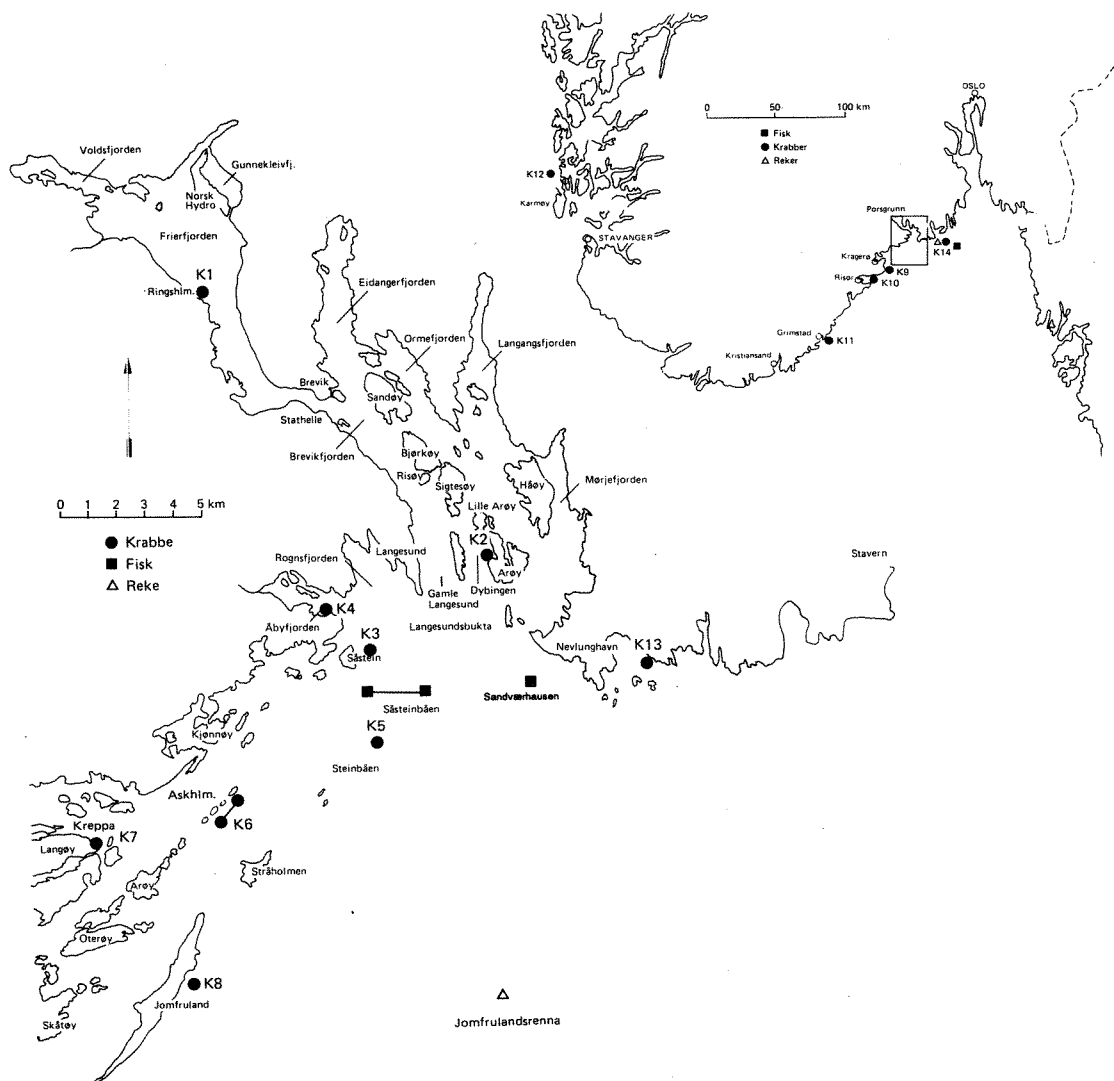


O-88185

Klorerte dibenzofuraner og dioksiner i krabber, fisk og reker fra Frierfjorden, tilstøtende områder og referansestasjoner 1988-1989



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor

Postboks 33, Blindern
0313 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80
Telefax (02) 39 41 29

Sørlandsavdelingen

Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033
Telefax (041) 42 709

Østlandsavdelingen

Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen

Breiviken 5
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 95 17 00
Telefax (05) 25 78 90

Prosjektnr.:

O-88185

Undernummer:

Løpenummer:

2346

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:

Klorerte dibenzofuraner og dioksiner i krabber, fisk og reker fra Frierfjorden, tilstøtende områder og referansestasjoner 1988-1989.

Dato:

Prosjektnummer:

Forfatter (e):

Jon Knutzen (NIVA)
Michael Oehme (NILU)

Faggruppe:

Marinøkologisk

Geografisk område:

Telemark

Antall sider (inkl. bilag):

110

Oppdragsgiver:

Hydro Porsgrunn

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

Ekstrakt:

Høyt dioksininnhold i krabber fra Frierfjorden til Langesundsbukta har medført omsetningsforbud for krabber fanget innenfor Mølen - Såstein. Ved analyse av stoffsammensetningen i krabber er utslippene fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk sporet henimot 50 km sydvestover, dvs. til mellom Portør og Risør. Jevnført med "bakgrunnsnivået" avtar overkonsentrasjonene fra størrelsesordenen 50-100 ganger i Frierfjorden til 2-3 ganger ved Jomfruland. Utslipet er så langt ikke sporet innover i Oslofjorden. Orienterende analyser antydte vesentlig lavere "bakgrunnsnivå" av dioksiner i krabber fra Vestlandet enn fra den nordlige del av Sørlandskysten. Supplerende analyser av reker og fisk viste lave konsentrasjoner i reker fanget syd for Langesundsbukta og innover i Oslofjorden, dessuten liten forskjell mellom forurensningsnivået i dypvanns- og gruntvannstorsk fra Langesundsbukta.

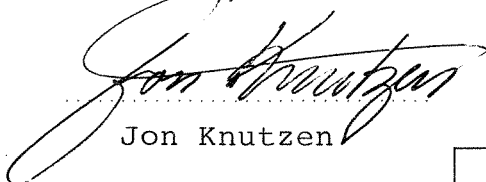
4 emneord, norske:

1. Klorerte dibenzofuraner
2. Klorerte dioksiner
3. Miljøgifter
4. Industriforurensning

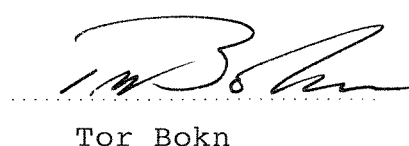
4 emneord, engelske:

1. PCDF
2. PCDD
3. Micro pollutants
4. Industrial contaminants

Prosjektleder:


Jon Knutzen

For administrasjonen:


Tor Bokn

ISBN 82-577-1629-4

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

0-88185

**Klorerte dibenzofuraner og dioksiner i krabber,
fisk og reker fra Frierfjorden, tilstøtende
områder og referansestasjoner 1988 - 1989.**

Oslo, 10. januar 1990.

Prosjektleder: Jon Knutzen

Medarbeidere : Michael Oehme (NILU)
Alena Bartonova (NILU)
Sigbjørn Andersen
Birger Bjerkeng

FORORD

Denne undersøkelse er utført på oppdrag fra Hydro Porsgrunn (ref. kontrakt HP8-23930 01/02) etter pålegg fra Statens forurensningstilsyn (brev av 22. august 1988).

Utover pålegget om utvidede undersøkelser av dioksininnholdet (PCDF/PCDD) i krabber, er det gjort supplerende undersøkelser av PCDF/PCDD i fisk og reker fra steder i utkanten av influensområdet for utslippet fra magnesiumfabrikken.

Hovedkontakt med oppdragsgiver har først vært Trond Gulbrandsen og siden Karina Aas.

Resultatene utgjør, sammen med data i en tidligere rapport (NIVA-rapport 0-87083, løpenr. 2189) og igangværende sedimentstudier, det vesentlige av referansematerialet for fremtidig overvåking.

PCDF/PCDD-analysene er utført ved Norsk institutt for luftforskning (NILU), under ledelse av Michael Oehme. Hovedansvarlig for den statistiske bearbeidelsen med henblikk på å kontrollere konklusjonene om utslippets spredning (vedlegg 2) har vært Alena Bartonova, NILU.

Instituttet takker Åsmund Vinje, Langesunddistriktets Fiskarlag, for organisering av og deltagelse i prøveinnsamlingen, samt opplysninger om prøvesteder. For deltagelse i prøvetakingen takkes også Per Eriksen, Langesund, Åshild og Helge Johansen, Arøya, Morten Kristensen, Stathelle og Kåre Hevrøy, Avaldsnes.

Ved instituttet har Sigbjørn Andersen vært ansvarlig for opparbeidelse av prøver og observasjoner/målinger i denne forbindelse. Birger Bjerkeng har bistått ved den statistiske vurderingen av spørsmålet om spredning.

Oslo, 10. januar 1990.

Jon Knutzen
Prosjektleder

INNHold	SIDE
FORORD	2
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	6
3. MATERIALE OG METODER	7
4. PCDF/PCDD I ORGANISMER	12
4.1 Taskekrabbe	12
4.1.1 Konsentrasjoner og avstandsgradienter	12
4.1.2 Kjønnforskjeller?	18
4.1.3 Parallellanalyser ved forskjellige laboratorier	20
4.2 Fisk og reker	24
5. UTSLIPPETS INFLUENSOMRÅDE	27
5.1 Særtrekk ved magnesiumutslippets sammensetning	27
5.2 Sporing av utslippet ved PCDF/PCDD-mønsteret i krabbe	28
6. OPPFØLGENDE UNDERSØKELSER	35
6.1 Igangværende arbeid	35
6.2 Foreløpig udekket informasjonsbehov	35
7. LITTERATUR	38
VEDLEGG 1: Rådatatabeller	40
VEDLEGG 2: Statistisk vurdering av utslippsinfluensområde på grunnlag av isomermønstre v/Alena Bartonova og Michael Oehme, NILU.	59

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I Hovedmålene for denne undersøkelsen har vært å

- såvidt mulig bestemme inflytelsesområdet for Hydro Porsgrunns utslipp av polyklorerte dibenzofuraner og dioksiner (PCDF/PCDD - "dioksiner").
- Bestemme dioksinnivåene i krabbe fra Grenlandsfjordene og Telemarskysten for sammenligning med konsentrasjonene observert i materiale fra antatt "uberørte" områder.
- Supplere opplysningene om tilstanden før 95% reduksjon i utslippene til vann fra 1/6 1990.

II Innholdet av PCDF/PCDD er primært målt i krabbesmør av hannkrabber samlet høsten 1988 fra 14 stasjoner, fra innerst i Frierfjorden, øvrige Grenlandsfjordene, nordover i Oslofjorden, sydover til Grimstad og på en referansestasjon på Vestlandet (tabell 1, fig. 1 - 2).

I tillegg er det gjort innledende sammenlignende studier av dioksininnholdet i hunnkrabber, samt noen supplerende undersøkelser i fisk og reker (tabell 1).

III Kvalitativ og statistisk analyse av krabbep prøvenes sammensetning av PCDF/PCDD - "dioksinprofilen" - viste at utslippet kan spores henimot 50 km sydvestover, derimot i liten grad nordover. Utslippets ca. influensområde - basert på krabbedata - lar seg angi som vist i fig. 9, dvs. til mellom Portør og Risør. Bare ut fra forhøyelse i krabbenes innhold av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter, ville ikke utslippet med sikkerhet latt seg spore lenger enn til Jomfruland (kfr. fig. 3 - 4).

IV Resultatene bekreftet det meget høye dioksininnholdet i krabber fra området Frierfjorden - Langesundsbukta som ble registrert i 1987. Jevnført med det diffuse bakgrunnsnivået på Skagerrakkysten i Norge og Sverige, er det konstatert overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 50-100/10-15 ganger, henholdsvis i Frierfjorden og Brevikfjorden/Langesundsbukta; synkende til 2-3 ganger "normalnivået" ved Jomfruland (fig. 3).

V Helt foreløpige og sonderende undersøkelser antydte at dioksinnivået i hannkrabber syntes å være høyere enn i hunnkrabber. Forholdet kan eventuelt ha praktiske konsekvenser

og bør undersøkes nærmere.

VI En enkelt test ved to blandprøver av torsk viste så langt ingen bestemt forskjell mellom fisk fanget henholdsvis på dypt og grunt vann i samme avstand fra utslippet.

VII I kraft av de undersøkelser som har vært gjennomført, pluss omfattende analyser av sedimentprøver fra høsten 1989, er behovet for referansedata før utslippsreduksjonen 1/6 1990 stort sett dekket. For å få full oversikt over førsituasjonen bør det imidlertid sikres et supplerende materiale fra enkelte arter og trinn i næringskjeden der opplysninger mangler eller er ufullstendige:

- sjøørret (store fiskeinteresser)
- brisling/sild og makrell (alle med høyt fettinnhold og derfor særlig utsatt for akkumulering)
- blåskjell (indikator på annen eksponeringsform enn fisk og krabbe)
- egg av sjøfugl.

Dessuten vil analyse av lagrede fiskeprøver fra desember 1975 være en hjelp til å forutsi også den fremtidige utvikling.

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Foreliggende undersøkelse er utført på oppdrag fra Hydro Porsgrunn etter pålegg fra Statens forurensningstilsyn (SFT).

Hovedsiktemålene har vært å belyse følgende spørsmål:

- 1) Hva er nivåene av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i krabbe fra Telemarkskysten sammenlignet med prøver fra andre antatt mindre belastede områder?
- 2) Hvor langt kan påvirkningen fra Hydro Porsgrunns utslipp spores nedover Sørlandskysten (og eventuelt innover i Oslofjorden)?

Materialet skal tjene som underlag for helse-, fiskeri- og forurensningsmyndighetenes vurdering av situasjonen og supplerer grunnlaget for overvåking. Fra 1/6 1990 skal belastningen med polyklorerte dibenzofuraner/dibenzodioksiner (PCDF/PCDD) være redusert med 95%, dvs. til maksimum 25 g 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter pr. år. (Giftighetspotensialet av en blanding av PCDF/PCDD (eller forkortet "dioksiner") uttrykkes i toksisitetsekvivalenter av det giftigste av stoffene - 2,3,7,8 tetraklorodibenzo-p-dioksin. På grunnlag av observerte toksisitets-forskjeller omregnes konsentrasjonen av de øvrige enkeltforbindelser og grupper til ekvivalenter av 2,3,7,8-TCDD og summeres. I denne rapport brukes en Nordisk modell for ekvivalentberegningen gjengitt i Knutzen og Oehme (1988, kfr. Nordisk Dioxinriskbedömning, 1988)).

Hovedresultatene er gjort kjent for myndighetene i fremdriftsrapport av 26/4 1989. På grunn av dette og det som tidligere var kjent om forekomsten av dioksiner og andre miljøgifter i spiselige organismer, er det nedlagt omsetningsforbud for fisk/skalldyr fanget innenfor Breviksbroen og for krabbe og blåskjell fanget ut til linjen Mølen - Såstein (se nærmere i forskrift av 26/6 1989 fra Statens Næringsmiddeltilsyn).

3. MATERIALE OG METODER

Prøvematerialet er listet i tabell 1, som sammen med fig. 1 - 2 også angir stasjonenes beliggenhet. Prøvene av fisk og reker tok mest sikte på å komplettere det tidligere rapporterte materialet, kfr. Knutzen og Oehme (1988).

Tabell 1. Prøvesteder september/oktober 1988 for krabber og fisk, samt reker (1989) fra Grenlandsområdet/Sørlandskysten og referansestasjoner i Ytre Oslofjord og nord for Karmøy. Tall i parentes angir ca. km fra utslipp. Kartreferanser angir omtrentlig sentrum av prøvested, se også fig. 1-2).

KRABBE (Cancer pagurus)

- K1 (3) Ringsholmene, Frierfjorden, ca. 59°5'20"N; 9°37'40"Ø.
- K2 (17) Arøya (Store Arøy, Dypingen), ca. 59°0'0"N; 9°47'40"Ø.
- K3 (21) Såstein (vest av Såstein), Langesundsbukta, ca. 58°58'0"N;
9°43'40"Ø.
- K4 (22) Åbyfjorden, utenfor Elvik, ca. 58°59'0"N; 9°42'0"Ø.
- K5 (24) Steingrunnen, ved Ranhausen, ca. 58°56'0"N; 9°44'0"Ø.
- K6 (29) Askholmene, langs vestsiden av holmene, ca. 58°55'0"N;
9°38'0"Ø.
- K7 (33) Kreppa, utenfor vestre utløp av sund mellom Langøy og Gumøy,
ca. 58°54'30"N; 9°33'20"Ø.
- K8 (34) Jomfruland (Jomfrulandstårnet), vestsiden, ca. 58°51'40"N;
9°37'0"Ø.
- K9 (45) Portør, ved Sandboen SØ av Portør, ca. 58°48'0"N; 9°27'30"Ø!
- K10(56) Risør, ved Skaddene, Ø av Lille Varøy, ca. 58°44'0"N;
9°20'0"Ø.
- K11(115)Grimstad), området ved Hesnesøy, ca. 58°21'N; 8°40'Ø.
(tab. forts.)

(tab. 1 - forts.)

K12(~400) Sletta, ca. 6 km N for Karmøy, ca. 59°28'N, 5°11'Ø.

K13(26) Nevlunghamn, ut for landet på østsiden av bukt, ca.
58°58'0"N; 9°53'40"Ø.

K14(46) Rauer, syd og vest av Rauerholmene, ca. 58°58'30"N;
10°13'0"Ø.

FISK

Torsk (*Gadus morhua*), filet og lever.

Såstein, gruntvann (10-15 m), ca. 58°57'30"N; 9°43'40"Ø.

Såstein, dypvann (150-200 m), ca. 58°57'30"N; 9°46'0"Ø.

Syd for Færder (Y. Oslofjord), ca. 10 km syd av Færder.
ca. 58°56'N; 10°23'Ø.

Smørflyndre (*Glyptocephalus cynoglossus*), filet.

Sandværhausen (nær Nevlunghamn), ca. 58°57'40"N; 9°49'0"Ø.

REKE (*Pandalus borealis*)

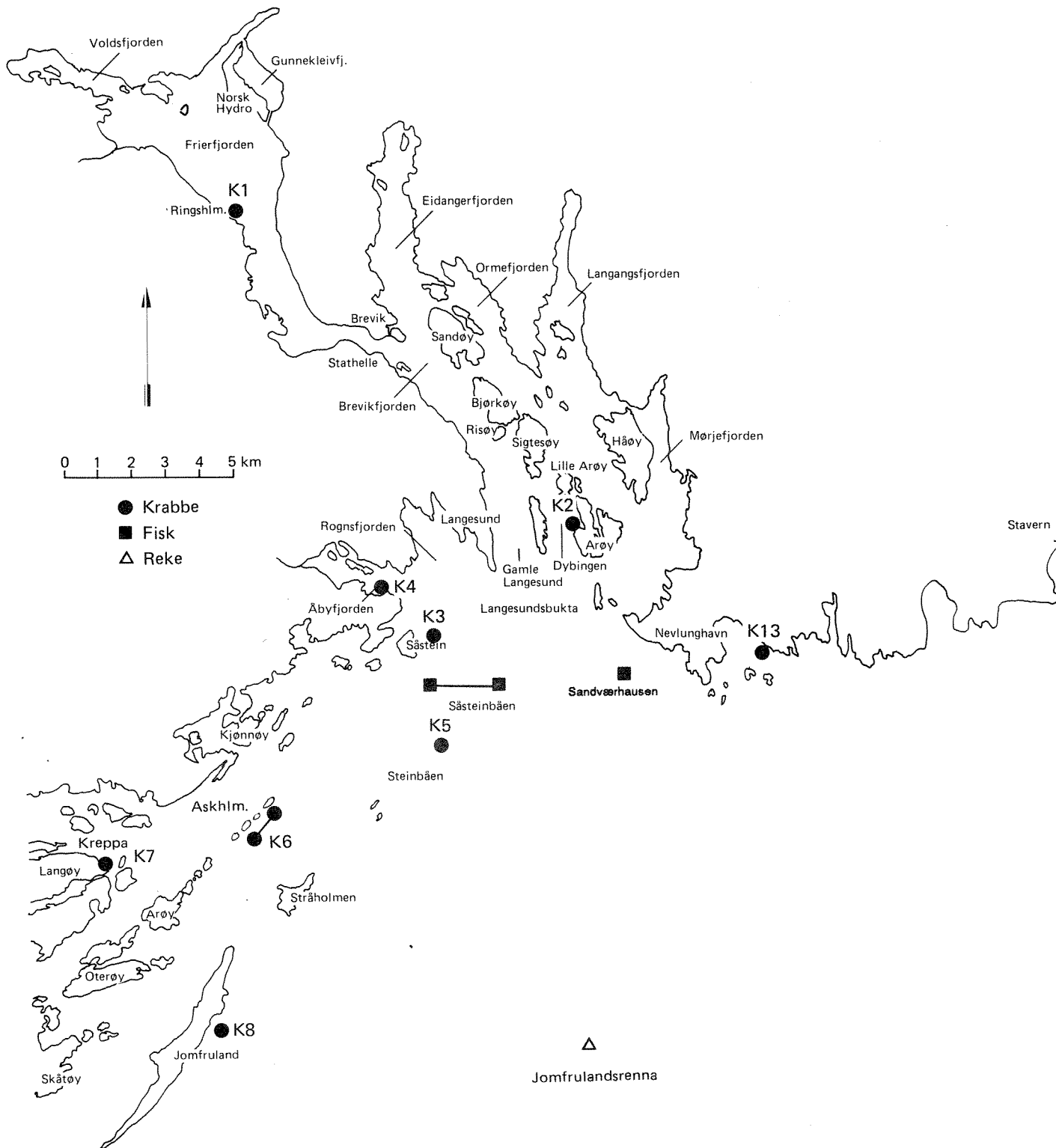
Jomfrulandsrenna, ca. 58°51'30"N; 9°48'30"Ø.

Svenner (Y. Oslofjord), ca. 58°59'N; 10°7'Ø.

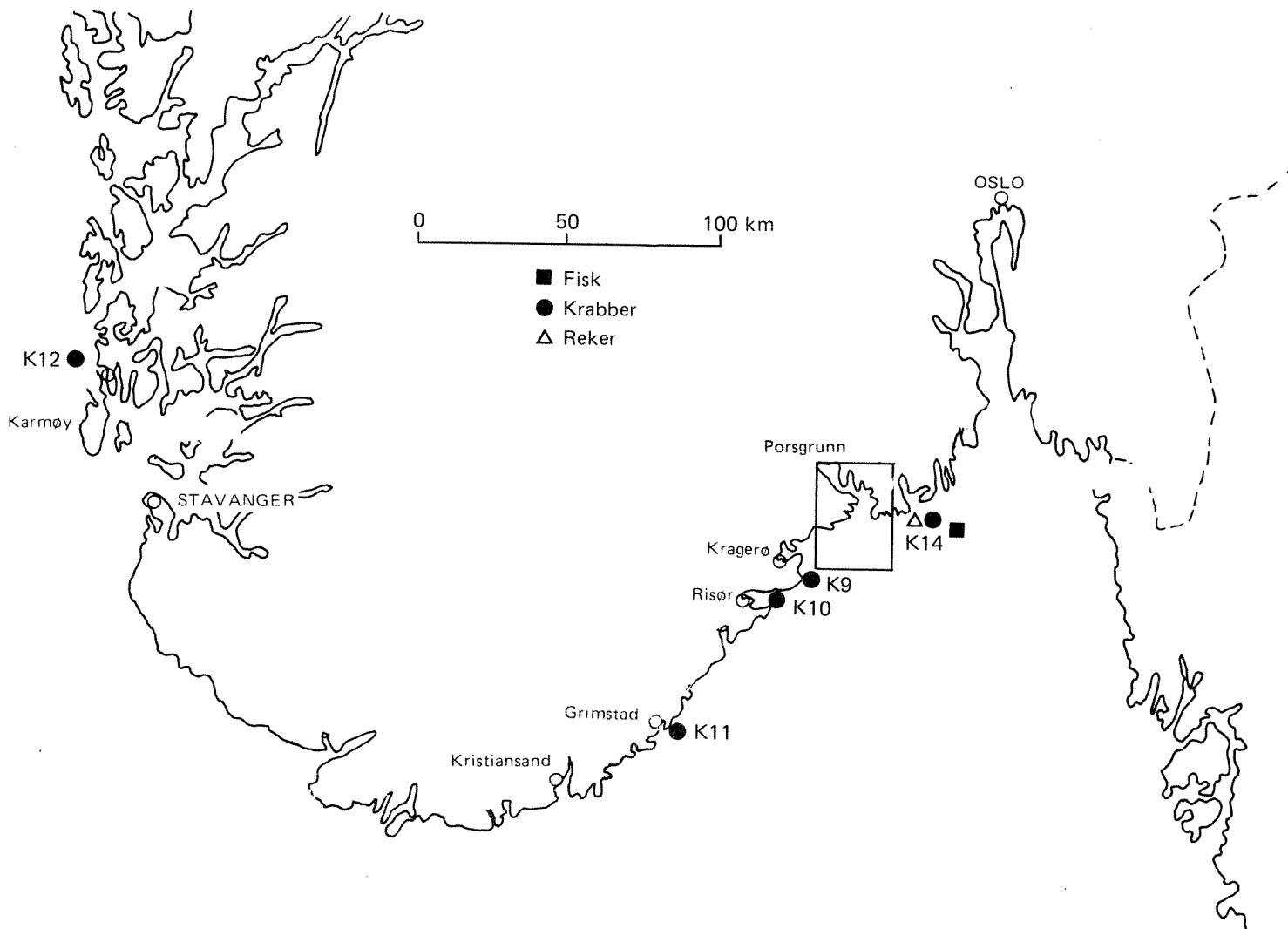
Av krabbene ble det samlet 10 eksemplarer fra hver stasjon til blandprøver. Bortsett fra st. K11 Grimstad og st. K12 Sletta/Karmøy, bestod blandprøvene av hanner (som vandrer over mindre avstander enn hunnene). Sletta-prøven bestod av bare hunner, mens blandprøven fra Grimstad omfattet 3 hanner og 7 hunner.

For orienterende sammenligning av hanners og hunners dioksininnhold ble det fra enkelte av de andre lokalitetene i tillegg analysert blandprøver av hunner (st. K2 Arøya, K3 Såstein, K6 Askholmene, kfr. kap. 4.1.2).

Krabbene er vesentlig analysert på innholdet i krabbesmør (hepatopankreas = fordøyelseskjertelen, som har høyt fettinnhold og



Figur 1. Prøvesteder på Telemarkskysten og nærmest tilgrensede områder (kfr. innramming fig. 2).



Figur 2. Prøvesteder nord og syd for Telemarkskysten. (Prøvesteder i innrammet område: se fig. 1).

vanligvis utgjør det vesentlige av skallinnet). Det betydelig magrere klokjøttet ble analysert i fire prøver (st. K2 Arøya, K6 Askholmene, K9 Portør og K12 Sletta).

Mulig innvirkning av koking ble sett på i krabbesmørmateriale fra st. K2 Arøya.

De analyserte krabbene har vært i vanlig handelsstørrelse, ca. 13 - 19, mest 14 - 16 cm i største skallvermål. Vekten av uttatt krabbesmør har stort sett vært 10 - 30 g.

Krabbene er i hovedsaken fanget på 18 - 28 meters dyp, unntatt ved st. K5, Steingrunnen (9 - 12 m).

For å få et visst innblikk i analyseusikkerheten for denne type materiale, ble parallelle prøver fra 3 av krabbestasjonene også sendt

Enheten för Miljö kemi/Umeå Universitet for analyse (kap. 4.1.3). Etter tining og blanding ble fradelt ca. 25 g fra hver av de opprinnelige blandprøver og sendt nedfryst og kodemerket til Umeå.

Blandprøvene av torsk representerte 9 - 10 eks. fra hver stasjon av følgende størrelse:

Y. Oslofjord (9 stk.): 50-67 cm, ca. 1200-3700 g,
Såsteinbåen, 150-200 m (10 stk.): 48-65 cm, ca. 1200-2900 g,
Såsteinbåen, 10-15 m (10 stk.): 50-60 (89) cm, ca. 1100-1800 (/300)g.

Smørflyndrene fra Sandværhausen (10 stk.) var 32 - 36 cm og veide ca. 210 - 320 g.

Av reker er det samlet inn ca. 1 kg fra hver av de to prøvestedene.

Krabbe- og fiskematerialet er samlet inn i perioden 15/9 - 15/10, men begge rekeprøvene er fra januar 1989.

For beskrivelse av NILU's analysemetodikk, henvises til vedlegg 1 i tidligere rapport (Knutzen og Oehme, 1988).

Samtlige krabbe- og fiskeprøver er også analysert på fettinnhold.

4. PCDF/PCDD I ORGANISMER

Rådata fra analysene er samlet i vedleggstabellene A1 - A10 (krabbesmør), A11 - A12 (krabbe klokjøtt), A13 - A16 (fisk) og A17 (reker). Resultatene av fettanalysene for alle prøvene er gjengitt i vedleggstabell A18.

I det følgende kapitel omtales innholdet av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter og enkeltforbindelser/grupper av størst betydning for giftighetspotensialet. Spørsmålet om utslippets spredning utdypes nærmere i kap. 5 på grunnlag av profilanalyser, dvs. tilstedeværelse og relativ forekomst av utvalgte forbindelser i krabbeprøvene.

4.1 Taskekrabbe

Hovedresultatene er sammenstilt i fig. 3 - 4 og i tabell 2. Forbindelsene som er tatt med her utgjør 95 - 99% av sum TCDD ekvivalenter.

4.1.1 Konsentrasjoner og avstandsgradienter

 Materialet bekrefter at skallinnmat av krabbe fra Frierfjorden og ut til utenfor Langesundsbukta (Såstein, fig. 1) har meget høyt dioksininnhold. En sammenligning med tidligere data (Knutzen og Oehme, 1988), basert på TCDD ekvivalenter, viser (ng/kg friskvekt):

	K1 Ringsholm.	K2 Arøya	K3 Såstein	K13 Nevlunghamn
1987	998	422	135	38
1988	2451	253	492	30

Den viktigste praktiske konklusjon som kan trekkes av dette er at dioksinnivået varierer, men kan være opp til 10 - 20 ganger "bakgrunnsnivået" (for denne del av kysten) så langt unna kilden som ved Såstein (fig. 1).

Om årsakene til forskjellene fra mellom de to årene, kan det ikke sies noe bestemt. En faktor som kan spille inn er de lokale forhold der krabbene er samlet (større eller mindre grad av akkumuleringsbunn, dvs. steder der partikkelbundne forurensninger som PCDF/PCDD hopper opp). Et annet forhold er tidsvariasjoner i utslippets størrelse og hvor effektivt forurensningene fraktes ut av Frierfjorden. Fettprosenten i skallinnmaten spiller en rolle for akkumuleringsgraden (generelt høyere konsentrasjon med økende fettinnhold). Av vedleggs-

tabell A18 ses at krabbesmørets fettinnhold har variert mellom 6 og 20%. Omregnet til fettbasis fås f.eks. høyere TCDD-innhold i krabbene fra Arøya enn fra Såstein (sammenlign fig. 3 - 4), slik at variasjonen med økende avstand blir mer logisk enn ut fra friskvektstallene. I 1987-prøvene ble imidlertid ikke fettinnholdet bestemt.

Av. fig. 3 - 4 ses at konsentrasjonen av PCDF/PCDD avtok syddover mot st. 10. Dette gir likevel ikke i seg selv grunnlag godt nok for å si at utslippet kan spores så langt. Årsaken er at TCDD-nivået i

Tabell 2. Innhold av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter ¹⁾ og utvalgte PCDF/PCDD i taskekrabbe (Cancer pagurus) fra Frierfjorden med tilgrensede områder, Sørlandskysten og nord for Karmøy, sept. - oktober 1988, ng/kg friskvekt. Ekvivalentberegninger etter Nordisk Dioxinriskbedömning (1988). Delvis avrundede tall. ♂ : hann. ♀ : hunn.

Stasjoner	2,3,7,8-TCDD-ekv.	2,3,7,8-TCDD	2,3,7,8-TCDF	1,2,3,7,8-PeCDD	2,3,4,7,8-PeCDF	Σ 2,3,7,8-HxCDD	Σ 2,3,7,8-HxCDF ²⁾
KRABBESMØR							
K1 Ringshlm. ♂	2451	110	2280	469	1590	1267	8892
K2 Arøya ♂	253	17.9	258	43.7	175	114	825
K2 " ♂	164	18.8	178	37.2	100	124	414
K2 " kokt ♂	281	18.9	272	51.1	213	200	751
K3 Såstein ♂	492	13.3	364	80.5	411	450	1387
K3 " ♂	91	7.3	69.1	13.6	56.9	83.9	297
K4 Åbyfj. ♂	221	10.6	160	46.0	169	205	599
K5 Steingr. ♂	186	9.7	151	31.3	127	137	638
K6 Askhlm. ♂	181	< 1.7	161	32.1	136	145	606
K6 " ♂	45	2.2	24.8	11.5	29.3	34.0	142
K7 Kreppa ♂	106	< 1.7	66.4	23.9	69.3	104	387
K8 Jomfruland ♂	72	< 1.7	62.2	14.2	54.7	52.4	247
K9 Portør ♂	51	5.4	32.3	12.3	33.9	40.6	138
K10 Risør ♂	37	< 2.5	22.9	9.3	25.8	21.2	131
K11 Grimstad ♂/♀	63	< 2.5	41.6	14.8	46.9	35.0	238
K12 Sletto ♂	4.2	< 2.5	8.1	1.5	3.0	2.3	8.5
K13 Nevlungh. ♂	30	< 2.5	32.4	7.7	26.2	8.9	84.8
K14 Rauer ♂	21	< 2.5	36.6	6.1	17.5	12.2	41.7
KLOKJØTT							
K2 Arøya ♂	3.7	< 0.7	6.4	0.6	2.9	1.7	10.7
K6 Askhlm. ♂	1.6	< 0.1	2.8	< 0.1	1.5	< 0.2	5.4
K9 Portør ♂	1.1	< 0.7	2.7	< 0.1	1.0	< 0.2	3.2
K12 Sletto ♂	0.5	< 0.7	1.4	< 0.1	0.4	< 0.3	0.7

1) Små korreksjoner i forhold til fremdriftsrapport av 26/4-89.

2) Regnet med hele summen av 1,2,3,4,7,8/1,2,3,4,7,9 HxCDF.

krabbene fra strekningen Portør - Risør ikke ligger noe høyere enn det som er konstatert i krabber som bare er diffust påvirket, dvs. langt fra punktkilder. (For sammenligningsmateriale fra den svenske vestkysten, Vestfold og Østfold, se data og referanser i Knutzen og Oehme, 1988, dessuten Hallbäck, 1987, Slorach og Bergqvist, 1988 og Rappe, 1989). For å uttale noe mer bestemt om hvorvidt utslippets påvirkning kan spores lenger unna enn Jomfruland, er det derfor nødvendig med en nærmere analyse av dioksinprofilen i prøvene (kfr. kap. 5).

Det kan foreløpig ikke angis noen forklaring på at nivået av TCDD ekvivalenter var høyere i krabbene fra Grimstad enn i materialet samlet lenger nord. Ingen punktkilder av betydning er kjent på Sørlandskysten før i Kristiansand. Å dømme etter resultatene fra Kristiansandsfjorden synes ikke utslippet av PCDF/PCDD fra Falconbridge Nikkelverk å kunne spores vesentlig lenger ut enn til munningen av fjorden (Knutzen et al., 1988).

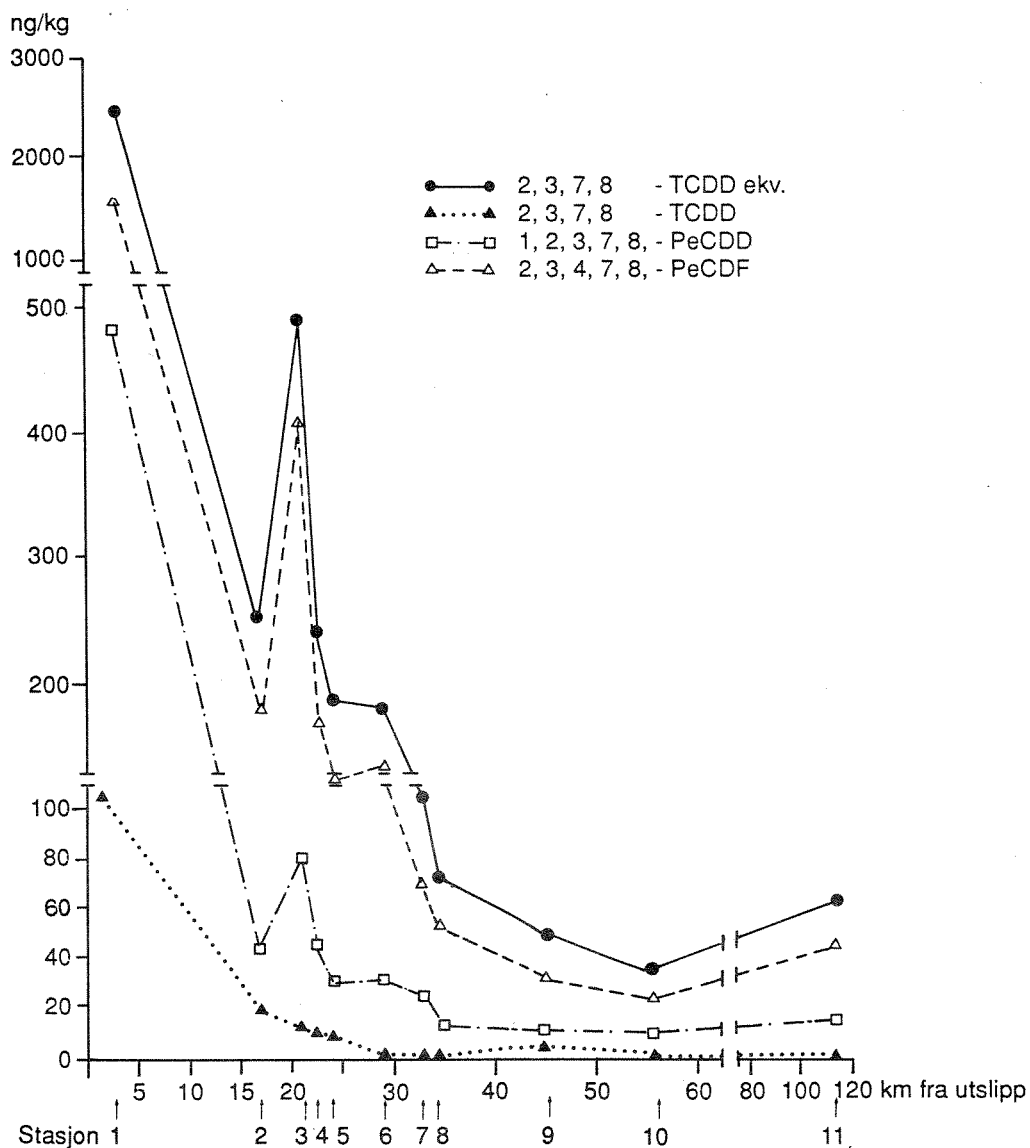


Fig. 3A. Innhold av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter og utvalgte dibenzofuraner og dioksiner i krabbesmør (hannkrabber) fra Grenlandsområdet og Sørlandskysten sept.-okt. 1988, ng/kg friskvekt. Merk brudd i skala. (Se også fig. 3B).

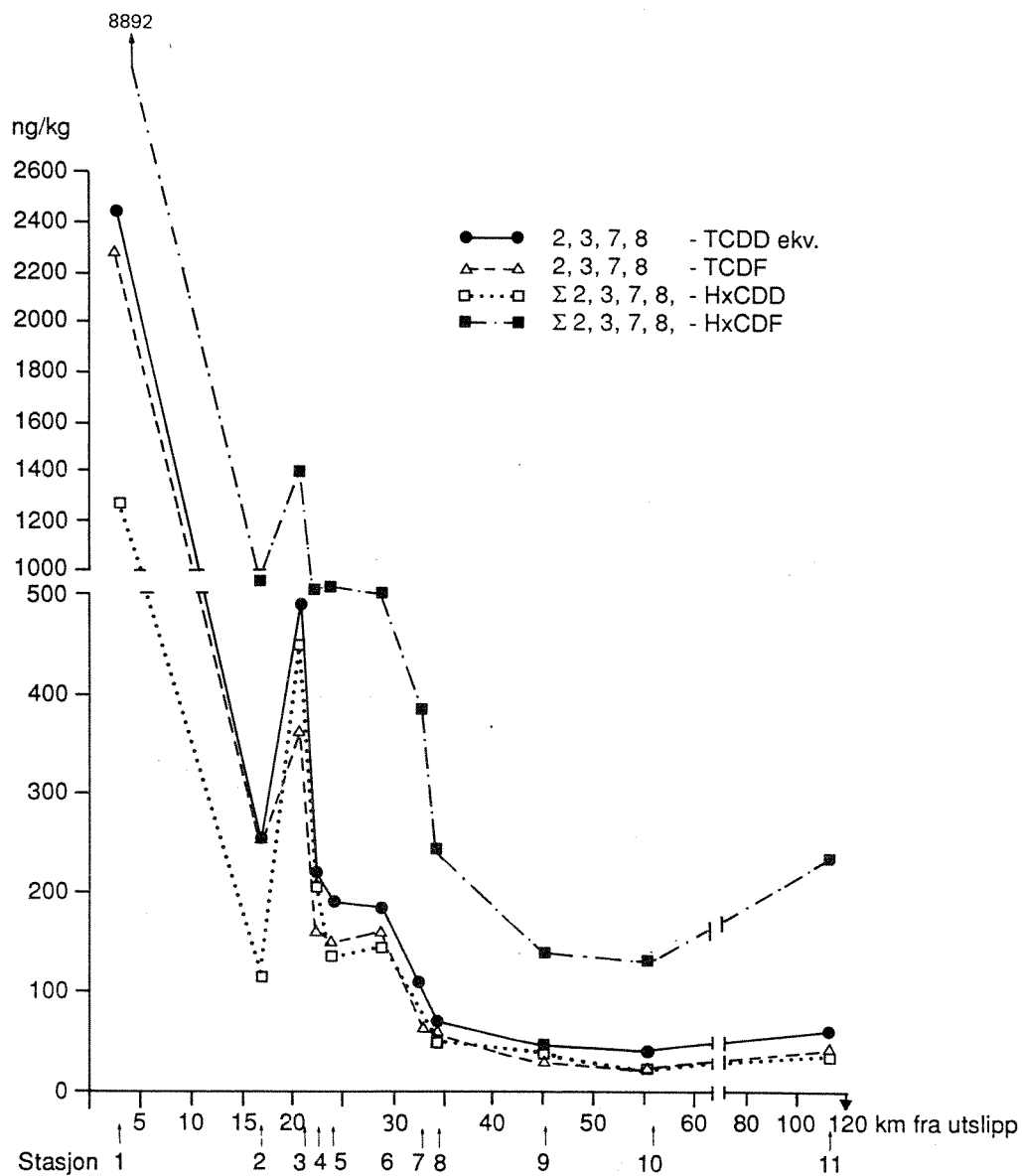


Fig. 3B. Innhold av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter og utvalgte tetra- og pentaklorete dibenzofuraner og dioksiner i krabbesmør (hannkrabber) fra Grenlandsområdet og Sørlandskysten sept.-okt. 1988, ng/kg friskvekt. Merk brudd i skala. (Se også fig. 3A).

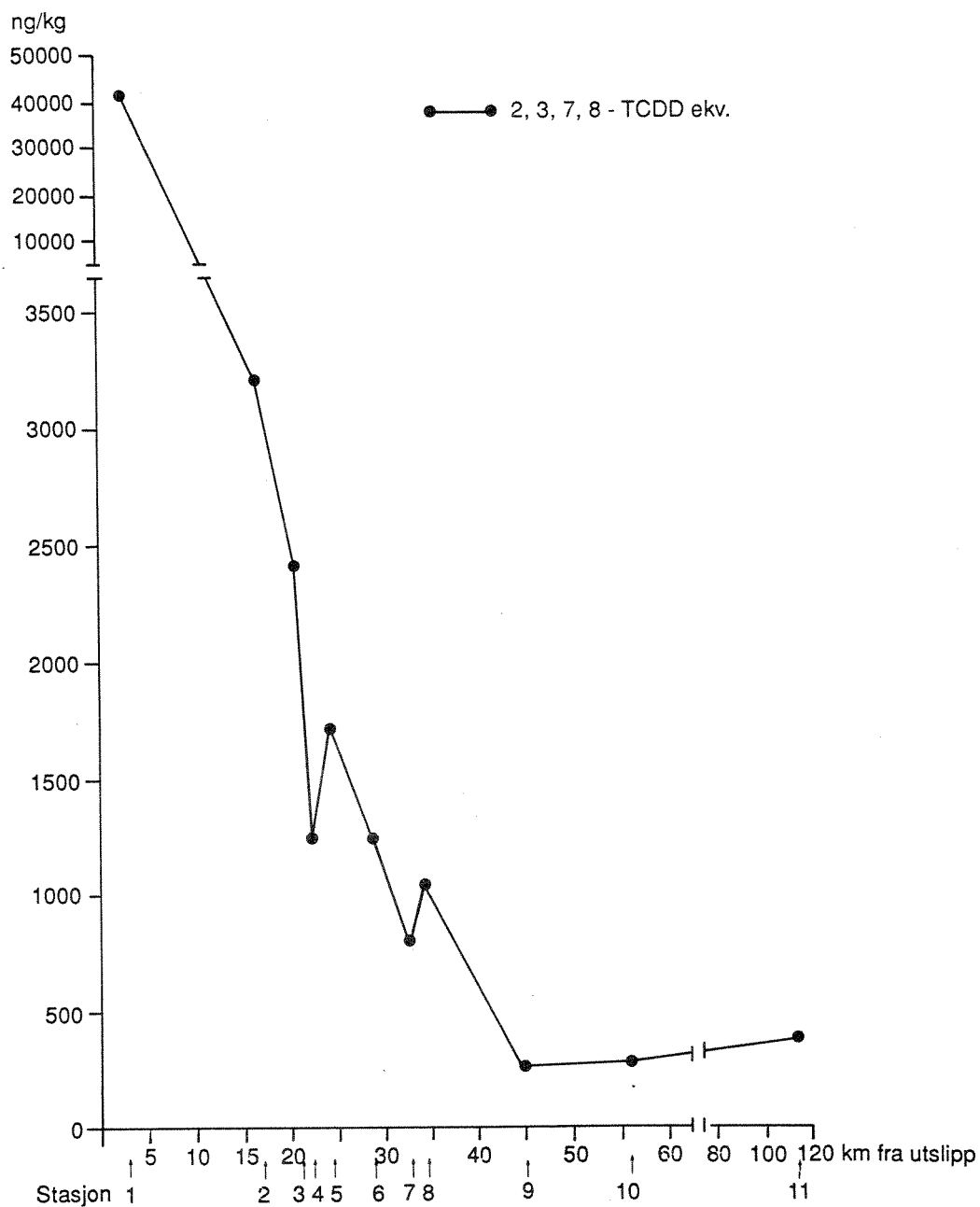


Fig. 4. 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i krabbesmør fra Grenlandsområdet og Sørlandskysten sept.-okt. 1988, ng/kg fett.

Det forholdsvis høye innholdet i Grimstadkrabbene har gjort at flere prøver fra andre deler av Sørlandskysten (og Vestlandet) samles inn med henblikk på å få mere opplysninger om hvordan det forholder seg med PCDD/PCDF innholdet i krabber fra ulike deler av kysten. (Prosjekt i regi av Statens Næringsmiddeltilsyn, der formålet er en alminnelig kartlegging av dioksin i spiselige sjødyr).

Som det ses av tabell 2, inneholdt krabbene fra Ytre Oslofjord (st. 13, 14) mindre av klorerte dioksiner og dibenzofuraner enn Grimstad-materialet.

Krabber fra Karmsundet (st. 12, tabell 2) hadde meget lavt innhold av dioksiner sammenlignet med de øvrige prøvene - nærmere en størrelsesorden lavere. Hvorvidt dette gjenspeiler den alminnelige situasjon på vestkysten er foreløpig usikkert, bl.a. på grunn av mulige kjønnsforskjeller mht. akkumulering (kap. 4.1.2).

Som forventet var det ingen forskjell på innholdet i rå og kokte krabber (tabell 2, st. 2).

4.1.2 Kjønnsforskjeller?

De tre tilfellene av analyse i hunnkrabber ga alle lavere innhold av PCDF/PCDD enn i hannkrabber fra samme sted (tabell 2, st. 2, 3, 6). Forholdet mellom konsentrasjonen av TCDD ekvivalenter i hanner og hunner varierte mellom 1.5:1 og 5.5:1 på friskvektsbasis. På fettbasis, som generelt gir et bedre sammenligningsgrunnlag, var det tilsvarende intervallet 2.2:1 - 5.1:1.

Materialet er for sparsomt til å antyde at det kan dreie seg om en reell forskjell mellom kjønnenes akkumuleringsegenskaper. Prøven fra Karmøy, som bare bestod av hunnkrabber, faller inn i det samme mønster som de tre parallellprøvene. Det samme gjør en særlig lav hunnkrabbeverdi fra den svenske vestkysten (SNV, 1986, Hallbäck, 1987). På den annen side blir det forholdsmessig høye innholdet i Grimstadprøven, som bestod av materiale fra 3 hanner og 7 hunner, ytterligere verd å merke seg.

Mht. forekomsten av forskjellige PCDF og PCDD, ble det ikke funnet noen forskjell mellom hannkrabber og hunnkrabber (kfr. kap. 5).

Den mulige forskjell i (de kvantitative) akkumuleringsegenskapene til hunn- og hannkrabber må primært belyses eksperimentelt, alternativt i materiale fra områder utenfor åpenbar påvirkning fra punktkilder. På forurensede lokaliter vil pålitelige sammenlignende studier være

vanskelig på grunn av hunnkrabbenes større vandringsradius.

Hvis det i prøver fra ikke punktkildebelastede områder skulle vise seg å være en betydelig kjønnsforskjell, kan forholdet ha praktisk interesse.

4.1.3 Parallellanalyser ved forskjellige laboratorier.

Resultatene av å analysere hver halvdel av tre homogeniserte krabbesmørprøver henholdsvis ved NILU og ved Enheten för miljö kemi, Umeå Universitet, er gjengitt i nedenstående tabell 3. Rådata for NILU's analyser er gjengitt i vedleggstabellene A4, A7 og A10. Et sammendrag er gitt i fig. 5.

Begge laboratoriene har vært med i en interkalibreringsstudie for dioksiner i morsmelk, arrangert av Verden Helseorganisasjon, og ble her funnet kvalifisert for slike analyser (WHO, 1988). Formålet med å analysere 3 av prøvene fra Grenlandsfjordene i parallell var å illustrere størrelsesordenen av usikkerheten i resultatene. Dette har bl.a. betydning ved bedømmelsen av fremtidig utvikling i forurensningsnivået.

Tabell 3. Analyse av parallelle krabbesmør-prøver ved NILU og Enheten för miljö kemi/Umeå Univ. (kfr. Bergqvist et al., analyse-rapport av 28/7-89 til Norsk Hydro). Konsentrasjoner i ng/kg friskvekt. For de to siste kolonner er tilfellene av høyest angitt konsentrasjon fra NILU understreket.

PCDF/PCDD	Stasjoner/Lab.		St. K 8		St. K 13	
	NILU	UMEÅ	NILU	UMEÅ	NILU	UMEÅ
2,3,7,8-TCDF	364	230	62.2	100	32.4	69
2,3,7,8-TCDD	13.3	18	< 1.7	9.5	< 2.5	7.2
1,2,3,4,8/1,2,3,7,8-PeCDF	351	210	58.8	89	13.5	46
2,3,4,7,8-PeCDF	411	250	54.7	110	26.2	56
1,2,3,7,8-PeCDD	80.5	94	14.2	32	7.7	16
1,2,3,4,7,8/ 1,2,3,4,7,9-HxCDF	659	550	81.7	190	26.9	52
1,2,3,6,7,8-HxCDF	564	250	<u>148</u>	<u>97</u>	36.9	43
1,2,3,7,8,9-HxCDF	5.5	10	0.8	0.9	< 0.1	5.3
2,3,4,6,7,8-HxCDF	158	190	16.6	37	21.0	21
1,2,3,4,7,8-HxCDD	75.7	110	9.1	25	3.3	10
1,2,3,6,7,8-HxCDD	136	160	21.7	40	5.6	13
1,2,3,7,8,9-HxCDD	238	71	<u>21.6</u>	<u>16</u>	< 0.2	7.2
1,2,3,4,6,7,8-HpCDF	776	740	88.6	160	36.5	110
1,2,3,4,7,8,9-HpCDF	5.6	27	<u>1.7</u>	<u>0.2</u>	1.3	1.2
1,2,3,4,6,7,8-HpCDD	115	120	14.0	27	8.6	21
OCDF	44.1	100	1.9	15	5.6	5.0
OCDD	64.2	58	<u>17.0</u>	<u>12</u>	<u>15.2</u>	<u>6.1</u>
TCDD ekvivalenter	492	340	72	130	30	65

Antallet av parallellanalyser er lavt. Utover det som gjelder størrelsesordenen av usikkerhet, kan det derfor ikke trekkes bestemte konklusjoner ut fra materialet. Foruten i selve analysen, ligger det en usikkerhet i graden av homogenisering (gjennomblending) før prøven ble delt. Måling av fettprosenten i de to parallellene kunne ha vært en kontroll på dette. Spørsmålet om homogeniseringens effektivitet berører like mye usikkerheten som introduseres ved uttak av underprøver, slik det må gjøres ved analyse av en stor blandprøve. Resultatene i tabell 5 sier slik sett noe om resultat usikkerhet generelt, ikke bare noe om mulige forskjeller mellom laboratorier.

Med ovenstående forbehold pekes i det følgende på et par forhold som er av særlig interesse for overvåking og vannressursforvaltning.

Av tabell 3 fremgår at sum TCDD-ekvivalenter viste rimelig godt samsvar. I ett av tilfellene lå NILU høyest, i de to øvrige Umeå.

For noen av forbindelsene var imidlertid resultatene fra Umeå konsekvent høyest. Det gjaldt f.eks. den giftigste av forbindelsene, - 2,3,7,8-TCDD. Forskjellen var ikke så stor på den høyest belastede av stasjonene, men mer betenkelig i de to øvrige prøver (fig. 5). Samme tendens, men i mindre grad, ses for en annen representant for de sterkeste giftige, - 1,2,3,7,8-PeCDD. Også for 1,2,3,4,7,8-HxCDD og 1,2,3,6,7,8-HxCDD lå Umeå-laboratoriet høyest i alle tre prøver (tabell 5), og den relative forskjellen var størst ved de to laveste konsentrasjonene.

For de øvrige enkeltstoffer og grupper var det i den mest forurensede prøven enten ubetydelig forskjell eller det vekslet hvilket av laboratoriene som lå høyest.

Imidlertid syntes det å være en tendens til at Umeå-laboratoriet hadde de høyeste angivelsene for de to stasjonene med henholdsvis "moderat" og antatt bare diffus belastning. Av 34 enkeltresultater inntraff dette i 25 tilfeller. NILU lå høyest i 5 tilfeller (understreket i tabell 5), mens forskjellen var ubetydelig i de resterende 4.

Også to tidligere parallellanalyser mellom Umeå-laboratoriet og NILU (filet av skrubbe) ga delvis ikke ubetydelige forskjeller i konsentrasjonene av enkeltforbindelser og TCDD-ekvivalenter, men uten den her refererte mulige tendens til at Umeå-laboratoriet hadde høyere konsentrasjonsangivelser enn NILU ved lave totalverdier (Lindestrom et al., 1989).

Eventuelle systematiske forskjeller mellom laboratorier har bl.a. betydning for hva som skal regnes for å være "diffust bakgrunnsnivå" og dermed også for resonnementer om forurensningsgrad og punktkilders influensområde (hvis ikke sistnevnte lar seg bestemme mer ut fra kvalitative data, dvs. på basis av dioksinprofiler, slik som i kap. 5). Ved en akseptabel øvre grense for ukentlig - livslangt - inntak av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter på 0 - 35 pg/kg kroppsvekt (Nordisk Dioxinrisikbedömning, 1988), er det også av betydning av deteksjonsgrensen for de giftigste av forbindelsene er tilstrekkelig lav. Dette kan illustreres ved at storspisere av fisk raskt vil nå grensen hvis fisken de inntar inneholder såvidt "moderate" konsentrasjoner som 1 - 2 ng TCDD ekvivalenter pr. kg. (Øvre grense for ovennevnte intervall overskrides ved ukentlig konsum av 2 -3 kg).

De her refererte resultatene kan bare gi en påminnelse om hvor viktig det er med et stadig arbeid for å forbedre analysemetodikk og føre kontroll med deres pålitelighet. Egentlig kontroll med dette fås bare gjennom nøye planlagte og gjennomførte interkalibreringsøvelser, slik som f.eks. av Verdens Helseorganisasjon mht. analyser av PCDF/PCDD i morsmelk. Av utkastet til rapport om denne interkalibreringen fremgår at forskjellen mellom laboratorier til dels kan være betydelig og således representere en usikkerhet det må tas hensyn til (WHO, 1988). Det samme problemet fremgår av en kanadisk interkalibreringsstudie (Davies et al., 1989).

Før vanskeligheter som dette er overkommet, bør man i hvert fall være forsiktig med konklusjoner basert på forskjeller mindre enn -50/+100%. I tillegg til usikkerhet og variasjon forårsaket av prøvetaking og analyse, kommer naturbetingede nivåfluktuasjoner som det foreløpig er få studier av for dioksiners vedkommende.

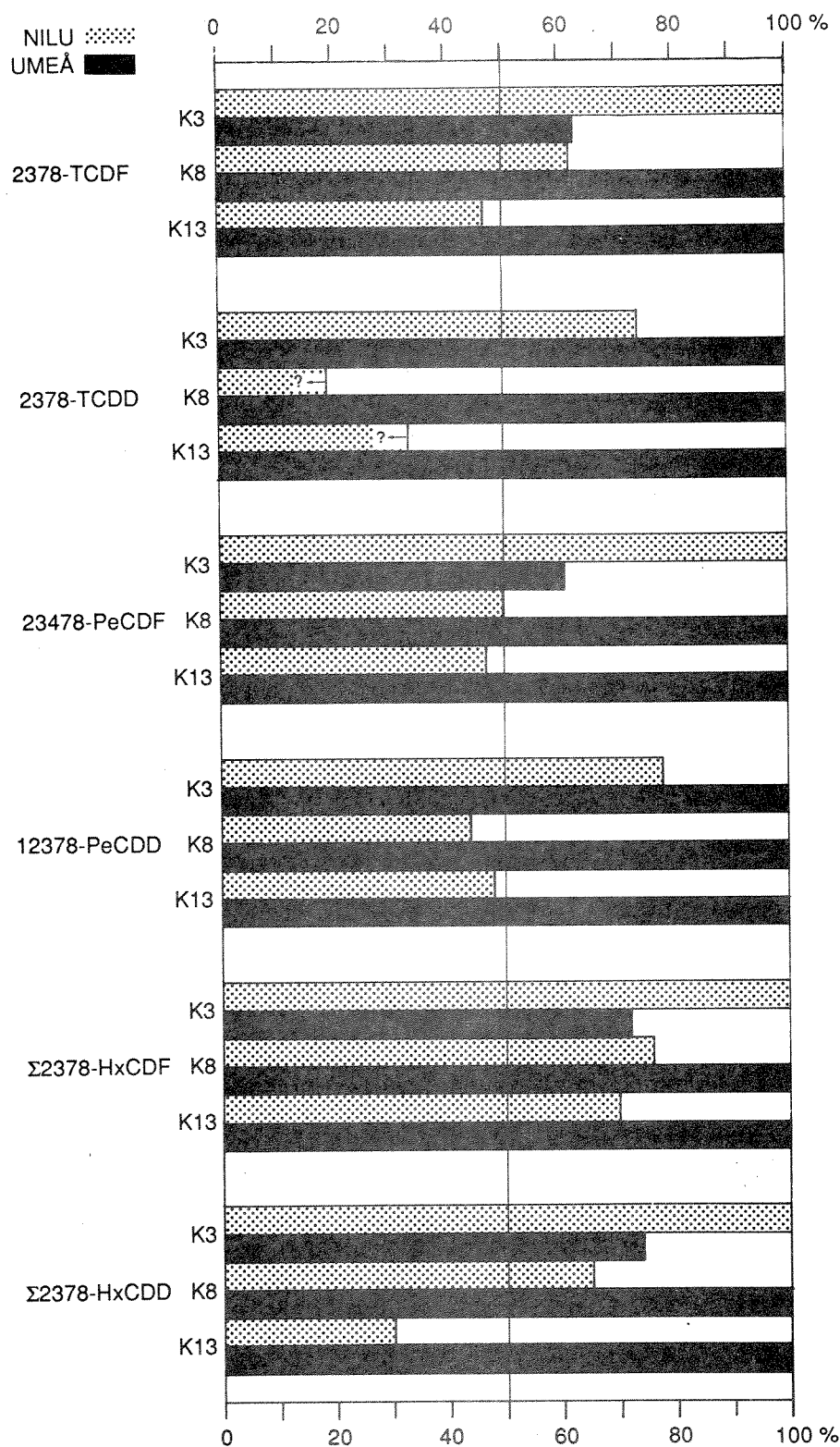


Fig. 5. Jevnføring av analyseresultater ved parallelle PCDF/PCDD-analyser av 3 krabbesmørprøver, basert på utvalgte forbindelser og grupper (kfr. tabell 3). I hver prøve er høyeste angitte resultat angitt ved 100%.

4.2 Fisk og reker

Prøvene av fisk og reker var ment som supplement til tidligere rapporterte data og må ses i sammenheng med disse (Knutzen og Oehme, 1988). På bakgrunn av en såvidt høy verdi som 2.4 ng 2,3,7,8-TCDD ekv./kg i reker fra vest av Såsteinbåen (fig. 1, nær st. K5), var det av interesse å få analysert reker fra fjernere lokaliteter. For fisks vedkommende var man interessert i å få en indikasjon på mulige forskjeller mellom gruntvannstorsk og dypvannstorsk.

Hovedresultatene er gjengitt i nedenstående tabell 4, mens rådata finnes i vedleggstabellene A13 - A15 (torsk), A16 (smørflyndre) og A17 (reker).

Rekeprøvene viste begge lave verdier. Om forskjellen mellom Jomfrulandsrenna og Y. Oslofjord er reell (0.7 mot 0.35 ng TCDD ekv./kg friskvekt), må foreløpig betraktes som usikkert. Ved såvidt lave verdier har også forholdet mindre praktisk interesse.

Av tabell 4 fremgår at det er funnet bare usikker forskjell mellom akkumuleringen i torsk fanget i forskjellig dyp (ca. 50% høyere i torsk fra 10 - 15 m, enn fra 150 - 200 m ved Såsteinbåen). Omregnes levertallene til fettbasis (kfr. fett% i vedleggstabell A18), minsker forskjellen ytterligere. Motsatt resultat (betydelig økt forskjell) fås ved omregning av filetverdiene til fettbasis, men generelt må man være forsiktig med å trekke konklusjoner ut fra data på fettbasis når det er så lavt fettinnhold som i dette tilfellet (stor risiko for unøyaktig fettbestemmelse).

Tabell 4. 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter og utvalgte forbindelser og grupper av klorerte dibenzofuraner og dioksiner i torsk (*Gadus morhua*), smørflyndre (*Glyptocephalus cynoglossus*) og reker (*Pandalus borealis*) fra Langesundsbukta, Y. Oslofjord og Telemarkskysten, 1988-89, ng/kg friskvekt. (Se tabell 1 og fig. 1 - 2 for prøvesteder).

Prøver	2378-TCDD ekv.	2378-TCDD	2378-TCDF	12378-PeCDD	23478-PeCDF	Σ2378-HxCDD	Σ2378-HxCDF ¹⁾
TORSKELEVER							
Såsteinb./Dypv.	155	< 3.5	123	7.8	33.6	81.2	1095
" /Gr.v.	224	< 3.5	315	9.8	44.6	86.2	1474
Y. Oslofj.	81.9	< 3	122	3.3	25.1	33.8	510
TORSKEFILET							
Såsteinb./Dypv.	0.66	< 0.45	0.53	<0.02	0.28	~ 0.35	4.02
" /Gr.v.	0.72	< 0.45	0.61	<0.02	0.37	~ 0.24	4.22
Y. Oslofj.	0.10	<0.45	0.26	<0.02	0.06	~ 0.11	0.22
SMØRFLYNDRE, filet							
Sandværhausen	1.5	<0.7	3.6	0.24	1.3	0.42	2.68
REKE							
Svenner, Y.0.fj.	0.35	<0.3	1.4	<0.07	0.27	~0.34	~ 0.25
Jomfrulandsrenn.	0.70	<0.3	1.0	0.77	0.26	~0.30	~ 0.40

¹⁾ Inkl. 1,2,3,4,7,9-HxCDF.

Det ses også at torsken fra omegnen av Såsteinbåen var påvirket av utslippet, med 2 - 3 ganger høyere innhold av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i leveren enn torsk fanget ca. 10 km syd for Færder i Y. Oslofjord. Dette gjelder også etter omregning til fettbasis. (Den relative forskjellen kan synes enda større ut fra filetkonsentrasjonene, men disse data er mer usikre pga. de lave verdiene i alle filetp prøvene).

Sammenlignet med tidligere observasjoner i torsk fra Såsteinbåen, lå 1988-innholdet av PCDF/PCDD markert lavere enn i 1987 (ca. 200 mot vel 500 ng TCDD ekv./kg friskvekt i lever og omkring 0.7 ng/kg mot 2.9 ng/kg friskvekt i filet, kfr. Knutzen og Oehme, 1988).

Noen forklaring på dette er ikke mulig å gi. Varierende transport av forurensning ut i det aktuelle fangstområdet kan spille en rolle, men 1987-88 dataene for krabbe fanget i omtrent samme avstand fra utslippet tydet heller på økt enn minsket belastning (kfr. kap. 4.1.1). Også analyseusikkerhet og ulikheter i vandringsmønstre fra år

til år og andre biologiske forhold kan spille inn. Tilfellet er igjen en illustrasjon av behovet for ledsagende fettbestemmelser når man ønsker å følge utviklingen over tid i områder med midlere eller lav belastning.

Konsentrasjonene i smørflyndre, med filettinnhold av 2,3,7,8-TCDD ekv. antydningssvis 5 ganger høyere enn påvist lenger syd i 1987 (Knutzen og Oehme, 1988), viste at også for denne arten kan utslippet spores ut til åpen kyst i Langesundsbukta.

Dataene for torsk fra Ytre Oslofjord bekrefter tidligere antagelser om at det diffuse bakgrunnsnivået av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter i torskfilet på Skagerrakkysten ligger ned mot 0.1 ng/kg og under. Tilsvarende lave verdier (.01 - 0.2 ng/kg) er funnet i Østersjøen (Slorach og Bergqvist, 1989; Bergqvist et al., 1989b).

For torskelever er det meget sparsomt sammenligningsmateriale. Tidligere observasjoner fra Sandværhusen syd for Nevlunghamn og fra Dypbåen like øst for nordspissen av Jomfruland viste henholdsvis 41 og 73 ng TCDD-ekv./kg friskvekst (Knutzen og Oehme, 1988). Konsentrasjonen i leveren av torsk fanget ca. 10m km syd for Færder - 82 ng/kg - lå m.a.o. noe høyere. I betraktning av de betydelige variasjoner som er knyttet til fettinnhold, vandringshistorie og analyseusikkerhet, må dette likevel antas å representere et høyt "bakgrunnsnivå" i Oslofjorden og muligens på Skagerrakkysten generelt.

Dioksinutslippet fra Tofte Cellulose synes bare å gi moderat utslag i lever av skrubbe fanget 4 - 5 km syd for utslippet - med et nivå på vel 15 ng TCDD-ekv. pr. kg friskvekt (Lindestrøm et al., 1989), men innflytelsen av utslippene fra Borregaard og Tofte på forholdene i Oslofjorden generelt trenger nærmere avklaring.

I lever av torsk fanget i Vestertana fant Koistinen et al. (1989a) mindre enn 5 ng/kg av 2,3,7,8-TCDF (eneste nevnte forbindelse), men en såvidt høy deteksjonsgrense har begrenset utsagnskraft. Mer enn en størrelsesorden høyere innhold av 2,3,7,8-TCDF ble observert i torskelever fra det sydlige Østersjøen, der konsentrasjonene av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter ble målt til 89 ng/kg på fettbasis (beregnet her, kfr. Koistinen et al., 1989b). Undersøkelse av bakgrunnsverdiene av PCDF/PCDD i saltvannsfisk er nå igangsatt at Statens Næringsmiddeltilsyn i samarbeid med Havforskningsinstituttet.

5. UTSLIPPETS INFLUENSOMRÅDE ¹⁾

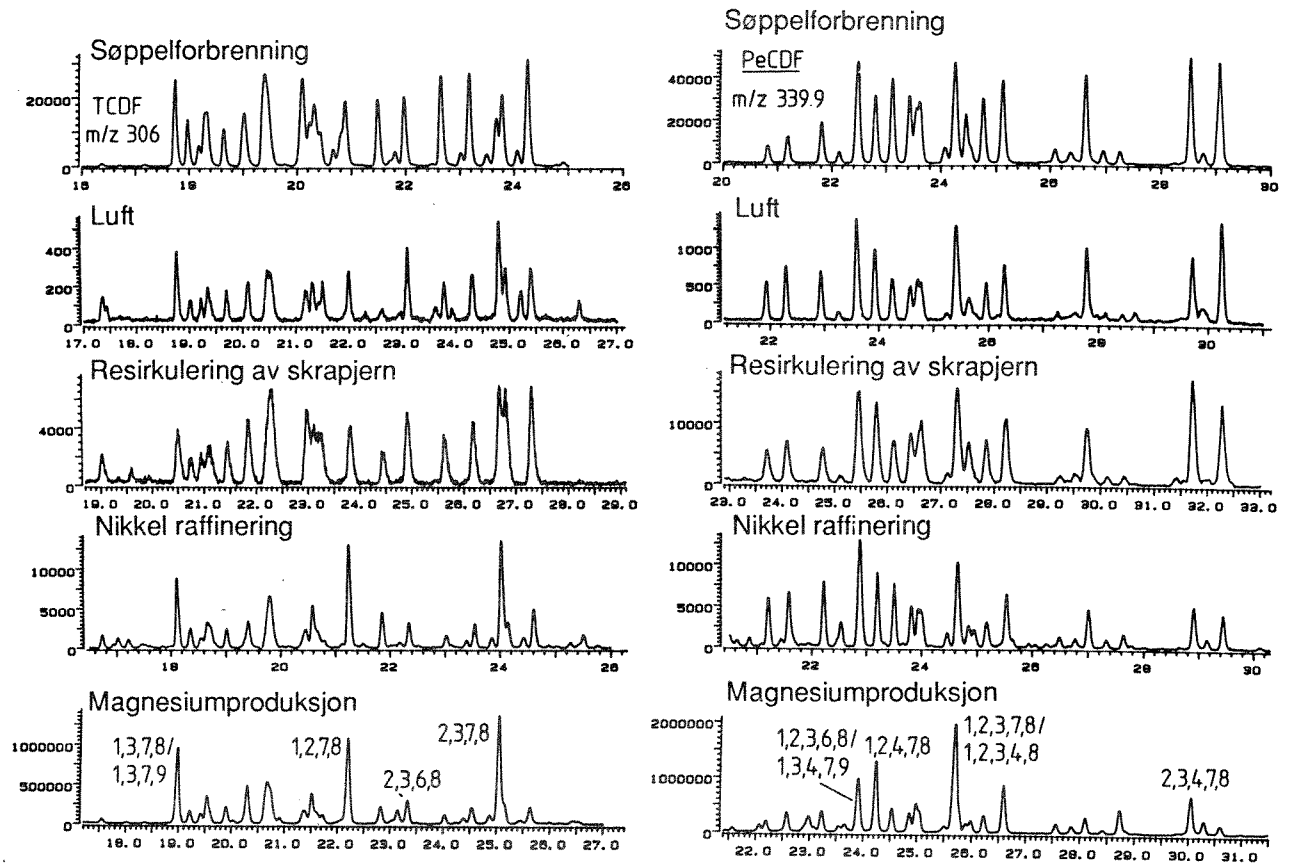
5.1 Særtrekk ved magnesiumutslippets sammensetning

Konsentrasjonsforholdene mellom de 210 enkelte PCDF/PCDD-forbindelsene i vannutslippet fra magnesiumfabrikken skiller seg på noen punkter fra andre kildemønstre:

- Blant tetraklordibenzofuran-(TCDF) isomerene er 1,3,7,8/1,3,7,9-, 1,2,7,8- og 2,3,7,8-TCDF meget dominerende. Forbrenningskilder derimot har en jevn fordeling av isomerene. Utslipp fra cellulose- og papirindustri viser også høye konsentrasjoner av 1,2,7,8-TCDF og 2,3,7,8-TCDF. 1,3,7,8/1,3,7,9-TCDF forekommer derimot i liten grad.
- I forhold til forbrenningskilder og klorbleking av cellulose skiller pentaklordibenzofuran - (PeCDF)-mønsteret fra Mg-produksjonen seg ut ved følgende: De mest dominerende isomerene er 1,2,3,6,8/1,3,4,7,9-, 1,2,4,7,8- og 1,2,3,7,8/1,2,3,4,8-PeCDF. Ved forbrenningsprosesser dannes forholdsvis store mengder 1,2,6,7,8- og 2,3,4,7,8-PeCDF. Disse foreligger imidlertid i mye mindre konsentrasjoner i vannutslippet fra Mg-fabrikken.
- Konsentrasjonsforholdet mellom totalmengden PCDF og PCDD er ca. 10:1. Dette forholdet kan brukes i tillegg til å skille mellom utslipp fra Mg-prosessen og klorbleking av cellulose som har en mye høyere andel av PCDD.

Det finnes også forskjeller i isomerfordelingen for heksa- og heptaklorisomerene mellom Mg-prosessen og kilder andre steder. Disse er imidlertid mindre iøynefallende enn for tetra- og pentaklorforbindelsene. Figur 6 sammenligner TCDF- og PeCDF-isomerfordelingen for ulike kilder. Fremstilling av ren-nikkel (Falconbridge, Kristiansand) er den eneste kilden som gir et nesten likt TCDF-mønster. Dette skyldes en høytemperaturprosess der klor og karbon er til stede ved temperaturer over 700°C (nedlagt i 1984).

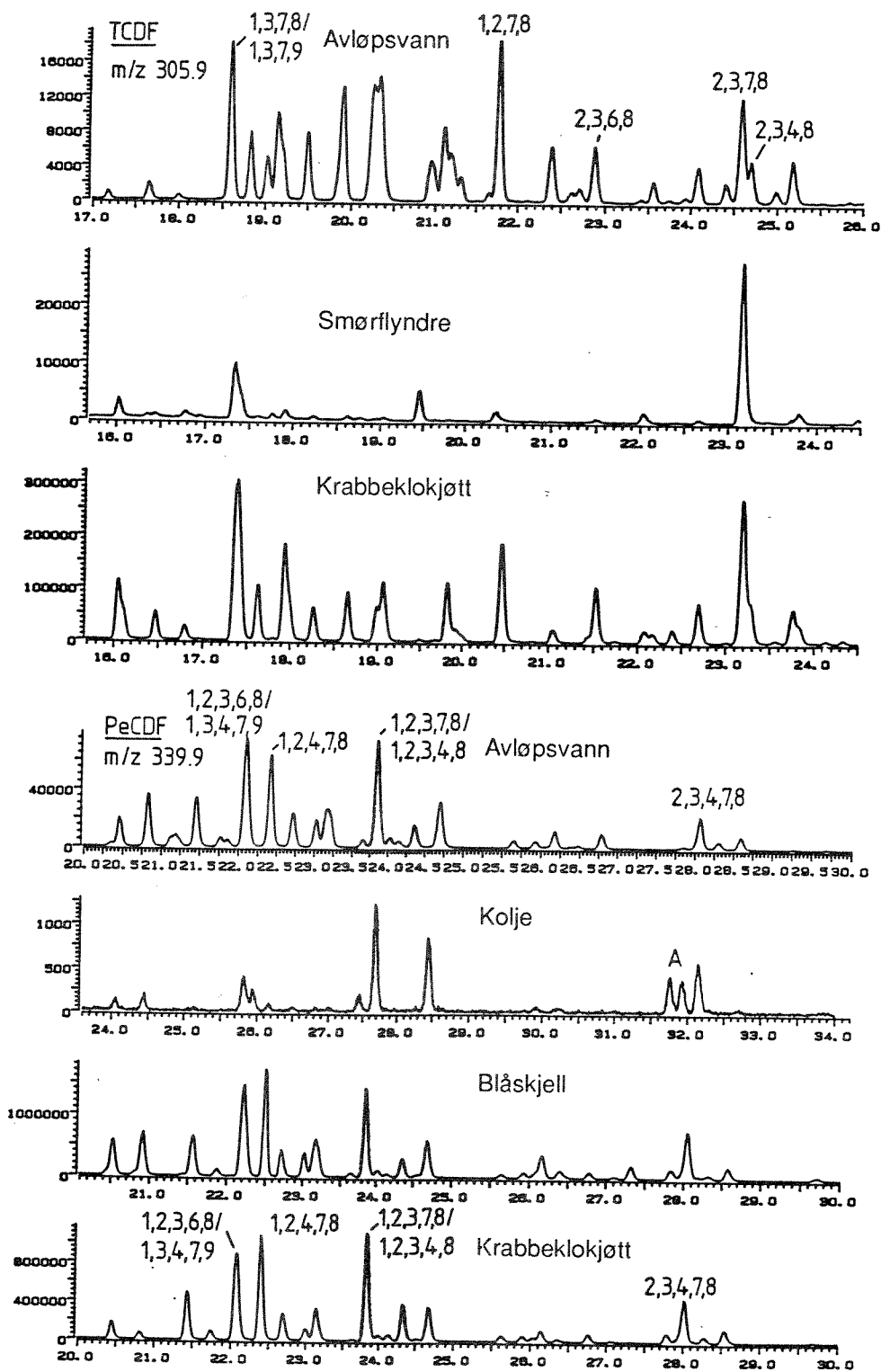
¹⁾ Med influensområde menes de arealer og vannmasser der utslippet kan spores (påvist eller sannsynliggjort økt forekomst av utslippskomponenter). Uttrykket kontamineringsområde har samme betydning.



Figur 6. TCDF- og PeCDF-isomerfordelingen i utslipp fra forskjellige kilder.

5.2 Sporing av utslippet ved PCDF/PCDD mønsteret i krabbe

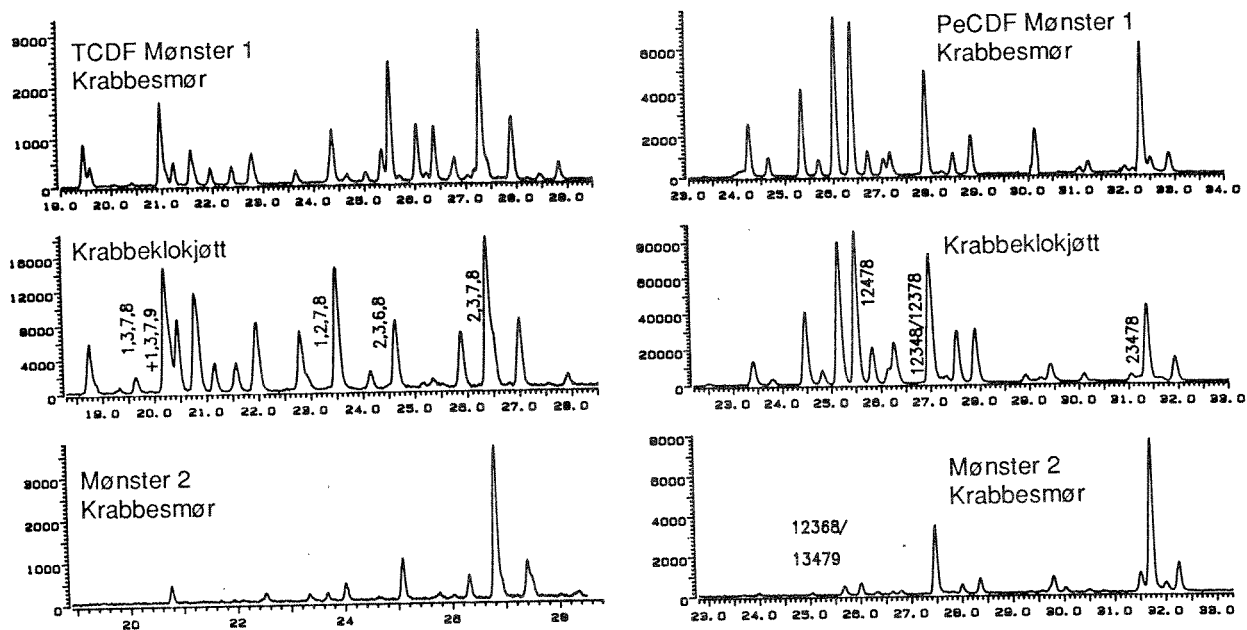
Som det fremgår av fig. 7, anriker fisk nesten utelukkende de PCDF/PCDD-forbindelser som har klor i posisjon 2,3,7,8. Krabbe derimot oppkonsentrerer alle enkeltisomerer og det observerte isomer-mønsteret i krabbe fra Frierfjorden er meget likt utslippsmønsteret fra Mg-fabrikken. Både Nordstrom et al. (1988) og Rappe et al. (1987) har funnet nesten fullstendige isomermønstre i hummer og krabbe. De av Rappe rapporterte TCDF- og PeCDF-mønstre i krabbe fra den svenske vestkysten ser imidlertid annerledes ut og som hovedkilde ble det oppgitt forbrenningskilder og i noen tilfelle klorbleking av cellulose.



Figur 7. TCDF- og PeCDF-isomerprofiler i avløpsvann fra Mg-fabrikken og i fisk, blåskjell og krabbe fra resipientområdet.

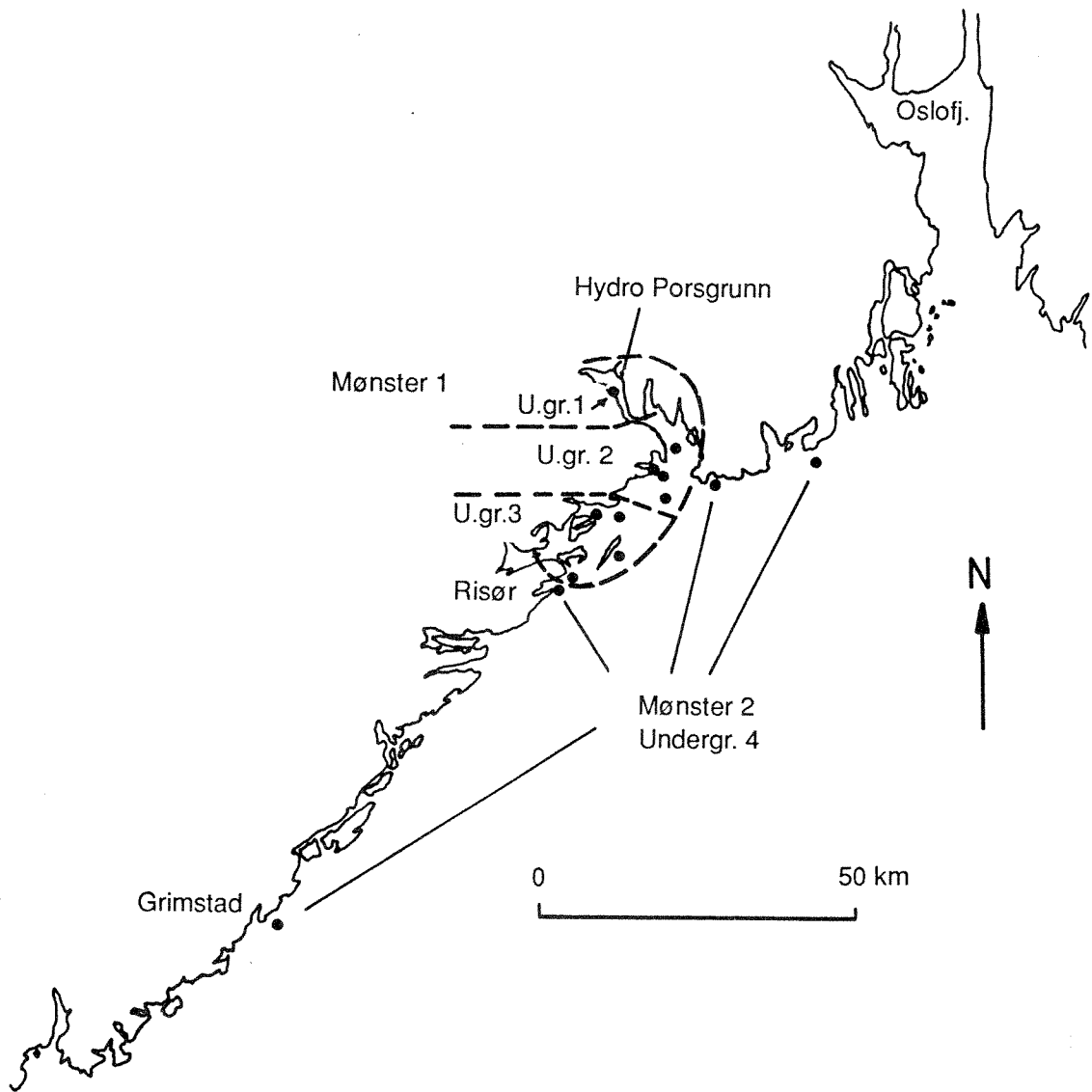
Siden krabbe bevarer utslippsmønsteret fra Mg-fabrikk så bra, ble det forsøkt å finne hvor langt PCDF/PCDD-kontamineringen i Grenlandsfjordområdet lot seg spore ved å gå gjennom TCDF- og PeCDF-mønstrene i hver prøve. Resultatet av denne sammenligningen av mønstre i krabbep prøver med utslippsmønsteret kan sammenfattes som følger:

- Krabbesmørprøvene fra stedene K1 - K9 (se figur 1-2) viste en TCDF- og PeCDF-isomerfordeling som var nesten identisk i alle prøver og stemte godt overens med isomermønsteret i vannutslippet fra Mg-fabrikken (se mønster 1 i figur 8).
- Krabbesmør fra stasjonene K10 (Risør), K11 (Grimstad), K13 (Nevlunghamn) og K14 (Rauer) viste en annerledes isomerfordeling enn i Mg-prosessutslippet (se mønster 2 i figur 8). Profilene i alle 4 prøver var meget like. TCDF-fordelingen lignet forholdsvis mye på den som er funnet i krabbe fra områder av den svenske vestkysten som ikke er påvirket av utslipp fra celluloseindustri (Rappe et al., 1987). PeCDF-mønsteret var imidlertid noe forskjellig fra det som ble funnet langs den svenske vestkysten. Et fellestrekk var likevel den lave konsentrasjonen av 1,2,3,7,8/1,2,3,4,8-PeCDF i forhold til 2,3,4,7,8-PeCDF.
- TCDF- og PeCDF-profilene i krabbesmør og klokjøtt (se figur 8) var også like. Den høyere 1,2,7,8-TCDF-konsentrasjonen i forhold til 2,3,6,8-TCDF var karakteristisk for klokjøttet. Ingen forskjell i isomerfordelingen mellom hann- og hunnkrabber kunne ses. (Om mulig ulik grad av akkumulering, se kap. 4.1.2).
- Mønstrene i prøven K12 (Sletta) var spesielle og lignet ikke de andre profilene.



Figur 8. TCDF- og PeCDF-profiler i krabbepøver. Mønster 1 er karakteristisk for prøvene K1 - K9 og mønster 2 for K10, K11, K13 og K14.

På grunnlag av de ovennevnte isermønsterforskjellene er det antatte kontamineringsområdet for utslippet fra Mg-fabrikken tegnet inn i figur 9. Foreløpig kan det ikke sies noe om mulige kilder for isomerprofilene utenfor dette området. En generell belastning på grunn av ulike typer forbrenningskilder ble antydnet av Rappe et al. (1987).



Figur 9. Antatt ca. influensområde for utslippet fra magnesiumfabrikken (mønster 1, stiplet), basert på sammensetningen av PCDF/PCDD i krabbepøver. Se forøvrig tekst og vedlegg 2.

For å få kontrollert overensstemmelse av isomerfordelingen innenfor og utenfor det i figur 9 avgrensede kontamineringsområdet, ble konsentrasjonene av de følgende enkeltkomponenter og gruppeparametrene valgt ut til statistisk databehandling:

1378/1379-TCDF 1278-TCDF 2368/TCDF
 2378-TCDF 12368/13479-PeCDF
 12478-PeCDF 12378/12348-PeCDF
 123478/123479-HxCDF 123678-HxCDF
 123789-HxCDF 234678-HxCDF

2378-TCDD 12378-PeCDD 123478-HxCDD
 123678-HxCDD 123789-HxCDD

 Σ -TCDF Σ -PeCDF Σ -HxCDF
 2378-TCDD-EQUIVALENT EQ

Programpakken SPSS ble anvendt for å bestemme graden av samsvar mellom isomermønstrene i prøvene. En nøyaktig beskrivelse av denne databehandlingen er gitt i Appendiks A.

Resultatene fra den statistiske dataanalysen er sammenfattet i figur 10, som viser hvilken av prøvene som tilhører samme gruppen på grunn av et sammenfallende isomermønster. Ved å bare se på PCDF-forbindelser klarer man å skille ut følgende grupper ved siden av 1 prøve i kildeområdet (undergruppe 1):

- 1) Prøver fra et område < 25 km fra kilden (K2, K3, K4, K5): Undergruppe 2.
- 2) Prøver i et område > 25 - 50 km fra kilden (K6, K7, K8, K9): Undergruppe 3.
- 3) Prøver fra prøvetakingssteder > 50 km fra kilden eller ovenfor hovedstrømmen i Skagerrak (K10, K11, K13, K14): Undergruppe 4.

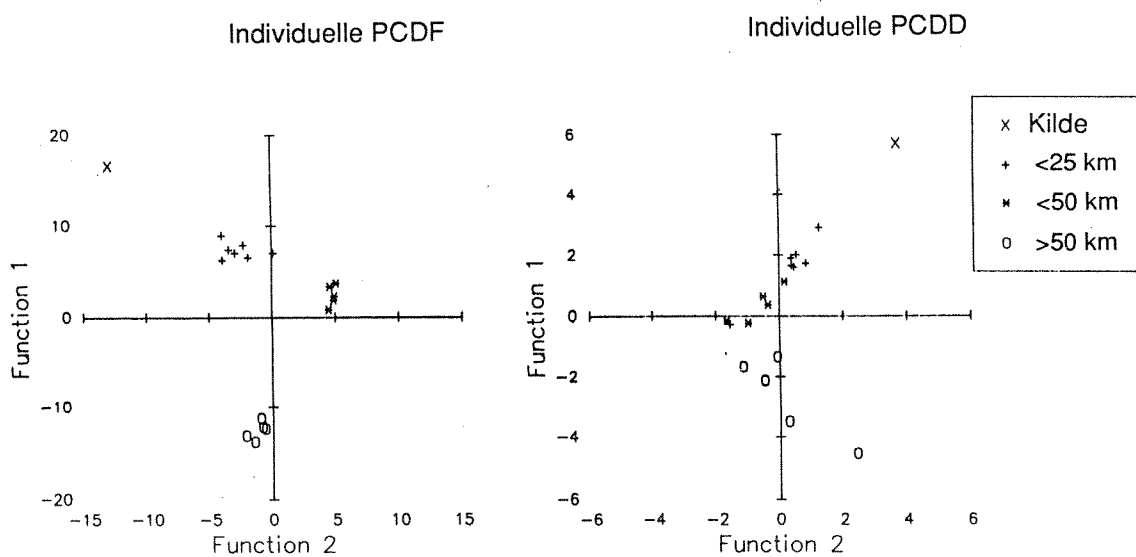
Inndelingen i undergruppene 1-3 lot seg ikke gjennomføre bare på grunnlag av isomermønstrene (disse er like for alle 3 undergrupper). Den skyldes antageligvis en underliggende konsentrasjonsgradient. Undergruppe 4 er identisk med gruppen som har mønster nr. 2 (se figur 8).

PCDD-konsentrasjonene i prøvene er adskillig lavere enn PCDF-nivået (PCDD/PCDF-forhold ~ 10:1). De nærmer seg innenfor en kortere avstand fra kilden det generelle bakgrunnsnivået. Som figur 9 viser blir derfor også forskjellen mellom de enkelte subgruppene mye mindre når man bruker kun PCDD-forbindelsene.

Resultatene av vurderingen av isomermønstrene i krabbe kan sammenfattes som følger:

- 1) TCDF- og PeCDF-mønstret fra Mg-fabrikken kan entydig påvises i prøvene K1 - K9. Prøvene K10, K11, K13 og K14 viser et helt annet mønster.

- 2) Denne forskjellen kan brukes til å avgrense området som er kontaminert av utslippet til det som ligger innenfor den stiplede linjen i figur 9. Avgrensningen er imidlertid usikker på grunn av et begrenset antall prøver.



Figur 10. Gruppeinndeling av krabbeprøvene ved hjelp av prinsippal-komponentanalyse av utvalgte PCDF- og PCDD-forbindelser.

6. OPPFØLGENDE UNDERSØKELSER

6.1 Igangværende arbeid

På oppdrag fra Hydro Porsgrunn er NIVA/NILU i gang med undersøkelser som på ulike vis søker å belyse sedimentenes rolle etter at vannutslippet av klororganiske forbindelser i følge planen skal være redusert med 95% fra 1/6 1990. En del av disse studier tilveiebringer betydelige supplerende data fra resipientområdet og har direkte relevans for overvåkingen.

Først og fremst gjelder dette et omfattende nett av sedimentstasjoner, som omfatter prøvesteder i Frierfjorden, de øvrige Grenlandsfjordene, Langesundsbukta og strekningen nedover Telemarkskysten til syd for Jomfruland (Revidert programforslag, juni 1989). Hovedformålene er å få:

- beregnet mengden av lagret PCDF/PCDD i sedimentene.
- belyse influensområdets utbredelse og forurensningsgraden i økende avstand fra utslippet.

Samtidig vil dataene tjene som referanse for fremtidig overvåking. (Feltobservasjonene omfatter også sedimentenes innhold av de klororganiske hovedkomponentene i utslippet fra magnesiumfabrikken, dessuten kvikksølv, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), EDC-tjærekomponenter og pyrolyseolje).

Innen prosjektet innsamles også prøver av bunnfauna (næringsdyr for fisk) og blåskjell som vokser i samme avstand fra kilden, men i ulik grad av kontakt med sediment (dvs. praktisk nærhet til en sekundær forurensningskilde).

En hovedsak innen dette oppdraget er eksperimentelle studier av utlekking/mobilisering/opptak i organismer fra sediment.

Denne virksomhet vil følgelig dels bringe direkte overvåkingsrelevante resultater, dels gi informasjon som muliggjør prognoser og bedre tolkning av overvåkingsdata.

6.2 Foreløpig udekket informasjonsbehov

Når sedimentdataene foreligger, vil behovet for referansemateriale for å følge utviklingen kunne sies å være rimelig godt dekket mht. dioksinnivåer i:

- torsk og andre arter med tilsvarende levevis og fettinnhold.
- (kolje o.a.), flatfisk (spesielt smørflyndre), ål (delvis).
- krabbe.
- reker.
- sedimenter.

Foreløpig ufullstendig eller ikke dekket er:

- sjøørret (enkelte prøver fra Skienselvas munning til analyse).
- fet pelagisk fisk med annet levevis enn sjøørret (brisling/sild, makrell).
- ål (mangler data fra Frierfjorden og syd for Jomfruland).
- blåskjell (hittil bare 3 prøver fra 1987).

(Mager pelagisk fisk (sei o.a.) kan, med forbehold om resultatene fra eventuelle analyser av fet pelagisk fisk, anses som mindre aktuell).

Hovedbegrunnelsen for ytterligere prøver er at man bør ha full oversikt over tilstanden før belastningsreduksjonen iverksettes 1/6 1990. Effekten av utslippsreduksjonen må dessuten forventes å være noe avhengig av hvilke organismer som betraktes. Opplysninger om nivåene i arter med forskjellige eksponeringsveier, akkumuleringsegenskaper, trinn i næringskjeden og levevis, vil være nødvendig for å kunne anslå totalmengden av PCDF/PCDD i storresipienten og som inngangsdata for en eventuell modell for miljøgiftenes omsetning og skjebne etter 1990. Endelig vil den igangværende tiltaksanalysen for Grenlandsfjordene ha nytte av disse supplerende opplysninger.

Som støtte for å kunne si noe om utsiktene mht. fremtidig forurensningsnivå, og hvor rask forbedring kan ventes, ville det også være ønskelig å få analysert dioksininnholdet i gamle fiskeprøver fra desember 1975, (dvs. få måneder etter forrige store reduksjon i utslipp). Det samme gjelder mht. å etablere en eventuell statistisk sammenheng mellom innholdet av PCDF/PCDD og de klororganiske hovedkomponentene i biologiske prøver (fås nå for sedimenter). Bl.a. lagrede prøver av krabbematerialet rapportert her kan brukes for dette

formål. (Slike sammenhenger er tidligere påvist mellom bl.a. klorerte benzener og PCDF/PCDD i avgasser fra søppelforbrenning og også sannsynliggjort for andre dioksinfrembringende prosesser, kfr. Öberg og Bergström, 1989).

Nylig er det konstatert høyt dioksininnhold i ikke utviklede egg av vandrefalk fra Grenlandsdistriktet (NILU, upublisert). Dette aktualiserer å se på dioksininnholdet i egg fra andre fuglearter (sjøfugl) som hekker i området, eventuelt også i fallvilt av mink, oter og sel.

7. LITTERATUR

- Bergqvist, P.-A., M. Broström og C. Rappe, 1989. Resultat från analyser av polyklorerade dibenzo-p-dioxiner (PCDD) och polyklorerade dibenzofuraner (PCDF) i krabbsmör från krabbor fångad utanför Langesundsfjorden. Analyserapport av 28/7-89 til Norsk Hydro, 10 s.
- Bergqvist, P.A., S. Bergek, H. Hallbäck, L. Rappe, S.A. Slorach, 1989. Dioxins in cod and herring from the seas around Sweden. *Chemosphere* 19:513-516.
- Davies, S., R.E. Clement, O. Stevens og C. Chier, 1989. Interlaboratory comparison study of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans analyzed under the national incinerator testing and evaluation program. Manuskript til Dioxin 89', Toronto 17-22. sept. 1989.
- Hallbäck, H., 1987. Preliminary results from dioxin investigations of some crustaceans along the Swedish west coast. ICES. C.M. 1987/E:14. (Manuskript, 4 s. + tabeller).
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1989. Undersøkelse av klorerte dioksiner og dibenzofuraner i fisk, skalldyr og sedimenter fra Frierfjorden med tilgrensende områder 1987 - 1988. NIVA-rapport 0-87083 (løpenr. 2189), 143 s.
- Knutzen, J., K. Martinsen og M. Oehme, 1988. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristian-sandsfjorden 1986 - 87. NIVA-rapport 0-8000357 (løpenr. 2114), 110 s.
- Koistinen, J., J. Paasivirta og P.J. Vuorinen, 1989a. Dioxins and other planar polychloroaromatic compounds in Baltic, Finnish and Arctic fish samples. *Chemosphere* 19:527-530.
- Koistinen, J., P.J. Vuorinen, S. Stenman og A. Tissari, 1989b. Residues of planar polychloroaromatic compounds in Baltic fish and seal. DIOXIN '89. Preprint SOU 35, 5 s.
- Lindeström, L., C. Monfelt og M. Notini, 1989. Recipientundersökningar vid Tofte, Oslofjorden, sommaren och hösten 1988. Rapport F 89/031:2 fra Svenska Miljöförskargruppen (MFG), 56 s. + bilag.

- Nordisk Dioxinriskbedömning, 1988. Rapport fra Nordisk Ministerråd, Miljörapport 1988:7 (NORD 1988:49). 129 s. + bilag. (Forf.: U.G. Ahlberg, H. Håkansson, F. Wærn og A. Hanberg).
- Nordstrom, R.J., M. Simon, P.E. Whitehead, R. Kussat og C. Garret, 1988. Environment Canada, Canadian Wildlife Service, National Wildlife Research Centre, Ottawa, Canada, Analytical Report CRD-88-5.
- Rappe, C., 1989. Swedish view of the dioxin issue. Vatten 44:137-144.
- Rappe, C., R. Andersson, P.-A. Bergqvist, C. Brohede, M. Hansson, L.-O. Kjeller, G. Lindström, S. Marklund, M. Nygren, S.E. Swanson, M. Tysklind, og K. Wiberg, 1987. Overview on environmental fate of chlorinated dioxins and dibenzofurans. Sources, levels and isomeric patterns in various matrices. Chemosphere 16:1603-1618.
- Slorach, S. og P.-A. Bergqvist, 1988. Halter av dioxiner og dibenzofuraner i fisk och skaldjur. Vår Föda 9-10:437-444. (Temar. om dioxiner).
- SNV (Statens Naturvårdsverk) Sverige, 1986. Dioxin i krabbor från svenska västkusten. Notat ved O. Åsländer, 24/11-86. 8 s. + vedlegg.
- WHO, 1988. WHO Coordinated intercountry studies on levels of PCBs, PCDDs and PCDFs in mothers' milk. Draft report, juli 1988.
- Öberg, T. og J. Bergström, 1989. Indicator parameters for PCDD/PCDF. Chemosphere 19:337-344.

V E D L E G G 1

Rådatatabeller

Tabell A1. PCDF/PCDD i krabbesmør av hannkrabber fra st. K1 Ringsholmene, Frierfjorden, okt. 1988, ng/kg friskvekt.

Komponent	pg/g	G(%)		
Antall g/prøve	10			
1378/1379-tetra-CDF	962			
1278-tetra-CDF	438			
2368-tetra-CDF	856			
2378-tetra-CDF	2280	74		
Σ tetra-CDF	7900			
12368/13479-penta-CDF	2310			
12478-penta-CDF	2110			
12378/12348-penta-CDF	2490			
23478-penta-CDF	1590	58		
Σ penta-CDF	14500			
123478/123479-hexa-CDF	3890	59		
123678-hexa-CDF	4570			
123789-hexa-CDF	58,0			
234678-hexa-CDF	374			
Σ hexa-CDF	13250			
1234678-hepta-CDF	3790	45		
1234789-hepta-CDF	77,9			
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	452			
Σ PCDF				
2378-tetra-CDD	110	44		
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	469	35		
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	233			
123678 hexa-CDD	387	59		
123789 hexa-CDD	647			
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	349	45		
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	238	35		
Σ PCDD				
2378-TCDD-ekvivalenter*	2451			

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte¹³ C-merkete standarder.

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

Tabell A2. PCDF/PCDD i krabbesmør av hann- og hunnkrabber fra st. K2 Arøya, Dypingen, sept. 1988, ng/kg friskvekt.

Komponent	Hann pg/g	G(%)	Hunn pg/g	G(%)
Antall g/prøve	10		10	
1378/1379-tetra-CDF	108		69,4	
1278-tetra-CDF	41,7		31,3	
2368-tetra-CDF	111		111	
2378-tetra-CDF	258	79	178	61
Σ tetra-CDF	849		618	
12368/13479-penta-CDF	316		115	
12478-penta-CDF	224		114	
12378/12348-penta-CDF	291		116	
23478-penta-CDF	175	63	100	54
Σ penta-CDF	1736		881	
123478/123479-hexa-CDF	289	63	173	55
123678-hexa-CDF	482		207	
123789-hexa-CDF	2,6		1,5	
234678-hexa-CDF	51,7		32,3	
Σ hexa-CDF	894		596	
1234678-hepta-CDF	263	47	304	40
1234789-hepta-CDF	7,2		6,4	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	26,1		30,1	
Σ PCDF				
2378-tetra-CDD	17,9	79	18,8	54
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	43,7	44	37,2	41
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	23,8		22,9	
123678 hexa-CDD	46,4	56	45,4	49
123789 hexa-CDD	43,4		55,9	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	35,5	51	40,1	42
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	21,8	41	28,6	31
Σ PCDD				
2378-TCDD-ekvivalenter*	253		164	

* : Nordisk modell

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

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

Tabell A3. PCDF/PCDD i krabbesmør av kokte hannkrabber fra st. K2 Arøya, Dypingen, sept, 1988, ng/kg (kokt) våtvekt.

Komponent	pg/g	G(%)		
Antall g/prøve	10			
1378/1379-tetra-CDF	144			
1278-tetra-CDF	62,6			
2368-tetra-CDF	126			
2378-tetra-CDF	272	65		
Σ tetra-CDF	1030			
12368/13479-penta-CDF	280			
12478-penta-CDF	250			
12378/12348-penta-CDF	294			
23478-penta-CDF	213	55		
Σ penta-CDF	2109			
123478/123479-hexa-CDF	329	58		
123678-hexa-CDF	360			
123789-hexa-CDF	2,8			
234678-hexa-CDF	59,6			
Σ hexa-CDF	1100			
1234678-hepta-CDF	397	43		
1234789-hepta-CDF	13,5			
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	114			
Σ PCDF				
2378-tetra-CDD	18,9	58		
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	51,1	44		
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	39,2			
123678 hexa-CDD	66,2	51		
123789 hexa-CDD	94,8			
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	64,8	44		
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	54,1	35		
Σ PCDD				
2378-TCDD-ekvivalenter*	281			

* : Nordisk modell

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

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

Tabell A4. PCDF/PCDD i krabbesmør av hann- og hunnkrabber fra st. K3 Såstein, Langesundsbukta, okt. 1988, ng/kg friskvekt.

Komponent	Hann pg/g	G(%)	Hunn pg/g	G(%)
Antall g/prøve	10		10	
1378/1379-tetra-CDF	137		31,8	
1278-tetra-CDF	60,1		12,7	
2368-tetra-CDF	204		43,6	
2378-tetra-CDF	364	75	69,1	79
Σ tetra-CDF	1280		290	
12368/13479-penta-CDF	358		78,2	
12478-penta-CDF	487		89,0	
12378/12348-penta-CDF	351		83,9	
23478-penta-CDF	411	66	56,9	62
Σ penta-CDF	2940		631	
123478/123479-hexa-CDF	659	71	133	61
123678-hexa-CDF	564		138	
123789-hexa-CDF	5,5		2,1	
234678-hexa-CDF	158		23,6	
Σ hexa-CDF	2150		450	
1234678-hepta-CDF	776	54	211	41
1234789-hepta-CDF	5,6		8,2	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	44,1		4,5	
Σ PCDF				
2378-tetra-CDD	13,3	100	7,3	70
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	80,5	57	13,6	47
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	75,7		13,7	
123678 hexa-CDD	136	62	25,6	52
123789 hexa-CDD	238		44,6	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	115	55	38,9	45
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	64,2	44	51,7	6,0
Σ PCDD				
2378-TCDD-ekvivalenter*	492		91	

* : Nordisk modell

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

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

Tabell A5. PCDF/PCDD i krabbesmør av hannkrabber fra st. K4 Åbyfjorden og st. K5 Steingrunnen, Langesundsbukta, okt. 1988, ng/kg friskvekt.

Komponent	Åbyfjorden pg/g	G(%)	Steingr. pg/g	G(%)
Antall g/prøve	10		10	
1378/1379-tetra-CDF	71,8		66,1	
1278-tetra-CDF	31,58		33,6	
2368-tetra-CDF	94,5		68,2	
2378-tetra-CDF	160	54	151	97
Σ tetra-CDF	602		532	
12368/13479-penta-CDF	155		147	
12478-penta-CDF	176		150	
12378/12348-penta-CDF	145		174	
23478-penta-CDF	169	47	127	88
Σ penta-CDF	1220		1100	
123478/123479-hexa-CDF	259	49	288	73
123678-hexa-CDF	273		298	
123789-hexa-CDF	2,9		1,4	
234678-hexa-CDF	64,2		50,3	
Σ hexa-CDF	865		771	
1234678-hepta-CDF	375	36	240	48
1234789-hepta-CDF	8,1		1,07	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	75,44		0,23	
Σ PCDF				
2378-tetra-CDD	10,6	96	9,7	106
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	46,04	32	31,3	74
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	35,2		22,8	
123678 hexa-CDD	65,1	43	51,7	72
123789 hexa-CDD	105		62,7	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	56,6	37	33,9	69
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	45,2	31	31,6	49
Σ PCDD				
2378-TCDD-ekvivalenter*	221		186	

* : Nordisk modell

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

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

Tabell A6. PCDF/PCDD i krabbesmør av hann- og hunnkrabber fra st. K6 Askholmene, okt. 1988, ng/kg friskvekt.

Komponent	Hann pg/g	G(%)	Hunn.	G(%)
Antall g/prøve	10		10	
1378/1379-tetra-CDF	79,6		17,1	
1278-tetra-CDF	30,6		4,3	
2368-tetra-CDF	91,3		15,4	
2378-tetra-CDF	161	82	24,8	59
Σ tetra-CDF	638		154	
12368/13479-penta-CDF	183		45,7	
12478-penta-CDF	158		41,1	
12378/12348-penta-CDF	180		35,8	
23478-penta-CDF	136	77	29,3	61
Σ penta-CDF	1309		269	
123478/123479-hexa-CDF	245	55	63,1	66
123678-hexa-CDF	302		69,1	
123789-hexa-CDF	1,7		i	
234678-hexa-CDF	56,8		9,6	
Σ hexa-CDF	842		294	
1234678-hepta-CDF	329	20	120	61
1234789-hepta-CDF	0,69		4,0	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	<0,05		27,9	
Σ PCDF				
2378-tetra-CDD	<1,7	91	2,2	59
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	32,1	58	11,5	60
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	28,5		5,4	
123678 hexa-CDD	52,7	64	11,7	73
123789 hexa-CDD	63,8		16,9	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	57,5	52	19,7	61
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	42,9	31	27,5	60
Σ PCDD				
2378-TCDD-ekvivalenter*	181		45	

* : Nordisk modell

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

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

Tabell A7. PCDF/PCDD i krabbesmør av hannkrabber fra st. K7 Kreppa og st. K8 Jomfrulandstårnet, okt. 1988, ng/kg friskvekt.

Komponent	Kreppa pg/g	G(%)	Jomfruland pg/g	G(%)
Antall g/prøve	10		10	
1378/1379-tetra-CDF	33,3		26,5	
1278-tetra-CDF	11,6		10,6	
2368-tetra-CDF	44,1		37,9	
2378-tetra-CDF	66,4	111	62,2	87
Σ tetra-CDF	279		228	
12368/13479-penta-CDF	70,3		68,0	
12478-penta-CDF	65,5		47,5	
12378/12348-penta-CDF	67,5		58,8	
23478-penta-CDF	69,3	94	54,7	69
Σ penta-CDF	540		428	
123478/123479-hexa-CDF	146	78	81,7	57
123678-hexa-CDF	212		148	
123789-hexa-CDF	1,4		0,79	
234678-hexa-CDF	27,8		16,6	
Σ hexa-CDF	482		297,0	
1234678-hepta-CDF	217	65	88,6	43
1234789-hepta-CDF	3,7		1,7	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	14,5		1,9	
Σ PCDF				
2378-tetra-CDD	<1,7	78	<1,7	79
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	23,9	74	14,2	57
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	21,4		9,1	
123678 hexa-CDD	38,3	75	21,7	52
123789 hexa-CDD	44,0		21,6	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	42,7	75	14,0	49
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	29,2	54	17,0	30
Σ PCDD				
2378-TCDD-ekvivalenter*	106		72	

* : Nordisk modell

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

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

Tabell A8. PCDF/PCDD i krabbesmør av hannkrabber fra st. K9 Portør og st. K10 Risør, okt. 1988, ng/kg friskvekt.

Komponent	Portør	G(%)	Risør	G(%)
Antall g/prøve	10		10	
1378/1379-tetra-CDF	17,2		0,77	
1278-tetra-CDF	5,9		2,0	
2368-tetra-CDF	20,9		3,5	
2378-tetra-CDF	32,3	65	22,9	100
Σ tetra-CDF	160		41,7	
12368/13479-penta-CDF	56,0		0,58	
12478-penta-CDF	50,5		0,98	
12378/12348-penta-CDF	34,7		12,7	
23478-penta-CDF	33,9	64	25,8	104
Σ penta-CDF	282		77,7	
123478/123479-hexa-CDF	55,8		33,9	92
123678-hexa-CDF	70,6		43,9	
123789-hexa-CDF	i		4,0	
234678-hexa-CDF	11,8		48,9	
Σ hexa-CDF	262		206	
1234678-hepta-CDF	71,4	61	57,4	41
1234789-hepta-CDF	0,98		4,7	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	5,0		36,3	
Σ PCDF				
2378-tetra-CDD	5,4	47	<2,5	94
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	12,3	66	9,3	87
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	7,92		6,4	
123678 hexa-CDD	16,8	61	11,6	93
123789 hexa-CDD	15,9		3,1	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	10,4	58	11,0	95
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	15,6	45	22,5	93
Σ PCDD				
2378-TCDD-ekvivalenter*	50,8		36,8	

* : Nordisk modell

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

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

Tabell A9. PCDF/PCDD i krabbesmør av hann- og hunnkrabber (blanding) fra st. K11 Grimstad, okt. 1988 og hunnkrabber fra st. K12 Sletto (N. for Karmøy), nov. 1988, ng/kg friskvekt.

Komponent	Grimstad Hunn + Hann	G(%)	Sletto Hunnkrabbe	G(%)
Antall g/prøve	10		10	
1378/1379-tetra-CDF	3,4		0,89	
1278-tetra-CDF	3,5		0,78	
2368-tetra-CDF	11,1		2,0	
2378-tetra-CDF	41,6	51	8,1	72
Σ tetra-CDF	91,5		21,9	
12368/13479-penta-CDF	6,4		0,88	
12478-penta-CDF	7,4		0,73	
12378/12348-penta-CDF	35,4		2,7	
23478-penta-CDF	46,9	45	3,0	92
Σ penta-CDF	181		20,8	
123478/123479-hexa-CDF	91,8	22	2,7	41
123678-hexa-CDF	112		3,0	
123789-hexa-CDF	<0,04		<0,04	
234678-hexa-CDF	33,9		2,8	
Σ hexa-CDF	268		12,9	
1234678-hepta-CDF	72,7	28	2,5	71
1234789-hepta-CDF	<0,05		<0,05	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	2,5		<0,3	
Σ PCDF				
2378-tetra-CDD	<2,5	79	<2,5	73
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	14,8	40	1,5	72
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	10,5		0,48	
123678 hexa-CDD	18,2	40	1,8	62
123789 hexa-CDD	6,3		<0,2	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	9,3	54	2,3	30
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	12,9	55	12,5	29
Σ PCDD				
2378-TCDD-ekvivalenter*	63		4,2	

* : Nordisk modell

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

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

Tabell A10. PCDF/PCDD i krabbesmør av hannkrabber fra st. K13 Nevlunghamn og st. K14 Rauer, okt. 1988, ng/kg friskvekt.

Komponent	Nevlunghamn	G(%)	Rauer	G(%)
Antall g/prøve	10		10	
1378/1379-tetra-CDF	2,9		1,3	
1278-tetra-CDF	3,2		1,9	
2368-tetra-CDF	7,1		5,2	
2378-tetra-CDF	32,4	21	36,6	61
Σ tetra-CDF	54,1		71,8	
12368/13479-penta-CDF	1,7		1,3	
12478-penta-CDF	2,1		1,3	
12378/12348-penta-CDF	13,5		5,9	
23478-penta-CDF	26,2	21	17,5	56
Σ penta-CDF	72,5		58,0	
123478/123479-hexa-CDF	26,9	9,0	7,2	
123678-hexa-CDF	36,9		8,5	
123789-hexa-CDF	<0,04		<0,04	
234678-hexa-CDF	21,0		26,0	
Σ hexa-CDF	111,7		55,4	
1234678-hepta-CDF	36,5	10	8,6	23
1234789-hepta-CDF	1,3		<0,05	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	5,6		2,5	
Σ PCDF				
2378-tetra-CDD	<2,5	26	<2,5	58
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	7,7	51	6,1	36
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	3,3		2,9	
123678 hexa-CDD	5,6	18	6,7	50
123789 hexa-CDD	<0,2		2,6	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	8,6	26	33,8	75
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	15,2	26	14,6	71
Σ PCDD				
2378-TCDD-ekvivalenter*	30		21	

* : Nordisk modell

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

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

Tabell A11. PCDF/PCDD i klokkjøtt av hannkrabber fra st. K2 Arøya, sept. 1988 og st. K6 Askholmene, okt. 1988, ng/kg friskvekt.

Komponent	Arøya pg/g	G(%)	Askholmene pg/g	G(%)
Antall g/prøve	25		25	
1378/1379-tetra-CDF	5,0		2,4	
1278-tetra-CDF	5,1		3,3	
2368-tetra-CDF	2,6		2,0	
2378-tetra-CDF	6,4	55	2,8	55
Σ tetra-CDF	46,2		15,3	
12368/13479-penta-CDF	6,6		1,4	
12478-penta-CDF	6,6		1,3	
12378/12348-penta-CDF	6,7		1,1	
23478-penta-CDF	2,9	50	1,5	38
Σ penta-CDF	46,0		8,4	
123478/123479-hexa-CDF	4,3	54	1,9	39
123678-hexa-CDF	5,7		2,7	
123789-hexa-CDF	0,10		0,56	
234678-hexa-CDF	0,61		0,25	
Σ hexa-CDF	14,7		7,6	
1234678-hepta-CDF	3,1	45	1,6	28
1234789-hepta-CDF	0,14		<0,01	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	0,30		<0,06	
Σ PCDF				
2378-tetra-CDD	<0,7	112	<0,07	45
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	0,57	46	<0,06	41
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	0,37		<0,05	
123678 hexa-CDD	0,53	50	<0,05	37
123789 hexa-CDD	0,76		<0,1	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	0,81	45	<0,04	28
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	6,2	42,0	3,9	26
Σ PCDD				
2378-TCDD-ekvivalenter*	3,7		1,6	

* : Nordisk modell

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

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

Tabell A12. PCDF/PCDD i klokjøtt av hannkrabber fra st. K9 Portør, okt. 1988 og hunnkrabber fra st. K12 Sletto, nov. 1988, ng/kg friskvekt.

Komponent	Portør	G(%)	Sletto	G(%)
Antall g/prøve	25		25	
1378/1379-tetra-CDF	1,9		0,63	
1278-tetra-CDF	1		0,92	
2368-tetra-CDF	1,5		0,44	
2378-tetra-CDF	2,7	62	1,4	34
Σ tetra-CDF	12,1		7,8	
12368/13479-penta-CDF	1,4		0,51	
12478-penta-CDF	1,2		0,27	
12378/12348-penta-CDF	0,9		0,52	
23478-penta-CDF	1,0	48	0,43	37
Σ penta-CDF	7,5		4,6	
123478/123479-hexa-CDF	1,2	47	0,25	40
123678-hexa-CDF	1,4		0,43	
123789-hexa-CDF	0,32		<0,02	
234678-hexa-CDF	0,24		0,06	
Σ hexa-CDF	4,0		0,95	
1234678-hepta-CDF	1,0	34	0,24	31
1234789-hepta-CDF	0,2		0,03	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	<0,06		0,15	
Σ PCDF				
2378-tetra-CDD	<0,7	57	<0,7	72
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	<0,06	49	0,05	34
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	<0,05		0,05	
123678 hexa-CDD	<0,05	46	0,12	36
123789 hexa-CDD	<0,1		<0,1	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	<0,04	32	0,84	33
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	3,8	29	9,4	29
Σ PCDD				
2378-TCDD-ekvivalenter*	1,1		0,50	

* : Nordisk modell

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

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

Tabell A13. PCDF/PCDD i lever av torsk fra henholdsvis gruntvann og dypvann i omegnen av Såsteinbåen, Langesundsbuka, okt. 1988, ng/kg friskvekt.

Komponent	Gruntvann 1) pg/g	G(%)	Dypvann pg/g	G(%)
Antall g/prøve	5		5	
1378/1379-tetra-CDF				
1278-tetra-CDF				
2368-tetra-CDF				
2378-tetra-CDF	315	23	123	66
Σ tetra-CDF				
12368/13479-penta-CDF				
12478-penta-CDF				
12378/12348-penta-CDF	626		290	
23478-penta-CDF	44,6	21	33,6	62
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	440	22	350	69
123678-hexa-CDF	944		671	
123789-hexa-CDF	12,9		9,6	
234678-hexa-CDF	77,0		63,9	
Σ hexa-CDF				
1234678-hepta-CDF	236	17	88,7	54
1234789-hepta-CDF	45,4		42,9	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	24,3		19,0	
Σ PCDF				
2378-tetra-CDD	<3,5	23	<3,5	56
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	9,8	14	7,8	43
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	1,9		1,3	
123678 hexa-CDD	59,4	20	63,2	60
123789 hexa-CDD	24,9		16,6	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	25,9	18	20,1	55
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	32,7	15	27,4	46
Σ PCDD				
2378-TCDD-ekvivalenter*	224		155	

* : Nordisk modell

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

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

1) Dårlig gjenvinning

Tabell A14. PCDF/PCDD i filet av torsk fra henholdsvis gruntvann og dypvann i omegnen av Såsteinbåen, Langesundsbukta, okt. 1988, ng/kg friskvekt.

Komponent	Grunt vann	G(%)	Dypt vann	G(%)
Antall g/prøve	50		50	
1378/1379-tetra-CDF				
1278-tetra-CDF				
2368-tetra-CDF				
2378-tetra-CDF	0,61	65	0,53	54
Σ tetra-CDF				
12368/13479-penta-CDF	1,4		1,19	
12478-penta-CDF				
12378/12348-penta-CDF				
23478-penta-CDF	0,37	75	0,28	64
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	1,07	55	1,15	29
123678-hexa-CDF	2,7		2,7	
123789-hexa-CDF	<0,01		<0,01	
234678-hexa-CDF	0,45		0,17	
Σ hexa-CDF				
1234678-hepta-CDF	0,83	53	1,04	59
1234789-hepta-CDF	<0,01		<0,01	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	0,46		0,6	
Σ PCDF				
2378-tetra-CDD	<0,45	71	<0,45	45
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	<0,02	55	<0,02	73
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	<0,04		<0,04	
123678 hexa-CDD	0,24	68	0,35	72
123789 hexa-CDD	<0,04		<0,04	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	0,42	74	<0,6	68
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	4,0	81	3,4	75
Σ PCDD				
2378-TCDD-ekvivalenter*	0,72		0,66	

* : Nordisk modell

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

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

Tabell A15. PCDF/PCDD i filet og lever av torsk fra 10 km S for Færder, Y. Oslofjord, nov. 1988, ng/kg friskvekt.

Komponent	<i>Filet</i>	G(%)	<i>Lever</i>	G(%)
Antall g/prøve	50		5,0	
1378/1379-tetra-CDF				
1278-tetra-CDF				
2368-tetra-CDF				
2378-tetra-CDF	0,26	39	122	72
Σ tetra-CDF				
12368/13479-penta-CDF	0,17		81,9	
12478-penta-CDF				
12378/12348-penta-CDF				
23478-penta-CDF	0,06	54	25,1	44
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	0,05	43	134	32
123678-hexa-CDF	0,13		336	
123789-hexa-CDF	<0,01		17,0	
234678-hexa-CDF	0,04		22,7	
Σ hexa-CDF				
1234678-hepta-CDF	0,10	42	205	67
1234789-hepta-CDF	<0,01			
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	0,14		55,5	
Σ PCDF				
2378-tetra-CDD	<0,45	43	<3	52
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	<0,02	51	3,3	48
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	<0,04		2,9	
123678 hexa-CDD	0,11	50	28,0	29
123789 hexa-CDD	<0,04		2,9	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	0,24	49	28,8	64
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	2,6	50	119	46
Σ PCDD				
2378-TCDD-ekvivalenter*	0,10		81,9	

* : Nordisk modell

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

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

Tabell A16. PCDF/PCDD i filet av smørflyndre fra Sandværhausen, Langesundsbukta, okt. 1988, ng/kg friskvekt.

Komponent	pg/g	G(%)		
Antall g/prøve	25			
1378/1379-tetra-CDF	2,3			
1278-tetra-CDF	0,78			
2368-tetra-CDF				
2378-tetra-CDF	3,6	65		
Σ tetra-CDF				
12368/13479-penta-CDF	3,2			
12478-penta-CDF	2,1			
12378/12348-penta-CDF	2,6			
23478-penta-CDF	1,3	53		
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	1,03	56		
123678-hexa-CDF	1,5			
123789-hexa-CDF	i			
234678-hexa-CDF	0,15			
Σ hexa-CDF				
1234678-hepta-CDF	0,71	47		
1234789-hepta-CDF	0,03			
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	0,24			
Σ PCDF				
2378-tetra-CDD	<0,7	83		
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	0,24	49		
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	0,06			
123678 hexa-CDD	0,17	51		
123789 hexa-CDD	0,19			
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	0,40	47		
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	4,6	41		
Σ PCDD				
2378-TCDD-ekvivalenter*	1,5			

* : Nordisk modell

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

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

Tabell A17. PCDF/PCDD i reker fra Svenner, Y. Oslofjord og Jomfrulandsrenna, februar 1989, ng/kg friskvekt.

Komponent	Ytre Oslofjord	G(%)	Jomfrulandsrenna	G(%)
Antall g/prøve	40		40	
1378/1379-tetra-CDF	0,54		0,47	
1278-tetra-CDF	0,14		0,13	
2368-tetra-CDF				
2378-tetra-CDF	1,4	89	1,00	89
Σ tetra-CDF				
12368/13479-penta-CDF	0,62		0,58	
12478-penta-CDF	0,39		0,36	
12378/12348-penta-CDF	0,49		0,52	
23478-penta-CDF	0,27	73	0,26	71
Σ penta-CDF				
123478/123479-hexa-CDF	0,06	76	0,14	74
123678-hexa-CDF	0,19		0,26	
123789-hexa-CDF	<0,01		<0,01	
234678-hexa-CDF	<0,01		<0,01	
Σ hexa-CDF				
1234678-hepta-CDF	0,97	50	0,33	48
1234789-hepta-CDF	<0,01		<0,01	
Σ hepta-CDF				
Octa-CDF	<0,02		0,42	
Σ PCDF				
2378-tetra-CDD	<0,3	107	<0,3	69
Σ tetra CDD				
12378-penta-CDD	<0,07	79	0,77	79
Σ penta CDD				
123478 hexa-CDD	<0,05		<0,05	
123678 hexa-CDD	0,34	76	0,30	73
123789 hexa-CDD	<0,05		<0,05	
Σ hexa-CDD				
1234678-hepta-CDD	<0,03	53	0,33	49
Σ hepta-CDD				
Octa-CDD	1,7	45	1,3	39
Σ PCDD				
2378-TCDD-ekvivalenter*	0,35		0,70	

* : Nordisk modell

G : Gjenvinning av de tilsatte¹³ C-merkete standarder.

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

Tabell A18. Fettinnhold i prøver av krabbesmør, klokjøtt/krabber og i lever/filet av fisk fra Grenlandsfjordene og Sørlandskysten høsten 1988.

Lokaliteter	Materiale	% fett
K1 Ringsholm.	Krabbesmør, hann	6.0
K2 Arøya	" "	7.9
" "	" " , kokt	12.3
" "	" hunn	14.0
K3 Såstein	" hann	20.4
" "	" hunn	19.2
K4 Åbyfjorden	" hann	18.0
K5 Steingrunnen	" "	10.9
K6 Askholmene	" "	14.6
" "	" hunn	8.1
K7 Kreppa	" hann	13.1
K8 Jomfruland	" "	6.9
K9 Portør	" "	19.4
K10 Risør	" "	13.2
K11 Grimstad	" hann + hunn	16.5
K12 Sletto/Karmøy	" hunn	19.0
K13 Nevlunghamn	" hann	17.7
K14 Rauer	" "	12.5
K2 Arøya	Krabbeklokjøtt, hann	0.17
K6 Askholmene	" "	0.25
K9 Portør	" "	0.92
K12 Sletto/Karmøy	" hunn	0.27
Såsteinbåen, gruntvann	Torskelever	41.0
" "	Torskefilet	0.18
" dypvann	Torskelever	36.0
" "	Torskefilet	0.64
Y. Oslofjord	Torskelever	43.5
" "	Torskefilet	0.30
Sandværhausen	Smørflyndre, filet	0.64

VEDLEGG 2

Statistisk vurdering av utslippets influensområde *)

på grunnlag av isomermønstre

v/Alena Bartonova og Michael Oehme, NILU.

- *) RETTELSE: En feilangivelse av avstanden fra utslipp til st. K9 og K10 i NIVAs fremdriftsrapport av 26/4-89 er benyttet i denne analysen. Feilen har ingen innflytelse på de praktiske konklusjoner utover det at utbredelsen av influensområdet sydover - så langt påvist å være mellom Portør og Risør - skal være ca. 50 km og ikke ca. 60 km som anført i vedlegget. Forholdet er rettet opp i tabellene 1 og 3, fig. 5, samt aktuelle steder i vedleggs-teksten og hovedrapporten.

Jon Knutzen.

APPENDIX

STATISTICAL ANALYSIS OF CONCENTRATIONS OF
POLYCHLORINATED DIBENZOFURANS AND
DIBENZO-p-DIOXINS IN CRAB
FROM THE SOUTHEAST COAST OF NORWAY (1988)

A. Bartonova and M. Oehme

CONTENTS

	Page
1 BACKGROUND	3
2 RESULTS	5
2.1 Differences between the selected regions	11
2.2 Gradient	11
3 CONCLUSIONS	20
APPENDIX A: List of variables	21
APPENDIX B: Correlation matrix of the transformed isomers ..	25
APPENDIX C: Discriminant analyses	29
APPENDIX D: Analyses of variance	45

STATISTICAL ANALYSIS OF CONCENTRATIONS OF POLYCHLORINATED
DIBENZOFURANS AND DIBENZO-p-DIOXINS IN CRAB FROM
THE SOUTHEAST COAST OF NORWAY (1988)

1 BACKGROUND

The aim of this study was to validate the decline of concentrations of polychlorinated dibenzofurans (PCDF) in crab samples with increasing distance from a point source (Mg-production). Crab samples collected more than about 50 km from the source showed significant changes in the concentration ratios between isomers being characteristic for the source. This indicated that the area contaminated by the factory was limited and that the continuously high levels at these sites could be caused by other sources. It was therefore tested if this hypothesis could be confirmed by a corresponding clustering pattern of the samples. No assumption was made for the polychlorinated dibenzo-p-dioxins (PCDD) which are emitted at much lower levels from the Mg-factory. 12 PCDF isomers (4 TCDF, 4 PeCDF, 4 HxCDF), 3 cumulative PCDF species (Σ TCDF, Σ PeCDF, Σ HxCDF), 5 PCDD isomers and the 2,3,7,8-TCDD-equivalents according to the Nordic model were chosen for the statistical analysis (for compound identification, see Table 2). Crab individuals were collected from 14 localities at a distance of 3 to ca 420 km from the source (the distance was approximately read from the map). More details are given in Figure 1 and Table 1. Two localities (K13 and K14) were in respect to the coastal currents upstream from the source. Altogether 22 samples were included in the statistical analysis: 4 samples of male claw-meat and 18 samples of fat (13 male, 4 female, 1 mixed).

Table 1: Approximate distances of sample collection locations from the source (minus sign denotes an "upstream" location).

Location	Ident.	Dist. (km)	Location	Ident.	Dist. (km)
Ringsholm	K1	3	Jomfruland	K8	35
Arøya	K2	18	Portør	K9	56 45
Såstein	K3	21	Risør	K10	67 56
Abyfjord	K4	23	Grimstad	K11	122 115
Steingr.	K5	24	Karmøy	K12	420
Askholm	K6	29	Nevlundh.	K13	-28
Kreppa	K7	33	Rauer	K14	-56

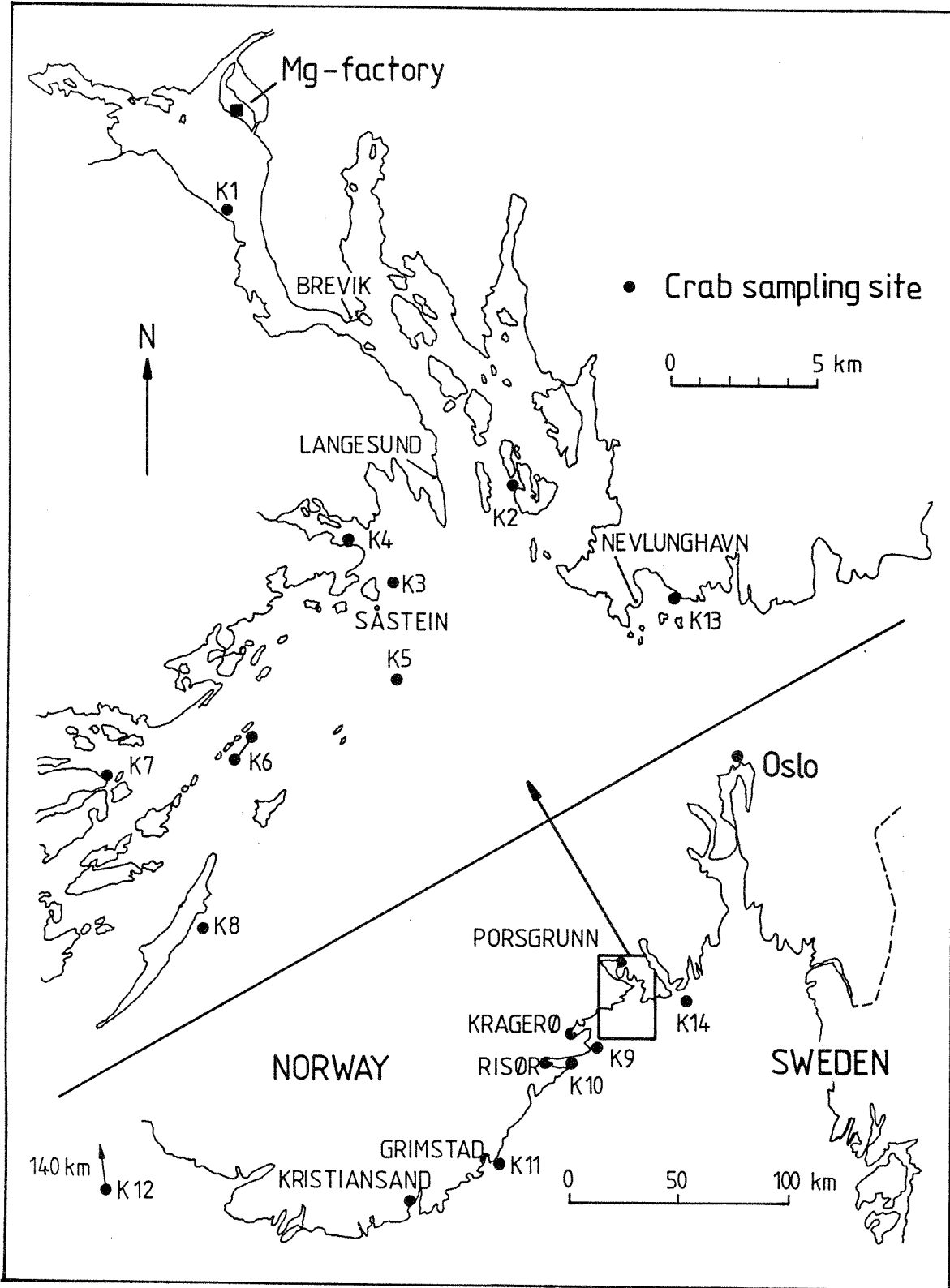


Figure 1: Map of sampling sites.

2 RESULTS

The chemical species were almost ideally correlated, with correlation coefficients between 1.00 and .94 for all untransformed variables. The concentrations varied substantially, therefore they were logarithmically transformed. Correlation coefficient between the transformed variables ranged from 0.58 to 1.00, with typical values of 0.75-0.96. The concentrations of 1,2,3,7,8,9-HxCDF were in 7 samples either not detectable due to interference or below the detection limit. These values were recoded to $\exp(-5)$, which is approx. 0.01 pg/g. The concentrations of 2,3,7,8-TCDD were below the detection limit for 12 samples. These values were recoded to half the detection limit. The same procedure was used for the 1,2,3,7,8,9-HxCDD, which was below detection limit in 5 samples. No measurable contamination by PCDDs was detected in 2 of the claw meat samples.

The statistical analysis was performed using the SPSS/PC⁺ package (SPSS Inc., Chicago, IL, 60611, USA). For the statistical analysis the variables were divided into three groups as indicated in Table 2.

Table 2: Subdivision of the PCDD/PCDF into 3 groups of individual variables used for the statistical analysis.

individual PCDFs:	individual PCDDs:
1378/1379-TCDF	2378-TCDD
1278-TCDF	12378-PeCDD
2368-TCDF	123478-HxCDD
2378-TCDF	123678-HxCDD
12368/13479-PeCDF	123789-HxCDD
12478-PeCDF	
12378/12348 PeCDF	summary compounds:
23478-PeCDF	SUM-TCDF
123478/123479-HxCDF	SUM-PeCDF
123678-HxCDF	SUM-HxCDF
123789-HxCDF	2378-TCDD-EQ
234678-HxCDF	

All samples were clustered using the three groups of variables separately. Centroid and average linkage methods were used yielding similar results. Dendrograms of typical results are presented in Figures 2-4. Based on the clustering results for individual and summary PCDF as well as the observed isomer patterns in the samples, the most logical subdivision into distinct clusters was found to be:

Subgroup 1: K2, K3, K4 and K5; subgroup 2: K6, K7, K8 and K9; subgroup 3: K10, K11, K13 and K14; subgroup 4: K1 (source area).

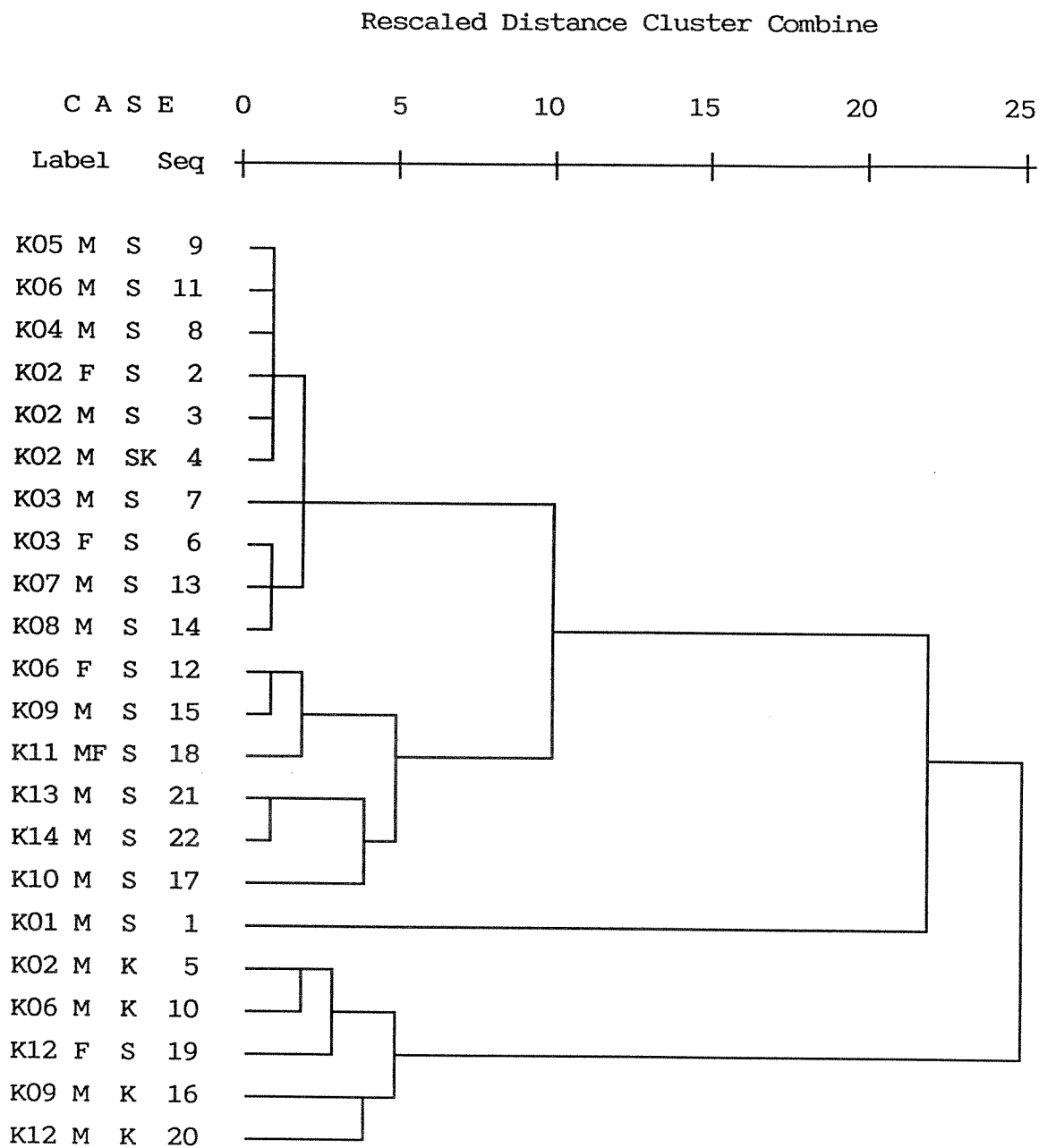
The pattern obtained by a classification based on the PCDDs was less distinct. K2, K3, K4, K5, K6 and K7 were classified as one group and K8, K9, K10, K11 and K14 as another one both representing medium level and middle distance samples. K12 and K1 represented two other independent groups. All clustering results classified the sample from the West coast (Karmøy) together with the least contaminated samples which are the claw meat samples.

Based on these results the localities were divided into four groups defined by the distance from the source:

Region 0: source (K1); region 1: within 25 km downstream (K2, K3, K4, K5); region 2: within ~~60~~⁵⁰ km downstream (K6, K7, K8, K9); region 3: possibly uncontaminated (K10, K11, K12, K13, K14). However, the sample from K12 shows a different isomer profile.

To verify the subdivision into the regions discriminant analyses using separately the three groups of individual variables (logarithmically transformed) were performed on the fat samples. 2,3,7,8-TCDD was excluded because of the frequent below-detection-limit results. The sample from K1 was excluded from the analysis due to its obvious outstanding values.

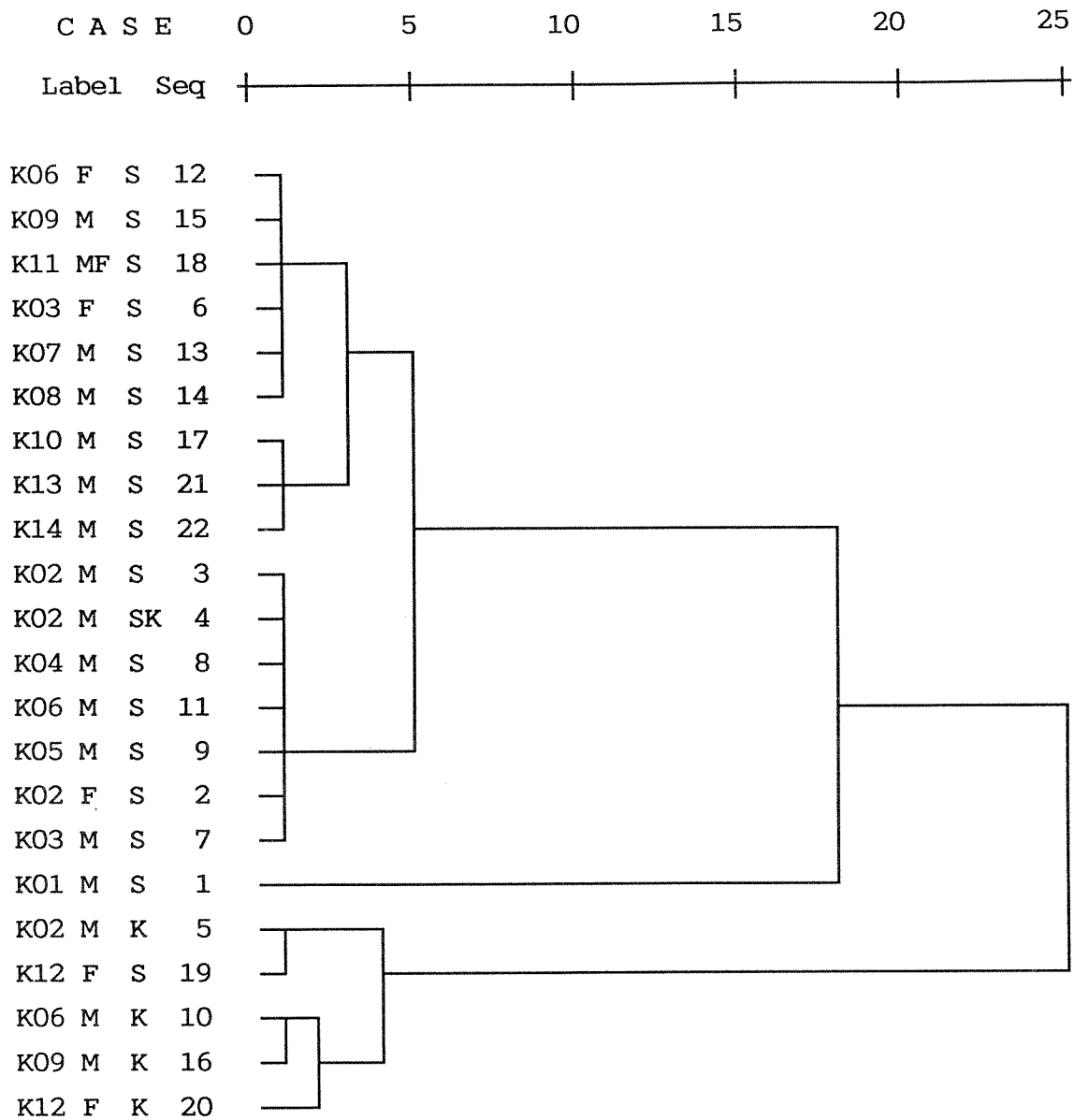
All variables showed high discriminating power between the regions. The most distinct results were obtained for the group of individual PCDFs (no misclassification and distinct areas, see Figure 5). One misclassification occurred in the summary variables group and the separation of the regions was not so distinct. Two samples (K3 and K6) were misclassified when using the PCDD, and the regions 25-~~60~~⁵⁰ km and ~~60~~⁵⁰ km were not well separated. This is in accordance with the clustering results. The main explanation is that the PCDD-emissions from the Mg-process are much smaller and that PCDD also are emitted by combustion sources such as car traffic generating a general background in the environment.



SYMBOLS: Kxx .. identification of the locality
M/F/MF sex of the individual (MF .. pooled sample)
S/SK/M type of sample: S..fat, SK..boiled fat, K..claw meat

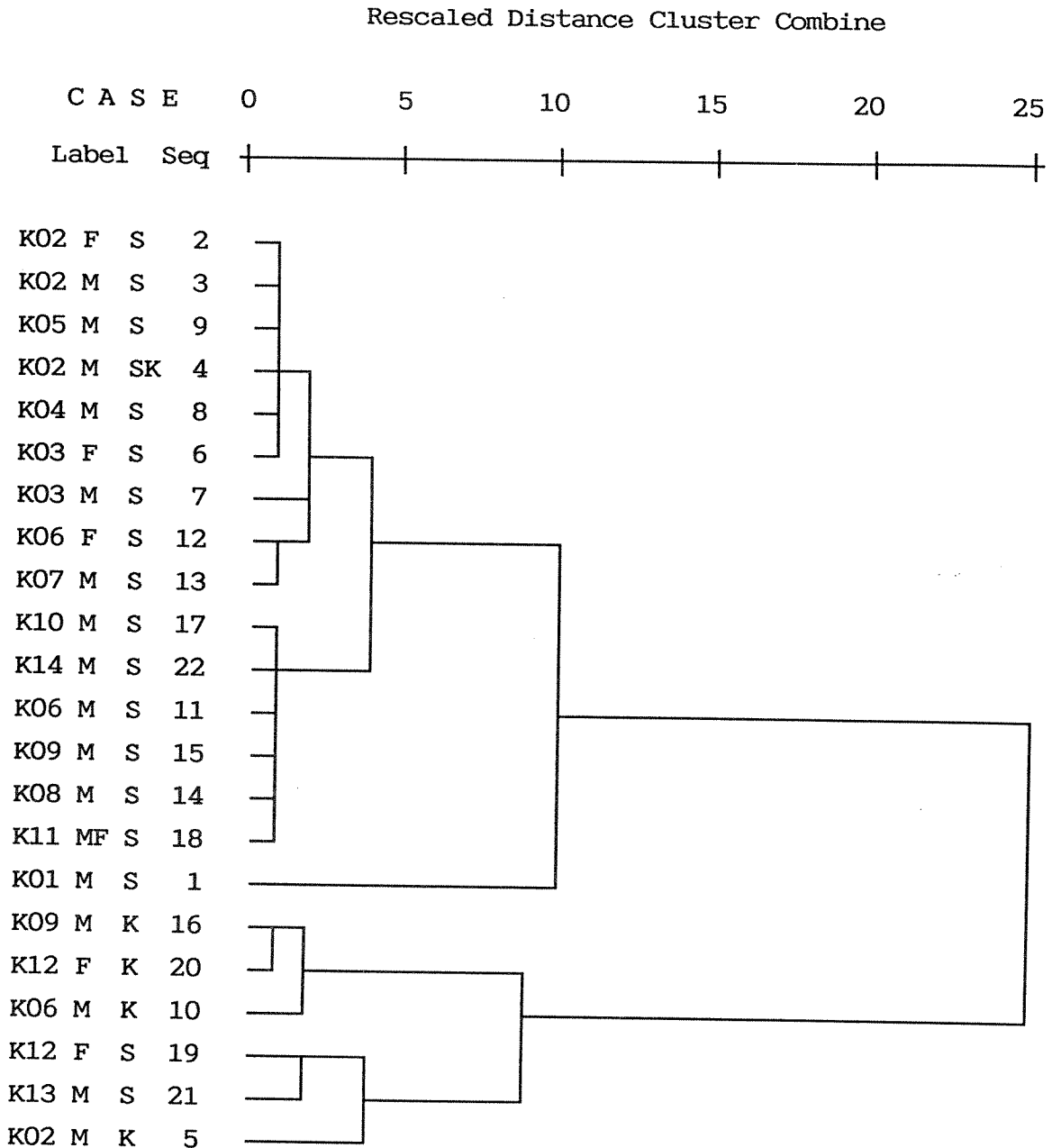
Figure 2: Dendrogram using average linkage between groups and as variables individual PCDF.

Rescaled Distance Cluster Combine



SYMBOLS: Kxx .. identification of the locality
M/F/MF sex of the individual (MF .. pooled sample)
S/SK/M type of sample: S..fat, SK..boiled fat, K..claw meat

Figure 3: Dendrogram using average linkage between groups and the summary variables.



SYMBOLS: Kxx .. identification of the locality
 M/F/MF sex of the individual (MF .. pooled sample)
 S/SK/M type of sample: S..fat, SK..boiled fat, K..claw meat

Figure 4: Dendrogram using average linkage between groups and as variables individual PCDD.

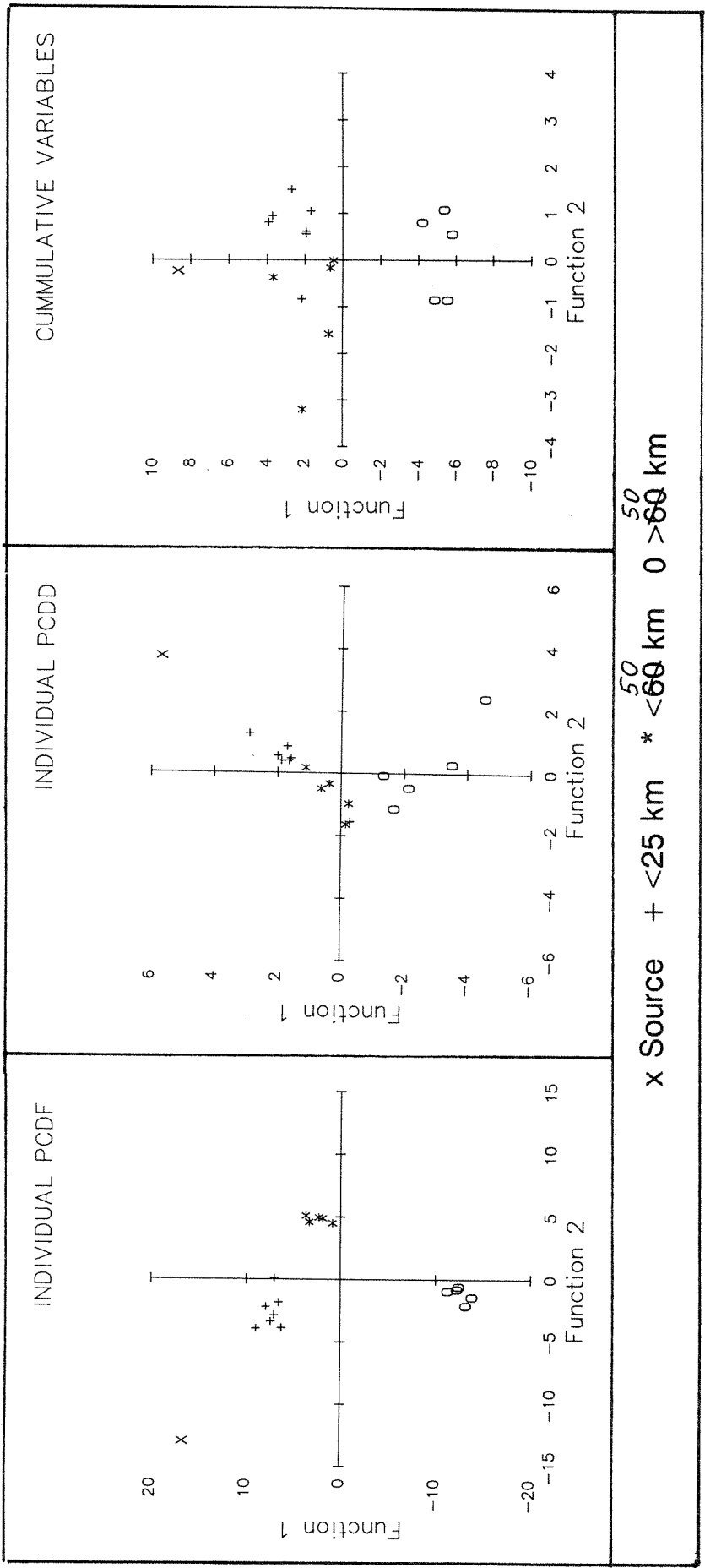


Figure 5: Fat samples in the co-ordinate system of the 1st and 2nd discriminant function using the three groups of variables separately.

When interpreting the discrimination results, we have to bear in mind that the number of variables is high compared to the number of samples, therefore the value of the result is somewhat inflated.

2.1 DIFFERENCES BETWEEN THE SELECTED REGIONS

The analysis of variance of the concentrations in the three groups of variables confirmed the differences between the regions for all compounds on a 95% simultaneous significance level. No special test against trend alternative was considered necessary. The mean concentrations of the selected compounds in fat and claw meat samples from the source area and the other regions are given in Table 3. No significant differences between male and female individuals were found. This is probably due only to the small number of female samples: when examined closely (Table 4), there seems to be strong systematic difference between male and female samples contamination.

The concentrations in claw meat samples were much lower than in fat samples, and they showed the same trend.

2.2 GRADIENT

A significant linear decline was found for all logarithmically transformed compound concentrations and the distance from the source, however, we have to bear in mind the strong correlations between individual compounds. An exception is 2,3,7,8-TCDD which was below the detection limit for 12 of the samples. The decline is similar for all compounds (see Table 5 and Figure 6). The only outlying observation was the sample from K1, with values much higher than expected. Prior to the statistical analysis the distance from the source had to be recoded to differentiate between upstream/downstream. The locations K13 and K14 (both situated upstream from the source) were given an arbitrary distance of 200 km to express the expected low influence of the source. This was in agreement with the results of the analysis of variance.

Table 3: Mean concentrations of selected PCDD/PCDF in the crab samples from the four regions. Unit: pg/g fresh weight.

Region: Sample type:	Source area fat	< 25 km		50 < 60 km		50 > 60 km or uncontamin.	
		fat	meat	fat	meat	fat	meat
No. of samples	1	7	1	5	2	5	1
1378/1379-TCDF	962	90	5.0	34	2.5	2	.6
1278-TCDF	438	39	5.1	13	3.3	2	.9
2368-TCDF	856	108	2.6	42	2.0	6	.4
2378-TCDF	2280	207	6.4	69	2.8	28	1.4
SUM-TCDF	7900	723	46	291	15	56	7.8
12368/13479-PeCDF	2310	207	6.6	85	1.4	2.1	.5
12478-PeCDF	2110	213	6.6	73	1.3	2.5	.3
12378/12348-PeCDF	2490	207	6.7	75	1.0	14	.5
23478-PeCDF	1590	178	2.9	65	1.3	24	.4
SUM-PeCDF	14500	1517	46	566	8.0	82	4.6
123478/123479-HxCDF	3890	304	4.3	158	1.5	33	.3
123678-HxCDF	4570	332	5.7	221	2.1	41	.4
123789-HxCDF	58	2.7	.1	1.3	.4	.8	n.d.*
234678-HxCDF	374	63	.6	34	.3	27	.1
SUM-HxCDF	13250	976	15	540	5.8	130	1.0
2378-TCDD	110	13.8	<.7	3.8	<.07	4.0	n.d.*
12378-PeCDD	469	43.3	.6	18.8	<.06	7.9	.05
123478-HxCDD	233	33.3	.4	14.5	<.05	4.7	.05
123678-HxCDD	387	62.3	.5	28.2	<.05	8.8	.12
123789-HxCDD	647	92.1	.8	32.4	<.1	2.4	<.1
2378-TCDD-EQ	2451	241	4	91	1.5	31	1.0

* n.d.: not determined.

Table 4: Differences between male and female fat samples. Unit: pg/g fresh weight.

	Sampling site						
	K2		K3		K6		K12
	Male	Female	Male	Female	Male	Female	Female
1378/1379-TCDF	126.0	69.4	137.0	31.8	79.6	17.1	0.9
1278-TCDD	52.2	31.3	60.1	12.7	30.6	4.3	0.8
2368-TCDF	118.5	111.0	204.0	43.6	91.3	15.4	2.0
2378-TCDF	265.0	178.0	364.0	69.1	161.0	24.8	8.1
SUM- TCDF	939.5	618.0	1 280.0	290.0	638.0	154.0	21.9
12368/13479-PeCDF	298.0	115.0	358.0	78.2	183.0	45.7	0.9
12478-PeCDF	237.0	114.0	487.0	89.0	158.0	41.1	0.7
12378/12348-PeCDF	292.5	116.0	351.0	83.9	180.0	35.8	2.7
23478-PeCDF	194.0	100.0	411.0	56.9	136.0	29.3	3.0
SUM PeCDF	1 922.5	881.0	2 940.0	631.0	1 309.0	269.0	20.8
123478/123479-HxCDF	309.0	173.0	659.0	133.0	245.0	63.1	2.7
123678-HxCDF	421.0	207.0	564.0	138.0	302.0	69.1	3.0
123789-HxCDF	2.7	1.5	5.5	2.1	1.7	0.0	0.0
234678-HxCDF	55.7	32.3	158.0	23.6	56.8	9.6	2.8
SUM-HxCDF	997.0	596.0	2 150.0	450.0	842.0	294.0	12.9
2378 TCDD	18.4	18.8	13.3	7.3	2.2	0.9	1.3
12378-PeCDD	47.4	37.2	80.5	13.6	11.5	32.1	1.5
123478-HxCDD	31.5	22.9	75.7	13.7	5.4	28.5	0.5
123678-HxCDD	56.3	45.4	136.0	25.6	11.7	52.7	1.8
123789-HxCDD	69.1	55.9	238.0	44.6	16.9	63.8	0.0
TCDD-Equivalent	267.0	164.0	492.0	91.0	181.0	45.0	4.2

* n.d.: not determined.

Table 5: Regression slope coefficients in a linear regression of individual concentrations on distance from the source in km. (ln: natural logarithm transformation).

Variable (no. of samples=21)	Slope coefficient	95% confidence interval
ln 1378/1379-TCDF	-.010	-.016, -.005
ln 1278-TCDF	-.007	-.013, -.002
ln 2368-TCDF	-.008	-.013, -.004
ln 2378-TCDF	-.006	-.010, -.002
ln SUM-TCDF	-.007	-.011, -.003
ln 12368/13479-PeCDF	-.012	-.019, -.006
ln 12478-PeCDF	-.013	-.019, -.007
ln 12378/12348-PeCDF	-.009	-.013, -.005
ln 23478-PeCDF	-.008	-.011, -.004
ln SUM-PeCDF	-.009	-.013, -.004
ln 123478/123479-HxCDF	-.010	-.014, -.006
ln 123678-HxCDF	-.010	-.014, -.006
ln 123789-HxCDF	-.010	-.016, -.003
ln 234678-HxCDF	-.006	-.009, -.003
ln SUM-HxCDF	-.009	-.013, -.006
ln 2378-TCDD	-.003	-.009, +.002
ln 12378-PeCDD	-.006	-.010, -.003
ln 123478-HxCDD	-.007	-.011, -.004
ln 123678-HxCDD	-.006	-.010, -.002
ln 123789-HxCDD	-.014	-.021, -.008
ln 2378-TCDD-EQ	-.008	-.011, -.004

The regression results support the conclusion of a steep decline of the concentrations with distance. This is illustrated by the slope coefficients and their 95% confidence intervals which are given in Table 5. The regression equation is expressed as:

$$\ln(\text{concentration}) = \text{intercept} + b \cdot \text{rdist},$$

where "rdist" denotes the recoded distance from the source, and "b" denotes the slope coefficient. The sample from the location K1 was not included in these regressions.

There was a strong interest to establish a border for the pollution dispersion in the fjord. To do this, first a factor model for the PCDF compounds was evaluated. Here, only samples of male fat were included. After the inspection of the correlation matrix, the 12368/13679-PeCDF

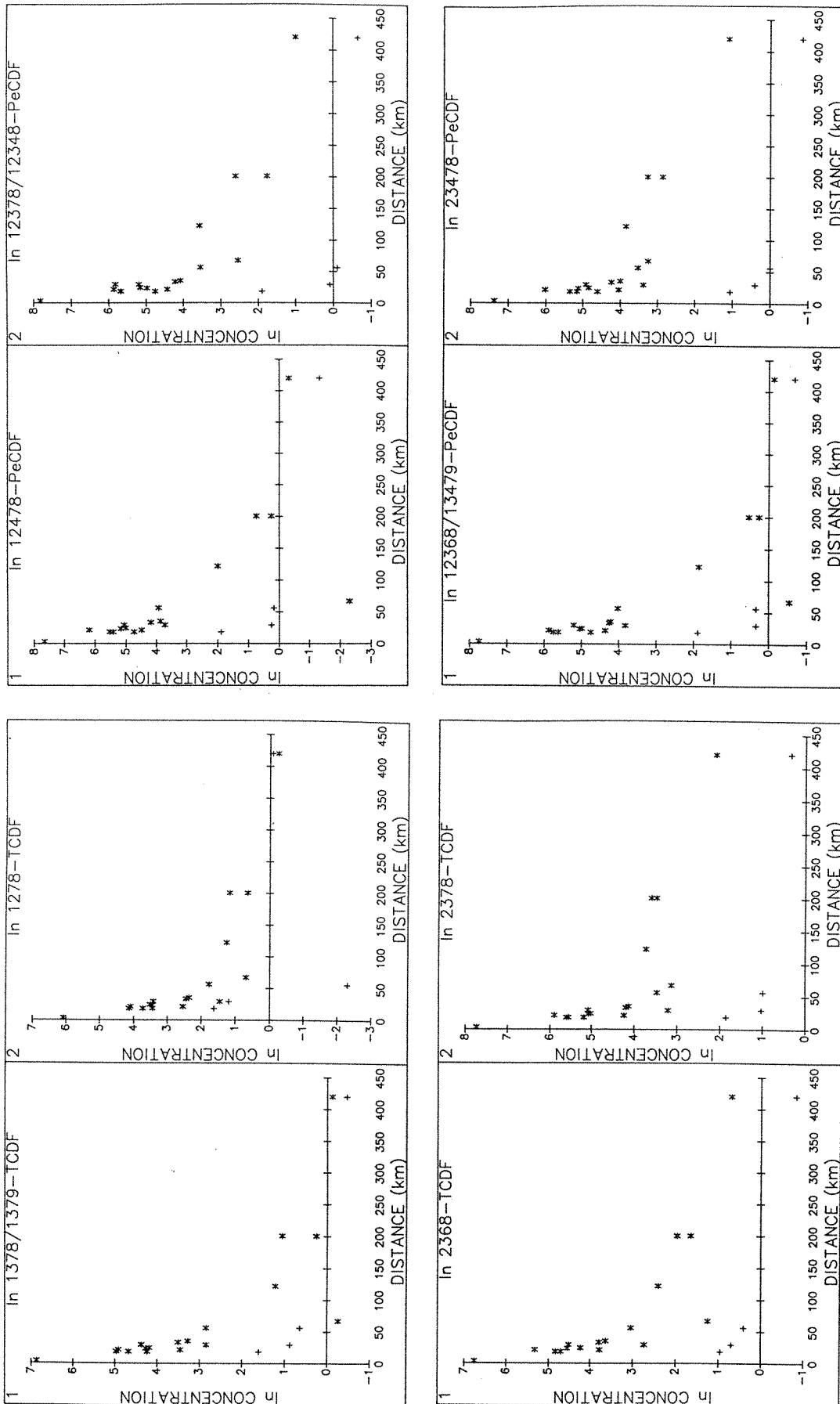


Figure 6: Gradients in individual and cumulative PCDF/PCDD variables. *: fat samples. +: claw meat.

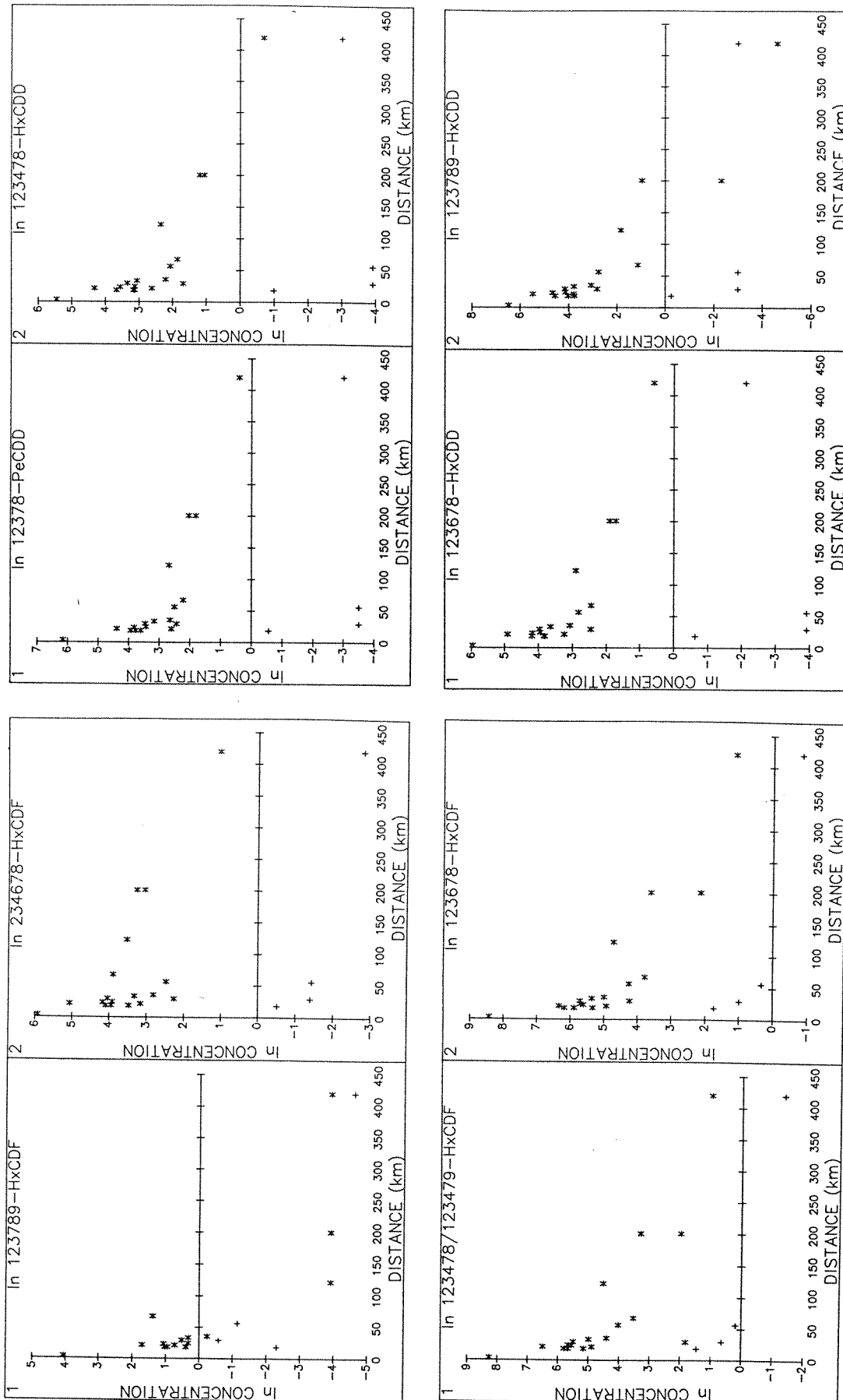


Figure 6: continued.

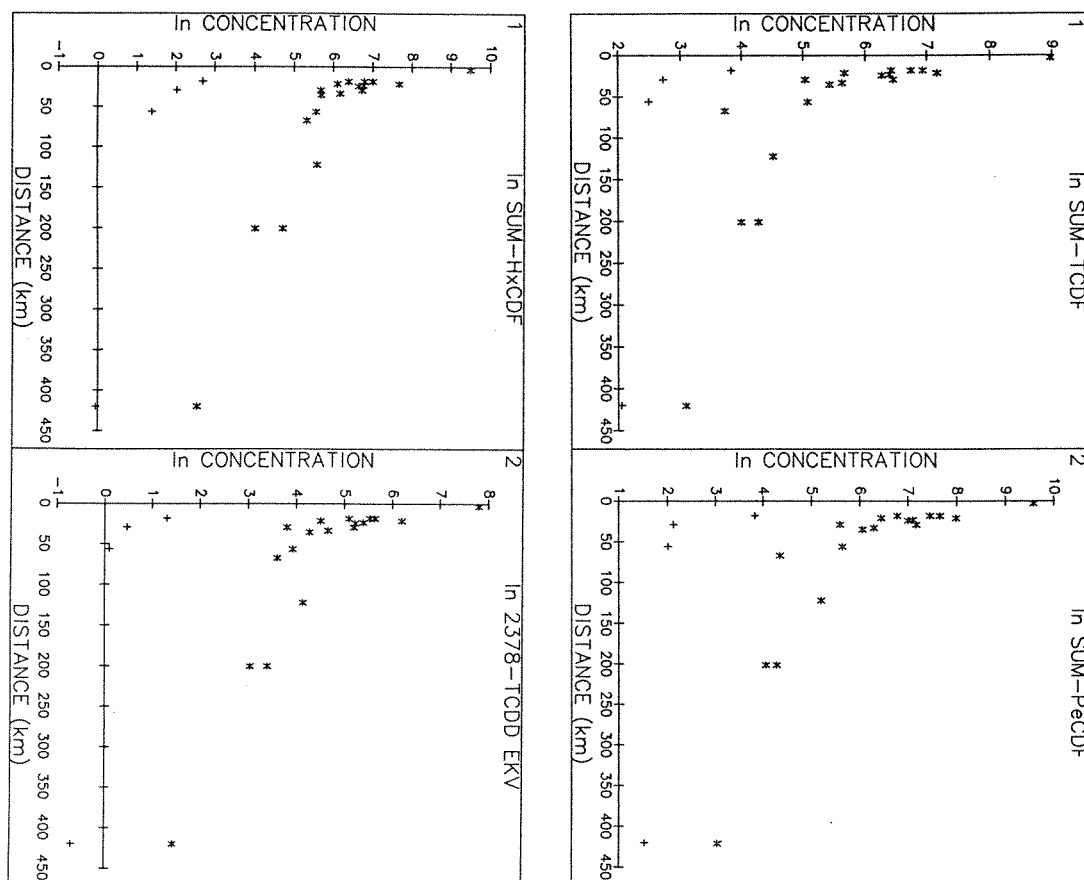


Figure 6: continued.

and 23478-PeCDF were excluded from the analysis: Since they were absolutely almost perfectly correlated with 2378-PCDF. 2 factors (accounting for 92.5 and 5.8% of variability respectively) were obtained, with the factor loadings after varimax rotation shown in Table 6.

The samples in the factor space are plotted in Figure 7. The clustering of the samples could be confirmed, with a possible exception of location K6. There seems to be a gradient in values of factor 1 with distance. However, no apparent gradient was observed for the values of factor 2.

Table 6: Factor loadings for the analysis of selected PCDF compounds.

Compound	Factor loadings		Communality
	Factor 1 (92.5%)	Factor 2 (5.8%)	
1378/1379-TCDF	0.94	0.35	0.99
1278-TCDF	0.83	0.55	0.99
2368-TCDF	0.88	0.45	0.99
2378-TCDF	0.71	0.68	0.97
12478-PeCDF	0.94	0.31	0.99
12378/12348-PeCDF	0.85	0.53	0.99
123478/1223679-HxCDF	0.81	0.57	0.97
123678-HxCDF	0.83	0.52	0.96
234678-HxCDF	0.34	0.94	0.99

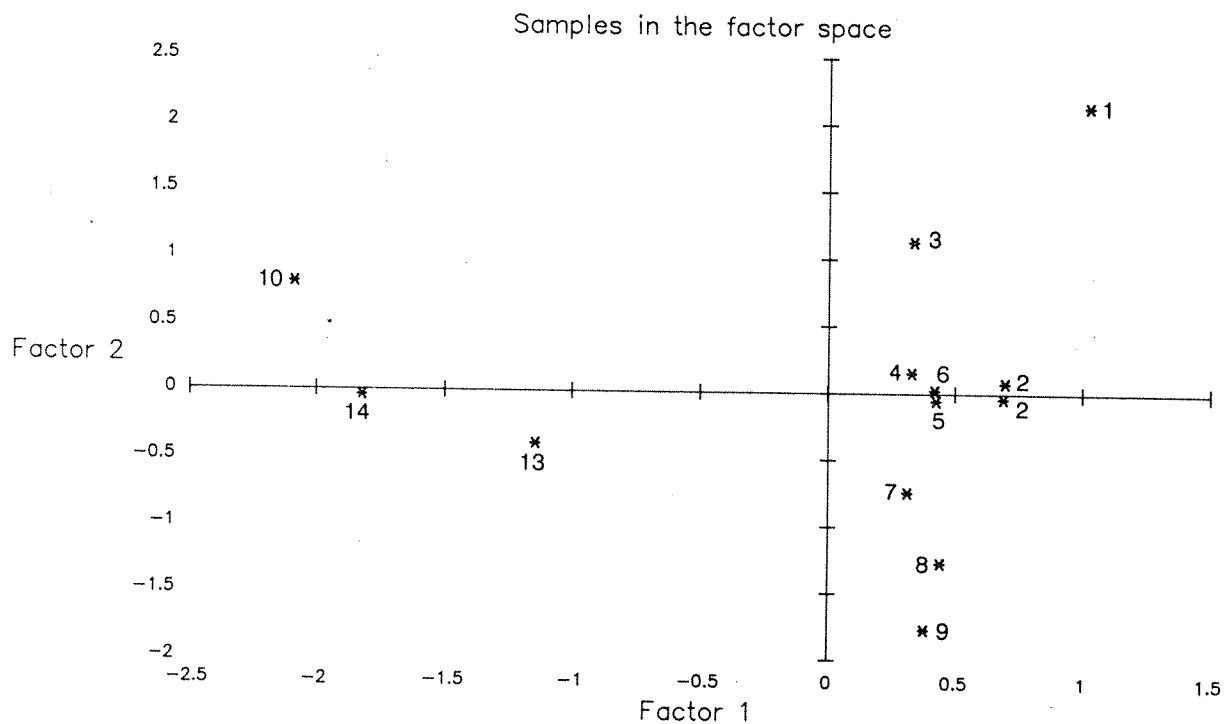


Figure 7: Samples in the factor space.
The numbers denote the sampling site.

As a next step in the analysis a dispersion model was considered of the form

$$\text{factor score} = a + b * \ln (\text{distance from the source}). \quad (1)$$

After a logarithmic transformation of the distance, the source area K1 was included in the analysis. The locations K10, K13, K14 were excluded. They were considered as a background, to which predicted concentrations were compared. The results of the regressions of factors 1 and 2 on logarithmic distance are given in Table 7. The regression explains the variability in the factors rather well (F-test of analysis of variance is significant) for both factors.

Table 7: Regression results of the regressions (1).

	Intercept a (s.d.)	Regression coef. b (s.d.)	R ²	F _{8,1}	F significance
Factor 1	1.28 (0.17)	-0.25 (0.05)	0.73	22.17	<0.01
Factor 2	3.88 (0.75)	-1.28 (0.24)	0.78	29.09	<0.01

An uncontaminated region was defined in the following manner. The constructed factor was devised as representative for the pollution concentrations. Furthermore, the samples K10, K13, K14 were defined as a true background. Then we can define the uncontaminated region as a region where the concentrations are less than Y_C , where

$$Y_C = \left(Y_{\overline{10, 13, 14}} + 2*s.d. \frac{\quad}{10, 13, 14} \right).$$

Here $Y_{\overline{10, 13, 14}}$ is the mean value of factor 1 in the three locations s.d. denotes the Y_C corresponding standard deviation, and the + sign reflects the direction of the factor. If so defined, the $Y_C = 0.88$, and all samples with values less than -0.88 will be considered uncontaminated.

Based on the regression, a confidence interval was constructed for each point of the regression line on 95% confidence level. The resulting band was inspected for intersections with the uncontaminated area. As can be seen in Figure 8, the intersection occurs at a distance of approx. 80 km from the source which means that the samples closer to source than that can be considered as contaminated. This distance, however, is subject to a large error as e.g. seen for sampling site K10.

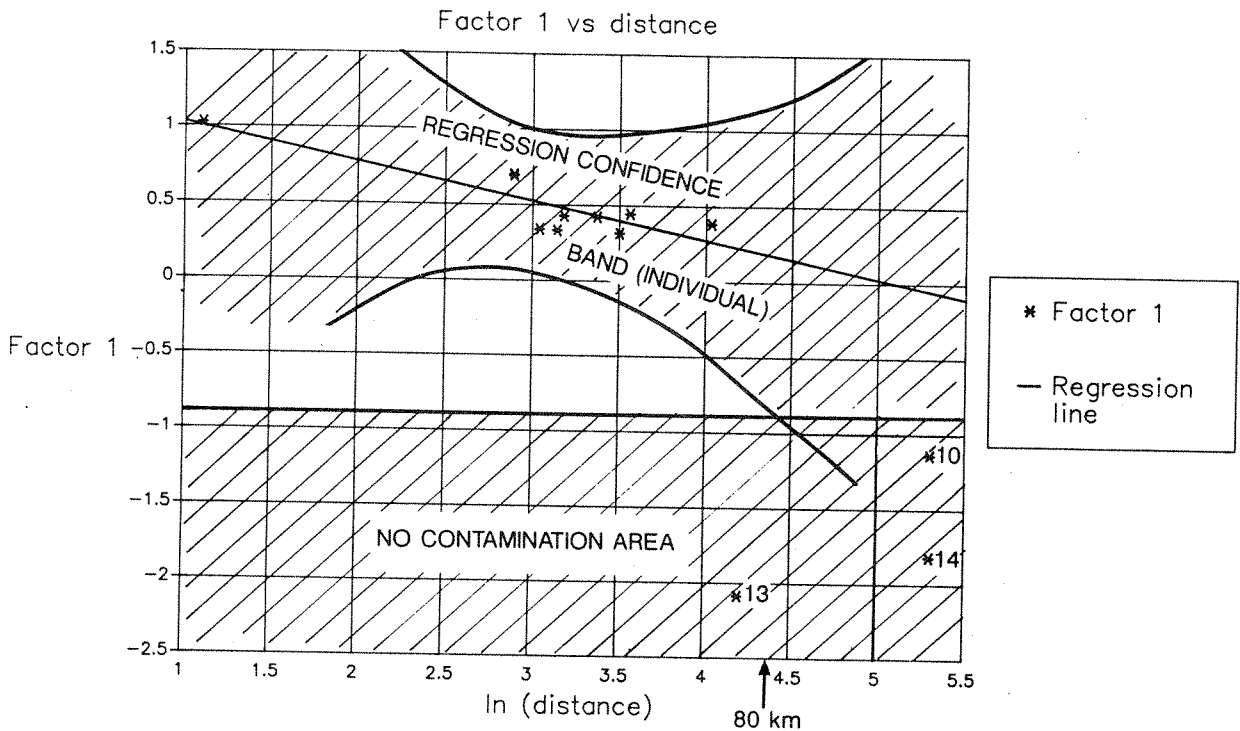


Figure 8: The regression line, confidence band for the regression points, and its intersection with a defined uncontaminated area for the regression of factor scores for factor 1 on a transformed distance from source.

A similar analysis can be done for the factor 2, with the result that none of the sampling sites is significantly different from the uncontaminated area.

The above-described analysis is, however, build on only 13 samples, and relies heavily on several more or less tentative transformations and assumption. Therefore it can at most lead to a suspicion, by no means can it be considered as a final proof. For this, more samples are needed, and more exact definition of the dispersion model and of the uncontaminated area are necessary.

3 CONCLUSIONS

The concentration decline of both PCDF and PCDD is steep (possibly exponential) for all the analyzed compounds. Three relatively homogenous contamination areas could be identified by the analyzed PCDF in addition to the sample K1 which is the most contaminated:

- Region 1: up to 25 km from the source downstream,
- Region 2: up to ⁵⁰60 km from the source downstream,
- Region 3: farther than ⁵⁰60 km from the source or upstream.

For all the analysed compounds the variability within areas is significantly lower than between areas. The differences between the contamination areas were not so marked in the PCDD values, but they are still statistically significant. This is mainly caused by the relatively lower emissions of PCDD compared to PCDF from the source and a possible PCDD background caused by other sources. The contamination in the sample of the West-coast location is independent from the source. No significant difference in contamination due to the sex of the crabs was found, however, this may be due to the small sample sizes in the respective groups.

APPENDIX A

LIST OF VARIABLES

LIST OF VARIABLES USED IN THE ANALYSIS:

DESCRIPTIVES:

code	description
PRO	prove kode (sted)
KJ	kjonn
TYPE	type
VKT	vekt av prove (g)
DIST	DISTANCE (km)
SEQ	* No label *
RDIST	Recoded distance
CLASS	Distance from source
OLTYPE	* No label *

Isomers:

code	description
V1	1378/1379-TCDF
V2	1278-TCDD
V3	2368-TCDF
V4	2378-TCDF
V5	SUM-TCDF
V6	12368/13479-PeCDF
V7	12478-PeCDF
V8	12378/12348-PeCDF
V9	23478-PeCDF
V10	SUM-PeCDF
V11	123478/123479-HxCDF
V12	123678-HxCDF
V13	123789-HxCDF
V14	234678-HxCDF
V15	SUM-HxCDF
EKV	TCDD-EQ
V16	2378-TCDD
V17	12378-PeCDD
V18	123478-HxCDD
V19	123678-HxCDD
V20	123789-HxCDD

Transformed isomers:

code	description
LV1	ln 1378/1379-TCDF
LV2	ln 1278-TCDD
LV3	ln 2368-TCDF
LV4	ln 2378-TCDF
LV5	ln SUM-TCDF
LV6	ln 12368/13479-PeCDF
LV7	ln 12478-PeCDF
LV8	ln 12378/12348-PeCDF
LV9	ln 23478-PeCDF
LV10	ln SUM-PeCDF
LV11	ln 123478/123479-HxCDF
LV12	ln 123678-HxCDF
LV13	ln 123789-HxCDF
LV14	ln 234678-HxCDF
LV15	ln SUM-HxCDF
LVEKV	ln TCDD-EQ
LV17	ln 12378-PeCDD
LV18	ln 123478-HxCDD
LV19	ln 123678-HxCDD
LV20	ln 123789-HxCDD
LV16	ln 2378-TCDD

APPENDIX B

CORRELATION MATRIX OF THE TRANSFORMED ISOMERS

CORRELATION MATRIX FOR TRANSFORMED VARIABLES

Correlations:	LV1	LV2	LV3	LV4	LV5	LV6
LV1	1.00	.90**	.96**	.89**	.96**	.99**
LV2	.90**	1.00	.91**	.89**	.93**	.88**
LV3	.96**	.91**	1.00	.97**	.99**	.96**
LV4	.89**	.89**	.97**	1.00	.98**	.88**
LV5	.96**	.93**	.99**	.98**	1.00	.95**
LV6	.99**	.88**	.96**	.88**	.95**	1.00
LV7	.99**	.89**	.97**	.90**	.97**	1.00**
LV8	.93**	.91**	.98**	.98**	.98**	.93**
LV9	.87**	.88**	.96**	.99**	.96**	.87**
LV10	.94**	.91**	.99**	.98**	.99**	.94**
LV11	.89**	.88**	.97**	.97**	.96**	.89**
LV12	.89**	.88**	.96**	.96**	.96**	.90**
LV13	.73**	.70**	.74**	.71**	.73**	.68**
LV14	.70**	.75**	.86**	.93**	.86**	.70**
LV15	.86**	.86**	.95**	.97**	.95**	.87**
LV16	.79**	.76**	.85**	.89**	.87**	.79**
LV17	.77**	.81**	.89**	.94**	.90**	.79**
LV18	.79**	.81**	.90**	.93**	.91**	.81**
LV19	.77**	.80**	.88**	.92**	.89**	.79**
LV20	.87**	.83**	.91**	.88**	.92**	.90**
LVEKV	.87**	.88**	.96**	.98**	.96**	.87**

Correlations:	LV7	LV8	LV9	LV10	LV11	LV12
LV1	.99**	.93**	.87**	.94**	.89**	.89**
LV2	.89**	.91**	.88**	.91**	.88**	.88**
LV3	.97**	.98**	.96**	.99**	.97**	.96**
LV4	.90**	.98**	.99**	.98**	.97**	.96**
LV5	.97**	.98**	.96**	.99**	.96**	.96**
LV6	1.00**	.93**	.87**	.94**	.89**	.90**
LV7	1.00	.95**	.90**	.96**	.92**	.92**
LV8	.95**	1.00	.98**	1.00**	.99**	.99**
LV9	.90**	.98**	1.00	.98**	.99**	.99**
LV10	.96**	1.00**	.98**	1.00	.98**	.98**
LV11	.92**	.99**	.99**	.98**	1.00	1.00**
LV12	.92**	.99**	.99**	.98**	1.00**	1.00
LV13	.70**	.71**	.69**	.71**	.70**	.70**
LV14	.75**	.90**	.96**	.89**	.93**	.92**
LV15	.90**	.98**	.99**	.97**	1.00**	.99**
LV16	.80**	.86**	.85**	.86**	.82**	.81**
LV17	.82**	.93**	.96**	.93**	.94**	.94**
LV18	.85**	.94**	.96**	.94**	.95**	.95**
LV19	.82**	.92**	.95**	.92**	.93**	.93**
LV20	.92**	.92**	.90**	.94**	.91**	.91**
LVEKV	.90**	.98**	1.00**	.98**	.99**	.99**

Correlations:	LV13	LV14	LV15	LV16	LV17	LV18
LV1	.73**	.70**	.86**	.79**	.77**	.79**
LV2	.70**	.75**	.86**	.76**	.81**	.81**
LV3	.74**	.86**	.95**	.85**	.89**	.90**
LV4	.71**	.93**	.97**	.89**	.94**	.93**
LV5	.73**	.86**	.95**	.87**	.90**	.91**
LV6	.68**	.70**	.87**	.79**	.79**	.81**
LV7	.70**	.75**	.90**	.80**	.82**	.85**
LV8	.71**	.90**	.98**	.86**	.93**	.94**
LV9	.69**	.96**	.99**	.85**	.96**	.96**
LV10	.71**	.89**	.97**	.86**	.93**	.94**
LV11	.70**	.93**	1.00**	.82**	.94**	.95**
LV12	.70**	.92**	.99**	.81**	.94**	.95**
LV13	1.00	.58*	.68**	.61*	.53	.56*
LV14	.58*	1.00	.95**	.79**	.96**	.94**
LV15	.68**	.95**	1.00	.82**	.96**	.97**
LV16	.61*	.79**	.82**	1.00	.84**	.83**
LV17	.53	.96**	.96**	.84**	1.00	.99**
LV18	.56*	.94**	.97**	.83**	.99**	1.00
LV19	.53	.94**	.95**	.83**	.99**	.99**
LV20	.64*	.81**	.91**	.78**	.89**	.92**
LVEKV	.68**	.96**	.99**	.85**	.97**	.97**

Correlations:	LV19	LV20	LVEKV
LV1	.77**	.87**	.87**
LV2	.80**	.83**	.88**
LV3	.88**	.91**	.96**
LV4	.92**	.88**	.98**
LV5	.89**	.92**	.96**
LV6	.79**	.90**	.87**
LV7	.82**	.92**	.90**
LV8	.92**	.92**	.98**
LV9	.95**	.90**	1.00**
LV10	.92**	.94**	.98**
LV11	.93**	.91**	.99**
LV12	.93**	.91**	.99**
LV13	.53	.64*	.68**
LV14	.94**	.81**	.96**
LV15	.95**	.91**	.99**
LV16	.83**	.78**	.85**
LV17	.99**	.89**	.97**
LV18	.99**	.92**	.97**
LV19	1.00	.91**	.95**
LV20	.91**	1.00	.91**
LVEKV	.95**	.91**	1.00

N of cases: 22

2-tailed Signif: * - .01 ** - .001

APPENDIX C

DISCRIMINANT ANALYSES

DISCRIMINANT ANALYSIS: individual PCDF isomers
(source area not included in the discrimination)

On groups defined by CLASS Distance from source (kateg.)

18 (unweighted) cases were processed.

1 of these were excluded from the analysis.

1 had missing or out-of-range group codes.

17 (unweighted) cases will be used in the analysis.

Number of Cases by Group

CLASS	Number of Cases		Label
	Unweighted	Weighted	
1	7	7.0	-25 km
2	5	5.0	-60 km
3	5	5.0	+60 km
Total	17	17.0	

Group Standard Deviations

CLASS	LV1	LV2	LV3	LV4
1	.523	.534	.487	.540
2	.632	.753	.692	.728
3	.678	.596	.657	.661
Total	1.805	1.352	1.401	1.060

CLASS	LV6	LV7	LV8	LV9
1	.569	.560	.538	.620
2	.534	.538	.668	.613
3	.912	.908	.967	1.048
Total	2.209	2.137	1.420	1.168

CLASS	LV11	LV12	LV13	LV14
1	.507	.484	.462	.598
2	.620	.657	1.781	.716
3	1.383	1.437	1.962	1.118
Total	1.431	1.415	1.898	.915

Analysis number 1

Direct method: All variables passing the tolerance test are entered.

Minimum Tolerance Level..... .00100

Canonical Discriminant Functions

Maximum number of functions..... 2
 Minimum cumulative percent of variance... 100.00
 Maximum significance of Wilks' Lambda.... 1.0000

Prior Probabilities

Group	Prior	Label
1	.412	-25 km
2	.294	-60 km
3	.294	+60 km
Total	1.00000	

Classification Function Coefficients
(Fisher's Linear Discriminant Functions)

CLASS =	1 -25 km	2 -60 km	3 +60 km
LV1	7.009	35.703	-.769
LV2	-201.051	-206.452	-254.964
LV3	-724.548	-549.756	-419.276
LV4	1183.417	920.853	860.910
LV6	-548.339	-385.127	-289.066
LV7	841.666	586.207	342.598
LV8	-403.046	-312.691	-169.927
LV9	39.237	30.260	67.491
LV11	193.529	180.494	303.922
LV12	102.940	65.364	-86.695
LV13	56.724	43.067	28.631
LV14	-553.713	-413.346	-401.057
(constant)	-664.973	-442.064	-573.772

Canonical Discriminant Functions

Fcn	Eigenvalue	Pct of Variance	Cum Pct	Canonical Corr	After Fcn	Wilks' Lambda	Chisquare	DF	Sig
1*	85.0178	87.63	87.63	.9942	:	0 .0009	59.663	24	.0001
2*	11.9959	12.37	100.00	.9608	:	1 .0769	21.799	11	.0260

* marks the 2 canonical discriminant functions remaining in the analysis.

Standardized Canonical Discriminant Function Coefficients

	FUNC 1	FUNC 2
LV1	.420	2.628
LV2	1.736	.702
LV3	-8.649	8.511
LV4	9.135	-16.508
LV6	-8.166	9.556
LV7	16.020	-12.659
LV8	-8.217	3.356
LV9	-1.211	-1.742
LV11	-5.220	-5.034
LV12	8.701	1.199
LV13	1.952	-1.385
LV14	-5.401	11.854

Structure Matrix:

Pooled-within-groups correlations between discriminating variables and
canonical discriminant functions
(Variables ordered by size of correlation within function)

	FUNC 1	FUNC 2
LV6	.362*	.062
LV7	.352*	.019
LV1	.330*	-.010
LV3	.246*	-.072
LV2	.223*	-.128
LV8	.199*	-.074
LV11	.154*	-.051
LV12	.146*	-.023
LV9	.136*	-.089
LV4	.149	-.159*
LV14	.055	-.130*
LV13	.096	-.120*

Unstandardized Canonical Discriminant Function Coefficients

	FUNC 1	FUNC 2
LV1	.697	4.363
LV2	2.794	1.130
LV3	-14.381	14.151
LV4	14.416	-26.053
LV6	-12.067	14.122
LV7	23.813	-18.817
LV8	-11.412	4.661
LV9	-1.582	-2.275
LV11	-5.961	-5.749
LV12	9.642	1.329
LV13	1.348	-.956
LV14	-6.663	14.624
(constant)	-5.400	24.611

Canonical Discriminant Functions evaluated at Group Means (Group Centroids)

Group	FUNC 1	FUNC 2
1	7.286	-2.574
2	2.374	4.787
3	-12.574	-1.184

Case Number	Mis Val	Sel	Actual Group Ungrp'd	Highest Probability		2nd Highest		Discrim Scores
				Group	P(D/G) P(G/D)	Group	P(G/D)	
1				1	.000 1.000	2	.000	16.628 -12.978
2			1	1	.240 1.000	2	.000	6.231 -3.893
3			1	1	.776 1.000	2	.000	7.895 -2.204
4			1	1	.724 1.000	2	.000	7.382 -3.371
5			1	1	.569 1.000	2	.000	6.515 -1.843
6			1	1	.098 1.000	2	.000	8.956 -3.938
7			1	1	.026 1.000	2	.000	6.994 .119
8			1	1	.921 1.000	2	.000	7.026 -2.886
9			2	2	.984 1.000	1	.000	2.267 4.934
10			2	2	.290 1.000	1	.000	.830 4.480
11			2	2	.422 1.000	1	.000	3.656 5.076
12			2	2	.864 1.000	1	.000	1.841 4.874
13			2	2	.650 1.000	1	.000	3.278 4.571
14			3	3	.538 1.000	2	.000	-13.167 -2.126
15			3	3	.830 1.000	2	.000	-12.414 -.595
16			3	3	.401 1.000	2	.000	-11.243 -.946
17			3	3	.878 1.000	2	.000	-12.223 -.813
18			3	3	.444 1.000	2	.000	-13.823 -1.440

Classification Results -

Actual Group		No. of Cases	Predicted Group Membership		
			1	2	3
Group -25 km	1	7	7 100.0%	0 .0%	0 .0%
Group -60 km	2	5	0 .0%	5 100.0%	0 .0%
Group +60 km	3	5	0 .0%	0 .0%	5 100.0%
Ungrouped Cases		1	1 100.0%	0 .0%	0 .0%

Percent of "grouped" cases correctly classified: 100.00%

Classification Processing Summary

18 Cases were processed.

0 Cases were excluded for missing or out-of-range group codes.

18 Cases were used for printed output.

DISCRIMINANT ANALYSIS: cummulative variables

- - - - - D I S C R I M I N A N T A N A L Y S I S - - - - -

On groups defined by CLASS Distance from source (kateg.)

18 (unweighted) cases were processed.

1 of these were excluded from the analysis.

1 had missing or out-of-range group codes.

17 (unweighted) cases will be used in the analysis.

Number of Cases by Group

CLASS	Number of Cases		Label
	Unweighted	Weighted	
1	7	7.0	-25 km
2	5	5.0	-60 km
3	5	5.0	+60 km
Total	17	17.0	

Group Standard Deviations

CLASS	LV5	LV10	LV15	LVEKV
1	.489	.529	.494	.519
2	.577	.642	.487	.569
3	.551	.775	1.216	1.025
Total	1.216	1.425	1.231	1.169

Analysis number 1

Direct method: All variables passing the tolerance test are entered.

Minimum Tolerance Level..... .00100

Canonical Discriminant Functions

Maximum number of functions..... 2
 Minimum cumulative percent of variance... 100.00
 Maximum significance of Wilks' Lambda.... 1.0000

Prior Probabilities

Group	Prior	Label
1	.412	-25 km
2	.294	-60 km
3	.294	+60 km
Total	1.000	

Classification Function Coefficients
(Fisher's Linear Discriminant Functions)

CLASS	=	1 -25 km	2 -60 km	3 +60 km
LV5		178.261	178.537	149.449
LV10		-24.153	-28.527	-41.222
LV15		207.010	212.595	172.988
LVEKV		-302.229	-306.451	-237.430
(constant)		-383.485	-371.268	-220.891

Canonical Discriminant Functions

Fcn	Eigenvalue	Pct of Variance	Cum Pct	Canonical Corr	After Fcn	Wilks' Lambda	Chisquare	DF	Sig
					:	0	39.685	8	.0000
1*	13.6348	95.55	95.55	.9652	:	1	6.142	3	.1049
2*	.6346	4.45	100.00	.6231	:				

* marks the 2 canonical discriminant functions remaining in the analysis.

Standardized Canonical Discriminant Function Coefficients

	FUNC 1	FUNC 2
LV5	2.077	-1.340
LV10	1.360	.796
LV15	3.712	-4.732
LVEKV	-6.351	5.576

Structure Matrix:

Pooled-within-groups correlations between discriminating variables and
canonical discriminant functions
(Variables ordered by size of correlation within function)

	FUNC 1	FUNC 2
LV5	.582	.721*
LV10	.570	.606*
LVEKV	.369	.586*
LV15	.365	.377*

Unstandardized Canonical Discriminant Function Coefficients

	FUNC 1	FUNC 2
LV5	3.896	-2.513
LV10	2.126	1.243
LV15	4.812	-6.134
LVEKV	-8.907	7.821
(constant)	-22.846	7.587

Canonical Discriminant Functions evaluated at Group Means (Group Centroids)

Group	FUNC 1	FUNC 2
1	2.581	.661
2	1.535	-1.070
3	-5.148	.145

Page 22

SPSS/PC+

8/1/89

Case Number	Mis Val	Sel	Actual Group Ungrp'd	Highest Probability		2nd Highest		Discrim Scores
				Group	P(D/G) P(G/D)	Group	P(G/D)	
1				1	.000 .999	2	.001	8.649
2			1	1	.805 .820	2	.180	-.241 1.931 .554
3			1	1	.696 .981	2	.019	2.700 1.503
4			1	1	.398 .983	2	.017	3.930 .808
5			1**	2	.797 .657	1	.343	2.168 -.842
6			1	1	.503 .983	2	.017	3.718 .945
7			1	1	.619 .891	2	.109	1.679 1.045
8			1	1	.812 .835	2	.165	1.937 .612
9			2**	1	.317 .849	2	.151	3.681 -.382
10			2	2	.086 .992	1	.008	2.114 -3.208
11			2	2	.453 .743	1	.257	.658 -.167
12			2	2	.329 .721	1	.279	.493 -.003
13			2	2	.631 .969	1	.031	.729 -1.590
14			3	3	.560 1.000	2	.000	-5.536 -.860
15			3	3	.512 1.000	2	.000	-4.199 .807
16			3	3	.578 1.000	2	.000	-4.847 -.859
17			3	3	.746 1.000	2	.000	-5.794 .556
18			3	3	.631 1.000	2	.000	-5.363 1.079

Classification Results -

Actual Group		No. of Cases	Predicted Group Membership		
			1	2	3
Group -25 km	1	7	6 85.7%	1 14.3%	0 .0%
Group -60 km	2	5	1 20.0%	4 80.0%	0 .0%
Group +60 km	3	5	0 .0%	0 .0%	5 100.0%
Ungrouped Cases		1	1 100.0%	0 .0%	0 .0%

Percent of "grouped" cases correctly classified: 88.24%

Classification Processing Summary

18 Cases were processed.

0 Cases were excluded for missing or out-of-range group codes.

18 Cases were used for printed output.

DISCRIMINANT ANALYSIS: individual PCDD isomers

- - - - - D I S C R I M I N A N T A N A L Y S I S - - - - -

On groups defined by CLASS Distance from source (kateg.)

18 (unweighted) cases were processed.

1 of these were excluded from the analysis.

1 had missing or out-of-range group codes.

17 (unweighted) cases will be used in the analysis.

Number of Cases by Group

CLASS	Number of Cases			Label
	Unweighted	Weighted		
1	7	7.0		-25 km
2	5	5.0		-60 km
3	5	5.0		+60 km
Total	17	17.0		

Group Standard Deviations

CLASS	LV17	LV18	LV19	LV20
1	.548	.542	.506	.603
2	.450	.702	.610	.617
3	.863	1.156	.874	2.383
Total	.977	1.210	1.090	2.446

Analysis number 1

Direct method: All variables passing the tolerance test are entered.

Minimum Tolerance Level..... .00100

Canonical Discriminant Functions

Maximum number of functions..... 2
 Minimum cumulative percent of variance... 100.00
 Maximum significance of Wilks' Lambda.... 1.0000

Prior Probabilities

Group	Prior	Label
1	.41176	-25 km
2	.29412	-60 km
3	.29412	+60 km
Total	1.00000	

Classification Function Coefficients
(Fisher's Linear Discriminant Functions)

CLASS =	1 -25 km	2 -60 km	3 +60 km
LV17	26.270	22.969	19.044
LV18	-103.827	-95.745	-83.669
LV19	117.463	108.087	98.033
LV20	-4.238	-3.789	-6.115
(constant)	-100.632	-81.772	-65.438

Canonical Discriminant Functions

Fcn	Eigenvalue	Pct of Variance	Cum Pct	Canonical Corr	After Fcn	Wilks' Lambda	Chisquare	DF	Sig	
					:	0	.1675	22.338	8	.0043
1*	3.8653	94.44	94.44	.8913	:	1	.8147	2.561	3	.4644
2*	.2274	5.56	100.00	.4304	:					

* marks the 2 canonical discriminant functions remaining in the analysis.

Standardized Canonical Discriminant Function Coefficients

	FUNC 1	FUNC 2
LV17	1.046	.729
LV18	-3.749	-1.643
LV19	2.925	2.389
LV20	.647	-1.465

Structure Matrix:

Pooled-within-groups correlations between discriminating variables and
canonical discriminant functions
(Variables ordered by size of correlation within function)

	FUNC 1	FUNC 2
LV20	.820*	-.323
LV19	.738*	.291
LV17	.662*	.419
LV18	.635*	.289

Unstandardized Canonical Discriminant Function Coefficients

	FUNC 1	FUNC 2
LV17	1.656	1.153
LV18	-4.654	-2.040
LV19	4.437	3.624
LV20	.471	-1.066
(constant)	-8.593	-6.933

Canonical Discriminant Functions evaluated at Group Means (Group Centroids)

Group	FUNC 1	FUNC 2
1	1.640	.331
2	.340	-.665
3	-2.635	.202

Case Number	Mis Val	Sel	Actual Group	Highest Probability		2nd Highest		Discrim Scores	
				Group	P(D/G)	Group	P(G/D)		
1			Ungrp'd	1	.000	1.000	2	.000	5.705
2			1	1	.999	.850	2	.150	3.728
3			1	1	.876	.907	2	.093	1.645
4			1	1	.991	.851	2	.149	.385
5			1**	2	.552	.917	1	.062	1.710
6			1	1	.289	.986	2	.014	.841
7			1	1	.967	.887	2	.113	1.591
8			1	1	.913	.915	2	.086	.458
9			2	2	.540	.920	1	.066	-1.563
10			2**	1	.856	.694	2	.305	2.908
11			2	2	.951	.655	1	.338	1.266
12			2	2	.948	.615	1	.382	1.892
13			2	2	.805	.861	1	.109	.386
14			3	3	.702	.937	2	.062	2.010
15			3	3	.414	.652	2	.324	.543
16			3	3	.685	.999	2	.001	-.154
17			3	3	.014	1.000	2	.000	-1.659
18			3	3	.252	.675	2	.320	1.106

Classification Results -

Actual Group		No. of Cases	Predicted Group Membership		
			1	2	3
Group -25 km	1	7	6 85.7%	1 14.3%	0 .0%
Group -60 km	2	5	1 20.0%	4 80.0%	0 .0%
Group +60 km	3	5	0 .0%	0 .0%	5 100.0%
Ungrouped Cases		1	1 100.0%	0 .0%	0 .0%

Percent of "grouped" cases correctly classified: 88.24%

Classification Processing Summary

18 Cases were processed.

0 Cases were excluded for missing or out-of-range group codes.

18 Cases were used for printed output.

APPENDIX D

ANALYSES OF VARIANCE

ANALYSIS OF VARIANCE: individual PCDF isomers

manova lv1 to lv4 lv6 to lv9 lv11 to lv14 by type (0,1) with rdist/
write.

22 cases accepted.

0 cases rejected because of out-of-range factor values.

0 cases rejected because of missing data.

2 non-empty cells.

1 design will be processed.

EFFECT .. WITHIN CELLS Regression

Multivariate Tests of Significance (S = 1, M = 5 , N = 3)

Test Name	Value	Approx. F	Hypoth. DF	Error DF	Sig. of F
Pillais	.88499	5.13000	12.00	8.00	.014
Hotellings	7.69500	5.13000	12.00	8.00	.014
Wilks	.11501	5.13000	12.00	8.00	.014
Roys	.88499				

Univariate F-tests with (1,19) D. F.

Variable	Sq. Mul. R	Mul. R	Adj. R-sq.	Hypoth. MS	Error MS
LV1	.456	.675	.427	31.435	1.977
LV2	.274	.524	.236	15.237	2.120
LV3	.493	.702	.467	21.642	1.169
LV4	.365	.604	.331	11.085	1.017
LV6	.456	.675	.427	44.766	2.816
LV7	.519	.721	.494	48.962	2.386
LV8	.487	.698	.460	24.079	1.335
LV9	.516	.718	.490	17.495	.864
LV11	.613	.783	.592	30.882	1.027
LV12	.603	.777	.582	29.429	1.019
LV13	.339	.582	.304	27.608	2.837
LV14	.444	.666	.415	9.882	.651

Variable	F	Sig. of F
LV1	15.898	.001
LV2	7.188	.015
LV3	18.508	.000
LV4	10.900	.004
LV6	15.895	.001
LV7	20.525	.000
LV8	18.038	.000
LV9	20.237	.000
LV11	30.059	.000
LV12	28.889	.000
LV13	9.730	.006
LV14	15.180	.001

Regression analysis for WITHIN CELLS error term

Dependent variable .. LV1

ln 1378/1379-TCDF

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.010	-.675	.003	-3.987	.001

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST	-.016	-.005
-------	-------	-------

Dependent variable .. LV2

ln 1278-TCDD

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.007	-.524	.003	-2.681	.015

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST	-.013	-.002
-------	-------	-------

Dependent variable .. LV3

ln 2368-TCDF

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.009	-.702	.002	-4.302	.000

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST	-.013	-.004
-------	-------	-------

Dependent variable .. LV4

ln 2378-TCDF

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.006	-.604	.002	-3.302	.004

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST	-.010	-.002
-------	-------	-------

Dependent variable .. LV6

ln 12368/13479-PeCDF

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.012	-.675	.003	-3.987	.001

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST	-.019	-.006
-------	-------	-------

Dependent variable .. LV7

ln 12478-PeCDF

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.013	-.721	.003	-4.530	.000

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST	-.019	-.007
-------	-------	-------

Dependent variable .. LV8

ln 12378/12348 PeCDF

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.009	-.698	.002	-4.247	.000

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST	-.013	-.005
Dependent variable .. LV9		

ln 23478-PeCDF

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.008	-.718	.002	-4.499	.000

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST	-.011	-.004
Dependent variable .. LV11		

ln 123478/123479-HxCDF

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.010	-.783	.002	-5.483	.000

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST	-.014	-.006
Dependent variable .. LV12		

ln 123678-HxCDF

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.010	-.777	.002	-5.375	.000

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST	-.014	-.006
Dependent variable .. LV13		

ln 123789-HxCDF

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.010	-.582	.003	-3.119	.006

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST	-.016	-.003
Dependent variable .. LV14		

ln 234678-HxCDF

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.006	-.666	.001	-3.896	.001

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST	-.009	-.003
-------	-------	-------

- - - - -

5

EFFECT .. TYPE

Multivariate Tests of Significance (S = 1, M = 5 , N = 3)

Test Name	Value	Approx. F	Hypoth. DF	Error DF	Sig. of F
Pillais	.97773	29.26495	12.00	8.00	.000
Hotellings	43.89743	29.26495	12.00	8.00	.000
Wilks	.02227	29.26495	12.00	8.00	.000
Roys	.97773				

Univariate F-tests with (1,19) D. F.

Variable	Hypoth. SS	Error SS	Hypoth. MS	Error MS	F	Sig. of F
LV1	11.420	37.568	11.420	1.977	5.776	.027
LV2	15.523	40.277	15.523	2.120	7.323	.014
LV3	24.737	22.217	24.737	1.169	21.155	.000
LV4	29.804	19.323	29.804	1.017	29.305	.000
LV6	21.313	53.511	21.313	2.816	7.567	.013
LV7	24.386	45.326	24.386	2.386	10.222	.005
LV8	37.209	25.364	37.209	1.335	27.874	.000
LV9	42.930	16.425	42.930	.864	49.659	.000
LV11	48.473	19.520	48.473	1.027	47.182	.000
LV12	45.387	19.355	45.387	1.019	44.554	.000
LV13	2.544	53.908	2.544	2.837	.897	.356
LV14	70.659	12.369	70.659	.651	108.539	0.0

EFFECT .. CONSTANT

Multivariate Tests of Significance (S = 1, M = 5 , N = 3)

Test Name	Value	Approx. F	Hypoth. DF	Error DF	Sig. of F
Pillais	.98970	64.05305	12.00	8.00	.000
Hotellings	96.07957	64.05305	12.00	8.00	.000
Wilks	.01030	64.05305	12.00	8.00	.000
Roys	.98970				

Univariate F-tests with (1,19) D. F.

Variable	Hypoth. SS	Error SS	Hypoth. MS	Error MS	F	Sig. of F
LV1	78.398	37.568	78.398	1.977	39.650	.000
LV2	35.012	40.277	35.012	2.120	16.517	.001
LV3	71.257	22.217	71.257	1.169	60.938	.000
LV4	102.729	19.323	102.729	1.017	101.010	0.0
LV6	101.803	53.511	101.803	2.816	36.147	.000
LV7	98.666	45.326	98.666	2.386	41.360	.000
LV8	91.696	25.364	91.696	1.335	68.690	.000
LV9	80.634	16.425	80.634	.864	93.274	0.0
LV11	110.492	19.520	110.492	1.027	107.549	0.0
LV12	125.944	19.355	125.944	1.019	123.634	0.0
LV13	.023	53.908	.023	2.837	.008	.930
LV14	22.522	12.369	22.522	.651	34.596	.000

ANALYSIS OF VARIANCE: summary variables

manova lv5 lv10 lv15 lvekv by type (0,1) with rdist.

22 cases accepted.

0 cases rejected because of out-of-range factor values.

0 cases rejected because of missing data.

2 non-empty cells.

1 design will be processed.

 EFFECT .. WITHIN CELLS Regression
 Multivariate Tests of Significance (S = 1, M = 1 , N = 7)

Test Name	Value	Approx. F	Hypoth. DF	Error DF	Sig. of F
Pillais	.76543	13.05229	4.00	16.00	.000
Hotellings	3.26307	13.05229	4.00	16.00	.000
Wilks	.23457	13.05229	4.00	16.00	.000
Roys	.76543				

 Univariate F-tests with (1,19) D. F.

Variable	Sq. Mul. R	Mul. R	Adj. R-sq.	Hypoth. MS	Error MS
LV5	.423	.651	.393	15.678	1.125
LV10	.484	.696	.457	23.010	1.292
LV15	.637	.798	.618	26.029	.782
LVEKV	.530	.728	.506	18.431	.859

Variable	F	Sig. of F
LV5	13.941	.001
LV10	17.808	.000
LV15	33.302	.000
LVEKV	21.459	.000

 Regression analysis for WITHIN CELLS error term
 Dependent variable .. LV5 ln SUM-TCDF

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.007	-.651	.002	-3.734	.001

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST	-.011	-.003
-------	-------	-------

 Dependent variable .. LV10 ln SUM-PeCDF

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.009	-.696	.002	-4.220	.000

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST -.013 -.004
 Dependent variable .. LV15

ln SUM-HxCDF

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.009	-.798	.002	-5.771	.000

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST -.013 -.006
 Dependent variable .. LVEKV

ln TCDD-EQ

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.008	-.728	.002	-4.632	.000

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST -.011 -.004

EFFECT .. TYPE

Multivariate Tests of Significance (S = 1, M = 1, N = 7)

Test Name	Value	Approx. F	Hypoth. DF	Error DF	Sig. of F
Pillais	.88740	31.52499	4.00	16.00	.000
Hotellings	7.88125	31.52499	4.00	16.00	.000
Wilks	.11260	31.52499	4.00	16.00	.000
Roys	.88740				

Univariate F-tests with (1,19) D. F.

Variable	Hypoth. SS	Error SS	Hypoth. MS	Error MS	F	Sig. of F
LV5	19.296	21.368	19.296	1.125	17.158	.001
LV10	35.201	24.550	35.201	1.292	27.243	.000
LV15	50.919	14.850	50.919	.782	65.147	.000
LVEKV	47.303	16.319	47.303	.859	55.074	.000

EFFECT .. CONSTANT

Multivariate Tests of Significance (S = 1, M = 1, N = 7)

Test Name	Value	Approx. F	Hypoth. DF	Error DF	Sig. of F
Pillais	.98673	297.40124	4.00	16.00	0.0
Hotellings	74.35031	297.40124	4.00	16.00	0.0
Wilks	.01327	297.40124	4.00	16.00	0.0
Roys	.98673				

Univariate F-tests with (1,19) D. F.

Variable	Hypoth. SS	Error SS	Hypoth. MS	Error MS	F	Sig. of F
LV5	220.466	21.368	220.466	1.125	196.034	0.0
LV10	241.459	24.550	241.459	1.292	186.872	0.0
LV15	201.350	14.850	201.350	.782	257.614	0.0
LVEKV	95.020	16.319	95.020	.859	110.631	0.0

ANALYSIS OF VARIANCE: individual PCDD isomers

22 cases accepted.

0 cases rejected because of out-of-range factor values.

0 cases rejected because of missing data.

2 non-empty cells.

1 design will be processed.

EFFECT .. WITHIN CELLS Regression

Multivariate Tests of Significance (S = 1, M = 1, N = 7)

Test Name	Value	Approx. F	Hypoth. DF	Error DF	Sig. of F
Pillais	.88219	29.95348	4.00	16.00	.000
Hotellings	7.48837	29.95348	4.00	16.00	.000
Wilks	.11781	29.95348	4.00	16.00	.000
Roys	.88219				

Univariate F-tests with (1,19) D. F.

Variable	Sq. Mul. R	Mul. R	Adj. R-sq.	Hypoth. MS	Error MS
LV17	.407	.638	.376	12.130	.930
LV18	.472	.687	.445	16.493	.969
LV19	.353	.594	.319	10.658	1.027
LV20	.528	.727	.503	60.783	2.861

Variable	F	Sig. of F
LV17	13.044	.002
LV18	17.018	.001
LV19	10.382	.004
LV20	21.245	.000

Regression analysis for WITHIN CELLS error term

Dependent variable .. LV17

ln 12378-PeCDD

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.006	-.638	.002	-3.612	.002

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST -.010 -.003

Dependent variable .. LV18

ln 123478-HxCDD

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.007	-.687	.002	-4.125	.001

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST -.011 -.004
Dependent variable .. LV19

ln 123678-HxCDD

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.006	-.594	.002	-3.222	.004

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST -.010 -.002
Dependent variable .. LV20

ln 123789-HxCDD

COVARIATE	B	Beta	Std. Err.	t-Value	Sig. of t
RDIST	-.014	-.727	.003	-4.609	.000

COVARIATE Lower -95% CL- Upper

RDIST -.021 -.008

EFFECT .. TYPE

Multivariate Tests of Significance (S = 1, M = 1, N = 7)

Test Name	Value	Approx. F	Hypoth. DF	Error DF	Sig. of F
Pillais	.91177	41.33475	4.00	16.00	.000
Hotellings	10.33369	41.33475	4.00	16.00	.000
Wilks	.08823	41.33475	4.00	16.00	.000
Roys	.91177				

Univariate F-tests with (1,19) D. F.

Variable	Hypoth. SS	Error SS	Hypoth. MS	Error MS	F	Sig. of F
LV17	82.092	17.669	82.092	.930	88.274	.000
LV18	69.862	18.414	69.862	.969	72.084	.000
LV19	84.311	19.505	84.311	1.027	82.127	.000
LV20	60.380	54.360	60.380	2.861	21.104	.000

EFFECT .. CONSTANT

Multivariate Tests of Significance (S = 1, M = 1, N = 7)

Test Name	Value	Approx. F	Hypoth. DF	Error DF	Sig. of F
Pillais	.76774	13.22243	4.00	16.00	.000
Hotellings	3.30561	13.22243	4.00	16.00	.000
Wilks	.23226	13.22243	4.00	16.00	.000
Roys	.76774				

Univariate F-tests with (1,19) D. F.

Variable	Hypoth. SS	Error SS	Hypoth. MS	Error MS	F	Sig. of F
LV17	8.804	17.669	8.804	.930	9.467	.006
LV18	6.085	18.414	6.085	.969	6.279	.021
LV19	12.350	19.505	12.350	1.027	12.030	.003
LV20	26.854	54.360	26.854	2.861	9.386	.006