

## **Statlig program for forurensningsovervåking**

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra  
Grenlandsfjordene 2006

Rapport:

TA-nummer: 2319/2007

ISBN-nummer: 978-82-577-5239-2

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjon: Norsk institutt for vannforskning

## **• Grenlandsfjordene • 2006**

**Rapport  
998/07**

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra  
Grenlandsfjordene 2006

NIVA prosjektnr. O-24177

NIVA løpenr. 5504/2007

Prosjektleder: Torgeir Bakke, NIVA

Medarbeidere: Anders Ruus, NIVA  
Birger Bjerkeng, NIVA  
Jan Atle Knutsen, HI  
Martin Schlabach, NILU



# **Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2006**

## Forord

Overvåkingen i Grenlandsfjordene er en del av Statlig program for forurensningsovervåking, som administreres av Statens forurensningstilsyn (SFT). Undersøkelsene finansieres av SFT og den lokale industrien (Herøya Industripark, Eramet Norway AS, Hydro Polymers AS og Noretyl AS).

Foreliggende rapport presenterer resultatene fra overvåking av miljøgifter i organismer fra 2006 som er nest siste året av langtidsprogrammet 2004 - 2007. Overvåkingen er gjennomført som et samarbeidsprosjekt mellom NIVA og Havforskningsinstituttet Forskningsstasjon Flødevigen (HI), og med NILU som leverandør av dioksinanalysene.

Hovedansvarlige for de forskjellige delene av undersøkelsen har vært:

- Innsamling og opparbeiding av vevsprøver for analyse: Jan Atle Knutsen HI
- Analyse av fettinnhold, polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner, n.-o. PCB og polyklorerte naftalener: Martin Schlabach, NILU.
- Analyse av tinnorganiske forbindelser, Bente Lauritzen, NIVA
- Tilretteleggelse av analyseresultater i database: Birger Bjerkeng, NIVA
- Statistisk spesialanalyse: Birger Bjerkeng, Anders Ruus, og Torgeir Bakke
- Øvrig databearbeidelse og rapportering: Anders Ruus, Birger Bjerkeng, Torgeir Bakke, NIVA, og Jan Atle Knutsen, HI.

Prosjektleder har vært Torgeir Bakke, NIVA.

Oslo, 20 desember 2007

Torgeir Bakke

## Innhold

<b>Sammendrag</b> .....	<b>5</b>
<b>Summary</b> .....	<b>7</b>
<b>1. Innledning</b> .....	<b>9</b>
1.1 Nomenklatur.....	9
1.2 Bakgrunn .....	9
1.3 Målsetning.....	9
1.4 Kostholdsråd .....	10
1.5 Utslippsforhold.....	10
<b>2. Overvåkingen 2006</b> .....	<b>13</b>
<b>3. Gjennomføring</b> .....	<b>15</b>
1.6 Feltarbeid .....	15
1.6.1 Program .....	15
1.6.2 Redskap .....	15
1.7 Prøveopparbeidelse .....	15
1.8 Kjemiske analysemetoder .....	17
1.9 Beregning av toksisitetsekvivalenter .....	17
1.10 Statistisk tidstrendanalyse.....	18
<b>4. Resultater</b> .....	<b>19</b>
1.11 Fettinnhold .....	19
1.12 Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo- <i>p</i> -dioksiner (dioksiner).....	20
1.12.1 Tilstand 2006.....	20
1.12.2 Tidstrender for dioksinnivåer i organismer 1987-2006 .....	21
1.13 Non- <i>ortho</i> PCB i torskelever .....	26
1.13.1 Tilstand 2006.....	26
1.13.2 Tidsutvikling 1993 – 2006 .....	26
1.14 Polyklorerte naftalener (PCN) i torskelever.....	27
1.14.1 Tilstand 2006.....	27
1.14.2 Tidsutvikling 1995 – 2006 .....	27
1.15 Tinnorganiske forbindelser i torskelever .....	29
<b>5. Oppsummering, konklusjoner og anbefalinger</b> .....	<b>31</b>
1.16 Tilstand i de enkelte fjordområdene.....	31
1.16.1 Indre område: Frierfjorden.....	31
1.16.2 Midtre område: Langesundsfjorden med Eidangerfjorden .....	32
1.16.3 Ytre område: Helgeroa – Jomfruland.....	32
<b>6. Litteratur</b> .....	<b>33</b>
<b>7. Vedleggsregister</b> .....	<b>34</b>

## Sammendrag

### Programmet

Overvåkingen i 2006 har fulgt programforslag for langtidsprogrammet 2004 – 2007. Målsetningen er dels å bedømme utviklingen av dioksinforurensingen i fisk og skalldyr over tid, dels å kartlegge dioksinforurensningen i viktige kommersielle arter. Programmet i 2006 omfattet analyse av dioksiner og non-*orto* PCB i torsk (lever og filet) og taskekrabbe (klokjøtt) fra Frierfjorden; torsk (lever og filet), krabbe (skallinnmat og klokjøtt), blåskjell, sjøørret og ål fra Langesundsfjorden; sild fra Eidangerfjorden; og torsk (lever), krabbe (skallinnmat og klokjøtt), blåskjell og reker fra Langesundsbukta – Jomfruland. I torskelever fra Frierfjorden ble det også analysert for polyklorerte naftalener (PCN) og tinnorganiske forbindelser, de siste også i torskelever fra Langesundsfjorden. Innsamling av fisk og skalldyr ble gjort i perioden 8 - 14 november 2006. Dioksiner, non-*orto* PCB og PCN ble analysert ved NILU, tinnorganiske forbindelser ved NIVA.

### Tilstand i 2006

For alle lokaliteter, arter og vevstyper var det ingen eller bare svake endringer i nivåer av dioksiner, non-*orto* PCB og PCN siden 2005. Nivåene lå stort sett i SFTs tilstandsklasse III til V. Torskefilet tilfredstilte likevel med god margin EUs grenseverdi for dioksiner i fiskekjøtt og fiskeprodukter både i Frierfjorden og Langesundsfjorden i 2006. Dioksininnholdet i fileten synes å ha sunket i forhold til i lever siden 2000. Klokjøtt fra hunnkrabber i Frierfjorden og hannkrabber fra Langesundsfjorden og Jomfruland lå også under EUs grenseverdi, mens klokjøtt fra hanner i Frierfjorden lå over. Innholdet av non-*orto* PCB fulgte omtrent samme mønsteret.

Ørretfilet fra Langesundsfjorden, og makrell og reker fra Såstein/Mølen tilfredstilte også EUs grenseverdi. Dioksinnivået i blåskjell fra Langesundsfjorden var omtrent som i ørretfilet, mens skjell lenger ute lå lavere.

Innholdet av TBT og DBT i torskelever fra Frierfjorden har sunket jevnt siden 1999, mens det er usikkert om MBT har endret seg. I Langesundsfjorden har MBT og DBT i torskelever vist tendens til økning siden 2001, og var i 2006 høyere enn i Frierfjorden. Nivå av fenyttinnforbindelser har vist en klar nedgang siden 1999 og var i 2006 under deteksjonsgrensen i alle prøvene.

### Tidsutvikling av dioksiner, non-*orto* PCB og PCN

Det er gjennomført en statistisk analyse av alle tilgjengelige vevsdata for dioksiner, non-*orto* PCB og PCN t.o.m. 2006 inkludert data fra andre måleprogrammer i Grenlandsfjordene og området utenfor.

Det er tidligere beregnet en midlere reduksjon i dioksin-nivåene i lever av torsk fra Grenlandsfjordene med en faktor 3 fra før utslippsreduksjonen i 1990 til rett etter. For perioden 1991-2003 er det også tidligere beregnet en gjennomsnittlig reduksjonsrate på 8 % pr. år for dioksiner på våtvektsbasis i torskelever fra hele Grenlandsområdet. De siste seks årene (2001-2006) har det også vært en ganske tydelig og jevn nedgang i gjennomsnittsnivå av dioksiner. Den er beregnet til å ligge et sted mellom 7 og 20 % pr. år (95 % konfidensintervall).

Tidsutviklingen i torskelever fra Frierfjorden blir forskjellig avhengig av om konsentrasjoner regnes på våtvektsbasis eller fettbasis. På våtvektsbasis har det som sagt vært en tydelig og noenlunde gradvis jevn nedgang over hele perioden fram til 2006. På fettbasis ser man ikke noen reduksjon etter 1991-1992. Forskjellen henger sammen med at fettinnholdet i torskelever fra Frierfjorden også viser en tydelig nedgang over tid, nærmest proporsjonalt med nedgangen i dioksinnivåer på våtvektsbasis de siste 10 årene. For Frierfjorden kan man stort sett forklare nedgangen i våtvektskonsentrasjoner av dioksiner i lever med redusert fettinnhold, og nedgangen behøver derfor ikke å bety at ytre eksponering i miljøet er blitt lavere. Fettinnholdet i krabbesmør og blåskjell fra Langesundsfjorden viser også en nedadgående tendens. Disse samsvarende endringene i fettinnhold hos ulike arter kan derfor indikere at de generelle livsbetingelsene i fjordsystemet har endret seg. Så lenge man ikke kan forklare hva denne endringen består i, er det ikke mulig å avklare om utviklingen de siste 10 år også vil fortsette i årene som kommer, og det er følgelig behov for fortsatt overvåking.

For torskelever fra de andre områdene enn Frierfjorden er det ikke noen klar sammenheng mellom fett-% og konsentrasjon. I Langesundsfjorden har det ikke skjedd noen dioksin-nedgang på våtvektsbasis siden 1995, og på fettvektsbasis er det heller en svak tendens til økning siden 1995. Ved Såstein var dioksinnivåene på våtvektsbasis etter 1998 generelt noe lavere enn i perioden før, men fra og med 1999 er det ingen reduksjon. Fettinnholdet har variert usystematisk i lever fra Langesundsfjorden og Såstein.

Ørretfilet fra Frierfjorden viste en sterk nedgang i dioksiner umiddelbart etter utslipps-reduksjonen rundt 1990, men fra 1993 til siste måling i 2000 ingen klar nedgang, selv om det var en lav verdi i 1999. I ørretfilet fra Langesundsfjorden har det ikke vært noen reduksjon i våtvektskonsentrasjoner siden 1997, og heller økning enn reduksjon de siste år. På fettvektsbasis var det i perioden 1995 – 2003 gradvis synkende dioksinnivå. Deretter har konsentrasjonene igjen vært høyere, og nivået ligger nå på nivå med det som ble funnet i 1991 - 1997. Nivåene har imidlertid stort sett ligget under EUs grenseverdi siden 1997.

Dioksinnivåene i blåskjell viser et kraftig fall fra 1989 til 2001 i hele Grenlandsområdet. I perioden 1997-2006 viser ingen av stasjonene noen reduksjon i våtvektskonsentrasjoner og en svak økning på fettnormaliserte konsentrasjoner; og det ser ut til å være en nedgang i fettinnhold over tid.

Dioksiner i skallinnmat av hannkrabbe i Langesundsfjorden (Bjørkøy) og Jomfruland viser ingen signifikant reduksjon over tid de siste 6 årene. Ved Bjørkøy er det en tilsynelatende reduksjon fra 2004 til 2006, men det er for tidlig å si om dette er en begynnende nedadgående trend.

Det var i gradvis nedgang i våtvektskonsentrasjon av non-*orto* PCB i torskelever fra 1996 til 2006 i Frierfjorden og ved Såstein og uendret nivå i Langesundsfjorden. Fettnormaliserte konsentrasjoner viser ingen endring over tid i Frierfjorden og Langesundsfjorden, mens nivåene ved Såstein er markert lavere etter 2001.

Både våtvektbaserte og fettnormaliserte konsentrasjoner av PCN i torskelever fra Frierfjorden var klart lavere i 2004-2006 enn i perioden frem til 1998. Dette tyder på en reell nedgang i PCN-eksponeringen.

## Summary

Title: Monitoring of contaminants in fish and shellfish from Grenlandsfjordene 2006.

Year: 2007

Authors: Torgeir Bakke, Anders Ruus, Birger Bjerkgeng, Jan Atle Knutsen, Martin Schlabach

Source: Norwegian Institute for Water research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-5239-2

### Program outline

Monitoring of tissue levels of contaminants has been performed according to the long term program 2004-2007. The objectives of the program are to describe the dioxin contamination in important commercial marine species and assess the temporal development in the dioxin contamination. The 2006 program comprises analysis of dioxins (PCDF/PCDD) and non-*ortho* PCB in cod (liver and fillet) and edible crab (*Cancer pagurus*) muscle tissue from Frierfjorden; cod (liver and fillet), crab (hepatopancreas and muscle), blue mussels, sea trout, and eel from Langesundsfjorden; herring from Eidangerfjorden; and cod liver, crab (hepatopancreas and muscle), blue mussels, and shrimp from Langesundsbukta – Jomfruland. Polychlorinated naphthalenes (PCN) and organotin compounds were also analysed in cod liver from Frierfjorden, organotin compounds from Langesundsfjorden as well. Sampling for tissue analyses was done during 8 – 14 November 2006. Dioxins, non-*ortho* PCB, and PCN were analysed at NILU, organotin compounds at NIVA.

### Contamination status in 2006

For all stations, species and tissue types there were no or only small changes in levels of dioxins, non-*ortho* PCB, and PCN since 2005. The levels corresponded mostly to SFT environmental quality class III-V (markedly to extremely polluted). Yet, fillet of cod from Frierfjorden and Langesundsfjorden had dioxin levels in 2006 well below the EU limit for fish and fishery products. The dioxin levels in fillet have decreased relative to the levels in liver since the year 2000. Muscle tissue from female crabs in Frierfjorden did also comply with the EU standard, but not male crabs from the same location. The non-*ortho* PCB followed a similar pattern as the dioxins.

Sea trout fillet from Langesundsfjorden and mackerel and shrimp from Såstein/Mølen did also comply with the EU limit. Dioxins in blue mussels were at level with trout fillet, whereas mussels collected further out had lower levels.

The level of the butyl tin compounds TBT and DBT in cod liver from Frierfjorden has decreased steadily since 1999, whereas changes in MBT levels are not systematic. MBT and DBT in cod liver from Langesundsfjorden showed an increase since 2001 and were above the levels from Frierfjorden in 2006. Phenyl tin has decreased in both fjords since 1999, and was below the limit of detection in all samples in 2006.

### Temporal development in dioxins, non-*ortho* PCB, and PCN

A statistical trend analysis has been performed on all available data on tissue levels of dioxins, non-*ortho* PCB, and PCN, including data from other investigations in Grenlandsfjordene.

Dioxin levels in cod liver from Grenlandsfjordene were on an average reduced by a factor of 3 from before the discharge reductions in 1990 to just after this. A further reduction of 8 % per year (wet weight concentrations) has been estimated for the whole fjord system during

1991-2003. During 2001-2006 the average levels have also decreased systematically at a rate of 7-20 % per year (95 % confidence limits).

Lipid normalised dioxin levels in cod liver from Frierfjorden shows a different temporal pattern with no reduction after 1991-1992. The difference is due to a systematic decrease in lipid content of the liver samples over the last 10 years closely proportional to the decrease in wet weight based dioxin levels. The dioxin reduction in cod liver from Frierfjorden may thus be explained by the decrease in lipid concentration alone, and does not in itself indicate reduced exposure of the cod to dioxins over time. The lipid content of blue mussels and crabs from Langesundsfjorden has also decreased over time, and these concurrent changes in lipid content of different organisms indicate that the general life conditions in the fjord have changed. Since this change cannot be described one cannot conclude if the trends in dioxin development over the last 10 years will continue into the future, and there is still a clear need for monitoring.

Cod liver samples from the other fjord areas do not show a connection between lipid content and wet weight based dioxin levels. The variation in liver lipid content has been unsystematic at these sites. Langesundsfjorden shows no reduction in wet weight dioxins since 1995, and lipid normalised levels show a slight increase. At Såstein the wet weight based dioxin levels after 1998 were somewhat lower than before 1998, but after 1999 there has been no reduction.

Dioxin levels in trout fillet from Frierfjorden decreased strongly just after the discharge reduction in 1990, but from 1993 to the last analysis in 2000 no clear time trend, even with a low value in 1999. For trout fillet from Langesundsfjorden dioxin levels on wet-weight basis show no reduction since 1997 and an increase rather than decrease in the last few years; concentrations on fat-weight basis decreased steadily between 1995 and 2003, but have increased since then, and are now equal to the levels observed in 1991-1997.

Dioxins in blue mussels decreased strongly from 1989 to 2001 all over Grenlandsfjordene. During 1997-2006, however, none of the stations showed any reduction in wet weight based dioxin levels, and a slight increase in lipid normalised levels; there appears to be a general reduction in lipid content of the mussels over time.

Dioxins in male crab hepatopancreas from Langesundsfjorden (Bjørkøy) and Jomfruland has not decreased significantly over the last 6 years. At Bjørkøy there was an apparent decrease during 2004-2006, but it is too early to conclude whether this is a trend.

A gradual decrease in wet weight concentrations of non-*ortho* PCB in cod liver was seen from 1996 to 2006 in Frierfjorden and at Såstein, but not in Langesundsfjorden. Lipid normalised levels did not change over time in Frierfjorden and Langesundsfjorden, but decreased at Såstein after 2001.

Wet weight based as well as lipid normalised levels of PCN in cod liver from Frierfjorden were clearly lower in 2004-2006 than in the period before 1998. This suggests a real reduction in the PCN exposure conditions.



# 1. Innledning

## 1.1 Nomenklatur

Følgende kortnavn er benyttet i resultatbeskrivelsene:

- polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner (PCDF/PCDD): dioksiner,
- non-*orto* polyklorerte bifenyler: n.-o. PCB
- polyklorerte naftalener: PCN
- Monobutyl-tinn: MBT
- Dibutyl-tinn: DBT
- Tributyl-tinn: TBT

## 1.2 Bakgrunn

Overvåking av Grenlandsfjordene har pågått siden tidlig på 1970-tallet og har i hovedsak vært rettet mot tilstandsvurdering av fjordområdene og miljøgifter i fisk og skalldyr. Store utslippsreduksjoner fra industrien ga markert nedgang i miljøgiftinnholdet i fisk- og skalldyr rundt 1990, men til tross for dette er miljøgiftinnholdet i sjømat fortsatt for høyt til at man har kunnet oppheve kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner. Dette gjelder særlig dioksiner. For dioksiner ble primærkilden sterkt redusert ved nedstenging av Hydros magnesiumfabrikk på Herøya i 2002, og helt eliminert ved stans av omsmelteanlegget, våren 2006.

## 1.3 Målsetning

Et flerårig program for overvåking av miljøgifter i organismer gjennomføres i perioden 2004 – 2007. Programmet er i stor grad en videreføring av målsetning og virksomhet fra tidligere overvåking. Målsetningen for langtidsprogrammet er todelt:

- å bedømme utviklingen av dioksinforurensingen i fisk og skalldyr over tid gjennom videreføring av utvalgte historiske dataserier,
- å kartlegge dioksinforurensingen i viktige kommersielle arter med hovedvekt på de ytre områdene av fjordsystemet.

Overvåkingsresultatene skal gi myndighetene grunnlag for å gi kostholdsråd med hensyn til de viktigste fisk- og skalldyrarter. Rammebetingelsene for programmet krever at man prioriterer de arter som har størst betydning for folks kosthold og fangst, og de forurensningsparametre som er av størst betydning for kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner. Programmet legger hovedvekt på de ytre fjordområder, da det er her man først kan forvente forbedringer som kan gi grunnlag for endringer av kostholdsråd.

For å ivareta og vurdere hvordan situasjonen har utviklet seg i fjordområdet som helhet, vil programmet også videreføre de lange tidsseriene som er etablert for klororganiske miljøgifter i utvalgte arter fra stasjoner andre steder i fjordområdet.

## 1.4 Kostholdsråd

Grenlandsfjordene er klart det best undersøkte fjordområdet i Norge i forhold til miljøgifter i organismer (Økland et al. 2005). Undersøkelsene har ført til at myndighetene har hatt godt faglig grunnlag for vurdering av kostholdsråd. Dette vises også ved at Grenland ligger på topp i antall revurderinger av kostholdsråd (Økland et al. 2005).

Følgende kostholdsråd, gitt av Mattilsynet i 2002 (da Statens næringsmiddeltilsyn, SNT) og revidert i 2004, er gjeldende for 2006:

- ”Det er forbudt å omsette fisk og skalldyr fanget i følgende geografiske områder:
  - Frierfjorden og Volls fjorden ut til Breviksbroen,
- Det er forbudt å omsette krabbe fanget i følgende geografiske områder:
  - Mellom Breviksbroen og en ytre avgrensning gitt av en rett linje fra nordvestre gravrøys på Mølen via nordre jernstake på Finsboene til Såsteins søndre odde, og videre via Mejulen, Kråka og Kårsholmen til fastlandet.
- Det er forbudt å omsette sjørørret fanget i Skiensvassdraget, Herrevassdraget og andre mindre vassdrag som munner ut i disse eller i Frierfjorden.
- Fisk som er fanget i følgende geografiske områder skal omsettes sløyet og uten lever:
  - Mellom Breviksbroen og en ytre avgrensning gitt av en rett linje fra nordvestre gravrøys på Mølen via nordre jernstake på Finsboene til Såsteins søndre odde, og videre via Mejulen, Kråka og Kårsholmen til fastlandet.”

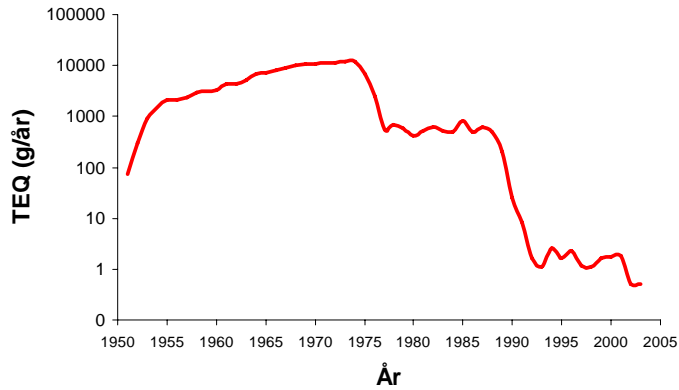
## 1.5 Utslippsforhold

Kilder til dioksiner er i hovedsak en forbrenningsprosess hvor karbon, klor og eventuelt en katalysator er til stede. Produksjon av metalliske magnesiumforbindelser fører med seg en slik prosess. I 1951 startet Norsk Hydro produksjon av magnesium på Herøya. I denne prosessen ble dioksiner og også andre klororganiske forbindelser dannet som biprodukt ved klorering av magnesiumoksyd for å gi vannfri magnesiumklorid. Dette førte til betydelige utslipp til Frierfjorden (Figur 1). Utslippene førte til høye dioksinkonsentrasjoner i økosystemet i Grenlandsfjordene, og problemene kom for alvor fram i dagen i 1986 da målinger viste høyt dioksininnhold i torsk og krabbe. Allerede i 1987 ble det innført restriksjoner på omsetning og bruk av sjømat fra fjordområdet.

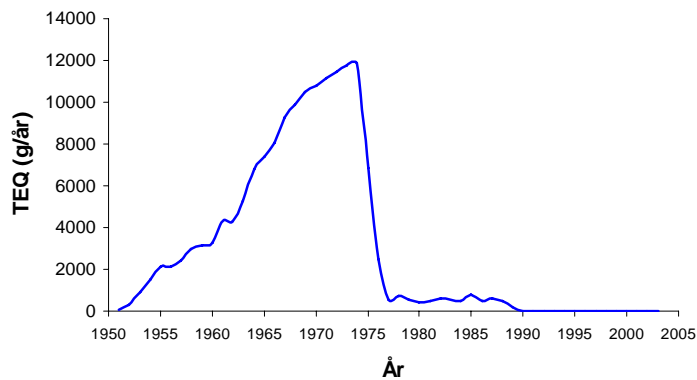
Norsk Hydro gjennomførte store rensertiltak på midten av 70 tallet og i 1989/90, og det fremgår av Figur 1 at utslippene har gått sterkt ned som følge av disse. Bare i perioden 1989 til 1992 ble den direkte belastningen med klororganiske forbindelser redusert med over 99 %. Primærkildene for dioksiner ble ytterligere redusert ved nedstenging av Hydros magnesiumfabrikk på Herøya i 2002, og helt eliminert ved stans av omsmelteanlegget, våren 2006.

a.

### Dioksinutslipp til frierfjorden



b.



Figur 1. Utslipp av dioksiner beregnet som 2,3,7,8-TCDD-toksisitetsekvivalenter til Frierfjorden fra magnesiumfabrikken på Herøya. Tall fra før 1987 er estimert ut fra relasjon til verdier av andre klorerte hydrokarboner. Kilde: Trond Gulbrandsen, Norsk Hydro Forsknings-senteret. Dataene er presentert både i en logaritmisk (a.) og lineær (b.) skala. Figuren er modifisert fra Næs et al (2004).



## 2. Overvåkingen 2006

Overvåkingen i 2006 har fulgt programforslag for langtidsprogrammet 2004 – 2007 utarbeidet av NIVA og HI i tilbud av 10. mars 2004, med senere justeringer. Programmets innhold varierer noe fra år til år og var i 2006 konsentrert om å følge opp tidligere tidsserier på dioksinnivåer i utvalgte organismer med analyse av:

- blåskjell fra Croftholmen, Helgeroa og Klokkertangen.
- taskekrabbe fra Bjørkøybåen og Jomfruland.
- torskelever fra Frierfjorden, Langesundfjorden, Såstein og Jomfruland.
- sjøørret fra Langesundfjorden.

Programmet omfattet også målinger av dioksiner og n.-o. PCB i sildefilet fra Eidangerfjorden, ålefilet fra Langesundfjorden, makrellfilet og reker fra Såstein/Mølen, samt målinger av tinnorganiske forbindelser i lever av torsk fra Frierfjorden og Langesundfjorden som oppfølging av tilsvarende målinger i 2002 - 2004.

For torsk og krabbe legger langtidsprogrammet vekt på hhv lever og krabbesmør siden dette vevet viser den største akkumulering og mest pålitelige tidstrenden. I 2006 ble det i tillegg gjennomført dioksinanalyser av filetprøver fra det samme utvalget av torsk som ble samlet i Frierfjorden (3 parallelle blandprøver) og Langesundfjorden (1 blandprøve), samt i to blandprøver av klokjøtt fra hhv hann- og hunnkrabber fra Frierfjorden og to blandprøver (hanner) fra hhv Langesundfjorden og Jomfruland. Dette ble gjort på bestilling fra Hydro og hadde som målsetning å vise dioksinnivået i de vevstyper som antakelig er mest i fokus som sjømat.

Som ledd i rapporteringen av resultatene fra 2006 er det også gjennomført en statistisk analyse av tidstrender for dioksiner n.-o. PCB, PCN og fettinnhold. Analysene er gjort på de dataseriene som dekker flere år etter utslippsreduksjonene rundt 1990. relevante data fra DIG-prosjektet og overvåkingsprogrammet JAMP er også trukket inn. Målsetningen har vært å finne om eventuelle endringer i miljøgiftnivå over tid er statistisk signifikant. Målsetningen har også vært å analysere usikkerheten i prognoser om videre utvikling i miljøgiftnivå i årene framover på basis av overvåkingen.

Den statistiske behandlingen har dekket:

- dioksiner, n.-o. PCB, PCN og fettinnhold (støtteparameter) i torskelever fra Frierfjorden, Langesundfjorden, Såstein og Jomfruland,
- dioksiner og fettinnhold i krabbesmør fra hannkrabber
- dioksiner og fettinnhold i blåskjell fra Langesundfjorden, Helgeroa og Klokkertangen
- dioksiner og fettinnhold i filet av sjøørret fra Frierfjorden.



### 3. Gjennomføring

#### 1.6 Feltarbeid

##### 1.6.1 Program

Innsamling av materiale (Tabell 1) ble foretatt på tokt med FF "G.M. Dannevig" i perioden 8. – 14. november 2006. Figur 2 viser kart over innsamlingsområdet med stedsangivelser for innsamlingene. Nærmere detaljer om antall individer, vekt og lengde for de ulike prøvene er gitt i Vedlegg 3.

Tabell 1. Oversikt over innsamlet materiale

Art	Stasjon	Vev	Kroppsstørrelse cm	Antall individer	Kommentar
Torsk	Frierfjorden	Lever og filet	32-75	3x20	3 paralleller
	Langesundsfjorden	Lever og filet	32-70	20	
	Såstein	Lever	35-58	20	
	Jomfruland	Lever	21-53	20	
Sjø-ørret	Langesundsfjorden	Filet	22-66	20	
Blåskjell	Croftholmen <sup>1)</sup>	Innmat	4-7	50	
	Helgeroa		5-8	50	
	Klokkertangen		6-8	50	
Krabber	Frierfjorden	Klokjøtt	12-18	2*20	<sup>2)</sup>
	Bjørkøy	Klokjøtt og skall-innmat	11-19	20	Hanner
	Jomfruland	Klokjøtt og skall-innmat	11-16	20	Hanner
Sild	Eidangerfjorden	Filet	18-34	20	
Ål	Langesundsfjorden	Filet	34-73	20	
Reker	Såstein/Mølen	Rekehaler	5-21 <sup>3)</sup>	75	

1) også betegnet Gjermundsholmen

2) analyse av hanner og hunner hver for seg

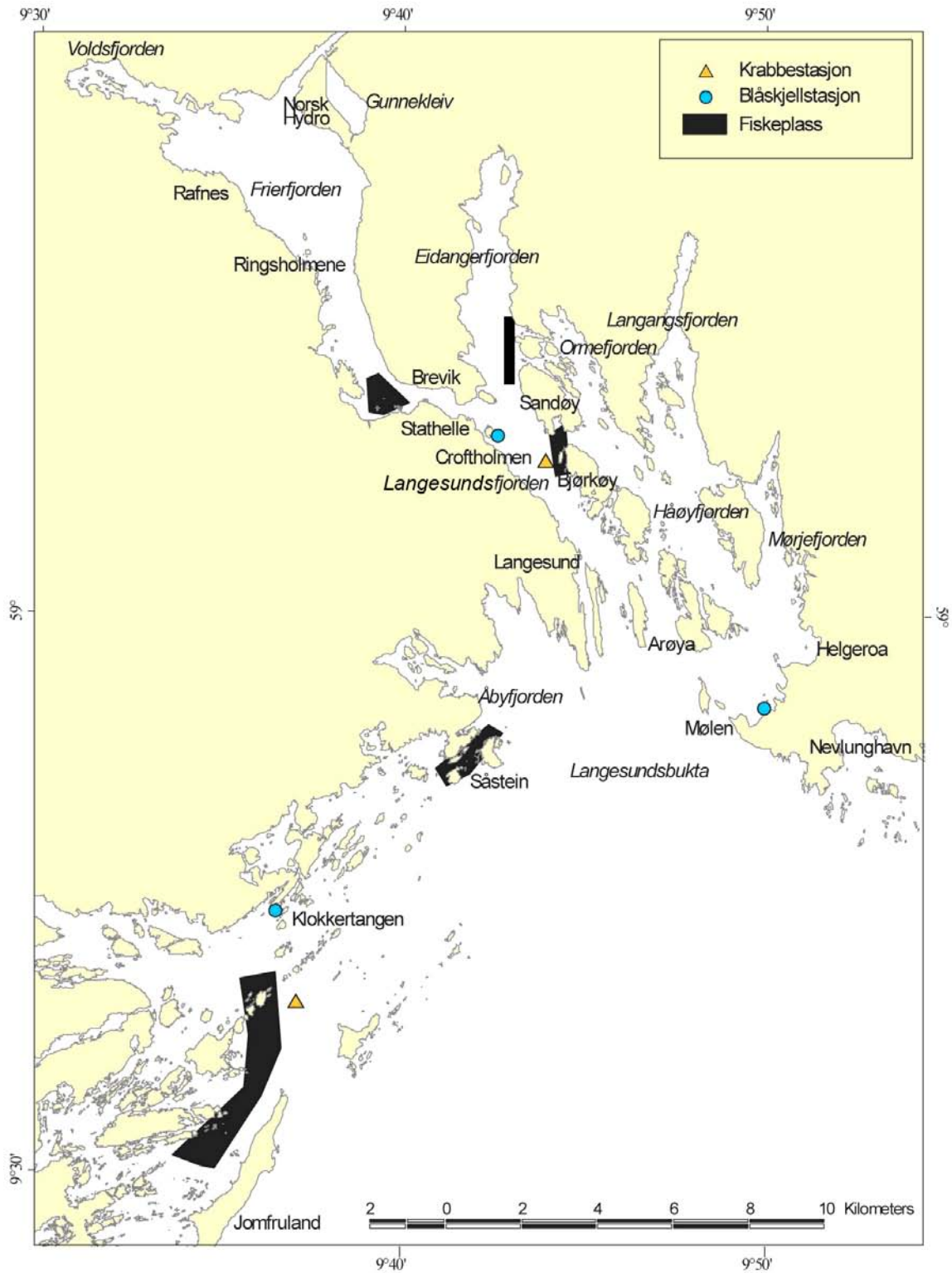
3) lengde på ryggskjoldet (carapax)

##### 1.6.2 Redskap

Torsk ble innsamlet med trollgarn og ruser, krabber med teiner, sild og ørret med flytegarn og blåskjell med egnet rive. Reker fikk vi fra Langesund fiskemottak. For nærmere beskrivelse av redskapstyper se overvåkningsrapport 2002 (Bakke et al 2003). Alle planlagte prøver ble innhentet på toktet.

#### 1.7 Prøveopparbeidelse

Prøveopparbeidelse foregikk i hovedsak på ferskt materiale på toktet. Opparbeidede prøver ble oppbevart frosne på brente glass før analyse.



Figur 2. Kart over Grenlandsfjordene og Telemarkskysten med stedsangivelser for stasjoner/områder for innsamling. Symboler og skravering angir prøvetakingsstasjoner.



## 1.8 Kjemiske analysemetoder

Dioksiner og n.-o. PCB, samt PCN er siden dioksinovervåkingen startet blitt analysert ved Norsk institutt for luftforskning, NILU, etter metodikk beskrevet hos Schlabach et al (1993), Oehme et al (1994) og Schlabach et al (1995). laboratoriet er akkreditert i henhold til ISO/IEC-17025. Metoden går i korthet utpå å homogenisere prøvene i Na<sub>2</sub>SO<sub>4</sub> før ekstraksjon ved direkte eluering med sykloheksan og diklormetan. <sup>13</sup>C-merkede 2,3,7,8-substituerte PCDD/PCDF tilføres som intern standard og prøvene renses vha. et multikolonne-system med ulike typer silika, aluminiumoksid og aktivt karbon. Bestemmelse av forbindelsene gjøres så vha. gasskromatografi med høyoppløsende massespektrometri (GC/MS). En delprøve av hvert av ekstraktene ble brukt til gravimetrisk analyse av fettinnhold.

Tinnorganiske forbindelser (butyl- og fenyl-tinn) er analysert av NIVA. Prøvene tilsettes en indre standard og oppsluttes med alkoholisk lut. Etter pH-justering og direkte derivatisering ekstraheres de tinnorganiske forbindelsene med organiske løsningsmidler og prøvene renses ved hjelp av gel-permeasjons kromatografi og oppkonsentreres. Prøvene analyseres ved bruk av gasskromatografi og atomemisjons-deteksjon, GC-AED. De ulike forbindelsene identifiseres ved hjelp av retensjonstidene som oppnås, og selve kvantifiseringen utføres med den indre standarden.

Rådata fra analysene er gitt i Vedlegg 2 og 3.

## 1.9 Beregning av toksisitetsekvivalenter

Flere halogenerte hydrokarboner gir giftighet gjennom den samme mekanismen (f.eks. PCBer og dioxiner). Det er derfor utviklet såkalte toksiske ekvivalens-faktorer (TEF) som et verktøy i risikovurdering. Disse faktorene angir størrelsesorden-estimer på giftighet av forbindelser, i forhold til 2,3,7,8-tetraklordibenzo-*p*-dioksin (TCDD), som er den mest giftige/potente av dioksinene og er tildelt TEF-verdien 1. TEF-verdier i kombinasjon med konsentrasjoner av aktuelle forbindelser kan brukes til å kalkulere toksiske ekvivalens-konsentrasjoner TE i prøver i miljøet:

$$TE_{PCDF/PCDD} = \sum_{n1}[PCDD_i \times TEF_i] + \sum_{n2}[PCDF_i \times TEF_i] .$$

Dette er den mest vanlige måten å presentere dioksinnivåer på. Her presenteres dataene som TE for dioksinene (TE<sub>PCDF/PCDD</sub>) og n.-o.PCB- data (TE<sub>n.-o. PCB</sub>) på bakgrunn av de seneste TEF-verdier (for menneske/pattedyr) tatt i bruk av WHO (Van den Berg et al. 1998). På grunn av endringen i beregningsgrunnlaget (TE-verdi) (1998) for enkelte forbindelser, sammenlignet med den tidligere benyttede nordiske TE-modellen (Ahlborg, 1989), er enkelte verdier fra og med 2005 noe forandret fra det som er presentert i tidligere overvåkings-rapporter. For tidstrendanalysene er alle TE-verdier beregnet etter Van den Berg (1998).

Beregningen av TE for PCN (TE<sub>PCN</sub>) er etter de indikerte TEF-verdiene på 0,002 for 1,2,3,5,6,7-HxCN og 0,003 for 1,2,3,4,5,6,7-HpCN fra Hanberg et al. (1990).

## 1.10 Statistisk tidstrendanalyser

Bjerkeng og Ruus (2002) beskriver statistikk utført på data t.o.m. 2001, og Bjerkeng (2006) har analysert data til og med 2003. Det er nå gjennomført en ny tidstrend-analyse av alle data fram til og med 2006. Fullstendig rapport fra denne er gitt i Vedlegg 1. Analysen er i første rekke basert på grafiske fremstillinger av tidsutvikling, med en drøftelse av utviklingstrekk og avvik, supplert av formelle statistiske analyser der det har vært hensiktsmessig.

Analysen omfatter dioksiner, n.-o. PCB og PCN. Figurer og statistiske analyser basert på toksisitetsekvivalenter. For komponenter som mangler eller der konsentrasjonen er under deteksjonsgrensen i de kjemiske analysene er konsentrasjonen satt til 0. Det kan bety at noen av punktene fra 1987 og 1988 kan ligge opp til 20-30 % for lavt, men bør ikke ha betydning for vurdering av tidstrender de siste 10-15 år. For de fleste prøvene finnes det også analyse av fettinnhold (fett-%).

De statistiske analyser er gjort på logtransformerte data både for konsentrasjoner og biologisk karakteristikk (størrelse og fett-%). De statistiske analysene er gjort ved ulike former for variansanalyse med område/stasjon og år eller periode som kategoriske faktorer, eller kovariansanalyser der fett-% er med som forklaringsvariabel, og variasjon over tid i noen tilfeller er modellert som en lineær variasjon på log-skala i stedet for som en kategorisk variabel med uavhengig variasjon fra år til år.

For å sikre at analysen av tidstrender er basert på størst/best mulig datamateriale (optimalisere utsagnskraften i analysene) er alle tilgjengelige data for de aktuelle prøvetypene tatt med i den statistiske vurderingen, både fra Grenlandsovervåkingen, forskningsprosjektet DIG (Berge et al. 2004) og overvåkingsprogrammet JAMP (Joint Assessment and Monitoring Programme).

Analysene av torsk er basert på tidsseriene fra Frierfjorden, Langesundsfjorden (i tidligere rapporter kalt Breviksfjorden) og Såstein, fra og med 2002 også Jomfruland. Blandprøver fra Frierfjorden og Eidangerfjorden i DIG-prosjektet i 2000 og 2001 er også tatt med. Prøver fra Eidangerfjorden er betraktet som en del av tidsserien fra Langesundsfjorden. For torskelever finnes noen data som representerer replikat prøvetaking eller analyse på det samme materiale. Ved tre tilfeller er samme prøve analysert både av folkehelseinstituttet og NILU. Fordi NILUs resultater omfatter også n.-o. PCB og PCN, er bare disse brukt.

Analysene av blåskjell, sjøørret og krabbe dekker data fra Grenlandsovervåkingen, for blåskjell også data fra JAMP-programmet.

## 4. Resultater

### 1.11 Fettinnhold

Fettinnholdet i de ulike vevstypene er vist i *Tabell 2*. Rådata er gitt i Vedlegg 2.

Fettprosenten, som gikk signifikant opp i torskelever fra Frierfjorden mellom 2004 og 2005, lå i 2006 faktisk noe lavere enn nivåene i 2004 igjen. Siden samsvaret mellom de parallelle prøvene var godt alle tre årene, og ingen av de andre prøvene viste tilsvarende endringer fra år til år, synes forskjellen å være reell. Endringer i fettinnhold over tid og konsekvenser for tolkningen av dioksinresultatene er diskutert nærmere i kapittel 1.12.2 og Vedlegg 1.

Fettprosenten i leverprøvene av torsk var 70 - 150 ganger høyere enn fettprosenten i tilsvarende filetpøver. Dette er samme forskjell i fettinnhold mellom lever og filet som ble funnet i torsk fra Frierfjorden i 2000. Fettinnholdet i skallinnmaten av krabber var 350 – 550 ganger høyere enn fettinnholdet i klokjøtt.

*Tabell 2 Prosent ekstraherbart fettinnhold i vevsprøvene fra 2005 og 2006.*

Arter/prøvesteder	2006	2005
<b>Torskelever</b>		
Frierfjorden I	9,9	34,2
Frierfjorden II	7,8	21,1
Frierfjorden III	10,2	26,2
Langesundsfjorden	26,3	23,3
Såstein	32,3	50,4
Jomfruland	51,8	36,6
<b>Torskefilet</b>		
Frierfjorden I	0,11	
Frierfjorden II	0,12	
Frierfjorden III	0,14	
Langesundsfjorden	0,18	
<b>Sjø-ørret</b>		
Langesundsfjorden	0,57	1,0
<b>Blåskjell</b>		
Croftolmen	0,9	1,4
Helgeroa	1,4	1,2
Klokkertangen	1,1	0,7
<b>Krabbesmør (hanner)</b>		
Bjørkøybåen	11,1	7,7
Klokkertangen/Jomfruland	10,7	8,9
<b>Krabbe klokjøtt</b>		
Frierfjorden hunner	0,09	
Frierfjorden hanner	0,11	
Bjørkøybåen hanner	0,02	
Jomfruland hanner	0,03	
<b>Sild</b>		
Eidanger	10,7	
<b>Ål</b>		
Langesundsfjorden	15,2	
<b>Makrell</b>		
Såstein/Mølen	11,3	
<b>Reker</b>		
Såstein/Mølen	0,52	

## 1.12 Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner (dioksiner)

### 1.12.1 Tilstand 2006

Hovedresultatene fra analysene av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner, *n.-o.* PCB og polyklorerte naftalener PCN uttrykt som toksisitetsekvivalenter, TE, er gitt i *Tabell 3*. Rådata er gitt i Vedlegg 2. For alle lokaliteter, arter og vevstyper var enten ingen nedgang eller bare svake endringer siden 2005. Nivåene lå stort sett i SFT klasse III-V.

*Tabell 3. Toksisitetsekvivalenter (ng TE/kg våtvekt ) av dioksiner, n.-o. PCB og polyklorerte naftalener PCN i vevsprøvene fra 2006. Prøver markert med grønt tilfredsstillende EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskeprodukter (4 ng TE/kg våtvekt ) (SFTs tilstandsklassifisering for dioksininnhold er gitt i parentes der disse er etablert).*

Arter/prøvesteder	TE <sub>PCDF/D</sub>	TE <sub><i>n.-o.</i> PCB</sub>	TE <sub>PCN</sub>
<b>Torskelever</b>			
Frierfjorden I	330 (V)	81,4	56,9
Frierfjorden II	237 (IV)	59,0	24,4
Frierfjorden III	252 (IV)	72,0	43,4
Langesundsfjorden	224 (IV)	143,0	
Såstein	41,0 (III)	24,7	
Jomfruland	30,6 (II)	16,9	
<b>Torskefilet</b>			
Frierfjorden I	1,78 (IV)	0,48	
Frierfjorden II	1,17 (IV)	0,33	
Frierfjorden III	1,31 (IV)	0,36	
Langesundsfjorden	0,96 (III)	0,53	
<b>Sjøørret filet</b>			
Langesundsfjorden	2,24	0,65	
<b>Blåskjell</b>			
Croftholmen	2,66 (IV)	0,29	
Helgeroa	1,47 (III)	0,18	
Klokkertangen	0,71 (III)	0,12	
<b>Krabbesmør (hanner)</b>			
Bjørkøybåen	122 (IV)	5,46	
Klokkertangen/Jomfruland	49,1 (III)	5,07	
<b>Krabbe klokjøtt</b>			
Frierfjorden hunner	3,89	0,07	
Frierfjorden hanner	5,42	0,15	
Bjørkøybåen hanner	3,94	0,11	
Jomfruland hanner	0,71	0,05	
<b>Sild filet</b>			
Eidanger	10,8 (IV)	1,92	
<b>Ål filet</b>			
Langesundsfjorden	21,2	2,54	
<b>Makrell filet</b>			
Såstein/Mølen	0,77	0,66	
<b>Rekehaler</b>			
Såstein/Mølen	0,36	0,11	

I 2006 ble det også gjort analyser av dioksiner og n.-o. PCB i blandprøver av filet av torsk fra Frierfjorden (3 paralleller) og Langesundsfjorden (1 prøve), samt av blandprøver av klokjøtt fra Frierfjorden (hhv hanner og hunner), Bjørkøybåen og Jomfruland (begge steder bare hanner). Der både lever og filet er analysert fra samme lokalitet ble de to prøvetypene tatt fra de samme individene.

Forholdet mellom TE av PCDF/D i lever kontra filet av torsk fra Frierfjorden var i snitt 193:1 (fra 185:1 til 203:1). Tilsvarende for torsk fra Frierfjorden i 2000 var 141:1 mellom lever og filet. Dette indikerer at dioksininnholdet i filet kan ha sunket i forhold til i lever de siste 6 årene, men tallmaterialet er for spinkelt til å kunne fastslå dette. I torsk fra Langesundsfjorden var forholdet 233:1 dvs enda lavere dioksininnhold i filet i forhold til i lever. Det var meget god korrelasjon mellom dioksinnivå i lever og filet fra samme gruppe fisk (korr.koeff.: 0,98).

Forskjellen i TE av PCDF/D mellom analoge vevstyper i hannkrabber (klokjøtt kontra krabbesmør) var betydelig lavere, henholdsvis 31:1 og 69:1 for Bjørkøybåen og Jomfruland. Selv om vevstypene ikke er direkte sammenliknbare er tendensen altså at det var høyere dioksininnhold i muskelvev i forhold til i levervev hos krabbe enn hos torsk.

For TE av n.-o. PCB var forholdet mellom nivåene i filet og lever hos torsk omtrent som for PCDF/D. Det var god korrelasjon mellom n.-o. PCB-innhold i lever og filet fra samme gruppe fisk (korr.koeff.: 0,86). Forholdet i n.-o. PCB-innhold mellom klokjøtt og krabbesmør i hannkrabber var noe høyere enn forholdet for PCDF/D, dvs at forskjellen mellom klokjøtt og krabbesmør var størst for n.-o. PCB.

Som tidligere år kom det største bidraget til total sumTE (summert for PCDF/D og n.-o. PCB) fra PCDF/D: 61 – 98 %. Forholdet mellom  $sumTE_{PCDF/D}$  og  $sumTE_{n.-o.PCB}$  har i hovedsak vært det samme de siste 13 årene for alle de undersøkte organismene. I perioden 2003-2005 var det i torskelever fra Langesundsfjorden tendens til at  $sumTE_{PCDF/D}$  hadde økt i forhold til  $sumTE_{n.-o.PCB}$ . Dette ble tolket som en mulig hurtigere nedgang i n.-o. PCB enn i PCDF/D. Tendensen ble imidlertid snudd i 2006.

### 1.12.2 Tidstrender for dioksinnivåer i organismer 1987-2006

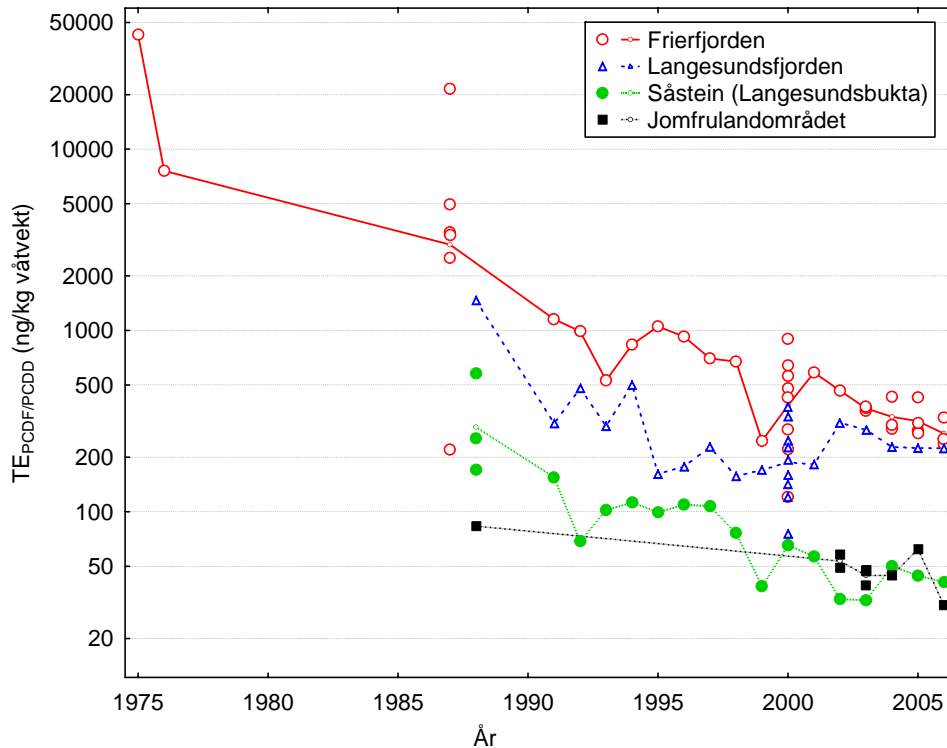
Dette kapitlet er en sammenfatning av den statistiske spesialanalysen av tidstrender som er gitt i vedlegg 1.

#### *Torsk*

Torsk fra Frierfjorden den eneste prøvetypen der det finne analysedata før og etter rensiltakene ved Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk i 1975 (Knutzen et al. 2001). De viser en kraftig reduksjon i dioksinnivåene både på våtvekts- og fettvektsbasis. Sett i lys av senere fluktuasjoner fra år til år er det usikkert om denne forskjellen mellom to enkeltstående prøver faktisk er representativ for den reelle endringen i Frierfjorden i denne perioden.

Figur 3 viser at dioksinnivåene på våtvektsbasis i torskelever ble tydelig redusert over en kort periode på 2-3 år også etter utslippsreduksjonen i 1990, med en faktor 3 i følge Bjerkeng og Ruus (2002). Analysen ga ingen grunn til å anta at relativ reduksjon har vært forskjellig på de tre stasjonene. På grunn av manglende data om fett-% vet vi ikke om dette også gjelder for konsentrasjoner på fettbasis. Selv om beregnet reduksjon i Frierfjorden er basert på noen få

prøver av enkeltfisk med stor spredning fra 1987, bekreftes den av data for andre arter (Bjerkeng og Ruus 2002).



Figur 3. Konsentrasjoner av dioksiner i torskelever på våtvektsbasis fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Såstein og Jomfruland, som funksjon av tid. Verdiene er angitt som  $TE_{PCDF/PCDD}$  (etter Van den Berg et al. 1998). Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala.

Dioksinnivåene på våtvektsbasis i torskelever fra Frierfjorden ser ut til å ha blitt redusert videre fra 1991 og frem til 2006, med tilsynelatende avvikende lav verdi i 1993, 1999 og eventuelt i 2000. Bjerkeng (2006) beregnet en gjennomsnittlig reduksjonsrate på 8 % pr. år for Grenlandsområdet i perioden 1991-2003. For de siste seks årene (2001-2006) har det vært en ganske jevn nedgang i gjennomsnitt fra år til år på mellom 7 og 20 % pr. år.

Utviklingen i Frierfjorden de siste 6 årene fremtrer i Figur 3 som en fortsettelse av en reduksjon som har pågått siden 1991. Det visuelle inntrykket av en jevn nedgang i 2001-2006 kan likevel ikke uten videre ekstrapoleres til en lengre periode eller brukes til prognose for årene framover, siden en tidligere har hatt større avvik fra dette forløpet.

Konsentrasjonene på fettbasis viser et helt annet bilde og har holdt seg på omtrent samme nivå i hele perioden (Figur 2 i Vedlegg 1). Forskjellen i forhold til konsentrasjoner på våtvektsbasis henger sammen med at fettinnholdet i lever fra Frierfjorden er blitt mer enn halvert de siste 10 årene (Figur 3 i Vedlegg 1) og våtvektskonsentrasjonene av dioksiner har sunket omtrent proporsjonalt med dette. For Frierfjorden er det nærliggende å konkludere at nedgangen i våtvektskonsentrasjoner er en følge av redusert fettinnhold og ikke behøver å bety at ytre eksponering i miljøet er blitt mindre.

For de andre områdene det imidlertid ikke noen klar sammenheng mellom fett-% og konsentrasjon. I Langesundsfjorden har det ikke skjedd noen videre nedgang i konsentrasjoner på våtvektsbasis siden 1995. Det har heller ikke vært tydelig langtidsendring i fettinnhold. Ved Såstein er dioksin-nivåene på våtvektsbasis etter 1998 generelt noe lavere enn i perioden før, og bildet er en langsom, jevn nedgang som fortsetter, men fra og med 1999 er det ingen reduksjon. Det er heller ikke her noen enhetlig endring i fett-%. Tidsserien fra Jomfruland er for kort til at en kan trekke konklusjoner om trender, men dioksinnivåene er omtrent som ved Såstein. Dioksinkonsentrasjoner på våtvekt går her motsatt vei av fett-%.

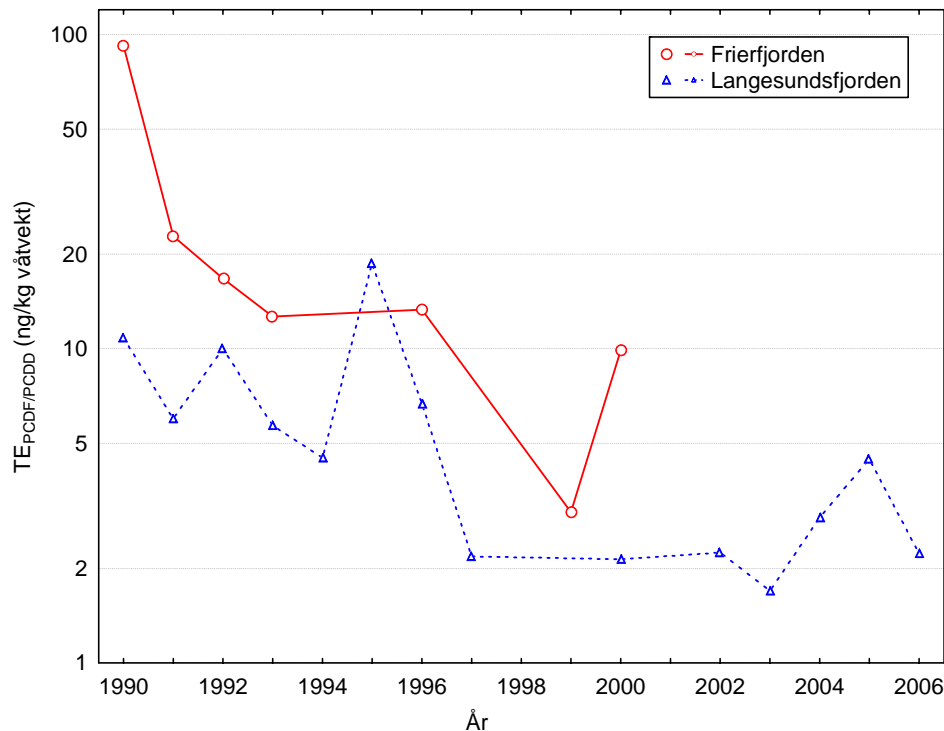
Forholdet mellom våtvektskonsentrasjoner av dioksiner i torskelever og fettinnhold er altså meget variabelt innenfor Grenlandsfjordene, og det er rimelig å anta at det er flere faktorer som kan ha påvirket forholdet. Noen ganger kan det være en reell variasjon over tid i et delområde, noen ganger tilfeldig forskjell mellom individer, andre ganger endringer i f.eks. vandringsmønster som gjør at geografiske forskjeller spiller inn for fisk som fanges i samme område til ulike tider. Det har også skjedd endringer i innsamlingsrutiner i løpet av overvåkingen som kan tenkes å ha påvirket biologisk karakteristikk (størrelse, fett-%) i prøvene og eksponering til dioksiner. Fra og med 2002 er innsamlingen gjort av samme aktør og på samme tid av året (høsten). I årene før dette ble innsamlingen gjort til ulike tider av året og av lokale fiskere. I Frierfjorden er torsken fra og med 2002 også fanget nærmere utløpet til Langesundsfjorden enn i perioden før (området omkring Ringsholmen). Også i Langesundsfjorden kan fangststedet ha variert noe over tid.

Spørsmålet som fortsatt gjenstår er om nedgangen i dioksin-nivåer på våtvektsbasis i Frierfjorden er en følge av redusert eksponering i miljøet, eller om det helt eller delvis kan være en følge av endringer i fiskens levevilkår (eller i innsamlingsrutinene), som eventuelt også har gitt endring i fett-% i lever, og at dette har slått ut spesielt for Frierfjorden. Den observerte nedgangen i dioksinkonsentrasjoner på våtvektsbasis i torskelever de siste 10-15 år er derfor ikke noe entydig bevis på at eksponering til dioksiner og n.-o. PCB i Frierfjorden er redusert. Hvis nedgangen kun skyldes nedgang i fettinnhold, kan man også tenke seg at en fremtidig endring i levevilkårene som fører til øket fettinnhold i torskelever vil kunne resultere i at dioksinnivået øker igjen. Det er derfor ikke mulig å avklare om utviklingen de siste 10 år er representativ for den videre utviklingen. Bare videre overvåking vil kunne avklare dette.

### **Ørret**

Utviklingen i dioksinkonsentrasjoner i filet av sjørørret på våtvektsbasis er vist i Figur 4. (utvikling på fettvektsbasis og endringer i fett-% er vist i Vedlegg 1).

Dioksinkonsentrasjonen i Frierfjorden fra mai 1990 (rett før utslippsreduksjonen) ligger høyere enn alle senere verdier fra samme område enten en ser det på våtvektsbasis eller fettvektsbasis.



Figur 4. Konsentrasjoner av dioksiner i filet fra sjøørret på våtvektsbasis fra Frierfjorden og Langesundsfjorden som funksjon av tid. Verdiene er angitt som  $TE_{PCDF/PCDD}$  (etter Van den Berg et al. 1998).

Fettinnholdet og fiskens gjennomsnittsvekt har vært systematisk lavere i Langesundsfjorden enn i Frierfjorden. For ørretfilet har tidligere analyser konkludert med at fettnormalisering gir mer stabile dioksinverdier enn på våtvektsbasis (Bjerkeng og Ruus, 2002). For data fra og med 1993 er variasjonene i konsentrasjon i stor grad korrelert med variasjoner i fett-% ut fra en enkel regresjon på log-transformerte verdier, men det er usikkert om det er en reell funksjonell sammenheng eller en følge av at begge deler viser systematisk variasjon mellom stasjoner og mellom perioder. Det er derfor usikkert om data på fett-basis gir noe bedre bilde av utvikling i det ytre miljøet.

Ørretfilet fra Frierfjorden viste en sterk nedgang i dioksiner umiddelbart etter utslippsreduksjonen rundt 1990, men etter dette ingen klar nedgang fram til siste måling i 2000, selv om det var en avvikende lav verdi i 1999.

På våtvektsbasis er konsentrasjonene i Langesundsfjorden lavere etter 1996 enn i perioden før, men det er ingen tendens til systematisk endring over tid i noen retning innenfor hver av disse periodene, bl.a. er det ingen tegn til videre reduksjon av nivåene fra 1997 til 2006. På fettvektsbasis ble konsentrasjonene redusert frem til og med 2003, men denne utviklingen er brutt de siste år, og nivåene ligger nå på samme nivå som i 1991-1997 (Figur 8 i Vedlegg 1).

### **Blåskjell**

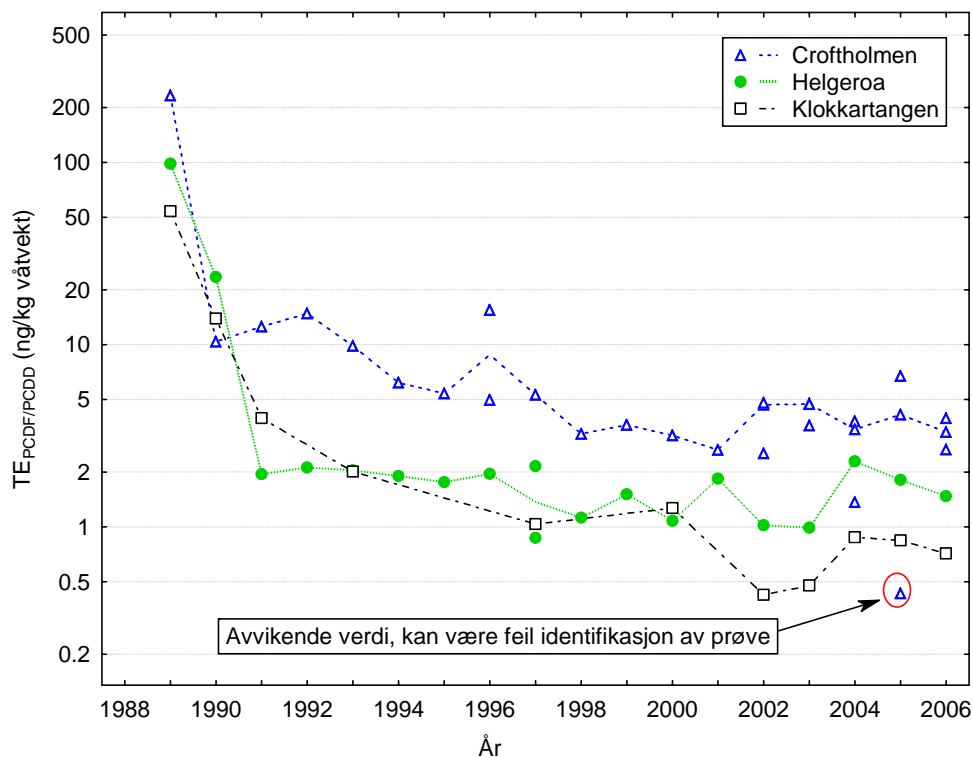
Konsentrasjon av dioksiner i blåskjell på våtvektsbasis viser ingen reduksjon over tid på noen av stasjonene i perioden 1997-2006 (Figur 5). På Croftholmen har konsentrasjonene variert



rundt 3-5 ng/kg våtvekt siden 1997<sup>1</sup>, og på Helgeroa har de fluktuert mellom 1 og 2 ng/kg våtvekt. På Klokkertangen ligger riktignok verdiene fra perioden 2002-2006 lavere enn de to prøvene fra 1997 og 2000, men fluktuasjonene innenfor den siste perioden gjør at en heller ikke her kan konkludere med noen reduksjon over tid innen perioden 1997 -2006.

Fettnormaliserte konsentrasjoner viser en svak økende tendens over de siste 7 år, iallfall på Croftholmen og Klokkertangen Figur 11 i Vedlegg 1). Det henger sammen med at fettinnholdet også i blåskjellprøvene har blitt lavere de siste årene (Figur 12 i Vedlegg 1). Fettreduksjonen synes å være en generell trend på alle de tre stasjonene, og samlet for alle prøvene er fettendringen signifikant (se Vedlegg 1).

Det er ikke grunnlag for å si om konsentrasjoner på våtvekt eller fettvekt er det som best gjenspeiler eksponeringen til dioksiner, men uansett hva en velger å se på er det altså ingen tegn til reduksjon av dioksin-nivåene på de tre stasjonene etter 1997.



Figur 5. Konsentrasjoner av dioksiner i blåskjell på våtvektsbasis fra Croftholmen, Helgeroa og Klokkertangen ved Jomfruland som funksjon av tid. Verdiene er angitt som TE<sub>PCDF/PCDD</sub> (etter Van den Berg et al. 1998). Alle replikater er vist (mulig feilidentifisert prøve innringet); linjene er trukket mellom medianverdier.

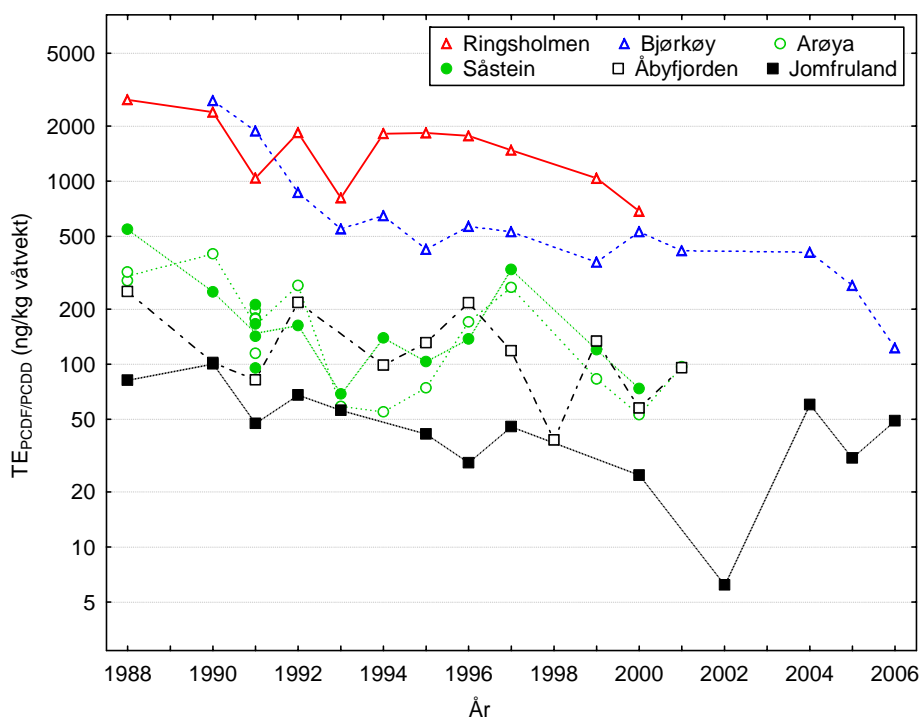
### Taskekrabbe

Dioksininnholdet i skallinnmat (krabbesmør) av hannkrabbe viser ingen signifikant reduksjon over tid de siste 6 årene på de to stasjonene som fortsatt blir undersøkt. På Bjørkøya var konsentrasjonene på våtvektsbasis stort sett uendret mellom 1993 og 2004 (Figur 6). På fett-

<sup>1</sup> En avvikende lav verdi i 2005, vist i figuren, er utelukket fra de statistiske analysene.

basis (Figur 14 i Vedlegg 1) viste dioksinene en svak økning fra 1994 til 2004. Målingene i 2005 og spesielt 2006 antyder en reduksjon i dioksinnivå både på våtvektbasis og etter fettnormalisering, men dette er likevel ikke nok til å kunne konkludere med en begynnende nedadgående trend, sett i forhold til de tidligere store fluktuationene. På Jomfruland er det heller ingen nedgang i dioksiner etter 1991. Faktisk har konsentrasjonen heller økt de siste tre årene, spesielt markant på fettvektbasis.

Også for krabbesmør har fettinnholdet gått ned over tid (Figur 15 i Vedlegg 1), og som for torsk gjør dette det vanskelig å tolke dioksinendringene.



Figur 6. Konsentrasjoner av dioksiner i krabbesmør fra hanner på våtvektbasis fra Grenlandsområdet som funksjon av tid. Verdiene er angitt som  $TE_{PCDF/PCDD}$  (etter Van den Berg et al. 1998). For Arøya og Såstein 1991 er alle replikater vist; linjene er trukket gjennom geometrisk middel.

## 1.13 Non-orto PCB i torskelever

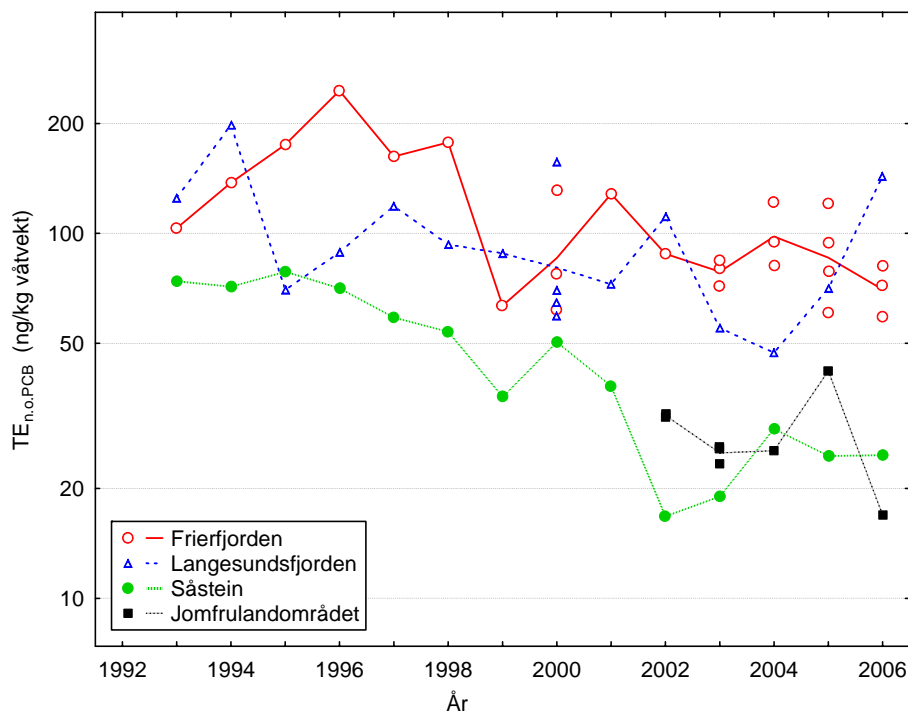
### 1.13.1 Tilstand 2006

Toksisitetsekvivalenter av n.-o. PCB for alle prøvene er gitt i Tabell 3. Rådata er gitt i Vedlegg 2. Tidsutviklingen hos torsk er diskutert i kapittel 1.13.2. Det var det bare små endringer i nivåene hos de øvrige artene siden 2005. Det bør nevnes at konsentrasjonen i krabbesmør fra Bjørkøybåen var omtrent halvert fra 10,2 ngTE/kg våtvekt i 2005 til 5,5 ngTE/kg våtvekt i 2006. Nivået i 2006 er det laveste som er registrert de siste 7 årene.

### 1.13.2 Tidsutvikling 1993 – 2006

Den statistiske analysen beskrevet i Vedlegg 1 omfatter også tidsutviklingen i n.-o. PCB i torskelever. Våtvektskonsentrasjonene gir inntrykk av gradvis nedgang fra 1996 til 2006 i Frierfjorden og ved Såstein og uendret nivå i Langesundsfjorden (Figur 7). Fettnormaliserte konsentrasjoner (Figur 18 i Vedlegg 1) viser ingen endring over tid i Frierfjorden og Langesundsfjorden, mens nivåene ved Såstein er markert lavere etter 2001. For Frierfjorden

er det de siste tre årene en helt klar tendens til at fettnormalisering jevner ut forskjellene mellom replikate prøver, men alt i alt ser det ut som om våtvektskonsentrasjonene gir det mest stabile bilde av tidsutviklingen.



Figur 7. Konsentrasjoner av n-o. PCB i torskelever på våtvektsbasis fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Såstein og Jomfruland, som funksjon av tid. Verdiene er angitt som TE<sub>n.o.PCB</sub> (etter Van den Berg et al. 1998). Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala.

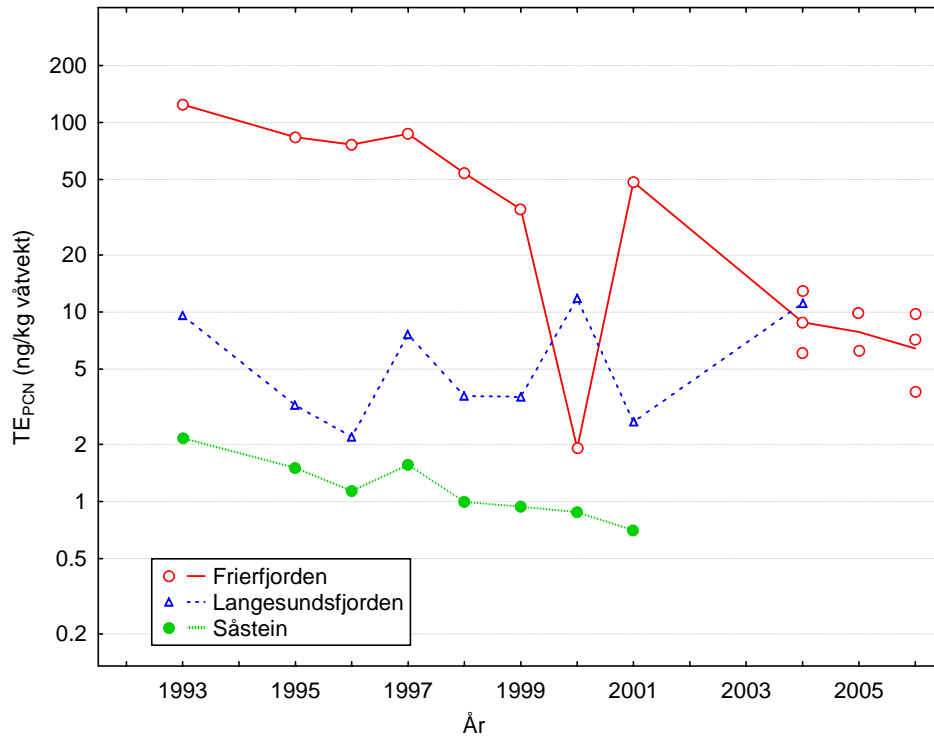
## 1.14 Polyklorerte naftalener (PCN) i torskelever

### 1.14.1 Tilstand 2006

Konsentrasjonene av PCN i de tre parallelle torskeleverprøvene fra Frierfjorden varierte fra 24,4 ngTE/kg våtvekt til 56,9 ngTE/kg våtvekt (Tabell 3). Det var fullstendig lineær sammenheng mellom TE av PCN og av n.-o. PCB i de tre parallellene (korrelasjonskoeffisient 1,0). Korrelasjonen mellom PCN og dioksiner var også meget høy (korrelasjonskoeffisient 0,89).

### 1.14.2 Tidsutvikling 1995 – 2006

PCN-nivåene i Frierfjorden på våtvektsbasis var klart lavere i 2004-2006 enn i perioden frem til 1998 (Figur 8). Store fluktuasjoner i årene mellom, spesielt et svært lavt nivå i 2000, forstyrrer inntrykket av en jevn nedgang over tid. På fettvektsbasis er det også en tendens til reduksjon over tid (Figur 20 i Vedlegg 1), men ikke så klar som på våtvektsbasis. Konsentrasjonene i Langesundsfjorden endret seg ikke entydig fra 1993 til 2004 (siste måling) verken på våtvektsbasis eller fettvektsbasis. Våtvektskonsentrasjonene ved Såstein viser en svak og tilnærmet loglineær nedgang fra 1993 til 2001 (siste måling), mens fettnormaliserte konsentrasjoner derimot viser en svak økning etter 1996.



Figur 8. Konsentrasjoner av PCN i torskelerver på våtvektsbasis fra Frierfjorden, Langesundsfjorden og Såstein som funksjon av tid. Verdiene er angitt som  $TE_{PCND}$ . (etter Hanberg et al. 1990). Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala.

## 1.15 Tinnorganiske forbindelser i torskelever

Innholdet av tributyl-tinn (TBT) og dibutyl-tinn DBT har sunket jevnt i torskelever fra Frierfjorden siden 1999 (Tabell 4a). Endring i nivå av monobutyl-tinn (MBT) er mer usikker siden deteksjonsgrensene har endret seg mellom årene, men var iallfall noe høyere i 2006 enn i 1999. Torskelever fra Langesundsfjorden har vist tendens til økning av MBT og DBT siden 2001, og usystematisk fluktuasjon i TBT. I motsetning til tidligere år var det i 2006 høyere nivå av de tre butyltinnforbindelsene i torskelever fra Langesundsfjorden enn fra Frierfjorden.

Nivåene av fenyltinnforbindelser var under deteksjonsgrensen på 5 µg/kg våtvekt i alle leverprøvene (Tabell 4b). Det var en klar nedgang i fenyltinn fra 1999 til 2001 (2004 for TPhT), men analysene har ikke vært følsomme nok til å fastslå endringsmønsteret etter dette.

Tabell 4. Konsentrasjoner (µg/kg våtvekt) av a) butyltinn og b) fenyltinn i torskelever 1999 - 2006.

a)

Stasjon	Stoff	MBT				DBT				TBT			
		1999	2001	2004	2006	1999	2001	2004	2006	1999	2001	2004	2006
Frierfjorden I				<5	<5			33	11			29	<5
Frierfjorden II				<5	<5			20	12			28	8,4
Frierfjorden III				<5	6,5			18	14			27	6,7
<i>Snitt Frierfjorden</i>		3,4	<1,5	<5	6,5	39	28	24	12,3	110	100	28	7,5
Langesundsfjorden			1,5	<5	10		6,1	15	26		20	27	10

b)

Stasjon	Stoff	MPhT				DPhT				TPhT			
		1999	2001	2004	2006	1999	2001	2004	2006	1999	2001	2004	2006
Frierfjorden I				<5	<5			<5	<5			6,4	<5
Frierfjorden II				<5	<5			<5	<5			<5	<5
Frierfjorden III				<5	<5			<5	<5			9,2	<5
<i>Snitt Frierfjorden</i>		23	<1,7	<5	<5	23	<2,3	<5	<5	100	i 1)	7,8	<5
Langesundsfjorden			<1,7	<5	<5		<2,3	<5	<5		i 1)	<5	<5

1) interferens fra andre stoffer



## 5. Oppsummering, konklusjoner og anbefalinger

### 1.16 Tilstand i de enkelte fjordområdene

Nedenfor er gjort en sammenfattende vurdering av dagens tilstand mht dioksinnivå i fisk og skalldyr i de ulike hovedavsnittene av fjordsystemet basert på analysene fra 2006 og den statistiske analysen i Vedlegg 1. Det er også gjort en sammenlikning av dioksinnivåer i ulike organismer i forhold til grenseverdier for spiselighet. I Norge og EU er det nå opprettet felles grenseverdier for dioksiner i mat (cf Økland et al. 2005). I følge Økland et al. (2005) er grenseverdien for dioksiner i fiskekjøtt og fiskerivarer satt av EUs Scientific Committee on Food (SCF) til 4 ngTE/kg våtvekt (EU regulativ 2371/2001). Regulativet gjelder fiskekjøtt, men ikke lever. Regulativet gjelder også for krepssdyr med unntak av skallinnmat hos krabber. SCF angir videre et tolerabelt ukentlig inntak av dioksiner (TWI) på 14 pg/kg kroppsvekt pr uke. Dette betyr at et voksent menneske (75 kg kroppsvekt) ikke bør spise mer enn ca 250 g sjømat pr uke med dioksininnhold tilsvarende EUs grenseverdi.

#### 1.16.1 Indre område: Frierfjorden

Programmet for 2006 omfattet 3 parallelle blandprøver av hhv torskelever og torskefilet, og i blandprøver klokjøtt fra hhv hannkrabber og hunnkrabber. Torskefilet ble sist gang analysert i 2000, mens klokjøtt ikke tidligere er analysert.

Alle de tre parallellene av torskefilet tilfredsstilte med god margin EUs grenseverdi for dioksiner i fiskekjøtt og fiskeprodukter. Dioksiner i prøven av klokjøtt fra hunnkrabber lå også under grenseverdien, mens prøven fra hanner lå noe over.

For perioden fra og med 1991 er tidsutviklingen mht dioksiner i torskelever i Frierfjorden forskjellig avhengig av om en betrakter konsentrasjoner på våtvektsbasis eller fettbasis. På våtvektsbasis ser det ut til totalt sett å ha vært en noenlunde jevn nedgang i dioksinnivå i torskelever over hele perioden. Reduksjonsraten er beregnet å være mellom 7 og 20 % pr. år (95 % konfidensintervall). På fettbasis har det derimot ikke skjedd noen reduksjon etter 1991-1992. Samme mønster vises for n.-o. PCB. Hva som gir det riktige bildet av eksponeringen til dioksiner er ikke godt å si siden fettinnholdet har sunket tilnærmet proporsjonalt med dioksininnholdet. Den observerte nedgangen i dioksin konsentrasjoner på våtvektsbasis i torskelever de siste 10-15 år er derfor ikke noe entydig bevis på at eksponering til dioksiner og n.-o. PCB i Frierfjorden er redusert. Den kan altså helt eller delvis være en følge av for eksempel endringer i fiskens levevilkår som har gitt endring i leverens fettinnhold.

For PCN i torskelever viser både våtvektbaserte og fettnormaliserte konsentrasjoner klart lavere verdier i 2004-2006 enn i perioden frem til 1998, spesielt tydelig på våtvektsbasis. Dette tyder på en reell nedgang i PCN-eksponeringen i Frierfjorden.

Innholdet av TBT og DBT i torskelever har sunket jevnt siden 1999, mens endringene i MBT er usikre.

### **1.16.2 Midtre område: Langesundsfjorden med Eidangerfjorden**

I tidstrendanalysen er det ikke sondret mellom eldre fiskeprøver merket Eidangerfjorden og Langesundsfjorden. Dette skyldes både uklarheter mht innsamlingslokalitet og ukjent vandringsmønster.

Ingen av artene samlet fra midtre område viser nedgang i dioksinnivåer de senere årene. Det har ikke vært nedgang i dioksinkonsentrasjoner i torskelever på våtvektsbasis siden 1995. På fettvektsbasis er det heller en tendens til økning siden 1995. Det var en klar tendens til gradvis synkende dioksinnivå i ørretfilet i perioden 1995 – 2003, men deretter synes konsentrasjonene igjen å ha gått litt opp. 2005-konsentrasjonen var på nivå med det som ble funnet i 1991 - 1996. Dioksiner i blåskjell viser ingen reduksjon over tid i perioden 1997-2006. Dioksiner i skallinnmat av hannkrabbe viser heller ingen reduksjon over tid de siste 6 årene. Det er tendens til reduksjon fra 2004 til 2005 og videre til 2006, men ikke tilstrekkelig til å konkludere med en begynnende nedadgående trend.

Analysene i 2006 viser at dioksinnivået i filet av torsk og ørret, klokjøtt av hannkrabbe og blåskjell tilfredsstillende EU's grenseverdi for dioksiner i fiskekjøtt og fiskeprodukter. Ørretfilet har stort sett tilfredsstillende grenseverdien siden 2001, blåskjell siden 1998. Filet av ål og sild lå fortsatt over EU's grenseverdi i 2006.

MBT og DBT i torskelever fra Langesundsfjorden har vist tendens til økning siden 2001, og i 2006 var det høyere nivå av butyltinnforbindelser her enn i Frierfjorden.

### **1.16.3 Ytre område: Helgeroa – Jomfruland**

Ytre område er i denne sammenheng området fra linja Mølen – Såstein (også kalt Langesundsbukta) og utover (sørover). For blåskjell har vi også klassifisert Helgeroa som del av det ytre område.

Samlet viser resultatene at dioksinnivåene i ytre område ikke har endret seg vesentlig siden ca år 2000 for noen av artene, og at blåskjell, hummer, reker og makrellfilet har ligget under EU's grenseverdi for dioksiner i fiskekjøtt og fiskeprodukter i hele perioden. Analysene i 2006 viser at også klokjøtt i hannkrabber klart tilfredsstillende grenseverdien.

Ved Såstein/Langesundsbukta er dioksinnivåene både på våtvekts- og fettvektsbasis i torskelever etter 1998 generelt noe lavere enn i perioden før, og forløpet som helhet tyder på en langsom, jevn nedgang som fortsetter. Ser man imidlertid isolert på årene fra og med 1999 og framover er det ikke mulig å fastslå noen fortsatt reduksjon, verken her eller ved Jomfruland der nivåene er omtrent de samme som ved Såstein. Dioksiner i skallinnmat av hannkrabbe viser heller ingen signifikant reduksjon over tid de siste 6 årene ved Jomfruland. Videre er det ingen reduksjon i dioksinnivå i blåskjell i perioden 1997-2006, verken ved Helgeroa eller Klokkertangen.



## 6. Litteratur

- Ahlborg, U.G., 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 19: 603-608.
- Bakke, T., Ruus, A., Bjerkgeng, B., Knutsen JA., Schlabach, M., Skaare, JU. og V. Berg, 2003. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2001-2002. Rapport 882/03 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4702/2003, 155 s.
- Bakke, T., Ruus, A., Bjerkgeng, B., Knutsen JA., Schlabach, M., 2005. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2004. Rapport 940/05 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 5078/2005, 41 s.
- Bjerkgeng, B., Ruus, A., 2002. Statistisk analyse av data for dioksin-nivåer i organismer i Frierfjorden/Grenlandsområdet. Rapport 860/02, TA: 1916-2002, NIVA-rapport 4595-2002, 56s.
- Bjerkgeng, B., 2005. Statistisk vurdering av overvåking av dioksiner i organismer. Kvantifisering av usikkerhet og vurdering av utsagnskraft – grunnlag for planlegging av overvåkingsprogram. NIVA-rapport 5123-2005, 110 s.
- Brevik, E.M. 1978. Gas chromatographic method for determination of organochlorine pesticides in human milk. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 19, 281-286.
- Hanberg, A., F. Wårn, L. Asplund, E. Haglund og E. Safe, 1990. Swedish dioxin survey: Determination of 2,3,7,8-TCDD toxic equivalent factors for some polychlorinated biphenyls and naphthalenes using biological tests. *Chemosphere* 20: 1161-1164.
- Knutzen, J., Becher, G., Berglind, L., Brevik, E.M., Schlabach, M. og J.U. Skåre, 1999. 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., Bjerkgeng, B., Green, N.W., Kringstad, A., Schlabach, M. og J.U. Skåre, 2001. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2000. Rapport 835/01 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4452-2001, 230 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.
- 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 naphthalenes in cod liver samples from Norway.. *Organohalogen Compounds* 24:489-492.
- 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., Wårn, F. og T. Zacharewskim.fl., 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ Hlth. Perspect.* 106:775-792.
- Økland, TE, 2005. Kostholdsrad i norske fjorder og havner. Rapport utarbeidet for Mattilsynet, Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) og Statens forurensningstilsyn (SFT) av Bergfall & co as. Aktiv Trykk. 268s.

## **7. Vedleggsregister**

1. Statistisk tidstrendanalyse
2. Karakteristikk av blandprøver av organismer fra Grenlandsfjordene 2006 (antall individer, vekt, lengde).
3. Rådata for NILUs analyser av dioksiner, n.-o. PCB og PCN i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2006.
4. Rådata for NIVAs analyse av tinnorganiske forbindelser i torskelever fra Frierfjorden og Langesundsfjorden 2006.

## **Vedlegg 1**

### **Statistisk tidstrendanalyse**

## Innholdsfortegnelse

<b>1</b>	<b>Materiale og Metoder .....</b>	<b>37</b>
1.1	Utvalg av datamateriale .....	37
1.1.1	Torsk .....	37
1.1.2	Sjørret.....	38
1.1.3	Blåskjell .....	38
1.1.4	Krabbe .....	38
1.2	Statistisk analysemetodikk .....	38
1.3	Valg av analysevariable .....	39
1.3.1	Dioksiner .....	39
1.3.2	Non- <i>orto</i> PCB .....	40
1.3.3	PCN.....	40
<b>2</b>	<b>Resultater .....</b>	<b>40</b>
2.1	Tidstrender for dioksiner i organismer 1987-2006 .....	40
2.1.1	Dioksiner i torsk.....	40
2.1.2	Dioksiner i sjørret.....	49
2.1.3	Dioksiner i blåskjell .....	51
2.1.4	Dioksiner i krabbe .....	55
2.1.5	Tidstrend for non- <i>orto</i> PCB i torsk .....	58
2.1.6	Tidstrend for PCN i torsk.....	59

# 1 Materiale og Metoder

## 1.1 Utvalg av datamateriale

For å sikre at analysen av tidstrender er basert på størst/best mulig datamateriale (optimalisere utsagnskraften i analysene) er alle tilgjengelige data for de aktuelle prøvetypene tatt med i vurderingen, både fra den løpende Grenlandsovervåkingen og fra spesielle måleprogrammer som har vært gjennomført tidligere. Det innebærer at det er dratt nytte av data som er generert også gjennom andre aktiviteter (forskningsprosjektet DIG, Dioksiner i Grenlandsfjordene og det løpende internasjonale overvåkingsprogrammet *JAMP, Joint Assessment and Monitoring Programme*).

Dioksiner er analysert i forskjellige organismegrupper. Siden 1992-1994 omfatter dette også non-*orto* polyklorerte bifenyler (PCB), og torskelever er også analysert på polyklorerte naftalener (PCN) i en del av prøvene siden 1993.

### 1.1.1 Torsk

For torskelever finnes lengre tidsserier fra tre områder: Frierfjorden, Langesundsfjorden (i tidligere rapporter kalt Breviksfjorden) og Langesundsbukta (dvs. området ved Såstein). Fra og med 2002 er det også data fra området ved Jomfruland; det ble også tatt en prøve fra dette området (Dypbåen) i 1988. I overvåkningsrapporten for 2001-2002 (Bakke et al. 2003) er det angitt prøvested Eidangerfjorden i stedet for Breviksfjorden for 2002. I den statistiske analysen er prøven betraktet som en del av tidsserien fra Langesundsfjorden.

Det ble også tatt noen blandprøver á 4-5 torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden i DIG-prosjektet i 2000 og 2001 (Berge et al. 2004). Prøvetakingen fra Frierfjorden var spredt over området fra Ringsholmen til Ombornes i sør. Fra Eidangerfjord var den fordelt mellom et indre område ved Rød og et ytre område i Langesundsfjorden ved Sandøy/Bjørkøy. Nærmere stedsangivelse er ikke gitt for hver enkelt prøve, og for den statistiske analysen tilordnes prøvene til hhv. Frierfjorden og Langesundsfjorden.

For torskelever finnes noen data som representerer replikat prøvetaking eller analyse på det samme materiale. Det er håndtert slik:

- Det er 3 tilfeller at samme prøve er analysert både av folkehelseinstituttet og NILU. Forskjellene i analyseverdier ligger innenfor 10 % og skyldes antagelig bare analyseusikkerhet på samme homogeniserte materiale. Fordi NILUs resultater omfatter også non-*orto* PCB og for en prøve PCN, brukes bare de resultatene.
- For torskelever fra Frierfjorden 2005 finnes to replikate datasett som representerer to parallelle blandprøver av det samme settet av fisk (>1 kg, blandprøve 1/3). Det fremgår av detaljinformasjon om prøvetakingen at det er hentet ut to delprøver på ca. 5 g fra hver lever, som da må antas å inngå i hver sin blandprøve. De to blandprøvene representerer derfor to tilnærmet uavhengige deler av tilgjengelig prøvemateriale, før homogenisering. Den ene prøven har ca. 70 % høyere konsentrasjoner enn den andre, omtrent likt for alle analyserte komponenter, i hovedsak antagelig pga. ujevn fordeling av miljøgifter i leveren. Analyseusikkerheten må antas å bidra relativt lite til forskjellen. Før den statistiske behandlingen er resultatene for de to prøvene slått

sammen til ett sett av verdier ved beregning av lineært gjennomsnitt for hver komponent.

### 1.1.2 Sjørret

For sjørret finnes data for dioksin i filet fra og med 1990, i Frierfjorden bare t.o.m. 2000 og i Langesundsfjorden t.o.m. 2006. Fra Langesundsfjorden ble det ikke tatt prøver i 1998, 1999 og 2001, ellers er det tatt prøver hvert år. Det er ingen tilfeller av replikatprøver i materialet

### 1.1.3 Blåskjell

Data for blåskjell finnes både fra overvåkingen av Grenland og fra det nasjonale JAMP-programmet. De beste tidsseriene er fra Croftholmen/Gjermundsholmen, hvor det er tatt prøver i begge programmene, og Helgeroa, hvor det er tatt prøver hvert år siden 1987 innen Grenlandsovervåkingen. Fra Bjørkøy/Risøyodden og Strømtangen er det tatt prøver i JAMP-programmet fra og med 2002. For Bjørkøy/Risøyodden finnes også noen tidligere data fra Grenlandovervåkingen.

Blåskjellprøvene har stort sett komplette dioksindata med reelle verdier for alle komponenter. I prøven fra Croftholmen 1992 er 1234678-HpCDD angitt med en urimelig lav, antagelig feilaktig, verdi<sup>2</sup>. For denne prøven er derfor TE antagelig beregnet litt lavt, men bedømt ut fra betydningen av denne komponenten i prøver ellers har feilen liten virkning. En enkelt JAMP-prøve fra Croftholmen i 2005 har generelt urimelig lave verdier (ca. 1/10) i forhold til materialet fra denne stasjonen ellers. Ut fra analyseprotokoller kan det se ut som det kan ha skjedd en forveksling av analyseresultater her (Norman Green pers. medd.) Det blir nå undersøkt nærmere; se resultatkapitlet for nærmere detaljer.

De fleste prøvene har oppgitt fett-%; unntaket er prøvene fra 1987 og prøvene i JAMP-programmet fra Steinholmen 2002 og Strømtangen 2002 og 2003, hvor bare våtvektskonsentrasjonen er tilgjengelig.

### 1.1.4 Krabbe

Blandprøver av krabbesmør fra 6 stasjoner ble analysert på dioksin i årene 1990-2001. Etter dette er overvåkingen bare fortsatt på to stasjoner: Bjørkøy i Langesundsfjorden og Jomfruland. Det er stort sett analysert på prøver av hannkrabbe, men tidligere ble det også tatt noen prøver av hunnkrabbe, til dels samtidig med hannkrabbep prøver fra samme sted, og også noen med blanding av hann og hunn. En tidligere statistiske analyse av dette materialet har vist at det er en klar forskjell på hanner og hunner (Bjerkeng 2006). I analysen nedenfor er det bare sett på hannkrabbe.

## 1.2 Statistisk analysemetodikk

Bjerkeng og Ruus (2002) beskriver statistikk utført på data t.o.m. 2001, og Bjerkeng (2006) har analysert data til og med 2003. I dette kapitlet gjøres en ny tidstrend-analyse av alle data fram til og med 2006. Analysen er i første rekke basert på grafiske fremstillinger av

---

<sup>2</sup> For denne prøven er 1234678-HpCDD er oppgitt til 0.01, mens Sum HpCDD er 12.0. I andre prøver utgjør 1234678-HpCDD minst ca. halvparten av Sum\_HpCDD. Det er samme misforhold om en ser det i forhold til andre enkeltkomponenter.

tidsutvikling, med en uformell drøftelse av utviklingstrekk og avvik, supplert av formelle statistiske analyser der det er hensiktsmessig.

Alle figurene viser konsentrasjonen eller fett-% på logaritmisk skala, slik at en gitt relativ forskjell blir like stor over hele skalaen. Data er vist mot en horisontal tidsakse, med det kalenderåret de ble samlet inn. Symbolene i figurene viser verdier for enkeltprøver, mens linjene er trukket gjennom gjennomsnitt<sup>3</sup> på logskala for hvert område og kalenderår hvor det er replikater.

Alle statistiske analyser er gjort på logtransformerte data både for konsentrasjoner og biologisk karakteristikk (størrelse og fett-%). De statistiske analysene er gjort ved ulike former for variansanalyse med område/stasjon og år eller periode som kategoriske faktorer, eller kovariansanalyser der fett-% er med som forklaringsvariabel, og variasjon over tid i noen tilfeller er modellert som en lineær variasjon på log-skala i stedet for som en kategorisk variabel med uavhengig variasjon fra år til år. Data presenteres både på våtvekt- og fettvekt-basis, og en drøfting av forskjellene i utvikling inngår i analysen. Tidsutvikling av fettinnhold (vektprosent; fett-%) er vist i egne figurer.

## 1.3 Valg av analysevariable

### 1.3.1 Dioksiner

For dioksin er figurer og statistiske analyser basert på beregnet toksisitetsekvivalent (TE). For de fleste av i alt 291 prøver er alle 17 komponenter som inngår i TE angitt med reell analyseverdi, og TE kan da også beregnes til en bestemt verdi. For ca. 80 prøver er en eller flere komponenter angitt med resultat <grenseverdi, og TE kan da angis innfor en nedre og en øvre grense. Intervallet ligger stort sett innenfor en relativ variasjon på 1 %, godt under forventet analyseusikkerhet; for 8 prøver er det mellom 1 og 7 %. For 19 prøver, vesentlig fra 1987 og 1988, mangler angivelse for noen komponenter, slik at en øvre grense ikke kan beregnes. For de fleste prøvene skyldes det at 1234789-HpCDF ikke er angitt; den står vanligvis for bare en liten del av TE. De komponentene som er veldefinert i alle prøvene står vanligvis for minst 70-80 % av TE.

Figurene og de statistiske analysene er basert på nedre grense for TE, beregnet ved å anta 0 for komponenter som mangler eller er angitt som <grenseverdi; det kan bety at noen av punktene fra 1987 og 1988 kan ligge opp til 20-30 % for lavt, men bør ikke ha betydning for resultatet, og det vil ikke ha noen betydning når det gjelder å vurdere tidstrender de siste 10-15 år.

---

<sup>3</sup> Gjennomsnittene i figurene beregnes stort sett som aritmetiske middelværddier av replikater for logtransformerte verdier, dvs. geometrisk middel konsentrasjonene. (For dioksin i blåskjell er det i stedet brukt median for å unngå påvirkning fra en antagelig feilaktig prøveidentifikasjon). I den figurtypen som er brukt teller alle replikater likt, uavhengig av antall individer bak hver prøve. Antall individer i hver prøve varierer noe totalt sett, men er stort sett likt for replikater innenfor stasjon og år, slik at det blir mest hensiktsmessig å beregne middelværddier uten slik vektning med antall individer.

Som et supplement er det også sett på tidsutviklingen for delsum av TE, eller direkte sum av de 6 komponentene som er best bestemt og betyr mest for TE, dvs. følgende komponenter:

2378-TCDF  
12378/12348-PeCDF  
23478-PeCDF  
123478/123479-HxCDF  
123678-HxCDF  
234678-HxCDF

Det gir ikke noe vesentlig annet resultat, og det er derfor valgt å begrense presentasjonen her til TE basert på alle komponenter som er målt i hvert tilfelle.

### 1.3.2 Non-orto PCB

Toksisitetsekvivalenten for non-orto PCB ( $TE_{n.o.PCB}$ ) består til 90 % av bidraget fra PCB-126, mens PCB-169 står for det meste av de resterende 10 %. Det er lite problemer med verdier under grenseverdi her. For én prøve fra 2000 er PCB-169 oppgitt som  $<1$ , det kan virke som en feil når en ser det i sammenheng med de andre PCN-komponentene, men feilen betyr lite for beregnet  $TE_{n.o.PCB}$ . Den statistiske analysen baseres derfor på  $TE_{n.o.PCB}$ , som altså i hovedsak er bestemt av PCB-126.

### 1.3.3 PCN

Toksisitetsekvivalent for PCN ( $TE_{PCN}$ ) er beregnet som sum av komponentene 123567-HxCN<sup>4</sup> med faktor 0.002 og 1234567-HpCN med faktor 0.003. De er begge oppgitt fullt ut i alle prøver hvor PCN er målt, og den statistiske vurderingen baseres på TE, som i hovedsak er bestemt av den første komponenten.

## 2 Resultater

### 2.1 Tidstrender for dioksiner i organismer 1987-2006

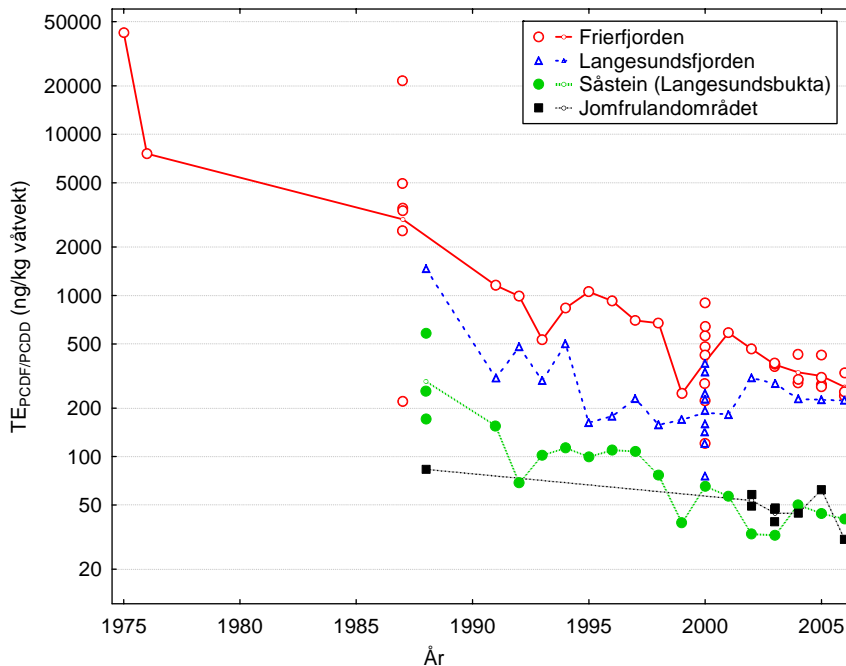
#### 2.1.1 Dioksiner i torsk

Figur 1 viser TE for dioksin i torskelever på våtvektsbasis. For det meste er det bare analysert én blandprøve pr. år fra hvert område, som oftest basert på 20 torsk, men antall fisk i hver prøve varierer noe. Fra Frierfjorden 1987 er det analysert individuelt på 6 enkeltfisk, med stor spredning mellom verdiene, og de fleste replikatene fra 2000 (Frierfjorden og Langesundsfjorden) gjelder blandprøver á 5 fisk samlet inn i DIG-prosjektet (Berge et al. 2004), også med ganske stor spredning. For torsk fra Frierfjorden årene 2003-2006 er det analysert triplikate blandprøver á 20 torsk, her er spredningen mellom replikatene mindre. Figur 2 viser tilsvarende bilde med konsentrasjoner regnet om til fettvektsbasis for de prøver hvor det finnes tall for fett-%, og Figur 3 viser fett-% i de samme prøvene.

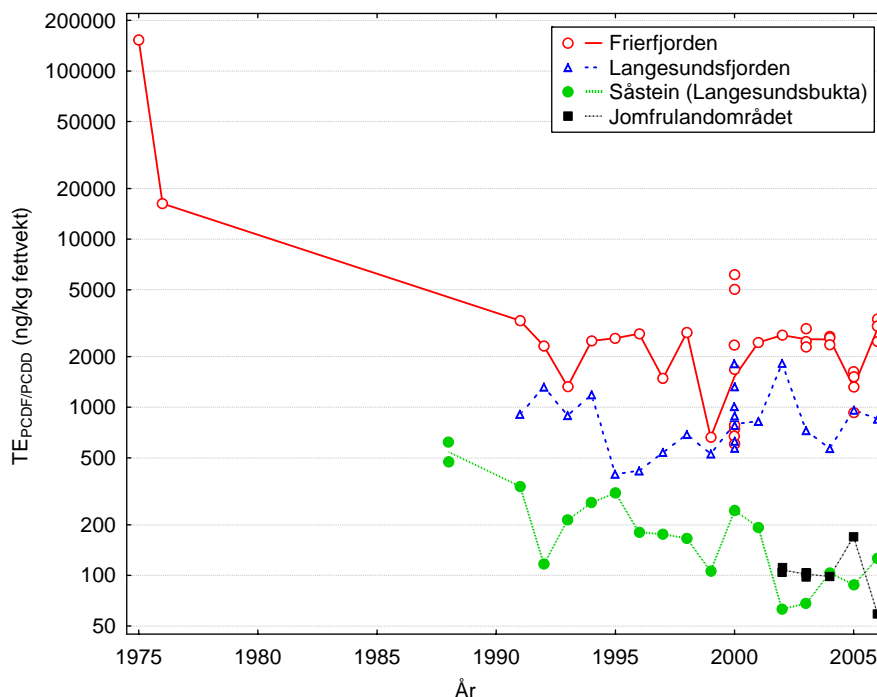
---

<sup>4</sup> I de kjemiske analyseresultatene oppgitt som en sum: 123467-HxCN + 123567-HxCN

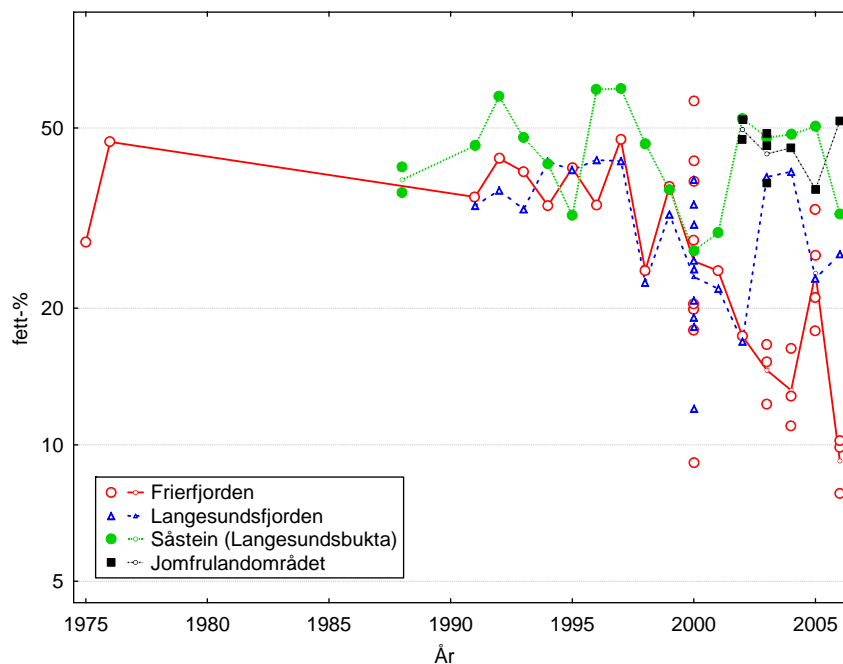




Figur 1. Konsentrasjoner av dioksin i torskelerver på våtvektsbasis fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Såstein og Jomfruland, som funksjon av tid. Verdiene er angitt som  $TE_{PCDF/PCDD}$  (etter Van den Berg et al. 1998) på logaritmisk skala. Alle replikater er vist; der det er replikater er linjene er trukket mellom aritmetiske gjennomsnitt på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala.



Figur 2. Konsentrasjoner av dioksin i torskelerver på fettvektsbasis fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Såstein og Jomfruland, som funksjon av tid. Verdiene er angitt som  $TE_{PCDF/PCDD}$  (etter Van den Berg et al. 1998) på logaritmisk skala. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala.



Figur 3. Utvikling i fett-% i torskelerver fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Såstein og Jomfruland, som funksjon av tid. Fett-% er vist på logaritmisk skala. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala.

Som opplyst av Knutzen et al. (2001) er torsk fra Frierfjorden den eneste prøvetypen der det er både før- og etterregistreringer i forbindelse med rensetiltakene ved Hydro Porsgrunns magnesiumfabrikk i 1975, med en kraftig reduksjon i dioksinnivåene både på våtvekts- og fettvektsbasis. I lys av fluktuasjoner fra år til år som forekommer i senere innsamlede data må det likevel betraktes som usikkert om denne forskjellen mellom to enkeltstående prøver er representativ for endringen i det generelle nivået i Frierfjorden.

Figur 1 viser at dioksinnivåene på våtvektsbasis i torskelerver også ble tydelig redusert over en kort periode på 2-3 år etter utslippsreduksjonen i 1990. En tidligere statistiske analyse fant en midlere reduksjon i TE-nivåene med en faktor 3 fra før utslippsreduksjonen i 1990 til rett etter (Bjerkeng og Ruus, 2002). På grunn av manglende data om fett-% kan det ikke fastslås om dette også gjelder for konsentrasjoner på fettbasis. Analysen ga ingen grunn til å anta at relativ reduksjon har vært forskjellig på de tre stasjonene. Selv om beregnet reduksjon i Frierfjorden er basert på noen få prøver av enkeltfisk med stor spredning fra 1987, bekreftes den av data for andre arter (Bjerkeng og Ruus 2002).

For perioden fra og med 1991 er tidsutviklingen i Frierfjorden helt forskjellig avhengig av om en betrakter konsentrasjoner på våtvektsbasis eller fettbasis. På våtvektsbasis (Figur 1) ser det ut til å vært en noenlunde jevn gradvis nedgang i hele perioden, om enn med noen enkeltstående avvik. På fettbasis (Figur 2) kan det derimot ikke ses noen reduksjon etter 1991-1992. Hva som gir det riktige bildet av ytre miljøkvalitet er ikke godt å si; ulike trekk ved datamaterialet peker i forskjellig retning. Det er derfor et åpent spørsmål om det har skjedd en gradvis reell forbedring de siste 10-15 år i Frierfjorden mht. dioksinkonsentrasjonene i det

ytre miljøet, eller om forholdene har holdt seg omtrent uendret over tid. I det følgende drøftes dette mer i detalj:

Dioksinnivåene på våtvektsbasis i torsk fra Frierfjorden ser ut til å ha blitt redusert videre fra 1991 og frem til 2006, med tilsynelatende avvikende lav verdi i 1993, 1999 og eventuelt i 2000. En nyere statistisk analyse (Bjerkeng, 2006) beregnet en gjennomsnittlig reduksjonsrate på 8% pr. år av dioksiner på våtvektsbasis i torskelever fra Grenlandsområdet for perioden 1991-2003. Det bygger på tilpasning av en modell med antatt eksponentiell nedgang over tid (rettlinjet forløp mot logaritmisk akse) med samme rate for alle de tre områdene. De siste seks årene (2001-2006) har det vært en ganske jevn nedgang i gjennomsnitt fra år til år. Reduksjonsraten for disse årene estimeres til å ligge mellom 7 og 20 % pr. år (95 % konfidensintervall) hvis en tilpasser en modell av samme type bare til data fra 2001-2006<sup>5</sup>. Dette estimatet avviker ikke signifikant fra det som ble funnet tidligere. Det er ikke mulig å påvise avvik fra eksponentiell reduksjon over tid (rettlinjet reduksjon i plottet på logskala, også kalt loglineær trend) over de siste 6 årene, til det er det for mye spredning mellom replikatene.

Utviklingen i Frierfjorden i dioksinkonsentrasjoner på våtvektsbasis de siste 6 årene fremtrer i Figur 1 som en fortsettelse av en reduksjon som har pågått siden 1991, både når det gjelder nivåene og reduksjonsraten. Det må likevel bemerkes at utvalget av år (2001-2006) er basert på det visuelle inntrykket av en jevn nedgang i Figur 1, og resultatene bør derfor ikke uten videre ekstrapoleres til en lengre periode eller brukes til prognose, selv om en går ut fra at våtvektskonsentrasjoner er mest representativt for miljøtilstanden. En slik prognose må også ta i betraktning de større avvikene fra dette forløpet som en har hatt tidligere.

Konsentrasjoner på våtvektsbasis gir altså et relativt tydelig bilde av en gradvis reduksjon som fortsatt pågår i Frierfjorden. Konsentrasjonene på fettbasis viser et helt annet bilde; de har holdt seg på omtrent samme nivå i hele perioden, stort sett med ganske små variasjoner fra år til år (Figur 2). Fra 1991 til 2006 har de fleste blandprøvene fra den ordinære overvåkingen i Frierfjorden omkring 2500 ng/kg fettvekt. Vesentlig avvik fra dette finnes for 5 av 16 år, og da alltid mot lavere verdier; det gjelder 1993, 1997 og 2005 som har omtrent halvparten av denne verdien, og 1999 og 2000<sup>6</sup> som ligger enda lavere, omtrent på samme nivå som i Langesundsfjorden.

Forskjellen mellom utvikling av konsentrasjoner på våtvektsbasis og fettvektsbasis henger sammen med at fettinnholdet i lever fra torsk fanget i Frierfjorden er mye lavere de siste 5 år enn tidligere. De siste 10 år har fett-% i lever fra innsamlet fisk fra Frierfjorden blitt mer enn halvert i gjennomsnitt; samtidig har våtvektskonsentrasjonene sunket omtrent proporsjonalt med dette. Det kan i første omgang være nærliggende å se dette som tegn på at opptak av dioksiner, som er fettløselige forbindelser, styres av oppbygging av fett, slik at den tilsynelatende nedgangen i våtvektskonsentrasjoner bare er en følge av redusert fett-innhold. Som det går fram av en nærmere drøfting nedenfor, det imidlertid ikke noen generell enkel sammenheng her. Når en ser på fluktuasjonene fra år til år eller forskjellen mellom replikater er det ikke generelt slik at fisk med høyest fett-innhold tenderer til å ha de høyeste konsentrasjonene av PCDD/PCDF; ulike trekk ved datamaterialet peker i forskjellig retning.

<sup>5</sup> Modellen er beregnet ved lineær-regresjon av logtransformerte verdier mot år, hvor det antas at relativt avvik fra trenden for enkeltprøver har samme fordeling over alle år og at replikater innenfor hvert år har uavhengige avvik, dvs. uten noe felles komponent fra år til år.

<sup>6</sup> Det gjelder blandprøven fra den ordinære overvåkingen i 2000 som er basert på 20 fisk; prøvene fra DIG-prosjektet basert på 5 fisk pr. prøve viser stor spredning.

For Frierfjorden er det i stor grad en sammenheng, og her kan det derfor se ut som den tilsynelatende nedgangen på våtvektsbasis kan knyttes til variasjon i fettinnhold, og ikke behøver å bety at ytre eksponering i miljøet er blitt mindre. For de andre områdene det imidlertid ikke noen klar sammenheng mellom fett-% og konsentrasjon.

Riktignok kan forskjellen mellom Frierfjorden og områdene utenfor også til en viss grad tyde på at det er en slik sammenheng. I Langesundsfjorden og ved Såstein er det ingen eller iallfall mindre tydelig nedgang i dioksin-nivåene, og her har heller ikke fett-innholdet endret seg på samme måte.

Ser en litt nærmere på detaljene, er det imidlertid heller ikke her en så klar sammenheng. For Langesundsfjorden<sup>7</sup> har det ikke skjedd noen videre nedgang i konsentrasjoner på våtvektsbasis siden 1995. Dette er blitt tydeligere med de siste års data. Faktisk har det tilsynelatende heller skjedd en svak økning i denne perioden, selv om den er for liten til å kunne fastslås med noen rimelig sikkerhet. Det er ingen tydelig langtidsendring i fettinnhold i dette området når en tar i betraktning de store fluktuasjonene fra år til år, men kanskje en viss reduksjon, slik at en eventuell sammenheng mellom fett-% og våtvektskonsentrasjon i Langesundsfjorden heller går motsatt vei av Frierfjorden. For årene 1997-2002 fluktuerte fettinnholdet ganske likt i Frierfjorden og Langesundsfjorden, mens variasjonen i dioksinkonsentrasjoner har ulikt forløp i de to områdene. Ser en på variasjonene fra år til år, er det ingen god sammenheng mellom fettinnhold og konsentrasjon på våtvektsbasis. For eksempel er det relativt høyt fettinnhold i 1999 i prøvene fra begge områder, mens konsentrasjon på våtvekt viser reduksjon i Frierfjorden og er uendret i Langesundsfjorden sammenlignet med årene rett før og etter. Høyt fettinnhold i Frierfjorden i 2005 er ikke gjenspeilt i noen tilsvarende endring i våtvektskonsentrasjonen, og mens det er store variasjoner i fett-% for Langesundsfjorden fra år til år i perioden 1997-2006 er det relativt små fluktuasjoner i konsentrasjon på våtvektsbasis.

For Såstein (Langesundsbukta) er dioksin-nivåene på våtvektsbasis etter 1998 generelt noe lavere enn i perioden før, og forløpet som helhet kan være forenlig med en langsom, jevn nedgang som fortsetter, men når en ser isolert på årene fra og med 1999 er det ikke mulig å fastslå noen fortsatt reduksjon. Det er ingen generell langtidstrend i fett-% for denne stasjonen. De årene hvor prøvene har spesielt lav fett-% (2000, 2001, 2006) har ikke avvikende dioksin-konsentrasjon i noen retning. De årene som kan sies å avvike med lavere dioksinkonsentrasjoner på våtvekt fra den generelle trenden er 1999, 2002 og 2003, men det er år med ganske normal fett-%.

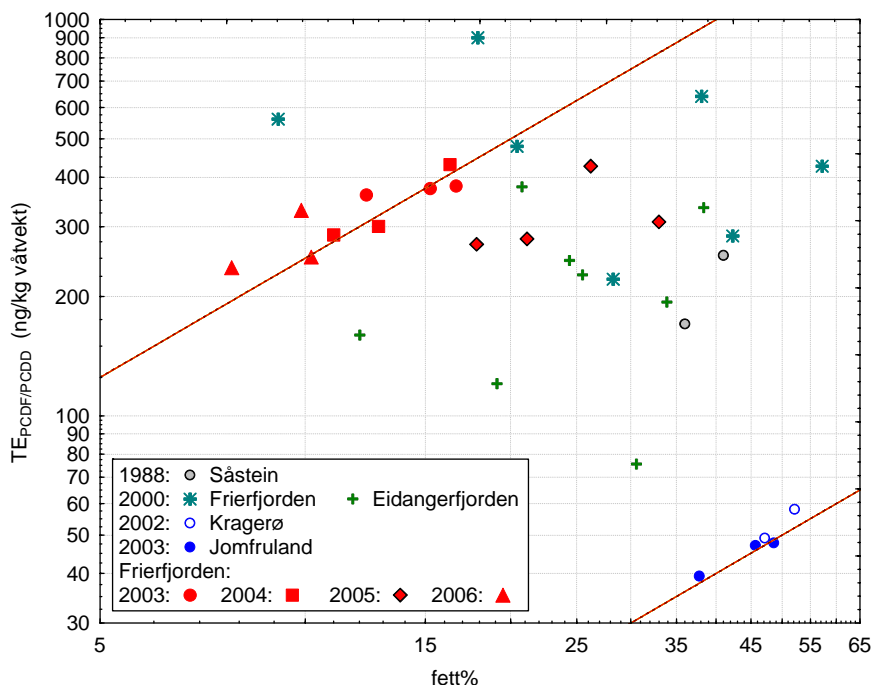
Tidsserien fra Jomfruland er for kort til at en kan trekke konklusjoner om trender på lengre sikt, men dioksinkonsentrasjonene ligger på omtrent samme nivå som ved Såstein. Fluktuasjoner i dioksin-konsentrasjoner på våtvekt går her motsatt vei av fett-%. Når det gjelder forskjellene mellom områdene og svingningene fra år til år innenfor hvert område er det altså ikke noe helt klart bilde av positiv sammenheng mellom fett-% og konsentrasjon på våtvektsbasis.

Når det gjelder variasjon mellom replikatprøver innenfor område og år er det derimot til dels en slik sammenheng, i tråd med sammenhengen mellom langtidsendringen. Det gjelder iallfall for data fra og med 2001, selv om det varierer noe fra år til år og mellom stasjonene.

---

<sup>7</sup> Som nevnt foran i rapporten omfatter datasettet for Langesundsfjorden prøver som tidligere er angitt å være fra Eidangerfjorden, Breviksfjorden og Langesundsfjorden, dvs. spredt fra Rød i nord og til Sandøy/Bjørkøy i sør.

Figur 4 viser våtvektbasert konsentrasjoner av  $TE_{PCDD/PCDF}$  mot fett-% for de prøvetakings-tilfellene hvor det finnes replikater fra samme område og år, med ulike symboler for de forskjellige replikatsettene. Linjer som markerer proporsjonalitet mellom konsentrasjon og fett-% er lagt inn for to ulike nivåer, omtrent tilsvarende forholdet for henholdsvis Frierfjorden og Jomfruland. Det fremgår at det for Frierfjorden er positiv samvariasjon innenfor alle replikat-sett, men med mer eller mindre spredning i forhold til proporsjonalitet. Også variasjon mellom år viser til en viss grad samme type samvariasjon, idet verdiene fra 2003, 2004 og 2006 totalt sett ligger langs en felles linje. Unntaket er 2005, som fremtrer som et avvikende år, med høyere fettinnhold, men ikke tilsvarende høyere konsentrasjon. For prøvene fra Jomfruland er det proporsjonalitet mellom konsentrasjon og fett-% både innenfor replikatene fra hvert år og når det gjelder forskjellen mellom prøvene fra 2002 og 2003. For begge disse områdene ser det derfor ut som det i stor grad er en generell sammenheng mellom konsentrasjon på våtvektsbasis og endring i fettinnholdet som beskriver både variasjon mellom fisk og variasjon over tid.



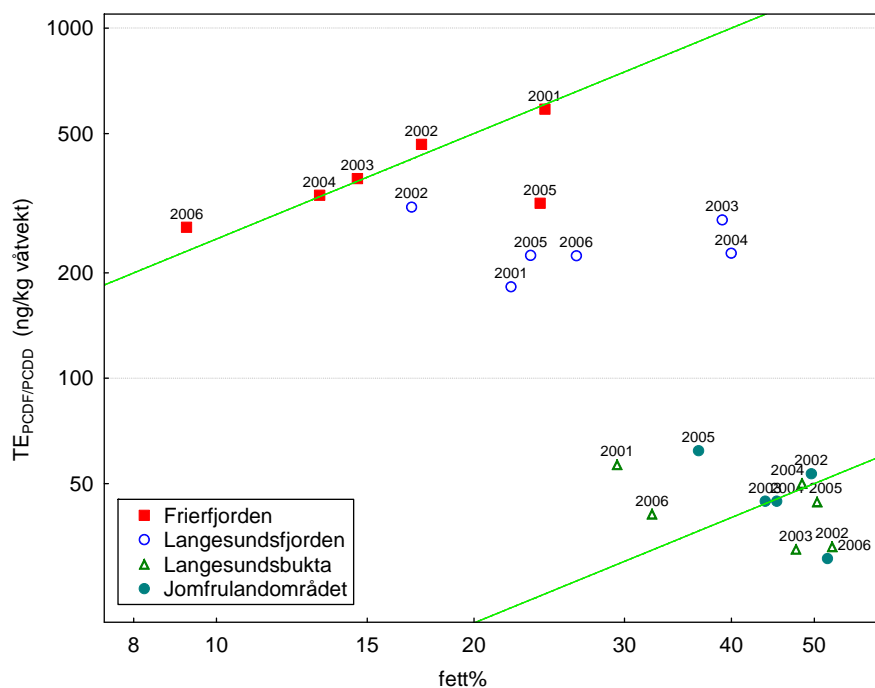
Figur 4. Sammenheng mellom dioksin-konsentrasjoner på våtvektsbasis og fett-% i replikate prøver av torskelever fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Såstein/Langesundsbukta og Jomfruland. Verdiene er vist som  $TE_{PCDF/PCDD}$  (etter Van den Berg et al. 1998). Begge aksene har logaritmisk skala. Bare data fra og med 2001 hvor det finnes flere prøver pr. område og år er med. Inntegnede linjer illustrerer proporsjonalitet mellom konsentrasjon og fett-% på to nivåer som omtrent sammenfaller med nivåene i hhv. Frierfjorden og ved Jomfruland.

Sammenhengen er undersøkt formelt i en kovariansanalyse av naturlige logaritmer ( $\ln$ ) av TE på våtvektsbasis for perioden 2001-2006 med område og år som faktorer, i en modell som inkluderer interaksjonsledd område\*år, og med  $\ln(\text{lengde})$  og  $\ln(\text{fett-\%})$  som regresjonsvariable. Resultatet av dette er at variasjonen mellom replikatene, dvs. innenfor område og år, er signifikant positivt korrelert med fett-% ( $p=0.025$ ), mens det ikke er noen signifikant sammenheng med fiskens størrelse. Når lengde kuttes ut fra modellen, estimeres en regresjonskoeffisient for sammenhengen mellom  $\ln(\text{TE våtvektsbasis})$  og  $\ln(\text{fett-\%})$  til 0.56 med standardfeil 0.2, dvs. at konsentrasjonene på våtvektsbasis øker med fett-%, men altså mest sannsynlig ikke helt proporsjonalt. Når konsentrasjoner korrigeres for denne

sammenhengen med fett-%, er det signifikante forskjeller mellom områdene som gjennomsnitt over tid, og også signifikante fluktuasjoner i forholdet mellom områdene fra år til år, men ikke noe signifikant variasjon fra år til år som gjennomsnitt over områdene. Residualene har standardavvik 0.13 (varians 0.0175), som betyr en relativ variasjon på 14 % i konsentrasjonene, og det er ikke så mye større enn forventet analyseusikkerhet. Korreksjon for sammenhengen med fett-% gir imidlertid større fluktuasjoner i gjennomsnittet fra år til år enn for våtvektsbasis, og det samme gjelder ved omregning til konsentrasjon på fett-basis (dvs. en antar regresjonskoeffisient 1.0 mellom  $\ln(\text{våttvektskonsentrasjon})$  og  $\ln(\text{fett-\%})$ ).

For replikatsettene fra 2000 (DIG-prosjektet) er det derimot ingen sammenheng mellom konsentrasjon og fett. Fordi prøvene fra DIG-området kommer fra ulike deler av de angitte områdene, kan det tenkes at sammenhengen kan være kamouflert av geografisk variasjon, men det bidrar likevel til å skape usikkerhet m.h.t. om det er en generell sammenheng mellom fett-% og dioksinkonsentrasjoner.

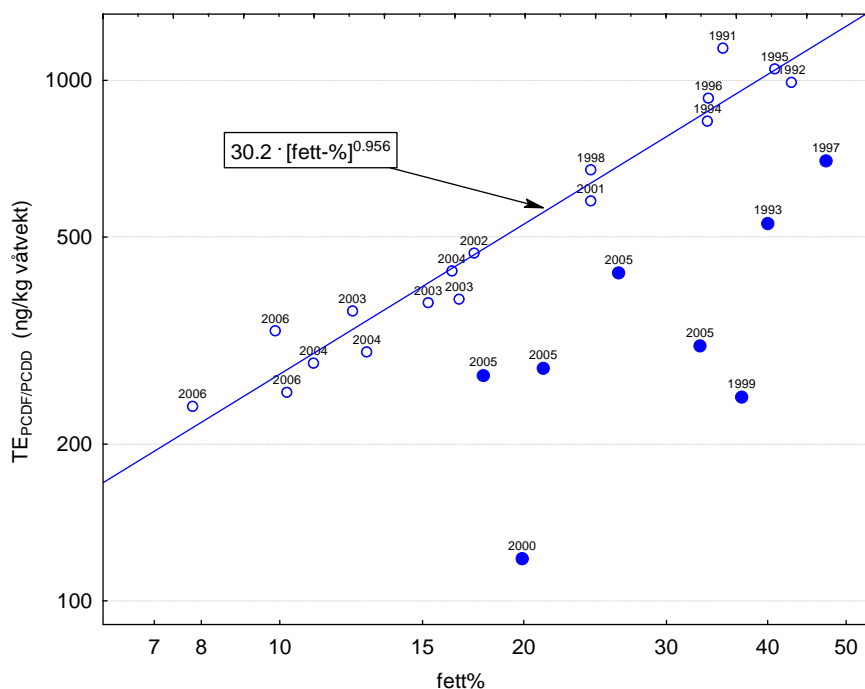
Studiet av replikatsettene som er vist i Figur 4 antyder at det i deler av datamaterialet fra 2001-2006 er noe nær proporsjonalitet mellom våtvektsbasert dioksinkonsentrasjon og fett-% som også går igjen i forskjell mellom år for samme stasjon. For å se om dette gjelder et bredere datamateriale, er det i Figur 5 vist våtvektsbaserte konsentrasjoner av  $TE_{PCDD/PCDF}$  mot fett-% for hele datamaterialet fra og med 2001, også der det ikke finnes replikater. Replikattsettene er vist med geometrisk middel av konsentrasjon og fett-%.



Figur 5. Sammenheng mellom dioksin-konsentrasjoner på våtvektsbasis og fett-% i torskelever fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Såstein og Jomfruland fra og med 2001. Verdiene er angitt som  $TE_{PCDF/PCDD}$  (etter Van den Berg et al. 1998). Begge aksene har logaritmisk skala. Der det finnes replikate prøver er det geometrisk middelværdi som er vist. Inntegnede linjer illustrerer proporsjonalitet mellom konsentrasjon og fett-% på to nivåer som omtrent sammenfaller med nivåene i hhv. Frierfjorden og ved Jomfruland.

I Figur 5 ligger verdiene fra Frierfjorden for 5 av 6 år ganske stramt langs en linje med proporsjonal variasjon i konsentrasjon og fett-%, dvs. at den tilsynelatende nedgangen over tid kan beskrives av variasjon i fett-% på samme måte som det en ser innenfor en del av replikatsettene. Det styrker en antagelse om at den tilsynelatende fortsatte nedgangen på våtvektsbasis i Frierfjorden stort sett henger sammen med redusert fett-% over tid. Året 2005 fremtrer som en helt klar avviker også i dette bildet, men det kreves en lengre tidsserie for å se mer sikkert hva som er hovedtrenden. Det kan også tenkes at 2002 og 2001 er avvikere, og at det over lengre tid vil være liten sammenheng mellom fett-% og konsentrasjoner. For Langesundsfjorden viser en mye svakere sammenheng, eller ingen sammenheng, avhengig av om en velger å se 2001 eller 2002 som et avvikende punkt. For Såstein og Jomfruland er det ingen positiv samvariasjon når en ser variasjonen fra år til år; det er heller en motsatt sammenheng, med lavere konsentrasjoner ved økende fett-%. For Jomfrulandområdet ses at den tilsynelatende sammenhengen i replikatvariasjon og tidsvariasjon for årene 2002 og 2003 bryter sammen når materialet utvides til og med 2006.

Figur 6 utvider tidsrammen ytterligere og viser sammenheng mellom dioksin-konsentrasjon og fett-% for alle enkeltprøver fra den ordinære overvåkingen av Frierfjorden fra og med 1991. For data fra 11 av disse 16 årene er det god sammenheng, nær proporsjonalitet, mellom fettinnhold og dioksin-konsentrasjon. De 5 avvikende årene er jevnt fordelt over hele tidsrommet, og går alle i retning av lavere konsentrasjoner. For 1999 og 2000 er verdiene på linje med det en finner i Langesundsfjorden, når en tar fettinnholdet i betraktning.



Figur 6. Sammenheng mellom dioksin-konsentrasjoner på våtvektsbasis og fett-% i torskelever fra Frierfjorden 1991-2006. Årstall er vist over hvert symbol. Verdiene er angitt som  $TE_{PCDF/PCDD}$  (etter Van den Berg et al. 1998). Både konsentrasjon og fett-% er vist på logaritmisk skala. Bare ordinære blandprøver med ca. 20 torsk er tatt med. Inntegnet linje er loglineær regresjon for de prøvene som er vist med åpne sirkler. Prøvene fra 1993, 1997, 1999, 2000 og 2005 er vist med fylte symboler; de er ekskludert fra regresjonen.

Bildet er altså meget variabelt, og det kan være rimelig å tenke seg at det er ulike effekter som gir variasjon i deler av datamaterialet; noen ganger kan det være dominert av reell variasjon over tid i et område eller tilfeldig forskjell mellom individer, andre ganger av endringer i f.eks. vandringsmønster som gjør at geografiske forskjeller spiller inn for fisk som fanges i samme område til ulike tider.

Når det gjelder variasjonene rundt hovedtrendene, er det alt i alt ingen klar tendens til at fisk med høyt fett-innhold har de høyeste konsentrasjonene av PCDD/PCDF. Det er derfor ikke grunnlag for å påstå at dioksininnholdet generelt skulle være en funksjon av en sammenheng mellom binding av miljøgifter og fettinnhold. For Frierfjorden er dette likevel klar samvariasjon for data fra 5 av de siste 6 år, og 11 av de siste 16 år, så her kan det tenkes å være en slik sammenheng.

Også andre biologiske faktorer enn fett-% kan tenkes å påvirke miljøgiftkonsentrasjonene, selv om det ikke kan påvises med statistisk signifikans. Fisken som er analysert fra Såstein/Langesundsbukta har i gjennomsnitt noe lavere vekt og lengde etter 1998 enn i årene før; det kan eventuelt forklare den observerte nedgang i konsentrasjonene rundt dette årstallet, hvis det betyr at det er fanget noe yngre fisk med mindre akkumulering av miljøgifter. En slik endring ses ikke på de andre stasjonene, for Frierfjorden er det kanskje heller en liten økning i størrelse de siste 4-5 år.

De tydelige trekkene i datamaterialet for de siste 10 år er at både fettinnhold (fett-%) og dioksin konsentrasjoner på våtvekt i lever er blitt markant redusert i innsamlet fisk fra Frierfjorden i løpet av de siste 5-10 år, mens det ikke har vært noen slik nedgang for de andre områdene. Den sammenhengen mellom konsentrasjoner på våtvektsbasis og fett-% som dette antyder, bekreftes i stor grad av samme type sammenheng mellom fluktasjoner fra år til år, og av forskjeller mellom replikatprøver innenfor år i data fra Frierfjorden de seneste 6 år, og i betydelig grad også for de siste 16 år, mens det i liten grad er tilfelle for de andre stasjonene; for Såstein og Jomfruland er det mye mer variabelt. Det er derfor et åpent spørsmål om det er en funksjonell sammenheng slik at variasjon i fettinnhold styrer miljøgiftkonsentrasjonene.

Det må bemerkes at det har skjedd endringer i innsamlingsrutiner i løpet av overvåkingen som kan tenkes å ha påvirket både biologisk karakteristikk (størrelse, fett-%) og miljøgiftkonsentrasjoner i prøvene. Det nye langtidsprogrammet trådte i kraft i 2004 og i de to foregående årene var innsamlingen gjort av samme aktør og (hovedsakelig) på samme måte. Dette har skapt en god kontinuitet, men i tiden før dette har innsamling vært avhengig av assistanse fra lokale fiskere. Noen av forandringene som har skjedd består i følgende: For det første er tiden på året endret. De tidligste prøvene i 1975 og 1976 ble tatt i desember. Fra 1987 til 2001 ble prøvene stort sett tatt i april til juni; unntakene er to prøver fra Såstein i oktober 1988 og en prøve fra Frierfjorden i oktober 2000. Fra og med 2002 er prøvene tatt på høsten, for det meste i november, men også noen i september og oktober i 2002 og 2003. For det andre tas fangstene fra og med 2002 også på litt annet sted enn det som var dominerende i perioden før. I Frierfjorden skulle fisk tidligere hentes fra området omkring Ringsholmen, mens fangsten fra 2002 er konsentrert i den sørlige delen nærmere utløpet til Langesundsfjorden. Også i Langesundsfjorden kan fangststedet ha variert noe over tid.

Det har ikke skjedd noen endringer i analysemetodikk som skulle forklare de ovennevnte observasjonene av systematisk endret fett-% som en artifakt. Dette støttes dessuten av at den parallelle nedgangen i dioksininnhold og fett-% bare observeres i fisk fra Frierfjorden.



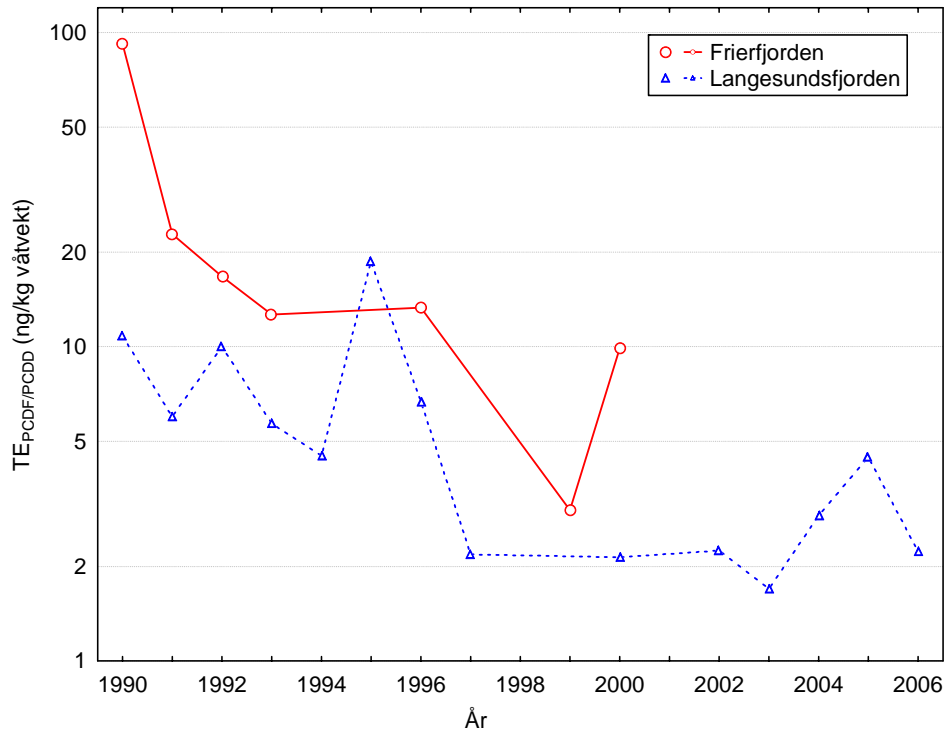
Spørsmålet er da om nedgangen i dioksin-nivåer på våtvektsbasis i Frierfjorden er en følge av redusert eksponering i miljøet, eller om det helt eller delvis kan være en følge av endringer i fiskens levevilkår som også har gitt endring i fett-% i lever. Slike endringer har i så fall slått ut spesielt for Frierfjorden. Det er ikke mulig å avklare dette nå, og derfor heller ikke mulig å vite om utviklingen i våtvektskonsentrasjoner de siste 10-15 år er representativ for den videre utviklingen. Bare videre overvåking vil kunne avklare dette.

### **2.1.2 Dioksiner i sjørret**

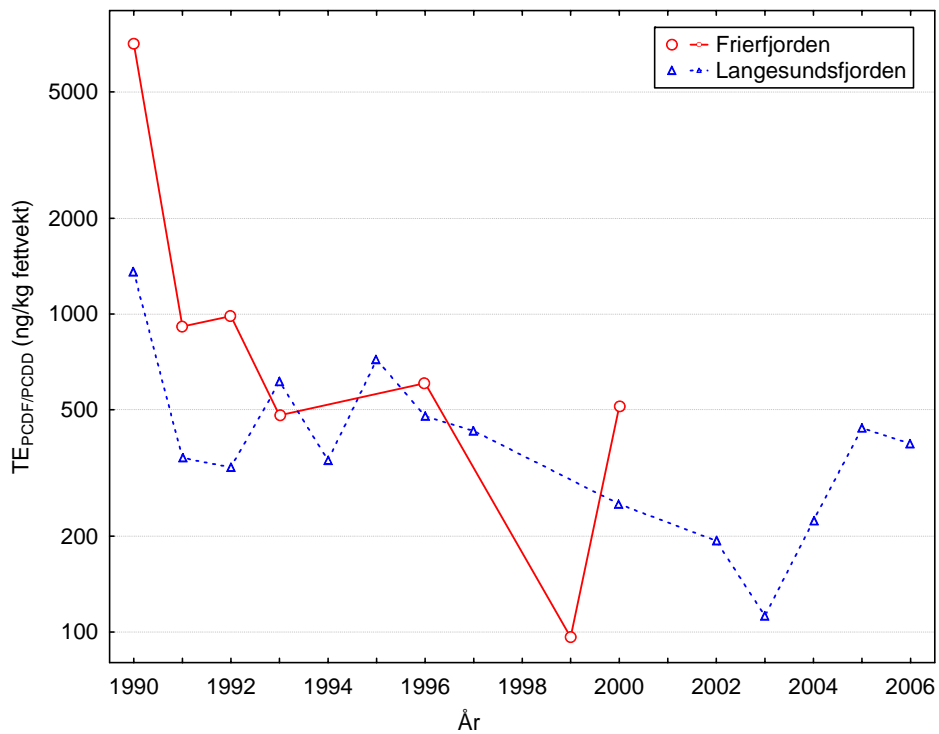
Utviklingen i dioksinkonsentrasjoner i ørretfilet på våtvektsbasis og fettvektsbasis er vist i Figur 7 og Figur 8; utviklingen av fett-% er vist i Figur 9. Konsentrasjoner fra mai 1990 (rett før utslippsreduksjonen) ligger høyere enn alle senere verdier fra samme stasjon enten en ser det på våtvektsbasis eller fettvektsbasis.

Fett-innholdet i fileten varierer mer i Langesundsfjorden enn i Frierfjorden for de år hvor det ble tatt prøver i begge områdene, og med gjennomgående lavere verdier, og gjennomsnittsvekten (ikke vist her) er også systematisk lavere i Langesundsfjorden. For ørretfilet har tidligere analyser konkludert med at normalisering av dioksin-nivåene til fettvektsbasis gir mer stabile verdier enn på våtvektsbasis (Bjerkeng og Ruus, 2002). For data fra og med 1993 er variasjonene i konsentrasjon i stor grad korrelert med variasjoner i fett-% ut fra en enkel regresjon på log-transformerte verdier, dvs. når en ser hele datasettet under ett uten å ta med år eller stasjon som forklaringsvariable. Estimater for regresjonskoeffisienten ligger i nærheten av proporsjonal variasjon.

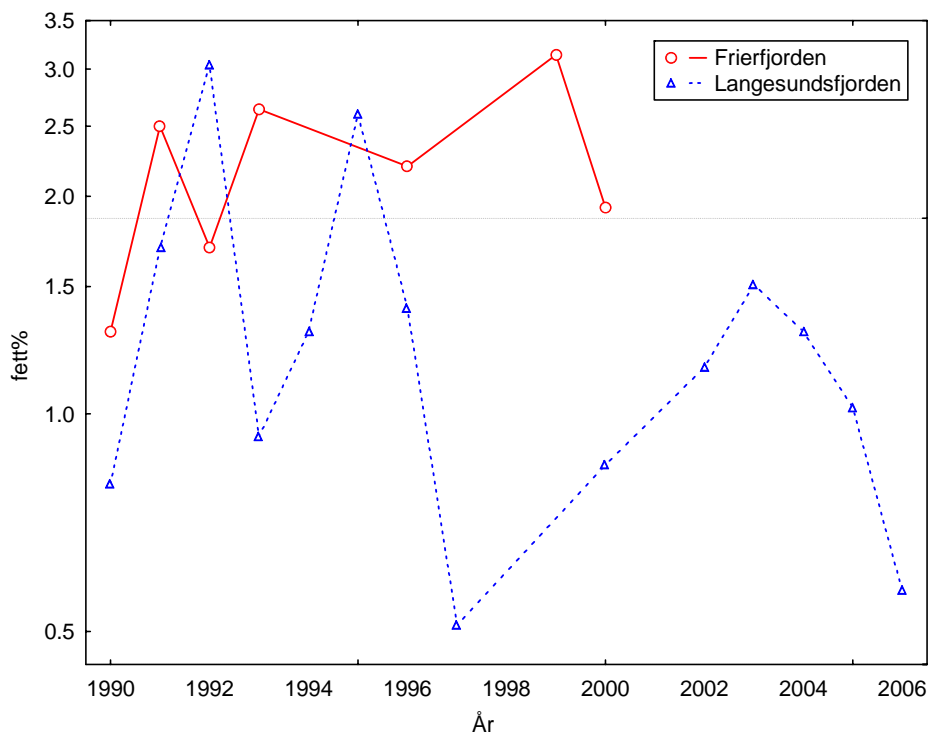
Imidlertid opptrer mye av denne variasjonen som systematiske forskjeller mellom stasjoner (både konsentrasjon og fett-% er høyere i Frierfjorden i de 3 år hvor det er data fra begge fjorder fra og med 1993) eller over tid (lavere gjennomsnitt etter 1996 i Langesundsfjorden både for konsentrasjon og fett-%). Det behøver derfor ikke være noen funksjonell sammenheng; det kan være en tilfeldig følge av at variasjonen i fett-% og konsentrasjon begge er knyttet til sted og har variert over tid. En variansanalyse hvor område og år er med som hovedfaktorer (uten interaksjonsledd pga. manglende replikatverdier) viser ingen tegn til sammenheng mellom avvik i konsentrasjon fra variansmodellen fett-%, det samme gjelder om en bare tar med delområde. Det er derfor ikke ut fra dette noe godt grunnlag for å hevde at konsentrasjonen på våtvektsbasis er systematisk korrelert med fett-%, og derfor også usikkert om data på fett-basis gir noe bedre bilde av utvikling i det ytre miljøet.



Figur 7. Konsentrasjoner av dioksin i filet fra sjøørret på våtvektsbasis fra Frierfjorden og Langesundsfjorden som funksjon av tid. Verdiene er angitt som  $TE_{PCDF/PCDD}$  (etter Van den Berg et al. 1998) og vist på logaritmisk skala.



Figur 8. Konsentrasjoner av dioksin i filet fra sjøørret på fettvektsbasis fra Frierfjorden og Langesundsfjorden som funksjon av tid. Verdiene er angitt som  $TE_{PCDF/PCDD}$  (etter Van den Berg et al. 1998) og vist på logaritmisk skala.



Figur 9. Fettinnhold i filet fra sjøørret fra Frierfjorden og Langesundsfjorden som funksjon av tid. Fett-% er vist på logaritmisk skala.

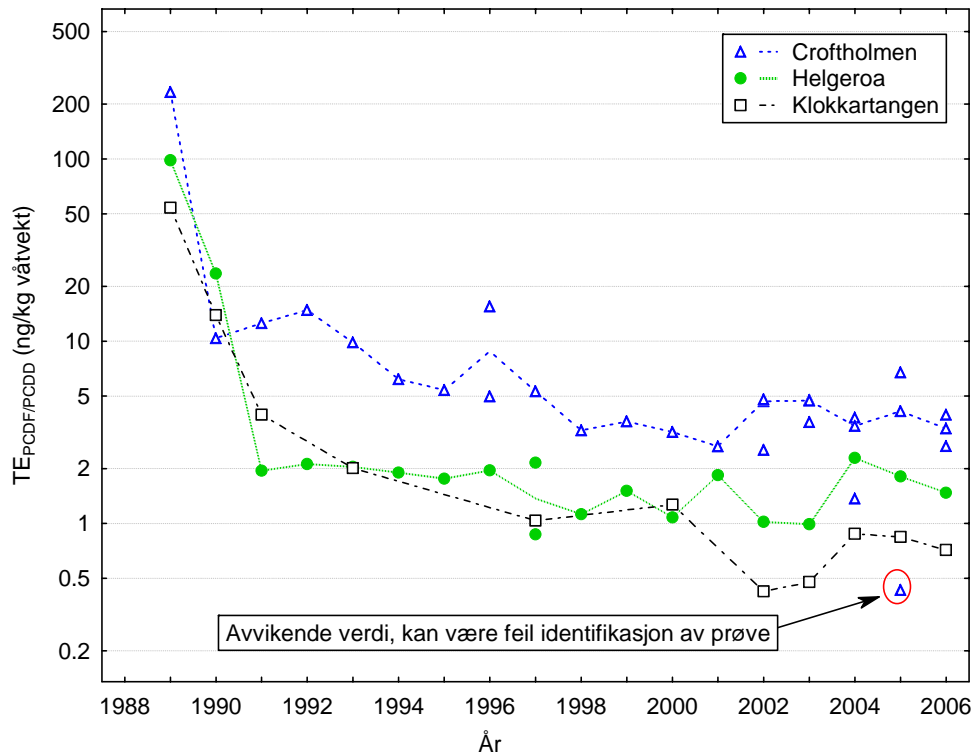
Ørretfilet fra Frierfjorden viste en sterk nedgang i dioksiner umiddelbart etter utslippsreduksjonen rundt 1990, men etter dette ingen klar nedgang fram til siste måling i 2000, selv om det var en avvikende lav verdi i 1999. Dette bildet er det samme både på våtvekts- og tørrvektsbasis.

På våtvektsbasis er konsentrasjonene i Langesundsfjorden lavere etter 1996 enn i perioden før, men det er ingen tendens til systematisk endring over tid i noen retning innenfor hver av disse periodene, bl.a. er det ingen tegn til videre reduksjon av nivåene fra 1997 til 2006. På fettvektsbasis ble konsentrasjonene redusert frem til og med 2003, men denne utviklingen er brutt de siste år, og nivåene ligger nå på samme nivå som i 1991-1997.

### 2.1.3 Dioksiner i blåskjell

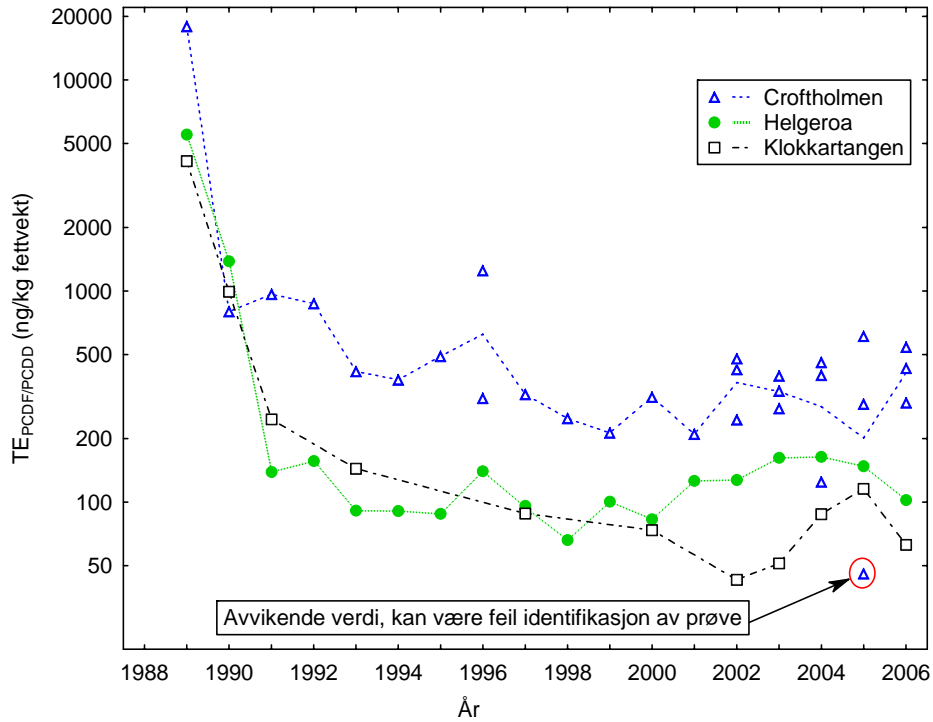
Konsentrasjoner av dioksin i blåskjell på våtvektsbasis viser ingen reduksjon over tid på noen av stasjonene i perioden 1997-2006 (Figur 10). På Croftholmen har konsentrasjonene variert rundt 3-5 ng/kg våtvekt siden 1997 uten tegn til noen systematisk endring over tid<sup>8</sup>, og på Helgeroa har de fluktuert mellom 1 og 2 ng/kg våtvekt. På Klokkartangen ligger riktignok verdiene fra perioden 2002-2006 lavere enn de to prøvene fra 1997 og 2000, men fluktuasjonene innenfor den siste perioden gjør at en heller ikke her kan konkludere med noen reduksjon over tid innen perioden 1997 -2006.

<sup>8</sup> En avvikende lav verdi i 2005 er antagelig feil pga. forveksling av JAMP prøveresultater. Det blir i skrivende stund undersøkt nærmere. For å unngå virkningen av dette punktet, som er avmerket med en rød sirkel i Figur 10 og Figur 11, er linjen i disse figurene trukket gjennom median per år, slik at den avvikende verdien ikke får innflytelse. Verdien er også utelukket fra de statistiske analysene.

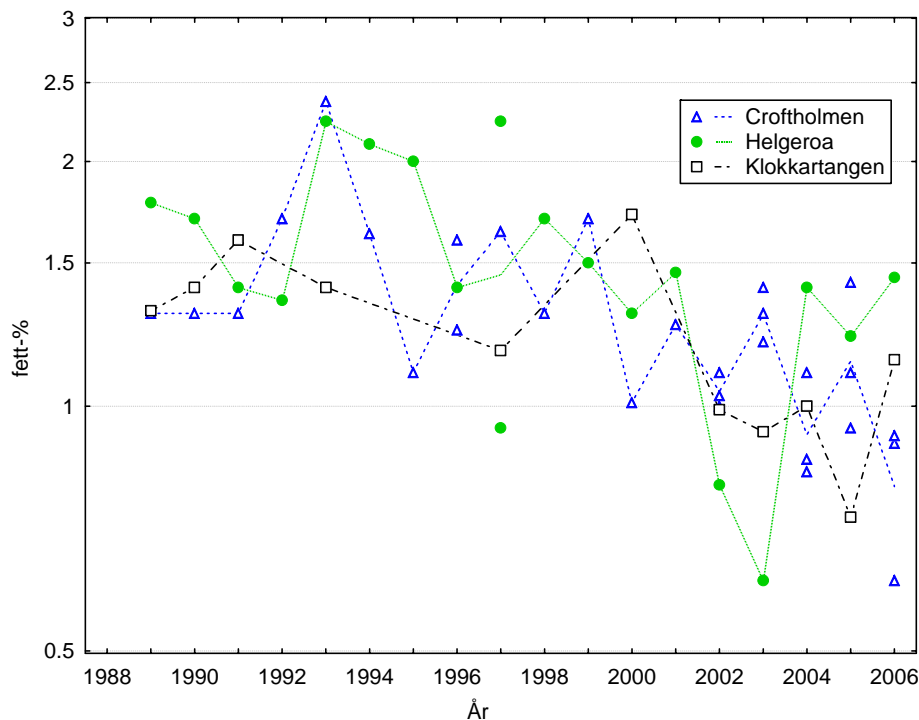


Figur 10. Konsentrasjoner av dioksin i blåskjell på våtvektbasis fra Croftholmen (Gjermundsholmen), Helgeroa og Klokkartangen ved Jomfruland som funksjon av tid. Verdiene er angitt som  $TE_{PCDF/PCDD}$  (etter Van den Berg et al. 1998) og vist på logaritmisk skala. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom medianverdier.

Når konsentrasjonene regnes om til fettvektbasis, ses en svak økende tendens over de siste 7 år, iallfall på Croftholmen og Klokkartangen (Figur 11). Det henger sammen med at fettinnholdet i blåskjellprøvene har blitt lavere de siste årene (Figur 12). Frem til 2000 var fettinnholdet stort sett alltid 1.2 % eller høyere, og i nesten halvparten av prøvene 1.5 % eller høyere. Fra og med 2001 finnes ingen prøver med fettinnhold over 1.5 %, og halvparten av prøvene har fettinnhold 1 % eller lavere. Det kan se ut til at denne reduksjonen er en generell trend på alle de tre stasjonene. Formelt kan dette testes ved en variansanalyse av  $\ln(\text{fett-\%})$  med tilfeldige faktorer *stasjon* og *periode* ( $<2000, \geq 2000$ ). En slik analyse gir signifikant forskjell mellom periodene som gjennomsnitt over stasjonene både sett i forhold til residualvariasjon innenfor stasjon og periode ( $p=0.000024$ ) og i forhold til et kombinert feilledd som tar hensyn til både residualvariasjon og estimert interaksjon  $\text{Stasjon} \times \text{Periode}$  ( $p=0.023$ ). Selve interaksjonen (forskjeller mellom stasjoner i endring fra periode til periode) er ikke statistisk signifikant i forhold til residualvariasjon, så begge typer tester kan forsvares.



Figur 11. Konsentrasjoner av dioksin i blåskjell på fettvektsbasis fra Croftholmen (Gjermundsholmen), Helgeroa og Klokkartangen ved Jomfruland som funksjon av tid. Verdiene er angitt som TE<sub>PCDF/PCDD</sub> (etter Van den Berg et al. 1998) og vist på logaritmisk skala. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom medianverdier.



Figur 12. Fettinnhold i blåskjell fra Croftholmen (Gjermundsholmen), Helgeroa og Klokkartangen ved Jomfruland som funksjon av tid. Fett-% er vist på logaritmisk skala. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala.

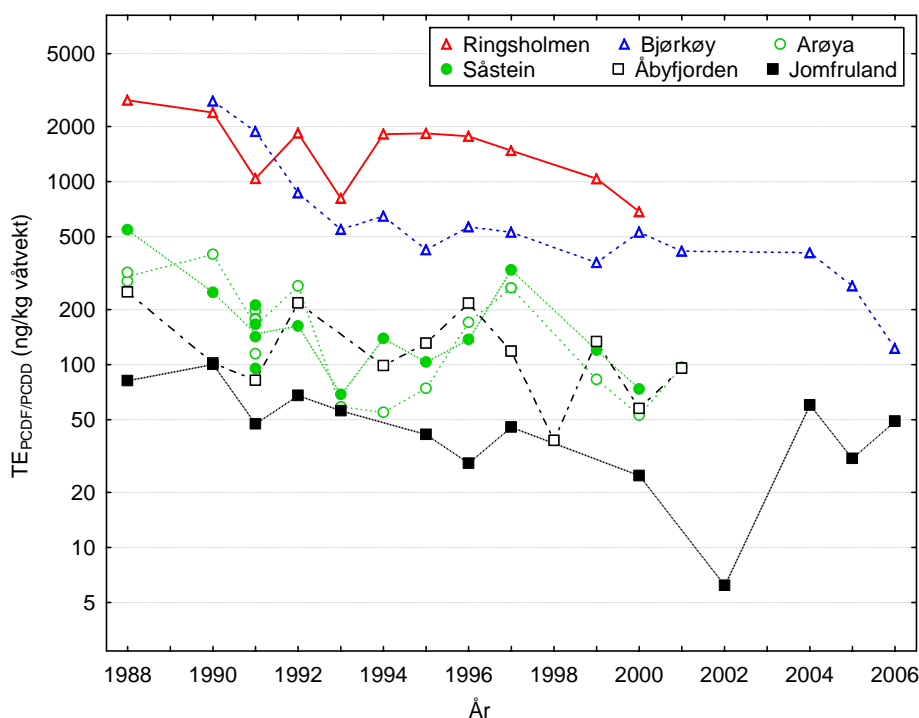
For å kunne tolke dataene er det av interesse å se om variasjonene i dioksinkonsentrasjoner kan kobles til variasjon i fettinnhold. For å se på dette er det gjort to ulike analyser:

- En kovariansanalyse bare på de data hvor det er flere replikater pr. år og stasjon, med kombinasjon av Stasjon og år som kategorisk faktor og  $\ln(\text{fett}\%)$  som kovariat. Denne analysen gir ingen signifikant sammenheng med fett-%. Det er altså ikke tegn til noen kobling mellom fettinnhold og dioksinkonsentrasjoner på våtvekt for skjell fra samme tid og sted.
- En kovariansanalyse av logtransformerte dioksinkonsentrasjoner på våtvektsbasis med stasjon som faktor og år og  $\ln(\text{fett}\%)$  som kovariater. Modellen er satt opp med tilpasning av uavhengig (loglineær) tidstrend for hver stasjon, og er gjort på mediankonsentrasjon pr. stasjon og år. Analysen gir ingen signifikant sammenheng med år for noen av stasjonene, mens det er signifikante forskjeller mellom stasjoner ( $p=2 \cdot 10^{-8}$ ) og signifikant positiv sammenheng med fett-% (regresjonskoeffisient  $0.64 \pm 0.23$  standardfeil,  $p=0.014$ ). Siden den mest åpenbare endringen over tid er i fett-%, kan det ikke utelukkes at det den tilsynelatende sammenheng mellom dioksin og fett-% er en følge av at både dioksinkonsentrasjoner og fettinnhold endres noe over tid, men det er ikke mulig å påvise at det har vært noen slik endring over tid, så det kan også være en reell sammenheng i fluktuasjonene.

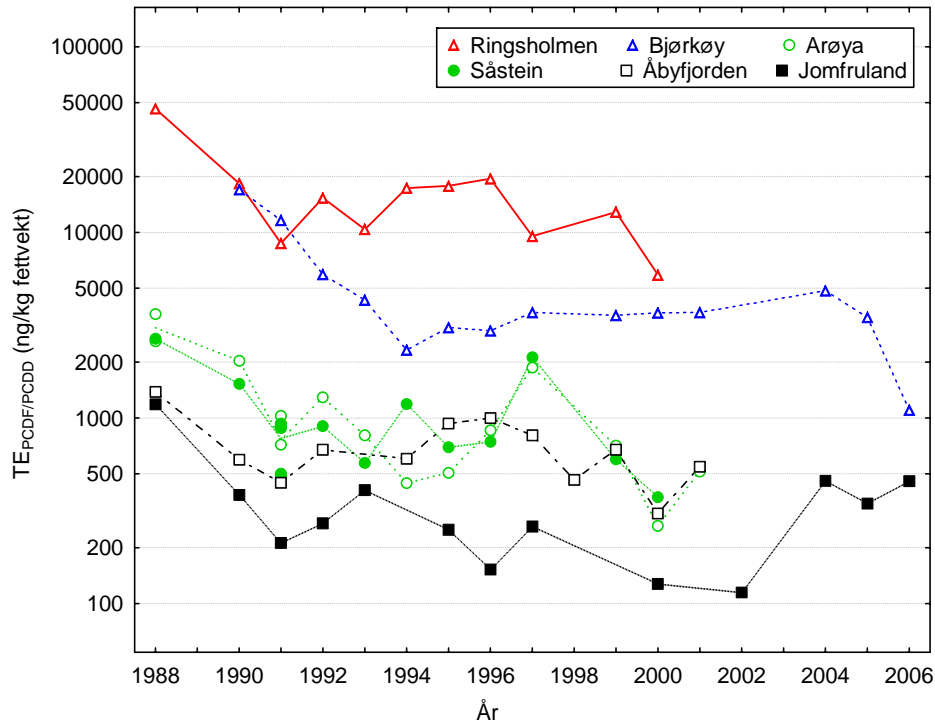
Det er derfor ikke grunnlag for å si om konsentrasjoner på våtvekt eller fettvekt er det som best gjenspeiler ytre miljøeksponering av dioksin. Uansett hva en velger å se på er det ingen tegn til noen fortsatt reduksjon av dioksin-nivåene.

### 2.1.4 Dioksiner i krabbe

Dioksin i hann-krabbe viser ingen signifikant reduksjon over tid de siste 6 årene på noen av de to stasjonene som fortsatt blir undersøkt. På våtvektsbasis er konsentrasjonene stort sett uendret på Bjørkøya over de siste 10 år (Figur 13), og med en svak økning på fett-basis (Figur 14). Reduksjonen de siste to årene, også den store reduksjonen fra 2005 til 2006, er ikke nok til å konkludere med en begynnende nedadgående trend, når en tar i betraktning de fluktuasjonene frem og tilbake en ser i dataseriene ellers. På Jomfruland er det heller ingen nedgang, faktisk har konsentrasjonen heller økt de siste tre år, spesielt markant på fettvektsbasis.



Figur 13. Konsentrasjoner av dioksin i krabbesmør fra hanner på våtvektsbasis fra Grenlandsområdet som funksjon av tid. Verdiene er angitt som  $TE_{PCDF/PCDD}$  (etter Van den Berg et al. 1998) og vist på logaritmisk skala. For Arøya og Såstein 1991 er alle replikater vist; linjene er trukket gjennom geometrisk middel.

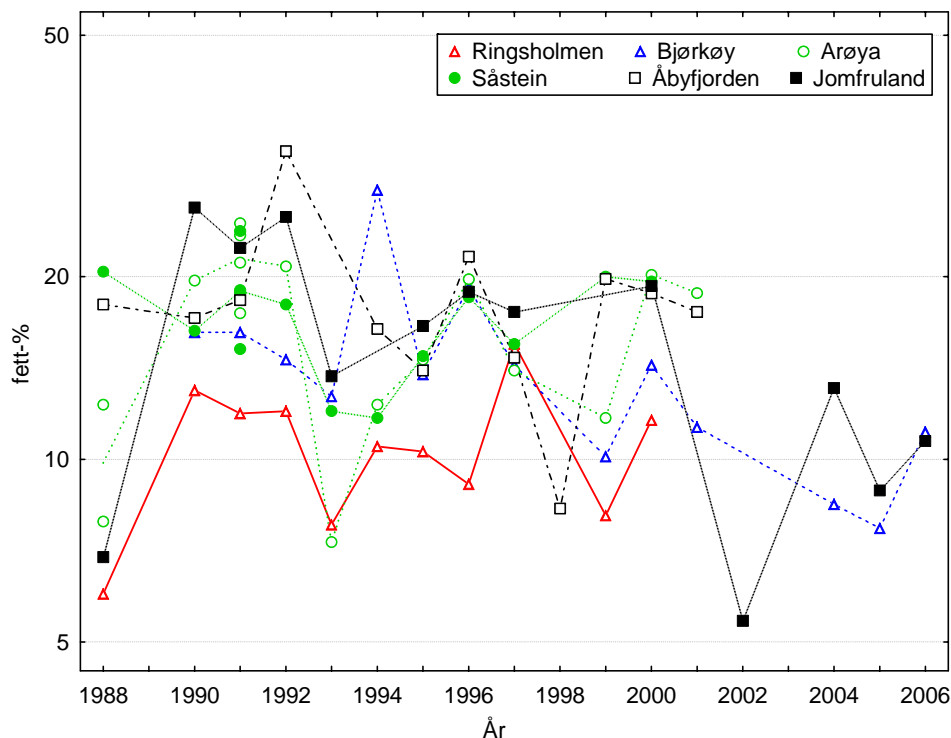


Figur 14. Konsentrasjoner av dioksin i krabbesmør fra hanner på fettvektsbasis fra Grenlandsområdet som funksjon av tid. Verdiene er angitt som  $TE_{PCDF/PCDD}$  (etter Van den Berg et al. 1998) og vist på logaritmisk skala. For Arøya og Såstein 1991 er alle replikater vist; linjene er trukket gjennom geometrisk middel.

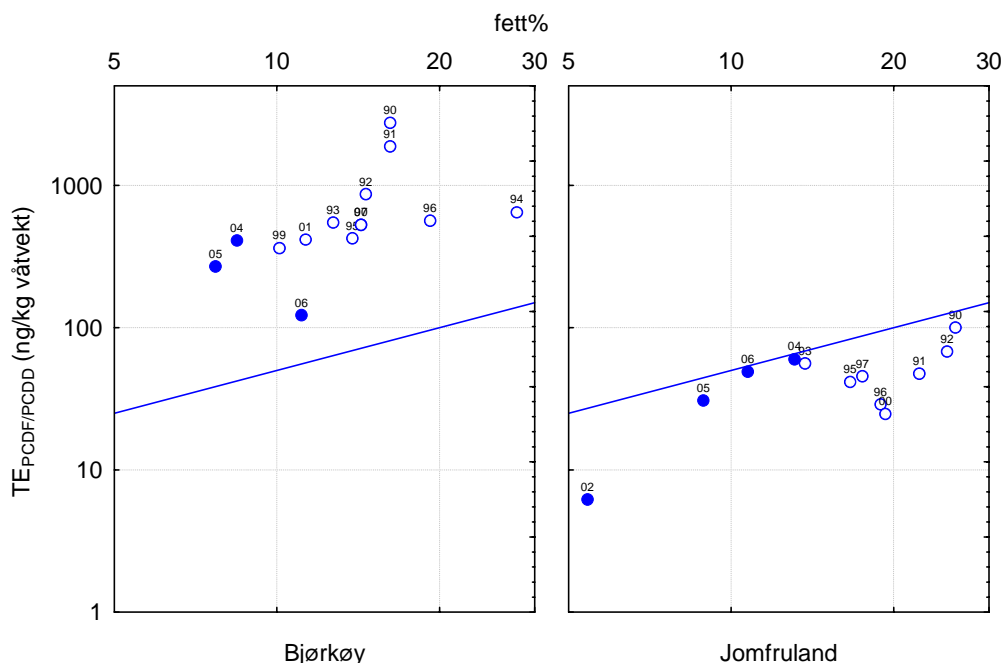
Tidligere analyser (Bjerkeng og Ruus 2002) konkluderte med at det antagelig var en kobling med fett-%, selv om det var stor usikkerhet. En kovariansanalyse på materialet fra og 2000 til 2006, med år og stasjon som kategoriske faktorer og  $\ln(\text{fett-\%})$  som kovariat, gir ingen signifikant variasjon med fett-%, det gjør heller ikke en tilsvarende analyse på data fra 1990-2000, dvs. den perioden hvor det ble målt på 6 stasjoner.

Fordi fett-% har vært lavere de siste 3-4 år enn det som har vært vanlig tidligere (Figur 15), er det vanskelig å vite hvordan en skal tolke endringene. Selv om det ikke er en direkte sammenheng, kan det være naturlige variasjoner som har påvirket både fett-% og miljøgiftkonsentrasjoner på ulike måter. Figur 16 viser sammenhengen mellom våtvektskonsentrasjoner og fett-% for de to stasjonene hvor det er målt frem til 2006. Data etter 2001 er markert med fylt symbol. På disse to stasjonene ser det ut til at variasjon i konsentrasjon i noen grad kan kobles til variasjon i fett-%, men det er ikke noe helt klart bilde.





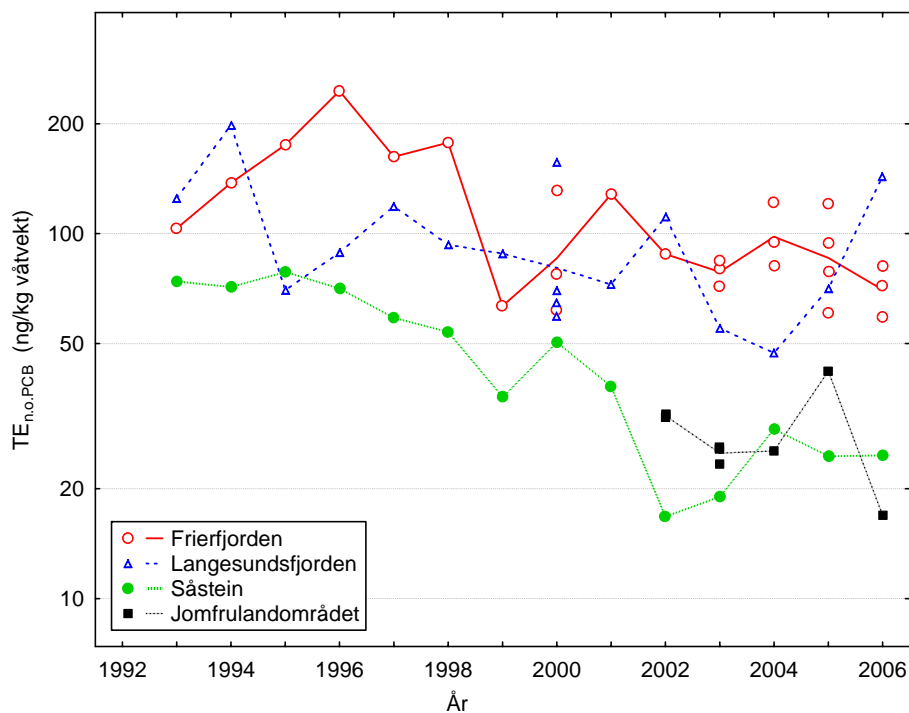
Figur 15. Fettinnhold i krabbesmør fra hanner fra Grenlandsområdet som funksjon av tid. Fett-% er vist på logaritmisk skala. For Arøya og Såstein 1991 er alle replikater vist; linjene er trukket gjennom geometrisk middel.



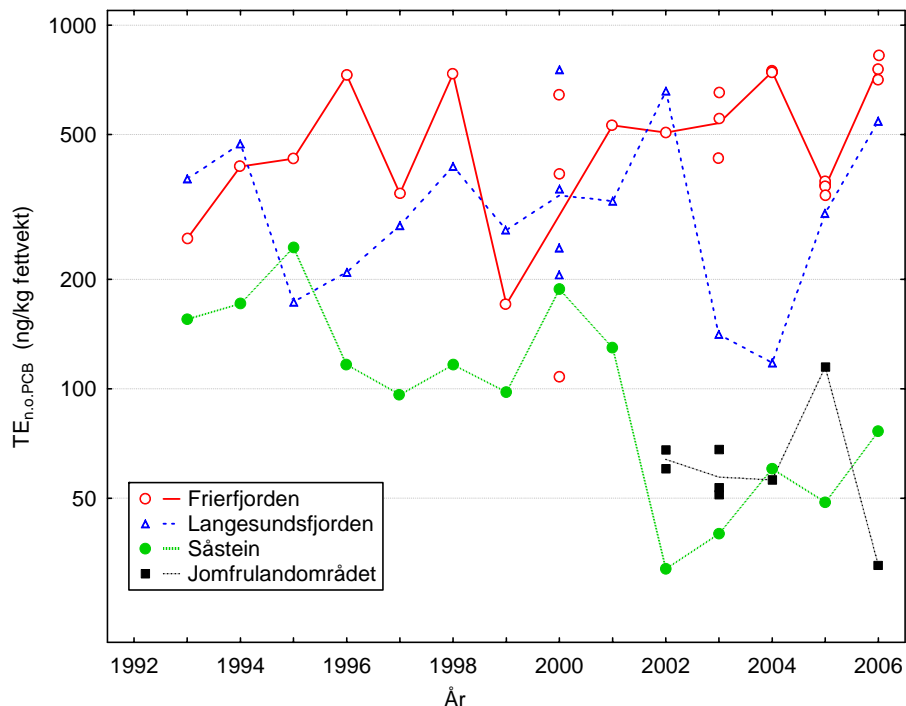
Figur 16. Sammenheng mellom fettinnhold og dioksinkonsentrasjon på våtvektsbasis i krabbesmør fra hanner fra stasjoner med fortsatt overvåking til og med 2006. Dioksinkonsentrasjonene er angitt som  $TE_{PCDF/PCDD}$  (etter Van den Berg et al. 1998). Begge aksene har logaritmisk skala. Data etter 2001 er markert med fylt symbol. Inntegnede linjer markerer proporsjonal variasjon.

### 2.1.5 Tidstrend for non-orto PCB i torsk

Konsentrasjonene av non-orto PCB på våtvektsbasis i torskelever gir et visuelt inntrykk av mer eller mindre gradvis nedgang over tid fra 1993 til 2006 sett i Frierfjorden og ved Såstein, selv om det er ganske store fluktuasjoner, og variasjon rundt uendret gjennomsnittsnivå i Langesundsfjorden (Figur 17). I Frierfjorden ses den tydeligste reduksjonen rundt 1998, og ved Såstein rundt 2001. Med konsentrasjoner regnet om til fettvektsbasis kan en ikke se noen tidsutvikling verken i Frierfjorden eller i Langesundsfjorden sammenlignet med de store fluktuasjonene, mens nivåene ved Såstein er markert lavere etter 2001 (Figur 18) både på våtvektsbasis og fettvektsbasis. Igjen er det her et spørsmål hvordan en skal korrigere for eventuelle biologisk betingede variasjoner eller andre naturlige variasjoner for å få et bilde av langsiktig trend i miljøgifteksponering. For Frierfjorden er det de siste tre årene en helt klar tendens til at normalisering på fett-basis gir mye mindre forskjell mellom replikater innenfor år i non-orto PCB, mens det er motsatt for de andre tilfellene av replikater (Frierfjorden og Langesundsfjorden 2000, Frierfjorden og Jomfruland 2003). Generelt gir omregning til fett-% større variasjon fra år til år enn konsentrasjonen på våtvektsbasis. Igjen er det altså et noe blandet signal; til dels en positiv sammenheng mellom innhold av non-orto PCB og fett-% for fisk fra samme sted og tid, men generelt ingen slik sammenheng for fluktuasjoner fra år til år. Alt i alt kan det se ut som det for non-orto PCB er konsentrasjoner på våtvekt som gir det mest stabile bilde av tidsutvikling. Imidlertid er det samme usikkerhet her som for dioksiner om endringen i konsentrasjoner på våtvektsbasis kan være midlertidig og knyttet til forhold som også har påvirket biologisk/miljømessig tilstand hos fanget fisk på andre måter.



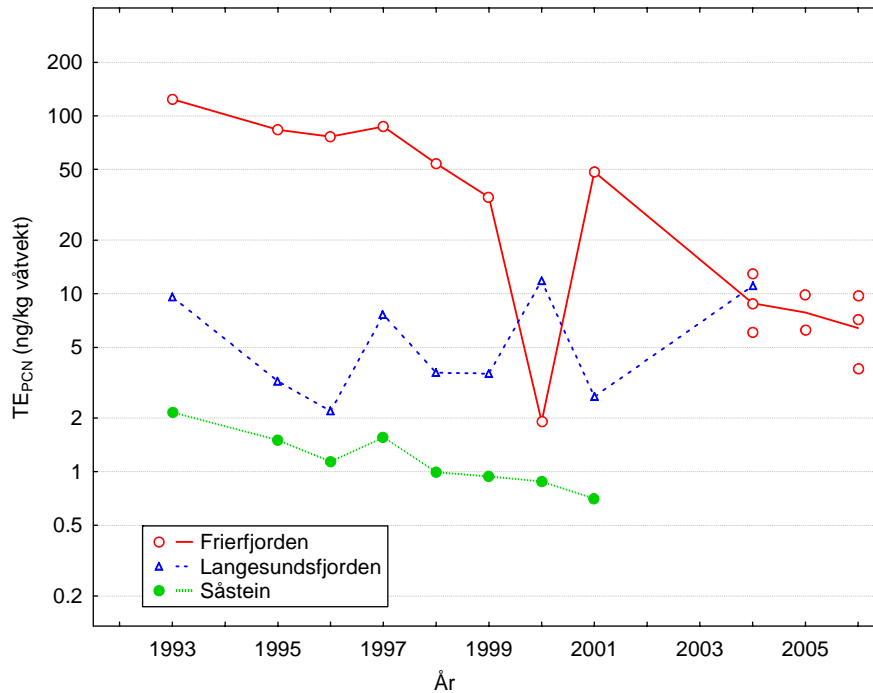
Figur 17. Konsentrasjoner av non-orto PCB i torskelever på våtvektsbasis fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Såstein og Jomfruland, som funksjon av tid. Verdiene er angitt som  $TE_{n.o.PCB}$  og vist på logaritmisk skala. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala.



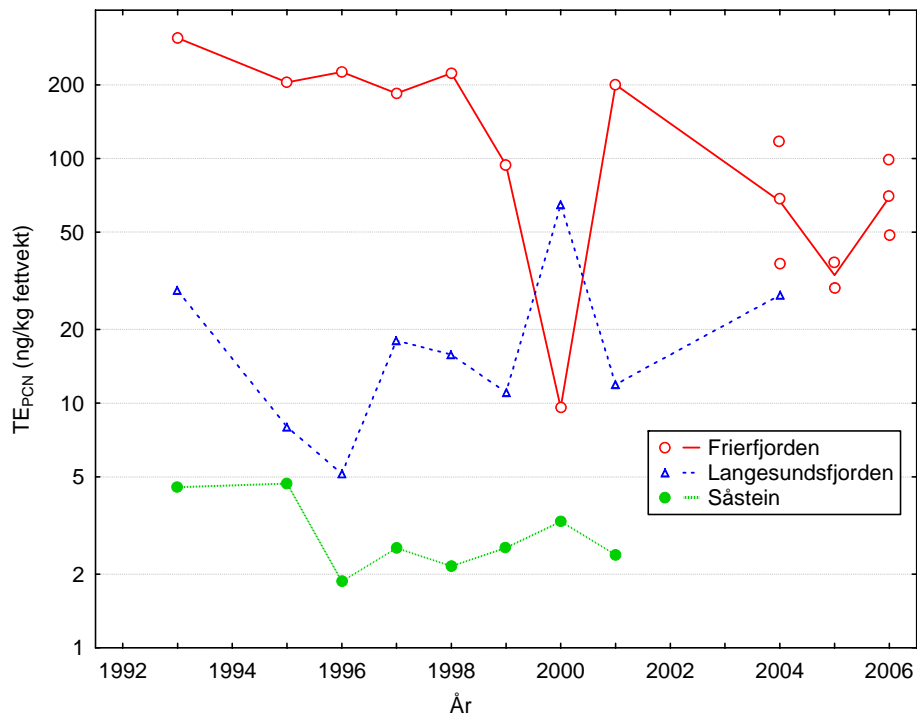
Figur 18. Konsentrasjoner av non-orto PCB i torskelerver på fettvektbasis fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Såstein og Jomfruland, som funksjon av tid. Verdiene er angitt som  $TE_{n.o.PCB}$  og vist på logaritmisk skala. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala.

### 2.1.6 Tidstrend for PCN i torsk

For PCN er nivåene i Frierfjorden på våtvektbasis klart lavere i 2004-2006 enn i perioden frem til 1998, med noen store fluktuasjoner i årene mellom som gjør det vanskelig å tidfeste reduksjonen nærmere innenfor perioden 1998-2004 (Figur 19). På fettvektbasis er det også en tendens til reduksjon (Figur 20), men ikke så klar som på våtvektbasis. I Langesundsfjorden kan en ikke se noen tidsutvikling for årene 1993-2004 hverken på våtvektbasis eller fettvektbasis. Nivåene ved Såstein angitt på våtvektbasis viser en reduksjonsrate på ca. 10 % pr. år. På fettvektbasis viser konsentrasjonene en nedgang fra 1995 til 1996, men deretter har deretter en tendens til økning over tid, parallelt med at fett-% synker noe, men den serien stopper i 2001 og gir ikke grunnlag for å si noe om utviklingen de siste år.



Figur 19. Konsentrasjoner av PCN i torskelerver på våtvektsbasis fra Frierfjorden, Langesundsfjorden og Såstein som funksjon av tid. Verdiene er angitt som  $TE_{PCN}$  og vist på logaritmisk skala. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala.



Figur 20. Konsentrasjoner av PCN i torskelerver på fettvektsbasis fra Frierfjorden, Langesundsfjorden og Såstein som funksjon av tid. Verdiene er angitt som  $TE_{PCN}$  og vist på logaritmisk skala. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala.

## **Vedlegg 2.**

# **Karakteristikk av blandprøver av organismer fra Grenlandsfjordene 2006**

**Vedlegg 2-1** Sammensetning av blandprøver av fisk og skalldyr 2006. N: Antall individer.  
M/SD/VAR: Middelerverdi/standardavvik/variasjonsintervall (min.-maks.). Vekt (g)  
og lengde (cm). Delvis avrundede tall.

<b>Art, stasjon. (mnd nr)</b>	<b>N</b>	<b>Vekt (g) M/SD/VAR</b>	<b>Lengde (cm) M/SD/VAR</b>
<b>TORSK,</b>			
Frierfjord 1 (lever og filet)	20	1281/859/304-3588	50/11/32-73
Frierfjord 2 (lever og filet)	20	955/482/448-4960	46/8/35-63
Frierfjord 3 (lever og filet)	19	1098/867/494-3356	47/10/37-75
Langesundsfjord (lever og filet)	20	1132/737/338-3244	46/11/32-70
Såstein	20	914/374/374-1938	45/6/35-58
Jomfruland	20	572/411/108-1522	35/10/21-53
<b>ØRRET (filet)</b>			
Eidanger/Bjørkøy	20	591/548/98-2612	36/10/22-66
<b>BLÅSKJELL</b>			(NB mm:)
Crotholmen	50	-	68/4/59-78
Helgeroa	50	-	53/6/41-70
Klokkertangen	50	-	67/6/53-80
<b>TASKEKRABBE</b>			Skallbredde (cm):
Frierfjorden (klokjøtt)	20	-	15/1/12-18
Langesundsfjord (klokjøtt og skallinnmat)	20	-	15/2/11-19
Jomfruland (klokjøtt og skallinnmat)	20		13/2/11-16
<b>SILD</b>			
Eidangerfjorden	20	231/38/182-342	29/3/18-34
<b>ÅL</b>			
Langesundsfjorden	20	312/193/54-846	53/10/34-73
<b>REKER</b>			Hodelengde (mm):
Såstein/Mølen	75	-	18/1/16-21

## **Vedlegg 3.**

# **Rådata for NILUs analyser av dioksiner, n.-o. PCB og PCN i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2006**

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/159

Customer: NIVA v/ Anders Ruus

Customers sample ID: Frierfjorden

: bl.pr. 1

Sample type: Torskelever

Sample amount: 4,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB203\_01-02-07\_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	39,6	70	39,6	39,6	39,6
12378-PeCDD	4,77	84	2,38	2,38	4,77
123478-HxCDD	< 0,25	89	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	67,6	91	6,76	6,76	6,76
123789-HxCDD	50,0		5,00	5,00	5,00
1234678-HpCDD	33,9	80	0,34	0,34	0,34
OCDD	18,1	65	0,02	0,02	0,00
<b>SUM PCDD</b>			<b>54,1</b>	<b>54,1</b>	<b>56,5</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	175	79	17,5	17,5	17,5
12378/12348-PeCDF	489	*	4,89	24,5	24,5
23478-PeCDF	44,8	89	22,4	22,4	22,4
123478/123479-HxCDF	1 171	82	117	117	117
123678-HxCDF	675	84	67,5	67,5	67,5
123789-HxCDF	74,2	*	7,42	7,42	7,42
234678-HxCDF	124	83	12,4	12,4	12,4
1234678-HpCDF	238	82	2,38	2,38	2,38
1234789-HpCDF	258	*	2,58	2,58	2,58
OCDF	125	82	0,13	0,13	0,01
<b>SUM PCDF</b>			<b>254</b>	<b>274</b>	<b>274</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>308</b>	<b>328</b>	<b>330</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	133	76			0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	24,3				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	745	86			74,5
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	688	93			6,88
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>81,4</b>

TE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

<: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

\*: Samplingstandard NS-EN 1948



## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/160

Customer: NIVA v/ Anders Ruus

Customers sample ID: Frierfjorden

: bl.pr. 2

Sample type: Torskelever

Sample amount: 4,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB203\_01-02-07\_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	23,5	57	23,5	23,5	23,5
12378-PeCDD	3,98	70	1,99	1,99	3,98
123478-HxCDD	<	74	0,05	0,05	0,05
123678-HxCDD	39,6	71	3,96	3,96	3,96
123789-HxCDD	31,0		3,10	3,10	3,10
1234678-HpCDD	20,7	65	0,21	0,21	0,21
OCDD	9,93	55	0,01	0,01	0,00
<b>SUM PCDD</b>			<b>32,9</b>	<b>32,9</b>	<b>34,8</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	130	63	13,0	13,0	13,0
12378/12348-PeCDF	340	*	3,40	17,0	17,0
23478-PeCDF	45,7	72	22,9	22,9	22,9
123478/123479-HxCDF	921	64	92,1	92,1	92,1
123678-HxCDF	412	70	41,2	41,2	41,2
123789-HxCDF	51,4	*	5,14	5,14	5,14
234678-HxCDF	72,8	68	7,28	7,28	7,28
1234678-HpCDF	131	67	1,31	1,31	1,31
1234789-HpCDF	192	*	1,92	1,92	1,92
OCDF	75,0	66	0,07	0,07	0,01
<b>SUM PCDF</b>			<b>188</b>	<b>202</b>	<b>202</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>221</b>	<b>235</b>	<b>237</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	97,2	61			0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	17,7				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	543	70			54,3
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	475	74			4,75
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>59,0</b>

TE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

<: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

\*: Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/161

Customer: NIVA v/ Anders Ruus

Customers sample ID: Frierfjorden

: bl.pr. 3

Sample type: Torskelever

Sample amount: 4,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB203\_01-02-07\_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	29,2	65	29,2	29,2	29,2
12378-PeCDD	4,54	81	2,27	2,27	4,54
123478-HxCDD	< 0,18	79	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	41,3	81	4,13	4,13	4,13
123789-HxCDD	31,4		3,14	3,14	3,14
1234678-HpCDD	21,8	78	0,22	0,22	0,22
OCDD	9,93	78	0,01	0,01	0,00
<b>SUM PCDD</b>			<b>39,0</b>	<b>39,0</b>	<b>41,2</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	136	73	13,6	13,6	13,6
12378/12348-PeCDF	353	*	3,53	17,7	17,7
23478-PeCDF	46,0	85	23,0	23,0	23,0
123478/123479-HxCDF	860	85	86,0	86,0	86,0
123678-HxCDF	524	80	52,4	52,4	52,4
123789-HxCDF	62,0	*	6,20	6,20	6,20
234678-HxCDF	75,5	80	7,55	7,55	7,55
1234678-HpCDF	157	79	1,57	1,57	1,57
1234789-HpCDF	233	*	2,33	2,33	2,33
OCDF	94,9	86	0,09	0,09	0,01
<b>SUM PCDF</b>			<b>196</b>	<b>210</b>	<b>210</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>235</b>	<b>249</b>	<b>252</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	112	64			0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	25,3				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	664	75			66,4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	563	84			5,63
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>72,0</b>

TE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

<: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

\*: Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/162

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Frierfjorden

: Bl.pr. 1

Sample type: Torskefilet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB197\_25-01-07\_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	0,33	74	0,33	0,33	0,33
12378-PeCDD	0,05	83	0,03	0,03	0,05
123478-HxCDD	<	84	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,45	87	0,04	0,04	0,04
123789-HxCDD	0,15		0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDD	0,21	76	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,11	63	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>			<b>0,42</b>	<b>0,42</b>	<b>0,44</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	1,37	78	0,14	0,14	0,14
12378/12348-PeCDF	4,54	*	0,05	0,23	0,23
23478-PeCDF	0,23	81	0,12	0,12	0,12
123478/123479-HxCDF	2,97	77	0,30	0,30	0,30
123678-HxCDF	4,41	79	0,44	0,44	0,44
123789-HxCDF	0,35	*	0,03	0,03	0,03
234678-HxCDF	0,66	78	0,07	0,07	0,07
1234678-HpCDF	1,57	79	0,02	0,02	0,02
1234789-HpCDF	0,57	*	0,01	0,01	0,01
OCDF	0,57	75	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>			<b>1,16</b>	<b>1,34</b>	<b>1,34</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>1,58</b>	<b>1,76</b>	<b>1,78</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	1,71	73			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,32				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	4,51	80			0,45
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	2,98	83			0,03
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>0,48</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/163

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Frierfjorden, 3/6 og 4/6

:

Sample type: Torskefilet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB197\_25-01-07\_diox

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g					
<b>Dioxins</b>						
2378-TCDD		0,25	67	0,25	0,25	0,25
12378-PeCDD		0,04	i 76	0,02	0,02	0,04
123478-HxCDD	<	0,02	81	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD		0,22	78	0,02	0,02	0,02
123789-HxCDD		0,09		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD		0,09	i 69	0,00	0,00	0,00
OCDD	<	0,03	57	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>				<b>0,31</b>	<b>0,31</b>	<b>0,33</b>
<b>Furanes</b>						
2378-TCDF		1,18	72	0,12	0,12	0,12
12378/12348-PeCDF		3,18	*	0,03	0,16	0,16
23478-PeCDF		0,17	73	0,09	0,09	0,09
123478/123479-HxCDF		1,47	73	0,15	0,15	0,15
123678-HxCDF		2,61	70	0,26	0,26	0,26
123789-HxCDF		0,22	*	0,02	0,02	0,02
234678-HxCDF		0,34	71	0,03	0,03	0,03
1234678-HpCDF		0,80	74	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF		0,33	*	0,00	0,00	0,00
OCDF		0,43	i 62	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>				<b>0,71</b>	<b>0,84</b>	<b>0,84</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>				<b>1,02</b>	<b>1,15</b>	<b>1,17</b>
<b>nonortho - PCB</b>						
33'44'-TeCB (PCB-77)		1,58	73			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)		0,19				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)		3,09	76			0,31
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		1,84	80			0,02
<b>SUM TE-PCB</b>						<b>0,33</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/164

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Frierfjorden

: Bl.pr. 3

Sample type: Torske filet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB197\_25-01-07\_diox

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g					
<b>Dioxins</b>						
2378-TCDD		0,27	69	0,27	0,27	0,27
12378-PeCDD		0,06	80	0,03	0,03	0,06
123478-HxCDD	<	0,03	94	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD		0,22	i 85	0,02	0,02	0,02
123789-HxCDD		0,11		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD		0,09	83	0,00	0,00	0,00
OCDD		0,08	64	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>				<b>0,34</b>	<b>0,34</b>	<b>0,37</b>
<b>Furanes</b>						
2378-TCDF		1,16	71	0,12	0,12	0,12
12378/12348-PeCDF		3,44	*	0,03	0,17	0,17
23478-PeCDF		0,19	77	0,09	0,09	0,09
123478/123479-HxCDF		1,73	78	0,17	0,17	0,17
123678-HxCDF		3,04	81	0,30	0,30	0,30
123789-HxCDF		0,27	*	0,03	0,03	0,03
234678-HxCDF		0,37	80	0,04	0,04	0,04
1234678-HpCDF		0,85	83	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF		0,32	*	0,00	0,00	0,00
OCDF		0,38	65	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>				<b>0,80</b>	<b>0,93</b>	<b>0,93</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>				<b>1,14</b>	<b>1,28</b>	<b>1,31</b>
<b>nonortho - PCB</b>						
33'44'-TeCB (PCB-77)		1,56	69			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)		0,23				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)		3,41	76			0,34
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		1,98	84			0,02
<b>SUM TE-PCB</b>						<b>0,36</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/165

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Langesundsfjorden

:

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB197\_25-01-07\_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	39,9	87	39,9	39,9	39,9
12378-PeCDD	4,89	100	2,44	2,44	4,89
123478-HxCDD	0,25	104	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	38,5	109	3,85	3,85	3,85
123789-HxCDD	15,6		1,56	1,56	1,56
1234678-HpCDD	14,0	94	0,14	0,14	0,14
OCDD	7,21	75	0,01	0,01	0,00
<b>SUM PCDD</b>			<b>48,0</b>	<b>48,0</b>	<b>50,4</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	283	93	28,3	28,3	28,3
12378/12348-PeCDF	513	*	5,13	25,6	25,6
23478-PeCDF	43,9	95	21,9	21,9	21,9
123478/123479-HxCDF	475	102	47,5	47,5	47,5
123678-HxCDF	381	103	38,1	38,1	38,1
123789-HxCDF	35,5	*	3,55	3,55	3,55
234678-HxCDF	63,5	91	6,35	6,35	6,35
1234678-HpCDF	112	106	1,12	1,12	1,12
1234789-HpCDF	94,5	*	0,94	0,94	0,94
OCDF	45,8	102	0,05	0,05	0,00
<b>SUM PCDF</b>			<b>153</b>	<b>173</b>	<b>173</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>201</b>	<b>221</b>	<b>224</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	574	108			0,06
344'5'-TeCB (PCB-81)	144				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1 384	108			138
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	482	108			4,82
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>143</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/166

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Langesundsfjorden

: 1/2 og 2/2

Sample type: Torskefilet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB197\_25-01-07\_diox

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g					
<b>Dioxins</b>						
2378-TCDD	0,22		81	0,22	0,22	0,22
12378-PeCDD	0,05	i	83	0,03	0,03	0,05
123478-HxCDD	<		87	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,12	i	86	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	0,07	i		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	0,08		76	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,05	i	56	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>				<b>0,26</b>	<b>0,26</b>	<b>0,29</b>
<b>Furanes</b>						
2378-TCDF	1,39		85	0,14	0,14	0,14
12378/12348-PeCDF	2,60		*	0,03	0,13	0,13
23478-PeCDF	0,12		84	0,06	0,06	0,06
123478/123479-HxCDF	1,21		77	0,12	0,12	0,12
123678-HxCDF	1,73		80	0,17	0,17	0,17
123789-HxCDF	0,17		*	0,02	0,02	0,02
234678-HxCDF	0,23		79	0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDF	0,58		80	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	0,22		*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,29		64	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>				<b>0,57</b>	<b>0,67</b>	<b>0,67</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>				<b>0,83</b>	<b>0,93</b>	<b>0,96</b>
<b>nonortho - PCB</b>						
33'44'-TeCB (PCB-77)	3,30		89			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	2,00					0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	5,17		86			0,52
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,41		84			0,01
<b>SUM TE-PCB</b>						<b>0,53</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/167

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Såstein

:

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB197\_25-01-07\_diox

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g					
<b>Dioxins</b>						
2378-TCDD	5,04		76	5,04	5,04	5,04
12378-PeCDD	0,96	i	76	0,48	0,48	0,96
123478-HxCDD	<		76	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	5,65		79	0,56	0,56	0,56
123789-HxCDD	2,60			0,26	0,26	0,26
1234678-HpCDD	2,28		67	0,02	0,02	0,02
OCDD	1,61		49	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>				<b>6,39</b>	<b>6,39</b>	<b>6,87</b>
<b>Furanes</b>						
2378-TCDF	82,0		80	8,20	8,20	8,20
12378/12348-PeCDF	108		*	1,08	5,42	5,42
23478-PeCDF	8,42		75	4,21	4,21	4,21
123478/123479-HxCDF	92,5		69	9,25	9,25	9,25
123678-HxCDF	51,1		71	5,11	5,11	5,11
123789-HxCDF	4,31		*	0,43	0,43	0,43
234678-HxCDF	11,3		73	1,13	1,13	1,13
1234678-HpCDF	18,2		69	0,18	0,18	0,18
1234789-HpCDF	14,2		*	0,14	0,14	0,14
OCDF	6,18	i	44	0,01	0,01	0,00
<b>SUM PCDF</b>				<b>29,7</b>	<b>34,1</b>	<b>34,1</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>				<b>36,1</b>	<b>40,5</b>	<b>41,0</b>
<b>nonortho - PCB</b>						
33'44'-TeCB (PCB-77)	247		80			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	14,7					0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	237		82			23,7
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	96,4		80			0,96
<b>SUM TE-PCB</b>						<b>24,7</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948



## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/168

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Jomfruland

:

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB197\_25-01-07\_diox

Compound	Concentration		Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
	pg/g					
<b>Dioxins</b>						
2378-TCDD	3,54	i	68	3,54	3,54	3,54
12378-PeCDD	1,22	i	79	0,61	0,61	1,22
123478-HxCDD	8,01		73	0,80	0,80	0,80
123678-HxCDD	6,13		86	0,61	0,61	0,61
123789-HxCDD	1,75			0,18	0,18	0,18
1234678-HpCDD	2,10		62	0,02	0,02	0,02
OCDD	1,24		50	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>				<b>5,75</b>	<b>5,75</b>	<b>6,36</b>
<b>Furanes</b>						
2378-TCDF	65,9		77	6,59	6,59	6,59
12378/12348-PeCDF	78,4		*	0,78	3,92	3,92
23478-PeCDF	7,04		80	3,52	3,52	3,52
123478/123479-HxCDF	49,5		69	4,95	4,95	4,95
123678-HxCDF	37,3		81	3,73	3,73	3,73
123789-HxCDF	3,18	i	*	0,32	0,32	0,32
234678-HxCDF	9,56		69	0,96	0,96	0,96
1234678-HpCDF	16,1		71	0,16	0,16	0,16
1234789-HpCDF	6,47		*	0,06	0,06	0,06
OCDF	3,49	i	50	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>				<b>21,1</b>	<b>24,2</b>	<b>24,2</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>				<b>26,8</b>	<b>30,0</b>	<b>30,6</b>
<b>nonortho - PCB</b>						
33'44'-TeCB (PCB-77)	298		85			0,03
344'5'-TeCB (PCB-81)	13,6					0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	163		85			16,3
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	58,0		86			0,58
<b>SUM TE-PCB</b>						<b>16,9</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/170

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Langesundsfjorden

:

Sample type: Ørret filet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg&g

Data files: VB197\_25-01-07\_diox

Compound	Concentration pg&g	Recovery %	TE(nordic) pg&g	i-TE pg&g	TE (WHO) pg&g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	0,36	79	0,36	0,36	0,36
12378-PeCDD	0,39	93	0,19	0,19	0,39
123478-HxCDD	<	100	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,15	106	0,02	0,02	0,02
123789-HxCDD	<		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	<	93	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,08	68	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>			<b>0,58</b>	<b>0,58</b>	<b>0,77</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	2,44	97	0,24	0,24	0,24
12378/12348-PeCDF	1,64	*	0,02	0,08	0,08
23478-PeCDF	1,92	106	0,96	0,96	0,96
123478/123479-HxCDF	0,90	100	0,09	0,09	0,09
123678-HxCDF	0,70	98	0,07	0,07	0,07
123789-HxCDF	0,05	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,12	105	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF	0,25	107	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	<	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,28	72	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>			<b>1,40</b>	<b>1,47</b>	<b>1,47</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>1,98</b>	<b>2,04</b>	<b>2,24</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	8,38	80			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	1,25				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	6,29	91			0,63
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,98	107			0,02
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>0,65</b>

TE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

<: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

\*: Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/174

Customer: NIVA v/ Anders Ruus

Customers sample ID: Croftholmen

:

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 40,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB203\_01-02-07\_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	0,20	58	0,20	0,20	0,20
12378-PeCDD	0,32	64	0,16	0,16	0,32
123478-HxCDD	0,16	69	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	0,31	64	0,03	0,03	0,03
123789-HxCDD	0,18		0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDD	0,88	60	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,83	51	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>			<b>0,43</b>	<b>0,43</b>	<b>0,59</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	6,40	64	0,64	0,64	0,64
12378/12348-PeCDF	3,25	*	0,03	0,16	0,16
23478-PeCDF	1,60	68	0,80	0,80	0,80
123478/123479-HxCDF	2,22	60	0,22	0,22	0,22
123678-HxCDF	1,38	63	0,14	0,14	0,14
123789-HxCDF	0,26	*	0,03	0,03	0,03
234678-HxCDF	0,33	62	0,03	0,03	0,03
1234678-HpCDF	3,14	63	0,03	0,03	0,03
1234789-HpCDF	1,27	*	0,01	0,01	0,01
OCDF	11,7	63	0,01	0,01	0,00
<b>SUM PCDF</b>			<b>1,95</b>	<b>2,08</b>	<b>2,07</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>2,38</b>	<b>2,51</b>	<b>2,66</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	16,2	62			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	1,37				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	2,80	65			0,28
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,65	68			0,01
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>0,29</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/175

Customer: NIVA v/ Anders Ruus

Customers sample ID: Helgeroa

:

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 40,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB203\_01-02-07\_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	0,14	68	0,14	0,14	0,14
12378-PeCDD	0,19	77	0,10	0,10	0,19
123478-HxCDD	0,10	88	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,18	80	0,02	0,02	0,02
123789-HxCDD	0,09		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	0,49	82	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,81	70	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>			<b>0,28</b>	<b>0,28</b>	<b>0,38</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	3,89	71	0,39	0,39	0,39
12378/12348-PeCDF	1,41	*	0,01	0,07	0,07
23478-PeCDF	0,79	81	0,39	0,39	0,39
123478/123479-HxCDF	1,08	73	0,11	0,11	0,11
123678-HxCDF	0,78	76	0,08	0,08	0,08
123789-HxCDF	0,11	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,20	77	0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDF	1,63	76	0,02	0,02	0,02
1234789-HpCDF	0,70	*	0,01	0,01	0,01
OCDF	4,55	86	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>			<b>1,04</b>	<b>1,10</b>	<b>1,09</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>1,32</b>	<b>1,38</b>	<b>1,47</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	11,4	71			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,71				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,72	78			0,17
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,43	82			0,00
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>0,18</b>

TE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

<: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

\*: Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/176

Customer: NIVA v/ Anders Ruus

Customers sample ID: Klokkartangen

:

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 40,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB203\_01-02-07\_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	0,07	68	0,07	0,07	0,07
12378-PeCDD	0,09	82	0,04	0,04	0,09
123478-HxCDD	0,06	89	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,09 i	84	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	0,06		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	0,38	78	0,00	0,00	0,00
OCDD	1,09	66	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>			<b>0,14</b>	<b>0,14</b>	<b>0,18</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	1,84	72	0,18	0,18	0,18
12378/12348-PeCDF	0,71	*	0,01	0,04	0,04
23478-PeCDF	0,39	83	0,19	0,19	0,19
123478/123479-HxCDF	0,53	80	0,05	0,05	0,05
123678-HxCDF	0,38	81	0,04	0,04	0,04
123789-HxCDF	0,05	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,12	77	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF	1,07	78	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	0,36	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	3,12	80	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>			<b>0,51</b>	<b>0,54</b>	<b>0,53</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>0,65</b>	<b>0,68</b>	<b>0,71</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	9,16	71			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,56				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,15	78			0,11
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,26	82			0,00
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>0,12</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/155

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Jomfruland

:

Sample type: Krabbesmør (hanner)

Sample amount: 20,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB197\_25-01-07\_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	1,74	63	1,74	1,74	1,74
12378-PeCDD	9,49	75	4,75	4,75	9,49
123478-HxCDD	5,80	85	0,58	0,58	0,58
123678-HxCDD	12,2	84	1,22	1,22	1,22
123789-HxCDD	4,45		0,45	0,45	0,45
1234678-HpCDD	8,42	83	0,08	0,08	0,08
OCDD	6,12	68	0,01	0,01	0,00
<b>SUM PCDD</b>			<b>8,82</b>	<b>8,82</b>	<b>13,6</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	33,2	68	3,32	3,32	3,32
12378/12348-PeCDF	37,5	*	0,38	1,88	1,88
23478-PeCDF	31,6	82	15,8	15,8	15,8
123478/123479-HxCDF	90,5	74	9,05	9,05	9,05
123678-HxCDF	29,8	76	2,98	2,98	2,98
123789-HxCDF	1,10	*	0,11	0,11	0,11
234678-HxCDF	15,8	82	1,58	1,58	1,58
1234678-HpCDF	80,5	86	0,80	0,80	0,80
1234789-HpCDF	3,38	*	0,03	0,03	0,03
OCDF	16,3	87	0,02	0,02	0,00
<b>SUM PCDF</b>			<b>34,0</b>	<b>35,5</b>	<b>35,5</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>42,9</b>	<b>44,4</b>	<b>49,1</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	207	66			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	11,9				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	48,3	72			4,83
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	21,3	83			0,21
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>5,07</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/154

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Bjørkøy

:

Sample type: Krabbe, klokjøtt (hanner)

Sample amount: 20,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB197\_25-01-07\_diox

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g					
<b>Dioxins</b>						
2378-TCDD	0,21	64	0,21	0,21	0,21	0,21
12378-PeCDD	0,67	74	0,33	0,33	0,67	0,67
123478-HxCDD	0,40	77	0,04	0,04	0,04	0,04
123678-HxCDD	0,50	79	0,05	0,05	0,05	0,05
123789-HxCDD	0,21		0,02	0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDD	0,37	74	0,00	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,20	65	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>			<b>0,66</b>	<b>0,66</b>	<b>0,99</b>	<b>0,99</b>
<b>Furanes</b>						
2378-TCDF	5,88	67	0,59	0,59	0,59	0,59
12378/12348-PeCDF	3,89	*	0,04	0,19	0,19	0,19
23478-PeCDF	2,69	73	1,34	1,34	1,34	1,34
123478/123479-HxCDF	5,28	71	0,53	0,53	0,53	0,53
123678-HxCDF	1,82	72	0,18	0,18	0,18	0,18
123789-HxCDF	<	*	0,00	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,73	72	0,07	0,07	0,07	0,07
1234678-HpCDF	3,50	75	0,03	0,03	0,03	0,03
1234789-HpCDF	0,12	*	0,00	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,77	68	0,00	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>			<b>2,80</b>	<b>2,95</b>	<b>2,95</b>	<b>2,95</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>3,46</b>	<b>3,61</b>	<b>3,94</b>	<b>3,94</b>
<b>nonortho - PCB</b>						
33'44'-TeCB (PCB-77)	7,89	66				0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,60					0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,04	71				0,10
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,40	74				0,00
<b>SUM TE-PCB</b>						<b>0,11</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/153

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Bjørkøy

:

Sample type: Krabbesmør, hanner

Sample amount: 40,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB197\_25-01-07\_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	4,99	80	4,99	4,99	4,99
12378-PeCDD	21,4	90	10,7	10,7	21,4
123478-HxCDD	14,2	91	1,42	1,42	1,42
123678-HxCDD	25,9	87	2,59	2,59	2,59
123789-HxCDD	11,0		1,10	1,10	1,10
1234678-HpCDD	17,4	92	0,17	0,17	0,17
OCDD	7,74	86	0,01	0,01	0,00
<b>SUM PCDD</b>			<b>21,0</b>	<b>21,0</b>	<b>31,7</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	98,4	81	9,84	9,84	9,84
12378/12348-PeCDF	94,4	*	0,94	4,72	4,72
23478-PeCDF	87,6	94	43,8	43,8	43,8
123478/123479-HxCDF	198	96	19,8	19,8	19,8
123678-HxCDF	69,6	89	6,96	6,96	6,96
123789-HxCDF	2,12	*	0,21	0,21	0,21
234678-HxCDF	36,3	92	3,63	3,63	3,63
1234678-HpCDF	173	97	1,73	1,73	1,73
1234789-HpCDF	6,21	*	0,06	0,06	0,06
OCDF	22,7	97	0,02	0,02	0,00
<b>SUM PCDF</b>			<b>87,0</b>	<b>90,8</b>	<b>90,8</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>108</b>	<b>112</b>	<b>122</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	87,4	75			0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	6,23				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	51,1	82			5,11
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	34,2	88			0,34
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>5,46</b>

TE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

<: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

\*: Samplingstandard NS-EN 1948



## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/156B

Customer: NIVA v/ Anders Ruus

Customers sample ID: Jomfruland

:

Sample type: Krabbe, klokjøtt (hanner)

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB203\_01-02-07\_diox

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g					
<b>Dioxins</b>						
2378-TCDD	0,05		70	0,05	0,05	0,05
12378-PeCDD	0,14		80	0,07	0,07	0,14
123478-HxCDD	0,09	i	85	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,13		82	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	<		0,03	0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	0,09		72	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,20		60	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>				<b>0,15</b>	<b>0,15</b>	<b>0,22</b>
<b>Furanes</b>						
2378-TCDF	0,96		75	0,10	0,10	0,10
12378/12348-PeCDF	0,84		*	0,01	0,04	0,04
23478-PeCDF	0,42		83	0,21	0,21	0,21
123478/123479-HxCDF	0,88		71	0,09	0,09	0,09
123678-HxCDF	0,30		77	0,03	0,03	0,03
123789-HxCDF	0,02	i	*	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,11		73	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF	0,60		72	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	<		0,02	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,19		69	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>				<b>0,45</b>	<b>0,49</b>	<b>0,49</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>				<b>0,60</b>	<b>0,64</b>	<b>0,71</b>
<b>nonortho - PCB</b>						
33'44'-TeCB (PCB-77)	13,2		75			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,68					0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	0,49		82			0,05
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,10	i	83			0,00
<b>SUM TE-PCB</b>						<b>0,05</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/157

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Frierfjorden

:

Sample type: Krabbe, klokjøtt (hunner)

Sample amount: 20,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB197\_25-01-07\_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	0,18	87	0,18	0,18	0,18
12378-PeCDD	0,50	97	0,25	0,25	0,50
123478-HxCDD	0,23	100	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	0,37	100	0,04	0,04	0,04
123789-HxCDD	0,22		0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDD	0,44	93	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,47	78	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>			<b>0,51</b>	<b>0,51</b>	<b>0,76</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	7,09	90	0,71	0,71	0,71
12378/12348-PeCDF	5,49	*	0,05	0,27	0,27
23478-PeCDF	2,30	97	1,15	1,15	1,15
123478/123479-HxCDF	6,20	92	0,62	0,62	0,62
123678-HxCDF	2,58	92	0,26	0,26	0,26
123789-HxCDF	0,18	*	0,02	0,02	0,02
234678-HxCDF	0,50	92	0,05	0,05	0,05
1234678-HpCDF	4,88	93	0,05	0,05	0,05
1234789-HpCDF	0,56	*	0,01	0,01	0,01
OCDF	3,10	93	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>			<b>2,92</b>	<b>3,14</b>	<b>3,13</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>3,43</b>	<b>3,65</b>	<b>3,89</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	9,47	93			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,31				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	0,67	93			0,07
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,32	100			0,00
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>0,07</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/158

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Frierfjorden

:

Sample type: Krabbe, klokjøtt (hanner)

Sample amount: 20,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB197\_25-01-07\_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	0,23	79	0,23	0,23	0,23
12378-PeCDD	0,80	85	0,40	0,40	0,80
123478-HxCDD	0,31	91	0,03	0,03	0,03
123678-HxCDD	0,49	89	0,05	0,05	0,05
123789-HxCDD	0,33		0,03	0,03	0,03
1234678-HpCDD	0,34	82	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,24	68	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>			<b>0,74</b>	<b>0,74</b>	<b>1,14</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	8,96	84	0,90	0,90	0,90
12378/12348-PeCDF	7,59	*	0,08	0,38	0,38
23478-PeCDF	3,25	87	1,63	1,63	1,63
123478/123479-HxCDF	8,79	80	0,88	0,88	0,88
123678-HxCDF	3,33	84	0,33	0,33	0,33
123789-HxCDF	0,10	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,94	82	0,09	0,09	0,09
1234678-HpCDF	5,34	84	0,05	0,05	0,05
1234789-HpCDF	0,28	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	1,61	80	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>			<b>3,97</b>	<b>4,27</b>	<b>4,27</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>4,71</b>	<b>5,02</b>	<b>5,42</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	10,2	85			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,71				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,44	88			0,14
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,54	88			0,01
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>0,15</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/169

Customer: NIVA v/ Anders Ruus

Customers sample ID: Eidanger

:

Sample type: Sild filet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB203\_01-02-07\_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	0,64	82	0,64	0,64	0,64
12378-PeCDD	1,84	90	0,92	0,92	1,84
123478-HxCDD	0,29	94	0,03	0,03	0,03
123678-HxCDD	1,00	89	0,10	0,10	0,10
123789-HxCDD	0,24		0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDD	0,33	78	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,15	71	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>			<b>1,71</b>	<b>1,71</b>	<b>2,63</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	8,58	86	0,86	0,86	0,86
12378/12348-PeCDF	5,89	*	0,06	0,29	0,29
23478-PeCDF	12,0	96	5,99	5,99	5,99
123478/123479-HxCDF	5,21	80	0,52	0,52	0,52
123678-HxCDF	3,86	90	0,39	0,39	0,39
123789-HxCDF	0,30	*	0,03	0,03	0,03
234678-HxCDF	0,93	86	0,09	0,09	0,09
1234678-HpCDF	1,44	83	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	0,53	*	0,01	0,01	0,01
OCDF	0,63	65	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>			<b>7,96</b>	<b>8,19</b>	<b>8,19</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>9,67</b>	<b>9,91</b>	<b>10,8</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	44,7	90			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	1,48				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	18,4	94			1,84
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	8,17	97			0,08
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>1,92</b>

TE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

<: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

\*: Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/171

Customer: NIVA v/ Anders Ruus

Customers sample ID: Langesundsfjorden

:

Sample type: Ål filet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB203\_01-02-07\_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	1,50	70	1,50	1,50	1,50
12378-PeCDD	7,17	79	3,59	3,59	7,17
123478-HxCDD	3,08	86	0,31	0,31	0,31
123678-HxCDD	7,43	81	0,74	0,74	0,74
123789-HxCDD	1,11		0,11	0,11	0,11
1234678-HpCDD	2,10	79	0,02	0,02	0,02
OCDD	0,91	66	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>			<b>6,27</b>	<b>6,27</b>	<b>9,85</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	1,31	73	0,13	0,13	0,13
12378/12348-PeCDF	1,49	*	0,01	0,07	0,07
23478-PeCDF	11,1	83	5,54	5,54	5,54
123478/123479-HxCDF	33,9	77	3,39	3,39	3,39
123678-HxCDF	16,7	76	1,67	1,67	1,67
123789-HxCDF	0,54	*	0,05	0,05	0,05
234678-HxCDF	3,46	78	0,35	0,35	0,35
1234678-HpCDF	12,8	81	0,13	0,13	0,13
1234789-HpCDF	4,40	*	0,04	0,04	0,04
OCDF	4,28	80	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>			<b>11,3</b>	<b>11,4</b>	<b>11,4</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>17,6</b>	<b>17,6</b>	<b>21,2</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	1,85	g			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	1,06				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	22,9	80			2,29
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	25,7	87			0,26
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>2,54</b>

TE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

<: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

\*: Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/172

Customer: NIVA v/ Anders Ruus

Customers sample ID: Såstein/Mølen

:

Sample type: Makrell

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB203\_01-02-07\_diox

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g					
<b>Dioxins</b>						
2378-TCDD		0,14	62	0,14	0,14	0,14
12378-PeCDD		0,12	74	0,06	0,06	0,12
123478-HxCDD	<	0,05	77	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD		0,07	76	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	<	0,04		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD		0,04 i	71	0,00	0,00	0,00
OCDD		0,06	61	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>				<b>0,22</b>	<b>0,22</b>	<b>0,28</b>
<b>Furanes</b>						
2378-TCDF		1,83	68	0,18	0,18	0,18
12378/12348-PeCDF		0,68	*	0,01	0,03	0,03
23478-PeCDF		0,41	79	0,20	0,20	0,20
123478/123479-HxCDF		0,39	71	0,04	0,04	0,04
123678-HxCDF		0,25	73	0,03	0,03	0,03
123789-HxCDF		0,03 i	*	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF		0,05	73	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF		0,12	73	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF		0,04	*	0,00	0,00	0,00
OCDF		0,06	79	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>				<b>0,47</b>	<b>0,49</b>	<b>0,49</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>				<b>0,68</b>	<b>0,71</b>	<b>0,77</b>
<b>nonortho - PCB</b>						
33'44'-TeCB (PCB-77)		23,6	65			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)		1,58				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)		6,46	77			0,65
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		1,17	82			0,01
<b>SUM TE-PCB</b>						<b>0,66</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4416

NILU sample number: 07/173

Customer: NIVA v/ Anders Ruus

Customers sample ID: Såstein/Mølen

:

Sample type: Reker

Sample amount: 20,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB203\_01-02-07\_diox

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g					
<b>Dioxins</b>						
2378-TCDD	0,05		75	0,05	0,05	0,05
12378-PeCDD	0,10		85	0,05	0,05	0,10
123478-HxCDD	0,05	i	92	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,13		89	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	0,07			0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	0,07	i	88	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,16		77	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDD</b>				<b>0,13</b>	<b>0,13</b>	<b>0,18</b>
<b>Furanes</b>						
2378-TCDF	0,54		80	0,05	0,05	0,05
12378/12348-PeCDF	0,26		*	0,00	0,01	0,01
23478-PeCDF	0,14		90	0,07	0,07	0,07
123478/123479-HxCDF	0,18		79	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDF	0,11		83	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDF	0,02	i	*	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,03	i	88	0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDF	0,11		89	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	<		*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,07	i	71	0,00	0,00	0,00
<b>SUM PCDF</b>				<b>0,16</b>	<b>0,17</b>	<b>0,17</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>				<b>0,29</b>	<b>0,30</b>	<b>0,36</b>
<b>nonortho - PCB</b>						
33'44'-TeCB (PCB-77)	4,74		82			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,30					0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,05		86			0,10
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,27		92			0,00
<b>SUM TE-PCB</b>						<b>0,11</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)

i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)

< : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.

This may be due to instrumental noise or/and chemical interference

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCN Analysis



Encl. to measuring report: O-4437  
 NILU sample number: 07/159  
 Customer: NIVA v/ Anders Ruus  
 Customers sample ID: Grenlandsprøver  
 : Frier. Bl.pr. 1  
 Sample type: Torskelever  
 Sample amount: 1 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: VB211\_1602\_07

Compound	Concentration pg/g
1357-TeCN	1 604
1256-TeCN	5,37
2367-TeCN	0,29
<b>Sum-TeCN</b>	<b>1 986</b>
12357-PeCN	9 756
12367-PeCN	20,8
12358-PeCN	7,57
<b>Sum-PeCN</b>	<b>11 128</b>
123467-HxCN+123567-HxCN	24 491
123568-HxCN	929
124568-HxCN+124578-HxCN	321
123678-HxCN	5,47
<b>Sum-HxCN</b>	<b>27 572</b>
1234567-HpCN	2 629
1234568-HpCN	130
<b>Sum-HpCN</b>	<b>2 760</b>
<b>Sum-TeCN - HpCN</b>	<b>43 446</b>

Recovery: 75-84 %

- < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
- (i) : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
- (b) : Lower than 10 times method blank
- (g) : Recovery is not according to NILUs quality criteria (>40% and <120%)



## Results of PCN Analysis



Encl. to measuring report: O-4437  
 NILU sample number: 07/160  
 Customer: NIVA v/ Anders Ruus  
 Customers sample ID: Grenlandsprøver  
 : Frier. Bl.pr. 2  
 Sample type: Torskelever  
 Sample amount: 1 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: VB211\_1602\_07

Compound	Concentration pg/g
1357-TeCN	766
1256-TeCN	2,43
2367-TeCN	0,15
<b>Sum-TeCN</b>	<b>921</b>
12357-PeCN	4 317
12367-PeCN	11,1
12358-PeCN	3,20
<b>Sum-PeCN</b>	<b>4 936</b>
123467-HxCN+123567-HxCN	10 653
123568-HxCN	371
124568-HxCN+124578-HxCN	113
123678-HxCN	1,87
<b>Sum-HxCN</b>	<b>11 860</b>
1234567-HpCN	1 015
1234568-HpCN	41,0
<b>Sum-HpCN</b>	<b>1 056</b>
<b>Sum-TeCN - HpCN</b>	<b>18 772</b>

Recovery: 60-71 %

- < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1
- (i) : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
This may be due to instrumental noise or/and chemical interference
- (b) : Lower than 10 times method blank
- (g) : Recovery is not according to NILUs quality criteria (>40% and <120%)



**Vedlegg 4.**  
**Rådata for NIVAs analyse av tinnorganiske  
forbindelser i torskelever 2006**

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2006 (TA-2319/2007)

<b>MARKING</b>	<b>TTS</b>	<b>MBT</b>	<b>DBT</b>	<b>TBT</b>	<b>MPhT</b>	<b>DPhT</b>	<b>TPhT</b>
Enhet	%	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.	µg/kg v.v.
Metode	<b>B 3</b>	<b>H 14-2*</b>	<b>H 14-2*</b>	<b>H 14-2*</b>	<b>H 14-2*</b>	<b>H 14-2*</b>	<b>H 14-2*</b>
<b>Merket</b>							
Frier torsk lever 1/3	34	<5	11	<5	<5	<5	<5
Frier torsk lever 2/3	24	<5	12	8,4	<5	<5	<5
Frier torsk lever 3/3	27	6,5	14	6,7	<5	<5	<5
Langesund torsk lever 1/1	42	10	26	10	<5	<5	<5



Statens forurensningstilsyn (SFT)  
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

Utførende institusjon Norsk institutt for vannforskning	Kontaktperson SFT Eli Mathisen	ISBN-nummer 978-82-577-5239-2
--	-----------------------------------	----------------------------------

	Avdeling i SFT Næringslivsavdelingen	TA-nummer 2319/2007
--	---	------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Torgeir Bakke	År 2007	Sidetall	SFTs kontraktnummer 4007113
---	------------	----------	--------------------------------

Utgiver Norsk institutt for vannforskning NIVA-rapport nr 5504/2007	Prosjektet er finansiert av Statens forurensningstilsyn Herøya industripark Hydro Polymers a.s. Noretyl a.s. Eramet Norway a.s.
---	--

Forfatter(e) Bakke, Torgeir Ruus, Anders Bjerkeng, Birger	Knutsen, Jan Atle, HI Schlabach, Martin, NILU
--	--

Tittel - norsk og engelsk Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2006
--

Sammendrag – summary Overvåkingen omfatter dioksiner, non- <i>orto</i> PCB, PCN og tinnorganiske forbindelser i organismer. Resultatene viser bare små endringer siden 2005. Dioksiner i torsk, krabbe og blåskjell fra Mølen – Jomfruland har ikke endret seg vesentlig siden ca 2000. I Langesundsfjorden har dioksiner i torskelever, ørretfilet, blåskjell og krabbesmør heller ikke vist entydig nedgang siden midten av 90-tallet. Dioksiner i torskelever fra Frierfjorden har sunket siden 1991 på våtvektsbasis, men ikke på fettvektsbasis. Det samme gjelder n.-o. PCB. PCN har sunket mer entydig. Blåskjell, hummer, reker, klokjøtt av krabber og makrellfilet fra ytre område, filet av torsk og ørret, klokjøtt av hannkrabbe og blåskjell fra Langesundsfjorden, og torskefilet og klokjøtt av hunnkrabber fra Frierfjorden tilfredsstiller EUs grenseverdi for dioksiner i sjømat. TBT i torskelever fra Frierfjorden har sunket jevnt siden 1999, mens TBT i lever fra Langesundsfjorden ikke har endret seg.
---

4 emneord PCDF/PCDD ("dioksiner") Non- <i>ortho</i> PCB Polyklorerte naftalener Tinnorganiske forbindelser	4 subject words PCDF/PCDD ("dioxins") Non- <i>ortho</i> PCB Polychlorinated naphthalenes Organotin compounds
--	--

