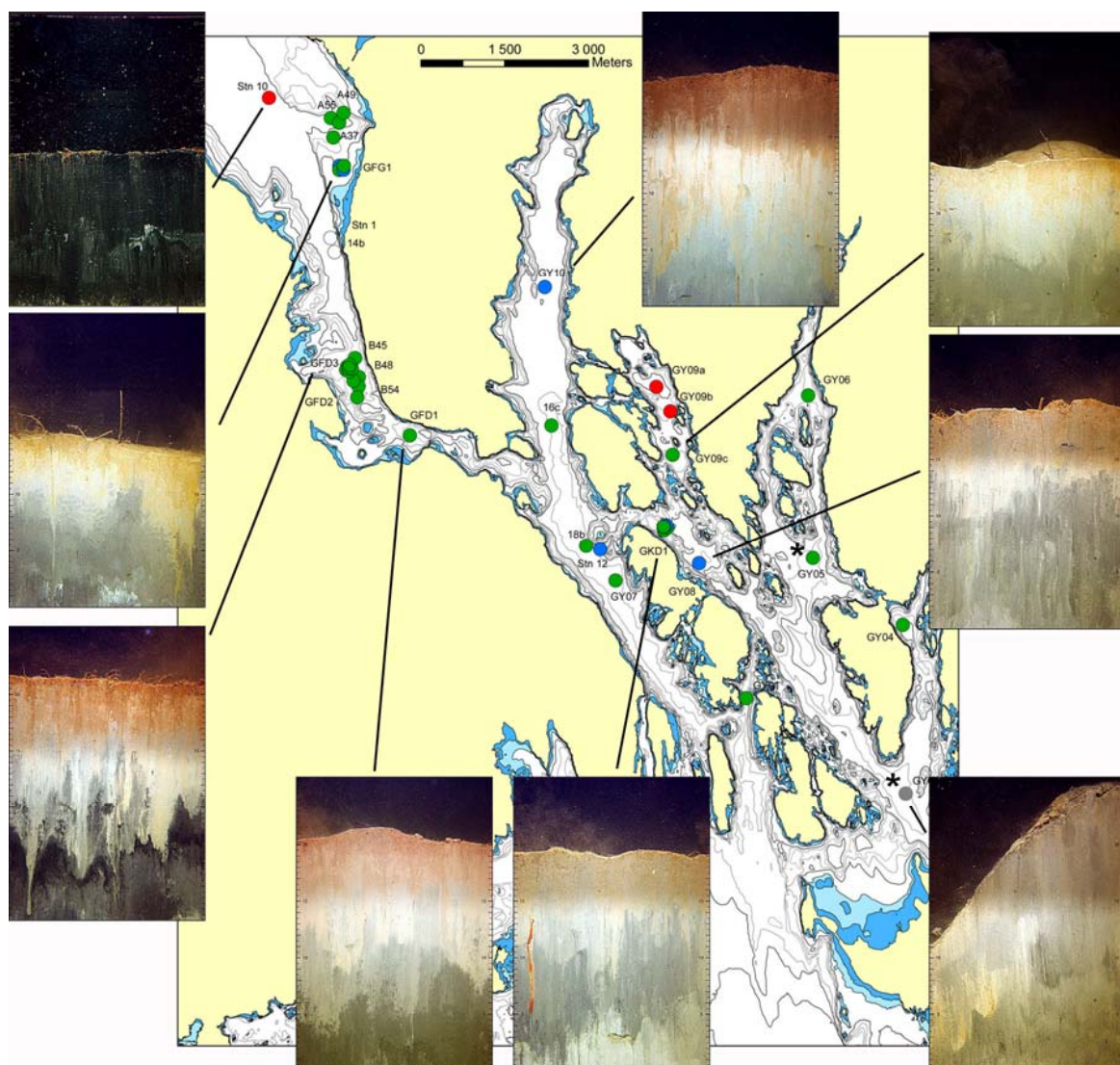


# Undersøkelser for å styrke modeller knyttet til beslutningsstøtte for tiltak mot forurensede sedimenter i Grenlandsfjordene



**Hovedkontor**

Gaustadalléen 21  
0349 Oslo  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 22 18 52 00  
Internett: www.niva.no

**Sørlandsavdelingen**

Televeien 3  
4879 Grimstad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 37 04 45 13

**Østlandsavdelingen**

Sandvikaveien 41  
2312 Ottestad  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 62 57 66 53

**Vestlandsavdelingen**

Postboks 2026  
5817 Bergen  
Telefon (47) 2218 51 00  
Telefax (47) 55 23 24 95

**NIVA Midt-Norge**

Postboks 1266  
7462 Trondheim  
Telefon (47) 22 18 51 00  
Telefax (47) 73 54 63 87

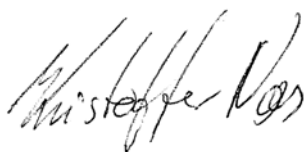
Tittel Undersøkelser for å styrke modeller knyttet til beslutningsstøtte for tiltak mot forurensede sedimenter i Grenlandsfjordene	Løpenr. (for bestilling) 5737-2009	Dato 28.02.2009
	Prosjektnr. Undernr. 26237	Sider Pris 122
Forfatter(e) Kristoffer Næs, Tuomo Saloranta, Hans C. Nilsson, Gerard Cornelissen (NGI), Dag Broman (ITM)	Fagområde Miljøgifter i marint miljø	Distribusjon
	Geografisk område Telemark	Trykket CopyCat AS

Oppdragsgiver(e) Norsk Hydro	Oppdragsreferanse Sverre Olav Lie
---------------------------------	--------------------------------------

**Sammendrag**

I forbindelse med problemstillingene om sedimenttiltak i Grenlandsfjordene, er undersøkelser utført for å styrke beslutningsgrunnlaget for eventuelle tiltak mot dioksinforurensede sedimenter i fjordområdet. Dette arbeidet har bestått i en avansert kalibrering av den såkalte SedFlex-modellen for å styrke usikkerhetsestimaterne i modellsimuleringene. Betydningen av skipsoppvirvling ved Herøya for dioksinutviklingen i Frierfjorden er modellert. Videre er tykkelsen på det aktive, bioturberte overflatelaget på 39 stasjoner i Grenlandsfjordene bestemt ved hjelp av SPI-sedimentkameraet. Tre stasjoner for "overvåket naturlig forbedring" er blitt opprettet hvor den feltmessige variansen er beskrevet og utsagnskraften i et overvåkingsprogram beregnet. Transport av dioksiner fra Frierfjorden til fjordområdet utenfor er beregnet både gjennom direkte målinger ved bruk av passive prøvetakere og ved simuleringer i SedFlex-modellen.

<p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>Grenlandsfjordene</li> <li>Sedimenter</li> <li>Tiltak</li> <li>Dioksin</li> </ol>	<p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> <li>Grenland fjords</li> <li>Sediments</li> <li>Remedial actions</li> <li>Dioxins</li> </ol>
---	--



Kristoffer Næs  
Prosjektleder



Jarle Nygard  
Fag- og markedsdirektør

O-26237

**Undersøkelser for å styrke modeller knyttet til  
beslutningsstøtte for tiltak mot forurensede  
sedimenter i Grenlandsfjordene**

## Forord

Denne rapporten er skrevet på oppdrag av Norsk Hydro i henhold til forslag fra Kristoffer Næs og Tuomo Saloranta (12. mai 2006) til videre aktiviteter for å styrke modeller knyttet til beslutningsstøtte for tiltak mot sedimenter forurenset av miljøgifter i Grenlandsfjordene. Kontaktperson hos Norsk Hydro har vært Sverre Olav Lie.

Rapporten beskriver en ny kalibrering og usikkerhetsanalyse av modellen for simulering av dioksidynamikken i Grenlandsfjordene (SedFlex). Dette arbeidet er utført av Tuomo Saloranta. Videre beskriver rapporten målinger av tykkelsen på det aktive, bioturberte overflatelaget i Grenlandsfjordene. Dette arbeidet er utført av Hans Christer Nilsson med hjelp av det såkalte SPI-kameraet.

Rapporten inneholder målinger av dioksintransporten i vannmassene over Brevikterskelen målt med passive prøvetakere. Dette arbeidet har vært et samarbeid mellom NIVA og NGI ved Gerard Cornelissen og Universitetet i Stockholm–ITM ved Dag Broman. Gerard Cornelissen har hatt hovedansvaret for arbeidet.

Til slutt gir også rapporten grunnlagsmålinger for ”Overvåket Naturlig Forbedring” av dioksinkonsentrasjonene i sedimentet i Grenlandsfjordene. Dette er gjort av Kristoffer Næs som også har vært prosjektleder for hele prosjektet.

Analyser av dioksiner i sedimenter er gjort av NILU, mens analyser av dioksin i vannfase, partikulær fase og knyttet til passive prøvetakere ved bestemmelsen av transport over Brevikterskelen er gjort av Universitetet i Stockholm–ITM.

Aldersdatering av sedimentkjerner er gjort av Gamma Dating Center, Københavns universitet.

Alle takkes for innsats!

Grimstad, 28. februar 2009

*Kristoffer Næs*

---

# Innhold

<b>Sammendrag</b>	<b>6</b>
<b>Summary</b>	<b>8</b>
<b>1. Innledning</b>	<b>9</b>
<b>2. Begrunnelse og formål</b>	<b>10</b>
<b>3. Ny kalibrering og usikkerhetsanalyse av modellen for simulering av dioksyndynamikken i Grenlandsfjordene - SedFlex</b>	<b>11</b>
3.1 Introduksjon	11
3.2 Oppgraderinger til modellpakken SF-tool	11
3.3 Betydningen av PCDD/F-konsentrasjonen i vann og sedimentporevann for simulert opprinnelse av PCDD/F i torsk og krabbe	12
3.4 Bruk av Markov Chain Monte Carlo (MCMC)-metoden i modellkalibrering og usikkerhetsanalyse	14
3.4.1 Introduksjon	14
3.4.2 MCMC-metoden	14
3.4.3 Simuleringsoppsett for Frierfjorden	17
3.4.4 Resultater – Frierfjorden	18
3.4.5 Simulering av tildekkingsalternativer for sedimenter i Frierfjorden	18
3.4.6 Simulering av effekter av lavere partisjonskoeffisient	22
3.4.7 Simulering av effekter av økt resuspensjon og partikkelmengde pga. skipstraffik ved Herøya	23
3.5 Konklusjoner	26
3.6 Referanseliste	27
<b>4. Tykkelse på aktivt overflatelag</b>	<b>29</b>
4.1 Materiale og metode	29
4.1.1 Prøvetaking	29
4.1.2 Sedimentprofilfotofering (SPI)	30
4.1.3 Bioturbasjon og synlig redoxpotensial (aRPD; apparent redox potential discontinuity)	31
4.2 Resultater	32
4.3 Referanseliste	37
<b>5. Overvåket naturlig forbedring – dioksin i sedimentene</b>	<b>38</b>
5.1 Innledning	38
5.2 Materiale og metode	38
5.3 Resultater	40
<b>6. Transport av dioksin over Brevikterskelen</b>	<b>47</b>
6.1 Bakgrunn	47
6.2 Mål	47
6.3 Metode	48
6.3.1 Kalibrering av passiv prøvetaker POM-55 for dioksiner	48

6.3.2 Konsentrasjoner på partikler og $K_{TOC}$	48
6.3.3 Sedimenterende partikler	48
6.3.4 Langtidsovervåking	48
6.4 Resultater og diskusjon	49
6.4.1 POM-vann fordelingskoeffisient	49
6.4.2 POM-eksponering i felt	51
6.4.3 Vannkonsentrasjoner av partikkelbundet, totalt løst og fritt løst dioksin	53
6.4.4 Sedimenterende partikler (sedimentfeller)	55
6.4.5 Overvåking av transport med POM som passive prøvetakere	56
6.4.6 Flukser over Brevikterskelen målt i denne studien i perioden 2005-2007	57
6.5 Referanseliste	59
<b>Vedlegg A. Organisk innhold i sedimentene</b>	<b>60</b>
<b>Vedlegg B. Dioksininnhold i overflatesedimentene</b>	<b>61</b>
<b>Vedlegg C. Dioksininnhold i sedimentkjerne</b>	<b>92</b>
<b>Vedlegg D. Dateringer</b>	<b>107</b>

---

## Sammendrag

Arbeidet for å styrke modeller knyttet til beslutningsstøtte for tiltak mot forurensede sedimenter i Grenlandsfjordene har hatt følgende mål:

- Videreutvikle SedFlex med avanserte kalibreringsmetoder (Markov Chain Monte Carlo) der modellresultater sammenlignes med observerte tidsserier (vekt på Frierfjorden). Dette ville styrke usikkerhetsberegningene i SedFlex-modellen.
- Avklare ytterligere betydningen av skipsoppvirvling ved Herøya for transport av dioksiner til Frierfjorden og fjordsystemet utenfor.
- Bestemme nærmere tykkelsen av det øverste laget av sedimentet som står i aktiv utveksling med vannmassene over. Størrelsen av dette er viktig for tidsutvikling av effekt av tildekking.
- Velge ut tre stasjoner for å danne et godt grunnlag for å bedømme den naturlige forbedringen i dioksinbelastningen på fjordsystemet.
- Undersøke transport (netttransport) av dioksiner fra Frierfjorden til området utenfor og sammenligne dette med modellprediksjoner.

Følgende hovedkonklusjoner fremkommer:

- Bruk av Markov Chain Monte Carlo (MCMC) -metoden i kalibreringen og usikkerhetsanalysen av SedFlex-modellen gir, i forhold til tidligere simuleringer:
  - en hel del redusert prediksjonsusikkerhet på de nye estimatene av effekten av tildekking av forurenset sediment i Frierfjorden på konsentrasjoner av dioksiner ( $C_{PCDD/F}$ ) i torsk (lever) og krabbe (krabbesmør);
  - betydelig mer solid forankring av modellprediksjoner til faktiske tilgjengelige observasjoner av  $C_{PCDD/F}$  i vann, sediment, torskelever og krabbesmør i 1975-2005, og dermed økt kvalitet på disse prediksjonene.
  - muligheter til å lett oppdatere og raffinere modellsimuleringer og deres usikkerhet i fremtiden ved hver ny observasjon av  $C_{PCDD/F}$  i vann, sedimentet og biota.
- Scenariosimuleringer viser generelt samme type respons til de forskjellige tildekkings tiltak som i tidligere simuleringer (som i Saloranta et al. (2006a)), dvs. at en signifikant tiltakseffekt for  $C_{PCDD/F}$  i torskelever oppnås først når større deler av bunnområdene i Frierfjorden blir tildekket. Siden simulert fluks av PCDD/F over Brevikterskelen er i samme størrelsesorden (noen g/år i 2002) i nåværende studie som i Saloranta et al. (2006a) endres heller ikke den tidligere konklusjonen i Saloranta et al. (2006a) om at konsentrasjonene i for eksempel torsk i fjordområdet utenfor Frierfjorden i liten grad påvirkes av situasjonen i Frierfjorden.
- Modellsimuleringer tyder på at de estimerte 400 tonn oppvirvlede partikler per år nær Herøya pga. skipsanløp ikke spiller noen vesentlig rolle for langtidsutviklingen av  $C_{PCDD/F}$  i Frierfjorden og fjordområdene utenfor.
- Totalt 39 stasjoner ble analysert med sedimentprofilkameraet. Med utgangspunkt i bildene kan en beregne en miljøindeks (den såkalte bentiske habitatkvalitet-indeksen (BHQ-indeks)) ut fra strukturer i sedimentoverflaten (rør av børstemark, fødegrop og ekskrementhaug) og strukturer under sedimentoverflaten (bløtbunnsfauna, faunagang og oksiderte tomrom i sedimentet) samt

redox-forhold i sedimentet. Indeksen gir et grovt bilde av bløtbunnsmiljøet i området. Generelt var bløtbunnsmiljøet godt unntatt i de dypere delene av Frierfjorden og lengst inn i Ornefjorden. I middel for hele området var det oksiderte dypet 3,6 cm og varierte generelt mellom 0 til 6 cm.

- Tre stasjoner, 2 i Frierfjorden og en i Kalven, ble valgt ut til overvåkingsstasjoner for å kunne følge fremtidig utvikling i konsentrasjoner av dioksiner i overflatesedimentet (såkalt ”overvåket naturlig forbedring”). På hver av stasjonene ble 10 parallelle analyser gjennomført for å beskrive den feltmessige variasjonen på overvåkingsstasjonen. Dette gir igjen grunnlag for å beregne hvilken endring som kan detekteres med et gitt statistisk signifikansnivå. Basert på en tilsvarende prøvetakingsstrategi som er gjort nå, vil man med 80-90 % sannsynlighet ikke kunne detektere mindre enn ca. 25 % nedgang i middelverdien på den grunne overvåkingsstasjonen i Frierfjorden. Tilsvarende tall vil være 10-15 % for den dype stasjonen i Frierfjorden og for stasjonen i Kalven.
- Nettotransporten over Brevikerskelen av dioksiner i både løst og partikulær fase ble bestemt ved bruk av passive prøvetakere, konsentrasjonen av organisk karbon i vannmassene samt vanntransport estimert ut fra vannføring i Skienselva. Målingene ga en nettotransport av dioksiner ut av Frierfjorden på 0,9 g toksitetskvivalenter per år ut fra dagens situasjon. Transporten ble også estimert med simuleringer i SedFlex-modellen. Disse simuleringene ga en medianverdi på 1,2 g toksitetskvivalenter per år. Det var således god overensstemmelse mellom de målte og simulerte verdiene.



## Summary

Title: Measurements for improving decision support models for remedial action against dioxin contaminated sediments in the Grenland fjords

Year: 2009

Author: Kristoffer Næs, Tuomo Saloranta, Hans Christer Nilsson, Gerard Cornelissen, Dag Broman

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-5472-3

This report contains information on:

- Improvements of the SedFlex model using the Markov Chain Monte Carlo calibration method to strengthen the uncertainty estimations in the model.
- Further clarification of the significance of resuspension from ship activity at Herøya industrial site for the transport of dioxins from the Frier fjord to the outer fjord area.
- Determination of the thickness of the actively bioturbated sediment layer in the Grenland fjord system.
- Selection of three sediment stations for “natural monitored improvement” and estimation of statistical power for the monitoring programme.
- Measurements of dioxin transport from the Frier fjord to the outer fjord area based on passive samplers and comparison of these measurements with model simulations.

# 1. Innledning

Det er for øyeblikket stort fokus på opprydding i miljøgiftforurensede sedimenter i Grenlandsfjordene. Slike tiltak er svært kostnadskrevende og beslutninger må hvile på et godt kunnskapsgrunnlag. Det er derfor viktig å gi beslutningstakere og problemeiere verktøy til å vurdere risikoen som sedimentene representerer og hvilken effekt eventuelle tiltak kan gi. Et slik verktøy er utviklet gjennom forskningsprosjektene *DIG* og fortsettelsen *SedFlex*, to prosjekter finansiert av Norges Forskningsråd og Norsk Hydro. Modellpakken SF-Tool (*SedFlex*) er utviklet på Norsk institutt for vannforskning (NIVA) for å simulere kilder, sluk og flyt av miljøgifter i akvatisk miljø. Den består av (1) en abiotisk modellkode for å simulere fysisk-kjemiske prosesser av persistente organiske miljøgifter i vann og sediment i fjorder og innsjøer, (2) en biotisk modellkode for å simulere opptak, utskillelse og bioakkumulering av disse miljøgiftene i akvatiske næringskjeder, og (3) programverktøy for å gjennomføre usikkerhets- og følsomhetsanalyser på de to modellene. Ytterligere informasjon om prosjektene og modellen er gitt av Næs og medarb. (2004), Persson et al. (in press) og Saloranta et al. (2008).

Simuleringer med *SedFlex*-modellen har vært og vil bli aktivt brukt som beslutningsstøtteverktøy i Grenlandsfjordene. I den sammenheng er det viktig at man har et kontinuerlig fokus på å videreutvikle modellen. Likeledes er spesifikke problemstillinger identifisert.

## 2. Begrunnelse og formål

Arbeidet har hatt følgende mål:

- Videreutvikle SedFlex med avanserte kalibreringsmetoder der modellresultater sammenlignes med observerte tidsserier. Dette vil styrke usikkerhetsberegningene i SedFlex-modellen.
- Avklare ytterligere betydningen av skipsoppvirvling ved Herøya for transport av dioksiner til Frierfjorden og fjordsystemet utenfor.
- Bestemme nærmere tykkelsen av det øverste laget av sedimentet som står i aktiv utveksling med vannmassene over. Størrelsen av dette er viktig for tidsutvikling av effekt av tildekking.
- Velge ut tre stasjoner for å danne et godt grunnlag for å bedømme den naturlige forbedringen i dioksinbelastningen på fjordsystemet.
- Undersøke transport (netttransport) av dioksiner fra Frierfjorden til området utenfor og sammenligne dette med modellprediksjoner.

### 3. Ny kalibrering og usikkerhetsanalyse av modellen for simulering av dioksindynamikken i Grenlandsfjordene - SedFlex

#### 3.1 Introduksjon

Dette kapitlet presenterer resultater fra den abiotiske modellen i modellpakken "SedFlex-tool" som er tidligere blitt brukt til å simulere bl.a. effekten av forskjellige tiltaksscenarioer på sediment forurenset av polyklorerte dibenzo-*p*-dioksiner og dibenzofuraner (PCDD/F) i Grenlandsfjordene (**Figur 1**). Simuleringer presentert her er basert på modelloppsettet fra Rein Fjord-prosjektet i 2005, men en ny modellkalibrerings- og usikkerhetsanalysemetode, kalt Markov Chain Monte Carlo (MCMC), tas i bruk. Dette muliggjør bedre og mer avansert kalibrering av de viktigste modellparametere slik at modellresultater og deres usikkerhet blir i samsvar med faktiske observasjoner av PCDD/F i vann, sediment, torskelever og krabbesmør (og med usikkerheter i disse observasjonene). Oppsummering av forskningsnotater fra Rein Fjord-prosjektet i 2005 samt beskrivelse av modellkoden finnes i Saloranta et al. (2006a). Den rapporten anbefales som basis for grundigere forståelse av resultater presentert her. Mer detaljer om MCMC-simuleringer finnes også i Saloranta et al. (2008), en vitenskapelig artikkel som er basert på simuleringer presentert i denne rapporten. I denne artikkelen er noen flere parametere (bl.a. feilvariansen av observasjonene) estimert i MCMC-simuleringer, og noen mindre oppdateringer er gjort i simuleringsoppsettet. Det er likevel ingen vesentlige forskjeller i hovedresultatene. Hvis man sammenligner **Figur 4** i denne rapporten med Figur 2(b, c) i Saloranta et al. 2008, ser man noe lavere nivå på dioksinkonsentrasjonen i biota i sistnevnte figur. Dette skyldes forskjellig presentasjonsmåte, nemlig det at medianer av blandprøver av torskelever og krabbesmør er brukt i denne rapporten (**Figur 4**), mens Saloranta et al. (2008) beregner medianer av *individuelle* lever- og krabbesmørprøvene (estimert ut fra blandprøvene vha. den simulerte feilvariansen) og presenterer disse.

I kapittel 3.2 presenteres kort oppdateringer til den nye modellversjonen som er brukt i dette notatet, og i kapittel 3.3 diskuteres den relative betydningen av vann og sediment-porevann som kilde for akkumulering av PCDD/F i torsk og krabbe. I kapittel 3.4 blir MCMC-metoden først kort introdusert, og deretter blir resultater fra modellsimuleringer med denne metoden presentert. De viktigste konklusjoner i dette studiet blir gitt i kapittel 3.5.

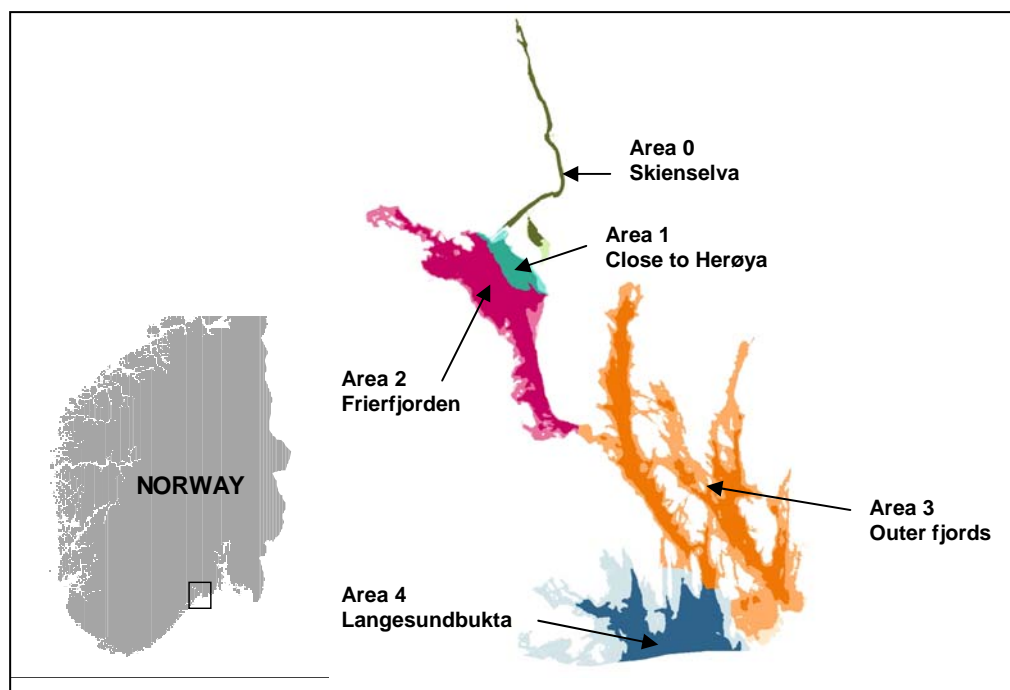
$C_{PCDD/F}$  er i videre tekst brukt som symbol for konsentrasjonen av PCDD/F.

#### 3.2 Oppgraderinger til modellpakken SF-tool

Simuleringer for Rein Fjord-prosjektet, oppsummert i Saloranta et al. (2006a), ble kjørt med versjon 1.0 av den abiotiske modellen i SF-tool. Modellen er blitt utviklet noe siden det og den nåværende versjonen 1.2 er blitt brukt i simuleringer beskrevet i dette notatet. De vesentligste oppgraderinger fra versjon 1.0 til 1.2 er:

- Vann- og sedimenttemperaturer og mulighet for deres sesongmessige variasjon er nå inkludert i modellen, samt temperaturavhengighet for fasefordelingskoeffisienter ( $K_{OW}$ ,  $K_{OA}$ ,  $K_{AW}$ ) og degraderingsraten. Tidligere var referanseverdier for disse parametere ved 25 °C antatt.
- Modellen har nå mulighet til å oppdatere modellparametere underveis i simulasjoner ved brukerdefinert hyppighet. På denne måten kan trender i f.eks. vannkonsentrasjon av partikulært organisk karbon eller sesongvariasjon i vann- og sedimenttemperaturer tas i betraktning.
- Sorpsjon av organiske miljøgifter på sotkarbonpartikler (black carbon) i vann og sediment kan nå simuleres som i Cousins et al. (2006). Partikkel-vann fordelingskoeffisienten  $K_d$  er

modellert på en lineær måte  $K_d = f_{OC} K_{OC} + f_{BC} K_{BC}$ , der  $f$  er volumfraksjon,  $K$  fordelingskoeffisienten, og subskriptene OC og BC indikerer henholdsvis organisk- og sotkarbon. Videre,  $K_{BC} = b(K_{OW})^a$  med standardverdier  $a=1.6$ ,  $b=0.04$ .



Figur 1. Batymetrisk kart som viser horisontal boksinnndeling i modellen.

### 3.3 Betydningen av PCDD/F-konsentrasjonen i vann og sediment-porevann for simulert opprinnelse av PCDD/F i torsk og krabbe

I overføringen av simulerte tidsserier fra abiotiske (sediment, vann) til biotiske (torsk, krabbe) konsentrasjoner (dette representerer næringskjedeakkumuleringen i modellen), trengs det bl.a. informasjon om hvor mange prosent av artens miljøgiftbelastning som har sin opprinnelse henholdsvis i sediment (porevann) ( $=S_{sed}$ ) og i vann ( $=S_{wat}$ ) (Saloranta et al., 2006b). I modellsimuleringer for Rein Fjord-prosjektet, oppsummert i Saloranta et al. (2006a), ble simulerte verdier fra Saloranta et al. (2006b) på  $S_{sed} = 100\%$ ,  $S_{wat} = 0\%$  brukt både for torsk og krabbe, dvs. det ble antatt at  $C_{PCDD/F}$  i vann er ubetydelig i forhold til sediment-porevann som kilde av PCDD/F for disse artene. Disse resultater baserte seg på målt  $C_{PCDD/F}$  i porevann presentert i Persson et al. (2005) og skalert i modellkalibreringen ved PCDD/F-fordelingskoeffisienten for løst organisk karbon. I Saloranta et al. (2006b) var den estimerte (kalibrert mot observasjoner i biota)  $C_{PCDD/F}$  av sum av 17 kongenerer i toksisitetsekvivalenter (van den Berg et al., 1998) løst i vann og sediment-porevann henholdsvis 0.42-0.77 og 367-695  $\text{pg}/\text{m}^3$ , dvs. ca. 1000 ganger høyere i porevann enn i vann.

Siden det finnes kun én måling av  $C_{PCDD/F}$  i sediment-porevann i Grenlandsfjordene (Persson et al., 2005), ble det undersøkt hvor sensitive  $S_{sed}$  og  $S_{wat}$  ville være for forskjeller i  $C_{PCDD/F}$  løst i vann og sediment-porevann som fremkommer ved ulike estimeringsmetoder.

Persson et al. (2005) fant uvanlig høye porevannskonsentrasjoner i forhold til bunnvannet, og de målte/estimerte løste  $C_{PCDD/F}$  var 800 - 43 000 ganger høyere i porevann enn i bunnvann, avhengig av PCDD/F-kongener. Persson et al. (2005) noterte at denne store forskjellen kunne skyldes bl.a.

konkurransen med andre miljøgifter (bl.a. PAH) om sorpsjonssteder på sotpartikler, og dermed lavere sorpsjonskapasitet i sedimentet enn i vann.

Hvis man beregner  $C_{PCDD/F}$  løst i porevann for Frierfjorden ut fra observert total ( $\approx$ partikkelbundet) sedimentkonsentrasjon vha. ligningen  $C_{løst} = C_{OC}/K_{OC\_obs}$ , så blir denne kun 17 ganger høyere enn i vann (=DOC-korrigert PUF-fraksjon).

Selv om f.eks. en kubikk sediment inneholder mye mer PCDD/F enn en kubikk vann, så inneholder sedimentet også tilsvarende mye mer adsorberende organisk karbon, og dermed blir forskjellen i konsentrasjon per volumenhet [ng/L] for PCDD/F løst i porevann og vann mye mindre enn forskjellen i de tilsvarende totale konsentrasjonene. Dermed kan det generelt være *mulig* at den løste konsentrasjonen i sediment-porevann og i vann er i samme størrelsesorden.

**Tabell 1** viser simulerte verdier basert på modellen av Saloranta et al. (2006b) av  $S_{sed}$  og  $S_{wat}$  for torsk og krabbe ved ovennevnte ulike estimater for den relative forskjellen av  $C_{PCDD/F}$  mellom vann og sediment-porevann ( $\Delta C = C_{sed}/C_{wat}$ ). Disse resultater tyder på at selv med en mye lavere estimert relativ forskjell i løst PCDD/F-konsentrasjon mellom vann og sediment-porevann, enn i Persson et al. (2005) og Saloranta et al. (2006b), så ligger fremdeles torskens og krabbens simulerte hoveddioksinkilde overveiende i sedimentet (dioksin akkumuleres til disse artene via næringskjeden). Men hvis man antok at  $C_{PCDD/F}$  løst i vann og i sediment-porevann var omtrent like, f.eks. i modellbokser med høyere resuspensjon, i perioder der PCDD/F-emisjoner er økende, eller når det har gått lenger tid fra den forrige emisjonsreduksjonen, da ville mer enn halvparten av torskens og krabbens simulerte  $C_{PCDD/F}$  faktisk ha sin opprinnelse i vannkolonnen. Man må likevel huske at utviklingen av  $C_{PCDD/F}$  i vannkolonnen er mer eller mindre avhengig av utviklingen i sedimentet.

I MCMC-simuleringer (kapittel 3.4) vil vi frigjøre antagelsene om  $S_{sed}$  og  $S_{wat}$  og bruke alle observasjoner av  $C_{PCDD/F}$  i vann, sediment, torskelever og krabbesmør for å estimere utviklingen i  $S_{sed}$  og  $S_{wat}$  for torsk og krabbe over hele simuleringperioden.  $S_{sed}$  og  $S_{wat}$  for torsk og krabbe kan defineres på følgende måte:

$$S_{sed} = \frac{\beta}{\beta + \frac{(1-\beta)}{\Delta C}}, \quad (1)$$

$$S_{wat} = 1 - S_{sed}$$

der  $\beta = S_{sed}$  når  $\Delta C = 1$ , estimert til ca. 1/3 for torsk og ca. 1/2 for krabbe i modellen til Saloranta et al. (2006b) (**Tabell 1**). I kapittel 3.4 vil  $\beta$  være en av parameterne brukt i modellkalibrering.

**Tabell 1.** Simulerte estimater på hvor mange prosent av torskens og krabbens PCDD/F-belastning har sin opprinnelse henholdsvis i sediment-porevann ( $S_{sed}$ ) og i vann ( $S_{wat}$ ) ved forskjellige estimater på relativ PCDD/F konsentrasjonsforskjell  $\Delta C = C_{sed}/C_{wat}$  mellom vann og sediment-porevann. Modellen og næringsnett, samt de to modellparametriseringsmåter ("GOBAS" eller "POS") beskrevet i Saloranta et al. (2006b), er blitt benyttet.

$\Delta C$	$S_{sed}$ , krabbe	$S_{wat}$ , krabbe	$S_{sed}$ , torsk	$S_{wat}$ , torsk
ca. 1000	100 %	0 %	100 %	0 %
17	93-97 %	3-7 %	83-91 %	17-9 %
1	43-64 %	46-57 %	22-37 %	63-78 %

## 3.4 Bruk av Markov Chain Monte Carlo (MCMC)-metoden i modellkalibrering og usikkerhetsanalyse

### 3.4.1 Introduksjon

Saloranta et al. (2006a) simulerte effekter av forskjellige tildekkingsalternativer for forurensede sedimenter på utviklingen av  $C_{PCDD/F}$  i torsk og krabbe i Grenlandsfjordene. Usikkerheter i de viktigste modellparametere ble tatt i betraktning i simuleringresultater vha. en Monte Carlo (MC) simuleringsteknikk der modellen ble kjørt 2500 ganger med forskjellige verdier av modellparametere i hver kjøring. Disse parametersettene ble trukket tilfeldig fra sannsynlighetsfordelinger som ble definert for hver parameter på forhånd vha. ekspertvurdering. Denne type usikkerhetsanalyse er en forholdsvis enkel og forståelig metode, men har også noen begrensninger, bl.a. det at noen av de 2500 simuleringresultater som fremkom i disse MC-simuleringene kunne stemme dårlig overens med faktiske observasjoner av f.eks. sediment og biota. Dette skyldes hovedsakelig det faktum at det er vanskelig å estimere både sannsynlighetsfordelinger og korrelasjonskoeffisienter til en mengde modellparametere som man ofte har lite eller ingen observasjoner av. Selv om man kanskje kunne tilfredsstillende estimere variasjonsbredden til hver parameter, kan manglende informasjon om samvariasjonen mellom parametere gjøre at usannsynlige parameterkombinasjoner fremkommer av og til under MC-simuleringen selv om parameterverdier isolert sett kunne vært realistiske. En annen sak er at det muligens kan finnes flere nominelle parameterverdier (=forventningsverdier) enn de som ble brukt i Saloranta et al. (2006a) som kan gi like god samsvar mellom modellresultater og observasjoner.

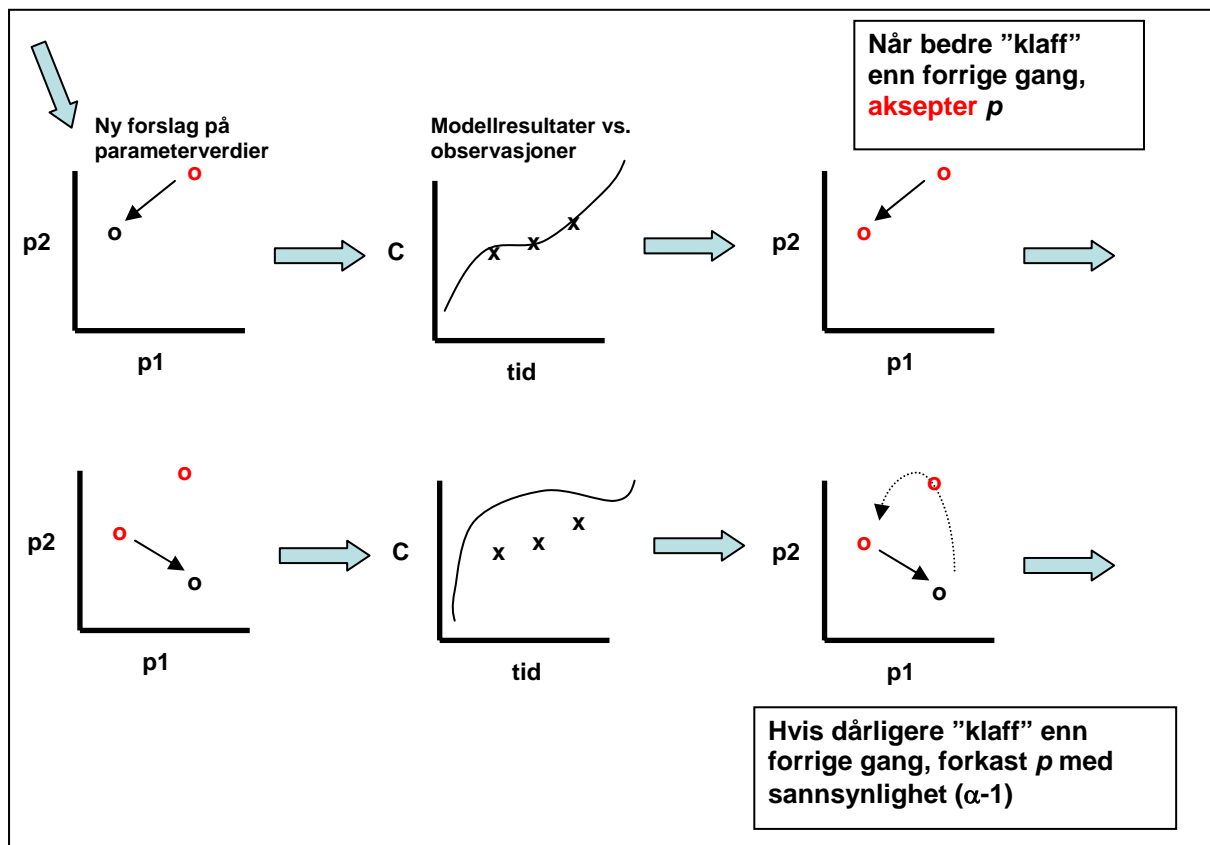
For å forbedre usikkerhetsanalysen brukt i Saloranta et al. (2006a), har vi derfor valgt å ta i bruk en bayesiansk modellkalibrerings- og usikkerhetsanalysemetode kalt Markov Chain Monte Carlo (MCMC; se f.eks. Gamerman (1997) for mer detaljert introduksjon)<sup>1</sup>. Denne metoden skal kunne finne frem til alle modellparameterverdier (og korrelasjoner mellom dem) som tilpasser simulerte resultater til de (også usikre) observasjonene. Ved bruk av alle tilgjengelige observasjoner kombinert med MCMC-metoden kan man komme frem til riktigere, og forhåpentligvis smalere, estimater av usikkerhet i parameterverdier og modellresultater.

### 3.4.2 MCMC-metoden

**Figur 2** illustrerer trinn i MCMC-analysen. Enkelt sagt fungerer MCMC-metoden lik MC-metoden i det at modellsimuleringer blir repetert mange ganger med forskjellige verdier på parametersettet. Den største forskjellen til MC-metoden er likevel det at man ikke trenger å predefinere sannsynlighetsfordelinger som parametere blir trukket fra (bortsett fra noen "veiledende", såkalt *priorfordelinger*, som gir et estimat av antatt, mulig eller realistisk verdispenn). I stedet velger MCMC-metoden i hver modellkjøringsrunde et nytt forslag for alle parameterverdier ved å ta et tilfeldig steg ("random walk") i parameterrommet (det er like mange dimensjoner i parameterrommet som det er parametere). Modellen blir deretter kjørt med dette parameterverdiforslaget og modellresultater som fremkommer sammenlignes med tilsvarende observasjoner. I denne sammenligningen tas det i betraktning at også observasjoner er mer eller mindre usikre i sin representasjon av "sannheten". Et numerisk estimat på modellresultatenes tilpasning til observasjoner beregnes, en såkalt *likelihood*. Denne er basert på kvadratsummen av forskjellen mellom modellresultater og observasjoner, skalert ved usikkerheten rundt observasjonene (se Boks 1). Denne *likelihood'en* som har fremkommet ved de foreslåtte parameterverdiene sammenlignes da med *likelihood'en* fra forrige modellkjøringsrunde.

<sup>1</sup> "Markov Chain" er en kjede av tilfeldige verdier, der hver verdi i kjeden er kun avhengig av den forrige verdien i kjeden (f.eks. ved at vi estimerer at dagens sjanser for oppholdsvær er 60 % hvis det var opphold dagen før, og 40 % hvis det ikke var opphold). Med "Monte Carlo" viser man til den repeterende simuleringsteknikken der nye parameterestimater blir tilfeldig trukket og brukt på hver simuleringrunde. "Bayesiansk" statistikk er et fagfelt innen statistikk som gir verktøy til bl.a. å kombinere ekspertvurdering og observasjoner, samt å oppdatere eksisterende sannsynlighetsfordelinger når ny data fremkommer.

Hvis den nye *likelihood*'en er høyere enn den gamle, blir det nye forslaget av parameterverdier akseptert og lagret i Markovkjeden som gjeldende for den aktuelle simuleringsrunden. Hvis den nye *likelihood*'en derimot er lavere enn den gamle, blir det nye forslaget av parameterverdier da enten akseptert eller forkastet med en viss sannsynlighet som er avhengig av forskjellen mellom den gamle og den nye *likelihood*'en (se Boks 1). Jo lavere den nye *likelihood*'en er enn den gamle, jo lavere er denne akseptanse-sannsynligheten. Hvis parametersettet blir forkastet vil de gamle parameterverdiene fra forrige runde bli gjeldende for den aktuelle simuleringsrunden. Det at også et dårligere parametersett kan bli potensielt akseptert, gir MCMC-metoden den nødvendige fleksibiliteten til å kunne bevege seg rundt, av og til også i "dårligere" retning, og dermed kunne potensielt oppdage nye "riktige områder bak hjørnet" i parameterrommet. Trinn i MCMC-metoden, som vi har brukt i vår studie, er forklart i mer matematisk detalj i Boks 1.



**Figur 2.** Trinn i MCMC-metoden illustrert ved to modellkjøringsrunder. To modellparametere ( $p_1$ ,  $p_2$ ) og en tidsserie av tre observasjoner (x) på konsentrasjon C er antatt i dette eksempelet. De øverste figurene viser en simuleringsrunde i analysen der forslaget på  $p_1$  og  $p_2$  blir akseptert, og de nederste figurene der forslaget blir forkastet og man beholder de gamle parameterverdier fra forrige runde. Røde og svarte ringer viser akseptert og foreslått parametersett, henholdsvis, og kurven i midterste figurer viser modellsimuleringen som har fremkommet ved bruk av  $p_1$  og  $p_2$ .

Når modellen er blitt kjørt  $N_{MCMC}$  ganger (ofte titusenvise av ganger), slik at man repeterer de ovennevnte trinnene ved hver kjøring, da gjenstår det å undersøke om Markovkjeden av  $N_{MCMC}$  parameterverdisett har konverget, dvs. stabilisert seg og funnet veien til de "riktige" områdene i det multidimensjonale parameterrommet (dette er ikke nødvendigvis trivielt å finne ut). Begynnelsen av kjeden der den ennå leter seg frem mot konvergens (ofte kalt "burn-in periode") skal man forkaste og ikke bruke videre i analysen, mens resten av parameterverdisettene i kjeden da skal representere et



utvalg fra de korrekte sannsynlighetsfordelinger av modellparametere, antatt et gitt sett av observasjoner og deres usikkerhet, og antatt at modellen er korrekt i sin representasjon av det simulerte systemet (og at verdiene på de parametere som ikke ble inkludert i MCMC-analysen er korrekte). M.a.o., histogrammet av parameterverdier i den konvergente delen av kjeden nærmer seg den underliggende korrekte parameterfordelingen når lengden på kjeden øker. Man bør ”resample” fra Markovkjeden for å få et mer tilfeldig utvalg av parameterverdier, i f.eks. senere modellkjøringer, siden kjeden kan ”henge seg” fast på samme parameterverdier i perioder der akseptansesannsynligheten er lav.

En av hovedutfordringene for en effektiv MCMC-analyse er å finne en velegnet steglengde i hver dimensjon i parameterrommet. Ved kortere steglengder kan andelen aksepterte steg øke, men det kan ta lenger tid før metoden finner frem til de riktige områdene i parameterrommet, og vise versa. Spesielt denne adapteringsfasen av MCMC-metoden kan ta lang tid og inkluderer en del prøving og feiling med forskjellige steglengder. Vi har brukt en adaptiv MCMC-metode (Haario et al., 2001) der den tidligere simulerte delen av parameterkjeden blir brukt til å adaptere nye steglengder i hver dimensjon i parameterrommet, f.eks. ved hver 5000. modellkjøring.

*Boks 1. Trinnene i MCMC-analysen brukt i dette studiet.*

1. Velg en tilfeldig startverdi for alle parametere  $\phi = (\phi_1, \phi_2, \dots, \phi_N)$ .
2. Kjør modellen med parameterverdiene  $\phi$  og beregn likelihood  $l(\phi)$  vha.

$$l(\phi) = \exp\left(-\frac{1}{2\sigma^2} \sum (C_{obs} - C_{sim})^2\right)$$

Der  $C_{obs}$  og  $C_{sim}$  er observert og simulert konsentrasjon ( $\log_{10}$  transformert), og  $\sigma^2$  er usikkerheten (variansen, antatt lognormalfordelt) i observasjonene.

3. Plukk en steglengde  $\Delta\phi$  i det  $N$ -dimensjonale parameterrommet tilfeldig fra en normalfordeling slik at det nye forslaget for parameterverdier blir  $\phi^* = \phi + \Delta\phi$
4. Beregn akseptansesannsynligheten  $\alpha = \min\{1, \pi(\phi^*)/\pi(\phi)\}$  der  $\pi(\phi^*)/\pi(\phi) = l(\phi^*)p(\phi^*)/l(\phi)p(\phi)$ , og  $p$  og  $\pi$  er prior- og posteriorfordelinger i bayesiansk statistikk.
5. Trekk et tilfeldig tall  $u$  fra en uniform fordeling mellom 0 og 1, og hvis  $u < \alpha$  aksepter det nye parameterforslaget, slik at  $\phi$  blir lik  $\phi^*$ . Hvis derimot  $u > \alpha$  forkast det nye parameterforslaget, slik at  $\phi$  forblir som før. Lagre verdier av  $\phi$  (og evt. modellresultater som har fremkommet ved bruk av  $\phi$ ) og repeter trinnene 3-5  $N_{MCMC}$  ganger.
6. Når  $N_{MCMC}$  simuleringene er ferdige, analyser Markovkjeden (dvs. de  $N_{MCMC}$  versjonene av  $\phi$ ) for konvergens, og bruk den konvergente delen av kjeden videre til estimering av sannsynlighetsfordelinger av parametere (f.eks. ved å resample parametersett  $\phi$  fra kjeden).

### 3.4.3 Simuleringsoppsett for Frierfjorden

For å spare simuleringstid ble modellen kjørt for de tre mest betydningsfulle PCDD/F-kongenerene for biota i Grenlandsfjordene (23478-PeCDF, 123478/123479 HxCDF, 123678-HxCDF; Bjerkeng, 2005). For å finne ut hvilke modellparametere som var de mest betydningsfulle for utviklingen av  $C_{PCDD/F}$  ble det kjørt en følsomhetsanalyse, slik som tidligere gjort i Saloranta et al. (2006a), men med fokus på løste konsentrasjoner i vann og sediment porevann (i stedet for totale konsentrasjoner) som torsken og krabben antas å bli eksponert for. I denne analysen ble begravnings- og resuspensjonsraten (*Bur* og *Res*), samt tykkelsen på det aktive sedimentlaget *H* pekt ut som de mest følsomme parametere i modellsimuleringer av forandringer i løst  $C_{PCDD/F}$  fra 1975 til 2000 både i sedimentet og i vann. Siden rollen til *H* i modellen er i hovedsak å skalere sedimentrelaterte rater (som *Bur*, *Res*) brukte vi en konstant *H* (7 mm tørr sediment) som både *Bur* og *Res* må da sees i forhold til. For forandringer i løst  $C_{PCDD/F}$  fra 2000 til 2100 ble også bakgrunnskonsentrasjonen av PCDD/F i Skienselva og Skagerrak  $C_{bg}$  pekt ut som viktig parameter. Flere parameter, bl.a. emisjonraten *E* og sedimentasjonshastigheten til organisk karbon  $U_{poc}$  ble pekt ut som viktige for simuleringer av løst  $C_{PCDD/F}$  i 1975.

Basert på følsomhetsanalysen ble *Bur*, *Res*,  $C_{bg}$ , *E* og  $U_{poc}$  brukt i det nåværende studiet for å kalibrere modellen og estimere den *tekniske* usikkerheten (=usikkerhet relatert til modellparametere) i modellresultater vha. MCMC-metoden. I tillegg har vi inkludert biokonsentrasjonsfaktoren ( $K_{BCF}$ ) som knytter sammen løst  $C_{PCDD/F}$  og  $C_{PCDD/F}$  i torskelever og krabbesmør, samt parameteren  $\beta$  som er relatert til viktigheten av vann og sediment porevann for  $C_{PCDD/F}$  i torskelever og krabbesmør (se ligning 1 i kapittel 3.3). Modellen ble kalibrert mot alle tilgjengelige observasjoner av  $C_{PCDD/F}$  i vann, sediment, torskelever og krabbesmør i Frierfjorden (Persson et al., 2002; Bjerkeng, 2005), samt mot bakgrunnsnivåer i torskelever observert i Skagerrak (Bakke et al., 2003).

De nominelle parameterverdiene fra Saloranta et al. (2006a) ble brukt som utgangspunkt i modellen for å estimere priorfordelinger. Disse priorfordelinger uttrykker det vi tror vi vet om parameterverdiene før kalibreringen. I MCMC-analysen blir disse priorfordelinger oppdatert vha. observasjoner og blir deretter kalt posteriorfordelinger i bayesiansk statistikk.

Torsken og krabben ble antatt å oppholde seg i 0-50 m vannkolonnen i Frierfjorden og få (en del av) sin føde fra tilsvarende bunnområde. Som diskutert i kapittel 3.3, er antagelsen om at  $C_{PCDD/F}$  i sediment (porevann) utgjør den eneste betydelige PCDD/F-kilden for torsk og krabbe frigjort, og  $S_{sed}$  er nå avhengig av både parameter  $\beta$  og den relative forskjellen i  $C_{PCDD/F}$  mellom vann og sediment-porevann ( $\Delta C$ ) (se ligning 1). I tillegg har vi antatt at torsken og krabben har en responstid på 2 år for forandringer i sedimentkonsentrasjoner (i eksponensiell tilnærming, basert på Saloranta et al. (2006a, b)).

Hvor godt en enkel observasjon av  $C_{PCDD/F}$  i vann, sediment, torskelever eller krabbesmør representerer den gjennomsnittlige konsentrasjonen i forskjellige modellbokser i Frierfjorden (dvs. standardavvik av observasjoner), ble estimert ut fra nokså begrenset tilgjengelig data og ut fra resultater i Bjerkeng (2005). Basert på disse verdiene antok vi et standardavvik tilsvarende en 95 % konfidensfaktor  $CF=16.5$  for enkeltobservasjoner av  $C_{PCDD/F}$  i vann, sediment, torskelever og krabbesmør. Dette betyr at ved kun en eksisterende observasjon på f.eks. 100 ng/kg vil den "riktige" gjennomsnittsverdien med 95 % sannsynlighet ligge mellom  $100/16.5$  og  $100*16.5$ , dvs. mellom 6 og 1650 ng/kg. Standard error for et gjennomsnitt basert på flere observasjoner (log-transformerte data) blir da beregnet ved å dele standardavviket på kvadratroten av antall observasjoner. Disse standard error-estimatene er sentrale i MCMC-metoden siden de blir brukt til å bestemme hvor bra modellprediksjonen "bør treffe" de usikre observasjonspunktene.

Antall modellkjøringer i MCMC-analysen ( $N_{MCMC}$ ) var 70000, og ved en visuell vurdering av parameterkjeden ble de første 10000 simuleringene forkastet som burn-in periode. Akseptanseraten i den antatt konvergente delen av kjeden etter 10000 simuleringer var ca. 10 %.

### 3.4.4 Resultater – Frierfjorden

**Figur 3** viser resultater fra 2000 modellsimuleringer for perioden 1950-2050 for vann, sediment og biota som fremkommer ved bruk av parameterverdier fra den konvergente delen av den estimerte parameterkjeden. Det er en god samsvar mellom modellresultater og observasjoner, deres usikkerheter tatt i betraktning. Gjennomsnittlig avviksfaktor mellom modellresultater og observasjoner (faktor  $>1$  betyr over-, og  $<1$  underestimering) er 1.02, 0.49, and 0.94 for sediment, vann og biota, henholdsvis. Spredningen i observasjoner skyldes både romlig og tidsmessig variabilitet innen modellbokser.

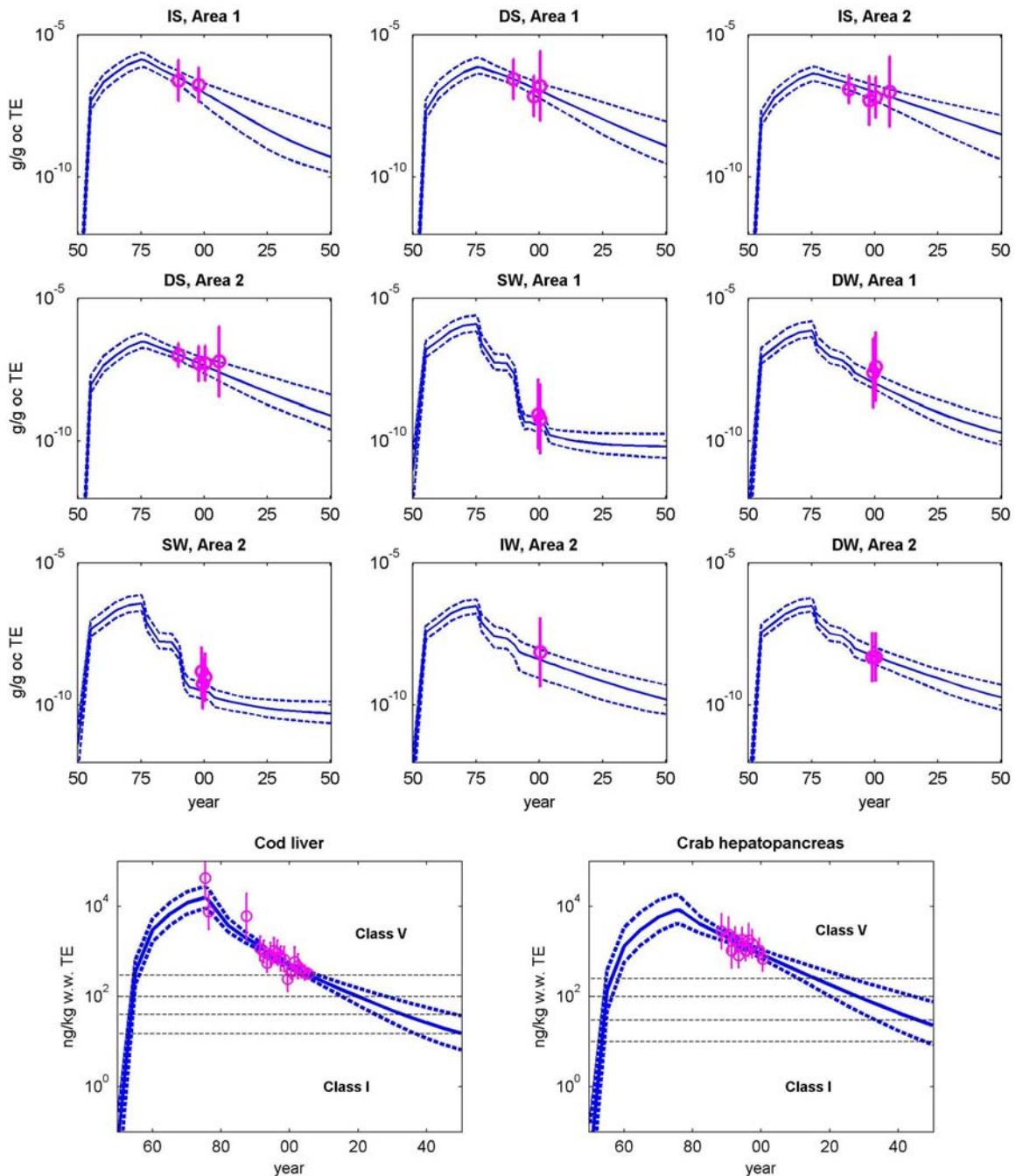
De estimerte posterior parameterfordelinger viser f.eks. at 95 % av de estimerte verdier av *Bur* i intermediære bokser ligger mellom  $356\text{-}1335\text{ g m}^{-2}\text{ yr}^{-1}$  (tørr sediment), og er dermed generelt litt lavere enn det nominelle estimatet på  $1500\text{ g m}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ . Det estimerte 95 % verdispenn for *Bur* i dype bokser ( $1103\text{-}2640\text{ g m}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ ), samt for fraksjon av *Res* av total gross sedimentasjonsrate i både intermediære (0.11-0.74) og dype bokser (0-0.15) inkluderte derimot også de nominelle verdiestimatene, nemlig henholdsvis  $1800\text{ g m}^{-2}\text{ yr}^{-1}$ , 0.3-0.6, og 0.1.

Den estimerte posteriorfordelingen for parameter  $\beta$  for krabbe var temmelig lik priorfordelingen, mens samme fordeling for torsk var forskjøvet mot mindre verdier, dvs. mot større potensiell påvirkning av vannkolonnen enn antydnet i priorestimatet ( $S_{wat}=35\text{-}60\%$  mot tidligere estimert 0 % rundt år 2000, dog med mye lavere simulert  $\Delta C$  enn observert av Persson et al. (2005); se kapitler 3 og 4.6). Pådriv fra den raskere responderende vannkolonnen kan faktisk være nødvendig for å forklare observasjoner av  $C_{PCDD/F}$  i torsk før ca. 1990 som viser rask nedgang i to steg som sammenfaller omtrent med de to store PCDD/F-utslippsreduksjoner rundt 1975 og 1990. PCDD/F-emisjonskurven (for de tre simulerte kongenerene) var i MCMC-simuleringer estimert til å være i gjennomsnitt 4 ganger lavere enn det nominelle estimatet (Persson et al., 2006).

### 3.4.5 Simulering av tildekkingsalternativer for sedimenter i Frierfjorden

Den abiotiske modellen ble til slutt kjørt 2000 ganger med parameterverdier resamplet fra parameterkjeden, akkurat som i kapittel 3.4.4, men nå med de samme seks forskjellige sediment tildekkingsscenarier i Frierfjorden som i Saloranta et al. (2006a), bortsett fra at sedimentarealer er blitt rekalkulert med høyere kartoppløsning. Disse simulerte scenarier besto av å tildekke forurenset sedimentbunn med lignende rene masser i august 2010 slik at bunnen som biota blir eksponert for blir 100 % ren på de tildekkede områdene rett etter tildekkingen. De simulerte scenariene ble følgende:

1. **scenario “NoRem”** = ingen tildekking.
2. **scenario “R”** = sedimentboksene SS0 and IS0 (i.e. nedre Skienselva) blir tildekket. ( $2.8\text{ km}^2$ , i.e. 12 % av total Frierfjorden areal inkludert nedre Skienselva og bunnområdene nær Herøya).
3. **scenario “R+Hs”** = sedimentboksene SS0, IS0, SS1, og IS1 (i.e. nedre Skienselva og bunnområdene nær Herøya ned til 24 m) blir tildekket. ( $3.4\text{ km}^2$ , i.e. 14 % av det totale arealet).
4. **scenario “R+Hs+Fs”** = sedimentboksene SS0, IS0, SS1, IS1 SS2, og IS2 (i.e. nedre Skienselva og bunnområdene nær Herøya og i resten av Frierfjorden ned til 24 m dybde) blir tildekket. ( $8.9\text{ km}^2$ , i.e. 38 % av det totale arealet).
5. **scenario “R+Hs+Fs+Hd”** = sedimentboksene SS0, IS0, SS1, IS1, DS1, SS2, og IS2 (i.e. nedre Skienselva, bunnområdene nær Herøya ned til dypeste punkt, og i resten av Frierfjorden ned til 24 m dybde) blir tildekket. ( $11.2\text{ km}^2$ , i.e. 47 % av det totale arealet).
6. **scenario “R+Hs+Fs+Hd+Fd”** = sedimentboksene SS0, IS0, SS1, IS1, DS1, SS2, IS2, og DS2 (i.e. i.e. nedre Skienselva og bunnområdene nær Herøya og i resten av Frierfjorden ned til dypeste punkt) blir tildekket. ( $23.8\text{ km}^2$ , i.e. 100 % av det totale arealet).

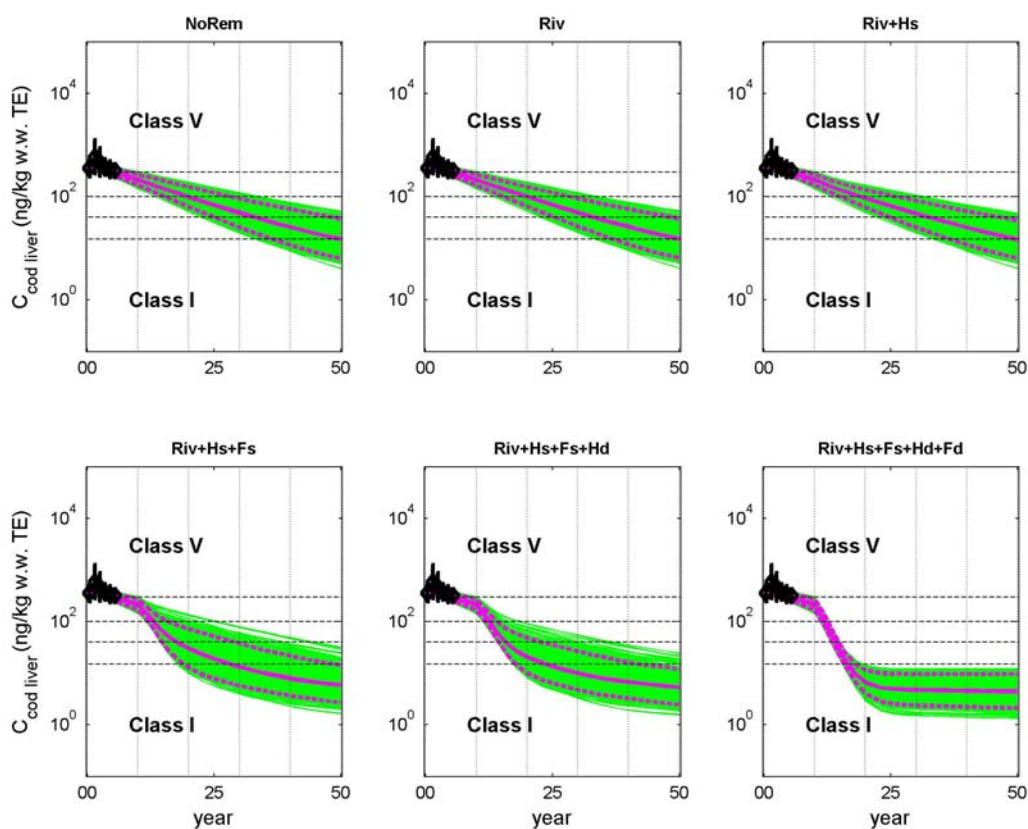


**Figur 3.** Modellsimuleringer av summen av de tre simulerte PCDD/F-kongenerene i partikkelbundet fase i 2378-TCDD toksisitetsekvivalenter i fire intermediære (IS) og dype (DS) sedimentbokser og i fem grunne (SW), intermediære (IW) og dype (DW) vannbokser i Frierfjorden (Area 1 og 2, se Figur 1), samt i torskelerver og krabbesmør i Frierfjorden (transformert til vanlige toksisitetsekvivalentenheter). Resultater er basert på 2000 simuleringer med modellparameterverdier som er blitt tilfeldig resamplert fra konvergent parameterkjede. Heltrukket linje viser medianen og stiplede linjer 2.5 og 97.5 % percentilen av disse simuleringene. Tilsvarende observasjoner i 1975-2005 er også vist, og errorbaren viser deres estimerte 95 % konfidensgrenser ( $\pm 2$  ganger standard error). De horisontale stiplede linjene viser SFTs kvalitetsklassegrenser for PCDD/F i torskelerver (klasser I-V; <15, 15-40, 40-100, 100-300, >300 ng/kg våtvekt) og krabbesmør (klasser I-V; <10, 10-30, 30-100, 100-250, >250 ng/kg våtvekt). Torsken og krabben antas å oppholde seg i 0-50 m vannkolonnen i Frierfjorden.

Resultater av effekten av de seks tildekkingsscenarier på  $C_{PCDD/F}$  i torskelever og krabbesmør er vist i **Figur 4**. Disse simuleringer tyder på at en signifikant effekt av tiltaksscenarioer vises først når større arealer av Frierfjorden blir tildekket (scenario "Riv+Hs+Fs"). Prediksjonsusikkerheter kan uttrykkes f.eks. som tre forskjellige percentil-estimer, nemlig 2.5% ("best case"), 50% ("median case"), og 97.5% percentilen på de simulerte  $C_{PCDD/F}$ . Året da slike percentil-estimer av  $C_{PCDD/F}$  i torskelever faller til SFTs kvalitetsklasse I "ubetydelig lite forurenset" (<15 ng/kg våtvekt) vil da være 2036, 2049 og 2080 i "NoRem" scenario, 2019, 2028 og 2048 i "Riv+Hs+Fs" scenario, og 2015, 2016 og 2017 i hele fjord tildekkingsscenario "Riv+Hs+Fs+Hd+Fd" (**Figur 4**). Ved økning i tildekkingsarealet i disse scenarier nåes kvalitetsklassen I altså tidligere samtidig som usikkerheten i oppnåelsesåret blir også redusert (se også **Figur 5** for tidsutvikling av sannsynligheten for å nå SFTs kvalitetsklasse I).

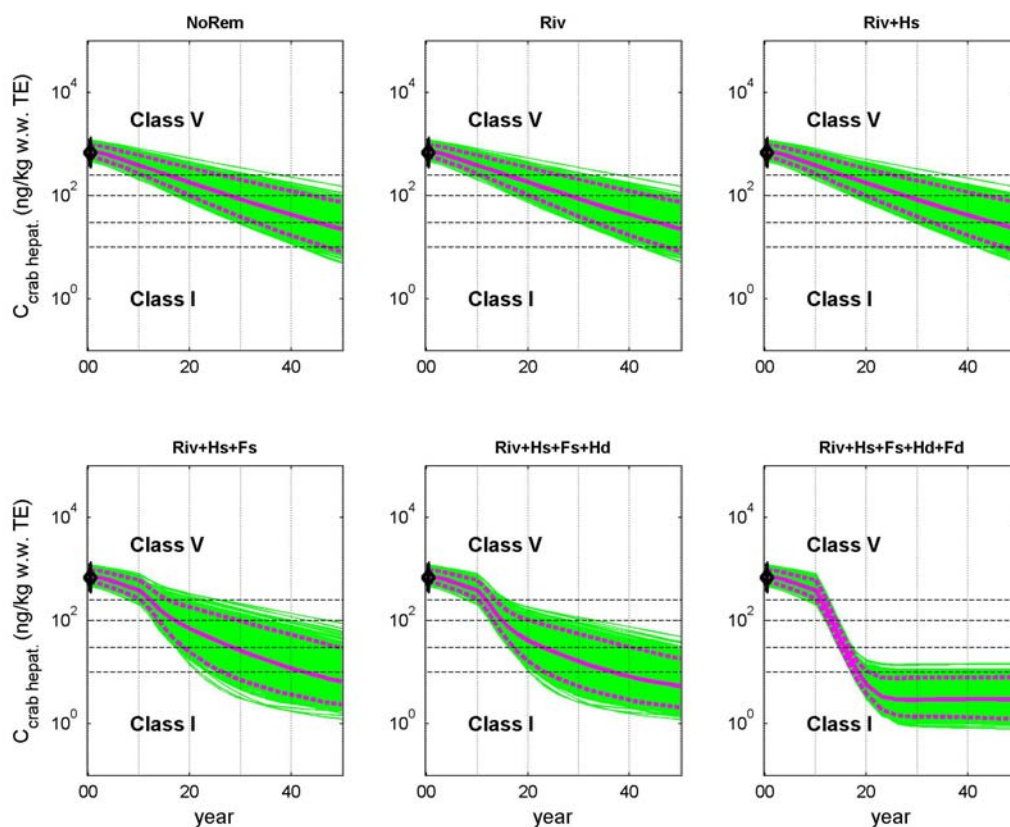
Sammenligning med tilsvarende resultater i Saloranta et al. (2006a) for  $C_{PCDD/F}$  i hel torsk viser at usikkerheten i våre nye simuleringer er blitt redusert en hel del. Kanskje ennå mer betydelig er likevel det at både medianutviklingen og usikkerhetsbåndene i **Figur 4** er nå forankret i, og i bedre samsvar med de observasjonene av  $C_{PCDD/F}$  i vann, sediment, torskelever og krabbesmør som vi har brukt i MCMC-analysen. Dermed kan man si at kvaliteten på disse modellprediksjonene har økt betydelig fra den forrige usikkerhetsanalysen gjort i Saloranta et al. (2006a).

## Torskelever

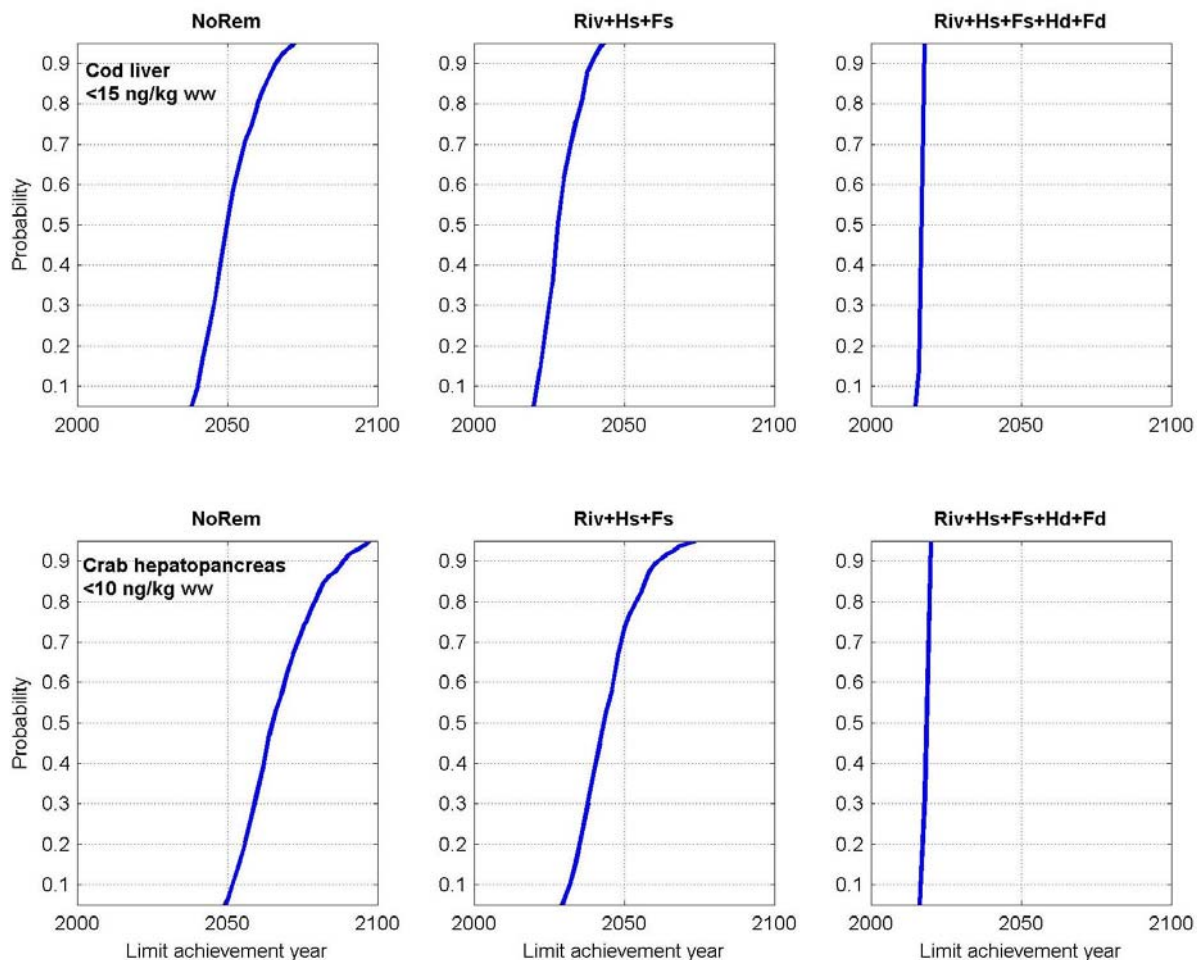


Figur 4. (fortsetter på neste side)

## Krabbesmør



**Figur 4.** Modellsimuleringer av PCDD/F-konsentrasjonen (i 2378-TCDD toksisitetsekvivalenter) i torskelever og krabbesmør i Frierfjorden under seks forskjellige sediment-tildekkingsiltak satt i verk i august 2010. Grønne linjer viser 2000 simuleringer basert på modellparameterverdier som er blitt tilfeldig resamplert fra konvergent parameterkjede, og heltrukket rød linje viser medianen og stiplede linjer 2.5 og 97.5 % percentilen av disse simuleringene. Tilsvarende observasjoner i 2000-2005 er også vist, og errorbaren viser deres estimerte 95 % konfidensgrenser ( $\pm 2$  ganger standard error). De horisontale stiplede linjene viser SFTs kvalitetsklassegrenser for PCDD/F i torskelever (klasser I-V; <15, 15-40, 40-100, 100-300, >300 ng/kg våtvekt) og krabbesmør (klasser I-V; <10, 10-30, 30-100, 100-250, >250 ng/kg våtvekt). Torsken og krabben antas å oppholde seg i 0-50 m vannkolonnen i Frierfjorden.



**Figur 5.** Tidsutvikling av simulert sannsynlighet på at PCDD/F-konsentrasjonen (i 2378- TCDD toksisitetsekvivalenter) i torskelever og krabbesmør i Frierfjorden ligger i SFTs kvalitetsklasse I ("ubetydelig lite forurenset"; <15 og <10 ng/kg våtvekt for torskelever og krabbesmør, henholdsvis). Figuren er basert på simuleringresultater vist i Figur 4 for scenarier "ingen tiltak" (NoRem) og to sediment tildekkings tiltak (Riv+Hs+Fs, Riv+Hs+Fs+Hd+Fd) satt i verk i august 2010.

Scenarieresimuleringer i **Figur 4** viser generelt samme type respons til de forskjellige tiltak som i Saloranta et al. (2006a), dvs. at en signifikant tiltakseffekt for torskelever oppnåes først når større deler av bunnområdene i Frierfjorden blir tildekket. Det må også understrekes at tildekkings effekten i scenarieresimuleringer er følsom for antagelsen om i hvor dyp vannkolonne torsken oppholder seg i Frierfjorden (nå antatt 0-50 m). I videre studier kunne man bl.a. undersøke om den statiske antagelsen om dybdeintervallet torsken og krabben oppholder seg i, kunne gjøres om til dynamisk dybdefordeling og relateres f.eks. til utviklingen av dybden på de anoksiske bunnområdene siden 50-tallet. Også estimerte trender i vann-partikkel fordelingskoeffisienten  $K_d$  kunne inkluderes i fremtidige simuleringer, hvis det var nok vitenskapelig grunnlag for dette (se kapittel 3.4.6).

### 3.4.6 Simulering av effekter av lavere partisjonskoeffisient

Som allerede nevnt i kapittel 3.3, fant Persson et al. (2005) uvanlig høye  $C_{PCDD/F}$ -verdier i porevann (0-15 cm sedimentlag) i forhold til bunnvannet og de noterte at denne store forskjellen kunne skyldes bl.a. konkurransen med andre miljøgifter i høye konsentrasjoner (bl.a. PAH) om en begrenset mengde sorpsjonssteder på sotpartikler og dermed lavere sorpsjonskapasitet (i.e. lavere partikkel-vann

partisjonskoeffisient  $K_d$ ) i sedimentet enn i vannkolonnen. Persson et al. (2005) noterte likevel også, i uoverensstemmelse med sine egne porevannresultater, at grunnere prøver fra 0-2 cm sedimentoverflate viste bedre samsvar med binding til sotkarbon, og dermed kunne det øverste sedimentlaget rundt år 2000 antas å ha også høyere, sotkarbon-påvirkede  $K_d$ -verdier lik dem observert i vannkolonnen. Et 15 cm dyp sedimentlag med vårt antatte vanninnhold på 0.8 ville representert et sedimentlag akkumulert over minst 40 år (ved antatt øvre sedimentasjonsrate på  $2000 \text{ g m}^{-2} \text{ år}^{-1}$ ), mens det antatt øverste aktive sedimentlaget på 3.5 cm ville representere kun den siste  $\frac{1}{4}$  av denne perioden.

Mekanistisk modellering av sotkarbon-påvirkede og potensielt tidsvarierende  $K_d$ -verdier har ennå mange usikkerheter (Persson et al., 2006) og gjennomføres derfor ikke i dette notatet. For å studere effekten av et par størrelsesorden lavere  $K_d$  ble det derimot gjort et forenklet modelleksperiment der  $K_d$  ble antatt å være  $K_d = f_{oc} * 0.35 * K_{ow}$ , der  $f_{oc}$  er fraksjon organisk karbon i partikler. Modellkjøringene viste at lavere  $K_d$  hadde størst effekt på å høyne konsentrasjonsnivået i biota med en faktor på ca. 20 pga. økt løst  $C_{PCDD/F}$  i vannet og porevannet. Utviklingen i partikkelbundet  $C_{PCDD/F}$  i abiotisk miljø ble likevel ikke dramatisk forandret, siden kun litt lavere (faktor 2-3 lavere) konsentrasjonsnivåer ble simulert ved lavere  $K_d$ .

Det ser altså ut som om våre modellprediksjoner for  $C_{PCDD/F}$  i organiske partikler og i biota, med biokonsentrasjonsfaktoren  $K_{BCF}$  som en av kalibreringsparametere, er nokså robuste mot forskjellige  $K_d$ -verdiestimater så lenge denne verdien holder seg konstant over prediksjonsperioden. Nye parallelle målinger av løst  $C_{PCDD/F}$  i vannet og porevannet (med direkte målemetoder eller ved bruk av passive prøvetakere) ville imidlertid kaste lys bl.a. på en uoverensstemmelse mellom resultater fra vår abiotiske modell og fra den biotiske modellen til Saloranta et al. (2006b). Resultater fra begge disse modellene stemmer bra overens med faktisk målt  $C_{PCDD/F}$  i biota, men modellene predikerer ulik  $K_{BCF}$  med 1-2 størrelsesordens forskjell. Dermed må enten vår abiotiske modell underpredikere løst  $C_{PCDD/F}$  i sediment porevannet og bruke for høy  $K_{BCF}$ , eller den biotiske modellen til Saloranta et al. (2006b) må bruke for høy løst  $C_{PCDD/F}$  i sediment porevannet og underpredikere  $K_{BCF}$  (eller en kombinasjon av disse).

### 3.4.7 Simulering av effekter av økt resuspensjon og partikkelmengde pga. skipstrafikk ved Herøya

Den MCMC-kalibrerte modellen ble også benyttet til å simulere et scenarie med redusert oppvirvling av bunnsedimenter pga. mindre skipstrafikk ved kaiene ved Herøya (problemstilling nærmere beskrevet i NIVA-notatet av Jarle Molvær datert 3. juni 2002). Det ble antatt at den kalibrerte modellen representerer dagens situasjon der en del ekstra oppvirvling kan skje pga. skipstrafikk. Dette reflekteres nå i modellen ved økt resuspensjonsrate i intermediær (5-24 m) sedimentboks og noe økt vertikal blandingsrate mellom overflate- (0-5 m) og intermediære (5-24 m) vannbokser nær Herøya (Area 1, se **Figur 1**). I tillegg har man antatt at de observasjonsbaserte partikulære organiske karbonkonsentrasjoner i de ulike modellboksene inkluderer bidraget fra dagens skipstrafikk.

En svakhet i den abiotiske modellen i denne analysen er at siden den ikke inkluderer ligninger for simuleringer av massebalanse av karbon, så vil ikke økt eller minket resuspensjon i modellen automatisk påvirke konsentrasjon av partikler og organisk karbon i vannmassene, men disse må manuelt justeres. Derfor har vi valgt å tilnærme oss problemstillingen av effekten av skipsoppvirvlingen med simuleringer av noen enkle og til dels overdrevne "worst-case" scenarier. Hovedideen her er at man slik kan evt. konkludere mer robust om manglende effekt (dvs. vår nullhypotese).

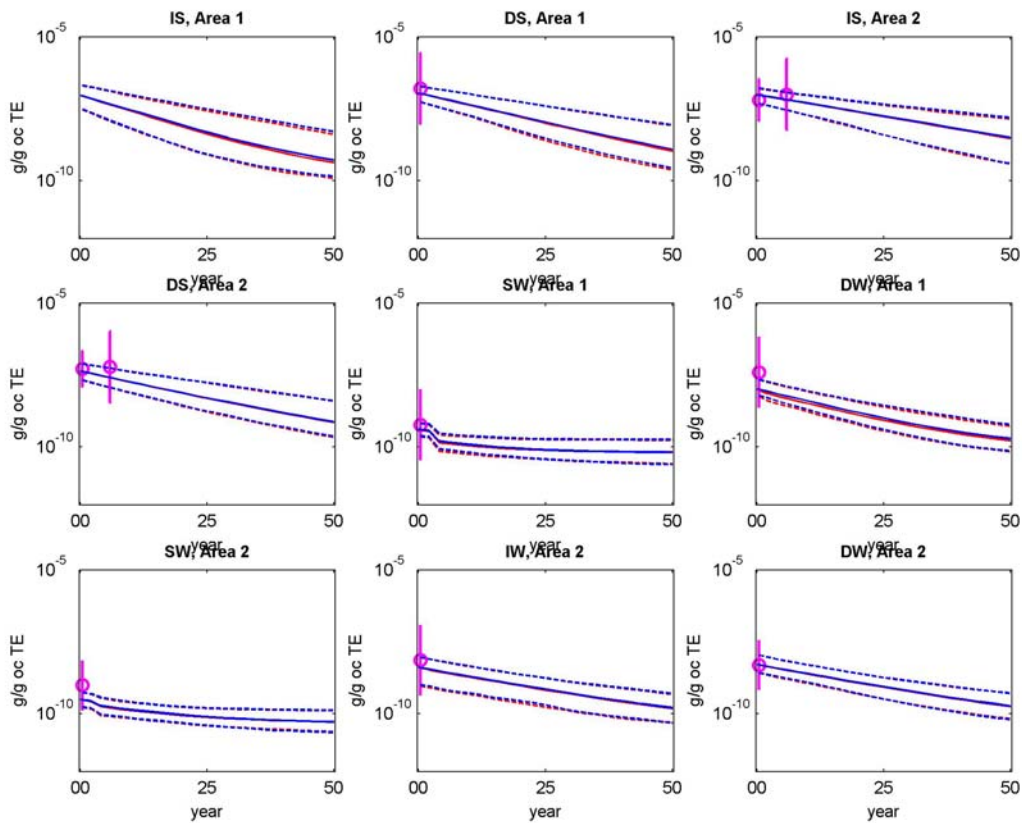
Som første grove estimat på dimensjoner av skipsoppvirvlingen antok vi, basert på resultater fra den grunne nedre delen av Skienselva beskrevet i NIVA-notatet av Jarle Molvær datert 3. juni 2002, at et skipsanløp ved kaiene ved Herøya ville virvle opp 400 kg partikler, og at 1000 slike oppvirvlingsepisoder (skipsanløp) inntreffer per år, dvs. at 400 tonn partikler oppvirvles fra sedimentet



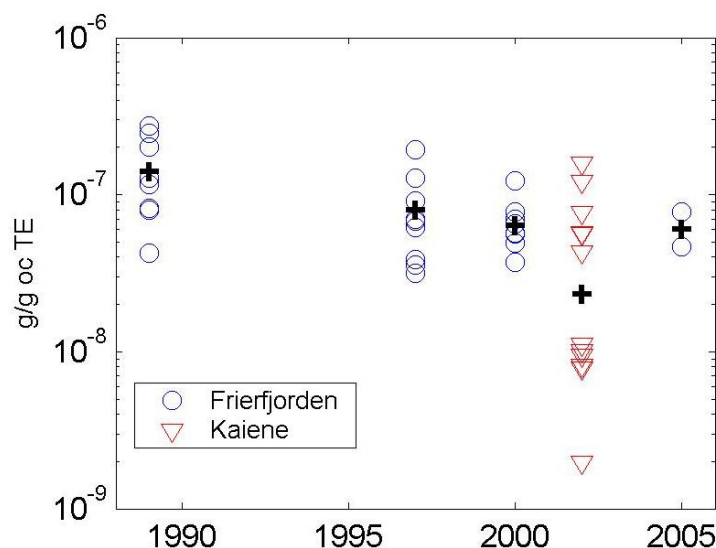
hvert år (til sammenligning: Skienselva er estimert til å transportere vel over 10 000 tonn partikler per år ut til Frierfjorden (Pederstad et al., 1993)). Antatt at halvparten av denne oppvirvlingen skjer i den grunne og halvparten i den intermediære boksen nær Herøya (begge bokser inkludert i Area 1) tilsvarer dette i modellen en resuspensjonsrate på henholdsvis 2140 og 370 g tørrsediment  $\text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$  i disse boksene, (mengden oppvirvlede partikler delt på boksarealet). Hvis vi antar at alt oppvirvlet sediment blir først virvlet opp i Area 1, og deretter raskt og jevnt spredt utover hele Frierfjorden (nedre Skienselva inkludert, spredning via kompensasjonsstrømmen), da ville begravningsraten minket tilsvarende med 2140 og 370 g tørrsediment  $\text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$  i Area 1, og økt med 17 g tørrsediment  $\text{m}^{-2} \text{år}^{-1}$  i Area 0 og 2. Hvis vi videre antar at oppvirvlede partikler med 5 % organisk karbon har en oppholdstid på ett døgn i Area 1 og en uke i Area 0 og 2 før de blir evt. sedimentert/uttransportert, betyr dette en økt mengde på 55 og 385 kg karbon i Area 1 og Area 0 og 2 (se Figur 1). Disse mengder utgjør kun 1.0 og 0.6 % av den nåværende estimerte partikulære karbonmengden i vannkolonnen i Area 1 og Area 0 og 2. Med andre ord, ser den estimerte oppvirvlingsmengden ut til å ikke påvirke den suspenderte partikkelkonsentrasjonen i fjordvannet i noen særlig grad. Legg også merke til at de estimerte 1000 skipsanløp per år, det at hele oppvirvlede partikkelskyen skulle bli transportert ut av Area 1, og det at de estimerte 400 kg oppvirvlede partikler (observert ved kaiene ved grunt vann med bløte sedimenter under i Skienselva) også er antatt å gjelde for de dypere kaiområdene mot Frierfjorden, sannsynligvis alle er overdrevne "worst-case" estimater. Siden effekten av den estimerte skipsoppvirvlingen på begravningsraten og karbonkonsentrasjonen i vann ser ut til å være uvesentlig liten utenfor modellens Area 1 vil vi i det simulerte scenariet med redusert oppvirvling kun minke resuspensjonen og øke begravningsraten i grunne og intermediære sedimentbokser nær Herøya (Area 1, se **Figur 1**) slik beregnet ovenfor, samt minke transporten av vann (dvs. vertikalblandingsraten) mellom overflate- og intermediære vannbokser nær Herøya i Area 1 (til en fjerdedel av det opprinnelige estimatet).

Simuleringsresultater viser at det er ingen vesentlig forskjell i utviklingen av  $C_{PCDD/F}$  i vann og sediment, eller i torskelever og krabbesmør mellom de to scenarier med normal og redusert skipsoppvirvling ved kaiene nær Herøya (**Figur 6**). Likheten mellom de to scenariene virker også logisk mot det faktum at  $C_{PCDD/F}$  målt i sedimentene ved kaiene ikke skiller seg vesentlig fra  $C_{PCDD/F}$  i sedimentene i resten av Frierfjorden (**Figur 7**), dvs. at kaiene ikke ser ut til å utgjøre noen "hot spot" for PCDD/F for tiden, og dermed kan ikke forurensingen ved ekstra resuspensjon ved kaiene spres så mye mer enn det allerede har gjort i Frierfjorden. Medianen av observert karbon-normalisert  $C_{PCDD/F}$  i sedimentet ved kaiene er faktisk litt lavere enn i resten av Frierfjorden (**Figur 7**). Ved redusert skipsoppvirvling ser økt begravningsrate ut til å balansere den lille negative effekten minket resuspensjonsrate har på PCDD/F-utviklingen i Area 1 (pga. bortfall av utvasking av PCDD/F fra sedimentpartikler til vann).

Og til slutt, hvis man i en meget hypotetisk "worst-case" scenarie antok at hele den oppvirvlede partikkelmengden, tilsvarende 20 tonn karbon, ble transportert ut av Frierfjorden til ytre fjordområder med overflatestrømmen og da med en gjennomsnittelig konsentrasjon av de tre simulerte PCDD/F-kongenerer i sedimentpartikler målt i 2002 ved kaiene, ville denne uttransporten tilsvare 0.9 g PCDD/F per år (omregnet til toksisitetsekvivalenter). Denne hypotetiske "worst case"-transporten vil fremdeles være flere ganger mindre enn den nåværende simulerte uttransporten over Brevikerskelen (medianestimat på 1,2 g/år).



**Figur 6.** Modellsimuleringer av summen av de tre simulerte PCDD/F-kongenerene i partikkelbundet fase i 2378-TCDD toksisitetsekvivalenter i fire intermediære (IS) og dype (DS) sedimentbokser og i fem grunne (SW), intermediære (IW) og dype (DW) vannbokser i Frierfjorden (Area 1 og 2, se Figur 1). Blå linjer viser simuleringresultater som i Figur 3, mens røde linjer (ofte overlappende med de blå) viser resultater fra et scenarie med redusert oppvirvling av bunnsedimenter pga. mindre skipstrafikk ved kaiene ved Herøya.



**Figur 7.** Observasjoner av summen av de tre simulerte PCDD/F-kongenerene i 2378-TCDD toksisitetsekvivalenter i sedimentpartikler (karbon normalisert) i Frierfjorden (blå sirkler) og ved kaiene ved Herøya (røde triangler). Medianverdier er vist ved svarte kryss. De høyeste konsentrasjonene i 2002 er fra stasjonene Hovedkai 1, Piren, og Vestre kai 1-3, og de laveste er fra stasjonene Dypvanskai, Hovedkai 2, Krankai og Erametkai.

### 3.5 Konklusjoner

- Bruk av Markov Chain Monte Carlo (MCMC) -metoden i kalibreringen og usikkerhetsanalysen av den abiotiske modellen i SF-tool gir, i forhold til tidligere simuleringer (Saloranta et al., 2006a):
  - en hel del redusert prediksjonsusikkerhet på de nye estimatene av effekten av tildekking av forurenset sediment i Frierfjorden på  $C_{PCDD/F}$  i torsk (lever) og krabbe (krabbesmør);
  - mye mer solid forankring av modellprediksjoner til faktiske tilgjengelige observasjoner av  $C_{PCDD/F}$  i vann, sediment, torskelever og krabbesmør i 1975-2005, og dermed økt kvalitet på disse prediksjonene.
  - muligheter til å lett oppdatere og raffinere modellsimuleringer og deres usikkerhet i fremtiden ved hver ny observasjon av  $C_{PCDD/F}$  i vann, sedimentet og i biota.
- Scenariosimuleringer (**Figur 4**) viser generelt samme type respons til de forskjellige tildekkingstiltak som i Saloranta et al. (2006a), dvs. at en signifikant tiltakseffekt for  $C_{PCDD/F}$  i torskelever oppnås først når større deler av bunnområdene i Frierfjorden blir tildekket. Siden simulert fluks av PCDD/F over Breviktterskelen er i samme størrelsesorden (noen g/år i 2002) i nåværende studie som i Saloranta et al. (2006a) endres heller ikke den tidligere konklusjonen i Saloranta et al. (2006a) om at konsentrasjonene i for eksempel torsk i fjordområdet utenfor Frierfjorden i liten grad påvirkes av situasjonen i Frierfjorden.
- Fordelinger av MCMC-estimerte modellparametere viser relativt bra samsvar med tidligere punktestimater (Saloranta et al., 2006a; Persson et al., 2006) for bl.a. begravnings- og

resuspensjonsraten (*Bur* og *Res*), mens den estimerte raten for emisjoner av PCDD/F emisjonsraten (for de tre simulerte kongenerer) er en del lavere enn tidligere estimert. Selv om vannkolonnen i de nye simuleringene viser seg å være en mer betydelig kilde for PCDD/F for torsk enn tidligere antatt ( $S_{wat}=35-60$  % mot tidligere estimert 0 % rundt år 2000), er disse ulike modellestimater av  $S_{wat}$  fremdeles beheftet med betydelig usikkerhet. Nye parallelle målinger av løst  $C_{PCDD/F}$  i vannet og sediment-porevannet ville imidlertid gi bedre viten om verdier av bl.a. biokonsentrasjonsfaktoren ( $K_{BCF}$ ) og betydningen av  $C_{PCDD/F}$  i vannkolonnen ( $S_{wat}$ ) for torsk og krabbe. Likevel, siden utviklingen av  $C_{PCDD/F}$  i vann ser i stor grad ut til å følge utviklingen i sedimentet, spesielt litt dypere i vannkolonnen, er sedimentet dermed fremdeles styrende for utviklingen av  $C_{PCDD/F}$  i torsk, uansett forskjellige modellestimater på  $S_{wat}$ .

- Våre modellprediksjoner for  $C_{PCDD/F}$  i organiske partikler og i biota, med biokonsentrasjonsfaktoren  $K_{BCF}$  som en av kalibreringsparameterne, ser ut til å være nokså robuste mot forskjellige  $K_d$ -verdiestimater, så lenge denne verdien holder seg konstant over prediksjonsperioden.
- Modellsimuleringer tyder på at de estimerte 400 tonn oppvirvlede partikler per år nær Herøya pga. skipsanløp spiller ingen vesentlig rolle for langtidsutviklingen av  $C_{PCDD/F}$  i Frierfjorden og fjordområdene utenfor.

### 3.6 Referanseliste

- Bakke, T., Ruus, A., Bjerkeng, B., Knudsen, J. A., Schlabach, M., Skaare, J. U., and Berg, V. 2003, 'Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 2001-2002', NIVA-rapport l.nr. 4702.
- Bjerkeng, B. 2005, 'Statistisk vurdering av overvåking av dioksiner i organismer', NIVA-rapport 5123.
- Cousins, I. T., Persson, J. N., Armitage, J., Saloranta, T., Broman, D. and Næs K. 2006, 'Black carbon-inclusive fugacity modelling tool for estimating the aquatic fate of PCDD/Fs in the Greenland fjords in Norway', *Organohalogen Compounds* 68, 448-451.
- Gamerman, D. 1997, 'Markov Chain Monte Carlo: Stochastic simulation for bayesian inference', Chapman & Hall, London, 245 pp.
- Haario, H., Saksman, E., and Tamminen, J. 2001, 'An adaptive Metropolis algorithm', *Bernoulli* 7, 223-242.
- Næs, K., J. Persson, T. Saloranta, T. Andersen, J.A. Berge, K. Hylland, A. Ruus, A. Tobiesen, O. A. Bergstad and J. A. Knutsen 2004. Dioksiner I Grenlandsfjordene – DIG. Oppsummering av forskningsprosjektet. NIVA-rapport l.nr. 4876.
- Pederstad, K., Roaldset, E., and Rønningsland, T. M. 1993, 'Sedimentation and environmental conditions in the inner Skagerrak-outer Oslofjord', *Marine Geology* 111, 245-268.
- Persson, N. J., Gustafsson, Ö., Bucheli, T. D., Ishaq, R., Næs, K., and Broman, D. 2002, 'Soot-carbon influenced distribution of PCDD/Fs in the marine environment of Grenlandsfjords, Norway', *Environ. Sci. Technol.* 36, 4968-4974.
- Persson, N. J., Bucheli, T. D., Gustaffson, Ö., Broman, D., Næs, K., Ishaq, R., and Zebühr, Y. 2005, 'Testing common sediment-porewater distribution models for their ability to predict dissolved concentrations of POPs in the Grenlandsfjords', *Chemosphere* 59, 1475-1485.
- Persson, N. J., I. Cousins, J. Molvær, D. Broman, and K. Næs. 2006, 'Modelling the long-term fate of polychlorinated dibenzo-p-dioxins and furans (PCDD/Fs) in the Greenland fjords, Norway', *Science of the Total Environment* 369, 188-202.
- Saloranta, T. M., J. Armitage, I. Cousins, K. Næs, and D.N. Barton 2006a, 'SF-Tool multimedia package: Model code description and application examples from the Greenland fjords', NIVA-report no. 5216.

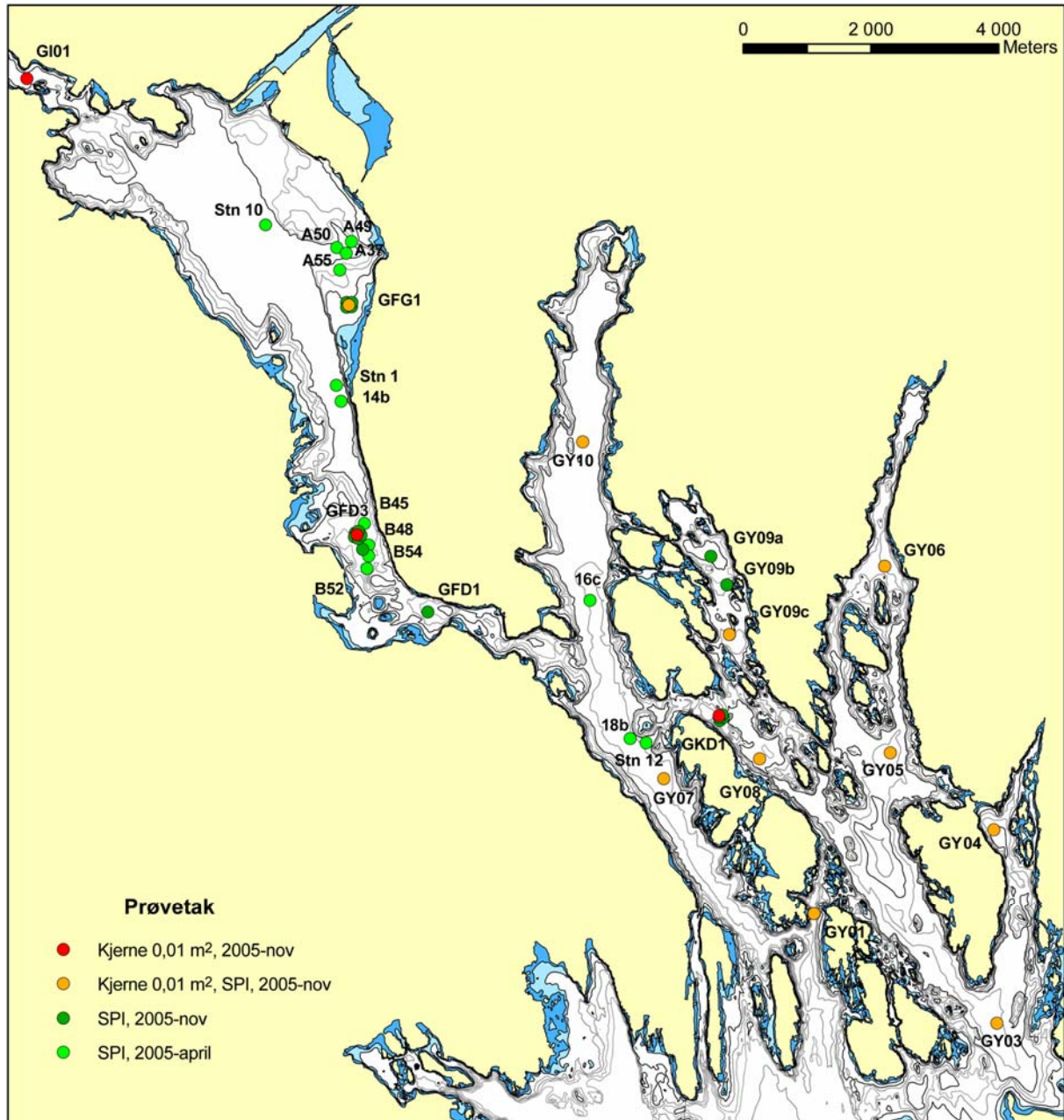
- Saloranta, T. M., T. Andersen, and K., Næs 2006b, 'Flows of dioxins and furans in coastal food webs: Inverse modelling, sensitivity analysis and applications of linear system theory', *Environ. Toxicol. Chem.* 25, 253-264.
- Saloranta, T. M., Armitage, J., Haario, H., Næs K., Cousins, I. T. & Barton, D. N. 2008: Modelling the effects and uncertainties of contaminated sediment remediation scenarios in a Norwegian fjord by Markov chain Monte Carlo simulation. *Environmental Science & Technology*, 42, 200-206.
- Van den Berg, M., L. Birnbaum, A. T. C. Bosveld, B. Brunström, P. Cook, M. Feeley, J. P. Giesy, A. Hanberg, R. Hasegawa, S. W. Kennedy, T. Kubiak, J. C. Larsen, F. X. R. van Leeuwen, A. K. D. Liem, C. Nolt, R. E. Peterson, L. Poellinger, S. Safe, D. Schrenk, D. Tillitt, M. Tysklind, M. Younes, F. Wærn, and T. Zacharewski 1998, 'Toxic Equivalency Factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife', *Environ. Health Perspect.* 106, 775-792.

## 4. Tykkelse på aktivt overflatelag

### 4.1 Materiale og metode

#### 4.1.1 Prøvetaking

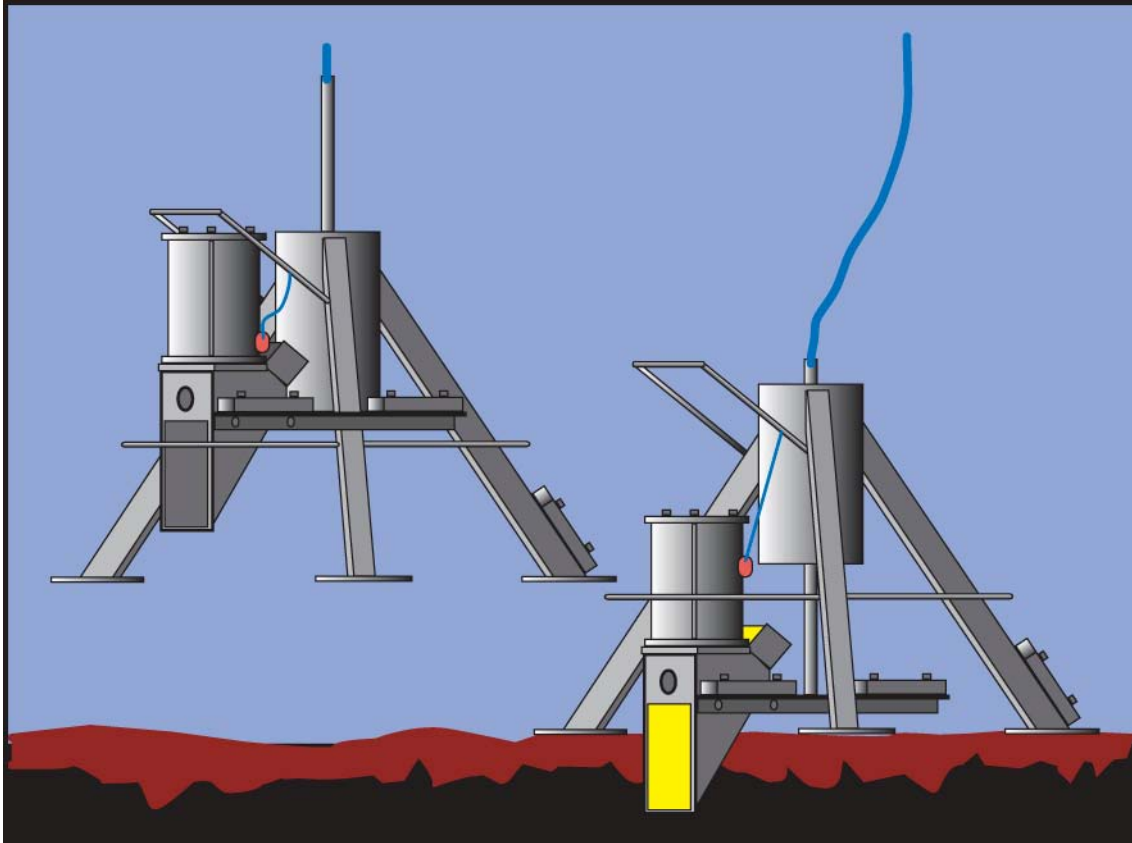
Feltarbeidet ble gjennomført fra 14. april fra 'F/F Bjørn Føyn' og mellom 8. og 10. november 2006 fra 'F/F Trygve Braarud'. Stasjonsplasseringen er vist i **Figur 8** mens posisjoner, vanddyp og analyse av SPI-bilder for alle stasjoner i denne undersøkelsen er gitt i **Tabell 2**.



**Figur 8.** Stasjonsplassering og type prøvetaking.

#### 4.1.2 Sedimentprofilfotografering (SPI)

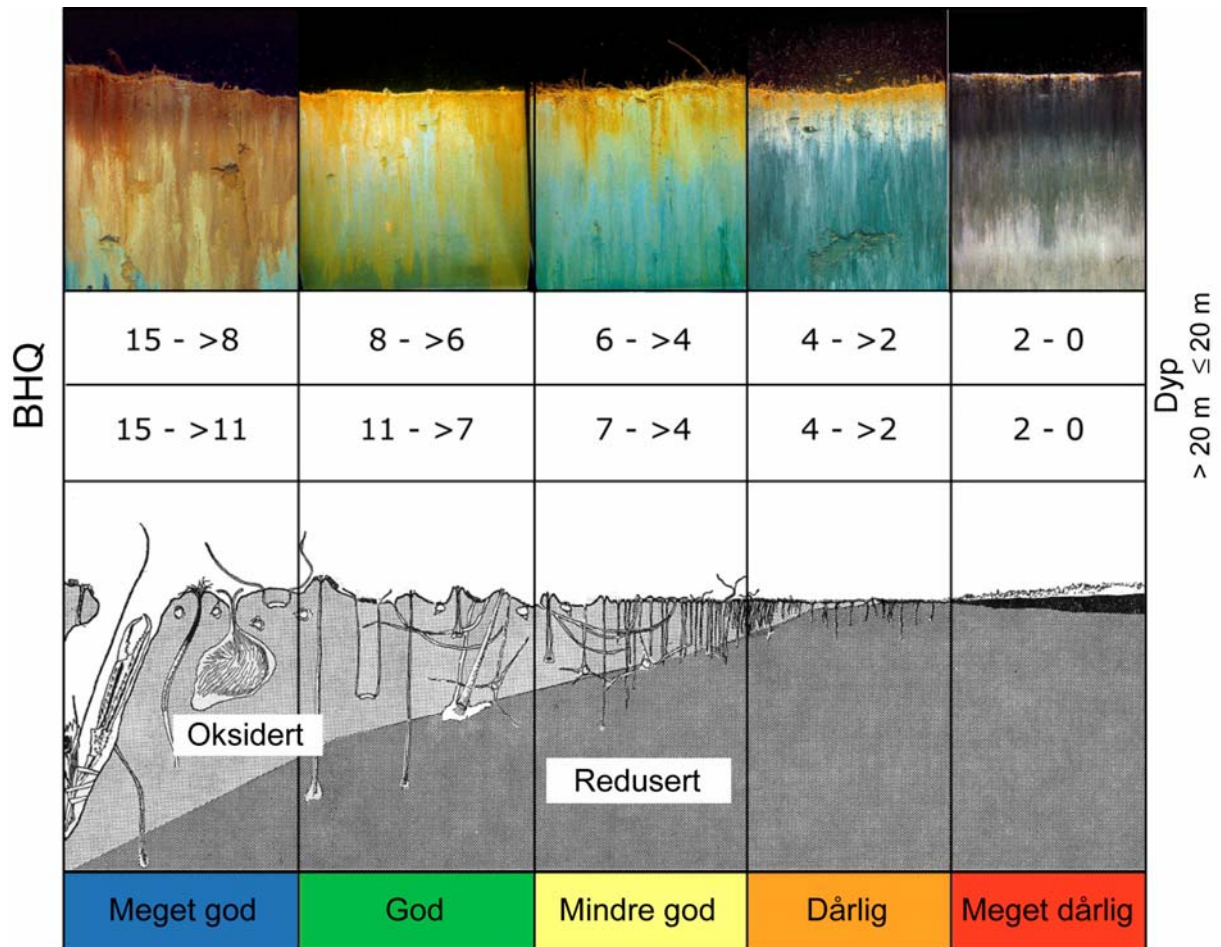
NIVA tok i 2004 i bruk en metode for kartlegging og klassifisering av marin bløtbunn ved hjelp av sedimentprofilkamera (Sediment Profile Imaging; SPI).



**Figur 9.** Prinsippskisse for SPI-kamera. (A) Kamera og rigg over bunnen. (B) Kamera med prismet som har trengt ned i sedimentet og bildet eksponeres.

Teknikken kan sammenlignes med et omvendt periskop som ser horisontalt inn i de øverste dm av sedimentet. Bildet, som blir 17,3 cm bredt og 26 cm høyt, tas nede i sedimentet uten å forstyrre strukturer i sedimentet. Et digitalt kamera med blits er montert i et vanntett hus på en rigg med tre ben (**Figur 9**). Denne senkes ned til sedimentoverflaten slik at en vertikal glassplate presses ca. 20 cm ned i sedimentet. Bildet tas gjennom glassplaten via et skråstilt speil hvilket til sammen utgjør prismet. Resultatet er digitale fotografier med detaljer både av strukturer og farger av overflatesedimentet.

Fra bildene kan en beregne en miljøindeks ut fra strukturer i sedimentoverflaten (rør av børstemark, fødegrop og ekskrementhaug) og strukturer under sedimentoverflaten (bløtbunnsfauna, faunagang og oksiderte tomrom i sedimentet) samt redox-forhold i sedimentet. Indeksen (Benthic Habitat Quality index; BHQ-indeks), varierer på en skala mellom 0 og 15. Denne indeksen kan siden sammenlignes med Pearson og Rosenbergs klassiske modell for faunaens suksjonsstadium. Fra denne modellen kan bunnmiljøet klassifiseres i henhold til forslag for retningslinjer i EUs vannrammedirektiv (**Figur 10**).

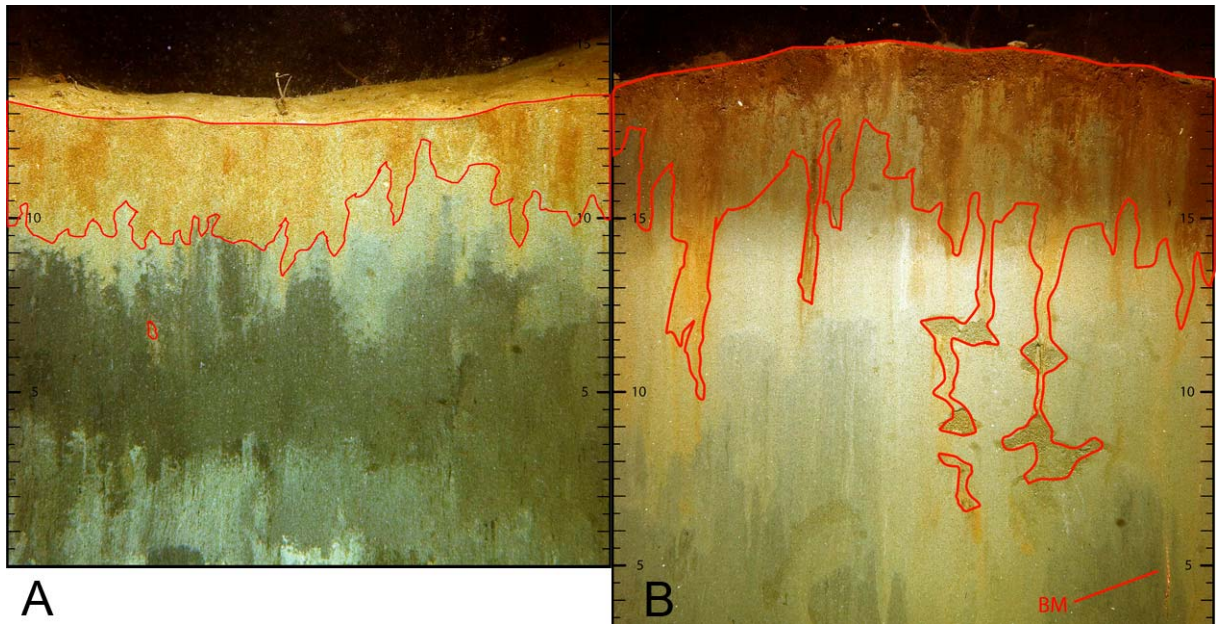


**Figur 10.** Miljøstressgradient, inndelt i miljøkvalitetsindeksen (BHQ-indeks) for marine sedimenter med en klassifisering tilpasset EUs vanndirektiv (Nilsson og Rosenberg 1997, Rosenberg mfl. 2004).

#### 4.1.3 Bioturbasjon og synlig redoxpotensial (aRPD; apparent redox potential discontinuity)

Bløtbunnfaunaens aktivitet kan oksidere det øverste sedimentsjiktet gjennom å transportere oksiderte sedimentpartikler fra overflaten ned i sedimentet eller gjennom å pumpe oksygenet vann ned i sedimentet. Dette visualiseres ved at jern i sedimentet oksideres ( $\text{Fe}^{3+}$ ) fra redusert jern ( $\text{Fe}^{2+}$ ) og gir bilder av et rustbrunt, gult sjikt nærmest sedimentoverflaten. SPI-bildene i **Figur 11** viser variasjonen i det oksiderte sjiktets tykkelse avhengig av hvor og hvor mye dyrene har bioturbert sedimentet. Enkelte bløtbunnsfaunaarter kan i visse tilfeller grave seg betydelig dypere ned i sedimentet og danne oksiderte ”øyer”.

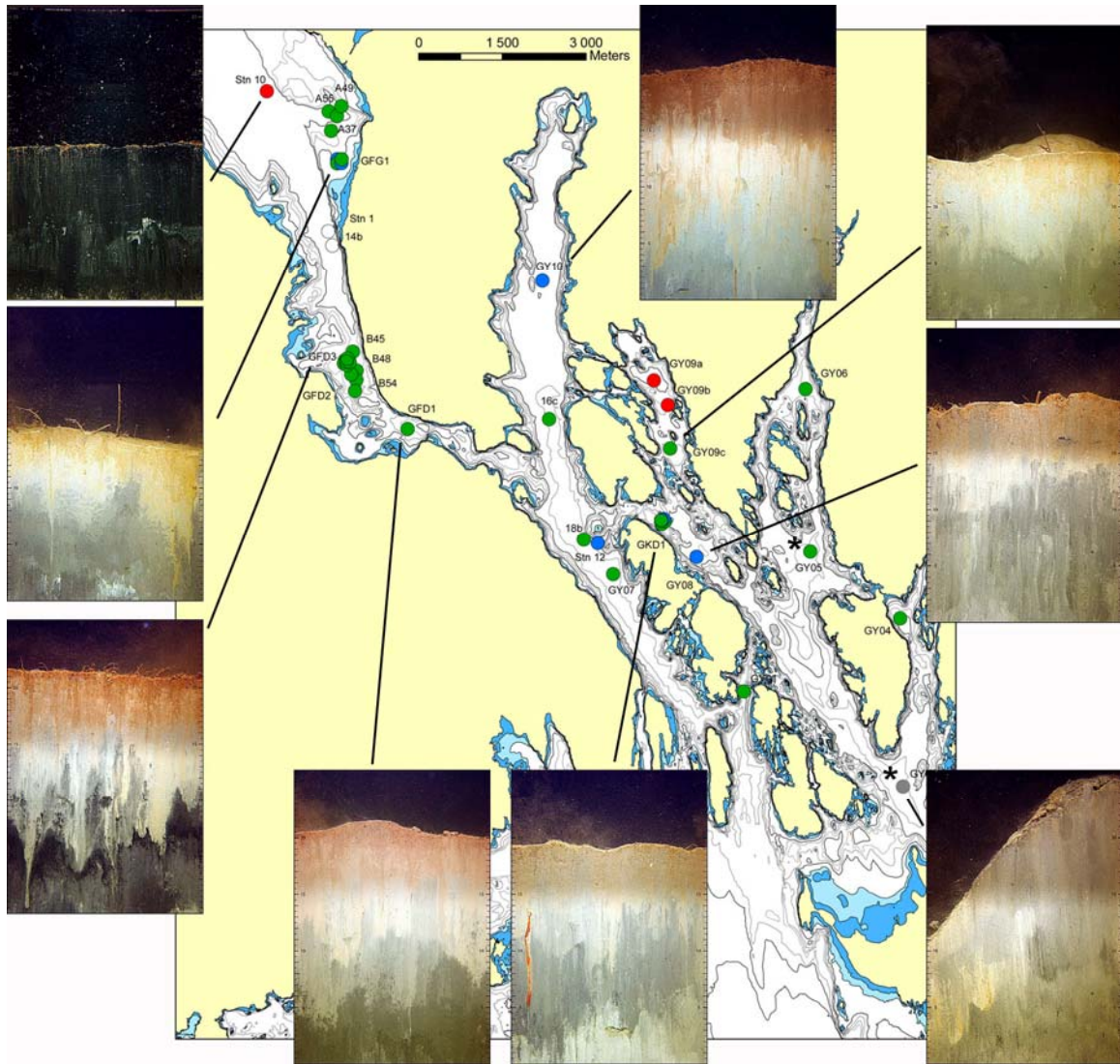




**Figur 11.** Figuren viser to forskjellige SPI-bilder hvor sjiktet mellom sedimentoverflaten og grensen for det bioturberte sjiktet (aRPD) er markert med en rød polygon. Oksidert tomrom er også markert med en rød polygon. Middelerdi på dypet for aRPD er i bilde A 2,9 cm, men varierer mellom 0,6 cm og 4,3 cm dyp. Faktisk er største dyp for biologisk aktivitet i sedimentet i bilde A 6,1 cm. Middelerdi for dypet for aRPD er i bilde B 4,0 cm, men varierer mellom 1,2 cm og 12,7 cm dyp. Største dyp for biologisk aktivitet i bilde B er dog 15,1 cm (BM: Børstmark) og 13,1 cm (oksidert tomrom).

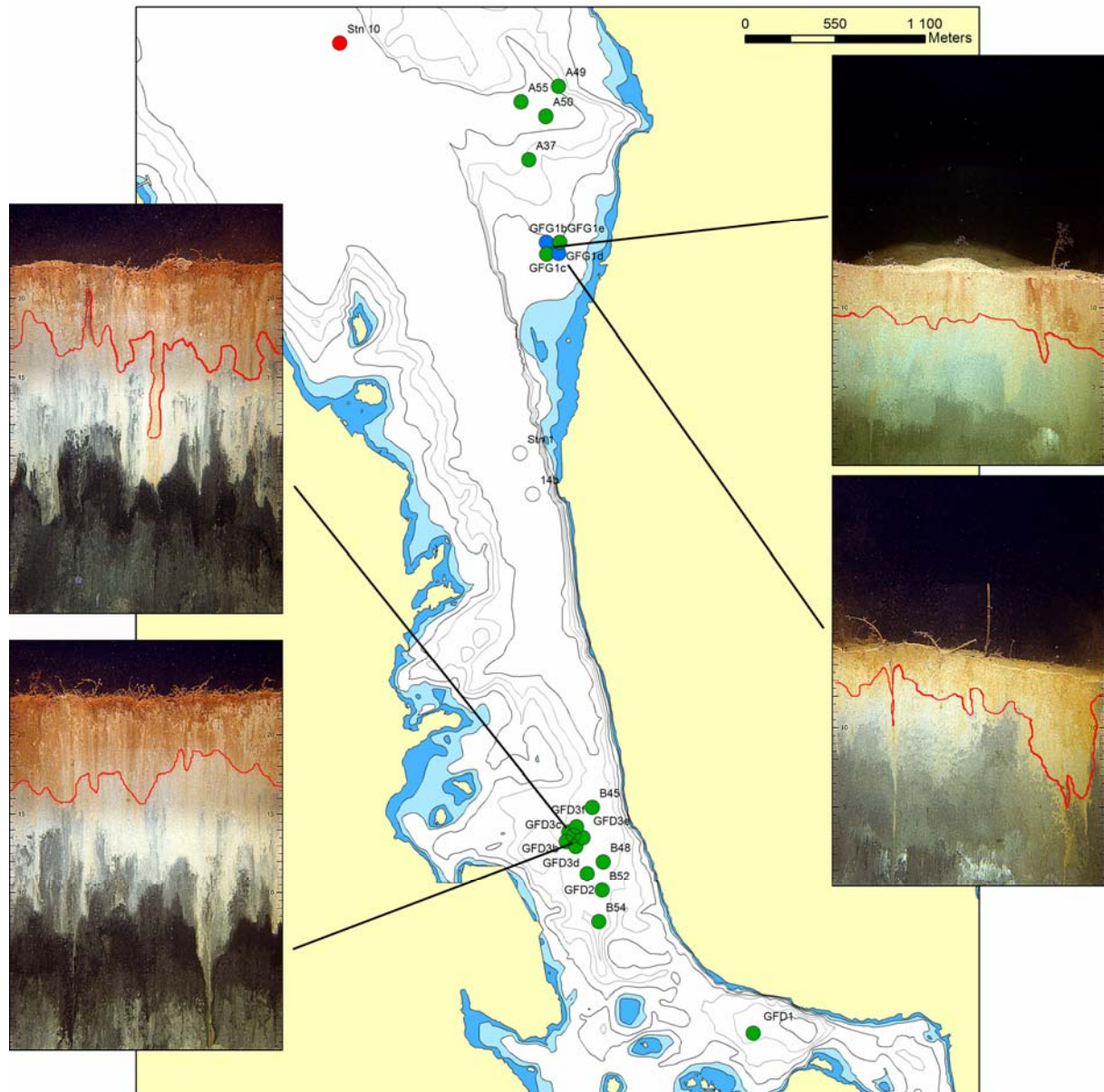
## 4.2 Resultater

Ved totalt 39 av 43 stasjoner ble sedimentprofilbildene analysert for BHQ-indeks (**Figur 12**). I de tilfellene der ikke BHQ-indeksen ble analysert, skyldes det at substratet var for bløtt, hvilket medfører at SPI-kameraet overpenetrer, eller at sedimentoverflaten var forstyrret. Generelt var bløtbunnsmiljøet godt unntatt i de dypere delene av Frierfjorden og lengst inn i Ormefjorden. På tre stasjoner (Stn 10, GY09a og b) var miljøet så stresset at ikke noe makroskopisk liv ble observert. Bunnmiljøet på øvrige stasjoner klassifiseres som godt til meget godt. På stasjon GY03 (Helgeroafjorden) og GY05 (Håøyfjorden) var sedimentoverflaten forstyrret, høyst sannsynlig på grunn av trållaktivitet i området. I middel for hele området var det oksiderte dypet 3,6 cm og varierte generelt mellom 0 til 6 cm.



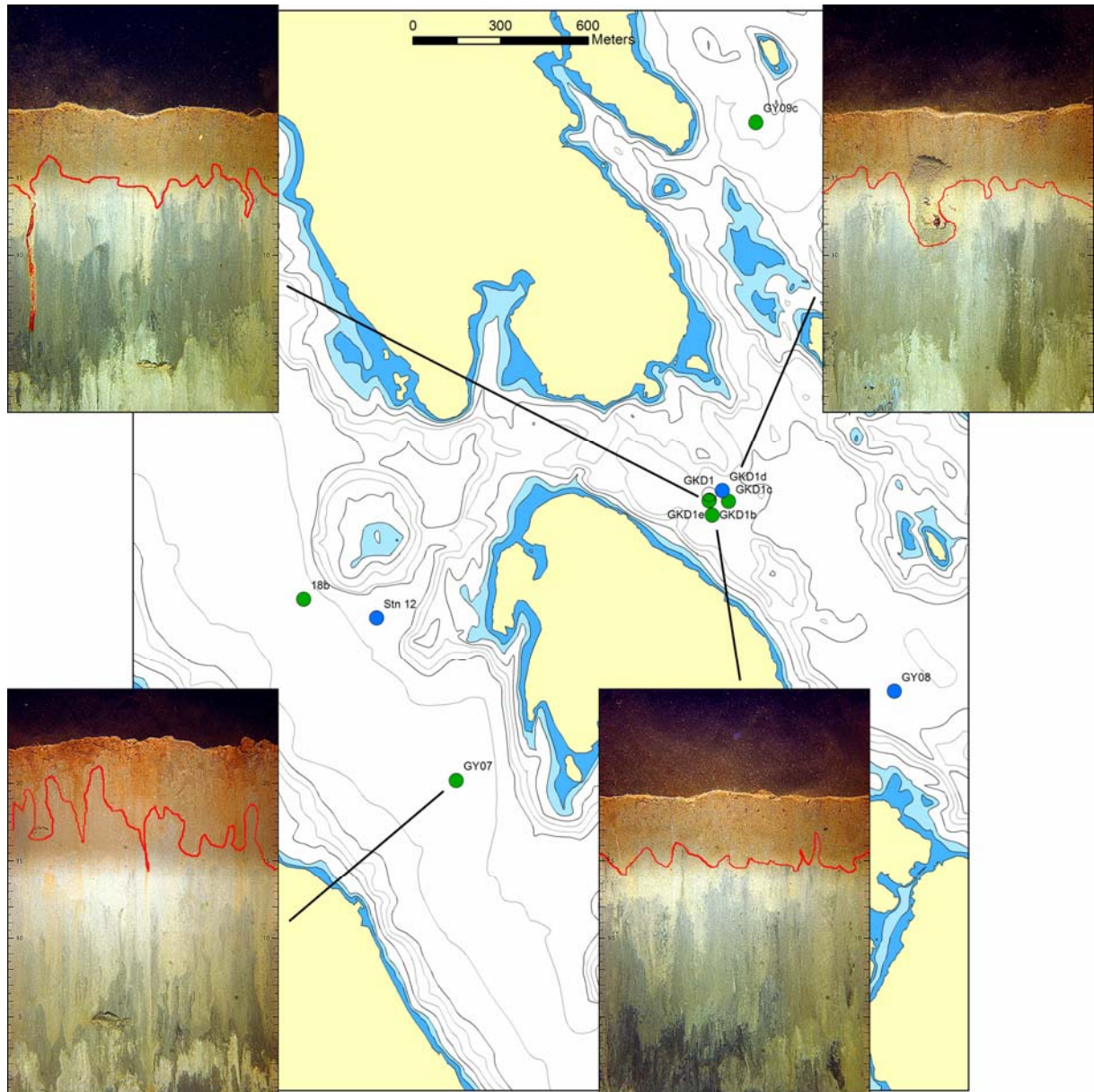
**Figur 12.** Tilstandsklasser av bløtbunnsfauna i henhold til BHQ-indeksen (Rosenberg mfl. 2004) samt eksempel på SPI-bilder fra noen forskjellige stasjoner. Stasjoner markert med \* er tydelig påvirket av trålkativitet.

**SPI-Frierfjorden.** En grunn stasjon (GFG1 – Grenland-Frierfj-Grunn) på 17,3 m dyp og en dyp stasjon (GFD3) på 43 m dyp ble på grunnlag av SPI-bildene valgt ut som overvåkingsstasjoner for sedimentkjemi (overvåket naturlig forbedring) (**Figur 13**). På disse to stasjonene ble ytterligere 4 til 5 nærliggende stasjoner avbildet for å beskrive områdets homogenitet med hensyn på sedimentforhold og biologi. Ved stasjon GFG1 varierte det bioturberte sjiktet mellom 2,5 til 3,8 i middeltall og ved stasjonen GFD3 mellom 3,4 og 4,7 i middeltall mellom de 5 nærliggende stasjonene. Generelt var sedimentforholdene og biologien mer homogen i området rundt GFD3. Sedimentene i området ved GFG1 inneholdt mer silt og sand enn stasjon GFD3. Stasjonene A37 til A55 var betydelig forskjellige fra stasjonen GFG1.



**Figur 13.** Kart over Frierfjorden med SPI-bilder som viser variasjonen ved de to stasjonene i området. I bildene er grensen (rød linje) mellom bioturbert sjikt (oksidert) og redusert sediment lagt inn.

**SPI-Ytre område.** En stasjon (GKD1) utenfor Frierfjorden ble på liknende vis som de to stasjonene i Frierfjorden, valgt til overvåkingsstasjon for sedimentkjemi (overvåket naturlig forbedring). Tykkelsen på det bioturberte sjiktet på denne stasjonen var tilsvarende det på den dype stasjonen i Frierfjorden (**Figur 14**). Bløtbunnforholdene på alle stasjoner i området ble klassifisert som god til meget god i henhold til BHQ-indeksen. Ved stasjon GKD1 varierte det bioturberte sjiktet mellom 3,2 til 4,1 som middelverdi for de 5 nærliggende stasjonene.



**Figur 14.** Kart over Kalven med SPI-bilde som viser variasjonen ved de to stasjonene i området. I bildene er grensen (rød linje) mellom bioturbert sjikt (oksidert) og redusert sediment lagt inn.

**Tabell 2.** Stasjoner, posisjoner, dyp (m), prøvetakingsutstyr, apparent redox potential discontinuity (aRPD, cm), oksidert tomrom (cm), BHQ indeks, tilstandsklasse BHQ-indeks, penetrasjonsdyp (cm)

Stasjon	Latitud	Longitud	Dyp	Prøvetak	aRPD	Oksidert (max)	BHQ indeks	TK SPI	Penet. Dyp
GFD1	59,05288	9,66937	47	SPI 26 kg	4,1	12,8	9,3	2	20,0
GFD2	59,06092	9,65033	49	SPI 26 kg	2,7	11,0	8,7	2	22,8
				<i>Middel verdie</i>	<i>3,4</i>		<i>9,0</i>	<i>2,0</i>	<i>21,4</i>
GFD3	59,06295	9,64853	43	Kjerne 0,01					
GFD3a	59,06288	9,64868	42	SPI 26 kg	4,1		9,0	2	22,2
GFD3b	59,06313	9,64802	42	SPI 26 kg	4,6	4,0	11,0	2	20,0
GFD3c	59,06260	9,64782	42	SPI 26 kg	4,5		10,0	2	21,8
GFD3d	59,06237	9,64888	43	SPI 26 kg	3,4		11,0	2	22,0
GFD3e	59,06288	9,64958	45	SPI 26 kg	4,7		9,5	2	22,5
GFD3f	59,06345	9,64878	43	SPI 26 kg	4,3		8,5	2	23,3
				<i>Middel verdie</i>	<i>4,2</i>	<i>4,0</i>	<i>9,8</i>	<i>2,0</i>	<i>21,9</i>
GFG1	59,09504	9,64124	17	SPI 26 kg, Kjerne 0,01	2,5		7,0	2	14,0
GFG1b	59,09537	9,64057	18	SPI 26 kg	3,1	11,2	8,7	1	12,8
GFG1c	59,09472	9,64070	13	SPI 26 kg	3,8		8,0	2	14,5
GFG1d	59,09482	9,64197	19	SPI 26 kg	2,9	8,9	8,3	1	14,5
GFG1e	59,09543	9,64200	21	SPI 26 kg	3,0	9,5	8,3	2	15,7
				<i>Middel verdie</i>	<i>3,1</i>	<i>9,9</i>	<i>8,1</i>	<i>1,6</i>	<i>14,3</i>
GKD1	59,04155	9,75089	47	SPI 26 kg, Kjerne 0,01		13,6			
GKD1b	59,04092	9,75113	47	SPI 26 kg	3,2	11,4	8,7	2	20,7
GKD1c	59,04138	9,75205	47	SPI 26 kg	3,5	6,0	10,0	2	19,3
GKD1d	59,04170	9,75163	47	SPI 26 kg	4,1	16,5	11,3	1	19,2
GKD1e	59,04135	9,75088	47	SPI 26 kg	3,9	8,2	10,0	2	20,5
				<i>Middel verdie</i>	<i>3,7</i>	<i>11,1</i>	<i>10,0</i>	<i>1,8</i>	<i>19,9</i>
GY01	59,01485	9,78088	72	SPI 26 kg, Kjerne 0,01	2,1	9,5	10,3	2	10,7
GY02	59,99213	9,82642	45	SPI 26 kg, Kjerne 0,01	2,2	8,2	9,7	2	15,5
GY03	59,00152	9,83287	120	SPI 26 kg, Kjerne 0,01					trålet, forstyrret
GY04	59,02863	9,82797	55	SPI 26 kg, Kjerne 0,01	3,5	3,8	10,0	2	23,3
GY05	59,03828	9,79822	128	SPI 26 kg, Kjerne 0,01	3,6	4,3	10,0	2	17,5
GY06	59,06438	9,79275	43	SPI 26 kg, Kjerne 0,01	4,3	2,0	10,5	2	25,3
GY07	59,03215	9,73715	107	SPI 26 kg, Kjerne 0,01	3,4	15,8	11,0	2	20,8
GY08	59,03595	9,76282	57	SPI 26 kg, Kjerne 0,01	3,0	12,9	11,3	1	20,2
GY09a	59,06387	9,74518	56	SPI 26 kg					>26
GY09b	59,06005	9,75013	38	SPI 26 kg	0,0		0,0	5	25,5
GY09c	59,05310	9,75190	30	SPI 26 kg, Kjerne 0,01	2,7	15,6	10,7	2	15,7
GY10	59,07848	9,70780	96	SPI 26 kg, Kjerne 0,01	5,1	17,2	12,0	1	20,0
				<i>Middel verdie</i>	<i>3,0</i>	<i>9,9</i>	<i>9,5</i>	<i>2,1</i>	<i>19,4</i>
Stn 10	59,10537	9,61682	93	SPI	0,0		1	5	14
A55	59,10295	9,63665	55	SPI	3,4	8,3	9	2	17,5
A50	59,10228	9,63942	50	SPI	3,5	7,3	8	2	23,1
A49	59,10397	9,64053	50	SPI	3,9	9,8	9	2	17,9
A37	59,09985	9,63797	38	SPI	2,6	8,5	8	2	18,6
Stn 1	59,08367	9,63957	97	SPI					>26
14b	59,08148	9,64127	93	SPI					>26
B45	59,06458	9,65030	45	SPI	4,7	4,0	10	2	20,5
B48	59,06163	9,65193	48	SPI	4,0	5,0	9	2	21,1
B52	59,06007	9,65207	52	SPI	6,0	1,4	10	2	21,1
B54	59,05832	9,65198	54	SPI	3,3	9,1	8	2	14,6
16c	59,05632	9,71328	103	SPI	5,0	15,4	9	2	17,5
18b	59,03737	9,72720	108	SPI	3,7	16,5	9	2	16,6
Stn 12	59,03697	9,73163	103	SPI	5,8	16,0	12	1	21,9
				<i>Middel verdie</i>	<i>3,8</i>	<i>9,2</i>	<i>8,5</i>	<i>2,2</i>	<i>18,7</i>
				<b>Total middel verdie</b>	<b>3,5</b>	<b>9,8</b>	<b>9,1</b>	<b>2,0</b>	<b>19,1</b>
				<i>Max</i>	<i>6,0</i>	<i>17,2</i>	<i>12,0</i>	<i>5</i>	<i>25,5</i>
				<i>Min</i>	<i>0,0</i>	<i>1,4</i>	<i>0,0</i>	<i>1</i>	<i>10,7</i>

### **4.3 Referanseliste**

Nilsson, H.C., R. Rosenberg 1997. Benthic habitat quality assessment of an oxygen stressed fjord by surface and sediment profile images. *J. Mar. Systems.* 11, 249-264.

Rosenberg, R., M. Blomqvist, H.C. Nilsson, H. Cederwall, A. Dimming 2004. Marine quality assessment by use of benthic species-abundance distributions: a proposed new protocol within the European Union Water Framework Directive. *Mar. Poll. Bull.* 49; 728-739.

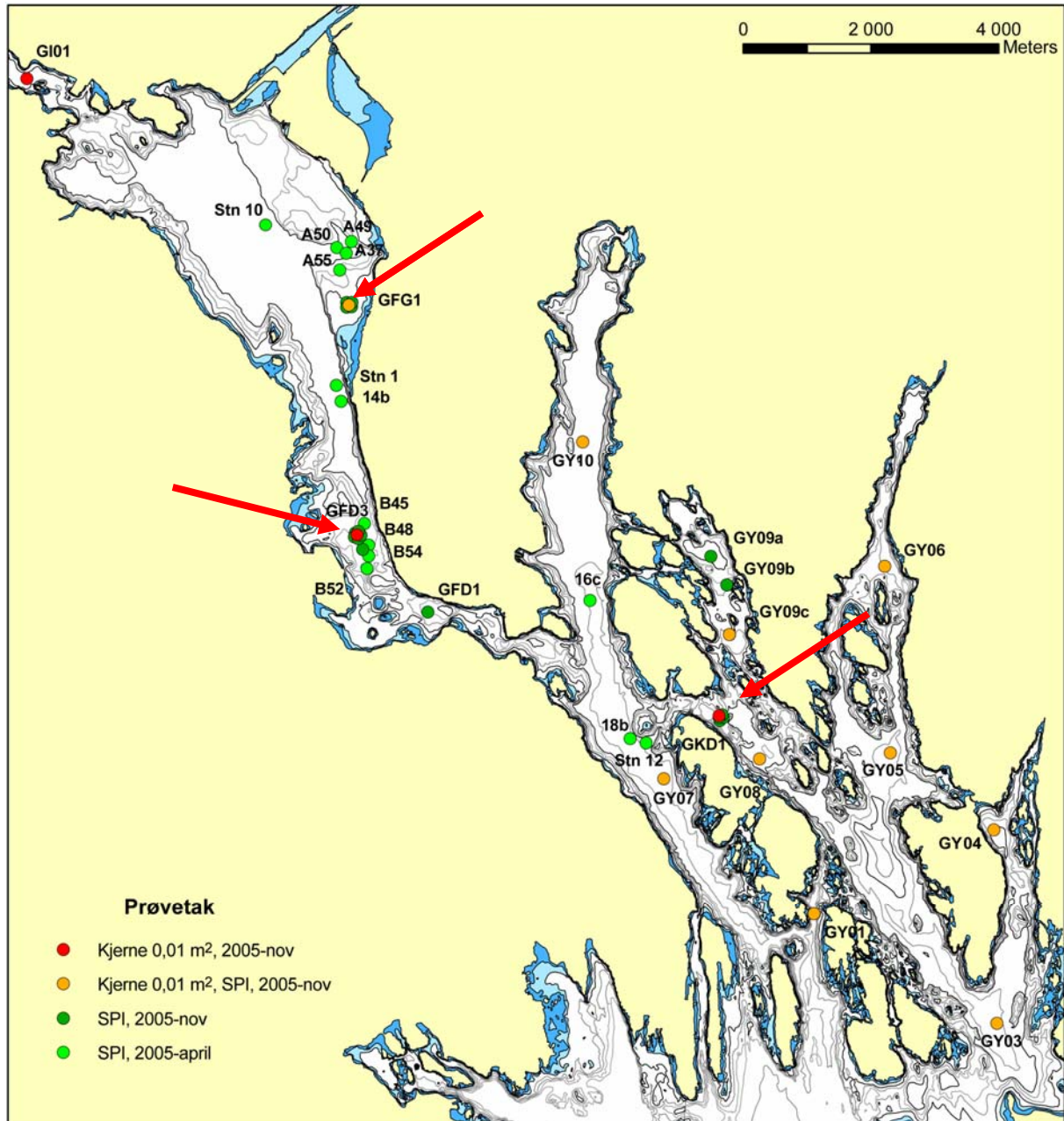
## **5. Overvåket naturlig forbedring – dioksin i sedimentene**

### **5.1 Innledning**

Bedømming av endring av konsentrasjoner over tid i Grenlandsfjordene er viktig. Det er derfor nødvendig at det er opprettet dedikerte stasjoner som kan belyse denne problemstillingen. Dette krever igjen gode overvåkingsdata hvor variansen i systemet er beskrevet. Denne variansen består både av en feltmessig del (dvs. naturlige variasjoner i konsentrasjon innenfor overvåkingsstasjonen) og en analytisk variansdel som er knyttet til den analytiske kvaliteten av analysene. Sistnevnte kan adresseres ved å splitte en homogenisert prøve i delprøver for så å analysere disse separat. Den feltmessige variansen bestemmes ved å gjøre gjentatte, parallelle prøvetakinger på overvåkingsstasjonen og analysere disse separat.

### **5.2 Materiale og metode**

To overvåkingsstasjoner ble opprettet i Frierfjorden og en i Kalven (ytte fjordområde). For det første ble lokalitetene valgt ut slik at de ikke skulle ligge i et område med trålaktivitet. Videre skulle det være et velegnet, bløtt sediment. SPI-kameraet ble anvendt i den sammenhengen. I Frierfjorden ble en overvåkingsstasjon lagt til et relativt grunt område (ca. 15 m) nær Versvik (Frier\_Grunn, GFG) og til et dypere område (ca. 40 m) lenger syd ved Skjerkøya (Frier\_Dyp, GFD). Overvåkingsstasjonen i ytte område ble lagt til ca. 40 m dyp i Kalven (Kalven\_Dyp, GKD). Grunnen til dette var særlig betydningen av å unngå trålførstyrrede sedimenter.



**Figur 15.** Lokalteter for overvåkingsstasjonene i Grenlandsfjordene. Stasjonene er markert med piler. (Frier-Grunn = GFG1, Frier-Dyp = GFD3, Kalven-Dyp = GKD1)

Prøvene ble samlet 8. og 10. november 2006 fra 'F/F Trygve Braarud'. Ved prøvetakingen ble en kjerneprøvetaker med 10 cm indre diameter anvendt. For prøvetaking av overflatesedimentene ble de øverste 2 cm snittet av. Det ble også samlet kjerner for datering og analyse av vertikalfordelingen av konsentrasjoner. Disse kjernene ble snittet i 1 cm tykke skiver.

Dioksinanalysene ble gjort av NILU, mens Institutt for Geografi, Københavns universitet ved Thorbjørn J. Andersen sto for aldersdateringene.



### 5.3 Resultater

Alle resultatene nedenfor referer seg til summen av polykorerete dioksiner og furaner omregnet til toksisitetsekvivalenter.

En av de parallelle prøvene fra overflatesedimentet fra den dype stasjonen i Frierfjorden (prøve 8) ble homogenisert og splittet i 3 delprøver for analyse, **Tabell 3**.

**Tabell 3.** Oppsummerende statistikk for analyse av analytisk varians. En av de parallelle prøvene (prøve 8) fra den dype stasjonen i Frierfjorden ble splittet i 3 delprøver som så ble analysert. Konsentrasjoner i pg TE/g.

	<b>Verdi</b>
Antall prøver	3
Gjennomsnitt	3712
Standardavvik	80
Minimum	3624
Maksimum	3781
Spenn	157

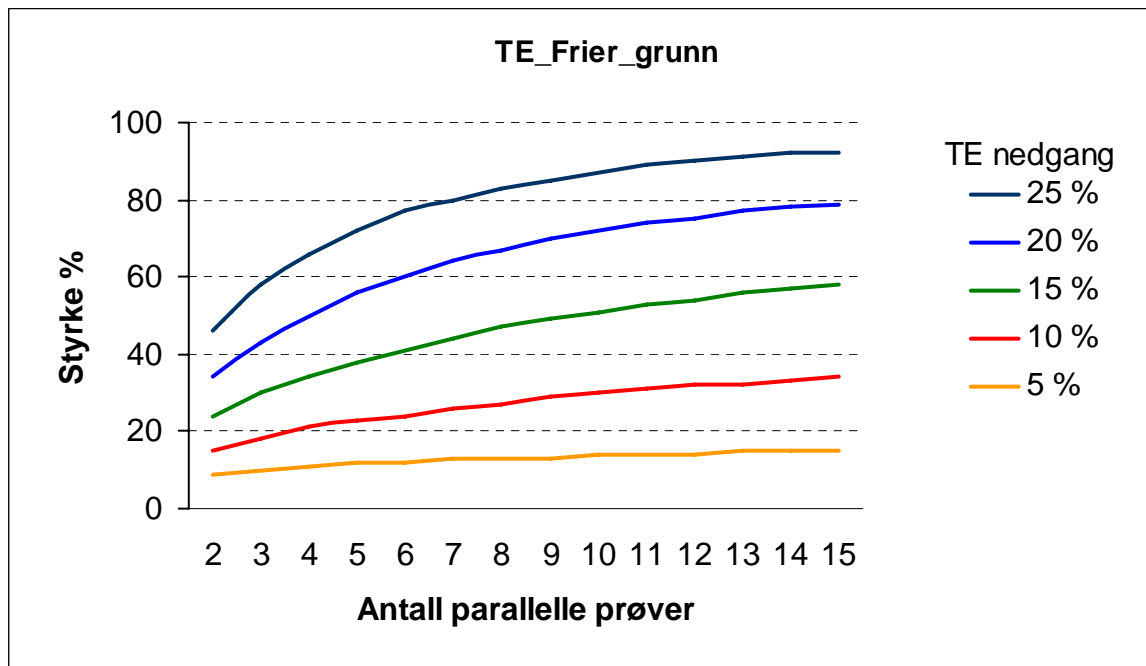
Resultatene viser at den analytiske variansen var liten.

Til sammen 10 prøver fra den grunne overvåkingsstasjonen i Frierfjorden ble analysert. **Tabell 4** oppsummerer disse resultatene.

**Tabell 4.** Oppsummerende statistikk for stasjonen Frierfjorden-Grunn. Konsentrasjoner i pg TE/g.

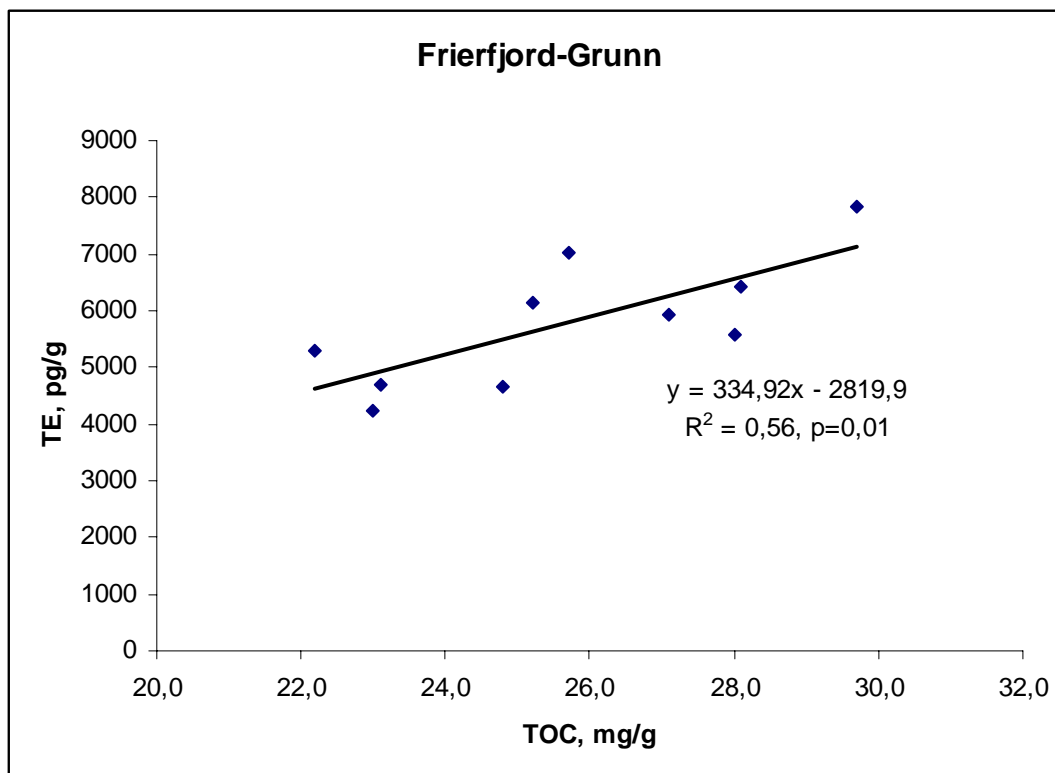
	<b>Verdi</b>
Antall prøver	10
Gjennomsnitt	5784
Standardavvik	1120
Minimum	4252
Maksimum	7822
Spenn	3570

Resultatene viser et betydelig spenn i konsentrasjoner på ca.  $\pm 30\%$  rundt middelveien. Denne variasjonen i konsentrasjon mellom parallelle prøver fra samme stasjon har betydning for hvilke endringer som kan påvises statistisk. I **Figur 16** er det gjort en såkalt styrkeanalyse på grunnlag av disse resultatene. Litt forenklet forteller analysen hvilken statistisk sannsynlighet (styrke) man har for å detektere en nedgang i dioksinkonsentrasjoner, hvis det har vært en nedgang. Man har tatt utgangspunkt i at det nå foreligger resultater fra 10 parallelle prøver. Figuren gir styrken ved reduksjoner i dioksinkonsentrasjoner i 5 % -intervaller for varierende antall parallelle prøver. Det er antatt samme standardavvik som for de 10 parallellene, som nå eksisterer som utgangspunkt. Det er vanlig at man ønsker en styrke på 80 %. Figuren viser da at man ikke har mulighet for å påvise mindre enn 15 % reduksjon i middelveien. Hvis man ved neste gangs prøvetaking samler inn og analyserer 10 parallelle prøver, vil man ha 80-90 % sannsynlighet til å detektere en ca. 25 % nedgang i middelveien.



**Figur 16.** Styrkeanalyse av dioksin i overflatesedimenter på den grunne overvåkningsstasjonen i Frierfjorden.

På den grunne stasjonen i Frierfjorden skyldes variasjonen i dioksinkonsentrasjonen innenfor stasjonen til en viss grad varierende organisk karboninnhold i prøven, **Figur 17**. Det var en signifikant sammenheng mellom dioksinkonsentrasjon og karbonverdiene ( $p=0,01$ ). Karbonvariasjonen forklarer 56 % av variasjonen i dioksin. Normalisering av konsentrasjonene til karbonbasis ville derfor redusert variansen noe.



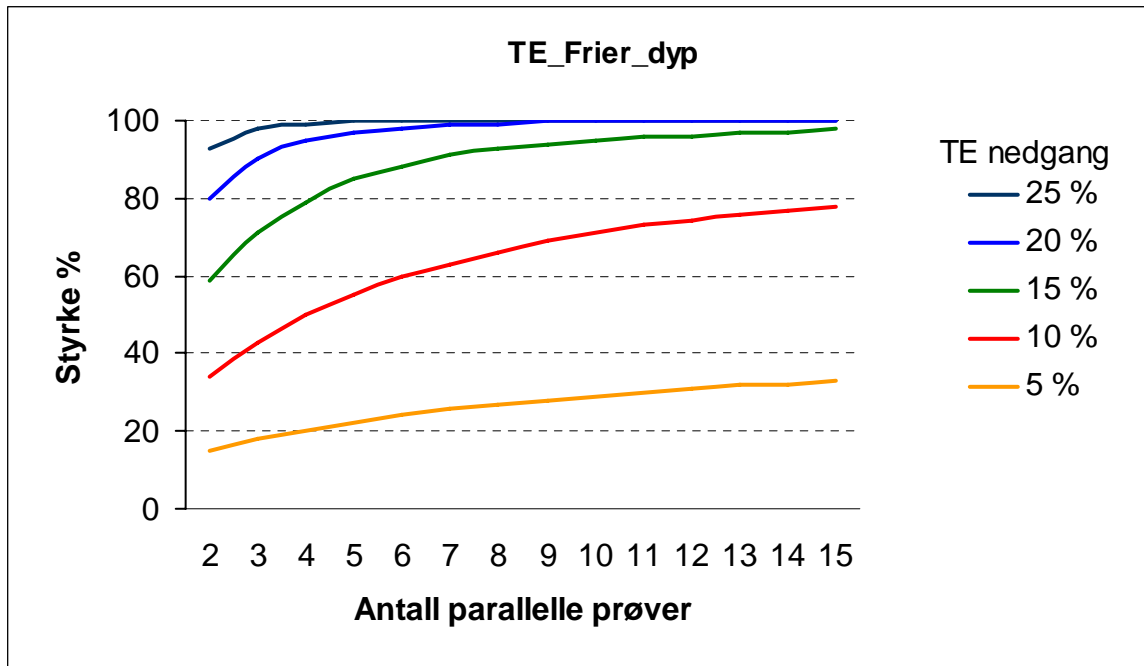
**Figur 17.** Sammenheng mellom dioksinkonsentrasjon og totalt organisk karbon i prøvene fra den grunne overvåkingsstasjonen i Frierfjorden.

Tilsvarende analyser ble gjort for den andre overvåkingsstasjonen i Frierfjorden (Frier-Dyp) og for overvåkingsstasjonen i Kalven, **Tabell 5** og **Tabell 6** og **Figur 18** og **Figur 19**

**Tabell 5.** Oppsummerende statistikk for stasjonen Frierfjorden-Dyp. Prøven Frierfjorden-Dyp 8 ble splittet i tre deler for separate analyser, jfr. **Tabell 3**. I analysen i tabellen under ble Frierfjorden-Dyp 8A tilfeldig trukket og inkludert. Konsentrasjoner i pg TE/g.

	<b>Verdi</b>
Antall prøver	9
Gjennomsnitt	4003
Standardavvik	382
Minimum	3676
Maksimum	4893
Spenn	1217

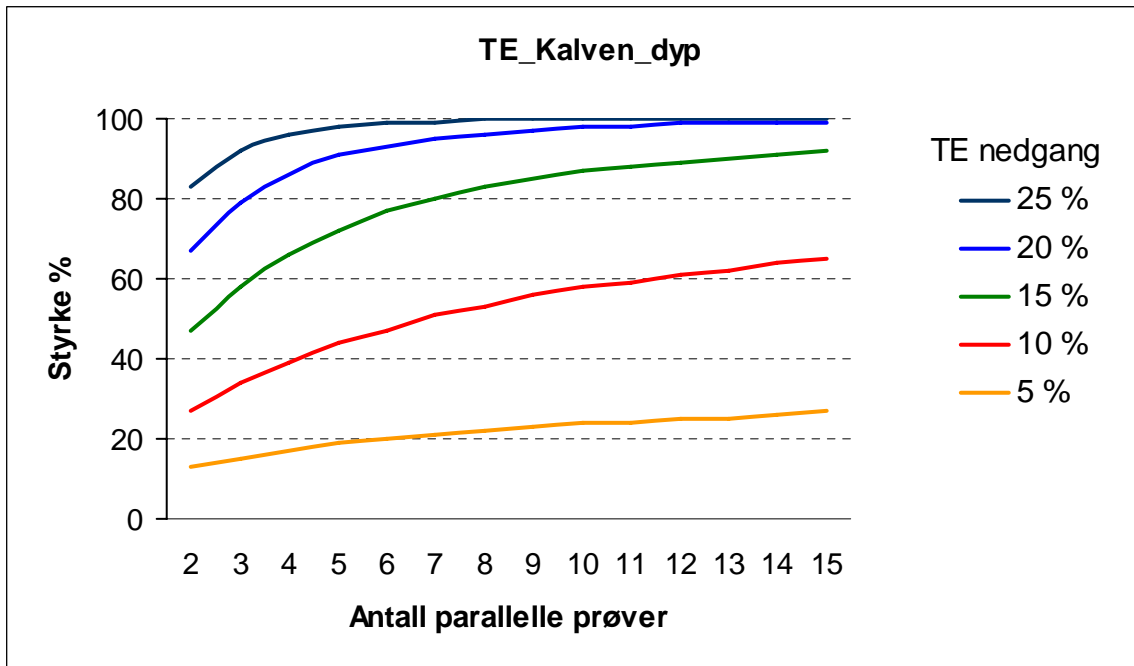
Resultatene viser at konsentrasjonene varierer med et spenn på  $\pm 15\%$  rundt middelverdien.



**Figur 18.** Styrkeanalyse av dioksin i overflatesedimenter på den dype overvåkningsstasjonen i Frierfjorden.

**Tabell 6.** Oppsummerende statistikk for stasjonen Kalven-Dyp. Prøven Kalven-Dyp 8 ble ekskludert pga uforklarlig høye konsentrasjoner (10 ganger de andre prøvene). Konsentrasjoner i pg TE/g.

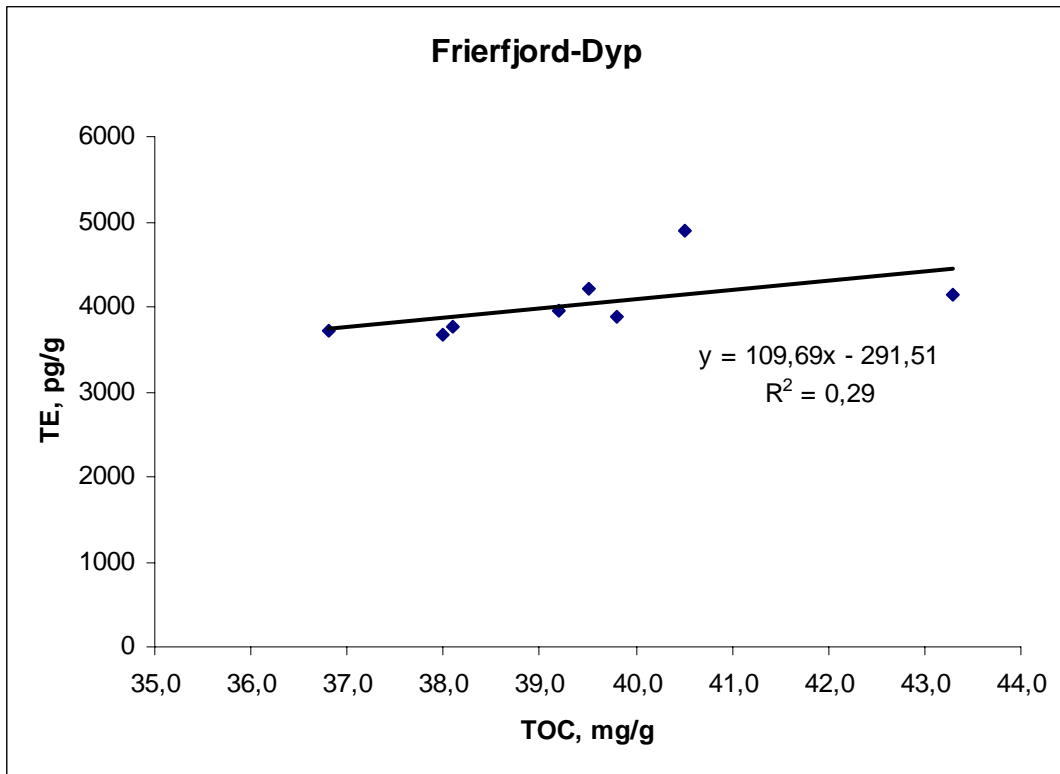
	<b>Verdi</b>
Antall prøver	9
Gjennomsnitt	1385
Standardavvik	159
Minimum	1142
Maksimum	1604
Spenn	462



**Figur 19.** Styrkeanalyse av dioksin i overflatesedimenter på overvåkningsstasjonen i Kalven.

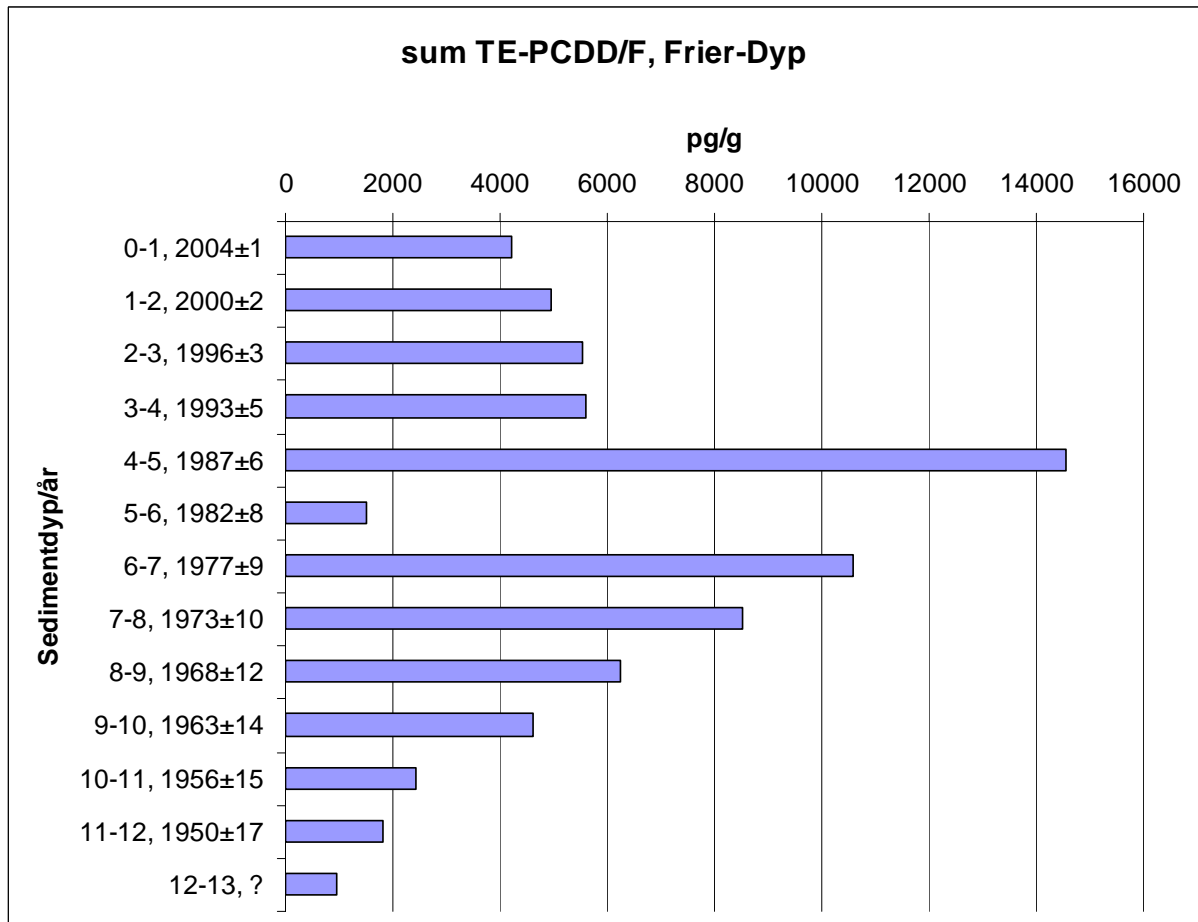
På den dype overvåkningsstasjonen i Frierfjorden og overvåkningsstasjonen i Kalven, vil man altså være i stand til med mer enn 80 % sannsynlighet å detektere en nedgang kun på 10-15 % av middelverdien hvis man ved neste prøvetaking samler inn og analyserer 10 parallelle prøver fra hver av stasjonene. Den økte sannsynligheten på disse to stasjonene sammenlignet med den grunne stasjonen i Frierfjorden, skyldes mindre varians (feltmessig) i disse prøvene.

Det var ingen signifikant sammenheng mellom dioksinkonsentrasjonene og innhold av organisk karbon på de to dype overvåkningsstasjonene som eksemplifisert i **Figur 20**.



**Figur 20.** Sammenheng mellom dioksinkonsentrasjon og totalt organisk karbon i prøvene fra den dype overvåkingsstasjonen i Frierfjorden.

Tidsutviklingen i konsentrasjon kan også belyses gjennom den vertikale konsentrasjonsfordelingen i aldersdaterte sedimentkjerner. Det er gjort for en sedimentkerne fra den dype overvåkingsstasjonen i Frierfjorden, **Figur 21**.



**Figur 21.** Vertikalprofil av dioksininnhold i en sedimentkjerne fra den dype overvåkingsstasjonen i Frierfjorden. Y-aksen angir cm ned i sedimentkjernen med tilhørende alder.

Fordelingen av dioksinkonsentrasjonen i sedimentsøylen viser en økning i konsentrasjonene fra 1950-tallet frem til midten av 1980-tallet for deretter å avta. Magnesiumfabrikken på Herøya, som er hovedkilden til dioksinproblematikken i Grenlandsfjordene, startet i 1951. Utslippene nådde sin høyeste verdi omkring 1975 da rensanlegg ble innført. Det er derfor sannsynlig at avtagende konsentrasjoner etter kurvemaksimumet på 80-tallet kan knyttes til innføring av rensiltak ved magnesiumfabrikken. En tidsforskyvning i forhold til tidspunkt for utslippsreduksjoner er sannsynlig på grunn av størrelsen av akkumuleringshastigheten til sedimentene.

## 6. Transport av dioksin over Brevikterskelen

### 6.1 Bakgrunn

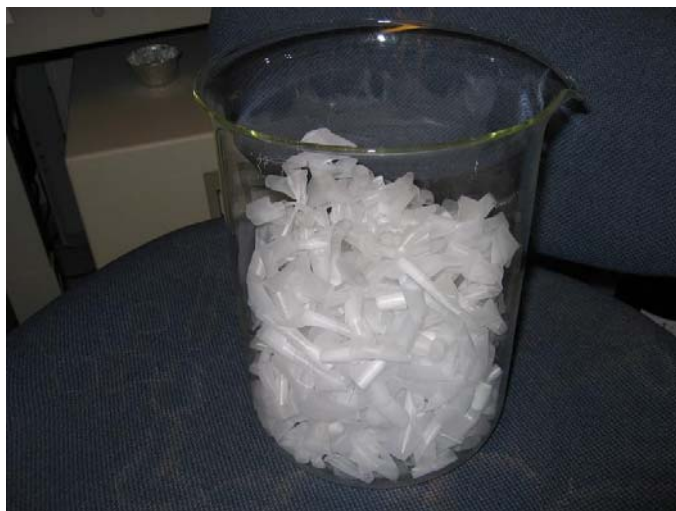
På grunn av de tidligere utslippene av polyklorerte dioksiner og -furaner (PCDD/Fs) til Frierfjorden, er det en relevant problemstilling om de forurensede sedimentene vil være en vesenlig kilde til transport av dioksiner fra Frierfjorden over Brevikterskelen til fjordområdet utenfor. I SedFlex-modellen er dette blitt simulert og estimert til en medianverdi på 1,2 g dioksiner regnet som toksisitetsekvivalenter pr. år under dagens forhold. Grunnlaget for modellsimuleringene i SedFlex bygger blant annet på konsentrasjoner av dioksiner i vannmassene. Disse målingene representerer øyeblikksbilder. Det kan derfor være hensiktsmessig å tilnærme seg problemstillingen rundt transport av dioksiner over Brevikterskelen også ut fra supplerende metodikk. Dette er gjort ved å utplassere såkalte passive prøvetakere i vannmassene (ca. 2 m og ca. 10m vanddyb) nær Brevikterskelen.

### 6.2 Mål

Målet med arbeidet har vært:

1. Måle dioksinkonsentrasjonen i vannmassene gjennom kalibrering med passive prøvetakere
2. Estimere fluksen av dioksiner fra Frierfjorden til fjordområdet utenfor

### 3. Prinsipp og typer av passive prøvetakere



**Figur 22.** 55  $\mu$ m tykk POM (polyoxymethylen) passive prøvetaker.

Prinsippet for målingene er at en bit av et polymermateriale (den passive prøvetakeren) plasseres ut i vannmassene. Den frie, løste fraksjonen tas opp av prøvetakeren. Forholdet mellom dioksinkonsentrasjonen på prøvetakeren og i vannet ( $K_{strip}$ ) er konstant over hele konsentrasjonsområdet, og kan dermed bli brukt til å bestemme den frie, løste konsentrasjonen i vannmassene fra mengden som er tatt opp av prøvetakeren. De fleste prøvetakerne trenger 3-4 måneder for å nå likevekt. Målingene gir derfor en

integert verdi for dette tidsintervallet.

I undersøkelsene har følgende materialer blitt brukt som passive prøvetakere:

- PolyOxyMethylene 55  $\mu$ m tykk (POM-55, utviklet påNGI): Har vist seg å virke bra for PCBs og PAHs (Cornelissen et al. 2008, Jonker and Koelmans 2001). POM brukes også for øyeblikket for PCDD/Fs in Østersjøen, og for PCDD/Fs i jord fra Marieberg, Sverige, samt for PAHs og PCBs i Oslo havn.
- Silikonslanger: Et alternativt materiale brukt for å verifisere POM-resultater (Mayer et al. 2000).



## 6.3 Metode

### 6.3.1 Kalibrering av passiv prøvetaker POM-55 for dioksiner

Kalibreringen gjøres ved å riste en løsning av dioksiner med den aktuelle prøvetakeren. Fordelingskoeffisienter mellom den passive prøvetakeren og vann bestemmes og disse brukes videre til å bestemme den frie, løste konsentrasjonen av dioksiner i fjordvann.

10-250 mg passive prøvetaker ble ristet i 50-1000 mL flasker i en serie av metanol fortyninger: 0,10,20,30,40,50 % metanol i vann. Tilsetning av metanol forenkler analysen av vannfasen. Etter 200 d risting separeres løsningen og passive prøvetaker. Begge ble ekstrahert med hekan, opprenset og analysert på høyoppløslig GC-MS.

### 6.3.2 Konsentrasjoner på partikler og $K_{TOC}$

Vann (200-600 L) ble pumpet gjennom et glassfiberfilter (fanger partikler) og et polyuretanfilter (fanger totalt løst dioksin). Fra konsentrasjonene på glassfiberfilteret og den frie løste konsentrasjonen ble stedsspesifikke  $K_{TOC}$ -verdier (for bruk i fluksberegningene) bestemt. Bestemmelsen av stedsspesifikke fordelingskoeffisienter gjøres kun en gang for systemet.

### 6.3.3 Sedimenterende partikler

4 sedimentfeller ble satt ut i Frierfjorden ved Brevikterskelen for å samle partikler for analyse av sedimenterende partikulært organisk karbon (POC) og PCDD/Fs for å beregne in-situ POC-vann fordelingskoeffisient ( $K_{POC}$ ).

### 6.3.4 Langtidsovervåking

Passive prøvetakere (polymer strips) ble utplassert ved Brevikterskelen over en 20 måneders periode (oktober 2005- juni 2007) for å måle tidsintegrerte, fritt løste konsentrasjoner av PCDD/F i vannmassene. Med utgangspunkt i transportene av vann og suspendert materiale over Brevikterskelen, kan transporten av PCDD/Fs bestemmes ut fra den frie oppløste konsentrasjonen:

$$F_{PCDD/F} = F_{water} \times C_{free} + F_{water} \times C_{TOC} \times K_{TOC} \times C_{free}$$

hvor

$F_{PCDD/F}$  = fluks av PCDD/F (g/yr)

$F_{water} = t$  = fluks av vann ( $m^3/yr$ )

$C_{free}$  = tidsintegrert fritt løste konsentrasjon bestemt med POM ( $g/m^3$ )

$C_{TOC}$  = konsentrasjon av Totalt Organisk Karbon i vann (mg/L). TOC er POC (partikulært) pluss DOC (løst)

$K_{TOC}$  = TOC-vann fordelingskoeffisient, "kalibrert" en gang fra forskjellen mellom totale og den den fritt løste konsentrasjonen (L/kg) (TOC= POC+DOC)

Variablene er bestemt som følger:

$F_{water}$  = vanntransport i Skienselva (around  $120 m^3/sec$ ) bestemmes kontinuerlig

$C_{free}$  = tidsintegrert fritt løste konsentrasjon bestemt med POM passive prøvetaker ( $g/m^3$ )

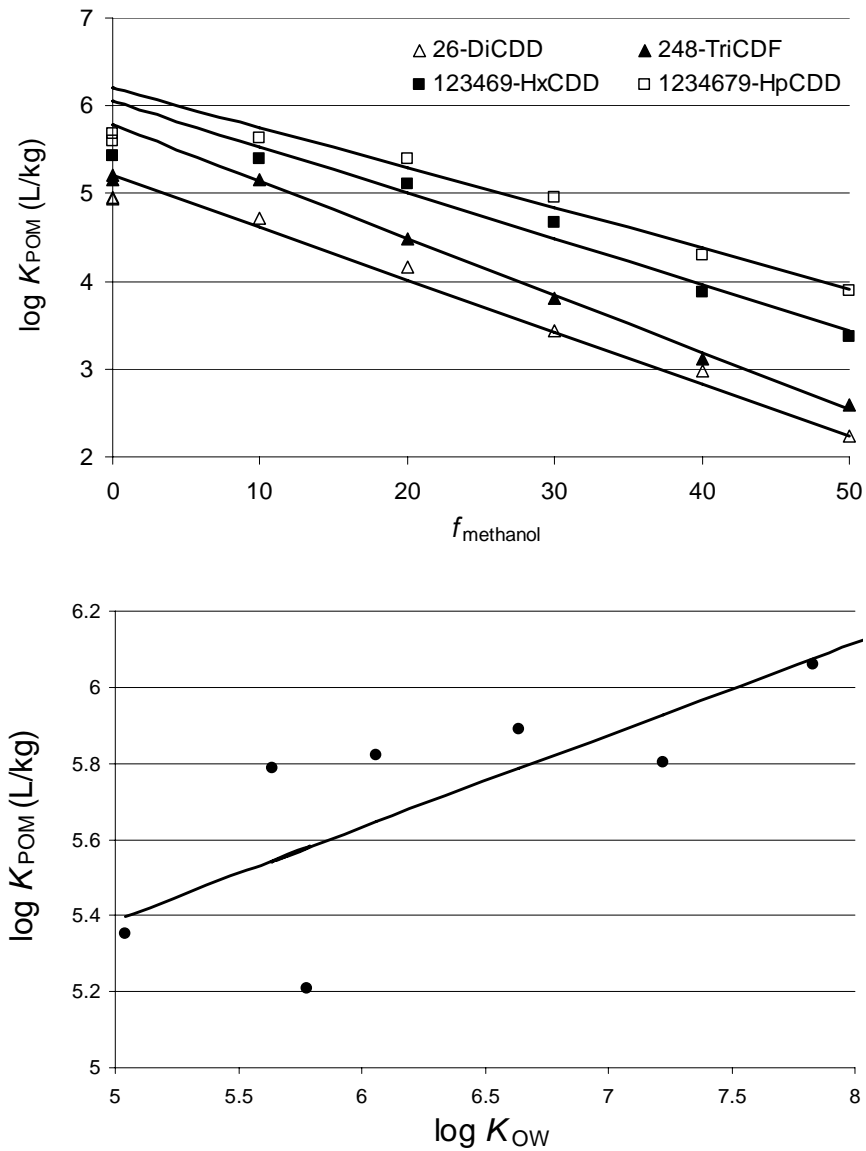
$C_{TOC}$  = TOC-konsentrasjon i vann (mg/L), målt til omkring 2-3 mg/L ved 4 anledninger gjennom prøvetakingsperioden

$K_{TOC}$  = TOC-vann fordelingskoeffisient fra forskjellen mellom totale og fritt løste konsentrasjon (L/kg)

## 6.4 Resultater og diskusjon

### 6.4.1 POM-vann fordelingskoeffisient

Fordelingskoeffisienter ble målt for de ikke-toksiske (ikke 2378-substituerte) kongenerene, og deretter ble verdier for de toksiske kongenerene bestemt ved ekstrapolering. Lineære sammenhenger mellom  $K_{POM}$  og metanolinnholdet ble bestemt i området 10-50% metanol (**Figur 23a**). Ved 0 % metanol (rent vann) flater kurvene egentlig ut. Denne underestimeringen skyldes sannsynligvis feilaktig høyt PCDD/F-innhold i den metanolfrie vanddige fasen. Det er svært vanskelig å bestemme ekstremt hydrofobe forbindelser som PCDD/F i vann i laboratoriesystemer siden små mengder av sorberende partikler i den vanddige fasen, kan resultere i alvorlig overestimering av  $C_w$ .  $K_{POM}$  for de ikke-toksiske kongenerene ble derfor bestemt ved ekstrapolering fra 10-50% metanolområdet til 0 % metanol (**Figur 23a, Tabell 7**). Deretter ble  $K_{POM}$  for de toksiske PCDD/F-forbindelsene bestemt fra  $\log K_{POM} - \log K_{OW}$  forholdet for de ikke-toksiske forbindelsene (**Figur 23b, Tabell 7**). Selv om  $\log K_{POM} - \log K_{OW}$  forholdet for ikke-toksiske PCDD/Fs hadde begrenset kvalitet (**Figur 23b**,  $r^2 = 0.70$ ), kan det brukes til bestemmelse av  $K_{POM}$  for de toksiske kongenerene innenfor ca. 0.2 log enheter.



**Figur 23.** (a) Log  $K_{POM}$  vs.  $f_{\text{methanol}}$ , metanolfraksjonen i vann (%). Eksempel for fire av de syv målte ikke-toksiske kongenerene; (b) Log  $K_{POM}$  – log  $K_{OW}$  –forhold for de syv målte ikke-toksiske PCDD/F-kongenerene.

**Tabell 7.** Log  $K_{OW}$  og log  $K_{POM}$  for ikke-toksiske (målte) og toksiske (beregnet fra log  $K_{POM}$  – log  $K_{OW}$  -forhold) PCDD/F-kongenerer.

Ikke-toksiske kongenerer	Log $K_{OW}$	Log $K_{POM}$ målt <sup>a</sup>
28-DiCDF	5.04	5.35 ± 0.07
16-DiCDD	5.78	5.21 ± 0.05
248-TrCDF	5.64	5.79 ± 0.06
1368-TCDF	6.06	5.82 ± 0.14
1368-TCDD	6.64	5.89 ± 0.14
12389-PeCDF	7.22	5.8 ± 0.3
123469-HxCDD	7.83	6.1 ± 0.2
1234679-HpCDD	8.25	6.21 ± 0.13
Toksiske kongenerer	Log $K_{OW}$	Log $K_{POM}$ beregnet <sup>b</sup>
2378-TCDF	6.46	5.7
12378-PeCDF	6.99	5.9
23478-PeCDF	7.11	5.9
123478-HxCDF	7.53	6.0
123678-HxCDF	7.57	6.0
123789-HxCDF	7.76	6.1
234678-HxCDF	7.65	6.0
1234678-HpCDF	8.01	6.1
1234789-HpCDF	8.23	6.2
OCDF	8.6	6.3
2378-TCDD	6.96	5.9
12378-PeCDD	7.5	6.0
123478-HxCDD	7.94	6.1
123678-HxCDD	7.98	6.1
123789-HxCDD	7.9	6.1
1234678-HpCDD	8.4	6.2
OCDD	8.75	6.3

<sup>a</sup> Fra fem målinger i området 10-50% metanol, ekstrapolert til 0% MeOH

<sup>b</sup> Fra log  $K_{POM}$  – log  $K_{OW}$  -forhold for ikke-toksiske kongenerer.

#### 6.4.2 POM-eksponering i felt

I **Tabell 8** er fritt løste vannkonsentrasjoner målt med POM passive prøvetakere etter 6, 9, 12 og 20 måneder opplistet. For de fleste kongenerene samt for TEQ-tallene ble det observert liten eller ingen økning mellom 6, 9 og 12 måneders eksponering. Det konkluderes dermed at likevekt er nådd, og at avvik i innhold etter 20 mnd eksponering kan skyldes naturlig variasjon. Dette er også logisk siden likevekt i POM-55 ble nådd innen en måned for PAHer og PCBer under mye mindre strømmehastighet i Oslofjorden (1.5 cm/sek, i forhold til 100-200 cm/sek i Frierfjorden).

**Tabell 8.** Konsentrasjoner (fritt løst) målt i overflatevann (3 m dybde) etter 6, 9, 12 og 20 måneder, i femtogram per liter ( $10^{-15}$  g/L).

Måneder	POM overfl T1	POM overfl T2	POM overfl T3	POM overfl T4
	Mars 06 6 mnd.	Juni 06 9 mnd.	Oktober 06 12 mnd.	Juni 07 20 mnd.
2378-TCDF	50.2	52.8	86.7	167.3
12378-PeCDF	21.8	22.0	31.9	70.6
23478-PeCDF	7.8	8.0	11.8	23.8
123478-HxCDF	11.9	12.6	18.1	36.6
123678-HxCDF	5.8	6.3	9.1	18.5
123789-HxCDF	0.91		1.12	2.66
234678-HxCDF	2.62	3.15	5.80	5.13
1234678-HpCDF	5.39	6.30	7.78	15.63
1234789-HpCDF	1.97	2.33	4.06	6.50
OCDF	6.44	6.30	9.20	14.79
2378-TCDD	8.97	0.71	0.63	2.36
12378-PeCDD	1.48	1.53	1.87	3.59
123478-HxCDD	0.49	0.47	0.67	1.11
123678-HxCDD	1.16	0.60	1.42	2.99
123789-HxCDD		0.63	3.61	1.28
1234678-HpCDD	1.93	1.98	1.81	4.55
OCDD	1.04	1.02	0.90	3.01
TEQ (fg/L)	22.1	14.3	21.8	43.4

**Vannkonsentrasjon målt med silikonslange som passiv prøvetaker**

For å kvalitetssikre POM som passiv prøvetaker, ble det også utført noen målinger med et alternativt materiale (silikonslange). Det ble gjort i overflatevann (3 m dybde) samt i dypt vann i kompensasjonsstrømmen (12 m dybde). Det viste seg at forskjellen mellom fritt løste konsentrasjoner i vann målt med silikon og med POM-55 var liten, kun en faktor 1.7 for overflatevannet og en faktor 1.2 for dypvannet (**Tabell 9**).

**Tabell 9.** Forhold mellom fritt løste vannkonsentrasjoner målt med silikon og med POM som passiv prøvetaker.

	Overflatevann	Dypvann
	Forhold Sil / POM	Forhold Sil / POM
2378-TCDF	2.4	1.5
12378-PeCDF	1.8	0.8
23478-PeCDF	1.8	0.9
123478-HxCDF	1.6	0.8
123678-HxCDF	2.0	0.7
123789-HxCDF	0.9	0.6
234678-HxCDF	1.4	0.8
1234678-HpCDF	2.0	0.7
1234789-HpCDF	1.7	0.6
OCDF	2.4	0.8
2378-TCDD	0.5	0.6
12378-PeCDD	1.9	0.8
123478-HxCDD	0.9	1.0
123678-HxCDD	0.8	0.6
123789-HxCDD	0.6	0.2
1234678-HpCDD	1.5	0.7
OCDD	2.0	0.8
Median	1.7	0.8

#### 6.4.3 Vannkonsentrasjoner av partikkelbundet, totalt løst og fritt løst dioksin

I **Tabell 8** er konsentrasjoner av PCDD/F i vannfasen presentert, nemlig partikkelbundet målt med glassfiltere, totalt løst målt med polyuretanfiltere, og fritt løst målt med POM-55 passive prøvetakere. Konsentrasjonen bundet til partiklene er betydelig høyere enn konsentrasjonene som er løst (enten totalt eller fritt). Det betyr at mesteparten av PCDD/F-transport over Brevikterskelen skjer som partikkelbundet dioksin.

De partikkelbundende konsentrasjonene av PCDD/F var tilnærmet like i dypvann og overflatevann. Fritt løste konsentrasjoner var imidlertid litt høyere i dypvann enn i overflatevann (**Tabell 10** og **Tabell 11**).

**Tabell 10.** Vannkonsentrasjoner i overflatevann (fg/L = 10<sup>-15</sup> g/L): partikkelbundet (n=3), totalt løst (n=3), og fritt løst (n=4).

	Partikkelbundet		Løst		POM fritt løst		PUF/POM
	overflate	std	overflate	std	overflate	std	
2378-TCDF	179	46	13	12	89	55	0.1
12378-PeCDF	296	101	11	13	37	23	0.3
23478-PeCDF	82	27	7.2	9.2	13	8	0.6
123478-HxCDF	575	180	8.5	10.9	20	12	0.4
123678-HxCDF	324	123	1.8	1.6	9.9	5.9	0.2
123789-HxCDF	83	26	1.0	1.0	1.6	1.0	0.6
234678-HxCDF	289	442	105	177	4.2	1.5	25.1
1234678-HpCDF	1382	581	28	42	8.8	4.7	3.2
1234789-HpCDF	550	221	11	18	3.7	2.1	3.0
OCDF	5419	2018	173	254	9.2	4.0	18.9
2378-TCDD	4.9	2.9	1.3	0.9	3.2	3.9	0.4
12378-PeCDD	23	13	3.4	4.8	2.1	1.0	1.6
123478-HxCDD	27	24	2.8	2.3	0.7	0.3	4.1
123678-HxCDD	31	18	1.3	1.3	1.5	1.0	0.9
123789-HxCDD	35	11	1.8	0.9	1.8	1.6	1.0
1234678-HpCDD	264	144	6.2	8.0	2.6	1.3	2.4
OCDD	865	787	18	16	1.5	1.0	12.4
							Median
							1.0
TEQ (fg/L)	255	127	21	30	26	17	

**Tabell 11.** Vannkonsentrasjoner i dypvann (fg/L = 10<sup>-15</sup> g/L): partikkelbundet (n=3), totalt løst (n=3), og fritt løst (n=4).

	Partikkelbundet		Løst		POM fritt løst	
	overflate	std	overflate	std	overflate	std
2378-TCDF	138	65	17	17	331	152
12378-PeCDF	258	106	18	22	267	125
23478-PeCDF	77	30	8	8	84	39
123478-HxCDF	524	152	20	23	219	93
123678-HxCDF	307	93	7	5	111	48
123789-HxCDF	72	5	1	1	17	7
234678-HxCDF	91	61	33	26	22	11
1234678-HpCDF	1177	373	38	42	134	67
1234789-HpCDF	463	77	16	19	57	26
OCDF	4759	909	202	256	145	67
2378-TCDD	4	2	0	1	5	2
12378-PeCDD	16	3	3	4	13	6
123478-HxCDD	15	3	2	0	7	3
123678-HxCDD	24	3	2	0	14	6
123789-HxCDD	26	3	0	1	9	4
1234678-HpCDD	187	28	7	2	20	9
OCDD	416	159	14	11	12	7
TEQ (fg/L)	206	68	16	16	142	65

TEQ beregnet etter WHO 1998

#### 6.4.4 Sedimenterende partikler (sedimentfeller)

Fire sedimentfeller ble prøvetatt for sedimenterende partikler. Egenskapene til de sedimenterende partiklene er presentert i **Tabell 12** (Totalt Organisk Karbon, TOC, og black carbon, BC, som omfatter sot og trekull). TOC-inneholdet var 5-8%, i samsvar med tidligere målinger. Den delen av TOC som var BC, BC/TOC-forholdet, var 6-9%, rundt median verdien (9%) fra 90 tidligere litteraturgjennomganger (Cornelissen et al. 2005).

**Tabell 12.** Totalt Organisk Karbon, TOC, og black carbon, (BC; sot og trekull) i sedimenterende partikler (triplikate målinger).

Fellekoding	Dato	TOC (%)	TON (%)	BC (%)	BC / TOC (%)
<b>Fjellvegg</b>	<b>17.10.06</b>	6.46 ± 0.10	0.60 ± 0.05	0.45 ± 0.01	7.0
<b>GF1</b>	<b>13.06.06</b>	8.45 ± 0.15	0.99 ± 0.08	0.49 ± 0.08	5.8
<b>Fjellvegg</b>	<b>07.06.13</b>	5.36 ± 0.25	0.49 ± 0.08	0.32 ± 0.02	6.0
<b>GF4</b>	<b>07.06.14</b>	6.22 ± 0.22	0.63 ± 0.12	0.57 ± 0.03	9.2

Fellematerialet ble analysert for innhold av PCDD/F. Konsentrasjonene er gitt i **Tabell 13**. Verdiene (TEQ) tilsvarer klasse V (meget sterkt forurenset) i forhold til den reviderte klassifiseringen av miljøkvalitet i fjorden og kystvann. Det er interessant og sammenligne sedimentfelleverdiene med konsentrasjonene målt på den dype overvåkingsstasjonen i Frierfjorden. Gjennomsnittet av 9 prøver var her 4000 ng/kg. Verdiene av rundt 1500 ng/kg kan også sammenlignes med tidligere verdier fra Persson et al. 2005 som målte 4900 ng/kg i fellemateriale i år 2000. Dette viser at transport over terskelen sannsynligvis har minsket 2-3 ganger siden 2000, i samsvar med beregninger med SedFlex-modellen.

**Tabell 13.** PCDD/F-konsentrasjoner i sedimentfellematerialet (ng/kg; n=4).

Kongener	Konsentrasjon (ng/kg)	std
2378-TCDF	853	145
12378-PeCDF	1787	248
23478-PeCDF	506	83
123478-HxCDF	4073	761
123678-HxCDF	2114	545
123789-HxCDF	575	169
234678-HxCDF	436	71
1234678-HpCDF	8905	1809
1234789-HpCDF	3898	944
OCDF	40799	11872
2378-TCDD	42	51
12378-PeCDD	97	15
123478-HxCDD	145	22
123678-HxCDD	224	57
123789-HxCDD	278	39
1234678-HpCDD	1339	301
OCDD	3074	937
TEQ (ng/kg)	1487	336



### 6.4.5 Overvåking av transport med POM som passive prøvetakere

I den videre overvåking med POM brukes følgende formel og baseres på 6 måneders eksponering av POM, kvartalsvise målinger av TOC og den kontinuerlige loggingen av vannføringen i Skienselva korrigert for medrivning av kompensasjonsstrømmen:

$$F_{PCDD/F} = F_{water} \times C_{free} + F_{water} \times C_{TOC} \times K_{TOC} \times C_{free}$$

hvor

$F_{PCDD/F}$  = fluks av PCDD/F (g/yr)

$F_{water} = t$  = fluks av vann (m<sup>3</sup>/yr)

$C_{free}$  = tidsintegrert frie løste konsentrasjon bestemt med POM (g/m<sup>3</sup>)

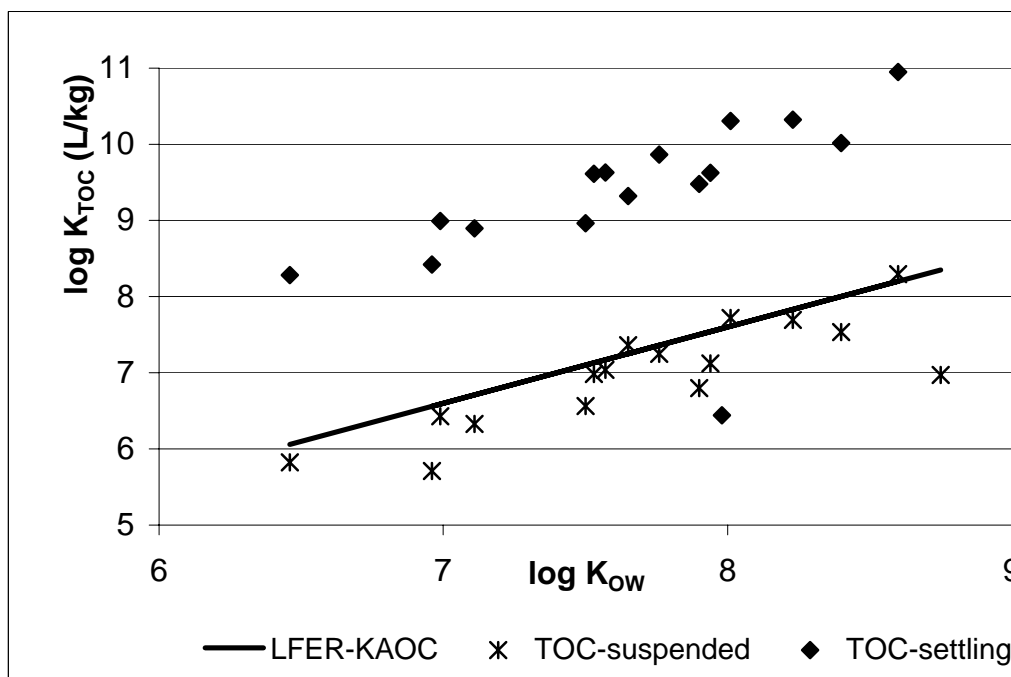
$C_{TOC}$  = TOC vann (mg/L)

$K_{TOC}$  = TOC-vann fordelingskoeffisient, "kalibrert" en gang fra forskjellen mellom total og den fritt løste konsentrasjonen (L/kg)

Stedsspesifikke partikkel-vann fordelingskoeffisienter er gitt i **Tabell 14** og **Figur 24**. Koeffisientene er bestemt på grunn av innholdet i partiklene og fritt løste konsentrasjoner. Verdiene for de suspenderte partiklene (\* symbolene) i **Figur 24** bør brukes i formel (1) for kontinuerlig overvåking av PCDD/F-transport over Brevikterskelen. Verdiene for sedimenterende partikler er så høye p.g.a. sterk binding av PCDD/F til "black carbon" (sot og trekull) (Cornelissen 2005).

**Tabell 14.** Stedsspesifikke partikkel-vann fordelingskoeffisienter (Log  $K_{TOC}$ ) for POM som overvåkingsmetode.

	Log $K_{TOC}$	Std
2378-TCDF	5.83	0.27
12378-PeCDF	6.43	0.30
23478-PeCDF	6.33	0.28
123478-HxCDF	6.99	0.28
123678-HxCDF	7.04	0.30
123789-HxCDF	7.25	0.28
234678-HxCDF	7.36	0.46
1234678-HpCDF	7.72	0.29
1234789-HpCDF	7.69	0.29
OCDF	8.29	0.26
2378-TCDD	5.71	0.45
12378-PeCDD	6.56	0.31
123478-HxCDD	7.12	0.37
123678-HxCDD	6.82	0.35
123789-HxCDD	6.80	0.34
1234678-HpCDD	7.53	0.31
OCDD	8.29	0.41



**Figur 24.** Log  $K_{TOC}$  for sedimenterende og suspenderte partikler. Verdiene for de suspenderte partiklene (\* symbolene) bør brukes i formel (1) for kontinuerlig overvåking av PCDD/F transport over Brevikterskelen. Verdiene for sedimenterende partikler er så høye p.g.a. sterk binding av PCDD/Fer til black carbon (sot og trekull). Linjen viser bindingsevne til "gjennomsnitt" organisk materiale uten påvirkning av black carbon. LFER-KAOC: Sorpsjon til "amorf" organisk materiale (AOC) uten påvirkning av BC (sot/kull) utledet fra "Linear Free Energy Relationship".

#### 6.4.6 Flukser over Brevikterskelen målt i denne studien i perioden 2005-2007

##### Fluksestimater på grunnlag av POM-målinger

Transporter over Brevikterskelen bestemt for perioden oktober 2005-juni 2007. Det ble antatt at kompensasjonsstrømmen i dypvann ( $12 \text{ m}^3/\text{sek}$ ) er 10 % av utgående strøm i overflatevannet ( $120 \text{ m}^3/\text{sek}$ ). En oversikt over fluksen beregnet som TEQ er gitt i **Tabell 15**. I **Tabell 16** er fluksene per kongener spesifisert.

Resultatene fra målingene med POM stemmer dermed godt overens med fluksestimeringene fra SedFlex-modelleringen.

**Tabell 15.** Oversikt av PCDD/F fluks over Brevikterskelen oktober 2005-juni 2007 beregnet som TEQ ( $\text{g}/\text{år}$ ).

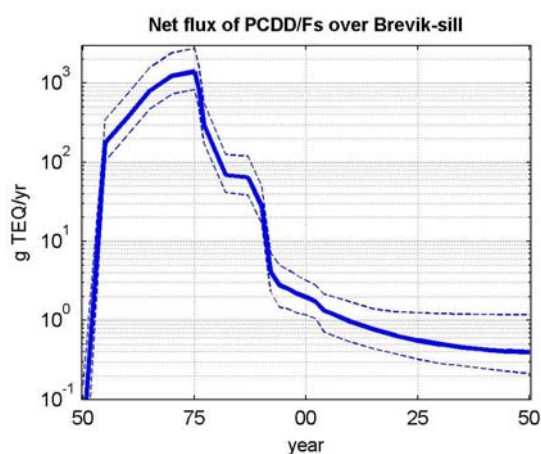
	Partikkelbundet	Fritt løst	Total
Fluks ut ( $\text{g TEQ}/\text{år}$ )	$1.0 \pm 0.5$	$0.10 \pm 0.07$	$1.1 \pm 0.6$
Fluks inn ( $\text{g TEQ}/\text{år}$ )	$0.08 \pm 0.03$	$0.05 \pm 0.02$	$0.13 \pm 0.05$
Netto fluks ( $\text{g TEQ}/\text{år}$ )	$0.9 \pm 0.5$	$0.04 \pm 0.09$	$0.9 \pm 0.6$

**Tabell 16.** Flukser per kongener (g/år) (jfr. Tabell 8), samt standardavvik for triplikater.

	Fluks UT (overflatevann)				Fluks INN (dypvann)			
	g/år				g/år			
	Partikler	std	Løst fritt	std	Partikler	Std	Løst fritt	Std
2378-TCDF	0.68	0.17	0.34	0.21	0.05	0.02	0.13	0.06
12378-PeCDF	1.12	0.38	0.14	0.09	0.10	0.04	0.10	0.05
23478-PeCDF	0.31	0.10	0.049	0.029	0.029	0.011	0.03	0.01
123478-HxCDF	2.17	0.68	0.075	0.044	0.20	0.06	0.08	0.04
123678-HxCDF	1.23	0.47	0.037	0.022	0.12	0.04	0.04	0.02
123789-HxCDF	0.31	0.10	0.006	0.004	0.027	0.002	0.007	0.003
234678-HxCDF	1.09	1.67	0.016	0.006	0.03	0.02	0.008	0.004
1234678-HpCDF	5.23	2.20	0.033	0.018	0.45	0.14	0.05	0.03
1234789-HpCDF	2.08	0.84	0.014	0.008	0.18	0.03	0.021	0.010
OCDF	20.51	7.64	0.035	0.015	1.80	0.34	0.055	0.025
2378-TCDD	0.02	0.01	0.012	0.015	0.001	0.001	0.002	0.001
12378-PeCDD	0.09	0.05	0.008	0.004	0.006	0.001	0.005	0.002
123478-HxCDD	0.10	0.09	0.003	0.001	0.006	0.001	0.003	0.001
123678-HxCDD	0.12	0.07	0.006	0.004	0.009	0.001	0.005	0.002
123789-HxCDD	0.13	0.04	0.007	0.006	0.010	0.001	0.004	0.002
1234678-HpCDD	1.00	0.55	0.010	0.005	0.07	0.01	0.008	0.003
OCDD	3.27	2.98	0.006	0.004	0.16	0.06	0.004	0.002
Fluks UT	Partikler	std	Løst fritt	std	Partikler	std	Løst fritt	Std
TEQ	0.96	0.48	0.10	0.07	0.08	0.03	0.05	0.02
Nett fluks, UT – INN								
TEQ	0.89	0.51	0.04	0.09				

#### Fluksestimater ut fra SedFlex-simuleringer

Målingene av transport av dioksiner over Brevikterskelen med passive prøvetakere som metode, kan sammenlignes med fluksestimater basert på simuleringer i SedFlex-modellen. Dette er vist i **Figur 25** etter at modellen er kalibrert i henhold til Markov Chain Monte Carlo-metoden (MCMC) (Saloranta et al. 2008).



**Figur 25.** Fluks av dioksiner over Brevikterskelen ut basert på simuleringer i SedFlex-modellen etter MCMC-kalibrering (jfr. kap.3).

For den aktuelle perioden gir SedFlex-simuleringene et medianestimat for nettofluks av løst pluss partikulært bundet dioksin på 1,2 g TEQ/år. 95 % av modellsimuleringene faller mellom 0,6 og 2,0 g TEQ/år. Det er således en god overensstemmelse mellom de direkte målingene med passive prøvetakere og modellsimuleringene i SedFlex (jfr. kap 3)

## 6.5 Referanseliste

- Cornelissen, G.; Pettersen, A.; Broman, D.; Mayer, P.; Breedveld, G.D. Field testing of equilibrium passive samplers to determine freely dissolved native PAH concentrations. *Environ. Toxicol. Chem.* **2008**, *27*, 499-508.
- Jonker, M.T.O.; Koelmans, A.A. Polyoxymethylene Solid Phase Extraction as a Partitioning Method for Hydrophobic Organic Chemicals in Sediment and Soot. *Environ. Sci. Technol.* **2001**, *35*, 3742-3748
- Mayer, P.; Vaes, W.H.J.; Wijnker, F.; Legierse, K.C.H.M.; Kraaij, H.; Tolls, J.; Hermens, J.L.M. Sensing Dissolved Sediment Porewater Concentrations of Persistent and Bioaccumulative Pollutants Using Disposable Solid-Phase Microextraction Fibers. *Environ. Sci. Technol.* **2000**, *34*, 5177-5186
- Persson, N.J.; Gustafsson, Ö.; Bucheli, T.D.; Ishaq, R.; Naes, K.; Broman, D. Soot-Carbon Influenced Distribution of PCDD/Fs in the Marine Environment of the Grenlandsfjords, Norway. *Environ. Sci. Technol.* **2002**, *36*, 4968-4977
- Cornelissen, G.; Gustafsson, Ö.; Bucheli, T.D.; Jonker, M.T.O.; Koelmans, A.A.; Van Noort, P.C.M. Extensive Sorption of Organic Compounds to Black Carbon, Coal, and Kerogen in Sediments and Soils: Mechanisms and Consequences for Distribution, Bioaccumulation, and Biodegradation. *Environ. Sci. Technol.* **2005** *39*, 6881-6895

## Vedlegg A. Organisk innhold i sedimentene

Prøve	Sedimenttype	TOC µg/mg C TS
Frier dyp 0-1 cm	Sedimentkjerne	41,4
Frier dyp 1-2 cm	Sedimentkjerne	43,5
Frier dyp 2-3 cm	Sedimentkjerne	43,9
Frier dyp 3-4 cm	Sedimentkjerne	48,6
Frier dyp 4-5 cm	Sedimentkjerne	58,1
Frier dyp 5-6 cm	Sedimentkjerne	62,3
Frier dyp 6-7 cm	Sedimentkjerne	58,9
Frier dyp 7-8 cm	Sedimentkjerne	51,7
Frier dyp 8-9 cm	Sedimentkjerne	46,3
Frier dyp 9-10 cm	Sedimentkjerne	44,6
Frier dyp 10-11 cm	Sedimentkjerne	44
Frier dyp 11-12 cm	Sedimentkjerne	41,5
Frier dyp 12-13 cm	Sedimentkjerne	49,7
Frier dyp 13-14 cm	Sedimentkjerne	32,7
Frier dyp 14-15 cm	Sedimentkjerne	21,3
Frier dyp 15-16 cm	Sedimentkjerne	15,9
Frier dyp 16-17 cm	Sedimentkjerne	10,7
Frier dyp 17-18 cm	Sedimentkjerne	9,6
Frier dyp 18-19 cm	Sedimentkjerne	9,2
Frier dyp 19-20 cm	Sedimentkjerne	9,7
Frier grunn 1	Overflatesediment (0-2)	23,1
Frier grunn 2	Overflatesediment (0-2)	28
Frier grunn 3	Overflatesediment (0-2)	24,8
Frier grunn 4	Overflatesediment (0-2)	23
Frier grunn 5	Overflatesediment (0-2)	29,7
Frier grunn 6	Overflatesediment (0-2)	25,2
Frier grunn 7	Overflatesediment (0-2)	25,7
Frier grunn 8	Overflatesediment (0-2)	28,1
Frier grunn 9	Overflatesediment (0-2)	22,2
Frier grunn 10	Overflatesediment (0-2)	27,1
Frier grunn 11	Overflatesediment (0-2)	28,2
Frier grunn 12	Overflatesediment (0-2)	22,7
Frier dyp 1	Overflatesediment (0-2)	43,3
Frier dyp 2	Overflatesediment (0-2)	38,1
Frier dyp 3	Overflatesediment (0-2)	38
Frier dyp 4	Overflatesediment (0-2)	39,5
Frier dyp 5	Overflatesediment (0-2)	38,8
Frier dyp 6	Overflatesediment (0-2)	40,5
Frier dyp 7	Overflatesediment (0-2)	36,8
Frier dyp 9	Overflatesediment (0-2)	39,2
Frier dyp 10	Overflatesediment (0-2)	39,8
Kalven dyp 1	Overflatesediment (0-2)	42,3
Kalven dyp 2	Overflatesediment (0-2)	43,6
Kalven dyp 3	Overflatesediment (0-2)	43,1
Kalven dyp 4	Overflatesediment (0-2)	42,2
Kalven dyp 5	Overflatesediment (0-2)	41
Kalven dyp 6	Overflatesediment (0-2)	43,3
Kalven dyp 7	Overflatesediment (0-2)	42
Kalven dyp 8	Overflatesediment (0-2)	42,8
Kalven dyp 9	Overflatesediment (0-2)	43,4
Kalven dyp 10	Overflatesediment (0-2)	43,2

# Vedlegg B. Dioksininnhold i overflatesedimentene

## Results of PCDD/PCDF Analysis



Encl. to measuring report: O-3717

NILU sample number: 05/1708

Customer: NIVA v/Næss

Customers sample ID: Frierfjorden

: Frier Grunn 1

Sample type: Sediment

Sample amount: 2,5 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: M\_16-01-02\_diox-2

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	71,3		71,3	71,3	71,3
12378-PeCDD	386		193	193	386
123478-HxCDD	462	71	46,2	46,2	46,2
123678-HxCDD	774	72	77,4	77,4	77,4
123789-HxCDD	718		71,8	71,8	71,8
1234678-HpCDD	4 438	71	44,4	44,4	44,4
OCDD	7 369	66	7,37	7,37	0,74
<b>SUM PCDD</b>			<b>511</b>	<b>511</b>	<b>698</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	2 635		263	263	263
12378/12348-PeCDF	5 978	*	59,8	299	299
23478-PeCDF	1 477		738	738	738
123478/123479-HxCDF	13 596	71	1 360	1 360	1 360
123678-HxCDF	6 401	70	640	640	640
123789-HxCDF	1 243	*	124	124	124
234678-HxCDF	1 078		108	108	108
1234678-HpCDF	31 737	69	317	317	317
1234789-HpCDF	14 473	*	145	145	145
OCDF	104 521	108	105	105	10,5
<b>SUM PCDF</b>			<b>3 860</b>	<b>4 099</b>	<b>4 005</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>4 372</b>	<b>4 611</b>	<b>4 703</b>

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

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

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

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

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF Analysis



Encl. to measuring report: O-3717

NILU sample number: 05/1709

Customer: NIVA v/Næss

Customers sample ID: Frierfjorden

: Frier Grunn 2

Sample type: Sediment

Sample amount: 2,5 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: M\_16-01-2006\_diox-2

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	85,0		85,0	85,0	85,0
12378-PeCDD	491		245	245	491
123478-HxCDD	582	70	58,2	58,2	58,2
123678-HxCDD	870	72	87,0	87,0	87,0
123789-HxCDD	812		81,2	81,2	81,2
1234678-HpCDD	5 462	65	54,6	54,6	54,6
OCDD	10 154	59	10,2	10,2	1,02
<b>SUM PCDD</b>			<b>621</b>	<b>621</b>	<b>857</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	2 909		291	291	291
12378/12348-PeCDF	6 922	*	69,2	346	346
23478-PeCDF	1 681		841	841	841
123478/123479-HxCDF	15 728	67	1 573	1 573	1 573
123678-HxCDF	7 941	64	794	794	794
123789-HxCDF	1 526	*	153	153	153
234678-HxCDF	1 275		127	127	127
1234678-HpCDF	39 639	61	396	396	396
1234789-HpCDF	18 571	*	186	186	186
OCDF	129 990	101	130	130	13,0
<b>SUM PCDF</b>			<b>4 560</b>	<b>4 837</b>	<b>4 720</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>5 181</b>	<b>5 458</b>	<b>5 577</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF Analysis



Encl. to measuring report: O-3717

NILU sample number: 05/1710

Customer: NIVA v/Næss

Customers sample ID: Frierfjorden

: Frier Grunn 3

Sample type: Sediment

Sample amount: 2,5 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: M\_16-01-2006\_diox-2

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	74,6		74,6	74,6	74,6
12378-PeCDD	410		205	205	410
123478-HxCDD	459	71	45,9	45,9	45,9
123678-HxCDD	777	69	77,7	77,7	77,7
123789-HxCDD	757		75,7	75,7	75,7
1234678-HpCDD	4 239	68	42,4	42,4	42,4
OCDD	7 367	64	7,37	7,37	0,74
<b>SUM PCDD</b>			<b>529</b>	<b>529</b>	<b>727</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	2 607		261	261	261
12378/12348-PeCDF	6 055	*	60,5	303	303
23478-PeCDF	1 389		694	694	694
123478/123479-HxCDF	13 326	66	1 333	1 333	1 333
123678-HxCDF	6 428	67	643	643	643
123789-HxCDF	1 290	*	129	129	129
234678-HxCDF	1 072		107	107	107
1234678-HpCDF	31 948	65	319	319	319
1234789-HpCDF	14 778	*	148	148	148
OCDF	103 055	106	103	103	10,3
<b>SUM PCDF</b>			<b>3 798</b>	<b>4 040</b>	<b>3 947</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>4 326</b>	<b>4 569</b>	<b>4 674</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948



## Results of PCDD/PCDF Analysis



Encl. to measuring report: O-3717

NILU sample number: 05/1711

Customer: NIVA v/Næss

Customers sample ID: Frierfjorden

: Frier Grunn 4

Sample type: Sediment

Sample amount: 2,5 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: M\_16-01-2006\_diox-2

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	70,9		70,9	70,9	70,9
12378-PeCDD	373		187	187	373
123478-HxCDD	446	71	44,6	44,6	44,6
123678-HxCDD	677	74	67,7	67,7	67,7
123789-HxCDD	696		69,6	69,6	69,6
1234678-HpCDD	4 002	71	40,0	40,0	40,0
OCDD	7 490	65	7,49	7,49	0,75
<b>SUM PCDD</b>			<b>487</b>	<b>487</b>	<b>667</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	2 158		216	216	216
12378/12348-PeCDF	5 280	*	52,8	264	264
23478-PeCDF	1 314		657	657	657
123478/123479-HxCDF	12 238	71	1 224	1 224	1 224
123678-HxCDF	5 747	70	575	575	575
123789-HxCDF	1 156	*	116	116	116
234678-HxCDF	954		95,4	95,4	95,4
1234678-HpCDF	28 935	67	289	289	289
1234789-HpCDF	13 972	*	140	140	140
OCDF	99 755	112	99,8	99,8	9,98
<b>SUM PCDF</b>			<b>3 464</b>	<b>3 675</b>	<b>3 585</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>3 951</b>	<b>4 162</b>	<b>4 252</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF Analysis



Encl. to measuring report: O-3717

NILU sample number: 05/1712

Customer: NIVA v/Næss

Customers sample ID: Frierfjorden

: Frier Grunn 5

Sample type: Sediment

Sample amount: 2,5 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: M\_16-01-2006\_diox-2

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	133		133	133	133
12378-PeCDD	689		345	345	689
123478-HxCDD	841	77	84,1	84,1	84,1
123678-HxCDD	1 318	75	132	132	132
123789-HxCDD	1 281		128	128	128
1234678-HpCDD	7 607	72	76,1	76,1	76,1
OCDD	13 882	69	13,9	13,9	1,39
<b>SUM PCDD</b>			<b>912</b>	<b>912</b>	<b>1 244</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	4 385		439	439	439
12378/12348-PeCDF	10 046	*	100	502	502
23478-PeCDF	2 407		1 204	1 204	1 204
123478/123479-HxCDF	22 329	71	2 233	2 233	2 233
123678-HxCDF	10 024	74	1 002	1 002	1 002
123789-HxCDF	2 063	*	206	206	206
234678-HxCDF	1 763		176	176	176
1234678-HpCDF	53 638	68	536	536	536
1234789-HpCDF	26 129	*	261	261	261
OCDF	177 196	118	177	177	17,7
<b>SUM PCDF</b>			<b>6 336</b>	<b>6 737</b>	<b>6 578</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>7 247</b>	<b>7 649</b>	<b>7 822</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610  
 NILU sample number: 07/608B  
 Customer: NIVA v/K. Næs  
 Customers sample ID: Frier Grunn 6  
 : 27-26, 21.12.06  
 Sample type: Sediment  
 Sample amount: 0,25 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	113	37 g	113	113	113
12378-PeCDD	574	42	287	287	574
123478-HxCDD	409	47	40,9	40,9	40,9
123678-HxCDD	785	45	78,5	78,5	78,5
123789-HxCDD	585		58,5	58,5	58,5
1234678-HpCDD	4 383	45	43,8	43,8	43,8
OCDD	10 611	34 g	10,6	10,6	1,06
<b>SUM PCDD</b>			<b>632</b>	<b>632</b>	<b>910</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	3 454	44	345	345	345
12378/12348-PeCDF	5 204	*	52,0	260	260
23478-PeCDF	2 017	45	1 009	1 009	1 009
123478/123479-HxCDF	15 859	44	1 586	1 586	1 586
123678-HxCDF	7 233	48	723	723	723
123789-HxCDF	5 061	*	506	506	506
234678-HxCDF	2 413	44	241	241	241
1234678-HpCDF	40 717	45	407	407	407
1234789-HpCDF	14 809	*	148	148	148
OCDF	142 442	45	142	142	14,2
<b>SUM PCDF</b>			<b>5 160</b>	<b>5 369</b>	<b>5 240</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>5 793</b>	<b>6 001</b>	<b>6 150</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	237	42			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	48,5				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	146	45			14,6
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	122	47			1,22
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>15,9</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)  
 i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)  
 TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)  
 < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1  
 i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference  
 b : Lower than 10 times method blank  
 g : Recovery is not according to NILUs quality criteria  
 \* : Samplingstandard NS-EN 1948

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



Encl. to measuring report: O-4610  
 NILU sample number: 07/609B  
 Customer: NIVA v/K. Næs  
 Customers sample ID: Frier Grunn 7  
 : 27-27, 21.12.06  
 Sample type: Sediment  
 Sample amount: 0,25 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	71,6	g	71,6	71,6	71,6
12378-PeCDD	619	51	310	310	619
123478-HxCDD	549	58	54,9	54,9	54,9
123678-HxCDD	908	51	90,8	90,8	90,8
123789-HxCDD	690		69,0	69,0	69,0
1234678-HpCDD	5 014	49	50,1	50,1	50,1
OCDD	10 643	36	10,6	10,6	1,06
<b>SUM PCDD</b>			<b>657</b>	<b>657</b>	<b>957</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	4 258	48	426	426	426
12378/12348-PeCDF	6 233	*	62,3	312	312
23478-PeCDF	2 356	50	1 178	1 178	1 178
123478/123479-HxCDF	18 580	48	1 858	1 858	1 858
123678-HxCDF	8 728	50	873	873	873
123789-HxCDF	5 663	*	566	566	566
234678-HxCDF	2 289	48	229	229	229
1234678-HpCDF	43 545	51	435	435	435
1234789-HpCDF	17 466	*	175	175	175
OCDF	154 827	47	155	155	15,5
<b>SUM PCDF</b>			<b>5 957</b>	<b>6 206</b>	<b>6 067</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>6 614</b>	<b>6 863</b>	<b>7 024</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	277	41			0,03
344'5'-TeCB (PCB-81)	56,8				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	< 41,1	46			4,11
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	74,9	50			0,75
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>4,89</b>

# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610  
 NILU sample number: 07/610B  
 Customer: NIVA v/K. Næs  
 Customers sample ID: Frier Grunn 8  
 : 27-28, 21.12.06  
 Sample type: Sediment  
 Sample amount: 0,25 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: DI004-04-06-2007\_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	< 137	g	137	137	137
12378-PeCDD	607	32 g	303	303	607
123478-HxCDD	591	33 g	59,1	59,1	59,1
123678-HxCDD	797	35 g	79,7	79,7	79,7
123789-HxCDD	661		66,1	66,1	66,1
1234678-HpCDD	5 121	g	51,2	51,2	51,2
OCDD	10 605	g	10,6	10,6	1,06
<b>SUM PCDD</b>			<b>707</b>	<b>707</b>	<b>1 001</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	3 595	35 g	359	359	359
12378/12348-PeCDF	5 771	*	57,7	289	289
23478-PeCDF	2 128	34 g	1 064	1 064	1 064
123478/123479-HxCDF	16 468	33 g	1 647	1 647	1 647
123678-HxCDF	8 697	36 g	870	870	870
123789-HxCDF	4 271	*	427	427	427
234678-HxCDF	1 794	36 g	179	179	179
1234678-HpCDF	43 672	36 g	437	437	437
1234789-HpCDF	13 376	*	134	134	134
OCDF	162 369	32 g	162	162	16,2
<b>SUM PCDF</b>			<b>5 337</b>	<b>5 568</b>	<b>5 422</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>6 044</b>	<b>6 275</b>	<b>6 423</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	242	39 g			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	37,9				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	< 157	40			15,7
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	< 50,8	41			0,51
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>16,3</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)  
 i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)  
 TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)  
 < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1  
 i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference  
 b : Lower than 10 times method blank  
 g : Recovery is not according to NILUs quality criteria  
 \* : Samplingstandard NS-EN 1948

# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610  
 NILU sample number: 07/611B  
 Customer: NIVA v/K. Næs  
 Customers sample ID: Frier Grunn 9  
 : 27-29, 21.12.06  
 Sample type: Sediment  
 Sample amount: 0,25 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	93,8	47	93,8	93,8	93,8
12378-PeCDD	463	69	231	231	463
123478-HxCDD	431	81	43,1	43,1	43,1
123678-HxCDD	662	74	66,2	66,2	66,2
123789-HxCDD	596		59,6	59,6	59,6
1234678-HpCDD	4 087	75	40,9	40,9	40,9
OCDD	8 713	62	8,71	8,71	0,87
<b>SUM PCDD</b>			<b>544</b>	<b>544</b>	<b>767</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	3 074	69	307	307	307
12378/12348-PeCDF	4 639	*	46,4	232	232
23478-PeCDF	1 786	70	893	893	893
123478/123479-HxCDF	13 600	74	1 360	1 360	1 360
123678-HxCDF	6 474	71	647	647	647
123789-HxCDF	4 180	*	418	418	418
234678-HxCDF	1 645	71	164	164	164
1234678-HpCDF	35 242	73	352	352	352
1234789-HpCDF	14 056	*	141	141	141
OCDF	122 347	74	122	122	12,2
<b>SUM PCDF</b>			<b>4 452</b>	<b>4 637</b>	<b>4 527</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>4 995</b>	<b>5 181</b>	<b>5 294</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	205	60			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	38,2				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	102	66			10,2
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	79,0	71			0,79
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>11,0</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)  
 i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)  
 TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)  
 < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1  
 i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference  
 b : Lower than 10 times method blank  
 g : Recovery is not according to NILUs quality criteria  
 \* : Samplingstandard NS-EN 1948

# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610  
 NILU sample number: 07/612B  
 Customer: NIVA v/K. Næs  
 Customers sample ID: Frier Grunn 10  
 : 27-30, 21.12.06  
 Sample type: Sediment  
 Sample amount: 0,25 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g			pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>						
2378-TCDD	<	39,1	33 g	39,1	39,1	39,1
12378-PeCDD		503	70	251	251	503
123478-HxCDD		521	67	52,1	52,1	52,1
123678-HxCDD		725	71	72,5	72,5	72,5
123789-HxCDD		642		64,2	64,2	64,2
1234678-HpCDD		4 502	69	45,0	45,0	45,0
OCDD		9 533	53	9,53	9,53	0,95
<b>SUM PCDD</b>				<b>534</b>	<b>534</b>	<b>777</b>
<b>Furanes</b>						
2378-TCDF		3 430	71	343	343	343
12378/12348-PeCDF		5 347	*	53,5	267	267
23478-PeCDF		1 972	69	986	986	986
123478/123479-HxCDF		16 006	72	1 601	1 601	1 601
123678-HxCDF		7 562	71	756	756	756
123789-HxCDF		4 590	*	459	459	459
234678-HxCDF		1 847	69	185	185	185
1234678-HpCDF		39 987	73	400	400	400
1234789-HpCDF		13 547	*	135	135	135
OCDF		138 308	75	138	138	13,8
<b>SUM PCDF</b>				<b>5 057</b>	<b>5 271</b>	<b>5 146</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>				<b>5 591</b>	<b>5 805</b>	<b>5 923</b>
<b>nonortho - PCB</b>						
33'44'-TeCB (PCB-77)		233	67			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)		40,9				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)		124	73			12,4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		92,4 i	74			0,92
<b>SUM TE-PCB</b>						<b>13,4</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)  
 i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)  
 TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)  
 < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1  
 i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference  
 b : Lower than 10 times method blank  
 g : Recovery is not according to NILUs quality criteria  
 \* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF Analysis



Encl. to measuring report: O-3717

NILU sample number: 05/1713

Customer: NIVA v/Næss

Customers sample ID: Frierfjorden

: Frier Dyp 1

Sample type: Sediment

Sample amount: 2,5 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: M\_16-01-2005\_diox-2

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	60,3		60,3	60,3	60,3
12378-PeCDD	338		169	169	338
123478-HxCDD	428	80	42,8	42,8	42,8
123678-HxCDD	711	76	71,1	71,1	71,1
123789-HxCDD	722		72,2	72,2	72,2
1234678-HpCDD	4 777	75	47,8	47,8	47,8
OCDD	10 359	73	10,4	10,4	1,04
<b>SUM PCDD</b>			<b>473</b>	<b>473</b>	<b>633</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	1 837		184	184	184
12378/12348-PeCDF	4 837	*	48,4	242	242
23478-PeCDF	1 192		596	596	596
123478/123479-HxCDF	11 952	78	1 195	1 195	1 195
123678-HxCDF	5 846	73	585	585	585
123789-HxCDF	1 195	*	120	120	120
234678-HxCDF	1 006		101	101	101
1234678-HpCDF	31 794	71	318	318	318
1234789-HpCDF	15 103	*	151	151	151
OCDF	113 803	124	114	114	11,4
<b>SUM PCDF</b>			<b>3 411</b>	<b>3 604</b>	<b>3 502</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>3 884</b>	<b>4 078</b>	<b>4 135</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948



## Results of PCDD/PCDF Analysis



Encl. to measuring report: O-3717

NILU sample number: 05/1714

Customer: NIVA v/Næss

Customers sample ID: Frierfjorden

: Frier Dyp 2

Sample type: Sediment

Sample amount: 2,5 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: M\_16-01-2006\_diox-2

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	43,8		43,8	43,8	43,8
12378-PeCDD	289		144	144	289
123478-HxCDD	399	81	39,9	39,9	39,9
123678-HxCDD	661	76	66,1	66,1	66,1
123789-HxCDD	699		69,9	69,9	69,9
1234678-HpCDD	4 261	82	42,6	42,6	42,6
OCDD	9 821	71	9,82	9,82	0,98
<b>SUM PCDD</b>			<b>416</b>	<b>416</b>	<b>552</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	1 628		163	163	163
12378/12348-PeCDF	4 364	*	43,6	218	218
23478-PeCDF	1 061		530	530	530
123478/123479-HxCDF	11 216	65	1 122	1 122	1 122
123678-HxCDF	5 289	64	529	529	529
123789-HxCDF	1 108	*	111	111	111
234678-HxCDF	1 041		104	104	104
1234678-HpCDF	29 944	67	299	299	299
1234789-HpCDF	12 408	*	124	124	124
OCDF	108 230	99	108	108	10,8
<b>SUM PCDF</b>			<b>3 134</b>	<b>3 309</b>	<b>3 211</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>3 551</b>	<b>3 725</b>	<b>3 763</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF Analysis



Encl. to measuring report: O-3717

NILU sample number: 05/1715

Customer: NIVA v/Næss

Customers sample ID: Frierfjorden

: Frier Dyp 3

Sample type: Sediment

Sample amount: 2,5 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: M\_16-01-2006\_diox-2

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	51,8		51,8	51,8	51,8
12378-PeCDD	305		153	153	305
123478-HxCDD	403	82	40,3	40,3	40,3
123678-HxCDD	625	79	62,5	62,5	62,5
123789-HxCDD	623		62,3	62,3	62,3
1234678-HpCDD	4 268	79	42,7	42,7	42,7
OCDD	9 627	72	9,63	9,63	0,96
<b>SUM PCDD</b>			<b>422</b>	<b>422</b>	<b>566</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	1 627		163	163	163
12378/12348-PeCDF	4 351	*	43,5	218	218
23478-PeCDF	1 006		503	503	503
123478/123479-HxCDF	10 748	76	1 075	1 075	1 075
123678-HxCDF	5 191	74	519	519	519
123789-HxCDF	1 050	*	105	105	105
234678-HxCDF	921		92,1	92,1	92,1
1234678-HpCDF	29 197	72	292	292	292
1234789-HpCDF	13 313	*	133	133	133
OCDF	105 772	117	106	106	10,6
<b>SUM PCDF</b>			<b>3 031</b>	<b>3 205</b>	<b>3 110</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>3 453</b>	<b>3 627</b>	<b>3 676</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF Analysis



Encl. to measuring report: O-3717

NILU sample number: 05/1716

Customer: NIVA v/Næss

Customers sample ID: Frierfjorden

: Frier Dyp 4

Sample type: Sediment

Sample amount: 2,5 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: M\_16-01-2006\_diox-2

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	60,1		60,1	60,1	60,1
12378-PeCDD	331		166	166	331
123478-HxCDD	451	65	45,1	45,1	45,1
123678-HxCDD	711	63	71,1	71,1	71,1
123789-HxCDD	693		69,3	69,3	69,3
1234678-HpCDD	4 883	63	48,8	48,8	48,8
OCDD	11 410	57	11,4	11,4	1,14
<b>SUM PCDD</b>			<b>471</b>	<b>471</b>	<b>627</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	1 806		181	181	181
12378/12348-PeCDF	4 843	*	48,4	242	242
23478-PeCDF	1 223		612	612	612
123478/123479-HxCDF	12 323	66	1 232	1 232	1 232
123678-HxCDF	6 074	62	607	607	607
123789-HxCDF	1 170	*	117	117	117
234678-HxCDF	1 026		103	103	103
1234678-HpCDF	33 567	61	336	336	336
1234789-HpCDF	14 869	*	149	149	149
OCDF	119 670	101	120	120	12,0
<b>SUM PCDF</b>			<b>3 504</b>	<b>3 698</b>	<b>3 590</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>3 975</b>	<b>4 169</b>	<b>4 217</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610  
 NILU sample number: 07/613B  
 Customer: NIVA v/K. Næs  
 Customers sample ID: Frier Dyp 6  
 : 27-38, 21.12.06  
 Sample type: Sediment  
 Sample amount: 0,50 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	68,3	70	68,3	68,3	68,3
12378-PeCDD	409	73	204	204	409
123478-HxCDD	405	88	40,5	40,5	40,5
123678-HxCDD	642	78	64,2	64,2	64,2
123789-HxCDD	556		55,6	55,6	55,6
1234678-HpCDD	5 036	72	50,4	50,4	50,4
OCDD	13 252	61	13,3	13,3	1,33
<b>SUM PCDD</b>			<b>497</b>	<b>497</b>	<b>689</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	2 363	74	236	236	236
12378/12348-PeCDF	4 208	*	42,1	210	210
23478-PeCDF	1 551	77	775	775	775
123478/123479-HxCDF	12 420	83	1 242	1 242	1 242
123678-HxCDF	6 733	73	673	673	673
123789-HxCDF	3 879	*	388	388	388
234678-HxCDF	1 437	76	144	144	144
1234678-HpCDF	37 808	77	378	378	378
1234789-HpCDF	14 144	*	141	141	141
OCDF	152 921	80	153	153	15,3
<b>SUM PCDF</b>			<b>4 173</b>	<b>4 341</b>	<b>4 204</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>4 670</b>	<b>4 838</b>	<b>4 893</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	252	69			0,03
344'5'-TeCB (PCB-81)	31,8				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	94,2	74			9,42
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	65,5	75			0,66
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>10,1</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)  
 i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)  
 TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)  
 < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1  
 i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference  
 b : Lower than 10 times method blank  
 g : Recovery is not according to NILUs quality criteria  
 \* : Samplingstandard NS-EN 1948

# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610  
 NILU sample number: 07/614B  
 Customer: NIVA v/K. Næs  
 Customers sample ID: Frier Dyp 7  
 : 27-39, 21.12.06  
 Sample type: Sediment  
 Sample amount: 0,25 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: DI004\_04-062007\_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	< 19,7	40	19,7	19,7	19,7
12378-PeCDD	315	68	158	158	315
123478-HxCDD	321	84	32,1	32,1	32,1
123678-HxCDD	474	80	47,4	47,4	47,4
123789-HxCDD	409		40,9	40,9	40,9
1234678-HpCDD	3 399	83	34,0	34,0	34,0
OCDD	8 909	84	8,91	8,91	0,89
<b>SUM PCDD</b>			<b>341</b>	<b>341</b>	<b>490</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	1 778	63	178	178	178
12378/12348-PeCDF	3 127	*	31,3	156	156
23478-PeCDF	1 208	70	604	604	604
123478/123479-HxCDF	9 937	76	994	994	994
123678-HxCDF	4 825	76	483	483	483
123789-HxCDF	3 011	*	301	301	301
234678-HxCDF	1 172	74	117	117	117
1234678-HpCDF	28 456	83	285	285	285
1234789-HpCDF	10 530	*	105	105	105
OCDF	106 070	97	106	106	10,6
<b>SUM PCDF</b>			<b>3 203</b>	<b>3 329</b>	<b>3 233</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>3 544</b>	<b>3 669</b>	<b>3 723</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	201	65			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	23,6				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	78,1	68			7,81
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	43,3	72			0,43
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>8,27</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)  
 i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)  
 TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)  
 < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1  
 i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference  
 b : Lower than 10 times method blank  
 g : Recovery is not according to NILUs quality criteria  
 \* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF Analysis



Encl. to measuring report: O-3717

NILU sample number: 05/1717

Customer: NIVA v/Næss

Customers sample ID: Frierfjorden

: Frier Dyp 8A

Sample type: Sediment

Sample amount: 2,5 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: M\_16-01-2006\_diox-2

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	55,1		55,1	55,1	55,1
12378-PeCDD	280		140	140	280
123478-HxCDD	394	68	39,4	39,4	39,4
123678-HxCDD	693	60	69,3	69,3	69,3
123789-HxCDD	676		67,6	67,6	67,6
1234678-HpCDD	4 262	68	42,6	42,6	42,6
OCDD	9 389	67	9,39	9,39	0,94
<b>SUM PCDD</b>			<b>424</b>	<b>424</b>	<b>555</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	1 641		164	164	164
12378/12348-PeCDF	4 316	*	43,2	216	216
23478-PeCDF	1 133		566	566	566
123478/123479-HxCDF	11 073	69	1 107	1 107	1 107
123678-HxCDF	5 384	66	538	538	538
123789-HxCDF	1 047	*	105	105	105
234678-HxCDF	940		94,0	94,0	94,0
1234678-HpCDF	29 741	66	297	297	297
1234789-HpCDF	12 769	*	128	128	128
OCDF	103 308	113	103	103	10,3
<b>SUM PCDF</b>			<b>3 146</b>	<b>3 319</b>	<b>3 226</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>3 570</b>	<b>3 743</b>	<b>3 781</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF Analysis



Encl. to measuring report: O-3717

NILU sample number: 05/1718

Customer: NIVA v/Næss

Customers sample ID: Frierfjorden

: Frier Dyp 8B

Sample type: Sediment

Sample amount: 2,5 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: M\_16-01-2006\_diox-2

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	51,9		51,9	51,9	51,9
12378-PeCDD	273		137	137	273
123478-HxCDD	433	73	43,3	43,3	43,3
123678-HxCDD	660	70	66,0	66,0	66,0
123789-HxCDD	644		64,4	64,4	64,4
1234678-HpCDD	4 417	72	44,2	44,2	44,2
OCDD	9 805	66	9,81	9,81	0,98
<b>SUM PCDD</b>			<b>416</b>	<b>416</b>	<b>544</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	1 665		167	167	167
12378/12348-PeCDF	4 035	*	40,4	202	202
23478-PeCDF	902		451	451	451
123478/123479-HxCDF	10 884	70	1 088	1 088	1 088
123678-HxCDF	5 215	67	522	522	522
123789-HxCDF	1 067	*	107	107	107
234678-HxCDF	981		98,1	98,1	98,1
1234678-HpCDF	30 426	69	304	304	304
1234789-HpCDF	13 078	*	131	131	131
OCDF	105 313	115	105	105	10,5
<b>SUM PCDF</b>			<b>3 013</b>	<b>3 175</b>	<b>3 080</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>3 429</b>	<b>3 591</b>	<b>3 624</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF Analysis



Encl. to measuring report: O-3717  
 NILU sample number: 05/1719  
 Customer: NIVA v/Næss  
 Customers sample ID: Frierfjorden  
 : Frier Dyp 8C  
 Sample type: Sediment  
 Sample amount: 2,5 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: M\_08-02-06\_diox-2

Total sample amount:

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	58,1		58,1	58,1	58,1
12378-PeCDD	262		131	131	262
123478-HxCDD	380	67	38,0	38,0	38,0
123678-HxCDD	556	67	55,6	55,6	55,6
123789-HxCDD	631		63,1	63,1	63,1
1234678-HpCDD	3 681	71	36,8	36,8	36,8
OCDD	8 448	75	8,45	8,45	0,84
<b>SUM PCDD</b>			<b>391</b>	<b>391</b>	<b>515</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	2 047		205	205	205
12378/12348-PeCDF	4 329	*	43,3	216	216
23478-PeCDF	1 225		612	612	612
123478/123479-HxCDF	10 638	66	1 064	1 064	1 064
123678-HxCDF	5 131	66	513	513	513
123789-HxCDF	1 164	*	116	116	116
234678-HxCDF	925		92,5	92,5	92,5
1234678-HpCDF	25 819	67	258	258	258
1234789-HpCDF	13 804	*	138	138	138
OCDF	29 465	198	29,5	29,5	2,95
<b>SUM PCDF</b>			<b>3 072</b>	<b>3 245</b>	<b>3 218</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>3 463</b>	<b>3 636</b>	<b>3 733</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)  
 i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)  
 TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)  
 < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1  
 i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference  
 b : Lower than 10 times method blank  
 g : Recovery is not according to NILUs quality criteria  
 \* : Samplingstandard NS-EN 1948



# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610  
 NILU sample number: 07/615B  
 Customer: NIVA v/K. Næs  
 Customers sample ID: Frier Dyp 9  
 : 27-40, 21.12.06  
 Sample type: Sediment  
 Sample amount: 0,25 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	52,8	53	52,8	52,8	52,8
12378-PeCDD	381	74	190	190	381
123478-HxCDD	348	98	34,8	34,8	34,8
123678-HxCDD	501	97	50,1	50,1	50,1
123789-HxCDD	401		40,1	40,1	40,1
1234678-HpCDD	3 807	82	38,1	38,1	38,1
OCDD	10 185	74	10,2	10,2	1,02
<b>SUM PCDD</b>			<b>416</b>	<b>416</b>	<b>598</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	1 791	72	179	179	179
12378/12348-PeCDF	3 191	*	31,9	160	160
23478-PeCDF	1 202	77	601	601	601
123478/123479-HxCDF	10 550	84	1 055	1 055	1 055
123678-HxCDF	4 983	89	498	498	498
123789-HxCDF	3 186	*	319	319	319
234678-HxCDF	1 371	89	137	137	137
1234678-HpCDF	29 670	85	297	297	297
1234789-HpCDF	10 919	*	109	109	109
OCDF	116 414	93	116	116	11,6
<b>SUM PCDF</b>			<b>3 343</b>	<b>3 471</b>	<b>3 366</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>3 760</b>	<b>3 887</b>	<b>3 964</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	230	64			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	29,3				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	63,9	i			6,39
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	52,1	78			0,52
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>6,94</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)  
 i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)  
 TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)  
 < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1  
 i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference  
 b : Lower than 10 times method blank  
 g : Recovery is not according to NILUs quality criteria  
 \* : Samplingstandard NS-EN 1948

# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610  
 NILU sample number: 07/616B  
 Customer: NIVA v/K. Næs  
 Customers sample ID: Frier Dyp 10  
 : 27-41, 21.12.06  
 Sample type: Sediement  
 Sample amount: 0,25 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g			pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>						
2378-TCDD	<	20,7	58	20,7	20,7	20,7
12378-PeCDD		327	71	163	163	327
123478-HxCDD		318	84	31,8	31,8	31,8
123678-HxCDD		488	83	48,8	48,8	48,8
123789-HxCDD		410		41,0	41,0	41,0
1234678-HpCDD		3 792	77	37,9	37,9	37,9
OCDD		10 907	65	10,9	10,9	1,09
<b>SUM PCDD</b>				<b>354</b>	<b>354</b>	<b>508</b>
<b>Furanes</b>						
2378-TCDF		1 835	69	183	183	183
12378/12348-PeCDF		3 140	*	31,4	157	157
23478-PeCDF		1 138	74	569	569	569
123478/123479-HxCDF		10 527	76	1 053	1 053	1 053
123678-HxCDF		4 944	77	494	494	494
123789-HxCDF		3 252	*	325	325	325
234678-HxCDF		1 576	74	158	158	158
1234678-HpCDF		29 698	76	297	297	297
1234789-HpCDF		11 521	*	115	115	115
OCDF		115 013	91	115	115	11,5
<b>SUM PCDF</b>				<b>3 341</b>	<b>3 467</b>	<b>3 363</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>				<b>3 695</b>	<b>3 821</b>	<b>3 871</b>
<b>nonortho - PCB</b>						
33'44'-TeCB (PCB-77)		210	66			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)		26,3				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)		72,2	72			7,22
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		53,9	i 77			0,54
<b>SUM TE-PCB</b>						<b>7,78</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)  
 i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)  
 TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)  
 < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1  
 i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference  
 b : Lower than 10 times method blank  
 g : Recovery is not according to NILUs quality criteria  
 \* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF Analysis



Encl. to measuring report: O-3717

NILU sample number: 05/1720

Customer: NIVA v/Næss

Customers sample ID: Brevik

: Kalven Dyp 1

Sample type: Sediment

Sample amount: 2,5 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: M\_08-02-06\_diox-2

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	19,1		19,1	19,1	19,1
12378-PeCDD	105		52,7	52,7	105
123478-HxCDD	143	71	14,3	14,3	14,3
123678-HxCDD	207	73	20,7	20,7	20,7
123789-HxCDD	271		27,1	27,1	27,1
1234678-HpCDD	1 369	76	13,7	13,7	13,7
OCDD	3 230	78	3,23	3,23	0,32
<b>SUM PCDD</b>			<b>151</b>	<b>151</b>	<b>201</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	721		72,1	72,1	72,1
12378/12348-PeCDF	1 462	*	14,6	73,1	73,1
23478-PeCDF	447		223	223	223
123478/123479-HxCDF	3 749	71	375	375	375
123678-HxCDF	1 601	67	160	160	160
123789-HxCDF	461	*	46,1	46,1	46,1
234678-HxCDF	421		42,1	42,1	42,1
1234678-HpCDF	10 157	71	102	102	102
1234789-HpCDF	4 705	*	47,0	47,0	47,0
OCDF	36 916	183 g	36,9	36,9	3,69
<b>SUM PCDF</b>			<b>1 119</b>	<b>1 178</b>	<b>1 144</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>1 270</b>	<b>1 328</b>	<b>1 345</b>

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

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

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

&lt;: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

\*: Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF Analysis



Encl. to measuring report: O-3717

NILU sample number: 05/1721

Customer: NIVA v/Næss

Customers sample ID: Brevik

: Kalven Dyp 2

Sample type: Sediment

Sample amount: 2,5 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: M\_08-02-06\_diox-2

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	17,5		17,5	17,5	17,5
12378-PeCDD	92,9		46,5	46,5	92,9
123478-HxCDD	123	67	12,3	12,3	12,3
123678-HxCDD	179	67	17,9	17,9	17,9
123789-HxCDD	230		23,0	23,0	23,0
1234678-HpCDD	1 185	69	11,8	11,8	11,8
OCDD	2 793	67	2,79	2,79	0,28
<b>SUM PCDD</b>			<b>132</b>	<b>132</b>	<b>176</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	598		59,8	59,8	59,8
12378/12348-PeCDF	1 216	*	12,2	60,8	60,8
23478-PeCDF	379		189	189	189
123478/123479-HxCDF	3 155	67	316	316	316
123678-HxCDF	1 387	63	139	139	139
123789-HxCDF	385	*	38,5	38,5	38,5
234678-HxCDF	358		35,8	35,8	35,8
1234678-HpCDF	8 618	65	86,2	86,2	86,2
1234789-HpCDF	3 799	*	38,0	38,0	38,0
OCDF	31 612	139	31,6	31,6	3,16
<b>SUM PCDF</b>			<b>946</b>	<b>994</b>	<b>966</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>1 077</b>	<b>1 126</b>	<b>1 142</b>

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

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

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

&lt;: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

\*: Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF Analysis



Encl. to measuring report: O-3717

NILU sample number: 05/1722

Customer: NIVA v/Næss

Customers sample ID: Brevik

: Kalven Dyp 3

Sample type: Sediment

Sample amount: 2,5 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: M\_08-02-06\_diox-2

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	17,0		17,0	17,0	17,0
12378-PeCDD	103		51,4	51,4	103
123478-HxCDD	135	61	13,5	13,5	13,5
123678-HxCDD	208	59	20,8	20,8	20,8
123789-HxCDD	269		26,9	26,9	26,9
1234678-HpCDD	1 337	65	13,4	13,4	13,4
OCDD	3 143	67	3,14	3,14	0,31
<b>SUM PCDD</b>			<b>146</b>	<b>146</b>	<b>195</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	678		67,8	67,8	67,8
12378/12348-PeCDF	1 397	*	14,0	69,8	69,8
23478-PeCDF	435		218	218	218
123478/123479-HxCDF	3 603	59	360	360	360
123678-HxCDF	1 546	57	155	155	155
123789-HxCDF	432	*	43,2	43,2	43,2
234678-HxCDF	369		36,9	36,9	36,9
1234678-HpCDF	9 702	60	97,0	97,0	97,0
1234789-HpCDF	4 393	*	43,9	43,9	43,9
OCDF	35 488	152 g	35,5	35,5	3,55
<b>SUM PCDF</b>			<b>1 071</b>	<b>1 127</b>	<b>1 095</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>1 217</b>	<b>1 273</b>	<b>1 289</b>

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

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

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

&lt;: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

\*: Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF Analysis



Encl. to measuring report: O-3717

NILU sample number: 05/1723

Customer: NIVA v/Næss

Customers sample ID: Brevik

: Kalven Dyp 4

Sample type: Sediment

Sample amount: 2,5g

Total sample amount:         

Concentration units: pg/g

Data files: M\_08-02-06\_diox-2

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	18,9		18,9	18,9	18,9
12378-PeCDD	105		52,5	52,5	105
123478-HxCDD	135	69	13,5	13,5	13,5
123678-HxCDD	210	67	21,0	21,0	21,0
123789-HxCDD	142		14,2	14,2	14,2
1234678-HpCDD	1 316	69	13,2	13,2	13,2
OCDD	3 116	65	3,12	3,12	0,31
<b>SUM PCDD</b>			<b>136</b>	<b>136</b>	<b>186</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	716		71,6	71,6	71,6
12378/12348-PeCDF	1 496	*	15,0	74,8	74,8
23478-PeCDF	446		223	223	223
123478/123479-HxCDF	3 556	68	356	356	356
123678-HxCDF	1 573	66	157	157	157
123789-HxCDF	420	*	42,0	42,0	42,0
234678-HxCDF	401		40,1	40,1	40,1
1234678-HpCDF	9 614	66	96,1	96,1	96,1
1234789-HpCDF	3 938	*	39,4	39,4	39,4
OCDF	34 800	134	34,8	34,8	3,48
<b>SUM PCDF</b>			<b>1 075</b>	<b>1 135</b>	<b>1 103</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>1 211</b>	<b>1 271</b>	<b>1 289</b>

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

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

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

&lt;: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

\*: Samplingstandard NS-EN 1948

## Results of PCDD/PCDF Analysis



Encl. to measuring report: O-3717

NILU sample number: 05/1724

Customer: NIVA v/Næss

Customers sample ID: Brevik

: Kalven Dyp 5

Sample type: Sediment

Sample amount: 2,5 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: M\_08-02-06\_diox-2

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	17,4		17,4	17,4	17,4
12378-PeCDD	104		52,2	52,2	104
123478-HxCDD	130	77	13,0	13,0	13,0
123678-HxCDD	205	76	20,5	20,5	20,5
123789-HxCDD	123		12,3	12,3	12,3
1234678-HpCDD	1 314	79	13,1	13,1	13,1
OCDD	3 106	79	3,11	3,11	0,31
<b>SUM PCDD</b>			<b>132</b>	<b>132</b>	<b>181</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	667		66,7	66,7	66,7
12378/12348-PeCDF	1 450	*	14,5	72,5	72,5
23478-PeCDF	437		218	218	218
123478/123479-HxCDF	3 580	75	358	358	358
123678-HxCDF	1 548	74	155	155	155
123789-HxCDF	408	*	40,8	40,8	40,8
234678-HxCDF	412		41,2	41,2	41,2
1234678-HpCDF	9 404	79	94,0	94,0	94,0
1234789-HpCDF	3 971	*	39,7	39,7	39,7
OCDF	34 992	176 g	35,0	35,0	3,50
<b>SUM PCDF</b>			<b>1 063</b>	<b>1 121</b>	<b>1 090</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>1 195</b>	<b>1 253</b>	<b>1 271</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

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



Encl. to measuring report: O-4610  
 NILU sample number: 07/617B  
 Customer: NIVA v/K. Næs  
 Customers sample ID: Kalven Dyp 6  
 : 27-47, 21.12.06  
 Sample type: Sediment  
 Sample amount: 0,25 g  
 Concentration units: pg&g  
 Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg&g			pg&g	pg&g	pg&g
<b>Dioxins</b>						
2378-TCDD	<	27,7	43	27,7	27,7	27,7
12378-PeCDD		159	53	79,4	79,4	159
123478-HxCDD		136	63	13,6	13,6	13,6
123678-HxCDD		226	58	22,6	22,6	22,6
123789-HxCDD		193		19,3	19,3	19,3
1234678-HpCDD		1 481	58	14,8	14,8	14,8
OCDD		3 895	51	3,89	3,89	0,39
<b>SUM PCDD</b>				<b>181</b>	<b>181</b>	<b>257</b>
<b>Furanes</b>						
2378-TCDF		686	55	68,6	68,6	68,6
12378/12348-PeCDF		1 264	*	12,6	63,2	63,2
23478-PeCDF		475	55	238	238	238
123478/123479-HxCDF		4 039	59	404	404	404
123678-HxCDF		1 741	59	174	174	174
123789-HxCDF		1 168	*	117	117	117
234678-HxCDF		560	58	56,0	56,0	56,0
1234678-HpCDF		11 622	61	116	116	116
1234789-HpCDF		3 645	*	36,5	36,5	36,5
OCDF		42 880	59	42,9	42,9	4,29
<b>SUM PCDF</b>				<b>1 265</b>	<b>1 316</b>	<b>1 277</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>				<b>1 446</b>	<b>1 497</b>	<b>1 534</b>
<b>nonortho - PCB</b>						
33'44'-TeCB (PCB-77)		182	57			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)		21,5				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	<	31,0	57			3,10
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	<	10,2	58			0,10
<b>SUM TE-PCB</b>						<b>3,22</b>

TE(nordic): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)  
 i-TE: 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)  
 TE (WHO): 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)  
 <: Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1  
 i: Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference  
 b: Lower than 10 times method blank  
 g: Recovery is not according to NILUs quality criteria  
 \*: Samplingstandard NS-EN 1948



# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610  
 NILU sample number: 07/618B  
 Customer: NIVA v/K. Næs  
 Customers sample ID: Kalven Dyp 7  
 : 27-48, 21.12.06  
 Sample type: Sediment  
 Sample amount: 0,25 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: DI004\_04-06-2007\_dixo

Total sample amount:

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g			pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>						
2378-TCDD	<	34,0	45	34,0	34,0	34,0
12378-PeCDD		149	63	74,5	74,5	149
123478-HxCDD		131	99	13,1	13,1	13,1
123678-HxCDD		210	86	21,0	21,0	21,0
123789-HxCDD		184		18,4	18,4	18,4
1234678-HpCDD		1 433	85	14,3	14,3	14,3
OCDD		3 649	79	3,65	3,65	0,36
<b>SUM PCDD</b>				<b>179</b>	<b>179</b>	<b>250</b>
<b>Furanes</b>						
2378-TCDF		646	60	64,6	64,6	64,6
12378/12348-PeCDF		1 134	*	11,3	56,7	56,7
23478-PeCDF		448	71	224	224	224
123478/123479-HxCDF		3 737	84	374	374	374
123678-HxCDF		1 567	92	157	157	157
123789-HxCDF		1 072	*	107	107	107
234678-HxCDF		520	87	52,0	52,0	52,0
1234678-HpCDF		11 163	87	112	112	112
1234789-HpCDF		3 564	*	35,6	35,6	35,6
OCDF		42 953	86	43,0	43,0	4,30
<b>SUM PCDF</b>				<b>1 180</b>	<b>1 225</b>	<b>1 186</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>				<b>1 359</b>	<b>1 404</b>	<b>1 437</b>
<b>nonortho - PCB</b>						
33'44'-TeCB (PCB-77)		166	61			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)		18,8				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	<	29,1	63			2,91
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		23,8	72			0,24
<b>SUM TE-PCB</b>						<b>3,16</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)  
 i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)  
 TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)  
 < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1  
 i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference  
 b : Lower than 10 times method blank  
 g : Recovery is not according to NILUs quality criteria  
 \* : Samplingstandard NS-EN 1948

# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610  
 NILU sample number: 07/619B  
 Customer: NIVA v/K. Næs  
 Customers sample ID: Kalven Dyp 8  
 : 27-49, 21.12.06  
 Sample type: Sediment  
 Sample amount: 0,50 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Total sample amount:  

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	373	67	373	373	373
12378-PeCDD	1 581	83	791	791	1 581
123478-HxCDD	1 349	100	135	135	135
123678-HxCDD	2 181	91	218	218	218
123789-HxCDD	1 943		194	194	194
1234678-HpCDD	11 049	94	110	110	110
OCDD	18 411	79	18,4	18,4	1,84
<b>SUM PCDD</b>			<b>1 839</b>	<b>1 839</b>	<b>2 613</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	10 636	80	1 064	1 064	1 064
12378/12348-PeCDF	17 003	*	170	850	850
23478-PeCDF	6 141	82	3 070	3 070	3 070
123478/123479-HxCDF	42 330	92	4 233	4 233	4 233
123678-HxCDF	23 533	79	2 353	2 353	2 353
123789-HxCDF	15 484	*	1 548	1 548	1 548
234678-HxCDF	4 726	83	473	473	473
1234678-HpCDF	93 710	91	937	937	937
1234789-HpCDF	44 760	*	448	448	448
OCDF	306 691	107	307	307	30,7
<b>SUM PCDF</b>			<b>14 603</b>	<b>15 283</b>	<b>15 007</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>16 442</b>	<b>17 122</b>	<b>17 620</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	807	64			0,08
344'5'-TeCB (PCB-81)	136				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	333	71			33,3
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	246	77			2,46
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>35,9</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)  
 i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)  
 TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)  
 < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1  
 i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference  
 b : Lower than 10 times method blank  
 g : Recovery is not according to NILUs quality criteria  
 \* : Samplingstandard NS-EN 1948

# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610  
 NILU sample number: 07/620B  
 Customer: NIVA v/K. Næs  
 Customers sample ID: Kalven Dyp 9  
 : 27-50, 21.12.06  
 Sample type: Sediment  
 Sample amount: 0,25 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g			pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>						
2378-TCDD	<	45,6	36 g	45,6	45,6	45,6
12378-PeCDD		154	52	76,9	76,9	154
123478-HxCDD		141	56	14,1	14,1	14,1
123678-HxCDD		221	57	22,1	22,1	22,1
123789-HxCDD		188		18,8	18,8	18,8
1234678-HpCDD		1 558	52	15,6	15,6	15,6
OCDD		3 768	42	3,77	3,77	0,38
<b>SUM PCDD</b>				<b>197</b>	<b>197</b>	<b>270</b>
<b>Furanes</b>						
2378-TCDF		673	53	67,3	67,3	67,3
12378/12348-PeCDF		1 321	*	13,2	66,0	66,0
23478-PeCDF		485	54	243	243	243
123478/123479-HxCDF		4 213	55	421	421	421
123678-HxCDF		1 635	63	164	164	164
123789-HxCDF		1 213	*	121	121	121
234678-HxCDF		571	54	57,1	57,1	57,1
1234678-HpCDF		12 483	54	125	125	125
1234789-HpCDF		3 677	*	36,8	36,8	36,8
OCDF		48 812	47	48,8	48,8	4,88
<b>SUM PCDF</b>				<b>1 297</b>	<b>1 350</b>	<b>1 306</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>				<b>1 494</b>	<b>1 546</b>	<b>1 576</b>
<b>nonortho - PCB</b>						
33'44'-TeCB (PCB-77)		208	53			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)		21,5				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	<	55,0	59			5,50
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		31,2 i	63			0,31
<b>SUM TE-PCB</b>						<b>5,84</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)  
 i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)  
 TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)  
 < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1  
 i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference  
 b : Lower than 10 times method blank  
 g : Recovery is not according to NILUs quality criteria  
 \* : Samplingstandard NS-EN 1948

# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610  
 NILU sample number: 07/621B  
 Customer: NIVA v/K. Næs  
 Customers sample ID: Kalven Dyp 10  
 : 27-51, 21.12.06  
 Sample type: Sediment  
 Sample amount: 0,25 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g			pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>						
2378-TCDD	<	56,3	g	56,3	56,3	56,3
12378-PeCDD		154	43	76,9	76,9	154
123478-HxCDD		126	51	12,6	12,6	12,6
123678-HxCDD		217	53	21,7	21,7	21,7
123789-HxCDD		152		15,2	15,2	15,2
1234678-HpCDD		1 666	44	16,7	16,7	16,7
OCDD		4 024	36 g	4,02	4,02	0,40
<b>SUM PCDD</b>				<b>204</b>	<b>204</b>	<b>277</b>
<b>Furanes</b>						
2378-TCDF		663	48	66,3	66,3	66,3
12378/12348-PeCDF		1 351	*	13,5	67,6	67,6
23478-PeCDF		512	45	256	256	256
123478/123479-HxCDF		4 183	47	418	418	418
123678-HxCDF		1 685	51	168	168	168
123789-HxCDF		1 250	*	125	125	125
234678-HxCDF		652	48	65,2	65,2	65,2
1234678-HpCDF		11 946	49	119	119	119
1234789-HpCDF		3 703	*	37,0	37,0	37,0
OCDF		44 097	45	44,1	44,1	4,41
<b>SUM PCDF</b>				<b>1 313</b>	<b>1 367</b>	<b>1 328</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>				<b>1 517</b>	<b>1 571</b>	<b>1 604</b>
<b>nonortho - PCB</b>						
33'44'-TeCB (PCB-77)		172	48			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)		14,4				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	<	36,6	49			3,66
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	<	13,1	49			0,13
<b>SUM TE-PCB</b>						<b>3,81</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)  
 i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)  
 TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)  
 < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1  
 i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference  
 b : Lower than 10 times method blank  
 g : Recovery is not according to NILUs quality criteria  
 \* : Samplingstandard NS-EN 1948

# Vedlegg C. Dioksininnhold i sedimentkjerne

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



Encl. to measuring report: O-4654

NILU sample number: 07/954

Customer: NIVA v/ K. Næs

Customers sample ID: Frier Dyp \_ 0-1 cm

: 1282-18

Sample type: Sediment

Sample amount: 0,27 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: M\_150607

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	72,8	39	72,8	72,8	72,8
12378-PeCDD	392	46	196	196	392
123478-HxCDD	379	47	37,9	37,9	37,9
123678-HxCDD	608	46	60,8	60,8	60,8
123789-HxCDD	524		52,4	52,4	52,4
1234678-HpCDD	3 623	48	36,2	36,2	36,2
OCDD	7 797	44	7,80	7,80	0,78
<b>SUM PCDD</b>			<b>464</b>	<b>464</b>	<b>653</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	2 195	45	220	220	220
12378/12348-PeCDF	3 789	*	37,9	189	189
23478-PeCDF	1 482	46	741	741	741
123478/123479-HxCDF	10 026	48	1 003	1 003	1 003
123678-HxCDF	5 419	47	542	542	542
123789-HxCDF	3 363	*	336	336	336
234678-HxCDF	1 113	46	111	111	111
1234678-HpCDF	27 665	47	277	277	277
1234789-HpCDF	11 868	*	119	119	119
OCDF	108 443	48	108	108	10,8
<b>SUM PCDF</b>			<b>3 494</b>	<b>3 646</b>	<b>3 548</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>3 958</b>	<b>4 110</b>	<b>4 202</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	232	43			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	32,8				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	89,8	46			8,98
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	63,4	49			0,63
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>9,64</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610

NILU sample number: 07/596B

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: Frier Dyp 2\_1-2 cm

: 27-2, 21.12.06

Sample type: Sediment

Sample amount: 0,50 g

Total sample amount:                     

Concentration units: pg/g

Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	61,0	69	61,0	61,0	61,0
12378-PeCDD	457	91	228	228	457
123478-HxCDD	428	118	42,8	42,8	42,8
123678-HxCDD	693	103	69,3	69,3	69,3
123789-HxCDD	595		59,5	59,5	59,5
1234678-HpCDD	4 308	111	43,1	43,1	43,1
OCDD	10 546	96	10,5	10,5	1,05
<b>SUM PCDD</b>			<b>515</b>	<b>515</b>	<b>733</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	2 498	83	250	250	250
12378/12348-PeCDF	4 127	*	41,3	206	206
23478-PeCDF	1 577	96	788	788	788
123478/123479-HxCDF	13 116	107	1 312	1 312	1 312
123678-HxCDF	6 598	95	660	660	660
123789-HxCDF	3 247	*	325	325	325
234678-HxCDF	1 818	102	182	182	182
1234678-HpCDF	34 320	105	343	343	343
1234789-HpCDF	13 735	*	137	137	137
OCDF	126 705	117	127	127	12,7
<b>SUM PCDF</b>			<b>4 165</b>	<b>4 330</b>	<b>4 216</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>4 679</b>	<b>4 844</b>	<b>4 949</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	239	60			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	37,8				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	105	78			10,5
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	70,5	87			0,71
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>11,3</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610  
 NILU sample number: 07/597B  
 Customer: NIVA v/K. Næs  
 Customers sample ID: Frier Dyp 3\_2-3 cm  
 : 27-3, 21.12.06  
 Sample type: Sediment  
 Sample amount: 0,50 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	63,0	55	63,0	63,0	63,0
12378-PeCDD	479	65	239	239	479
123478-HxCDD	471	80	47,1	47,1	47,1
123678-HxCDD	688	77	68,8	68,8	68,8
123789-HxCDD	551		55,1	55,1	55,1
1234678-HpCDD	4 712	66	47,1	47,1	47,1
OCDD	11 063	58	11,1	11,1	1,11
<b>SUM PCDD</b>			<b>532</b>	<b>532</b>	<b>761</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	2 920	56	292	292	292
12378/12348-PeCDF	4 976	*	49,8	249	249
23478-PeCDF	1 794	60	897	897	897
123478/123479-HxCDF	14 847	70	1 485	1 485	1 485
123678-HxCDF	7 313	65	731	731	731
123789-HxCDF	4 292	*	429	429	429
234678-HxCDF	1 613	69	161	161	161
1234678-HpCDF	36 903	66	369	369	369
1234789-HpCDF	15 519	*	155	155	155
OCDF	143 736	70	144	144	14,4
<b>SUM PCDF</b>			<b>4 713</b>	<b>4 913</b>	<b>4 783</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>5 245</b>	<b>5 444</b>	<b>5 544</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	270	52			0,03
344'5'-TeCB (PCB-81)	32,0				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	106	58			10,6
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	72,4	61			0,72
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>11,3</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)  
 i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)  
 TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)  
 < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1  
 i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference  
 b : Lower than 10 times method blank  
 g : Recovery is not according to NILUs quality criteria  
 \* : Samplingstandard NS-EN 1948

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



Encl. to measuring report: O-4610  
 NILU sample number: 07/598B  
 Customer: NIVA v/K. Næs  
 Customers sample ID: Frier Dyp 4, 3-4 cm  
 : 27-4, 21.12.06  
 Sample type: Sediment  
 Sample amount: 0,50 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	89,2	63	89,2	89,2	89,2
12378-PeCDD	573	72	286	286	573
123478-HxCDD	396	94	39,6	39,6	39,6
123678-HxCDD	750	75	75,0	75,0	75,0
123789-HxCDD	686		68,6	68,6	68,6
1234678-HpCDD	3 645	87	36,5	36,5	36,5
OCDD	6 279	74	6,28	6,28	0,63
<b>SUM PCDD</b>			<b>601</b>	<b>601</b>	<b>882</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	2 643	70	264	264	264
12378/12348-PeCDF	5 155	*	51,6	258	258
23478-PeCDF	2 277	72	1 139	1 139	1 139
123478/123479-HxCDF	12 181	83	1 218	1 218	1 218
123678-HxCDF	7 659	75	766	766	766
123789-HxCDF	3 564	*	356	356	356
234678-HxCDF	2 784	77	278	278	278
1234678-HpCDF	33 128	86	331	331	331
1234789-HpCDF	9 109	*	91,1	91,1	91,1
OCDF	51 525	88	51,5	51,5	5,15
<b>SUM PCDF</b>			<b>4 547</b>	<b>4 753</b>	<b>4 707</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>5 149</b>	<b>5 355</b>	<b>5 589</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	247	59			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	33,6				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	110	66			11,0
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	76,1	74			0,76
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>11,8</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)  
 i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)  
 TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)  
 < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1  
 i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference  
 b : Lower than 10 times method blank  
 g : Recovery is not according to NILUs quality criteria  
 \* : Samplingstandard NS-EN 1948



# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4654

NILU sample number: 07/955

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: Frier Dyp 3-4 cm Ekstraanalyse

: 1282-21

Sample type: Sediment

Sample amount: 0,25 g

Total sample amount:  

Concentration units: pg/g

Data files: M\_150607

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	115	53	115	115	115
12378-PeCDD	621	63	310	310	621
123478-HxCDD	626	54	62,6	62,6	62,6
123678-HxCDD	996	63	99,6	99,6	99,6
123789-HxCDD	849		84,9	84,9	84,9
1234678-HpCDD	6 001	61	60,0	60,0	60,0
OCDD	12 964	58	13,0	13,0	1,30
<b>SUM PCDD</b>			<b>745</b>	<b>745</b>	<b>1 044</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	3 523	55	352	352	352
12378/12348-PeCDF	6 272	*	62,7	314	314
23478-PeCDF	2 388	58	1 194	1 194	1 194
123478/123479-HxCDF	17 725	42	1 772	1 772	1 772
123678-HxCDF	9 103	55	910	910	910
123789-HxCDF	6 063	*	606	606	606
234678-HxCDF	1 745	53	174	174	174
1234678-HpCDF	47 898	56	479	479	479
1234789-HpCDF	20 781	*	208	208	208
OCDF	181 377	63	181	181	18,1
<b>SUM PCDF</b>			<b>5 941</b>	<b>6 192</b>	<b>6 029</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>6 686</b>	<b>6 937</b>	<b>7 072</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	387	50			0,04
344'5'-TeCB (PCB-81)	51,5				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	145	59			14,5
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	100,0	61			1,00
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>15,5</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610

NILU sample number: 07/599 b

Customer: Niva v/ K. Næs

Customers sample ID: Frier dyp 5\_ 4-5cm

: 27-5 21.12.06

Sample type: sediment

Sample amount: 0,25 g

Total sample amount: 0,5 g

Concentration units: pg/g

Data files: M\_1605\_07B

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	224	55	224	224	224
12378-PeCDD	1 066	81	533	533	1 066
123478-HxCDD	1 417	65	142	142	142
123678-HxCDD	2 196	69	220	220	220
123789-HxCDD	2 128		213	213	213
1234678-HpCDD	11 848	65	118	118	118
OCDD	18 983	64	19,0	19,0	1,90
<b>SUM PCDD</b>			<b>1 469</b>	<b>1 469</b>	<b>1 985</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	7 723	64	772	772	772
12378/12348-PeCDF	14 541	*	145	727	727
23478-PeCDF	4 837	86	2 419	2 419	2 419
123478/123479-HxCDF	42 487	72	4 249	4 249	4 249
123678-HxCDF	21 987	83	2 199	2 199	2 199
123789-HxCDF	4 395	*	439	439	439
234678-HxCDF	3 664	62	366	366	366
1234678-HpCDF	94 128	68	941	941	941
1234789-HpCDF	42 333	*	423	423	423
OCDF	302 013	122	302	302	30,2
<b>SUM PCDF</b>			<b>12 256</b>	<b>12 838</b>	<b>12 566</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>13 725</b>	<b>14 307</b>	<b>14 551</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	691	55			0,07
344'5'-TeCB (PCB-81)	113				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	266	69			26,6
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	189	75			1,89
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>28,6</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610

NILU sample number: 07/600 B

Customer: Niva v/K. Næs

Customers sample ID: Frier dyp 6\_ 5-6 cm

: 27-6 21.12.06

Sample type: sediment

Sample amount: 0,25 g

Total sample amount: 0,5 g

Concentration units: pg/g

Data files: M\_1605\_07B

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	21,5	64	21,5	21,5	21,5
12378-PeCDD	124	101	62,2	62,2	124
123478-HxCDD	157	82	15,7	15,7	15,7
123678-HxCDD	269	80	26,9	26,9	26,9
123789-HxCDD	266		26,6	26,6	26,6
1234678-HpCDD	1 802	71	18,0	18,0	18,0
OCDD	3 704	65	3,70	3,70	0,37
<b>SUM PCDD</b>			<b>175</b>	<b>175</b>	<b>234</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	678	80	67,8	67,8	67,8
12378/12348-PeCDF	1 488	*	14,9	74,4	74,4
23478-PeCDF	472	103	236	236	236
123478/123479-HxCDF	4 418	84	442	442	442
123678-HxCDF	1 943	97	194	194	194
123789-HxCDF	456	*	45,6	45,6	45,6
234678-HxCDF	474	69	47,4	47,4	47,4
1234678-HpCDF	12 327	68	123	123	123
1234789-HpCDF	4 613	*	46,1	46,1	46,1
OCDF	43 717	88	43,7	43,7	4,37
<b>SUM PCDF</b>			<b>1 261</b>	<b>1 321</b>	<b>1 281</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>1 436</b>	<b>1 495</b>	<b>1 515</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	177	63			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	22,3				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	49,3	86			4,93
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	26,5	98			0,27
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>5,22</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4654

NILU sample number: 07/956

Customer: NIVA v/ K. Næs

Customers sample ID: Frier Dyp 6-7 cm

: 1282-24

Sample type: Sediment

Sample amount: 0,25 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: M\_150607

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	190	61	190	190	190
12378-PeCDD	892	71	446	446	892
123478-HxCDD	791	82	79,1	79,1	79,1
123678-HxCDD	1 417	82	142	142	142
123789-HxCDD	1 153		115	115	115
1234678-HpCDD	7 283	85	72,8	72,8	72,8
OCDD	12 454	76	12,5	12,5	1,25
<b>SUM PCDD</b>			<b>1 057</b>	<b>1 057</b>	<b>1 492</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	6 477	62	648	648	648
12378/12348-PeCDF	10 072	*	101	504	504
23478-PeCDF	3 769	69	1 884	1 884	1 884
123478/123479-HxCDF	24 925	78	2 493	2 493	2 493
123678-HxCDF	14 992	73	1 499	1 499	1 499
123789-HxCDF	8 396	*	840	840	840
234678-HxCDF	2 610	73	261	261	261
1234678-HpCDF	65 697	82	657	657	657
1234789-HpCDF	28 220	*	282	282	282
OCDF	226 369	85	226	226	22,6
<b>SUM PCDF</b>			<b>8 891</b>	<b>9 294</b>	<b>9 090</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>9 948</b>	<b>10 351</b>	<b>10 582</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	469	59			0,05
344'5'-TeCB (PCB-81)	88,1				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	203	68			20,3
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	149	75			1,49
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>21,8</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610

NILU sample number: 07/602B

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: Frier Dyp 8, 7-8 cm

: 27-8, 21.12.06

Sample type: Sediment

Sample amount: 0,25 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	93,6	53	93,6	93,6	93,6
12378-PeCDD	753	63	376	376	753
123478-HxCDD	571	88	57,1	57,1	57,1
123678-HxCDD	912	85	91,2	91,2	91,2
123789-HxCDD	722		72,2	72,2	72,2
1234678-HpCDD	4 882	70	48,8	48,8	48,8
OCDD	7 440	58	7,44	7,44	0,74
<b>SUM PCDD</b>			<b>747</b>	<b>747</b>	<b>1 116</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	5 976	57	598	598	598
12378/12348-PeCDF	9 159	*	91,6	458	458
23478-PeCDF	3 223	58	1 612	1 612	1 612
123478/123479-HxCDF	20 204	71	2 020	2 020	2 020
123678-HxCDF	10 591	70	1 059	1 059	1 059
123789-HxCDF	7 215	*	721	721	721
234678-HxCDF	2 605	69	261	261	261
1234678-HpCDF	44 660	65	447	447	447
1234789-HpCDF	22 015	*	220	220	220
OCDF	154 315	69	154	154	15,4
<b>SUM PCDF</b>			<b>7 183</b>	<b>7 550</b>	<b>7 411</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>7 930</b>	<b>8 296</b>	<b>8 527</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	436	51			0,04
344'5'-TeCB (PCB-81)	82,4				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	194	59			19,4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	145	63			1,45
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>20,9</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610

NILU sample number: 07/603B

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: Frier Dyp 9\_ 8-9 cm

: 27-9, 21.12.06

Sample type: Sediment

Sample amount: 0,50 g

Total sample amount:  

Concentration units: pg/g

Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	125	77	125	125	125
12378-PeCDD	535	89	268	268	535
123478-HxCDD	411	118	41,1	41,1	41,1
123678-HxCDD	724	105	72,4	72,4	72,4
123789-HxCDD	643		64,3	64,3	64,3
1234678-HpCDD	3 541	105	35,4	35,4	35,4
OCDD	5 754	93	5,75	5,75	0,58
<b>SUM PCDD</b>			<b>611</b>	<b>611</b>	<b>874</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	4 248	79	425	425	425
12378/12348-PeCDF	6 537	*	65,4	327	327
23478-PeCDF	2 340	89	1 170	1 170	1 170
123478/123479-HxCDF	15 389	110	1 539	1 539	1 539
123678-HxCDF	8 651	93	865	865	865
123789-HxCDF	3 746	*	375	375	375
234678-HxCDF	1 520	104	152	152	152
1234678-HpCDF	34 665	97	347	347	347
1234789-HpCDF	15 339	*	153	153	153
OCDF	114 591	109	115	115	11,5
<b>SUM PCDF</b>			<b>5 205</b>	<b>5 467</b>	<b>5 364</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>5 816</b>	<b>6 078</b>	<b>6 237</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	338	56			0,03
344'5'-TeCB (PCB-81)	50,7				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	145	72			14,5
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	106	83			1,06
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>15,6</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

# Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610  
 NILU sample number: 07/604B  
 Customer: NIVA v/K. Næs  
 Customers sample ID: Frier Dyp 10 \_ 9-10 cm  
 : 27-10, 21.12.06  
 Sample type: Sediment  
 Sample amount: 0,25 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	< 32,5	53	32,5	32,5	32,5
12378-PeCDD	398	63	199	199	398
123478-HxCDD	252	75	25,2	25,2	25,2
123678-HxCDD	501	69	50,1	50,1	50,1
123789-HxCDD	430		43,0	43,0	43,0
1234678-HpCDD	2 812	72	28,1	28,1	28,1
OCDD	4 857	52	4,86	4,86	0,49
<b>SUM PCDD</b>			<b>383</b>	<b>383</b>	<b>577</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	3 056	64	306	306	306
12378/12348-PeCDF	4 581	*	45,8	229	229
23478-PeCDF	1 534	67	767	767	767
123478/123479-HxCDF	11 994	66	1 199	1 199	1 199
123678-HxCDF	5 819	72	582	582	582
123789-HxCDF	3 724	*	372	372	372
234678-HxCDF	1 762	65	176	176	176
1234678-HpCDF	27 404	69	274	274	274
1234789-HpCDF	11 303	*	113	113	113
OCDF	92 555	70	92,6	92,6	9,26
<b>SUM PCDF</b>			<b>3 928</b>	<b>4 111</b>	<b>4 028</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>4 311</b>	<b>4 494</b>	<b>4 605</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	295	63			0,03
344'5'-TeCB (PCB-81)	45,5				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	134	66			13,4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	73,1	71			0,73
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>14,2</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)  
 i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)  
 TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)  
 < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1  
 i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference  
 b : Lower than 10 times method blank  
 g : Recovery is not according to NILUs quality criteria  
 \* : Samplingstandard NS-EN 1948

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



Encl. to measuring report: O-4610  
 NILU sample number: 07/605B  
 Customer: NIVA v/K. Næs  
 Customers sample ID: Frier Dyp 11 \_ 10-11 cm  
 : 27-11, 21.12.06  
 Sample type: Sediement  
 Sample amount: 0,25 g  
 Concentration units: pg/g  
 Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Total sample amount:

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g			pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>						
2378-TCDD	<	17,1	58	17,1	17,1	17,1
12378-PeCDD		211	65	105	105	211
123478-HxCDD		152	74	15,2	15,2	15,2
123678-HxCDD		239	73	23,9	23,9	23,9
123789-HxCDD		228		22,8	22,8	22,8
1234678-HpCDD		1 839	70	18,4	18,4	18,4
OCDD		3 573	57	3,57	3,57	0,36
<b>SUM PCDD</b>				<b>206</b>	<b>206</b>	<b>308</b>
<b>Furanes</b>						
2378-TCDF		1 455	69	145	145	145
12378/12348-PeCDF		2 527	*	25,3	126	126
23478-PeCDF		759	65	379	379	379
123478/123479-HxCDF		6 230	66	623	623	623
123678-HxCDF		3 275	71	328	328	328
123789-HxCDF		2 218	*	222	222	222
234678-HxCDF		798	62	79,8	79,8	79,8
1234678-HpCDF		15 001	73	150	150	150
1234789-HpCDF		5 870	*	58,7	58,7	58,7
OCDF		55 173	69	55,2	55,2	5,52
<b>SUM PCDF</b>				<b>2 066</b>	<b>2 167</b>	<b>2 118</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>				<b>2 272</b>	<b>2 374</b>	<b>2 426</b>
<b>nonortho - PCB</b>						
33'44'-TeCB (PCB-77)		199	64			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)		23,0				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	<	50,5	65			5,05
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	<	22,8	70			0,23
<b>SUM TE-PCB</b>						<b>5,30</b>

TE(nordic) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the nordic model (Ahlborg et al., 1988)  
 i-TE : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the international model (Nato/CCMS, 1989)  
 TE (WHO) : 2378-TCDD toxicity equivalents according to the WHO model (M. Van den Berg et al., 1998)  
 < : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1  
 i : Isotope ratio deviates more than 20 % from theoretical value.  
 This may be due to instrumental noise or/and chemical interference  
 b : Lower than 10 times method blank  
 g : Recovery is not according to NILUs quality criteria  
 \* : Samplingstandard NS-EN 1948



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



Encl. to measuring report: O-4610

NILU sample number: 07/606B

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: Frier Dyp 12, 11-12 cm

: 27-12, 21.12.06

Sample type: Sediment

Sample amount: 0,25 g

Total sample amount:  

Concentration units: pg/g

Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
<b>Dioxins</b>					
2378-TCDD	24,3	42	24,3	24,3	24,3
12378-PeCDD	151	73	75,5	75,5	151
123478-HxCDD	149	96	14,9	14,9	14,9
123678-HxCDD	217	90	21,7	21,7	21,7
123789-HxCDD	180		18,0	18,0	18,0
1234678-HpCDD	1 476	91	14,8	14,8	14,8
OCDD	3 510	84	3,51	3,51	0,35
<b>SUM PCDD</b>			<b>173</b>	<b>173</b>	<b>245</b>
<b>Furanes</b>					
2378-TCDF	963	67	96,3	96,3	96,3
12378/12348-PeCDF	1 600	*	16,0	80,0	80,0
23478-PeCDF	586	76	293	293	293
123478/123479-HxCDF	4 636	91	464	464	464
123678-HxCDF	2 343	97	234	234	234
123789-HxCDF	1 497	*	150	150	150
234678-HxCDF	671	87	67,1	67,1	67,1
1234678-HpCDF	12 262	86	123	123	123
1234789-HpCDF	5 219	*	52,2	52,2	52,2
OCDF	45 525	100	45,5	45,5	4,55
<b>SUM PCDF</b>			<b>1 540</b>	<b>1 604</b>	<b>1 563</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>			<b>1 713</b>	<b>1 777</b>	<b>1 808</b>
<b>nonortho - PCB</b>					
33'44'-TeCB (PCB-77)	122	58			0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	16,0				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	46,1	65			4,61
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	30,8	75			0,31
<b>SUM TE-PCB</b>					<b>4,93</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

# PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4610

NILU sample number: 07/607B

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: Ferier Dyp, 12-13 cm

: 27-13, 21.12.06,

Sample type: Sediment

Sample amount: 0,17 g

Total sample amount: 

Concentration units: pg/g

Data files: DI004\_04-06-2007\_diox

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g					
<b>Dioxins</b>						
2378-TCDD	<	21,6	46	21,6	21,6	21,6
12378-PeCDD		81,5	80	40,7	40,7	81,5
123478-HxCDD		83,7	77	8,37	8,37	8,37
123678-HxCDD		148	61	14,8	14,8	14,8
123789-HxCDD		117		11,7	11,7	11,7
1234678-HpCDD		810	75	8,10	8,10	8,10
OCDD		1 925	64	1,92	1,92	0,19
<b>SUM PCDD</b>				<b>107</b>	<b>107</b>	<b>146</b>
<b>Furanes</b>						
2378-TCDF		402	60	40,2	40,2	40,2
12378/12348-PeCDF		180	*	1,80	9,01	9,01
23478-PeCDF		332	74	166	166	166
123478/123479-HxCDF		2 438	41	244	244	244
123678-HxCDF		1 471	51	147	147	147
123789-HxCDF		843	*	84,3	84,3	84,3
234678-HxCDF		200	55	20,0	20,0	20,0
1234678-HpCDF		6 436	68	64,4	64,4	64,4
1234789-HpCDF		2 513	*	25,1	25,1	25,1
OCDF		23 399	69	23,4	23,4	2,34
<b>SUM PCDF</b>				<b>816</b>	<b>823</b>	<b>802</b>
<b>SUM PCDD/PCDF</b>				<b>923</b>	<b>930</b>	<b>948</b>
<b>nonortho - PCB</b>						
33'44'-TeCB (PCB-77)		80,8	55			0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	<	6,75				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	<	34,2	62			3,42
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		17,2	81			0,17
<b>SUM TE-PCB</b>						<b>3,60</b>

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

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

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

&lt; : Lower than detection limit at signal-to-noise 3 to 1

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

\* : Samplingstandard NS-EN 1948

## Oppsummerte konsentrasjoner

Sedimentkjerne Frier_Dyp				
		pg/g	pg/g	sum TE
Sedimentdyp/år	Sedimentdyp	TE(WHO) PCDD	TE(WHO) PCDF	PCDD/F
0-1, 2004±1	0-1	653	3548	4201
1-2, 2000±2	1-2	733	4216	4949
2-3, 1996±3	2-3	761	4783	5544
3-4, 1993±5	3-4	882	4707	5589
4-5, 1987±6	4-5	1985	12566	14551
5-6, 1982±8	5-6	234	1281	1515
6-7, 1977±9	6-7	1492	9090	10582
7-8, 1973±10	7-8	1116	7411	8527
8-9, 1968±12	8-9	874	5364	6238
9-10, 1963±14	9-10	577	4028	4605
10-11, 1956±15	10-11	308	2118	2426
11-12, 1950±17	11-12	245	1563	1808
12-13, ?	12-13	146	802	948

## Vedlegg D. Dateringer

### **Gamma Dating Center Copenhagen**

---

Copenhagen, 28 November 2006

Thorbjørn J. Andersen  
Institute of Geography  
University of Copenhagen  
Oester Voldgade 10  
1350 Copenhagen K  
e-mail [tja@geogr.ku.dk](mailto:tja@geogr.ku.dk)  
phone +45 35 32 25 03  
fax +45 35 32 25 01

### **Dating of core Frier grunn**

### **Dating of core Frier grunn**

#### **Methods**

The samples have been analysed for the activity of  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{137}\text{Cs}$  via gamma spectrometry at the Gamma Dating Center, Institute of Geography, University of Copenhagen. The measurements were carried out on a Canberra low-background Ge-well detector.  $^{210}\text{Pb}$  was measured via its gamma-peak at 46,5 keV,  $^{226}\text{Ra}$  via the granddaughter  $^{214}\text{Pb}$  (peaks at 295 and 352 keV) and  $^{137}\text{Cs}$  via its peak at 661 keV.

#### **Results**

The core showed relatively low surface contents of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  and a tendency for an exponential decrease with depth. The calculated flux of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  is only about  $55 \text{ Bq m}^{-2}$  which is slightly lower than the estimated atmospheric flux of approximately  $70 \text{ Bq m}^{-2}$  at the site. The content of  $^{137}\text{Cs}$  was low and decreasing downcore (table 1 and fig 1).

CIC-modelling has been applied based on the plot in fig 2 where only the part of the core with significant contents of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  were used in establishing the regression line used in the CIC-model. The samples fit an exponential decrease with a correlation coefficient of 0.93. The calculated sedimentation rate is  $0.65 \pm 0.13 \text{ kg m}^{-2} \text{ y}^{-1}$  for the last 100 years.

As supplement to the CIC-modelling, CRS-modelling has been applied (Appleby, 2001) where the content of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  below 9.5 cm is assumed to be zero. The average sedimentation rate is  $0.7 \pm 0.15 \text{ kg m}^{-2} \text{ y}^{-1}$  since 1953 based on this dating.

Both datings are shown in fig 3 and good agreement is seen which gives confidence in the result. The levels with elevated contents of  $^{137}\text{Cs}$  are dated to 1973 and younger which points to a Chernobyl-origin. However, as  $^{137}\text{Cs}$  is observed at depths dated to well before 1954 some bioturbation/mixing must have taken place at the site. Consequently, the ages given in table 2 and 3 should be interpreted as minimum ages. Both age-models can be used but the dating based on the CIC-method is the most robust.

28 November 2006

Thorbjørn J Andersen

#### **Reference:**

Appleby, P.G. (2001): Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In: Last, W.M & Smol, J.P. (eds) Tracking environmental change using lake sediments. Volume 1: Basin analysis, coring and chronological techniques. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.

Table 1. Core Frier grunn

Depth	Dry dens	Pb-210tot	error Pb-210 tot	Pb-210 supupp 210Pb	error pb-210 sup	Pb-210 unsup	error pb-210 unsup	Cs-137	error Cs-137
cm	g cm-2	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1
0.5	0.49	72	7	20	2	50	7	11	1
1.5	0.67	79	7	24	3	57	8	14	2
2.5	0.67	64	6	23	3	42	7	11	1
3.5	0.67	47	5	22	1	26	5	11	1
4.5	0.76	45	5	21	2	25	5	6	1
5.5	0.89	47	5	20	1	27	5	6	1
6.5	0.89	26	4	20	0	6	4	5	1
7.5	1.06	29	4	21	1	10	4	4	1
8.5	0.91	26	4	22	1	5	4	5	1
9.5	0.94	21	2	21	3	2	4	3	1
10.5	1.17	23	3	22	2	1	4	4	1
11.5	1.09	21	3	20	1	2	4	3	1
12.5	1.19	41	7	44	3	0	7	6	2
13.5	1.34	19	3	18	1	0	3	1	2
14.5	1.13	16	3	22	2	0	4	3	1
15.5	1.42	14	2	20	3	0	4	2	1
16.5	1.24	15	2	21	2	0	2	3	1

Table 2. CIC-dating Frier grunn

Depth	acc dry mass	Age	error age	Date
cm	g cm-3	y	y	y
0				2006
0.5	0.24	4	1	2002
1.5	0.83	13	3	1993
2.5	1.50	23	5	1983
3.5	2.17	33	7	1973
4.5	2.89	44	9	1962
5.5	3.71	57	12	1949
6.5	4.61	70	14	1936
7.5	5.59	85	17	1921
8.5	6.57	100	20	1906
9.5	7.50	115	23	1891
10.5	8.56	131	27	1875

Table 3, CRS-dating Frier grunn

Depth	acc dry mass	Age	error age	Date	acc rate	error rate
cm	g cm-3	y	y	y	(kg m-2 y-1)	(kg m-2 y-1)
0				2006		
0.5	0.24	2	3	2004	1.03	0.15
1.5	0.83	9	3	1997	0.84	0.13
2.5	1.50	19	4	1987	0.70	0.13
3.5	2.17	28	4	1978	0.77	0.17
4.5	2.89	37	5	1969	0.78	0.19
5.5	3.71	53	8	1953	0.51	0.15
6.5	4.61	72	13	1934	0.46	0.31
7.5	5.59	90	19	1916	0.56	0.37
8.5	6.57	128	50	1878	0.26	0.41

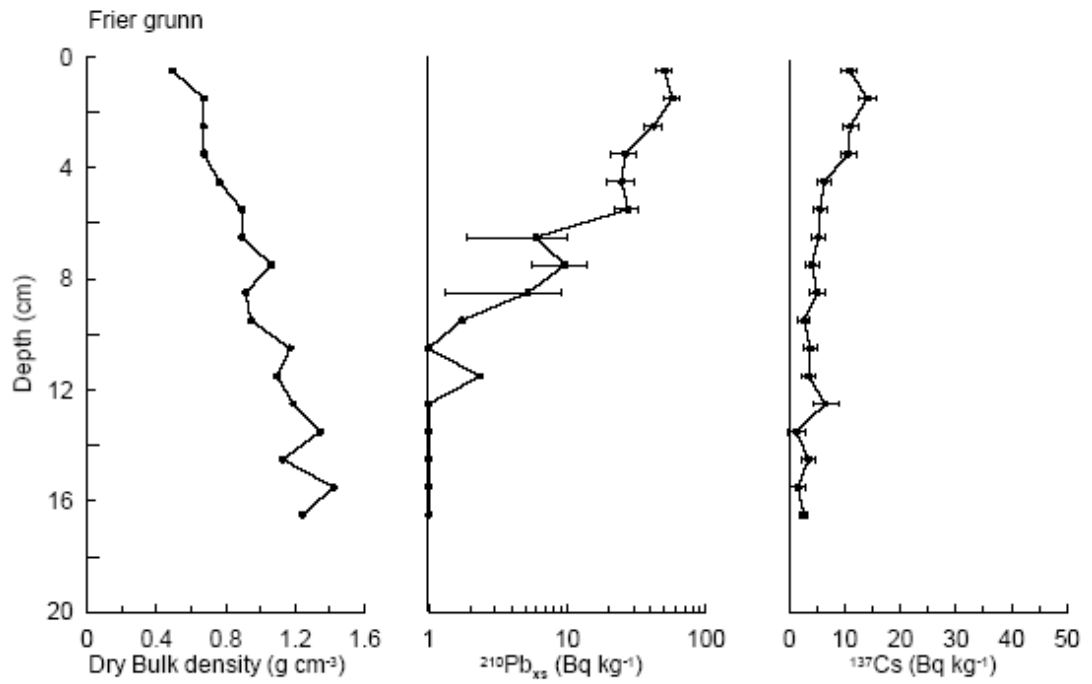


Fig 1

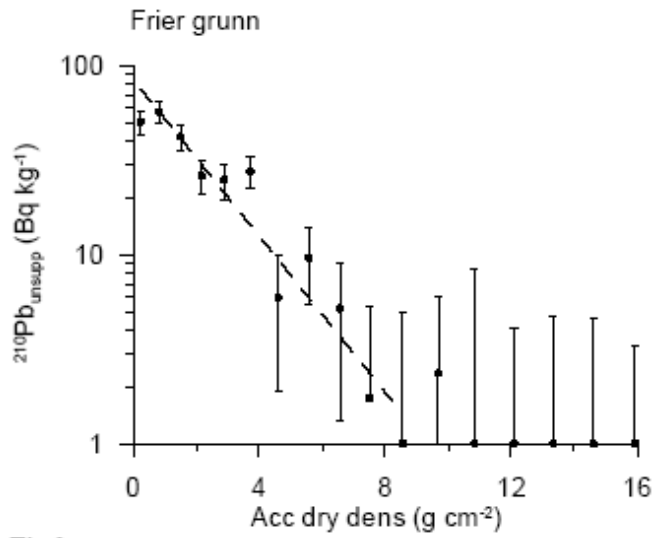


Fig 2



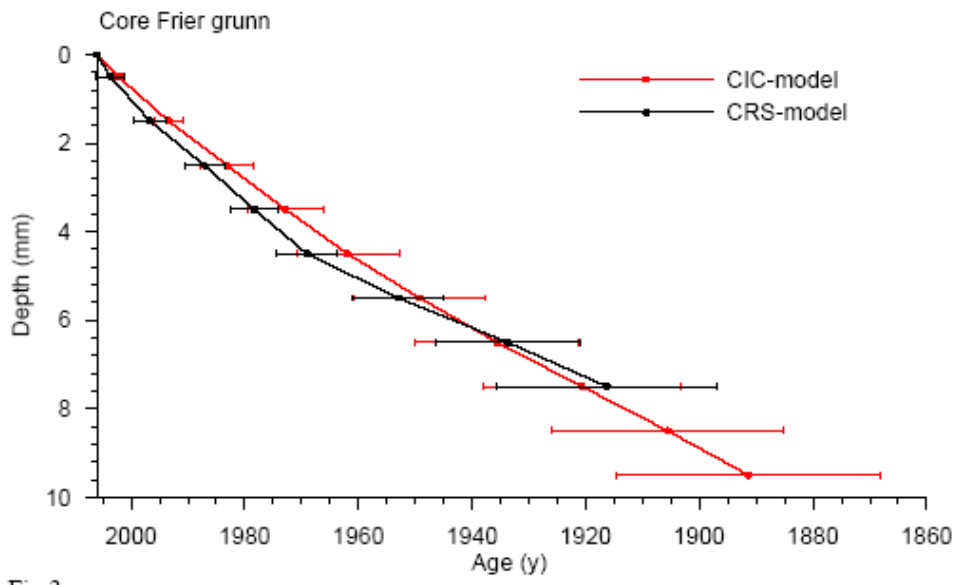


Fig 3

## **Gamma Dating Center Copenhagen**

---

**Copenhagen, 28 November 2006**

**Thorbjørn J. Andersen  
Institute of Geography  
University of Copenhagen  
Oester Voldgade 10  
1350 Copenhagen K  
e-mail [tja@geogr.ku.dk](mailto:tja@geogr.ku.dk)  
phone +45 35 32 25 03  
fax +45 35 32 25 01**

## **Dating of core Frier dyp**

### **Dating of core Frier dyp**

#### **Methods**

The samples have been analysed for the activity of  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{137}\text{Cs}$  via gamma spectrometry at the Gamma Dating Center, Institute of Geography, University of Copenhagen. The measurements were carried out on a Canberra low-background Ge-detector.  $^{210}\text{Pb}$  was measured via its gamma-peak at 46,5 keV,  $^{226}\text{Ra}$  via the granddaughter  $^{214}\text{Pb}$  (peaks at 295 and 352 keV) and  $^{137}\text{Cs}$  via its peak at 661 keV.

#### **Results**

The core showed relatively high surface contents of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  and a tendency for an exponential decrease with depth. The calculated flux of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  is about  $158 \text{ Bq m}^{-2}$  which is about twice as much as the estimated atmospheric flux of approximately  $70 \text{ Bq m}^{-2}$  at the site. This indicates that sediment focussing is taking place at the site. The content of  $^{137}\text{Cs}$  was low and decreasing downcore (table 1 and fig 1). There is a marked increase in the dry bulk density at depths below 15 cm. This could indicate that this material is considerably older or of different texture than the material above.

CIC-modelling has been applied based on the plot in fig 2 where only the part of the core with significant contents of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  were used in establishing the regression line used in the CIC-model. The samples fit an exponential decrease with a correlation coefficient of 0.82. The calculated sedimentation rate is  $0.95 \pm 0.30 \text{ kg m}^{-2} \text{ y}^{-1}$  for the last 50 years. CRS-modelling has not been attempted due to the irregular profile of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  in the lower part of the core.

The level with the highest content of  $^{137}\text{Cs}$  (5.5 cm) is dated to 1987 which is in excellent agreement with the expected Chernobyl-origin (1986) which gives confidence in the dating. However, due to the irregular profile of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  (probably related to changes in texture or age) it is not possible to date levels below approximately 12 cm with any confidence.

28 November 2006

Thorbjørn J Andersen

#### **Reference:**

Appleby, P.G. (2001): Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In: Last, W.M & Smol, J.P. (eds) Tracking environmental change using lake sediments. Volume 1: Basin analysis, coring and chronological techniques. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.

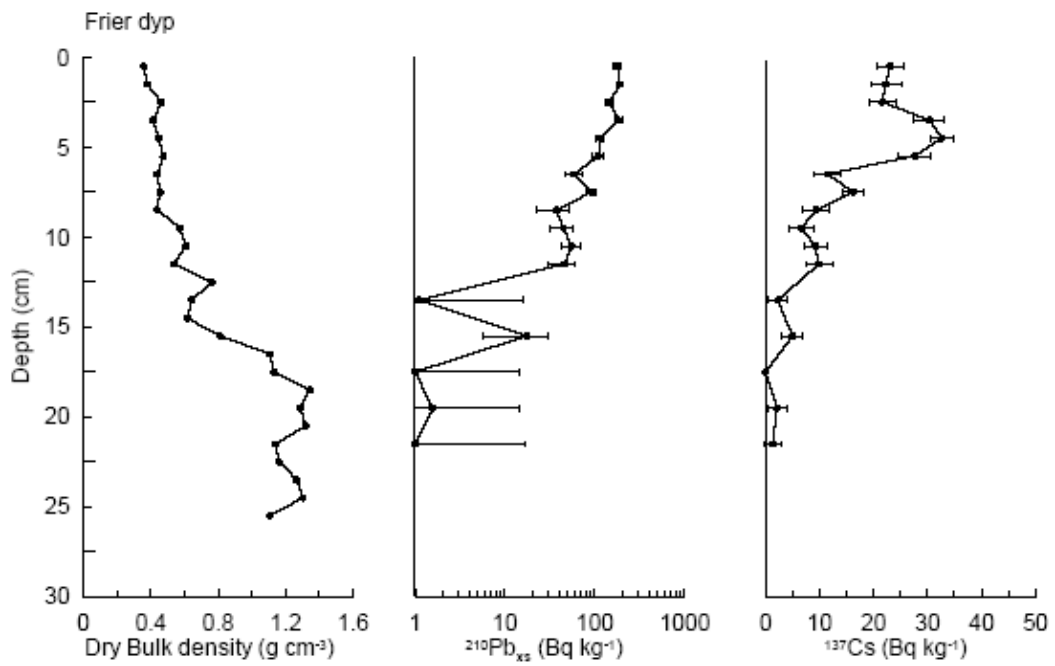


Fig 1

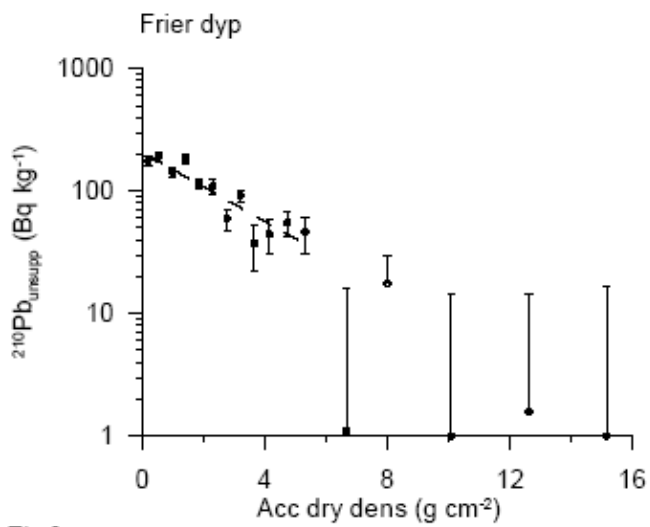


Fig 2

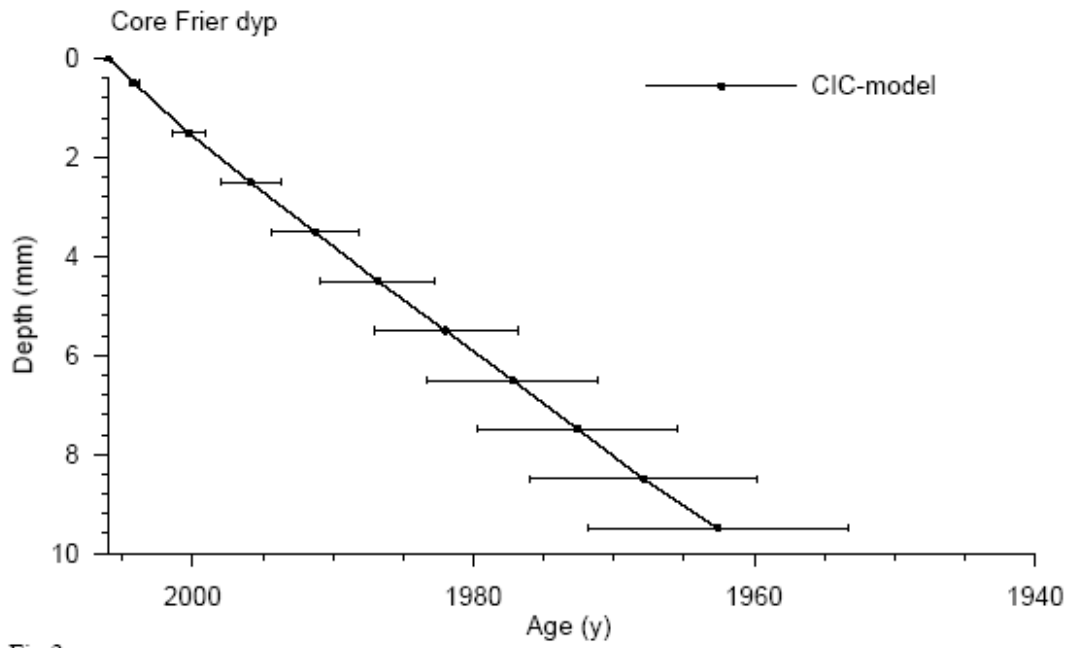


Fig 3

## **Gamma Dating Center Copenhagen**

---

**Copenhagen, 28 November 2006**

**Thorbjørn J. Andersen  
Institute of Geography  
University of Copenhagen  
Oester Voldgade 10  
1350 Copenhagen K  
e-mail [tja@geogr.ku.dk](mailto:tja@geogr.ku.dk)  
phone +45 35 32 25 03  
fax +45 35 32 25 01**

## **Dating of core Kalvern dyp**

### **Dating of core Kalvern dyp**

#### **Methods**

The samples have been analysed for the activity of  $^{210}\text{Pb}$ ,  $^{226}\text{Ra}$  and  $^{137}\text{Cs}$  via gamma-spectrometry at the Gamma Dating Center, Institute of Geography, University of Copenhagen. The measurements were carried out on a Canberra low-background Ge-well-detector.  $^{210}\text{Pb}$  was measured via its gamma-peak at 46,5 keV,  $^{226}\text{Ra}$  via the granddaughter  $^{214}\text{Pb}$  (peaks at 295 and 352 keV) and  $^{137}\text{Cs}$  via its peak at 661 keV.

#### **Results**

The core showed relatively low surface contents of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  and a clear tendency for an exponential decrease with depth. The calculated flux of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  is about  $90 \text{ Bq m}^{-2}$  which is slightly higher than the estimated atmospheric flux of approximately  $70 \text{ Bq m}^{-2}$  at the site. The content of  $^{137}\text{Cs}$  was low and decreasing downcore but significantly higher contents were observed in the top 6 cm of the core (table 1 and fig 1).

A modified CRS-modelling approach has been applied (Appleby, 2001) where the level with the highest content of  $^{137}\text{Cs}$  (5.5 cm) is assumed to correspond to the Chernobyl accident in 1986. Based on this approach, the average sedimentation rate has been  $1.0 \pm 0.1 \text{ kg m}^{-2} \text{ y}^{-1}$  for the last 20 years.

As supplement to the CRS-modelling, CIC-modelling has been applied based on the plot in fig 2 where only the part of the core with significant contents of unsupported  $^{210}\text{Pb}$  were used in establishing the regression lines used in the modelling. The data was split into two segments – above and below 5.5 cm. The samples fit an exponential decrease with a correlation coefficient of 0.94 and 0.95 respectively. The calculated sedimentation rate is  $0.78 \pm 0.21 \text{ kg m}^{-2} \text{ y}^{-1}$  and  $0.42 \pm 0.12 \text{ kg m}^{-2} \text{ y}^{-1}$  for the two segments respectively.

Both datings are shown in fig 3 and good agreement is seen which gives confidence in the result. It seems evident that the elevated content of  $^{137}\text{Cs}$  in the top 6 cm of the core is due to the Chernobyl-accident in 1986. However, as  $^{137}\text{Cs}$  is observed at depths dated to well before 1957 some bioturbation/mixing must have taken place at the site. Consequently, the ages given in table 2 and 3 should be interpreted as minimum ages. Both age-models can be used but the dating based on the CRS-method is probably the most robust.

28 November 2006

Thorbjørn J Andersen

#### **Reference:**

Appleby, P.G. (2001): Chronostratigraphic techniques in recent sediments. In: Last, W.M & Smol, J.P. (eds) Tracking environmental change using lake sediments. Volume 1: Basin analysis, coring and chronological techniques. Kluwer Academic Publishers, the Netherlands.

Table 1. Core Kalvern dyp

Depth	Dry dens	Pb-210tot	error Pb-210 tot	Pb-210 supupp 210Pb	error pb-210 sup	Pb-210 un-sup	error pb-210 un-sup	Cs-137	error Cs-137
cm	g cm-2	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1	Bq kg-1
0.5	0.29	165	12	21	2	144	13	21	2
1.5	0.37	145	11	22	3	123	12	25	2
2.5	0.35	146	11	18	1	128	11	21	2
3.5	0.45	123	10	20	2	103	10	23	2
4.5	0.41	97	8	21	2	76	8	22	2
5.5	0.54	86	7	19	0	67	7	26	2
6.5	0.48	62	6	20	1	41	6	12	2
7.5	0.46	46	5	21	1	25	5	11	1
8.5	0.57	41	5	20	0	20	5	8	2
9.5	0.69	28	3	20	1	7	3	7	1
10.5	0.54	28	4	19	0	10	4	8	1
11.5	0.81	26	4	21	3	5	5	6	1
14.5	0.61	24	3	21	1	3	3	6	1
18.5	0.63	16	3	21	1	0	3	1	0
22.5	0.70	24	4	22	3	2	5	2	2

Table 2. Core kalvern dyp, CIC-model

Depth	acc dry mass	Age	error age	Date
cm	g cm-3	y	y	y
0				2006
0.5	0.15	2	0	2004
1.5	0.48	6	2	2000
2.5	0.84	11	3	1995
3.5	1.23	16	4	1990
4.5	1.66	21	6	1985
5.5	2.13	27	7	1979
6.5	0.98	39	11	1967
7.5	1.45	50	14	1956
8.5	1.96	62	17	1944
9.5	2.59	77	21	1929
10.5	3.20	92	25	1914
11.5	3.88	108	30	1898



Table 3. Core Kalvern dyp, CRS-model

Depth	acc dry mass	Age	error age	Date	acc rate	error rate
cm	g cm <sup>-3</sup>	y	y	y	(kg m <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup> )	(kg m <sup>-2</sup> y <sup>-1</sup> )
0				2006		
0.5	0.15	1	1	2005	1.04	0.09
1.5	0.48	5	1	2001	1.05	0.10
2.5	0.84	8	1	1998	1.01	0.08
3.5	1.23	12	1	1994	0.97	0.09
4.5	1.66	16	1	1990	1.10	0.11
5.5	2.13	20	1	1986	1.22	0.02
6.5	2.64	35	5	1971	0.34	0.07
7.5	3.11	48	6	1958	0.35	0.09
8.5	3.62	64	9	1942	0.33	0.11
9.5	4.25	83	15	1923	0.32	0.18
10.5	4.86	106	28	1900	0.27	0.23

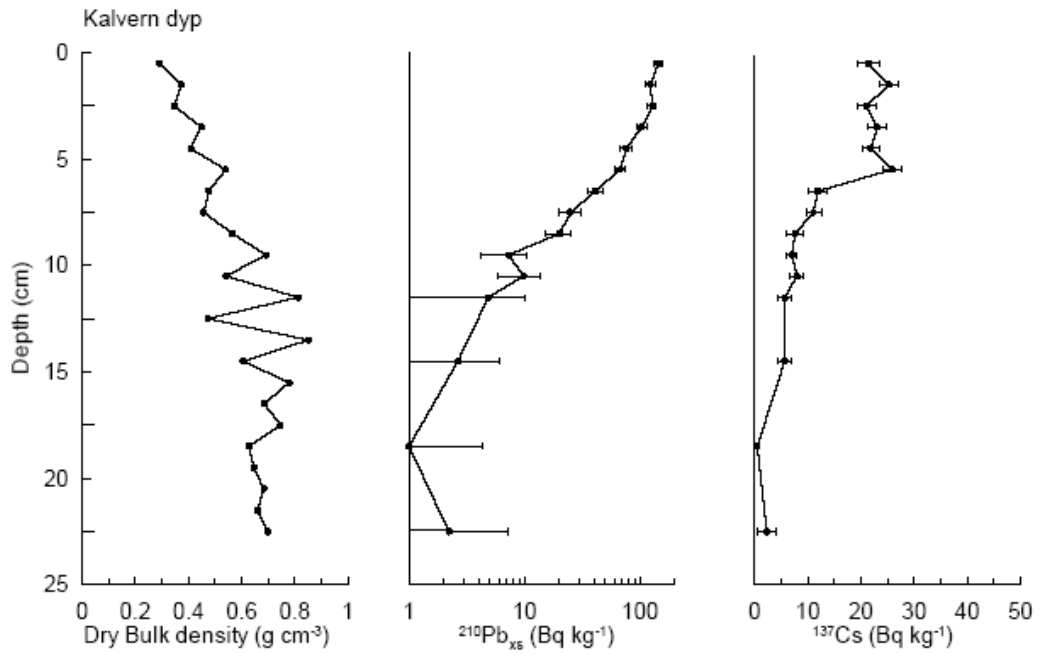


Fig 1

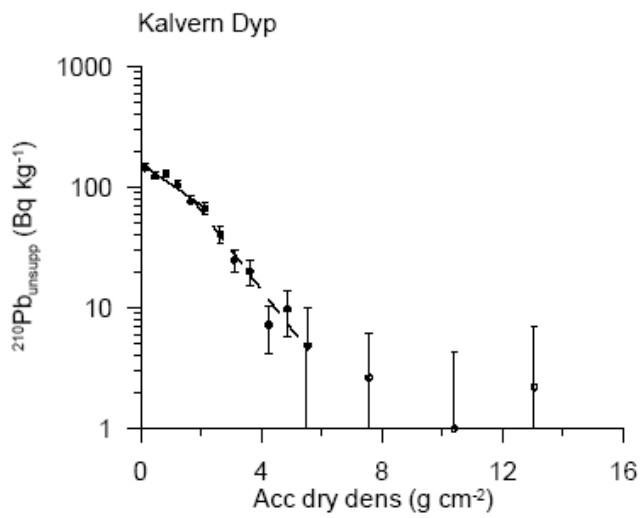


Fig 2

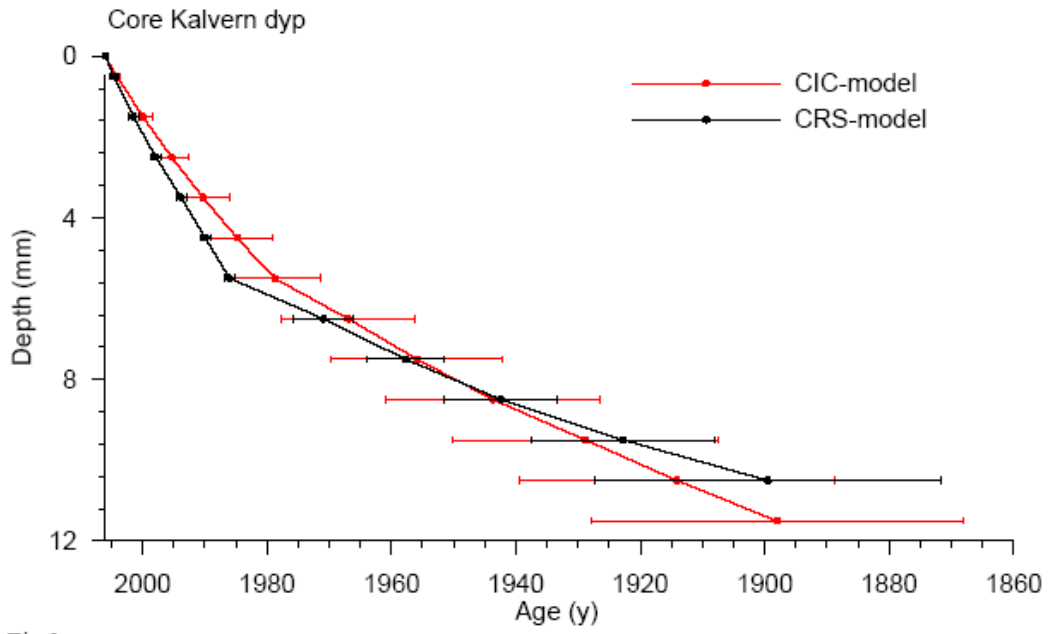


Fig 3

NIVA: Norges ledende kompetansesenter på vannmiljø

NIVA gir offentlig vannforvaltning, næringsliv og allmennheten grunnlag for god vannforvaltning gjennom oppdragsbasert forsknings-, utrednings- og utviklingsarbeid. NIVA kjennetegnes ved stor faglig bredde og godt kontaktnett til fagmiljøer i inn- og utland. Faglig tyngde, tverrfaglig arbeidsform og en helhetlig tilnæringsmåte er vårt grunnlag for å være en god rådgiver for forvaltning og samfunnsliv.



Norsk institutt for vannforskning

Gaustadalléen 21 • 0349 Oslo  
Telefon: 02348 • Faks: 22 18 52 00  
[www.niva.no](http://www.niva.no) • [post@niva.no](mailto:post@niva.no)