

Statlig program for forurensningsovervåking

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra
Grenlandsfjordene 2005

Rapport:

TA-nummer: 2191/2006

ISBN-nummer: 82-577-4981-8

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjon: Norsk institutt for vannforskning

- **Grenlandsfjordene**
- **2005**

**Rapport
960/06**

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra
Grenlandsfjordene 2005

NIVA prosjektnr. O-24177

NIVA løpenr. 5255/2006

Prosjektleder: Torgeir Bakke, NIVA

Medarbeidere: Anders Ruus, NIVA
Birger Bjerkeng, NIVA
Jan Atle Knutsen, HI
Tuomo Saloranta, NIVA
Martin Schlabach, NILU
Anuschka Polder, NVH

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 2005, annet år av langtidsprogrammet 2004 - 2007. Overvåkingen er gjennomført som et samarbeidsprosjekt mellom NIVA og Havforskningsinstituttet Forskningsstasjon Flødevigen (HI).

Hovedansvarlige for de forskjellige delene av undersøkelsen har vært:

- Innsamling og opparbeiding av vevsprøver for analyse: Jan Atle Knutsen HI
- Analyse av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner (PCDF/PCDD), non-*ortho* PCB og polyklorerte naftalener (PCN): Martin Schlabach, NILU.
- Analyse av øvrige klororganiske forbindelser: pentaklorbenzen (5CB), heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS), dekaklorbifenyl (DCB, PCB-209) og PCB-153: Anuschka Polder, NVH
- Tilretteleggelse av analyseresultater i database: Birger Bjerkeng, NIVA
- Databearbeidelse og rapportering: Anders Ruus, Tuomo Saloranta og Torgeir Bakke, NIVA, og Jan Atle Knutsen, HI.

Prosjektleder har vært Torgeir Bakke, NIVA.

I tidligere overvåkingsrapporter ble navnet Breviksfjorden brukt for hovedfjorden fra Breviksterskelen til linjen Såstein-Mølen for å følge navnsettingen i Statens kartverk, sjøkart nr 5. Breviksfjorden er fra og med rapporten for 2005 skiftet ut med Langesundsfjorden som er et vanligere brukt navn på området.

Oslo, 12.10.2006

Torgeir Bakke

Innhold

Sammendrag	5
1. Bakgrunn og formål	9
2. Kostholdsråd	11
3. Overvåkingen 2005	13
4. Utslippsforhold	15
5. Metodikk	17
5.1 Feltarbeid	17
5.2 Prøveopparbeidelse	17
5.3 Kjemiske analysemetoder	19
5.4 Beregning av toksisitetsekvivalenter, statistiske analyser	19
6. Resultater	21
6.1 Fettinnhold	21
6.2 Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo- <i>p</i> -dioksiner (PCDF/PCDD)	21
6.2.1 Resultater 2005	21
6.2.2 Tidstrender for dioksinnivåer i organismer 1987-2005	26
6.3 Toksisitetsekvivalenter for non- <i>ortho</i> – polyklorerte bifenyler (PCB).....	31
6.3.1 Resultater for 2005	31
6.3.2 Tidsutvikling i non- <i>ortho</i> PCB i torskelever 1993 - 2005	31
6.3.3 Tidsutvikling i polyklorerte naftalener (PCN) i torskelever 1995 – 2005	31
6.3.4 Heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS), dekaklorbifenyl (DCB; PCB-209) og øvrige klororganiske stoffer	32
7. Tilstand og utvikling i de enkelte fjordområdene	39
7.1 Ytre område (Helgeroa – Jomfruland)	39
7.2 Langesundsfjorden	40
7.3 Eidangerfjorden.....	40
7.4 Frierfjorden	40
8. Oppsummering, konklusjoner og anbefalinger	43
9. Litteratur	45
10. Vedleggsregister	47

Sammendrag

Overvåkingen av miljøgifter i organismer fra Grenlandsfjordene i 2005 er gjennomført i henhold til programbeskrivelsen for langtidsprogrammet 2004 – 2007. Målsetningen for programmet er todelt:

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

Innsamling av materiale ble gjort 11 - 16 november 2005. Programmet omfattet analyse av dioksiner og non-*ortho* PCB i torskelever fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Såstein og Jomfruland, sjørret-filet fra Langesundsfjorden, blåskjell fra Croftholmen, Helgeroa og Klokkartangen og taskekrabbe (krabbesmør) fra Bjørkøybåen og Klokkartangen/Jomfruland. Det ble også gjort en sonderende undersøkelse av dioksin i lever fra liten og stor torsk i Frierfjorden, og analyser av andre utvalgte klororganiske forbindelser enn dioksiner i lever av individuelle torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden.

Det er gjort en skjønnsmessig vurdering av trender over tid fra overvåkingen begynte og fram til og med 2005 for miljøgifter i torsk, ørret, krabbe og blåskjell. En statistisk analyse av tidstrenden over alle år vil bli gjennomført etter at resultatene fra 2006 foreligger.

Summert viser overvåkingen for 2005 bare små endringer i dioksiner og andre klororganiske miljøgifter i Frierfjorden siden siste undersøkelse. Dioksinforurensningen i organismer i Langesundsfjorden synes i stor grad å ha vært uendret de siste 5-10 årene. Dioksinnivåene utenfor Langesundsfjorden har heller ikke endret seg vesentlig siden ca 2000, men blåskjell, hummer, reker og makrellfilet har ligget under EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskeprodukter i hele denne perioden.

Dioksiner

For alle lokaliteter, arter og vevstyper var det bare små endringer i konsentrasjon av dioksiner siden 2004, og alle prøvene hadde dioksinnivå over antatt bakgrunn. Det var ingen forskjell i dioksininnhold i lever mellom små og store torsk fra Frierfjorden.

Forholdet mellom $\text{sumTE}_{\text{PCDF/D}}$ og $\text{sumTE}_{\text{n-o.PCB}}$ har i hovedsak vært det samme fra år til år, og dioksiner bidro med 60-96 % av total TE i 2005. Resultatene indikerte en nedgang i non-*ortho* PCB i forhold til dioksiner hos torsk fra Langesundsfjorden de tre siste årene.

Det var en jevn reduksjon i dioksiner med faktor ca 3 i torskelever fra Frierfjorden fra 1995 til 2002, men nivået har flatet ut de tre siste årene. Likevel samsvarer utviklingen i 2000 – 2005 med en årlig reduksjon på 8 % beregnet for perioden 1990 - 2000. I Langesundsfjorden og ved Såstein har det ikke vært noen klar endring i dioksininnholdet i torskelever siden 2001, Ved Såstein stemmer utviklingen over hele perioden 1990 – 2005 med en 8 % årlig reduksjon, mens Langesundsfjorden avviker klart fra dette fra og med 2000. Dioksinnivåene i torskelever fra Grenland lå i 2005 ca 10-100 ganger over EUs grenseverdi for fisk og fiskeprodukter på 4 ngTE/kg våtvekt.

En 8 % årlig reduksjon i dioksiner i torskelever brukes i kalibreringen av Sedfleksmodellen. Den gode sammenhengen mellom modellen og overvåkingsresultatene øker troverdigheten av modelleringen som redskap i miljøforvaltning av Grenlandsområdet.

En relativt entydig nedgang i dioksiner i ørretfilet fra Langesundfjorden i perioden 1995 - 2003 synes reversert i 2004-2005, og nivået ligger nå omtrent på EUs grenseverdi.

Dioksin-nivået i krabbesmør har i forhold til fettinnhold svinget rundt et stabilt nivå siden 1997 i Langesundfjorden og siden 1991 ved Jomfruland. Dioksinnivåer i forhold til total våtvekt av krabbesmøret har imidlertid hatt gradvis nedgang fra 1990 til 2005 i Langesundfjorden.

Blåskjell viste klar reduksjon i dioksininnhold fra 1992 til ca 2002-2003, men dette har stoppet opp i 2004-2005. Skjell fra Helgeroa og Klokkartangen har ligget klart under EUs grenseverdi siden 1992. Skjell fra Croftholmen har ligget like under denne grensen siden 1998, bortsett fra i 2005 der prøven lå så vidt over.

PCB og klorerte naftalener

Innholdet av non-ortho PCB i torskelever fra Frierfjorden, Langesundfjorden og Såstein har flatet ut etter 2002. Innhold av polyklorerte naftalener i torskelever fra Frierfjorden varierer betydelig fra år til år, men med totalt sett en svak nedgang i perioden 1995-2005.

Andre klorerte organiske miljøgifter

Det finnes omtrent årlige analyser av heksaklorbenzen(HCB), oktaklorstyren (OCS) og dekalorbifenyl (DCB) i individuelle torskelever fra Frier- og Eidangerfjorden fra 1975 til 2001. Tilsvarende analyser, som også omfattet PCB-153 og pentaklorbenzen (5CB) ble gjort i 2005. De individuelle variasjonene i konsentrasjon var store, men torsk fra Frierfjorden hadde høyest gjennomsnittskonsentrasjon av alle de analyserte forbindelsene. Det var ingen endring i nivå av disse stoffene i Eidangerfjorden fra 2001 til 2005. I Frierfjorden hadde HCB gått litt opp og OCS litt ned siden 2001.

Følgende endringer i langstidsprogrammet bør vurderes ut fra resultatene til og med 2005:

- analyse av dioksiner i blandprøve av torskefilet fra Frier- og Langesundfjorden,
- analyse av dioksiner i blandprøver av klokjøtt hos krabbe,
- avslutte analysene av øvrige klororganiske forbindelser i individuelle prøver fra Eidangerfjorden etter 2007.

Summary

Title: Monitoring of contaminants in fish and shellfish from Grenlandsfjordene 2005

Year: 2006

Authors: Torgeir Bakke, Anders Ruus, Birger Bjerkeng, Jan Atle Knutsen, Martin Schlabach, Anuscha Polder.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4981-8.

The monitoring programme on tissue levels of contaminants in the Grenland fjord system for 2005 has been done according to the long term program 2004 – 2007. The objectives of the program are:

- *To evaluate the development in dioxin contamination in fish and shellfish over time by continuation of selected historical time series of data.*
- *To assess the dioxin contamination in important commercial species with focus on the outer region of the fjord system.*

Sampling of tissue material was done during 11 - 16 November 2005. The programme comprised analysis of dioxins and non-*ortho* PCB in cod liver from Frierfjorden, Brevikfjorden and Såstein, sea trout fillet from Langesundsfjorden, blue mussel soft tissue from Croftholmen, Helgeroa and Jomfruland, and edible crab (*Cancer pagurus*) hepatopancreas from Bjørkøybåen and Klokkertangen/Jomfruland. Polychlorinated naphthalenes (PCN) were analysed in cod liver from Frierfjorden. An exploratory analysis of dioxins in liver from small and large cod from Frierfjorden was also done. A selection of other chlorinated organic contaminants than dioxins were analysed in liver from individual cod from Frierfjorden (20 ind.) and Eidangerfjorden (19 ind.).

The temporal trends until 2005 in contaminant levels of cod, sea trout, edible crab, and blue mussels have been subjectively assessed. A thorough statistical analysis of these trends will be done when the monitoring results from 2006 are available.

In summary the 2005 monitoring showed only small changes in tissue levels of dioxins and other chlorinated organic compounds in Frierfjorden since the last surveys. The dioxin contamination in organisms from Langesundsfjorden has in general remained essentially unchanged for the last 5-10 years. Also the dioxin contamination outside of Langesundsfjorden has not changed since 2000, but blue mussels, shrimps, lobster, and fillet of mackerel have had concentrations below the EU limit for fish and fishery products throughout the period.

Dioxins

For all stations, species and tissue types there had been only small concentration changes since 2004, and all samples had dioxin levels exceeding background concentrations. There was no apparent difference in dioxin content between small and large cod from Frierfjorden.

The ratio $\text{sumTE}_{\text{PCDF/D}}:\text{sumTE}_{\text{n.-o.PCB}}$ has not changed much over the years with dioxins contributing 60-96 % of the total TE in 2005. The results suggest a reduction in non-*ortho* PCB relative to dioxins in cod from Langesundsfjorden the last 3 years.

Dioxins in cod liver were reduced by a factor of 3 during 1995 – 2002, but have levelled out after that. Still the development corresponded with an 8 % annual decrease in dioxins that was

estimated for 1990 – 2000. In Langesundsfjorden and Såstein there has been no clear change in dioxins since 2001. Still at Såstein the development from 1990 to 2005 corresponds to an overall annual decrease of 8 %. Langesundsfjorden deviates clearly from this after 2000. The dioxin levels in cod liver from the Grenland fjords were in general 10-100 times higher than the current EU food safety limit for dioxin levels in fish and fishery products which is 4 ngTE/Kg wetweight.

The annual dioxin reduction in cod liver of 8 % is used to calibrate the Sedflex modell. The overall good correspondence between the model and the monitoring results strengthens the reliability of the modelling as an environmental management tool for Grenland.

A apparently clear gradual decrease in dioxin level in sea trout fillet from Langesundsfjorden during 1995-2003 was reversed in 2004-2005, and the present concentration is equal to the above EU limit.

The dioxin levels in crab hepatopancreas relative to fat content have fluctuated around a stable value since 1997 in Langesundsfjorden and since 1991 at Jomfruland. Dioxin levels based on wetweight have, however, shown a gradual decrease from 1990 to 2005.

Blue mussels showed a clear reduction in dioxins from 1992 to 2002-2003, but no change after that. Mussels outside of Langesundsfjorden (Helgeroa and Klokkartangen) have had dioxins well below the EU limit since 1992. Mussels from Croftholmen have been just below this limit since 1998, but slightly above in 2005.

PCB and chlorinated naphthalenes

The content of non-ortho PCB in cod liver from Frierfjorden, Langesundsfjorden, and Såstein has levelled out after 2002. Levels of polychlorinated naphthalenes in cod liver from Frierfjorden vary strongly from one year to another, but with an overall weak decrease during 1995-2005.

Other chlorinated organic contaminants

Hexachlorobenzene (HCB), octachlorostyrene (OCS), decachlorobipenyl (DCB, PCB-209) were analysed close to annually during 1975 – 2001 in individual cod livers from Frier- and Eidangerfjorden. These compounds, as well as pentachlorobenzene (5CB) and PCB-153 were also analysed in 2005. Individual variability in concentrations was considerable, but still cod from Frierfjorden has significantly higher mean levels of all these compounds than cod from Eidangerfjorden. In Frierfjorden HCB increased slightly and OCS decreased slightly from 2001 to 2005, whereas no change was found from 2001 to 2005 in Eidangerfjorden.

The following changes in the monitoring program should be considered on basis of the 2005 results:

- Analysis of dioxins in cod fillet from Frier- and Langesundsfjorden,
- Analysis of dioxins in muscle tissue of edible crabs.
- Terminate the analysis of HCB, OCS, DCB, PCB-153 and 5CB in individual cod livers and of non-ortho PCB in pooled cod liver samples from Eidangerfjorden after 2007.

1. Bakgrunn og formål

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

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

Grunnstammen i overvåkingsprogrammet skal være undersøkelser som gir:

- Grunnlag for å vurdere kostholdsråd og omsetningsrestriksjoner.
- Utvikling av miljøtilstand med hensyn til miljøgifter i organismer.

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.

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).

2. Kostholdsråd

Følgende kostholdsråd, gitt av Mattilsynet i 2002 (da Statens næringsmiddeltilsyn, SNT) og revidert i 2004, er gjeldende for 2005:

- ”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 sjøørret 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.”

3. Overvåkingen 2005

Overvåkingen i 2005 har fulgt programforslag for langtidsprogrammet 2004 – 2007 utarbeidet av NIVA og HI i tilbud av 10. mars 2004, med senere justeringer. Målsetningen for langtidsprogrammet er todelt:

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

Programmets innhold varierer noe fra år til år og var i 2005 konsentrert om å følge opp tidligere tidsserier på dioksinnivåer i utvalgte organismer med analyse av:

- blåskjell fra Croftholmen, Helgeroa og Klokkartangen.
- taskekrabbe fra Bjørkøybåen og Jomfruland.
- torskelever fra Frierfjorden, Brevikfjorden, Såstein og Jomfruland.
- sjøørret fra Langesundsfjorden.

Programmet omfattet også målinger av andre klororganiske forbindelser enn dioksiner i lever av individuelle torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden. Dette var oppfølging og fortsettelse av en tidsserie som ble gjennomført omtrent årlig i perioden 1975 – 2001.

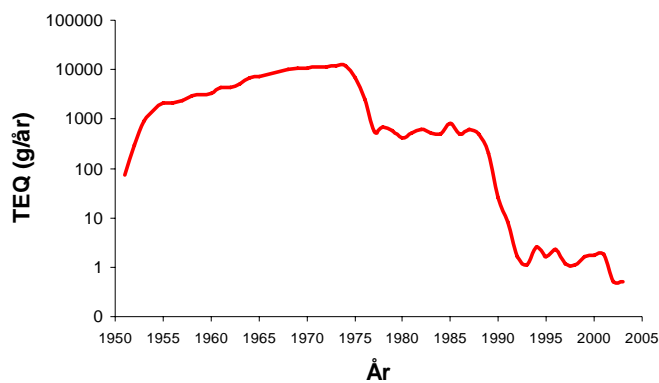
Det ble i tillegg gjort en sonderende undersøkelse av dioksinnivå i en blandprøve av lever fra hhv liten og stor torsk i Frierfjorden.

4. Utslippsforhold

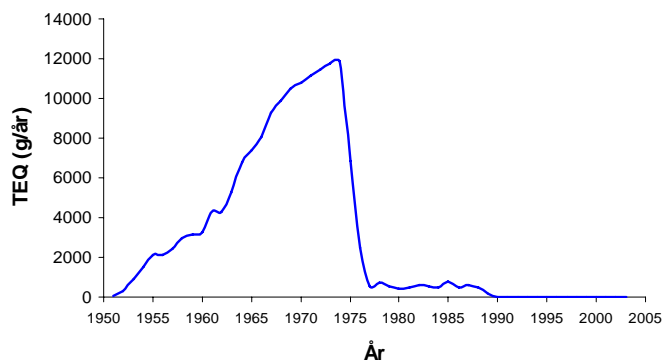
Kilder til dioksiner er i hovedsak en forbrenningsprosess hvor karbon, klor og eventuelt en katalysator er til stede. Produksjon av metalliske magnesiumforbindelser fører med seg en slik prosess. I 1951 startet Norsk Hydro produksjon av magnesium på Herøya. I denne prosessen ble dioksiner og også andre 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.

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 Forskningscenteret. Dataene er presentert både i en logaritmisk (a.) og lineær (b.) skala. Den lineære skalaen viser tydeligere den store utslippsreduksjonen rundt 1980. Figuren er hentet fra sluttrapporten for DIG-prosjektet (Næs et al 2004) og modifisert.

Norsk Hydro gjennomførte store rensetiltak 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 (PCDF/D) ble ytterligere redusert ved nedstenging av Hydros magnesiumfabrikk på Herøya i 2002, og helt eliminert ved stans av omsmelteanlegget, våren 2006.

5. Metodikk

5.1 Feltarbeid

Innsamling av materiale (Tabell 1) ble foretatt på tokt med FF "G.M. Dannevig" i perioden 11 - 16 november 2005. Figur 2 viser kart over innsamlingsområdet med stedsangivelser for innsamlingene.

Tabell 1. Oversikt over innsamlet materiale

Art	Vev	Kropps- størrelse cm	Stasjon	Antall individer	Kommentar
Torsk	Lever	31-78	Frierfjord	3x20	3 paralleller 1)
		48-78	Frierfjord	20	Stor fisk
		26-40	Frierfjord	19	Liten fisk
		34-68	Eidangerfjorden	19	1)
		29-61	Langesundsfjorden	20	
		35-66	Såstein	20	
		32-72	Jomfruland	20	
Blåskjell	Innmat	5-8	Crotholmen	50	
		5-7	Helgeroa	50	
		5-8	Klokkertangen	50	
Krabber	Skall-innmat	12-18	Bjørkøy	19	Hanner
		12-17	Klokkertangen/- Jomfruland	20	Hanner
Sjø-ørret	Filet	30-49	Langesundsfjord	20	

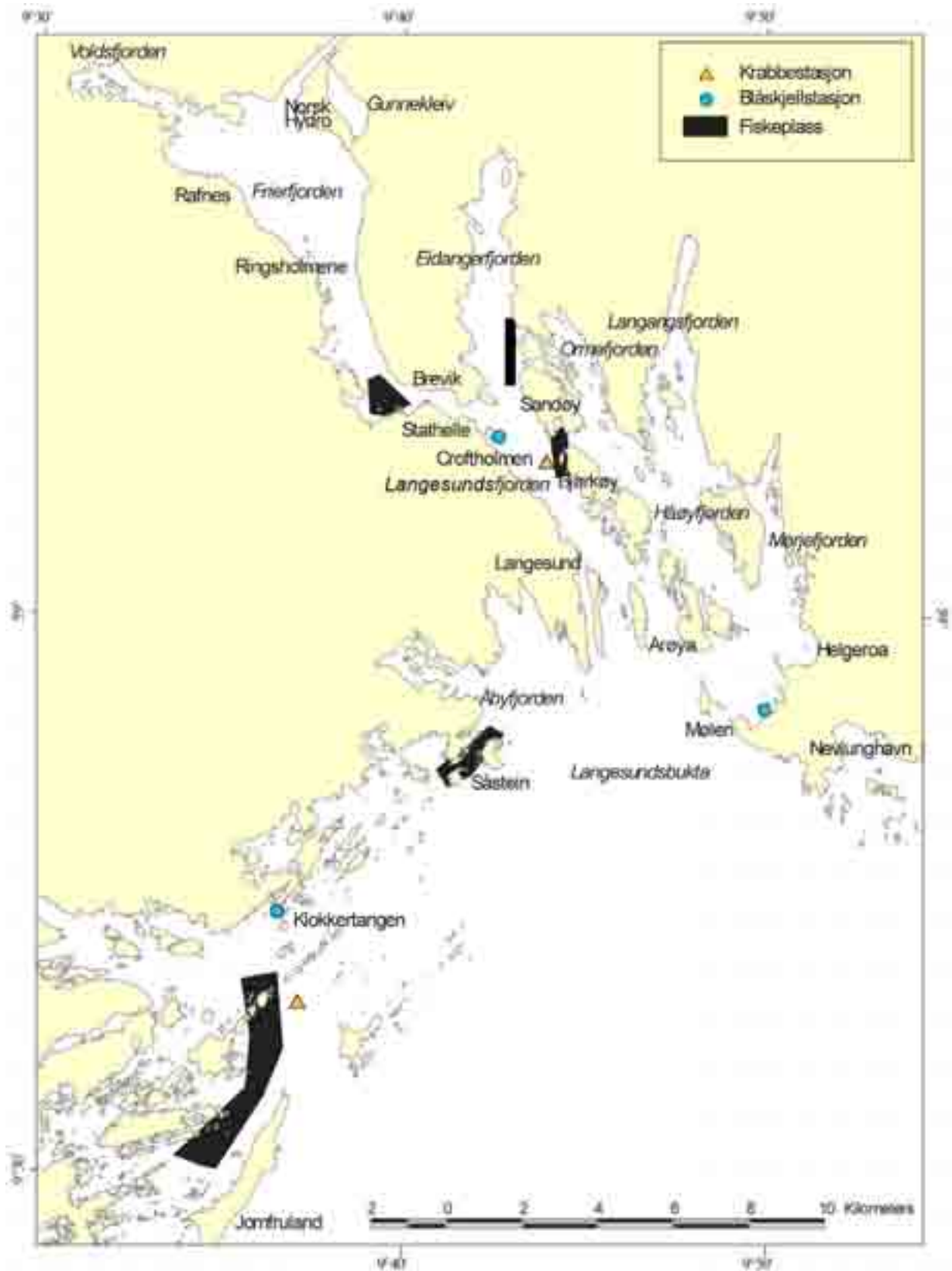
1) også individuelle prøver

Redskap:

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

5.2 Prøveopparbeidelse

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



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

5.3 Kjemiske analysemetoder

PCDF/PCDD og non-*ortho* PCB 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 Na₂SO₄ før ekstraksjon ved direkte eluering med sykloheksan og diklormetan. ¹³C-merkede 2,3,7,8-substituerte PCDD/PCDF tilføres som intern standard og prøvene renses vha. et multikolonnensystem med ulike typer silika, aluminiumoksid og aktivt karbon. Bestemmelse av forbindelsene gjøres så vha. gasskromatografi med høyopløsende massespektrometri (GC/MS).

Øvrige klororganiske forbindelser ble analysert ved Miljøtoksikologilaboratoriet, Norges veterinærhøgskole. Laboratoriet er akkreditert etter NS-EN 45001 og ISO/IEC Guide 25. Leverprøvene ble homogenisert og tilsatt intern standard (CB-29 and CB-112), deretter ekstrahert, renses og analysert med GC etter Brevik (1978) med senere modifiseringer. Stoffdeteksjon ble gjort med MS og verifisert med reanalyse av utvalgte prøver ved bruk av ECD. En delprøve av hvert av ekstraktene ble brukt til gravimetrisk analyse av fettinnhold.

Alle rådata fra analysene er gitt i vedlegg til rapporten.

5.4 Beregning av toksisitetsekvivalenter, statistiske analyser

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-estimerer 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:

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

Her presenteres dataene som TE fra PCDF- og PCDD-data ($TE_{PCDF/PCDD}$) og fra n.-o.PCB-data ($TE_{n.-o. PCB}$) 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 2000 noe forandret fra det som er presentert i tidligere overvåkingsrapporter. Beregningen av TE for PCN 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).

Statistisk analyse av eventuelle forskjeller i innhold av klororganiske forbindelser (DCB/PCB-209, PCB-153, OCS, HCB og 5CB) i individuelle lever av torsk mellom Frierfjorden og Eidangerfjorden er utført ved bruk av variansanalyse på log-transformerte konsentrasjonsdata. Eventuelle forskjeller i disse konsentrasjonene mellom årene 2001 (siste år disse ble analysert før 2005) og 2005 er testet med ikke-parametriske Mann-Whitney U test ($\alpha=0,05$).

6. Resultater

6.1 Fettinnhold

Fettinnholdet i de ulike vevstypene er vist i *Tabell 2*. Rådata er gitt i Vedlegg 2. Fettprosenten hadde gått signifikant opp i torsk fra Frierfjorden siden 2004 og lå nå på nivå med torsk tatt lenger ute. Det var også tendens til redusert fettprosent i Langesundsfjorden og ved Jomfruland. For øvrige prøvetyper var det bare mindre forskjeller siden 2004.

Tabell 2 Prosent ekstraherbart fettinnhold i vevsprøvene fra 2004 og 2005.

Arter/prøvesteder	2005	2004
Torskelever		
Frierfjorden I	34,2	16,3
Frierfjorden II	21,1	11,0
Frierfjorden III	26,2	12,8
Frierfjorden stor fisk	31,8	-
Frierfjorden liten fisk	17,8	-
Langesundsfjorden	23,3	40,0
Såstein	50,4	48,4
Jomfruland	36,6	45,2
Krabbesmør (hanner)		
Bjørkøybåen	7,7	8,4
Klokkertangen/Jomfruland	8,9	13,1
Blåskjell		
Croftholmen	1,4	1,1
Helgeroa	1,2	1,4
Klokkertangen	0,7	1,0
Sjø-ørret		
Langesundsfjorden	1,0	1,3

6.2 Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner (PCDF/PCDD)

6.2.1 Resultater 2005

Hovedresultatene fra analysene av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner, non-ortho PCB og polyklorerte naftalener PCN uttrykt som toksistetsekvivalenter, TE, er gitt i Tabell 3. Rådata er gitt i Vedlegg 2 og Vedlegg 4. For alle lokaliteter, arter og vevstyper var det bare små endringer siden 2004, og disse er diskutert i kapittel 6.2.2. Alle prøvene hadde dioksinnivå over antatt bakgrunn for det aktuelle vev.

Programmet i 2005 omfattet også analyse av blandprøver av lever fra hhv stor og liten torsk i Frierfjorden. Målet var å undersøke om det var forskjell i dioksininnhold mellom ung og eldre torsk. Som Tabell 3 viser var det ingen forskjell i dioksininnhold mellom de to størrelsesgruppene.

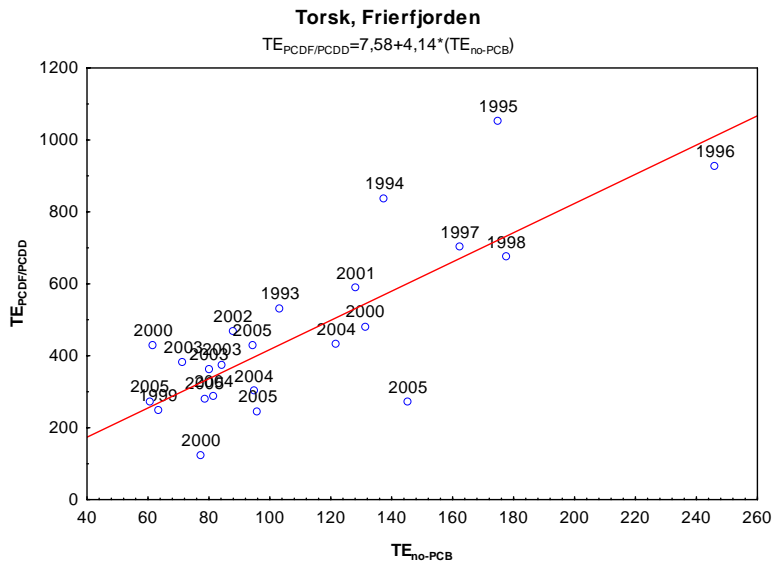
Tabell 3. Toksisitetsekvivalenter (ng TE/kg våtvekt) av PCDF/PCDD, non-ortho PCB og polyklorerte naftalener PCN i vevsprøvene fra 2005. prøver markert med grønt tilfredsstillende EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskeprodukter (4 ng TE/kg våtvekt).

Arter/prøvesteder	TE _{PCDF/D}	TE _{n.-o. PCB}	TE _{PCN}
Torskelever			
Frierfjorden I	269	106	57,6
Frierfjorden II	280	78,6	25,4
Frierfjorden III	426	94,3	47,9
Frierfjorden stor fisk	256	96,2	
Frierfjorden liten fisk	271	60,7	
Langesundsfjorden	225	70,8	
Såstein	44,3	24,6	
Jomfruland	62,2	42,0	
Krabbesmør (hanner)			
Bjørkøybåen	269	10,2	
Klokkertangen/Jomfruland	30,7	3,59	
Blåskjell			
Crotholmen	4,13	0,33	
Helgeroa	1,81	0,21	
Klokkertangen	0,84	0,12	
Sjø-ørret			
Langesundsfjorden	4,46	0,58	

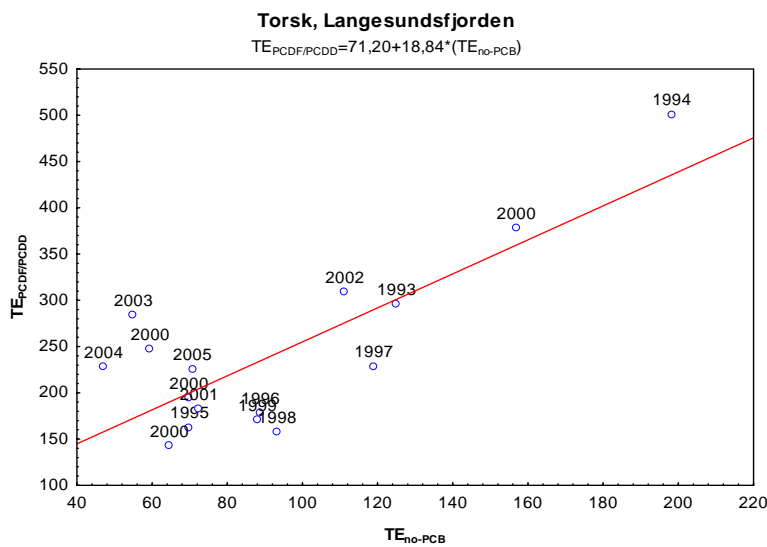
Som tidligere år kom det største bidraget til total sumTE (bare summert for PCDF/D og non-ortho PCB) fra PCDF/D: 60 – 96 %. Forholdet mellom sumTE_{PCDF/D} og sumTE_{n.-o.PCB} er i hovedsak det samme fra år til år (se Figur 3 hvor sumTE_{PCDF/D} og sumTE_{n.-o.PCB} er plottet mot hverandre). Enkelte år kan imidlertid en og annen prøve (av en art på en lokalitet) avvike fra dette mønsteret. Det er eksempelvis en tendens til at sumTE_{PCDF/D} har utgjort høyere konsentrasjoner, relativt til sumTE_{n.-o.PCB}, i torsk fra Langesundsfjorden de siste 3 år, sammenlignet med tidligere (Figur 3b). Dette kan tolkes som en mulig hurtigere nedgang i PCB-konsentrasjonene enn PCDF/D-konsentrasjonene.

Figur 3. $SumTE_{n-o,PCB}$ plottet mot $sumTE_{PCDF/D}$ (begge våtvekt) i fisk og skaldyr fra Grenlandsfjordene 1992 – 2005. Utvalget dekker alle prøver der det er samsvar mellom år mht prøvetype og lokalitet (a: Torsk, lever, Frierfjorden; b: Torsk, lever, Langesundsfjorden; c: Torsk, lever, Såstein; d: Krabbe, smør, Bjørkøybåen; e: Krabbe, smør, Jomfruland; f: Blåskjell, Croftholmen; g: Blåskjell, Helgeroa; h: Blåskjell, Klokkertangen).

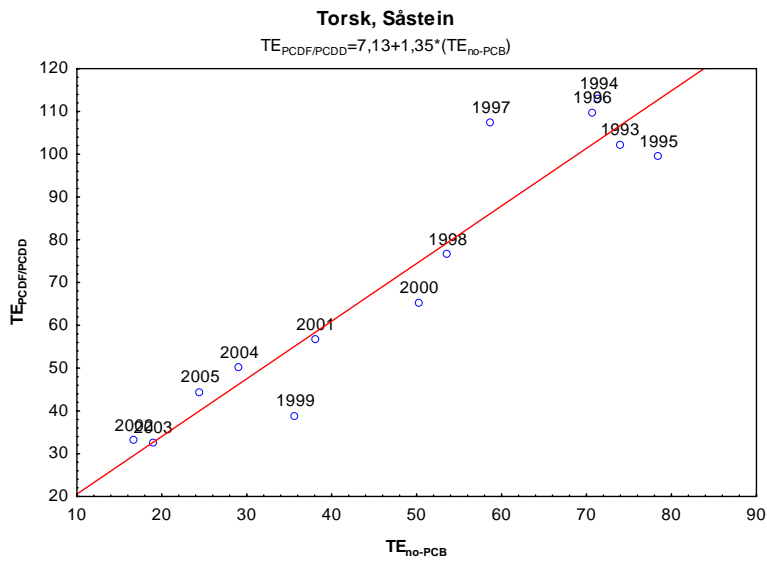
a.



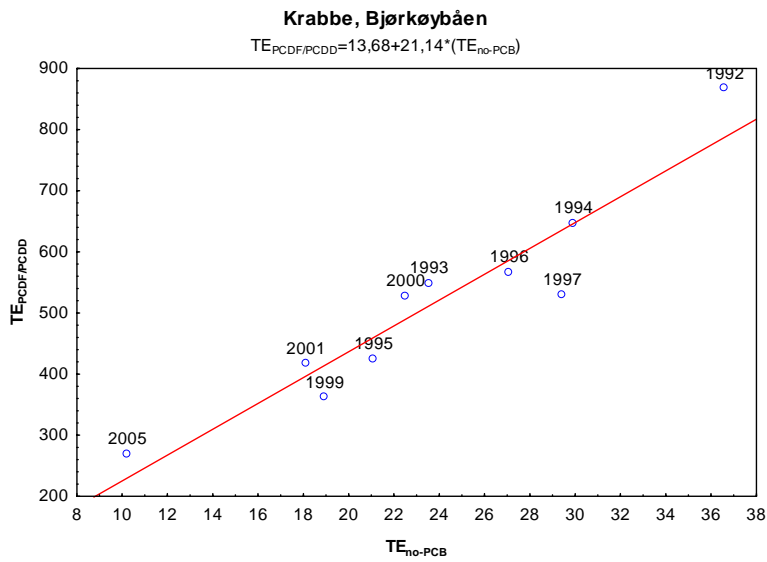
b.



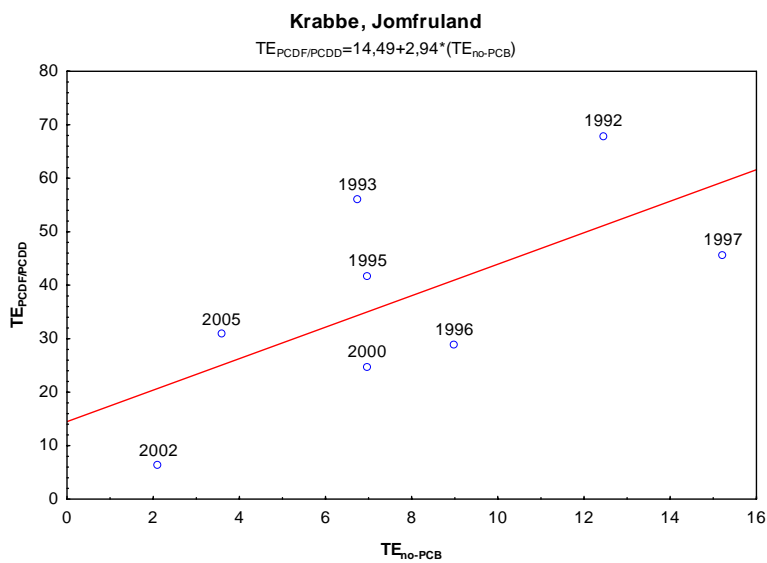
c.



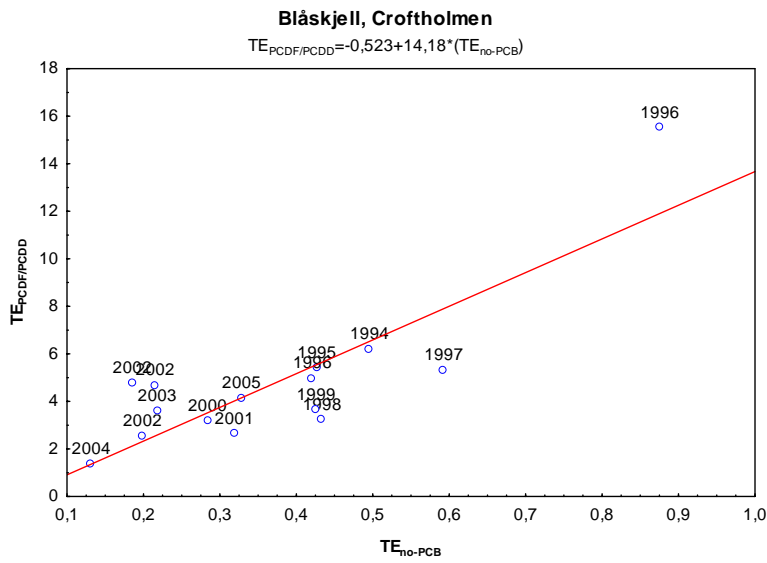
d.



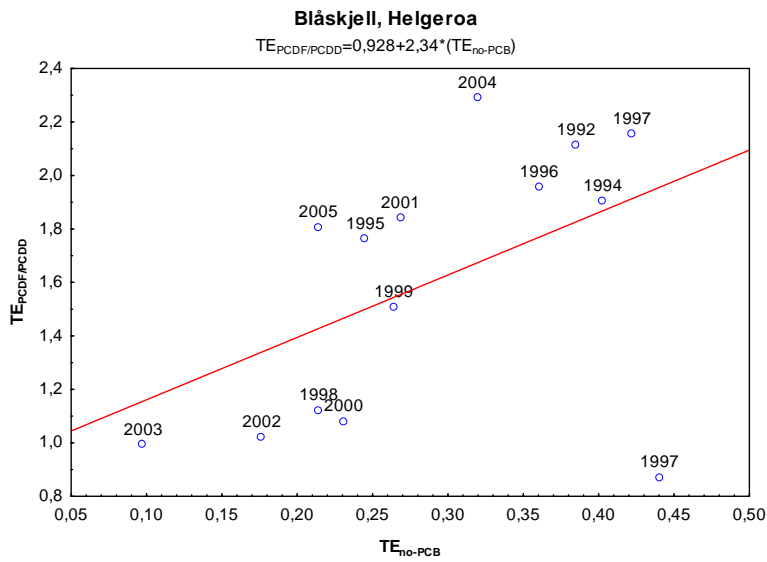
e.



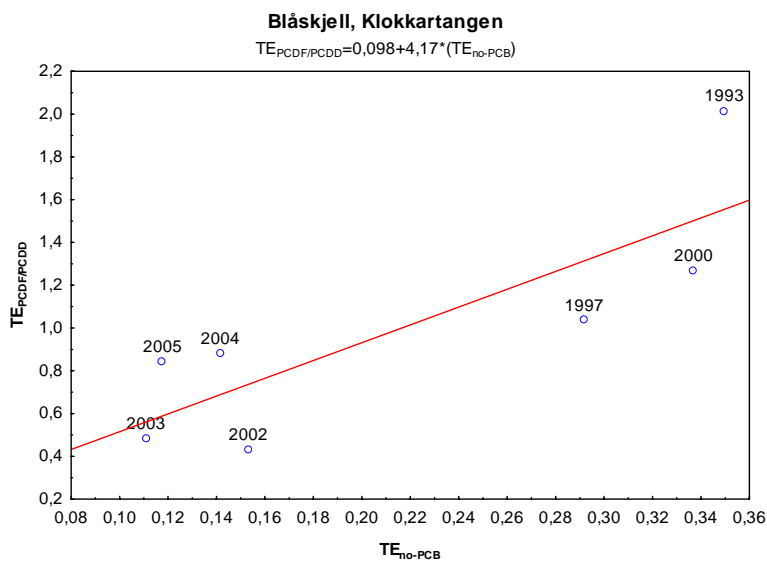
f.



g.



h.



6.2.2 Tidstrender for dioksinnivåer i organismer 1987-2005

Dataene i dette kapittelet er primært presentert på våtvekt, men for arter hvor statistiske analyser har vist at fettinnhold er med på å forklare vesentlig varians i materialet (se Bjerkeng og Ruus, 2002), er TE-konsentrasjonene uttrykt på fettvektsbasis. Antallet individer som inngår i hver blandprøve på hver lokalitet fremgår av Tabell 1. For torsk fra Frierfjorden årene 2003-2005 er det analysert triplikate blandprøver (alle er vist i Figur 4). Bjerkeng og Ruus (2002) beskriver statistikk utført på data t.o.m. 2001. En ny tidstrend-analyse av alle data er planlagt når resultatene fra 2006 foreligger.

Torsk

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, og en kraftig reduksjon i dioksinnivåene kan ses av Figur 4. Det er også tidligere nevnt at dioksinnivåene (gitt som TE) i torskelever fra Frierfjorden tilsynelatende ble redusert med en faktor 5 fra før utslippsreduksjonen i 1990, til rett etter (Figur 4). Statistiske analyser angir en midlere reduksjon i TE-nivåene over de tre stasjonene (Frierfjorden, Langesundsfjorden og Såstein) med en faktor 3 fra før utslippsreduksjonen i 1990, til rett etter (Bjerkeng og Ruus, 2002), og ga ingen grunn til å anta at relativ reduksjon har vært forskjellig på de tre stasjonene (Bjerkeng og Ruus, 2002). Videre har en nyere statistisk analyse (Bjerkeng, 2006) beregnet at det i gjennomsnitt skjedde en 8% reduksjon av dioksiner i torskelever fra Grenlandsområdet årlig i de første 10 årene etter utslippsreduksjonen i 1990.

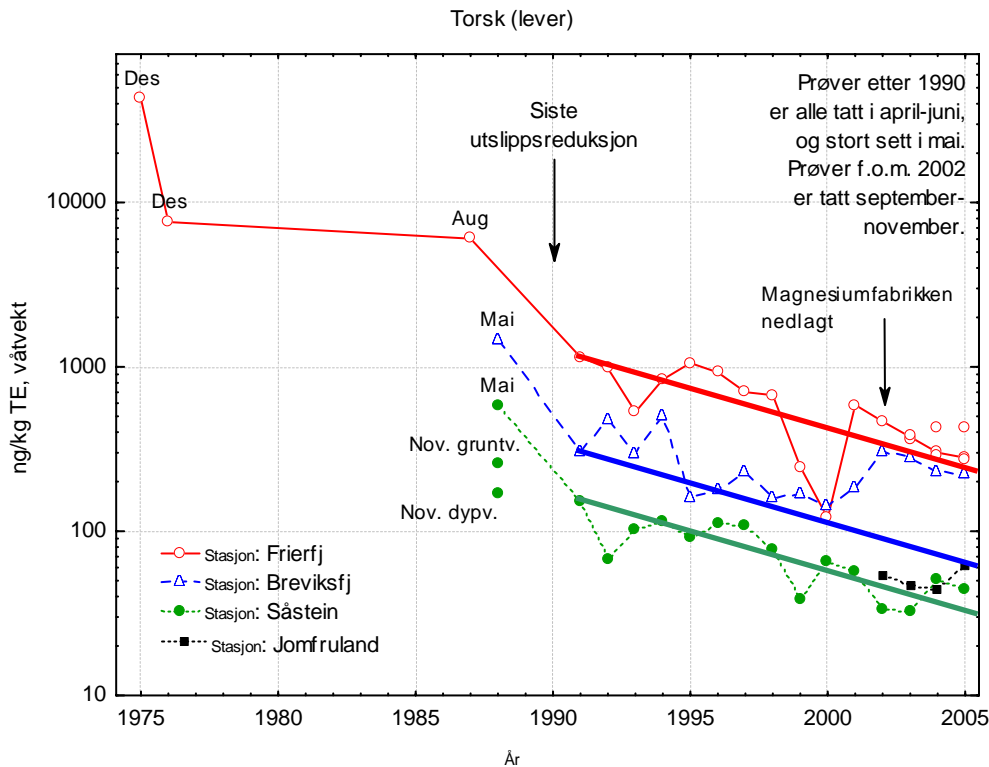
Figur 4 viser at dioksinnivåene totalt sett ser ut til å ha blitt redusert videre fra 1995 og frem til 2005 (med avvikende lave verdier i 1999 og 2000). De siste fire årene (2002-2005) er det imidlertid vanskelig å se noen endring i dioksininnholdet i torskelever fra Frierfjorden. De siste 3 årene (2003-2005) har triplikate blandprøver blitt analysert (Figur 4). I 2003 var det liten variasjon mellom de tre prøvene (spenn 360 – 380 ng/kg TE våtvekt). Variasjonen var større i 2004 og 2005 (hhv. spenn 286-430 ng/kg TE og 269 – 426 ng/kg TE, begge våtvekt). Når disse spennene er tatt i betraktning, ser konsentrasjonene ut til å ha ligget på samme nivå de siste 3 årene.

Statistikken utført på data frem t.o.m. 2001 viste som sagt at det har vært omtrent samme relative nedgang i Langesundsfjorden og ved Såstein som i Frierfjorden rundt 1990, men det er usikkert om reduksjonen etter 1990 har vært like rask som i Frierfjorden (Bjerkeng og Ruus, 2002). Det har ikke vært noen klar endring i dioksininnholdet i torskelever fra Langesundsfjorden og Såstein siden 2001, særlig hvis en antar at variasjonen kan være like stor som i Frierfjorden (se ovenfor). I Langesundsfjorden føyer 2005-konsentrasjonene seg inn i rekken av konsentrasjoner som peker i retning av en utflating i TE-nivåene i tidsrommet etter 1995.

Hvis vi legger 8% årlig reduksjon i dioksinnivå til grunn (Bjerkeng, 2006), som også benyttes til kalibrering av Sedflex-modellen mht torskelever, og ekstrapolerer dette framover i tid, stemmer den teoretisk utviklingen i grove trekk med tidsutviklingen i torskelever fra Frierfjorden over hele perioden fra 1990 til 2005 (Figur 4). Ekstrapoleringen stemmer også godt overens med utviklingen ved Såstein, mens den for Langesundsfjorden stemmer i rimelig grad fram til 2000, men ikke etter dette. Det er ingen åpenbar grunn til forskjellen mellom Langesundsfjorden og de to andre områdene, spesielt siden Langesundsfjorden ligger mellom de to andre. Den statistiske tidstrendanalysen som er planlagt gjort etter overvåkingen i 2006

kan formodentlig avklare om disse forskjellene er signifikante eller et tilfeldig utslag over en periode på noen år.

Fra og med 2002 har programmet omfattet årlig analyse av torskelever fra Jomfruland. Dioksinkonsentrasjonene (som TE) herfra er også presentert i Figur 4. Nivåene føyer seg pent inn blant konsentrasjonene i fisk fra Såstein.



Figur 4. Konsentrasjoner av dioksin i torskelever fra Frierfjorden, Langesundsfjorden, Såstein og Jomfruland, som funksjon av tid. Verdiene er angitt på våtvektsbasis som $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998). Triplikate prøver er analysert i Frierfjorden årene 2003-2005 og alle er vist. 2002-verdien fra Jomfruland er snitt av 2 replikater. Tykke linjer viser forløpet av en teoretisk 8 % reduksjon i nivå pr år fra 1990 til 2005 i de tre områdene.

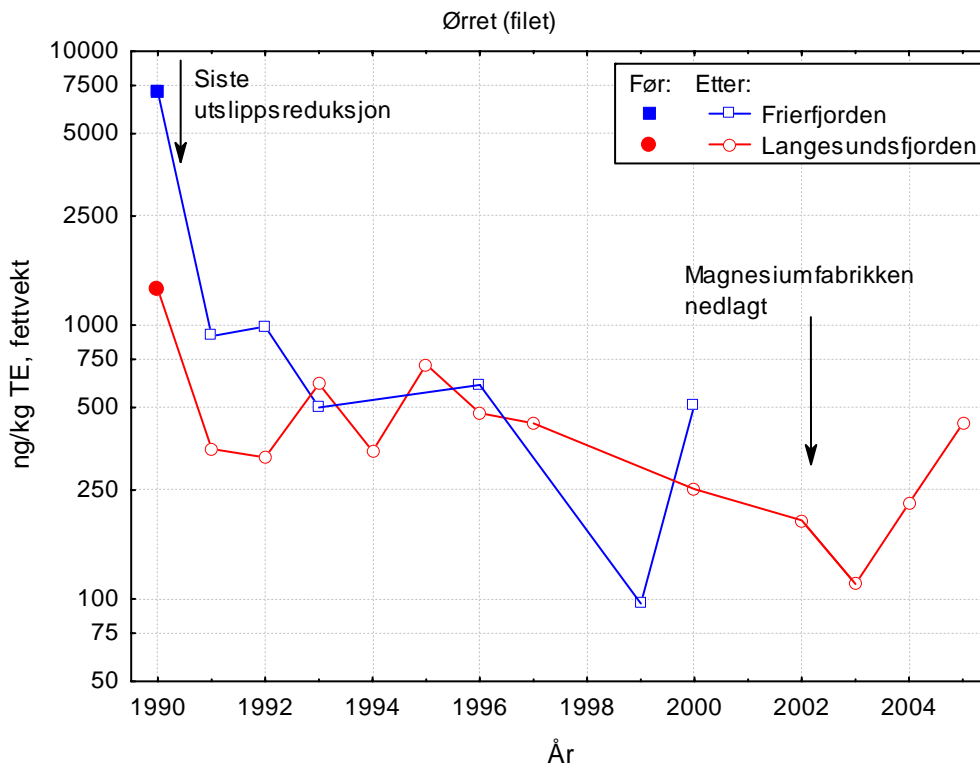
Ørret

For ørretfilet har en normalisering av dioksin-nivåene til fettvektsbasis vist seg å gi mer stabile verdier enn på våtvektsbasis (Bjerkeng og Ruus, 2002). Fettnormaliserte konsentrasjoner fra mai 1990 (rett før utslippsreduksjonen) ligger høyere enn alle senere verdier fra samme stasjon (Figur 5; se også Bjerkeng og Ruus, 2002). Etter den umiddelbare nedgangen etter utslippsreduksjonen og frem mot 2000 var det ikke noen statistisk holdbar nedgang i dioksinkonsentrasjonen i ørret (Bjerkeng og Ruus, 2002; Bakke et al. 2003), men likevel en klar tendens til gradvis synkende nivå hos ørret fra Langesundsfjorden i perioden 1995 - 2003. I 2004 og 2005 synes utviklingen å være reversert, og 2005-konsentrasjonen er på nivå med det som ble funnet i 1991 - 1996.

Krabbesmør (hannkrabbe)

Konsentrasjonene i krabbesmør (hepatopancreas) oppgis på fettvektsbasis (Figur 6a) for å redusere variabilitet som skyldes ulikt fettinnhold (Bjerkeng og Ruus, 2002).

Konsentrasjonene vises også på våtvektsbasis (Figur 6b) som er mest relevant i kostholdssammenheng. I følge Bjerkeng og Ruus (2002) lå de fettnormaliserte dioksinkonsentrasjonene i hannkrabbe før utslippsreduksjonen (altså verdiene fra 1988) gjennomgående 3-4 ganger høyere enn konsentrasjonene fra 1990 og utover. Videre antydes en parallell reduksjon på enkelte av stasjonene (Figur 6a).

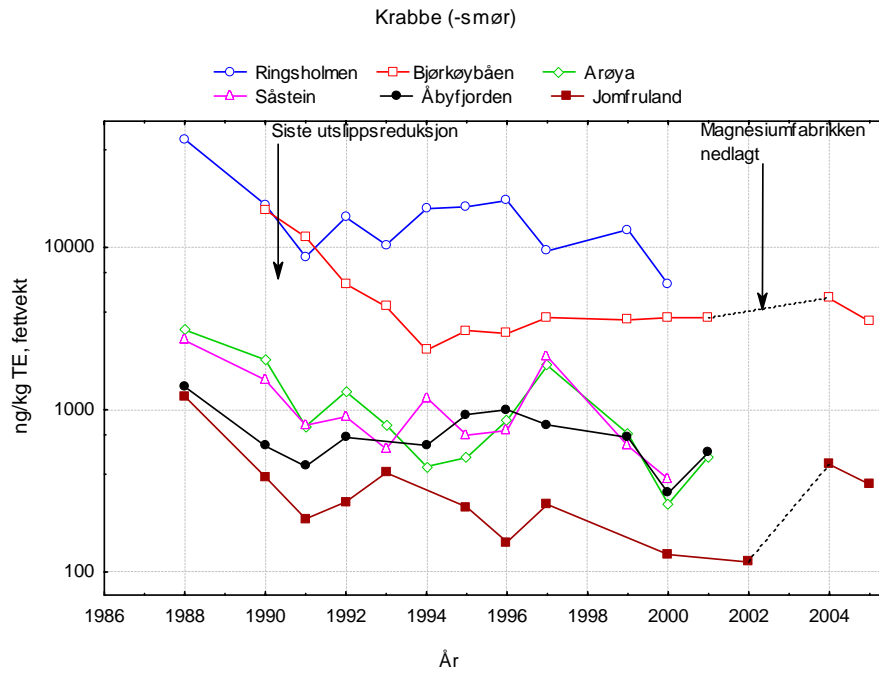


Figur 5. Konsentrasjoner av dioksin i ørret (filet) fra Frierfjorden og Langesundsfjorden, som funksjon av tid. Verdiene er angitt på fettvektsbasis som $TE_{PCDF/PCDD}$ (ingen data fra Frierfjorden etter 2000).

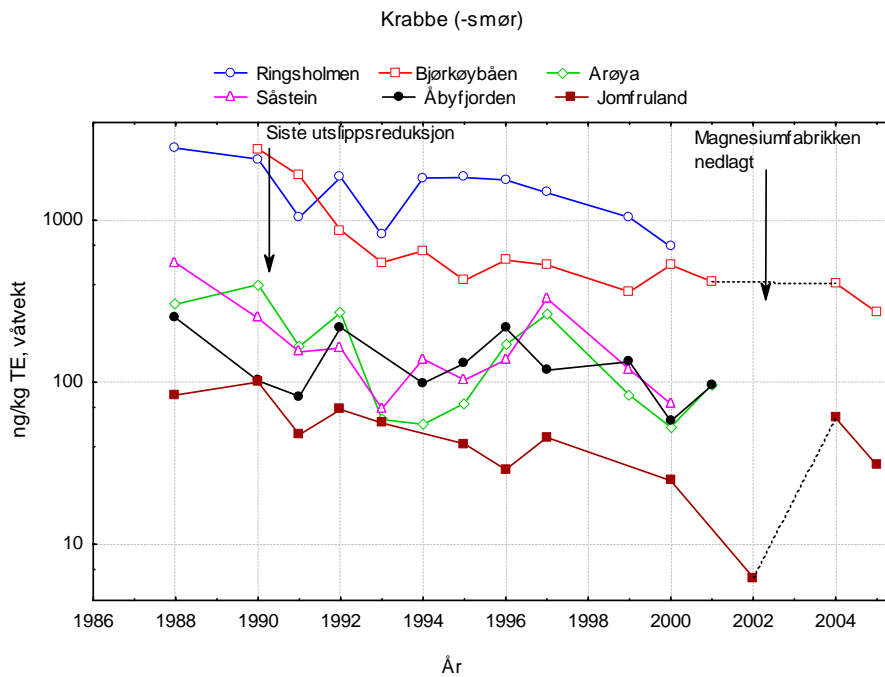
Årene 2002 og 2003 var det vanskelig å fange hannkrabber ved Bjørkøybåen (noen få enkeltindivider hanner i 2003; cf Tabell 5 i Bakke et al 2005). Fra Jomfruland foreligger dessute 2003-prøven som en blanding (1:1) av hanner og hunner (Tabell 5 i Bakke et al 2005). Disse verdiene er ikke inkludert i Figur 6, siden langtidsserien kun består av analyserte hannkrabber. I 2004 og 2005 lyktes man i å skaffe prøver av bare hanner.

Tabell 5 i Bakke et al (2005) viste noe som så ut som en vesentlig reduksjon i dioksininnholdet i krabbe ved Bjørkøybåen (68% reduksjon, på fettvektsbasis) fra 2001 til 2003. Konsentrasjonen i 2004 var imidlertid høyere enn alle konsentrasjoner i rene hannkrabbe-prøver fra Bjørkøybåen etter 1992 (Figur 6a). I 2005 ble nivået igjen tilsynelatende redusert med 25 %. Tidsutviklingen gir således et bilde av en utflating i fettnormalisert dioksinnivå i krabbe fra Bjørkøybåen etter ca 1997. Tidsutviklingen i våtvektbasert dioksin (Figur 6b) viser en gradvis reduksjon over hele perioden 1990 – 2005, men også en utflating etter ca 1995.

a.



b.

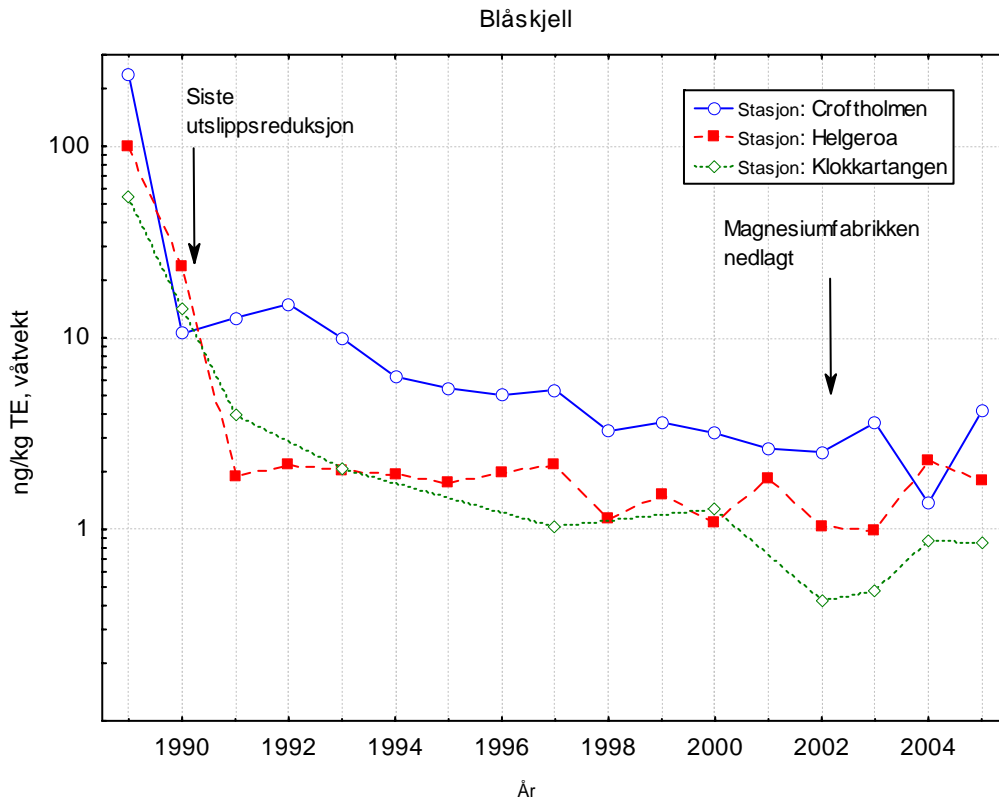


Figur 6. Konsentrasjoner av dioksin i krabbesmør (hannkrabbe) fra Ringsholmen, Bjørkøybåen, Arøya, Åbyfjorden, Såstein og Jomfruland, som funksjon av tid. Verdiene er angitt på fettvektsbasis (a.) og våtvektsbasis (b.) som $TE_{PCDF/PCDD}$. Prøver som ikke består av hannkrabber alene er ekskludert fra figuren. Linjene mellom målepunktene er stiplet der det finnes data, men fra prøver som ikke utelukkende besto av hanner.

Fettnormalisert dioksinkonsentrasjon i krabbe fra Jomfruland var så vidt litt lavere i 2005 enn i 2004, en forskjell som neppe er av betydning (Figur 6a). Konsentrasjonene sank gradvis i perioden 1990 - 2002 på fettvektsbasis og spesielt på våtvektsbasis (Figur 6b). Konsentrasjonene både i 2004 og 2005 var igjen tilbake på nivå som i første halvdel av 90-tallet, og dette svekker det totale inntrykket av en nedgang i dioksininnhold i krabbe fra Jomfruland siden ca 1990.

Blåskjell

Blåskjell har vist seg å reflektere nåtidig eksponering godt og har vist den største reduksjonen i dioksininnhold over tid (Figur 7). Dataene indikerer en geografisk gradient og en reduksjon over tid. Stasjonene viser ganske parallelle og fallende dioksinkonsentrasjoner etter utslippreduksjonen og frem mot ca 2002 (se også Bjerkeng og Ruus 2002). Etter "bunnåret" 2002 er det igjen observert høyere konsentrasjoner. Den geografiske trenden vises tydelig i 2005-materialet. Det bør imidlertid bemerkes at fettinnholdet i blåskjell fra Klokkertangen var vesentlig lavere enn i blåskjell fra Croftholmen og Helgeroa (Tabell 2).



Figur 7. Konsentrasjoner av dioksin i blåskjell fra Croftholmen, Helgeroa og Klokkertangen, som funksjon av tid. Verdiene er angitt på våtvektsbasis som $TE_{PCDF/PCDD}$.

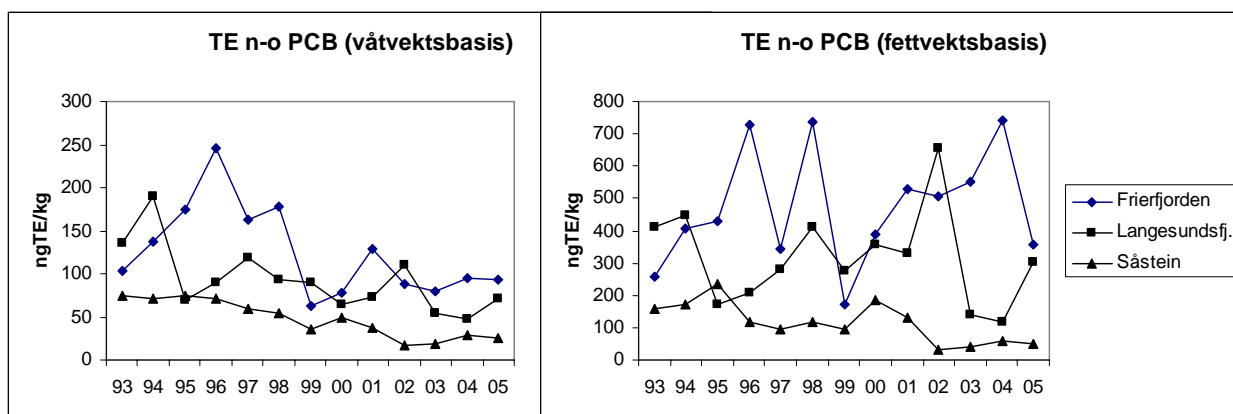
6.3 Toksisitetsekvivalenter for non-ortho – polyklorerte bifenyler (PCB)

6.3.1 Resultater for 2005

Toksisitetsekvivalenter av non-ortho PCB for alle prøvene er gitt i Tabell 3. Rådata er gitt i Vedlegg 4. Resultatene viser at lever hos stor torsk fra Frierfjorden hadde ca 60 % høyere TE av non-ortho PCB enn lever av liten torsk. Tendensen er derfor motsatt av tendensen i dioksininnhold hos stor og liten torsk (cf kapittel 6.2.1). Tidsutviklingen i TE_{non-ortho PCB} hos torsk i de tre hovedområdene er diskutert i kapittel 6.3.2. Ingen av de øvrige artene viste entydig endringer i konsentrasjoner av non-ortho PCB i forhold til de foregående årene.

6.3.2 Tidsutvikling i non-ortho PCB i torskelever 1993 - 2005

Utviklingen i TE for non-ortho PCB i torskelever i de tre hovedområdene er vist i Figur 8 og som tabell i Vedlegg 2 og Vedlegg 4. På våtvektsbasis er det tendens til fallende konsentrasjon av TE_{non-ortho PCB} i tidsperioden 1996 (1994 for Langesundsfjorden) til ca 2002 på alle tre stasjonene, men en utflating etter dette. Nivåene på fettvektsbasis viser større variasjon fra år til år enn på våtvektsbasis (Figur 8). I Frierfjorden var det en klart stigende tendens i fettnormalisert TE_{non-ortho PCB} i tidsperioden 1999 – 2004, men resultatet fra 2005 gir et inntrykk av at det egentlig ikke har vært noen endring over tid i Frierfjorden. Heller ikke i Langesundsfjorden har det vært entydig endring i TE_{non-ortho PCB} på fettvektsbasis i tidsperioden med målinger. Fettnormaliserte nivåer ved Såstein har ligget lavere enn på de andre stasjonene siden 1996, men synes også å ha flatet ut etter 2002. Resultatet fra 2005 forsterker dette inntrykket.

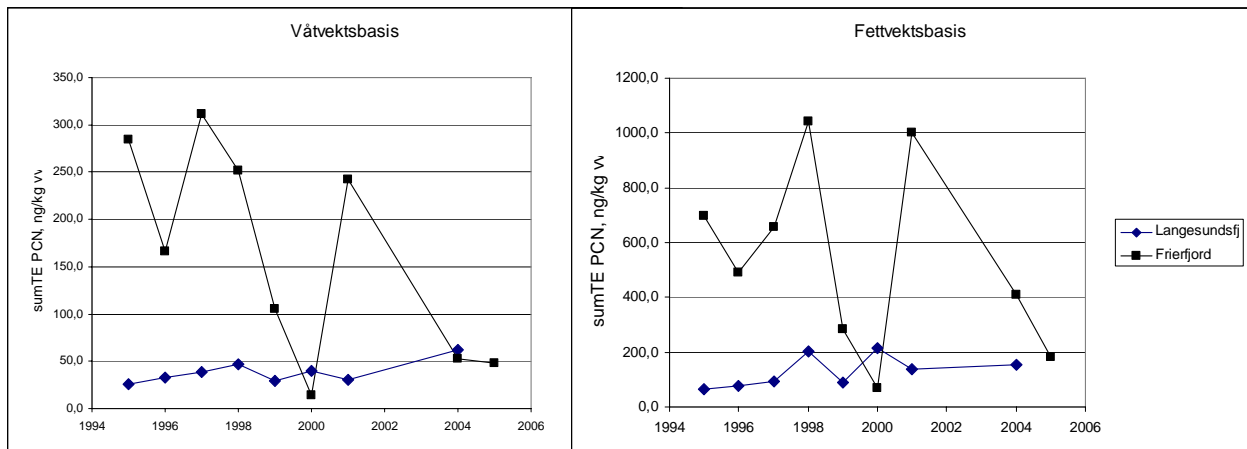


Figur 8. Tidsutvikling av non-ortho PCB i torskelever fra Frierfjorden, Langesundsfjorden og Såstein fra 1993 til 2003 på h.h.v. våtvekt- og fettvektsbasis. For Frierfjorden 2003 - 2005 er medianen av 3 parallelle analyser lagt inn.

6.3.3 Tidsutvikling i polyklorerte naftalener (PCN) i torskelever 1995 – 2005

Utviklingen i TE for PCN i torskelever i Frierfjorden og Langesundsfjorden er vist i Figur 9. Rådata er gitt i vedlegg 2. I 2005 ble bare torsk fra Frierfjorden analysert, og resultatene endrer ikke inntrykket av tidsutviklingen fra de foregående årene. Totalt over tidsperioden

viser PCN på våtvektsbasis en synkende tendens i Frierfjorden, men med store variasjoner fra ett år til det neste. Fettnormalisering (Figur 9) reduserer ikke denne variabiliteten, og fører til at den totale nedgangen i Frierfjorden er mindre synlig.



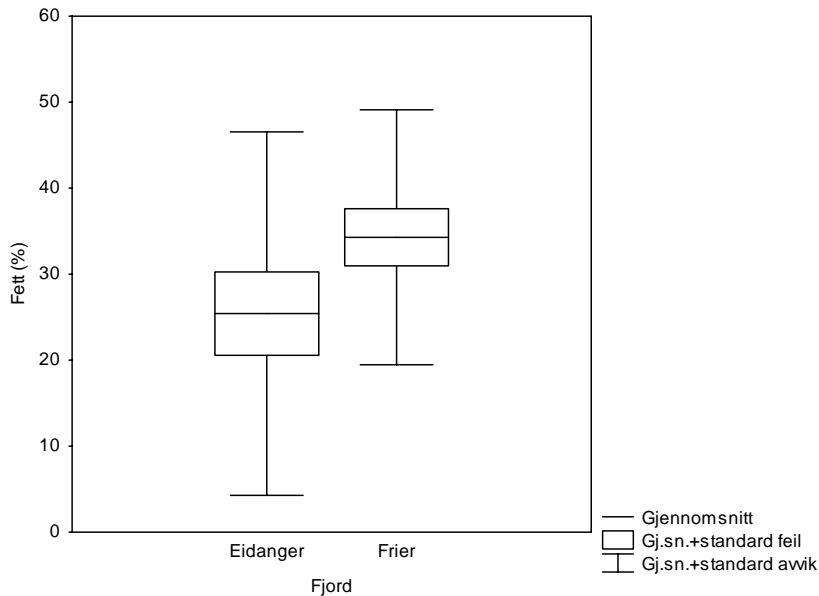
Figur 9. Tidsutvikling i PCN i torskelerver fra Frierfjorden og Langesundsfjorden fra 1995 til 2005 på h.h.v. våtvektsbasis og fettvektsbasis. For Frierfjorden 2004 og 2005 er medianverdi av 3 analyser lagt inn.

6.3.4 Heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS), dekaklorbifenyyl (DCB; PCB-209) og øvrige klororganiske stoffer

Tidsserien av HCB, OCS og DCB i individuelle torskelerver dekker i hovedsak årlige analyser fra 1975 til 2001. Analysene i 2005 omfatter 20 individer fra Frierfjorden og 19 individer fra Eidangerfjorden (Tabell 1) og inkluderer også analyse av forbindelsene PCB-153 og pentaklorbenzen (5CB). Rådata er gitt i Vedlegg 5. Oppfølgende individuelle analyser er planlagt i 2007. Data for fettinnholdet i torskelerver (individuelle prøver) foreligger ikke for de tidligste årene (før 1990) og tidsutviklingene er følgelig presentert på våtvektsbasis (Figur 13 til Figur 15).

Fettinnhold 2005

Figur 10 viser gjennomsnittlig fettinnhold i torskelerverne fra Eidangerfjorden og Frierfjorden i 2005 (med standard feil og standard avvik). Fettinnholdet er tilsynelatende litt forskjellig mellom de to fjordene med tendens til høyest fettinnhold i torsk fra Frierfjorden. Forskjellen var imidlertid ikke statistisk signifikant.

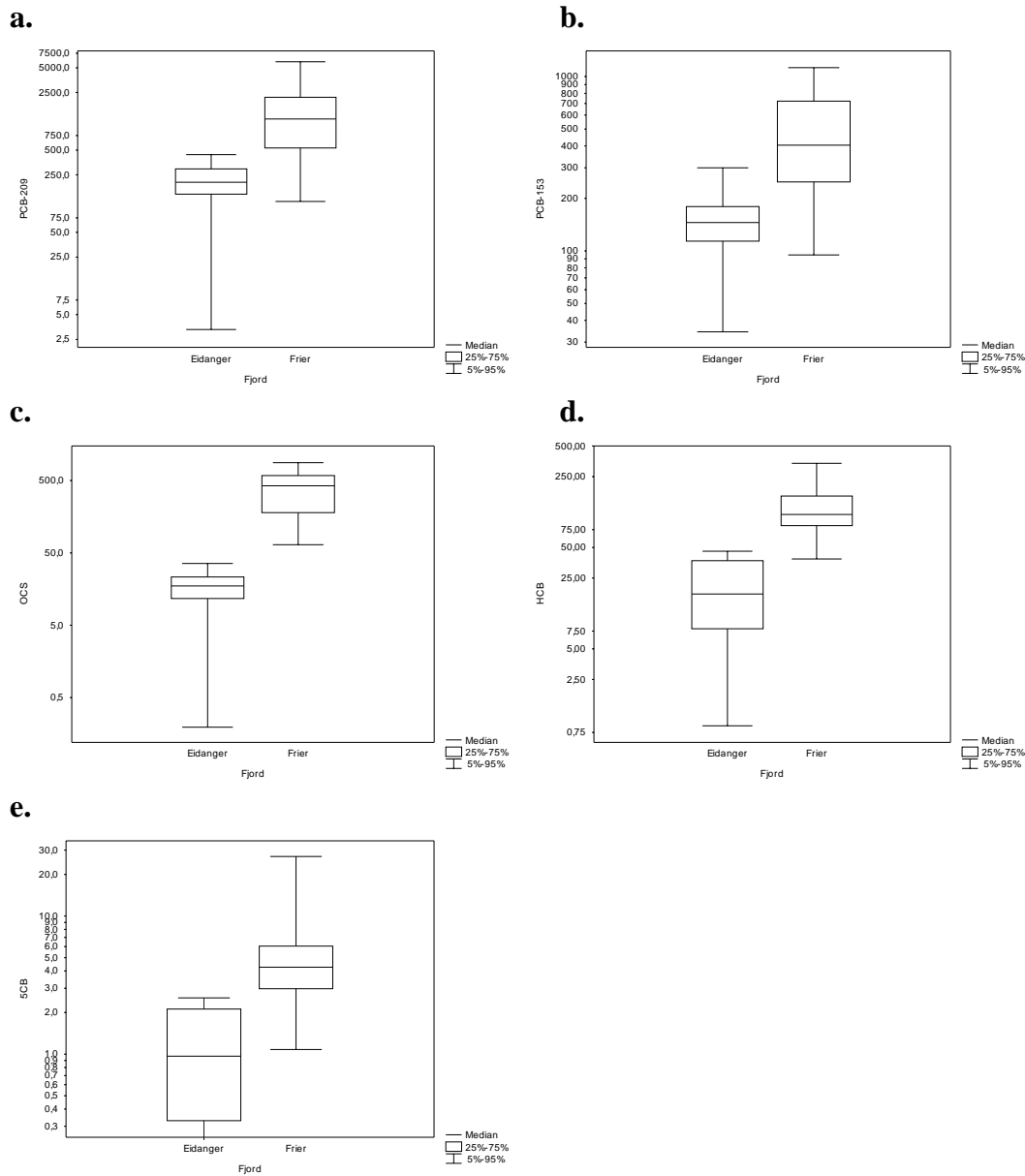


Figur 10. Gjennomsnittlig fettinnhold (%) i lever av torsk fra Eidangerfjorden ($n=19$) og Frierfjorden ($n=20$), samt standard feil og standard avvik, 2005 .

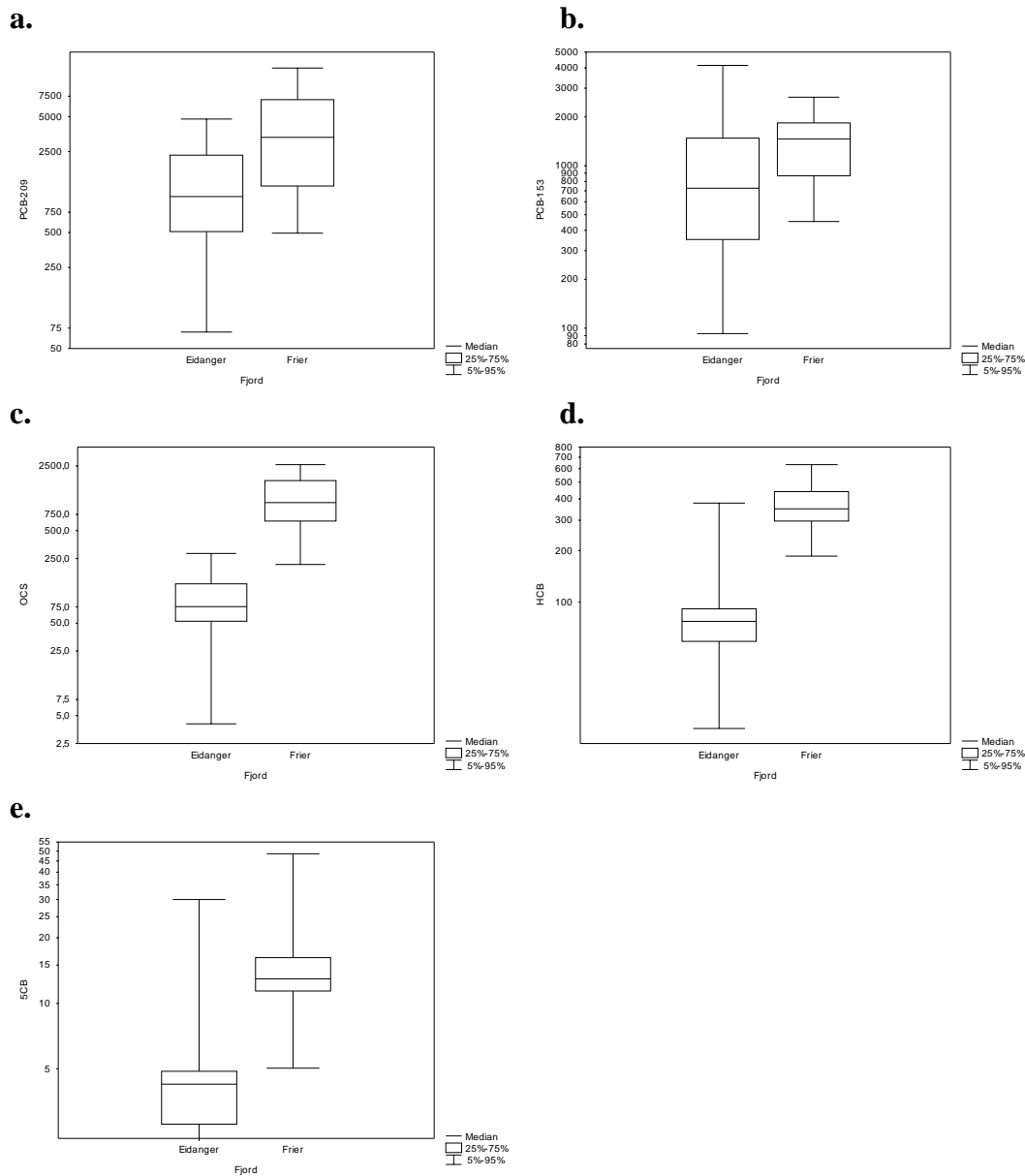
Klororganiske forbindelser 2005

Konsentrasjonene av de klororganiske forbindelsene i 2005 (DCB/PCB-209, PCB-153, OCS, HCB og 5CB) er vist både på våtvektsbasis og fettvektsbasis (hhv. Figur 11 og Figur 12). Gjennomsnittskonsentrasjonene var høyest i Frierfjorden (Figur 11 og Figur 12). Forskjellen mellom de to fjordene er testet med variansanalyse (ANOVA) på logaritmen av de fettbaserte konsentrasjonene (homogenitet i varians er bekreftet med Levenes test). Analysen viser at torsk fra Frierfjorden hadde signifikant høyere konsentrasjoner av alle de analyserte forbindelsene (Figur 12).

Median-konsentrasjonen av HCB klassifiserer torskelever i Frierfjorden som meget sterkt forurenset (klasse V) og i Eidangerfjorden som moderat forurenset (klasse II) i henhold til SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet (Molvær et al. 1997).



Figur 11. Median konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) av a: dekalorbifenyl (DCB, PCB-209), b: PCB-153, c: oktaklorstyren (OCS), d: heksaklorbenzen (HCB) og e: pentaklorbenzen (5CB) i lever av torsk fra Eidangerfjorden ($n=19$) og Frierfjorden ($n=20$) i 2005. Figuren angir også kvartiler (25 % og 75 % percentilene), samt 5 % og 95 % percentilene. Y-aksen er angitt på log-skala.



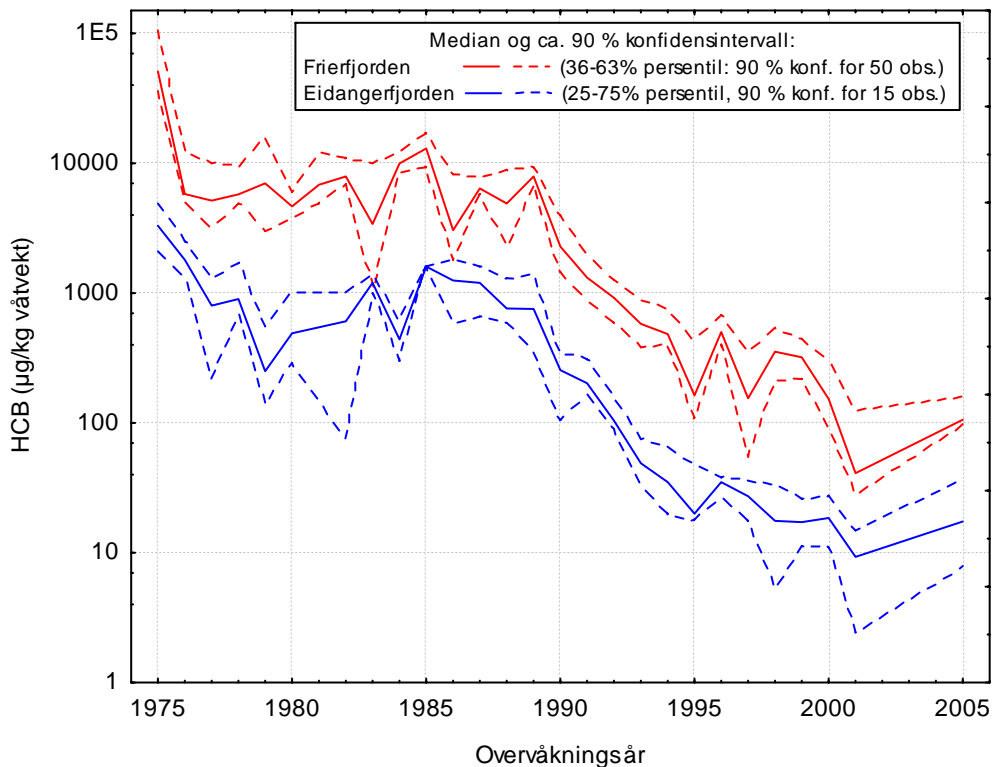
Figur 12. Median konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{kg}$ fettvekt) av a: dekalorbifenyl (DCB, PCB-209), b: PCB-153, c: oktaklorstyren (OCS), d: heksaklorbenzen (HCB) og e: pentaklorbenzen (5CB) i lever av torsk fra Eidangerfjorden ($n=19$) og Frierfjorden ($n=20$) i 2005. Figuren angir også kvartiler (25 % og 75 % percentilene), samt 5 % og 95 % percentilene. Y-aksen er angitt på log-skala.

Tidsutvikling av klororganiske forbindelser

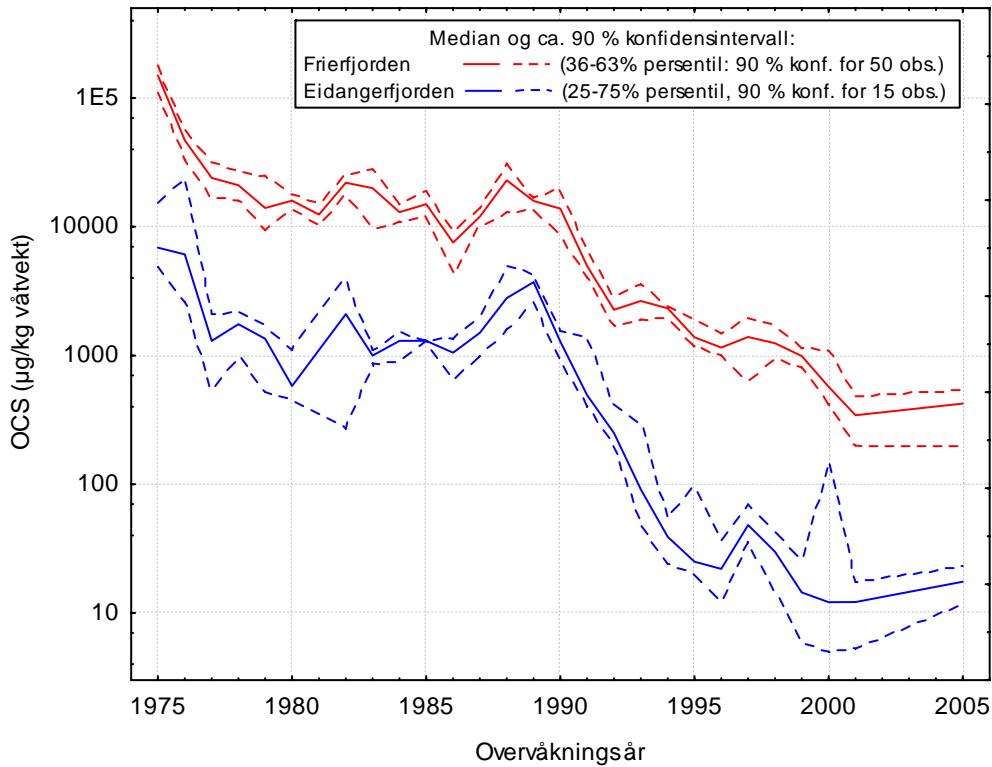
Tidligere overvåkingsrapporter (cf. Bakke et al. 2003) har påpekt en markert nedgang i nivåene av HCB og OCS etter 1989-90 i torsk fra både Frierfjorden og Eidangerfjorden. Dette ble etterfulgt av langsommere reduksjon, og etter 1994-1995 har nivåene svinget rundt et tilsynelatende utflatingsnivå. Fra 2000 til 2001 skjedde en signifikant nedgang i HCB i torskelever i Frierfjorden, mens en tilsvarende tendens i OCS ikke var signifikant. Nedgangen i DCB var mindre enn for HCB og OCS i begge fjordene i hele perioden 1975-2001, og

utviklingen etter 1989-90 var mer ujevn. Fra 2000 til 2001 skjedde en signifikant økning i DCB i torsk fra Frierfjorden.

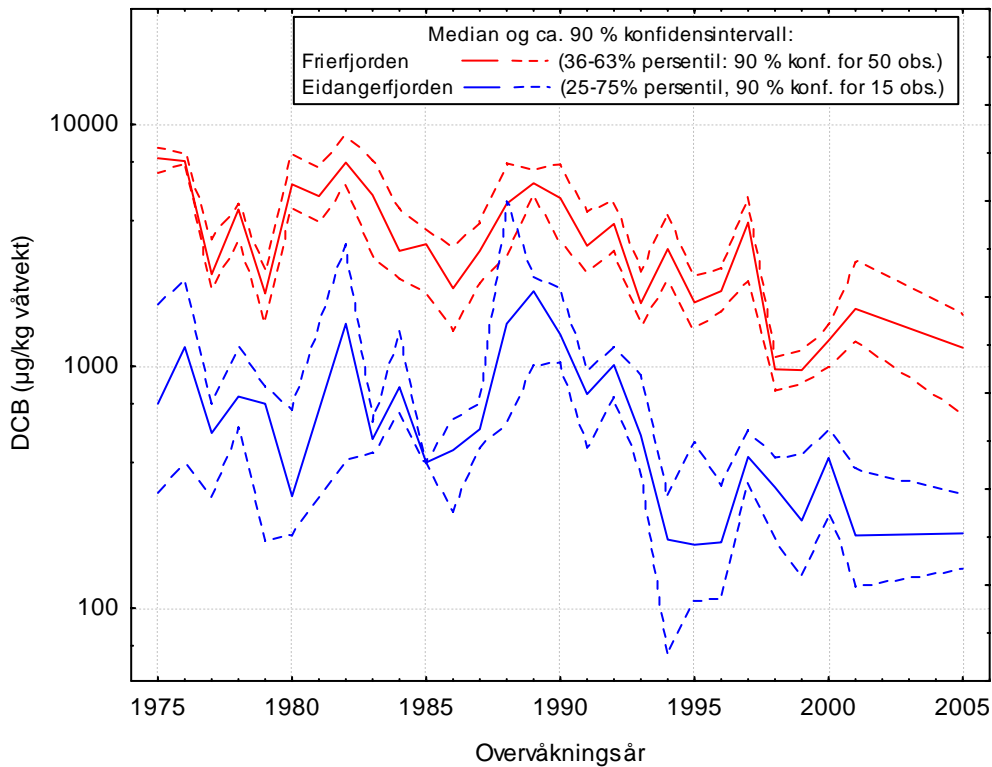
Som antydnet i Figur 11 og Figur 12 var det store individuelle variasjoner i nivåene av HCB, OCS og DCB i torskelever i 2005. Det var ikke noen signifikant endring i konsentrasjonene av oktaklorstyren (OCS) i Frierfjorden fra 2001 til 2005 (Figur 14), mens HCB-konsentrasjonene viste en signifikant økning (Figur 13) og DCB en signifikant nedgang (Figur 15) i samme perioden (Mann-Whitney U test på våtvevtskonsentrasjoner; Figur 13 til Figur 15). Det var ikke noen signifikant endring i konsentrasjonene av noen av de tre forbindelsene i Eidangerfjorden fra 2001 til 2005, men endringene i middelerdier viste stort sett samme tendens som i Frierfjorden.



Figur 13. Median konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) av heksaklorbenzen (HCB) i lever av torsk fra Frierfjorden (øvre, rød kurve) og Eidangerfjorden (nedre, blå kurve), 1975-2005. Stiplede linjer angir 36-63% persentiler i Frierfjorden og kvartiler (25-75% persentiler) i Eidangerfjorden. Disse tilsvarer omtrent 90 % konfidensintervall t.o.m. 2001, da det forelå hhv. 50 og 15 observasjoner pr. år for Frierfjorden og Eidangerfjorden.



Figur 14. Median konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) av oktaklorstyren (OCS) i lever av torsk fra Frierfjorden (øvre, rød kurve) og Eidangerfjorden (nedre, blå kurve), 1975-2005. Stiplede linjer angir 36-63% persentiler i Frierfjorden og kvartiler (25-75% persentiler) i Eidangerfjorden. Disse tilsvarer omtrent 90 % konfidensintervall t.o.m. 2001, da det forelå hhv. 50 og 15 observasjoner pr. år for Frierfjorden og Eidangerfjorden.



Figur 15. Median konsentrasjon ($\mu\text{g/kg}$ våtvekt) av dekalorbifenyl (DCB; PCB-209) i lever av torsk fra Frierfjorden (øvre, rød kurve) og Eidangerfjorden (nedre, blå kurve), 1975-2005. Stiplede linjer angir 36-63% persentiler i Frierfjorden og kvartiler (25-75% persentiler) i Eidangerfjorden. Disse tilsvarer omtrent 90 % konfidensintervall t.o.m. 2001, da det forelå hhv. 50 og 15 observasjoner pr. år for Frierfjorden og Eidangerfjorden.

7. Tilstand og utvikling i de enkelte fjordområdene

Nedenfor er gjort en sammenfattende vurdering av dagens tilstand i ulike fjordavsnitt. En tilsvarende vurdering med hovedvekt på utviklingen over de siste år ble gjort i rapporten for 2004 (Bakke et al. 2005) Nedenfor er hovedvekten lagt på tendensen i denne utviklingen i 2005.

Det er også gjort en sammenlikning av dioksinnivåer i ulike organismer i forhold til grenseverdier for spiselighet. I tidligere rapporter har denne sammenlikningen vært gjort mot en grenseverdi på 0,71 ngTE/kg ansett som betryggende av kanadiske myndigheter (cf Knutzen et al 2001). I Norge og EU er det nå opprettet felles grenseverdier for tungmetaller og 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 (krabbesmør er unntatt fra denne grenseverdien og ingen annen grenseverdi er oppgitt). EU SCF har også foreslått en felles grenseverdi for dioksiner og dioksinliknende PCB på 8 ngTE/kg våtvekt. SCF angir videre et tolerabelt ukentlig inntak av dioksiner (TWI) på 14 pg/kg kroppsvekt pr uke. Dette betyr at et voksent menneske ikke bør spise mer enn ca 250 g sjømat pr uke med dioksininnhold som EUs grenseverdi.

I tilstandsbeskrivelsen nedenfor er de siste dioksinnivåene i Grenlandsfjordene også sammenliknet med EUs grenseverdi 4 ngTE/kg våtvekt.

7.1 Ytre område (Helgeroa – Jomfruland)

Ytre område er i denne sammenheng området fra og med Mølen – Såstein 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 2000 for noen av artene, men at blåskjell, hummer, reker og makrellfilet har ligget under EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskeprodukter i hele perioden.

Reker fra Såstein lå i perioden 2002-2004 klart under EUs grenseverdi for dioksiner. Hummer og makrellfilet fra Såstein/Mølen lå på omtrent 1/5 av grenseverdien i 2004. Disse ble ikke analysert i 2005, men bør altså fortsatt være på den trygge siden.

Ser man bort fra år-til-år variasjoner har det vært en gradvis nedgang i dioksinnivå i torskelerver fra ytre område i hele perioden siden utslippsreduksjonen i 1990, men med en utflating siden 2001. Reduksjonen i perioden 1990 – 2005 stemmer rimelig bra med den årlige nedgangen på 8 % som ble beregnet for perioden 1990 – 2000. En slik nedgang er også er lagt til grunn for tidsmodelleringen i Sedflex. Prøvene fra Såstein og Jomfruland lå i 2005 fortsatt ca 10-15 ganger over EUs grenseverdi.

Dioksin-nivået i krabbesmør fra Jomfruland sank gradvis i perioden 1990 - 2002 både på fettvekts- og våtvektsbasis. Konsentrasjonene i 2004 og 2005 var igjen tilbake på nivå som i første halvdel av 90-tallet. Dette nivået er ca 8 ganger over EUs grenseverdi (som imidlertid ikke gjelder for krabbesmør). Den langvarige utflatingen av dioksiner i krabbe fra Jomfruland på et så vidt høyt nivå er bekymringsfull, og det er god grunn til å fortsette overvåkingen.

Resultatene for blåskjell i 2004 og 2005 svekker inntrykket av en gradvis reduksjon i dioksinkonsentrasjoner over tid siden 1990 både ved Helgeroa og Klokkartangen. Nivåene har likevel helt siden 1991 ligget under EUs grenseverdi begge stedene.

7.2 Langesundsfjorden

I 2005 ble det tatt prøver av torsk, krabbe, blåskjell og sjø-ørret i Langesundsfjorden. For fiskeartene ble innsamlingen som tidligere gjort i overgangen mellom Langesundsfjorden og Eidangerfjorden slik at man må forvente at fisken kan ha blitt eksponert i begge fjordene, til dels også i Frierfjorden.

Dioksinforurensningen i organismer i Langesundsfjorden synes å ha vært uendret de siste 5-10 årene.

Dioksiner i torskelever lå i 2005 vel 50 ganger over EUs grenseverdi, og synes å ha ligget på samme nivå siden ca 1995. Her også ble det statistisk anslått en ca 8 % årlig reduksjon i dioksiner i torskelever som i perioden 1990 – 2000 stemmer rimelig bra med tidsutviklingen, men i perioden 2000 – 2005 har dette flatet ut. Nivåene av non-*ortho* PCB har heller ikke endret seg entydig de siste 10 årene, selv om det er en tendens til reduksjon i konsentrasjon av non-*ortho* PCB i forhold til dioksiner etter 2001.

Filet av sjøørret hadde i perioden 2001 – 2004 et dioksininnhold på omtrent halvparten av EUs grenseverdi, men lå i 2005 så vidt over denne. Tidsutviklingen for ørret over hele perioden 1990 – 2005 er uklar.

Dioksinkonsentrasjoner i krabbesmør i forhold til fettvekt av krabbesmøret har ikke endret seg vesentlig siden ca 1997, mens konsentrasjoner i forhold til våtvekt viser en gradvis reduksjon over hele perioden 1990 – 2005.

Blåskjell fra Croftholmen har vist jevn nedgang i dioksiner siden 1992. Nivåene har siden 1998 ligget like under EUs grenseverdi, men var i 2005 likt med denne.

7.3 Eidangerfjorden

I 2005 ble ikke dioksiner undersøkt, bare øvrige klororganiske miljøgifter i individuelle leverprøver fra 19 torsk. For de tre forbindelsene som også ble analysert i 2001: HCB, OCS og DCB, var det en kraftig konsentrasjonsnedgang fram til ca 1995 og en utflating etter 1995, og det var ingen signifikant endring fra 2001 til 2005. HCB lå i 2005 i SFT tilstandsklasse II (moderat forurenset). Både HCB og OCS ligger nå så vidt over antatt høyt bakgrunnsnivå, og man må forvente at videre reduksjon vil være marginal. DCB lå imidlertid i 2005 fortsatt ca 80 ganger over antatt bakgrunnsnivå.

7.4 Frierfjorden

Programmet for 2005 fra Frierfjorden omfattet bare torskeleveranalyser (dioksiner i 3 parallelle blandprøver og i blandprøver av hhv stor og liten torsk, samt øvrige klororganiske miljøgifter i individuelle prøver).

Summert viser overvåkingen for 2005 bare små endringer i forhold til 2004, men reduksjonen over hele perioden 1990 – 2005 stemmer rimelig bra med den 8 % årlige nedgangen som ble beregnet for perioden 1990 – 2000.

Parallellprøvene viste omtrent samme innbyrdes variasjon i dioksinnivåer og nivåer av non-ortho PCB som i 2004. Nivåene var jevnt avtakende fra 1995 til 2002, men har flatet ut etter dette. Dioksinnivået lå i 2005 fortsatt 70-107 ganger over EUs grenseverdi for fisk og fiskeprodukter. Hvis vi antar et forhold mellom dioksinnivået i lever og filet hos torsk grovt sett tilsvarende forholdet mellom grenseverdiene for Klasse I i SFTs kriterier for disse to vevene i torsk (15 : 0,1), vil nivåene i filet fra Frierfjorden være under EUs grenseverdi for dioksiner. Man bør vurdere å analysere dioksiner i torskfilet ved neste undersøkelse, for å få et reelt mål for spiselighet.

Nivåene av HCB, OCS og DCB har i hele overvåkingsperioden ligget høyere i Frierfjorden enn i Eidangerfjorden, anslagsvis med en faktor på 10 – 70. Forløpet over tid har vært ganske parallelt, så også endringene fra 2001 til 2005. HCB økte likevel signifikant i Frierfjorden fra 2001 til 2005, OCS viste ingen endring, mens DCB viste signifikant nedgang.

Forholdet til EUs grenseverdi for dioksiner i fiskekjøtt og fiskerivarer er sammenfattet i Tabell 4.

Tabell 4. Tilstand i spiselige organismer i Grenlandsområdet undersøkt i 2005, i forhold til EUs grenseverdi for dioksiner i fiskekjøtt og fiskerivarer på 4 ngTE/kg våtvekt.

Dyreart	Helgeroa-Jomfruland	Langesundsfjorden	Eidangerfjorden	Frierfjorden
Torskelever	Ca 10-15x over EUs grense for sjømat	55x over EUs grense for sjømat		Ca 70-170x over EUs grense
Krabbesmør 1)	Nivå som på 90-tallet	Gradvis reduksjon 1990 - 2005		
Sjøørret filet		Så vidt over EUs grense		
Blåskjell	Under EUs grense for sjømat	Akkurat på EUs grense		

1) EUs grenseverdi gjelder ikke for krabbesmør. Nivåene i seg selv lå i 2005 ca 10x over denne verdien ved Jomfruland og ca 65x over i Langesundsfjorden.

8. Oppsummering, konklusjoner og anbefalinger

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).

Overvåkingen i 2005 har fulgt langtidsprogrammet 2004 – 2007 som foreslått av NIVA og HI i mars 2004 med senere justeringer. Målsetningene for programmet er todelt:

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

Innsamling av biologisk materiale for overvåkingen ble gjort i perioden 11 - 16 november. Analysene har omfattet dioksiner (PCDD/PCDF) og non-*ortho* PCB i alle blandprøvene, klorerte naftalener i utvalgte blandprøver av torskelever, og øvrig klororganiske forbindelser (dekaklorbifenyyl/PCB-209, PCB-153, oktaklorstyren, heksaklorbenzen og pentaklorbensen) i individuelle leverprøver av hhv 20 og 19 torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden.

Summert viser overvåkingen for 2005 bare små endringer i dioksiner for alle lokaliteter, arter og vevstyper siden 2004. Alle prøvene hadde dioksinnivå over antatt bakgrunn. Det har bare vært små endringer i konsentrasjon av dioksiner og andre klororganiske miljøgifter i Frierfjorden siden omtrent 2000. Dioksinforurensningen i Langesundsfjorden synes å ha vært uendret de senere 5-10 årene. Dioksinnivåene utenfor Langesundsfjorden har heller ikke endret seg vesentlig siden ca 2000, og blåskjell, hummer, reker og makrellfilet har ligget under EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskeprodukter i hele denne perioden.

Det var en jevn reduksjon i dioksiner med faktor ca 3 i torskelever fra Frierfjorden fra 1995 til 2002, men dette har flatet ut de tre siste årene. I Langesundsfjorden og ved Såstein har det ikke vært noen klar endring i dioksininnholdet i torskelever siden henholdsvis 1995 og 2001. Dioksinnivåene i torskelever fra Grenland lå i 2005, avhengig av prøvested, ca 10-100 ganger over EUs grenseverdi for fisk og fiskeprodukter på 4 ngTE/kg våtvekt. Langtidsprogrammets oppfølgende årlige overvåking bør derfor opprettholdes for torskelever.

Årlig reduksjon i dioksinnivå i torskelever ble statistisk beregnet til 8 % pr år for perioden 1990 – 2000. Denne gjennomsnittsreduksjonen benyttes også til kalibrering av Sedflex-modellen. For Frierfjorden og Såstein stemmer tidsutviklingen i 2000 – 2005 rimelig bra med estimatet. For Langesundsfjorden stemmer utviklingen i rimelig grad fram til 2000, men har flatet ut etter dette. Det er ingen åpenbar grunn til forskjellen mellom Langesundsfjorden og de to andre områdene. Den statistiske tidstrendanalysen som er planlagt etter overvåkingen i 2006 kan formodentlig avklare om disse forskjellene er signifikante eller tilfeldige. Den gode sammenhengen mellom Sedflex-modellen og overvåkingsresultatene øker troverdigheten av modelleringen som redskap i miljøforvaltning av Grenlandsområdet.

Det er mulig at dioksinnivåene i torskefilet, til og med fra Frierfjorden, nå er på nivå med EUs grenseverdi. For å få direkteinformasjon om dette bør man vurdere å analysere dioksiner i torskefilet fra Frierfjorden, kanskje også fra Langesundsfjorden, ved neste undersøkelse,

En relativt entydig nedgang i dioksiner i ørretfilet fra Langesundfjorden i perioden 1995 - 2003 synes reversert i 2004-2005, og nivået ligger nå omtrent på EUs grenseverdi. Overvåkingen bør fortsette ut langstidsprogrammet.

Dioksinnivået i krabbesmør på fettvektsbasis hadde en liten nedgang fra 2004 til 2005 både i Langesundfjorden og ved Jomfruland, men var fortsatt høyere enn i perioden fra ca 1995 til 2001-2002 begge steder. Konsentrasjonene synes derfor å ha variert rundt stabile nivåer siden henholdsvis 1997 og 1991 i de to områdene. Nivåene i krabbesmør i Langesundfjorden i forhold til våtvekt viser imidlertid en gradvis reduksjon over hele perioden 1990 – 2005. Ved Jomfruland er det mulig at dioksiner i klokjøtt ligger under EUs grenseverdi for fisk og fiskeprodukter, men det finnes ikke direkte klokjøtt-analyser som underbygger antakelsen. Overvåkingen av dioksiner i krabbesmør bør fortsette siden nivåene i 2004 og 2005 var på nivå med de som ble funnet tidlig på 90-tallet, og man bør vurdere å inkludere orienterende dioksinanalyse av klokjøtt i programmet.

Blåskjell viste klart fall i dioksiner fra 1992 til ca 2002-2003, men dette har stoppet opp i 2004-2005. Skjell fra Helgeroa og Klokkartangen har ligget klart under EUs grenseverdi siden 1992. Skjell fra Croftholmen har ligget like under denne grensen siden 1998, men på grensen i 2005.

Innholdet av non-*ortho* PCB i torskelever fra Frierfjorden, Langesundfjorden og Såstein har flatet ut etter 2002. Innhold av polyklorete naftalener i torskelever fra Frierfjorden varierer betydelig fra år til år, men med totalt sett en svak nedgang i perioden 1995-2005.

Analyser av HCB, OCS og DCB i individuelle torskeleverprøver fra Frier- og Eidangerfjorden ble gjort omtrent årlig fra 1975 til 2001 og ble tatt opp igjen i 2005. PCB-153 og 5CB ble også analysert i 2005. Torsk fra Frierfjorden hadde høyest gjennomsnittskonsentrasjon av alle de analyserte forbindelsene. Eidangerfjorden viste ingen endring fra 2001 til 2005, mens HCB hadde gått litt opp og OCS litt ned siden 2001 i Frierfjorden. Mye tyder på at HCB og OCS har ligget på bakgrunnsnivå i Eidangerfjorden siden før 2000, og det bør vurderes om det har hensikt å fortsette analysene herfra etter langstidsprogrammet.

9. 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. Kostholdsråd i norske fjorder og havner. Rapport utarbeidet for Mattilsynet, Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) og Statens forurensningstilsyn (SFT) av Bergfall & co as. Aktiv Trykk. 268s.

10. Vedleggsregister

1. Karakteristikk av blandprøver av organismer fra Grenlandsfjordene 2005 (antall individer, vekt, lengde).
2. Rådata for NILU-analyser av PCDF/PCDD, non-*ortho* PCB og PCN i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2005.
3. $TE_{PCDF/PCDD}$ på våtvekts og fettbasis i fisk, taskekrabbe og blåskjell fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten 1975-2005.
4. $TE_{non-ortho\ PCB}$ i lever av torsk fra Grenlandsfjordene /Telemarkskysten 1993-2005, på våtvekts- og fettvekts-basis.
5. Rådata for NVHs analyse av klororganiske forbindelser i individuelle prøver av torskelever fra Frier- og Eidangerfjorden 2005.

Vedlegg 1

Karakteristikk av blandprøver av organismer fra Grenlandsfjordene 2004

Vedlegg 1-1 Sammensetning av blandprøver av fisk og skalldyr 2004 til analyse på PCDF/PCDD, etc. ved NILU. N: Antall individer. M/SD/VAR: Middell/standardavvik/variasjonsintervall (min.-maks.). Vekt (g) og lengde (cm). Delvis avrundede tall.

Art, stasjon. (mnd nr)	N	Vekt (g) M/SD/VAR	Lengde (cm) M/SD/VAR
TORSK , lever			
Frierfjord 1	20	2475/1249/4674-1118	62/11/78-48
Frierfjord 2	20	885/643/3538-530	44/6/67-37
Frierfjord 3	20	985/631/3130-572	45/8/69-37
Frierfjord stor	20	2475/1249/4674-1118	62/11/78-48
Frierfjord liten	19	393/109/558-206	35/4/40-26
Eidangerfjord	19	1204/874/3562-440	48/11/72-34
Langesundsfjord	20	835/472/2216-228	43/8/61-29
Såstein	20	961/554/2878-450	45/8/66-35
Jomfruland	20	1127/750/3250-326	47/10/72-32
BLÅSKJELL			(NB mm:)
Brevik	50	-	64/7/75-53
Helgeroa	50	-	63/5/72-53
Klokkertangen	50	-	63/5/75-53
TASKEKRABBE (smør)			skallbredde:
Langesundsfjorden	10	-	15/2/18-12
Jomfruland	20	-	14/2/17-12
ØRRET (filet)			
Eidanger/Bjørkøy	20	568/252/1102-258	37/5/49/30

Vedlegg 2

Rådata for analyser av PCDF/PCDD, non-ortho PCB og PCN fra NILU

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-3779

NILU sample number: 06/115B

Customer: NIVA v/Anders Ruus

Customers sample ID: Frierfjorden

: Gl. 1/3

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB105_27-06-06_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	39,9	67	39,9	39,9	39,9
12378-PeCDD	6,66	83	3,33	3,33	6,66
123478-HxCDD	0,40	73	0,04	0,04	0,04
123678-HxCDD	61,3	72	6,13	6,13	6,13
123789-HxCDD	31,1		3,11	3,11	3,11
1234678-HpCDD	24,2	71	0,24	0,24	0,24
OCDD	9,59	64	0,01	0,01	0,00
SUM PCDD			52,8	52,8	56,1
Furanes					
2378-TCDF	284	73	28,4	28,4	28,4
12378/12348-PeCDF	416	*	4,16	20,8	20,8
23478-PeCDF	51,1	93	25,5	25,5	25,5
123478/123479-HxCDF	633	78	63,3	63,3	63,3
123678-HxCDF	558	82	55,8	55,8	55,8
123789-HxCDF	50,2	*	5,02	5,02	5,02
234678-HxCDF	101	68	10,1	10,1	10,1
1234678-HpCDF	202	68	2,02	2,02	2,02
1234789-HpCDF	180	*	1,80	1,80	1,80
OCDF	82,4	116	0,08	0,08	0,01
SUM PCDF			196	213	213
SUM PCDD/PCDF			249	266	269
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	302	72			0,03
344'5'-TeCB (PCB-81)	33,3				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	976	74			97,6
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	786	81			7,86
SUM TE-PCB					106

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-3706
 NILU sample number: 06/116
 Customer: Niva v/A. Ruus
 Customers sample ID: Frierfjorden
 : Gl. 2/3
 Sample type: Torskelever
 Sample amount: 4,0 g
 Concentration units: pg/g
 Data files: M_25-01-2006_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	32,7	62	32,7	32,7	32,7
12378-PeCDD	6,52	67	3,26	3,26	6,52
123478-HxCDD	0,53	72	0,05	0,05	0,05
123678-HxCDD	48,3	66	4,83	4,83	4,83
123789-HxCDD	33,8		3,38	3,38	3,38
1234678-HpCDD	29,1	72	0,29	0,29	0,29
OCDD	12,1	65	0,01	0,01	0,00
SUM PCDD			44,5	44,5	47,8
Furanes					
2378-TCDF	217	63	21,7	21,7	21,7
12378/12348-PeCDF	436	*	4,36	21,8	21,8
23478-PeCDF	68,6	67	34,3	34,3	34,3
123478/123479-HxCDF	864	70	86,4	86,4	86,4
123678-HxCDF	487	68	48,7	48,7	48,7
123789-HxCDF	59,8	*	5,98	5,98	5,98
234678-HxCDF	83,8	68	8,38	8,38	8,38
1234678-HpCDF	192	69	1,92	1,92	1,92
1234789-HpCDF	265	*	2,65	2,65	2,65
OCDF	151	94	0,15	0,15	0,02
SUM PCDF			215	232	232
SUM PCDD/PCDF			259	277	280
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	630	61			0,06
344'5'-TeCB (PCB-81)	35,9				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	729	64			72,9
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	570	68			5,70
SUM TE-PCB					78,6

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-3706
 NILU sample number: 06/117
 Customer: NIVA v/A. Ruus
 Customers sample ID: Frierfjorden
 : Gl. 3/3
 Sample type: Torskelever
 Sample amount: 4,0 g
 Concentration units: pg/g
 Data files: M_23-01-2006_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	49,0	68	49,0	49,0	49,0
12378-PeCDD	9,26	79	4,63	4,63	9,26
123478-HxCDD	1,02 i	82	0,10	0,10	0,10
123678-HxCDD	85,8	78	8,58	8,58	8,58
123789-HxCDD	56,9		5,69	5,69	5,69
1234678-HpCDD	41,5	83	0,41	0,41	0,41
OCDD	15,9	80	0,02	0,02	0,00
SUM PCDD			68,4	68,4	73,0
Furanes					
2378-TCDF	258	72	25,8	25,8	25,8
12378/12348-PeCDF	712	*	7,12	35,6	35,6
23478-PeCDF	91,5	81	45,7	45,7	45,7
123478/123479-HxCDF	1 312	81	131	131	131
123678-HxCDF	839	78	83,9	83,9	83,9
123789-HxCDF	104	*	10,4	10,4	10,4
234678-HxCDF	139	77	13,9	13,9	13,9
1234678-HpCDF	340	80	3,40	3,40	3,40
1234789-HpCDF	343	*	3,43	3,43	3,43
OCDF	187	122	0,19	0,19	0,02
SUM PCDF			325	354	353
SUM PCDD/PCDF			394	422	426
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	629	66			0,06
344'5'-TeCB (PCB-81)	40,4				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	879	71			87,9
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	638	79			6,38
SUM TE-PCB					94,3

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-3706

NILU sample number: 06/118B

Customer: NIVA v/Anders Ruus

Customers sample ID: Frierfjorden

: Stor Torsk (>1 kg)

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB105_27-06-06_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	36,9	76	36,9	36,9	36,9
12378-PeCDD	5,70	86	2,85	2,85	5,70
123478-HxCDD	<	80	0,03	0,03	0,03
123678-HxCDD	58,0	76	5,80	5,80	5,80
123789-HxCDD	30,1		3,01	3,01	3,01
1234678-HpCDD	21,9	81	0,22	0,22	0,22
OCDD	9,45	69	0,01	0,01	0,00
SUM PCDD			48,8	48,8	51,7
Furanes					
2378-TCDF	256	85	25,6	25,6	25,6
12378/12348-PeCDF	486	*	4,86	24,3	24,3
23478-PeCDF	50,1	82	25,0	25,0	25,0
123478/123479-HxCDF	594	83	59,4	59,4	59,4
123678-HxCDF	536	79	53,6	53,6	53,6
123789-HxCDF	43,5	*	4,35	4,35	4,35
234678-HxCDF	89,4	80	8,94	8,94	8,94
1234678-HpCDF	181	75	1,81	1,81	1,81
1234789-HpCDF	154	*	1,54	1,54	1,54
OCDF	77,0	66	0,08	0,08	0,01
SUM PCDF			185	205	205
SUM PCDD/PCDF			234	254	256
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	287	83			0,03
344'5'-TeCB (PCB-81)	38,2				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	890	87			89,0
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	716	86			7,16
SUM TE-PCB					96,2

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-3607

NILU sample number: 06/119

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Frierfjorden

: Små torsk (>0,5 kg)

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH843A_01-02-2006_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	26,4	78	26,4	26,4	26,4
12378-PeCDD	6,04	85	3,02	3,02	6,04
123478-HxCDD	0,84	84	0,08	0,08	0,08
123678-HxCDD	46,2	91	4,62	4,62	4,62
123789-HxCDD	33,0		3,30	3,30	3,30
1234678-HpCDD	24,0	97	0,24	0,24	0,24
OCDD	10,7	95	0,01	0,01	0,00
SUM PCDD			37,6	37,6	40,6
Furanes					
2378-TCDF	198	86	19,8	19,8	19,8
12378/12348-PeCDF	379	*	3,79	19,0	19,0
23478-PeCDF	73,1	92	36,6	36,6	36,6
123478/123479-HxCDF	860	92	86,0	86,0	86,0
123678-HxCDF	506	84	50,6	50,6	50,6
123789-HxCDF	62,5	*	6,25	6,25	6,25
234678-HxCDF	82,9	91	8,29	8,29	8,29
1234678-HpCDF	158	96	1,58	1,58	1,58
1234789-HpCDF	241	*	2,41	2,41	2,41
OCDF	116	107	0,12	0,12	0,01
SUM PCDF			215	230	230
SUM PCDD/PCDF			253	268	271
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	157	79			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	18,9				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	561	81			56,1
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	456	91			4,56
SUM TE-PCB					60,7

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-3706

NILU sample number: 06/120

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Croftholmen

: Bl.prøve av 3 glass

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 40,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH843A_01-02-2006_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,30	86	0,30	0,30	0,30
12378-PeCDD	0,45	84	0,23	0,23	0,45
123478-HxCDD	0,28	89	0,03	0,03	0,03
123678-HxCDD	0,48	94	0,05	0,05	0,05
123789-HxCDD	0,26		0,03	0,03	0,03
1234678-HpCDD	1,27	100	0,01	0,01	0,01
OCDD	2,16	101	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,64	0,64	0,87
Furanes					
2378-TCDF	10,8	94	1,08	1,08	1,08
12378/12348-PeCDF	4,63	*	0,05	0,23	0,23
23478-PeCDF	2,42	99	1,21	1,21	1,21
123478/123479-HxCDF	3,45	98	0,35	0,35	0,35
123678-HxCDF	2,34	91	0,23	0,23	0,23
123789-HxCDF	0,40	*	0,04	0,04	0,04
234678-HxCDF	0,54	96	0,05	0,05	0,05
1234678-HpCDF	4,69	96	0,05	0,05	0,05
1234789-HpCDF	2,30	*	0,02	0,02	0,02
OCDF	15,4	107	0,02	0,02	0,00
SUM PCDF			3,09	3,28	3,26
SUM PCDD/PCDF			3,74	3,92	4,13
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	16,5	90			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,93				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	3,16	89			0,32
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,09	98			0,01
SUM TE-PCB					0,33

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-3607

NILU sample number: 06/121

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Bjørkøy/Breviksfjorden

:

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH843A_01-02-2006_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	32,0	84	32,0	32,0	32,0
12378-PeCDD	5,27	85	2,63	2,63	5,27
123478-HxCDD	0,61	96	0,06	0,06	0,06
123678-HxCDD	34,2	90	3,42	3,42	3,42
123789-HxCDD	21,2		2,12	2,12	2,12
1234678-HpCDD	16,4	100	0,16	0,16	0,16
OCDD	7,08	105	0,01	0,01	0,00
SUM PCDD			40,5	40,5	43,1
Furanes					
2378-TCDF	311	94	31,1	31,1	31,1
12378/12348-PeCDF	424	*	4,24	21,2	21,2
23478-PeCDF	50,9	100	25,5	25,5	25,5
123478/123479-HxCDF	592	97	59,2	59,2	59,2
123678-HxCDF	322	93	32,2	32,2	32,2
123789-HxCDF	39,1	*	3,91	3,91	3,91
234678-HxCDF	57,8	101	5,78	5,78	5,78
1234678-HpCDF	113	100	1,13	1,13	1,13
1234789-HpCDF	149	*	1,49	1,49	1,49
OCDF	63,7	114	0,06	0,06	0,01
SUM PCDF			165	182	182
SUM PCDD/PCDF			205	222	225
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	219	88			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	48,6				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	668	91			66,8
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	392	101			3,92
SUM TE-PCB					70,8

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-3607

NILU sample number: 06/122

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Bjørkøy/Breviksfjorden
: Bl.prøve av 2 glass

Sample type: Krabbesmør

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH843A_01-02-2006_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	8,82	75	8,82	8,82	8,82
12378-PeCDD	44,6	84	22,3	22,3	44,6
123478-HxCDD	26,6	81	2,66	2,66	2,66
123678-HxCDD	41,2	86	4,12	4,12	4,12
123789-HxCDD	16,8		1,68	1,68	1,68
1234678-HpCDD	26,6	82	0,27	0,27	0,27
OCDD	12,1	75	0,01	0,01	0,00
SUM PCDD			39,8	39,8	62,1
Furanes					
2378-TCDF	240	73	24,0	24,0	24,0
12378/12348-PeCDF	252	*	2,52	12,6	12,6
23478-PeCDF	217	75	108	108	108
123478/123479-HxCDF	390	80	39,0	39,0	39,0
123678-HxCDF	120	75	12,0	12,0	12,0
123789-HxCDF	3,91	*	0,39	0,39	0,39
234678-HxCDF	74,9	77	7,49	7,49	7,49
1234678-HpCDF	307	77	3,07	3,07	3,07
1234789-HpCDF	6,95	*	0,07	0,07	0,07
OCDF	32,7	88	0,03	0,03	0,00
SUM PCDF			197	207	207
SUM PCDD/PCDF			237	247	269
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	157	68			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	12,6				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	95,7	76			9,57
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	65,0	78			0,65
SUM TE-PCB					10,2

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-3706

NILU sample number: 06/123

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Bjørkøy/Breviksfjorden
: Sjø-ørret filet

Sample type: Sjø-ørret

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH843A_01-02-2006_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,43	72	0,43	0,43	0,43
12378-PeCDD	0,65	81	0,33	0,33	0,65
123478-HxCDD	0,13	77	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,38	83	0,04	0,04	0,04
123789-HxCDD	0,21		0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDD	0,69	78	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,44	74	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,84	0,84	1,16
Furanes					
2378-TCDF	3,98	73	0,40	0,40	0,40
12378/12348-PeCDF	3,84	*	0,04	0,19	0,19
23478-PeCDF	3,65	74	1,83	1,83	1,83
123478/123479-HxCDF	4,53	77	0,45	0,45	0,45
123678-HxCDF	2,51	74	0,25	0,25	0,25
123789-HxCDF	0,35	*	0,04	0,04	0,04
234678-HxCDF	0,47	80	0,05	0,05	0,05
1234678-HpCDF	6,56	77	0,07	0,07	0,07
1234789-HpCDF	2,81	*	0,03	0,03	0,03
OCDF	21,2	90	0,02	0,02	0,00
SUM PCDF			3,16	3,32	3,30
SUM PCDD/PCDF			4,00	4,15	4,46
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	9,70	70			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,75				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	5,57	73			0,56
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	2,48	78			0,02
SUM TE-PCB					0,58

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-3607

NILU sample number: 06/124

Customer: Niva v/A. Ruus

Customers sample ID: Helgeroa

: Bl.prøve av 2 glass

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 40,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH843A_01-02-2006_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,13	73	0,13	0,13	0,13
12378-PeCDD	0,26 i	71	0,13	0,13	0,26
123478-HxCDD	0,17	78	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	0,26	84	0,03	0,03	0,03
123789-HxCDD	0,14		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	1,07	85	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,83	91	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,33	0,33	0,45
Furanes					
2378-TCDF	4,21	85	0,42	0,42	0,42
12378/12348-PeCDF	1,76	*	0,02	0,09	0,09
23478-PeCDF	1,02	94	0,51	0,51	0,51
123478/123479-HxCDF	1,49	89	0,15	0,15	0,15
123678-HxCDF	1,02	84	0,10	0,10	0,10
123789-HxCDF	0,15	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,29	96	0,03	0,03	0,03
1234678-HpCDF	2,79	85	0,03	0,03	0,03
1234789-HpCDF	1,04	*	0,01	0,01	0,01
OCDF	7,76	109	0,01	0,01	0,00
SUM PCDF			1,29	1,36	1,35
SUM PCDD/PCDF			1,61	1,68	1,81
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	12,2	76			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,75				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	2,08	81			0,21
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,52	91			0,01
SUM TE-PCB					0,21

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-3607

NILU sample number: 06/125

Customer: Niva v/A. Ruus

Customers sample ID: Såstein

:

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH843A_01-02-2006_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	5,40	53	5,40	5,40	5,40
12378-PeCDD	2,27 i	46	1,13	1,13	2,27
123478-HxCDD	< 0,30	56	0,03	0,03	0,03
123678-HxCDD	9,29	58	0,93	0,93	0,93
123789-HxCDD	3,82		0,38	0,38	0,38
1234678-HpCDD	3,53	57	0,04	0,04	0,04
OCDD	1,83	63	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			7,91	7,91	9,04
Furanes					
2378-TCDF	95,6	62	9,56	9,56	9,56
12378/12348-PeCDF	109	*	1,09	5,46	5,46
23478-PeCDF	9,97	68	4,99	4,99	4,99
123478/123479-HxCDF	76,0	60	7,60	7,60	7,60
123678-HxCDF	54,4	63	5,44	5,44	5,44
123789-HxCDF	5,84	*	0,58	0,58	0,58
234678-HxCDF	12,9	66	1,29	1,29	1,29
1234678-HpCDF	26,0	61	0,26	0,26	0,26
1234789-HpCDF	12,8	*	0,13	0,13	0,13
OCDF	8,80	78	0,01	0,01	0,00
SUM PCDF			31,0	35,3	35,3
SUM PCDD/PCDF			38,9	43,2	44,3
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	437	57			0,04
344'5'-TeCB (PCB-81)	20,1				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	236	59			23,6
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	90,8	65			0,91
SUM TE-PCB					24,6

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-3607

NILU sample number: 06/126

Customer: Niva v/A. Ruus

Customers sample ID: Klokkartangen

: Bl.prøve av 3 glass

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 40,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH843A_01-02-2006_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,06	83	0,06	0,06	0,06
12378-PeCDD	0,15	71	0,08	0,08	0,15
123478-HxCDD	0,09	82	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,16	87	0,02	0,02	0,02
123789-HxCDD	0,10		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	0,83	87	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,51	102	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,18	0,18	0,26
Furanes					
2378-TCDF	1,59	102	0,16	0,16	0,16
12378/12348-PeCDF	0,78	*	0,01	0,04	0,04
23478-PeCDF	0,44	105	0,22	0,22	0,22
123478/123479-HxCDF	0,70	97	0,07	0,07	0,07
123678-HxCDF	0,48	90	0,05	0,05	0,05
123789-HxCDF	0,09	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,16	106	0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDF	1,65	91	0,02	0,02	0,02
1234789-HpCDF	0,46	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	3,60	121	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,56	0,59	0,58
SUM PCDD/PCDF			0,74	0,77	0,84
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	7,72	92			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,45				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,14	90			0,11
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,28	100			0,00
SUM TE-PCB					0,12

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-3607
 NILU sample number: 06/127
 Customer: NIVA v/A. Ruus
 Customers sample ID: Klokkartangen/Jomfruland
 :
 Sample type: Torskelever
 Sample amount: 5,0 g
 Concentration units: pg/g
 Data files: DH844_01-02-2005_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	5,96	82	5,96	5,96	5,96
12378-PeCDD	2,17	86	1,09	1,09	2,17
123478-HxCDD	< 0,16	89	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	15,7	86	1,57	1,57	1,57
123789-HxCDD	7,36		0,74	0,74	0,74
1234678-HpCDD	5,58	85	0,06	0,06	0,06
OCDD	2,27	82	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			9,42	9,42	10,5
Furanes					
2378-TCDF	112	87	11,2	11,2	11,2
12378/12348-PeCDF	168	*	1,68	8,39	8,39
23478-PeCDF	13,9	85	6,95	6,95	6,95
123478/123479-HxCDF	136	83	13,6	13,6	13,6
123678-HxCDF	76,9	84	7,69	7,69	7,69
123789-HxCDF	6,97	*	0,70	0,70	0,70
234678-HxCDF	26,2	85	2,62	2,62	2,62
1234678-HpCDF	33,5	84	0,33	0,33	0,33
1234789-HpCDF	17,9	*	0,18	0,18	0,18
OCDF	9,08	86	0,01	0,01	0,00
SUM PCDF			44,9	51,7	51,7
SUM PCDD/PCDF			54,4	61,1	62,2
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	444	78			0,04
344'5'-TeCB (PCB-81)	24,1				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	402	85			40,2
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	182	85			1,82
SUM TE-PCB					42,0

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-3607

NILU sample number: 06/128

Customer: NIVA v/A. Ruus

Customers sample ID: Jomfruland

: Bl.prøve av 2 glass

Sample type: Krabbesmør

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: DH844_01-02-2006_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	1,26	83	1,26	1,26	1,26
12378-PeCDD	5,80	96	2,90	2,90	5,80
123478-HxCDD	3,55	97	0,36	0,36	0,36
123678-HxCDD	6,82	95	0,68	0,68	0,68
123789-HxCDD	2,83		0,28	0,28	0,28
1234678-HpCDD	4,90	96	0,05	0,05	0,05
OCDD	3,27	95	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			5,53	5,53	8,43
Furanes					
2378-TCDF	23,0	87	2,30	2,30	2,30
12378/12348-PeCDF	28,2	*	0,28	1,41	1,41
23478-PeCDF	20,7	96	10,3	10,3	10,3
123478/123479-HxCDF	48,3	94	4,83	4,83	4,83
123678-HxCDF	19,4	96	1,94	1,94	1,94
123789-HxCDF	0,78 i	*	0,08	0,08	0,08
234678-HxCDF	9,12	91	0,91	0,91	0,91
1234678-HpCDF	48,4	92	0,48	0,48	0,48
1234789-HpCDF	1,66	*	0,02	0,02	0,02
OCDF	10,3	105	0,01	0,01	0,00
SUM PCDF			21,2	22,3	22,3
SUM PCDD/PCDF			26,7	27,9	30,7
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	84,7	80			0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	4,47				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	34,4	85			3,44
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	13,9	97			0,14
SUM TE-PCB					3,59

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

PCN-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-3779
 NILU-Prøvenummer: 06/115
 Kunde: NIVA v/ Anders Ruus
 Kundenes prøvemerking: Frierfjorden
 : Gl. 1/3
 Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 1 g
 Måleenhet: ng/g
 Datafiler: VB065

Komponent	Konsentrasjon ng/g	Gjenvinning *
1357-TeCN	4,93	42
1256-TeCN	< 0,01	
2367-TeCN	0,02	
Sum-TeCN	5,50	
12357-PeCN	18,8	
12367-PeCN	0,01	
12358-PeCN	0,02	
Sum-PeCN	22,7	
123467-HxCN+123567-HxCN	24,9	
123568-HxCN	1,43	
124568-HxCN+124578-HxCN	0,81	
123678-HxCN	0,01	
Sum-HxCN	30,2	
1234567-HpCN	2,58	64
1234568-HpCN	0,20	
Sum-HpCN	2,78	
Sum-TeCN - HpCN	61,1	

*: Gjenvinningsprosenten er basert på ¹³C-PCB og/eller ¹³C-PCDD.

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Det skyldes mulig interferanse eller instrument støy.

(b): Mindre enn 10 ganger blindverdi.

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav.

PCN-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-3779
 NILU-Prøvenummer: 06/116
 Kunde: NIVA v/ Anders Ruus
 Kundenes prøvemerking: Frierfjorden
 : Gl. 2/3
 Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 1 g
 Måleenhet: ng/g
 Datafiler: VB065

Komponent	Konsentrasjon ng/g	Gjenvinning *
1357-TeCN	1,75	57
1256-TeCN	< 0,01	
2367-TeCN	< 0,01	
Sum-TeCN	2,04	
12357-PeCN	9,58	
12367-PeCN	0,01	
12358-PeCN	0,01	
Sum-PeCN	11,1	
123467-HxCN+123567-HxCN	10,2	
123568-HxCN	0,64	
124568-HxCN+124578-HxCN	0,19	
123678-HxCN	0,00	
Sum-HxCN	12,3	
1234567-HpCN	1,65	97
1234568-HpCN	0,10	
Sum-HpCN	1,75	
Sum-TeCN - HpCN	27,2	

*: Gjenvinningsprosenten er basert på ¹³C-PCB og/eller ¹³C-PCDD.

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Det skyldes mulig interferanse eller instrument støy.

(b): Mindre enn 10 ganger blindverdi.

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav.

PCN-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-3779
 NILU-Prøvenummer: 06/117
 Kunde: NIVA v/ Anders Ruus
 Kundenes prøvemerking: Frierfjorden
 : Gl. 3/3
 Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 1 g
 Måleenhet: ng/g
 Datafiler: VB065

Komponent	Konsentrasjon ng/g	Gjenvinning *
1357-TeCN	2,09	81
1256-TeCN	< 0,01	
2367-TeCN	0,01	
Sum-TeCN	2,46	
12357-PeCN	12,1	
12367-PeCN	0,01	
12358-PeCN	0,01	
Sum-PeCN	13,9	
123467-HxCN+123567-HxCN	19,9	
123568-HxCN	0,88	
124568-HxCN+124578-HxCN	0,35	
123678-HxCN	0,01	
Sum-HxCN	23,2	
1234567-HpCN	2,70	120
1234568-HpCN	0,15	
Sum-HpCN	2,84	
Sum-TeCN - HpCN	42,4	

*: Gjenvinningsprosenten er basert på ¹³C-PCB og/eller ¹³C-PCDD.

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.

Det skyldes mulig interferanse eller instrument støy.

(b): Mindre enn 10 ganger blindverdi.

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav.

Vedlegg 3

TE_{PCDF/PCDD} på våtvekts og fettbasis i fisk, taskekrabbe og blåskjell 1975-2004

Vedleggstabell 3-1. Σ TE_{PCDF/PCDD} i utvalgte fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene/Telemarkskysten (1975 - 76) 1987 - 2005, ng TE/kg våtvekt og ng TE/kg fett. Kilder foruten overvåkings-rapporter 1990 - 2005: Knutzen og Oehme (1988) NIVA-rapport 2189), 1990 (NIVA-rapport 2346), 1991 (NIVA-rapport 2583) og Berge og Knutzen (1989, NIVA-rapport 2197). OBS: Ved omregning til fettbasis benyttet fett % fra NILU.

Arter/stasjoner	År	TE _{PCDF/PCDD} ng/kg våtvekt	% fett (NILU)	TE _{PCDF/PCDD} ng/kg fett
TORSKELEVER Frierfjorden	1975	42730	28,0	152600
	1976	7610	46,6	16330
	1987 ¹⁾	6340	40 ¹⁾	15750 ¹⁾
	1991	1145	35,2	3253
	1992	979	42,8	2315
	1993 ²⁾	531	39,2	1328
	1994	837	33,7	2484
	1995	1055	40,8	2586
	1996	925	33,8	2737
	1997	701	47,2	1485
	1998	673	24,2	2781
	1999	246	37,2	663
	2000	120	19,9	603
	2001	587	24,2	2426
	2002	432	17,4	2483
	2003-1	361	12,3	2935
	2003-2	374	15,2	2461
	2003-3	380	16,6	2289
	2004-1	430	16,3	2646
	2004-2	286	11,0	2600
	2004-3	301	12,8	2352
	2005-1	373	34,2	1091
	2005-2	280	21,1	1327
2005-3	426	26,2	1626	
Langesundsfjorden	1988	1467	40 ³⁾	3668 ³⁾
	1991	304	33,7	902
	1992	481	36,4	1321
	1993	296	33,1	894
	1994	501	42,1	1190
	1995	162	40,4	401
	1996	178	42,5	419
	1997	228	42,3	539
	1998	158	22,8	692
	1999	170	32,2	528
	2000	142	18,2	779
	2001	182	22,1	824
	2002	282	16,9	1667
	2003	284	39,0	728
2004	228	40,0	570	
2005	225	23,3	966	

Forts.

(tabell 3-1 forts.)

Arter/stasjoner	År	TE _{PCDF/PCDD} ng/kg våtvekt	% fett (NILU)	TE _{PCDF/PCDD} ng/kg fett
Såstein	1988	580	40 ³⁾	1450 ³⁾
	1991	153	45,7	335
	1992	69,8	58,7	119
	1993	101	47,6	212
	1994	114	41,7	273
	1995	90,4	32,1	282
	1996	110	60,8	180
	1997	107	61,0	175
	1998	76,5	46,1	166
	1999	38,8	36,6	106
	2000	65,2	26,7	244
	2001	56,7	29,4	193
	2002	29,2	52,44	56
	2003	32,5	47,6	68
	2004	50,1	48,4	103
	2005	44,3	50,4	88
TORSKELEVER Jomfruland	2002-1	49,7	52,17	95
	2002-2	42,0	47	89
	2003-1	47,1	45,7	103
	2003-2	39,4	37,8	104
	2003-3	47,8	48,6	98
	2004	44,6	45,2	99
	2005	62,2	36,6	170
KRABBESMØR, HANNER Bjørkøybåen./- Langesundsforden	1990	2756	16,2	17012
	1991	1880	16,2	11604
	1992	867	14,6	5938
	1993	549 ⁴⁾	12,7	4323
	1994	648	27,8	2331
	1995	425	13,8	3080
	1996	566	19,2	2948
	1997	529	14,3	3699
	1999	361	10,1	3574
	2000	528	14,3	3692
	2001	417	11,3	3690
	2002 ⁵⁾	213	13,7	1555
	2003 ⁵⁾	143	12,1	1182
2004	409	8,4	4852	
2005	269	7,7	3494	
Jomfruland	1988	81,5	6,9	1181
	1990	99,1	26,0	381
	1991	47,4	22,3	213
	1992	67,9	25,1	271
	1993	56,0	13,7	409
	1994	-	-	-
	1995	41,7	16,6	251
	1996	28,9	18,9	153
	1997	45,6	17,5	261
	2000	24,7	19,3	128
	2002	5,45	5,42	104
	2003 ⁶⁾	44,6	12,5	357
	2004	60,2	13,1	459
	2005	30,7	8,9	345

Forts.

(tabell 3-1 forts.)

Arter/stasjoner	År	TE _{PCDF/PCDD} ng/kg våtvekt	% fett (NILU)	TE _{PCDF/PCDD} ng/kg fett
BLÅSKJELL Crofthlm./ Breviksfjorden	1989	235	1.30	18076
	1990	10,5 ⁷⁾	1.30	808
	1991	12,7	1.30	979
	1992	15,0	1.70	882
	1993	9,95 ⁸⁾	2.37	419
	1994	6,27	1.63	385
	1995	5,45	1.1	495
	1996	5,02	1.6	314
	1997	5,35	1.64	326
	1998	3,26	1,3	251
	1999	3,62	1,7	212
	2000	3,18	1,01	315
	2001	2,64	1,26	210
	2002	2,24	1,03	217
	2003	3,61	1,3	278
	2004	1,37	1,1	120
	2005	4,13	1,4	295
Helgeroa	1989	98,2	1.78	5556
	1990	23,7 ⁷⁾	1.70	1394
	1991	1.89	1.40	135
	1992	2,15	1.35	159
	1993	2,04 ⁸⁾	2.24	91
	1994	1.92	2.10	91
	1995	1.77	2.0	89
	1996	1.97	1.4	141
	1997	2,16	2.22	97
	1998	1,13	1,7	66
	1999	1,51	1,5	101
	2000	1,08	1,30	83
	2001	1,84	1,46	126
	2002	0,90	0,8	113
	2003	0,99	0,6	165
2004	2,29	1,4	160	
2005	1,81	1,2	151	
Klokkertangen	1989	54,6	1,31	4168
	1990	14,0 ⁷⁾	1,40	1000
	1991	3,99	1,60	249
	1993	2,06 ⁸⁾	1,75	118
	1997	1,04 ⁹⁾	1,17	89
	2000	1,27	1,72	74
	2002	0,37	0,99	37
	2003	0,48	0,9	53
	2004	0,88	0,95	93
	2005	0,84	0,7	120

Fotnoter til vedleggstabell 3-1 over TE_{PCDF/PCDD} i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene/Telemarks-kysten (1975 - 76) 1987 - 2003.

- 1) Gjennomsnitt av 6 prøver (individer) med sterkt varierende innhold (Knutzen og Oehme, 1988): 187 - 20590 ng/kg våtvekt. Fett-% ikke målt. Anslått midlere fettprosent til 40.
- 2) Gjennomsnitt av parallellbestemmelser ved NILU og Folkehelsa.
- 3) Antatt fett-% 40 (ikke målt).
- 4) NILU-verdi - ubetydelig forskjellig fra parallellanalyse ved Folkehelsa.

- 5) Kun hunner
- 6) Like antall hunner og hanner
- 7) Prøven fra Croftholmen er fra des. 1990, dvs. nærmere et halvt år etter siste steg i rensetiltakene 1989 - 90 var iverksatt, mens prøvene fra Helgeroa og Klokkertangen er fra mars 1990.
- 8) Analysert ved Folkehelsa.
- 9) Fra 31/8-97, mens prøvene fra de øvrige overvåkingsstasjonene er fra 13/4-97.

Vedlegg 4

TE_{non-orto PCB} i lever av torsk 1993-2005, på våtvekts- og fettvekts-basis

Vedleggstabell 4-1. TE_{non-orto PCB} i lever av torsk fra Grenlandsfjordene /Telemarkskysten 1993-2005, ng/kg våtvekt og ng/kg fett. Avrundede tall.

Stasjoner/år	Våtvekt-basis	Fettvekt-basis
Frierfjorden		
1993	104	259
1994	138	409
1995	175	429
1996	246	728
1997	163	345
1998	178	736
1999	63	171
2000	78	389
2001	128	529
2002	88	506
2003-1	80	651
2003-2	84	555
2003-3	72	432
2004-1	122	748
2004-2	82	742
2004-3	95	742
2005-1	145	424
2005-2	79	373
2005-3	94	360
Langesundsfjorden		
1993	136	410
1994	189	449
1995	70	174
1996	89	210
1997	119	281
1998	94	411
1999	89	276
2000	65	357
2001	73	330
2002	111 ¹⁾	657 ¹⁾
2003	55 ¹⁾	141 ¹⁾
2004	48	118
2005	71	304
Såstein		
1993	74	156
1994	72	172
1995	75	234
1996	72	118
1997	59	97
1998	54	117
1999	35	97
2000	50	187
2001	38	129
2002	17	32
2003	19	40
2004	29	60
2005	25	49
Jomfruland		
2002-1	31	59
2002-2	32	68
2003-1	47	51
2003-2	39	68
2003-3	48	53
2004	25	56
2005	42	115

1) Tatt i overgangen Eidangerfjord - Langesundsfjord

Vedlegg 5

Rådata for NVHs analyse av klororganiske forbindelser i individuelle prøver av torskelever fra Frier- og Eidangerfjorden 2005.

Torsk fra Fierfjorden og Eidangerfjorden

Oppdragsgiver: NIVA ved Torgeir Bakke og Anders Ruus
Adresse: 0411 Oslo



Antall analyserte forbindelser er gjort etter avtale

Komponenter som ikke er detektert, eller som er lavere enn deteksjonsgrensen, er angitt som n.d. (not detected)
Komponenter som ikke er analysert er merket med n.a.

Kontrollprøven ligger innenfor den akseptable grensen i henhold til akkrediteringen
Det er ikke korrigert for gjenvinning
Anbefalt antall gjeldende siffer er maks 3
Målesikkerhet kan ettersendes dersom det er ønskelig.

Prøveopplysninger	Mottatt: jan. 06 Utregning av: SIF	Analysedato: 22.02.06 Rapportert: 17.03.06	Analytiker: VIB/SIF Rapportert av: SIF
-------------------	---------------------------------------	---	---

OC:

Analysert på kolonne: 60 m kapillærkolonne; DB-5 MS

Indre standard brukt: ¹³C-5CB, ¹³C-HCB, PCB-112

Prøvmetsmetode anvendt: M 2.1.2

Metodenavn: Klorerte og bromerte forbindelser
i miljøprøver

Merknader: Prøvene er analysert på GC-MS. 5CB og OCS er ikke akkrediterte.

Vedlagte resultater gjelder kun for de beskrevne prøvingsobjekter, og kan ikke uten videre benyttes for vurderinger av lignende prøver.

Innholdet i denne rapport skal ikke publiseres eller gjengis på annen måte uten skriftlig tillatelse fra dette laboratorium.

Undertegnede bekrefter herved at innholdet i denne rapport er fremkommet i samsvar med laboratoriets godkjente metoder, og at analysen er utført i henhold til laboratoriets kvalitetssikrede prosedyrer.

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2005. (TA-2191/2006)

Dyreart:	Torsk																		
Matriks:	Lever																		
Geografi:	Eidangerfjorden																		
Oppdragsnr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
Fettprosent:	8,8	4,3	4,3	32,4	36,5	9,9	44,2	35,4	47,3	21,2	40,9	4,8	8,2	21,3	85,7	43,1	14,6	10,3	9,8
MT-Journal nr.: -06	194	195	196	197	198	199	200	201	202	203	204	205	206	207	208	209	210	211	212
Alle tall er angitt som: ppb - våtvekt (µg/kg)																			
Komponent	Gjenvinninger i prosent :																		
Deteksjonsg. i matriks:																			
SCB	0,1	0,2	0,1	1,1	1,4	0,4	1,1	1,6	2,3	0,9	2,6	n.d	2,5	1,0	2,3	2,1	0,8	0,3	0,3
HCB	8,4	1,9	1,4	19,8	21,6	6,6	26,1	38,1	46,0	14,7	37,1	0,9	31,1	17,4	37,2	39,5	13,2	8,0	7,9
OCS	9,4	6,5	7,6	20,1	17,9	13,5	23,2	18,6	35,7	21,4	17,4	0,2	23,4	11,7	24,2	29,8	12,4	13,0	13,1
PCB-153	113,7	120,4	179,5	235,9	214,7	171,1	128,5	118,7	205,5	159,3	37,9	34,4	106,9	74,8	153,0	161,2	122,1	299,4	145,3
PCB-209	1,0	203,6	108,1	186,0	195,2	188,1	252,9	180,1	331,3	355,4	145,5	3,3	123,5	93,2	254,8	440,4	225,2	295,7	372,2

Dyreart:	Torsk																			
Matriks:	Lever																			
Geografi:	Frierfjorden																			
Oppdragsnr.:	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Fettprosent:	34,6	61,6	31,9	3,9	28,9	42,7	18,4	54,7	62,0	32,5	33,2	36,9	21,8	22,4	25,3	39,2	51,5	19,0	35,6	29,7
MT-Journal nr.: -05	213	214	215	216	217	218	219	220	221	222	223	224	225	226	227	228	229	230	231	232
Alle tall er angitt som: ppb - våtvekt (µg/kg)																				
Komponent	Gjenvinninger i prosent :																			
Deteksjonsg. i matriks:																				
SCB	0,2	23,6	4,1	n.d	3,8	4,7	2,2	7,7	18,6	5,4	4,2	4,5	3,0	3,0	2,5	4,3	30,4	2,4	3,9	4,7
HCB	1,0	175,1	312,1	107,8	5,6	103,3	114,9	75,5	155,4	191,4	152,4	104,0	132,1	89,6	76,3	82,5	97,9	362,9	71,4	81,8
OCS	2,0	529,8	608,5	431,8	4,0	804,4	258,2	171,8	180,0	414,5	550,2	570,7	858,8	517,8	154,6	184,9	180,6	907,0	194,3	125,9
PCB-153	2,0	724,9	512,3	480,0	35,6	749,4	234,9	262,5	273,7	1035,5	444,1	569,3	718,9	363,3	204,7	285,5	185,7	1212,1	309,8	154,1
PCB-209	2,0	2693,1	1631,5	1630,2	14,2	2672,7	440,4	624,7	1109,4	648,4	1285,9	2124,7	3066,8	1276,9	306,8	610,6	449,6	8769,1	613,7	223,1
																				2264,5

Merknader: Provene er analysert på GC-MS. 5CB og OCS er ikke akkrediterte.

Utførende institusjon Norsk institutt for vannforskning	Kontaktperson SFT Eli Mathisen	ISBN-nummer 82-577-4981-8	
	Avdeling i SFT Næringslivsavdelingen	TA-nummer 2191/2006	
Oppdragstakers prosjektansvarlig Torgeir Bakke	År 2006	Sidetall 80 m/vedlegg	SFTs kontraktnummer 4005122
Utgiver Norsk institutt for vannforskning NIVA-rapport 5255-2006	Prosjektet er finansiert av Statens forurensningstilsyn, Herøya industripark., Hydro Polymers a.s., Noretyl a.s., Eramet Norway a.s		
Forfattere Bakke, Torgeir Ruus, Anders Bjerkeng, Birger Knutsen, Jan Atle, HI	Tuomo Saloranta, NIVA Schlabach, Martin, NILU Anuscha Polder, NVH		
Tittel Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2005			
Sammendrag Overvåkingen omfatter analyser av dioksiner, non-ortho PCB, PCN og øvrige klororganiske forbindelser i organismer. Summert viser resultatene for 2005 bare små endringer i dioksiner og andre klororganiske miljøgifter i Frierfjorden siden de siste undersøkelsene. Dioksinforurensningen i Langesundsfjorden synes å ha vært uendret de seneste 5-10 årene. Dioksinnivåene utenfor Langesundsfjorden har ikke endret seg vesentlig siden ca 2000, men blåskjell, hummer, reker og makrellfilet har ligget under EUs grenseverdi for dioksiner i sjømat i hele denne perioden. Torskelever fra Grenland lå i 2005 ca 10-100 ganger over EUs grenseverdi, krabbesmør 15-67 ganger over grenseverdien, og ørretfilet fra Langesundfjorden omtrent på grenseverdien. Følgende fremtidige endringer i langstidsprogrammet bør vurderes: analyse av dioksiner i blandprøve av torskefilet fra Frier- og Langesundsfjorden og analyse av dioksiner i blandprøve av klokjøtt hos krabbe fra Jomfruland.			
4 emneord PCDF/PCDD ("dioksiner") Non-ortho PCB PCN Klororganiske miljøgifter	4 subject words PCDF/PCDD ("dioxins") Non-ortho PCB Poly-chlorinated naphthalenes (PCN) Chlorinated organic contaminants		