



RAPPORT LNR 5506-2007

Undersøkelse av miljøtilstanden i Kristiansandsfjorden 2006

Miljøgifter i sediment og organismer
og sammensetning av bløtbunnsfauna



Hovedkontor

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: 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) 22 18 51 00
Telefax (47) 55 30 22 51

NIVA Midt-Norge

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

Tittel Undersøkelse av miljøtilstanden i Kristiansandsfjorden 2006. Miljøgifter i sediment og organismer og sammensetning av bløtbunnsfauna.	Løpenr. (for bestilling) 5506-2007	Dato 28/11-2007
	Prosjektnr. Undernr. O-26384	Sider Pris 179
Forfatter(e) John Arthur Berge Birger Bjerkeng Kristoffer Næs Eivind Oug Anders Ruus	Fagområde Miljøgifter i marint miljø	Distribusjon Fri
	Geografisk område Vest-Agder	Trykket CopyCat

Oppdragsgiver(e) Fylkesmannens miljøvernavdeling i Vest-Agder	Oppdragsreferanse
--	-------------------

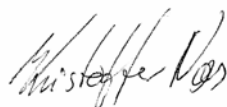
Sammendrag

Miljøundersøkelser er gjennomført i Kristiansandsfjorden i 2006. Undersøkelsene av **bløtbunnsfauna** viste at tilstanden var betydelig forbedret i Hanneviksbukta og Fiskåbukta sammenlignet med tidligere år. I Hanneviksbukta er dette en følge av overdekkingen av sedimentene, hvor ny fauna etableres, mens det i Fiskåbukta trolig skyldes reduserte organiske tilførsler. Konsentrasjonen av miljøgifter i **sedimentlevende byttedyr** var generelt enten redusert eller uendret (metaller) sammenlignet med 2003. Konsentrasjonen av TBT i **blåskjell** var relativt lav og nedadgående. Organismer fra deler av Kristiansandsfjorden inneholdt imidlertid relativt høye konsentrasjoner av andre miljøgifter (PAH i blåskjell fra Svendsholmen og Fiskåtangen og dioksiner og dioksinlignende PCB i **torsk** og **skallinemat av krabbe** fra Byfjorden/indre havn). Innhold av PAH i blåskjell fra deler av Kristiansandsfjorden var såpass høyt at det kan ha konsekvenser for spiselighet. Tidstrendanalysen tyder ikke på at det har vært noen tydelige forandringer i PAH-nivået i blåskjell generelt i de senere år, men verdiene i nærområdet til Elkem er redusert. For i taskekrabbe, og filet og lever av torsk fra de mest forurensede deler av fjorden kan konsentrasjonene av dioksiner og dioksinlignende PCBer være et problem i forhold til spiselighet. Tidstrendanalysen viser at det er lite trolig at det har foregått noen særlig reduksjon i nivåene fra 1996-2006. Det ble observert en klar reduksjon i dioksininnholdet (PCDD/F) i **sedimentet** fra Vesterhavn i perioden 1986 til 2006. En reduksjon ble også observert for non-orto PCB (1996 til 2006). Til tross for reduksjonene så var sedimentene fra Vesterhavn sterkt forurenset av PCDD/F. Observasjonene i sedimentene fra Fiskåbukta viser ubetydelige endringer i innholdet av metaller (nikkel, kobber, bly, krom og arsen) og sedimentene kunne karakteriseres som moderat til markert forurenset av disse metaller, moderat til markert forurenset med PCB, og meget sterkt forurenset med TBT. Analysene viser at det ikke har vært endring i PAH-konsentrasjonen i overflatesedimentet i Fiskåbukta fra 1996 til 2006 og sedimentene kunne karakteriseres som sterkt forurenset.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Miljøgifter	1. Contaminants
2. Tidstrender	2. Temporal trends
3. Sediment	3. Sediments
4. Biota	4. Biota



John Arthur Berge
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder



Jarle Nygard
Fag- og markedsdirektør

**Undersøkelse av miljøtilstanden i
Kristiansandsfjorden 2006**

Miljøgifter i sediment og organismer og sammensetning
av bløtbunnsfauna

Forord

Dette prosjektet er gjennomført i henhold til utlysning NT ref: 3177 og tilbud av NIVA ved Kristoffer Næs av 18. august 2006. Tilbudet ble justert 19. 9. 2006 i henhold til forhandlingsmøte med Fylkesmannens miljøvernavdeling i Vest-Agder den 31.8.2006. Kontaktpersoner hos Fylkesmannen har vært Jon Egil Vinje (nå Multiconsult) og Solvår Reiten.

Ved NIVA har John Arthur Berge hatt prosjektlederansvaret og ansvaret for undersøkelsene knyttet til datagrunnlag for vurdering av kostholdsråd. Kristoffer Næs har hatt ansvaret for de kjemiske sedimentundersøkelsene, Eivind Oug for sammensetningen av organismer på bløtbunn, Anders Ruus for innhold av miljøgifter i sedimentlevende dyr og Birger Bjerkeng for statistiske analyser av utvikling over tid av miljøgifter i organismer. Lise Tveiten og Mette C. Lie har opparbeidet prøvene til analyse. M.C. Lie har også gjort redaksjonelt arbeid.

”F/F Trygve Braarud” tilhørende Universitetet i Oslo ble benyttet under det sedimentrelaterte feltarbeidet. Fartøyet ble ført av skipper Sindre Holm. Fisker Kristoffer Pettersen sto for innsamling av organismer til miljøgiftanalyse.

Alle takkes for innsatsen.

Oslo, 28/11 2007

John Arthur Berge

Innhold

Sammendrag	6
1. Innledning	9
1.1 Bakgrunn	9
1.2 Formål	9
2. Materiale og metode	10
2.1 Prøvetaking og prøveoppbeining	10
2.1.1 Undersøkelser av bunnsfauna	10
2.1.2 Bunndyr til kjemiske analyser	11
2.1.3 Sedimenter til kjemiske analyser	14
2.1.4 Blåskjell til kjemiske analyser	14
2.1.5 Taskekrabbe til kjemiske analyser	15
2.1.6 Fisk til kjemiske analyser	17
2.2 Analyser	18
2.2.1 Bløtbunnsfauna	18
2.2.2 Kjemiske analyser av miljøgifter i bunnfauna	18
2.2.3 Kjemiske analyser av sedimenter	19
2.2.4 Datering av sedimenter	19
2.2.5 Kjemiske analyser av biota (2006-undersøkelser)	19
2.2.6 Tidstrendanalyse – forekomst av miljøgifter i blåskjell og torsk	20
2.2.7 Spesialundersøkelser for variasjon av PAH- og dioksininnhold i blåskjell fra 2002 til 2007	25
3. Resultater	27
3.1 Tilstand i bløtbunnsfunn	27
3.1.1 Bunnsedimenter	27
3.1.2 Bunnfauna	27
3.2 Miljøgifter i bunndyr/bløtbunnsfauna	35
3.2.1 Miljøgifter i børstemark – Hanneviksbukta 2002/3 og 2006	35
3.2.2 Miljøgifter i sjøstjerne – Hanneviksbukta 2002/3 og 2006	38
3.2.3 Miljøgifter i børstemark – Vesterhavn 2002/3 og 2006	40
3.2.4 Miljøgifter i sjøstjerne – Vesterhavn 2002/3 og 2006	42
3.2.5 PAH i bunndyr fra Fiskå	42
3.2.6 Sammenligning mellom områder i 2006	43
3.3 Miljøgifter i sedimenter – tidstrender	47
3.3.1 Konsentrasjoner i overflatesedimentene	47
3.3.2 Tidstrend i overflatesedimentene	51
3.3.3 Sedimentets akkumuljonshastighet og konsentrasjonsfordeling i sedimentkjernen	54
3.4 Miljøgifter i organismer/Kostholdsråd	57
3.4.1 Tinnorganiske forbindelser i blåskjell	58
3.4.2 PAH i blåskjell	60
3.4.3 Dioksiner og dioksinlignende PCB i blåskjell, krabbe og fisk	62
3.5 Miljøgifter i torsk og blåskjell – tidstrender	64
3.5.1 PAH i blåskjell	64
3.5.2 TBT i blåskjell	67

3.5.3 Dioksiner og non-orto PCB i blåskjell	69
3.5.4 Dioksiner og non-orto PCB i torskelever	71
3.5.5 Spesialundersøkelser for variasjon av PAH- og dioksininnhold i blåskjell fra 2002 til 2007.	73
4. Konklusjoner	75
5. Referanser	78
Vedlegg A. Bløtbunnsfauna	80
Vedlegg B. Prøvetaking av bunndyr til miljøgiftanalyser	84
Vedlegg C. Resultater fra analyse av miljøgifter i bunndyr	87
Vedlegg D. Resultater fra analyse av dioksiner og non-orto PCB i sedimenter	94
Vedlegg E. Resultater fra analyse av PAH og tinnorganiske forbindelser i sedimenter	109
Vedlegg F. Datering av sedimenter	127
Vedlegg G. Resultater fra analyse av PAH og tinnorganiske forbindelser i blåskjell	138
Vedlegg H. Resultater fra analyse av dioksiner i blåskjell	144
Vedlegg I. Resultater fra analyse av dioksiner i skallinnmat av taskekrabbe	149
Vedlegg J. Resultater fra analyse av dioksiner i filet av skrubbe	153
Vedlegg K. Resultater fra analyse av dioksiner i filet og lever av torske	156
Vedlegg L. Spesialundersøkelser for variasjon av PAH-innhold i blåskjell fra 2002 til 2007	162
Vedlegg M. Spesialundersøkelser for variasjon av dioksininnhold i blåskjell fra 2002 til 2007	165
Vedlegg N. Oversikt over tiltak på land og sjø – input fra Fylkesmannen i Vest-Agder	174
Vedlegg O. Tiltak foretatt av Xstrata Nickel	178
Vedlegg P. Oversikt over tiltak PAH – input fra Elkem Carbon	179

Sammendrag

NIVA har på oppdrag for Fylkesmannens miljøvernnavdeling i Vest-Agder gjennomført undersøkelser i Kristiansandsfjorden. Denne fjorden har vært og er fremdeles til dels sterkt forurenset av miljøgifter, særlig klorerte forbindelser og PAH. Det er tidligere gjennomført et betydelig antall forurensningsundersøkelser i fjorden, men det er nå ca 10 år siden siste større undersøkelse ble foretatt. Det har i denne perioden også blitt gjennomført betydelige tiltak for å bedre forholdene i fjorden. For å oppdatere situasjonen i fjorden og sammenligne den med tidligere data ble det gjennomført undersøkelser av tilstanden i sedimentene ut fra forekomst av bunndyr. Undersøkelser av forekomst av miljøgifter i sediment, bunnfauna, fisk (torsk, skrubbe) og skalldyr (blåskjell, taskekrabbe) ble også gjennomført. Det ble videre utført trendanalyse på tidsserier av forekomst av miljøgifter i blåskjell og torsk og sediment. Som et supplement til tidstrendanalysen, ble det også foretatt en aldersdatering ved hjelp av bly_{210} -isotopen på sedimenter fra to stasjoner. Med disse undersøkelsene har en ønsket å dokumentere eventuelle endringer over tid som følge av utslippsreduksjonen. Dataene skal også gi bakgrunn for eventuell oppdatering av gjeldende kostholdsråd for området. Undersøkelsene skal gi fundament for videre overvåking.

Bløtbunnsfauna

Det ble innhentet kvantitative prøver med 0,1 m² van Veen bunngrabb til analyse av bunnfauna på i alt seks stasjoner (Hanneviksbukta, Vesterhavn, Dybingen, Fiskåbukta, Lyngøya, Vestergapet). Stasjonen i Hanneviksbukta ble undersøkt blant annet med tanke på å følge etablering av ny fauna i området etter overdekkingen med sand foretatt i 2002-03. Bløtbunnsundersøkelsene viste at det har vært en betydelig forandring av tilstanden i bunnsedimentene i Hanneviksbukta etter overdekkingen. Før tildekkingen (2002) var bunnfaunaen svært artsfattig og skilte seg sterkt fra resten av Kristiansandsfjorden. Etter tildekkingen har faunaen blitt mer lik den som finnes i Vesterhavn og Fiskåbukta, med størst endring fram til 2005 og en mindre endring til 2006. En forbedring ble også observert i Fiskåbukta. Trolig er forbedringen der en følge av at tilførselen av organiske stoff til fjorden er redusert, deriblant utslippene av kommunalt avløpsvann ved Storenes i Fiskåbukta. Generelt var stasjonene i Vesterhavn, Dybingen og i Fiskåbukta innbyrdes nokså like, men stasjonen ved Dybingen, som ligger ytterst av disse, var mest lik referanseområdene utenfor. Undersøkelsen indikerer at hele Vesterhavnområdet er påvirket av forurensninger, men at tilstanden generelt er blitt bedre (Fiskåbukta, Hanneviksbukta) og at lokale gradienter innen fjordområdet er mindre sterke enn før.

Miljøgifter i bunndyr/bløtbunnsfauna

Bunndyrorganismer til miljøgiftanalyser ble samlet i Hanneviksbukta, Vesterhavn og Fiskåbukta ved bruk av en Agassiz-trål og Sneli-slede. Begge redskapene fanger dyr som lever på bunnoverflaten eller i øverste sedimentsjikt. Blandprøver av henholdsvis børstemark, sjøstjerner og bløtdyr ble analysert for metaller, PCB og PAH. Resultatene ble sammenlignet med tidligere undersøkelser (2002/3). Det var imidlertid vanskelig å få nok materiale/biomasse til å etablere et solid datasett som muliggjør statistiske sammenligninger. Sammenligningene gir imidlertid et innblikk i om og hvordan konsentrasjonene har forandret seg. Generelt sett er det vanskelig å vise til noen tydelige trender for metallene som er undersøkt. Det er i tråd med utslippsforholdene. Det er indikasjoner på at PCB-konsentrasjonene har sunket i Hannevika fra 2002/3 til 2006 (kan ses i både børstemark og sjøstjerne). I sentrale Vesterhavn kunne det ikke vises til noen tydelige forandringer i PCB-nivå. Her har det heller ikke vært gjennomført sedimentforbedrende tiltak. Sammenligningen viser også at PCB-konsentrasjonen i børstemark og sjøstjerne var høyere i sentrale Vesterhavn enn i Hanneviksbukta. HCB-variasjonene var vanskelig å tolke ut fra opplysninger om utslippsforhold. Man kan vanskelig knytte endringene observert i sammensetningen av bløtbunnsamfunnene til de forandringene som observeres i miljøgiftinnholdet i børstemark og sjøstjerner.

Miljøgifter i sedimenter og tidstrender

Overflateprøver av sedimenter fra to stasjoner (Vesterhavn og Fiskåbukta) ble prøvetatt for å belyse dagens konsentrasjoner av miljøgifter og for å undersøke endringer i konsentrasjoner over tid (tidstrender). Sedimentet fra Fiskåbukta ble analysert for polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), tributyltinn (TBT), polyklorete bifenyler (PCB₇) og metaller. Stasjonen i Vesterhavn ble analysert for dioksiner [omfatter både polyklorete dibenzo-(p)-dioksiner (PCDD) og polyklorete dibenzofuraner (PCDF), omtales samlet som PCDD/F] og dioksinlignende PCBer (nonorto PCB). Det ble på begge stasjoner innsamlet sedimentkjerner for aldersdatering. Sedimentene fra Vesterhavn var sterkt forurenset av PCDD/F. Sedimentene fra Fiskåbukta var meget sterkt forurenset av PAH, moderat til markert forurenset med PCB₇ og moderat til markert forurenset av metaller bortsett fra TBT, hvor sedimentet var meget sterkt forurenset. Det ble observert en klar reduksjon i PCDD/F-innholdet i overflatesedimentet fra Vesterhavn i perioden 1986 til 2006. Denne nedgangen gjelder også dersom konsentrasjonen av PCDD/F omregnes til toksisitetsekvivalenter. Tilsvarende reduksjon ble også observert for non-orto PCB for perioden 1996 til 2006. Reduksjonen i PCDD/F-innholdet samsvarer med de vesenlige reduksjoner som ble foretatt i utslipp av dioksiner fra Falconbridge Nikkelverk AS (nå Xstrata Nickel) i 1992 og 2002. Xstrata Nickel har også vært hovedkilden for forurensningstilførsler av metaller til Kristiansandsfjorden. Observasjonene i sedimentet fra stasjonen i Fiskåbukta viser ubetydelige endringer i innholdet av metaller (nikkel, kobber, bly, krom og arsen). Resultatene fra PAH-analysene viser at det ikke har vært vesentlige endringer i konsentrasjonen i overflatesedimentet på stasjonen i Fiskåbukta fra 1996 til 2006. Fra 1989 til 1996 ble det observert en øking i PAH-konsentrasjonene. Hovedkilden til PAH har vært Elkem Carbon. Bedriften gjennomfører for tiden betydelige utslippsreduksjoner.

Resultatene fra aldersdateringen antyder en sedimenttilvekst på henholdsvis 1,8 og 1,7 mm/år over hele kjernen på stasjonen i Fiskåbukta og Vesterhavn. Betrakter man kun sedimentoverflaten, er tilveksten ca. 2,5 mm/år på begge stasjonene. Analyse av PAH i dypereliggende sedimenter viser ingen klare tegn til endring i PAH-belastning de siste par 10-år. For de klorete forbindelsene (dioksiner og non-orto PCB) kunne imidlertid en slik reduksjon spores.

Miljøgifter i organismer - foreløpig vurdering av kostholdsråd

Konsentrasjonen av tinnorganiske forbindelser i blåskjell var relativt lave i hele området og skulle ut fra VKM sine grenseverdier ikke være noe stort problem når det gjelder konsum av skjell. Organismer fra deler av Kristiansandsfjorden inneholdt imidlertid relativt høye konsentrasjoner av enkelte andre miljøgifter. Dette gjelder i første rekke PAH i blåskjell fra Svendsholmen og Fiskåtangen og dioksiner og dioksinlignende PCBer observert i torsk og skallinnmat av krabbe fra Byfjorden/indre havn.

Ut fra EUs nye grense for maksimalverdi av benzo(a)pyren i skjell utgjør denne forbindelse ikke noe stort problem i forhold til omsetning av skjell fra Kristiansandsfjorden. Spesielt skjell fra Fiskåtangen inneholder imidlertid høye konsentrasjoner av andre PAHer forbindelser. VKM har tidligere operert med en tiltaksgrense for kostholdsråd for benzo(a)pyren på 5 µg/kg og for Sum PAH på 250 µg/kg v.v. Skjell fra Fiskåtangen, Odderøya vest (JAMP) og til dels også Voie/Kjosbukta (kun B(a)P) inneholder konsentrasjoner som er over eller på disse tiltaksgrensene. Deler av Kristiansandsfjorden kan derfor likevel ha problemer knyttet til innhold av PAH i blåskjell og spiselighet av disse.

En foreløpig vurdering av de observerte konsentrasjoner av dioksiner og dioksinlignende PCBer i blåskjell i forhold til totalt ukentlig inntak (TWI) og antatt inntak hos en storkonsument antyder at disse forbindelser neppe har betydning for spiselighet av skjell fra Kristiansandsfjorden. Tilsvarende tall for taskekrabbe tyder på at dioksiner og dioksinlignende PCBer kan utgjøre et problem i forhold til spiselighet av krabber, i alle fall fra de mest forurensete deler av Kristiansandsfjorden. Også dioksiner og dioksinlignende PCBer fra fiskefilet og torskelever fra de innerste deler av Kristiansandsfjorden kan utgjøre et problem for storforbrukere av fisk. Giftigheten forårsaket av dioksiner, furaner og PCB i fiskefilet lå imidlertid godt under EUs grense for maksimalverdi i fileten for omsetning.

Miljøgifter i organismer og tidstrender

Data for PAH i blåskjell fra hovedstasjonene viser ingen reduksjon siden 1996. Nivåene varierer uregelmessig fra år til år og mellom stasjoner med et relativt standardavvik på ca. 50 %.

Spesialundersøkelser nær hovedutløpet fra Elkem Carbon tyder likevel på en tydelig reduksjon i konsentrasjonen av PAH i skjell fra dette området fra 2002 til 2007.

TBT i blåskjell er redusert med ca. 25 % pr. år siden 1996. Nedgangen har fortsatt fra 2002/2003 til 2006, men det er visse tegn til at konsentrasjonene nå kan være i ferd med å stabilisere seg. De uregelmessige variasjonene har relativt standardavvik 12-14 %. Dioksin i blåskjell er redusert med en faktor ca. 4 siden 1996, og non-orto PCB med en faktor på ca. 6. For torskelever kan det ikke ses noen reduksjon i disse forbindelsene siden 1996.

Direkte utslipp fra landbaserte kilder (primære og sekundære) vil i første rekke påvirke overflatelaget. Reduksjoner fra landbaserte kilder vil da også først spores der (eksempelvis i blåskjell). Resultatene fra blåskjell tyder dermed på at det de siste 10 år har skjedd en videre reduksjon i tilførselen av dioksiner og non-orto PCB til overflatelaget i fjorden. Fisk som torsk påvirkes i større grad av andre dypereliggende kilder i sjøen, for eksempel påvirkning fra forurensede sedimenter via næringskjeden. Ulike eksponeringsveier er derfor en mulig forklaring på at en ser reduksjoner i konsentrasjonen av dioksiner og non-orto PCB, mens en tilsvarende reduksjon ikke ses i torsk.

1. Innledning

1.1 Bakgrunn

Kristiansandsfjorden har vært og er fremdeles til dels sterkt forurenset av miljøgifter, særlig klorerte forbindelser og PAH. Det er gjennomført et betydelig antall undersøkelser i fjorden, men det er nå ti år siden siste større undersøkelse av forurensningssituasjonen (Knutzen et al. 1998). Etter den tid har det blitt gjennomført flere betydelige tiltak for å bedre forholdene i fjorden, både for å redusere utslipp og for å rydde opp i forurensete bunnsedimenter (www.kristiansandsfjorden.no). En oversikt over tiltak foretatt på land og i sjø finnes i Vedlegg N. til Vedlegg P. Eksempelvis er utslippene av ”dioksiner” redusert fra 5 g/år i 1988 til 0.05g/år i 2006 (se figur i Vedlegg O.). Disse tiltakene skal fortsette, og fjorden inngår i nasjonal plan for tiltak mot forurensete sedimenter. Som følge av disse tiltakene forventes en forbedring av forurensningstilstanden over tid.

Et betydelig tiltak har vært tildekking av bunnområdene i Hanneviksbukta ved Falconbridge Nikkelverk AS (nå Xstrata Nickel) i 2002-2003. Tildekkingen ble gjennomført ved at det ble lagt et opptil 40 cm tykt sandlag over de forurensete sedimentene. Undersøkelser i 2001 viste at forurensningene hadde sterke effekter på bunnfauna og var tilgjengelige for opptak i bunnorganismer, og derved innbar risiko for spredning til fisk og skalldyr (Skei et al. 2002). Like før tildekkingen ble det foretatt en undersøkelse av bunnfauna og miljøgifter i bunnorganismer for å fastsette status i fjorden i forkant av tiltaket (Oug et al 2004). For å oppdatere situasjonen i fjorden og sammenligne med tidligere undersøkelser, samt danne grunnlag for videre overvåking, ønsker myndighetene nå å gjennomføre en ny, større undersøkelse av fjordområdet.

Påvisning av endring i forhold til situasjonen for ti år siden (miljøgifter i organismer/kostholdsråd) og ikke minst påvisning av endring videre fremover, krever en statistisk gjennomgang av grunnlagsmaterialet slik at utsagnskraften i overvåkingen kan vurderes. NIVA har nylig gjennomført et slikt arbeid (Bjerkeng 2005). Dette arbeidet er også lagt til grunn for planleggingen av undersøkelsene.

1.2 Formål

Formålet med undersøkelsene er formulert i konkurransegrunnlaget og lyder som følger:

- Undersøkelsene skal gi grunnlag for å overvåke endringer over tid som følge av utslippsreduksjoner og tiltak ved å sammenligne 1996 og nå, samt utvikling videre
- Undersøkelsene skal danne grunnlag for oppdatering av kostholdsrådet for området

I slutfasen av ferdigstillingen av denne rapporten forelå nye data fra en spesialundersøkelse av forekomsten av miljøgifter i blåskjell fra nærområdet til Elkem Carbon og Xstrata Nickel i 2007. Disse resultatene er ikke integrert i de statistiske analyser av tidstrender som er gjort for de øvrige blåskjell-resultater.

2. Materiale og metode

Feltarbeid knyttet til de sedimentrelaterte problemstillingene ble gjennomført 7.-9./11-2006. Fisk og skaldyr til miljøgiftanalyse ble samlet inn i perioden oktober-desember 2006

2.1 Prøvetaking og prøveopparbeiding

2.1.1 Undersøkelser av bunnsfauna

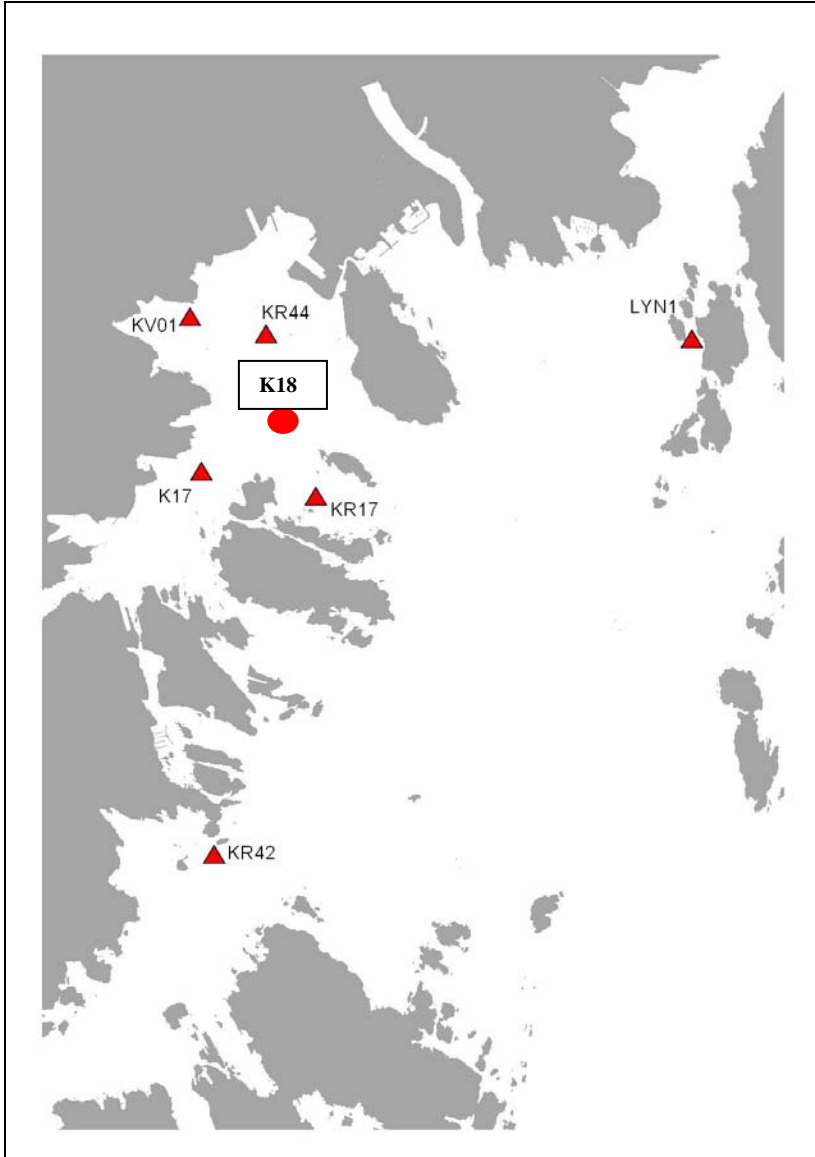
Det ble innhentet kvantitative prøver med 0,1 m² van Veen bunngrabb til analyse av bunnsfauna på i alt seks stasjoner (**Figur 1**). Stasjonene i Hanneviksbukta (KV01), Vesterhavn (KR44) og Dybingen (KR17) ble etablert i 2002/2003 for å overvåke de biologiske virkningene av tildekkingen av bunnsedimentene i Hanneviksbukta og følge etablering av ny fauna i området. Stasjonene ble også innsamlet ved oppfølgende undersøkelser i 2005. Stasjonen i Fiskåbukta (K17) er tidligere innsamlet i 1983 og ligger i et område som har vært gjenstand for omfattende undersøkelser av sedimentkjemi. Stasjonene utenfor Vesterhavnområdet ble tatt som referanse utenfor forurensede områder. Stasjonen i Vestergapet (KR42) er nyopprettet som referansestasjon i vestre del av Kristiansandsfjorden. Stasjonen ligger 'nedstrøms' forurensningskildene i Kristiansand og vil derfor representere en tilstand med kystvann som er influert av tilførsler av forurensning.

Koordinater for stasjonene er gitt i Vedlegg A.

I Hanneviksbukta (St. KV 01) og Fiskåbukta (St. K 17) ble det innsamlet fire parallelle prøver, mens det på de andre stasjonene ble tatt to prøver. Antall prøver (fire i de mest forurensede områdene) er i samsvar med spesifikasjonene i Norsk Standard (NS 9423) for undersøkelser av bløtbunnsfauna i resipienter for industrielt avløpsvann. Prøvene ble vasket på 5 mm og 1 mm sikter for fjerning av finmateriale og fiksert i 4-6 % nøytralisert formaldehydløsning.

På alle stasjonene ble det tatt prøver av overflatesediment (0-2 cm) for analyse av sedimentets finfraksjon og innhold av organisk materiale (TOC/ TN). Sedimentprøven ble tatt gjennom en inspeksjonsluke på oversiden av grabben. Prøvene ble frosset ned fram til analyse.

I Hanneviksbukta (KV 01) ble prøvetakingen innledet på nøyaktig samme posisjon som i 2005. Posisjoner var anvist av Xstrata Nickel med sikte på å unngå avløpsledninger i området. På stedet var sedimentet overdekket med et forholdsvis tynt lag med sand og en grabbprøve inneholdt mye grus og småstein. Videre prøvetaking ble derfor foretatt omkring 20 m lenger inn i bukta parallelt med kaifronten hvor sandoverdekket var noe tykkere og fyllningsgraden i prøvene høyere. Denne posisjonen ble markert som posisjon for stasjonen.



Figur 1. Lokalisering av stasjoner for prøvetaking av bunnfauna (KV01, KR44, K17, KR17, KR42, LYN1) og sedimentkjemi (K17, K18) i Kristiansandsfjorden 7-9. november 2006. Innsamling av bunndyr til analyse av miljøgiftinnhold ble foretatt ved stasjon KV01 i Hanneviksbukta, KR44 i Vesterhavn og K17 i Fiskåbukta.

KV01: Hanneviksbukta

KR44: Vesterhavn

KR17: Dybingen

K17: Fiskåbukta

K18: Sentrale Vesterhavn

KR42: Flekkerøy/Vestergapet

LYN1: Lyngøy

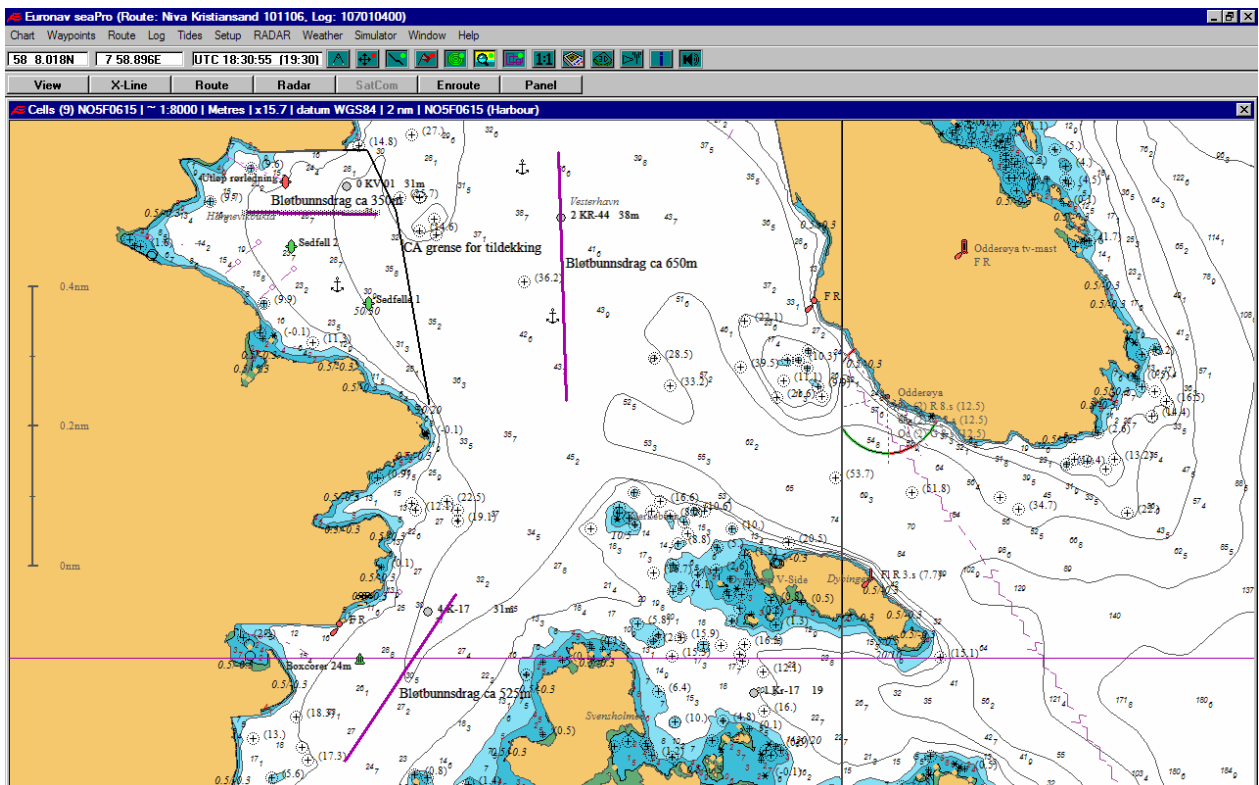
2.1.2 Bunndyr til kjemiske analyser

Bunndyrorganismer til miljøgiftanalyser ble samlet inn 8-9. november 2006 i Hanneviksbukta, Vesterhavn og Fiskåbukta fra Universitet i Oslos fartøy FF Trygve Braarud. Prøvene ble tatt nær ved bunnprøvestasjonene KV01, KR44 og KR17 (**Figur 2**). I Hanneviksbukta og Vesterhavn ble det innsamlet tilsvarende materiale ved undersøkelsen i desember 2002 (Oug et al. 2004). Redskapene

Agassiz-trål og Sneli-slede ble benyttet. Agassiz-trålen hadde en bredde på ca. 3 m og var forsynt med en lang pose med forholdsvis finmasket nett. Bunnsleden er ca 0,5 m bred og har et fast rammeverk i aluminium. Begge redskapene ble trukket i ca. 20 min med omkring 1 knop hastighet. Begge redskapene fanger dyr som lever på bunnoverflaten eller i øverste sedimentsjikt. Mer utførlig informasjon om prøvetakingen finnes i Vedlegg B.

Blandprøver ble senere komponert, med hensyn på arter og mengde biomasse til de kjemiske analysene (**Tabell 1**). **Tabell 1** viser til sammenligning også artene som utgjorde prøvene i 2002/3.

Koordinater for stasjonene er gitt i Vedlegg B.



Figur 2. Posisjoner for trekk med Agassiz-trål for prøvetaking av bunnorganismer til miljøgiftanalyser 8-9. november 2006 i Hanneviksbukta, Vesterhavn og Fiskåbukta.

Tabell 1. Oversikt over prøver av bunnorganismer til analyser av miljøgifter på de ulike stasjonene. Merk at noen prøver inneholdt så lite materiale at ikke alle ønskete kjemiske parametere kunne bestemmes. I veldig små prøver kunne bare metaller bestemmes. (Hvilke parametre som kunne analyseres kommer frem av resultatene nedenfor).

Hanneviksbukta:

Innsamlingsår	Prøvetype	Arter i prøven
2002-2003 (Vestre kai)	Børstemark	<i>Phyllodoce mucosa</i> , <i>Ophidromus flexosus</i> , <i>Nephtys</i> , <i>Nereis</i> , <i>Capitella</i>
2006 (Hanneviksbukta)	Børstemark	<i>Harmothoe</i> , <i>Lepidonotus</i> , <i>Sabella</i> , <i>Nereimyra</i> , <i>Phyllodoce</i> , <i>Pectinaria</i>
2002-2003 (Vestre kai)	Sjøstjerne	<i>Asterias rubens</i>
2006 (Hanneviksbukta)	Sjøstjerne	<i>Asterias rubens</i>
2002-2003 (Vestre kai)	Bløtdyr	Ingen prøve
2006 (Hanneviksbukta)	Bløtdyr	Nakensnegl (<i>Coryphella</i> ?)
2006 (Hanneviksbukta)	Bløtdyr	<i>Natica</i> , <i>Nassaruis</i> , <i>Abra</i> , <i>Corbula</i>

Vesterhavn sentralt:

Innsamlingsår	Prøvetype	Arter i prøven
2002-2003	Børstemark	<i>Pectinaria</i> , <i>Goniada</i> , <i>Scalibregma</i> , <i>Polyphysia</i> , <i>Glycinde</i> , <i>Diplocirrus</i> , <i>Nephtys</i> , <i>Glycera</i> , nemertin
2006	Børstemark	<i>Pectinaria</i> , <i>Nephtys</i> , <i>Nereis</i> , <i>Polyphysia crassa</i>
2002-2003	Sjøstjerne	<i>Astropecten</i>
2006	Sjøstjerne	<i>Asterias rubens</i>
2002-2003	Bløtdyr	<i>Nassaruis</i> (?), kuskjell, knivskjell, ubestemte muslinger
2006	Bløtdyr	Pelikanfotsnegl, nakensnegl (<i>Coryphella</i> ?), <i>Chlamys</i> sp. <i>Acanthocardia echinata</i>

Fiskåbukta:

Innsamlingsår	Prøvetype	Arter i prøven
2002-2003	Børstemark	Ingen prøve
2006	Børstemark	<i>Pectinaria</i> , <i>Nephtys</i> , <i>Aphrodita</i> , terbellid, <i>Nereimyra</i> (+ubestemte små ind.)
2002-2003	Sjøstjerne	Ingen prøve
2006	Sjøstjerne	<i>Asterias rubens</i>
2002-2003	Bløtdyr	Ingen prøve
2006	Bløtdyr	<i>Hiatella</i> , <i>Corbula</i> , <i>Natica</i>

2.1.3 Sedimenter til kjemiske analyser

Det ble innsamlet sedimenter fra 2 stasjoner (K17, K18) med en dobbel Gemini kjerneprøvetaker med en indre diameter på 8 cm, **Figur 3**. Overflatesedimentet mellom 0 og 2 cm ble snittet av. Det ble tatt 5 parallelle prøver fra hver stasjon. På de samme stasjonene ble separate sedimentkjerner snittet i 1 cm tykke skiver for aldersdatering og bestemmelse av sedimentets akkumulasjonshastighet. Stasjonsplasseringen er vist på kart i **Figur 1**.



Figur 3. Innsamling av sedimenter. A: Dobbelt Gemini kjerneprøvetaker. B: Kjerneprøven gjøres klar for snitting.

2.1.4 Blåskjell til kjemiske analyser

Blåskjell til analyse ble innsamlet på 7 stasjoner i Kristiansandsområdet (**Tabell 2**). Kart over stasjonenes plassering ses i **Figur 4**. Skjell fra 2 av stasjoner (Odderøya vest og Svendsholmen) ble innsamlet og analysert i forbindelse med et annet posjekt (JAMP). Prøven fra Bragdøya Ø er kun analysert for PAH. Analysene ble foretatt på en blandprøve bestående av skjellinnmat fra henholdsvis 20x3 (JAMP) og 50 skjell.

Tabell 2. Blåskjell innsamlet i Kristiansandsfjorden i 2006.

Stasjonsnavn	LAT	LON	Innsamlingsdato	Antall skjell i prøven	Skjellstørrelse
Voie/Kjosbukta	58°06.901'N	007°57.779'E	6. oktober 2006	50	3-5 cm
Flekkerøygapet/Kjeholmen	58°04.787'N	007°57.431'E	6. oktober 2006	50	3-5 cm
Torsvika	58°09.292'N	008°01.997'E	6. oktober 2006	50	3-5 cm
Fiskåtangen	58°07.731'N	007°58.607'E	6. oktober 2006	50	3-5 cm
Bragdøya Ø	58°06.877'N	008°00.261'E	6. oktober 2006	50	3-5 cm
Odderøya vest (JAMP)	58°07.90N	08°00.10E	4. oktober 2006	20x3	3-5 cm
Svendsholmen (JAMP I132))	58°07.50N	07°59.33E	4. oktober 2006	20x3	3-5 cm



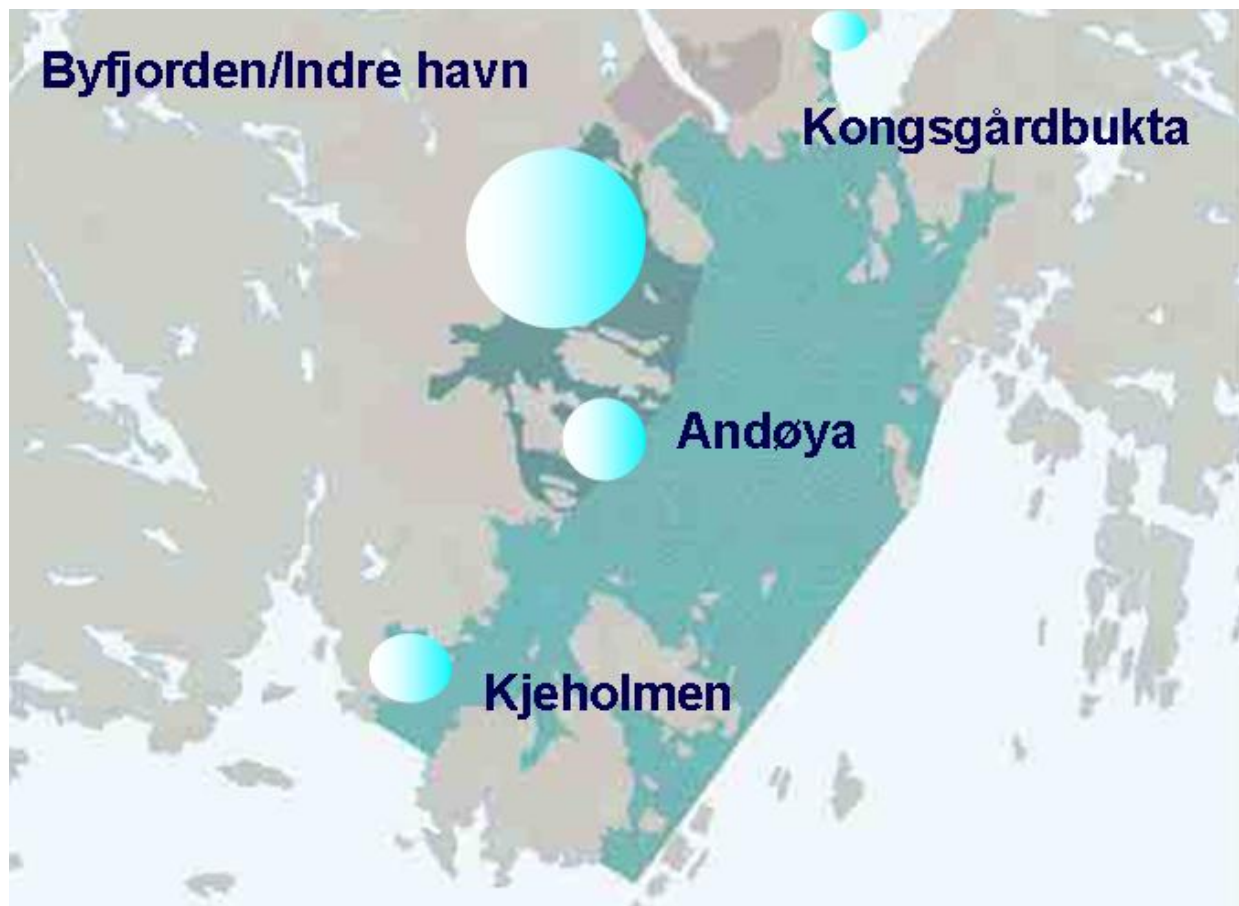
Figur 4. Stasjoner for innsamling av blåskjell 2006. Merk at kartgrunnlaget som er benyttet er fra siste vurdering av kostholdsråd (se Økland 2005). Mørk farge angir området hvor konsum av all fisk og skalldyr frarådes. Lys blå farge angir området hvor konsum av fiskelever frarådes.

2.1.5 Taskekrabbe til kjemiske analyser

Taskekrabbe ble innsamlet fra 4 områder (**Tabell 3, Figur 5**). Kun hanner ble benyttet. For hver stasjon ble det laget 2 blandprøver for analyse av miljøgifter. Hver blandprøve bestod av ca 6 g total skallinnmat (hepatopancreas + annet vev) fra hver av de 20 hannkrabbene. Prøven fra Andøya er ikke analysert.

Tabell 3. Taskekrabbe innsamlet i Kristiansandsfjorden i 2006 for analyse av miljøgifter.

Stasjonsnavn	Innsamlingstidspunkt	Antall krabber i prøven	Gjennomsnittlig skallbredde (cm), (min-maks)
Kongsgårdbukta	Desember 2006	20	15,1 (11,5-18,8)
Byfj. Indre havn	Desember 2006	20	14,5 (11-20)
Kjeholmen	Desember 2006	20	13,7 (10,5-16,1)
Andøya	Desember 2006	20	14,5 (12,3-17,5)



Figur 5. Stasjoner for innsamling av taskekrabbe i 2006. Merk at kartgrunnlaget som er benyttet er fra siste vurdering av kostholdsråd (se Økland 2005). Mørk farge angir området hvor konsum av all fisk og skalldyr frarådes. Lys blå farge angir området hvor konsum av fiskelever frarådes.

2.1.6 Fisk til kjemiske analyser

Torsk og skrubbe ble innsamlet fra 4 områder i Kristiansandsfjorden (**Tabell 4, Figur 6**). Foreløpig er ikke torskeleverprøven fra Andøya og skrubbefilet- og torskefilet-prøvene fra Andøya og Flekkerøya/Kjeholmen analysert. Analysene ble foretatt på blandprøver av henholdsvis torskelever og skrubbefilet. I hver blandprøve var det vev fra 13-20 enkeltfisk. Hver blandprøve av torsk og skrubbe bestod av ca 5-6 g vev fra hvert av individene fra hver stasjon. Prøven av torskelever fra Andøya og skrubbefilet fra Flekkerøya, Flekkerøya/Kjeholmen, Andøya og Kjeholmen er ikke analysert.

Tabell 4. *Oversikt over materialet av fisk som ble benyttet til analysene.*

Stasjonsnavn	Fiskeslag	Tidspunkt for fangst	Midlere lengde (cm), (min-maks)	Midlere vekt (g) (min-maks)	Antall fisk
Byfj. Indre havn	Torsk	Desember 2006	47,4 (26-63))	1128 (171-2549)	13
		Desember 2006			
Marvika Flekkerøya/ Kjeholmen	Torsk	Desember 2006	44,3 (29-65)	941 (228-2450)	19
		Desember 2006			
Andøya	Torsk	Desember 2006	38 (29-55)	700 (274-2046)	16
Byfj. Kjosbukta	Skrubbe	Desember 2006	28,3 (21-38)	264 (118-500)	17
		Desember 2006			
Marvika Flekkerøya/ Kjeholmen	Skrubbe	Desember 2006	28,3 (26-34)	264 (165-509)	20
		Desember 2006			
Andøya	Skrubbe	Desember 2006	30,6 (27-35))	343 (242-426)	20
			31,2 (27-35)	353 (242-496)	20



Figur 6. Stasjoner for innsamling av fisk i 2006. Merk at kartgrunnlaget som er benyttet er fra siste vurdering av kostholdsråd (se Økland 2005). Mørk farge angir området hvor konsum av all fisk og skalldyr frarådes. Lys blå farge angir området hvor konsum av fiskelever frarådes.

2.2 Analyser

2.2.1 Bløtbunnsfauna

Prøvene for bunnfauna ble håndsortert under 4-6 x forstørrelse og alle dyr plukket ut. Alle dyr ble identifisert og telt, og materialet ble overført til 70 % etanol for oppbevaring. Identifiseringen er i hovedsak utført til artsnivå. Alle prøvene av bunnfauna ble opparbeidet ved NIVAs laboratorier.

Bunnfaunaen karakteriseres ved totalt antall arter, totalt antall individer for artene, artsmangfold (=diversitet) og artssammensetning. Artsmangfoldet er gitt ved Shannon-Wieners indeks (H') og Hurlberts indeks $E(S_{100})$ som beregnes på grunnlag av antall arter og de enkelte artenes individtall i prøvene. Det ble også beregnet en indeks (ISI) som uttrykker innslaget av forurensningsømfintlige arter i bunnfaunaen.

2.2.2 Kjemiske analyser av miljøgifter i bunnfauna

Prøvene ble (etter beste evne) satt sammen, slik at kun biologisk vev skulle inngå i dem. Rørbyggende flerbørstemark ble tatt ut av rørene.

De kjemiske analysene ble foretatt på NIVAs analyselaboratorium, etter standard prosedyrer.

2.2.3 Kjemiske analyser av sedimenter

NIVAs laboratorium gjennomførte analysene av PAH, PCB, innhold av finstoff (dvs. vektprosent partikler med kornstørrelse $<63\mu\text{m}$), organisk karbon (TOC), totalt nitrogen (TN), og metaller i sedimenter. Bestemmelse av prosentandel $<63\mu\text{m}$ er gjort ved våtsikting. Analyser av TOC/TN er gjort med en CHN-analysator etter at karbonater er fjernet i syredamp. Metallene er bestemt ved at prøven oppsluttes ved autoklaving med salpetersyre og analyseres med hjelp av atomabsorpsjon og grafittovn, bortsett fra kvikksølv som bestemmes med gullfelle og kalddamp atomabsorpsjon.

Ved bestemmelse av PAH tilsettes prøvene deuterte indre standarder og ekstraheres i Soxhlet med diklormetan. Etter opprensing og oppkonsentrering kvantifiseres PAH-forbindelsene ved hjelp av interne standarder og GC med MS-detektor. Måleusikkerheten er generelt $<10-20\%$, dog kan den være høyere for enkelte forbindelser. Betegnelsen sum PAH senere i rapporten inkluderer summen av tetra- til heksasykliske forbindelser.

PCB (og andre klororganiske forbindelser som rutinemessig kvantifiseres samtidig) bestemmes ved at prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med en blanding av sykloheksan/acetone ved hjelp av ultralydkanon. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangingsdetektor, GC/ECD. De klororganiske forbindelsene identifiseres ut fra retensjonstider på en HP-5 kolonne. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard. Måleusikkerheten er generelt $10-20\%$, dog kan den være høyere for enkelte forbindelser.

Analyser av polyklorerte dibenzofuraner/-dioksiner (PCDF/-D) inklusive non-orto PCB ble gjennomført av NILU etter metodikk beskrevet av Oehme et al. (1994). NILU oppgir en måleusikkerhet på ca. 25% for PCDF/PCDD og non-orto PCB.

2.2.4 Datering av sedimenter

Aldersdatering av sedimentet er gjort ved analyse av isotopene ^{210}Pb , ^{226}Ra og ^{137}Cs . Analysene er gjort av Gamma Dation Center, Institutt for Geografi, Universitetet i København ved Thorbjørn J. Andersen. Metoden for aldersdatering av sedimentene er beskrevet i Vedlegg F.

2.2.5 Kjemiske analyser av biota (2006-undersøkelser)

Tinnorganiske forbindelser i skjell:

Analysene ble foretatt på en homogenisert blandprøve bestående av skjellenes bløtdeler. Analysene ble foretatt av NIVA etter analysemetode H14-2. Prinsippet for metoden er som følger: En delprøve av den homogeniserte blandprøven tilsettes en indre standard og oppsluttes med alkoholisk lut. Etter pH-justering og direkte derivatisering ekstraheres de tinnorganiske forbindelsene med et organisk løsningsmiddel og prøvene renses på basisk aluminakolonner før de justeres til sluttvolum. Prøvene analyseres med en masseselektiv detektor koblet til en gasskromatograf (GC/MSD). De ulike forbindelsene identifiseres ved hjelp av retensjonstid og spesifikke ioner. Kvantifiseringen utføres med den indre standarden. Benyttet Instrumentering: Agilent 5973 Masseselektiv detektor og Agilent 6890 gasskromatograf.

PAH i skjell

Analysene ble foretatt av NIVA etter analysemetode H2-4. Prinsippet for metoden er som følger: Prøvene tilsettes indre standarder. Biologisk materiale forsøpes først med KOH/metanol. Deretter ekstraheres PAH med pentan. Ekstraktene gjennomgår så ulike renseprosesser for å fjerne forstyrrende

stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet med GC/MSD. PAH identifiseres med MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekylioner. Kvantifisering utføres ved hjelp av de tilsatte indre standarder. Benyttet Instrumentering: Hewlett Packard modell 5890 Series II, med column injector og HP autosamplers 7673. Systemet er utstyrt med HD modell 5970 B masseselektiv detektor, og kolonne HP-5 MS 30 m x 0,25 mm i.d. x 0,25 µm.

Dioksiner og dioksinlignende PCBer i biota

Analysene er foretatt av NILU. Prøvene ble analysert ved hjelp av gasskromatografi koplet til høyoppløsende massespektrometer (akkreditert metode).

2.2.6 Tidstrendanalyse – forekomst av miljøgifter i blåskjell og torsk

PAH i blåskjell

PAH er analysert i blåskjell i Kristiansandsfjorden ved prøvetaking i 1996 (Knutsen et.al 1998), 1997 (Næs et al. 2000) og i 2006 (dette prosjektet), og dessuten innenfor det nasjonale overvåkningsprogrammet JAMP på to stasjoner per år i tidsrommet 1995-2006. En oversikt over omfanget av sammenstilte data er gitt i **Tabell 5**.

Tabell 5. Antall blåskjellprøver analysert per stasjon og år ved overvåkning av Kristiansandsfjorden (Knutsen et.al 1998, Næs et al. 2000, inneværende prosjekt) og i det nasjonale overvåkningsprogrammet (JAMP).

Stasjon	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Kongsgårdbukta			1									
Torsvika			1									1
Marvika			1									
Gleodden Lykt		1										
Korsvik marina		1										
Bendiksbukt/Østerhavn		1										
Odderøy Vest	3	3	3	3		3	3	2	2	3	3	3
Svendsholmen				3	3	3	3	2	3	3	3	3
Fiskåtangen	3	3	3									1
Fiskaa verk		1										
Kjosbukta		1										1
Ternevik båthavn		1										
Bredalsholmen		1										
Flekkerøy/Kjeholmen												1

Tabell 6 gir en oversikt over aktuelle PAH-komponenter og hvordan de inngår i vanlig brukte sumvariable PAH₁₆ og KPAH. I denne tabellen er det også angitt hvilke komponenter som er fullt ut kvantifisert med reelle analyseverdier i alle aktuelle prøver, og hvilke som har et antall observasjoner oppgitt som <grenseverdi og derfor er mindre egnet til tidstrendanalyse. De to siste kolonnene definerer delsummer som kan beregnes ut fra de komponentene som er fullt kvantifisert. I de prøvene hvor alle komponentene er kvantifisert utgjør Sum PAH₉ i gjennomsnitt ca. 95 % av total sum PAH. KPAH₄ utgjør minst 96 % av total KPAH i alle prøver hvor begge summer er fullt kvantifisert. Den statistiske analysen konsentreres derfor til Sum PAH₉ og Sum KPAH₄ slik de er definert i **Tabell 6**.

Tabell 6. Oversikt over aktuelle PAH-komponenter og PAH-summer. **OK** angir at variabelen har reell analyseverdi i alle prøver som er aktuelle for trendanalyse.

	Inngår i SUM PAH	Inngår i sum KPAH	Status for kvantifisering i aktuelt datamateriale	Sum PAH ₉	Sum KPAH ₄
Naftalen	X		mange prøver <grenseverdi		
Acenaftalen	X		mange prøver <grenseverdi		
Acenaften	X		mange prøver <grenseverdi		
Fluoren	X		mange prøver <grenseverdi		
Fenantren	X		OK	X	
Antracen	X		noen prøver <grenseverdi		
Fluoranten	X		OK	X	
Pyren	X		OK	X	
Benzo(a)antracen	X	X	OK	X	X
Chrysen ¹	X		OK	X	
Benzo(b,j,k)fluoranten ²	X	X	OK	X	X
Benzo(e)pyren			OK		
Benzo(a)pyren	X	X	OK	X	X
Perylen			noen prøver <grenseverdi		
Bifenyli			mange prøver <grenseverdi		
Indeno(1,2,3-cd)pyren	X	X	OK	X	X
Dibenz(ac/ah)antracen	X	X	mange prøver <grenseverdi		
Benzo(ghi)perylene	X		OK	X	

Benzo(a)pyren og indeno(1,2,3-cd)pyren tas med i begge summene, selv om det er oppgitt en grenseverdi (<0.5 µg/kg våtvekt) for én enkelt prøve. For begge variable er den oppgitte grenseverdien mindre enn resultatet i alle andre prøver, slik at det ikke kan medføre noen forskyvning i rangeringen av prøvene etter verdi ved å ta dem med. Det gjelder dessuten prøven fra Flekkerøy/ Kjeholmen i 2006, og denne prøven brukes ikke i tidstrendanalysen fordi det ikke er tatt prøver her tidligere. Ved summering til PAH₉ og Sum KPAH₄ er grenseverdiene for Benzo(a)pyren og indeno(1,2,3-cd)pyren benyttet for denne prøven; det betyr uansett lite for summen om en bruker 0 eller grenseverdien.

Tinnorganiske forbindelser i blåskjell

Innenfor måleprogrammet for dette prosjektet er tinnorganiske forbindelser blitt analysert i blåskjellprøvene fra Fiskåtangen, Kjosbukta og Torsvika. Ingen blåskjellprøver fra disse stasjonene er blitt analysert på tinnorganiske forbindelser ved tidligere overvåkingopplegg for Kristiansandsfjorden, men det ble analysert på prøver fra noen andre stasjoner i 1996 (Knutzen et.al 1998). Fra og med 2002 har imidlertid noen av prøvene fra JAMP-stasjonene i Kristiansandsfjorden blitt analysert for tinnorganiske forbindelser. Tilgjengelige data fremgår av **Tabell 7**.

De fleste prøvene er analysert på de samme 6 tinnorganiske forbindelsene som i 2006. I 1996-overvåkingen (Knutzen et al. 1998) ble det målt tributyltinn og nedbrytingsproduktene dibutyltinn og monobutyltinn. I JAMP-data for 2002 fra Svendsholmen finnes i tillegg til tributyltinn bare monobutyltinn og trifenylytinn. For tids-trendanalysene er det valgt å se bare på TBT. Dette er også den primære, dominerende komponenten. Dibutyltinn mangler som nevnt i resultatene fra noen prøver i 1996 og 2002, og er ellers godt korrelert med tributyltinn. De andre forbindelsene har i tillegg noen observasjoner under deteksjonsgrenen slik at de ikke er så godt egnet til trendanalyser.

¹ Oppgitt som Chrysen+trifenylen for JAMP-data til 2004, bare Chrysen for 2005-2006. Kan være reell endring av analysemetode (ny kolonne som skiller topper bedre, ref. Olav Bøyum pers. medd.).

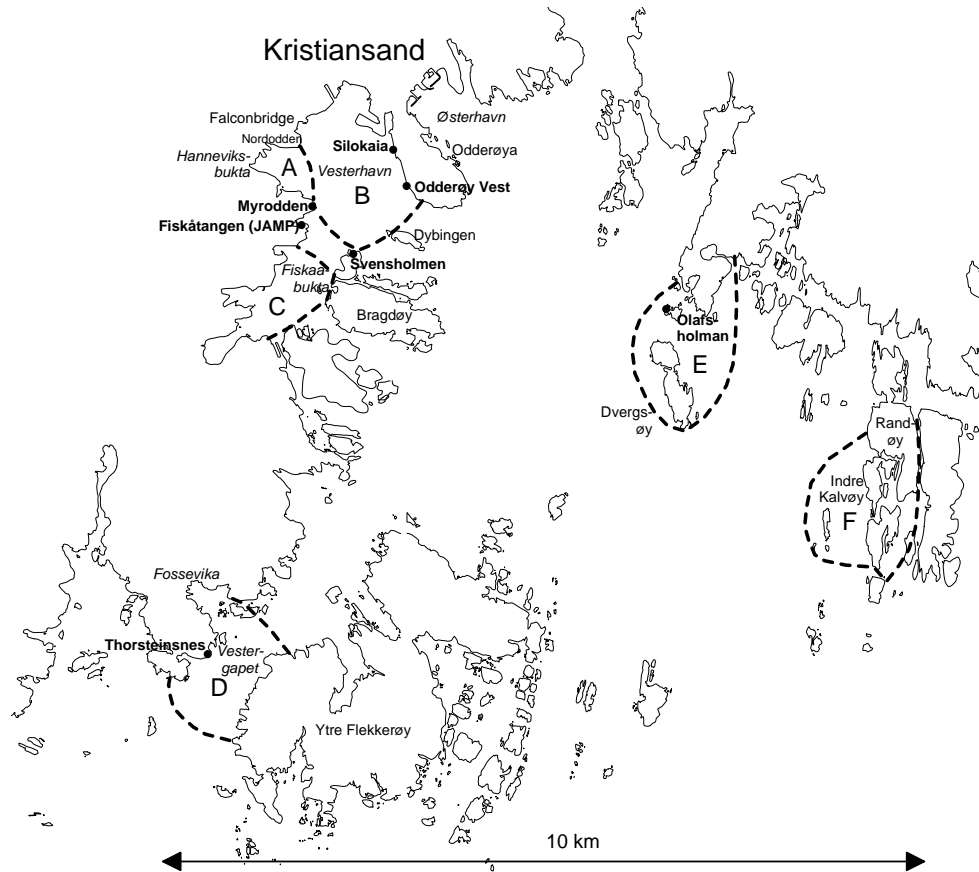
² Litt varierende oppdeling i delbidrag i rapporterte analyseresultater for ulike prøver, men ifølge NIVAs lab. skal totalsummen representere det samme i hele materialet.

Tabell 7. Antall blåskjellprøver analysert for TBT per stasjon og år.

Stasjon	1996	2002	2003	2004	2005	2006
Kjosbukta						1
Torsvika						1
Gleodden lykt	1					
Korsvik marina	1					
Bendiksbukt/Østerhavn	1					
Odderøy Vest			1	2	2	2
Silokai/ Vesterhavn	1					
Svendsholmen		2		2	2	2
Fiskåtangen						1
Fiskaa verk	1					
Ternevik båthavn	1					
Bredalsholmen	1					

Dioksiner i blåskjell og torsk

I **Tabell 8** vises en samlet oversikt over geografisk og tidsmessig dekning i tilgjengelig datamateriale for dioksin i blandprøver av torsk. Plassering av blåskjellstasjoner i 2006 er vist i **Figur 4** og områder for innsamling av fisk i **Figur 6**. Tidligere brukte stasjoner og områder er vist i **Figur 7**.



Figur 7. Kart over Kristiansandsfjorden med stasjoner for blåskjell (●) og fangstområder for krabbe og fisk (stiplet omriss), etter Knutzen et al. 1986a, 1986b, 1988, 1991, 1994, 1998 og Norman Green pers. medd.

Torsk ble i 1984 fanget i februar-mars, i 1986 i juni og 1990 i mars; ellers ble fangstene tatt i oktober-desember. Stort sett er det ikke tatt flere prøver fra samme sted og tid. Det eneste mulige unntaket er høsten 1996, da det ble analysert to leverprøver fra området B/C: en fra fangst ved Dybingen og en fra området ved Bragdøy som er nokså nær. Begge prøver ble analysert av NILU. I 1992 ble det gjort parallell dioksinanalyse av NILU og IFFH på deler av samme leverprøve fra område D, og her brukes bare tallene fra NILU i den statistiske analysen.

Tabell 8. Oversikt over dioksindata for torsk fra Kristiansandsfjorden med fordeling på stasjoner og år. F: Filet, L: lever

Område	Stasjonsnavn	1984	1986	1988	1990	1992	1996	2006
B	Bragdøy						L	
	Byfjorden							F, L
	Dybingen	F, L	F, L			F, L	F, L	
	Vesterhavn/Odderøya			F, L	F, L			
D	Flekkerøya/Kjeholmen							L
	Fossevika			F, L		F, L*	F, L	
E	Dvergsøy			L		L	L	
F	Kalvøy			L	L	L	L	
G	Ny Hellesund			L			L	
M	Marvika							F, L

*: Parallellanalyse av NILU og Folkehelseinstituttet. Bare tallene fra NILU inngår i analysene.

Bare data fra område B (Vesterhavn) og D (Vestergapet) gir grunnlag for å si noe om tidsutviklingen de siste 10 årene, men data fra område E, F og G har betydning som grunnlag for å beregne usikkerhet, og bør derfor likevel tas med i analysen. Både for område B og D varierer angitt fangststed noe over tid, men det kan mer være varierende praksis for geografisk beskrivelse enn reell variasjon, og anses uansett ikke ha så stor betydning. De fleste prøvene fra område B og D er analysert både på lever og filet. Data for torsk analyseres derfor med delområde og tid som faktorer, uten hensyn til stasjonsnavn.

Tabell 9 viser geografisk og tidsmessig dekning for dioksindata fra blåskjellprøver. Bare stasjonene i indre del av Kristiansandsfjorden kan gi et bilde av variasjon over tid. Hvis Silokaia og Odderøy vest kan betraktes som samme stasjon, vil det gi en tilnærmet kontinuerlig tidsserie fra 1988 til 2006.

Tabell 9. Oversikt over dioksindata for blåskjell fra Kristiansandsfjorden med antall prøver per stasjon og år.

Stasjon	År										
	1985	1988	1989	1992	1995	1996	2002	2003	2004	2005	2006
Silokaia		1	1	2		1					
Odderøy vest					1	2		1	1	1	1
Fiskåtangen					1	1					1
Myrodden	1		1								
Svendsholmen							1	2	1	1	1
Torsvika											1
Voie/Kjosbukta											1
Olafsholman		1									
Kjeholmen											1
Thorsteinsnes		1									
Ny Hellesund		1									

En gjennomgang av det aktuelle datamaterialet for dioksin viser at ikke alle de analyserte dioksin- og PCB-komponenter er like godt egnet til en trendanalyse. Noen komponenter som inngår i beregning av toksisitetsekvivalent for dioksin har observasjoner rapportert som <grenseverdi, slik at sammenligning mellom prøver og trendanalyse blir usikker og mer komplisert. En gjennomgang av datamaterialet viser at det ikke har betydning for høye konsentrasjoner, men for de prøvene som har lavest konsentrasjoner kan fullstendig toksisitetsekvivalent (TE) bli svært usikker. For blåskjell kan TE variere med en faktor 2 for noen prøver avhengig av om en bruker de angitte øvre grensene eller legger inn 0 i summene for observasjoner < grenseverdi.³ Det kan gi et skjevt eller usikkert bilde av utvikling mot lave verdier. Hvilke komponenter som har slike problemer er for ulike prøvetyper vist i **Figur 31**. Færrest gode komponenter finnes for blåskjell, som har lave konsentrasjoner sammenlignet med krabbe og torsk. En sammenligning viser imidlertid at problemet er neglisjerbart for alle prøvetypene i tabellen hvis en beregner en delsum av de 10 komponentene som er krysset av i høyre kolonne i **Tabell 10**. Det gjelder både ved direkte summering og ved vektning med toksisitetsfaktorer til en delsum av TE. Denne kombinasjonen omfatter for de fleste prøvene minst 70 % av total TE. Denne delsummen brukes i trendanalyse for alle prøvetypene.

³ TE er også ufullstendig beregnet for noen prøver fra 1985-1988 fordi ikke alle komponentene inngikk i analysene, men det har ikke betydning for en vurdering av tidstrender etter utslippsreduksjonen, dvs. fra og med 1992.

Tabell 10. Oversikt over aktuelle dioksin-komponenter, med angivelse av hvor godt egnet de er til trendanalyse ut fra graden av kvantifisering i aktuelt datamateriale.

X godt egnet: reelle data for alle prøver, ingen kvalitetsanmerkninger.

x brukbart: reelle data for alle prøver, men noen anmerkninger

om redusert pålitelighet (interferens etc.)

- mindre egnet, observasjoner <grenseverdi forekommer.

		Blåskjell	Torskelever	Krabbe	Utvalgte 10 komponenter for delsummering
Dioksiner	2378-TCDD	-	(X fra 1992)	-	
	12378-PeCDD	-	-	x	
	123478-HxCDD	-	-	x	
	123678-HxCDD	-	x	x	
	123789-HxCDD	-	(x fra 1992)	x	
	1234678-HpCDD	-	x	x	X
	OCDD	X	x	x	X
Furaner	2378-TCDF	x	X	X	X
	12378/12348-PeCDF	x	X	X	X
	23478-PeCDF	x	X	X	X
	123478/123479-HxCDF	-	X	x	X
	123678-HxCDF	x	x	X	X
	123789-HxCDF	-	-	-	
	234678-HxCDF	-	X	x	X
	1234678-HpCDF	x	x	x	X
	1234789-HpCDF	-	x	-	
	OCDF	-	-	x	X

Non-orto PCB (77, 81, 126, 169) er analysert i de fleste prøvene fra og med 1992, unntatt blåskjellprøvene fra JAMP for 2004. Det forekommer ett tilfelle av observasjon <grenseverdi for non-orto PCBer; det gjelder PCB-169 i en blåskjellprøve fra Marvika i 2006. Siden det ikke er dioksindata fra denne stasjonen fra før, betyr dette ikke noe for analyse av tidstrend. PCB-81 er ikke analysert i prøvene fra 1992, men denne komponenten har lav konsentrasjon og neglisjerbart bidrag til giftighet sammenlignet med de tre andre. For non-orto PCB analyseres for tidstrend på fullstendig toksisitetsekvivalent (TE), som er klart dominert av PCB-126.

2.2.7 Spesialundersøkelser for variasjon av PAH- og dioksininnhold i blåskjell fra 2002 til 2007

I forbindelse med tiltak mot forurensede sedimenter i Kristiansandsfjorden og da særlig tiltak i Hanneviksbukta, samlet Fylkesmannens miljøvernnavdeling inn blåskjell fra 4 lokaliteter i Hanneviksbukta og ned til Lumber nær Elkem Carbon i Fiskåbukta, **Figur 8**. Skjellene ble samlet i mai 2002, august 2003 og august 2007. Resultatene fra analyse av disse skjellene forelå først i sluttfasen av fedigstillelsen av denne rapporten. Resultatene presenteres derfor separat er ikke integrert i de statistiske analyser av tidstrender som er gjort for de øvrige blåskjellresultater.



Figur 8. Lokalteter for spesialundersøkelser av PAH og dioksin i blåskjell 2002, 2003 og 2007. Stasjon 4 ble flyttet noe i 2007.

3. Resultater

3.1 Tilstand i bløtbunnssamfunn

3.1.1 Bunnsedimenter

I Hanneviksbukta besto bunnsedimentet for det meste av sand og grå leire, men det var rødt industrislim i sjikt over leiren og flekkvis i leirelaget (**Tabell 11**). Over sandlaget var det et tynt lys brunt topplag. På de andre stasjonene i Vesterhavnområdet var det grå til mørk grå mudder med olivenfarget topplag. I Fiskåbukta var det forholdsvis mye rester av bark og plantemateriale i sedimentet. På referansestasjonene (Lyn1 og KR42) var bunnsedimentet mer sandholdig og lysere på farge. Ved Vestergapet (KR42) var det mye skjellrester i sedimentet.

Analysene av organisk karbon og nitrogen i sedimentet viste at det organiske innholdet var normalt til forhøyd i Hanneviksbukta, Vesterhavn og på referansestasjonene (**Tabell 12**). I Fiskåbukta var det høyt organisk innhold i sedimentet. Det var stor likhet mellom parallellprøver i Hanneviksbukta og Fiskåbukta (tatt fra parallelle grabbprøver). Forholdstallet mellom karbon og nitrogen (C/N-forholdet) var høyere enn 10 i Vesterhavn og høyere enn 14 i Fiskåbukta. C/N-forholdet kan indikere noe om materialets art. I sedimenter hvor det organiske materialet i hovedsak stammer fra naturlig produksjon i sjøen vil forholdstallet være 6-8, mens det i sedimenter som tilføres platemateriale fra land, vil være høyere enn 10. De forholdsvis høye verdiene i Vesterhavn og i Fiskåbukta gjenspeiler betydningen av plantemateriale og treflis i sedimentene. I Hanneviksbukta tyder resultatene på at det overdekkende sandlaget tilføres organisk materiale fra naturlig produksjon i sjøen og muligens også fra resedimentering av resuspenderte partikler.

3.1.2 Bunnfauna

I **Tabell 13** er det gitt en oversikt over antall arter, individtettheter og beregnede verdier for artsmangfold på stasjonene i 2006. I **Figur 9** og **Figur 10** er det gitt en oversikt over tilsvarende parametere også i tidligere undersøkelser i området. I **Tabell 14** er de viktigste artene vist. Fullstendige resultater er gitt i Vedlegg A.

På st. KV01 i Hanneviksbukta var det en arts- og individfattig bunnfauna. Både antallet arter og individtetthetene hadde gått litt ned i forhold til prøvetakingen i 2005 (**Figur 9**). Dette var trolig en naturlig endring, men det viser at oppbygning av stabil fauna tar tid etter tildekkingen av sedimentene.

På stasjon KR44 sentralt i Vesterhavn ble det funnet en forholdsvis artsrik fauna med normalt individantall. Etter SFTs miljøkvalitetskriterier faller stasjonen i klasse I - god tilstand. Alle de dominerende artene, som for eksempel børstemarkene *Scalibregma inflatum* og *Tharyx killariensis* (**Tabell 14**) har høye toleranser for miljøpåvirkninger og finnes ofte i forurensede eller organisk anrikede sedimenter. Mange individer av børstemark og andre arter hadde et sort belegg på kroppsoverflaten. Dette har vært observert også ved tidligere prøvetakinger. Artssammensetningen ga inntrykk av at tilstanden var dårligere enn hva SFTs kriterier indikerte.

På stasjon KR17 ved Dybingen var det en normalt artsrik fauna. Denne lokaliteten faller i klasse I/II – meget god til god tilstand - etter SFTs miljøkvalitetskriterier. Også på denne lokaliteten var det noe sort belegg på enkelte individer. Artssammensetningen må betraktes som normal med en variert sammensatt fauna. Resultatene for de to prøvetakingene samsvarer meget godt og hadde mange felles dominerende arter.

På stasjon K17 i Fiskåbukta var det en forholdsvis artsrik fauna, men med noe nedsatt artsmangfold (**Tabell 13**). Sammenlignet med prøver fra 1983, som ble tatt i samme område, var tilstanden klart

forbedret. I 1983 dominerte børstemarken *Chaetozone* sterkt sammen med flere andre børstemarker som også ofte opptrer ved organisk anrikning. Trolig er den forbedrete tilstanden en følge av at tilførselene av organiske stoff til fjorden er redusert, deriblant utslippene av kommunalt avløpsvann ved Storenes i Fiskåbukta.

På begge referansestasjonene (LYN1, KR42) var det en artsrik fauna. Begge stasjoner har grovere sediment enn hva tilfellet er i Vesterhavnområdet (med unntak for tildekkingsområdet i Hanneviksbukta) og er trolig mer strømrrike. Dette vil ha betydning for hvilke arter som er tilstede, men trolig er stasjonene representative med hensyn til artsrikhet og hvilke organismegrupper som kan forventes opptre i uforurensede områder av indre Kristiansandsfjorden.

I **Figur 11** er det vist en samlet analyse av artssammensetningen på stasjonene for å illustrere grad av likhet og forandringer over tid. Analysen viser at det har vært en betydelig forandring i Hanneviksbukta etter overdekkingen av bunnsedimentene. Før tildekkingen (2002) var bunnfaunaen svært artsfattig og skilte seg sterkt fra resten av Kristiansandsfjorden (Oug et al. 2004). Etter tildekkingen har faunaen blitt mer lik den som finnes i Vesterhavn og Fiskåbukta, med størst endring fram til 2005 og en mindre endring til 2006 (se piler). Generelt var stasjonene i Vesterhavn (KR44), Dybingen (KR17) og i Fiskåbukta (K17) innbyrdes nokså like, men stasjonen ved Dybingen, som ligger ytterst av disse, var mest lik referanseområdene utenfor. Analysen indikerer at hele Vesterhavnområdet er påvirket av forurensninger, men at tilstanden generelt er blitt bedre og at lokale gradienter innen fjordområdet er mindre sterke enn før.

Tabell 11. Prøvetaking av bunnfauna og sedimenter i Kristiansandsfjorden 7. november 2006. Lokalteter, dyp og visuelle observasjoner av bunnforhold og sedimenter. Alle prøver ble tatt med 0,1 m² van Veen grabb (type KC Danmark).

Stasj.	Dyp (m)	Antall prøver	Observasjoner	Sikterest (materiale > 1 mm)
KV 01 Hanneviks-bukta	31	4	Mørk grått ca. 5 cm sandlag med finkornet lys brunt 2 mm topplag. En prøve med tynt sandlag (omkring 1 cm), men med noe grus og småstein (repl. II). Grå leire under sandlaget. Rødt industrislim i tynt sjikt over leiren og flekkvis i leirelaget i all 4 prøver. Observert enkelte rørbyggende mark. Fylningsgrad 1/4- 2/4 – 3/4. Tilleggsvekt 10 kg på grabb.	Volum 3-13 dl. Mineralsand og småstein. Noen leirklumper, større leirklumper i en prøve (replikat IV)
KR 44 Vesterhavn	40	2	Grå koks-farget mudder med 2-3 mm olivengrønt topplag. Mark i rør. Ingen lukt. Fylningsgrad 1/1.	Volum 1,5-2 liter. Mineralsand og organisk materiale. En del småstein og tremateriale.
KR 17 Dybingen	21	2	Grå sandig mudder med tynt litt okergrønt topplag. Ingen lukt. Børstemark. Fylningsgrad 2/4- 3/4.	Volum 4-5 dl. Mineralsand og skjellsand.
K 17 Fiskåbukta	31	4	Mørk koksgrått finkornet mudder med tynt okergrønt topplag. Noe flismateriale og planterester. Svak lukt av hydrogensulfid. Slangestjerner og rørbyggende børstemark, sjøfjær i en prøve. Fylningsgrad 1/1.	Volum 9-15 dl. Rester av bark og finfordelt organisk materiale. Litt småstein og skjell. Slangestjerner.
Lyn1 Lyngøya	22	2	Lys grått sandig sediment. Slangestjerner, rørbyggende mark og sjømus. Ingen lukt. Fylningsgrad 2/4- 3/4.	Volum 6 dl. Sand og noe finfordelt organisk materiale.
KR 42 Vestergapet	26	2	Grått sandig sediment med skjellrester. Lysere topplag, ca. 3 mm. Mark med og uten rør, sjømus. Ingen lukt. Fylningsgrad 3/4.	Volum 2,5 liter. Mye skjellrester og fin skjellsand. Noe mineralsand.

Tabell 12. Finfraksjon og organisk innhold i bunnsedimenter fra Kristiansandsfjorden 2006. På stasjonene i Hanneviksbukta og Fiskåbukta ble det tatt flere replikate prøver. Tilstandsklasser for totalt organisk karbon (TOC) er gitt i henhold til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet (Molvær et al. 1997). Ved fastsettelse av tilstandsklasser er konsentrasjonene normert ved omregning til teoretisk 100 % finstoff i sedimentet (TOC norm).

Stasjon	Dyp (m)	Repl	Kornst. (%<0.063 mm)	TOC mg/g	TOC norm	SFT-klasse	TN mg/g	C/N-forhold	
KV 01	Hanneviksb.	31	II	52	17,4	26,6	II	2,0	8,7
			III	42	18,4	28,8	III	2,2	8,4
			IV	56	12,1	20,0	II	1,3	9,3
KR 44	Vesterhavn	40		68	27,0	32,8	III	2,1	12,9
KR 17	Dybingen	21		64	20,6	27,1	III	1,8	11,4
K 17	Fiskåbukta	31	I	71	55,1	60,3	V	3,9	14,1
			II	65	57,3	63,6	V	3,8	15,1
Lyn1	Lyngøya	22		21	7,7	21,9	II	<1,0	>7,7
KR 42	Vestergapet	26		20	8,9	23,3	II	<1,0	>8,9

Tabell 13 Sammenfattende data for faunaen på stasjonene i Kristiansandsfjorden 7. november 2006. Indekser for arts mangfold: H' = Shannon-Wiener indeks (\log_2), $E(S_{100})$ = Hurlberts indeks (artstall pr. 100 individer). ISI = artsindeks for følsomhet for forurensning. Tilstandsklasser i henhold til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet er vist: I 'meget god', II 'god', III 'mindre god', IV 'dårlig', V 'meget dårlig' (Molvær et al. 1997). For ISI foreligger et forslag til klassifisering med $ISI > 7,5$ 'god økologisk status' og $ISI > 8,75$ 'meget god økologisk status' (Rygg 2002).

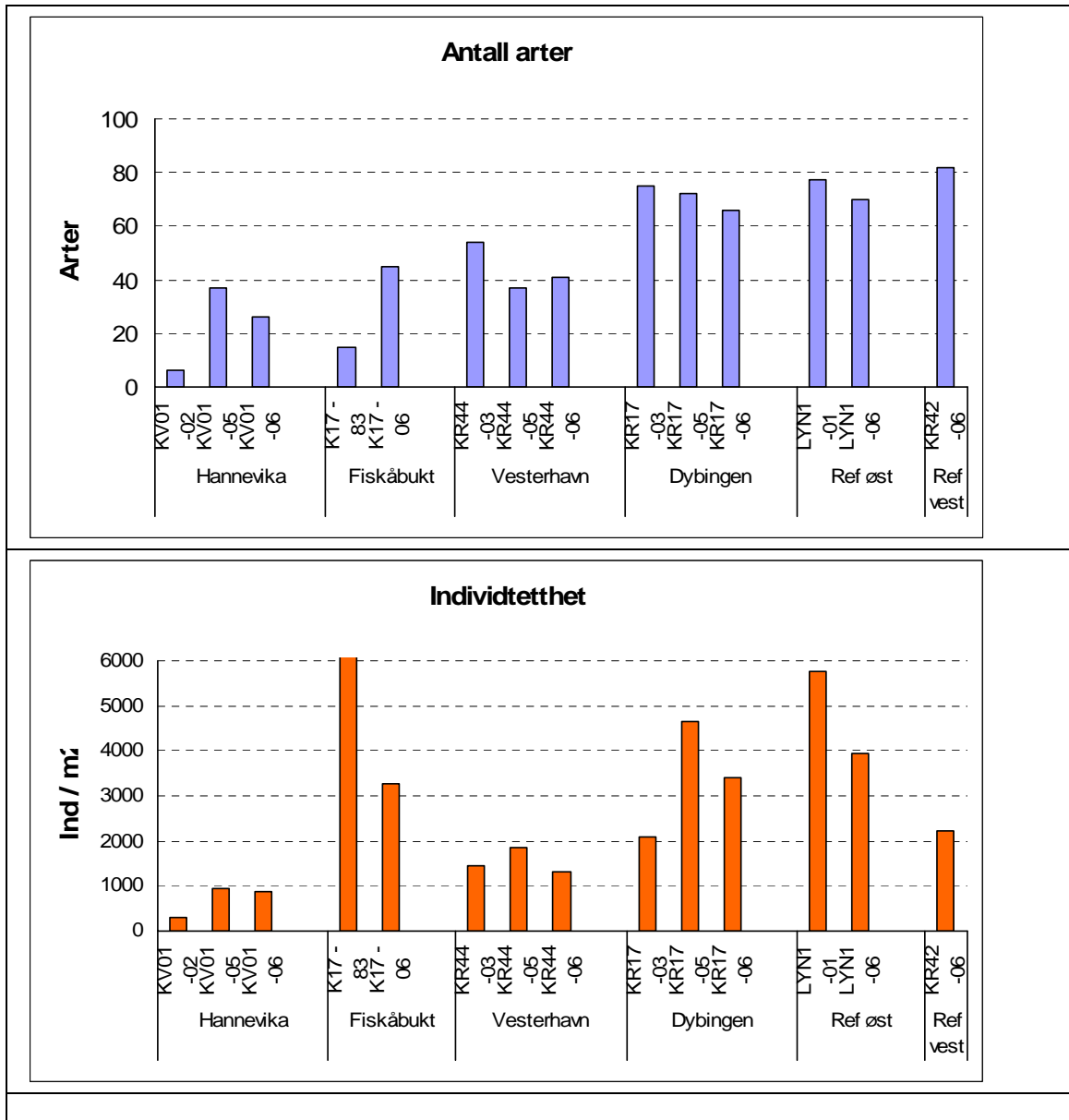
Stasjon	Areal	Artstall	Ind.	Ind/m ²	H'	E(S ₁₀₀)	ISI	Klasse
KV 01	0,4	26	347	868	3,1	16,3	7,4	II/III
repl I		18	149					
repl II		8	45					
repl III		14	91					
repl IV		11	62					
KR 44	0,2	41	266	1330	4,1	36,7	8,6	I
repl I		25	137					
repl II		30	129					
KR 17	0,2	66	682	3410	4,1	25,7	9,4	I/II
repl I		48	451					
repl II		47	231					
K 17	0,4	45	1305	3263	3,1	17,8	8,1	II/III
repl I		35	290					
repl II		23	281					
repl III		28	370					
repl IV		24	364					
LYN 1	0,2	70	787	3935	3,2	26,1	9,2	II/I
repl I		54	351					
repl II		54	436					
KR 42	0,2	82	445	2225	5,0	40,5	9,8	I
repl I		57	223					
repl II		64	222					

Tabell 14. De 10 viktigste artene med individtetthet (ind/m²) på stasjonene i Kristiansandsfjorden 7. november 2006. b = børstemark, bm = båndmark, k = krepsdyr, m = mollusk, p = pølseorm, se = sekkedyr, sl = slangestjerne, sp = sjøpølse.

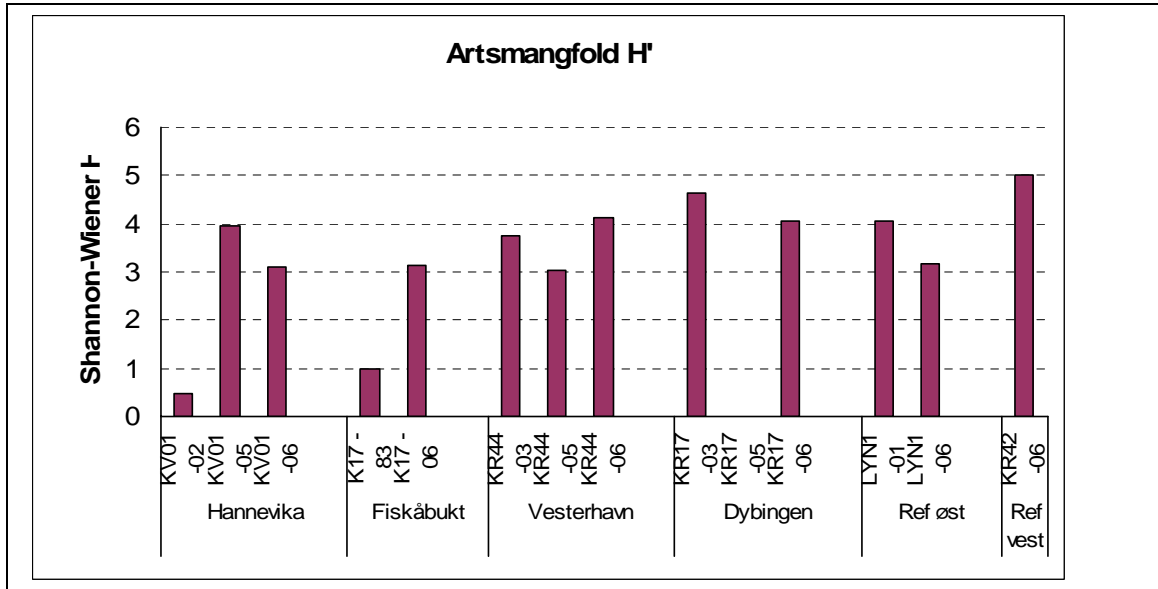
Hanneviksbukta, KV 01 (0.4 m²)			Fiskåbukta, K17 (0.4 m²)		
	Gruppe	Ind/m2		Gruppe	Ind/m2
Chaetozone setosa	b	268	Mysella bidentata	m	1228
Pectinaria auricoma	b	208	Amphiura filiformis	sl	718
Mediomastus fragilis	b	105	Pectinaria auricoma	b	323
Nemertinea indet	bm	95	Ophiuroidea indet	sl	238
Paramphinome jeffreysi	b	33	Tharyx killariensis	b	85
Eteone cf longa	b	20	Heteromastus filiformis	b	83
Prionospio fallax	b	18	Pectinaria belgica	b	60
Heteromastus filiformis	b	18	Paramphinome jeffreysi	b	58
Golfingia sp.	p	18	Corbula gibba	m	53
Pectinaria belgica	b	15	Prionospio fallax	b	50

Vesterhavn, KR 44 (0.2 m²)			Dybingen, KR 17 (0.2 m²)		
	Gruppe	Ind/m2		Gruppe	Ind/m2
Pectinaria auricoma	b	265	Scalibregma inflatum	b	750
Scalibregma inflatum	b	195	Prionospio fallax	b	640
Tharyx killariensis	b	150	Thyasira flexuosa	m	335
Prionospio fallax	b	135	Tharyx killariensis	b	295
Nemertinea indet	bm	80	Nemertinea indet	bm	245
Ascidacea indet	se	45	Magelona minuta	b	205
Amphiura filiformis	sl	45	Trichobranchus roseus	b	95
Philine scabra	s	40	Mediomastus fragilis	b	75
Thyasira flexuosa	m	30	Polycirrus plumosus	b	45
Ophiura affinis	sl	25	Amphiura filiformis	sl	40

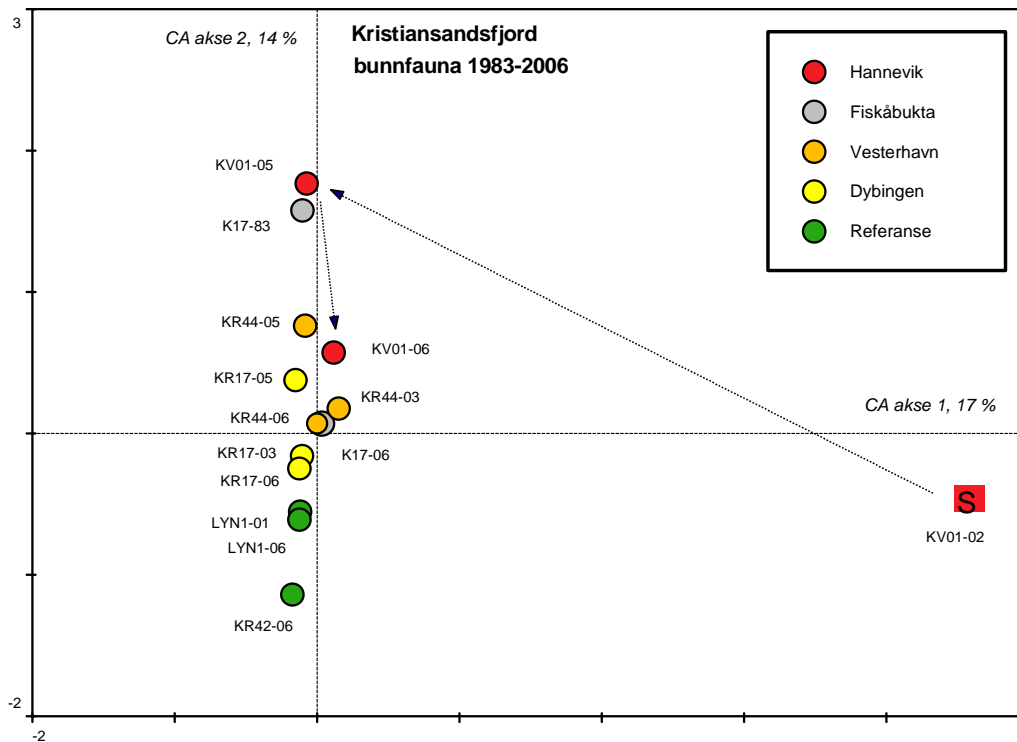
Referanse øst, Lyn1 (0.2 m²)			Referanse vest, KR42 (0.2 m²)		
	Gruppe	Ind/m2		Gruppe	Ind/m2
Amphiura filiformis	sl	2325	Sosane sulcate	b	515
Ophiuroidea indet	sl	140	Ascidacea indet	se	165
Mysella bidentata	m	110	Nemertinea indet	bm	160
Thyasira flexuosa	m	105	Pista cristate	b	110
Sosane sulcate	b	90	Terebellides stroemi	b	95
Streblosoma intestinalis	b	90	Streblosoma intestinalis	b	65
Trichobranchus roseus	b	80	Euclymeninae indet	b	55
Labidoplax buski	sp	70	Sabellides octocirrata	b	50
Tanaidacea indet	k	60	Thyasira flexuosa	m	45
Nemertinea indet	bm	50	Golfingia sp.	p	45



Figur 9. Antall arter, individtetthet på stasjonene i Kristiansandsfjorden i 2006 og ved tidligere undersøkelser.



Figur 10. Artsmangfold på stasjonene i Kristiansandsfjorden i 2006 og ved tidligere undersøkelser.



Figur 11. Korrespondanseanalyse for likhet i faunasammensetning på stasjonene i denne og tidligere undersøkelser. To siste sifre i stasjonskoden markerer år for innsamling. Pilene markerer faunautviklingen på stasjon KV01 i Hanneviksbukta fra tilstanden før tildekking (2002) til etter tildekkingen i 2005 og 2006.

3.2 Miljøgifter i bunndyr/bløtbunnsfauna

Resultatene fra analysene av materialet samlet inn i 2006 er sammenlignet med materialet som ble samlet inn i 2002/3 (Oug et al. 2004). Ettersom organismene er små og det kreves en vesentlig innsats for å få tak i de ønskede organismer i tilstrekkelig mengder, er det vanskelig å få nok materiale/biomasse til replikate analyser, samt at man må gjøre et utvalg mht. de kjemiske parametere som skal analyseres. Det er derfor ikke mulig å gjøre statistiske temporale sammenligninger. Sammenligningene gir likevel et lite innblikk i om og hvordan konsentrasjonene forandrer seg over tid, på de aktuelle stasjonene og om det er store forskjellene i miljøforholdene som bunndyrene lever under på de ulike stasjonene som er undersøkt i 2006. En tilsvarende sammenligning mellom Hanneviksbukta og sentrale Vesterhavn er tidligere gjort på basis av prøver innsamlet i 2002/3 (Oug et al., 2004).

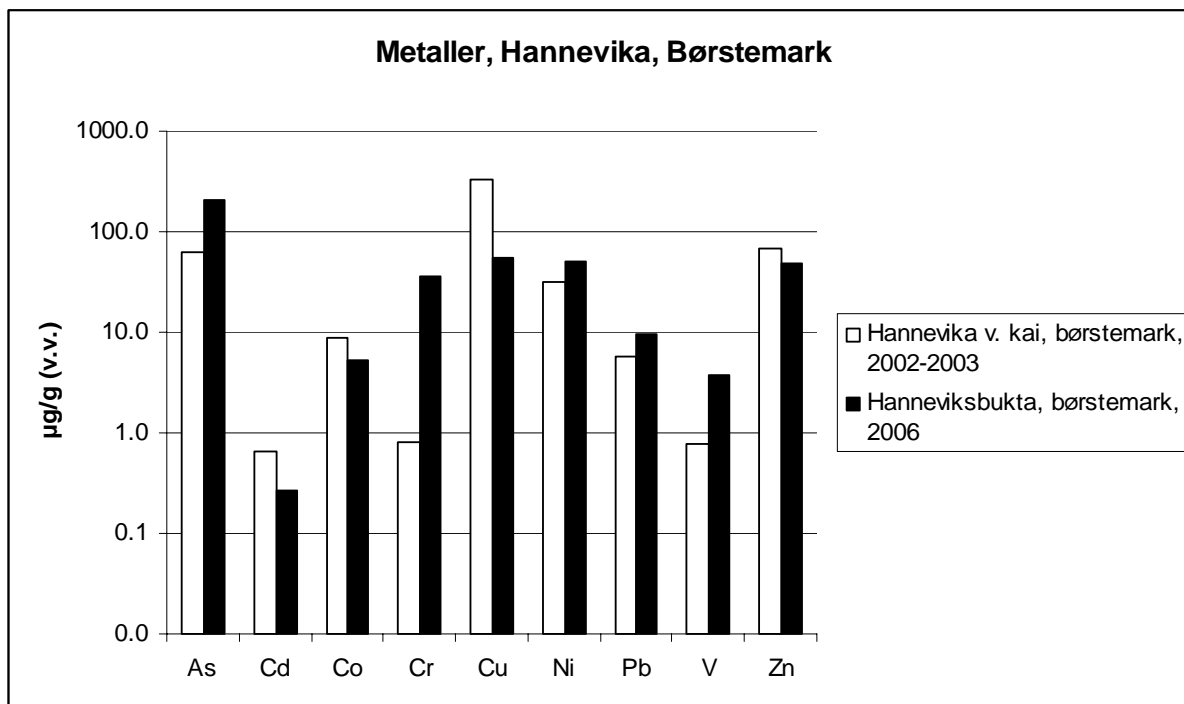
Enkelte kjemiske parametere ble ikke analysert alle årene (2002/3 og 2006; av årsakene nevnt ovenfor). Derfor er det ikke mulig å gjøre temporale, eller geografiske sammenligninger for alle de aktuelle kjemiske parametrene i alle prøvetypene. Alle resultater/konsentrasjoner fra 2006 er presentert i Vedlegg C. Resultater fra 2006, som ikke har noe sammenligningsgrunnlag fra 2002/3, blir selv viktig sammenligningsgrunnlag for tilsvarende fremtidige undersøkelser.

Det varierer hvor stor andel de ulike artene utgjør i prøvene, både mellom stasjoner og mellom år. Dette kan også ha en innflytelse på resultatene. Det kan også være vanskelig å unngå å få med enkelte sedimentpartikler når man analyserer bunndyr, ettersom noen dyr sannsynligvis har rester av dette i tarmen (f.eks. *Capitella*, *Pectinaria*, *Scalibregma*, *Polyphysia*, *Diplocirrus*).

Når det gjelder forskjeller i konsentrasjoner mellom de ulike dyregruppene, så er det også flere faktorer som spiller inn. Enkelte organismer inneholder mer lipider, enn andre. Dette er en faktor som spiller en rolle for hydrofobe, organiske miljøgifter. Alle organismene er heller ikke like intimt assosiert med sedimentene. Det skal også nevnes at organismer har ulik evne til omdannelse (biotransformasjon) og utskillelse av fremmedstoffer. Videre kan det nevnes at kobber og sink er "essensielle" metaller. Det betyr at de i moderate konsentrasjoner er viktige for flere av organismens normale prosesser. Dette betyr også at de til en viss grad kan reguleres av ulike organismer. Artsbestemte forskjeller i reguleringen av disse metallene kan gjøre seg gjeldende.

3.2.1 Miljøgifter i børstemark – Hanneviksbukta 2002/3 og 2006

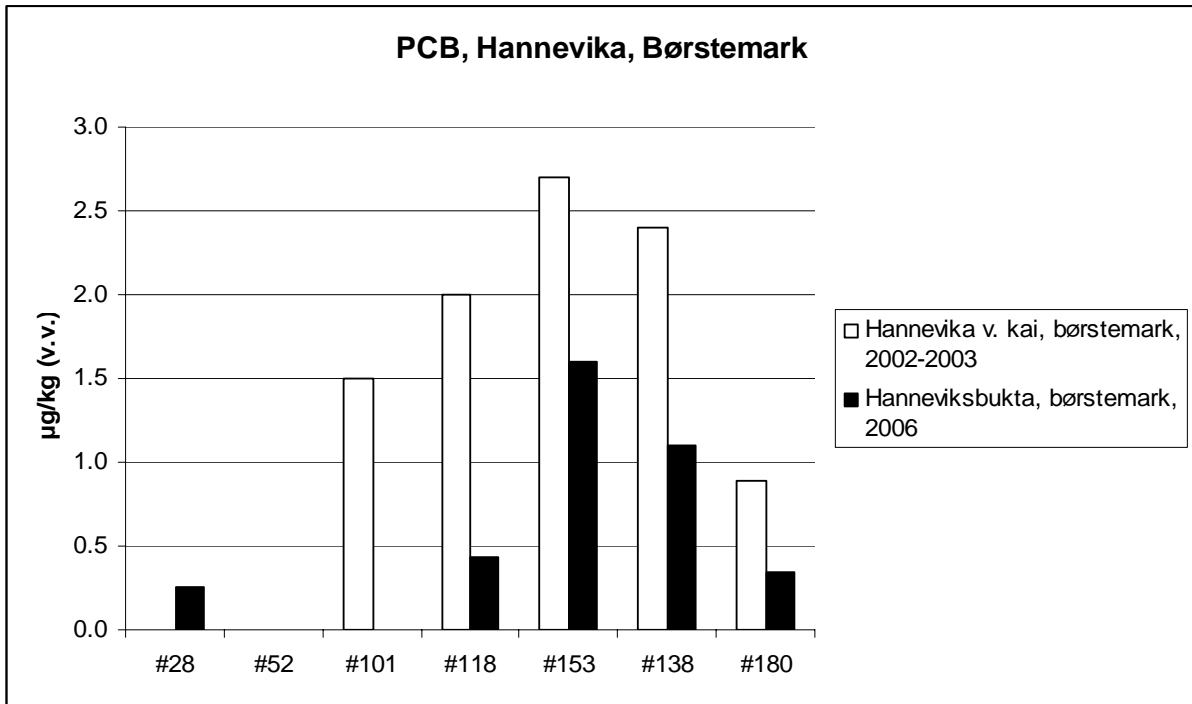
En sammenligning av metaller i børstemark fra Hanneviksbukta i 2002/3 og 2006 er gitt i **Figur 12**. Det er vanskelig å vise til noen vesentlige forandringer mellom årene. Det ser imidlertid ut som om verdiene av arsen og krom har steget, mens kobber har sunket.



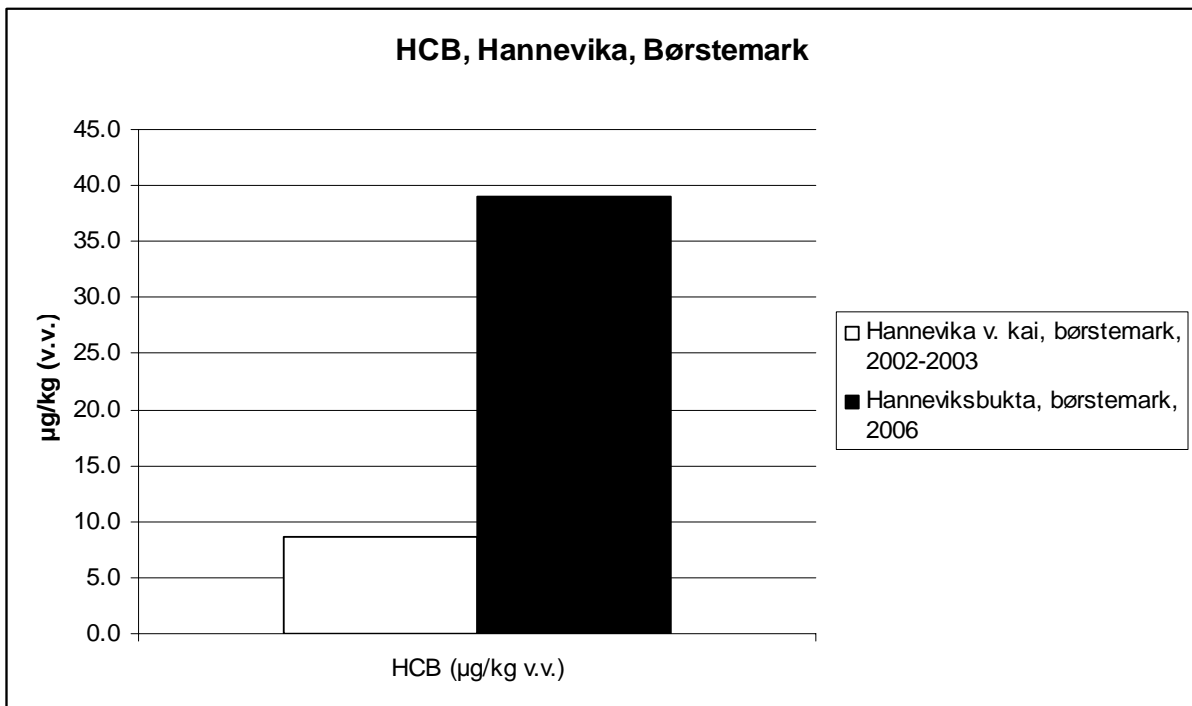
Figur 12. En sammenligning av metaller i børstemark fra Hanneviksbukta i 2002/3 og 2006. Merk logaritmisk skala.

En sammenligning av PCB- og HCB-innholdet i børstemark fra Hanneviksbukta i 2002/3 og 2006 er gitt i **Figur 13**. Det er interessant at PCB-nivået tilsynelatende har gått ned, mens HCB tilsynelatende har gått opp. (Se for øvrig også Hanneviksbukta i forhold til Vesterhavn sentralt (nedenfor), som også viser ”misforhold” mellom PCB og HCB (denne gangen geografisk) i børstemark og sjøstjerne).

a.



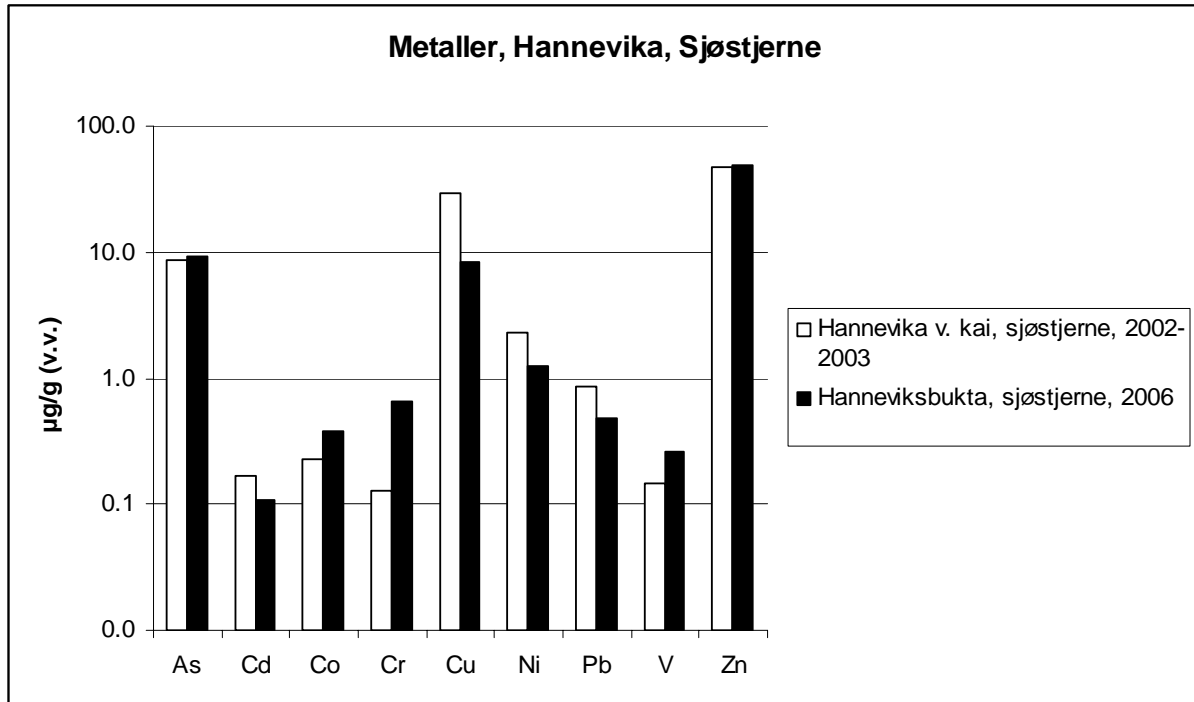
b.



Figur 13. En sammenligning av PCB (a.) og HCB (b.) i børstemark fra Hanneviksbukta i 2002/3 og 2006.

3.2.2 Miljøgifter i sjøstjerne – Hanneviksbukta 2002/3 og 2006

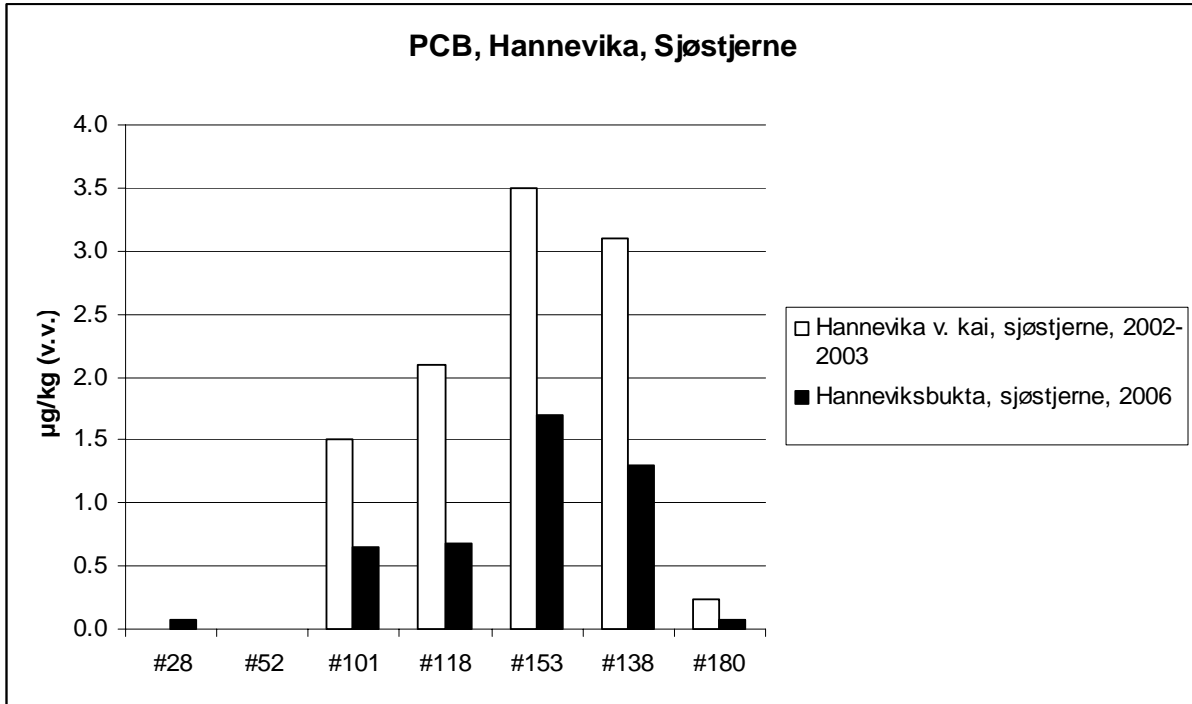
En sammenligning av metaller i sjøstjerne fra Hanneviksbukta i 2002/3 og 2006 er gitt i **Figur 14**. Som for børstemark er det vanskelig å si noe om forandringer mellom årene. Det ser imidlertid igjen ut som om verdien av krom har steget, mens kobber har sunket. Prøvene skal for øvrig være fullt ut sammenlignbare fordi begge prøver kun bestod av korstroll (*Asterias rubens*) og skulle dermed heller ikke inneholde sediment.



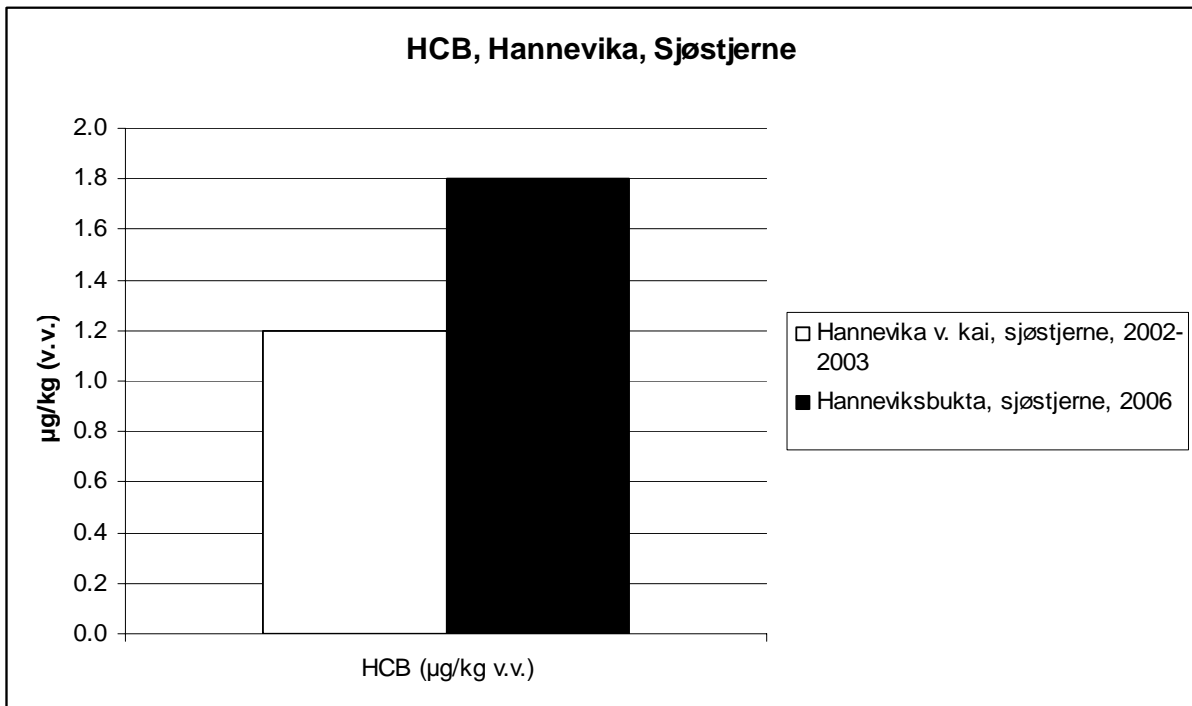
Figur 14. En sammenligning av metaller i sjøstjerne (kun korstroll, *Asterias rubens*) fra Hanneviksbukta i 2002/3 og 2006. Merk logaritmisk skala.

En sammenligning av PCB- og HCB-innholdet i sjøstjerne fra Hanneviksbukta i 2002/3 og 2006 er gitt i **Figur 15**. Det er interessant at bildet likner det for børstemark, at PCB-nivået tilsynelatende har gått ned, mens HCB tilsynelatende har gått opp.

a.



b.



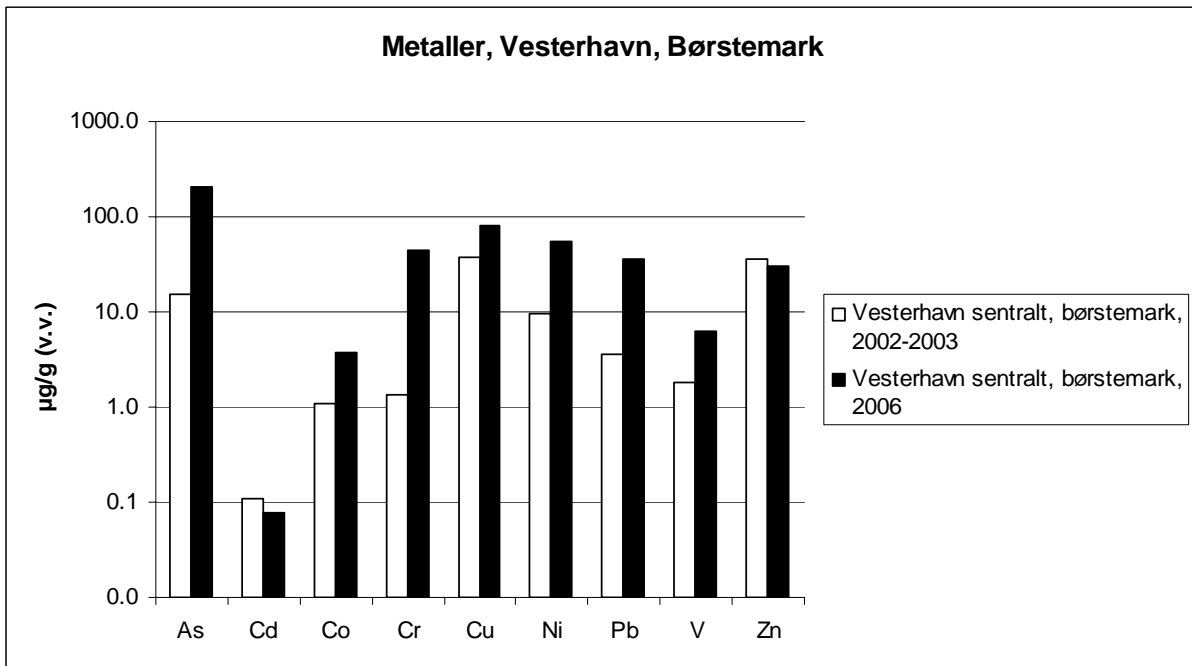
Figur 15. En sammenligning av PCB (a.) og HCB (b.) i sjøstjerne (kun korstroll, *Asterias rubens*) fra Hanneviksbukta i 2002/3 og 2006

Ser en samlet på resultatene ovenfor, er det vanskelig å spore noen større endringer i metallkonsentrasjonene generelt i organismene fra Hanneviksbukta, før og etter tildekkingen. Det er

imidlertid viktig å påpeke de nevnte usikkerhetsmomentene disse resultatene er heftet med. Det er videre indikasjoner på at PCB-nivåene har sunket etter tildekkingen. Det motsatte er tilfelle for HCB, og man kan bare spekulere i om dette kan være resultat av tilførsler til området i tiden etter 2002-2003.

3.2.3 Miljøgifter i børstemark – Vesterhavn 2002/3 og 2006

En sammenligning av metaller i børstemark fra sentrale Vesterhavn i 2002/3 og 2006 er gitt i **Figur 16**. Det er igjen vanskelig å vise til noen vesentlige forandringer mellom årene, dog kan dataene tyde på noe høyere verdier i 2006.



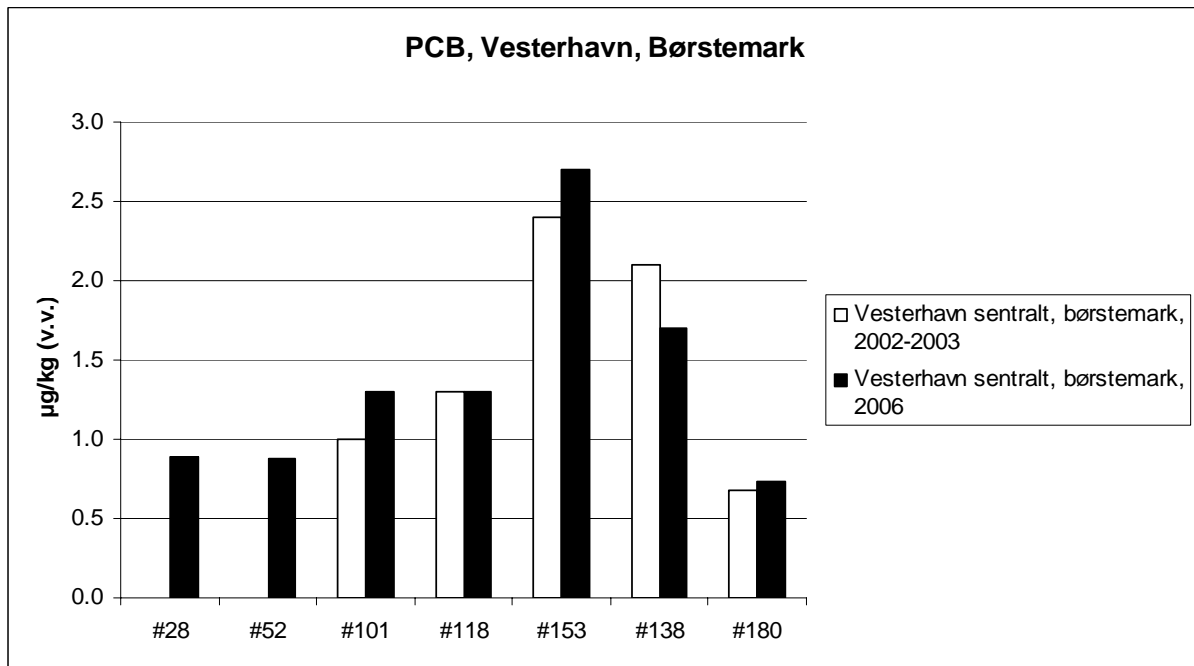
Figur 16. En sammenligning av metaller i børstemark fra sentrale Vesterhavn i 2002/3 og 2006. Merk logaritmisk skala.

En sammenligning av PCB- og HCB-innholdet i børstemark fra sentrale Vesterhavn i 2002/3 og 2006 er gitt i **Figur 17**. I motsetning til hva som kunne observeres i Hanneviksbukta, så er det ingen tydelige forandringer i PCB-konsentrasjonen i Vesterhavn. Dessuten har HCB-konsentrasjonen tilsynelatende gått ned.

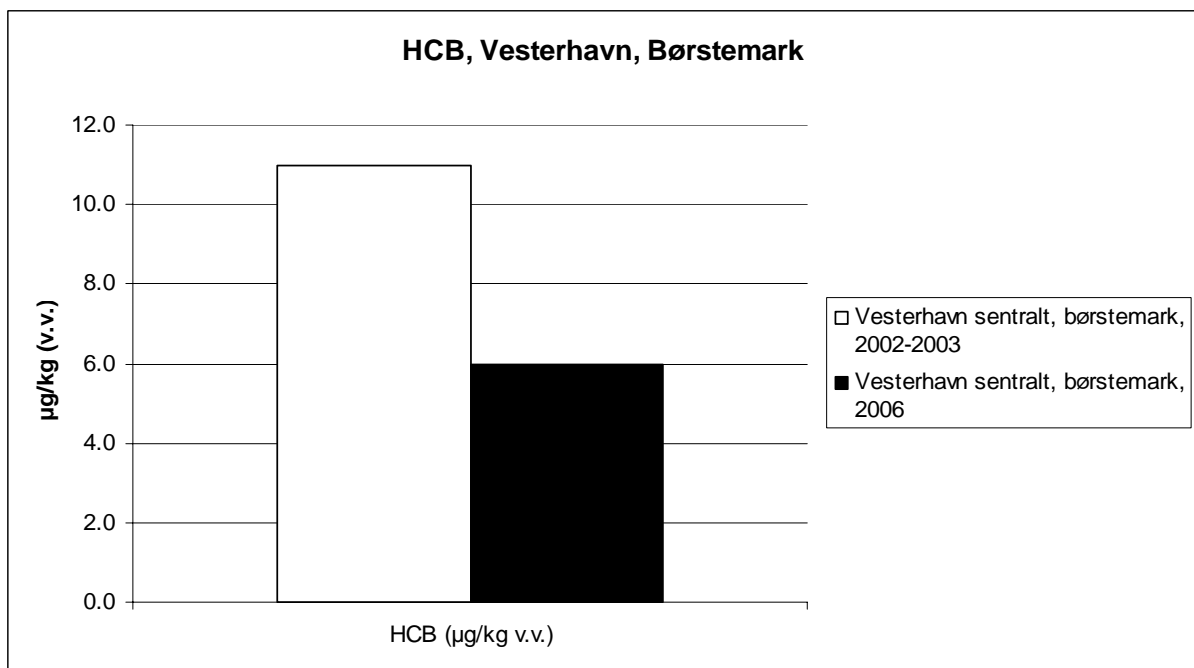
I 2006 var for øvrig konsentrasjonen av PCB tilsynelatende høyere i sentrale Vesterhavn, enn i Hanneviksbukta, mens det motsatte tilsynelatende var tilfelle for HCB (se nedenfor).

Det er interessant at PCB-nivået tilsynelatende har gått ned, mens HCB tilsynelatende har gått opp. (Se for øvrig også Hanneviksbukta i forhold til Vesterhavn sentralt (nedenfor), som også viser "misforhold" mellom PCB og HCB (denne gangen geografisk) i børstemark og sjøstjerne).

a.



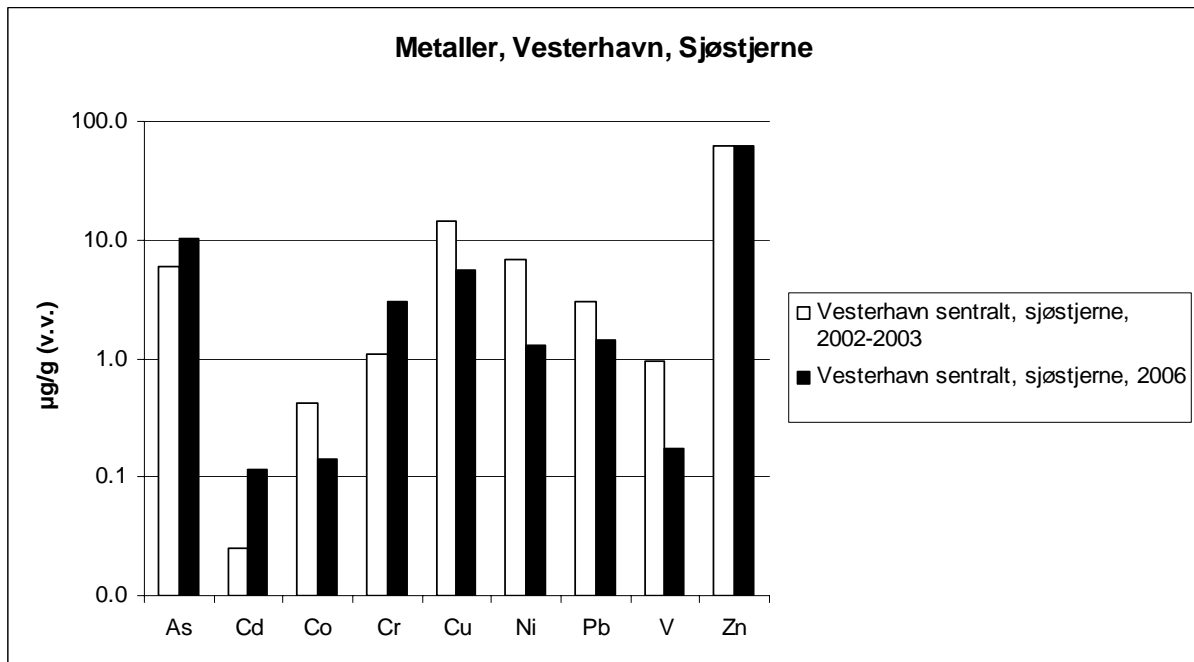
b.



Figur 17. En sammenligning av PCB (a.) og HCB (b.) i børstemark fra sentrale Vesterhavn i 2002/3 og 2006.

3.2.4 Miljøgifter i sjøstjerne – Vesterhavn 2002/3 og 2006

En sammenligning av metaller i sjøstjerne fra sentrale Vesterhavn i 2002/3 og 2006 er gitt i **Figur 18**. Som for børstemark er det vanskelig å si noe om forandringer mellom årene. I motsetning til for børstemark fra Vesterhavn (men i likhet med i Hanneviksbukta), ser det ut som om konsentrasjonen av kobber har sunket. Konsentrasjonen av krom har tilsynelatende også steget. Det bør bemerkes at prøvene i 2002/3 og 2006 besto av ulike arter. I 2002/3 besto sjøstjerneprøven av *Astropecten*, mens i 2006 besto den av *Asterias rubens* (**Tabell 1**).

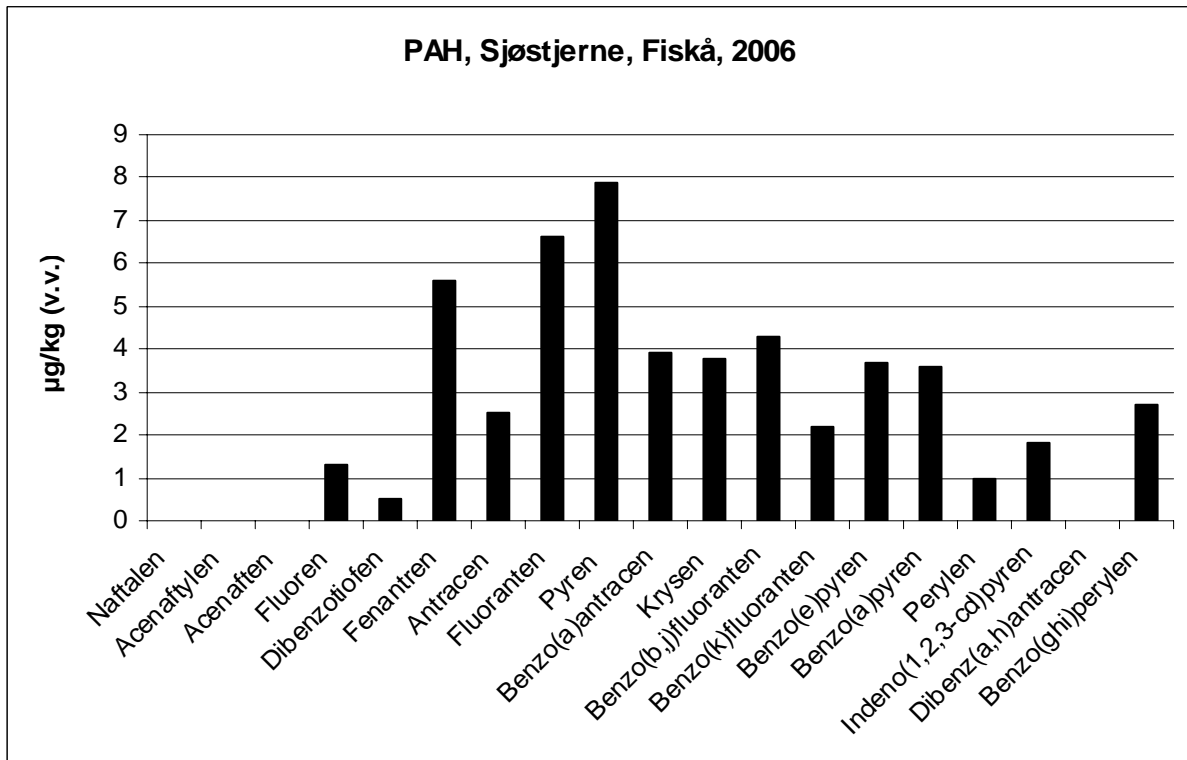


Figur 18. En sammenligning av metaller i sjøstjerne (*Astropecten*) fra sentrale Vesterhavn i 2002/3 og 2006. Merk logaritmisk skala.

PCB og HCB ble ikke analysert i sjøstjerne i 2002/3 og konsentrasjonene fra 2006 hadde dermed ikke noe sammenligningsgrunnlag. Det vises til Vedlegg C for konsentrasjonene fra 2006.

3.2.5 PAH i bunndyr fra Fiskå

Sjøstjerner (Korstroll, *Asterias rubens*) var den eneste organismen fra Fiskåbukta, som utgjorde nok biomasse til analyser av PAH. Konsentrasjoner av enkeltforbindelser er presentert i **Figur 19**. Det er fluoranten og pyren som har akkumulert til de høyeste konsentrasjonene. Dette var også tilfelle i bløtdyr fra Vesterhavn, samlet i 2002/3 (Oug et al. 2004). Disse forbindelsene har tidligere også vist seg mer mobile/biotilgjengelige, enn de øvrige PAH-forbindelsene, i eksperimentelle bioakkumuleringsforsøk, blant annet da sedimenter fra Fiskåbukta ble testet (Skei et al. 2002).



Figur 19. Konsentrasjoner av PAH-enkeltforbindelser i sjøstjerne (*Asterias rubens*) fra Fiskå, 2006.

3.2.6 Sammenligning mellom områder i 2006

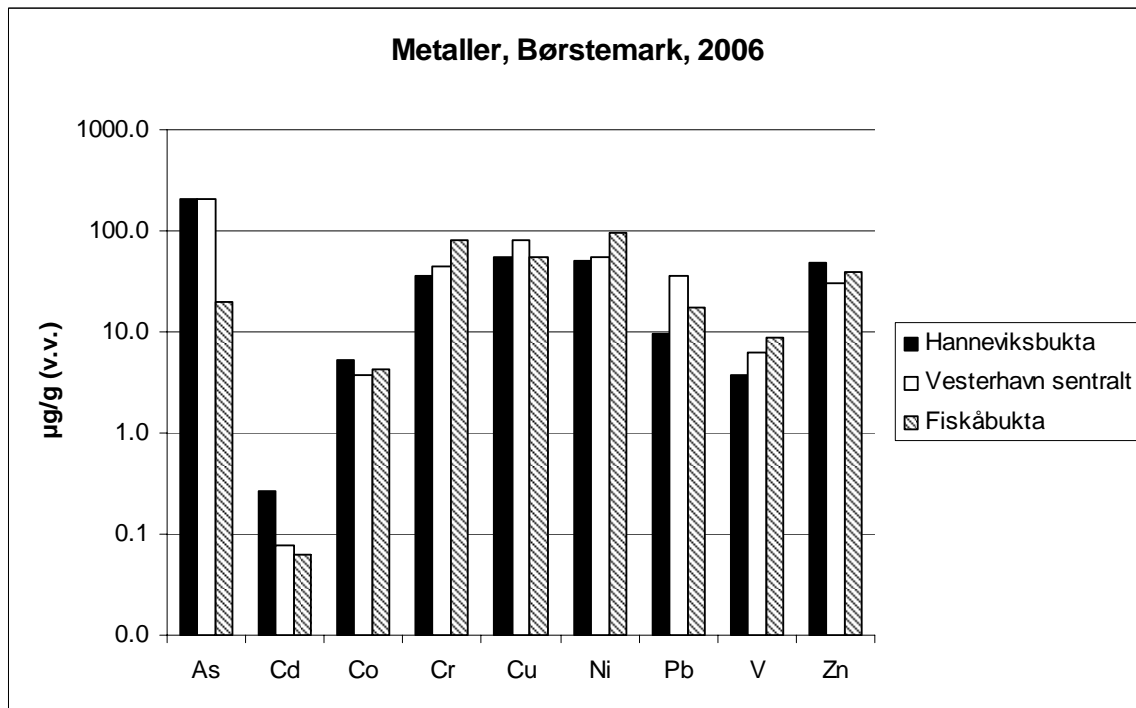
En sammenligning av metaller i bunndyr (hhv. børstemark og sjøstjerne) fra Hanneviksbukta, Vesterhavn og Fiskåbukta er presentert i **Figur 20**. I prøver av børstemark er konsentrasjonen av arsen (As) tilsynelatende lavere i Fiskåbukta, enn i Hanneviksbukta og sentrale vesterhavn. Det er pussig og vanskelig å forklare hvorfor konsentrasjonen av nikkel (Ni) og krom (Cr) tilsynelatende er høyest i Fiskåbukta, som man skulle anta var litt mindre påvirket av nikkilverket, enn Hanneviksbukta og Vesterhavn. I prøver av sjøstjerne er det få/små forskjeller i metallkonsentrasjoner å vise til (**Figur 20 b**).

En sammenligning av PCB-konsentrasjoner i bunndyr (hhv. børstemark og sjøstjerne) fra Hanneviksbukta og sentrale Vesterhavn er presentert i **Figur 21**. I både børstemark og sjøstjerne er konsentrasjonene av PCB tilsynelatende høyere i sentrale Vesterhavn, enn i Hanneviksbukta.

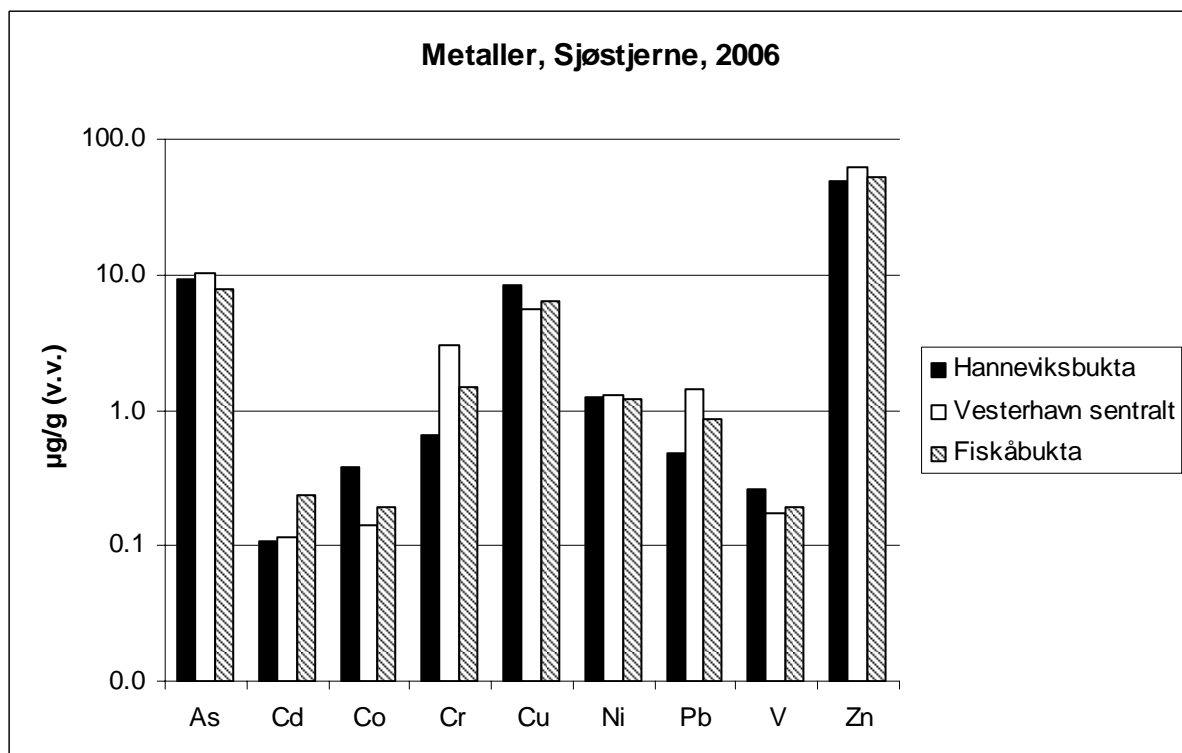
En sammenligning av konsentrasjoner av heksaklorbenzen og pentaklorbenzen i bunndyr (hhv. børstemark og sjøstjerne) fra Hanneviksbukta og sentrale Vesterhavn er presentert i **Figur 22**. I motsetning til for PCB, er konsentrasjonene av både heksaklorbenzen og pentaklorbenzen tilsynelatende høyere i Hanneviksbukta, enn i sentrale Vesterhavn. Dette gjelder både børstemark- og sjøstjerne-prøvene (**Figur 22**). Som nevnt kan man bare spekulere i om dette kan være resultat av tilførsler av HCB (og 5CB) til Hanneviksbukta også i tiden etter 2002-2003.

Det vises også til tilsynelatende ulik tidsutvikling for konsentrasjonene av PCB og HCB i Hanneviksbukta og sentrale Vesterhavn (ovenfor). Man kan spekulere i om ulikehetene i den tidsmessige (temporale) utviklingen og/eller de geografiske forskjellene i konsentrasjonene av PCB og HCB i bunndyr kan skyldes ulike kilder. Det er rimelig å anta at nikkilverket (som Hanneviksbukta er mest influert av) er den viktigste kilden til HCB, mens PCB har hatt flere kilder rundt Kristiansandsfjorden.

a.

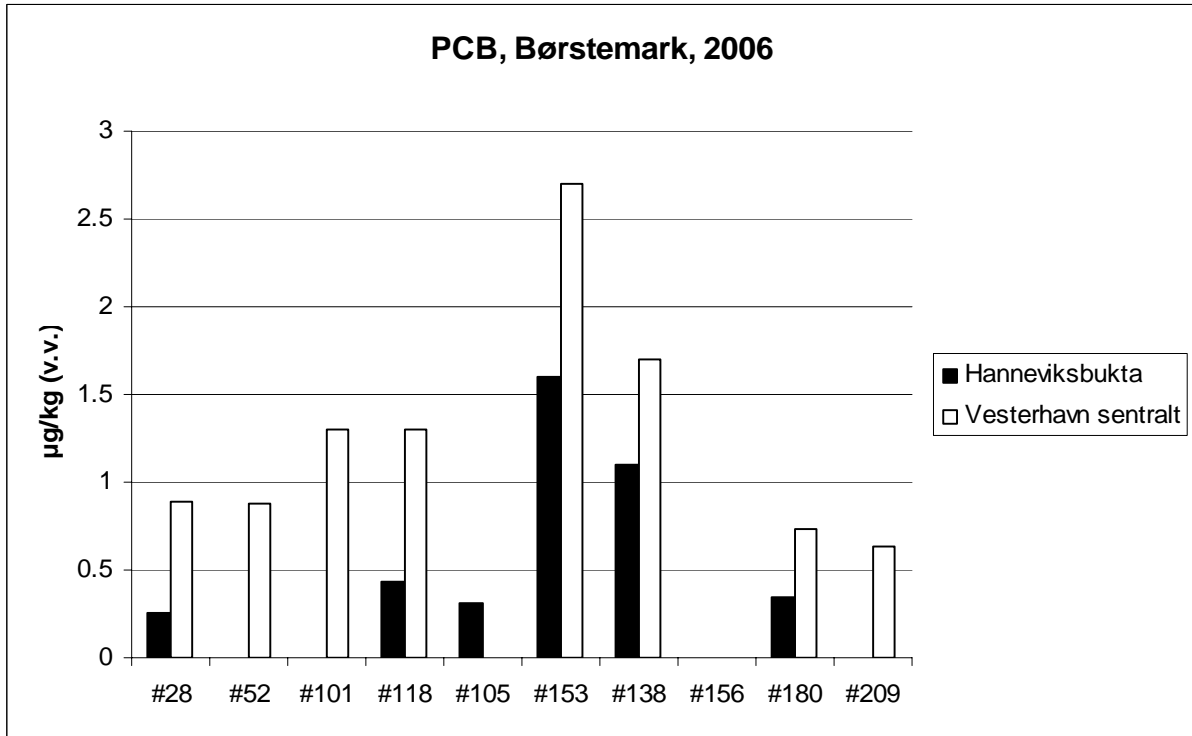


b.

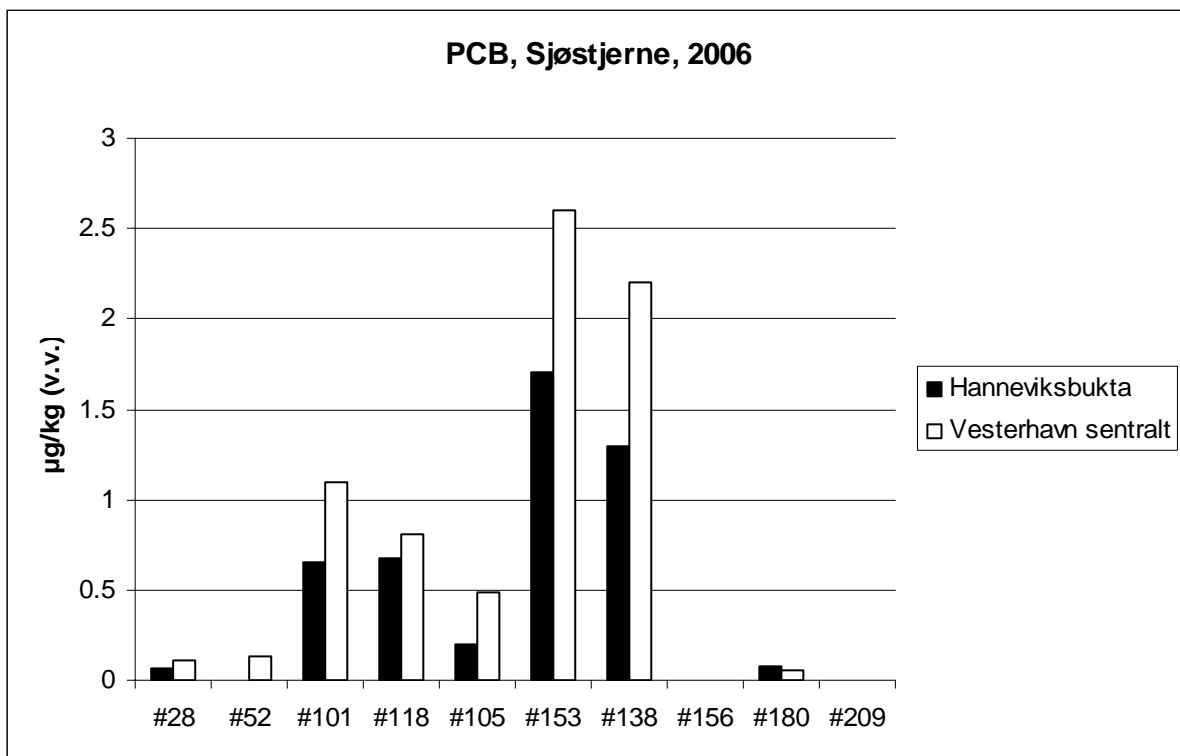


Figur 20. En sammenligning av konsentrasjoner av metaller i børstemark (a.) og sjøstjerne (b.) samlet i henholdsvis Hanneviksbukta, Vesterhav sentralt og Fiskåbukta, 2006.

a.

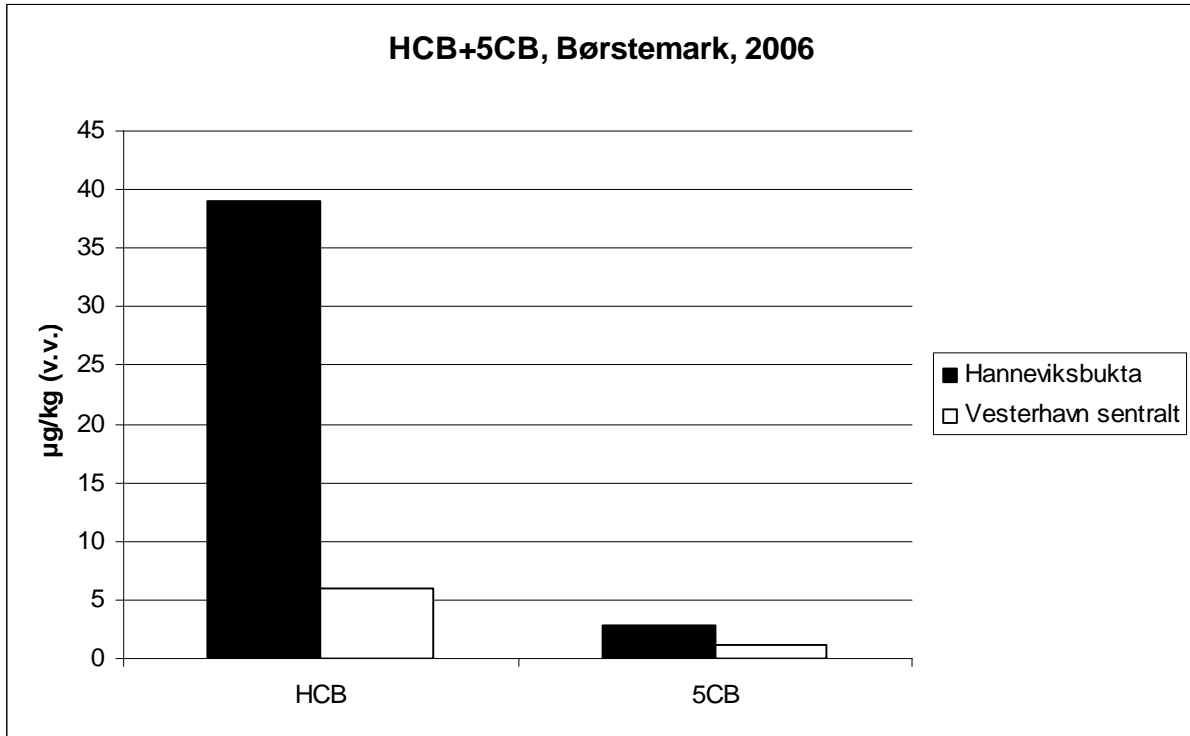


b.

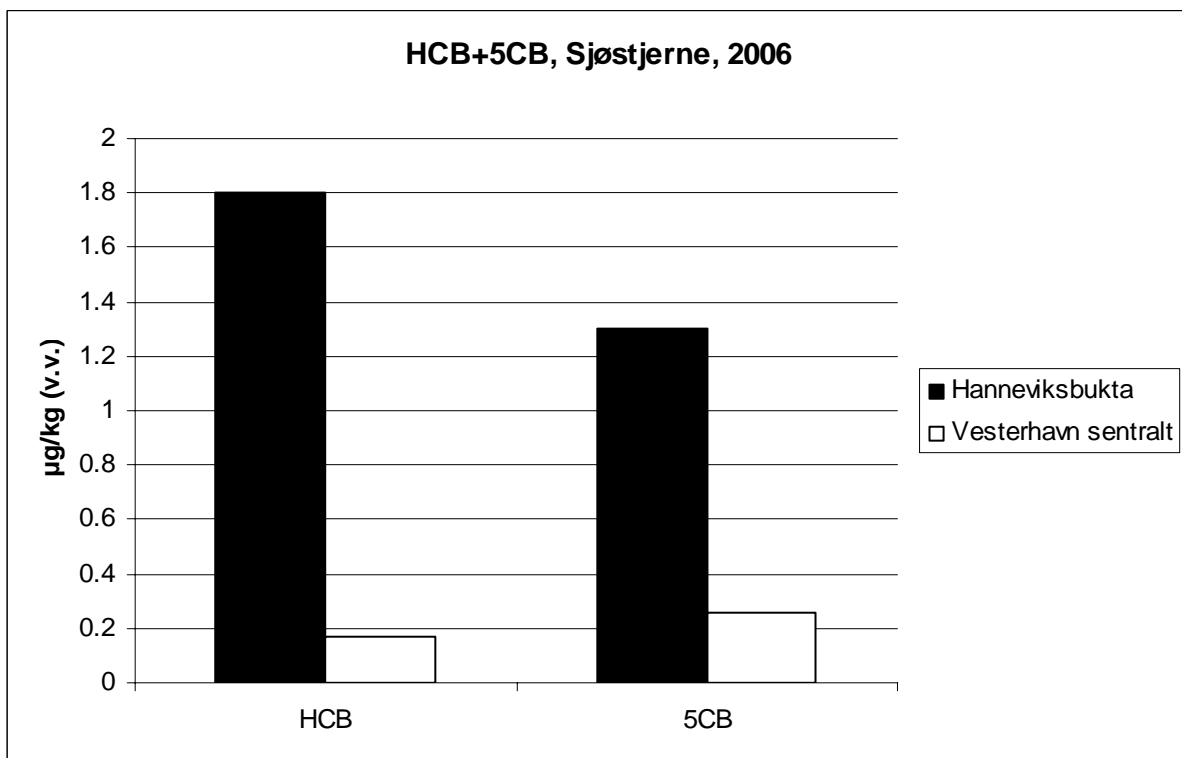


Figur 21. En sammenligning av konsentrasjonen av PCB i børstemark (a.) og sjøstjerne (b.) samlet i henholdsvis Hanneviksbukta og Vesterhav, 2006.

a.



b.



Figur 22. En sammenligning av konsentrasjonen av heksaklorbenzen (HCB) og pentaklorbenzen (5CB) i børstemark (a.) og sjøstjerne (b.) samlet i henholdsvis Hanneviksbukta og Vesterhavn, 2006.

3.3 Miljøgifter i sedimenter – tidstrender

Sedimentprøver fra to stasjoner, nemlig stasjon 18 i sentrale Vesterhavn og stasjon 17 i Fiskåbukta (**Figur 1**), ble prøvetatt både for å belyse dagens konsentrasjoner og for å undersøke endringer i konsentrasjoner over tid (tidstrender).

3.3.1 Konsentrasjoner i overflatesedimentene

Overvåkingsstasjonen i Fiskåbukta (stasjon 17) var finkornig hvor ca. 70 % av partiklene hadde en kornstørrelse mindre enn 63 µm og et gjennomsnittlig organisk innhold på 56 mg/g, **Tabell 15**. Som forventet, var sedimentet på stasjon 18 i sentrale Vesterhavn litt grovere og noe mindre organisk rikt med ca. 60 % av partiklene i størrelsesfraksjonen mindre enn 63 µm. Parallellene var temmelig like.

Tabell 15. *Innhold av partikler med størrelse mindre enn 63 µm (%) samt konsentrasjon av totalt organisk karbon (mg/g) i parallelle overflateprøver (0-2 cm) på stasjon 17 i Fiskåbukta og stasjon 18 i Vesterhavn.*

Prøve	%<63 µm	TOC	Prøve	%<63 µm	TOC
K17-1	73	56	K18-1	61	27
K17-2	75	57	K18-2	62	30
K17-3	70	53	K18-3	69	29
K17-4	70	55	K18-4	63	29
K17-5	73	58	K18-5	60	34
Middel	72	56	Middel	63	30
Max	75	53	Max	69	34
Min	70	58	Min	60	27
STDV	2,2	1,9	STDV	3,5	2,4
STDV (% av middel)	3	3	STDV (% av middel)	6	8

Konsentrasjonene av miljøgifter i overflatesedimentene er bedømt i henhold til SFTs kriterier for miljøtilstand der disse er etablert, **Tabell 16**.

Tabell 16. SFTs klassifisering av miljøtilstand (Molvær et al. 1997) for aktuelle forbindelser

		Tilstandsklasser				
		I Ubetydelig – Lite forurenset	II Moderat forurenset	III Markert forurenset	IV Sterkt forurenset	V Meget sterkt forurenset
Sedimenter (tørrvekt)	Arsen (mg As/kg)	<20	20-80	80-400	400-1000	>1000
	Nikkel (mg Ni/kg)	<30	30-130	130-600	600-1500	>1500
	Sink (mg Zn/kg)	<150	150-700	700-3000	3000-10000	>10000
	Krom (mg Cr/kg)	<70	70-300	300-1500	1500-5000	>5000
	Bly (mg Pb/kg)	< 30	30 – 120	120 – 600	600 – 1500	> 1500
	Kadmium (mg Cd/kg)	< 0,25	0,25 – 1	1 – 5	5 – 10	> 10
	Kobber (mg Cu/kg)	< 35	35 – 150	150 – 700	700 – 1500	> 1500
	Kvikksølv (mg Hg/kg)	<0,15	0,15 – 0,6	0,6-3	3-5	> 5
	TBT (µg/kg)	<1	1-5	5-20	20-100	>100
	Σ PAH (µg/kg)	< 300	300 – 2000	2000 – 6000	6000 – 20000	> 20000
	Σ PCB ₇ (µg/kg)	< 5	5 – 25	25 – 100	100 – 300	>300
	TE _{PCDF/D} (ng/kg)	<10	10-30	30-100	100-500	>500
	HCB µg/kg)	<0,5	0,5-2,5	2,5-10	10-50	>50
	B(a)P (µg/kg)	<10	10-50	50-200	200-500	>500

Konsentrasjonene av dioksiner, non-orto PCB, PCB, TBT og utvalgte metaller er vist i **Tabell 17**, **Tabell 18**, **Tabell 19**, **Tabell 20** og **Tabell 21**. Sedimentene var sterkt forurenset av dioksiner, meget sterkt forurenset av PAH og moderat til markert forurenset av metaller bortsett fra TBT, hvor sedimentet var meget sterkt forurenset. Sedimentene var også moderat til markert forurenset med PCB.

Tabell 17. Konsentrasjoner av toksitetskvivalenter (WHO) for dioksiner/furaner (PCDD/PCDF) og non-orto PCB i parallelle overflateprøver (0-2 cm) på stasjon 18 i Vesterhavn. Farge angir miljøtilstand, se **Tabell 16**. Rådata for analysene av PCDD/PCDF finnes i vedlegg D.

Prøve	TE _{PCDD}	TE _{PCDF}	TE _{PCDD/F}	TE _{nonorto-PCB}	Sum TE _{PCDD/F+PCB}
K18-1	10,7	132	142	6,96	148,96
K18-2	15,8	191	206	9,78	215,78
K18-3	20,3	185	206	12,4	218,4
K18-4	15,8	190	206	10,2	216,2
K18-5	14,3	159	173	8,64	181,64
Middel	15,4	171,4	186,6	9,6	196,2
max	20,3	191,0	206,0	12,4	218,4
min	10,7	132,0	142,0	7,0	149,0
STDV	3,5	25,6	28,7	2,0	30,5
STDV (% av middel)	22	15	15	21	16

Tabell 18. Konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$) av PCB_7 i parallelle overflateprøver (0-2 cm) på stasjon 17 i Fiskåbukta. Farge angir miljøtilstand, se **Tabell 16**.

Prøve	PCB_7
K17-1	24,6
K17-2	20,2
K17-3	23,7
K17-4	26,7
K17-5	23,7
Middel	24
max	26,7
Min	20,2
STDV	2
STDV (% av middel)	10

Tabell 19. Konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$) av sum PAH_{16} og benzo(a)pyren i parallelle overflateprøver (0-2 cm) på stasjon 17 i Fiskåbukta. Farge angir miljøtilstand, se **Tabell 16**.

Prøve	Sum PAH_{16}	BaP
K17-1	34759	3400
K17-2	35272	3400
K17-3	37673	3600
K17-4	38914	3800
K17-5	38489	3800
Middel	37021	3600
max	38914	3800
Min	34759	3400
STDV	1893	200
STDV (% av middel)	5	6

Tabell 20. Konsentrasjoner (mg/kg) av metaller i parallelle overflateprøver (0-2 cm) på stasjon 17 i Fiskåbukta. Farge angir miljøtilstand, se **Tabell 16**.

Prøve	Arsen	Kadmium	Kobolt	Krom	Kobber	Kvikksølv	Nikkel	Bly	Sink	TBT
K17-1	101	<0,3	33,5	103	581	0,47	800	149	152	250
K17-2	110	<0,4	32,2	98,3	570	0,71	748	148	152	
K17-3	116	<0,3	33,3	103	590	0,45	834	147	147	
Middel	109	<0,3	33	101	580	0,5	794	148	150	
max	116		33,5	103	590	0,71	834	149	152	
Min	101		32,2	98,3	570	0,45	748	147	147	
STDV	8		1	3	10	0	43	1	3	
STDV (% av middel)	7		2	3	2	27	5	1	2	

Som grunnlag for fremtidig overvåking ble sedimentet også analysert for innhold av kalsium og jern, **Tabell 21**. Verdiene er normale og det finnes ingen klassifisering av miljøtilstand med hensyn på disse to grunnstoffene.

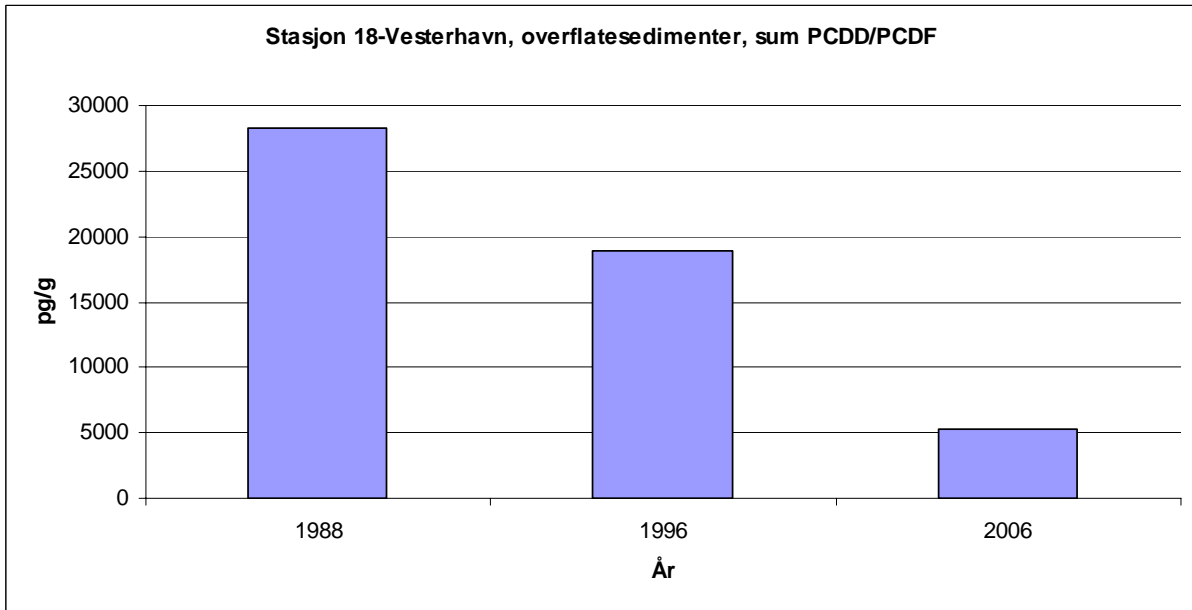
Tabell 21. Konsentrasjoner (mg/kg) av kalsium og jern i parallelle overflateprøver (0-2 cm) på stasjon 17 i Fiskåbukta.

Prøve	Kalsium	Jern
K17-1	10800	30600
K17-2	11000	30700
K17-3	9990	30200
Middel	10597	30500
max	11000	30700
Min	9990	30200
STDV	535	265
STDV (% av middel)	5	1

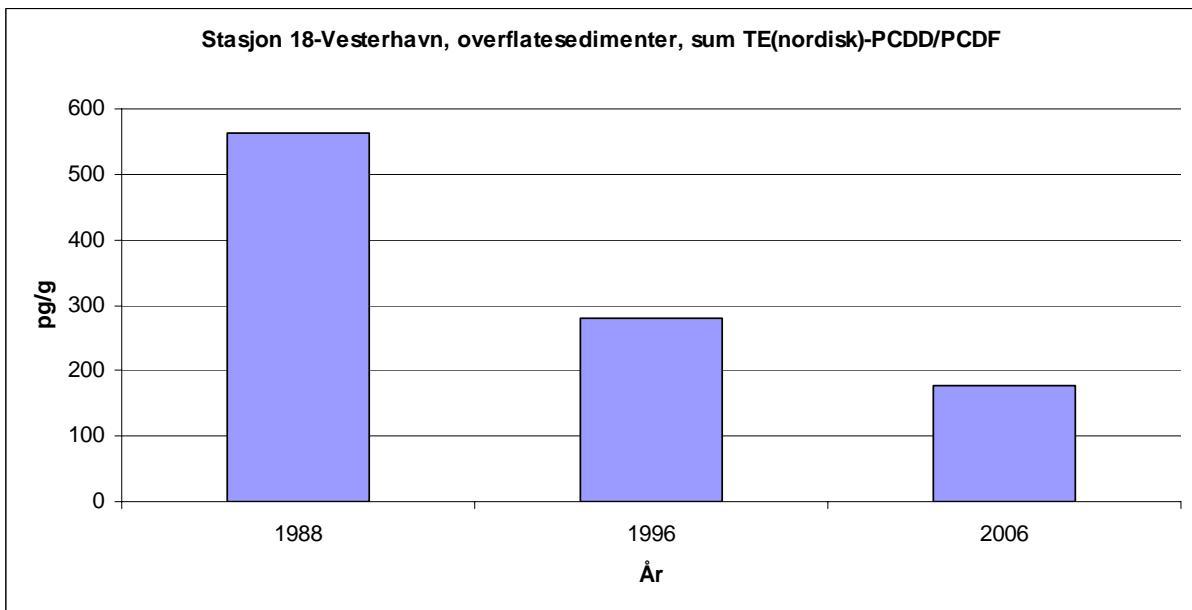
3.3.2 Tidstrend i overflatesedimentene

Utvikling i konsentrasjoner ble bedømt ut fra parallelle prøver av overflatesedimentet på to stasjoner, stasjon 17 og 18. På disse stasjonene er det tidligere gjort analyser på flere parallelle prøver. Dataene fra 2006 kan dermed statistisk sammenlignes med data fra 1988 og 1996. De trendene som observeres på stasjon 17 og 18 anses som representative for resten av fjordområdet, selv om størrelsen på endringene vil avhenge hvor man tar prøven.

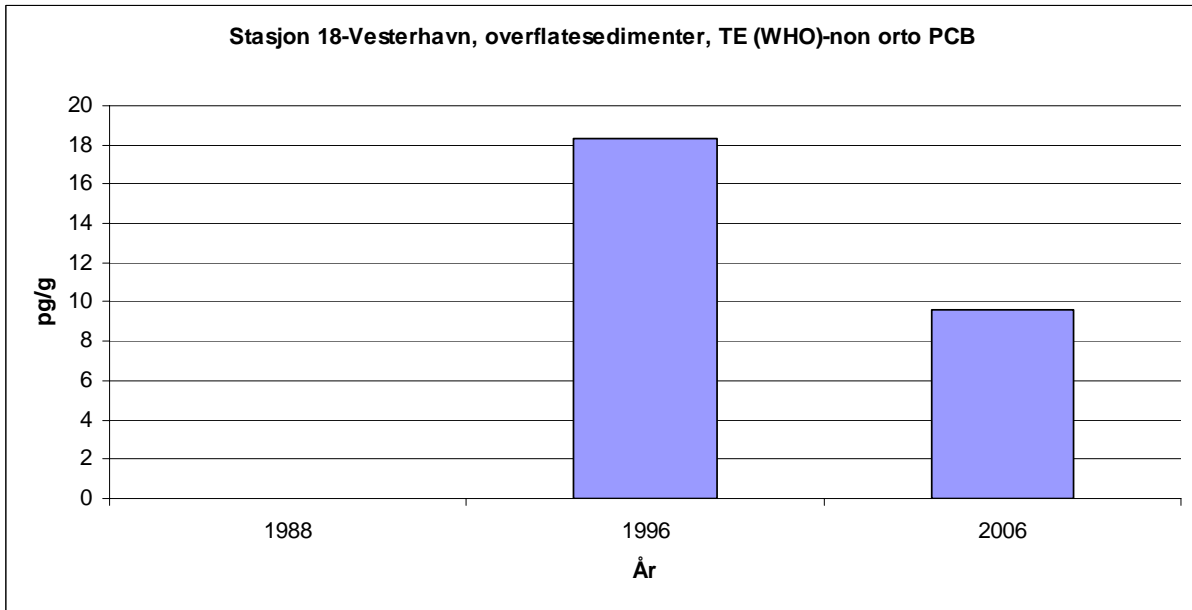
Det har vært en vesentlig og statistisk signifikant reduksjon i dioksininnholdet i overflatesedimentet på stasjon 18 sentralt i Vesterhavn. Denne nedgangen gjelder både om man betrakter sum av konsentrasjoner av dioksiner og furaner så vel som summen av toksisitetsekvivalenter, **Figur 23** og **Figur 24**. Tilsvarende reduksjon fremkommer også for non-orto PCB fra 1996 til 2006, **Figur 25**. Non-orto PCB ble ikke analysert i 1998. Reduksjonen i dioksininnholdet samsvarer med vesentlige reduksjoner i 1992 og 2002 i utslipp av dioksiner fra Xstrata Nickel (se Vedlegg O.). Det er tidligere påvist en klar sammenheng mellom innholdet av dioksiner og non-ortho PCB.



Figur 23. Tidsutvikling i konsentrasjon av sum dioksiner (PCDD) og furaner (PCDF) på stasjon 18 i Vesterhavn. (1988: n=1, 1996/2006: n=5).



Figur 24. Tidsutvikling i konsentrasjon av toksitetskvivalenter av dioksiner (PCDD) og furaner (PCDF) på stasjon 18 i Vesterhavn. (1988: n=1, 1996/2006: n=5). (Sammenligningen er gjort på grunnlag av den nordiske modellen for utregning av TE siden WHO-modellen ikke eksisterte i 1988).



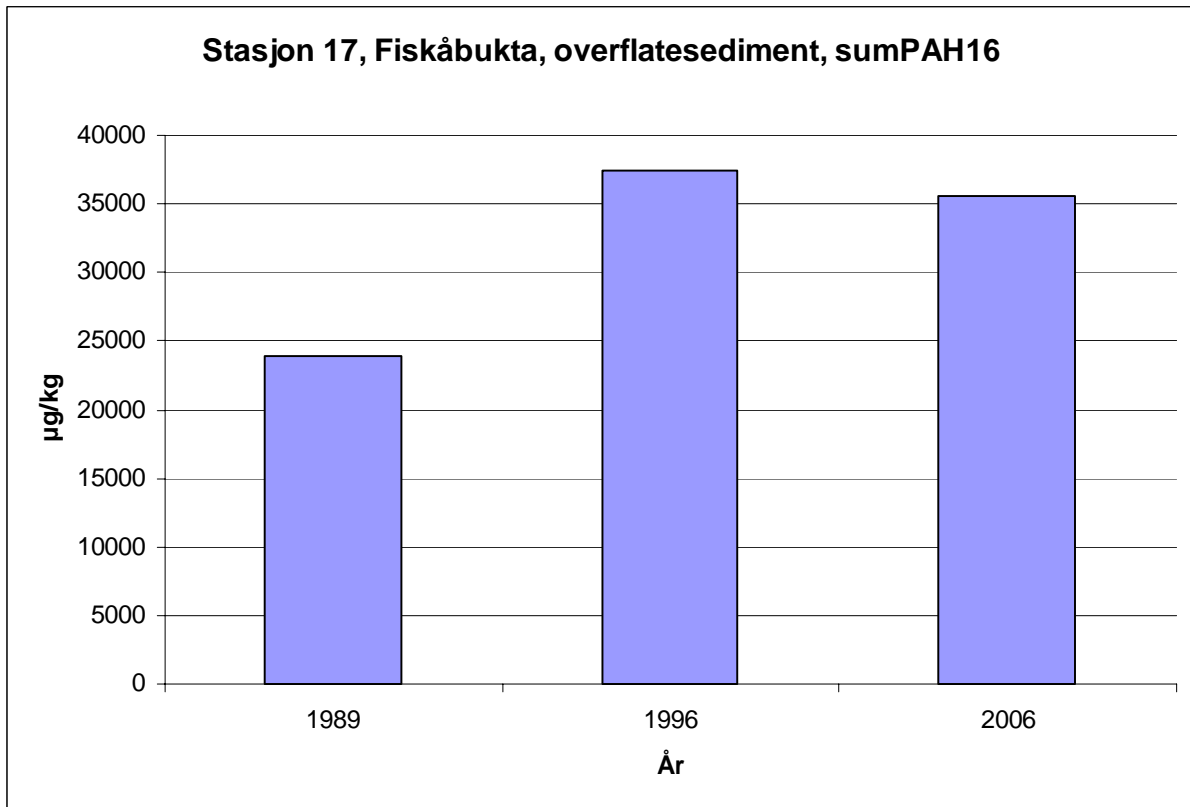
Figur 25. Tidsutvikling i konsentrasjon av non-orto PCB på stasjon 18 i Vesterhavn. (Ingen data fra 1988, 1996/2006: n=5).

Xstrata Nickel har også vært hovedkilden for forurensningstilførsler av metaller til Kristiansandsfjorden. For å illustrere endringer over tid, er det valgt å bruke stasjon 17, og ikke stasjon 18 og det er kun valgt å sammenligne 2006 med 1988. Dette skyldes at i undersøkelsen i 1996 ble kun nikkel analysert, dessuten var variansen relativ stor. Dataene tilsier at det er ubetydelige endringer i innholdet av metaller, illustrert ved konsentrasjonene av nikkel, kobber, bly, krom og arsen, i sedimentene på stasjon 17, **Tabell 22**. Dette stemmer også bra med at det har vært små endringer i utslippsforholdene i perioden.

Tabell 22. Tidsutvikling i konsentrasjon av utvalgte metaller på stasjon 17 i Fiskåbukta.

	Nikkel	Kobber	Bly	Krom	Arsen
1988 (n=1)	760	590	158	67	138
2006 (n=3)	794	580	148	101	109

Resultatene fra PAH-analysen viser at det ikke har vært endring i konsentrasjonen i overflatesedimentet på stasjon 17 fra 1996 til 2006 (**Figur 26**). Fra 1989 til 1996 ble det observert en øking i konsentrasjonene. Hovedkilden til PAH har vært Elkem Carbon. Dataene tyder på at det ikke er skjedd vesentlige endringer i utslippmengdene fra bedriften de siste 10 årene. Dette skjer imidlertid for øyeblikket.



Figur 26. Tidsutvikling i konsentrasjon av sum PAH₁₆ på stasjon 17 i Fiskåbukta. (1989/1996: n=9, 2006: n=5).

3.3.3 Sedimentets akkumuljonshastighet og konsentrasjonsfordeling i sedimentkjernen

Separate sedimentkjerner fra stasjon 17 og 18 ble aldersdatert ved hjelp av bly₂₁₀-isotopen. Gjennomsnittlig akkumulasjonsrate over de siste 80 årene var $1,5 \pm 0,4$ kg og $0,8 \pm 0,3$ kg tørt materiale pr. m² og år for henholdsvis stasjon 17 i Fiskåbukta og stasjon 18 i Vesterhavn, **Tabell 23** og **Tabell 24**. Dette tilsvarer en sedimenttilvekst på 1,8 og 1,7 mm/år henholdsvis på stasjon 17 og stasjon 18 over samme tidsperiode. På grunn av kompaksjon nedover i kjernen, vil sedimenttilveksten for overflatelaget være noe større. Betrakter man kun sedimentoverflaten, er tilveksten ca. 2,5 mm/år på begge stasjonene.

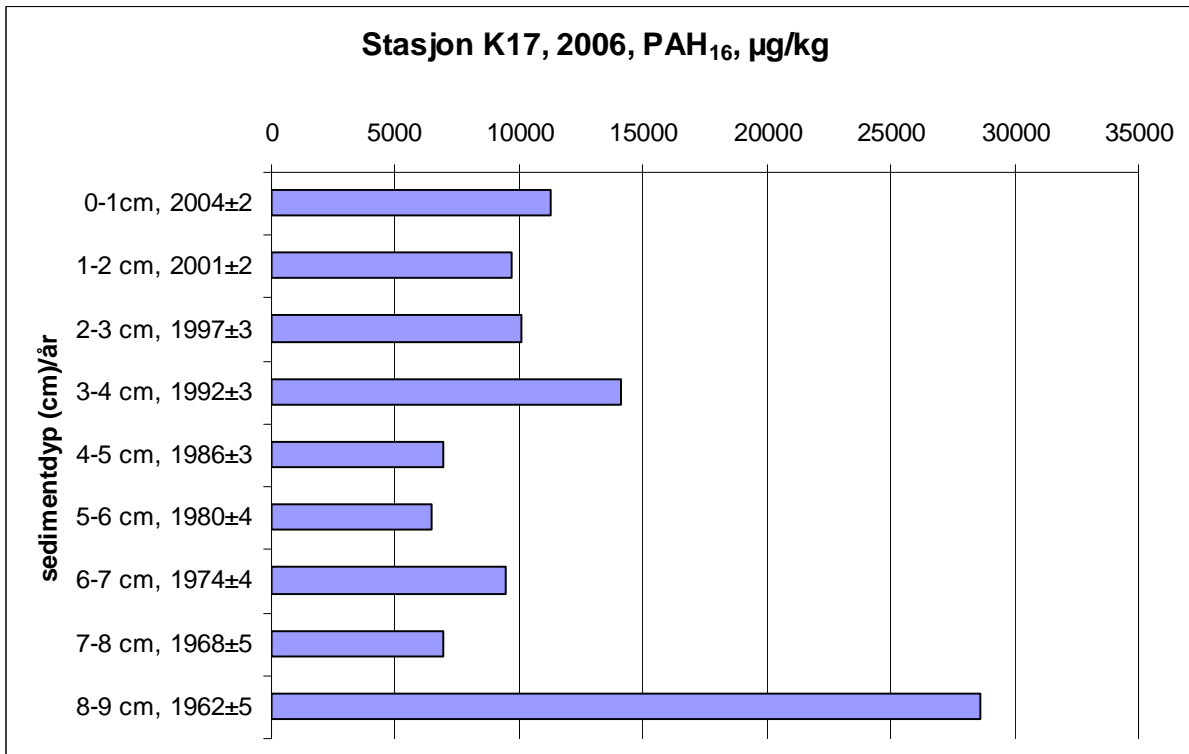
Tabell 23. Akkumulasjonsrate og alder på sedimentet (CRS-modell) på stasjon 17 i Fiskåbukta. (se Vedlegg F for detaljer).

Depth cm	acc dry mass g cm ⁻³	Age y	error age y	Date y	acc rate (kg m ⁻² y ⁻¹)	error rate (kg m ⁻² y ⁻¹)
0.0				2006		
0.5	0.3	2	2	2004	1.9	0.4
1.5	1.1	5	2	2001	1.9	0.4
2.5	1.9	9	3	1997	2.1	0.5
3.5	2.7	14	3	1992	1.9	0.4
4.5	3.6	20	3	1986	1.4	0.3
5.5	4.4	26	4	1980	1.2	0.3
6.5	5.2	32	4	1974	1.5	0.5
7.5	6.1	38	5	1968	1.7	0.6
8.5	7.1	44	5	1962	1.4	0.5
9.5	8.0	50	6	1956	1.8	0.9
10.5	9.1	58	7	1948	1.4	0.4
11.5	10.3	71	9	1935	0.9	0.3
13.5	12.7	99	18	1907	0.9	0.5

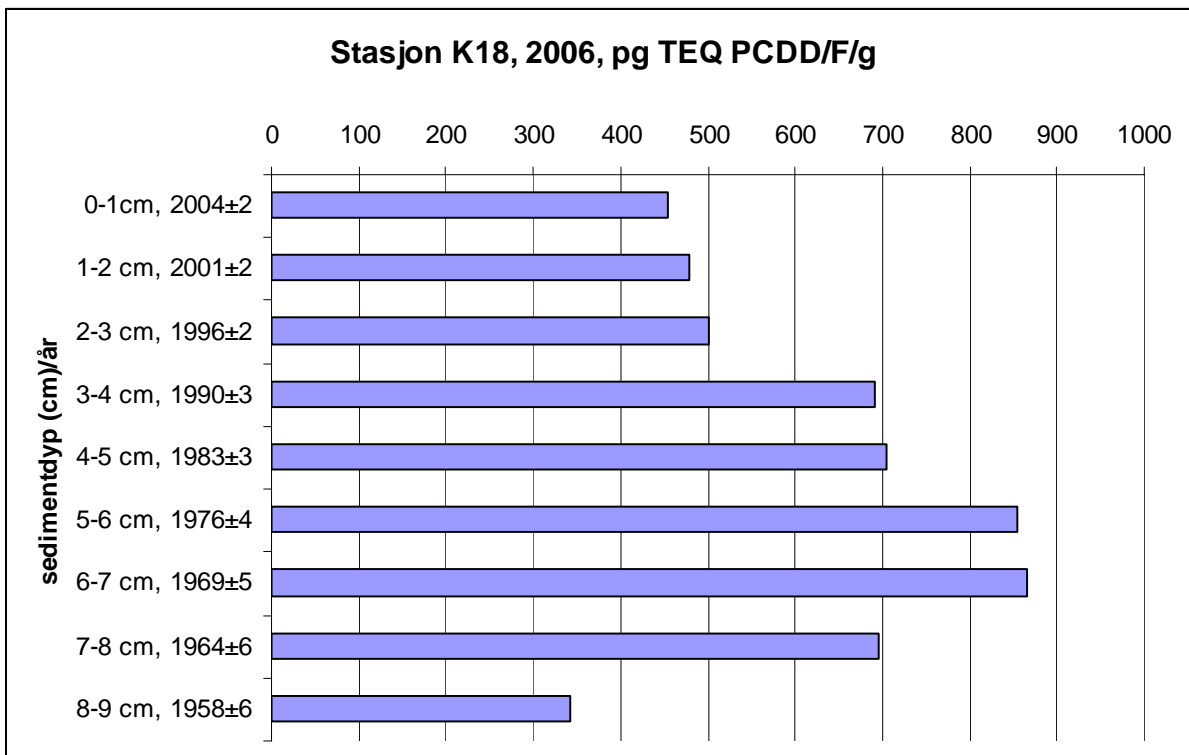
Tabell 24. Akkumulasjonsrate og alder på sedimentet (CRS-modell) på stasjon 18 i Vesterhavn. (se Vedlegg F for detaljer).

Depth cm	acc dry mass g cm ⁻³	Age y	error age y	Date y	acc rate (kg m ⁻² y ⁻¹)	error rate (kg m ⁻² y ⁻¹)
0.0				2006		
0.5	0.2	2	2	2004	1.1	0.1
1.5	0.5	5	2	2001	1.0	0.1
2.5	0.9	10	2	1996	0.8	0.1
3.5	1.3	16	3	1990	0.6	0.1
4.5	1.7	23	3	1983	0.6	0.1
5.5	2.2	30	4	1976	0.6	0.1
6.5	2.6	37	5	1969	0.7	0.2
7.5	3.1	42	6	1964	0.8	0.3
8.5	3.6	48	6	1958	0.9	0.3
9.5	4.1	54	8	1952	0.8	0.3
10.5	4.6	61	9	1945	0.7	0.4
11.5	5.1	68	11	1938	0.8	0.5
12.5	5.7	74	13	1932	1.1	1.5
13.5	6.3	81	15	1925	0.9	0.5
15.5	7.4	126	58	1880	0.2	0.5

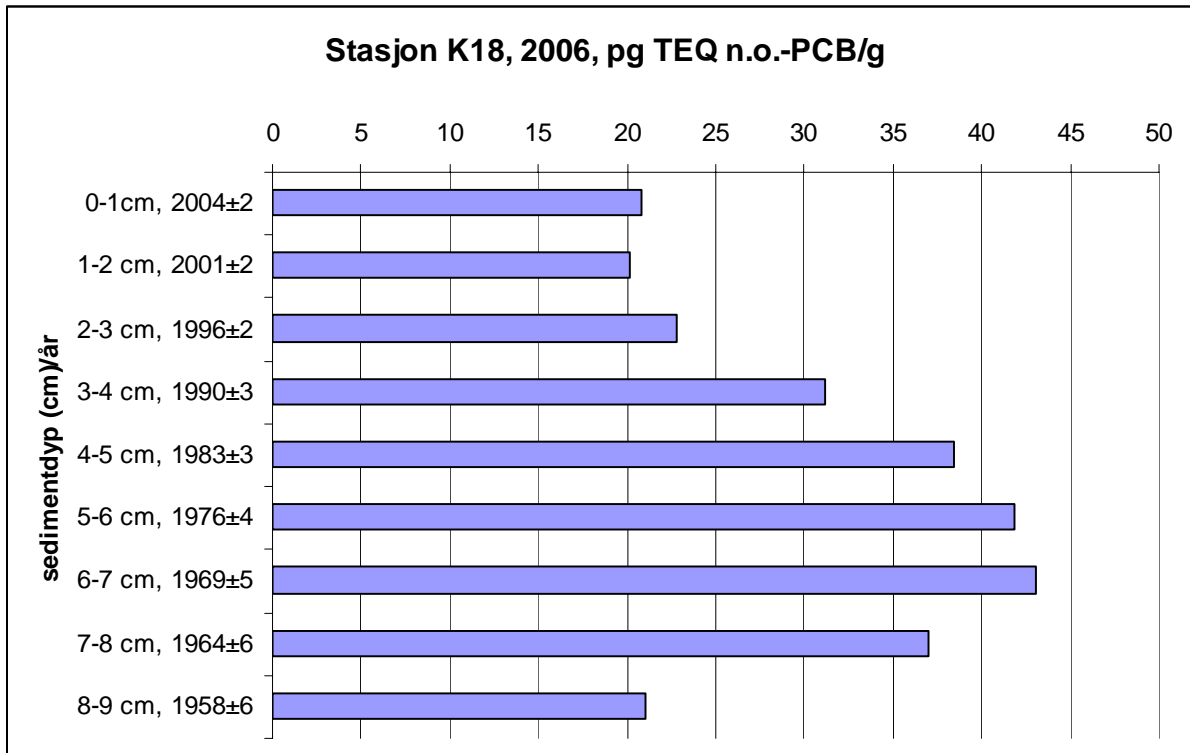
På grunnlag av dateringene ble 9 prøver av sedimentet fra null til 9 cm sedimentdyp analysert for PAH, dioksin og non-orto PCB for å få et bilde av fordelingen nedover i sedimentet og dermed et bilde av mengden miljøgiftene deponerte de ulike år (**Figur 27**, **Figur 28**, **Figur 29**).



Figur 27. Fordeling av PAH₁₆ i en sedimentkjerne fra stasjon K17 i Fiskåbukta



Figur 28. Fordeling av toksisitetsekvivalenter (TEQ) fra dioksiner og furaner (PCDD/F) i en sedimentkjerne fra stasjon K18 i Vesterhavn.



Figur 29. Fordeling av toksisitetsekvivalenter (TEQ) non-orto PCB i en sedimentkjerne fra stasjon K18 i Vesterhavn.

Det var ingen klar trend i PAH-fordelingen, bortsett fra at høyeste verdi ble observert på 1960-tallet. Denne observasjonen stemmer godt med fordelingen som ble rapportert i en datert kjerne fra samme område samlet i 1991 (Næs, 1992). Fordelingen viser også at det ikke er klare tegn til endring i belastning de sist par 10-år. Dette er også i overensstemmelse med analyser av overflatesedimenter.

Fordelingen av de klorerte forbindelsene (dioksiner og non-orto PCB) viser derimot at det har skjedd en reduksjon i belastningen på fjorden i forhold til tidligere, også i tråd med hva som observeres ut fra analysene av overflatesedimentene.

3.4 Miljøgifter i organismer/Kostholdsråd

I dag hviler arbeidet knyttet til kostholdsråd på flere aktører. Statens forurensningstilsyn (SFT) og andre miljømyndigheter er ansvarlig for utarbeidelse av prøvetakingsprogrammer for fjorder og havner, forskningsinstitusjoner og konsulenter foretar vanligvis selve prøvetakingsprogrammet og utfører analysene og Mattilsynet og Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) foretar risikovurderingen og utarbeider de endelige kostholdsrådene.

Forekomst av miljøgifter i fisk og skaldyr er bare en del av grunnlaget for de kostholdsråd som gis av Mattilsynet og VKM. Det er ikke bare konsentrasjonen i organismen som er avgjørende, men også den forventede mengden sjømat som konsumeres (eksempelvis en normal konsument av sjømat). Ut fra konsentrasjon og konsum kan en beregne det totale inntak av den aktuelle miljøgift for så å sammenligne dette med en grenseverdi (tolerabelt ukeinntak av den aktuelle miljøgift). For en del forbindelser er det på basis av slike vurderinger også utarbeidet grenseverdier for hva som kan tolereres i fiskemat til konsum. Dersom slike grenseverdier overskrides, vil kostholdsråd kunne

innføres. Selve risikovurderingen og utarbeidelsen av eventuelle nye kostholdsråd gjøres imidlertid av Mattilsynet og VKM og ikke av NIVA. I det følgende vil en presentere resultatene fra analysene av prøver innsamlet i 2006, sammenligne disse med en del eksisterende grenseverdier og ut fra disse sammenligninger gi noen enkle foreløpige betraktninger relatert til kostholdsråd og spiselighet.

3.4.1 Tinnorganiske forbindelser i blåskjell

Konsentrasjonen av TBT varierte fra ca 160 til 286 µg/kg t.v. og alle de undersøkte områdene kunne ut fra SFTs klassifisering av miljøkvalitet betegnes som moderat forurensset med denne forbindelse (**Tabell 25**). I prøvene utgjorde DBT og MBT i gjennomsnitt ca 27 og 11 % av mengden TBT i skjellprøvene (uttrykt som mengde tinn). De observerte konsentrasjoner ligger innenfor det som tidligere i løpet av 1 år er observert ved Solbergstrand i Drøbaksundet (**Figur 30**).

Faggruppen for forurensninger, naturlige toksiner og medisinerester i matkjeden (Faggruppe 5) i Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) har foretatt en risikovurdering vedrørende organiske tinnforbindelser i sjømat. I risikovurderingen uttaler faggruppen ” Eksponering for tinnorganiske forbindelser fra sjømat er ikke et generelt problem selv for høykonsumenter av sjømat i Norge. Basert på kjente forekomster i Norge og Europa kan selvfangst av sjømat fra forurensede områder kombinert med høyt sjømatkonsum medføre overskridelse av tolerabelt inntak (TDI) for tinnorganiske forbindelser.”Mattilsynet har imidlertid i dag ikke fastsatt grenseverdier for organiske tinnforbindelser i sjømat. I risikovurderingen uttaler likevel faggruppen at ”Basert på norske data om sjømatkonsum kan skjell inneholde opp til ca 2 mg tinnorganiske forbindelser (sum av TBT, DBT og TPT)/kg skjellmat, basert på massen til tinn, uten at høykonsumenter av skjell og annen sjømat overskrider TDI for tinnorganiske forbindelser”.

De konsentrasjoner av TBT, DBT og TPhT som er observert i skjell fra Kristiansandsfjorden er (dvs. 9-20 µg Sn/kg t.v.) ca 2 størrelsesordner lavere enn grenen på 2 mg/kg som VKM nevner. Ut fra dette skulle det ikke være tydelige problemer knyttet til konsum av skjell fra Kristiansandsfjorden basert på innholdet av tinnorganiske forbindelser.

Tabell 25. Tinnorganiske forbindelser i blåskjell innsamlet fra Kristiansandsfjorden i 2006. Data for TBT fra de enkelte stasjoner er klassifisert i tilstandsklasser ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997). Merk at konsentrasjonen av tributyltinn (TBT) er oppgitt både på våtvektsbasis og på tørrvektsbasis, mens de øvrige forbindelser er oppgitt på våtvektsbasis.

TBT=tributyltinn, DBT=dibutyltinn, MBT=monobutyltinn, TPhT=trifenyltinn, DPhT=difenyltinn, MPhT=monofenyltinn.

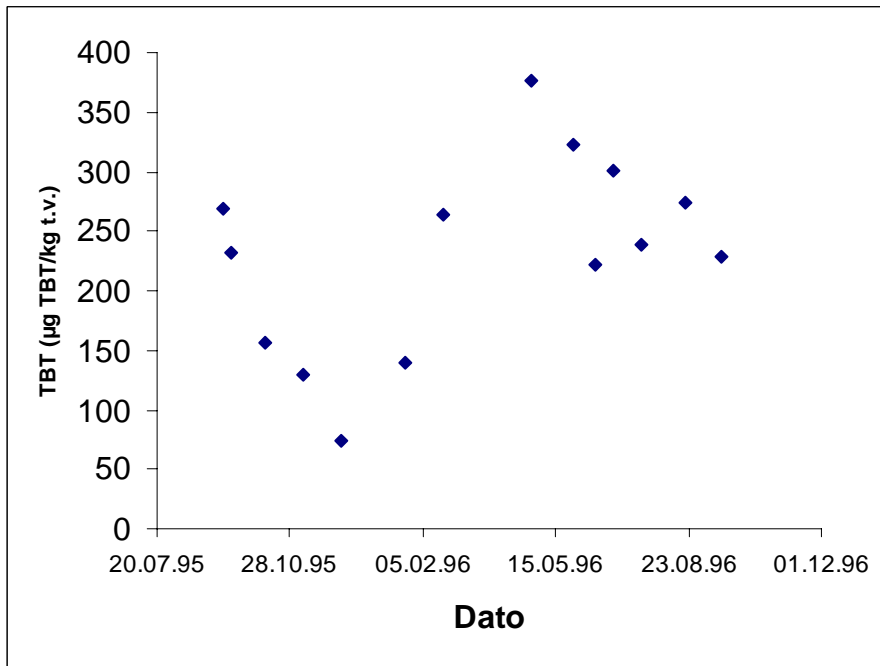
Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser for TBT i tabellen:

<100	I. Ubetydelig- lite forurenset	100-500	II. Moderat forurenset	500-2000	III. Markert forurenset	2000-5000	IV. Sterkt forurenset
>5000	V. Meget sterkt forurenset		Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifiseres				

Stasjon	Tørrstoff %	MBT (µg MBT/kg v.v.)	DBT (µg DBT/kg v.v.)	TBT (µg TBT/kg v.v.)	TBT (µg TBT/kg t.v.)
Voie/kjosbukta	9,3	1,7	4,6	15	161,3
Torsvika	12	1,1	3	25	208,3
Fiskåtangen	16	2	11	34	212,5
Odderøya vest (JAMP)	9,45	1,9	4,8	27	286
Svendsholmen (JAMP)	12,5	<1	4	26	208

Stasjon	MPhT (µg MPhT/kg v.v.)	DPhT-B (µg DPhT/kg v.v.)	TPhT-B (µg TPhT/kg v.v.)	Sum TBT, DBT, TPT (µg Sn/kg v.v.)
Voie/kjosbukta	<1	<1	1,2	9
Torsvika	3,6	<1	<1	12
Fiskåtangen	<1	<1	<1	20
Odderøya vest (JAMP) #	<1	<1	1,65	14
Svendsholmen (JAMP) #	<1	<1	<1,2	13

Middelerdi for 2 prøver a 20 skjell.



Figur 30. Konsentrasjonen av TBT i blåskjell innsamlet på ulike tidspunkter gjennom et år ved Solbergstrand i Drøbaksundet (data fra Følsvik 1997).

3.4.2 PAH i blåskjell

Konsentrasjonen av benzo(a)pyren varierte fra $<0,5$ µg/kg v.v. i skjell fra Flekkerøytangen/Kjeholmen til 8 µg/kg v.v. i skjell fra Svendsholmen. Tilsvarende varierte Σ KPAH fra 5 µg/kg v.v. i skjell fra Flekkerøytangen/Kjeholmen til 186 µg/kg v.v. i skjell fra Fiskåtangen og Σ PAH fra 13 til 563 µg/kg v.v. (**Tabell 26**, rådata finnes i vedlegg G). For alle PAH-parametrene (**Tabell 26**) ble de laveste konsentrasjoner observert i skjell fra Flekkerøya/Kjeholmen og de høyeste enten i skjell fra Svendsholmen eller Fiskåtangen.


Skjellene fra Flekkerøytangen/Kjeholmen var minst belastet med PAH og kunne generelt karakteriseres som ubetydelig til lite forurenset med slike forbindelser. Den høyeste konsentrasjonen av KPAH ble observert i prøven fra Fiskåtangen og førte til at denne stasjonen kunne karakteriseres som sterkt forurenset.

Alle observerte konsentrasjoner av benzo(a)pyren lå under EUs nye grense for maksimalverdi i skjell (bivalver) til konsum. Dette skulle tyde på at benzo(a)pyren ikke utgjør noe stort problem i forhold til spiselighet av skjell fra området. Spesielt skjell fra Fiskåtangen inneholder høye konsentrasjoner av andre PAH-forbindelser som ikke er omtalt av EU (Commission regulation No 1881/2006 av 19. desember 2006). VKM har imidlertid tidligere operert med en tiltaksgrense for benzo(a)pyren på 5 µg/kg og for Sum PAH på 250 µg/kg v.v. (Økland 2005). Skjell fra Fiskåtangen og Svendsholmen, og til dels også Voie/Kjosbukta og Odderøya vest (kun B(a)P) inneholder konsentrasjoner som er over eller på disse tiltaksgrensene. Det er derfor en mulighet for at deler av Kristiansandsfjorden likevel kan ha problemer knyttet til innhold av PAH i blåskjell og spiselighet.

Tabell 26. Polysykliske aromatiske hydrokarboner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.) i blåskjell fra 6 stasjoner i Kristiansandsfjorden i 2006. Data fra de enkelte stasjoner er klassifisert i tilstandsklasser ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær, et al., 1997).

ΣPAH =summen av 24 enkeltforbindelser, KPAH =summen av komponenter med potensielt kreftfremkallende egenskaper. Data fra Odderøya vest og Svendsholmen er fremskaffet ifm annen overvåking (JAMP 2005). Nederset i tabellen oppis også EUs grense for innhold i bivalver til konsum (Commission regulation No 1881/2006 av 19. desember 2006) og VKMs tidligere tiltaksgrense.

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

 I. Ubetydelig-lite forurenset	 II. Moderat forurenset	 III. Markert forurenset	 IV. Sterkt forurenset
 V. Meget sterkt forurenset	 Ikke i klassifiseringssystemet/kan ikke klassifiseres		

Stasjon	ΣPAH_{16} ¹⁾ 2006	ΣPAH ²⁾ 2006	KPAH ³⁾ 2006	Benzo(a)pyren 2006
Voie/kjosbukta	145	160	58	6
Flekkerøtangen/ Kjeholmen	12	13	5	<0,5
Torsvika	65	79	17	2
Fiskåtangen	512	563	186	5
Bragdøya Ø	56	61	16,48	1
Odderøya vest (JAMP)	139	154	8	5
Svendsholmen (JAMP)	273	304	6	8
Øvre grense for klasse I ($\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.)		50	10	1
EUs grense for maksimalverdi i bivalver				10
VKMs		250		5

¹⁾ ΣPAH_{16} omfatter flg forbindelser: naftalen, acenaftalen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, benzo(ghi)perylene.

²⁾ ΣPAH er summen av alle PAH-forbindelser som inngår i analysen (se vedlegg G).

³⁾ ΣKPAH er summen av benz(a)antracen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren og dibenz(a,c+a,h)antracen. Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlige + trolige carcinogene). Verdier for enkeltforbindelser som ligger under deteksjonsgrensen er ikke tatt med i summene. Ifølge SFTs skal naftalen ikke medregnes ved klassifisering av ΣPAH -konsentrasjon. I dette tilfellet lå alle verdier for naftalen under deteksjonsgrensen.

3.4.3 Dioksiner og dioksinlignende PCB i blåskjell, krabbe og fisk

Blåskjell

Konsentrasjonen av TE_{PCDD/F} varierte fra 0,25 til 0,82 pg/g v.v. Tilsvarende varierte TE_{nonorto-PCB} fra 0,09-0,45 pg/g v.v. (**Tabell 27**, rådata finnes i vedlegg H). For 2 av stasjonene (Fiskåtangen, Svendsholmen) bidro non-orto PCB like mye eller mer til den totale giftighet (Sum TE_{PCDD/F+PCB}) enn dioksiner og furaner. Disse stasjoner ble også klassifisert i en høyere tilstandsklasse (markert forurenset) når de dioksinlignende PCBene ble medregnet i forhold til når kun dioksiner/furaner vurderes (**Tabell 27**).

EUs Scientific Committee foreslo i 2001 en TWI (tolerabelt ukeinntak) for dioksiner/furaner og dioksinlignende PCBer på 14 pg TE/kg kroppsvekt (dvs. 980 pg for en person på 70 kg) og dette ble bifalt av de europeiske land. Joint FAO WHO Expert Committee on Food Additives (JECFA) fastsatte samme år et tolerabelt månedlig inntak (TMI) på 70pg TE/kg kroppsvekt (dvs. 4900 pg for en person på 70 kg). Den høyeste giftigheten ble observert i skjell fra Voie /Kjosbukta (**Tabell 27**). For at en person på 70 kg skal få i seg mer enn TWI må det ukentlig inntas mer enn ca 960 g med blåskjellinnmat fra Voie/kjosbukta. Dette kan tyde på at dioksiner og dioksinlignende PCBer ikke utgjøre noe stort problem i forhold til spiselighet av skjell fra Kristiansandsfjorden.

Krabbe

Konsentrasjonen av TE_{PCDD/F} varierte fra 7,7 til 33,4 pg/g v.v. Tilsvarende varierte TE_{nonorto-PCB} fra 4,1-27,1 pg/g v.v. (**Tabell 27**, rådata finnes i vedlegg I). For ingen av stasjonene bidro non-orto PCB mer til den totale giftighet (Sum TE_{PCDD/F+PCB}) enn dioksiner og furaner. Krabber fra Byfjorden/indre havn inneholdt de høyeste konsentrasjoner av dioksiner/furaner og non-orto PCB. Basert på innholdet av disse forbindelser i skallinnmaten kunne denne stasjonen klassifiseres som markert forurenset (**Tabell 27**).

For at en person på 70 kg skal få i seg mer enn TWI av å spise krabbeinnmat må det ukentlig inntas mer enn ca 16 g med skallinnmat av krabbe fra Byfjorden/indre havn. Tilsvarende tall for Kjøholmen er 83 g. Dette tyder på at dioksiner og dioksinlignende PCBer kan utgjøre et problem i forhold til spiselighet av krabber i alle fall fra de mest forurensete deler av Kristiansandsfjorden.

Filet av skrubbe og torsk

Konsentrasjonen av TE_{PCDD/F} varierte fra 0,18 til 0,45 pg/g v.v. Tilsvarende varierte TE_{nonorto-PCB} fra 0,31-0,88 pg/g v.v. (**Tabell 27**, rådata finnes i vedlegg J og K). For alle filetprøver unntatt skrubbefilet fra Marvika bidro non-orto PCB mer til den totale giftighet (Sum TE_{PCDD/F+PCB}) enn dioksiner og furaner. Den høyeste totale giftigheten (Sum TE_{PCDD/F+PCB}) i filet ble observert i torskfilet fra Byfjorden/indre havn (**Tabell 27**). Basert på innholdet av Sum TE_{PCDD/F+PCB} i torskfilet kunne denne stasjonen klassifiseres som sterkt forurenset. For at en person på 70 kg skal få i seg mer enn TWI av å spise fiskefilet må det ukentlig inntas mer enn ca 860 g med torskfilet fra Byfjorden/indre havn, en mengde som godt kan inntas ukentlig av en storforbruker av fisk. Giftigheten i fiskefilet lå imidlertid godt under EUs grense for maksimalverdi i filet av til konsum (**Tabell 27**). I forhold til spiselighet av fiskefilet fra Kristiansandsfjorden tyder dette totalt på at dioksiner og dioksinlignende PCBer kan utgjøre et problem for storkonsumenter av fisk.







Torskelever

Konsentrasjonen av TE_{PCDD/F} varierte fra 17,2 til 39 pg/g v.v. Tilsvarende varierte TE_{nonorto-PCB} fra 70 til 291 pg/g v.v. (**Tabell 27**, rådata finnes i vedlegg K). For alle leverprøvene bidro non-orto PCB mer til den totale giftighet (Sum TE_{PCDD/F+PCB}) enn dioksintorsken fra Byfjorden/indre havn (**Tabell 27**). Basert på innholdet av Sum TE_{PCDD/F+PCB} i torskfilet kunne denne stasjonen klassifiseres som meget sterkt forurenset. For at en person på 70 kg skal få i seg mer enn TWI av å spise torskelever må det ukentlig inntas mer enn ca 2,9 g med torskelever. Dette tyder på at dioksiner og dioksinlignende PCBer spesielt kan utgjøre et problem i forhold til spiselighet av torskelever i Kristiansandsfjorden.

Tabell 27. Forekomst av dioksiner og dioksinlignende PCBer i blåskjell, filet av skrubbe, skallinnmat av taskekrabbe, torskefilet og torskelever fra Kristiansandsfjorden i 2006. Tabellen viser non-orto polyklorerte difenyler (non-orto PCB), polyklorerte dibenzo-(p)-dioksiner (PCDD), polyklorerte dibenzofuraner (PCDF). Konsentrasjonene av nonorto-PCBer (77, 81, 126, 169) og PCDD/PCDF er omregnet til giftighet (TE) i henhold til Van den Berg et al. 1998. Alle verdier er oppgitt som pg/g v.v. Nederset i tabellen oppis også EUs grense for innhold i fiskefilet til konsum (Commission regulation No 1881/2006 av 19. desember 2006)

Data $TE_{PCDD/PCDF}$ og $Sum TE_{PCDD/F+PCB}$ er klassifisert ifølge SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997). Merk at også for $TE_{PCDD/F+PCB}$ er kriteriene for $TE_{PCDD/F}$ benyttet.

Fargekoder brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

	I. Ubetydelig- lite forurensset		II. Moderat forurensset		III. Markert forurensset		IV. Sterkt forurensset
	V. Meget sterkt forurensset		Ikke i klassifiseringssystem/kan ikke klassifiseres				

Stasjoner	Matriks	TE_{PCDD}	TE_{PCDF}	$TE_{PCDD/F}$	$TE_{nonorto-PCB}$	Sum $TE_{PCDD/F+PCB}$
Voie/Kjosbukta	Blåskjellinnmat	0,10	0,72	0,82	0,20	1,02
Flekkerøygapet/ Kjeholmen	"	0,07	0,32	0,39	0,09	0,48
Torsvika	"	0,24	0,14	0,38	0,1	0,48
Fiskåtangen	"	0,06	0,33	0,39	0,45	0,84
Odderøya vest (JAMP)	"	0,07	0,18	0,25	0,17	0,42
Svendsholmen (JAMP)	"	0,08	0,25	0,33	0,33	0,66
Kongsgårdbukta	Skallinnmat av krabbe	3,93	13,2	17,1*	11,8	28,9*
Byfj. Indre havn	"	7,58	25,8	33,4*	27,1	60,5*
Flekkerøya/Kjeholmen	"	2,9	4,81	7,71*	4,07	11,78*
Byfj. Kjosbukta	Filet av skrubbe	0,08	0,22	0,3	0,31	0,61
Marvika	"	0,16	0,29	0,45	0,35	0,8
Byfj. Indre havn	Torskefilet	0,11	0,15	0,26	0,88	1,14
Marvika	"	0,11	0,07	0,18	0,42	0,6
Byfj. Indre havn	Torskelever	9,95	29,1	39	291	330
Marvika	"	4,4	11,6	16	109	125
Flekkerøya/ Kjeholmen	"	4,28	12,9	17,2	69,9	87,1
EUs grense for maksimalverdi i filet av konsumfisk (unntatt ål)				4		8
EUs grense for maksimalverdi i filet av ål til konsum				4		12

*Merk at analysene er gjort på hel skallinnmat, mens klassifiseringen er basert på krabbens hepatopaneas som kun er en delav skallinnmaten. Vanligvis er konsentrasjonen i hepatopaneas høyere enn i hel skallinnmat. Dette betyr at klassifiseringen for taskekrabbe kan vise en tilstandsklasse som er litt for høy.

3.5 Miljøgifter i torsk og blåskjell – tidstrender

3.5.1 PAH i blåskjell

Tabell 28 og **Tabell 29** viser målte konsentrasjoner (enkeltverdi eller aritmetisk gjennomsnitt) av KPAH₄ og sum PAH₉ (utgjør minst 95 % av hhv. KPAH og SumPAH₁₆, se kap. 2.2.6). Verdiene for SumPAH₉ i blåskjell (**Tabell 5** og **Tabell 29**) er lavere i 2006 enn i 1996-1997 for Torsvika og Kjosbukta, men høyere ved Fiskåtangen enn i 1995-1997. Tidsseriene for Odderøy vest og Svendsholmen viser store variasjoner fra år til år, uten noen signifikant langtidsendring. I skjell fra Fiskåtangen ble de høyeste konsentrasjoner observert siste år.

Tabell 28. Konsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) for KPAH₄ per stasjon og år. Aritmetisk gjennomsnitt av 2 eller 3 replikater er vist med uthevet skrift, ellers er verdiene enkeltprøver.

Stasjon	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Kongsgårdbukta			119									
Torsvika			80									17
Marvika			79									
Gleodden lykt		40										
Korsvik marina		12										
Bendiksbukt/Østerhavn		12										
Odderøy Vest	130	21	112	44		28	41	61	68	133	71	47
Svendsholmen				91	421	42	57	101	180	56	143	85
Fiskåtangen	109	114	49									184
Fiskaa verk		559										
Kjosbukta		80										57
Ternevik båthavn		42										
Bredalsholmen		39										
Flekkerøy/Kjeholmen												6

Tabell 29. Gjennomsnittskonsentrasjoner ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) for SumPAH₉ per stasjon og år. Aritmetisk gjennomsnitt av 2 eller 3 replikater er vist med uthevet skrift, ellers er verdiene enkeltprøver.

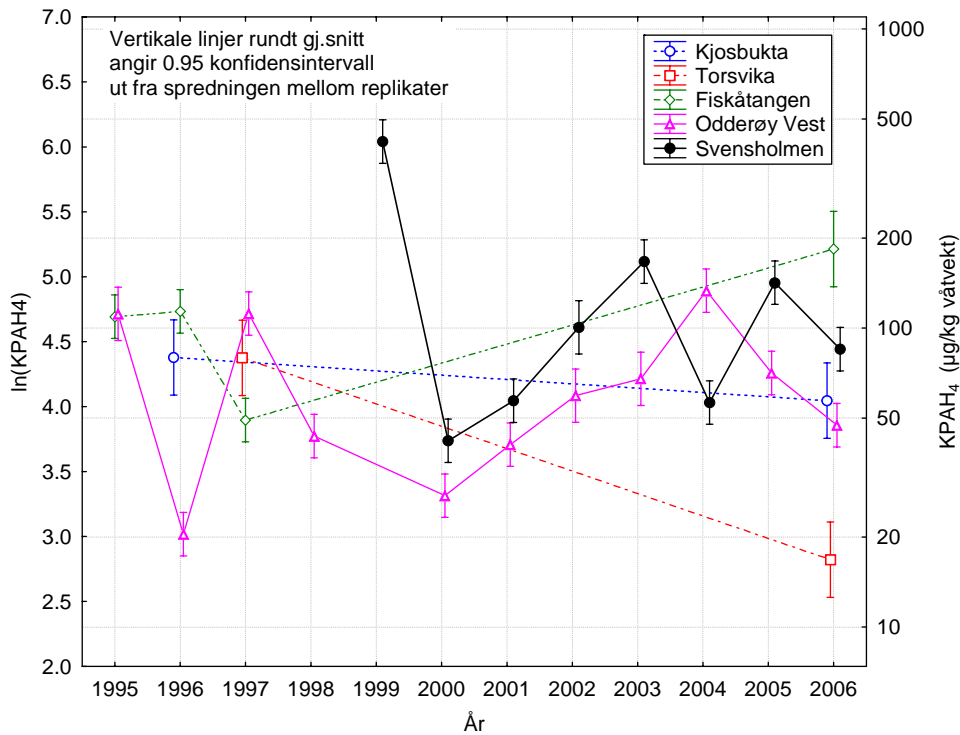
Stasjon	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006
Kongsgårdbukta			262									
Torsvika			177									62
Marvika			240									
Gleodden lykt		104										
Korsvik marina		35										
Bendiksbukt/Østerhavn		34										
Odderøy Vest	349	117	292	154		169	106	138	122	280	171	135
Svendsholmen					1027	217	151	224	297	107	390	269
Fiskåtangen	388	388	224									503
Fiskaa verk		1100										
Kjosbukta		204										143
Ternevik båthavn		133										
Bredalsholmen		117										
Flekkerøy/Kjeholmen												13

For å estimere variabilitet og usikkerhet i konsentrasjonene er det gjort variansanalyse på log-transformerte⁴ enkelt-verdier fra de stasjonene som har data fra mer enn ett år, dvs. Torsvika, Odderøy Vest, Svendsholmen, Fiskåtangen og Kjosbukta. Det er brukt en variansmodell med år som tilfeldig faktor og Stasjon som fast faktor. (Det er forsøkt å ta med logaritmene av tørrveks-% og fett-% som kovariater, men det gir ikke signifikant sammenheng.) Både KPAH₄ og SumPAH₉ er analysert; resultatene er selvsagt ikke uavhengige, men gir to alternative måter å analysere det samme materialet.

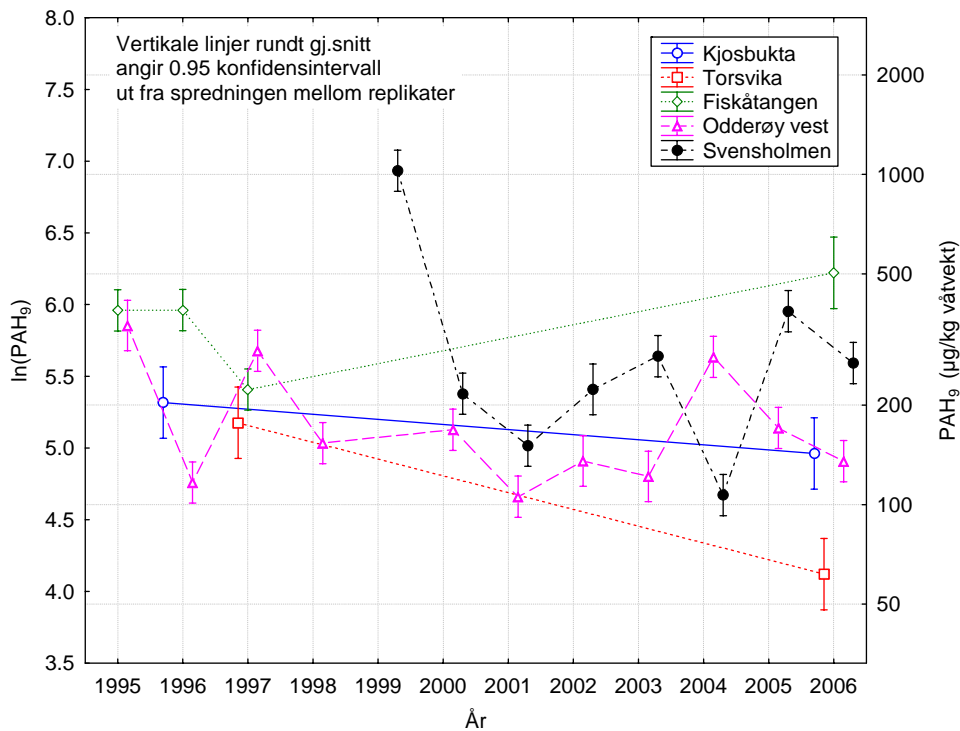
Variasjonen mellom replikater fra samme år og stasjon for Odderøy, Svendsholmen og Fiskåtangen er relativt liten, med standardavvik på hhv 0.14 og 0.12 for naturlige logaritmer av KPAH₄ og PAH₉, som tilsvarer et relativt standardavvik i konsentrasjon på omtrent 14 og 12 %. Variansanalysene viser sterkt signifikante reelle interaksjoner År*Stasjon i forhold til variasjon mellom replikate prøver innenfor År og Stasjon, det vil si at forholdet mellom stasjonene mht. gjennomsnittsnivå endrer seg fra år til år. For hovedeffektene, dvs. mellom år i gjennomsnitt over stasjoner, eller mellom stasjoner i gjennomsnitt over år, er det ikke tegn til signifikante forskjeller i forhold til det en må vente som tilfeldig resultat av ulike gjennomsnitt for interaksjon År*stasjon. Det gjelder iallfall så lenge en ikke ser på tidsrekkefølgen i datasettet, men bare betrakter avvik for etterfølgende år som uavhengige. Uansett er det ingen tegn til noen langtids-utvikling i noen bestemt retning fra 1996 og til 2006.

Figur 31 og **Figur 32** viser estimerte gjennomsnitt per stasjon og år fra variansanalysene for KPAH₄ og PAH₉. Estimerte 95 % konfidensintervall for gjennomsnittene er basert på spredning mellom replikater. Resultatet for KPAH₄ gir inntrykk av en felles utvikling på Odderøya og Svendsholmen i perioden fra 2000 til 2003, med en viss økning i konsentrasjonen. For PAH₉ er det ikke noen visuelt tydelig økning. Ellers bekrefter begge figurene bildet av en uregelmessig variasjon uten systematiske forskjeller mellom stasjoner og uten noen tidstrend i noen bestemt retning når en ser hele perioden under ett. Den høye verdien på Svendsholmen i 1999 fremtrer som en klar avviker for begge de to alternative analysene, men det er antagelig et reelt avvik fra vanlige nivåer, siden det er felles for tre replikate prøver (386-452 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt for kPAH₄, 975-1095 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt for PAH₉).

⁴ Det er brukt naturlige logaritmer, slik at standardavvik innenfor 0.1 til 0.2 omtrent tilsvarer relativt standardavvik (variasjonskoeffisient) for konsentrasjon.



Figur 31. Resultat av variansanalyse på $\ln(KPAH_4)$ for blåskjell, med estimerte gjennomsnitt for log-transformerte konsentrasjoner og konfidensintervaller. $KPAH_4$ omfatter 4 av de 5 kreftfremkallende komponentene som inngår i $KPAH$, og utgjør minst 96 % av total $KPAH$



Figur 32. Resultat av variansanalyse på $\ln(PAH_9)$ for blåskjell, med estimerte gjennomsnitt for log-transformerte konsentrasjoner og konfidensintervaller. PAH_9 er summen av 9 av de komponentene som inngår i $Sum PAH_{16}$, og tilsvarer i gjennomsnitt ca. 95 % av PAH_{16} .

Ut fra variansanalysene estimeres varianskomponenter for de ulike effektene som vist i **Tabell 30**. Det kan brukes til å estimere utsagnskraft for et gitt overvåkningsprogram, bl.a. for å optimalisere overvåkning for å oppnå definerte mål, og til å kvalifisere tilstandsklassifisering med usikkerhetsanslag ut fra et forsiktighetsprinsipp. For variasjon mellom år er det svært usikkert om det er noe reelt bidrag, signifikansnivået for effekten er $p=0.29$. Det dominerende bidrag til varians er fluktuasjoner i forholdet mellom stasjoner fra år til år. Det tyder på at det viktigste for å bedre overvåkingen av tidstrend generelt for området kan være å spre prøvetaking og analyse på flere lokaliteter fremfor å ta flere replikater på hver stasjon. Det forutsetter at det er en felles utvikling over et større område.

Tabell 30. Varianskomponenter for PAH-summer i blåskjellprøver.

Effekt	Estimerte varianskomponenter		Estimert standardavvik	
	ln(KPAH ₄)	ln(PAH ₉)	ln(KPAH ₄)	ln(PAH ₉)
År	0.081	0.040	0.29	0.20
År*Stasjon	0.35	0.23	0.59	0.48
Replikater	0.021	0.015	0.14	0.12

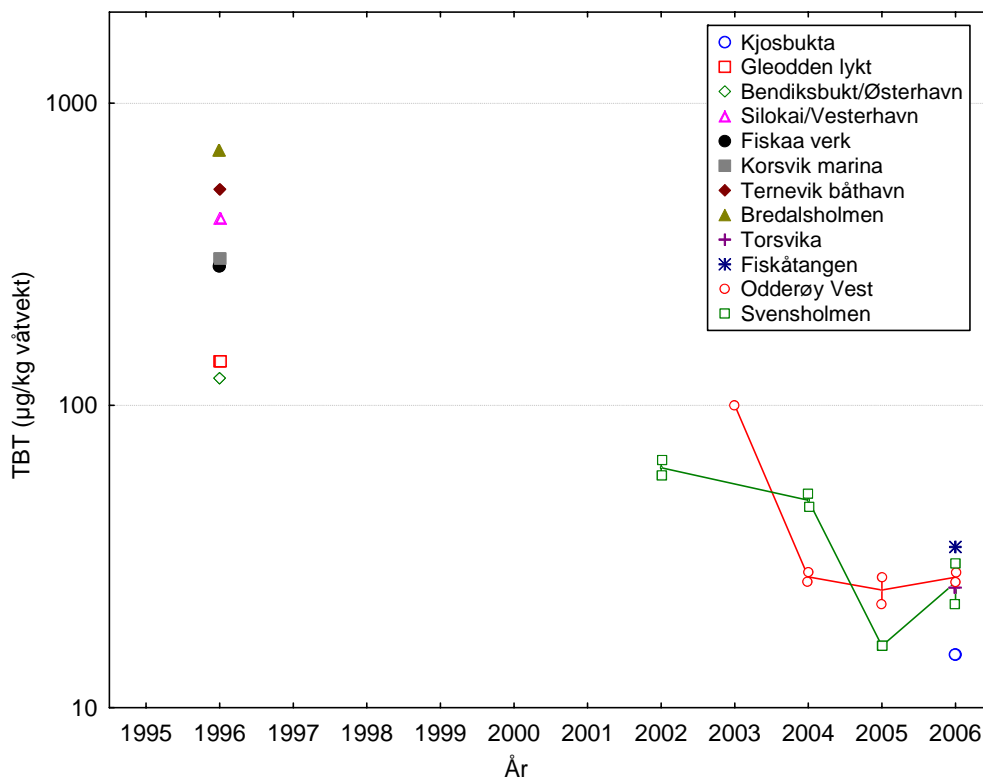
3.5.2 TBT i blåskjell

Målte konsentrasjoner av TBT i blåskjell er vist i **Tabell 31**. Tabellen gir et direkte inntrykk av en klar nedgang siden 1996, ved at alle verdier fra 2006 er langt lavere enn i 1996, i gjennomsnitt med en faktor ca. 10. Siden det ikke er analysert på de samme stasjonene i 1996 og 2006 kan en ikke fastslå uten videre at den reelle nedgangen er så stor, men med den geografiske spredningen en har både i 1996 og 2006, med et overlappende, om ikke sammenfallende stasjonsnett, virker det lite trolig at en skulle få så stor uniform endring over tid dersom det ikke hadde vært en reell stor nedgang. Data fra JAMP-stasjonene indikerer også en viss reduksjon over tid når en sammenligner perioden 2002-2003 med 2004-2006; alle prøvene fra den siste perioden er lavere enn begge verdiene i den første perioden. Dersom prøven fra Silokaia/Vesterhavn kan ses som tilhørende serien fra JAMP-programmet fra Odderøya litt lenger sør, forsterker det inntrykket om en reduksjon ytterligere. JAMP-data for de siste to-tre årene kan kanskje indikere at en nå har nådd et stabilt nivå hvor det ikke skjer noen videre rask reduksjon, men det er for spinkelt med data til at en kan trekke noen konklusjoner om dette, til det kreves iallfall et par års videre overvåkning.

Tabell 31. Gjennomsnittskonsentrasjoner ($\mu\text{g TBT /kg våtvekt}$) for TBT per stasjon og år. Aritmetisk gjennomsnitt av 2 replikater er vist med *uthevet skrift*, ellers er verdiene enkeltprøver.

Stasjon	1996	2002	2003	2004	2005	2006
Kjosbukta						15
Torsvika						25
Gleodden lykt	140					
Korsvik marina	306					
Bendiksbukt/Østerhavn	123					
Odderøy Vest (JAMP)			100	27	25	27
Silokai/ Vesterhavn	415					
Svendsholmen (JAMP)		62		49	16	26
Fiskåtangen						34
Fiskaa verk	289					
Ternevik båthavn	518					
Bredalsholmen	698					

Figur 33 viser enkeltverdier og gjennomsnitt per stasjon og år. Det fremgår at data fra JAMP-stasjonene for 2002-2006 viser et forløp som er konsistent med en reduksjon fra de høye nivåene i 1996 med en gradvis utflating ved ca. 20 ganger lavere verdier enn i 1996.



Figur 33. Konsentrasjoner av TBT i blåskjell som funksjon av stasjon og år. For Odderøy Vest og Svendsholmen er enkeltverdiene vist, og linjer trukket gjennom gjennomsnittsverdiene. Konsentrasjonene er vist på logaritmisk skala.

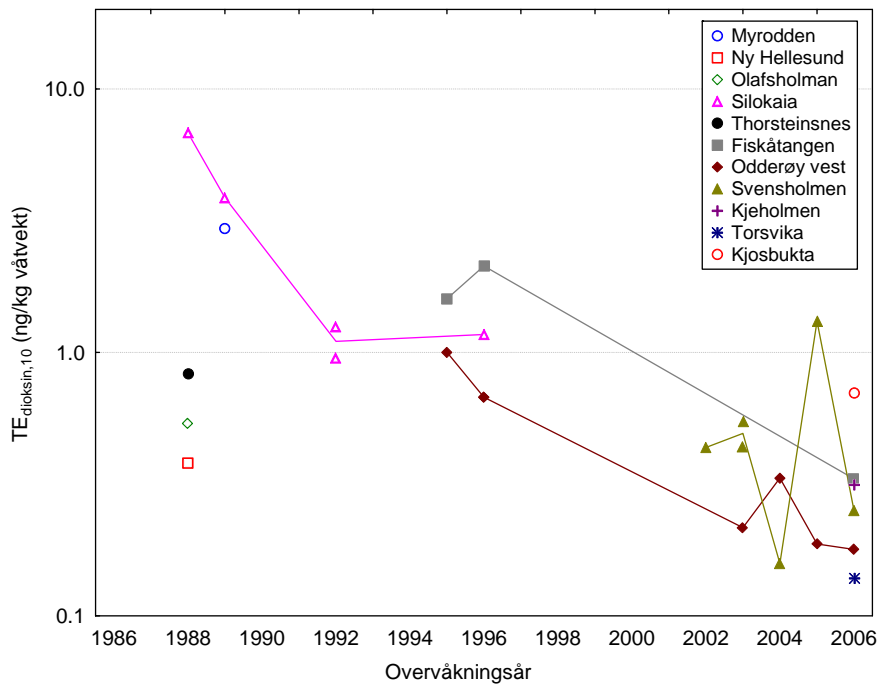
Ut fra en variansanalyse for ln(TBT) for Odderøya Vest og Svendsholmen estimeres varianskomponenter for ulike effekter som vist i **Tabell 32**. Varians mellom år i denne analysen kan i stor grad være reell tidstrend, mens de to siste komponentene kan betraktes som tilfeldig variasjon og brukes til å vurdere utsagnskraft og kvalifisere tilstandsklassifisering ved å gjøre usikkerhetsbetraktninger.

Tabell 32. Varianskomponenter for TBT i blåskjellprøver fra Odderøya Vest og Svendsholmen.

Effekt	Estimerte varianskomponenter	Estimert standardavvik
År	0.21	0.46
År*Stasjon	0.12	0.36
Replikater	0.012	0.11

3.5.3 Dioksiner og non-orto PCB i blåskjell

Dioksinkonsentrasjonene i blåskjell ble redusert med en faktor 5 fra 1988 til 1992-1996 ved Silokaia. JAMP-stasjonen Odderøy Vest i nærheten viser en fortsettelse av denne nedgangen fra 1996 til 2003 (**Figur 34**). For årene 2002 til 2006 kan det ikke påvises noen videre nedgang ut fra de to JAMP-stasjonene som har årlige prøver. Verdiene svinger mellom 2 og 10 ng/kg våtvekt med generelt noe høyere verdier på Svendsholmen enn ved Odderøy Vest. (Fullstendig TE-ekvivalent kan ligge ca. 10-20 % høyere enn delsummen i figuren). De tre prøvene fra Fiskåtangen ligger ca. 3 ganger høyere enn på Odderøy Vest, men indikerer en lignende reduksjon. I 2006 ble de høyeste konsentrasjoner observert i skjell fra Kjosbukta til tross for at denne ligger lenger bort fra primærutslippet enn Svendsholmen og Odderøya vest. Hvis dette er en systematisk forskjell, kan det muligens ha sammenheng med at skjellene etter en utslippsreduksjon påvirkes mer av sekundære kilder i innelukkede områder som Kjosbukta enn i områder som er mer eksponert for vind og strøm, hvor de sekundære kildene muligens "fortynnes" fortere. Videre overvåking vil vise om dette er en systematisk forskjell.

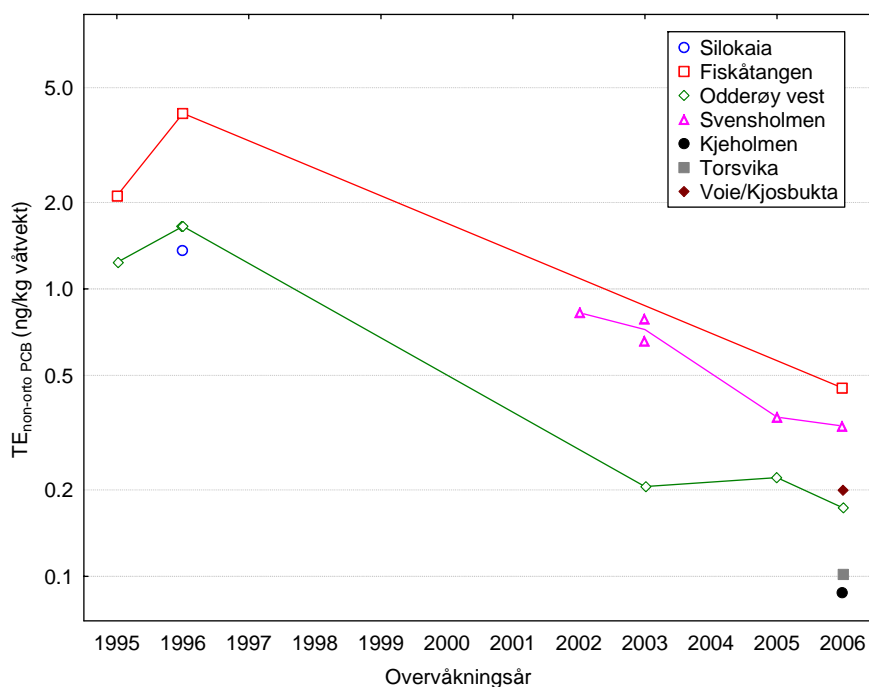


Figur 34. Konsentrasjoner i blåskjell av TE for de 10 dioksin-komponentene som er angitt i **Tabell 10**. Verdiene representerer 70-90 % av total TE for dioksin, eksklusiv non-orto PCB. Linjer som binder sammen data for stasjoner med data fra flere år er trukket gjennom gjennomsnittsverdiene i de få tilfellene hvor det er tall fra 2 prøver pr. år. Konsentrasjonene er vist på logaritmisk skala.

Det er vanskelig å gjøre noen god formell analyse av tidstrend på dette materialet, fordi datasettet er så ufullstendig og ubalansert, med ulike stasjoner fra forskjellige år, men ut fra forløpet kan det være naturlig å prøve en variansanalyse med sammenligning av perioden 1992-1996 med perioden 2002-2006 med faktorer Periode og stasjon. Analysen gjøres på log-transformerte verdier av $TE_{\text{dioksin},10}$ og uten interaksjonsledd stasjon*periode, slik at forskjell mellom replikater innenfor stasjon og år er slått sammen med variasjon fra år til år innenfor stasjon rundt periode-gjennomsnittet. Resultatet er at forskjellen mellom periodene er klart signifikant i forhold til den totale uregelmessige variasjonen, med en reduksjonsfaktor estimert til å være i område 2.5 til 5 (90 % konfidensintervall; forskjell 1.29 med standardfeil 0.29 på naturlig log-skala). Dersom en slår sammen nærliggende stasjoner (Myrodden/Fiskåtangen, Silokaia/Odderøy vest, Thorsteinsnes/Kjeholmen) endres ikke resultatet av analysen vesentlig. Datamaterialet er for lite og ufullstendig til å skille fra hverandre ulike bidrag til tilfeldig variasjon rundt trender.

Det ser altså ut til at dioksiner i blåskjell er signifikant redusert fra 1996 til 2006. Om det fortsatt skjer noen særlig reduksjon kan ikke sies ut fra data fra 2002-2006, til det er de årlige variasjonene for store. Variasjon mellom replikater innenfor samme år og stasjon er relativt liten i forhold til variasjonen fra år til år.

Non-orto PCB er analysert sammen med dioksiner fra og med 1995. Som **Figur 35** viser, har det skjedd en klar nedgang fra 1995/1996 og til 2006 på Fiskåtangen og Odderøy vest, hvor det er data både fra den tidlige perioden og for de senere år. Det kan se ut som reduksjonen har stoppet opp etter 2003 på Odderøy vest, som har lavere konsentrasjoner enn på Fiskåtangen, mens data fra Svendsholmen viser en fortsatt nedgang over de siste 5 år.



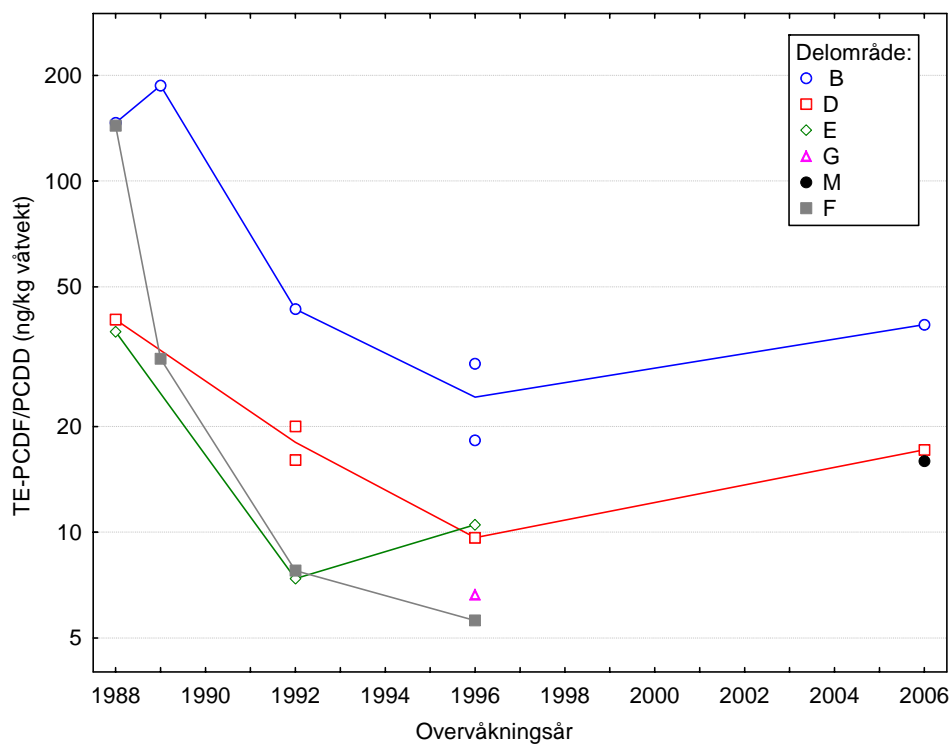
Figur 35. $TE_{\text{non-orto PCB}}$ i blåskjell. Linjer som binder sammen data for stasjoner med data fra flere år er trukket gjennom gjennomsnittsverdiene i de få tilfellene det er tall fra 2 prøver pr. år. Konsentrasjonene er vist på logaritmisk skala.

Ut fra dette forløpet er det valgt å teste tidstrend formelt ved en kovariansanalyse på log-transformerte verdier av $TE_{\text{non-orto PCB}}$ med Stasjon som fast faktor og Overvåkningsår som kovariat. Resultatet er som en må vente en klart signifikant reduksjon over tid, med en midlere årlig reduksjon på ca. 20% (standardfeil $\pm 5\%$) for perioden fra 1995 til 2006.

Utflatingen for Odderøy vest 2003-2006 kan være reell; en kovariansanalyse på data fra 2002-2006 bare fra Svendsholmen og Odderøy vest gir signifikant forskjell mellom helningskoeffisientene. For denne perioden er det en klar reduksjon med ca. 25 % pr. år på Svendsholmen, mens en estimert reduksjon på 5 % pr. år ved Odderøy vest ikke er signifikant forskjellig fra 0. Tidsreduksjonen er da testet mot estimert residualvariasjon rundt et log-lineært forløp med standardavvik ca. 13 % på log-skala.

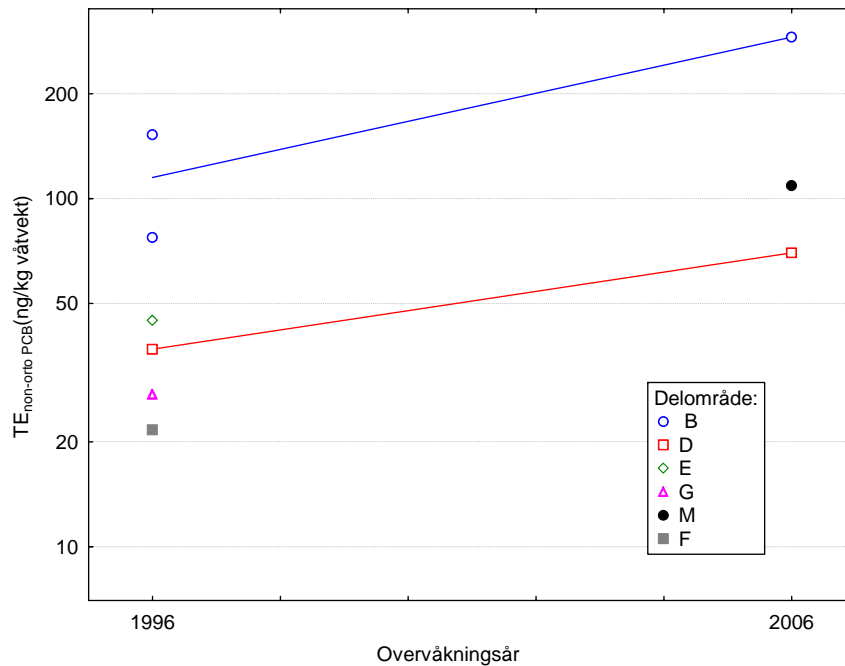
3.5.4 Dioksiner og non-orto PCB i torskelever

Utviklingen over tid i toksisitetsekvivalent (PCDF/PCDD) i torskelever er vist i **Figur 36**. Relativ forskjell mellom område B (Vesterhavn) og D (Thorsteinsnes) er konstant en faktor ca. 2.5 i 1992, 1996 og 2006, begge viser en lik tendens til en svak økning fra 1996 til 2006. Sett i sammenheng med variasjon mellom replikater som vist i figuren og endring i forholdet mellom områder innbyrdes i resten av dataene kan det ikke konkluderes sikkert med at disse trekkene er reelle; de kan være et tilfeldig utslag av variasjon. Det er likevel lite trolig at det har foregått noen særlig reduksjon fra 1996 til 2006 av dioksininnhold i torskelever.



Figur 36. $TE_{PCDD/PCDF}$ i torskelever. Linjer som binder sammen data for områder med data fra flere år er trukket gjennom gjennomsnittsverdiene i de få tilfellene det er tall fra 2 prøver pr. år (område B 1996, område D 1992). Konsentrasjonene er vist på logaritmisk skala. Lokaliseringen av delområdene ses i **Figur 7**.

Non-orto PCB ble analysert i torskelever i 1996 og 2006. Data er vist i **Figur 37**. Figuren viser omtrent samme bilde som for dioksiner, både når det gjelder forskjell mellom områder og endring over tid. Det er en viss økning i målte konsentrasjoner over 10 år, men på samme måte som for dioksiner kan det være tilfeldige utslag rundt et konstant nivå.



Figur 37. $TE_{non-orto PCB}$ for torskelerver. Linjen som binder sammen data for områder med data fra flere år (Bog D), er trukket gjennom gjennomsnittet av de to verdiene fra området B i 1996. Konsentrasjonene er vist på logaritmisk skala. Lokaliseringen av delområdene ses i **Figur 7**.

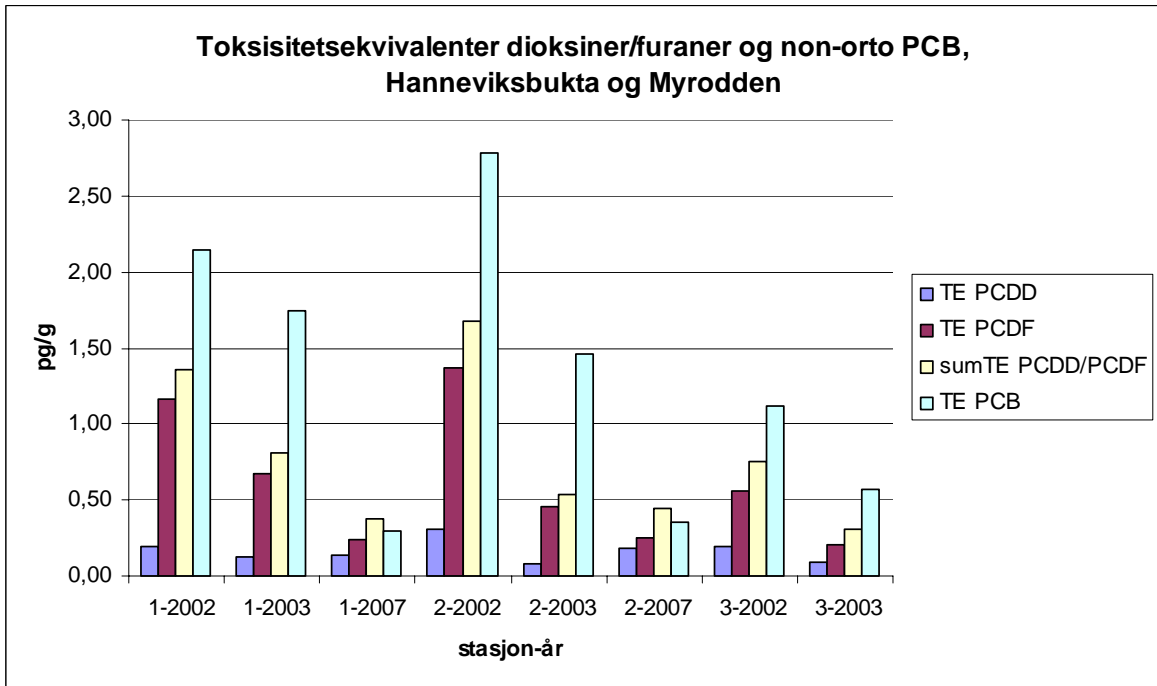
3.5.5 Spesialunders kkelser for variasjon av PAH- og dioksininnhold i blåskjell fra 2002 til 2007.

Lokaliteter for innsamling av blåskjell i nærområdet til Xstrata Nickel og Elkem Carbon er vist i **Figur 8**.

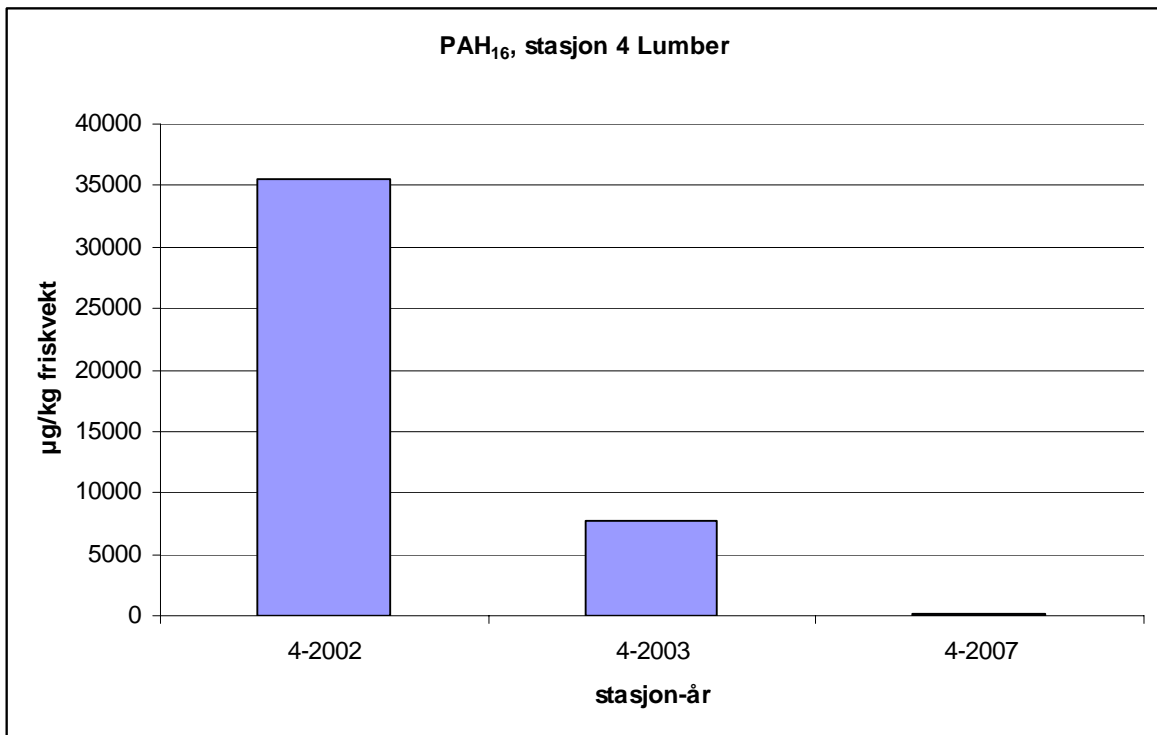
Resultatene for dioksiner og non-orto PCB fra disse lokaliteter er vist i **Figur 38**. Resultatene viser en kraftig nedgang i konsentrasjoner fra 2002-2007 bortsett fra for dioksinene (PCDD). Det er heller ikke å forvente siden det er furanene og non-orto PCB som har vært de viktigste i toksisitetsammenheng.

Det er også en meget sterk reduksjon i konsentrasjonene av PAH i skjellene i nærområdet til utslippet fra Elkem Carbon (**Figur 39**). I tolkningen av dataene skal man være oppmerksom på at innsamlingslokaliteten i 2007 ble flyttet lengre vekk fra hovedutslippet fra Elkem Carbon.

Resultatene både for de klorerte forbindelsene og for PAH viser at det har vært en betydelig reduksjon i konsentrasjon av disse forbindelsene i overflatelaget n r Xstrata Nickel og Elkem Carbon fra 2002 til 2007.



Figur 38. Variasjon i innhold av toksisitetskvivalenter av dioksiner (PCDD) og furaner (PCDF) samt non-orto PCB på 3 stasjoner i Hanneviksbukta/Myrodden fra 2002 til 2007.



Figur 39. Variasjon i innhold av PAH16 på en stasjon nær Elkem/Lumber i Fiskåbukta fra 2002 til 2007.

4. Konklusjoner

Det har de siste 10 år blitt gjennomført betydelige tiltak for å bedre forholdene i Kristiansandsfjorden. Undersøkelsene som ble gjort i 2006 kan tyde på at tiltakene har gitt forbedringer på flere felt/parametere, mens det for andre ses lite tegn på forbedringer og i enkelte tilfeller også antydning til en mulig forverring. Forbedringene er i hovedsak knyttet til tilstanden i bløtbunnsamfunn, reduksjonen i dioksin- og non-orto PCB-innholdet i sedimenter fra Vesterhavn, reduksjon av konsentrasjonen av TBT, dioksiner og non-orto PCB i blåskjell. Når det gjelder PAH har det skjedd vesentlig mindre. Eksempelvis ble det i overflatesedimentet på en Stasjon i Fiskåbukta ikke registrert endring i konsentrasjonen fra 1996 til 2006 og det er ingen tegn til at PAH-konsentrasjonene i blåskjell endres systematisk med unntak av i nærområdet til Elkem Carbon for perioden 2002-2007. Heller ikke i torskelever er innholdet av dioksiner redusert siden 1996. Det samme gjelder non-orto PCB. Fortsatt overvåking er en forutsetning for å følge med i den videre utviklingen i Kristiansandsfjorden.

Det er Mattilsynet og Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) som foretar risikovurderinger og utarbeider de endelige kostholdsradene for et fjordområde. For en del forbindelser er det utarbeidet grenseverdier for hva som kan utløse kostholdsrad. En sammenligning av de konsentrasjoner som er observert i spiselige organismer fra Kristiansandsfjorden og utarbeidede grenseverdier kan tyde på at en også i fremtiden vil måtte ha kostholdsrad for deler av Kristiansandsfjorden.

Tilstand i bløtbunnsamfunn

Bløtbunnsundersøkelsene viser at det har vært en betydelig forandring av tilstanden i bunnsedimentene i Hanneviksbukta etter overdekkingen. Før tildekkingen (2002) var bunnfaunaen svært artsfattig og skilte seg sterkt fra resten av Kristiansandsfjorden. Etter tildekkingen har faunaen blitt mer lik den som finnes i Vesterhavn og Fiskåbukta. En forbedring ble også observert i Fiskåbukta, trolig som en følge av at tilførselen av organiske stoff til fjorden er redusert, deriblant utslippene av kommunalt avløpsvann ved Storenes i Fiskåbukta. Analysen indikerer at bunnfaunaen i hele Vesterhavnområdet er påvirket, men at tilstanden generelt er blitt bedre og at lokale gradienter innen fjordområdet er mindre sterke enn før.

Miljøgifter i bunndyr/bløtbunnsfauna

Organismene som er analysert er små og det kreves en vesentlig innsats for å få tak i dem. Det var derfor vanskelig å få nok materiale/biomasse til replikate analyser, samt at en måtte gjøre et utvalg av kjemiske parametre som skal analyseres. Det var derfor ikke mulig å gjøre statistiske temporale sammenligninger. Resultatene gir likevel et lite innblikk i om og hvordan konsentrasjonene forandrer seg. Det vil være nyttig å gjøre tilsvarende undersøkelser i fremtiden, slik at man opparbeider seg et bedre datagrunnlag og muligheten til en mer presis vurdering av tidsmessige trender i miljøgiftinnholdet i bunndyr på de aktuelle stasjonene.

Det var generelt vanskelig å si noe om forandringer mellom årene og det var vanskelig å spore noen større endringer i metallkonsentrasjonene i organismene fra Hanneviksbukta, før og etter tildekkingen. Resultatene peker imidlertid i retning av at konsentrasjonene av arsen, krom og HCB i børstemark fra Hanneviksbukta hadde steget, mens kobber og PCB hadde sunket. Miljøgiftene i sjøstjerne fra Hanneviksbukta viste liknende bilde som for børstemark. Konsentrasjonen av mange metaller i børstemark fra Vesterhavn synes å ha øket, også kobber (som viste nedgang i Hanneviksbukta). Verdiene for arsen viste økning i børstemark fra Vesterhavn (som i Hanneviksbukta), mens PCB-konsentrasjonen viste ingen tydelige forandringer.

For både børstemark og sjøstjerne var PCB-konsentrasjonen høyere i sentrale Vesterhavn, enn i Hanneviksbukta, mens det motsatte var tilfelle for HCB. Det er vanskelig å knytte de endringene vi

har observert i sammensetningen av bløtbunnsamfunnene med de forandringene som observeres i miljøgiftinnholdet i børstemark og sjøstjerner.

Miljøgifter i sedimenter – tidstrender

Det ble observert en klar reduksjon i dioksininnholdet i overflatesedimentet fra Vesterhavn i perioden 1986 til 2006. Nedgangen observeres både for konsentrasjoner av dioksiner og furaner og når disse omregnes til toksisitetsekvivalenter. Tilsvarende reduksjon ble også observert for non-orto PCB for perioden 1996 til 2006. Reduksjonen i dioksininnholdet samsvarer med reduksjoner foretatt i utslipp av dioksiner fra Xstrata Nickel i 1992 og 2002. Til tross for reduksjonene frem til 2006 så var sedimentene fra Vesterhavn likevel sterkt forurenset av PCDD/F.

Xstrata Nickel har også vært hovedkilden for forurensetningstilførsler av metaller til Kristiansandsfjorden. Observasjonene i sediment fra stasjonen i Fiskåbukta viser ubetydelige endringer i innholdet av metaller (nikkel, kobber, bly, krom og arsen) og sedimentene derfra kunne karakteriseres som moderat til markert forurenset av denne gruppe forbindelser.

Sedimentene fra Fiskåbukta var moderat til markert forurenset med PCB₇ og meget sterkt forurenset med TBT og PAH. Resultatene fra PAH-analysene viser at det ikke har vært endring i konsentrasjonen i overflatesedimentet på stasjonen i Fiskåbukta fra 1996 til 2006. Fra 1989 til 1996 ble det imidlertid observert en øking i PAH konsentrasjonene. Hovedkilden til PAH har vært Elkem Carbon. Dataene tyder på at det ikke har skjedd vesentlige endringer i utslippmengdene fra bedriften de siste 10 årene. Dette skjer imidlertid for øyeblikket.

Resultatene fra aldersdateringen antyder en sedimenttilvekst på henholdsvis 1,8 og 1,7 mm/år på stasjonen i Fiskåbukta og Vesterhavn. Analyse av PAH i dypereliggende sedimenter viser ingen klare tegn til endring i PAH-belastning de siste par 10-år. For dioksiner og non-orto PCB kunne imidlertid en slik reduksjon spores.

Miljøgifter i organismer - foreløpig vurdering av kostholdsråd

Konsentrasjonene av tinnorganiske forbindelser i blåskjell var relativt lave i hele området og skulle ut fra VKM sine grenseverdier ikke være noe stort problem når det gjelder konsum av skjell.

Organismer fra deler av Kristiansandsfjorden inneholdt imidlertid relativt høye konsentrasjoner av enkelte andre miljøgifter. Dette gjelder i første rekke PAH i blåskjell fra Svendsholmen og Fiskåtangen og dioksiner og dioksinlignende PCBer observert i torsk og skallinnmat av krabbe fra Byfjorden/indre havn.

Ut fra EUs nye grense for maksimalverdi av benzo(a)pyren i skjell utgjør denne forbindelsen ikke noe stort problem i forhold til omsetning av skjell fra Kristiansandsfjorden. Spesielt skjell fra Fiskåtangen inneholder imidlertid høye konsentrasjoner av andre PAH-forbindelser. VKM har tidligere operert med en tiltaksgrense for kostholdsråd for benzo(a)pyren på 5 µg/kg og for Sum PAH på 250 µg/kg v.v. Skjell fra Fiskåtangen, Odderøya vest (JAMP) og til dels også Voie/Kjosbukta (kun B(a)P) inneholder konsentrasjoner som er over eller på disse tiltaksgrensene. Deler av Kristiansandsfjorden kan derfor likevel ha problemer knyttet til innhold av PAH i blåskjell og spiselighet av disse.

En foreløpig vurdering av de observerte konsentrasjoner av dioksiner og dioksinlignende PCBer i blåskjell i forhold til totalt ukentlig inntak (TWI) og antatt inntak hos en storkonsument antyder at disse forbindelser neppe har betydning for spiselighet av skjell fra Kristiansandsfjorden. Tilsvarende tall for taskekrabbe tyder på at dioksiner og dioksinlignende PCBer kan utgjøre et problem i forhold til spiselighet av krabber, i alle fall fra de mest forurensete deler av Kristiansandsfjorden. Også dioksiner og dioksinlignende PCBer fra fiskefilet og torskelever fra de innerste deler av Kristiansandsfjorden kan utgjøre et problem for storforbrukere av fisk. Giftigheten forårsaket av dioksiner, furaner og PCB i fiskefilet lå imidlertid godt under EUs grense for maksimalverdi i fileten for omsetning.

Miljøgifter i organismer - tidstrender

PAH-konsentrasjonene i blåskjell viser ingen tegn til tidstrend i noen retning i perioden 1995-2006, verken når en ser på totalsum av de 9 viktigste PAH-komponentene eller summen av de 4 viktigste kreftfremkallende komponentene. Noenlunde sammenhengende tidsserier over flere år finnes bare for JAMP-stasjonene Odderøy vest og Svendsholmen. Data viser ganske stor uregelmessig variasjon fra år til år, stort sett med ukorrelerte utslag på de forskjellige stasjonene, med relativt standardavvik på ca. 50 %. Fra Kjosbukta, Torsvika og Fiskåtangen finnes bare data fra 1995-1997 og 2006. Endringen over tid for disse stasjonene går i ulike retninger, og ligger innenfor det en må vente ut fra de uregelmessige variasjonene i tidsseriene fra Odderøy vest og Svendsholmen. De høye PAH-konsentrasjonene observert i skjell fra Svendsholmen i 1999 viser et uvanlig stort avvik fra senere data, men det er ikke klart større enn det som kan ventes å forekomme ut fra størrelsen av de uregelmessige variasjonene ellers. Alt i alt er det ingen tegn til at PAH-konsentrasjonene i blåskjell endres systematisk over tid, og det er heller ikke grunnlag for å fastslå noen forskjell mellom stasjoner. Mangel på tidstrender for PAH i blåskjell er dermed i tråd med det som ble observert i sediment fra Fiskåbukta.

TBT i blåskjell ble ikke målt på de samme stedene i 1996 som i perioden 2002-2006, men med såpass stor geografisk overlapping, og en så klar og konsekvent forskjell i målte konsentrasjoner at det er rimelig å anta at konsentrasjonene er redusert med en faktor 10 fra 1996 til 2006, dvs. en reduksjon på ca. 25 % pr. år. Data fra JAMP-stasjonene Odderøy vest og Svendsholmen viser klare tegn til nedgang også etter 2002-2003, men med mulig stabilisering de siste 2-3 år; det kreves videre overvåkning for å bekrefte eller avkrefte det. Den uregelmessige variasjonen har et estimert standardavvik på 12-14 % for enkeltutslag for kombinasjon av år og stasjon, dvs. mye mindre enn for PAH.

Dioksinkonsentrasjonene i blåskjell viser en statistisk signifikant reduksjon med en faktor 2.5 til 5.0 fra 1996 til 2006. Data for de siste 5 år viser store uregelmessige variasjoner fra år til år, og det kan ikke påvises noen fortsatt nedadgående trend over denne perioden, slik at det er mulig at nedgangen nå har stoppet opp.

Non-orto PCB i blåskjell rundt Vesterhavn viser signifikant reduksjon med en faktor ca. 6 fra 1996 til 2006, dvs. med ca. 20 % pr. år, omtrent likt på begge stasjoner hvor det finnes data (Fiskåtangen og Odderøy vest). Det er tegn til utflating de siste 5 årene på Odderøy vest, mens det ser ut til at reduksjonen fortsetter på Svendsholmen. Også i sedimenter fra Vesterhavn ble det observert en nedgang i konsentrasjonen av dioksiner og non-orto PCB.

Dioksin i torskelever er ikke redusert siden 1996, tvert i mot kan det se ut som det har skjedd en liten økning. Det samme gjelder non-orto PCB. Forskjellene er imidlertid ikke signifikant, så det kan være omtrent uendret nivå, men neppe noen nedgang.

Det ser altså ut til at de siste 10 år har skjedd en videre reduksjon i tilførselene av dioksiner og non-orto PCB til overflatelaget i fjorden, enten pga. videre reduksjon i primærutslippene eller ved at utlekking fra sekundære kilder på land nå er redusert. Direkte utslipp fra landbaserte kilder vil i første rekke påvirke overflatelaget og reduksjoner i slike utslipp vil da også først spores der (eksempelvis i blåskjell). Torsk vil imidlertid også påvirkes av andre dypereleggende kilder, for eksempel forurensede sedimenter som kan gi opphav til forurensede byttedyr og belastning via næringsnett. Torsk vil dermed respondere mye senere på en reduksjon i tilførselene til overflatelaget enn blåskjell.

5. Referanser

Bjerkeng, B. 2005. Statistisk vurdering av overvåking av dioksiner i organismer. Kvantifisering av usikkerhet og vurdering av utsagnskraft – grunnlag for planlegging av overvåkningsprogram. NIVA rapport l.nr. 5123.

Følsvik, N.A.H., 1997. Determination and speciation of organotin compounds in environmental samples by gass chromatography-microwave induced plasma atomic emission spectrometry. Levels and effects of organotin compounds in environmental samples from Norway and the Faroe Islands. Hovedfagsoppgave i kjemi ved Kjemisk institutt, Universitetet i Oslo, 64 s.

Knutzen, J.; Enger, B.; Martinsen, K., 1986a. Basisundersøkelse av Kristiansandsfjorden. Delrapport 4. Miljøgifter i fisk og andre organismer 1982-1984. NIVA rapport l.nr. 1848.

Knutzen, J.; Martinsen, K. (SI), 1986b. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i fisk og andre organismer fra Kristiansandsfjorden 1985. NIVA rapport l.nr. 1940.

Knutzen, J.; Martinsen, K. (SI); Oehme, M. (NILU), 1988. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1986-1987. NIVA rapport l.nr. 2114.

Knutzen, J.; Martinsen, K. (SI); Næs, K.; Oug, E.; Oehme, M., 1991. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1988 og 1990. NIVA rapport l.nr. 2554.

Knutzen, J.; Becher, G. (Folkehelse); Kringstad, A. (SINTEF/SI); Oehme, M. (NILU), 1994. Overvåking av miljøgifter i organismer fra Kristiansand 1992. NIVA rapport l.nr. 2996.

Knutzen, J.; Næs, K.; Berglind, L.; Brevik, E.M.; Følsvik, N.; Biseth, A. (NILU); Schlabach, M. (NILU), 1998b. Overvåking av miljøgifter i sedimenter og organismer fra Kristiansandsfjorden 1996. SFT, Overvåkingsrapport nr. 729/98 TA-nr. 1539/1998. NIVA rapport l.nr. 3833.

Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei & J. Sørensen 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT Veiledning 97:03. SFT. 36 s.

Næs, K., 1992. PAH i sedimentene utenfor Elkem Fiskaa, Kristiansand, 1991. NIVA rapport l.nr. 2753.

Næs, K., Knutzen, J., Håvardstun, J., Kroglund, T., Lie M.C, Knutsen, J.A. (HFF), Wiborg M.L. (SNT) 2000: Miljøgiftundersøkelse i havner på Agder 1997-1998. PAH, PCB, tungmetaller og TBT i sedimenter og organismer. Statlig program for forurensningsovervåking 799/00. TA-nr. 1728/2000. NIVA rapport l.nr. 4232.

Oehme, M., J. Klungsøyr, Aa. Biseth and M. Schlabach, 1994. Quantitative determination of ppq-ppt levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofurans in sediments from the Arctic (Barents Sea) and the North Sea. Anal. Meth. Instr. 1: 153-163.

Oug, E., A. Ruus og J. Håvardstun 2004. Miljøtilstanden i Hanneviksbukta og Vesterhavn, Kristiansandsfjorden, før tildekking av forurensede bunnsedimenter. Bunnfauna og miljøgifter i organismer. NIVA rapport l.nr. 4915.

Rygg, B. 2002. Indicator species index for assessing benthic ecological quality in marine waters of Norway. NIVA rapport l.nr. 4548.

Skei, J., F. Olsgard, A. Ruus, E. Oug og B. Rygg 2002. Risikovurderinger knyttet til forurensede sedimenter med fokus på Kristiansandsfjorden. SFT rapport TA 1864/2002. Internett: www.sft.no/publikasjoner/vann/1864/ta1864.pdf

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 Hlth. Perspect.* 106:775-792.

Økland, T.E., 2005. Kostholdsråd i norske fjorder og havner. Rapport utarbeidet for Mattilsynet, Vitenskapskomiteen for mattrygghet (VKM) og Statens forurensningstilsyn (SFT) av Bergfall & Co as. Aktiv Trykk. 268 s.

Vedlegg A. Bløtbunnsfauna

Vedleggstabell A1. Posisjoner for prøvetaking av bunnfauna i Kristiansandsfjorden 7. november 2006. Kvantitative prøver tatt med 0,1 m² van Veen grabb. Koordinatene refererer til WGS 84.

Stasjon		Dyp	Koordinater	Prøver
St. KV01	Hanneviksbukta	31	58° 08,170 N; 7° 58,562 Ø	4 fauna, 2 korn/TOC
St. KR17	Dybingen	21	58° 07,45 N; 7° 59,745 Ø	2 fauna, 1 korn/TOC
St. KR44	Vesterhavn	40	58° 08,13 N; 7° 59,20 Ø	2 fauna, 1 korn/TOC
St. K17	Fiskåbukta	31	58° 07,507 N; 7° 58,785 Ø	4 fauna, 2 korn/TOC
St. Lyn1	Lyngøy	24	58° 08,301 N; 8° 02,687 Ø	2 fauna, 1 korn/TOC
St. KR42	Vestergapet	26	58° 05,85 N; 7° 59,22 Ø	2 fauna, 1 korn/TOC

Vedleggstabell A2. Fullstendige resultater for prøvene av bunnfauna i Kristiansandsfjorden 7. november 2006. Kvantitative prøver tatt med 0,1 m² van Veen grabb.

		Stasjon Replikat				KV 01		KR 44		KR 17		K 17				LYN 1		KR 42	
		I	II	III	IV	I	II	I	II	I	II	III	IV	I	II	I	II		
ANTHOZOA	Funiculina quadrangularis												1						
	Virgularia mirabilis											1		1					
	Edwardsia cf. danica								1						1	1			
	Edwardsia longicornis								1	3						5		3	
	Edwardsia tuberculata											1			4	5		3	
NEMERTINEA	Nemertinea indet	16	4	13	5	7	9	37	12	2	6	3	6	6	4		27	5	
POLYCHAETA	Polychaeta indet								1										
	Paramphinome jeffreysii	1	5	4	3		1				12		2	9					
	Aphrodita aculeata						1				1								
	Gattyana cirrosa															1			
	Harmothoe sp						1							1	1		1	1	
	Pholoe baltica						1		1	8	3	2	3	1	2			1	
	Eteone cf. longa	4	1	3			1	1	5										
	Paranaitis sp																	1	
	Phylodoce groenlandica	2																	
	Phylodoce mucosa				1							1							
	Ophiodromus flexuosus										1		1						
	Typosyllis sp																1	3	
	Nephtys hombergii														2	2	2	1	
	Nephtys incisa					1		1	2	3	1	1							
	Glycera alba					3	1			1									
	Glycinde nordmanni																	1	
	Goniada maculata						1	3	4	1		1	1	2	1		1		
	Abyssoninoe hibernica							1	1								1		
	Lumbrineris sp																1	1	
	Levinsenia gracilis														1		2	5	
	Paradoneis lyra														1		1	5	
	Laonice bahusiensis																1	3	
	Prionospio cirrifera							1	1	1		2						1	
	Prionospio fallax	6	1			10	17	117	11	4	2	8	6	2	1			1	
	Prionospio multibranchiata							1			4	2	1						
	Pseudopolydora paucibranchiata																	1	
	Magelona alleni														1	2			
	Magelona minuta							21	20	1	1			1	1			7	
	Chaetopterus sarsi														1				
	Chaetozone setosa	72	26	3	6			4	3	2				3	5				
	Cirratulidae indet								1						3				
	Tharyx killariensis	1				15	15	42	17	7	6	4	17						
	Diplocirrus glaucus							1	3						1	4	2	1	
	Fiabelligera affinis																	3	
	Polyphysia crassa						3												
	Scalibregma inflatum	1	2		1	19	20	97	53	1	3	1							
	Ophelina acuminata											1							
	Heteromastus filiformis			6	1	5				6	7	12	8						
	Mediomastus fragilis	25	5	7	5	1	2	12	3	6	5	1	2		1		1	2	
	Notomastus latericeus							1							1		3	5	
	Euclymeninae indet								1						2	3	3	8	
	Praxillella affinis						3												
	Praxillura longissima															1			
	Rhodine gracilior						1										1	1	
	Rhodine sp								1										
	Myriochele danielsseni														1		4	3	
	Myriochele oculata						1				1				2	2			
	Owenia cf. borealis																5	3	
	Owenia sp	1																	
	Pectinaria auricoma	8		42	33	36	17		6	39	34	18	38	3	1		1		
	Pectinaria belgica	5		1		3	2			6	10	3	5						
	Petta pusilla																	1	
	Ampharete lindstroemi								3						3	1		2	
	Ampharete sp					1													
	Amphicteis gunneri														1	1			
	Anobothrus gracilis									2									
	Sabellides octocirrata	1															7	3	
	Sosane sulcata						3	1	1						8	10	47	56	

Vedleggstabell A2 forts.

		Stasjon	KV 01				KR 44		KR 17		K 17				LYN 1		KR 42	
		Replikat	I	II	III	IV	I	II	I	II	I	II	III	IV	I	II	I	II
AMPHIPODA	<i>Ampelisca tenuicornis</i>		2			2	3		4	1	5	5		3	1	6	2	
	<i>Leucothoe imparicornis</i>														1	2		
	<i>Maera othonis</i>																1	1
	<i>Westwoodilla caecula</i>				1		1				1					1		
DECAPODA	<i>Phtisica marina</i>																1	1
	<i>Callianassa</i> sp									1		1						1
	<i>Ebalia cranchi</i>								4									
SIPUNCULIDA	<i>Eurynome aspera</i>																1	1
	<i>Golfingia</i> cf. <i>minuta</i>																	3
PRIAPULIDA	<i>Golfingia</i> sp				7				1	5					2	5	8	1
	<i>Priapulus caudatus</i>		1							1								
PHORONIDA	<i>Phoronis</i> sp								1							2	5	
ASTEROIDEA	<i>Astropecten irregularis</i>						2	1										
	<i>Asterias</i> sp																	1
OPHIUROIDEA	<i>Ophiuroidea</i> indet		1				2	3	1		28	16	24	27	26	2		1
	<i>Amphipholis squamata</i>																	1
	<i>Amphiura chiajei</i>															3		1
	<i>Amphiura filiformis</i>						6	3	7	1	40	89	70	88	209	256	3	4
	<i>Ophiacantha</i> sp																	1
	<i>Ophiura affinis</i>						5									9	4	1
	<i>Ophiura</i> sp										1				1			2
	<i>Echinocyamus pusillus</i>																	
ECHINOIDEA	<i>Brissopsis lyrifera</i>														1	1	2	1
	<i>Echinocardium cordatum</i>														1			
	<i>Echinocardium flavescens</i>							1										
	<i>Echinocardium</i> sp						1											
HOLOTHUROIDEA	<i>Psolus</i> sp						1											
	<i>Labidoplax buski</i>														5	9	1	2
ASCIDIACEA	<i>Ascidacea</i> indet					9			1								21	12
HEMICHORDATA	<i>Hemichordata</i> indet								1						2		2	

Vedlegg B. Prøvetaking av bunndyr til miljøgiftanalyser

Vedleggstabell B1. Posisjoner for prøvetaking av bunndyr til miljøgiftanalyser i Kristiansandsfjorden 8-9. november 2006. Koordinatene refererer til WGS 84.

Lokalitet	Redskap	Koord start	Koord stopp
Hanneviksbukta	Agassiz-trål (1)	58° 08,134 N; 7° 58,577 Ø	58° 08,137 N; 7° 58,278 Ø
	Agassiz-trål (2)	58° 08,133 N; 7° 58,536 Ø	58° 08,139 N; 7° 58,320 Ø
	Sneli-slede (1)	58° 08,135 N; 7° 58,524 Ø	58° 08,137 N; 7° 58,311 Ø
	Sneli-slede (2)	58° 08,140 N; 7° 58,535 Ø	58° 08,138 N; 7° 58,305 Ø
Fiskåbukta	Agassiz-trål	58° 07,593 N; 7° 58,702 Ø	58° 07,393 N; 7° 58,632 Ø
	Sneli-slede	58° 07,541 N; 7° 58,820 Ø	58° 07,412 N; 7° 58,659 Ø
Vesterhavn	Agassiz-trål (1)	58° 08,038 N; 7° 59,191 Ø	58° 08,211 N; 7° 59,189 Ø
	Agassiz-trål (2)	58° 07,836 N; 7° 59,200 Ø	58° 08,131 N; 7° 59,225 Ø
	Sneli-slede	58° 07,996 N; 7° 59,198 Ø	58° 08,130 N; 7° 59,197 Ø

Vedleggstabell B2. Prøvetaking av bunnorganismer til miljøgiftanalyser 8-9. november 2006 i Hanneviksbukta, Fiskåbukta og Vesterhavn.

Lokalitet	Dyp m	Redskap /ant	Bunnmateriale	Kommentar
Hanneviks- bukta	32 - 20	Agassiz-trål (2)	Kvist og grener, noen tareblader, rorbiter og noen flasker. Tareblader i første trekk. Lite sediment.	Tett med sekkedyr på grener og flasker. Forholdsvis mange sjøstjerner – mest korstroll <i>Asterias rubens</i>
		Sneli-slede (3)	Trekk 1 med grått sandig sediment; trekk 2 med sand og stein, en del rødt slam, rødbrunt spylevann; trekk 3 med sand, noen røde flekker og leirklumper; volum 5-10 liter.	Generelt lite dyr. Små arter. Forholdsvis mange små <i>Pectinaria</i> i rør.
Fiskåbukta	32 – 27	Agassiz-trål (1)	Litt trebiter og treflis, litt søppel. Lite sediment.	En del sekkedyr på faste objekter. Forholdsvis mange sjøstjerner.
		Sneli-slede (2)	Mørkt grått til sort slam, volum ca. 10 liter. Litt treflis.	Noen sekkedyr, ett par sjøstjerner. Mange små <i>Pectinaria</i> i rør. Noen mudderrør av børstemark.
Vesterhavn sentralt	43 – 30	Agassiz-trål (2)	En god del slagg, noe treflis og litt søppel. Svært lite sediment. Noen døde skall av hjertemusling.	Forholdsvis mange sjøstjerner, noen sjømus, sjøfjær, kutlinger. Sekkedyr på slagg.
		Sneli-slede (1)	Mørkt grått finkornet slam med brunt topplag, volum ca. 25 liter. Treflis og litt slagg.	Noen sekkedyr, mange små <i>Pectinaria</i> i rør. Noen litt større børstemark. Lite bløtdyr

Vedleggstabell B3. Organismer innsamlet i Agassiz-trål og Sneli-slede ved prøvetaking i Kristiansandsfjorden 8-9. november 2006.

Lokalitet	Organismer	Kommentar
Hanneviks- bukta	<i>Asterias rubens</i> <i>Asterias muelleri</i> <i>Marthasterias glacialis</i> <i>Astropecten irregularis</i> <i>Ophiura</i> (trolig <i>O. albida</i>) <i>Harmothoe cf imbricata</i> <i>Lepidonotus squamosus</i> <i>Sabella</i> , <i>Nereimyra</i> , <i>Phyllodoce</i> , <i>Coryphella</i> (?), <i>Natica</i> , <i>Nassarius</i> <i>Abra</i> , <i>Corbula</i> dessuten ubestemte småfisk (kutlinger), svømmekrabber, noen slangestjerner, sekkedyr.	Tett med sekkedyr på faste objekter som kvister, rørbiter, treflis og flasker. Ingen større børstemark og muslinger.
Fiskåbukta	<i>Asterias rubens</i> <i>Asterias muelleri</i> <i>Marthasterias glacialis</i> <i>Astropecten irregularis</i> <i>Luidia sarsi</i> <i>Echinocardium cordatum</i> <i>Amphiura filiformis</i> <i>Pennatula phosphorea</i> <i>Pectinaria</i> , <i>Aphrodita</i> , <i>Nereimyra</i> , <i>Nephtys</i> <i>Hiatella</i> , <i>Corbula</i> , <i>Natica</i> Taskekrabbe Lysing Tungeflyndre dessuten ubestemte småfisk (kutlinger), svømmekrabber, eremittkreps, sekkedyr.	Sekkedyr på faste objekter som treflis og flasker. Ingen større børstemark og muslinger. Svært mange små <i>Pectinaria</i> i rør, ingen større børstemark og bløtdyr.
Vesterhavn sentralt	<i>Asterias rubens</i> <i>Marthasterias glacialis</i> <i>Luidia sarsi</i> <i>Echinocardium</i> <i>Pennatula phosphorea</i> <i>Pectinaria</i> , <i>Nereimyra</i> , <i>Nephtys</i> , <i>Polyphysia</i> , <i>Nereis</i> <i>Chlamys</i> sp. (lite individ) <i>Acanthocardia echinata</i> Pelikanfotsnegl nakensnegl (<i>Coryphella</i> ?) Gapeflyndre dessuten ubestemte småfisk (kutlinger), svømmekrabber, eremittkreps, sekkedyr.	Mye <i>Asterias</i> og <i>Luidia</i> . Sekkedyr på faste objekter som slagg og treflis. Få større organismer av børstemark og bløtdyr.

Vedlegg C. Resultater fra analyse av miljøgifter i bunndyr

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

Gaustadalléen 21
 0349 Oslo
 Tel: 22 18 51 00
 Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT

**Deres referanse:****Vår referanse:****Dato**

Rekv.nr. 2007-352
 O.nr. O 26384 05

06.12.2007

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av saksbehandler, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Hanneviksbukta sjøstjerne	2006.11.09	2007.02.20	1900.09.09-2007.03.23
2	Hanneviksbukta bløtdyr	2006.11.09	2007.02.20	1900.09.09-2007.03.23
3	Hanneviksbukta bløtdyr	2006.11.09	2007.02.20	2007.03.22-2007.03.23
4	Hanneviksbukta børstemark	2006.11.09	2007.02.20	1900.09.09-2007.03.24
5	Fiskåbukta sjøstjerne	2006.11.09	2007.02.20	2007.03.01-2007.03.23
6	Fiskåbukta bløtdyr	2006.11.09	2007.02.20	2007.03.22-2007.03.23
7	Fiskåbukta børstemark	2006.11.09	2007.02.20	2007.03.22-2007.03.23

For forklaring av prøve nr. se forrige side.

Prøvenr	Analysevariabel	Enhet	1	2	3	4	5	6	7
	Tørrstoff	%	12			m			
B 3									
	Fett	% pr.v.v.	1,2	0,65		0,78			
H 3-4									
	Arsen	µg/g	9,39	10,00	34,1	204	7,73	6,58	20,00
E 8-3									
	Kadmium	µg/g	0,108	1,68	0,733	0,265	0,235	0,0896	0,0637
E 8-3									
	Kobolt	µg/g	0,385	1,47	1,68	5,27	0,195	1,06	4,25
E 8-3									
	Krom	µg/g	0,66	5,85	3,43	36,1	1,5	3,98	79,7
E 8-3									
	Kobber	µg/g	8,44	11,5	341	54,7	6,40	38,1	54,7
E 8-3									
	Nikkel	µg/g	1,26	11,4	7,89	50,9	≤1,21	5,48	97,4
E 8-3									
	Bly	µg/g	0,475	0,348	1,82	9,59	0,844	2,22	17,4
E 8-3									
	Vanadium	µg/g	0,259	0,228	0,476	3,79	0,192	1,48	8,87
E 8-3									
	Sink	µg/g	49,4	149	135	47,8	51,9	22,8	39,5
E 8-3									
	PCB-28	µg/kg v.v.	0,07	0,56		0,26			
H 3-4									
	PCB-52	µg/kg v.v.	<0,05	<0,20		i			
H 3-4									
	PCB-101	µg/kg v.v.	0,65	≤0,64		i			
H 3-4									
	PCB-118	µg/kg v.v.	0,68	0,28		0,43			
H 3-4									
	PCB-105	µg/kg v.v.	0,20	<0,20		≤0,31			
H 3-4									
	PCB-153	µg/kg v.v.	1,7	0,53		1,6			
H 3-4									
	PCB-138	µg/kg v.v.	1,3	0,44		1,1			
H 3-4									
	PCB-156	µg/kg v.v.	<0,05	<0,20		<0,20			
H 3-4									
	PCB-180	µg/kg v.v.	0,08	<0,20		0,34			
H 3-4									
	PCB-209	µg/kg v.v.	<0,05	<0,20		<0,20			
H 3-4									
	Sum PCB	µg/kg v.v.	4,68	≤2,45		≤4,04			
Beregnet*									
	Seven Dutch	µg/kg v.v.	4,48	≤2,45		3,73			
Beregnet*									
	Pentaklorbenzen	µg/kg v.v.	≤1,3	≤0,43		≤2,9			
H 3-4									
	Alfa-HCH	µg/kg v.v.	0,28	0,59		7,5			
H 3-4									
	Hexaklorbenzen	µg/kg v.v.	1,8	3,8		39			
H 3-4									
	Gamma-HCH	µg/kg v.v.	<0,05	0,31		1,3			
H 3-4									
	Oktaklorstyren	µg/kg v.v.	<0,05	0,67		1,9			
H 3-4									
	4,4-DDE	µg/kg v.v.	0,16	<0,20		<0,20			
H 3-4									
	4,4-DDD	µg/kg v.v.	<0,1	<0,40		<0,40			
H 3-4									

m : Analyseresultat mangler.

s : Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

* : Metoden er ikke akkreditert.

Kommentarer

- 1 s= Forbindelsen er delvis dekket av en interferens i kromatogrammet av prøven. Det er derfor knyttet noe større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.
m= Tørrstoffbestemmelse mangler på noen av prøvene pga for lite materiale.
Metallresultatene er oppgitt på våtvekt.

- 5 PAH= Det er noe høyere rapporteringsgrense enn normalt for enkelte forbindelser pga høy blindverdi.
sNi= 30 % usikkerhet pga mye Ca

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-352

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Hanneviksbukta sjøstjerne	2006.11.09	2007.02.20	1900.09.09-2007.03.23
2	Hanneviksbukta bløtdyr	2006.11.09	2007.02.20	1900.09.09-2007.03.23
3	Hanneviksbukta bløtdyr	2006.11.09	2007.02.20	2007.03.22-2007.03.23
4	Hanneviksbukta børstemark	2006.11.09	2007.02.20	1900.09.09-2007.03.24
5	Fiskåbukta sjøstjerne	2006.11.09	2007.02.20	2007.03.01-2007.03.23
6	Fiskåbukta bløtdyr	2006.11.09	2007.02.20	2007.03.22-2007.03.23
7	Fiskåbukta børstemark	2006.11.09	2007.02.20	2007.03.22-2007.03.23

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4	5	6	7
			Naftalen	µg/kg v.v. H 2-4					<5
Acenaftylen	µg/kg v.v. H 2-4					<0,5			
Acenaften	µg/kg v.v. H 2-4					<2			
Fluoren	µg/kg v.v. H 2-4					1,3			
Dibenzotiofen	µg/kg v.v. H 2-4					0,52			
Fenantren	µg/kg v.v. H 2-4					5,6			
Antracen	µg/kg v.v. H 2-4					2,5			
Fluoranten	µg/kg v.v. H 2-4					6,6			
Pyren	µg/kg v.v. H 2-4					7,9			
Benz(a)antracen	µg/kg v.v. H 2-4					3,9			
Benzo(k) fluoranten	µg/kg v.v. H 2-4					2,2			
Benzo(e)pyren	µg/kg v.v. H 2-4					3,7			
Benzo(a)pyren	µg/kg v.v. H 2-4					3,6			
Perylen	µg/kg v.v. H 2-4					1,0			
Indeno(1,2,3cd)pyren	µg/kg v.v. H 2-4					1,8			
Dibenz(ac+ah)antrac.	µg/kg v.v. H 2-4					<0,5			
Benzo(ghi)perylene	µg/kg v.v. H 2-4					2,7			
Sum PAH	µg/kg v.v. Beregnet*					51,42			
Sum PAH16	µg/kg v.v. Beregnet*					46,2			
Sum KPAH	µg/kg v.v. Beregnet*					15,8			
Sum NPD	µg/kg v.v. Beregnet*					6,12			
Benzo(b+j)fluoranten	µg/kg v.v. H 2-4					4,3			
Chrysen	µg/kg v.v. H 2-4					3,8			

* : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-352
(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
8	Vesterhav sentralt sjøstjerne	2006.11.09	2007.02.20	1900.09.09-2007.03.23
9	Vesterhav sentralt bløtdyr	2006.11.09	2007.02.20	1900.09.09-2007.03.23
10	Vesterhav sentr. blørstemark	2006.11.09	2007.02.20	1900.09.09-2007.03.23

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	8	9	10
Tørrstoff	%	B 3	22	m	m
Fett	% pr. v.v.	H 3-4	1,3	0,30	0,71
Arsen	µg/g	E 8-3	10,4	14,9	206
Kadmium	µg/g	E 8-3	0,117	0,138	0,0783
Kobolt	µg/g	E 8-3	0,142	0,584	3,76
Krom	µg/g	E 8-3	3,0	19,4	45,4
Kobber	µg/g	E 8-3	5,53	347	81,6
Nikkel	µg/g	E 8-3	s1,29	18,7	55,9
Bly	µg/g	E 8-3	1,41	3,06	35,4
Vanadium	µg/g	E 8-3	0,172	0,752	6,38
Sink	µg/g	E 8-3	61,5	31,2	30,5
PCB-28	µg/kg v.v.	H 3-4	0,11	<0,20	0,89
PCB-52	µg/kg v.v.	H 3-4	s0,13	<0,20	s0,88
PCB-101	µg/kg v.v.	H 3-4	1,1	0,73	1,3
PCB-118	µg/kg v.v.	H 3-4	0,81	0,30	1,3
PCB-105	µg/kg v.v.	H 3-4	0,49	<0,20	i
PCB-153	µg/kg v.v.	H 3-4	2,6	1,4	2,7
PCB-138	µg/kg v.v.	H 3-4	2,2	0,96	1,7
PCB-156	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05	<0,20	<0,20
PCB-180	µg/kg v.v.	H 3-4	0,06	0,34	0,73
PCB-209	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05	<0,20	0,63
Sum PCB	µg/kg v.v.	Beregnet*	s7,5	3,73	s10,13
Seven Dutch	µg/kg v.v.	Beregnet*	s7,01	3,73	s9,5
Pentaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	s0,26	s1,1	s1,2
Alfa-HCH	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05	<0,20	0,48
Hexaklorbenzen	µg/kg v.v.	H 3-4	0,17	4,7	6,0
Gamma-HCH	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05	<0,20	0,28
Oktaklorstyren	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,05	0,27	2,2
4,4-DDE	µg/kg v.v.	H 3-4	0,26	<0,20	0,82
4,4-DDD	µg/kg v.v.	H 3-4	<0,1	<0,40	0,64

m : Analyseresultat mangler.

s : Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

i : Forbindelsen er dekket av en interferens i kromatogrammet.

* : Metoden er ikke akkreditert.

Kommentarer

8 sNi= 30 % usikkerhet pga mye Ca

SUM PCB er summen av polyklorerte bifenyler som inngår i denne rapporten.

Seven dutch er summen av polyklorerte bifenyler 28,52,101,118,138,153 og 180.

SUM PAH16 omfatter flg forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, benzo(ghi)perylene.

SUM NPD er summen av naftalen, fenantren, dibenzotiofen, C₁-C₃-naftalener, C₁-C₃-fenantrener og C₁-C₃-dibenzotiofener.

SUM KPAH er summen av benz(a)antracen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren og dibenz(a,c+a,h)antracen⁵. Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlige + trolige carcinogene).

SUM PAH er summen av alle PAH-forbindelser som inngår i denne rapporten.

Norsk institutt for vannforskning

⁵ Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

Vedlegg D. Resultater fra analyse av dioksiner og non-orto PCB i sedimenter

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4491

NILU sample number: 07/496

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: K18-1, 404-6-10

: 8/11/06

Sample type: Sediment

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB227_16-03-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	1,52	56	1,52	1,52	1,52
12378-PeCDD	5,98 i	66	2,99	2,99	5,98
123478-HxCDD	5,51	65	0,55	0,55	0,55
123678-HxCDD	10,1	63	1,01	1,01	1,01
123789-HxCDD	9,25		0,92	0,92	0,92
1234678-HpCDD	73,9	60	0,74	0,74	0,74
OCDD	244	61	0,24	0,24	0,02
SUM PCDD			7,97	7,97	10,7
Furanes					
2378-TCDF	122	62	12,2	12,2	12,2
12378/12348-PeCDF	161	*	1,61	8,06	8,06
23478-PeCDF	79,4	62	39,7	39,7	39,7
123478/123479-HxCDF	284	62	28,4	28,4	28,4
123678-HxCDF	173	57	17,3	17,3	17,3
123789-HxCDF	30,5	*	3,05	3,05	3,05
234678-HxCDF	95,7	54	9,57	9,57	9,57
1234678-HpCDF	1 059	57	10,6	10,6	10,6
1234789-HpCDF	257	*	2,57	2,57	2,57
OCDF	1 545	116	1,55	1,55	0,15
SUM PCDF			127	133	132
SUM PCDD/PCDF			135	141	142
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	241	38			0,02
344'5'-TeCB (PCB-81)	27,3				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	66,7	65			6,67
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	26,2	68			0,26
SUM TE-PCB					6,96

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-4491

NILU sample number: 07/497

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: K18-2, 404-7-10

: 8/11/06

Sample type: Sediment

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB227_16-03-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	3,00	64	3,00	3,00	3,00
12378-PeCDD	8,43 i	65	4,22	4,22	8,43
123478-HxCDD	7,46	63	0,75	0,75	0,75
123678-HxCDD	13,6	64	1,36	1,36	1,36
123789-HxCDD	12,2		1,22	1,22	1,22
1234678-HpCDD	98,0	68	0,98	0,98	0,98
OCDD	321	70	0,32	0,32	0,03
SUM PCDD			11,8	11,8	15,8
Furanes					
2378-TCDF	200	64	20,0	20,0	20,0
12378/12348-PeCDF	203	*	2,03	10,2	10,2
23478-PeCDF	112	62	55,9	55,9	55,9
123478/123479-HxCDF	426	64	42,6	42,6	42,6
123678-HxCDF	246	59	24,6	24,6	24,6
123789-HxCDF	44,0	*	4,40	4,40	4,40
234678-HxCDF	134	57	13,4	13,4	13,4
1234678-HpCDF	1 544	62	15,4	15,4	15,4
1234789-HpCDF	391	*	3,91	3,91	3,91
OCDF	2 151	g	2,15	2,15	0,22
SUM PCDF			184	193	191
SUM PCDD/PCDF			196	204	206
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	613	g			0,06
344'5'-TeCB (PCB-81)	27,2				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	93,6	g			9,36
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	36,1	50			0,36
SUM TE-PCB					9,78

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-4491

NILU sample number: 07/498B

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: K18-3, 404-8-10

: 8/11-06

Sample type: Sediment

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB240-03-04-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	2,69	49	2,69	2,69	2,69
12378-PeCDD	10,6 i	54	5,31	5,31	10,6
123478-HxCDD	8,07	53	0,81	0,81	0,81
123678-HxCDD	14,8	52	1,48	1,48	1,48
123789-HxCDD	36,0		3,60	3,60	3,60
1234678-HpCDD	108	53	1,08	1,08	1,08
OCDD	322	60	0,32	0,32	0,03
SUM PCDD			15,3	15,3	20,3
Furanes					
2378-TCDF	178	50	17,8	17,8	17,8
12378/12348-PeCDF	173	*	1,73	8,63	8,63
23478-PeCDF	112	55	56,2	56,2	56,2
123478/123479-HxCDF	418	53	41,8	41,8	41,8
123678-HxCDF	236	49	23,6	23,6	23,6
123789-HxCDF	41,0	*	4,10	4,10	4,10
234678-HxCDF	139	48	13,9	13,9	13,9
1234678-HpCDF	1 518	52	15,2	15,2	15,2
1234789-HpCDF	383	*	3,83	3,83	3,83
OCDF	2 089	g	2,09	2,09	0,21
SUM PCDF			180	187	185
SUM PCDD/PCDF			196	202	206
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	464	g			0,05
344'5'-TeCB (PCB-81)	30,0				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	119	41			11,9
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	38,8	52			0,39
SUM TE-PCB					12,4

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-4491

NILU sample number: 07/499

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: K18-4, 404-9-10

: 8/11/06

Sample type: Sediment

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB227_16-03-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	2,54	69	2,54	2,54	2,54
12378-PeCDD	8,58 i	70	4,29	4,29	8,58
123478-HxCDD	7,42	71	0,74	0,74	0,74
123678-HxCDD	14,1	67	1,41	1,41	1,41
123789-HxCDD	14,7		1,47	1,47	1,47
1234678-HpCDD	104	74	1,04	1,04	1,04
OCDD	323	78	0,32	0,32	0,03
SUM PCDD			11,8	11,8	15,8
Furanes					
2378-TCDF	229	68	22,9	22,9	22,9
12378/12348-PeCDF	222	*	2,22	11,1	11,1
23478-PeCDF	113	69	56,5	56,5	56,5
123478/123479-HxCDF	404	66	40,4	40,4	40,4
123678-HxCDF	235	66	23,5	23,5	23,5
123789-HxCDF	42,3	*	4,23	4,23	4,23
234678-HxCDF	131	62	13,1	13,1	13,1
1234678-HpCDF	1 433	66	14,3	14,3	14,3
1234789-HpCDF	351	*	3,51	3,51	3,51
OCDF	2 002	g	2,00	2,00	0,20
SUM PCDF			183	192	190
SUM PCDD/PCDF			195	204	206
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	652	g			0,07
344'5'-TeCB (PCB-81)	33,0				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	97,5	g			9,75
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	36,9	43			0,37
SUM TE-PCB					10,2

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

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

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

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

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

* : Samplingstandard NS-EN 1948

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4491

NILU sample number: 07/500

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: K18-5, 404-10-10

: 8/11/06

Sample type: Sediment

Sample amount: 10,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB227-16-03-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	2,43	61	2,43	2,43	2,43
12378-PeCDD	7,71 i	61	3,86	3,86	7,71
123478-HxCDD	7,30	60	0,73	0,73	0,73
123678-HxCDD	12,6	62	1,26	1,26	1,26
123789-HxCDD	12,0		1,20	1,20	1,20
1234678-HpCDD	97,9	58	0,98	0,98	0,98
OCDD	285	62	0,28	0,28	0,03
SUM PCDD			10,7	10,7	14,3
Furanes					
2378-TCDF	149	58	14,9	14,9	14,9
12378/12348-PeCDF	193	*	1,93	9,64	9,64
23478-PeCDF	98,2	59	49,1	49,1	49,1
123478/123479-HxCDF	349	60	34,9	34,9	34,9
123678-HxCDF	202	55	20,2	20,2	20,2
123789-HxCDF	36,6	*	3,66	3,66	3,66
234678-HxCDF	114	51	11,4	11,4	11,4
1234678-HpCDF	1 210	57	12,1	12,1	12,1
1234789-HpCDF	301	*	3,01	3,01	3,01
OCDF	1 675	113	1,67	1,67	0,17
SUM PCDF			153	161	159
SUM PCDD/PCDF			164	171	173
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	406	37			0,04
344'5'-TeCB (PCB-81)	28,0				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	82,7	55			8,27
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	31,8	62			0,32
SUM TE-PCB					8,64

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-4846

NILU sample number: 07/1486

Customer: NIVA v/ K. Næs

Customers sample ID: Kristiansandsfjorden

: 2084-1, 0-1 cm, K18

Sample type: Sediment

Sample amount: 1,02 g

Total sample amount: 2 g

Concentration units: pg/g

Data files: DI052

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	6,43	62	6,43	6,43	6,43
12378-PeCDD	25,6	62	12,8	12,8	25,6
123478-HxCDD	17,3	60	1,73	1,73	1,73
123678-HxCDD	30,6	59	3,06	3,06	3,06
123789-HxCDD	25,9		2,59	2,59	2,59
1234678-HpCDD	219	63	2,19	2,19	2,19
OCDD	679	60	0,68	0,68	0,07
SUM PCDD			29,5	29,5	41,7
Furanes					
2378-TCDF	413	69	41,3	41,3	41,3
12378/12348-PeCDF	377	*	3,77	18,9	18,9
23478-PeCDF	290	69	145	145	145
123478/123479-HxCDF	703	73	70,3	70,3	70,3
123678-HxCDF	565	69	56,5	56,5	56,5
123789-HxCDF	218	*	21,8	21,8	21,8
234678-HxCDF	167	66	16,7	16,7	16,7
1234678-HpCDF	3 541	70	35,4	35,4	35,4
1234789-HpCDF	728	*	7,28	7,28	7,28
OCDF	4 443	68	4,44	4,44	0,44
SUM PCDF			402	417	413
SUM PCDD/PCDF			432	447	455
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	381	63			0,04
344'5'-TeCB (PCB-81)	80,2				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	192	67			19,2
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	84,3	70			0,84
SUM TE-PCB					20,1

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-4846

NILU sample number: 07/1487

Customer: NIVA v/ K. Næs

Customers sample ID: Kristiansandsfjorden

: 2084-2, 1-2 cm, K18

Sample type: Sediment

Sample amount: 1,00 g

Total sample amount: 2,04 g

Concentration units: pg/g

Data files: DI052

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	6,75	46	6,75	6,75	6,75
12378-PeCDD	28,1	47	14,1	14,1	28,1
123478-HxCDD	18,9	46	1,89	1,89	1,89
123678-HxCDD	32,5	47	3,25	3,25	3,25
123789-HxCDD	26,7		2,67	2,67	2,67
1234678-HpCDD	230	51	2,30	2,30	2,30
OCDD	792	50	0,79	0,79	0,08
SUM PCDD			31,7	31,7	45,1
Furanes					
2378-TCDF	456	51	45,6	45,6	45,6
12378/12348-PeCDF	375	*	3,75	18,7	18,7
23478-PeCDF	300	52	150	150	150
123478/123479-HxCDF	764	52	76,4	76,4	76,4
123678-HxCDF	579	53	57,9	57,9	57,9
123789-HxCDF	230	*	23,0	23,0	23,0
234678-HxCDF	153	51	15,3	15,3	15,3
1234678-HpCDF	3 851	53	38,5	38,5	38,5
1234789-HpCDF	785	*	7,85	7,85	7,85
OCDF	4 878	55	4,88	4,88	0,49
SUM PCDF			423	438	434
SUM PCDD/PCDF			455	470	479
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	445	48			0,04
344'5'-TeCB (PCB-81)	106				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	199	50			19,9
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	86,2	51			0,86
SUM TE-PCB					20,8

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

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

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

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

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

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

b : Lower than 10 times method blank

g : Recovery is not according to NILUs quality criteria

* : Samplingstandard NS-EN 1948

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4846

NILU sample number: 07/1488

Customer: NIVA v/ K. Næs

Customers sample ID: Kristiansandsfjorden

: 2084-3, 2-3 cm, K18

Sample type: Sediment

Sample amount: 1,00 g

Total sample amount: 2 g

Concentration units: pg/g

Data files: DI052

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	7,73	g	7,73	7,73	7,73
12378-PeCDD	32,1	g	16,0	16,0	32,1
123478-HxCDD	19,6	g	1,96	1,96	1,96
123678-HxCDD	37,9	g	3,79	3,79	3,79
123789-HxCDD	32,6		3,26	3,26	3,26
1234678-HpCDD	263	40	2,63	2,63	2,63
OCDD	801	g	0,80	0,80	0,08
SUM PCDD			36,2	36,2	51,5
Furanes					
2378-TCDF	466	g	46,6	46,6	46,6
12378/12348-PeCDF	388	*	3,88	19,4	19,4
23478-PeCDF	311	g	155	155	155
123478/123479-HxCDF	786	g	78,6	78,6	78,6
123678-HxCDF	581	g	58,1	58,1	58,1
123789-HxCDF	248	*	24,8	24,8	24,8
234678-HxCDF	197	g	19,7	19,7	19,7
1234678-HpCDF	3 790	40	37,9	37,9	37,9
1234789-HpCDF	804	*	8,04	8,04	8,04
OCDF	4 753	41	4,75	4,75	0,48
SUM PCDF			438	453	449
SUM PCDD/PCDF			474	489	500
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	451	39			0,05
344'5'-TeCB (PCB-81)	86,1				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	219	g			21,9
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	90,7	41			0,91
SUM TE-PCB					22,8

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

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

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

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

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

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

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

*: Samplingstandard NS-EN 1948

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4846

NILU sample number: 07/1489

Customer: NIVA v/ K. Næs

Customers sample ID: Kristiansandsfjorden

: 2084-4, 3-4 cm, K18

Sample type: Sediment

Sample amount: 1,00

Total sample amount: 2 g

Concentration units: pg/g

Data files: DI052

Compound	Concentration	Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	9,46	54	9,46	9,46	9,46
12378-PeCDD	40,0	62	20,0	20,0	40,0
123478-HxCDD	24,0	72	2,40	2,40	2,40
123678-HxCDD	46,2	74	4,62	4,62	4,62
123789-HxCDD	32,7		3,27	3,27	3,27
1234678-HpCDD	317	63	3,17	3,17	3,17
OCDD	935	57	0,94	0,94	0,09
SUM PCDD			43,9	43,9	63,0
Furanes					
2378-TCDF	680	61	68,0	68,0	68,0
12378/12348-PeCDF	593	*	5,93	29,7	29,7
23478-PeCDF	449	62	224	224	224
123478/123479-HxCDF	1 064	76	106	106	106
123678-HxCDF	816	74	81,6	81,6	81,6
123789-HxCDF	324	*	32,4	32,4	32,4
234678-HxCDF	229	67	22,9	22,9	22,9
1234678-HpCDF	5 135	63	51,3	51,3	51,3
1234789-HpCDF	1 037	*	10,4	10,4	10,4
OCDF	6 537	59	6,54	6,54	0,65
SUM PCDF			610	633	628
SUM PCDD/PCDF			654	677	691
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	562	60			0,06
344'5'-TeCB (PCB-81)	140				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	298	62			29,8
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	138	65			1,38
SUM TE-PCB					31,2

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

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

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

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

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

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

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

*: Samplingstandard NS-EN 1948

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4846

NILU sample number: 07/1490

Customer: NIVA v/ K. Næs

Customers sample ID: Kristiansandsfjorden

: 2084-5, 4-5 cm, K18

Sample type: Sediment

Sample amount: 1,00 g

Total sample amount: 2 g

Concentration units: pg/g

Data files: DI052B

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	11,9	60	11,9	11,9	11,9
12378-PeCDD	42,7	73	21,3	21,3	42,7
123478-HxCDD	27,4	80	2,74	2,74	2,74
123678-HxCDD	50,3	82	5,03	5,03	5,03
123789-HxCDD	35,6		3,56	3,56	3,56
1234678-HpCDD	312	62	3,12	3,12	3,12
OCDD	2 140	44	2,14	2,14	0,21
SUM PCDD			49,8	49,8	69,2
Furanes					
2378-TCDF	633	67	63,3	63,3	63,3
12378/12348-PeCDF	604	*	6,04	30,2	30,2
23478-PeCDF	452	67	226	226	226
123478/123479-HxCDF	1 097	74	110	110	110
123678-HxCDF	858	72	85,8	85,8	85,8
123789-HxCDF	309	*	30,9	30,9	30,9
234678-HxCDF	264	68	26,4	26,4	26,4
1234678-HpCDF	5 461	62	54,6	54,6	54,6
1234789-HpCDF	862	*	8,62	8,62	8,62
OCDF	7 411	46	7,41	7,41	0,74
SUM PCDF			619	643	636
SUM PCDD/PCDF			669	693	706
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	573	64			0,06
344'5'-TeCB (PCB-81)	144				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	367	63			36,7
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	162	70			1,62
SUM TE-PCB					38,4

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-4846

NILU sample number: 07/1491

Customer: NIVA v/ K. Næs

Customers sample ID: Kristiansandsfjorden

: 2084-6, 5-6 cm, K18

Sample type: Sediment

Sample amount: 1,00 g

Total sample amount: 2 g

Concentration units: pg/g

Data files: DI052B

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	15,2	54	15,2	15,2	15,2
12378-PeCDD	55,7	52	27,8	27,8	55,7
123478-HxCDD	30,8	57	3,08	3,08	3,08
123678-HxCDD	57,3	56	5,73	5,73	5,73
123789-HxCDD	39,7		3,97	3,97	3,97
1234678-HpCDD	298	40	2,98	2,98	2,98
OCDD	1 066	g	1,07	1,07	0,11
SUM PCDD			59,9	59,9	86,8
Furanes					
2378-TCDF	788	57	78,8	78,8	78,8
12378/12348-PeCDF	729	*	7,29	36,5	36,5
23478-PeCDF	539	49	270	270	270
123478/123479-HxCDF	1 304	54	130	130	130
123678-HxCDF	1 080	51	108	108	108
123789-HxCDF	345	*	34,5	34,5	34,5
234678-HxCDF	270	51	27,0	27,0	27,0
1234678-HpCDF	7 007	41	70,1	70,1	70,1
1234789-HpCDF	1 112	*	11,1	11,1	11,1
OCDF	9 326	g	9,33	9,33	0,93
SUM PCDF			746	775	767
SUM PCDD/PCDF			806	835	854
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	639	52			0,06
344'5'-TeCB (PCB-81)	192				0,02
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	400	53			40,0
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	175	53			1,75
SUM TE-PCB					41,8

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

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

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

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

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

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

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

*: Samplingstandard NS-EN 1948

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4846

NILU sample number: 07/1492

Customer: NIVA v/ K. Næs

Customers sample ID: Kristiansandsfjorden

: 2084-7, 6-7 cm, K18

Sample type: Sediment

Sample amount: 1,00 g

Total sample amount: 2 g

Concentration units: pg/g

Data files: DI052B

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	14,5	69	14,5	14,5	14,5
12378-PeCDD	51,0	79	25,5	25,5	51,0
123478-HxCDD	30,3	85	3,03	3,03	3,03
123678-HxCDD	56,6	87	5,66	5,66	5,66
123789-HxCDD	39,2		3,92	3,92	3,92
1234678-HpCDD	310	58	3,10	3,10	3,10
OCDD	999	43	1,00	1,00	0,10
SUM PCDD			56,7	56,7	81,3
Furanes					
2378-TCDF	763	70	76,3	76,3	76,3
12378/12348-PeCDF	754	*	7,54	37,7	37,7
23478-PeCDF	550	69	275	275	275
123478/123479-HxCDF	1 323	79	132	132	132
123678-HxCDF	1 084	76	108	108	108
123789-HxCDF	370	*	37,0	37,0	37,0
234678-HxCDF	356	71	35,6	35,6	35,6
1234678-HpCDF	7 007	64	70,1	70,1	70,1
1234789-HpCDF	1 127	*	11,3	11,3	11,3
OCDF	9 271	45	9,27	9,27	0,93
SUM PCDF			763	793	784
SUM PCDD/PCDF			819	849	866
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	651	68			0,07
344'5'-TeCB (PCB-81)	178				0,02
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	411	71			41,1
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	193	79			1,93
SUM TE-PCB					43,1

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-4846

NILU sample number: 07/1493

Customer: NIVA v/ K. Næs

Customers sample ID: Kristiansandsfjorden

: 2084-8, 7-8 cm, K18

Sample type: Sediment

Sample amount: 1,00 g

Total sample amount: 2 g

Concentration units: pg/g

Data files: DI052B

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	12,4	61	12,4	12,4	12,4
12378-PeCDD	51,1	72	25,5	25,5	51,1
123478-HxCDD	33,8	75	3,38	3,38	3,38
123678-HxCDD	49,9	81	4,99	4,99	4,99
123789-HxCDD	34,6		3,46	3,46	3,46
1234678-HpCDD	283	49	2,83	2,83	2,83
OCDD	823	g	0,82	0,82	0,08
SUM PCDD			53,4	53,4	78,2
Furanes					
2378-TCDF	601	64	60,1	60,1	60,1
12378/12348-PeCDF	573	*	5,73	28,6	28,6
23478-PeCDF	447	64	223	223	223
123478/123479-HxCDF	1 055	69	105	105	105
123678-HxCDF	868	69	86,8	86,8	86,8
123789-HxCDF	296	*	29,6	29,6	29,6
234678-HxCDF	228	65	22,8	22,8	22,8
1234678-HpCDF	5 212	55	52,1	52,1	52,1
1234789-HpCDF	806	*	8,06	8,06	8,06
OCDF	6 910	g	6,91	6,91	0,69
SUM PCDF			601	624	618
SUM PCDD/PCDF			654	677	696
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	560	64			0,06
344'5'-TeCB (PCB-81)	121				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	353	64			35,3
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	163	74			1,63
SUM TE-PCB					37,0

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

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

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

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

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

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

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

*: Samplingstandard NS-EN 1948

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4846

NILU sample number: 07/1494

Customer: NIVA v/ K. Næs

Customers sample ID: Kristiansandsfjorden

: 2084-9, 8-9 cm, K18

Sample type: Sediment

Sample amount: 1,00 g

Total sample amount: 2 g

Concentration units: pg/g

Data files: DI052

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	10,0	50	10,0	10,0	10,0
12378-PeCDD	34,5	63	17,2	17,2	34,5
123478-HxCDD	25,4	87	2,54	2,54	2,54
123678-HxCDD	36,9	92	3,69	3,69	3,69
123789-HxCDD	28,1		2,81	2,81	2,81
1234678-HpCDD	324	76	3,24	3,24	3,24
OCDD	665	69	0,67	0,67	0,07
SUM PCDD			40,2	40,2	56,9
Furanes					
2378-TCDF	264	63	26,4	26,4	26,4
12378/12348-PeCDF	252	*	2,52	12,6	12,6
23478-PeCDF	234	67	117	117	117
123478/123479-HxCDF	458	90	45,8	45,8	45,8
123678-HxCDF	359	91	35,9	35,9	35,9
123789-HxCDF	141	*	14,1	14,1	14,1
234678-HxCDF	88,4	86	8,84	8,84	8,84
1234678-HpCDF	2 091	79	20,9	20,9	20,9
1234789-HpCDF	372	*	3,72	3,72	3,72
OCDF	2 486	75	2,49	2,49	0,25
SUM PCDF			278	288	285
SUM PCDD/PCDF			318	328	342
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	398	61			0,04
344'5'-TeCB (PCB-81)	69,5				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	201	57			20,1
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	84,7	70			0,85
SUM TE-PCB					21,0

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

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

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

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

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

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

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

*: Samplingstandard NS-EN 1948

Vedlegg E. Resultater fra analyse av PAH og tinnorganiske forbindelser i sedimenter

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

Gaustadalléen 21
 0349 Oslo
 Tel: 22 18 51 00
 Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **Trend sed**
 Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2007-2083

06.12.2007

O.nr. O 26384 04

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	K 17 0-1 cm		2007.09.18	2007.10.07-2007.10.30
2	K 17 1-2 cm		2007.09.18	2007.10.07-2007.10.30
3	K 17 2-3 cm		2007.09.18	2007.10.07-2007.10.30
4	K 17 3-4 cm		2007.09.18	2007.10.07-2007.10.30
5	K 17 4-5 cm		2007.09.18	2007.10.07-2007.10.30
6	K 17 5-6 cm		2007.09.18	2007.10.07-2007.10.30
7	K 17 6-7 cm		2007.09.18	2007.10.07-2007.10.30

Prøvenr	Analysevariabel	Enhet	1	2	3	4	5	6	7
	Tørrstoff	% B 3	53	54	56	60	60	61	62
	Kornfordeling <63µm	% t.v. Intern*	60	60	56	55	56	56	55
	Karbon, org. total	µg/mg C TS G 6	25,8	24,0	36,1	18,2	17,5	17,3	18,3
	Naftalen i sediment	µg/kg t.v. H 2-3	180	120	160	160	110	97	130
	Acenaftalen	µg/kg t.v. H 2-3	51	31	44	100	23	31	26
	Acenaften	µg/kg t.v. H 2-3	140	83	93	130	79	66	120
	Fluoren	µg/kg t.v. H 2-3	190	93	110	220	79	82	140
	Dibenzotiofen	µg/kg t.v. H 2-3	88	59	56	120	41	39	74
	Fenantren	µg/kg t.v. H 2-3	1100	710	740	1600	570	540	920
	Antracen	µg/kg t.v. H 2-3	440	320	260	560	180	170	290
	Fluoranten	µg/kg t.v. H 2-3	1800	1600	1500	2300	990	870	1300

Pyren 3	µg/kg t.v. H 2-	1600	1400	1400	2000	960	890	1300
Benz(a)antracen 3	µg/kg t.v. H 2-	1000	920	1000	1200	560	510	770
Benzo(k)fluoranten 3	µg/kg t.v. H 2-	490	410	470	540	310	280	400
Benzo(e)pyren 3	µg/kg t.v. H 2-	830	730	830	990	590	550	750
Benzo(a)pyren 3	µg/kg t.v. H 2-	970	850	990	1200	660	610	880
Perylen 3	µg/kg t.v. H 2-	220	190	190	260	150	130	190
Indeno(1,2,3cd)pyren 3	µg/kg t.v. H 2-	670	620	660	880	540	500	680
Dibenz(ac+ah)antrac. 3	µg/kg t.v. H 2-	140	170	180	220	110	120	160
Benzo(ghi)perylene 3	µg/kg t.v. H 2-	560	480	530	700	450	420	570
Sum PAH Beregnet*	µg/kg t.v.	12429	10626	11193	15530	7712	7085	10420
Sum PAH16 Beregnet*	µg/kg t.v.	11291	9647	10117	14160	6931	6366	9406
Sum KPAH Beregnet*	µg/kg t.v.	3270	2970	3300	4040	2180	2020	2890
Sum NPD Beregnet*	µg/kg t.v.	1368	889	956	1880	721	676	1124
Benzo(b+j)fluoranten 3	µg/kg t.v. H 2-	1200	1100	1200	1400	840	760	1100
Chrysen 3	µg/kg t.v. H 2-	760	740	780	950	470	420	620

* : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-2083

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
8	K 17 7-8 cm		2007.09.18	2007.10.07-2007.10.30
9	K 17 8-9 cm		2007.09.18	2007.10.07-2007.10.30

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	8	9
Tørrstoff	%	B 3	64	68
Kornfordeling <63µm	% t.v.	Intern*	56	58
Karbon, org. total	µg/mg	C TS G 6	15,2	13,2
Naftalen i sediment	µg/kg	t.v. H 2-3	88	210
Acenaftalen	µg/kg	t.v. H 2-3	42	150
Acenaften	µg/kg	t.v. H 2-3	42	280
Fluoren	µg/kg	t.v. H 2-3	64	750
Dibenzotiofen	µg/kg	t.v. H 2-3	39	380
Fenantren	µg/kg	t.v. H 2-3	440	4600
Antracen	µg/kg	t.v. H 2-3	190	1400
Fluoranten	µg/kg	t.v. H 2-3	970	4900
Pyren	µg/kg	t.v. H 2-3	1100	4200
Benzo(a)antracen	µg/kg	t.v. H 2-3	640	2300
Benzo(k)fluoranten	µg/kg	t.v. H 2-3	310	940
Benzo(e)pyren	µg/kg	t.v. H 2-3	580	1600
Benzo(a)pyren	µg/kg	t.v. H 2-3	650	2000
Perylen	µg/kg	t.v. H 2-3	120	400
Indeno(1,2,3cd)pyren	µg/kg	t.v. H 2-3	470	1300
Dibenz(ac+ah)antrac.	µg/kg	t.v. H 2-3	100	350
Benzo(ghi)perylene	µg/kg	t.v. H 2-3	370	1000
Sum PAH	µg/kg	t.v. Beregnet*	7585	31060
Sum PAH16	µg/kg	t.v. Beregnet*	6846	28680
Sum KPAH	µg/kg	t.v. Beregnet*	2170	6890
Sum NPD	µg/kg	t.v. Beregnet*	567	5190
Benzo(b+j)fluoranten	µg/kg	t.v. H 2-3	850	2400
Chrysen	µg/kg	t.v. H 2-3	520	1900

* : Metoden er ikke akkreditert.

Kommentarer

9 Glasset var knust, prøve overført til nytt glass.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-2083

(fortsettelse av tabellen):

VEDLEGG

SUM PAH16 omfatter flg forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, benzo(ghi)perylene.

SUM NPD er summen av naftalen, fenantren, dibenzotiofen, C₁-C₃-naftalener, C₁-C₃-fenantrener og C₁-C₃-dibenzotiofener.

SUM KPAH er summen av benz(a)antracen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren og dibenz(a,c+a,h)antracen⁶. Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlige + trolige carcinogene).

SUM PAH er summen av alle PAH-forbindelser som inngår i denne rapporten.

⁶ Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

Gaustadalléen 21
 0349 Oslo
 Tel: 22 18 51 00
 Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **Trend sed**
 Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2006-3023

06.12.2007

O.nr. O 26384 04

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	K17 0-1 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04
2	K17 1-2 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04
3	K17 2-3 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04
4	K17 3-4cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04
5	K17 4-5 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04
6	K17 5-6 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04
7	K17 6-7 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4	5	6	7
Tørrstoff	g/kg	B 3	489	536	568	567	563	538	590
Karbon, org. total	µg/mg C TS	G 6	21,5	21,1	17,3	22,9	21,3	18,6	20,9

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2006-3023

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
8	K17 7-8 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04
9	K17 8-9 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04
10	K17 9-10 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04
11	K17 10-11 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04
12	K17 11-12cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04
13	K17 12-13 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04
14	K17 13-14 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	8	9	10	11	12	13	14
Tørrstoff	g/kg	B 3	603	607	628	665	715	692	698
Karbon, org. total	µg/mg C	TS G 6	23,9	21,7	17,7	15,0	7,4	9,6	9,5

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2006-3023

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
15	K17 14-15 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04
16	K17 15-16 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04
17	K17 16-17 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04
18	K17 17-18 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04
19	K17 18-18,5 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.04

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	15	16	17	18	19
Tørrstoff	g/kg	B 3	716	714	709	715	694
Karbon, org. total	µg/mg C TS	G 6	2,9	3,9	4,8	3,5	6,8

Norsk institutt for vannforskning

Karin Lang-Ree
Laboratoriesekretær

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

Gaustadalléen 21
 0349 Oslo
 Tel: 22 18 51 00
 Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **Trend sed**
 Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2006-3024
 O.nr. O 26384 04

06.12.2007

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	K18 0-1 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
2	K18 1-2 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
3	K18 2-3 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
4	K18 3-4 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
5	K18 4-5 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
6	K18 5-6 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
7	K18 6-7 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4	5	6	7
Tørrstoff	g/kg	B 3	296	316	337	351	348	363	385
Karbon, org. total	µg/mg C TS	G 6	52,6	60,7	58,0	63,5	66,2	63,4	61,4

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2006-3024

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
8	K18 7-8 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
9	K18 8-9 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
10	K18 9-10 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
11	K18 10-11 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
12	K18 11-12 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
13	K18 12-13 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
14	K18 13-14 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	8	9	10	11	12	13	14
Tørrstoff	g/kg	B 3	381	390	406	424	440	443	456
Karbon, org. total	µg/mg C	TS G 6	72,3	69,0	61,7	62,5	43,9	51,5	49,4

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2006-3024

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
15	K18 14-15 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
16	K18 15-16 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
17	K18 16-17 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
18	K18 17-18 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
19	K18 18-19 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
20	K18 19-20 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
21	K18 20-21 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	15	16	17	18	19	20	21
Tørrstoff	g/kg	B 3	431	421	415	490	602	649	688
Karbon, org. total	µg/mg	C TS G 6	46,8	52,0	58,0	28,3	19,6	14,2	8,5

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2006-3024

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
22	K18 21-22 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
23	K18 22-23 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08
24	K18 23-24 cm		2006.12.08	2006.12.13-2007.01.08

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	22	23	24
Tørrstoff	g/kg	B 3	683	657	699
Karbon, org. total	µg/mg C TS	G 6	8,4	7,8	6,8

Norsk institutt for vannforskning

Karin Lang-Ree
Laboratoriesekretær

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

Gaustadalléen 21
 0349 Oslo
 Tel: 22 18 51 00
 Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **Trend sed**
 Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2007-404

06.12.2007

O.nr. O 26384 04

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av oppdragsgiver, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	K17-1		2007.02.27	2007.02.27-2007.04.11
2	K17-2		2007.02.27	2007.02.27-2007.04.11
3	K17-3		2007.02.27	2007.02.27-2007.04.11
4	K17-4		2007.02.27	2007.02.27-2007.04.11
5	K17-5		2007.02.27	2007.02.27-2007.04.11
6	K18-1		2007.02.27	2007.02.27-2007.03.12
7	K18-2		2007.02.27	2007.02.27-2007.03.12

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4	5	6	7
Tørrstoff	%	B 3	38,2	29,3	28,6	29,2	31,3	48,3	46,8
Kornfordeling <63µm Intern*	% t.v.		73	75	70	70	73	61	62
Karbon, org. total	µg/mg	C TS G 6	55,6	57,2	53,1	54,6	57,8	26,8	29,7
Arsen	µg/g	E 9-5	101	110	116				
Kalsium	µg/g	E 9-5	10800	11000	9990				
Kadmium	µg/g	E 9-5	<0,3	<0,4	<0,3				
Kobolt	µg/g	E 9-5	33,5	32,2	33,3				
Krom	µg/g	E 9-5	103	98,3	103				
Kobber	µg/g	E 9-5	581	570	590				
Jern	µg/g	E 9-5	30600	30700	30200				
Kvikksølv	µg/g	E 4-3	0,47	0,71	0,45				
Nikkel	µg/g	E 9-5	800	748	834				
Bly	µg/g	E 9-5	149	148	147				
Sink	µg/g	E 9-5	152	152	147				
PCB-28	µg/kg t.v.	H 3-3	<2	<2	<2	3,2	<2		
PCB-52	µg/kg t.v.	H 3-3	<2	<2	<2	<2	<2		
PCB-101	µg/kg t.v.	H 3-3	2,8	2,4	3,4	2,7	2,7		
PCB-118	µg/kg t.v.	H 3-3	3,4	2,6	3,2	2,9	2,8		
PCB-153	µg/kg t.v.	H 3-3	7,6	6,4	7,1	7,4	7,6		
PCB-138	µg/kg t.v.	H 3-3	6,2	5,2	5,7	6,0	6,0		
PCB-180	µg/kg t.v.	H 3-3	4,6	3,6	4,3	4,5	4,6		

Sum PCB	µg/kg t.v.	24,6	20,2	23,7	26,7	23,7		
Beregnet*								
Seven Dutch	µg/kg t.v.	24,6	20,2	23,7	26,7	23,7		
Beregnet*								
Hexaklorbenzen	µg/kg t.v. H 3-3	m	m	m				
Naftalen i sediment	µg/kg t.v. H 2-3	210	200	220	250	270		
Acenaftylene	µg/kg t.v. H 2-3	79	72	73	84	89		
Acenaften	µg/kg t.v. H 2-3	460	470	560	590	560		
Fluoren	µg/kg t.v. H 2-3	340	350	400	430	410		
Fenantren	µg/kg t.v. H 2-3	2600	2700	3100	3200	3100		
Antracene	µg/kg t.v. H 2-3	810	820	910	990	980		

m : Analyseresultat mangler.

* : Metoden er ikke akkreditert.

Kommentarer

- 1 Dioksin og no.PCB sendes NILU. Res. og fakt. sendes NES.
Metallresultatene er oppgitt på tørrvekt.
PCB og PAH ble analysert på ikke akkreditert metode.
PCB 31 eluerer sammen med PCB 28, så PCB 28 er
summen av PCB 28 og PCB 31

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-404

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	K17-1		2007.02.27	2007.02.27-2007.04.11
2	K17-2		2007.02.27	2007.02.27-2007.04.11
3	K17-3		2007.02.27	2007.02.27-2007.04.11
4	K17-4		2007.02.27	2007.02.27-2007.04.11
5	K17-5		2007.02.27	2007.02.27-2007.04.11
6	K18-1		2007.02.27	2007.02.27-2007.03.12
7	K18-2		2007.02.27	2007.02.27-2007.03.12

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4	5	6	7
Fluoranten	µg/kg	t.v. H 2-3	5300	5300	5800	6000	5800		
Pyren	µg/kg	t.v. H 2-3	4400	4400	4800	4900	4800		
Benz(a)antracen	µg/kg	t.v. H 2-3	2900	3000	3200	3300	3200		
Benzo(k)fluoranten	µg/kg	t.v. H 2-3	1700	1700	1700	1800	1800		
Benzo(e)pyren	µg/kg	t.v. H 2-3	2400	2400	2500	2600	2600		
Benzo(a)pyren	µg/kg	t.v. H 2-3	3400	3400	3600	3800	3800		
Perylen	µg/kg	t.v. H 2-3	830	840	880	920	910		
Indeno(1,2,3cd)pyren	µg/kg	t.v. H 2-3	2500	2400	2600	2700	2700		
Dibenz(ac+ah)antrac.	µg/kg	t.v. H 2-3	560	660	710	670	680		
Benzo(ghi)perylene	µg/kg	t.v. H 2-3	2300	2300	2200	2400	2400		
Sum PAH	µg/kg	t.v. Beregnet*	37989	38512	41053	42434	41999		
Sum PAH16	µg/kg	t.v. Beregnet*	34759	35272	37673	38914	38489		
Sum KPAH	µg/kg	t.v. Beregnet*	11060	11160	11810	12270	12180		
Sum NPD	µg/kg	t.v. Beregnet*	2810	2900	3320	3450	3370		
Monobutyltinn	µg MBT/kg	H 14-1*	240						
Dibutyltinn	µg/kg	t.v. H 14-1*	67						
Tributyltinn	µg/kg	t.v. H 14-1*	250						
Monophenyltinn	µg/kg	t.v. H 14-1*	68						
Diphenyltinn	µg/kg	t.v. H 14-1*	7,5						
Triphenyltinn	µg/kg	t.v. H 14-1*	6,8						
Benzo(b+j)fluoranten	µg/kg	t.v. H 2-3	4600	4600	4800	5000	5000		
Chrysen	µg/kg	t.v. H 2-3	2600	2900	3000	2800	2900		

* : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-404

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
8	K18-3		2007.02.27	2007.02.27-2007.03.12
9	K18-4		2007.02.27	2007.02.27-2007.03.12
10	K18-5		2007.02.27	2007.02.27-2007.03.14

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	8	9	10
Tørrstoff	%	B 3	40,6	43,2	46,0
Kornfordeling <63µm	% t.v.	Intern*	69	63	60
Karbon, org. total	µg/mg C	TS G 6	29,3	29,4	33,5

* : Metoden er ikke akkreditert.

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-404

(fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
8	K18-3		2007.02.27	2007.02.27-2007.03.12
9	K18-4		2007.02.27	2007.02.27-2007.03.12
10	K18-5		2007.02.27	2007.02.27-2007.03.14

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	8	9	10
-----------------	-------	-------------------	---	---	----

Norsk institutt for vannforskning

Karin Lang-Ree
Laboratoriesekretær

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-404

(fortsettelse av tabellen):

VEDLEGG

SUM PCB er summen av polyklorerte bifenyler som inngår i denne rapporten.

Seven dutch er summen av polyklorerte bifenyler 28,52,101,118,138,153 og 180.

SUM PAH16 omfatter flg forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, benzo(ghi)perylene.

SUM NPD er summen av naftalen, fenantren, dibenzotiofen, C₁-C₃-naftalener, C₁-C₃-fenantrener og C₁-C₃-dibenzotiofener.

SUM KPAH er summen av benz(a)antracen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren og dibenz(a,c+a,h)antracen⁷. Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlige + trolige carcinogene).

SUM PAH er summen av alle PAH-forbindelser som inngår i denne rapporten.

⁷ Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

Vedlegg F. Datering av sedimenter

Gamma Dating Center Copenhagen

Copenhagen, 18 May 2007

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

Dating of core K17

Dating of core K17

Methods

The samples have been analysed for the activity of ^{210}Pb , ^{226}Ra and ^{137}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}Pb was measured via its gamma-peak at 46,5 keV, ^{226}Ra via the granddaughter ^{214}Pb (peaks at 295 and 352 keV) and ^{137}Cs via its peak at 661 keV.

Results

The core showed low surface contents of unsupported ^{210}Pb of about 60 Bq kg^{-1} and a tendency for an exponential decrease with depth (table 1 and fig 1). The calculated flux of unsupported ^{210}Pb is 123 Bq m^{-2} which is almost twice as much as the estimated atmospheric flux of approximately 70 Bq m^{-2} at the site. This indicates that sediment focussing is taking place at the site. The content of ^{137}Cs was low and decreasing downcore and showed a minor peak around 6.5 cm depth.

Both CRS and CIC-modelling has been applied to the data. The CIC-modelling has been based on the plot in fig 2. The samples fit an exponential decrease with a correlation coefficient of 0.89. The calculated accumulation rate is $1.3 \pm 0.30 \text{ kg m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for the last 80 years. CRS-modelling has been carried out assuming that there is no unsupported ^{210}Pb left at depths below 14 cm. Based on this model, the average accumulation rate is $1.5 \pm 0.4 \text{ kg m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for the last 80 years. The results of the two dating-attempts are shown in fig 3. There is reasonable agreement between the results of the two methods but due to the slightly irregular profile of unsupported ^{210}Pb the dating based on the CRS-model is considered to be the most reliable and only data from that model is given in table 2.

The minor peak in the ^{137}Cs content is dated to around 1974 which is not in agreement with a Chernobyl or 1963 bomb-test maximum. The reason for this is unknown. There is a slight possibility that the calculated ages are too old (i.e. 1974 should be 1986) or too young (1974 should be 1963) but the present data-set does not allow further evaluation of this.

18 May 2007

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 K17

Depth	Pb-210 _{tot}	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	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	87	11	24	2	62	11	6	2
1.5	75	9	24	4	51	10	6	1
2.5	70	9	27	3	43	9	7	2
3.5	74	9	26	1	48	9	8	2
4.5	83	10	28	1	55	10	9	2
5.5	69	8	24	1	45	9	5	2
6.5	50	7	29	1	22	7	19	2
7.5	55	7	26	6	28	9	8	2
8.5	50	7	28	4	21	8	8	2
9.5	39	5	28	2	11	6	4	2
10.5	48	6	25	3	23	7	3	2
11.5	28	4	14	1	14	4	2	2
13.5	24	4	18	2	6	4	2	1
15.5	35	5	34	3	1	6	0	0
17.5	32	5	32	0	1	5	2	2
18.5	45	6	37	4	8	8	0	0

Table 2, Core K17, CRS-model

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)
0.0				2006		
0.5	0.3	2	2	2004	1.9	0.4
1.5	1.1	5	2	2001	1.9	0.4
2.5	1.9	9	3	1997	2.1	0.5
3.5	2.7	14	3	1992	1.9	0.4
4.5	3.6	20	3	1986	1.4	0.3
5.5	4.4	26	4	1980	1.2	0.3
6.5	5.2	32	4	1974	1.5	0.5
7.5	6.1	38	5	1968	1.7	0.6
8.5	7.1	44	5	1962	1.4	0.5
9.5	8.0	50	6	1956	1.8	0.9
10.5	9.1	58	7	1948	1.4	0.4
11.5	10.3	71	9	1935	0.9	0.3
13.5	12.7	99	18	1907	0.9	0.5

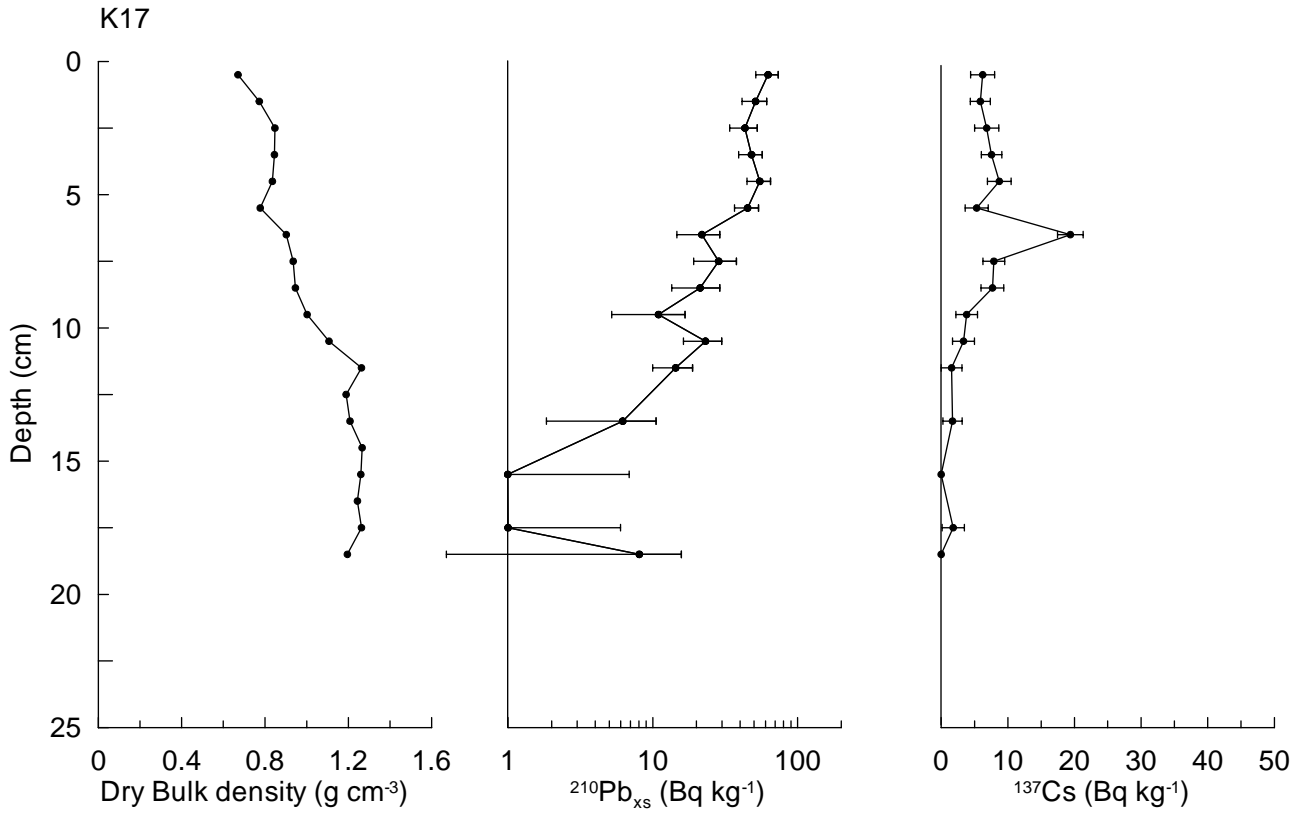


Fig 40

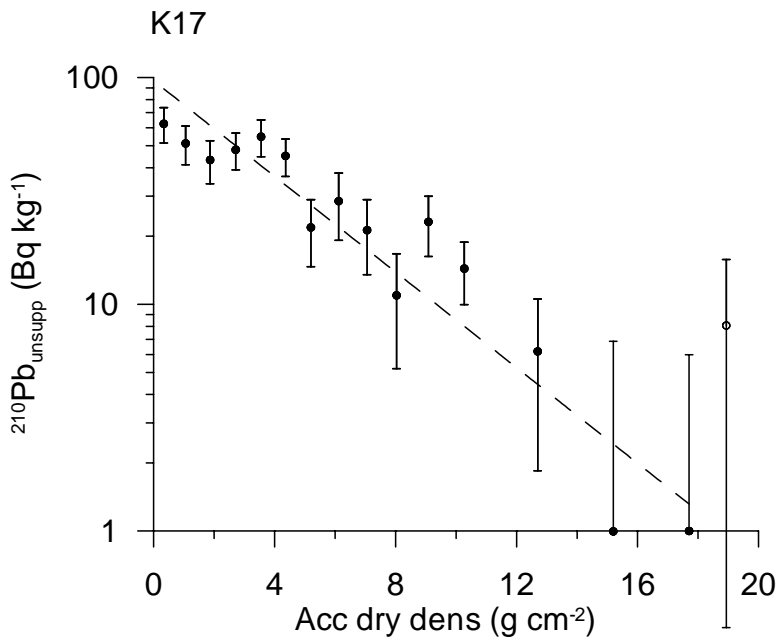


Fig 2

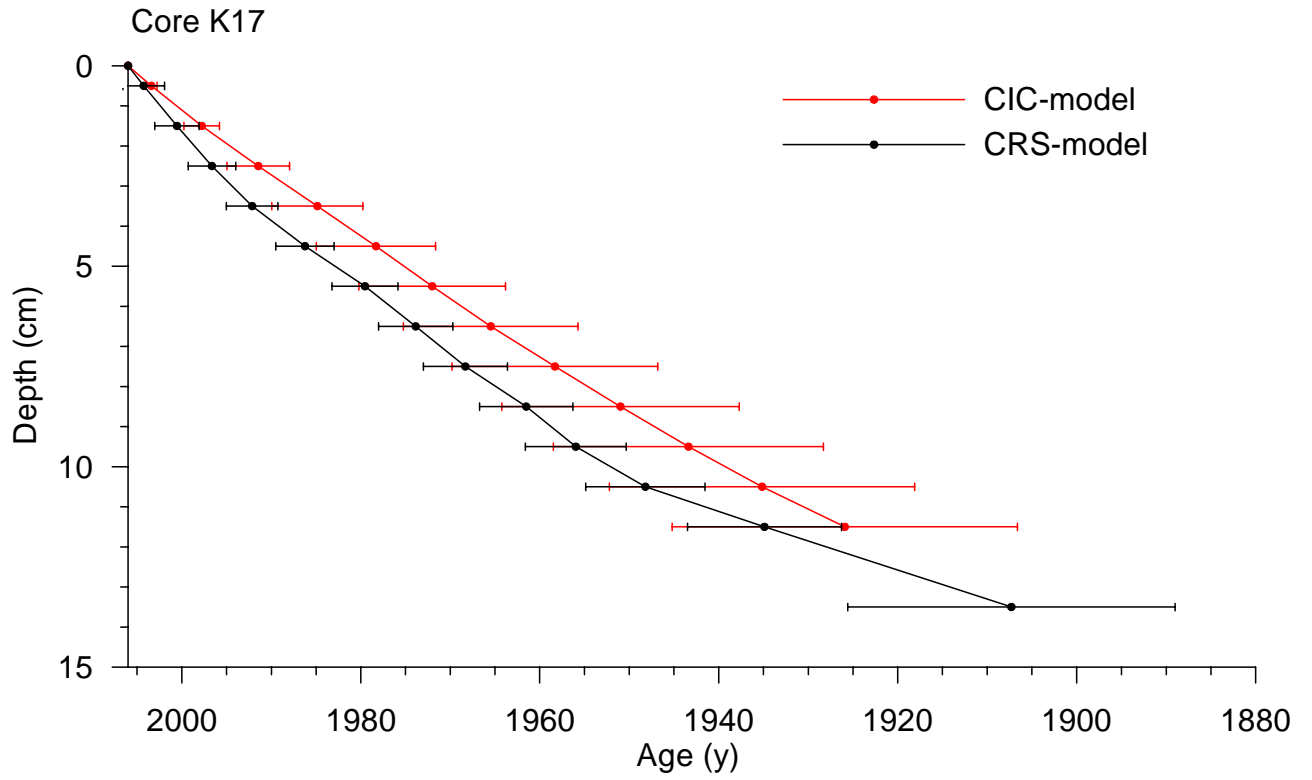


Fig 3

Gamma Dating Center Copenhagen

Copenhagen, 18 May 2007

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

Dating of core K18

Dating of core K18

Methods

The samples have been analysed for the activity of ^{210}Pb , ^{226}Ra and ^{137}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}Pb was measured via its gamma-peak at 46,5 keV, ^{226}Ra via the granddaughter ^{214}Pb (peaks at 295 and 352 keV) and ^{137}Cs via its peak at 661 keV.

Results

The core showed surface contents of unsupported ^{210}Pb of about 160 Bq kg^{-1} and a tendency for an exponential decrease with depth (table 1 and fig 1). The calculated flux of unsupported ^{210}Pb is 172 Bq m^{-2} which is more than twice as much as the estimated atmospheric flux of approximately 70 Bq m^{-2} at the site. This indicates that sediment focussing is taking place at the site. The content of ^{137}Cs was low and decreasing downcore and showed a minor peak around 5 cm depth.

Both CRS and CIC-modelling has been applied to the data. The CIC-modelling has been based on the plot in fig 2. The samples fit an exponential decrease with a correlation coefficient of 0.86. The calculated accumulation rate is $0.6 \pm 0.2 \text{ kg m}^{-2} \text{ y}^{-1}$. CRS-modelling has been carried out assuming that there is no unsupported ^{210}Pb left at depths below 17 cm. One sample with very high activity (11.5 cm) was omitted from this calculation as this high activity is probably an artifact. Based on the CRS-model, the average accumulation rate is $0.8 \pm 0.3 \text{ kg m}^{-2} \text{ y}^{-1}$ for the last 80 years. The results of the two dating-attempts are shown in fig 3. There is reasonable agreement between the results of the two methods but due to the slightly irregular profile of unsupported ^{210}Pb the dating based on the CRS-model is considered to be the most reliable and only data from that model is given in table 2.

The minor peak in the ^{137}Cs content is dated to around 1980 which is not really in agreement with a Chernobyl or 1963 bomb-test maximum. The reason for this is unknown. There is a slight possibility that the calculated ages are too old (i.e. 1980 should be 1986) but the present data-set does not allow further evaluation of this.

18 May 2007

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 K18

Depth	Pb-210 _{tot}	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	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	178	16	28	4	151	17	17	3
1.5	207	15	37	4	170	15	16	3
2.5	202	14	37	2	164	15	20	3
3.5	221	16	32	5	189	17	22	3
4.5	158	14	28	7	130	16	27	3
5.5	141	14	32	8	110	17	28	3
6.5	93	14	29	3	64	15	19	3
7.5	88	13	31	8	58	15	15	2
8.5	68	12	29	5	39	13	6	2
9.5	76	13	30	1	47	13	9	2
10.5	269	16	31	2	238	17	0	0
11.5	53	13	28	1	25	13	2	2
12.5	48	15	38	6	10	16	2	3
13.5	56	12	31	3	25	12	3	2
15.5	60	14	26	8	35	16	6	2
16.5	40	14	34	2	6	14	0	0
17.5	11	12	37	0	0	12	3	2
19.5	38	14	39	1	0	14	4	2
21.5	25	14	33	0	0	14	0	0
23.5	35	8	45	10	0	13	0	0

Table 2, Core K18, CRS-model

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)
0.0				2006		
0.5	0.2	2	2	2004	1.1	0.1
1.5	0.5	5	2	2001	1.0	0.1
2.5	0.9	10	2	1996	0.8	0.1
3.5	1.3	16	3	1990	0.6	0.1
4.5	1.7	23	3	1983	0.6	0.1
5.5	2.2	30	4	1976	0.6	0.1
6.5	2.6	37	5	1969	0.7	0.2
7.5	3.1	42	6	1964	0.8	0.3
8.5	3.6	48	6	1958	0.9	0.3
9.5	4.1	54	8	1952	0.8	0.3
10.5	4.6	61	9	1945	0.7	0.4
11.5	5.1	68	11	1938	0.8	0.5
12.5	5.7	74	13	1932	1.1	1.5
13.5	6.3	81	15	1925	0.9	0.5
15.5	7.4	126	58	1880	0.2	0.5

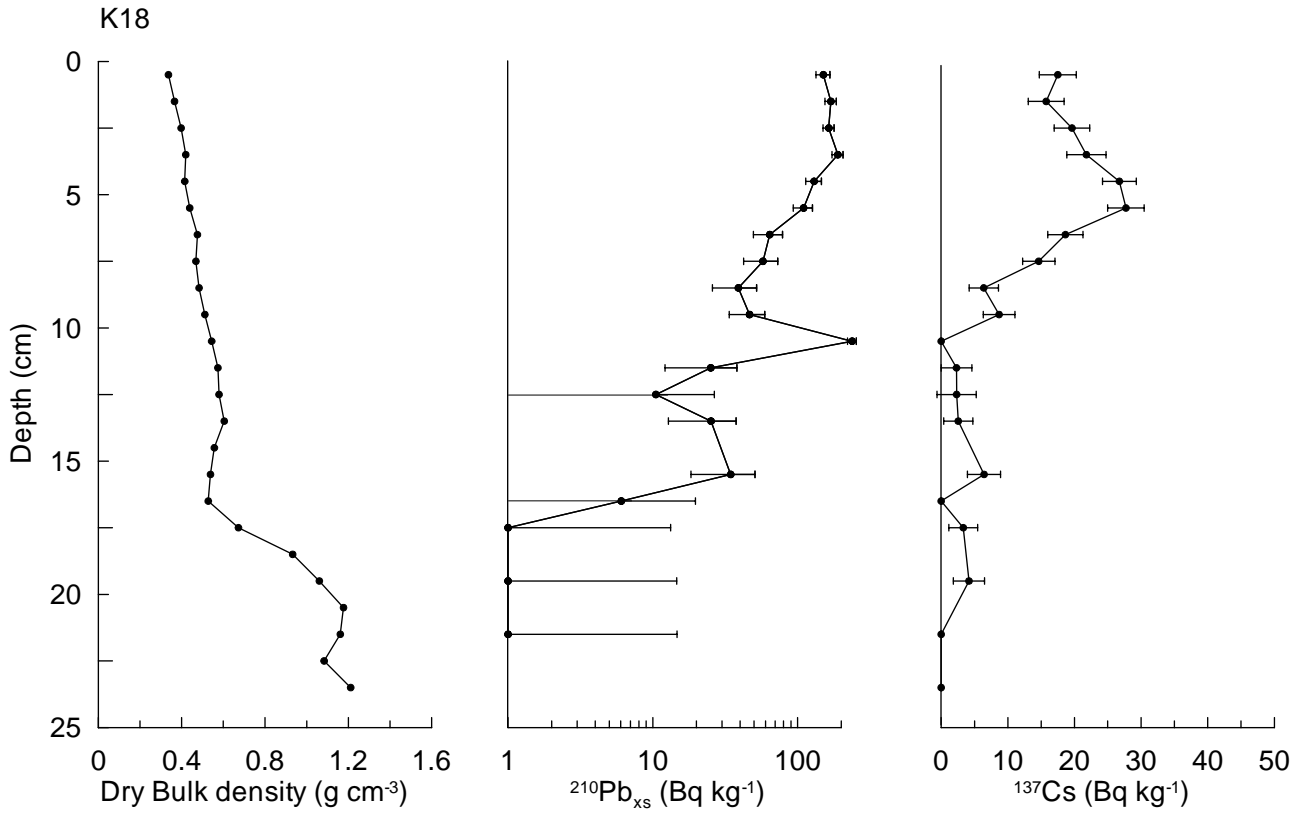


Fig 41

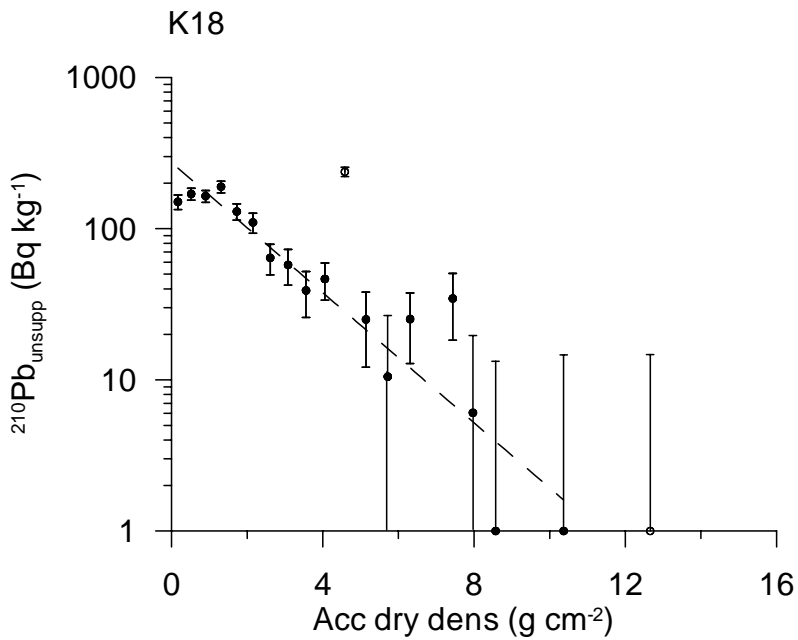


Fig 2

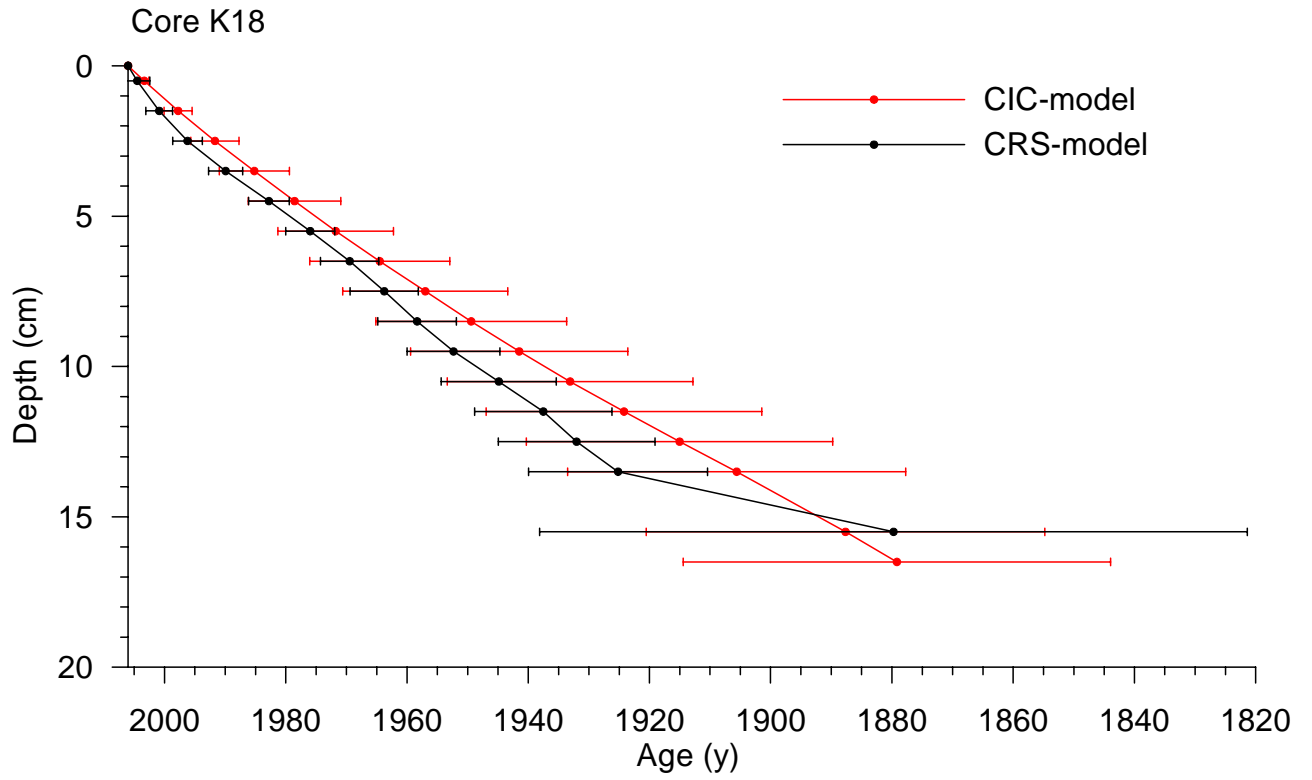


Fig 3

Vedlegg G. Resultater fra analyse av PAH og tinnorganiske forbindelser i blåskjell

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

Gaustadalléen 21
 0349 Oslo
 Tel: 22 18 51 00
 Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **MILTILKRF**
 Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2007-512

06.12.2007

O.nr. O 26384 02

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av saksbehandler, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater:

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Voie/kjosbukta		2007.03.15	2007.04.17-2007.04.19
2	Flekkerøtga/Kjeholmen		2007.03.15	2007.04.17-2007.04.19
3	Torsvika		2007.03.15	2007.04.17-2007.04.19
4	Fiskåtangen		2007.03.15	2007.04.17-2007.04.19
5	Voie/kjosbukta		2007.03.15	2007.03.28-2007.04.18
6	Torsvika		2007.03.15	2007.03.28-2007.04.18
7	Fiskåtangen		2007.03.15	2007.03.28-2007.04.18

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4	5	6	7
Tørrstoff	%	B 3					9,3	12	16
Naftalen	µg/kg v.v.	H 2-4	<2	<2	<2	<2			
Acenaftylene	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5			
Acenaften	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5	<0,5	<0,5	1,4			
Fluoren	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5	<0,5	1,9	1,6			
Dibenzotiofen	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5	<0,5	0,95	1,0			
Fenantren	µg/kg v.v.	H 2-4	4,1	0,85	8,0	15			
Antracen	µg/kg v.v.	H 2-4	1,2	<0,5	1,7	3,8			
Fluoranten	µg/kg v.v.	H 2-4	33	2,1	9,3	120			
Pyren	µg/kg v.v.	H 2-4	26	1,7	16	95			
Benz(a)antracen	µg/kg v.v.	H 2-4	23	1,8	3,6	82			
Benzo(k)fluoranten	µg/kg v.v.	H 2-4	7,4	0,67	2,6	19			
Benzo(e)pyren	µg/kg v.v.	H 2-4	13	1,6	7,0	43			
Benzo(a)pyren	µg/kg v.v.	H 2-4	5,5	<0,5	1,9	16			
Perylen	µg/kg v.v.	H 2-4	2,1	<0,5	5,4	6,8			
Indeno(1,2,3cd)pyren	µg/kg v.v.	H 2-4	2,3	<0,5	0,99	5,7			
Dibenz(ac+ah)antrac.	µg/kg v.v.	H 2-4	0,52	<0,5	<0,5	1,8			
Benzo(ghi)perylene	µg/kg v.v.	H 2-4	3,6	0,54	1,9	6,7			
Sum PAH	µg/kg v.v.		159,72	13,26	78,54	562,8			
Beregnet*									
Sum PAH16	µg/kg v.v.		144,62	11,66	65,19	512			
Beregnet*									
Sum KPAH	µg/kg v.v.		57,72	4,57	16,79	185,5			
Beregnet*									
Sum NPD	µg/kg v.v.		4,1	0,85	8,95	16			
Beregnet*									
Benzo(b+j)fluoranten	µg/kg v.v.	H 2-4	19	2,1	7,7	61			
Chrysen	µg/kg v.v.	H 2-4	19	1,9	9,6	83			

Tabell fortsetter

Monobutyltinn	µg/kg	v.v.	H 14-2*					1,7	1,1	2,0
Dibutyltinn	µg/kg	v.v.	H 14-2*					4,6	3,0	11
Tributyltinn	µg/kg	v.v.	H 14-2*					15	25	34
Monophenyltinn	µg/kg	v.v.	H 14-2*					<1	3,6	<1
Diphenyltinn	µg/kg	v.v.	H 14-2*					<1	<1	<1
Triphenyltinn	µg/kg	v.v.	H 14-2*					1,2	<1	<1

* : Metoden er ikke akkreditert.

Kommentarer

1 Prøvene er fra 4-6/10-06

Norsk institutt for vannforskning

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-512

(fortsettelse av tabellen):

VEDLEGG

SUM PAH16 omfatter flg forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, benzo(ghi)perylene.

SUM NPD er summen av naftalen, fenantren, dibenzotiofen, C₁-C₃-naftalener, C₁-C₃-fenantrener og C₁-C₃-dibenzotiofener.

SUM KPAH er summen av benz(a)antracen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren og dibenz(a,c+a,h)antracen⁸. Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlige + trolige carcinogene).

SUM PAH er summen av alle PAH-forbindelser som inngår i denne rapporten.

⁸ Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

Norsk
 Institutt
 for
 Vannforskning

Gaustadalléen 21
 0349 Oslo
 Tel: 22 18 51 00
 Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **MILTILKRF**
 Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2007-1428

O.nr. O 26384 02

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av saksbehandler, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater.(

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	Bragdøya	2006.10.06	2007.06.28	2007.07.20-2007.07.24

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1
Tørrstoff	%	B 3	13
Naftalen	µg/kg v.v.	H 2-4	<1
Acenaftylene	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5
Acenaften	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5
Fluoren	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5
Dibenzotiofen	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5
Fenantren	µg/kg v.v.	H 2-4	3,2
Antracen	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5
Fluoranten	µg/kg v.v.	H 2-4	15
Pyren	µg/kg v.v.	H 2-4	12
Benz(a)antracen	µg/kg v.v.	H 2-4	5,5
Benzo(k)fluoranten	µg/kg v.v.	H 2-4	2,4
Benzo(e)pyren	µg/kg v.v.	H 2-4	5,4
Benzo(a)pyren	µg/kg v.v.	H 2-4	0,99
Perylen	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5
Indeno(1,2,3cd)pyren	µg/kg v.v.	H 2-4	0,99
Dibenz(ac+ah)antrac.	µg/kg v.v.	H 2-4	<0,5
Benzo(ghi)perylene	µg/kg v.v.	H 2-4	1,2
Sum PAH	µg/kg v.v.	Beregnet*	61,18
Sum PAH16	µg/kg v.v.	Beregnet*	55,78
Sum KPAH	µg/kg v.v.	Beregnet*	16,48
Sum NPD	µg/kg v.v.	Beregnet*	3,2
Benzo(b+j)fluoranten	µg/kg v.v.	H 2-4	6,6
Chrysen	µg/kg v.v.	H 2-4	7,9

* : Metoden er ikke akkreditert.

Norsk institutt for vannforskning

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-1428

(fortsettelse av tabellen):

VEDLEGG

SUM PAH16 omfatter flg forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, benzo(ghi)perylene.

SUM NPD er summen av naftalen, fenantren, dibenzotiofen, C₁-C₃-naftalener, C₁-C₃-fenantrener og C₁-C₃-dibenzotiofener.

SUM KPAH er summen av benz(a)antracen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren og dibenz(a,c+a,h)antracen⁹. Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlige + trolige carcinogene).

SUM PAH er summen av alle PAH-forbindelser som inngår i denne rapporten.

⁹ Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

Vedlegg H. Resultater fra analyse av dioksiner i blåskjell

Encl. to measuring report: O-4493

NILU sample number: 07/570B

Customer: NIVA v/J.A. Berge

Customers sample ID: Voie/Kjøsbukta

: Niva kode: 512-1

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 40,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB259_30-04-07D_diox

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g					
Dioxins						
2378-TCDD	<	0,02	95	0,02	0,02	0,02
12378-PeCDD	<	0,04	93	0,02	0,02	0,04
123478-HxCDD		0,06	84	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD		0,10	77	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD		0,10		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD		0,60	72	0,01	0,01	0,01
OCDD		1,84	62	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD				0,08	0,08	0,10
Furanes						
2378-TCDF		1,12	91	0,11	0,11	0,11
12378/12348-PeCDF		1,12	*	0,01	0,06	0,06
23478-PeCDF		0,37	84	0,18	0,18	0,18
123478/123479-HxCDF		1,90	88	0,19	0,19	0,19
123678-HxCDF		0,78	89	0,08	0,08	0,08
123789-HxCDF		0,16	*	0,02	0,02	0,02
234678-HxCDF		0,23	76	0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDF		5,06	73	0,05	0,05	0,05
1234789-HpCDF		1,15	*	0,01	0,01	0,01
OCDF		16,3	g	0,02	0,02	0,00
SUM PCDF				0,69	0,74	0,72
SUM PCDD/PCDF				0,77	0,82	0,82
nonortho - PCB						
33'44'-TeCB (PCB-77)		9,85	97			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)		0,89				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)		1,96	97			0,20
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		0,29	100			0,00
SUM TE-PCB						0,20

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

Encl. to measuring report: O-4493

NILU sample number: 07/572

Customer: NIVA v/J.A. Berge

Customers sample ID: Torsvika

: Niva kode: 512-3

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 25,2 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB231_22-03-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,17	i 24 g	0,17	0,17	0,17
12378-PeCDD	0,05	27 g	0,03	0,03	0,05
123478-HxCDD	<	0,06 27 g	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	<	0,05 26 g	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	<	0,06	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	0,57	i 27 g	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,78	28 g	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,22	0,22	0,24
Furanes					
2378-TCDF	0,35	25 g	0,03	0,03	0,03
12378/12348-PeCDF	0,08	*	0,00	0,00	0,00
23478-PeCDF	0,14	i 27 g	0,07	0,07	0,07
123478/123479-HxCDF	<	0,04 26 g	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDF	0,07	i 26 g	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDF	<	0,03 *	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,09	25 g	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF	0,19	i 27 g	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	<	0,08 *	0,00	0,00	0,00
OCDF	<	0,37 24 g	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,13	0,14	0,14
SUM PCDD/PCDF			0,35	0,35	0,38
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	9,17	25 g			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,45				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,00	26 g			0,10
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	<	0,02 34 g			0,00
SUM TE-PCB					0,10

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-4493

NILU sample number: 07/573

Customer: NIVA v/J.A. Berge

Customers sample ID: Fiskåtangen

:

Sample type: Blåskjell innmat

Sample amount: 40,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB231_22-03-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,02	69	0,02	0,02	0,02
12378-PeCDD	0,03	74	0,01	0,01	0,03
123478-HxCDD	<	72	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,04	72	0,00	0,00	0,00
123789-HxCDD	0,02		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	0,29	71	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,76	63	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,05	0,05	0,06
Furanes					
2378-TCDF	1,29	68	0,13	0,13	0,13
12378/12348-PeCDF	0,27	*	0,00	0,01	0,01
23478-PeCDF	0,31	71	0,15	0,15	0,15
123478/123479-HxCDF	0,13	71	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDF	0,08	67	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDF	<	*	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,08	66	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF	0,25	65	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,04	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	<		0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,32	0,33	0,33
SUM PCDD/PCDF			0,37	0,38	0,39
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	18,5	68			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	2,98				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	4,45	73			0,45
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,43	88			0,00
SUM TE-PCB					0,45

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 I. Resultater fra analyse av dioksiner i skallinnmat av taskekrabbe

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4493

NILU sample number: 07/576

Customer: NIVA v/J. A. Berge

Customers sample ID: Kongsbukta

: 1A + 1B ble slått sammen

Sample type: Krabbe skallinmat

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB240_03-04-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	1,13	47	1,13	1,13	1,13
12378-PeCDD	2,37	54	1,18	1,18	2,37
123478-HxCDD	1,19	55	0,12	0,12	0,12
123678-HxCDD	1,88	56	0,19	0,19	0,19
123789-HxCDD	0,92		0,09	0,09	0,09
1234678-HpCDD	2,80	56	0,03	0,03	0,03
OCDD	2,18	52	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			2,74	2,74	3,93
Furanes					
2378-TCDF	30,9	50	3,09	3,09	3,09
12378/12348-PeCDF	11,0	*	0,11	0,55	0,55
23478-PeCDF	15,1	58	7,56	7,56	7,56
123478/123479-HxCDF	9,15	56	0,91	0,91	0,91
123678-HxCDF	4,42	55	0,44	0,44	0,44
123789-HxCDF	0,14	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	5,45	56	0,55	0,55	0,55
1234678-HpCDF	9,13	59	0,09	0,09	0,09
1234789-HpCDF	0,20	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,81	65	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			12,8	13,2	13,2
SUM PCDD/PCDF			15,5	16,0	17,1
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	287	47			0,03
344'5'-TeCB (PCB-81)	25,3				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	115	54			11,5
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	24,2	71			0,24
SUM TE-PCB					11,8

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

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

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

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

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

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

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

*: Samplingstandard NS-EN 1948

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4493

NILU sample number: 07/577

Customer: NIVA v/J.A. Berge

Customers sample ID: Byfjorden

: Indre havn

Sample type: Krabbe skallinmat

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB240_03-04-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	2,36	65	2,36	2,36	2,36
12378-PeCDD	4,39	67	2,19	2,19	4,39
123478-HxCDD	2,10	70	0,21	0,21	0,21
123678-HxCDD	3,87	65	0,39	0,39	0,39
123789-HxCDD	1,84		0,18	0,18	0,18
1234678-HpCDD	4,69	68	0,05	0,05	0,05
OCDD	3,48	67	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			5,38	5,38	7,58
Furanes					
2378-TCDF	60,6	66	6,06	6,06	6,06
12378/12348-PeCDF	22,5	*	0,23	1,13	1,13
23478-PeCDF	29,8	70	14,9	14,9	14,9
123478/123479-HxCDF	16,6	66	1,66	1,66	1,66
123678-HxCDF	8,43	67	0,84	0,84	0,84
123789-HxCDF	0,24	*	0,02	0,02	0,02
234678-HxCDF	10,4	67	1,04	1,04	1,04
1234678-HpCDF	17,4	70	0,17	0,17	0,17
1234789-HpCDF	0,53	*	0,01	0,01	0,01
OCDF	1,75	71	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			24,9	25,9	25,8
SUM PCDD/PCDF			30,3	31,2	33,4
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	461	66			0,05
344'5'-TeCB (PCB-81)	55,7				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	264	72			26,4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	59,3	88			0,59
SUM TE-PCB					27,1

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-4493

NILU sample number: 07/578

Customer: NIVA v/J.A. Berge

Customers sample ID: Kjeholmen

Sample type: Krabbe skallinmat

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB240_03-04-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,67	68	0,67	0,67	0,67
12378-PeCDD	1,82	80	0,91	0,91	1,82
123478-HxCDD	1,16	79	0,12	0,12	0,12
123678-HxCDD	1,90	83	0,19	0,19	0,19
123789-HxCDD	0,81		0,08	0,08	0,08
1234678-HpCDD	2,87	86	0,03	0,03	0,03
OCDD	2,24	85	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			1,99	1,99	2,90
Furanes					
2378-TCDF	7,12	70	0,71	0,71	0,71
12378/12348-PeCDF	2,74	*	0,03	0,14	0,14
23478-PeCDF	6,04	82	3,02	3,02	3,02
123478/123479-HxCDF	4,07	81	0,41	0,41	0,41
123678-HxCDF	1,82	79	0,18	0,18	0,18
123789-HxCDF	0,07 i	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	2,80	83	0,28	0,28	0,28
1234678-HpCDF	5,87	85	0,06	0,06	0,06
1234789-HpCDF	0,11	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,54	98	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			4,70	4,81	4,81
SUM PCDD/PCDF			6,69	6,80	7,71
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	110	65			0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	6,53				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	39,6	75			3,96
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	10,0	99			0,10
SUM TE-PCB					4,07

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 J. Resultater fra analyse av dioksiner i filet av skrubbe

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4493

NILU sample number: 07/574

Customer: NIVA v/J.A. Berge

Customers sample ID: Byfjorden/Kjosbukta

:

Sample type: Skrubbe filet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB231_22-03-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,03	77	0,03	0,03	0,03
12378-PeCDD	0,05	80	0,02	0,02	0,05
123478-HxCDD	<	80	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,02	80	0,00	0,00	0,00
123789-HxCDD	<	0,01	0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	<	0,01	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,06	72	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,06	0,06	0,08
Furanes					
2378-TCDF	0,50	77	0,05	0,05	0,05
12378/12348-PeCDF	0,14	*	0,00	0,01	0,01
23478-PeCDF	0,29	80	0,14	0,14	0,14
123478/123479-HxCDF	0,06	80	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDF	0,04	76	0,00	0,00	0,00
123789-HxCDF	<	0,01	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,03	78	0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDF	0,02	i 78	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	<	0,03	0,00	0,00	0,00
OCDF	<	0,13	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,21	0,22	0,22
SUM PCDD/PCDF			0,27	0,28	0,30
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	5,39	78			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,61				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	3,07	82			0,31
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,58	99			0,01
SUM TE-PCB					0,31

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-4493

NILU sample number: 07/575

Customer: NIVA v/J. A. Berge

Customers sample ID: Marvika

Sample type: Skrubbe filet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB240_03-04-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,08	39	0,08	0,08	0,08
12378-PeCDD	0,06	53	0,03	0,03	0,06
123478-HxCDD	0,03	59	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,05 i	56	0,00	0,00	0,00
123789-HxCDD	<	0,03	0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	0,08	48	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,12	35	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,12	0,12	0,16
Furanes					
2378-TCDF	0,57	50	0,06	0,06	0,06
12378/12348-PeCDF	0,19	*	0,00	0,01	0,01
23478-PeCDF	0,39	62	0,19	0,19	0,19
123478/123479-HxCDF	0,13	63	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDF	0,09	60	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDF	<	0,02	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,05	60	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF	0,15	65	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,05	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,18	80	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,28	0,29	0,29
SUM PCDD/PCDF			0,41	0,42	0,45
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	4,01	43			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,70				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	3,48	57			0,35
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,56	80			0,01
SUM TE-PCB					0,35

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 K. Resultater fra analyse av dioksiner i filet og lever av torsk

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4493

NILU sample number: 07/579

Customer: NIVA v/J.A. Berge

Customers sample ID: Byfjorden

: Indre havn

Sample type: Torske filet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB240_03-04-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,06	56	0,06	0,06	0,06
12378-PeCDD	0,04	71	0,02	0,02	0,04
123478-HxCDD	<	0,03	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD		71	0,00	0,00	0,00
123789-HxCDD	<	0,03	0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD		71	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,08	68	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,09	0,09	0,11
Furanes					
2378-TCDF	0,66	60	0,07	0,07	0,07
12378/12348-PeCDF	0,31	*	0,00	0,02	0,02
23478-PeCDF	0,07	69	0,04	0,04	0,04
123478/123479-HxCDF	0,08	69	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDF	0,13	64	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDF	<	0,02	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF		69	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF		70	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	<	0,03	0,00	0,00	0,00
OCDF	<	0,18	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,14	0,15	0,15
SUM PCDD/PCDF			0,23	0,24	0,26
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	6,73	59			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,65				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	8,65	65			0,87
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,66	86			0,02
SUM TE-PCB					0,88

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-4493

NILU sample number: 07/580

Customer: NIVA v/J.A. Berge

Customers sample ID: Marvika

Sample type: Torske filet

Sample amount: 25,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB240_03-04-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,05	52	0,05	0,05	0,05
12378-PeCDD	0,05	64	0,02	0,02	0,05
123478-HxCDD	0,03 i	64	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,03	62	0,00	0,00	0,00
123789-HxCDD	0,04		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	0,05 i	58	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,12	48	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,08	0,08	0,11
Furanes					
2378-TCDF	0,31	55	0,03	0,03	0,03
12378/12348-PeCDF	0,15	*	0,00	0,01	0,01
23478-PeCDF	0,03 i	68	0,01	0,01	0,01
123478/123479-HxCDF	0,03	65	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDF	0,05 i	62	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDF	<	0,02	*	0,00	0,00
234678-HxCDF		0,05	63	0,00	0,00
1234678-HpCDF		0,03	67	0,00	0,00
1234789-HpCDF	<	0,03	*	0,00	0,00
OCDF	<	0,16	56	0,00	0,00
SUM PCDF			0,06	0,07	0,07
SUM PCDD/PCDF			0,15	0,15	0,18
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	3,45	47			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,60				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	4,07	63			0,41
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,88	85			0,01
SUM TE-PCB					0,42

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-4493

NILU sample number: 07/581

Customer: NIVA v/J.A. Berge

Customers sample ID: Byfjorden

: Indre havn

Sample type: Torske lever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB240_03-04-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	8,82	80	8,82	8,82	8,82
12378-PeCDD	0,55	91	0,28	0,28	0,55
123478-HxCDD	<	93	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	3,68	91	0,37	0,37	0,37
123789-HxCDD	1,83		0,18	0,18	0,18
1234678-HpCDD	1,84	92	0,02	0,02	0,02
OCDD	1,45	85	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			9,67	9,67	9,95
Furanes					
2378-TCDF	145	80	14,5	14,5	14,5
12378/12348-PeCDF	58,7	*	0,59	2,93	2,93
23478-PeCDF	7,74	92	3,87	3,87	3,87
123478/123479-HxCDF	29,0	94	2,90	2,90	2,90
123678-HxCDF	26,4	86	2,64	2,64	2,64
123789-HxCDF	1,48	*	0,15	0,15	0,15
234678-HxCDF	19,5	88	1,95	1,95	1,95
1234678-HpCDF	7,44	87	0,07	0,07	0,07
1234789-HpCDF	2,57	*	0,03	0,03	0,03
OCDF	1,00	84	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			26,7	29,1	29,1
SUM PCDD/PCDF			36,4	38,7	39,0
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 507	72			0,15
344'5'-TeCB (PCB-81)	139				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	2 840	91			284
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	693	97			6,93
SUM TE-PCB					291

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-4493

NILU sample number: 07/582

Customer: NIVA v/J.A. Berge

Customers sample ID: Marvika

:

Sample type: Torske lever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB240_03-04-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	3,43	69	3,43	3,43	3,43
12378-PeCDD	0,57	78	0,29	0,29	0,57
123478-HxCDD	<	0,16	81	0,02	0,02
123678-HxCDD	2,61	80	0,26	0,26	0,26
123789-HxCDD	1,14		0,11	0,11	0,11
1234678-HpCDD	1,37	85	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,30	78	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			4,12	4,12	4,40
Furanes					
2378-TCDF	49,9	72	4,99	4,99	4,99
12378/12348-PeCDF	20,3	*	0,20	1,01	1,01
23478-PeCDF	5,24	79	2,62	2,62	2,62
123478/123479-HxCDF	12,3	80	1,23	1,23	1,23
123678-HxCDF	8,99	75	0,90	0,90	0,90
123789-HxCDF	0,52	*	0,05	0,05	0,05
234678-HxCDF	7,14	79	0,71	0,71	0,71
1234678-HpCDF	3,77	81	0,04	0,04	0,04
1234789-HpCDF	1,30	*	0,01	0,01	0,01
OCDF	0,63 i	84	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			10,7	11,6	11,6
SUM PCDD/PCDF			14,9	15,7	16,0
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	707	60			0,07
344'5'-TeCB (PCB-81)	80,0				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1 057	77			106
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	304	81			3,04
SUM TE-PCB					109

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-4493

NILU sample number: 07/583

Customer: NIVA v/J.A. Berge

Customers sample ID: Flekkerøya/Kjeholmen

:

Sample type: Torske lever

Sample amount: 5,00 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB240_03-04-07_diox

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	3,36	74	3,36	3,36	3,36
12378-PeCDD	0,54	82	0,27	0,27	0,54
123478-HxCDD	<	80	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	2,28	80	0,23	0,23	0,23
123789-HxCDD	1,25		0,13	0,13	0,13
1234678-HpCDD	1,19	79	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,12	70	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			4,01	4,01	4,28
Furanes					
2378-TCDF	53,5	77	5,35	5,35	5,35
12378/12348-PeCDF	25,9	*	0,26	1,30	1,30
23478-PeCDF	6,31	83	3,15	3,15	3,15
123478/123479-HxCDF	11,1	81	1,11	1,11	1,11
123678-HxCDF	11,0	76	1,10	1,10	1,10
123789-HxCDF	0,67	*	0,07	0,07	0,07
234678-HxCDF	7,77	75	0,78	0,78	0,78
1234678-HpCDF	3,77	74	0,04	0,04	0,04
1234789-HpCDF	1,02	*	0,01	0,01	0,01
OCDF	<	70	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			11,9	12,9	12,9
SUM PCDD/PCDF			15,9	16,9	17,2
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	584	75			0,06
344'5'-TeCB (PCB-81)	50,3				0,01
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	679	80			67,9
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	190	81			1,90
SUM TE-PCB					69,9

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 L. Spesialundersøkelser for variasjon av PAH-innhold i blåskjell fra 2002 til 2007

Side nr.162/180

Norsk
Institutt
for
Vannforskning

Gaustadalléen 21
0349 Oslo
Tel: 22 18 51 00
Fax: 22 18 52 00

ANALYSE RAPPORT



Navn **Kristiansandsfjorden**
Adresse

Deres referanse:

Vår referanse:

Dato

Rekv.nr. 2007-1853

06.12.2007

O.nr. O 27011 14

Prøvene ble levert ved NIVAs laboratorium av prosjektmedarbeider, og merket slik som gjengitt i tabellen nedenfor. Prøvene ble analysert med følgende resultater (analyseusikkerhet kan fås ved henvendelse til laboratoriet):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
1	St.1 Hanneviksbukta 51mm	2003.08.21	2007.08.24	2007.08.28-2007.09.27
2	St.1 Hanneviksbukta 46mm	2002.05.15	2007.08.24	2007.08.28-2007.09.27
3	St.1 Hanneviksbukta 65mm	2007.08.01	2007.08.24	2007.08.28-2007.09.27
4	St.2 Myrenbrygga 50mm	2003.08.21	2007.08.24	2007.08.28-2007.09.27
5	St.2 Myrenbrygga 52mm	2002.05.15	2007.08.24	2007.08.28-2007.09.27
6	St.2 Myrenbrygga 61mm	2007.08.01	2007.08.24	2007.08.28-2007.09.27
7	St.3 Myrodden/Fiskåtangen 46mm	2003.05.21	2007.08.24	2007.08.28-2007.09.27

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	1	2	3	4	5	6	7
Tørrstoff	%	B 3	14	11	11	15	16	12	13
Fett	% pr.v.v.	H 3-4	1,0	0,65	0,71	0,91	2,3	1,3	0,29

Kommentarer

- 1 Faktura belastes NES.
s: komponenten overstiger kalibreringskurve

(Rekv.nr. 2007-1853, fortsettelse av tabellen):

Prøvenr	Prøve merket	Prøvetakings- dato	Mottatt NIVA	Analyseperiode
8	St.3 Myrodden/Fiskåtangen 49mm	2002.05.15	2007.08.24	2007.08.28-2007.09.27
9	St.4 Lumber 57mm	2003.08.21	2007.08.24	2007.09.26-2007.09.28
10	St.4 Lumber 52mm	2002.05.15	2007.08.24	2007.09.26-2007.09.28
11	St.4 Lumber 64mm	2007.08.01	2007.08.24	2007.09.26-2007.09.28

Analysevariabel	Enhet	Prøvenr Metode	8	9	10	11
Tørrstoff	%	B 3	13	13	13	12
Fett	% pr.v.v.	H 3-4	0,71	0,76	2,0	1,4
Naftalen	µg/kg v.v.	H 2-4		7,6	9,0	<0,5
Acenaftylen	µg/kg v.v.	H 2-4		1,6	2,3	<0,5
Acenaften	µg/kg v.v.	H 2-4		11	75	1,6
Fluoren	µg/kg v.v.	H 2-4		9,8	78	1,5
Dibenzotiofen	µg/kg v.v.	H 2-4		6,9	41	0,58
Fenantren	µg/kg v.v.	H 2-4		130	s700	8,8
Antracen	µg/kg v.v.	H 2-4		39	180	1,7
Fluoranten	µg/kg v.v.	H 2-4		s630	s3800	20
Pyren	µg/kg v.v.	H 2-4		s580	s3500	18
Benz(a)antracen	µg/kg v.v.	H 2-4		s1000	s5000	17
Benzo(k)fluoranten	µg/kg v.v.	H 2-4		s560	s2200	4,2
Benzo(e)pyren	µg/kg v.v.	H 2-4		s840	s3200	18
Benzo(a)pyren	µg/kg v.v.	H 2-4		s670	s3100	7,2
Perylen	µg/kg v.v.	H 2-4		180	s740	3,3
Indeno(1,2,3cd)pyren	µg/kg v.v.	H 2-4		s300	s950	2,9
Dibenz(ac+ah)antrac.	µg/kg v.v.	H 2-4		66	s320	<0,5
Benzo(ghi)perylene	µg/kg v.v.	H 2-4		s250	s800	9,3
Sum PAH	µg/kg v.v.	Beregnet*		s7681,9	s35495,3	139,08
Sum PAH16	µg/kg v.v.	Beregnet*		s6655	s31514,3	117,2
Sum KPAH	µg/kg v.v.	Beregnet*		s3996	s17070	43,3
Sum NPD	µg/kg v.v.	Beregnet*		144,5	s750	9,38
Benzo(b+j)fluoranten	µg/kg v.v.	H 2-4		s1400	s5500	12
Chrysen	µg/kg v.v.	H 2-4		s1000	s5300	13

s : Det er knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen.

* : Metoden er ikke akkreditert.

Kommentarer

- 9 s= Konsentrasjonen av forbindelsen i ekstraktet av prøven overstiger kalibreringskurvens dekningsområde. Det er derfor knyttet større usikkerhet enn normalt til kvantifiseringen. Resultatene må betraktes som et minimumsnivå. Gjelder prøve 9-10: Et sertifisert referansemateriale ble analysert parallelt med prøvene. Resultatet for naftalen var lavere enn nedre aksjonsgrense.

Norsk institutt for vannforskning

ANALYSE RAPPORT



Rekv.nr. 2007-1853

(fortsettelse av tabellen):

VEDLEGG

SUM PAH16 omfatter flg forbindelser: naftalen, acenaftylen, acenaften, fluoren, fenantren, antracen, fluoranten, pyren, benz(a)antracen, chrysen, benzo(b+j)fluoranten, benzo(k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren, dibenz(a,c+a,h)antracen, benzo(ghi)perylene.

SUM NPD er summen av naftalen, fenantren, dibenzotiofen, C₁-C₃-naftalener, C₁-C₃-fenantrener og C₁-C₃-dibenzotiofener.

SUM KPAH er summen av benz(a)antracen, benzo(b+j+k)fluoranten, benzo(a)pyren, indeno(1,2,3-cd)pyren og dibenz(a,c+a,h)antracen¹⁰. Disse har potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A + 2B (sannsynlige + trolige carcinogene).

SUM PAH er summen av alle PAH-forbindelser som inngår i denne rapporten.

¹⁰ Bare a,h-isomeren har potensielt kreftfremkallende egenskaper

Vedlegg M. Spesialundersøkelser for variasjon av dioksininnhold i blåskjell fra 2002 til 2007

Results of PCDD/PCDF and nonortho-PCB Analysis



Encl. to measuring report: O-4762

NILU sample number: 07/1264

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: Pr.1 Hannevika 1853-1

: St. 1, 51 mm, 21/08-2003

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 20,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB318_31-08-07_B

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,07 i	80	0,07	0,07	0,07
12378-PeCDD	0,05	86	0,02	0,02	0,05
123478-HxCDD	0,03	121	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,03	118	0,00	0,00	0,00
123789-HxCDD	0,02 i		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	0,16	98	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,66	87	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,11	0,11	0,13
Furanes					
2378-TCDF	3,99	81	0,40	0,40	0,40
12378/12348-PeCDF	0,37 i	*	0,00	0,02	0,02
23478-PeCDF	0,43	89	0,21	0,21	0,21
123478/123479-HxCDF	0,16	112	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDF	0,12	115	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDF	0,07	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,08	113	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF	0,36	96	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,09	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,76	90	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,66	0,68	0,68
SUM PCDD/PCDF			0,77	0,79	0,81
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	60,5	78			0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	20,2				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	17,3	86			1,73
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,20	94			0,01
SUM TE-PCB					1,75

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-4762

NILU sample number: 07/1265

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: Pr.2 Hannevika 1853-2

: St.1, 36 mm, 15/05-2002

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 19,6 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB318_31-08-07_B

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,12	73	0,12	0,12	0,12
12378-PeCDD	0,06 i	80	0,03	0,03	0,06
123478-HxCDD	0,06 i	97	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,10	96	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	0,03 i		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	0,58	79	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,84	74	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,17	0,17	0,20
Furanes					
2378-TCDF	5,10	75	0,51	0,51	0,51
12378/12348-PeCDF	0,82	*	0,01	0,04	0,04
23478-PeCDF	1,06	82	0,53	0,53	0,53
123478/123479-HxCDF	0,29	92	0,03	0,03	0,03
123678-HxCDF	0,19	95	0,02	0,02	0,02
123789-HxCDF	0,11	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,20	86	0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDF	0,64	75	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	0,08	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,73	75	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			1,13	1,17	1,17
SUM PCDD/PCDF			1,30	1,34	1,36
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	74,3	69			0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	27,2				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	21,2	77			2,12
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,57	83			0,02
SUM TE-PCB					2,15

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-4762

NILU sample number: 07/1266

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: Pr. 3, Hannevika 1853-3

: St.1, 65 mm august 2007

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 20,1 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB318_31-08-07_B

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g					
Dioxins						
2378-TCDD	<	0,03	73	0,03	0,03	0,03
12378-PeCDD	<	0,03	92	0,02	0,02	0,03
123478-HxCDD	<	0,23	116	0,02	0,02	0,02
123678-HxCDD	<	0,20	113	0,02	0,02	0,02
123789-HxCDD	<	0,23		0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDD		0,12	96	0,00	0,00	0,00
OCDD		0,44	93	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD				0,12	0,12	0,13
Furanes						
2378-TCDF		1,17	76	0,12	0,12	0,12
12378/12348-PeCDF		0,14	*	0,00	0,01	0,01
23478-PeCDF		0,16 i	88	0,08	0,08	0,08
123478/123479-HxCDF		0,07	86	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDF		0,09	98	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDF	<	0,07	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	<	0,06	101	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF		0,17	96	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF		0,03	*	0,00	0,00	0,00
OCDF		0,29	95	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF				0,23	0,24	0,24
SUM PCDD/PCDF				0,35	0,36	0,37
nonortho - PCB						
33'44'-TeCB (PCB-77)		11,2	75			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)		1,41				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)		2,90	83			0,29
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		0,33 i	94			0,00
SUM TE-PCB						0,29

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-4762

NILU sample number: 07/1267

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: Pr. 4, Myrenbrygga 1853-4

: St. 2, 50mm 21/08-2003

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 20,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB318_31-08-07_b

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,03	85	0,03	0,03	0,03
12378-PeCDD	0,05 i	89	0,02	0,02	0,05
123478-HxCDD	0,02 i	95	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,02	95	0,00	0,00	0,00
123789-HxCDD	<	0,02	0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	0,16 i	93	0,00	0,00	0,00
OCDD	0,57	83	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,06	0,06	0,09
Furanes					
2378-TCDF	2,42	85	0,24	0,24	0,24
12378/12348-PeCDF	0,29	*	0,00	0,01	0,01
23478-PeCDF	0,31	88	0,16	0,16	0,16
123478/123479-HxCDF	0,13	94	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDF	0,09	89	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDF	0,05 i	*	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,07	91	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF	0,47	85	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,06	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,56	86	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,44	0,45	0,45
SUM PCDD/PCDF			0,50	0,51	0,54
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	33,6	80			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	15,2				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	14,4	84			1,44
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,11	85			0,01
SUM TE-PCB					1,46

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-4762

NILU sample number: 07/1268

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: Pr.5, Myrenbrygga 1853-5

: St.2, 52 mm, 15/05-2002

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 20,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB318_31-08-07_B

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,15	85	0,15	0,15	0,15
12378-PeCDD	0,14	92	0,07	0,07	0,14
123478-HxCDD	0,04	105	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,08 i	106	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	0,05		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	0,48	94	0,00	0,00	0,00
OCDD	1,18	80	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,25	0,25	0,31
Furanes					
2378-TCDF	6,46	89	0,65	0,65	0,65
12378/12348-PeCDF	0,93	*	0,01	0,05	0,05
23478-PeCDF	1,16	93	0,58	0,58	0,58
123478/123479-HxCDF	0,29	106	0,03	0,03	0,03
123678-HxCDF	0,22	103	0,02	0,02	0,02
123789-HxCDF	0,13	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,19	96	0,02	0,02	0,02
1234678-HpCDF	0,51	86	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	0,09	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,61	85	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			1,33	1,36	1,36
SUM PCDD/PCDF			1,57	1,61	1,68
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	79,9	80			0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	34,2				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	27,5	84			2,75
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	2,23	91			0,02
SUM TE-PCB					2,78

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-4762

NILU sample number: 07/1269

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: Pr. 6 , Myrenbrygga 1853-6

: St.2, 61mm, 21/08-2003. NB!! Feil! Må være 1/8-2007 (rettet K. Næs)

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 20,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB318_31-08-07_B

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,09	82	0,09	0,09	0,09
12378-PeCDD	0,08 i	95	0,04	0,04	0,08
123478-HxCDD	0,05 i	114	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,05	120	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	0,04		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD	0,34	106	0,00	0,00	0,00
OCDD	1,42	82	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,15	0,15	0,19
Furanes					
2378-TCDF	1,07	88	0,11	0,11	0,11
12378/12348-PeCDF	0,18	*	0,00	0,01	0,01
23478-PeCDF	0,21	93	0,10	0,10	0,10
123478/123479-HxCDF	0,08	104	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDF	0,09	118	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDF	0,08	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,08	109	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF	0,24	94	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,06 i	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,49	86	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,25	0,26	0,26
SUM PCDD/PCDF			0,40	0,41	0,44
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	13,4	84			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	1,84				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	3,47	88			0,35
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,45	98			0,00
SUM TE-PCB					0,35

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-4762

NILU sample number: 07/1270

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: Pr. 7, Myrodden/Fiskåtangen, 1853-7

: St.3, 46mm, 21/08-2003

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 20,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB_318-08-07_B

Compound	Concentration		Recovery	TE(nordic)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g					
Dioxins						
2378-TCDD	<	0,03	73	0,03	0,03	0,03
12378-PeCDD	<	0,05	80	0,03	0,03	0,05
123478-HxCDD	<	0,03	98	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD		0,03	93	0,00	0,00	0,00
123789-HxCDD		0,04		0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDD		0,14	83	0,00	0,00	0,00
OCDD		0,52	66	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD				0,07	0,07	0,09
Furanes						
2378-TCDF		0,93	74	0,09	0,09	0,09
12378/12348-PeCDF		0,15	*	0,00	0,01	0,01
23478-PeCDF		0,18	83	0,09	0,09	0,09
123478/123479-HxCDF		0,06	90	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDF		0,05	89	0,00	0,00	0,00
123789-HxCDF		0,04	*	0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	<	0,02	85	0,00	0,00	0,00
1234678-HpCDF		0,18	80	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	<	0,03	*	0,00	0,00	0,00
OCDF		0,29	70	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF				0,20	0,21	0,21
SUM PCDD/PCDF				0,27	0,28	0,30
nonortho - PCB						
33'44'-TeCB (PCB-77)		17,2	73			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)		6,48				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)		5,58	75			0,56
33'44'55'-HxCB (PCB-169)		0,45	86			0,00
SUM TE-PCB						0,57

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-4762

NILU sample number: 07/1271

Customer: NIVA v/K. Næs

Customers sample ID: Pr. 8, Myrodden/Fiskåtangen, 1853-8

: St.3, 49 mm, 15/05/2002

Sample type: Blåskjell

Sample amount: 20,0 g

Total sample amount:

Concentration units: pg/g

Data files: VB_318-31-08-07_B

Compound	Concentration pg/g	Recovery %	TE(nordic) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
Dioxins					
2378-TCDD	0,08	79	0,08	0,08	0,08
12378-PeCDD	0,08	83	0,04	0,04	0,08
123478-HxCDD	0,06	96	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,11	98	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	0,07		0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDD	0,60	77	0,01	0,01	0,01
OCDD	1,62	59	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD			0,15	0,15	0,19
Furanes					
2378-TCDF	2,31	78	0,23	0,23	0,23
12378/12348-PeCDF	0,37	*	0,00	0,02	0,02
23478-PeCDF	0,54	81	0,27	0,27	0,27
123478/123479-HxCDF	0,12	93	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDF	0,10	100	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDF	0,05	*	0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,13	87	0,01	0,01	0,01
1234678-HpCDF	0,36	68	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,06	*	0,00	0,00	0,00
OCDF	0,57	64	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF			0,55	0,56	0,56
SUM PCDD/PCDF			0,70	0,71	0,75
nonortho - PCB					
33'44'-TeCB (PCB-77)	30,3	74			0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	11,9				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	11,1	78			1,11
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,97	79			0,01
SUM TE-PCB					1,12

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

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

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

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

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

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

b: Lower than 10 times method blank

g: Recovery is not according to NILUs quality criteria

*: Samplingstandard NS-EN 1948

Vedlegg N. Oversikt over tiltak på land og sjø – input fra Fylkesmannen i Vest-Agder

Tiltak land:

Kongsgårdbukta:

Kilder: Avfallsdeponier (avfall fra industri og husholdninger), garveri.

Forbindelser: PCB, PAH, tungmetaller, alifater, aromater, HCB m.m.

Tiltak: Hoveddeponiet (del A) er sikret: Tetting av det gamle deponiet mot sjøsiden og rensing av sigevannet via strandkantdeponiet. Avsluttet høsten 2005.

Marvika:

Kilder: Båtslipper og verksteder (Marvika marinebase) samt gamle avfallsdeponier.

Forbindelser: Olje, PAH, TBT, PCB, bly, kobber, sink, kadmium, kvikksølv m.m.

Tiltak: Fjerning av masser på land (ca. 5000 m³), avskjæringsgrøfter etablert. 2004-2005.

Torsvika:

Kilder: Avfallsdeponi, brannfylling.

Forbindelser: PCB, TBT, PAH, tungmetaller, DDT, olje m.m.

Tiltak: Fjerning av de mest forurensede massene, sikring mot spredning av resterende masser ved tildekking og filter mot sjø 2006-2007.

Tangen:

Kilder: Skipsverft, gassverk, avfallsdeponi.

Forbindelser: PAH, tungmetaller, olje, toluen, lindan.

Tiltak: Fjerning av forurensede masser i forbindelse med utbyggingsprosjekter 2006-2008. Videre opprydding sannsynligvis nødvendig.

Kjøita:

Kilder: Treimpregneringsverk.

Forbindelser: Arsen, kobber, krom m.m.

Tiltak: Fjerning av forurensede masser 2005.

Gravane:

Kilder: Skipsverft.

Forbindelser: Tungmetaller, PAH.

Tiltak: Fjerning av forurensede masser i forbindelsene med etablering av nytt teater og konserthus 2007.

Bredalsholmen:

Kilder: Dokk, mekanisk verksted, avfallsdeponi.

Forbindelser: Tungmetaller, olje, TBT, PAH, PCB.

Tiltak: Fjerning og isolering av masser, masseutskiftning 2005-2007.

Elkem/Fiskåtangen:

Forbindelser: PAH.

Tiltak: Tiltak på land for å redusere utslippene til sjø.

Xstrata Nickel/Falconbridge:

Forbindelser: Tungmetaller (Ni, As), dioksiner, HCB, jernslam,

Tiltak: Tiltak på land for å redusere utslippene til sjø. Tiltak ved kai.

Lokalitet	Kilde	Forbindelser	Tiltak
Kongsgårdbukta	Avfallsdeponier (avfall fra industri og husholdninger), garveri.	PCB, PAH, tungmetaller, alifater, aromater, HCB m.m.	Tetting av det gamle deponiet mot sjøsiden og rensing av sigevannet via strandkantdeponiet. Avsluttet høsten 2005.
Marvika	Båtslipper og verksteder (Marvika marinebase). Gamle avfallsdeponier.	Olje, PAH, TBT, PCB, Pb, Cu, Hg, Cd, Zn m.m.	Fjerning av masser på land (ca. 5000 m ³), avskjæringsgrøfter etablert. 2004-2005.
Torsvika	Avfallsdeponi, brannfylling.	PCB, TBT, PAH, tungmetaller, DDT, olje.	Fjerning av de mest forurensede massene, sikring mot spredning av resterende masser ved tildekking og filter mot sjø 2006-2007.
Tangen	Skipsverft, gassverk, avfallsdeponi.	PAH, tungmetaller, olje, toluen, lindan.	Fjerning av masser på land: 2006/2007 -
Kjøita	Treimpregneringsverk.	Cu, Cr, As.	Fjerning av masser på land: 2005.
Bredalsholmen	Dokk, mekanisk verksted, avfallsdeponi.	Tungmetaller, olje, TBT, PAH, PCB.	Fjerning og isolering av masser, masseutskiftning 2005-2007.
Gravane	Skipsverft.	Tungmetaller, PAH.	Fjerning av forurensede masser i forbindelsene med etablering av nytt teater og konserthus 2007.

Tiltak sjø:**Hannevika:**

(1998: Prøvetildekking.)

2002-2003: Hovedtildekking.

2003: Tildekking ved bedriftens kai.

2004: Madrass under kai.

2004: Tilleggstildekking: Ved kai samt grunne områder.

Kongsgårdbukta:

2004-2005: Mesteparten av de forurensede sedimentene ble dekket til ifbm. etableringen av strandkantdeponi og motfylling. Sjøbunnen ble dekket til med sand i forkant for disse tiltakene.

2006: Noe mudring utenfor ny kaifront.

Auglandsbukta:

2006-2007: Mudring av småbåthavn. Estimert volum før tiltak: 20.000 m³.

Christianholm:

2006-2007: Mudring av småbåthavn. Estimert volum før tiltak: 20.000 m³.

Gravane:

2007: Mudring og fjerning av ca. 6.400 m³ masse i forbindelse med etablering av nytt teater og konserthus.

Vesterhavn/Trafikkhavn:

2004 og 2007: Mudring og erosjonssikring (plastring med betongmadrasser). I 2007 ble 3.100 m³ fjernet.

Marvika/Torsvika:

Planlagt 2008: Mudring og/eller tildekking av 70.000 m².

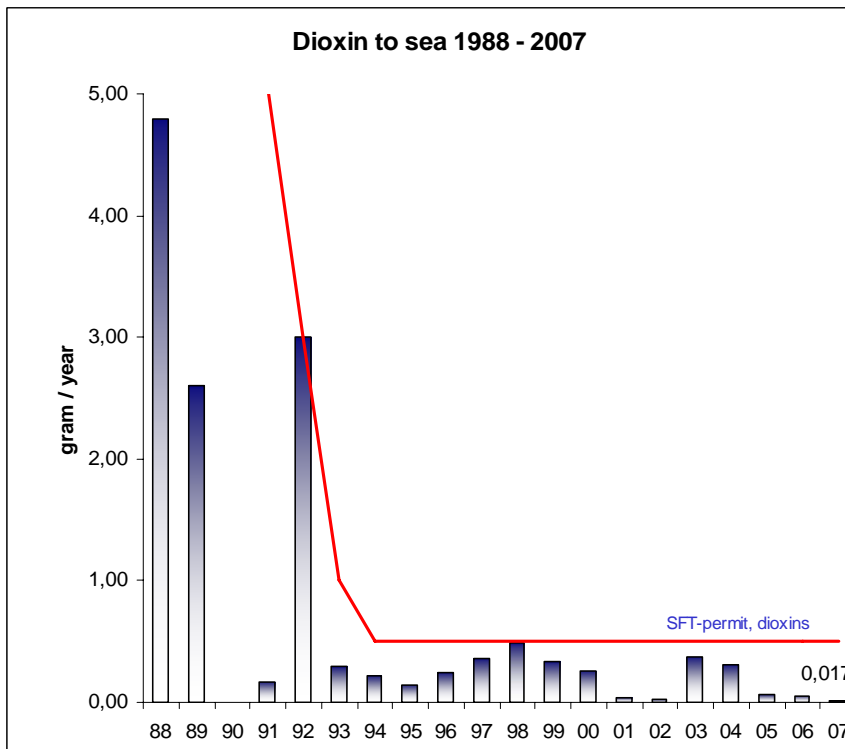
Bredalsholmen:

Planlagt 2008: Mudring ved Bredalsholmen Vest (ved dokkporten) av 10.000 m². Estimert volum: 2.000 m³.

Vedlegg O. Tiltak foretatt av Xstrata Nickel

Reduksjon av utslipp til sjø / tiltak i forurensede sedimenter foretatt av Xstrata Nickel (informasjon tilsendt fra bedriften)

- 1972 - Diverse vannbesparende tiltak, prosessforbedringer og omlegging av arbeidsrutiner
- 1981 - Prosessomlegging fra matte luting til klorlduting
- 1982 - Utslipp av metallholdig avfall til sjø opphører. Oppretter slamdeponi på land og forbedret avløpsovervåking
- 1984 - Oppstart av nytt renseanlegg for avløpsvann.
- 1989 - Nytt gassrenseanlegg for smelteovnen, reduksjon i dioksiner til sjø
- 1993 - Omlegging av smelteovnsprosessen, resirkulering av slam, kraftig reduksjon i utslippene av dioksiner til sjø
- 1996 - Oppstart av prosjekt for å benytte sand fra E-18 prosjektet under Oddernes til overdekking av forurensede sedimenter i Hanneviksbukta.
- 1998 - Vellykket pilotprosjekt med tildekking av prøvefelt i Hanneviksbukta
- 2000 - Renovering av elektrofilter for rensing av dioksiner til sjø
- 2001 - Fjellhaller benyttes som bufferkapasitet for å hindre uønskede utslipp av metaller til sjø
- 2002 - Tildekking av Hanneviksbukta med sand starter opp
- 2003 - Tildekking langs bedriftens kaianlegg gjennomføres. Armeringsduk, pukk og betongmadrasser benyttes. Tildekking av Hanneviksbukta med sand avsluttes.
- 2004 - Supplerende tildekking med betongmadrasser under bedriftens kaianlegg gjennomføres. Supplerende tildekking med sand i områder med mangelfull tildekking.



En oversikt over utslipp av ”dioksiner” (dvs. dioksiner/furaner og non-orto PCB uttrykk som toksisitetsekvivalenter) fra Xstrata Nickel i perioden 88-2007. I figuren vises også tillatt utslipp.

Vedlegg P. Oversikt over tiltak PAH – input fra Elkem Carbon

Reduksjon av PAH-til-sjø : tiltak

- Ny valse for brikkettering av elektrodemasse i 2001 – flere runder med ombygginger på kjølevannet.
- 2004: Installasjon av vannkjøler og røropplegg for resirkulering av brikettvann, nye dyser for spraying av sylindere og vannmålere
- 2005: Ombygging av kjølesystemet
- April 2005: Ny ekstruder for brikkettering av elektrodemasse
- Juni 2005: Pilotforsøk med Dynasandfilter
- Høst 2005: Forprosjekt separasjon av avløp og prosessvann, engasjerte Sørlandskonsult
- Mai 2006: Prosjekt: kontroll med PAH-utslipp til sjø
 - Nytt avløpsnett for tak- og overvann
 - Separasjon av prosess og overvann
 - Egen målebu og nytt prøvetakingsutstyr for prosessvann
 - Ny kum for prøvetaking av overvann
- Høst 2006: Nytt kjølevannssystem for sylindere med intervallstyring
- Høst 2006: Ny kjølesløyfe og varmeveksler for resirkulering av brikettvann
- Jan. 2007: Ombygging av varmeveksler
- Mai 2007: Ny runde med videoinspeksjon av prosessvannsrørnett



Miljøtiltak

- Lagring av løse sylindere på kai (nå er alt på paller og pakket i plast) medførte at biter og nedknuste partikler av elektrodemasse ble skylt på sjøen av regnvann. Tror dette opphørte i begynnelsen på nittitallet
- Montering av slamutskiller/setletank for oppsamling av prosessvann 1992
- Renseanlegg bl.m 6 PAH til luft – under utprøving i 1994
- Renseanlegg bl.m 7 PAH til luft – montert i 1999 og modifisert i 2000
- Renseanlegg for lagring og transport av bindemiddel (Scrubberanlegg) – 1992
- Etter store problemer med drift av PAH-anleggene har det vært full drift på renseanleggene fra 2001
- Nedleggelse av bl.m 2 i april 2001 (ikke tilknyttet PAH-reseanlegg og benyttet blant annet til omsmelting av elektrodemasse)
- Slutt på bruk av varmeskap til omsmelting av elektrodemasse i april 2001
- Stopp av destruksjonsovn i 2003
- Alle kloakkutslipp koblet til kommunalt nett

