TA-1832/2001 13.12.01 20:11 Side 1

ISBN: 82-577-4098-5

Statlig program for forurensningsovervåking omfatter overvåking av forurensningsforholdene i luft og nedbør, skog, grunnvann, vassdrag, fjorder og havområder.

Overvåkingsprogrammet dekker langsiktige undersøkelser av:

- overgjødsling av ferskvann og kystområder
- forsuring (sur nedbør)
- ozon (ved bakken og i stratosfæren)
- klimagasser
- miljøgifter

Overvåkingsprogrammet skal gi informasjon om tilstanden og utviklingen av forurensningssituasjonen, og påvise eventuell uheldig utvikling på et tidlig tidspunkt. Programmet skal dekke myndighetenes informasjonsbehov om forurensningsforholdene, registrere virkningen av iverksatte tiltak for å redusere forurensningen, og danne grunnlag for vurdering av nye tiltak. SFT er ansvarlig for gjennomføringen av overvåkingsprogrammet.

Statens forurensningstilsyn
Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo
Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00
Telefaks: 22 67 67 06
E-post: postmottak@sft.no
Internett: www.sft.no

Bestilling: http://www.sft.no/skjema.html

Norsk institutt for vannforskning
Gateadresse: Brekkeveien 19
Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon: 22 18 51 00
Telefaks: 22 18 52 00
Internett: www.niva.no

Statlig program for forurensningsovervåking Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2000 – 835/2001 (TA-1832/2001)

Design: Enzo Finger Design. Opplag: 1 20. Produksjon: www.kursiv.no

Statlig program for forurensningsovervåking
TA-1832/2001

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2000

835
2001

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2000

Overvåkingsrapport 835/01
TA-1832/2001
ISBN 82-577-4098-5

Norsk institutt for vannforskning

RAPPORT

Hovedkontor
Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen
Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen
Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen
Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva
9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel	Løpenr. (for bestilling)	Dato
Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2000. (Monitoring of micropollutants in fish and shellfish from the Grenland fjords (S. Norway) 2000). Overvåkingsrapport 835/01. TA-nr. 1832/2001.	4452-2001	2001.12.07
	Prosjektnr. Undernr. O-803121	Sider Pris 230

Forfatter(e)
Knutzen, Jon
Bjerkeng, Birger
Green, Norman W.
Kringstad, Alfhild
Schlabach, Martin
Skåre, Janneche Utne

Fagområde	Distribusjon
Marin økologi	
Geografisk område Telemark	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e)
Statens forurensningstilsyn (SFT). Statlig program for forurensningsovervåking.

Oppdragsreferanse

Sammendrag

I forbindelse med avslutningen av Langtidsprogrammet 1996-2000 er det gjort en bred ajourføring av tilstanden med hensyn til miljøgifter i organismer. Resultatene bekrefter den vedvarende høye dioksinbelastningen (målt som toksisitetekvivalenter, TE), dvs. høye konsentrasjoner i alle arter samlet i Frierfjorden og til dels også i prøver fra Breviksfjorden. I torskelever var det også et betydelig bidrag til giftighetspotensialet fra dioksinlignende PCB. Jevnført med antatt høye bakgrunnsnivåer var det i Frierfjorden ca. overkonsentrasjoner av TE fra dioksiner på fra 12/20 ganger i torskelever/filet av sjø-ørret til omkring 70 ganger i krabbe (skallinnmat) og mer enn 200 ganger i skrubbefilet. Dioksinnivået i torsk fra Frierfjorden var det laveste som er registrert, men det er for tidlig å si om tendensen fra de to siste år vil vedvare. Ved sammenligning av nivåer før og etter rensetiltakene i 1989-90 er det imidlertid funnet statistisk signifikante reduksjoner i dioksininnholdet i alle egnede indikatorarter: fra ca. 65-70 % i krabbe og skrubbe til 80-90 % i torsk og ørret og 97-98 % i blåskjell(som reflekterer nåtidig belastning best). For torsk og blåskjell er det også funnet signifikant nedgang i løpet av perioden 1991-2000, men langsomt.
Også nivåene av hovedkomponentene i Hydro Prorsgrunn magnsiumfabrikks utslipp (HCB,OCS) er betydelig redusert etter rensetiltakene: fra 50-75 % i filet av skrubbe og ål til 85-90 % i torskelever og skallinnmat av krabbe fra Frierfjorden og enda mer i filet av sjø-ørret og i blåskjell. Derimot har det vært mindre og i beste fall ujevn reduksjon i fisks og krabbers innhold av den meget bestandige forbindelsen DCB.
Fjordsystemets belastning med bromerte flammehemmere synes moderat/lavt, mens det av tributyltinn ble funnet betenkelig høy konsentrasjon i krabbesmør fra Frierfjorden.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. PCDF/PCDD ("dioksiner")	1. PCDF/PCDD ("dioxins")
2. Heksaklorbenzen (HCB)	2. Hexachlorobenzene (HCB)
3. Oktaklorstyrene (OCS)	3. Octachlorostyrene (OCS)
4. Plane PCB	4. Coplanar PCBs
5. Polyklorerte naftalener (PCN)	5. Polychlorinated naphtalenes (PCN)

Jon Knutzen
Prosjektleder

Kristoffer Næs
Forskningsleder

Jens Skei
Forskningssjef

ISBN 82-577-4098-5

Forord

Overvåkingen i Grenlandsfjordene er en del av Statlig program for forurensningsovervåking, som administreres av Statens forurensningstilsyn (SFT). Undersøkelsene finansieres av SFT, den lokale industrien (Hydro Porsgrunn Industripark, Borealis A/S, Union A/S og Eramet Norway, avd. Porsgrunn (tidligere Elkem Mangan KS-PEA), samt kommunene Skien, Porsgrunn og Bamble.

Fra 1996 har det vært gjennomført et langtidsprogram for disse undersøkelsene (Langtidsprogram 1996 – 2000 for overvåking av Grenlandsfjordene, NIVA, 20. September 1996). Programmet omfatter også overgjødslingssiden av tilstanden i fjordområdene fra innerst i Frierfjorden/Vollsfjorden til åpen kyst utenfor Langesundsbukta, der undersøkelsene har vært knyttet til det generelle Kystovervåkingsprogrammet for registrering av tilstand og utvikling mht. vannkvalitet og økologiske forhold på hardbunn og bløtbunn. LTP 1996-2000 har vært organisert i delprosjekter med følgende delprosjektledere/ansvarsområder:

Ketil Hylland: Biomarkører/effekter av miljøgifter.
Jarle Molvær: Generell vannkvalitet/overgjødsling, hydrografi.
Kristoffer Næs: Miljøgifter i sedimenter.
Brage Rygg: Effekter på bløtbunnsfauna.
Mats Walday: Gruntvannssamfunn
Jon Knutzen: Miljøgifter i organismer, planlegging og ledelse av langtidsprogrammet.

Langtidsprogrammet har innbefattet dels faste elementer (miljøgifter i organismer), dels opsjoner/ spesialstudier der behovet har vært vurdert fra år til år.

Foreliggende rapport gjelder miljøgifter i organismer 2000, og hovedansvarlige for de forskjellige delene av denne aktiviteten har vært:

Analyse av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD), non-orto PCB og polyklorerte naftalener (PCN): Martin Schlabach, NILU.

Individuelle analyser av klororganiske hovedkomponenter i torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden: Janneche Utne Skåre og Vidar Berg Norges Veterinærhøgskole/Veterinærinstituttet
Øvrige analyser av klororganiske stoffer: Alfhild Kringstad, NIVA.

Statistisk bearbeidelse av data fra langtidsovervåkingen av HCB, etc. i torsk: Norman W. Green, NIVA.

Planlegging, administrasjon og rapportering: Jon Knutzen, NIVA.

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

Ved NIVA har ellers følgende deltatt i arbeidet:

- *Birger Bjerkeng: Statistisk vurdering av utvikling i dioksininnhold (kap. 3.3, vedlegg 9).*
- *Åse Bakketun, Wenche Knudsen, Leif Lien,og Tone Jøran Oredalen: Opparbeidelse av fisk, krabbe og blåskjell til analyse.*
- *Gunnar Severinsen: Databehandling, datagrafikk.*
- *Gruppen for organiske analyser.*
- *Liv Berg: Tekstbehandling.*
- *Mette Tobiessen: Figurer.*

Utenom overvåkingen har det fra 2000 vært i gang et 3-års forskningsprogram med finansiering fra Hydro Porsgrunn og Norges Forskningsråd for kaste mer lys over årsakene til at dioksinforurensningen vedvarer på et uakseptabelt nivå til tross for omfattende belastningsreduksjoner.
I forskningsprogrammet deltar foruten NIVA, med Kristoffer Næs som koordinator:
Havforskningsinstituttet/Forskningsstasjonen Flødevigen, Norsk Hydro/Forskningssenteret, Institut för tillämpad miljöforskning/Stockholm Universitet (ITM) og Norges Geotekniske Insttutt (NGI)

Oslo, 7. desember 2001

Jon Knutzen

Innhold

Sammendrag **6**

Summary **10**

1. Bakgrunn og formål **12**

2. Materiale og metoder **15**
2.1 Prøver, lokaliteter og analyser 15
2.2 Beregning og toksisitetsekvivalenter (TE) 17
2.3 Estimering av forurensningsgrad 17
2.4 Statistisk bearbeidelse av data fra langtidsserien for individuelle analyser av torsk fra Frierfjorden 21

3. Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD), polyklorerte naftalener (PCN) og non-orto/mono-orto polyklorerte bifenyler (PCB) **23**
3.1 Toksisitetsekvivalenter (TE) i fisk og skalldyr 2000 23
3.2 TE i mageinnhold av fisk 26
3.3 Utvikling i dioksininnhold (1975) 1987 - 2000 28
3.4 Oppsummerende kommtarer vedrørende dioksinnivåer og belastning 38
3.5 PCN 1995 - 2000 40
3.6 Dioksinlignende PCB 1993 - 2000 42

4. Heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS), dekaklorbifenyl (DCB) og øvrige klororganiske stoffer **44**
4.1 Langtidsserien med individuelle analyser av HCB, OCS og DCB i lever av torsk 44
4.2 Blandprøver av fisk og skalldyr 56
4.2.1 Fisk 57
4.2.2 Skalldyr 69

5. Bromerte flammehemmere i utvalgte prøver **75**

6. Tinnorganiske forbindelser i lever av torsk og krabbesmør **77**

7. Referanser **79**

Sammendrag

I. Rammen for senere års overvåking i Grenlandsfjordene har vært Langtidsprogrammet (LTP) 1996 - 2000, som har dekket forskjellige sider av forurensningssituasjonen i området, primært miljøgifter i organismer/sedimenter og sporing av mulige ukjente dioksinkilder, men i tillegg ulike aspekter av overgjødsling: næringssalter/klorofyll/siktedyp, vannutskifting/oksygenforhold, bløtbunnsfauna og gruntvannsamfunn på hardbunn (dykkerundersøkelser).

Foreliggende rapport omhandler resultatene av miljøgiftregistreringer i organismer i avslutningsåret for LTP 1996-2000.

II. Bakgrunnen for overvåkingen av miljøgifter i fisk og skalldyr i Grenlandsfjordene er ettervirkningene av store utslipp av klororganiske stoffer fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk, spesielt polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner ((PCDF/PCDD, "dioksiner). Disse utslippene har vært sterkt redusert i to omganger, først i 1975 (ca. 90 %) og deretter i 1989-1990 (98-99 %), men bevirker fortsatt så høy grad av forurensning at det er omsetningsforbud for og råd mot å spise all fisk og skalldyr fra Frierfjorden, samt råd mot å spise krabbe og lever av fisk fanget innenfor linjen Mølen - Såstein – fastlandet (Figur 1).

Hovedformålene med observasjonene i 2000 har vært å videreføre overvåkingens kjernedel – dioksiner i torsk, krabbe og blåskjell, samt langtidsserien med individuelle analyser av heksaklorbenzen (HCB)/oktaklorstyren (OCS)/ dekaklorbifenyl (DCB) i torsk – dertil å få en bred oppdatering av tilstanden i andre spiselige indikatorarter av fisk med forskjellig levested/levevis.

III. I forhold til tidligere rapporter er toksisitetsekvivalenter (TE) av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD, "dioksiner") beregnet etter den nye modellen fra Verdens Helseorganisasjon. Også angivelsene av alle tidligere dioksinobservasjoner i organismer (figurer, vedlegg) er i henhold til dette beregningsgrunnlaget. Den nye beregningsmodellen medfører for mesteparten av Grenlandsmaterialet en bare moderat økning i verdiene av $TE_{PCDF/D}$: 5-10 % i torskelever, 10-15 % i sjø-ørret, skrubbe, krabbe og blåskjell. Med det nåværende høye dioksininnhold i organismer (særlig torskelever og skallinnmat av krabbe) vil endringene i beregningsgrunnlaget for TE ha liten eller ingen praktisk betydning.

IV. Sammenlignet med antatt høy bakgrunnsnivå (dvs. i organismer fra åpen kyst eller områder utenfor sporbar innflytelse fra identifiserbare punktkilder) var det også i 2000 betydelige overkonsentrasjoner av $TE_{PCDF/D}$ (antall ganger "høyt bakgrunnsnivå", kfr. Figur 1):

- Torskelever: ca. 12/14/7 i henholdsvis Frierfjorden/Breviksfjorden og ved Såstein
- Sjø-ørret (filet): ca. 20/4 (Frierfjorden/Breviksfjorden).
- Skrubbe (filet): ca. 280/30 i Frierfjorden/Breviksfjorden).
- Ål (filet): ca. 10/10/2 i rekkefølgen Frierfjorden, Breviksfjorden, Såstein.
- Krabbesmør (fordøyelseskjertelen, omlag halvparten av skallinnholdet): fra ca. 70 ganger i Frierfjorden til ca. 6-7 ganger ved yttergrensen for kostholdsråd og vel en fordobling ved Jomfruland
- Blåskjell: ca. 15/5/6 hhv. innerst i Breviksfjorden, ved Helgeroa og Klokkartangen.

På grunn av sparsomme referansedata må det tas forbehold når det gjelder ovenstående angivelser av overkonsentrasjoner for fisk utenom torsk.

Det uventede forholdet at torsk fra Frierfjorden i 2000 inneholdt mindre dioksiner enn torsk fra Breviksfjorden kan det bare gis spekulative forklaringer på: primært at det er et utslag av store individuelle variasjoner i akkumuleringsegenskaper (slik som sannsynliggjort for andre klororganiske stoffer), dessuten fiskens vandrings- og dietthistorie før fangst.

Meget høye dioksinkonsentrasjoner ble også registrert i sik fra indre Frierfjorden, mer moderate nivåer i reke og makrell fra Breviksfjorden.

Blåskjellverdiene dokumenterer den fortsatte transport av dioksiner fra Frierfjorden ut til åpent farvann og sydover.

V. Etter betydelig reduksjon i forbindelse med rensetiltak først i 1975 og så i 1989-90 syntes dioksininnholdet i fisk og skalldyr i hovedsaken å ha "flatet ut" etter 1991.

Antallet av observasjoner før 1989 er sparsomt, men en analyse av materialet viser likevel at minskningen etter rensetiltak har vært statistisk signifikant. Prosentvis reduksjon, som varierer mellom artene pga. ulike levested/levevis og eksponering, kan angis til ca.:

Torsk (lever): 80-90 % mest i torsk fra Frierfjorden, minst i Breviksfjordmaterialet
Sjø-ørret: 90/70 i henholdsvis Frierfjorden og Breviksfjorden
Skrubbe: 70 (bare før-data fra Frierfjorden)
Krabbe: 65-75 på alle prøvesteder Frierfjorden-Jomfruland, unnfatt Åbyfj. (ca. 50)
Blåskjell: 97-98 (alle 3 prøvesteder fra indre Breviksfjorden til Klokkartangen på åpen kyst).

I perioden etter 1991 har det vært en statistisk signifikant reduksjon bare i torskelever og blåskjell. Sannsynligvis har dioksinnivået i organismer avtatt også i den tilsynelatende utflatingsperioden, men så sakte at det under uendrede forutsetninger er lange utsikter til å nå nivåer som aktualiserer revurdering av kostholdsråd. Prognosen er usikker, men statistisk analyser viser f.eks en viss mulighet for at innholdet av $TE_{PCDF/D}$ i torskelever fra Frierfjorden og Breviksfjorden kan nå ned i 50 ng/kg våtvekt (mer enn halveres i forhold til 2000-nivået) alt i 2004, men mer sannsynlig omkring 5 år senere.

VI. Til sum TE i lever av torsk bidrar i betydelig grad også dioksinlignende polyklorerte bifenyler (PCB) og naftalener (PCN); i Frierfjorden og Breviksfjorden henholdsvis 10-15 og 25-30 %. I andre arter er bidraget fra disse gruppene av mindre praktisk betydning.

ΣTE i de viktigste artene var (henholdsvis fra Frierfjorden og Breviksfjorden, ng/kg våtvekt):

Torsk (lever): 245/255
Torsk (filet): 1,9
Sjø-ørret: 12,9/2,8
Skrubbe: 33,5/3,4
Ål: 26,2/27,7
Krabbesmør: 724/566

Et perspektiv på verdiene fås ved å sammenligne med ukentlig (livslangt) tolerabelt inntak på ca. 2 ng TE for en person på 60 kg.

VII. Som et bidrag til det igangværende forskningsprogram om dioksiners transport og skjebne i Grenlandsfjordene er det analysert mageinnhold i et utvalg av fisk. I sjø-ørret, torsk og sild fra Frierfjorden var $TE_{PCDF/D}$-nivået henholdsvis ca. 10, 44 og 58 ng/kg våtvekt; i

Breviksfjorden omkring 1/3 av dette (bare målt i sjø-ørret og torsk). I sild fra Breviksfjorden ble det funnet 4,3 ng/kg.

Konsentrasjonene var lavere enn ved tilsvarende observasjoner i torsk fra 1994.

VIII. Gjennomsnittet av ikke vektkorrigerte resultater fra de individuelle analysene av torskelever i Frierfjorden siste år representerte overkonsentrasjoner av HCB, OCS og DCB på henholdsvis ca. 10, 200 og 300 ganger. Medianene for analysene fra indre Breviksfjorden/Eidangerfjorden viste ingen overskridelse av antatt høyt bakgrunnsnivå av HCB, omkring en fordobling i OCS-nivå og en overkonsentrasjon av DCB på omkring 80 ganger. I alle år fra 1975 har det vært en klar avstandgradient fra Frierfjorden til indre Breviksfjorden. Forholdet mellom midlere konsentrasjoner de to prøvestedene har vært noe varierende, men i hovedsaken omkring 10 for HCB og DCB. Det betydelig høyere forholdet for OCS (stort sett 30-70 ganger) tyder på at OCS forsvinner fortere fra fjordsystemet enn de to øvrige stoffene. Relativt liten nedgang i torskens DCB-innhold, og vedvarende høye overkonsentrasjoner av denne forbindelsen indikerer stor grad av bestandighet.

IX. Tilsvarende klare avstandsgradienter for innholdet av HCB/OCS/DCB gjenfinnes i blandprøvene. Med forbehold om delvis sparsomme data fra referansestasjoner kan det for år 2000 antydes følgende ca. overkonsentrasjoner i prøver fra Frierfjorden (i samme rekkefølge):

Sjø-ørret: 15/130/50
Skrubbe: 120/700/1000
Ål: 70/800/300
Krabbe: 15/10/30

I Breviksfjorden var konsentrasjonene i de samme artene stort sett 5-20 ganger lavere.

X. De individuelle analyser av HCB/OCS/DCB i lever av torsk fra Frierfjorden (i hovdsaken et antall på omkring 50) og Eidangerfjorden (n = ca. 15) er den eneste statistisk velfunderte observasjonsserien innen overvåking av utviklingen i Frierfjorden og Eidangerfjorden/indre Breviksfjorden. Årets verdier i Frierfjorden viste statistisk signifikant nedgang fra året før for HCB og OCS, mens reduksjonen i DCB ikke var signifikant.

Sammenlignes middelnivåene av de vektkorrigerte verdiene 1976-1989 med tilsvarende for "utflatingsperioden" 1993-2000 fås reduksjoner i innholdet av HCB og OCS på omkring 90 %, men bare ca. 50 % for DCB. Samsvarende eller noe større nedgang ses i materialet fra indre Breviksfjorden/Eidangerfjorden.

Individuelle variasjoner på 1-2 størrelsesordner innen årsseriene av enkeltregistreringer dokumenterer behovet for å analysere et høyt antall individer for å få representative data. Forholdet antyder også størrelsen av usikkerhet ved blandprøver og gir en bakgrunn for de uregelmessige svingningene fra år til år som delvis preger utviklingen bedømt ut fra blandprøveseriene.

Utviklingen i nivåene fra blandprøveserien av torskelever fra Frierfjorden samsvarer godt med resultatene fra de individuelle analysene når det gjelder HCB og OCS, men antydet derimot ingen nedgang i leverens DCB-innhold. For seriene av blandprøver av øvrige fisk mangler data før utslippsreduksjonen unntatt for sjø-ørret, der gjennomsnittet for Frierfjordørret 1993-2000 lå omkring 95 % lavere for HCB/OCS og ca. 80 % lavere for DCB enn i ørret fra Klosterfoss/Skienselva i 1989. Det mer sparsomme materialet fra analyser av ål og skrubbe kan tyde på relativt mindre reduksjon i bunnfisk. I krabbesmør fra Frierfjorden og indre

Breviksfjorden er det mellom 1990 og gjennomsnittet for 1993-2000 registrerte en nedgang i både HCB og OCS på 80-95 %, men med bare usikker tendens for DCB.

XI. Konsentrasjonene av bromerte flammehemmere i torsk fra Frierfjorden var moderate sammenlignet med data fra innledende analyser fra norske referansestasjoner (åpen kyst). Heller ikke i de øvrige orienterende prøvene av annen fisk, krabbesmør og blåskjell synes nivåene betenkelige. Imidlertid ble det i torsk funnet 3 ganger høyere konsentrasjon i Frierfjorden enn i Breviksfjorden, m.a.o indikasjon på en viss lokal påvirkning.

XII. Orienterende analyser av tinnorganiske forbindelser i krabbesmør fra Frierfjorden 1999 ga et nivå av TBT (tributyltinn) på nær 600 µg/kg våtvekt, som må anses betenkelig høyt. Til sammenligning var konsentrasjonen i krabbe fra Såstein på 12 µg/kg. I torskelever ble det på de to prøvestedene registrert henholdsvis 110 og vel 40 µg/kg.

XIII. Fra 2002 tilsiktes et nytt langtidsprogram for overvåkingen i Grenlandsfjordene. Fra samme år er det vedtatt nedlegglese av Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk.

Stopp i utslippene representerer en storstilt eksperimentell situasjon som det er viktig å få kunnskapsmessig utbytte av. Samtidig er det av hensyn til brukerinteressene nødvendig å fortsette overvåkingen av dioksinnivået i sentrale indikatorarter, dvs. blåskjell (som reflekterer nåtidig belastning på overflatelaget), torsk, sjø-ørret og krabbe. Videre bør det vurderes å se på innholdet av dioksiner o.a. i en rent pelagisk art av fisk (brisling, sild eller makrell). I forbindelse med utarbeidelsen av et langtidsprogram bør det legges vekt på å få med eventuelle observasjoner som kan gi supplerende inngangsdata til det igangværende forskningsprogrammet.

Summary

Title: Monitoring of micropollutants in fish and shellfish from Grenlandsfjordene 2000.
Year: 2001.
Authors: Jon Knutzen, Birger Bjerkeng. Norman W. Green, Alfhild Kringstad, Martin Schlabach and Janneche Utne Skåre.
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4098-5.

I. The main aim of monitoring in the Grenland fjords (Figure 1) is to follow the development of PCDF/PCDDs in edible organisms after a 99% reduction in 1989-90 in the load of $TE_{PCDF/PCDD}$ and other waste components from the Hydro Porsgrunn magnesium factory. The strong contamination with dioxins in fish and shellfish has resulted in advice against consumption of all fish caught inside the sill at Brevik, and also for fish liver and crabs from the outer part of the fjord system. There are corresponding restrictions on commercial fishing.

II. After a rapid drop in $TE_{PCDF/D}$ concentrations in fish, hepatopancreas of crabs and mussels after reduction in load (Figures 2,8,11) the general state of pollution has not changed much in later years and is still unacceptably high. This is particularly the case for all kinds of seafood organisms from the Frierfjord (Figure 1), but also for liver of cod and the hepatopancreas of the edible crab from the inner Breviksfjord and even farther out. After 1991 a statistically significant, but slow decrease, has merely been found in cod and mussels.

III. Compared to the upper limit of Class I in the environmental quality classification system of the Norwegian Pollution Control Authority or recommended reference values (= assumed high "background concentration of $TE_{PCDF/D}$) the 2000 registrations (Table 4) corresponded to the following approximate **overconcentrations** (= times exceeding the reference levels):

Cod liver: 7-14 x
Crab hepatopancreas: 7-70 x
Mussels: 5-15 x

IV. After the initial fast decline of PCCF/PCDD in biota following the reduced load the concentrations in the main indicator organisms appear to have leveled off after 1991, however with examples of considerable fluctuations (Figures 2-5 and 7-11) .
Rather than a lasting decrease in contamination level the minimum dioxin concentrations observed in liver of cod from Frierfjorden in 1999-2000 may reflect the combind effect of individual accumulation characteristics, migratory history before catch, and variable dioxin content of prey.

V. In addition to the contamination from dioxins come significant contributions to ΣTEQ from non- and mono-ortho PCBs, primarily in cod (Table 4).

VI. Main components in the magmsium factory waste are hexachlorobenzene (HCB), octachlorostyrene (OCS) and decachlorobiphenyl (DCB). 2000-results from the long-term series (since 1975) of individual analyses of cod livers corresponded with a pattern after 1995 of moderate fluctuations around a relatively stable level, problably with a slight

decreasing trend in HCB and OCS (Figures 12 - 13). The last year means from individual analyses in Frierfjord cod (N=21) exceeded estimated ”high background” about 10/200/300 times, respectively for HCB, OCS and DCB. 1-2 orders of magnitude lower contamination levels were found in cod sampled few km outside Frierfjorden.

High contamination with HCB, OCS and DCB were likewise recorded in fillet of flounder, sea trout and eel (Table 8, Figures 21-29), and also in hepatopancreas of crabs from the Frierfjord and the inner Breviksfjord (Figures 32-34). Even at the mouth of the fjord system DCB in cod liver and crab hepatopancreas exceeded assumed ”high background” levels from merely diffuse loading with about 40 and 20 times, respectively. Together with PCDF/PCDDs DCB is the best tracer for the magnesium factory waste and may still be recorded in excess contrations in fish and crabs 50-100 km from the original source.

VII. Introductory analysis of brominated flame retardants showed moderate concentrations of the biphenyl BDE-47, however with the highest level in cod liver sampled in the inner part of the fjord system.

VIII. A high concentration of tributyl tin (586 µg/kg wet weight) were found in hepatoancreas of crabs from the Frierfjord against 12 µg/kg in crabs from open coast. Levels i cod liver were more moderate and with a less steep gradient (110/41 µg/kg).

1. Bakgrunn og formål

Tilstanden i Frierfjorden med utenforliggende områder har i flere tiår vært preget av ulike industriutslipp, som dels har medført forurensning med miljøgifter, dels en betydelig overgjødsling.

Rammen for overvåkingen i de senere år har vært Langtidsprogrammet 1996-2000. Foruten årlige observasjoner av miljøgifter i organismer, herunder spesialundersøkelser av dioksinspredning nedover Skagerrakkysten (Knutzen et al. 1999a), har LTP omfattet:

- Studier av miljøgifteffekter i blåskjell og torsk (Hylland et al. 1997)
- Oppdatering mht. miljøgiftinnholdet i sedimenter (Næs 1999)
- Innledende sporing av mulige ukjente dioksinkilder ved registrering av dioksininnholdet i elv- og fjordvannvann (Knutzen et al. 2000a) og videre undersøkelser i Skienselva (under utførelse)
- Vannkvalitet mht. overgjødsling/bakterieinnhold og vannutskifting/oksygenforhold (Molvær 1999, 2000, 2001; Stigebrandt 1999)
- Bløtbunnsfauna (Rygg 1996, 1997, 2000) og
- Dykkerobservasjoner av gruntvannsamfunn på hardbunn (Walday et al. 2001)

Hovedbegrunnelsen for overvåkingen er det fremdeles høye forurensningsnivået fra tidligere store utslipp av klororganiske stoffer (særlig dioksiner) fra Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk på Herøya. Forurensningene har medført begrensninger på utnyttelsen av fisk og skalldyr til mat. Gjeldende kostholdsråd og restriksjoner fra Statens næringsmiddeltilsyn er:

- **Omsetningsforbud** for fisk og skalldyr fanget innenfor Brevikbroen (inklusiv sjøørret fra alle vassdrag som munner ut i Frierfjorden), videre for krabbe fra området innenfor linjen Mølen - søndre Såstein - fastlandet, se figur 1.

- **Påbud** om at fisk fanget mellom Brevikbroen og ovennevnte grense skal omsettes sløyet og uten lever (unntatt sild, makrell, brisling o.a. som vanligvis selges som rund fisk).

- **Råd** om ikke å spise fisk fra området innenfor Brevikbroen, sjøørret fra Skienselva, Herreelva og andre vassdrag som munner ut i Frierfjorden og heller ikke krabbe eller fiskelever fra fangststeder innenfor linjen Mølen - Såstein - fastlandet.

I forhold til tidligere råd/omsetningsrestriksjoner (SNT 1991), er det ikke lenger funnet nødvendig å advare mot konsum av skjell som er sanket utenfor Brevik (SNT, brev av 14/1-99 med endring av forskrift, samt vedlegg).

Tidligere var det også årlig overvåking av kvikksølv i filet av torsk og av polysykliske aromatiske hydrikarboner (PAH) i blåskjell, men nivåene av disse stoffene har i de senere år vært såvidt moderat forhøyet at det ikke lenger er funnet nødvendig med årlig registreringer.

Utviklingen mht. **kjente** utslipp til vann av klororganiske miljøgifter er vist i tabell 1. (Størrelsesordenen av årlige utslipp av heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren(OCS), pentaklorbenzen (5CB) og PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) før 1989 er angitt i Knutzen og Green (1991)). For de senere år baserer tabellen seg på opplysninger fra Hydro Porsgrunn og SFT/Telemark.

Det ses at utslippene har gått sterkt ned. I forhold til 1989 har den direkte belastningen med klororganiske forbindelser vært redusert med 99 % eller mer siden 1992.

Imidlertid må det bemerkes at det nå er fremkommet data som kan tyde på at dioksintallene i tabellen ikke er representative for den reelle belastningen på Frierfjorden**.** Ved orienterende analyser av PCDF/PCDD i vann fra Skienselva nedenfor Porsgrunn i juni 1999 ble det funnet konsentrasjoner som anslagsmessig tilsvarte en belastning på omkring det dobbelte av det direkte utslippet til vann fra magnesiumfabrikken (Knutzen et al. 2000a). Gjentatte analyser tyder på at tilførselene fra elven er relativt sett enda større (upubliserte data fra NIVA og Institutet för tillämpad miljöforskning (ITM), Stockholm). Forholdet undersøkes nærmere i et eget delprosjekt med henblikk på å finne kilden til denne tilførselen. (Forslag til program for overvåking i Grenlandsfjordene 2001, revidert 1/3 2001).

En orienterende analyse av polyklorerte naftalener (PCN) i avløpsvann 1995 viste et bidrag til sum TE på bare 3.5%, og er derfor senere funnet unødvendig å følge opp. PCN har vært brukt i elektronisk utstyr og kan bl.a. dannes på kloralkalifabrikker med grafittelektroder; forekommer dessuten som forurensning i kommersielle PCB-blandinger (Järnberg et al., 1997). Stoffgruppen må således forventes å opptre i noe forhøyede nivåer i industrialiserte områder.

Av de 1,6 kg for sum 5CB/HCB/OCS i 2000 var 1,0 kg HCB og 0,13 kg OCS. Dessuten ble det sluppet ut 0,3 kg DCB (dekaklorbifenyl, CB209).

Hydro Porsgrunns 2000-utslipp til luft av de klororganiske stoffene nevnt i tabell 1 var følgende: 77,8 kg av HCB/OCS/5CB (derav 45 kg HCB og 7,5 kg OCS), mens det av DCB ble sluppet ut 0,8 kg og av PCDF/PCDD ca. 1,6 g TE.

Andre kjente tilførsler av dioksiner (TE) i 2000 omfattet 0,114 g til luft fra Norcem A.S, Brevik) og små mengder til vann/luft fra Hydro Rafnes (ikke kvantifisert til vann, men sannsynligvis <0,1 g, og til luft bare ubetydelig).

Kildene for og belastningen på fjordsystemet med PCB (polyklorerte bifenyler), og da spesielt de dioksinlignende forbindelsene innen gruppen, er ikke kjent.

Hovedformålene med overvåkingen av miljøgifter i organismer 2000 har dels vært å følge utviklingen ved oppfølging av overvåkingsprogrammets kjernedel (registreringen av dioksiner i torsk, taskekrabbe og blåskjell, samt langtidsserien med individuelle analyser av HCB/OCS/DCB i lever av torsk), dels å få en bred ajourføring av tilstanden ved dioksinregistreringer i andre viktige indikatorarter/-medier (sjø-ørret, skrubbe og ål, filet av torsk, klokjøtt av krabbe). Som et ledd i samordningen med det igangværende forskningsprogram for økt innsikt i dioksiners transport og omsetning i Frierfjorden (www.niva.no\sektorbr\marin\NIVA-soer-Grenland.htm) er det gjort dioksinanalyser i mageinnholdet av fisk. I tillegg er det utført en del orienterende analyser av bromerte flammehemmere. I rapporten er det også tatt med resultatene fra noen NIVA-finansierte sonderende analyser av tinnorganiske stoffer i fisk og krabbe. I utgangspunktet må man forvente betydelig forekomst av både brom- og tinnorganiske stoffer i en fjord med høyt industrialiset nedbørfelt og stor skipstrafikk.

Tabell 1. Utslipp av klororganiske miljøgifter og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) til Skienselva/Frierfjorden 1975 - 2000.

	HCB + OCS + 5CB [1)] kg/år	**DCB [1)] kg/år**	**$TE_{PCDF/D}$ [2)] g/år**	**PAH kg/år**
1975	> 5000		?	-
1976	≈ 1500		?	≈ 3000
1977-86	≈ 400 - 600		≈ 300 - 500	≈ 1500 - 10000 [3)]
1986-89	≈ 400 - 600	≈ 32	≈300-500	≈ 500 - 2500
1990	≈ 250 [4)]	-	≈ 200 [4)]	≈ 350
1991	≈ 6 [5)]	≈ 0,9 [5)]	≈ 8 [5)]	≈ 250
1992	≈ 2,5 [5)]	≈ 0,4 [5)]	≈ 1,6 [5)]	≈ 50
1993	≈ 3,9 [5)]	≈ 0,6 [5)]	≈ 1,15 [5)]	≈ 34 [6)]
1994	≈ 6,1 [5)]	≈ 0,8 [5)]	≈ 2,6 [5)]	≈ 70 [6)]
1995	≈3,2 [5)]	≈0,3 [5)]	≈1,6 [5)]	≈ 44 [6)]
1996	≈3,0 [5)]	≈0,5 [5)]	≈2,3 [5)]	≈ 0,5 [7)]
1997	≈1.9 [5)]	≈0.25 [5)]	≈1.16 [8)]	≈ 1.5 [7)]
1998	≈1,7 [5)]	≈0,25 [5)]	≈1,1	≈4,2 [7)]
1999	≈1,5 [5)]	≈0,34 [5)]	≈1,58	≈5,0 [7)]
2000	~1,6 [5)]	~0,3 [5)]	~1,7	~80 [9)]

1) HCB = Heksaklorbenzen, OCS = Oktaklorstyren, 5CB = Pentaklorbenzen, DCB = Dekaklorbifenyl.
2) Toksisitetsekvivalenter fra PCDF/PCDD, dvs. toksiske PCDF/PCDD omregnet til ekvivalenter av den giftigste av disse forbindelsene etter Ahlborg (1989).
3) Sterkt varierende og usikre tall.
4) Redusert til ca. halv belastning ved årsskiftet 1989/90, redusert videre ca. 1/7 1990 til hhv. ca. 20 kg og 12 g på årsbasis.
5) Basert på hhv. vannføringsproporsjonale månedsblandprøver (HCB, etc.) og kvartalsblandprøver (lite varierende vannføring).
6) Fra Elkem PEA (nå Eramet Norway). I tillegg kommer episodisk tilførsel og diverse mer eller mindre diffuse kilder som 1992 - 1995 antagelig har oversteget Elkems bidrag. (Belastning ved avrenning fra et forurenset nedbørsfelt, kloakkvann, mindre utslipp og episoder er ikke kjent).
7) Elkems ubetydelige bidrag etter installering av nytt renseanlegg (Elkem Mangan PEA, 1999).
8) Fra og med 1997 har konsesjonsgrensen vært 1 g/år.
9) Mulig feilmåling årsak til så mye høyere tall enn foregående år.

2. Materiale og metoder

2.1 Prøver, lokaliteter og analyser

Overvåkingen 2000 følger programforslag av november 1999, revidert 26/4 2000, med tillegg av de nevnte orienterende analyser av bromorganiske stoffer i utvalgte prøver som det ble anledning til pga. en reduksjon i prisen på dioksinanalyser. I tillegg rapporteres data for tinnorganiske stoffer i et par sonderende prøver av torskelever og krabbesmør fra 1999-materialet, finansiert av forskningsmidler.

Prøver og analysevariable fremgår av Tabell 2, mens prøvestedene for blåskjell og taskekrabbe er vist i Figur 1. Fisk fra Frierfjorden er samlet på østsiden, på høyde med Ringsholmene (Fig. 1). Fra fiskeområdet betegnet Breviksfjorden i tabeller og figurer over resultatene er ørret fanget vest av Bjørkøyholmen (nord for Bjørkøy i Figur 1), mens øvrige fisk fra dette området er samlet nord for Sandøy dvs. sydligst i Eidangerfjorden og i sundene mot Ormefjorden. Det tredje omådet for fangst av fisk har vært like nord for Såstein (Figur 1). Posisjoner for prøvestedene for blåskjell og krabbe har vært:

Blåskjell
- Croftholmen: 590260 N, 094280 Ø
- Helgeroa (Svartskjær): 585880 N, 095040 Ø
- Klokkarsundet: 585620 N, 093745 Ø

Krabbe
- Ringsholmene: 590527-590550 N, 093730-097340 Ø
- Bjørkøybåen: 590218-590230 N, 094389-094408 Ø
- Arøya: 590004 N, 094750 Ø
- Åbyfjorden: 585897-585900 N, 094165-094185 Ø
- Såstein: 585797-585830 N, 094322-094325 Ø
- Jomfruland: 585175-585200 N, 093650-093680 Ø

Nærmere detaljer om blandprøvene av fisk og skalldyr finnes i Vedlegg 1, og midlere vekt og lengde for den individuelt analyserte torsken fra Frierfjorden 1968 - 1999 i Vedlegg 5. Fra prøveopparbeidelsen er det notert en overvekt av rød/rødbrun lever i torsk fra Breviksfjorden og et betydelig innslag av slik mørkfarget lever også fra Frierfjorden (11 av 20) og noe mindre ved Såstein (8 av 23). Dette er noe høyere hyppighet av mørk lever enn tidligere. Unntatt for et mindre antall individer var det mulig å få 10-15 g lever fra hver fisk til blandprøvene. Av analysene fremgår at torskeleverens gjennomsnittlige fettinnhold var uvanlig lavt, spesielt i Frierfjorden og Breviksfjorden (ca. 20 %). Til prøvene av de øvrige indikatorartene var det intet vesentlig å bemerke.

I forhold til tidligere er PAH-analyser av blåskjell sløyfet. Nivået har i flere år vært bare moderat forhøyet jevnført med "bakgrunnsnivået", og mest sannsynlig forårsaket av diffus tilførsel fra et industrialisert/urbanisert lokalt nedbørfelt og stor skips- og båttrafikk.

Materialet har bestått av blandprøver, bortsett fra langtidsserien med analyser av HCB/OCS/DCB/Hg i torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden. Sistnevnte prøver er opparbeidet og analysert ved Institutt for farmakologi, mikrobiologi og næringsmiddelhygiene ved Norges Veterinærhøgskole (for analysemetodikk, kfr. Marthinsen et al., 1991). Filet av dette torskematerialet ble årlig inntil 1992 også individuelt analysert på kvikksølv, siden med 2-3 års mellomrom. 1999-analysene av kvikksølv var bl.a. foranlediget av mistanke om senere års økt påvirkning fra Eramet Norway/avdeling Porsgrunn (luftutslipp), men resultatene viste så langt intet utslag på torskens kvikksølvinnhold, og dermed heller ingen grunn til oppfølging i 2000.

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

- NILU (PCDF/PCDD, non-orto PCB, PCN og bromerte flammehemmere), etter metodikk for de tre førstnevnte gruppene beskrevet hos Schlabach et al. (1993), Oehme et al. (1994), Schlabach et al. (1995). På grunn av manglende interkalibreringsmuligheter angis for PCN relativt stor analyseusikkerhet, antydningsvis 25 - 50%. Bromerte flammehemmere er bestemt ved GC kombinert med lavoppløsende negative ion kjemisk ionisasjons massespektrometri med metan som reaktandgass. 13C merket PCB-118 tilsettes for å kontrollere utbytte av ekstraksjon og opparbeidelse og samme forbindelse brukes senere som intern standard ved kvantifiseringen.
- NIVA (andre klororganiske stoffer, tinnorganiske forbindelser).

For de klororganiske analysene ved NIVA blir frysetørret materiale tilsatt PCB 53 som indre standard og ekstrahert to ganger med en blanding av cykloheksan og aceton ved bruk av ultralydsonde. Det samlede ekstrakt tilsettes destillert vann for å skille vann/aceton fra cykloheksan-fasen. Etter gjentatt vasking av cykloheksan med destillert vann, tørkes cykloheksanekstraktet og inndampes til tørrhet for fettvektsbestemmelse. For videre analyse veies en del av fettet ut, løses i cykloheksan og forsåpes med konsentrert svovelsyre. Før kvantitativ analyse blir ekstraktet inndampet til ønsket volum i små glødede prøveglass. Identifisering og kvantifisering av klororganiske komponenter utføres på gasskromatograf (GC) med 60 m kapillærkolonne og elektroninnfangningsdetektor (ECD). Kvantifisering utføres via egne dataprogram ved bruk av 8-punkts standardkurver, og konsentrasjonsnivået til alle parametre som skal kvantifiseres justeres til å ligge innenfor standardkurvens lineære område.

Analyseresultatene kvalitetssikres ved blant annet å analysere kjente standarder for hver tiende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosedyren ved bruk av internasjonalt sertifisert referansemateriale (SRM 349, torskeleverolje og CRM 350, makrellolje), regelmessig blindprøvetesting og hyppig kalibrering av instrumentene. Langtidsvariasjonsstudier basert på månedlige analyser av internasjonalt sertifisert referansemateriale, gir et relativt standardavvik på mellom 5 - 10% for enkeltforbindelser av PCB (PCB kongenere). Deteksjonsgrensene varierer med den analyserte prøvemengde, men ligger vanligvis for PCB-kongenere i området fra 0,1 til 0,2 µg/kg våtvekt.

For metodebeskrivelse av de tinnorganiske analysene henvises til Følsvik (1997).

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

NIVA/NILU har gjennomført en intern interkalibrering av fettbestemmelse, som i hovedsaken viste godt samsvar mellom de to laboratoriers resultater. Særlig for vev med lavt fettinnhold (<1 - 2%) forekommer det imidlertid betydelige avvik (se bl.a. Knutzen et al. 1999a, 2000a). Man har her et problem både for sammenlignbarheten av resultater fra laboratorier med ulike metoder for fettekstraksjon og likeledes hvis man ønsker å se på sammenhenger mellom variable i samme prøve, men analysert ved ulike laboratorier. Fordi ulike ekstraksjonsmetoder gir til dels forskjellige verdifulle opplysninger er ikke problemet begrenset til et spørsmål om standardisering. Sakens kompleksitet er bl.a. nærmere belyst hos Delbeke et al. (1995) og Ewald et al. (1998) med referanser. Med et par unntak var det for 2000-materialet godt samsvar mellom NILUs og NIVAs fettbestemmelser (Vedlegg 1)

NILU er akkreditert for analyse av PCDF/PCDD og non-orto PCB, men foreløpig ikke for PCN og bromerte flammehemmere. NIVA er akkreditert for de nevnte klororganiske analysene, men ennå ikke for analyse av tinnorganiske forbindelser.

2.2 Beregning og toksisitetsekvivalenter (TE)

Fremtidige data for TE fra dioksiner og andre stoffer med dioksinlignende virkningsmekanisme må forventes i økende grad å bli beregnet på grunnlag av toksisitetsekvivalentfaktorer (TEF) foreslått av en ekspertgruppe oppnevnt av Verdens helseorganiasjon (Van den Berg et al. 1998). For sammenlignbarhet med nyere arbeider nasjonalt og internasjonalt er tidligere angitte $TE_{PCDF/PCDD}$ regnet om etter Van den Berg et al. (kfr. Vedlegg 8) og figurene for utvikling av dioksinnivåene i indikatorartene justert i samsvar med dette.

Jevnført med TEF-verdier i den nordiske modellen for beregning av $TE_{PCDF/PCDD}$ (Ahlborg 1989) representerer Van den Berg et al. (1998) en oppjustering av TEF for 1,2,3,7,8-PeCDD fra 0,5 til 1 og for 1,2,3,7,8-PeCDD fra 0,01 til 0,05, videre en nedjustering for OCDF og OCDD fra 0,001 til 0,0001. Forandringen for oktaforbindelsene spiller ingen eller ubetydelig rolle. Ellers er utslagene noe forskjellig, avhengig av artenes i noen grad ulike akkumuleringsegenskaper, dvs. selektivitet i netto opptak av enkeltforbindelser av PCDF/PCDD (kfr. tidligere overvåkingsrapporter, f.eks. Knutzen et al. 1999a). For de viktigste indikatorartene har økningen i $TE_{PCDF/PCDD}$ vært minst i torskelever (stort sett 5-10 %), noe høyere (10-15 %) i sjø-ørret, skrubbe, krabbesmør og blåskjell. I ål, som har en relativ preferanse for 1,2,3,7,8-PeCDD (Knutzen et al. 1999a), ga endringen i beregningsgrunnlaget en økning i $TE_{PCDF/PCDD}$ på hele 25-30 %. I Vedlegg 2 fremgår sum TE fra dioksiner beregnet etter både gammel (nordisk) og ny modell (TE (WHO)). I prinsippet kan det hevdes at endringen i beregningsgrunnlaget også skulle ha konsekvenser for referanseverdiene for $TE_{PCDF/PCDD}$ (Kl.I i SFTs klassifiseringssystem o.a.) i ulike arter/vev, men bortsett fra ål er endringene så moderate at forholdet ikke er tatt hensyn til ved angivelsene av kontamineringsgrad.

Også TE_{PCB} rapporteres i henhold til TEF fra Van den Berg et al. (1998), i motsetning til det tidligere benyttede beregningsgrunnlaget fra Ahlborg et al. (1994). Forandringene består primært i senket TEF for CB77 fra 0,005 til 0,001 og bortfall av TEF-verdier for enkelte di-orto forbindelser av PCB. Ingen endring for CB126, som også i Grenlandsområdet har gitt det helt dominerende bidraget til TE_{PCB} fra non-orto-forbindelsene, og heller ikke for mono-orto PCB, gjør at utslagene i Grenlandsmaterialet er ubetydelig. Inkludert i beregningen av TE_{PCB} er non-orto forbindelsene CB 77, 126 og 169 (lav forekomst av CB 81 og intet bidrag til ΣTE) og av mono-ortoforbindelser CB 105, 118 og 156. (Øvrige dioksinlignende mono-orto PCB burde i prinsippet også ha vært med, men vil i Grenlandsområdet spille en enda mer underordnet rolle enn til vanlig).

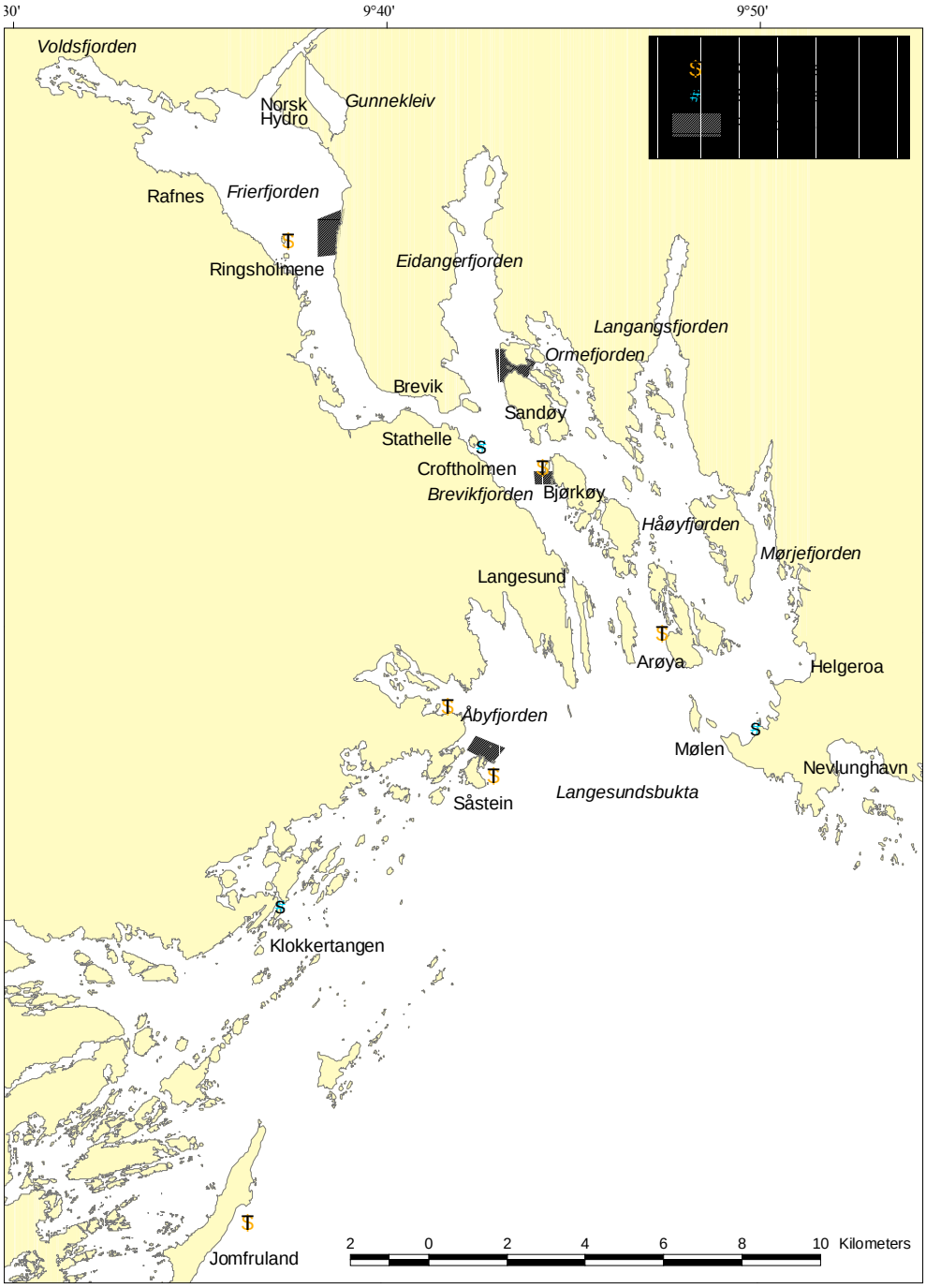
TEF_{PCN} (0.002 for 1,2,3,5,6,7/1,2,3,4,6,7-HxCN og 0.003 for 1,2,3,4,5,6,7-HpCN fra Hanberg et al. (1990, 1991))) har ikke på samme måte som dioksiner og plane PCB vært gjenstand for vurdering i internasjonale ekspertgrupper. PCNs bidrag til TE må følgelig betraktes som mest usikkert, kanskje spesielt når det gjelder den nevnte heptaforbindelsen (Engwall et al., 1994). Utvidede kunnskaper om flere PCN-forbindelsers dioksinlignende egenskaper kan på sikt aktualisere at tallene for PCNs bidrag til sum TE i Grenlandsmaterialet må justeres opp (Villeneuve et al. 2000, Blankenship et al. 2000 og Falandysz et al. 2000).

2.3 Estimering av forurensningsgrad

For å dimensjonere belastningen sammenlignes resultatene med "antatt høyt bakgrunnsnivå". Med dette menes et høyt anslag for verdier man kan registrere ved bare diffus belastning, dvs. på åpen kyst eller langt fra sporbare punktkilder. Innenfor SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og

kystfarvann (Molvær et al. 1997) representeres "bakgrunnsnivået" av grensen for Kl. I og er fortrinnsvis beregnet som 90-prosentilen av et større antall observasjoner på referanselokaliteter; i enkelte tilfeller mer skjønnsmessig (når datamaterialet er spinklere). Forurensningsnivået eller graden av belastning uttrykkes ved **overkonsentrasjoner**, dvs. forholdet mellom registrert verdi og bakgrunnsnivå.

Klassifiseringssystemet omfatter så langt ikke alle kombinasjoner av arter/stoffer som det er behov for innen overvåkingen. Videre har senere resultater, spesielt innen den norske delen av Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) under Oslo-/Pariskommisjonen, aktualisert revisjon (nedjustering) av enkelte Kl. I grenser. I slike tilfeller er det benyttet forslag til nye referansenivåer (f.eks. i taskekrabbe, kfr. Knutzen et al. 1999b) eller forslag til senkning av eksisterende Kl. I grenser (Knutzen & Green 2001).



Figur 1. Kart over Grenlandsfjordene og Telemarkskysten med stasjoner/områder for innsamling av blåskjell (sirkler), krabbe (trekanter) og fisk (skravert).

Tabell 2. Analyser og prøver fra overvåkingen av Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 2000 (for prøvesteder/innsamlingsområder kfr. figur 1).

Analyser	Prøver/sted/tid/antall i blandprøver eller antall enkeltanalyser			
PCDF/PCDD og non-orto PCB; PCN og bromorganiske i utvalgte <u>blandprøver</u>	Torskelever	Frierfjorden	April-Mai	N = 20
	"	Breviksfjorden	April	N = 23
	"	Såstein	"	N = 19
	Torskefilet	Frierfjorden	April-Mai	N = 20
	Sjø-ørret	Frierfjorden	Mars	N = 19
		Breviksfjorden	April-Mai	N = 15
	Skrubbe	Frierfjorden	April	N = 20
		Breviksfjorden	"	N = 19
	Ål	Frierfjorden	Oktober	N = 20
		Breviksfjorden	April	N = 19
		Såstein	"	N = 20
	Sild	Breviksfjorden	"	N = 20
	Makrell	Breviksfjorden	August	N = 25
	Sik	Indre Frierfjorden	Mars	N = 5
	Hepatopancreas (krabbesmør) av hanner	Ringshlm./Frierfj.	17/8	N = 20
		Bjørkøybåen/ Breviksfjorden	30/8	N = 18
		Arøya/Dybingen	2/8	N = 18
		Såstein	September	N = 20
		Åbyfjorden	August	N = 21
		Jomfruland	September	N = 20
	Krabbeklokjøtt	Ringshlm./Frierfj.	17/8	N = 20
	Reker	Indre Breviksfj.	14/8	N = 77
	Blåskjell	Crofthlm./ Breviksfjorden	6/4	N = 50
		Helgeroa	"	N = 50
		Klokkarsundet	"	N = 50
	Mageinnh. av torsk (2), sjø-ørret (2), skrubbe og sild	Frierfjorden/ Breviksfjorden	Som for fisk	
HCB/OCS/DCB (<u>Individuelle anal.</u>)	Lever av torsk	Frierfjorden	Okt.- Des.	N = 21[1)]
		Eidangerfjorden	Oktober	N = 13
HCB/OCS/DCB o.a.klororganiske (<u>Blandprøver</u>)	<u>Som for PCDF/PCDD ovenfor</u> minus krabber fra Jomfruland, blåskjell fra Klokkartangen og mageinnhold av sjø-ørret, skrubbe og sild.			

[1)] Redusert antall i forhold til tidligere pga. meget vanskelige fangstforhold (flom, nedslamming av ruser).

2.4 Statistisk bearbeidelse av data fra langtidsserien for individuelle analyser av torsk fra Frierfjorden

Som fortsettelse av serien fra 1975 med individuelle analyser av torskelever på innholdet av HCB/OCS/DCB ble det i 2000 bare samlet inn 21 torsk fra Frierfjorden mot tidligere år 50-60. Årsaken til dette var en uvanlig høy og langvarig høstflom i Skienselva med resulterende grumsing av vannet i Frierfjorden, nedslamming og fiskedød i rusene. I de senere år har kvikksølvinnholdet i torsk (filet) vært moderat, og de årlige observasjonene fra perioden 1968-1992 har derfor bare vært videreført med mellomrom og etter behov, siste gang i 1999 (Knutzen et al. 2000b). Tabell 3 viser samlet antall data for vekt og de analyserte miljøgifter frem til og med i år.

Tabell 3. Samlet materiale av torsk fra Frierfjorden 1968 - 2000, med antall observasjoner av hver variabel.

Variable	Antall fisk
Vekt	1471
HCB i lever	1344
OCS i lever	1344
DCB i lever	1226
Hg i filét	1166

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

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

Analysene på det utvidede datasettet har gitt følgende endringer i vektkorrigeringen jevnført med 1999 (kvikksølv 1996):

log(HCB)	= log(HCB_1)	+ 0,75 log(vekt)	endret fra 0,77
log(OCS)	= log (OCS_1)	+ 0,80 log(vekt)	endret fra 0,82
log(DCB)	= log(DCB_1)	+ 0,73 log(vekt)	endret fra 0,75
log(Hg)	= log (Hg_1)	ikke registrert 2000	

Vekt skal settes inn målt i kg. Verdiene log(HCB_1), etc. angir for hvert eksemplar log konsentrasjon korrigert til fisk med vekt 1 kg, og middelverdiene i Figur 12-14 er beregnet ut fra dette.

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

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

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

3. Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD), polyklorerte naftalener (PCN) og non-orto/mono-orto polyklorerte bifenyler (PCB)

Hovedresultatene fra analysene av disse stoffene ses av Tabellene 4 (toksisitetsekvivalenter (TE) i fisk og skalldyr) og 5 (TE i mageinnhold av fisk), mens rådata fremgår av Vedlegg 2 (PCDF/PCDD, og non-orto PCB), Vedlegg 3 (PCN) og Vedlegg 6 (mono-orto forbindelsene 105, 118, 156).

3.1 Toksisitetsekvivalenter (TE) i fisk og skalldyr 2000

I alle artene kommer det største bidraget til ΣTE fra dioksiner, som er den klart dominerende gruppe (>70 % av ΣTE) unntatt i torsk, der PCB og særlig non-orto gruppen (i det vesentlige CB126) også utgjør en betydelig andel.

Tallene i Tabell 4 kan sammenlignes med det man vet om "antatt høyt bakgrunnsnivå" av vedkommende stoffer, dvs. Kl. I i SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystvann; eventuelt forslag til nedjustering av disse grensene ($TE_{PCDF/D}$ i torskelever, kfr. Knutzen & Green 2001) eller mer skjønnsmessig (når grunnlaget for å anslå Kl. I grensene eller tilsvarende referansenivåer er spinkelt).

For **$TE_{PCDF/D}$** i **torskelever** var overkonsentrasjonene i de tre overvåkingsområdene fra Frierfjorden og utover henholdsvis ca. 12, 14 og 7 ganger, basert på et forslag til nedjustert referansenivå fra det nåværende 15 ng/kg våtvekt i SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997) til 10 ng/kg (Knutzen & Green 2001 med ref.). Dette er lavt for Frierfjorden, og spesielt bemerkelsesverdig er det at overkonsentrasjonene var høyere i fisk fra Breviksfjorden. Imidlertid ble det også foregående år observert tilsvarende lav $TE_{PCDF/D}$ i Frierfjorden og bare moderat høyere enn i Breviksfjorden (kfr. kap. 3.3, Figur 2). Noen egentlig forklaring kan ikke gis, men muligheter det kan pekes på er utslag av store individuelle variasjoner og fiskens vandringshistorie og diett før fangst. Sistnevnte hypotese – at fisk fanget i Breviksfjorden skulle ha vært omlag likt eller mer eksponert en periode før prøvetidspunktet – støttes av PCN-registringene (Tabell 4), men ikke når det gjelder andre komponenter (HCB, OCS, DCB) i magnesiumfabrikkens utslipp (Tabell 8) og heller ikke av $TE_{PCDF/D}$ i mageinnholdet av torsk fra de to prøvestedene (Tabell 5). Sistnevnte representerer imidlertid bare et øyeblikksbilde. At en fiskebestands varierende utnyttelse av et i ulik grad forurenset område vil reflekteres i fiskens akkumulering av miljøgifter er nærmest innlysende, men er bare direkte belyst i et mindre antall tilfeller, f.eks. av Cullen & Connell (1992) og Ashley et al. (2000).

Ut fra SFTs klassifiseringssystem var overkonsentrasjonene av TE fra dioksiner i filet av Frierfjordtorsk ikke mer enn ca. 9 ganger (mot 12 i lever), men grunnlaget for Kl. I grensen i filet er sparsomt og referansenivået antagelig satt noe for høyt.

Sjø-ørret inngår ikke i klasssifiseringsystemet, og referansedata for dioksiner er nærmest manglende (Knutzen et al. 1999c). Ved tidligere anslag for overkonsentrasjoner er det antatt en høy bakgrunn på 0,5 ng $TE_{PCDF/D}$/kg våtvekt, som er i rimelig samsvar med Mayer (1995) og Fjeld et al. (2001) når det gjelder nivåer i innlandsørret fra områder som i det vesentlige kan antas bare diffust belastede (en avvikende høy verdi i Fjeld et al.). Fra lite påvirkede innsjøer i Finnmark angir Schlabach & Skotvold (1997) verdier for $TE_{PCDF/D}$ på under 0,3 ng/kg. En referanseverdi på 0,5 ng /TE/kg gir overkonsentrasjoner i Frierfjorden og Breviksfjorden siste år på henholdsvis ca. 20 og ca. 4 ganger.

Tabell 4. Toksisitetsekvivalenter (TE) fra PCDF/PCDD, PCN, non-orto PCB og utvalgte mono-orto PCB (nr. 105, 118, 156) i lever og filet av torsk (*Gadus morhua*), filet av sjø-ørret (*Salmo trutta*), skrubbe (*Platichtys flesus*), ål (*Anguilla anguilla*), sild (*Clupea harengus*), makrell (*Scomber scombrus*), sik (*Coregonus lavaretus*), hepatopancreas (krabbesmør) og klokjøtt av hannkrabber (*Cancer pagurus*), muskelvev (haler) av reke (*Pandalus borealis*) og i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Grenlandsfjordene og Telemarkskysten 2000, ng TE/kg våtvekt. Ikke analysert: i.a. I parentes: utvalgte eksempler på %-bidrag til ΣTE.

Arter/ prøvesteder	$TE_{PCDF/D}$	TE_{PCN}	$TE_{n.-o.\ PCB}$	$TE_{m.-o.\ PCB}$ [1)]	ΣTE
Torskelever					
Frierfjorden	120 (49)	14,2 (6)	77,5 (32)	33,0 (13)	244,7
Breviksfjorden	142 (56)	39,4 (16)	64,6 (25)	8,9 (3)	254,9
Såstein	65,2 (50)	5,5 (4)	50,3 (38)	11,0 (8)	132,0
Torskefilet					
Frierfjorden	0,85 (45)	0,39 (20)	0,34 (18)	0,33 (17)	1,91
Sjø-ørret, filet					
Frierfjorden	9,89 (76)	1,36 (11)	1,14 (9)	0,53 (4)	12,9
Breviksfjorden	2,14	i.a.	0,53	0,16	2,83[2)]
Skrubbe, filet					
Frierfjorden	28,0 (84)	3,17 (9)	1,93 (6)	0,37 (1)	33,5
Breviksfjorden	3,04	i.a.	0,28	≈0,09	≈3,40
Ål, filet					
Frierfjorden	19,2 (73)	3,11 (12)	2,17 (8)	1,75 (7)	26,2
Breviksfjorden	22,9 (83)	1,04 (4)	2,88 (10)	0,90 (3)	27,7
Såstein	5,02	i.a.	0,92	0,43	6,37[2)]
Sild, filet					
Breviksfjorden	9,56(79)	0,41 (3)	1,66 (14)	≈0,43 (4)	≈12,1
Makrell					
Breviksfjorden	4,89	i.a.	2,07	0,48	7,44[2)]
Sik					
I. Frierfjorden	53,5 (78)	11,3(16)	3,08 (4)	0,83 (1)	68,7
Krabbesmør					
Ringsholmene	685 (95)	10,4 (1)	25,3 (4)	3,39 (-)	724,1
Bjørkøybåen	528 (93)	11,8 (2)	22,5 (4)	3,58 (<1)	565,9
Arøya	52,8	i.a.	10,4	2,07	65,3[2)]
Såstein	73,6	i.a.	8,88	1,74	84,2[2)]
Åbyfjorden	57,6	i.a.	6,58	1,36	65,5[2)]
Jomfruland	24,7	i.a.	6,97	i.a.	31,7[2)]
Krabbe, klokjøtt					
Ringsholmene	3,59 (93)	0,11 (3)	0,08 (2)	0,06 (2)	3,84
Reke					
Brevikstrømmen	8,22	0,09	0,23	i.a.	8,54[2)]
Blåskjell					
Crofthlm.	3,18 (89)	0,04 (1)	0,28 (8)	0,07 (2)	3,57
Helgeroa	1,08	i.a.	0,23	0,06	1,37[2)]
Klokkarsundet	1,27	0,01	0,34	i.a.	1,61[2)]

1) Eventuelt benyttet halv deteksjonsgrense ved summering (mest for CB 156).
2) Minus (ikke analysert) bidrag fra enten PCN og/eller mono-orto PCB.

I **skrubbefilet** fra Frierfjorden lå registreringen i 2000 hele 280 ganger høyere enn Kl. I (Molvær et al. 1997) og i Breviksfjorden ca. 30 ganger over. Også her må det tas forbehold for et meget begrenset underlag for referanseverdien, men uansett dreier det seg om et betydelig høyere estimat av belastningsnivået enn for Frierfjordtorsk (mer likt for skrubbe og torsk fra Breviksfjorden). Forskjellen kan ha bakgrunn bl.a. i at skrubbe er mer stedbunden enn torsk og derfor gjenspeiler en belastningsgradient bedre. Øyeblikksbildet av dioksininnholdet i de to artenes mageinnhold vitner imidlertid ikke om noe slikt (Tabell 5).

Målt på fettbasis viser både tidligere data og 2000-resultatene betraktelig lavere innhold av dioksiner i **filet av ål** enn i de øvrige artene av fisk, spesielt i forhold til skrubbe og torsk (kap. 3.3, Figurene 2-5). Registreringene på referansestasjoner er fåtallige, men antyder et bakgrunnsnivå ved bare diffus belastning på ca 2 ng $TE_{PCDF/D}$/kg våtvekt (kfr. Knutzen et al. 1999c). Dette gir overkonsentrasjoner i 2000-prøven fra Grenlandsovervåkingen fra ca. 10 ganger i Frierfjorden og Breviksfjorden til ca. en fordobling i ål fra Såstein (muligens noe mindre når det tas hensyn til forandringen i beregningsgrunnlaget for $TE_{PCDF/D}$ og det særlig store utslaget som akkumuleringsegenskapene dette gir i ål – kfr. kap. 2.3). Vedrørende det usikre referansenivået kan tilføyes at det i ål fra ferskvannslokaliteter i Tyskland er observasjoner som kan indikere et lavere bakgrunnsnivå fra bare diffus belastning enn ovennevnte 2 ng/kg våtvekt (Wiesmüller & Schlatterer (1999), kfr. også lav konsentrasjon på tidligere forurenset lokalitet rapportert av Van der Oost et al. (1996)).

For **sild** er referansenivået (Kl. I i Molvær et al. 1997) - igjen på spinkelt grunnlag (ref. i Knutzen et al. 1999c) - satt til 1,5 ng TE/kg våtvekt, som gir en overkonsentrasjon for verdien i Tabell 4 på omkring 6 ganger. I sild fra Østersjøen rapporterte Korhonen & Vartiainen (1997) for det meste TE-verdier under 1 ng/kg våtvekt (også når man tar i betraktning at ΣTE blir noe høyere ved beregning etter Van den Berg et al. (1998)). Isosaari et al. (2000) fant derimot til dels vesentlige høyere konsentrasjoner i sild fra angivelige referanseområder i Østersjøen.

Makrellprøvens innhold av $TE_{PCDF/D}$ var mer enn 5 ganger høyere enn de fåtallige registreringene man har fra norske referanselokaliteter (kfr. ref. i Knutzen et al. 1999c). I makrell fra Adriaterhavet rapporterte Bayarri et al. (1999) sum av TE fra dioksiner og PCB på 0,5-1 ng/kg våtvekt (ikke spesifisert bidraget fra hver av gruppene). Sammenlignes sum PCDF/PCDD, lå Breviksfjordmaterialet omlag 20 ganger høyere enn registreringene i Adriaterhavet.

Av ovenstående ses at anslått forurensningsgrad fremstår som i noen grad avhengig av hvilken fiskeart som betraktes. Forholdet har delvis sammenheng med at referansenivået må anses usikkert for alle artene (mediene) utenom torskelever, men det kommer også av forskjeller i artenes levesteder/eksponering, akkumuleringsegenskaper og variasjoner fra år til annet hos den enkelte art, dvs. i eksponeringshistorien for de individer som inngår i blandprøvene.

Innholdet i **sik** må karakteriseres som meget høyt, således 5 ganger høyere enn i sjø-ørret (på fettbasis 3 ganger) og ca 75/15 ganger det som er rapportert fra en antatt referanselokalitet i Finnmark (Schlabach & Skotvold 1997).

Overkonsentrasjonene i **krabbesmør** jevnført med Kl I grensen på 10 ng/kg våtvekt ses å variere fra nærmere 70 ganger i Frierfjordkrabber til 6-7 ganger ved yttergrensen for kostholdsråd og vel en fordobling i krabber fra Jomfruland.

Foreløpig eneste registrering av dioksininnholdet i **reker** fra et prøvested langt fra punktkilder ga et TE-innhold på 0,35 ng/kg v.v. (Knutzen & Oehme 1990). Sammenlignet med dette var det en overkonsentrasjon i prøven fra Brevikstrømmen (Tabell 4) på ca. 25 ganger.

Nåtidig overbelastning kan ut fra **blåskjell**dataene angis til vel 15 ganger innerst i Breviksfjorden og 5-6 ganger i skjell fra både Helgeroa og så langt unna som ved Klokkarsundet (Kl. I i Molvær et

al.1997: 0,2 ng/kg v.v.) De sistnevnte verdiene representerer en gjentatt dokumentasjon av at det jevnført med bakgrunnsbelastningen stadig fraktes betydelige dioksinmengder ut av fjordsystemet og nedover Skagerrakkysten. Situasjonen synes ikke forandret siden 1997, da denne påvirkningen lot seg spore i hvert fall sydover til Risør og muligens lenger (Knutzen et al. 1999a).

Ved en undersøkelse i 1999 av førtilstanden i Dalsbukta/Eidangerfjorden, utenfor anlegget til Norsk Avfallshåndtering A/S (NOAH), fant Berge og Moy (2000, Vedlegg D) dioksininnhold i blåskjell fra 1,57 til 3,15 ng TE/kg våtvekt. Dette viser at den sterke kontamineringen ved i skjell ved Croftholmen ikke uventet også gjør seg gjeldende i skjell fra ytre del av Eidangerfjorden.

Kanadiske miljøvernmyndigheter har beregnet betryggende grenser for $TE_{PCDF/D}$ og TE_{PCB} i mat for fiskeetende pattedyr på henholdsvis 0,71 og 0,79 ng/kg/kg og omkring 7 og 4 ganger høyere for vern av fiskeetende fugl (CCME 1999, oppdatert 2001 (http://www./ccme.ca/ceqg_rcqe/ea1.html). I forhold til dioksingrensen for mat til pattedyr (0,71 ng/kg) ligger alle prøvene fra Frierfjorden 2000 (Tabell 4) høyere, således for muskelvev av fisk fra 1,2 til vel 70 ganger over og enda mer i torskelever og krabbeinnmat.

I relasjon til dette, og da sælig de vesentlig høyere dioksinnivåene i organismer som etter alt å dømme må ha forekommet i et par ti-år forut for rensetiltakene i 1989-90, er det bemerkelsesverdig at det i Frierfjorden/indre Breviksfjorden ikke har vært påvist eller sannsynliggjort økologiske skader knyttet til utslippene av giftstoffer fra magnesiumfabrikken. Muligens kan grunnen være at det har vært meget beskjedent både med effektstudier og overvåking av sårbare arters bestander (med et visst forbehold for sjøfugl), men eventuelle klare reduksjoner i lett observerbare dyrs og fuglers bestander skulle likevel ha vært lagt merke til. (Den tidligere tilbakegang av en del rovfuglarter var nærmest generell for landet (Knutzen et al. 1999c), men kan i Grenlandsområdet for så vidt ha hatt en lokal årsakskomponent i dioksinforurensning uten at det er blitt dokumentert).

Vedrørende grad av forurensning med TE_{PCN} og TE_{PCB} vises til kap. 3.4 og 3.5.

3.2 TE i mageinnhold av fisk

Hovedhensikten med disse analysene (Tabell 5) var å supplere inngangsdata til den planlagte modell for transport og omsetning av dioksiner i Frierfjorden innen forskningsprogrammet over dette tema, som startet inneværende år (www.niva.no\sektor\marin NIVA-soer-Grenland.htm). Innen overvåkingen er er det bare en gang tidligere analysert på mageinnhold og da begrenset til torsk (Knutzen et al. 1995). Informasjon om hovedbestanddelene i de enkelte mageprøver er gitt i Vedlegg 1.

Fra tabellen er det interessant å merke seg at er et vesentlig større relativt bidrag til ΣTE fra PCDF/PCDD i torskens mageinnhold enn i lever og filet (jevnfør med Tabell 4). Dette ledsages av tilsvarende mindre %-bidrag fra PCN og spesielt dioksinlignende PCB. Den tilsynelatende manglende sammenheng mellom nivåene av TE_{PCB} i torsk og føde er bemerkelsesverdig i relasjon til den utbredte oppfatning at maten er den viktigste kilden for persistente kloroganiske stoffer i større fisk (rovfisk). Et isolert tilfelle som representerer en kort og tilfeldig eksponeringstid gir lite grunnlag for noe videre resonnementer. Det kan likevel tilføyes at forskjellen mellom PCDF/PCDD og dioksinlignende PCB ikke uten videre kan forklares ved at sistnevnte er mindre nedbrytbar. Både i ferskvannsarter (Metcalfe & Metcalfe 1997) og ål (de Boer et al. 1993) er det vitnesbyrd om nedbrytning av CB126, som dominerer bidraget til ΣTE_{PCB}.

Også i sjø-ørret og skrubbe fra Frierfjorden ses forskjeller i denne henseende for mageinnhold versus fiskens vev, men i mindre grad.

Tabell 5. Toksisitetsekvivalenter (TE) fra PCDF/PCDD, PCN og non-orto PCB samt fettprosent i mageinnhold av utvalgte arter av fisk, ng/kg våtvekt. i.a.: ikke analysert. I parentes: %-bidrag til ΣTE (avrundet).

Arter/ prøvesteder	$TE_{PCDF/D}$	TE_{PCN}	$TE_{n.-o.\ PCB}$ [1)]	$TE_{m.-o.\ PCB}$	ΣTE	% fett
Torsk						
Frierfjorden	44,4 (92)	2,37 (5)	1,12 (2)	0,63 (1)	48,5	0,41
Breviksfjorden	15,8 (91)	0,52 (3)	0,87 (5)	0,22 (1)	17,4	1,43
Sjø-ørret						
Frierfjorden	9,59 (82)	0,30 (3)	1,77 (15)	i.a.	11,7[1)]	1,38
Breviksfjorden	3,35	i.a	0,18	i.a.	3,53[1,2)]	1,43
Skrubbe						
Frierfjorden	57,7 (92)	4,09 (7)	0,68 (1)	i.a.	62,5[1)]	0,95
Sild						
Breviksfjorden	4,33	i.a.	0,32	i.a	4,65[1,2)]	1,98

[1)] Ikke analysert mono-orto PCB.
[2)] Ikke analysert PCN.

Regnes verdiene av $TE_{PCDF/D}$ i Tabellene 4 og 5 om til fettbasis fås følgende nivåer i mageinnhold og fisk (µg/kg fett, avrundet):

	Mageinnhold	**Fisk**
Torsk/Frierfjorden	10,8	0,60/0,29 (lever/filet)
Torsk/Breviksfjorden	1,1	0,78
Sjø-ørret/Frierfjorden	0,69	0,51
Sjø-ørret/Breviksfjorden	0,23	0,25
Skrubbe/Frierfjorden	6,1	3,1
Sild/Breviksfjorden	0,22	0,41

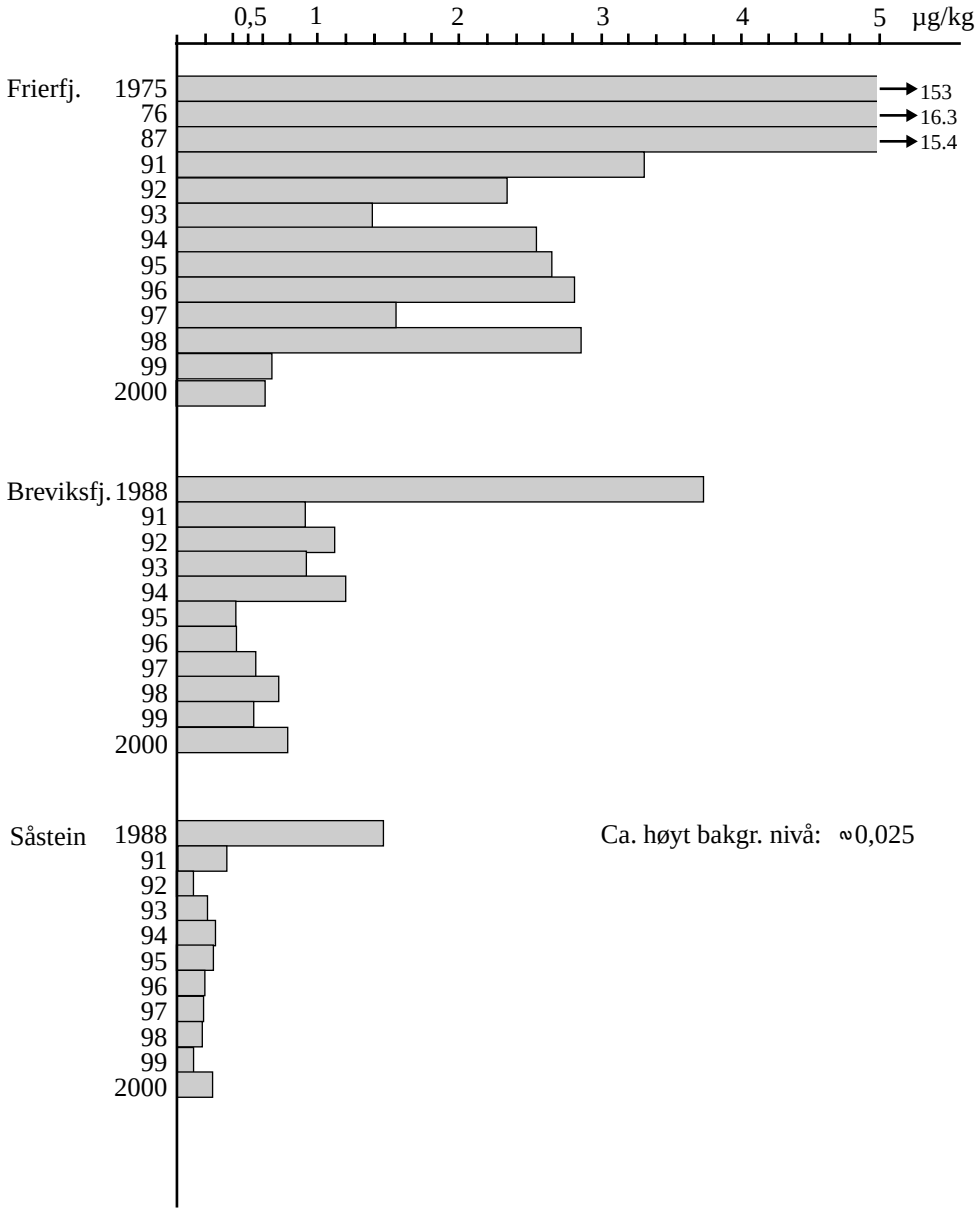
Det ses at forholdet varierer mye; i Frierfjorden likevel med konsekvent høyere $TE_{PCDF/D}$ i mageinnhold, i materialet fra Breviksfjorden til dels omvendt. Igjen er det vanskelig å sette et slikt "øyeblikksbilde" av dioksinnivået i mageinnholdet inn i en sammenheng. Forholdet mellom konsentrasjon på fettbasis i mageinnhold og vev vil bl.a. avhenge av hvor mye av matens fettinnhold som allerede er rukket å bli tatt opp. Dette kan f.eks. ha spilt en rolle for det ulike forholdet mellom TE i mageinnholdet og leveren i torsk fra Frierfjorden og Breviksfjorden. I førstnevnte blandprøve var fordøyelsen i gjennomsnitt kommet langt (mageinnholdet i hovedsak ikke enkelt idenfiserbart). I de fleste torskene fra Breviksfjorden besto derimot mageinnholdet mest av tilnærmet hele strandkrabber, i et par tilfeller hel fisk. Det kan ellers bemerkes at særlig hos sjø-ørret, i mindre grad skrubbe og sild, var det et flertall av tomme mager (Vedlegg1/tabell 1.2).

Sammenlignet med mageanalyser i torsk fra 1994 (Knutzen et al. 1995) var 2000-verdiene av $TE_{PCDF/D}$ i Frierfjorden markert lavere, for Breviksfjorden forholdsvis likt. Naturbetingede variasjoner er så store at dette ikke sier noe om en eventuell utvikling.

3.3 Utvikling i dioksininnhold (1975) 1987 - 2000

Nivåene av $TE_{PCDF/D}$ på fettbasis etter Van den Berg et al. (1998) er vist i Figurene 2-10. På grunn av endringen i beregningsgrunnlaget, dvs. i TEF-verdiene i enkelte forbindelser sammenlignet med den tidligere benyttede nordiske beregningsmodellen (Ahlborg 1989), er verdiene forskjellig fra tidligere rapporter. Nettoresultatet av endringene (se nærmere i kap. 2.2) er en økning som for torsks vedkommende er i størrelsen 5-10 %, for sjø-ørret, skrubbe, sild, makrell, krabbe og blåskjell stort sett 10-15 % i, men i ål og reke såvidt mye som omkring 25 %.

Torsk fra Frierfjorden er den eneste arten der det er før/etter registreringer i forbindelse med rensetiltakene i 1975 ved Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk. Av Figur 2 antydes en nedgang i torskeleverens dioksininnhold på omkring 90 % fra 1975 til 1976.



Figur 2. $TE_{PCDF/D}$ (etter Van den Berg et al. 1998) i lever av torsk (*Gadus morhua*) fra Grenlandsfjordene (1975)1987-2000, µg/kg fett.

Etter igangsettelse av nytt renseanalegg i 1989-90 ses også et betydelig fall i dioksinivået, men fra 1991 til 2000 har det stort sett bare vært større eller mindre uregelmessige svingninger omkring et tilsynelatende utflatingsnivå. Mest tydelig fremgår dette av observasjonene i de årlig benyttede indikatorartene: Torsk (lever, Figur 2), taskekrabbe (indre stasjoner, Figur 8) og blåskjell (Figur 11).

Samsvarende med det som fremgår av figurene har en statistisk analyse av materialet (Vedlegg 9) vist en klart signifikant reduksjon i $TE_{PCDF/D}$ fra før 1989 (n = 1-2) til etter 1990 (n = 4-10) i alle disse artene fra alle stasjonene, samt i skrubbe fra Frierfjorden (ingen før-observasjoner i Breviksfjorden).

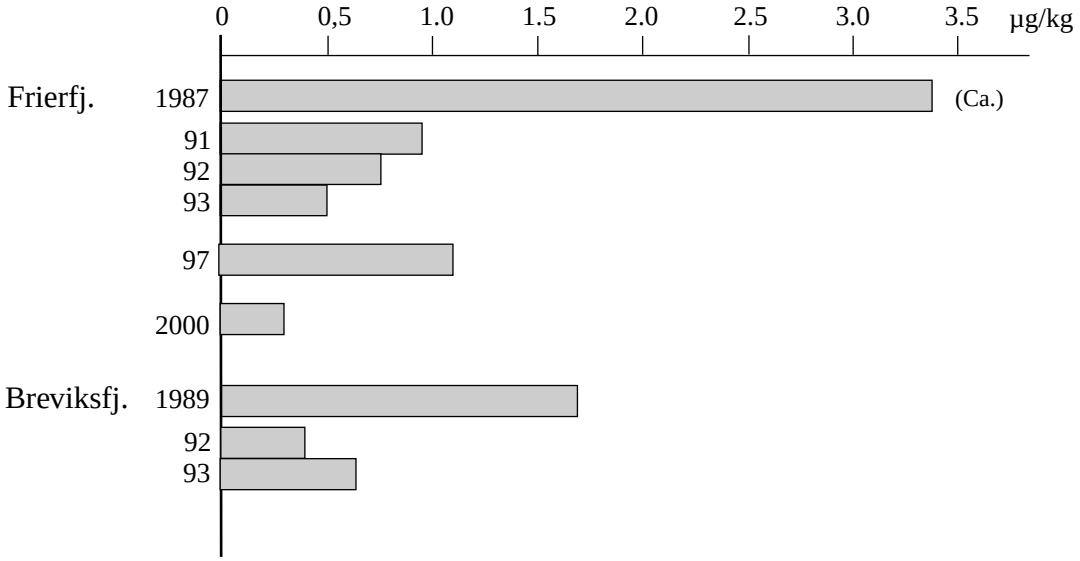
Analysen i vedlegg 9 omfatter også vurdering av innflytelsen på resultatene av faktorer som fiskens størrelse (ingen påvist sammenheng melom konsentrasjon og størrelse i torsk) og av prøvenes fettinnhold. I torskelever og blåskjell ble det ikke funnet noen statistisk sammenheng mellom dioksinnivå og fettinnhold, mens det var en slik relasjon i filet av ørret og skrubbe og i krabbesmør. Trendanalysene baserer seg følgelig på verdier angitt på våtvektsbasis for torsk og blåskjell (men med den delen av variansen som skyldes fettinnhold utelatt), mens det er benyttet fettbasisverdier i de øvrige tre artene.

Graden av minskning har vært noe forskjellig i de forskjellige artene, slik man kunne vente ut fra ulike levesteder/levevis/næringsgrunnlag og dermed forskjeller i eksponering. Minst reduksjon har man hatt i arter som lever i vedvarende kontakt med bunnen, slik som skrubbe og krabbe. Her har den prosentvise reduksjonen i hovedsaken vært vært ca. 65-75 %. Bortsett fra i krabber fra Åbyfjorden (med en tilsynelatende mindre nedgang – ca. 50 %) kan man legge merke til at den prosentvise utviklingen på de øvrige krabbestasjonene har vært ganske likeartet. I torskelever har dioksininnholdet avtatt 80-90 %, mest i Frierfjorden, omtrent det samme ved Såstein; tilsynelatende noe mindre i Breviksfjorden. For sjø-ørret fra Frierfjorden er det funnet en nedgang på ca. 90 %; i Breviksfjorden så langt bare omkring 70 % (fettbasis). Størst reduksjon har man som ventet kunnet konstatere i blåskjell, som influeres minst av de vedvarende høye konsentrasjonene i sediment og av kontaminering i dyr som lever på/i sedimentet. På alle tre prøvestedene fra indre Breviksfjorden til Klokkartangen (åpen kyst og mer enn 25 km fra utslippet) har nedgangen vært 97-98 %.

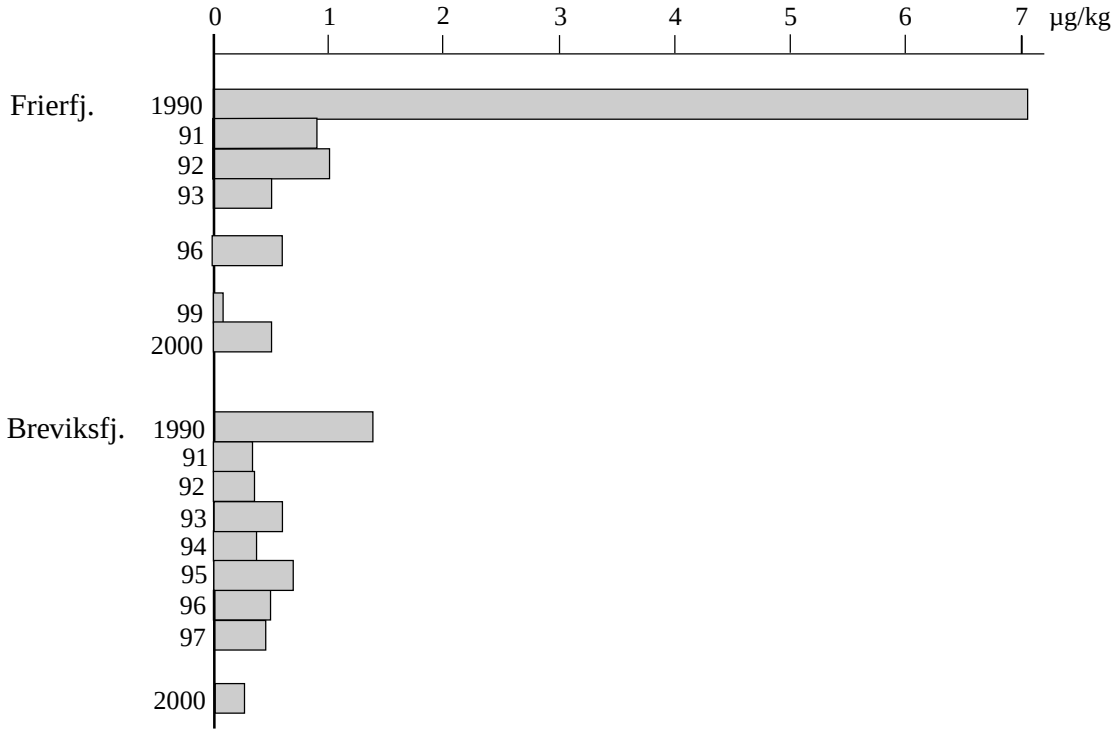
Etter 1990-1991 er det bare funnet statistisk signifikant nedgang i torskelever og blåskjell (Vedlegg 9). For begge arter er da alle stasjoner sett under ett, men også betraktet hver for seg viser stasjonene en nær signifikant trend. Gjennomsnittlig årlig reduksjon kan imidlertid bare angis med stor usikkerhet, således estimert til mellom 3 og 15 % for $TE_{PCDF/D}$ i torskelever. Usikkerheten er beregnet å halveres ved registreringer i ytterligere 5 år.

Konklusjonen av dette er at dioksinnivået i organismer sannsynligvis har avtatt også i det som tilsynelatende har vært en utflatingsperiode, men at reduksjonen har gått sakte og at det under uendrede forutsetninger fremdeles er ganske lange utsikter til en forbedring som betyr noe i relasjon til spiselighet av torskelever og krabbeinnmat fra Frierfjorden/Breviksfjorden. Antagelsen om en lineær (jevn) utvikling er i seg selv meget usikker, men med dette forbehold kan tendensen illustreres ved at det er en viss mulighet for å nå et reelt nivå på 50 ng $TE_{PCDF/PCDD}$/kg våtvekt i torsk fra Frierfjorden og Breviksfjorden i 2004, men mer sannsynlig 5 år senere (Vedlegg 9, Figur 3).

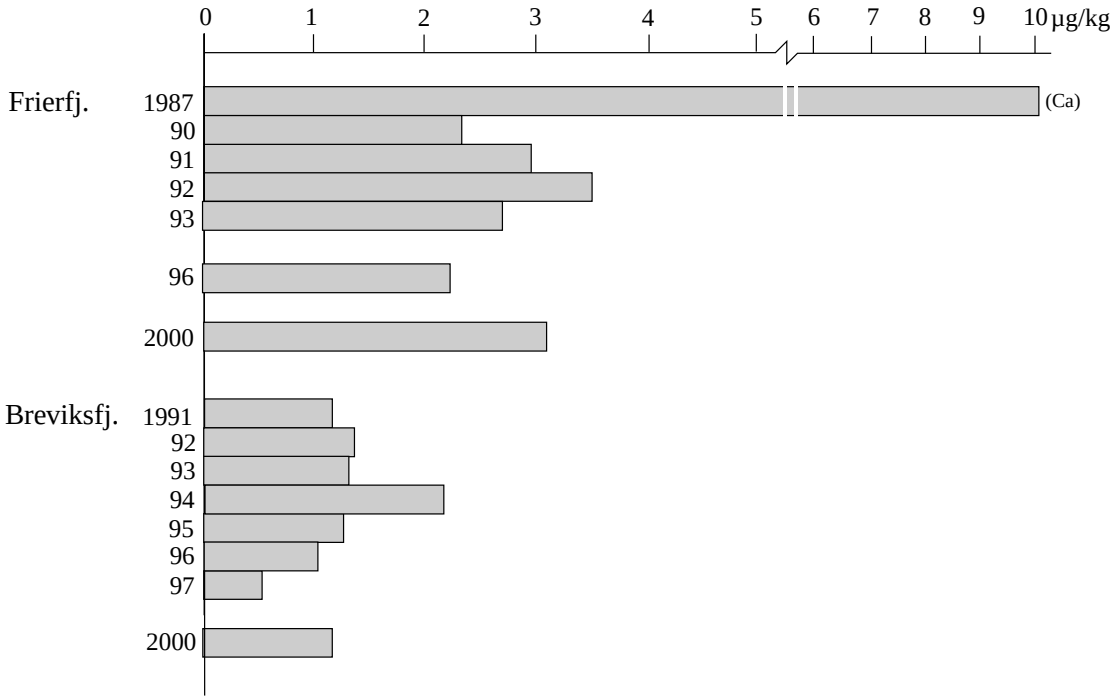
Av Figur 6 ses at utviklingen i ål skiller seg ut ved mindre og usikker nedgang fra før-verdiene i 1990 til perioden 1991-2000. Ved sammenligning av konsentrasjonene på fettbasis (Figur 6 vs. Figurene 2-5 og Vedlegg 8 fremgår at ål akkumulerer omkring en størrelsesorden mindre av dioksiner enn de øvrige fiskeartene og dermed også må antas å gi en mindre god gjenspeiling av dioksinbelastning. Dette samsvarer med resultatene til van der Oost et al. (1996), som fant at at akkumuleringsfaktoren for PCDF/PCDD fra sediment til ål var tre størrelsesordener mindre enn for PCB og andre klororganiske stoffer.



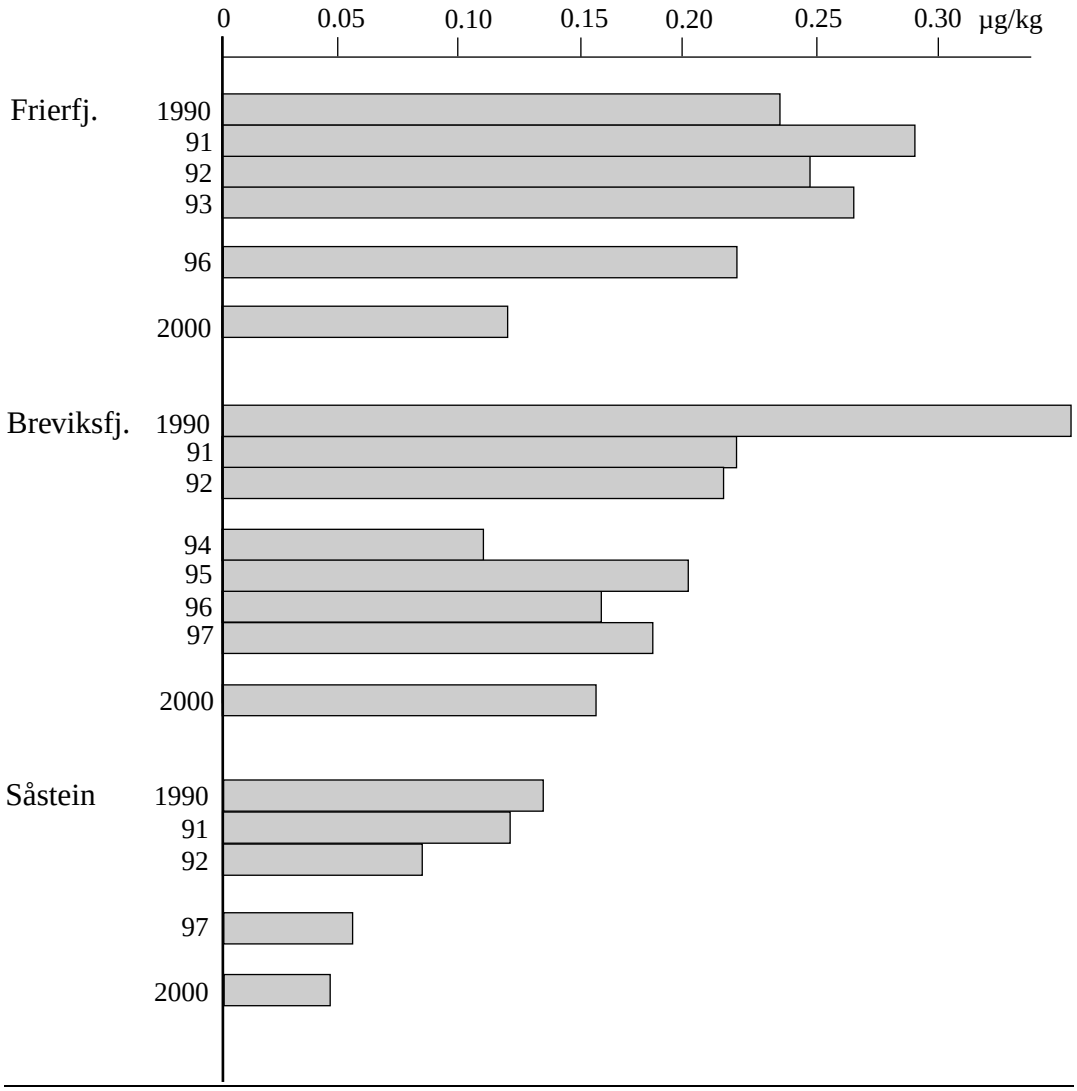
Figur 3. $TE_{PCDF/D}$ (etter Van den Berg et al. 1998) i filet av torsk (*Gadus morhua*) fra Grenlandsfjordene 1987-2000, µg/kg fett. OBS: For 1987 antatt fett % 0,3.



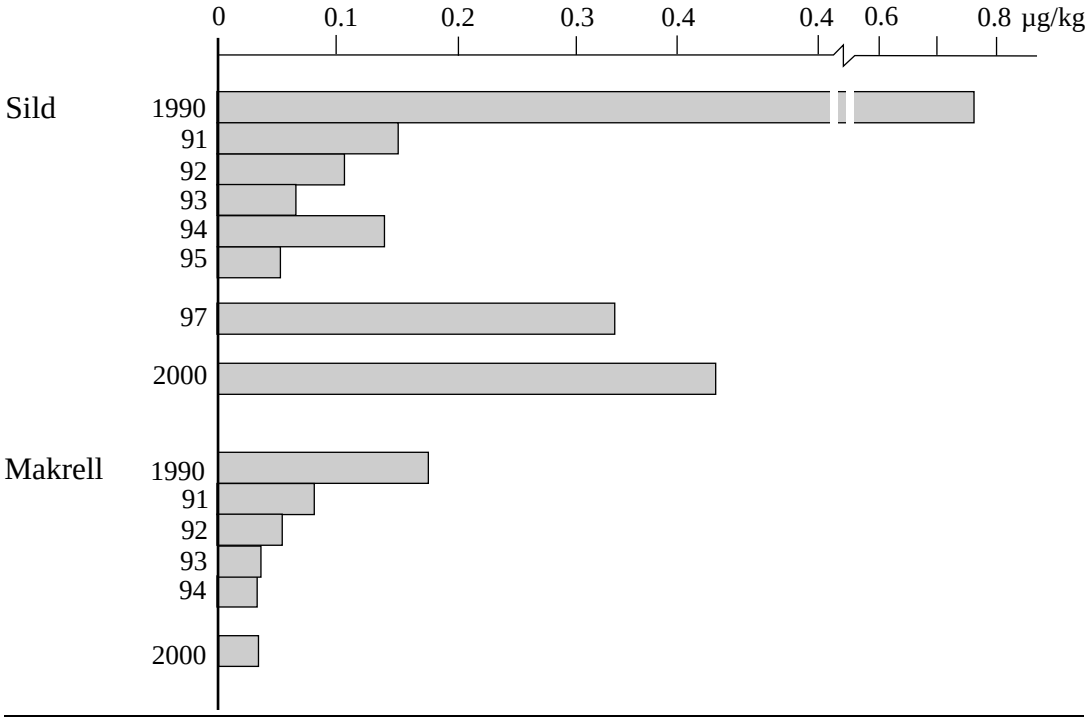
Figur 4. $TE_{PCDF/D}$ (etter Van den Berg et al. 1998) i sjø-ørret (*Salmo trutta*) fra Grenlandsfjordene 1990-2000, µg/kg fett.



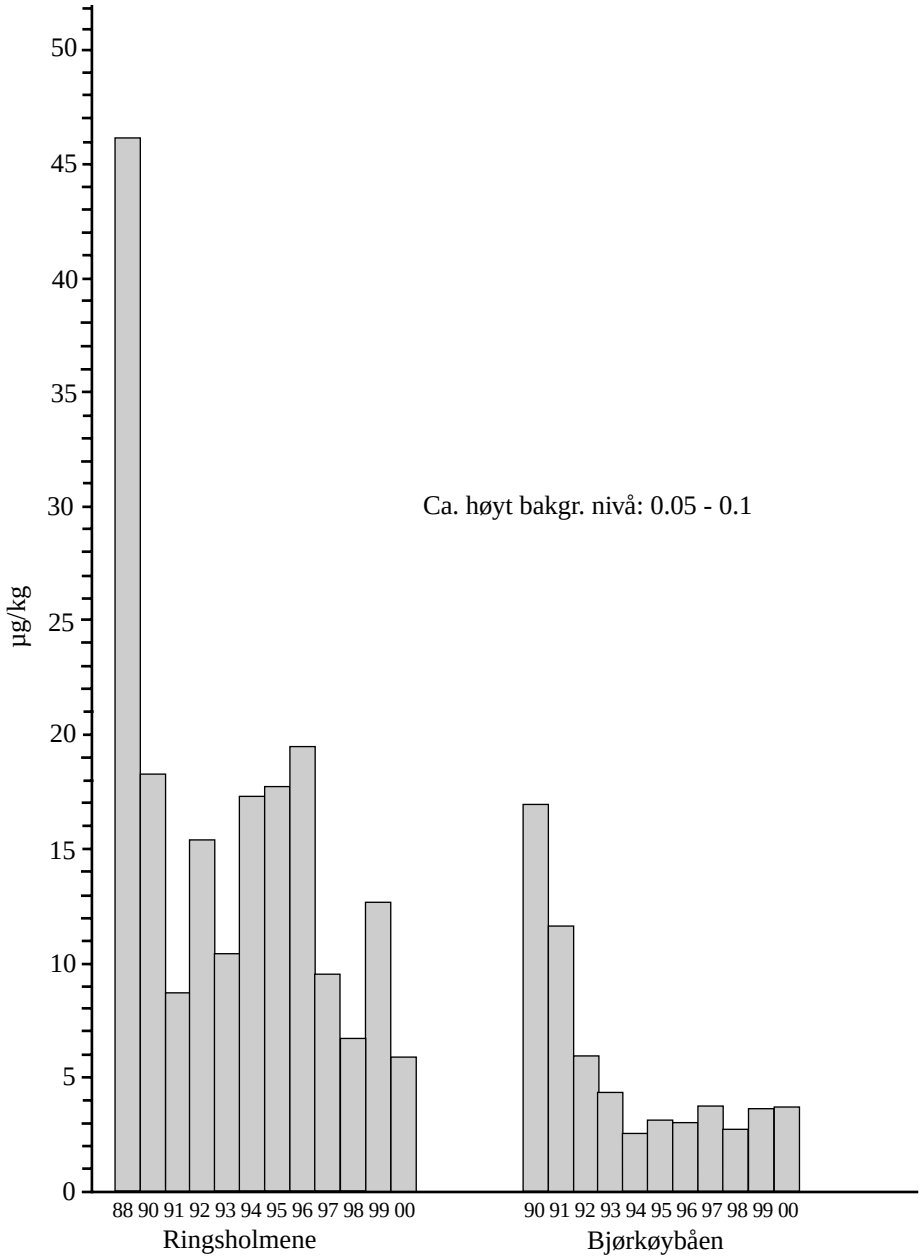
Figur 5. $TE_{PCDF/D}$ (etter Van den Berg et al. 1998) i skrubbe (*Platichthys flesus*) fra Grenlandsfjordene 1987-2000, µg/kg fett. OBS: For 1987 antatt fettprosent 0,7 (omlag gjennomsnitt av øvrige verdier).



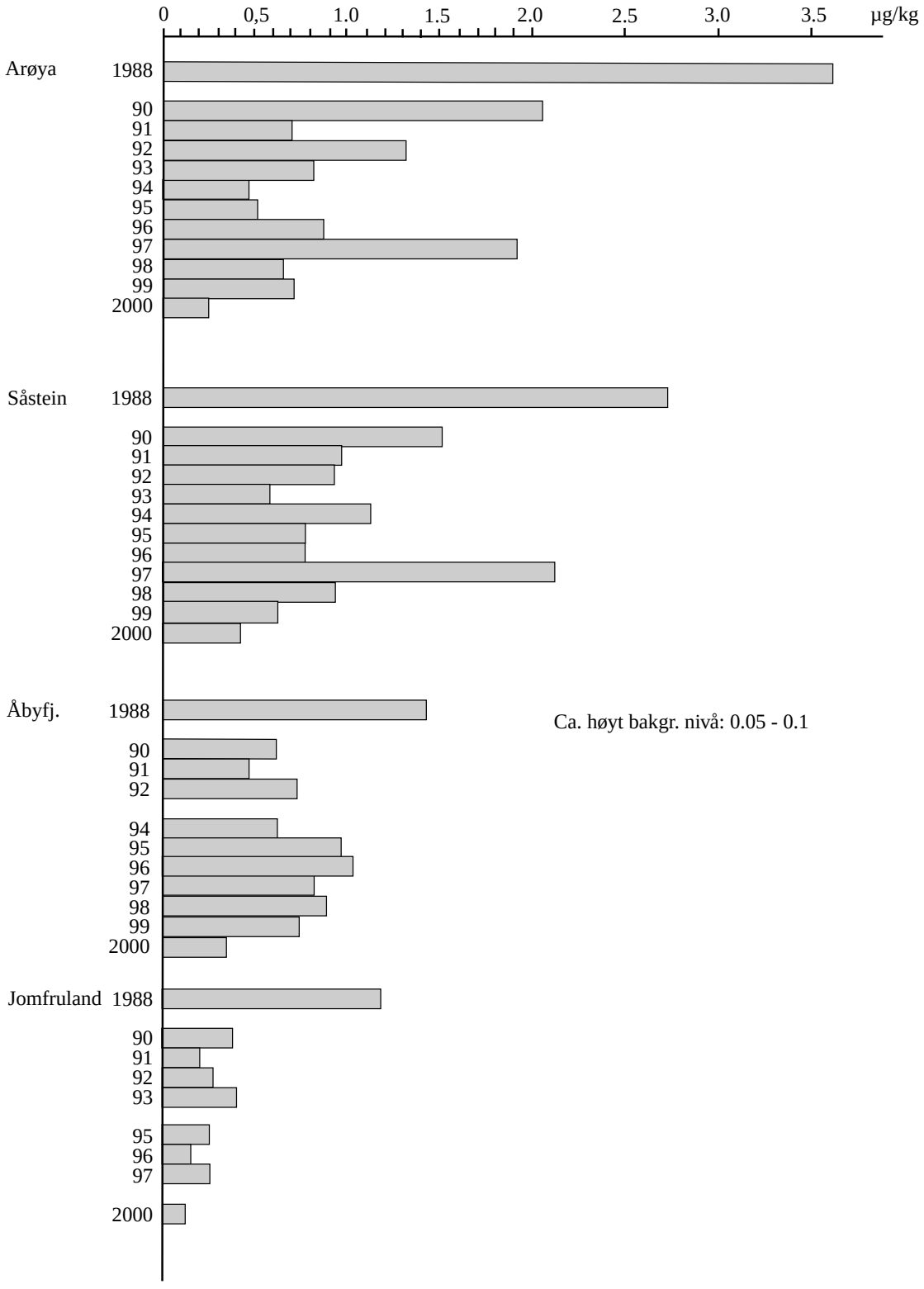
Figur 6. $TE_{PCDF/D}$ (etter Van den Berg et al. 1998) i ål (*Anguilla anguilla*) fra Grenlandsfjordene 1990-2000, µg/kg fett.



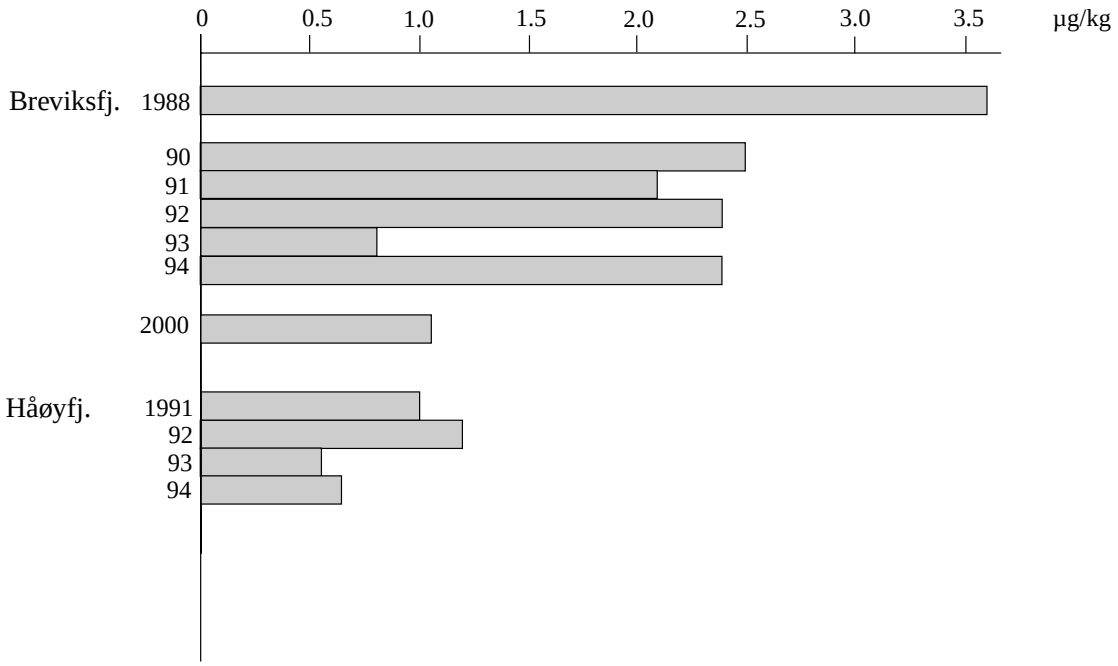
Figur 7. $TE_{PCDF/D}$ (etter Van den Berg et al. 1998) i sild (*Clupea harengus*) og makrell (*Scomber scombrus*) fra Grenlandsfjordene 1990-2000, µg/kg fett.



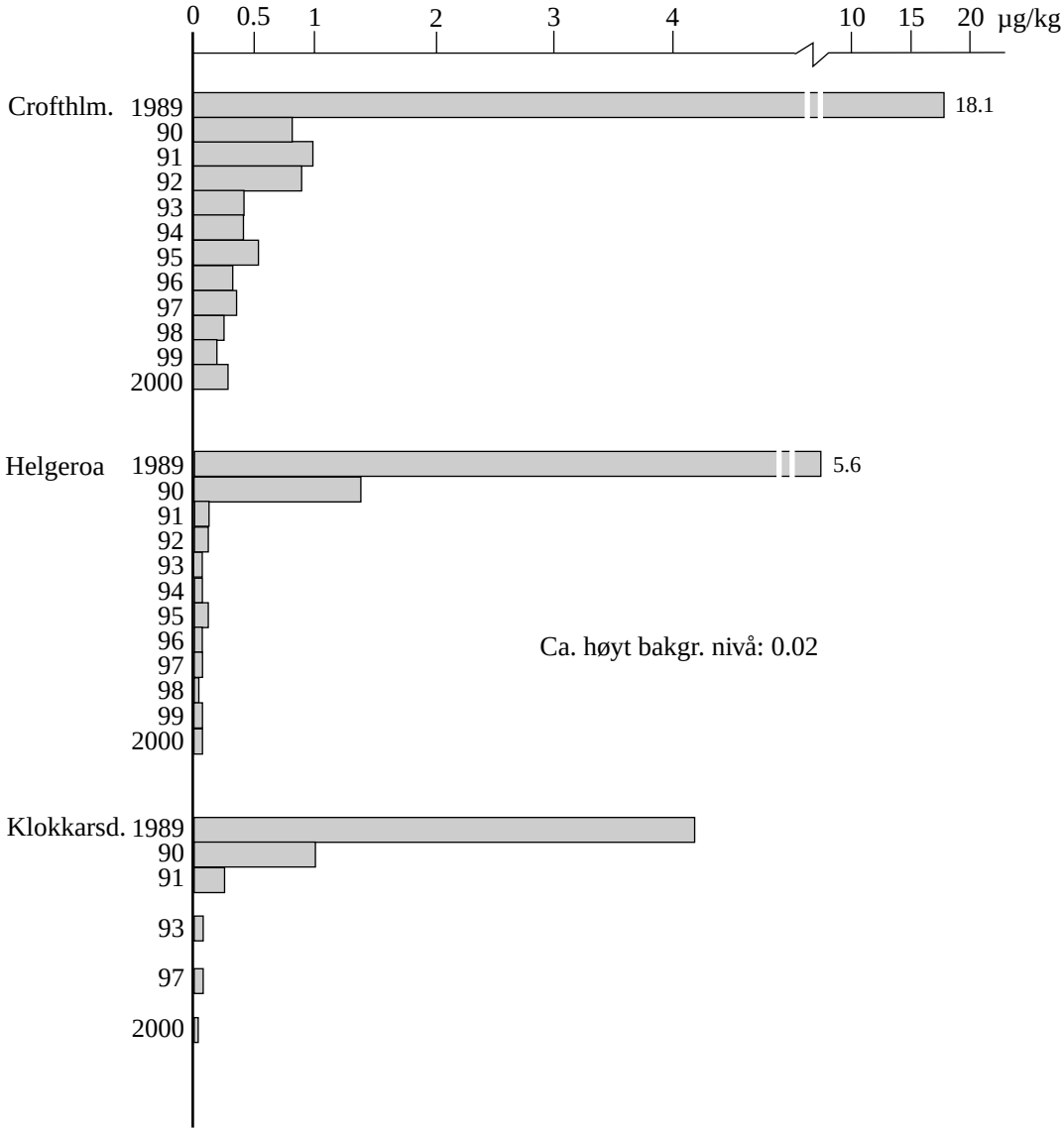
Figur 8. $TE_{PCDF/D}$ (etter Van den Berg et al. 1998) i krabbesmør (hepatopancreas, brunkjøtt) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*, hanner) fra Ringsholmene/Frierfjorden og Bjørkøybåen/indre Breviksfjorden 1988-2000, µg/kg fett. OBS: Vedrørende beregnede 1998-verdier, se tekst.



Figur 9. $TE_{PCDF/D}$ (etter Van den Berg et al. 1998) i krabbesmør (hepatopancreas, brunkjøtt) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*, hanner) fra strekningen Arøya-Jomfruland 1988-2000, µg/kg fett. OBS: Vedrørende beregnede 1998-verdier, se tekst.



Figur 10. $TE_{PCDF/D}$ (etter Van den Berg et al. 1998) i rekehaler (*Pandalus boralis*) fra Grenlandsfjordene 1988-2000, µg/kg fett.



Figur 11. $TE_{PCDF/D}$ (etter Van den Berg et al. 1998) i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1989-2000, µg/kg fett.

3.4 Oppsummerende kommtarer vedrørende dioksinnivåer og belastning

I tiden etter iverksettelsen av det siste store rensetiltak ved Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk i 1989-1990 er det konstatert betydelig redusert kontaminering med dioksiner (kap. 3.3) og andre utslippskomponenter (HCB, OCS, kap. 4.1-4.2) i spiselige organismer fra Frierfjorden og utenforliggende områder. Imidlertid har de praktiske konsekvensene av dette vært små; så langt bare opphevelse av råd mot å spise blåskjell samlet på strekningen fra Breviksfjorden til linjen mellom Mølen – søndre Såstein – fastlandet (Figur 1), som ellers markerer yttergrensen for kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner. Siden det ikke er noe enkelt forhold mellom tolerabel dose og konsentrasjon, kan ikke målet - akseptable konsentrasjoner – angis eksakt, men nåværende nivåer må antagelig reduseres til noe mellom halvparten og 1/10 før det blir aktuelt å revurdere kostholdsråd. For de mest utsatte kategoriene av sjømat fra Frierfjorden (flyndrearter og innmat av krabbe) skal det enda mer til.

Det har vært hevdet at bedringen har gått langsommere enn ventet. Imidlertid bygget de opprinnelige forventningene (om restriksjonsløs utnyttelse av sjømat fra Frierfjorden innen 2000) på et utilstrekkelig erfaringsgrunnlag. Fremdeles er det mange hull i kunnskapene som skal til for å forklare den utvikling som har vært og for å spå om hvor hurtig dioksinnivået i de ulike bestanddelene av økosystemet vil synke i kommende år. Behovet for økt innsikt i denne retning er bakgrunnen for det forskningsprogrammet som startet i 2001, finansiert av Norsk Hydro og Norges forskningsråd og med bidrag av egne midler fra NIVA og Havforskningsinstituttet/Flødevigen. Målet er å få tilveiebragt et dioksinbudsjett for Frierfjorden, samt en modell for transport og omsetning av dioksiner i fjorden. Foruten oppsummering av hva overvåkingsprogrammet har gitt mht. forholdet mellom nivåer og kjent belastning nevnes i det følgende også en del temaer som det antas at forskningsprogrammet vil kaste mer lys over.

Som ledd i å etablere et dioksinbudsjett er det startet målinger av dioksiner i vann. De innledende undersøkelser i Skienselva indikerte et tidligere ukjent bidrag via elven på omlag det dobbelte av restutslippet fra Hydro (Knutzen et al. 2000a). Senere observasjoner (upublisert) antydet en vesentlig større tilførsel. Undersøkelsene fortsetter for å klarlegge om det dreier seg om en ny kilde eller om forklaringen kan være oppvirvlet materiale fra bunnen i kaiområdet ved elvemunningen, som transporteres oppover i det salte bunnvannet og senere blandes inn i overflatelaget og fraktes ut igjen.

I denne forbindelse synes reduksjonen i dioksininnhold på 97-98 % som er funnet i blåskjell fra Croftholmen innerst i Breviksfjorden og ved Helgeroa å være i godt samsvar med den anslåtte reduksjon på vel 99 % i magnesiumfabrikkens utslipp til vann (Tabell 1) og en tilførsel fra elven i omlag samme størrelse som utslippet. Vanskeligere vil det være å forene et vesentlig større bidrag via elvevann med blåskjellregistreringene.

Nedgangen i dioksininnhold i skrubbe og krabbe har vært omlag 65-75 % (kap. 3.3). I og med at minskingen i overflatelaget (0-2 cm) i sediment fra Frierfjorden og Breviksfjorden/ytre Ormefjorden fra 1989 til 1997 synes å ha vært omlag 50 % (Næs & Oug 1991, Næs 1999), kan det heller ikke ventes større reduksjon hos skrubbe og krabbe. Begge disse lever i stor grad på bløtbunn og inntar føde som må antas å ha en utvikling i dioksininnhold samsvarende med sedimentets.

Hos den tredje av indikatorartene med mye tilhold på bløtbunn – ål –er utviklingen i dioksinnivået usikker, og innholdet har vært omlag likt i ål fra Frierfjorden og Breviksfjorden (Figur 6). Både dette forholdet og at åls dioksininnhold på fettbasis har vært omlag en størrelsesorden lavere enn i torsk, sjø-ørret, skrubbe og krabbe fra samme område (sammenlign Figurene 2,4,5 med Figur 6), tyder imidlertid på så spesielle netto akkumuleringsegenskaper at åls indikatorverdi i relasjon til dioksiner er begrenset/tvilsom.

Også voksen torsk kan i betydelig grad spise dyr fra bløtbunn, selv om det er mest vanlig hos individer mindre enn de som utgjør blandprøvene i Grenlandsmaterialet. Uansett vil de mindre byttedyrene på

grunn av relativt større kroppsoverflate være mer utsatt for akkumulering direkte fra vann enn torsken selv. Tilføyes så virkningen av mulig biomagnifikasjon (høyere konsentrasjon for hvert ledd oppover i næringskjeden), kan det ikke ventes at minskningen i torsks dioksininnhold skal være proporsjonal med en belastningsreduksjon på 98-99 %, selv om denne gjenspeiles i vannets konsentrasjon. Grovt sett synes derfor nedgangen i dioksininnholdet hos torsk fra Frierfjorden og Breviksfjorden på 80-85 % i godt samsvar med utviklingen med hensyn til samlet dioksineksponering.

Et tilsvarende resonnement kan gjøres gjeldende for sjø-ørret fra Frierfjorden, der utviklingen har vært omlag som i torsk (Figurene 2 og 4).

Både for torsk fra Såstein og krabbe fra Arøya og Såstein er det registrert omtrent samme prosentvise reduksjon som i Frierfjorden-Breviksfjorden. Fra områdene utenfor Langesundsbukta er det ikke foretatt nyere observasjoner av dioksininnholdet i sediment, men i 1997 lå nivået av $TE_{PCDF/D}$ ved Arøya fremdeles på mer enn 200 ng/kg tørrvekt (Næs 1997), dvs. vel 20 ganger over antatt høyt bakgrunnsnivå på 10 ng/kg (OBS feil benevning i Molvær et al. 1997). Muligens kan det i området Arøya-Såstein ha vært en tilsvarende relativ minskning i sedimentets dioksininnhold som lenger inn i fjordsystemet og reduksjonen i organismer også her ses i lys av den redusert direkte/indirekte belastning via sediment og bløtbunnsbaserte næringskjeder.

Bortsett fra blåskjell, ses i alle de ovennevnte tilfellene en reduksjon i organismer som ligger mellom minskningen i $TE_{PCDF/D}$ som er påvist i øvre sedimentlag og det som basert på utslippsreduksjonen er sannsynlig for dioksininnholdet i vann.

Sjø-ørret fra Breviksfjorden har vist avvikende liten reduksjon i dioksininnholdet (Figur 4,); snaut 70 % på fettbasis og mindre på friskvektsbasis (kap. 3). En mulig forklaring er den forholdsvis moderate gjennomsnittlige nivåforskjellen melom ørret fra Frierfjorden og Breviksfjorden, som igjen kan ha bakgrunn i større grad av vandring mellom disse to områdene enn tilfellet har vært for torsk. De to siste års lave dioksininnhold i torsk fanget i Frierfjorden aktualiserer også belysning av vandrings virkning på fiskens dioksininnhold.

Et annet interessant fenomen av sannsynlig betydning for en transport- og omsetningsmodell er indikasjonene på artenes ulike netto akkumuleringsegenskaper. Disse manifesterer seg dels i ulike dioksinmønstere, dvs. forskjeller i kvalitativ respons på belastningen og i den relative forekomst av de enkelte PCDD- og PCDF-forbindelser (se bl.a. Knutzen et al. 1993, 1999a). Således er f.eks dominansen av heksadibenzofuraner i utslipp og sediment redusert i alle indikatororganismene, men gjenspeiles relativt best i torsk og dernest i ål og krabbe (særlig de indre stasjonene); dårligst i pelagiske fisk som sjø-ørret og sild. Videre har ål – ved siden av den generelt sett klart minste akkumuleringstilbøyeligheten – vist en tydelig "preferanse" for 1,2,3,7,8-PeCDD, mens sjø-ørret, sild og krabbe i særlig grad har tatt opp 2,3,4,7,8-PeCDF.
Ulikhten i akkumuleringskarakteristikker synes også å fremgå av kontamineringsgraden målt som overkonsentrasjoner (antall x "høyt bakgrunnsnivå"). Med forbehold om den usikkerhet som ligger i fastsettelen av "bakgrunnsnivået" fremtrer overkonsentrasjoner av $TE_{PCDF/D}$ etter 1990 som klart høyere i skrubbe enn i de andre artene av fisk.

Også forholdet til fett bør nevnes. I motsetning til det som ofte har vært hevdet om persistente og fettløselige organiske forbindelser fant man ved den statistiske analyse av utviklingen i nivået i torskelever dårlig sammenheng mellom innholdet av $TE_{PCDF/D}$ og fettinnholdet, samsvarende med det som ble konstatert for PCB i torskelever fra referansestasjoner innen JAMP (Knutzen & Green 2001). At ål på tross av høyt fettinnhold akkumulerer relativt lite av dioksiner sammenlignet med torsk, skrubbe og sjø-ørret, men i sammenlignbar grad når det gjelder når det gjelder HCB/OCS/DCB, kan peke mot den mulige betydningen av fettets kvalitet for akkumuleringen (og/eller indikere artenes ulikhet med hensyn til andre mekanismer som regulerer opptak og omsetning/utskillelse). Innflytelsen

av fettets sammensetning på akkumulering av persistente klororganiske stoffer er et forskningsfelt som foreløpig bare synes å være i sin emning (Delbeke et al. 1995, Ewald et al. 1998).

3.5 PCN 1995 - 2000

Basert på et mindre antall analyserte blandprøver fra antatte referansestasjoner innen JAMP kan det foreløpig antydes et høyt bakgrunnsnivå for TE_{PCN} i **lever av torsk** på 1 ng /kg våtvekt (Knutzen & Green 2001). Som det fremgår av kap. 2.2 må det tas forbehold både mht. til at de tentative TEF-verdiene ikke har vært gjenstand samme vurdering innen WHO som dioksiner/PCB og for mulighetene av at flere PCN-forbindelser enn de to det her er regnet med kan vise seg så toksiske at beregningsgrunnlaget må utvides. Med disse forbehold representerer tallene for torskelever i Tabell 4 overkonsentrasjoner i området 5-40 ganger.

Videre ses at i enda større grad enn det gjaldt dioksiner har man i 2000 registrert høyere kontamineringsgrad i blandprøven fra Breviksfjorden enn i torsk fra Frierfjorden. Utover det som er nevnt ovenfor om dette (kap. 3.1) kan bare tilføyes at den større usikkerheten forbundet med analyse av PCN også kan ha bidratt til forholdet.

Av Tabell 6 fremgår at det fra 1995 ellers har vært klart mer PCN i torsk fra Frierfjorden enn fra de utenforliggende prøvestedene. Gjennomsnittelige ca. overkonsentrasjoner i torsk fra Frierfjorden, Breviksfjorden og Såstein har vært henholdsvis ca. 200, 35 og 10.

Tabell 6. Polyklorerte naftalener i lever av torsk fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1995-1999 ΣPCN (tetra- til heptaforbindelser,) er angitt i µg/kg og TE_{PCN} i ng/kg.

Sted/tid	Våtvektsbasis		Fettbasis	
	ΣPCN, **µg/kg**	TE_{PCN}, **ng/kg**	ΣPCN, **µg/kg**	TE_{PCN}, **ng/kg**
Frierfjorden				
1995	178	284	436	696
1996	180	266	531	786
1997	293	311	621	659
1998	186	252	769	1041
1999	91,2[1)]	105	246[1)]	284
2000	20,7	14,2	104	71,4
Middel/Standardavvik	158/93	205/118	451/245	590/352
Breviksfjorden				
1995	18,5	26,3	45,8	65,1
1996	22,2	33,1	52,3	77,9
1997	44,2	39,0	104	92,2
1998	42,6	46,3	187	203
1999	35,1[1)]	29,1	109[1)]	90,4
2000	46,3	39,4	254	216
Middel/Standardavvik	34,8/11,9	35,5/7,4	125/81	124/67
Såstein				
1995	8,7	13,3	27,2	41,4
1995	20,2	17,1	33,3	28,1
1997	18,9	12,6	30,9	19,6
1998	11,8	9,7	25,6	21,0
1999	7,2[1)]	5,4	19,6[1)]	14,8
2000	9,1	5,5	34,0	20,7
Middel/Standardavvik	12,7/5,6	10,6/4,6	28,4/5,4	24,3/9,4

1) Feil i Knutzen et al. (2000b)

Bortsett fra de lavere verdiene i torsk fra Frierfjorden de to siste årene, har kontamineringsnivået bare vist moderate variasjoner omkring gjennomsnittet. Som for dioksiner trengs flere registreringer for å se om observasjonene i Frierfjorden siste år er noe mer enn utslag av naturbetingede tilfeldigheter.

Bedømt ut fra ovennevnte JAMP-målinger (upubl.), dessuten en observasjon av Solberg et al. (1999), skulle summen av tetra- til heptaklorerte PCN i torskelever vanligvis ikke overskride 1-2 µg/kg våtvekt. Jevnført med verdiene i Tabell 6 gir dette gjennomsnittelige overkonsentrasjoner for perioden 1995-2000 på ca. 80-160/15-30/5-10 ganger innenfra og utover i fjordsystemet.

Inntil nå er det generelt sett ikke mange data å sammenligne med når det gjelder PCN-registreringer. Mest er gjort på diverse ferskvannsfisk og marine fisk fra Østersjøen (se bl.a. Fanlandysz et al. 1996, 1997, 2000), men analysene er gjort på homogenisater av hel fisk og derfor ikke umiddelbart sammenlignbare med norske data. For lever av torsk fra sydlige Østersjøen angir Järnberg et al. (1997) en verdi for sum av tetra- til heptaklorerte PCN på 9,8 µg/kg fett. Av Tabell 6 fremgår at Grenlandsobservasjonene i middel har ligget (innenfra og utover) ca. 50/13/3 ganger over dette.

Falandysz et al. (2000) anslo det relative bidraget til ΣTE fra PCN i torsk og en rekke andre arter fra Gdanskbukten i Østersjøen. Konklusjonen for torsks vedkommende var omkring 12 % (beregnet her). Imdlertid kan heller ikke dette uten videre sammmenlignes med Grenlandsdata da Falandysz et al. benytter andre TEF-verdier og dessuten regner med bidrag fra flere PCN enn her.

Fra Norge er det observasjoner av markerte overkonsentrasjoner av PCN i lever av torsk fra Kristiansandsfjorden (Knutzen et al. 1998); i mer moderat grad indre Oslofjord (Knutzen et al. 2000c).

Vitnesbyrd om påvirkning med PCN i Norge har man ellers ved observasjoner i lakelever fra spesielt Mjøsa, der ΣPCN var nær 9 µg/kg våtvekt. Antas omlag samme høy bakgrunn på 1-2 µg/kg som i torskelever, er det også funnet overkonsentrasjoner i Hurdalsjøen (Fjeld et al. 2001).

For TE_{PCN} i **sjø-ørret** er det ikke funnet sammenligningsdata, men i forhold til registreringene av ΣPCN til Kannan et al. (2000) og 90-prosentilen i materialet til Fjeld et al. (2001) av ferskvannsørret fra vesentlig referanselokaliteter, var kontamineringen i Frierfjorden (Vedlegg 3) ca. 100 ganger høyere (våtvektsbasis).

Bortsett fra **sild** er det ikke funnet publisert materiale som ytterligere kan belyse kontamineringen med PCN i fisk fra Grenlandsområdet. Järnberg et al. (1997) nevner ΣPCN-verdier i denne arten fra Østersjøen på 8-26 µg/kg fett. Sammenlignet med dette lå nivået i sild fra Breviksfjorden omtrent likt eller bare moderat høyere: 28 µg/kg (data i vedlegg 3 omregnet til fettbasis).

I forhold til de 0,1-0,2 ng TE_{PCN}/kg våtvekt som er funnet i **krabbesmør** på et mindre antall referanselokaliteter (Knutzen et al. 1999b) ses av Tabell 4 overskridelser på minst 50 ganger i prøvene fra både Frierfjorden og indre del av Breviksfjorden. Når det ikke er analysert prøver fra stasjonene lenger ut, har det sammenheng med at observasjoner i 1995 tydet på bare moderat opptak av PCN i krabbe på disse stedene (overkonsentrasjoner på 4-6 ganger ut til Såstein, tilnærmet høy bakgrunn ved Jomfruland, se Knutzen et al. 1996).

0,04 ng TE/kg våtvekt representerer bare 1 % av ΣTE i **blåskjell** (Tabell 4) og er er følgelig av underordnet interesse. Bortsett fra 0,01 ng/kg i skjell fra Klokkarsundet (Tabell 4) er det ingen referansedata fra Norge. I skjell fra den sannsynligvis påvirkede Gdanskbukten i Østersjøen refererer Falandysz et al. (1996, 1997) tall som lar seg regne om til 0,01- 0,13 ng TE/kg basert på Hanberg et al. (1990). De høyeste verdiene (Falandysz et al 1997) gjaldt skjell med uvanlig høyt fettinnhold (4-5 %) sammenlignet med det som er vanlig i Norge.

Materialet til Falandysz et al. innholdt også 3-6 ganger mer av ΣPCN enn Frierfjordskjellene (kfr. Vedlegg 3).

3.6 Dioksinlignende PCB 1993 - 2000

Med hensyn til **ΣTE_{PCB}** er det fra Norge generelt så sparsomt med data at det foreløpig ikke har vært grunnlag for å inkludere denne viktige variabel i SFTs klassifiseringssystem. Imidlertid kan det for torskelever antydes et høyt bakgrunnsnivå på 50-70 ng /kg våtvekt (medregnet både non-orto og dioksinlignende mono-orto forbindelser). Grunnlaget for dette anslaget er fra observasjonene til Solberg et al. (1997, 1999), Knutzen et al. 1998, Berge (1999) og JAMP (Knutzen & Green 2001).

Av Tabell 4 ses således at man i **lever av torsk** fra Frierfjorden i 2000 hadde en overskridelse av "høy bakgrunn" på minst 50 %, mens verdiene fra både Breviksfjorden og Såstein lå i den høye delen av intervallet for bakgrunnsverdier.

Siden 1993 har ΣTE_{PCB} torskelever fra Frierfjorden stort sett variert i området 100-300, med et gjennomsnitt på vel 200 ng/kg våtvekt (Tabell 7), dvs. midlere overkonsentrasjon på i hvert fall 3 ganger.

Tabell 7. $TE_{non\text{-}orto\ PCB}$, $TE_{mono\text{-}orto\ PCB}$ og ΣTE_{PCB} i lever av torsk fra Grenlandsfjordene /Telemarkskysten 1993-2000, ng/kg våtvekt og ng/kg fett. Avrundede tall.

Stasjoner/år	Våtvektsbasis			Fettbasis[1)]		
	TE-n.-o. PCB	TE-m.-o.PCB	ΣTE_{PCB}	TE-n.-o.PCB	TE-m.-o.PCB	ΣTE_{PCB}
Frierfjorden						
!993	104	55	159	259	138	398
1994	138	54	192	409	159	570
1995	175	129	304	429	316	745
1996	246	90	336	728	267	994
1997	163	52	215	345	111	456
1998	178	71	249	736	291	1029
1999	63	25	88	171	67	238
2000	78	33	111	389	166	555
Middel/St.avvik			207/88			623/281
Breviksfjorden						
1993	136	37	173	410	112	523
1994	189	45	234	449	106	556
1995	70	30	101	174	75	250
1996	89	34	124	210	81	292
1997	119	29	148	281	70	350
1998	94	49	143	411	215	627
1999	89	20	109	276	62	338
2000	65	9	74	357	49	406
Middel/St.avvik			138/49			418/136
Såstein						
1993	74	20	94	156	41	197
1994	72	30	102	172	73	245
1995	75	34	109	234	105	340
1996	72	41	113	118	67	186
1997	59	21	80	97	34	131
1998	54	21	75	117	46	163
1999	35	5	41	97	15	112
2000	50	11	61	187	41	228
Middel/St.avvik			84/25			200/72

1) Ved omregning til fettbasis er det benyttet NILUs tall for % fett fra analysene av dioksiner/non-orto PCB.

Fra analyser av hepatopancreas i **taskekrabbe** fra lokaliteter langt fra punktkilder/befolkningssentra er det registreringer som tyder på at 10 eller 15 ng/kg våtvekt kan benyttes som referansenivå i krabbesmør, eventuelt som grense for Kl. I i SFTs klassifiseringssystem (Knutzen et al. 1999b, se også Berge 1999). Benyttes den høyeste av disse verdiene, fås av Tabell 4 overkonsentrasjoner i Frierfjorden på ca. 2 ganger, på de øvrige overvåkingsstasjonene liten eller ingen kontaminering utover det vanlige.

Kildene(e) for PCB til Grenlandsfjordene har ikke blitt direkte lokalisert/kvantifisert, men et betydelig antall potensielle kilder fremgår i en rapport fra Norges Naturvernforbund (Schulze et al. 1999).

4. Heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS), dekaklorbifenyl (DCB) og øvrige klororganiske stoffer

Etter funnene av de høye dioksinnivåene i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene har stoffene som opprinnelig forårsaket advarsel mot å spise sjømat fra området ikke hatt samme oppmerksomhet. Det bør imidlertid nevnes et par senere artikler av interesse for bedømmelse av både spiselighet og økologiske konsekvenser. Således har det vært foreslått å inkludere HCB blant dioksinlignende stoffer med en TEF-verdi på 0,0001 (van Birgelen 1998). Generell støtte for dette forslaget finnes i Pohl et al (2001), men med noe forbehold vedrørende TEFs størrelse og for muligheten av antagonisme (mindre enn additiv effekt ved høye konsentrasjoner av HCB og PCDF/PCDD sammen). Spørsmålet om bruk av en TEF-verdi også for HCB må eventuelt tas standpunkt til av næringsmiddelmyndighetene, men en faktor så liten som 0,0001 vil ikke ha vesentlige konsekvenser. Anvendt på 2000-prøvene (kfr. Tabellene 4 og 8) fås det største utslaget i lever av torsk fra Frierfjorden, der man ville få vel 10 % økning i ΣTE (Tabell 4). Større relativt utslag ville man få i ål fra Frierfjorden pga. det forholdsmessig lave innholdet av $TE_{PCDF/PCDD}$ i denne arten. For øvrige prøver ville TEF_{HCB} representere et tillegg uten praktisk betydning.

Sandau et al. (2000) identifiserte en hydroksylert heptaklorstyrenforbindelse i blodplasma fra isbjørn og argumenterer for at forbindelsen er et nedbrytningsprodukt av OCS. Metabolitten har interesse fordi den i likhet med nedbrytningsprodukter av enkelte PCB-forbindelser har betydelig affinitet til transportproteinet for tyroksin og dermed er potensielt hormonforstyrrende.

Rådata for langtidsserien i torskelever (individuelle analyser) finnes i Vedleggene 4 (år 2000) og 5 (aritmetisk middel for HCB, etc.; lengde og vekt 1968 - 2000), mens resultatene fra analyser av blandprøver 2000 er samlet i Vedlegg 6 (blandprøvekarakteristikker i Vedlegg 1).

4.1 Langtidsserien med individuelle analyser av HCB, OCS og DCB i lever av torsk

Som nevnt i note til Tabell 2 (kap. 2) var det høsten 2000 så vanskelige fangsforhold pga. flom at man måtte nøye seg med 21 torsk fra Frierfjorden mot ellers 50-60 individer.

Resultatene fra serien (våtvektsbasis) fremgår av Figurene 12-14 (Frierfjorden, gjennomsnitt av vektnormaliserte verdier, n = 10-82, i de siste 20 år stort sett 50-60) og Figurene 15-17 (Eidangerfjorden, medianverdier (n = ca. 15) av ikke vektnormaliserte data). For å tydeliggjøre utviklingen/svingningene etter de omfattende rensetiltakene i 1989-90, er det for Frierfjordens del fremstilt tilleggsfigurer med en annen skala for perioden 1991-2000 (Figurene 12B, 13B, 14B).

Den markerte nedgangen i nivåene av HCB og OCS etter 1989-90 i torsk fra både Frierfjorden og Eidangerfjorden (Figurene 12-13 og 15-16) har vært fulgt av langsommere minskning og etter 1994-1995 svingninger omkring et tilsynelatende utflatingsnivå (kfr. også vedleggstabellene 5.1 og 5.2).

Jevnført med 1999 var det i 2000 mindre av HCB og OCS i lever av torsk fra Frierfjorden (Figurene 12B, 13B). For begge stoffene var minskningen statistisk signifikant. Medianverdiene for disse to variable i lever av torsk fra Eidangerfjorden (Figurene 15-16, Vedleggstabell 5.2) har de to siste årene ligget såvidt lavt (omkring antatt høy bakgrunn) at eventuell videre reduksjon vil være marginal og uten praktisk betydning

For DCB har nedgangen vært mindre, og utviklingen etter 1989-90 mer ujevn (Figur 14A,B og Figur 17). Den reduksjonen fra 1999 til 2000 i Frierfjordfisk som ses av Figur 14B var ikke statistisk signifikant.

Gjennomsnittet av ikke vektkorrigerte HCB-konsentrasjoner i Frierfjordtorsk (Vedleggstabell 5.1) lå i 2000 vel 10 ganger over grensen for Kl I i SFTs klassifiseringssystem (20 µg/kg, kfr. Molvær et al. 1997). Ut fra nærmere 1000 registreringer på JAMP referansestasjoner (Knutzen & Green 2001) var de tilsvarende overkonsentrasjonene av OCS og DCB vesentlig høyere: henholdsvis i underkant av 200 og nesten 300 ganger (5 µg/kg våtvekt som antatt høy bakgrunn for begge).

Medianverdien av HCB i torskelever fra Eidangerfjorden lå i likhet med i 1999 under ovennevnte grense for Kl. I og OCS bare på vel det dobbelte av referanseverdien (Figur 15 og 16, Vedleggstabell 5.2). Overkonsentrasjonen av DCB var derimot omkring 80 ganger. Av Figur 17 fremgår at sistnevnte representerer en tilsynelatende økning fra året før. Imidlertid vitner DCB-utviklingen i både Frierfjorden og Eidangerfjorden primært om dette stoffets bestandighet i miljøet og (som også for HCB/OCS) naturbetingede nivåvariasjoner der det savnes innsikt i mekanismene bak.

Til tross for den korte vandringsveien mellom Frierfjorden og området ytre Eidangerfjorden - indre Breviksfjorden har de tre forurensningskomponentene gjennom hele overvåkingen konsekvent ligget høyere i Frierfjorden, men med betydelige forskjeller i forholdstallene mellom ulike år. Sammenlignes middelverdiene av ikke vektkorrigerte verdier fra Frierfjorden 1991-2000 med medianene fra Eidangerfjorden, har forholdstallet for HCBs vedkommende variert i området 7-20, for DCB mellom <3 og 19, mens den relative forskjellen generelt har vært betydelig større for OCS: 9-78; for det meste 30-70 ganger. Forholdet mellom veiede midler av de tre stoffene for samme periode gir 10,4 for HCB, 5,5 for DCB og 23,9 for OCS. Dette indikerer at OCS generelt sett forsvinner fortere fra fjordsystemet enn de to øvrige Hydrokomponentene (se imidlertid unntak for blandprøvene i 2000, kap. 4.2), dessuten at DCB er den mest bestandige av forbindelsene og dermed egner seg best (sammen med dioksiner) som sporsubstans for å karakterisere utslippets influensområde. At DCB kan spores langt, samsvarer med resultatene fra overvåkingen av kontamineringen i torskelever og krabbesmør på åpen kyst (Kfr. overkosentrasjonene som fremgår av Figurene 20 og 37) og med dessuten med resultatene til Ljosland (1996).

Som nevnt i tidligere rapporter har det årlig vært store individuelle variasjoner i nivået av de tre stoffene. For året 2000 har dette vist seg ved følgende middelverdier/standaravvik(intervaller) registrert i torskelever fra Frierfjorden (µg/kg våtvekt og µg/kg fett; ikke vektkorrigert, kfr. Vedlegg 4):

	HCB	OCS	DCB
Våtvektsbasis	**234/238** (35-822)	**937/863** (55-3237)	**1485/1076** (373-5104)
Fettvektsbasis	**969/870** (124-3379)	**5426/7582** (143-30906)	**8987/7582** (1148-67240)

For alle stoffene er det mer enn en 10-potens forskjell mellom høyeste og laveste konsentrasjon, og forholdstallet øker ved omregning til fettbasis; lite for HCB, men omkring 4 ganger for OCS og DCB. Det er m.a.o andre faktorer som overstyrer fettinnholdets betydning for akkumuleringen. Variasjonen var i 2000 mest markert for OCS, mens det i perioden 1992-1999 har vært størst variasjon i DCB-verdiene, som også har vist minst sammenheng med fettinnholdet.

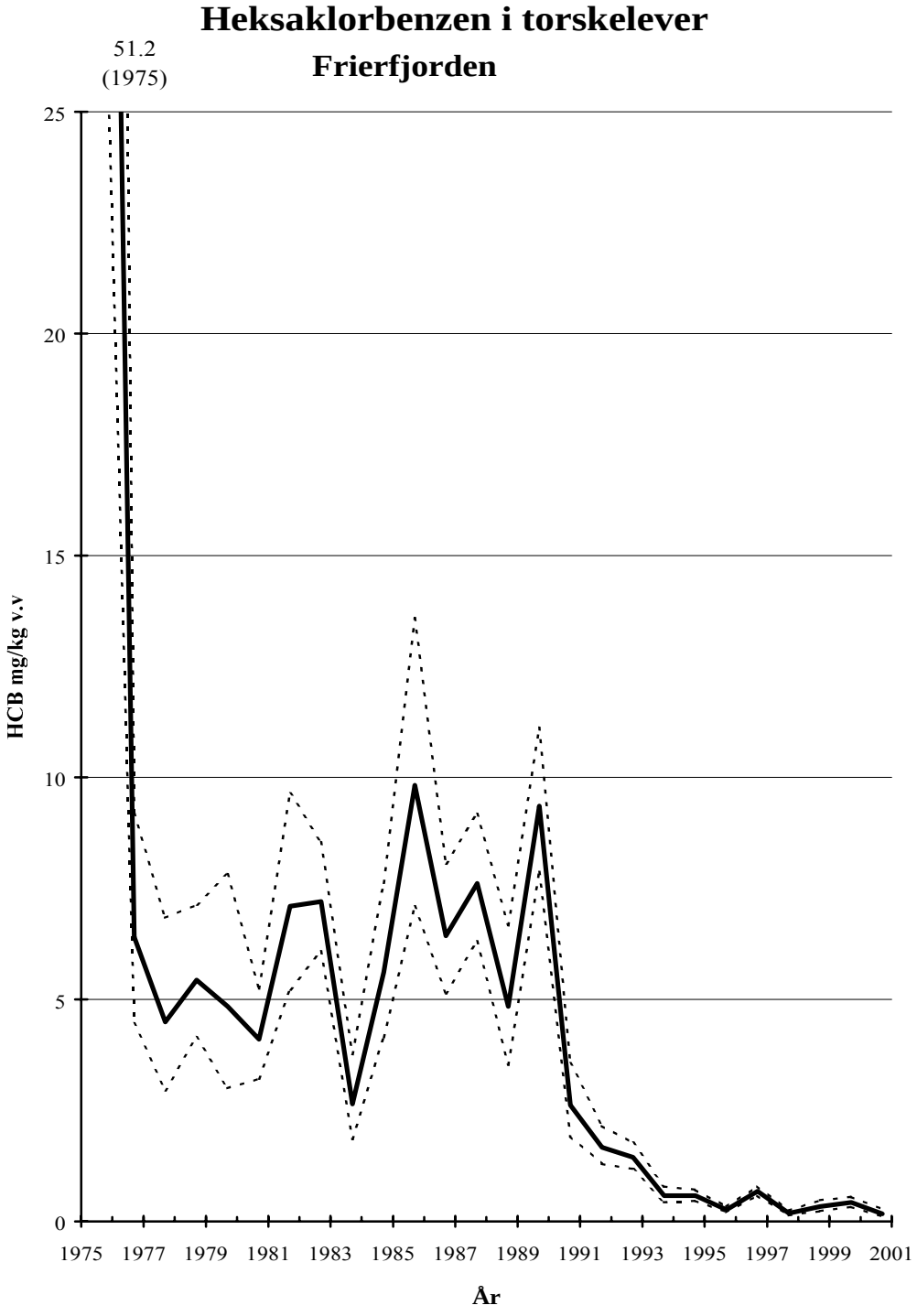
I likhet md tidligere var gjennomsnittlig fettprosent i materialet relativt lavt, dvs. 27 % i Frierfjorden og 30 % i Eidangerfjorden (Vedlegg 4). I den siste 10-års perioden har årsmiddelet fettnivået i lever av torsk fra Frierfjorden variert mellom 17 og 33 %, mest omkring 25-28 %. Bortsett fra ett år (1998) har leverens gjennomsnittlige fettinnhold vært høyere i torsk fra Eidangerfjorden: variasjon 21-46 % og 33-34 % som middel for hele tidsrommet.

Å angi **utviklingen** i form av enkle tall for reduksjoner i forurensningsnivået kan bare gjøres med forbehold på grunn av de betydelige svingningene både før og etter minskningen i utslipp på omkring 99 % fra 1986-1989 til etter 1991 (Tabell 1). Settes midlere nivåer av de vektkorrigerte verdiene av HCB, OCS og DCB for perioden **1976-1989** til henholdsvis ca. 6,5, ca 18,5 og ca. 5,0 mg/kg våtvekt (Figurene 12A, 13A, 14A) og for "utflatingsperioden" **1993-2000** i samme rekkefølge ca. 0,4, ca. 2,0 og ca. 2,7 (Figurene 12B, 13B og 14B), fås nedgang på over 90 % for HCB, nær 90 % for OCS, men bare snaue 50 % for DCB. Forskjellen mellom DCB og de to andre stoffene er også et vitnesbyrd om DCBs større grad av bestandighet (kfr. det som er nevnt ovenfor om egnethet som sporsubstans).

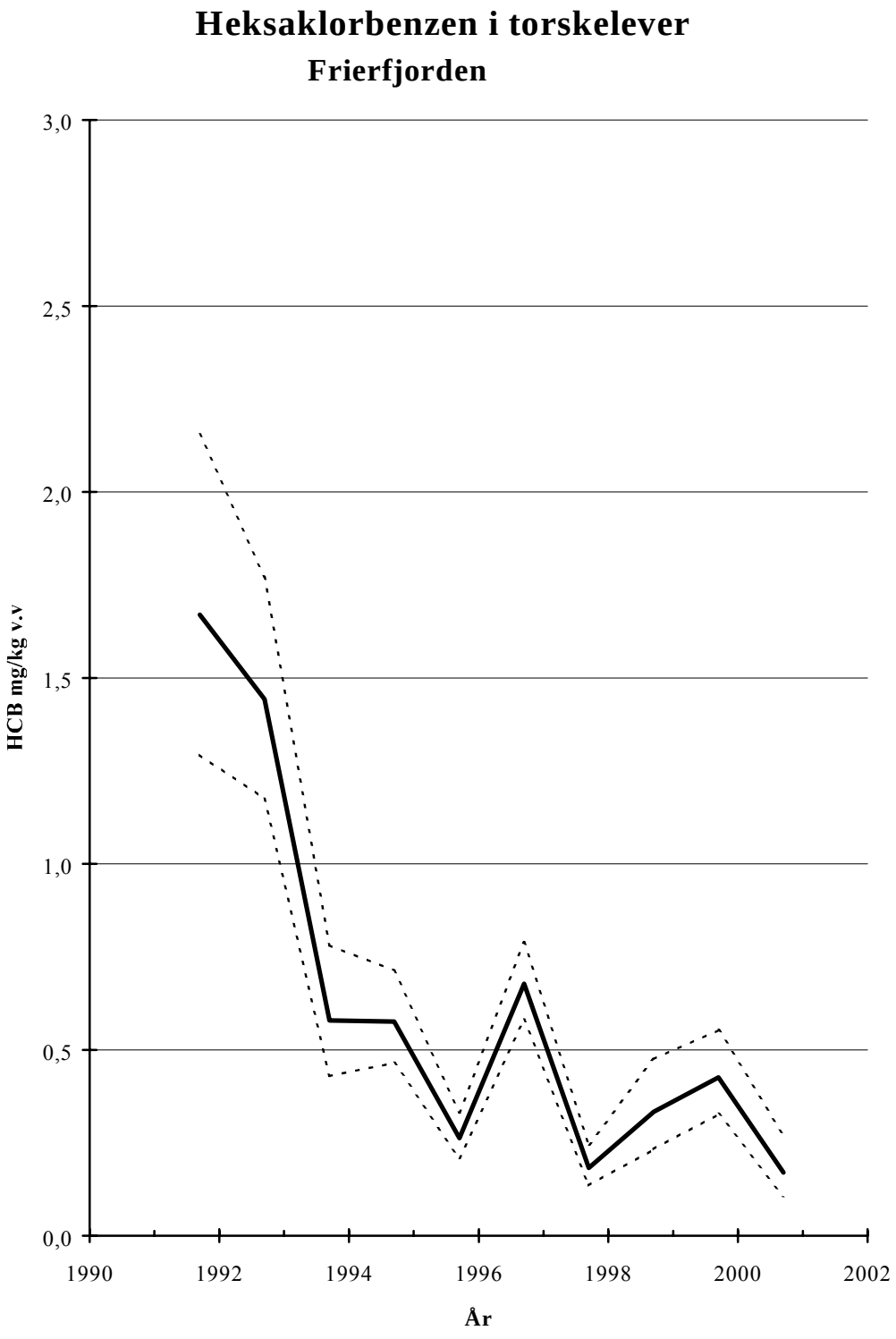
Siste års verdier av HCB og OCS (Figur 12B, 13B) utgjør bare ca. 3 % av gjennomsnittlig førtilstand 1976-1989.

Ser man på utviklingen for hele overvåkingstidsrommet utgjør nåværende "utflatingsnivå" av HCB i Frierfjorden mindre enn 1 % av forurensningsnivået i torskelever før 1976 (bare ett observasjonsår); nesten tilsvarende for OCS, men for DCB oppe i ca. 25 %. Den markert mindre nedgangen i DCB har også sammenheng med at det for DCB ikke har vært tilsvarende ekstremt høye utgangspunkter som for HCB og OCS (Figur 14A versus Figurene 12A og 13A).

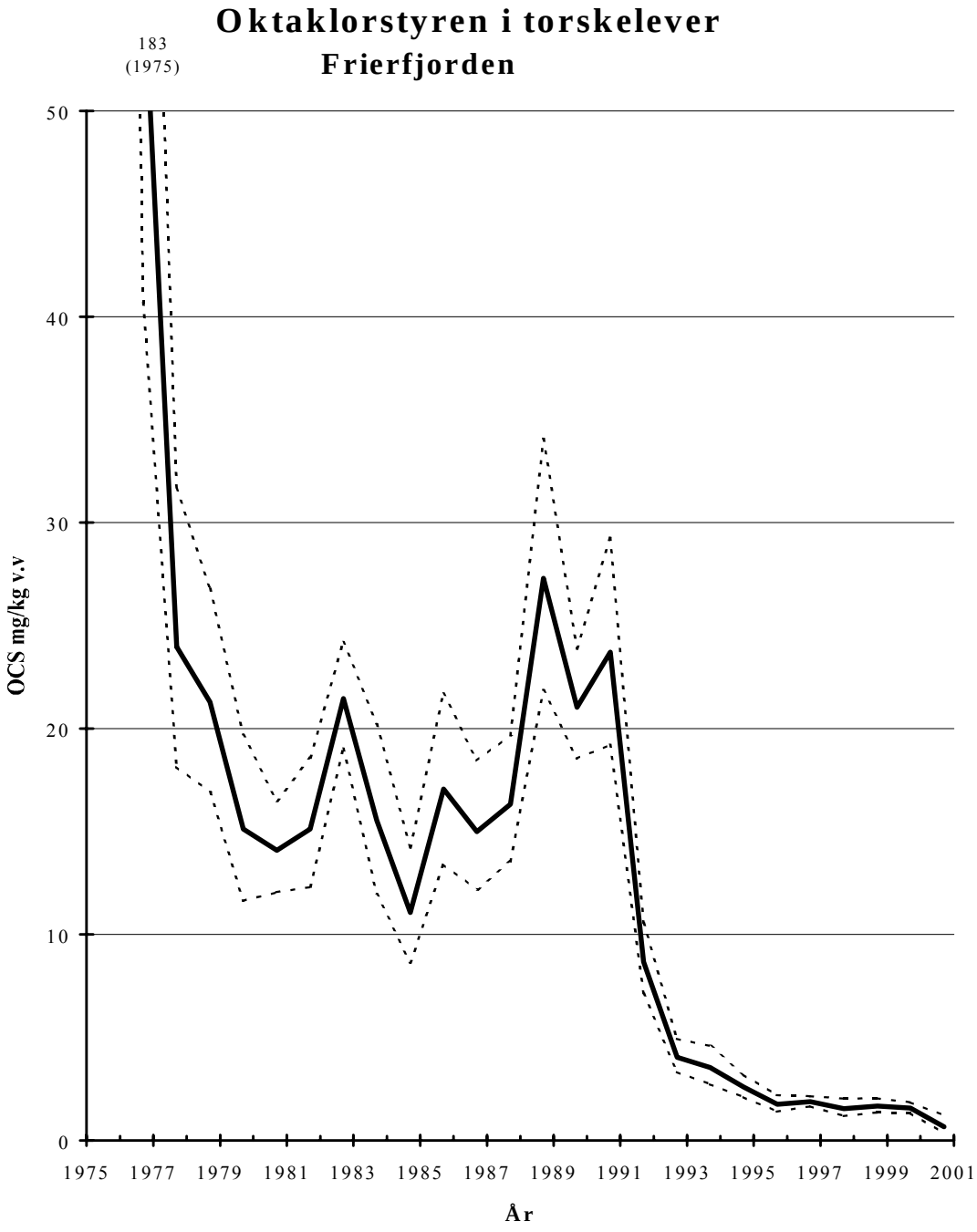
Sammenlignes midlere mediannivåer i Eidangerfjorden/indre Breviksfjorden for periodene 1976-1989 og 1993-2000 (data fra Vedlegg 5), fås noe større minskning for alle tre stoffene (ca. 95/95/60 %) enn i Frierfjorden.



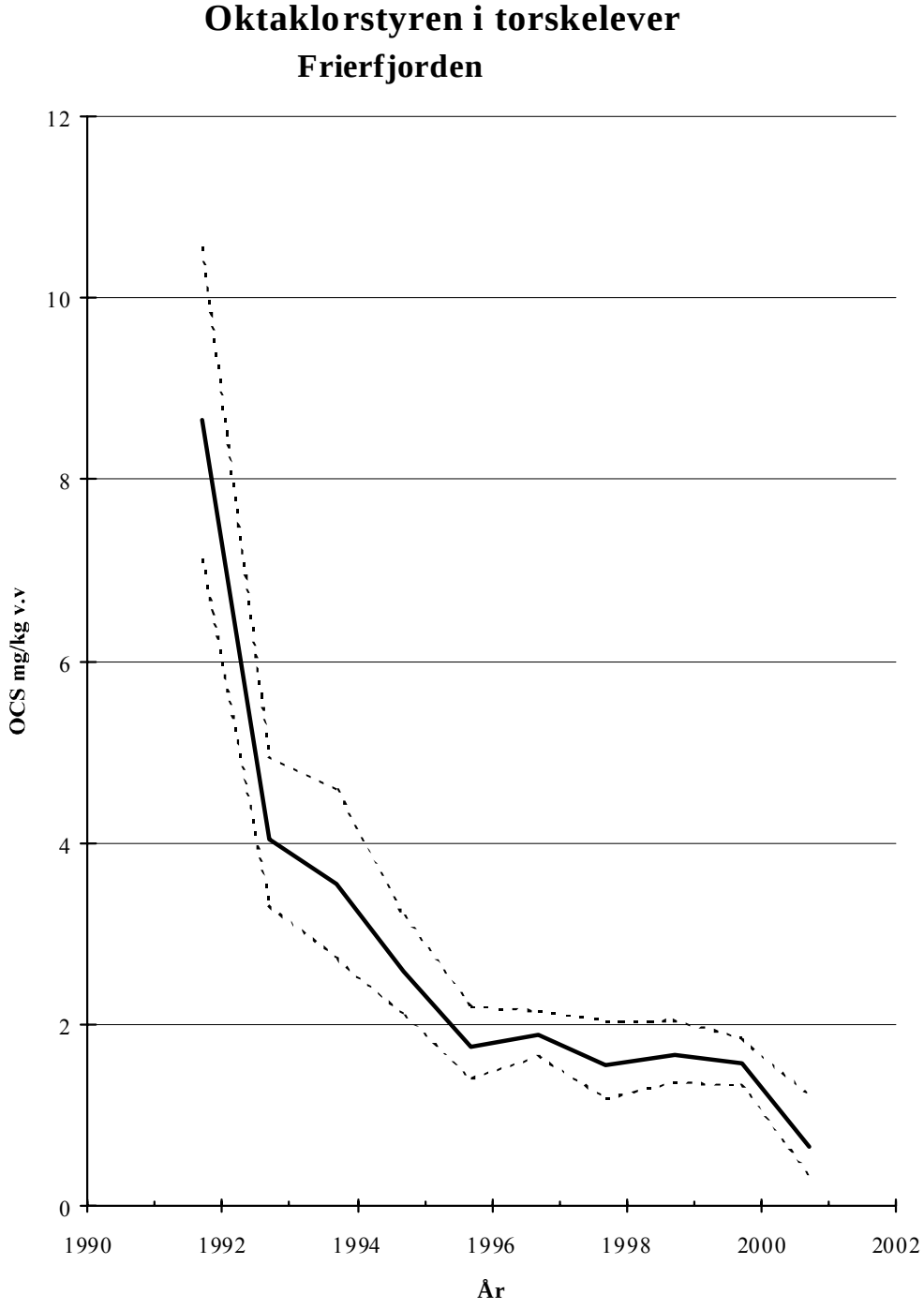
Figur 12A. Heksaklorbenzen i **lever** av torsk fra Frierfjorden 1975-2000, mg/kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og 95 % konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg. (For et mer detaljert bilde av utviklingen etter 1990, se Figur 12B).



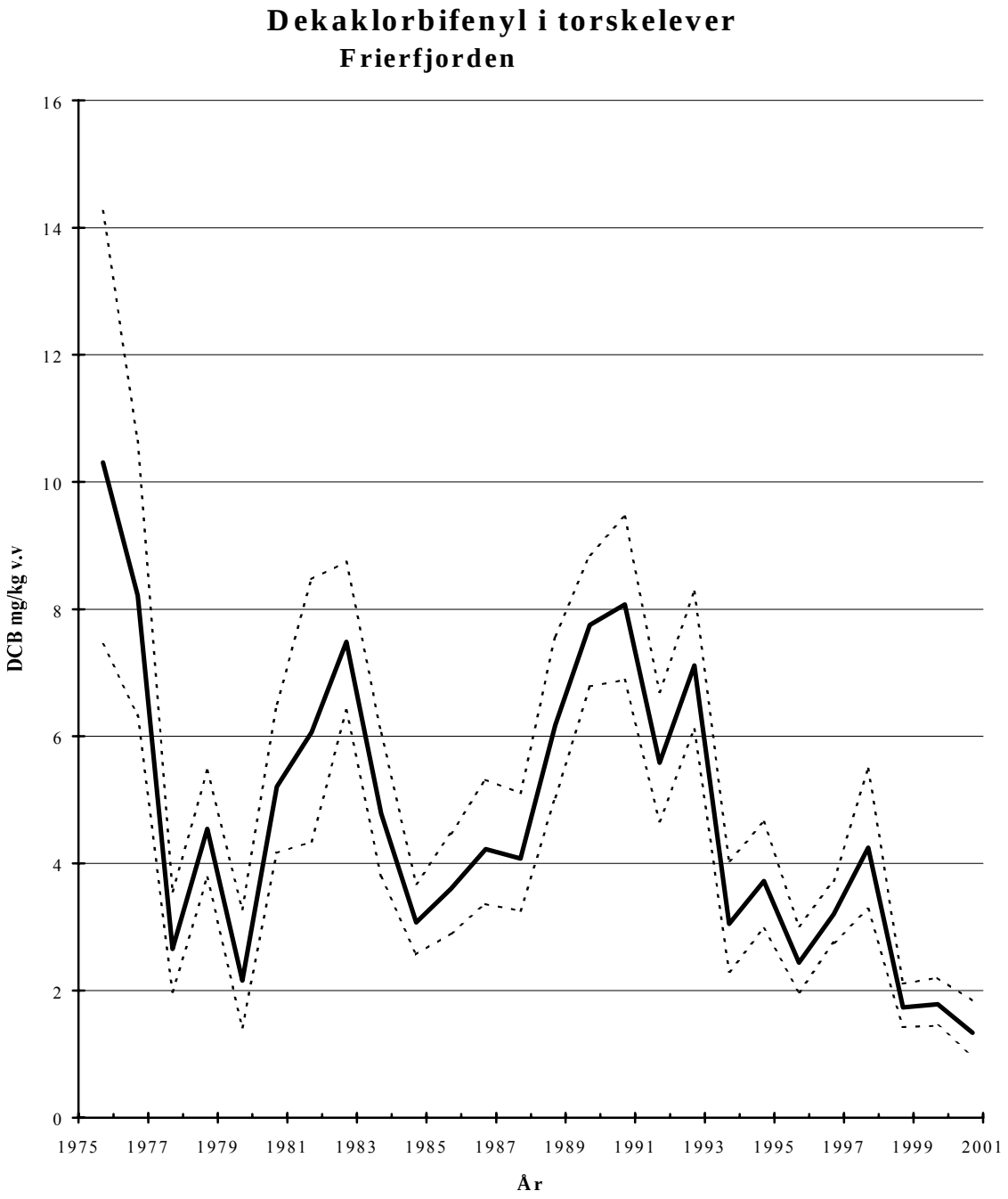
Figur 12B. Heksaklorbenzen i lever av torsk fra Frierfjorden 1991-2000, mg/kg våtvekt. (Kfr. tekst i Figur 12A).



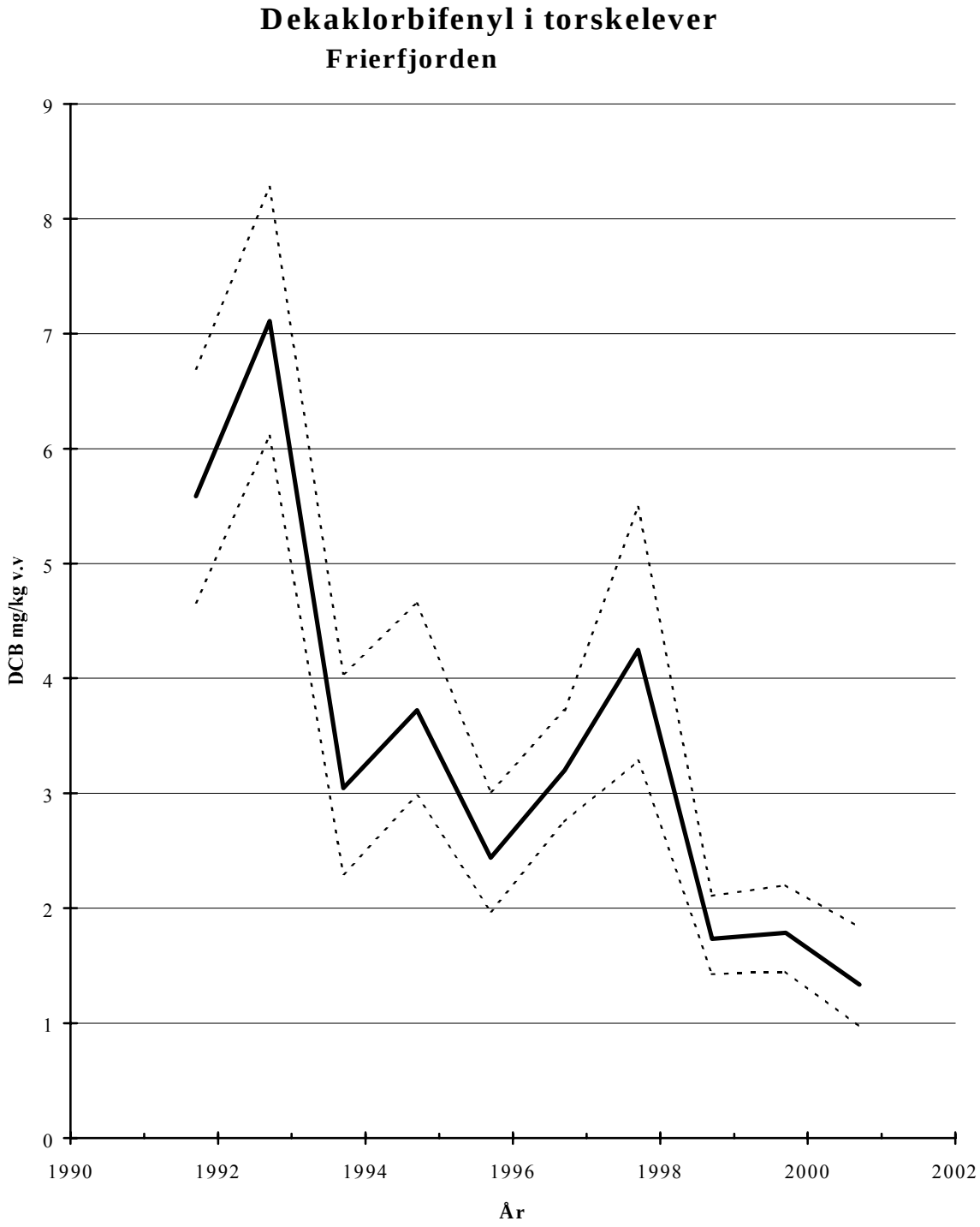
Figur 13A. Oktaklorstyren i lever av torsk fra Frierfjorden 1975-2000, mg/kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og 95 % konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg. (For et mer detaljert bilde av utviklingen etter 1990, se Figur 12B).



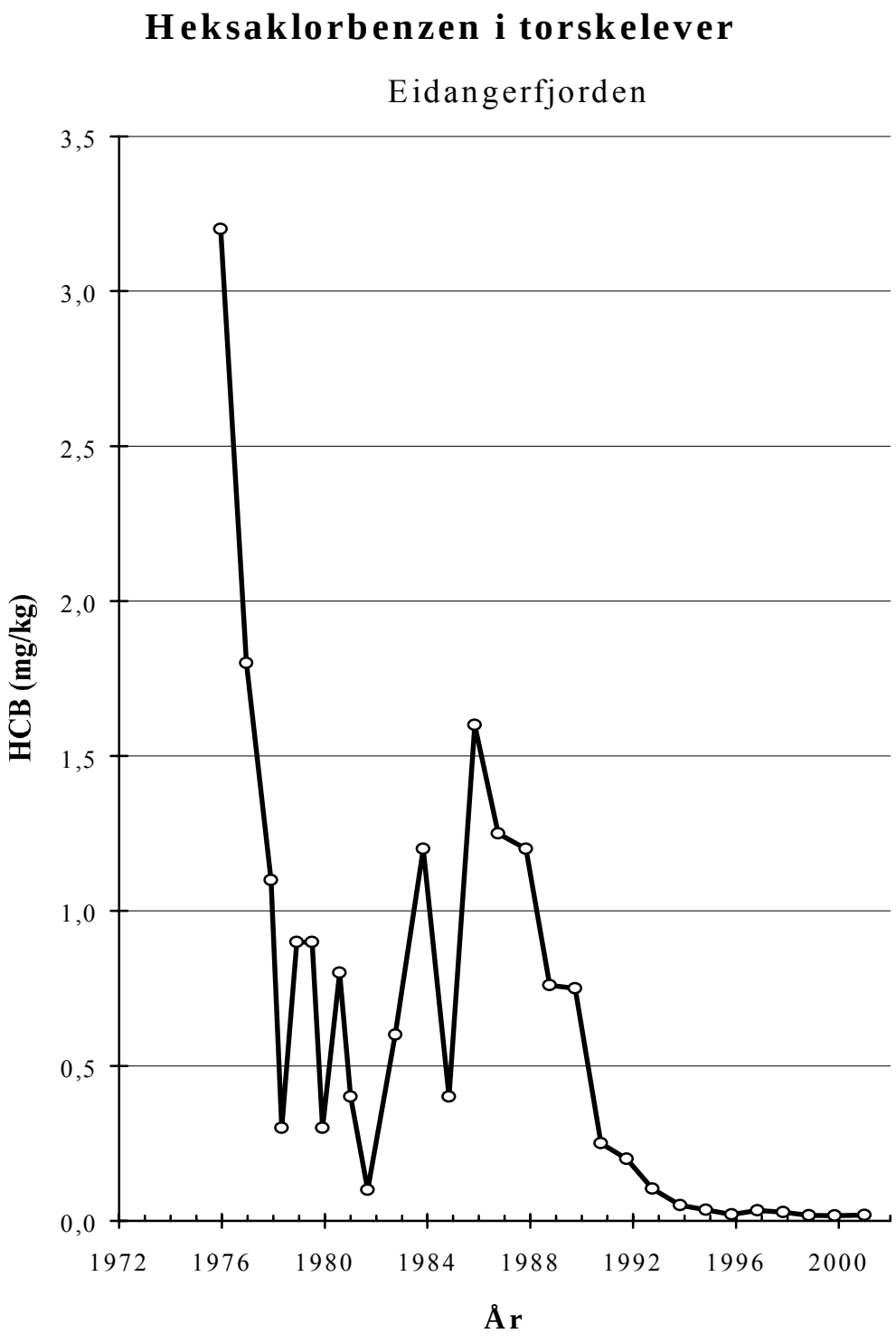
Figur 13B. Oktaklorstyren i lever av torsk fra Frierfjorden 1991-2000 mg/kg våtvekt.(Kfr. tekst i Figur 13A).



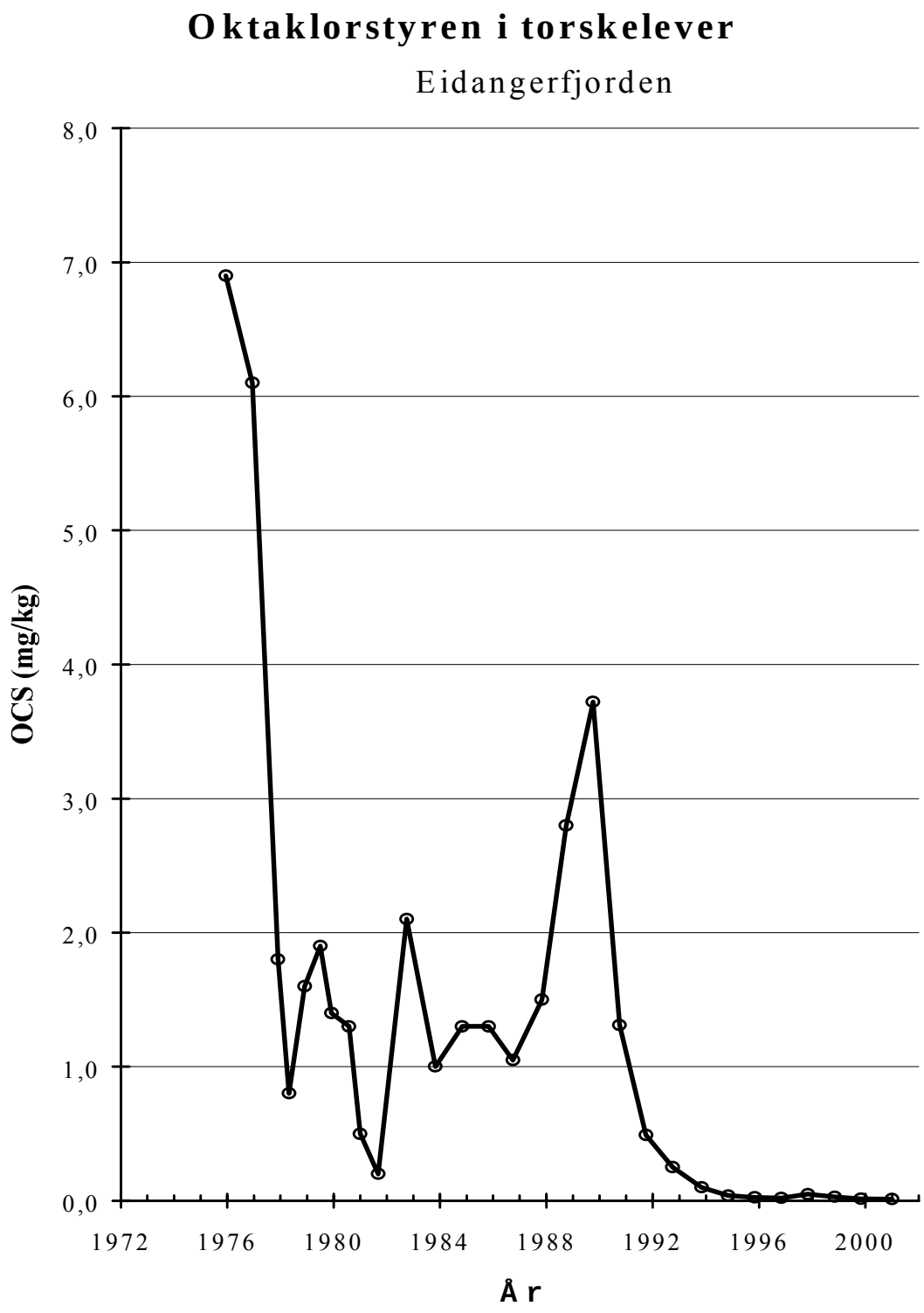
Figur 14A. Dekaklorbifenyl i lever av torsk fra Frierfjorden 1975-2000, mg/kg våtvekt. Årsgjennomsnitt og 95 % konfidensintervall, omregnet til "normalfisk" på 1 kg. (For et mer detaljert bilde av utviklingen etter 1990, se Figur 14B).



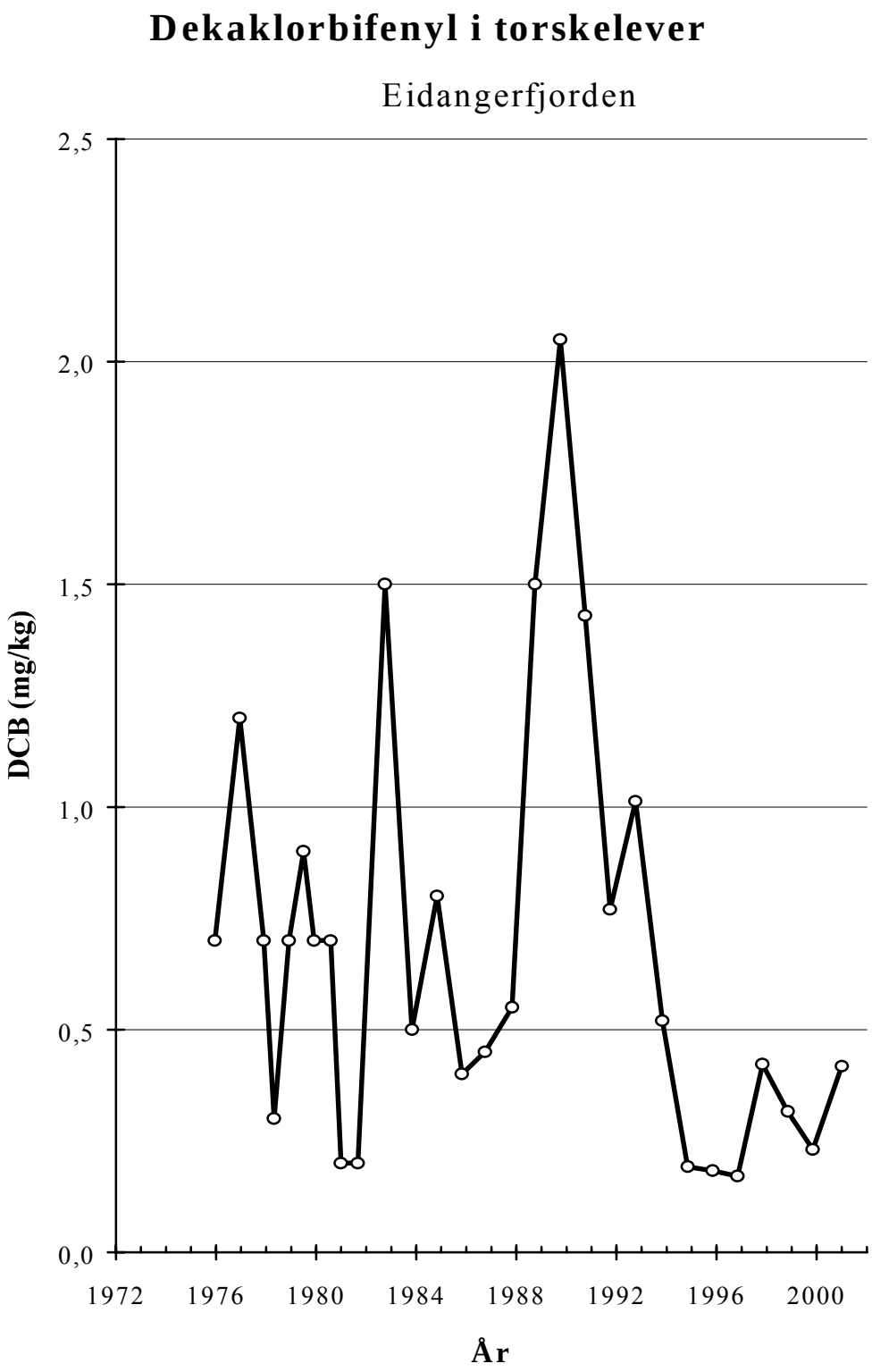
Figur 14B. Dekaklorbifenyl i lever av torsk fra Frierfjorden 1991-2000, mg/kg våtvekt. (Kfr. tekst i Figur 14A).



Figur 15. Medianverdier for heksaklorbenzen i lever av torsk fra Eidangerfjorden 1975-2000, mg/kg våtvekt. (Ikke vektkorrigerte data).



Figur 16. Medianverdier for oktaklorstyren i lever av torsk fra Eidangerfjorden 1975-2000, mg/kg våtvekt. (Ikke vektkorrigerte data).



Figur 17. Medianverdier for dekaklorbifenyl i lever av torsk fra Eidangerfjorden 1975-2000, mg/kg våtvekt. (Ikke vektkorrigerte data).

4.2 Blandprøver av fisk og skalldyr

Hovedresultatene fra standard klororganiske analyser av blandprøver er gjengitt i Tabell 8; for komplette rådata se Vedlegg 6.

Tabell 8. 5CB, HCB, OCS, DCB og ΣPCB_7[1)] i lever, filet og mageinnhold av torsk (*Gadus morhua*), filet av sjø-ørret (*Salmo trutta*), skrubbe (*Platichthys flesus*), ål (*Anguilla anguilla*), sild (*Clupea harengus*), makrell (*Scomber scombrus*) og sik (*Coregonus lavaretus*), hepatopancreas (krabbesmør) av hannkrabber (*Cancer pagurus*) og i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 2000, µg/kg våtvekt. Delvis avrundede verdier.

Arter/lokaliteter/tid	5CB	HCB	OCS	5CB+ HCB+ OCS	DCB	ΣPCB_7	% fett
Torsk, lever							
Frierfj., april-mai	8,3	280	1700	1988	550	905	21
Breviksfj., april	0,6	11	27	38,6	110	209	20
Såstein, april	1,0	17	20	38,0	180	329	28
Torsk, filet							
Frierfj., april-mai	0,09	3,2	14	17,3	8,3	8,0	0,39
Torsk, mageinnhold							
Frierfj., april-mai	0,82	12	14	26,8	8,8	15,5	1,1
Breviksfj., april	0,20	1,7	2,0	3,9	3,3	6,5	1,5
Sjø-ørret, filet							
Frierfj., mars	0,29	7,2	26	33,5	10	18,7	1,7
Breviksfj., april-mai	0,04	0,91	2,0	3,0	1,5	7,1	0,79
Skrubbe, filet							
Frierfj., april	0,42	12	35	37,4	51	10,7	0,83
Breviksfj., april	0,07	2,0	1,4	3,5	1,8	2,3	0,30
Ål, filet							
Frierfj., oktober	4,8	140	260	405	140	46,8	15,0
Breviksfj., april	0,9	9,0	6,1	16,0	25	26,6	13,0
Såstein, april	<0,35	1,9	0,7	2,8[1)]	7,3	10,5	9,4
Sild, filet							
Breviksfj., april	0,07	1,0	1,8	2,9	3,2	26,6	1,4
Makrell, filet							
Breviksfj., august	0,36	3,1	2,3	5,8	1,4	19,2	15
Sik, filet							
I. Frierfj., mars	1,8	55	310	367	130	25,8	3,0
Krabbesmør							
Ringshlm./Frierfj., 17/8	3,8	29	17	50	150	110	12
Bjørkøybåen, 30/8	1,3	8,4	2,4	12,1	61	121	13
Arøya/Dybingen, 2/8	0,43	2,0	<0,8	2,8[1)]	8,3	87,3	19
Såstein, september	<0,5	1,7	<1,0	-	15	64,5	18
Åbyfj., august	<0,5	1,7	<1,0	-	9,5	49,8	18
Krabbe, klokjøtt							
Ringshlm./Frierfj., 17/8	0,18	1,6	0,41	2,2	1,2	3,2	0,13
Blåskjell							
Croftholmen, 6/4	<0,05	0,31	<0,10	-	0,15	2,3	1,4
Helgeroa, 6/4	<0,05	0,14	<0,10	-	<0,10	1,5	1,6

[1)] Sum av CB28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180, eventuelt regnet med halv deteksjonsgrense.

4.2.1 Fisk

Tallene for Hydrokomponenter i **torskelever** tilsvarer følgende forhøyelser jevnført med til Kl. I i SFTs klassifiseringssystem (HCB, Molvær et al. 1997) eller i forhold til estimert høyt bakgrunnsnivå fra referansestasjoner (OCS/DCB, Knutzen & Green 2001), henholdsvis for **HCB**, **OCS** og **DCB (**delvis avrundet):

Frierfjorden: ca. 15/800/100 ganger
Breviksfjorden: <1/5/20 ganger
Såstein: <1/4/35 ganger

Den bemerkelsesverdig høye konsentrasjonen av OCS i levermaterialet fra Frierfjorden (kfr. Figur 19) foranlediget en reanalyse, som imidlertid bekreftet det høye OCS-innholdet (1400 µg/kg v.v. ved ny analyse av samme homogenisat).

Sammenlignet med gjennomsnittet for ikke vektkorrigerte data fra de individuelle analysene i torskelever fra Frierfjorden (kap. 4.1) var det omlag samme overkonsentrasjon av HCB, men divergerende for de to andre stoffene (OCS 4 ganger høyere i blandprøven, DCB 3 ganger høyere som middel av enkeltanalyser). De individuelle variasjonene (eksponering, akkumuleringsegenskaper) avdekket ved analysene av enkeltfisk (kap. 4.1) illustrerer bakgrunnen for at såvidt store forskjeller kan oppstå.

De tilsvarende overkonsentrasjonene i **filet** av **torsk** fra Frierfjorden kan anslås til (kfr. Molvær et al. 1997 og Knutzen & Green 2001) ca. 15, 30 og 15 ganger, dvs. bra overenstemmelse med lever når det gjelder HCB, men ikke for DCB eller (særlig) OCS.

Anslås – på spinkelt grunnlag og med forbehold særlig for variasjonene i fettinnhold - høyt bakgrunnsnivå av HCB, OCS og DCB i filet av **sjø-ørret** å være 0,5 og 0,2/0,2 µg/kg våtvekt (Knutzen et al. 2000c), fås følgende overkonsentrasjoner (i samme stoffrekkefølge):

Frierfjorden: ca. 15/130/50 ganger
Breviksfjorden: ca. 2/10/8 ganger

Ut fra registreringer innen JAMP (Knutzen & Green 2001) er det foreslått å senke Kl. I grensen for HCB filet av **skrubbe** i SFTs klassifiseringssystem fra 0,2 (Molvær et al. 1997) til 0,1 µg/kg våtvekt. Det samme JAMP-materialet indikerer at OCS og DCB i hvert fall ikke bør overstige 0,05 µg/kg. Disse estimatene av høye bakgrunnsnivåer gir ca. overkonsentrasjoner på:

Frierfjorden: ≈ 120/700/1000 ganger (hhv. for HCB/OCS/DCB)
Breviksfjorden: ≈ 20/30/40 ganger

Ål er beklageligvis ikke inkludert i SFTs klassifiseringssystem eller JAMP-overvåkingen, og det er få egentlige referansedata. Nyere rapporterte data fra den generelt sett påvirkede indre Oslofjord (Knutzen et al. 2000c) kan tyde på at tidligere ansatte høye bakgrunnsnivåer (Knutzen et al. 1999a) har vært noe for høye. Bruker man 2, 0,3 og 0,5 µg/kg våtvekt for henholdvis HCB, OCS og DCB i filet av ål, gir dette overkonsentrasjoner i Grenlandsmaterialet 2000 på ca. (avrundet):

Frierfjorden: ≈ 70/800/300 ganger for i rekkefølge HCB, OCS og DCB
Breviksfjorden: ≈ 5/20/50
Såstein: ≈ 1/2/15

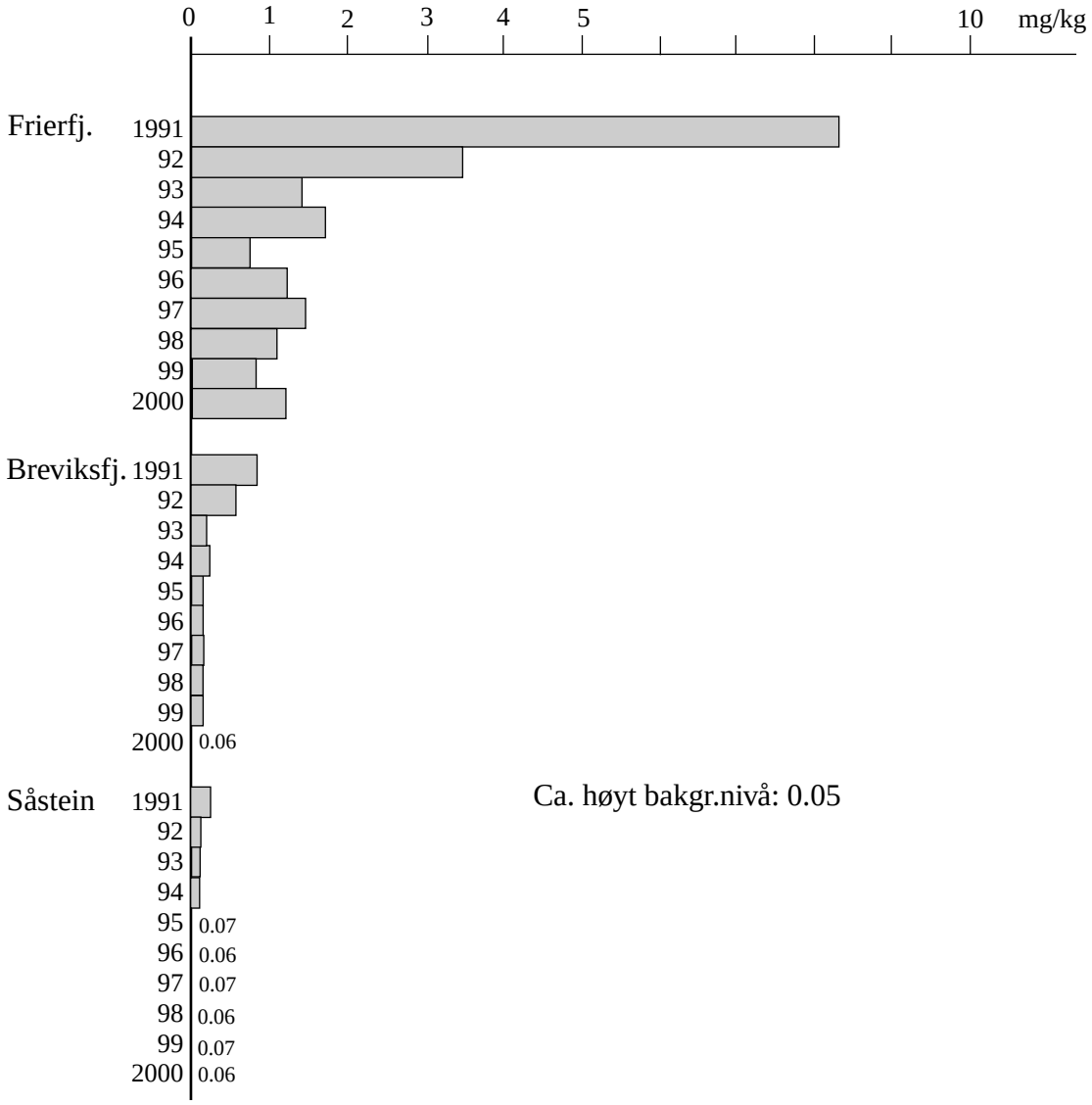
Sparsomheten av referansedata for **sild** og **makrell** gjør at det har liten hensikt å forsøke å tallfeste kontamineringsgraden. (Dette er særlig vanskelig for sild pga. store variasjoner i fettinnhold). Ut fra

det som foreligger av andre data i sild (Solberg et al. 1997, Knutzen et al. 2000c) indikerer talllene i Tabell 8 at det uansett dreier seg om moderate forhøyelser utover vanlige nivåer både i sild og sannsynligvis også i makrell.

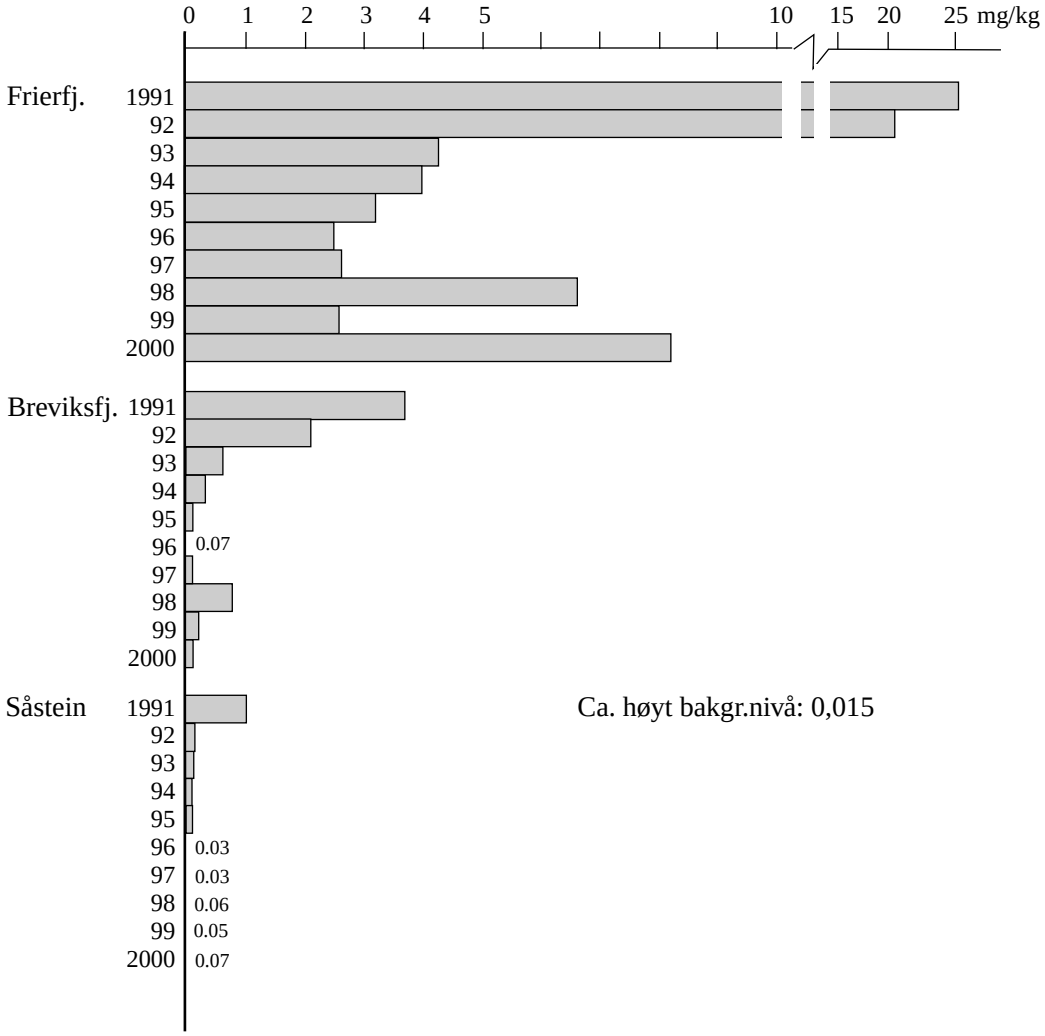
Derimot kan man selv uten referansedata konstatere en meget høy grad av forurensning i siken fra indre del av Frierfjorden. Mest nærliggende er å sammenligne med sjø-ørret, og da ses at konsentrasjonene av i sik for alle de tre stoffene lå omkring 10 ganger høyere på våtvektsbasis og 5 ganger høyere på fettbasis enn i Frierfjordørret. Dette er omlag det samme forholdet som for $TE_{PCDF/D}$ i de to artene.

Den eneste statistisk velfunderte observasjonsrekke for å bedømme **utviklingen** i Grenlandsfjordene er langtidsserien med individuelle analyser av **torsk** fra Frierfjorden og Eidangerfjorden/Breviksfjorden. Ved jevnføring av resultatene for gjennomsnitt av vektkorrigerte verdier 1991-2000 (Figurene 12B, 13B, 14B) med resultatene av blandprøveanalyser fra samme tidsrom (Figurene 18-20), ses godt samsvar for HCB (Figur 12B og Figur 18 og i hovedsaken for OCS (Figur 13B og Figur 19, men ikke for DCB. Reduksjonen i innholdet av HCB og OCS fra 1991 til et gjennomsnitt av for utflatingsperioden 1993-2000 har vært på omkring 85 %. Bedømt ut fra blandprøvene av torsk synes det ikke å ha vært noen trend i DCB-innholdet (Figur 20), mens det fra de individuelle analysene også synes å ha vært en nedgang etter 1991 for denne variabel i størrelsesordenen 50 % (Figur 14B).

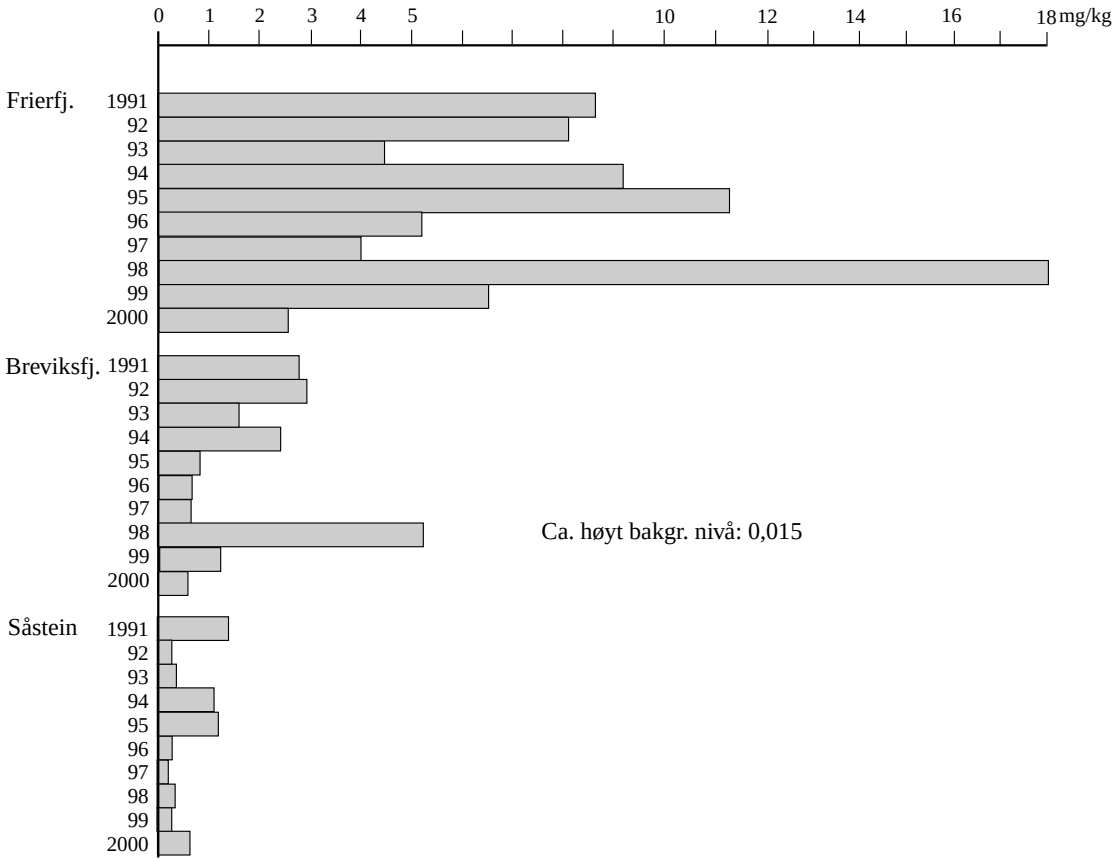
For alle blandprøveobservasjoner mangler registreringer av HCB/OCS/DCB fra situasjonen før utslippsreduksjonen 1989-90, unntatt en måling i **sjø-ørret** fra Klosterfoss/Skienselva i 1989 (Figur 21-23). Sammenlignes verdiene herfra med gjennomsnittet av konsentrasjoner fra 1993 og senere, fås minskning på mer enn 95 % for HCB og OCS og omkring 80 % for DCB. For sjø-ørret i Breviksfjorden mangler før-data, men det ses av Figur 21-23 at ved samtlige 6 registreringer 1993-2000 har alle stoffene ligget lavere enn i overgangsåret 1990.



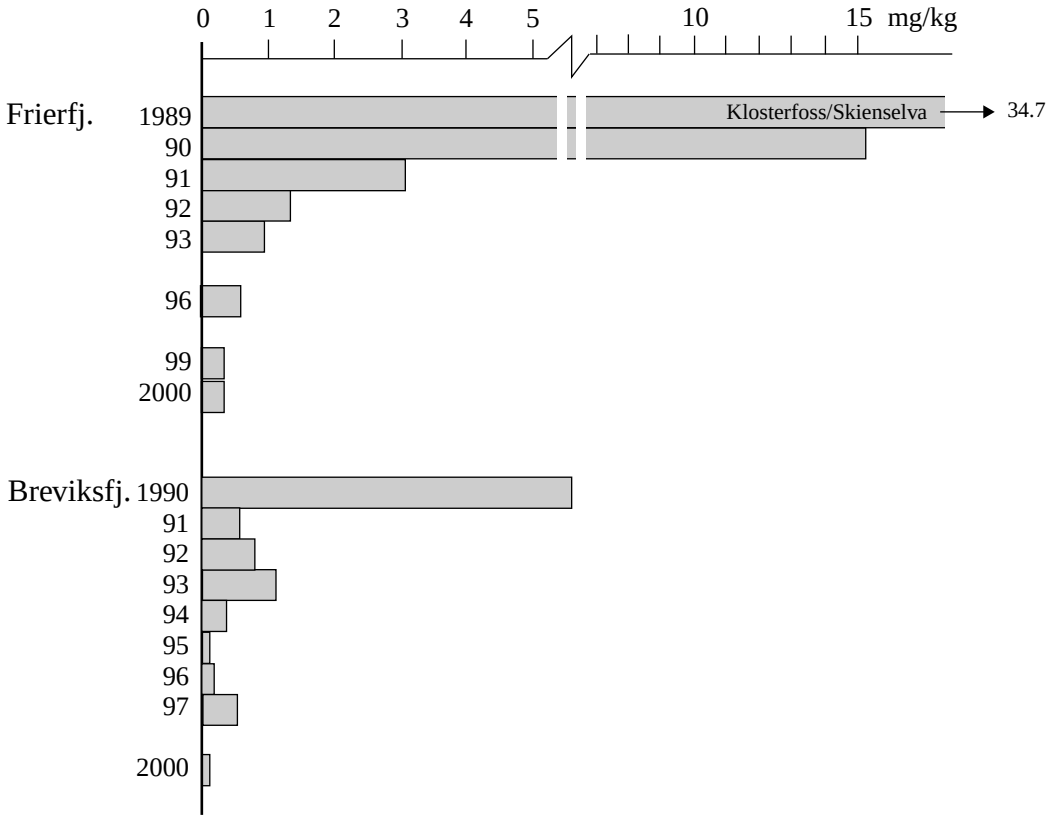
Figur 18. HCB i blandprøver av torskelever fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1991-2000, mg/kg fett.



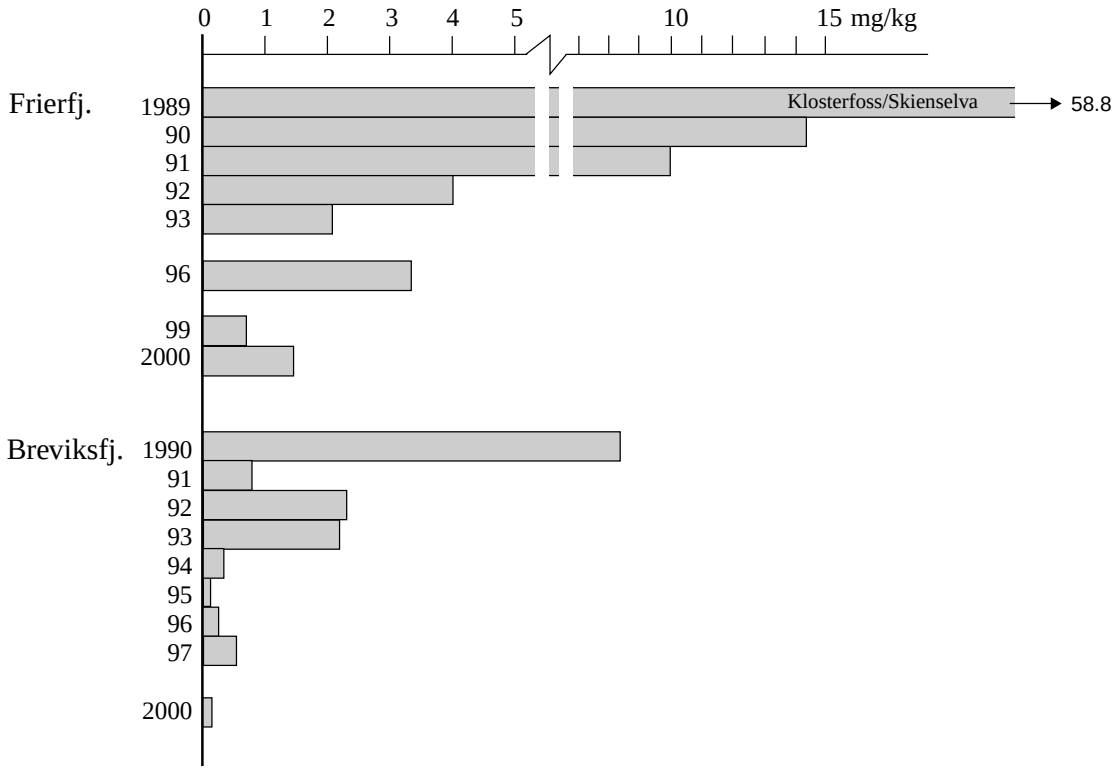
Figur 19. OCS i blandprøver av torskelever fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1991-2000, mg/kg fett



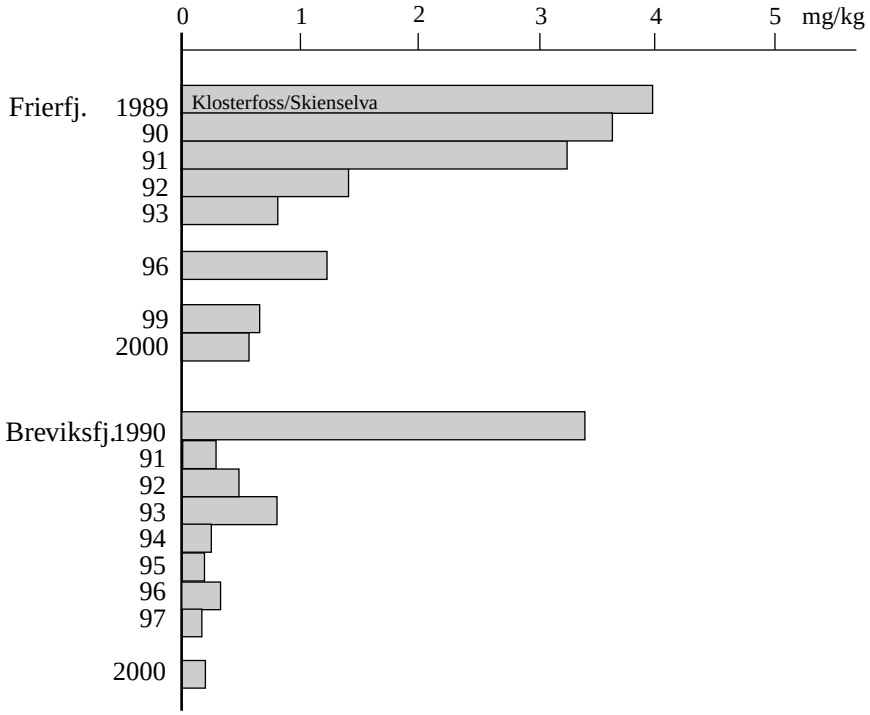
Figur 20. DCB i blandprøver av torskelever fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1991-2000, mg/kg fett.



Figur 21. HCB i filet av sjø-ørret fra Grenlandsfjordene 1989-2000, mg/kg fett.



Figur 22. OCS i filet av sjø-ørret fra Grenlandsfjordene 1989-2000, mg/kg fett.



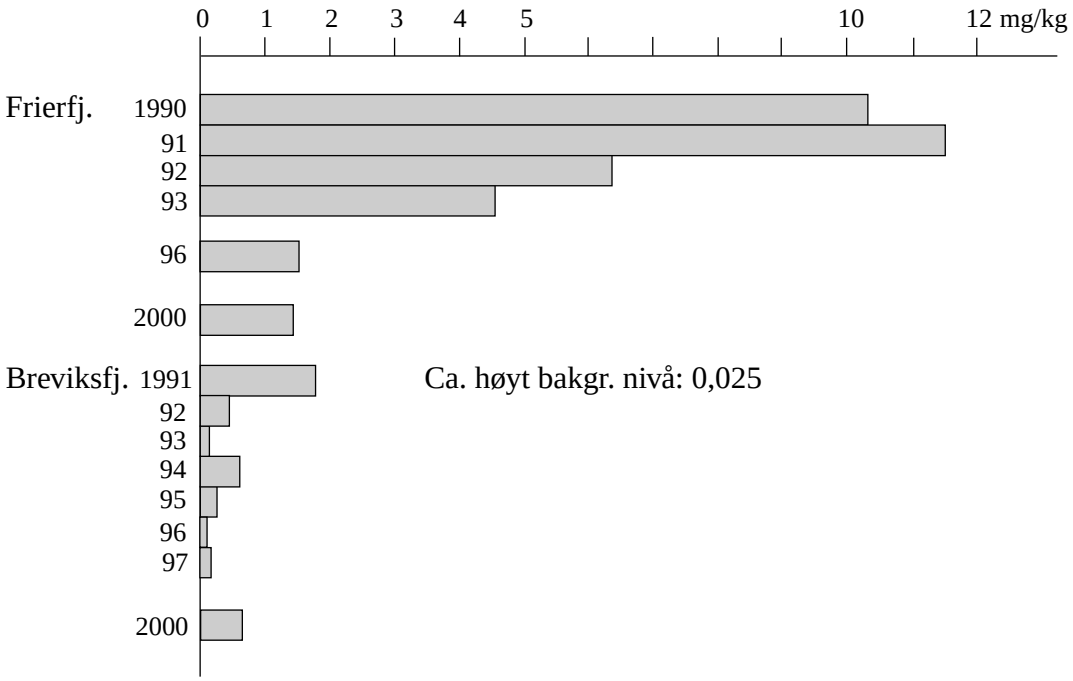
Figur 23. DCB i filet av sjø-ørret fra Grenlandsfjordene 1989-2000, mg/kg fett.

Så lenge konsentrasjonene av klororganiske stoffer i sediment vedvarer på høyt nivå, dvs at konsentrasjonene i 1997 antydningsvis ikke var mer enn omlag halvert sammenlignet med førtilstanden i 1989 (Næs 1999, Næs & Oug 1991), må det ventes mindre nedgang i bunnfisk som **skrubbe** og ål enn i torsk og sjø-ørret, som ikke på samme måte eksponeres for høye konsentrasjoner i sediment/porevann i tilegg til belastningen via forurensede byttedyr.

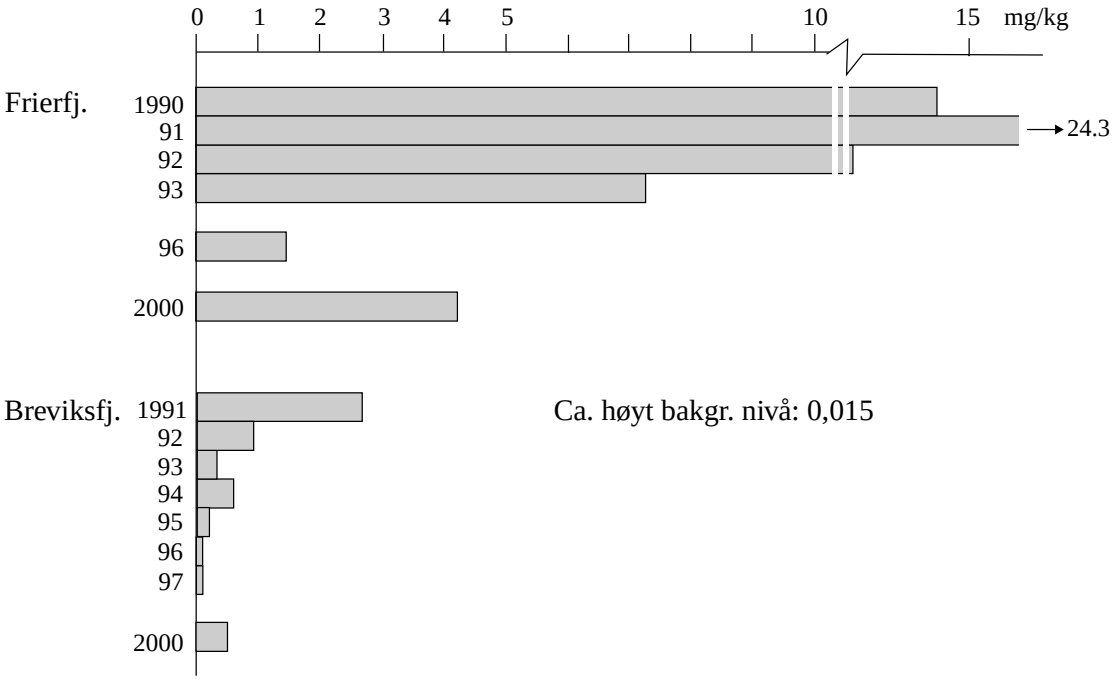
Som nevnt mangler data fra før 1990, men sammenlignes gjennomsnittet av de registreringene 1993-2000 i skrubbe fra Frierfjorden med gjennomsnittet av årene 1990-1992 (Figurene 24-26, dessuten Vedlegg 7) fås ca 75 % lavere verdier av HCB og OCS i 1993-2000, men bare en mindre og usikker nedgang på ca. 30 % i DCB-nivået.

Gjøres samme betraktning for **ål** (Figurene27-29), blir resultatet for HCB samsvarende med i skrubbe, men mindre nedgang i OCS (ca. 50 %) og for DCB heller høyere ved de nyeste målingene. For begge arter må det tas forbehold, idet sammenligningen mellom de to periodene bygger på få og til dels sterkt varierende verdier.

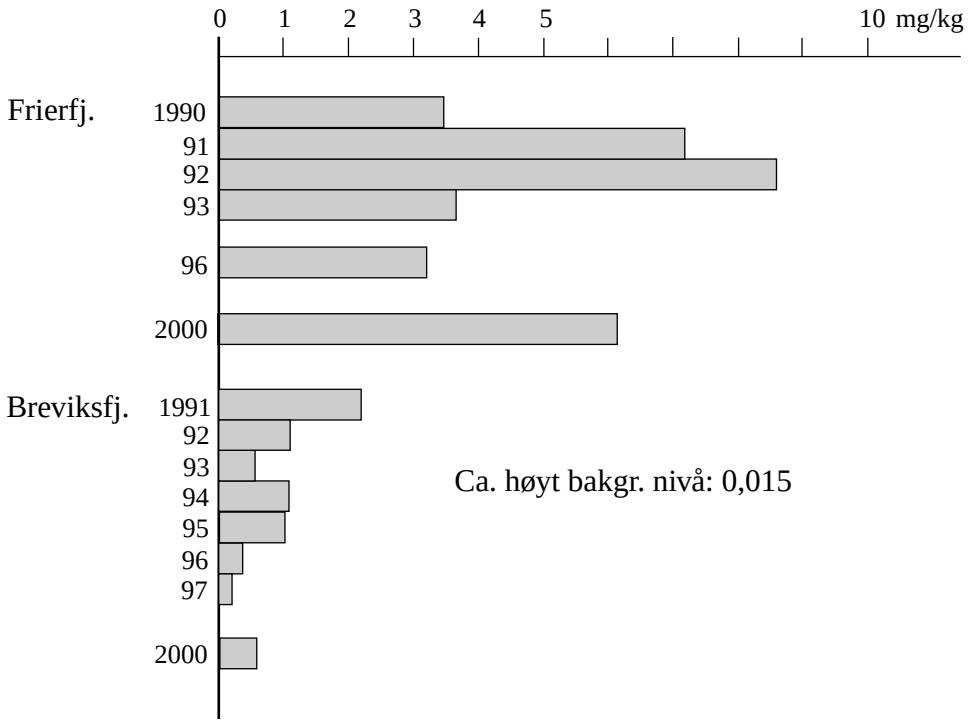
Pøven av **sild** fra 1990 ble samlet før arbeidet med utslippsreduksjonene var fullført. For denne pelagiske arten ses av Figurene 30-31 en markert forskjell mellom de høye nivåene av HCB og OCS fra 1990 og etterfølgende verdier (i gjennomsnitt mer enn 90 % lavere). For DCB-verdiene, som har vært sprikende og til dels bemerkelsesverdig lave, fremgår ingen lignende utvikling.



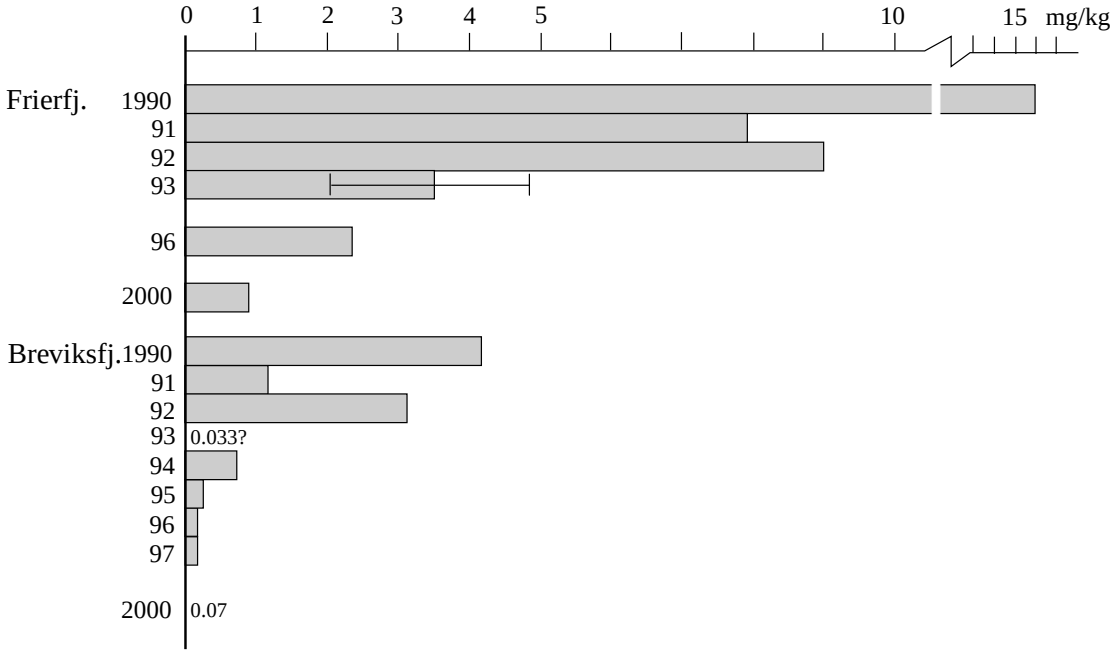
Figur 24. HCB i filet av skrubbe fra Grenlandsfjordene 1990-2000, mg/kg fett.



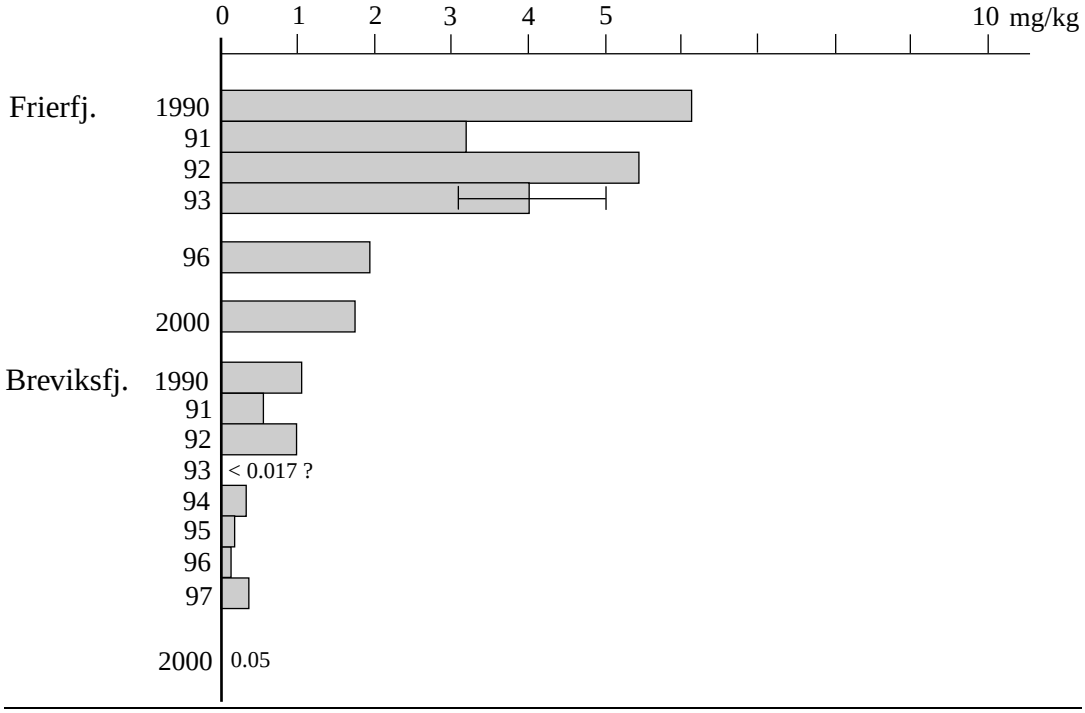
Figur 25. OCS i filet av skrubbe fra Grenlandsfjordene 1990-2000, mg/kg fett.



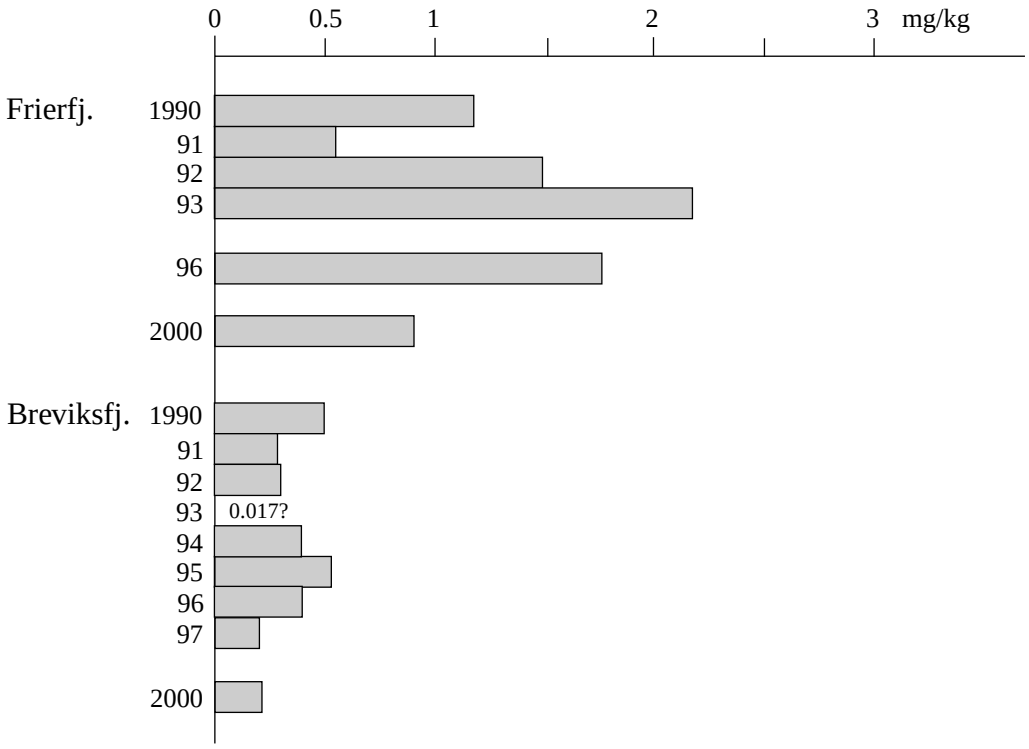
Figur 26. DCB i filet av skrubbe fra Grenlandsfjordene 1990-2000, mg/kg fett.



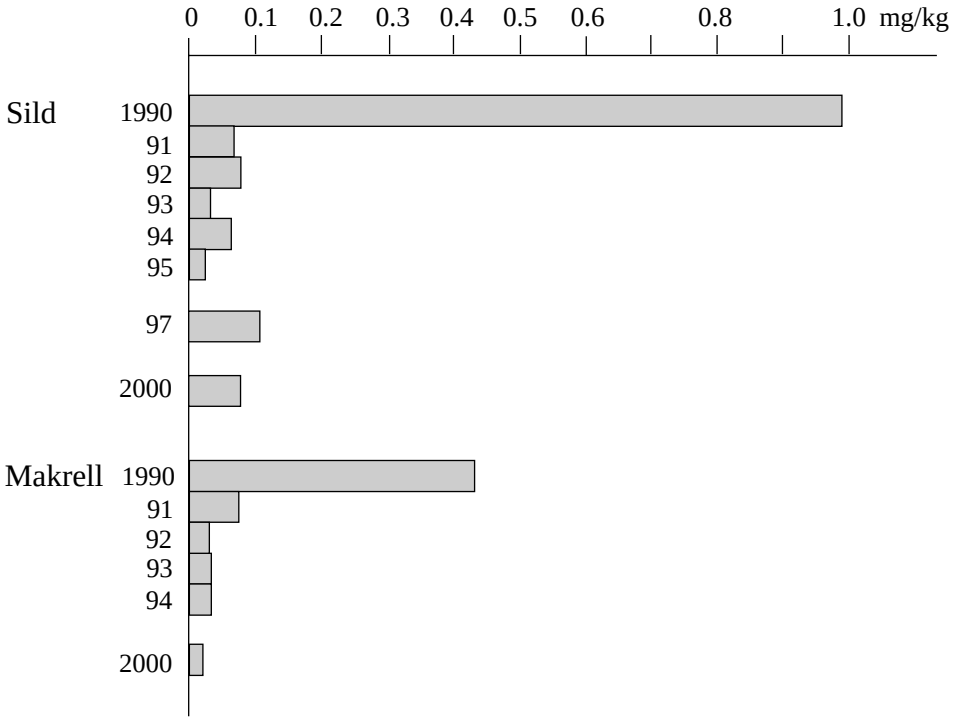
Figur 27. HCB i filet av ål fra Grenlandsfjordene 1990-2000, mg/kg fett.



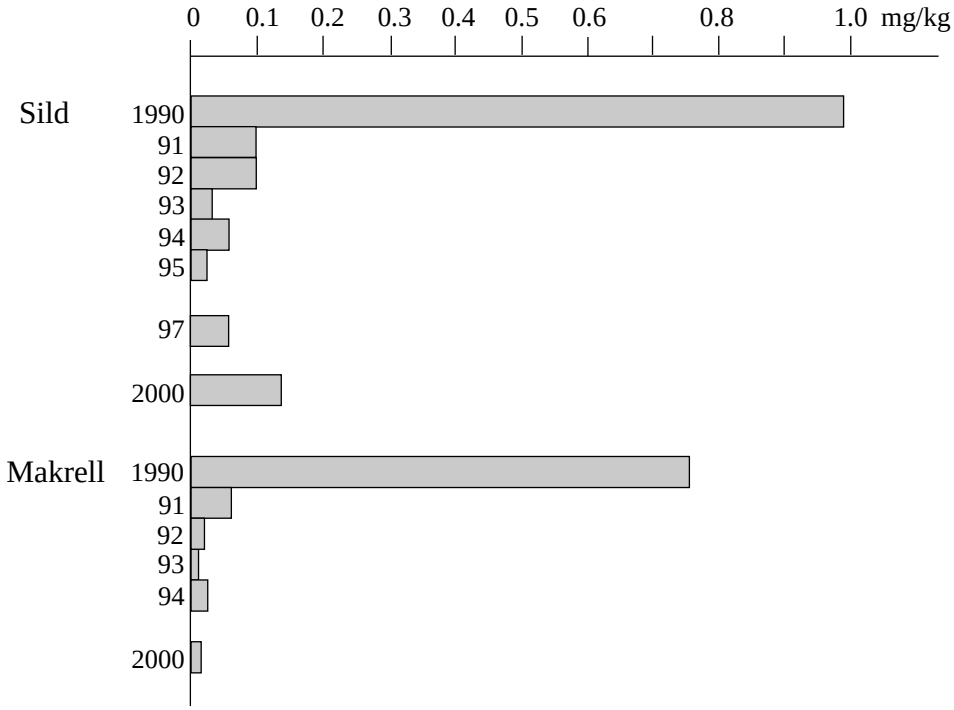
Figur 28. OCS i filet av ål fra Grenlandsfjordene 1990-2000, mg/kg fett.



Figur 29. DCB i filet av ål fra Grenlandsfjordene 1990-2000, mg/kg fett.



Figur 30. HCB i filet av sild og makrell fra Grenlandsfjordene 1990-2000, mg/kg fett.



Figur 31. OCS i filet av sild og makrell fra Grenlandsfjordene 1990-2000, mg/kg fett**.**

4.2.2 Skalldyr

HCB/OCS/DCB i krabbesmør er foreløpig ikke inkorporert i SFTs klassifiseringssystem, men observasjoner på antatte referansestasjoner tyder på at nivåene ikke bør overstige 2 µg/kg våtvekt for HCB/OCS eller 5 µg/kg av DCB ved bare diffus belastning (Knutzen et al. 1999b). Sammenlignes disse verdier med tallene i Tabell 8 foran, får man på de enkelte krabbestasjoner følgende ca. overskridelser (hhv. for HCB, OCS og DCB, - for verdier <1):

Ringsholmene/Frierfjorden: 15/10/30
Bjørkøybåen (i.Breviksfj.): 4/>1/12
Arøya/Dybingen: -/-/2
Såstein: -/-/3
Åbyfjorden: -/-/2

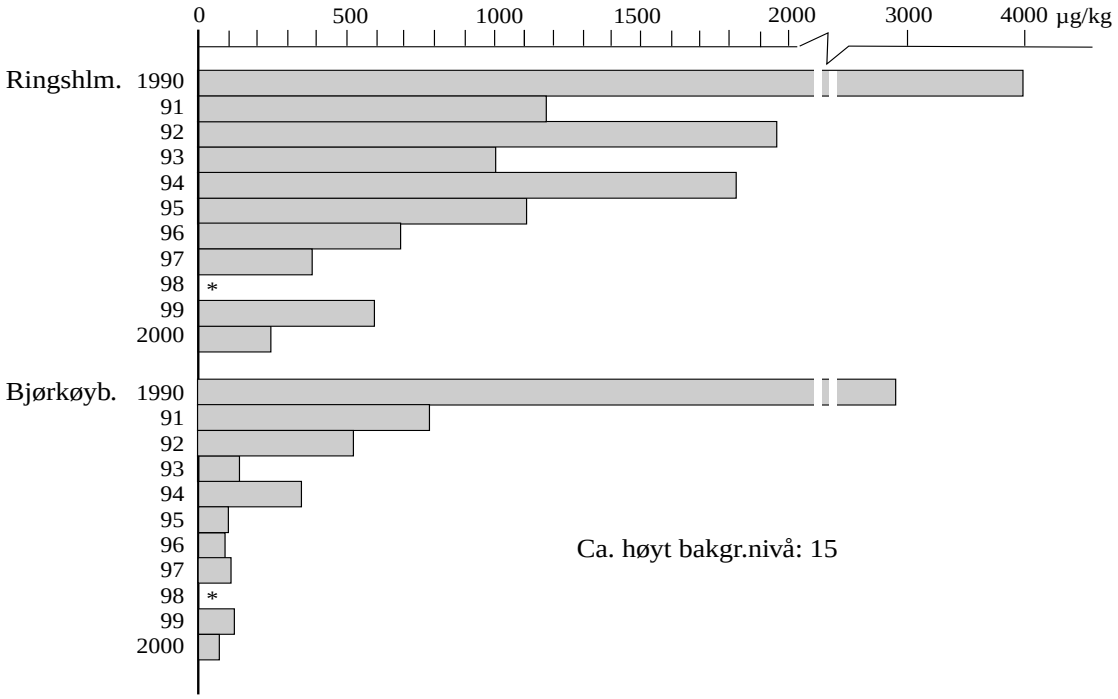
I likhet med mesteparten av det øvrige materialet indikeres her at OCS avtar hurtigst med økende avstand fra kilden og at DCB er den mest bestandige av de tre forbindelsene, og dermed også mest egnet som sporsubstans.

Nivåene av HCB/OCS/DCB i klokjøtt av krabbe fra Ringsholmene var på våtvektsbasis <1/10-1/100 av i krabbesmøret (Tabell 8), men omregnet til fettbasis var konsentrasjonene av HCB og OCS høyere (kfr Vedlegg 7).

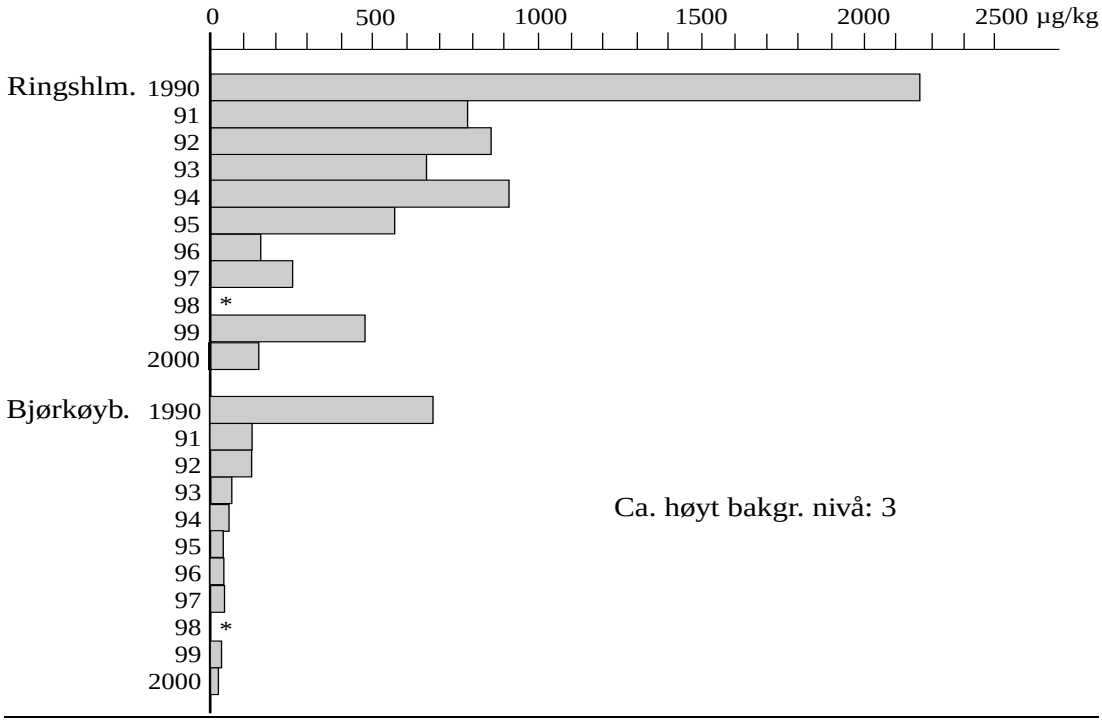
Av figurene for de to innerste prøvestedene fremgår en markert nedgang i nivåene av HCB og OCS etter at renseanlegget var kommet i full drift fra sommeren 1990 (Figur 32, 33), mens det knapt kan ses noen bedring når det gjelder DCB i krabber fra Frierfjorden og bare i mindre grad i krabber fra indre Breviksfjorden (Figur 34). Særlig i siste halvdel av observasjonsperioden ses innholdet av HCB og OCS også å ha minsket i krabber fra de ytre stasjonene (Figur 35-36), mens utviklingen for DCB synes uregelmessig (Figur 37)

Nedgangen i forurensningen av krabbe har ikke vært proporsjonal med reduksjonen i kjente tilførsler. Rensetiltakene representerte i 1991 en reduksjon i utslippet på 97-98% i forhold til i 1989 og senere har det vært ytterligere noe minskning (Tabell 1). Til sammenligning har gjennomsnittlig innholdet i krabbesmør av HCB og OCS 1993-2000, målt på fettbasis (kfr. Vedlegg 7), vært ca. 80 og ca. 95 % lavere enn i 1990, henholdvis i Frierfjorden og i indre Breviksfjorden. Som for de andre bunnlevende indikatorartene (skrubbe og ål) kan det på grunn av vedvarende stor forurensning i sediment heller ikke ventes like stor reduksjon i krabbene som i utslipp. En tilsvarende sammenligning mellom førverdiene i 1990 og gjennomsnitten for 1993-2000 i materialet fra Arøy, Såstein og Åbyfjorden tyder som i Frierfjorden og indre Breviksfjorden på noe mindre nedgang for HCB (50-70 %) enn for OCS (over 80 %).

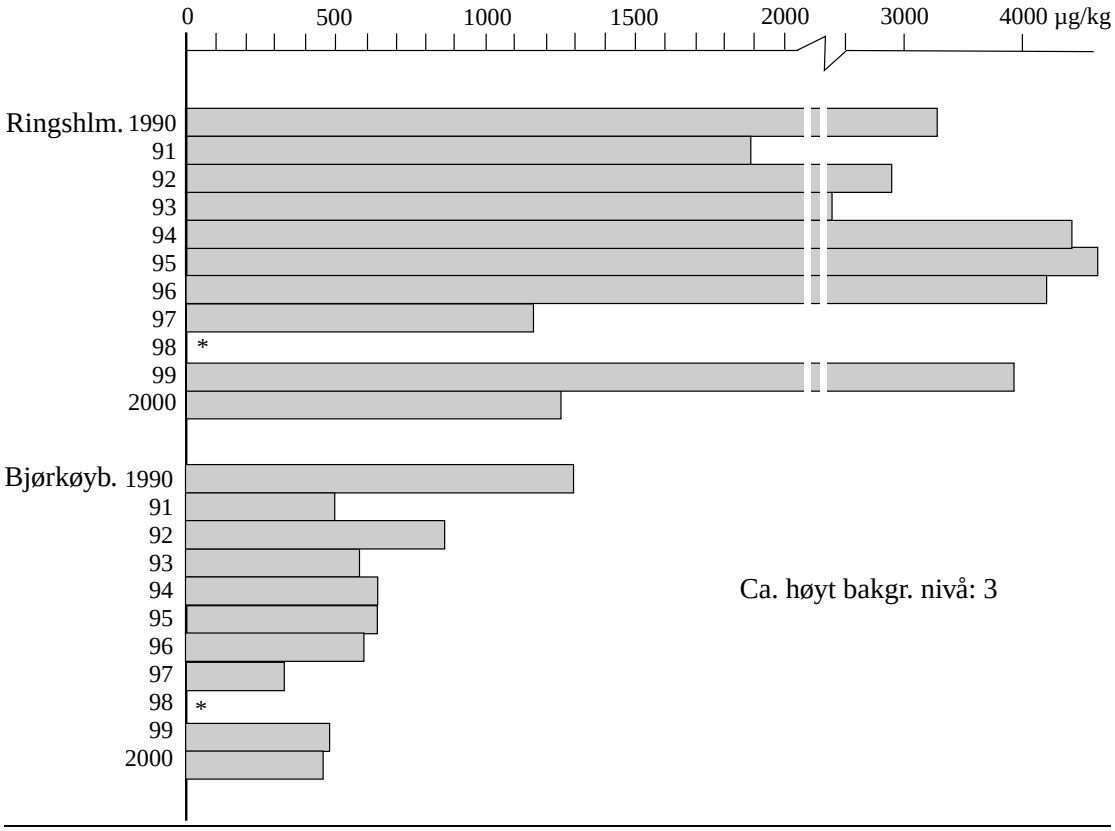
HCB-kontamineringen i skjell fra Croftholmen/indre Breviksfjorden og ved Helgeroa (Tabell 8) representerer en overskridelse av Kl. I i SFTs klassfiseringssystem (Molvær et al. 1997) på bare ca. 3 og 1,5 ganger. Verdien for OCS og DCB lå under eller bare ubetydelig over 90-prosentilen for disse stoffers forekomst i skjell fra referansestasjoner (Knutzen & Green 2001).



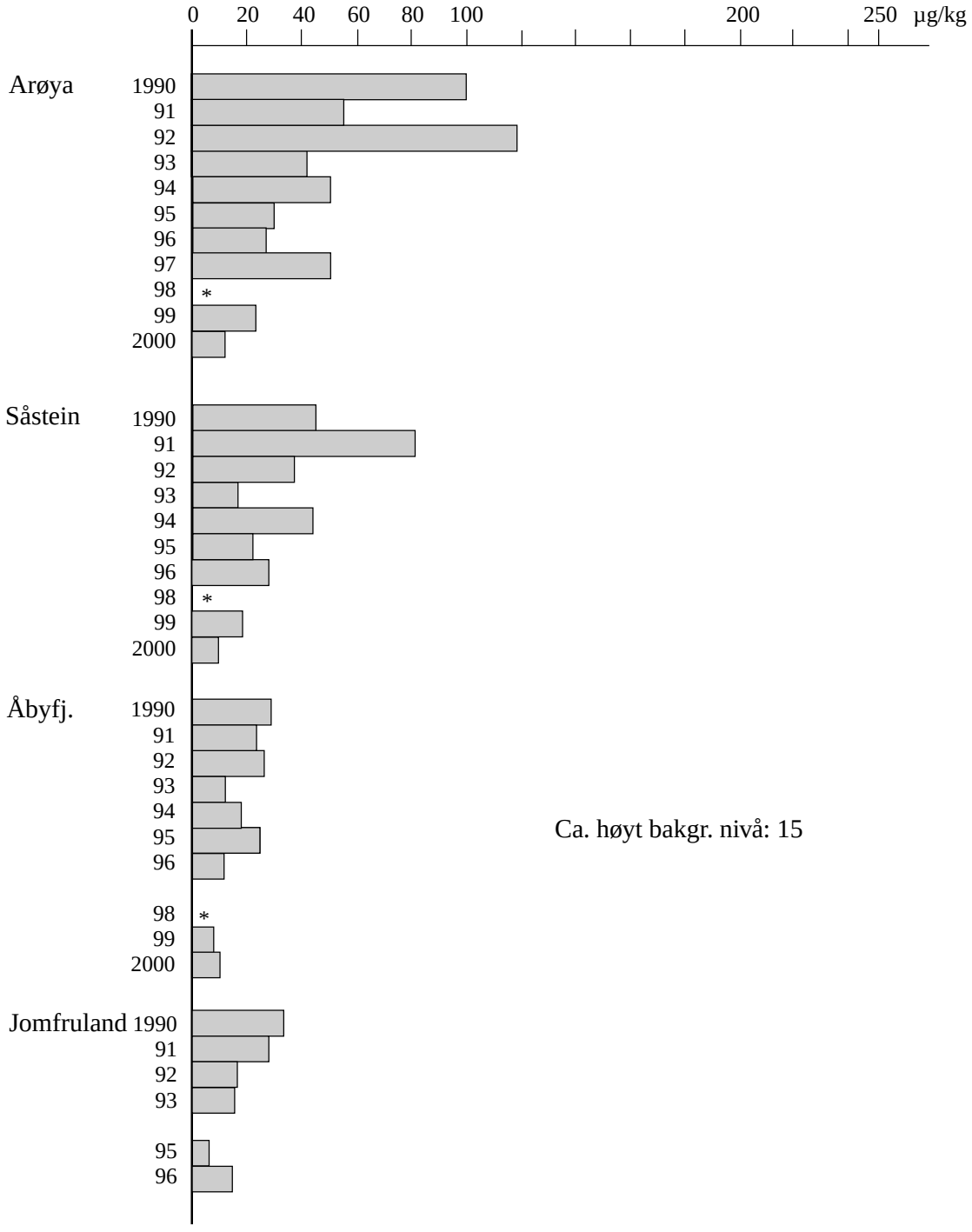
Figur 32. HCB i krabbesmør av hann taskekrabber fra Ringsholmene/Frierfjorden og Bjørkøybåen/indre Breviksfjorden 1990-2000, µg/kg fett. *Analysert hel skallinnmat.



Figur 33. OCS i krabbesmør av hann taskekrabber fra Ringsholmene/Frierfjorden og Bjørkøybåen/indre Breviksfjorden 1990-2000, µg/kg fett. * Hel skallinnmat.



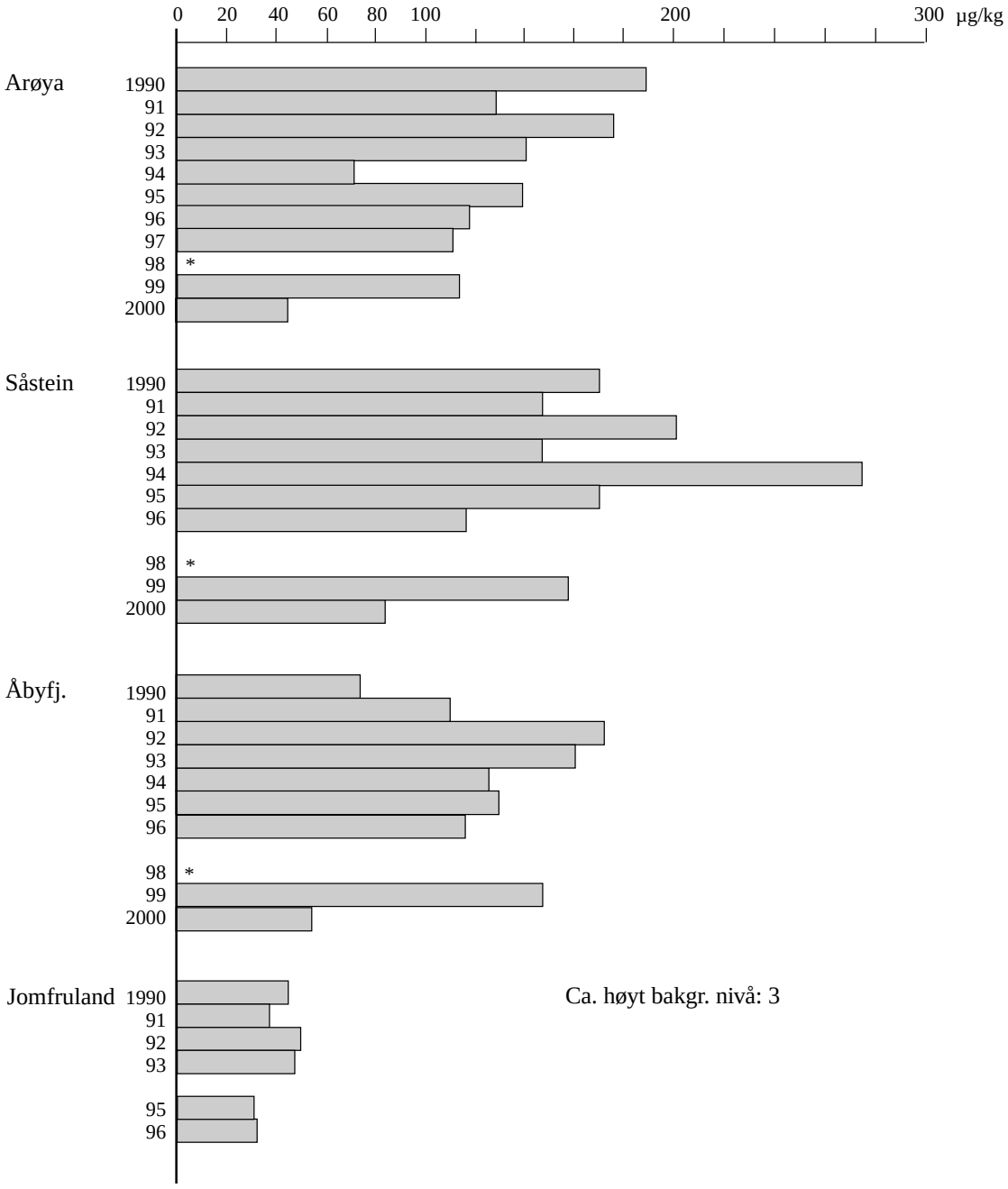
Figur 34. DCB i krabbesmør av hann taskekrabber fra Ringsholmene/Frierfjorden og Bjørkøybåen/indre Breviksfjorden 1990-2000, µg/kg fett. * Analysert hel skallinnmat.



Figur 35. HCB i krabbesmør av hann taskekrabber fra ytre Grenlandsområdet og Telemarkskysten 1990-2000, µg/kg fett. * Analysert hel skallinnmat.



Figur 36. OCS i krabbesmør av hann taskekrabber fra ytre Grenlandsområdet og Telemarkskysten 1990-2000, µg/kg fett. * Analysert hel skallinnmat.



Figur 37. DCB i krabbesmør av hann taskekrabber fra ytre Grenlandsområdet og Telemarkskysten 1990-2000, µg/kg fett. * Analysert hel skallinnmat.

5. Bromerte flammehemmere i utvalgte prøver

Bromerte flammehemmere omfatter bl.a. en del forbindelser som har vist seg å akkumulere i sediment og organismer, for de sistnevntes vedkommnde særlig i dyr fra akvatisk miljø (Darnerud et al. 1998, de Wit 2000). Eksempler på dette er spesielt funnet for enkelte lavere bromerte forbindelser innen gruppen polybromerte difenyletere (PBDE): 2,2`4,4`-TeBDE (BDE-47) og 2,2`4,4`,5-PeBDE (BDE-99), som også er registrert å biomagnifiseres hos fisk, sjøfugl og sjøpattedyr (kfr. ref. i de Wit 2000).

Fra oversiktsarbeidet til de Wit (2000) kan ellers nevnes følgende betenkelige miljø- og helsemesige sider ved stoffer innen PBDE eller dere nedbrytningsprodukter:

- Dels induserende på leverensymer, dels induksjonsdempende (ved tilstedeværelse av andre induserende stoffer).
- Interferens med transport av thyroksin.
- Eksperimentelle indikasjoner på skade i skjoldbruskjertel, lever og nervesystem hos pattedyr.
- Økende innhold i brystmelk hos svenske kvinner (men også indikasjoner på at dette har sammenheng med annen eksponering enn via mat, således eksempler nedgang/utflating av nivåer i fisk og nedgang i sjøfugls innhold av PBDE fra midten av 1980-årene).

I tillegg kan nevnes vitnesbyrdene om disse stoffenes vide spredning, bl. a. observasjon av betydelige konsentrasjoner i hval (de Boer et al. 1998) og i ferskvannsfisk fra Bjørnøya (Fjeld et al. 2001).

Både Darnerud et al. (1998) og de Wit fremhever at man mangler informasjon for tilfredsstillende risikoanalyser, bl.a. når det gjelder stoffenes forekomst og skjebne i naturen.

I Norge foreligger det fra marint miljø foreløpig bare resultater fra orienterende analyser av torskelever fra fire antatte referansestasjoner innen Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) under Oslo-/Pariskommisjonen (Green et al. 2000). Frierfjordmaterialet åpnet for å få data for flere arter og muliggjorde en innledende belysning av spørsmålet om avstandsgradienter fra et generelt belastet område mot åpen kyst.

Av Tabell 9 fremgår at det av PBDE bare er funnet verdier over deteksjonsgrensen for 2,2`,4,4`-TeBDE (BDE-47). (Det ble også analysert for polybromerte bifenyler, men nivåene var både lave og usikre og er derfor ikke inkludert i tabellen).

De funne nivåene av BDE-47 i lever av torsk fra Frierfjorden var på fettbasis ikke mer enn det dobbelte av høyeste verdi fra de innledende studiene i materialet fra referansestasjoner, som varierte fra ca. 24 til vel 120 µg/kg fett (Green et al. 2000). Annet sammenligningsmateriale for torskelever er bare funnet hos de Boer (1990, som i norlige Nordsjøen 1983-1989 registrerte ca 30-70 og i sydlige Nordsjøen verdier i intervallet 110-360 µg BDE-47/kg fett. I lever av den beslektede ferskvannsfisken lake fant Schlabach et al (2000) opp til 2100 µg/kg i prøver fra Mjøsa.

Selv om konsentrasjonene i torsk fra Frierfjorden var moderate, synes det å være tydelig høyere enn i samme art lenger ut i fjordsystemet (Tabell 9). Denne forskjellen ses også i krabbe og ål, men i mer moderat grad.

Av tabellen ses at med unntak for sild var konsentrasjonene på fettbasis i de øvrige artene i lavere enn i torsk fra samme område. Spesielt gjaldt dette ål og krabbe.

Tabell 9. 2,2`,4,4`-TeBDE (BDE-47) og 2,2`,4,4`,5-PeBDE (BDE-99) i utvalgte prøver fra Grenlandsfjordene/Telemarkkysten 2000, µg/kg våtvekt og µg/kg fett.

Arter/stasjoner	Våtvektsbasis		Fettbasis	
	BDE-47	BDE-99	BDE-47	BDE-99
Torskelever				
Frierfjorden	49,3	<0,10	248	<0,5
Breviksfjorden	14,9	<0,10	82	<0,6
Såstein	13,3	<0,10	50	<0,4
Torskefilet				
Frierfjorden	0,26	<0,10	90	-
Sjø-ørret, filet				
Frierfjorden	0,93	<0,10	48	-
Skrubbefilet				
Frierfjorden	0,74	<0,10	83	-
Ålefilet				
Frierfjorden	1,37	<0,10	8,6	<0,6
Såstein	0,31	<0,10	2,8	-
Sildefilet				
Breviksfjorden	3,96	<0,10	171	-
Krabbesmør				
Ringshlm., Frierfj.	1,45	<0,10	13	<0,9
Jomfruland	1,22	<0,10	6,3	-
Blåskjell				
Crofthlm, Breviksfj.	0,24	<0,10	24	-

Sammenlignet med data fra Allchin et al. (1999), som registrerte forekomsten av bl.a. BDE-47 i områder nedstrøms antatte kilder, lå Frierfjordnivået i filet av skrubbe (fettbasis) omkring 1/2 til 1/20 av de britiske registreringene. Innholdet i blåskjell fra indre Breviksfjorden (fettbasis) var vesentlig lavere (ca. 1/8) enn rapportert av Allchin og medarbeidere.

Ut fra dette synes Frierfjorden bare i moderat grad tilført PBDE utover vanlig diffus sivilisatorisk belastning. Følgelig skulle det være liten grunn til å inkludere bromerte flmmehemmere i overvåkingsprogrammet. Et visst forbehold må tas på grunn av den avvikende høye konsentrasjonen på fettbasis i sild (Tabell 9). 171 ng/kg fett er 5-15 ganger høyere enn rapportert av Sellström et al. (1993) i sild fra den svenske vestkysten og Østersjøen og til dels enda mer (aldersavhengig) i forhold til andre data for sild fra Østersjøen (Haglund et al. 1997). Inntil en eventuell bekreftelse bør det registrerte nivået i sild fra Breviksfjorden betraktes som tvilsomt.

6. Tinnorganiske forbindelser i lever av torsk og krabbesmør

Av bakgrunnen for de orienterende analysene av organotinnforbindelser i prøver av fisk og krabbe fra bl.a.Frierfjorden og Telemarkskysten 1999 kan nevnes:

- Til dels høye konsentrasjoner i fisk fra indre Oslofjord (Knutzen et al. 2000c).
- Betydelig akkumulering selv i pelagisk dypvannsfisk (Takahashi et al. 2000).
- Den store skipstrafikken inn og ut Frierfjorden og medfølgende utlekking av TBT (tributyltinn) fra skipsmaling. (Også trifenyltinn (TPhT) brukes som antibegroingstilsetning, men i antatt mindre grad enn TBT).
- Manglende referansenivåer for organotinnforbindelser i fisk

For TBT og nedbrytningsproduktene dibutyl- og monobutyltinn (DBT, MBT) viste analysene som ventet høyere konsentrasjoner i prøvene fra Frierfjorden enn fra Såstein, mens dette for TPhT bare var tilfelle i krabbe (Tabell 10). Forholdet mellom TPhT i torsk fra Frierfjorden og fra åpen kyst kan det ikke tilbys noen forklaring på.

Tabell 10. Tributyltinn (TBT) og trifenyltinn (TPhT) med nedbrytningsprodukter i lever av torsk og hepatopancreas av taskekrabbe fra Frierfjorden og Såstein 1999, µg/kg våtvekt, angitt som TBT, etc.

Arter, stasjoner	MBT	DBT	**TBT**	MphT	DPhT	**TPhT**
Torsk, lever						
Frierfjorden	3,4	39	**110**	23	23	**100**
Såstein	<3,0	11,5	**41**	31	35	**209**
Krabbesmør						
Ringshlm./Frierfj.	105	104	**586**	9,9	14	**106**
Såstein	8,6	7,6	**11,5**	9,0	<4,6	**38**

Verdiene i Frierfjordtorsken var markert lavere enn i torskelever fra Oslo havn (forhold ca. 1:5, kfr Knutzen et al. 2000c); også noe lavere enn i torsk fra den TBT-forurensede indre Sandefjordsfjorden, men ellers til dels klart høyere enn observert i denne arten fra enkelte andre havneområder (Knutzen 2001).

For krabbesmørs vedkommende foreligger det bare en verdi for hele skallinnmaten (krabbesmør + resten) i en prøve fra indre Sandefjordsfjorden 1997 å sammenligne med. Denne inneholdt bare omkring 1/100 av nivået i Frierfjordkrabber. En så stor forskjell er vanskelig å forklare i betraktning av den generelt høye forurensningen og stadige tilførsel av TBT i indre Sandefjordsfjorden (Knutzen og Hylland 1998).

Så langt er det bare en foreløpig anbefalt grense for menneskers (livslange) inntak av TBT på 0,25 µg/kg kroppsvekt pr. dag, dvs. 15 µg daglig for en personer på 60 kg (WHO 1990, 1996; Belfroid et al. 1999). For ovenstående eksempler på nivåer betyr dette at grensen går ved ca. 140 g torskelever og vel 25 g krabbesmør fra Frierfjorden pr. dag. (Disse mengdegrensene bør sannsynligvis reduseres noe, idet TPhT i stor grad virker på samme måte som TBT, men generelt anses betydelig mindre giftig (Zabel et al. 1988)).

De registrerte nivåene synes lite bekymringsfulle i relasjon til torskelever; men mer betenkelig når det gjelder krabbeinnmat fra Frierfjorden. Resultatene bør følges opp med observasjoner innen overvåkingsprogrammet med henblikk på en bekreftelse/avkreftelse og en grundigere karakteristikk av

tilstanden, dvs. gjentatte analyser av torskelever og krabbesmør/hele skallinnmaten av krabbe (for begge arter Breviksfjorden istedenfor Såstein), dessuten registreringr i fiskefilet og blåskjell (sistnevnte for å gi indikasjoner på størrlsen av nåtidig belastning).

I forbindelse med TBT i blåskjell kan nevnes at det ved førundersøkelsene utenfor Norsk Avfallshåndterings anlegg ved Dalsbukta i Eidangerfjorden ble registrert 112-561 µg TBT/kg tørrvekt. Dette tilsvarer at vannet i omgivelsene har så høyt TBT-innhold at det er giftig for de ømfintlige marine organismer (kfr Molvær et al. 1997). Nivået kan likevel ikke regnes som spesielt høyt. Det er er f.eks klart lavere enn observert i skjell fra Sandefjordsfjorden (Knutzen & Hylland 1998) og deler av indre Oslofjord (Knutzen et al. 2000c).

Grunnen til at det bør gjøres analyser i filet er at TBT/TPhT, til tross for relativt høy løselighet i fett (log K_{ow} ca. 3,5-4,0), delvis opptrer i like høy, i noen tilfeller høyere, konsentrasjon i muskelvev enn i lever (Knutzen 2001), hvilket gjør at stoffgruppen er av ytterligere interesse i relasjon til spiselighet.

I et så trafikkert område som Frierfjorden og Breviksfjorden/ytre Eidangerfjorden er det også aktuelt med sedimentanalyser. Under gitte forhold (mørkt, kaldt) er nedbrytningen av TBT i sediment ganske langsom (halveringstid på flere år, se ref. i Alzieu 1998 og Meador 2000). TBT er er et meget giftig stoff overfor en del marine organismer, og vedvarende forekomst av TBT i sediment og mulig spredning ved mudringsoperasjoner vil kunne motvirke bestrebelsene som gjøres for å restaurere fjordområdet.

7. Referanser

Ahlborg, U.G., 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PDCFs. Chemosphere 19: 603-608.

Ahlborg, U.G., G.C. Becking, L.S. Birnbaum, A. Brouwer, H.J.G.M. Derks, M. Feely, G. Golor, A. Hanberg, J.C. Larsen, A.K.D. Liem, S.H. Safe, C. Schlatter, F. Wärn, M. Younes and E. Yrjänheikki, 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. Report on a WHO-ECEH and IPCS consultation, December 1993. Chemosphere 28: 1049-1067.

Allchin, C.R., Law, R.J. og S. Morris, 1999. Polybrominated diphenylethers in sediments and biota downstream of potential sources in the UK. Environ. Pollut. 105: 197-207.

Alzieu, C. Tributyltin: case study of a chronic contamination in the coastal environment. Ocean and Coastal Management 40: 23-36.

Ashley, J.T.F., Secor, D.H., Zlokowitz, E. Wales, S.Q. og J.E. Baker, 2000. Linking habitat use of Hudson River striped bass to accumulation of polychlorinated biphenyl congeners. Environmental- Sci. Technol. 34: 1023-1029.

Bayarri, S., Baldasarri, L.T., Iacovella, N., Rodriguez, F. og A. di Domenico, 1999. Toxic organic microcontaminants in edible marine species from the Adriatic Sea. Organoghalogen Compounds 43: 289-294.

Belfroid, A.C., Puperhart, M. og F. Ariese, 1999. Organotin levels in seafood in relation to toleable daily intake (TDI) for humans. Institute of Environmental Studies, Vrije Universiteit, Amsterdam. Rapport E-99/12, juni 1999. 19 s. + vedlegg.

Berge, J.A., 1999. Miljøovervåking i Larviksfjorden 1998. Miljøgifter i fisk, krabbe og blåskjell. NIVA-rapport 4033-99, 67 s.

Berge, J.A. og F. Moy, 2000. Miljøundersøkelser i Dalsbukta i Eidangerfjorden 1999. NIVA-rapport4254-2000, 76 s.

Blankenship, A.L., Kannan, K., Villalobos, S.A., Villeneuve, D.L., Falandysz, J., Imagawa, T., Jacobsson, E. og J.P. Giesy, 2000. Relative potencies of individual polychlorinated naphtalenes and Halowax mixtures to induce Ah receptor-mediated responses. Environ. Sci. Technol. 34: 3153-3158.

Boer, J. de, 1990. Brominated diphenyl ethers in Dutch freshwater and marine fish. Organohalogen Compounds 2: 315-319.

Boer, J. de, Stronck, C.J.N., Traag, W.A. og J. van der Meer, 1993. Non-ortho and mono-ortho substituted chlorobiphenyls and chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in marine and freshwater fish from the Netherlands. Chemosphere 26: 1823-1842.

Boer, J. de, Wester, P.G., Rodriguez, D.P. i, Lewis, W.E. og J.P. Boon, 1998. Polybrominated biphenyls and diphenylethers in sperm whale and other marine mammals – a new threat to ocean life ?. Organohalogen Compounds 35: 383-386.

CCME (Canadian Council of Ministers for the Environment): Canadian Environmental Quality Guidelines. 1999, oppdatert 2001.

Cullen, M.C. og D.W. Connell, 1992. Bioaccumulation of chlorohydrocarbon pesticides by fish in the natural environment. Chemosphere 25: 1579-1587.

Darnerud, P.O., Eriksen, G.S., Johannesson, T., Larsen, P.B. og M. Viluksela, 1998. Polybromiated diphenyl ethers: Food contamination and potential risks. TemaNord 1998:503, rapport fra Nordisk Ministerråd. København, 71 s.

Delbeke, K., T. Teklemariam, E. de la Cruz og P. Sorgeloos, 1995. Reducing variability in pollution data: The use of lipid classes for normalization of pollution data in marine biota. Int. J. Environ. Anal. Chem. 58:147-162.

Engwall, M., B. Brunström og E. Jacobsen, 1994. Ethoxyresorufin O-deethylase (EROD) and aryl hydrocarbon hydroxylase (AHH)-inducing potency and lethality of chlorinated naphtalenes in chicken (*Gallus domesticus*) and either duck (*Somateria mollissima*) embryos. Arch. Toxicol. 68: 37-42.

Ewald, G., G. Bremle og A. Karlsson, 1998. Differences between Bligh and Dyer and Soxhlet extractions of PCBs and lipids from fat and lean fish muscle: Implications for data evaluation. Mar. Pollut. Bull. 36:222-230.

Falandysz, J. , Strandberg, L., Bergqvist, P.-A., Kulp, S.E., Strandberg, B. og C. Rappe, 1996. Polychlorinated naphtalenes in sediment and biota from the Gdansk Basin, Baltic Sea. Environ. Sci. Technol. 30: 3266-3274

Falandysz, J., Strandberg, L., Bergqvist, P.A., Strandberg, B. og C. Rappe, 1997. Spatial distribution and bioaccumulatioon of polychlorinated naphtalenes (PCNs) in mussel and fish from the Gulf of Gdansk, Baltic Sea. Sci. Total Environ. 203: 93-104.

Falandysz, J., Kannan, K., Kawano, M. og C. Rappe, 2000. Relative contribution of chlorinated naphtalenes, -biphenyls, - dibenzofurans and – dibenzo-p-dioxins to toxic equivalents in biota from the south coast of the Baltic Sea. Organohalogen Compounds
47: 9-12.

Fjeld, E., Knutzen, J., Brevik, E.M., Schlabach, M. Skotvold, T. Borgen, A.R. og M. L. Wiborg, 2001. Halogenerte organiske miljøgifter og kvikksølv i norsk ferskvannsfisk 1995-1999. Rapport 827/01 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4402-01, 49 s. + vedlegg.

Følsvik, N.A.H., 1997. Determination and speciation of organotin compounds in environmental samples by gas chromatography-microwave induced plasma atomic emission spectrometry. Levels and effects of organotin compounds in environmental samples from Norway and the Faroe Islands. Hovedfagsarbeide ved Kjemisk avdeling, Universitetet i Oslo, juli 1997, 64 s.

Green, N. W., Bjerkeng,B., Helland,A., Hylland,K., Knutzen, J. og M. Walday, 2000. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National Comments regarding the Norwegian Data for 1998 and supplementary investigations on cod (1996) and sediment (1996-1997). Rapport 788/2000 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4171/2000, 206 s.

Haglund, P.S., Zook, D.R., Buser, H.-R. og J. Hu, 1997. Identification and quantification of polybrominated diphenyl ethers and methoxy-polybrominated diphenyl ethers in Baltic biota. Environ. Sci. Technol. 31: 3281-3287.

Hanberg, A., F. Wãrn, L. Asplund, E. Haglund og E. Safe, 1990. Swedish dioxin survey: Determination of 2,3,7,8-TCDD toxic equivalent factors for some polychlorinated biphenyls and naphtalenes using biological tests. Chemosphere 20: 1161-1164.

Hanberg, A., Ståhlberg, M., Georgellis, A.,. de Wit, C. og U.G. Ahlborg, 1991. Swedish dioxin survey: Evaluation of the H-4-II E bioassay for screening environmental samples for dioxin-like enzyme induction. Pharmacol. Toxicol. 69:442-449.

Hylland, K. , Bakke, T. og L. Förlin, 1997. Overvåking av effekter av miljøgifter på blåskjell og torsk fra Grenlandsfjordene 1996. Rapport 714/97 innen Stalig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3763-97, 28 s.

Isosaari, P., Kohonen, T., Kiviranta, H., Tuomisto, J. og T. Vartiainen, 2000. Assessment of levels, distribution and risks of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in the vicinity of a vinyl chloride monomer production plant. Environ. Sci. Technol. 34: 2684-2689.

Järnberg, U., L. Asplund, C. de Wit, A.-L. Egebäck, U. Wideqvist og E. Jacobsson, 1997. Distribution of polychlorinated congeners in environmental and source-related samples. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 32:232-245.

Kannan, K., Imagawa, T., Yamashita, M., Miyazaki, A.. og J.P. Giesy, 2000. Polychlorinated naphtalenes in sediment, fishes and fish-eating waterbirds from Michigan waters of the Great Lakes. Organohalogen Compounds 47: 13-16.

Knutzen, J., 2001. Kostholdsråd for sjømat også på grunn av tinnorganiske forbindelser? Norsk institutt for vannforskning. Årbok 2000, s. 29 - 31.

Knutzen, J. og N. Green, 1991. Overvåking av miljøgifter i fisk og blåskjell fra Grenlandsfjordene 1990. Rapport 468/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 2636, 62 s.

Knutzen, J. og N.W. Green, 2001. *Joint Assessment and Monitoring Programme* (JAMP). "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk og blåskjell basert på datamateriale 1990-1998. Rapport 820/01 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4339-2001, 145 s.

Knutzen, J. og K. Hylland, 1998. Miljøovervåking i Sandefjordsfjorden og indre Mefjorden 1997-1998. Delrapport 3. Miljøgifter og effekter i fisk og skalldyr. Rapport 745/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3934-98, 76 s.

Knutzen, J. og M. Oehme, 1990. Klorerte dibenzofuraner og dioksiner i krabber, fisk og reker fra Frierfjorden, tilstøtende områder og referansestasjoner 1988-1989. NIVA-rapport 2346, 110 s.

Knutzen, J., Berglind, L., Brevik, E., Green, N., Kringstad, A., Oehme, M. og J.U. Skåre, 1993. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1991. Rapport 509/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 2833, 133 s.

Knutzen, J., Biseth, Aa., Brevik, E., Green, N., Schlabach, M. og J.U. Skåre, 1995. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1994. Rapport 630/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3363, 165 s.

Knutzen, J., Biseth, Aa., Brevik, E., Green, N., Schlabach, M. og J.U. Skåre, 1996. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1995. Rapport 681/96 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3590, 224 s.

Knutzen, J., Næs, K., Berglind, L., Biseth, Aa., Brevik, E.M., Følsvik, N. og M. Schlabach, 1998. Overvåking av miljøgifter i sedimenter og organismer fra Kristiansandsfjorden 1996. Rapport 729/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3833-98, 181 s.

Knutzen, J., G. Becher, Aa. Biseth., B. Bjerkeng, E. M. Brevik, N. W. Green, M. Schlabach og J. U. Skåre, 1999a. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1997. Rapport 772/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4065-99, 195 s.

Knutzen, J., Becher, G., Berglind, L., Brevik, E.M., Schlabach, M. og J.U. Skåre, 1999b. Organiske miljøgifter i taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra norske referanselokaliteter 1996. Undersøkelse av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD), andre persistente klororganiske stoffer og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Rapport 773/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4068-1999, 110 s.

Knutzen, J. (red.), Fjeld, E., Hylland, K., Killie, B., Kleivane, L., Lie, E., Nygård, T., Skåre, J.U. og K.J. Aanes, 1999c. Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna – inkludert Arktis og Antarktis. Utredning for DN 1995-5. Direktoratet for naturforvaltning, Trondheim., 235 s.

Knutzen, J., J. Molvær, K. Næs, J. Persson, R. Ishaq og D. Broman, 2000a. Orienterende analyser av polyklorerte dibenzo-p-dioksiner/dibenzofuraner, polyklorerte naftalener og non-orto PCB i vann fra Skienselva og Grenlandsfjordene 1998-1999. Rapport 795/00 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4221-2000, 27 s.

Knutzen, J., Brevik, E.M., Green, N.W., Schlabach, M. og J.U. Skåre, 2000b. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1999. Rapport 810/00 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4317-2000, 132 s.

Knutzen, J., E. M. Brevik, N. Følsvik, og M. Schlabach, 2000c. Overvåking i indre Oslofjord. Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-1998. Rapport 784/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport4126/99, 89 s.

Korhonen, M. og T. Vartiainen, 1997. Concentrations of PCDDs and PCDFs in Baltic herring (*Clupea harengus*) and northern pike (*Esox lucius*) in Finnish coastal area from 19989-1993. Organohalogen Compounds 32: 299-304.

Ljosland, H., 1996. Miljøgifter i marine organismer. Gradient- og profilanalyse av PCB, OCS og HCB i sandflyndre og taskekrabbe langs Skagerrakkysten. Diplomoppgave ved Norges teknisk-naturvitnskapelig universitet (NTNU) høsten 1996. Manuskript, 78 s.

Marthinsen, I., G. Staveland, J.U. Skåre, K.I. Ugland og A. Haugen, 1991. Levels of environmental pollutants in male and female flounder (Platichthys flesus L.) and cod (Gadus morhua L.) caught during the year 1988 near or in the waterways of Glomma, the largest river of Norway. I. Polychlorinated biphenyls. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20: 353-360.

Mayer, R. 1995. PCDD/PCDF levels in rainbow trout and carp from South Germany. Organohalogen Compounds 24: 391-394.

Meador, J.P., 2000. Predicting the fate and effects of tributyltin in marine systems. Rev. Environ. Contam. Toxicol. 166: 1-48.

Metcalfe, T.L. og C.D. Metcalfe, 1997. The trophodynamics of PCBs, including mono- and non-ortho congeners, in the food web of north-central Lake Ontario. Sci. Total Environ. 201: 245-272.

Molvær, J., 1999. Grenlandsfjordene 1994-97. Undersøkelser av vannkjemiske forhold og vannutskifting. Rapport 756/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3960-98, 47 s.

Molvær, J., 2000. Overvåking av Grenlandsfjordene 1998-99. Badevannskvalitet og oksygenforhold. Rapport 794/00 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4214-2000, 36 s.

Molvær, J., 2001. Overvåking i Grenlandsfjordene 2000. Oksygenforhold og vannutskifting. Rapport 823/01 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4374-2001, 23 s. + vedlegg.

Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og J. Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT-rapport TA-1467/1997, 36 s.

Næs, K., 1999. Overvåking av miljøgifter i sedimentene i Grenlandsfjordene 1997. Rapport 765/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4066-99, 146 s.

Næs, K. og E. Oug, 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 1: Konsentrasjon og mengder av klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. NIVA-rapport nr. 2570, 193 s.

Oehme, M., J. Klungsøyr, Aa. Biseth og M. Schlabach, 1994. Quantitative determination of ppq-ppt levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in sediments from the Arctic (Barents Sea) and the North Sea. Anal. Meth. Instr. 1:153-163.

Pohl, H.R. , McClure, P.R., Fay, M., Holler, J. og C.T. de Rosa, 2001. Public health assessment of hexachlorobenzene. Chemosphere 43: 903-908.

Rygg, B., 1996. Overvåking av Grenlandsfjordene. Bløtbunnsfauna-undersøkelser 1996. Rapport 682/96 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3602-97, 27 s.

Rygg, B., 1997. Overvåking av Grenlandsfjordene. Bløtbunnsfauna-undersøkelser 1997. Rapport 720/96 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3783-98, 20 s.

Rygg, B., 2000. Overvåking av Grenlandsfjordene. Bløtbunnsfauna i Frierfjorden mai 1998. Rapport 791/00 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4204-00, 18 s.

Sandau, C.D., Meerts, I.A.T.M., Letcher, R.J., McAlees, A.J., Chittim, B., Brouwer, A.. og R.J. Norstrom, 2000. Identification of 4-hydroxyheptachlorostyrene in polar bear plasma and its binding affinity to transthyretin: A. metabolite of ochtachlorostyrene? Environ. Sci. Technol. 34: 3871-3877.

Schlabach, M., Aa. Biseth, H. Gundersen og M. Oehme, 1993. On-line GPC/carbon clean up method for determination of PCDD/F in sediment and sewage sludge samples. Organohalogen Compounds 11:71-74.

Schlabach, M., Aa. Biseth, H. Gundersen og J. Knutzen, 1995. Congener specific determination and levels of polychlorinated naphtalenes in cod liver samples from Norway.. Organohalogen Compounds 24:489-492.

Schlabach, M. og T. Skotvold, 1997. Undersøkelse av PCDD/PCDF i fisk fra Sørvaranger. Oppfølgingsundersøkelser 1997. NILU-rapport OR 65/97, 15 s. + vedlegg.

Schlabach, M., Planting, S., Herzke, D. og T. Sandanger, 2000. Determination of brominated flame retardants in aquatic samples from Norway and the Norwegian Arctic. Poster, 3. SETAC World Congress i Brighton 21/5-25/5 2000, Abstract Book, nr. 4C/p007.

Schulze, P.-E., M.L. Wiborg, R. Konieczny og Ø. Østberg, 1999. Oppsummeringsrapport fra Den store giftjakta 1998. PCB forbudt, men fortsatt en del av livet kysten Kristiansund-Oslo-Fredrikstad. Rapport fra Norges Naturvernforbund, juni 1999, 45 s.

Sellström, U., Jansson, B., Kierkegaard, A. og C. de Wit, 1993. Polybrominated diphenyl ethers (PBDE) in biological samples from the Swedish environment. Chemosphere 26: 1703-1781.

SNT (Statens Næringmiddeltilsyn), 1991. Forurensning av fisk og skalldyr i Grenlandsområdet. Brosjyre, 4/7-1991.

Solberg, T., G. Becher, V. Berg og G. S. Eriksen, 1997. Kartlegging av miljøgifter i fisk og skalldyr fra nord-områdene. SNT-rapport 4 1997. Statens næringsmiddeltilsyn, Oslo. 28 s. pluss vedlegg.

Solberg, T., B. Øvrevoll, V. Berg, Aa Biseth og G. S. Eriksen, 1999. Kartlegging av tungmetaller og klororganiske miljøgifter i marin fisk fanget i Sør-Norge. SNT-rapport 4-99. Statens næringsmiddeltilsyn, Oslo. 44 s.

Stigebrandt, A.., 1999. Grenlandsfjordene. En vurdering av kystvannets innflytelse på overflatelaget. Raport 757/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3961-98, 16 s.

Takahashi, S., Tanabe, S. og K. Kawaguchi, 2000. Organochlorine and butyltin residues in mesopelagic myctophid fishes from the western North Pacific. Environ. Sci. Technol. 34: 5129-5136.

Van Birgelen, A.P.J.M, 1998. Hexachlorobenzene as a possible major contributor to the dioxin activity of human milk. Environ. Hlth. Perspect. 106: 683-688.

Van den Berg, M., Birnbaum, L., Bosveld, A.T.C., Brunström, B., Cook, P., Feeley, M., Giesy, J.P., Hanberg, A., Hasegawa, R. Kennedy, S.W., Kubiak, T., Larsen, J.C., Leeuwen, F.X.R. van, Liem, A.K.D., Nolt, C., Peterson, R.E., Poellinger, L., Safe, S., Schrenk, D., Tillitt, D., Tysklind, M., Younes, M., Wærn, F. og T. Zacharewskim.fl., 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and widlife. Environ Hlth. Perspect. 106:775-792.

Van der Oost, R., Opperhuizen, A., Satumalay, K., Heida, H. og N.P.E. Vermeulen, 1996. Biomonitoring aquatic pollution with feral eel (*Anguilla anguilla*). I. Bioaccumulation: biota-sediment ratios of PCBs, OCPs, PCDDs and PCDFs. Aquat. Toxicol. 35: 21-46.

Villeneuve, D.L., Kannan, K., Khim, J.S., Falandysz, J., Nikiforov, V.A., Blankenship, A.L. og J.P. Giesy, 2000. Relative potencies of individual polychlorinated naphtalenes to induce dioxin-like responses in fish and mammalian in vitro bioassays. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 39:273-281.

Walday, M., Moy, F. og N.W. Green, 2001. Overvåking i Grenlandsfjordene. Organismesamfunn på hardbunn 1998-1999. Rapport 826/01 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4360-2001, 89 s.

WHO, 1990. Environmental Health Criteria 116. Tributyltin compounds. Who, Geneve, 1990. 273 s.

WHO, 1996. Guide-lines for drinking-water quality. Second edition, Vol. 2. Health criteria and other supporting information. WHO, Geneve. 973 s.

Wiesmüller, T. og B. Schlatterer, 1999. PCDDs/PCDFs and coplanar PCBs in eels (Anguilla anguilla) from different areas of the rivers Havel and Oder in the State of Brandenburg (Germany). Chemosphere 38: 325-334.

Wit, C. de, 2000. Brominated flame retardants. Rapport 5065 fra Naturvårdsverket, Sverige. Stockholm, 94 s.

Zabel, T.F., Seager, J. og S.D. Oakley, 1988. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Organotins. Water Research centre (UK), rapport TR 255, 73 s.

VEDLEGG

1. Karakteristikk av blandprøver av organismer (antall individer, vekt, lengde, fettprosent)og mageinnholdet i fisk fra Grenlandsfjordene 2000.

1.1 Fisk

1.2 Prøver av mageinnhold

1.3 Krabber, reker og blåskjell.

2. Rådata for NILU-analyser av PCDF/PCDD, non-ortho PCB og % fett i fisk, skalldyr og mageinnhold av fisk fra Grenlands-fjordene 2000.

3. Rådata for NILU-analyser av PCN i fisk, skalldyr og mageinnhold av fisk fra Grenlandsfjordene 2000.

4. Rådata for individuelle analyser av HCB/OCS/DCB/ i torskelever fra Frierfjorden og Eidangerfjorden 2000 ved Norges Veterinærhøgskole.

5. Aritmetisk middel og standardavvik for HCB/OCS/DCB/Hg (ikke normaliserte verdier), samt lengde og vekt av individuelt analyserte torsk fra Frierfjorden 1968 - 2000.

   Mediane konsentrasjoner i torsk fra Eidangerfjorden 1975-2000.

6. Rådata for NIVA-analyser av HCB/OCS/DCB og andre klororganiske forbindelser i blandprøver av fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 2000.

7. HCB, OCS og DCB i blandprøver av fisk og skalldyr benyttet i overvåkingen av Grenlandsfjordene og Telemarkskysten 1990 – 2000, våtvekts- og fettbasis.

8. $TE_{PCDF/PCDD}$ på våtvekts- og fettbasis i fisk, taskekrabbe og blåskjell fra Grenlandsfjordene (1975) 1987 - 2000.

9. Statistisk analyse av data for dioksin-nivåer i organismer fra Frierfjorden/Grenlandsområdet 1987-2000.

VEDLEGG 1

Karakteristikk av blandprøver av organismer
(antall individer, vekt, lengde, fettprosent) og mageinnhold i fisk fra Grenlandsfjordene 2000.

1.1 Fisk
1.2 Mageinnhold i fisk
1.3 Krabber, reker og blåskjell

Tabell 1-1. Sammensetning av blandprøver av fisk 2000 til analyse på PCDF/PCDD, etc. ved NILU og standard klororganiske stoffer ved NIVA. N: Antall individer. M/SD/VAR: Middel/standard-avvik/variasjonsintervall (min.- maks.) for vekt (g) og lengde (cm). Delvis avrundede tall.

Prøver, mnd.nr.	N	Vekt (g) M/SD/VAR	Lengde (cm) M/SD/VAR	% fett[1)]
TORSK, lever				
Frierfj. (4-5)	20	700/258/275-1327	40/6/28-52	21/19,9
Breviksfj. (4)	23	1007/357/425-1620	47/7/36-59	20/18,2
Såstein (4)	23	1086/586/478-2710	46/8/36-61	28/26,8
TORSK, filet				
Frierfj.	20	Som ovenfor	Som ovenfor	0,39/0,29
ØRRET				
Frierfj. (3)	19	685/217/345-1104	43/5/36-51	1,7/1,93
Breviksfj. (5)	15	425/336/156-1350	34/7/27-51	0,79/0,85
SKRUBBE				
Frierfj. (4)	20	535/110/364-713	36/3/30-42	0,83/0,89
Breviksfj. (4)	19	394/76/276-562	33/2/28-37	0,30/0,26
ÅL				
Frierfj. (10)	20	273/81/144-421	52/5/44-61	15/15,9
Breviksfj. (4)	19	391/184/150-734	60/8/46-74	13/14,8
Såstein (4)	20	308/137/169-629	56/7/48-69	9,4/10,9
SILD				
Breviksfj. (4)	20	154/24/115-194	29,4/1,4/25-31	1,4/2.31
MAKRELL				
Breviksfj. (8)	25	347/97/217-586	34,3/2,9/31-41	15/15,0
SIK				
Frierfj. (3)	5	695/324/238-986	43/8/30-49	2,0/3,0

1) Analysert hhv. ved NIVA og NILU.

Tabell 1-2. Prøver av mageinnhold i fisk fra 2000. Vedrørende antall fisk og prøvetidspunkt se Tabell 1-1.

Art/prøvested	% fett	Kommentarer
TORSK		
Frierfjorden	0,41	For det meste oppløst og ikke identifisert. Enkelte standkrabber, reke, fragmenter av små krepsdyr, samt mangemørstemark.
Breviksfjorden	1 ,43	Strandkrabber helt dominerende, i tre tilfeller fisk, ett blåskjell, sannsynligvis også rester av mangebørstemark.
SJØ-ØRRET		
Frierfjorden	1,38	Fra bare 6-7 fisk (resten uten mageinnh.). Fragmenter av krepsdyr, 1 fisk.
Breviksfjorden	1,43	8 med mageinnhold, to med vel 20 grams fisk hver. Ellers en del småfisk, krepsdyr og uidentifisert byttemateriale. Blandet halvparten av stor byttefisk (ca. 20 g) med omlag 20 g annet matr.
SKRUBBE		
Frierfjorden	0,95	Fra bare 7-8 eks. Mest uidentifisert, men en del muslingskall, polychaeter og små krepsdyr
SILD		
Breviksfjorden	1,98	Fra omkring halvparten av 27 eks. Alt overveiende 2-3 cm lange

		rekelignende krepsdyr.

Tabell 1-3. Blandprøver av hepatopancreas (krabbesmør) fra hanner av taskekrabbe (*Cancer pagurus*), rekehaler (*Pandalus borealis*, uten rogn) og innmat av blåskjell (*Mytilus edulis*) 2000 for analyse på PCDF/PCDD, etc. ved NILU og rutinemessig analyserte klororganiske forbindelser ved NIVA. Antall (N), bredde (krabbeskall) og lengde i cm (S) samt % fett. For krabbe dessuten angitt samlet blandprøvevekt av krabbesmør (VK), rest skallinnmat (VR) og VK i % av VK+VR.

Prøver/stasjoner	**Måned (nr.) eller dato**	**N**	**S (cm)**	**% fett [1)]**	**VK (g)**	**VR (g)**	**VK i % av VK+VR**
KRABBE							
Ringsholmene	17/8	20	12-17	12/11,6	459	486	49
Bjørkøybåen	30/8	18	13-19	13/14,3[2)]	412	672	38
Arøya/Dybingen	2/8	20	12-18	19/20,2	485	558	47
Såstein	(9)	20	12-16	18/19,7	478	511	48
Åbyfjorden	(8)	20	13-16	18/18,8	610	417	59
Jomfruland	(9)	20	13-17	-/19,3	446	586	43
KLOKJØTT							
Ringsholmene	17/8	20	12-17	0,13/0,05	-	-	-
REKE							
Breviksfj.	14/8	77	-	-/0,79	-	-	-
BLÅSKJELL							
Croftholmen	6/4	50	6-7(5-8)	1,4/1,01	-	-	-
Helgeroa	6/4	50	6-7(5-8)	1,6/1,30	-	-	-
Klokkartangen	6/4		(5)6-8	-/1,72	-	-	-

1) Bestemt ved hhv. NIVA og NILU.
2) Korrigert i forhold til opprinnelig angitt (23,0)

VEDLEGG 2

Rådata for NILU-analyser av PCDF/PCDD, non-ortho PCB og % fett i fisk, skalldyr og mageinnhold av fisk fra Grenlandsfjordene 2000

VEDLEGG 3

Rådata for NILU-analyser av PCN i fisk, skalldyr og mageinnhold av fisk fra Grenlandsfjordene 2000.

VEDLEGG 4

Rådata for individuelle analyser av HCB/OCS/DCB i torskelever fra Frierfjorden og Eidangerfjorden 2000 ved Norges Veterinærhøgskole

VEDLEGG 5

Aritmetisk middel og standardavvik for HCB/OCS/DCB/Hg (ikke normaliserte verdier, 5.1) samt lengde og vekt (5.3) av individuelt analyserte torsk fra Frierfjorden 1968 - 2000. Mediane konsentrasjoner i torsk fra Eidangerfjorden 1975-2000 (5.2) (Ikke analysert Hg 1993 – 1995, 1997-1998, 2000).

7.1.1.1.1.1.1 5.1 Konsentrasjoner av miljøgifter i torskelever fra Frierfjorden 1968-1999, ppm v.v.

År	HCB-L n	HCB-L middel	HCB-L st.avvik	OCS-L n	OCS-L middel	OCS-L st.avvik
1968	0	--	--	0	--	--
1970	0	--	--	0	--	--
1971	0	--	--	0	--	--
1972	0	--	--	0	--	--
1973	0	--	--	0	--	--
1974	0	--	--	0	--	--
1975	12	52.083	42.064	12	143.583	71.772
1976	23	7.848	6.661	23	67.657	57.129
1977	37	7.519	7.892	37	32.865	39.298
1978	72	8.511	10.041	72	29.714	32.234
1979	51	13.643	19.499	51	26.622	39.345
1980	48	5.677	5.700	48	16.431	9.815
1981	30	7.592	4.941	30	14.066	8.211
1982	63	9.370	6.884	63	25.471	14.755
1983	59	5.588	5.583	59	29.012	35.925
1984	67	8.053	5.153	67	17.275	20.606
1985	49	11.459	7.911	49	15.474	9.191
1986	54	4.517	3.848	54	9.419	7.530
1987	55	6.018	2.742	55	12.533	6.628
1988	82	6.439	6.860	82	24.497	18.171
1989	53	7.474	3.406	53	15.385	5.768
1990	62	2.662	2.188	62	21.325	20.938
1991	59	1.516	1.397	59	7.263	7.156
1992	54	0.881	0.491	54	2.288	1.190
1993	52	0.629	0.559	52	3.528	3.256
1994	53	0.537	0.332	53	2.277	1.239
1995	60	0.282	0.261	60	1.692	1.215
1996	59	0.521	0.252	59	1,.393	0,695
1997	61	0,220	0,211	61	1,644	1,430
1998	57	0,345	0,238	57	1,307	0,754
1999	51	0,331	0,212	51	1,028	0,550
2000	21	0,234	0,238	21	0,937	0,863
Total/middel	**1344**	**5,195**	**9,257**	**1344**	**15,908**	**26,576**

År	DCB-L n	DCB-L middel	DCB-L st.avvik	Hg-filet n	Hg-filet middel	Hg-filet st.avvik
1968	0	--	--	6	1.26000	0.23384
1970	0	--	--	15	1.12333	0.54067
1971	0	--	--	9	1.04778	0.34416
1972	0	--	--	9	0.41333	0.27645
1973	0	--	--	30	0.38867	0.35912
1974	0	--	--	11	0.27545	0.08190
1975	10	7.5200	2.6919	12	1.15833	0.83945
1976	16	8.6438	3.8229	24	0.85833	0.28635
1977	25	3.1320	2.1619	36	0.72083	0.46579
1978	48	4.5290	2.4789	72	0.55847	0.41474
1979	21	3.0410	2.8630	52	0.49577	0.30738
1980	42	6.0095	3.6702	48	0.46312	0.20681
1981	20	5.4125	3.2787	30	0.39100	0.19182
1982	50	8.6200	4.9132	107	0.55832	0.29426
1983	45	7.2904	7.2055	60	0.48800	0.29509
1984	67	3.7843	3.3194	67	0.31388	0.27703
1985	49	3.3733	2.3297	49	0.28653	0.14128
1986	54	2.7100	2.0681	54	0.25824	0.19586
1987	55	3.6255	2.5845	55	0.19909	0.09815
1988	82	5.7135	4.8064	82	0.27134	0.12325
1989	53	5.8842	2.1844	53	0.18075	0.08462
1990	62	6.1304	4.6788	62	0.17952	0.10823
1991	59	4.4981	3.4985	59	0.15105	0.10223
1992	54	4.1612	2.1581	54	0.16537	0.09613
1993	52	3.4574	3.7922	0	--	--
1994	53	3.6322	2.4732	0	--	--
1995	60	2.4047	2.1382	0	--	--
1996	59	2.7713	2.113	59	0.09492	0.0661
1997	61	4,8028	4,7742	0	--	--
1998	57	1,7818	2,0163	0	--	--
1999	51	1,6659	2,5837	51	0,09294	0,06272
2000	21	1,485	1,076	0	--	--
Total/middel	**1226**	**4,3713**	**3,9088**	**1166**	**0.37116**	**0.34498**

5.2 Medianer for miljøgifter i torskelever fra Eidangerfjorden 1975-1999, ppm v.v.

År	HCB	OCS	DCB	Hg
1975, des.	3.200	6.900	0.700	0.440
1976, des.	1.800	6.100	1.200	0.480
1977, des.	1.100	1.800	0.700	0.330
1978, apr.	0.300	0.800	0.300	0.300
1978, des.	0.900	1.600	0.700	0.290
1979, jun.	0.900	1.900	0.900	0.390
1979, des.	0.300	1.400	0.700	0.290
1980, jul.	0.800	1.300	0.700	0.310
1981, jan.	0.400	0.500	0.200	0.300
1981, sep.	0.100	0.200	0.200	0.180
1982, okt.	0.600	2.100	1.500	0.070
1983, okt.	1.200	1.000	0.500	0.190
1984, okt.	0.400	1.300	0.800	0.220
1985, okt.	1.600	1.300	0.400	0.160
1986, okt.	1.250	1.050	0.450	0.175
1987, okt.	1.200	1.500	0.550	0.200
1988, okt.	0.760	2.800	1.500	0.190
1989, okt.	0.750	3.720	2.050	0.150
1990, okt.	0.250	1.310	1.430	0.200
1991, okt.	0.200	0.490	0.770	0.120
1992, okt.	0.104	0.250	1.013	0.190
1993, nov.	0.050	0.100	0.520	-
1994, nov.	0.035	0.039	0.192	-
1995, okt.	0.020	0.025	0.183	-
1996, okt.	0.033	0.020	0.171	0.090
1997,okt.	0,027	0,048	0,418	-
1998, okt.	0,018	0,030	0,316	-
1999, okt.	0,017	0,014	0,230	0,130
2000, okt	0,019	0,012	0,418	-

5.3 Torsk fra Frierfjorden 1968-1999: Antall, middel og standardavvik for vekt (g) og lengde (cm).

År	Vekt n	Vekt middel	Vekt st.avvik	Lengde n	Lengde middel	Lengde st.avvik
1968	6	386.7	205.3	0	--	--
1970	15	482.7	264.2	0	--	--
1971	9	744.4	292.0	0	--	--
1972	9	530.6	209.5	0	--	--
1973	30	691.3	355.8	0	--	--
1974	11	386.4	71.3	0	--	--
1975	12	732.1	443.1	0	--	--
1976	24	910.0	333.9	10	44.300	5.774
1977	37	1087.5	733.2	13	50.692	15.294
1978	72	1169.0	1267.6	24	51.250	14.689
1979	52	1392.5	1681.3	31	49.065	12.861
1980	48	1090.6	615.8	6	55.333	11.518
1981	30	820.8	409.6	10	48.500	9.664
1982	107	1112.8	479.8	9	48.889	7.944
1983	60	1188.0	969.9	14	47.214	5.618
1984	67	987.2	724.9	0	--	--
1985	49	716.3	436.7	49	40.408	8.670
1986	54	396.7	247.5	49	33.306	7.249
1987	55	608.6	246.1	55	38.455	5.305
1988	82	587.4	306.9	82	39.585	7.419
1989	53	627.9	176.2	53	38.849	3.754
1990	62	542.9	276.0	62	38.306	8.259
1991	59	527.1	193.7	59	36.666	5.374
1992	54	455.0	259.4	54	35.341	6.815
1993	52	662.1	267.8	52	39.698	6.072
1994	53	696.7	259.9	53	40.415	5.572
1995	60	689.0	377.0	60	41.023	7.699
1996	59	654.9	308.9	59	39.247	5.839
1997	61	601,9	333,2	61	38,449	7,604
1998	57	636,9	326,1	57	39,630	6,709
1999	51	510,7	215,0	51	37,810	5,118
2000	21	1131,4	841,7	21	46,095	11,113
Total/middel	**1471**	**776,3**	**648,6**	**994**	**39,973**	**8,507**

VEDLEGG 6

Rådata for NIVA-analyser av HCB/OCS/DCB og andre klororganiske forbindelser i blandprøver av fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten, 2000

VEDLEGG 7

Utvikling i konsentrasjon av HCB, OCS og DCB i fisk og skalldyr benyttet i overvåkingen av Grenlandsfjordene og Telemarkskysten 1990 - 2000, våtvekts- og fettbasis.

Tabell 7-1. HCB, OCS og DCB i blandprøver av fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1990-1999, µg/kg våtvekt og µg/kg fett. Ikke observert: -. Usannsynlige verdier markert med **?**.

Art/vev/lokalitet	ÅR	Våtvektsbasis				Fettbasis		
		HCB	OCS	DCB	% fett	HCB	OCS	DCB
TORSKELEVER								
Frierfj:	1990	-	-	-	-	-	-	-
	1991	2816	8594	2929	33,9	8307	25351	8640
	1992	1300	7450	3030	37,5	3467	19867	8080
	1993	544	1625	1709	38,2	1424	4254	4474
	1994	574	1332	3050	33,2	1729	4012	9187
	1995	324	1349	4488	40.2	724	3199	11876
	1996	423	808	1740	33.4	1266	2419	5210
	1997	579	1091	1592	40.6	1420	2687	3921
	1998	250	1600	4300	23,7	1055	6751	18143
	1999	240	720[13)]	1800[13)]	27,9	860	2581	6452
	2000	280	1700	550	21,0	1333	8095	2619
Breviksfj.	1990	-	-	-	-	-	-	-
	1991	255	1280	944	34,3	743	3732	2752
	1992	208	808	1100	37,7	552	2143	2918
	1993	56	198	508	32,4	173	611	1568
	1994	83	124	956	39,8	209	312	2402
	1995	51	44	324	39,9	128	110	812
	1996	52	30	274	43.5	120	69	630
	1997	54	52	233	35.5	153	147	660
	1998	39	210	1400	26,8	145	784	5224
	1999	40	44	330	27,9	143	158	1183
	2000	11	27	110	20,0	55	135	550
Såstein	1990	-	-	-	-	-	-	-
	1991	103	423	556	40,9	252	1034	1359
	1992	47	65	115	49,5	95	131	232
	1993	35	43	150	42,3	83	102	355
	1994	44	48	464	40,9	108	117	1134
	1995	22	29	371	32,1	69	90	1156
	1996	37	18	165	57.7	64	31	286
	1997	35	14	85	50.5	69	28	168
	1998	22	24	140	38,6	57	62	336
	1999	23	15	84	32,7	70	46	257
	2000	17	20	180	28,0	61	71	643
TORSK, FILÉT								
Frierfj.	1990	-	-	-	-	-	-	-
	1991	23,0	94	43	0,6	3833	15667	7167
	1992	14,0	122	40,0	0,4	3500	30500	10000
	1993	3,6	11,4	11,2	0,4	900	2850	2800
	1994	6,1	6,1	17,7	0,3	2033	4267	5900
	1997	4.2	7.4	9.2	0.48	875	1542	1917
	2000	3,2	14	8,3	0,39	821	3589	2128
Breviksfj.	1990	-	-	-	-	-	-	-
	1991	1,8	18	20	0,5	360	3600	4000
	1992	1,0	4,1	6,2	0,4	250	1025	1550
	1993	-	-	-	-	-	-	-
	1994	0,61	1,97	1,97	0,3	203	223	657
Såstein	1991	0,3	0,3	0,4	0,3	100	100	133

(tabell 7-1 forts. n. s.)

(Tabell 7-1 forts.)

Art/vev/lokalitet	ÅR	Våtvektsbasis				Fettbasis		
SJØ-ØRRET		**HCB**	**OCS**	**DCB**	**% fett**	**HCB**	**OCS**	**DCB**
Frierfj.	1989[1)]	489	825	54	1,4	34720	58780	3857
	1990	257	250	62	1,7	15118	14705	3647
	1991	62	200	65	2,0	3100	10000	3250
	1992[2)]	25,8/24,9	85,6/70,0	8,4/33,0	3,2/1,3	1360	4030	1400
	1993	7,6	17,0	5,6	0,8	950	2125	700
	1994	-	-	-	-			
	1995	-	-	-	-			
	1996	12,5	68,2	24,9	2,1	600	3279	1197
	1999	4,4	9,8	8,6	1,33	330	737	647
	2000	7,2	26,0	10,0	1,7	424	1529	588
Breviksfj.	1990	78	115	48	1,4	5571	8214	3429
	1991[2)]	12,0/27,5	15,0/64,3	6,3/14,4	1,9/8,2	483	786	254
	1992[2)]	8,1/8,2	30,3/13,5	5,8/3,9	0,8/1,7	747	2272	477
	1993	3,3	6,6	2,4	0,3	1100	2200	800
	1994	0,71	0,54	0,5	0,2	355	270	200
	1995	1,99	1,79	3,74	1,8	111	99	193
	1996	2,33	3,20	4,04	1,1	208	286	361
	1997	1,5	1,72	0,6	0,32	469	531	188
	2000	0,91	2,0	1,5	0,79	115	253	190
SEILEVER								
Frierfj.	1990	1788	2995	384	75,2	2378	3983	511
	1991	-	-	-	-	-	-	-
	1992	1130	1177	380	56	1996	2079	671
	1993	352	784	760	69,9	504	1222	1087
	1994	-	-	-	-	-	-	-
Breviksfj.	1991	544	1520	168	56,7	959	2681	296
	1993	34	74	73	12,0	283	617	608
SEIFILÉT								
Frierfj.	1990	8,9	10,6	1,5	0,6	1483	1767	250
	1991	-	-	-	-	-	-	-
	1992	5,2	4,6	1,1	0,5	1040	920	220
	1993	0,8	3,6	4,3	0,44	182	818	977
	1994	-	-	-	-	-	-	-
HVITTING-LEVER								
Frierfj.	1993	266	1276	587	52,3	509	2440	1222
LYRLEVER								
Frierfj.	1992	276	670	228	60,0	460	1117	380
ÅL, FILÉT								
Gunnekleivfj.	1997	1358	3087	480	12.7	10693	24307	3780
Frierfj.	1990	4340	1664	325	27,2	15956	6118	1195
	1991	2089	844	152	26,8	7794	3149	567
	1992	1260	750	208	13,8	9130	5434	1507
	1993[3)]	903/334	906/482	658/133	18,6/15,5	3505	3990	2197
	1994	-	-	-	-	-	-	-
	1996	332	271	240	13,5	2459	2007	1778
	2000	140	260	140	15,0	933	1733	933
Breviksfj.	1990	481	125	58	11,3	4257	1107	513
	1991	137	55	30	10,3	1330	534	291
	1992	903	266	87	27,7	3260	960	314
	1993	2?	<1?	<1?	~6	33?	<17?	<17?
	1994	124	53,6	63	16,3	761	329	389
	1995	35,3	17,0	68	12,2	289	139	557
	1996	17	16	55	13,7	124	117	401

	1997	16	48	25	12,4	129	387	202
	2000	9,0	6,1	25	13,0	69	47	192

(tabell 7-1 forts.)

Art/vev/lokalitet	ÅR	Våtvektsbasis				Fettbasis		
ÅL		**HCB**	**OCS**	**DCB**	**% fett**	**HCB**	**OCS**	**DCB**
Såstein	1990	82	31	25	14,4	569	215	174
	1991	38	12	17	15,0	253	80	113
	1992	20,0	15,6	11,3	9,8	204	159	115
	1993	-	-	-	-	-	-	-
	1994	-	-	-	-	-	-	-
	1997	2,6	0,9	4,7	8,0	33	11	59
	2000	1,9	0,67	7,3	9,4	20	7,1	78
SKRUBBEFILÉT								
Frierfj.	1990	113	152,9	37,5	1,1	10272	13900	3409
	1991	115	243	71	1,0	11500	24300	7100
	1992	50,7	87,9	68,3	0,8	6338	10988	8538
	1993	9	14,5	7,2	0,2	4500	7250	3600
	1994	-	-	-	-	-	-	-
	1996	5,60	5,51	13,8	0,36	1556	1531	3839
	2000	12	35	51	0,83	1445	4217	6145
Breviksfj.	1990	-		-	-	-	-	-
	1991	11	16	14	0,6	1833	2667	2333
	1992	2,4	4,5	5,3	0,5	480	900	1060
	1993	0,8	1,5	2,6	0,5	160	300	520
	1994	1,35	1,08	2,08	0,2	675	540	1040
	1995	0,68	0,40	2,24	0.22	309	1812	1018
	1996	0,25	0,11	0,94	0,24	104	46	392
	1997	1,0	0,4	0,7	0,45	222	89	156
	2000	2,0	1,4	1,8	0,30	667	467	600
SAND-FLYNDRE-FILÉT								
Breviksfj.	1990	-	-	-	-	-	-	-
	1991	-	-	-	-	-	-	-
	1992	2,0	4,0	11,2	0,6	333	667	1867
	1993	2,2	4,5	16,7	0,91	242	495	1835
	1994	-	-	-	-	-	-	-
RØDSPETTE-FILÉT								
Breviksfj.	1991	0,7	0,1	0,3	0,6	117	17	50
	1992	-	-	-	-	-	-	-
	1993	-	-	-	-	-	-	-
	1994	-	-	-	-	-	-	-
SMØRFLYN-DREFILÉT								
Breviksfj.	1991	2,8	1,7	3,0	0,5	560	340	600
	1992	2,6/1,8	2,2/2,5	6,9/11,4	0,4/0,6	475	483	1854
	1993	1,2	1,2	4,9	0,81	148	148	605
	1994	-	-	-	-	-	-	-
Langersundsfj.	1991	0,12	0,05	0,30	0,7	17	7	43
	1992	0,2/0,2	0,2/0,1	0,9/0,6	0,6/1,2	25	21	100
	1993	-	-	-	-	-	-	-
	1994	-	-	-	-	-	-	-
SILDEFILÉT								

Tabell 7-1 (forts.)

Art/vev/lokalitet	ÅR	Våtvektsbasis				Fettbasis		
		HCB	OCS	DCB	% fett	HCB	OCS	DCB
MAKRELL-FILÉT								
Breviksfj.	1990	84	149	14	19,2	438	776	73
Gml.Langes.	1991	13,6	7,8	3,2	16,6	82	47	19
	1992	4,0	2,7	0,7	11,6	35	23	6
	1993	3,0	1,0	<1,0	7,8	38	13	<13
	1994	3,3	2,4	0,5	8,5	39	28	6
	2000	3,1	2,3	1,4	15,0	21	15	9
ABBORFILÉT								
Gunnekleivfj.	1997	25	18	5.8	0.23	10870	7826	2522
SØRVFILÉT								
Gunnekleivfj.	1997	9.3	13	6.4	0.33	2818	3939	1939
SIKFILET								
I. Frierfj	2000	55	310	130	3,0	1833	10333	4333
KRABBE-SMØR, hanner								
Ringsholm., Frierfj.	1990	429	231	354	10,7	4009	2159	3308
	1991	54	36	87	4,6	1174	783	1891
	1992	184	80	275	9,4	1957	851	2926
	1993	72	47	172	7,2	1000	653	2389
	1994	179	96,5	437	9,8	1827	905	4459
	1995	96	49	411	8,8	1091	557	4670
	1996	62	14	392	9,2	674	152	4261
	1997	61	40	180	15.5	394	258	1161
	1999	51	42	340[13)]	8,5	598	492	3986
	2000	29	17	150	12,0	242	142	1250
Bjørkøybåen,	1990	417	95	186	14,3	2916	664	1301
Breviksfj.	1991	109	17	70	14,1	773	121	496
	1992	49	11	82	9,5	516[10)]	116[10)]	863[10)]
	1993	18	6	76	13,1	137	46	580
	1994	44	5	84	13,1	336	38	641
	1995	12	4	85	13,4	90	30	634
	1996	17	6	110	18,3	93	33	601
	1997	13	4.4	38	11.5	113	38	330
	1999	13	3,6	54	10,9	119	33	495
	2000	8,4	2,4	61	13,0	65	19	469
Arøya	1990	22	25	41	21,8	101	115	188
	1991	11	5	26	20,1	55	25	129
	1992	19	4	28	15,9	119	25	176
	1993	3	2	10	7,1	42	28	141
	1994	5,8	0,6	8,2	11,6	50	5	71
	1995	4	1	20	14,1	28	7	142
	1996	5	1,3[12)]	23	19,3	26	6,7	119
	1997	6.7	1.2	16	14.6	46	8	110
	1999	3,4	0,86	16	14,2	24	6	113
	2000	2,0	<0,8	8,3	19,0	11	<4,3	44
Såstein	1990	8	9	30	17,7	45	51	169
	1991	15	7	27	18,5	81	39	146
	1992	5	9	28	13,9	36	65	201
	1993	2	1	18	12,3	16	8	146
	1994	4,9	1,6	31,7	11,2	44	14	283
	1995	3	1	23	13,7	22	7	168
	1996	5	1,1[12)]	21	18,0	28	6,1	117
	1999	1,8	0,71	33	22,4	8,0	3,2	147

2000	1,7	<1,0	15	18,0	9,4	<5,6	83

(tabell 7-1 forts. n.s.)

(tabell 7-1 forts.)

Art/vev/lokalitet	ÅR	Våtvektsbasis				Fettbasis		
		HCB	OCS	DCB	% fett	HCB	OCS	DCB
Åbyfj.	1990	5	4	13	17,7	28	23	73
	1991	4	5	19	17,2	23	29	110
	1992	4	2	26	15,1	26	13	172
	1993	1	<1	14	8,7	12	<12	161
	1994	2,6	1,1	18,2	14,5	18	8	126
	1995	3	1	17	13,1	23	8	130
	1996	2	0,3[12)]	23	20,2	9,9	1,5	114
	1999	4,0	0,96	33	20,7	19	4,6	159
	2000	1,7	<1,0	9,5	18,0	9,4	<5,6	53
Jomfruland	1990	9	4	12	26,7	34	15	45
	1991	6	<3	8	21,4	28	<14	37
	1992	2	<1	6	12,0	17	<8	50
	1993	2	<1	6	12,7	16	<8	47
	1994	-	-	-	-	-	-	-
	1995	1	<1	5	15,5	7	<6	32
	1996	3	0,3[12)]	6	18,3	16	1,6	33
Midtb./Eidang.fj.	1995	10	1,5	35	11,0	91	14	318
KRABBE-SMØR, hunner								
Ringshlm.	1992	14,1	22,7	190	10,4	136	218	1827
	1995	12	48	440	11,4	105	421	3860
Bjørkøyb.	1992	11,6	9,2	89	13,6	85[11)]	68[11)]	654[11)]
	1993	7,0	3,0	54	11,6	60	26	466
	1995	1,8	1,3	65	11,7	15	11	555
Arøya	1990	6	18	54	17,7	34	102	305
	1992	2,5	1,3	26	12,7	20	10	205
	1993	2,0	1,0	28	10,6	19	9	264
	1995	0,9	<0,5	11	15,5	6	<3	71
Såstein	1992	1,8	1,1	17	15,1	12	7	113
	1995	0,5	<0,5	14	17,2	3	<3	81
Åbyfj.	1992	1,5	1,4	15	14,3	11	10	105
	1995	0,6	<0,3	13	12,3	5	<3	106
Jomfrul.	1992	1,5	<0,5	7	15,1	10	<4	46
	1995	0,6	<0,5	6	12,1	5	<3	58
Midtb./Eidang.fj.	1995	2,1	1,1	48	13,7	15	8	350
REST SKALL-INNMAT, hann-krabber								
Ringsholm.	1990	67,7	24,7	18,2	1,2	5641	2058	1517
	1994	46,8	17,5	59,4	1,8	2600	972	3300
	1995	24,9	9,0	29,0	1,2	2075	750	2417
Bjørkøybåen	1990	97,7	18,2	15,7	1,7	5747	958	924
	1993	6,4	1,2	7,6	1,9	337	63	400
	1994	9,4	0,8	7,9	1,8	522	44	439
	1995	7,6	0,8	5,2	1,4	543	57	371
Arøya	1990	11,9	3,4	6,0	2,5	476	13	240
	1993	1,7	<0,5	1,3	1,3	131	576	100
	1994	1,8	0,2	1,4	1,6	113	<40	88
	1995	1,6	0,3	0,8	1,5	107	20	53
Såstein	1990	8,2	1,8	1,9	1,9	432	95	100
	1993	-	-	-	-	-	-	-
	1994	1,9	0,4	4,1	1,8	106	22	228
	1995	1,7	0,2	1,2	1,4	121	14	86
Åbyfj.	1990	1,5	0,5	0,5	1,1	136	28	28

1994	1,9	0,4	2,2	2,1	90	19	105
1995	1,4	0,1	0,9	1,4	100	7	64

(tabell 7-1 forts. n.s.)

(tabell 7-1 forts.)

Art/vev/lokalitet	ÅR	Våtvektsbasis				Fettbasis		
		HCB	OCS	DCB	% fett	HCB	OCS	DCB
Jomfrul.	1990	5,0	1,3	1,5	3,3	152	39	45
	1995	0,9	0,1	0,3	1,6	56	6	19
Midtb./Eidang.fj.	1995	4,9	0,7	5,2	1,5	327	47	347
REST SKALL-INNMAT, hunner								
Ringshlm.	1995	54	34	75	6,1	885	557	1230
Bjørkøyb.	1993	11,1	3,7	23,2	5,2	214	71	446
	1995	16,6	2,1	18,0	5,7	291	37	316
Arøya	1990	43,1	17,3	22,1	6,3	684	275	351
	1993	5,6	1,2	4,4	4,1	137	29	107
	1995	2,8	0,2	1,6	6,6	42	3	24
Såstein	1995	2,3	0,3	2,2	8,4	27	4	26
Åbyfj.	1995	2,5	0,3	1,8	6,2	40	5	29
Jomfrul.	1995	2,0	0,1	1,2	7,7	26	1	16
Midtb./Eidang.fj.	1995	11,1	1,3	9,0	5,9	188	22	153
HEL SKALLINNMAT, KRABBER								
Hanner/hunner								
Ringsholmene	1998	21	10	76	10,1	208	99	752
Bjørkøybåen	1998	4,0	1,6	40	12,8	31	13	313
Arøya	1998	1,5	0,3	6,1	9,4	16	3	65
Hanner								
Åbyfjorden	1998	1,5	0,3	4,6	7,7	19	4	60
Hunner								
Åbyfjorden	1998	1,6	0,3	4,4	9,2	17	3	48
REKER								
Breviksfj.	1991	2,5	1,4	2,7	0,9	278	156	300
	1992	1,3	1,3	2,0	1,0	130	130	200
	1993	0,6	0,5	1,3	1,1	55	45	118
Håøyfj.	1990	1,2	0,9	1,6	0,9	133	100	178
	1992	0,7	0,4	0,9	1,0	70	40	90
	1993	0,8	0,4	1,1	1,1	72	36	91
KRABBE, KLOKJØTT								
Ringsholmene	2000	1,6	0,41	1,2	0,13	1230	315	923
BLÅSKJELL [5]								
Croftholm	1991[6]	3,3	0,2	0,6	1,7	194	12	35
	1992[8]	1,6	<0,1	0,2	1,9	84	<5	11
	1993[9]	1,3	<0,1	<0,2	1,9	68	<5	<11
	1994	0,84	mask.	0,16	2,0	42	-	8
	1995	0,40	<0,05	0,24	1,3	31	<4	19
	1996	0,91	<0,05	0,26	1,82	50	<3	14
	1997	1.0	<0.1	0.1	1.96	51	<5	5
	1998	0,2	0,06	0,1	1,4	14	4	7
	1999	0,77	<0,06	0,12	2,17	35	<3	5,5
	2000	0,31	<0,1	0,15	1,4	22	<7	11
Risøyholmen	1996	0,69	<0,05	0,22	1,91	36	<3	12
Arøya	1993	0,6	<0,1	<0,1	2,5	24	<4	<4
Helgeroa	1991[7]	0,85	<0,1	<0,1	2,0	43	<5	<5
	1992	0,5	<0,1	<0,1	1,8	28	<6	<6
	1993	0,3	<0,1	<0,1	2,3	13	<5	<5
	1994	0,37	mask.	<0,05	2,6	14	-	<2
	1995	0,28	<0,05	0,05	2,5	11	<2	2

	1996	0,34	<0,05	0,07	2,06	17	<3	3,4
	1997	0.40	<0.1	<0.1	2.55	16	<4	<4
	1998	0,05	0,03	<0,1	1,8	2,8	1,7	<6
	1999	0,26	<0,05	<0,1	1,93	13	<3	<5
	2000	0,14	<0,1	<0,1	1,6	8,2	<6	<6
(tabell 7-1 forts.)								
Klokkartangen	1991	0,4	<0,1	<0,1	1,9	21	<5	<5
	1992	-	-	-	-	-	-	-
	1993	0,2	<0,1	<0,1	1,6	13	<6	<6

1) Fra Klosterfoss/Skienselva.

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

3) Fettvektsbasis som middelverdi.

4) Middelverdi av prøver aug.-nov.

5) For data før 1990, kfr resultater av Hydros overvåking:
Jarandsen, B. 1991. magnesiumfabrikk - HP. Klorert hydrokarboner i blåskjell fra Grenlandfordene 1990. Hydro, Forskningsenteret i Porsgrunn. Prosjekt nr R22652200. Dok. nr 91B.BZ6, 4 s.+ vedlegg.

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

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

7) Middel av 2 obs.

8) Middel av 5 obs. mars-nov.

9) Middel av 3 obs

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

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

12) Målte konsentrasjoner når man ser bort fra usikkerheter. Angitt som deteksjonsgrensen (1 µg/kg) i rådatatabeller.

13) Verdi angitt som suspekt i analyseutskrift.

Vedlegg 8

$TE_{PCDF/PCDD}$ på våtvekts- og fettbasis i fisk, taskekrabbe og blåskjell fra Grenlandsfjordene (1975) 1987 - 2000.

(Beregnet etter Van den Berg et al. (1998) og dermed forskjellig fra tidligere rapporter med beregning etter Ahlborg (1989))

Tabell 8-1. Σ $TE_{PCDF/PCDD}$ i utvalgte fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten (1975 - 76) 1987 - 2000, ng TE/kg våtvekt og ng TE/kg fett. Kilder foruten overvåkings-rapporter 1990 - 1997: Knutzen og Oehme (1988) NIVA-rapport 2189), 1990 (NIVA-rapport 2346), 1991 (NIVA-rapport 2583) og Berge og Knutzen (1989, NIVA-rapport 2197).
OBS: Ved omregning til fettbasis benyttet fett % fra NILU.

Arter/stasjoner	År	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg våtvekt	% fett (NILU-data)	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg fett
TORSKELEVER				
Frierfjorden	1975	42730	28,0	152600
	1976	7610	46,6	16330
	1987 [1)]	6159	40 [1)]	15398[1)]
	1991	1145	35,2	3253
	1992	979	42,8	2287
	1993 [2)]	531	39,2	1328
	1994	837	33,7	2484
	1995	1055	40,8	2586
	1996	925	33,8	2737
	1997	701	47,2	1485
	1998	673	24,2	2781
	1999	246	37,2	663
	2000	120	19,9	603
Breviksfjorden	1988	1467	40 [3)]	3668[3)]
	1991	304	33,7	902
	1992	474	42,8	1107
	1993	296	33,1	894
	1994	501	42,1	1190
	1995	162	40,4	401
	1996	178	42,5	419
	1997	228	42,3	539
	1998	158	22,8	692
	1999	170	32,2	528
	2000	142	18,2	779
Såstein	1988	580	40 [3)]	1450[3)]
	1991	153	45,7	335
	1992	67,7	58,7	115
	1993	101	47,6	212
	1994	114	41,7	273
	1995	90,4	32,1	282
	1996	110	60,8	180
	1997	107	61,0	175
	1998	76,5	46,1	166
	1999	38,8	36,6	106
	2000	65,2	26,7	244
TORSKEFILÉT				
Frierfjorden	1987	10,0[4)]	-	-
	1991	4,8	0,5	960
	1992	2,31	0,3	770
	1993	2.28[5)]	0,4	570

	1997	2.66	0,24	1108
	2000	0,85	0,29	293

(tabell 8-1- forts.)

Arter/stasjoner	**År**	**$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg våtvekt**	**% fett**	**$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg fett**
Breviksfjorden	1988	5,1	-	-
	1991	1,15	0,3	383
	1992	1,28	0,2	640
Såstein	1988	3,1 (?)/0.7 [6)]	-	-
SJØ-ØRRET				
Frierfjorden	1990	92,2	1,3	7095
	1991	22,8	2,5	913
	1992	16,8	1,7	986
	1993 [7)]	13,2	2,64	501
	1994	-	-	-
	1995	-	-	-
	1996	13,3	2,2	605
	1999	3,02	3,14	96
	2000	9,89	1,93	512
Breviksfjorden	1990	10,8	0,8	1355
	1991	6,00	1,7	353
	1992	10,0	3,04	328
	1993 [7)]	5,68	0,93	610
	1994	4,50	1,3 [8)]	346
	1995	18,7	2,6	719
	1996	6,68	1,4	477
	1997	2,19	0,5	429
	2000	2,14	0,85	252
SKRUBBE				
Frierfjorden	1987	73	0,7 [9)]	~10.000 [9)]
	1990	19,3	0,85	2274
	1991	17,4	0,6	2907
	1992	19,4	0,55	3518
	1993	10,9[11)]	0,41	2654
	1994	-	-	-
	1995	-	-	-
	1996	10,9	0,50	2184
	1997	-	-	-
	2000	28,0	0,89	3146
Breviksfjorden	1991	7,0	0,6[10)]	1167
	1992	10,3	0,75	1372
	1993	3,9[11)]	0,30	1300
	1994	9,4	0,44	1236
	1995	4,9	0,40	1225
	1996	3,05	0,30	1017
	1997	1,77	0,34	520

	2000	3,04	0,26	1169

(tabell 8-1 forts. n.s.)

(tabell 8-1 forts.)

Arter/stasjoner	År	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg våtvekt	% fett	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg fett
Ål				
Gunnekleivfjorden	1997	25,4	14.5	175
Frierfjorden	1990	63,8	27.4	233
	1991	61,6	22.0	280
	1992	54,3	22.3	243
	1993	52,3	20.3	258
	1994	-	-	-
	1995	-	-	-
	1996	41,0	19.1	215
	1997	[13]	-	-
	2000	- 19,2	15,9	121
Breviksfjorden	1990	50,3	14.1	356
	1991	17,9	8.4	213
	1992	63,3	30.5	208
	1993	[12]	-	-
	1994	21,9	20.4	110
	1995	33,1	17.1	194
	1996	29,6	18.5	160
	1997	23,9	13.3	180
	2000	22,9	14,8	155
Såstein	1990	13,2	9.7	136
	1991	15,1	12.4	122
	1992	8,61	10.3	84
	1993	-	-	-
	1994	-	-	-
	1995	-	-	-
	1996	-	-	-
	1997	5,6	10.4	54
	2000	5,0	10,9	45
Sild				
Breviksfj./Langesundsb.	1990	32,0[14]	4.2	763[14]
	1991	12,9	8.6	150
	1992	15,1	14.1	107
	1993	3,01[11]	4.6	65
	1994	6,76	4.9	138
	1995	5,95	11.5	52
	1996	-	-	-
	1997	4,37	1.33	329
	2000	9,56	2,31	414
Makrell				
Breviksfjorden	1990	27,6	15.8	175
	1991	9,34	11.8	79
	1992	5,91	11.0	54
	1993	3,86	10.7	36
	1994	4,33	13.1	33
	2000	4,89	15,0	33

(tabell 8-1 forts. n. s.)

(tabell 8-1 forts.)

Arter/stasjoner	År	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg våtvekt	% fett	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg fett
Krabbesmør, hanner				
Ringshlm./Frierfjorden	1988	2780	6.0	46333
	1990	2383	13.0	18330
	1991	1039	11.9	8731
	1992	1850	12.0	15417
	1993	811	7.8	10397
	1994	1821	10.5	17343
	1995	1835	10.3	17815
	1996	1772	9.1	19473
	1997	1478	15.5	9535
	1999	1039	8,1	12827
	2000	685	11,6	5905
Bjørkøyb./Breviksfjorden	1990	2756	16.2	17012
	1991	1880	16.2	11604
	1992	867	14.6	5938
	1993	549[17)]	12.7	4323
	1994	648	27.8	2331
	1995	425	13.8	3080
	1996	566	19.2	2948
	1997	529	14.3	3699
	1999	361	10,1	3574
	2000	528	14,3	3692
Arøya, Dybingen	1988	286	7.9	3620
	1990	399	19.7	2025
	1991	175[15)]	24.5	715
	1992	269	20.8	1293
	1993	58,8	7.3	805
	1994	54,9	12.3	446
	1995	74,1	14.6	508
	1996	170	19.8	859
	1997	263	14.0	1879
	1999	83,2	11,7	711
	2000	52,8	20,2	262
Såstein	1988	546	20.4	2676
	1990	249	16.3	1524
	1991	221[16)]	23.8	929
	1992	163	18.0	906
	1993	68,7	12.0	573
	1994	127	11.7	1081
	1995	108	14.8	730
	1996	138	18.5	746
	1997	329	15.5	2123
	1999	120	20,0	600
	2000	73,6	19,7	375

(tabell 8-1 forts. n. s.)

(tabell 8-1 forts.)

Arter/stasjoner	År	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg våtvekt	% fett	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg fett
Åbyfjorden	1988	250	18.0	1388
	1990	102	17.1	597
	1991	82,0	18.3	448
	1992	218	32.2	677
	1993	-	-	-
	1994	98,9	16.4	603
	1995	131	14.0	936
	1996	216	21.6	1000
	1997	118	14.7	803
	1999	134	19,8	677
	2000	57,6	18,8	307
Jomfruland	1988	81,5	6.9	1181
	1990	99,1	26.0	381
	1991	47,4	22.3	213
	1992	67,9	25.1	271
	1993	56,0	13.7	409
	1994	-	-	-
	1995	41,7	16.6	251
	1996	28,9	18.9	153
	1997	45,6	17.5	261
	2000	24,7	19,3	128
Hele skallinnmaten av krabbe				
<u>Hanner + hunner</u>				
Ringsholmene	1998	350	10,5	3333
Bjørkøybåen	1998	171	13,1	1305
Arøya	1998	31,8	9,6	331
<u>Hanner</u>				
Åbyfjorden	1998	38,6	8,3	465
<u>Hunner</u>				
Åbyfjorden	1998	33,5	9,1	368
Blåskjell				
Crofthlm./Breviksfjorden	1989	235	1.30	18076
	1990	10,5[18)]	1.30	808
	1991	12,7	1.30	979
	1992	15,0	1.70	882
	1993	9.95[19)]	2.37	419
	1994	6,27	1.63	385
	1995	5,45	1.1	495
	1996	5,02	1.6	314
	1997	5,35	1.64	326
	1998	3,26	1,3	251
	1999	3,62	1,7	212
	2000	3,18	1,01	315

(tabell 8-1 forts. n.s.)

(tabell 8-1- forts.)

Arter/stasjoner	År	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg våtvekt	% fett	$TE_{PCDF/PCDD}$ ng/kg fett
Helgeroa	1989	98,2	1.78	5556
	1990	23,7[18)]	1.70	1394
	1991	1.89	1.40	135
	1992	2,15	1.35	159
	1993	2,04[19)]	2.24	91
	1994	1.92	2.10	91
	1995	1.77	2.0	89
	1996	1.97	1.4	141
	1997	2,16	2.22	97
	1998	1,13	1,7	66
	1999	1,51	1,5	101
	2000	1,08	1,30	83
Klokkartangen	1989	54,6	1.31	4168
	1990	14,0[18)]	1.40	1000
	1991	3.99	1.60	249
	1993	2,06[19)]	1.75	118
	1997	1,04[20)]	1.17	89
	2000	1,27	1,72	74
Reker				
Breviksfjorden	1988	25,0	0.7[21)]	3571[21)]
	1990	18,3	0.73	2507
	1991	14,8	0.7	2111
	1992	11,6	0.49	2359
	1993	8,13[19)]	1.01	805
	1994	8,40	0.35	2400
	2000	8,22	0,79	1040
Håøyfjorden	1991	7,01	0.7	1001
	1992	5,18	0.43	1205
	1993	6,47[19)]	1.21	535
	1994	3,57	0.54	661

Fotnoter til tabell 8-1 over $TE_{PCDF/PCDD}$ i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten (1975 - 76) 1987 - 2000.

[1)] Gjennomsnitt av 6 prøver (individer) med sterkt varierende innhold (Knutzen og Oehme, 1988): 187 - 20590 ng/kg våtvekt. Fett-% ikke målt. Anslått midlere fettprosent til 40.
[2)] Gjennomsnitt av parallellbestemmelser ved NILU og Folkehelsa.
[3)] Antatt fett-% 40 (ikke målt).
[4)] Gjennomsnitt av 6 fisk med sterkt varierende innhold: 1.5 - 18.9 ng/kg.
[5)] Gjennomsnitt av parallellanalyser ved Folkehelsa (2.41 ng/kg, ikke bestemt fett) og NILU (1.91 ng/kg, 0.4% fett).
[6)] Hhv. vår og høst 1988. Førstnevnte verdi tvilsomt høy pga. avvikende høy kons. av 234678-HxCDF.
[7)] Analysert ved Folkehelsa (~ 3 ganger så høy fettprosent som ved NIVA i parallelle prøver).
[8)] Avvikende høyere enn ved NIVA-bestemmelse i parallellprøve: 0.2%.
[9)] Antatt fettprosen 0,7 (ikke målt, omlag gjennomsnitt av øvrige verdier).
[10)] Usannsynlig høy fettprosent (2,5) og derfor brukt NIVA-verdi (0,6) fra parallell prøve.

[11] Analysert ved Folkehelsa.
[12] Utelatt usannsynlig lav verdi (0.4 ng/kg v.v.). Trolig feilanalyse.
[13] 20.5 ng/kg v.v. i den innenforliggende Gunnekleivfjorden (141 ng/kg fett).
[14] Før utslippsreduksjonene 1989 - 90 var fullført.
[15] Oktoberverdien av 4 prøver aug. - nov. (100 - 171 ng/kg v.v.).
[16] Oktoberverdien av 4 prøver aug. - nov. (84 - 180 ng/kg v.v.).
[17] NILU-verdi - ubetydelig forskjellig fra parallellanalyse ved Folkehelsa.
[18] Prøven fra Croftholmen er fra des. 1990, dvs. nærmere et halvt år etter siste steg i rensetiltakene 1989 - 90 var iverksatt, mens prøvene fra Helgeroa og Klokkartangen er fra mars 1990.
[19] Analysert ved Folkehelsa.
[20] Fra 31/8-97, mens prøvene fra de øvrige overvåkingsstasjonene er fra 13/4-97.
[21] Antatt fettprosent på 0.7.

Vedlegg 9

Statistisk analyse av data for dioksin-nivåer i organismer fra Frierfjorden/Grenlandsområdet 1987-2000

v/Birger Bjerkeng, NIVA, august 2001

1. Innledning

Dette notatet gir en statistisk behandling av data for dioksiner i marine organismer fra Grenlands-området, spesielt Frierfjorden, t.o.m. 2000. Notatet er en oppdatering av en analyse som ble gjort i 1999 på datamaterialet t.o.m. 1997. Hensikten er å belyse noen av de spørsmål som har vært reist mht. om datamaterialet og det eksisterende prøvetakingsprogram gir grunnlag for å konkludere om tidstrender i dioksin-nivåene (se bl.a. Norsk Hydros Forskningssenter/Golder Net AS: Arbeidsrapport 2811-3-1. juli 1999). Spørsmålene gjelder dels om det er mulig å fastslå reduksjoner i forhold til perioden før 1990, da utslippene fra Norsk Hydros anlegg ble redusert med opp mot 99 %, og dels hva som vil kreves for å påvise endringer fra 1990 og frem til i dag og videre fremover med tilfredsstillende sikkerhet. Notatet tar i den sammenheng også sikte på å belyse om det er rimelig å tro at modifikasjoner i analysemetoden for dioksiner kan gjøre det vanskelig å påvise eventuelle reelle endringer siden perioden før 1990.

Problemet behandles bare ved statistisk analyse av datamaterialet slik det foreligger, og det er f.eks. ikke her gjort noen konkret gjennomgang av del-resultatene i lys av små ulikheter i analysemetodikk eller bruk av et annet laboratorium i 1993.

1. Materiale og metoder

1.1 Datagrunnlaget

Datagrunnlaget fremgår i hovedsak av herværende rapport vedlegg 8, supplert med noen mer detaljerte opplysninger fra NIVAs egne dataprotokoller. Det omfatter konsentrasjoner oppgitt både på våtvekts- og fettbasis for blandprøver av organismer, for det meste med en blandprøve pr. år. Fett-prosenten er også oppgitt for de fleste data.

Med noen få unntak fra 1993 er dioksin-analysene gjort ved NILU. Ifølge opplysninger fra Martin Schlabach ved NILU blir dioksin analysert på våtvektsbasis, ved å veie opp en mengde våtvekt, bestemme mengden dioksin i denne mengden, og så beregne konsentrasjonen. Det primære analyseresultatet vil derfor være konsentrasjon på våtvektsbasis, og det er dette som er oppgitt fra laboratoriet. Fett-% bestemmes ved en separat analyse på en annen del av den samme prøven, og i overvåkningsrapportene er konsentrasjonene også regnet om til konsentrasjon på fett-%. For noen av de tidligste resultatene er ikke fett-prosent oppgitt, og da er det bare antatt en fettprosent for omregning til fettbasert konsentrasjon (se overvåknings-rapportene). For disse data vil da konsentrasjonen på fettbasis være spesielt usikker. Dette er kommentert nedenfor der det er aktuelt.

Analysene er gjort på konsentrasjoner angitt i sum toksisitets-ekvivalenter ($TE_{PCDF/PCDD}$). Modellen for beregning av $TE_{PCDF/PCDD}$ er noe forandret siden den forrige statistiske analysen, så eldre data har litt andre verdier enn det som gjaldt da.

1.1.1 Transformasjon av data - omregning av resultater

Konsentrasjonene er transformert til naturlige logaritmer før den statistiske analysen. Det gjelder også de fysiologiske kovariable som fett-% og vekt. Det er naturlig å anta at den relative variasjonen i konsentrasjoner mellom individer innen en populasjon er mer eller mindre uavhengig av om gjennomsnittsnivået er høyt eller lavt, under ellers like forhold. Da vil en slik transformasjon gi mer homogen varians mellom grupper av observasjoner som skal sammenlignes, slik at forutsetningene er

bedre oppfylt for parametrisk statistisk analyse, som vanlig regresjon og variansanalyse eller kovariansanalyse. Dette er også en vanlig erfaring med denne typen data. I tillegg oppnås ofte mer symmetriske statistiske fordelinger innenfor en populasjon ved log-transformasjon. Uten en slik transformasjon kan en eller to høye verdier dominere resultatet fullstendig, og antall frihetsgrader ville da bli misvisende.

En forskjell Δy mellom to middelverdier av naturlige logaritmer fra en slik statistisk analyse vil tilsvare et forholdstall på lineær skala, altså mellom utransformerte konsentrasjoner på $\exp(\Delta y)$. En liten forskjell i naturlige logaritmer vil tallmessig være omtrent som den relative forskjellen regnet tilbake til absolutt-skala. F.eks. vil en forskjell 0.1 på log-skala tilsvare omtrent en relativ forskjell 0.1, eller 10 % på utransformert skala. En lineær sammenheng mellom konsentrasjon C og en fysiologisk kovariabel X på log-skala tilsvarer at utransformert konsentrasjon varierer proporsjonalt med den fysiologiske variable opphøyd i en eksponent:

$$\log(C) = a + b \cdot \log(X) \quad \Leftrightarrow \qquad C = \exp(a) \cdot X^{b}$$

Forutsatt at statistisk usikkerhet er omtrent symmetrisk fordelt rundt et gjennomsnitt på log-skala vil de gjennomsnittene som estimeres på log-skala omtrent tilsvare median på utransformert skala. Den vil som regel ligge litt lavere enn direkte aritmetisk middel. Forskjeller mellom grupper som er beregnet ved omregning fra absolutte forskjeller på log-skala til en faktor på utransformert skala vil også kunne avvike fra det en får ved å beregne forholdstall av konsentrasjoner direkte.

1.1.2 Statistisk analyse

Den statistiske analysen er først gjort for hver art separat. Analysen tar sikte på å estimere endringer over tid og geografiske forskjeller og vurdere statistiske signifikans av estimerte forskjeller. Som del av dette er det også kartlagt hvordan tilgjengelige fysiologiske kovariater (vekt, lengde, evt. fett-%) spiller inn.

Stort sett er det brukt kovariansanalyse, hvor stasjon og periode (før/etter utslippsreduksjon) inngår som kategoriske faktorer, med tilleggsopplysninger om prøven brukt som kontinuerlige forklaringsvariable (kovariater) der det er naturlig. I noen tilfeller er også utviklingen etter 1990 analysert ved å se på år som en regresjonsvariabel.

For fisk er også opplysninger om antall individer i prøven, samt størrelsesfordeling, tilgjengelig. I noen av analysene er da antall individer brukt til å vekte data ulikt ut fra en antagelse om at variasjonen mellom individer er mye større enn analyseusikkerheten. For fisk er gjennomsnittlig vekt forsøkt brukt som kontinuerlig forklaringsvariabel sammen med fett-%. Kovariablene er da også transformert til naturlige logaritmer.

Der hvor det er angitt signifikansnivåer (p-verdier) for resultater, er det de vanlige to-veis nivåene som er oppgitt, dvs. de tester om det er grunn til å forkaste null-hypotese ”ingen forskjell”, til fordel for en konklusjon om at det er en forskjell, uavhengig av retning. Dersom en går ut fra at eventuelle endringer over tid må ha vært en reduksjon fremfor en økning, og at forskjell mellom stasjoner bare med rimelighet kan gå en vei (f.eks. at Frierfjorden må være høyere enn områdene utenfor) kan en i stedet bruke en-veis test-nivåer, og da omtrent halvere p-verdiene. Til gjengjeld er det selvsagt bare resultater som avviker i "riktig" retning som gir grunnlag for å forkaste nullhypotesen.

Signifikanstestene av forskjellene fra før til etter utslippsreduksjonen bygger på en sammenligning med varians innen stasjon for data etter utslippsreduksjonen, enten rundt en middelverdi eller som spredning rundt en estimert log-lineær. Det finnes ikke tilstrekkelig med data fra før utslipps-reduksjonen til å anslå variansen i denne perioden direkte. Testene vurderer stort sett sannsynligheten for at observerte verdier før utlippsreduksjonen, som enkeltverdier, skal stamme fra samme fordeling eller tilhøre samme trend som i perioden etterpå, uten å kunne ta i betraktning om den variansen på

log-skala er den samme før og etter. Dersom variansen på forhånd i virkeligheten har vært større, vil beregnet signifikans kunne være for stor, men på den annen side ville det da vært naturlig å betrakte også forskjellen i varians som et tegn på endret eksponering for dioksin-forurensning.

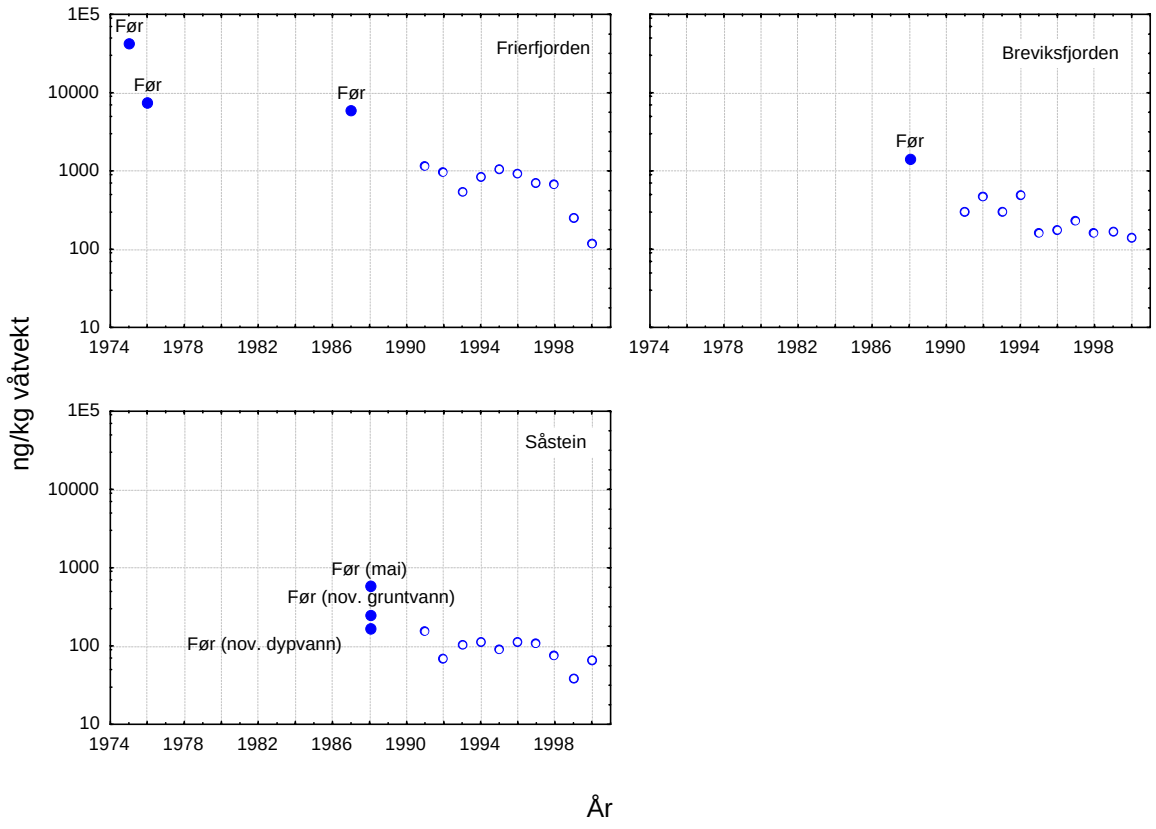
Til slutt i notatet er det gjort noen sammenfattende vurderinger hvor resultatene for de ulike artene ses i sammenheng.

2. Analyse av enkeltarter

2.1 Torsk

Her vurderes primært data for konsentrasjon i lever, hvor det finnes data fra Frierfjorden, Breviksfjorden og Såstein. Fra Frierfjorden før den siste store utslippsreduksjonen finnes verdier fra 1975 og 1976 (blandprøve av hhv. 10 og 7 fisk, størrelse ikke oppgitt) og dessuten for 6 enkeltfisk fra 1987, de er tatt med som beregnet blandprøve. Fra de andre to stasjonene finnes data fra før utslippsreduksjonen bare fra 1988. Fra Breviksfjorden dreier det seg om én prøve, mens det fra Såstein finnes en prøve fra mai 1988, og to fra november 1988, en fra gruntvann og en fra dypvann. Etter utslippsreduksjonen, for hvert av årene 1991 til 2000, er det gjort analyse på en blandprøve av ca. 20 fisk fra hvert av områdene. Figur 1 viser tidsseriene separat for hver stasjon, med konsentrasjoner på våtvektsbasis på logaritmisk akse. Prøvene som er tatt før utslippsreduksjonen i 1990 er markert. Alle de markerte prøvene fremstår som avvikende høye i forhold til prøvene som er tatt senere på hver stasjon. Konsentrasjonene på våtvekt gir visuelt inntrykk av en viss fallende tendens også fra 1991 til i dag, mens det er mindre klart hvis konsentrasjonene regnes om til fettbasis.

Frierfjorden er kommet ned på samme nivå som Breviksfjorden de to siste årene, uansett om en ser på fettbasis eller våtvektsbasis. Rent statistisk ser det ut til at dette er et reelt avvik fra den foregående trenden i Frierfjorden, men to år er litt lite til å si om det er uttrykk for en varig tendens, og ikke bare midlertidig avvik.

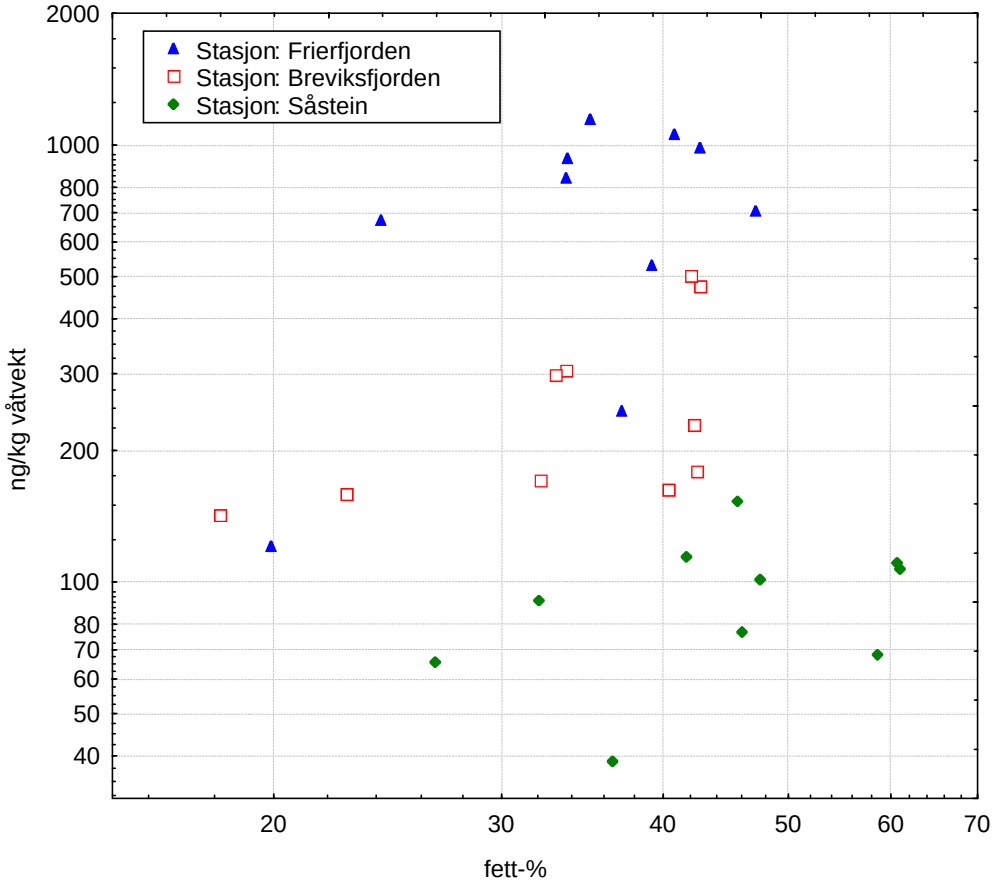


Figur 1. Konsentrasjon av $TE_{PCDF/PCDD}$ i torskelever på våtvektsbasis, som funksjon av tid, separat for hver stasjon.

For å se på betydningen av den biologiske variasjonen i materialet er det først sett på data fra perioden 1991-2000, dvs. etter utslippsreduksjonen. For disse data er størrelse (lengde og vekt) og fett-% undersøkt som mulige forklaringsvariable for variasjonen fra år til år innen stasjon, og også mulig tidstrend er tatt i betraktning. Fordi 1999 og 2000 i Frierfjorden kan se ut til å representere et avvik, er de holdt utenfor i denne analysen.

Et nokså gjennomgående trekk i prøvematerialet er at torsken fra Frierfjorden hvert år har mindre gjennomsnittsvekt enn torsken fra Breviksfjorden, som igjen er mindre enn torsken fra Såstein. Hvis en ser materialet under ett, uten å skille på stasjon, er det et visst sammenfall mellom økning i gjennomsnittlig fiskestørrelse og avtagende konsentrasjon av dioksiner. Det skyldes antagelig bare at begge deler varierer fra stasjon til stasjon og betyr ikke at det er noen funksjonell sammenheng. Innenfor stasjon er det iallfall ingen slik sammenheng mellom hvordan konsentrasjon og størrelse varierer fra år til år, heller en motsatt tendens, selv om den ikke er signifikant. Dette gjelder både for konsentrasjoner på våtvektsbasis og på fettbasis. Konklusjonen blir derfor at konsentrasjons-forskjellene mellom stasjonene i perioden etter utslippsreduksjonen er reelle, og ikke knyttet til forskjell i størrelse.

Fett-% har mer overlappende variasjonsområde for de tre stasjonene, selv om det er noen prøver fra Såsteinbåen med mye høyere fett-% enn fra de andre stasjonene. Figur 2 viser sammenheng mellom konsentrasjon på våtvektsbasis og fett-% for data etter utslippsreduksjonen. Det fremgår at det er liten sammenheng både innenfor stasjon, og totalt. De to lave verdiene fra Frierfjorden i 1999 og 2000 fremtrer også i dette plottet som klart avvikende sammenlignet med de andre data fra Frierfjorden.



Figur 2. Sammenheng mellom konsentrasjon av $TE_{PCDF/PCDD}$ i torskelever på våtvektsbasis og fettinnhold for data fra etter utslippsreduksjonen.

Det er gjort en kovariansanalyse av log(konsentrasjon) på våtvektsbasis, basert bare på data fra etter utslippsreduksjonen, men med de avvikende verdiene fra 1999 og 2000 i Frierfjorden holdt utenfor. Stasjon er med som variasjonsfaktor og log(fett-%) og år som regresjonsvariable. Modellen, skrevet om til lineær skala, beskrives av formelen:

$$C_{i,t} = C_{i,0} \cdot e^{-kt} \cdot F_{i,t}^{\beta}$$

hvor $C_{i,t}$ er konsentrasjon på stasjon i ved år t og $F_{i,t}$ er fett-% i den analyserte prøven. Analysen gir som resultat en signifikant reduksjon over tid (p=0.004) med estimert reduksjonsrate rundt 8 % pr. år som gjennomsnitt for de tre stasjonene (95 % konfidensintervall 3 til 13 %). Den estimerte reduksjonsraten tilsvarer en nedgang med 55 % i løpet av en ti-års-periode[1]. De tre stasjonene er alle helt klart forskjellige fra hverandre, med Frierfjorden ca. 3 ganger høyere enn Breviksfjorden, og Såstein ca. 3 ganger lavere enn Breviksfjorden, med simultant testnivå $p<10^{-6}$ for samtidig test av alle parvise forskjeller mellom stasjoner. Det er ingen signifikant korrelasjon med fett-%. Koeffisienten β estimeres til mellom -0.3 og +0.7 (95 % konfidensintervall), og er ikke signifikant forskjellig fra 0, selv om det altså ikke kan utelukkes at en viss avhengighet ville vise seg med tilstrekkelige datamengder.

[1] Reduksjonsfaktoren blir $\frac{1}{\exp(0.08)^{10}} = 0.45$

Tilsvarende regresjonsanalyser av de tre stasjonene hver for seg mot år og fett-% gir estimater for årlig reduksjon på hhv. 4, 10 og 7 % pr. år, med overlappende konfidensintervaller på 95 % nivå.[2] Estimerte β-verdier fra disse analysene varierer fra 0 til 0.25, og ingen av β-verdiene er signifikante. Resultatene synes å være robuste, siden analyse på hver stasjon separat gir konsistente resultater. Siden estimerte β-verdier ligger nær 0, ser det ut til at det er konsentrasjoner på våtvektsbasis som er mest stabile.

Ikke i noen av analysene er gjennomsnittlig individvekt en signifikant faktor.

Kovariansanalyse av log(konsentrasjon) på våtvektsbasis med stasjon som faktor, og bare år som regresjonsvariabel, for perioden 1991-2000, igjen med Frierfjorden for 1999 og 2000 holdt utenfor, gir residual-varians 0.09, dvs. et standarddavvik på 0.3. Dette gjelder blandprøver på omkring 20 fisk, og kan betraktes som et bilde på den naturlige variabiliteten rundt en tidstrend pga. ulikt utvalg av fisk fra år til år, fluktuasjoner i miljøforhold og usikkerhet i analysemetode. Det er ikke noe tegn til at denne variabiliteten er forskjellig på de tre stasjonene etter 1991, bortsett fra de to siste årene for Frierfjorden, hvor nivået plutselig reduseres sterkt i forhold til tidligere.

Data for enkeltfisk fra 1987 i Frierfjorden gir mulighet til å beregne en sammenlignbar usikkerhet på verdien for 1987, som er beregnet som et enkelt gjennomsnitt av de 6 enkeltanalysene. Statistikken for data fra 1987 er oppsummert i tabell 1. Gjennomsnittsverdien er tatt med i figur 1 og 2.

Tabell 1. Statistisk analyse av data for lengde, vekt og $TE_{PCDF/PCDD}$ i enkeltfisk fra Frierfjorden fra 1987

	Lengde	Vekt	ng TE/kg ferskvekt
Fisk nr	cm	g	Lever
1	42	788	3596
2	47	1098	219
3	49	1152	3359
4	44	844	21475
5	38	576	2523
6	40	638	5048
Gjennomsnitt	**43**	**849**	**6037**
Standardavvik på enkeltverdi			**7728**
Standardavvik på gjennomsnitt			**3155**
Estimert variasjonskoeffisient for gj.snitt			**0.52**
Estimert var.koeffisient for gj.snitt av 20 fisk			***0.29***

For det første kan bemerkes at lengde og vekt ikke avviker fra det som er vanlig senere år, og i lys av analysen ovenfor skulle det uansett ikke ha så stor betydning for sammenligning av konsentrasjoner på våtvekt. Den nedre del av tabellen viser gjennomsnitt og standardavvik, og dette er så brukt til å estimere variasjonskoeffisienten (st.avvik/gj.snitt) for et gjennomsnitt av 20 tilfeldig valgte fisk i

[2] Igjen er de avvikende verdiene fra 1999 og 2000 i Frierfjorden holdt utenfor. Hvis de var med ville de gi en større estimert reduksjonssrate, men også større usikkerhet i estimatet.

stedet for 6 fisk, trukket fra samme fordeling som de 6 fiskene i materialet.[3] Variasjonskoeffisienten i siste linje i tabellen estimerer altså hva den relative variasjon mellom prøvene ville vært hvis en hadde tatt gjentatte blandprøver á 20 fisk i 1987. Så lenge variasjonskoeffisienten er godt under 1 vil den omtrent tilsvare standardavviket for naturlige logaritmer av konsentrasjoner. Variasjonen mellom våtvektskonsentrasjoner i lever av enkeltfisk i materialet fra 1987 tilsvarer altså en variasjonskoeffisient på ca. 0.3, og det stemmer forbløffende godt med standardavviket på log-skala som ble estimert ut fra data for slike blandprøver fra 1991-2000 for de to ytterste stasjonene[4].

Dette kan kanskje indikere at evt. dårligere nøyaktighet i de kjemiske analysemetodene i 1987 mht. $\Sigma TE_{PCDF/PCDD}$ ikke har gitt noe vesentlig bidrag til statistisk usikkerhet i resultatene sammenlignet med den naturlige variasjonen i prøvematerialet, dersom den antas å ha vært omtrent den samme.

Når det gjelder data fra 1987 og 1988 skal bemerkes at fett-prosenten her ikke er oppgitt, men bare anslått til 40 % for en omregning til fettbasert konsentrasjon. Dette spiller ikke så stor rolle, siden det er vist at konsentrasjonen på våtvektsbasis ikke varierer signifikant med fett-%.

For å vurdere endringer over tid på det grunnlaget som foreligger, er det gjort en samlet varians-analyse av alle tilgjengelige log-transformerte konsentrasjoner på våtvektsbasis, med stasjon og periode som faktorer, og år etter 1990 som kovariable. Periode har da to nivåer: før(=1976, 1987, 1988) og etter (=1991-2001). Her er verdiene for 1999 og 2000 for Frierfjorden tatt med, mens den svært høye verdien for Frierfjorden fra 1975, da utslippene var enda mye høyere enn i 1976-1990, er holdt utenfor. Analysen er gjort både med uvektede data, noe som ikke er helt riktig pga. ulikt antall fisk i blandprøven, og med hver verdi vektet ut fra forholdstallet mellom antall fisk i prøven og gjennomsnittlig antall over alle prøvene som inngår. Resultatene er ikke vesentlig forskjellige.

I begge tilfeller finnes i følge modellen en sterkt signifikant reduksjon med en faktor ca. 4 fra før utslippsreduksjonen og til like etterpå, i 1991 ($p \leq 2 \cdot 10^{-4}$), og en like klar videre reduksjon med en faktor ca. 2 i løpet av etterfølgende 10-årsperiode, dvs. at det samlet ser ut til å a skjedd en nedgang med en faktor omkring 8 siden før utslippsreduksjonen og frem til i dag. Reduksjonen i de målte nivåene i Frierfjorden de to siste årene kommer i tillegg til dette.

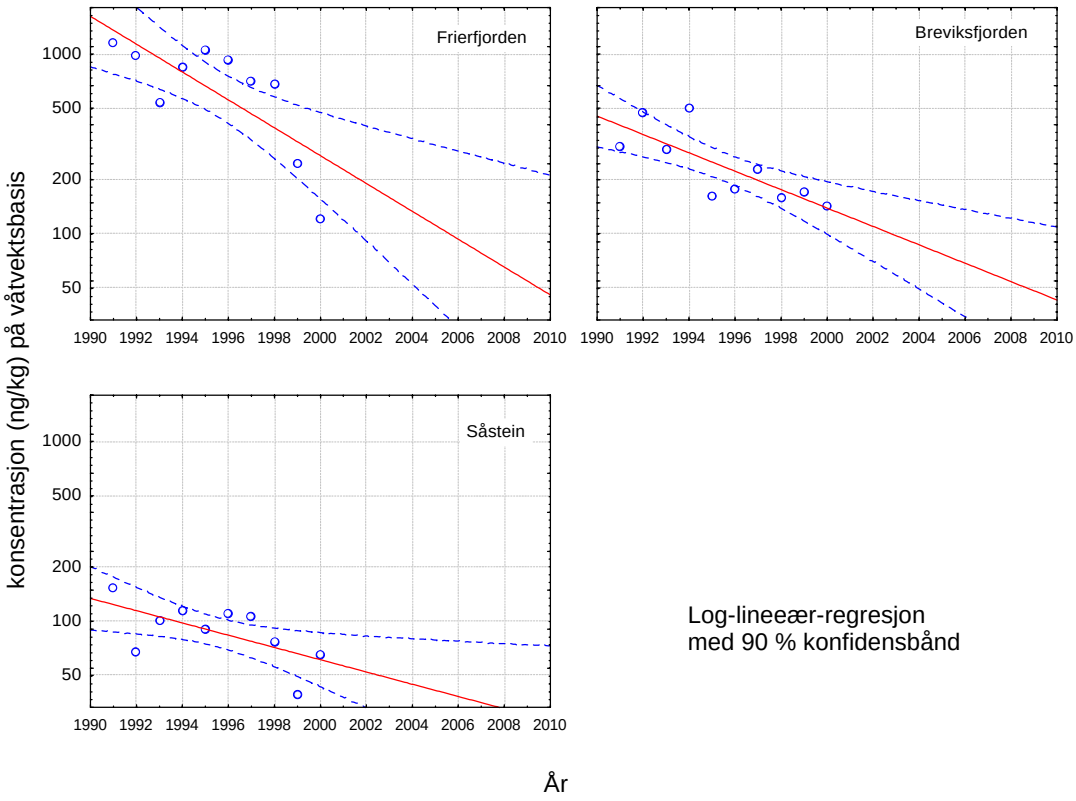
Det er også i denne analysen en klar gjennomgående forskjell mellom stasjonene ($p \leq 10^{-6}$). Interaksjon mellom periode og stasjon er ikke signifikant for den vektede analysen, som tar hensyn til at prøvene før utslippsreduksjonen er basert på færre individer. Det betyr at reduksjonsfaktoren ikke er signifikant forskjellig for de tre stasjonene. Selv om estimert reduksjonsfaktor fra før til etter utslippsreduksjonen er større i Frierfjorden enn i de to andre områdene (målte nivåer synker med en faktor 0.1), er usikkerheten for stor i de relativt få prøvene fra før utslippsreduksjonen til at denne forskjellen er signifikant. Data gir altså bilde av en sterkt signifikant og omtrent lik relativ reduksjon på alle de tre stasjonene for torskelever, innenfor den statistiske usikkerheten.

Denne analysen behandler variasjon fra år til år innen stasjon rundt den log-lineære reduksjonen som residual-variasjon, og går altså ut fra at det ikke er noe felles mønster for de tre stasjonene i den uregelmessige variasjonen fra år til år, dvs. at den arter seg som en tilfeldig variasjon, uavhengig for hver prøve. For å sjekke dette er det gjort en supplerende analyse på logtransformerte data bare fra 1991-2000, med år som faktor i variansanalysen i stedet for å være en regresjonsvariabel, og med interaksjon år*stasjon som residual-ledd, med log(fett-%) som kovariabel. Dette gir ingen helt signifikant felles komponent i variasjonen fra år til år (p=0.09). Det er altså ikke grunnlag for å avvise antagelsen om at den uregelmessige variasjonen fra år til år er uavhengig mellom stasjonene.

[3] Beregnes ved å multiplisere st.avvik for gjennomsnitt av 6 fisk med $(6/20)^{0.5}$

[4] Blandprøvene lages ved å ta omtrent samme mengde fra hver lever, altså nær det å ta et enkelt aritmetisk gjennomsnitt.

For å se hva det er grunnlag for å si om den fremtidige utviklingen av nivåene i torskelever er det gjort en supplerende log-lineær regresjon mot år av konsentrasjonene å våtvektsbasis, separat for hver stasjon, med beregning av 90 % konfidensbånd for regresjonslinjen, dvs. at de med 90 % sannsynlighet omfatter den sanne regresjonslinjen[5]. Figur 3 viser resultatet av denne analysen. Forutsetningen for dette er at det er en underliggende log-lineær trend som også vil fortsette uendret, med uavhengige avvik fra år til år, og med uendret fordeling av de relative variasjonene rundt trenden. Det fremgår av figur 3 at dersom forutsetningene er oppfylt, er det mulig at det reelle gjennomsnittlige nivået i Frierfjorden/Breviksfjorden kan komme ned i 50 ng $TE_{PCDF/PCDD}$ pr. kg i år 2004, men mer sannsynlig omkring 5 år senere. Det er selvsagt usikkert om disse forutsetningene er oppfylt. For Frierfjorden er det tegn til en sterkere nedgang over de tre siste årene, og det er også tegn til positiv autokorrelasjon mellom residualene, dvs. at avvikene har en tendens til å gå samme vei over flere år. Det gjør at en forutsigelse om fortsatt utvikling blir mer usikker.

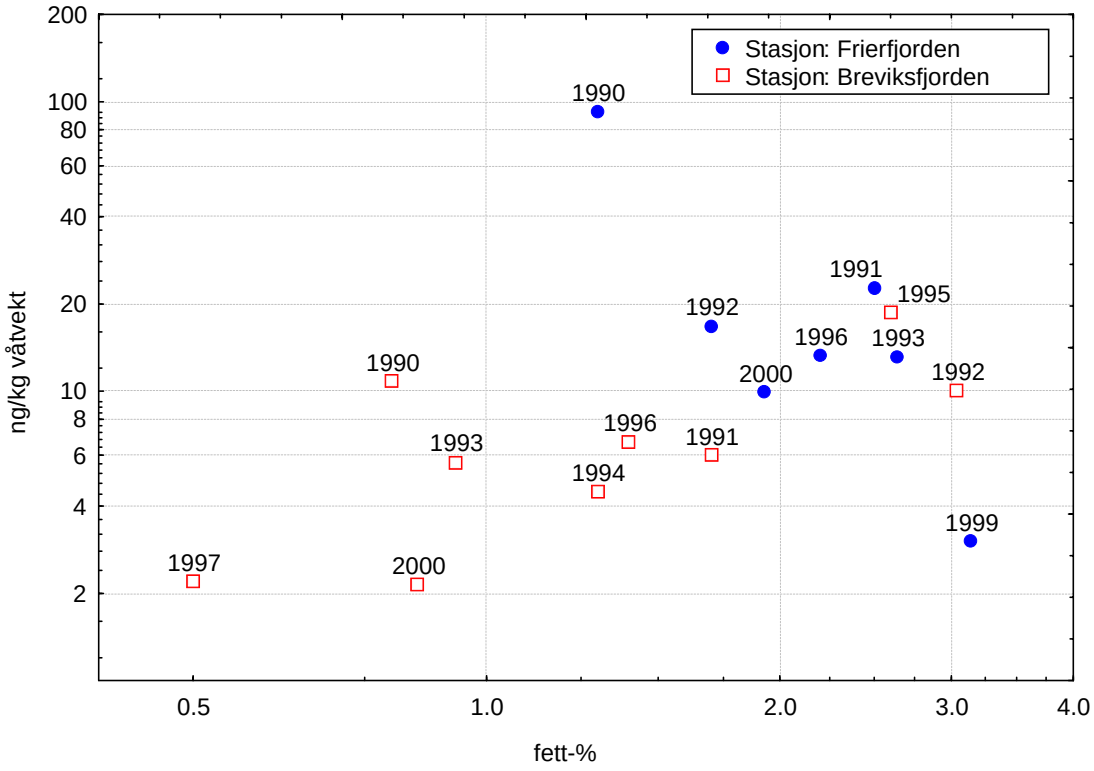


Figur 3. Log-lineær regresjon av $TE_{PCDF/PCDD}$ i torskelever på våtvektsbasis mot år for perioden etter utslippsreduksjonen, separat for hver stasjon.

[5] Sannsynligheten gjelder for anvendelse av metoden, altså hvis en tenker seg mange uavhengige analyser av nye datasett.

2.2 Ørret

For ørret foreligger data fra blandprøver med fra 8 til 20 fisk (gj.snitt 15) fra årene 1991 til 2000. Fra Frierfjorden ble det ikke tatt noen prøve i 1994, 1995 og 1996, mens Brevikfjorden mangler data fra 1998 og 1999. Det finnes en verdi for hvert område fra mai 1990, rett før utslippsreduksjonen var gjennomført fullt ut. Det er altså relativt få år hvor det finnes prøver tatt i begge områdene. For verdiene etter reduksjonen (1991-2000) foreligger gjennomsnittsvekt og lengde, samt fett-% for hver prøve. Data for Brevikfjorden viser stor variasjon i fett-% fra år til år (fra 0.5 til over 3 %). Figur 4 viser sammenhengen mellom konsentrasjon på våtvektsbasis og fett-%, med ulike symboler for de to stasjonene og med årstallet angitt over hvert datapunkt.



Figur 4. Sammenheng mellom konsentrasjon av $TE_{PCDF/PCDD}$ i ørret på våtvektsbasis og fett-innhold.

Data fra etter utslippsreduksjonen, dvs. fra 1991 og senere, ligger samlet langs et bånd, felles for begge stasjonene, med klar økning med økende fett-% opp til ca. 2.5 %, og deretter en tilsynelatende tendens til synkende konsentrasjon når fett-innholdet øker fra 2.5 til 3.2 %. Når en tar hensyn til forskjeller i fett-%, ser det ikke ut til å være vesentlig forskjell mellom Frierfjorden og Breviksfjorden for de fleste data etter utslippsreduksjonen. Det kan se ut til at de gjennomgående høyere våtvektskonsentrasjonene i Frierfjorden henger sammen med at fisken herfra har et høyere fett-innhold mer enn høyere eksponering. Det styrkes av at de prøvene fra Breviksfjorden som har høy fett-% har like høyt nivå som i Frierfjorden.

Verdien fra Frierfjorden 1999 er uvanlig lav, og virker vanskelig å forklare. Den fremtrer som en avvikende verdi i forhold til alle andre data fra etter utslippsreduksjonen. Riktignok ligger de 5 punktene med høyest fett-% alle langs en en trend med synkende konsentrasjon med økende fett-%, men det kan være tilfeldig, og det er bare verdien fra Frierfjorden i 1999 som ligger markert under det dominerende båndet med økende konsentrasjoner med økende fett-% i plottet. Om den lave verdien er

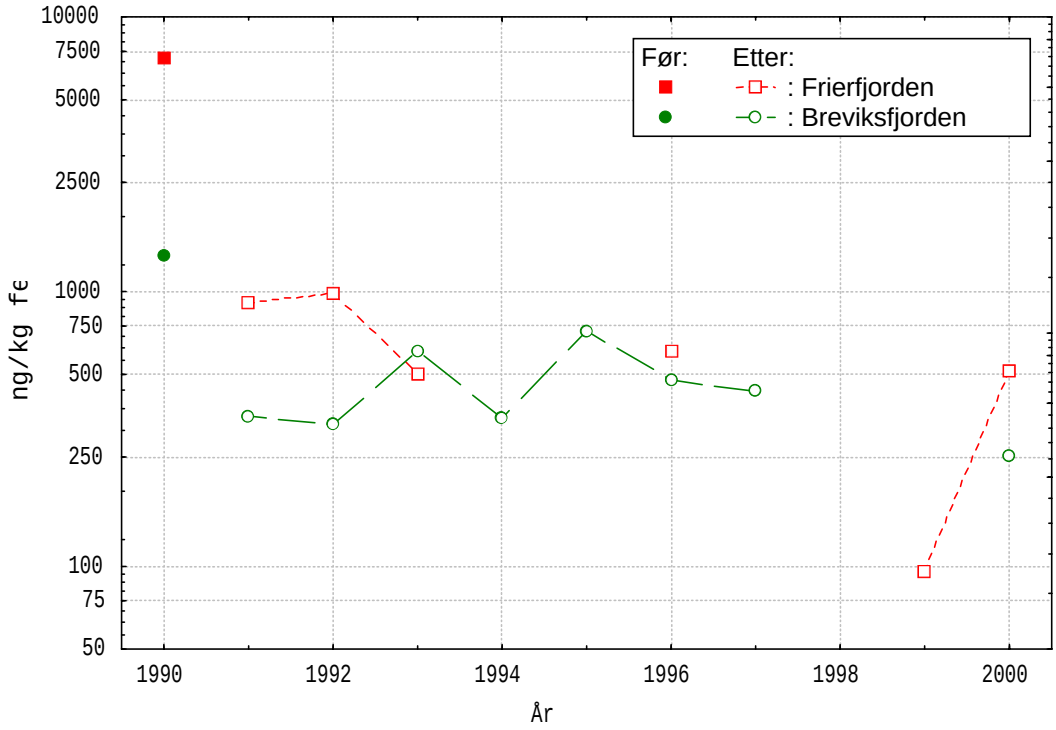
reell, eller f.eks. skyldes et problem med den kjemiske analysen av denne prøven, kan være et spørsmål.

Kovariansanalyse på log(konsentrasjon) på våtvekt, med data etter utslippsreduksjon, og den lave verdien fra Frierfjorden 1999 holdt utenfor, viser at log(konsentrasjon) varierer lineært med log(fett-%), dvs. at konsentrasjon varierer proporsjonalt med fett-%, uten noen signifikant forskjell mellom stasjoner eller trend over år. Residualvariansen rundt denne trenden med fett-% er estimert til 0.125 på log-skala, dvs. en relativ variasjon på ca. 35-40 %, ikke så ulikt det som ble funnet for torsk. For Breviksfjorden alene er variansen 0.11 (st. avvik 0.35).

Konklusjonen er at en normalisering til fett-basis i dette tilfelle ser ut til å gi mer stabile verdier enn våtvektskonsentrasjon.

Når en betrakter konsentrasjonene på fett-basis ligger begge verdier fra mai 1990, rett før utslipps-reduksjonen, signifikant høyere enn alle senere verdier fra samme stasjon, for Frierfjorden ca. 10 ganger høyere enn gjennomsnittet etterpå ($p=0.032$), og for Breviksfjorden ca. 3 ganger høyere enn gjennomsnittet etterpå ($p=0.015$). Det er da vurdert ut fra spredningen av log(konsentrasjon) på fettbasis fra og med 1991, separat for hver stasjon. Varians-analyse på hele materialet, med stasjon og periode (før/etter) som faktorer gir klart signifikant forskjell mellom periodene som gjennomsnitt for de to stasjonene, med en midlere reduksjonsfaktor som estimeres til ca. 7 (med 95 % konfidensintervall fra 2.5 til 19). En eventuell forskjell i reduksjonsfaktorene kan ikke påvises med statistisk signifikans ut fra de data som foreligger. Det skyldes i stor grad den lave avvikende verdien fra Frierfjorden 1999 som forårsaker stor residual-varians. Det kan være et spørsmål om denne verdien skal ekskluderes fra analysen.

Figur 5 viser at til og med 1992 lå Frierfjorden høyere enn Breviksfjorden, mens det siden har det vært liten forskjell mellom observasjoner tatt samme år. De to litt høyere verdiene for 1991 og 1992 kan skyldes en tilfeldighet, og alt i alt er det ingen klare tegn til noen ytterligere reduksjon etter 1990 på noen av stasjonene.



Figur 5. Konsentrasjon av $TE_{PCDF/PCDD}$ i ørret på fettbasis som funksjon av tid for hver stasjon.

2.3 Skrubbe

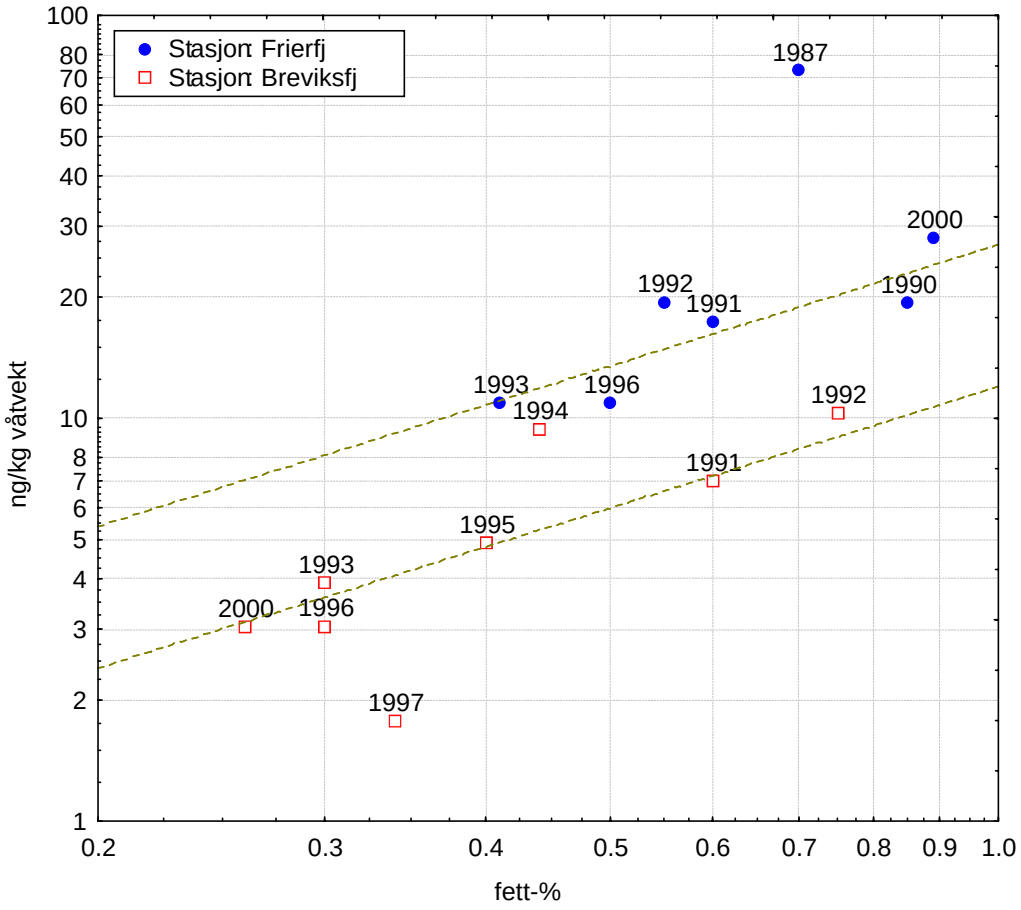
For skrubbe finnes data fra Frierfjorden og Breviksfjorden. Bare fra Frierfjorden finnes data fra før utslippsreduksjonen, og da bare én verdi, fra 1987. I figur 6 er våtvektsbaserte konsentrasjoner vist mot fett-% i dobbelt-logaritmisk plott. For prøven fra Breviksfjorden 1991 er det nå antatt en fett-% på 0.6 på basis av en parallell-prøve bestemt ved NIVA, i stedet for den usannsynlige verdien på 2.5 % som var oppgitt sammen med analyseresultatet.

For Frierfjorden ligger alle data fra etter utslippsreduksjonen i langs en rett linje som beskriver konsentrasjonen som direkte proporsjonal med fett-%, dvs. etter ligningen

$$C_{i,t} = C_{i,0} F_{i,t}$$

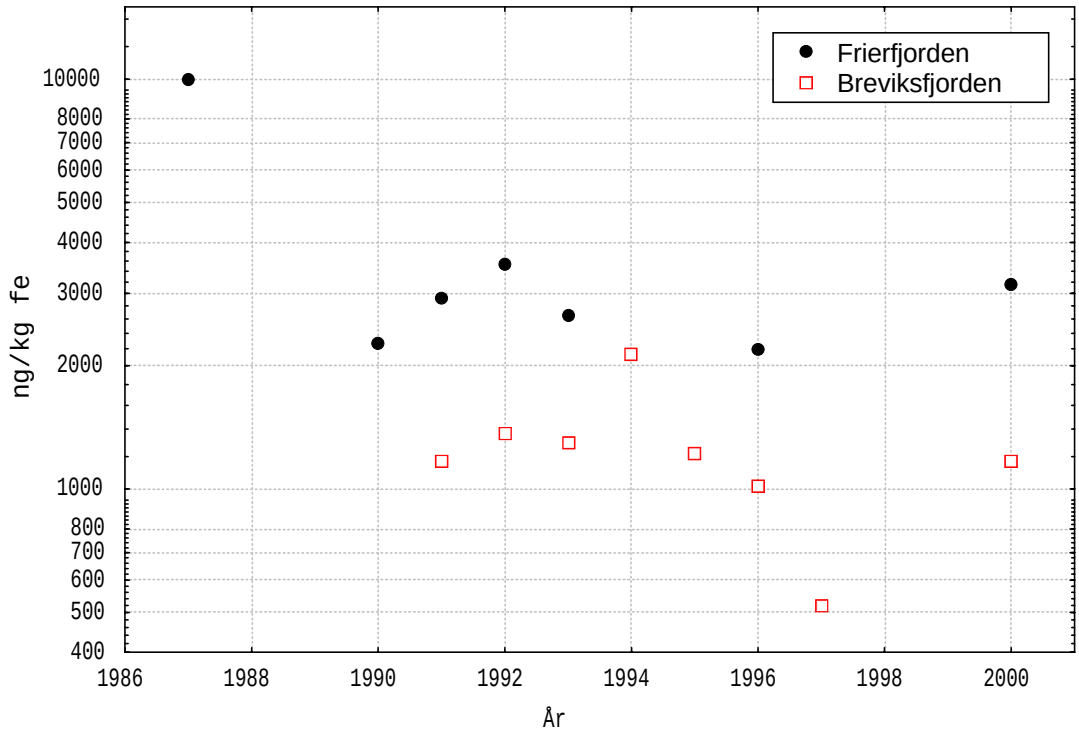
hvor $C_{i,t}$ er konsentrasjon på våtvektsbasis for stasjon i ved år t og $F_{i,t}$ er fett-% i den analyserte prøven. Det samme gjelder Breviksfjorden, med 1994 og 1997 som unntak i hver sin retning (Figur 6). I figuren er de to linjene tegnet inn ved visuell tilpasning, med ulik konstant.

Hvis vi ut fra dette antar at fett-baserte konsentrasjoner gir er det beste målet på forurensnings-eksponering for skrubbe, ser det ut til at Breviksfjorden stort sett ligger en faktor ca. 2.5 under Frierfjorden i konsentrasjon for perioden etter utslippsreduksjonene.



Figur 6. Sammenheng mellom konsentrasjon av $TE_{PCDF/PCDD}$ i skrubbe på våtvektsbasis og fett-innhold.

For å se om det er noen samvariasjon over tid er de to dataseriene vist mot år i figur 7, da med konsentrasjon på fettbasis. Det fremgår da at konsentrasjonen i Frierfjorden alltid er 2-3 ganger høyere enn i Breviksfjorden for de år hvor det er data fra begge områder, og at de avvikende verdiene i relasjonen mellom konsentrasjon og fett-% for Breviksfjorden er fra år hvor det ikke finnes data fra Frierfjorden, slik at det ikke nødvendigvis bryter med mønsteret med et omtrent forholdstall mellom fjordområdene. Det er ingen klar tendens til noen videre reduksjon av nivåene etter 1990.



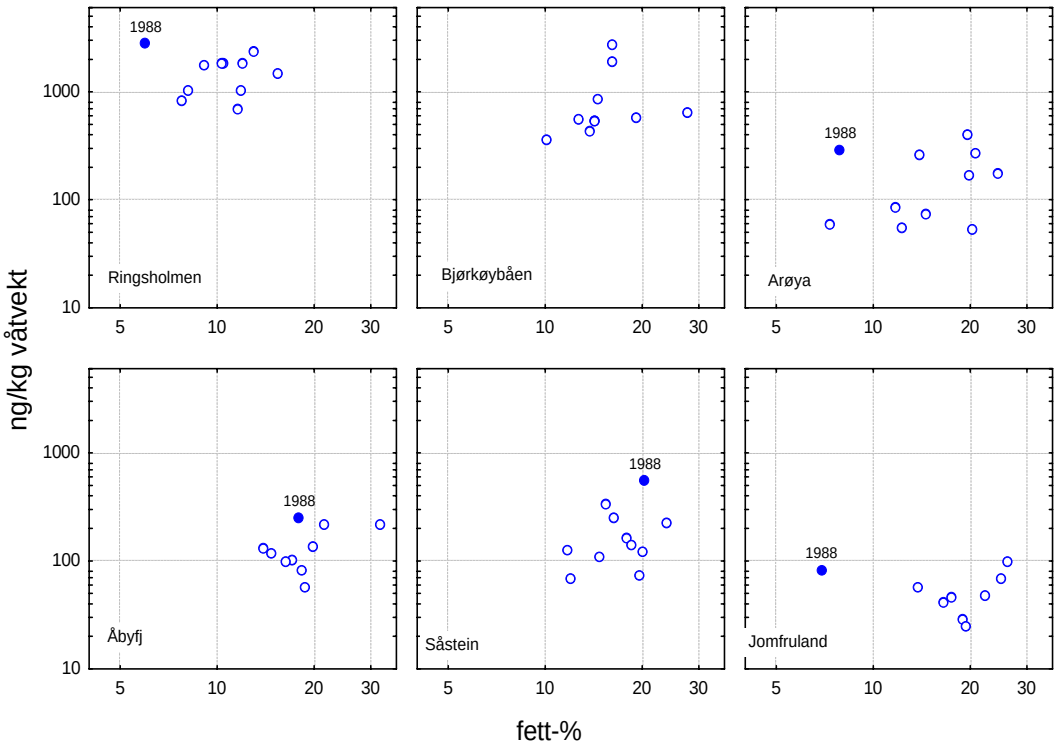
Figur 7. Konsentrasjon av $TE_{PCDF/PCDD}$ i skrubbe på fettbasis som funksjon av tid for hver stasjon.

Før-prøven fra Frierfjorden er klart høyere enn alle prøvene etterpå. Sammenligning av fett-basert log-transformert konsentrasjon i Frierfjorden fra 1987 mot data etterpå gir klart signifikant forskjell (p=0.002), selv om vi også tar med de avvikende verdiene fra Breviksfjorden som grunnlag for å beregne spredningen mellom år innenfor stasjon. Estimert endring fra før til etter utslippsreduksjonen for Frierfjorden tilsvarer en reduksjonsfaktor 3.8 (med 95 % konfidensintervall 1.8 til 8). For prøven fra 1987 er fett-% riktignok bare anslått, og fett-basert konsentrasjon for 1987 er derfor usikker, men forskjellen fra før til etter vil være klart signifikant uansett hvilken fett-% som antas innenfor observerte intervallet (0.25 - 0.9 %).

Sett i sammenheng med data for de andre artene kan det være et poeng at prøven fra Frierfjorden før reduksjon viser samme kvalitative trend som de fleste andre datasettene, med høyere nivå enn noen av de senere målingene, enten en ser på våtvekts- eller fettbasis.

2.4 Krabbesmør i hannkrabbe

Data for krabbe finnes for 6 forskjellige stasjoner. Fra fem av dem finnes én måling før utslippet ble redusert, fra 1988, mens det ellers er data fra etter at utslippene ble redusert i 1990. Figur 8 viser konsentrasjon på våtvektsbasis mot fett-innhold, separat for hver stasjon. Data fra 1988, før den store utslippsreduksjonen, er markert med fylt sirkel. Det er ingen klar sammenheng mellom konsentrasjon og fett-%, hverken innenfor hver stasjon for seg, eller hvis en ser på hele materialet samlet. Det er også slik at selv om før-konsentrasjonene er den høyeste verdien på flere av stasjonene, og ellers ligger relativt høyt, skiller den seg ikke helt klart fra nivåene etterpå på våtvektsbasis, når spredningen etterpå tas i betraktning.



Figur 8. Konsentrasjon av $TE_{PCDF/PCDD}$ på våtvektsbasis i krabbesmør plottet mot fett-prosent.

For å se om det likevel kan være en kobling til fett-% er det prøvd et par modeller som inkluderer fett-% på de 5 stasjonene som har data fra 1988. Først er log(konsentrasjon) på våtvektsbasis analysert med stasjon og periode (før/etter reduksjon) som faktor, og log(fett-%) som kovariat. I tillegg er det gjort en kovariansanalyse hvor i tillegg år er lagt inn som nestet faktor innenfor periode. I begge modellene er det tatt med et interaksjonssledd stasjon*periode for å se om det er signifikant ulik endring mellom stasjonene. Resultatet av begge analysene er at det både er klare gjennomgående forskjeller mellom stasjonene, og en generell forskjell mellom konsentrasjoner før og etter utslippsreduksjonen. I tillegg fremkommer også en klart signifikant sammenheng med fett-%. Derimot er det ingen signifikante forskjeller mellom stasjonene mht. hvor mye nivået reduseres over tid. Det siste ville også kreve et meget kraftig signal, siden det bare en verdi fra før-perioden.

Når det gjelder koblingen til fett-%, gir de to modellene sammenhenger

$$C(stasjon,tid)_{våtvekt} = C_{justert}(stasjon,tid)\cdot F^{\beta}$$

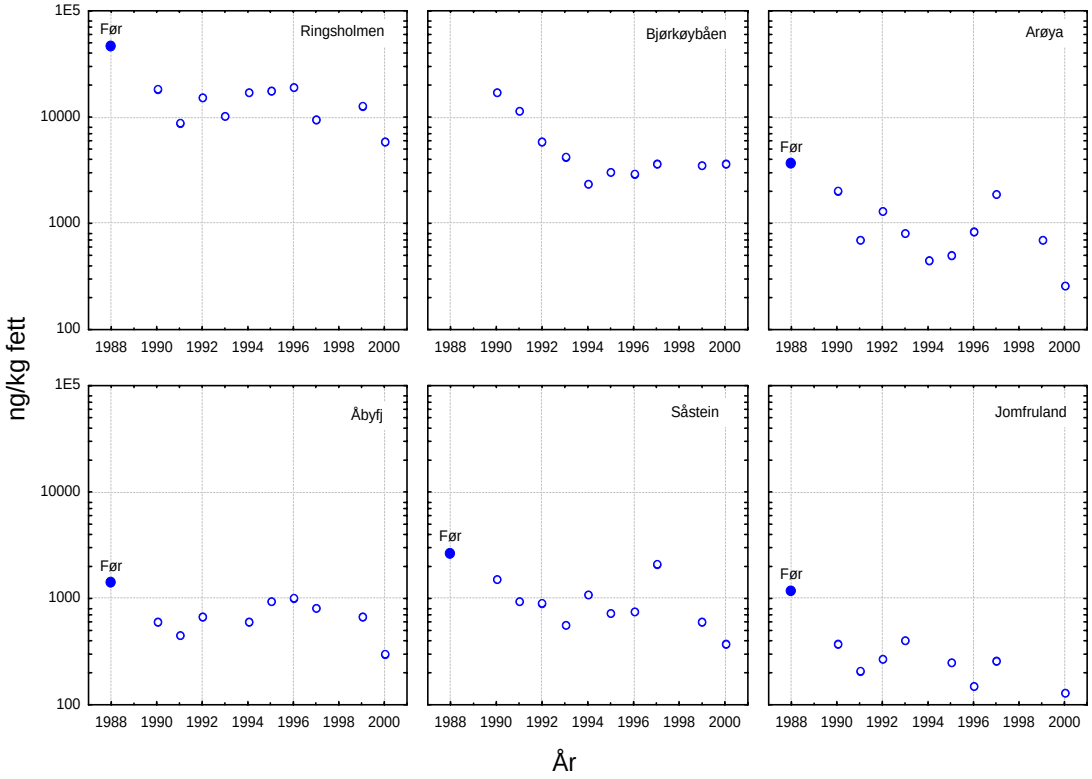
mellom konsentrasjoner og fett-% F med eksponent β estimert til hhv. 0.9 og 0.8 (95 % konf.intervaller hhv. 0.3 til 1.5 og 0.12 til 1.5). Resultatet peker altså mot at konsentrasjonene på våtvektsbasis øker med fett-%, selv om det er usikkert hvor mye. Det kan meget godt være direkte proporsjonalitet, slik at konsentrasjon på fett-% vil være det mest stabile under ellers like forhold.

I perioden etter utslippsreduksjonen er det et st.avvik 0.44 rundt rundt regresjonen mot år, tilsvarende en relativ variasjonskoeffisient på ca. 50-60 % regnet tilbake til konsentrasjon.

Figur 9 viser konsentrasjon på fett-basis mot tid for hver stasjon. For alle de 5 stasjonene hvor det finnes data fra 1988 er denne verdien høyere enn alle etterfølgende verdier, og det er ingen klar tendens til ytterligere nedgang i løpet av perioden, selv om den siste verdien, fra 2000, er den laveste av samtlige på hver stasjon.

Data fra Bjørkøybåen har et annet forløp beregnet på fett-basis, med en jevn eksponensiell nedgang fra 1990 til 1994, og et omtrent konstant nivå etter det. Ikke-parametrisk trendanalyse (Spearman R, Gamma og Kendall Tau) av år mot konsentrasjon på fett-basis for denne stasjonen gir p=0.06 for toveis test, og eksakt p=0.036 for en-veis test, hvis vi forutsetter at en endring bare kan ha vært en reduksjon. Det er altså et visst belegg for å hevde at det har vært en nedgang på denne stasjonen siden 1990, men mønsteret er annerledes enn på de andre stasjonene.

Figuren viser også klare forskjeller mellom stasjonene. Ringsholmen i Frierfjorden ligger signifikant over alle de andre stasjonene, og Bjørkøybåen i Breviksfjorden ligger klart over de fire gjenværende. Arøya, Åbyfjorden og Såstein er ikke signifikant forskjellige i perioden etter at utslippet ble redusert, mens Jomfruland ligger vesentlig lavere enn alle de andre stasjonene. Over de siste 5-6 årene ligger Ringsholmen omkring 3 til 4 ganger høyere enn Bjørkøybåen.



Figur 9. Konsentrasjon av $TE_{PCDF/PCDD}$ på fettbasis i krabbesmør - tidsutvikling 1988-2000.

En kovariansanalyse av alle log-transformerte våtvektskonsentrasjoner justert for fett-% som kovariat (log-log-lineært) og med tidsperiode (før/etter) og stasjon som faktorer for de fem stasjonene som har data fra 1988, gir som resultat at det er meget signifikante forskjeller mellom 1988-verdiene og data fra 1990-2000 (p=0.000025).

Samtidig test av parvise tilgjengelige kontraster før-etter (multippel sammenligning) innenfor en og en stasjon viser signifikante forskjeller for stasjonene Ståstein, Ringsholmen, Arøya og Jomfruland med p-verdi pr. sammenligning fra 0.015 til 0.035. Estimerte reduksjonsfaktorer før-etter for disse stasjonene ligger i området 3 til 4. For Åbyfjorden estimeres en reduksjonsfaktor 2.0, det er ikke en signifikant endring isolert sett (p=0.15 for enkel-sammenligning). Usikkerhetsintervallet for reduksjonsfaktoren overlapper likevel de estimerte verdiene for de andre stasjonene. For Ringsholmen er reduksjonsfaktoren ca. 3.

Ingen av de estimerte reduksjonsfaktorene synes å være signifikant forskjellige fra hverandre. For hele testen under ett er p-verdi 0.003, dvs. at resultatet er svært lite sannsynlig dersom ikke minst en av forskjellene før-etter er noe mer enn statistiske tilfeldigheter. Den rimeligste konklusjonen er at dette har skjedd en reduksjon over tid for alle stasjonene. Som residualvariasjon (feil-ledd) bruker testene variasjonen innen stasjon mellom år for hele perioden 1990-2000 (ca. 0.26 på naturlig log-skala, dvs. ca. 30 % st.avvik på enkeltanalyse av en blandprøve). For at angitt testnivåer (p-verdier) skal være riktige, må denne variansen ikke være for ulik mellom stasjonene. Test på data fra perioden 1990 til 2000 viser at dette er ganske godt oppfylt. Residualene på log-skala er også ganske nær normalfordelt, det er en annen, men ikke så kritisk forutsetning.

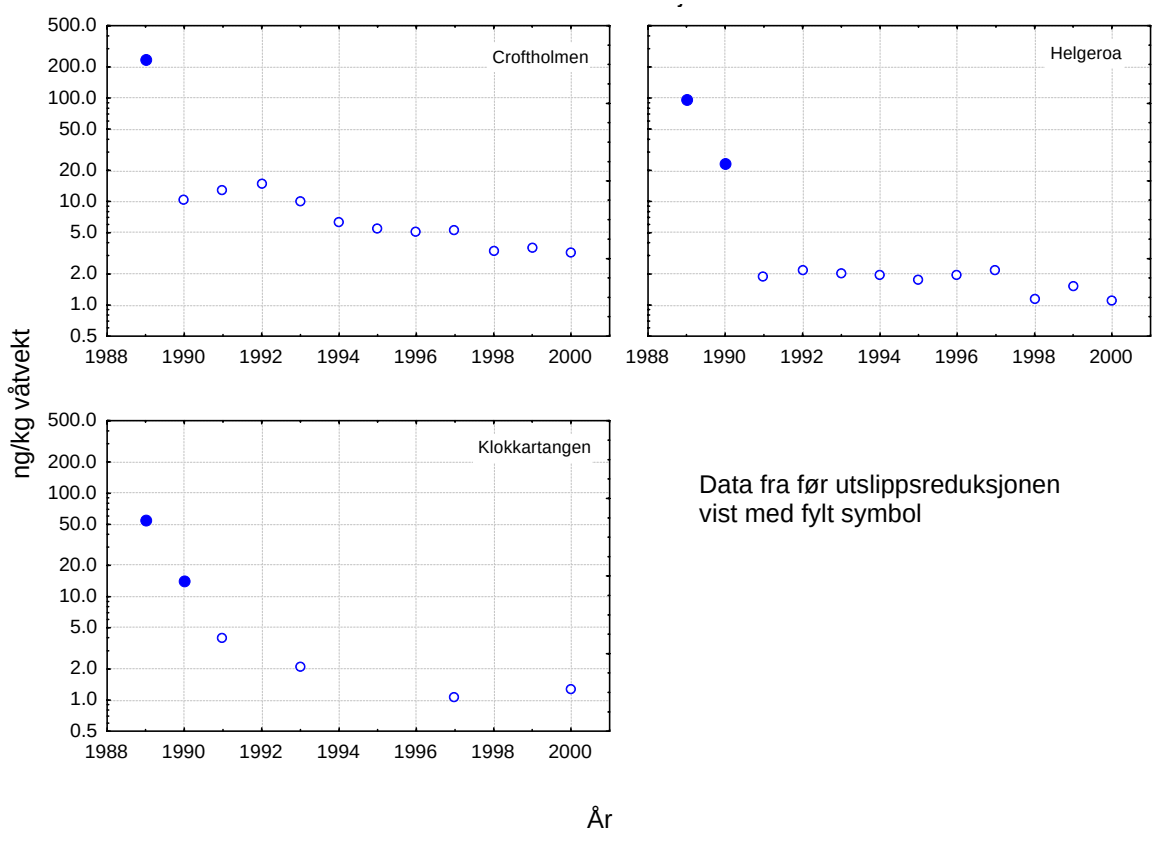
Konklusjon: Det er svært usannsynlig at reduksjonen fra 1988 til perioden høst 1990 - 2000 er en statistisk tilfeldighet knyttet til generell variabilitet. Verdiene i 1988 ligger gjennomgående signifikant høyere med en faktor 3-4, og antyder en parallell relativ reduksjon på de fleste stasjonene.

2.5 Blåskjell

Blåskjell-data finnes fra tre stasjoner, Croftholmen, Helgeroa og Klokkartangen. Data gir et ganske entydig signal om en geografisk gradient og en reduksjon over tid, enten konsentrasjoner beregnes på våtvekt eller fett-basis. Croftholmen har konsentrasjoner som ligger 3-4 ganger høyere enn de to andre stasjonene, som er relativt like. Alle tre stasjonene viser omtrent samme reduksjonen fra 1989 til 2000, med en faktor 60-70.

Figur 10 viser tidsutviklingen for alle tre stasjoner med konsentrasjon på våtvektsbasis og med prøver tatt før utslippsreduksjonen markert spesielt. Konsentrasjonene er vist på logaritmisk akse, slik at lineært forløp vil tilsvare konstant prosentvis reduksjon fra år til år.

Fra Helgeroa og Klokkartangen finnes data før utslippsreduksjonen både fra 1989 og våren 1990. På disse to stasjonene sank målt konsentrasjon fra 1989 til 1990 parallelt med en faktor 4, og videre med videre fra våren 1990, rett før full utslippsreduksjon, til 1992-1993 med en faktor 10. For Croftholmen ble 1990-prøven tatt om høsten, etter at den siste store utslippsreduksjonen var foretatt, og den har da en lavere verdi - på linje med verdiene i de nærmest etterfølgende år. For Croftholmen ser det ut til å være en fortsatt gradvis nedgang fra 1992-93 og frem til år 2000 for konsentrasjoner både på våtvektsbasis (Figur 10) og på fettbasis, mens det for Helgeroa er et nokså konstant nivå fra 1991 til 1997, med lavere verdier de tre senere år. Fra Klokkartangen er det få verdier, men de gir et visuelt inntrykk av gradvis nedgang mot et konstant nivå, men med avtagende reduksjonsrate over tid.



Figur 10. Konsentrasjon av $TE_{PCDF/PCDD}$ på våtvektsbasis i blåskjell - tidsutvikling 1989-2000.

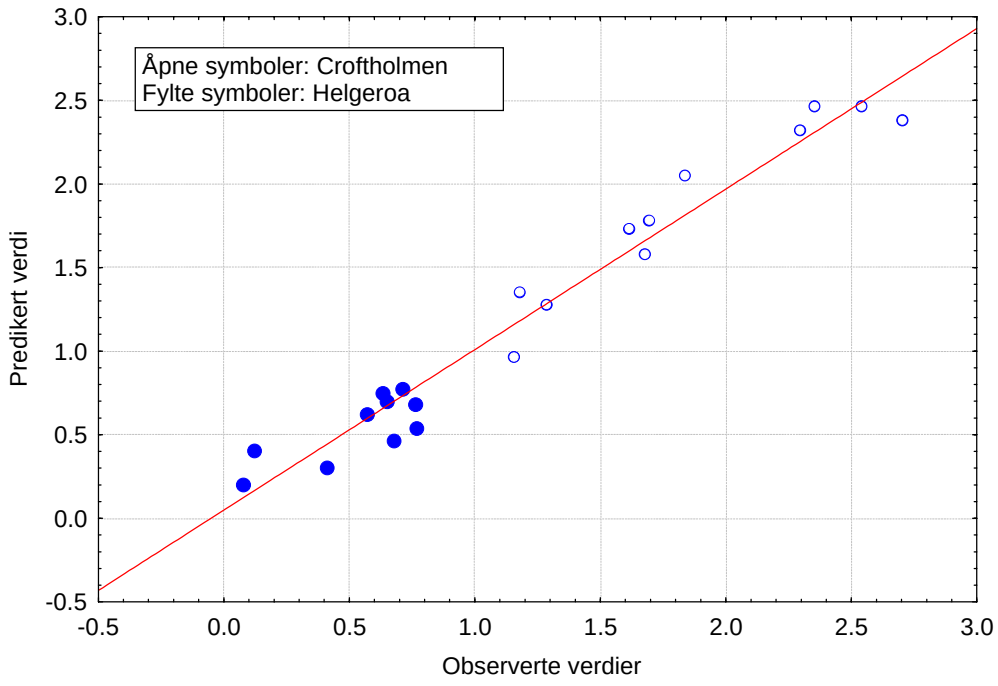
For å få et bilde av den tilfeldige variasjonen fra år til år er det gjort en varians-analyse av log-transformerte konsentrasjoner på fettbasis av data etter utslippsreduksjon for de to stasjonene

Croftholmen og Helgeroa, som har regelmessige dataserier, med stasjon som faktor, og med år og log(fett-%) som mulige forklaringsvariable. Det er antatt lik %-vis tilfeldig variasjon fra år til år på begge stasjoner, og lik avhengighet av fett-%, men tidstrend som kan være forskjellig for hver stasjon ved interaksjonsledd tid*stasjon. Den tilpassede modellen er

$$C_{i,t} = C_{i,0} \cdot \exp(-k_i t) \cdot F_{i,t}^{\beta}$$

hvor $C_{i,t}$ er konsentrasjon på stasjon i ved år t og $F_{i,t}$ er fett-% i den analyserte prøven. Tilpasningen gir signifikant forskjellige tidstrender for perioden 1991-2000, med hhv. 15 og 6 % reduksjon pr. år for Croftholmen og Helgeroa, dvs. en reduksjon over en tiårsperiode ned til henholdsvis 1/4 og halvparten av utgangsnivåene i 1991, da forventningsverdien i følge de estimerte trendene for Croftholmen lå 6 ganger enn Helgeroa. det vil altså si at det er tegn til en relativ utjevning over tid mellom de to stasjonene. Det er ingen signifikant sammenheng mellom fett-% og konsentrasjon på våtvektsbasis (p=0.12), med estimert eksponent β 0.3, og 95-% konfidensintervall fra -0.1 til 0.7. Det er derfor mest rimelig å anta at konsentrasjonene på våtvektsbasis gir mest stabile verdier over tid, dvs. minst relativ variasjon fra år til år, dersom en skal velge enten fettbasis eller våtvekt. I den analysen som er utført unngås dette valget ved å ta log(fett-%) med som kovariabel selv om det ikke er signifikant.

Residualvariansen for log-transformerte våtvektsbasert verdier er 0.032, hvilket vil si at det er ca. 20 % relativ variasjon for enkeltverdier rundt trendene som ikke kan beskrives som resultat av variasjon i fett-%. Figur 11 viser sammenhengen mellom observert og predikert verdi etter denne modellen. Det fremgår at avvikene er omtrent like store for begge stasjoner, og at det ikke er noen spesielt avvikende punkter som skiller seg ut.



Figur 11. Sammenheng mellom observerte og predikerte verdier for log(konsentrasjon) av $TE_{PCDF/PCDD}$ i blåskjell på våtvektsbasis ut fra kovariansanalyse på data fra Croftholmen og Helgeroa etter utslippsreduksjonen.

Data fra Klokkartangen er også konsistent med en log-lineær reduksjon innenfor usikkerheten i den tilpassede, selv om de få punktene visuelt gir inntrykk av en justering til konstant nivå med avtagende realtiv reduksjonsrate.

Verdiene i 1989 for blåskjell lå ca. 20 ganger over det en ville få etter den tilpassede modellen for perioden etter utslippsreduksjonen, og det er overveldende statistisk signifikant i forhold til residual-variasjonen senere. Det er da forutsatt at den relative usikkerheten ved prøvetaking og analyse har vært sammenlignbar med den en har hatt senere. Den relative reduksjon er omtrent den samme for alle stasjonene. Dette gjør det mest rimelig å anta at det er en reell reduksjon, og ikke knyttet endring i analysemetoden.

3. Sammenfattende vurderinger

Den naturlige variasjonen for de medier som er valgt kan vurderes ut fra variansen fra år til år i perioden etter utslippsreduksjon innenfor hver stasjon. For blandprøver fra 15-20 individer er det stort sett funnet et standardavvik for variasjonen mellom prøver rundt 0.3-0.4 på naturlig log-skala, tilsvarende 35-40 % på lineær skala, som ikke kan beskrives ved en log-lineær tidstrend eller korrigeres ved hjelp av fett-%. For krabbesmør er det noe høyere. For blåskjell, hvor blandprøven består av 50 eksemplarer, er standardavviket estimert til høyst 0.2.

Basert på disse estimatene, og forutsatt at de er representative også for den relative usikkerheten i eldre data, viser de utførte varansanalysene at det er klart signifikante reduksjoner av nivåene fra før utslippsreduksjonen og til perioden etterpå.

For torskelever viser analysen at variansen mellom resultater for enkeltfisk fra 1987 stemmer godt med beregnet varians for senere blandprøver. Antall data er så lavt at sammenligningen har stor usikkerhet, men det er altså ingen tegn i datagrunnlaget for torskelever til at eldre analyser har større usikkerhet enn nyere analyser.

En sammenligning mellom artene mht. endring fra før utslippsreduksjonen til i dag og forskjell mellom Frierfjorden og Breviksfjorden er vist i tabell 2.

Estimert endring fra før utslippsreduksjonen og frem til i dag i Frierfjorden er størst for blåskjell (40-70 gangers reduksjon), midlere for arter som torsk og sjø-ørret (8-10 ganger) og minst for arter som er mest knyttet til bunn (skrubbe 3-4 ganger, krabbe 3 ganger). Reduksjonen over tid er altså minst for de arter hvor en vil vente at eventuelle lagre av miljøgifter i bunnsedimentene skulle gjøre seg mest gjeldende.

Tabell 2. Estimert reduksjon over tid i $TE_{PCDF/PCDD}$ i Frierfjorden og forskjell mellom Frierfjorden og Breviksfjorden de seneste år for ulike arter.

Art	Estimert forhold mellom konsentrasjon før utslippsreduksjon og konsentrasjon i dag (år 2000)	Forhold mellom konsentrasjoner i Frierfjorden og Breviksfjorden etter utslippsreduksjonen, med vekt på de seneste 4-5 år
Torskelever - våtvektsbasis	8	4
Sjø-ørret - fettbasis	10	1
Skrubbe på fettbasis	4	2.5
Krabbesmør på fettbasis	3	3 til 4
Blåskjell - fett-justert	40-70	3-4

Spesielt blåskjell viser en mye større reduksjon over tid enn fisk og krabbe, noe som kan være rimelig siden en må vente at blåskjell er mindre påvirket av sekundære kilder i sedimenter som vil henge igjen etter en utslippsreduksjon. Den geografiske gradienten de senere år, målt som forholdstall mellom konsentrasjoner i Frierfjorden og Breviksfjorden[6], er derimot omtrent den samme for blåskjell som for

[6] For blåskjell hhv. Croftholmen og Helgeroa

fisk og krabbe. Det vil være konsistent med at akkumulering i sedimenter er proporsjonalt med spredning og fortynning av direkte utslipp.

For ørret er bildet litt spesielt. Her er det ingen signifikant forskjell mellom de to områdene etter utslippsreduksjonen. Sammenlignet med variansen etterpå er imidlertid heller ikke den tilsynelatende forskjellen mellom Frierfjorden og Breviksfjorden før utslippsreduksjonen signifikant, så for ørret kan det ikke avvises at nivåene har vært like i begge områder både før og etter utslippsreduksjonen, og med samme relative endring fra før til etter.

Resultatene for de enkelte artene gir i stor grad et bilde av en omtrent lik relativ reduksjon over tid på flere stasjoner, slik at forholdet mellom nivåene på de forskjellige stasjonene opprettholdes mer eller mindre over tid. Det er rimelig dersom de mekanismer som reduserer tilgjengeligheten av miljøgifter over tid virker omtrent likt i forskjellige områder.

Den er funnet en signifikant fortsatt nedgang siden 1990-91 for torsk og blåskjell, men det er usikkert hvor stor reduksjonen er. For torsk er det for eksempel estimert en nedgang med mellom 3 og 15 % pr. år (95 % konfidensintervall) basert på 10 års data. Videre observasjoner i årene fremover vil kunne gi sikrere estimater dersom trenden fortsetter. Under forutsetning av en verdi pr. år, og uendret statistisk variasjon rundt trenden, vil grensene for 95-% konfidensintervall i forhold til den sanne verdien være gitt på log-skala som

$$\pm s \cdot M \quad \text{hvor} \qquad M = t_{\alpha,n-2}\frac{12}{\sqrt{n\left(n^2-1\right)}}$$

hvor s er estimert spredning for enkeltverdier (en prøve pr år), n= antall år med observasjoner hvert år, og $t_{\alpha,n-2}$ finnes ved oppslag i kumulativ t-fordeling for sannsynlighet 1-α/2 og n-2 frihetsgrader. Multiplikatoren M på s som funksjon av n er vist i tabell 3.

Tabell 3. Relativ utvikling av konfidensintervaller på lineær regresjon.

n	$t_{\alpha,n-2}$	M
10	2.31	0.88
11	2.26	0.75
12	2.23	0.65
13	2.20	0.57
14	2.18	0.50
15	2.16	0.45

Det fremgår at bredden på konfidensintervallet sannsynligvis vil omtrent halveres etter 5 års nye registreringer. Konfidensintervallet kan bli f.eks. 6 til 12 % reduksjon pr. år, forutsatt at den reelle trenden virkelig er omkring 8 %. Siden reduksjonsraten nå er bare usikkert bestemt, kan en selvsagt ikke si nå hvor et snevrere konfidensintervall vil havne, men tabellen gir et bilde av hvordan den relative sikkerheten i reduksjonsraten vil endre seg i fremtiden ved fortsatt overvåkning.