



KLIMA- OG
FORURENSNINGS-
DIREKTORATET

Statlig program for forurensningsovervåking
Rapportnr. 1130/2012

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2011

TA
2953
2012

Utført av:



Forord

Overvåkingen i Grenlandsfjordene er en del av Statlig program for forurensningsovervåking, som administreres av Klima- og forurensningsdirektoratet (Klif). Undersøkelsene finansieres av Klif og den lokale industrien (Herøya Industripark HIP, Ineos Norge, Noretyl og Eramet Norway).

Foreliggende rapport presenterer resultatene fra overvåking av miljøgifter i organismer fra 2011, fjerde året av langtidsprogrammet 2008 - 2012. Overvåkingen er gjennomført som et samarbeidsprosjekt mellom Norsk institutt for vannforskning (NIVA) og Havforskningsinstituttet Forskningsstasjonen Flødevigen (HI), med Norsk institutt for luftforskning (NILU) som leverandører av analyser på organiske miljøgifter, og Eurofins som leverandør av analyser på tinnorganiske forbindelser.

Det er gjennomført en egen undersøkelse for å komme nærmere en forklaring på at dioksinnivået i blåskjell er vedvarende høyt i forhold til bakgrunn. Denne vurderingen er gitt i vedlegg til foreliggende rapport.

Hovedansvarlige for de forskjellige delene av undersøkelsen har vært:

- Innsamling og opparbeiding av vevsprøver for analyse: Halvor Knutsen HI
- Analyse av fettinnhold, polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner og n.o.-PCB: Martin Schlabach, NILU.
- Analyse av kvikksølv: NIVA
- Analyse av tinnorganiske forbindelser: Eurofins
- Øvrig databearbeidelse og rapportering: Anders Ruus, NIVA; Birger Bjerkeng, NIVA; Torgeir Bakke, NIVA, og Halvor Knutsen, HI.

Kontaktperson i Klif har vært Eli Mathisen. Kontaktperson for industribedriftene har vært Bernt Malme og Tone Rabe, HIP. Torgeir Bakke har vært NIVAs prosjektleder.

Oslo, august 2012

Torgeir Bakke
Seniorforsker, prosjektleder

Innhold

1.	Sammendrag	7
2.	Summary	11
3.	Bakgrunn og målsetning	15
3.1	Nomenklatur.....	15
3.2	Bakgrunn	15
3.3	Målsetning.....	15
3.4	Advarsler mot konsum av sjømat.....	16
3.5	Utslippsforhold.....	16
3.6	Program for 2011	17
3.6.1	Miljøgifter i organismer	17
3.7	Gjennomføring	18
3.7.1	Feltarbeid	18
3.7.2	Prøveopparbeidelse	19
3.7.3	Kjemiske analysemetoder	21
3.7.4	Beregning av toksisitetsekvivalenter for klorerte organiske stoffer	21
3.7.5	Statistiske analyser	22
4.	Resultater	23
4.1	Fettinnhold	23
4.2	Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo- <i>p</i> -dioksiner (dioksiner).....	24
4.2.1	Tilstand 2011.....	24
4.2.2	Tidstrender for dioksinnivåer i organismer 1987-2011	25
4.3	non- <i>ortho</i> PCB	33
4.3.1	Tilstand og tidsutvikling	34
4.4	Kvikksølv i torskefilet.....	35
4.4.1	Tilstand 2011.....	35
4.4.2	Sammenligning med tidligere resultater	35
4.5	Tinnorganiske forbindelser	37
4.5.1	Tilstand 2011.....	37
4.6	Øvrige klororganiske forbindelser i torskelever	38
4.6.1	Tilstand 2011.....	38
4.6.2	Tidsutvikling	41
5.	Oppsummering og konklusjoner	45
5.1	Frierfjorden	45
5.2	Langesundsfjorden	45
5.3	Langesundsbukta og områdene utenfor	46
6.	Litteratur	47
7.	Vedleggsregister	49
7.1	Vedlegg 1. Karakteristikk av prøvemateriale av organismer fra Grenlandsfjordene 2011.....	51
7.2	Vedlegg 2. Rådata for NILUs analyser av fettinnhold, dioksiner og n.o.-PCB i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2011.....	53

7.3	Vedlegg 3. Rådata for NVHs analyser av utvalgte klororganiske forbindelser i torskelever fra Grenlandsfjordene 2011.....	73
7.4	Vedlegg 4. 4. Rådata for NIVAs analyser av kvikksølv i torskefilet fra Grenlandsfjordene 2011.....	77
7.5	Vedlegg 5. Rådata for Eurofins analyse av tinnorganiske forbindelser i sjøørret fra Grenlandsfjordene 2011.....	81
7.6	Vedlegg 6. NOTAT: «Vurdering av mulige årsaker til tidstrend for PCDD/F i blåskjell fra Grenlandsfjordene».....	85

1. Sammendrag

Bakgrunn og gjennomføring

Denne rapporten beskriver og tolker resultatene fra overvåkingen av miljøgifter i fisk og skalldyr fra fjordene i Grenlandsområdet i 2011. Overvåkingen er ledd i Statlig program for forurensningsovervåking og gjennomføres som et samarbeid mellom NIVA og HI. Det er også gjort en egen datavurdering for å komme nærmere en forklaring på at dioksinivået i blåskjell er vedvarende høyt i forhold til bakgrunn. Denne vurderingen er gitt i vedlegg til foreliggende rapport.

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 Mattilsynet har kunnet oppheve gjeldende kostholdsråd. Dette gjelder særlig dioksiner.

Overvåkingen i 2011 er del av et langtidsprogram (2008-2012) med årlige undersøkelser av miljøgifter i organismer. Målsetningen er dels å bedømme utviklingen av dioksiner og andre miljøgifter i utvalgte arter av fisk og skalldyr over tid, dels å kartlegge miljøgiftforurensningen i viktige kommersielle arter. Programmet har i stor grad fulgt opp tidligere overvåking.

I 2011 har programmet omfattet følgende analyser:

- Dioksiner og n.-o. PCB i lever av torsk, skallinnmat av krabbe, blåskjell og filet av sjørøret (tidsserier)
- Dioksiner og n.-o. PCB i filet av sild.
- Dioksiner og n.-o. PCB i halekjøtt av reke.
- Klororganiske forbindelser i lever av torsk (tidsserie)
- Kvikksølv i filet av torsk
- Dioksiner i filet av makrell.
- Tinnorganiske forbindelser i filet av ørret.

Prøvene ble tatt fra Frierfjorden, Eidangerfjorden, Langesundsfjorden, Langesundsbukta og Jomfruland 23. august (makrell), samt i perioden 17. – 21. november 2011. Dioksiner og non-*ortho* PCB, ble analysert av NILU, øvrige klororganiske forbindelser ble analysert av NVH, kvikksølv ble analysert av NIVA og tinnorganiske forbindelser ble analysert av Eurofins.

Frierfjorden

I 2011 ble det observert uvanlig lave fettverdier i torskelever. Dette synes også å reflekteres i innholdet av dioksiner (TE uttrykt på våtvektsbasis), hvor konsentrasjonen i 2011 var noe lavere enn i 2010 (og sammenlignbar med den i 2009). På fettvektsbasis er konsentrasjonene av dioksiner (uttrykt som TE) i 2011 høyere enn i 2010 og inntrykket av en økning siden 2008 forsterkes.

De høyeste konsentrasjonene av øvrige klororganiske forbindelser (HCB, OCS og DCB) ble observert i torsk fra Frierfjorden når det ble korrigert for ulikt fettinnhold. Konsentrasjonene på våtvektsbasis er de laveste som er observert, men noe av dette må antas å skyldes det veldig lave fettinnholdet. Konsentrasjonen av HCB klassifiseres som ubetydelig/lite

forurenset (klasse I), mens nivåene av OCS og DCB tilsvarer henholdsvis >10 og >100 ganger antatt høyt bakgrunnsnivå.

Nivået av dioksiner i filet av sjørret fra Frierfjorden var litt høyere i 2011, enn i 2008. Det var en tilsynelatende reduksjon av dioksiner i skallinnmat av krabbe i perioden 2008-2010. I 2011 var konsentrasjonen imidlertid høyere enn i 2009 og 2010.

Konsentrasjonene av tinnorganiske forbindelser i sjørret var noe høyere i Frierfjorden enn i Langesundsfjorden.

Det kunne ikke observeres noen forskjell i kvikksølvkonsentrasjoner i torsk fra Frierfjorden mellom årene 2008 og 2011.

Langesundsfjorden

For de fleste undersøkte arter ligger dioksinnivåene i Langesundsfjorden lavere enn det som er funnet i Frierfjorden, men nivåene har endret seg lite over de siste 10-15 årene. For skallinnmat av krabbe er det i praksis ingen forskjell i dioksinivåer mellom de to fjordene.

Det var signifikant lavere konsentrasjoner av øvrige klororganiske forbindelser (HCB, OCS og DCB) i torsk fra Eidangerfjorden enn i torsk fra Frierfjorden når det ble korrigert for ulikt fettinnhold. Konsentrasjonen av HCB klassifiseres som ubetydelig/lite forurenset (klasse I), mens nivåene av OCS og DCB tilsvarer henholdsvis det dobbelte og >30 ganger antatt høyt bakgrunnsnivå.

Sjørret tilfredsstillende grenseverdien for dioksiner i fisk og fiskeriprodukter. Dioksinnivået har med unntak av enkelte år holdt seg stabilt på like over 2 ngTE/kg våtvekt fra ca. 1997 til 2011. Blåskjell, sild og reker fra Langesundsfjorden oversteg grenseverdien for dioksiner i fisk og fiskeriprodukter.

Konsentrasjonene av tinnorganiske forbindelser i sjørret var tilsynelatende noe lavere i Langesundsfjorden enn i Frierfjorden.

Det var tilsynelatende liten endring i kvikksølvinnholdet i torsk, siden 2008.

En grov overslagsberegning indikerer at de nivåene av dioksiner som vi finner i blåskjellene i Grenlandsområdet i dag kan være mulig å forklare ved den teoretiske forekomsten av dioksiner i vannmassene som strømmer ut fra Frierfjorden. Så fremt disse forutsetningene holder er det ingen grunn til å forvente at nivåene i blåskjell skal synke nevneverdig mer. Data viser at det sannsynligvis har skjedd en endring i nivå og sammensetning av dioksinene som blåskjell er eksponert for etter ca. 2000.

Langesundsbukta og områdene utenfor

I 2011 var det fortsatt en mer markert reduksjon i dioksinnivåer fra Langesundsfjorden til utenfor Langesundsbukta sammenlignet med forskjellen mellom Frierfjorden og Langesundsfjorden. Det viste seg imidlertid at blåskjell fra Klokkartangen tilsynelatende hadde høyere konsentrasjoner av dioksiner enn blåskjell fra Helgeroa. Konsentrasjonen ved Klokkartangen er den høyeste som er observert siden 1991. Årsaken til dette er uvisst og nye observasjoner i 2012 vil indikere om dette er en anomali (uforklarlig tilfeldighet eller annet med ukjent årsak), eller et fenomen som bør vektlegge ytterligere undersøkelser.

Det relative bidraget av toksiske ekvivalenter av non-*ortho* PCB, sammenlignet med bidraget fra dioksiner, var høyere i tørskelever fra ytre områder, sammenlignet med inne i Grenlandsfjordene. Dette er også observert tidligere.

Blåskjell fra Helgeroa og Klokkartangen, samt makrell fra Langesundsbukta tilfredsstillt grenseverdien for dioksiner i fisk og fiskeriprodukter.

2. Summary

Title: Monitoring of contaminants in fish and shellfish from the Grenland fjords, 2011.

Year: 2012

Authors: Torgeir Bakke, Anders Ruus, Birger Bjerkeng, Halvor Knutsen,

Source: Norwegian Institute for Water research, ISBN No.: ISBN 978-82-577-6135-6, NIVA report no 6400-2012. Klif report TA-2953/2012.

Background

This report presents and discusses the results from the 2011 monitoring of contaminants in fish and shellfish from the fjords in the Grenland region, Telemark county, southern Norway. The monitoring is an element of the Norwegian Pollution Monitoring Programme and is performed jointly by the Norwegian Institute for Water Research and the Institute of Marine Research. In addition, an effort has been made to explain why the high level of dioxins (relative to background) in blue mussel is sustained. This is elaborated in the appendix of the present report.

The environmental conditions in the Grenland fjords have been monitored more or less annually since the early 1970ies. The focus has been on the overall pollution state of the fjord system and on contaminants in fish and shellfish. Large reductions in the industrial effluents resulted in a strong decline in contaminant levels in fish and shellfish around 1990, but still the dioxin concentrations in seafood are too high for the Norwegian Food Safety Authority to annul present food consumption advisories.

The 2011 survey is part of a 5 years programme (2008 – 2012) with annual analyses of contaminants in organisms. The aim is partly to assess the temporal development in dioxin pollution (and other contaminants) in selected, important species of fish and shellfish, and partly to describe the contamination status in other species of commercial interest in various parts of the fjord system. The monitoring follows the basic principles of the previous programme (2004-2007), but has been extended.

The 2011 programme was intended to comprise the following:

- Time series on lipid content, dioxins (PCDF/PCDD) and non-*ortho* PCBs in liver of cod (*Gadus morhua*), hepatopancreas of edible crab (*Cancer pagurus*), blue mussel (*Mytilus edulis*) and fillet of sea trout (*Salmo trutta*).
- Dioxins and non-*ortho* PCBs in fillet of herring (*Clupea harengus*).
- Dioxins and non-*ortho* PCBs in the abdominal (tail) tissue of shrimp/prawn (*Pandalus borealis*).
- Organochlorine compounds in liver of cod (time series).
- Mercury in fillet of cod
- Dioxins in fillet of mackerel (*Scomber scombrus*)
- Organotin compounds in fillet of sea trout.

The samples were collected from Frierfjorden, Eidangerfjorden, Langesundsfjorden, Langesundbukta and Jomfruland August 23rd (mackerel) and during 17. - 21. November 2011. Dioxins and non-*ortho* PCB were analysed by the Norwegian Institute for Air Research (NILU). Other organochlorine compounds were analysed by the Norwegian School of Veterinary Science (NVH). Mercury was analysed by NIVA, while organotin compounds were analysed by Eurofins.

Frierfjorden

In 2011, unusually low lipid percentages were observed in cod liver. Apparently this is also reflected in the dioxin content (toxic equivalents – TE, expressed on a wet weight basis), where the 2011 concentration was somewhat lower than in 2010 (and comparable to the 2009-value). On a lipid weight basis (expressed as TE), the concentration in 2011 is higher than in 2010, and the impression of an increase since 2008 is strengthened.

The highest concentrations of other organochlorine compounds (HCB, OCS, DCB) were observed in cod from Frierfjorden, when corrected for different lipid content. The concentrations (on a wet weight basis) are the lowest that have been observed, however, one must assume that the low lipid content has an influence on this observation. The concentration of HCB is classified as “insignificantly/slightly polluted” (class I), while the concentrations of OCS and DCB correspond to >10 and >100 times background level, respectively.

The level of dioxins in fillet of sea trout was slightly higher in 2011 than in 2008. There was an apparent reduction in the level of dioxins in edible crab in the period 2008-2010. In 2011, however, the concentration was higher than in 2009 and 2010.

Apparently, the concentrations of organotin compounds in sea trout were somewhat higher in Frierfjorden than in Langesundsfjorden.

No difference in mercury concentrations in cod could be observed between the years 2008 and 2011.

Langesundsfjorden

For most species, the dioxin levels in Langesundsfjorden are lower than in Frierfjorden, but the levels have not changed much during the last 10-15 years. For dioxins in crab hepatopancreas in general the two fjords apparently do not differ.

Concentrations of other organochlorine compounds (HCB, OCS, DCB) in cod from Eidangerfjorden were lower than in cod from Frierfjorden when corrected for different lipid content. The concentration of HCB is classified as “insignificantly/slightly polluted” (class I), while the concentrations of OCS and DCB correspond to approximately 2 and >100 times background level, respectively.

The dioxin level in fillet of sea trout was below the upper limit for dioxins in fish and fishery products (foodstuffs). The dioxin levels in sea trout have, with the exception of specific years, been stable at slightly over 2 ngTE/kg wet weight during the years 1997 - 2011. Blue mussel, herring and shrimps from Langesundsfjorden exceeded the upper limit for dioxins in fish and fishery products (foodstuff).

The concentrations of organotin compounds in sea trout were somewhat lower in Langesundsfjorden, than in Frierfjorden.

Apparently, there has been no change in the mercury content in fillet of cod, since 2008.

A crude estimate indicates that the levels of dioxins that presently can be observed in blue mussels from the Grenland fjords are possible to explain by the theoretical abundance of dioxins in the water masses that are moving out of Frierfjorden, since this is sufficiently high. As long as these assumptions are valid, one cannot expect any substantial decrease in the

levels in the near future. It is, however, shown that a change in level and composition of the dioxins to which blue mussel were exposed, occurred around year 2000.

Langesundsbukta and the coastal region outside

In 2011 the differences in dioxin levels between Langesundsfjorden and the coastal areas were still larger than the differences between Frierfjorden and Langesundsfjorden. However, blue mussels from Klokkartangen apparently had a higher content of dioxins than blue mussels from Helgeroa. The concentration at Klokkartangen is the highest registered since 1991. The reason for this is unknown and new observations in 2012 will indicate whether this is an anomaly (unexplainable coincidence or other, with cause unknown) or a phenomenon that warrants extended investigations.

The relative contribution of TE from non-*ortho* PCBs, compared to dioxins, was higher in cod liver from the outer areas than in the inner fjord system. This has also been observed earlier.

Blue mussel from Helgeroa and Klokkartangen, as well as mackerel from Langesundsbukta comply with the limit for dioxins in fish and fishery products (foodstuffs).

3. Bakgrunn og målsetning

3.1 Nomenklatur

Følgende kortnavn er benyttet i resultatbeskrivelsene:

- Dioksiner: polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner (PCDF/PCDD)
- n.o.-PCB: non-*orto* polyklorerte bifenyler
- 5CB: pentaklorbenzen
- HCB: heksaklorbenzen
- OCS: oktaklorstyren
- DCB: dekaklorbifenyl (PCB-209)
- MBT, DBT, TBT: mono-, di- og tributyltinn
- MPhT, DPhT, TPhT: mono-, di og trifenylytinn
- Hg: kvikksølv

3.2 Bakgrunn

Overvåking av Grenlandsfjordene har pågått siden tidlig på 1970-tallet og har i hovedsak vært rettet mot tilstandsvurdering av fjordområdene og miljøgifter i fisk og skalldyr. Store utslippsreduksjoner fra industrien ga markert nedgang i miljøgiftinnholdet i fisk- og skalldyr rundt 1990, men til tross for dette er miljøgiftinnholdet i sjømat fortsatt for høyt til at man har kunnet oppheve advarsel om konsum av fisk og skalldyr. Dette gjelder særlig dioksiner, der primærkilden var Hydros magnesiumfabrikk på Herøya som ble stengt i 2002.

3.3 Målsetning

Et flerårig program for overvåking av miljøgifter i organismer ble gjennomført i perioden 2004 – 2007 og ble etterfulgt av et nytt langtidsprogram for 2008 - 2012. I det pågående programmet videreføres tidligere målsetning:

- Å bedømme utviklingen av dioksinforurensingen i fisk og skalldyr over tid gjennom videreføring av utvalgte historiske dataserier (torsk, sjøørret, krabbe og blåskjell), for torsk også utviklingen i nivå av PCN og øvrige klororganiske forbindelser.
- Å kartlegge dioksinforurensingen i andre viktige kommersielle arter i fjordsystemet og endring av denne over tid hos bestander som har vist seg å være forurenset.

I tillegg dekker det pågående programmet følgende elementer enkelte av årene:

- Tinnorganiske forbindelser i torsk, krabbe, sjøørret sild, makrell og ål.
- Hg i torskefilet.
- Bromerte (PBDE) og fluorerte (PFAS) organiske miljøgifter i torsk og bromerte organiske miljøgifter i sild.
- Dioksiner og et utvalg andre miljøgifter i bunnsediment.
- Økologisk tilstand hos bunnfauna med hovedvekt på Frierfjordens dypområde.

Overvåkingsresultatene skal gi myndighetene grunnlag for å gi kostholdsråd med hensyn til viktige fiske- og skalldyrarter, og bidra med data for å kunne bedømme fjordsystemets miljøstatus over tid. Programmet dekker det geografiske området fra Frierfjorden og Eidangerfjorden ut til Jomfruland, med hovedinnsats på Frierfjorden og Langesundsfjorden.

3.4 Advarsler mot konsum av sjømat

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/advarsler. Dette vises også ved at Grenland ligger på topp i antall revurderinger av kostholdsråd og omsetnings-restriksjoner (Økland et al. 2005).

Mattilsynet har gitt advarsel for Grenlandsfjordene på bakgrunn av forurensning med klorerte organiske miljøgifter, særlig dioksiner. Advarselen lyder som følger (sist vurdert 2002):

Ikke spis fisk og skalldyr fra Frierfjorden og Volls fjorden ut til Brevikbroen. Spis heller ikke sjørret fisket i Skiensvassdraget, Herrevassdraget og andre mindre vassdrag som munner ut i disse eller i Frierfjorden. Ikke spis ål, sild, makrell og krabbe fanget mellom Brevikbroen og en ytre avgrensning gitt av en rett linje fra Mølen (nord for Nevlunghavn), til Såsteins søndre odde, og videre via Mejulen, Kråka og Kårsholmen til fastlandet.

Nylig har Mattilsynet for øvrig frarådet de som fisker til eget bruk fra å spise lever av fisk tatt i den norske skjærgården generelt. Unntaket er torsk som befinner seg på åpent hav. Advarselen er gitt på bakgrunn av en ny undersøkelse i 15 havner og fjorder og at det er fastsatt grenseverdi for summen av dioksiner og dioksinlignende PCB i fiskelever. Tidligere advarsel mot å spise fiskelever fra noen havner og fjorder er altså erstattet med et generelt råd til publikum.

3.5 Utslippsforhold

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

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

Tinnorganiske forbindelser knyttes primært til utlekking fra bunnstoff på skip. Sporadisk høye nivåer i krabbe og sild i forrige program gjør at det nye programmet dekker tinnorganiske forbindelser i fet fisk. Kvikksølv ble overvåket på 1990-tallet ut fra mistanke om luftutslipp fra bruk av Hg-holdig malm ved Eramet Norway. Det ble funnet en nedgang i torsk frem til 1999. Kvikksølv er inne i programmet 2008-2012 for å holde øye med den videre utviklingen.

3.6 Program for 2011

3.6.1 Miljøgifter i organismer

Overvåkingen i 2011 har fulgt det omforente langtidsprogrammet 2008 – 2012 utarbeidet av NIVA og HI i tilbud av 9. november 2007, med senere mindre justeringer. Programmet for 2011 hadde følgende elementer:

- Dioksiner og n.-o. PCB i lever av torsk, skallinnmat av krabbe, blåskjell og filet av sjøørret (tidsserier)
- Dioksiner og n.-o. PCB i filet av sild.
- Dioksiner og n.-o. PCB i halekjøtt av reke.
- Klororganiske forbindelser i lever av torsk (tidsserie)
- Dioksiner i filet av makrell.
- Tinnorganiske forbindelser i filet av ørret.

Innsamlingen hadde følgende avvik fra det opprinnelige programmet:

- Dioksiner og n.-o. PCB i fet og mager lever av torsk ble utelatt. Man har nå data fra 3 år som viser systematisk forskjell mellom de to prøvetypene (høyere dioksininnhold på våtvektsbasis i fettrik lever) og det ble besluttet at det var lite å vinne på ytterligere undersøkelser.
- Dioksiner og n.-o. PCB i rekehaler ble utvidet også til Langesundsfjorden
- Det ble også analysert kvikksølv i filet av torsk fra Frierfjorden, Langesundsfjorden og Jomfruland. Dette ble besluttet å gjennomføre for å følge opp den klare økningen i nivå fra 1999 til 2008-2009.
- Det er også gjort en tilleggsinnsats for å undersøke nærmere årsaker til manglende nedgang i dioksiner i blåskjell de siste 11 år. Dette var en separat undersøkelse og resultatene fra denne er gitt i vedlegg.

Tabell 1 sammenfatter det avtalte analyseprogrammet og endringer i analyseantall som følge av avvikene.

Analyse av klororganiske forbindelser i torskelever og Hg i torskefilet er gjort på individuelle prøver, mens de øvrige analysene er gjort på blandprøver etter tidligere protokoll.

I tidsseriene på torsk og krabbe har langtidsprogrammet lagt vekt på hhv lever og skallinnmat siden disse vevstypene viser den største akkumulering og mest pålitelige tidstrenden. I 2006, 2007, 2008 og 2010 ble det i tillegg gjort dioksinanalyser av filetprøver fra det samme utvalget av torsk som for leverprøvene fra stasjonene i Frierfjorden, Langesundsfjorden og Jomfruland. Videre ble både klokjøtt og skallinnmat analysert i krabbepøvene fra de samme områdene. Analysene av filet og klokjøtt skal gjentas i 2012.

Tabell 1. Gjennomført analyseprogram for miljøgiftovervåkingen i Grenlandsfjordene i 2011. Analyseantall i parentes er i følge opprinnelig program.

Prøvetype	Sted	Antall analyser
Torsk		
Dioksiner i lever tidsserie	FLSJ	6
Dioksiner i fet/mager lever	F	0 (2)
Klororganiske i lever	FE	40
Kvikksølv i filet	FLJ	60
Krabbe		
Dioksiner i smør tidsserie	FLJ	3
Blåskjell		
Dioksiner	LHK	3
Sjørret		
Dioksiner i filet, tidsserie	FL	2
TBT i filet	FL	2
Sild		
Dioksiner i filet	L	1
Makrell		
Dioksiner i filet	L*	1 (0)
Reker		
Dioksiner i rekehaler	EL	2 (1)
Sum antall vevsanalyser		
Dioksiner + n-o PCB		18
Klororganiske		40
Kvikksølv		60
Tinnorganiske		2

Stedskode

F: Frierfjord

E: Eidangerfjord

L: Langesund

H: Helgeroa

S: Såstein

K: Klokkartangen

J: Jomfruland

*Langesundsbukta

3.7 Gjennomføring

3.7.1 Feltarbeid

Program

Hovedinnsamling av materiale (Tabell 2) ble foretatt på tokt med forskningsfartøyet ”G.M. Dannevig” i perioden 17.11.2011 – 21.11.2011. Makrell ble fanget 23.08.2011.

Innsamlingsstedene er de samme som i tidligere overvåking. Nærmere detaljer om antall individer, vekt og lengde for de ulike prøvene er gitt i Vedlegg 1. Figur 1 viser kart over innsamlingsområdet med stedsangivelser for innsamlingene.

Tabell 2. Oversikt over innsamlet materiale 2011.

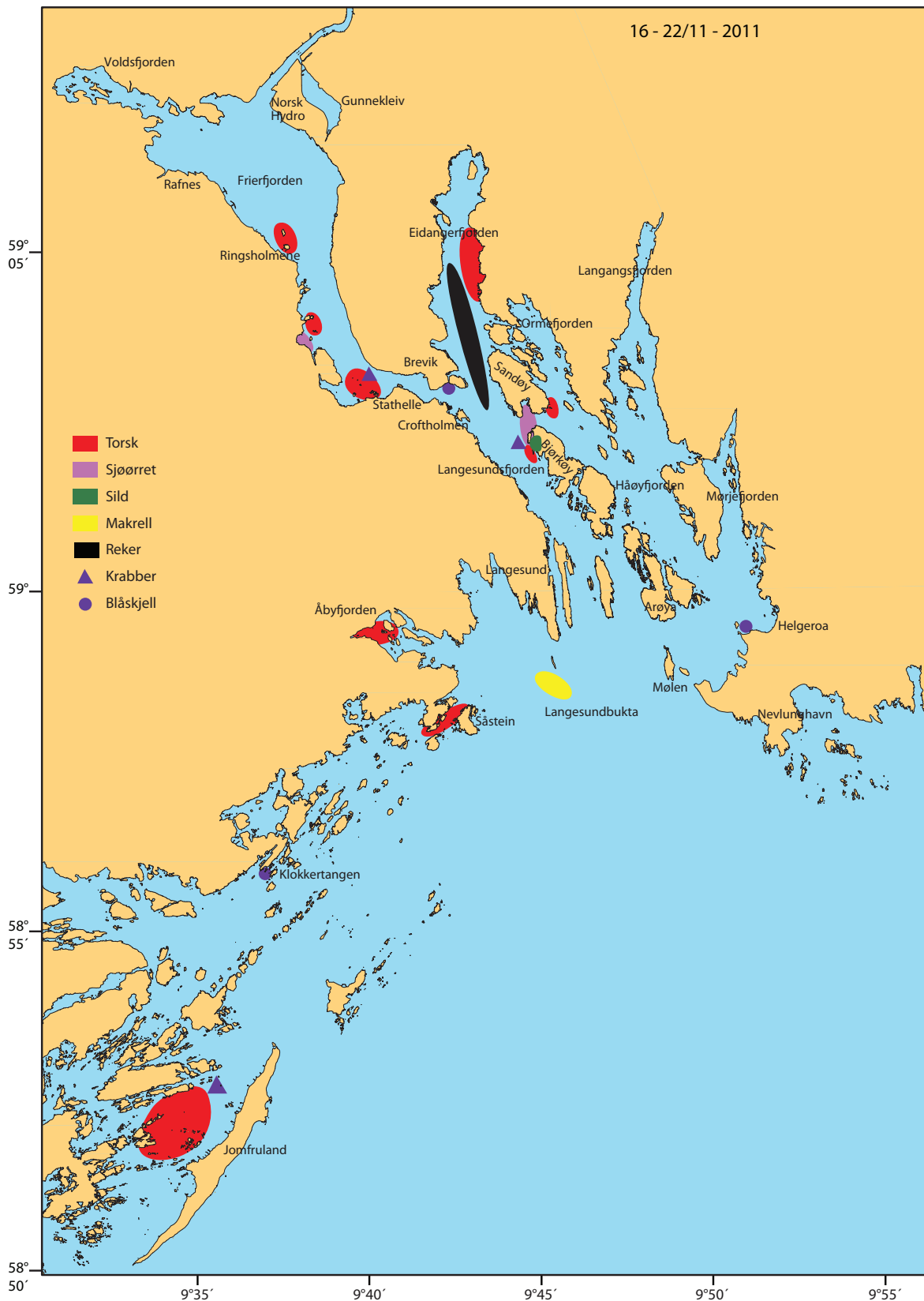
Art	Stasjon	Vev	Kroppsstørrelse cm	Antall individer i bland- prøver	Kommentar
Torsk	Frierfjorden, 1	Lever	39-66	20	
	Frierfjorden, 2	Lever	36-47	19	
	Frierfjorden, 3	Lever	37-59	20	
	Frierfjorden	Filet	42-66		20 individuelle
	Langesundsfjorden	Lever	35,5-50	20	
	Langesundsfjorden	Filet	35,5-50		20 individuelle
	Såstein	Lever	29,5-59	18	
	Jomfruland	Lever	27-53	20	
	Jomfruland	Filet	16,5-45		20 individuelle
Sjørret	Frierfjorden	Filet	27,5-50	20	
	Langesundsfjorden	Filet	23-52	18	
Sild	Langesundsfjorden	Filet	25,5-30,5	20	
Makrell	Langesundsbukta	Filet	23-33	20	
Reker	Eidangerfjorden	Halekjøtt	n.a.	n.a.	
	Langesundsfjorden	Halekjøtt	n.a.	n.a.	
Blåskjell	Croftolmen	Innmat	5,5-8,2	50	
	Helgeroa	Innmat	6,0-9,7	50	
	Klokkertangen	Innmat	7,1-9,6	50	
Krabber	Frierfjorden	Skallinnmat	12-18	18	hanner
	Langesundsfjorden	Skallinnmat	12-19,5	13	hanner
	Jomfruland	Skallinnmat	12-16,8	20	hanner

Innsamlingsmetoder

Torsk ble innsamlet med trollgarn og ruser, krabber med teiner, ørret og sild med flytegarn og blåskjell med egnet rive. Makrell ble fisket med kroker, mens reker ble tatt med rekestråler og levert Langesund mottak, hvor de ble hentet av HI-personell.

3.7.2 Prøveopparbeidelse

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



Figur 1. Kart over Grenlandsfjordene og Telemarkskysten med stedsangivelser for stasjoner/områder for innsamling. Symboler og skravering angir prøvetakingsstasjoner.

3.7.3 Kjemiske analysemetoder

Dioksiner og n.o.-PCB (samt polyklorerte naftalener) er siden dioksinovervåkingen startet blitt analysert av 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 multikolnnesystem med ulike typer silika, aluminiumoksid og aktivt karbon. Bestemmelse av forbindelsene gjøres så vha. gasskromatografi med høyoppløsende massespektrometri (GC/MS). En delprøve av hvert av ekstraktene ble brukt til gravimetrisk analyse av fettinnhold.

Øvrige klororganiske forbindelser ble analysert ved Miljøtoksikologilaboratoriet, Norges veterinærhøgskole (NVH). 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.

Tinnorganiske forbindelser ble analysert ved Eurofins. Homogeniserte prøver ble først tilsatt indre standard og deretter ekstrahert. Derivatisering ble gjort med natriumtetraetylborat. Forbindelsene ble ekstrahert med organiske løsningsmidler og heksanfasen ble renses før analyse ved bruk av gasskromatografi og massespektrometri (GC-MS). De ulike forbindelsene ble identifisert og kvantifisert på basis av den indre standarden.

Analyse av Hg ble gjort av NIVA etter Norsk Standard, NS 4768 (*Vannundersøkelse. Bestemmelse av kvikksølv ved kalddamp atomabsorpsjonsspektrometri Oksidasjon med salpetersyre. 1. Utg. 1989*).

Rådata fra analysene er gitt i Vedlegg 2 - 4.

3.7.4 Beregning av toksisitetsekvivalenter for klorerte organiske stoffer

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

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

Dette er den mest vanlige måten å presentere dioksinnivåer på. I rapportene fra langtidsprogrammet er TEF-verdier (for menneske/pattedyr) for dioksinene (TE_{PCDF/PCDD}) og n.o.-PCB (TE_{n.o.-PCB}) fra WHO anvendt (Van den Berg et al. 1998). I langtidsprogrammet er

for øvrig beregningen av TE for PCN (TE_{PCN}) 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).

Det er verdt å bemerke at WHO sine TEF-verdier ble revidert i 2005 (Van den Berg et al. 2006). Vitenskapskomiteen for mattrygghet utga i 2007 en vurdering av konsekvensene av endrete TEF-verdier for dioksiner og dioksinlignende PCB på de nåværende ekponeringen i den norske befolkning (www.vkm.no)¹. Denne viste at de nye TEF-verdiene i hovedsak ga noe reduserte TE. Det ble bemerket at forandringer i TEF, som resulterer i reduserte toksiske ekvivalenter (TE) i matvarer, ikke er ensbetydende med en redusert eksponering for absolutt-konsentrasjoner av dioksinlignende forbindelser.

I foreliggende rapport benyttes de etablerte TEF-verdiene fra 1998 for å beholde sammenligningsgrunnlaget med tidligere år. Forskjellen mellom disse og de reviderte er marginale.

3.7.5 Statistiske analyser

Tidligere statistiske tidstrendanalyser er gjort av Bjerkeng og Ruus (2002, data t.o.m. 2001), Bjerkeng (2006, data til og med 2003) og Bjerkeng og Ruus (i Bakke et al, 2007, data til og med 2006). Tidstrend etter 2006 er i første rekke basert på en vurdering av de grafiske fremstillinger av tidsutvikling av TEF for dioksiner, n.o.-PCB, PCN og klororganiske forbindelser. Ny statistisk trendanalyse er nå planlagt igjen etter at resultatene fra 2012 er tilgjengelige.

¹ VKM dokument nr 07/504. "New WHO TEFs for dioxins and dioxin-like PCBs: assessment of consequence of altered TEF values for dioxins and dioxin-like PCBs on current exposure in the Norwegian population."

4. Resultater

4.1 Fettinnhold

Fettinnholdet i de ulike vevstypene er vist i Tabell 3. Rådata er gitt i Vedlegg 2. Det var en klar nedadgående trend i fettinnhold i torskelever fra midt på 1990-tallet til 2006, spesielt i Frierfjorden, etterfulgt av 3 år med noe høyere fettverdier (Figur 3). I 2011, ble det igjen observert uvanlig lave fettverdier i torskelever, særlig i Frierfjorden (Tabell 3; Figur 3). Det ble i hovedsak bare registrert små og usystematiske endringer i fettinnhold 2009 - 2011 for de øvrige artene, med følgende unntak: en halvering i fettinnholdet i krabbesmør fra Frierfjorden og en dobling i fettinnholdet i blåskjell fra Helgeroa i 2010 i forhold til i 2009 og 2011.

Tabell 3 Fettinnhold (%) i vevsprøvene fra 2011, 2010, 2009 og 2008.

Arter/prøvesteder	2011	2010	2009	2008
Torskelever				
Frierfjorden 1	8,8	14,6	21,4	14,3
Frierfjorden 2	3,3	13,5	16,1	15,8
Frierfjorden 3	8,5	17,5	14,8	17,7
<i>Frierfjorden gjennomsnitt</i>	<i>6,9</i>	<i>15,2</i>	<i>17,4</i>	<i>15,9</i>
Frierfjorden, fettrik lever	-	31,0	36,5	34,6
Frierfjorden, fettfattig lever	-	9,1	7,0	12,5
Langesundsfjorden	22,1	32,1	38,7	29,6
Såstein	16,2	42,1	36,6	37,2
Jomfruland	24,0	49	36,4	39,9
Sjørret				
Langesundsfjorden	0,8	1,2	1,0	1,4
Blåskjell				
Crotholmen	1,1	1,2	1,6	1,3
Helgeroa	0,9	1,4	0,7	2,0
Klokkertangen	0,8	1,1	0,9	1,0
Krabbesmør (hanner)				
Frierfjorden	8,7	4,1	10,6	8,3
Langesundsfjorden	7,1	8,5	12,5	11,0
Klokkertangen/Jomfruland	10,2	10,4	11,4	10,6
Sild				
Langesundsfjorden	14,4	-	14,4	-
Makrell				
Langesundsbukta	8,5	-	-	-
Reker				
Eidangerfjorden	0,3	-	0,6	-
Langesundsfjorden	0,6	-	-	-

Fettinnholdet i lever av torsk fra Frierfjorden i 2011 er sammenlignet med fettinnholdet i torsk fra andre steder i Norge (Indre Oslofjord, Ytre Oslofjord, Lista, Sørfjorden, Strandebarne, Karihavet, Bjørnerøya, Varangerfjorden, Kristiansand havn, Tromsø havn og Trondheim), samlet gjennom det nasjonale overvåkingsprogrammet *CEMP* (Co-ordinated Environmental Monitoring Programme; Green et al. under utarbeidelse). Sammenligningen viser at fettinnholdet (median) i lever av torsk fra Frierfjorden er lavere enn andre steder i Norge, i 2011. I Sørfjorden (Hardanger) fant man imidlertid tilsvarende lave verdier i 2005 og 2008. Der er var imidlertid nivåene betydelig høyere i 2011. Sett over hele perioden 1986-2011 kan

man påvise en nedadgående trend i fettinnholdet i torsk fra Sørfjorden (lineær regresjon på årlige medianer; $P < 0,01$. $R^2 = 0,26$). Dette kan for øvrig også vises i Indre Oslofjord, 1984-2011 ($P < 0,0005$. $R^2 = 0,38$), men ikke på de øvrige lokalitetene. Altså er det ikke unikt for Grenlandsfjordene at man kan observere en nedadgående tidstrend i fettinnholdet i torskellever (Figur 3).

4.2 Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-*p*-dioksiner (dioksiner)

4.2.1 Tilstand 2011

Hovedresultatene fra analysene av dioksiner og n.o.-PCB uttrykt som toksisitetsekvivalenter, TE, er gitt i Tabell 4. Rådata er gitt i Vedlegg 2. Gjennomsnittlig dioksininnhold i torskelever (på våtvektsbasis) fra Frierfjorden og de ytre områdene (Såstein og Jomfruland) var noe lavere enn i 2010 og sammenlignbare med nivåene i 2009 (Figur 2). I Langesundsfjorden var dioksinkonsentrasjonen litt lavere enn i 2010. Imidlertid ble det som nevnt observert uvanlig lave fettverdier i torskelever, særlig i Frierfjorden, i 2011 (Figur 3). Av dette følger det at dioksinkonsentrasjonene uttrykt på fettvektsbasis var høyere i 2011, enn i 2010 på samtlige stasjoner (Figur 4).

Filet av Sjørret fra Frierfjorden og Langesundsfjorden vise noe høyere konsentrasjoner av dioksiner enn hva som er observert de siste tre år (Figur 5).

Blåskjell viste, som tidligere, en nedadgående gradient i konsentrasjoner av dioksiner med avstand fra Frierfjorden, med unntak av at konsentrasjonen ved Klokkartangen var høyere enn ved Helgeroa i 2011 (Figur 6). Konsentrasjonen ved Klokkartangen er den høyeste som er observert siden 1991. Årsaken til dette er uvisst og nye observasjoner i 2012 vil indikere om dette er en anomali, eller et fenomen som bør vektlegge ytterligere undersøkelser.

Skallinnmat i hannkrabber viste samme dioksinnivå i Frierfjorden og Langesundsfjorden og klart lavere ved Jomfruland (Figur 7).

Dioksinkonsentrasjonen i filet av sild fra Langesundsfjorden i 2011 var 13 % høyere enn nivået i 2009. Det bør også bemerkes at observasjonen i 2009 indikerte en økning på 14% siden 2004 (Bakke et al. 2010). Videre bemerkes det at konsentrasjonene av dioksiner i sild fra Langesundsfjorden i 2011 (uttrykt som TE) er en størrelsesorden høyere enn i sild fra Norskehavet (analyse utført av NIFES på 800 individuelle sild fanget i 2006 og 2007; Frantzen et al. 2011). I undersøkelsen fra Norskehavet konkluderes det for øvrig med at innholdet av fettløselige fremmedstoffer er høyest på sen vinteren når silda går inn til gytefeltene langs kysten. Når silda gyter, forsvinner noe av fremmedstoffene ut med gyteproduktene.

Dioksinkonsentrasjonen i filet av makrell fra Langesundsbukta var 35% høyere enn i Langesundsfjorden i 2007 (Bakke et al. 2009). Konsentrasjonen kan likevel betraktes som lav.

Konsentrasjonene av dioksiner i reker fra Eidangerfjorden og Langesundsfjorden i 2011 var nær det dobbelte av konsentrasjonen observert i Eidangerfjorden i 2009 (Bakke et al. 2010).

I undersøkelsen i 2011 var det ørretfilet fra Langesundsfjorden, blåskjell fra Helgeroa og Klokkertangen, samt makrellfilet fra Langesundsbukta som tilfredsstilte EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskerivarer.

Tabell 4. Toksisitetsekvivalenter (ng TE/kg våtvekt) av dioksiner og n.o.-PCB fra 2011. Prøver markert med grønt tilfredsstillende EUs grenseverdi for dioksiner i fisk og fiskerivarer (4 ng TE/kg våtvekt, Økland et al. 2005).

Arter/prøvesteder	Dioksiner	no-PCB
Torskelever		
Frierfjorden 1	287	83,8
Frierfjorden 2	287	73,1
Frierfjorden 3	368	88,0
Gjennomsnitt av 1-3	314	81,6
Langesundsfjorden	202	64,9
Såstein	45,4	34,2
Jomfruland	29,9	23,3
Sjørret		
Frierfjorden	4,21	0,73
Langesundsfjorden	2,98	0,37
Blåskjell		
Crotholmen	4,12	0,36
Helgeroa	1,93	0,17
Klokkertangen	3,11	0,30
Krabbesmør (hanner)		
Frierfjorden	298	8,7
Langesundsfjorden	299	11,6
Klokkertangen/Jomfruland	51,1	5,3
Sild		
Langesundsfjorden	4,74	1,22
Makrell		
Langesundsbukta	0,46	0,47
Reker		
Eidangerfjorden	8,60	0,19
Langesundsfjorden	8,71	0,22

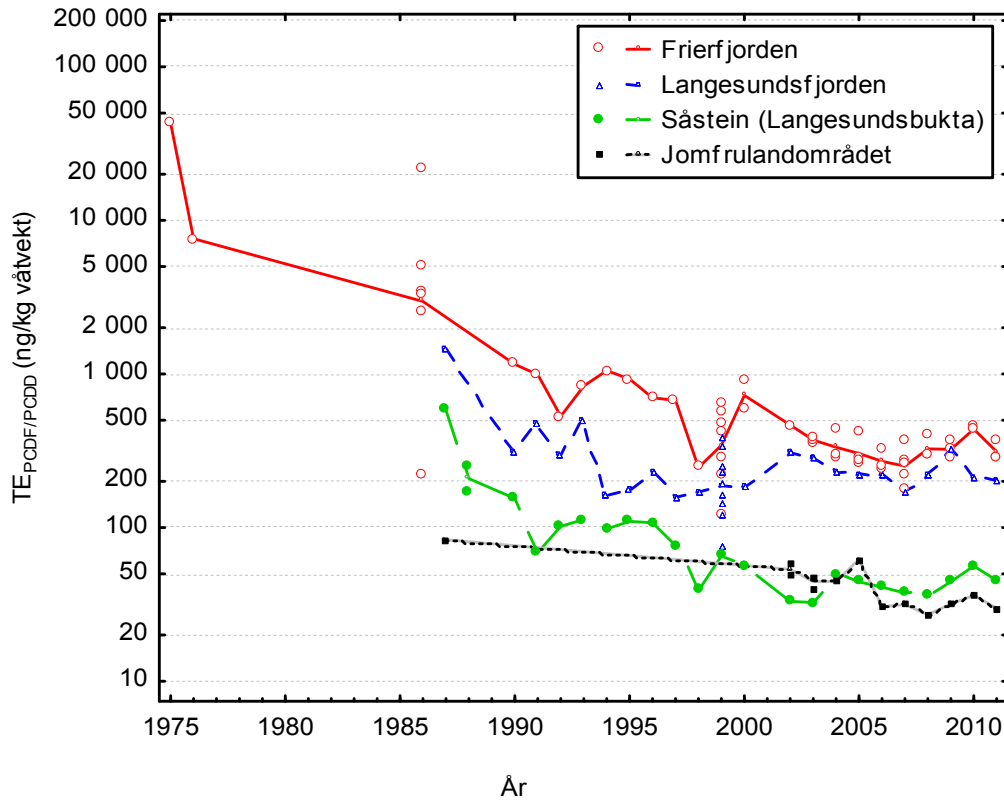
4.2.2 Tidstrender for dioksinnivåer i organismer 1987-2011

Torsk, lever

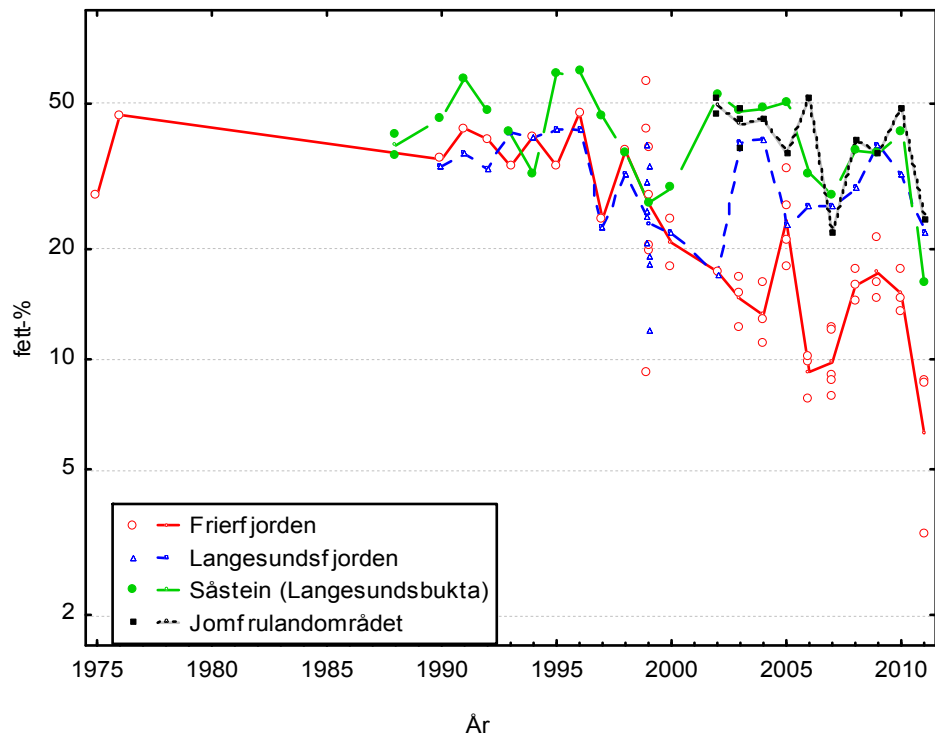
Resultatene fra 2011 for dioksiner i torskelever på våtvektbasis (Figur 2) avviker ikke nevneverdig fra det som har vært observert siden ca. år 2000. Det var en klart nedadgående trend i TE av dioksiner på våtvektbasis i perioden 2000-2007 både i Frierfjorden og ved Såstein/Jomfruland. Fra 2008 har denne trenden opphørt, eller vist en antydning til at den har snudd, frem til 2010. Dette betyr altså at det totale innholdet (målt som picogram, pg) av dioksiner i torskelever har holdt seg relativt stabilt i perioden 2008-2011. Hydrofobe stoffer som dioksiner akkumulerer i fettrikt vev, og i trendovervåking er det derfor utbredt å justere (normalisere) akkumuleringen etter endringer i fettinnhold ved å regne ut mengde dioksin per kg fett. Siden fettinnholdet i torskelever fra Frierfjorden gradvis har sunket siden ca. 2000 (Figur 3) kommer det frem at dioksininnholdet pr kg fett faktisk har økt i perioden 2008-2011.

Dette kan tolkes dithen at den ytre eksponeringen til dioksiner iallfall ikke har sunket i Frierfjorden i perioden og kanskje har økt.

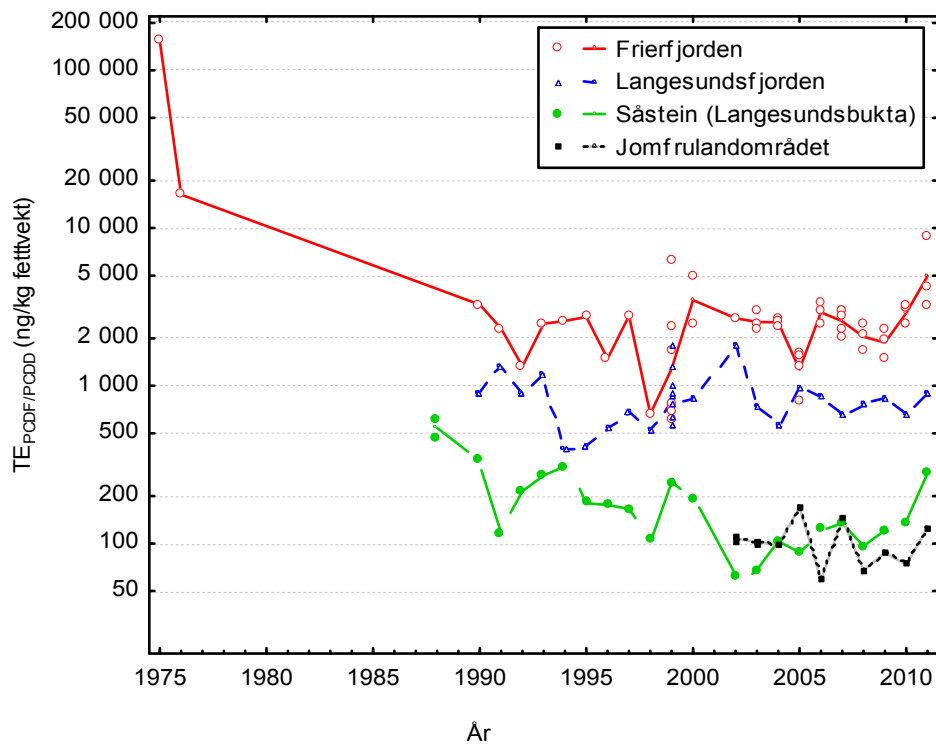
I Langesundsfjorden har nivåene av dioksiner endret seg lite siden ca. 1995.



Figur 2. Dioksiner i torskelever på våtvektbasis (ngTE/kg våtvekt) som funksjon av tid til og med 2011. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala. NB: den logaritmiske skalaen på y-aksen demper inntrykket av reduksjonen over tid.



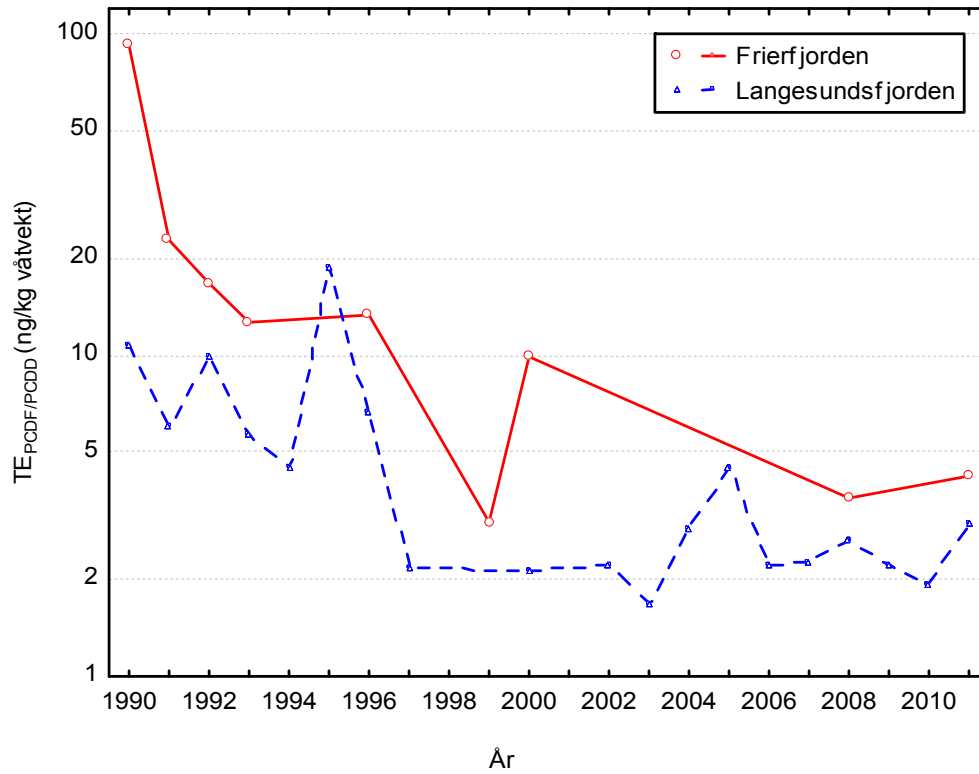
Figur 3. Fettinnhold i torskelerver (%) som funksjon av tid til og med 2011. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier.



Figur 4. Dioksiner i torskelever på fettvektbasis (ngTE/kg fettvekt) som funksjon av tid til og med 2011. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala. NB: den logaritmiske skalaen på y-aksen demper inntrykket av reduksjonen over tid.

Sjørret

Utviklingen i dioksinkonsentrasjoner i filet av sjørret på våtvektsbasis er vist i Figur 5. Nivået i begge fjordene viser en nedadgående trend, sett over hele perioden 1990-2011, men hvor nivået i 2011 er noe høyere enn de foregående 3 år. Sjørret fra Langesundsfjorden har i hele overvåkingsperioden (bortsett fra i 1995) hatt lavere dioksinnivå enn i Frierfjorden, og nivået her har, med unntak av enkelte år, holdt seg stabilt på like over 2 ngTE/kg våtvekt fra 1997.



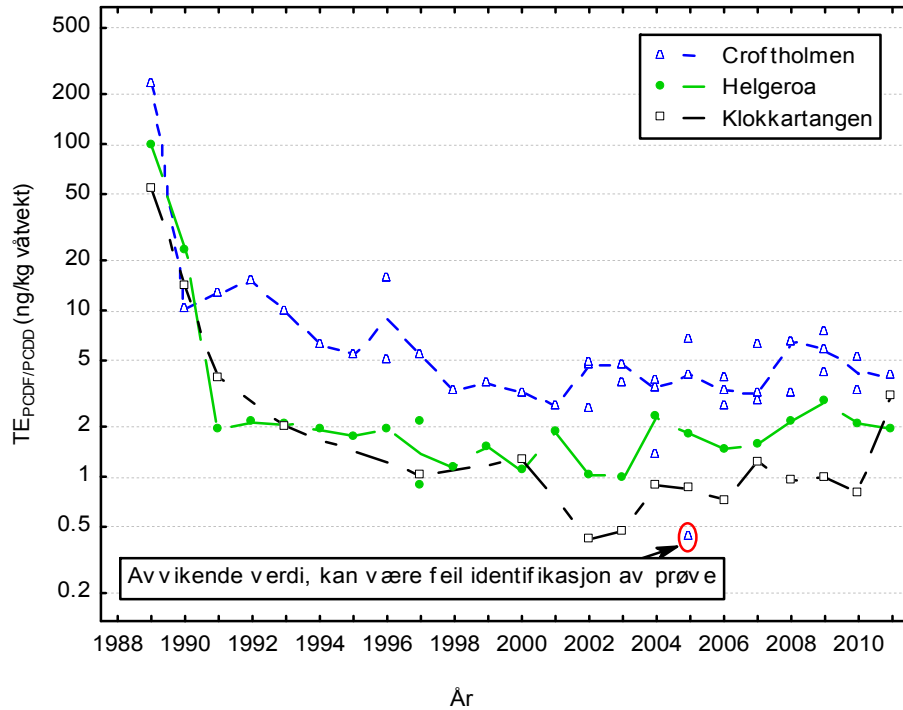
Figur 5. Konsentrasjoner av dioksiner i filet fra sjørret på våtvektsbasis (ngTE/kg våtvekt) fra Frierfjorden og Langesundsfjorden som funksjon av tid. NB: den logaritmiske skalaen på y-aksen demper det visuelle inntrykket av reduksjon over tid.

Blåskjell

Konsentrasjon av dioksiner i blåskjell på våtvektbasis viser ingen klar reduksjon over tid på noen av stasjonene i tidsrommet 1997-2011 (Figur 6). På stasjonene Croftholmen og Helgeroa var konsentrasjonene noe lavere enn i 2009 og 2010. Konsentrasjonen ved Klokkartangen var imidlertid høyere enn ved Helgeroa i 2011 (Figur 6) og er den høyeste som er observert ved Klokkartangen siden 1991. Årsaken til dette er som nevnt uvisst og nye observasjoner i 2012 vil indikere om dette er en anomali, eller en utvikling som bør vektlegge ytterligere undersøkelser.

Nivåene (ved Croftholmen og Helgeroa) ligger fortsatt mer enn 10 ganger over antatt bakgrunnsnivå i diffust belastede områder ($< 0,2$ ngTE/kg våtvekt, Molvær et al. 1997). I forhold til tidsrommet må man regne med en relativt høy utskifting av individene i de bestandene som samles. Dette betyr at overflatevannet fra Langesundsfjorden og utover fortsatt forsynes med løst eller partikulært bundet dioksin i tilstrekkelig mengde til å opprettholde forurensningsgraden i en filtrerende gruntvannsart som blåskjell. Det er gjennomført en egen analyse av data fram til og med 2010 for å komme nærmere en forklaring på at dioksinnivået i blåskjell er vedvarende høyt i forhold til bakgrunn. Denne analysen er gitt i Vedlegg 6 og konkluderer med følgende:

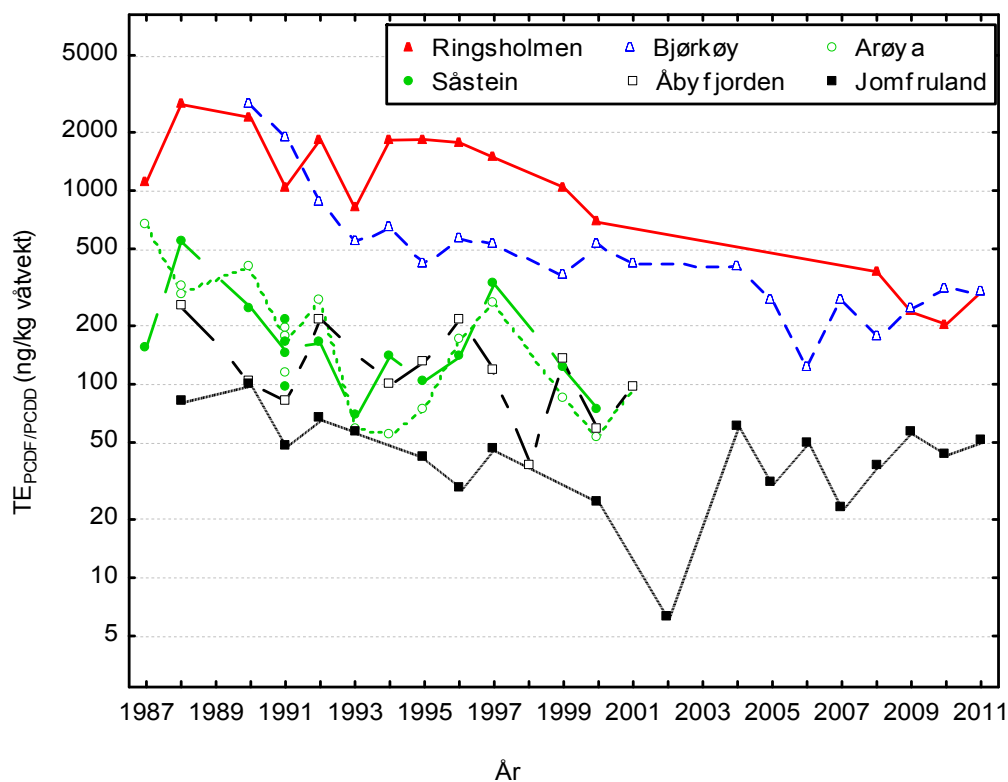
- En grov overslagsberegning indikerer at de nivåene av dioksiner som vi finner i blåskjellene i Grenlandsområdet i dag fullt ut kan forklares ved den teoretiske forekomsten av dioksiner i vannmassene som strømmer ut fra Frierfjorden. Så lenge disse forutsetningene holder er det ingen grunn til å forvente at nivåene i blåskjell skal synke nevneverdig mer.
- Analysene av eksisterende overvåkingsdata på blåskjell i perioden fram til 2000 indikerer at det har vært en gradvis og systematisk endring i relativ sammensetning av dioksinene i vannmassene, med redusert innflytelse av den kongeneren som var dominerende i utslippet fra Herøya. Etter 2000 har situasjonen stabilisert seg og profilene i blåskjell har endret seg lite. Sammensetningen nå har et større innslag av de kongenerene som bidrar mest til samlet TE-nivå. Mønsteret er det samme fra Langesundsfjorden til kysten utenfor.
- Analyse av tidsutviklingen i total konsentrasjon (ikke TE) av dioksiner fra 1989 til 2010 viser at de ulike forbindelsene har et til forveksling likt mønster selv om graden av endring varierer sterk. Alle forbindelsene viser en gradvis reduksjon frem til ca. år 2000 og en utflating eller til dels økning etterpå fram til 2010. Reduksjonen i total konsentrasjon sank med en faktor ca. 50 fram til omtrent år 2000 og total TE med en faktor ca 20. Bruddet i tidsutvikling rundt år 2000 viser seg både i konsentrasjon av de enkelte forbindelsene, i total konsentrasjon av PCDD/F, i totalt TE-nivå og i endring i dioksinprofil i blåskjellprøvene. Dette indikerer at også dioksininnholdet i vannmassene endret karakter på samme tid og kanskje har økt. Resuspensjon og lekkasje av dioksiner fra sediment kan være en vedvarende kilde. Tendensen til økning kan muligens forklares ved økt utvasking og avrenning av atmosfærisk avsatte dioksiner fra land fra hele nedbørsfeltet til fjordsystemet som følge av økt nedbør eller endret vannkjemi (pH, innhold av oppløst organisk karbon).



Figur 6. Konsentrasjoner av dioksiner i blåskjell på våtvektsbasis (ngTE/kg våtvekt) fra Langesundsfjorden (Croftholmen), Helgeroa og Klokkertangen som funksjon av tid. Linjene er trukket mellom medianverdier. NB: den logaritmiske skalaen på y-aksen demper det visuelle inntrykket av reduksjon over tid.

Taskekrabbe

Dioksininnholdet i skallinnmat (krabbesmør) av hannkrabbe fra Frierfjorden ble ikke analysert mellom 2000 og 2008. Tidligere prøver ble tatt ved Ringsholmene, mens prøvene i 2008-2011 ble tatt i ytre del av fjorden (Figur 1). I Frierfjorden har det vært en jevnt nedadgående trend i hele perioden siden målingene begynte 1988, men nivået i 2011 ligger noe høyere enn i de to foregående år (Figur 7). Sammenlikningen er imidlertid ikke helt pålitelig siden stasjonsplasseringen er blitt noe endret etter 2000. Utviklingen i Langesundsfjorden er fulgt nærmest årlig. Konsentrasjonene synes å ha stabilisert seg på samme nivå siden 2005 og siden 2009 har nivået i Langesundsfjorden faktisk vært det samme, eller høyere enn i Frierfjorden. Nivåene fra Jomfruland ligger klart lavere enn dette, men har ikke endret seg systematisk etter 2004. Det er ingen god forklaring på det avvikende lave nivået funnet i 2002.

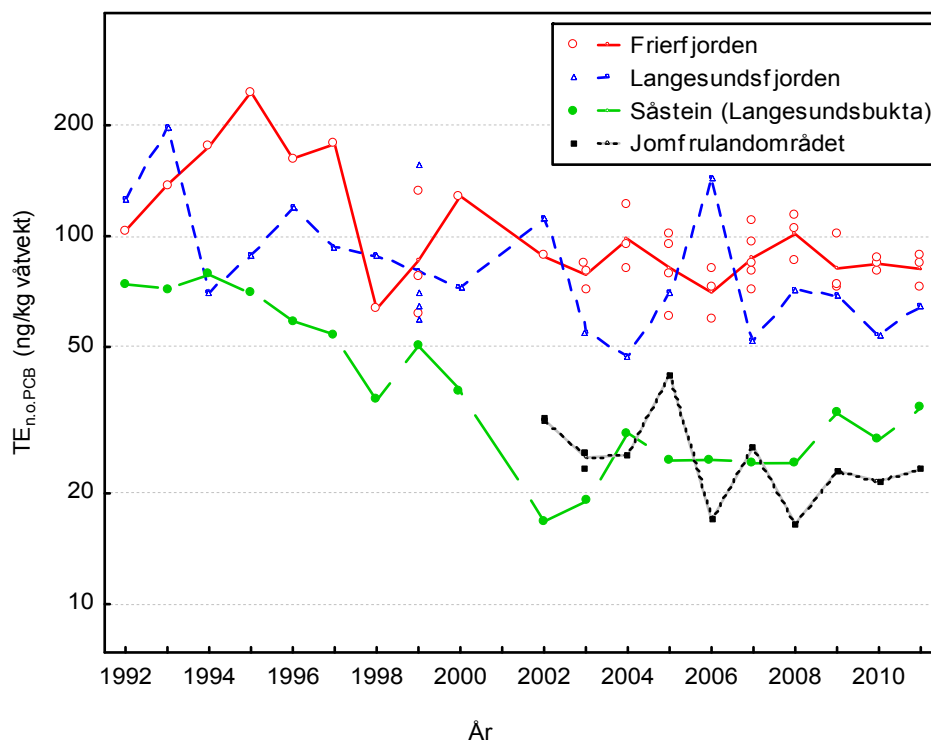


Figur 7. Konsentrasjoner av dioksiner i krabbesmør fra hanner fra Grenlandsområdet på våtvektsbasis (ngTE/kg våtvekt) som funksjon av tid. NB: den logaritmiske skalaen på y-aksen demper det visuelle inntrykket av reduksjon over tid. "Ringsholmen" tilsvarer Frierfjorden, "Bjørkøy" er i midtre Langesundsfjorden, "Arøya" er i ytre Langesundsfjorden, "Såstein" og "Åbyfjorden" er i vestre Langesundbukta og "Jomfruland" er på innsiden av Jomfruland (mot Kragerø).

4.3.1 Tilstand og tidsutvikling

Torsk

Tidsutviklingen i n.o.-PCB i torskelerver er vist i Figur 9 og reflekterer i stor grad tidsutviklingen for dioksiner.



Figur 9. Konsentrasjoner av n.o.-PCB i torskelerver på våtvektbasis (ngTE/kg våtvekt) som funksjon av tid. Alle replikater er vist; linjene er trukket mellom gjennomsnittsverdier på log-skala, dvs. geometrisk middel på lineær skala. NB: den logaritmiske skalaen på y-aksen demper det visuelle inntrykket av reduksjon over tid.

Øvrige arter

I filet av sjørøret fra Frierfjorden og Langesundsfjorden utgjorde n.o.-PCB henholdsvis 15 % og 11 % av sum TE i 2010. Den relative andelen har endret seg lite og usystematisk de siste årene.

I blåskjell utgjorde n.o.-PCB 8-9 % av sum TE i 2011. Det har det ikke vært noen systematisk endring i nivå av n.o.-PCB i blåskjell de siste årene.

I krabbesmør fra Frierfjorden og Langesundsfjorden utgjorde n.o.-PCB 3-4 % av sum TE i 2011 (det samme som i 2010). Ved Jomfruland var tilsvarende andel 9 %. Det har ikke vært noen entydig endring i relativt nivå av n.o.-PCB i skallinnmat i perioden 2001-2011.

Non-ortho PCB i sild fra Langesundsfjorden utgjorde 21 % av sum TE i 2011. Tilsvarende ble observert i 2009 (21 %) og 2004 (22 %).

I makrellfilet fra Langesundsbukta utgjorde n.o.-PCB hele 51 % av sum TE i 2011. I makrell i Langesundsfjorden i 2007 utgjorde n.o.-PCB hele 44 % av sum TE. Dette tilsvarte for øvrig bidraget fra n.o.-PCB til sum TE i makrell fra Eidangerfjorden i 2003, men var dobbelt så høyt som i makrell fra Langesundsfjorden i 2002.

Non-*ortho* PCB i rekehaler fra Eidangerfjorden og Langesundsfjorden utgjorde 2 % (begge steder) av sum TE i 2011. I reker fra Eidangerfjorden i 2009 og 2004 var bidraget henholdsvis 5 % og 2 %.

4.4 Kvikksølv i torskefilet

4.4.1 Tilstand 2011

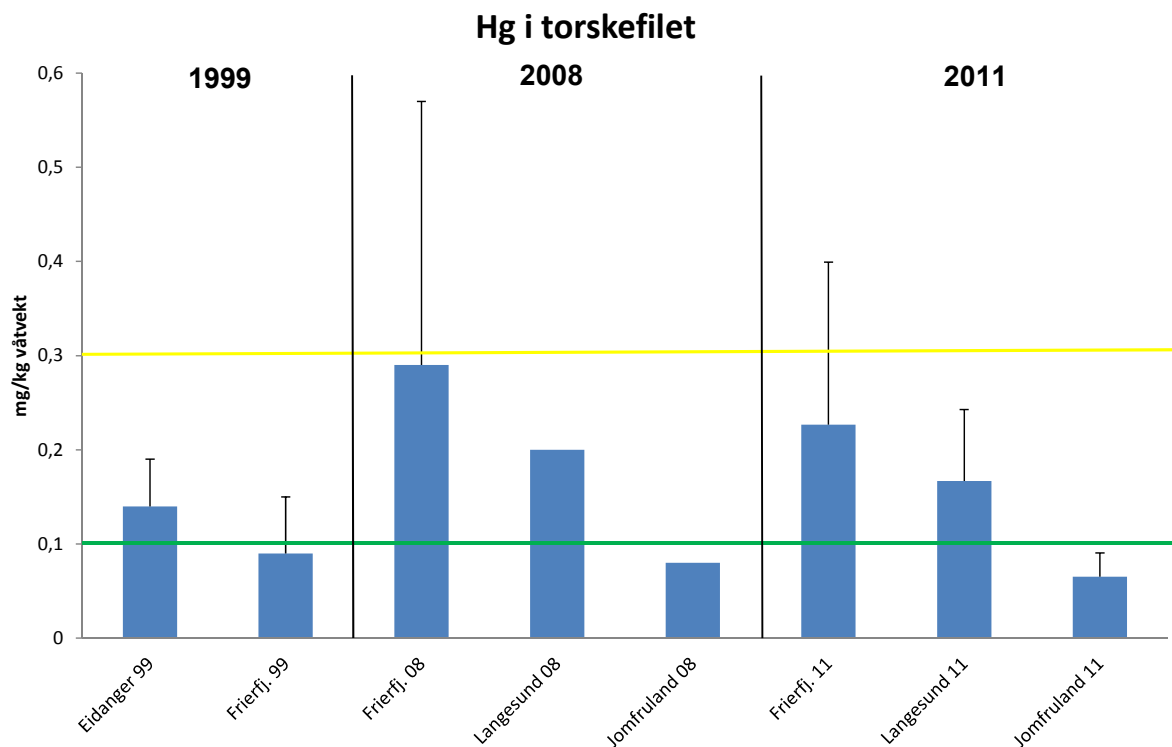
Resultatene av Hg-analysene er sammenfattet i Tabell 5 og Figur 10 sammen med resultatene fra undersøkelsene i 2008 og 1999. Rådata er gitt i Vedlegg 4. Fra Frierfjorden, Langesundsfjorden og Jomfruland ble det i 2011 analysert prøver fra til sammen 20 individer ved hver lokalitet. Forskjellen mellom disse områdene var tydelig. Gjennomsnittsnivået for Frierfjorden var 0,23 mg/kg våtvekt som tilsvarer SFT klasse II (moderat forurenset). Gjennomsnittlig konsentrasjon av kvikksølv i torskefilet fra Langesundsfjorden lå på 0,17 mg/kg (også tilsvarende klasse II, moderat forurenset), mens nivået ved Jomfruland lå på 0,07 mg/kg, tilsvarende tilstandsklasse I (ubetydelig/lite forurenset).

4.4.2 Sammenligning med tidligere resultater

Undersøkelser av Hg i torskefilet er tidligere gjort i 2008 og i 1999. I 1999 ble analysene fra Frierfjorden gjort på 51 individer og gjennomsnittsinholdet var 0,09 mg/kg våtvekt. I 2008 var gjennomsnittskonsentrasjonen en faktor 3 høyere (0,29 mg/kg). Forskjellen i medianverdi mellom 1999 og 2008 (hhv 0,07 og 0,16 mg/kg for 1999 og 2008) var statistisk signifikant (Mann-Whitney W-test, $p < 0,05$). Det bør bemerkes at analysene i 1999 ble gjort av NVI og i 2008 av NIVA. Det er vanskelig å bedømme om dette gir en systematisk forskjell i resultatene, men siden begge laboratoriene er akkreditert, bør en systematisk analytisk forskjell være liten. Det bør bemerkes at den individuelle variasjonen var betydelig høyere hos torsk fra Frierfjorden i 2008 enn i 1999, men den påvirker ikke sammenlikningen av gjennomsnittsverdiene mye siden medianverdiene også er klart forskjellige. I 2011 var konsentrasjonene av kvikksølv i torskefilet på hver av lokalitetene Frierfjorden, Langesundsfjorden og Jomfruland tilsynelatende veldig like som i 2008 (Figur 10). I Frierfjorden kunne eventuelle forskjeller i kvikksølvkonsentrasjoner mellom 2008 og 2011 testes statistisk. Ingen forskjell kunne observeres ($p=0,47$; ANOVA/t-test).

Tabell 5. Innhold av kvikksølv (mg/kg våtvekt) i individuelle prøver og blandprøver av torskefilet fra Grenland i 2011, 2008 og 1999. ved individuelle prøver er gjennomsnitt, standardavvik og antall prøver (n) oppgitt. Romertall angir klasser etter Klifs miljøkvalitetsklassifisering (SFT TA-1467/1997).

Lokalitet	mgHg/kg våtvekt	Klif klasse
Frierfjorden		
Frierfjorden 2011	0,23 ± 0,17, n=20	(II)
Ringsholmene 2008	0,27 ± 0,21, n=9	(II)
Standardområdet 2008	0,31 ± 0,34, n=11	(III)
Frierfjorden samlet 2008	0,29 ± 0,28, n=20	(II)
Frierfjorden 1999	0,09 ± 0,06, n=51	(I)
Langesundsfjorden		
Langesundsfjorden 2011	0,17 ± 0,08, n=20	(II)
Blandprøve 2008	0,20	(II)
Eidangerfj. 1999	0,14 ± 0,05, n=15	(II)
Jomfruland		
Jomfruland 2011	0,07 ± 0,03, n=20	(I)
Blandprøve 2008	0,08	(I)



Figur 10. Gjennomsnittsnivå (± standardavvik der det er individuelle analyser) av Hg i torskelever i prøver fra 1999, 2008 og 2011. Grensene for Klifs tilstandsklasser I – III er angitt (grønn linje: nedre grense for klasse II; gul linje: nedre grense for klasse III).

4.5 Tinnorganiske forbindelser

4.5.1 Tilstand 2011

Innholdet av tinnorganiske forbindelser i filet av sjøørret fra Grenlandsfjordene, 2011, er vist i Tabell 6. Rådata er gitt i Vedlegg 5. Konsentrasjonene var tilsynelatende noe høyere i Frierfjorden enn i Langesundsfjorden. Dette er tidligere også observert i torsk (lever) og krabbe (skallinnmat; Ruus et al. 2011). I ørret var det tributyltinn (TBT), den aktive komponenten i antibegroingsmiddel (bunnstoff) som tidligere ble brukt på båtskrog, som viste de høyeste konsentrasjonene. I torskelever har det vært trifenylytinn (TPhT) som har vist de høyeste konsentrasjonene de senere år (Ruus et al. 2011). Det har imidlertid vært bemerket at det foreligger analytiske usikkerheter mhp fenyltinnforbindelser i fettrike prøver, som torskelever (Bakke et al. 2009; Ruus et al. 2011).

Tabell 6. Innhold av tinnorganiske forbindelser ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) i filet av sjøørret fra Grenlandsfjordene 2011.

Arter/prøvesteder	MBT	DBT	TBT	MPhT	DPhT	TPhT
Sjøørret, filet						
Frierfjorden	<0,3	1,60	13,10	<0,3	<0,3	3,20
Langesundsfjorden	<0,3	0,90	5,50	<0,3	<0,3	1,90

Det er ikke analysert tinnorganiske forbindelser i sjøørret fra Grenlandsfjordene tidligere i langtidsprogrammet.

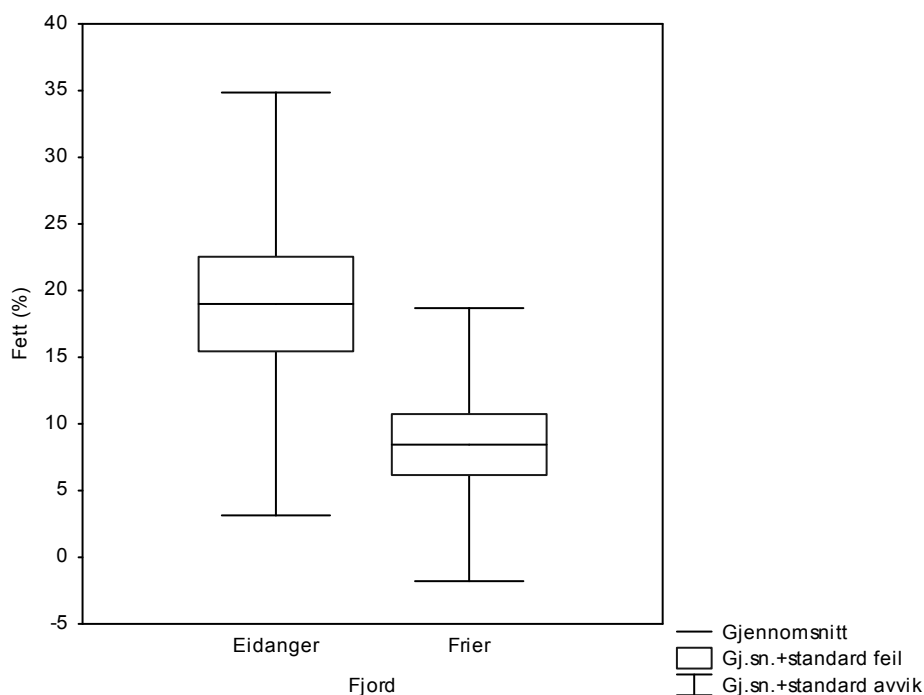
4.6 Øvrige klororganiske forbindelser i torskelever

Tidsserien av heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS) og dekalorlobifenyl (DCB; PCB-209) i individuelle torskelever dekker i hovedsak årlige analyser fra 1975 til 2001; deretter er det gjort analyser hvert annet år f.o.m. 2005. Analysene i 2011 omfatter 20 individer fra Frierfjorden og 20 individer fra Eidangerfjorden. Rådata er gitt i Vedlegg 3. Vedlegget inkluderer også analyse av forbindelsene PCB-153 og pentaklorbenzen (5CB) som bare er analysert siden 2005. Data for fettinnholdet i torskelever (individuelle prøver) foreligger ikke for de tidligste årene (før 1990) og tidsutviklingene er følgelig bare presentert på våtvektsbasis.

4.6.1 Tilstand 2011

Fettinnhold

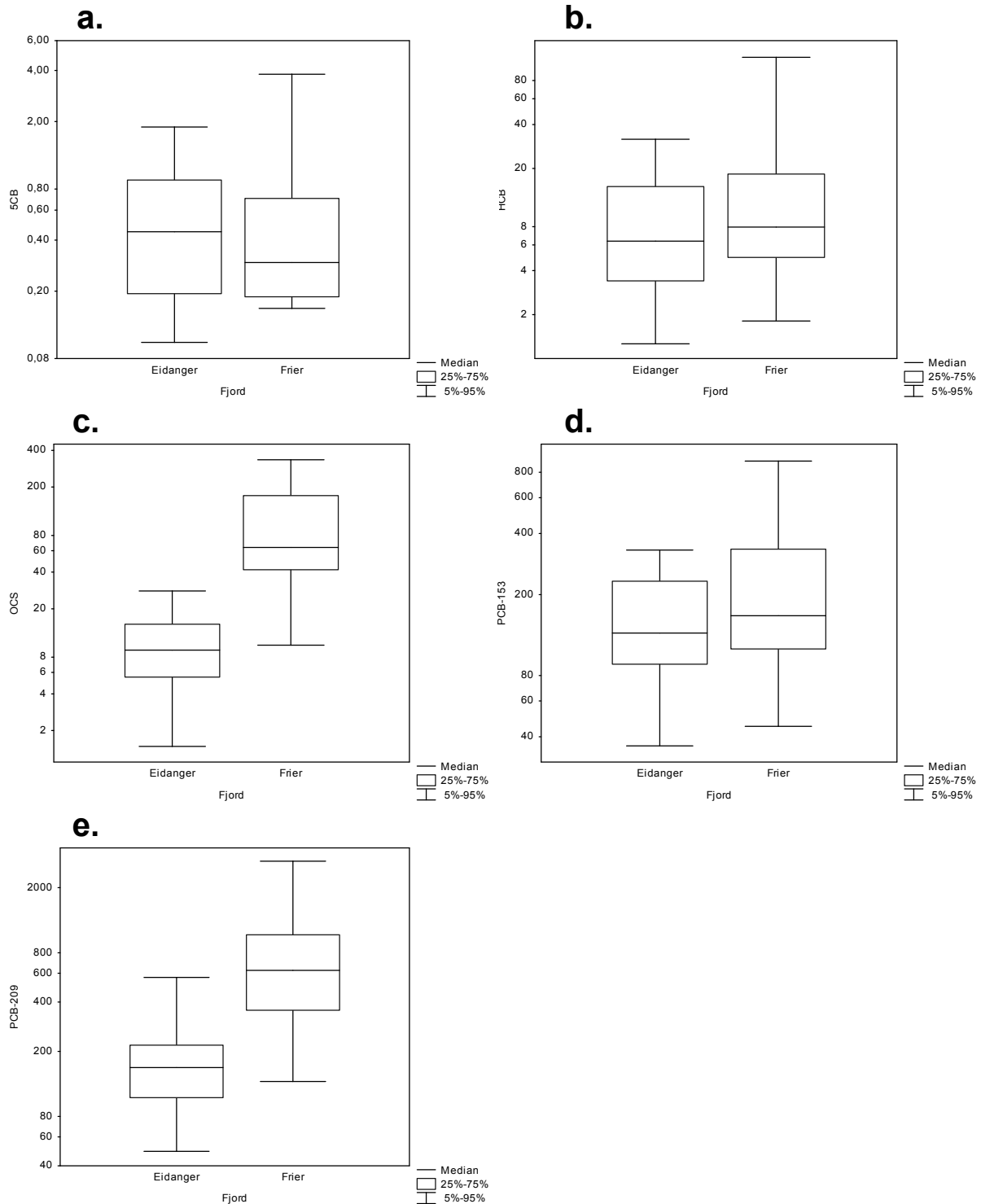
Figur 11 viser gjennomsnittlig fettinnhold i individuelle torskeleverprøver fra Eidangerfjorden og Frierfjorden i 2011 (med standard feil og standard avvik). Det var signifikant lavere fettinnhold i torskelever fra Frierfjorden, enn i torskelever fra Eidangerfjorden ($p < 0,005$; t-test/ANOVA). Resultatene stemmer godt med observasjonene i blandprøvene (Tabell 3, Figur 3). Dette forsterker inntrykket av fall i fettinnhold siden det dreier seg om to helt uavhengige analyser.



Figur 11. Gjennomsnittlig fettinnhold (%) i lever av torsk fra Eidangerfjorden ($n=20$) og Frierfjorden ($n=20$), samt standard feil og standard avvik, 2011.

Klororganiske forbindelser

Forskjeller mellom de to fjordene i konsentrasjon av de klororganiske forbindelsene i 2011 er vist på våtvektsbasis (Figur 12). Forskjeller mellom fjord (Frierfjorden versus Eidangerfjorden) i konsentrasjon av de ulike stoffene i individuelle prøver av torskelever er testet med kovariansanalyse (ANCOVA) med fjord som kategorisk forklaringsvariabel, fettprosent som kontinuerlig forklaringsvariabel (kovariabel) og de enkelte stoffene som avhengige responsvariabler. Analysen viste signifikante forskjeller i konsentrasjoner mellom fjordene for alle forbindelsene når det ble korrigert for fettinnhold ($p < 0,0007$; det betyr høyest konsentrasjoner i Frierfjorden). Fettinnhold var en signifikant forklaringsvariabel ($p < 0,0003$) for alle stoffene unntatt DCB (PCB-209; $p = 0,051$), som for øvrig viste klart høyere konsentrasjoner i Frierfjorden (Figur 12).

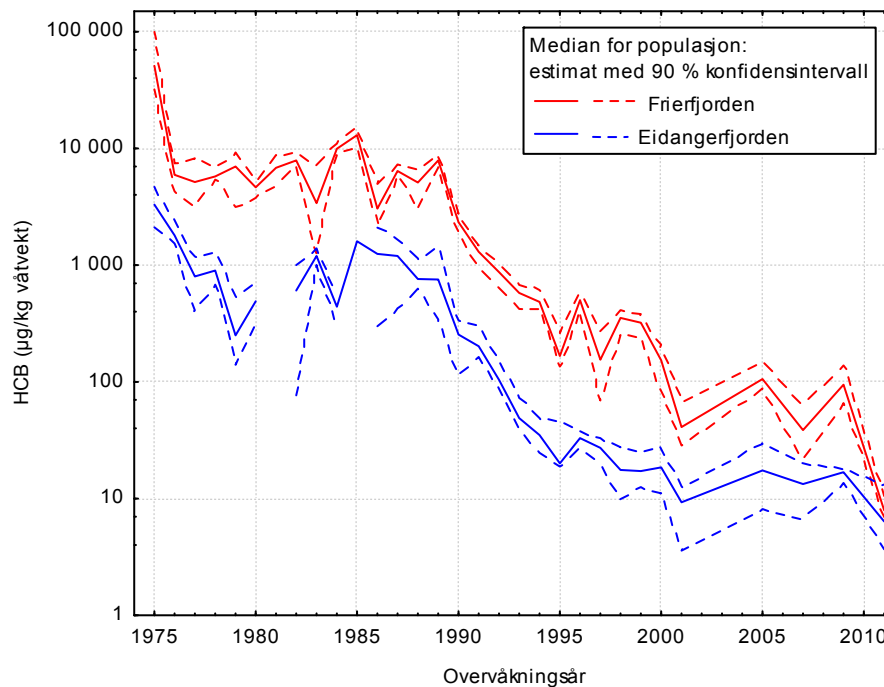


Figur 12. Sammenlikning av median konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) av a: pentaklorbenzen (5CB), b: heksaklorbenzen (HCB), c: oktaklorstyren (OCS), d: PCB-153 og e: dekaklorbifenyl (DCB, PCB-209), i lever av torsk fra Eidangerfjorden ($n=20$) og Frierfjorden ($n=20$) i 2011. Figuren angir også kvartiler (25 % og 75 % percentilene), samt 5 % og 95 % percentilene. Y-aksen er angitt på log-skala.

4.6.2 Tidsutvikling

HCB

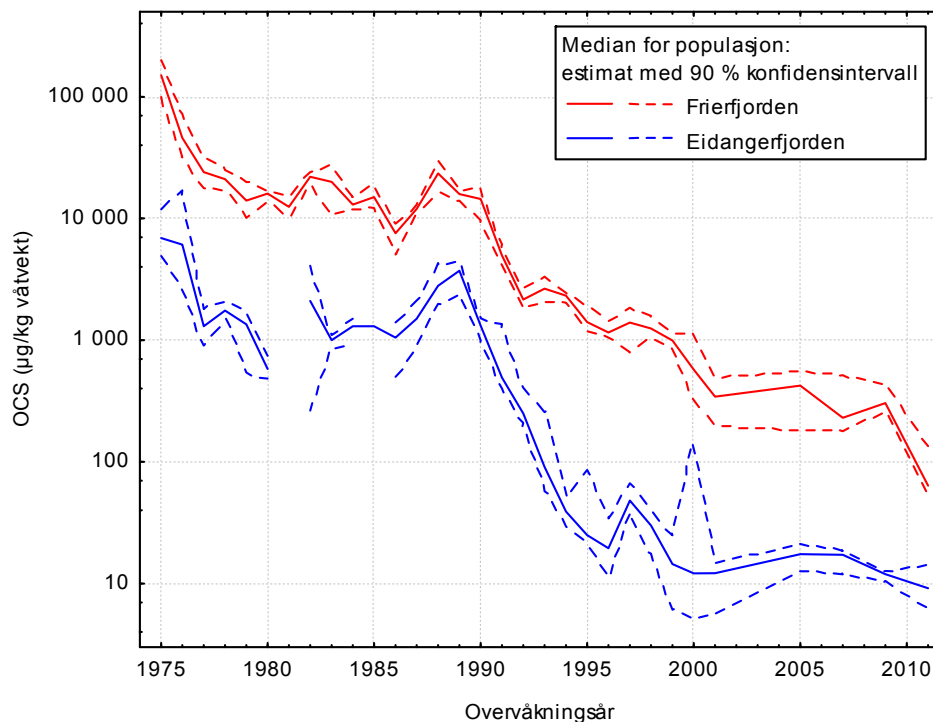
Tidligere overvåkingsrapporter påpekte en markert nedgang i nivåene av HCB i perioden 1989 – 1995 i torsk fra både Frierfjorden og Eidangerfjorden, etterfulgt av gradvis langsommere reduksjon. Fra 2001 til 2009 har det ikke vært noen reduksjon i HCB-nivå i noen av fjordene (Figur 13). Konsentrasjonene i 2011 var noe lavere, men det må bemerkes at det lave fettinnholdet kan være med på å forklare dette. Median-konsentrasjonen av HCB på våtvektbasis i 2011 klassifiserer torskelever i Frierfjorden og Eidangerfjorden som ubetydelig/lite forurenset (klasse I) i henhold til Klifs klassifiseringssystem for miljøkvalitet (Molvær et al. 1997). Prøvene fra Eidangerfjorden har vært klassifisert som ubetydelig til moderat forurenset (klasse I og II) siden ca år 2000.



Figur 13. Median konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) av heksaklorbenzen (HCB) i lever av torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden 1975-2011. Merk at nivåene er gitt på log-skala og derfor demper det visuelle inntrykket av reduksjon over tid.

OCS

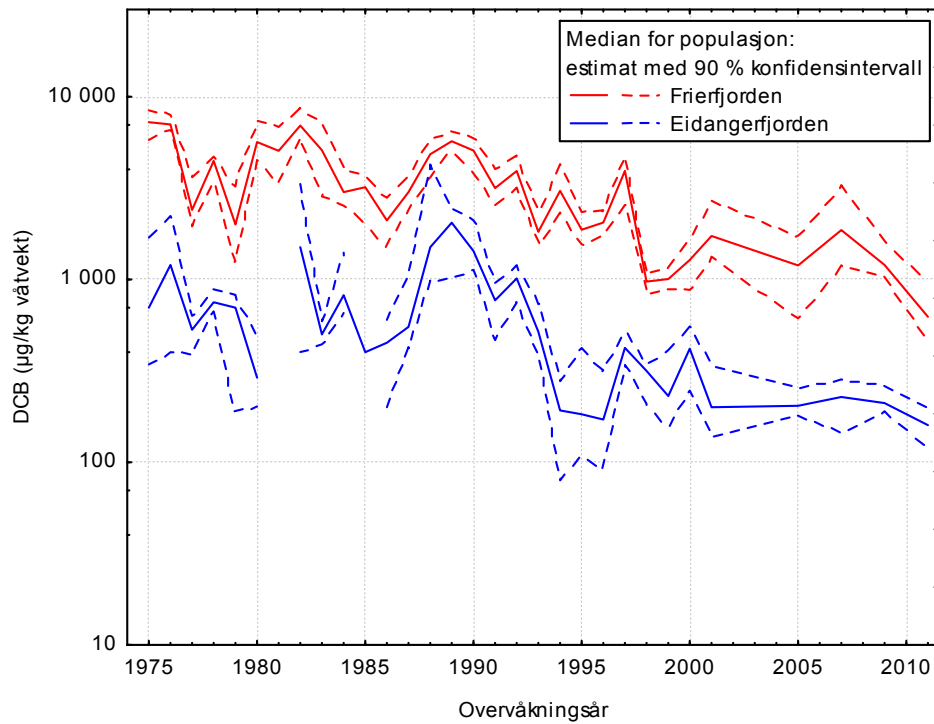
Også for OCS var det en klar nedgang i nivå fra ca 1989-90 til 1999 i begge fjordene, spesielt markert i Eidangerfjorden (Figur 14). Reduksjonen i OCS har gått langsommere i Frierfjorden etter ca 2000 og i Eidangerfjorden etter ca 1995, men tendensen til og med 2011 er at nivåene fortsatt synker (ikke testet statistisk). Det bemerkes igjen at det lave fettinnholdet kan være med på å forklare de lave våtvektkonsentrasjonene i 2011. I 2011 ligger nivået i Frierfjorden på >10 ganger det som ansees å være grensen for høyt bakgrunnsnivå på 5 µg/kg våtvekt (Green og Knutzen 2003). I Eidangerfjorden har OCS-nivået flatet ut etter ca 2000 på et nivå tilsvarende det dobbelte av grensen for høyt bakgrunnsnivå. Den videre nedgangen i Eidangerfjorden forventes derfor å være marginal.



Figur 14. Median konsentrasjon (µg/kg våtvekt) av oktaklorstyren (OCS) i lever av torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden 1975-2011. Merk at nivåene er gitt på log-skala og derfor demper det visuelle inntrykket av reduksjon over tid.

DCB

Etter en gradvis reduksjon i DCB-nivå fram til midt på 90-tallet i begge fjordene har det ikke vært noe systematisk endring i mediankonsentrasjoner (Figur 15). Nivåene i 2011 er imidlertid de laveste som hittil er observert i begge fjordene. Konsentrasjonene er fortsatt henholdsvis >100 ganger (Frierfjorden) og >30 ganger (Eidangerfjorden) høyere enn antatt høyt bakgrunnsnivå på 5 µg/kg våtvekt (Green og Knutzen 2003). Som nevnt viser ikke DCB like god sammenheng med fettinnhold som de øvrige forbindelsene.



Figur 15. Median konsentrasjon (µg/kg våtvekt) av dekalorbifenyl (DCB) i lever av torsk fra Frierfjorden og Eidangerfjorden 1975-2011. Merk at nivåene er gitt på log-skala og derfor demper det visuelle inntrykket av reduksjon over tid.

5. Oppsummering og konklusjoner

5.1 Frierfjorden

Det var en klar nedadgående trend i fettinnhold i torskelever fra Frierfjorden fra midt på 1990-tallet til 2006. Deretter fulgte 3 år med noe høyere fettverdier, før det i 2011 igjen ble observert uvanlig lave fettverdier. Årsaken til fallet i fettinnhold er ikke kjent. Dette synes også å reflekteres i dioksiner i torskelever (TE uttrykt på våtvektsbasis), hvor konsentrasjonen i 2011 var noe lavere enn i 2010 (og sammenlignbar med den i 2009). På fettvektsbasis er konsentrasjonene (uttrykt som TE) i 2011 høyere enn i 2010 og inntrykket av en økning siden 2008 forsterkes.

De høyeste konsentrasjonene av øvrige klororganiske forbindelser (HCB, OCS og DCB) ble observert i torsk fra Frierfjorden, når det ble korrigert for ulikt fettinnhold. Konsentrasjonene (på våtvektsbasis) i 2011 er de laveste som er observert, men noe av dette må antas å skyldes det veldig lave fettinnholdet. Konsentrasjonen av HCB klassifiseres som ubetydelig/lite forurenset (klasse I). OCS og DCB er ikke klassifisert men nivåene i 2011 tilsvarer henholdsvis >10 og >100 ganger antatt høyt bakgrunnsnivå.

Nivået av dioksiner i filet av sjøørret fra Frierfjorden er litt høyere i 2011, enn i 2008.

Det var en tilsynelatende reduksjon av dioksiner i skallinnmat av krabbe i perioden 2008-2010. I 2011 var konsentrasjonen imidlertid høyere enn i 2009 og 2010.

Konsentrasjonene av tinnorganiske forbindelser i sjøørret var tilsynelatende noe høyere i Frierfjorden enn i Langesundsfjorden.

Tendensen til reduksjon i kvikksølvkonsentrasjoner i torsk fra Frierfjorden i perioden 2008 til 2011 er ikke statistisk signifikant.

5.2 Langesundsfjorden

For de fleste undersøkte arter ligger dioksinnivåene i Langesundsfjorden lavere enn det som er funnet i Frierfjorden, men nivåene har endret seg lite over de siste 10-15 årene. For skallinnmat av krabbe er det tilsynelatende ingen forskjell i dioksinnivåer mellom de to fjordene.

Det var signifikant lavere konsentrasjoner av øvrige klororganiske forbindelser (HCB, OCS og DCB) i torsk fra Eidangerfjorden enn i torsk fra Frierfjorden, når det ble korrigert for ulikt fettinnhold. Konsentrasjonen av HCB klassifiseres som ubetydelig/lite forurenset (klasse I), mens nivåene av OCS og DCB tilsvarer henholdsvis det dobbelte og >30 ganger antatt høyt bakgrunnsnivå.

Sjøørret tilfredsstillende grenseverdien for dioksiner i fisk og fiskeriprodukter. Dioksinnivået har med unntak av enkelte år holdt seg stabilt på like over 2 ngTE/kg våtvekt fra ca 1997 til 2011.

Blåskjell, sild og reker fra Langesundsfjorden oversteg grenseverdien for dioksiner i fisk og fiskeriprodukter.

Konsentrasjonene av tinnorganiske forbindelser i sjørret var tilsynelatende noe lavere i Langesundsfjorden enn i Frierfjorden.

Det var tilsynelatende liten endring i kvikksølvinnholdet i torsk, siden 2008.

En grov overslagsberegning indikerer at de nivåene av dioksiner som vi finner i blåskjellene i Grenlandsområdet i dag fullt ut kan forklares ved den teoretiske forekomsten av dioksiner i vannmassene som strømmer ut fra Frierfjorden. Så lenge disse forutsetningene holder er det ingen grunn til å forvente at nivåene i blåskjell skal synke nevneverdig mer. Det ser imidlertid ut til at det må ha skjedd en endring i nivå og sammensetning av dioksinene som blåskjell er eksponert for etter ca 2000.

5.3 Langesundsbukta og områdene utenfor

Bortsett fra blåskjellstasjonen ved Helgeroa og makrell i Langesundsbukta omfatter programmet kun områdene utenfor Langesundsbukta. Fortsatt var det en mer markert reduksjon i dioksinnivåer generelt fra Langesundsfjorden til utenfor Langesundsbukta sammenlignet med forskjellen mellom Frierfjorden og Langesundsfjorden. I 2011 viste det seg imidlertid at blåskjell fra Klokkartangen tilsynelatende hadde høyere konsentrasjoner av dioksiner enn blåskjell fra Helgeroa. Konsentrasjonen ved Klokkartangen er den høyeste som er observert siden 1991. Årsaken til dette er uvisst og nye observasjoner i 2012 vil indikere om dette er en anomali, eller et fenomen som bør vektlegge ytterligere undersøkelser. Det er ellers lite endring å spore i dioksinnivåene i ytre områder, når man ser på de senere årene.

Det relative bidraget av toksiske ekvivalenter av non-*ortho* PCB-forbindelser, sammenlignet med bidraget fra dioksiner, var høyere i torskelever fra ytre områder, sammenlignet med inne i Grenlandsfjordene. Dette er også observert tidligere.

Blåskjell fra Helgeroa og Klokkartangen, samt makrell fra Langesundsbukta tilfredsstillende grenseverdien for dioksiner i fisk og fiskeriprodukter.

6. Litteratur

- Bakke, T., Ruus, A., Bjerkeng, B., Knutsen JA., Schlabach, M., 2007. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2006. Rapport 998/07 innen Statlig program for forurensningsovervåking. Klif TA-2319/2007, NIVA-rapport 5504/2007, 93 s.
- Bakke, T., Ruus, A., Bjerkeng, B., Knutsen JA., Schlabach, M., 2009. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2007. Rapport 1038/08 innen Statlig program for forurensningsovervåking. Klif TA-2449/2008, NIVA-rapport 5707/2009, 80 s.
- Bakke, T., Ruus, A., Bjerkeng, B., Knutsen JA., 2010. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2009. Rapport 1075/2010 innen Statlig program for forurensningsovervåking. Klif TA-2670/2010, NIVA-rapport 5981/2010, 78 s.
- Bjerkeng, 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.
- Bjerkeng, B., 2006. Statistisk vurdering av overvåking av dioksiner i organismer. Kvantifisering av usikkerhet og vurdering av utsagnskraft - grunnlag for planlegging av overvåkingsprogram. NIVA-rapport 5123-2006, 110s.
- Brevik, EM., 1978. Gas chromatographic method for the determination of organochlorine pesticides in human milk. Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology 19:281-286.
- Frantzen S., Måge, A., Iversen, SA., Julshamn, K., 2011. Seasonal variation in the levels of organohalogen compounds in herring (*Clupea harengus*) from the Norwegian Sea. Chemosphere 85:179-187.
- Green, NW., Knutzen, J., 2003. Organohalogenes and metals in marine fish and mussels and some relationships to biological variables at reference localities in Norway. Marine Pollution Bulletin 46:362-377.
- Hanberg, A., F. Wærn, 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.
- Klif TA-1467/1997. Veiledning 97:03: Molvær, J., Knutzen, J., Magnusson, J., Rygg, B., Skei, J. og Sørensen, J. Klassifisering av miljøkvalitetet i fjorder og kystfarvann. 36 s.
- Oehme, M., J. Klungsoyr, 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.
- Ruus, A., Bakke, T., Bjerkeng, B., Knutsen H., 2011. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2010. Rapport 1104/2011 innen Statlig program for forurensningsovervåking. Klif TA-2836/2011, NIVA-rapport 6203/2011, 65 s.
- 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., Wærn, F. og T. Zacharewskim.fl.,

1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ Hlth. Perspect.* 106:775-792.
- Van den Berg, M., Birnbaum, L.S., Denison, M. *et al.* 2006. The 2005 World Health Organization reevaluation of human and mammalian toxic equivalency factors for dioxins and dioxin-like compounds. *Toxicological Sciences.* 93:223-241.
- Økland, TE, 2005. Kostholdsråd i norske fjorder og havner. Rapport utarbeidet for Mattilsynet, Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) og Statens forurensningstilsyn (Klif) av Bergfall & co as. Aktiv Trykk. 268s.

7. Vedleggsregister

1. Karakteristikk av prøvemateriale av organismer fra Grenlandsfjordene 2011.
2. Rådata for NILUs analyser av fettinnhold, dioksiner og n.o.-PCB i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2011.
3. Rådata for NVHs analyser av utvalgte klororganiske forbindelser i torskelever fra Grenlandsfjordene 2011.
4. Rådata for NIVAs analyser av kvikksølv i torskefilet fra Grenlandsfjordene 2011.
5. Rådata for Eurofins analyse av tinnorganiske forbindelser i sjørret fra Grenlandsfjordene 2011.
6. NOTAT: «Vurdering av mulige årsaker til tidstrend for PCDD/F i blåskjell fra Grenlandsfjordene».

7.1 Vedlegg 1. Karakteristikk av prøvemateriale av organismer fra Grenlandsfjordene 2011.

Arter, stasjon, vev	N	Lengde (cm) M/SD/VAR	Vekt (g) M/SD/VAR
Torsk			
Frierfjorden 1 lever	20	48/8/39-66	1035/539/506-2334
Frierfjorden 2 lever	19	42/3/36-47	675/118/460-940
Frierfjorden 3 lever	20	43/5/37-59	767/265/540-1664
Frierfjorden filet	20	48/7/42-66	1013/429/644-2334
Langesundsfjorden lever	20	42/4/36-50	662/230/440-1262
Langesundsfjorden filet	20	42/4/36-50	662/230/440-1262
Såstein lever	18	43/8/30-59	799/384/216-1608
Jomfruland lever	20	40/5/27-53	648/253/188-1388
Jomfruland filet	20	33/10/17-45	472/275/40-876
Sjørret filet			
Frierfjorden	20	39/6/28-50	621/253/254-1202
Langesundsfjorden	18	30/7/23-52	327/290/128-1282
Sild filet			
Langesundsfjorden	20	28/2/26-31	191/54/13-256
Makrell filet			
Langesundsbukta	20	27/3/23-33	170/63/100-296
Reker (hale)			
Eidangerfjorden	n.a.	n.a.	n.a.
Langesundsfjorden	n.a.	n.a.	n.a.
Blåskjell		(skallengde)	
Crotholmen	50	7/1/6-8	n.a.
Helgeroa	50	7/1/6-10	n.a.
Klokkertangen	50	8/1/7-10	n.a.
Taskekrabbe (hanner)		(skallbredde)	
Frierfjorden, skallinnmat	18	15/2/12-18	n.a.
Langesundsfjorden, skallinnmat	13	15/2/12-20	n.a.
Jomfruland, skallinnmat	20	15/1/12-17	n.a.

7.2 Vedlegg 2. Rådata for NILUs analyser av fettinnhold, dioksiner og n.o.-PCB i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2011.

Fettinnhold:

Analyse nr	Kunde	Materiale	Fett %
12/0126	NIVA Grenland	Torskelever	8,78
12/0127	NIVA Grenland	Torskelever	3,3
12/0128	NIVA Grenland	Torskelever	8,53
12/0129	NIVA Grenland	Torskelever	22,1
12/0130	NIVA Grenland	Torskelever	16,2
12/0131	NIVA Grenland	Torskelever	24
12/273	NIVA Grenland	Rekehaler	0,29
12/274	NIVA Grenland	Rekehaler	0,63
12/275	NIVA Grenland	Ørret	0,84
12/276	NIVA Grenland	Ørret	0,81
12/277	NIVA Grenland	Sild	14,4
12/278	NIVA Grenland	Makrell	8,5
12/369	NIVA Grenland	Krabbe	8,7
12/370	NIVA Grenland	Krabbe	7,07
12/371	NIVA Grenland	Krabbe	10,16
12/372	NIVA Grenland	Blåskjell	0,82
12/373	NIVA Grenland	Blåskjell	1,05
12/374	NIVA Grenland	Blåskjell	0,94

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-8328

NILU sample number: 12/126

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland. Frierfjorden. Prøve 1

: 17/11-11

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_03-02-12-diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	26,5	61	26,5	26,5	26,5
12378-PeCDD	3,63	79	1,81	3,63	3,63
123478-HxCDD	0,60	80	0,06	0,06	0,06
123678-HxCDD	64,5	77	6,45	6,45	6,45
123789-HxCDD	68,4		6,84	6,84	6,84
1234678-HpCDD	34,2	75	0,34	0,34	0,34
OCDD	14,2	65	0,01	0,00	0,00
SUM PCDD			42,0	43,8	43,8
Furanes					
2378-TCDF	104	74	10,4	10,4	10,4
12378/12348-PeCDF	239	x	2,39	11,9	7,16
23478-PeCDF	42,8	74	21,4	21,4	12,8
123478/123479-HxCDF	1 160	79	116	116	116
123678-HxCDF	614	86	61,4	61,4	61,4
123789-HxCDF	57,0	x	5,70	5,70	5,70
234678-HxCDF	118	75	11,8	11,8	11,8
1234678-HpCDF	150	70	1,50	1,50	1,50
1234789-HpCDF	347	x	3,47	3,47	3,47
OCDF	105	70	0,11	0,01	0,03
SUM PCDF			234	244	230
SUM PCDD/PCDF			276	287	274
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	93,9	69		0,01	0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	6,69			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	735	81		73,5	73,5
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1 033	85		10,3	31,0
SUM TE-PCB				83,8	104

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

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

TE (2005): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

<: 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

x: Samplingstandard NS-EN 1948

*: Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-8328

NILU sample number: 12/127

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland. Frierfjorden. Prøve 2

: 17/11-11

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_03-02-12-diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	27,4	63	27,4	27,4	27,4
12378-PeCDD	2,68	77	1,34	2,68	2,68
123478-HxCDD	0,55	78	0,05	0,05	0,05
123678-HxCDD	52,4	72	5,24	5,24	5,24
123789-HxCDD	60,8		6,08	6,08	6,08
1234678-HpCDD	32,6	75	0,33	0,33	0,33
OCDD	16,7	67	0,02	0,00	0,00
SUM PCDD			40,4	41,7	41,7
Furanes					
2378-TCDF	60,3	68	6,03	6,03	6,03
12378/12348-PeCDF	236	x	2,36	11,8	7,08
23478-PeCDF	38,2	74	19,1	19,1	11,5
123478/123479-HxCDF	1 216	76	122	122	122
123678-HxCDF	633	72	63,3	63,3	63,3
123789-HxCDF	68,3	x	6,83	6,83	6,83
234678-HxCDF	110	73	11,0	11,0	11,0
1234678-HpCDF	170	70	1,70	1,70	1,70
1234789-HpCDF	380	x	3,80	3,80	3,80
OCDF	145	77	0,14	0,01	0,04
SUM PCDF			236	245	233
SUM PCDD/PCDF			276	287	274
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	16,1	66		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	2,59			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	653	77		65,3	65,3
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	779	82		7,79	23,4
SUM TE-PCB				73,1	88,6

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

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

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-8328

NILU sample number: 12/128

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Frierfjorden/Ringskl. 18.11.11, Prøve 3

Sample type: Torskelever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M_09-02-12-1

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	42,3	72	42,3	42,3	42,3
12378-PeCDD	4,74	82	2,37	4,74	4,74
123478-HxCDD	0,51	84	0,05	0,05	0,05
123678-HxCDD	71,8	85	7,18	7,18	7,18
123789-HxCDD	75,2		7,52	7,52	7,52
1234678-HpCDD	39,2	88	0,39	0,39	0,39
OCDD	20,7	85	0,02	0,00	0,01
SUM PCDD			59,8	62,1	62,2
Furanes					
2378-TCDF	165	75	16,5	16,5	16,5
12378/12348-PeCDF	348	x	3,48	17,4	10,4
23478-PeCDF	50,8	80	25,4	25,4	15,2
123478/123479-HxCDF	1 316	87	132	132	132
123678-HxCDF	816	81	81,6	81,6	81,6
123789-HxCDF	99,8	x	9,98	9,98	9,98
234678-HxCDF	154	81	15,4	15,4	15,4
1234678-HpCDF	244	77	2,44	2,44	2,44
1234789-HpCDF	539	x	5,39	5,39	5,39
OCDF	215	101	0,21	0,02	0,06
SUM PCDF			292	306	289
SUM PCDD/PCDF			352	368	351
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	84,5	69		0,01	0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	8,08			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	781	81		78,1	78,1
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	987	87		9,87	29,6
SUM TE-PCB				88,0	108

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

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

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-8328

NILU sample number: 12/129B

Customer: NIVA

Customers sample ID: Langesundfjorden 17/11-11

:

Sample type: Torskelever

Sample amount: 3,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD002_20-02-12-diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	27,1	66	27,1	27,1	27,1
12378-PeCDD	2,71	81	1,35	2,71	2,71
123478-HxCDD	< 0,18	77	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	32,5	75	3,25	3,25	3,25
123789-HxCDD	26,3		2,63	2,63	2,63
1234678-HpCDD	10,3	84	0,10	0,10	0,10
OCDD	7,10 b	78	0,01	0,00	0,00
SUM PCDD			34,5	35,8	35,8
Furanes					
2378-TCDF	240	76	24,0	24,0	24,0
12378/12348-PeCDF	398	x	3,98	19,9	12,0
23478-PeCDF	33,2	75	16,6	16,6	9,95
123478/123479-HxCDF	554	75	55,4	55,4	55,4
123678-HxCDF	367	71	36,7	36,7	36,7
123789-HxCDF	35,4	x	3,54	3,54	3,54
234678-HxCDF	77,2	71	7,72	7,72	7,72
1234678-HpCDF	89,5	72	0,90	0,90	0,90
1234789-HpCDF	152	x	1,52	1,52	1,52
OCDF	41,0	84	0,04	0,00	0,01
SUM PCDF			150	166	152
SUM PCDD/PCDF			185	202	187
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	233	77		0,02	0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	14,6			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	607	78		60,7	60,7
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	423	85		4,23	12,7
SUM TE-PCB				64,9	73,4

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

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

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-8328

NILU sample number: 12/0130

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Såstein/Åbyfjorden 20/11-11

Sample type: Torskelever

Sample amount: 3,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD003

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	5,13	54	5,13	5,13	5,13
12378-PeCDD	0,81 i	65	0,41	0,81	0,81
123478-HxCDD	< 0,30	68	0,03	0,03	0,03
123678-HxCDD	7,16	63	0,72	0,72	0,72
123789-HxCDD	5,88		0,59	0,59	0,59
1234678-HpCDD	2,28	67	0,02	0,02	0,02
OCDD	1,58	63	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			6,90	7,30	7,30
Furanes					
2378-TCDF	49,3	69	4,93	4,93	4,93
12378/12348-PeCDF	108	x	1,08	5,41	3,24
23478-PeCDF	6,78	66	3,39	3,39	2,03
123478/123479-HxCDF	141	66	14,1	14,1	14,1
123678-HxCDF	74,9	65	7,49	7,49	7,49
123789-HxCDF	6,23	x	0,62	0,62	0,62
234678-HxCDF	16,5	67	1,65	1,65	1,65
1234678-HpCDF	23,1	63	0,23	0,23	0,23
1234789-HpCDF	22,2	x	0,22	0,22	0,22
OCDF	7,56	68	0,01	0,00	0,00
SUM PCDF			33,8	38,1	34,6
SUM PCDD/PCDF			40,6	45,4	41,9
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	149	66		0,01	0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	7,30			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	324	72		32,4	32,4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	175	73		1,75	5,24
SUM TE-PCB				34,2	37,7

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

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

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-8328

NILU sample number: 12/131B

Customer: NIVA

Customers sample ID: Jomfruland

:

Sample type: Torskelever

Sample amount: 3,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD002_20-02-12-diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	2,96	58	2,96	2,96	2,96
12378-PeCDD	0,64	65	0,32	0,64	0,64
123478-HxCDD	<	63	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	5,80	56	0,58	0,58	0,58
123789-HxCDD	3,15		0,32	0,32	0,32
1234678-HpCDD	1,65	75	0,02	0,02	0,02
OCDD	1,26	57	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			4,22	4,54	4,54
Furanes					
2378-TCDF	57,8	61	5,78	5,78	5,78
12378/12348-PeCDF	77,5	x	0,78	3,88	2,33
23478-PeCDF	4,40	59	2,20	2,20	1,32
123478/123479-HxCDF	70,4	55	7,04	7,04	7,04
123678-HxCDF	46,0	54	4,60	4,60	4,60
123789-HxCDF	3,53	x	0,35	0,35	0,35
234678-HxCDF	12,4	57	1,24	1,24	1,24
1234678-HpCDF	16,4	68	0,16	0,16	0,16
1234789-HpCDF	10,2	x	0,10	0,10	0,10
OCDF	3,94	60	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			22,3	25,4	22,9
SUM PCDD/PCDF			26,5	29,9	27,5
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	226	63		0,02	0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	6,29			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	224	64		22,4	22,4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	84,7	69		0,85	2,54
SUM TE-PCB				23,3	25,0

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

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

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-8328

NILU sample number: 12/0273

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Eidangerfjorden (2 gl.)

Sample type: Rekehaler

Sample amount: 25,5 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD003

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,48	53	0,48	0,48	0,48
12378-PeCDD	2,56	75	1,28	2,56	2,56
123478-HxCDD	0,70	74	0,07	0,07	0,07
123678-HxCDD	1,64	73	0,16	0,16	0,16
123789-HxCDD	0,75		0,07	0,07	0,07
1234678-HpCDD	0,60	74	0,01	0,01	0,01
OCDD	0,54	70	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			2,07	3,36	3,36
Furanes					
2378-TCDF	13,1	70	1,31	1,31	1,31
12378/12348-PeCDF	16,9	x	0,17	0,85	0,51
23478-PeCDF	3,73	74	1,86	1,86	1,12
123478/123479-HxCDF	4,69	74	0,47	0,47	0,47
123678-HxCDF	5,14	70	0,51	0,51	0,51
123789-HxCDF	1,29	x	0,13	0,13	0,13
234678-HxCDF	0,60	72	0,06	0,06	0,06
1234678-HpCDF	4,26	71	0,04	0,04	0,04
1234789-HpCDF	0,58	x	0,01	0,01	0,01
OCDF	1,80	71	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			4,56	5,24	4,16
SUM PCDD/PCDF			6,64	8,60	7,51
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	4,51	70		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,34			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,80	76		0,18	0,18
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,94	83		0,01	0,03
SUM TE-PCB				0,19	0,21

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

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

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-8328

NILU sample number: 12/0274

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Langesundsfjorden

Sample type: Rekehaler

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD006

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,49	58	0,49	0,49	0,49
12378-PeCDD	2,63	75	1,32	2,63	2,63
123478-HxCDD	0,72	74	0,07	0,07	0,07
123678-HxCDD	1,68	71	0,17	0,17	0,17
123789-HxCDD	0,70		0,07	0,07	0,07
1234678-HpCDD	0,69	76	0,01	0,01	0,01
OCDD	0,60	68	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			2,13	3,44	3,44
Furanes					
2378-TCDF	13,5	72	1,35	1,35	1,35
12378/12348-PeCDF	16,8	x	0,17	0,84	0,50
23478-PeCDF	3,68	74	1,84	1,84	1,10
123478/123479-HxCDF	4,91	78	0,49	0,49	0,49
123678-HxCDF	5,25	73	0,52	0,52	0,52
123789-HxCDF	1,20	x	0,12	0,12	0,12
234678-HxCDF	0,50	75	0,05	0,05	0,05
1234678-HpCDF	4,43	73	0,04	0,04	0,04
1234789-HpCDF	0,53	x	0,01	0,01	0,01
OCDF	1,70	72	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			4,60	5,27	4,20
SUM PCDD/PCDF			6,72	8,71	7,64
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	5,65	71		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,45			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	2,06	76		0,21	0,21
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,13	81		0,01	0,03
SUM TE-PCB				0,22	0,24

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

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

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-8328

NILU sample number: 12/0275

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Frierfjorden

Sample type: Ørret

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD006

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic) *	TE (1998)	TE (2005)
	pg/g					
Dioxins						
2378-TCDD		0,57	74	0,57	0,57	0,57
12378-PeCDD		0,68	80	0,34	0,68	0,68
123478-HxCDD	<	0,02	76	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD		0,19	76	0,02	0,02	0,02
123789-HxCDD		0,03		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	<	0,03	70	0,00	0,00	0,00
OCDD		0,09 i	63	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD				0,93	1,27	1,27
Furanes						
2378-TCDF		2,79	76	0,28	0,28	0,28
12378/12348-PeCDF		2,35	x	0,02	0,12	0,07
23478-PeCDF		4,61	75	2,31	2,31	1,38
123478/123479-HxCDF		1,14	75	0,11	0,11	0,11
123678-HxCDF		0,99	72	0,10	0,10	0,10
123789-HxCDF		0,07	x	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF		0,15	73	0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDF		0,18	70	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF		0,06	x	0,00	0,00	0,00
OCDF		0,14	67	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF				2,85	2,94	1,97
SUM PCDD/PCDF				3,78	4,21	3,24
nonortho - PCB						
33'44'-TeCB (PCB-77)		11,7	74		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)		1,06			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)		7,06	82		0,71	0,71
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		2,68	84		0,03	0,08
SUM TE-PCB					0,73	0,79

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

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

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-8328

NILU sample number: 12/0276

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Langesundsfjorden

Sample type: Ørret

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD006

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,38	56	0,38	0,38	0,38
12378-PeCDD	0,51	78	0,25	0,51	0,51
123478-HxCDD	0,02	88	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,14	85	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	0,04		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	0,05	79	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,10	70	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,66	0,91	0,91
Furanes					
2378-TCDF	2,92	70	0,29	0,29	0,29
12378/12348-PeCDF	1,98		0,02	0,10	0,06
23478-PeCDF	3,00	76	1,50	1,50	0,90
123478/123479-HxCDF	0,83	91	0,08	0,08	0,08
123678-HxCDF	0,69	81	0,07	0,07	0,07
123789-HxCDF	0,06		0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,10	83	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF	0,23	77	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,09 i		0,00	0,00	0,00
OCDF	0,48	74	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			1,99	2,06	1,42
SUM PCDD/PCDF			2,64	2,98	2,34
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	7,76	70		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,50			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	3,61	74		0,36	0,36
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,27	83		0,01	0,04
SUM TE-PCB				0,37	0,40

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

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

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-8328

NILU sample number: 12/277

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland. Langesundfjorden

:

Sample type: Sild

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD012_01-03-12

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,33	76	0,33	0,33	0,33
12378-PeCDD	0,83	85	0,41	0,83	0,83
123478-HxCDD	0,22	93	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	0,65	91	0,07	0,07	0,07
123789-HxCDD	0,12 i		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	0,23	84	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,15	72	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,85	1,27	1,27
Furanes					
2378-TCDF	6,81	97	0,68	0,68	0,68
12378/12348-PeCDF	4,37	x	0,04	0,22	0,13
23478-PeCDF	3,93	87	1,97	1,97	1,18
123478/123479-HxCDF	2,90	94	0,29	0,29	0,29
123678-HxCDF	2,07	90	0,21	0,21	0,21
123789-HxCDF	0,29	x	0,03	0,03	0,03
234678-HxCDF	0,63	92	0,06	0,06	0,06
1234678-HpCDF	1,17	89	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	0,36	x	0,00	0,00	0,00
OCDF	1,00	72	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			3,30	3,47	2,60
SUM PCDD/PCDF			4,15	4,74	3,86
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	47,2	85		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	1,04			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	11,9	85		1,19	1,19
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	2,90	90		0,03	0,09
SUM TE-PCB				1,22	1,28

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

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

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-3828

NILU sample number: 12/278

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland, Langesundsfjorden

:

Sample type: Makrell

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD013

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,08	56	0,08	0,08	0,08
12378-PeCDD	0,06	77	0,03	0,06	0,06
123478-HxCDD	<	0,08	78	0,01	0,01
123678-HxCDD	<	0,08	78	0,01	0,01
123789-HxCDD	<	0,09		0,01	0,01
1234678-HpCDD	<	0,12	69	0,00	0,00
OCDD	<	0,11	69	0,00	0,00
SUM PCDD			0,14	0,17	0,17
Furanes					
2378-TCDF	1,19	87	0,12	0,12	0,12
12378/12348-PeCDF	0,26		x	0,00	0,01
23478-PeCDF	0,27	81		0,13	0,13
123478/123479-HxCDF	0,09	89		0,01	0,01
123678-HxCDF	0,07	85		0,01	0,01
123789-HxCDF	<	0,04		x	0,00
234678-HxCDF	0,04 i	80		0,00	0,00
1234678-HpCDF	0,05	78		0,00	0,00
1234789-HpCDF	<	0,07		x	0,00
OCDF	0,20	73		0,00	0,00
SUM PCDF			0,28	0,29	0,23
SUM PCDD/PCDF			0,42	0,46	0,40
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	24,0	75		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	1,23			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	4,58	81		0,46	0,46
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,57	86		0,01	0,02
SUM TE-PCB				0,47	0,48

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

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

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-8328

NILU sample number: 12/369

Customer: NIVA

Customers sample ID: Frierfjorden 17/11-11

: Hanner

Sample type: Krabbe

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD002_20-02-12-diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	8,63	60	8,63	8,63	8,63
12378-PeCDD	47,4	89	23,7	47,4	47,4
123478-HxCDD	29,6	82	2,96	2,96	2,96
123678-HxCDD	59,1	77	5,91	5,91	5,91
123789-HxCDD	23,3		2,33	2,33	2,33
1234678-HpCDD	45,1	77	0,45	0,45	0,45
OCDD	20,6	64	0,02	0,00	0,01
SUM PCDD			44,0	67,7	67,7
Furanes					
2378-TCDF	207	70	20,7	20,7	20,7
12378/12348-PeCDF	232	x	2,32	11,6	6,95
23478-PeCDF	191	79	95,6	95,6	57,4
123478/123479-HxCDF	567	80	56,7	56,7	56,7
123678-HxCDF	286	76	28,6	28,6	28,6
123789-HxCDF	27,2	x	2,72	2,72	2,72
234678-HxCDF	89,9	74	8,99	8,99	8,99
1234678-HpCDF	563	75	5,63	5,63	5,63
1234789-HpCDF	16,5	x	0,16	0,16	0,16
OCDF	63,9	65	0,06	0,01	0,02
SUM PCDF			222	231	188
SUM PCDD/PCDF			266	298	256
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	113	64		0,01	0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	6,47			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	81,8	76		8,18	8,18
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	55,2	93		0,55	1,66
SUM TE-PCB				8,74	9,85

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

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

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-8328

NILU sample number: 12/0370

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Langesundsfjorden, 17/11-11

Sample type: Krabber

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD004

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	10,1	70	10,1	10,1	10,1
12378-PeCDD	55,6	77	27,8	55,6	55,6
123478-HxCDD	27,9	72	2,79	2,79	2,79
123678-HxCDD	44,9	71	4,49	4,49	4,49
123789-HxCDD	18,0		1,80	1,80	1,80
1234678-HpCDD	31,0	67	0,31	0,31	0,31
OCDD	14,3	51	0,01	0,00	0,00
SUM PCDD			47,3	75,1	75,1
Furanes					
2378-TCDF	277	76	27,7	27,7	27,7
12378/12348-PeCDF	256	x	2,56	12,8	7,68
23478-PeCDF	208	75	104	104	62,4
123478/123479-HxCDF	459	73	45,9	45,9	45,9
123678-HxCDF	201	73	20,1	20,1	20,1
123789-HxCDF	16,8	x	1,68	1,68	1,68
234678-HxCDF	81,1	70	8,11	8,11	8,11
1234678-HpCDF	371	69	3,71	3,71	3,71
1234789-HpCDF	9,61	x	0,10	0,10	0,10
OCDF	48,4	56	0,05	0,00	0,01
SUM PCDF			214	224	177
SUM PCDD/PCDF			261	299	252
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	159	81		0,02	0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	11,3			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	109	81		10,9	10,9
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	63,0	84		0,63	1,89
SUM TE-PCB				11,6	12,8

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

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

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-8328

NILU sample number: 12/0371

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Jomfruland, 21/11-11, hanner

Sample type: Krabber

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD006

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	2,03	58	2,03	2,03	2,03
12378-PeCDD	10,8	69	5,39	10,8	10,8
123478-HxCDD	5,28	68	0,53	0,53	0,53
123678-HxCDD	10,9	67	1,09	1,09	1,09
123789-HxCDD	3,73		0,37	0,37	0,37
1234678-HpCDD	6,26	61	0,06	0,06	0,06
OCDD	2,54	54	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			9,47	14,9	14,9
Furanes					
2378-TCDF	37,2	68	3,72	3,72	3,72
12378/12348-PeCDF	35,6	x	0,36	1,78	1,07
23478-PeCDF	33,7	68	16,9	16,9	10,1
123478/123479-HxCDF	78,4	72	7,84	7,84	7,84
123678-HxCDF	36,0	67	3,60	3,60	3,60
123789-HxCDF	2,55	x	0,26	0,26	0,26
234678-HxCDF	15,2	65	1,52	1,52	1,52
1234678-HpCDF	66,2	61	0,66	0,66	0,66
1234789-HpCDF	0,98	x	0,01	0,01	0,01
OCDF	3,07	55	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			34,8	36,2	28,8
SUM PCDD/PCDF			44,3	51,1	43,6
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	130	69		0,01	0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	5,47			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	50,3	73		5,03	5,03
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	22,1	76		0,22	0,66
SUM TE-PCB				5,26	5,71

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

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

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-8328

NILU sample number: 12/372B

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Klokkartangen 1/4,2/4,3/4,4/4 , 20-11-11

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 40,4 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD017

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,22	73	0,22	0,22	0,22
12378-PeCDD	0,48	89	0,24	0,48	0,48
123478-HxCDD	0,15	101	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,42	99	0,04	0,04	0,04
123789-HxCDD	0,18		0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDD	0,80	97	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,21	93	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,55	0,79	0,79
Furanes					
2378-TCDF	8,10	99	0,81	0,81	0,81
12378/12348-PeCDF	2,74	x	0,03	0,14	0,08
23478-PeCDF	1,90	92	0,95	0,95	0,57
123478/123479-HxCDF	1,63	99	0,16	0,16	0,16
123678-HxCDF	1,11	95	0,11	0,11	0,11
123789-HxCDF	0,76	x	0,08	0,08	0,08
234678-HxCDF	0,33	95	0,03	0,03	0,03
1234678-HpCDF	2,62	98	0,03	0,03	0,03
1234789-HpCDF	1,25	x	0,01	0,01	0,01
OCDF	10,3	103	0,01	0,00	0,00
SUM PCDF			2,22	2,32	1,89
SUM PCDD/PCDF			2,77	3,11	2,68
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	13,5	80		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,72			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	2,89	88		0,29	0,29
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,17	95		0,01	0,04
SUM TE-PCB				0,30	0,33

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

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

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis

Encl. to measuring report: O-8328

NILU sample number: 12/373

Customer: NIVA

Customers sample ID: Langesundsfjorden 19/11-11

:

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 40,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD003_21-02-12-diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,28	64	0,28	0,28	0,28
12378-PeCDD	0,68	75	0,34	0,68	0,68
123478-HxCDD	0,25	75	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	0,59	72	0,06	0,06	0,06
123789-HxCDD	0,25		0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDD	1,08	75	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,65	66	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,74	1,08	1,08
Furanes					
2378-TCDF	10,5	67	1,05	1,05	1,05
12378/12348-PeCDF	3,55	x	0,04	0,18	0,11
23478-PeCDF	2,44	70	1,22	1,22	0,73
123478/123479-HxCDF	2,19	72	0,22	0,22	0,22
123678-HxCDF	1,78	67	0,18	0,18	0,18
123789-HxCDF	1,03	x	0,10	0,10	0,10
234678-HxCDF	0,45	71	0,04	0,04	0,04
1234678-HpCDF	3,27	67	0,03	0,03	0,03
1234789-HpCDF	1,63	x	0,02	0,02	0,02
OCDF	12,0	71	0,01	0,00	0,00
SUM PCDF			2,91	3,05	2,49
SUM PCDD/PCDF			3,66	4,12	3,57
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	16,4	65		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,96			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	3,44	70		0,34	0,34
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,34	76		0,01	0,04
SUM TE-PCB				0,36	0,39

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

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

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-8328

NILU sample number: 12/0374

Customer: NIVA

Customers sample ID: Grenland

: Helgeroa 18/11-11

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 40,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VD003

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) * pg/g	TE (1998) pg/g	TE (2005) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,15	50	0,15	0,15	0,15
12378-PeCDD	0,36	62	0,18	0,36	0,36
123478-HxCDD	0,12	60	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,52	52	0,05	0,05	0,05
123789-HxCDD	0,25		0,03	0,03	0,03
1234678-HpCDD	0,76	57	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,00	54	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,43	0,61	0,61
Furanes					
2378-TCDF	4,07	64	0,41	0,41	0,41
12378/12348-PeCDF	1,54	x	0,02	0,08	0,05
23478-PeCDF	1,11	58	0,56	0,56	0,33
123478/123479-HxCDF	1,15	59	0,11	0,11	0,11
123678-HxCDF	0,84	56	0,08	0,08	0,08
123789-HxCDF	0,35	x	0,04	0,04	0,04
234678-HxCDF	0,28	59	0,03	0,03	0,03
1234678-HpCDF	1,52	55	0,02	0,02	0,02
1234789-HpCDF	0,43	x	0,00	0,00	0,00
OCDF	4,00	56	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			1,26	1,32	1,07
SUM PCDD/PCDF			1,69	1,93	1,68
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	6,94	68		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,41			0,00	0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,65	69		0,16	0,16
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,55	66		0,01	0,02
SUM TE-PCB				0,17	0,18

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

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

TE (2005) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 2005)

< : 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

x : Samplingstandard NS-EN 1948

* : Not according to NS-EN ISO / IEC 17025

7.3 Vedlegg 3. Rådata for NVHs analyser av utvalgte klororganiske forbindelser i torskelever fra Grenlandsfjordene 2011.



NIVA
v/ Torgeir Bakke
Gaustadallè n 21
0349 Oslo

E-post: katharina.loken@nvh.no
Institutt: Mattrygghet og infeksjonsbiologi
Seksjon: Farmakologi og Toksikologi
Saksbehandler: Katharina B. Løken
Deres ref.:
Vår ref.: R-MT-2012/05
Dato: 25.04.2012

Analyse av torskelever fra Grenlandsfjordene

Analysene er utført på Miljøtoksikologisk Laboratorium (MT-lab) etter avtale.

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

Resultater av analyserte kontrollprøver ligger innenfor akseptable grenser i henhold til MT-labs akkreditering.
Det er ikke korrigert for gjenvinning.
Anbefalt antall gjeldende siffer er maks 3.
Måleusikkerhet kan ettersendes dersom det er ønskelig.

Prøveopplysninger: Mottatt dato: 11.01.2012
Analyseperiode: feb - apr 2012
Merknad:

Prøvmetode anvendt: Intern metode M-MT.2.2

Merknader: Enkelte prøver med spesielt lav fettprosent vil bli reanalysert på MT-lab.

Dersom det ønskes mer opplysninger vedrørende analysene, kan teknisk ansvarlig ved MT-lab kontaktes.

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 2011 (TA-2953/2012)

Dyreart:	Torsk																					
Matriks:	Lever																					
Geografi:	Frierfjorden																					
Oppdragsgivers nr. (ID):		Frierfjorden fisk nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20
Fettprosent:			44,9	5,22	5,42	3,09	3,68	7,97	8,50	4,35	7,28	3,88	4,95	3,45	2,85	4,94	3,73	3,04	15,1	9,52	0,89	26,2
MT-Journal nr.: 2012/nr			60	61	62	63	64	65	66	67	68	69	70	71	72	73	74	75	76	77	78	79
Alle tall er angitt i:																						
ng/g (ppb) våtvekt																						
Analytt:	Deteksjonsgr. i matriks:	Relativ gjenvinning i prosent :																				
Pentaklorbenzen	0,100	108	6,11	0,373	0,184	0,172	0,439	0,932	0,462	0,278	0,485	0,271	0,304	0,168	0,168	0,285	0,187	0,261	1,24	0,924	0,149	1,48
Heksa-klorbenzen	0,100	108	144	13,2	2,02	3,87	8,25	86,4	8,32	8,33	9,81	7,49	7,53	1,60	4,45	7,03	5,41	7,65	26,0	23,5	2,23	78,9
Oktaklorstyren	0,300	109	198	94,4	0,74	145	132	287	59,7	51,3	54,7	58,7	46,7	36,9	19,4	67,7	85,1	21,0	194	227	20,9	382
PCB-153	0,450	107	481	281	93,7	225	352	1076	216	146	146	159	156	92,4	40,6	123	128	49,3	411	318	54,4	741
PCB-209	0,300	105	638	1464	44,8	994	3948	1649	693	897	235	455	609	593	250	458	611	258	1069	1858	217	965
Merknader:																						

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2011 (TA-2953/2012)

Dyreart:	Torsk																						
Matriks:	Lever																						
Geografi:	Eidangerfjorden																						
Oppdragsgivers nr. (ID):	Eidangerfjorden fisk nr.	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19	20		
Fettprosent:		34,6	5,40	17,4	41,8	35,1	4,04	19,2	27,2	11,1	21,0	3,19	17,2	5,31	53,7	3,72	47,9	6,99	5,96	10,4	8,69		
MT-Journal nr.: 2012/nr		80	81	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99		
Alle tall er angitt i:																							
ng/g (ppb) våtvekt																							
Analytt:																							
Pentaklorbenzen	0,100	108	1,19	0,150	0,606	1,29	0,905	0,100	0,402	0,859	0,302	0,593	nd.	0,495	0,193	1,86	nd.	1,75	0,191	0,136	0,244	0,199	
Heksklorbenzen	0,100	108	19,7	2,40	10,5	19,7	13,0	1,05	7,28	13,7	3,77	16,4	1,79	11,0	4,40	35,9	1,48	27,5	3,73	3,39	5,46	3,43	
Oktaklorstyren	0,300	109	18,9	2,45	20,2	13,1	7,90	1,10	15,0	10,3	5,73	22,3	3,33	33,7	7,29	10,0	1,86	14,9	6,36	5,24	8,24	14,2	
PCB-153	0,450	107	260	94,1	389	146	106	35,1	259	129	113	243	69,0	223	108	87,8	37,0	130	168	63,6	146	274	
PCB-209	0,300	105	224	112	339	122	119	47,4	213	143	321	620	90,8	512	176	96,4	50,7	196	152	96,3	181	167	

Merknader:

7.4 Vedlegg 4. 4. Rådata for NIVAs analyser av kvikksølv i torskefilet fra Grenlandsfjordene 2011.

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2011 (TA-2953/2012)

Rekvireringsnr :2012-00192 Mottatt dato :20120119 Godkjent av :MAR Godkjent dato :20120330

Prosjektnr :O 28120

Kunde/Stikkord :Grenland

Kontakt/Saksbeh. :ARU TBK

Analysevariabel				Hg-B
Enhet ==>				µg/g v.v.
Metode ==>				TESTNO E 4-3
P nr	P dato	Merkning	Prøvetype	
1	!	Torskef.Fierfj.Fisk 1	bioff	2012-00192 0.25
2		Torskef.Fierfj.Fisk 2	bioff	2012-00192 0.31
3		Torskef.Fierfj.Fisk 3	bioff	2012-00192 0.16
4		Torskef.Fierfj.Fisk 4	bioff	2012-00192 0.39
5		Torskef.Fierfj.Fisk 5	bioff	2012-00192 0.86
6		Torskef.Fierfj.Fisk 6	bioff	2012-00192 0.41
7		Torskef.Fierfj.Fisk 7	bioff	2012-00192 0.21
8		Torskef.Fierfj.Fisk 8	bioff	2012-00192 0.19
9		Torskef.Fierfj.Fisk 9	bioff	2012-00192 0.10
10		Torskef.Fierfj.Fisk 10	bioff	2012-00192 0.15
11		Torskef.Fierfj.Fisk 11	bioff	2012-00192 0.14
12		Torskef.Fierfj.Fisk 12	bioff	2012-00192 0.17
13		Torskef.Fierfj.Fisk 13	bioff	2012-00192 0.14
14		Torskef.Fierfj.Fisk 14	bioff	2012-00192 0.12
15		Torskef.Fierfj.Fisk 15	bioff	2012-00192 0.16
16		Torskef.Fierfj.Fisk 16	bioff	2012-00192 0.090
17		Torskef.Fierfj.Fisk 17	bioff	2012-00192 0.13
18		Torskef.Fierfj.Fisk 18	bioff	2012-00192 0.17
19		Torskef.Fierfj.Fisk 19	bioff	2012-00192 0.16
20		Torskef.Fierfj.Fisk 20	bioff	2012-00192 0.22

P nr 1 A vventerterm a ilang utsendelse Se rekva rk

Informasjon om analyseusikkerhet finnes på Kvalitet Godkjente dokumenter Akkreditering Diversedokumenter Y3 Usikkerdoc, eller kan fås ved henvendelse til laboratoriet. Alle analysene er utført akkreditert med mindre annet framgår i rapporten.

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2011 (TA-2953/2012)

Rekvireringsnr :2012-00194 Mottatt dato :20120119 Godkjent av :MAR Godkjent dato :20120509

Prosjektnr :O 28120

Kunde/Stikkord :Grenland

Kontakt/Saksbeh. :ARU TBK

Analysevariabel				TESTNO	Hg-B
Enhet ==>					µg/g v.v.
Metode ==>					E 4-3
P nr	P dato	Merkning	Prøvetype		
1	!	Torskef.Langesund Fisk1	bløff	2012-00194	0.20
2		Torskef.Langesund Fisk2	bløff	2012-00194	0.12
3		Torskef.Langesund Fisk3	bløff	2012-00194	0.12
4		Torskef.Langesund Fisk4	bløff	2012-00194	0.17
5		Torskef.Langesund Fisk5	bløff	2012-00194	0.19
6		Torskef.Langesund Fisk6	bløff	2012-00194	0.087
7		Torskef.Langesund Fisk7	bløff	2012-00194	0.16
8		Torskef.Langesund Fisk8	bløff	2012-00194	0.13
9		Torskef.Langesund Fisk9	bløff	2012-00194	0.31
10		Torskef.Langesund Fisk10	bløff	2012-00194	0.15
11		Torskef.Langesund Fisk11	bløff	2012-00194	0.094
12		Torskef.Langesund Fisk12	bløff	2012-00194	0.311
13		Torskef.Langesund Fisk13	bløff	2012-00194	0.352
14		Torskef.Langesund Fisk14	bløff	2012-00194	0.11
15		Torskef.Langesund Fisk15	bløff	2012-00194	0.098
16		Torskef.Langesund Fisk16	bløff	2012-00194	0.10
17		Torskef.Langesund Fisk17	bløff	2012-00194	0.177
18		Torskef.Langesund Fisk18	bløff	2012-00194	0.123
19		Torskef.Langesund Fisk19	bløff	2012-00194	0.171
20		Torskef.Langesund Fisk20	bløff	2012-00194	0.164

P nr1 A vventerterm a ilang utsendelse Se rekvark

Informasjon om analyseusikkerhet finnes på Kvalitet Godkjente dokum enter Akkreditering Diversedokum enter Y3Usikkerdoc, eller kan fås ved henvendelse til laboratoriet. Alle analysene er utført akkreditert med mindre annet fram går i rapporten.

Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2011 (TA-2953/2012)

Rekvireringsnr :2012-00195 Mottatt dato :20120119 Godkjent av :MAR Godkjent dato :20120509

Prosjektnr :O 28120

Kunde/Stikkord :Grenland

Kontakt/Saksbeh. :ARU TBK

Analysevariabel				TESTNO	Hg-B
Enhet ==>					µg/g v.v.
Metode ==>					E 4-3
P nr	P dato	Merkning	Prøvetype		
1	!	TorskefJom fnland Fisk1	bioff	2012-00195	0.029
2		TorskefJom fnland Fisk2	bioff	2012-00195	0.066
3		TorskefJom fnland Fisk3	bioff	2012-00195	0.020
4		TorskefJom fnland Fisk4	bioff	2012-00195	0.030
5		TorskefJom fnland Fisk5	bioff	2012-00195	0.072
6		TorskefJom fnland Fisk6	bioff	2012-00195	0.087
7		TorskefJom fnland Fisk7	bioff	2012-00195	0.089
8		TorskefJom fnland Fisk8	bioff	2012-00195	0.071
9		TorskefJom fnland Fisk9	bioff	2012-00195	0.087
10		TorskefJom fnland Fisk10	bioff	2012-00195	0.080
11		TorskefJom fnland Fisk11	bioff	2012-00195	0.083
12		TorskefJom fnland Fisk12	bioff	2012-00195	0.106
13		TorskefJom fnland Fisk13	bioff	2012-00195	0.029
14		TorskefJom fnland Fisk14	bioff	2012-00195	0.042
15		TorskefJom fnland Fisk15	bioff	2012-00195	0.036
16		TorskefJom fnland Fisk16	bioff	2012-00195	0.090
17		TorskefJom fnland Fisk17	bioff	2012-00195	0.079
18		TorskefJom fnland Fisk18	bioff	2012-00195	0.078
19		TorskefJom fnland Fisk19	bioff	2012-00195	0.066
20		TorskefJom fnland Fisk20	bioff	2012-00195	0.066

P nr1 A vventerterm a ilang utsendelse Se rekvark

Informasjon om analyseusikkerhet finnes på Kvalitet Godkjente dokumenter Akkreditering Diversedokumenter Y3Usikkerdoc, eller kan fås ved henvendelse til laboratoriet. Alle analysene er utført akkreditert med mindre annet framgår i rapporten.

7.5 Vedlegg 5. Rådata for Eurofins analyse av tinnorganiske forbindelser i sjørret fra Grenlandsfjordene 2011.



Norsk Institutt For Vannforskning
Gautstadalleen 21
0349 OSLO
Attn: NIVA lab

Eurofins Environment Testing Norway AS
(Moss)
F. reg. 965 141 618 MVA
Møllebakken 50
NO-1538 Moss

Tlf: +47 69 00 52 00
Fax: +47 69 27 23 40
miljo@eurofins.no

AR-12-MM-010179-01

EUNOMO-00055808

Prøvemottak: 19.06.2012
Temperatur:
Analyseperiode: 19.06.2012-27.06.2012
Referanse: Ørret 191

ANALYSERAPPORT

Prøvenr.:	439-2012-06190356	Prøvetakingsdato:			
Prøvetype:	Biologisk materiale	Prøvetaker:	Oppdragsgiver		
Prøvemerkning:	12-191.1 191	Analysestartdato:	19.06.2012		
Analyse	Resultat	Enhet	MU	Metode	LOQ
a) Tinnorganisk					
Monobutyltinn (MBT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3
Dibutyltinn (DBT)	1.6	µg/kg		SOP-No. 03	0.3
Tributyltinn (TBT)	13.1	µg/kg		SOP-No. 03	0.3
Tetrabutyltinn (TetraBT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3
Monooktyltinn (MOT)	<0.4	µg/kg		SOP-No. 03	0.4
Dioktyltinn (DOT)	<0.4	µg/kg		SOP-No. 03	0.4
Trisykloheksyltinn (TCHT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3
Monofenyltinn (MPhT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3
Difenyltinn (DPhT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3
Trifenyltinn (TPhT)	3.2	µg/kg		SOP-No. 03	0.3

Prøvenr.:	439-2012-06190357	Prøvetakingsdato:			
Prøvetype:	Biologisk materiale	Prøvetaker:	Oppdragsgiver		
Prøvemerkning:	12-191.2 191	Analysestartdato:	19.06.2012		
Analyse	Resultat	Enhet	MU	Metode	LOQ
a) Tinnorganisk					
Monobutyltinn (MBT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3
Dibutyltinn (DBT)	0.9	µg/kg		SOP-No. 03	0.3
Tributyltinn (TBT)	5.5	µg/kg		SOP-No. 03	0.3
Tetrabutyltinn (TetraBT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3
Monooktyltinn (MOT)	<0.4	µg/kg		SOP-No. 03	0.4
Dioktyltinn (DOT)	<0.4	µg/kg		SOP-No. 03	0.4
Trisykloheksyltinn (TCHT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3
Monofenyltinn (MPhT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3
Difenyltinn (DPhT)	<0.3	µg/kg		SOP-No. 03	0.3
Trifenyltinn (TPhT)	1.9	µg/kg		SOP-No. 03	0.3

Teckenforklaring:

x (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Mindre enn, > :Større enn, nd :Ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om måleusikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, uunnøtt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 1 av 2



Utførende laboratorium/ Underleverandør:

a) Accredited (sub-contractors), GALAB Laboratories GmbH, Max-Planck Str.1, D-21502, Geesthacht

Kontaktperson:

Kine Bæk (kine.baek@niva.no)

Tomas Blakseth (tomas.adler.blakseth@niva.no)

AR-12-MM-010179-01



EUNOMO-00055808

Moss 27.06.2012

Inger Marie Johansen

Laboratorie Ingeniør

Teckenforklaring:

* (Ikke omfattet av akkrediteringen)

< :Mindre enn, > :Større enn, nd :ikke påvist, MPN :Most Probable Number, cfu :Colony Forming Units, MU :Uncertainty of Measurement, LOQ :Kvantifiseringsgrense

Opplysninger om målesikkerhet fås ved henvendelse til laboratoriet.

Rapporten må ikke gjengis, unntatt i sin helhet, uten laboratoriets skriftlige godkjenning. Resultatene gjelder kun for de(n) undersøkte prøven(e).

Side 2 av 2

7.6 Vedlegg 6. NOTAT: «Vurdering av mulige årsaker til tidstrend for PCDD/F i blåskjell fra Grenlandsfjordene».

NIVA NOTAT

30. januar 2012

Til: Klif v/Eli Mathisen, Herøya industripark v/Bernt Malme

Fra: NIVA v/Torgeir Bakke

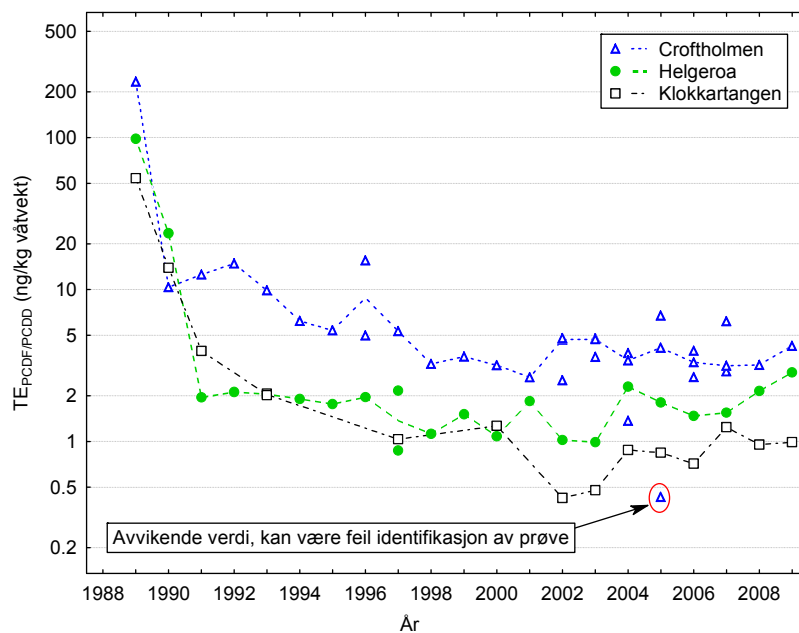
Kopi: Kristoffer Næs

Sak: Vurdering av mulige årsaker til tidstrend for PCDD/F i blåskjell fra Grenlandsfjordene

Bakke, T., Bjerkeng, B., Ruus, A., Starrfeld, J.

1. Bakgrunn

Overvåkingen av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene viser vedvarende forhøyet nivå av dioksiner i blåskjell fra de tre faste tidsserie-stasjonene Langesundsfjorden, Helgeroa og Klokkertangen. Det har ikke vært systematisk endring i nivå de siste ca 10 årene (Figur 1) til tross for at landbaserte kilder til dioksiner ble sterkt redusert rundt 1990 og i praksis eliminert i 2002 med nedleggelse av magnesiumfabrikken på Herøya.



Figur 1. Konsentrasjoner av dioksiner i blåskjell på våtvektsbasis (ngTE/kg våtvekt) fra Langesundsfjorden (Croftholmen), Helgeroa og Klokkertangen som funksjon av tid. Alle replikater er vist. Linjene er trukket mellom medianverdier. NB: den logaritmiske skalaen på y-aksen demper det visuelle inntrykket av reduksjon over tid.

Utlekking fra og resuspensjon av sjøbunnsedimentene betraktes i dag som hovedkilden til dioksinforurensning i fjordsystemet. Siden blåskjell lever nær overflata og pumper store mengder overflatevann over gjellene for respirasjon og opptak av matpartikler, betyr forhøyet dioksinnivå at også de øvre vannmassene helt ut til kysten er forurenset av dioksiner. Siden blåskjell har relativt rask vekst og kort generasjonstid kan man videre slutte at forurensningen

er vedvarende, dvs at nivåene i skjellene ikke er et etterslep fra eksponering flere år tilbake i tid.

Ved gjennomgang av resultatene fra overvåkingen i 2009 i et møte mellom Klif, Herøya Industripark og NIVA den 26 mai 2010 ble det avtalt at NIVA skulle utarbeide et notat som skisserer mulig undersøkelser som kan belyse årsaken til at dioksinnivået i blåskjell holder seg stabilt høye. På bakgrunn av notatet er det gjort avtale om at NIVA gjennomfører følgende oppgaver basert på eksisterende data.

- 1) Bruke eksisterende analysedata fra overvåkingen til å undersøke om den relative sammensetningen av dioksiner (dioksinprofil) i blåskjell har endret seg over tid på de tre faste stasjonene. Endring i dioksinprofil vil indikere at sammensetningen av løst/partikulært dioksin i de øvre vannmassene har skiftet karakter over tid, noe som igjen kan indikere at kildene har endret seg. Ved sammenlikning med dioksinprofiler fra andre deler av fjordsystemet (sediment, organismer) vil det kanskje være mulig å beskrive denne kildeendringen og kanskje eliminere uaktuelle kilder. Data for konsentrasjon av enkeltstoffer av dioksiner og furaner i blåskjell finnes allerede i NIVAs database. Ved hjelp av multivariate analyser av konsentrasjonsdata på enkeltstoffer (ikke data for TE som presenteres i overvåkingen) vil likheter/forskjeller i profil mellom de ulike skjellprøvene de siste 10 årene analyseres.
- 2) Analysere om tidstrender i konsentrasjon av PCDD/F i skjellprøvene er annerledes enn tidstrend i toksisitetsekvivalenter (TE). De vedvarende forhøyede nivåene av dioksiner er uttrykt som toksisitetsekvivalenter (TE), ikke konsentrasjoner. Det er bare 7 av de 17 PCDD/F komponentene som bidrar til TE, og de bidrar svært ulikt slik at TE ikke reflekterer total bioakkumulering. På basis av de eksisterende analysedata konstrueres nye tidsplokk for totale konsentrasjoner av dioksiner i blåskjell for de tre hovedstasjonene for å se om disse viser systematisk endring over tid. Det vil også lages tidsplokk for utvalgte grupper eller enkeltkomponenter av PCDD/F.

2. Forventet konsentrasjon av TE_{PCDF/PCDD} i blåskjell

En grov overslagsberegning indikerer at de nivåene av dioksiner som vi finner i blåskjellene i Grenlandsområdet i dag fullt ut kan forklares ved den teoretiske forekomsten av dioksiner i vannmassene som strømmer ut fra Frierfjorden. Så lenge disse forutsetningene holder er det ingen grunn til å forvente at nivåene i blåskjell skal synke nevneverdig mer.

Innledningsvis har vi gjort en grov overslagsberegning av hva slags dioksinnivåer man kan forvente i blåskjell utenfor Brevikterskelen og hvordan disse står i forhold til de nivåene som er funnet i overvåkingen. Beregningene baserer seg på sannsynlige tall for totaldioksin i vannmassene (gitt i TE) samt filtreringshastighet og opptakseffektivitet av næring i blåskjell.

Ifølge NVE (Flomberegning for Skienselva) er midlere vannføring fra Norsjø (litt oppstrøms for Skien) 263 m³/s. Skienselva har trolig litt høyere vannføring, og det er også annen ferskvannsavrenning til Frierfjorden, men vi har som første tilnærming antatt at vannføring ut over terskelen mellom Frier- og Langesundsfjorden er den samme, dvs 263 m³/s. Det er tidligere beregnet at ca 1 gram dioksiner (TE) pr år blir transportert ut over denne terskelen. Dette er også underbygget ved målinger. Konsentrasjon av TE [ng/L] i totalt volum vann som entrer Langesundsfjorden blir da:

$$\frac{1 \text{ g/yr}}{\left(263 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}\right) \times \left(60 \times 60 \times 24 \times 365 \frac{\text{s}}{\text{yr}}\right) \times \left(1000 \frac{\text{L}}{\text{m}^3}\right)} = 1.2057 \times 10^{-13} \frac{\text{g}}{\text{L}}$$

Vi har videre antatt at det er dette vannet som blåskjellbestandene i Langesundsfjorden blir eksponert for, og som de filtrerer for oksygen og næring. Ifølge Clausen & Riisgård (1996), så filtrerer et normalt blåskjell (størrelse rundt 3-5 cm) ca 30 ml/min, dvs ca 1.8 l/hr. Mange andre undersøkelser tyder på at dette tallet ligger mellom 1 og 3 l/hr.

Hvis vi antar at blåskjellene:

- i praksis filtrerer vann kontinuerlig,
- at de hele tiden får nytt vann som de filtrerer
- at de tar opp *all* dioksin i den vannstrømmen de filtrerer (all dioksin bundet i partikler),
- at et midlere blåskjell er 2 år (dvs har filtrert vann i 2 år) og har en våtvekt på 2 gram,
- at de ikke har evne til å kvitte seg med akkumulerte dioksiner,

så er forventet konsentrasjon i dette blåskjellet:

$$TE = \left(\left(1.8 \frac{\text{L}}{\text{hr}} \times \left(24 \times 365 \frac{\text{hr}}{\text{yr}} \right) \times 2 \text{ yr} \right) \times \left(1.2057 \times 10^{-13} \frac{\text{g}}{\text{L}} \right) \right) \frac{1}{2 \text{ g}} \times 10^{12} \frac{\text{ng}}{\text{kg}} = 1.901 \times 10^3 \frac{\text{ng}}{\text{kg}}$$

Dette er åpenbart et estimat som bør ses på som maksimalt. Det kan nyanseres og gjøres mer konservativt (mindre opptak) ved å regne at

- vannføringen over Brevikterskelen er det doble, dvs $530 \text{ m}^3/\text{s}$ for å ta høyde for annen tilførsel enn Skienselva,
- skjellene bare filtrerer anslagsvis 70 % av tiden, som ikke er urimelig,
- skjellene noe av tiden filtrerer «brukt» vann som allerede er tappet for dioksiner av andre skjell og at reell konsentrasjon i vannet derfor er minst 50 % lavere,
- de sorterer ut anslagsvis 20 % av fangede partikler ved munnåpningen som såkalte pseudofaeces før resten tas inn i kroppen,
- har en assimilasjonseffektivitet (andel som ikke går rett igjennom og ut som avføring) på 60 %

så vil dette estimatet bli endret med en faktor 0,08 til $1,5 \times 10^2 \text{ ngTE/kg}$ eller 150 ngTE/kg .

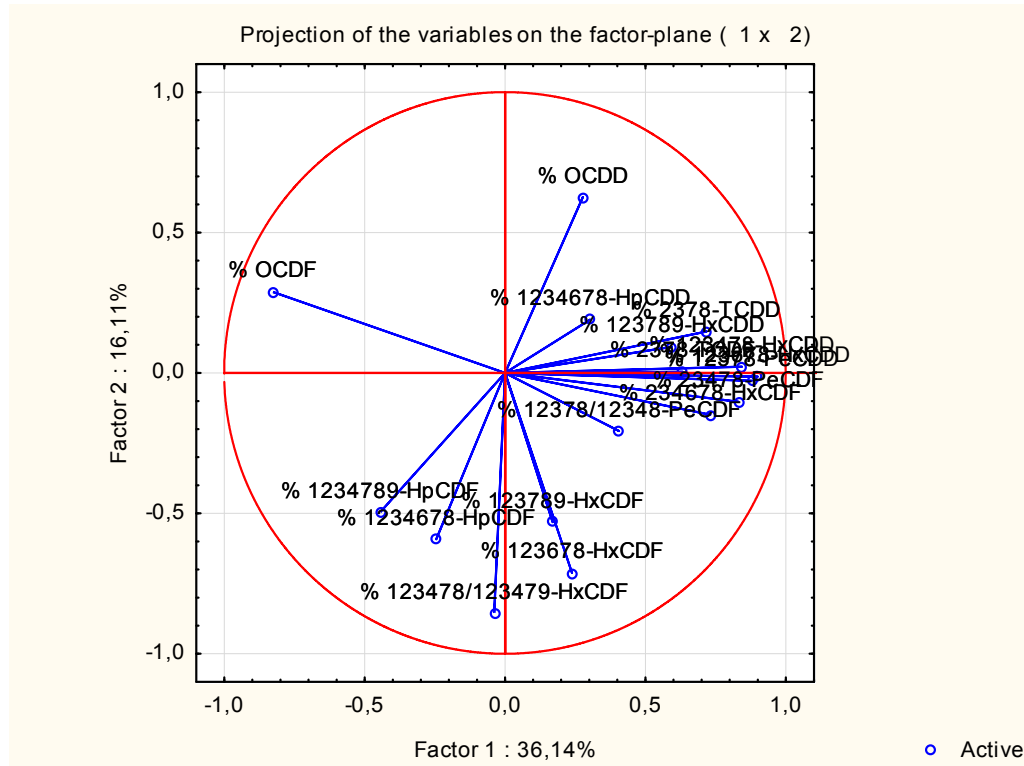
Blåskjell ved Croftholmen synes å ha flatet ut på et dioksinnivå på ca 4 ng/kg eller en faktor 40 mindre enn det som de teoretisk skulle hatt ut fra beregningene ovenfor.

Med alle de forbeholdene som er tatt kan vi konkludere at dagens dioksinnivå i blåskjell godt kan forklares ut fra de nivåer av dioksiner som finnes i vannmassene som transporteres ut av Frierfjorden, og at en videre reduksjon ikke kan forventes selv om nivået er langt over norsk bakgrunnsnivå. Det må imidlertid understrekes at overslagsberegningene er basert på en rekke antakelser som hver og en bør etterprøves nærmere.

3. Dioksinprofiler i blåskjell

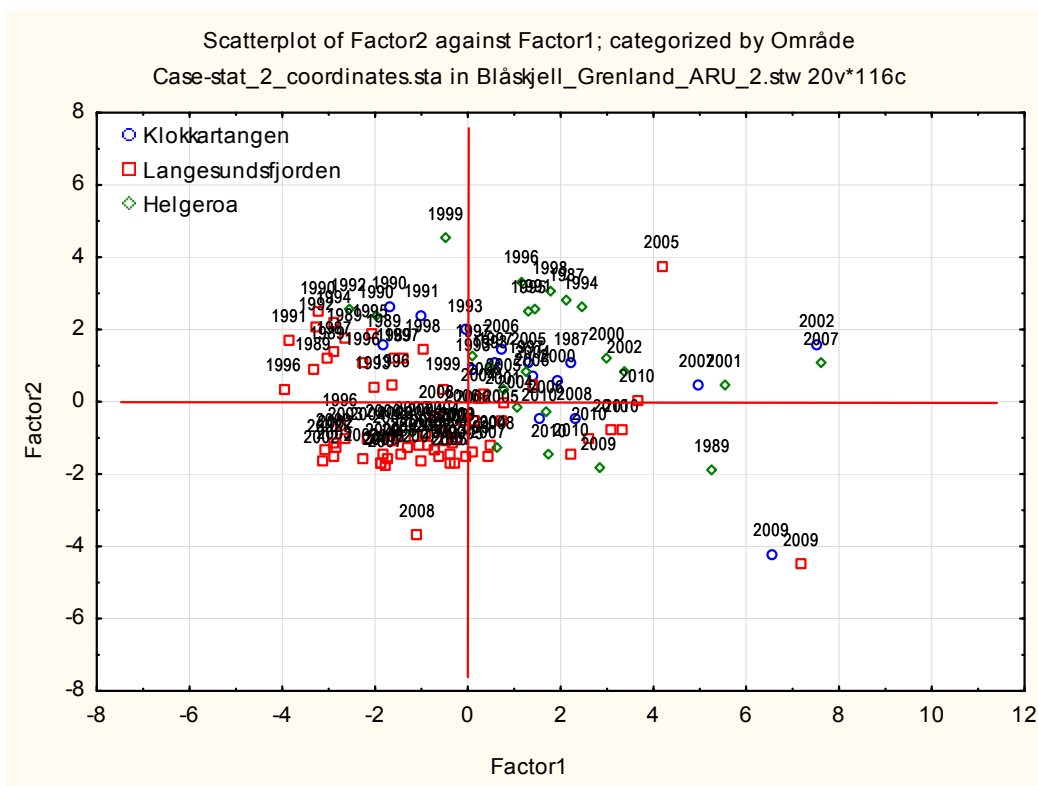
Analysene av eksisterende overvåkingsdata på blåskjell i perioden fram til 2000 indikerer at det har vært en gradvis og systematisk endring i relativ sammensetning av dioksinene i vannmassene, med redusert innflytelse av den kongeneren som var dominerende i i utslippet fra Herøya. Etter 2000 har situasjonen stabilisert seg og profilene i blåskjell har endret seg lite. Sammensetningen nå har et større innslag av de kongenerene som bidrar mest til samlet TE-nivå. Mønsteret er det samme fra Langesundsfjorden til kysten utenfor.

På grunnlag av NIVAS database fra overvåkingen i Grenland har vi analysert forskjellene i dioksinsammensetning (dioksinprofil) mellom de tre hovedstasjonene Langesundsfjorden (Croftholmen), Helgeroa og Klokkartangen og hvordan sammensetningen har endret seg over tid. Utgangspunktet er konsentrasjoner (ikke TE) av de enkelte kongenerene uttrykt som % av total sum av polyklorerte dibenzo-*p*-dioksiner og furaner (klorsubstituert i 2,3,7,8-posisjon). Dette er gjort ved bruk av en multivariat prinsipalkomponent-analyse (PCA). Figur 2 viser hvordan kongenerene samvarierer i hele datamaterialet på blåskjell. Bildet kan tolkes som at OCDF (oktaklorfuran) er enten negativt korrelert med de øvrige og i særlig grad med lette furaner og dioksinene (vektor peker motsatt veg) eller varierer helt uavhengig av disse, i særlig grad de tynge furanene og oktaklordioksin (OCDF) (vektorer i ca 90 graders vinkel). Det interessante her er at OCDF, som var den absolutt mest dominerende i de tidligere utslippene fra magnesiumfabrikken, akkumulerer i blåskjell i motsatt mønster eller helt uavhengig av de andre kongenerene.

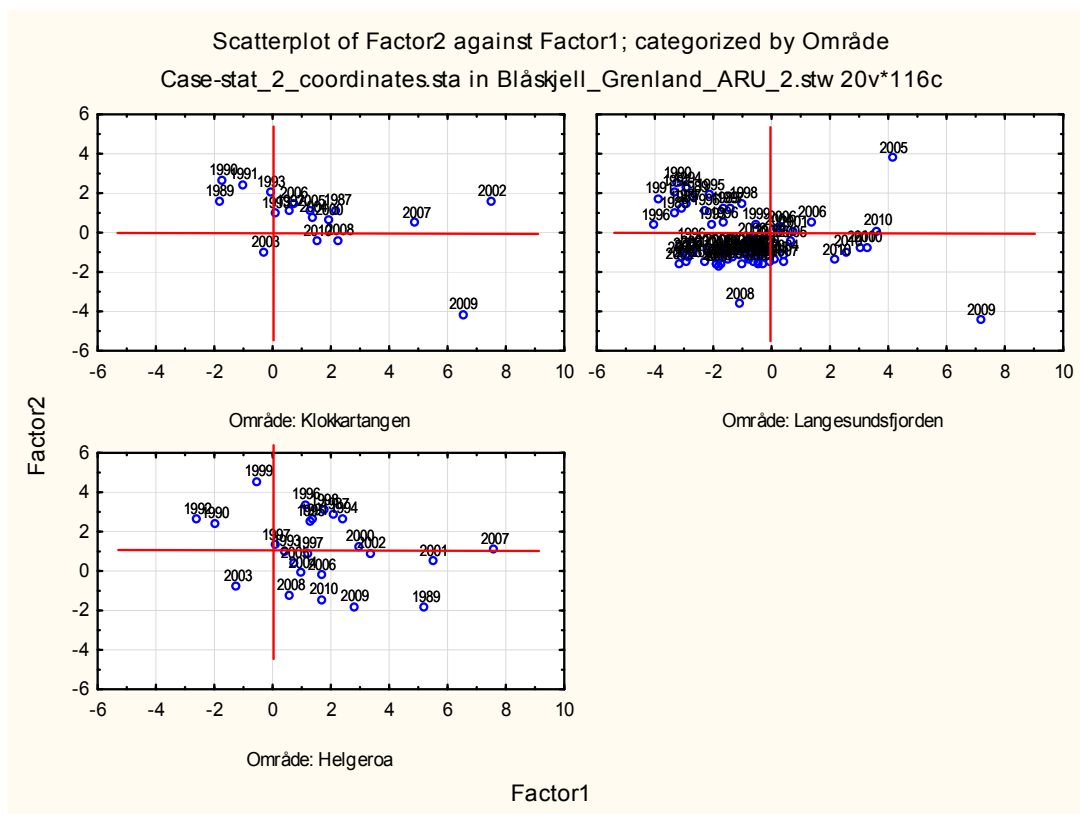


Figur 2. PCA loading-plot, analyse med alle skjellprøver, alle tre områder

Figur 4 er fra samme analysen som i Figur 2, men viser likheten i dioksinprofil mellom de ulike blåskjellprøvene (alle stasjoner og alle år). Avstand mellom to prøver i figuren er mål for hvor forskjellige de er (stor avstand, stor forskjell). Figuren viser at prøvene fra enkelte år etter 2000 skiller seg ut fra den store klyngen av prøver, dvs at det har skjedd en profilendring rundt da. I Figur 4 er likheten innenfor hver stasjon vist. Den viser at det samme mønsteret går igjen på hver av de tre stasjonene. Hvis vi sammenholder Figur 2 med Figur 3 og Figur 4 ser vi at de tidlige prøvene (1989 og tidlig 1990-tall) er preget av høyt %-nivå av OCDF (vektorretning mot venstre), mens prøvene etter ca 2000 har høyt %-nivå av en rekke av dioksinene (mindre av furanene). Et slikt mønster vil man forvente dersom OCDF gradvis fikk mindre betydning i dioksin sammensetningen i vannmassene etter at utslippene ble stanset. Videre er det en svak tendens i Figur 3 til at OCDF hadde størst innflytelse i prøvene fra Langesundsfjorden. Dette kan også stemme med at denne ligger nærmest Frierfjorden.



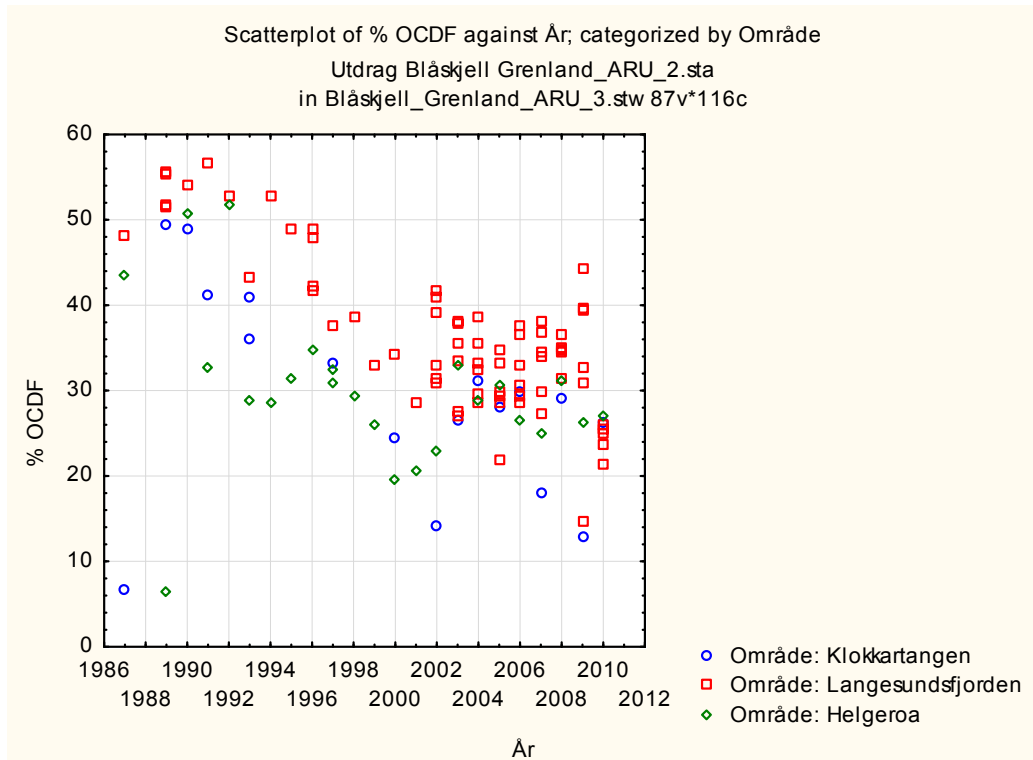
Figur 3. PCA-analyse av likheter i dioksinprofil, alle skjellprøver, alle tre stasjonene.



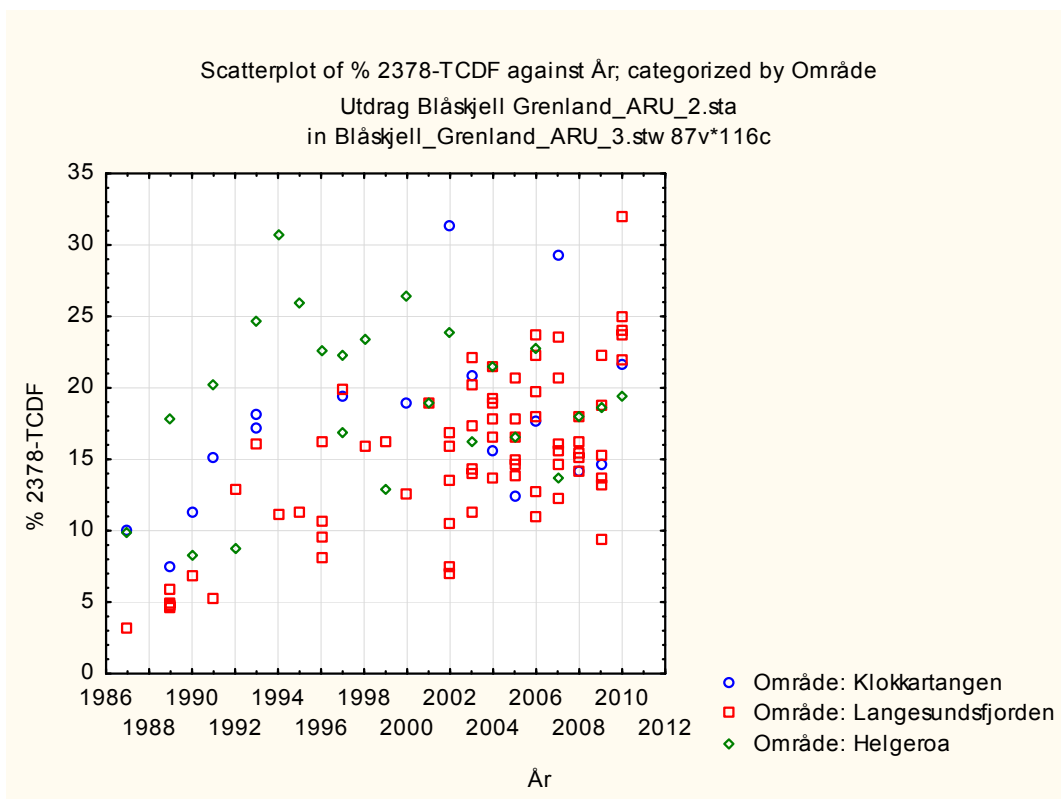
Figur 4. PCA-analyse av likheter i dioksinprofil, alle skjellprøver, hver stasjon separat.

Den gradvise reduksjonen i bidraget fra OCDF til total konsentrasjon av PCDD/F over tid er vist klarere i Figur 5. Før 1996 utgjorde OCDF mellom 50 og 60 % av total dioksinkonsentrasjon i blåskjellene. Etter dette utgjorde de bare 30-40 %. Alle stasjonene viser samme mønster. Figuren viser også at reduksjonen i OCDF stoppet opp etter ca år 2000. Etter det har bidraget fra OCDF holdt seg relativt stabilt på alle stasjonene. Figur 6 og Figur 7 viser den samme tidsutviklingen for to av de letteste kongenerene, tetra-forbindelsene 2378-TCDF og 2378-TCDD, som i Figur 2 var negativt korrelert med OCDF. Som ventet økte deres relative bidrag til samlet konsentrasjon over tid, spesielt 2378-TCDF, men også her skjedde det en utflating på alle stasjonene etter ca 2000 (den kraftige økningen fra 2009 til 2010 kan være et analytisk problem, men det er ikke avklart ennå). Figur 8 viser tidsutviklingen for OCDD. Denne kongeneren har gitt et vedvarende bidrag til totalkonsentrasjonen av dioksiner i blåskjell på rundt 5 %, bare svakt fallende over hele tidsperioden. Det prosentvise bidraget fra OCDD synes altså lite påvirket av hvordan totalkonsentrasjonen har endret seg.

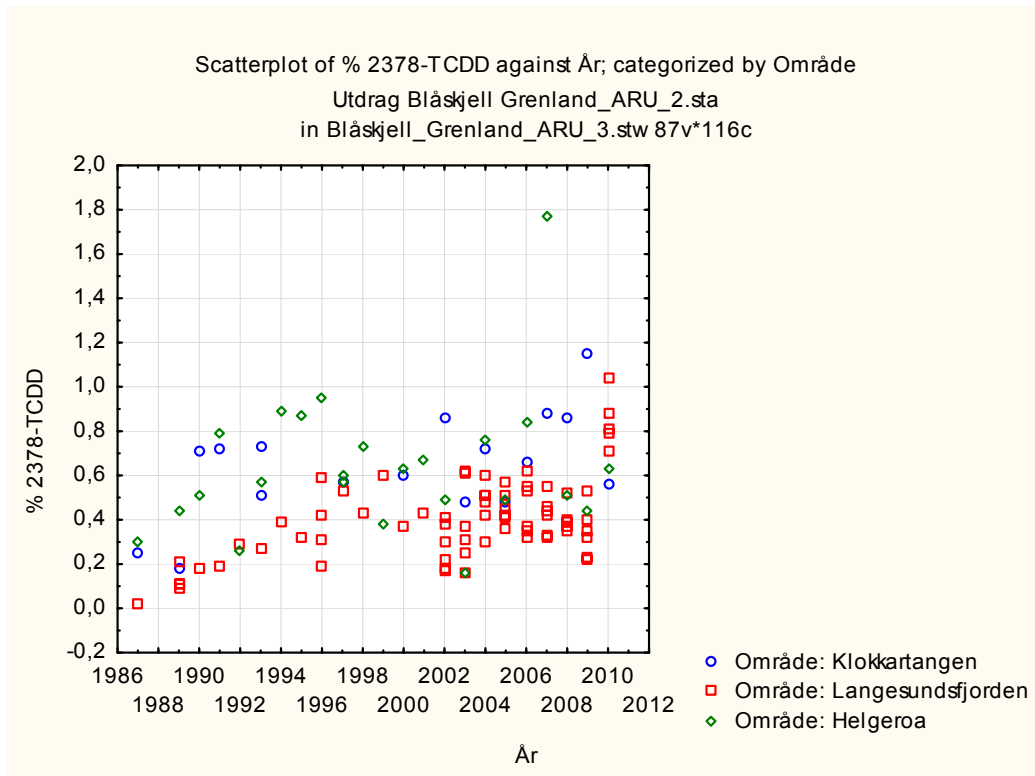
Det kan derfor se ut som om blåskjellene i perioden fram til 2000 gjenspeiler en gradvis og systematisk endring i relativ sammensetning av dioksinene i vannmassene, preget av mindre og mindre innflytelse av den kongeneren som var dominerende i i utslippet fra Herøya. Etter 2000 har situasjonen stabilisert seg og profilene i blåskjell har endret seg lite. Mønsteret er det samme fra Langesundsfjorden til kysten utenfor. Dette kan tyde på at dioksin sammensetningen i vannmassene også har endret seg lite etter ca 2000, dvs at kilden er stabil. Denne sammensetningen har et større innslag av de kongenerene som bidrar mest til samlet TE-nivå.



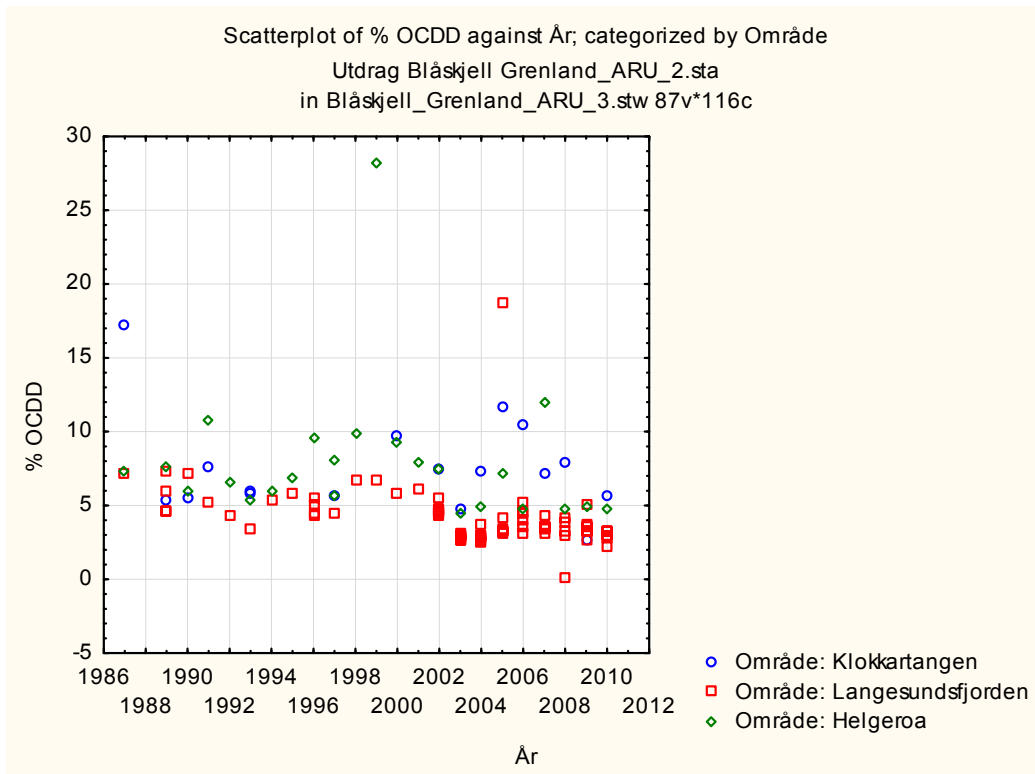
Figur 5. Endring i prosentvis bidrag av OCDF til total konsentrasjon av PCDD/F fra 1987 til 2010.



Figur 6. Endring i prosentvis bidrag av 2378-TCDF til total konsentrasjon av PCDD/F fra 1987 til 2010.



Figur 7. Endring i prosentvis bidrag av 2378-TCDD til total konsentrasjon av PCDD/F fra 1987 til 2010.



Figur 8. Endring i prosentvis bidrag av OCDD til total konsentrasjon av PCDD/F fra 1987 til 2010.

4. Endring over tid i reell konsentrasjon av dioksiner

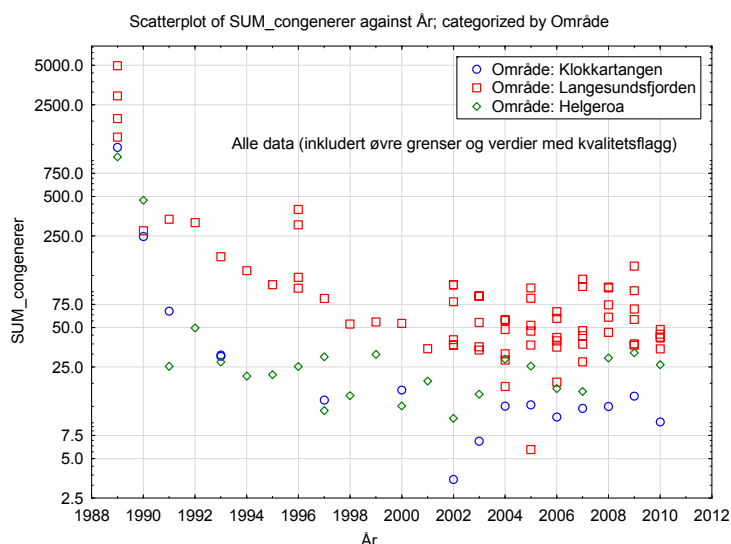
Analyse av tidsutviklingen i konsentrasjon av PCDD/F fra 1989 til 2010 viser at de ulike forbindelsene har et til forveksling likt mønster selv om graden av endring varierer sterk. Alle forbindelsene viser en gradvis reduksjon frem til ca år 2000 og en utflating, eller til dels økning, etterpå fram til nå. Reduksjonen i total konsentrasjon sank med en faktor ca. 50 fram til omtrent år 2000 og total TE med en faktor ca 20. Bruddet i tidsutvikling rundt år 2000 viser seg både i konsentrasjon av de enkelte forbindelsene, i total konsentrasjon av PCDD/F, i totalt TE-nivå og i endring i dioksinprofil i blåskjellprøvene. Dette indikerer at også dioksininnholdet i vannmassene endret karakter på samme tid og kanskje har økt. Resuspensjon og lekkasje av dioksiner fra sediment kan være en vedvarende kilde, mens større utvasking og avrenning av dioksiner fra land som følge av økt nedbør eller endret vannkjemi (pH, innhold av oppløst organisk karbon) muligens kan forklare tendensen til økning.

Siden TEF-verdiene for de enkelte kongenerene varierer sterkt kan vi regne med at det i utgangspunktet er liten sammenheng mellom dioksinnivå uttrykt som totalkonsentrasjon og uttrykt som TE. På basis av hele blåskjellmaterialet har vi analysert hvilke kongenerer som bidrar mest til hhv konsentrasjon og TE (Tabell 1). Resultatene viser at OCDF, som bidrar mest til samlet dioksinkonsentrasjon, ikke bidrar til TE i det hele tatt. Nesten samme gjelder for heptaforbindelsen 1234678-HpCDF. Motsatt bidrar 12378-PeCDD og 23478-PeCDF mye til TE, men lite til konsentrasjon. Tetraklorfuran (2378-TCDF) bidrar mye både til konsentrasjon og TE. Siden dioksinprofilene endret seg over tid, er det naturlig å forvente et annet tidsmønster for totalnivå av dioksiner enn for TE-nivåene som presenteres i overvåkingsrapportene for blåskjell.

Tabell 1. Gjennomsnittlig prosentvis bidrag (over alle skjellprøvene) fra de enkelte kongenerene til samlet PCDD/F-konsentrasjon og til samlet TE-nivå.

	TEfaktor	Valid N	vMean	% av total konsentrasjon	TEbidrag _Mean	% av total TE
2378-TCDD	1	73	0,200	0,4 %	0,200	6 %
12378-PeCDD	1	73	0,391	0,7 %	0,391	12 %
123478-HxCDD	0,1	73	0,233	0,4 %	0,023	1 %
123678-HxCDD	0,1	73	0,363	0,7 %	0,036	1 %
123789-HxCDD	0,1	73	0,227	0,4 %	0,023	1 %
1234678-HpCDD	0,01	73	1,216	2,3 %	0,012	0 %
OCDD	0,001	73	2,088	3,9 %	0,002	0 %
2378-TCDF	0,1	73	7,512	14,0 %	0,751	22 %
12378/12348-PeCDF	0,05	73	3,723	7,0 %	0,186	6 %
23478-PeCDF	0,5	73	1,806	3,4 %	0,903	27 %
123478/123479-HxCDF	0,1	73	3,886	7,3 %	0,389	11 %
123678-HxCDF	0,1	73	2,342	4,4 %	0,234	7 %
123789-HxCDF	0,1	73	0,785	1,5 %	0,078	2 %
234678-HxCDF	0,1	73	0,574	1,1 %	0,057	2 %
1234678-HpCDF	0,01	73	6,680	12,5 %	0,067	2 %
1234789-HpCDF	0,01	73	2,629	4,9 %	0,026	1 %
OCDF	0,0001	73	18,831	35,2 %	0,002	0 %
SUM			53,484	100 %	3,382	100 %

Figur 9 viser tidsutviklingen i totalkonsentrasjon av dioksiner og furaner i blåskjell fra 1989 til 2010. Mønsteret er mye det samme som vi har sett for sum TE (Figur 1) med en utflating de senere årene. Dermed kan det fastslås at tidsutviklingen i konsentrasjoner har fulgt samme mønsteret som utviklingen i TE nivå, og at den gjenspeiler en reell utflating og til dels øket akkumulering av PCDD/F i blåskjellene, til tross for at det er ulike kongenerer som bidrar til hhv konsentrasjon og TE.



Figur 9. Tidsutvikling i absolutt samlet konsentrasjon av PCDD/F i blåskjell (ng/kg) i perioden 1989 – 2010. Merk at y-aksen er på log-skala.

Figur 10 viser tidsutviklingen i konsentrasjon av noen av de kongenerene som betyr mest for TE (23478-PeCDF, 2378-TCDF) og de som betyr minst (OCDF og OCDD).

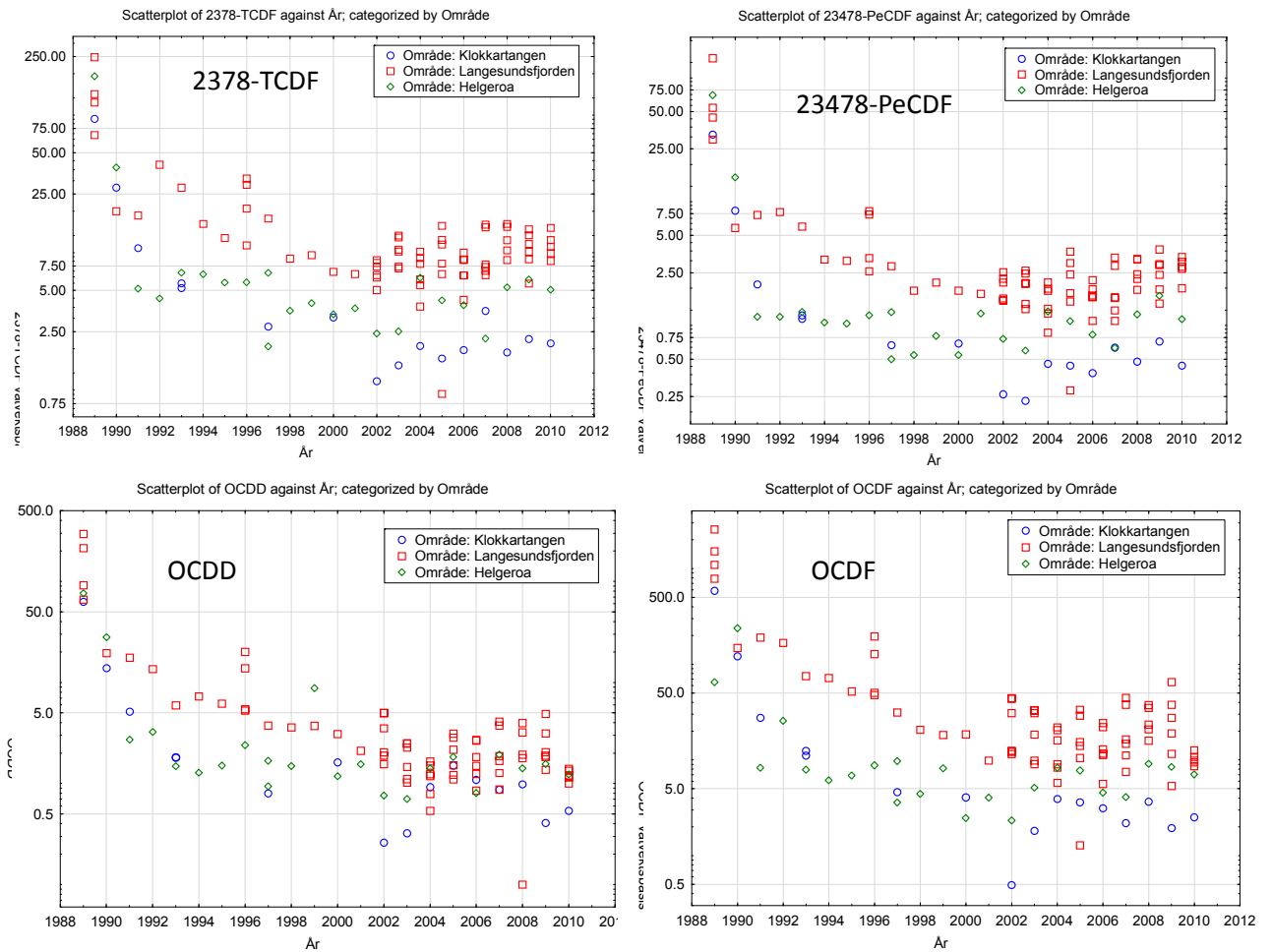
Utviklingsmønsteret er til forveksling likt selv om spennvidden i endring varierer sterk.

Nivåene av OCDF som gir størst bidrag til konsentrasjon sank med en faktor ca. 100 fram til omtrent år 2000 hvoretter de flatet ut på alle stasjonene. Nivåene av 23478-PeCDF og 2378-TCDF, som gir de størst bidragene til TE, sank bare med en faktor ca 10-20 fram til 2000.

Dette forklarer også at reduksjonen i total konsentrasjon (faktor ca 50) var større enn reduksjonen i total TE (faktor ca 20) i samme periode.

Bruddet i utvikling rundt år 2000 viser seg altså både i konsentrasjon av de enkelte kongenerene, i total konsentrasjon av PCDD/F, i totalt TE-nivå og i endring i dioksinprofil i blåskjellprøvene. Dette indikerer at også dioksininnholdet i vannmassene endret seg på samme tid. Det er vanskelig å finne en forklaring på dette. En mulighet er at ca år 2000 var et krysningpunkt der den positive effekten av utslippselimineringen overskygges av effektene fra sekundære kilder. Endring i dioksinprofil kan indikere dette. En mulig sekundær kilde kan være avrenning av dioksiner fra land som kan ha økt som følge av økt nedbør eller endringer i ferskvannskjemien (pH, innhold av oppløst organisk karbon) som gjør at mer dioksin vaskes ut fra jordsmonnet. Vi har ikke prøvd å finne data som kan belyse dette nærmere. En annen kilde kan være resuspensjon av lagret dioksin i sedimentene. Etter eliminering av primærkildene er lageret i sedimentene betraktet som den viktigste sekundære kilden, og som det nå vurderes tiltak mot. Resuspensjon og lekkasje av dioksiner fra sediment kan være en

vedvarende kilde, og som er med på å opprettholde et forhøyet nivå i vannmassene, men vi har ingen data som tilsier at denne kilden gradvis har økt siden ca 2000.



Figur 10. Tidsutvikling i absolutt konsentrasjon (ng/kg våtvekt) av et utvalg kongenerer i blåskjell i perioden 1989 – 2010. Merk at y-aksene er på log-skala og forskjellige.

5. Referanser

Petterson, L-E. 2001 Flomberegning for Skienselva (016.Z)

Clausen & Riisgård 1996. Marine Ecology Progress Series 141:37-45

Petersen, Bougrier, Smaal, Garen, Robert, Larsen & Brummelhuis 2004. Marine Ecology Progress Series 267:187-194



Utførende institusjon Norsk institutt for vannforskning	ISBN-nummer 978-82-577-6135-6
--	----------------------------------

Oppdragstakers prosjektansvarlig Torgeir Bakke	Kontaktperson i Klima- og forurensningsdirektoratet Eli Mathisen	TA-nummer 2953/2012
		SPFO-nummer 1130/2012

	År 2012	Sidetall 100	Klima- og forurensningsdirektoratets kontraktnummer 7012015
--	------------	-----------------	--

Utgiver Norsk institutt for vannforskning NIVA-rapport nr 6400-2012	Prosjektet er finansiert av Klima- og forurensningsdirektoratet, Herøya industripark HIP, Ineos Norge, Noretyl, Eramet Norway.
---	--

Forfatter(e) Anders Ruus, Torgeir Bakke, Birger Bjerkeng, NIVA, Halvor Knutsen, HI
Tittel - norsk og engelsk Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2011 Monitoring of contaminants in fish and shellfish from Grenlandsfjordene 2011
Sammendrag – summary I 2011 ble det observert uvanlig lavt fettinnhold i torskelerver. Dette reflekteres i innholdet av dioksiner (våtvekt), hvor konsentrasjonen i 2011 var lavere enn i 2010. På fettvektbasis er konsentrasjonene i 2011 høyere enn i 2010 og forsterker inntrykket av en økning siden 2008. De høyeste konsentrasjonene av HCB, OCS og DCB, korrigert for fettinnhold, ble observert i torsk fra Frierfjorden. Konsentrasjonene (våtvekt) er de laveste som er observert, men noe av dette kan skyldes det lave fettinnholdet. Konsentrasjonen av HCB i Frierfjorden tilsvarer Klifs klasse I. Nivåene av OCS og DCB tilsvarer henholdsvis >10 og >100 ganger bakgrunnsnivå. Konsentrasjonen av dioksiner i krabbesmør fra Frier synes høyere i 2011 enn i 2008-2010. I Langesundsfjorden er dioksinnivåene for de fleste arter lavere enn det som er funnet i Frierfjorden. Dioksininnholdet i ørret fra Langesundsfjorden er under grensen for dioksiner i fisk og fiskeriprodukter. Overslagsberegninger indikerer at dagens forhøyede nivå av dioksiner i blåskjellene i Grenland kan forklares ved den teoretiske forekomsten av dioksiner i vannmassene ut fra Frierfjorden. Nivå og mønsteret i dioksineksponering ser ut til å ha endret seg etter 2000. Som tidligere var det en mer markert reduksjon i dioksinnivåer fra Langesundsfjorden til utenfor Langesundsbukta enn mellom Frierfjorden og Langesundsfjorden. Det ble i 2011 observert uvanlig høyt innhold av dioksiner i blåskjell fra Klokkartangen. Årsaken er uviss. Blåskjell fra Helgeroa og Klokkartangen, samt makrell fra Langesundsbukta tilfredsstillende høyt for dioksiner i fisk og fiskeriprodukter. Det var liten endring i kvikksølvinnholdet i torskfilet i Grenland siden 2008.

4 emneord PCDF/PCDD ("dioksiner") Non-ortho PCB Klororganiske forbindelser Miljøovervåking	4 subject words PCDF/PCDD ("dioxins") Non-ortho PCBs Organochlorine compounds Environmental monitoring
--	--



Klima- og forurensningsdirektoratet

Postboks 8100 Dep,
0032 Oslo

Besøksadresse: Strømsveien 96

Telefon: 22 57 34 00

Telefaks: 22 67 67 06

E-post: postmottak@klif.no

www.klif.no

Om Statlig program for forurensningsovervåking

Statlig program for forurensningsovervåking omfatter overvåking av forurensningsforholdene i luft og nedbør, skog, vassdrag, fjorder og havområder. Overvåkingsprogrammet dekker langsiktige undersøkelser av:

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

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