



Statlig program for forurensningsovervåkning

Rapport 509|93

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

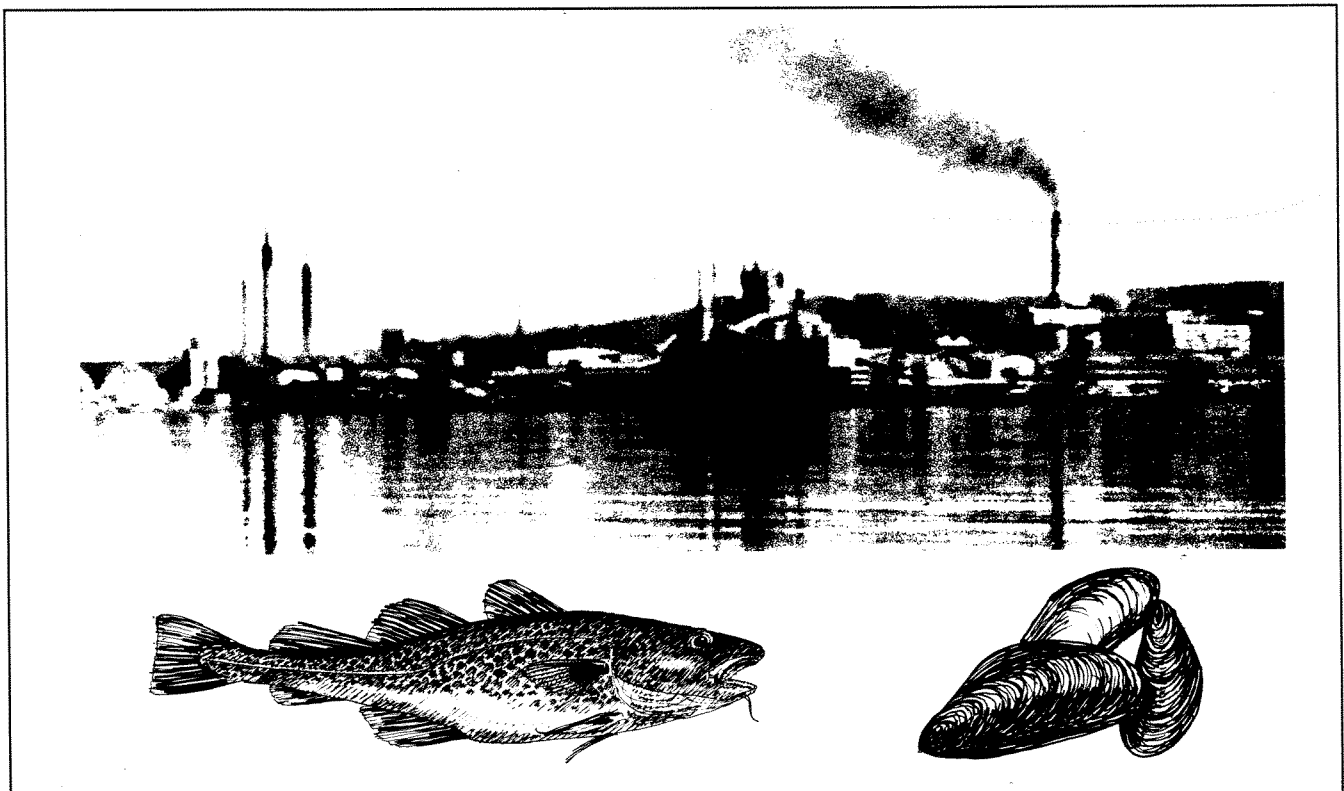
Utførende institusjoner

NIVA,
NILU,
Norges Veterinærhøgskole
/Veterinærinstituttet

Overvåking av miljøgifter i fisk
og skalldyr fra

Grenlandsfjordene

1991



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-800312	Undernr.:
Løpenr.: 2833	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 18 51 00 Telefax (47 2) 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 76 653	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47 5) 32 56 40 Telefax (47 5) 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1991 (Overvåkingsrapport nr. 509/93. TA-913/1993)	Dato: 11/1-93	Trykket: NIVA 1993
	Faggruppe: Marinøkologisk	
Forfatter(e): Jon Knutzen Lasse Berglind Einar Brevik Norman Green Alfhild Kringstad Michael Oehme Janneche Utne Skåre	Geografisk område: Telemark	
	Antall sider: 133	Opplag: 140

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

Ekstrakt: <p>Innholdet av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD), heksaklorbenzen (HCB) og oktaklorstyren (OCS) i marine organismer fra Frierfjorden og utenforliggende områder har minsket betraktelig (50 - 95%) etter > 95% reduksjon i utslippene fra 1990. Nivået er imidlertid fremdeles høyt, med overkonsentrasjoner av PCDF/PCDD i lever av torsk og skallinnmat av krabbe fra Frierfjorden på omkring 50 ganger og av OCS omkring 1000 ganger i torskelever og opp mot 50 ganger i krabbe. Orienterende analyser av polyklorerte naftalener viste konsentrasjoner som krever nærmere undersøkelser, mens derimot plane PCB og Toxafen bare hadde moderat forekomst (i torskelever). PAH-innholdet i bunnfisk og skallinnmat av krabbe var lavt/moderat; i blåskjell på omtrent samme nivå som de par foregående år (moderate til tydelige overkonsentrasjoner). Kvikksølv i torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden viste fortsatt (svak) nedgang og ligger på et nivå som neppe har praktisk betydning.</p>

4 emneord, norske

1. Klorerte hydrokarboner
2. PAH
3. Kvikksølv
4. Indikatororganismer

4 emneord, engelske

1. Chlorinated hydrocarbons
2. PAH
3. Mercury
4. Indicator organisms

Prosjektleder

Jon Knutzen

For administrasjonen

Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2231-6

Norsk institutt for vannforskning

O-800312

**OVERVÅKING AV MILJØGIFTER
I FISK OG SKALLDYR FRA
GRENLANDSFJORDENE 1991**

Oslo,

Januar 1993.

Prosjektleder:
Medarbeidere:

Jon Knutzen
Lasse Berglind
Aase Biseth, NILU
Einar Brevik
Unni Efraimsen
Norman Green
Norunn Følsvik,
Frank Kjellberg
Alfhild Kringstad, SI
Bjørnar Kvalvik, Porsgrunn
Michael Oehme, NILU
Martin Schlabach, NILU
Gunnar Severinsen
Grete Lied Sigernes
Janneche Utne Skåre, Vet.inst.
Tom Tellefsen
Heidi Østby

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). I 1991 er en del supplerende analyser finansiert ved interne forskningsmidler.

I et eget oppdrag for Norsk Hydro A/S, Porsgrunn, er korttidsvariasjonen i krabbers dioksininnhold registrert. Resultatene fra denne undersøkelsen er trukket inn i bearbeidelsen av materialet for den foreliggende rapport (tidligere bare rapportert i notat vedlagt brev av 25. juni 1992 til Norsk Hydro, O-91148).

Hovedansvarlig for de forskjellige delene av undersøkelsen har vært:

- Analyse av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD): Prosjektleder Aase Biseth, med Martin Schlabach og Michael Oehme som medarbeidere, alle NILU.*
- Analyse av klororganiske hovedkomponenter (HCB, etc.) og kvikksølv av torsk fra Frierfjorden: Janneche Utne Skåre ved Fellesavd. for farmakologi og toksikologi ved Norges Veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet.*
- Orienterende analyser av plane PCB, polyklorerte naftalener og Toxafen (inkludert et par sedimentprøver): Alfhild Kringstad, SI.*
- De øvrige analyser av klororganiske stoffer og polysykliske aromatiske hydrokarboner: Einar M. Brevik og Lasse Berglind, NIVA.*
- Statistisk bearbeidelse av data fra langtidsovervåkingen av HCB i torsk: Norman Green, NIVA.*
- Planlegging, administrasjon og rapportering: Jon Knutzen, NIVA.*

Ekstraherbart persistent organisk bundet klor er analysert ved IFE (Institutt for energiteknikk).

Innsamlingen av fisk og blåskjell er gjort av Bjørnar Kvalvik, Grenland Miljø- og Resipientervice, Porsgrunn, mens krabbeprovne er samlet inn av Åshild Johansen, Helgeroa og Åsmund Vinge, Stathelle.

Ved instituttet har ellers følgende deltatt i arbeidet:

- *Unni Efraimsen og Frank Kjellberg: Opparbeidelse av fisk, krabbe og blåskjell til analyse.*
- *Gunnar Severinsen: Databehandling, datagrafikk.*
- *Grete Lied Sigernes, Norunn Følsvik, Tom Tellefsen og Heidi Østby: Analyser.*

Oslo, 11. januar 1993.

*Jon Knutzen
Prosjektleder*

Innhold	Side
FORORD	2
1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER	5
1.1 Formål	5
1.2 Konklusjoner	5
1.3 Tilrådinger	7
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	8
3. MATERIALE OG METODER	10
3.1 Prøver, lokaliteter og analyser	10
3.2 Statistisk bearbeidelse av data fra langtidsserie for torsk fra Frierfjorden	13
4. POLYKLORERTE DIBENZOFURANER/DIOKSINER (PCDF/PCDD) I FISK OG SKALLDYR	15
4.1 Tilstand	15
4.2 Utvikling	18
4.3 PCDF/PCDD-mønstre	23
5. HOVEDKOMPONENTER I UTSLIPP (HCB - OCS - DCB)	27
5.1 Langtidsserien med individuelle analyser av torskelever	27
5.2 Blandprøver av fisk, krabbe, reker og blåskjell	32
5.2.1 1991-observasjoner	32
5.2.2 Utvikling etter 1989 mht. HCB/OCS/DCB	37
5.3 Mengdeforhold mellom hovedkomponenter og TCDD-ekvivalenter	43
6. ORIENTERENDE UNDERSØKELSER AV PLANE PCB, POLYKLORERTE NAFTALENER (PCN) OG TOXAFEN	44
6.1 Plane PCB	45
6.2 PCN	47
6.3 Toxafen	48
7. ØVRIGE KLORORGANISKE STOFFER	50
8. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I ORGANISMER	52
9. KVIKKSØLV I TORSK	54
10. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER	57
10.1 Tilstand i relasjon til mål i "Grenlandspakken"	57
10.2 Økotoksikologiske vurderinger	59
10.3 Videre arbeid	60
11. LITTERATUR	61
VEDLEGG (Rådata)	

1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER

1.1. Formål

Hovedhensikten med overvåkingen i 1991 har vært å registrere utslag av at belastningen med klororganiske stoffer har vært sterkt redusert fra sommeren 1990.. Med dette siktemål er det analysert spiselige fisk og skalldyr med ulike levesett og utsatthet for gjenværende direkte utslipp og direkte/indirekte belastning fra sediment.

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

I 1991 har det også vært foretatt en del orienterende analyser av organismer og sedimenter mht. hittil ikke kartlagte klororganiske stoffer (plane PCB, polyklorerte naftalener (PCN), Toxafen).

1.2. Konklusjoner

Nivåene av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) og hovedkomponentene i utslippet fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk har gått betraktelig ned siden 1989 (siste år før utslippsreduksjon) og har fortsatt fra 1990 til 1991.

Størst har reduksjonene vært i **blåskjell**, der nivået **siden 1989** har avtatt i størrelsesordenen 95%, både mht. TCDD-ekvivalenter og HCB.

Nedgangen i TCDD-ekvivalenter har ellers vært noe varierende med art og sted; for de fleste arter er det observert størst reduksjon på lokalitetene nærmest kilden. Følgende % **reduksjon** fra 1989 til 1991 kan antydes (fig. 2 - 5):

Torskelever	≈ 40 - 80
Sjøørret	≈ 75 - 85
Skrubbe	≈ 50 (Frierfj.)
Sild	≈ 80 (Breviksfj.)
Makrell	≈ 50 (Breviksfj.)
Ål	Ingen tendens
Krabbesmør	25 - 65 (80)
Reker	≈ 40 (Breviksfj.)

For hovedkomponentene heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS) og dekalorlbifenyl (DCB) viser langtidsserien for torskelever fra Frierfjorden statistisk signifikante reduksjoner fra 1989 til 1991 på ca. 80/50/25% hhv. for HCB/OCS/DCB (fig. 6 - 8).

Det øvrige materialet er heterogent, basert på blandprøver og med få data fra før 1990. **Reduksjonen siste år** har vært størst (75 - 95%) i de pelagiske artene sild og makrell; i krabbe og de øvrige arter av fisk stort sett 50 - 80%, men ujevnt (fig. 12 - 16). Ingen reduksjon ble konstatert i skrubbe fra Frierfjorden.

Tilstanden er fortsatt preget av betydelige overkonsentrasjoner av såvel PCDF/PCDD som HCB/OCS/DCB i både Frierfjorden og delvis i Breviksfjorden. Jevnført med antatt høyt "bakgrunnsnivå", dreier det seg for TCDD-ekvivalenter om overkonsentrasjoner opp mot 50 ganger i arter som torsk, skrubbe, krabbe og blåskjell, 10 - 25 ganger i sjøørret, ål, sild, makrell, smørflyndre, reker. For HCB og OCS hadde man i 1991 maksimale overkonsentrasjoner på i størrelsesordenen (5) 25 - 200 (1000) ganger, mao. sterkt varierende mellom ulike arter. Ekstremverdien på størrelsesordenen 1000 X ble registrert for HCB og OCS i ål og OCS i torskelever.

Av dette fremgår at en enkelt eller få arter vanskelig kan tjene som indikator(er) på nivåene i andre arter.

Graden av forurensning (overkonsentrasjonene) avtok raskt utenfor Frierfjorden, men påvirkningen var tydelig sporbar også på åpen kyst, i hvert fall til ned mot Jomfruland.

De orienterende analysene i Frierfjordprøver av **plane PCB, PCN og Toxafen** viste at plane PCB og PCN i verste fall kunne utgjøre hhv. 10 - 15 og ca. 20% av dagens giftighetspotensiale (TCDD-ekvivalenter) i lever av torsk fra Frierfjorden. (De enkelte PCN må imidlertid identifiseres før en slik beregning gjøres). Overflatesedimenter fra både Frierfjorden og Breviksfjorden inneholdt mer enn 10 ganger så mye PCN som det "diffuse bakgrunnsnivå" kan anslås til (få data). Plane PCB ble ikke påvist i ål, blåskjell eller sediment (0 - 2 cm) og bare som spor i krabbesmør. De påviste konsentrasjonene av Toxafen i torskelever og ål må anses moderate/lave (sammenlignet med flere utenlandske observasjoner av denne stoffgruppens forekomst i fisk fra områder uten nærliggende punktkilder).

Innholdet av **polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)** i blåskjell lå på samme moderate, men tydelig påvirkede nivå som i de par siste årene. Forurensningen med PAH var imidlertid fremdeles sporbar ut til munningen av fjordsystemet. Orienterende analyser av skrubbe, ål og krabbe fra Frierfjorden viste delvis en viss påvirkning (krabbe, ål), men nivåene var betraktelig lavere enn i blåskjell. Sedimentets relativt høye innhold av PAH synes mao. å ha moderat innflytelse på PAH-innholdet i bunnfisk og skallinnmat av krabbe.

Kvikksølv i filet av torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden viste ytterligere tendens til (svak) nedgang, med hhv. middel-/medianverdi på ca. 3/ca. 2 ganger høyere enn antatt diffust bakgrunnsnivå.

Til tross for miljøgiftinnholdets nedgang i fisk og skalldyr er det fremdeles nødvendig med betraktelige reduksjoner før vesentlige lempninger i restriksjonene på omsetning og konsum er sannsynlige. Med forbehold om næringsmiddelmyndighetenes vurdering, kan antydes reduksjoner på i størrelsesordenen 50 - 80%, jevnført med innholdet av TCDD-ekvivalenter i fisk og skalldyr fra Breviksfjorden 1991 (90 - 95% for skallinnmat av krabber fra innerste prøvested i denne fjorden). Tilsvarende reduksjonsbehov i Frierfjorden vil sannsynligvis være over 90 - 95%, med unntak for filet av mager torskefisk.

Ut fra hastigheten i reduksjonen hittil kan det for enkelte typer sjømat (torskelever, skallinnmat av krabbe, bunnfisk) synes tvilsomt å nå målet om restriksjonsfritt konsum av alle spiselige organismer fra Frierfjorden innen år 2000. For de fleste typer sjømat kan det imidlertid antydes et tidsrom på 6 - 7 år (fra 1991) for Frierfjorden og 2 - 3 år for de utenforliggende områder.

1.3. Tilrådinger

Overvåkingen bør ha omlag samme omfang i minst et par år (1992 - 1993).

Ut fra sterke indikasjoner på forskjellig respons hos ulike arter (forskjellig eksponeringsmåte og variasjon i akkumulerings- og utskillelseegenskaper) tilrås orienterende analyser av både PCDF/PCDD og HCB/OCS/DCB også i andre arter enn de som hittil er analysert. Behovet gjelder særlig sei og lyr, hvitting og kolje, men det er også ønskelig med en sammenlignende studie av flere flyndrearter fra så vidt mulig samme fangststed.

Mulig forskjell i akkumulering/utskillelse av PCDF/PCDD hos hunner og hanner av krabbe bør belyses pga. den praktiske betydning en eventuell slik forskjell kan ha for krabbefisket.

Av samme grunn bør dioksininnholdet i resten av skallinnmaten (sammenlighet med i krabbesmør) søkes fastslått, slik at konsentrasjonen i hele innmaten lar seg beregne.

For å bedre grunnlaget mht. å forutsi utviklingen, samt bedømme belastningsandelene fra hhv. gjenværende direkte utslipp/diffuse tilførsler og sediment-lagrede klororganiske stoffer, bør de igangsatte utskillelsesforsøk med skrubbe, torsk og krabbe fullføres.

Også en del andre spørsmål fortjener mer oppmerksomhet innen overvåkingen, eventuelt belyses i egne prosjekter:

- Forekomst av polyklorete naftalener i biologisk materiale utenfor Frierfjorden. Så vidt mulig bør disse analysene føres frem til identifikasjon og kvantifisering av enkeltforbindelser.
- Variasjoner i blåskjells innhold av PCDF/PCDD utover i Breviksfjorden - Langesundsbukta.
- Årsaken til det bemerkelsesverdige høye dioksininnholdet i krabber fra Bjørkøybåen i indre del av Breviksfjorden (like høyt som i krabber fra langt inn i Frierfjorden).
- Rekers rolle i transporten av klororganiske miljøgifter, særlig PCDF/PCDD, fra forurensede bunndyr/sedimenter inn i pelagiske næringskjeder.

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Grenlandsfjordene og deler av Telemarkskysten har i flere ti-år vært sterkt preget av forurensninger med klororganiske stoffer fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk på Herøya ved Frierfjorden. Forurensningene har medført begrensninger på utnyttelsen av fisk og skalldyr til mat. Gjeldende kostholdsråd og restriksjoner på fiske er fra 1991 (SNT, 1991) og omfatter

- **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 (nord for Nevlunghamn - søndre Såstein - fastlandet, - 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 og blåskjell fra fangststeder innenfor linjen Mølen - Såstein - fastlandet.

Utviklingen mht. belastning med organiske miljøgifter er vist i tabell 1. (For størrelsesordenen av årlige utslipp før 1989 henvises til Knutzen og Green, 1991). For 1991 baserer tabellen seg på opplysninger fra Hydro Porsgrunn og SFT/Telemark (1992).

Tabell 1. Utslipp av klororganiske miljøgifter og polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) til Skienselva/Frierfjorden 1975 - 1991.

	HCB + OCS + 5CB 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	≈ 300 - 500	≈ 500 - 2500
1990	≈ 20	≈ 12 ⁴⁾	≈ 350
1991	≈ 6 ⁵⁾	≈ 8 ⁵⁾	≈ 250

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

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⁾ Som årsutslipp i 2. halvår. Høyere utslipp 1. halvår.

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

Det ses at utslippene har gått sterkt ned i de par siste årene. I forhold til 1989 er utslippene av klororganiske forbindelser redusert med mer enn 95%.

Hovedformålet med overvåkingen 1991 har vært å se hvilke utslag belastningsreduksjonen har gitt mht. innholdet av giftige stoffer i spiselige organismer. Giftighetsnivåene er avgjørende for eventuelle revisjoner av omsetningsforbud og kostholdsråd.

Videre skal registreringene tjene som underlag for miljøvernmyndighetenes planlegging og vurdering

av eventuelle ytterligere tiltak. Opplysningene er også viktige for brukerinteressene, spesielt ervervs- og fritidsfiske.

For å utvide kunnskapene om tilstanden og etablere en videre basis for overvåkingen, er det i 1991 også undersøkt forekomsten av andre klororganiske stoffer enn de mest kjente utslippskomponentene. Av særlig interesse har vært forekomsten av polyklorerte naftalener (PCN), som også har vært (er?) en bestanddel av utslippet fra magnesiumfabrikken.

En del supplerende analyser er finansiert ved forskningsmidler. Den primære hensikten med disse har vært å belyse sammenhengen mellom HCB/OCS og PCDF/PCDD i biologisk materiale, slik det er påbegynt tidligere (Knutzen og Bjerkeng, 1992).

3. MATERIALE OG METODER

3.1. Prøver, lokaliteter og analyser

Undersøkelsesområdet er vist i figur 1, og prøvematerialet fremgår av tabell 2. Nærmere detaljer om blandprøvene av fisk finnes i vedlegg 1, og midlere vekt og lengde for den individuelt analyserte torsken fra Frierfjorden 1968 - 1991 i vedlegg 3. I materialet for dioksinanalyse er inkludert data fra et oppdrag vedrørende korttidsvariasjoner i forurensningen av krabber, utført for Hydro Porsgrunn og tidligere bare rapportert i notats form til oppdragsgiver.

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.

Øvrige prøver er opparbeidet ved NIVA og analysert ved NILU (PCDF/PCDD; metodikk, kfr. Oehme et al., 1989), SI (plane PCB, Toksafen, polyklorerte naftalener; se vedlegg 6) og NIVA (HCB/OCS, etc., andre klororganiske stoffer og PAH).

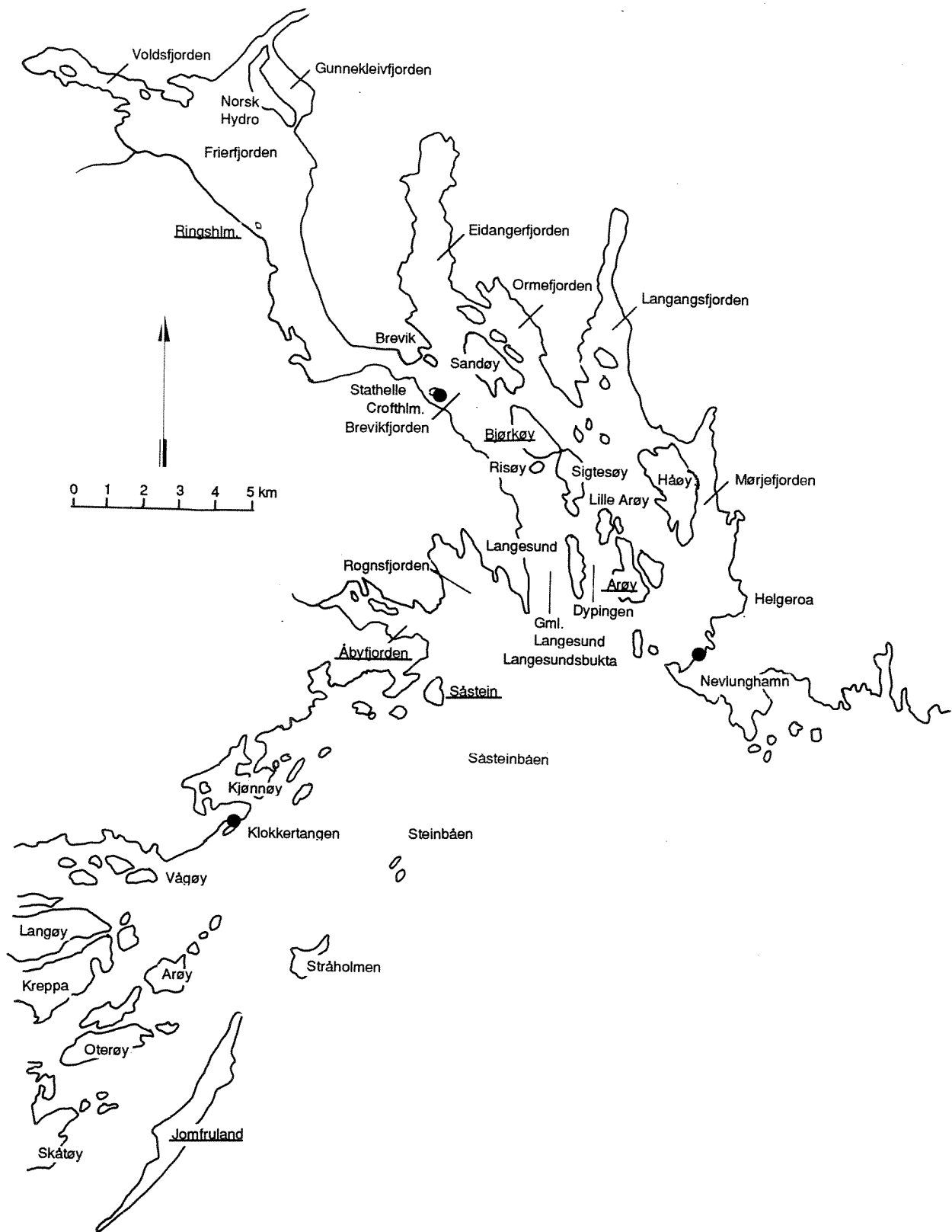
Ved NIVA er de opparbeidede prøvene av fisk og skalldyr homogenisert i en SILVERSON 4LR homogenisator eller i TEFAL food processor. For de klororganiske analysene er så vått homogenisert materiale ristet i Erlen-Meyerkolbe med en 1:1-blanding av cykloheksan og isopropanol tilsatt PCB 53 som indre standard. Etter henstand dekanteres klarfasen over i en skilletrakt og ekstraksjonen gjentas. Det samlede ekstrakt i skilletrakten tilsettes destillert vann, slik at vann/isopropanol kan tappes av. Etter vasking av cykloheksan med destillert vann, tørkes ekstraktet og inndampes til tørrhet for fettvektbestemmelse. For videre analyse veies en del av fett ut, løses i cykloheksan og renses/forsåpes med konsentrert svovelsyre.

Før kvantitativ analyse blir ekstraktet inndampet til ønsket volum i små glødede prøveglass. Identifisering og kvantifisering av de nevnte parametre utføres på en gasskromatograf (GC) med 60 m kapillærkolonne og elektroninnfangningsdetektor (ECD). Kvantifisering utføres via egne data-program ved bruk av 7-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 analyseprosessen ved bruk av internasjonalt sertifisert referansemateriale, regelmessig blindprøvetesting og hyppig kalibrering av instrumentene ved bruk av 7-punkts standardkurver.

Ved analysene på PAH tilsettes en subprøve av homogenisatet indre standard (deuterert naftalen, fenantren, chrysen) og forsåpes med lut (KOH) og metanol. Ekstraksjonen av PAH er foretatt med n-pentan, og ekstraktet renses ved partisjonering med DMF/vann (9 : 1) og ved kromatografering på silicagel. Identifisering og kvantifisering er utført ved GC/MSD (masseselektiv detektor). Resultatene kontrolleres ved jevnlig analyse av internasjonalt og eget biologisk referansemateriale. Instrumentet kalibreres også hyppig med standarder.

EPOCl er analysert ved nøytronaktiviseringsanalyse på Institutt for energiteknikk.



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

Tabell 2. Analyser og prøver fra overvåkingen av Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1991 (for prøvesteder/innsamlingsområder kfr. figur 1).

Analyser	Prøver/sted/tid/antall i blandprøver/antall enkeltanalyser			
	Torskelever	Frierfjorden	mai/juni	n = 21
	"	Breviksfjorden	april/mai	n = 21
	"	Såstein	juni	n = 20
	Torskefilet	Frierfjorden	mai/juni	n = 21
	"	Breviksfjorden	april/mai	n = 21
	Sjørørret, filet	Frierfjorden	mai/juni	n = 13
	"	Breviksfjorden	april/mai	n = 11
	Skrubbe,filet	Frierfjorden	mai/juni	n = 19
	"	Breviksfjorden	april	n = 7
	Ål, filet	Frierfjorden	mai/juni	n = 18
	"	Breviksfjorden	juni	n = 20
	"	Såstein	"	n = 20
PCDF/PCDD	Sild, filet	Breviksfjorden	februar	n = 20
(Blandprøver)	Makrell, filet	"	august	n = 20
	Smørflyndre, filet	"	april	n = 20
	"	Langesundbukta	mai	n = 20
	Krabbesmør	Ringshlm./Frierfj.		
	"	Bjørkøybåen/	oktober	n = 10
	"	Breviksfjorden	"	n = 10
	"	Arøya/Dybingen	aug. - nov.	4 stk. à 10
	"	Såstein	" "	4 stk. à 10
	"	Åbyfjorden	oktober	4 stk. à 10
	"	Jomfruland	"	4 stk. à 10
	Reker	Eidangerfjorden	oktober	n = 50 - 70
	"	Breviksfjorden	november	n = 50 - 70
	"	Dybingen	"	n = 50 - 70
	"	Håøyfjorden	"	n = 50 - 70
	Blåskjell	Helgeroa	mars 1990	n = 50
	"	Klokkartangen	" "	" " "
	"	Crofthlm./		
	"	Breviksfjorden	mars 1991	" " "
	"	Helgeroa	" "	" " "
	"	Klokkartangen	" "	" " "

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. " "
HCB/OCS/DCB o.a. klororgan. (blandprøver)	Som for PCDF/PCDD ovenfor, med tillegg av: rødspettefilet (n=7) Breviksfj., april; store ørret (n=6) Breviksfj.; blåskjell/Croftthlm. 5 stk. mai-nov.; blåskjell fra Helgeroa, okt.; reker Eidangerfj., Breviksfj., Håøyfj., Dybingen okt./nov.			
Plane PCB, PCN Toxafen (blandprøver)	Torskelever Frierfj. mai/juni (n=21), ålefilet Frierfj. mai/juni (n=18), krabbesmør Ringshlm./Frierfj. okt. (n=10), blåskjell Croftthlm. 27/6-91; sedimenter (0 - 2 cm) fra st. 13 C, Frierfj. og st. 18 B, Breviksfj. okt. 1989 (kfr. Næs og Oug, 1991).			
Kvikksølv (individ. anal.)	Torskefilet "	Frierfjorden Eidangerfjorden	okt. - nov. " "	n = 59 n = 13
PAH (blandprøver)	Blåskjell " Skrubbefilet Ålefilet Krabbesmør "	Croftthlm./ Breviksfj. Helgeroa Frierfjorden " Ringshlm./Frierfj Jomfruland	6 pr. mars - nov. 2 pr. mars - okt. mai - juni mai - juni oktober "	n = 50 " " " n = 19 n = 18 n = 10 n = 10

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

59 torsk fra Frierfjorden er analysert individuelt for innhold av HCB/OCS/DCB (i lever) og kvikksølv (i filet) som en fortsettelse av serien som startet i 1968 for kvikksølv og i 1975 for de klororganiske forbindelsene (tabell 2).

Tabell 3. Samlet materiale av 1008 torsk fra Frierfjorden til og med 1990.

Variable	Antall fisk
Vekt	1003
HCB i lever	878
OCS i lever	878
DCB i lever	757
Hg i filet	1004

Data er \log_{10} -transformert og gruppert i årperiode 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 stasjonære forhold 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 sammenheng 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. Vektkorrigeringen 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 gir forholdsvis små endringer i vektkorrigeringen fra 1989:

$\log(\text{HCB})$	$= \log(\text{HCB}_1)$	$+ 0.90 \log(\text{vekt})$	endret fra 0.88
$\log(\text{OCS})$	$= \log(\text{OCS}_1)$	$+ 0.89 \log(\text{vekt})$	endret fra 0.85
$\log(\text{DCB})$	$= \log(\text{DCB}_1)$	$+ 0.67 \log(\text{vekt})$	endret fra 0.63
$\log(\text{Hg})$	$= \log(\text{Hg}_1)$	$+ 0.53 \log(\text{vekt})$	endret fra 0.52

Vekt skal settes inn målt i kg. Verdiene $\log(\text{HCB}_1)$, etc. angir for hvert eksemplar logkonsentrassjon korrigeret til fisk med vekt 1 kg, og middelverdiene i fig. 6 - 8 og 17 er beregnet ut fra dette.

Det er gjort analyse på $\log(\text{vekt})$ for å se mulige systematiske forskjeller i fiskestørrelse mellom ulike år, og om det i tilfelle kan ha sammenheng med de observerte konsentrasjonene av kvikksølv (Hg), heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS) og dekalorbifenyl (DCB). Variasjonene i gjennomsnittsvekt viste ingen markert sammenheng med variasjonene over tid i verdiene for Hg, HCB, OCS eller DCB.

Torsk fra Eidangerfjorden er ikke med i de her nevnte analysene (dvs. dataene er ikke vektkorrigeret).

4. POLYKLORETE DIBENZOFURANER/DIOKSINER (PCDF/PCDD) I FISK OG SKALLDYR

Rådata for disse analyser finnes i vedlegg 2.

4.1. Tilstand

Det er også i 1991 registrert til dels høye konsentrasjoner av PCDF/PCDD (tabell 4 -5). Målt som TCDD-ekvivalenter, og i sammenligning med antatt "høyt bakgrunnsnivå" i de ulike arter, dreier det seg om overkonsentrasjoner i størrelsesordenen:

Torskelever	≈ 3 (10) - 20 (50) ganger	
Torskefilet	≈ 5 (10) - 25 (50)	"
Sjøørret, filet	≈ 5 - 20	"
Skrubbe, filet	≈ 20 - 50	"
Ål, filet	≈ 5 - 25	"
Sild, filet	≈ 5	"
Makrell, filet	≈ 5 - 10	"
Smørflyndre	≈ 1 - 10	"
Krabbesmør (innmat)	≈ 1 (2) - 50	"
Reker	≈ 10 - 20	"
Blåskjell	≈ 10 - 50	"

Ovenstående intervaller gjelder minimums- og maksimumsverdiene og uttrykker således også avstandsgradientene (variasjon med avstand fra kilden, se også sorte søyler i fig. 2 - 5). Med "diffust bakgrunnsnivå" menes konsentrasjoner som finnes i vedkommende arter på steder som ligger utenfor sporbar innflytelse fra punktkilder. For nærmere dokumentasjon og referanser til slike observasjoner vises til forrige årsrapport (Knutzen og Green, 1991), Berge (1991, ål, torskelever), Frommberger (1991, ål, ørret) og Vartiainen og Hallikainen (1992, sild, regnbueørret) og dessuten til upubliserte data fra NIVA.

De anslåtte overkonsentrasjoner baserer seg i hovedsak på observasjoner av "bakgrunnsnivået" på Skagerrakkysten. Fisk fra kysten av Vestlandet og Nord-Norge kan vise lavere innhold (se f.eks. data for filet av makrell og torsk i Færden (1991) og for leverolje av torsk fra Nord-Atlanteren (Brevik et al., 1990)). Det diffuse bakgrunnsnivå i Østersjøen ligger derimot høyere (se f.eks. de Wit et al. (1990) mht. sild).

Både ål og blåskjell viste betydelige overkonsentrasjoner selv på de fjerneste overvåkingsstasjonene (for ål se dessuten Knutzen og Green, 1991). Verdiene i krabbe fra Jomfruland var tydelig høyere enn det som kan registreres lenger syd på Skagerrakkysten (upubl. data fra NIVA/NILU). Også betraktninger over komponentsammensetningen i krabbesmør (Knutzen og Oehme, 1991) reiser spørsmålet om ikke utslippets influensområde kan være større enn tidligere beregnet (Oehme et al., 1990; Brakstad, 1992). Innholdet i blåskjellene fra Klokkartangen må anses som bemerkelsesverdig høyt sammenlignet med ved Croftholmen og Helgeroa (tabell 5 og sorte søyler i fig. 4).

Hverken for blåskjell, krabbe eller ål er det således sikkert fastslått hvor langt utslippet kan spores. (Upubliserte resultater fra NIVA/NILU kan imidlertid tyde på at "bakgrunnsnivået" i ål er nådd ved Risør). Både ut fra overvåkingen i Grenlandsfjordene og ut fra generelle brukerinteresser på Sørlandskysten, er det derfor behov for å:

- få mer data om bakgrunnsnivået på Skagerrakkysten i de tre artene
- få nærmere belyst utslippets (eller tidligere utslipps) influensområde.

For å spore influensområdet er det påkrevet å ta hensyn til forskjellen i de enkelte PCDF/PCDD-forbindelsenes omsetning ("skjebne") i naturen. Ved overveiende matematisk/statistiske betraktninger av PCDF/PCDD-sammensetning i utslipp jevnført med profilene i sediment og indikatororganismer (Oehme et al., 1990; Næs og Oug, 1991; Brakstad, 1992), risikeres å underestimere det berørte området. Ut fra forskjeller i opptak og nedbrytning av ulike PCDF/PCDD (kfr. Knutzen 1992 med ref.) bør profilbetraktninger med dette formål innskrenkes til forbindelser med 2,3,7,8-konfigurasjon. Selv innen denne mest bestandige gruppen er det så store forskjeller i nedbrytbarhet at rent statistiske betraktninger (Brakstad, 1992) vil være utilstrekkelige.

Det generelle behovet for sikrere opplysninger om bakgrunnsnivåene på Skagerrakkysten gjelder forøvrig flere arter. Bedømmelsesgrunnlaget som næringsmiddelmyndighetene har til rådighet, er ganske spinkelt, både for fet fisk som sild, makrell og sjørret og for lever av torskefisk. Behovet for referansedata blir særlig innlysende i betraktning av at plane PCB kan representere i hvert fall det dobbelte av giftighetspotensialet til PCDF/PCDD, slik upubliserte data (NIVA/NILU) for krabbesmør tyder på. Fremtidige analyser av referanseprøver må følgelig omfatte begge disse stoffgrupper.

I et supplerende prosjekt på oppdrag fra Hydro Porsgrunn er det gjort en undersøkelse av dioksininnholdets korttidsvariasjon i krabbe fra to stasjoner. Spørsmålet var om en årlig blandprøve à 10 eks. kunne anses tilstrekkelig for å følge utviklingen. Av tabell 4 ses at for novemberprøvene var det moderat variasjon i 4 prøver med 1 måneds mellomrom både ved Arøya og Såstein.

Det er mindre sannsynlig at novembertallene beror på den alminnelige nedadgående tendens etter at belastningen ble redusert (kfr. tidligere observasjoner i Knutzen og Oehme, 1988, 1990). Forskjellen kan like gjerne ha sammenheng med mer tilfeldige variasjoner (fangststedets nøyaktige beliggenhet (dyp, bunnens beskaffenhet), de aktuelle krabbenes vandringshistorie, varierende dioksininnhold i byttedyr, individuelle variasjoner).

Noe bestemt svar på spørsmålene ovenfor lar seg ikke gi på grunnlag av et så spinkelt materiale. Variasjonsintervallet for prøver samlet over et kort tidsrom var likevel såvidt bredt at fremtidige blandprøver innen overvåkingen vil bli basert på 20 istedenfor 10 eksemplarer.

Individuelle variasjoner vil bli søkt belyst mer direkte innen et forskningsprosjekt, der man vil analysere 20 - 30 krabber enkeltvis for innhold av HCB, OCS, etc. (Analyseprisen hindrer individuelle analyser på PCDF/PCDD, men eventuelt kan ekstremverdier fra HCB/OCS-serien brukes til å velge ut et par prøver til dioksinanalyse).

Av krabberesultatene kan man ellers merke seg at konsentrasjonene var høyest i krabbene fra Bjørkøybåen, høyere enn i Frierfjord-krabber, selv på fettbasis. Dette er vanskelig å forklare ut fra belastningen, som fremtrer som betydelig høyere i Frierfjorden, både ut fra de sannsynligvis høyere konsentrasjonene i sediment (Næs og Oug, 1991) og fra byttedyr (Berge og Knutzen, 1991). Imidlertid er ikke dioksininnholdet målt direkte i sediment og byttedyr fra de to fangststedene for krabbe, og forklaringen kan være et utslag av lokale variasjoner i sedimentets dioksininnhold i de to fjordene. Også i 1990 var dioksininnholdet relativt sett bemerkelsesverdig høyt i krabbene fra Bjørkøybåen (fig. 3).

Tabell 4. Utvalgte forbindelser av PCDF/PCDD og sum TCDD ekvivalenter i lever og filet av torsk (*Gadus morhua*) og i filet av sjørret (*Salmo trutta*), skrubbe (*Platichthys flesus*), ål (*Anguilla anguilla*), sild (*Clupea harengus*), makrell (*Scomber scombrus*) og smørflindre (*Glyptocephalus cynoglossus*) fra Grenlandsfjordene/Telemarks-kysten 1991. Konsentrasjoner (delvis avrundet) i ng TCDD-ekv./kg våtvekt. Omregning til TCDD-ekv. etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1988).

Arter og prøvesteder	Σ TCDD-ekv.		2378-TCDF	23478-PeCDF	123478/123479-HxCDF	123678-HxCDF	2378-TCDD	12378-PeCDD	123678-HxCDD
	ng/kg v.v	ng/kg fett							
Torskelever									
Frierfj.	1090	3098	83.6	219	317	164	192	18.9	21.0
Breviksfj.	287	851	15.2	39.4	74.8	54.3	63.5	6.7	7.4
Såstein	141	309	14.6	22.2	26.0	25.5	37.6	2.9	2.6
Torskefilet									
Frierfj.	4.5	892	0.41	0.72	1.0	0.84	1.0	0.09	0.08
Breviksfj.	1.1	350	0.09	0.12	0.15	0.22	0.34	0.03	0.03
Sjørret									
Frierfj.	20.6	824	0.8	11.9	0.9	0.8	4.0	1.9	0.1
Breviksfj. (små)	5.3	312	0.5	3.0	0.2	0.2	0.8	0.6	< 0.1
Skrubbe									
Frierfj.	15.9	2657	1.8	7.9	2.1	1.1	1.4	1.0	0.2
Breviksfj.	6.3 ¹⁾	251 ¹⁾	0.6	3.1	0.4	0.3	1.1	0.6	0.1
Ål									
Frierfj.	56.6	257	0.1	7.9	17.2	4.8	2.0	15.0	4.2
Breviksfj.	13.8	164	< 0.1	2.4	3.2	1.1	0.7	4.1	1.0
Såstein	12.0	97	< 0.1	2.7	2.8	1.2	0.7	3.1	0.6
Sild									
Breviksfj.	11.3	131	0.5	7.1	0.6	0.6	0.9	1.3	0.1
Makrell									
Breviksfj.	8.5	72	2.7	3.7	0.2	0.1	1.2	0.6	< 0.1
Smørflindre									
Breviksfj.	1.3	318	0.12	0.46	0.19	0.07	0.22	0.14	0.01
Langesunds.	0.12	40	0.02	0.04	0.01	< 0.01	0.03	0.01	< 0.01

¹⁾ Reanalysert, men ikke på fettinnhold, som var uvanlig høyt: 2.5 mot 0.6% i parallellprøve ved NIVA. Brukes sistnevnte, mer sannsynlige fett-%, blir konsentrasjonen på fettbasis 1045 ng/kg.

Tabell 5. Utvalgte forbindelser av PCDF/PCDD og sum TCDD-ekvivalenter i hanner av taskekrabbe (*Cancer pagurus*), reker (*Pandalus borealis*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten, 1991. Konsentrasjoner (delvis avrundet) i ng TCDD-ekv./kg våtvekt. TCDD-ekv. beregnet etter Ahlborg et al. (1988).

Arter og prøvest.	Σ TCDD-ekv.		2378-TCDF	23478-PeCDF	123478/123479-HxCDF	123678-HxCDF	2378-TCDD	12378-PeCDD	123678-HxCDD
	ng/kg v.v	ng/kg fett							
Krabbesmør									
Ringshlm., okt.	908	7626	98	320	193	81	47	91	16
Bjørkøyb. "	1644	10147	145	647	390	129	48	157	25
Arøya, 27/8	171	811	16	68	30	12	9.4	20	3.6
" 25/9	156	896	14	58	30	12	10	16	3.3
" 22/10	149	608	11	58	22	7.7	11	24	3.3
" 15/11	100	428	12	41	17	5.0	5.3	11	1.9
Såstein, aug.	125	823	9.6	52	23	6.6	4.8	14	3.0
" sept.	146	775	13	63	24	7.5	6.3	16	3.2
" okt.	180	757	13	77	29	9.8	8.5	26	3.4
" nov.	83.6	440	7.5	32	15	5.9	5.7	9.4	1.8
Åbyfj., okt.	70.4	385	5.9	27	12	4.9	4.8	9.3	1.5
Jomfrul., okt.	40.1	180	3.1	18	46	1.5	2.4	6.5	1.0
Reker									
Eidangfj., nov.	12.3	2052	2.7	2.7	1.1	0.8	1.0	2.3	0.3
Brevikfj. "	11.5	1649	2.5	2.6	1.0	0.7	0.9	2.0	0.3
Dybingen, "	6.1	877	1.2	1.4	0.5	0.4	0.6	1.1	0.2
Håøyfj., "	5.5	781	1.3	1.3	0.4	0.3	0.5	1.1	0.1
Blåskjell									
Helgeroa, mars 1990	20.9	1229	3.9	7.4	2.1	1.2	2.4	1.5	0.3
Klokkartangen mars 1990	12.3	879	2.8	4.0	1.0	0.6	1.8	1.0	0.1
Crotholmen mars 1991	11.2	859	1.8	3.7	1.7	1.0	0.6	0.9	0.1
Helgeroa, mars 1991	1.8	125	0.51	0.55	0.12	0.08	0.20	0.14	0.02
Klokkartangen mars 1991	3.6	224	1.0	1.0	0.30	0.18	0.48	0.25	0.04

4.2. Utvikling

Av figur 2 - 5 ses at det har vært en betraktelig nedgang i dioksininnholdet så nær som hos ål (fig. 5) etter at rensiltakene ble iverksatt (med full tyngde) sommeren 1990. Reduksjonen i konsentrasjonene på fettbasis fra 1987 - 1990 til 1991 er imidlertid noe forskjellig i de ulike arter og varierer dessuten med avstanden fra kilden. Følgende intervaller kan antydes (% reduksjon):

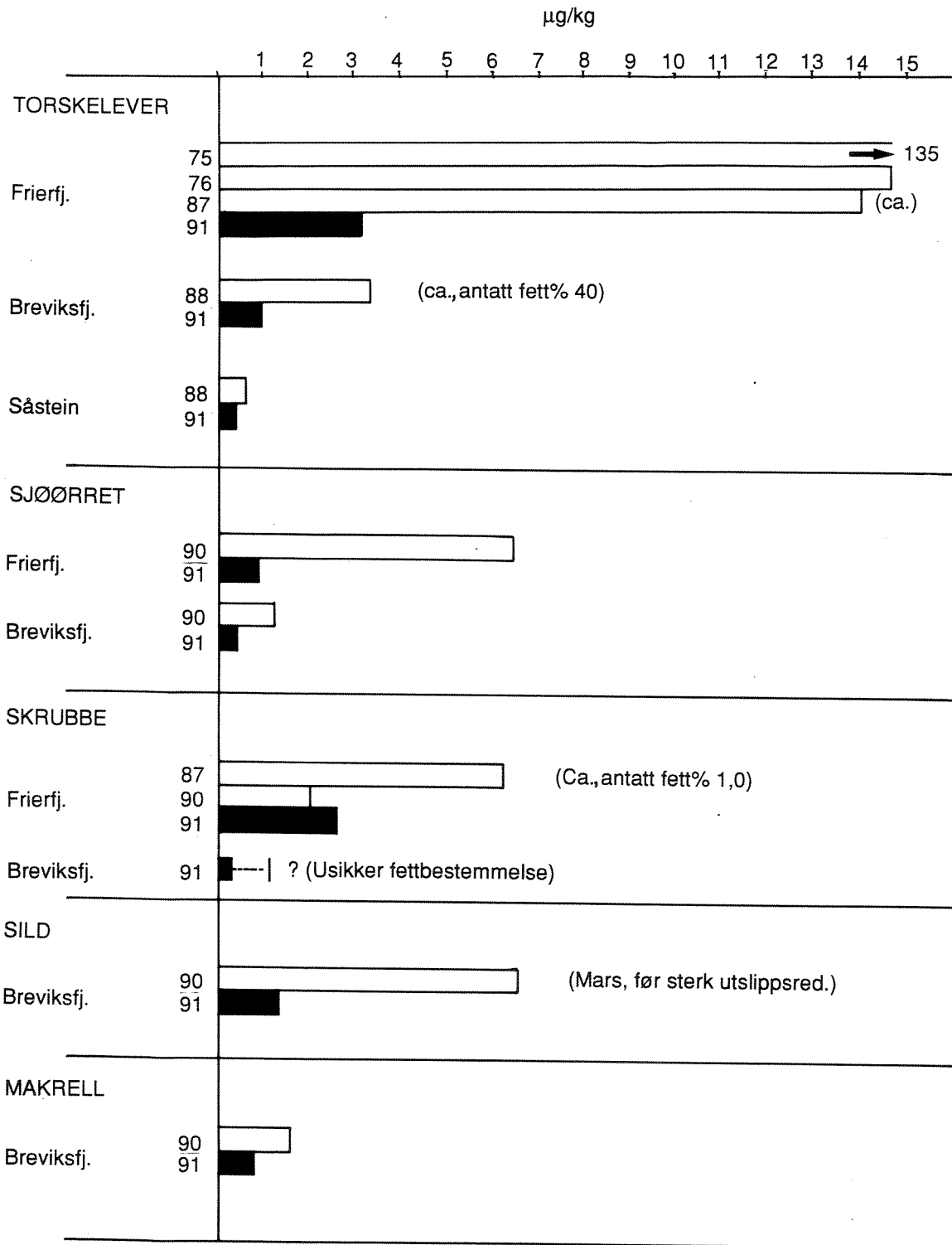
Torsk (lever):	40 - 80
Sjørørret:	75 - 85
Skrubbe (Frierfj.):	50?
Sild (Breviksfj.):	≈ 80?
Makrell (Breviksfj.):	≈ 50?
Ål:	Ingen klar tendens (kfr. Knutzen og Green (1991))
Krabbesmør:	25 - 65 (80?)
Reker (Breviksfj.):	≈ 40
Blåskjell:	≈ 95

Belastningsreduksjonen gjenspeiles best i blåskjell, samsvarende med at det i første omgang blir en avlastning av overflatelaget og de organismer som lever der. Ellers antyder deler av materialet (torsk, sjørørret) at reduksjonen er størst i organismer samlet fra områdene nærmest utslippet. Men dette gjelder ikke konsekvent for krabbe, og særlig ikke for ål, der belastningsreduksjonen foreløpig ikke synes å ha gitt utslag. Dette kan ha sammenheng med at ål ser ut til å akkumulere forholdsmessig mindre PCDF/PCDD, i hvert fall ved høy belastning, enn de andre artene (kfr. konsentrasjonene på fettbasis i tabell 4). Denne relativt lave følsomhet mht. dioksinakkumulering har vært særlig tydelig ut fra observasjoner i Frierfjorden og den enda sterkere belastede Gunnekleivfjorden før utslippet ble redusert (Berge og Knutzen, 1989; Knutzen og Green, 1991).

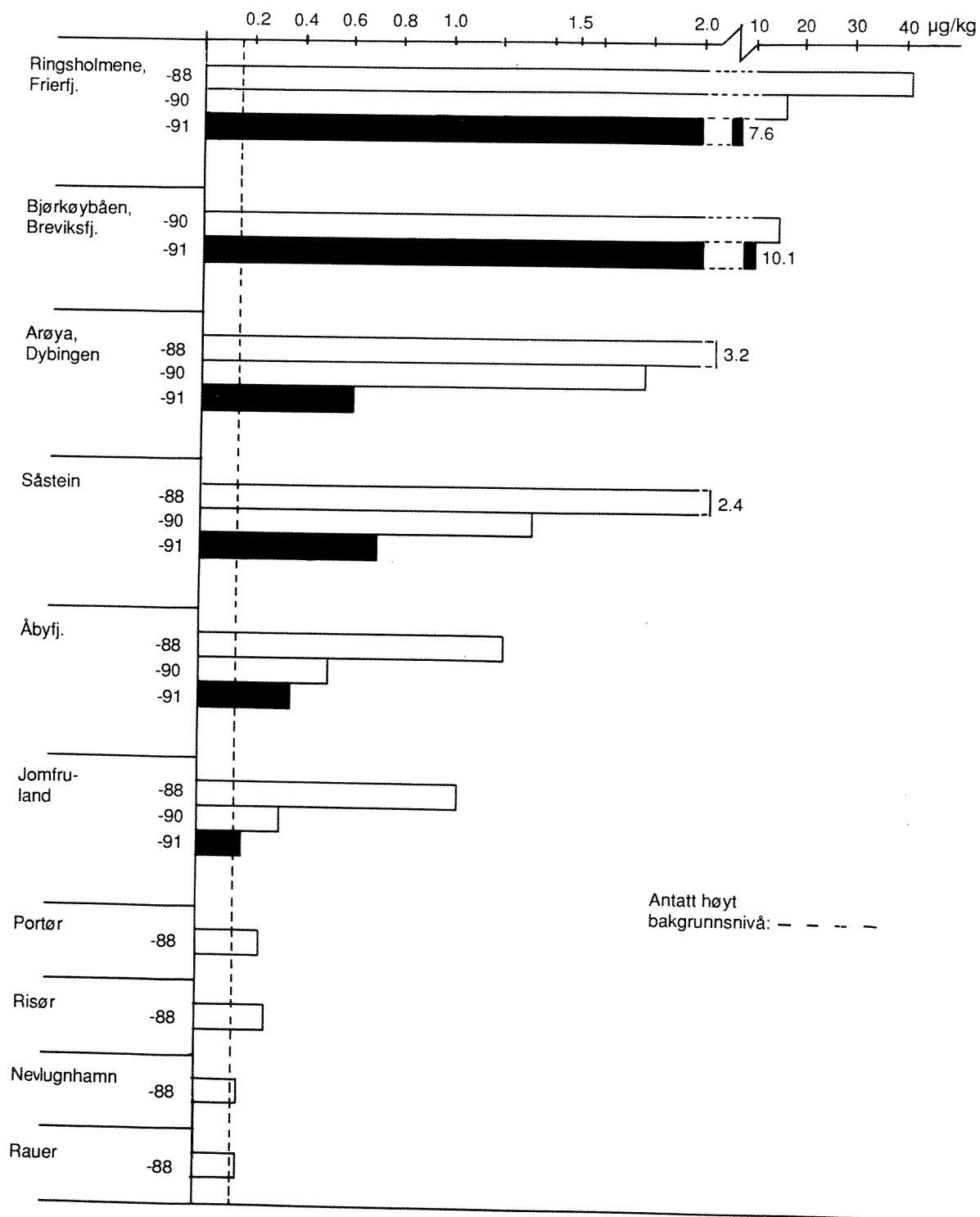
Bortsett fra i blåskjell er det foreløpig til dels vesentlig mindre utslag i fisk og skaldyr enn den 95% minskningen i belastning skulle tilsi. Generelt sett er det et for spinkelt grunnlag for å si noe bestemt om hva som på sikt kan ventes mht. nye "likevektsnivåer". Overensstemmende med dette går overvåkingsprogrammet i samme omfang i 1992.

Man kan imidlertid merke seg at det - som forventet - særlig er i organismer som lever eller beiter mye på bunnen at nedgangen i dioksininnholdet foreløpig er uteblitt (ål, fig. 5) eller er relativt moderat/varierende (reker, krabbe, skrubbe).

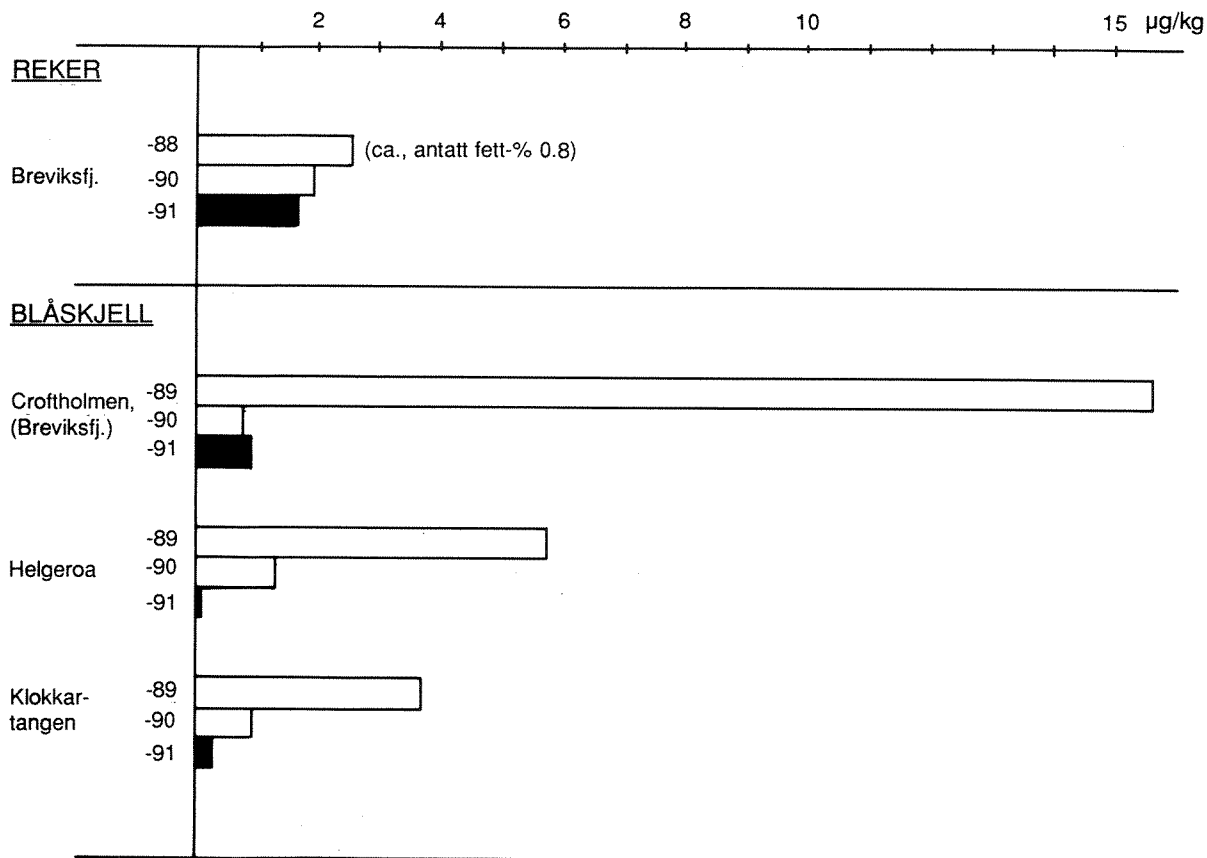
Minskningen i makrells dioksininnhold må anses bemerkelsesverdig beskjeden, i betraktning av at dette er en pelagisk art som bare oppholder seg i begrenset tid i de aktuelle fjordområder. Å følge utviklingen i vandrende arter som sild og makrell er forbundet med større usikkerhet enn for de øvrige indikatororganismene. Dette kan gi noe uberegnelige utslag fra år til år og av den grunn kreve observasjon over et lengre tidsrom. (Også dette er en spekulasjon som 1992-data vil kaste bedre lys over).



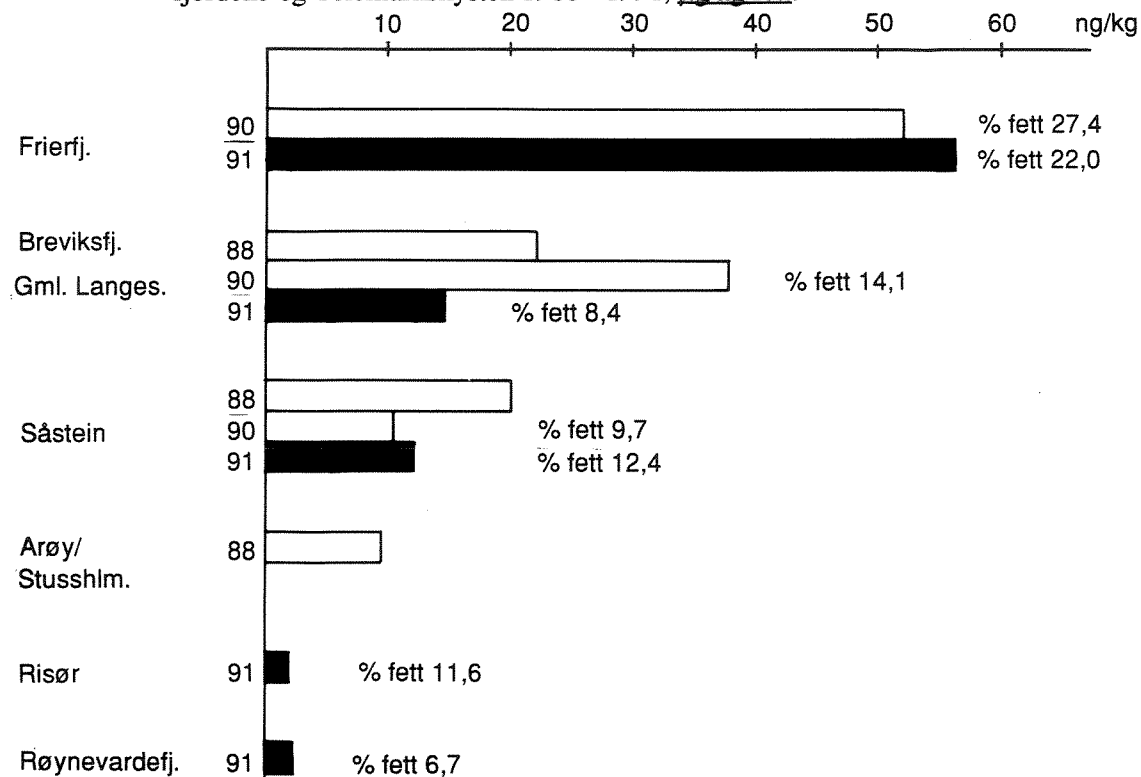
Figur 2. TCDD-ekvivalenter (etter Ahlborg et al., 1988) i lever av torsk og filet av annen fisk fra Frierfjorden og Breviksfjorden (1975) 1987 - 1991, µg/kg fett.



Figur 3. TCDD-ekvivalenter (etter Ahlborg et al., 1988) i krabbesmør av hannkrabber fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten 1988 - 1991, $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett. (Merk brudd i skala).



Figur 4. TCDD-ekvivalenter (etter Ahlborg et al., 1988) i reker og blåskjell fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten 1988 - 1991, $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett.



Figur 5. TCDD-ekvivalenter i ål fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten og sydligere referansestasjoner 1988 - 1991, ng/kg våtvekt. (Ål fra Risør og Røynevardefj. upubl. data fra NILU/NIVA).

4.3. PCDF/PCDD-mønstre

Sammensetningen av PCDF/PCDD viser til dels betydelige forskjeller i de ulike arter (tabell 6 - 7).

Et fellestrekk hos de fleste er imidlertid dominansen av PCDF, som i de fleste artene bidrar med 70 - 80% av giftighetspotensialet (TCDD-ekvivalenter). Unntakene er særlig ål (50 - 60%), men også reker og smørflyndre. Selv en andel på 80% er likevel lavere enn de ca. 90% av TCDD-ekvivalentinnholdet som dibenzofuranene representerte i avløpsvannet i 1988 (Knutzen og Oehme, 1988).

Der PCDF-dominansen er mest tydelige (torskelever, skrubbe, krabbesmør, blåskjell), synes det også å være en tendens til at dominansen avtar noe med økende avstand fra utslippet.

Større forskjeller mellom artene finnes for enkeltforbindelser og grupper, eksempelvis:

- 2378-TCDF spiller fremtredende rolle i makrell, reker og blåskjell sammenlignet med i de øvrige arter og særlig i ål, som åpenbart akkumulerer forholdsvis lite av denne forbindelsen (samme resultat i fjorårs-prøvene, se Knutzen og Green, 1991).
- 23478-PeCDF utgjør en hoveddel av toksisitetsekvivalentene i sjøørret, skrubbe og sild (50 - 60%) og til dels i makrell, krabbe og blåskjell (30 - 40%), mens betydningen var vesentlig mindre i f.eks. torskelever (15 - 20%) og ål og reker. Stort sett samme bilde kunne observeres året før (Knutzen og Green, 1991, tabell 6). I forhold til avløpsvann, der denne forbindelsen bare utgjorde omkring 5% av samlet toksisitet (Knutzen og Oehme, 1988), viste samtlige arter større eller mindre grad av anrikning.
- Heksafuranforbindelsene, som med forbehold om mengden av 123479-HxCDF versus 123478-HxCDF, opprinnelig utgjorde omkring 65% av avløpsvannets innhold av TCDD-ekvivalenter, viste relativ reduksjon i alle arter. Dette er også registrert tidligere (Knutzen og Oehme, 1988). Meget stor relativ reduksjon ble funnet i makrell og sjøørret (< 10% bidrag til innholdet av TCDD-ekv.), omtrent som i foregående års prøver i de samme arter (Knutzen og Green, 1991). Størst grad av "bevaring" av heksafuranene ble funnet i torsk (40 - 50%), ål og reker (30 - 40%); også dette omtrent som tidligere observert i disse arter.
- Høy relativ anrikning av 2378-TCDD jevnført med i avløpsvann (fra 1988) ble særlig konstatert i torsk, sjøørret og smørflyndre, men i noe mer moderat grad også i de øvrige arter.
- Ål markerte seg, på samme måte som i 1990, med en særlig høy forekomst av 12378-PeCDD. Denne forbindelsen var imidlertid også fremtredende i reker og delvis i krabber.
- Heptadibenzofuranene, som i 1988 utgjorde omkring 10% av sum TCDD-ekvivalenter, spilte underordnet rolle i samtlige biologiske prøver.

Ovenstående representerer bare en innledende bearbeidelse av et komplisert materiale, men underbygger videre at ulike arter og organismegrupper adskiller seg mht. opptaks- og utskillelsesegenskaper. For fisks vedkommende er dette bl.a. også observert av de Wit et al. (1992).

En videre behandling av Grenlandsdata bør fortrinnsvis gjøres med utgangspunkt i ajourførte opplysninger om avløpsvannets sammensetning.

Tabell 6. Prosentbidrag til sum TCDD-ekvivalenter fra utvalgte forbindelser/grupper i fisk fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1991.

Arter og prøvesteder	2378-TCDF	23478-PeCDF	123478/123479-HxCDF	123678-HxCDF	Σ HxCDF	Σ PCDF	2378-TCDD	12378-PeCDD	123678-HxCDD	Σ PCDD
Torskelever										
Frierfj.	7.7	20.1	29.0	15.1	48.0	77.5	17.6	1.7	1.9	22.5
Breviksfj.	5.3	13.7	26.1	18.9	49.6	71.1	22.2	2.3	2.6	28.9
Såstein	10.3	15.7	18.5	18.1	40.1	68.6	26.7	2.1	1.9	31.4
Torskefilet										
Frierfj.	9.2	16.1	23.1	18.9	44.8	72.7	22.9	2.0	1.7	27.2
Breviksfj.	8.6	11.4	14.3	21.0	39.0	61.0	32.4	2.9	2.9	39.0
Sjørret										
Frierfj.	4.0	57.7	4.5	3.6	8.3	70.6	19.3	9.3	0.7	29.4
Breviksfj.	8.9	56.7	3.6	2.8	7.0	73.0	15.5	10.6	0.6	27.0
Skrubbe										
Frierfj.	11.5	49.5	12.9	7.0	21.2	83.2	8.7	6.5	1.1	16.8
Breviksfj.	10.0	49.8	6.2	4.1	11.3	71.9	17.5	9.4	1.0	28.2
Ål										
Frierfj.	0.2	13.9	30.3	8.6	41.2	57.6	3.5	26.5	7.4	42.4
Breviksfj.	0.4	17.6	23.8	7.8	34.0	53.3	5.0	29.7	7.5	46.7
Såstein	0.5	22.6	23.4	10.3	27.7	60.1	5.5	26.2	5.3	39.9
Sild										
Breviksfj.	4.0	62.3	5.6	5.2	11.9	78.9	7.6	11.5	1.2	21.1
Makrell										
Breviksfj.	31.7	43.2	1.8	0.9	3.0	78.6	14.3	6.7	0.2	21.4
Smørflyndre										
Breviksfj.	9.5	36.5	15.1	5.6	22.0	69.0	17.5	11.1	0.8	31.0
Langesundsb.	14.2	29.2	6.7	3.3	12.5	60.0	24.2	10.0	0.8	40.0

Tabell 7. Prosentbidrag til sum TCDD-ekvivalenter fra utvalgte forbindelser/grupper i krabber, reker og blåskjell fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1991.

Arter og prøvesteder	2378-TCDF	23478-PeCDF	123478/123479-HxCDF	123678-HxCDF	ΣHxCDF	ΣPCDF	2378-TCDD	12378-PeCDD	123678-HxCDD	ΣPCDD
Krabber										
Ringshlm.	10.8	35.2	21.2	8.9	32.3	80.9	5.2	10.1	1.7	19.1
Bjørkøybåen	8.9	39.4	23.7	7.8	33.7	84.0	2.9	9.5	1.5	16.0
Arøya, aug.	9.3	39.8	17.3	6.8	27.6	78.7	5.5	11.4	2.1	21.3
" sept.	8.7	37.1	19.2	7.8	30.5	78.5	6.4	10.4	2.1	21.5
" okt.	7.7	39.1	15.1	5.2	23.3	72.0	7.3	16.1	2.2	28.0
" nov.	11.6	41.2	16.7	5.0	25.4	80.1	5.3	10.6	1.9	19.9
Såstein, aug.	7.7	41.8	18.5	5.3	28.4	80.1	3.8	10.8	2.4	19.9
" sept.	9.2	43.2	16.6	5.1	26.1	80.4	4.3	10.6	2.2	19.6
" okt.	7.2	42.6	16.1	5.4	25.2	76.6	4.7	14.5	1.9	23.4
" nov.	9.0	38.2	17.5	7.1	27.9	77.1	6.8	11.3	2.2	22.9
Åbyfj.	8.4	38.2	16.9	6.9	26.6	75.6	6.8	13.2	2.1	24.4
Jomfruland	7.9	43.9	11.5	3.8	19.4	72.6	5.9	16.3	2.4	27.4
Reker										
Eidangerfj.	21.5	21.7	8.7	6.4	16.6	63.1	8.4	18.3	2.5	36.9
Breviksfj.	21.8	22.7	8.9	6.3	16.8	64.7	8.1	17.5	2.4	35.3
Dybingen	18.9	22.6	7.7	6.8	16.1	60.8	10.2	17.9	2.9	39.1
Håøyfj.	22.9	23.0	7.1	5.5	14.0	62.5	9.1	19.4	2.4	37.5
Blåskjell										
Helgeroa, mars 1990	18.3	35.2	10.2	5.9	18.6	77.5	11.5	7.0	1.3	22.5
Klokkartangen mars 1990	22.7	32.3	8.0	5.0	14.8	74.2	14.4	8.2	1.1	25.8
Croftlm., mars 1991	15.7	32.8	15.2	9.0	27.2	82.5	5.6	7.9	1.3	17.5
Helgeroa, mars 1991	28.8	31.1	6.8	4.5	13.7	76.8	11.3	7.9	1.1	23.2
Klokkartangen mars 1991	28.1	28.1	8.3	5.0	15.8	75.8	13.3	6.9	1.1	24.2

Betydningen av de konstaterte forskjeller ligger primært i organismenes bruk som indikatorer ved spørsmål om hvor langt innflytelsen av sedimentlagre og reduserte - men vedvarende utslipp - kan spores, samt utvikling over tid. Forholdet kan teoretisk også få konsekvenser for utviklingen mht. de enkelte arters spiselighet. Men siden studier av utskillelse i fisk generelt tyder på kortere halveringstider for ulike PCDF/PCDD enn for de fleste andre superhydrofobe (lite vannløselige) klororganiske stoffer (stort sett 10 - 100 dager, kfr. referanser i Knutzen, 1992), skulle ikke ulike anrikingsprofiler spille noen avgjørende rolle.

Spørsmålet er likevel om halveringstiden også vil være såvidt kort i hele utskillelsesforløpet inntil et næringsmiddelhygienisk akseptabelt nivå er nådd. Dette kan det først sies noe sikkert om etter utførelse av tester over tilstrekkelig lang tid med organismer som er tilsvarende sterkt forurenset som i Frierfjorden/Breviksfjorden. Slike forsøk er igangsatt på NIVAs forsøksstasjon på Solbergstrand ved Oslofjorden. Foreløpige forsøk med blåskjell ga halveringstider for sum TCDD-ekvivalenter på

43 dager, for de viktigste enkeltforbindelser stort sett 10 - 100 dager (Berge og Knutzen, 1991), men ved slutten av forsøket var nivået av TCDD-ekvivalenter fremdeles omkring 20 ng/kg våtvekt (dvs. omkring 50 - 100 ganger "bakgrunnsnivået" og tilsvarende bare vel 100 gram blåskjell i uken for å fylle opp den anbefalte grense for livslangt inntak).

5. HOVEDKOMPONENTER I UTSLIPP (HCB - OCS - DCB)

Rådata for langtidsserien med individuelle analyser av HCB/OCS/DCB i torsk fra Frierfjorden/Eidangerfjorden finnes i vedlegg 3 - 4.

5.1. Langtidsserien med individuelle analyser av torskelever

Av figurene 6 - 8 ses at de vektkorrigererte konsentrasjonene av HCB, OCS og DCB har avtatt fra 1990 til 1991, men i noe forskjellig grad. I forhold til middelverdiene fra 1990 (vedlegg 4) lå resultatene fra 1991 på

- HCB : ca. 60%
- OCS : ca. 35%
- DCB : ca. 75%.

Fra 1989, - siste år før utslippsreduksjonen - har **minskningen** vært:

- HCB : ca. 80%
- OCS : ca. 50%
- DCB : ca. 25%.

Log-transformerte data ble testet ved en enveis variansanalyse, som viste at reduksjonen fra 1989 til 1991 i høy grad var statistisk signifikant ($p < 0.001$ for HCB og OCS, < 0.004 for DCB).

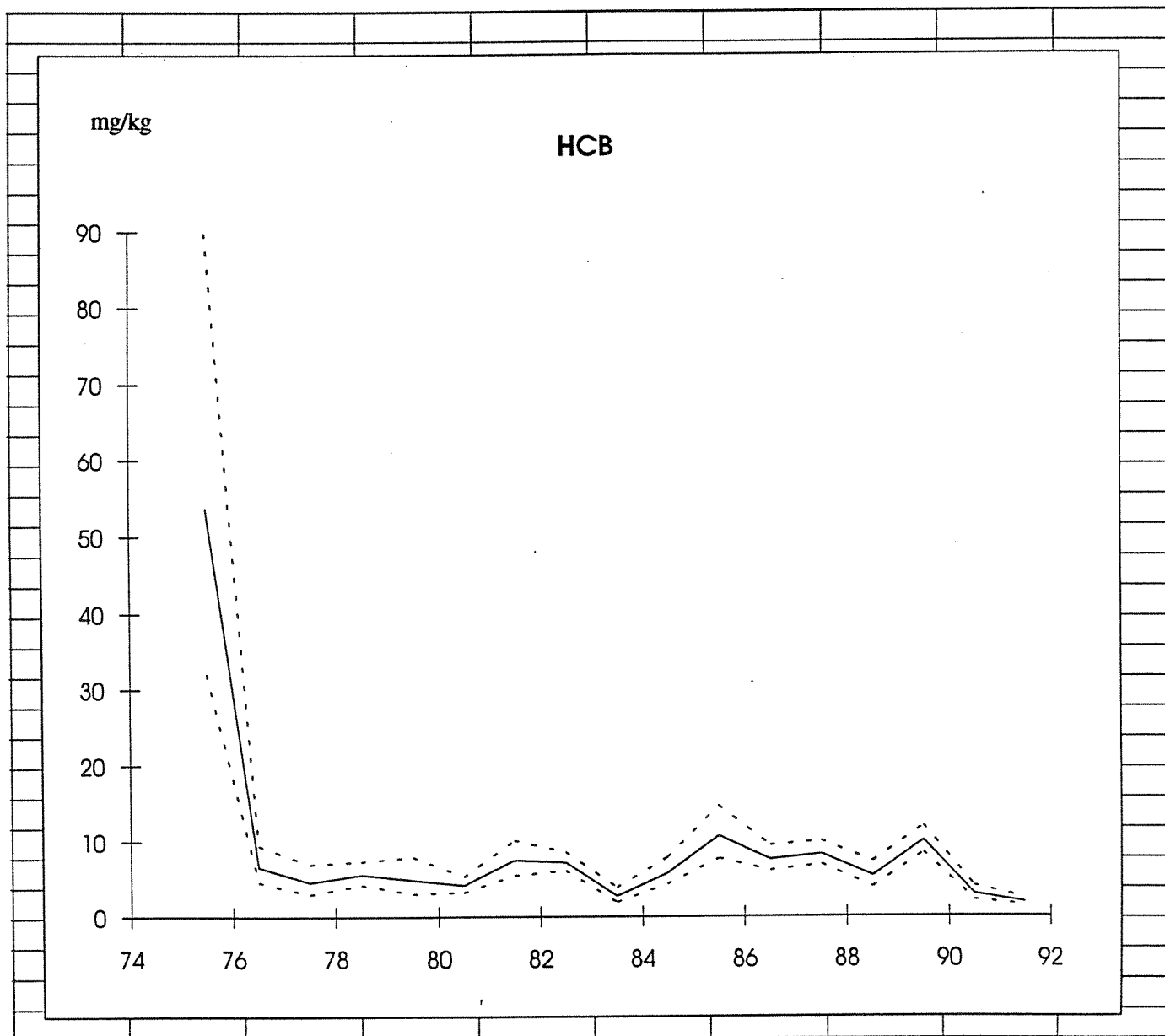
Minskningen i HCB-innholdet var omtrent som for TCDD-ekvivalenter, dvs. tydelig mindre enn utslippsreduksjonen på mer enn 95% (tabell 1). For OCS og DCB var responsen enda langsommere, i samsvar med indikasjoner fra andre studier på at OCS og høyklorerte bifenyler skilles ut langsommere enn HCB (Norheim og Roald, 1985; Niimi, 1987 med ref.).

Tendensen i Eidangerfjord-materialet, fig. 9 - 11, ses også å være tydelig nedadgående, men med noe forskjellig og delvis ujevnt forløp. Medianverdiene for 1991 lå på omkring 1/3 - 1/5 av hva de var i 1989. Imidlertid ses at det også før utslippsreduksjonene har vært store variasjoner og til dels like lave eller lavere verdier som ved siste års registrering. Forholdet illustrerer betydningen av fiskens vandringshistorie og nødvendigheten av mange individuelle analyser over en årrekke for å få frem pålitelige tendenser.

1991-nivåene av HCB og OCS representerer ennå overkonsentrasjoner i størrelsesordenen hhv. 50 og 1000 (1500?) ganger (Knutzen og Green, 1990 med ref. og Knutzen og Skei, 1990). Upublisert JMG-data (NIVA) for DCB i torskelever tyder på at verdiene i områder langt fra punkt-kilder neppe bør ligge over 20 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Overkonsentrasjonene i Frierfjorden blir da i størrelsesordenen 250 ganger, muligens mer.

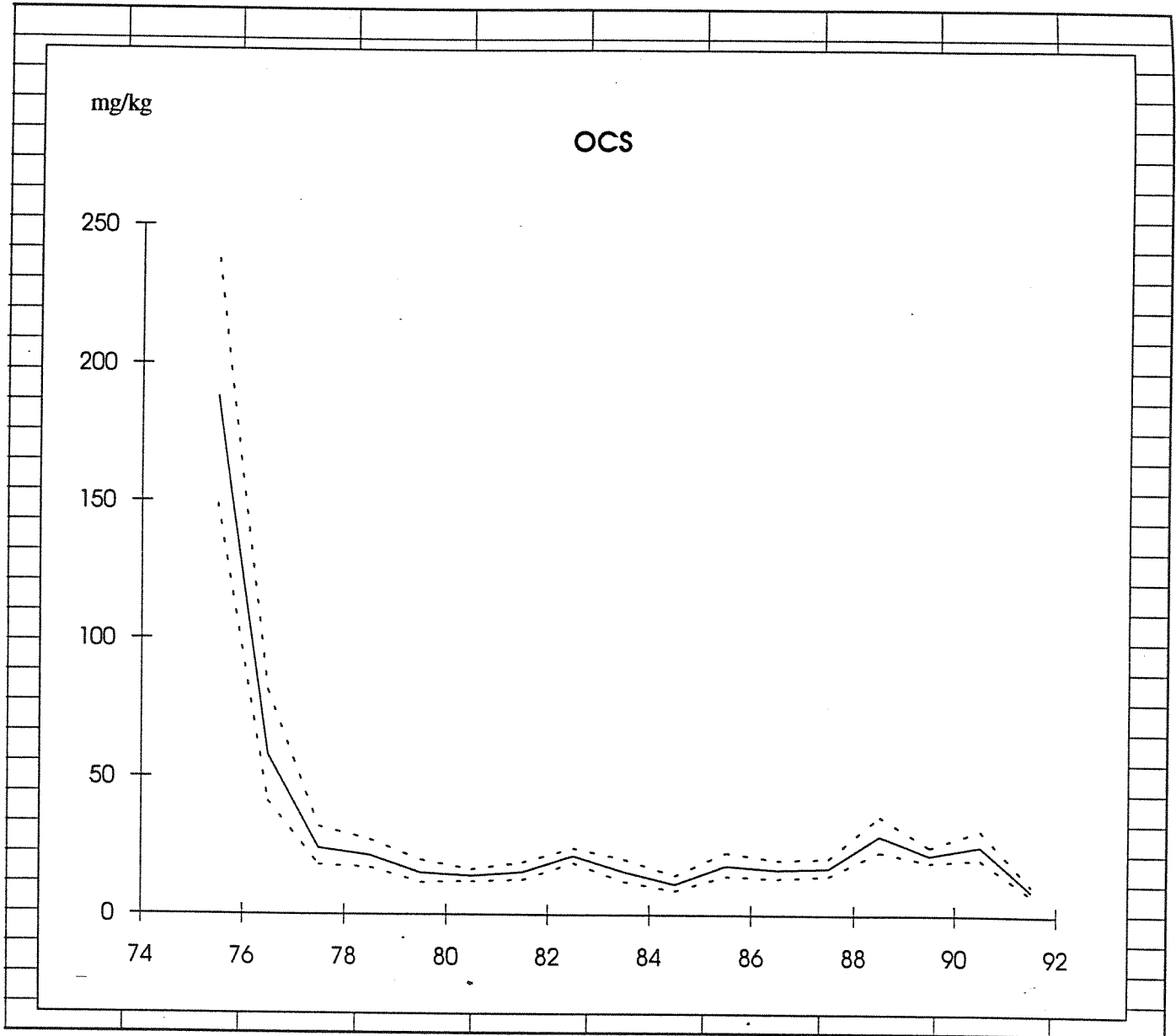
De registrerte nivåene i Eidangerfjorden er som nevnt mer usikre pga. et lavt antall analyserte fisk, men overkonsentrasjonene i 1991-materialet kan antydes til ca. 10/100/50 hhv. for HCB, OCS og DCB, m.a.o. en vesentlig lavere forurensningsgrad enn i Frierfjorden.

HCB			
75.5	32.1239	53.7267	89.8569
76.5	4.5528	6.5513	9.4273
77.5	2.9579	4.5393	6.9663
78.5	4.2049	5.5461	7.3151
79.5	3.0206	4.8674	7.8434
80.5	3.2233	4.1252	5.2796
81.5	5.469	7.4203	10.0678
82.5	6.0447	7.1698	8.5045
83.5	1.8735	2.6701	3.8052
84.5	4.2395	5.7519	7.8038
85.5	7.7041	10.5957	14.5726
86.5	6.0503	7.5259	9.3614
87.5	6.8688	8.2733	9.9651
88.5	3.8934	5.3421	7.3299
89.5	8.4475	10.0519	11.9612
90.5	2.1367	2.9074	3.9559
91.5	1.4375	1.8499	2.3806



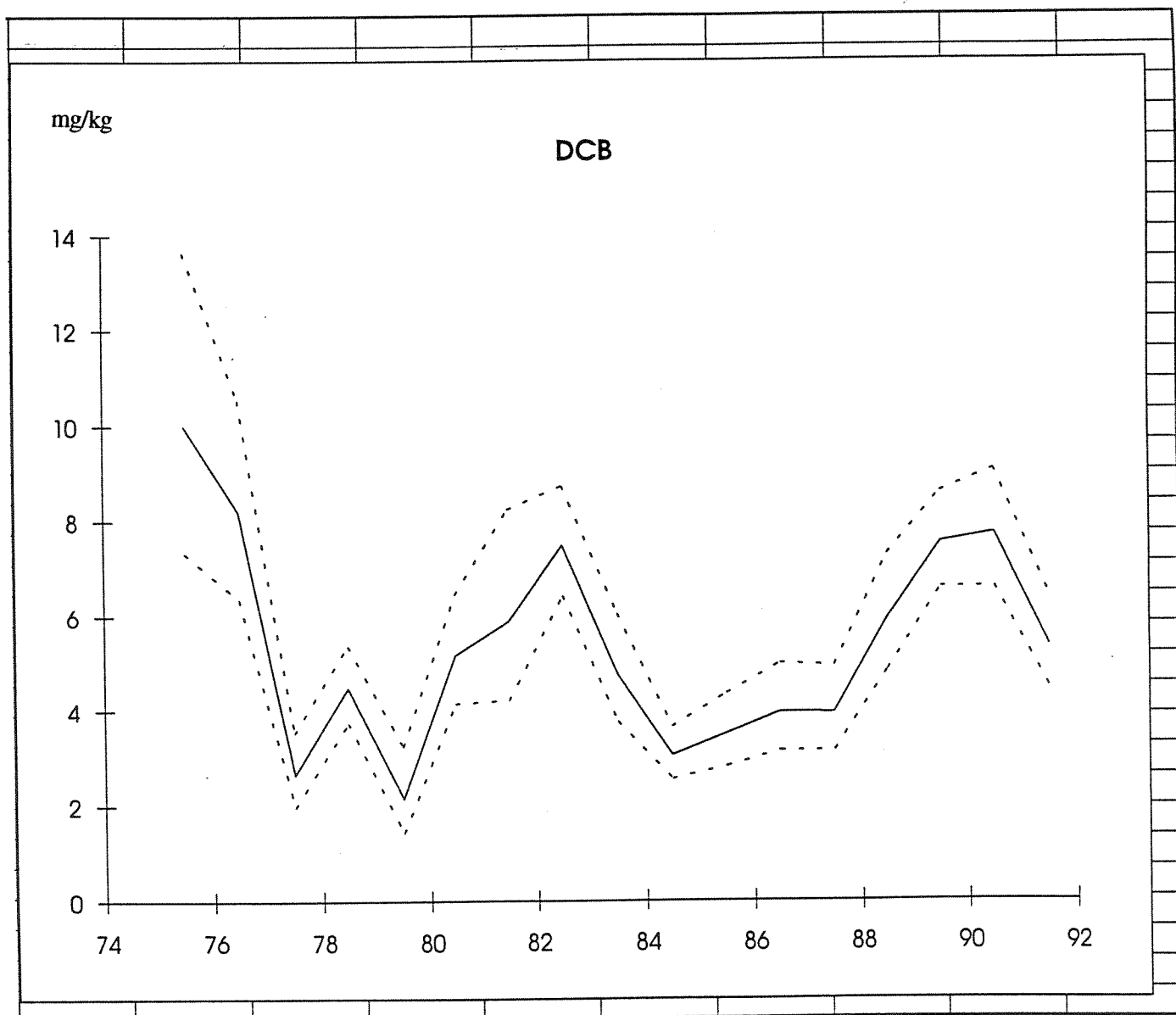
Figur 6. Heksaklorbenzen i lever av torsk fra Frierfjorden 1975 - 1991, mg/kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og 95% konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg.

OCS			
75.5	148.969	188.157	237.653
76.5	41.182	57.81	81.15
77.5	18.193	24.117	31.971
78.5	17.052	21.54	27.208
79.5	11.64	15.176	19.788
80.5	12.082	14.142	16.554
81.5	12.613	15.525	19.109
82.5	18.936	21.397	24.179
83.5	12.109	15.664	20.263
84.5	8.761	11.224	14.378
85.5	14.026	17.842	22.696
86.5	13.412	16.438	20.147
87.5	14.226	17.153	20.683
88.5	23.167	28.904	36.062
89.5	19.31	21.945	24.938
90.5	20.527	25.232	31.016
91.5	7.594	9.207	11.162

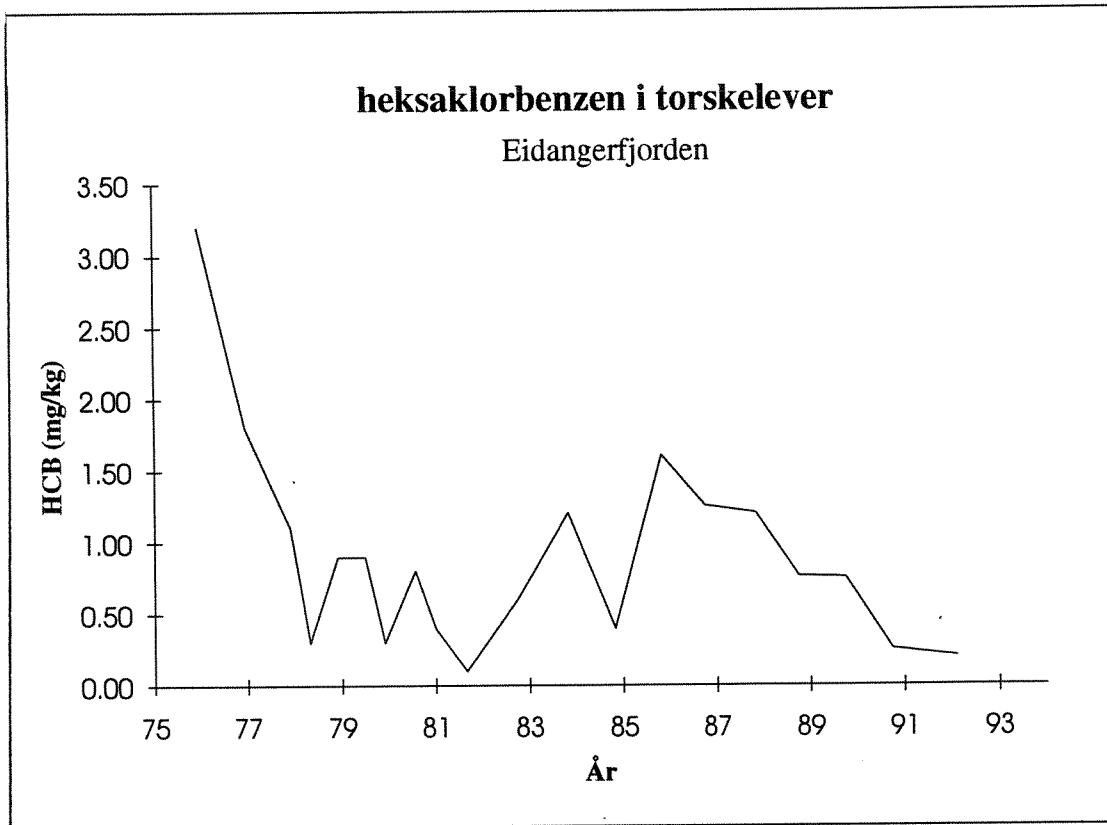


Figur 7. Oktaklorstyren i lever av torsk fra Frierfjorden 1975 - 1991, mg/kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og 95% konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg.

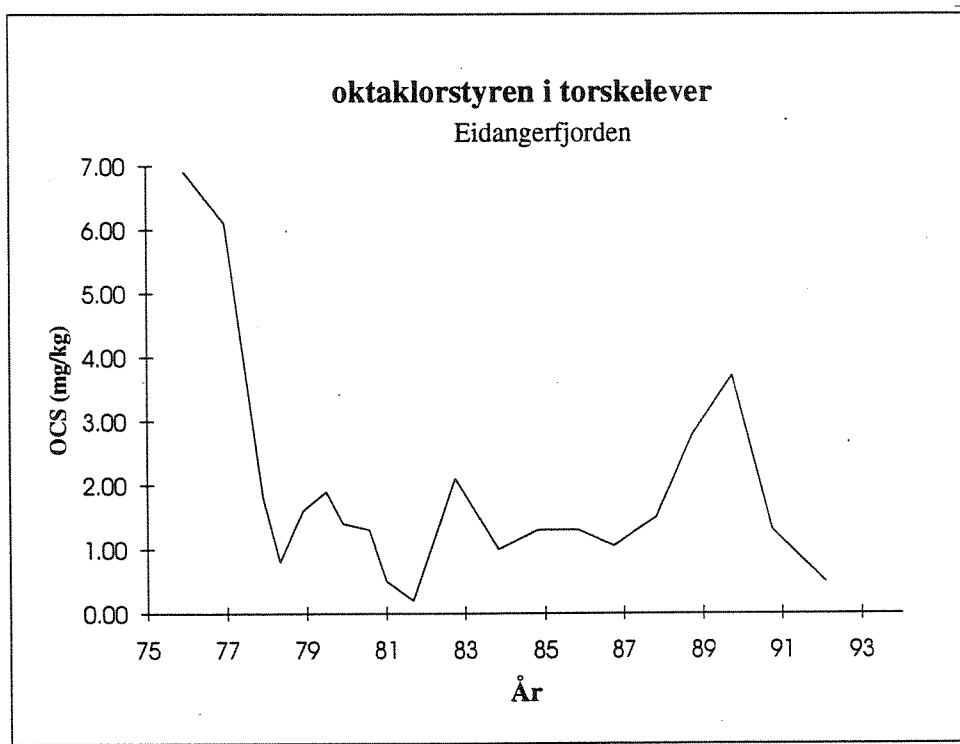
DCB			
75.5	7.32411	9.99556	13.6414
76.5	6.36627	8.19464	10.5481
77.5	1.97085	2.63899	3.5336
78.5	3.73779	4.4797	5.3689
79.5	1.42582	2.15011	3.2423
80.5	4.14177	5.16965	6.4526
81.5	4.21053	5.88939	8.2377
82.5	6.41783	7.48404	8.7274
83.5	3.74312	4.75251	6.0341
84.5	2.54044	3.04217	3.643
85.5	2.80592	3.48807	4.3361
86.5	3.13865	3.95246	4.9773
87.5	3.13825	3.93244	4.9276
88.5	4.82874	5.92505	7.2703
89.5	6.58751	7.51834	8.5807
90.5	6.58153	7.71614	9.0463
91.5	4.45243	5.3475	6.4225



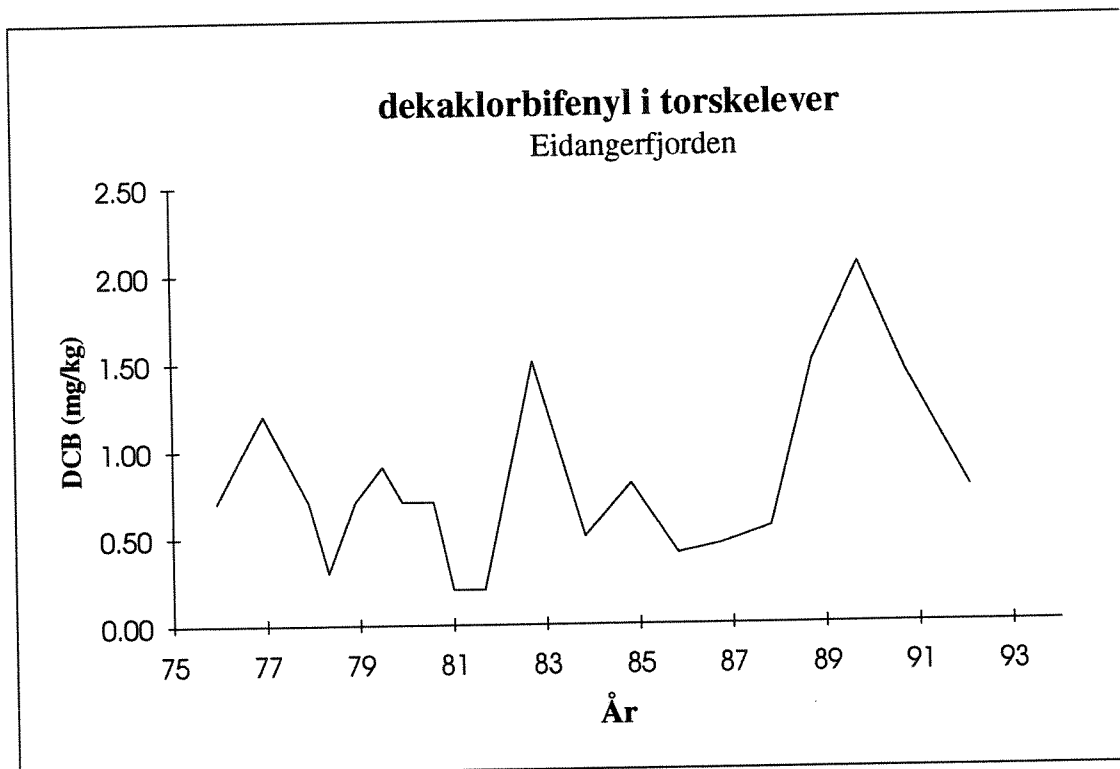
Figur 8. Dekaklorbifenyl i lever av torsk fra Frierfjorden 1975 - 1991, mg/kg våtvekt. Middelerdier og standardavvik, omregnet til "normalfisk" på 1 kg.



Figur 9. Medianverdier for heksaklorbenzen i lever av torsk fra Eidangerfjorden 1975 - 1991, mg/kg våtvekt. (Ikke vektkorrigerede data).



Figur 10. Medianverdier for oktaklorstyren i lever av torsk fra Eidangerfjorden 1975 - 1991, mg/kg våtvekt. (Ikke vektkorrigerede data).



Figur 11. Medianverdier for dekaloribifenyl i lever av torsk fra Eidangerfjorden 1975 - 1991, mg/kg våtvekt. (Ikke vektkorrigerede data).

5.2. Blandprøver av fisk, krabbe, reker og blåskjell

5.2.1. 1991-observasjoner

Hovedresultatene av disse analyser ses av tabell 8 (fisk) og tabell 9 (skalldyr). I figurene 12 - 16 (fettbasis) er 1991-resultatene sammenlignet med utvalgte data fra tidligere registreringer av HCB, OCS og DCB i fisk (fig. 12 - 14) og krabbe (fig. 15 - 16, bare HCB og OCS). Av figurene fremgår også variasjonen med avstand fra kilden og forskjellen mellom ulike arter fra samme område.

Anslåtte overkonsentrasjoner, dvs. jevnført med "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå", baserer seg i det alt vesentlige på sammenstilling og referanser hos Knutzen og Skei (1990). I tillegg henvises det til en del nyere studier: Castonguay et al. (1989, delvis), Kruse og Krüger (1989), Knickmeyer og Steinhart (1990), Berge (1991), Goksøyr et al. (1991), Marthinsen et al. (1991) og Cross et al., 1991.

Konsentrasjonene av HCB/OCS/DCB i blandprøven av **torskelever** samlet i Frierfjorden i mai/juni var omtrent som i gjennomsnittet fra de individuelle analysene av torsk fanget samme sted i oktober/november. Innholdet var litt lavere i fisken fanget på forsommeren. Overkonsentrasjonene i lever kan således angis til ca. 60/1000/150 ganger, hhv. i HCB, OCS og DCB (muligens noe lavt anslag).

Av tabell 8 ses en tydelig avstandsgradient med betraktelig lavere verdier i lever av torsk fra Breviksfjorden og Såstein, dvs. hhv. ca. 10 - 30% og omkring 5 - 20% av Frierfjord-nivåene. Størst reduksjon med økende avstand fra kilden var det for HCB, minst for DCB.

Overkonsentrasjonene var omtrent av samme størrelsesorden i torskefilet, muligens noe høyere. Det må tas forbehold for sparsomme referansedata for særlig OCS og DCB, men upubliserte JMG-data fra Norge indikerer at "bakgrunnsnivået" i hvert fall ligger under 0.1 - 0.2 µg/kg våtvekt. (JMG = Joint Monitoring Group under Oslo/Paris kommisjonen). I Breviksfjord-fisk overskrides dette med 100 - 200 ganger for OCS/DCB, mens forurensningsgraden mht. HCB var betraktelig lavere. I betraktning av at utslippet av HCB er større enn av de to andre stoffene, kan årsaken neppe være annet enn at OCS/DCB nedbrytes/skilles ut vesentlig langsommere.

Skrubbe fra Frierfjorden og Breviksfjorden var stort sett forurenset med HCB/OCS/DCB i omtrent samme grad som torsk fra disse områdene, når det tas hensyn til det vanligvis noe høyere fettinnholdet i skrubbe. Det ble påvist klare avstandsgradienter (fig. 12 - 14).

Sammenlignet med data fra referansestasjoner ved Risør og i Røynevardefjorden (vedlegg 5) og fra Østfold/Sveriges vestkyst (Berge, 1991), ble det i ål fra Frierfjorden funnet overkonsentrasjoner på ca. 1000 (HCB/OCS) og størrelsesorden 200 ganger (DCB). (Se også Castonguay et al., 1989). Ål viste den høyeste overkonsentrasjon av HCB av samtlige fiskearter og tilsvarende overkonsentrasjoner av OCS og DCB som i torsk og skrubbe. Minskningen i miljøgiftinnholdet utover i fjordområdet var markert: nivåene i ål fra Såstein var for HCB og OCS redusert med mer enn 95% og for DCB nær 90%.

At ål kan akkumulere HCB til enda høyere konsentrasjoner enn registrert her, illustreres av observasjonen til Kruse et al. (1983) fra mange prøvesteder i Elben. For en oversikt mht. registreringer av en rekke miljøgifter i ål, kan vises til Brusle (1991).

Tabell 8. 5CB (pentaklorbenzen), HCB, OCS, DCB og Σ PCB₇ (sum av PCB nr. 28, 52, 101, 118, 152 og 180) i torsk (*Gadus morhua*), sjøørret (*Salmo trutta*), laks (*Salmo salar*), ål (*Anguilla anguilla*), smørflundre (*Glyptocephalus cynoglossus*), skrubbe (*Platichthys flesus*), rødspette (*Pleuronectes platessa*), sild (*Clupea harengus*) og makrell (*Scomber scombrus*) fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1991, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt.

Arter/steder	5CB	HCB	OCS	DCB	Σ 5CB+HCB OCS+DCB	Σ PCB ₇	% fett
Torsk, lever							
Frierfj.	61	2816	8594	2929	14400	1358	33.9
Breviksfj.	7	255	1280	944	2486	779	34.3
Såstein	4	103	423	556	1086	804	40.9
Torsk, filet							
Frierfj.	0.4	23.0	94	43	160	15.2	0.6
Breviksfj.	< 0.1	1.8	18	20	40	11.5	0.5
Sjøørret, filet ¹⁾							
Frierfj.	2.1	62	200	65	329	33.1	2.0
Breviksfj. (små)	0.4	12.0	15.0	6.3	33.7	15.6	1.9
Breviksfj. (store)	mask.	27.5	64.3	14.4	105	43.2	8.2
Laks, filet							
Frierfj.	0.2	5.2	0.8	0.2	6.4	8.9	0.7
Ål, filet							
Frierfj.	118	2089	844	152	3203	27	26.8
Breviksfj.	3	137	55	30	225	22.5	10.3
Såstein	2	38	12	17	69	17.5	15.0
Smørflundre, filet ¹⁾							
Breviksfj.	0.1	2.8	1.7	3.0	7.6	2.1	0.5
Langesundsbukta	0.05	0.12	0.05	0.30	0.52	0.7	0.7
Skrubbe, filet ¹⁾							
Frierfj.	2.6	115	243	71	432	20.4	1.0
Breviksfj.	0.1	11	16	14	41	15.9	0.6
Rødspette, filet ¹⁾							
Breviksfj.	< 0.1	0.7	0.1	0.3	1.1	5.2	0.6
Sild, filet							
Breviksfj.	0.4	6.8	8.8	2.7	18.7	35.6	9.2
Makrell, filet							
Breviksfj.	1.3	13.6	7.8	3.2	25.9	44.6	16.6

¹⁾ Lavere verdier enn i fremdriftsrapport etter korreksjon av beregningsfeil.

Det er interessant å merke seg at de to øvrige artene med opphold og næringssøk på bunnen - smørflundre og rødspette - viser langt mindre akkumulering enn skrubbe. Rødspettes innhold av HCB, OCS og DCB var mindre enn 1 - 10% av konsentrasjonene i skrubbe tatt omtrent samtidig i samme fjord. Så vidt det foreligger sammenligningsgrunnlag, må disse to arter antas å ha omlag like akkumuleringsegenskaper. (Se tabell A30 i Knutzen, 1987; tabell 2 i Kruse og Krüger, 1989 og tabell 2 hos Goksøyr et al., 1991). En foreløpig hypotese kan være at de to prøvene fra Breviksfjorden på en eller annen måte har vært belastet i meget forskjellig grad, til tross for at de to artene har temmelig like oppholdssteder og levevis (bl.a. er bastarder vanlig).

Sjøørret, som lever pelagisk, men med noe gruntvanns-bunndyr i sin diett, hadde omtrent samme innhold av HCB, etc. som skrubbe, målt på våtvektsbasis. Omregnet til fettbasis var imidlertid akkumuleringen i ørret bare 10 - < 50% av i skrubbe; i gjennomsnitt for summen av de tre stoffene 25 - 30 %. Overkonsentrasjonene i sjøørret fra Frierfjorden var ca. 50 ganger for HCB og DCB og i størrelsesordenen 200 ganger for OCS; synkende til henholdsvis 5 - 10 og 15 - 20 ganger i Breviks-ørreten.

Laks fra Frierfjorden ses av tabell 8 å ha vært tydelig mindre belastet enn sjøørret. De få laksene i blandprøven hadde uvanlig lavt fettinnhold (rømt oppdrettslaks?), men forholdet kan også ha sammenheng med mindre/manglende fødeopptak hos laks.

Overkonsentrasjonene i Breviksfjordmaterialet av de rent pelagiske artene **sild** og **makrell** var betydelig mindre enn i bunnfisk og torsk fra samme fjord - neppe mer enn 2 - 5 ganger for HCB og DCB, muligens noe mer når det gjelder OCS.

Bortsett fra i sild og makrell var de maksimale overkonsentrasjonene med HCB/OCS/DCB klart større enn for TCDD-ekvivalenter. Mest sannsynlig skyldes dette at utskillelsen av særlig OCS og DCB går langsommere enn fisken kvitter seg med PCDF/PCDD (se referanser i Knutzen, 1992). Forklaringen på at dette ikke vises i resultatene for sild og makrell, kan være at disse to artene er forholdsmessig mindre belastet via næring. Gjennom flere studier er det påvist eller sannsynliggjort at opptak gjennom føde spiller størst relativ rolle for PCDF/PCDD og andre ekstremt lite vannløselige stoffer (se referanser i Knutzen, 1992).

Resonnementer som det ovenstående kompliseres imidlertid av at artene til dels synes å ha ulike akkumulerings- og utskillelseegenskaper i relasjon til de tre stoffene. Artene kan bare i begrenset grad være indikator på forurensningsgraden hos hverandre. Følgelig blir det også vanskelig å bedømme spiseligheten av alle aktuelle arter ut fra analyser av bare et utvalg.

I **krabbesmør** (tabell 9) kan man anta at "høyt diffust bakgrunnsnivå" ikke bør overstige 1 - 2 µg/kg våtvekt av HCB/OCS/DCB (Berge, 1991; NIVA/NILU upubl.). Anslaget er imidlertid usikkert pga. få referansedata og problemer med å få tilstrekkelig lav deteksjonsgrense. Med disse forbehold ser man av tabell 8 at overkonsentrasjonene i Frierfjorden/indre Breviksfjorden kan ha vært 50 - 100 ganger for HCB og DCB, noe mindre (25 - 50 x) for OCS. Forurensningsgraden avtok hurtig utover, men påvirkningen lot seg spore også i krabbene fra Jomfruland. Variasjonen med økende avstand fra Frierfjorden var noe uregelmessig, med like høye eller tildels høyere konsentrasjoner ved Såstein enn ved Arøya. DCB-konsentrasjonen syntes å avta noe langsommere utover mot Såstein enn HCB og OCS.

Rekeanalyser foreligger så vidt vites ikke fra referanseområder, men "bakgrunnsnivået" ligger neppe høyere enn i blåskjell (se nedenfor). I tilfelle dreier det seg om maksimale overkonsentrasjoner omkring 15 - 25 ganger. For alle tre stoffene syntes reke fra Håøyfjorden og spesielt Dybingen å være mindre belastet enn materialet fra områdene lenger inn.

I **blåskjell** var middelverdien av HCB i et 50-talls prøver fra antatt bare diffust belastede steder innen JMG-programmet 1988 - 1990 0.1 µg/kg våtvekt (standardavvik 0.06, NIVA upubl.). Bakgrunnsnivået for OCS er sannsynligvis enda lavere (kfr. en del av resultatene i tabell 9), mens det er mer usikkert for DCB (≈ 0.2 µg/kg v.v?). På denne bakgrunn kan HCB-overkonsentrasjonene i skjell fra Croftholmen ha vært 25 - 50 ganger, avtagende utover, men sannsynligvis sporbart ned til Klokkartangen (kfr. også DCB-verdien på denne stasjonen). OCS og DCB var mindre gode som sporstoffer i blåskjell, med bare moderate og delvis sporadiske tilfeller av påvisbare over-

konsentrasjoner.

HCB-resultatene i tabell 9 er i godt samsvar med Hydro Porsgrunns månedlige observasjoner i skjell fra Croftholmen, bl.a. med en topp i juni og et gjennomsnitt for året på 15 µg/kg tørrvekt ($\approx 3 \mu\text{g/kg}$ våtvekt, kfr. Jarandsen, 1992).

Tabell 9. 5CB, HCB, OCS,DCB og Σ PCB₇ i hepatopankreas (krabbesmør, skallinnmat) i hanner av taskekrabbe (*Cancer pagurus*), reker (*Pandalus borealis*) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1991, µg/kg våtvekt.

Arter/ steder	5CB	HCB	OCS	DCB	Σ 5CB+HCB+ OCS+DCB	Σ PCB ₇	% fett
Krabbe							
Ringshlm./Frierfj., okt.	3	54	36	87	180	45	4.6
Bjørkøyb./Breviksfj., okt.	6	109	17	70	192	70	14.1
Arøya/Dybingen, 27/8	2	12	5	43	62	91	21.2
" " 25/9	< 2	13	8	33	55	108	16.2
" " 22/10	< 1	4	2	11	18	72	24.0
" " 15/11	< 2	13	3	17	34	118	23.2
" " middel	< 2	11	5	26	43	97	20.1
Såstein, aug.	< 2	14	5	29	49	65	15.1
" sept.	2	17	8	30	57	131	18.6
" okt.	< 3	18	4	28	52	114	22.4
" nov.	< 2	12	9	20	42	97	18.0
" middel	< 2	15	7	27	50	102	18.5
Åbyfj., okt.	< 3	4	5	19	30	81	17.2
Jomfruland, 22/10	< 3	6	< 3	8	17	72	21.4
Reker ¹⁾							
Eidangerfj., 28/10	0.2	2.1	1.2	2.2	5.7	3.0	0.8
Breviksfj., 17/11	0.2	2.5	1.4	2.7	6.8	3.8	0.9
Dybingen, 18/11	< 0.1	0.5	0.4	1.6	2.6	2.4	0.9
Håøyfj., 18/11	0.1	1.2	0.9	1.6	3.8	3.2	0.9
Blåskjell ¹⁾							
Crofthlm./Breviksfj., mars	0.2	2.1	0.1	0.4	2.8	4.9	1.8
" mai	0.4	3.4	0.1	0.9	4.8	3.5	1.3
" juni	0.1	5.4	0.7	0.8	7.0	4.3	1.7
" aug.	0.3	3.1	0.1	0.7	4.2	5.9	1.9
" okt.	0.3	3.6	0.1	0.8	4.8	3.5	1.6
" okt. ²⁾	0.2	2.2	< 0.1	0.5	3.0	5.3	1.7
" nov.	0.2	3.6	0.1	0.4	4.3	3.9	1.8
" middel	0.2	3.3	0.2	0.6	4.3	6.5	1.7
Helgeroa, mars	< 0.1	1.3	< 0.1	< 0.1	1.5	7.4	2.1
" okt. ²⁾	< 0.1	0.4	< 0.1	< 0.1	0.6	3.2	1.9
Klokkartangen, mars	0.1	0.4	< 0.1	0.5	1.1	1.9	1.9

1) Resultater korrigert for beregningsfeil i fremdriftsrapport.

2) Prøver analysert under forskningsprosjekt.

For alle de tre skalldyrartene var maksimale overkonsentrasjoner av HCB/OCS/DCB omtrent lik overkonsentrasjonene mht. TCDD-ekvivalenter (kfr. kap. 4.1). Muligens var det noe mer effektiv akkumulering av HCB/DCB enn PCDF/PCDD i krabbesmør, men tendensen var ikke så klar som i torsk, skrubbe og ål.

5.2.2. Utvikling etter 1989

Som nevnt ble en > 95% reduksjon i utslippene effektiv fra ca. 1. juli 1990. Før det var utslippene omkring halvert ved årsskiftet 1989/90. Tiden fra full avlastning til prøvene ble innsamlet i 1991 har således vært 8 - 15, for det meste 10 - 12 måneder (kfr. tidspunkter for prøvetaking i tabell 2).

Utviklingen så langt er fremstilt i fig. 12 - 14 (fisk) og fig. 15 - 16 (krabbesmør). 1990-dataene er fra et supplerende forskningsprosjekt for bla. å belyse mulig sammenheng mellom innhold av PCDF/PCDD og HCB/OCS/DCB (Knutzen og Bjerkeng, 1992). Tabell 10 gir en samlet oversikt med angivelse av ca. prosentvis reduksjon fra 1990 til 1991.

Av tabell 10 og fig. 12 - 14 fremgår at det i **fisk** generelt sett er registrert en nedgang i konsentrasjonen av alle de tre variable, med enkelte unntak (skrubbe fra Frierfjorden og DCB i sjørørret fra samme fjord). Det ses også at graden av nedgang er til dels ganske forskjellig. Gjennomgående størst reduksjon har man fått i de pelagiske artene sild, makrell og sjørørret (bortsett fra ovennevnte unntak for DCB i Frierfjord-rørret). Forskjellen fra bunnfisk synes større enn for PCDF/PCDDs vedkommende (kap. 4.2).

I de fleste tilfeller var nedgangen i fisk minst for DCB, men forskjellen antas å være innen usikkerheten betinget av naturlige variasjoner og analysevariabilitet.

I motsetning til innholdet av TCDD-ekvivalenter var det ingen tendens til relativt størst nedgang på prøvesteder nærmest kilden.

I **krabbe** kan det bare konstateres generell nedgang fra 1990 til 1991 på stasjonene ut til og med Arøya (fig. 1). Minskningen på de tre innerste stasjonene var omtrent som i bunnfisk.

Hva årsaken er til de ujevne resultatene i krabber fra Såstein, er det vanskelig å ha noen bestemt formening om. Det samme gjelder den usikre eller manglende reduksjon i krabbene fra Åbyfjorden og Jomfruland. Som nevnt vil antallet krabber i blandprøvene økes fra 10 til 20 i 1992 for å minske tilfeldige utslag av naturbetingede variasjoner. Generelt må man imidlertid bare vente at usikkerheten mht. tendenser vil være større jo lavere konsentrasjonene blir.

Tabell 10. Utvikling i innhold av HCB, OCS og DCB i fisk (filet) og krabbe (krabbesmør) fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten 1990 - 91, µg/kg fett og ca. reduksjon i % (utelatt når < 10% red. (+) eller økning (+)).

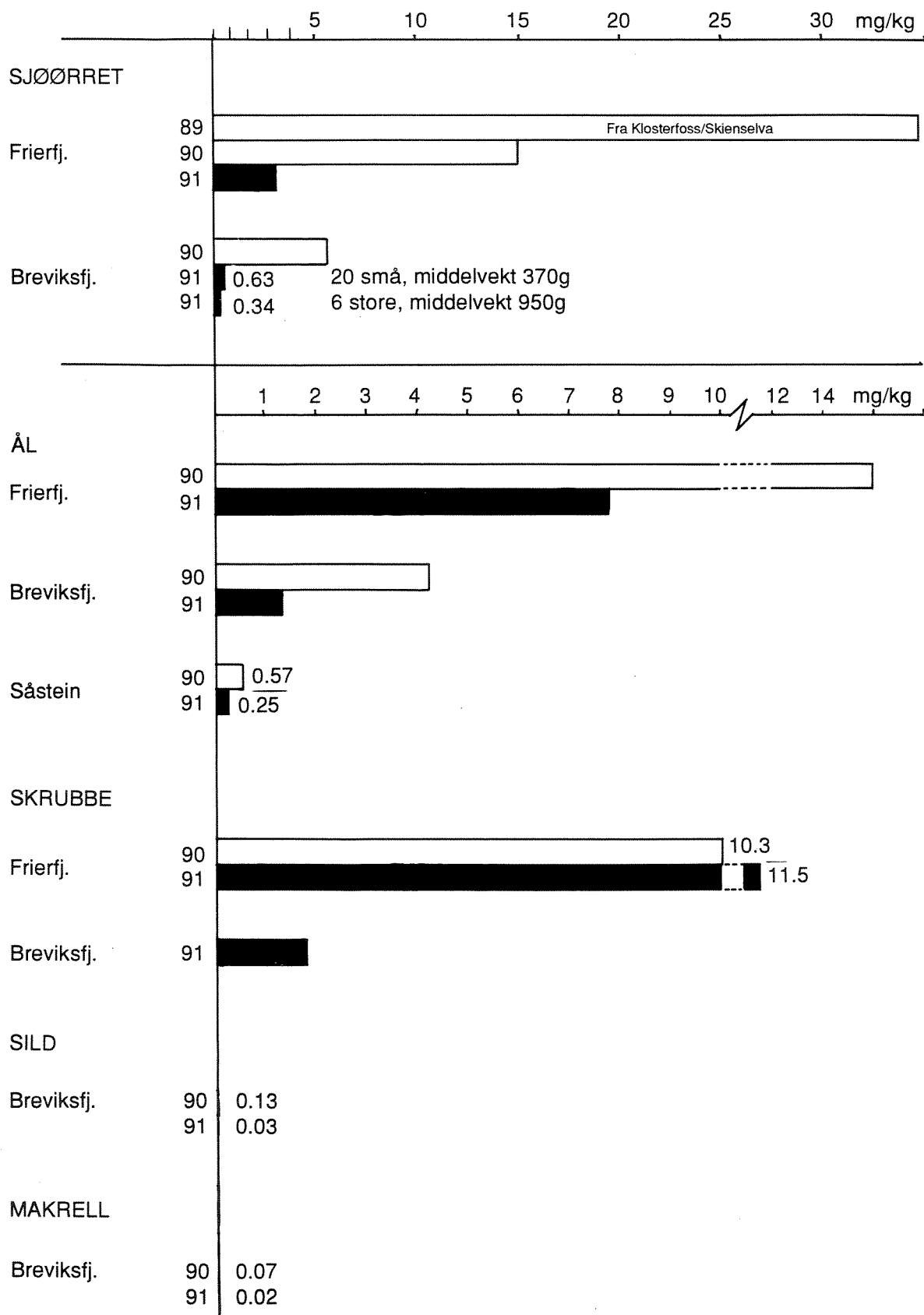
Arter/ områder	HCB			OCS			DCB		
	1990	1991	% red.	1990	1991	% red.	1990	1991	% red.
Sjørret									
Frierfj.	15106	3100	≈ 80	14700	10000	≈ 30	3635	3250	≈ 10
Breviksfj.	5579	632 ¹⁾	≈ 90	8193	789 ¹⁾	≈ 90	3450	332 ¹⁾	≈ 90
Ål									
Frierfj.	15956	7795	≈ 50	6118	3149	≈ 50	1195	567	≈ 50
Breviksfj.	4257	1330	≈ 70	1106	534	≈ 50	513	291	≈ 45
Såstein	569	253	≈ 55	215	80	≈ 65	174	113	≈ 35
Skrubbe									
Frierfj.	10272	11500	+	13900	24300	+	3409	7100	+
Sild									
Breviksfj.	1026	74	≈ 95	974	96	≈ 90	128	29	≈ 75
Makrell									
Breviksfj.	438	82	≈ 80	776	47	≈ 95	73	19	≈ 75
Krabbe									
Ringshlm.	4001	1174	≈ 70	2159	784	≈ 65	3308	1891	≈ 45
Bjørkøybåen	2916	773	≈ 75	665	126	≈ 80	1301	496	≈ 60
Arøya	100	17 ²⁾	≈ 85	115	8 ²⁾	≈ 95	188	45 ²⁾	≈ 75
Såstein	45	80 ²⁾	+	51	18 ²⁾	≈ 65	169	125 ²⁾	≈ 25
Åbyfj.	28	29	+	23	23	+	73	110	+
Jomfruland	34	28	≈ 20	15	< 14	+	45	37	≈ 20

1) Blandprøve av små eks.

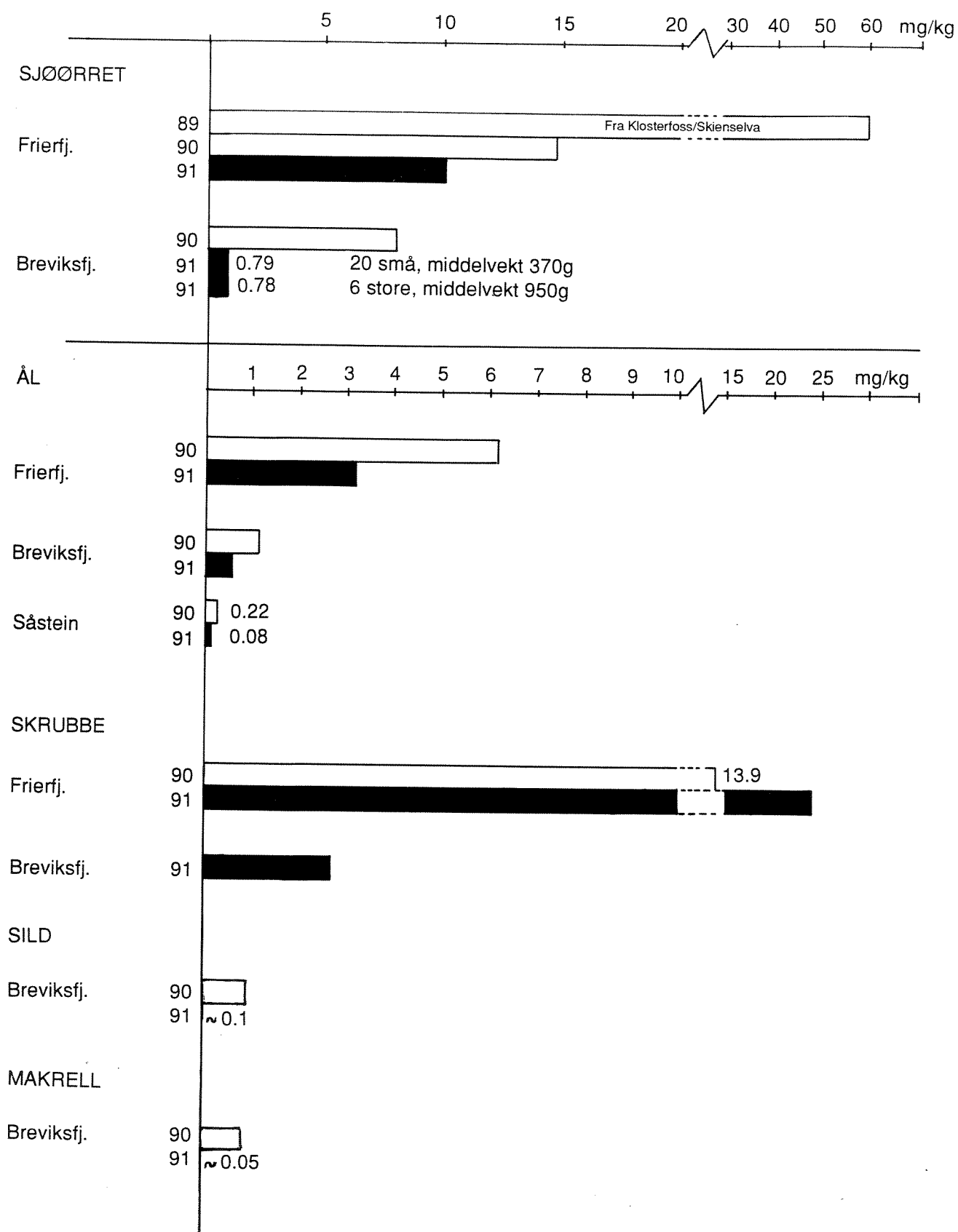
2) Oktoberprøvene.

Om utviklingen 1990 - 1991 kan tilføyes at Hydro Porsgrunns overvåking i blåskjell fra Corftholmen/Breviksfjorden viste en nedgang i midlere HCB-innhold på over 85%; fra 1. halvår 1990 (før full rensing) på over 90% (Jarandsen, 1991, 1992). Dette er omtrent samme reduksjon som for dioksin (kap. 4.2) og ikke fullt, men nær proporsjonalt med utslippsreduksjonen (> 95%).

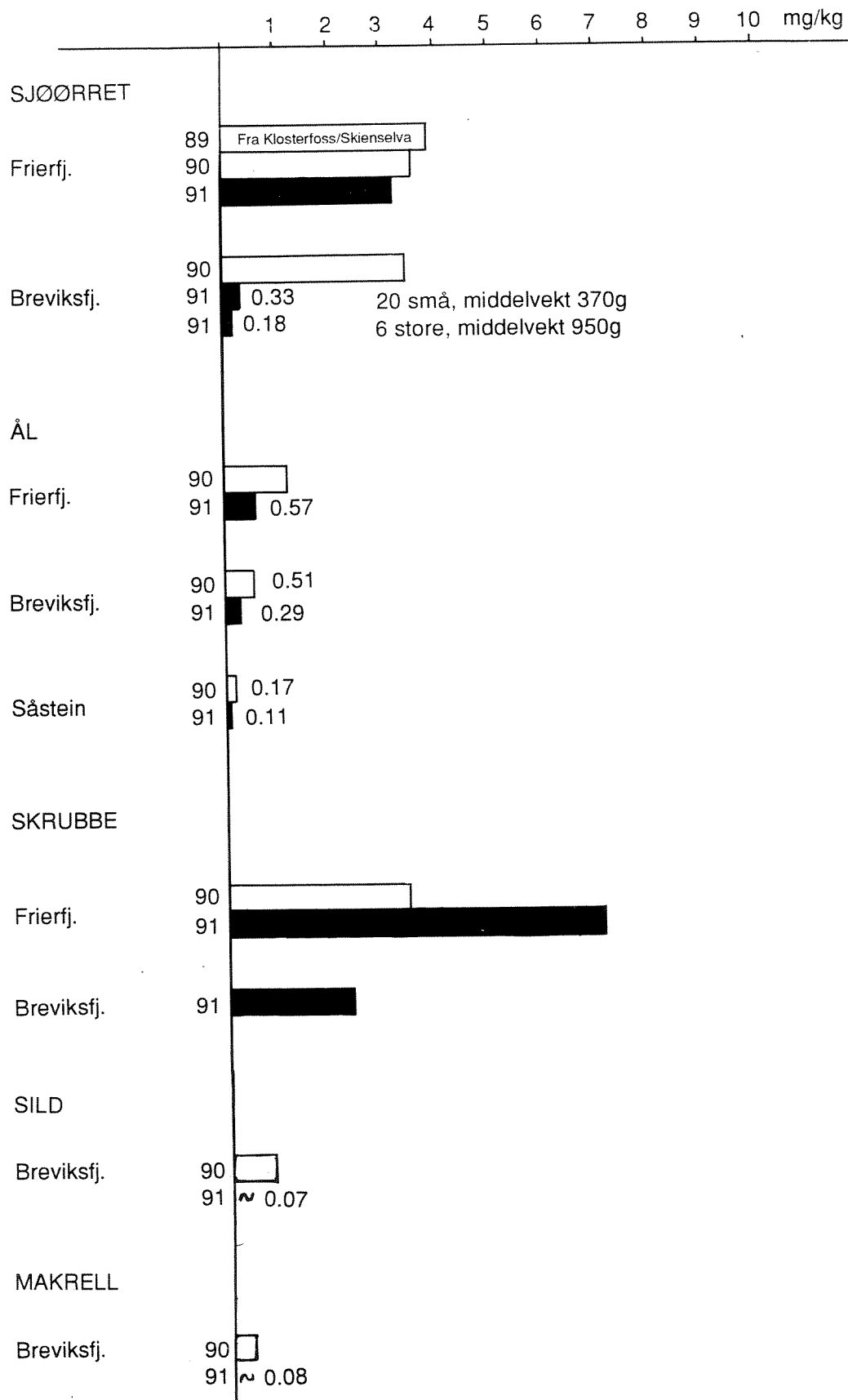
I likhet med for PCDF/PCDD er de oppnådde grader av reduksjon etter 8 - 15 måneder en tydelig indikasjon på at andre eksponeringsveier enn vann har vært avgjørende for nivåene som er observert i 1991. Unntatt fra dette er HCB i blåskjell og - i noe mindre grad - HCB/OCS i de pelagiske artene av fisk (sild og makrell). Et generelt forbehold må dessuten tas for utskillestiden, som er mangelfullt kjent.



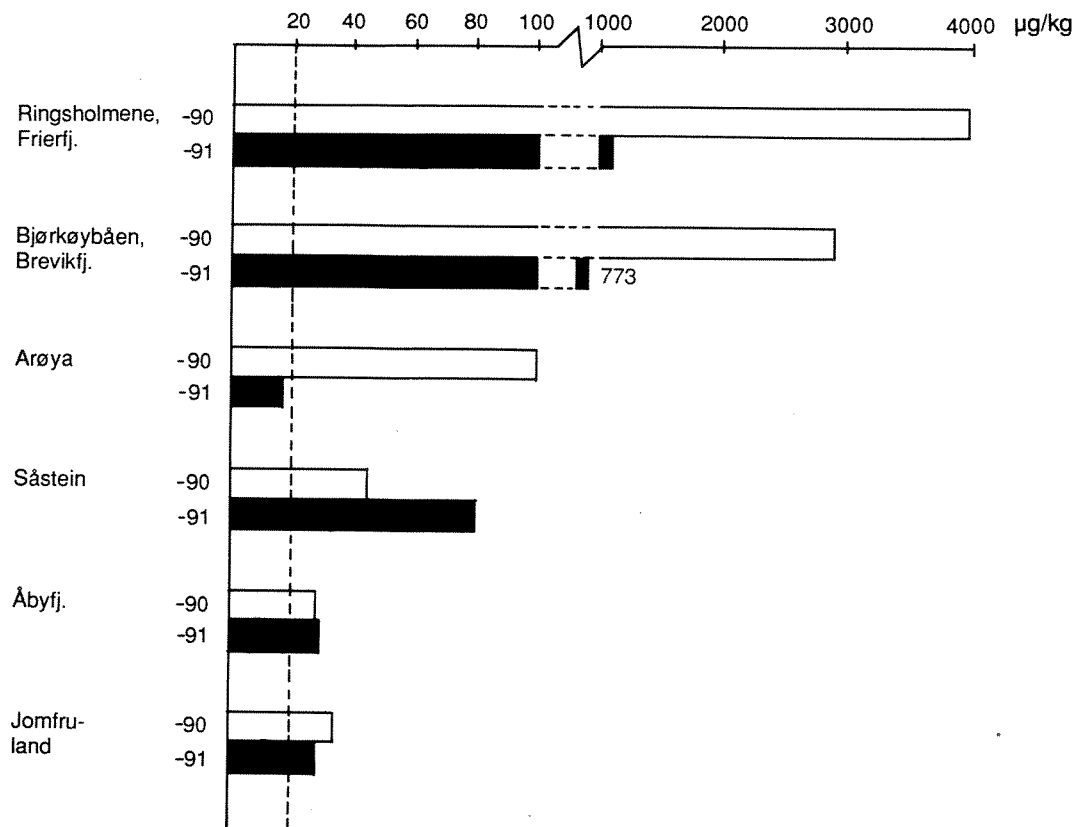
Figur 12. Heksaklorbenzen (HCB) i filet av fisk fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1989 - 1991, mg/kg fett. Merk brudd i skala.



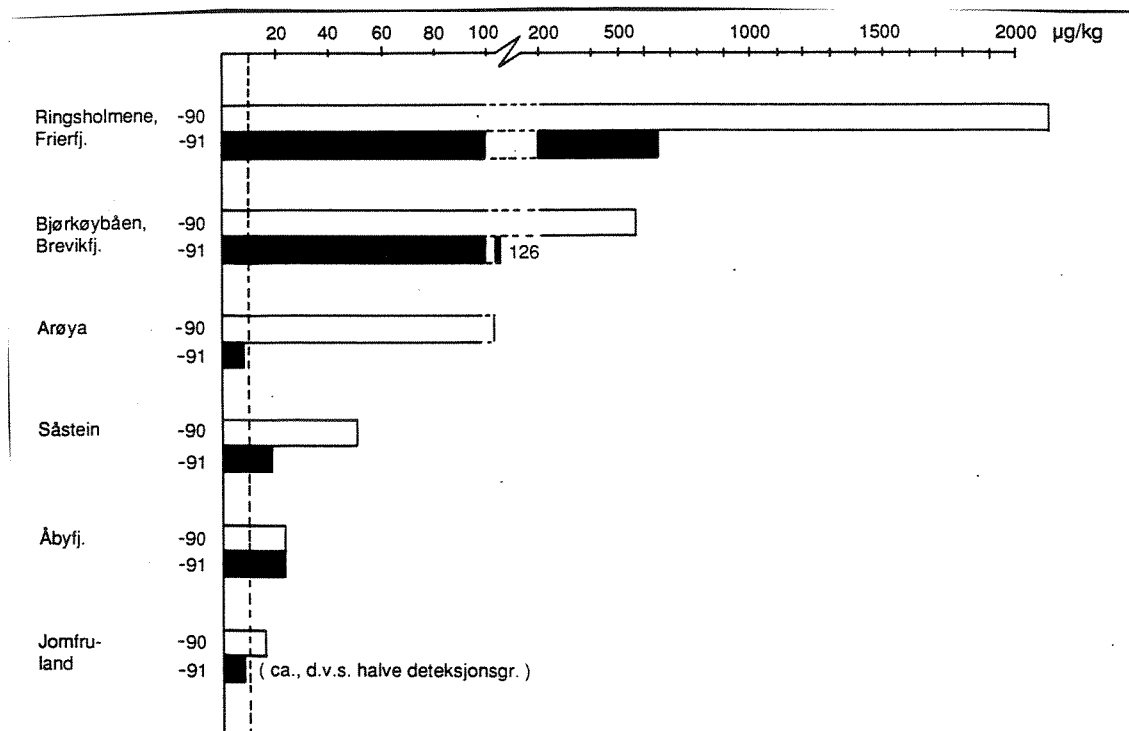
Figur 13. Oktaklorstyren (OCS) i filet av fisk fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1989 - 1991, mg/kg fett. Merk brudd i skala.



Figur 14. Dekaklorbifenyl (DCB, PCB 209) i filet av fisk fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1989 - 1991, mg/kg fett.



Figur 15. HCB i krabbesmør av hannkrabber fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1990 - 1991, $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett. --- markerer antatt høyt bakgrunnsnivå. Merk brudd i skala.



Figur 16. OCS i krabbesmør av hannkrabber fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1990 - 1991, $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett. --- markerer antatt høyt bakgrunnsnivå. Merk brudd i skala.

5.3. Mengdeforhold mellom hovedkomponenter og TCDD-ekvivalenter

Forholdet

$$\frac{\Sigma 5CB / HCB / OCS}{TCDD - \text{ekv.}}$$

belyser bl.a. de ulike artenes akkumuleringsegenskaper og dermed forhold av interesse ved deres bruk som indikatorarter og sporingsmedier. Tabell 11 viser dette for observasjoner i 1990 og 1991. 1990-tallene er fra et supplerende forskningsprosjekt (Knutzen og Bjerkeng, 1992), der hovedhensikten er å se på mulige statistiske sammenhenger mellom HCB/OCS/DCB og TCDD-ekvivalenter eller enkeltforbindelser/grupper av PCDF/PCDD.

Tallene i tabell 11 kan jevnføres med forholdet i utslipp og sediment. I 1991 var førstnevnte omkring 700 : 1 (kfr. tabell 1), dvs. omtrent som før utslippsreduksjonen (Knutzen og Oehme, 1988). I sediment avtar 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).

1991-dataene i tabellen illustrerer hvor forskjellige akkumuleringsegenskaper artene har, dels som følge av ulike eksponeringsveier, men også biokjemiske/fysiologiske egenskaper må spille inn (f.eks. når det gjelder bunnfiskene ål og skrubbe sammenlignet med krabbe).

Generelt markerer krabbe og blåskjell seg, eventuelt også reker, som de beste for å spore innflytelsesområdet for utslipp av PCDF/PCDD.

Videre bekrefter 1991-tallene at krabber har lite varierende konsentrasjonsforhold med avstand fra utslipp. Siden sedimentene har klart synkende forholdstall utover mot åpen kyst, synes den direkte eksponeringen fra sediment å være av mindre betydning for innholdet av PCDF/PCDD i krabber. Det er også i samsvar med resultater fra eksperimentelle undersøkelser (Berge og Knutzen, 1991).

Tabell 11. Forholdet (Σ 5CB+HCB+OCS)/TCDD-ekv. i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1990 - 1991.

Arter/Steder	1990	1991
Torskelever		
Frierfj.	-	≈ 10500
Breviksfj.	-	≈ 5400
Såstein	-	≈ 3800
Torskefilet		
Frierfj.	-	≈ 26000
Breviksfj.	-	≈ 18200
Sjørørret		
Frierfj.	6100	≈ 12800
Breviksfj. (små)	20400	≈ 5200
Breviksfj. (store)		
Ål		
Frierfj.	≈ 121000	≈ 53900
Breviksfj.	≈ 16500	≈ 14100
Såstein	≈ 11100	≈ 4300
Skrubbe		
Frierfj.	≈ 15400	≈ 22700
Breviksfj.	-	≈ 4300
Smørflyndre		
Breviksfj.	-	≈ 3500
Langesundbukta	-	≈ 1800
Sild		
Breviksfj.	≈ 2900	≈ 1400
Makrell		
Breviksfj.	≈ 9600	≈ 2700
Krabbe		
Ringshlm.	≈ 320	≈ 100
Bjørkøybåen	≈ 200	≈ 80
Arøya	140	≈ 40
Såstein	≈ 80	≈ 120
Åbyfj.	≈ 110	≈ 130
Jomfruland	≈ 160	≈ 150
Reker		
Eidangerfj.	-	≈ 280
Breviksfj.	-	≈ 360
Dybingen	-	≈ 360
Håøyfj.	-	≈ 160
Blåskjell		
Croftshlm.	-	≈ 210
Helgeroa	-	≈ 740
Klokkartangen	-	≈ 150

6. ORIENTERENDE UNDERSØKELSER AV PLANE PCB, POLYKLORETE NAFTALENER (PCN) OG TOXAFEN

Et sammendrag av disse analyser (for organismer omregnet til våtvektsbasis) er gitt i tabell 12, mens rådata finnes i vedlegg 6 (inkludert % tørrvekt og % fett og Toxafen splittet i penta-, hekso-, hepta- og oktaklorforbindelser).

6.1. Plane PCB

PCB nr. 77, 126 og 169 er de giftigste forbindelsene innen gruppen og har en dioksinlignende virkningsmekanisme (Ahlborg et al., 1992). Nr. 77 og 126 ble registrert i torsklever, - bare nr. 77 i krabbesmør, derimot ingen av forbindelsene i ål, blåskjell eller sedimenter. Omregnet til TCDD-ekvivalenter (= TEQ: Toxicity Equivalents) i henhold til Ahlborg et al.s (1992) forslag til TEF (Toxic Equivalency Factors) for disse stoffene fås følgende konsentrasjoner i torsklever:

nr. 77:	< 0.1	ng TEQ/kg v.v.
nr. 126:	≈ 140	ng " " "

Sammenlagt representerer dette 10 - 15% av giftighetspotensialet fra PCDF/PCDD i Frierfjordtorskens lever (kfr. tabell 4, kap. 4). I Frierfjorden er således plane PCB av underordnet betydning.

Forholdet kan være annerledes i torsk fra områder lenger ut. I henhold til de øvrige registreringene av PCB i organismer fra Grenlandsfjordene ligger konsentrasjonene bare omkring et høyt bakgrunnsnivå (liten/ingen minskning utover i fjordsystemet). Antas det samme for PCB 126, vil denne forbindelsen utgjøre et giftighetspotensiale i størrelsesordenen 30 og 50% av det PCDF/PCDD gjør i torsklever fra hhv. Breviksfjorden og Såstein.

Tabell 12. Innhold av plane PCB, PCN og toxafen i utvalgte prøver av organismer og sedimenter fra Frierfjorden og Breviksfjorden 1989 (sedimenter) og 1991, µg/kg våtvekt (organismer) og µg/kg tørrvekt (sedimenter). i.p. = ikke påvist.

Prøver/Sted	PCB			PCN					Toxafen
	77	126	169	Tri-	Tetra-	Penta-	Hexa-	Sum	
TORSKELEVER	≤ 0.3	1.4	i.p.	i.p.	16	105	215	336	105
ÅL (filet)	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	< 0.1	0.8	4.5	5.4	63
KRABBESMØR									
Ringshlm., okt.	0.27?	i.p.	i.p.	i.p.	1.7	3.3	6.5	11.5	i.p.
BLÅSKJELL									
Croftthlm., 27/6	i.p.	i.p.	i.p.	≈ 0.05	≈ 0.15	≈ 0.6	≈ 0.1	≈ 0.9	i.p.
SEDIMENT									
St. 13C, Frierfj., 0 - 2 cm ¹)	i.p.	i.p.	i.p.	0.6	10	22	16	48.6	i.p.
St. 18B, Breviksfj., 0 - 2 cm ¹)	≤ 0.1	i.p.	i.p.	0.4	5	16	15	36.4	i.p.

¹) Kfr. Næs og Oug (1991).

Foreløpig er det få registreringer av plane PCB i fisk og skalldyr fra Norge. Upubliserte torskeleverdata fra Drammensfjorden viste TEQ-konsentrasjoner i samme størrelsesorden som nevnt for Frierfjorden, mens det i torsk fra Tana er funnet noe lavere verdier (Paasivirta og Rantio, 1991). På bakgrunn av observasjoner i krabbesmør fra referansestasjoner på Sørlandskysten (NILU/NIVA, unpubl.), var det bemerkelsesverdig lite i krabbene fra Ringsholmen.

Av utenlandske registreringer kan nevnes:

- Asplund et al. (1990a,b): Innhold i lever av torsk (1990a) fra Østersjøen som var omtrent som i Frierfjorden for PCB nr. 126, men vesentlig høyere for nr. 77 (dessuten data for sild, gjedde, røye og sik).
- Koistinen (1990): Lever av torsk fra Finskebukta 5 - 10 ganger så mye av PCB 77, omkring halvparten av PCB 126 jevnført med Frierfjordprøven.
- Tarhananen et al. (1989): PCB77 i laks fra Bottenviken og Østersjøen.
- Niimi og Oliver (1989): PCB77 i laksefisk fra Lake Ontario.
- Steimle et al. (1990): Nr. 77 og 126 i fisk og muslinger fra USAs østkyst.
- Paasivirta og Rantio (1991): Nr. 77, 126 og 169 i laks og torsk fra Østersjøen.
- Ford et al. (1992): Nr. 77, 126, 169 i hel Canadarøye fra arktisk Canada.

Enkelte av disse undersøkelsene viser betydelige (Niimi og Oliver, 1989) eller delvis bemerkelsesverdige høye konsentrasjoner (Steimle et al., 1990 og Hong et al., 1992) av PCB 126, som anses langt det farligste av disse tre stoffene (Ahlborg, et al., 1992).

Erkjennelsen av plane PCBs økotoksikologiske og humantoksikologiske betydning har økt i de senere år. Foruten de tre non-ortho-forbindelsene som er behandlet her, har flere mono-ortho og di-ortho-forbindelser en virkningsmekanisme som i prinsippet er lik 2378-PCDF/PCDD. (Non/mono/di-ortho refererer seg til kloratomenes plassering på PCB-molekylet. For nærmere informasjon kfr. Ahlborg et al., 1992). Nær PCB-kilder og i bare diffust belastede områder er disse forbindelsenes TEQ-verdier antagelig generelt like høye eller høyere enn PCDF/PCDDs i fisk; i marine pattedyr sannsynligvis betydelig høyere (se f.eks. Kannan et al., 1989).

Bedømmelsen av disse forbindelsenes forekomst kompliseres av store usikkerheter omkring hvilke TEF-verdier (Toxic Equivalency Factors) hver av dem skal tilordnes, dessuten av om det er berettiget å addere TEQ-konsentrasjoner (Toxic Equivalents = 2378 TCDD-ekv.) fremkommet på denne måten (se nærmere i Ahlborg et al., 1992).

Under alle omstendigheter risikeres et misvisende eller utilstrekkelig forvaltningsgrunnlag hvis oppmerksomheten ensidig fokuseres på PCDF/PCDD i områder som bare er diffust belastet. For å bedømme forholdene på Skagerrakkysten, er det følgelig et generelt behov for referansestudier av bl.a. de aktuelle PCB-forbindelsene i utvalgte spiselige organismer. (For så vidt gjelder behovet også andre deler av kysten og ferskvannlokaliteter, dessuten indikatororganismer i sin alminnelighet).

6.2. PCN

Høyt innhold av polyklorerte naftalener ble registrert i torskelever. Konsentrasjonene av Σ PCN i tabell 12 ligger 2 - 3 størrelsesordener over det som er observert i tilsvarende prøvemateriale fra Finskebukta (Koistinen, 1990) og Østersjøen (Asplund et al., 1990a) og også ca. 10 ganger høyere i torsk fra Stockholms skjærgård (Jansson et al., 1984). Sammenlignet med et antatt "bakgrunnsnivå" for Σ PCN i gjedde og lake på $< 5 \mu\text{g/kg}$ fett (Järnberg et al. (1990), lå verdiene i torsk, krabbe og ål fra Frierfjorden på henholdsvis ca. 200/20/5 ganger høyere.

Av utenlandske observasjoner av PCN kan tilføyes Tarhanen et al. (1989) som registrerte 7 - 8 $\mu\text{g/kg}$ våtvekt av tetra- og penta-CN i laks fra Østersjøen og Bottenviken, mens heksaklorerte forbindelser lå under deteksjonsgrensen (0.2 $\mu\text{g/kg}$).

Dette skulle være en sterk indikasjon på en punktkilde til Frierfjorden. PCN ble også påvist i Frierfjordfisk fra 1975 - 76, men da ikke kvantifisert (Baumann Ofstad et al., 1978). Det er derfor bemerkelsesverdig at det praktisk talt ikke var noen forskjell i overflatesedimentenes innhold av PCN fra Frierfjorden til Breviksfjorden. For HCB/OCS/DCB sank konsentrasjonene mellom de to områdene med 1 - 2 størrelsesordener; for TCDD-ekvivalenter 70 - 75% (Næs og Oug, 1991).

De funne PCN-konsentrasjoner kan implisere en betydelig økning i f.eks. torskelevers giftighetspotensiale målt i TEQ-enheter (= TCDD-ekvivalenter). Enkeltforbindelsene av PCN er ikke identifisert, men antas alle hexa-forbindelsene å ha en TEF-verdi på 0.001 (Hanberg et al., 1989), fås i verste tilfelle et tilskudd i størrelsesordenen 200 ng TEQ/kg våtvekt, dvs. en økning på omkring 20% i forhold til det PCDF/PCDD representerer (tabell 4).

Konsentrasjonene i andre organismer var mer moderate; selv på fettbasis mer enn en størrelsesorden lavere enn i torskelever. "Verste tilfelle" prosentøkningen i TEQ blir også tilsvarende også mindre i disse artene, men ikke helt ubetydelig: $\approx 5\%$ i ål (tabell 4).

Sedimentkonsentrasjoner på 40 - 50 μg Σ PCN/kg tørrvekt (derav 30 - 40% hexa CN er også 20 - 30 ganger høyere enn det Järnberg et al. (1990) observerte i et antatt bare diffust påvirket elvesediment i , og på nivå med konsentrasjoner i overflatesedimenter betegnet som belastet fra en punktkilde (Järnberg et al., 1990; se også Asplund et al., 1990b).

Imidlertid representerer disse konsentrasjonene av PCN bare en ubetydelig økning av sedimentets TEQ-innhold (1 - 2% av verdiene basert på PCDF/PCDD i Næs og Oug, 1991).

Foreløpig er det ikke grunnlag for å forklare det manglende samsvar mellom PCN-innholdet i torskelever og de øvrige analyserte prøver (bortsett fra at det lave innholdet i blåskjell kan være rimelig ved at redusert belastning slår først og sterkest ut i gruntvannsarter som vesentlig eksponeres via vann og partikler knyttet til det nå mindre forurensede overflatelaget).

Observasjonene i torskelever bør foranledige en oppfølging for å få en bredere fundert bedømmelse av situasjonen. Primært bør analyser av torskelever gjentas, men utvides til også å omfatte materiale samlet lenger ut i fjordsystemet. Videre bør man søke å identifisere enkeltforbindelser, slik at risikoen ved konsum av sjødyr kan beregnes/anslås bedre enn det som er antydnet ved den her gjennomførte "verste tilfelle" betraktning. I denne forbindelse bør det også tenkes på å inkludere nye analyser av krabbe og ål, dessuten filet av torsk, rødspette eller skrubbe fra Frierfjorden og Breviksfjorden. Ved senere sedimentundersøkelser bør også PCN-analyser inkluderes.

6.3. Toxafen

Toxafen er et av flere handelsnavn på kommersielle blandinger av polyklorete kamfener (PCC), som har vært brukt som insektbekjempningsmiddel, men der bruken i Vest-Europa og USA er sterkt begrenset etter 1982. I Øst-Europa har PCC-blandinger vært i mer utstrakt bruk og anvendes i noen grad fremdeles. Det samme gjelder utviklingsland, spesielt i forbindelse med dyrking av bomull. I Skandinavia skal visstnok bare mindre mengder være omsatt for mer enn 30 år siden. (Se nærmere i Wideqvist et al. (1990) og Saleh (1991)).

En del av forbindelsen innen den store gruppen er meget persistente og bioakkumulerende. Toxafen har høy akutt giftighet overfor fisk og er kreftfremkallende (Saleh, 1991).

Analysene er kompliserte, med risiko for interferens fra andre grupper av klororganiske stoffer (PCB, Chlordaner, DDT), og det er først i det siste 10-året at analysemetodikken er blitt utviklet til pålitelig separasjon og identifisering av enkeltstoffer (foreløpig bare et fåtall - kfr. Wideqvist et al. (1990), Saleh (1991), Stern et al. (1992), Vetler et al. (1992)). Det er derfor sannsynlig at analyseproblemer kan ligge under de varierende og til dels forvirrende (motstridende) resultater som foreligger.

Til de data som refereres i det følgende, knytter det seg derfor forbehold om analysemetodikk som kan gjøre at tallene ikke er fullt ut sammenlignbare.

Toxafen-innholdet i torsk fra Frierfjorden (vel 300 µg/kg fett) kan karakteriseres som **moderat/forholdsmessig lavt**. I lever av samme art fra Finskebukta og Tana, fant Paasivirta og Rantio (1991) hhv. 640/540 µg/kg, mens Musial og Uthe (1983) registrerte 1100/2400 µg/kg på Canadas østkyst, og Müller et al. (1988) fant adskillig høyere konsentrasjoner i torsk fra Tyskland/Island/Canada - hhv. ca. 7100/5800/28000 (?) µg/kg fett, videre 3700 µg/kg i et torskeleverkonsentrat fra Tyskland. I motsetning til disse høye konsentrasjonene observerte Valk og Wester (1991) 400 - 1000 µg/kg fett i torskelever fra Nordsjøen (bemerkelsesverdig nok høyere i nordlige enn sydlige Nordsjøen). Lach og Parlar (1990) rapporterte tilsvarende høyt toxafeninnhold som de laveste av ovennevnte data fra Müller et al. (1988).

I lever av ferskvannarten lake, som er beslektet med torsk, registrerte Muir et al. (1990) middelveier av toxafen på 800 - 2300 µg/kg fett. Materialet var fra avsidesliggende innsjøer i arktisk Canada.

Både Müller et al. (1988) og Lach og Parlar (1990) fant ca. 10 ganger så høy konsentrasjon av toxafen som av PCB. Også Muir et al.'s (1990) data for lakelever inneholdt i hovedsaken mer toxafen enn PCB, men i gjennomsnitt ikke fullt dobbelt så mye. Schmitt et al. (1990) registrerte derimot det omvendte forhold i et stort materiale av ferskvannsfisk fra USA. I sitt varierte materiale fant Andersson et al. (1988) omkring samme størrelsesorden av PCB og toxafen.

Av andre registreringer av toxafen i saltvanns- og ferskvannsfisk, kan nevnes:

- Jansson et al. (1979), høye konsentrasjoner i sild og røye fra Østersjøen/Vättern.
- Ballschmiter og Zell (1980), lavt innhold i røye fra Alpene.
- Zell og Ballschmiter (1980), lite (68µg/kg fett) i antarktisk torsk fra Syd-Georgia.
- Tarhanen et al. (1989), 700/900 µg/kg fett i laks fra Østersjøen.

- Wideqvist et al. (1990), som i senere fangster fant vesentlig lavere innhold i Vättern-røye enn Jansson et al. (op. cit.) rapporterte.
- Paasivirta og Rantio (1991), 2870 µg/kg fett i laks fra Tana, ca. 800 - 7000 i samme art fra ulike prøvesteder Finland og Østersjøen.
- Stern et al. (1992), med identifikasjon av to forbindelser som utgjorde 25 - 30% av en total på 5 - 600 µg/kg fett i røye.
- Lockhart et al. (1992), med ref. til data for ferskvannsfisk i Canada.
- Vetler et al. (1992), to hovedforbindelser i marine organismer, torskeleverolje.

For norske forhold er observasjonene til Andersson et al. (1988, - sild, makrell, ørret, laks, gjedde) og Wideqvist et al. (1990, - sild, sik, røye) av særlig interesse, dessuten Valk og Wester (1991) som foruten torsk, analyserte skrubbe, sild og rødspette (< 150 - 400 µg/kg fett).

Sammenlignet med ovennevnte konsentrasjoner på fettbasis er det sannsynlig at også innholdet i Frierfjord-ål (≈ 250 µg/kg fett) kan anses å være lavt/moderat. Et ytterligere underlag for en konklusjon om bare moderat diffus belastning fås av at innholdet i krabbe og blåskjell lå under deteksjonsgrensen (ca. 10 µg/kg tørrvekt for isomergruppen, kfr. vedlegg 6).

Toxafen ble heller ikke påvist i sediment (deteksjonsgrense 5 µg/kg tørrvekt for isomergrupper).

I Grenlandsmaterialet er det observert forbindelser med fra 5 til 8 kloratomer i molekylet, men bare identifisert til isomergruppe. En toksikologisk vurdering blir usikker så lenge enkeltforbindelsene ikke er identifisert og testet. Siden analysene viste i høyden moderate bakgrunnsverdier, er det imidlertid liten grunn til å tro at toxafen har noen betydning i Grenlandsfjordene.

7. ØVRIGE KLORORGANISKE STOFFER

For rådata, se vedlegg 5.

I blandprøvene analysert for hovedkomponentene i utslippet er det også analysert for Σ PCB₇ (nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) og andre vanlig utbredte mer eller mindre persistente klororganiske stoffer (rådata i vedlegg 5).

Hverken Σ PCB₇, DDT med nedbrytningsprodukter eller Lindan og andre isomere av heksaklorsykloheksan viste konsentrasjoner utover det som er vanlig i bare diffust belastede områder (ref. i Knutzen og Skei, 1990; Cross et al., 1992 (skrubbe), for PCB dessuten Marthinsen et al., 1991). Konsentrasjonene var vesentlig lavere enn registrert i områder med sterk diffus belastning, som f.eks. Østersjøen (Kannan et al., 1992).

EPOCl (ekstraherbart persistent organisk bundet klor) er analysert i en del av prøvene (vedlegg 5) og resultatene gitt på friskvekts- og fettbasis i tabell 13. Tabellen viser også ca. prosentandel som de identifiserte stoffene utgjør av EPOCl. For denne beregningen er det antatt at klor i gjennomsnitt representerer 60% av molekylvekten for de identifiserte forbindelsene. (Identifiseringprosenten i torskelever, ål og krabbe fra Frierfjorden øker ikke mer enn et par prosent hvis man inkluderer polyklorerte naftalener og toxafen - kfr. tabell 12, kap. 6).

Av tabellen ses at EPOCl-verdiene var synkende utover i fjorden for torskelever; torskefilet, sjøørret og skrubbe. Forløpet var derimot ujevnt i ål, med høyest konsentrasjon i materialet fra Breviksfjorden. Hverken i krabbe eller blåskjell ble den minskede belastning med økende avstand fra Frierfjorden gjenspeilet ved EPOCl, og i reker bare usikkert.

I tilfellene der det var avstandsgradienter, var det også høy andel identifiserte klorforbindelser.

Tabell 13. EPOCI (ekstraherbart persistent organisk bundet klor) i utvalgte biologiske prøver fra Grenlandsfjorden/Telemarkskysten og referansestasjoner (ål) i 1991, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt og $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett, samt ca. % andel identifisert klor.

Arter/steder	$\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	Ca. % ident.
Torskelever			
Frierfj.	11300	33300	≈ 85
Breviksfj.	2720	7900	≈ 75
Såstein	300 ¹⁾	730 ¹⁾	-
Torskefilet			
Frierfj.	100	16700	≈ 100
Breviksfj.	< 50	< 10000	> 60
Sjørørret			
Frierfj.	260	13000	≈ 85
Breviksfj. (små)	< 50	< 2600	> 60
Breviksfj. (store)	< 50	< 610	> 200?
Skrubbe			
Frierfj.	210	21000	130?
Breviksfj.	< 50	< 8300	> 70
Ål			
Frierfj.	5300	19800	≈ 35
Breviksfj.	5600	54400	≈ 3
Såstein	780	5200	≈ 7
Røynevardefj. (blank)	150	1760	≈ 18
Risør	< 50	< 330	> 45
Krabbesmør			
Ringshlm.	480	10400	≈ 29
Bjørkøybåen	1940	13800	≈ 9
Arøya	6520	27200	≈ 1
Såstein	1520	6800	≈ 8
Åbyfj.	1950	11300	≈ 4
Jomfruland	2350	11000	≈ 3
Reker			
Eidangerfj.	200	25000	≈ 2
Breviksfj.	200	22200	≈ 3
Håøyfj.	140	15600	≈ 3
Dybingen	160	17800	≈ 2
Blåskjell			
Croftlm., mars	120	9200	≈ 4
" mai	160	9400	≈ 4
" juni	510	26800	≈ 2
" aug.	110	6900	≈ 5
" nov.	220	12200	≈ 4
" des.	160 ²⁾	9400	≈ 4
" "	530 ²⁾	29400	< 1
Helgeroa, mars	330	15700	≈ 2
" des.	250 ²⁾	13200	≈ 1
" "	270 ²⁾	14200	< 1
Klokkartangen, mars	80	4200	≈ 3

1) Såvidt over blindverdi: meget usikker bestemmelse.

2) Parallele underprøver(uttak av homogenisat).

8. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I ORGANISMER

De fullstendige analyseutskriftene er gjengitt i vedlegg 7. Foruten de faste observasjonene på tre blåskjellstasjoner er det gjort orienterende analyser i krabbesmør og et par fiskeprøver (tabell 14 med hovedresultater).

Tabell 14. PAH i filet av skrubbe (*Platichthys flesus*), ål (*Anguilla anguilla*), krabbesmør (*Cancer pagurus*, hepatopaneas) og blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1991, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt og $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt. KPAH: Sum av potensielt kreftfremkallende stoffer (gr. 2A og 2B i IARC, 1987). B(a)P: Benzo(a)pyren, en av KPAH-gruppen. M/SD: Middel/Standardavvik.

Arter/prøvesteder	Friskvektsbasis			Tørrvektsbasis		
	Σ PAH	KPAH (% av Σ)	B(a)P	PAH	KPAH	B(a)P
Blåskjell						
Croftthlm., mars	286	76 (\approx 27)	7.8	2235	594	61
" mai	175	50 (\approx 29)	3.3	1174	336	22
" juni	211	32 (\approx 15)	2.2	1464	222	15
" aug.	104	26 (\approx 25)	2.0	630	158	12
" nov.	301	91 (\approx 30)	7.1	1821	549	43
" des.	113	28 (\approx 25)	2.5	724	179	16
Croftthlm., M/SD	198/84	51/27 (\approx 26)	4.2/2.6	1341	340	28
Helgeroa, mars	255	36 (\approx 14)	2.7	1308	185	14
" des.	51	5 (\approx 10)	0.3	306	30	\approx 2
Krabbe						
Ringshlm., okt.	41	10 (\approx 23)	1.6	141	34	6
Jomfruland, okt.	13	2 (\approx 15)	0.3	32	5	< 1
Skrubbe						
Frierfj., mai-juni	5	-	-	26	-	-
Ål						
Frierfj., mai-juni	30	0.5 (< 2)	-	73	\approx 1	-

Av tabellen ses at PAH-innholdet i krabbesmør og fisk var lavt/moderat. Men det ses også at krabbene fra Frierfjorden - til tross for mye lavere fettinnhold (kfr. vedlegg) - inneholdt mer enn 3 ganger så mye PAH som krabbene fra Jomfruland. Forskjellen er imidlertid langt fra proporsjonal med forholdet mellom sedimentenes PAH-innhold henholdsvis i Frierfjorden og på åpen kyst (Næs og Oug, 1991). Det synes m.a.o. som om belastningen fra det PAH-forurensede bunnmiljøet i Frierfjorden gir beskjedent utslag i krabbene. Deet samme gjelder bunnfisk. Høyere konsentrasjon i ål enn med skrubbe mer enn utlignes hvis man regner om til fettbasis.

Pga. tidligere analysetekniske vanskeligheter med å få pålitelige data ved lav belastning, finnes det få opplysninger om bakgrunnsnivåene i fisk og krabbe. I mager fisk kan man imidlertid regne med mindre enn 5 - 10 μg PAH/kg våtvekt (Varanasi et al., 1990; Næs et al., 1991; se også relativt lave konsentrasjoner referert av Stronkhorst (1992) fra sannsynlig markert belastede nederlandske estuarer). Ut fra PAHs raske omsetning og utskillelse i fisk (ref. i Knutzen, 1989), er det liten grunn til å tro at "normalnivået" ligger særlig høyere i filet av fet fisk.

Overkonsentrasjonene er sannsynligvis betydelig høyere i blåskjell. Nyere resultater, med forbedret analyseteknikk når det gjelder moderate/lave konsentrasjoner, gjør at tidligere antatt øvre grense for diffust bakgrunnsnivå (Knutzen, 1989; Knutzen og Skei, 1990) må antas estimert for høyt. Disse nyere data (Varanasi et al., 1990; Holte et al., 1992; NIVA, unpubl.) antyder at "bakgrunnsverdien" på deler av kysten ofte vil ligge under 50 og kanskje ned mot 10 µg PAH/kg våtvekt (avhengig av størrelsen på den diffuse belastning og eventuell hyppighet av oljespill-episoder). Så lenge man stort sett bare har observasjoner i enden av avstandsgradienter ut fra forurensningskilder, vil imidlertid enhver vurdering av "bakgrunnsnivåer"/overkonsentrasjoner forbli usikker.

Antas at "bakgrunnsnivået" i blåskjell fra Skagerrakkysten i hvert fall ikke bør overstige 50 µg/kg våtvekt (\approx 300 µg/kg tørrvekt), ses at ved Croftholmen 1991 overskrides dette med 2 - 7 ganger (tabell 14). Til dels opptrådte overkonsentrasjoner av denne størrelsesorden også i skjell fra Helgeroa.

Gjennomsnittsinholdet av PAH i skjell fra Croftholmen var omtrent som foregående år, samsvarende med at det heller ikke har skjedd noen endring i belastningen som skulle tilsi noen vesentlig nedgang (tabell 1). Svakt lavere konsentrasjoner ved Helgeroa enn i 1990 må antas tilfeldig (bare to observasjoner i 1991).

Andelen av potensielt kreftfremkallende forbindelser (KPAH) i blåskjell har i likhet med 1990 stort sett vært 20 - 30% i materialet fra Croftholmen, noe lavere ved Helgeroa. Tilsvarende prosentinnhold KPAH ble registrert i krabbe, mens slike forbindelser bare så vidt var påvisbare i den ene av fiskeprøvene (ål). B(a)P utgjorde en mindre, men ikke uvesentlig del av KPAH, - stort sett 1 - 3% av total PAH.

Særlig innslaget av metylerte naftalener og andre "lette" PAH i blåskjellprøvene (kfr. rådatatabellene i vedlegg 7) tyder på at det er mer enn industriutslippene innerst i fjorden som spiller en rolle (båttrafikk, oljespill).

9. KVIKKSØLV I TORSK

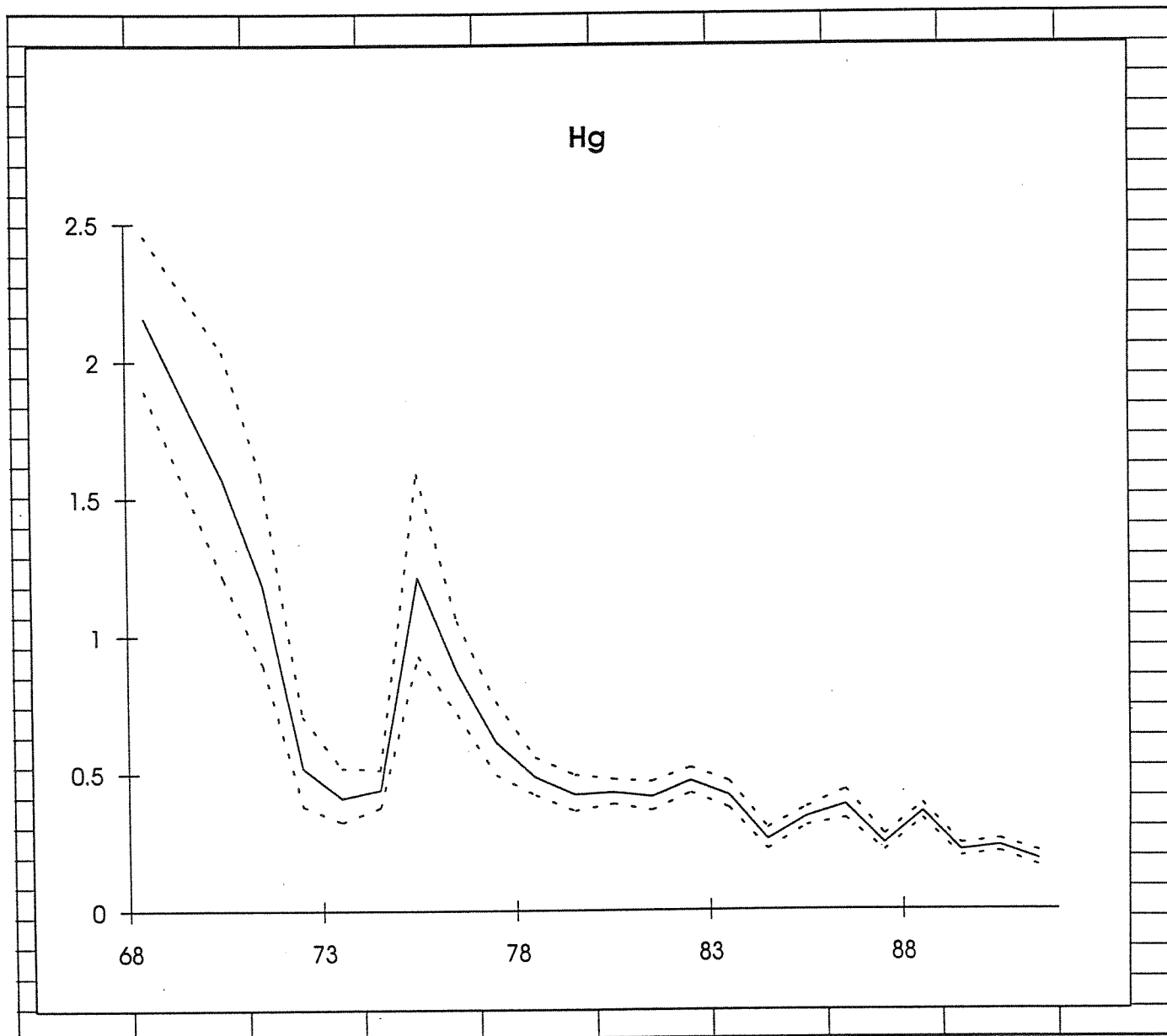
Rådata fra den lange serien med analyser av filet av torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden finnes i vedlegg 3 - 4, mens utviklingen siden 1968 er vist i figur 17 (Frierfjorden, vektkorrigerede data) og 18 (Eidangerfjorden, medianverdier).

I begge fjordområder lå nå torskens midlere kvikksølvinnhold under 0.2 mg/kg våtvekt; i Eidangerfjorden ned mot 0.1 mg/kg. Den høyeste av disse konsentrasjonene tilsvarer ikke mer enn 2 - 3 ganger et høyt bakgrunnsnivå. Nedgangen fra 1990 til 1991 er det imidlertid liten grunn til å tro er noe mer enn en svingning rundt et likevektsnivå. Direkte belastning med kvikksølv fra forurenset grunn og Gunnekleivfjorden har vært redusert til omkring nåværende nivå siden 1988 (Bjerkeng et al., 1991), og spesielt er direkte utslipp fra industri beskjedent (< 1 kg/år, kfr. SFT/Telemark, 1991).

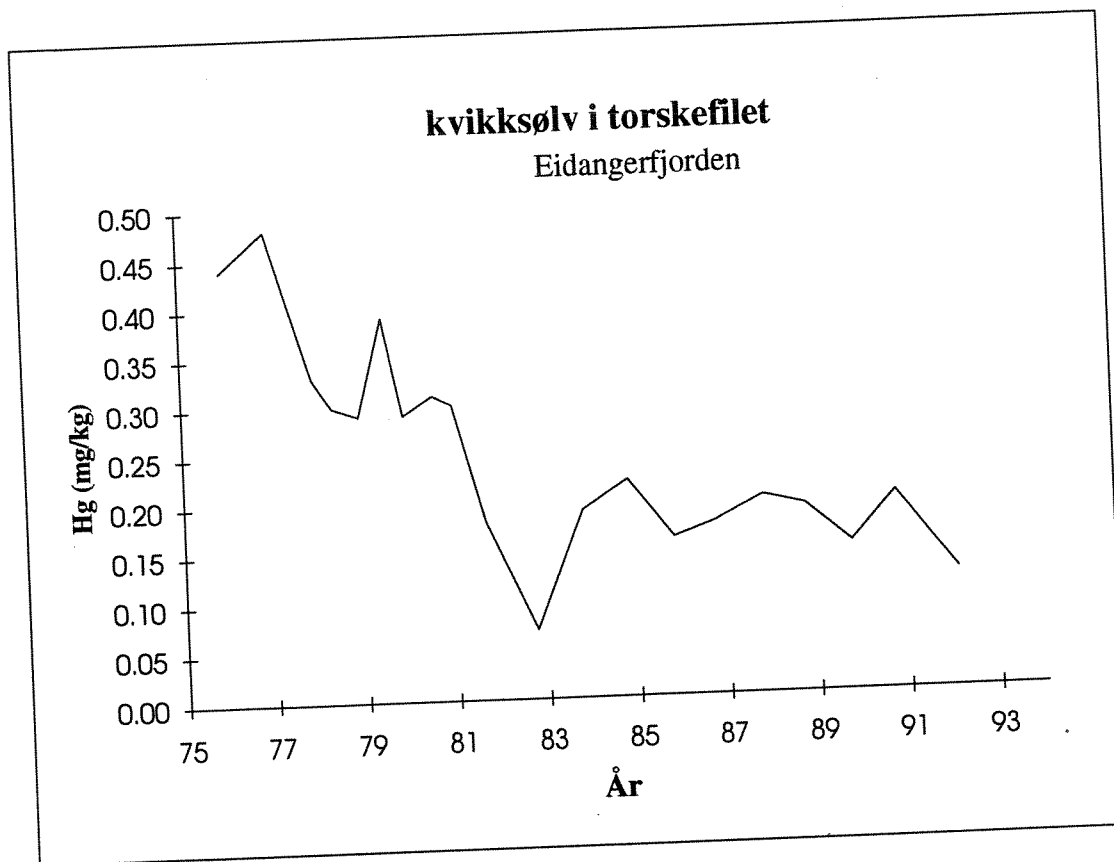
Med noe forbehold for bunnfisk og krabbe, og for næringsmiddelmyndighetenes vurdering av kvikksølvs betydning i den samlede belastning, skulle ikke kvikksølv lenger være noe hinder for utnyttelsen av spiselige organismer fra Frierfjorden. Av denne grunn er observasjoner av kvikksølv utelatt fra torskeanalysene i 1992.

Imidlertid bør observasjonene gjennomføres med 2 - 3 års mellomrom for å følge utviklingen. Dette har både generell interesse for å følge et restaurerings-forløp og tjener som et ledd i overvåkingen, idet man neppe kan utelukke at mudring/dumping kan føre til mobilisering av kvikksølv.

Hg			
68.5	1.89179	2.15626	2.45771
70.5	1.20701	1.56729	2.03511
71.5	0.8939	1.18762	1.57786
72.5	0.37984	0.51893	0.70895
73.5	0.3228	0.40919	0.5187
74.5	0.37567	0.43912	0.5133
75.5	0.92767	1.21423	1.5893
76.5	0.71427	0.86688	1.05676
77.5	0.49318	0.61244	0.76055
78.5	0.42028	0.48414	0.55771
79.5	0.36158	0.42232	0.49326
80.5	0.38767	0.43041	0.47787
81.5	0.36312	0.41306	0.46986
82.5	0.42812	0.47113	0.51846
83.5	0.37231	0.41775	0.46875
84.5	0.21979	0.25597	0.29812
85.5	0.30695	0.33829	0.37283
86.5	0.3321	0.38101	0.43712
87.5	0.21347	0.24136	0.2729
88.5	0.33002	0.35675	0.38563
89.5	0.19204	0.2143	0.23915
90.5	0.2078	0.22996	0.25449
91.5	0.15643	0.18183	0.21134



Figur 17. Kvikksølv i filet av torsk fra Frierfjorden 1968 - 1991, mg/kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og 95% konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg.



Figur 18. Medianverdier av kvikksølv i filet av torsk fra Eidangerfjorden, mg/kg våtvekt. (Ikke vektkorrigerte data).

10. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER

10.1. Tilstand i relasjon til mål i "Grenlandspakken"

Miljøgiftnivåene i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene har vist betydelig nedgang, men mye gjenstår før målet om restriksjonsfri bruk av spiselige organismer fra Frierfjorden er nådd. Dette er spørsmål som avgjøres av næringsmiddelmyndighetene, men de tentative forslag til målkriterier som tidligere er formulert (Knutzen, 1990), kan belyse omtrent hvor langt man er fra et slikt mål.

Tabell 15 gir en slik indikasjon for utvalgte arter når det gjelder PCDF/PCDD i organismer fra Frierfjorden og Breviksfjorden. Beregningene er gjennomført for en tenkt høyrisikogruppe som konsumerer 1000 g fisk/skalldyr pr. uke, dessuten ved skjønn på diettsammensetning og antatte ca. forhold mellom miljøgiftnivåene i tre kategorier av sjømat (se nærmere i Knutzen, 1990):

- Filet av mager fisk (tabelleks.: torsk, "flyndre", blåskjell og reker).
- Filet av fet fisk (tabelleks.: sjøørret, sild, makrell og ål. Se fotnote i tabellen for sistnevnte).
- Skallinnmat av krabbe, lever av torsk.

Tabell 15. Ca. overkonsentrasjoner av PCDF/PCDD (TCDD-ekvivalenter) i spiselige organismer fra Frierfjorden og Breviksfjorden i relasjon til foreslåtte målkriterier for miljøgift-innhold (antall ganger målkriterier i Knutzen, 1990). Vedrørende forutsetninger og beregningsmåte: se tekst.

Sjømat	Frierfjorden TCDD-ekv.	Breviksfjorden TCDD-ekv.
Torsk, lever	≈ 25	≈ 7
" filet	≈ 10	≈ 2
Sjøørret	≈ 7	≈ 2
Sild	-	≈ 4
Makrell	-	≈ 3
Flyndrearter ¹⁾	≈ 30	≈ 10
Ål ²⁾	≈ 10	≈ 3
Krabbe, innmat ³⁾	≈ 12	≈ 4/25 ⁴⁾
Reker	-	10/20 ⁵⁾
Blåskjell	-	≈ 20 ⁶⁾

- 1) Antatt samme grad av akkumulering i alle flyndrearter som i skrubbe, men se smørfllyndre fra Breviksfjorden, som viste vesentlig lavere innhold (tabellene 4 og 8).
- 2) Benyttet høyere kriteriegrense (5 ng/kg våtvekt) enn hos de øvrige arter av fet fisk (3 ng/kg våtvekt), pga. den (vanligvis) lavere grad av utnyttelse enn for de øvrige arter av fet fisk.
- 3) Muligens mindre pga. uttynnings-effekt ved den øvrige skallinnmat (ikke direkte undersøkt for PCDF/PCDD, men kfr. data fra studier av HCB/OCS/DCB/PCB i Knutzen og Bjerkeng, 1992, muligens noe forskjellig for hunner).
- 4) Henholdsvis ved Arøya og Bjørkøybåen, se kap. 4 om forholdet mellom Ringsholmen og Bjørkøybåen.
- 5) Henholdsvis reketrekk i ytre (Dybingen) og indre del av Breviksfjorden.
- 6) Croftholmen, innerst i Breviksfjorden. Sannsynligvis lavere lenger ut.

I Frierfjorden kreves - i de fleste tilfeller - ytterligere omkring 90% reduksjon, eventuelt mer i lever av torsk o.l., samt flyndrearter før restriksjoner/kostholdsråd kan lempes på. I Breviksfjorden kreves for flere av de viktigste konsum-artene ikke mer enn 50 - 75% minskning. For blåskjell og reker fra denne fjorden, dessuten krabbe fra Bjørkøybåen, antydes at det trenges vesentlig mer. I hvert fall enkelte flyndre-arter kan også ligge relativt dårlig an.

Det må understrekes at ovenstående bare gir en antydning om tilstand i relasjon til mål, og man skal i hvert fall ikke feste seg ved de enkelte tall. F.eks. kan kriteriene for måloppfyllelse være satt for strengt i relasjon til sannsynlig konsum (reker, blåskjell). På den annen side kan det for enkelte sjømatstyper (ål, torskelever) være OCS/HCB som vil vise seg mer kritisk enn innholdet av PCDF/PCDD. (En tilsvarende betraktning for OCS tyder forøvrig på at målkriteriene for denne forbindelsen er for strenge sammenlignet med kriteriene for PCDF/PCDD - se nedenfor).

Man kan også anskueliggjøre reduksjonsbehovet ved å sammenligne tolerabelt ukeinntak med noen tenkte høyrisikogrupper med følgende (alternative) konsum pr. uke:

- A: 1 kg mager fisk (torskefilet o.l.)
- B: 50 g torskelever
- C: 300 g reker
- D: 2 krabbeskall (\approx 100 g).

Disse vil i forhold til tolerabelt - livslangt - ukeinntak (TWI) på ca. 2.5 ng TCDD-ekv. (Ahlborg et al., 1988) og 120 μ g OCS (Dybing, 1990) få i seg følgende ca. antall ganger TWI ved 1991-nivåene i Frierfjorden/Breviksfjorden:

Konsument	Frierfjorden		Breviksfjorden	
	TCDD-ekv.	OCS	TCDD-ekv.	OCS
Konsument A	\approx 2 X	\approx 0.7	< 0.5	< 0.2
" B	\approx 20 X	\approx 4 X	\approx 5	\approx 0.5
" C	-	-	\approx 1.5/0.7	< 0.01
" D	\approx 40 X	< 0.1	\approx 6/60	< 0.1

Merk: I tilfelle D (krabbe) er her ikke regnet med den mulige fortyningseffekten fra skallinnmaten utenom krabbesmøret. Tallene for alternativene C og D i Breviksfjorden gjelder henholdsvis for ytre og indre fjord.

Oppsettet anskueliggjør i hvilken grad skallinnmat av krabbe og PCDF/PCDD skiller seg ut som mest kritisk, etterfulgt av torskelever. For skallinnmat av krabbe fra Frierfjorden/indre Breviksfjorden må det til mer enn 90% ytterligere reduksjon før det er sannsynlig at restriksjoner (herunder også kostholdsråd) kan trekkes tilbake. Noe lignende gjelder lever av torsk og beslektede arter (kolje, hvitting, muligens også lyr og sei) fra Frierfjorden. Med et visst forbehold for lever av torsk o.l. (og muligens ål, med sine spesielle akkumuleringsegenskaper) ses at PCDF/PCDD i hvert fall foreløpig fremtrer som vesentlig mer kritisk enn OCS. Selv et høyt konsum av reker og filet av mager fisk ses å gi bare små eller ingen overdoser (forutsatt ingen andre kilder av betydning).

På bakgrunn av reduksjonen i miljøgiftinnhold så langt (1991), kan det synes tvilsomt om restriksjonsfri utnyttelse kan oppnås i Frierfjorden innen år 2000 når det gjelder f.eks. torskelever, skallinnmat av krabbe og flyndrearter. Vanskelighetene med å spå om og når restriksjonene forøvrigte kan modifiseres, skyldes primært manglende kunnskaper om balansen mellom belastning/opptaksveier og omsetning/utskillelse i situasjonen etter at de direkte utslippene er

reduisert. Tiden for måloppnåelse vil variere for ulike arter og med avstanden fra utslippet, men generelt (for de fleste typer sjømat) kan antydes 6 - 7 år (fra 1991) for Frierfjorden og 2 - 3 år for utenforliggende områder.

Ved siden av at utviklingen må overvåkes i sannsynligvis minst et par år til (1992 - 1993), kan man ha utbytte av å følge med i restaureringsforløpet i andre vannforekomster som har vært hardt belastet. Et slikt område er Newark Bay på USAs østkyst, der det er registrert samme størrelsesorden av dioksinforurensning i overflatesedimenter (Finley et al., 1990; Bopp et al., 1991) og enda høyere konsentrasjoner i skallinnmat av krabbe enn i Frierfjorden/indre Breviksfjorden (Rappe et al., 1991). Foreløpig foreligger det imidlertid bare tilstandsbeskrivelser og historisk kartlegging fra dette området. Et annet eksempel er Elben-estualet og Hamburg havn (Götz, 1990; Götz et al., 1990a,b; Luckas og Oehme, 1990).

Utviklingsforløpet i større belastede vannforekomster som Østersjøen og de store amerikanske sjøer er muligens mindre relevante pga. vesentlig langsommere vannfornyelse. Det kan imidlertid nevnes at dioksinnivået i laksefisk og fugl fra belastede områder av de store sjøer, synes å ha stabilisert seg på et relativt høyt nivå etter et fall (i fugleegg) over en 5 - 10 års periode som følge av redusert belastning (Anon., 1991).

10.2. Økotoksikologiske vurderinger

Mulige økologiske skader av dioksinforurensningen i Frierfjorden har det i praksis vært gjort lite med, etter en innledende vurdering av spørsmålet (Knutzen og Oehme, 1988). For å belyse slike problemer, kreves enten en omfattende kartleggingsinnsats, f.eks. av formeringsskader hos fugl og fisk (i fugleegg) også miljøgftnivået), eller føringsforsøk med forurenset næring. Indikasjoner på bestandseffekter foreligger ikke fra området, men kan ikke ses bort fra når det gjelder f.eks. mink og oter. Observasjonene av fugle-bestander kan vel antas å ha vært god nok til å utelukke at det har vært vesentlige negative konsekvenser.

Man bør imidlertid være klar over at det er økende belegg for skade eller skaderisiko ved så høye dioksinkonsentrasjoner i organismer som det sannsynligvis tidligere har vært i Frierfjorden. En engangsdose på 10 µg TCDD/kg kroppsvekt, som ga total dødelighet av egg og larver hos sebrafisk (Wannemacher et al., 1992), er imidlertid betydelig høyere enn det f.eks. en krabbespisende torsk kan tenkes å få i seg i løpet av et år under de nåværende forhold. (Bemerk at Wannemacher og medarbeideres angivelse av skadelig dose til 2 µg synes å bero på en beregningsfeil. En engangsdose på 2 µg/kg kroppsvekt ga ingen effekt i disse forsøkene). De refererte doser ga også høyere konsentrasjoner i sebrafisk enn det nå er aktuelt i Frierfjord-fisk. Det samme gjelder konsentrasjoner som følge av dødelige doser rapportert for andre arter av Kleemann et al. (1988).

På den annen side er det rapportert at såvidt moderate konsentrasjoner som 40 - 50 ng/kg våtvekt i egg av Canada-røye (*Salvelinus namaycush*) kan ha gitt forhøyet dødelighet på plommesekkstadiet (Walker et al., 1991; Spitsbergen et al., 1991). Den lave eller fraværende naturlige formering hos Canada-røye i forurensete områder av de store sjøer, har vært koblet til høyt innhold av ulike klororganiske forbindelser (referanser i Walker et al., 1991). Men årsaksforholdet er omstridt mht. hvilke stoffer som er ansvarlige (Symula et al., 1990). Mac og Schwartz (1992) fant bedre sammenheng mellom redusert klekking og PCB enn med TCDD-ekvivalenter.

Lignende mistanke om sammenheng mellom klororganiske stoffer og sviktende formering har vært fremsatt for Østersjø-laks og undersøkes eksperimentelt (Bergqvist et al., 1990).

10.3. Videre arbeid

Bedre grunnlag for å forutse utviklingen vil kunne fås ved å studere betydningen av næringskjedeanrikning (eksperimentelle fødingsstudier med forurenset mat) og ved utskillelsesforsøk etter overføring av de mest aktuelle arter (torsk, krabbe) til rene omgivelser. (Som nevnt er slike forsøk delvis igangsatt med krabbe, skrubbe og torsk på NIVAs marine forskningsstasjon, men videreføringen avhenger av eksterne midler til analyser).

Overvåkingen og andre undersøkelser i Grenlandsfjordene i de senere år har avdekket enkelte andre spørsmål som det kan ha praktisk interesse å få belyst, men som ikke dekkes med det nåværende overvåkingsopplegg:

- Innhold av PCDF/PCDD og OCS/HCB i hunnkrabbe sammenlignet med hannkrabber (Knutzen og Oehme, 1991; Knutzen og Bjerkeng, 1992; NIVA/NILU, unpubl. data om bakgrunnsverdier).
- Klororganiske stoffer i resten av skallinnmaten hos krabbe (minus krabbesmør).
- Årsaken til det forholdsmessig høye dioksininnholdet i krabber fra Bjørkøybåen både i relasjon til krabber fra Frierfjorden og stasjoner lenger ut.
- Nåværende innhold av dioksiner og de øvrige klororganiske hovedkomponentene i torskefisk som har mer pelagisk tilknytning og er mer vandrende enn torsk, særlig sei, men også lyr.
- Mulig forskjeller i dioksinakkumulering mellom ulike flyndrearter (smørflyndre, rødspette, skrubbe).
- Mer detaljert informasjon om variasjon i blåskjells dioksininnhold utover i fjordsystemet enn det prøver fra bare Croftholmen og Helgeroa gir.
- Rekers rolle i å mobilisere klororganiske stoffer fra forurenset bunn/bunndyr inn i pelagiske næringskjeder.

Det bør vurderes om noen av disse temaer skal inkluderes i overvåkingen eller dekkes gjennom spesialundersøkelser. Rent praktisk peker kanskje spørsmålene om dioksininnhold i sei/lyr og hunnkrabber versus hannkrabber seg ut som viktigst.

I kap. 4 er det pekt på behovet for å få mer dioksindata fra lokaliteter lenger nedover Skagerrakkysten. Særlig resultatene for blåskjell, men også for ål og krabbe, tyder på at selv den sterkt reduserte påvikningen omfatter et større område enn det overvåkingsprogrammet dekker.

Den mulige betydning av PCN i spiselige organismer bør søkes bedre belyst gjennom analyser av nye prøver fra både Frierfjorden og særlig Breviksfjorden. Fremtidige sedimentundersøkelser bør dessuten omfatte PCN.

11. LITTERATUR

- Ahlborg, U.G., A. Hanberg og K. Kenne, 1992. Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs). *NORD* 1992 : 26. Nordisk Ministerråd, København. ISBN 92 9120 075 1.
- Ahlborg, U.G., H. Håkansson, F. Wærn og A. Hanberg, 1988. Nordisk dioxinriskbedömning. 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.
- Andersson, Ö., C.-E. Linder, M. Olsson m.fl., 1988. Spatial differences and temporal trends of organochlorine compounds in biota of the northwestern hemisphere. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 17: 755-765.
- Anon, 1991. Toxic chemicals in the Great Lakes and associated effects. Environment Canada/Department of Fisheries and Oceans/Health and Welfare Canada. Ministry of Supply and Services Canada. ISBN 0-662-18316-9.
- Asplund, L., A.-K. Grafström, P. Haglund, B. Jansson, U. Järnberg m.fl., 1990a. Analysis of non-ortho polychlorinated biphenyls and polychlorinated naphthalenes in Swedish dioxin survey samples. *Chemosphere* 20: 1481-1488.
- Asplund, L., B. Jansson, C. de Wit, S. Bergek, M. Hjelt m.fl., 1990b. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD) and dibenzofurans (PCDF) compared to other organohalogen pollutants in biological samples from Swedish ecosystems. Pp. 405-408 i O. Hutzinger og H. Fiedler (red.): *Organohalogen Compounds, Vol. 1: DIOXIN '90 EPRI-SEMINAR Toxicology, Environment, Food. Exposure-Risk.* Ecoinforma Press, Bayreuth.
- Ballschmiter, K. og M. Zell, 1980. Baseline studies of the global pollution. I. Occurrence of organohalogens in pristine European and Antarctic aquatic environments. *Int. J. Environ. Anal. Chem.* 8: 15-35.
- Baumann Ofstad, E., G. Lunde, K. Martinsen og B. Rygg, 1978. Chlorinated aromatic hydrocarbons in fish from an area polluted by industrial effluents. *Sci. Total Environ.* 10: 219-230.
- Berge, J.A. og J. Knutzen, 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 3: Opptak av miljøgifter i fisk. NIVA-rapport O-8806803 (l.nr. 2197), 56 s. ISBN 82-577-1487-9.
- 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 O-895904/E-90406 (l.nr. 2573), 143 s. ISBN 82-577-1897-1.
- Berge, J.A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler/Koster området. Rapport 446/91 (TA-744/1991) innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-895501/O-900346 (l.nr. 2669), 192 s. ISBN 82-577-2011-9.

- Bergqvist, P.-A., M. Hjelt og C. Rappe, 1990. Bioaccumulation of PCDDs and PCDFs in farmed salmon with natural herring oil added to the feed. S. 111-119 i C. Wahlberg, A. Minderhoud og G. Agletti (red.): Transport of organic micropollutants in estuaries, marine and brackish waters. Commission of the European Communities, Water Pollution Res. Rep. 24.
- Bjerkeng, B., J. Knutzen, R. Gulbrandsen og J. Skei, 1991. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Rapport 3. Omsetning av miljøgifter. NIVA-rapport O-90027/E-90425 (l.nr. 2597), 121 s. ISBN 82-577-1905-6.
- Bopp, R.F., M.L. Gross, H. Tong, H.J. Simpson, S. Monson m.fl., 1991. A major incident of dioxin contamination: Sediments of New Jersey estuaries. Environ.Sci.Technol. 25: 951-956.
- 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: 1611-1625.
- Brevik, E.M., A. Biseth og M. Oehme, 1990. Levels of polychlorinated dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins in crude and processed fish oils in relation to origin and cleaning method. S. 467-470 i O. Hutzinger og H. Fiedler (red.): Organohalogen Compounds Vol. 1: DIOXIN '90 - EPRI-SEMINAR. Toxicology, Environment, Food, Exposure-Risk. Ecoinforma Press, Bayreuth.
- Brusle, J., 1991. The eel (*Anguilla* sp.) and organic chemical pollutants. Sci. Tot. Environ. 102: 1-19.
- Castonguay, M., J.-D. Dutil og C. Desjardins, 1989. Distinction between Americal eels (*Anguilla rostrata*) of different geographic origins on the basis of their organochlorine contaminant levels. Can. J. Fish. Aquat. Sci. 46: 836-843.
- Cross, D., D. Auger, B. Averty, M. Lucon, P. Masselin og J. Noël, 1992. Flounder (*Plathichthys flesus*) muscle as an indicator of metal and organochlorine contamination of French Atlantic coastal waters. Ambio 21: 176-182.
- Dybing, E., 1990. Langtidsforsøk med heksaklorbenzen (HCB) og oktaklorstyren (OCS). Upubl. notat fra Statens institutt for folkehelse, 4 s.
- Finley, B., R.J. Wenning, M.J. Unga, S. Huntley og D.J. Paustenbach, 1990. PCDDs and PCDFs in surficial sediments from the lower Passaic River and Newark Bay. S. 409-415 i O. Hutzinger og H. Fiedler (red.): Organohalogen Compounds Vol. 1: DIOXIN '90 EPRI-SEMINAR. Toxicology, Environment, Food, Exposure-Risk. Ecoinforma Press, Bayreuth.
- Ford, C.A., D.C.G. Muir, S. Huestis og M.D. Whittle, 1992. Levels of non-ortho and mono-ortho PCBs in fish and marine mammals from the Canadian Arctic. Pp. 329-332 i DIOXIN '92 12th Int. Symp. on Dioxins and Related Compounds 24-28 August 1992, Univ. of Tampere, Finland. Organohalogen Compounds, Vol. 8. Finnish Inst. of Occupational Health, Helsinki.

- Frommberger, R., 1991. Polychlorinated dibenzo-p-dioxins and polychlorinated dibenzofurans in fish from South-West Germany: River Rhine and Neckar. *Chemosphere* 22: 29-38.
- Færden, K., 1991. Dioksiner i næringsmidler. Oppsummering av dioksinanalyser i 1989 og 1990. SNT-rapport nr. 4, 1991, 34 s. + vedlegg. ISBN 0802-1627.
- Goksøyr, A., A.-M. Husøy, H.E. Larsen, J. Klungsøyr, S. Wilhelmsen m.fl., 1991. Environmental contaminants and biochemical responses in flatfish from the Hvaler Archipelago, Norway. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 21: 486-496.
- Götz, R., 1989. Mögliche Ursache der Belastung von Gewässer-sedimenten mit polychlorierten Dibenzodioxinen (PCDDs) und polychlorierten Dibenzofurane (PCDFs). *Vom Wasser* 73: 457-481.
- Götz, R., E. Schumacher, K. Roch, W. Specht og R.D. Weeren, 1990. Chlorierten Kohlenwasserstoffe (CKWs) in Hamburger Hafensedimenten. *Vom Wasser* 75: 393-415.
- Götz, R., E. Schumacher, L.-O. Kjeller, P.-A. Bergqvist og C. Rappe, 1990. Polychlorierte Dibenzo-p-dioxine (PCDDs) und polychlorierte Dibenzofurane (PCDFs) in Sedimenten und Fischen aus dem Hamburger Hafen. *Chemosphere* 20: 51-73.
- Holthe, B., G. Bahr, B. Gulliksen, T. Jacobsen, J. Knutzen, K. Næs og E. Oug, 1992. Resipientundersøkelser i Tromsøysundet og Sandnessundet, Tromsø kommune 1991 - 1992. Organismesamfunn i bløtbunn, hardbunn, i fjære, miljøgifter i bunnsedimenter og organismer, og bakteriologiske undersøkelser. Rapport 91247 fra Akvaplan-niva, 162 s.
- Hong, C.-S., B. Bush og J. Xiao, 1992. Coplanar PCBs in fish and mussels from marine and estuarine waters of New York State. *Ecotoxicol. Environ. Safety* 23: 118-131.
- IARC, 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volume 1 to 42. Suppl. 7. Lyon, Frankrike.
- Jansson, B., R. Vaz, G. Blomqvist, S. Jensen og M. Olsson, 1979. Chlorinated terpenes and chlordane components found in fish, guillemot and seal from Swedish waters. *Chemosphere* 4: 180-191.
- Jansson, B., L. Asplund and M. Olsson, 1984. Analysis of polychlorinated naphthalenes in environmental samples. *Chemosphere* 13: 33-41.
- Jarandsen, B., 1991. Magnesiumfabrikk - HP. Klorerte hydrokarboner i blåskjell fra Grenlandsfjordene 1990. Hydro, Forskningscenteret 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 22652.200, 4 s. 14/8 1992.

- Järnberg, U., P. Haglund, A.-K. Grafström, L. Asplund, K. Lexèn et al., 1990. Levels of non-ortho polychlorinated biphenyls and polychlorinated naphthalenes in fish and sediment samples. S. 423-426 i O. Hutzinger og H. Fiedler (red.): Organohalogen Compounds Vol. 1: DIOXIN '90 EPRI-SEMINAR. Toxicology, Environment, Food, Exposure-Risk. Ecoinforma Press, Bayreuth.
- Kannan, K., J. Falandysz, N. Yamashita, S. Tanabe og R. Tatasukawa, 1992. Temporal trends of organochlorine concentrations in cod-liver oil from the Southern Baltic proper 1971 - 1989. *Mar.Pollut.Bull.* 24: 358-363.
- Kannan, N., S. Tanabe, M. Ono og R. Tatasukawa, 1989. Critical evaluation of polychlorinated biphenyl toxicity in terrestrial and marine mammals: Increasing impact of non-ortho and mono-ortho coplanar polychlorinated biphenyls from land to ocean. *Environ.Contam.Toxicol.* 18: 850-857.
- Kleeman, J.M., J.R. Olson og R.E. Peterson, 1988. Species differences in 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin toxicity and biotransformation in fish. *Fundam.Appl.Toxicol.* 10: 206-213.
- Knickmeyer, R. og H. Steinhart, 1989. Patterns of cyclic organochlorine contamination in livers of male Pleuronectiformes from the North Sea, winter 1987. *Mar.Pollut.Bull.* 21: 187-189.
- Knutzen, J., 1987. Om bakgrunnsnivåer av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk. NIVA-rapport O-85167 (l.nr. 2002), 173 s. ISBN 82-577-1251-5.
- Knutzen, J., 1989. PAH i det akvatiske miljø - opptak, utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport O-87189/E-88445 (l.nr. 2205), 107 s. ISBN 82-577-1497-6.
- Knutzen, J., 1990. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Rapport 1. Forslag til målkriterier for ubegrenset bruk av fisk og skalldyr til mat. NIVA-rapport O-90027 (l.nr. 2469), 45 s. ISBN 82-577-1780-0.
- Knutzen, J., 1991. Overvåking i Vefsnfjorden for Elken Aluminium Mosjøen 1989 - 91. Delrapport 2: Miljøgifter i organismer. NIVA-rapport O-84019 (l.nr. 2622), 48 s. ISBN 82-577-1926-9.
- Knutzen, J., 1992. Accumulation and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and persistent organochlorines in gill-breathing marine animals. A review. NIVA-rapport E-90408/O-910943 (l.nr. 27217), 40 s. ISBN 82-577-2079-8.
- 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 E-91412/O-800312 (l.nr. 2712), 43 s. ISBN 82-577-2012-7.
- Knutzen, J. og N. Green, 1990. Overvåking av miljøgifter i torsk og blåskjell fra Grenlandsfjordene 1989. Rapport nr. 415/90 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000312 (l.nr. 2470), 41 s. ISBN 82-577-1781-9.

- Knutzen, J. og N. Green, 1991. Overvåking av miljøgifter i fisk og blåskjell fra Grenlandsfjordene 1990. Rapport 468/91 (TA-786/1991) innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800312 (l.nr. 2636), 62 s. ISBN 82-577-1963-3.
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1988. Undersøkelse av klorerte dioksiner og dibenzofuraner i fisk, skaldyr og sedimenter fra Frierfjorden med tilgrensende områder 1987 - 1988. NIVA-rapport O-87083 (l.nr. 2189), 143 s. ISBN 82-577-1477-1.
- 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 O-88185 (l.nr. 2346), 110 s. ISBN 82-577-1629-4.
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1991. Polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) i krabber fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten høsten 1990. NIVA-rapport O-90194 (l.nr. 2590) (korrigert fra 2583), 30 s. ISBN 82-577-1921-8.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport O-862602 (l.nr. 2540), 139 s. ISBN 82-577-1855-6.
- Knutzen, J., K. Martinsen, K. Næs, M. Oehme og E. Oug, 1991. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1988 og 1990. Rapport 443/91 (TA-732/1991) innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800357 (l.nr. 2554), 183 s. ISBN 82-577-1873-4.
- Koistinen, J., 1990. Residues of planar polyaromatic compounds in Baltic fish and seal. *Chemosphere* 20: 1043-1048.
- Kruse, R. og K.-E. Krüger, 1989. Kongenere polychlorierte Biphenyle (PCBs) und chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKWs) in Fischen, Krusten-, Schalen- und Weichtieren und daraus hergestellten Erzeugnissen aus Nord-Atlantik, Nordsee, Ostsee und deutschen Binnengewässer. *Arch. Lebensmittelkunde* 40: 99-104.
- Kruse, R., K. Bock og M. Wolf, 1983. Der Gehalt an Organochlor-Pestiziden und Polychlorierten Biphenylen in Elbaalen. *Archiv für Lebensmittelhygiene* 34: 81-86.
- Lach, G. og H. Parlar, 1990. Quantification of Toxaphene residues in fish and fish products using a new analytical standard. *Chemosphere* 21: 29-34.
- Lockhart, W.L., R. Wagemann, B. Tracey, D. Sutherland and D.J. Thomas, 1992. Presence and implications of chemical contaminations in the freshwaters of the Canadian Arctic. *Sci.Total Environ.* 122: 165-243.
- Luckas, B. og M. Oehme, 1990. Characteristic contamination levels for polychlorinated hydrocarbons, dibenzofurans and dibenzo-p-dioxins in bream (*Abramis brama*) from the river Elbe. *Chemosphere* 21: 79-89.
- Mac, M.J. og T.R. Schwartz, 1992. Investigations into the effect of PCB congeners on reproduction in lake trout from the Great Lakes. *Chemosphere* 25: 189-192.

- 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.
- Muir, D.C.G., C.A. Ford, N.P. Griff, D.A. Metner og W.L. Lockhart, 1990. Geographic variation of chlorinated hydrocarbons in burbot (*Lota lota*) from remote lakes and rivers in Canada. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 19: 530-542.
- Müller, R., G. Lach og H. Parlar, 1988. Vergleichende Untersuchungen über das Vorkommen von Toxaphenrückständen. Chemosphere 17: 2289-2298.
- Musial, C.J. og J.F. Uthie, 1983. Widespread occurrence of the pesticide Toxaphene in Canadian east coast marine fish. Int. J. Environ. Anal. Chem. 14: 117-126.
- Niimi, A.J. og B.G. Oliver, 1989. Distribution of polychlorinated biphenyl congeners and other halocarbons in whole fish and muscle among Lake Ontario salmonids. Environ. Sci. Technol. 23: 83-88.
- Niimi, A.J., 1987. Biological half-lives of chemicals in fish. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 99: 1-46.
- Norheim, G. og S.O. Roald, 1985. Distribution and elimination of hexachlorobenzene, octachlorostyren and decachlorobiphenyl in rainbow trout, *Salmo gairdneri*. Aquat. Toxicol. 6: 13-24.
- 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 O-895903/E-90406 (l.nr. 2570), 193 s. ISBN 82-577-1885-8.
- Næs, K., E. Oug, J. Knutzen og F. Moy, 1991. Resipientundersøkelse av Tromøysund. Bunn-sedimenter, organismer på bløt- og hardbunn, miljøgifter i organismer. NIVA-rapport O-89170 (l.nr. 2645), 104 s. ISBN 82-577-1986-2.
- Oehme, M., S. Manö, E.M. Brevik og J. Knutzen, 1989. Determination of polychlorinated dibenzofuran (PCDF) and dibenzo-p-dioxin (PCDD) levels and isomer patterns in fish, crustacea, mussel and sediment samples from a fjord region polluted by Mg-production. Fresenius Z. Anal. Chem. 335: 987-997.
- Oehme, M., A. Bartonova og J. Knutzen, 1990. Estimation of polychlorinated dibenzofuran and dibenzo-p-dioxin contamination of a coastal region using isomer profiles in crabs. Environ. Sci. Technol. 24: 1836-1841.
- Paasivirta, J. og T. Rantio, 1991. Chloroterpenes and other organochlorines in Baltic, Finnish and Arctic Wildlife. Chemosphere 22: 47-55.
- Rappe, C., P.-A. Bergqvist, L.-O. Kjeller, S. Swanson, T. Belton m.fl., 1991. Levels and patterns of PCDD and PCDF contamination in fish, crabs and lobsters from Newark Bay and the New York Bight. Chemosphere 22: 239-266.

- Saleh, M.A., 1991. Toxaphene: Chemistry, biochemistry, toxicity and environmental fate. *Reviews Environ.Contam.Toxicol.* 118: 1-85.
- Schmitt, C.J., J.L. Zajicek og P.H. Peterman, 1990. National contaminant biomonitoring program: Residues of organochlorine chemicals in US freshwater fish, 1976-1984. *Arch.Environ.Contam.Toxicol.* 19: 748-781.
- SFTs kontrollseksjon i Nedre Telemark, 1992. Årsrapport 1991, Porsgrunn 1992. ISBN 82-7655-037-1.
- SNT (Statens Næringsmiddeltilsyn), 1991. Forurensning av fisk og skaldyr i Grenlandsområdet. Brosjyre, 4/7-1991.
- Spitsbergen, J.M., M.K. Walker, J.R. Olson og R.E. Peterson, 1991. Pathologic alterations in early life stages of lake trout, *Salvelinus namaycush*, exposed to 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin as fertilized eggs. *Aquat.Toxicol.* 19: 41-71.
- Steimle, F.W., V. Zdanowicz og D.F. Gadbois, 1990. Metals and organic contaminants in North-West Atlantic deep-sea teleost tissue. *Mar.Pollut.Bull.* 21: 530-535.
- Stern, G.A., D.C.G. Muir, C.A. Ford, N.P. Grift, E. Denally m.fl., 1992. Isolation and identification of two major recalcitrant Toxaphene congeners in aquatic biota. *Environ.Sci.Technol.* 26: 1838-1840.
- Stronkhorst, J., 1992. Trends in pollutants in blue mussel *Mytilus edulis* and flounder *Platichthys flesus* from two Dutch estuaries, 1985-1990. *Mar.Pollut.Bull.* 24: 250-258.
- Symula, J., J. Meade, J.C. Skea, L. Cummings m.fl., 1990. Blue-sac disease in Lake Ontario lake trout. *J.Great Lakes Res.* 16: 41-52.
- Tarhanen, J., J. Koistinen, J. Paasivirta, P.J. Vuorinen, J. Koivisaari m.fl. 1989. Toxic significance of planar aromatic compounds in Baltic ecosystem - new studies on extremely toxic coplanar PCBs. *Chemosphere* 18: 1067-1077.
- Valk, van der F. og P.G. Wester, 1991. Determination of Toxaphene in fish from Northern Europe. *Chemosphere* 22: 57-66.
- Varanasi, U., S.-L. Chan, W.D. MacLeod m.fl., 1990. Survey of subsistence fish and shellfish for exposure to oil spilled from the Exxon Valdez. First year: 1989 NOAA Technical Memorandum NMFS F/NWC-191. National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle.
- Vartiainen, R. og A. Hallikainen, 1992. Polychlorodibenzo-p-dioxin and polychlorodibenzofuran (PCDD/F) levels in Baltic herring and rainbow trout samples in Finland. S. 305-308 i DIOXIN '92. 12th Int. Symp. on Dioxins and Related Compounds. Organohalogen compounds, Vol. 9 SOURCES OF EXPOSURE. Finnish Inst. of Occupational Health, Helsinki, 1992. 366 s.
- Vetler, W., B. Luckas og M. Oehme, 1992. Isolation and purification of the two marine Toxaphene congeners in marine organisms. *Chemosphere* 25: 1643-1652.

- Walker, M.K., J.M. Spitsbergen, J.R. Olson og R.E. Peterson, 1991. 2,3,7,8-tetrachlorodibenzo-p-dioxin (TCDD) toxicity during early life stage development of lake trout (*Salvelinus namaycush*). *Can.J.Fish.Aquat.Sci.* 48: 875-883.
- Wannemacher, R., A. Rebstock, E. Kutzer, D. Schrenk og K.W. Bock, 1992. Effects of 2,3,7,8-tetrachloro-dibenzo-p-dioxin on reproduction and oogenesis in zebrafish (*Brachydanio rerio*). *Chemosphere* 24: 1361-1368.
- Wideqvist, U., U.-B.Uvemo, L. Reutergårdh, B. Jansson, M. Olsson og T. Odsjo, 1990. Distribution of polychlorinated camphenes in some environmental samples. S. 45-61 i C. Wahlberg, A. Minderhoud og G. Angeletti (red.): Transport of organic micropollutants in estuaries, marine and brackish waters. Commission of the European Communities Water Pollution Research Rep. 24.
- Wit, C. de, B. Jansson, M. Strandell, P. Jonsson, P.-A. Bergqvist m.fl., 1990. Results from the first year of the Swedish dioxin survey. *Chemosphere* 20: 1473-1480.
- Wit, C. de, B. Jansson, S. Bergek, M. Hjelt, C. Rappe, M. Olsson og Ö. Andersson, 1992. Polychlorinated dibenzo-p-dioxin and polychlorinated dibenzofuran levels and patterns in fish and fish-eating wildlife in the Baltic Sea. *Chemosphere* 25: 185-188.
- Zell, M. og K. Ballschmiter, 1980. Baseline studies of the global pollution. II. Global occurrence of hexachlorobenzene (HCB) and polychlorocamphenes ("Toxaphene") (PCC) in biological samples. *Fresenius Z. Anal.Chem.* 300: 387-402.

VEDLEGG

VEDLEGG 1

Karakteristikk av blandprøver (antall individer, vekt, lengde, fettprosent)

Tabell A 1 Sammensetning av blandprøver av fisk til analyse på PCDF/PCDD, øvrige klororganiske stoffer og PAH. Antall individer i blandprøve (N), Middel (M), standardavvik (SD), og min./maks. (VAR), for vekt (g) og lengde (cm), samt % fett.

Prøver, mnd. (nr)	N	VEKT (g) X/SD/VAR	LENGDE (cm) M/SD/VAR	% fett ¹⁾
TORSKELEVER				
Frierfj. 5-6	21	539/252/283-1196	38/7/28-56	35.2/33.9 ²⁾
Breviksfj. 4-5	21	1031/341/710-2006	48/6/41-62	33.7/34.3
Såstein 6	20	1106/504/674-2757	47/9/39-73	45.7/40.9
TORSKEFILET				
Frierfj. 5-6	21	539/252/283-1196	38/7/28-56	0.5/0.6
Breviksfj. (små) 4-5	21	1031/241/710-2006	48/6/41-62	0.3/0.5
SJØØRET				
Frierfj. 5-6	13	462/170/177-747	36/4/32-41	2.5/2.0
Breviksfj. (små) 4-5	11	365/105/217-538	34/3/29-38	1.7/1.9
Breviksfj. (stor)4-5	6	952/366/592-1572	46/4/41-50	-/8.2
SKRUBBE				
Frierfj. 5-6	19	306/146/143-628	29.4/4.4/22-37	0.6/1.0
Breviksfj. 4	7	457/122/267-654	34.1/3.0/29-39	2.5/0.6
ÅL				
Frierfj. 5-6	18	337/119/135-541	56/6/45-67	22.0/26.8 ³⁾
Breviksfj.6	20	154/44/93-255	39/15/39-54	8.4/10.3
Såstein 6	20	193/55/122-283	50/4/45-58	12.4/15.0
SILD				
Breviksfj. 2	20	205/41/153-279	28.7/1.5/26-32	8.6/9.2
MAKRELL				
Breviksfj. 8	20	551/128/316-803	40/4/35-49	11.8/16.6
SMØRFLYNDRE				
Breviksfj. 4	20	369/127/201-631	36/3/31-42	0.3/0.5
Langesundsbukta 5	20	293/71/216-457	36/2/32-40	-/0.7
RØDSPETTE				
Breviksfj. 4	7	389/217/131-794	33/5/24-40	-/0.6

1) Hhv. NILU og NIVA analyser av parallelle prøver (før homogenisering).

2) SI-analyse av parallellprøve 34.1 %

3) SI-analyse av parallellprøve 29.1 %

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

Prøver, mnd (nr.)	N	S	% Fett ¹⁾	VK (g)	VR (g)	VK i % av VK + VR
KRABBE						
Ringsholm. Frierfj. 10	10	13-16.5 ²⁾	11.9/4.6 ³⁾	229	358	39.0
Bjørkøyb./Breviksfj. 10	10	13.5-18.5	16.2/14.1	231	420	35.5
Arøya/Dypingen 8	10	14-17	21.1/21.2	274	362	43.1
Arøya/Dypingen 9	10	14.5-18.5	17.4/16.2	234	323	42.0
Arøya/Dypingen 10	10	14-19	24.5/24.0	269	382	41.3
Arøya/Dypingen 11	10	16-18	23.4/23.2	270	396	40.5
Såstein 8	10	13-18.5	15.2/15.1	242	357	40.4
Såstein 9	10	15-19	18.8/18.6	219	390	36.0
Såstein 10	10	13.5-19	23.8/22.4	265	378	41.1
Såstein 11	10	13.5-17	19.0/18.0	420	373	53.0
Åbyfjorden 10	10	13-19	18.3/17.2	266	318	45.5
Jomfruland 10	10	14-15	22.3/21.4	245	290	45.8
BLÅSKJELL						
Helgeroa 3 (1990)	~50		1.7/			
Klokkertangen 3(1990)	~50		1.4/			
Croftholmen 3	~50	5-6	1.3/1.3			
Croftholmen 5	~50	5-6	-/1.7			
Croftholmen 6	~50	5-6	-/1.9			
Croftholmen 8	~50	5-7.5	-/1.6			
Croftholmen 10	~50	5-7	-/1.7			
Croftholmen 11	~50	5-7	-/1.8			
Helgeroa 3	~40	6-7	1.4 ⁴⁾ /2.1			
Helgeroa 10	~40	5-8	-/1.9			
Klokkertangen 3	~40	5.5-8	1.6/1.9			
REKER ⁵⁾						
Eidangerfj. 10	~40		0.6/0.8			
Breviksfj. 11	~50		0.7/0.9			
Dypingen 11	~70		0.7/0.9			
Håøyfj. 11	~40		0.7/0.9			

1 Analysest ved hhv. NILU og NIVA i parallelle prøver etter grovhomogenisering.

2) Min./maks. skallbredde

3) SI-analyse av parallell: 12.1 %

4) Reanalyisert. 2,4 % ved 1. gangs analyse.

5) Ca 120 g fra 1-2 kg. fra tråltrekk

VEDLEGG 2

**NILU-analyser av PCDF/PCDD i fisk og skalldyr fra
Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1991.**

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1102	
PRØVEART	Fiskelever	
OPPDRAGSGIVER	NIVA, Overvåkning Grenland	
PRØVEBETEGNELSE	Torsk/Frierfjorden	
PRØVEMENGDE	2,0 g	
MÅLEENHET	pg/g	Fettprosent: 35,2
DATAFILES	AD0605	

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	836,39	93	83,64
SUM Tetra-CDF	856,12		
12378/12348-penta-CDF	1129,35		11,29
23478-penta-CDF	438,57	98	219,29
SUM Penta-CDF	1887,85		
123478/123479-hekka-CDF	3166,44	95	316,64
123678-hekka-CDF	1644,36		164,44
123789-hekka-CDF	99,36		9,94
234678-hekka-CDF	232,52		23,25
SUM Hexa-CDF	5441,99		514,27
1234678-hepta-CDF	433,05	100	4,33
1234789-hepta-CDF	1091,59		10,92
SUM Hepta-CDF	1315,90		
Octa-CDF	820,82		0,82
SUM DIBENZOFURANER	10322,68		844,56
2378-tetra-CDD	191,86	88	191,86
SUM Tetra-CDD	193,89		
12378-penta-CDD	37,74	102	18,87
SUM Penta-CDD	39,04		
123478-hekka-CDD	15,87		1,59
123678-hekka-CDD	210,09		21,01
123789-hekka-CDD	111,51		11,15
SUM Hekka-CDD	381,99		
1234678-hepta-CDD	132,40	105	1,32
SUM Hepta-CDD	135,67		
Octa-CDD	58,89	108	0,06
SUM DIOXINE	809,48		245,86
SUM 2378-TCDD-EKV.			1090,41

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1104	
PRØVEART	Fiskelever	
OPPDRAGSGIVER	NIVA, Overvåking Grenland	
PRØVEBETEGNELSE	Torsk/Brevikfjorden	
PRØVEMENGDE	2,0 g	
MÅLEENHET	pg/g	<i>Fettprosent: 33.7</i>
DATAFILES	AD0605	

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	152,10	105	15,21
SUM Tetra-CDF	155,45		
12378/12348-penta-CDF	339,01		3,39
23478-penta-CDF	78,72	87	39,36
SUM Penta-CDF	477,45		
123478/123479-heksa-CDF	747,45	106	74,75
123678-heksa-CDF	543,08		54,31
123789-heksa-CDF	32,87		3,29
234678-heksa-CDF	102,33		10,23
SUM Hexa-CDF	1550,01		142,58
1234678-hepta-CDF	119,62	101	1,20
1234789-hepta-CDF	204,79		2,05
SUM Hepta-CDF	325,89		
Octa-CDF	112,74		0,11
SUM DIBENZOFURANER	2621,54		203,90
2378-tetra-CDD	63,50	85	63,50
SUM Tetra-CDD	65,44		
12378-penta-CDD	13,30	103	6,65
SUM Penta-CDD	14,11		
123478-heksa-CDD	3,41		0,34
123678-heksa-CDD	73,45		7,35
123789-heksa-CDD	46,37		4,64
SUM Heksa-CDD	141,11		
1234678-hepta-CDD	27,02	110	0,27
SUM Hepta-CDD	27,72		
Octa-CDD	18,55	107	0,02
SUM DIOXINE	266,93		82,77
SUM 2378-TCDD-EKV.			286,65

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1105	
PRØVEART	Lever av torsk	
OPPDRAKSGIVER	NIVA/JOK.	
PRØVEBETEGNELSE	Såstein-juni 1991	
PRØVEMENGDE	2 g.	<i>Fettprosent: 45.7</i>
MÅLEENHET	pg/g	
DATAFILES	AD0654,AD0655	

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	145,85	106	14,59
SUM Tetra-CDF	154,12		
12378/12348-penta-CDF	264,81		2,65
23478-penta-CDF	44,33	92	22,17
SUM Penta-CDF	352,21		
123478/123479-heksa-CD	260,37	113	26,04
123678-heksa-CDF	255,04		25,50
123789-heksa-CDF	13,64		1,36
234678-heksa-CDF	36,97		3,70
SUM Hexa-CDF	619,43		56,60
1234678-hepta-CDF	40,47	82	0,40
1234789-hepta-CDF	38,66		0,39
SUM Hepta-CDF	79,94		
Octa-CDF	29,91		0,03
SUM DIBENZOFURANER	1235,61		96,83
2378-tetra-CDD	37,61	97	37,61
SUM Tetra-CDD	37,61		
12378-penta-CDD	5,87	98	2,94
SUM Penta-CDD	6,08		
123478-heksa-CDD	<0,01		0,00
123678-heksa-CDD	26,28	114	2,63
123789-heksa-CDD	10,03		1,00
SUM Heksa-CDD	44,38		
1234678-hepta-CDD	9,26	88	0,09
SUM Hepta-CDD	9,68		
Octa-CDD	8,40	79	0,01
SUM DIOXINE	106,15		44,28
SUM 2378-TCDD-EKV.			141,10

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1101	
PRØVEART	Fiskefilet	
OPPDRAGSGIVER	NIVA, Overvåkning Grenland	
PRØVEBETEGNELSE	Torsk/Frierfjorden	
PRØVEMENGDE	50,0 g	<i>Fettprosent: 0.5</i>
MÅLEENHET	pg/g	
DATAFILES	AD0604	

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	4,12	103	0,41
SUM Tetra-CDF	4,46		
12378/12348-penta-CDF	6,92		0,07
23478-penta-CDF	1,43	86	0,72
SUM Penta-CDF	10,46		
123478/123479-heksa-CDF	10,29	101	1,03
123678-heksa-CDF	8,40		0,84
123789-heksa-CDF	0,43		0,04
234678-heksa-CDF	0,93		0,09
SUM Hexa-CDF	22,89		2,00
1234678-hepta-CDF	2,46	103	0,02
1234789-hepta-CDF	2,19		0,02
SUM Hepta-CDF	5,27		
Octa-CDF	3,47		0,00
SUM DIBENZOFURANER	46,55		
2378-tetra-CDD	1,02	87	1,02
SUM Tetra-CDD	1,09		
12378-penta-CDD	0,17	85	0,09
SUM Penta-CDD	0,19		
123478-heksa-CDD	0,03		0,00
123678-heksa-CDD	0,77	107	0,08
123789-heksa-CDD	0,23		0,02
SUM Heksa-CDD	1,24		
1234678-hepta-CDD	0,39	118	0,00
SUM Hepta-CDD	0,44		
Octa-CDD	0,51	108	0,00
SUM DIOXINE	3,47		
SUM 2378-TCDD-EKV.			4,46

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1103	
PRØVEART	Fiskefilet	
OPPDRAGSGIVER	NIVA, Overvåkning Grenland	
PRØVEBETEGNELSE	Torsk/Breviksfjorden	
PRØVEMENGDE	50,0 g	Fettprosent: 0.3
MÅLEENHET	pg/g	
DATAFILES	AD0604	

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	0,92	86	0,09
SUM Tetra-CDF	1,33		
12378/12348-penta-CDF	2,06		0,02
23478-penta-CDF	0,24	105	0,12
SUM Penta-CDF	2,75		
123478/123479-heksa-CDF	1,51	117	0,15
123678-heksa-CDF	2,23		0,22
123789-heksa-CDF	0,09		0,01
234678-heksa-CDF	0,29		0,03
SUM Hexa-CDF	4,99		0,41
1234678-hepta-CDF	0,41	127	0,00
1234789-hepta-CDF	0,26		0,00
SUM Hepta-CDF	0,74		
Octa-CDF	0,34		0,00
SUM DIBENZOFURANER	10,15		
2378-tetra-CDD	0,34	84	0,34
SUM Tetra-CDD	0,40		
12378-penta-CDD	0,05	107	0,03
SUM Penta-CDD	0,05		
123478-heksa-CDD	0,02		0,00
123678-heksa-CDD	0,26	118	0,03
123789-heksa-CDD	0,09		0,01
SUM Heksa-CDD	0,34		
1234678-hepta-CDD	0,08	114	0,00
SUM Hepta-CDD	0,11		
Octa-CDD	0,26	103	0,00
SUM DIOXINE	1,16		
SUM 2378-TCDD-EKV.			1,05

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1109
PRØVEART	Sjø-ørret
OPPDRAKSGIVER	NIVA/JOK.
PRØVEBETEGNELSE	Frierfjorden mai/juni 1991
PRØVEMENGDE	25 g. <i>Fettprosent: 2.5</i>
MÅLEENHET	pg/g
DATAFILES	AD0654,AD0655

<:PÅVISNINGSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

PÅVISNINGSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	8,21	78	0,82
SUM Tetra-CDF	8,68		
12378/12348-penta-CDF	8,07		0,08
23478-penta-CDF	23,78	92	11,89
SUM Penta-CDF	33,46		
123478/123479-heksa-CD	9,34	108	0,93
123678-heksa-CDF	7,54		0,75
123789-heksa-CDF	0,02		0,00
234678-heksa-CDF	0,29		0,03
SUM Hexa-CDF	18,54		1,71
1234678-hepta-CDF	1,61	98	0,02
1234789-hepta-CDF	1,02		0,01
SUM Hepta-CDF	2,90		
Octa-CDF	0,82		0,00
SUM DIBENZOFURANER	64,40		
2378-tetra-CDD	3,98	85	3,98
SUM Tetra-CDD	3,98		
12378-penta-CDD	3,83	88	1,92
SUM Penta-CDD	3,83		
123478-heksa-CDD	0,11		0,01
123678-heksa-CDD	1,43	75	0,14
123789-heksa-CDD	0,01		0,00
SUM Hexa-CDD	1,97		
1234678-hepta-CDD	0,56	116	0,01
SUM Hepta-CDD	0,65		
Octa-CDD	0,59	105	0,00
SUM DIOXINE	11,02		
SUM 2378-TCDD-EKV.			20,59

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1110
PRØVEART	Sjø-ørret
OPPDRAKSGIVER	NIVA/JOK.
PRØVEBETEGNELSE	Breviksfjorden april/mai 1991
PRØVEMENGDE	10 g. <i>Fettprosent: 1.7</i>
MÅLEENHET	pg/g
DATAFILES	AD0654,AD0655

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	4,69	77	0,47
SUM Tetra-CDF	5,92		
12378/12348-penta-CDF	3,41		0,03
23478-penta-CDF	6,00	94	3,00
SUM Penta-CDF	10,44		
123478/123479-heksa-CD	1,89	95	0,19
123678-heksa-CDF	1,47		0,15
123789-heksa-CDF	0,04		0,00
234678-heksa-CDF	0,27		0,03
SUM Hexa-CDF	4,01		0,37
1234678-hepta-CDF	0,40	91	0,00
1234789-hepta-CDF	0,10		0,00
SUM Hepta-CDF	0,55		
Octa-CDF	0,49		0,00
SUM DIBENZOFURANER	21,41		
2378-tetra-CDD	0,82	79	0,82
SUM Tetra-CDD	0,84		
12378-penta-CDD	1,11	95	0,56
SUM Penta-CDD	1,11		
123478-heksa-CDD	0,09		0,01
123678-heksa-CDD	0,30	100	0,03
123789-heksa-CDD	0,11		0,01
SUM Heksa-CDD	0,52		
1234678-hepta-CDD	0,21	94	0,00
SUM Hepta-CDD	0,22		
Octa-CDD	1,03	77	0,00
SUM DIOXINE	3,72		
SUM 2378-TCDD-EKV.			5,30

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1111	
PRØVEART	Fiskefilet	
OPPDRAGSGIVER	NIVA, Overvåkning Grenland	
PRØVEBETEGNELSE	Skrubbe/Frierfjorden	
PRØVEMENGDE	25,0 g	Fettprosent : 0.6
MÅLEENHET	pg/g	
DATAFILES	AD0604	

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	18,40	106	1,84
SUM Tetra-CDF	19,84		
12378/12348-penta-CDF	11,90		0,12
23478-penta-CDF	15,77	105	7,89
SUM Penta-CDF	33,67		
123478/123479-heksa-CDF	20,59	102	2,06
123678-heksa-CDF	11,14		1,11
123789-heksa-CDF	0,37		0,04
234678-heksa-CDF	1,56		0,16
SUM Hexa-CDF	34,88		3,37
1234678-hepta-CDF	3,38	110	0,03
1234789-hepta-CDF	1,95		0,02
SUM Hepta-CDF	6,40		
Octa-CDF	4,32		0,00
SUM DIBENZOFURANER	99,11		
2378-tetra-CDD	1,39	99	1,39
SUM Tetra-CDD	1,50		
12378-penta-CDD	2,06	110	1,03
SUM Penta-CDD	2,45		
123478-heksa-CDD	0,36		0,04
123678-heksa-CDD	1,65	100	0,17
123789-heksa-CDD	0,38		0,04
SUM Heksa-CDD	2,49		
1234678-hepta-CDD	0,94	110	0,01
SUM Hepta-CDD	1,05		
Octa-CDD	0,70	119	0,00
SUM DIOXINE	8,19		
SUM 2378-TCDD-EKV.			15,94

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	<u>91/1112</u>
PRØVEART	<u>Skrubbefilet</u>
OPPDRAGSGIVER	<u>NIVA/J.Knutzen</u>
PRØVEBETEGNELSE	<u>Skрубbe, Breviksfj. april/mai-92</u>
PRØVEMENGDE	<u>25 g</u> <i>Fettprosent: 2.5</i>
MÅLEENHET	<u>pg/g</u>
DATAFILES	<u>AD0739</u>

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	<u>6,29</u>	<u>103</u>	0,63
SUM Tetra-CDF			
12378/12348-penta-CDF	<u>4,08</u>		0,04
23478-penta-CDF	<u>6,24</u>	<u>98</u>	3,12
SUM Penta-CDF			
123478/123479-heksa-CDF	<u>3,91</u>	<u>90</u>	0,39
123678-heksa-CDF	<u>2,59</u>		0,26
123789-heksa-CDF	<u>0,13</u>		0,01
234678-heksa-CDF	<u>0,45</u>		0,05
SUM Hexa-CDF			<i>0.71</i>
1234678-hepta-CDF	<u>0,81</u>	<u>86</u>	0,01
1234789-hepta-CDF	<u>0,30</u>		0,00
SUM Hepta-CDF			
Octa-CDF	<u>0,80</u>		0,00
SUM DIBENZOFURANER			
2378-tetra-CDD	<u>1,10</u>	<u>100</u>	1,10
SUM Tetra-CDD			
12378-penta-CDD	<u>1,17</u>	<u>97</u>	0,59
SUM Penta-CDD			
123478-heksa-CDD	<u>0,10</u>		0,01
123678-heksa-CDD	<u>0,56</u>	<u>80</u>	0,06
123789-heksa-CDD	<u>0,10</u>		0,01
SUM Heksa-CDD			
1234678-hepta-CDD	<u>0,24</u>	<u>122</u>	0,00
SUM Hepta-CDD			
Octa-CDD	<u>1,13</u>	<u>71</u>	0,00
SUM DIOXINE			
SUM 2378-TCDD-EKV.			6,27

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1106	
PRØVEART	Fiskefilet	
OPPDRAGSGIVER	NIVA, Overvåkning Grenland	
PRØVEBETEGNELSE	Ål/Frierfjorden	
PRØVEMENGDE	10,0 g	Fettprosent: 22.0
MÅLEENHET	pg/g	
DATAFILES	AD0605	

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	1,39	95	0,14
SUM Tetra-CDF	6,20		
12378/12348-penta-CDF	1,60		0,02
23478-penta-CDF	15,73	97	7,87
SUM Penta-CDF	20,51		
123478/123479-hekso-CDF	171,72	113	17,17
123678-hekso-CDF	48,39		4,84
123789-hekso-CDF	0,89		0,09
234678-hekso-CDF	11,86		1,19
SUM Hexa-CDF	221,51		23,29
1234678-hepta-CDF	87,39	109	0,87
1234789-hepta-CDF	33,86		0,34
SUM Hepta-CDF	144,27		
Octa-CDF	53,10		0,05
SUM DIBENZOFURANER	445,59		
2378-tetra-CDD	2,00	80	2,00
SUM Tetra-CDD	2,56		
12378-penta-CDD	30,01	110	15,01
SUM Penta-CDD	30,15		
123478-hekso-CDD	20,82		2,08
123678-hekso-CDD	41,69		4,17
123789-hekso-CDD	5,85		0,59
SUM Hekso-CDD	67,75		
1234678-hepta-CDD	15,72	118	0,16
SUM Hepta-CDD	15,89		
Octa-CDD	12,19	96	0,01
SUM DIOXINE	128,54		
SUM 2378-TCDD-EKV.			56,58

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1107	
PRØVEART	Fiskefilet	
OPPDRAGSGIVER	NIVA, Overvåkning Grenland	
PRØVEBETEGNELSE	Ål/Breivikfjord	
PRØVEMENGDE	10,0 g	<i>Fettprosent: 8.4</i>
MÅLEENHET	pg/g	
DATAFILES	AD0605	

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	0,62	96	0,06
SUM Tetra-CDF	1,63		
12378/12348-penta-CDF	0,62		0,01
23478-penta-CDF	4,85	90	2,43
SUM Penta-CDF	6,78		
123478/123479-heksa-CDF	32,89	96	3,29
123678-heksa-CDF	10,80		1,08
123789-heksa-CDF	0,32		0,03
234678-heksa-CDF	2,94		0,29
SUM Hexa-CDF	45,26		4,69
1234678-hepta-CDF	12,00	96	0,12
1234789-hepta-CDF	4,76		0,05
SUM Hepta-CDF	19,87		
Octa-CDF	5,73		0,01
SUM DIBENZOFURANER	79,27		
2378-tetra-CDD	0,69	87	0,69
SUM Tetra-CDD	0,93		
12378-penta-CDD	8,21	83	4,11
SUM Penta-CDD	8,54		
123478-heksa-CDD	4,30		0,43
123678-heksa-CDD	10,35		1,04
123789-heksa-CDD	1,55		0,16
SUM Heksa-CDD	16,20		
1234678-hepta-CDD	2,36	110	0,02
SUM Hepta-CDD	2,51		
Octa-CDD	2,14	107	0,00
SUM DIOXINE	30,32		
SUM 2378-TCDD-EKV.			13,80

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER 91/1108
 PRØVEART Fiskefilet
 OPPDRAGSGIVER NIVA, Overvåkning Grenland
 PRØVEBETEGNELSE Ål/Såstein

PRØVEMENGDE 10,0 g *Fettprosent: 12.4*
 MÅLEENHET pg/g
 DATAFILES AD0605

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	0,64	90	0,06
SUM Tetra-CDF	0,93		
12378/12348-penta-CDF	0,45		0,00
23478-penta-CDF	5,41	88	2,71
SUM Penta-CDF	5,96		
123478/123479-heksa-CDF	28,10	112	2,81
123678-heksa-CDF	12,41		1,24
123789-heksa-CDF	0,21		0,02
234678-heksa-CDF	2,56		0,26
SUM Hexa-CDF	43,46		3,33
1234678-hepta-CDF	7,66	109	0,08
1234789-hepta-CDF	3,09		0,03
SUM Hepta-CDF	12,71		
Octa-CDF	3,98		0,00
SUM DIBENZOFURANER	67,04		
2378-tetra-CDD	0,66	89	0,66
SUM Tetra-CDD	0,79		
12378-penta-CDD	6,28	87	3,14
SUM Penta-CDD	6,45		
123478-heksa-CDD	2,79		0,28
123678-heksa-CDD	6,25	97	0,63
123789-heksa-CDD	0,48		0,05
SUM Heksa-CDD	9,93		
1234678-hepta-CDD	1,66	110	0,02
SUM Hepta-CDD	1,69		
Octa-CDD	1,36	91	0,00
SUM DIOXINE	20,22		
SUM 2378-TCDD-EKV.			11,98

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1116
PRØVEART	Sildefilet
OPPDRAGSGIVER	NIVA/JOK.
PRØVEBETEGNELSE	Breviksfj. febr. 1991
PRØVEMENGDE	10 g. <i>Fettprosent: 8.6</i>
MÅLEENHET	pg/g
DATAFILES	AD0654, AD0655

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	4,49	72	0,45
SUM Tetra-CDF	5,06		
12378/12348-penta-CDF	7,10		0,07
23478-penta-CDF	14,10	90	7,05
SUM Penta-CDF	21,58		
123478/123479-heksa-CD	6,30	106	0,63
123678-heksa-CDF	5,86		0,59
123789-heksa-CDF	0,23		0,02
234678-heksa-CDF	0,98		0,10
SUM Hexa-CDF	14,36		1,34
1234678-hepta-CDF	0,73	83	0,01
1234789-hepta-CDF	0,29		0,00
SUM Hepta-CDF	1,21		
Octa-CDF	0,77		0,00
SUM DIBENZOFURANER	42,98		
2378-tetra-CDD	0,86	77	0,86
SUM Tetra-CDD	1,44		
12378-penta-CDD	2,59	79	1,30
SUM Penta-CDD	2,59		
123478-heksa-CDD	0,50		0,05
123678-heksa-CDD	1,43	103	0,14
123789-heksa-CDD	0,25		0,03
SUM Heksa-CDD	2,25		
1234678-hepta-CDD	0,50	90	0,01
SUM Hepta-CDD	0,54		
Octa-CDD	0,99	89	0,00
SUM DIOXINE	7,81		
SUM 2378-TCDD-EKV.			11,30

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1115
PRØVEART	Makrellfilet
OPPDRAKSGIVER	NIVA/JOK.
PRØVEBETEGNELSE	Breviksfj.aug.1991
PRØVEMENGDE	10 g. <i>Fettprosent: 11,8</i>
MÅLEENHET	pg/g
DATAFILES	AD0654,AD0655

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	26,98	102	2,70
SUM Tetra-CDF	38,30		
12378/12348-penta-CDF	5,50		0,06
23478-penta-CDF	7,36	96	3,68
SUM Penta-CDF	24,36		
123478/123479-heksa-CD	1,53	118	0,15
123678-heksa-CDF	0,80		0,08
123789-heksa-CDF	0,05		0,01
234678-heksa-CDF	0,22		0,02
SUM Hexa-CDF	3,37		0,26
1234678-hepta-CDF	0,26	114	0,00
1234789-hepta-CDF	0,05		0,00
SUM Hepta-CDF	0,37		
Octa-CDF	0,43		0,00
SUM DIBENZOFURANER	66,83		
2378-tetra-CDD	1,22	99	1,22
SUM Tetra-CDD	2,65		
12378-penta-CDD	1,14	104	0,57
SUM Penta-CDD	1,53		
123478-heksa-CDD	0,13		0,01
123678-heksa-CDD	0,21	114	0,02
123789-heksa-CDD	0,04		0,00
SUM Heksa-CDD	0,50		
1234678-hepta-CDD	0,18	105	0,00
SUM Hepta-CDD	0,21		
Octa-CDD	0,75	92	0,00
SUM DIOXINE	5,64		
SUM 2378-TCDD-EKV.			8,53

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1113
PRØVEART	Smørflyndre
OPPDRAKSGIVER	NIVA/JOK.
PRØVEBETEGNELSE	Breviksfj. april 1991
PRØVEMENGDE	25 g. <i>Fettprosent: 0.4</i>
MÅLEENHET	µg/g
DATAFILES	AD0654, AD0655

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	1,16	93	0,12
SUM Tetra-CDF	2,56		
12378/12348-penta-CDF	1,40		0,01
23478-penta-CDF	0,92	108	0,46
SUM Penta-CDF	3,72		
123478/123479-heksa-CD	1,94	114	0,19
123678-heksa-CDF	0,72		0,07
123789-heksa-CDF	0,07		0,01
234678-heksa-CDF	0,14		0,01
SUM Hexa-CDF	2,81		0,28
1234678-hepta-CDF	0,45	108	0,00
1234789-hepta-CDF	0,18		0,00
SUM Hepta-CDF	0,75		
Octa-CDF	0,50		0,00
SUM DIBENZOFURANER	10,34		
2378-tetra-CDD	0,22	91	0,22
SUM Tetra-CDD	0,49		
12378-penta-CDD	0,28	100	0,14
SUM Penta-CDD	0,33		
123478-heksa-CDD	0,05		0,01
123678-heksa-CDD	0,12	110	0,01
123789-heksa-CDD	0,06		0,01
SUM Heksa-CDD	0,21		
1234678-hepta-CDD	0,15	104	0,00
SUM Hepta-CDD	0,16		
Octa-CDD	0,38	114	0,00
SUM DIOXINE	1,57		
SUM 2378-TCDD-EKV.			1,27

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1114
PRØVEART	Smørflyndre
OPPDRAGSGIVER	NIVA/JOK.
PRØVEBETEGNELSE	Langesundsbukta mai 1991
PRØVEMENGDE	25 g
MÅLEENHET	OBS: fg/g
DATAFILES	AD0654,AD0655

Fettprosent: 0.3

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	168	71	17
SUM Tetra-CDF	280		
12378/12348-penta-CDF	95		1
23478-penta-CDF	71	91	35
SUM Penta-CDF	208		
123478/123479-heksa-CD	79	92	8
123678-heksa-CDF	38		4
123789-heksa-CDF	< 8		1
234678-heksa-CDF	20		2
SUM Hexa-CDF	76		15
1234678-hepta-CDF	171	86	2
1234789-hepta-CDF	60		1
SUM Hepta-CDF	435		
Octa-CDF	1422		1
SUM DIBENZOFURANER	2421		
2378-tetra-CDD	29	89	29
SUM Tetra-CDD	188		
12378-penta-CDD	24	83	12
SUM Penta-CDD	60		
123478-heksa-CDD	< 9		1
123678-heksa-CDD	15	101	1
123789-heksa-CDD	< 9		1
SUM Heksa-CDD	119		
1234678-hepta-CDD	226	97	2
SUM Hepta-CDD	429		
Octa-CDD	1952	92	2
SUM DIOXINE	2748		
SUM 2378-TCDD-EKV.			120

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1090
PRØVEART	Krabbesmør-Han
OPPDRAKSGIVER	NIVA/JOK.
PRØVEBETEGNELSE	Ringsholmene-okt.91
PRØVEMENGDE	2 g <i>Fettprosent: 11.9</i>
MÅLEENHET	pg/g
DATAFILES	AD0625, AD0631

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	980,13	76	98,01
SUM Tetra-CDF	3173,43		
12378/12348-penta-CDF	1031,71		10,32
23478-penta-CDF	639,56	90	319,78
SUM Penta-CDF	5948,16		
123478/123479-heksa-CD	1927,38	60	192,74
123678-heksa-CDF	808,06		80,81
123789-heksa-CDF	18,82		1,88
234678-heksa-CDF	175,72		17,57
SUM Hexa-CDF	4744,12		293,00
1234678-hepta-CDF	1207,74	93	12,08
1234789-hepta-CDF	83,70		0,84
SUM Hepta-CDF	1990,48		
Octa-CDF	421,93		0,42
SUM DIBENZOFURANER	16278,12		734,45
2378-tetra-CDD	46,95	83	46,95
SUM Tetra-CDD	199,25		
12378-penta-CDD	182,78	74	91,39
SUM Penta-CDD	747,44		
123478-heksa-CDD	94,30		9,43
123678-heksa-CDD	157,77	54	15,78
123789-heksa-CDD	73,27		7,33
SUM Heksa-CDD	791,95		
1234678-hepta-CDD	212,20	106	2,12
SUM Hepta-CDD	373,32		
Octa-CDD	107,18	91	0,11
SUM DIOXINE	2219,14		173,11
SUM 2378-TCDD-EKV.			907,55

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1091
PRØVEART	Krabbesmør-Han
OPPDRAKSGIVER	NIVA/JOK.
PRØVEBETEGNELSE	Bjørkøy/Breviksfj.-24.ok
PRØVEMENGDE	2 g <i>Fettprosent: 16.2</i>
MÅLEENHET	pg/g
DATAFILES	AD0625, AD0631

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	1451,09	100	145,11
SUM Tetra-CDF	4319,63		
12378/12348-penta-CDF	2007,48		20,07
23478-penta-CDF	1294,07	102	647,04
SUM Penta-CDF	11000,00		
123478/123479-heksa-CD	3903,81	92	390,38
123678-heksa-CDF	1290,00		129,00
123789-heksa-CDF	8,49		0,85
234678-heksa-CDF	317,22		31,72
SUM Hexa-CDF	7887,21		551,95
1234678-hepta-CDF	1694,88	107	16,95
1234789-hepta-CDF	18,66		0,19
SUM Hepta-CDF	2555,82		
Octa-CDF	86,88		0,09
SUM DIBENZOFURANER	25849,54		1381,40
2378-tetra-CDD	47,94	99	47,94
SUM Tetra-CDD	182,66		
12378-penta-CDD	313,34	89	156,67
SUM Penta-CDD	1061,48		
123478-heksa-CDD	207,36		20,74
123678-heksa-CDD	247,63	85	24,76
123789-heksa-CDD	95,30		9,53
SUM Hexa-CDD	1187,91		
1234678-hepta-CDD	274,68	111	2,75
SUM Hepta-CDD	445,81		
Octa-CDD	55,32	75	0,06
SUM DIOXINE	2933,18		262,45
SUM 2378-TCDD-EKV.			1643,83

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91./1084
PRØVEART	Krabbesmør
OPPDRAKSGIVER	NIVA
PRØVEBETEGNELSE	Hannkrabbe fra Arøya 27/8-91
PRØVEMENGDE	10 g <i>Fettprosent: 21.1</i>
MÅLEENHET	pg/g
DATAFILES	AD0700, AD0704

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	158,6	96	15,9
SUM Tetra-CDF	658,1		
12378/12348-penta-CDF	125,8		1,3
23478-penta-CDF	136,2	103	68,1
SUM Penta-CDF	1049,1		
123478/123479-heksa-CDF	296,8	117	29,7
123678-heksa-CDF	116,3		11,6
123789-heksa-CDF	10,8		1,1
234678-heksa-CDF	48,6		4,9
SUM Hexa-CDF	1089,4		47,3
1234678-hepta-CDF	197,8	101	2,0
1234789-hepta-CDF	13,4		0,1
SUM Hepta-CDF	347,2		
Octa-CDF	28,1		0,0
SUM DIBENZOFURANER	3171,9		134,7
2378-tetra-CDD	9,4	97	9,4
SUM Tetra-CDD	52,6		
12378-penta-CDD	38,9	96	19,5
SUM Penta-CDD	150,8		
123478-heksa-CDD	26,2		2,6
123678-heksa-CDD	36,0	117	3,6
123789-heksa-CDD	12,0		1,2
SUM Heksa-CDD	150,4		
1234678-hepta-CDD	35,0	112	0,3
SUM Hepta-CDD	64,5		
Octa-CDD	19,5	112	0,0
SUM DIOXINE	437,8		36,6
SUM 2378-TCDD-EKV.			171,2

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	<u>91/1085</u>
PRØVEART	<u>Krabbesmør</u>
OPPDRAKSGIVER	<u>NIVA</u>
PRØVEBETEGNELSE	<u>Hannkrabbe fra Arøya 25/9-91</u>
PRØVEMENGDE	<u>10 g</u> <i>Fettprosent: 17.4</i>
MÅLEENHET	<u>pg/g</u>
DATAFILES	<u>AD0700, AD0704</u>

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	<u>136,1</u>	<u>91</u>	13,6
SUM Tetra-CDF	<u>510,5</u>		
12378/12348-penta-CDF	<u>151,3</u>		1,5
23478-penta-CDF	<u>115,6</u>	<u>95</u>	57,8
SUM Penta-CDF	<u>974,1</u>		
123478/123479-heksa-CDF	<u>299,7</u>	<u>114</u>	30,0
123678-heksa-CDF	<u>122,0</u>		12,2
123789-heksa-CDF	<u>10,5</u>		1,0
234678-heksa-CDF	<u>43,8</u>		4,4
SUM Hexa-CDF	<u>1027,3</u>		47,6
1234678-hepta-CDF	<u>169,1</u>	<u>95</u>	1,7
1234789-hepta-CDF	<u>17,7</u>		0,2
SUM Hepta-CDF	<u>290,4</u>		
Octa-CDF	<u>48,9</u>		0,0
SUM DIBENZOFURANER	<u>2851,1</u>		123,4
2378-tetra-CDD	<u>10,0</u>	<u>94</u>	10,0
SUM Tetra-CDD	<u>42,5</u>		
12378-penta-CDD	<u>32,7</u>	<u>92</u>	16,3
SUM Penta-CDD	<u>121,8</u>		
123478-heksa-CDD	<u>23,9</u>		2,4
123678-heksa-CDD	<u>32,7</u>	<u>113</u>	3,3
123789-heksa-CDD	<u>12,1</u>		1,2
SUM Heksa-CDD	<u>140,6</u>		
1234678-hepta-CDD	<u>26,0</u>	<u>101</u>	0,3
SUM Hepta-CDD	<u>45,2</u>		
Octa-CDD	<u>19,7</u>	<u>99</u>	0,0
SUM DIOXINE	<u>369,7</u>		33,5
SUM 2378-TCDD-EKV.			155,9

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1092	
PRØVEART	Krabbesmør-Han	
OPPDRAKSGIVER	NIVA/JOK.	
PRØVEBETEGNELSE	Arøya-22.okt.-91	
PRØVEMENGDE	5 g	Fettprosent : 24.5
MÅLEENHET	pg/g	
DATAFILES	AD0625, AD0631	

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	114,67	78	11,47
SUM Tetra-CDF	335,10		
12378/12348-penta-CDF	88,95		0,89
23478-penta-CDF	116,39	99	58,20
SUM Penta-CDF	704,46		
123478/123479-heksa-CD	224,65	90	22,47
123678-heksa-CDF	77,29		7,73
123789-heksa-CDF	2,41		0,24
234678-heksa-CDF	44,31		4,43
SUM Hexa-CDF	624,23		34,87
1234678-hepta-CDF	151,24	108	1,51
1234789-hepta-CDF	14,98		0,15
SUM Hepta-CDF	265,53		
Octa-CDF	110,07		0,11
SUM DIBENZOFURANER	2039,39		107,20
2378-tetra-CDD	10,84	85	10,84
SUM Tetra-CDD	30,28		
12378-penta-CDD	47,75	73	23,88
SUM Penta-CDD	167,00		
123478-heksa-CDD	22,21		2,22
123678-heksa-CDD	32,52	97	3,25
123789-heksa-CDD	11,62		1,16
SUM Heksa-CDD	134,38		
1234678-hepta-CDD	29,58	116	0,30
SUM Hepta-CDD	60,84		
Octa-CDD	25,39	81	0,03
SUM DIOXINE	417,89		41,68
SUM 2378-TCDD-EKV.			148,86

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	<u>91/1086</u>
PRØVEART	<u>Krabbesmør</u>
OPPDRAKSGIVER	<u>NIVA</u>
PRØVEBETEGNELSE	<u>Hannkrabbe fra Arøya 15/11-91</u>
PRØVEMENGDE	<u>10 g</u> <i>Fettprosent: 23.4</i>
MÅLEENHET	<u>pg/g</u>
DATAFILES	<u>AD0700, AD0704</u>

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	115,7	92	11,6
SUM Tetra-CDF	<u>375,3</u>		
12378/12348-penta-CDF	92,5		0,9
23478-penta-CDF	82,4	110	41,2
SUM Penta-CDF	<u>581,2</u>		
123478/123479-hekso-CDF	167,4	114	16,7
123678-hekso-CDF	50,3		5,0
123789-hekso-CDF	7,2		0,7
234678-hekso-CDF	29,7		3,0
SUM Hexa-CDF	<u>569,9</u>		25,4
1234678-hepta-CDF	103,8	104	1,0
1234789-hepta-CDF	10,6		0,1
SUM Hepta-CDF	<u>193,5</u>		
Octa-CDF	75,0		0,1
SUM DIBENZOFURANER	<u>1794,8</u>		80,2
2378-tetra-CDD	5,3	95	5,3
SUM Tetra-CDD	<u>26,2</u>		
12378-penta-CDD	21,2	94	10,6
SUM Penta-CDD	<u>88,9</u>		
123478-hekso-CDD	12,0		1,2
123678-hekso-CDD	18,6	119	1,9
123789-hekso-CDD	7,3		0,7
SUM Hekso-CDD	<u>83,3</u>		
1234678-hepta-CDD	19,9	116	0,2
SUM Hepta-CDD	<u>37,9</u>		
Octa-CDD	20,8	104	0,0
SUM DIOXINE	<u>257,0</u>		19,9
SUM 2378-TCDD-EKV.			100,2

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	<u>91/1087</u>
PRØVEART	<u>Krabbesmør</u>
OPPDRAKSGIVER	<u>NIVA</u>
PRØVEBETEGNELSE	<u>Hannkrabbe fra Såstein Aug-91</u>
PRØVEMENGDE	<u>10 g</u> <i>Fettprosent: 15.2</i>
MÅLEENHET	<u>pg/g</u>
DATAFILES	<u>AD0700, AD0704</u>

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	95,9	95	9,6
SUM Tetra-CDF	<u>352,1</u>		
12378/12348-penta-CDF	86,5		0,9
23478-penta-CDF	104,5	119	52,3
SUM Penta-CDF	<u>716,2</u>		
123478/123479-heksa-CDF	231,4	117	23,1
123678-heksa-CDF	65,7		6,6
123789-heksa-CDF	8,0		0,8
234678-heksa-CDF	49,9		5,0
SUM Hexa-CDF	<u>847,6</u>		35,5
1234678-hepta-CDF	176,6	108	1,8
1234789-hepta-CDF	7,9		0,1
SUM Hepta-CDF	<u>302,8</u>		
Octa-CDF	44,5		0,0
SUM DIBENZOFURANER	<u>2263,2</u>		100,2
2378-tetra-CDD	4,8	102	4,8
SUM Tetra-CDD	<u>25,7</u>		
12378-penta-CDD	27,1	97	13,5
SUM Penta-CDD	<u>121,5</u>		
123478-heksa-CDD	20,8		2,1
123678-heksa-CDD	30,2	118	3,0
123789-heksa-CDD	12,0		1,2
SUM Heksa-CDD	<u>137,2</u>		
1234678-hepta-CDD	34,6	115	0,3
SUM Hepta-CDD	<u>65,4</u>		
Octa-CDD	24,7	104	0,0
SUM DIOXINE	<u>374,4</u>		24,9
SUM 2378-TCDD-EKV.			125,1

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1088
PRØVEART	Krabbesmør
OPPDRAGSGIVER	NIVA
PRØVEBETEGNELSE	Hannkrabbe fra Såstein Sept-91
PRØVEMENGDE	10 g <i>Fettprosent: 18.8</i>
MÅLEENHET	pg/g
DATAFILES	AD0700, AD0704

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	134,4	91	13,4
SUM Tetra-CDF	494,3		
12378/12348-penta-CDF	122,9		1,2
23478-penta-CDF	125,8	98	62,9
SUM Penta-CDF	952,2		
123478/123479-hekso-CDF	241,6	91	24,2
123678-hekso-CDF	75,1		7,5
123789-hekso-CDF	8,3		0,8
234678-hekso-CDF	55,6		5,6
SUM Hexa-CDF	934,9		38,1
1234678-hepta-CDF	149,2	93	1,5
1234789-hepta-CDF	4,2		0,0
SUM Hepta-CDF	253,6		
Octa-CDF	21,9		0,0
SUM DIBENZOFURANER	2656,9		117,1
2378-tetra-CDD	6,3	97	6,3
SUM Tetra-CDD	35,0		
12378-penta-CDD	30,9	88	15,5
SUM Penta-CDD	133,2		
123478-hekso-CDD	19,9		2,0
123678-hekso-CDD	32,1	96	3,2
123789-hekso-CDD	13,3		1,3
SUM Hekso-CDD	135,7		
1234678-hepta-CDD	27,5	104	0,3
SUM Hepta-CDD	53,9		
Octa-CDD	17,6	87	0,0
SUM DIOXINE	375,5		28,6
SUM 2378-TCDD-EKV.			145,7

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1093	
PRØVEART	Krabbesmør	
OPPDRAKSGIVER	NIVA/JOK.	
PRØVEBETEGNELSE	Såstein-okt.91	
PRØVEMENGDE	10 g	Fettprosent: 23.8
MÅLEENHET	pg/g	
DATAFILES	AD0625, AD0631	

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	130,02	97	13,00
SUM Tetra-CDF	433,29		
12378/12348-penta-CDF	132,35		1,32
23478-penta-CDF	153,43	100	76,72
SUM Penta-CDF	942,96		
123478/123479-heksa-CD	289,66	105	28,97
123678-heksa-CDF	97,63		9,76
123789-heksa-CDF	1,13		0,11
234678-heksa-CDF	64,16		6,42
SUM Hexa-CDF	666,95		45,26
1234678-hepta-CDF	173,67	104	1,74
1234789-hepta-CDF	7,41		0,07
SUM Hepta-CDF	268,50		
Octa-CDF	31,98		0,03
SUM DIBENZOFURANER	2343,68		138,14
2378-tetra-CDD	8,50	96	8,50
SUM Tetra-CDD	26,32		
12378-penta-CDD	52,19	78	26,10
SUM Penta-CDD	159,72		
123478-heksa-CDD	24,61		2,46
123678-heksa-CDD	33,94	99	3,39
123789-heksa-CDD	13,24		1,32
SUM Heksa-CDD	138,29		
1234678-hepta-CDD	32,95	105	0,33
SUM Hepta-CDD	62,83		
Octa-CDD	17,25	74	0,02
SUM DIOXINE	404,41		42,12
SUM 2378-TCDD-EKV.			180,26

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1089
PRØVEART	Krabbesmør
OPPDRAKSGIVER	NIVA
PRØVEBETEGNELSE	Hannkrabbe fra Såstein Nov-91
PRØVEMENGDE	10 g <i>Fettprosent: 19.0</i>
MÅLEENHET	pg/g
DATAFILES	AD0700, AD0704

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	75,5	77	7,5
SUM Tetra-CDF	239,4		
12378/12348-penta-CDF	59,6		0,6
23478-penta-CDF	63,8	99	31,9
SUM Penta-CDF	403,0		
123478/123479-heksa-CDF	145,8	96	14,6
123678-heksa-CDF	58,7		5,9
123789-heksa-CDF	4,8		0,5
234678-heksa-CDF	23,3		2,3
SUM Hexa-CDF	474,8		23,3
1234678-hepta-CDF	111,1	98	1,1
1234789-hepta-CDF	3,4		0,0
SUM Hepta-CDF	186,4		
Octa-CDF	24,0		0,0
SUM DIBENZOFURANER	1327,6		64,4
2378-tetra-CDD	5,7	87	5,7
SUM Tetra-CDD	17,5		
12378-penta-CDD	18,9	96	9,4
SUM Penta-CDD	58,1		
123478-heksa-CDD	12,6		1,3
123678-heksa-CDD	18,1	89	1,8
123789-heksa-CDD	6,7		0,7
SUM Heksa-CDD	80,2		
1234678-hepta-CDD	19,8	105	0,2
SUM Hepta-CDD	37,0		
Octa-CDD	13,9	83	0,0
SUM DIOXINE	206,7		19,1
SUM 2378-TCDD-EKV.			83,6

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1094	
PRØVEART	Krabbesmør	
OPPDRAKSGIVER	NIVA/JOK.	
PRØVEBETEGNELSE	Åbyfjorden okt.91	
PRØVEMENGDE	10 g	Fettprosent: 18.3
MÅLEENHET	pg/g	
DATAFILES	AD0625, AD0631	

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	58,78	97	5,88
SUM Tetra-CDF	232,33		
12378/12348-penta-CDF	57,05		0,57
23478-penta-CDF	53,71	104	26,86
SUM Penta-CDF	414,69		
123478/123479-heksa-CD	119,08	111	11,91
123678-heksa-CDF	48,65		4,87
123789-heksa-CDF	1,23		0,12
234678-heksa-CDF	18,64		1,86
SUM Hexa-CDF	322,03		18,76
1234678-hepta-CDF	103,04	113	1,03
1234789-hepta-CDF	5,58		0,06
SUM Hepta-CDF	170,44		
Octa-CDF	27,03		0,03
SUM DIBENZOFURANER	1166,52		53,19
2378-tetra-CDD	4,77	92	4,77
SUM Tetra-CDD	414,69		
12378-penta-CDD	18,53	86	9,27
SUM Penta-CDD	73,69		
123478-heksa-CDD	9,07		0,91
123678-heksa-CDD	15,08	99	1,51
123789-heksa-CDD	5,09		0,51
SUM Heksa-CDD	70,00		
1234678-hepta-CDD	21,02	109	0,21
SUM Hepta-CDD	40,68		
Octa-CDD	12,06	88	0,01
SUM DIOXINE	611,12		17,19
SUM 2378-TCDD-EKV.			70,36

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1095
PRØVEART	Krabbesmør
OPPDRAKSGIVER	NIVA/JOK.
PRØVEBETEGNELSE	Jomfruland 22.okt.-91
PRØVEMENGDE	10 g <i>Fettprosent : 22.3</i>
MÅLEENHET	pg/g
DATAFILES	AD0625, AD0631

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	31,78	101	3,18
SUM Tetra-CDF	100,60		
12378/12348-penta-CDF	21,69		0,22
23478-penta-CDF	35,11	97	17,56
SUM Penta-CDF	192,33		
123478/123479-heksa-CD	46,24	109	4,62
123678-heksa-CDF	15,20		1,52
123789-heksa-CDF	0,08		0,01
234678-heksa-CDF	16,30		1,63
SUM Hexa-CDF	122,79		7,78
1234678-hepta-CDF	32,59	98	0,33
1234789-hepta-CDF	0,43		0,00
SUM Hepta-CDF	49,55		
Octa-CDF	1,43		0,00
SUM DIBENZOFURANER	466,70		29,07
2378-tetra-CDD	2,37	95	2,37
SUM Tetra-CDD	6,46		
12378-penta-CDD	13,03	81	6,52
SUM Penta-CDD	39,29		
123478-heksa-CDD	7,26		0,73
123678-heksa-CDD	9,71	99	0,97
123789-heksa-CDD	2,92		0,29
SUM Heksa-CDD	41,05		
1234678-hepta-CDD	6,96	105	0,07
SUM Hepta-CDD	15,85		
Octa-CDD	3,38	93	0,00
SUM DIOXINE	106,03		10,95
SUM 2378-TCDD-EKV.			40,01

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	91/1078
PRØVEBESKRIVELSE	REKER, EIDANGERFJORDEN, 28/10 1991
KUNDE	NIVA
KUNDENS PRØVENUMMER	O-800312
DATAFILER	P0655,P0662
TOTAL PRØVEMENGDE	25,000 Fettprosent: 0.6
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

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

KOMPONENT	KONS. pg/g	GJENV.	2,3,7,8-TE
2378-tetra-CDF	26,474	77%	2,65
SUM tetra-CDF	98,835		
12378/12348-penta-CDF	33,160		0,33
23478-penta-CDF	5,336	86%	2,67
SUM penta-CDF	129,324		
123478/123479-hexa-CDF	10,693	90%	1,07
123678-hexa-CDF	7,937		0,79
123789-hexa-CDF	1,342		0,13
234678-hexa-CDF	0,524		0,05
SUM hexa-CDF	53,468		2,04
1234678-hepta-CDF	5,141	83%	0,05
1234789-hepta-CDF	1,383		0,01
SUM hepta-CDF	11,281		
Octa-CDF	5,448		0,01
SUM FURANER	298,357		7,77
2378-tetra-CDD	1,027	88%	1,03
SUM tetra-CDD	8,224		
12378-penta-CDD	4,500	78%	2,25
SUM penta-CDD	73,479		
123478-hexa-CDD	1,526		0,15
123678-hexa-CDD	3,115	85%	0,31
123789-hexa-CDD	7,819		0,78
SUM hexa-CDD	21,118		
1234678-hepta-CDD	2,086	82%	0,02
SUM hepta-CDD	2,501		
Octa-CDD	2,003	79%	0,00
SUM DIOKSINER	107,326		4,55
SUM 2,3,7,8-TE			12,31

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER 91/1117
 PRØVEBESKRIVELSE REKER, BREVIKEJORDEN, nov. 1991
 KUNDE NIVA
 KUNDES PRØVENUMMER O-800312
 DATAFILER P0656, P0663
 TOTAL PRØVEMENGDE 25,000 Fettprosent: 0.7
 ENHET FOR PRØVEMENGDE g
 ENHET I RAPPORT pg/g

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

KOMPONENT	KONS. pg/g	GJENV.	2,3,7,8-TE
2378-tetra-CDF	25,225	78%	2,52
SUM tetra-CDF	98,301		
12378/12348-penta-CDF	30,902		0,31
23478-penta-CDF	5,238	83%	2,62
SUM penta-CDF	128,446		
123478/123479-hexa-CDF	10,275	85%	1,03
123678-hexa-CDF	7,333		0,73
123789-hexa-CDF	1,243		0,12
234678-hexa-CDF	0,587		0,06
SUM hexa-CDF	52,643		1,94
1234678-hepta-CDF	5,289	77%	0,05
1234789-hepta-CDF	1,344		0,01
SUM hepta-CDF	11,576		
Octa-CDF	5,336		0,01
SUM FURANER	296,303		7,47
2378-tetra-CDD	0,945	92%	0,94
SUM tetra-CDD	8,814		
12378-penta-CDD	4,048	77%	2,02
SUM penta-CDD	64,041		
123478-hexa-CDD	1,359		0,14
123678-hexa-CDD	2,836	79%	0,28
123789-hexa-CDD	6,613		0,66
SUM hexa-CDD	17,776		
1234678-hepta-CDD	2,089	74%	0,02
SUM hepta-CDD	2,587		
Octa-CDD	2,374	68%	0,00
SUM DIOKSINER	95,592		4,07
SUM 2,3,7,8-TE			11,54

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	91/1118
PRØVEBESKRIVELSE	REKER, DYBINGEN, nov. 1991
KUNDE	NIVA
KUNDES PRØVENUMMER	O-800312
DATAFILER	P0657,P0664
TOTAL PRØVEMENGDE	40,000 <i>Fettprosent: 0.7</i>
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

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

KOMPONENT	KONS. pg/g	GJENV.	2,3,7,8-TE
2378-tetra-CDF	11,629	98%	1,16
SUM tetra-CDF	41,460		
12378/12348-penta-CDF	15,607		0,16
23478-penta-CDF	2,773	92%	1,39
SUM penta-CDF	64,507		
123478/123479-hexa-CDF	4,699	86%	0,47
123678-hexa-CDF	4,197		0,42
123789-hexa-CDF	0,693		0,07
234678-hexa-CDF	0,328		0,03
SUM hexa-CDF	28,344		0,99
1234678-hepta-CDF	2,694	75%	0,03
1234789-hepta-CDF	0,607		0,01
SUM hepta-CDF	5,821		
Octa-CDF	2,196		0,00
SUM FURANER	142,328		3,73
2378-tetra-CDD	0,631	90%	0,63
SUM tetra-CDD	4,045		
12378-penta-CDD	2,209	87%	1,10
SUM penta-CDD	35,950		
123478-hexa-CDD	0,738		0,07
123678-hexa-CDD	1,752	85%	0,18
123789-hexa-CDD	4,071		0,41
SUM hexa-CDD	11,090		
1234678-hepta-CDD	1,030	75%	0,01
SUM hepta-CDD	1,212		
Octa-CDD	1,039	65%	0,00
SUM DIOKSINER	53,336		2,40
SUM 2,3,7,8-TE			6,14

PCDF- OG PCDD- KONSENTRASJONER

PRØVENUMMER	91/1119
PRØVEBESKRIVELSE	REKER, HÅØYFJORDEN, nov. 1991
KUNDE	NIVA
KUNDES PRØVENUMMER	O-800312
DATAFILER	P0658,P0665
TOTAL PRØVEMENGDE	40,000 <i>Fettprosent: 0.7</i>
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

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

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV.	2,3,7,8-TEQ
2378-tetra-CDF	12,458	89%	1,25
SUM tetra-CDF	41,925		
12378/12348-penta-CDF	11,646		0,12
23478-penta-CDF	2,513	93%	1,26
SUM penta-CDF	51,160		
123478/123479-hexa-CDF	3,855	90%	0,39
123678-hexa-CDF	3,002		0,30
123789-hexa-CDF	0,531		0,05
234678-hexa-CDF	0,263		0,03
SUM hexa-CDF	22,772		0,77
1234678-hepta-CDF	2,315	82%	0,02
1234789-hepta-CDF	0,606		0,01
SUM hepta-CDF	5,109		
Octa-CDF	2,379		0,00
SUM FURANER	123,346		3,42
2378-tetra-CDD	0,504	75%	0,50
SUM tetra-CDD	5,215		
12378-penta-CDD	2,124	86%	1,06
SUM penta-CDD	28,706		
123478-hexa-CDD	0,702		0,07
123678-hexa-CDD	1,302	86%	0,13
123789-hexa-CDD	2,752		0,28
SUM hexa-CDD	10,070		
1234678-hepta-CDD	0,899	78%	0,01
SUM hepta-CDD	1,131		
Octa-CDD	1,197	70%	0,00
SUM DIOKSINER	46,319		2,05
SUM 2,3,7,8-TEQ			5,47

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1096	
PRØVEART	Blåskjell	
OPPDRAKSGIVER	NIVA/JOK.	
PRØVEBETEGNELSE	Helgeroa-19.mars-90	
PRØVEMENGDE	40 g	<i>Fettprosent: 1.7</i>
MÅLEENHET	pg/g	
DATAFILES	AD0625, AD0631	

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	38,95	72	3,90
SUM Tetra-CDF	352,92		
12378/12348-penta-CDF	33,50		0,34
23478-penta-CDF	14,73	63	7,37
SUM Penta-CDF	236,60		
123478/123479-heksa-CDF	21,42	79	2,14
123678-heksa-CDF	12,41		1,24
123789-heksa-CDF	1,16		0,12
234678-heksa-CDF	3,79		0,38
SUM Hexa-CDF	91,74		3,88
1234678-hepta-CDF	31,74	71	0,32
1234789-hepta-CDF	16,69		0,17
SUM Hepta-CDF	81,06		
Octa-CDF	237,33		0,24
SUM DIBENZOFURANER	999,65		16,22
2378-tetra-CDD	2,41	58	2,41
SUM Tetra-CDD	24,40		
12378-penta-CDD	2,92	58	1,46
SUM Penta-CDD	21,79		
123478-heksa-CDD	1,89		0,19
123678-heksa-CDD	2,68	89	0,27
123789-heksa-CDD	1,91		0,19
SUM Heksa-CDD	20,21		
1234678-hepta-CDD	15,98	71	0,16
SUM Hepta-CDD	26,78		
Octa-CDD	28,11	91	0,03
SUM DIOXINE	121,29		4,71
SUM 2378-TCDD-EKV.			20,90

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER 91/1097
PRØVEART Blåskjell
OPPDRAGSGIVER NIVA/JOK.
PRØVEBETEGNELSE Klokkartangen 15.mars-90

PRØVEMENGDE 40 g *Fettprosent: 1.4*
MÅLEENHET pg/g
DATAFILES AD0625, AD0631

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	27,92	95	2,79
SUM Tetra-CDF	195,48		
12378/12348-penta-CDF	17,63		0,18
23478-penta-CDF	7,94	85	3,97
SUM Penta-CDF	125,51		
123478/123479-heksa-CDF	9,85	88	0,99
123678-heksa-CDF	6,08		0,61
123789-heksa-CDF	0,60		0,06
234678-heksa-CDF	1,68		0,17
SUM Hexa-CDF	44,71		1,83
1234678-hepta-CDF	16,41	94	0,16
1234789-hepta-CDF	9,26		0,09
SUM Hepta-CDF	42,88		
Octa-CDF	121,36		0,12
SUM DIBENZOFURANER	529,94		9,14
2378-tetra-CDD	1,77	98	1,77
SUM Tetra-CDD	18,53		
12378-penta-CDD	2,01	64	1,01
SUM Penta-CDD	14,73		
123478-heksa-CDD	0,94		0,09
123678-heksa-CDD	1,31	98	0,13
123789-heksa-CDD	0,80		0,08
SUM Heksa-CDD	9,57		
1234678-hepta-CDD	7,94	109	0,08
SUM Hepta-CDD	14,06		
Octa-CDD	13,83	94	0,01
SUM DIOXINE	70,72		3,17
SUM 2378-TCDD-EKV.			12,31

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER 91/1098
PRØVEART Blåskjell
OPPDRAKSGIVER NIVA/JOK.
PRØVEBETEGNELSE Croftholmen-mars-91

PRØVEMENGDE 20 g *Fettprosent : 1.3*
MÅLEENHET pg/g
DATAFILES AD0625, AD0631

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	17,50	80	1,75
SUM Tetra-CDF	143,51		
12378/12348-penta-CDF	17,26		0,17
23478-penta-CDF	7,31	80	3,66
SUM Penta-CDF	123,62		
123478/123479-heksa-CDF	16,98	88	1,70
123678-heksa-CDF	10,02		1,00
123789-heksa-CDF	1,08		0,11
234678-heksa-CDF	2,37		0,24
SUM Hexa-CDF	71,37		3,05
1234678-hepta-CDF	22,73	104	0,23
1234789-hepta-CDF	17,39		0,17
SUM Hepta-CDF	66,99		
Octa-CDF	189,75		0,19
SUM DIBENZOFURANER	595,24		9,22
2378-tetra-CDD	0,63	83	0,63
SUM Tetra-CDD	12,92		
12378-penta-CDD	1,75	54	0,88
SUM Penta-CDD	16,39		
123478-heksa-CDD	1,13		0,11
123678-heksa-CDD	1,43	104	0,14
123789-heksa-CDD	0,83		0,08
SUM Heksa-CDD	11,73		
1234678-hepta-CDD	9,19	106	0,09
SUM Hepta-CDD	16,27		
Octa-CDD	17,67	88	0,02
SUM DIOXINE	74,98		1,95
SUM 2378-TCDD-EKV.			11,17

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	<u>91/1099</u>
PRØVEART	<u>Dioksiner i biol. mat.</u>
OPPDRAGSGIVER	<u>NIVA</u>
PRØVEBETEGNELSE	<u>Blåskjell fra Helgeroa</u>
	<u>Mars 1991</u>
PRØVEMENGDE	<u>40 g</u> <i>Fettprosent: 1.4</i>
MÅLEENHET	<u>pg/g</u>
DATAFILES	<u>AD0729, AD0732</u>

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	<u>5,13</u>	97	0,51
SUM Tetra-CDF	<u>38,55</u>		
12378/12348-penta-CDF	<u>1,79</u>		0,02
23478-penta-CDF	<u>1,10</u>	90	0,55
SUM Penta-CDF	<u>14,80</u>		
123478/123479-heksa-CD	<u>1,23</u>	94	0,12
123678-heksa-CDF	<u>0,84</u>		0,08
123789-heksa-CDF	<u>0,08</u>		0,01
234678-heksa-CDF	<u>0,26</u>		0,03
SUM Hexa-CDF	<u>5,75</u>		<i>0.24</i>
1234678-hepta-CDF	<u>1,52</u>	96	0,02
1234789-hepta-CDF	<u>0,64</u>		0,01
SUM Hepta-CDF	<u>3,61</u>		
Octa-CDF	<u>8,27</u>		0,01
SUM DIBENZOFURANER	<u>70,98</u>		<i>1.36</i>
2378-tetra-CDD	<u>0,20</u>	93	0,20
SUM Tetra-CDD	<u>5,11</u>		
12378-penta-CDD	<u>0,27</u>	91	0,14
SUM Penta-CDD	<u>2,67</u>		
123478-heksa-CDD	<u>0,15</u>		0,02
123678-heksa-CDD	<u>0,23</u>	103	0,02
123789-heksa-CDD	<u>0,16</u>		0,02
SUM Heksa-CDD	<u>2,16</u>		
1234678-hepta-CDD	<u>0,74</u>	110	0,01
SUM Hepta-CDD	<u>1,46</u>		
Octa-CDD	<u>2,72</u>	86	0,00
SUM DIOXINE	<u>14,12</u>		<i>0.41</i>
SUM 2378-TCDD-EKV.			1,75

PCDF- OG PCDD-ANALYSERESULTATER

PRØVENUMMER	91/1100
PRØVEART	Blåskjell
OPPDRAKSGIVER	NIVA/JOK.
PRØVEBETEGNELSE	Klokkartangen.mars-91
PRØVEMENGDE	36 g <i>Fettprosent : 1.6</i>
MÅLEENHET	pg/g
DATAFILES	AD0625, AD0631

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

KOMPONENT	KONSENTR.	GJENVIN. %	2378-TEQ
2378-tetra-CDF	10,11	91	1,01
SUM Tetra-CDF	55,52		
12378/12348-penta-CDF	3,73		0,04
23478-penta-CDF	2,01	91	1,01
SUM Penta-CDF	26,13		
123478/123479-heksa-CDF	2,97	94	0,30
123678-heksa-CDF	1,80		0,18
123789-heksa-CDF	0,19		0,02
234678-heksa-CDF	0,63		0,06
SUM Hexa-CDF	12,61		0,56
1234678-hepta-CDF	4,96	103	0,05
1234789-hepta-CDF	2,71		0,03
SUM Hepta-CDF	12,54		
Octa-CDF	27,49		0,03
SUM DIBENZOFURANER	134,29		
2378-tetra-CDD	0,48	96	0,48
SUM Tetra-CDD	8,25		
12378-penta-CDD	0,49	75	0,25
SUM Penta-CDD	5,19		
123478-heksa-CDD	0,25		0,03
123678-heksa-CDD	0,41	102	0,04
123789-heksa-CDD	0,34		0,03
SUM Heksa-CDD	4,08		
1234678-hepta-CDD	3,01	109	0,03
SUM Hepta-CDD	5,42		
Octa-CDD	5,13	96	0,01
SUM DIOXINE	28,07		
SUM 2378-TCDD-EKV.			3,58

VEDLEGG 3

Rådata for individuelle analyser av HCB/OCS/DCB i torskelever og kvikksølv i filet av torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden. Analyser ved Fellesavd. for farmakologi og toksikologi ved Norges Veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet.

Resultater av torsk fra Frierfjorden/Eidangerfjorden

angitt i ppb (ng/g) februar 1992

J.nr. VI	J.nr. NVH	Sted	Vekt	Lengde	Kjønn	Fett%	HCB		OCS		PCB-209		Hg
							våtvekt	fettvekt	våtvekt	fettvekt	våtvekt	fettvekt	
91.03/3539	1/92	Frierfjorden	423g	34cm	hun	4.28	122.5	2862	1665	38902	1638	38271	90
91.03/3540	2/92	Frierfjorden	511g	36.4cm	han	29.19	720	2467	1868	6399	1641	5622	50
91.03/3541	3/92	Frierfjorden	383g	33.5cm	han	31.53	798.1	2531	4714	14951	3144	9971	110
91.03/3542	4/92	Frierfjorden	398g	34.5cm	han	24.83	585.7	2359	3359	13528	2568	10342	80
91.03/3543	5/92	Frierfjorden	418g	34.5cm	han	36.57	890.7	2436	6131	16765	5616	15357	100
91.03/3544	6/92	Frierfjorden	444g	33.5cm	hun	26.89	633.2	2355	3115	11584	3995	14857	40
91.03/3545	7/92	Frierfjorden	466g	36cm	hun	23.22	595	2562	4971	21408	3978	17132	130
91.03/3546	8/92	Frierfjorden	306g	31.6cm	hun	11.81	8225	69644	4427	37485	2847	24107	60
91.03/3547	9/92	Frierfjorden	259g	29.5cm	hun	7.26	128.9	1775	1088	14986	797.3	10982	70
91.03/3548	10/92	Frierfjorden	230g	24.5cm	hun	3.73	89.4	2397	917.8	24606	740.6	19855	150
91.03/3549	11/92	Frierfjorden	76g	20cm	hun	3.92	88.2	2250	388	9898	279.7	7135	70
91.03/3550	12/92	Frierfjorden	330g	33cm	hun	6.27	236.8	3777	1544	24625	2416	38533	140
91.03/3551	13/92	Frierfjorden	506g	34.5cm	han	40.18	1072	2668	2879	7165	2182	5431	120
91.03/3552	14/92	Frierfjorden	494g	35cm	hun	44.11	943.2	2138	2431	5511	1920	4353	70
91.03/3553	15/92	Frierfjorden	326g	30cm	hun	20.16	1366	6776	6514	32312	5812	28829	90
91.03/3554	16/92	Frierfjorden	462g	36.5cm	han	31.2	875.3	2805	7086	22712	4360	13974	120
91.03/3555	17/92	Frierfjorden	382g	34cm	han	20.77	961.1	4627	5063	24377	3608	17371	70
91.03/3556	18/92	Frierfjorden	327g	31cm	hun	18.8	896.1	4766	3101	16495	1987	10569	70
91.03/3557	19/92	Frierfjorden	326g	31cm	hun	23.62	1239	5246	3777	15991	2557	10826	60
91.03/3558	20/92	Frierfjorden	223g	29cm	hun	3.31	63.4	1915	362.3	10946	421.5	12734	60
91.03/3559	21/92	Frierfjorden	204g	28.8cm	hun	7.83	366.8	4685	1629	20805	1864	23806	90
91.03/3560	22/92	Frierfjorden	492g	35.8cm	han	30.65	2997	9778	8348	27237	6621	21602	130
91.03/3561	23/92	Frierfjorden	526g	37.5cm	han	32.65	1992	6101	16305	49939	11425	34992	240
91.03/3562	24/92	Frierfjorden	645g	40cm	han	28.69	1301	4535	13498	47048	10718	37358	280
91.03/3563	25/92	Frierfjorden	523g	36.5cm	hun	43.73	1633	3734	4139	9465	1961	4484	90
91.03/3564	26/92	Frierfjorden	540g	37.5cm	hun	48.08	2315	4815	8924	18561	8431	17535	140
91.03/3565	27/92	Frierfjorden	499g	36.5cm	han	38.46	1942	5049	10614	27598	5810	15107	110
91.03/3566	28/92	Frierfjorden	590g	38cm	hun	50.32	2112	4197	4262	8470	3157	6274	100
91.03/3567	29/92	Frierfjorden	492g	37.5cm	han	33.28	5227	15706	10657	32022	10228	30733	260
91.03/3568	30/92	Frierfjorden	555g	38.6cm	han	36.26	1427	3935	3237	8927	1900	5240	90
91.03/3569	31/92	Frierfjorden	470g	35cm	han	33.3	2013	6045	6571	19733	2679	8045	120
91.03/3570	32/92	Frierfjorden	526g	37cm	hun	42.59	4160	9768	6213	14588	4049	9507	130
91.03/3571	33/92	Frierfjorden	553g	38cm	han	31.97	1558	4873	6763	21154	8082	25280	120
91.03/3572	34/92	Frierfjorden	558g	39cm	han	32.6	1433	4396	4029	12359	2470	7577	120
91.03/3573	35/92	Frierfjorden	420g	35.5cm	han	16.92	1330	7861	5756	34019	5166	30532	80
91.03/3574	36/92	Frierfjorden	318g	31.7cm	han	3.42	63.6	1860	854	24971	949.6	27766	230
91.03/3575	37/92	Eidangerfjorden	1859g	55cm	han	43.12	271.8	630	1384	3210	1115	2586	660
91.03/3576	38/92	Eidangerfjorden	495g	36.5cm	han	6.08	42.2	694	117.5	1933	310.2	5102	90
91.03/3577	39/92	Eidangerfjorden	1369g	50cm	han	58.65	310.8	530	820.2	1398	924.4	1576	130
91.03/3578	40/92	Eidangerfjorden	1147g	49cm	hun	1.72	307.5	17878	3424	199070	3023	175756	260
91.03/3579	41/92	Eidangerfjorden	985g	46cm	han	26.21	195	744	452.7	1727	599	2285	160
91.03/3580	42/92	Eidangerfjorden	680g	42cm	hun	7.46	137.5	1843	5188	69544	1533	20550	440
91.03/3581	43/92	Eidangerfjorden	1187g	49cm	hun	52.27	303	580	410.9	786	460.8	882	90
91.03/3582	44/92	Eidangerfjorden	849g	41cm	han	35.57	333.7	938	692	1945	960.8	2701	170
91.03/3583	45/92	Eidangerfjorden	1113g	49cm	han	10.92	173.3	1587	399.5	3658	863.2	7905	100
91.03/3584	46/92	Eidangerfjorden	807g	44cm	han	37.65	162.6	432	315.6	838	302.3	803	90
91.03/3585	47/92	Eidangerfjorden	780g	42cm	han	41.25	201.5	488	491.7	1192	392.7	952	120
91.03/3586	48/92	Eidangerfjorden	736g	41cm	han	36.57	595.7	1629	1381	3776	768	2100	120
91.03/3587	49/92	Eidangerfjorden	714g	41.8cm	han	40.23	158.2	393	344.1	855	557.3	1385	120
91.03/3588	50/92	Frierfjorden	758g	41cm	hun	24.06	1743.6	7247	22014	91496	6843	28441	300
91.03/3589	51/92	Frierfjorden	671g	46cm	hun	4.66	274.3	5886	16376	351416	945.3	20285	560
91.03/3590	52/92	Frierfjorden	607g	39.8cm	han	41.29	1910	4626	5852	14173	3426	8297	160
91.03/3591	53/92	Frierfjorden	725g	42cm	han	44.99	721	1603	4034	8966	1566	3481	140
91.03/3592	54/92	Frierfjorden	752g	42cm	hun	36.61	2061	5630	26450	72248	9274	25332	210
91.03/3593	55/92	Frierfjorden	498g	37.3cm	han	5.53	159	2875	1680	30380	2032	36745	150
91.03/3594	56/92	Frierfjorden	572g	29.5cm	han	34.2	1188	3474	7613	22260	4310	12602	110
91.03/3595	57/92	Frierfjorden	558g	39cm	han	27.66	1588	5741	20866	75437	14722	53225	280
91.03/3596	58/92	Frierfjorden	1125g	51cm	han	9.8	711	7255	14030	143163	12772	130327	190
91.03/3597	59/92	Frierfjorden	685g	39cm	han	40.18	2428	6043	5883	14642	3008	7486	160
91.03/3598	60/92	Frierfjorden	504g	39cm	hun	22.78	1435	6299	8466	37164	7342	32230	250
91.03/3599	61/92	Frierfjorden	713g	42.5cm	han	14.6	1137	7788	18893	129404	7757	53130	320
91.03/3600	62/92	Frierfjorden	683g	41cm	han	38.41	2090	5441	40654	105842	12626	32872	270
91.03/3601	63/92	Frierfjorden	585g	38cm	hun	33.05	1163	3519	4959	15005	2399	7259	110
91.03/3602	64/92	Frierfjorden	690g	41cm	hun	24.11	1736	7200	2205	9146	2424	10054	110
91.03/3603	65/92	Frierfjorden	728g	44cm	han	6.06	241.2	3980	11426	188548	11280	186139	490
91.03/3604	66/92	Frierfjorden	629g	39.5cm	hun	54.61	2652	4856	5425	9934	4857	8894	90
91.03/3605	67/92	Frierfjorden	497g	36.8cm	hun	44.27	1795	4055	3242	7323	1857	4195	100
91.03/3606	68/92	Frierfjorden	1050g	48cm	hun	10.26	659	6423	4431	43187	3525	34357	310
91.03/3607	69/92	Frierfjorden	521g	36.5cm	hun	40.16	2391	5954	4424	11016	2222	5533	100
91.03/3608	70/92	Frierfjorden	796g	44cm	hun	34.19	1362	3984	11234	32858	6624	19374	210
91.03/3609	71/92	Frierfjorden	950g	44cm	han	45.14	3178	7040	6641	14712	3321	7357	170
91.03/3610	72/92	Frierfjorden	603g	38.5cm	hun	36.99	1427	3858	4590	12409	2229	6026	120

VEDLEGG 4

Aritmetisk middel og standardavvik for HCB/OCS/DCB/Hg, lengde og vekt ved individuelt analyserte torsk fra Frierfjorden 1968 - 1991 (ikke normaliserte verdier).

Torsk fra Frierfjorden 1968-1991: Konsentrasjon av kvikksølv i filet. HCB, OCS og DCB i lever.
 Antall, aritmetisk middel og standardavvik, mg/kg friskvekt.

År	Hg			HCB			OCS			DCB		
	n	middel	avvik	n	middel	avvik	middel	avvik	n	n	middel	avvik
68	6	1.260	0.234	0	-	-	0	-	-	0	-	-
70	15	1.123	0.541	0	-	-	0	-	-	0	-	-
72	18	0.731	0.445	0	-	-	0	-	-	0	-	-
73	16	0.421	0.488	0	-	-	0	-	-	0	-	-
74	25	0.318	0.099	0	-	-	0	-	-	0	-	-
75	12	1.158	0.839	12	52.08	42.06	12	143.58	71.77	10	7.52	2.69
76	16	0.901	0.268	16	8.46	7.81	16	80.56	62.59	16	8.64	3.82
77	37	0.788	0.447	36	8.84	8.94	36	38.27	39.88	16	3.96	2.20
78	66	0.522	0.386	67	8.51	10.43	67	29.42	33.51	42	4.15	2.77
79	65	0.543	0.350	64	12.18	17.62	64	25.94	35.19	36	3.39	2.47
80	50	0.453	0.209	50	5.45	5.69	50	15.84	10.05	42	6.01	3.67
81	30	0.391	0.192	30	7.59	4.94	30	14.07	8.21	20	5.41	3.28
82	98	0.563	0.298	54	9.35	5.52	54	24.75	13.78	50	8.62	4.91
83	55	0.461	0.297	54	4.72	6.80	54	25.41	36.73	45	7.29	7.21
84	81	0.364	0.290	81	8.64	5.22	81	21.80	22.06	67	3.78	3.32
85	49	0.287	0.141	49	11.46	7.91	49	15.47	9.19	49	3.37	2.33
86	54	0.258	0.196	54	4.52	3.85	54	9.42	7.53	54	2.71	2.07
87	55	0.199	0.098	55	6.02	2.74	55	12.53	6.63	55	3.63	2.58
88	82	0.271	0.123	82	6.44	6.86	82	24.50	18.17	82	5.71	4.81
89	53	0.181	0.085	53	7.47	3.41	53	15.39	5.77	53	5.88	2.18
90	62	0.180	0.108	62	2.66	2.19	62	21.33	20.94	62	6.13	4.68
91	59	0.151	0.102	59	1.52	1.40	59	7.26	7.16	59	4.50	3.50
Σ	1004	0.413	0.354	878	7.64	10.61	878	23.05	30.20	758	5.12	4.14

Torsk fra Frierfjordområdet, 1968-1990; lengde, vekt, antall, middel og standard avvik.

År	lengde (cm)			vekt (g)		
	n	middel	avvik	n	middel	avvik
68	0	-	-	06	387	205
70	0	-	-	15	483	264
72	0	-	-	18	638	270
73	0	-	-	16	688	356
74	0	-	-	25	559	317
75	0	-	-	12	732	443
76	0	-	-	16	1025	333
77	22	47.8	2.6	35	1028	748
78	25	51.2	4.4	67	1144	1245
79	29	49.8	3.0	65	1358	1570
80	8	51.3	2.3	50	1074	609
81	10	48.5	9.7	30	821	410
82	0	-	-	98	1116	491
83	9	48.9	7.9	55	1193	1009
84	14	47.2	5.6	81	1007	674
85	49	40.4	8.7	49	716	437
86	49	33.3	7.3	54	397	248
87	55	38.5	5.3	55	609	246
88	82	39.6	7.4	82	587	307
89	53	38.9	3.8	53	628	176
90	62	38.3	8.3	62	543	276
91	59	36.7	5.4	59	527	194
Σ	526	40.6	9.6	1003	841	736

VEDLEGG 5

**Analyse av HCB/OCS og andre klororganiske stoffer
i blandprøver av fisk og skalldyr.**

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : GREFJO
 Oppdragsnr. : 800312
 Prøver mottatt : 13.12.91
 Lab.kode : NFX1-b
 Jobb.nr. : 92/2
 Prøvetype : Bio.mat.
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato :
 Analytiker : EMB

1: Frierfj.Mai/Juni-91, torskelever 4: Brevikfj.Apr./Mai-91, T.f
 2: Frierfj.Mai/Juni-91, torskefile 5: Såstein, Juni-91, T.lever
 3: Brevikfj.Apr./Mai-91, torskelever 6: Frierfj.Mai/Juni-91, Skrubbe, filet

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	61	0.4	7	<0.1	4	2.6
a-HCH	14	0.2	12	<0.1	19	0.3
HCB	2816	23.0	255	1.8	103	115.0
g-HCH	10	0.1	12	0.1	13	0.1
PCB 28	6	<0.1	3	<0.1	13	0.2
PCB 52	9	0.1	12	0.1	37	0.5
OCS	8594	94.0	1280	18.0	423	243.0
PCB 101	60	0.6	53	0.7	73	2.0
p,p-DDE	156	2.5	115	1.4	134	5.6
PCB 118	166	1.4	101	1.5	141	3.1
p,p-DDD	58	0.3	30	0.2	28	0.4
PCB 153	592	6.7	330	5.0	291	7.3
PCB 138	310	3.6	194	3.1	182	5.0
PCB 180	215	2.7	86	1.1	67	2.3
PCB 209	2929	43.0	944	20.0	556	71.0
SUM						
SUM PCB*	1358	15.2	779	11.5	804	20.4
%Tørrstoff	45.0	19.6	46.6	18.9	50.5	19.0
%Fett	33.9	0.6	34.3	0.5	40.9	1.0
EPOCL	11300	100	2720	50	300	210
EPOR*	<50	<50	<50	<50	<50	<50

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : GREFJO
 Oppdragsnr. : 800312
 Prøver mottatt : 13.12.91
 Lab.kode : NFX7-12
 Jobb.nr. : 92/2
 Prøvetype : Bio.mat.
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato :
 Analytiker : EMB

1: Brevikf. April-91, Skrubbe
 2: Frierf. Apr./Mai-91, Sjørret
 3: Brevikf. Apr./Mai-91, Sjørret (små)
 4: Frierf. Mai/Juni-91, Ål
 5: Brevikf. Juni-91, Ål
 6: Såstein, Juni-91, Ål

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	0.1	2.1	0.4	118	3	2
a-HCH	0.1	0.5	0.1	4	<1	1
HCB	11.0	62.0	12.0	2089	137	38
g-HCH	0.1	0.1	<0.1	2	<1	<1
PCB 28	0.2	0.2	0.3	<2	<1	<1
PCB 52	0.6	0.7	1.1	<2	1	2
OCS	16.0	200.0	15.0	844	55	12
PCB 101	1.5	4.2	2.4	<2	2	2
p,p-DDE	3.2	6.0	4.1	7	4	3
PCB 118	2.6	3.6	2.1	4	4	3
p,p-DDD	0.4	0.2	0.4	3	1	1
PCB 153	6.0	12.0	4.5	10	7	4
PCB 138	4.0	8.5	4.5	6	6	4
PCB 180	1.0	3.9	0.7	4	2	2
PCB 209	14.0	65.0	6.3	152	30	17
SUM						
SUM PCB ₇	15.9	33.1	15.6	27	22.5	17.5
%Tørrstoff	17.6	23.0	25.7	41.0	30.3	34.1
%Fett	0.6	2.0	1.9	26.8	10.3	15.0
EPOCL	<50	260	<50	6300	5600	780
EPOBr	<50	<50	<50	<50	<50	<50

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : GREFJO
 Oppdragsnr. : 800312
 Prøver mottatt : 13.12.91
 Lab.kode : NFX13-18
 Jobb.nr. : 92/2
 Prøvetype : Bio.mat.
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato :
 Analytiker : EMB

1: Brevikf. April-91,Rødspette
 2: Crofth. Mars-91,Blåskj.
 3: Crofth. 24/5-91,Blåskj.
 4: Crofth. 27/6-91,Blåskj.
 5: Crofth. Aug.-91,Blåskj.
 6: Crofth. Nov.-91,Blåskj.

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.1	0.2	0.4	0.1	0.3	0.2
a-HCH	0.4	0.5	0.5	0.5	0.2	0.3
HCB	0.7	2.1	3.4	5.4	3.1	3.6
g-HCH	0.1	0.5	0.7	0.4	0.4	0.4
PCB 28	0.1	0.2	0.1	0.2	<0.1	0.2
PCB 52	0.1	0.1	0.2	0.2	0.3	0.4
OCS	0.1	0.1	0.1	0.7	0.1	0.1
PCB 101	0.2	1.0	1.3	1.1	0.8	1.5
p,p-DDE	1.9	1.1	1.3	1.2	0.6	0.9
PCB 118	0.9	0.5	0.7	0.7	0.5	0.9
p,p-DDD	0.2	0.4	0.4	0.8	0.2	0.2
PCB 153	2.1	0.8	1.0	1.9	0.9	1.8
PCB 138	1.5	0.8	0.9	1.4	0.8	1.5
PCB 180	0.3	0.1	0.1	0.4	0.1	0.2
PCB 209	0.3	0.4	0.9	0.8	0.7	0.4
SUM						
SUM PCB ₇	5.2	3.5	4.3	5.9	3.5	6.5
%Tørrstoff	17.9	12.8	14.9	14.4	16.5	16.5
%Fett	0.6	1.3	1.7	1.9	1.6	1.8
EOPCL	<50	120	160	510	110	220
EPORr	50	190	230	100	150	120

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : GREFJO
 Oppdragsnr. : 800312
 Prøver mottatt : 13.12.91
 Lab.kode : NFX19-22+24-25
 Jobb.nr. : 92/2
 Prøvetype : Bio.mat.
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato :
 Analytiker : EMB

1: Crofth. 12/10-91,Blåskj. 4: Klokkart.,Mars-91,Blåskj
 2: Helgeroa,Mars-91,blåskj. 5: Bjørkøybåen,24/10-91,Kra
 3: Helgeroa,12/10-91,Blåskj. 6: Arøya,22/10-91,Krabbe

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	0.3	<0.1	<0.1	0.1	6	<1
a-HCH	0.3	0.7	0.2	0.3	2	3
HCB	3.6	1.3	0.4	0.4	109	4
g-HCH	0.3	0.6	0.1	0.2	<1	<1
PCB 28	0.2	<0.1	0.1	0.2	<1	<1
PCB 52	0.3	0.3	0.4	0.2	<1	<1
OCS	0.1	<0.1	<0.1	<0.1	17	2
PCB 101	1.1	1.0	0.3	0.2	2	3
p,p-DDE	0.6	1.7	0.4	0.4	21	23
PCB 118	0.7	1.3	0.5	0.5	9	8
p,p-DDD	0.3	0.7	0.3	0.2	1	4
PCB 153	1.5	2.3	0.8	0.3	29	29
PCB 138	1.4	2.0	0.9	0.4	25	26
PCB 180	0.1	0.4	0.2	0.1	4	5
PCB 209	0.8	<0.1	<0.1	0.5	70	11
SUM						
SUM PCB ₇	5.3	7.4	3.2	1.9	70	72
%Tørrstoff	15.6	19.5	16.7	16.4	28.5	37.7
%Fett	1.7	2.1	1.9	1.9	14.1	24.0
EOPCL	160	330	250	80	1940	6520
EPORr	100	90	70	80	480	740

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : GREFJO
 Oppdragsnr. : 800312
 Prøver mottatt : 13.12.91
 Lab.kode : NFX26-28+23
 Jobb.nr. : 92/2
 Prøvetype : Bio.mat.
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato :
 Analytiker : EMB

1: Såstein, Okt.-91, Krabbe
 2: Åbyfj., Okt.91, Krabbe
 3: Jomfruland, 22/10-91, Krabbe
 4: Ringsholm, Okt.91, Krabbe
 5:
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<3	<3	<3	3		
a-HCH	5	4	5	<1		
HCB	18	4	6	54		
g-HCH	<3	<3	<3	<1		
PCB 28	<3	<3	<3	<1		
PCB 52	<3	<3	<3	<1		
OCS	4	5	<3	36		
PCB 101	4	3	3	2		
p,p-DDE	41	26	24	7		
PCB 118	14	11	9	6		
p,p-DDD	4	3	<3	<1		
PCB 153	44	30	26	17		
PCB 138	41	28	27	14		
PCB 180	8	6	4	5		
PCB 209	28	19	8	87		
SUM						
SUM PCB ₇	114	81	72	45		
%Tørrstoff	37.9	33.7	40.8	29.1		
%Fett	22.4	17.2	21.4	4.6		
EOPCL	1520	1950	2350	480		
EPOR ₇	840	860	830	360		

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : GREFJO
 Oppdragsnr. : 800312
 Prøver mottatt : 27.03.92
 Lab.kode : OIB1-4
 Jobb.nr. : 92/55
 Prøvetype : Reker
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 28.04.92
 Analytiker : EMB

1: Eidangerfj. 28/10-91
 2: Brevikfj. 17/11-91
 3: Håøyfj. 18/11-91
 4: Dybingen 18/11-91
 5:
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	0.2	0.2	0.1	<0.1		
a-HCH	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1		
HCB	2.1	2.5	1.2	0.5		
g-HCH	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1		
PCB 28	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1		
PCB 52	0.2	0.2	<0.1	<0.1		
OCS	1.2	1.4	0.9	0.4		
PCB 101	0.3	0.5	0.4	0.3		
p,p-DDE	0.2	0.2	0.1	0.2		
PCB 118	0.4	0.5	0.5	0.3		
p,p-DDD	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1		
PCB 153	1.0	1.4	1.4	1.0		
PCB 105	0.1	0.2	0.2	0.1		
PCB 138	0.7	0.8	0.7	0.6		
PCB 156	<0.1	<0.1	0.1	<0.1		
PCB 180	0.3	0.3	0.1	0.1		
PCB 209	2.2	2.7	1.6	1.6		
p,p-DDT	<0.1	<0.1	<0.1	<0.1		
SUM						
SUM PCB ₂₈ *	3.0	3.8	3.2	2.4		
%Fett	0.8	0.9	0.9	0.9		
%Tørrstoff	20.4	21.4	21.5	22.2		
EPOLL	200	200	140	160		

* Sum av nr 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : MILGANA
 Oppdragsnr. : E-91412
 Prøver mottatt : 18.06.92
 Lab.kode : RL11-6
 Jobb.nr. : 92/101
 Prøvetype : Bio.mat.
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 01.09.92
 Analytiker : EMB

1: Brevikfj./04.91/Smørfl.filet
 2: Langesund./04.91/Smørfl.filet
 3: Brevikfj./02.91/Sild-filet
 4: Brev.fj./08.91/Makrelfilet
 5: Arøya 27.08.91.Krabbesmør
 6: Arøya 25.09.91.Krabbesmør

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	0.10	0.05	0.35	1.25	2	<2
a-HCH	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<2	<2
HCB	2.76	0.12	6.78	13.60	12	13
g-HCH	0.07	0.08	1.86	2.18	<2	<2
PCB 28	0.07	<0.05	0.80	0.78	<2	<2
PCB 52	<0.05	<0.05	2.34	3.27	<2	<2
OCS	1.66	0.05	8.83	7.76	5	8
PCB 101	0.28	0.07	4.65	6.67	2	4
p,p-DDE	0.42	0.35	14.70	6.79	25	28
PCB 118	0.17	0.06	4.89	6.86	11	11
p,p-DDD	<0.05	0.06	6.73	4.03	2	<2
PCB 153	0.72	0.21	11.20	12.30	33	47
PCB 105	0.07	<0.05	2.38	3.78	4	5
PCB 138	0.54	0.19	10.00	12.10	34	37
PCB 156	<0.05	<0.05	0.99	0.84	<2	<2
PCB 180	0.24	0.09	1.74	2.62	9	7
PCB 209 ²⁾	~ 3 → 12.00	0.30	2.66	3.23	43	33
p,p-DDT	<0.05	<0.05	3.70	Mask.	<2	<2
SUM						
SUM PCB ₇ ¹⁾	2.1	0.7	35.6	44.6	91	108
%Fett	0.5	0.7	9.2	16.6	21.1	16.2
%Tørrstoff	19.8	20.4	29.3	37.1	41.3	32.3

1) Eksklusiv nr 105, 156, 209. Benyttet 1/2 deteksjonsgrense ved summering

2) Reanalyisert med GC/MS 23/9-92

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : MILGANA
 Oppdragsnr. : E-91412
 Prøver mottatt : 18.06.92
 Lab.kode : RLI7-10
 Jobb.nr. : 92/101
 Prøvetype : Krabbesmør
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 01.09.92
 Analytiker : EMB

1: Arøya 15.11.91
 2: Såstein /08.91.
 3: Såstein /09.91.

4: Såstein /11.91.
 5:
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<2	<2	2	<2		
a-HCH	<2	<2	<2	<2		
HCB	13	14	17	12		
g-HCH	<2	<2	<2	<2		
PCB 28	<2	<2	2	<2		
PCB 52	<2	<2	<2	<2		
OCS	3	5	8	9		
PCB 101	4	3	8	3		
p,p-DDE	33	22	42	27		
PCB 118	12	7	13	10		
p,p-DDD	2	2	2	2		
PCB 153	49	26	47	39		
PCB 105	5	2	4	4		
PCB 138	40	23	49	33		
PCB 156	2	<2	<2	<2		
PCB 180	11	4	11	10		
PCB 209	17	29	30	20		
p,p-DDT	<2	<2	<2	<2		
SUM						
SUM PCB ₇ ¹⁾	118	65	131	97		
%Fett	23.2	15.1	18.6	18.0		
%Tørrestoff	34.9	33.1	34.8	37.7		

1) Ekskl. nr 105, 156, 209. 1/2 deteksjonsgrense benyttet ved summering.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : MILGANA
 Oppdragsnr. : 91412
 Prøver mottatt : 02.04.92
 Lab.kode : OKP1-7
 Jobb.nr. : 92/61
 Prøvetype : Biol.mat.
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 28.04.92
 Analytiker : EMB

1: Ål filet, gul *Røynevardefj., uke 46 1991*
 2: Ål filet, blank " "
 3: Ål filet, Risør (*Gjennestangen*), *okt 1991*
 4: Ørret filet, Brevikfj., *april-mai 1991 (store)*
 5: Laks filet, Frierfj. *mai-juni 1991*
 6: Blåskjell, Helgeroa *12/10-91*
 7: " *Croftblm. 12/10-91*

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6	7
5-CB	<0.1	<0.1	<0.1	Mask.	0.2	0.2	0.2
a-HCH	2.3	1.4	2.6	2.7	0.2	0.3	0.3
HCB	1.4	1.2	3.3	27.5	5.2	0.3	2.2
g-HCH	1.7	1.1	2.0	1.7	0.1	0.5	0.3
PCB 28	0.8	0.5	1.2	0.8	0.2	0.1	0.2
PCB 52	2.1	2.1	1.5	2.2	0.4	0.2	0.2
OCS	0.3	0.3	1.3	64.3	0.8	<0.1	<0.1
PCB 101	1.1	1.1	0.8	5.4	1.0	0.3	0.7
p,p-DDE	5.2	5.4	2.5	12.0	10.7	0.4	0.4
PCB 118	6.4	7.1	3.2	6.7	1.3	0.3	0.5
p,p-DDD	1.8	2.2	1.9	3.6	2.8	0.1	<0.1
PCB 153	9.7	9.2	7.7	14.9	3.2	0.6	1.3
PCB 105	2.6	3.1	1.4	2.4	0.3	0.1	0.2
PCB 138	7.8	8.1	6.0	11.2	1.9	0.4	0.8
PCB 156	0.3	0.3	0.2	0.7	<0.1	<0.1	<0.1
PCB 180	1.5	1.5	1.1	2.0	0.9	0.1	0.2
PCB 209	0.2	0.2	1.9	14.4	0.2	0.1	0.5
p,p-DDT	0.5	1.0	0.8	1.5	1.5	<0.1	<0.1
SUM							
SUM PCB 7 ¹⁾	29.4	29.6	21.5	43.2	8.9	2.0	3.9
%Fett	10.4	8.5	15.2	8.2	0.7	1.9	1.8
%Tørrstoff	30.6	28.0	34.1	31.2	20.1	17.5	15.9
EPOLL	17190 ²⁾	150	<50	<50	<50	270	530
EPDBr	<50	<50	<50	<50	<50	140	80

1) Eksklusiv nr. 105, 156, 209. Bruytt 1/2 deteksjonsgrense ved summering
 2) Usannsynlig høyt - uopklart feil

VEDLEGG 6

Utdrag av SI-rapport om analyse av plane PCB, polyklorerte naftalener og toxafen i sedimenter og organismer.

NIVA
Postboks 69 Korsvoll
0808 Oslo 8

Rapport

Att.: Jon Knutsen

Deres ref.

J.Knutsen
SFT 309/91

Vår ref.

A.Kringstad

Direkte innvalg

452705

Dato

3.juli 1882

Oppdragets tittel

Analyse av utvalgte klorerte organiske forbindelser i sedimenter og biologiske prøver fra Frierfjorden 1991.

Oppdrag nr

114401-143

Hensikt

Det ble mottatt 2 sedimentprøver samt 4 biologiske prøver fra Frierfjorden for analyse av klorerte naftalener, plane PCB og toxafen.

ANALYSE AV KLORERTE NAFTALENER OG PLANE POLYKLORERTE BIFENYLER I BIOLOGISK MATERIALE.

Vått materiale (ca 10-20 g) ble benyttet til analysen. Prøvene ble tilsatt intern standard (^{13}C -PCB-77, ^{13}C -PCB-126, ^{13}C -PCB169) og ekstrahert 2 ganger med en blanding av cyklohexan og isopropanol. Cyklohexan-ekstraktet ble isolert, konsentrert til ca 1 ml og behandlet gjentatte ganger med konsentrert svovelsyre.

Plane forbindelser ble separert fra øvrige forbindelser ved kromatografering på en silica/kull-kolonne. Etter ansetting av prøven ble kolonnen eluert med hexan/diklormetan og deretter med toluen. Toluen-ekstraktet ble konsentrert ved 50°C med svak nitrogenstrøm, og deretter analysert gaskromatografisk med masseselektiv detektor (GC/MS-ITS).

Identifiseringen ble basert på retensjonstid og fragmenteringsmønster. For klorerte naftalener ble det benyttet 2 Halowax-blandinger som ekstern standard, Halowax 1013 og Halowax 1014. Disse inneholder tri-, tetra-, penta- og hexaklornaftalener.

Kvantifiseringen ble utført ved bruk av intern standard, hvor responsen til de ulike forbindelsene settes lik én.

ANALYSE AV KLORERTE NAFTALENER OG PLANE POLYKLORERTE BIFENYLER I SEDIMENTER

Vått materiale (ca 20 g) ble benyttet til analysen. Prøvene ble tilsatt intern standard (^{13}C -PCB-77, ^{13}C -PCB-126, ^{13}C -PCB169) og ekstrahert 2 ganger med en blanding av cyklohexan og isopropanol. Cyklohexan-ekstraktet ble isolert og konsentrert til ca 1 ml. Deretter ble ekstraktet behandlet med tetrabutylammoniumsulfitt for å fjerne svovel og tilslutt med konsentrert svovelsyre.

Plane forbindelser ble separert fra øvrige forbindelser ved kromatografering på en silica/kull-kolonne. Etter ansetting av prøven ble kolonnen eluert med hexan/diklormetan og deretter med toluen. Toluen-ekstraktet ble konsentrert ved 50°C med svak nitrogenstrøm, og deretter analysert gasskromatografisk med masseselektiv detektor (GC/MS-ITS).

Identifiseringen ble basert på retensjonstid og fragmenteringsmønster. For identifiseringen av klorerte naftalener ble det benyttet 2 halowax-blandinger, Halowax 1013 og Halowax 1014. Disse inneholder tri-, tetra-, penta- og hexaklor-naftalener.

Kvantifiseringen ble utført ved bruk av intern standard, hvor responsen til de ulike forbindelsene settes lik en.

ANALYSE AV TOXAFEN I BIOLOGISK MATERIALE.

Vått materiale (ca 10-20 g) ble benyttet til analysen. Prøvene ble tilsatt intern standard (¹³C-lindan) og ekstrahert 2 ganger med en blanding av cyklohexan og isopropanol. Cyklohexan-ekstraktet ble isolert, tørket og konsentrert til ca 1 ml.

Deretter ble ekstraktet behandlet med konsentrert svovelsyre. For å separere toxafen fra polyklorerte bifenyler, ble ekstraktet fraksjonert på en silicakolonne. Kolonnen ble eluert med hexan og deretter med en blanding av dietyleter og hexan. Toxafen ble analysert i 2. fraksjon.

Ekstraktene ble først analysert i en gasskromatograf med Electron Capture detektor (GC/ECD). Utfra denne analysen ble de prøvene som muligens kunne inneholde toxafen i tillegg analysert ved hjelp av gasskromatografi / massespektrometri (GC/MS) for verifisering.

Identifiseringen ble basert på sammenlikning av retensjonstider og molekylionet til de enkelte forbindelsene.

Kvantifiseringen ble utført ved bruk av ekstern standardkuve samt intern standard.

ANALYSE AV TOXAFEN I SEDIMENTER

Vått materiale (ca 20 g) ble benyttet til analysen. Prøvene ble tilsatt intern standard (¹³C-lindan) og ekstrahert 2 ganger med en blanding av cyklohexan og isopropanol. Cyklohexan-ekstraktet ble isolert, tørket og konsentrert til ca 1 ml.

Deretter ble ekstraktet behandlet med tetrabutylammoniumsulfitt for å fjerne svovel og tilslutt med konsentrert svovelsyre. For å separere toxafen fra polyklorerte bifenyler, ble ekstraktet fraksjonert på en silicakolonne. Kolonnen ble eluert med hexan og deretter med en blanding av dietyleter og hexan. Toxafen ble analysert i 2. fraksjon.

Ekstraktene ble først analysert i en gasskromatograf med Electron Capture detektor (GC/ECD). Utfra denne analysen ble de prøvene som muligens kunne inneholde toxafen i tillegg analysert ved hjelp av gasskromatografi / massespektrometri (GC/MS) for verifisering.

Identifiseringen ble basert på sammenlikning av retensjonstider og molekylionet til de enkelte forbindelsene.

Kvantifiseringen ble utført ved bruk av ekstern standardkuve samt intern standard.

Resultat

Resultatene er gitt i tabellene 1-3.

Det er påvist klorerte naftalener med fra 3 til 6 kloratomer i begge sedimentprøvene. Høyest konsentrasjon er funnet på stasjon 13C (50 ng/g tørrvekt). Penta- og hexaklor-naftalen utgjør ca 80% av totalmengden klor-naftalener i begge sedimentprøvene. Av de plane PCB-kongenerene er det kun påvist spor av PCB IUPAC-nr. 77 i en av prøvene. Toxafen er ikke påvist i sedimentene i konsentrasjoner som overstiger deteksjonsgrensen (10ng/g tørrvekt).

Klorerte naftalener er påvist i samtlige biologiske prøver. De høyeste konsentrasjonene av sum klornaftalener på tørrvektbasis er funnet i prøvene av torskelever og krabbesmør, henholdsvis 740 ng/g t.v. og 210 ng/g t.v. Den relative fordelingen av klornaftalener med ulike kloreringsgrad er også svært lik i disse to prøvene. Hexaklornaftalener utgjør ca 60 % av totalmengden, d.v.s. 470 og 120 ng/g t.v. for henholdsvis torsk og krabbe, og den avtar med avtagende kloreringsgrad. Disse to prøvene er de eneste biologiske prøvene hvor også plane PCB-kongenerer er påvist. PCB-126 er påvist i torskelever (3 ng/g t.v.), mens PCB-77 er påvist i krabbepreven (5 ng/g t.v.) I tillegg er det påvist spor av PCB-77 i torskeleverprøven.

I prøven av ål er konsentrasjonen av klornaftalener 13 ng/g t.v. Hexaklornaftalen utgjør 85% av totalmengden. Triklornaftalener er ikke påvist i noen av disse tre prøvene.

I prøven av blåskjell er det funnet 6 ng/g t.v. klornaftalener. Pentaklornaftalen utgjør 67% av totalmengden. I tillegg til tetra-, penta- og hexaklornaftalen er det også påvist triklornaftalen i denne prøven.

Plane PCB-kongenerer er ikke påvist i prøvene av ål og blåskjell.

Klorerte kamfener med fra 5 til 8 kloratomer er funnet i prøvene av ål og torsk-lever. Konsentrasjonene er henholdsvis 150 og 230 ng/g tørrvekt. I prøven av krabbesmør er kun pentaklorkamfen påvist. Klorkamfener er ikke påvist i blåskjell.

Tabell 1

Innholdet av klorerte naftalener, klorerte kamfener og plane polyklorerte bifenyler i sedimenter og biologiske prøver fra Frierfjorden 1991. Resultatene er angitt i ng/g tørt materiale.

Prøve	SI-kode	% tørrstoff	% fett	Sum PCB	Sum klornaft.	Sum toxafen
Sediment 13C-1-II, 0-2 cm	191-208-2	23.5	-	i.p.	50	i.p.
Sediment 18B-1-II, 0-2 cm	191-208-3	23.6	-	≤0.1	37	i.p.
Blåskjell	191-096-1	15.0	2.0	i.p.	6	i.p.
Torske-lever	191-096-1	45.8	34.1	≤3.6	740	230
Ål-filèt	191-096-3	41.3	29.1	i.p.	13	153
Krabbesmør	192-011-1	5.4	12.1	5	210	i.p.
Deteksjonsgrense sediment	-	-	-	0.2	0.2	5
Deteksjonsgrense biol.mat.*)	-	-	-	0.2	0.2	10

i.p. = ikke påvist

Tabell 2

Innholdet av klorerte naftalener og plane PCB i biologiske prøver og sedimenter fra Frierfjorden 1991.
Resultatene er angitt ng/g tørt materiale.

Prøve	SI-kode	% tørrstoff	% fett	triklor-naftalen	tetraklor-naftalen	pentaklor-naftalen	hexaklor-naftalen	IUPAC PCB-77	IUPAC PCB-126	IUPAC PCB-169
Sediment 13C-1-II, 0-2 cm	191-208-2	23.5	-	0.6	10	22	16	i.p.	i.p.	i.p.
Sediment 18B-1-II, 0-2 cm	191-208-3	23.6	-	0.4	5	16	15	≤0.1	i.p.	i.p.
Blåskjell	191-096-1	15.0	2.0	0.3	1	4	0.6	i.p.	i.p.	i.p.
Torske-lever	191-096-1	45.8	34.1	i.p.	35	230	470	≤0.6	3	i.p.
Ål-filèt	191-096-3	41.3	29.1	i.p.	0.2	2	11	i.p.	i.p.	i.p.
Krabbesmør	192-011-1	5.4	12.1	i.p.	31	61	120	5	i.p.	i.p.
Deteksjonsgrense sediment	-	-	-	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
Deteksjonsgrense biol.mat.*)	-	-	-	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2

i.p. = ikke påvist

*) = Deteksjonsgrensene i biologisk materiale er beregnet utfra 40 % tørrstoffinnhold.

Tabell 3

Innholdet av klorerte kamfener (toxafen) i biologiske prøver og sedimenter fra Frierfjorden 1991.
Resultatene er angitt ng/g tørt materiale.

Prøve	SI-kode	% tørrstoff	% fett	Pentaklor-kamfen	Hexaklor-kamfen	Heptaklor-kamfen	Oktaklor-kamfen
Sediment 13C-1-II, 0-2 cm	191-208-2	23.5	-	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Sediment 18B-1-II, 0-2 cm	191-208-3	23.6	-	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Blåskjell	191-096-1	15.0	2.0	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.
Torske-lever	191-096-2	45.8	34.1	43	48	84	55
Ål-filèt	191-096-3	41.3	29.1	30	40	60	23
Krabbesmør	192-011-1	5.4	12.1	0.04	i.p.	i.p.	i.p.
Deteksjonsgrense sediment	-	-	-	5	5	5	5
Deteksjonsgrense biol.mat.*)	-	-	-	10	10	10	10

i.p. = ikke påvist

*) = Deteksjonsgrensen vil variere noe fra prøve til prøve avhengig av prøvemengde, konsentrering etc.
Deteksjonsgrensene som er oppgitt i tabellen er beregnet utfra 8 g tørt materiale.

VEDLEGG 7

Analyse av PAH i blåskjell, fisk og krabbesmør.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : GREFJO
 Oppdragsnr. : 800312
 Prøver mottatt : 13.12.91
 Lab.kode : NFX 6,10,14,15,16,17
 Jobb.nr. : 92/2
 Prøvetype : Biologisk materiale
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 21.4.92
 Analytiker : Brg

1: Fr.fj.mai-juni-91.Skrubbefilet 4: Cr.hl.24.5.91.Blåskjell
 2: Fr.fj.mai-juni-91.Ål 5: Cr.hl.27.6.91.Blåskjell
 3: Cr.hl.mars-91.Blåskjell 6: Cr.hl.aug.-91.Blåskjell

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen				4.6	5.2	3.9
2-M-Naf.					7.8	6.4
1-M-Naf.				4.1	3.3	2.8
Bifenyl				1.8	1.5	1.5
2,6-Dimetylnaftalen				9	5.8	5.5
Acenaftylen						
Acenaften				4.1	2.8	3.3
2,3,5-Trimetylnaftalen			8.4	1.4	2	0.8
Fluoren		1.2	4.2	1.3	2.1	1
Fenantren	1.2	10	25	13	24	3.4
Antracen		1.3	6	1	2.1	0.5
1-Metylfenantren	0.4	1.4	21	4.8	5.7	1.7
Fluoranten	1.6	11	49	29	59	18
Pyren	0.8	3.3	29	8.1	22	7.7
Benz(a)antracen*		0.5	32	20	15	9.5
Chrysen	0.6	0.8	37	27	24	8.6
Benzo(b)fluoranten*	0.2		31	22	13	12
Benzo(j,k)fluoranten*						
Benzo(e)pyren	0.2		26	11	9	8.1
Benzo(a)pyren*			7.8	3.3	2.2	2
Perylen				0.9	0.7	0.8
Ind.(1,2,3cd)pyren*			4	3.8	1.6	2.8
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)			1.3	0.9	0.3	
Benzo(ghi)perylene			4.3	3.7	2.1	4
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	5	29.5	286	174.8	211.2	104.3
Derav KPAH(*)		0.5	76.1	50	32.1	26.3
%KPAH	-	< 2	~27	~29	~15	~25
%Tørrstoff	19	41	12.8	14.9	14.4	16.5

Anm.:benzo(b)fluoranten inkluderer benzo(j,k)fluoranten
 * 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

Navn/lokalitet : GREFJO
 Oppdragsnr. : 800312
 Prøver mottatt : 13.12.91
 Lab.kode : NFX 18,19,20,21,23,28
 Jobb.nr. : 92/2
 Prøvetype : Biologisk materiale
 Kons. i : Ug/kg våtvekt
 Dato : 21.4.92
 Analytiker : Brg

1: Crofthl.nov.-91.Blåskjell
 2: Crofthl.12.10.91.Blåskjell
 3: Helgeroa,mars-91.Blåskjell
 4: Helgeroa 12.10.91.Blåskjell
 5: Ringshl.29.10.91.Krabbesmør
 6: Jomfruland 22.10.91.Krabbesmør

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	14	3	8	3.4		
2-M-Naf.		3		3.9		
1-M-Naf.	3.6	2	7	2.2		
Bifenyl	6.6	1.1				
2,6-Dimetylnaftalen		2.8		3.9		
Acenaftylen						
Acenaften	6.3	1.6	10		3.3	
2,3,5-Trimetylnaftalen	2.9	0.7	1	0.6	0.5	
Fluoren	1.4	1	3.9	1	2.7	
Fenantren	9.7	9.5	33	7	8.1	2.8
Antracen	2.5	1.2	2.8	0.5	2.3	
1-Metylfenantren	12	2.4	13	2.1	0.9	
Fluoranten	45	17	66	8.9	3.2	5.3
Pyren	30	12	23	5.1	2.8	1.6
Benz(a)antracen*	29	14	14	2.5	2.9	0.6
Chrysen	42	13	32	5.2	4.7	1
Benzo(b)fluoranten*	49	10	17	2.5	4.6	1.3
Benzo(j,k)fluoranten*						
Benzo(e)pyren	25	11	16	2	1.8	0.4
Benzo(a)pyren*	7.1	2.5	2.7	0.3	1.6	0.3
Perylen	2.6	1	0.9		0.3	
Ind.(1,2,3cd)pyren*	4.5	1.3	2.3		0.4	
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1	1		0.4			
Benzo(ghi)perylene	6.3	2.9	2.4		1.3	
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	300.5	113	255.4	51.1	41.4	13.3
Derav KPAH(*)	90.6	27.8	36.4	5.3	9.5	2.2
%KPAH	~30	~25	~14	~10	~23	~15
%Tørrstoff	16.5	15.6	19.5	16.7	29.1	40.8

Anm.:benzo(b)fluoranten inkluderer benzo(j,k)fluoranten
 * 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)-isomerer.

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2231-6