegg 9.

I **krabbesmør** ble det konstatert et vedvarende meget høyt kontamineringsnivå. For HCB, OCS og DCB er det få referanseverdier, og det som foreligger er fra analyser der deteksjonsgrensen til dels har vært for høy, dvs. 2 - 3 µg/kg våtvekt (NIVA, unpubl.), mens den minst burde ligge under 1 µg/kg. I hvert fall i ett tilfelle med krabber fra Øygarden/Hordaland ble det målt mindre enn 0.5 µg/kg våtvekt av alle tre forbindelsene (NIVA, unpubl.). I to prøver fra et (mistenkt mer påvirket)

område fra Sotra/Hordaland, fant man < 1 µg/kg av OCS/DCB og 2/3 µg HCB/kg (Knutzen og Berglind, 1994).

Antas diffus bakgrunnsbelastning i hvert fall ikke å skulle medføre mer enn 2 µg/kg våtvekt av HCB og maksimum 1 µg/kg av OCS og DCB, representerer krabbesmør-verdiene fra de to innerste stasjonene (tabell 12, Ringsholmene, Bjørkøybåen) overskridelse av "bakgrunnsverdiene" med henholdsvis ca. 100/25 ganger (HCB), 100/5 x (OCS) og for DCB hele 400/100 ganger. Utviklingen etter 1990, som fremgår av figur 26 - 28, virker heller ikke særlig lovende.

I likhet med tidligere ble det konstatert raskt synkende konsentrasjoner utover mot åpen kyst, men påvirkningen kan spores også på de ytterste stasjonene (tabell 12), dvs. overkonsentrasjoner på minst et par ganger for HCB og for DCB 10 - 30 ganger). På de ytre stasjonene har det så langt ikke vært noen tydelig utviklingstendens (figur 29 - 31).

Konsentrasjonene i resten av skallinnmaten fra de samme krabbene ga det samme bilde: høyt kontamineringsnivå innerst, særlig ved Ringsholmene, bratt avstandsgradient mot Arøya og deretter utflating (tabell 12). Omregnet til fettbasis var det godt samsvar med innholdet i krabbesmør fra de to innerste stasjonene, noe mer HCB og OCS i rest skallinnmat fra Arøya, Såstein og Åbyfjorden.

Beregnes veide gjennomsnittskonsentrasjoner for hele skallinnmaten i krabbe (kfr. grunnlagsdata for andel krabbesmør og andel rest skallinnmat i vedlegg 1), fås stort sett verdier på 1/2 - 2/3 av konsentrasjonene i krabbesmør. Hvis det samme gjelder dioksininnholdet (ikke undersøkt pga. omkostningene), har det i grensetilfeller betydning for bedømmelsen av krabbenes spiselighet.

I **reker** og **blåskjell** ble det bare registrert moderat/lavt innhold av HCB, OCS og DCB (tabell 12). Den omvendte av forventet avstandsgradient i reker, er vanskelig å forklare. Eksepsjonelt lavt kontamineringsnivå i rekene fra Breviksfjorden må ses i sammenheng med uvanlig lav fettprosent. Imidlertid ga fornyet ekstraksjon av homogenisatet heller dårligere utbytte. I parallelt homogenisat fant NILU vel 3 ganger så høy fettprosent, og dioksininnholdet var heller ikke spesielt lavt (tabell 5). Tross reanalyse med samme resultat må resultatene mht. HCB/OCS/DCB fra Breviksfjorden anses som mindre sannsynlige.

Den ene verdien fra 1994 for HCB-innholdet i blåskjell fra Croftholmen (tabell 12) lå i den lave del av intervallet observert i de senere år (Knutzen et al., 1994b, 1995a), men representerte likevel en overkonsentrasjon på opp mot 10 ganger (Knutzen og Green, 1995). Også HCB-innholdet i skjellene fra Helgeroa viste - som før - en fortsatt overbelastning (3 - 4 ganger).

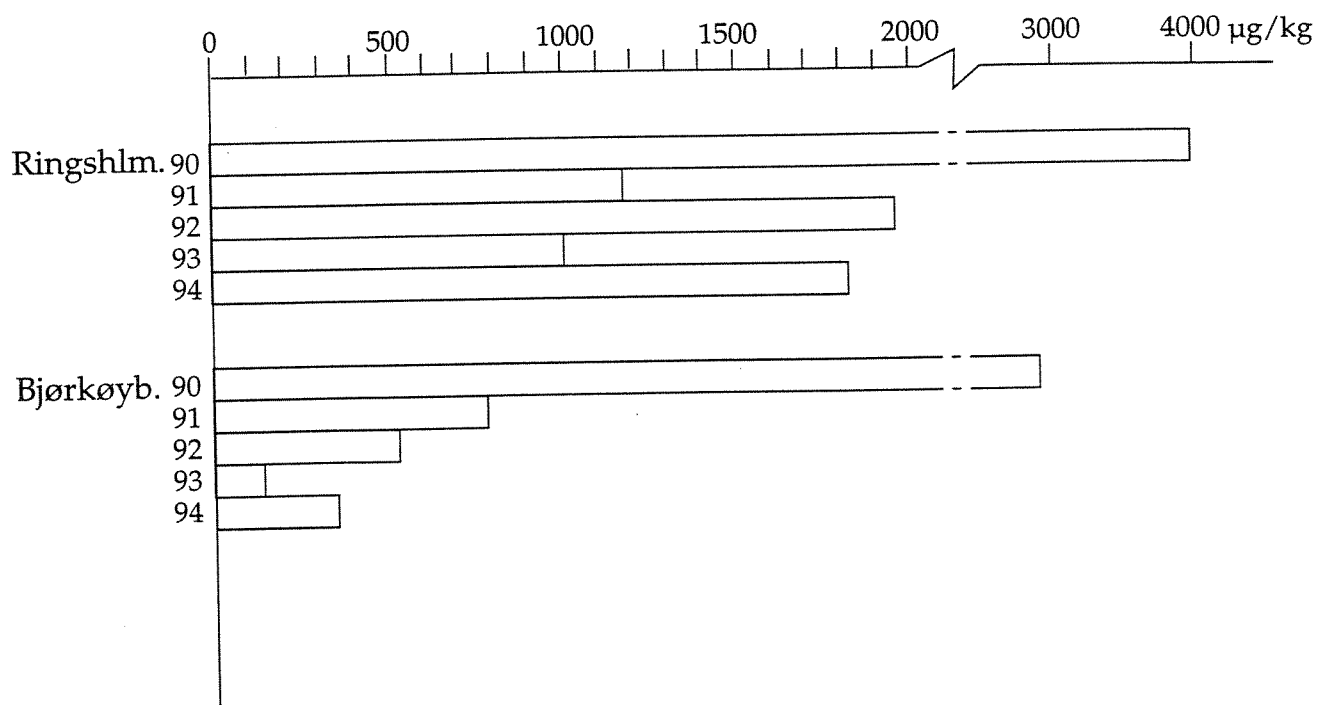
Tabell 12. 5CB, HCB, OCS, DCB, Σ PCB₇¹⁾ og Σ PCB₉¹⁾ i hepatopaneas (krabbesmør) og rest skallinnmat i hanner og hunner av taskekrabbe (*Cancer pagurus*), reker (*Pandalus borealis*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten 1994 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt.

Arter/prøve- steder/tid	5CB	HCB	OCS	Σ 5CB+ HCB+OCS	DCB	Σ PCB ₇	Σ PCB ₉	% fett
Krabbesmør/hanner								
Ringshlm. 7-14/10	15	179	97	291	437	159	177	9.8
Bjørkøybåen 15-18/10	6	44	5	55	84	131	142	13.1
Arøya/Dypingen 19-21/10	1.0	5.8	0.6	7.4	8.2	78	83	11.6
Såstein, okt.	0.9	4.9	1.6	7.4	31.7	82	88	11.2
Åbyfj., okt.	0.6	2.6	1.1	4.3	18.2	73	78	14.5
Rest skallinnm., hanner								
Ringshlm.	4.4	46.8	17.5	68.7	59.4	27.5	30.5	1.8
Bjørkøybåen	1.0	9.4	0.8	11.2	7.9	14.7	16.1	1.8
Arøya/Dypingen	0.3	1.8	0.2	2.3	1.4	12.0	12.7	1.6
Såstein	0.4	1.9	0.4	2.7	4.1	15.3	16.4	1.8
Åbyfjorden	0.4	1.9	0.4	2.7	2.2	12.2	13.0	2.1
Reker								
Breviksfj. 15/6	< 0.1	0.1	0.1	≈ 0.25 ²⁾	0.2	0.6	0.6	0.11 ³⁾
Håøyfj. 22/7	0.1	0.7	0.4	1.2	1.1	3.7	3.9	1.11
Blåskjell								
Crothlm./Breviksfj. 11/5	0.13	0.84	Maskert	> 0.97	0.16	4.27	≈ 4.57	2.0
Helgeroa 11/5	0.13	0.37	Maskert	> 0.50	< 0.05	2.97	≈ 3.10	2.6

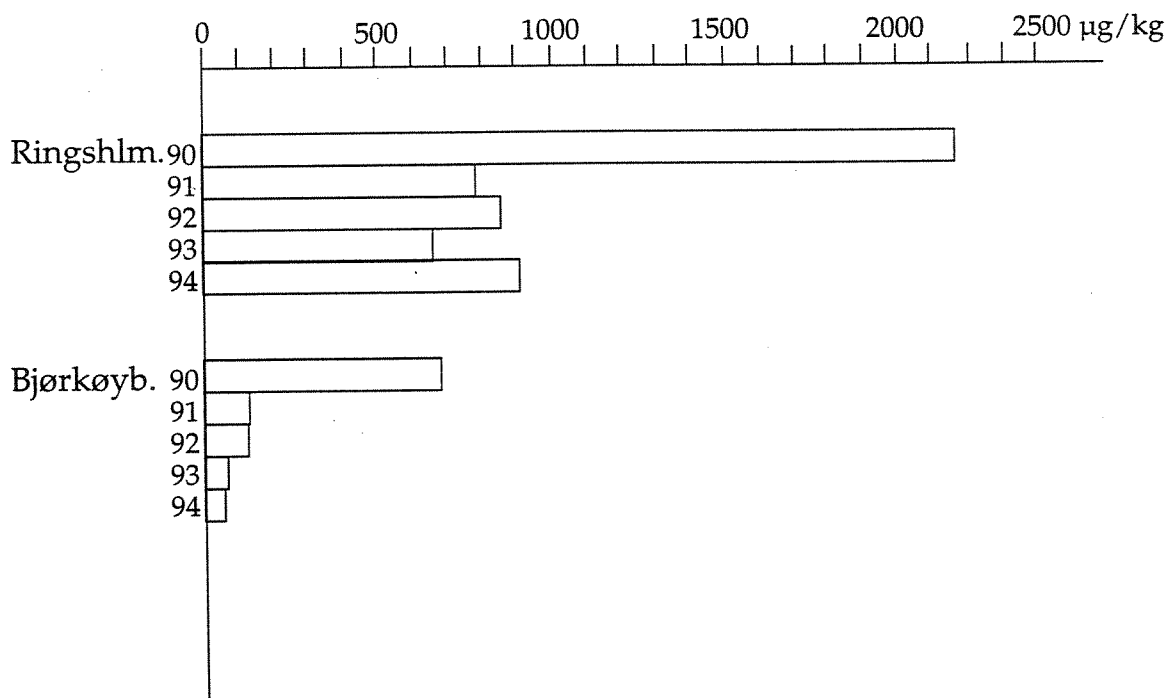
¹⁾ Σ PCB₇ er sum av CB nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180. Σ PCB₉ = Σ PCB₇ + nr. 105 og 156.

²⁾ Regnet med halve deteksjonsgrensen for 5CB.

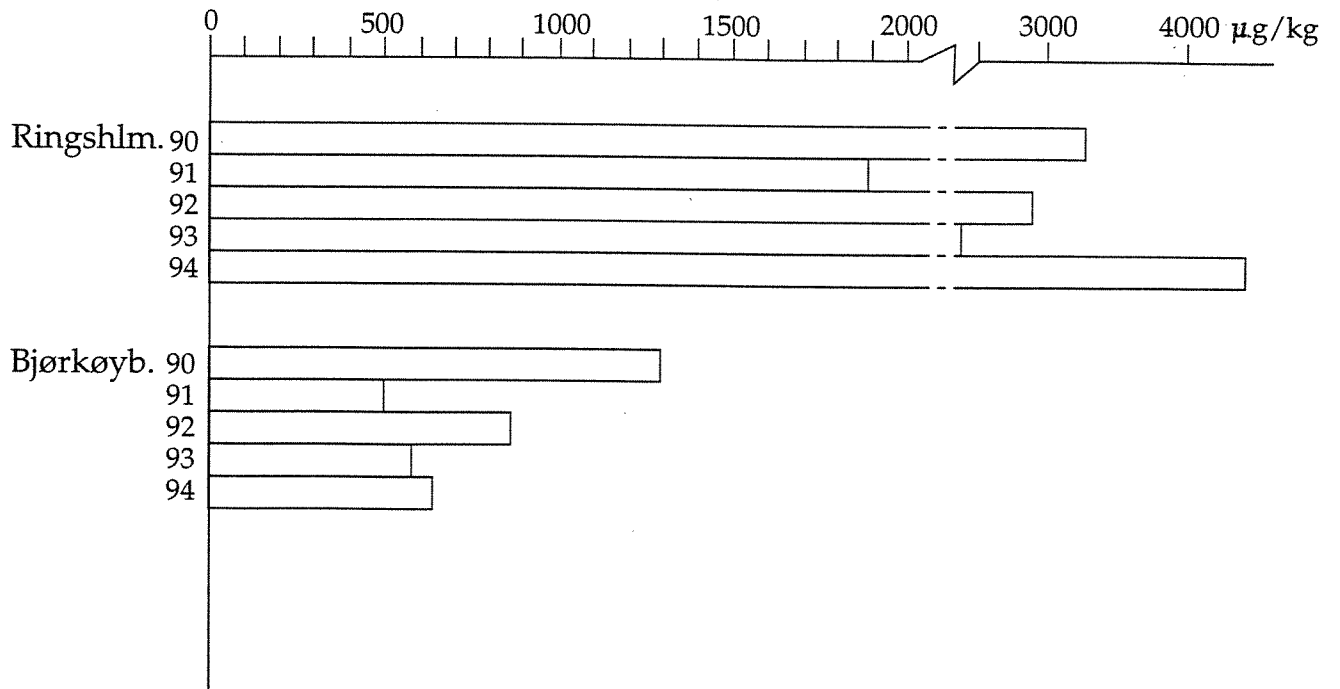
³⁾ Reanalysert med enda lavere utbytte av fett.



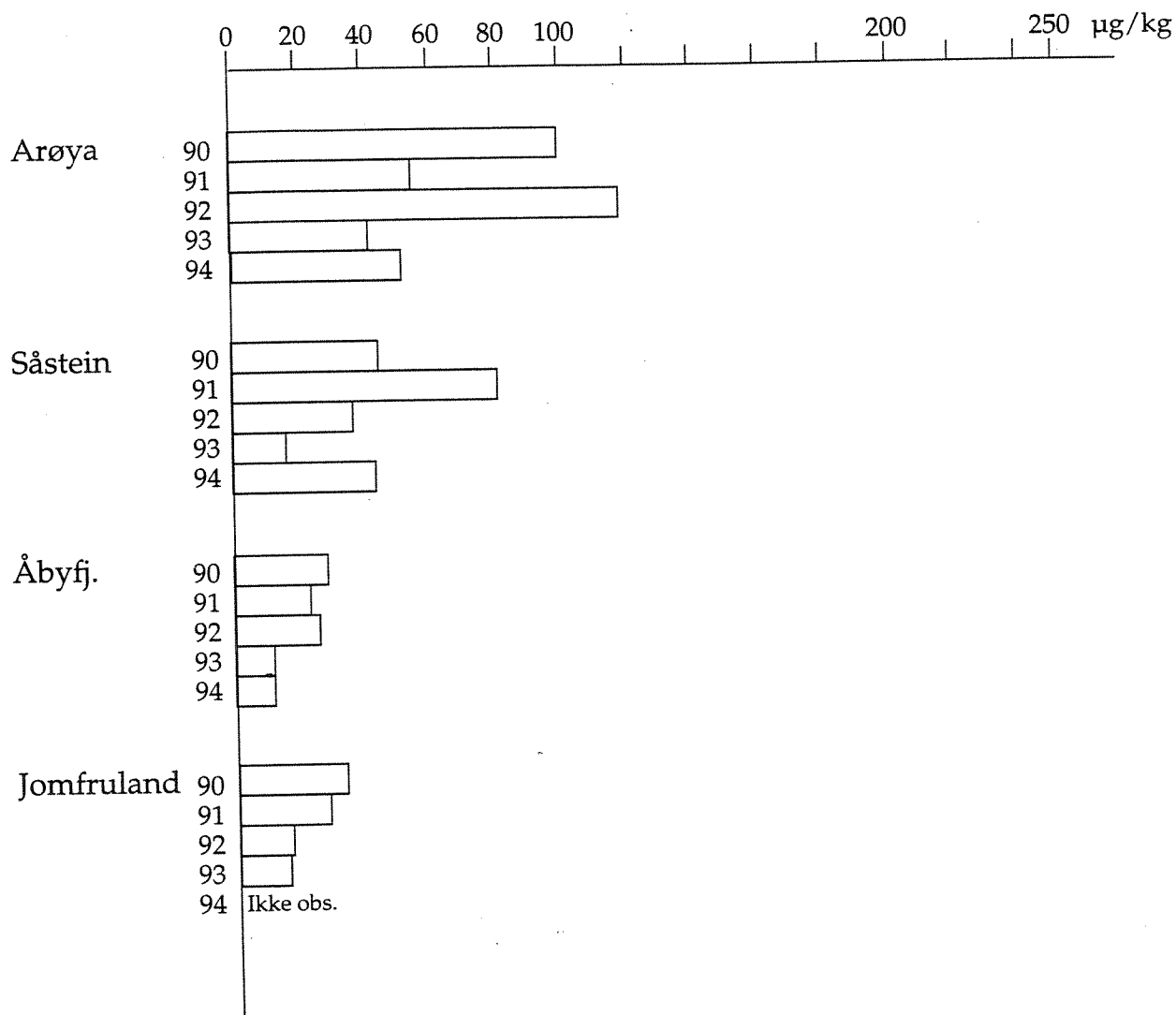
Figur 26. HCB i krabbesmør av taskekrabbe (hannkrabber) fra Ringsholmene/Frierfjorden og Bjørkøybåen/Breviksfjorden 1990 - 1994, µg/kg fett.



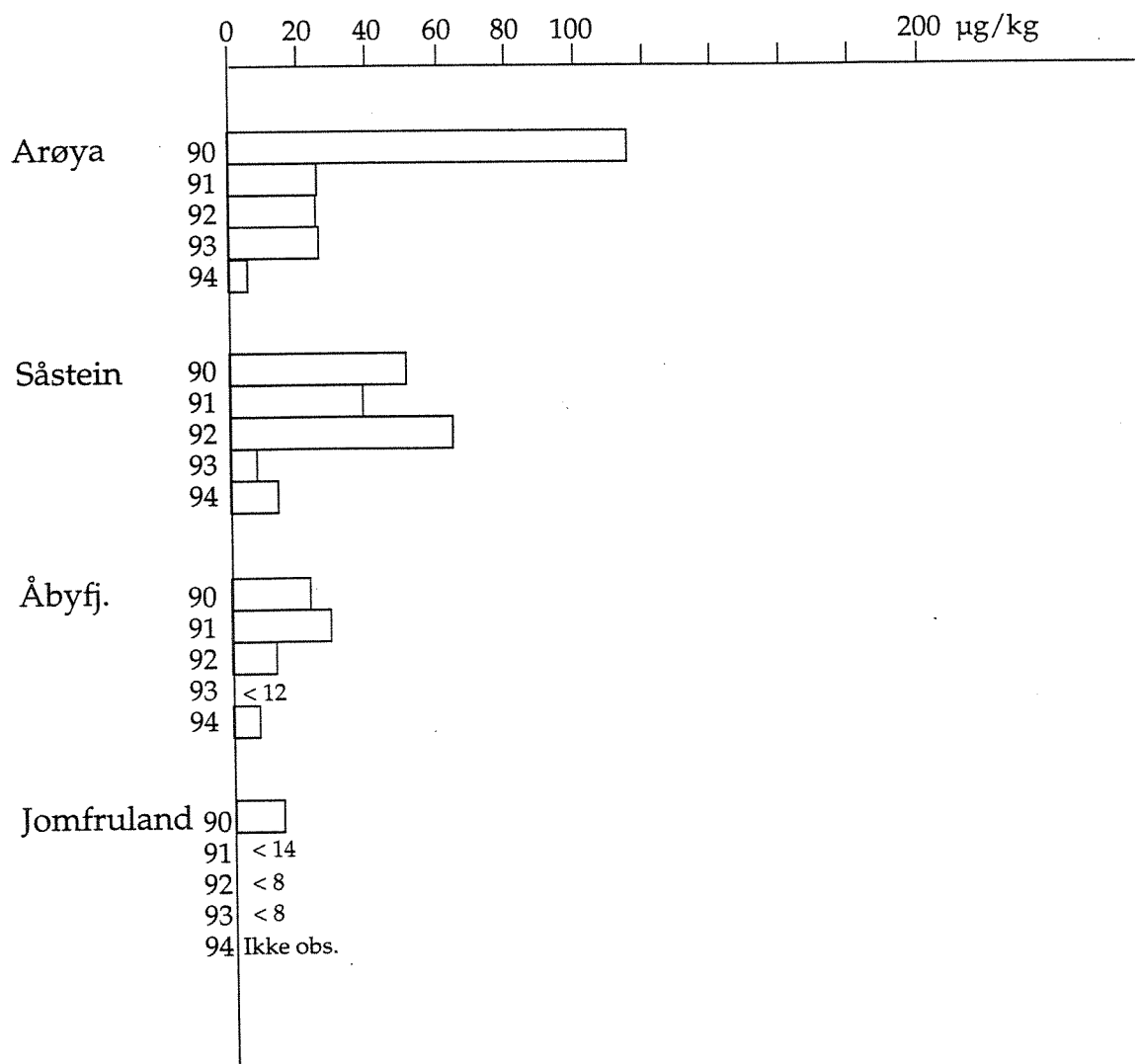
Figur 27. OCS i krabbesmør av taskekrabbe (hannkrabber) fra Ringsholmene/Frierfjorden og Bjørkøybåen/Breviksfjorden 1990 - 1994, µg/kg fett.



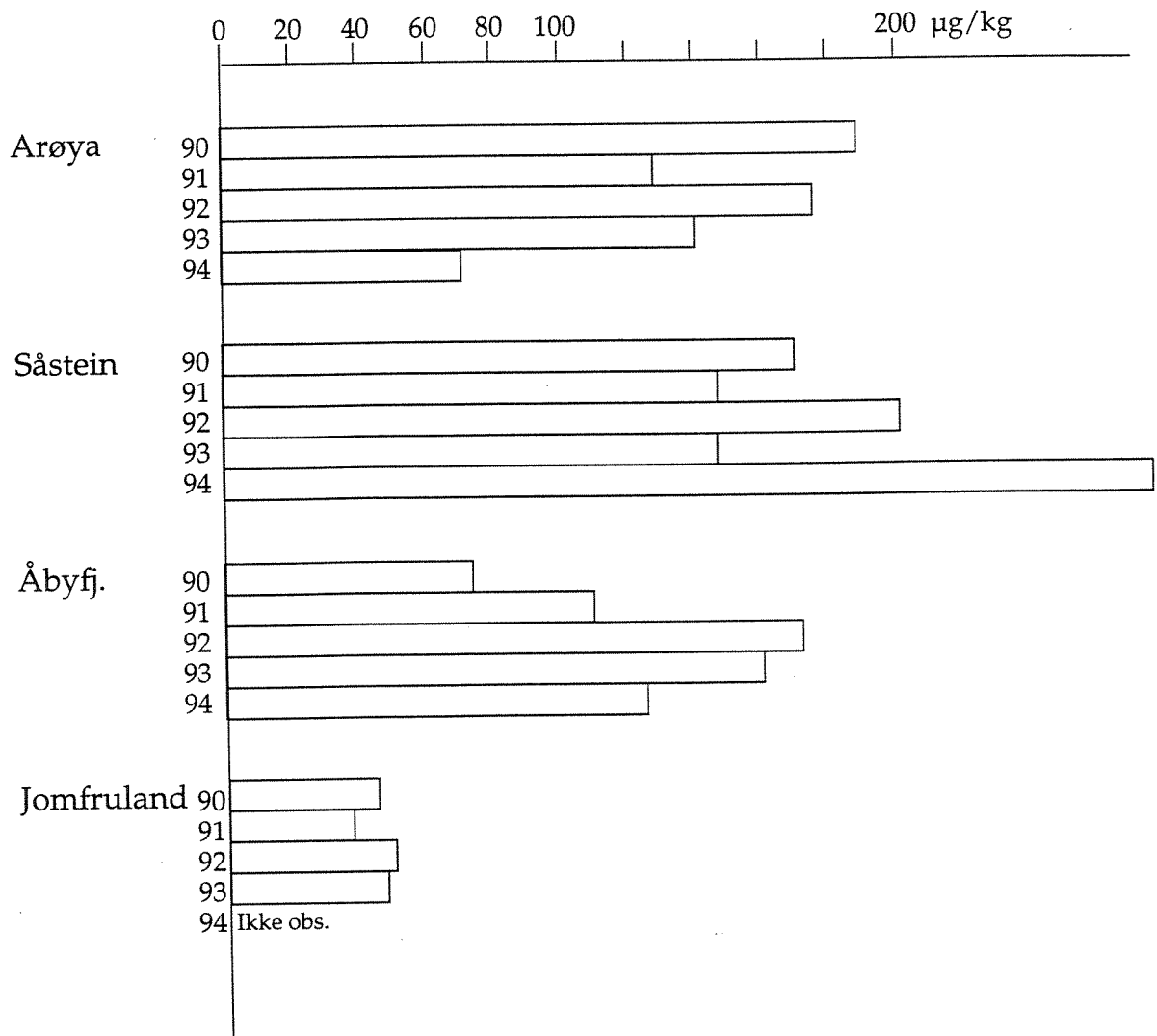
Figur 28. DCB i krabbesmør av taskekrabbe (hannkrabber) fra Ringsholmene/Frierfjorden og Bjørkøybåen/Breviksfjorden 1990 - 1994, µg/kg fett.



Figur 29. HCB i krabbesmør av taskekrabbe (hannkrabber) fra ytre Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1990 - 1994, µg/kg fett.



Figur 30. OCS i krabbesmør av taskekrabbe (hannkrabber) fra ytre Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1990 - 1994, µg/kg fett.



Figur 31. DCB i krabbesmør av taskekrabbe (hannkrabber) fra ytre Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1990 - 1994, µg/kg fett.

6.3. Torsks mageinnhold

I likhet med for PCDF/PCDDs vedkommende (tabell 8), ble det funnet et betydelig forurensningsnivå mht. HCB/OCS/DCB i de analyserte torskemager (tabell 13, rådata i vedlegg 8). Resultatene samsvarte også ved at det for alle forurensningskomponentene var markert forskjell mellom de to prøvestedene - stort sett 10 ganger så høyt i Frierfjorden. Derimot var det liten innbyrdes forskjell mellom de to prøvene fra hver lokalitet.

Tabell 13. 5CB, HCB, OCS, DCB, Σ PCB₇¹⁾ og Σ PCB₉¹⁾ i mageinnhold av torsk fra Frierfjorden og Breviksfjorden 1994, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt.

Prøver/ lokaliteter	5CB	HCB	OCS	5CB + HCB + OCS	DCB	Σ PCB ₇	Σ PCB ₉	% fett
Frierfj. I ²⁾	Maskert	15.0	29.5	≥ 45	97.4	26.6	29.7	1.2
" II ²⁾	1.7	29.0	25.1	55.8	78.6	16.9	18.3	1.1
Breviksfj. I	0.27	2.18	2.04	4.49	11.7	12.0	13.3	1.2
" II	0.28	1.81	0.71	1.80	3.4	6.1	6.7	1.7

¹⁾ Sum av CB nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180. Σ PCB₉ omfatter i tillegg til Σ PCB₇ også nr. 105 og 156.

²⁾ I og II fra begge prøvesteder: Hhv. nærmest oppløst mageinnhold (I) og innhold overveiende bestående av ferske, delvis identifiserbare byttedyr (kfr. vedleggstabell 1 - 3).

7. MENGDEFORHOLD MELLOM HOVEDKOMPO- NENTER OG $TE_{PCDF/PCDD}$

Forholdet

$$\frac{\Sigma 5CB + HCB + OCS}{TE_{PCDF/D}}$$

belyser bl.a. de ulike artenes akkumuleringsegenskaper og dermed forhold av interesse ved deres bruk som indikatorer og medier for sporing av disse stoffene. Tabell 14 viser forholdstallene for ulike arter i 1990 - 1994. 1990-tallene er fra et supplerende forskningsprosjekt (Knutzen og Bjerkeng, 1992), der hovedhensikten var å se på mulige statistiske sammenhenger mellom HCB/OCS/DCB og TE eller enkeltforbindelser/grupper av PCDF/PCDD.

Tallene i tabell 14 kan jevnføres med det samme mengdeforholdet i utslipp og sedimenter. I 1991 var førstnevnte vel 700 : 1 (kfr. tabell 1), dvs. omtrent som før utslippsreduksjonen (Knutzen og Oehme, 1988); i 1992/-93/-94 ca. 1500/3500/2300 (men da med så lave konsentrasjoner av PCDF/PCDD at risikoen for unøyaktighet blir høy). I overflatesediment fra 1989 avtok forholdet fra ca. 200 : 1 i Frierfjorden til 50 : 1 i Breviksfjorden og < 20 : 1 lenger ut (Knutzen og Bjerkeng, 1992, basert på data i Næs og Oug, 1991).

1994-materialet er noe mindre for fisks vedkommende enn tidligere, men bekrefter stort sett at forholdstallet er generelt høyere i fisk enn i skalldyr. (Unntakene er i torskelever fra Breviksfjorden 1994 og sjøørret fra samme sted. Sistnevnte prøve hadde som nevnt usannsynlig lavt innhold av HCB, etc.). Fisk synes således å ha mer effektiv utskillelse av dioksiner og/eller ta opp forholdsmessig mindre enn skalldyr. Fisk er dokumentert/sannsynliggjort å kunne bryte ned PCDF/PCDD (Branson et al., 1985; Muir et al., 1985; Kleeman et al., 1986a, b; Mehrle et al., 1988; Muir og Yarechewski, 1988; Prince og Cooper, 1995), mens dette ikke er påvist hos virvelløse dyr. De relativt lave forholdstallene i prøvene av torsks mageinnhold faller også inn i dette mønsteret.

Tabell 14. Forholdet (Σ 5CB+HCB+OCS)/TE_{PCDF/D} i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene/-Telemarkskysten 1990 - 1994. Ved parallellanalyser NILU/Folkehelsa av PCDF/PCDD i 1993 er tabelltallene basert på NILU-data.

Prøver/Steder	1990	1991	1992	1993	1994
Torskelever					
Frierfj.	-	≈ 10500	≈ 9400	≈ 4400	≈ 2400
Breviksfj.	-	≈ 5400	≈ 2300	≈ 930	≈ 250
Såstein	-	≈ 3800	≈ 1900	≈ 860	≈ 960
Torskefilet					
Frierfj.	-	≈ 26000	≈ 62500	≈ 7900	-
Breviksfj.	-	≈ 18200	≈ 4400	-	-
Torskerogn					
Frierfj.	-	-	-	-	≈ 1600
Breviksfj.	-	-	-	-	≈ 1900
Såstein	-	-	-	-	≈ 770
Torsk, mageinnhold					
Frierfj. ⁴⁾	-	-	-	-	≈ 270/430
Breviksfj. ⁴⁾	-	-	-	-	580/150
Sjørret					
Frierfj.	6100	≈ 12800	≈ 6400	≈ 2200	-
Breviksfj.	20400	≈ 5200	≈ 2500	≈ 1900	≈ 330?
Ål					
Frierfj.	≈ 121000	≈ 53900	≈ 47400	≈ 32100 ¹⁾	-
Breviksfj.	≈ 16500	≈ 14100	≈ 25000	≈ 7500	≈ 10800
Såstein	≈ 11100	≈ 4300	≈ 5300	-	-
Skrubbe					
Frierfj.	≈ 15400	≈ 22700	≈ 8000	≈ 2400	-
Breviksfj.	-	≈ 4300	≈ 750	≈ 680	≈ 300
Smørflyndre					
Breviksfj.	-	≈ 3500	≈ 2700	-	-
Langesundsbukta	-	≈ 1800	≈ 1000	-	-
Sild					
Breviksfj./Langesundsb.	≈ 2900	≈ 1400	≈ 1300	≈ 1130	≈ 520
Makrell					
Breviksfj.	≈ 9600	≈ 2700	≈ 1300	≈ 1280	≈ 640
Sei, lever					
Frierfj.	-	-	-	≈ 2500	-
Hvittinglever					
Frierfj.	-	-	-	≈ 3700	-
(tab. forts. neste side)					

(tab. 14 - forts.)

Prøver/Steder	1990	1991	1992	1993	1994
Laks					
Klosterfoss	-	-	-	≈ 1230 ? 2)	-
Krabbe					
Ringshlm.	≈ 320	≈ 100	≈ 170	≈ 175	≈ 180
Bjørkøybåen	≈ 200	≈ 80	≈ 90	≈ 55	≈ 100
Arøya	140	≈ 40	≈ 100	≈ 105	≈ 155
Såstein	≈ 80	≈ 120	≈ 100	≈ 60	≈ 65
Åbyfj.	≈ 110	≈ 130	≈ 30	-	≈ 50
Jomfruland	≈ 160	≈ 150	≈ 50	≈ 70	-
Reker					
Eidangerfj.	-	≈ 280	≈ 240	-	-
Breviksfj.	-	≈ 360	≈ 300	≈ 140	≈ 40 5)
Dybingen	-	≈ 360	≈ 190	-	-
Håøyfj.	-	≈ 160	≈ 300	≈ 280 3)	≈ 420
Blåskjell					
Croftthlm.	-	≈ 210	≈ 150	≈ 180	≈ 170 6)
Helgeroa	-	≈ 740	< 370	≈ 200	≈ 290 6)
Klokkartangen	-	≈ 150	-	≈ 220	-

1) Basert på middel av 2 analyser av HCB, etc.

2) Basert på reanalyseverdier.

3) Middel av verdier basert på PCDF/PCDD-data fra hhv. Folkehelse og NILU.

4) Hhv. i prøve I og II fra hvert av stedene, dvs. prøver med overveiende oppløst mageinnhold (I) og med mest ferske byttedyr.

5) Usannsynlig lavt innhold av 5CB/HCB/OCS.

6) OCS maskert, m.a.o. minimumsverdier for forholdstallet.

8. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I BLÅSKJELL

Utslipp fra de kjente punktkildene for PAH har i de senere år vært moderate/lave (tabell 1) og muligens mindre enn summen av ikke konkretiserte kilder (kommunale avløp med tilknyttet småindustri, diffus tilførsel fra et generelt påvirket nedbørfelt, mulig oppvirling av forurensede gruntvannssedimenter). Samsvarende med dette har blåskjells PAH-innhold variert omkring et moderat forurenset nivå (Knutzen et al., 1994b, 1995b) og som en konsekvens har prøvetakingen i 1994 vært begrenset til én fra hver av stasjonene Croftholmen/indre Breviksfjorden og Helgeroa.

Årets data (tabell 15, vedlegg 10) representerer for sum PAH en overskridelse på ca. 6/4 ganger et antatt høyt bakgrunnsnivå på 50 µg/kg våtvekt (Knutzen og Green, 1995), henholdsvis ved Croftholmen og Helgeroa. Dette er noe over middels for senere års observasjoner fra Croftholmen. Det er også innenfor variasjonsintervallet for senere registreringer i skjell fra Helgeroa, men relativt høyt og et vitnesbyrd om at hele fjordsystemet er utsatt for i hvert fall tidvis påvirkning.

I forhold til foreslått øvre grense på 10 µg/kg v.v. for diffus påvirkning med potensielt kreftfremkallende PAH (Knutzen og Green., 1995) blir overkonsentrasjonene på de nevnte stasjonene omtrent som for sum PAH: henholdsvis 8 og 3 ganger.

Tabell 15. PAH, KPAH (sum av potensielt kreftfremkallende PAH etter IARC, 1987) og benzo(a)pyren (B(a)P) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Grenlandsfjorden og Telemarkskysten 1993, µg/kg våtvekt og µg/kg tørrvekt.

Prøvesteder	Tid	Våtvektsbasis			Tørrvektsbasis			% KPAH av PAH
		PAH	KPAH	B(a)P	PAH	KPAH	B(a)P	
Croftholmen	11/5	303.2	78.8	5.7	1907	496	36	26
Helgeroa	"	175.2	31.5	1.9	927	167	10	18

En observasjonsfrekvens på én gang i året er utilstrekkelig når det eventuelt blir aktuelt å bedømme skjellenes spiselighet vesentlig ut fra PAH-innholdet, og reflekterer bare en økonomisk begrunnet prioritering så lenge innholdet av dioksiner og andre klororganiske stoffer vedvarer å være for høyt.

9. VIDERE ARBEID

Vedrørende aktuelle fremtidige oppgaver innen overvåkingen i Grenlandsområdet henvises til foreslått langtidsprogram 1996 - 2000 av 19. mai 1995, som er sendt de øvrige oppdragsgivere, lokale miljøvernmyndigheter og næringsmiddelmyndighetene fra SFT.

Foruten rene overvåkingsstudier er det foreslått en del spesialundersøkelser egnet til å få mer kunnskaper innen både miljøgift- og overgjødslingssituasjonen.

Så lenge kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner vedvarer, antas miljøgifter å måtte få høyest prioritet, men de utslippsreduksjoner som har vært gjennomført og er bestemt for 1995 - 96 mht. næringsalter, organiske stoff og fiber, gjør det sterkt ønskelig også med en bred oppfølging når det gjelder oksygenforhold, generell vannkvalitet og utviklingen av organismesamfunn.

For miljøgiftenes del må fremheves tre punkter:

- Analyser som muliggjør beregning av totalinnholdet av toksisitetsekvivalenter, dvs. at man også får med alle bidrag fra mono- og di-orto PCB, samt PCN.
- Kartlegging av den fortsatte spredning nedover Skagerrakkysten.
- Spesialundersøkelser som kan tilveiebringe inngangsdata til en modell for miljøgiftenes omsetning, transport og skjebne i Frierfjorden, herunder å sørge for kontinuitet i de langtidsserier for overvåking av nivåer som er påbegynt.

10. REFERANSER

- Ahlborg, U.G., H. Håkansson, F. Wærn og A. Hanberg, 1988. Nordisk dioxinriskbedømming. Miljørapport 1988 : 7 (NORD 1988 : 49) fra Nordisk Ministerråd, København. 129 s. + bilag. ISBN (DK) 87-7303-100-2, ISBN (S) 91-7996-054-5.
- Ahlborg, U.G., G.C. Becking, L.S. Birnbaum, A. Brouwer, H.J.G.M. Derks, M. Feely, G. Golor, A. Hanberg, J.C. Larsen, A.K.D. Liem, S.H. Safe, C. Schlatter, F. Wærn, M. Younes and E. Yrjänheikki, 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. Report on a WHO-ECEH and IPCS consultation, December 1993. *Chemosphere* 28: 1049-1067.
- Bauer, K.M., P.H. Cramer, J.S. Stanley, C. Fredette og T.L. Giglinto, 1992. Multivariate statistical analyses of PCDD and PCDF levels in fish, sediment and soil samples collected near resource recovery facilities. *Chemosphere* 25: 1441-1447.
- Berge, J.A. og J. Knutzen, 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 3: Eksperimentelt opptak av persistente klororganiske forbindelser og kvikksølv i skrubbe og krabbe, opptak/utskillelse i blåskjell og registrering av miljøgiftinnhold i bunndyr fra Frierfjorden og Breviksfjorden, NIVA-rapport nr. 2573, 143 s.
- Bignert, A., A. Gothberg, S. Jensen, K. Litzén, T. Odsjö, M. Olsson og L. Reutergårdh, 1993. The need for adequate biological sampling in ecotoxicological investigations: A retrospective study of twenty years pollution monitoring. *Sci. Total Environ.* 128: 121-139.
- Brakstad, F., 1992. A comprehensive pollution survey of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans by means of principal component analysis and partial least squares regression. *Chemosphere* 25: 161--1625.
- Branson, D.R., I.T. Takahashi, W.M. Parker og G.E. Blau, 1985. Bioconcentration kinetics of 1,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in rainbow trout. *Environ. Toxicol. Chem.* 4: 779-788.
- Engwall, M., B. Brunström og E. Jacobson, 1994. Ethoxyresorufin O-deethylase (EROD) and aryl hydrocarbon hydroxylase (AHH)-inducing potency and lethality of chlorinated naphthalenes in chicken (*Gallus domesticus*) and either duck (*Somateria mollissima*) embryos. *Arch. Toxicol.* 68: 37-42.
- Frommberger, R., 1991. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in fish from South-West Germany: River Rhine and Neckar. *Chemosphere* 22: 29-38.
- Gardinali, P.R., J.L. Sericano og T.L. Wade, 1995. Depuration of highly toxic chlorinated compounds by the American oyster *Crassostrea virginica*: A field study. S. 361-366 i L. Birnbaum et al. (red.): DIOXIN '95. 15th Int. symp. on chlorinated dioxins and related compounds, Edmonton, Canada. Short Papers Vol. 25.
- Gobas, F.A.P.C., M.N. Z'Graggen og X. Zhang, 1995. Time response of the Lake Ontario ecosystem to virtual elimination of PCBs. *Environ. Sci. Technol.* 2: 2038-2046.
- Grimwood, M.J. og T.J. Dobbs, 1995. A review of the aquatic ecotoxicology of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans. *Environ. Toxicol. Water Qual.* 10: 57-75.

- Hagen, M.E., A.G. Colodey, W.D. Knapp og S.C. Davis, 1995. Environmental response to decreased dioxin and furan loadings from British Columbia pulp mills. S. 251-256 i P. Adrians et al. (red.): DIOXIN '95, 15th Int. symp. on chlorinated dioxins and related compounds, Edmonton, Canada. Short Papers Vol. 24.
- Hanberg, A., F. Wærn, L. Asplund, E. Haglund og E. Safe, 1990. Swedish dioxin survey: Determination of 2,3,7,8-TCDD toxic equivalent factors for some polychlorinated biphenyls and naphthalenes using biological tests. *Chemosphere* 20: 1161-1164.
- Heida, H., R. van der Oost og M. van den Berg, 1995. The Volgermeerpolder revisited. Dioxins in sediments, topsoil and eel. S. 281-284 i P. Adrians et al. (red.): DIOXIN '95, 15th Int. symp. on chlorinated dioxins and related compounds, Edmonton, Canada. Short Papers Vol. 24.
- Hektoen, H., J.A. Berge, K. Ingebrigtsen, J. Knutzen og M. Oehme, 1994. Elimination of polychlorinated dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins from blue mussel (*Mytilus edulis*) and tissue distribution of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (2,3,7,8-TCDD). *Chemosphere* 29: 1491-1499.
- IARC, 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updation of IARC Monographs volume 1 to 42, suppl. 7, Lyon.
- Kleeman, J.M., J.R. Olson, S.M. Chen og R.F. Peterson, 1986a. Metabolism and disposition of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin in rainbow trout. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 83: 391-401.
- Kleeman, J.M., J.R. Olson, S.M. Chen og R.E. Peterson, 1986b. 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin metabolism and disposition in yellow perch. *Toxicol. Appl. Pharmacol.* 83: 402-411.
- Knutzen, J., 1992. Accumulation and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and persistent organochlorines in gill-breathing marine animals. A Review. NIVA-rapport nr. 2717, 40 s.
- Knutzen, J., 1995. Summary report on levels of polychlorinated dibenzofurans/dibenzo-p-dioxins and non-ortho polychlorinated biphenyls in marine organisms and sediments in Norway. Rapport 618/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport nr. 3317, 19 s.
- Knutzen, J. og L. Berglind. Orienterende undersøkelser av miljøgifter i fisk og skaldyr fra omegnen av KS Coast Center Base, Fjell kommune, Hordaland, november 1993. NIVA-rapport nr. 3040, 21 s.
- Knutzen, J. og B. Bjerkeng, 1992. Heksaklorbenzen, oktaklorstyren og andre klororganiske stoffer i fisk og skallinnmat av krabbe fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten i 1990. Supplerende analyser til overvåking av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner. NIVA-rapport nr. 2712, 43 s.

- Knutzen, J. og N. Green, 1995. "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo - Paris-kommisjonene (Joint Monitoring Programme - JMP) 1990 - 1993. Rapport 594/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport 3302, 106 s.
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1990. Klorerte dibenzofuraner og dioksiner i krabber, fisk og reker fra Frierfjorden, tilstøtende områder og referansestasjoner 1988 - 1989. NIVA-rapport nr. 2346, 110 s.
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1991. Polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) i krabber fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten høsten 1990. NIVA-rapport nr. 2590 (korrigert fra 2583), 30 s.
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1993. Effects of reduced PCDF/PCDD discharge from magnesium production in marine organisms from the Frierfjord area, Southern Norway. S. 203 - 206 i H. Fiedler et al. (red.): DIOXIN '93 13th Int. symp. on chlorinated dioxins and related compounds, Wien, sept. 1993. Short Papers Vol. 12.
- Knutzen, J., B. Rygg og I. Thélin, 1993a. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkning av miljøgifter. SFT-rapport TA 923/1993, 20 s.
- Knutzen, J., L. Berglind, E. Brevik, N. Green, A. Kringstad, M. Oehme og J.U. Skåre, 1993b. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1991. Rapport 509/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport nr. 2833, 133 s.
- Knutzen, J., M. Schlabach og E. Brevik, 1994a. Utskillelsesforsøk 1992 - 1993 med polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner og andre persistente klororganiske stoffer i taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra Frierfjorden. NIVA-rapport nr. 3125, 59 s.
- Knutzen, J., L. Berglind, E. Brevik, N. Green, M. Oehme, M. Schlabach og J.U. Skåre, 1994b. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1992. Rapport 545/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport nr. 2989, 127 s.
- Knutzen, J., Aa. Biseth, E. Brevik og M. Schlabach, 1995a. Innledende forsøk med utskillelse av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner, heksaklorbenzen, oktaklorstyren og decaklorbifenyl hos torsk (*Gadus morhua*) og skrubbe (*Platichthys flesus*) fra Frierfjorden. NIVA-rapport under trykking.
- Knutzen, J. G. Becker, Aa. Biseth, E. Brevik, N. Green, M. Schlabach og J.U. Skåre, 1995b. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1993. Rapport 589/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport nr. 3195, 150 s.
- Konieczny, R. og A. Juliussen, 1995a. Sonderende undersøkelser av miljøgifter i norske havner og utvalgte kystområder. Observasjoner i sedimenter på strekningen Narvik - Kragerø. Rapport 587/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport nr. 3275, 185 s.
- Konieczny, R. og A. Juliussen, 1995a. Sonderende undersøkelser av miljøgifter i norske havner og utvalgte kystområder. Observasjoner i sedimenter på strekningen Kirkenes - Ramsund. Rapport innen Statlig program for forurensningsovervåking. (NIVA-rapport under trykking).

- Marthinsen, I., G. Staveland, J.U. Skåre, K.I. Ugland og A. Haugen, 1991. Levels of environmental pollutants in male and female flounder (*Platichthys flesus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.) caught during the year 1988 near or in the waterways of Glomma, the largest river of Norway. I. Polychlorinated biphenyls. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20: 353-360.
- Matsumura, F., J. Quensen og T. Tsushimoto, 1983. Microbial degradation of TCDD in a model ecosystem. Environ. Sci. Res. Ser. 26: 191-219.
- Mayer, R. 1995. PCDF/PCDD levels in rainbow trout and carp from South Germany. S. 391-394 i (red.): P. Adriaens et al. DIOXIN '95. 15th Int. symp. on chlorinated dioxins and related compounds, Edmonton, Canada. Short Papers Vol. 24.
- Mehrle, P.M., D.R. Buckler, E.E. Little, L.M. Smith, J.D. Petty, P.H. Peterman, D.L. Stalling, G.M. de Graeve, J.J. Coyle og W.J. Williams, 1988. Toxicity and bioconcentration of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzodioxin and 2,3,7,8-tetrachlorodibenzofuran in rainbow trout. Environ. Toxicol. Chem 7: 47-62.
- Miyata, H., O. Aozasa, K. Yamamori, A. Fujiwara og Y. Yasuda, 1994. Survey on pollution of dioxin and related compounds monitored by blue mussel as a biological indicator at 24 coastal areas in Japan. S. 187-190 i H. Fiedler et al. (red.): DIOXIN '94. 14th Int. Symp. on Chlorinated dioxins, PCBs and related compounds, Kyoto, Japan. Short Papers, Vol. 20.
- Muir, D.C.G. og A.L. Yarechewski, 1988. Dietary accumulation of four chlorinated dioxin congeners by rainbow trout and fathead minnows. Environ. Toxicol. Chem, 7: 227-236.
- Muir, D.C.G., A.L. Yarechewski og G.R.B. Webster, 1985a. Bioconcentration of four chlorinated dioxins by rainbow trout and fathead minnow. Pp. 440-454 i R.C. Bahner og D.J. Hansen (red.): Aquatic Toxicology and Hazard Assessment, Eight Symp. ASTM STP 891. American Society for Testing and Materials, Philadelphia.
- Næs, K. og E. Oug, 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 1: Konsentrasjon og mengder av klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. NIVA-rapport nr. 2570, 193 s. ISCB 82-577-1885-8.
- Oehme, M., A. Bartonova og J. Knutzen, 1990. Estimation of polychlorinated dibenzofurans and dibenzo-p-dioxin contamination of a coastal region using isomer profiles in crabs. Environ. Sci. Technol. 24: 1836-1841.
- Oehme, M., J. Klungsøyr, Aa. Biseth og M. Schlabach, 1994. Quantitative determination of ppq-ppt levels og polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofurans in sediments from the Arctic (Barents Sea) and the North Sea. Anal. Meth. Instr. 1: 153-163.
- Oostam, J. C. van, 1995. Decreased dioxin and furan loadings from British Columbia pulp mills, environmental response, future directions? S. 257-261 i P. Adrians et al. (red.): DIOXIN '95, 15th Int. symp. on chlorinated dioxins and related compounds, Edmonton, Canada. Short Papers Vol. 24.

- Opperhuizen, A. og D.T.H.M. Sijm, 1990. Bioaccumulation and biotransformation of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in fish. *Environ. Toxicol. Chem.* 9: 175-186.
- Owens, J.W., S.M. Swannon og D.A. Biskholz, 1994. Bioaccumulation of 2,3,7,8 tetrachlorodibenzo-p-dioxin, 2,3,7,8 tetrachlorodibenzofuran and extractable organic chlorine at a bleached-kraft mill site in a northern Canadian river system. *Environ. Toxicol. Chem.* 13: 343-354.
- Philippi, M., J. Schmid, H.K. Wipf og R. Hütter, 1982. A microbial metabolite of TCDD. *Experientia* 38: 659-661.
- Pottinger, T.G. og G.M. Calder, 1995. Physiological stress in fish during toxicological procedures: a potentially confounding factor. *Environ. Toxicol. Water Qual.* 10: 135-146.
- Prince, R. og K.R. Cooper, 1995. Comparisons of the effects of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin of chemically impacted and nonimpacted subpopulations of *Fundulus heteroclitus*: II. Metabolic considerations. *Environ. Toxicol. Chem.* 14: 589-595.
- Schlabach, M. Aa. Biseth, H. Gundersen og J. Knutzen, 1995. Congener specific determination and levels of polychlorinated naphtalens in cod liver samples from Norway. S. 489 - 492 i P. Adrians et al. (red.): DIOXIN '95, 15th Int. symp. on chlorinated dioxins and related compounds, Edmonton, Canada. Short Papers Vol. 24.
- Schlabach, M., Aa. Biseth, H. Gundersen og M. Oehme, 1993. On-line GPC/carbon clean up method for determination of PCDD/F in sediment abs sewage sludge samples. S. 71-74 i H. Fiedler et al. (red.). DIOXIN '93. Organohalogen compounds. Vol. 11. Federal Environmental Agency, Wien.
- Smith, I.R., B. Marchant, M.R. van den Heuvel, J. Clemons og J. Frimeth, 1994. Embryonic mortality, bioassay derived 2,3,7,8-tetrachloro-dibenzo-p-dioxin equivalents, and organochlorine contaminants in Pacific salmon from Lake Ontario. *J. Great Lakes Res.* 20: 497-509.
- Starodub, M.E., P.A. Miller og R.F. Willes, 1995. Howe Sound Dungeners crab: Delicacy or deadly? S. 311-316 i R. Clement et al. (red.): DIOXIN '95, 15th Int. symp. on chlorinated dioxins and related compounds, Edmonton, Canada. Short Papers Vol. 26.
- Takada, S., M. Nakamura, T. Matsueda, Y. Kurokawa, K. Fumali, R. Kondo og K. Sakai, 1994. Degradation of PCDDs/PCDFs by lignolytic fungus *Phanerochaete sordida* YK-624. s. 195-198 i H. Fiedler et al. (red.): DIOXIN '94. 14th Int. Symp. on Chlorinated dioxins, PCBs and related compounds, Kyoto, Japan. Short Papers, Vol. 20.
- Walker, M.K., P.M. Cook, A.R. Batterman, B.C. Butterworth, C. Berini, J.L. Libal, L.C. Hufnagle og R.E. Peterson, 1994. Translocation of 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin from adult female lake trout (*Salvelinus namaycush*) to oocytes: Effects on early life stage development and sac fry survival. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 51: 1410-1419.
- Zitko, V., 1992. Patterns of 2,3,7,8-substituted chlorinated dibenzodioxins and dibenzofurans in aquatic fauna. *Sci. Total Environ.* 111: 95-108.

VEDLEGG 1

Karakteristikk av blandprøver av organismer fra Grenlandsfjordene 1994 (antall individer, vekt, lengde, fettprosent) pluss prøver av bløtbunnsfauna og mageinnhold hos torsk.

Tabell 1-2 (forts.)

<u>Reker</u>						
Breviksfj.	15/6	125		0,11 ²⁾ /0,35		
Håøyfj.	22/7	140		1,11/0,54		
<u>Blåskjell</u>						
Croftholm., Breviksfj.		50	5,5-8,5	2,0/1,63		
Helgeroa		50	6,5-9,0	2,6/2,10		

¹⁾ Når to angivelser, analysert ved hhv. NIVA og NILU

²⁾ Reanalysert med enda lavere resultat

Tabell 1-3. Karakteristikk av prøver av bløtbunnsfauna 31/8-1/9-1994 og mageinnhold av torsk fra Grenlandsfjordene mai 1994 analysert på PCDF/PCDD og andre klororganiske stoffer (bare mageinnhold). Ikke analysert: - (for lite materiale)

Prøver/lokaliteter	Beskrivelse	% fett ¹⁾
BUNNFAUNA		
Ockelmansl., Frierfj.	Dominans av 1-2 cm lang polychaet uten rør. Dertil noen rørbyggende polychaeter, små muslinger og, noen tarmsnegl og irregulære sjøpinnsvin (Utelatt de to sistnevnte i prøven til analyse)	-/0.43
Beyersl., Frierfj.	Bare fanget samme dominerende polychaet som i prøven fra Ockelmansleden - <u>slått sammen med denne</u>	-
Ockelmansl., Breviksfj.	Dominans av få store og mange små polychaeter i slamrør, noe muslinger og små krepsdyr.	-
Beyerslede, Breviksfj.	Dominerende innslag av 2-3 cm lange, gjennomsiktige rekelignende krepsdyr.	-/0.73
Ockelmansl., Rauerkollen, Oslofj.	Dominans av ulike polychaeter, de fleste frittlevende	-/0.32
Beyersl. Rauerkollen, Oslofj.	For det meste rekelignende krepsdyr, dertil betydelig innslag av 1/2-1 cm muslinger	-/0.86
DYREPLANKTON Breviksfj.	Pilormer og små krepsdyr	-/0.23
MAGEINNHOLD		
Frierfj. I	Stort sett oppløst og vanskelig identifiserbart.	-/0.79
Frierfj. II (fast)	Dominans av små strandkrabber	1.1/0.48
Breviksfj. I	I hovedsak oppløst og vanskelig identifiserbart	1.2/-
Breviksfj. II (fast)	Både småkrabber, rekelignende krepsdyr, snegl, polychaeter og hel smålfisk	1.7/1.11

¹⁾ Analysert ved hhv. NIVA og NILU

Tabell 1-1. Sammensetning av blandprøver av fisk til analyse på PCDF/PCDD og andre klororganiske stoffer. N: Antall individer. M/SD/VAR: Middell/standardavvik/variasjonsintervall (min.- maks.) for vekt (g) og lengde (cm). Delvis avrundede tall.

Prøver, mnd. (nr)	N	Vekt (g) M/SD/VAR	Lengde (cm) M/SD/VAR	% fett ¹⁾
<u>Torskelever</u>				
Frierfj. 5	20	716/391/171-1926	39,5/6,9/27-56	33,2/33,7
Breviksfj. 5	20	1095/405/665-1878	45,9/6,4/38-61	39,8/42,1
Såstein 5	20	1779/453/1066-2539	54/5,7/46-66	40,9/41,7
<u>Torskefilet</u>				
Frierfj. 5	20	Se ovenfor	Se ovenfor	0,3
Breviksfj. 5	20	"	"	0,3
<u>Torskerogn</u>				
Frierfj. 5	20	Se ovenfor	Se ovenfor	0,9/-
Breviksfj. 5	20	"	"	2,1/1,16
Såstein 5	20			1,5/1,06
<u>Sjørørret, filet</u>				
Breviksfj. 4	17	405/158/262-936	31,8/3,4/28-42	0,2/1,3
<u>Skrubbe, filet</u>				
Breviksfj. 5	20	364/87/240-617	32,5/2,6/27-37	0,2/0,44
<u>Ål, filet</u>				
Breviksfj. 5	20	437/204/150-757	61,6/9,1/48-79	16,3/20,4
<u>Sild, filet</u>				
Langerundlob 3	20	211/55/155-347	27,1/1,9/25-31	2,2/4,9
<u>Makrell, filet</u>				
Breviksfj. 8	20	292/89/199-561	29,8/2,2/27-35	8,5/13,1

¹⁾ Når to angivelser, analysert ved hhv. NIVA og NILU

Tabell 1-2. Blandprøver av skalldyr til analyse på klororganiske forbindelser og PAH (bare blåskjell). Antall (N), lengde/bredde i cm (S), fettprosent. For krabbe angitt samlet vekt av krabbesmør (VK) og samlet vekt av rest skallinnmat (VR).

Prøver/stasjoner	Måned/dato	N	S	% fett ¹⁾	VK (g)	VR (g)	VK i % av VK + VR
<u>Krabbesmør, hanner</u>							
Ringsholm, Frierfj.	7-14/10	20	11-15,5	9,8/10,5	261	354	42
Bjørkøyb., Breviksfj.	15-18/10	20	13,5-18	13,1/27,8	313	572	35
Arøya/Dybingen	19-21/10	20	11,5-18	11,6/12,3	346	313	53
Såstein	okt.	20	12-18	11,2/11,7	348	311	53
Åbyfj.	okt.	20	12-18	14,5/16,4	344	299	54
<u>Rest skallinnm., hanner</u>							
Ringsholm., Frierfj.	7-14/10	20	Se over	1,8	-	-	-
Bjørkøyb., Breviksfj.	15-18/10	20	"	1,8	-	-	-
Arøya/Dybingen	19-21/10	20	"	1,6	-	-	-
Såstein	okt.	20	"	2,1	-	-	-
Åbyfj.	okt.	20	"	1,8	-	-	-

VEDLEGG 2

Rådata for NILU-analyser av PCDF/PCDD og non-orto PCB i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene /Telemarkskysten 1994.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/69

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 15.03.95

Kundens prøvermerking: Torskelever,
: Frierfjorden, mai.

Prøvetype: Torskelever

Prøvemengde: 2 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD915011-CD928011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	122	94	122	
SUM TCDD	122			
12378-PeCDD	35.8	91	17.9	
SUM PeCDD	47.3			
123478-HxCDD	5.04		0.50	
123678-HxCDD	261	102	26.1	
123789-HxCDD	131		13.1	
SUM HxCDD	431			
1234678-HpCDD	144	97	1.44	
SUM HpCDD	145			
OCDD	58.3	97	0.06	
SUM PCDD	804		181	
2378-TCDF	291	90	29.1	
SUM TCDF	320			
12378/12348-PeCDF	487		4.87	24.4
23478-PeCDF	287	101	144	
SUM PeCDF	1 099			
123478/123479-HxCDF	2 421	101	242	
123678-HxCDF	1 430		143	
123789-HxCDF	128		12.8	
234678-HxCDF	312		31.2	
SUM HxCDF	4 768			
1234678-HpCDF	384	101	3.84	
1234789-HpCDF	621		6.21	
SUM HpCDF	670			
OCDF	848	116	0.85	
SUM PCDF	7 705		617	637
SUM PCDD/PCDF	8 509		799	818

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 15.03.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/69

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvermerking: Torskelever,
: Frierfjorden, mai.

Prøvetype: Torskelever

Prøvemengde: 2 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD915011-CD928011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	190	78	0.10	1.90
344'5'-TeCB(PCB-81)	31.3			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1 173	90	117	117
33'44'55'-H _x CB (PCB-169)	2 041	98	20.4	102
SUM TE-PCB			138	221

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

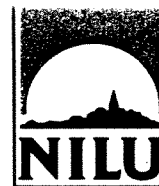
TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/70

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 15.03.95

Kundens prøvemerking: Torskelever,
: Breviksfjorden, mai

Prøvetype: Torskelever

Prøvemengde: 2 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD916011-CD929011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	92.9	41	92.9	
SUM TCDD	94.8			
12378-PeCDD	20.4	43	10.2	
SUM PeCDD	24.6			
123478-HxCDD	1.46		0.15	
123678-HxCDD	117	48	11.7	
123789-HxCDD	33.2		3.32	
SUM HxCDD	168			
1234678-HpCDD	44.6	46	0.45	
SUM HpCDD	44.6			
OCDD	18.0	47	0.02	
SUM PCDD	350		119	
2378-TCDF	622	*	62.2	
SUM TCDF	646			
12378/12348-PeCDF	839		8.39	42.0
23478-PeCDF	178	44	89.0	
SUM PeCDF	1 294			
123478/123479-HxCDF	839	48	83.9	
123678-HxCDF	733		73.3	
123789-HxCDF	45.9		4.59	
234678-HxCDF	140		14.0	
SUM HxCDF	2 072			
1234678-HpCDF	145	50	1.45	
1234789-HpCDF	118		1.18	
SUM HpCDF	202			
OCDF	141	53	0.14	
SUM PCDF	4 355		338	372
SUM PCDD/PCDF	4 705		457	490

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

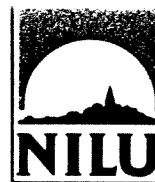
i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 15.03.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/70

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Torskelever,
: Breviksfjorden, mai

Prøvetype: Torskelever

Prøvemengde: 2 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD916011-CD929011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	2 386	*	1.19	23.9
344'5'-TeCB(PCB-81)	143			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1 857	42	186	186
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1 233	45	12.3	61.7
SUM TE-PCB			199	271

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/71

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 15.03.95

Kundens prøvemerking: Torskelever,
: Såstein, mai

Prøvetype: Torskelever

Prøvemengde: 2 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD917011-CD930011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	21.8	59	21.8	
SUM TCDD	24.2			
12378-PeCDD	4.84	58	2.42	
SUM PeCDD	5.13			
123478-HxCDD	0.35 (i)		0.04	
123678-HxCDD	29.3	57	2.93	
123789-HxCDD	10.4		1.04	
SUM HxCDD	44.4			
1234678-HpCDD	9.83	57	0.10	
SUM HpCDD	9.83			
OCDD	6.06	52	0.01	
SUM PCDD	89.6		28.3	
2378-TCDF	104	53	10.4	
SUM TCDF	116			
12378/12348-PeCDF	201		2.01	10.1
23478-PeCDF	33.0	57	16.5	
SUM PeCDF	313			
123478/123479-HxCDF	204	56	20.4	
123678-HxCDF	191		19.1	
123789-HxCDF	13.0		1.30	
234678-HxCDF	36.5		3.65	
SUM HxCDF	522			
1234678-HpCDF	38.2	58	0.38	
1234789-HpCDF	32.3		0.32	
SUM HpCDF	54.3			
OCDF	35.1	57	0.04	
SUM PCDF	1 040		74.1	82.1
SUM PCDD/PCDF	1 130		102	110

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 15.03.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/71

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvermerking: Torskelever,
: Såstein, mai

Prøvetype: Torskelever

Prøvemengde: 2 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD917011-CD930011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	749	48	0.37	7.49
344'5'-TeCB(PCB-81)	48.0			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	674	55	67.4	67.4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	400	57	4.00	20.0
SUM TE-PCB			71.8	94.9

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/78

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 20.03.95

Kundens prøvemerking: Torskerogn,

: Frierfjorden

Prøvetype: Torskerogn

Prøvemengde: 15.7 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD870011-CD885011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	2,26	87	2,26	
SUM TCDD	2,37			
12378-PeCDD	0,57	91	0,29	
SUM PeCDD	0,74			
123478-HxCDD	0,14		0,01	
123678-HxCDD	3,49	85	0,35	
123789-HxCDD	0,83		0,08	
SUM HxCDD	4,88			
1234678-HpCDD	0,96	83	0,01	
SUM HpCDD	0,96			
OCDD	0,59	83	0,00	
SUM PCDD	9,54		3,00	
2378-TCDF	3,92	83	0,39	
SUM TCDF	5,13			
12378/12348-PeCDF	8,90		0,09	0,45
23478-PeCDF	7,99	82	4,00	
SUM PeCDF	26,3			
123478/123479-HxCDF	101	91	10,1	
123678-HxCDF	23,2		2,32	
123789-HxCDF	1,04		0,10	
234678-HxCDF	3,47		0,35	
SUM HxCDF	136			
1234678-HpCDF	4,16	89	0,04	
1234789-HpCDF	6,45		0,06	
SUM HpCDF	6,91			
OCDF	5,60	78	0,01	
SUM PCDF	180		17,5	17,8
SUM PCDD/PCDF	189		20,5	20,8

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 20.03.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/78

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Torskerogn,
: Frierfjorden

Prøvetype: Torskerogn

Prøvemengde: 15.7 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD870011-CD885011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	2,63	71	0,00	0,03
344'5'-TeCB(PCB-81)	0,36			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	18,7	83	1,87	1,87
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	39,1	81	0,39	1,96
SUM TE-PCB			2,26	3,85

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/79

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 15.03.95

Kundens prøvemerking: Torskerogn,
: Breviksfjorden

Prøvetype: Torskerogn

Prøvemengde: 50 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD871011-CD886011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	1.87	94	1.87	
SUM TCDD	1.94			
12378-PeCDD	0.40	99	0.20	
SUM PeCDD	0.46			
123478-HxCDD	< 0.01		0.00	
123678-HxCDD	2.10	91	0.21	
123789-HxCDD	0.43		0.04	
SUM HxCDD	2.81			
1234678-HpCDD	0.60	93	0.01	
SUM HpCDD	0.74			
OCDD	0.26	91	0.00	
SUM PCDD	6.21		2.33	
2378-TCDF	11.0	90	1.10	
SUM TCDF	12.1			
12378/12348-PeCDF	19.5		0.20	0.98
23478-PeCDF	2.99	91	1.50	
SUM PeCDF	26.2			
123478/123479-HxCDF	11.0	98	1.10	
123678-HxCDF	11.6		1.16	
123789-HxCDF	0.68		0.07	
234678-HxCDF	2.06		0.21	
SUM HxCDF	29.6			
1234678-HpCDF	1.79	99	0.02	
1234789-HpCDF	1.39		0.01	
SUM HpCDF	2.39			
OCDF	1.36	99	0.00	
SUM PCDF	71.7		5.36	6.14
SUM PCDD/PCDF	77.9		7.69	8.47

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 15.03.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/79

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvermerking: Torskerogn,
: Breviksfjorden

Prøvetype: Torskerogn

Prøvemengde: 50 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD871011-CD886011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	40.2	79	0.02	0.40
344'5'-TeCB(PCB-81)	2.88			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	32.7	96	3.27	3.27
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	17.9	89	0.18	0.90
SUM TE-PCB			3.47	4.57

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/80

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 15.03.95

Kundens prøvemerking: Torskerogn,

: Såstein

Prøvetype: Torskerogn

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD872011-CD887011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0.46	107	0.46	
SUM TCDD	0.52			
12378-PeCDD	0.10	98	0.05	
SUM PeCDD	0.10			
123478-HxCDD	< 0.01		0.00	
123678-HxCDD	0.40	95	0.04	
123789-HxCDD	0.10		0.01	
SUM HxCDD	0.59			
1234678-HpCDD	0.16	91	0.00	
SUM HpCDD	0.16			
OCDD	0.10	96	0.00	
SUM PCDD	1.47		0.56	
2378-TCDF	3.36	92	0.34	
SUM TCDF	3.53			
12378/12348-PeCDF	4.79		0.05	0.24
23478-PeCDF	0.84	94	0.42	
SUM PeCDF	7.23			
123478/123479-HxCDF	8.07	99	0.81	
123678-HxCDF	3.18		0.32	
123789-HxCDF	0.22		0.02	
234678-HxCDF	0.52		0.05	
SUM HxCDF	13.4			
1234678-HpCDF	0.61	98	0.01	
1234789-HpCDF	0.83		0.01	
SUM HpCDF	0.95			
OCDF	0.55	92	0.00	
SUM PCDF	25.7		2.02	2.21
SUM PCDD/PCDF	27.1		2.58	2.77

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 15.03.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/80

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvermerking: Torskerogn,
: Såstein

Prøvetype: Torskerogn

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD872011-CD887011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	26.7	81	0.01	0.27
344'5'-TeCB(PCB-81)	1.17			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	13.4	95	1.34	1.34
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	5.80	90	0.06	0.29
SUM TE-PCB			1.41	1.90

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/215

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 31.05.95

Kundens prøvemerking: Breviksfjorden

: april 1994

Prøvetype: Ørret

Prøvemengde: 25 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD229011-DD241011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,64	80	0,64	
SUM TCDD	0,99			
12378-PeCDD	0,83	84	0,42	
SUM PeCDD	1,19			
123478-HxCDD	0,10		0,01	
123678-HxCDD	0,23	87	0,02	
123789-HxCDD	0,07		0,01	
SUM HxCDD	0,90			
1234678-HpCDD	0,12	78	0,00	
SUM HpCDD	0,21			
OCDD	0,49	83	0,00	
SUM PCDD	3,78		1,10	
2378-TCDF	6,57	77	0,66	
SUM TCDF	11,3			
12378/12348-PeCDF	2,93		0,03	0,15
23478-PeCDF	3,80	79	1,90	
SUM PeCDF	11,6			
123478/123479-HxCDF	1,62	90	0,16	
123678-HxCDF	0,93		0,09	
123789-HxCDF	0,04		0,00	
234678-HxCDF	0,21		0,02	
SUM HxCDF	4,58			
1234678-HpCDF	0,34	78	0,00	
1234789-HpCDF	0,10		0,00	
SUM HpCDF	0,37			
OCDF	0,31	73	0,00	
SUM PCDF	28,2		2,87	2,99
SUM PCDD/PCDF	31,9		3,97	4,08

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 31.05.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/215

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Breviksfjorden

: april 1994

Prøvetype: Ørret

Prøvemengde: 25 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD229011-DD241011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	50,2	65	0,03	0,50
344'5'-TeCB(PCB-81)	2,19			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	8,41	71	0,84	0,84
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	2,69	75	0,03	0,13
SUM TE-PCB			0,89	1,48

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/213

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 31.05.95

Kundens prøvemerking: Breviksfjorden

: mai 1994

Prøvetype: Ål

Prøvemengde: 5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD227011-DD239011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	1,35	86	1,35	
SUM TCDD	1,63			
12378-PeCDD	9,63	94	4,82	
SUM PeCDD	9,98			
123478-HxCDD	4,55		0,46	
123678-HxCDD	9,87	93	0,99	
123789-HxCDD	1,32		0,13	
SUM HxCDD	19,7			
1234678-HpCDD	2,60	93	0,03	
SUM HpCDD	3,03			
OCDD	2,68	94	0,00	
SUM PCDD	37,0		7,77	
2378-TCDF	1,63	82	0,16	
SUM TCDF	5,90			
12378/12348-PeCDF	1,53		0,02	0,08
23478-PeCDF	8,40	86	4,20	
SUM PeCDF	14,7			
123478/123479-HxCDF	30,5	94	3,05	
123678-HxCDF	13,1		1,31	
123789-HxCDF	0,28 (i)		0,03	
234678-HxCDF	3,75		0,38	
SUM HxCDF	53,5			
1234678-HpCDF	7,05	102	0,07	
1234789-HpCDF	2,20		0,02	
SUM HpCDF	7,80			
OCDF	4,50	91	0,00	
SUM PCDF	86,4		9,24	9,30
SUM PCDD/PCDF	123		17,0	17,1

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 31.05.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/213

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Breviksfjorden

: mai 1994

Prøvetype: Ål

Prøvemengde: 5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD227011-DD239011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	6,30	69	0,00	0,06
344'5'-TeCB(PCB-81)	0,42			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	41,9	118	4,19	4,19
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	78,8	90	0,79	3,94
SUM TE-PCB			4,98	8,19

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

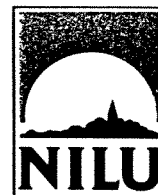
TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/214

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 31.05.95

Kundens prøvemerking: Breviksfjorden

: mai 1994

Prøvetype: Skrubbe

Prøvemengde: 25 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD228011-DD240011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,96	86	0,96	
SUM TCDD	1,49			
12378-PeCDD	1,65	98	0,83	
SUM PeCDD	2,42			
123478-HxCDD	0,31		0,03	
123678-HxCDD	0,77	103	0,08	
123789-HxCDD	0,30		0,03	
SUM HxCDD	3,20			
1234678-HpCDD	0,45	90	0,00	
SUM HpCDD	0,68			
OCDD	1,07	97	0,00	
SUM PCDD	8,86		1,93	
2378-TCDF	11,3	84	1,13	
SUM TCDF	16,8			
12378/12348-PeCDF	6,97		0,07	0,35
23478-PeCDF	7,88	96	3,94	
SUM PeCDF	23,5			
123478/123479-HxCDF	7,45	105	0,75	
123678-HxCDF	3,86		0,39	
123789-HxCDF	0,15		0,02	
234678-HxCDF	0,98		0,10	
SUM HxCDF	18,8			
1234678-HpCDF	1,54	89	0,02	
1234789-HpCDF	0,46		0,00	
SUM HpCDF	1,89			
OCDF	1,43	91	0,00	
SUM PCDF	62,4		6,41	6,68
SUM PCDD/PCDF	71,3		8,33	8,61

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

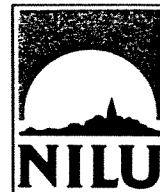
i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 31.05.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/214

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Breviksfjorden

: mai 1994

Prøvetype: Skrubbe

Prøvemengde: 25 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD228011-DD240011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	19,7	63	0,01	0,20
344'5'-TeCB(PCB-81)	1,26			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	6,03	80	0,60	0,60
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	2,78	93	0,03	0,14
SUM TE-PCB			0,64	0,94

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/212

Kunde: NIVA Knutzen

Kjeller, 6.06.95

Kundens prøvemerking: Langesundsbukta

: mars 1994

Prøvetype: Sild

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD224011-DD236011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,52	102	0,52	
SUM TCDD	0,74			
12378-PeCDD	1,28	102	0,64	
SUM PeCDD	1,40			
123478-HxCDD	0,33		0,03	
123678-HxCDD	0,82	109	0,08	
123789-HxCDD	0,25		0,03	
SUM HxCDD	1,68			
1234678-HpCDD	0,33	96	0,00	
SUM HpCDD	0,33			
OCDD	0,91	105	0,00	
SUM PCDD	5,06		1,30	
2378-TCDF	6,02	97	0,60	
SUM TCDF	7,81			
12378/12348-PeCDF	4,51		0,05	0,23
23478-PeCDF	6,79	93	3,40	
SUM PeCDF	14,0			
123478/123479-HxCDF	2,85	110	0,29	
123678-HxCDF	2,12		0,21	
123789-HxCDF	0,10		0,01	
234678-HxCDF	0,74		0,07	
SUM HxCDF	8,57			
1234678-HpCDF	0,71	96	0,01	
1234789-HpCDF	0,20		0,00	
SUM HpCDF	0,78			
OCDF	0,41	90	0,00	
SUM PCDF	31,6		4,63	4,81
SUM PCDD/PCDF	36,6		5,94	6,12

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 6.06.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/212

Kunde: NIVA Knutzen

Kundens prøvermerking: Langesundbukta
: mars 1994

Prøvetype: Sild

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD224011-DD236011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	85,0	89	0,04	0,85
344'5'-TeCB(PCB-81)	0,79			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	19,9	88	1,99	1,99
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	8,11	94	0,08	0,41
SUM TE-PCB			2,11	3,25

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

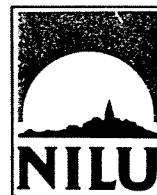
TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/216

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 31.05.95

Kundens prøvermerking: Breviksfjorden

: august 1994

Prøvetype: Makrell

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD230011-DD242011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,42	90	0,42	
SUM TCDD	1,08			
12378-PeCDD	0,65	103	0,33	
SUM PeCDD	1,19			
123478-HxCDD	0,14		0,01	
123678-HxCDD	0,23	100	0,02	
123789-HxCDD	0,10		0,01	
SUM HxCDD	1,54			
1234678-HpCDD	0,24	106	0,00	
SUM HpCDD	0,43			
OCDD	1,08	101	0,00	
SUM PCDD	5,32		0,80	
2378-TCDF	9,42	85	0,94	
SUM TCDF	18,1			
12378/12348-PeCDF	2,83		0,03	0,14
23478-PeCDF	3,70	94	1,85	
SUM PeCDF	13,9			
123478/123479-HxCDF	1,46	99	0,15	
123678-HxCDF	0,80		0,08	
123789-HxCDF	0,06		0,01	
234678-HxCDF	0,32		0,03	
SUM HxCDF	4,99			
1234678-HpCDF	0,48	109	0,00	
1234789-HpCDF	0,14		0,00	
SUM HpCDF	0,62			
OCDF	0,62	92	0,00	
SUM PCDF	38,2		3,09	3,20
SUM PCDD/PCDF	43,6		3,89	4,00

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 31.05.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/216

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Breviksfjorden

: august 1994

Prøvetype: Makrell

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD230011-DD242011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	130	72	0,07	1,30
344'5'-TeCB(PCB-81)	3,11			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	14,1	87	1,41	1,41
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	3,42	93	0,03	0,17
SUM TE-PCB			1,51	2,88

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

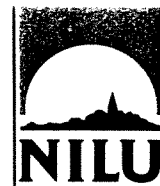
TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 26.05.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/205

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Ringsholmene

: 7-14.10.94

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD221011-DD233011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	757	70	0,38	7,57
344'5'-TeCB(PCB-81)	35,5			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	394	74	39,4	39,4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	285	115	2,85	14,3
SUM TE-PCB			42,6	61,2

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 1.06.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-109
NILU-Prøvenummer: 95/210
Kunde: NIVA / Knutzen
Kundens prøvemerkning: Breviksfjorden
: 15.06.1994
Prøvetype: Reker
Prøvemengde: 25 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DD180011-DD189011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	11,5	73	0,01	0,12
344'5'-TeCB(PCB-81)	0,47			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,77	91	0,18	0,18
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,91	105	0,01	0,05
SUM TE-PCB			0,19	0,34

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/206

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 1.06.95

Kundens prøvemerking: Bjørkøybåen

: 15-18/10-94

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD222011-DD234011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	21,7	90	21,7	
SUM TCDD	111			
12378-PeCDD	111	87	55,5	
SUM PeCDD	428			
123478-HxCDD	76,2		7,62	
123678-HxCDD	94,3	91	9,43	
123789-HxCDD	35,3		3,53	
SUM HxCDD	405			
1234678-HpCDD	50,0	85	0,50	
SUM HpCDD	91,7			
OCDD	16,8	88	0,02	
SUM PCDD	1 053		98,3	
2378-TCDF	667	89	66,7	
SUM TCDF	2 351			
12378/12348-PeCDF	690		6,90	34,5
23478-PeCDF	482	82	241	
SUM PeCDF	4 475			
123478/123479-HxCDF	1 021	99	102	
123678-HxCDF	328		32,8	
123789-HxCDF	2,70		0,27	
234678-HxCDF	129		12,9	
SUM HxCDF	3 118			
1234678-HpCDF	318	88	3,18	
1234789-HpCDF	5,91		0,06	
SUM HpCDF	342			
OCDF	28,2	99	0,03	
SUM PCDF	10 314		466	494
SUM PCDD/PCDF	11 367		564	592

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 29.05.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/206

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvermerking: Bjørkøybåen

: 15-18/10-94

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD222011-DD234011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	955	67	0,48	9,55
344'5'-TeCB(PCB-81)	40,6			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	279	73	27,9	27,9
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	193	84	1,93	9,65
SUM TE-PCB			30,3	47,1

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/207

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 1.06.95

Kundens prøvemerking: Arøya

: 19-21/10-94

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD182011-DD191011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	3,17	86	3,17	
SUM TCDD	14,2			
12378-PeCDD	9,98	104	4,99	
SUM PeCDD	37,1			
123478-HxCDD	6,19		0,62	
123678-HxCDD	9,88	104	0,99	
123789-HxCDD	3,99		0,40	
SUM HxCDD	46,3			
1234678-HpCDD	7,29	120	0,07	
SUM HpCDD	14,5			
OCDD	7,61	107	0,01	
SUM PCDD	120		10,2	
2378-TCDF	59,7 (i)	85	5,97	
SUM TCDF	228			
12378/12348-PeCDF	39,6		0,40	1,98
23478-PeCDF	41,6	102	20,8	
SUM PeCDF	299			
123478/123479-HxCDF	67,5	107	6,75	
123678-HxCDF	25,3		2,53	
123789-HxCDF	0,10		0,01	
234678-HxCDF	12,9		1,29	
SUM HxCDF	262			
1234678-HpCDF	32,3	111	0,32	
1234789-HpCDF	1,40		0,01	
SUM HpCDF	37,1			
OCDF	10,7	79	0,01	
SUM PCDF	837		38,1	39,7
SUM PCDD/PCDF	957		48,3	49,9

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 1.06.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/207

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Arøya

: 19-21/10-94

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD182011-DD191011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	392	76	0,20	3,92
344'5'-TeCB(PCB-81)	10,9			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	90,5	89	9,05	9,05
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	38,6	102	0,39	1,93
SUM TE-PCB			9,63	14,9

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/208 *REANALYSE*

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 19.07.95

Kundens prøvemerking: Såstein.

: Oktober 1994

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD359081-DD360081

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	4,98	105	4,98	
SUM TCDD	21,2			
12378-PeCDD	23,6	92	11,8	
SUM PeCDD	93,0			
123478-HxCDD	17,4		1,74	
123678-HxCDD	27,5	108	2,75	
123789-HxCDD	11,9		1,19	
SUM HxCDD	119			
1234678-HpCDD	23,5	105	0,24	
SUM HpCDD	45,8			
OCDD	10,8	119	0,01	
SUM PCDD	290		22,7	
2378-TCDF	99,0 (i)	100	9,90	
SUM TCDF	340			
12378/12348-PeCDF	103		1,03	5,15
23478-PeCDF	105	88	52,5	
SUM PeCDF	792			
123478/123479-HxCDF	233	120	23,3	
123678-HxCDF	71,3		7,13	
123789-HxCDF	0,93 (i)		0,09	
234678-HxCDF	50,2		5,02	
SUM HxCDF	830			
1234678-HpCDF	133	119	1,33	
1234789-HpCDF	2,71 (i)		0,03	
SUM HpCDF	143			
OCDF	15,5	105	0,02	
SUM PCDF	2 121		100	104
SUM PCDD/PCDF	2 410		123	127

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 19.07.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/208

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Såstein.

: Oktober 1994

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD359081-DD360081

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	359	83	0,18	3,59
344'5'-TeCB(PCB-81)	12,2			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	112	88	11,2	11,2
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	73,5	94	0,74	3,68
SUM TE-PCB			12,1	18,5

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/209

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Åbyfjorden

: Oktober 1994

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD183011-DD192011

Kjeller, 1.06.95

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	4,23	82	4,23	
SUM TCDD	30,8			
12378-PeCDD	18,4	98	9,20	
SUM PeCDD	99,2			
123478-HxCDD	14,3		1,43	
123678-HxCDD	22,7	108	2,27	
123789-HxCDD	10,8		1,08	
SUM HxCDD	122			
1234678-HpCDD	22,4	112	0,22	
SUM HpCDD	45,2			
OCDD	17,1	113	0,02	
SUM PCDD	314		18,5	
2378-TCDF	65,7 (i)	82	6,57	
SUM TCDF	310			
12378/12348-PeCDF	65,6		0,66	3,28
23478-PeCDF	70,2	97	35,1	
SUM PeCDF	576			
123478/123479-HxCDF	174	111	17,4	
123678-HxCDF	48,6		4,86	
123789-HxCDF	0,50		0,05	
234678-HxCDF	27,6		2,76	
SUM HxCDF	664			
1234678-HpCDF	107	102	1,07	
1234789-HpCDF	6,90		0,07	
SUM HpCDF	133			
OCDF	58,2	82	0,06	
SUM PCDF	1 741		68,6	71,2
SUM PCDD/PCDF	2 056		87,0	89,7

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

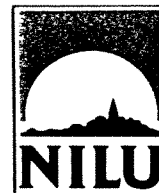
i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 1.06.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/209

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Åbyfjorden

: Oktober 1994

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD183011-DD192011

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	388	69	0,19	3,88
344'5'-TeCB(PCB-81)	10,9			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	91,5	80	9,15	9,15
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	55,9	99	0,56	2,80
SUM TE-PCB			9,90	15,8

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/210

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Breviksfjorden

: 15.06.1994

Prøvetype: Reker

Prøvemengde: 25 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD180011-DD189011

Kjeller, 1.06.95

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,53	92	0,53	
SUM TCDD	6,30			
12378-PeCDD	1,85	101	0,93	
SUM PeCDD	5,97			
123478-HxCDD	0,61		0,06	
123678-HxCDD	1,31	111	0,13	
123789-HxCDD	0,74		0,07	
SUM HxCDD	5,14			
1234678-HpCDD	0,78	108	0,01	
SUM HpCDD	1,10			
OCDD	0,54	107	0,00	
SUM PCDD	19,1		1,73	
2378-TCDF	17,3 (i)	87	1,73	
SUM TCDF	112			
12378/12348-PeCDF	20,2		0,20	1,01
23478-PeCDF	3,39	97	1,70	
SUM PeCDF	116			
123478/123479-HxCDF	6,07	109	0,61	
123678-HxCDF	5,32		0,53	
123789-HxCDF	0,91		0,09	
234678-HxCDF	0,38		0,04	
SUM HxCDF	37,5			
1234678-HpCDF	2,68	109	0,03	
1234789-HpCDF	0,59		0,01	
SUM HpCDF	3,21			
OCDF	1,85	88	0,00	
SUM PCDF	271		4,93	5,74
SUM PCDD/PCDF	290		6,66	7,47

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/205

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 26.05.95

Kundens prøvemerking: Ringsholmene

: 7-14.10.94

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD221011-DD233011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	67,3	97	67,3	
SUM TCDD	522			
12378-PeCDD	245	95	123	
SUM PeCDD	1 349			
123478-HxCDD	178		17,8	
123678-HxCDD	241	110	24,1	
123789-HxCDD	157		15,7	
SUM HxCDD	1 433			
1234678-HpCDD	243	97	2,43	
SUM HpCDD	438			
OCDD	94,3	95	0,09	
SUM PCDD	3 836		250	
2378-TCDF	1 886 (i)	99	189	
SUM TCDF	7 264			
12378/12348-PeCDF	2 401		24,0	120
23478-PeCDF	1 146	93	573	
SUM PeCDF	12 603			
123478/123479-HxCDF	3 829	120	383	
123678-HxCDF	1 288		129	
123789-HxCDF	26,9		2,69	
234678-HxCDF	333		33,3	
SUM HxCDF	11 735			
1234678-HpCDF	1 749	107	17,5	
1234789-HpCDF	76,0		0,76	
SUM HpCDF	1 942			
OCDF	384	119	0,38	
SUM PCDF	33 928		1 352	1 448
SUM PCDD/PCDF	37 764		1 602	1 698

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/211

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 30.05.95

Kundens prøvemerking: Håøyfjorden

: 22.07.1994

Prøvetype: Reker

Prøvemengde: 25 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD223011-DD235011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	
	pg/g	%	pg/g	i-TE pg/g
2378-TCDD	0,25	96	0,25	
SUM TCDD	2,68			
12378-PeCDD	0,83	101	0,42	
SUM PeCDD	2,10			
123478-HxCDD	0,33		0,03	
123678-HxCDD	0,57	101	0,06	
123789-HxCDD	0,27		0,03	
SUM HxCDD	2,25			
1234678-HpCDD	0,36	100	0,00	
SUM HpCDD	0,36			
OCDD	0,37	104	0,00	
SUM PCDD	7,76		0,79	
2378-TCDF	8,24 (i)	92	0,82	
SUM TCDF	41,5			
12378/12348-PeCDF	6,61		0,07	0,33
23478-PeCDF	1,58	88	0,79	
SUM PeCDF	37,7			
123478/123479-HxCDF	2,18	101	0,22	
123678-HxCDF	1,54		0,15	
123789-HxCDF	0,18		0,02	
234678-HxCDF	0,19		0,02	
SUM HxCDF	11,9			
1234678-HpCDF	0,89	100	0,01	
1234789-HpCDF	0,17		0,00	
SUM HpCDF	0,96			
OCDF	0,64	109	0,00	
SUM PCDF	92,7		2,10	2,36
SUM PCDD/PCDF	100		2,89	3,15

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 30.05.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-109

NILU-Prøvenummer: 95/211

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Håøyfjorden

: 22.07.1994

Prøvetype: Reker

Prøvemengde: 25 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD223011-DD235011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	13,9	82	0,01	0,14
344'5'-TeCB(PCB-81)	0,58			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,66	92	0,17	0,17
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,78	93	0,01	0,04
SUM TE-PCB			0,18	0,34

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/72

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 15.03.95

Kundens prøvemerking: Blåskjell,
: Croftholmen, 11/5-94

Prøvetype: Blåskjell

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD920011-CD933011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0.53	*	0.53	
SUM TCDD	10.5			
12378-PeCDD	0.67	*	0.34	
SUM PeCDD	5.66			
123478-HxCDD	0.39		0.04	
123678-HxCDD	0.72	44	0.07	
123789-HxCDD	0.35		0.04	
SUM HxCDD	4.48			
1234678-HpCDD	3.14	46	0.03	
SUM HpCDD	5.15			
OCDD	7.29	*	0.01	
SUM PCDD	33.1		1.05	
2378-TCDF	15.2 (i)	*	1.52	
SUM TCDF	98.8			
12378/12348-PeCDF	7.08		0.07	0.35
23478-PeCDF	3.19	*	1.60	
SUM PeCDF	62.2			
123478/123479-HxCDF	6.58	*	0.66	
123678-HxCDF	3.92		0.39	
123789-HxCDF	0.57		0.06	
234678-HxCDF	1.03		0.10	
SUM HxCDF	34.5			
1234678-HpCDF	8.74	47	0.09	
1234789-HpCDF	4.58		0.05	
SUM HpCDF	15.7			
OCDF	71.8	59	0.07	
SUM PCDF	283		4.60	4.88
SUM PCDD/PCDF	316		5.65	5.93

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 15.03.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/72

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Blåskjell,
: Croftholmen, 11/5-94

Prøvetype: Blåskjell

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD920011-CD933011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	35.5	*	0.02	0.36
344'5'-TeCB(PCB-81)	1.47			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	4.75	*	0.48	0.48
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1.70	*	0.02	0.09
SUM TE-PCB			0.51	0.92

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/73

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Blåskjell, Helgeroa

: 11/5-94

Prøvetype: Blåskjell

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD359091-DD360091

Kjeller, 19.07.95

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,19	87	0,19	
SUM TCDD	5,53			
12378-PeCDD	0,25	77	0,13	
SUM PeCDD	2,79			
123478-HxCDD	0,15		0,02	
123678-HxCDD	0,20	82	0,02	
123789-HxCDD	0,15		0,02	
SUM HxCDD	1,83			
1234678-HpCDD	0,64	80	0,01	
SUM HpCDD	1,29			
OCDD	1,28	90	0,00	
SUM PCDD	12,7		0,37	
2378-TCDF	6,53 (i)	81	0,65	
SUM TCDF	40,2			
12378/12348-PeCDF	1,42		0,01	0,07
23478-PeCDF	0,99	76	0,50	
SUM PeCDF	13,8			
123478/123479-HxCDF	0,83	92	0,08	
123678-HxCDF	0,57		0,06	
123789-HxCDF	0,06		0,01	
234678-HxCDF	0,26		0,03	
SUM HxCDF	6,32			
1234678-HpCDF	1,07	93	0,01	
1234789-HpCDF	0,58		0,01	
SUM HpCDF	1,53			
OCDF	6,10	101	0,01	
SUM PCDF	68,0		1,36	1,41
SUM PCDD/PCDF	80,7		1,73	1,79

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 19.07.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/73

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvermerking: Blåskjell, Helgeroa
: 11/5-94

Prøvetype: Blåskjell

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD359091-DD360091

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	41,4	67	0,02	0,41
344'5'-TeCB(PCB-81)	1,23			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	3,90	77	0,39	0,39
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,85	82	0,01	0,04
SUM TE-PCB			0,42	0,85

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

VEDLEGG 3

Utvikling mht. PCDF/PCDD-profiler i fisk (tab.3.1) krabber (tab. 3.2) og reker/blåskjell (tab. 3.3) fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten (1975) 1987-1994. (% bidrag til sum TE fra enkeltforbindelser og grupper).

Tabell 3-1. Prosentbidrag til sum toksisitets-ekvivalenter fra utvalgte forbindelser/grupper av PCDF/PCDD i fisk fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten (1975) 1987 - 1993. NILU-analyser 1975 - 1992. 1993: Delvis analyser ved NILU (N), delvis (mest) ved Folkehelsa (F).

Art/stasjon	År	2378-TCDF	23478-PeCDF	123478/ 123479- HxCDF	123678- HxCDF	Σ HxCDF	Σ PCDF	2378- TCDD	12378- PeCDD	Σ HxCDD
Torskelever, Frierfj.	1975	9	47	16	16	34	93	2	3	2.5
	1976	8	49	16	16	35	94	2	2	2.5
	1987	7	25	16	18	42	75	18	4	4
	1991	8	20	29	15	47	77	18	2	3
	1992	6	20	25	21	49	78	15	3	5
	1993 N	6	20	25	21	50	79	16	2	4
	1993 F	6	18	28	22	55	82	14	2	3
	1994	4	18	30	18	54	77	15	2	5
Torskelever, Breviksfj.	1988	4	18	2	45	50	75	16	3	5
	1991	5	14	26	19	50	71	22	2	4
	1992	8	14	18	24	47	71	19	3	6
	1993 N	10	16	22	20	47	75	20	2	4
	1994	14	19	18	16	39	74	20	2	3
Torskelever, Såstein	1988	14	14	20	12	66	94	< 2	2	3
	1991	10	16	18	18	40	69	27	2	2
	1992	17	16	14	15	33	69	23	4	3
	1993 N	15	18	17	17	39	74	20	2	4
	1994	10	16	20	19	44	72	21	2	4
Skрубbe, Frierfj.	1987	11	61	8	5	14	86	2	9	2
	1990	13	46	8	5	14	75	16	7	2
	1991	12	50	13	7	21	83	9	6	2
	1992	13	46	11	7	19	79	11	8	1
	1993 F	9	51	13	7	21	82	9	7	2
Skрубbe, Breviksfj.	1991	10	50	6	4	11	72	18	9	1
	1992	12	48	7	4	12	72	16	11	1
	1993 F	24	37	6	4	11	73	19	7	1
	1994	14	47	9	5	15	77	12	10	2
Ørret, Frierfj.	1990	2	50	5	4	10	63	26	10	1
	1991	4	58	4	4	8	71	19	9	1
	1992	3	61	5	3	9	73	15	10	1
	1993 F	8.0	65	3	2	6	79	12	8	1
Ørret Breviksfj.	1990	3	47	7	5	13	63	23	12	1
	1991	9	57	4	3	7	73	16	11	1
	1992	9	61	3	2	6	77	12	10	1
	1993 F	6	67	3	2	5	79	11	9	1
	1994	17	48	4	2	7	72	16	11	1
Ål, Frierfj.	1990	< 0.5	17	27	9	38	58	8	22	12
	1991	< 0.5	114	30	9	41	58	4	27	13
	1992	< 0.5	19	27	10	39	60	5	23	12
	1993 F	0.5	18	25	9	36	57	4	27	11

Tabell 3-1 (forts.)

Art/stasjon	År	2378-TCDF	23478-PeCDF	123478/123479-HxCDF	123678-HxCDF	Σ HxCDF	Σ PCDF	2378-TCDD	12378-PeCDD	Σ HxCDD
Ål. Breviksfj.	1990	< 0.5	19	17	7	27	48	10	31	11
	1991	< 0.5	18	24	8	34	53	5	30	12
	1992	< 0.5	18	20	8	31	51	5	31	14
	1993 F ¹⁾	5	49	4	3	8	63	15	16	5
	1994	1	25	18	8	28	54	8	28	9
Ål, Såstein	1990	2	27	17	8	28	58	10	24	8
	1991	< 0.5	23	24	10	36	60	6	26	8
	1992	< 0.5	33	15	8	25	59	9	24	8
Smørflyndre, Breviksfj.	1991	9	36	15	6	22	69	17	11	2
	1992	9	43	12	5	19	72	14	12	2
Sild, Breviksfj./ Gml. Langesund	1990	2	55	8	9	19	77	10	11	2
	1991	4	62	6	5	12	79	8	12	1
	1992	7	59	4	5	10	76	11	11	2
	1993 F	12	55	3	4	9	77	9	12	2
	1994	10	57	5	4	10	78	9	11	2
Makrell, Breviksfj.	1990	22	48	3	2	5	77	14	8	1
	1991	32	43	2	1	3	79	14	7	< 0.5
	1992	26	45	2	1	4	75	16	8	1
	1993 F	28	48	3	2	7	83	9	7	1
	1994	24	48	4	2	7	79	11	9	1

¹⁾Usannsynlig

lavt

dioksininnhold

Tabell 3-2. Prosentbidrag til sum toksisitets-ekvivalenter fra utvalgte forbindelser/grupper av PCDF/PCDD i hannkrabber (krabbesmør) fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1987 - 1993. NILU-analyser 1987 - 92. 1993: Delvis analysert ved NILU (N) og delvis ved Folkehelsa (F).

Stasjoner	År	2378-TCDF	23478-PeCDF	123478/ 123479- HxCDF	123678- HxCDF	Σ HxCDF	Σ PCDF	2378- TCDD	12378- PeCDD	Σ HxCDD
Frierfj.	1987	1	45	18	12	33	82	0.5	11	6
	1988	9	32	16	19	36	80	4	10	5
	1990	6	30	27	12	43	83	4	9	4
	1991	11	35	21	9	32	81	5	10	4
	1992	10	31	28	9	40	86	3	7	4
	1993 N	13	35	21	9	33	83	5	8	3
	1994	12	36	24	8	34	84	4	8	4
Breviksfj. (Bjørkøyb.)	1990	9	31	25	11	39	82	3	10	5
	1991	9	39	24	8	34	84	3	10	4
	1992	10	39	23	6	32	83	3	11	3
	1993 N	9	40	20	7	30	81	5	10	4
	1993 F	9	44	17	7	28	84	4	9	3
	1994	12	43	18	6	26	83	4	10	3
Arøya	1987	3	19	6	4	12	35	3	58	4
	1988	10	35	11	19	33	80	7	9	4
	1990	10	45	14	5	22	78	6	10	5
	1991*	9	39	17	6	27	77	6	12	4
	1992	10	43	18	5	26	82	4	10	4
	1993 N	11	42	17	7	27	82	5	9	3
	1994	12	43	14	5	22	79	7	10	4
Såstein	1987	6	44	14	9	26	80	< 1	12	7
	1988	7	42	13	12	28	80	3	8	9
	1990	6	41	14	4	23	72	6	13	9
	1991*	8	41	17	6	27	79	5	12	5
	1992	8	41	17	6	30	80	4	11	5
	1993 N	8	40	18	6	29	79	4	11	5
	1994	8	43	19	6	29	82	4	10	5
Åbyfj.	1988	7	38	12	12	27	75	5	10	9
	1990	6	42	14	5	22	72	8	12	7
	1991	8	38	17	7	26	76	7	13	4
	1992	8	38	20	6	31	79	3	12	5
	1994	8	40	20	6	29	79	5	11	6
Jomfruland	1988	9	38	11	21	34	83	< 1	10	7
	1990	7	39	12	5	22	70	9	13	7
	1991	8	44	12	4	19	73	6	16	5
	1992	10	41	16	5	24	77	5	12	5
	1993 N	5	22	10	4	17	45	12	33	10

* Gj.snitt av 4 prøver.

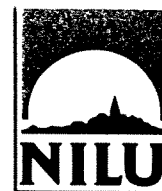
Tabell 3-3. Prosentbidrag til sum toksisitetsekvivalenter fra utvalgte forbindelser/grupper av PCDF/PCDD i reker og blåskjell fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1988 - 1993. Til 1992 bare NILU-analyser. 1993: Delvis analyser ved NILU, delvis (mest) ved Folkehelse (F).

Art/stasjon	År	2378-TCDF	23478-PeCDF	123478/123479-HxCDF	123678-HxCDF	Σ HxCDF	ΣPCDF	2378-TCDD	12378-PeCDD	Σ HxCDD
Reker, Breviksfj.	1988	18	30	7	22	31	80	< 5	12	4
	1990	19	30	8	6	15	68	8	18	5
	1991	22	23	9	6	17	65	8	18	3
	1992	30	24	4	5	10	66	10	19	4
	1993 F	22	34	6	7	16	75	8	13	4
	1994	26	26	9	8	19	74	8	14	4
Reker, Eidangerfj.	1991	22	22	9	6	17	63	8	18	10
	1992	29	24	5	5	11	67	10	19	4
Reker, Dybingen	1991	18	23	8	7	16	61	10	18	11
	1992	33	22	3	4	8	65	12	20	4
Reker, Håøyfj.	1991	23	23	7	6	14	63	9	19	9
	1992	26	26	6	5	12	66	11	19	4
	1993 N	25	26	8	6	15	69	10	17	4
	1993 F	26	32	6	6	15	75	7	14	4
	1994	28	27	8	5	14	73	9	14	4
Blåskjell, Breviksfj.	1989	12	33	17	12	31	82	5	7	5
	1990	20	31	13	8	24	81	6	7	5
	1991	16	33	15	9	27	83	6	8	3
	1992	31	29	10	6	18	84	7	6	3
	1993 N	25	30	13	7	24	83	7	6	3
	1993 F	30	32	9	6	20	87	5	6	2
	1994	27	28	12	7	22	81	9	6	3
Blåskjell, Arøya	1993 F	40	33	3	3	8	83	9	6	2
Blåskjell, Helgeroa	1989	21	40	9	7	18	84	5	6	5
	1990	19	35	19	6	19	78	12	7	3
	1991	29	31	7	5	14	78	11	8	3
	1992	24	30	12	7	22	81	7	8	4
	1993 F	35	32	5	4	14	84	8	5	2
	1994	38	29	5	4	10	79	11	7	3
Blåskjell, Klokkartg.	1989	18	34	13	9	25	84	4	6	5
	1990	23	32	8	5	15	74	14	8	2
	1991	28	28	8	5	16	76	13	7	3
	1993 N	29	29	8	5	15	77	12	8	3
	1993 F	30	30	7	5	17	81	8	7	3

VEDLEGG 4

Rådata for NILU analyser av PCDF/PCDD i prøver av mageinnhold av torsk fra Grenlandsfjordene og i bløtbunnsfauna og dyreplankton fra Grenlandsfjordene/Y.Oslofjord 1994 (bare bunnfauna fra Y.Oslofjord).

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/74

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 20.03.95

Kundens prøvermerking: Torskemage,

: Frierfjorden

Prøvetype: Torskemage

Prøvemengde: 45 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD922011-CD935011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	3,51	96	3,51	
SUM TCDD	65,2			
12378-PeCDD	8,74	102	4,37	
SUM PeCDD	90,5			
123478-HxCDD	8,41		0,84	
123678-HxCDD	15,3	84	1,53	
123789-HxCDD	11,2		1,12	
SUM HxCDD	114			
1234678-HpCDD	63,8	99	0,64	
SUM HpCDD	101			
OCDD	127	94	0,13	
SUM PCDD	498		12,1	
2378-TCDF	109 (i)	76	10,9	
SUM TCDF	748			
12378/12348-PeCDF	167		1,67	8,35
23478-PeCDF	53,1	96	26,6	
SUM PeCDF	1 094			
123478/123479-HxCDF	277	86	27,7	
123678-HxCDF	130		13,0	
123789-HxCDF	20,4		2,04	
234678-HxCDF	25,3		2,53	
SUM HxCDF	1 092			
1234678-HpCDF	317	107	3,17	
1234789-HpCDF	200		2,00	
SUM HpCDF	574			
OCDF	2 311	85	2,31	
SUM PCDF	5 819		91,9	98,6
SUM PCDD/PCDF	6 317		104	111

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 20.03.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/74

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerkning: Torskemage,
: Frierfjorden

Prøvetype: Torskemage

Prøvemengde: 45 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD922011-CD935011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	22,1	62	0,01	0,22
344'5'-TeCB(PCB-81)	1,78			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	16,1	96	1,61	1,61
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	22,5	77	0,23	1,13
SUM TE-PCB			1,85	2,96

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

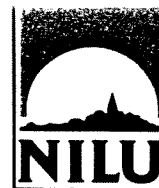
TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/75

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 20.03.95

Kundens prøvermerking: Torskemage,fast

: Frierfjorden

Prøvetype: Torskemage,fast

Prøvemengde: 35 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD923011-CD936011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	6,58	102	6,58	
SUM TCDD	161			
12378-PeCDD	26,8	97	13,4	
SUM PeCDD	253			
123478-HxCDD	18,0		1,80	
123678-HxCDD	31,8	84	3,18	
123789-HxCDD	12,3		1,23	
SUM HxCDD	173			
1234678-HpCDD	41,3	93	0,41	
SUM HpCDD	63,4			
OCDD	57,5	91	0,06	
SUM PCDD	708		26,7	
2378-TCDF	262 (i)	82	26,2	
SUM TCDF	1 583			
12378/12348-PeCDF	427		4,27	21,4
23478-PeCDF	163	95	81,5	
SUM PeCDF	2 864			
123478/123479-HxCDF	432	90	43,2	
123678-HxCDF	170		17,0	
123789-HxCDF	11,8		1,18	
234678-HxCDF	41,4		4,14	
SUM HxCDF	1 375			
1234678-HpCDF	185	96	1,85	
1234789-HpCDF	98,6		0,99	
SUM HpCDF	309			
OCDF	974	120	0,97	
SUM PCDF	7 105		181	198
SUM PCDD/PCDF	7 813		208	225

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

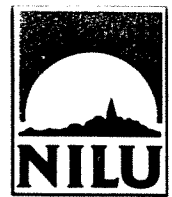
i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 20.03.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/75

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Torskemage,fast
: Frierfjorden

Prøvetype: Torskemage,fast

Prøvemengde: 35 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD923011-CD936011

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	63,4	62	0,03	0,63
344'5'-TeCB(PCB-81)	6,20			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	34,0	89	3,40	3,40
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	46,6	66	0,47	2,33
SUM TE-PCB			3,90	6,36

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/76

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 20-04-95

Kundens prøvemerking: Torskemage,
: Breviksfjorden

Prøvetype: Torskemage

Prøvemengde: 17,8 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD086011-DD099011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	1,04	93	1,04	
SUM TCDD	4,62			
12378-PeCDD	0,99	95	0,50	
SUM PeCDD	4,18			
123478-HxCDD	0,37		0,04	
123678-HxCDD	1,13	106	0,11	
123789-HxCDD	0,50		0,05	
SUM HxCDD	4,54			
1234678-HpCDD	2,30	96	0,02	
SUM HpCDD	3,89			
OCDD	9,35	102	0,01	
SUM PCDD	26,6		1,77	
2378-TCDF	11,7	93	1,17	
SUM TCDF	46,0			
12378/12348-PeCDF	10,1		0,10	0,51
23478-PeCDF	4,87	101	2,44	
SUM PeCDF	48,5			
123478/123479-HxCDF	11,7	105	1,17	
123678-HxCDF	7,71		0,77	
123789-HxCDF	0,62 (i)		0,06	
234678-HxCDF	1,46		0,15	
SUM HxCDF	41,5			
1234678-HpCDF	8,69	102	0,09	
1234789-HpCDF	5,12		0,05	
SUM HpCDF	14,5			
OCDF	50,9	119	0,05	
SUM PCDF	201		6,04	6,45
SUM PCDD/PCDF	228		7,81	8,22

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Kjeller, 20-04-95

Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/76

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Torskemage,
: Breviksfjorden

Prøvetype: Torskemage

Prøvemengde: 17,8 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD086011-DD099011

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	38,3	87	0,02	0,38
344'5'-TeCB(PCB-81)	1,69			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	12,4	86	1,24	1,24
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	6,45	96	0,06	0,32
SUM TE-PCB			1,32	1,95

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/77

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 15.03.95

Kundens prøvemerking: Torskemage,fast
: Breviksfjorden

Prøvetype: Torskemage,fast

Prøvemengde: 32,8 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD868011-CD883011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0.89	91	0.89	
SUM TCDD	6.37			
12378-PeCDD	1.85	100	0.93	
SUM PeCDD	8.72			
123478-HxCDD	0.84		0.08	
123678-HxCDD	1.22	92	0.12	
123789-HxCDD	0.74		0.07	
SUM HxCDD	7.66			
1234678-HpCDD	3.27	95	0.03	
SUM HpCDD	5.41			
OCDD	7.66	86	0.01	
SUM PCDD	35.8		2.14	
2378-TCDF	23.8	89	2.38	
SUM TCDF	129			
12378/12348-PeCDF	23.5		0.24	1.18
23478-PeCDF	7.52	96	3.76	
SUM PeCDF	143			
123478/123479-HxCDF	19.5	99	1.95	
123678-HxCDF	10.9		1.09	
123789-HxCDF	2.56		0.26	
234678-HxCDF	1.71		0.17	
SUM HxCDF	86.9			
1234678-HpCDF	16.5	99	0.17	
1234789-HpCDF	9.11		0.09	
SUM HpCDF	27.6			
OCDF	91.6	88	0.09	
SUM PCDF	478		10.2	11.1
SUM PCDD/PCDF	514		12.3	13.3

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

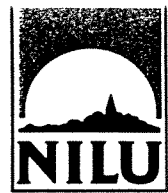
i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 15.03.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-87

NILU-Prøvenummer: 95/77

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Torskemage,fast

: Breviksfjorden

Prøvetype: Torskemage,fast

Prøvemengde: 32,8 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD868011-CD883011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	61.9	75	0.03	0.62
344'5'-TeCB(PCB-81)	2.75			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	8.39	92	0.84	0.84
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	3.30	93	0.03	0.17
SUM TE-PCB			0.90	1.62

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-74

NILU-Prøvenummer: 94/688

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerkning: Grefj. 1/9-94

: Ockelman.Frierfjorden

Prøvetype: Bunndyr

Prøvemengde: 36 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD770011-CD776091

Kjeller, 07.02.95

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	4,65 (i)	92	4,65	
SUM TCDD	173			
12378-PeCDD	30,2	73	15,1	
SUM PeCDD	378			
123478-HxCDD	27,4		2,74	
123678-HxCDD	42,2	68	4,22	
123789-HxCDD	38,4		3,84	
SUM HxCDD	387			
1234678-HpCDD	222	66	2,22	
SUM HpCDD	385			
OCDD	400	64	0,40	
SUM PCDD	1 723		33,2	
2378-TCDF	223 (i)	83	22,3	
SUM TCDF	1 589			
12378/12348-PeCDF	525		5,25	26,3
23478-PeCDF	142	79	71,0	
SUM PeCDF	3 124			
123478/123479-HxCDF	918	69	91,8	
123678-HxCDF	445		44,5	
123789-HxCDF	66,6		6,66	
234678-HxCDF	71,9		7,19	
SUM HxCDF	3 760			
1234678-HpCDF	1 188	77	11,9	
1234789-HpCDF	929		9,29	
SUM HpCDF	2 295			
OCDF	8 559	114	8,56	
SUM PCDF	19 327		278	299
SUM PCDD/PCDF	21 050		312	333

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 07.02.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-74

NILU-Prøvenummer: 94/688

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Grefj. 1/9-94

: Ockelman.Frierfjorden

Prøvetype: Bunndyr

Prøvemengde: 36 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD770011-CD776091

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	54,8	*	0,03	0,55
344'5'-TeCB(PCB-81)	2,87	*		
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	15,5	73	1,55	1,55
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	20,1	*	0,20	1,01
SUM TE-PCB			1,78	3,10

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-74

NILU-Prøvenummer: 94/686

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 07.02.95

Kundens prøvemerking: Grefj. 1/9-94

: Ockelman + polychaeter fra Beyerslede, Breviksfjorden

Prøvetype: Bunndyr

Prøvemengde: 19 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD768011-CD776071

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,85	67	0,85	
SUM TCDD	52,0			
12378-PeCDD	4,74	100	2,37	
SUM PeCDD	80,8			
123478-HxCDD	6,20		0,62	
123678-HxCDD	8,86	64	0,89	
123789-HxCDD	7,66		0,77	
SUM HxCDD	92,1			
1234678-HpCDD	55,6	87	0,56	
SUM HpCDD	97,0			
OCDD	127	85	0,13	
SUM PCDD	449		6,18	
2378-TCDF	36,1	60	3,61	
SUM TCDF	468			
12378/12348-PeCDF	105		1,05	5,25
23478-PeCDF	25,8	99	12,9	
SUM PeCDF	801			
123478/123479-HxCDF	208	64	20,8	
123678-HxCDF	91,7		9,17	
123789-HxCDF	18,5 (i)		1,85	
234678-HxCDF	15,6		1,56	
SUM HxCDF	926			
1234678-HpCDF	276	101	2,76	
1234789-HpCDF	174		1,74	
SUM HpCDF	509			
OCDF	1 968	114	1,97	
SUM PCDF	4 672		57,4	61,6
SUM PCDD/PCDF	5 121		63,6	67,8

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

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

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 07.02.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-74

NILU-Prøvenummer: 94/686

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Grefj. 1/9-94

: Ockelman + polychaeter fra Beyerslede, Breviksfjorden

Prøvetype: Bunndyr

Prøvemengde: 19 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD768011-CD776071

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	25,8	45	0,01	0,26
344'5'-TeCB(PCB-81)	2,19	45		
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	8,19	86	0,82	0,82
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	13,6	42	0,14	0,68
SUM TE-PCB			0,97	1,76

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-74

NILU-Prøvenummer: 94/685

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: GREFJ. 1/9-94

: Beyerslede, Breviksfjorden

Prøvetype: Bunndyr

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD766011-CD776051

Kjeller, 09.02.95

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,61	81	0,61	
SUM TCDD	19,8			
12378-PeCDD	3,28	95	1,64	
SUM PeCDD	39,4			
123478-HxCDD	2,68		0,27	
123678-HxCDD	4,33	75	0,43	
123789-HxCDD	2,68		0,27	
SUM HxCDD	33,4			
1234678-HpCDD	14,1	81	0,14	
SUM HpCDD	24,4			
OCDD	28,4	84	0,03	
SUM PCDD	145		3,38	
2378-TCDF	25,5	80	2,55	
SUM TCDF	161			
12378/12348-PeCDF	47,2		0,47	2,36
23478-PeCDF	15,9	94	7,95	
SUM PeCDF	331			
123478/123479-HxCDF	61,6	75	6,16	
123678-HxCDF	33,0		3,30	
123789-HxCDF	8,72		0,87	
234678-HxCDF	6,19		0,62	
SUM HxCDF	268			
1234678-HpCDF	65,5	91	0,66	
1234789-HpCDF	39,8		0,40	
SUM HpCDF	117			
OCDF	409	101	0,41	
SUM PCDF	1 286		23,4	25,3
SUM PCDD/PCDF	1 431		26,8	28,7

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 09.02.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-74

NILU-Prøvenummer: 94/685

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvermerking: GREFJ. 1/9-94

: Beyerslede, Breviksfjorden

Prøvetype: Bunndyr

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD766011-CD776051

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	17,6	55	0,01	0,18
344'5'-TeCB(PCB-81)	1,08	55		
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	4,22	85	0,42	0,42
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	4,06	*	0,04	0,20
SUM TE-PCB			0,47	0,80

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-74

NILU-Prøvenummer: 94/684

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 09.02.95

Kundens prøvermerking: GREFJ. 31/8-94

: Ockelmanslede.Rauerkollen mot Sletter.

Prøvetype: Bunndyr

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD765011-CD776041

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,03	95	0,03	
SUM TCDD	1,19			
12378-PeCDD	0,08	95	0,04	
SUM PeCDD	1,35			
123478-HxCDD	0,06		0,01	
123678-HxCDD	0,14	97	0,01	
123789-HxCDD	0,08		0,01	
SUM HxCDD	1,76			
1234678-HpCDD	0,75	82	0,01	
SUM HpCDD	1,86			
OCDD	3,02	92	0,00	
SUM PCDD	9,18		0,11	
2378-TCDF	0,36	91	0,04	
SUM TCDF	4,12			
12378/12348-PeCDF	0,24		0,00	0,01
23478-PeCDF	0,27	95	0,14	
SUM PeCDF	3,96			
123478/123479-HxCDF	0,26	95	0,03	
123678-HxCDF	0,12		0,01	
123789-HxCDF	< 0,01		0,00	
234678-HxCDF	0,20		0,02	
SUM HxCDF	1,97			
1234678-HpCDF	0,49	94	0,00	
1234789-HpCDF	0,08		0,00	
SUM HpCDF	0,71			
OCDF	1,27	120	0,00	
SUM PCDF	12,0		0,24	0,25
SUM PCDD/PCDF	21,2		0,35	0,36

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 09.02.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-74

NILU-Prøvenummer: 94/684

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerkning: GREFJ. 31/8-94

: Ockelmanslede.Rauerkollen mot Sletter.

Prøvetype: Bunndyr

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD765011-CD776041

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	15,1	74	0,01	0,15
344'5'-TeCB(PCB-81)	0,55	74		
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,43	89	0,14	0,14
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,49	83	0,00	0,02
SUM TE-PCB			0,16	0,32

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-74

NILU-Prøvenummer: 94/682

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 09.02.95

Kundens prøvermerking: GREFJ. 31/8-94

: Beyerslede. Rauerkollen.

Prøvetype: Bunndyr

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD763011-CD776021

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,06	86	0,06	
SUM TCDD	1,10			
12378-PeCDD	0,16	86	0,08	
SUM PeCDD	1,68			
123478-HxCDD	0,09 (i)		0,01	
123678-HxCDD	0,20 (i)	91	0,02	
123789-HxCDD	0,10		0,01	
SUM HxCDD	1,70			
1234678-HpCDD	0,73	72	0,01	
SUM HpCDD	1,87			
OCDD	2,79	80	0,00	
SUM PCDD	9,14		0,19	
2378-TCDF	0,68	82	0,07	
SUM TCDF	5,56			
12378/12348-PeCDF	0,36		0,00	0,02
23478-PeCDF	0,42	90	0,21	
SUM PeCDF	5,59			
123478/123479-HxCDF	0,24	88	0,02	
123678-HxCDF	0,13		0,01	
123789-HxCDF	< 0,02		0,00	
234678-HxCDF	0,25		0,03	
SUM HxCDF	2,01			
1234678-HpCDF	0,44	85	0,00	
1234789-HpCDF	0,06		0,00	
SUM HpCDF	0,64			
OCDF	0,98	111	0,00	
SUM PCDF	14,8		0,35	0,37
SUM PCDD/PCDF	23,9		0,54	0,56

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 09.02.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-74

NILU-Prøvenummer: 94/682

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvermerking: GREFJ. 31/8-94

: Beyerslede. Rauerkollen.

Prøvetype: Bunndyr

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD763011-CD776021

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	35,2	65	0,02	0,35
344'5'-TeCB(PCB-81)	1,14	65		
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	3,31	85	0,33	0,33
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,01	59	0,01	0,05
SUM TE-PCB			0,36	0,73

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

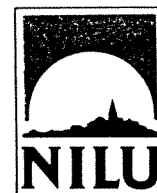
TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-74

NILU-Prøvenummer: 94/687

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 13.02.95

Kundens prøvemerking: Grefj. 1/9-94

: Vertikalt håvtrekk.Breviksfjorden

Prøvetype: Bunndyr

Prøvemengde: 25,18 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD769011-CD776081

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	< 0,03	84	0,03	
SUM TCDD	0,09			
12378-PeCDD	< 0,03	70	0,02	
SUM PeCDD	0,09			
123478-HxCDD	< 0,05		0,01	
123678-HxCDD	< 0,03	77	0,00	
123789-HxCDD	< 0,04		0,00	
SUM HxCDD	< 0,12			
1234678-HpCDD	< 0,09	67	0,00	
SUM HpCDD	0,09			
OCDD	0,44 (i)	79	0,00	
SUM PCDD	0,83		0,06	
2378-TCDF	0,17 (i)	80	0,02	
SUM TCDF	1,05			
12378/12348-PeCDF	0,20 (i)		0,00	0,01
23478-PeCDF	< 0,09	78	0,05	
SUM PeCDF	1,04			
123478/123479-HxCDF	0,28	73	0,03	
123678-HxCDF	0,16		0,02	
123789-HxCDF	< 0,03		0,00	
234678-HxCDF	< 0,02		0,00	
SUM HxCDF	0,90			
1234678-HpCDF	0,30	76	0,00	
1234789-HpCDF	0,20		0,00	
SUM HpCDF	0,53			
OCDF	1,73	100	0,00	
SUM PCDF	5,25		0,12	0,13
SUM PCDD/PCDF	6,08		0,18	0,19

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

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

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 07.02.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-74

NILU-Prøvenummer: 94/687

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerkning: Grefj. 1/9-94

: Vertikalt håvtrekk. Breviksfjorden

Prøvetype: Bunndyr

Prøvemengde: 25,18 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD769011-CD776081

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1,05	68	0,00	0,01
344'5'-TeCB(PCB-81)	0,05	68		
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	0,14	83	0,01	0,01
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	< 0,01	44	0,00	0,00
SUM TE-PCB			0,01	0,03

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

VEDLEGG 5

Rådata for PCN-analyser fra NILU (torskelever 1993)

PCN-Analyseresultater



NILU-Prøvenummer: 94/228

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvermerking: O-800312 GREFJO

: Torskelever.Frierfj. ,apr.-mai-93

Prøvetype: Torskelever

Prøvemengde: 0,3 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD051031

Kjeller, 29.05.95

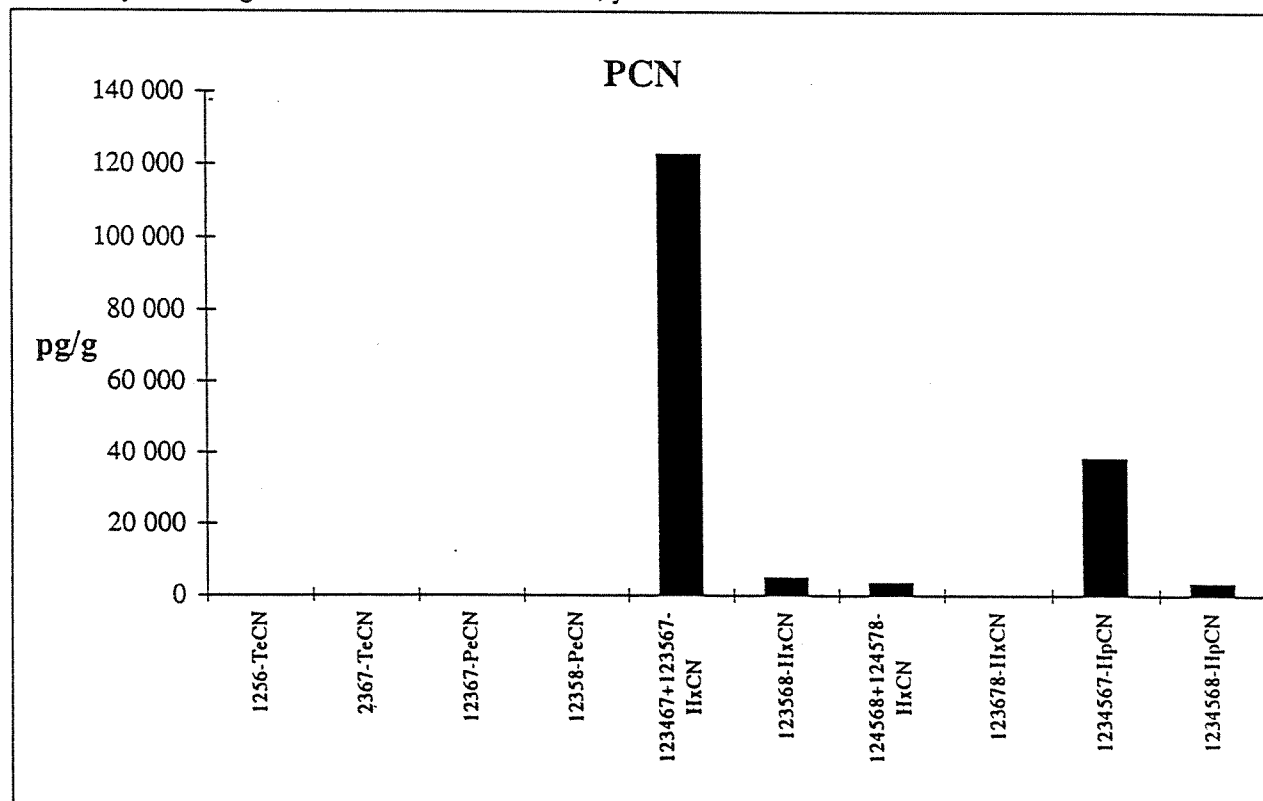
Komponent	Konsentrasjon pg/g
1256-TeCN	17,2
2367-TeCN	63,9
12367-PeCN	44,8
12358-PeCN	61,9
123467-HxCN+123567-HxCN	122 519
123568-HxCN	4 723
124568-HxCN+124578-HxCN	3 295
123678-HxCN	< 50,0
1234567-HpCN	38 257
1234568-HpCN	3 004

Gjenvinning: 38-52 %

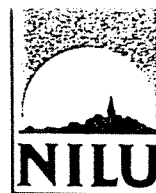
<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

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

Det skyldes mulig interferanse eller instrument støy.



PCN-Analyseresultater



NILU-Prøvenummer: 94/227

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: O-800312 GREFJO

: Torskelever. Eidangerfjorden, mai-93

Breviksfjorden

Kjeller, 29.05.95

Prøvetype: Torskelever

Prøvemengde: 0,3 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD051011

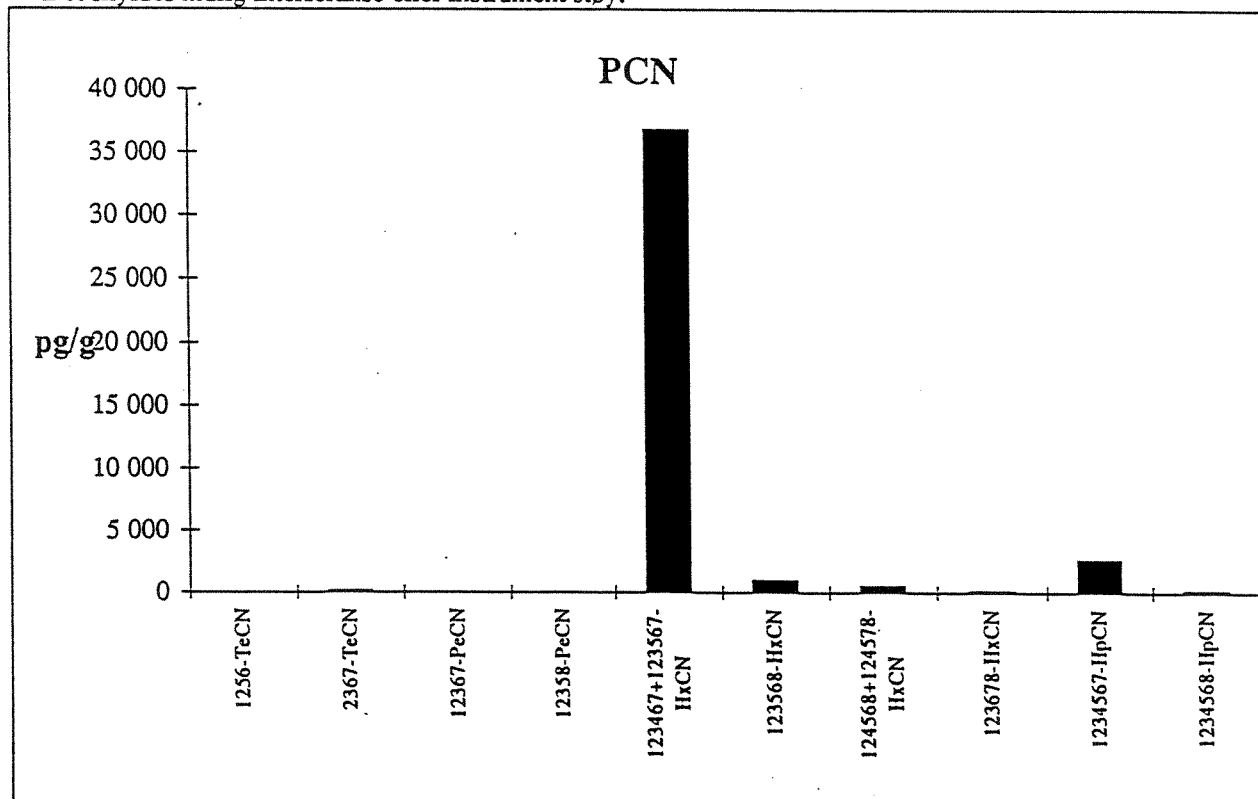
Komponent	Konsentrasjon pg/g
1256-TeCN	17,3
2367-TeCN	52,0
12367-PeCN	20,6
12358-PeCN	11,1
123467-HxCN+123567-HxCN	36 737
123568-HxCN	903
124568-HxCN+124578-HxCN	471
123678-HxCN	< 50,0
1234567-HpCN	2 588
1234568-HpCN	107

Gjenvinning: 40-54%

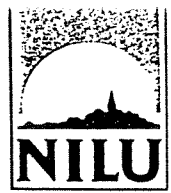
<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

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

Det skyldes mulig interferanse eller instrument støy.



PCN-Analyseresultater



NILU-Prøvenummer: 94/229

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvermerking: O-800312 GREFJO

: Torskelever. Såstein,5-15/5-93

Prøvetype: Torskelever

Prøvemengde: 0,3 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD112131

Kjeller, 29.05.95

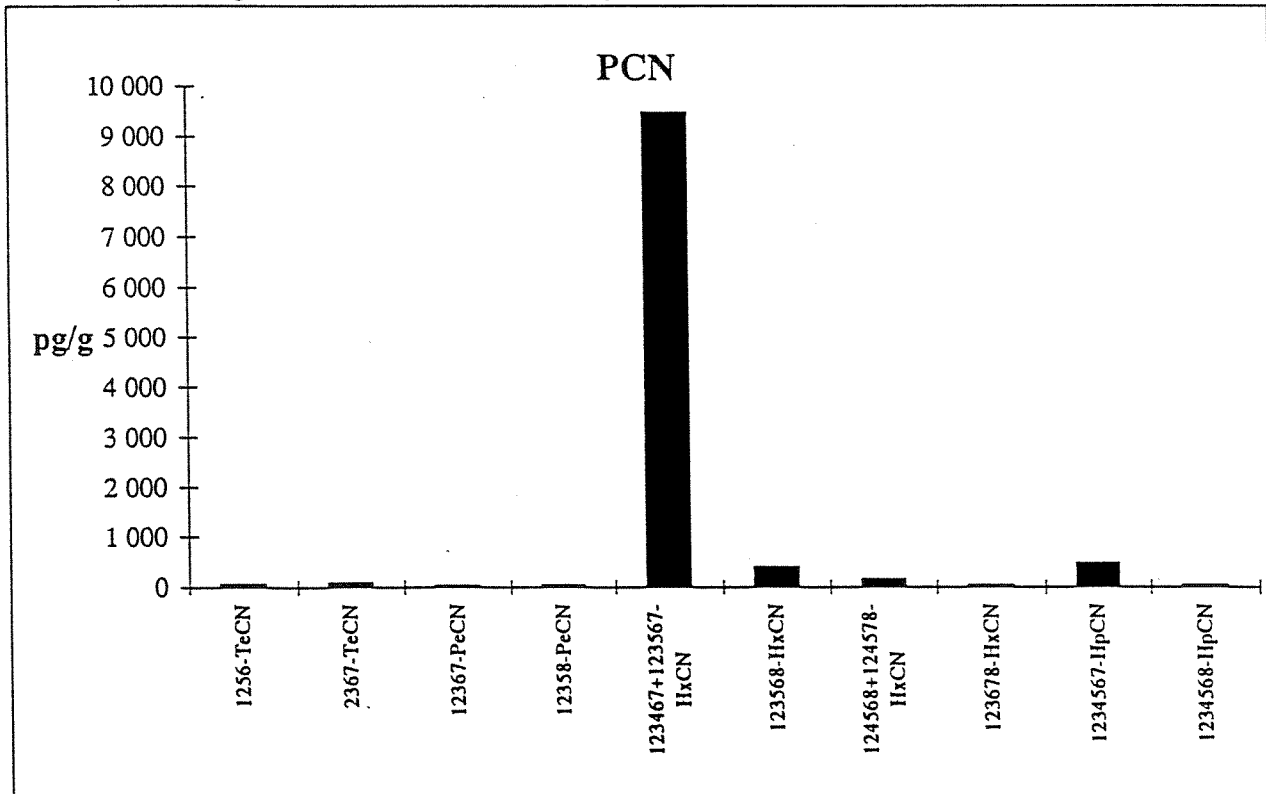
Komponent	Konsentrasjon pg/g
1256-TeCN	52,3
2367-TeCN	81,3
12367-PeCN	15,9
12358-PeCN	21,2
123467-HxCN+123567-HxCN	9 460
123568-HxCN	387
124568-HxCN+124578-HxCN	148
123678-HxCN	24,8
1234567-HpCN	461
1234568-HpCN	27,8

Gjenvinning: 52-57%

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

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

Det skyldes mulig interferanse eller instrument støy.



VEDLEGG 6

Rådata for individuelle analyser av HCB/OCS/DCB i torskelever fra Frierfjorden og Eidangerfjorden 1994
ved Norges Veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet

BREV.XLS

1994

Torskelever fra Breviksfjorden analysert 1995.												
Alle tall er oppgitt i ppb (ng/g våt- og fettvekt.)												
Kvantifiseringsgrensene for HCB, OCS og PCB-209 er på hhv : 7, 7 og 9 ng/g.												
Komponent:							HCB(våt):	OCS(våt):	209(våt):	HCB(fett):	OCS(fett):	209(fett):
VI-nr:	Vårt j.nr:	Deres j.nr:	Kjønn:	Vekt(kg):	Lengde(cm):	Fett %:						
94.03/3353	82	1	F	0,489	35	54,58	66	39	91	121	71	167
3354	83	2	M	0,582	40,5	23,85	17	34	394	69	142	1652
3355	84	3	M	0,414	33,5	53,31	35	31	64	66	59	120
3356	85	4	F	0,457	36	49,36	66	49	192	135	99	390
3357	86	5	M	0,723	42	12,3	15	74	792	122	599	6437
3358	87	6	F	0,964	43,5	52,58	19	19	127	37	36	241
3359	88	7	M	0,618	39	46,66	26	24	218	55	51	467
3360	89	8	M	0,485	34,5	54,61	39	39	84	72	71	154
3361	90	9	M	0,896	42	47,2	20	13	45	43	27	94
3362	91	10	F	1,098	47,3	62,64	83	89	271	133	142	432
3363	92	11	F	0,702	39	54,58	44	32	53	81	58	97
3364	93	12	F	0,894	43	48,23	26	19	49	55	40	101
3365	94	13	M	0,988	45	47,24	42	55	286	88	117	605
3366	95	14	M	0,799	42,3	27,65	77	314	2169	278	1134	7843
3367	96	15	F	0,736	41	45,11	33	44	275	73	97	609
middeiv.				0,72	40,24	45,33	40,53	58,33	340,67	95,20	182,87	1293,93
st.avvik				0,21	4,04	13,55	22,44	73,66	541,45	59,75	297,55	2420,29

VEDLEGG 7

Arimetisk middel og standardavvik for HCB/OCS/DCB/Hg (ikke normaliserte verdier), samt lengde og vekt i individuelt analyserte torsk fra Frierfjorden 1968-1994. (Ikke analysert Hg i 1993-94).

Medianverdier for HCB/OCS/DCB/Hg i individuelt analyserte lever av torsk fra Eidangerfjorden 1976-1994 (ikke normaliserte verdier). (Ikke analysert Hg i 1993-94)

Konsentrasjoner av miljøgifter i torskelever fra Frierfjorden, ppm v.v.

	HCB-L			OCS-L		
	N	MEAN	STD DEV	N	MEAN	STD DEV
68	0	--	--	0	--	--
70	0	--	--	0	--	--
71	0	--	--	0	--	--
72	0	--	--	0	--	--
73	0	--	--	0	--	--
74	0	--	--	0	--	--
75	12	52.083	42.064	12	143.583	71.772
76	23	7.848	6.661	23	67.657	57.129
77	37	7.519	7.892	37	32.865	39.298
78	72	8.511	10.041	72	29.714	32.234
79	51	13.643	19.499	51	26.622	39.345
80	48	5.677	5.700	48	16.431	9.815
81	30	7.592	4.941	30	14.066	8.211
82	63	9.370	6.884	63	25.471	14.755
83	59	5.588	5.583	59	29.012	35.925
84	67	8.053	5.153	67	17.275	20.606
85	49	11.459	7.911	49	15.474	9.191
86	54	4.517	3.848	54	9.419	7.530
87	55	6.018	2.742	55	12.533	6.628
88	82	6.439	6.860	82	24.497	18.171
89	53	7.474	3.406	53	15.385	5.768
90	62	2.662	2.188	62	21.325	20.938
91	59	1.516	1.397	59	7.263	7.156
92	54	0.881	0.491	54	2.288	1.190
93	52	0.629	0.559	52	3.528	3.256
94	53	0.537	0.332	53	2.277	1.239
ALL	1035	6.547	10.057	1035	19.938	28.776

	DCB-L			HG-M		
	N	MEAN	STD DEV	N	MEAN	STD DEV
68	0	--	--	6	1.26000	0.23384
70	0	--	--	15	1.12333	0.54067
71	0	--	--	9	1.04778	0.34416
72	0	--	--	9	0.41333	0.27645
73	0	--	--	30	0.38867	0.35912
74	0	--	--	11	0.27545	0.08190
75	10	7.5200	2.6919	12	1.15833	0.83945
76	16	8.6438	3.8229	24	0.85833	0.28635
77	25	3.1320	2.1619	36	0.72083	0.46579
78	48	4.5290	2.4789	72	0.55847	0.41474
79	21	3.0410	2.8630	52	0.49577	0.30738
80	42	6.0095	3.6702	48	0.46312	0.20681
81	20	5.4125	3.2787	30	0.39100	0.19182
82	50	8.6200	4.9132	107	0.55832	0.29426
83	45	7.2904	7.2055	60	0.48800	0.29509
84	67	3.7843	3.3194	67	0.31388	0.27703
85	49	3.3733	2.3297	49	0.28653	0.14128
86	54	2.7100	2.0681	54	0.25824	0.19586
87	55	3.6255	2.5845	55	0.19909	0.09815
88	82	5.7135	4.8064	82	0.27134	0.12325
89	53	5.8842	2.1844	53	0.18075	0.08462
90	62	6.1304	4.6788	62	0.17952	0.10823
91	59	4.4981	3.4985	59	0.15105	0.10223
92	54	4.1612	2.1581	54	0.16537	0.09613
93	52	3.4574	3.7922	0	--	--
94	53	3.6322	2.4732	0	--	--
ALL	917	4.8857	3.9848	1056	0.40004	0.34950

Median konsentrasjoner av miljøgifter i torskelever fra Eidangerfjorden, ppm v.v.

År	HCB	OCS	DCB	Hg
75, des.	3.20	6.90	0.70	0.44
76, des.	1.80	6.10	1.20	0.48
77, des.	1.10	1.80	0.70	0.33
78, apr.	0.30	0.80	0.30	0.30
78, des.	0.90	1.60	0.70	0.29
79, jun.	0.90	1.90	0.90	0.39
79, des.	0.30	1.40	0.70	0.29
80, jul.	0.80	1.30	0.70	0.31
81, jan.	0.40	0.50	0.20	0.30
81, sep.	0.10	0.20	0.20	0.18
82, okt.	0.60	2.10	1.50	0.07
83, okt.	1.20	1.00	0.50	0.19
84, okt.	0.40	1.30	0.80	0.22
85, okt.	1.60	1.30	0.40	0.16
86, okt.	1.25	1.05	0.45	0.18
87, okt.	1.20	1.50	0.55	0.20
88, okt.	0.76	2.80	1.50	0.19
89, okt.	0.75	3.72	2.05	0.15
90, okt.	0.25	1.31	1.43	0.20
91, okt.	0.20	0.49	0.77	0.12
92, okt.	0.10	0.25	1.01	0.19
93, nov.	0.05	0.10	0.52	
94, nov.	0.04	0.04	0.19	

Torsk fra Frierfjorden 1968-1994: Antall, middel og standardavvik for lengde (cm) og vekt (g).

	VEKT N	VEKT MEAN	VEKT STD DEV	LENGDE N	LENGDE MEAN	LENGDE STD DEV
68	6	386.7	205.3	0	--	--
70	15	482.7	264.2	0	--	--
71	9	744.4	292.0	0	--	--
72	9	530.6	209.5	0	--	--
73	30	691.3	355.8	0	--	--
74	11	386.4	71.3	0	--	--
75	12	732.1	443.1	0	--	--
76	24	910.0	333.9	10	44.300	5.774
77	37	1087.5	733.2	13	50.692	15.294
78	72	1169.0	1267.6	24	51.250	14.689
79	52	1392.5	1681.3	31	49.065	12.861
80	48	1090.6	615.8	6	55.333	11.518
81	30	820.8	409.6	10	48.500	9.664
82	107	1112.8	479.8	9	48.889	7.944
83	60	1188.0	969.9	14	47.214	5.618
84	67	987.2	724.9	0	--	--
85	49	716.3	436.7	49	40.408	8.670
86	54	396.7	247.5	49	33.306	7.249
87	55	608.6	246.1	55	38.455	5.305
88	82	587.4	306.9	82	39.585	7.419
89	53	627.9	176.2	53	38.849	3.754
90	62	542.9	276.0	62	38.306	8.259
91	59	527.1	193.7	59	36.666	5.374
92	54	455.0	259.4	54	35.341	6.815
93	52	662.1	267.8	52	39.698	6.072
94	53	696.7	259.9	53	40.415	5.572
ALL	1162	808.1	696.8	685	40.082	8.995

VEDLEGG 8

NIVA-analyser av HCB/OCS/DCB og andre klororganiske stoffer i blandprøver av fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1994.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : GREFJO
 Oppdragsnr. : 800312
 Prøver mottatt : 4.01.95
 Lab.kode : GHP1-6
 Jobb.nr. : 95/2
 Prøvetype : Bio.mat
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 21.06.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: Frierfj.,mai-94,T.lever 4: Frierfj.,mai-94,T.filet
 2: Breviksfj.,mai-94,T.lever 5: Breviksfj.,mai-94,T.filet
 3: Såstein,mai-94,T.lever 6: Breviksfj.,mai-94,S.filet

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	14	6	6	0.16	<0.05	0.06
a-HCH	7	8	10	0.07	0.07	0.09
HCB	574	83	44	6.11	0.61	1.35
g-HCH	7	13	13	0.12	0.12	0.13
PCB 28	5	12	10	0.21	0.45	2.18
PCB 52	15	38	23	0.08	0.17	0.16
OCS	1332	124	48	12.8	0.67	1.08
PCB 101	67	79	59	0.3	0.26	0.2
p,p-DDE	76	87	107	0.41	0.36	0.31
PCB 118	120	202	138	0.47	0.66	0.33
p,p-DDD	102	42	28	0.67	0.19	0.16
PCB 153	399	365	246	1.45	1.03	0.43
PCB 105	26	76	56	0.15	0.34	0.15
PCB 138	251	246	169	0.99	0.75	0.34
PCB 156	78	34	22	0.32	0.11	0.06
PCB 180	214	115	69	0.67	0.29	0.13
PCB 209	3050	956	464	17.71	1.97	2.08
SUM PCB	4225	2123	1256	22.35	6.03	6.06
SUM SEVEN DUTCH PCB	1071	1057	714	4.17	3.61	3.77
%Fett	33.2	39.8	40.9	0.3	0.3	0.2
%Tørrstoff	46.2	51.1	52.9	20	17	19.3

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : GREFJO
 Oppdragsnr. : 800312
 Prøver mottatt : 4.01.95
 Lab.kode : GHP7-12
 Jobb.nr. : 95/2
 Prøvetype : Bio.mat.
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 21.06.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: Breviksfj., april-94, Ø.filet
 2: Breviksfj., mai-94, Ålefilet (*reanalyse*)
 3: Langesund, mars-94, Sildefil.
 4: Breviksfj., aug.-94, M.filet
 5: Frierfj., mai-94, T.rogn
 6: Breviksfj., mai-94, T.rogn

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	0.06	5.56	0.17	0.39	0.31	0.27
a-HCH	0.12	2.38	0.37	0.67	0.09	0.21
HCB	0.71	124	1.56	3.27	8.25	4.73
g-HCH	0.19	2.93	0.73	1.07	0.15	0.46
PCB 28	1.18	mask	0.58	0.29	<0.05	0.48
PCB 52	0.15	3.72	1.33	0.81	0.18	2.09
OCS	0.54	53.6	1.23	2.41	23.73	9.54
PCB 101	0.23	3.48	2.83	1.93	0.82	5.02
p,p-DDE	0.42	11.9	6.11	2.16	0.8	3.95
PCB 118	0.31	18.5	2.37	1.62	1.21	5.95
p,p-DDD	0.17	3.2	0.9	0.47	s.1.92	1.76
PCB 153	0.42	31	5.37	3.87	4.64	10.87
PCB 105	0.14	7.59	0.65	0.43	0.35	2.16
PCB 138	0.37	19	4.16	2.6	2.81	7.11
PCB 156	<0.05	s.6.04	0.3	0.21	1.09	1.02
PCB 180	0.11	7.93	0.92	0.61	2.56	2.46
PCB 209	0.5	63.4	0.73	0.47	78.23	66.7
SUM PCB	3.41	154.62	19.24	12.84	91.89	103.86
SUM SEVEN DUTCH PCB	2.77	83.63	17.56	11.73	12.22	33.98
%Fett	0.2	16.3	2.2	8.5	0.9	2.1
%Tørrstoff	21.9	37.6	25.1	33.8	16.8	19.2

s. = Suspekt verdi.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : GRFJO
 Oppdragsnr. : 800312
 Prøver mottatt : 4.01.95
 Lab.kode : GHP13-18
 Jobb.nr. : 95/2
 Prøvetype : Bio.mat.
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 21.06.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: Såstein, mai-94, T.rogn
 2: Frierfj., mai-94, T.mage
 3: Frierfj., mai-94, T.mage, fast
 4: Breviksfj., mai-94, T.mage
 5: Br.fj., mai-94, T.mage, fast
 6: Crofthlm., mai-94, Blåskj.

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	0.11	mask	1.69	0.27	0.28	0.13
a-HCH	0.24	0.12	0.15	0.26	0.3	0.21
HCB	1.06	14.95	29	2.18	1.81	0.84
g-HCH	0.36	0.24	0.15	0.38	0.14	0.37
PCB 28	0.29	0.11	0.19	0.26	0.2	0.15
PCB 52	0.53	0.43	0.31	0.56	0.33	0.29
OCS	0.87	29.5	25.08	2.04	0.71	mask.
PCB 101	1.01	1.22	1.13	1.04	0.54	0.7
p,p-DDE	1.67	1.65	0.86	1.61	1.96	0.72
PCB 118	2.45	2.5	2.16	2.23	1.18	0.65
p,p-DDD	0.45	mask	2.06	s.0.73	s.0.45	s.0.33
PCB 153	3.54	14.93	6.33	4.06	2.09	1.37
PCB 105	1.03	0.47	mask	0.84	0.42	0.22
PCB 138	2.46	4.39	3.72	2.76	1.35	0.99
PCB 156	0.37	2.62	1.39	0.42	0.19	0.08
PCB 180	0.81	2.99	3.06	1.08	0.4	0.12
PCB 209	4.84	97.4	78.62	11.7	3.35	0.16
SUM PCB	17.33	127.06	96.91	24.95	10.05	4.73
SUM SEVEN DUTCH PCB	11.09	26.57	16.9	11.99	6.09	4.27
%Fett	1.5	1.2	1.1	1.2	1.7	2
%Tørrstoff	16.1	14.9	22.1	15.6	24.4	15.9

s. = Suspekt verdi.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : GREFJO
 Oppdragsnr. : 800309
 Prøver mottatt : 4.01.95
 Lab.kode : GHP19
 Jobb.nr. : 95/2
 Prøvetype : Blåskjell
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 21.06.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: Helgeroa, mai-94 4:
 2: 5:
 3: 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	0.13					
a-HCH	0.3					
HCB	0.37					
g-HCH	0.53					
PCB 28	0.14					
PCB 52	0.32					
OCS	mask.					
PCB 101	0.48					
p,p-DDE	0.69					
PCB 118	0.47					
p,p-DDD	0.23					
PCB 153	0.86					
PCB 105	0.18					
PCB 138	0.61					
PCB 156	<0.05					
PCB 180	0.09					
PCB 209	<0.05					
SUM PCB	3.15					
SUM SEVEN DUTCH PCB	2.97					
%Fett	2.6					
%Tørrstoff	18.9					

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : GREFJO
 Oppdragsnr. : 800312
 Prøver mottatt : 6.02.95
 Lab.kode : GRN1-6
 Jobb.nr. : 95/14
 Prøvetype : Krabbesmør (nr.1-5)+Reker (nr.6)
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 15.06.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: GRN1,Ringshlm.,7-14/10-94 4: GRN4,Såstein,okt.-94
 2: GRN2,Bjørkøybåen,15-18/10-94 5: GRN5,Åbyfj.,okt.-94
 3: GRN3,Arøya,19-21/10-94 6: GRN6,Brevikfj.,15/6-94

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	14.8	5.5	1	0.9	0.6	<0.1
a-HCH	3.4	3.6	2.4	2.5	2.4	0.2
HCB	179	44.3	5.8	4.9	2.6	0.1
g-HCH	<0.5	0.5	0.5	0.5	0.5	<0.1
PCB 28	3.3	3.3	2	2.2	1.9	0.3
PCB 52	0.8	0.7	0.6	0.6	0.5	<0.1
OCS	96.5	5.3	0.6	1.6	1.1	0.1
PCB 101	3.3	2.5	1.4	1.3	1.9	<0.1
p,p-DDE	23.9	35.6	31.1	30	28.5	<0.1
PCB 118	23.9	23.7	9.3	10.7	9	0.1
p,p-DDD	14.5	6.9	3.1	4	4.2	<0.1
PCB 153	62.8	52.2	34.9	35.6	30.8	0.1
PCB 105	6.1	7.1	3.1	3.6	3	<0.1
PCB 138	38.9	38.3	24.1	25.2	23.2	0.1
PCB 156	11.9	4.8	2	2.4	1.9	<0.1
PCB 180	26	10.4	5.6	6.8	5.3	<0.1
PCB 209	437	83.9	8.2	31.7	18.2	0.2
SUM PCB	614	226.9	91.2	120.1	95.7	0.8
SUM SEVEN DUTCH PCB	159	131.1	77.9	82.4	72.6	0.6
%Fett	9.8	13.1	11.6	11.2	14.5	0.11
%Tørrstoff	28.7	28.4	27.8	27.2	30.3	21.7

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : GREFJO
 Oppdragsnr. : 800312
 Prøver mottatt : 6.02.95
 Lab.kode : GRN7
 Jobb.nr. : 95/14
 Prøvetype : Reker
 Kons. i : Ng/l
 Dato : 15.06.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: GRN7,Håøyfj.,22/7-94 4:
 2: 5:
 3: 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	0.1					
a-HCH	0.1					
HCB	0.7					
g-HCH	0.1					
PCB 28	2					
PCB 52	0.1					
OCS	0.4					
PCB 101	0.2					
p,p-DDE	0.2					
PCB 118	0.3					
p,p-DDD	0.1					
PCB 153	0.6					
PCB 105	0.1					
PCB 138	0.4					
PCB 156	0.1					
PCB 180	0.1					
PCB 209	1.1					
SUM PCB	5					
SUM SEVEN DUTCH PCB	3.7					
%Fett	1.11					
%Tørrstoff	21.7					

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : MILGANA
 Oppdragsnr. : E-91412
 Prøver mottatt : 6.02.95
 Lab.kode : GRM1-5
 Jobb.nr. : 95/15
 Prøvetype : Rest skallinnmat krabbe
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 21.06.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: Ringsblm., 7-14/10-94
 2: Bjørkøybåen, 15-18/10-94
 3: Arøya, 19-21/10-94
 4: Åbyfj., okt.-94
 5: Såstein, okt.-94
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	4.4	1	0.3	0.4	0.4	
a-HCH	0.7	0.4	0.4	0.4	0.5	
HCB	46.8	9.4	1.8	1.9	1.9	
g-HCH	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1	
PCB 28	2	1.9	1.3	1.3	1.4	
PCB 52	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	
OCS	17.5	0.8	0.2	0.4	0.4	
PCB 101	0.5	0.2	0.2	0.2	0.1	
p,p-DDE	3.5	3.5	3.6	3.8	4.6	
PCB 118	4	2.5	1.3	1.5	1.9	
p,p-DDD	2.2	0.7	0.4	0.6	0.5	
PCB 153	10.4	5.2	5	4.9	6.3	
PCB 105	1.1	0.9	0.4	0.5	0.6	
PCB 138	6.4	3.8	3.4	3.4	4.4	
PCB 156	1.9	0.5	0.3	0.3	0.5	
PCB 180	4	1	0.7	0.8	1.1	
PCB 209	59.4	7.9	1.4	2.2	4.1	
SUM PCB	89.9	24	14.1	15.2	20.5	
SUM SEVEN DUTCH PCB	27.5	14.7	12	12.2	15.3	
%Fett	1.8	1.8	1.6	2.1	1.8	
%Tørrstoff	17.3	16.2	17.4	18	17.4	

VEDLEGG 9

Utvikling i konsentrasjoner av heksaklorbenzen (HCB), octaklorstyren (OCS) og dekaloribifenyl (DCB) i fisk og skalldyr benyttet i overvåkingen av Grenlandsfjordene og Telemarkskysten 1990-1994, våtvefts- og fettbasis.

Tabell 9-1. HCB, OCS og DCB i blandprøver av fisk fra Grenlandsfjordene 1990-1994 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt og $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett. Ikke observert: - Usannsynlige verdier markert med ?

Art/vev/lokalitet	ÅR	Våtvektsbasis			% fett	Fettbasis		
		HCB	OCS	DCB		HCB	OCS	DCB
TORSKELEVER								
Frierfj.	1990	-	-	-	-	-	-	-
	1991	2816	8594	2929	33,9	8307	25351	8640
	1992	1300	7450	3030	37,5	3467	19867	8080
	1993	544	1625	1709	38,2	1424	4254	4474
	1994	574	1332	3050	33,2	1729	4012	9187
Breviksfj.	1990	-	-	-	-	-	-	-
	1991	255	1280	944	34,3	743	3732	2752
	1992	208	808	1100	37,7	552	2143	2918
	1993	56	198	508	32,4	173	611	1568
	1994	83	124	956	39,8	209	312	2402
Såstein	1990	-	-	-	-	-	-	-
	1991	103	423	556	40,9	252	1034	1359
	1992	47	65	115	49,5	95	131	232
	1993	35	43	150	42,3	83	102	355
	1994	44	48	464	40,9	108	117	1134
TORSK, FILET								
Frierfj.	1990	-	-	-	-	-	-	-
	1991	23,0	94	43	0,6	3833	15667	7167
	1992	14,0	122	40,0	0,4	3500	30500	10000
	1993	3,6	11,4	11,2	0,4	900	2850	2800
	1994	6,1	6,1	17,7	0,3	2033	4267	5900
Breviksfj.	1990	-	-	-	-	-	-	-
	1991	1,8	18	20	0,5	360	3600	4000
	1992	1,0	4,1	6,2	0,4	250	1025	1550
	1993	-	-	-	-	-	-	-
	1994	0,61	1,97	1,97	0,3	203	223	657
Såstein	1991	0,3	0,3	0,4	0,3	100	100	133
SJØØRRET								
Frierfj.	1989 ¹⁾	489	825	54	1,4	34720	58780	3857
	1990	257	250	62	1,7	15118	14705	3647
	1991	62	200	65	2,0	3100	10000	3250
	1992 ²⁾	25,8/24,9	85,6/70,0	8,4/33,0	3,2/1,3	1360	4030	1400
	1993	7,6	17,0	5,6	0,8	950	2125	700
	1994	-	-	-	-	-	-	-
Breviksfj.	1990	78	115	48	1,4	5571	8214	3429
	1991 ²⁾	12,0/27,5	15,0/64,3	6,3/14,4	1,9/8,2	483	786	254
	1992 ²⁾	8,1/8,2	30,3/13,5	5,8/3,9	0,8/1,7	747	2272	477
	1993	3,3	6,6	2,4	0,3	1100	2200	800
	1994	0,71	0,54	0,5	0,2	355	270	200

Tabell 9-1 (forts.)

Art/vev/lokalitet	ÅR	Våtvektsbasis			% fett	Fettbasis			
		HCB	OCS	DCB		HCB	OCS	DCB	
SEILEVER Frierfj.	1990	1788	2995	384	75,2	2378	3983	511	
	1991	-	-	-	-	-	-	-	
	1992	1130	1177	380	56	1996	2079	671	
	1993	352	784	760	69,9	504	1222	1087	
	1994	-	-	-	-	-	-	-	
	Breviksfj.	1991	544	1520	168	56,7	959	2681	296
		1993	34	74	73	12,0	283	617	608
SEIFILET Frierfj.	1990	8,9	10,6	1,5	0,6	1483	1767	250	
	1991	-	-	-	-	-	-	-	
	1992	5,2	4,6	1,1	0,5	1040	920	220	
	1993	0,8	3,6	4,3	0,44	182	818	977	
	1994	-	-	-	-	-	-	-	
HVITTING- LEVER Frierfj.	1993	266	1276	587	52,3	509	2440	1222	
LYRLEVER Frierfj.	1992	276	670	228	60,0	460	1117	380	
ÅL, FILET Frierfj.	1990	4340	1664	325	27,2	15956	6118	1195	
	1991	2089	844	152	26,8	7794	3149	567	
	1992	1260	750	208	13,8	9130	5434	1507	
	1993 ³⁾	903/334	906/482	658/133	18,6/15,5	3505	3990	2197	
	1994	-	-	-	-	-	-	-	
	Breviksfj.	1990	481	125	58	11,3	4257	1107	513
		1991	137	55	30	10,3	1330	534	291
		1992	903	266	87	27,7	3260	960	314
		1993	2?	<1?	<1?	~6	33?	<17?	<17?
		1994	124	53,6	63,4	16,3	761	329	389
	Såstein	1990	82	31	25	14,4	569	215	174
		1991	38	12	17	15,0	253	80	113
		1992	20,0	15,6	11,3	9,8	204	159	115
		1993	-	-	-	-	-	-	-
1994		-	-	-	-	-	-	-	
SKRUBBE FILET Frierfj.	1990	113	152,9	37,5	1,1	10272	13900	3409	
	1991	115	243	71	1,0	11500	24300	7100	
	1992	50,7	87,9	68,3	0,8	6338	10988	8538	
	1993	9	14,5	7,2	0,2	4500	7250	3600	
	1994	-	-	-	-	-	-	-	
	Breviksfj.	1990	-	-	-	-	-	-	-
		1991	11	16	14	0,6	1833	2667	2333
		1992	2,4	4,5	5,3	0,5	480	900	1060
		1993	0,8	1,5	2,6	0,5	160	300	520
		1994	1,35	1,08	2,08	0,2	675	540	1040

Tabell 9-1 (forts.)

Art/vev/lokalitet	ÅR	Våtvektsbasis			% fett	Fettbasis		
		HCB	OCS	DCB		HCB	OCS	DCB
SAND- FLYNDRE- FILET Breviksfj.	1990	-	-	-	-	-	-	-
	1991	-	-	-	-	-	-	-
	1992	2,0	4,0	11,2	0,6	333	667	1867
	1993	2,2	4,5	16,7	0,91	242	495	1835
	1994	-	-	-	-	-	-	-
RØDSPETTE- FILET Breviksfj.	1991	0,7	0,1	0,3	0,6	117	17	50
	1992	-	-	-	-	-	-	-
	1993	-	-	-	-	-	-	-
	1994	-	-	-	-	-	-	-
SMØRFLYND- REFILET Breviksfj. Langersundsfj.	1991	2,8	1,7	3,0	0,5	560	340	600
	1992	2,6/1,8	2,2/2,5	6,9/11,4	0,4/0,6	475	483	1854
	1993	1,2	1,2	4,9	0,81	148	148	605
	1994	-	-	-	-	-	-	-
	1991	0,12	0,05	0,30	0,7	17	7	43
	1992	0,2/0,2	0,2/0,1	0,9/0,6	0,6/1,2	25	21	100
	1993	-	-	-	-	-	-	-
	1994	-	-	-	-	-	-	-
SILDEFILLET Breviksfj. Gml.Langes	1990	40	38	5	3,9	1026	974	128
	1991	6,8	8,8	2,7	9,2	74	96	29
	1992	7,7	8,8	1,0	9,2	84	96	11
	1993	1,5	1,2	<0,5	3,6	42	33	<14
	1994	1,6	1,2	0,7	2,2	73	55	32
MAKRELL- FILET Breviksfj. Gml.Langes.	1990	84	149	14	19,2	438	776	73
	1991	13,6	7,8	3,2	16,6	82	47	19
	1992	4,0	2,7	0,7	11,6	35	23	6
	1993	3,0	1,0	<1,0	7,8	38	13	<13
	1994	3,3	2,4	0,5	8,5	39	28	6

Tabell 9-1 (forts.)

Art/vev/lokalitet	ÅR	Våtvektsbasis			% fett	Fettbasis		
		HCB	OCS	DCB		HCB	OCS	DCB
KRABBE								
SMØR, hanner								
Ringsholm., Frierfj.	1990	429	231	354	10,7	4009	2159	3308
	1991	54	36	87	4,6	1174	783	1891
	1992	184	80	275	9,4	1957	851	2926
	1993	72	47	172	7,2	1000	653	2389
	1994	179	96,5	437	9,8	1827	905	4459
Bjørkøybåen, Breviksfj.	1990	417	95	186	14,3	2916	664	1301
	1991	109	17	70	14,1	773	121	496
	1992	49	11	82	9,5	516 ¹⁰⁾	116 ¹⁰⁾	863 ¹⁰⁾
	1993	18	6	76	13,1	137	46	580
	1994	44	5	84	13,1	336	38	641
Arøya	1990	22	25	41	21,8	101	115	188
	1991	11	5	26	20,1	55	25	129
	1992	19	4	28	15,9	119	25	176
	1993	3	2	10	7,1	42	28	141
	1994	5,8	0,6	8,2	11,6	50	5	71
Såstein	1990	8	9	30	17,7	45	51	169
	1991	15	7	27	18,5	81	39	146
	1992	5	9	28	13,9	36	65	201
	1993	2	1	18	12,3	16	8	146
	1994	4,9	1,6	31,7	11,2	44	14	283
Åbyfj.	1990	5	4	13	17,7	28	23	73
	1991	4	5	19	17,2	23	29	110
	1992	4	2	26	15,1	26	13	172
	1993	1	<1	14	8,7	12	<12	161
	1994	2,6	1,1	18,2	14,5	18	8	126
Jomfruland	1990	9	4	12	26,7	34	15	45
	1991	6	<3	8	21,4	28	<14	37
	1992	2	<1	6	12,0	17	<8	50
	1993	2	<1	6	12,7	16	<8	47
	1994	-	-	-	-	-	-	-
KRABBE								
SMØR, hunner								
Ringshlm.	1992	14,1	22,7	190	10,4	136	218	1827
Bjørkøyb.	1992	11,6	9,2	89	13,6	85 ¹¹⁾	68 ¹¹⁾	654 ¹¹⁾
	1993	7,0	3,0	54	11,6	60	26	466
Arøya	1990	6	18	54	17,7	34	102	305
	1992	2,5	1,3	26	12,7	20	10	205
	1993	2,0	1,0	28	10,6	19	9	264
Såstein	1992	1,8	1,1	17	15,1	12	7	113
Åbyfj.	1992	1,5	1,4	15	14,3	11	10	105
Jomfrul.	1992	1,5	<0,5	7	15,1	10	<4	46

Tabell 9-1 (forts.)

Art/vev/lokalitet	ÅR	Våtvektsbasis			% fett	Fettbasis		
		HCB	OCS	DCB		HCB	OCS	DCB
REST SKALL- INNMAT, hanner Ringsholm.	1990	67,7	24,7	18,2	1,2	5641	2058	1517
	1994	46,8	17,5	59,4	1,8	2600	972	3300
Bjørkøybåen	1990	97,7	18,2	15,7	1,7	5747	958	924
	1993	6,4	1,2	7,6	1,9	337	63	400
	1994	9,4	0,8	7,9	1,8	522	44	439
Arøya	1990	11,9	3,4	6,0	2,5	476	136	240
	1993	1,7	<0,5	1,3	1,3	131	<40	100
	1994	1,8	0,2	1,4	1,6	113	13	88
Såstein	1990	8,2	1,8	1,9	1,9	432	95	100
	1993	-	-	-	-	-	-	-
	1994	1,9	0,4	4,1	1,8	106	22	228
Åbyfj.	1990	1,5	0,5	0,5	1,1	136	28	28
	1994	1,9	0,4	2,2	2,1	90	19	105
Jomfrul.	1990	5,0	1,3	1,5	3,3	152	39	45
REST SKALL- INNMAT, hunner								
Bjørkøyb.	1993	11,1	3,7	23,2	5,2	214	71	446
Arøya	1990	43,1	17,3	22,1	6,3	684	275	351
	1993	5,6	1,2	4,4	4,1	137	29	107
REKER								
Breviksfj.	1991	2,5	1,4	2,7	0,9	278	156	300
	1992	1,3	1,3	2,0	1,0	130	130	200
	1993	0,6	0,5	1,3	1,1	55	45	118
Håøyfj.	1990	1,2	0,9	1,6	0,9	133	100	178
	1992	0,7	0,4	0,9	1,0	70	40	90
	1993	0,8	0,4	1,1	1,1	72	36	91
BLÅSKJELL ⁵⁾								
Croftholm	1991 ⁶⁾	3,3	0,2	0,6	1,7	194	12	35
	1992 ⁸⁾	1,6	<0,1	0,2	1,9	84	<5	11
	1993 ⁹⁾	1,3	<0,1	<0,2	1,9	68	<5	<11
	1994	0,84	mask.	0,16	2,0	42	-	8
Arøya	1993	0,6	<0,1	<0,1	2,5	24	<4	<4
Helgeroa	1991 ⁷⁾	0,85	<0,1	<0,1	2,0	43	<5	<5
	1992	0,5	<0,1	<0,1	1,8	28	<6	<6
	1993	0,3	<0,1	<0,1	2,3	13	<5	<5
	1994	0,37	mask.	<0,05	2,6	14	-	<2
Klokkartg.	1991	0,4	<0,1	<0,1	1,9	21	<5	<5
	1992	-	-	-	-	-	-	-
	1993	0,2	<0,1	<0,1	1,6	13	<6	<6

1) Fra Klosterfoss/Skienselva

2) Beregnet konsentrasjon på fettvektsbasis som middel av "små" og "store" fisk, midlere kons. på fettbasis beregnet som aritmetisk middel av fettbasiskonsentrasjoner i de to delbestandene.

3) Fettvektsbasis som middelerdi

4) Middelerdi av prøver aug.-nov.

⁵⁾ For data før 1990, kfr resultater av Hydros overvåking:

Jarandsen, B. 1991. magnesiumfabrikk - HP. Klorert hydrokarboner i blåskjell fra Grenlandfordene 1990. Hydro, Forskningsenteret i Porsgrunn. Prosjekt nr R22652200. Dok. nr 91B.BZ6, 4 s.+ vedlegg.

Jarandsen, B., 1992. Magnesiumfabrikk - HP. Klorerte hydrokarboner i blåskjell fra Croftholmen 1991. Rapport, prosjektnr. R 226522.200, 4 s. 14/8-1992.

⁶⁾ Middel av 7 obs. mars-nov. Fettbasisverdiene beregnet på grunnlag av midlere parameterverdier og midlere fettkonsentrasjon.

⁷⁾ Middel av 2 obs.

⁸⁾ Middel av 5 obs. mars-nov.

⁹⁾ Middel av 3 obs

¹⁰⁾ Tilsvarende middelverdier/standardavik fra analyse av 20 individer: 921/165, 125.8/94.6 og 1197/1398 (regnet ut som gjennomsnitt av individuelle konsentrasjoner på fettbasis, hvis regnet ut fra midlere våtvektbasis og midlere fettprosent hhv. 554, 109 og 899.

¹¹⁾ Tilsvarende middelverdier/SD fra analyser av 20 individer hhv. 81.9/52.9, 64,2/38.6 og 719/338.

VEDLEGG 10

NIVA-analyser på PAH i blåskjell fra Grenlandsfjordene 1994

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : GREFJO
 Oppdragsnr. : 800309
 Prøver mottatt : 4.1.95
 Lab.kode : GHP 18-19
 Jobb nr. : 95/3
 Prøvetype : Blåskjell
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 1.6.95
 Analytiker : Brg

1: Crofthl. 11.5.94
 2: Helgeroa 11.5.94
 3:
 4:
 5:
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.		3.6				
1-M-Naf.		1.3				
Bifenyl						
2,6-Dimetylnaftalen	2.1	1.3				
Acenaftylene	2.8	1.1				
Acenaften	1.7	2.1				
2,3,5-Trimetylnaftalen	2.3	1.2				
Fluoren	2.9	3.1				
Fenantren	33.7	27.1				
Antracen	2.5	1.4				
1-Metylfenantren	5	4.9				
Fluoranten	62.5	45.5				
Pyren	34.7	12.7				
Benz(a)antracen*	21.9	5.9				
Chrysen/trifenylene	39.7	20.7				
Benzo(b)fluoranten*	39	18				
Benzo(j,k)fluoranten*	7.1	3.6				
Benzo(e)pyren	28	15				
Benzo(a)pyren*	5.7	1.9				
Perylen	2	1				
Ind. (1,2,3cd)pyren*	4.6	1.8				
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1	0.5	0.3				
Benzo(ghi)perylene	4.5	1.7				
SUM	303.2	175.2				
Derav KPAH(*)	78.8	31.5				
%KPAH	26.0	18.0				
%Tørrstoff	15.9	18.9				

Deteksjonsgrense 0.2 ug/kg våtvekt

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

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

ISBN 82-577-2860-8