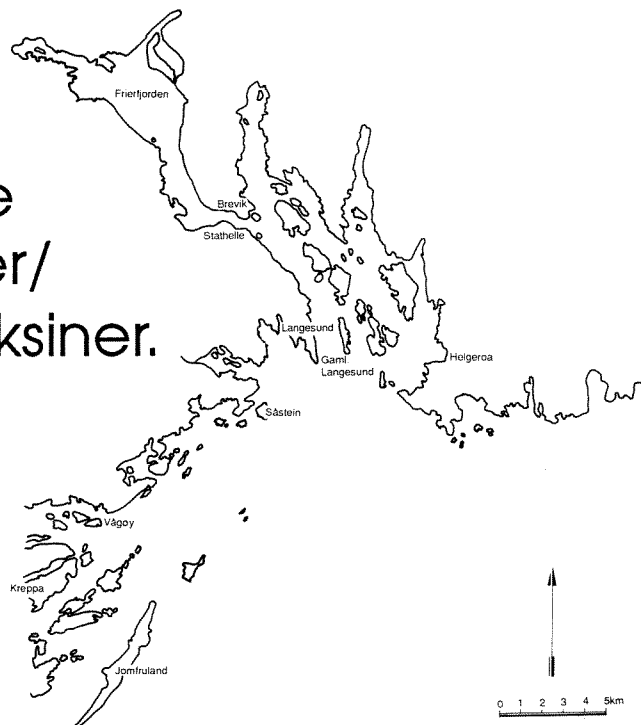


E-91412 / O-800312

Heksaklorbenzen, oktaklorstyren og andre klororganiske stoffer i fisk og skallinnmat av krabbe fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten i 1990 – supplerende analyse til overvåkning av polyklorerte dibenzofuraner/ dibenzo-p-dioksiner.



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
E-91412/ O-800312	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2712	

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47 2) 23 52 80 Telefax (47 2) 95 21 89	Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 78 402	Breiviken 5 5035 Bergen - Sandviken Telefon (47 5) 95 17 00 Telefax (47 5) 25 78 90	Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509

Rapportens tittel: Heksaklorbenzen, oktaklorstyren og andre klororganiske stoffer i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene/Telemarks-kysten 1990 - supplerende analyser til overvåking av polyklorete dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner	Dato: Trykket: 30/3-92 NIVA 1992
	Faggruppe: Marinøkologisk
Forfatter(e): Jon Knutzen Birger Bjerkeng	Geografisk område: Telemark
	Antall sider: Opplag: 43 50

Oppdragsgiver:	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
----------------	----------------------------------


Ekstrakt: Referansedata for utviklingen i Grenlandsfjordene etter utslippsreduksjonene (> 95%) ved Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk er utvidet ved å analysere på heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS) o.a. i prøver som tidligere er analysert på polyklorete dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD). Mengdeforholdet mellom sum av hovedkomponenter i det tidligere utslippet og PCDF/PCDD viste stor variasjon mellom ulike arter, og for ål også med avstand fra kilden. Med forbehold for lavt antall prøver er det imidlertid i krabbesmør funnet en god statistisk sammenheng mellom sum av hovedkomponenter og PCDF/PCDD (enkeltforbindelser og målt som ekvivalenter av det giftigste av disse stoffene). Betraktelig lavere innhold av HCB, OCS, etc. i rest skallinnmat enn i krabbesmør reiser spørsmålet om krabbesmørs egnethet for bedømmelse av spiseligheten.

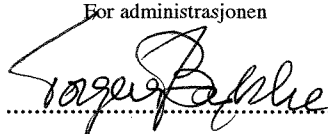
4 emneord, norske

1. PCDF/PCDD
2. HCB
3. OCS
4. Organiske mikroforurensninger

4 emneord, engelske

1. PCDF/PCDD
2. HCB
3. OCS
4. Organic micropollutants

Prosjektleder

Jon Knutzen

For administrasjonen

Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2012-7

Norsk institutt for vannforskning

E-91412/O-800312

**Heksaklorbenzen, oktaklorstyren og andre
klororganiske stoffer i fisk og skalldyr fra
Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1990 -
supplerende analyser til overvåking av
polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner**

Oslo,

30. mars 1992

Prosjektleder:

Jon Knutzen

Medarbeidere:

Birger Bjerkeng
Einar M. Brevik
Frank Kjellberg
Grete Lied Sigernes

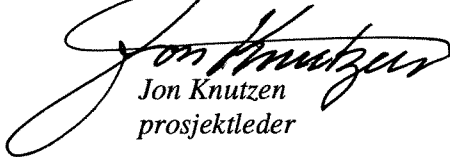
Forord

Foreliggende rapport er et NIVA-finansiert supplement til undersøkelsene i Grenlandsfjordene innen Statlig program for forurensningsovervåking og til prosjekter utført på oppdrag fra Hydro Porsgrunn.

Bjørnar Kvalvik, Grenland Miljø- og Resipientservice, Porsgrunn, Åshild Johansen, Helgeroa og Åsmund Vinje, Stathelle, takkes for innsamlingne av prøvematerialet.

Ved instituttet har Birger Bjerkeng stått for de statistiske analysene, Einar Brevik vært hovedansvarlig for analysene, med assistanse av Grete Lied Sigernes, og opparbeidelsen av prøvene har vært ved Frank Kjellberg.

Oslø, 30. mars 1992.


Jon Knutzen
prosjektleder

INNHold

SIDE

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	3
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	5
3. MATERIALE OG METODER	6
4. RESULTATER OG DISKUSJON	9
4.1 Innhold i krabbesmør jevnført med resten av skallinmaten	9
4.2 Avstandsgradienter og overkonsentrasjoner i krabbe	10
4.3 Innhold og overkonsentrasjoner i fisk	12
4.4 Geografiske variasjoner i åls miljøgiftinnhold	14
4.5 Mengdeforholdet Σ 5CB + HCB + OCS/TCDD-ekv. i fisk og krabbesmør	17
4.6 PCB-profiler	18
4.7 Grafisk/statistisk analyse av sammenhengen mellom dioksiner og andre klororganiske forbindelser	20
4.7.1 Bakgrunn for analysen	20
4.7.2 Forbehandling av data	20
4.7.3 Innledende analyse	20
4.7.4 Analyse av data for krabbe	26
4.7.5 Statistisk analyse av data for fiskefilet	33
5. LITTERATURHENVISNINGER	35
VEDLEGGSTABELLER	38

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

1. Referansedata for utviklingen i Grenlandsfjordene etter den store reduksjonen (> 95%) i utslippene fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk fra sommeren 1990 er utvidet ved analyser av utslippets hovedkomponenter (HCB = heksaklorbenzen, OCS = oktaklorstyren o.a.) i organismer som tidligere er analysert på innhold av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD). Prøvene er dels samlet før utslippsreduksjonen, dels 3 måneder etter (tabell 1, fig. 1).
2. For HCB i ulike organismer er det konstatert følgende ca. overkonsentrasjoner jevnført med et antatt "høyt diffust bakgrunnsnivå":

Taskekrabbe (krabbesmør):	≈ 40 - 100 x
Ål (filet):	≈ 5 - 200 x
Sjøørret (filet):	≈ 20 - 1000 x
Skrubbe:	≈ 300 x
Sei, filet:	≈ 50 x (?)
Sei, lever:	≈ 100 x (?)
Makrell:	20 (40 ?) x
Sild:	10 (20 ?) x

Variasjonsintervallet for krabbe og ål representerer her avstandsgradienter fra Frierfjorden til nærmere Jomfruland, ca. 35 km fra kilden (fig. 2, 3), mens prøvene av de øvrige arter begrenser seg til Frierfjorden og Breviksfjorden (sjøørret), bare Frierfjorden (skrubbe, sei) eller bare Breviksfjorden (makrell, sild).

For OCS er det sparsomt med sammenligningsmateriale, men en del av resultatene tyder på at det må regnes med minst samme overkonsentrasjoner av dette stoffet som for HCB. OCS anses farligere enn HCB i næringsmiddelhygieniske sammenheng og har sannsynligvis langsommere utskillelse enn HCB fra flere arter av fisk og skalldyr.

3. I taskekrabbe inneholdt resten av skallinnmaten betraktelig mindre av HCB, OCS og andre klororganiske stoffer enn det mer fettholdige krabbesmøret. Basert på all skallinnmaten var (beregnete) konsentrasjoner av klororganiske miljøgifter stort sett mindre enn halvparten av det som ble registrert i krabbesmør alene. Hvis dette også gjelder TCDD-ekvivalenter (ekvivalenter av 2,3,7,8-TCDD, den giftigste av forbindelsene innen PCDF/PCDD), bør det vurderes om ikke hele skallinnmaten er en bedre indikator på spiselighet enn krabbesmør. I hvert fall bør det innen Statlig program for forurensningsovervåking foretas noen orienterende analyser for å belyse problemet nærmere.
4. Forholdet Σ (HCB/OCS/5CB)/TCDD-ekvivalenter viste store variasjoner mellom de undersøkte arter. Mens krabbeanalysene bekreftet denne artens gode indikatoregenskaper, viste ål en bemerkelsesverdig underrepresentasjon av PCDF/PCDD sammenlignet med både det tidligere avløpsvannet og sedimentene, særlig i prøver fra områdene nærmest kilden og ved høyest konsentrasjoner i sedimentene, men også i prøver fra fjernere områder (tabell 4, 5).
5. Statistisk analyse av krabbesmørdata ga signifikante sammenhenger mellom 2378-TCDD ekvivalenter, samt flere enkeltkomponenter av PCDF/PCDD, og Σ HCB/OCS/DCB

(våtvektsbasis). Med forbehold for det lave antallet prøver (7) tydet resultatet på at man ut fra konsentrasjonen av sum HCB/OCS/DCB kan forutsi innholdet av TCDD-ekvivalenter med en nøyaktighet på ca. 30% (som standardavvik). Dette må imidlertid belyses videre gjennom et større antall prøver.

6. Bortsett fra PCB 209 (DCB = 10-CB), som er en av de tidligere avløpskomponentene, viste PCB-analysene bare små/tvilsomme overkonsentrasjoner. PCB-profilene (%-andel som de 7 identifiserte forbindelsene utgjorde av sum PCB) skilte seg heller ikke vesentlig ut fra det man vet om PCB-profilene ved bare diffus belastning. Forbehold må tas, særlig for plane PCB, som først forsøkes ettersporet i overvåkingsprogrammet 1991.

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Innen Statlig program for forurensningsovervåking, administrert av Statens forurensningstilsyn (SFT) og på oppdrag fra Hydro Porsgrunn, ble det i 1990 samlet inn et betydelig materiale av fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten (Knutzen og Green, 1991; Knutzen og Oehme, 1991). Formålet var dels å skaffe et utvidet referansemateriale før de store reduksjonene (> 95%) i utslipp til vann av klororganiske stoffer fra Hydros magnesiumfabrikk ble iverksatt sommeren 1990, dels å få de første inntrykk av hvordan den minskede belastning ville virke på innholdet av miljøgifter i spiselige organismer.

I foreliggende rapport utvides dette referansemateriale for å følge den senere utvikling. Paralleller til prøver som innen ovennevnte prosjekter er analysert for innhold av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD), er analysert på heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS), dekaloribifenyl (10-CB eller DCB) og andre klororganiske stoffer av generelle interesse.

Utover å supplere overvåkingsdata har det vært hensikten å se på forholdet mellom innholdet av klororganiske stoffer i krabbesmør (hepatopankreas, fordøyelseskjertelen) og innholdet i resten av skallinmaten for å beregne konsentrasjonen i totalinnholdet. Krabbesmør brukes som indikator på tilstand og utvikling pga. høyt fettinnhold og høyest akkumulering av de aktuelle stoffene i fettholdig vev, men utgjør ikke en så dominerende del av skallinmaten at det uten videre kan være en fullgod indikator på krabbenes spiselighet.

Det tredje hovedformålet har vært å belyse videre en eventuell sammenheng mellom HCB/OCS og PCDF/PCDD. Tidligere statistisk analyse av verdiene fra et lite antall prøver (n = 6) av torskelever (Knutzen og Oehme, 1988) kunne tyde på en sammenheng mellom både HCB og OCS og 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter (dvs. giftighetsekvivalenter av det giftigste stoffet - 2,3,7,8-tetreklorodibenzo-p-dioksin - innen gruppen PCDF/PCDD). Ved opptaks-/utskillelsesforsøk i blåskjell ble det imidlertid funnet heller dårlig sammenheng (Berge og Knutzen, 1991), og spredningsmønsteret var annerledes for HCB/OCS enn PCDF/PCDD i sedimenter (Næs og Oug, 1991).

3. MATERIALE OG METODER

Prøvematerialet og prøvesteder er vist i tabell 1 og figur 1.

Tabell 1. Prøver av taskekrabbe og fisk fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten mars - oktober 1990.

ARTER/VEV	PRØVESTEDER/TID
Taskekrabbe (<i>Cancer pagurus</i>) Krabbesmør (hepatopancreas) og rest skallinnmat av hanner, fra Arøya også hunner	Ringsholmene/Frierfj., okt./nov. Bjørkøy/Risøy/Brevikfj., okt. Arøya/Gamle Langesund, okt. Såstein, okt., Åbyfj., okt. Jomfruland, okt.
Sjørørret (<i>Salmo trutta</i>) Filet	Frierfj., april/mai, Brevikfj./Gml. Langesund, mai
Ål (<i>Anguilla anguilla</i>) Filet	Frierfj., mai/juni, Brevikfj./Gml. Langesund, mai, Såstein, mai og Arøy/Vågøy, mai
Skrubbe (<i>Platichthys flesus</i>) Filet	Frierfj., okt.
Makrell (<i>Scomber scombrus</i>) Filet	Brevikfj./Gml. Langesund, okt.
Sild (<i>Clupea harengus</i>) Filet	Brevikfj., mars
Sei (<i>Pollachius virens</i>) Filet og lever	Frierfj., okt.

De benyttede krabbene var av skallbredde 13 - 19, mest 14 - 17 cm. Gjennomsnittsvekten av krabbesmør tatt ut til analyse varierte fra ca. 15 til ca. 40 g våtvekt, lavest fra Ringsholmene, Bjørkøy, Arøy-hanner og Jomfruland (15 - 20 g), høyest i Åbyfjorden (ca. 40 g). Av den totale skallinnmaten (minus vann) utgjorde krabbesmøret 30 - 60%, for det meste 30 - 40%. Men hunnkrabbene fra Arøya hadde et vanlig utseende, var hannkrabbene fra samme sted tilsølt og med svart avrenningsvann når skallene ble fjernet. Krabbene fra Bjørkøy hadde for halvpartens vedkommende rødbrune gjeller.

Om fiskeprøvene kan i tillegg til tabell 1 opplyses om lengde/vekt:

Ål	Frierfjorden:	30 - 60 cm/39 - 541 g	(middel 269 g)
Ål	Breviksfjorden:	42 - 61 cm/95 - 343 g	(middel 204 g)
Ål	Såstein:	40 - 70 cm/109 - 661 g	(middel 188 g)
Ål	Arøy/Vågøy:	50 - 68 cm/233 - 589 g	(middel 372 g)
Sjørørret	Frierfjorden:	29 - 41 cm/270 - 654 g	(middel 405 g)
Sjørørret	Breviksfjorden:	28 - 43 cm/223 - 626 g	(middel 380 g)
Makrell	Breviksfjorden:	34 - 41 cm/396 - 635 g	(middel 478 g)
Sild	Breviksfjorden:	27 - 29 cm/138 - 195 g	(middel 162 g)
Skrubbe	Frierfjorden:	28 - 35 cm/288 - 618 g	(middel 437 g)

Prøvene (unntatt rest skallinnmat) er delt før homogenisering og sendt NILU for dioksinanalyse (Knutzen og Oehme, 1991; Knutzen og Green, 1991). Fettanalysene av disse parallelle prøver viste stort sett rimelig samsvar, med avvik på som regel mindre enn 10% (maksimalt 25%) i vev med høyt fettinnhold (> 10%). Ved lavt fettinnhold (< 1 - 2%) var det noe mindre

overensstemmelse, idet NIVAs verdier lå 30 - 60% høyere enn NILUs. Den relativt store usikkerheten/variasjonen ved bestemmelse av lavt fettinnhold er verd å være oppmerksom på ved vurdering av data gitt på fettbasis.

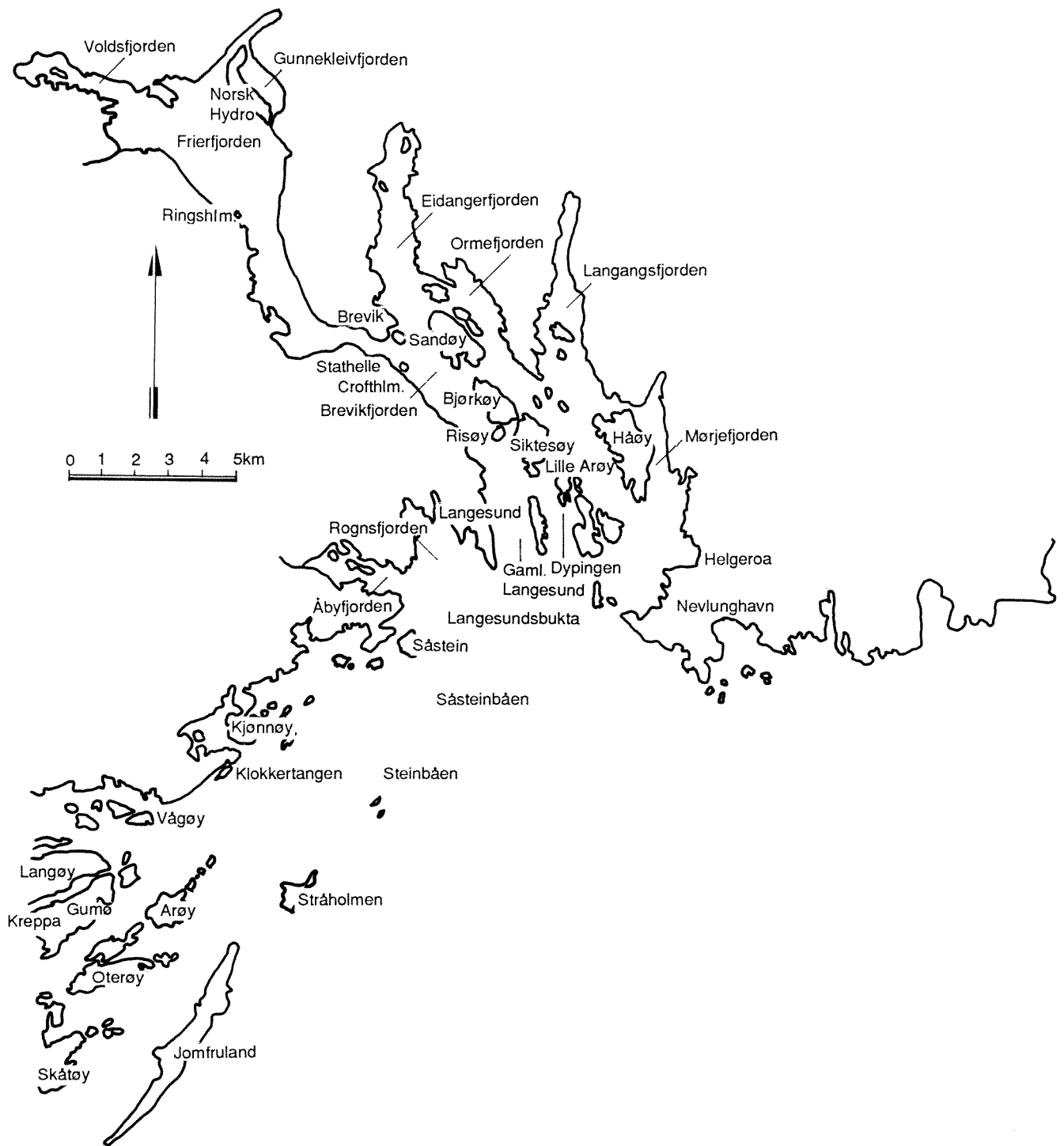
Analyseprogrammet har vært: Heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS), dekaklorbifenyl (DCB eller 10-CB, PCB 209), pentaklorbenzen (5CB), 7 utvalgte kongenere av polyklorerte bifenyler (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180), p,p-DDE/DDD (nedbrytningsprodukter av insektbekjempningsmiddelet DDT - diklordifenyltrikloretan), isomere av heksaklorcykloheksan (α -HCH og γ -HCH, lindan), ekstraherbart persistent organisk bundet klor og brom (EPOCl/EPOBr) og % fettinnhold.

Prøvene er oppbevart nedfryst, tint for opparbeidelse og igjen nedfryst inntil analyse.

Vått homogenisert materiale ristes i en Erlen-Meyerkolbe med en blanding av cykloheksan og isopropanol i forholdet 1:1. Etter henstand dekanteres klarfasen over i en skilletrakt og ekstraksjonen gjentas. Det samlede ekstraktet 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 bestemmelse. For videre analyse veies en del av fett ut, løses i litt cykloheksan og renses ved behandling med konsentrert svovelsyre og alkoholisk lut.

Før analyse på GC/ECD (gasskromatograf, electron capture detektor) blir ekstraktet tilsatt tetraclornaftalen og oktaclornaftalen som indre standarder. Identifisering og kvantifisering av ovennevnte variable blir utført ved hjelp av et eget dataprogram som er lagt inn i GC-systemets PC.

EPOCl og EPOBr er bestemt ved nøytronaktiveringsanalyse på Institutt for energiteknikk (IFE).



Figur 1. Innsamlingssteder for fisk og skalldyr i Grenlandsområdet 1990.

4. RESULTATER OG DISKUSJON

Rådata er presentert i vedleggstabellene A1 - A2 (krabbesmør og skallinnmat) og A3 - A4 (fisk).

4.1. Innhold i krabbesmør jevnført med resten av skallinnmaten

Hovedresultatene fra denne sammenligningen fremgår av tabell 2, der det også er angitt ca. prosentandel som krabbesmøret utgjorde av krabbeskallets totalinnhold.

Tabell 2. Innhold av HCB, OCS, DCB (PCB 209) og Σ PCB₇ (nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) i A: krabbesmør (hepatopancreas) og B: resten av skallinnmaten i taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra Grenlandsfjordene /Telemarkskysten okt./nov. 1990 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. OBS: Hannkrabber, bortsett fra én prøve fra Arøya.

Sted/Vev og ca. % krabbesmør (A) av tot. skallinnhold ()		HCB	OCS	DCB	Σ PCB ₇	
Ringsholmene	A (32)	429	231	354	153	
	B	68	24.7	18.2	14	
Bjørkøya	A (41)	417	95	186	132	
	B	98	18.2	15.7	14	
Arøya	hann	A (34)	22	25	41	124
		B	12	3.4	6.0	19
	hunn	A (45)	6	18	54	94
		B	43	17.3	22.1	37
Såstein	A (30)	8	9	30	97	
	B	8	1.8	1.9	8	
Åbyfjorden	A (59)	5	4	13	86	
	B	1.5	0.5	0.5	5	
Jomfruland	A (39)	9	4	12	104	
	B	5	1.3	1.5	13	

Regnes det på grunnlag av tabell 2 ut konsentrasjonene i den samlede skallinnmaten, fås ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt):

	HCB	OCS	DCB	Σ PBC ₇
Ringsholmene	184	91	126	59
Bjørkøya	229	54	86	63
Arøya (hanner)	15.4	10.7	17.9	55
Arøya (hunner)	26.4	17.6	36.5	63
Såstein	8.0	4.0	10.0	35
Åbyfjorden	3.6	2.6	7.9	53
Jomfruland	6.6	2.4	5.6	49

Sammenlignes med dataene for krabbesmør i tabell 2, ses at for de hardest belastede områdene (Ringsholmene og Bjørkøya i Brevikfjorden), var konsentrasjonen i den totale skallinnmaten stort sett mindre enn 40 - 50% av krabbesmørets miljøgiftinnhold. Med delvis unntak, særlig for hunnkrabbene fra Arøya, ses i hovedsaken den samme tendens for lokalitetene lenger ut. (Avviket for hunnkrabbene fra Arøya kan dels ses i sammenheng med det 2 - 3 ganger høyere fettinnhold i rest skallinnmat hos disse krabbene, kfr. vedleggstabell A2, men konsentrasjonen av HCB, etc. i rest skallinnmat var likevel bemerkelsesverdig høy sammenlignet med i krabbesmøret, der fettinnholdet var betydelig høyere).

Hvis noe lignende gjør seg gjeldende for innholdet av PCDF/PCDD i de to fraksjonene av skallinnmat, har forholdet betydning for å vurdere krabbenes spiselighet og dermed for omsetningsforbud og kostholdsråd. Dette er sannsynligvis tilfellet fordi også PCDF/PCDD viser betydelig høyere akkumulering i vev med høyere fettinnhold, men graden av forskjell bør likevel undersøkes ved et mindre antall sonderende analyser av de to fraksjonene av skallinnmat.

Rent praktisk reiser spørsmålet seg om krabbesmør egentlig er den beste variabel å overvåke, dvs. om man ikke heller kunne basere seg på analyser av homogenisater av hele skallinnmaten.

Fra et næringsmiddelhygienisk synspunkt skulle dette sannsynligvis være best. For registrering av forskjeller mellom lokaliteter i ulik avstand fra en kilde, regionale forskjeller og utvikling over tid, er det mer tvilsomt. Slike studier er mer ømfintlige for unøyaktigheter i forbindelse med homogenisering og uttak av underprøver og variabilitet i analysene. Særlig er dette tilfellet hvis man ønsker å kunne registrere små/moderate forskjeller uten å bruke individuelle analyser eller flere paralleller. Dioksinanalyser vil i så måte som oftest være forbydende dyrt.

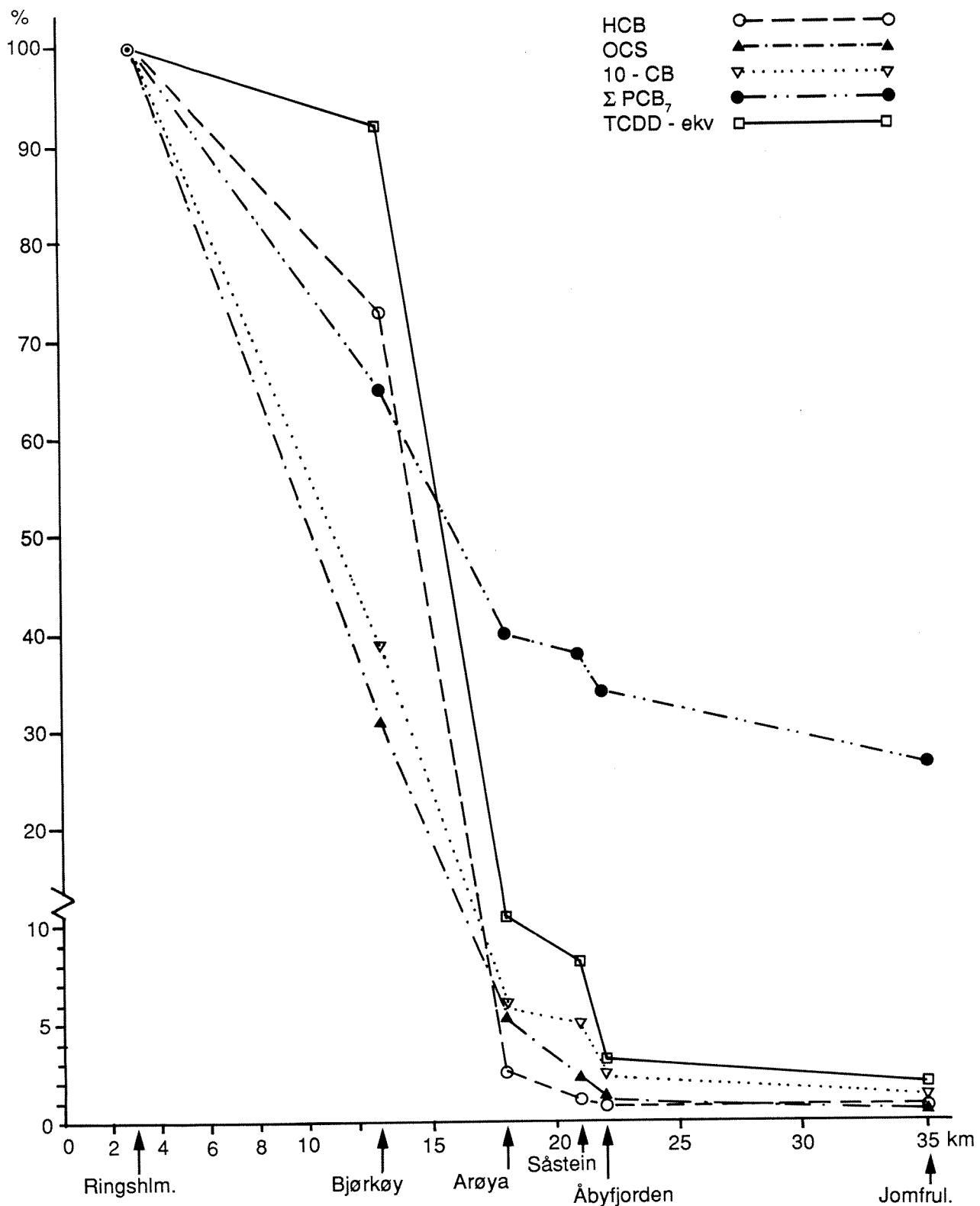
Svaret på spørsmålet om hvilket medium som bør analyseres, vil følgelig avhenge noe av overvåkingens formål. Hvis den primære hensikt er å bedømme resultatene i relasjon til spiselighet, som det er tilfellet i Grenlandsområdet, og vel også for annen overvåking i Norge av krabbers miljøgiftinnhold, synes det best å lage et homogenisat av hele skallinnmaten.

Til dette kan innvendes at sammenlignbarheten med tidligere data gjøres vanskeligere, men i hvert fall for høye miljøgiftkonsentrasjoner er dette et argument som vil gå mest på formaliteter.

4.2. Avstandsgradienter og overkonsentrasjoner i krabbe

Figur 2 viser variasjonen i krabbenes miljøgiftinnhold med økende avstand fra magnesiumfabrikkens utslipp. Verdiene er omregnet til fettbasis for å utligne de forskjeller som kan ha sammenheng med prøvenes ulike fettinnhold. I figuren er det dessuten foretatt en sammenligning med innholdet av PCDF/PCDD, målt som ekvivalenter av 2,3,7,8-TCDD etter nordisk modell (Nordisk Dioxinriskbedømming, 1988).

Av figuren ses at kurven for Σ PCB₇ skiller seg fra de øvrige variable ved et mindre bratt fall. Imidlertid er forskjellene såvidt store mellom verdiene i prøver fra åpen kyst og lenger inn, at det kunne indikere en viss påvirkning fra industri i nedre Telemark eller via Skienselva. De eventuelle overkonsentrasjonene var imidlertid små/moderate (se nedenfor), og analysene av bl.a. ål (kap. 4.3) tydet ikke i samme retning. I den grad den eventuelle PCB-tilførsel også omfatter plane eller andre av de mest giftige PCB-forbindelsene, vil dette kunne ha betydning for oppfyllelsen av målet om å kunne benytte fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene uten restriksjoner innen år 2000. Orienterende undersøkelser vedrørende eventuell forekomst av plane PCB i sedimenter, fisk og krabber, gjøres innen 1991-programmet av det statlige overvåkingsprogram.



Figur 2. Avstandsgradienter i innhold av HCB, OCS, DCB, Σ PCB₇ og 2,3,7,8-TCDD-ekv. i krabbesmør (hepatopancreas) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra Grenlandsfjordene, Telemarkskysten nov. 1990, % av høyeste verdi for hver variabel (fettbasis).

Av figur 2 ses ellers at krabbenes innhold av TCDD-ekvivalenter synes å avta noe langsommere utover i Grenlandsfjordene og sydover langs Telemarkskysten enn de tidligere hovedstoffene i utslippet fra magnesiumfabrikken. Dette samsvarer i tilfellet med den videre spredning av PCDF/PCDD enn HCB/OCS som Næs og Oug (1991) observerte i sedimentene, men forbehold må tas for de foreløpig fåtallige krabbedata for HCB/OCS.

Om avstandsgradienter kan avslutningsvis bemerkes at forbindelser/grupper som p,p-DDE (nedbrytningsprodukt av DDT) og heksaklorsyκλοheksaner (HCH-isomere, feilaktig betegnet BHC i vedleggstabellene) ikke viste noen geografiske forskjeller som lot seg knytte til graden av ferskvannspåvirkning.

Forholdsvis få opplysninger er tilgjengelig mht. "diffust bakgrunnsnivå" av klororganiske forbindelser i krabbesmør. (Med "diffust bakgrunnsnivå" forstås verdier som påtreffes i områder som bare er diffust belastet, dvs. utenfor påviselig innvirkning fra punktkilder). De data som foreligger for HCB i Næs et al. (1991), Knutzen et al. (1991, Ny Hellesund data) og upublisert materiale fra et NIVA/NILU-prosjekt tyder på at det diffuse bakgrunnsnivå i hvert fall ikke overstiger 3 - 5 µg/kg våtvekt, med noe forbehold for analysenes ømfintlighet og nøyaktighet. Tilsvarende for OCS/DCB er neppe over 1/2 - 3 µg/kg og for Σ PCB₇ ikke over 150 - 200 µg/kg, muligens mindre enn 100 µg/kg våtvekt (Næs et al., 1991).

For krabbene fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten okt./nov. 1990 betyr dette overkonsentrasjoner jevnført med diffust bakgrunnsnivå i størrelsesordenen 2 - 200 ganger for HCB, 5 - 200 ganger for OCS, 5 - 150 ganger for DCB og kanskje 1.5 ganger for Σ PCB₇.

Hovedpoenget ved dette er at både HCB/OCS og DCB synes å kunne spores i hvert fall så langt nedover kysten som Jomfruland, om ikke så langt som PCDF/PCDD (Knutzen og Oehme, 1990, 1991).

EPOCI-verdiene viste ingen geografiske forskjeller som kan forklares ut fra eksisterende viten om kilder for persistente klororganiske stoffer (kfr. vedleggstabellene A1 - A2), idet de høyeste konsentrasjonene i krabbesmør ble funnet i materialet fra Jomfruland, etterfulgt av hunnkrabber fra Arøya, Åbyfjorden og Såstein (begge hannkrabber), mens det var betraktelig lavere innhold i hannkrabber fra Arøya, Bjørkøya og Ringsholmene.

Hvilke stoffer som utgjør hovedbestanddelen i EPOCI er ikke kjent. Hvis man antar en gjennomsnittlig klorandel på 50 - 60% i de identifiserte stoffene, utgjorde disse fra ca. 0.1 til vel 10% av EPOCI, høyest i krabbesmør fra Ringsholmene og Bjørkøya. I rest skallinnmat summerte de identifiserte forbindelsene seg til ca. 0.2 - ca. 4%, høyest i hunnkrabber fra Arøya, etterfulgt av Ringsholmene og Bjørkøya (begge ca. 2.5%).

Også i andre sammenhenger har det vist seg vanskelig å tolke data for EPOCI i biologisk materiale (Knutzen et al., 1991). Dette henger sammen med de nevnte mangelfulle kunnskaper om hva EPOCI (og EPOBr) innbefatter; muligens også med uoppklarte analysetekniske vanskeligheter.

4.3. Innhold og overkonsentrasjoner i fisk

Rådata finnes i vedleggstabellene A3 (sjørret, ål, skrubbe) og A4 (makrell, sild, sei), mens de viktigste resultatene er oppsummert i tabell 3. Tallene i tabell 3 representerer betydelige overkonsentrasjon jevnført med det man kan anta som "høyt diffust bakgrunnsnivå" av HCB (Knutzen, 1987 og Knutzen og Skei, 1991; se også Kruse og Krüger, 1989), dvs. i størrelsesordenen (antall ganger antatt "høyt bakgrunnsnivå"):

Sjørørret:	40 - 100
Ål:	20 - 1000 (kfr. Berge, 1991; Berge og Knutzen, 1989 og Brusle, 1991; i henhold til Castonquay et al. (1989) kanskje enda høyere)
Skrubbe:	≈ 300
Seifilet:	≈ 50? (antatt "bakgrunnsverdi" som i torsk)
Seilever:	≈ 100? (antatt "bakgrunnsverdi" som i torsk)
Makrell:	20 (40?)
Sild:	≈ 10 (20?)

Tabell 3. Innhold av HCB, OCS, DCB (PCB 209) og Σ PCB₇ (nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180) i filet og lever av diverse fisk fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten mars - okt. 1990, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt.

ARTER/STED/MND.	HCB	OCS	DCB	Σ PCB ₇
Sjørørret (<i>Salmo trutta</i>), filet				
Frierfjorden, april - mai	257	250	62	5.8
Breviksfjorden, mai	78	115	48	10.1
Ål (<i>Anguilla anguilla</i>), filet				
Frierfjorden, mai - juni	4340	1664	325	76.0
Breviksfj./Gml. Langesund, mai	481	125	58	53.5
Såstein, juni	82	31	25	38.5
Arøy/Vågøy, mai	160	59	32	26.8
Skrubbe (<i>Platichthys flesus</i>) filet				
Frierfjorden, okt.	113	153	38	5.4
Sei (<i>Pollachius virens</i>)				
Filet , Frierfjorden, okt.	8.9	10.6	1.5	1.3
Lever , Frierfjorden, okt.	1788	2995	384	336
Makrell (<i>Scomber scombrus</i>), filet				
Breviksfj./Gml. Langesund, okt.	84	149	14	51.0
Sild (<i>Clupea harengus</i>), filet				
Breviksfj., mars	40	38	5	32.0

Sammenlignes de her antydde overkonsentrasjoner med tilsvarende for TCDD-ekvivalenter, fremtrer forskjeller og likheter i stoff/art-relasjoner det er verd å bemerke, men som det foreløpig ikke er grunnlag for å diskutere årsakene til eller å vurdere mulige praktiske konsekvenser av.

For sjørørrets vedkommende er høyeste overkonsentrasjon av HCB omlag som registrert for TCDD-ekvivalenter i parallellprøven fra Frierfjorden (Knutzen og Green, 1991), mens det i Breviksfjord-ørreten synes å ha vært en relativt større anrikning av HCB enn PCDF/PCDD.

I ål fremtrer derimot et annet bilde. Mens overkonsentrasjonen av HCB i Frierfjordmaterialet var ca. 1000 ganger, kanskje mer (kfr. registreringene til Berge (1991) i Hvalerområdet), var innholdet av TCDD-ekvivalenter bare ca. 50 ganger et antatt diffust bakgrunnsnivå (med forbehold om at PCDF/PCDD i ål fra "ubelastede" kystområder er utilstrekkelig kjent, kfr. Knutzen og Green, 1991). Innholdet av Σ PCB₇ var i ål fra Frierfjorden og Breviksfjorden jevnt over lavere enn det Berge (1991) observerte i indre/ytte Hvaler og generelt vesentlig lavere enn det som refereres i Brusle (1991) om åls innhold av total-PCB. Σ PCB i ål fra Elben lå 2 - 4 ganger høyere enn i Frierfjord-ålen (Kruse og Krüger, 1989).

Også i skrubbe synes anrikningen på HCB å være mer effektiv enn for PCDF/PCDD (TCDD-ekv.): henholdsvis ca. 300 ganger og opp mot 50 ganger (Knutzen og Green, 1991).

Makrell og sild viste begge omlag de samme overkonsentrasjoner av HCB som av TCDD-ekvivalenter.

Av tabell 3 ses at OCS jevnt over er registrert i like høye eller høyere konsentrasjoner som HCB med et mulig unntak for ål. Dette er av praktisk interesse fordi foreløpige grenseverdi for inntak av OCS gjennom mat er satt til 1/15 av tilsvarende grense for HCB (Dybing, 1990). I tillegg er det fare for at OCS har lengre oppholdstid i fisk enn HCB har (kfr. overvåkingsresultater for torsk 1990 og ellers referanser i Knutzen og Green, 1991).

De diffuse bakgrunnskonsentrasjonene av OCS er dårlig kjent, men bør i hvert fall ikke være høyere enn av HCB. Jevnføres Frierfjordregistreringene av OCS i skrubbe og sei med de laveste registrerte konsentrasjoner i de samme arter fra Kristiansandsfjorden 1990 (Knutzen et al., 1991), fås forskjeller på ca. 1000 ganger. Siden det må regnes med en viss påvirkning i selv de mer "utslippsfjerne" deler av Kristiansandsfjorden, kan overkonsentrasjonene av OCS i skrubbe og sei fra Frierfjorden 1990 være opp mot kanskje 5000 ganger; det samme som antydnet for OCS i torskelever (Knutzen og Green, 1990).

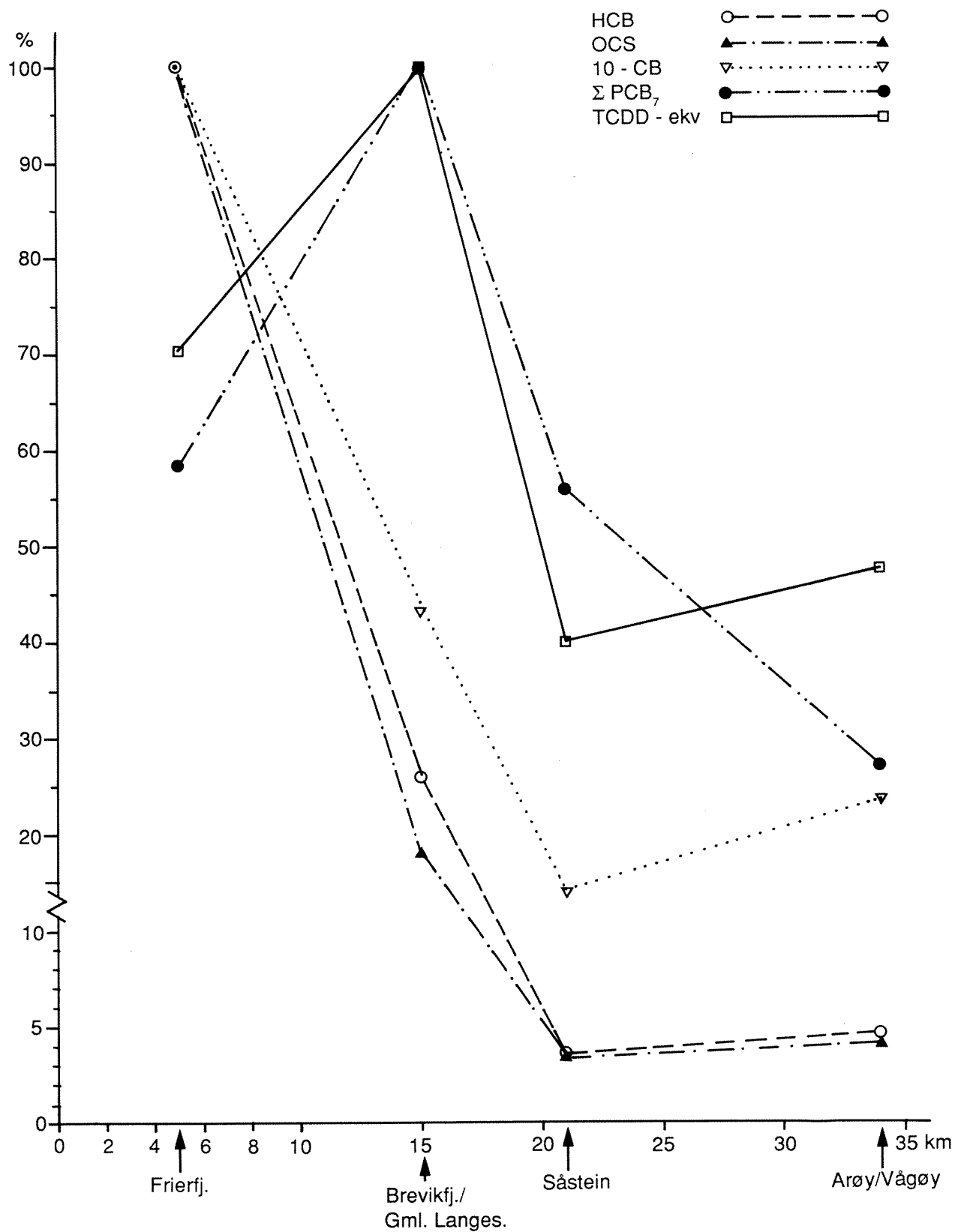
Tilsvarende som for PCDF/PCDD (Knutzen og Green, 1991), ses at også pelagisk fisk akkumulerer HCB/OCS/DCB til høye verdier. Seien som er prøvetatt kan for så vidt ha oppholdt seg i lengre tid (flere måneder) i Frierfjorden, og således vært utsatt for høy direkte belastning via vann og pelagiske næringskjeder i en periode før utslippsreduksjoner. Da kan forklaringen på de høye verdiene 3 måneder etter mer enn 95% utslippsreduksjon være høyt utgangsnivå og forholdsvis lang tid for nedbrytning/utskillelse. Sammenlignet med data fra 1977, 1978 og 1983 (kfr. Bøe et al., 1978; Bøe 1979, 1984 eller sammenstilling i Bjerkeng et al., 1991 (kap. 5)) hadde seileverens innhold av HCB/OCS i okt. 1990 avtatt med ca. 80%, seifilet muligens enda mer.

For makrell må man derimot sannsynligvis regne med kortere oppholdstid i det forurensede området, og det kan foreløpig ikke gis noen annen forklaring på de markert forhøyede konsentrasjonene i Breviksfjordmaterialet enn eksponering gjennom næringskjeder som i det minste starter med forurensede bunndyr.

Som nevnt opptrådte OCS i like høye eller høyere konsentrasjoner enn HCB i alle de undersøkte arter med unntak av ål (tabell 3). Dette forholdet har i alle overvåkingsår også vært typisk for torskelever (Knutzen og Green, 1991, fig. 5 - 6), og gjenfinnes i eldre data for sei, lyr og hvitting (Bøe et al., 1978; Bøe, 1979, 1980, 1981, 1982, 1984; sammenstilt i Bjerkeng et al., 1991). Siden innholdet av OCS i avløpsvannet fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk bare har vært omkring 1/10 av HCB-innholdet (Knutzen og Oehme, 1988), illustrerer dette det større akkumuleringspotensialet til OCS.

4.4. Geografiske variasjoner i åls miljøgiftinnhold

Variasjonene i åls innhold av HCB, OCS, DCB, TCDD-ekvivalenter og Σ PCB₇ viser tydelige avstandsgradienter for de tre førstnevntes vedkommende (fig. 3), slik man kan forvente ved innflytelse fra en dominerende punktkilde. Disse tre "normale" avstandsgradientene (samt tilsvarende for pentaklorbenzen (5-CB), kfr. vedleggstabell A3) står i motsetning til den mer uregelmessige variasjon med avstanden til kilden og under alle omstendigheter slakere gradienten, som innholdet av TCDD-ekvivalenter viser.



Figur 3. Geografiske variasjoner i innholdet av HCB, OCS, DCB, Σ PCB₇ og 2,3,7,8-TCDD-ekv. i ål (*Anguilla anguilla*) fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten mai/juni 1990, % av høyeste verdi for hver variabel (fettbasis). Pilmarkeringene viser prøveområdene omtrentlig avstand fra kilden.

Ulikheten mellom akkumuleringen av PCDF/PCDD og hovedkomponentene i det tidligere utslippet, kan også illustreres ved å jevnføre mengdeforholdet (HCB + OCS + 5CB)/TCDD-ekv. i avløpsvann med det samme forholdet i ål og i sedimentene i tilnærmet de samme områdene som ålen er fanget.

Mens dette mengdeforholdet i avløpsvannet frem til 1989 - 1990 var ca. 500 - 1000:1 (Knutzen og Oehme, 1988, se også Bjerkeng et al., 1991), er det registrert nedenstående ca. forholdstall i ål og sedimenter nær fangstområdene (tabell 4).

Tabell 4. Ca. mengde - eller konsentrasjonsforhold mellom Σ HCB/OCS/5-CB og TCDD-ekvivalenter i ål og overflatesedimenter (0 - 2 (3) cm) fra nær ålens fangststeder.

Fangstomr./st.nr.	Ål	Sediment
Gunnekleivfjorden ¹⁾	≈ 900000:1	≈ 100 - 700:1
Frierfjorden	≈ 121000:1	≈ 200:1 ²⁾
Breviksfj./Gml. Langesund	≈ 16500:1	≈ 50:1 ²⁾
Såstein	≈ 11000:1	(≈ 3:1) ³⁾
Arøy/Vågøy	≈ 11000:1	≈ 12:1 ⁴⁾

- 1) Data for ål fra Berge og Knutzen (1989), for sedimenter (størrelsesordenen av usikkert intervall, fra Næs, 1989 og Konieczny et al., 1991).
- 2) Forhold mellom beregnede lagrede mengder 0 - 3 cm (Næs og Oug, 1991).
- 3) Konsentrasjonsforhold på st. 24 (Næs og Oug, 1991), 4 - 5 km SV av Såstein og noe tvilsomt representativ for ålefangstområdet.
- 4) Midlere konsentrasjonsforhold på st. 27, 28 hos Næs og Oug (1991).

Både i forhold til eksponering via vann og fra sedimenter/porevann er det i ål en slående underrepresentasjon av PCDF/PCDD. Forholdet kan tyde på at det er mekanismer i ål som hindrer at PCDF/PCDD tas opp i samme grad som HCB/OCS/5-CB. At de avvikende forholdstallene skulle skyldes forholdsmessig hurtigere nedbrytning/utskillelse av PCDF/PCDD, motsies av at forholdet (HCB + OCS + 5-CB)/TCDD-ekv. nærmer seg mer "det forventede" med økende avstand fra forurensningskilden (tabell 4). Det de foreløpige data mest tyder på er relativt lavt metningskonsentrasjon (eventuelt også langsomt opptak), kombinert med meget langsom nedbrytning/utskillelse.

Åls særstilling fremgår også ved sammenligning med skrubbe, som er den av de undersøkte arter som ligner mest på ål mht. eksponeringsveier (direkte kontakt med forurenset sediment/porevann og bløtbnunnsfauna som viktigste byttedyr). Mens analyse av ål fra Frierfjorden ga et forholdstall på nær 1 million : 1 (tabell 4), var det i skrubbe 15000 : 1 (kfr. kap. 4.5).

Σ PCB₇ viser ikke konsekvent avtagende tendens jo lenger vekk fra utslippsområdet ålen er fanget (fig. 3). Selv om det totalt sett er en minskning fra Frierfjorden/Breviksfjorden til Jomfruland, støtter ikke åleresultatene antagelsen fra krabbeanalysene (kap. 4.2) om Porsgrunn/Skien/Bamble som et mulig kildeområde også for PCB.

Ingen av de øvrige analysevariable i ål (tabell A3) viste tolkbare geografiske forskjeller, f.eks. sammenheng med grad av ferskvannspåvirkning, slik man kanskje kunne vente for overveiende atmosfærisk transporterte forurensninger innen innflytelsesområdet til avrenning fra et stort nedbørfelt.

Omregnet til fettbasis ble det registrert følgende konsentrasjoner av EPOCI i ål (mg/kg fett):

Frierfjorden	Breviksfjorden	Såstein	Arøy/Vågøy
194	255	165	209

- m.a.o. ingen tydelige avstandsgradient.

De identifiserte forbindelsenes ca. andel i % av EPOCI var (med antatt gjennomsnittlig andel klor på 60% i de aktuelle stoffene):

Frierfjorden	Breviksfjorden	Såstein	Arøy/vågøy
≈ 7.5	≈ 1.5	≈ 0.6	≈ 0.4

Isolert sett innbyr disse åletallene for innhold av EPOCI og %-andel identifiserte komponenter til en tolkning i retning av at EPOCI i fisk her vesentlig består av naturlig dannede stoffer (Holm et al., 1990) og at EPOCI derfor ikke er noen egnet parameter til hverken å spore selv større punktkilders influensområde eller til å bedømme fiskens spiselighet. Noen egentlig tolkning av EPOCI-data blir imidlertid neppe mulig før det er gjort omfattende grunnlagsstudier av bakgrunnsnivåer, og man har gjort et gjennombrudd mht. identifikasjon av hovedkomponentene av EPOCI registrert i prøver fjernt fra punktkilder.

4.5. Mengdeforholdet Σ 5CB + HCB + OCS/TCDD-ekv. i fisk og krabbesmør

Som nevnt ovenfor inneholdt det opprinnelige avløpsvannet fra magnesiumfabrikken (før juni 1990) 5CB/HC/OCS og TCDD-ekvivalenter i et mengdeforhold på omlag 500 - 1000 : 1. I tabell 5 nedenfor er det gjort tilsvarende beregninger av dette mengdeforholdet i fisk og krabber (hepatopaneas, krabbesmør), inklusiv noen eldre data for lever av 6 torsk fra Frierfjorden 1987 (Knutzen og Oehme, 1988).

Av tabellen ses at ål og taskekrabbe representerer ytterpunktene mht. liten og stor grad av PCDF/PCDD-akkumulering. Ål synes m.a.o. forholdsmessig lite ømfintlig for dioksinbelastning, mens krabbesmør lett opptar disse stoffene i seg, eventuelt også har en langsom nedbrytning/utskillelse.

Ved sammenligning med forholdstallene i sediment ses at akkumuleringen i krabbesmør synes å gjenspeile forholdene i sedimentene ganske godt ved høye konsentrasjoner av PCDF/PCDD i bunnnavleiringene (Frierfjorden og Breviksfjorden), mens det lenger unna kildeområdet er dårlig samsvar. Dette skulle underbygge konklusjonen fra de eksperimentelle resultatene til Berge og Knutzen (1991) om at eksponeringen direkte fra sediment/forurenset porevann spiller mindre rolle for krabbenes kontamineringsgrad.

Tabell 5. Mengdeforholdet mellom Σ (5CB + HCB + OCS) og TCDD-ekvivalenter i biologisk materiale fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1987 (torskelever) og 1990.

ART/VEV,	STED	TID	Σ 5CB + HCB + OCS TCDD-EKV.
Torsk, lever	Frierfjorden	okt. 1987	≈ 7000 ($\approx 1300-15000$) ¹⁾
Ål, filet	Gunnekleivfjorden	mangler tidspkt.	≈ 900.000 ²⁾
	Frierfjorden	mai/juni 1990	≈ 121.000
	Breviksfj./Gml. Langes.	mai 1990	≈ 16.500
	Såstein	mai 1990	≈ 11.100
	Arøy/Vågøy	mai 1990	≈ 11.000
Sjørret, filet	Frierfjorden	april/mai 1990	≈ 6.100
	Breviksfj./Gml. Langes.	mai 1990	≈ 20.400
Skrubbe, filet	Frierfjorden	okt. 1990	≈ 15.400
Makrell, filet	Breviksfjorden	okt. 1990	≈ 9.600
Sild, filet	Breviksfjorden	mars 1990	≈ 2.900
Krabbe hepatopaneas (krabbesmør)	Ringshlm./Frierfjorden	okt. 1990	≈ 320
	Bjørkøy/Risøy/Breviksfj.	okt. 1990	≈ 220
	Arøya/Breviksfj.	okt. 1990	140
	Arøya/Breviksfj.	okt. 1990	≈ 160
	Såstein	okt. 1990	≈ 80
	Åbyfjorden	okt. 1990	≈ 110
	Jomfruland	okt. 1990	≈ 160

1) Middel og variasjon for 6 torsk (kfr. Knutzen og Oehme, 1988 5CB ikke analysert - anslått å representerer 10% av HCB-konsentrasjonen).

2) Fra Berge og Knutzen (1989).

4.6. PCB-profiler

Med PCB-profiler menes her den prosentandel ulike PCB-kongenere (enkeltforbindelser) utgjør av Σ PCB₇, dvs. summen av de identifiserte PCB-forbindelser minus DCB (PCB 209). I tabell 6 er sammenstilt disse profilene for ulike arter. (For rådata, se appendikstabellene).

Tabell 6. Identifiserte PCB-forbindelsers andel av Σ PCB₇ i taskekrabbe (krabbesmør og rest skallinnmat) og fisk fra Grenlandsfjorden/Telemarkskysten 1990. Ved flere prøver av samme type materiale er angitt middel og variasjonsområde. Prøvematerialet fremgår av tabell 1.

PCB-NR.	28	52	101	118	138	153	180
ARTER/VEV							
Krabbesmør (n = 7)	2.5 (1.5-6)	< 1 (<0.5-1)	3.5 (2.5-5)	18 (15-24)	31 (29-33)	35 (31-37)	9 (8-11)
Rest skallinnmat av krabbe	4.5 (3-8)	3 (1.5-6)	4 (3-5)	19 (14-24)	30 (28-32)	33 (30-36)	7 (5-9)
Ål, filet (n = 4)	6 (<1-12)	6 (4-8)	8 (7-11)	27 (19-34)	30 (26-34)	10 (9-11)	13 (10-17)
Sjørret, filet (n = 2)	3	4-7	3-12	12-28	19-26	12-41	14-16
Skrubbe, filet	6	4	7	19	24	26	15
Makrell, filet	4	8	18	25	31	4	10
Sild, filet	6	6	19	22	31	6	9
Sei, lever	5	6	14	21	27	14	13
Sei, filet	8	8	15	23	23	15	8

Det ses av tabellen at PCB-profilene varierte relativt lite i krabbemateriale fra ulike stasjoner. Særlig var det små/moderate forskjeller for de dominerende forbindelsenes del (nr. 138 og nr. 153). Dette svekker ytterligere sannsynligheten for en mulig kilde knyttet enten til Skiensvassdraget eller den industrialiserte del av det lokale nedbørfelt til Frierfjorden. At det sannsynligvis mest dreier seg om en "bakgrunnsprofil" av PCB, ses også av sammenligning med tilsvarende profiler i krabbesmør fra Arendalsområdet (Næs et al., 1991), Hvalerområdet (Berge, 1991) og utvalgte referanseområder (NIVA, unpubl.), der man finner samme dominans av PCB 138 og PCB 153.

Jevnført med krabbe hadde PCB-profilen i åleprøvene et noe høyere innslag av lavere klorerte PCB, bl.a. nr. 118, mens nr. 153 utgjorde en forholdsmessig mindre del av summen. Bortsett fra et mer beskjedent innslag av nr. 153, stemte sammensetningen i Grenlandsålen rimelig godt overens med observasjoner fra Østfold og Sveriges vestkyst (Berge, 1991). Resultatet tyder m.a.o. på mer eller mindre preg av en generell bakgrunnsprofil.

Med forbehold om det sparsomme materiale som foreligger foreløpig, kan det se ut til at krabbe har en særlig effektiv akkumulering av PCB 153 sammenlignet med flere arter av fisk. Denne forbindelsen var imidlertid også den mest fremtredende av 9 identifiserte PCB-forbindelser ved analysene av et stort antall torsk og skrubbe fra Hvalerarkipelet (Martinsen et al., 1991).

4.7. Grafisk/statistisk analyse av sammenhengen mellom dioksiner og andre klororganiske forbindelser

4.7.1. Bakgrunn for analysen

Det er av interesse å finne sammenhenger mellom dioksinkonsentrasjoner og andre klororganiske forbindelser. Ved å utnytte slike sammenhenger kan en oppnå bedre presisjon i kartlegging og overvåking av dioksinforurensning, eller få ned analysekostnadene.

Ved statistisk analyse av 6 prøver av torskelever er det tidligere funnet indikasjon på slike sammenhenger i Frierfjordområdet, men materialet var for lite til å trekke sikre konklusjoner (Knutzen og Oehme 1988).

Det foreligger nå noen flere data for ulike typer organismer og vevstyper hvor både dioksiner og andre klororganiske forbindelser er analysert. Vedleggstabell A1 gir en oversikt over rådata som kan brukes i analysen. I tillegg til ulike dioksiner samt hexaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS) og dekalorbifenyl (DCB), er data karakterisert ved art, vevstype, fett-% og fangststed. I det følgende beskrives resultatene av en statistisk analyse av disse data. Statistiske beregninger og plott er utført med statistikkpakken CSS:STATISTICA fra Statsoft Inc., versjon 3.1.

4.7.2. Forbehandling av data

Før analyse er alle miljø gift-konsentrasjoner transformert til sine 10-logaritmer. For prøver som er analysert på dioksin, er fett-innhold målt både av NILU og NIVA, med avvik stort sett innenfor 10-20%, og gjennomsnittlig verdi er da brukt i den statistiske analysen. Fett-prosent er transformert til 10-logaritmer for å kunne analyseres sammen med de log-transformerte miljøgiftkonsentrasjonene.

Geografisk lokalitet er kodet til en heltallsvariabel for å beskrive avstand fra utslippet i Frierfjorden. Denne variabelen er bare ment å indikere en rekkefølge, og skal ikke betraktes som noe absolutt mål på avstand. Avstandskoden er definert i tabell 7 nedenfor (kfr. fig. 1).

Tabell 7. Oversikt over avstandskoder brukt i den statistiske analysen.

Avstandskode:	Prøvetakingssteder:
1	Frierfjorden, Ringsholmene
2	Brevikfjorden, Bjørkøy/Risøy
3	Arøy ved Langesund
4	Såstein, Åbyfjorden
5	Arøy ved Vågøy, Jomfruland

4.7.3. Innledende analyse

Data er først analysert visuelt ved plotting av ulike komponenter mot hverandre. For å kunne bruke HCB, OCS og DCB som forklaringsvariable for dioksin, må en først se på samvariasjonen i disse komponentene.

Figur 4 - 6 viser innbyrdes sammenheng mellom HCB, OCS og DCB, for alle prøvene. I disse figurene er for sammenligningens skyld også tegnet inn data fra 1985 for ålefilet i Frierfjorden. Data for ål fra 1985 er tidligere rapportert av Rygg et al. (1986), og de er analysert statistisk av Bjerkeng (1988) i sammenheng med fysiologiske data og konsentrasjoner i lever (ikke vist i figurene). I 1985 ble det ikke målt dioksin.

Figur 4 viser at HCB og OCS grovt sett varierer proporsjonalt, uavhengig av organisme- og vevstype. Det er ikke mulig å se klare indikasjoner på forskjell mellom ulike grupper av organismer. Riktignok ligger de 4 verdiene for ålefilet i 1990 i nokså konstant avstand under regresjonslinjen OCS/HCB i figur 4, dvs. de inneholder ca. 3 ganger mindre OCS pr. mengde HCB enn i de andre prøvene. Materialet fra 1985 viser imidlertid tendens til slike forskjeller også mellom ulike grupper av ål, det fremgår også av figur 4 - 6.

Ser vi bort fra prøvene for torskelever, som alle er fra Frierfjorden,, er det en viss tendens til lavere OCS/HCB-forhold med økende HCB-konsentrasjoner, dvs. at OCS kanskje varierer noe mindre enn HCB.

Figur 5 - 6 viser at det er noe større variasjon i forholdet mellom DCB og hhv. HCB og OCS. Det kan tildels være en funksjon av artsforskjell, spesielt krabbesmør inneholder relativt mer DCB i forhold til HCB og til OCS enn de andre prøvene, men det kan også tenkes å henge sammen med konsentrasjonsnivået, idet krabbesmør i middel har lavere absoluttverdier enn de fleste andre prøvene. (Bemerk: Innlagte hjelpelinjer er for å illustrere hvordan verdiene fordeler seg i forhold til tenkte proporsjonaliteter mellom de variable).

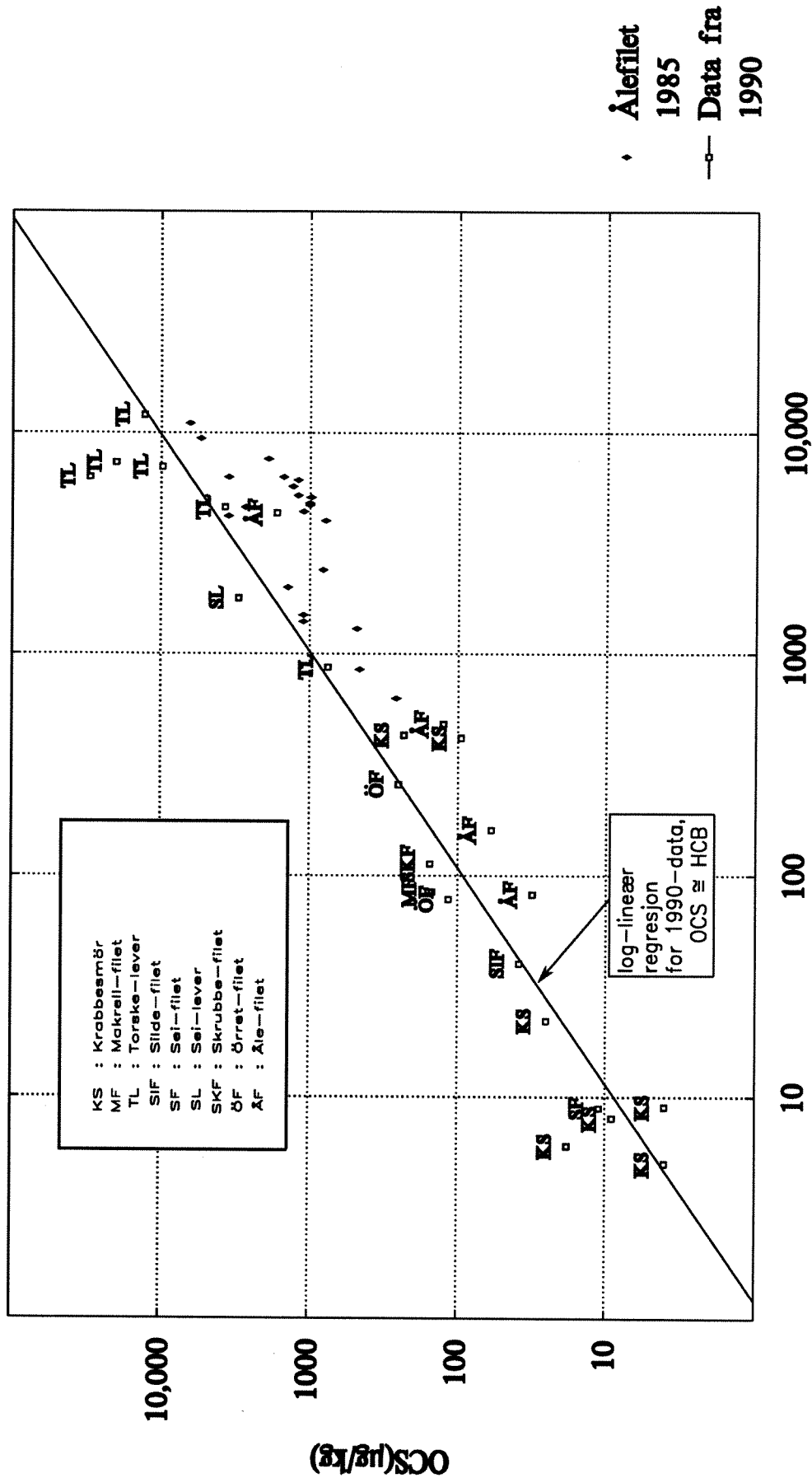
For ål kan det ikke fastslås noen nedgang fra 1985, den ene åleprøven i materialet fra 1990 som er fanget i Frierfjorden avviker ikke fra resultatene i 1985 i noen av plottene.

For de 6 prøvene av torskelever viser figur 6 at OCS og DCB i stor grad varierer proporsjonalt med hverandre, mens HCB har avvikende variasjon for to prøver (fig. 4 - 5). Som nevnt ved den tidligere analysen av de samme data for torskelever er det for få datapunkter til å tolke noe mønster ut av dette (Knutzen og Oehme 1988).

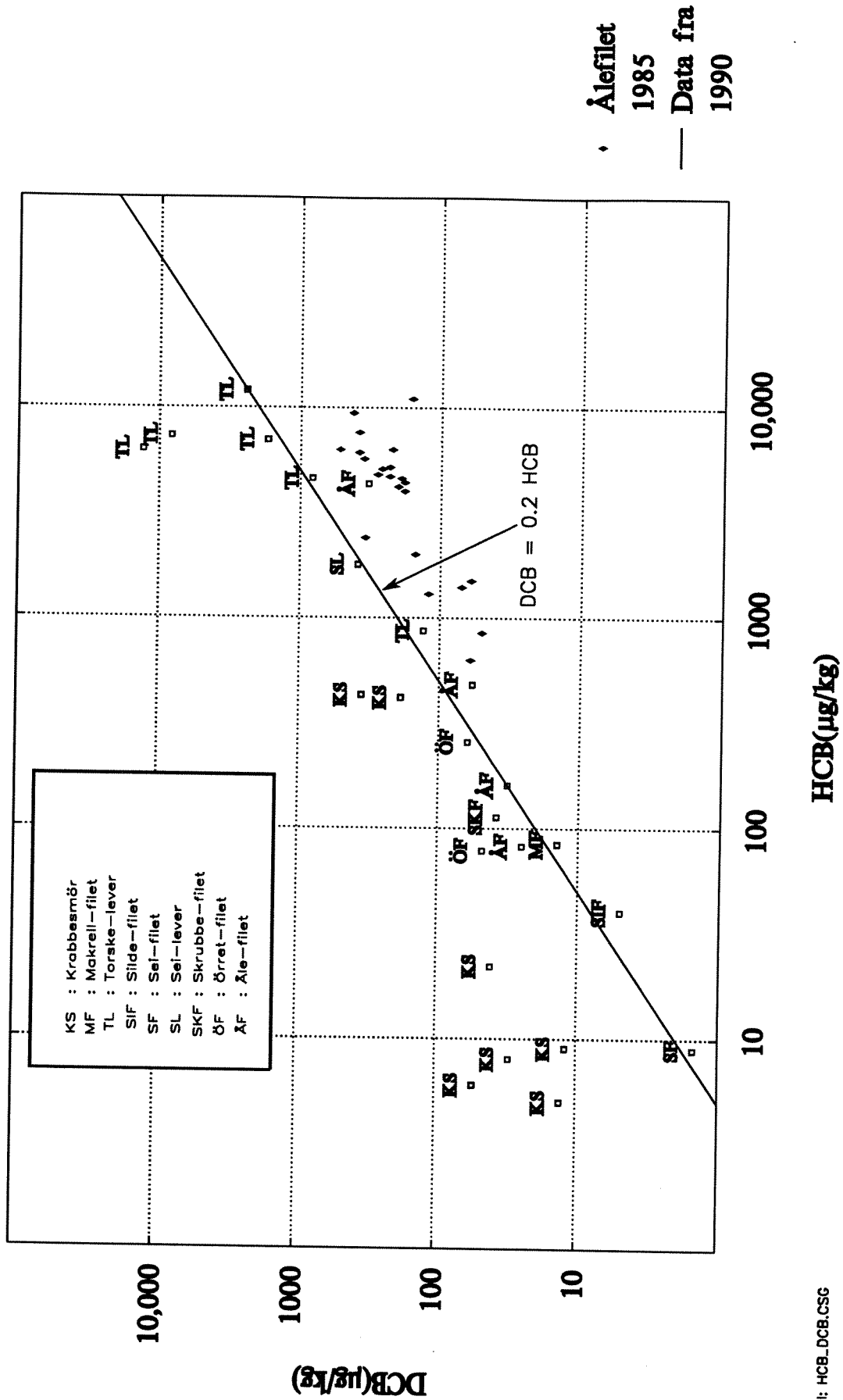
Variasjonsmønsteret for HCB, OCS og DCB antyder to mulige strategier for å estimere dioksinkonsentrasjoner ved hjelp av disse variablene.

Siden HCB og OCS grovt sett er proporsjonale på samme måte uavhengig av organismer og vevstyper, kunne det tenkes at det finnes en generell sammenheng mellom disse komponentene og dioksin-konsentrasjoner. Dette er undersøkt visuelt, figur 7 viser f.eks. TCDD-ekvivalenter plottet mot geometrisk middel av HCB og OCS for alle prøvene våtvektsbasis). Det fremgår av figuren at det ikke er noen slik enkel sammenheng. Krabbesmør ser ut til å inneholde ca.50-100 ganger mer dioksin i forhold til (HCB,OCS) enn fiskefilet. Figuren kan også tyde på at det er en mye bedre sammenheng mellom dioksin og HCB, OCS og DCB i krabbe enn i fisk. Riktignok er det bare 7 datapunkter for krabbe, og det burde helst vært en bedre dekning i hele variasjonsintervallet, men i motsetning til for fiskefilet og lever er det for krabbesmør ingen avvikende verdier fra hovedtrenden.

Figur 4. Sammenheng mellom HCB og OCS, alle prøvetyper.
 Grenlandsområdet/Telemarkskysten 1990
 Data for åle-filet fra Frierfjorden i 1985 er lagt inn i tillegg

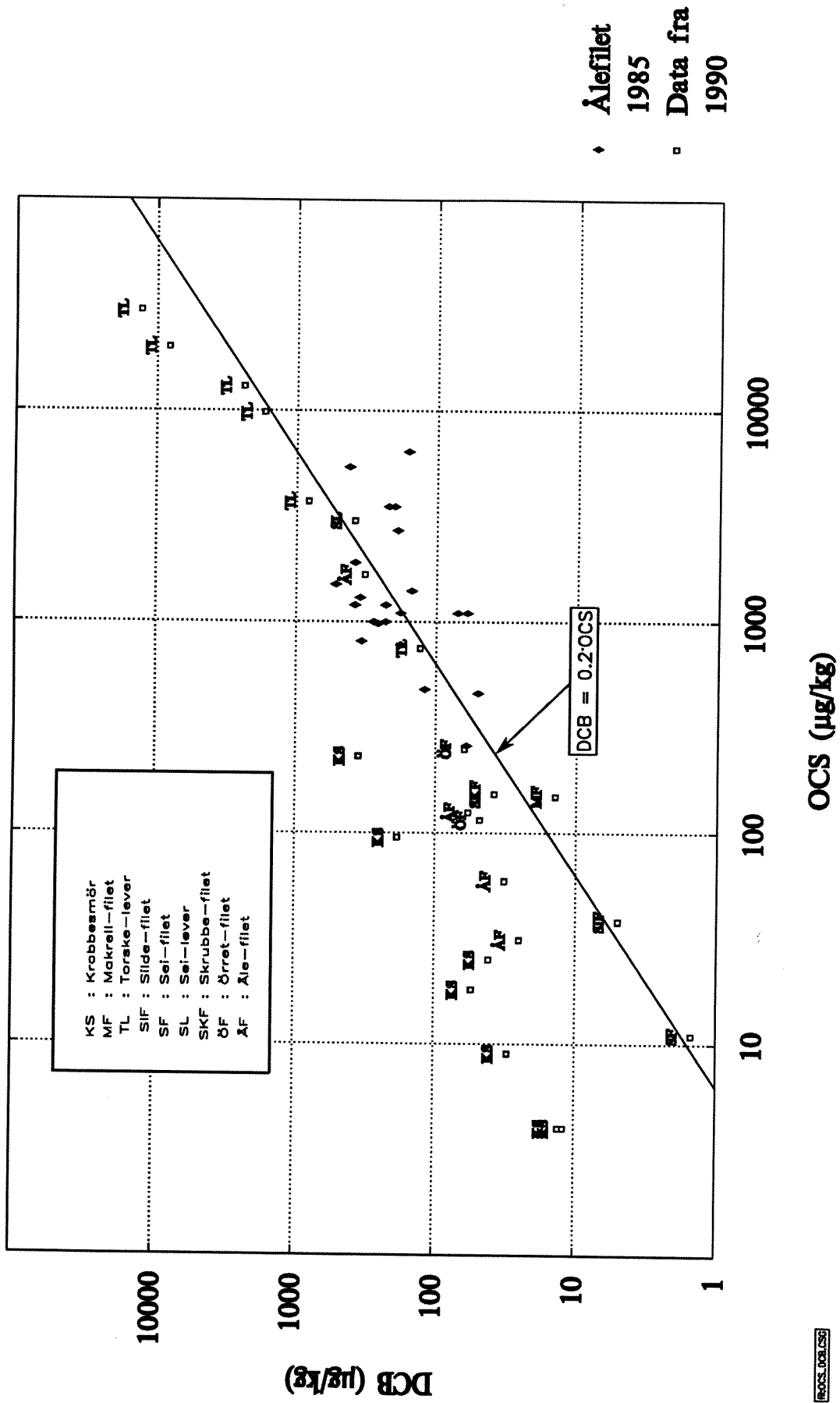


Figur 5. Sammenheng mellom HCB og DCB, alle prøvetyper, Grenlandsområdet/Telemarkskysten 1990. Data for ålefilet fra Frierfjorden 1985 er lagt inn i tillegg.

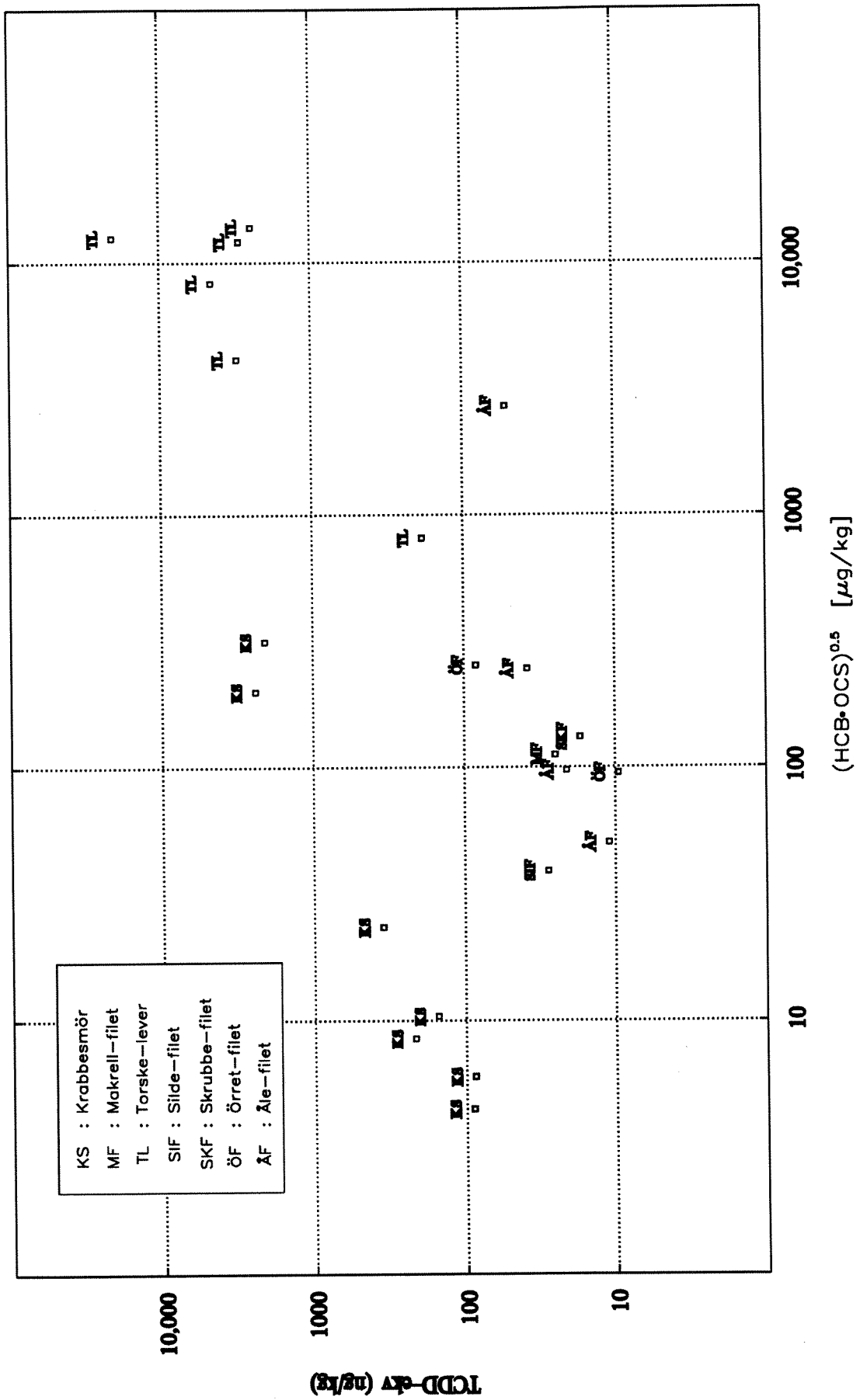


I: HCB-DCB.CSG

Figur 6. Sammenheng mellom OCS og DCB, alle prøvetyper, Grenlandsområdet/Telemarkskysten 1990. Data for ålefilet fra Frierfjorden 1985 er lagt inn i tillegg.



Figur 7. TCDD-ekvivalenter som funksjon av geometrisk middel av HCB og OCS, alle prøver, Grenlandsområdet/Telemarkskysten 1990.



Med mer data, og fremfor alt mere fysiologiske data (vekt, alder, fettinnhold) om hver fisk i tillegg til miljøgiftkonsentrasjonene, ville en kanskje bli bedre i stand til å skille ut hovedtrender også for fiskefilet og lever, og bl.a. identifisere avvikende enkelt-verdier.

Ut fra denne analysen er det valgt å se på krabbesmør og fiskefilet hver for seg, og ta også DCB, avstandskode og fett-% med i betraktning. Torskelever er analysert tidligere (Knutzen og Oehme 1988), og det er ikke noe mer å få ut av den analysen, idet det ikke er kommet til nye data for PCDF/PCDD

4.7.4. Analyse av data for krabbe

Figur 8 viser i en slags grafisk korrelasjonsmatrise sammenhengen mellom avstandskode, fettprosent og konsentrasjonen av HCB, OCS og DCB i krabbesmør (våtvektsbasis), alle på log-skala. Det fremgår at det er mer eller mindre god sammenheng mellom alle par av variable. HCB, OCS og DCB viser stor grad av innbyrdes kolinearitet på log-skala, det gjelder spesielt OCS og DCB.

Sammenheng mellom miljøgifter og fettprosent er mindre klar, idet 3 av 7 prøver viser tildels stort avvik fra den trenden de andre 4 prøvene indikerer. Trenden går dessuten motsatt vei av hva en vanligvis antar, idet økende fettprosent gir minskende konsentrasjoner. Det kan se ut som indikasjonen på sammenhengen mellom fettinnhold og miljøgiftinnhold egentlig bare skyldes at miljøgiftkonsentrasjonene minsker med økende avstand fra utslippet, mens fettprosenten derimot øker jo lenger unna utslippet en kommer. Det er mye klarere sammenheng mellom avstandskode og miljøgifter enn mellom fett-% og miljøgifter, og det indikerer at dette er den primære sammenhengen.

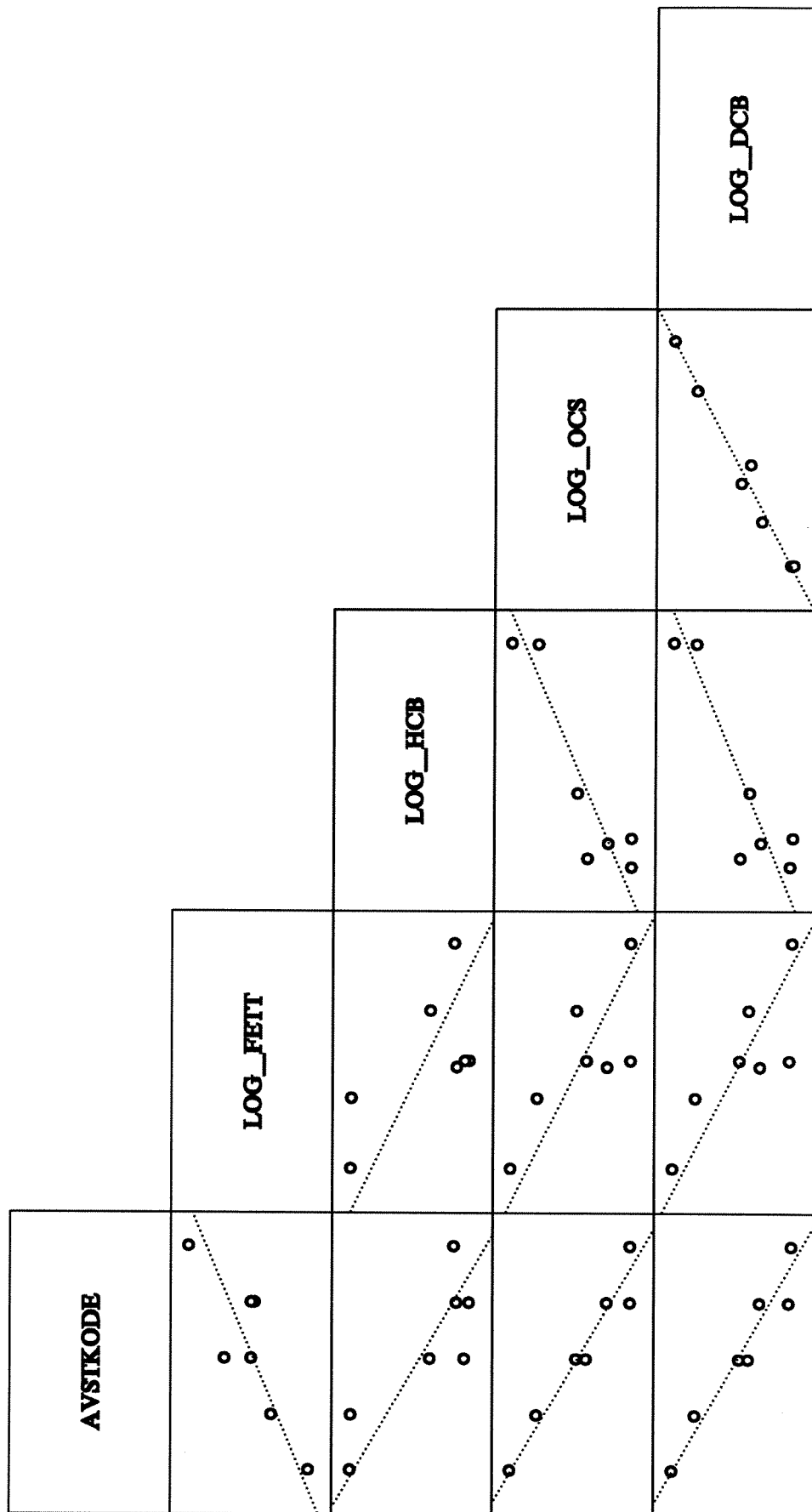
Konklusjonen på dette blir at en omregning av konsentrasjonen på fettbasis ikke er å anbefale for dette materialet. Det vil bidra til dels å forsterke, dels forvrengte en nokså klar avstandsgradient som ligger i materialet fra før. Det kan tenkes at avstandsgradienten er så stor som omregning til fettbasis vil vise, men for å si noe om det, må det først avklares om fettprosenten varierer systematisk med avstanden ved å se på et større materiale, og dersom det er tilfelle, hva årsaken er til en slik sammenheng. For å finne den reelle gradienten i eksponering for miljøgifter trenges et datamaterialet hvor variasjon i fettinnhold i stor grad er uavhengig av avstand fra utslippet.

Figur 9 viser en tilsvarende grafisk korrelasjonsmatrise for sammenhengene mellom dioksiner og de fem forklaringsvariablene fra figur 8. Det fremgår at det er ganske god sammenheng mellom dioksiner og HCB, OCS og DCB, og at dioksinene varierer med avstand og fettinnhold mer eller mindre på samme måte som for HCB, OCS og DCB.

Fordi det er så stor samvariasjon (kolinearitet) mellom forklaringsvariablene, bør det ikke brukes multippel-regresjon for å se på dioksiner som funksjon av andre klororganiske forbindelser. Det vil da være nokså tilfeldig hvordan variablene vektlegges, og regresjonen blir derfor vanskelig å tolke, og ustabil til å estimere konsentrasjonene av PCDF/PCDD-komponenter og 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter.

Figur 8. Sammenheng mellom avstandskode, $\log_{10}(\text{fett}\%)$ og $\log_{10}(\text{HCB, OCS, DCB})$ ($\mu\text{g}/\text{kg}$) Data for krabbesmør, Grenlandsområdet/Telemarkskysten 1990.

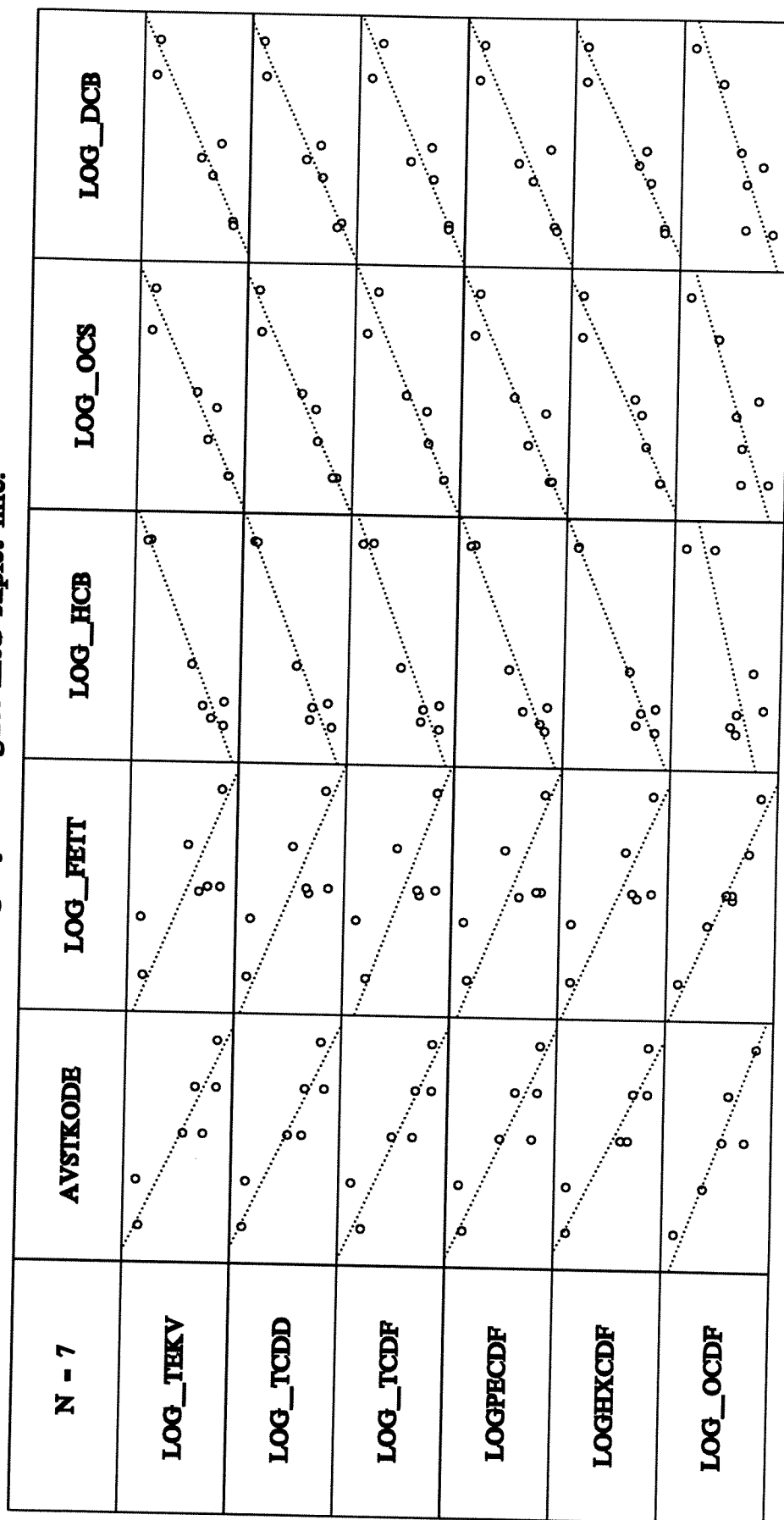
Lineær-regresjoner tegnet med stiplet linje



fil: krabmit1.csg

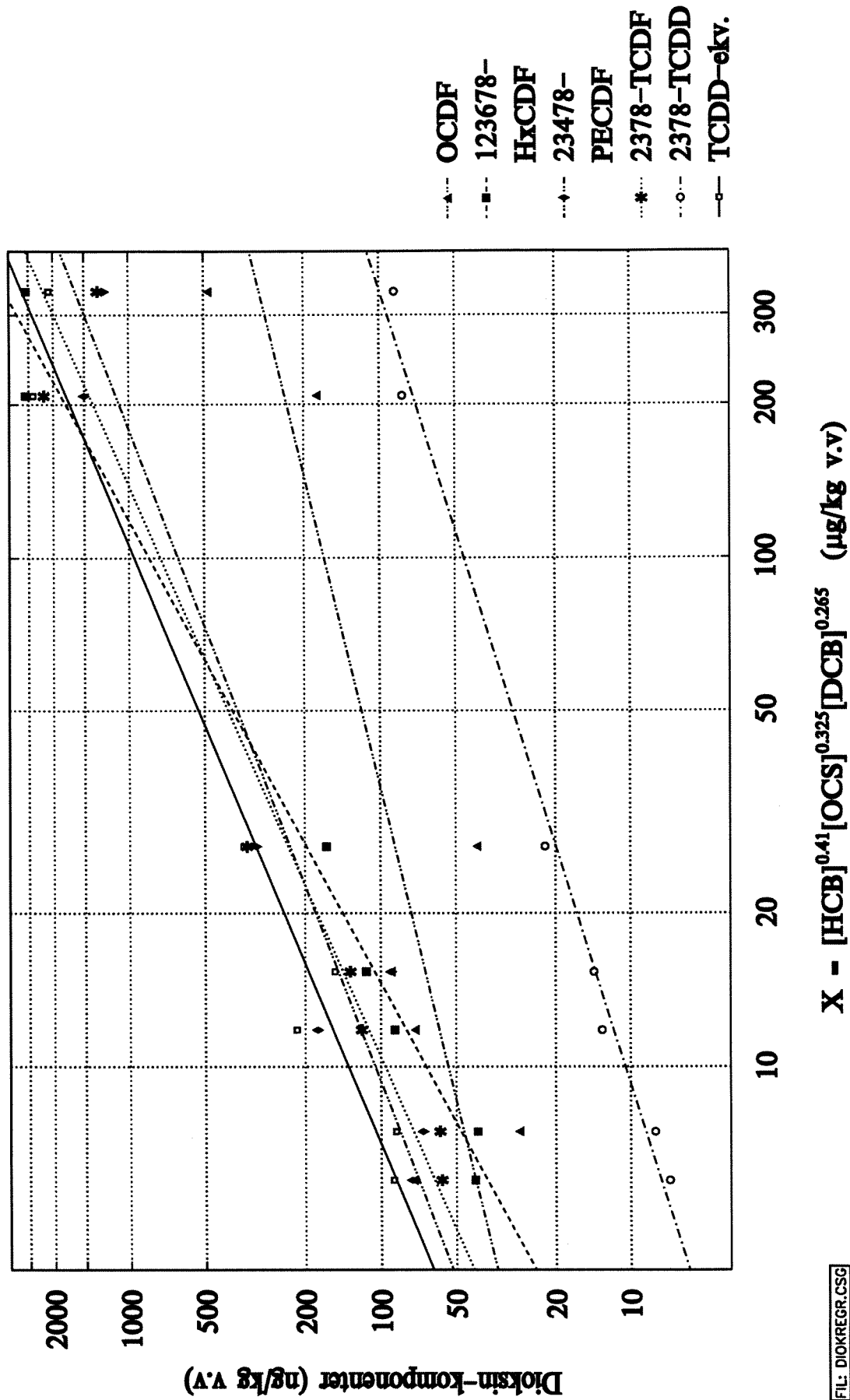
Figur 9. Sammenheng mellom \log_{10} (dioksiner) og avstandskode, \log_{10} (fett-%) og \log_{10} (HCB, OCS, DCB).
Data for krabbesmør, Grenlandsområdet/Telemarkskysten 1990.

Lineær-regresjoner tegnet med stiplet line.



fit:KR_RCMTX.CSG

Figur 10. Dioksin modellert som funksjon av HCB, OCS og DCB, OCS og DCB, Krabbesmør, Grenlandsområdet/Telemarkskysten 1990.



Istedet er det valgt å utføre en såkalt prinspal-komponent regresjon (PCR) for å beskrive dioksiner som funksjon av \log_{10} av variablene HCB, OCS, DCB. Av grunner nevnt ovenfor holdes fett-innholdet utenfor analysen. Analysen foregår i to trinn. Først gjøres en prinspal-komponent-analyse (PCA) på forklaringsvariablene, kfr. f.eks. Afifi og Azen (1979). Ved denne analysen finnes en sekvens av lineære kombinasjoner av variablene (hovedkomponenter). Den første komponenten finnes slik at den fanger opp så mye av variasjonen i materialet som mulig, og tilleggs-komponentene slik at de forklarer så mye av den gjenstående variansen i materialet som mulig, samtidig som de er lineært uavhengig av foregående komponenter. Hovedkomponentene brukes deretter som forklaringsvariable i regresjonmodeller for PCDF/PCDD. Siden interessen knytter seg til spesifikke komponenter eller kombinasjoner (TCDD-ekvivalenter), behandles hver dioksin-variabel for seg.

PCA-analyse utføres vanligvis på standardiserte data, dvs. at hver variabel er multiplisert med en faktor som gir standardavvik=1. Hvis det ikke gjøres, vil de variable som har størst absolutt variasjon dominere, valg av måleenhet vil f.eks. influere på resultatet. I dette tilfelle er data allerede logtransformert, og det innebærer at standardaviket er proporsjonalt med relativ variasjon, uavhengig av måleenhet, så de er ikke standardisert ytterligere (analysen gjøres på kovariansmatrisen og ikke korrelasjonsmatrisen).

PCA-analysen gir følgende resultat:

PCA-analyse, hovedkomponenter $F_i = \sum_k (a_{ik} X_k)$:	Komponent-koeffisienter a_{ik} :		
Variable $X_k = \sum_i (a_{ik} F_i)$	1.faktor, i=1	2.faktor, i=2	3.faktor, i=3
k=1: $\log_{10}(\text{HCB})$:	0.699505	0.712500	-0.055100
k=2: $\log_{10}(\text{OCS})$:	0.553916	-0.491864	0.671749
k=3: $\log_{10}(\text{DCB})$:	0.451520	-0.500413	-0.738727
Forklart andel av varians:	95.29%	4.48%	0.23%

Komponent 1 forklarer altså ca. 95% av variansen i materialet. Den er i prinsippet logaritmen til et vektet geometrisk middel av HCB, OCS og DCB, med litt ulik vekt på de tre variablene. Bortsett fra en konstant er den første komponenten definert ved:

$$F_1 = 0.699505 * \log_{10}(\text{HCB}) + 0.553916 \log_{10}(\text{OCS}) + 0.451520 \log_{10}(\text{DCB})$$

Komponent 2 forklarer ytterligere 4.5% av variansen, og uttrykker i hovedsak forholdet mellom et geometrisk middel av OCS og DCB på den ene siden og HCB på den andre siden. Siden en så stor del av av variansen forklares av 1.komponent, og det er så få datapunkter, er de to siste komponentene antagelig forholdsvis usikre.

PCDF/PCDD-komponentene er derfor modellert som funksjon bare av 1. komponent. Ved å dividere F_1 med summen av koeffisientene og transformere tilbake fra log-skala, får vi som forklaringsvariabel følgende vektete geometriske middel av HCB, OCS og DCB:

$$X = [\text{HCB}]^{0.41} [\text{OCS}]^{0.325} [\text{DCB}]^{0.265} \text{ (alle verdier i } \mu\text{g /kg våtvekt)}$$

Dioksinene kan nå beskrives ved følgende dobbelt-logaritmiske regresjon:

$$D = D_k X^a * E$$

hvor D = dioksinkonsentrasjon som funksjon av X
 D_k = konstant
 a = eksponent
 E = tilfeldig variasjon som lognormal fordelt faktor

Tabell 8 viser estimater for forventningsverdier og usikkerhet for denne ligningen for de ulike dioksin-komponentene.

Tabell 8. Resultat av dobbelt-logaritmisk regresjon for TCDD/TCDF mot X = vektet geometrisk middel av HCB, OCS og DCB med data for krabbesmør (7 blandprøver à 10 krabber), Grenlandsområdet/Telemarkskysten 1990.

PCDF/PCDD-komponent:	D_k (ng/kg)	Usikkerhetsfaktor for enkeltprøve, (70% konfidensnivå).	Eksponent a :		Signifikansnivå p :
			Estimat:	St.avvik	
TCDD-ekv.	19.0	1.31	0.85	0.07	0.000061
2378-TCDD	2.41	1.12	0.64	0.03	0.000003
2378-TCDF	12.4	1.43	0.89	0.09	0.000188
23478-PECDF	17.5	1.45	0.78	0.09	0.000406
123678-HxCDF	5.2	1.24	1.10	0.06	0.000006
OCDF	17.4	1.77	0.49	0.15	0.019655

Resultatene indikerer at de testede PCDF/PCDDD-komponentene i krabbesmør kan beregnes ganske godt av HCB, OCS og DCB, stort sett med standardavvik fra 10 til 50% på enkeltprøver, bare OCDF viser noe større usikkerhet. Alle sammenhengene er klart signifikante, med unntak av OCDF, hvor signifikansnivået er 2%, hvilket tilsvarer et signifikansnivå på ca. 10% når en ser alle testene samlet (dvs. det er 10% sannsynlighet for å få et slikt resultat i en av 5 uavhengige tester dersom det ikke er noen sammenhenger i realiteten). Figur 10 viser sammenhengen mellom X og dioksin-komponentene.

Eksponenten a varierer fra stoff til stoff, men ligger i området 0.5-1.0, med 0.8 som median-verdi. Dette antyder at dioksin stort sett varierer noe langsommere enn middelet av HCB, OCS og DCB. I denne sammenhengen, hvor konsentrasjonsgradientene er knyttet til geografisk spredning, indikerer det bare at dioksin har noe større geografisk spredning enn de andre klororganiske stoffene. Det stemmer med beregninger av innhold i de øvre 0 - 10 cm av sedimentene i Grenlands-området eksklusiv Gunnekleivfjorden (Bjerkeng et al. 1991): Mens det meste av HCB, OCS og DCB er anslått å finnes inne i Frierfjorden, og bare ca. 10% utenfor Breviksterskelen, anslås det at 30-40% av TCDD-mengdene finnes utenfor Breviksterskelen, dvs. forholdstallet mellom TCDD og (HCB, OCS, DCB) er opp mot 5 ganger større utenfor enn innenfor Breviksterskelen. For TCDD er eksponenten a estimert til 0.64, og med en variasjon over to

dekader i HCB, OCS og DCB skulle det nettopp tilsi en forskyvning med en faktor 5 i forholdstallet mellom HCB,OCS og TCDD.

Det må understrekes at med så få prøver, og med den observerte sammenhengen mellom geografisk lokalisering og fett-innhold, er det usikkert om de sammenhengene som er funnet har generell gyldighet, selv innenfor aktuelle geografiske området. Materialet er for lite til at en kan være sikker på at det er representativt for de variasjoner som finnes. Det tenkes variasjoner over tid, både på kort sikt (årstidsvekslinger, bestandsendringer), og forskyvninger på lang sikt når det gjelder forholdet mellom dioksiner og HCB, OCS og DCB, og det kan tenkes at tidsutviklingen vil være ulik på ulike lokaliteter innen området. At hovedkomponenter av PCDF/PCDD fra utslippet og HCB/OCS/DCB gjenfinnes i krabbe omtrent proporsjonalt med hva som finnes i sedimentene, kan kanskje indikere at de omsettes parallelt, og at HCB/OCS/DCB kan brukes som indikatorvariable for å kartlegge utviklingen i dioksininnhold over tid. Den geografiske variasjonen i forholdtallet både i krabbe og i sediment indikerer imidlertid at spredningen av PCDF/PCDD og HCB/OCS/DCB er forskjellig. Det innebærer at en ikke kan vente å finne en generell sammenheng mellom PCDF/PCDD og HCB/OCS/DCB som kan beskrive både geografisk variasjon og tidsutvikling, og det kompliserer saken.

For å komme lenger trenges et utvidet datamateriale, og supplerende prøver bør da velges bl.a. slik at fett-prosent i stor grad varierer på tvers av avstands-variasjonen. Før et slikt materiale foreligger har det liten hensikt å se på relasjonene mellom konsentrasjonene på fett-basis, eller å skille mellom den variasjon som skyldes ulik eksponering for miljøgifter og den som skyldes eventuelle forskjeller i f.eks. vekst- og leve-forhold på ulike steder, f.eks. ved varierende grad av fangst.

Det er sannsynlig at fett-prosenten best ville kunne utnyttes i sammenheng med andre fysiologiske data. Den statistiske analysen av data for ål fra Frierfjorden (Bjerkeng 1988) indikerte at miljøgift-konsentrasjonene i ål ikke var knyttet til høyt fettinnhold i seg selv, men først og fremst var korrelert med avvik fra gjennomsnittlig fett-prosent i forhold til det som var normalt for størrelsen. Forholdet mellom miljøgifter i filet og lever og mellom forskjellige miljøgift-komponenter var derimot koblet til størrelsen. Størrelsen kunne beskrives ved en vektet kombinasjon av lengde, vekt og fett-innhold, idet fett-innholdet øker med fysisk størrelse. Analysen antydet også at det kunne være endel å vinne på å registrere så mange fysiologiske data som mulig (for ål: alder, kjønn, hodebredde), fordi dette øker muligheten for å korrigere miljøgiftkonsentrasjonene til sammenlignbare verdier, og derved få mer presise estimater for miljøbelastning. Noe tilsvarende kan tenkes for krabbe, også når det gjelder å modellere forholdet mellom dioksiner og andre klororganiske forbindelser. Måling av miljøgiftkonsentrasjoner bør derfor suppleres med så mye lett tilgjengelig fysiologisk informasjon som mulig (mål, vekt, kjønn, om mulig alder, fett-prosenter etc..

Dersom sammenhengene mellom PCDF/PCDD og HCB/OCS/DCB er generelt gyldige, og usikkerheten ligger i reelle variasjoner i materialet, og ikke skyldes analysevariabilitet, synes en i en blandprøve fra 10 krabber å kunne estimere TCDD ekvivalenter innenfor ca. 30% nøyaktighet (som standardavvik) ut fra analyser av HCB, OCS og DCB. Antas analysevariabiliteten å være 10 - 20%, er det da lite å vinne ved å utvide antallet individer i en blandprøve til f.eks. 50. Før man trekker noen endelige konklusjoner om tjenlig blandprøvestørrelse, bør den totale usikkerhet bedømmes nærmere på grunnlag av et større antall prøver.

4.7.5. Statistisk analyse av data for fiskefilet

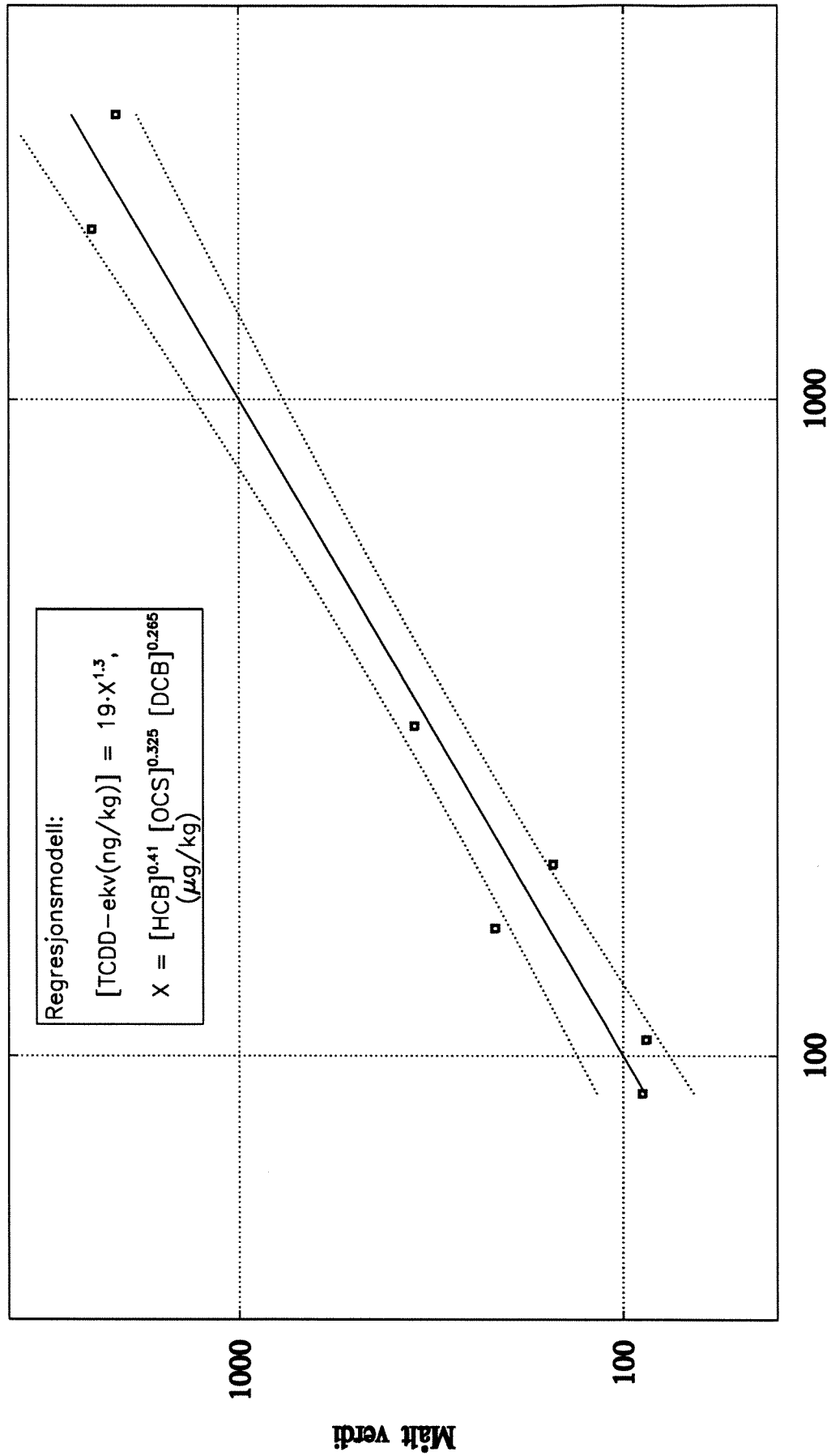
Med bare 9 prøver er det er for lite data til å kunne dele opp dette materialet i undergrupper etter art. En tilsvarende analyse på data for fiskefilet som for krabbesmør, hvor alle arter ses under ett, gir ikke signifikante sammenhenger, med unntak av OCDF. For OCDF finnes den beste sammenhengen direkte mot HCB alene, og analysen gir sammenhengen:

$$[\text{OCDF}(\text{ng/kg})] = 0.045 [\text{HCB}(\mu\text{g/kg})]^{0.9}$$

med usikkerhetsfaktor 2.0 på enkeltprøver med 70% konfidensnivå, og et standardavvik i eksponenten på 0.13.

Med flere prøver, og fremfor alt mere fysiologiske data om hver fisk i tillegg til miljøgiftkonsentrasjonene, ville en kanskje bli bedre i stand til å skille ut hovedtrender også for fiskefilet, og bl.a. identifisere avvikende enkelt-verdier.

Figur 11. TCDD-ekvivalenter som funksjon av HCB, OCS og DCB, krabbesmør, Grenlandsområdet/Telemarkskysten 1990.



5. LITTERATURHENVISNINGER

- Afifi, A.A. og S.P. Azen, 1979. *Statistical Analysis. A Computer Oriented Approach.* 2 ed. Academic Press, New York, etc.
- 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., 1991. Miljøgifter i organismer fra Hvaler/Koster området. Rapport 446/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8805501/O-900346 (l.nr. 2560), 192 s. ISBN 82-577-2011-9.
- Bjerkeng, B., 1988. Miljøgifter i ål fra Frierfjorden. En statistisk analyse av data fra 1985. NIVA-rapport O-83061 (l.nr. 2212), 24 s. ISBN 82-577-1505-0.
- Bjerkeng, B., J. Knutzen, R. Gulbrandsen og J. Skei, 1991. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Rapport 3. Omsetning av miljøgifter. NIVA-rapport O-900227/E-90425 (l.nr. 2597), 121 s. ISBN 82-577-1905-6.
- Brusle, J., 1991. The eel (*Anguilla* sp.) and organic chemical pollutants. *Environ. Sci. Technol.* 102: 1-19.
- Bøe, B., 1979. Analyse av klorerte hydrokarboner og kvikksølv i fisk fra Frierfjorden 1978. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 4/79, 8 s.
- Bøe, B., 1980. Analyse av klorerte hydrokarboner og kvikksølv i fisk fra Frierfjorden 1979. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 6/80, 5 s.
- Bøe, B., 1981. Analyse av klorerte hydrokarboner og kvikksølv i fisk fra Frierfjorden 1980. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 3/81, 9 s.
- Bøe, B., 1982. Analyse av klorerte hydrokarboner og kvikksølv i fisk fra Frierfjorden 1981. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 10/82, 6 s.
- Bøe, B., 1984. Analyse av klorerte hydrokarboner og kvikksølv i fisk fra Frierfjorden januar 1983. Fiskeridirektoratet. Rapporter og meldinger 2/84, 8 s.
- Bøe, B., E. Egaas og K. Julshamn, 1978. Analyse av klorerte hydrokarboner og sporelementer i fisk fra Grenlandsfjordene 1977. Fiskeridirektoratet. Rapport nr. 6/78.
- Castonquay, 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.
- Dybing, E., 1990. Langtidsforsøk med heksaklorbenzen (HCB) og oktaklorstyren (OCS). Unpubl. notat, Statens institutt for folkehelse, 4 s.
- Holm, G., L. Wennberg og M. Enell, 1990. Naturlig produktion av halogenerade organiska föroreningar. En litteratursammanställning. IVL-publikation B 993, Stockholm, sept. 1990, 37 s. + appendiks.

- Knutzen, J., 1987. Om "bakgrunnsnivåer" av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk. NIVA-rapport O-85167 (4) (l.nr. 2002), 173 s. ISBN 82-577-1251-5.
- 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 innen Statlig program for forurensningsovervåking (TA 786/91). 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, skalldyr 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 i 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. 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 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800357 (l.nr. 2554), 183 s. ISBN 82-577-1873-4.
- Konieczny, R.M., J. Knutzen og J. Skei, 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 2: Forsøk med utlekking av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner, andre klororganiske stoffer og kvikksølv. NIVA-rapport O-895902/E-90406 (l.nr. 2572), 80 s. ISBN 82-577-1896-3.
- Kruse, R. og K.-E. Krüger, 1989. Kongenere polychlorierte Biphenyle (PCB's) und chlorierte Kohlenwasserstoffe (CKW's) in Fischen, Krusten-, Schalen- und Weichtieren und daraus hergestellten Binnengewässer. Arch. Lebensmittelhyg. 40: 99-103.
- Marthinsen, I., G. Staveland, J.U. Skaare, 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 waterway of Glomma, the largest river of Norway. I Polychlorinated biphenyls. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20: 353-360.
- Nordisk Dioxinriskbedømming, 1988. Rapport fra Nordisk Ministerråd. Miljörapport 1988 (NORD 1988:49), 129 s. + bilag. (Forf.: V.G. Ahlborg, H. Håkansson, F. WWärn og A. Hanborg).

- 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., 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 1: Konsentrasjon og mengde av miljøgifter i sedimentene. NIVA-rapport O-88068, 76 s. ISBN 82-577-1482-8.
- 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), 125 s. ISBN 82-577-1986-2.

VEDLEGGSTABELLER

Tabell A1. Innhold av klororganiske forbindelser i krabbesmør (hepatopancreas) fra taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten høsten 1990, µg/kg våtvekt.

Oppdragsnr. : E-91412
 Prøver mottatt : 4/2-91
 Lab.kode : ITA1-7
 Jobb nr. : 91/39
 Prøvetype : Biol.mat.
 Konsentrasjoner i : µg/kg våtvekt

Prøvebetegnelse

1 - Ringshlm.	okt./nov.-90	Krabbesmør	Han
2 - Bjørkøya	okt.-90	"	"
3 - Arøya	okt.-90	"	"
4 - Åbyfj.	okt.-90	"	"
5 - Såstein	okt.-90	"	"
6 - Jomfruland	okt.-90	"	"
7 - Arøya	okt.-90	"	Hun

Parameter	1	2	3	4	5	6	7
5-CB	14	15	2	<2	<2	<2	<2
α-BHC	7	6	9	6	10	13	6
HCB	429	417	22	5	8	9	6
γ-BHC (Lindan)	2	2	5	2	2	3	<2
p,p-DDE	41	34	39	33	33	34	30
p,p-DDD	Maskert	Maskert	Maskert	Maskert	Maskert	Maskert	Maskert
OCS	231	95	25	4	9	4	18
PCB-28	3	3	6	2	<2	6	<2
PCB-52	<1	<1	<2	<2	<2	<2	<2
PCB-101	4	5	4	4	3	4	4
PCB-118	29	32	23	13	17	18	15
PCB-153	53	41	43	32	36	35	34
PCB-138	46	38	37	28	32	32	30
PCB-180	17	13	10	6	7	8	9
PCB-209	354	186	41	13	30	12	54
EPOCL mg/kg våtv.	4.90	4.00	6.50	34.0	28.9	94.7	35.3
EPOBr mg/kg våtv.	1.10	1.52	2.36	3.13	2.63	4.21	1.99
% Fett	10.7	14.3	21.8	17.7	17.7	26.7	17.7
% Tørrstoff	28.6	30.9	39.1	34.4	36.4	46.8	36.3
Σ PCB ₇ *	152.5	132.0	124.0	86.0	97.0	104.0	94.0

Dato : 2/9-91 * 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180

Analytiker: EMB

Tabell A2. Innhold av klororganiske forbindelser i rest skallinnmat (÷ hepatopancreas) i taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten høsten 1990, µg/kg våtvekt.

Oppdragsnr. : E-91412
 Prøver mottatt : 4/2-91
 Lab.kode : ITA8-14
 Jobb nr. : 91/39
 Prøvetype : Biol.mat.
 Konsentrasjoner i : µg/kg våtvekt

Prøvebetegnelse

1 - Ringhlm. okt./nov.-90 Rest skallinnmat, Han
 2 - Bjørkøya okt.-90 " " "
 3 - Arøya okt.-90 " " "
 4 - Åbyfj. okt.-90 " " "
 5 - Såstein okt.-90 " " "
 6 - Jomfruland okt.-90 " " "
 7 - Arøya okt.-90 " " Hun

Parameter	1	2	3	4	5	6	7
5-CB	3.2	4.8	0.9	0.1	0.6	0.5	3.4
α-BHC	2.5	1.8	3.7	1.9	2.2	1.9	<0.5
HCB	67.7	97.7	11.9	1.5	8.2	5.0	43.1
γ-BHC (Lindan)	<0.1	0.1	0.3	0.1	<0.2	0.3	<0.5
p,p-DDE	3.8	3.4	5.6	1.6	2.3	3.7	10.0
p,p-DDD	Maskert	Maskert	Maskert	Maskert	Maskert	Maskert	Maskert
OCS	24.7	18.2	3.4	0.5	1.8	1.3	17.3
PCB-28	0.4	0.6	0.7	0.2	0.6	0.6	1.0
PCB-52	0.2	0.3	0.5	0.2	0.5	0.3	1.2
PCB-101	0.5	0.6	0.6	0.2	0.3	0.4	1.9
PCB-118	2.7	3.3	3.8	0.7	1.4	2.4	6.6
PCB-153	4.8	4.1	6.7	1.8	2.4	4.4	12.6
PCB-138	4.2	3.8	5.7	1.6	2.2	3.8	11.1
PCB-180	1.2	1.0	1.2	0.3	0.4	0.9	2.9
PCB-209	18.2	15.7	6.0	0.5	1.9	1.5	22.1
EPOCL mg/kg våtv.	2.94	3.10	5.90	2.37	3.16	1.38	1.85
EPOBr mg/kg våtv.	0.78	0.73	0.72	0.43	0.74	0.54	0.27
% Fett	1.2	1.7	2.5	1.1	1.9	3.3	6.3
% Tørrstoff	15.0	17.1	19.1	17.6	19.1	23.7	35.9
Σ PCP ₇ *	14.0	14.7	19.2	5.0	8.0	12.8	37.3

Dato : 2/9-91 * 28, 52, 101, 118, 138, 153

Analytiker: EMB/SIG/TOM

Tabell A3. Klororganiske forbindelser i filet av sjørøret (*Salmo trutta*), ål (*Anguilla anguilla*) og skrubbe (*Platichthys flesus*) fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten april - okt. 1991, µg/kg våtvekt.

Oppdragsnr. : E-91412
 Prøver mottatt : 4/2-91
 Lab.kode : ITA15-21
 Jobb nr. : 91/39
 Prøvetype : Biol.mat.
 Konsentrasjoner i : µg/kg våtvekt

Prøvebetegnelse

1 - Frierfj.	Ørret-filet	Apr./Mai-90
2 - Brevikfj./Gml.Langesund	"	Mai-90
3 - Arø&Vågø	Ål-filet	Mai-90
4 - Frierfj.	"	Mai/Juni-90
5 - Såstein	"	Juni-90
6 - Brevikfj./Gml.Langesund	"	Mai-90
7 - Frierfj.	Skrubbe-filet	Okt.-90

Parameter	1	2	3	4	5	6	7
5-CB	4.3	1.1	10.4	319	5	22	1.4
α-BHC	2.3	1.7	26.0	40	17	13	1.4
HCB	256.8	78.1	159.6	4340	82	481	113.0
γ-BHC (Lindan)	<0.1	2.1	7.8	8	4	4	0.3
p,p-DDE	3.2	2.9	8.7	15	8	13	1.1
p,p-DDD	Maskert	Maskert	Maskert	Maskert	Maskert	Maskert	Maskert
OCS	249.9	114.7	58.7	1664	31	125	152.9
PCB-28	0.2	0.3	2.1	9	<1	<1	0.3
PCB-52	0.4	0.4	2.2	3	3	2	0.2
PCB-101	0.2	1.2	3.0	5	3	4	0.4
PCB-118	0.7	2.8	5.2	18	13	17	1.0
PCB-153	2.4	1.2	2.3	8	4	6	1.4
PCB-138	1.1	2.6	8.7	20	11	18	1.3
PCB-180	0.8	1.6	3.3	13	4	6	0.8
PCB-209	61.8	48.3	31.8	325	25	58	37.5
EPOCL mg/kg våtv.	4.16	1.41	43.8	52.7	23.7	28.9	1.21
EPOBr mg/kg våtv.	<0.05	<0.05	0.72	0.92	<0.05	<0.05	<0.05
% Fett	1.7	1.4	21.0	27.2	14.4	11.3	1.1
% Tørrstoff	21.5	20.8	36.6	43.1	33.9	30.9	19.9
Σ PCB ₇ *	5.8	10.1	26.8	76.0	38.5	53.5	5.4

Dato : 2/9-91 * 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180
 Analytiker: EMB/SIG/TOM

Tabell A4. Klororganiske forbindelser i filet av makrell (*Scomber scombrus*) og sild (*Clupea harengus*) fra Breviksfjorden, samt i filet og lever av sei (*Pollachius virens*) fra Frierfjorden 1990, µg/kg våtvekt.

Oppdragsnr. : E-91412
 Prøver mottatt : 4/2-91
 Lab.kode : ITA22-25
 Jobb nr. : 91/39
 Prøvetype : Biol.mat.
 Konsentrasjoner i : µg/kg våtvekt

Prøvebetegnelse

1 - Brevikfj./Gml.Langesund, Makrell-filet Okt.-90
 2 - Brevikfj. Silde-filet 21/3-90
 3 - Frierfj. Sei-filet Okt.-90
 4 - " Lever Okt.-90

Parameter	1	2	3	4	5	6	7
5-CB	5	2	0.3	57			
α-BHC	25	4	0.9	76			
HCB	84	40	8.9	1788			
γ-BHC (Lindan)	4	1	0.2	20			
p,p-DDE	13	19	0.2	78			
p,p-DDD	Maskert	Maskert	Maskert	Maskert			
OCS	149	38	10.6	2995			
PCB-28	2	2	0.1	17			
PCB-52	4	2	0.1	19			
PCB-101	9	6	0.2	46			
PCB-118	13	7	0.3	70			
PCB-153	2	2	0.2	47			
PCB-138	16	10	0.3	92			
PCB-180	5	3	0.1	45			
PCB-209	14	5	1.5	384			
EPOCL mg/kg våtv.	28.0	17.0	0.57	13.2			
EPOBr mg/kg våtv.	0.68	0.14	<0.05	4.13			
% Fett	19.2	3.9	0.6	75.2			
% Tørrstoff	37.1	22.1	19.6	79.2			
Σ PCB ₇ *	51.0	32.0	1.3	336.0			

Dato : 2/9-91 * 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180
 Analytiker: EMB/SIG/TOM

Tabell A5. Rådata brukt i den grafisk/statistiske analysen.

Art:	Kjønn:	Prøvetype	Geografisk lokalitet	Miljøgift-konsentrasjoner på friskvektsbasis:								Fett-innhold %		
				HCB	OCS	10-CB	TCDD-ekv	2378-TCDD	2378-TCDF	23478-PECDF	123678-HxCDF	OCDF	NILU	NIVA
				µg/kg	µg/kg	µg/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg	ng/kg		
Ørret		filet	Frierfjorden	257	250	62	83	22	15	83	35	6.9	1.3	1.7
Ørret		filet	Brevikfjorden	78	115	48	9.5	2.2	2.5	8.8	4.7	1	0.8	1.4
Ål		filet	Frierfjorden	4340	1664	325	52	4	2.1	18	45	72	27.4	27.2
Ål		filet	Brevikfjorden	481	125	58	38	3.6	1.6	15	28	11	14.1	11.3
Ål		filet	Såstein	82	31	25	11	1	2.6	5.7	8.7	2.1	9.7	14.4
Ål		filet	Arøy/Vågøy	160	59	32	21	2.2	5.1	13	18	6.8	16.6	21
Skрубbe		filet	Frierfjorden	113	153	38	17	2.7	23	16	8.9	4.5	0.85	1.1
Sei		filet	Frierfjorden	8.9	11	1.5								0.6
Sei		lever	Frierfjorden	1788	2995	384								75.2
Makrell		filet	Brevikfjorden	84	149	14	25	3.6	55	24	4.6	1.1	15.8	19.2
Sild		filet	Brevikfjorden	40	38	5	28	2.7	4.3	30	24	2.1	4.2	3.9
Krabbe	hann	smør	Ringsholmene	429	231	354	2078	87	1328	1255	2555	481	13	10.7
Krabbe	hann	smør	Bjørkøy/Risøy	417	95	186	2405	81	2177	1503	2582	177	16.2	14.3
Krabbe	hann	smør	Arøy/Langesund	22	25	41	350	22	340	313	164	41	19.7	21.8
Krabbe	hann	smør	Såstein	8	9	30	216	13	119	178	88	73	16.3	17.7
Krabbe	hann	smør	Åbyfjorden	5	4	13	89	7	57	75	42	74	17.1	17.7
Krabbe	hann	smør	Jomfruland	9	4	12	87	8	58	68	41	28	26	26.7
Krabbe	hunn	smør	Arøy	6	18	54	152	14	132	91	114	91	17.1	17.7
Torsk		lever	Frierfjorden	4600	3700	820	3100	550		1850	7960	94		
Torsk		lever	Frierfjorden	870	750	130	187	48		84	58	0.1		
Torsk		lever	Frierfjorden	7300	20000	8200	2960	830		2160	1890	8610		
Torsk		lever	Frierfjorden	12000	13000	2400	20590	330		210	130000	3500		
Torsk		lever	Frierfjorden	6300	30000	13000	2460	220		608	2160	1490		
Torsk		lever	Frierfjorden	7000	9800	1700	4560	1120		3380	1170	2710		

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
ISBN 82-577-2012-7