Statlig program for forurensningsovervåking

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

Prosjektleder: Birger Bjerkeng
Medarbeider: Anders Ruus

SFT-rapport 860/2002 ISBN 82-577-4255-4 NIVA-rapport 4595-2002
TA-1916/2002

Forord

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

Denne rapporten omfatter en grundig statistisk vurdering (i sin helhet utarbeidet av Birger Bjerkeng) av utviklingen i dioksininnhold (uttrykt som 'toksiske ekvivalenter') i torsk, ørret, skrubbe, krabbe og blåskjell fra Grenlandsområdet. Rapportens innhold var første gang presentert som et vedlegg i Overvåkingsrapport 835/01 (TA-nr. 1832/2001) "Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2000", forfattet av Knutzen et al. På initiativ fra Kristoffer Næs og etter ønske fra SFT presenteres den statistiske vurderingen her i rapportform, tilrettelagt av Anders Ruus.

Oslo, 1. desember 2002

Birger Bjerkeng
forsker

Innhold

Sammendrag **5**

Summary **7**

1. Innledning **7**

2. Materiale og metoder **7**
2.1 Datagrunnlaget 7
2.2 Statistiske metoder 7
2.2.1 Transformasjon av data – omregning av resultater 7
2.2.2 Statistisk analyse 7

3. Resultater og diskusjon **7**
3.1 Torsk 7
3.1.1 Hovedkonklusjoner 7
3.1.2 En grundigere statistisk gjennomgang 7
3.2 Ørret 7
3.2.1 Hovedkonklusjoner 7
3.2.2 En grundigere statistisk gjennomgang 7
3.3 Skrubbe 7
3.3.1 Hovedkonklusjoner 7
3.3.2 En grundigere statistisk gjennomgang 7
3.4 Krabbesmør (hannkrabbe) 7
3.4.1 Hovedkonklusjoner 7
3.4.2 En grundigere statistisk gjennomgang 7
3.5 Blåskjell 7
3.5.1 Hovedkonklusjoner 7
3.5.2 En grundigere statistisk gjennomgang 7
3.6 Sammenfattende vurderinger 7
3.6.1 Hovedkonklusjoner 7
3.6.2 En grundigere statistisk gjennomgang 7

4. Referanser **7**

Vedlegg A. Definisjon av toksisitets-ekvivalenter **7**

Vedlegg B. Transformering av data **7**

Vedlegg C. Sammenheng mellom lengde og vekt hos torsk (blandprøver) **7**

Vedlegg D. Kovariansmodell for konsentrasjon i torskelever **7**

Vedlegg E. Kovariansmodell for dioksinkonsentrasjon i krabbesmør **7**

Vedlegg F. Kovariansmodell for dioksinkonsentrasjon i blåskjell. **7**

Sammendrag

Denne rapporten omfatter en statistisk vurdering av utviklingen i dioksininnhold (uttrykt som 'toksiske ekvivalenter') i torsk, ørret, skrubbe, krabbe og blåskjell fra Grenlandsområdet, spesielt Frierfjorden (t.o.m. 2001). Hensikten med undersøkelsen er å belyse noen av de spørsmål som har vært reist mht. om datamaterialet og det eksisterende prøvetakingsprogram gir grunnlag for å legge frem konklusjoner ang. tidstrender i dioksinnivåene. Datagrunnlaget for analysen fremgår i hovedsak av Knutzen et al. (2001) (Overvåkingsrapport 835/01 (TA-nr. 1832/2001) "Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2000; Vedlegg 8), supplert med noen mer detaljerte opplysninger fra NIVAs egne dataprotokoller.

Følgende fremkommer av undersøkelsen:
Dioksin-nivået i **torsk** (lever) fra Frierfjorden ser ut til å ha blitt redusert med en faktor rundt 3 fra før til rett etter utslippsreduksjonen i 1990. Nivåene ser dessuten ut til å ha blitt ytterligere gradvis redusert med kanskje så mye som en faktor 4 frem til år 2001. For de andre stasjonene (Breviksfjorden og Såstein) kan det ha vært omtrent samme nedgang som i Frierfjorden både fra før/etter 1990 og fra 1990-2001.

Det er mulig at nivået av dioksin i torsk i Frierfjorden/Breviksfjorden kan komme ned i 50 ng $TE_{PCDF/PCDD}$ pr. kg (toksiske ekvivalenter; Se *Vedlegg A*) i år 2007, men mer sannsynlig omkring 2015. Man kan heller ikke se bort ifra at det kan ta svært mye lengre tid. Stor spredning i resultatene fra Frierfjorden de siste årene gir tilsvarende stor usikkerhet i prognose om videre utvikling.

Når en betrakter fettbasiskonsentrasjonene i **ørret** (filet) ligger verdiene fra mai 1990, rett før full utslippsreduksjon, høyere enn alle senere verdier fra samme stasjon (Frierfjorden: ca. 10 ganger høyere enn gjennomsnittet etterpå; Breviksfjorden: ca. 3 ganger høyere enn gjennomsnittet etterpå). En normalisering av dioksinkonsentrasjoner til fettbasis viser seg å gi mindre variasjon innen tid og sted enn våtvektskonsentrasjoner.

Det finnes én **skrubbe**-prøve fra Frierfjorden fra før utslippsreduksjonen. Sett i sammenheng med data for de andre artene kan det være et poeng at denne prøven inngår i samme kvalitative trend som de fleste andre datasettene/artene, med høyere nivå enn noen av de senere målingene. For perioden etter utslippsreduksjonen ligger dioksinkonsentrasjonen i skrubbe (filet) fra Breviksfjorden stort sett en faktor ca. 2,5 under den i skrubbe fra Frierfjorden Det er ingen klar tendens til noen reduksjon av nivåene etter 1990.

Dioksinkonsentrasjonene i (hann-)**krabbe** (smør) fra 1988 ligger gjennomgående 3-4 ganger høyere enn konsentrasjonene fra 1990-2001 (hvor forløpet er mer usikkert). Videre antydes det en parallell reduksjon på de fleste stasjoner.

Blåskjell-data finnes fra tre stasjoner, Croftholmen, Helgeroa og Klokkartangen. Dataene gir et ganske entydig signal om en geografisk gradient og en reduksjon over tid. Blåskjell fra Croftholmen inneholder konsentrasjoner av dioksin som ligger 3-4 ganger høyere enn på de to andre stasjonene (som er relativt like). Blåskjell fra samtlige tre stasjoner viser omtrent samme reduksjon fra 1989 til 2001. Konsentrasjonene er redusert med en faktor 60-70.

Oppsumert for de forskjellige artene kan man si følgende: I Frierfjorden er den estimerte endringen i dioksinkonsentrasjoner fra før utslippsreduksjonen og frem til i dag størst for blåskjell (40-70 gangers reduksjon). Endringen er midlere for arter som torsk og sjø-ørret (8-10 ganger) og minst for arter som er mest knyttet til bunn (skrubbe 3-4 ganger, krabbe 3 ganger). Reduksjonen over tid er altså minst for de arter hvor en vil vente at eventuelle lagre av miljøgifter i bunnsedimentene skulle gjøre seg mest gjeldende.

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

Et noe utvidet prøvetakingsprogram som tar sikte på å avklare sammenheng med biologiske faktorer under lik eksponering kunne bidra til å gjøre trendanalysen sikrere, også når det gjelder tolkning av eldre data.

Det kunne også være verdt å vurdere om et revidert fangstopplegg ville bidra til mindre variasjon mellom år i blandprøveverdiene.

Summary

Title: Statistical analysis of dioxin levels in organisms from the Frierfjord/the Grenland area
Year: 2002
Authors: Bjerkeng, Birger and Ruus, Anders
Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4255-4

This report comprises a statistical evaluation of the trends in dioxin levels (expressed as 'toxic equivalents') in cod, trout, flounder, crab and blue mussels from the Grenland area, especially the Frierfjord (until 2001). The objective of the investigation is to elucidate whether conclusions regarding temporal trends in the dioxin levels can be drawn from the existing data material and sampling programme. The basis of the analysis is earlier presented in Knutzen et al. (2001) (Report 835/01; TA-nr. 1832/2001).

The following can be concluded from the investigation:
The dioxin levels in cod (liver) from the Frierfjord has likely been reduced with a factor of 3 from before the emission reduction to immediately after (i.e. 1990). The levels may have been further reduced by a factor of 4 until the year 2001. At the other stations (Breviksfjorden and Såstein), there may have been approximately the same reductions as in the Frierfjord both from before/after 1990 and from 1990-2001.

It is possible that the dioxin levels in cod from the Frierfjord/the Breviksfjord may drop to 50 ng $TE_{PCDF/PCDD}$ per kg in the year 2007, but more likely around the year 2015. It may also take a lot more time. Great variance in the results from the Frierfjord the last years gives corresponding variance in future development prognoses.

Regarding the lipid weight concentrations in trout (fillet), it can be seen that the levels in May, 1990, just before the emmission reduction, is higher than all later observations on the same station (the Frierfjord: ca. 10 times higher than the average later; the Breviksfjord: ca. 3 times higher than the average later). Normalising the dioxin concentrations to lipid weight gives less temporal and spatial variance than wet weight concentrations.

There is one flounder sample from the Frierfjord from before the emmission reduction. Comparing this with the other samples, it may be worth mentioning that this sample enter into the same qualitative trend as most other data sets/species, namely with higher dioxin concentrations than the samples from the later years. In the period after the emmission reduction the dioxin concentrations in flounder (fillet) from the Breviksfjord are approximately a factor of 2.5 lower than in the Frierfjord. There is no obvious downwards trend in the levels after 1990.

Dioxin concentrations in (male) crab (butter) from 1988 are generally 3 to 4 times higher than the concentrations from 1990-2001 (where the trend is more uncertain). Furthermore, a parallell reduction is indicated on most stations.

Blue mussel data are available from 3 stations; the Croftholmen, Helgeroa and the Klokkartangen. The data gives a rather unambiguous signal of a geographic gradient and a temporal reduction. Mussels from the Croftholmen contain dioxin concentrations 3-4 times higher than on the two other stations (where the concentrations are much the same). Mussels

from all three stations show approximately the same reduction from 1989 to 2001. The concentrations are reduced by a factor of 60-70.

Summarized for the different species the following can be said: In the Frierfjord the estimated change in dioxin concentrations, from before the emmission reduction and to present time, is largest for blue mussels (reduction of a factor 40-70). The change is intermediary for species like cod and trout (reduction of a factor 8-10) and smallest for species that are most associated with the sea floor (reduction of a factor 3-4 in flounder, and 3 in crab). In other words, the reduction is smallest for the species where it is expected that possible storages of environmental contaminants in the bottom sediments will have the highest influence.

The results for the respective species generally show approximately the same reduction in dioxin concentrations on several stations, thus the ratios between stations are more or less maintained. This makes sense, given that the mechanisms reducing the temporal availability of contaminants are the same in different areas.

A somewhat extended sampling programme with the aim to clearify correlations with biological factors under similar exposure could increase the power of the trend analysis, also with regard to intepretation of older data.

Regarding pooled samples, it would be advantagous to assess if a revised sampling procedure could give less variation between years.

1. Innledning

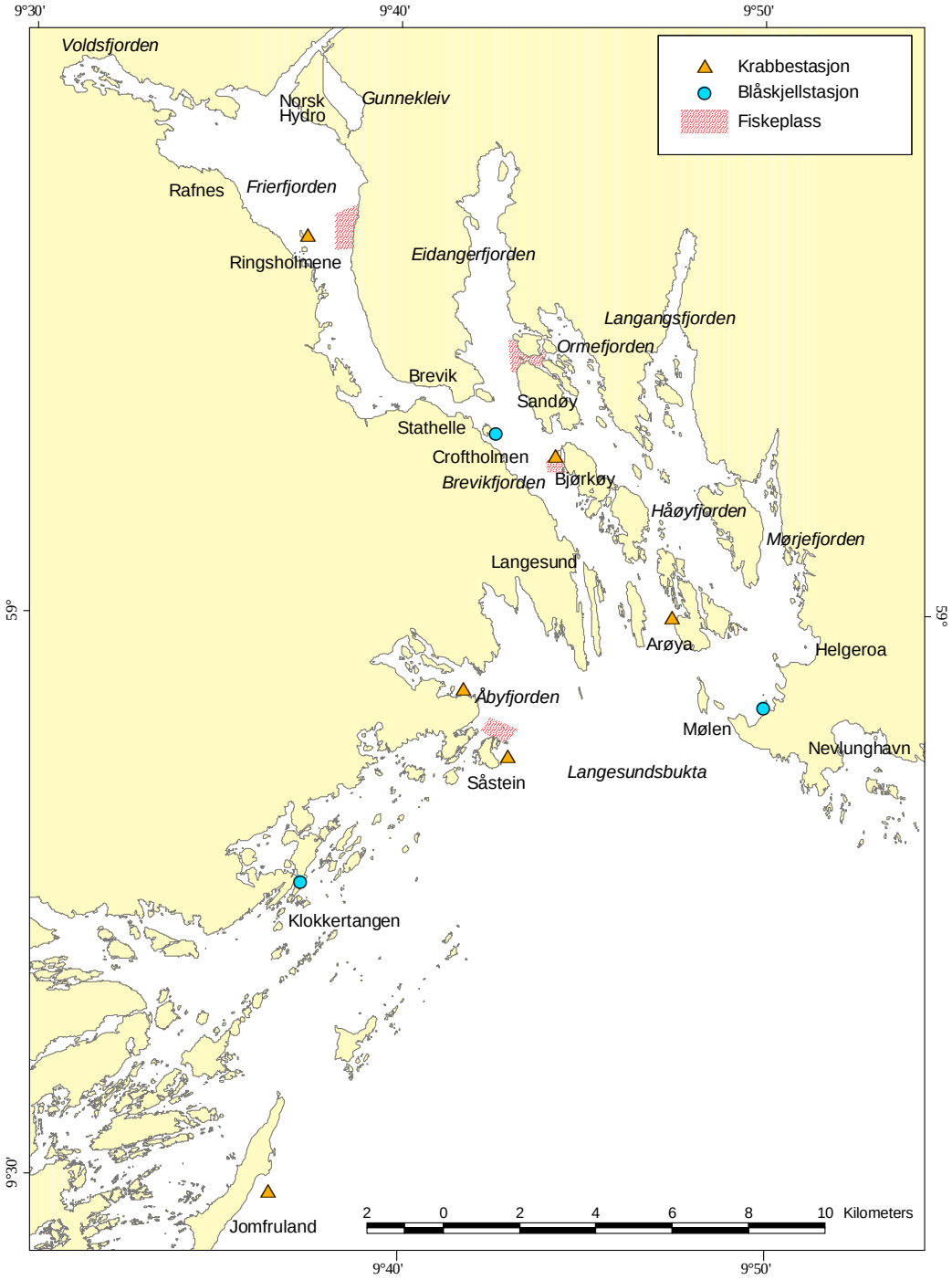
Denne rapporten gir en grundig statistisk behandling av data for dioksiner i marine organismer fra Grenlandsområdet (*Figur 1*), spesielt Frierfjorden, t.o.m. 2001. Rapporten er en oppdatering av en analyse som først ble gjort i 1999 på datamaterialet t.o.m. 1997 og deretter oppdatert frem til og med 2000[1]. Hensikten var å belyse noen av de spørsmål som har vært reist mht. om datamaterialet og det eksisterende prøvetakingsprogram gir grunnlag for å legge frem konklusjoner ang. tidstrender i dioksinnivåene (se bl.a. Norsk Hydros Forskningssenter/Golder Net AS: Arbeidsrapport 2811-3-1. juli 1999). Spørsmålene som forsøkes besvart er følgende:

- Er det mulig å fastslå reduksjoner i dioksinnivåene fra perioden før 1990, da utslippene fra Norsk Hydros anlegg ble redusert med opp mot 99 %?
- Hva vil kreves for (med tilfredsstillende sikkerhet) å kunne påvise endringer i dioksinnivåene fra 1990, frem til i dag og videre fremover?

Rapporten tar i denne sammenhengen også sikte på å belyse om det er rimelig å tro at modifikasjoner i analysemetoden for dioksiner kan gjøre det vanskelig å påvise eventuelle reelle endringer i nivåene siden perioden før 1990.

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

[1] Finnes i Knutzen et al. (2001)



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

2. Materiale og metoder

2.1 Datagrunnlaget

Datagrunnlaget fremgår i hovedsak av Knutzen et al. (2001, vedlegg 8), men er supplert med noen mer detaljerte opplysninger fra NIVAs egne dataprotokoller (herunder 2001-resultatene for torsk, krabbe og blåskjell). Datamaterialet omfatter konsentrasjoner i blandprøver av organismer oppgitt på våtvektsbasis (for det meste én blandprøve pr. år). Med noen få unntak er også fettprosenten i prøven oppgitt, slik at konsentrasjoner kan beregnes på fettbasis eller korrigeres for fettprosent.

Dioksinanalysene er utført ved NILU (med unntak av enkelte analyser fra 1993). Analysene blir utført på følgende måte (Martin Schlabach pers. med.): Prøven blir veid inn (våtvekt), mengden dioksin i prøven blir bestemt og konsentrasjonen (også våtvekt) blir bestemt. Det primære analyseresultatet (oppgitt fra laboratoriet) vil derfor være konsentrasjon på våtvektsbasis. Fettprosent bestemmes ved en separat analyse på en annen del av den samme prøven og i overvåkningsrapportene er konsentrasjonene også regnet om til konsentrasjon på fettbasis. For noen av de tidligste resultatene er fettprosent ikke målt. I disse tilfellene er det antatt en fettprosent for omregning til fettbasert konsentrasjon (se overvåknings-rapportene). For disse dataene vil konsentrasjonen på fettbasis være spesielt usikker. Dette er kommentert nedenfor i de aktuelle tilfellene.

De statistiske analysene er gjort på konsentrasjoner angitt i sum toksisitets-ekvivalenter ($TE_{PCDF/PCDD}$) (etter Van den Berg et al. 1998; se *Vedlegg A*) . Modellen for beregning av $TE_{PCDF/PCDD}$ er noe forandret siden den opprinnelige statistiske analysen som ble gjort med data t.o.m 1997, så i den analysen hadde rådata litt andre verdier enn det som gjelder nå. Alle data er nå beregnet på nytt etter den nye formelen.

2.2 Statistiske metoder

2.2.1 Transformasjon av data – omregning av resultater

Såkalte ”parametriske” statistiske tester (slik som regresjon, variansanalyse eller kovariansanalyse) bygger på visse forutsetninger om datamaterialet. En slik forutsetning er at variansen for observasjonene rundt forskjellige modell-estimater (gjennomsnitt for ulike grupper som skal sammenliknes, eller for forskjellige verdier av regresjonsvariable) ikke bør være for ulik (heterogen) og en annen er at fordelingene bør være symmetriske[2]. Dette kan oppnås ved transformering av dataene.

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

[2] Parametriske tester bygger strengt tatt på at data er normalfordelt, men det er som regel ikke så kritisk i praksis.

Vedlegg B). Dette er også en vanlig erfaring med denne typen data. I tillegg oppnås ofte mer symmetriske statistiske fordelinger innenfor en populasjon ved log-transformasjon. Uten en slik transformasjon kan en eller to høye verdier dominere resultatet fullstendig (og antall frihetsgrader ville da bli misvisende).

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

2.2.2 Statistisk analyse

Den statistiske analysen er først gjort for hver art separat. Analysen tar sikte på å estimere endringer over tid og geografiske forskjeller, samt vurdere den statistiske signifikansen av de estimerte forskjellene. Som del av dette er det også kartlagt i hvilken grad tilgjengelige fysiologiske kovariater (vekt, lengde og evt. fettprosent) har en betydning.

I de fleste tilfeller er det kovariansanalyse som er benyttet. Stasjon og periode (før/etter utslippsreduksjon) inngår som kategoriske faktorer. Tilleggsopplysninger om prøven inngår som kontinuerlige forklaringsvariable (kovariater) der det er naturlig. I noen tilfeller er også utviklingen etter 1990 analysert ved å se på år som en regresjonsvariabel. Analysene er gjort med Statistica versjon 6.0[3].

For fisk er også opplysninger om antall individer i prøven og størrelsesfordeling tilgjengelig. I enkelte analyser er da antall individer brukt til å vekte data ulikt ut fra en antagelse om at variasjonen mellom individer er den dominerende kilde til statistisk variasjon rundt forventningsverdiene i tilpassede modeller for blandprøvene. For fisk er gjennomsnittlig lengde og/eller vekt forsøkt brukt som kontinuerlige forklaringsvariable sammen med fettprosent. Kovariatene er da også transformert til naturlige logaritmer.

Oppgitte signifikansnivåer (p-verdier) er to-sidige. Det vil si at de angir om det er grunn til å forkaste nullhypotesen ”ingen forskjell”, til fordel for en konklusjon om at det er en forskjell, *uavhengig av retning*. Dersom en går ut fra at eventuelle endringer over tid må ha vært en reduksjon fremfor en økning og at forskjeller mellom stasjoner bare med rimelighet kan gå en vei (f.eks. at Frierfjorden må være høyere enn områdene utenfor) kan en i stedet bruke en-sidige testnivåer. Dermed halveres p-verdiene i forhold til de resultatene som er beskrevet i rapporten, men til gjengjeld er det selvsagt bare resultater som avviker i "riktig" retning fra nullhypotesen som gir grunnlag for å forkaste den.

Signifikanstestene sammenligner forskjellene fra før til etter utslippsreduksjonen med standardavvik innen stasjon for data fra perioden etter utslippsreduksjonen, enten rundt en middelverdi eller som spredning rundt en estimert log-lineær tidstrend. Det finnes ikke

[3] Analysene er gjort med GLM-modulen i Statistica, med type III dekomponering av varians, dvs. signifikans for hvert ledd testes ut fra hvor mye det forbedrer modelltilpasningen når det bringes inn som siste ledd i kovarians-modellen, samt opsjoner ”Overparametrised, no intercept”

tilstrekkelig med data fra før utslippsreduksjonen til å anslå variansen i perioden før utslippsreduksjon direkte. Testene vurderer stort sett sannsynligheten for at observerte verdier før utlippsreduksjonen (som enkeltverdier) skal stamme fra samme fordeling eller tilhøre samme trend som i perioden etterpå, uten å kunne ta i betraktning om variansen var den samme før og etter. Dersom variansen på forhånd i virkeligheten har vært større vil beregnet signifikans i prinsippet kunne være for stor mht. forskjell i gjennomsnittsverdier, men på den annen side vil det være naturlig å betrakte også forskjellen i varians som et tegn på endret eksponering for dioksin.

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

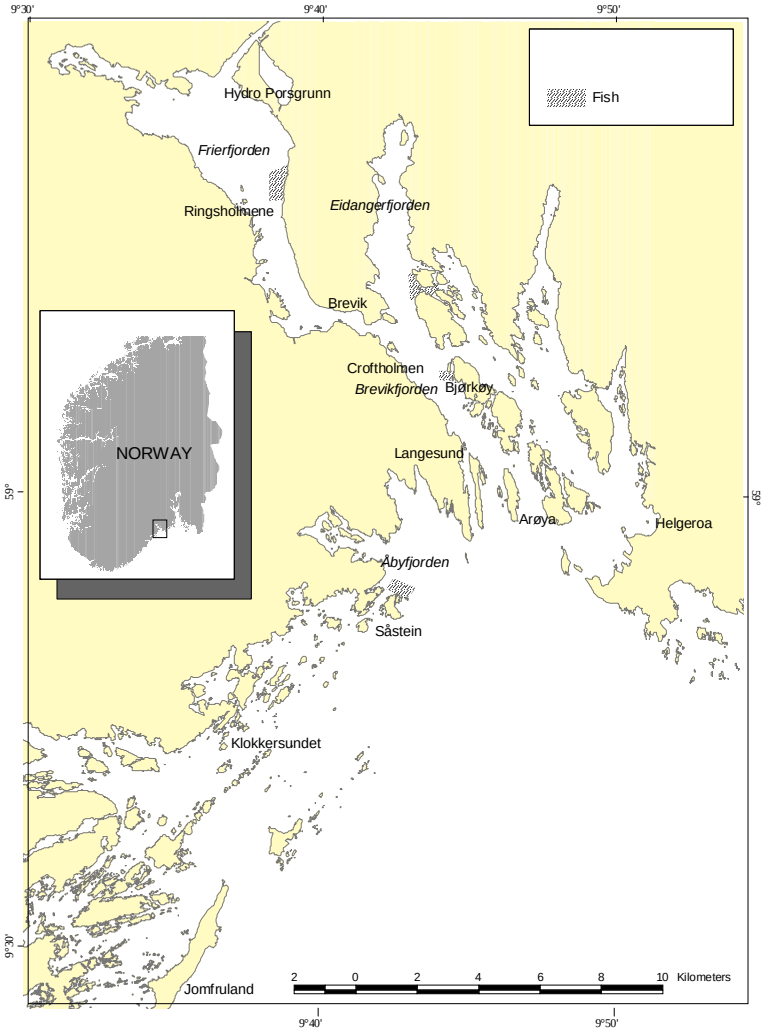
3. Resultater og diskusjon

3.1 Torsk

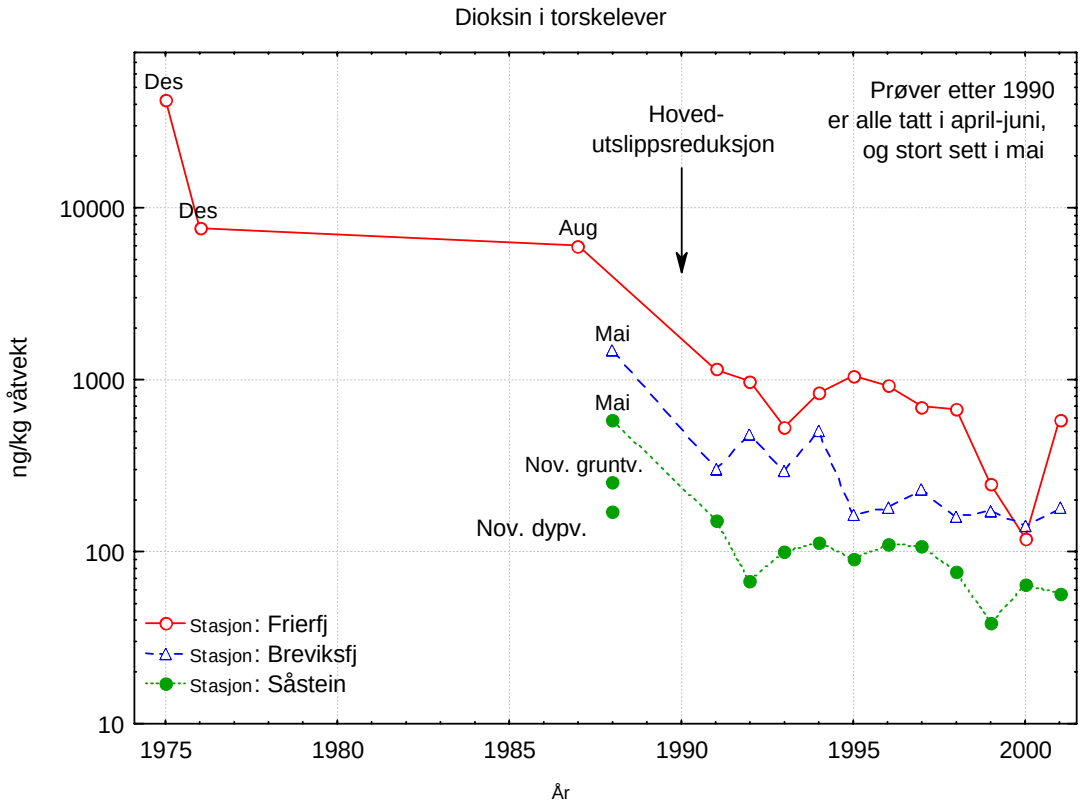
3.1.1 Hovedkonklusjoner

Dioksin-nivået i torskelever fra Frierfjorden (*Figur 2*) ser ut til å ha blitt redusert med en faktor rundt 3 fra før til rett etter utslippsreduksjonen i 1990 (*Figur 3*). Nivåene ser dessuten ut til å ha blitt ytterligere gradvis redusert med kanskje så mye som en faktor 4 frem til år 2001. For de andre to stasjonene kan det ha vært omtrent samme nedgang som i Frierfjorden rundt 1990. Det kan også ha vært en parallell relativ reduksjon på alle stasjoner senere, men det er mer usikkert. Ulike modeller gir forskjellig resultat, bla. avhengig av om variasjonen i konsentrasjoner justeres for tilsynelatende effekter av størrelse og fettinnhold. Analysen gir ikke noe helt entydig bilde av hva som er riktigst. Det som synes relativt sikkert, er at det har skjedd en reduksjon i Frierfjorden både omkring 1990 og gradvis i perioden etterpå, og at nivåene i Frierfjorden ligger høyere enn i Breviksfjorden og Såstein. Derimot er det usikkert om reduksjonen etter 1990 har vært like rask på de to ytterste stasjonene.

Det er mulig at nivået av dioksin i torsk i Frierfjorden/Breviksfjorden kan komme ned i 50 ng $TE_{PCDF/PCDD}$ pr. kg (toksiske ekvivalenter; Se Vedlegg A) i år 2007, men mer sannsynlig omkring 2015. Man kan heller ikke se bort ifra at det kan ta svært mye lengre tid. Stor spredning i resultatene fra Frierfjorden de siste årene gir tilsvarende stor usikkerhet i prognose om videre utvikling.



Figur 2. Kart over Grenlandsfjordene og Telemarkskysten. Stasjoner/områder for innsamling av fisk er avmerket (skravert).



Figur 3. Konsentrasjon av dioksin i torskelever fra Frierfjorden, Breviksfjorden og Såstein, som funksjon av tid. Verdiene er angitt på våtvektbasis som $TE_{PCDF/PCDD}$ (Etter Van den Berg et al. 1998; se Vedlegg A). Mrk. logaritmisk skala.

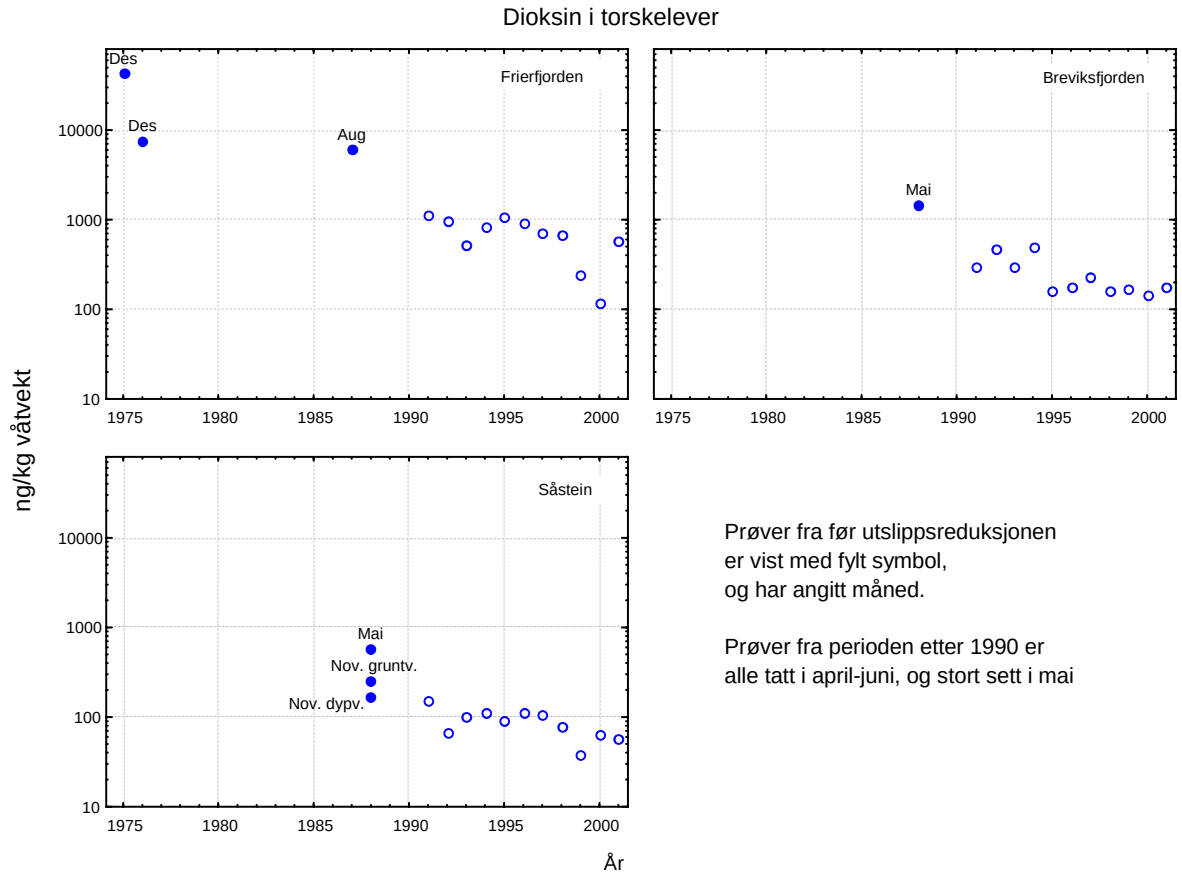
3.1.2 En grundigere statistisk gjennomgang

For torsk vurderes bare data for konsentrasjon i lever, hvor det finnes data fra Frierfjorden, Breviksfjorden og Såstein. Fra Frierfjorden før den store utslippsreduksjonen finnes verdier fra desember 1975 og 1976 (blandprøve av hhv. 10 og 7 fisk, størrelse ikke oppgitt) og dessuten for 6 enkeltfisk fra august 1987 (disse er tatt med som beregnet blandprøve; se nedenfor,*Tabell 1*). Fra de andre to stasjonene finnes data fra før utslippsreduksjonen bare fra 1988. Fra Breviksfjorden dreier det seg om én prøve fra mai 1988, mens det fra Såstein finnes en prøve fra mai 1988 og to fra november 1988 (en fra gruntvann og en fra dypvann). De andre prøvene i datamaterialet er stort sett fra april/mai. Etter utslippsreduksjonen, for hvert av årene 1991 til 2001, er det analysert en blandprøve av ca. 20 fisk fra hvert av områdene. *Figur 4* viser tidsseriene separat for hver stasjon, med konsentrasjoner på våtvektsbasis mot logaritmisk skala. Prøvene som er tatt før utslippsreduksjonen i 1990 (markert med fylt symbol) fremstår alle som avvikende høye i forhold til prøvene som er tatt senere på samme stasjon. Frierfjorden viser høyest konsentrasjoner både før og etter utslippsreduksjonen, ca. 10 ganger høyere enn Såstein, med Breviksfjorden i en mellomposisjon. Det skal bemerkes at prøvene fra Frierfjorden før utslippsreduksjonen er fra desember og august, mens etterfølgende prøver er tatt om våren (stort sett i mai). For Såstein i 1988 ligger nivået i prøven fra mai over begge prøvene fra november. Det kan skyldes tilfeldige variasjoner, men i den grad den uttrykker en årstidsvariasjon, vil det indikere at forskjellen fra før til etter

utslippsreduksjonen i Frierfjorden, og forskjellen mellom stasjonene før utslippsreduksjonen, er større enn det figuren viser.

Konsentrasjonene på våtvektsbasis gir visuelt inntrykk av en viss fallende tendens også fra 1991 til i dag på alle stasjoner. Dette er ikke tilfelle hvis konsentrasjonene regnes om til fettbasis.

I årene 1999 og 2000 kom Frierfjorden ned mot samme nivå som Breviksfjorden (uavhengig om konsentrasjonene var på fettbasis eller på våtvektsbasis), men i 2001 var nivået igjen høyere i Frierfjorden. Det ser derfor ut til at den store nedgangen de to foregående årene kan ha vært bare et midlertidig avvik fra en generell trend. Den store spredningen de siste tre årene indikerer en usikkerhet utviklingen videre.

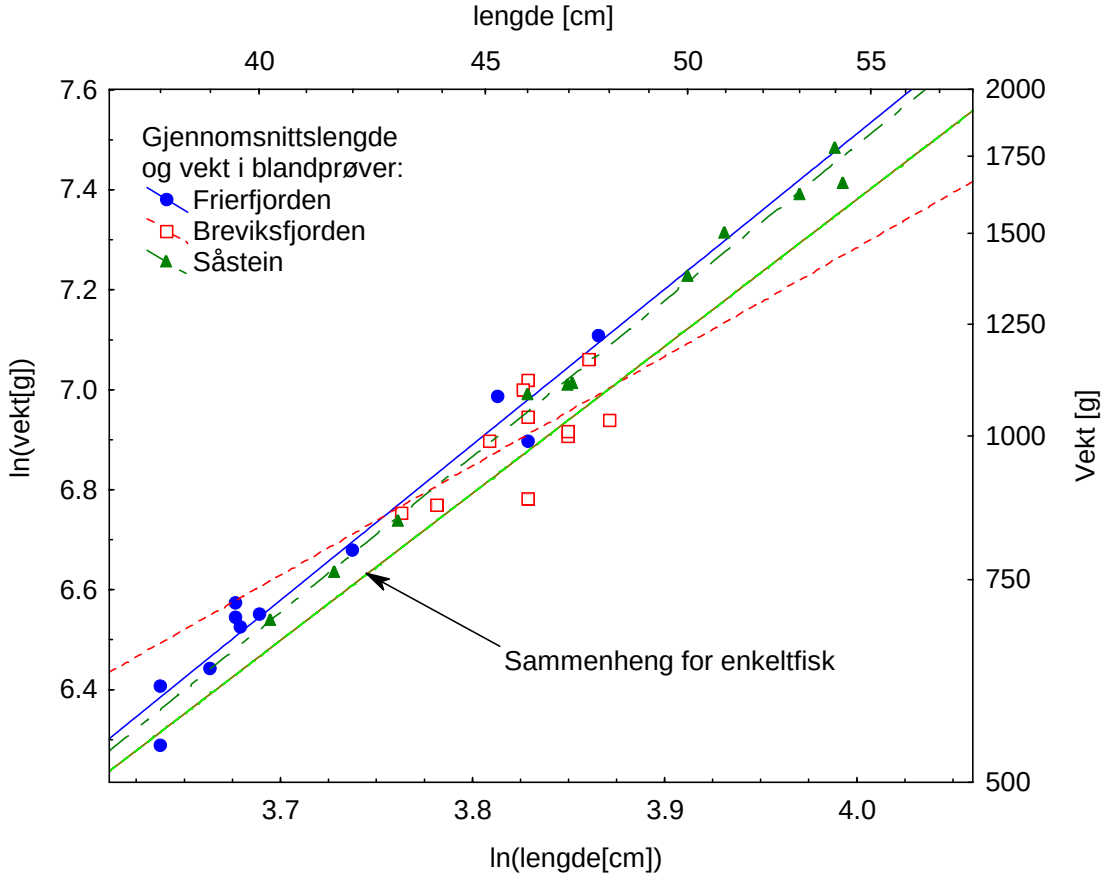


Figur 4. Konsentrasjon av $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998; se vedlegg A) i torskelever på våtvektsbasis, som funksjon av tid, separat for hver stasjon (Frierfjorden, Breviksfjorden og Såstein).

For å se på betydningen av den biologiske variasjonen i materialet er det først sett på data fra perioden 1991-2001, dvs. etter utslippsreduksjonen. For disse data er størrelse (lengde og vekt) og fettprosent undersøkt som mulige forklaringsvariable for variasjonen fra år til år innen stasjon. Mulig tidstrend er også tatt i betraktning. Data fra Frierfjorden 1999 og 2000 kan se ut til å representere et avvik, men er likevel tatt med i analysen da det ikke er noen grunn til å tro at den høye verdien fra 2001 vil vise seg mye mer representativ for den mer

langsiktige trenden, enn de to lave verdiene. Trenden kan godt komme til å vise seg å ligge omtrent midt i mellom når data for flere år kommer til.

Det er selvsagt en klar sammenheng mellom lengde og vekt (*Figur 5*). Det er imidlertid klare forskjeller mellom de tre stasjonene mht. størrelsen på den fisken som er fanget. Torsken fra Breviksfjorden har nokså liten variasjon i gjennomsnittsstørrelse fra år til år (vekt fra 850 til 1200 gram og lengde mellom 43 og 48 cm). For Frierfjorden varierer gjennomsnittsstørrelsen mer fra år til år og er generelt lavere enn i Breviksfjorden. De fleste prøvene fra Frierfjorden er basert på individer med gjennomsnittlig vekt fra 550 til 800 g. Bare tre prøver ligger høyere med gjennomsnittsvekt 1000 til 1200 gram. Prøvene fra Såstein har også stor spredning, men ligger generelt høyere, med gjennomsnittlig individvekt fra 700 til 1700 gram. I 5 av prøvene er gjennomsnittsstørrelsen over 1400 gram.



Figur 5. Sammenheng mellom gjennomsnittlig lengde og individvekt for blandprøver av ca. 20 torsk fra Grenland, samt for enkeltfisk (basert på data for 1987, 1988 og 2000).

I prøvene fra Frierfjorden og Såstein er det en god og omtrent identisk sammenheng mellom gjennomsnittsvekt og gjennomsnittslengde. I prøvene fra Breviksfjorden er vekten mer variabel i forhold til forventet verdi for gitt lengde og ligger også litt lavere. Sammenhengen for blandprøver ligger høyere enn for enkeltfisk, fordi det er en ikke-lineær sammenheng mellom lengde og vekt. For blandprøvene finnes en felles statistisk sammenheng (presentert i *Vedlegg C*) mellom lengde L (cm) og vekt W (g), bestemt ved dobbellogaritmisk regresjon. Det tilsynelatende avviket fra denne sammenhengen for Breviksfjorden er ikke signifikant. Ut

fra dette kan lengde brukes som primært størrelsesmål, mens en lengde-skalert vekt (se *Vedlegg C*) kan brukes som sekundært størrelsesmål.

Hvis en ser materialet under ett, uten å skille på stasjon, er det et visst sammenfall mellom økning i gjennomsnittlig fiskestørrelse og avtagende konsentrasjon av dioksiner. Det skyldes sannsynligvis bare at begge varierer fra stasjon til stasjon og betyr ikke at det er noen funksjonell sammenheng. Innenfor stasjon er det uansett ingen slik sammenheng mellom hvordan konsentrasjon og størrelse varierer fra år til år. Alle tre stasjoner analysert hver for seg viser tvert i mot en svak tendens til økte konsentrasjoner med økende størrelse. Dette gjelder både for konsentrasjoner på våtvektsbasis og på fettbasis. Sammenhengen er ikke signifikant i denne analysen, men dersom den er reell, vil det bidra til å utjevne de observerte forskjeller mellom stasjonene. Konklusjonen blir derfor at de observerte konsentrasjons-forskjellene mellom stasjonene i perioden etter utslippsreduksjonen sannsynligvis ikke er knyttet til forskjell i størrelse.

Fettprosent har mer overlappende variasjonsområde for de tre stasjonene, selv om noen prøver fra Såstein har mye høyere fettprosent enn prøver fra de andre stasjonene. Det er heller ingen signifikant sammenheng mellom størrelse (lengde, skalert vekt) og fettprosent. Ut fra en multippel regresjon av log-transformerte verdier (alle data hvor fettprosent er målt) er det lite trolig at slike sammenhenger kan stå for mer enn 20 % av total varians for fettprosent. Det betyr at fettprosent kan betraktes som en selvstendig tilleggskarakteristikk av prøvene.

Som forsøk på å finne ut i hvilken grad fettprosent kan bidra til å forklare forskjeller mellom stasjonene, samt i hvilken grad det virkelig er en reduksjon med tid uavhengig av biologisk variasjon, er det utført kovariansanalyser av log(konsentrasjon) på våtvektsbasis for data fra tiden etter utslippsreduksjonen. Stasjon inngår som faktor i modellen og som regresjonsvariable (kovariable) inngår *År*, log(*Lengde*), log(*Skalert vekt*) og log(*fettprosent*). Den generelle modellen er beskrevet i *Vedlegg D*.

Resultatet fra analysen tyder på at det er en reell nedgang over tid, iallfall på noen stasjoner, selv når det justeres for biologiske variable. Resultatene er imidlertid usikre mht. om reduksjonsratene er forskjellige mellom stasjoner og evt. hvilke stasjoner som har en signifikant nedgang.

Kovariansanalyse med antagelse om lik reduksjonsrate på alle stasjoner gir resultater som vist i *Tabell 1*. Det er en statistisk signifikant midlere reduksjon over tid (p=0.0086) med k=0.083, eller ca. 8 % pr. år (95 % konfidensintervall 2.3 til 13.3 %), men ingen signifikant korrelasjon med noen av de andre variablene. Den estimerte reduksjonsraten tilsvarer en nedgang på ca. 55 % i løpet av ti år[4]. Nivåer for Frierfjorden og Breviksfjorden er hhv. 9.0 og 3.2 ganger høyere enn for Såstein. I denne modellen er disse forholdstallene konstante gjennom hele tidsrommet etter 1990.

[4] Reduksjonsfaktoren blir $\exp(-0.08)^{10} = 0.44$

Tabell 1. Statistiske estimater av koeffisienter for variasjon innenfor stasjon i dobbelt-logaritmisk kovariansmodell for dioksin i torskelever, estimert med alle data fra og med 1991, med antagelse om lik reduksjonsrate over tid for alle stasjoner.

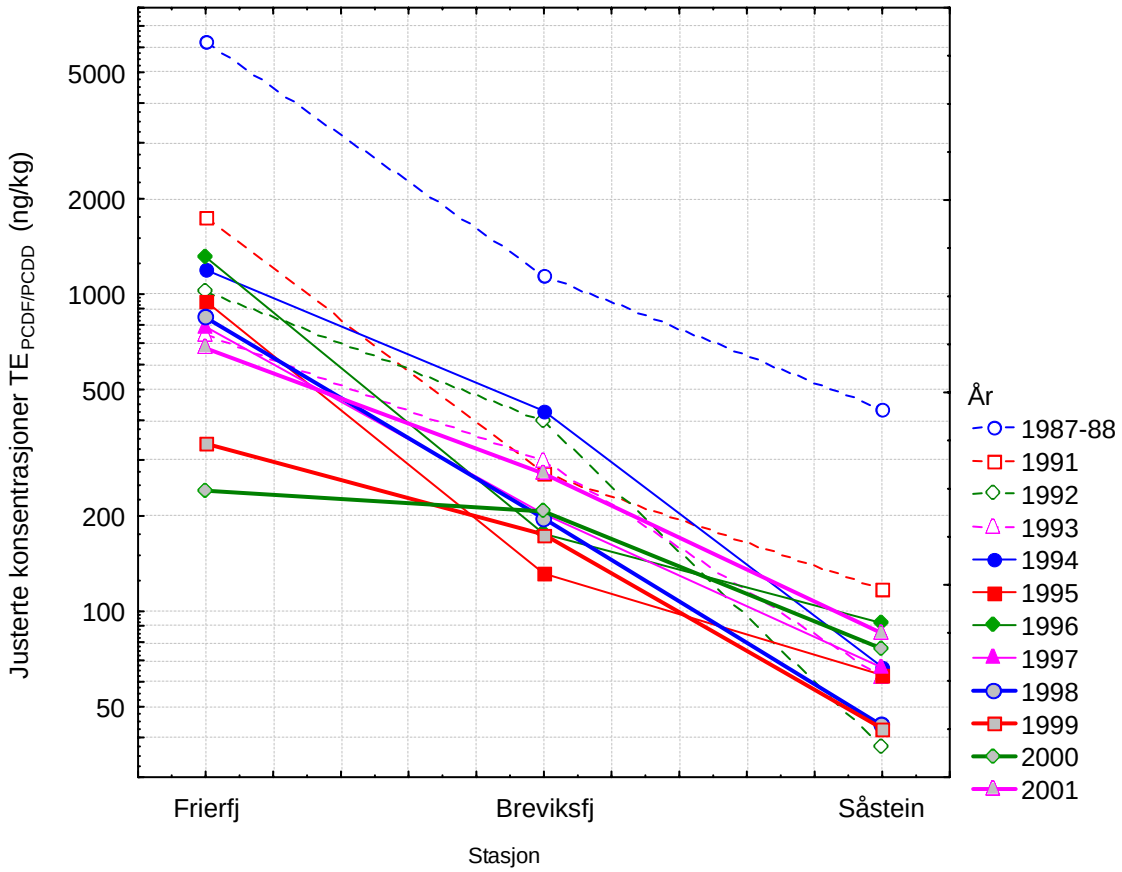
Variabel	Parameter-betegnelse	Estimat	95 % konfidensintervall		Signifikansnivå (p-verdi)
År	*k*	-0.083	-0.14	-0.023	0.0086
lengde	*a*	0.97	-1.04	2.98	0.329
skalert vekt	*b*	0.46	-2.35	3.26	0.740
fett-%	*c*	0.34	-0.38	1.05	0.342

En tilsvarende analyse med individuelle koeffisienter k_i på de tre stasjonene gir som resultatet at Frierfjorden og Breviksfjorden i 2001 ligger hhv. 6.0 og 2.8 ganger høyere enn Såstein. Tidskoeffisientene k_i estimeres til -0.139 for Frierfjorden, -0.064 for Breviksfjorden, og -0.027 for Såsteinbåen, altså mindre reduksjon over tid jo lavere nivået er. Dette virker også rimelig ut fra en skjønnsmessig vurdering. Imidlertid er ikke forskjellen i tidskoeffisienter mellom stasjonene statistisk signifikant (p=0.19). Aksepterer vi likevel tentativt at det er en forskjell som estimert, og ser på hver reduksjonskoeffisient i denne modellen, er det bare Frierfjorden som har reduksjonskoeffisient som er signifikant forskjellig fra 0. Dette kan virke selvmotsigende, men betyr altså at det er grunn til å tro at det har skjedd en ytterligere gradvis reduksjon etter 1990 for en eller flere stasjoner (sannsynligvis i det minste for Frierfjorden). For de to andre stasjonene er det usikkert om det har skjedd en tilsvarende reduksjon, eller om det har vært mer uendrede forhold etter 1990.

Det er også gjort en baklengs trinnvis regresjon[5] med den samme modellen. En slik analyse starter med alle ledd inkludert, og fjerner lite signifikante ledd ett for ett, samtidig som det i hvert trinn undersøkes om noen ledd som tidligere er kuttet ut bør bringes inn igjen i modellen. Til slutt ender prosessen opp med en modell som kan betraktes som en 'best mulig' beskrivelse. Den bekrefter resultatet ovenfor mht. tidstrender og ender med en modell som dessuten viser meget signifikant variasjon med lengde og fettprosent. Bare for Frierfjorden beholdes et ledd for endring over tid, med k = -0.125, dvs. reduksjon med 11.7 % pr. år (p-verdi 0.049). For de to andre stasjonene blir tidstrenden ikke signifikant og modellen ender opp med nivåer som er konstante i tid. Det vil si at den tilsynelatende tidstrend som kan observeres i *Figur 4* for disse to stasjonene kan tenkes å ha sammenheng med variasjoner i lengde og fettprosent. I følge denne regresjonsmodellen var nivåene i Frierfjorden i år 2001 ca. 6.5 ganger høyere enn på Såstein (p=0.000001) og i Breviksfjorden ca. 3.6 ganger høyere enn på Såstein (p<0.0000005). Analysen gir også koeffisienter for biologisk variasjon som virker rimelige, ved at konsentrasjonen estimeres å øke proporsjonalt med $L^{2.37}$ (p=0.018), altså med normalvekt opphøyd i ca. 0.7 (og med $F^{0.7}$; p=0.012). Det kan bemerkes at en slik analyse har en viss utforskende karakter, dvs. at den reelle signifikansen ikke er fullt så sterk som om nøyaktig denne modellen var satt opp for testing a priori.

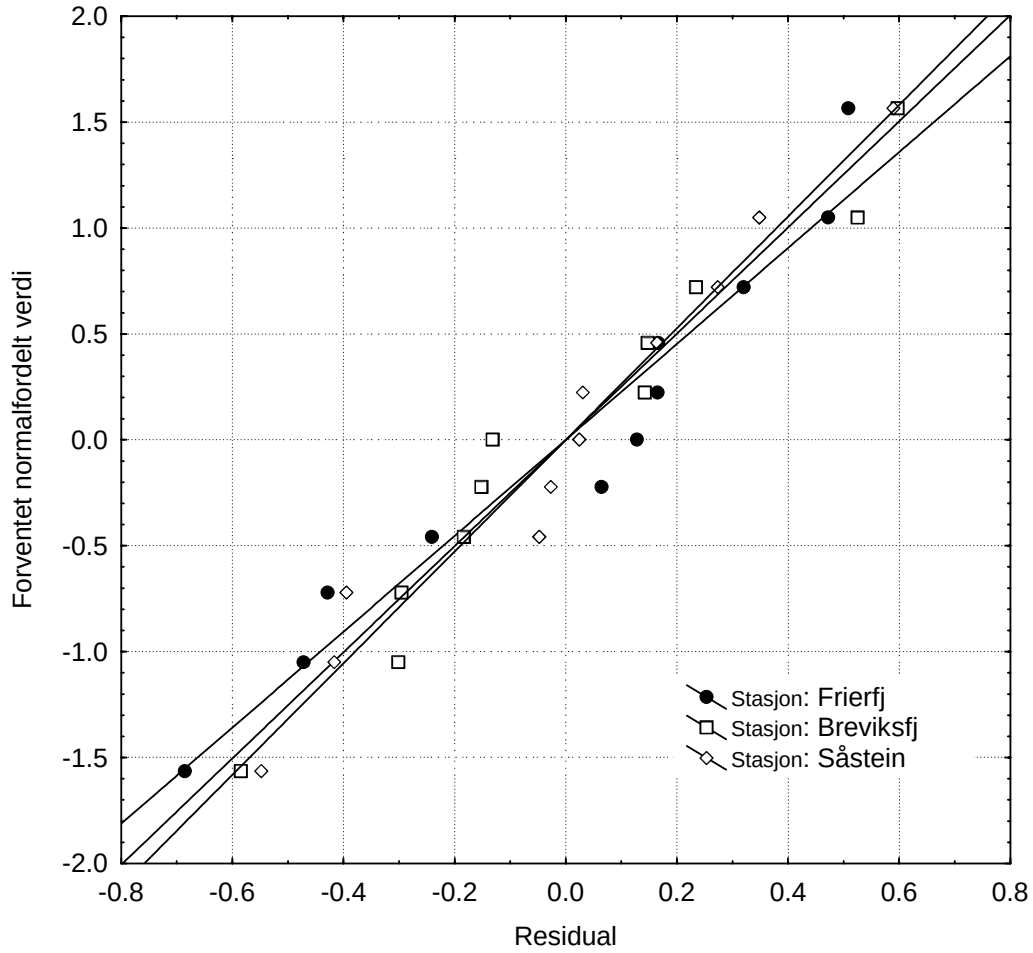
[5] *Backwise stepwise regression*. Det er brukt to indikatorvariable, med verdipar (1,0), (0,1) og (0,0) for å representere de tre stasjonene gjennom regresjonsvariable, og individuelle ledd for reduksjon over tid er lagt inn med tre variable $år \cdot \delta_i$ hvor δ_i=1 for data som gjelder stasjon i, og =0 ellers. Analysen gir samme resultat for *F-to-remove* mellom 2.5 og 6, og uansett *F-to-enter*.

Korreksjonen gir en helt entydig rangering av nivåene på de tre stasjonene, som vist i *Figur 6*. For alle år ligger Frierfjorden høyere enn Breviksfjorden, og Breviksfjorden over Såstein, med nokså lik relativ forskjell mellom stasjonene før og etter utslippsreduksjon.



Figur 6. Konsentrasjon av $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998; se Vedlegg A) i torskelever, justert for lengde og fett-%, over stasjon for hvert år.

Alle de tre alternative modellene gir residualvarians på 0.15-0.16, dvs. en spredning av observerte verdier med et standardavvik 0.4 modellestimatene ("residual" betyr restledd, eller feilledd). Dette gjelder blandprøver på omkring 20 fisk og kan betraktes som uttrykk for den naturlige variabiliteten rundt en tidstrend pga. tilfeldig utvalg av fisk fra år til år, fluktuasjoner i miljøforhold og usikkerhet i analysemetode. Det er ikke noe tegn til at denne variabiliteten er forskjellig på de tre stasjonene etter 1991. *Figur 7* viser at residualene er godt normalfordelt innenfor stasjon og uten særlig forskjell i spredning mellom stasjonene.



Figur 7. Normalfordelingsplott for residualene (restleddene) i modell for log($TE_{PCDF/PCDD}$ i torskelever) tilpasset ved trinnvis regresjon som beskrevet i teksten. ($TE_{PCDF/PCDD}$ er basert på Van den Berg et al. 1998; se Vedlegg A).

Tilsvarende analyser på data bare fra Breviksfjorden og Såstein gir signifikant forskjell mellom stasjonene (faktor 2.5), og signifikant tidstrend (*k=-0.8*), men ingen sammenheng med lengde, vekt eller fett-%. Resultatene blir altså nokså forskjellige for ulike utvalg av datamaterialet, og de sammenhenger som er funnet med biologiske variable ved analyse av data fra alle stasjoner må betraktes som usikre og tentative.

Data for enkeltfisk fra Frierfjorden 1987 gir mulighet til å beregne en sammenlignbar usikkerhet på verdien for 1987 (som er beregnet som et enkelt gjennomsnitt av de 6 enkeltanalysene). Statistikk for data fra 1987 er oppsummert i *Tabell 2*. Gjennomsnittsverdien er for blandprøver av torsk som her inngår i de statistiske analysene.

Tabell 2. Statistikk for lengde, vekt og $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998; se Vedlegg A) i enkeltfisk fra Frierfjorden fra 1987.

Fisk nr.	Lengde (cm)	Vekt (g)	ng TE/kg ferskvekt Lever
1	42	788	3596
2	47	1098	219
3	49	1152	3359
4	44	844	21475
5	38	576	2523
6	40	638	5048
Gjennomsnitt	**43**	**849**	**6037**
Standardavvik på enkeltverdi			**7728**
Standardavvik på gjennomsnitt			**3155**
Estimert variasjonskoeffisient for gj.snitt			**0,52**
Estimert var.koeffisient for gj.snitt av 20 fisk			***0,29***

Det kan først bemerkes at lengde og vekt i 1987 ikke avviker fra det som har vært vanlig i senere år. Den nedre del av tabellen viser gjennomsnitt og standardavvik Dette er så brukt til å estimere hva variasjonskoeffisienten (st.avvik/gj.snitt) ville være for et gjennomsnitt av 20 tilfeldig valgte fisk (og ikke 6 fisk) trukket fra samme fordeling som de 6 fiskene i materialet.[6] Variasjonskoeffisienten i siste linje i tabellen estimerer altså hva den relative variasjon mellom prøvene ville vært hvis en hadde tatt gjentatte blandprøver á 20 fisk i 1987. Så lenge variasjonskoeffisienten er godt under 1 vil den omtrent tilsvare standardavviket for naturlige logaritmer av konsentrasjoner. Variasjonen mellom våtvektskonsentrasjoner i lever av enkeltfisk i materialet fra 1987 tilsvarer altså en variasjonskoeffisient på ca. 0.3. Det er noe lavere enn det standardavviket på log-skala som ble estimert ut fra data for slike blandprøver[7] fra 1991-2001, men forskjellen er ikke signifikant (F-test på forholdet mellom estimerte varianser gir to-sidig p-verdi 0.2).

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

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

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

For å vurdere om nedgangen fra før utslippsreduksjonen i 1990 til rett etterpå er reell er det gjort variansanalyser som omfatter data både før og etter utslippsreduksjonen Stasjon og periode er faktorer og "år etter 1990" er kovariat[8]. Periode har da to nivåer: før(=1976, 1987, 1988) og etter (=1991-2001). Den svært høye verdien for Frierfjorden fra 1975, da utslippene var enda mye høyere enn i 1976-1990, er holdt utenfor, men ellers er alle data inkludert. Det er gjort analyse på log-transformerte konsentrasjoner, både på våtvektsbasis direkte, uten korreksjon for biologiske variable, samt på konsentrasjoner justert for lengde og fettprosent med de koeffisientene som ble funnet i den trinnvise regresjonsanalysen. Analysene er gjort både med data uvektet (noe som strengt tatt ikke er helt korrekt pga. ulikt antall fisk i blandprøven) og med hver verdi vektet ut fra forholdstallet mellom antall fisk i prøven og gjennomsnittlig antall over alle prøvene som inngår. Resultatene er ikke vesentlig forskjellige.

Den komplette kovariansmodellen (formulert som effektmodell) med effekter *Stasjon, Periode, Stasjon*Periode, År (etter 1990)* og *Stasjon*År*, viser at alle hovedeffektene er klart signifikante (dvs. at det både er en forskjell mellom stasjonene og en generell forskjell fra før til rett etter utslippsreduksjonen, samt en signifikant tendens til videre gradvis reduksjon av nivåene fra 1990 til 2001. Dette gjelder for begge typer konsentrasjonsmål og uansett vekting av observasjonene. (*Stasjon*Periode* og *Stasjon*År* viser til effekt av hhv. interaksjonen mellom *Stasjon* og *Periode*, og mellom *Stasjon* og *År*; se lenger ned).

Den analysen som sannsynligvis er mest korrekt har biologisk justerte konsentrasjoner og vektede observasjoner etter antall fisk i prøven. I følge denne analysen er forskjellen mellom stasjonene signifikant med $p<10^{-10}$. En slik analyse estimerer at Frierfjorden har hatt konsentrasjoner rundt 20-25 ganger høyere enn Såstein, mens Breviksfjorden lå ca. 6-7 ganger høyere enn Såstein, som et middel av forholdene før og rett etter utslippsreduksjonen (altså omkring 1990). Usikkerhetsintervallene for disse forholdstallene går fra 0.55 til 1.85 ganger estimert verdi (95 % konfidensnivå). Faktorene blir nå høyere enn beregnet ved analyser på våtvektsbasis, fordi justering for lengde og fettprosent viser seg å justere ned de tidlige verdiene for Breviksfjorden og Såstein.

Analysen estimerer at konsentrasjonen som gjennomsnitt over de tre stasjonene ble redusert med en faktor 3 nokså raskt etter utslippet (95 % konfidensintervall 2-5).

Interaksjonen *Stasjon*Periode* er ikke i nærheten av å være signifikant i noen av analysene. Det betyr at det ikke er noen grunn til å konkludere med at relativ reduksjon[9] fra før til rett etter utslippsreduksjonen har vært forskjellig på de tre stasjonene. Det er følgelig forsvarlig å teste hovedeffektene for stasjon og periode mot residualvariansen. Det skal presiseres at det ikke er påvist positivt at stasjonene hadde omtrent lik relativ reduksjon. Det kan ha vært ganske stor forskjell mellom stasjonene, helst i retning av at konsentrasjonene i torsk fra Frierfjorden og Breviksfjorden ble vesentlig sterkere redusert enn konsentrasjonene to torsk fra Såstein. Usikkerheten i estimatene er imidlertid så stor at det ikke kan sies med rimelig

[8] Analysen bruker en variabel med verdi = 0 for data fra før utslippsreduksjonen, og verdi= (*årstall-1990*) for data etterpå. Det betyr at modellen vil sammenligne verdiene før utslippsreduksjonen med estimert forventningsverdi av verdiene etterpå justert til året 1990 ved hjelp av tidstrendene.

[9] Lik endring på log-skala betyr lik relativ endring på lineær konsentrasjonsskala

sikkerhet. Det kan også være omvendt. Dette skyldes at det er så få data fra før utslippsreduksjonen.

Når det gjelder den gradvise reduksjonen fra 1990 til 2001 vil en modell uten interaksjonsledd estimere en felles reduksjonsrate på ca. 6 % pr. år (95 % konfidensintervall 1-10 %). Interaksjonen mellom stasjon og år etter 1990 er bare svakt signifikant (p=0.06) i den fullstendige modellen (dvs. hvis interaksjonen *Stasjon*Periode* er med), men klart signifikant i reduserte modeller hvor dette ikke-signifikante leddet er ekskludert (p=0.01). Det samme gjelder i en såkalt middelverdi-modell (*means model),* hvor bare interaksjonsleddene *Stasjon*Periode* og *Stasjon*År* er med. De omfatter da også hovedeffektene og har derfor en litt annen tolkning enn i den fulle effektmodellen. I en slik modell er det bare Frierfjorden som har en klart signifikant reduksjonsrate. *Tabell 3* viser estimerte reduksjonsrater for de tre stasjonene.

*Tabell 3. Estimerte reduksjonsrater for dioksin i torskelever med kovariansmodell med kun interaksjonsledd Stasjon*Periode (faktor) og Stasjon*År (kovariat).*

		%-reduksjon pr. år			
	k_i	for k_i	95 % konfidensnivå		p
Frierfjorden	-0.132	12.4	5.46	18.8	0.0013
Breviksfjorden	-0.048	4.7	-2.63	11.5	0.19
Såstein	-0.0043	0.4	-7.19	7.5	0.91

Samlet gir denne analysen en sterkt signifikant reduksjon med en faktor ca. 3 fra før utslippsreduksjonen og til like etterpå, kanskje en større reduksjon i Frierfjorden og Breviksfjorden enn ved Såstein, men antagelig en signifikant reduksjon på alle stasjonene.

Det at data fra før utslippsreduksjonen ble justert ved hjelp av anslått (og ikke observert) lengde og/eller fettprosent bidrar til å gjøre dette estimatet ytterligere usikkert. Dersom det ved beregning av justerte verdier for 1976 hadde vært brukt største lengde som forekommer i materialet fra Frierfjorden (dvs. 47.7 cm) i stedet for en gjennomsnttlig lengde, og det for 1987 og 1988 hadde vært brukt høyeste observerte fettprosent (61 %) i stedet for en midlere verdi på 40 %, ville justerte før-verdier blitt ca. 25 til 30 % lavere enn det som er brukt i den statistiske analysen. Det vil gi mindre reduksjonsfaktor, men ikke endre konklusjonene vesentlig.

Det ser også ut til å ha skjedd en videre nedgang fra 1991 og frem til i dag i det minste i Frierfjorden, men sannsynligvis også i Breviksfjorden (95 % konfidens i en-veis test på nedgang kontra stillstand). Dette er mer usikkert ved Såstein. Ut fra estimert k_i ser det ut som om nivåene i Frierfjorden er blitt videre redusert med omtrent en faktor 4 siden 1990 (95 % konfidensnivå for faktoren er 1.8 til 10).

Denne analysen behandler variasjon fra år til år innen stasjon rundt den log-lineære reduksjonen som residualvariasjon og går altså ut fra at det ikke er noe felles mønster for de tre stasjonene i den uregelmessige variasjonen fra år til år (dvs. at den arter seg som en tilfeldig variasjon uavhengig for hver prøve). For å sjekke dette er det gjort en supplerende analyse på logtransformerte data bare fra 1991-2001 hvor år er faktor i variansanalysen i

stedet for å være regresjonsvariabel. Interaksjonen år*stasjon er residual-ledd og log(lengde) og log(fettprosent) er kovariabel. Dette gir ingen signifikant felles komponent i variasjonen fra år til år (p=0.145), og ingen reduksjon i residualvariansen i forhold til modellen med felles log-lineær reduksjonskoeffisient *k* som beskrevet ovenfor. Det er altså ikke grunnlag for å avvise antagelsen om at den uregelmessige variasjonen fra år til år er uavhengig mellom stasjonene.

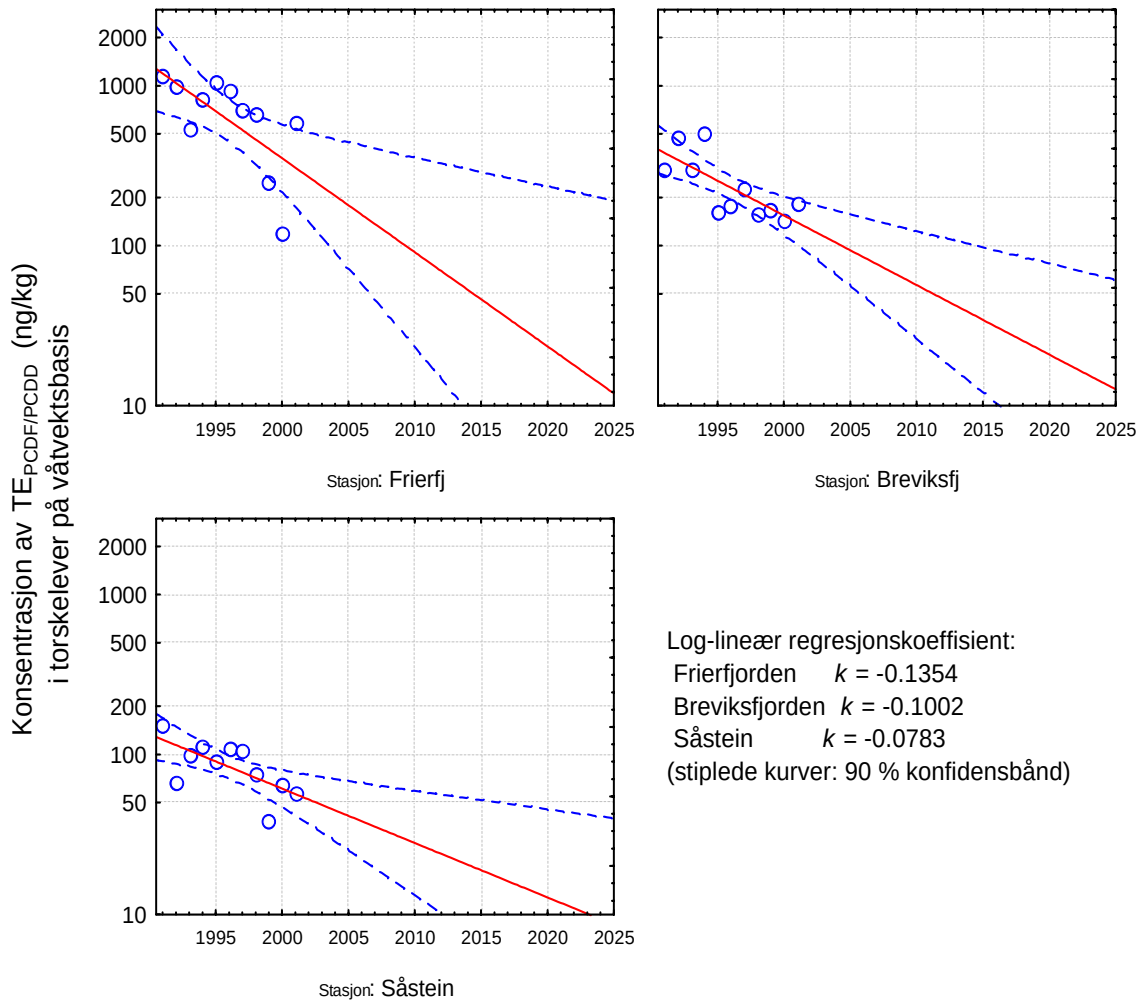
Konklusjonen er at dioksin-nivået i torsk fra Frierfjorden ser ut til å ha blitt redusert med en faktor rundt 3 fra før til rett etter utslippsreduksjonen i 1990 og at det siden er blitt gradvis redusert med kanskje så mye som 10-12 % pr. år (dvs. med ytterligere en faktor 4 frem til år 2001). For de andre stasjonene kan det ha vært omtrent samme nedgang rundt 1990. Det er noe mer usikkert om nedgangen også har vært tilsvarende senere. Dersom en antar omtrent lik reduksjonsrate på alle stasjonene blir estimert reduksjon ca. 6-8 % pr. år, litt avhengig av hvilken modell som velges. En vesentlig usikkerhetsfaktor her er den usikre korrelasjonen med biologiske variable. Materialet er for spinkelt til å gi en pålitelig justering for biologiske faktorer.

For å se hva det er grunnlag for å si om den fremtidige utviklingen av nivåene i torskelever er det gjort supplerende log-lineær regresjoner mot år av konsentrasjonene både på våtvektsbasis og justert for lengde og fettprosent ut fra den trinnvise regresjonsmodellen. Regresjons-koeffisienter er separat bestemt for hver stasjon. Resultatet er vist i *Figur 8* og *Figur 9*. I figurene er det også vist 90 % konfidensbånd for regresjonslinjene (dvs. at de med 90 % sannsynlighet omfatter den sanne regresjonslinjen)[10]. Også konfidensbåndene er beregnet separat for hver stasjon ut fra spredningen på denne stasjonen. Tidsaksen er forlenget frem til år 2025. Forutsetningen for å fremskrive utviklingen på denne måten er at det er en underliggende log-lineær trend som også vil fortsette uendret, med uavhengige avvik fra år til år og med uendret fordeling av de relative variasjonene rundt trenden. Forutsatt at det ikke er noen sammenheng med biologiske variable, er det ut fra disse forutsetningene mulig at det reelle gjennomsnittlige nivået i Frierfjorden/Breviksfjorden kan komme ned i 50 ng $TE_{PCDF/PCDD}$ pr. kg i år 2007, men mer sannsynlig omkring 2015. Hvis vi alternativt velger å tro på modellen med biologisk justering blir konklusjonen at dette dioksinnivået for 'normalfisk' (lengde 45 cm, 36 % fett i leveren) kan oppnås i 2010, men sannsynligvis ikke før nærmere 2020. Det er også mulig at det kan ta svært mye lengre tid.

Det er selvsagt usikkert om disse forutsetningene er oppfylt. For Frierfjorden er det tegn til en større relativ variasjon over de fire siste årene Det er også tegn til at avvikene har en tendens til å gå samme vei over flere år (altså positiv autokorrelasjon mellom residualene). Det gjør at en forutsigelse om fortsatt utvikling blir mer usikker. I tillegg ligger det en usikkerhet i om den sammenhengen med biologiske variable som er funnet ved den trinnvise regresjonsanalysen er reell og hvor riktig den eventuelt er bestemt. Sammenligning av *Figur 8* med *Figur 9* viser at det for Frierfjorden særlig er de store negative avvikene fra trenden som korrigeres av den biologiske variasjonen, slik at usikkerheten i regresjonen blir noe bedre. For de to andre stasjonene blir spredningen heller større, mens de estimerte tidstrendene blir

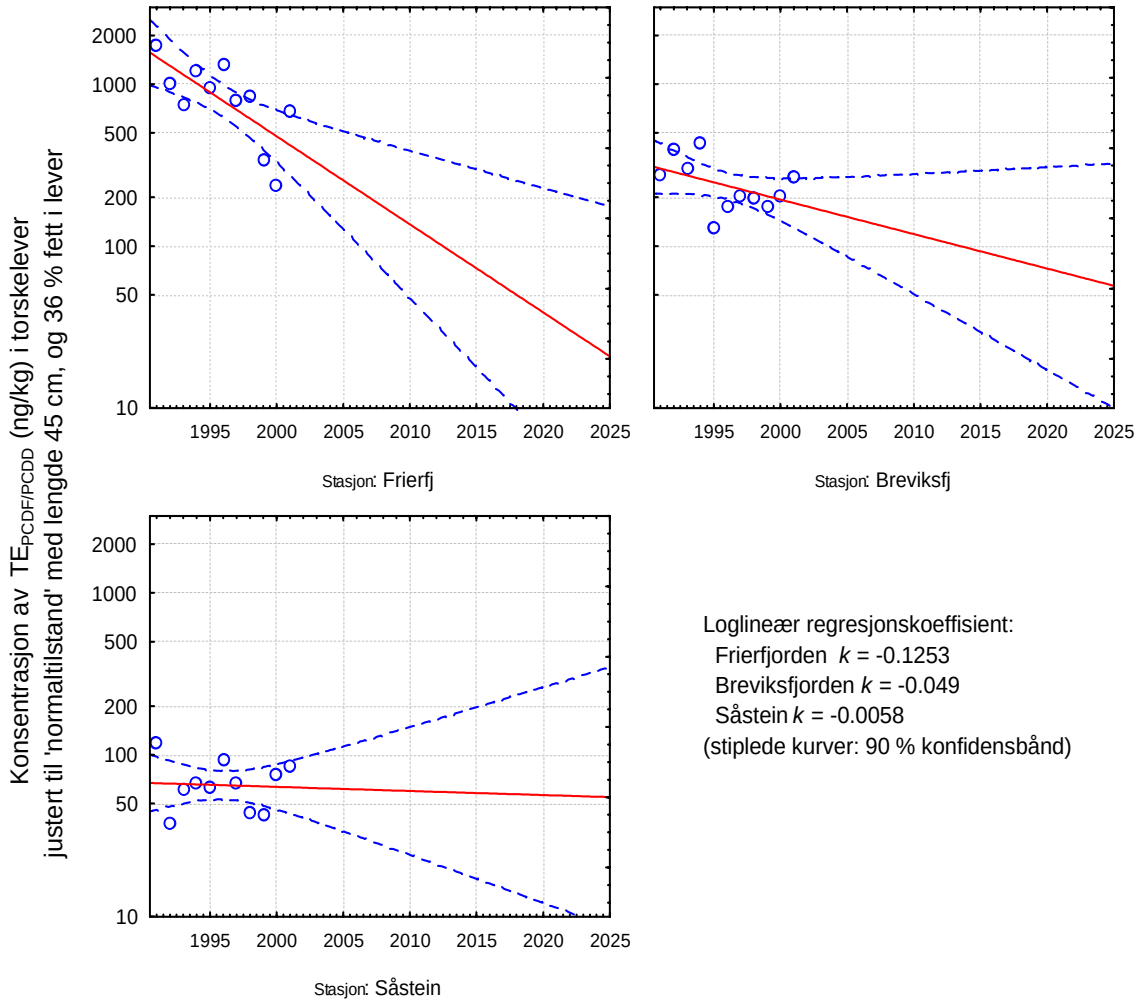
[10] Sannsynligheten gjelder for anvendelse av metoden, altså hvis en tenker seg mange uavhengige analyser av nye datasett.

mindre[11]. Det vil si at den biologiske sammenhengen modellen estimerer er knyttet til en felles tidsutvikling i de biologiske variable og i våtvektskonsentrasjon. Det indikerer at det er usikkert om det er en reell funksjonell sammenheng eller et tilfeldig resultat av at begge faktorer har endret seg gjennom perioden akkurat i dette datasettet.



Figur 8. Log-lineære regresjoner av $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998; se Vedlegg A) i torskelever (våtvektsbasis) mot år for perioden etter utslippsreduksjonen. Regresjonene er gjort separat for hver av stasjonene: Frierfjorden, Breviksfjorden og Såstein.

[11] Konfidensintervallet for regresjonskoeffisienten får økt bredde, men midtpunktet flyttes nærmere 0.

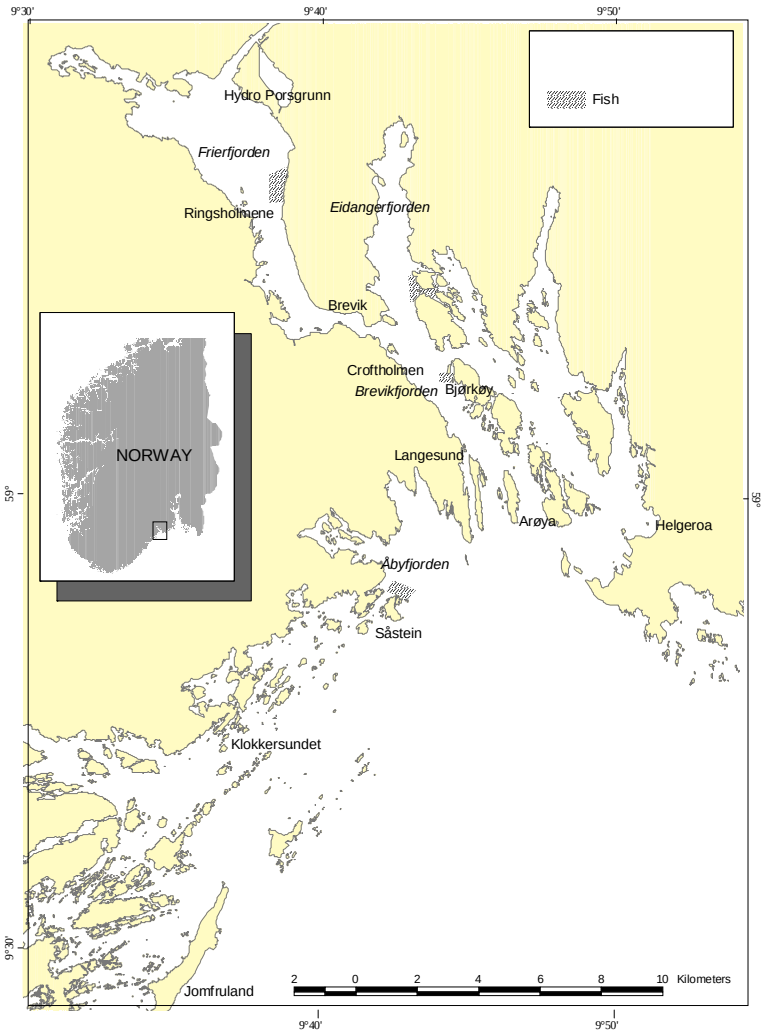


Figur 9. Log-lineære regresjoner av $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998; se Vedlegg A) i torskelever justert for lengde og fett-%, mot år for perioden etter utslippsreduksjonen. Regresjonene er gjort separat for hver av stasjonene: Frierfjorden, Breviksfjorden og Såstein.

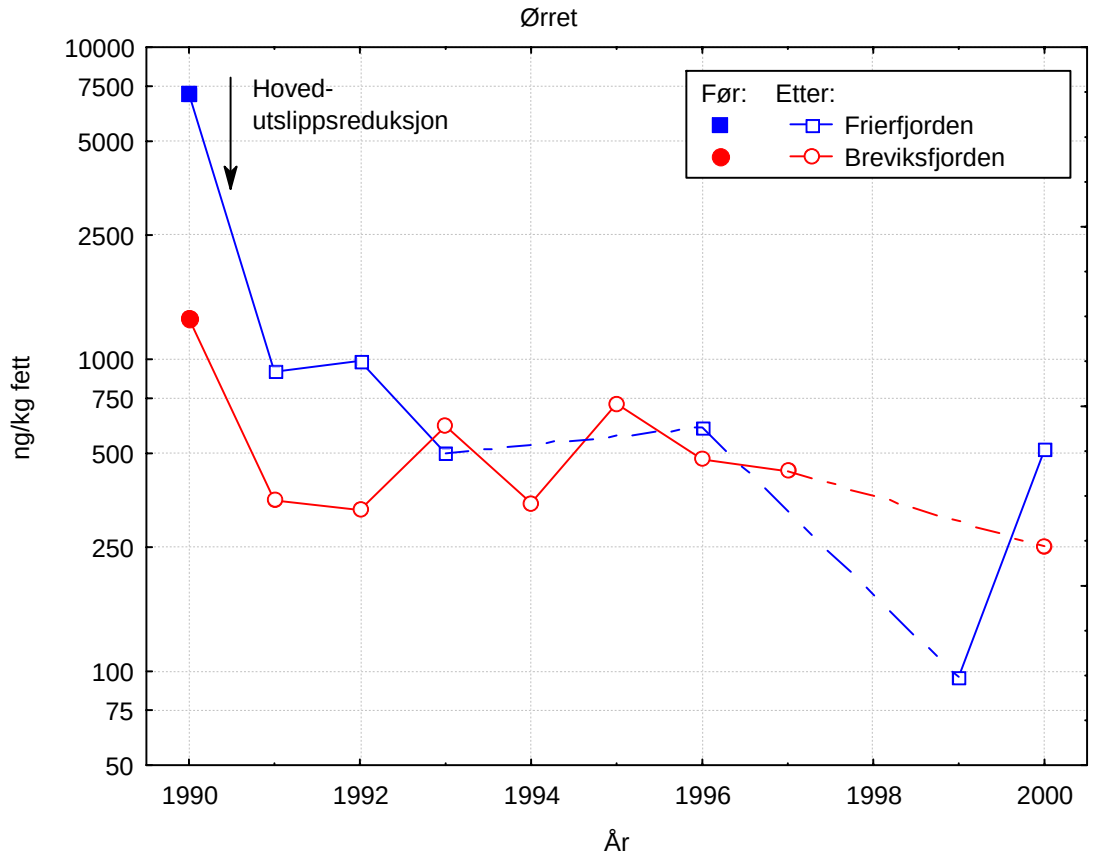
3.2 Ørret

3.2.1 Hovedkonklusjoner

Når en betrakter fettbasiskonsentrasjonene i ørret (filet) ligger verdiene fra mai 1990, rett før full utslippsreduksjon, høyere enn alle senere verdier fra samme stasjon (Frierfjorden: ca. 10 ganger høyere enn gjennomsnittet etterpå; Breviksfjorden: ca. 3 ganger høyere enn gjennomsnittet etterpå *Figur 10*; *Figur 11*). En normalisering av dioksinkonsentrasjoner i ørret til fettbasis viser seg å gi mer stabile verdier enn våtvektskonsentrasjoner.



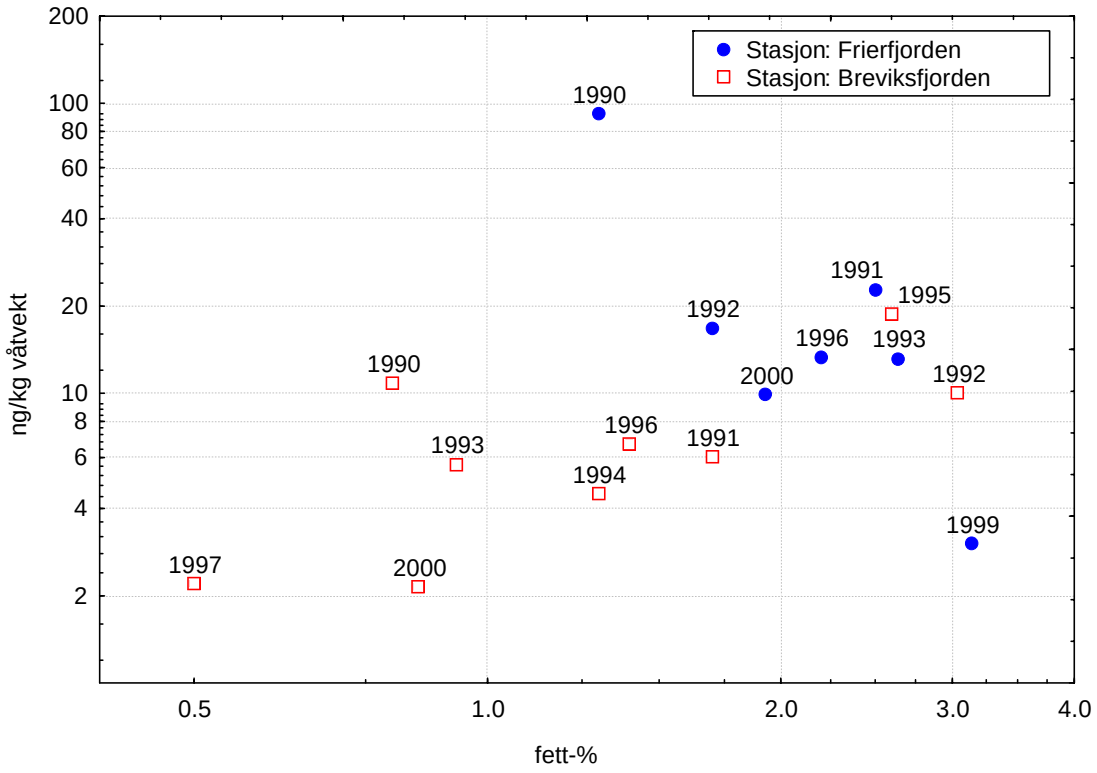
Figur 10. Kart over Grenlandsfjordene og Telemarkskysten. Stasjoner/områder for innsamling av fisk er avmerket (skravert).



Figur 11. Konsentrasjon av dioksin i ørret (filet) fra Frierfjorden og Breviksfjorden, som funksjon av tid. Verdiene er angitt på fettvektsbasis som $TE_{PCDF/PCDD}$ (Etter Van den Berg et al. 1998; se Vedlegg A). Mrk. logaritmisk skala.

3.2.2 En grundigere statistisk gjennomgang

For ørret foreligger data fra blandprøver (fra 8 til 20 fisk, gj.snitt = 15) fra årene 1991 til 2000. Fra Frierfjorden foreligger ingen prøver fra 1994, 1995 og 1996, mens det mangler data fra Brevikfjorden fra 1998 og 1999. Det finnes en verdi for hvert område fra mai 1990, rett før utslippsreduksjonen var gjennomført fullt ut. Det er altså relativt få år hvor det finnes prøver tatt i begge områdene. Etter reduksjonen (1991-2000) foreligger gjennomsnittsvekt og lengde, samt fettprosent for hver fisk. Data for Brevikfjorden viser stor variasjon i fettprosent fra år til år (fra 0.5 til > 3 %). *Figur 12* viser sammenhengen mellom konsentrasjon (våtvektsbasis) og fettprosent.



Figur 12. Sammenheng mellom konsentrasjon av $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998; se Vedlegg A) (våtvektsbasis) og fettinnhold i ørret.

Datapunktene fra etter utslippsreduksjonen (dvs. fra 1991 og senere) ligger samlet langs et bånd, felles for begge stasjonene, med klar økning med økende fettprosent opp til ca. 2.5 %. Deretter er det en tilsynelatende tendens til synkende konsentrasjon når fettinnholdet øker fra 2.5 til 3.2 %. Når en tar hensyn til forskjeller i fettprosent ser det ikke ut til å være vesentlig forskjell mellom Frierfjorden og Breviksfjorden for de fleste data etter utslippsreduksjonen. Det kan se ut til at de gjennomgående høyere våtvektskonsentrasjonene i Frierfjorden i større grad henger sammen med at fisken herfra har et høyere fettinnhold enn at de er mer eksponert for dioksin. Dette styrkes av at de prøvene fra Breviksfjorden som har høy fettprosent har like høyt nivå som i Frierfjorden.

Verdien fra Frierfjorden 1999 er uvanlig lav og virker vanskelig å forklare. Den fremtrer som en avvikende verdi i forhold til alle andre data fra etter utslippsreduksjonen. Riktignok viser de 5 punktene med høyest fettprosent en trend med synkende konsentrasjon med økende fettprosent. Dette kan imidlertid være tilfeldig og det er bare verdien fra Frierfjorden i 1999 som ligger markert under det dominerende båndet med økende konsentrasjoner med økende fettprosent. Om den lave verdien er reell, eller om den f.eks. skyldes et problem med den kjemiske analysen av denne prøven, må stå som et åpent spørsmål.

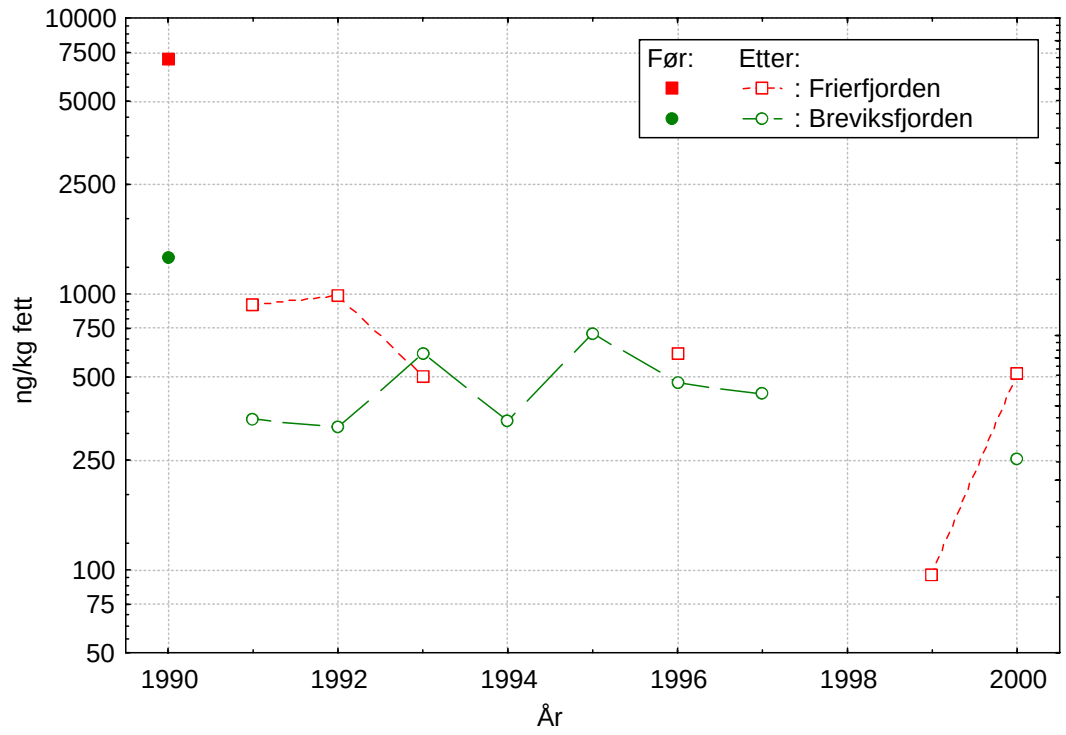
Kovariansanalyse av log(konsentrasjon) på våtvekt, med data etter utslippsreduksjon og med den lave verdien fra Frierfjorden 1999 holdt utenfor, viser at log(konsentrasjon) varierer lineært med log(fettprosent). Det vil si at konsentrasjon varierer proporsjonalt med fettprosent uten noen signifikant forskjell mellom stasjoner eller trend over år. Residualvariansen rundt

denne trenden med fettprosent er estimert til 0.125 på log-skala. Det vil si en relativ variasjon på ca. 35-40 %, ikke så ulikt det som ble funnet for torsk. For Breviksfjorden alene er variansen 0.11 (st. avvik 0.35).

Konklusjonen er at en normalisering til fett-basis i dette tilfelle ser ut til å gi mindre variasjon innen tid og sted enn våtvektskonsentrasjoner.

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

Figur 13 viser at til og med 1992 lå dioksinkonsentrasjonen i ørret fra Frierfjorden høyere enn i Breviksfjorden, mens det siden har vært liten forskjell mellom observasjoner tatt samme år. De to litt høyere verdiene for 1991 og 1992 kan skyldes en tilfeldighet og alt i alt er det ingen klare tegn til noen ytterligere reduksjon etter 1990 på noen av stasjonene.

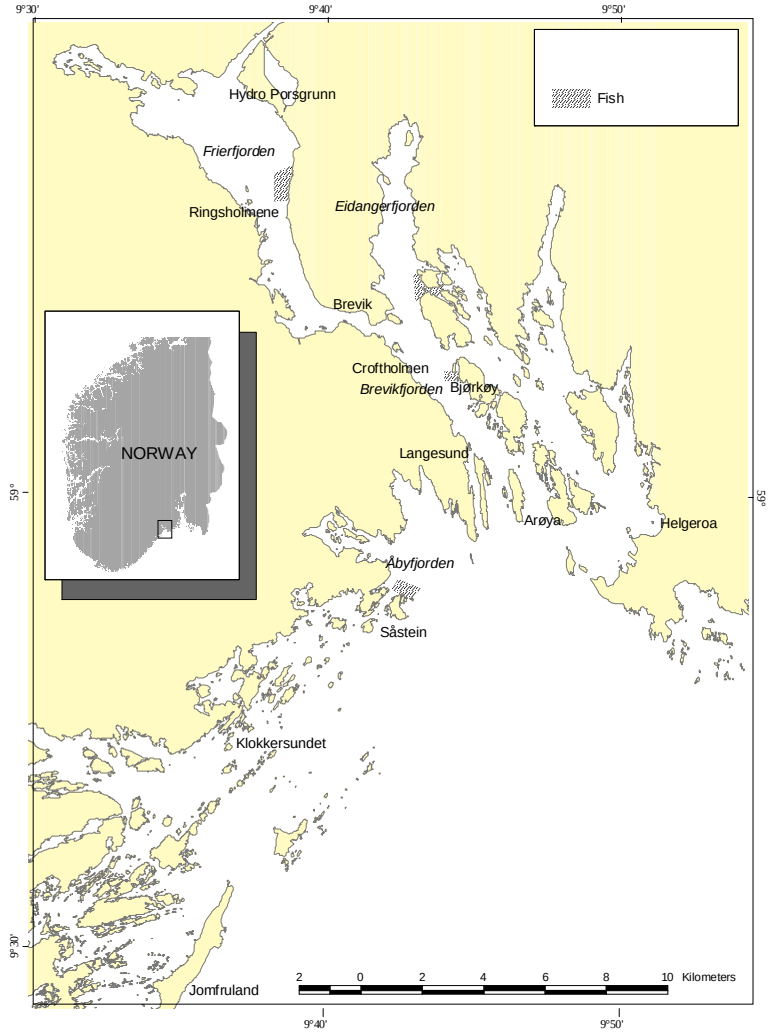


Figur 13. Konsentrasjone av $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998; se Vedlegg A) i ørret på fettbasis, som funksjon av tid (for hver stasjon: Frierfjorden og Breviksfjorden).

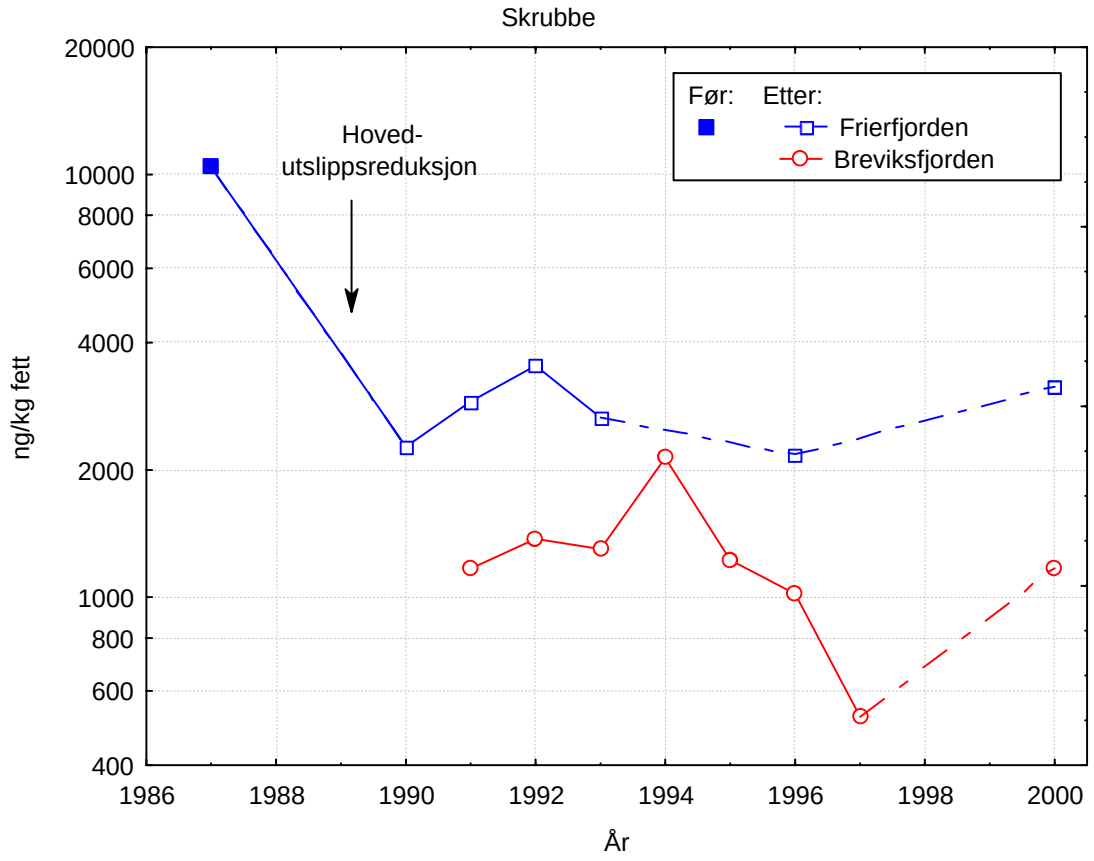
3.3 Skrubbe

3.3.1 Hovedkonklusjoner

For perioden etter utslippsreduksjonen ligger dioksinkonsentrasjonen i skrubbe (filet) fra Breviksfjorden stort sett en faktor ca. 2,5 under den i skrubbe fra Frierfjorden(*Figur 14*; *Figur 15*) når en sammenligner data fra samme år. Det er ingen klar tendens til noen reduksjon av nivåene etter 1990. Det finnes én skrubbe-prøve fra Frierfjorden fra før utslippsreduksjonen. Sett i sammenheng med data for de andre artene kan det være et poeng at denne prøven inngår i samme kvalitative trend som de fleste andre datasettene/artene, med høyere nivå enn noen av de senere målingene.



Figur 14. Kart over Grenlandsfjordene og Telemarkskysten. Stasjoner/områder for innsamling av fisk er avmerket (skravert).



Figur 15. Konsentrasjon av dioksin i skrubbe (filet) fra Frierfjorden og Breviksfjorden, som funksjon av tid. Verdiene er angitt på fettvektsbasis som $TE_{PCDF/PCDD}$ (Etter Van den Berg et al. 1998; se Vedlegg A). Mrk. logaritmisk skala.

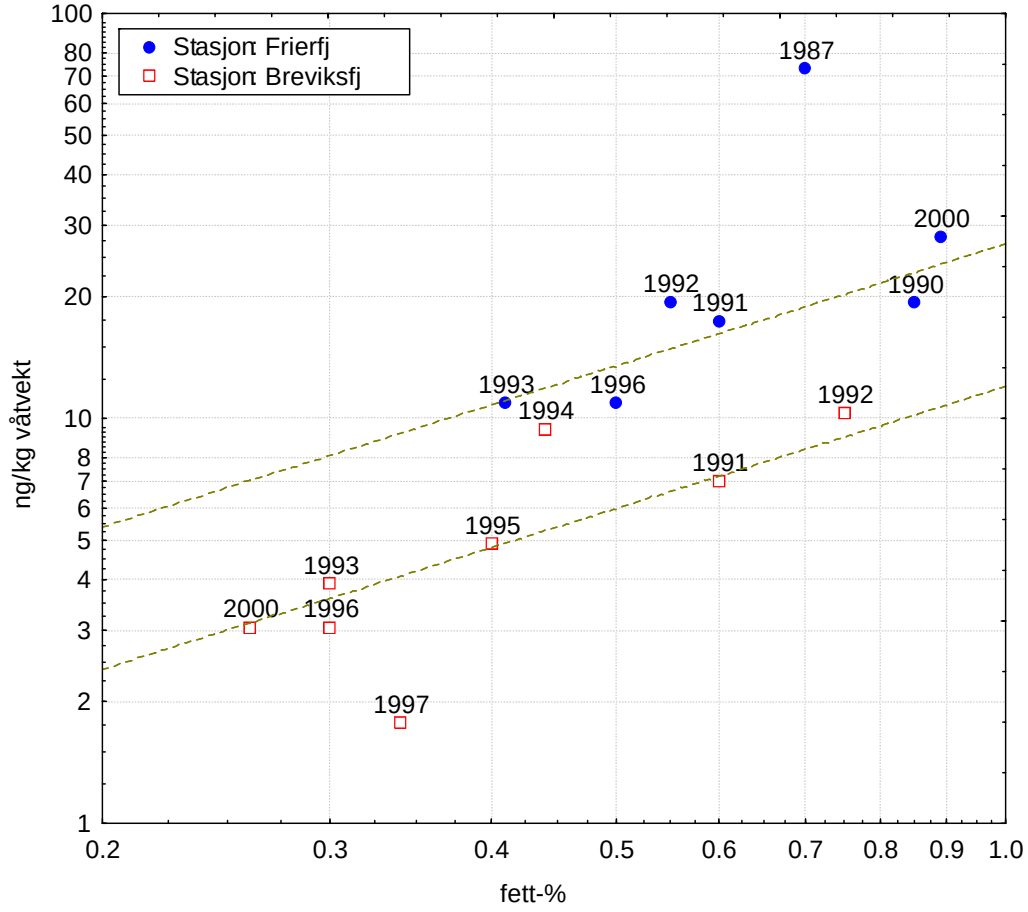
3.3.2 En grundigere statistisk gjennomgang

For skrubbe finnes data fra Frierfjorden og Breviksfjorden. Data fra før utslippsreduksjonen foreligger imidlertid kun fra Frierfjorden (én verdi fra 1987). I *Figur 16* er våtvektsbaserte konsentrasjoner vist mot fettprosent i dobbelt-logaritmisk plott. For prøven fra Breviksfjorden 1991 er det her antatt en fettprosent på 0.6 på basis av en parallell-prøve bestemt ved NIVA (i stedet for den meget lite sannsynlige verdien på 2.5 % som var oppgitt sammen med analyseresultatet).

For Frierfjorden ligger alle data fra perioden etter utslippsreduksjonen langs en rett linje som beskriver konsentrasjonen som direkte proporsjonal med fettprosent[12]. Det samme gjelder Breviksfjorden med 1994 og 1997 som unntak i hver sin retning (*Figur 16*). I figuren er de to linjene tegnet inn ved visuell tilpasning med ulik konstant.

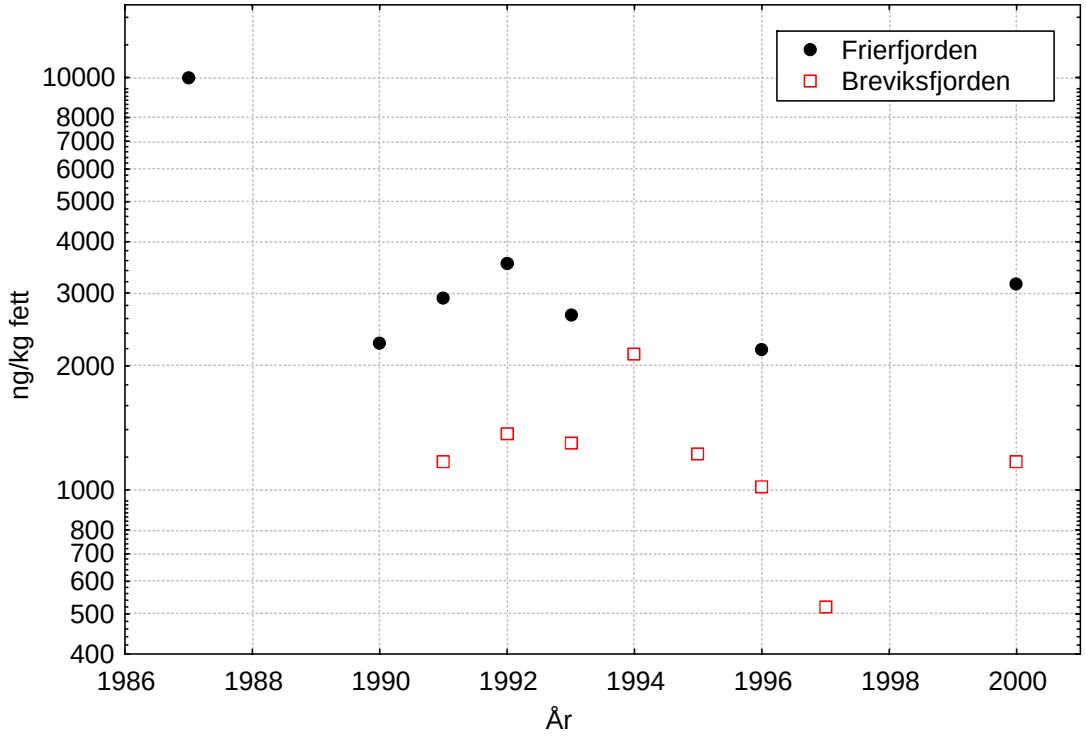
[12] Etter ligningen: $C_{i,t} = C_{i,0}F_{i,t}$ hvor $C_{i,t}$ er konsentrasjon på våtvektsbasis for stasjon *i* ved år *t* og $F_{i,t}$ er fettprosent i den analyserte prøven.

Dersom en ut fra dette antar at fettbaserte konsentrasjoner gir det beste målet på forurensningseksponering for skrubbe, ser det ut til at konsentrasjonene i Breviksfjorden stort sett ligger en faktor ca. 2.5 under Frierfjorden for perioden etter utslippsreduksjonene.



Figur 16. Sammenheng mellom konsentrasjon av $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998; se Vedlegg A) (våtvektsbasis) og fettinnhold i skrubbe. De inntegnede linjene viser konsentrasjon som øker proporsjonalt med fettprosent og er visuelt tilpasset slik at de går gjennom majoriteten av datapunktene for de to stasjonene (Frierfjorden og Breviksfjorden).

For å se om det er noen samvariasjon over tid er de to dataseriene vist mot år i *Figur 17* (med konsentrasjon på fettbasis). Det fremgår at konsentrasjonen i Frierfjorden alltid er 2-3 ganger høyere enn i Breviksfjorden for de årene hvor det foreligger data fra begge områdene. De avvikende verdiene i relasjonen mellom konsentrasjon og fettprosent for Breviksfjorden er fra år hvor det ikke finnes data fra Frierfjorden (1994, 1997), og de bryter derfor ikke nødvendigvis mønsteret med et omtrent konstant forholdstall mellom fjordområdene. Det er ingen klar tendens til noen videre reduksjon av nivåene etter 1990.



Figur 17. Konsentrasjon av $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998; se Vedlegg A) i skrubbe på fettbasis som funksjon av tid for hver stasjon (Frierfjorden og Breviksfjorden).

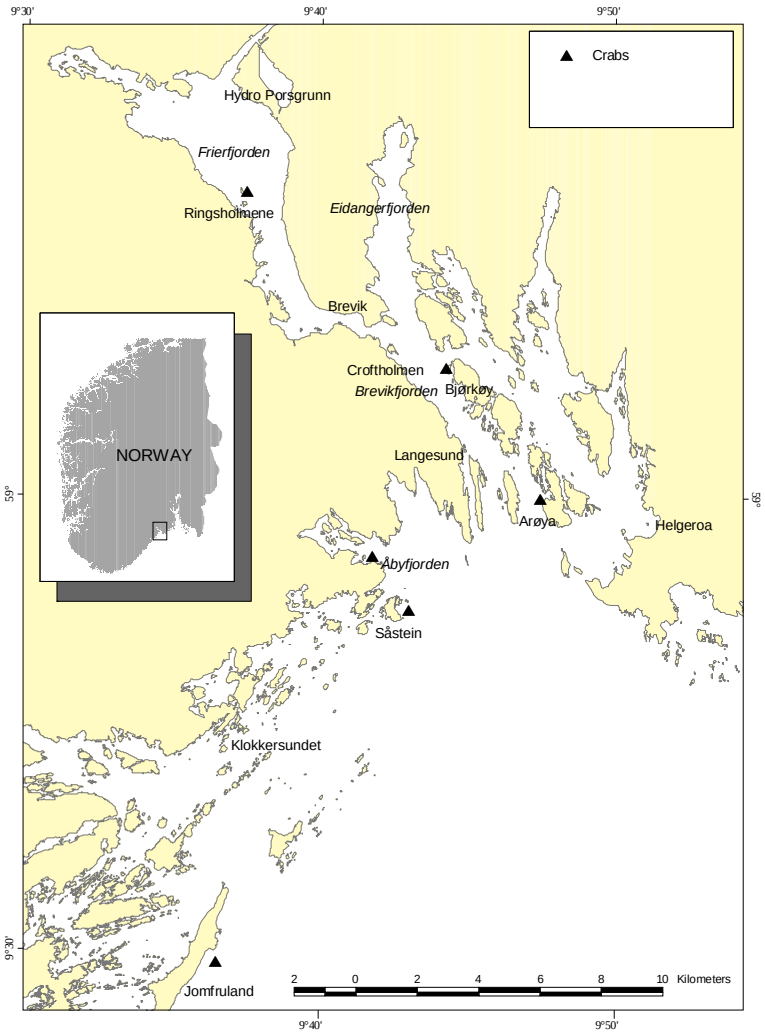
'Før-prøven' fra Frierfjorden er klart høyere enn alle prøvene etterpå. Sammenligning av fettbasert log-transformert konsentrasjon i Frierfjorden fra 1987 mot data fra perioden etter gir klart signifikant forskjell (p=0.002), selv når de avvikende verdiene fra Breviksfjorden inkluderes som grunnlag for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

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

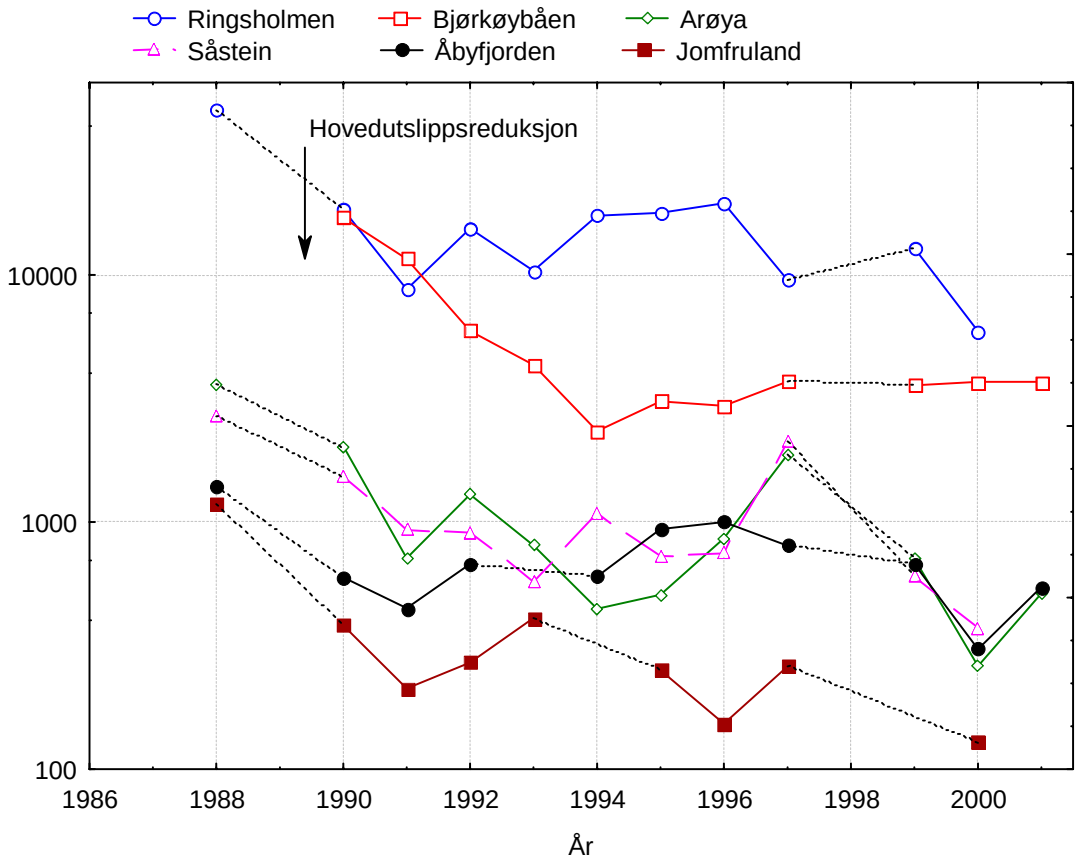
3.4 Krabbesmør (hannkrabbe)

3.4.1 Hovedkonklusjoner

Dioksinkonsentrasjonene i (hann-)krabbe (smør) fra 1988 ligger gjennomgående 3-4 ganger høyere enn konsentrasjonene fra 1990-2001. Videre antydes det en parallell reduksjon på de fleste stasjoner (*Figur 18*; *Figur 19*).



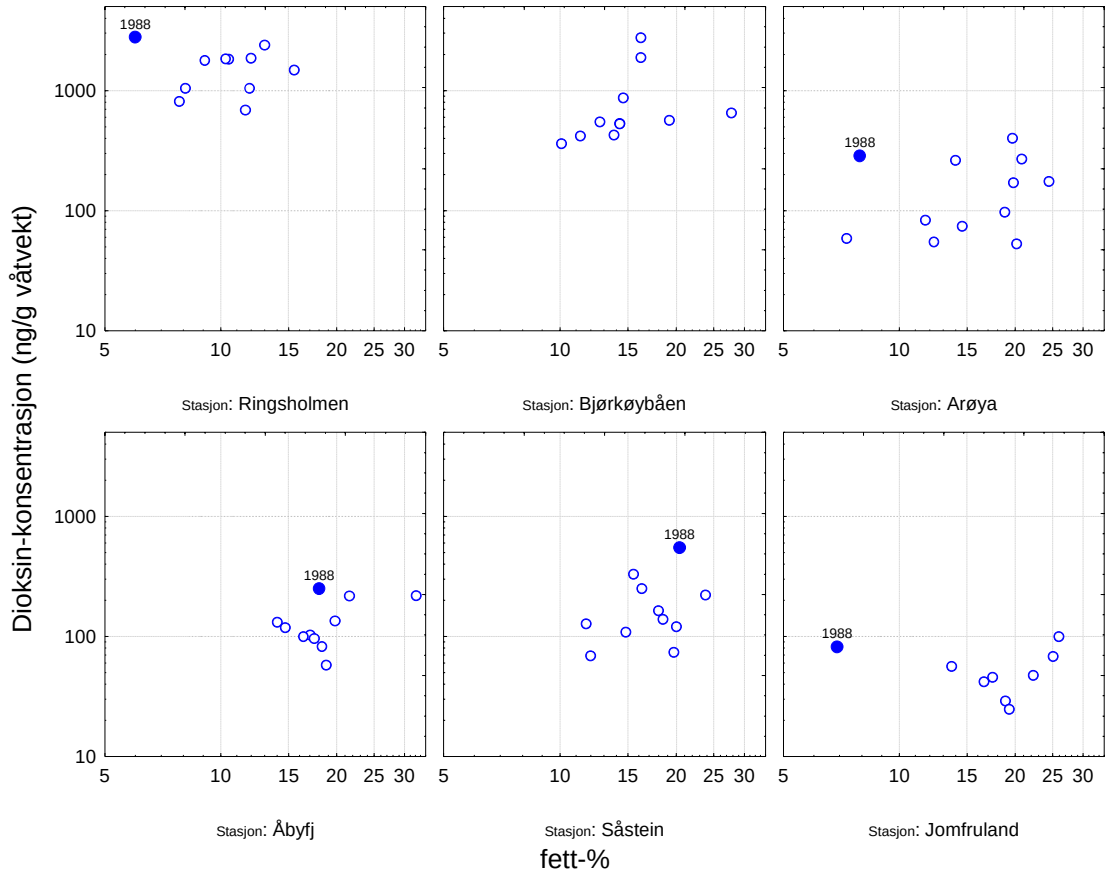
Figur 18. Kart over Grenlandsfjordene og Telemarkskysten. Stasjoner for innsamling av krabbe er avmerket (triangler).



Figur 19. Konsentrasjon av dioksin i krabbesmør (hannkrabbe) fra Ringsholmen, Bjørkøybåen, Arøya, Åbyfjorden, Såstein og Jomfruland, som funksjon av tid. Verdiene er angitt på fettvektsbasis som $TE_{PCDF/PCDD}$ (Etter Van den Berg et al. 1998; se vedlegg A). Mrk. logaritmisk skala.

3.4.2 En grundigere statistisk gjennomgang

Data for krabbe finnes fra 6 forskjellige stasjoner. Fra fem av dem finnes én måling før utslippet ble redusert (fra 1988), mens det ellers er data fra etter at utslippene ble redusert i 1990. Bare tre av stasjonene har data for 2001, de andre går fram t.o.m. 2000. *Figur 20* viser konsentrasjon på våtvektsbasis mot fettinnhold, separat for hver stasjon. Data fra 1988 (før den store utslippsreduksjonen) er markert med fylt sirkel. Figuren viser ingen klar sammenheng mellom konsentrasjon og fettprosent, verken innenfor hver stasjon for seg, eller hvis en ser på hele materialet samlet. Det er også slik at selv om før-konsentrasjonen på våtvektsbasis er den høyeste verdien på flere av stasjonene, og ellers ligger relativt høyt, skiller den seg ikke helt klart fra nivåene etterpå, når spredningen etterpå tas i betraktning.



Figur 20. Konsentrasjon av dioksin mot fettinnhold i prøver av krabbesmør fra Grenlandsområdet.

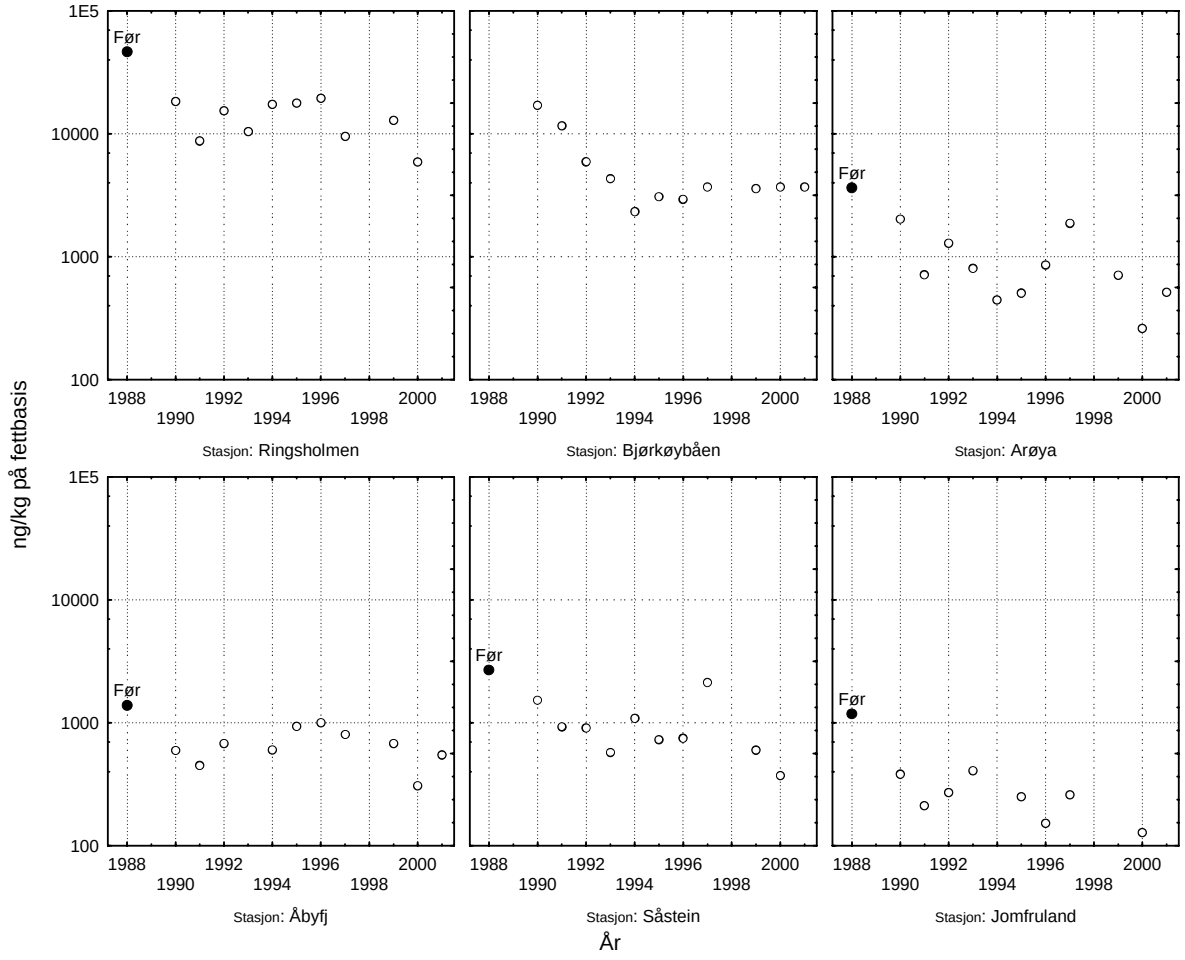
For å se om det likevel kan være en kobling til fettprosent er det forsøkt et par modeller som inkluderer fettprosent på de 5 stasjonene som har data fra 1988. Først er log(konsentrasjon) på våtvektsbasis analysert med stasjon og periode (før/etter reduksjon) som faktor og log(fettprosent) som kovariat. Så er det gjort en analyse i en modell som i tillegg har år som nestet faktor innenfor periode[13]. I begge modellene er det tatt med et interaksjonsledd stasjon*periode for å se om stasjonene har signifikant forskjellig endring mellom periodene. Resultatet av begge analysene er at det både er klare gjennomgående forskjeller mellom stasjonene og en generell forskjell mellom konsentrasjoner før og etter full utslippsreduksjon. I tillegg fremkommer også en klart signifikant sammenheng med fettprosent. Den siste modellen gir også en signifikant variasjon mellom år i gjennomsnitt over de 5 stasjonene. Derimot er ikke interaksjonen stasjon*periode signifikant i noen av analysene. Det vil si at det ikke kan påvises signifikante forskjeller mellom stasjonene mht. hvor mye nivået reduseres over tid. Det siste ville også kreve et meget kraftig signal, da det bare en verdi fra før-perioden på hver stasjon.

[13] Dette har selvsagt bare betydning i perioden etter utslippsreduksjon

Når det gjelder koblingen til fettprosent, gir de to modellene sammenhengen presentert i *Vedlegg E*.

Resultatet peker mot at konsentrasjonene på våtvektsbasis øker med fettprosent, selv om det er usikkert hvor mye. Ut ra konfidensintervallene for eksponenten kan det meget godt være direkte proporsjonalitet, slik at konsentrasjon på fettprosent vil være det som gir minst variasjon innen tid og sted under ellers like forhold.

Figur 21 viser konsentrasjon (på fettvektsbasis) mot tid for hver stasjon. For alle de 5 stasjonene hvor det finnes data fra 1988 er denne verdien høyere enn alle etterfølgende verdier og det er ingen helt klar tendens til ytterligere nedgang i løpet av perioden, når en ser på hver stasjon for seg. Verdien for år 2000 er laveste verdi på alle de 5 stasjonene og bidrar til å gi et visuelt inntrykk av videre nedgang.



Figur 21. Konsentrasjon av $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998; se Vedlegg A) (på fettbasis) i krabbesmør – tidsutvikling 1988-2000.

Data fra Bjørkøybåen har et annet forløp beregnet på fettvektsbasis, med en jevn eksponensiell nedgang fra 1990 til 1994, og et omtrent konstant nivå etter 1994. Ikke-parametrisk trendanalyse (Spearman R, Gamma og Kendall Tau) av år mot konsentrasjon på fettvektsbasis for denne stasjonen gir p=0.073 for to-sidig test, dvs. ca. p=0.036 for en-sidig test hvor det forutsettes at en endring bare kan ha vært en reduksjon. Det er altså et visst belegg for å hevde at det har vært en nedgang på denne stasjonen siden 1990, men mønsteret er annerledes enn på de andre stasjonene.

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

En kovariansanalyse av alle log-transformerte våtvektskonsentrasjoner justert for fettprosent som kovariat (log-log-lineært) og med tidsperiode (før/etter) og stasjon som faktorer for de fem stasjonene som har data fra 1988, gir som resultat at det er meget signifikante forskjeller mellom 1988-verdiene og gjennomsnitt over data fra 1990-2001 (p=0.000025).

En samtidig test av parvise tilgjengelige kontraster før-etter (multippel sammenligning) innenfor en og en stasjon viser signifikante forskjeller for stasjonene Ringsholmen, Arøya, Såstein og Jomfruland med p-verdi pr. sammenligning fra 0.031, 0.011, 0.031 og 0.019. Estimerte reduksjonsfaktorer fra før til etter utslippsreduksjonen for disse stasjonene ligger i området 3.2 til 4.3. For Åbyfjorden estimeres en reduksjonsfaktor 2.2. Det er ikke en signifikant endring isolert sett (p=0.138 for enkel-sammenligning), men konfidensintervallet for reduksjonsfaktoren overlapper med de estimerte verdiene for de andre stasjonene.

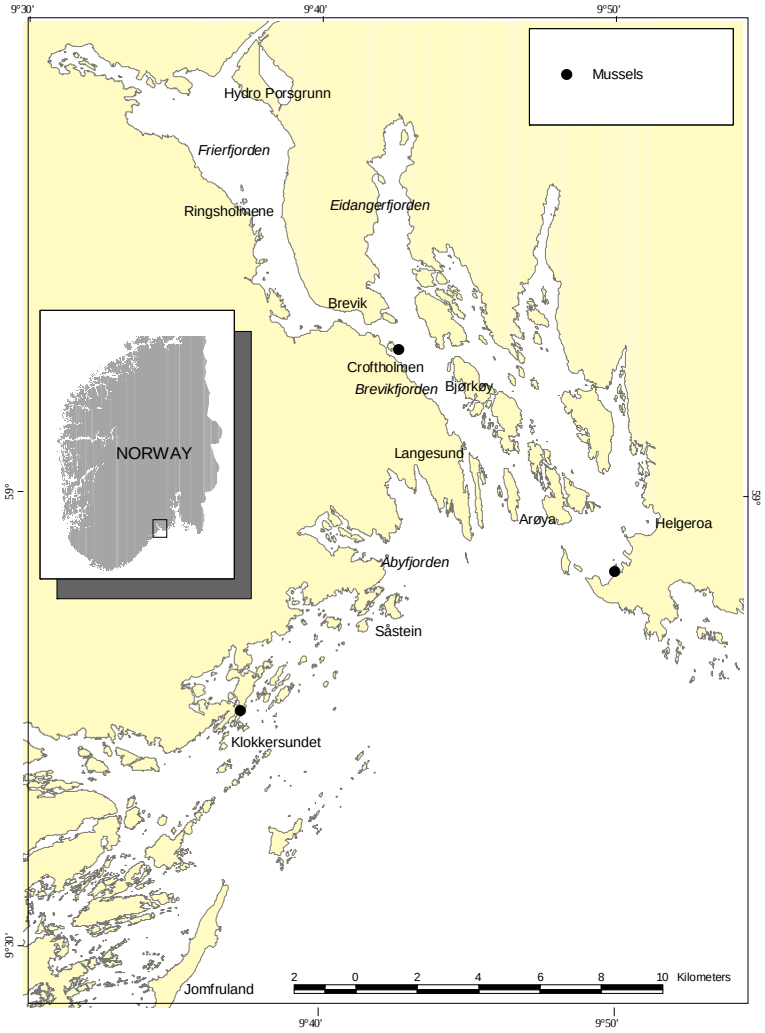
Ingen av de estimerte reduksjonsfaktorene synes å være signifikant forskjellige fra hverandre. For hele testen under ett er p = 0.0018 (dvs. at resultatet er svært lite sannsynlig dersom ikke minst en av forskjellene før-etter er noe mer enn statistiske tilfeldigheter). Den rimeligste konklusjonen er at det har skjedd en reduksjon over tid for alle stasjonene. Som residualvariasjon (feil-ledd) bruker testene variasjonen innen stasjon mellom år for hele perioden 1990-2001 (ca. 0.25 på naturlig log-skala, dvs. ca. 30 % st.avvik på enkeltanalyse av en blandprøve). For at angitte testnivåer (p-verdier) skal være riktige, må denne variansen ikke være for ulik mellom stasjonene. Test på data fra perioden 1990 til 2001 viser at dette er ganske godt oppfylt. Residualene på log-skala er også ganske nær normalfordelt, hvilket er en annen, men ikke så kritisk forutsetning.

Konklusjon: Det er svært lite sannsynlig at reduksjonen fra 1988 til perioden høst 1990 - 2001 er en statistisk tilfeldighet knyttet til generell variabilitet. Verdiene i 1988 ligger gjennomgående signifikant høyere med en faktor 3-4 og antyder en parallell relativ reduksjon på de fleste stasjonene.

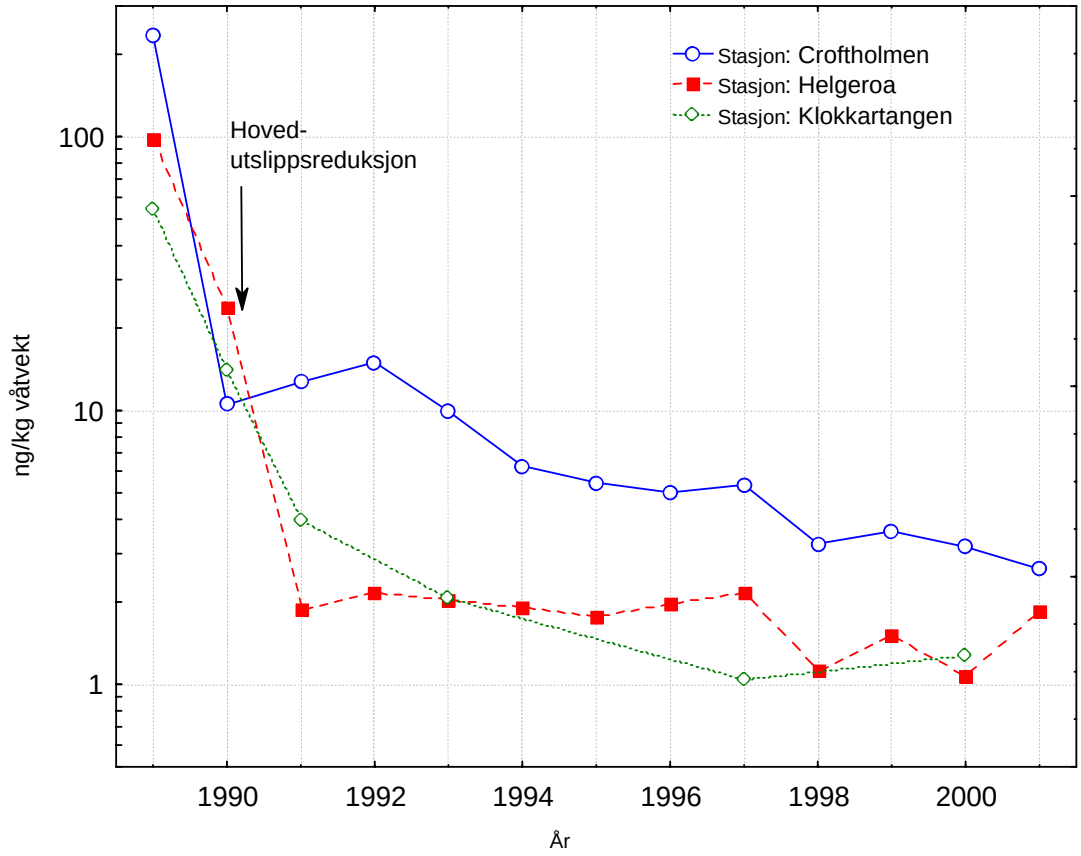
3.5 Blåskjell

3.5.1 Hovedkonklusjoner

Blåskjell-data finnes fra tre stasjoner, Croftholmen, Helgeroa og Klokkartangen (*Figur 22*). Dataene gir et ganske entydig signal om en geografisk gradient og en reduksjon over tid, både på våtvektsbasis (*Figur 23*) og på fettbasis. Blåskjell fra Croftholmen inneholder konsentrasjoner av dioksin som ligger 3-4 ganger høyere enn på de to andre stasjonene (som er relativt like). Blåskjell fra samtlige tre stasjonene viser omtrent samme reduksjon fra 1989 til 2001, en faktor 60-70.



Figur 22. Kart over Grenlandsfjordene og Telemarkskysten. Stasjoner for innsamling av blåskjell er avmerket (fylte sirkler).

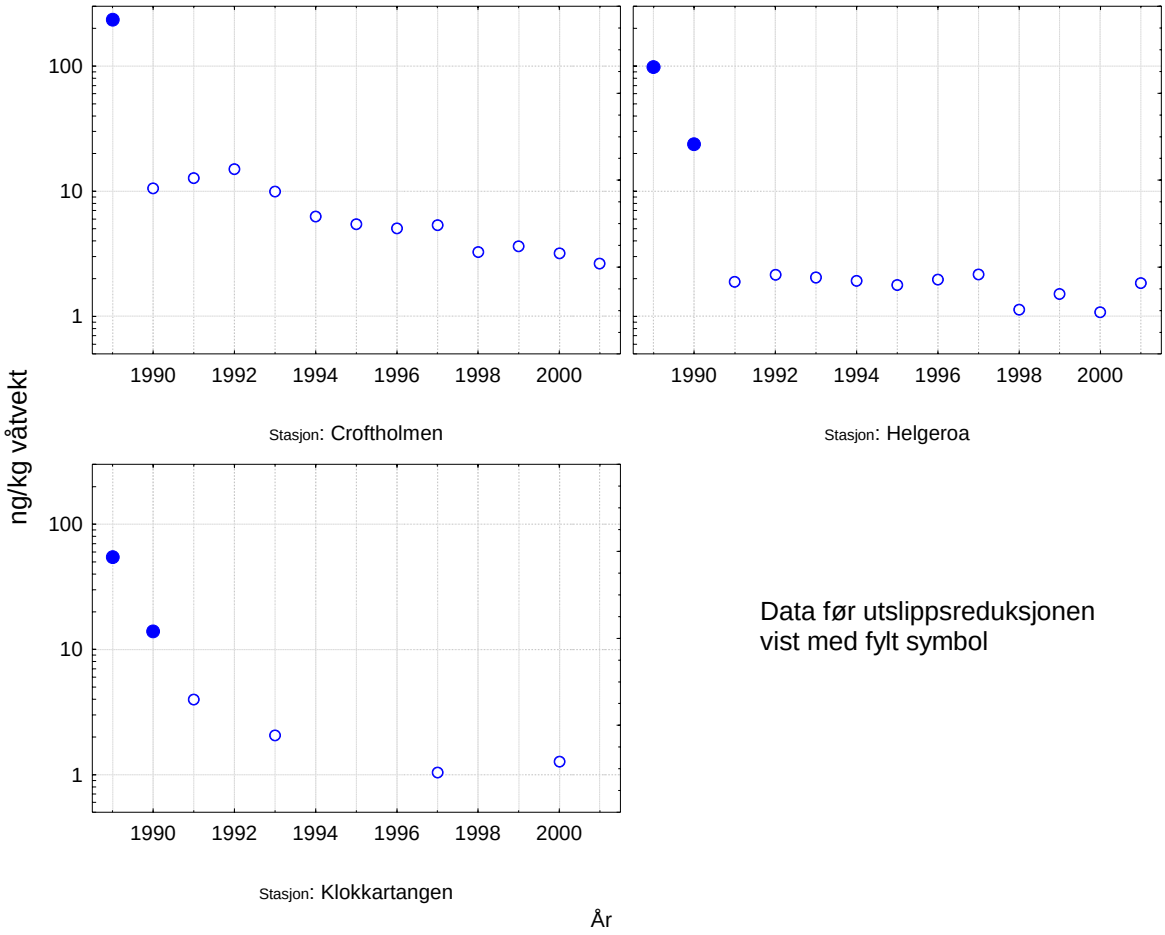


Figur 23. Konsentrasjon av dioksin i blåskjell fra Croftholmen, Helgeroa og Klokkartangen, som funksjon av tid. Verdiene er angitt på våtvektsbasis som $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1988; se Vedlegg A) Mrk. logaritmisk skala.

3.5.2 En grundigere statistisk gjennomgang

Figur 24 viser tidsutviklingen av dioksin i blåskjell for alle tre stasjoner (Croftholmen, Helgeroa og Klokkartangen) med konsentrasjon på våtvektsbasis. Prøver tatt før utslippsreduksjonen er markert spesielt. Konsentrasjonene er vist på logaritmisk skala, slik at lineært forløp vil tilsvare konstant prosentvis reduksjon fra år til år.

Fra Helgeroa og Klokkartangen finnes data før utslippsreduksjonen både fra 1989 og våren 1990. På disse to stasjonene sank de målte konsentrasjonene parallelt med en faktor 4 fra 1989 til 1990. Deretter sank de ytterligere med en faktor 10 fra våren 1990 (rett før full utslippsreduksjon) til 1992-1993. For Croftholmen ble 1990-prøven tatt om høsten, etter at den store utslippsreduksjonen var foretatt. Den har en lavere verdi - på linje med verdiene i de nærmest etterfølgende år. For Croftholmen ser det ut til å være en fortsatt gradvis nedgang fra 1992-93 og frem til år 2001 for konsentrasjoner både på våtvektsbasis (*Figur 24*) og på fettvektsbasis, mens det for Helgeroa er et nokså konstant nivå etter 1991, kanskje med noe lavere verdier etter 1997. Fra Klokkartangen er det få verdier, men de gir et visuelt inntrykk av gradvis nedgang mot et konstant nivå med avtagende reduksjonsrate over tid.

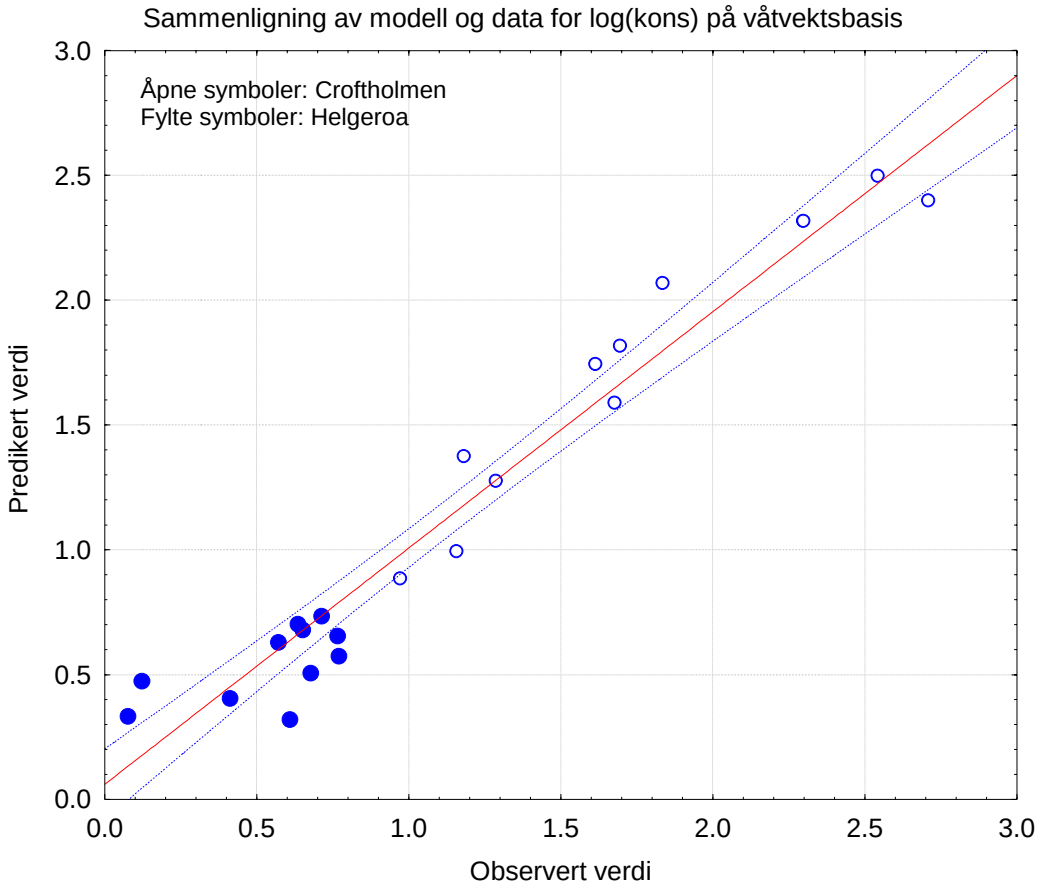


Figur 24. Konsentrasjon av $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998; se Vedlegg A) på våtvektsbasis i blåskjell – tidsutvikling 1989-2001.

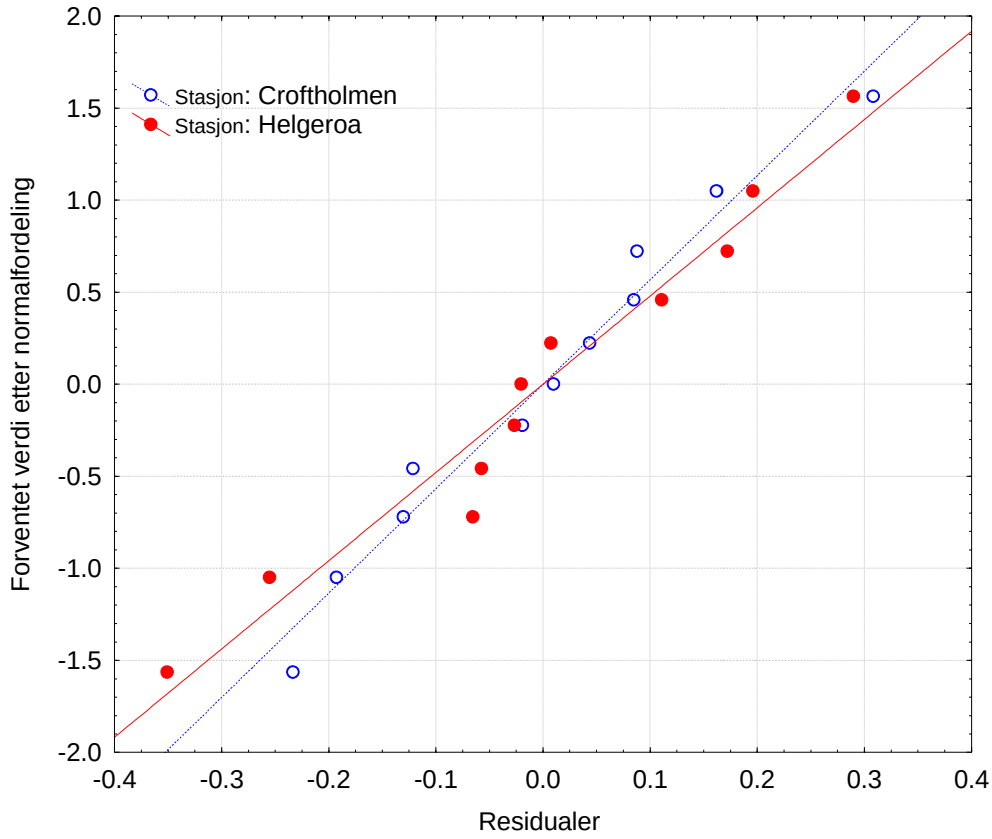
For å få et bilde av den tilfeldige variasjonen fra år til år er det gjort en kovariansanalyse av log-transformerte konsentrasjoner på fettvektsbasis av data etter utslippsreduksjon for de to stasjonene Croftholmen og Helgeroa (som har regelmessige dataserier). Analysen er gjort med stasjon som faktor og med år og log(fettprosent) som mulige forklaringsvariable. Det er antatt lik prosentvis tilfeldig variasjon fra år til år på begge stasjoner og lik avhengighet av fettprosent. Tidstrend kan imidlertid være forskjellig for hver stasjon ved interaksjonsledd tid*stasjon. Den tilpassede modellen er presentert i *Vedlegg F*. Tilpasningen gir signifikant forskjellige tidstrender for perioden 1991-2001 med hhv. 15 og 4 % reduksjon pr. år for Croftholmen og Helgeroa (dvs. en reduksjon over 11 år ned til henholdsvis 1/5 og ca. 2/3 av utgangsnivåene i 1991, da forventningsverdien i følge de estimerte trendene for Croftholmen var 6 ganger høyere enn for Helgeroa). Det vil altså si at det er tegn til en relativ utjevning over tid mellom de to stasjonene. Det er ingen signifikant sammenheng mellom fettprosent og konsentrasjon på våtvektsbasis (p=0.26) med estimert eksponent β 0.23 og 95-% konfidensintervall fra -0.2 til 0.65. Det er derfor mest rimelig å anta at konsentrasjonene på våtvektsbasis gir mest stabile verdier over tid, dvs. minst relativ variasjon fra år til år, dersom en skal velge enten fettvekts- eller våtvektsbasis. I den analysen som er utført unngås dette

valget ved å ta log(fettprosent) med som kovariabel, selv om det ikke gir noen signifikant korreksjon.

Residualvariansen for log-transformerte våtvektsbasert verdier er 0.037, hvilket vil si at det er ca. 20 % relativ variasjon for enkeltverdier rundt trendene, som ikke kan beskrives som resultat av variasjon i fettprosent. *Figur 25* viser sammenhengen mellom observert og predikert verdi på log-skala etter denne modellen. Det fremgår at avvikene er omtrent like store for begge stasjoner og at det ikke er noen spesielt avvikende punkter som skiller seg ut, selv om data for Helgeroa kanskje ikke passer spesielt godt til den log-lineære modellen fremfor andre typer funksjonsformer. Variasjonen fra 1990 for denne stasjonen er så liten at det er vanskelig å plukke ut noen bestemt kurveform. Normalfordelingsplottet i *Figur 26* bekrefter at residualene er omtrent normalfordelt med omtrent lik spredning for de to stasjonene.



Figur 25. Sammenheng mellom observerte og predikerte verdier for log(konsentrasjon) av $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998; se Vedlegg A) i blåskjell (våtvektsbasis) ut fra kovariansanalyse på data fra Croftholmen og Helgeroa, etter utslippsreduksjonen.



Figur 26. Normalfordelingsplott for residualene (restleddene) i tilpasset modell (se Vedlegg F) for konsentrasjoner av dioksiner ($TE_{PCDF/PCDD}$) i blåskjell fra Croftholmen og Helgeroa.

Data fra Klokkartangen er konsistente med en log-lineær reduksjon omtrent som for Croftholmen innenfor usikkerheten i den tilpassede modellen, selv om de få punktene visuelt gir inntrykk av en justering til konstant nivå med avtagende relativ reduksjonsrate.

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

3.6 Sammenfattende vurderinger

3.6.1 Hovedkonklusjoner

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

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

Et noe utvidet prøvetakingsprogram som tar sikte på å avklare sammenheng med biologiske faktorer under lik eksponering kunne bidra til å gjøre trendanalysen sikrere, også når det gjelder tolkning av eldre data.

Det kunne også være verdt å vurdere om et revidert fangstopplegg ville bidra til mindre variasjon mellom år i blandprøveverdiene.

3.6.2 En grundigere statistisk gjennomgang

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

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

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

En sammenligning mellom artene mht. endring fra før utslippsreduksjonen til i dag og forskjell mellom Frierfjorden og Breviksfjorden er vist i *Tabell 4.*

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

Tabell 4. Estimert reduksjon i $TE_{PCDF/PCDD}$ (etter Van den Berg et al. 1998; se Vedlegg A), over tid i Frierfjorden og Breviksfjorden, de seneste år, for ulike arter.

Art	Estimert forhold mellom konsentrasjon før utslippsreduksjon og konsentrasjon i dag (år 2000)	Forhold mellom konsentrasjoner i Frierfjorden og Breviksfjorden etter utslippsreduksjonen, med vekt på de seneste 4-5 år
Torskelever - våtvektsbasis	12	2-3
Sjø-ørret - fettbasis	7	1
Skrubbe på fettbasis	4	2.5
Krabbesmør på fettbasis	3	3 til 4
Blåskjell - fett-justert	40-70	3-4

Spesielt blåskjell viser en mye større reduksjon over tid enn fisk og krabbe, noe som kan være rimelig siden en må vente at blåskjell er mindre påvirket av sekundære kilder i sedimenter som vil henge igjen etter en utslippsreduksjon. Den geografiske gradienten de senere år (målt som forholdstall mellom konsentrasjoner i Frierfjorden og Breviksfjorden[14]) er derimot omtrent den samme for blåskjell som for fisk og krabbe. Det vil være konsistent med at geografisk fordeling av akkumulering i sedimenter er proporsjonalt med geografisk fordeling av konsentrasjoner i vann pga. spredning og fortynning av direkte utslipp.

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

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

Det er funnet en signifikant fortsatt nedgang siden 1990-91 for torsk og blåskjell, iallfall på noen stasjoner, men det er usikkert hvor stor reduksjonen er. For torsk ligger estimert årlig reduksjon innenfor nokså brede 95 % konfidensintervaller. Modellen med lik reduksjonsrate på stasjonene gir et intervall fra 2.3 til 13.3 %. 95 % konfidensintervall for Frierfjorden blir fra 5 til 18 % pr. år for modellen med ulike reduksjonsrater på ulike stasjoner og sammenhengen med biologisk variable funnet ved baklengs trinnvis regresjon aksepteres.

[14] For blåskjell hhv. Croftholmen og Helgeroa

Et noe utvidet prøvetakingsprogram som tar sikte på å avklare sammenheng med biologiske faktorer under lik eksponering kunne bidra til å gjøre trendanalysen sikrere, også når det gjelder tolkning av eldre data.

Det kunne også være verdt å vurdere om et revidert fangstopplegg ville bidra til mindre variasjon mellom år i blandprøveverdiene. Hittil har det ikke vært noen regler for hvordan fangstene skal gjøres, annet enn sted og tid på året. Ved å fordele fangstene mer og lage blandprøve av fisk som er fanget planmessig på flere steder og ved flere tidspunkter (fremfor fisk som f.eks. er tatt i én garnfangst), ville en bedre få jevnet ut eventuell variasjon mellom grupper av fisk og korttidsvariasjon innenfor år. Dermed ville en kanskje få mindre variasjon mellom år. En analyse av data for PCB og DDE i torskelever, med parallell prøvetaking på flere steder og flere ganger innenfor år og stasjonsområde i Oslofjorden, tyder på at dette kan være tilfelle (Bjerkeng og Green 1999). På den annen side indikerer en sammenligning av residualvariansen i kovariansmodellen for torsk med spredning mellom enkeltfisk fra 1987 at variasjon mellom fisk kan være hovedkilde til varians mellom år i blandprøvene. Hvis det er riktig, vil det viktigste være å ha flere fisk i blandprøven.

Videre observasjoner i årene fremover bør uansett gi sikrere estimater dersom trenden fortsetter. Under forutsetning av en verdi pr. år og uendret statistisk variasjon rundt trenden, vil grensene for 95-% konfidensintervall i forhold til den sanne verdien være gitt på log-skala som

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

hvor s er estimert spredning for enkeltverdier (en prøve pr år), n er antall år med årlige observasjoner, og $t_{\alpha,n-2}$ finnes ved oppslag i kumulativ t-fordeling for sannsynlighet $1-\alpha/2$ og $n-2$ frihetsgrader. Multiplikatoren M på s som funksjon av n er vist i *Tabell 5*.

Tabell 5. Relativ utvikling av konfidensintervaller på lineær regresjon.

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

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

4. Referanser

Bjerkeng, B og Green, N.W. (1999): "The Voluntary international contaminant-monitoring (VIC) for temporal trends with the aim to test sampling strategies for a co-operative revision of guidelines by 1999" Presentert for "WORKING GROUP ON CONCENTRATIONS, TRENDS AND EFFECTS OF SUBSTANCES IN THE MARINE ENVIRONMENT (SIME), STOCKHOLM 21-25 FEBRUARY 1999.

Knutzen, J., Bjerkeng, B., Green, N.W., Kringstad, A., Schlabach, M., Skåre, J.U. (2001): Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2000. NIVA-rapport 4452-2001. SFT overvåkningsrapport TA-1832/2001. 230 sider.

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., van Leeuwen, F.X.R., Liem, A.K.D., Nolt, C., Peterson, R.E., Poellinger, L., Safe, S., Schrenk, D., Tillitt, D., Tysklind, M., Younes, M., Wærn, F., Zacharewski, T. (1998): Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. Environmental Health Perspectives 106:775-792.

Vedlegg A. Definisjon av toksisitets-ekvivalenter

Giftvirkningen av dioksiner er mediert gjennom kontakt med et protein i cellen kalt "Ah-reseptor" (aryl hydrokarbon). Flere halogenerte hydrokarboner utrykker også giftighet gjennom denne mekanismen (PCBer og furaner). Det er derfor utviklet såkalte toksiske ekvivalens-faktorer (TEF) som et verktøy i risikovurdering. Disse faktorene angir størrelsesordenestimater på giftighet av forbindelser, sett relativt til 2,3,7,8-tetraklordibenzo-*p*-dioksin (TCDD), som er den mest giftige av dioksinene og er tildelt TEF-verdien 1. TEF-verdier i kombinasjon med konsentrasjoner av aktuelle forbindelser kan brukes til å kalkulere toksiske ekvivalens-konsentrasjoner TE (eller TEQ) i prøver i miljøet:

$$TE = \Sigma_{n1}[PCDD_i \times TEF_i] + \Sigma_{n2}[PCDF_i \times TEF_i] + \Sigma_{n3}[PCB_i \times TEF_i].$$

I denne undersøkelsen kalkuleres TE fra PCDF- og PCDD-data ($TE_{PCDF/PCDD}$) på bakgrunn av de seneste TEF-verdier (for menneske/pattedyr) tatt i bruk av WHO (Van den Berg et al. 1998).

Vedlegg B. Transformering av data

En forskjell Δy mellom to middelverdier av naturlige logaritmer vil tilsvare et forholdstall $\exp(\Delta y)$ på lineær skala, altså mellom utransformerte konsentrasjoner. En liten forskjell i naturlige logaritmer vil tallmessig være omtrent som den relative forskjellen regnet tilbake til absolutt-skala. F.eks. vil en forskjell 0.1 på log-skala tilsvare omtrent en relativ forskjell 0.1, altså forhåldstall 1.1 på utransformert skala. En lineær sammenheng mellom konsentrasjon *C* og en fysiologisk kovariabel *X* på log-skala tilsvarer at utransformert konsentrasjon varierer proporsjonalt med den fysiologiske variable opphøyd i en eksponent:

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

Vedlegg C. Sammenheng mellom lengde og vekt hos torsk (blandprøver)

Det er en ikke-lineær sammenheng mellom lengde og vekt for blandprøver av torsk. Når blandprøvene fra alle stasjonene analyseres samlet, finnes følgende felles statistiske sammenheng mellom lengde L (cm) og vekt W (g):

$$\hat{W} = 972 \cdot \left(\frac{L}{45} \right)^3,$$

bestemt ved dobbellogaritmisk regresjon. Det tilsynelatende avviket fra dette for Breviksfjorden er ikke signifikant. Ut fra dette kan lengde brukes som primært størrelsesmål, mens en lengde-skalert vekt:

$$w = \frac{W}{\hat{W}}$$

kan brukes som sekundært størrelsesmål.

Vedlegg D. Kovariansmodell for konsentrasjon i torskelever

Som forsøk på å finne ut i hvilken grad fettprosent kan bidra til å forklare forskjeller (i reduksjon av $TE_{PCDF/PCDD}$ i torsk) mellom stasjonene, samt i hvilken grad det virkelig er en reduksjon med tid uavhengig av biologisk variasjon, er det utført kovariansanalyser av log(konsentrasjon) på våtvektsbasis for data fra tiden etter utslippsreduksjonen. Stasjon inngår som faktor i modellen og som regresjonsvariable (kovariable) inngår *År*, log(*Lengde*), log(*Skalert vekt*) og log(*fettprosent*). Den generelle modellen (skrevet om til lineær skala) beskrives av formelen:

$$C_{i,y} = \hat{C}_{i,2001} \cdot e^{-k_i(y-2001)} \cdot L_{i,y}^{a} \cdot w_{i,y}^{b} \cdot F_{i,y}^{c}$$

hvor $C_{i,y}$ er konsentrasjon på stasjon *i* ved år *y* og $L_{i,y}$, w_{iy} og $F_{i,y}$ er hhv. lengde, lengdeskalert vekt (Vedlegg C) og fettprosent, i blandprøve fra stasjon *i* og år *y*. Parametrene som skal estimeres i modellen er følgende:

$\hat{C}_{i,2001}$:	Uttrykk for midlere nivå på hver stasjon normalisert til år 2001.
k_i :	Uttrykker midlere endringsrate over tid på stasjon *i* etter en modell med eksponensiell reduksjon, dvs. med fast prosentvis endring hvert år.
Koeffisientene *a*, *b* og *c* :	Uttrykker avhengighet av fysiologiske variable.

Modellen er analysert både med individuelle estimater for reduksjonsraten på hver stasjon og med antagelsen om lik reduksjonsrate *k* på alle stasjoner.

Vedlegg E. Kovariansmodell for dioksinkonsentrasjon i krabbesmør

Vedrørende modeller beskrevet i kap. 3.4 (Krabbesmør (hannkrabbe)): Følgende sammenheng mellom konsentrasjoner og fett-% (*F*) gis av modellene:

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

Eksponenten β estimeres til hhv. 0.9 og 0.8 av de to alternative modellene (95 % konf.intervaller hhv. 0.3 til 1.5 og 0.12 til 1.5).

Vedlegg F. Kovariansmodell for dioksinkonsentrasjon i blåskjell.

Vedrørende konsentrasjoner av $TE_{PCDF/PCDD}$ i blåskjell (kap. 3.5): For å få et bilde av den tilfeldige variasjonen fra år til år er det gjort en kovariansanalyse av log-transformerte konsentrasjoner på fettvektsbasis av data etter utslippsreduksjon for de to stasjonene Croftholmen og Helgeroa (som har regelmessige dataserier). Analysen er gjort med stasjon som faktor og med år og log(fettprosent) som mulige forklaringsvariable. Det er antatt lik prosentvis tilfeldig variasjon fra år til år på begge stasjoner og lik avhengighet av fettprosent. Tidstrend kan imidlertid være forskjellig for hver stasjon ved interaksjonsledd tid*stasjon. Den tilpassede modellen er:

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

hvor $C_{i,t}$ er konsentrasjon på stasjon i ved år t og $F_{i,t}$ er fettprosent i den analyserte prøven.

Statens forurensningstilsyn (SFT)
Postboks 8100 Dep, 0032 Oslo
Besøksradresse: Strømsveien 96

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

Utførende institusjon	Kontaktperson SFT	ISBN-nummer
Norsk institutt for vannforskning	Anne Marie Mo Ravik	82-577-4255-4

NIVA Rapport	Avdeling i SFT	TA-nummer
l.nr. 4595-2002	Næringslivsavd.	1916/2002

Oppdragstakers prosjektansvarlig	År	Sidetall	SFTs kontraktnummer
Birger Bjerkeng	2002	56	

Utgiver	Prosjektet er finansiert av
Norsk institutt for vannforskning NIVA rapport l.nr 4595-2002	Statens forurensningstilsyn (SFT) m.fl. (se forord)

Forfatter(e)
Bjerkeng, Birger og Ruus, Anders

Tittel - norsk og engelsk
Statistisk analyse av data for dioksin-nivåer i organismer i Frierfjorden/Grenlandsområdet

Statistical analysis of dioxin levels in organisms from the Frierfjord/the Grenlandsfjord area

Sammendrag – summary
Rapporten gir en statistisk vurdering av utviklingen i dioksininnhold i torsk, ørret, skrubbe, krabbe og blåskjell fra Grenlandsområdet, spesielt Frierfjorden frem t.o.m. 2001. Hensikten har vært å belyse noen av de spørsmål som har vært reist om datamaterialets og det eksisterende prøvetakingsprograms grunnlag for å trekke konklusjoner angående tidstrender.

Tidsserier for dioksinnivåer i torsk (lever), ørret (filet), skrubbe, krabbe (smør) og blåskjell er først analysert hver for seg og deretter drøftet i sammenheng. Disse er sett i relasjon til den reduksjonen i utslipp som har funnet sted i perioden, spesielt den store utslippsreduksjonen omkring 1990.

Analysen synes å vise klart signifikante reduksjoner i dioksinnivåene frem til 2001. I Frierfjorden er den estimerte endringen fra før utslippsreduksjonen og frem til i dag størst for blåskjell (40-70 gangers reduksjon). Endringen er midlere for arter som torsk og sjø-ørret (8-10 ganger) og minst for arter som er mest knyttet til bunn (skrubbe 3-4 ganger, krabbe 3 ganger). Reduksjonen over tid er altså minst for de arter hvor en vil vente at eventuelle lagre av miljøgifter i bunnsedimentene skulle gjøre seg mest gjeldende. Resultatene for de enkelte artene gir i stor grad lik relativ reduksjon over tid på flere stasjoner slik at forholdet mellom nivåene på de forskjellige stasjonene opprettholdes mer eller mindre. Dette er rimelig dersom de mekanismer som reduserer tilgjengeligheten av miljøgifter over tid virker omtrent likt i forskjellige områder.

Et noe utvidet prøvetakingsprogram som tar sikte på å avklare sammenheng med biologiske faktorer under lik eksponering, kunne bidra til å gjøre trendanalysen sikrere, også når det gjelder tolkning av eldre data. Det kunne også være verdt å vurdere om et revidert fangstopplegg ville bidra til mindre variasjon mellom årene.

4 emneord	4 subject words
Grenlandsfjordene	The Grenlandsfjords
Dioksin	Dioxins
Organismer	Organisms
Tidsutvikling	Time trend