



RAPPORT LNR 4440-2001

Overvåking av Vefsnfjorden, Sunndalsfjorden og Årdalsfjorden 2000. PAH, klorerte forbindelser og metaller i organismer og sedimenter, sammensetning av bløtbunnsfauna.

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet:

www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Overvåking av Vefsnfjorden, Sunndalsfjorden og Årdalsfjorden 2000. PAH, klorerte forbindelser og metaller i organismer og sedimenter, sammensetning av bløtbnunnsfauna.	Løpenr. (for bestilling) 4440-2001	Dato 29.10.01
	Prosjektnr. Undernr. O-20127	Sider Pris 117
Forfatter(e) Kristoffer Næs Jon Knutzen Eivind Oug Brage Rygg Jarle Håvardstun Lise Tveiten Mette Cecilie Lie	Fagområde Miljøgifter i marint miljø	Distribusjon
	Geografisk område Norge	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Elkem Aluminium Mosjøen, Hydro Aluminium Sunndal, Hydro Aluminium Årdal	Oppdragsreferanse
---	-------------------

Sammenheng

Fjordene er resipienter for avløpsvann fra aluminiumsverkene i Mosjøen, på Sunndalsøra og i Årdal. Hovedproblemet i fjordene er høye konsentrasjoner av tjærestoffer (PAH). Undersøkelsen inngår som ledd i en generell overvåking av fjordene med fokus på tilstand og utviklingstendenser, og danner grunnlag for kostholdsrad. I forhold til tidligere undersøkelser var det i Vefsnfjorden nedgang i PAH-konsentrasjonene i blåskjell i den ytre delen av fjorden, mens det ikke var nedgang i indre fjord. Bunnsedimentene fra fjorddydene kunne tyde på en viss nedgang i belastningen. Utslippene hadde små effekter på bunnfaunaen i fjorden. I Sunndalsfjorden var det bare små endringer i PAH i gruntvannsorganismer. I Årdalsfjorden var det ingen entydige endringer i PAH i oskjell, og ingen nedgang i bunnsediment. Bunnfaunaen var betydelig påvirket av utslippene i et lokalt område ved verket, men tilstanden var bedre enn ved tidligere undersøkelser. I alle fjordene var det lave konsentrasjoner av metaller (kadmium, krom, kobber, kvikksølv, bly, sink). I Vefsnfjorden ble det også analysert for klorerte forbindelser (dioksin, PCB, DDT, HCB, lindan). Det var lavt innhold av alle forbindelsene.

Fire norske emneord 1. Overvåking av PAH 2. Metaller 3. Klororganiske forbindelser 4. Smelteverksfjorder	Fire engelske emneord 1. Monitoring of PAH 2. Metals 3. Chlorinated compounds 4. Norwegian smelter affected fjords
--	--



Kristoffer Næs
Prosjektleder



Kristoffer Næs
Forskningsleder
ISBN 82-577-4084-5

Jens Skei
Forskningsjef

O-20127

**Overvåking av Vefsnfjorden, Sunndalsfjorden og
Årdalsfjorden 2000**

PAH, klorerte forbindelser og metaller i organismer og
sedimenter, sammensetning av bløtbunnsfauna

Forord

Denne undersøkelsen er gjennomført på oppdrag av Elkem Aluminium Mosjøen, Hydro Aluminium Sunndal og Hydro Aluminium Årdal. Program for undersøkelsene ble utarbeidet av NIVA Sørlandsavdelingen ved Kristoffer Næs 12. februar 1999 etter forespørsel fra Aluminiumindustriens Miljøsekretariat (AMS) ved daglig leder Arvid Bastiansen. Programmet ble revidert 22. mars 2000 og ytterligere revidert for Vefsnfjorden 25. mai 2000.

Kontaktperson ved Elkem Aluminium Mosjøen har vært Helge Nes, ved Hydro Aluminium Sunndal Øyvind Johansen og ved Hydro Aluminium Årdal Eldbjørg Saksvikrønning. I tillegg har Erle Grieg Astrup, Elkem, vært aktiv i prosjektetableringen.

Under feltarbeidet i Vefsnfjorden ble "F/F Oscar Sund" tilhørende Høgskolen i Bodø benyttet. I Årdalsfjorden ble "F/F Lerka" tilhørende Høgskolen i Sogn og Fjordane benyttet.

Feltarbeidet ble gjennomført av Lise Tveiten og Kristoffer Næs. I tillegg har de enkelte bedriftene gjort supplerende innsamling av skjell og snegl, administrert av kontaktpersonene nevnt ovenfor.

Analysene er i hovedsak foretatt ved NIVAs laboratorium. Analyser av dioksiner og non-orto PCB er gjort av NILU ved Martin Schlabach. Radiometrisk datering av sedimentkjerne er gjort av Environmental Radioactivity Research Centre, University of Liverpool, ved P.G. Appleby.

Ved NIVA har opparbeidelse av prøver blitt gjort av Lise Tveiten, Jarle Håvardstun, Mette C. Lie, Brage Rygg og Eivind Oug.

Jon Knutzen har hatt ansvaret for rapporteringen av miljøgifter i organismer, Kristoffer Næs for sedimenter og Eivind Oug for bløtbunnsfauna. Jarle Håvardstun har stått for figurfremstillinger og Mette C. Lie har redigert rapporten.

Alle takkes for innsatsen.

Grimstad, 29. oktober 2001

Kristoffer Næs

Innhold

Sammendrag	6
Summary	9
1. Bakgrunn og formål	10
2. Prøvetaking og vurderingsgrunnlag	12
2.1 Generelt om prøvetakingsstrategi	12
2.2 Måleparametre og prøvetaking	13
2.3 Analysemetoder	13
2.4 Bedømming av miljøtilstand	14
3. Vefsnfjorden	16
3.1 Tidligere undersøkelser	16
3.2 Undersøkelsesopplegg og prøveomfang	17
3.3 Resultater blåskjell	21
3.3.1 PAH	21
3.3.2 Rutinevariable av klororganiske stoffer	23
3.3.3 PCDD/PCDF og non-orto PCB	24
3.4 Resultater sedimenter	25
3.4.1 Visuell beskrivelse, kornfordeling og innhold av organisk karbon	25
3.4.2 PAH	26
3.4.3 Metaller	28
3.4.4 Klororganiske stoffer	29
3.5 Resultater bløtbunnsfauna	30
3.5.1 Prøvetaking	30
3.5.2 Bunnsediment i prøvene	30
3.5.3 Fauna	31
3.5.4 Sammenligning med tidligere prøvetaking	34
3.6 Resultater reker	35
4. Sunndalsfjorden	37
4.1 Tidligere undersøkelser	37
4.2 Undersøkelsesopplegg og prøveomfang	37
4.3 Resultater blåskjell og snegl	40
4.4 Resultater sedimenter	41
4.4.1 Visuell beskrivelse, kornfordeling og innhold av organisk karbon	41
4.4.2 Metaller	41

5. Årdalsfjorden	43
5.1 Tidligere undersøkelser	43
5.2 Undersøkelsesopplegg og prøveomfang	43
5.3 Resultater skjell	46
5.3.1 PAH	46
5.3.2 Metaller	48
5.4 Resultater sedimenter	48
5.4.1 Visuell beskrivelse, kornfordeling og innhold av organisk karbon	48
5.4.2 PAH	49
5.4.3 Metaller	50
5.5 Resultater bløtbunnsfauna	50
5.5.1 Prøvetaking	50
5.5.2 Bunnsediment i prøvene	50
5.5.3 Fauna	51
5.5.4 Sammenligning med tidligere prøvetaking	53
6. Referanser	55
7. Vedlegg	58
7.1 Koordinater for sedimentstasjoner	58
7.2 Analyseresultater for PAH, PCB, metaller, tørrstoff og kornfordeling i sedimenter fra Vefsn- og Sunndalsfjorden.	59
7.3 Analyseresultater for PAH, PCB, metaller, tørrstoff og kornfordeling i sedimenter fra Årdalsfjorden	61
7.4 Analyseresultater for dioksiner og non-orto PCB i sedimenter fra Vefsnfjorden	63
7.5 Analyseresultater for PAH, PCB fettprosent og tørrstoff i blåskjell fra Vefsnfjorden og Sunndalsfjorden.	87
7.6 Analyseresultater for PAH, PCB fettprosent, tørrstoff og metaller i oskjell fra Årdalsfjorden	89
7.7 Analyseresultater for dioksiner og non-orto PCB i blåskjell fra Vefsnfjorden	91
7.8 Analyseresultater for PAH i reker i Vefsnfjorden og snegl (<i>Littorina littorea</i>) i Sunndalsfjorden	107
7.9 Fullstendige resultater for prøver av bunnfauna i Vefsnfjorden 2000	108
7.10 Fullstendige resultater for prøver av bunnfauna i Årdalsfjorden 2000	111
7.11 Report on the Radiometric Dating of a Sediment Core from Vefsnfjord, North-west Norway	114

Sammendrag

Vefsnfjorden, Sunndalsfjorden og Årdalsfjorden er forurenset av avløpsvann fra aluminiumsverkene i Mosjøen, på Sunndalsøra og i Årdal. Hovedproblemet i fjordene er høye konsentrasjoner av tjærestoffer (PAH). Denne undersøkelsen inngår som ledd i en generell overvåking av fjordene hvor hovedmålet er å belyse belastningen av PAH på fjordsystemene. I alle fjordene er utslippene blitt betydelig redusert i de senere årene ved rensetiltak og innføring av nye produksjonsprosesser. Undersøkelsen skal beskrive tilstanden, gi grunnlag for å følge utviklingen over tid, og gi grunnlagsmateriale for fastsettelse av kostholdsrad. I tillegg til PAH har det blitt tatt prøver for analyse av tungmetaller og (i Vefsnfjorden) klororganiske forbindelser. Tidligere undersøkelser i Vefsnfjorden har gitt indikasjoner på at klorerte forbindelser, i hovedsak dioksiner, kunne være et problem.

Undersøkelsene har omfattet forureningskomponenter i organismer (blåskjell, oskjell, strandsnegl, reker) og bunnsedimenter. Valg av organismer har variert mellom fjordene på grunn av ulik tilgjengelighet. Resultatene har blitt vurdert i henhold til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet. I Vefsnfjorden og Årdalsfjorden ble også bløtbunnsfauna undersøkt for å avgjøre om sedimentforurensningen gir biologiske effekter.

Konklusjoner:

I alle fjordene var forurensning av PAH hovedproblemet. Undersøkelsene viste at andre komponenter som tungmetaller og klororganiske forbindelser (bare analysert i Vefsnfjorden) i liten grad utgjør problemer.

I fjordene er det fra fem til ti år siden forrige undersøkelser ble gjennomført. Endringene i PAH-konsentrasjonene var ikke helt entydige. I **Vefsnfjorden** ser det ut til å være nedgang i konsentrasjonene i gruntvannsorganismer (blåskjell) i den ytre delen av fjorden, mens det ikke var nedgang i indre fjord. Bunnsedimentene fra fjorddypene kunne tyde på en viss nedgang i belastningen, sett under ett, men sedimentene var omblandet av gravende organismer som gjør det vanskelig å benytte vertikalprofiler til vurdering av tidsutvikling. I **Sunndalsfjorden** var det bare små endringer i gruntvannsorganismer (utsatt blåskjell og strandsnegl). I **Årdalsfjorden** var det ingen entydige endringer i PAH-konsentrasjonene i organismer (oskjell), og ingen reduksjon i bunnsediment.

Utslippene til **Vefsnfjorden** hadde små effekter på bunnsfaunaen i fjorden. I indre **Årdalsfjorden** har et lokalt område ved verket tidligere vært sterkt påvirket. Tilstanden var forbedret, men området var fortsatt betydelig påvirket. Resultatene viser at forbedringsprosessen er langsom og at det vil ta lang tid før det vil kunne etableres normal fauna i det påvirkede området.

De enkelte fjordene:

Vefsnfjorden

Blåskjell i strandsonen ble karakterisert som markert til sterkt forurenset av **PAH** (tilstandsklasse III til IV) i henhold til SFTs kriterier for miljøkvalitet. Skjellene hadde overkonsentrasjoner på 8-60 ganger antatt høyt bakgrunnsnivå. Utenfor Vefsnfjorden var konsentrasjonene lavere, men svarte allikevel til tilstandsklasse III (markert forurenset) etter SFTs kriterier. Sammenlignet med tidligere prøvetaking var det litt høyere verdier i indre del av Vefsnfjorden og litt lavere verdier ved fjordmunningen enn i 1989-91, men lavere verdier enn i 1984-85.

Det var stor variasjon mellom parallelle prøver innen 100-300 m avstand og prøver tatt over kort tidsintervall (fem måneder) på en lokalitet i indre fjord (Alterneset). Dette kan skyldes varierende utslipp fra verket sammen med vekslende hydrografiske og meteorologiske forhold.

Blåskjell i strandsonen hadde lavt innhold av **klorerte forbindelser** (dioksin, PCB, DDT, HCB, lindan). Konsentrasjonene var lavere enn øvre grense for det som klassifiseres som lite eller ubetydelig forurenset (klasse I).

I bunnsedimentene varierte konsentrasjonene av **PAH** fra markert til meget sterk forurenset (klasse III til V) med hovedmengden av stasjonene svarende til sterkt forurenset sediment (klasse IV) etter SFTs miljøkvalitetskriterier. Konsentrasjonene falt betydelig umiddelbart utenfor selve Vefsnfjorden hvor stasjonene hadde PAH-konsentrasjoner svarende til moderat til markert forurenset (klasse II og III). I forhold til tidligere prøvetaking (1989) var det lavere verdier for minimums-, maksimums- og gjennomsnittsverdier av PAH.

Vertikalfordelingen av PAH ned til 10 cm sedimentdyp var homogen. Dette tyder på et godt gjennomblandet sediment. En datering av sedimentkjerne antyder at det var jevn sedimentering (0.1 cm/år) opp til ca. 1970 og deretter økende sedimentering opp til 0.3 cm/år etter 1985.

Innholdet av **tungmetaller** i bunnsedimentene (kadmium, krom, kobber, kvikksølv, bly, sink) var lavt. Sedimentene klassifiseres som ubetydelig forurenset (klasse I) etter SFTs miljøkvalitetskriterier.

Innholdet av **klorerte forbindelser** (dioksin, PCB, DDT, HCB, lindan) i sedimentene var svært lavt og under deteksjonsnivå for analysene på alle stasjoner for mange av forbindelsene.

PAH i dypvannsreker ble undersøkt ved Alterneset-Vikedalsbukta og i Leirfjorden utenfor Vefsnfjorden. Det finnes ikke referansedata for PAH i reker fra uforurensede områder, men jevnført med blåskjell var PAH-innholdet vesentlig lavere. Det var nedgang i forhold til prøvetaking i 1989. Innholdet av PAH var høyest i prøven fra Leirfjorden. Det er ingen rimelig god forklaring til dette.

Bløtbunnsfaunaen i det indre fjordområdet innenfor Alterneset var artsrik, men preget av tildels svært høye individtettheter. Artsmangfoldet var normalt til litt nedsatt tilsvarende tilstandsklasse II til III (god/mindre god tilstand) i henhold til SFTs miljøkvalitetskriterier for bunnfauna. Faunaen var dominert av små børstemarkformer som bar preg av å være stimulert av organiske tilførsler. I ytre del av fjorden fra Alterneset ut til Korsneset var det en normal artsrik fauna, men arts mangfoldet var noe nedsatt og tilsvarte tilstandsklasse III (mindre god tilstand) etter SFTs kriterier. Tilsvarende nedsatt arts mangfold er påvist i andre dype fjorder og er trolig normalt. Sammenlignet med forrige undersøkelse av bunnfauna i 1978 var det tegn til bedring av tilstanden på de innerste lokalitetene nærmest Mosjøen, mens det var samme tilstand lenger ut i fjorden. Ikke på noen av de undersøkte lokalitetene kunne det påvises effekter på faunaen som kan tilskrives utslipp fra verket.

Sunnalsfjorden

I indre Sunnalsfjorden har det vært vanskelig å finne naturlige forekomster av blåskjell. **PAH** i gruntvannsorganismer ble derfor undersøkt på basis av opptak i utsatte forurensningsfrie blåskjell. De fleste skjellene døde etter en prøvetaking, trolig på grunn av stor ferskvannspåvirkning, og materialet ble deretter supplert med strandsnegl fra samme lokaliteter. PAH-konsentrasjonene i de utplasserte blåskjellene var relativt lave og tilsvarte tilstandsklasse II (moderat forurenset) etter SFTs miljøkvalitetskriterier. Konsentrasjonene i strandsnegl var omtrent like med blåskjell på vestsiden av fjorden (Mannvik, Viken), mens de var opptil fem ganger høyere på østsiden av fjorden (Fonnastein).

Bunnsedimentene på tre stasjoner i indre fjord ble analysert for **tungmetaller** (kadmium, krom, kobber, kvikksølv, bly, sink). Konsentrasjonene var generelt lave, og sedimentet klassifiseres som ubetydelig forurenset (tilstandsklasse I) for kadmium, kvikksølv, bly og sink. For kobber og krom tilsvarte verdiene på noen stasjoner tilstandsklasse II (moderat forurenset) etter SFTs miljøkvalitetskriterier.

Årdalsfjorden

I Årdalsfjorden ble oskjell fra 15-20 m dyp undersøkt, av mangel på blåskjell i fjorden. I indre fjord var skjellene markert til sterkt forurenset av **PAH** (tilstandsklasse III til IV) i henhold til SFTs miljøkvalitetskriterier. Skjellene viste overkonsentrasjoner på fra 2 til over 90 ganger i forhold til antatt høyt bakgrunnsnivå. Tilstandskriteriene for blåskjell er lagt til grunn for vurderingen, men erfaring tilsier at artene har omtrent samme akkumuleringsegenskaper for PAH. Gradientene utover fjorden var bratte slik at oskjell samlet ved Paradisjuvet karakteriseres som moderat forurenset (tilstandsklasse II). Sammenlignet med tidligere prøvetaking var det markert økning i PAH-innholdet på en stasjon i indre fjord (ved tankanlegg) i forhold til 1992-94. Årsaken til dette er uklar. På andre lokaliteter var det omtrent samme eller litt økte verdier.

Det var stor variasjon mellom parallelle prøver innen 100-300 m avstand og prøver tatt over korte tidsintervaller (fire måneder) på en stasjon i indre fjord (ved tankanlegg). Årsaken til variasjonen er uklar.

Oskjell hadde forholdsvis lavt innhold av **tungmetaller** (kvikksølv, kadmium, bly, sink, krom, kobber). Det finnes lite data for oskjell fra uforurensede områder til sammenligning, men metallinnholdet synes ikke å være unormalt.

Bunnsediment på en stasjon i indre fjord ble analysert for **PAH**, men det ble tatt fem parallelle prøver. Det er tidligere påvist at sedimenttypen kan variere betydelig over små avstander. PAH-innholdet var meget høyt i alle prøvene og tilsvarte tilstandsklasse V (meget sterkt forurenset) etter SFTs miljøkvalitetskriterier. Konsentrasjonen varierte meget mellom parallellprøvene, men middelnivået var statistisk signifikant høyere (95 % nivå) enn ved prøvetaking i 1989. Økningen kan skyldes endringer i tilførsler, men det er også mulig at konsentrasjonene endrer seg over korte avstander og at posisjonen for stasjonen ikke har vært eksakt den samme.

Innholdet av **tungmetaller** (kadmium, krom, kobber, kvikksølv, bly, sink) i bunnsediment ble bestemt på to stasjoner i indre fjord. Sedimentet på den innerste stasjonen var markert forurenset av kadmium og bly (tilstandsklasse III) og moderat forurenset av kobber (tilstandsklasse II). Påvirkningen var relativt lokal og strakk seg i liten grad til den ytre stasjonen (ved Seimsdalen). For de andre metallene var konsentrasjonene lave og tilsvarte tilstandsklasse I (ubetydelig – lite forurenset) etter SFTs miljøkvalitetskriterier.

Bløtbunnsfaunaen i det indre fjordområdet var moderat artsrik, sterkt dominert av en art børstemark og preget av høye individtettheter. Artsmangfoldet var lavt og tilsvarer tilstandsklasse IV (dårlig tilstand) i henhold til SFTs miljøkvalitetskriterier. Området må betegnes som klart påvirket av tilførsler fra verket. Påvirkningen var imidlertid temmelig lokal og i litt større avstand fra verket, men fortsatt i indre del av fjorden, var bunnfaunaen normalt arts- og individrik. Her var artsamangfoldet normalt høyt og tilsvarte tilstandsklasse II (god tilstand) etter SFTs miljøkvalitetskriterier.

Summary

Title: Monitoring of Vefsnfjorden, Sunndalsfjorden and Årdalsfjorden 2000. PAH, chlorinated compounds and metals in organisms and sediments, composition of soft bottom fauna.

Year: 2001

Author: Næs K., Knutzen J., Oug E., Rygg B., Håvardstun J., Tveiten L., Lie M.C.

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4084-5

Vefsnfjorden, Sunndalsfjorden and Årdalsfjorden are polluted from discharges of effluent wastewater from aluminium smelters in Mosjøen, Sunndalsøra and Årdal. The main problem in the fjords is high levels of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAHs). The present study is part of a general monitoring of the fjords aimed at assessing the influence of PAH on the fjord systems. The discharges have been significantly reduced in later years due to installation of cleaning systems and changed production processes. The study shall document the present status with regard to levels of PAH, constitute a basis for trend monitoring and supply basic data for nutritional authorities to consider dietary warnings on consumption organisms. In addition to PAH, metals and (in Vefsnfjorden) chlorinated compounds have been analysed.

The study includes contaminants in organisms (blue mussel, horse mussel, periwinkles, prawns) and fjord bottom sediments. The choice of organisms varied among the fjords depending on local availability and occurrence. The results have been evaluated according to Norwegian criteria for environmental quality. In Vefsnfjorden and Årdalsfjorden, soft bottom fauna was included to assess possible biological effects of the pollution.

PAH constituted the main problem in all fjords. In Vefsnfjorden blue mussels were markedly to strongly polluted from PAH according to the environmental criteria. Outside the fjord proper the levels decreased, but were still in the category markedly polluted. The sediments were markedly to strongly polluted. In Sunndalsfjorden, periwinkles and transferred and caged blue mussels were moderately polluted. In Årdalsfjorden, horse mussels were markedly to strongly polluted in the inner fjord. The sediments had very high PAH concentrations reaching far above the category level for very strong pollution. Other contaminants, e.g. metals (cadmium, chromium, copper, mercury, lead, zinc) and chlorinated compounds ('dioxins', PCB, DDT, HCB, lindane) showed generally low concentrations.

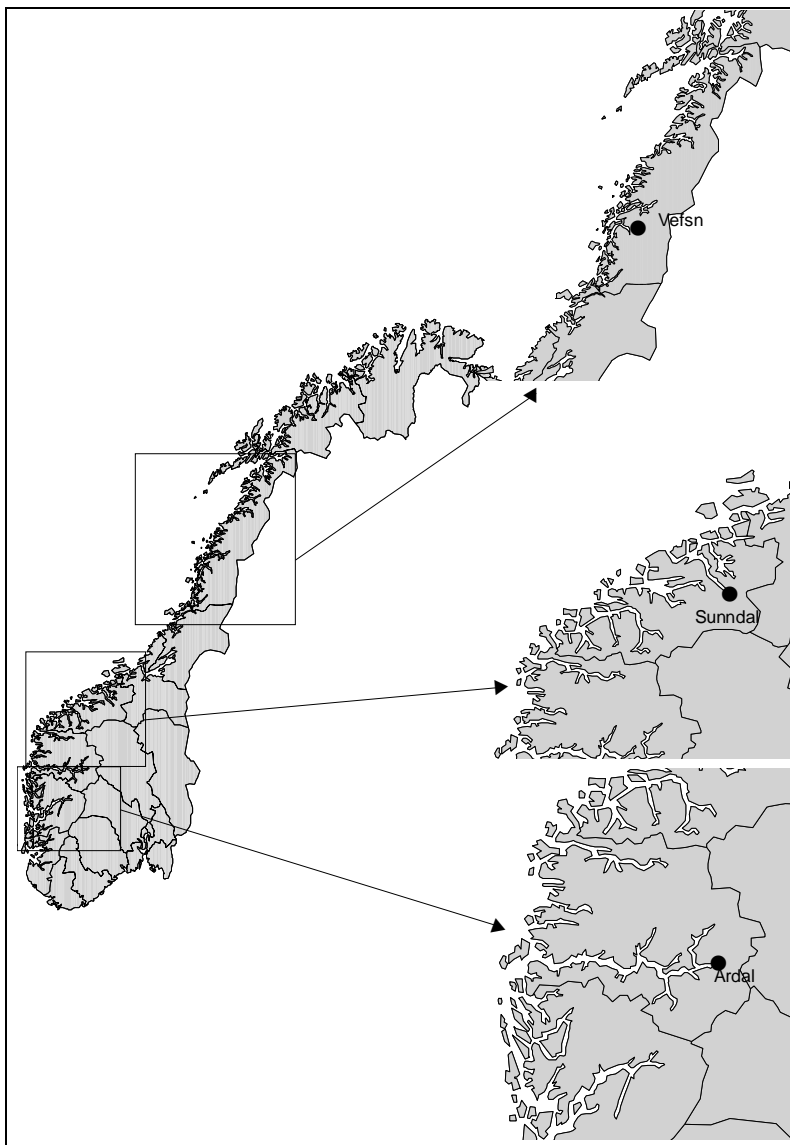
In the fjords, there were 5-10 years since the previous investigation. The changes in PAH concentrations were not equivocal. In Vefsnfjorden there had possibly been a reduction in blue mussels in the outer fjord, but no decrease in the inner fjord. In the sediments a probable reduction was indicated. In Sunndalsfjorden there were minor changes only in organisms. In Årdalsfjorden there were no documented changes in horse mussels and no reduction in the sediments.

The effluent discharges in Vefsnfjorden had only minor effects on the soft bottom fauna. In Årdalsfjorden a localized area of the fjord bottom close to the smelter had previously been found to be strongly affected. The status had improved, but the area was still considerably affected. The results show that recovery processes are slow and that re-establishment of normal fauna in the affected area will take long time.

1. Bakgrunn og formål

Aluminiumverkene i Mosjøen, på Sunndalsøra og i Årdal har utslipp av avløpsvann til sjø. Avløpsvannet består dels av sjøvann som benyttes i forbindelse med rensing av avgasser, og dels av avrenningsvann fra ulike deler av produksjonen. Avløpsvannet er forurenset av tjærestoffer, polysykliske aromatiske hydrokarboner = PAH, og fluorid, og kan også inneholde andre komponenter. Utslippene av PAH var tidligere høye, men er i de senere årene blitt betydelig redusert ved rensetiltak og innføring av nye produksjonsprosesser. Reduksjonene har i hovedsak funnet sted over de siste 10-15 år. PAH har lang oppholdstid i miljøet og fjordene er fortsatt betydelig forurenset som følge av de tidligere utslippene.

Alle fjordene har det til felles at verkene ligger i bunnen av lange fjordsystemer (**Figur 1**).



Figur 1. Oversiktskart over undersøkelsesområdene.

Forurensningene er sterkest nær verkene og avtar fra utover i fjordene. Hvordan spredning utover foregår, hvor store områder som blir influert, og hvor sterke forurensningsgradientene er, avhenger av en forhold som topografi, vannutskiftning og biologiske prosesser som vekselvis kan binde opp eller frigjøre forurensninger.

Som følge av forurensningene har alle tre fjordene idag kostholdsråd knyttet til konsum av skjell, i Sunndalsfjorden også fiskelever. Ingen av fjordene har omsetningsforbud.

I alle fjordene har forurensningene vært undersøkt flere ganger tidligere. Denne undersøkelsen er derfor et ledd i en generell overvåking av fjordsystemene. Undersøkelsens mål er treleddet:

1. Gi en beskrivelse av miljøtilstanden i fjorden.
2. Gi grunnlag for å følge utviklingen i påvirkning over tid.
3. Gi grunnlagsmateriale til helsemyndighetene for å fastsette kostholdsråd.

Vektleggingen av de tre hovedmålene er forskjellig for de tre fjordene. Dette skyldes at tidspunkt for gjennomføring og faginnhold i tidligere undersøkelser varierer.

2. Prøvetaking og vurderingsgrunnlag

2.1 Generelt om prøvetakingsstrategi

Formålet med en undersøkelse er avgjørende for valg av måleparametre og prøvetakingsprogram. I undersøkelser som har flere formål, er det som oftest nødvendig å kombinere forskjellige prøvetakingsstrategier. Denne undersøkelsen har tre delmål (se ovenfor) som hver for seg krever egne opplegg. For delmål 1, beskrivelse av generell miljøtilstand, er det mest aktuelt å undersøke konsentrasjoner av forurensningskomponenter. Mest vanlig har dette vært belyst ved analyser av miljøgifter i bunnsedimenter og i fastsittende organismer, som blåskjell, oskjell eller strandsnegl. Sedimentene gir informasjon om belastning på de dypereliggende vannmassene, mens skjell og snegl, som innsamles fra strandområdene, belyser påvirkningen på overflatelaget. I tillegg undersøkes sammensetningen av den naturlige forekommende faunaen i bunnsedimentene. Forandringer i sammensetningen har vært anvendt som mål på virkninger av foruresningene.

Når den generelle miljøtilstanden skal belyses, fordeles prøvetakingspunktene gjerne over hele det aktuelle fjordområdet. Når målsettingen er å påvise utvikling i belastning over tid, som delmål 2 i denne undersøkelsen, må en annen strategi benyttes. I disse tilfellene er det nødvendig å konsentrere prøvetakingen til noen få faste prøvepunkter og innhente og analysere flere parallelle prøver fra hver av disse. Hensikten med flere parallelle prøver er å få et mål for naturlig variasjon. Dette målet er helt avgjørende for å angi presisjon i resultatene, og kan videre benyttes til å bestemme hvor mange parallelle prøver som er nødvendig for å kunne spore en forandring med en gitt statistisk sikkerhet. Generelt vil presisjonen i resultatene øke med antall parallelle prøver. Det er viktig å være klar over at den naturlige variasjonen kan være betydelig, slik at utsagnskraften i undersøkelsen (med hensyn på tidsutvikling) kan bli dårlig. Prøvetakingsstrategien vil derfor bli et kompromiss mellom utsagnskraft og kostnader.

Helsemyndighetenes bedømming av behov for kostholdsråd (delmål 3 overfor) har i hovedsak vært basert på konsentrasjoner av miljøgifter i konsumorganismer. Både fisk, skjell og skalldyr har vært analysert. Fisk har imidlertid et ensymssystem som muliggjør nedbrytning av PAH. De er derfor lite egnet i overvåkingssammenheng, bortsett fra analyser for nedbrytningsprodukter, f.eks. gallemetabolitter, som indikerer at fisken har vært eksponert for PAH. For vurdering av kostholdsråd i Vefsnfjorden, Årdalsfjorden og Sunndalsfjorden har Statens Næringsmiddeltilsyn (SNT) opplyst at analyser av blåskjell, alternativt oskjell, vil danne et tilstrekkelig grunnlag for å vurdere kostholdsrådene. Ut fra lokale hensyn kan det imidlertid være aktuelt også å inkludere andre organismer.

Som nevnt kan det være betydelig naturlig variasjon i konsentrasjoner i overvåkingsorganismene. Dette gjelder både innenfor en gitt lokalitet og mellom forskjellige tidspunkter innenfor en årssyklus. Som eksempel kan det vises til at konsentrasjonene av PAH i blåskjell fra en stasjon i Vefsnfjorden samlet på fem ulike tidspunkt i perioden april-august 1990 varierte fra 541 til 2755 µg/kg friskvekt (Knutzen 1991). Hvis det er viktig at grensen for kostholdsråd blir satt presist, må slike variasjoner tas hensyn til i planleggingen av undersøkelsene.

Blåskjell responderer forholdsvis fort på endringer i PAH i miljøet. Generelt kan man gå ut fra at skjellene når en likevekt med PAH i omgivelsene i løpet av 2-4 uker. Tilsvarende vil konsentrasjonen i forurensede skjell reduseres til omtrent det halve på samme tid i friskt vann.

Tidspunkt for når feltarbeid bør gjennomføres vil også avhenge av prøvetypen. For skjell er en stor del av den naturlige variasjonen i konsentrasjoner knyttet til gyting. Det er derfor hensiktsmessig at skjell

samles på høsten, og dette vil trolig bedre utsagnskraften i tidstrendovervåking. Innsamling av prøver av bunnsedimenter for kjemisk og biologisk analyse kan derimot foregå gjennom hele året.

2.2 Måleparametre og prøvetaking

Omfanget av prøvetakingen var ulik for de tre fjordene. Undersøkelsene i Vefsnfjorden inkluderte innsamling av sedimenter til kjemisk analyse, sedimenter for analyse av bløtbunnsfauna, blåskjell fra strandsonen og reker fra tråltrekk. Prøvetakingen i Sunndalsfjorden inkluderte kjemiske analyser i blåskjell, strandsnegl og sedimenter. I Årdalsfjorden inngikk kjemiske analyser i oskjell og sedimenter, samt sedimenter for bløtbunnsfauna.

I Vefsnfjorden og Årdalsfjorden ble sedimenter for kjemisk analyse prøvetatt med en "Gemini" kjerneprøvetaker med indre diameter på 10 cm. I Sunndalsfjorden ble en lettere håndoperert kjerneprøvetaker med indre diameter på 5 cm anvendt.

Prøver av blåskjell og snegl besto av blandprøver av 25 individer. Rekeprøvene besto av blandprøver av 100 individer. Her ble kun 'halen' (abdomen) uten skall anvendt.

Prøvene for analyse av bløtbunnsfauna ble innsamlet med en 0.1 m² van Veen bunngrabb. Sedimentet ble siktet på 5 mm og 1 mm sikter for fjerning av finmateriale. Sikterestene ble konserverte i 4-6 % nøytralisert formaldehydløsning og brakt til laboratoriet for videre analyse.

2.3 Analysemetoder

NIVAs laboratorium gjennomførte analysene av PAH, PCB, innhold av finstoff (dvs. vektprosent partikler med kornstørrelse <63µm), organisk karbon (TOC), totalt nitrogen (TN), og metaller i sedimenter. Bestemmelse av prosentandel <63 µm 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 klorerte 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.

NIVAs laboratorium analyserte også PAH i skjell, snegl og reker, samt PCB i skjell. Metodene er tilsvarende den for sedimenter, bortsett fra at for PCB forsøpes prøvene i metanol og kaliumhydroksid og ekstraheres med pentan.

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.

Alle prøvene av bunnfauna ble opparbeidet ved NIVAs laboratorier. Siktematerialet i prøvene ble håndsortert under 4-6 x forstørrelse og alle dyr plukket ut. I noen prøver med mye siktemateriale ble deler av prøven splittet (subsamplet) før sortering. Alle dyr ble identifisert og telt, og materialet ble overført til etanol for oppbevaring. 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 (AI) som uttrykker innslaget av forurensningsømfintlige arter i bunnfaunaen.

2.4 Bedømming av miljøtilstand

SFT har utviklet kriterier for klassifisering av miljøkvalitet basert på innhold av forurensede forbindelser (i sedimenter, skjell og snegl) eller på grunnlag av artsmangfold for bløtbunnsfauna (Molvær og medarb. 1997). Klassifiseringssystemet er anvendt i denne rapporten. Systemet opererer med fem tilstandsklasser som spenner fra ubetydelig til sterkt forurenset for innhold av forurensende stoffer og fra meget god til meget dårlig tilstand når bløtbunnsfaunaen bedømmes (**Tabell 1, Tabell 2**).

Tabell 1. SFTs klassifisering av tilstand ut fra innhold av metaller og klororganiske forbindelser (utvalgte forbindelser) i sedimenter og blåskjell (Molvær og medarb. 1997). Det er ikke utviklet kriterier for strandsnegl og oskjell med hensyn på organiske forbindelser, i praksis anvendes verdiene for blåskjell.

		Tilstandsklasser				
		I Ubetydelig – Lite forurenset	II Moderat forurenset	III Markert forurenset	IV Sterkt forurenset	V Meget sterkt forurenset
Sedimenter (tørrvekt)	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
	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	
Blåskjell (tørrvekt)	Bly (mg Pb/kg)	< 3	3 – 15	15 – 40	40 – 100	> 100
	Kadmium (mg Cd/kg)	< 2	2 – 5	5 – 20	20 – 40	> 40
	Kobber (mg Cu/kg)	< 10	10 – 30	30 – 100	100 – 200	> 200
	Kvikksølv (mg Hg/kg)	< 0,2	0,2 – 0,5	0,5 – 1,5	1,5 – 4	> 4
Blåskjell (friskvekt)	Σ PAH (µg/kg)	< 50	50 – 200	200 – 2000	2000 – 5000	> 5000
	Σ PCB ₇ (µg/kg)	< 4	4 – 15	15 – 40	40 – 100	>100
	TE _{PCDF/D} (ng/kg)	0,2	0,2-0,5	0,5-1,5	1,5-3	>3

Tabell 2. SFTs klassifisering av miljøtilstand for bløtbunnsfauna (Molvær og medarb. 1997).

		Tilstandsklasser				
		I Meget god	II God	III Mindre god	IV Dårlig	V Meget dårlig
Artsmangfold for bløtbunnsfauna	Hurlberts indeks (Esn=100)	>26	26-18	18-11	11-6	<6
	Shannon-Wiener indeks (H)	>4	4-3	3-2	2-1	<1

3. Vefsnfjorden

3.1 Tidligere undersøkelser

I Vefsnfjorden har det vært utført undersøkelser siden slutten av 70-tallet (Haugen og medarb., 1981). Miljøgifter (PAH og klororganiske forbindelser) i sedimenter ble undersøkt siste gang i 1989 (Helland og Skei 1991), mens miljøgifter i organismer (PAH, dioksiner) ble undersøkt siste gang 1989-1991 (Knutzen 1991). Naturlige organismer på bløtbunn har bare vært undersøkt en gang tidligere, nemlig i 1978 (Haugen og medarb., 1981). Undersøkelsene i 1989-91 ble gjennomført kort tid etter at utslippene av PAH var redusert i forbindelse med omlegning til nye produksjons- og renseprosesser. I 1988 ble det slutt på utslipp fra dorrlegg og i 1989 ble det foretatt en delvis overgang fra Søderberg anoder til prebakte anoder.

På grunnlag av undersøkelsene ble kostholdsrådet sist revidert i 1992. Helsemyndighetene har frarådet konsum av skjell i hele fjorden innenfor Sørneset. Blåskjell samlet ved Sørneset i 1989 hadde PAH-konsentrasjoner svarende til tilstandsklasse IV 'sterkt forurenset' etter SFTs klassifiseringssystem. I **Tabell 3** er vist laveste og høyeste konsentrasjon av PAH i blåskjell i 1989 innenfor området med kostholdsråd. Merk at skjell fra yttergrensen av området for kostholdsråd (Sørneset) var høyere enn på enkelte stasjoner lengre inn i fjorden.

I bunnsediment var konsentrasjonen av PAH på en stasjon nær yttergrensen for kostholdsrådet også svarende til tilstandsklasse IV 'sterkt forurenset'.

I 1989-91 ble det også påvist tildels høye konsentrasjoner av dioksiner i skjell og forhøyede verdier av dioksiner i lever av torsk. Det er uklart hva dette skyldes.

Tabell 3. Stasjoner med lavest og høyest konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) av ΣPAH i blåskjell innenfor området med kostholdsråd i Vefsnfjorden i 1989 (Knutzen 1991). Konsentrasjon ved yttergrensen for området med kostholdsråd er også gitt.

Stasjon	Konsentrasjon
Korsnes (høyeste verdi)	3084
Alterneset (laveste verdi)	1606
Sørneset (yttergrense for kostholdsråd)	2570
Normalverdi (tilstandsklasse I)	<50

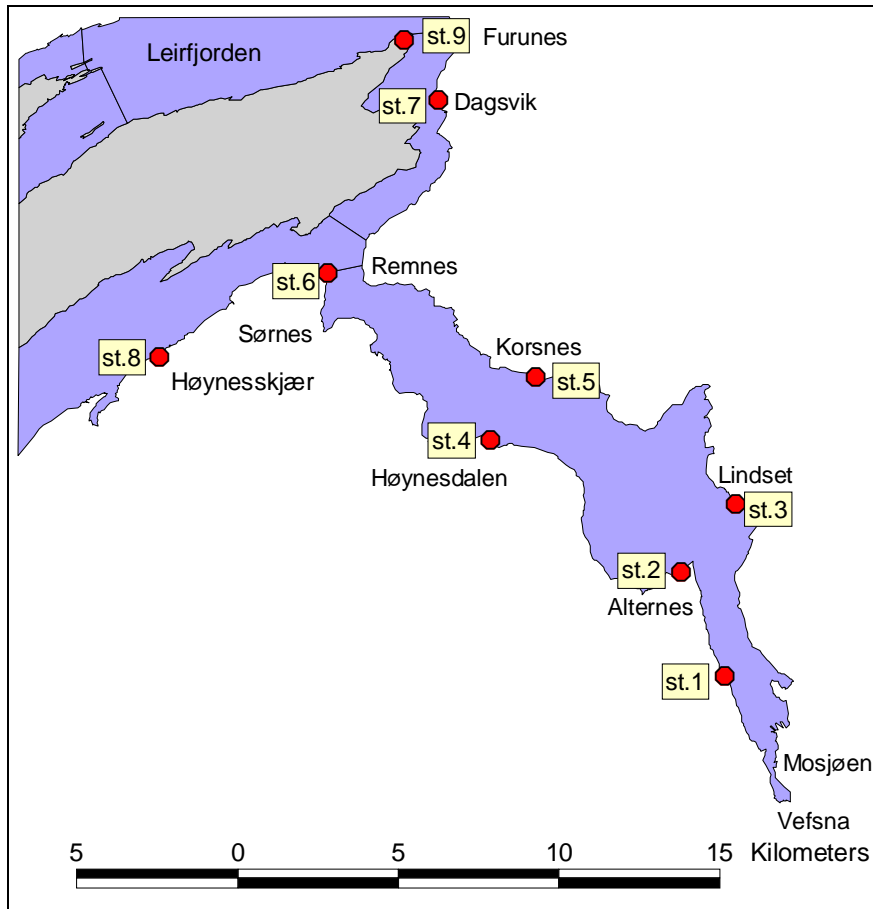
3.2 Undersøkelsesopplegg og prøveomfang

Det meste av prøvetakingen ble gjennomført 21.-23. august 2000. Det ble da innsamlet prøver for analyse av PAH, dioksiner og PCB i blåskjell i strandsonen og i sedimenter på dype fjordstasjoner, samt innsamlet bunnprøver for analyse av bløtbunnsfauna. En oversikt over prøvetakingen er gitt i **Tabell 4**. Prøvetakingsstasjonene er vist i **Figur 2** (blåskjell), **Figur 3** (sedimenter) og **Figur 4** (bløtbunnsfauna). Ved prøvetakingen ble "F/F Oscar Sund" tilhørende Høgskolen i Bodø benyttet.

Ved to senere tidspunkt, 16. november og 15. desember 2000, ble det samlet inn blåskjell fra to stasjoner. Tråltrekk for reker for analyse av PAH ble foretatt i Leirfjorden og midt i Vefsnfjorden 24. oktober 2000.

Tabell 4. Oversikt over prøvetaking i Vefsnfjorden.

Type	Stasjon	Vanndyp m	Geografisk navn	Dato	Analysevariable	
Sediment	1	147		23/8/00	PAH, TOC, TN, dioksin, PCB	
	2	270		23/8/00	PAH, TOC, TN, dioksin, PCB	
	3	354		23/8/00	PAH, TOC, TN	
	4	458		22/8/00	PAH, TOC, TN	
	5	457		22/8/00	PAH, TOC, TN, dioksin, PCB, metall, datering	
	6x	395		22/8/00	PAH, TOC, TN, dioksin, PCB	
	8	486		21/8/00	PAH, TOC, TN, dioksin	
	11	169		21/8/00	PAH, TOC, TN, dioksin, PCB	
	12	230		21/8/00	PAH, TOC, TN	
	13	240		21/8/00	PAH, TOC, TN	
	Bløtbunn	1	147		23/8/00	Bunnfauna
		2	270		23/8/00	Bunnfauna
		3	354		23/8/00	Bunnfauna
5		457		22/8/00	Bunnfauna	
8		486		21/8/00	Bunnfauna	
Blåskjell	2 a, b, c		Alterneset	21-23/8/00	PAH, PCB, dioksin	
	2 a		Alterneset	16/11/00	PAH	
	2 a		Alterneset	15/12/00	PAH	
	3		Lindset	21-23/8/00	PAH	
	4		Høynesdalen	21-23/8/00	PAH	
	5		Korsnes	21-23/8/00	PAH, PCB, dioksin	
	6 a, b, c		Sørneset	21-23/8/00	PAH	
	6a		Sørneset	16/11/00	PAH	
	6a		Sørneset	15/12/00	PAH	
	7		Dagsvik	21-23/8/00	PAH	
8		Høynesskjær	21-23/8/00	PAH		
9		Furunes	21-23/8/00	PAH		
Reker			Leirfjord	24/10/00	PAH	
			Alterneset-	24/10/00	PAH	
			Vikedalsbukt			

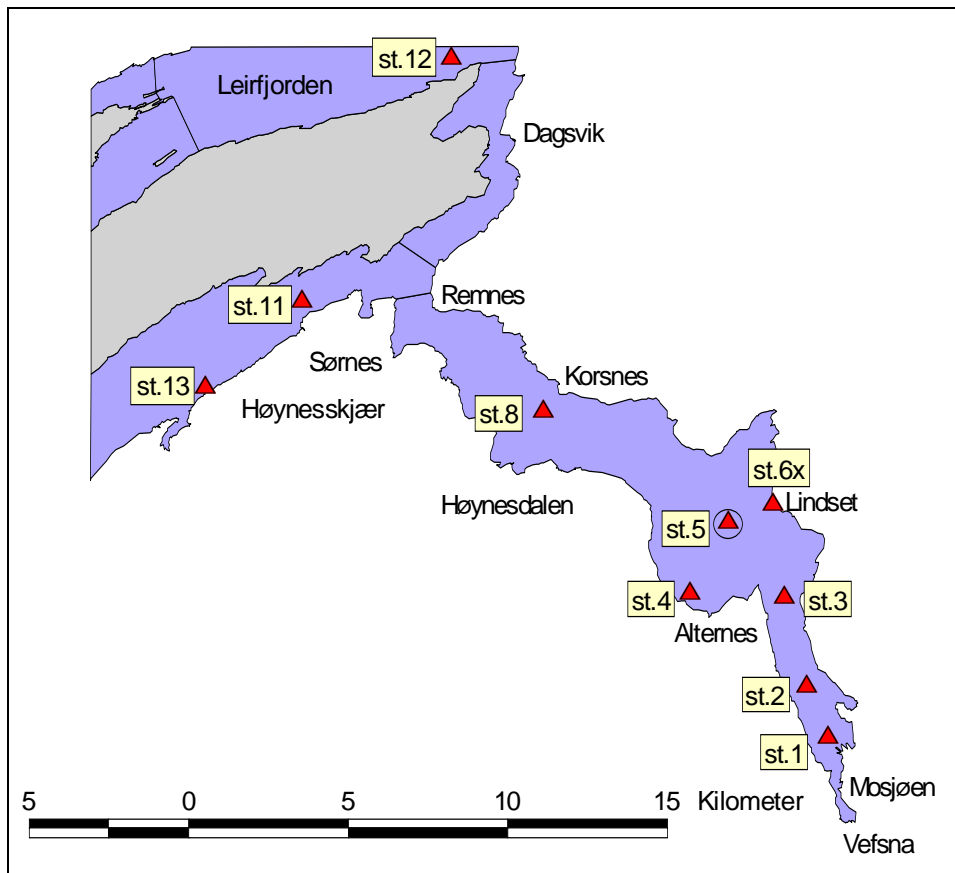


Figur 2. Kart over blåskjellstasjoner i Vefsnfjorden. På stasjonene 2 og 6 ble det samlet inn fra 3 underområder merket A, B og C (ikke vist på kart). Stasjonene, og stasjonsnumrene, er de samme som ved undersøkelsen i 1989-91 (Knutzen 1991). På st. 1 ble det ikke funnet blåskjell i 2000.

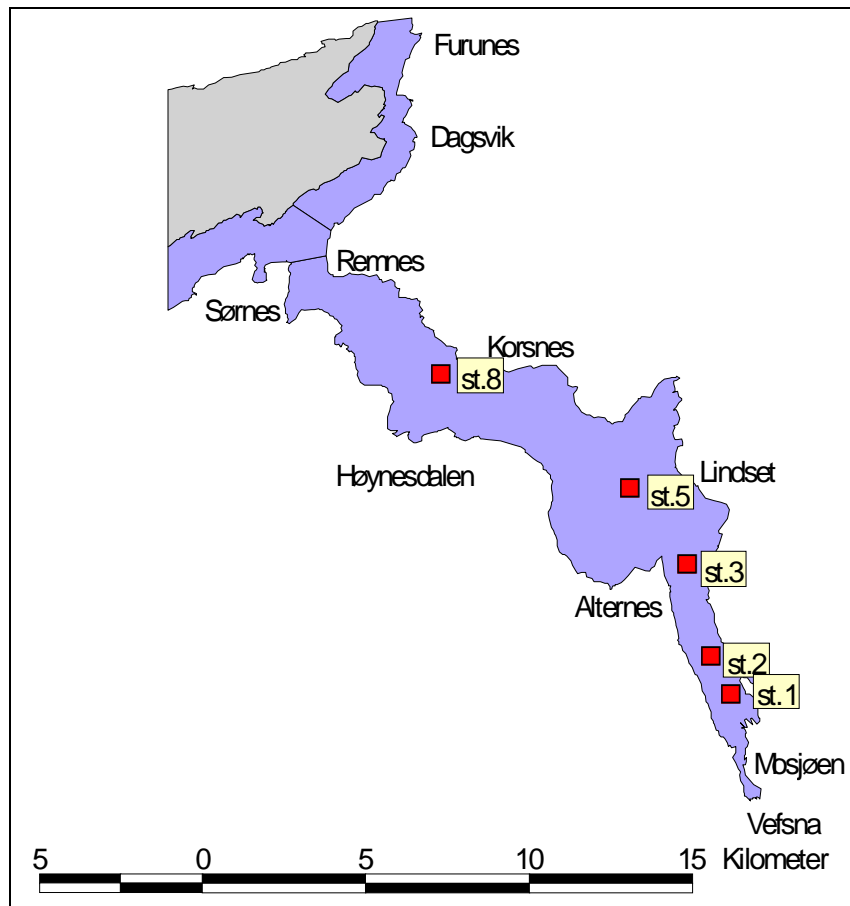
Ved undersøkelsene av PAH i blåskjell ble det samlet materiale spesielt for å beskrive representativitet i tid og rom. Ved hovedinnsamlingen ble det på to stasjoner, Alterneset og Sørneset, samlet parallelle prøver fra tre underlokaliteter 100-200 m fra hverandre (A, B og C). Parallellprøvene vil gi informasjon om variasjoner over små geografiske avstander, og følgelig hvor representativ en enkeltmåling på en stasjon er. Videre ble skjell fra de samme stasjonene samlet ved to senere tidspunkter, men da bare fra en av underlokalitetene. Disse prøvene vil gi informasjon om forskjeller innenfor korte tidsintervaller.

For sedimentprøvene ble det øverste 1 cm tykke laget snittet av for analyse. Dette vil altså representere tilstanden i fjorden over de siste par årene. På en stasjon ble flere lag nedover i sedimentdypet også prøvetatt. Dette vil representere en tidsutvikling i belastning på fjorden.

Det ble tatt prøver for analyse av bløtbunnsfauna på fem stasjoner (**Figur 4**).



Figur 3. Kart over sedimentstasjoner i Vefsnfjorden. På stasjon 5 (merket med sirkel) ble det i tillegg til overflatesediment analysert fire snitt nedover i kjernen. Stasjonene (og stasjonsnumrene) er de samme som ved undersøkelsen i 1989 (Helland og Skei 1991), med unntak for stasjonene 12 og 13 som var nye i foreliggende undersøkelse. Stasjon 6x ble tatt nær st. 6 fra tidligere undersøkelser, men på større dyp.



Figur 4. Kart over stasjoner i Vefsnfjorden prøvetatt for analyse av bløtbunnsfauna. Prøvene ble tatt på samme stasjoner som ved undersøkelsen av sedimenter.

3.3 Resultater blåskjell

3.3.1 PAH

Rådata for analysene finnes i **vedlegg 7.5**, mens sammendrag av hovedresultatene presenteres i **Tabell 5**, **Figur 5** og **Figur 6**.

De målte konsentrasjonene av PAH i blåskjell overskrider antatt høyt bakgrunnsnivå, som tilsvarer tilstandsklasse I i SFTs klassifiseringssystem, betydelig (**Figur 5**). Materialet sett under ett dreier det seg for Σ PAH om fra vel 8 ganger til vel 60 ganger høyere (**Tabell 5**). For en av parallellene fra st. 2 var det omkring 80 ganger. Tilsvarende overkonsentrasjoner av potensielt kreftfremkallende PAH (Σ KPAH) var ca. 7-100 ganger og for enkeltforbindelsen benzo(a)pyren (B(a)P) fra ingen overkonsentrasjon til mer enn 200 ganger. At overkonsentrasjonene for KPAH og B(a)P var høyere enn for sum PAH, gjenspeiler at kravene til klasse I er strengere for de potensielt kreftfremkallende stoffene.

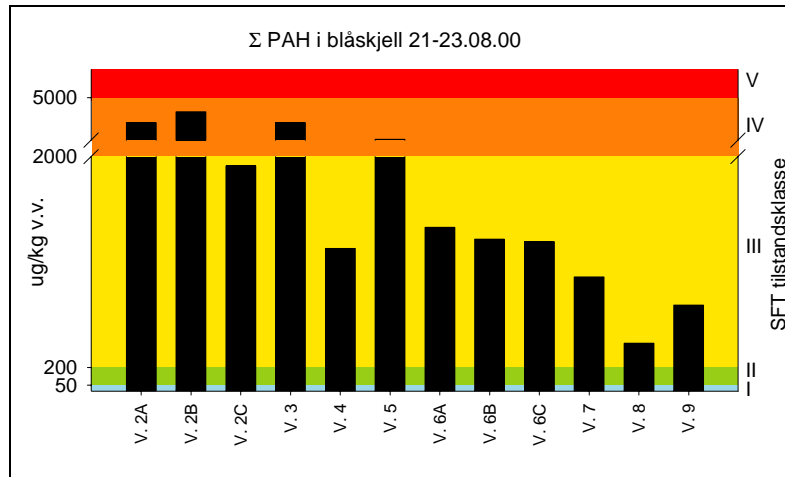
I hovedsak avtar PAH-kontamineringen med avstand fra kilden. Reduksjonen er imidlertid ikke lineær og har uregelmessigheter som ikke er umiddelbart forklarlige. Noe av uregelmessighetene kan skyldes lokale stedsbetingete eller kortvarige variasjoner i konsentrasjonene. Parallellprøvene som ble tatt i august på stasjon 2 Alterneset (A, B og C-prøvene) hadde stor innbyrdes variasjon (**Figur 5**). De tre målingene gir en variasjonskoeffisient (forholdet standardavvik/middelverdi) på 35%, som er forholdsvis mye. På stasjon 6 Sørneset var parallellprøvene derimot svært like med en variasjonskoeffisient på 5%. Resultatet viser at presisjonen for en verdi på en lokalitet kan være lav og at uregelmessige variasjoner langs en gradient derfor også kan skyldes lokal variasjon på stasjonene.

Tabell 5. PAH i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Vefsnfjorden/Leirfjorden august-desember 2000: totalsum (Σ PAH), sum av potensielt kreftfremkallende forbindelser (Σ KPAH¹⁾) og enkeltforbindelsen benzo(a)pyren (B(a)P²⁾), $\mu\text{g/kg}$ våtvekt. Parallele prøver markert ved a,b,c – her angitt middelerverdi/standardavvik, kfr. **Figur 5** for variasjon. I parentes under KPAH og B(a)P: % av Σ PAH.

Stasjoner	Dato	Σ PAH	Σ KPAH ¹⁾	B(a)P ²⁾
2a,b,c Alterneset	23/8	3062/1057	725/186 (24)	54/28 (1,8)
3 Lindset	23/8	3234	975 (30)	61 (1,9)
4 Høynesdalen	22/8	1215	370 (30)	9,8 (0,8)
5 Korsneset	22/8	2066	464 (22)	23 (1,1)
6a,b,c Sørneset	21/8	1323/65	369/30 (28)	10,3/1,4 (0,8)
7 Dagsvik	21/8	972	155 (16)	5,4 (0,6)
8 Høynesskjæret	21/8	407	72 (18)	1,0 (0,2)
9 Furunes	21/8	732	129 (18)	1,6 (0,2)
2 Alterneset	16/11	426	199 (47)	10 (2,3)
6 Sørneset	16/11	651	202 (31)	14 (2,2)
2 Alterneset	15/12	3675	1748 (48)	217 (5,9)
6 Sørneset	15/12	475	131 (28)	13 (2,7)

¹⁾ Sum av potensielt kreftfremkallende forbindelser etter IARC (1987), dvs. benz(a)antracen (B(a)A), benzo(b)fluoranten (B(b)F), benzo(j)fluoranten (B(j)F), benzo(k)fluoranten (B(k)F), benzo(a)pyren (B(a)P), dibenz(a,H)antracen (DB(a,h)A) og indeno(1,2,3-c,d)pyren (I(c,d)P); i rådata forkortet som BAA-B, BBJKF (ikke skilt mellom de tre benzofluorantene), BAP-B, DBA3A-B og ICDP-B.

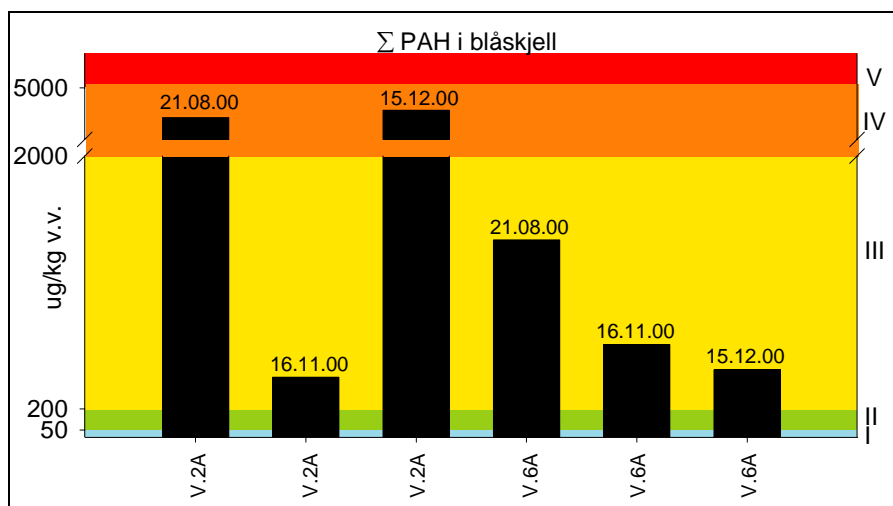
²⁾ Benzo(a)pyren – en av KPAH.



Figur 5. Konsentrasjon av PAH i blåskjell på stasjoner i Vefsnfjorden i august 2000. Romertall og bakgrunnsfarge angir tilstandsklasse i henhold til SFTs klassifiseringssystem.

Variasjonen innenfor korte tidsintervaller er fremstilt i **Figur 6**. Figuren viser at variasjonene var til dels markerte – opp 9 ganger forskjell ved st. 2 Alterneset og 3 ganger ved st. 6 Sørneset innenfor tidsperioden fra august til desember 2000. Også tidligere har det vært observert store variasjoner over tid for PAH i skjell fra stasjoner i Vefsnfjorden (Knutzen 1991).

Noe av variasjonen kan ha sammenheng med en kombinasjon av varierende utslipp fra aluminiumsverket og vekslende hydrografiske og meteorologiske forhold (ferskvannstilførsel/vind/strømretning). En slik kombinasjon kan resultere i "pakker" med overflatevann som er PAH-påvirket i ulik grad og dermed i at blåskjell utsettes for vekslende eksponering over tid. Det kan i denne sammenheng noteres at det ble funnet lavere konsentrasjoner ved Alterneset enn ved Sørneset 16. november 2000.



Figur 6. Konsentrasjon av PAH i blåskjell i perioden august-desember 2000 på st. 2 Alterneset og st. 6 Sørneset. På begge stasjonene ble prøvene tatt fra underlokalitet A. Romertall og bakgrunnsfarge angir tilstandsklasse i henhold til SFTs klassifiseringssystem.

I materialet er det en viss tendens til høyere konsentrasjoner i skjell fra nordsiden av fjorden enn fra sydsiden (st. 3 mot st. 2, st. 5 mot st. 4). Tilsvarende har det også vært indikasjoner på tidligere (Knutzen 1991). Dette kan skyldes at det PAH-belastede vannet fra Vefsna's munningsområde i større grad spres til nordsiden av fjorden. Tidligere hydrografiske observasjoner har antydnet at ferskvannspåvirkningen fra Vefsna i middel er noe større på øst- og nordsiden enn på syd- og vestsiden av fjorden (Haugen og medarb. 1981).

Den prosentmessige andelen av potensielt kreftfremkallende PAH (Σ KPAH) var bemerkelsesverdig varierende (16-48 %, **Tabell 5**). Også andelen av forbindelsen B(a)P varierte mye (0,2-5,9 %). Ved tidligere undersøkelser har andeler av KPAH høyere enn 25-30 % vært uvanlige (Knutzen 1987 - rekalkulert andel KPAH, Knutzen 1991). Til sammenligning kan det nevnes at det også har vært uvanlig med høye andeler av KPAH i Sunndalsfjorden (Konieczny og Knutzen 1992). Lavere og langt mer stabile andeler av KPAH ble også funnet i Sunndalsfjorden i foreliggende undersøkelse (kap. 4.3). Spørsmål om hva dette kan skyldes, behandles ikke videre her, men må eventuelt bedømmes på bakgrunn av informasjon om komponentsammensetningen (PAH-profilen) i avløpsvannet fra verket. I praktisk sammenheng er det skjellenes konsekvent høye innhold av KPAH (overkonsentrasjoner inne i fjorden på >20 ganger) som teller.

Tidsutvikling for sum PAH (Σ PAH) og potensielt kreftfremkallende PAH (Σ KPAH) på st. 2 Alterneset og st. 6 Sørneset i perioden 1984-2000 er vist i **Tabell 6**. Tallene for Σ KPAH fra 1984 og 1985 (Knutzen og Skei 1986, Knutzen 1987) er regnet om i henhold til IARC (1987). Tabellen viser at konsentrasjonen ved Sørneset i foreliggende undersøkelse var den lavest målte. Ved Alterneset var det en tilsynelatende økning fra 1989, men ikke til like høye verdier som i 1984-85. Resultatene peker i retning av at forholdene i fjorden er blitt bedre etter prosessomlegging og rensiltak på slutten av 80-tallet, men det er nødvendig med ytterligere data fra stasjonene for å si noe mer sikkert om dette

Tabell 6. Σ PAH og Σ KPAH i skjell fra de to utvalgte tidstrendstasjonene st. 2 Alterneset og st. 6 Sørneset 1984 –2000, verdier i mg/kg tørrvekt.

	1984	1985	1989	1991	2000
St. 2					
Σ PAH	65,1/5,5 ¹⁾	39,0/5,2 ¹⁾	14,1 ²⁾	11,2	23,2 ⁴⁾
Σ KPAH	23,8/2,4 ¹⁾	10,2/0,8 ¹⁾	1,1 ²⁾	1,5	5,5 ⁴⁾
St. 6					
Σ PAH	30,8 ³⁾	15,7 ¹⁾	18,5	Ikke analys.	8,3 ⁴⁾
Σ KPAH	9,0 ³⁾	2,6	1,5	”	2,3 ⁴⁾

¹⁾ M/SD for 2-4 størrelseskategorier.

²⁾ Augustverdier. M/SD for 6 obs. nov. 1989-aug 1990 på samme st.: hhv. 8,9/6,0 (sum PAH) og 1,2/0,3.

³⁾ Verdier fra det nærliggende Prestneset

⁴⁾ På grunn av manglende verdier for tørrstoffinnhold er dette satt til gjennomsnitt av tidligere målinger : 13,2%

3.3.2 Rutinevariable av klororganiske stoffer

De viktigste resultatene for rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i blåskjell er vist i **Tabell 7**.

Innholdet av PCB (Σ PCB₇) var lavt og under 1 μ g/kg våtvekt. Dette er godt innenfor grenseverdien til tilstandsklasse I i SFT's klassifiseringssystem, som er på 4 μ g/kg (Molvær og medarb. 1997). På grunnlag av nyere registreringer på referansestasjoner fra åpen kyst innen den norske delen av JAMP-programmet (Joint Assessment and Monitoring Programme) er grenseverdien nå foreslått regulert ned til 3 (Knutzen og Green 2001), men innholdet i Vefsn-skjell er godt innenfor dette også. Innholdet av PCB kan variere med fettinnhold, men fettprosenten i skjellene fra Vefsnfjorden var forholdsvis høye.

Vanligvis er fettinnholdet i blåskjell ikke over 2 %, slik at denne faktor ikke kan forklare det lave PCB-innholdet. Verdiene er sjeldent lave, tatt i betraktning at Vefsn må karakteriseres som et industrialisert og urbanisert nedbørsfelt, hvor det normalt vil lekke PCB selv lang tid etter forbud mot bruk. Fordelingen på enkeltforbindelser av PCB var normal, med CB153 og dernest CB138 som dominerende.

Også konsentrasjonene av de øvrige analyserte stoffer lå godt under de respektive grensene for tilstandsklasse I i SFTs klassifiseringssystem.

Ved registreringene i 1989 ble det funnet vesentlig høyere konsentrasjoner av både PCB (da målt som totalinnhold ut fra gasskromatogramlikhet med den kommersielle blanding Clophen A60), Σ DDT (DDT med nedbrytningsprodukter) og HCB i prøver fra Altneset (Knutzen 1991). Forskjellen i kontaminering ved de to prøvetidspunktene kan skyldes at en mulig ukjent kilde har gjort seg gjeldende over et begrenset tidsrom, men dette blir nærmest for en spekulasjon å regne.

Tabell 7. Rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Vefsnfjorden og Leirfjorden 21.-23. august 2000, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Analyseverdier markert som 'mindre enn' (<) er lavere enn metodens deteksjonsgrense.

Stasjoner	$\Sigma\text{PCB}_7^{1)}$	p,p-DDE ²⁾	HCB ³⁾	$\gamma\text{-HCH}^{3)}$	$\alpha\text{-HCH}^{3)}$	% fett
St. 2 Aterneset	0,63	0,16	0,06 ⁴⁾	<0,06	<0,06	1,6
St. 3 Lindset	0,70	0,16	0,05 ⁴⁾	<0,06	<0,06	1,8
St. 5 Korsneset	0,65	0,17	0,05 ⁴⁾	0,06	<0,06	2,7
St. 7 Dagsvik	0,61	0,17	0,03 ⁴⁾	<0,06	<0,06	1,8

¹⁾ Sum av de 7 forbindelsene CB28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180.

²⁾ Mest bestandige og viktigste nedbrytningsprodukt av DDT.

³⁾ I rekkefølge heksaklorbenzen, lindan og α -isomeren av heksaklorsykloheksan.

⁴⁾ Usikker verdi

3.3.3 PCDD/PCDF og non-orto PCB

Innholdet av toksisitetsekvivalenter (TE) fra dioksiner (PCDD/PCDF) og dioksinlignende non-orto forbindelser av PCB i blåskjell er vist i **Tabell 8** (rådata i **vedlegg 7.7**). Innholdet var lavt på hele strekningen fra st. 2 Altneset innerst i fjorden til st. 7 Dagsvik utenfor fjorden. I SFTs klassifiseringssystem er grenseverdien for klasse I for dioksiner i blåskjell satt til 0,2 $\text{ng}/\text{TE}_{\text{PCDD/PCDF}}/\text{kg}$ våtvekt.

Toksisitetsekvivalentene (TE) gir et mål for konsentrasjonen av de giftigste dioksin- og PCB-forbindelsene og beregnes ut fra toksisitetsekvivalentfaktorer (TEF) som bestemmes av internasjonalt sammensatte ekspertgrupper. I foreliggende rapport er de nyeste TEF fra en gruppe under Verdens Helseorganisasjon benyttet (Van den Berg et al. 1998). I SFTs klassifiseringssystem og i en rekke overvåkingundersøkelser i Norge har noe andre beregningsmodeller vært benyttet (se Ahlborg 1989, Ahlborg et al. 1994). Beregningsmodellen som her er benyttet, gir ikke vesentlig forskjellig resultat enn ved disse beregningsmodellene (her 10-15 % høyere for $\Sigma\text{TE}_{\text{PCDD/PCDF}}$, om lag likt for $\text{TE}_{\text{non-orto PCB}}$).

Tabell 8. Sum av toksisitetsekvivalenter (TE) fra dioksiner (PCDD/PCDF) og non-orto PCB i blåskjell fra Vefsnfjorden og Leirfjorden 21.-23. august 2000, ng/kg våtvekt. TE er beregnet etter Van den Berg et al. (1998).

Stasjoner	$\Sigma TE_{PCDD/PCDF}$	$\Sigma TE_{n-o. PCB}$	ΣTE
St. 2 Alterneset	0,21	0,10	0,31
St. 3 Lindset	0,25	0,13	0,38
St. 5 Korsneset	0,17	0,07	0,24
St. 7 Dagsvik	0,14	0,11	0,25

I 1989 ble det funnet 10 ganger så høyt dioksininnhold i skjell fra Alterneset og klare overkonsentrasjoner også i prøver samlet utenfor Vefsnfjorden (Knutzen 1991). I likhet med hva tilfellet var for PCB kan man spekulere i om den store reduksjonen fra 1989 til 2000 kan skyldes en midlertidig og ukjent kilde. Dette kan synes noe bedre underbygget for dioksiners enn for PCBs vedkommende, all den tid dioksinmaterialet fra 1989 er mer omfattende og har mer konsistente data. Videre kan dioksinene tenkes å ha vært dannet ved en senere forlatt praksis for brenning av avfall. På bakgrunn av den nåværende lave belastning på fjorden synes det liten grunn til å forsøke å få forholdet oppklart. Lavt innhold av dioksiner i overflatesedimenter (kap. 3.4) antyder også at kildevirksomheten i så tilfelle må ha vært av kortvarig art.

Det lave innholdet av TE_{PCB} er i samsvar med lavt innhold av de rutinemessig analyserte PCB (se ovenfor). TE fra dioksinlignende PCB inngår så langt ikke i SFTs klassifiseringssystem, og det savnes data fra egentlige referansestasjoner (åpen kyst, langt fra byer/havner/industri). Imidlertid er det fra Larviksfjorden eksempler på tilsvarende lave konsentrasjoner av $TE_{n-o. PCB}$ i skjell (Berge 1999). Fra utpreget PCB-forurensede områder som indre Oslofjord og indre del av Sandefjordsfjorden er det observert mye av de dioksinlignende stoffene innen gruppen (Knutzen og Hylland 1998, Knutzen og medarb. 2000). Nivåene her har vært opptil 20 ganger høyere enn i Vefsn.

3.4 Resultater sedimenter

3.4.1 Visuell beskrivelse, kornfordeling og innhold av organisk karbon

Sedimentene i Vefsnfjorden var for det meste finkornede med høyt innhold av silt og leir (**Tabell 9**). De to innerste stasjonene (st. 1 og 2) hadde imidlertid høyere innhold av grovere partikler og var påvirket av sand og tildels grustransport fra elva. Det var også en viss påvirkning fra flis. I alle prøvene var innhold av organisk karbon (TOC) lavt.

I området Remnes-Dagsvik mot Leirfjorden var bunntopografien svært varierende og sedimentene bestod i hovedsak av sand og grus. Det var planlagt prøvetaking i dette området, men det måtte utelates på grunn av bunnforholdene.

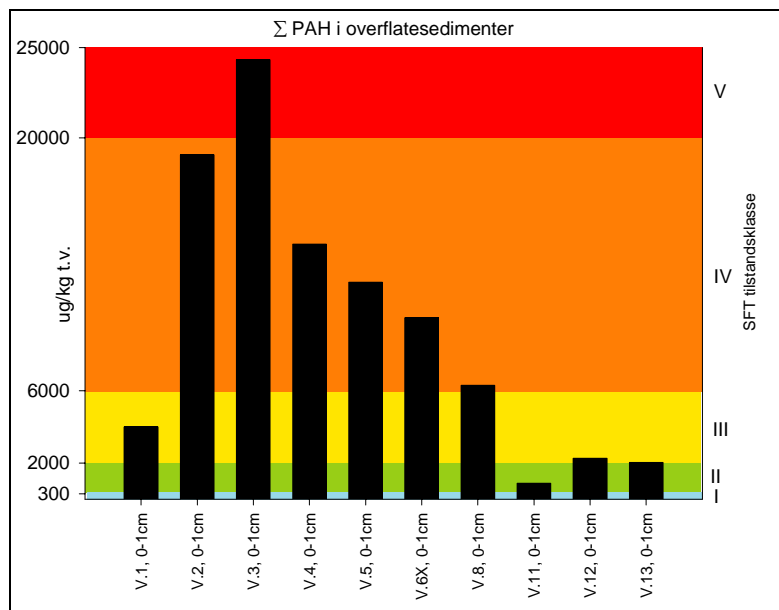
Tabell 9. Bunnsedimenter i Vefsn 21-23. august 2000: Visuell beskrivelse samt innhold av finstoff ($\% < 63\mu\text{m}$), totalt organisk karbon (TOC, $\mu\text{g}/\text{mg}$) og totalt nitrogen (TN, $\mu\text{g}/\text{mg}$).

Stasjon	Snitt cm	Finstoff $\% < 63\mu\text{m}$	TOC $\mu\text{g}/\text{mg}$	TN $\mu\text{g}/\text{mg}$	Visuell beskrivelse
St. 1	0-1	49	11,7	<1,0	Grå-brun siltig leire, mørk/sort i bunnen av kjernen
St. 2	0-1	71	15,7	1,3	Grå-brun siltig leire, mørk/sort i bunnen av kjernen
St. 3	0-1	85	14,4	1,9	Grå-brun leire
St. 4	0-1	91	15,8	1,2	Grå-brun leire
St. 5	0-1	92	15,8	1,4	Grå leire, noe mørkere i bunnen av kjernen
St. 5	1-2	-	13,9	1,3	
St. 5	2-3	-	15	1,9	
St. 5	5-6	-	10,8	<1,0	
St. 5	8-9	-	12,6	1,5	
St. 6X	0-1	68	11,1	1,3	Siltig leire
St. 8	0-1	94	14,3	1,6	Grå leire, noe mørkere i bunnen av kjernen
St. 11	0-1	50	8,5	1,5	Grått, siltig sediment
St. 12	0-1	84	16,1	1,5	Lys, grå leire
St. 13	0-1	94	17,1	3	Lys, grå leire

3.4.2 PAH

Innholdet av PAH i sedimentene er vist i **Figur 7**. De fleste stasjonene hadde konsentrasjoner svarende til tilstandsklasse IV 'sterkt forurenset' i henhold til SFTs klassifiseringssystem. På den innerste stasjonen nærmest bedriften (st. 1) var konsentrasjonen imidlertid lavere og tilsvarte klasse III 'markert forurenset'. På denne stasjonen var sedimentet sandholdig og hadde bare 49 % partikkelinnhold med kornstørrelse mindre enn $63\mu\text{m}$. Sand har liten evne til å binde organiske forurensninger og er trolig en av årsakene til relativt lave konsentrasjoner her. De forholdsvis grove sedimentet innebærer også at dette området i mindre grad er et sedimentasjonsområde. Den høyeste konsentrasjonen ble påvist på stasjon 3 ved Alterneset. Her svarte konsentrasjonene av PAH til klasse V 'meget sterkt forurenset'.

I fjordområdene utenfor selve Vefsnfjorden var konsentrasjonene betydelig lavere. Stasjonene ved Høynesskjær (st. 13) og i Leirfjorden (st.12) hadde PAH-konsentrasjoner i sedimentet såvidt opp i tilstandsklasse III (markert forurenset), mens sedimentet ved Sørneset (stasjon 11) var i tilstandsklasse II. Stasjon 11 hadde et sandig sediment, i motsetning til stasjonene i Leirfjorden og ved Høynesskjær som hadde svært finkornet sediment. Trolig er dette grunnen til at st. 11 hadde lavere innhold enn disse til tross for at den ligger nærmere mot Vefsnfjorden.



Figur 7. PAH i overflatesedimenter fra Vefsn 2000.

En mulig tidsutvikling i forurensningen av PAH kan belyses ved å sammenligne konsentrasjonene på stasjoner som ble prøvetatt både i 1989 og 2000. Et problem er imidlertid at konsentrasjonene kan variere betydelig over små geografiske avstander slik at presisjonen i verdiene kan være lav. Det innebærer at forskjeller som registreres på en stasjon, kan skyldes variasjoner på stedet og ikke nødvendigvis skyldes endringer i tilførsler. For å øke presisjonen i tilfeller hvor tidsutvikling er viktig å belyse, må flere parallelle prøver fra utvalgte stasjoner analyseres slik at den naturlige variabiliteten kan bestemmes. For allikevel å sammenligne resultatene fra 1989 med de fra 2000, er det foretatt en oppsummering av hovedresultatene fra stasjonene 1, 2, 3, 4, 5 og 8 (**Tabell 10**). Disse stasjonene ble prøvetatt begge årene.

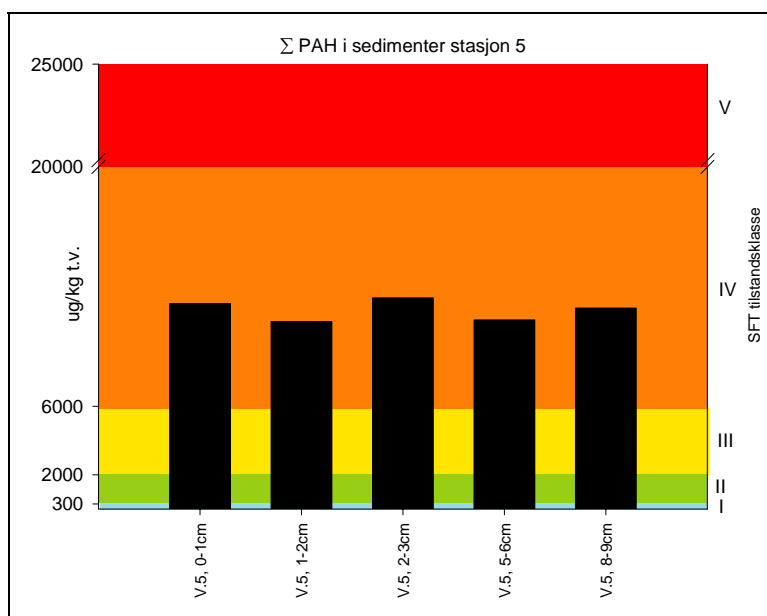
Tabell 10. Oppsummerende statistikk over konsentrasjoner av PAH (ng/g) i overflatesediment på stasjonene 1, 2, 3, 4, 5 og 8 som ble prøvetatt både i 1989 og 2000. Data for 1989 fra Helland & Skei (1991).

	1989	2000
Antall prøver	6	6
Minimum	5600	4140
Maksimum	33840	24547
Gjennomsnitt	16700	13500
Standardavvik	12380	7680

Tabellen viser at alle parameterne var lavere i 2000 enn i 1989. Det skyldes mye at verdien på stasjon 1 var åtte ganger høyere i 1989 enn i 2000. Om dette skyldes endringer i utslipp eller naturlige variasjoner innenfor stasjonen vites ikke.

En annen mulig måte å bedømme tidsutviklingen på er å analysere flere snitt nedover i sedimentkjerne. Et kompliserende forhold er imidlertid at mange naturlig forekommende bunnfauna-arter omlagrer sedimentet med sin aktivitet. Resultatene av PAH-målingene i dypsjikt på st. 5 er vist i **Figur 8**. Analysene gir ingen systematiske endringer i PAH-konsentrasjonen i de øverste 10 cm av sedimentsøylen. På denne lokaliteten var det høye tettheter av børstemarken *Heteromastus filiformis* (kap. 3.5). Dette er en art som transporterer sediment fra dypere liggende lag (ned til 20 cm) og opp til overflaten. Denne aktiviteten bryter ned en eventuell sjiktning i sedimentene. Det er nok sannsynlig at prøvene viser et sediment som er gjennomblandet på grunn av aktiviteten til bunnfauna-artene.

For å få mer informasjon om vertikalsjiktningen av sedimentene ble det foretatt en analyse av radioaktive isotoper av bly (^{210}Pb) og cesium (^{137}Cs) i en sedimentkjerne fra st. 5 (se analyserapport i **vedlegg 7.11**). Analysene viste at det var uregelmessig fallende verdier av bly ned til ca. 10 cm dyp, og deretter raskere fallende verdier. For cesium var det gradvis fallende verdier til 6.5 cm, så et bratt fall til ca. 8 cm og deretter jevnt avtagende verdier. For cesium tolkes den bratte forandringen mellom 6-8 cm som et nedfall fra Tsjernobyl-ulykken. Basert på målingene er det foretatt en modellberegning av sedimentasjonshastighet og alder. Beregningen indikerer at det var jevn sedimentering (0.1 cm per år) i fjorden opp til ca. 1970 og deretter økende sedimentering med verdier over 0.3 cm per år etter 1985. På grunnlag av dette plasseres sjiktet ved 10 cm sedimentdyp til omkring 1960, mens 5 cm dyp plasseres omkring 1986. Det er imidlertid endel usikkerhet knyttet modellberegningene.



Figur 8. Vertikalfordeling av PAH i sedimentet fra stasjon 5 i Vefsnfjorden.

3.4.3 Metaller

Overflatesedimentet fra stasjon 5 (0-1 cm snittet) ble analysert for innhold av utvalgte metaller (**Tabell 11**). Konsentrasjonene var lave og alle faller i tilstandsklasse I i henhold til SFTs klassifiseringssystem. Sedimentet karakteriseres dermed som ubetydelig forurenset med hensyn på disse metallene.

Tabell 11. Innhold ($\mu\text{g/g}$) av utvalgte metaller i overflatesedimentet (0-1 cm) på stasjon 5.

Metall	Konsentrasjon	Grenseverdi, SFT kl. I
Kadmium (Cd)	0,077	0,25
Krom (Cr)	51	70
Kobber (Cu)	32	35
Kvikksølv (Hg)	0,033	0,15
Bly (Pb)	26	30
Sink (Zn)	93	150

3.4.4 Klororganiske stoffer

Innholdet av klorerte forbindelser i sedimentprøver fra Vefsnfjorden er vist i **Tabell 12** og **Tabell 13**. For PCB og pesticider var konsentrasjonene svært lave og under deteksjonsnivå for analysene på alle stasjonene (**Tabell 12**). Sedimentet klassifiseres dermed som ubetydelig forurenset (tilstandsklasse I) med hensyn på disse forbindelsene.

Tabell 12. Innhold av PCB (ΣPCB_7 : no. 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180), heksaklorbenzen (HCB), sum DDT (DDT+DDE+DDD) og lindan i overflatesedimentene (0-1 cm) i Vefsnfjorden 21-23. august 2000, $\mu\text{g/kg}$. Symbolet 'mindre enn' (<) markerer at innholdet er lavere enn metodens deteksjonsgrense.

Stasjon	ΣPCB_7	HCB	ΣDDT	$\gamma\text{-HCH}$ (lindan)
St. 1	<1,4	<0,1	<0,5	<0,2
St. 2	<1,4	<0,1	<0,5	<0,2
St. 5	<1,4	<0,1	<0,5	<0,2
St. 6	<1,4	<0,1	<0,5	<0,2
St. 8	<1,4	<0,1	<0,5	<0,2
St. 11	<1,4	<0,1	<0,5	<0,2
Øvre grense SFT kl.I	5	0,5	0,5	ingen grenseverdi

Også konsentrasjonene av dioksiner og non-orto PCB var lave (**Tabell 13**). Sedimentet klassifiseres som uforurenset (tilstandsklasse I) også med hensyn på dioksiner.

Tabell 13. Innhold av polyklorerte dibenzodioksiner (PCDD), polyklorerte dibenzofuraner (PCDF) og non-orto PCB (no. 77, 126, 169) regnet som toksisitetsekvalenter i overflatesedimentene (0-1 cm) i Vefsnfjorden, $\mu\text{g/kg}$.

Stasjon	$\Sigma\text{TE(WHO) PCDD/F}$	$\Sigma\text{TE(WHO) n.o. PCB}$
St. 1	0,30	0,06
St. 2	1,41	0,06
St. 5	1,06	0,09
St. 6	0,42	0,06
St. 8	1,41	0,18
St. 11	0,86	0,06
Øvre grense SFT kl.I	10	ingen grenseverdi

3.5 Resultater bløtbunnsfauna

3.5.1 Prøvetaking

Resultatene fra undersøkelsen av bunnfauna er sammenfattet i **Tabell 14**, **Tabell 15** og **Tabell 16**. Fullstendige resultater er gitt i **Vedlegg 7.9**. Alle prøvene var gode, og på de fleste stasjonene var det godt samsvar mellom resultatene for parallellprøvene fra stasjonene.

3.5.2 Bunnsediment i prøvene

Bunnsedimentet på de to innerste stasjonene i fjorden (St. 1, 2) var mørkfarget og inneholdt mye planterester. Dette er i hovedsak dødt plantemateriale fra land som tilføres med elvevann. På stasjon 1 var det litt dårlig lukt av prøven (kloakk), men det ble ikke observert synlige forurensninger. Prøvene indikerer at det var en viss organisk belastning på disse lokalitetene.

Sedimentet på st. 3 var preget av store mengder finfordelt bark og treflis. I tillegg var det rester av mose, løv og plantefibre fra land. Sedimentet på stasjon 5 og 8 var lysere på farge enn i indre fjord. I sedimentet var det noe rester av bark og treflis og annet plantemateriale, men vesentlig mindre enn i indre del av fjorden. Det var også litt grus, noen kullbiter og litt finfordelt slagg fra tidligere dampskipsfart i prøvene.

Tabell 14. Prøvetaking av bunnfauna i Vefsnfjorden 22-23. august 2000. Stasjoner, dyp, antall prøver og visuelle observasjoner av bunnforhold og sedimenter.

Stasjon	Dyp m	Antall prøver	Visuelle observasjoner	Sikterest (materiale > 1 mm)
1	147	4	Brunsvart sand/silt med tynt brunt topplag. Litt stein og noe flis. Mye børstemark. Fulle prøver.	Volum 3-4 dl per grabbhugg, 1.5 liter i hugg 4. Mye planterester: fibre, mose, biter av blad og stengler. Litt bark og treflis. Noen småstein. Eim av kloakk.
2	270	4	Sandig silt/leire med tynt brunt topplag, mørkere nedover i to prøver. Litt organisk materiale. Mye dyr, børstemark, sjømus, slangestjerner. Fulle prøver.	Volum 3-5 dl per grabbhugg. Planterester: fibre, mose, biter av blad og stengler. Litt bark og treflis. Litt smågrus.
3	354	4	Silt med tynt brunt topplag. Mye flis, bark og organisk materiale. Fulle prøver.	Volum 1-5 liter pr. grabbhugg, 2 dl i hugg 4. Mye finfordelt bark og treflis. Rester av mose, blad, barnåler og plantefibre. Noen småpinner.
5	457	4	Gråbrun til olivengrå siltig leire med tynt brunt topplag. Hardere mer blåsvart leire nedover. Noe bark og flis. Børstemark. Fulle grabber.	Volum 2-3 dl pr. grabbhugg. Finfordelt bark og treflis. Litt sagflis. Rester av mose, blad og barnåler. Noen småpinner. Litt grus og småstein, noen biter slagg.
8	473	4	Løs gråbrun til olivengrå siltig leire med tynt brunt topplag. Hardere mer blåsvart leire nedover. Børstemark, sjøstjerner, slangestjerner. Fulle grabber.	Volum 1-2 dl pr. grabbhugg. Litt finfordelt bark og treflis. Rester av mose, blad, barnåler og småpinner. Litt smågrus med skjellrester. Noen kullbiter, litt finfordelt slagg.

3.5.3 Fauna

Bunnfaunaen på de tre innerste stasjonene var normalt artsrik, men var preget av tildels svært høye individtettheter. Artsmangfoldet var normalt til litt nedsatt. I henhold til SFTs klassifiseringssystem faller st. 1 og 3 i klasse II 'god tilstand', mens st. 2 faller på grensen mellom II og III 'mindre god tilstand' (**Tabell 15**). Faunaen var dominert av små børstemark, men hadde også høyt innslag av en liten musling (*Thyasira*) og små sedimenttilknyttede sjørøser (*Edwardsia*). De fleste artene i prøvene er vanlige former på bløtbunn i fjorder. De ernærer seg på detritus og annet organisk materiale i sedimentene.

Et karakteristisk trekk ved faunaen på de tre innerste stasjonene var at børstemarkene var storvokste og kraftigere enn normalt. Dette blir vanligvis tolket som et tegn på god næringstilgang. Faunaen bærer derfor preg av en viss stimulering fra organiske tilførsler. Trolig er dette en blanding av ferskt plantemateriale fra land og organiske tilførsler fra avløpsvann. Planterester, bark og flis som finnes i sedimentene, består i stor grad av tungt nedbrytbart materiale som nok har mindre betydning for faunaen. Det kan ikke vises til noen påvirkning av faunaen fra utslipp fra aluminiumsverket.

På stasjon 5 var det også en normalt artsrik fauna, men svært høy individtetthet. Faunaen var dominert av en art, børstemarken *Heteromastus filiformis*, som er en gravende form og ernærer seg på organisk materiale i sedimentene. På grunn av dominansen av *Heteromastus* var arts mangfoldet nedsatt, og lokaliteten faller i klasse III 'mindre god tilstand' etter SFTs klassifikasjonssystem (**Tabell 15**). Individene var normalt store. Det er trolig at også denne stasjonen var noe organisk påvirket, men det var mindre tydelig enn på de indre stasjonene.

På stasjon 8 var det lavere artstall og individmengder enn på st. 5. Også denne stasjonen var dominert av børstemarken *Heteromastus filiformis*. Arts mangfoldet var nedsatt og stasjonen faller i klasse III etter SFTs klassifiseringssystem. Artssammensetningen var imidlertid mer variert enn på de andre stasjonene, med vesentlige innslag av krepsdyr og muslinger.

De to ytterste stasjonene hadde lavest arts mangfold og får derfor dårligst karakteristikk etter SFTs klassifikasjonssystem. Det er imidlertid et vanlig fenomen at arts mangfoldet er lavere i fjorder enn i kystfarvann. I en oppsummering for nordnorske fjorder viste Larsen (1997) at verdier omkring 3 eller lavere var normalt i fjordbassengene, mens verdiene var 4-6 i kystområdene utenfor. I Balsfjorden ved Tromsø viste Oug (2000) at arts mangfoldet i fjordbassenget (190 m) varierte mellom 2.7 og 3.4 over en ti-årsperiode. SFTs system må derfor brukes med varsomhet.

For å få en sikker karakteristikk av tilstanden må andre aspekter ved faunaen slik som artsrikhet, artssammensetning og innslag av følsomme arter tillegges vekt. Svært mange av artene på de to ytterste stasjonene i denne undersøkelsen (st. 5 og 8) er også vanlige i andre nordnorske fjorder. Det gjelder f.eks. børstemarkene *Heteromastus*, *Chaetozone*, *Lumbrineris*, *Prionospio*, *Myriochele* og muslingen *Thyasira* (se f.eks. Larsen 1997, Oug 2000). Artssammensetningen på disse stasjonene indikerer derfor at det var normale forhold i fjorden. Det at det var en variert sammensatt fauna med representanter for mange hovedgrupper indikerer også at det var normalt gode forhold på disse stasjonene.

Tabell 15. Sammenfattende data for faunaen på stasjonene i Vefsn 22-23. august 2000. Indekser for artsmangfold: H' = Shannon-Wiener indeks (\log_2), $E(S_{100})$ = Hurlberts indeks (artstall pr. 100 individer). AI = artsindeks for følsomhet for forurensning. Tilstandsklasser i henhold til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet er også vist: I 'meget god', II 'god', III 'mindre god', IV 'dårlig', V 'meget dårlig' (Molvær og medarb. 1997).

Stasjon	Areal	Artstall	Ind.	Ind/m ²	H'	$E(S_{100})$	AI	Klasse
1	0.4	57	3402	8505	3.36	18.1	6.4	II
repl I		29	362					
repl II		35	744					
repl III		35	586					
* repl IV		32	1710					
2	0.4	60	3088	7720	3.17	17.4	7.3	II/III
repl I		38	726					
repl II		30	719					
repl III		40	900					
repl IV		31	743					
3	0.4	55	2378	5945	3.96	22.4	7.1	II
* repl I		27	723					
* repl II		19	176					
* repl III		29	859					
repl IV		38	620					
5	0.4	62	2828	7070	2.71	17.1	7.3	III
repl I		34	737					
repl II		33	676					
repl III		38	754					
repl IV		35	661					
8	0.4	46	1296	3240	2.52	17.1	7.3	III
repl I		27	319					
repl II		20	330					
repl III		28	359					
repl IV		28	288					

* deler av finfraksjonen i prøven ble subsamplet ved opparbeiding av prøvematerialet.

Tabell 16. De ti dominerende artene på stasjonene i Vefsn 22.-23. august 2000. Gruppe: b = børstemark, k = krepsdyr, m = musling, n = nesledyr, s = slimmark.

Stasjon 1			Stasjon 2			Stasjon 3		
Art	Gr	Ind/m ²	Art	Gr	Ind/m ²	Art	Gr	Ind/m ²
<i>Prionospio cirrifera</i>	b	3123	<i>Spiophanes kroeyeri</i>	b	2633	<i>Thyasira</i> sp.	m	1460
<i>Heteromastus filiformis</i>	b	1145	<i>Prionospio cirrifera</i>	b	1568	<i>Spiophanes kroeyeri</i>	b	765
<i>Lumbrineris mixochaeta</i>	b	890	<i>Thyasira</i> sp.	m	1413	<i>Heteromastus filiformis</i>	b	688
<i>Leitoscoloplos mammosus</i>	b	855	<i>Heteromastus filiformis</i>	b	278	<i>Yoldiella fraterna</i>	m	528
<i>Chaetozone setosa</i>	b	440	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	b	258	<i>Lumbrineris mixochaeta</i>	b	295
<i>Edwardsia</i> cf. <i>danica</i>	n	333	<i>Myriochele oculata</i>	b	230	<i>Prionospio cirrifera</i>	b	253
<i>Pectinaria hyperborea</i>	b	220	<i>Chaetozone setosa</i>	b	198	<i>Myriochele oculata</i>	b	213
<i>Spiophanes kroeyeri</i>	b	190	<i>Terebellides stroemi</i>	b	168	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	b	173
<i>Scoloplos armiger</i>	b	180	<i>Lumbrineris mixochaeta</i>	b	123	<i>Typsyllis</i> sp.	b	165
<i>Ophelina acuminata</i>	b	165	<i>Typsyllis</i> sp.	b	93	<i>Chaetozone setosa</i>	b	140

Stasjon 5			Stasjon 8		
Art	Gr	Ind/m ²	Art	Gr	Ind/m ²
<i>Heteromastus filiformis</i>	b	4023	<i>Heteromastus filiformis</i>	b	2038
<i>Spiophanes kroeyeri</i>	b	903	<i>Eriopisa elongata</i>	k	188
<i>Eriopisa elongata</i>	k	248	<i>Thyasira</i> sp.	m	180
<i>Thyasira</i> sp.	m	245	Euclymeninae ind.	b	135
Euclymeninae ind.	b	235	Nemertinea ind.	s	110
<i>Chaetozone setosa</i>	b	215	<i>Lumbrineris mixochaeta</i>	b	95
<i>Myriochele oculata</i>	b	183	<i>Paradoneis eliasoni</i>	b	45
<i>Prionospio cirrifera</i>	b	113	<i>Chaetozone setosa</i>	b	45
<i>Paramphinome jeffreysii</i>	b	110	<i>Harpinia</i> sp.	k	43
<i>Lumbrineris mixochaeta</i>	b	103	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	b	40

3.5.4 Sammenligning med tidligere prøvetaking

I **Tabell 17** er resultatene sammenlignet med undersøkelsen i 1978 (Haugen og medarb. 1981). Plasseringen av stasjonene var litt forskjellig ved de to undersøkelsene, slik at en direkte sammenligning stasjon for stasjon ikke lar seg gjennomføre. Sammenligningen er derfor gjort for de nærmest liggende stasjonene.

Stasjon 1 er sammenlignet med lokalitetene V1 og VX2 fra 1978. På begge disse var det i 1978 lavere artsrikhet og lavere artsmangfold. Faunaen bestod i hovedsak av de samme artene, men i annen rang med hensyn til individtetthet. På VX2 ble det funnet noen hurtigvoksende ('opportunistiske') arter som tydet på forurensning eller forstyrrelser, men det ble tolket som en sannsynlig fysisk forstyrrelse knyttet til utslipp fra verket eller sedimentering av materiale fra elvestrømmen (Haugen og medarb. 1981). Noe tilsvarende ble ikke observert ved denne undersøkelsen. Resultatene tyder derfor på bedre tilstand i 2000 enn i 1978. Selv om det ikke ble direkte påpekt, indikerte artssammensetningen i 1978 at det også da var en viss organisk anrikning i indre område av fjorden.

Stasjon 2 er sammenlignet med lokalitetene V2 og V2b fra 1978. På begge disse var det omtrent samme artsrikhet, individtetthet og artsmangfold som på st. 2. Faunaen bestod i hovedsak av de samme artene, men i forskjellig rangrekkefølge. Resultatene indikerer at det var samme tilstand ved denne undersøkelsen som i 1978.

Ved stasjon 3 ble det bare tatt en bunnprøve i 1978 på grunn av store mengder planterester. I prøven dominerte børstemarkene *Ophelina*, *Prionospio* og *Heteromastus*. Disse artene var også vanlige ved denne innsamlingen. Forholdene på lokaliteten synes ikke å ha endret seg mye siden undersøkelsen i 1978.

Stasjonene 5 og 8 er sammenlignet med henholdsvis V4 og V5 fra 1978. Stasjon 5 hadde noe høyere artsrikhet, men noe lavere artsmangfold enn i 1978. På stasjon 8 var faunaindeksene svært like. Begge stasjonene var dominert av børstemarken *Heteromastus* også i 1978. I henhold til SFTs klassifikasjonssystem faller stasjon 5 i klasse II 'god tilstand' i 1978, mens den faller i klasse III 'mindre god tilstand' ved denne undersøkelsen. Forandringene er imidlertid innenfor variasjonsgrensene for artsmangfold som ble observert i langtidsserien i Balsfjorden (Oug 2000). Resultatene kan derfor være utslag av naturlige variasjoner. Økningen i antall arter på stasjonen vil normalt bli tolket som positivt.

Tabell 17. Fauna på stasjonene sammenlignet med resultater fra prøvetakingen i 1978 på samme og nærliggende stasjoner.

Stasjon	Dyp	Areal	Antall arter	Ind/m ²	Divers. H'	Viktigste arter
1	147	0.4	57	8505	3.4	<i>Prionospio cirrifera</i> , <i>Heteromastus filiformis</i> , <i>Lumbrineris mixochaeta</i> , <i>Leitoscoloplos mammosus</i> , <i>Chaetozone setosa</i>
V1 (1978)	170	0.5	27	6722	2.0	<i>Paraonis gracilis</i> (= <i>Levinsenia</i> g.), <i>Lumbrineris</i> spp., <i>Prionospio cirrifera</i> , <i>Heteromastus filiformis</i> , Sipunculida ind. (trolig <i>Edwardsia</i>)
VX2 (1978)	152	0.1	19	3710	2.9	<i>Thyasira</i> sp., Eunicidae ind., <i>Chaetozone setosa</i> , <i>Prionospio cirrifera</i> , <i>Pholoe minuta</i> , <i>Heteromastus filiformis</i>
2	270	0.4	60	7720	3.2	<i>Spiophanes kroeyeri</i> , <i>Prionospio cirrifera</i> , <i>Thyasira</i> sp., <i>Heteromastus filiformis</i> , <i>Paramphinome jeffreysii</i>
V2 (1978)	320	0.5	57	8160	3.8	<i>Thyasira</i> sp., <i>Prionospio cirrifera</i> , <i>Chaetozone setosa</i> , <i>Heteromastus filiformis</i> , <i>Tharyx marioni</i> (trolig = <i>Aphelochaeta</i> sp.)
V2b (1978)	280	0.1	40	6600	3.4	<i>Prionospio cirrifera</i> , <i>Chaetozone setosa</i> , <i>Heteromastus filiformis</i> , <i>Thyasira</i> sp., <i>Owenia fusiformis</i>
5	457	0.4	62	7070	2.7	<i>Heteromastus filiformis</i> , <i>Spiophanes kroeyeri</i> , <i>Eriopisa elongata</i> , <i>Thyasira</i> sp., Euclymeninae ind.
V4 (1978)	450	0.5	49	4354	3.2	<i>Heteromastus filiformis</i> , <i>Thyasira</i> sp., <i>Paraonis lyra</i> (trolig = <i>Paradoneis eliasoni</i>), <i>Prionospio cirrifera</i> , <i>Spiophanes kroeyeri</i>
8	473	0.4	46	3240	2.5	<i>Heteromastus filiformis</i> , <i>Eriopisa elongata</i> , <i>Thyasira</i> sp., Euclymeninae ind., Nemertinea ind.
V5 (1978)	472	0.4	48	3605	2.8	<i>Heteromastus filiformis</i> , <i>Cossura longocirrata</i> , <i>Paramphinome jeffreysii</i> , <i>Thyasira</i> sp., Maldanidae ind.

3.6 Resultater reker

Hovedinformasjonen fra disse analysene er samlet i **Tabell 18; rådata i vedlegg 7.8.**

PAH i reker inngår ikke i SFTs klassifiseringssystem, og det er ikke data fra referanselokaliteter å sammenligne med.

Resultatene viser at innholdet av PAH var høyest i prøven fra Leirfjorden (**Tabell 18**). Dette er det ingen umiddelbar forklaring på all den tid nivået i overflatesedimenter var betraktelig høyere på st. 4-5 utenfor Alterneset enn på st. 12 i Leirfjord. Rekene fra Vefsnfjorden skulle følgelig være mer eksponert for PAH enn de fra Leirfjord. Forrige gang det ble målt PAH i reker (1989), var PAH-

kontamineringen høyest i reker fra Vefsnfjorden, spesielt med hensyn på potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH) (Knutzen 1991).

I forhold til i 1989 ble det funnet lavere innhold av Σ PAH begge prøvesteder. Det var også klart mindre av KPAH i rekene fra Alterneset-Vikedalsbukta i 2000, mens Leirfjordprøven lå noe høyere enn i 1989 (Knutzen 1991).

Sammenlignet med gjennomsnittet for blåskjell var innholdet av PAH i reker vesentlig lavere, men andelen av KPAH var høyere (se **Tabell 5**).

Tabell 18. PAH i reker (*Pandalus borealis*) fra Vefsnfjorden og Leirfjorden 24. oktober 2000: totalsum (Σ PAH), sum av potensielt kreftfremkallende forbindelser (Σ KPAH) og enkeltforbindelsen benzo(a)pyren (B(a)P), $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. I parentes: prosent av Σ PAH. Se noter til **Tabell 5** for sammensetning av KPAH.

Prøvesteder	Σ PAH	Σ KPAH	B(a)P
Leirfjord	38,2	15,6 (41)	1,5 (3,9)
Vikedalsbukta v/Alterneset	20,9	8,1 (39)	1,3 (6,2)

4. Sunndalsfjorden

4.1 Tidligere undersøkelser

I Sunndalsfjorden ble det gjennomført en større tiltaksorientert undersøkelse i perioden 1986-88 (Molvær 1990). Undersøkelsen omfattet blant annet miljøgifter i organismer, miljøgifter i sedimenter og bløtbunnsfauna (Knutzen 1989, Næs og Rygg 1988). Senere har det vært gjennomført flere oppfølgende undersøkelser av miljøgifter i sedimenter og skjell (Næs 1991, Konieczny og Knutzen 1992). Siste undersøkelse av sedimenter og skjell ble gjennomført i 1995-1996 (Næs og medarb. 1999).

Undersøkelsene har vist at påvirkningen av PAH både på bunnen og i overflatelaget i Sunndalsfjorden har avtatt de senere årene. Som følge av rens tiltak ved verket har utslippene av PAH, fluorid og partikler til sjø blitt vesentlig redusert siden 1988. Konsentrasjonen av PAH i bunnsedimentene er imidlertid fortsatt høye i indre fjord og karakteriseres som sterkt til meget sterkt forurensset i henhold til SFTs miljøkvalitetskriterier. PAH-belastningen synes allikevel å ha liten effekt på organismesamfunnene på bløtbunn. Den siste undersøkelsen av bunnfauna, som ble gjennomført i 1995, viste at artsrikhet og artsmangfold var høyt på alle prøvelokaliteter fra indre fjord (ca. 1 km fra verket) og ut til Ørabukta (Næs og medarb. 1999). På den innerste stasjonen var det dog reduksjoner i enkelte dyregrupper, særlig slangestjerner og sjøstjerner, som trolig kan relateres til PAH-påvirkning.

På grunn av PAH-forurensningen har helsemyndighetene frarådet konsum av skjell og fiskelever fanget i indre fjord innenfor linjen Korsneset-Horvvika. Kostholdsrådet ble sist revidert i 1993.

Blåskjell samlet fra Horvvika i 1996 (yttergrensen for kostholdsrådet) hadde forholdsvis høyt innhold av PAH og karakteriseres som markert forurensset etter SFTs miljøkvalitetskriterier (**Tabell 19**). Konsentrasjonene var høyere enn det som ble målt i 1991 (Konieczny og Knutzen 1992). Verdien for 1991 var imidlertid basert på en blandprøve av kun to skjell, mens prøver fra andre år er basert på en blandprøve av minst 20 skjell. Verdien for 1991 kan derfor være usikker.

Det finnes ikke målinger av PAH i skjell fra området innenfor yttergrensen for kostholdsråd. Hovedgrunnen til dette er vanskeligheter med å finne skjell.

Tabell 19. Konsentrasjon (gjennomsnitt og min. - maks. for 3 parallelle prøver) av sum PAH i blåskjell ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) ved yttergrensen for området med kostholdsråd i Sunndalsfjorden i 1996.

Stasjon	Konsentrasjon
Horvvika	778 (636-994)
Normalverdi	<50

4.2 Undersøkelsesopplegg og prøveomfang

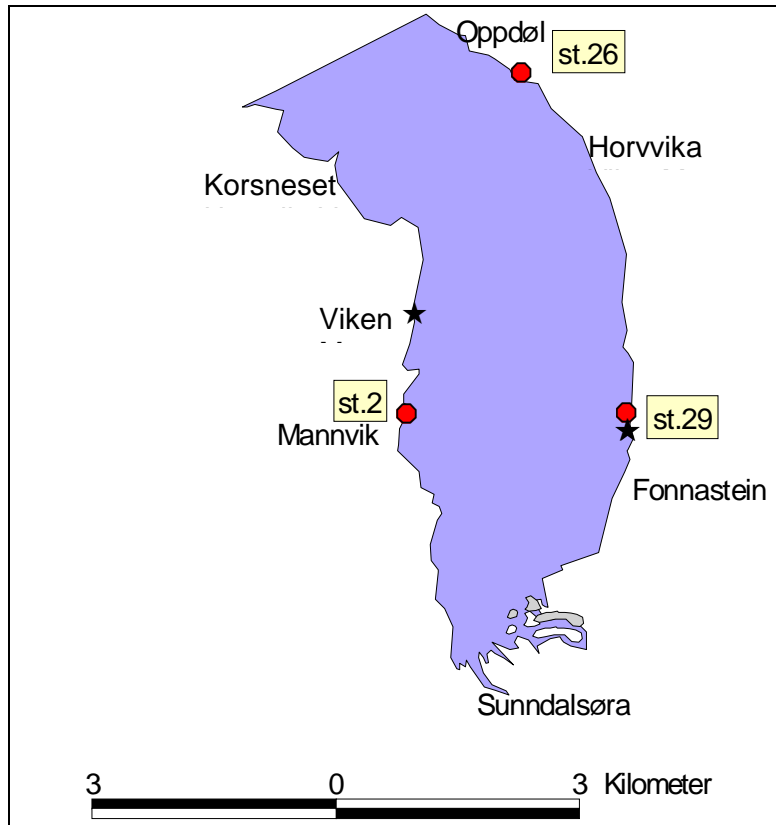
Undersøkelsene i Sunndalsfjorden var i hovedsak knyttet til konsentrasjoner av PAH i grunnvannsorganismer. I tillegg ble det samlet bunnsedimenter for analyse av metaller. En oppsummering av prøvetakingen er vist i **Tabell 20**.

I indre Sunndalsfjorden har det vært vanskelig å finne naturlige forekomster av blåskjell. Det ble derfor valgt å basere undersøkelsene på opptak av PAH i forurensningsfrie blåskjell som ble satt ut i fjorden. Blåskjellene ble innhentet fra en ren lokalitet utenfor Sunndalsfjorden og satt ut ved Mannvik, Oppdøl og Fonnastein 18. mai 2000 (**Figur 9**). Det var planlagt å samle inn skjell ved tre tidspunkter, men av ukjente årsaker døde alle skjellene etter at første innsamling var gjennomført. Trolig har det vært stor ferskvannstilførsel til fjorden i perioden etter første innsamling. Materialet ble derfor svært sparsomt, og for å supplere dette ble strandsnegl samlet fra Fonnastein og Viken 3. januar 2001 (**Figur 9**).

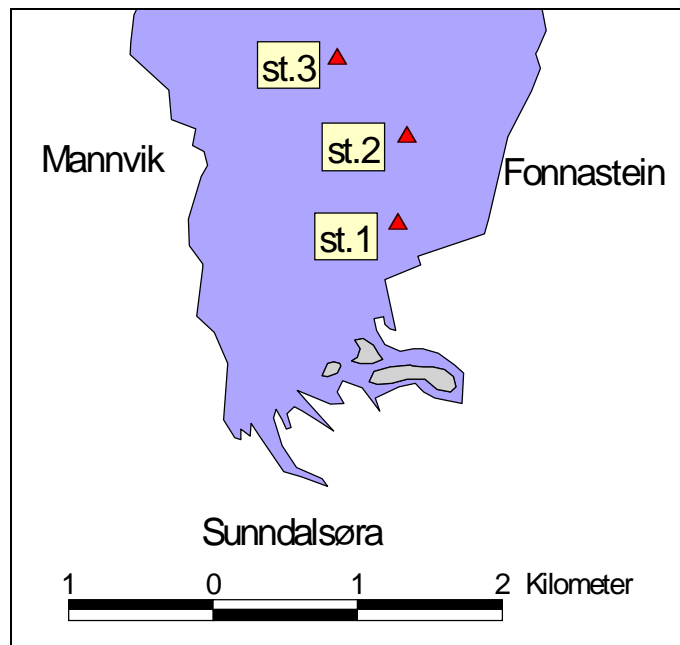
Sedimentprøver fra tre stasjoner i den indre delen av fjorden ble samlet 5. desember 2000 (**Figur 10**).

Tabell 20. Oversikt over prøvetaking i Sunndalsfjorden.

Type	Stasjon	Vanddyp m	Geografisk navn	Dato	Analysevariable
Sediment	1	50		5/12/00	metaller
	2	90		5/12/00	metaller
	3	120		5/12/00	metaller
Blåskjell	2		Mannvik	18/5-26/7/00	PAH
	26		Oppdøl	18/5-26/7/00	PAH
	29		Fonnastein	18/5-26/7/00	PAH
Strandsnegl			Viken	3/1-01	PAH
	29		Fonnastein	3/1-01	PAH



Figur 9. Kart over stasjoner for utsetting av blåskjell (sirkel) og innsamling av strandsnegl (stjerne) i Sunndalsfjorden.



Figur 10. Kart over sedimentstasjoner i Sunndalsfjorden.

4.3 Resultater blåskjell og snegl

Resultatene for PAH i blåskjell er vist i **Tabell 21** og **Figur 11**. I forhold til antatt høyt bakgrunnsnivå, som tilsvarer tilstandsklasse I i SFTs klassifiseringssystem (Molvær og medarb. 1997), representerte verdiene for både sum PAH (Σ PAH), potensielt kreftfremkallende PAH (Σ KPAH) og enkeltforbindelsen benzo(a)pyren (B(a)P) overkonsentrasjoner på opp til ca. 3 ganger. Andelen av KPAH og B(a)P lå innenfor det som er vanlig å registrere i blåskjell. For KPAH var andelen generelt lavere enn i skjellene fra Vefsnfjorden (sammenlign med **Tabell 5**)

Det må tas et visst forbehold om representativitet for disse målingene fordi skjellene døde i forsøksperioden. Det er mulig at skjellene hele tiden har vært betydelig stresset slik at opptaket av PAH ikke har vært som vanlig. Verdiene kan derfor være usikre. På den annen side var kontamineringsgraden på stasjonene 26 og 29 omtrent tilsvarende det som ble funnet i naturlige skjellbestander i de samme områdene i 1991 (Konieczny og Knutzen 1992).

Tabell 21. PAH i blåskjell (*Mytilus edulis*) og strandsnegl (*Littorina littorea*) fra Sunndalsfjorden juli 2000 – januar 2001: totalsum (Σ PAH), sum av potensielt kreftfremkallende forbindelser (Σ KPAH) og enkeltforbindelsen benzo(a)pyren (B(a)P), $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. I parentes under KPAH og B(a)P: prosent av Σ PAH.

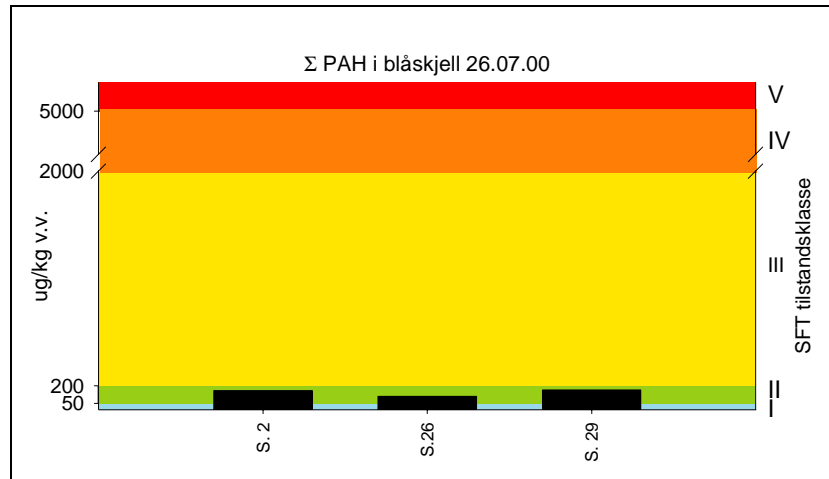
Arter	Stasjoner	Dato	Σ PAH	Σ KPAH ¹⁾	B(a)P ²⁾
Blåskjell	St. 2 Mannvik	26/7-00	158	21 (13)	1,5 (1,0)
	St. 29 Fonnastein	26/7-00	165	31 (19)	3,1 (1,9)
	St. 26 Oppdøl	26/7-00	110	16 (15)	1,2 (1,1)
Strandsnegl	St. Viken	2/1-01	138	24 (17)	1,3 (0,9)
	St. 29 Fonnastein	2/1-01	657	149 (23)	9,1 (1,4)

¹⁾ Sum av potensielt kreftfremkallende forbindelser etter IARC (1987), dvs. benz(a)antracen (B(a)A), benzo(b)fluoranten (B(b)F), benzo(j)fluoranten (B(j)F), benzo(k)fluoranten (B(k)F), benzo(a)pyren (B(a)P), dibenz(a,h)antracen (DB(a,h)A) og indeno(1,2,3-c,d)pyren (I(c,d)P).

²⁾ Benzo(a)pyren – en av KPAH.

I strandsnegl ble det på vestsiden av fjorden (Viken) målt omtrent like konsentrasjoner av PAH som i de utsatte blåskjellene (St. 2 Mannvik), mens det på østsiden var markert høyere verdier (st. 29 Fonnastein) (**Tabell 21**). Lokalitetene er omtrent like langt fra utslippskilden. Dette kan tyde på at belastningen var høyere på østsiden enn på vestsiden av fjorden. Tidligere registreringer i blåskjell fra steder i omtrent lik avstand fra kilden, men på hver sin side av fjorden, har imidlertid ikke gitt indikasjoner på høyere belastning på østsiden (Konieczny og Knutzen 1992).

Fra resultater i andre resipienter for avløpsvann fra aluminiumsverk har det vært antydning at strandsnegl som indikator for PAH underestimerer andelen av KPAH og andre PAH-forbindelser med lav løselighet (Næs og medarb. 1995). Resultatene fra Sunndalsfjorden bekrefter ikke denne antagelse. Med nevnte forbehold vedrørende blåskjellenes mulige stressede tilstand, ses i **Tabell 21** en vel så høy andel KPAH i snegl som i muslinger.



Figur 11. Konsentrasjon av PAH i utplasserte blåskjell. Romertall og bakgrunnsfarge angir tilstandsklasse i henhold til SFTs klassifiseringssystem.

4.4 Resultater sedimenter

4.4.1 Visuell beskrivelse, kornfordeling og innhold av organisk karbon

Sedimentet på de tre stasjonene var finkornet og hadde grå farge (**Tabell 22**). På den ytterste stasjonen besto sediment av silt og leir, mens det var noe mere innslag av grovere materiale på stasjon 1 og 2. Organisk innhold (TOC) var lavt på st. 2 og 3, mens det var moderat høyt på den innerste stasjonen.

Tabell 22. Bunnsedimenter i indre Sunndalsfjorden 5. desember 2000: Visuell beskrivelse samt innhold av finstoff ($\% < 63 \mu\text{m}$) og totalt organisk karbon (TOC, $\mu\text{g}/\text{mg}$) i overflatesedimentene (0-1 cm).

Stasjon	Finstoff $\% < 63 \mu\text{m}$	TOC $\mu\text{g}/\text{mg}$	Visuell beskrivelse
St. 1	68	23,1	Grått leirholdig sediment
St. 2	64	14,9	Grått leirholdig sediment
St. 3	90	16,3	Grått leirholdig sediment

4.4.2 Metaller

Bunnsedimentet ble analysert for innhold av kadmium, krom, kobber, kvikksølv, bly og sink (**Tabell 23**). Konsentrasjonene var lave for alle metallene i alle prøvene. For kadmium, kvikksølv, bly og sink klassifiseres sedimentet som ubetydelig forurenset (tilstandsklasse I) i henhold til SFTs kriterier på alle stasjonene. Innholdet av kobber på stasjon 1 og 3 og av krom på stasjon 3 var såvidt over grenseverdien for klasse I.

Tabell 23. Innhold av metaller ($\mu\text{g/g}$) i overflatesedimentet (0-1 cm) i Sunndalsfjorden.

Stasjon	Kadmium (Cd)	Krom (Cr)	Kobber (Cu)	Kvikksølv (Hg)	Bly (Pb)	Sink (Zn)
St. 1	0,117	53	38	0,061	22	71
St. 2	0,061	56	33	0,031	17	63
St. 3	0,072	71	41	0,036	21	78
Øvre grense SFT kl. I	0,25	70	35	0,15	30	150

5. Årdalsfjorden

5.1 Tidligere undersøkelser

I Årdalsfjorden ble de første undersøkelsene utført omkring 1970. I 1983 ble det gjennomført en større tiltaksorientert undersøkelse som omfattet bunnsedimenter, bløtbunnsfauna, gruntvannsorganismer (hardbunn) og miljøgifter i organismer (Baalsrud og medarb. 1985). Senere har det vært gjennomført flere oppfølgende undersøkelser. Siste undersøkelse av sedimenter og bunnfauna ble gjennomført i 1989 (Næs & Rygg 1990). Siste undersøkelse av PAH-innhold i organismer på grunt vann ble gjennomført i 1994 (Knutzen 1995).

Bunnsedimentene i den indre delen av fjorden har vært meget sterkt påvirket av utslippene. Konsentrasjonene av PAH var betydelig høyere enn nivået for nedre grense for dårligste tilstandsklasse i henhold til SFTs miljøkvalitetskriterier (klasse V 'meget sterkt forurenset') både i 1983 og i 1989. Det var også klare effekter av utslippene på bløtbunnsfaunaen, men effektene var begrenset til et mindre område nær hovedutslippet (Næs og Rygg 1990). Forurensningsnivået i organismer var omtrent likt i 1992 og 1994 med overkonsentrasjoner på ca. 30 ganger innerst i fjorden (Knutzen 1995).

På grunn av forurensningene har helsemyndighetene frarådet konsum av skjell fanget innenfor en linje trukket mellom Resnes og Kollnosi. Kostholdsrådet ble sist revidert i 1995.

Ved undersøkelsene av miljøgifter i organismer har oskjell blitt benyttet, av mangel på blåskjell i området. Laveste og høyeste konsentrasjon av PAH i oskjell innenfor området med kostholdsråd er vist i **Tabell 24**. I ytterområdet for kostholdsrådet var konsentrasjonene i oskjell i 1994 såvidt over grenseverdien til tilstandsklasse III 'markert forurenset' i henhold til SFTs miljøkvalitetskriterier (verdier for blåskjell).

Tabell 24. Stasjoner med den laveste og høyeste konsentrasjon ($\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt) av ΣPAH i oskjell innenfor området med kostholdsråd i Årdalsfjorden i 1994 (Knutzen 1995).

Stasjon	Konsentrasjon
Kollnosi	202
Indre område ved fjellras	1344
Normalverdi	<50

5.2 Undersøkelsesopplegg og prøveomfang

Hovedinnsamlingen ble gjennomført 11.-12. september 2000. Det ble da innsamlet bunnsedimenter for analyse av PAH og metaller, samt bunnprøver for analyse av bløtbunnsfauna. Oversikt over prøvetakingen er gitt i **Tabell 25**, mens plassering av prøvetakingsstasjoner er vist i **Figur 12** og **Figur 13**. Ved prøvetakingen ble "F/F Lerka" tilhørende Høgskolen i Sogn og Fjordane benyttet.

Tidligere undersøkelser har vist at konsentrasjonene av PAH i bunnsedimentet i indre del av Årdalsfjorden varierer sterkt over små avstander. Ved denne prøvetakingen ble det samlet inn prøver fra en stasjon (st. Å4), men tatt fem paralleller for bedre å beregne en gjennomsnittskonsentrasjon. Metaller ble samlet inn fra to stasjoner.

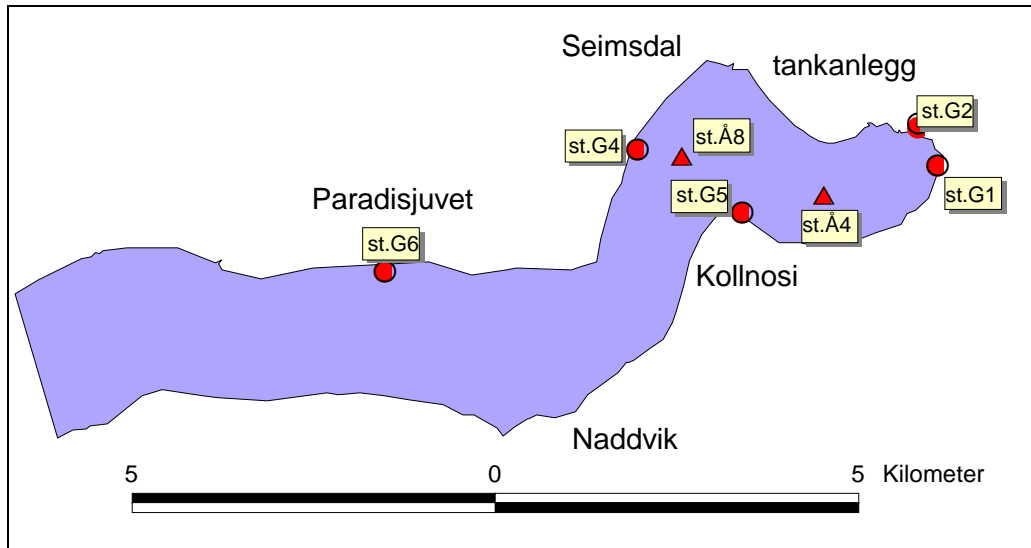
Prøver av bløtbunnsfauna ble tatt på tre stasjoner (**Figur 13**). På hver stasjon ble det tatt fire parallelle prøver. Det ble også tatt prøver på en fjerde stasjon (B3) plassert nordvest for B5, men dette materialet er ikke videre opparbeidet.

Oskjell ble innsamlet av dykkere fra 15-20 m dyp på i alt fem stasjoner (**Tabell 25, Figur 12**). Materiale for analyse av PAH ble innsamlet 13. juli, 18. september og 31. oktober 2000. Som i Vefsnfjorden ble det samlet materiale for å beskrive variasjoner i PAH-konsentrasjoner i tid og rom. I juli ble det på to stasjoner (st. 2 og 5) samlet parallelle prøver fra tre underlokalteter 100-200 m fra hverandre (A, B og C). Parallellprøvene vil gi informasjon om variasjoner over små geografiske avstander og følgelig hvor representativ en enkeltmåling er. I september ble det innsamlet skjell fra st. 2 (underlokaltet B) og i oktober fra st. 2 og 4. Disse prøvene vil gi informasjon om forskjeller innenfor et kort tidsintervall.

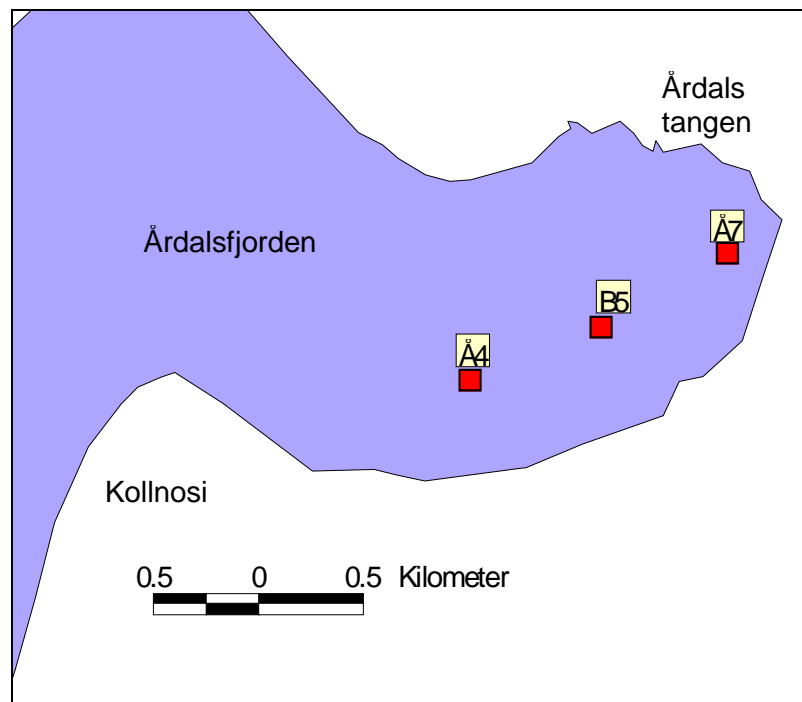
Oskjell innsamlet i oktober ble også analysert for metaller på to lokaliteter (st. 1, 4).

Tabell 25. Oversikt over prøvetaking i Årdalsfjorden.

Type	Stasjon	Vanndyp m	Geografisk navn	Dato	Analysevariable
Sediment	Å4	136		11/9/2000	PAH, TOC, TN, metaller metaller
	Å8	160		12/9/2000	
Bløtbunn	B3	114		12/9/2000	(ikke opparbeidet)
	A7	80		11/9/2000	Bunnfauna
	B5	100		11/9/2000	Bunnfauna
	Å4	136		11/9/2000	Bunnfauna
Oskjell	G1		v/ras	31/10/2000	PAH, metall
	G2a,b,c		v/ tankanlegg	13/7/2000	PAH
	G2b			18/9/2000	PAH
	G2b			31/10/2000	PAH
	G4		Seimsdal	13/7/2000	PAH
	G4			31/10/2000	PAH, metall
	G5a,b,c		Kollnosi	13/7/2000	PAH
	G6		Paradisjuvet	13/7/2000	PAH



Figur 12. Stasjoner for innsamling av oskjell (sirkler) og sedimenter (trekant) i Årdalsfjorden. Stasjonene, og stasjonsnumrene, er de samme som ved tidligere undersøkelser i fjorden.



Figur 13. Stasjoner for innsamling bløtbunnsfauna i Årdalsfjorden. Stasjonene, og stasjonsnumrene, er de samme som ved tidligere undersøkelser i fjorden.

5.3 Resultater skjell

5.3.1 PAH

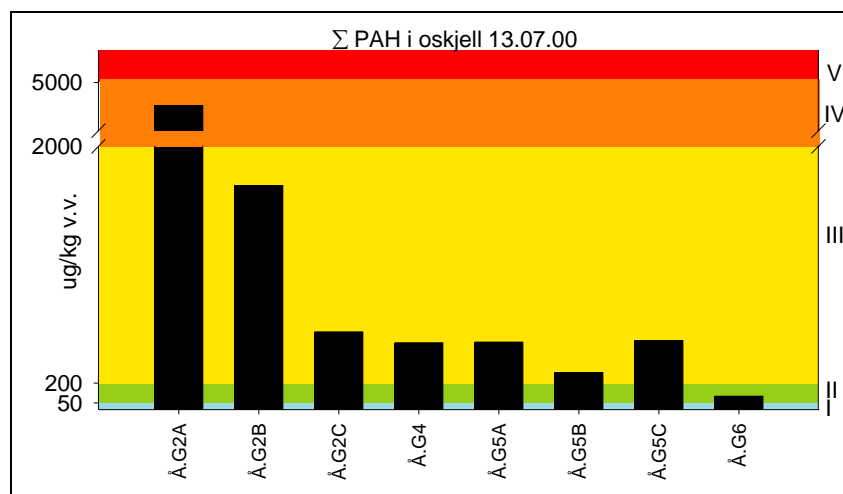
Rådata for analyser av PAH og metaller i oskjell finnes i **vedlegg 7.6**, mens hovedresultatene for PAH er fremstilt i **Tabell 26**, **Figur 14** og **Figur 15**, for metaller i **Tabell 28**. **Figur 14** viser variasjonene i PAH-innholdet mellom paralleller fra samme lokalitet og mellom stasjoner på samme dato (13/7-01). Det ses at på st. G2 var variasjonen mellom paralleller betydelig (men var ikke så stor for Σ KPAH). Når en legger til at Σ PAH også varierte mye over tid (maksimumsverdien åtte ganger minimum på st. G2), gir det en usikkerhet i tilstandsvurderingen.

Tabell 26. PAH i oskjell (*Modiolus modiolus*) fra Årdalsfjorden juli – oktober 2000: totalsum (Σ PAH), sum av potensielt kreftfremkallende forbindelser (Σ KPAH) og enkeltforbindelsen benzo(a)pyren (B(a)P), $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Ved tre paralleller (stasjonene G2 og G5 13/7): middelerverdi/standardavvik. I parentes under KPAH og B(a)P: % av Σ PAH.

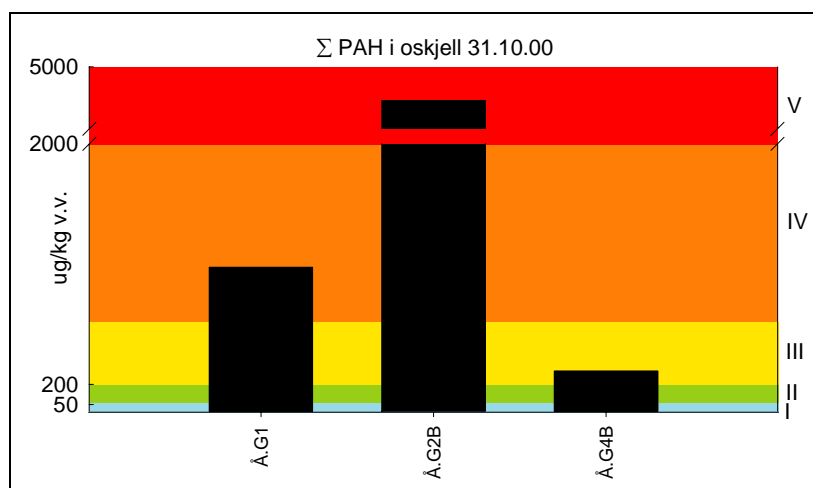
Stasjoner	Dato	Σ PAH	Σ KPAH ¹⁾	B(a)P ²⁾
St. G1 (v/ras)	31/10	1055	398 (38)	33 (3,1)
St. G2/a,b,c (v/tankanlegg)	13/7	1865/1422	445/212 (24)	56/33 (3,0)
St. G2	18/9	4720	999 (21)	109 (2,3)
St. G2	31/10	3225	634 (20)	84 (2,6)
St. G4 (<i>Seimsdalstrondi</i>)	13/7	499	191 (38)	15 (3,0)
St. G4	31/10	296	107 (36)	10 (3,4)
St. G5/a,b,c (<i>Kollnosi</i>)	13/7	434/135	123 (28)	13 (3,1)
St. G6 (<i>Paradisjuvet</i>)	13/7	99	43 (43)	4 (4,0)

¹⁾ Sum av potensielt kreftfremkallende forbindelser etter IARC (1987), dvs. benz(a)antracen (B(a)A), benzo(b)fluoranten (B(b)F), benzo(j)fluoranten (B(j)F), benzo(k)fluoranten (B(k)F), benzo(a)pyren (B(a)P), dibenz(a,H)antracen (DB(a,h)A) og indeno(1,2,3-c,d)pyren (I(c,d)P); i rådata forkortet som BAA-B, BBJKF (ikke skilt mellom de tre benzofluorantene), BAP-B, DBA3A-B og ICDP-B.

²⁾ Benzo(a)pyren – en av KPAH.



Figur 14. Konsentrasjon av PAH i oskjell i juli 2000. Resultatene er vist i henhold til SFTs tilstandsklasser for blåskjell (bakgrunnsfarge, romertall) som kan betraktes som representative for oskjell.



Figur 15. Konsentrasjon av PAH i oskjell i oktober 2000. Resultatene er vist i henhold til SFTs tilstandsklasser for blåskjell (bakgrunnsfarge, romertall) som kan betraktes som representative for oskjell.

Resultatene for sum PAH viste overkonsentrasjoner i forhold til antatt høyt bakgrunnsnivå, som tilsvarer tilstandsklasse I i SFTs klassifiseringssystem, på fra ca. 2 (st. G6) til over 90 ganger (st. G2 18/9-00). Klassifiseringen gjelder strengt tatt bare for blåskjell, men ut fra det erfaringsmaterialet en har fra registreringer i begge arter på samme sted og tid er det antatt at de to artene har omlag like akkumuleringsegenskaper, spesielt for Σ PAH (Molvær og medarb. 1997). For KPAH og andre blant de tyngre løselige og sannsynligvis mindre nedbrytbare forbindelsene er det ved jevnførbare observasjoner en tendens til relativt høyere grad av akkumulering i oskjell enn i blåskjell (Næs og medarb. 1995). I prøvene varierte KPAHs andel av Σ PAH fra 20 til mer enn 40 % (Tabell 26). Antas at klasse I-grensene for Σ KPAH og benzo(a)pyren i blåskjell også er anvendbare for oskjell, representerer verdiene av Σ KPAH og B(a)P overkonsentrasjoner i intervallet ca. 4-100 ganger.

I Tabell 27 er det vist tidsutvikling for sum PAH (Σ PAH) og potensielt kreftfremkallende PAH (Σ KPAH) fra 1983 til 2000. Særlig for st. G2, i mindre grad også st. G4, fremgår at nivåene i 2000 lå markert over det som ble funnet i 1992/1994. Tilsvarende økning ses ikke på st. G1, som imidlertid ikke er prøvetatt på samme tid som de tre øvrige. En mulig forklaring på forskjellen kan være uvanlig høye utslipp over en begrenset periode, uten at det fins opplysninger om dette. Stor variasjon mellom parallellene på st. G2 (Tabell 26) gjør også bedømmelsen usikker. Det samme gjelder påvisningen av høyere konsentrasjoner på st. G2 enn i prøven fra st.G1 fra 31/10-00 (Tabell 26) som er motsatt det som tidligere er registrert for disse stasjonene (Tabell 27). Ovennevnte forhold tjener til å understreke betydningen av å få mål for spredningen i materialet på lokaliteter som benyttes til trendovervåking. For å tolke data vil man også trenge informasjon om variasjonen i utslippets størrelse og sammensetning.

Tabell 27. ΣPAH og ΣKPAH i oskjell 1983-2000, mg/kg tørrvekt. KPAH for 1983 omregnet etter IARC (1987). Delvis avrundede tall fra Baalsrud og medarb.(1985), Knutzen (1990), Knutzen og Berglind (1992) og Knutzen (1995).

Variable, år	St. G1	St. G2	St. G4	St. G6
PAH				
1983	531	113	27,2	7,2
1990	31,2	12,7	2,5	ikke analysert
1992	9,0	4,3	1,1	0,8
1994	8,5	3,5	1,0	0,4
2000 ¹⁾	≈7,0 ¹⁾	16,3/13,4 (3,8-30,6) ²⁾	3,2	0,7
KPAH				
1983	196	50,0	15,5	4,4
1990	13,0	7,2	1,2	ikke analysert
1992	4,0	1,5	0,4	0,2
1994	3,6	1,2	0,4	0,4
2000 ¹⁾	2,7 ¹⁾	3,8/2,2 (1,7-6,1) ²⁾	1,2	0,3

¹⁾ Alle data utenom st. G1 fra prøveinnsamlingen 13/7

²⁾ Middell/standardavvik (min.- maks.)

5.3.2 Metaller

Det finnes forholdsvis få målinger av metaller i oskjell fra områder med bare diffus bakgrunnsbelastning (Julshamn 1981, delvis Segar et al. 1971). Sammenlignet med disse synes ikke metallinnholdet i oskjell å være unormalt (**Tabell 28**). Sammenlignet med tilstandsklasse I for blåskjell i SFTs klassifisering (Molvær og medarb. 1997) var verdiene for sink, kobber og særlig for kadmium og bly forhøyd, men av data hos Julshamn (1981) fremgår at det i de samlede bløtdeler er konsentrasjonene av disse metallene betraktelig høyere i oskjell enn blåskjell. Referanseverdier for blåskjell kan således ikke uten videre anvendes for oskjell, kanskje med unntak for krom hvor verdiene synes å være nokså like.

Tabell 28. Metaller i oskjell fra indre Årdalsfjorden 31. oktober 2000, mg/kg våtvekt.

Stasjoner	Kvikksølv	Kadmium	Bly	Sink	Krom	Kobber
St. G1	0,038	3,88	3,93	76,7	0,06	3,68
St. G4	0,034	2,96	2,17	89,0	0,05	2,65

5.4 Resultater sedimenter

5.4.1 Visuell beskrivelse, kornfordeling og innhold av organisk karbon

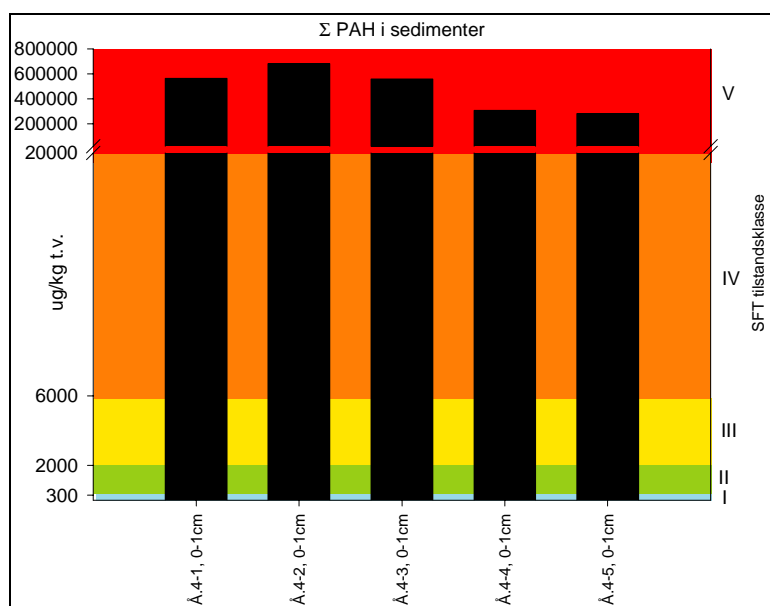
Sedimentet bestod av sandig/siltig leir på alle stasjonene (**Tabell 29**). Innerst i fjorden var sedimentet preget av sortfarget materiale. Innholdet av organisk karbon har høyt. Dette er i samsvar med tidligere observasjoner og skyldes trolig tilførsler av karbonpartikler fra massefabrikken (Næs og Rygg 1990).

Tabell 29. Visuell beskrivelse samt innhold av finstoff (% partikler < 63µm), totalt organisk karbon (TOC, µg/mg) og totalt nitrogen (TN, µg/mg) i overflatesedimenter (0-1 cm) i Årdalsfjorden. På stasjon 4 ble det samlet inn fem parallelle prøver.

Stasjon	Finstoff %<63µm	TOC µg/mg	TN µg/mg	Visuell beskrivelse
St. 4-1	66	175	2,1	Grå leir. Noe mørkere dypere ned i sedimentet.
St. 4-2	-	126	1,1	
St. 4-3	-	96,2	<1,0	
St. 4-4	-	99,1	<1,0	
St. 4-5	-	97,2	<1,0	
St. B5	64	-	-	Grått topplag. Mørkt/sort dypere ned i sedimentet. Noe olje og fiber.
St. 7	90	-	-	Sort sandig leire med fiber.
St. 8	66	-	-	Lys grå silt.

5.4.2 PAH

Innhold av PAH i bunnsedimentet (st. 4) er vist i **Figur 16**. Konsentrasjonene i parallelleprøvene varierte fra 288400 µg/kg til 697700 µg/kg med et gjennomsnitt på 498500 µg/kg. Ved forrige undersøkelse i 1989 varierte konsentrasjonen på samme stasjon fra 164400 til 403000 µg/kg med et gjennomsnitt på 271668 µg/kg. Ved begge undersøkelsene var det altså ganske store forskjeller mellom parallelleprøvene. Selv om parallelleprøvevariasjonen var betydelig, ble konsentrasjonene i 2000 funnet å være statistisk signifikant høyere (95 % nivå) enn i 1989. Økningen kan skyldes endringer i tilførsler, men denne antagelsen kan ikke belegges med utslippstall. En annen mulighet er at posisjonen for stasjonen ikke har vært eksakt den samme i de to undersøkelsene. Som påpekt ovenfor, varierer konsentrasjonene betydelig over små avstander i den innerste delen av Årdalsfjorden. Hvorvidt økningen har vært tilsynelatende og knyttet til lokalisering av stasjonen kan ikke avgjøres nærmere.



Figur 16. PAH i overflatesedimenter (0-1 cm) fra stasjon 4 innerst i Årdalsfjorden. Fem parallelle prøver ble analysert. Legg merke til varierende skala på vertikalaksen.

5.4.3 Metaller

Overflatesedimenter fra stasjon 4 (parallellprøve 1) og stasjon 8 ble analysert for innhold av utvalgte metaller. Resultatene viser at det var forhøyde konsentrasjoner av kadmium, kobber og bly på stasjon 4, som ligger lengst inn i fjorden og nærmest verket (**Tabell 30.**) I henhold til SFTs klassifikasjon var sedimentene markert forurenset av kadmium og bly og moderat forurenset av kobber. Påvirkningen strekker seg i liten grad ut til stasjon 8 ved Seimsdalen. For de andre metallene var det ingen påvirkning.

Tabell 30. Innhold av metaller ($\mu\text{g/g}$) i overflatesedimentet (0-1 cm) i Årdalsfjorden. Tilstandsklasser i henhold til SFTs miljøkvalitetskriterier: kl. I 'ubetydelig – lite forurenset, kl. II 'moderat forurenset', kl. III 'markert forurenset'.

Forbindelse	Grenseverdi klasse I	St. 4-1		St. 8	
		Verdi	Klasse	Verdi	Klasse
Kadmium (Cd)	0,25	2,26	III	0,18	II
Krom (Cr)	70	37	I	16	I
Kobber (Cu)	35	138	II	46	II
Kvikksølv (Hg)	0,15	0,051	I	0,01	I
Bly (Pb)	30	137	III	19	I
Sink (Zn)	150	149	I	53	I

5.5 Resultater bløtbunnsfauna

5.5.1 Prøvetaking

Resultatene fra undersøkelsen av bunnfauna er sammenfattet i **Tabell 31**, **Tabell 32** og **Tabell 33**. Fullstendige resultater er gitt i **Vedlegg 7.10**. Alle prøvene var gode, og det var godt samsvar mellom resultatene for parallellprøvene fra stasjonene.

5.5.2 Bunn sediment i prøvene

Bunn sedimentet på de to innerste stasjonene i fjorden (A7, B5) var sortfarget og hadde et markert innhold av slaggrester fra tidligere dampskipsfart og noe tjæreaktig materiale. I bunn sedimentet var det også en god del rester av dødt plantemateriale som tilføres fra land (**Tabell 31**). På den ytterste stasjonen (Å4) var bunn sedimentet grågrønt med vesentlig mindre innslag av sortfarget materiale og mindre planterester. Både sedimentfarge, sedimentstruktur og innhold av grovmateriale viste at forholdene på denne stasjonen var mer normale og mindre påvirket av tilførsler fra verket og fra land.

Tabell 31. Prøvetaking av bunnfauna i Årdalsfjorden 2000. Lokalteter, dyp, antall prøver og visuelle observasjoner av bunnforhold og sedimenter.

Stasjon	Dyp m	Antall prøver	Visuelle observasjoner	Sikterest (materiale > 1 mm)
A7	78	4	Sort sandig leire med innslag av trefiber. Replikater III og IV med tynt lys grått topplag, mørkere nedover og sort i bunnen. Litt sand og grus. Fulle prøver.	Volum 2-3 dl per grabbhugg. Mye planterester: mose, biter av blad og lyng, fibre. Litt sagflis. Noe mineralgrus og småstein. Mye finfordelt slagg og endel runde sorte tjærepiller.
B5	100	4	Sandig leire, tynt grått topplag, mørkere nedover til sort i bunnen. Litt olje i prøvene. Fiber og planterester. Tetting i finsikt under spyling. Fulle prøver.	Volum 2-3 dl per grabbhugg. Litt planterester: mose og fibre, noen trepinner. Noe mineralgrus. Mye finfordelt slagg, noen større biter av slagg og koks. Spredte fragmenter av skjell.
Å4	136	4	Grågrønn sandig leire, mørkere nedover. Lett å spyle. Muslinger. Fulle prøver.	Volum 1-2 dl per prøve. Litt planterester, fibre og trepinner. Noe sagflis. Mineralgrus med endel til mye sandinkrusterte foraminiferer. Noen rester av skjell. Litt finfordelt slagg.

5.5.3 Fauna

Bunnfaunaen på de to innerste stasjonene var moderat artsrik, men var preget av høye individtetheter. Artsmangfoldet var lavt og begge lokalitetene faller derfor i klasse IV 'dårlig tilstand' i henhold til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet (**Tabell 32**). Faunaen var sterkt dominert av en art, den lille børstemarken *Paramphinome jeffreysii* (**Tabell 33**). Med få unntak var det de samme artene som dominerte på begge stasjonene. Faunaen var sterkt preget av børstemark, og bare en liten musling, *Thyasira equalis*, forekom i noe antall. Begge disse lokalitetene må betegnes som markert påvirket av tilførsler fra verket.

På den ytterste stasjonen (Å4) var det en normalt artsrik og individrik fauna. Artsmangfoldet var normalt høyt, og lokaliteten faller derfor i klasse II 'god tilstand' etter SFTs miljøkvalitetskriterier. Også på denne lokaliteten dominerte børstemarken *Paramphinome jeffreysii*, men faunaen var mer variert sammensatt av børstemark og muslinger. I bunnsedimentet var det også høyt innslag av sandinkrusterte foraminiferer (encellede skallbærende amøber) som er vanlig forekommende i bunnsedimentene i vest-norske fjorder. Denne lokaliteten var også påvirket av tilførsler fra verket, men i klart mindre grad enn de to innenfor i fjorden.

Tabell 32. Sammenfattende data for faunaen på stasjonene i Årdalsfjorden 2000. Indekser for artsmangfold: H' = Shannon-Wiener indeks (\log_2), $E(S_{100})$ = Hurlberts indeks (artstall pr. 100 individer). AI = artsindeks for følsomhet for forurensning. Tilstandsklasser i henhold til SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet er også vist: I 'meget god', II 'god', III 'mindre god', IV 'dårlig', V 'meget dårlig' (Molvær og medarb. 1997).

Stasjon	Areal	Artstall	Ind.	Ind/m ²	H'	E(S ₁₀₀)	AI	Klasse
A7	0.4	50	2312	5780	1.44	10.2	7.3	IV
repl I		16	424					
repl II		28	633					
repl III		24	531					
repl IV		28	724					
B5	0.4	31	1613	4032	1.54	8.1	6.1	IV
repl I		15	533					
repl II		18	477					
repl III		20	256					
repl IV		12	347					
Å4	0.4	70	885	2212	3.86	24.9	7.5	II
repl I		34	149					
repl II		41	256					
repl III		36	256					
repl IV		33	224					

Tabell 33. De ti dominerende artene på stasjonene i Årdalsfjorden 2000. Gruppe: b = børstemark, m = musling.

Stasjon A7			Stasjon B5			Stasjon Å4		
Art	Gr	Ind/m ²	Art	Gr	Ind/m ²	Art	Gr	Ind/m ²
<i>Paramphinome jeffreysii</i>	b	4598	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	b	2648	<i>Paramphinome jeffreysii</i>	b	718
<i>Myriochele oculata</i>	b	540	<i>Myriochele oculata</i>	b	1038	<i>Kelliella miliaris</i>	m	320
<i>Thyasira equalis</i>	m	118	<i>Thyasira equalis</i>	m	80	<i>Heteromastus</i> sp	b	233
<i>Pholoe assimilis</i>	b	93	<i>Prionospio cirrifera</i>	b	63	<i>Amythasides macroglossus</i>	b	168
<i>Glycera lapidum</i>	b	45	<i>Glycera lapidum</i>	b	30	<i>Glycera lapidum</i>	b	105
<i>Lumbrineris gracilis</i>	b	33	<i>Pholoe assimilis</i>	b	25	<i>Aphelochaeta</i> sp	b	93
<i>Aphelochaeta</i> sp	b	30	<i>Ophelina</i> sp	b	20	<i>Astarte elliptica</i>	m	45
<i>Abyssoninoe hibernica</i>	b	28	<i>Ophiodromus flexuosus</i>	b	20	<i>Diplocirrus glaucus</i>	b	38
<i>Prionospio</i> sp	b	23	<i>Prionospio fallax</i>	b	13	<i>Heteromastus filiformis</i>	b	30
<i>Harmothoe</i> sp	b	20	<i>Harmothoe</i> sp	b	10	<i>Thyasira equalis</i>	m	30

I tillegg til lavt artsmangfold var faunaen på stasjonene A7 og B5 særpreget ved å ha høyt innslag av rovlevende arter. Alle børstemarkene *Paramphinome*, *Pholoe*, *Glycera*, *Lumbrineris*, *Abyssoninoe*, *Ophiodromus* og *Harmothoe* klassifiseres som rovdyr. I en større sammenfattende undersøkelse av bunnfauna i smelteverksfjorder, viste Oug og medarb. (1998) at rovlevende børstemark utgjør en økende andel av bunnfaunaen i PAH-påvirkede områder. Det har også vært et typisk trekk at pigghudene (sjøstjerner, slangestjerner og sjøpølser) reduseres. Resultatene fra Årdalsfjorden faller derfor inn i et mønster som synes typisk for påvirkning fra smelteverk. På stasjon Å4 var innslaget av rovlevende former mindre (to arter av de ti mest dominerende), men de utgjorde også på denne stasjonen en betydelig faunakomponent på individbasis.

De høye individtallene på A7 og B5 kan muligens knyttes til tilførsler av planterester og annet organisk materiale fra land. Det var imidlertid ikke noe ved artssammensetningen som underbygger dette. På stasjon Å4 var det et normalt innslag av arter som utnytter organisk materiale (f.eks. *Heteromastus*), mens disse var i klar undervekt på A7 og B5.

5.5.4 Sammenligning med tidligere prøvetaking

I **Tabell 34** er resultatene sammenlignet med undersøkelsene i 1983 og 1989. Ved undersøkelsen i 1983 ble det tatt en serie stasjoner i to transekter (betegnet A og B) tvers over innerste del av fjorden for å kartlegge utbredelse og grad av forurensning. I 1989 ble det tatt fire stasjoner i samme området. I 1983 var bunnområdet nærmest utslippet uten dyreliv, mens det var en sterkt redusert fauna i området omkring. Gradientene var imidlertid forholdsvis bratte omkring det påvirkede området (Baalsrud og medarb 1985). I 1989 kunne det spores en bedring i tilstanden. Faunaen var mer arts- og individrik, men dette kunne skyldes naturlig variasjon mellom år eller sesong (Næs og Rygg 1990).

Stasjon A7 var plassert i det mest påvirkede området og var i 1983 uten dyreliv. Den nøyaktige plasseringen av stasjonene i 1983 er imidlertid litt usikre, og det er derfor her sammenlignet med sammenslåtte resultater for de tre nærliggende stasjonene A5, A6 og A7. Resultatene indikerer at både arts- og individtallene har økt betydelig. Dette må tolkes som en klar forbedring av tilstanden, selv om området fortsatt er betydelig påvirket.

Også stasjon B5 var i 1983 uten dyreliv. På den nærliggende stasjonen B4 ble det bare funnet noen få individer av to arter. Resultatene viser at også i dette området har arts- og individtallene økt betydelig. Det er verd å sammenligne dette med stasjon B3 (Å3) fra 1983 og 1989 som var plassert litt lenger mot nordvest i fjorden. Faunaen på B5 i 2000 var ikke like artsrik som på B3 i 1989, men denne stasjonen hadde da en betydelig rikere fauna enn i 1983. Sett under ett indikerer disse resultatene at hele det påvirkede området av fjorden har vært i forbedring over flere år. Det er imidlertid grunn til å merke seg at det i hovedtrekkene er de samme artene som dominerer ved alle undersøkelsene. Dette viser at prosessen er langsom og at det vil ta lang tid før det vil kunne etableres normal fauna i det påvirkede området.

På stasjon Å4 var faunaen litt mer artsrik, men hadde samme artsmangfold som i 1989. Forandringene er innenfor det som kan forventes som naturlig variasjon. Resultatene gir inntrykk av at denne lokaliteten var i bedring fra 1983 til 1989, men at det etter 1989 har vært omtrent samme tilstand.

Tabell 34. Fauna på stasjonene sammenlignet med resultater fra tidligere prøvetaking på samme og nærliggende stasjoner.

Stasjon	År	Areal	Antall arter	Ind/m ²	Divers. H'	Viktigste arter
A7	2000	0.4	50	5780	1.4	<i>Paramphinome jeffreysii</i> , <i>Myriochele oculata</i> , <i>Thyasira equalis</i> , <i>Pholoe assimilis</i> , <i>Glycera lapidum</i>
	1983 (A5+A6+A7)	0.6	11	278	-	<i>Paramphinome jeffreysii</i> , <i>Philine scabra</i> , <i>Thyasira</i> sp.
B5	2000	0.4	31	4032	1.5	<i>Paramphinome jeffreysii</i> , <i>Myriochele oculata</i> , <i>Thyasira equalis</i> , <i>Prionospio cirrifer</i> , <i>Glycera lapidum</i>
	1989 (B4+B5)	0.4	2	15	-	<i>Paramphinome jeffreysii</i> , <i>Arctica islandica</i>
B3 (Å3)	1989	0.8	45	1138	3.1	<i>Paramphinome jeffreysii</i> , <i>Thyasira equalis</i> /spp., <i>Tharyx</i> sp., <i>Chaetozone setosa</i> , <i>Kelliella miliaris</i>
	1983	0.2	1	5	-	<i>Paramphinome jeffreysii</i>
Å4	2000	0.4	70	2212	3.9	<i>Paramphinome jeffreysii</i> , <i>Kelliella miliaris</i> , <i>Heteromastus</i> sp., <i>Amythasides macroglossus</i> , <i>Glycera lapidum</i>
	1989	0.8	55	1479	3.9	<i>Thyasira equalis</i> /spp., <i>Paramphinome jeffreysii</i> , <i>Kelliella miliaris</i> , <i>Prionospio cirrifer</i> , <i>Heteromastus filiformis</i>
	1983	0.8	23	500	1.8	<i>Paramphinome jeffreysii</i> , <i>Prionospio cirrifer</i> , <i>Thyasira equalis</i> /spp., <i>Arctica islandica</i> , <i>Glycera capitata/lapidum</i>

6. Referanser

- Ahlborg, U.G., 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 19: 603- 608.
- Ahlborg, U.G., G.C. Becking, L.S. Birnbaum, H.J.G.M. Derks, M. Feeley, G. Golor, A. Hanberg, J.C. Larsen, S.H. Safe, C. Schlatter, F. Wärn, M. Younes and Yrjänheikki, 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. Report on a WHO-ECEH and IPCS consultation, December 1993. *Chemosphere* 28: 1049- 1067.
- Baalsrud, K., N. Green, J. Knutzen, K. Næs og B. Rygg, 1985. Overvåking av Årdalsfjorden 1983. En tiltaksorientert undersøkelse av forurensninger fra aluminiumsindustri og befolkning. Rapport 228/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA Rapport l.nr. 1870, 133 s.
- Berge, J.A., 1999. Miljøovervåking i Larviksfjorden 1998. Miljøgifter i fisk, krabbe og blåskjell. NIVA Rapport l.nr. 4033-99, 67 s.
- Haugen, I., L. Kirkerud, J. Knutzen, K. Kvalvågnes, J. Magnusson, B. Rygg og J. Skei, 1981. Vefsnfjorden som resipient for avfall fra Mosjøen Aluminiumverk. Rapport 1. Undersøkelser 1978-1980. NIVA Rapport l.nr.1330.
- Helland, A., og J. Skei, 1991. Overvåking i Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumsverk 1989. Delrapport 1: Sedimenter. NIVA Rapport l.nr. 2521.
- IARC (Int. Agency Res. Cancer), 1987. Monographs on the evaluation of carcinogenic risks to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volumes 1 to 42. Suppl. 7. Lyon, 440 s.
- Julshamn, K., 1981. Studies on major and minor elements in molluscs in western Norway. IV. The distribution of 17 elements in different tissues of oyster (*Ostrea edulis*), common musel (*Mytilus edulis*) and horse mussel (*Modiolus modiolus*) taken from unpolluted waters. *Fisk. Dir. Skr., Ser. Ernæring* 1(5): 215-234
- Knutzen, J. 1987. Overvåking i Vefsfjorden for Mosjøen Aluminiumverk 1985. NIVA Rapport l.nr. 2008.
- Knutzen, J., 1989. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. Rapport 347/89 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA Rapport l.nr. 2273, 34 s.
- Knutzen, J., 1990. Overvåking av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i o-skjell fra Årdalsfjorden 1990. NIVA Rapport F-529, 15 s.
- Knutzen, J., 1991. Overvåking i Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumsverk 1989. Delrapport 2: Miljøgifter i organismer. NIVA Rapport l.nr. 2622.
- Knutzen, J., 1995. Overvåking av PAH i o-skjell fra Årdalsfjorden 1994 med orienterende analyser av dioksiner og non-orto PCB. NIVA Rapport l.nr. 3248.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1986. Overvåking i Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumverk 1984. NIVA Rapport l.nr. 1876, 31 s.

- Knutzen, J. og L. Berglind, 1992. Overvåking av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i o-skjell fra Årdalsfjorden 1992. NIVA Rapport l.nr. 2811, 14 s.
- Knutzen, J. og K. Hylland, 1998. Miljøovervåking i Sandefjordsfjorden og indre Mefjorden 1997-1998. Delrapport 3. Miljøgifter og effekter i fisk og skalldyr. Rapport 745/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA Rapport l.nr. 3934-98, 76 s.
- Knutzen, J. and N.W. Green, 2001. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). "Bakgrunnsnivåer for miljøgifter i fisk og blåskjell basert på damateriale fra 1990-1999. Rapport ? innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA Rapport l.nr. 4339, 144 s. (*Under trykking*).
- Knutzen, J., E.M. Brevik, N.A.H. Følsvik og M. Schlabach, 2000. Overvåking i indre Oslofjord. Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-1998. Rapport nr. 76 fra Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord. Rapport 784/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA Rapport l.nr. 4126-99, 89 s.
- Konieczny, R.M. og J. Knutzen, 1992. Overvåking av PAH i muslinger, snegl og fisk fra Sunndalsfjorden 1991-1992. Rapport 504/92 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA Rapport l.nr. 2818.
- Larsen, L.-H. 1997. Soft-bottom macro invertebrate fauna of north Norwegian coastal waters with particular reference to sill-basins. Part one: Bottom topgraphy and species diversity. *Hydrobiologia* 355: 101-113.
- Molvær, J. 1990. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal, 1986-1988. Konklusjoner. Rapport 409/90 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA Rapport l.nr. 2425.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei og J. Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorden og kystfarvann. SFT-veiledning 97:03.
- Næs, K., 1991 Frigivelse av PAH fra forurenset sjøbunn NIVA Rapport l.nr. 2667
- Næs, K., og B. Rygg, 1988. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 1: Sedimenter og bløtbunnsfauna 1986. Rapport 306/88 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA Rapport l.nr. 2093.
- Næs, K. og B. Rygg, 1990. Overvåking av Årdalsfjorden i 1989. Sedimenter og bløtbunnsfauna. NIVA Rapport l.nr. 2385.
- Næs, K. and E. Oug, 1997. Multivariate approach to distribution patterns and fate of polycyclic aromatic hydrocarbons in sediments from smelter-affected Norwegian fjords and coastal waters. *Environ. Sci. Technol.*, 31:1253-1258.
- Næs, K., J. Knutzen and L. Berglind, 1995. Occurrence of PAH in marine organisms and sediments from smelter discharge in Norway. *Sci. Total Environ.* 163: 93-106.
- Næs, K. E. Oug and J. Knutzen, 1998. Source and species-dependent accumulation of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in littoral indicator organisms from Norwegian smelter-affected marine waters. *Mar. Environ. Res.*, 45: 193-207.

- Næs, K., K. Hylland, E. Oug, L. Förlin and G. Ericson, 1999. Accumulation and effects of aluminium smelter generated PAHs on soft bottom invertebrates and fish. *Environ. Toxicol. Chem.*, 18: 2205-2216
- 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. 2000. Soft-bottom macrofauna in the high-latitude ecosystem of Balsfjord, northern Norway: species composition, community structure and temporal variability. *Sarsia* 85: 1-13.
- Oug, E., K. Næs and B. Rygg 1998. Relationship between soft bottom macrofauna and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from smelter discharge in Norwegian fjords and coastal waters. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 173: 39-52.
- Segar, D.A., J.D. Colins and J.P. Riley, 1971. The distribution of the major and some minor elements in marine animals. Part II. Molluscs. *J. mar. biol. Ass. U.K.* 51: 131-136.
- SNT 1997. Forslag til strategi for kartlegging av miljøgifter i marine organismer i norkse havner og fjorder. SNT-rapport 10.
- 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.

7. Vedlegg

7.1 Koordinater for sedimentstasjoner

	Stasjon	Vandyp m	Koordinater: Nordlig bredde	Koordinater: Østlig lengde
Vefsnfjorden , sedimenter	1	147	65.51.434	13.10.322
	2	270	65.52.401	13.09.396
	3	354	65.53.475	13.08.548
	4	458	65.53.897	13.05.135
	5	457	65.54.941	13.05.649
	6x	395	65.54.738	13.08.319
	8	486	65.56.523	12.58.095
	11	169	65.58.474	12.48.342
	12	230	66.02.827	12.54.996
	13	240	65.56.896	12.43.490
Vefsnfjorden , bløtbunnsfauna	1	147	65.51.453	13.10.355
	2	270	65.53.460	13.08.335
	3	354	65.53.460	13.08.335
	5	457	65.54.991	13.05.774
	8	486	65.56.563	12.58.531
Sundalsfjorden , sedimenter	1	50	62.41.12	8.32.90
	2	90	62.41.46	8.32.53
	3	120	62.41.79	8.32.50
Årdalsfjorden , sedimenter	Å4	136	61.13.562	7.41.240
	Å8	160	61.13.591	7.38.444
Årdalsfjorden , bløtbunnsfauna	B3	114	61.13.728	7.41.769
	A7	80	61.13.880	7.42.346
	B5	100	61.13.749	7.42.167
	4	136	61.13.573	7.41.262

7.2 Analyseresultater for PAH, PCB, metaller, tørrstoff og kornfordeling i sedimenter fra Vefsn- og Sunndalsfjorden.

Parameter		V.st.1 0-1 cm	V.st.2 0-1 cm	V.st.3 0-1 cm	V.st.4 0-1cm	V.st. 5 0-1cm	V.st. 5 1-2 cm	V.st. 5 2-3 cm	V.st.5 5-6 cm	V. st. 5 8-9 cm	V.st.6X 0-1 cm	V.st.8 0-1 cm	V st.11 0-1cm	V st.12 0-1cm	V st.13 0-1cm	S. st.1 0-1 cm	S. st.2 0-1 cm	S. st.3 0-1 cm
TTS/%	%	59,9	51,8	53	47,3	47,5	47,8	52,4	59,7	58,8	53,1	42	59,5	44	37,8	46,8	50,3	49,6
TN/F	µg/mg TS	<1,0	1,3	1,9	1,2	1,4	1,3	1,9	<1,0	1,5	1,3	1,6	1,5	1,5	3			
TOC/F	µg/mg TS	11,7	15,7	14,4	15,8	15,8	13,9	15	10,8	12,6	11,1	14,3	8,5	16,1	17,1	23,1	14,9	16,3
Kadmium (Cd)	µg/g					0,077										0,117	0,061	0,072
Krom (Cr)	µg/g					50,5										52,7	56	70,9
Kobber (Cu)	µg/g					32										38	33	41,4
Kvikksølv (Hg)	µg/g					0,033										0,061	0,031	0,036
Bly (Pb)	µg/g					25,6										22,4	17	20,7
Sink (Zn)	µg/g					93,2										71,2	63	77,8
PCB 28	µg/kg t.v.	<0,2	<0,2			<0,2					<0,2	<0,2	i					
PCB 52	µg/kg t.v.	<0,2	<0,2			<0,2					<0,2	<0,2	<0,2					
PCB 101	µg/kg t.v.	<0,2	<0,2			<0,2					<0,2	<0,2	<0,2					
PCB 118	µg/kg t.v.	<0,2	<0,2			<0,2					<0,2	<0,2	<0,2					
PCB 105	µg/kg t.v.	<0,2	<0,2			<0,2					<0,2	<0,2	<0,2					
PCB 153	µg/kg t.v.	<0,2	<0,2			<0,2					<0,2	<0,2	<0,2					
PCB 138	µg/kg t.v.	<0,2	<0,2			<0,2					<0,2	<0,2	<0,2					
PCB 156	µg/kg t.v.	<0,2	<0,2			<0,2					<0,2	<0,2	<0,2					
PCB 180	µg/kg t.v.	<0,2	<0,2			<0,2					<0,2	<0,2	<0,2					
PCB 209	µg/kg t.v.	<0,2	<0,2			<0,2					<0,2	<0,2	<0,2					
Sum PCB	µg/kg t.v.	0	0			0					0	0	0					
PCB ₇	µg/kg t.v.	0	0			0					0	0	0					
QCB	µg/kg t.v.	<0,1	<0,1			<0,1					<0,1	<0,1	<0,1					
HCHA	µg/kg t.v.	<0,2	<0,2			<0,2					<0,2	<0,2	<0,2					
HCB	µg/kg t.v.	<0,1	<0,1			<0,1					<0,1	<0,1	<0,1					
HCHG	µg/kg t.v.	<0,2	<0,2			<0,2					<0,2	<0,2	<0,2					
OCS	µg/kg t.v.	<0,1	<0,1			<0,1					<0,1	<0,1	<0,1					
DDEPP	µg/kg t.v.	<0,2	<0,2			<0,2					<0,2	<0,2	<0,2					
TDEPP	µg/kg t.v.	<0,3	<0,3			<0,3					<0,3	<0,3	<0,3					
Naphthalene	µg/kg t.v.	38	26	40	38	59	36	41	41	38	23	23	12	15	15			
2-Metylnaftalen	µg/kg t.v.	13	14	19	11	18	9	12	10	10	10	9	6	7	6			
1-Metylnaftalen	µg/kg t.v.	6	10	12	6	11	8	11	9	10	7	7	5	6	6			
Bifenylyl	µg/kg t.v.	13	12	13	4	11	9	7	3	3	3	9	6	8	7			

NIVA 4440-2001

Parameter		V.st.1 0-1 cm	V.st.2 0-1 cm	V.st.3 0-1 cm	V.st.4 0-1cm	V.st. 5 0-1cm	V.st. 5 1-2 cm	V.st. 5 2-3 cm	V.st.5 5-6 cm	V. st. 5 8-9 cm	V.st.6X 0-1 cm	V.st.8 0-1 cm	V st.11 0-1cm	V st.12 0-1cm	V st.13 0-1cm	S. st.1 0-1 cm	S. st.2 0-1 cm	S. st.3 0-1 cm
2,6-Dimetylnaftalen	µg/kg t.v.	9	7	8	3	6	4	9	5	5	4	6	3	6	4			
1,6-Dimetylnaftalen	µg/kg t.v.	6	4	7	2	5	3	4	3	3	3	6	2	5	2			
1,5-Dimetylnaftalen	µg/kg t.v.	3	<1	5	<1	1	<1	<1	<1	<1	1	2	1	2	1			
Acenaftalen*	µg/kg t.v.	3	2,3	3	<1	3	3	5	4	<1	7	6	2	3	2			
Acenaften*	µg/kg t.v.	15	32	57	58	45	44	59	68	60	38	28	2	10	9			
2,3,6-Trimetylnaf	µg/kg t.v.	2	1	3	1	<1	<1	<1	1	2	2	1	<1	2	1			
2,3,5-Trimetylnaf	µg/kg t.v.	1	<1	<1	1	<1	<1	<1	1	1	2	1	<1	2	<1			
1,2,4-Trimetylnaf	µg/kg t.v.	<1	<1	<1	1	<1	<1	<1	<1	<1	1	<1	<1	1	<1			
Fluoren*	µg/kg t.v.	12	29	53	44	32	27	38	41	37	28	24	4	8	7			
1,2,3-Trimetylnaf	µg/kg t.v.	5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	2	1	<1	3	2			
Dibenzotiofen	µg/kg t.v.	29	27	28	30	32	28	23	23	21	26	26	24	25	23			
Fenantren*	µg/kg t.v.	64	238	386	364	287	283	363	397	363	211	166	23	56	46			
Antracen*	µg/kg t.v.	14	54	79	97	59	53	68	80	70	39	28	4	13	8			
2-Metylfenantren*	µg/kg t.v.	15	42	58	59	45	40	47	43	42	29	23	4	9	7			
1-Metylfenantren*	µg/kg t.v.	6	18	26	26	22	19	22	21	20	12	10	2	5	4			
3,6-Dimetylfenantren*	µg/kg t.v.	2	5	6	9	6	2	3	3	5	1	3	<1	2	<1			
Fluoranten*	µg/kg t.v.	255	853	1207	1032	1159	852	1020	880	871	558	383	43	118	102			
9,10-Dimetylfen	µg/kg t.v.	<1	<1	<1	5	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1	<1			
Pyren*	µg/kg t.v.	151	614	978	844	954	706	835	787	817	466	321	35	96	82			
Benz(a)antracen*	µg/kg t.v.	338	1348	1845	960	1173	826	888	729	752	830	473	50	133	112			
Chrysen+trifenylen*	µg/kg t.v.	353	1529	1673	1369	870	969	1060	835	888	631	301	35	94	164			
Benzo(b+j,k)flu*	µg/kg t.v.	700	3267	4050	2800	2446	2382	2686	2470	2743	1530	816	121	311	233			
Benzo(e)pyren*	µg/kg t.v.	235	1192	1466	1454	1123	1083	1206	1083	1210	542	280	43	105	101			
Benzo(a)pyren*	µg/kg t.v.	217	926	1140	876	606	642	705	684	722	471	231	33	88	85			
Perylen*	µg/kg t.v.	54	188	220	246	149	153	180	168	169	115	72	10	27	25			
Indeno(1,2,3cd)pyren*	µg/kg t.v.	665	3678	4701	1586	1230	1155	1270	1118	1193	1975	1421	210	548	495			
Dibenz(a,c/a,h)ant*	µg/kg t.v.	478	2768	3495	604	378	401	447	389	416	1339	851	139	307	252			
Benzo(ghi)perylene*	µg/kg t.v.	438	2348	2969	1788	1496	1382	1520	1332	1431	1273	895	133	340	306			
Sum PAH	µg/kg t.v.	4140	19232,3	24547	14318	12226	11119	12529	11228	11902	10179	6423	952	2355	2107			
Sum KPAH	µg/kg t.v.	2398	11987	15231	6826	5833	5406	5996	5390	5826	6145	3792	553	1387	1177			
Sum NPD	µg/kg t.v.	199	392	598	556	492	432	535	557	520	334	284	82	146	117			
KORN<63µm	% t.v.	49	71	85	91	92					68	94	50	84	94	68	64	90

7.3 Analyseresultater for PAH, PCB, metaller, tørrstoff og kornfordeling i sedimenter fra Årdalsfjorden

		Å. st.4-1 0-1 cm	Å. st.4-2 0-1 cm	Å. st.4-3 0-1 cm	Å. st.4-4 0-1 cm	Å. st.4-5 0-1 cm	Å. st. B5-1 0-1 cm	Å. st. 7-1 0-1 cm	Å. st.8-1 0-1 cm
TTS/%	%	37,9	40,7	53,2	52,1	52,3	50,7	47,5	52,2
TN/F	µg/mg TS	2,1	1,1	<1,0	<1,0	<1,0			
TOC/F	µg/mg TS	175	126	96,2	99,1	97,2			
Kadmium (Cd)	µg/g	2,26							0,184
Krom (Cr)	µg/g	37							15,7
Kobber (Cu)	µg/g	138							46
Kvikksølv (Hg)	µg/g	0,051							0,014
Bly (Pb)	µg/g	137							19,1
Sink (Zn)	µg/g	149							52,7
PCB 28	µg/kg t.v.								
PCB 52	µg/kg t.v.								
PCB 101	µg/kg t.v.								
PCB 118	µg/kg t.v.								
PCB 105	µg/kg t.v.								
PCB 153	µg/kg t.v.								
PCB 138	µg/kg t.v.								
PCB 156	µg/kg t.v.								
PCB 180	µg/kg t.v.								
PCB 209	µg/kg t.v.								
Sum PCB	µg/kg t.v.								
PCB ₇	µg/kg t.v.								
QCB	µg/kg t.v.								
HCHA	µg/kg t.v.								
HCB	µg/kg t.v.								
HCHG	µg/kg t.v.								
OCS	µg/kg t.v.								
DDEPP	µg/kg t.v.								
TDEPP	µg/kg t.v.								
Naphthalene	µg/kg t.v.	3180	2615	12070	1220	960			
2-Metylnaftalen	µg/kg t.v.	1470	1280	5260	660	560			
1-Metylnaftalen	µg/kg t.v.	880	735	2820	390	320			
Bifenyl	µg/kg t.v.	907	780	2080	420	320			
2,6-Dimetylnaftalen	µg/kg t.v.	710	610	2370	310	230			
1,6-Dimetylnaftalen	µg/kg t.v.	374	390	1500	200	190			
1,5-Dimetylnaftalen	µg/kg t.v.	430	335	1080	177	m			
Acenaftalen*	µg/kg t.v.	m	203	162	113	82			
Acenaften*	µg/kg t.v.	4770	3280	9090	1910	1560			
2,3,6-Trimetylnaf	µg/kg t.v.	170	93	280	52	44			
2,3,5-Trimetylnaf	µg/kg t.v.	79	42	137	23	44			
1,2,4-Trimetylnaf	µg/kg t.v.	80	47	120	26	29			
Fluoren*	µg/kg t.v.	7000	4230	15300	2280	1950			
1,2,3-Trimetylnaf	µg/kg t.v.	86	50	130	28	25			
Dibenzotiofen	µg/kg t.v.	5800	3890	7200	1420	1315			
Fenantren*	µg/kg t.v.	37200	20600	53500	11800	10250			
Antracen*	µg/kg t.v.	8740	5830	16300	3140	2710			
2-Metylfenantren*	µg/kg t.v.	5280	3460	7590	1705	1450			
1-Metylfenantren*	µg/kg t.v.	2400	1380	2760	704	600			
3,6-Dimetylfenantren*	µg/kg t.v.	820	543	900	240	202			
Fluoranten*	µg/kg t.v.	142100	74000	73800	29350	28400			
9,10-Dimetylfen	µg/kg t.v.	538	366	380	128	117			
Pyren*	µg/kg t.v.	88550	56300	59650	22440	21060			
Benz(a)antracen*	µg/kg t.v.	72000	102000	79000	40800	39200			
Chrysen+trifenylen*	µg/kg t.v.	100400	56600	40650	27900	24800			

		Ä. st.4-1 0-1 cm	Ä. st.4-2 0-1 cm	Ä. st.4-3 0-1 cm	Ä. st.4-4 0-1 cm	Ä. st.4-5 0-1 cm	Ä. st. B5-1 0-1 cm	Ä. st. 7-1 0-1 cm	Ä. st.8-1 0-1 cm
Benzo(b+j,k)flu*	µg/kg t.v.	27750	140900	67000	56500	50400			
Benzo(e)pyren*	µg/kg t.v.	2930	48300	23000	21000	18340			
Benzo(a)pyren*	µg/kg t.v.	1710	29200	41850	25450	21470			
Perylen*	µg/kg t.v.	390	7140	8180	4500	3860			
Indeno(1,2,3cd)pyren*	µg/kg t.v.	28500	66300	30200	24030	23290			
Dibenz(a,c/a,h)ant*	µg/kg t.v.	9100	18300	11170	9460	9310			
Benzo(ghi)perylene*	µg/kg t.v.	32500	48000	29700	26050	25300			
Sum PAH	µg/kg t.v.	586844	697799	605229	314426	288388			
Sum KPAH	µg/kg t.v.	139060	356700	229220	156240	143670			
Sum NPD	µg/kg t.v.	59497	36436	98097	19083	16336			
KORN<63µm	% t.v.		66				64	90	66

7.4 Analyseresultater for dioksiner og non-orto PCB i sedimenter fra Vefsnfjorden

Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1190
 Kunde: NIVA v/Næs
 Kundenes prøvemerkning: Vefsnfjord
 : stasjon 1
 Prøvetype: sediment
 Prøvemengde: 10g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DG998081

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE(nordisk)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,04 (i)	74	0,04	0,04	0,04
SUM TCDD	3,38				
12378-PeCDD	0,09	62	0,05	0,05	0,09
SUM PeCDD	2,27				
123478-HxCDD	0,31	60	0,03	0,03	0,03
123678-HxCDD	0,29	58	0,03	0,03	0,03
123789-HxCDD	0,28 (i)		0,03	0,03	0,03
SUM HxCDD	6,51				
1234678-HpCDD	4,93 (i)	48	0,05	0,05	0,05
SUM HpCDD	14,9				
OCDD	105	34	0,10	0,10	0,01
SUM PCDD	132		0,33	0,33	0,28
2378-TCDF	0,24	78	0,02	0,02	0,02
SUM TCDF	2,85				
12378/12348-PeCDF	0,28		0,00	0,01	0,01
23478-PeCDF	0,26 (i)	68	0,13	0,13	0,13
SUM PeCDF	0,64				
123478/123479-HxCDF	0,45 (i)	59	0,05	0,05	0,05
123678-HxCDF	0,25 (i)	55	0,03	0,03	0,03
123789-HxCDF	< 0,10		0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,32 (i)	52	0,03	0,03	0,03
SUM HxCDF	1,68				
1234678-HpCDF	1,37	41	0,01	0,01	0,01
1234789-HpCDF	0,14 (i)		0,00	0,00	0,00
SUM HpCDF	1,51				
OCDF	< 0,50	1	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF	7,18		0,28	0,30	0,30
SUM PCDD/PCDF	139		0,61	0,62	0,57

TE(nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

(b): Lavere enn 10* blindverdi

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

Vedlegg 7.4 forts.

nonorto-PCB

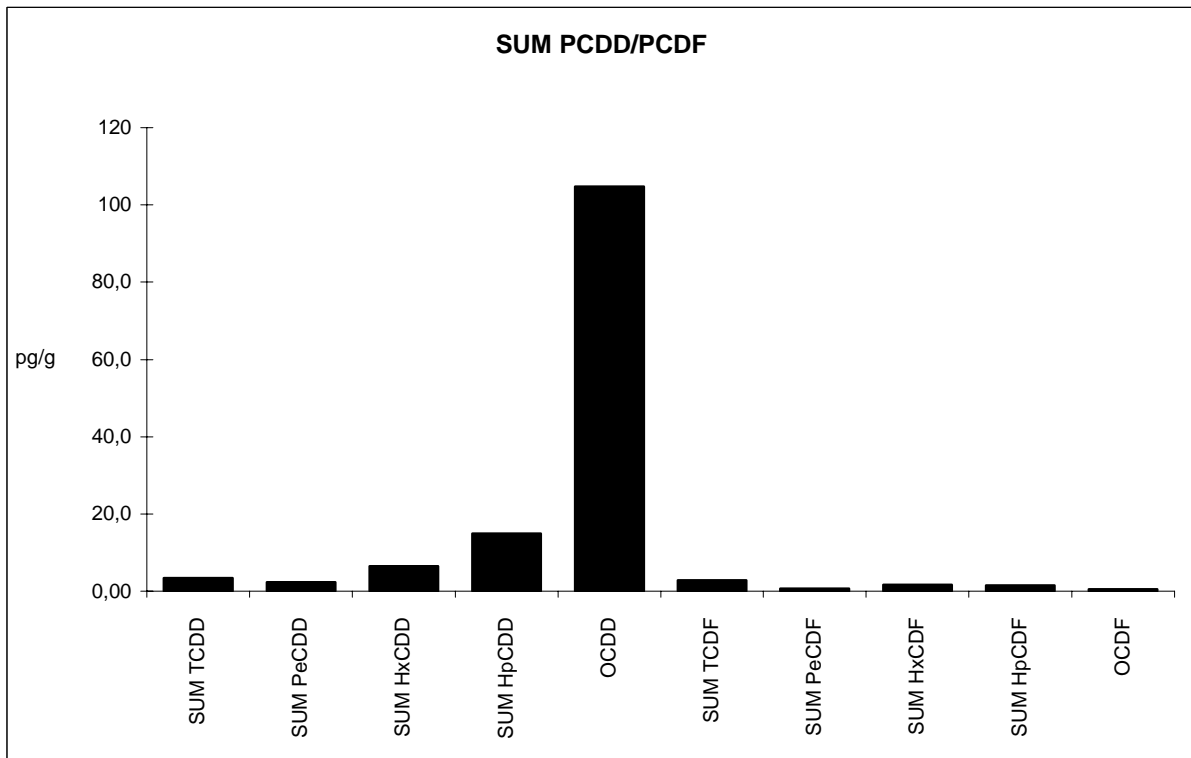
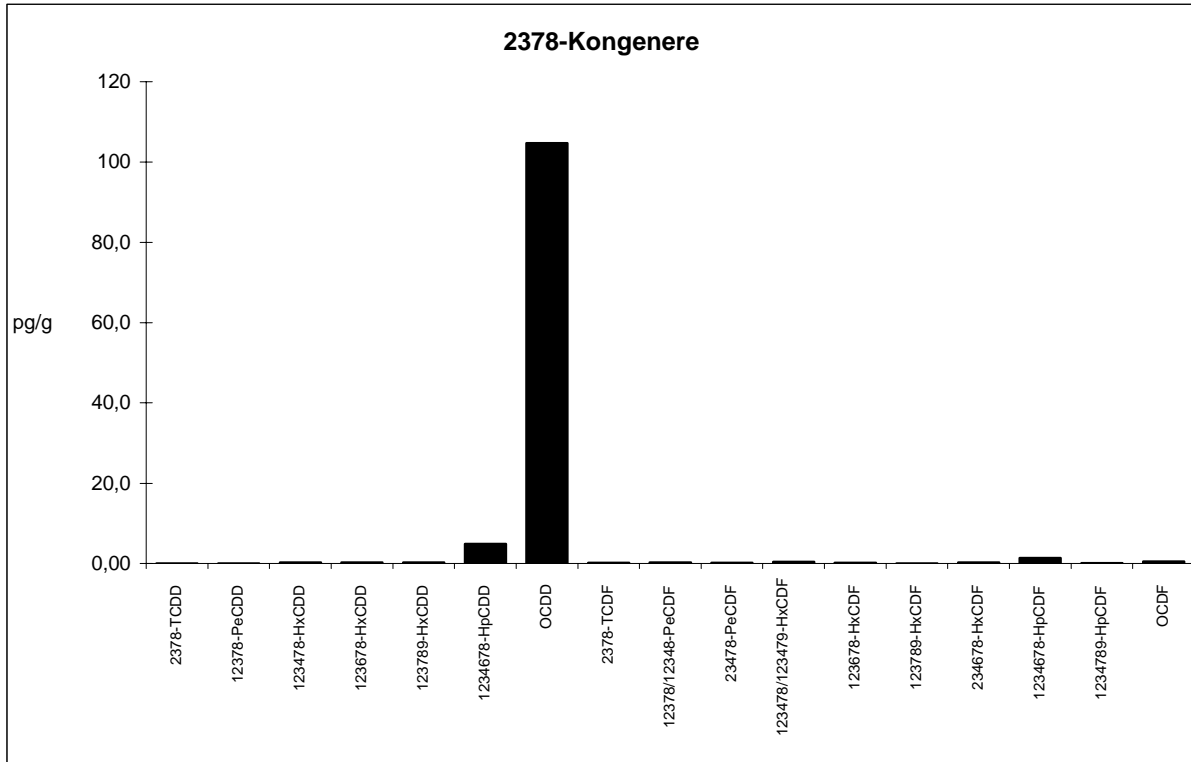
Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1190
 Kunde: NIVA v/Næs
 Kundernes prøvemerking: Vefsnfjord
 : stasjon 1
 Prøvetype: sediment
 Prøvemengde: 10g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DG998081

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (gammel)	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1,61	89	0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,06			0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	< 0,50	68	0,05	0,05
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	< 0,50	37	0,01	0,01
SUM TE-PCB	2,67		0,06	0,06

TE (gammel): 2378-TCDD-toksitetskvivalent etter gammel WHO modell (Ahlborg et al., 1994)
 TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetskvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.
 (b): Lavere enn 10* blindverdi
 (g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

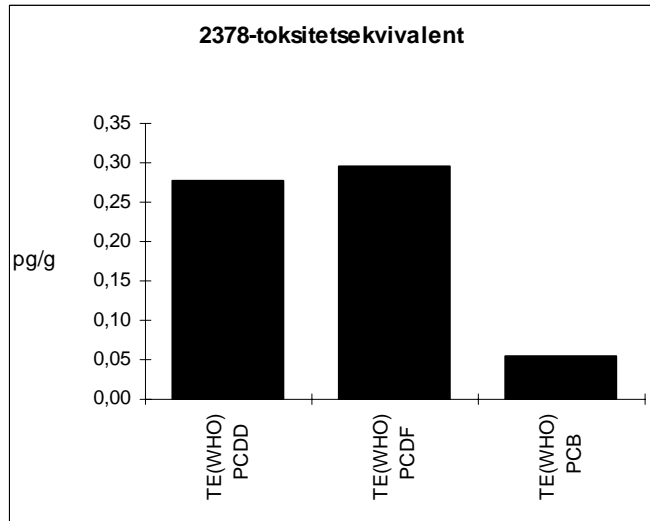
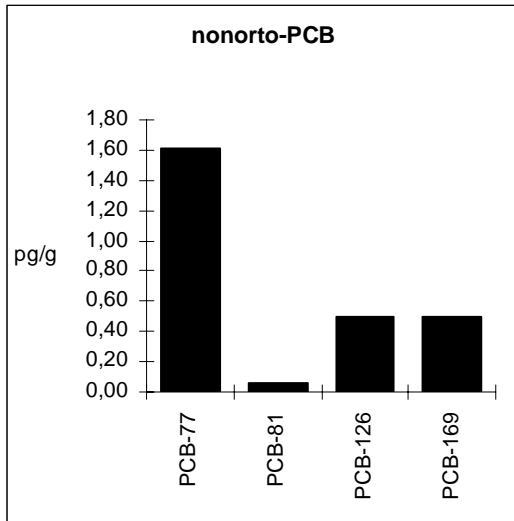
Vedlegg 7.4 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1190



Vedlegg 7.4 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1190



Vedlegg 7.4 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1189b
 Kunde: NIVA v/Næs
 Kundernes prøvermerking: Vefsnfjorden
 : stasjon 2
 Prøvetype: Sediment
 Prøvemengde: 10g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DH017011

Komponent	Konsentrasjon pg/g	Gjenvinning %	TE(nordisk) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
2378-TCDD	0,11	60	0,11	0,11	0,11
SUM TCDD	5,50				
12378-PeCDD	0,27	64	0,14	0,14	0,27
SUM PeCDD	3,96				
123478-HxCDD	0,67 (i)	54	0,07	0,07	0,07
123678-HxCDD	0,68	57	0,07	0,07	0,07
123789-HxCDD	0,76		0,08	0,08	0,08
SUM HxCDD	3,43				
1234678-HpCDD	11,3	48	0,11	0,11	0,11
SUM HpCDD	34,6				
OCDD	201	41	0,20	0,20	0,02
SUM PCDD	249		0,77	0,77	0,72
2378-TCDF	0,55	63	0,06	0,06	0,06
SUM TCDF	11,7				
12378/12348-PeCDF	0,68 (i)		0,01	0,03	0,03
23478-PeCDF	1,14	57	0,57	0,57	0,57
SUM PeCDF	8,54				
123478/123479-HxCDF	0,89	54	0,09	0,09	0,09
123678-HxCDF	0,43	54	0,04	0,04	0,04
123789-HxCDF	< 1,00		0,10	0,10	0,10
234678-HxCDF	4,92	58	0,49	0,49	0,49
SUM HxCDF	8,62				
1234678-HpCDF	2,65	49	0,03	0,03	0,03
1234789-HpCDF	0,39 (i)		0,00	0,00	0,00
SUM HpCDF	3,63				
OCDF	2,46	69	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF	34,9		1,39	1,42	1,41
SUM PCDD/PCDF	284		2,16	2,19	2,14

TE(nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1988)
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell (Nato/CCMS, 1989)
 TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.
 (b): Lavere enn 10* blindverdi
 (g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

Vedlegg 7.4 forts.

nonorto-PCB

Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1189b
 Kunde: NIVA v/Næs
 Kundernes prøvemerking: Vefsnfjorden
 : stasjon 2
 Prøvetype: Sediment
 Prøvemengde: 10g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DH017011

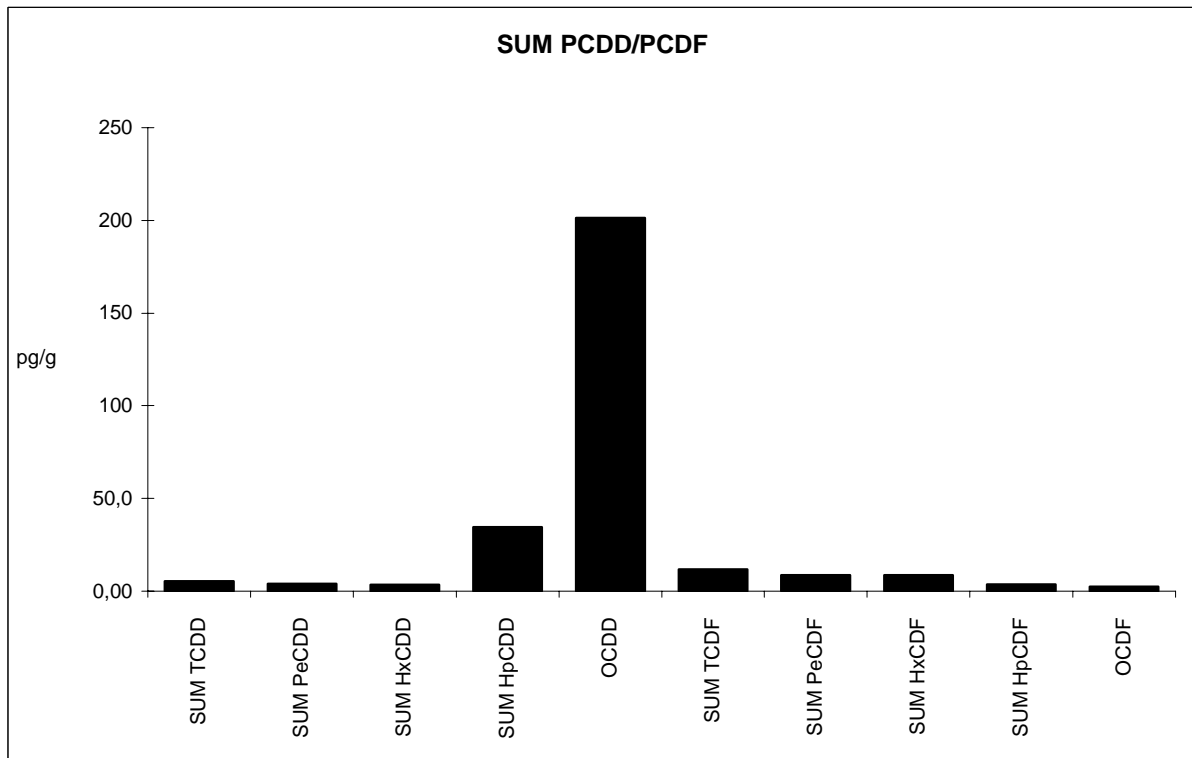
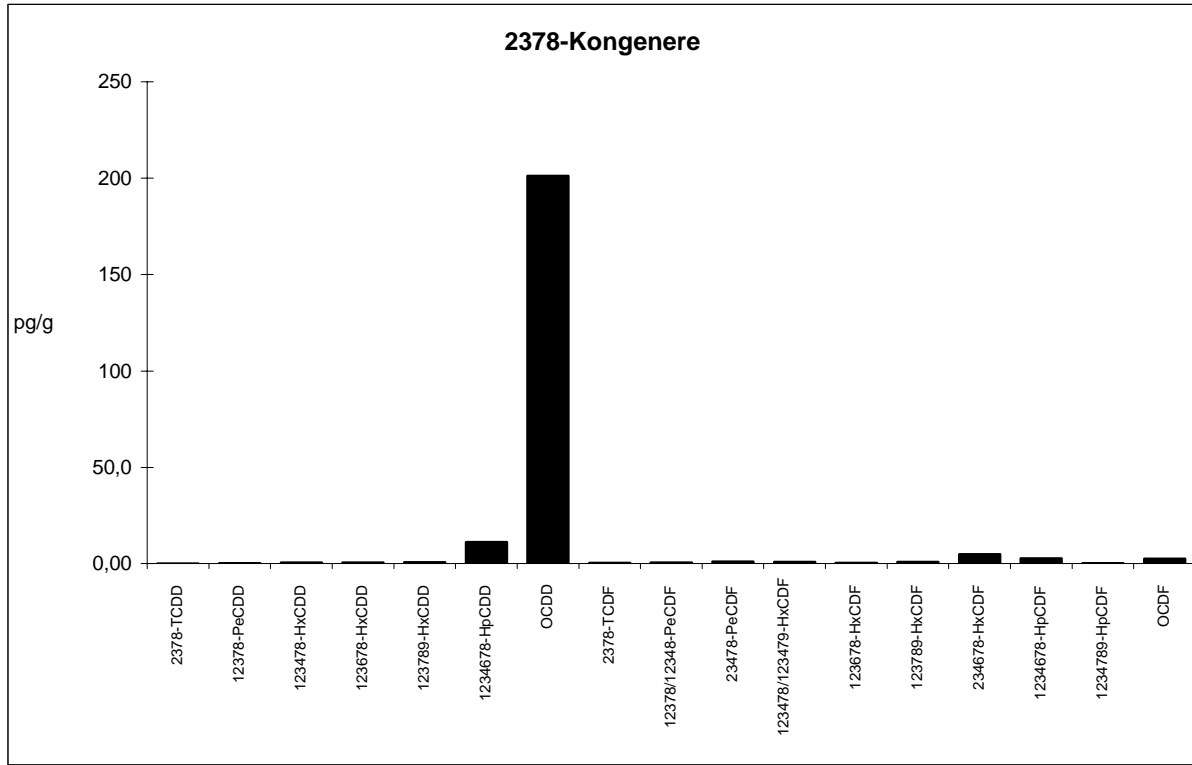
Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (gammel)	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	3,46	60	0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,17			0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	< 0,50	61	0,05	0,05
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	< 0,50	59	0,01	0,01
SUM TE-PCB	4,63		0,06	0,06

TE (gammel): 2378-TCDD-toksitetskvivalent etter gammel WHO modell (Ahlborg et al., 1994)
 TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetskvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.
 (b): Lavere enn 10* blindverdi
 (g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

Vedlegg 7.4 forts.

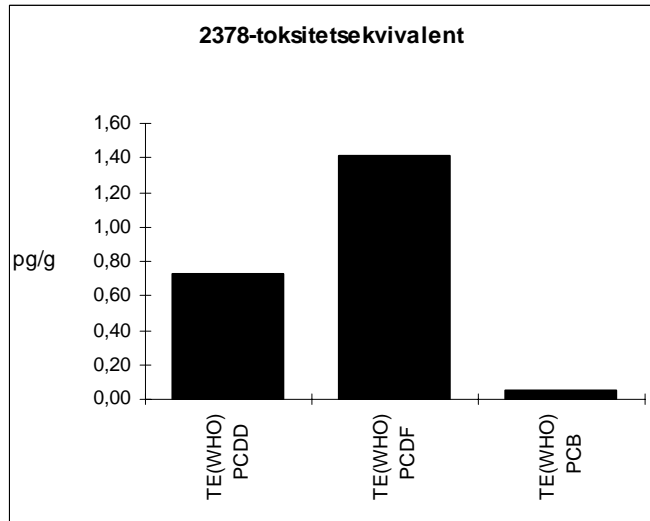
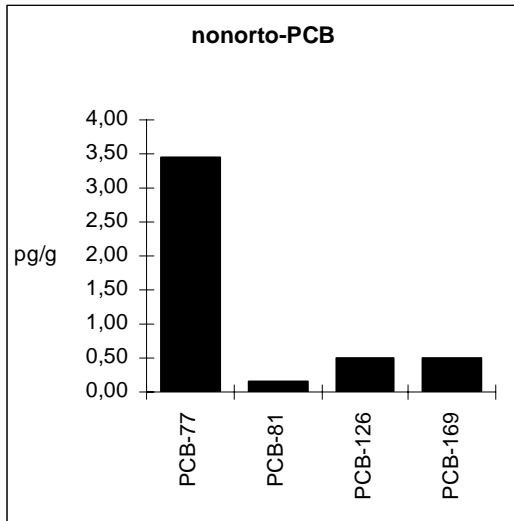
Vedlegg til målerapport nr: O-953

NILU-Prøvenummer: 00/1189b



Vedlegg 7.4 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1189b



Vedlegg 7.4 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1188
 Kunde: NIVA
 Kundernes prøvemerkning: Vefsnfjorden
 : stasjon 5
 Prøvetype: sediment
 Prøvemengde: 10 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DG995031

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE(nordisk)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,05	85	0,05	0,05	0,05
SUM TCDD	4,54				
12378-PeCDD	0,37	90	0,19	0,19	0,37
SUM PeCDD	7,73				
123478-HxCDD	0,76	88	0,08	0,08	0,08
123678-HxCDD	0,78 (i)	87	0,08	0,08	0,08
123789-HxCDD	0,74		0,07	0,07	0,07
SUM HxCDD	21,7				
1234678-HpCDD	14,7	84	0,15	0,15	0,15
SUM HpCDD	43,3				
OCDD	277	70	0,28	0,28	0,03
SUM PCDD	354		0,89	0,89	0,82
2378-TCDF	0,57	95	0,06	0,06	0,06
SUM TCDF	9,12				
12378/12348-PeCDF	0,92		0,01	0,05	0,05
23478-PeCDF	1,01	92	0,51	0,51	0,51
SUM PeCDF	10,1				
123478/123479-HxCDF	1,74	86	0,17	0,17	0,17
123678-HxCDF	0,91	83	0,09	0,09	0,09
123789-HxCDF	0,09		0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	1,06	85	0,11	0,11	0,11
SUM HxCDF	10,1				
1234678-HpCDF	6,56	78	0,07	0,07	0,07
1234789-HpCDF	0,69		0,01	0,01	0,01
SUM HpCDF	10,5				
OCDF	7,91	22	0,01	0,01	0,00
SUM PCDF	47,7		1,03	1,07	1,06
SUM PCDD/PCDF	402		1,92	1,95	1,88

TE(nordisk): 2378-TCDD-toksitetsequivallent etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsequivallent etter internasjonal modell (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsequivallent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)

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

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

(b): Lavere enn 10* blindverdi

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

Vedlegg 7.4 forts.

nonorto-PCB

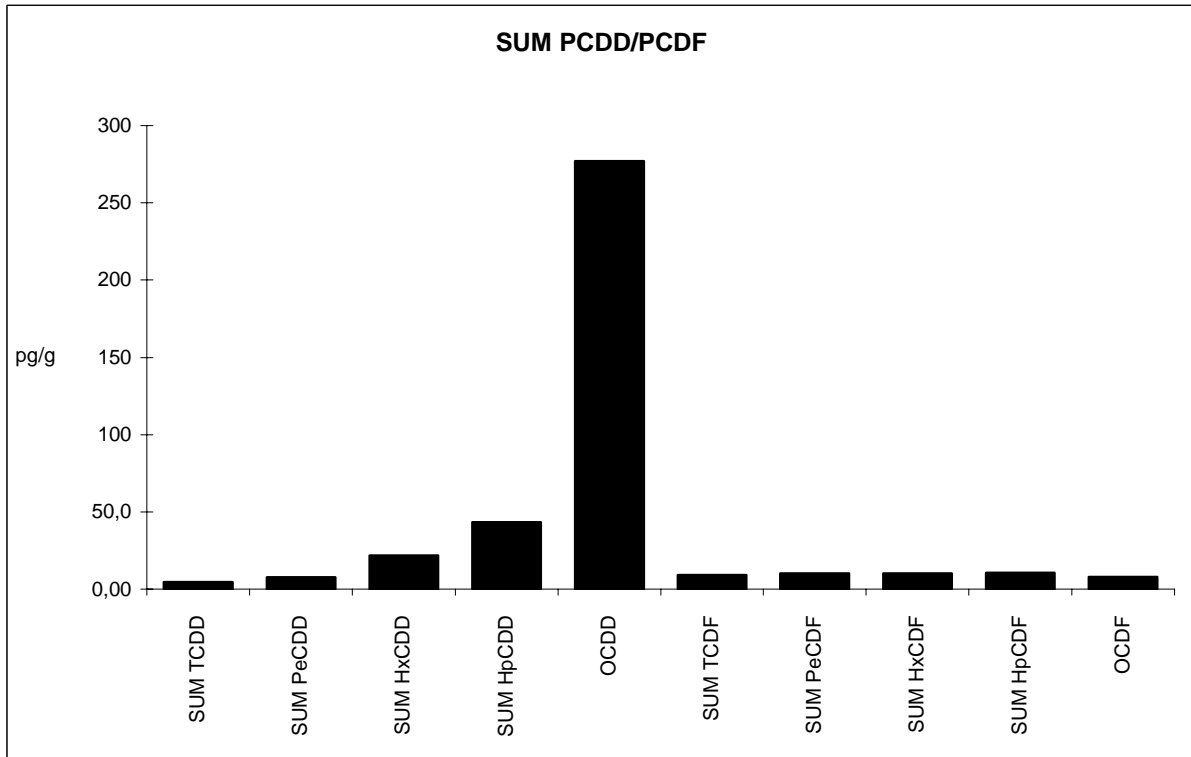
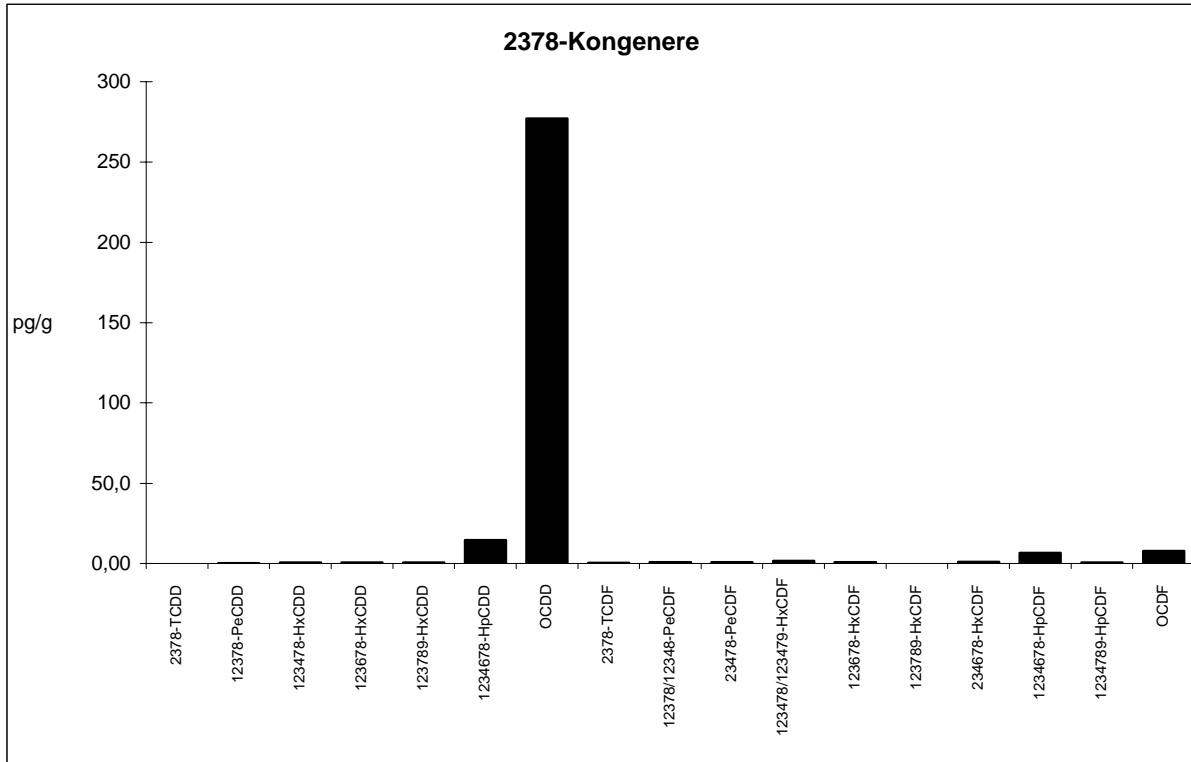
Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1188
 Kunde: NIVA
 Kundernes prøvemerking: Vefsnfjorden
 : stasjon 5
 Prøvetype: sediment
 Prøvemengde: 10 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DG995031

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (gammel)	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	3,58	87	0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,09			0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	0,88	77	0,09	0,09
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	< 0,50	47	0,01	0,01
SUM TE-PCB	5,05		0,09	0,09

- TE (gammel): 2378-TCDD-toksitetskvivalent etter gammel WHO modell (Ahlborg et al., 1994)
 TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetskvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.
 (b): Lavere enn 10* blindverdi
 (g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

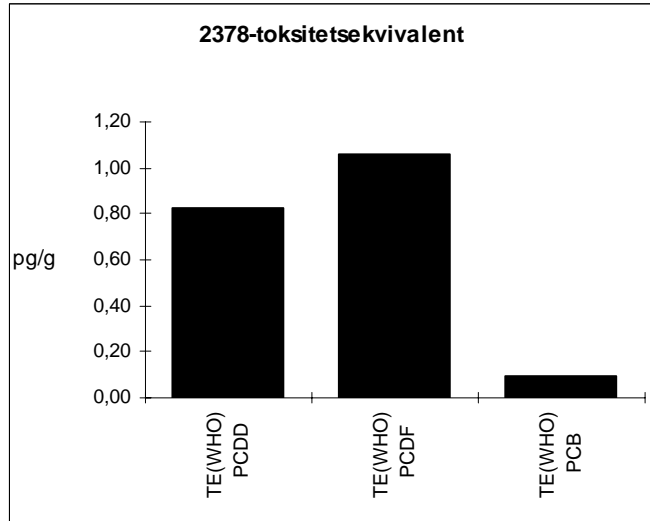
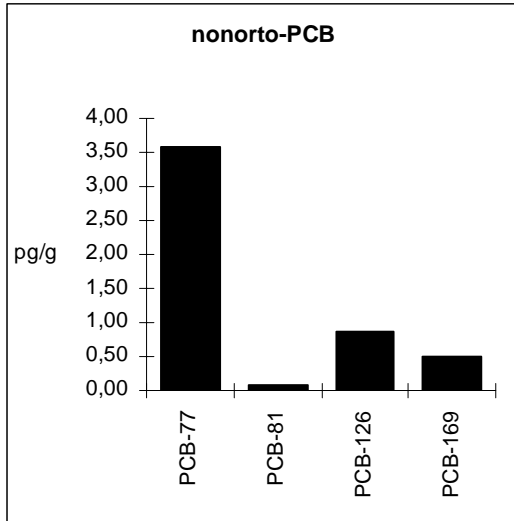
Vedlegg 7.4 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1188



Vedlegg 7.4 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1188



Vedlegg 7.4 forts.

OBS. Data for stasjon 6x.

Vedlegg til målerapport nr: O-953

NILU-Prøvenummer: 00/1187

Kunde: NIVA v/Næs

Kundenes prøvemerkning: Vefsnfjord

: stasjon 6

Prøvetype: sediment

Prøvemengde: 10g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DG998091

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE(nordisk)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,03 (i)	77	0,03	0,03	0,03
SUM TCDD	2,51				
12378-PeCDD	0,16 (i)	65	0,08	0,08	0,16
SUM PeCDD	2,85				
123478-HxCDD	0,48 (i)	65	0,05	0,05	0,05
123678-HxCDD	0,40	61	0,04	0,04	0,04
123789-HxCDD	0,40 (i)		0,04	0,04	0,04
SUM HxCDD	9,87				
1234678-HpCDD	7,40	54	0,07	0,07	0,07
SUM HpCDD	21,1				
OCDD	135	45	0,13	0,13	0,01
SUM PCDD	171		0,45	0,45	0,41
2378-TCDF	0,32	80	0,03	0,03	0,03
SUM TCDF	4,74				
12378/12348-PeCDF	0,35		0,00	0,02	0,02
23478-PeCDF	0,36	74	0,18	0,18	0,18
SUM PeCDF	2,70				
123478/123479-HxCDF	0,66	64	0,07	0,07	0,07
123678-HxCDF	0,38	60	0,04	0,04	0,04
123789-HxCDF	< 0,10		0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	0,40	59	0,04	0,04	0,04
SUM HxCDF	5,22				
1234678-HpCDF	3,66	47	0,04	0,04	0,04
1234789-HpCDF	0,28 (i)		0,00	0,00	0,00
SUM HpCDF	4,41				
OCDF	4,61 (i)	4	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF	21,7		0,41	0,43	0,42
SUM PCDD/PCDF	193		0,86	0,87	0,83

TE(nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

(b): Lavere enn 10* blindverdi

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

Vedlegg 7.4 forts.

OBS. Data for stasjon 6x

nonorto-PCB

Vedlegg til målerapport nr: O-953

NILU-Prøvenummer: 00/1187

Kunde: NIVA v/Næs

Kundenes prøvemerking: Vefsnfjord

: stasjon 6

Prøvetype: sediment

Prøvemengde: 10g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DG998091

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (gammel)	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	2,03	89	0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,06			0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	< 0,50	80	0,05	0,05
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	< 0,50	72	0,01	0,01
SUM TE-PCB	3,09		0,06	0,06

TE (gammel): 2378-TCDD-toksitetskvivalent etter gammel WHO modell (Ahlborg et al., 1994)

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetskvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1

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

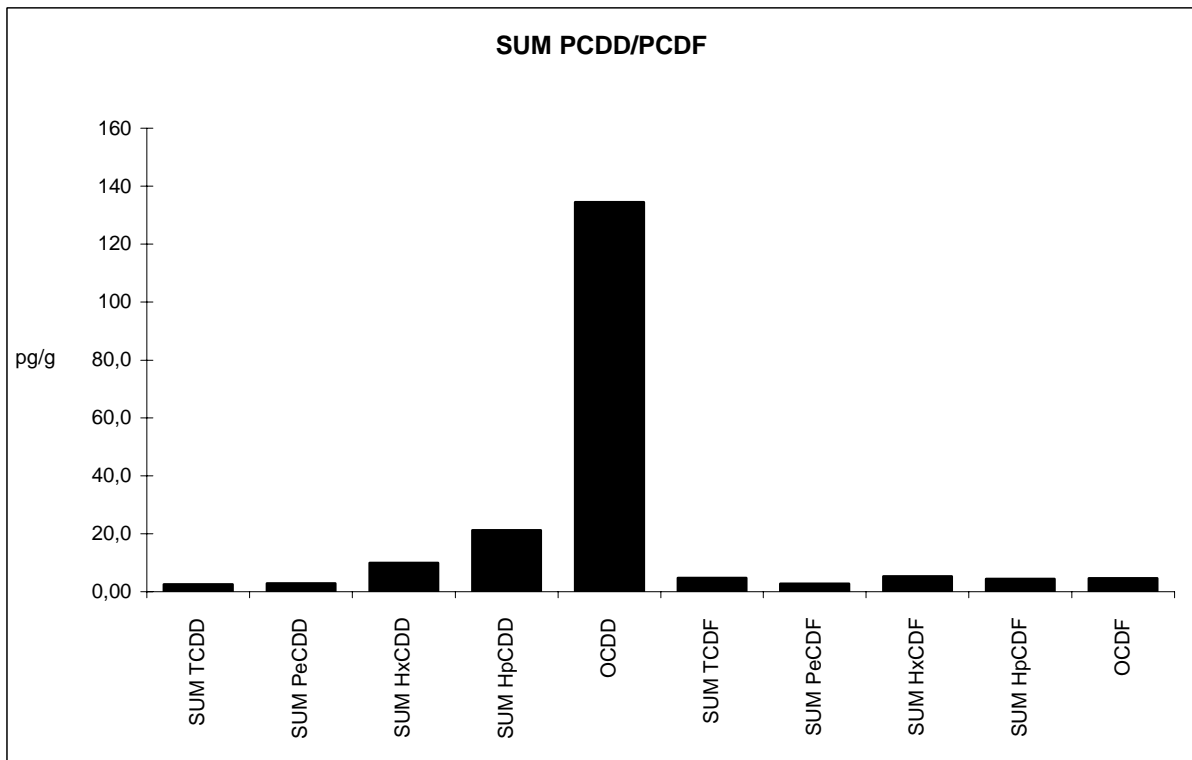
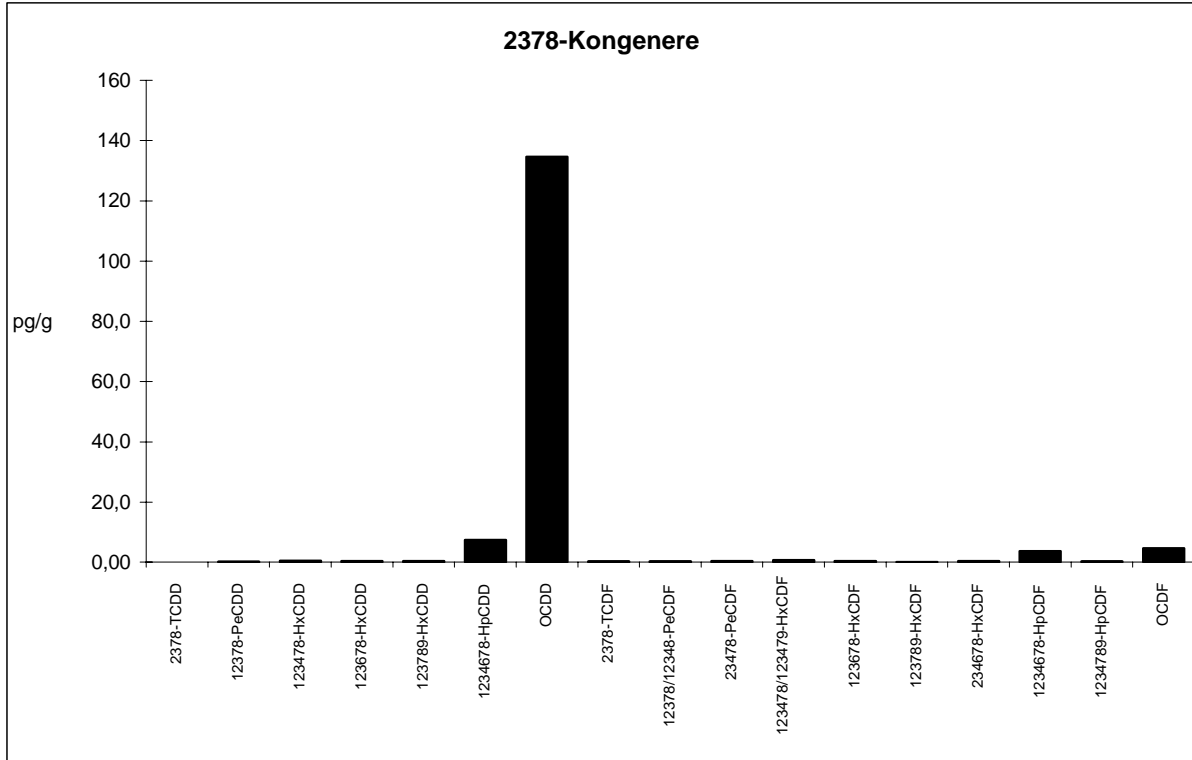
Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

(b): Lavere enn 10* blindverdi

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

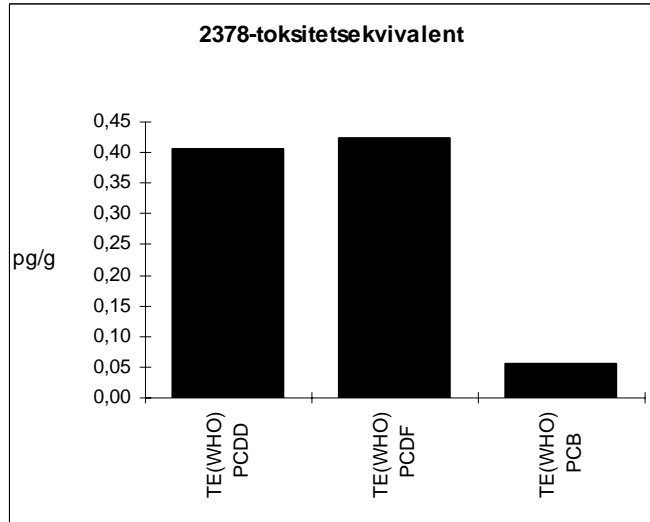
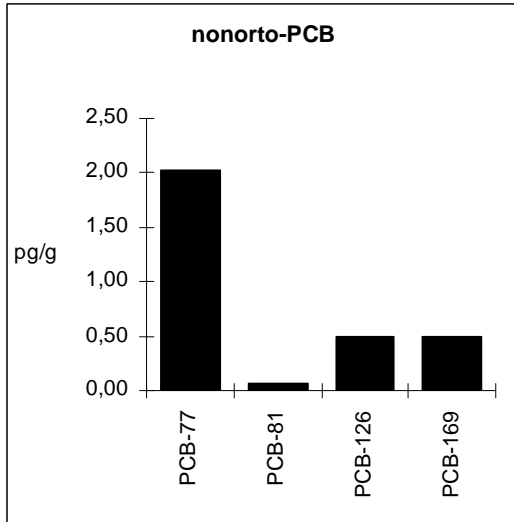
Vedlegg 7.4 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1187



Vedlegg 7.4 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1187



Vedlegg 7.4 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1186
 Kunde: NIVA v/Næs
 Kundenes prøvemerkning: Vefsnfjord
 : stasjon 8
 Prøvetype: sediment
 Prøvemengde: 10g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DG998071

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE(nordisk)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g		%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,04	62	0,04	0,04	0,04
SUM TCDD	4,40				
12378-PeCDD	0,55 (i)	54	0,28	0,28	0,55
SUM PeCDD	10,7				
123478-HxCDD	1,35 (i)	54	0,14	0,14	0,14
123678-HxCDD	1,06	55	0,11	0,11	0,11
123789-HxCDD	1,23		0,12	0,12	0,12
SUM HxCDD	31,2				
1234678-HpCDD	18,5	47	0,19	0,19	0,19
SUM HpCDD	59,4				
OCDD	408	33	0,41	0,41	0,04
SUM PCDD	513		1,27	1,27	1,18
2378-TCDF	0,92	63	0,09	0,09	0,09
SUM TCDF	12,7				
12378/12348-PeCDF	1,24		0,01	0,06	0,06
23478-PeCDF	1,17 (i)	63	0,59	0,59	0,59
SUM PeCDF	17,7				
123478/123479-HxCDF	2,36	52	0,24	0,24	0,24
123678-HxCDF	1,58 (i)	49	0,16	0,16	0,16
123789-HxCDF	0,11		0,01	0,01	0,01
234678-HxCDF	1,51	50	0,15	0,15	0,15
SUM HxCDF	10,4				
1234678-HpCDF	10,9	22	0,11	0,11	0,11
1234789-HpCDF	0,28 (i)		0,00	0,00	0,00
SUM HpCDF	12,6				
OCDF			0,00	0,00	0,00
SUM PCDF	53,3		1,36	1,41	1,41
SUM PCDD/PCDF	567		2,63	2,68	2,59

TE(nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)

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

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

(b): Lavere enn 10* blindverdi

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

Vedlegg 7.4 forts.

nonorto-PCB

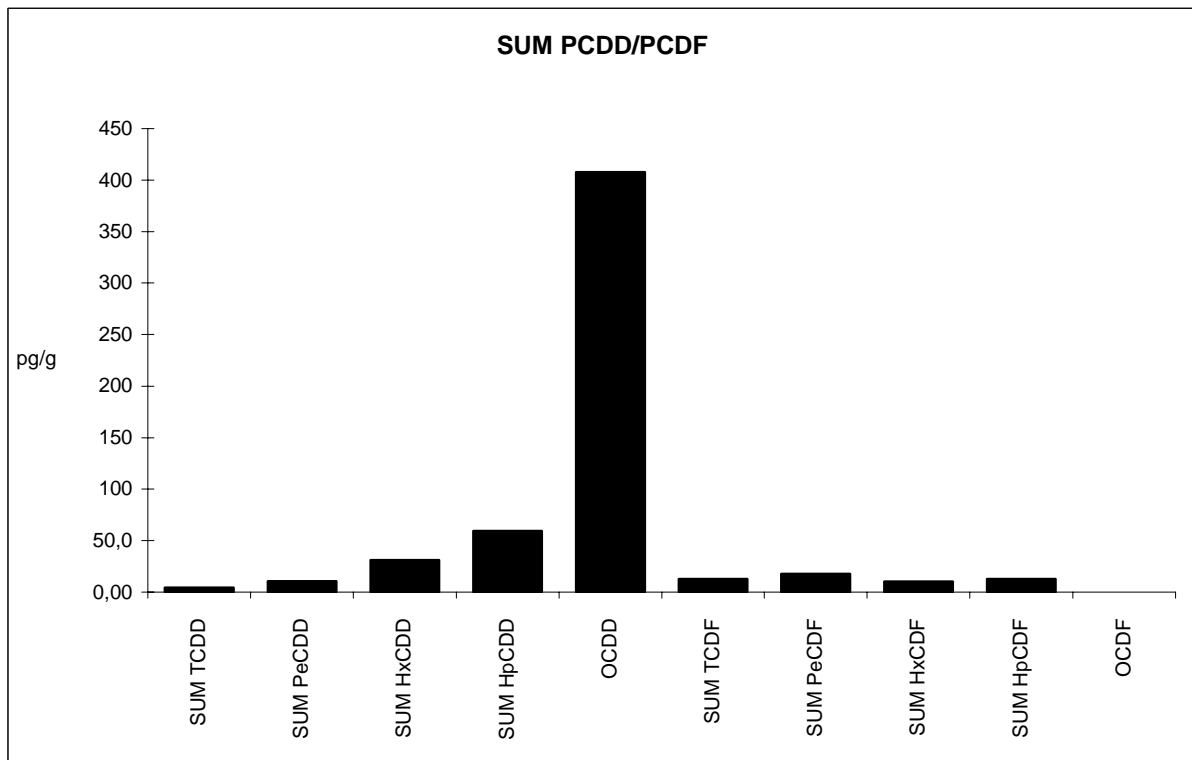
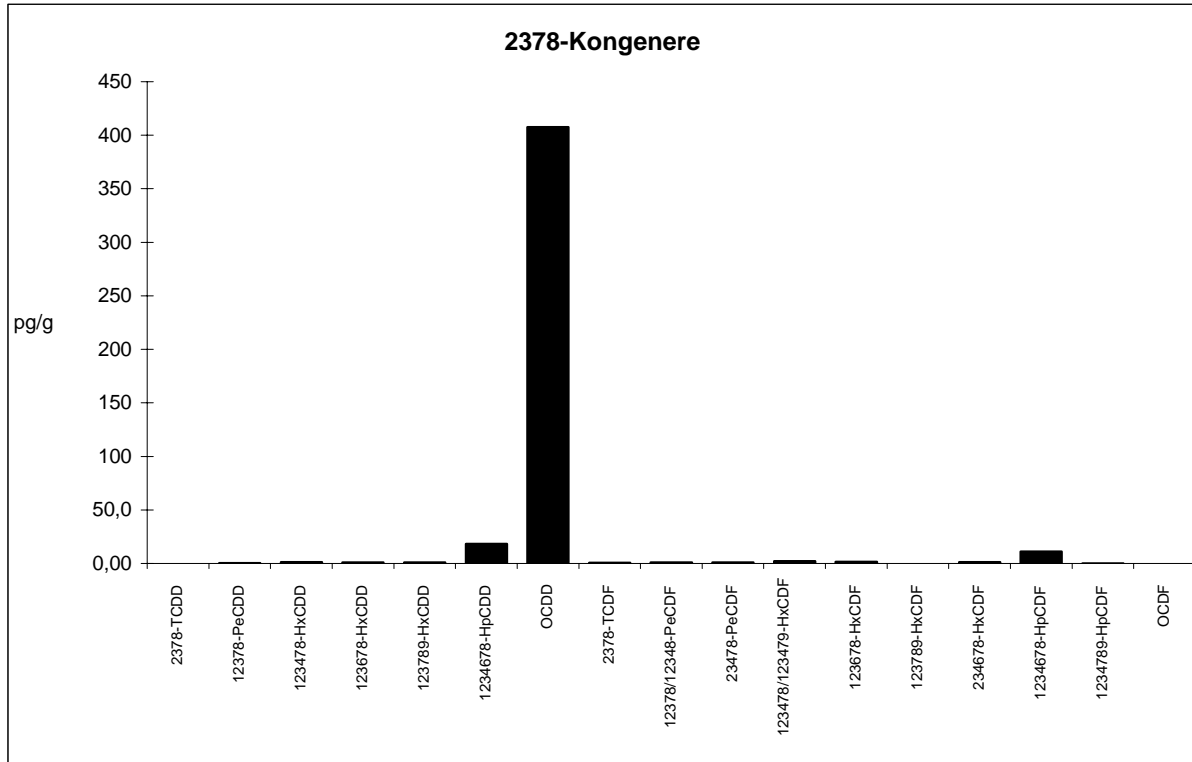
Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1186
 Kunde: NIVA v/Næs
 Kundernes prøvemerking: Vefsnfjord
 : stasjon 8
 Prøvetype: sediment
 Prøvemengde: 10g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DG998071

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (gammel)	TE (WHO)
	pg/g		%	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	53,2	73	0,03	0,01
344'5'-TeCB (PCB-81)	1,24			0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,73	67	0,17	0,17
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,39	(i)	0,00	0,00
SUM TE-PCB	56,5		0,20	0,18

- TE (gammel): 2378-TCDD-toksitetskvivalent etter gammel WHO modell (Ahlborg et al., 1994)
 TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetskvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.
 (b): Lavere enn 10* blindverdi
 (g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

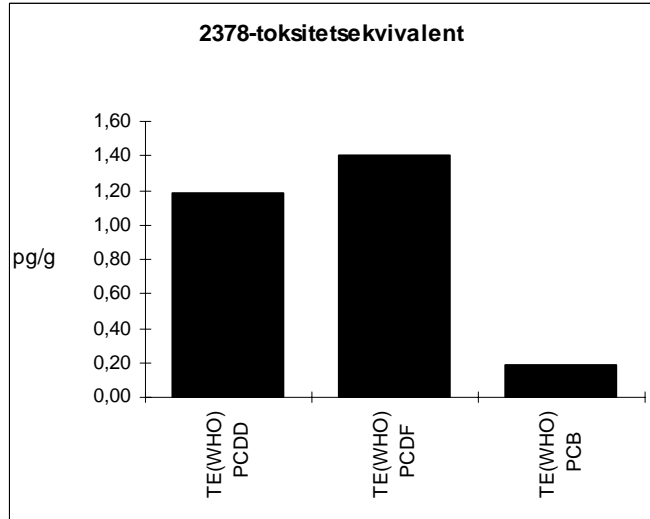
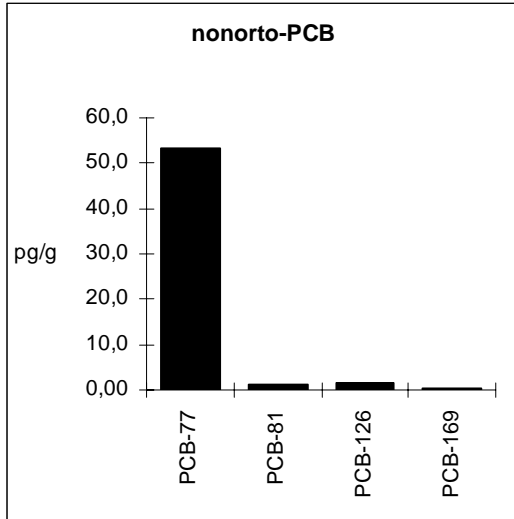
Vedlegg 7.4 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1186



Vedlegg 7.4 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1186



Vedlegg 7.4 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1185
 Kunde: NIVA
 Kundernes prøvemerkning: Vefsnfjorden
 : stasjon 11
 Prøvetype: sediment
 Prøvemengde: 10 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DG995041

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE(nordisk)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g		pg/g	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,04 (i)	85	0,04	0,04	0,04
SUM TCDD	2,03				
12378-PeCDD	0,19 (i)	90	0,10	0,10	0,19
SUM PeCDD	5,46				
123478-HxCDD	0,74 (i)	90	0,07	0,07	0,07
123678-HxCDD	0,59	90	0,06	0,06	0,06
123789-HxCDD	0,63 (i)		0,06	0,06	0,06
SUM HxCDD	17,7				
1234678-HpCDD	9,43	90	0,09	0,09	0,09
SUM HpCDD	27,4				
OCDD	211	79	0,21	0,21	0,02
SUM PCDD	264		0,64	0,64	0,54
2378-TCDF	0,53	92	0,05	0,05	0,05
SUM TCDF	7,83				
12378/12348-PeCDF	0,70		0,01	0,04	0,04
23478-PeCDF	0,73	94	0,37	0,37	0,37
SUM PeCDF	6,94				
123478/123479-HxCDF	1,58 (i)	88	0,16	0,16	0,16
123678-HxCDF	0,75	87	0,08	0,08	0,08
123789-HxCDF	0,19 (i)		0,02	0,02	0,02
234678-HxCDF	0,84	87	0,08	0,08	0,08
SUM HxCDF	7,03				
1234678-HpCDF	6,56	82	0,07	0,07	0,07
1234789-HpCDF	0,86		0,01	0,01	0,01
SUM HpCDF	10,3				
OCDF	11,8	28	0,01	0,01	0,00
SUM PCDF	43,9		0,85	0,88	0,86
SUM PCDD/PCDF	308		1,48	1,51	1,41

TE(nordisk): 2378-TCDD-toksitetsequivallent etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsequivallent etter internasjonal modell (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsequivallent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)

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

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

(b): Lavere enn 10* blindverdi

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

Vedlegg 7.4 forts.

nonorto-PCB

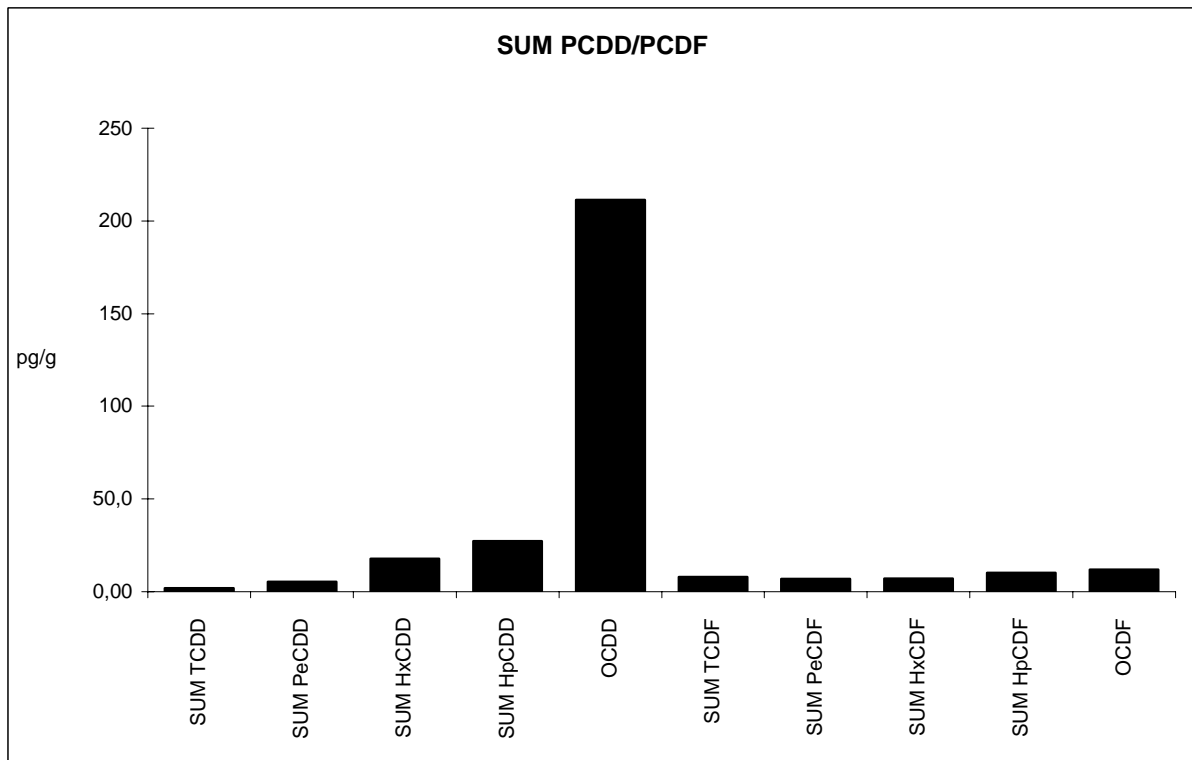
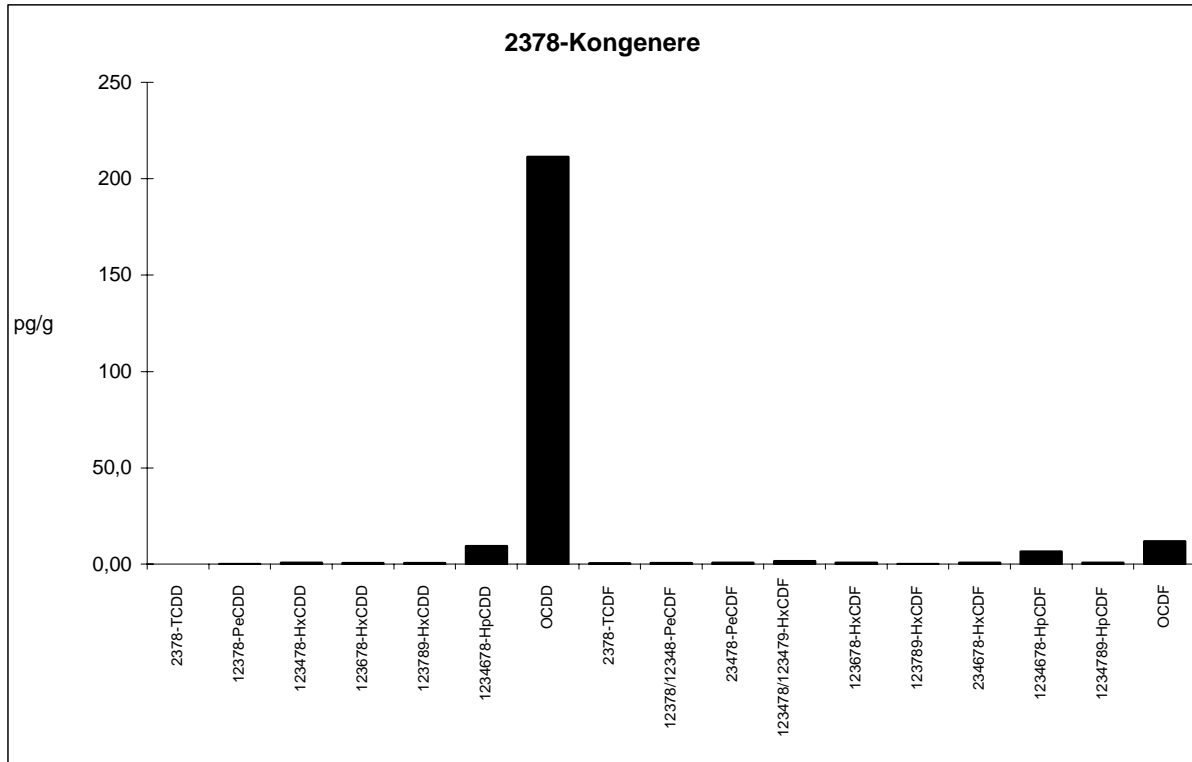
Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1185
 Kunde: NIVA
 Kundernes prøvemerking: Vefsnfjorden
 : stasjon 11
 Prøvetype: sediment
 Prøvemengde: 10 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DG995041

Komponent	Konsentrasjon		Gjenvinning	TE (gammel)	TE (WHO)
	pg/g			pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	2,63	89		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,08				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	0,54	(i)	84	0,05	0,05
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	< 0,50		53	0,01	0,01
SUM TE-PCB	3,75			0,06	0,06

TE (gammel): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter gammel WHO modell (Ahlborg et al., 1994)
 TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.
 (b): Lavere enn 10* blindverdi
 (g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

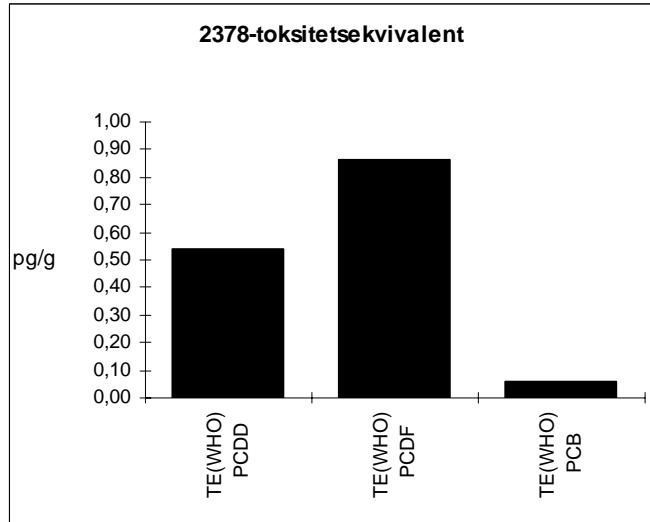
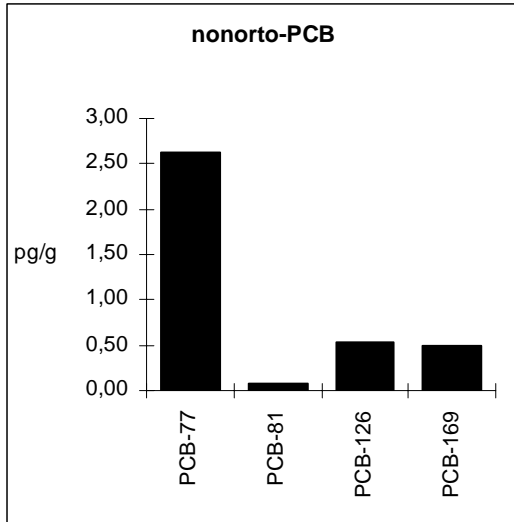
Vedlegg 7.4 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1185



Vedlegg 7.4 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-953
 NILU-Prøvenummer: 00/1185



NIVA 4440-2001

parameter		V.st. 2A 21/08/00	V.st. 2A,B,C 16/11/00	V.st. 2A 15/12/00	V.st. 2B 21/08/00	V.st. 2C 21/08/00	V.st. 3 21/08/00	V. st.4 21/08/00	V.st. 5 21/08/00	V. st.6A 21/08/00	V. st.6B 21/08/00	V. st.6C 21/08/00	V.st. 6A,B,C 16/11/00	V.st. 6A 15/12/00	V.st. 7 21/08/00	V. st.8 21/08/00	V. st.9 21/08/00	S.st. 2	S.st. 26	S.st. 29
Chrysen+trifenylen*	µg/kg v.v.	510	75	388	621	293	434	174	293	186	150	175	95	52	130	54	83	17	11	16
Benzo(b+j,k)flu*	µg/kg v.v.	415	87	901	458	302	523	148	248	133	129	156	108	60	92	31	48	8,3	6	12
Benzo(e)pyren*	µg/kg v.v.	247	31	265	322	147	275	54	139	53	49	60	48	32	54	13	22	3,9	2,2	4,9
Benzo(a)pyren*	µg/kg v.v.	53	10	217	82	27	61	9,8	23	9,4	9,6	12	14	13	5,4	1	1,6	1,5	1,2	3,1
Perylen*	µg/kg v.v.	21	3,4	71	31	9,4	20	2,9	7,8	2,2	2,2	3	5,2	5	1,8	<1	<1	0,5	<0,5	0,8
Indeno(1,2,3cd)pyren*	µg/kg v.v.	45	9,1	116	59	33	48	37	26	34	35	39	9,5	7	7,8	8	11	1,8	1,5	3,4
Dibenz(a,c/a,h)ant*	µg/kg v.v.	13	3,1	48	20	9,8	15	21	7,3	20	21	23	3,4	3	1,8	4,5	6,6	0,7	0,5	1,2
Benzo(ghi)perylene*	µg/kg v.v.	63	12	140	88	44	66	24	38	24	24	26	12	13	12	6,3	9,1	2,3	1,8	4
Sum PAH	µg/kg v.v.	3265,9	427	3690	4068,2	1945	3263,5	1221,5	2092	1402,7	1300,8	1278,4	658,5	479	983,7	410,5	740,7	187,8	150,2	208,5
Sum KPAH	µg/kg v.v.	761	199,2	1748	890	522,8	975	369,8	464,3	345,4	358,6	402	201,9	131	155	71,5	129,2	21	16,1	30,7
Sum NPD	µg/kg v.v.	320,4	30,4	210	474,7	171,4	306,2	115,8	253,9	150	119,5	118,5	71,6	52	150	62,5	111,2	63,9	62,9	76,5

7.6 Analyseresultater for PAH, PCB fettprosent, tørrstoff og metaller i oskjell fra Årdalsfjorden

parameter		Å.st. G1 31/10/00	Å.st. G2A 13/07/00	Å. st. G2B 13/07/00	Å. st. G2B 18/09/00	Å. st. G2B 31/10/00	Å. st. G2C 13/07/00	Å. st. G4 13/07/00	Å. st. G4 31/10/00	Å. st. G5A 13/07/00	Å. st. G5B 13/07/00	Å. st. G5C 13/07/00	Å. st. G6 13/07/00
Kadmium (Cd)	µg/kg v.v.	3,88							2,96				
Krom (Cr)	µg/kg v.v.	0,06							0,05				
Kobber (Cu)	µg/kg v.v.	3,68							2,65				
Kvikksølv (Hg)	µg/kg v.v.	0,038							0,034				
Bly (Pb)	µg/kg v.v.	3,93							2,17				
Sink (Zn)	µg/kg v.v.	76,7							89				
TTS/%	%		11,1	11,1	12,2	12,3	15,3	15,8	13,7	17,7	19,1	15,6	13,6
Fett-%	% pr.v.v.												
PCB 28	µg/kg v.v.												
PCB 52	µg/kg v.v.												
PCB 101	µg/kg v.v.												
PCB 118	µg/kg v.v.												
PCB 105	µg/kg v.v.												
PCB 153	µg/kg v.v.												
PCB 138	µg/kg v.v.												
PCB 156	µg/kg v.v.												
PCB 180	µg/kg v.v.												
PCB 209	µg/kg v.v.												
Sum PCB	µg/kg v.v.												
PCB ₇	µg/kg v.v.												
QCB	µg/kg v.v.												
HCHA	µg/kg v.v.												
HCB	µg/kg v.v.												
HCHG	µg/kg v.v.												
OCS	µg/kg v.v.												
DDEPP	µg/kg v.v.												
TDEPP	µg/kg v.v.												
Naphthalene	µg/kg v.v.	<1	2	4	1	3	<0,5	1	<0,5	<0,5	<0,5	1	<0,5
2-Metylnaftalen	µg/kg v.v.	2,4	19	8	6	11	<0,5	1	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
1-Metylnaftalen	µg/kg v.v.	<1	13	8	4	8	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Bifenylyl	µg/kg v.v.	<1	18	11	4	12	<0,5	2	1	1	<0,5	1	<0,5
2,6-Dimetylnaftalen	µg/kg v.v.	1,3	20	10	8	16	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
1,6-Dimetylnaftalen	µg/kg v.v.	2	14	8	5	11	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
1,5-Dimetylnaftalen	µg/kg v.v.	<1	25	13	8	23	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Acenaftalen*	µg/kg v.v.	<1	m	m	m	m	4	12	8	10	6	5	1
Acenaften*	µg/kg v.v.	20	40	18	37	26	4	5	4	6	5	6	1
2,3,6-Trimetylnaf	µg/kg v.v.	<1	<0,5	<0,5	1	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
2,3,5-Trimetylnaf	µg/kg v.v.	<1	<0,5	<0,5	1	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
1,2,4-Trimetylnaf	µg/kg v.v.	<1	1	1	2	1	<0,5	2	1	1	<0,5	1	1
Fluoren*	µg/kg v.v.	25	46	13	44	62	6	2	2	2	3	2	1
1,2,3-Trimetylnaf	µg/kg v.v.	<1	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Dibenzotiofen	µg/kg v.v.	17	62	24	90	62	4	2	2	3	3	4	1
Fenantren*	µg/kg v.v.	91	350	138	564	403	28	10	12	22	16	15	2
Antraceni*	µg/kg v.v.	63	256	113	491	383	19	6	12	14	9	17	1
2-Metylfenantren*	µg/kg v.v.	9,3	46	19	85	44	2	1	1	1	2	2	<0,5

NIVA 4440-2001

parameter		Ä.st. G1 31/10/00	Ä.st. G2A 13/07/00	Ä. st. G2B 13/07/00	Ä. st. G2B 18/09/00	Ä. st. G2B 31/10/00	Ä. st. G2C 13/07/00	Ä. st. G4 13/07/00	Ä. st. G4 31/10/00	Ä. st. G5A 13/07/00	Ä. st. G5B 13/07/00	Ä. st. G5C 13/07/00	Ä. st. G6 13/07/00
1-Metylfenantren*	µg/kg v.v.	2,8	18	6	36	19	1	1	<0,5	<0,5	1	1	<0,5
3,6-Dimetylfenantren*	µg/kg v.v.	1,7	8	3	14	8	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Fluoranten*	µg/kg v.v.	220	1234	525	1457	1061	146	182	96	184	130	224	24
9,10-Dimetylfen	µg/kg v.v.	<1	3	1	5	3	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5
Pyren*	µg/kg v.v.	39	317	124	518	195	15	7	3	9	14	8	1
Benz(a)antracen*	µg/kg v.v.	104	193	115	195	174	41	28	14	27	21	29	6
Chrysen+trifenylen*	µg/kg v.v.	73	228	123	236	183	41	40	22	44	35	50	9
Benzo(b+j,k)flu*	µg/kg v.v.	208	324	196	615	312	160	126	64	98	26	72	24
Benzo(e)pyren*	µg/kg v.v.	62	105	78	144	131	39	24	16	22	4	24	10
Benzo(a)pyren*	µg/kg v.v.	33	90	53	109	84	25	15	10	19	4	17	4
Perylen*	µg/kg v.v.	9	18	10	27	20	5	2	1	3	1	3	<0,5
Indeno(1,2,3cd)pyren*	µg/kg v.v.	37	45	31	56	46	19	14	12	18	1	17	6
Dibenzo(a,c/a,h)ant*	µg/kg v.v.	16	21	13	24	18	10	8	7	10	<0,5	9	3
Benzo(ghi)perylene*	µg/kg v.v.	41	57	35	68	56	21	16	12	18	<0,5	16	6
Sum PAH	µg/kg v.v.	1077,5	3573	1701	4855	3375	590	507	300	512	281	524	101
Sum KPAH	µg/kg v.v.	398	673	408	999	634	255	191	107	172	52	144	43
Sum NPD	µg/kg v.v.	127,5	581	243	830	612	35	18	16	27	22	24	4

7.7 Analyseresultater for dioksiner og non-orto PCB i blåskjell fra Vefsnfjorden

Vedlegg til målerapport nr: O-980
 NILU-Prøvenummer: 01/263
 Kunde: NIVA v/K.Næs
 Kundernes prøvemerkning: St. 2A, 23.08.00
 : O-20127-1 VEFSN
 Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40,2g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: VA161011

Komponent	Konsentrasjon pg/g	Gjenvinning %	TE(nordisk) pg/g	i-TE pg/g	TE (WHO) pg/g
2378-TCDD	0,02	58	0,02	0,02	0,02
SUM TCDD	14,6				
12378-PeCDD	0,05	54	0,03	0,03	0,05
SUM PeCDD	0,87				
123478-HxCDD	0,07 (i)	46	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,04 (i)	47	0,00	0,00	0,00
123789-HxCDD	< 0,02		0,00	0,00	0,00
SUM HxCDD	0,64				
1234678-HpCDD	0,27 (i)	46	0,00	0,00	0,00
SUM HpCDD	0,27				
OCDD	1,75	47	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD	18,1		0,06	0,06	0,09
2378-TCDF	0,38 (i)	(g)	0,04	0,04	0,04
SUM TCDF	15,0				
12378/12348-PeCDF	0,12		0,00	0,01	0,01
23478-PeCDF	0,11	51	0,06	0,06	0,06
SUM PeCDF	0,77				
123478/123479-HxCDF	0,12	46	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDF	< 0,02	44	0,00	0,00	0,00
123789-HxCDF	< 0,02		0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,03 (i)	46	0,00	0,00	0,00
SUM HxCDF	0,36				
1234678-HpCDF	0,10	40	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	< 0,08		0,00	0,00	0,00
SUM HpCDF	0,11				
OCDF	0,18	40	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF	16,4		0,12	0,12	0,12
SUM PCDD/PCDF	34,6		0,18	0,18	0,21

TE(nordisk): 2378-TCDD-toksitetsequivallent etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsequivallent etter internasjonal modell (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsequivallent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

(b): Lavere enn 10* blindverdi

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

Vedlegg 7.7 forts.

nonorto-PCB

Vedlegg til målerapport nr: O-980
 NILU-Prøvenummer: 01/263
 Kunde: NIVA v/K.Næs
 Kundenes prøvemerking: St. 2A, 23.08.00
 : O-20127-1 VEFSN
 Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40,2g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: VA161011

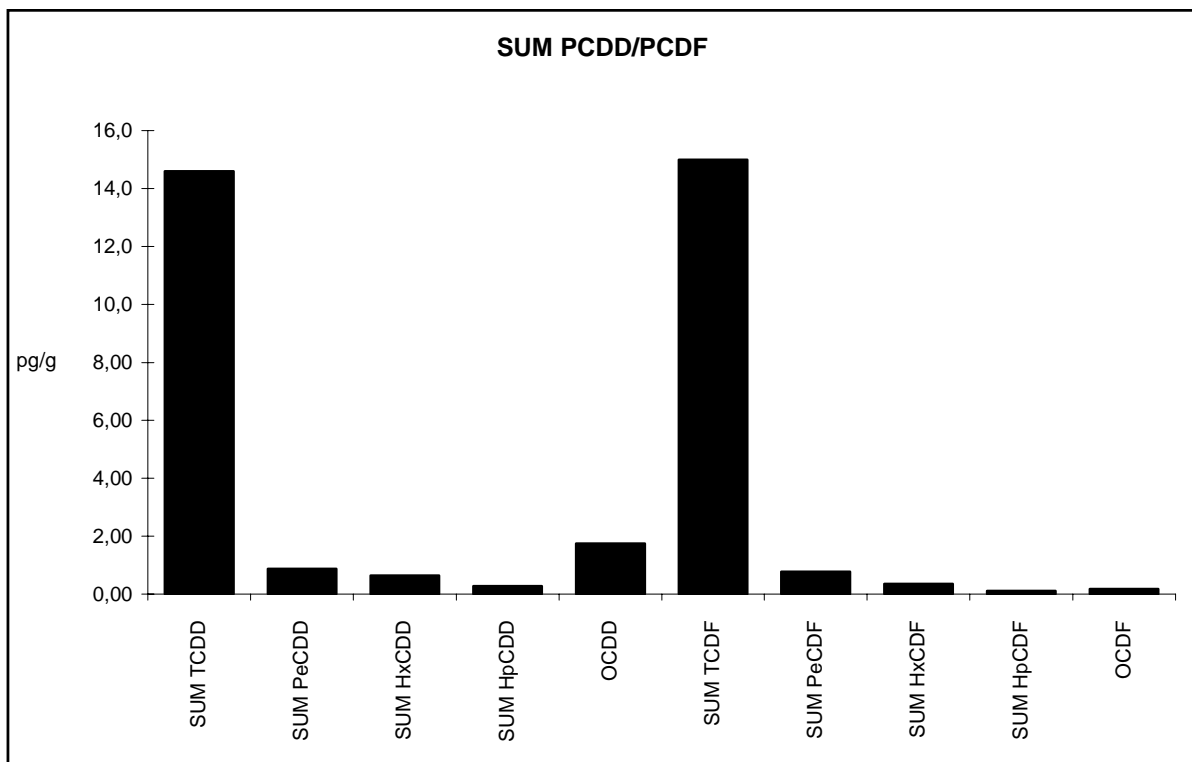
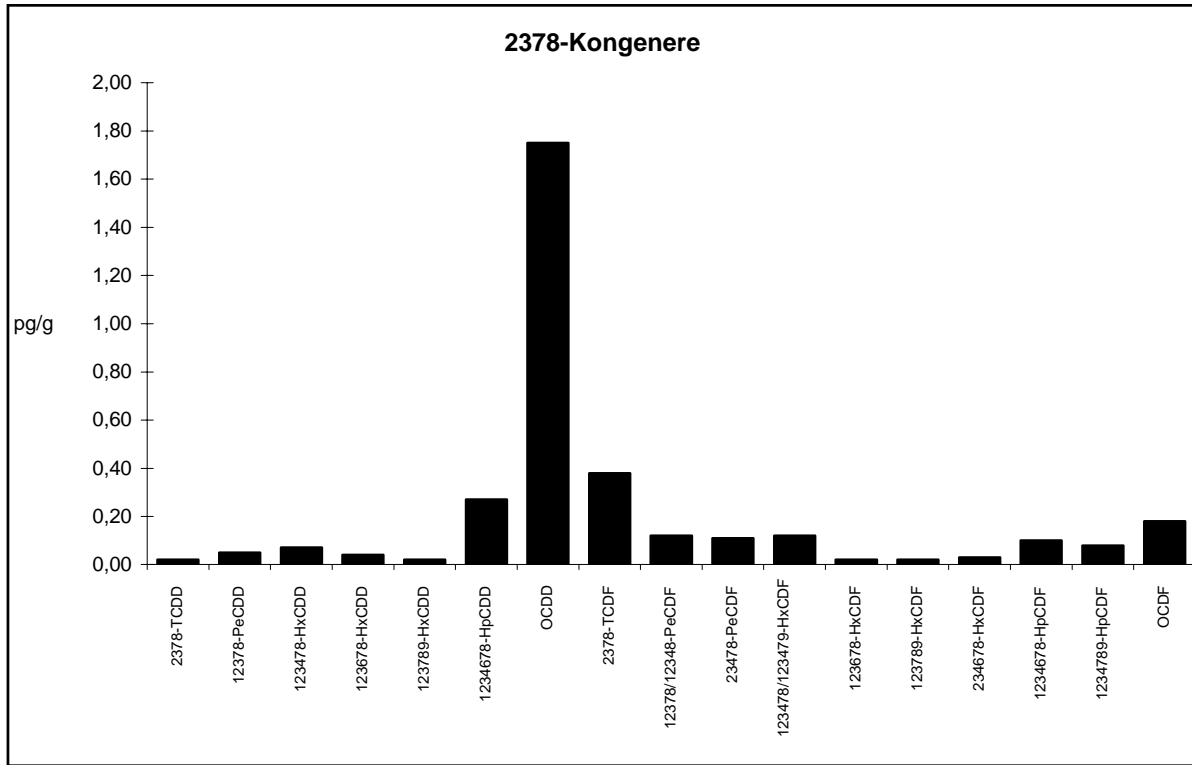
Komponent	Konsentrasjon		Gjenvinning	TE (gammel)	TE (WHO)
	pg/g			pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	3,68	39		0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	< 0,10				0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	0,95	(i) 82		0,10	0,10
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,39	106		0,00	0,00
SUM TE-PCB				0,10	0,10

TE (gammel): 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter gammel WHO modell (Ahlborg et al., 1994)
 TE (WHO): 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.
 (b): Lavere enn 10* blindverdi
 (g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

Vedlegg 7.7 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-980

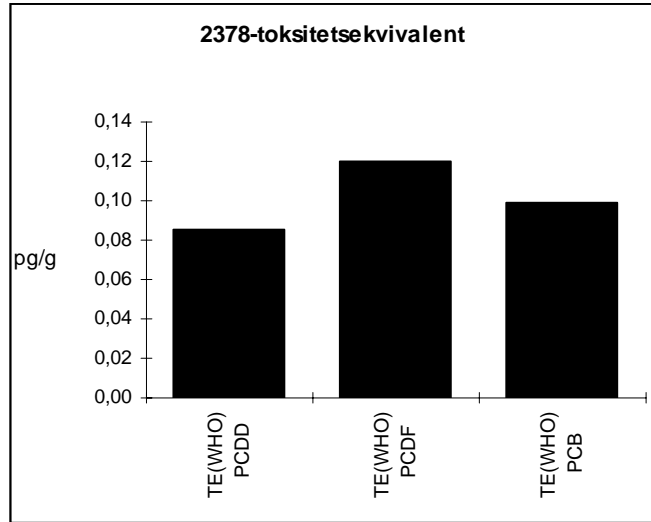
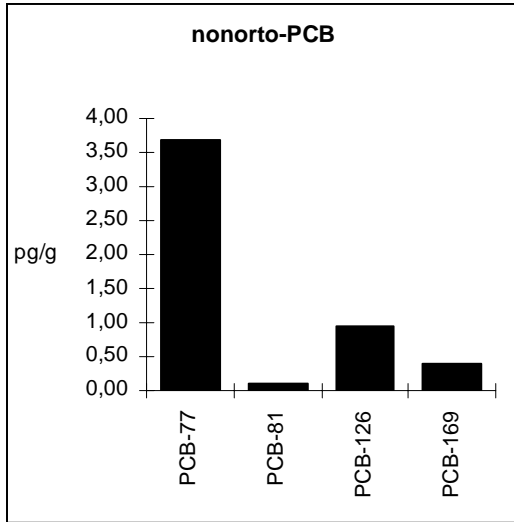
NILU-Prøvenummer: 01/263



Vedlegg 7.7 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-980

NILU-Prøvenummer: 01/263



Vedlegg til målerapport nr: O-980
 NILU-Prøvenummer: 01/262
 Kunde: NIVA v/K.Næs
 Kundenes prøvemerking: St.3, 23.08.00
 : O-20127-1 VEFSN
 Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40,0g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: VA116011

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE(nordisk)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,03 (i)	58	0,03	0,03	0,03
SUM TCDD	15,4				
12378-PeCDD	0,05	54	0,03	0,03	0,05
SUM PeCDD	1,56				
123478-HxCDD	0,04 (i)	46	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,06	47	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDD	0,03		0,00	0,00	0,00
SUM HxCDD	0,67				
1234678-HpCDD	0,37	46	0,00	0,00	0,00
SUM HpCDD	0,53				
OCDD	2,19	47	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD	20,4		0,07	0,07	0,10
2378-TCDF	0,90	(g)	0,09	0,09	0,09
SUM TCDF	14,1				
12378/12348-PeCDF	0,09		0,00	0,00	0,00
23478-PeCDF	0,08 (i)	51	0,04	0,04	0,04
SUM PeCDF	1,62				
123478/123479-HxCDF	0,06	46	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDF	0,05	44	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDF	0,01 (i)		0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	< 0,02	46	0,00	0,00	0,00
SUM HxCDF	0,38				
1234678-HpCDF	0,11 (i)	40	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,05 (i)		0,00	0,00	0,00
SUM HpCDF	0,16				
OCDF	0,17	40	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF	16,4		0,15	0,15	0,15
SUM PCDD/PCDF	36,8		0,22	0,22	0,25

TE(nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1988)
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell (Nato/CCMS, 1989)
 TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.
 (b): Lavere enn 10* blindverdi
 (g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

Vedlegg 7.7 forts.

nonorto-PCB

Vedlegg til målerapport nr: O-980
 NILU-Prøvenummer: 01/262
 Kunde: NIVA v/K.Næs
 Kundernes prøvemerking: St.3, 23.08.00
 : O-20127-1 VEFSN
 Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40,0g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: VA116011

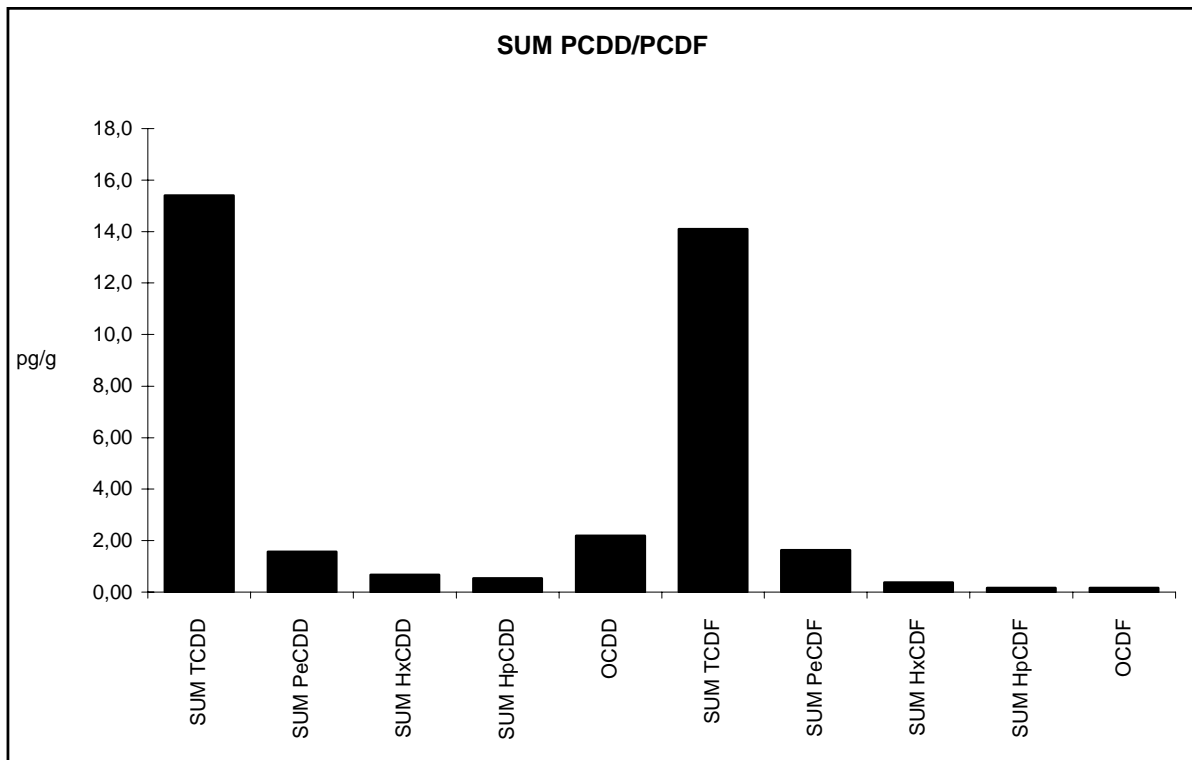
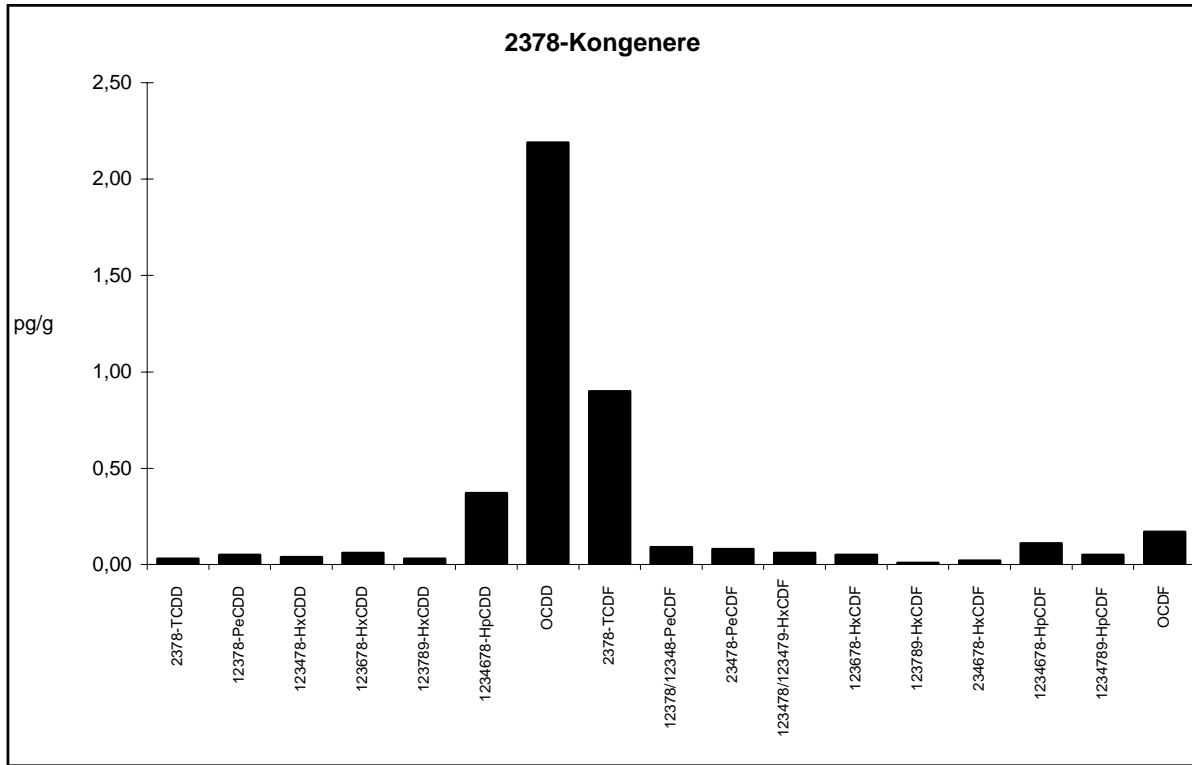
Komponent	Konsentrasjon pg/g	Gjenvinning %	TE (gammel)	TE (WHO)
			pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	4,22	(g)	0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	< 0,10			0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,32	52	0,13	0,13
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	< 0,10	(g)	0,00	0,00
SUM TE-PCB			0,14	0,13

TE (gammel): 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter gammel WHO modell (Ahlborg et al., 1994)
 TE (WHO): 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.
 (b): Lavere enn 10* blindverdi
 (g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

Vedlegg 7.7 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-980

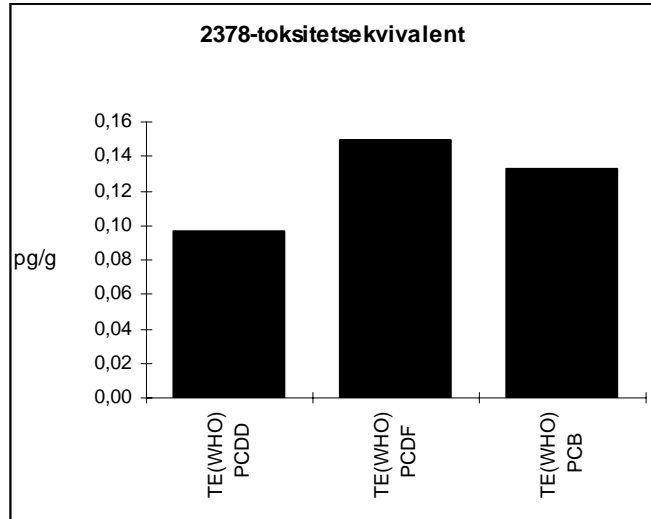
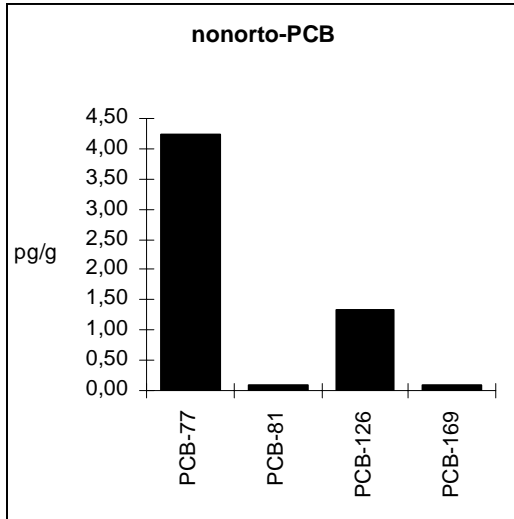
NILU-Prøvenummer: 01/262



Vedlegg 7.7 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-980

NILU-Prøvenummer: 01/262



Vedlegg 7.7 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-980
 NILU-Prøvenummer: 01/261
 Kunde: NIVA v/K.Næs
 Kundenes prøvemerkning: St.5, 23.08.00
 : O-20127-1 VEFSN
 Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40,0g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: VA113011

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE(nordisk)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,02 (i)	83	0,02	0,02	0,02
SUM TCDD	6,21				
12378-PeCDD	0,05 (i)	81	0,03	0,03	0,05
SUM PeCDD	1,02				
123478-HxCDD	0,05 (i)	83	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDD	0,04	82	0,00	0,00	0,00
123789-HxCDD	0,06 (i)		0,01	0,01	0,01
SUM HxCDD	0,81				
1234678-HpCDD	0,34	82	0,00	0,00	0,00
SUM HpCDD	0,92				
OCDD	2,54	79	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD	11,5		0,07	0,07	0,09
2378-TCDF	0,20	65	0,02	0,02	0,02
SUM TCDF	7,89				
12378/12348-PeCDF	0,08 (i)		0,00	0,00	0,00
23478-PeCDF	0,08 (i)	78	0,04	0,04	0,04
SUM PeCDF	1,12				
123478/123479-HxCDF	0,06	80	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDF	0,05 (i)	77	0,01	0,01	0,01
123789-HxCDF	0,04		0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,06 (i)	86	0,01	0,01	0,01
SUM HxCDF	0,40				
1234678-HpCDF	0,07	81	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,03		0,00	0,00	0,00
SUM HpCDF	0,10				
OCDF	0,13	118	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF	9,64		0,08	0,09	0,09
SUM PCDD/PCDF	21,1		0,15	0,15	0,17

TE(nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)

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

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

(b): Lavere enn 10* blindverdi

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

Vedlegg 7.7 forts.

nonorto-PCB

Vedlegg til målerapport nr: O-980
 NILU-Prøvenummer: 01/261
 Kunde: NIVA v/K.Næs
 Kundernes prøvemerking: St.5, 23.08.00
 : O-20127-1 VEFSN
 Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40,0g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: VA113011

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (gammel)	TE (WHO)
	pg/g		%	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	3,39	71	0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,10			0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	0,68	(i)	77	0,07
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,34	75	0,00	0,00
SUM TE-PCB			0,07	0,07

TE (gammel): 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter gammel WHO modell (Ahlborg et al., 1994)

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)

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

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

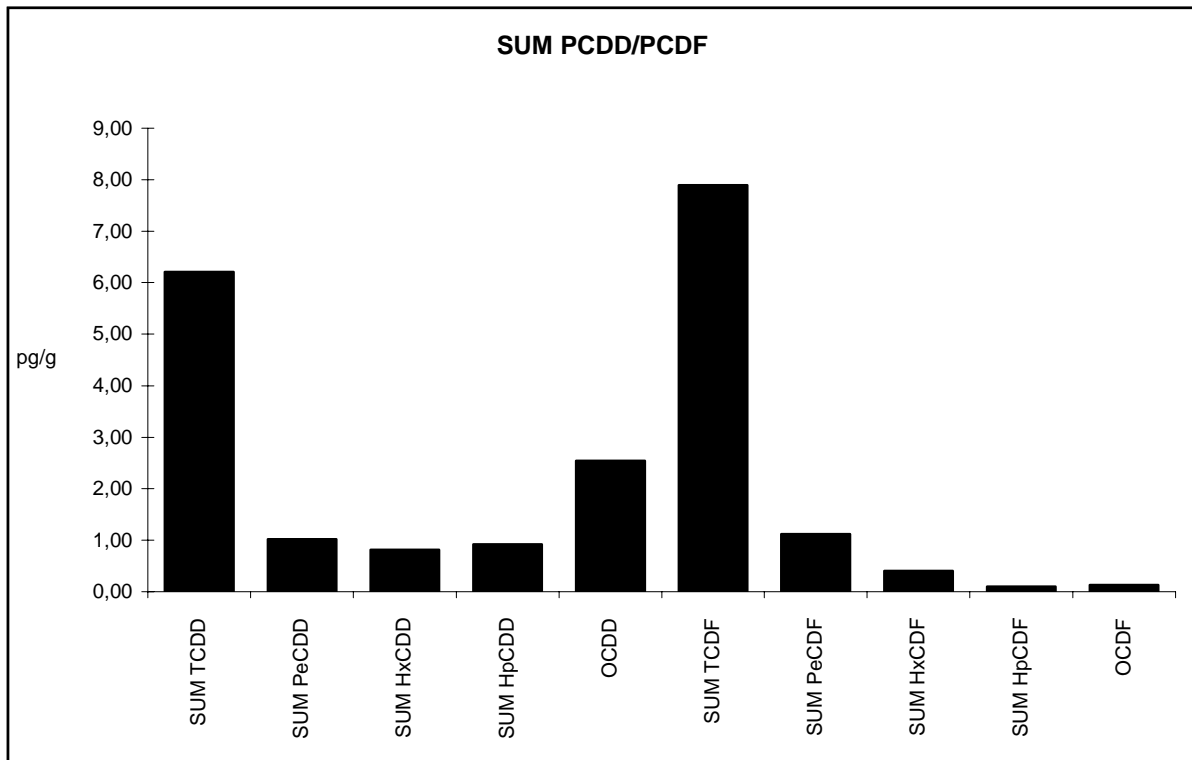
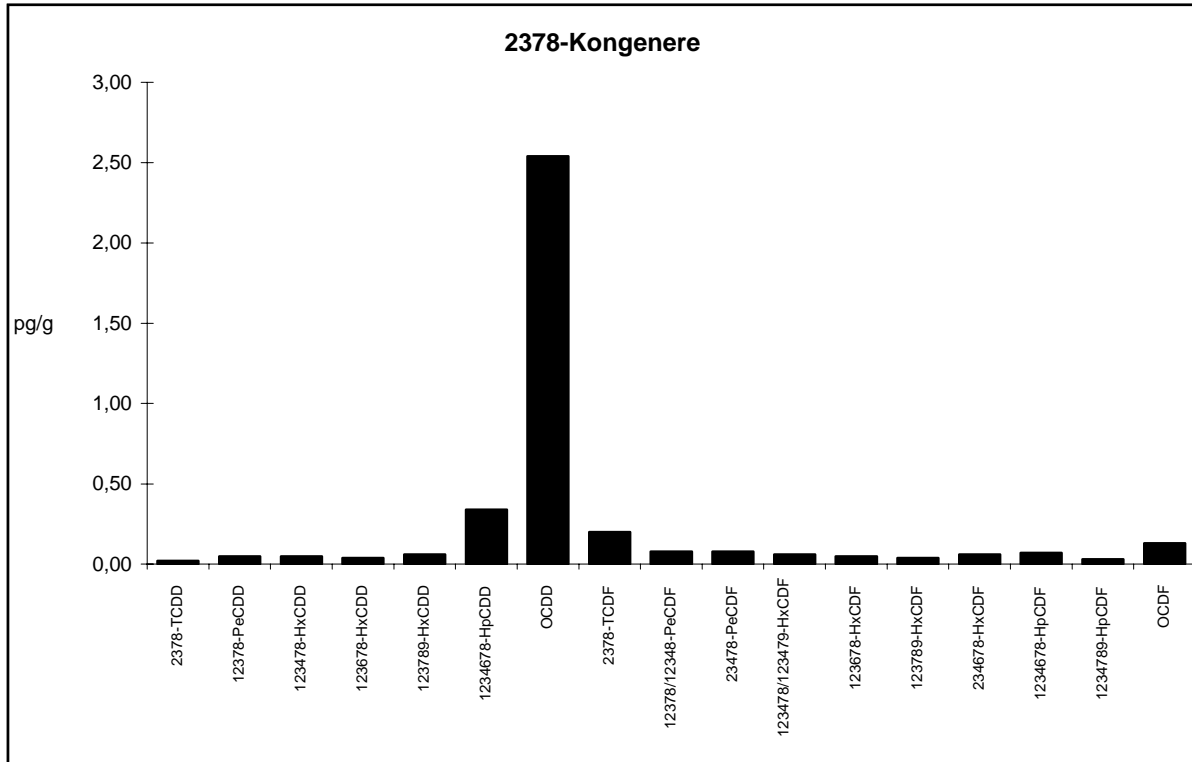
Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

(b): Lavere enn 10* blindverdi

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

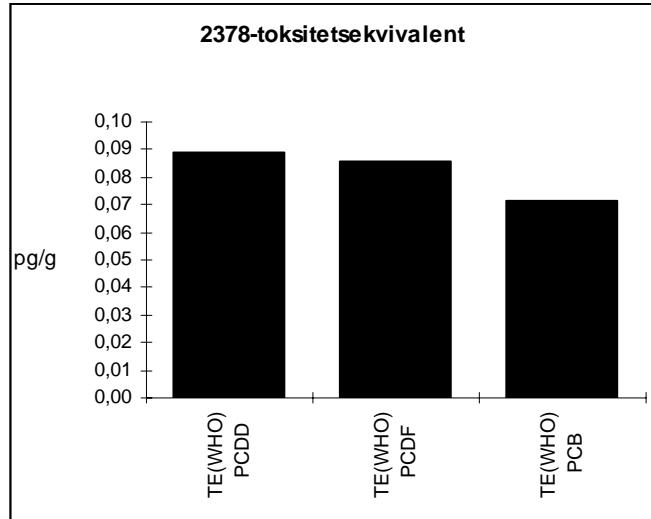
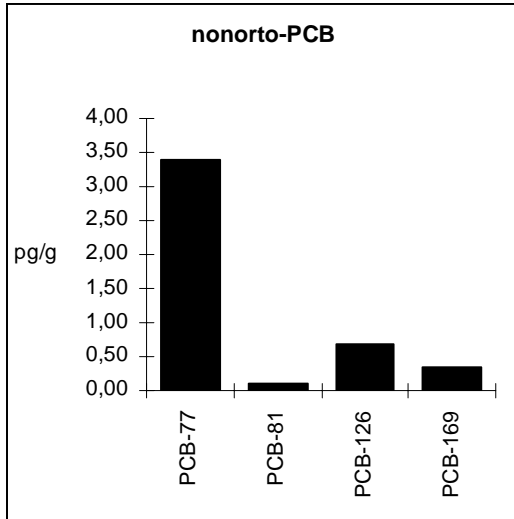
Vedlegg 7.7 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-980
 NILU-Prøvenummer: 01/261



Vedlegg 7.7 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-980
 NILU-Prøvenummer: 01/261



Vedlegg 7.7 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-980
 NILU-Prøvenummer: 01/260
 Kunde: NIVA v/K.Næs
 Kundenes prøvemerkning: St. 7, 21.08.00
 : O-20127-1 VEFSN
 Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40,0g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: VA117011

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE(nordisk)	i-TE	TE (WHO)
	pg/g	%	pg/g	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,01	81	0,01	0,01	0,01
SUM TCDD	4,89				
12378-PeCDD	0,04 (i)	74	0,02	0,02	0,04
SUM PeCDD	0,93				
123478-HxCDD	0,04 (i)	66	0,00	0,00	0,00
123678-HxCDD	0,03 (i)	67	0,00	0,00	0,00
123789-HxCDD	0,03		0,00	0,00	0,00
SUM HxCDD	0,69				
1234678-HpCDD	0,25	70	0,00	0,00	0,00
SUM HpCDD	0,70				
OCDD	1,72	73	0,00	0,00	0,00
SUM PCDD	8,93		0,04	0,04	0,06
2378-TCDF	0,34	55	0,03	0,03	0,03
SUM TCDF	9,42				
12378/12348-PeCDF	0,06		0,00	0,00	0,00
23478-PeCDF	0,05 (i)	70	0,03	0,03	0,03
SUM PeCDF	0,88				
123478/123479-HxCDF	0,05	69	0,01	0,01	0,01
123678-HxCDF	0,03	65	0,00	0,00	0,00
123789-HxCDF	0,01 (i)		0,00	0,00	0,00
234678-HxCDF	0,04	71	0,00	0,00	0,00
SUM HxCDF	0,28				
1234678-HpCDF	0,06	67	0,00	0,00	0,00
1234789-HpCDF	0,05 (i)		0,00	0,00	0,00
SUM HpCDF	0,11				
OCDF	0,15	110	0,00	0,00	0,00
SUM PCDF	10,8		0,07	0,08	0,08
SUM PCDD/PCDF	19,8		0,12	0,12	0,14

TE(nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell (Ahlborg et al., 1988)

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell (Nato/CCMS, 1989)

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

(b): Lavere enn 10* blindverdi

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

Vedlegg 7.7 forts.

nonorto-PCB

Vedlegg til målerapport nr: O-980
 NILU-Prøvenummer: 01/260
 Kunde: NIVA v/K.Næs
 Kundernes prøvemerking: St. 7, 21.08.00
 : O-20127-1 VEFSN
 Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40,0g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: VA117011

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE (gammel)	TE (WHO)
	pg/g		%	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	3,51	83	0,00	0,00
344'5'-TeCB (PCB-81)	0,10			0,00
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,08	78	0,11	0,11
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,46	(i)	0,00	0,00
SUM TE-PCB			0,11	0,11

TE (gammel): 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter gammel WHO modell (Ahlborg et al., 1994)

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter WHO modell (M. Van den Berg et al., 1998)

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

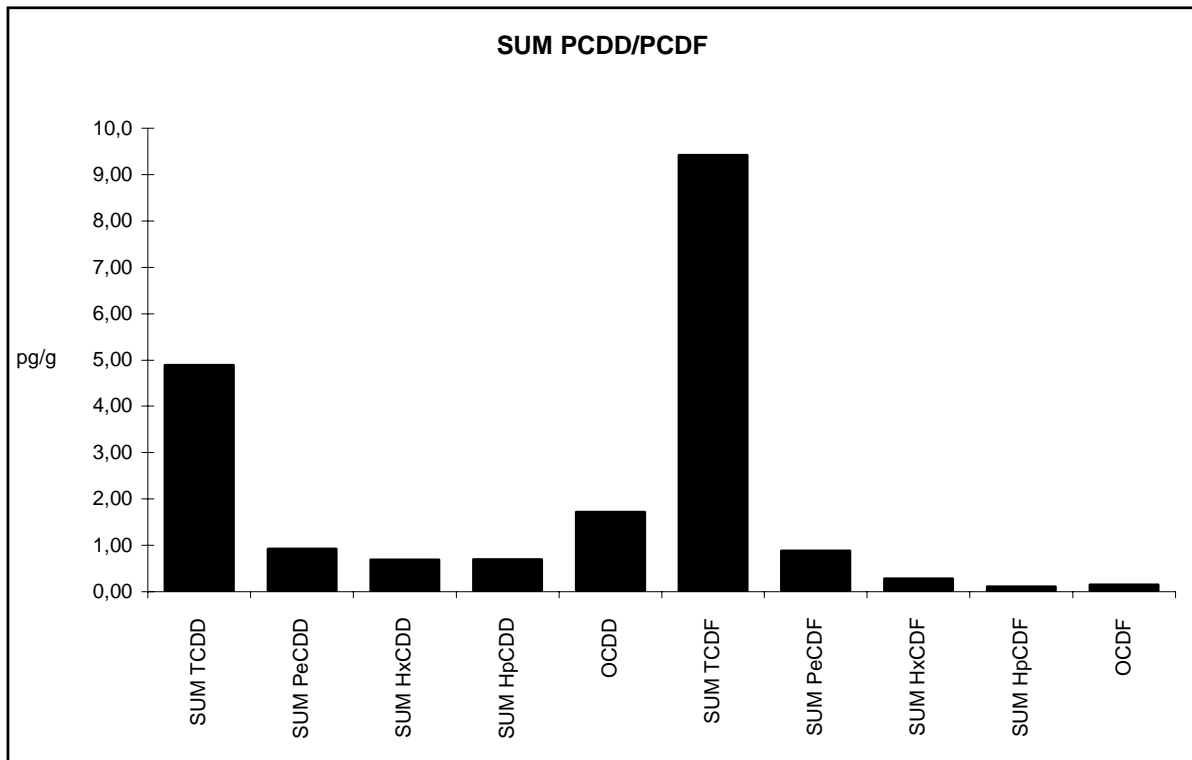
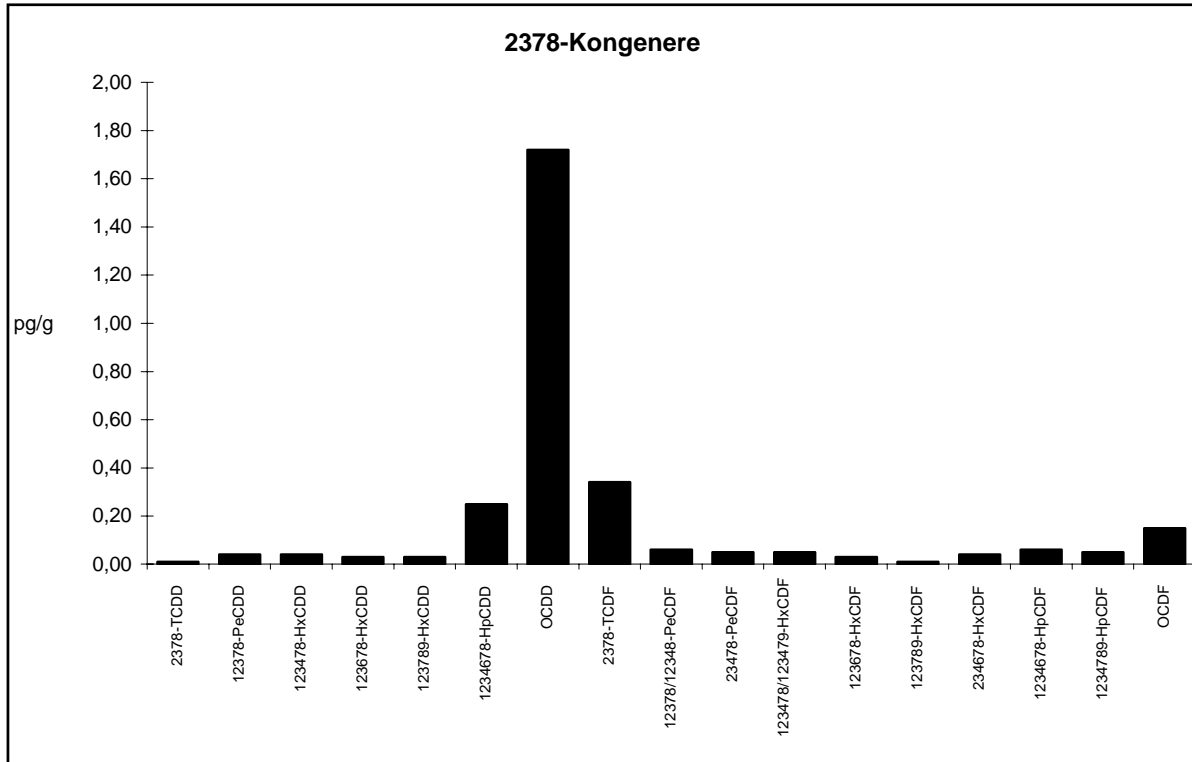
(b): Lavere enn 10* blindverdi

(g): Gjenvinning oppfyller ikke NILUs kvalitetskrav (>40% og <120%)

Vedlegg 7.7 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-980

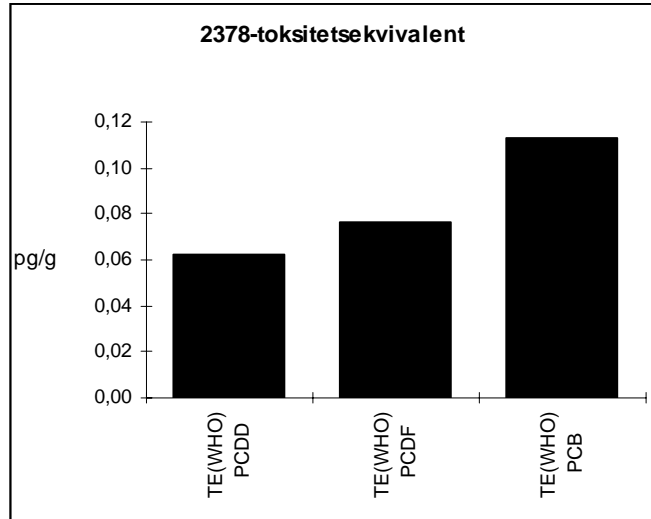
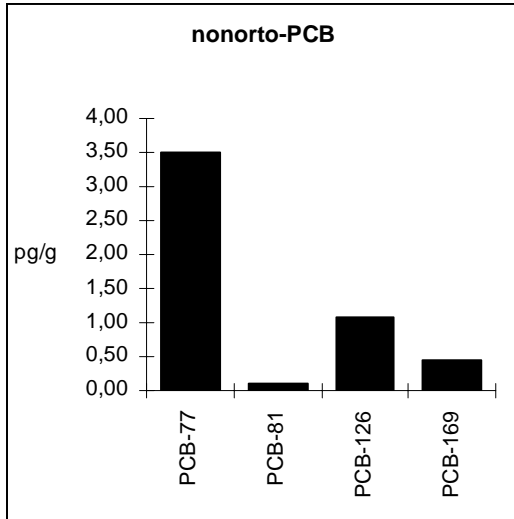
NILU-Prøvenummer: 01/260



Vedlegg 7.7 forts.

Vedlegg til målerapport nr: O-980

NILU-Prøvenummer: 01/260



7.8 Analyseresultater for PAH i reker i Vefsnfjorden og snegl (*Littorina littorea*) i Sunndalsfjorden

		Leirfjord- reker	Vikedalsbukt- reker	St. Mannvik snegl	St. Fonnastein snegl
TTS/%	%	22,6	22,7	23,1	25
Naphthalene	µg/kg v.v.	<0,5	<0,5	<1	4,7
2-Metylnaftalen	µg/kg v.v.	1	<0,5	1,9	4,7
1-Metylnaftalen	µg/kg v.v.	0,6	<0,5	<1	<1
Bifenylyl	µg/kg v.v.	<0,5	<0,5	<1	3,7
2,6-Dimetylnaftalen	µg/kg v.v.	<0,5	<0,5	1,4	4
1,6-Dimetylnaftalen	µg/kg v.v.	<0,5	<0,5	<1	2
1,5-Dimetylnaftalen	µg/kg v.v.	<0,5	<0,5	<1	1,5
Acenaftylene*	µg/kg v.v.	<0,5	<0,5	1,6	3,7
Acenaften*	µg/kg v.v.	1,7	<0,5	3,5	12
2,3,6-Trimetylnaf	µg/kg v.v.	<0,5	<0,5	<1	<1
2,3,5-Trimetylnaf	µg/kg v.v.	<0,5	<0,5	<1	<1
1,2,4-Trimetylnaf	µg/kg v.v.	<0,5	<0,5	<1	<1
Fluorene*	µg/kg v.v.	2,5	<0,5	3,3	9,2
1,2,3-Trimetylnaf	µg/kg v.v.	<0,5	<0,5	<1	<1
Dibenzotiofen	µg/kg v.v.	<0,5	0,6	2,9	6,2
Fenantren*	µg/kg v.v.	0,6	0,6	27	74
Antracene*	µg/kg v.v.	<0,5	<0,5	1,4	8,8
2-Metylfenantren*	µg/kg v.v.	<0,5	<0,5	3,9	17
1-Metylfenantren*	µg/kg v.v.	<0,5	<0,5	1,5	6,4
3,6-Dimetylfenantren*	µg/kg v.v.	<0,5	<0,5	<1	1,8
Fluoranten*	µg/kg v.v.	1,8	1	28	144
9,10-Dimetylfen	µg/kg v.v.	<0,5	<0,5	<1	1,1
Pyrene*	µg/kg v.v.	1	2,3	17	107
Benz(a)antracene*	µg/kg v.v.	2,4	1,1	7	44
Chrysen+trifenylene*	µg/kg v.v.	9	3,2	14	63
Benzo(b+j,k)flu*	µg/kg v.v.	10	3,3	8,9	51
Benzo(e)pyrene*	µg/kg v.v.	3,5	5,2	2,9	18
Benzo(a)pyrene*	µg/kg v.v.	1,5	1,3	1,3	9,1
Perylene*	µg/kg v.v.	1,4	0,5	1,3	1,7
Indeno(1,2,3cd)pyrene*	µg/kg v.v.	1,2	1,8	3,9	26
Dibenz(a,c/a,h)ant*	µg/kg v.v.	0,5	0,6	3,1	19
Benzo(ghi)perylene*	µg/kg v.v.	1,3	m	1,9	13
Sum PAH	µg/kg v.v.	40	21,5	137,7	656,6
Sum KPAH	µg/kg v.v.	15,6	8,1	24,2	149,1
Sum NPD	µg/kg v.v.	2,2	1,2	38,6	123,4

7.9 Fullstendige resultater for prøver av bunnfauna i Vefsnfjorden 2000

		Stasjon-replikat	1-I	1-II	1-III	1-IV	2-I	2-II	2-III	2-IV	3-I	3-II	3-III	3-IV	5-I	5-II	5-III	5-IV	8-I	8-II	8-III	8-IV
ANTHOZOA	Edwardsia cf. danica Carlgren		29	64	38	2	6	9	6	7					2	1						
	Edwardsia sp							4		2												
	Paraedwardsia arenaria Carlgren								1													
NEMERTINEA	Nemertinea indet		2	3	2	17	4	4	7	3			34	12	7	9	6	6	13	11	11	9
POLYCHAETA	Paramphinome jeffreysii (McIntosh, 1868)		2		7	2	5	40	24	34	38	8	19	4	16	9	15	4	2	4	6	4
	Harmothoe sarsi (Kinberg, 1865)												1									
	Harmothoe sp									1						1	1					
	Leanira tetragona (Oersted, 1844)												1									
	Neoleanira tetragona (Oersted, 1844)							1	3	1	33	1								1		
	Pholoe baltica Oersted, 1843		1																			
	Eteone cf. longa (Fabricius, 1780)		1	5	4						1							1				
	Phyllodoce groenlandica (Oersted, 1842)									1											1	
	Nereimyra punctata (O.F.Mueller, 1788)										32											
	Synelmis klatti (Friedrich, 1950)															1	1	1			1	1
	Exogone verugera (Claparede, 1868)																			2		
	Syllidae indet															2	1				1	
	Syllides benedicti Banse, 1971						3		5					8	4							
	Typosyllis sp			1			5	13	2	17	48	8	8	2	1		1					
	Ceratocephale loveni Malmgren, 1867				2		1	2	3	1		2	4	8	10	3	7	9	1	5		2
	Nephtys caeca (Fabricius, 1780)					1																
	Nephtys ciliata (O.F.Mueller, 1776)		4	3																		
	Nephtys paradoxa Malm, 1874												1			1	2					
	Glycera lapidum (Eliason, 1920)																1					
	Goniada maculata Oersted, 1843		1	1																		
	Lumbrineris mixochaeta		28	72	62	194	10	14	20	5	65	4	21	28	10	13	9	9	19	6	5	8
	Scoletoma fragilis (O.F.Mueller, 1776)		1	1	2	1																
	Drilonereis sp												1	5				9	2			
	Parougia macilenta (Oug, 1978)					1													1			
	Parougia nigridentata (Oug, 1978)		4	4	5	16			1					1								
	Leitoscoloplos mammosus Mackie, 1987			60	84	198				1		1										
	Orbinia armandi (McIntosh, 1910)																	1				
	Phylo norvegica (M.Sars, 1872)						1								2	1	1		1		2	2
	Scoloplos armiger (O.F.Mueller, 1776)		4	15	5	48																
	Aricidea quadrilobata Webster&Benedict, 1887														1			1				3
	Levinsenia gracilis (Tauber, 1879)		5	6	4		3		6	2												1
	Paradoneis eliasoni Mackie, 1991						1						16		7	4	8	8	6	6	6	
	Trochochaeta multisetosa (Oersted, 1843)		1																			
	Laonice cirrata (M.Sars, 1851)				2	17																

Vedlegg 7.9 forts.

Stasjon-replikat	1-I	1-II	1-III	1-IV	2-I	2-II	2-III	2-IV	3-I	3-II	3-III	3-IV	5-I	5-II	5-III	5-IV	8-I	8-II	8-III	8-IV
Laonice sarsi Söderström, 1920		1																		
Polydora caulleryi Mesnil, 1897			3																	
Prionospio cirrifera Wiren, 1883	122	284	185	658	148	53	232	194		18	34	49	3			42	2			3
Scolecopsis sp			4	3	1															
Spiophanes kroeyeri Grube, 1860	38	9	7	22	308	358	56	331	150	42	105	9	124	84	145	8			2	1
Spiochaetopterus typicus M.Sars, 1856										1			7	2	3	2	2		2	2
Aphelochaeta sp					2	4	3	2	1	1	2	24				9	2	2	5	2
Chaetozone setosa Malmgren, 1867	19	75	40	42	18	9	42	10			3	53	8	53	6	19	11		2	5
Chaetozone sp	1															1				
Cossura longocirrata Webster & Benedict, 1887	3	1	1		6	1	15	1					4	1	1	3	1	6	1	4
Diplocirrus glaucus (Malmgren, 1867)						1		1												
Scalibregma inflatum Rathke, 1843					2															
Ophelina acuminata Oersted, 1843	3	4	16	43																
Ophelina minima Hartmann-Schroeder, 1974			1	2			1			1		1			2				1	1
Ophelina modesta Stoep-Bowitz, 1958		2	2	16			2		1		50	1	3							1
Capitella capitata (Fabricius, 1780)	1																			
Heteromastus filiformis (Claparede, 1864)	51	56	58	293	44	18	37	12	99	17	131	28	408	343	410	448	148	252	237	178
Notomastus latericeus Sars, 1851																1				
Chirimia biceps (M.Sars, 1861)									1				1			1				
Euclymeninae indet		1			4	3	1	4	34		4	10	38	26	29	1	30		16	8
Maldane sarsi Malmgren, 1865					2	16	4	4			16		1				1		1	
Praxillella gracilis (M.Sars, 1861)	2	3	3	3	4	2	1	7	3	21	24	5	5	10	4	3	2		6	2
Praxillella praetermissa (Malmgren, 1865)				1																
Rhodine gracilior Tauber, 1879														1						
Myriochele danielsseni Hansen, 1879															1					
Myriochele heeri Malmgren, 1867																2				
Myriochele oculata Zaks, 1922	7	3	2	50	12	33	40	7	32	2	34	17	17	4	12	40		1	2	
Owenia fusiformis Delle Chiaje, 1841	4																			
Pectinaria hyperborea (Malmgren, 1865)	19	20	28	21								1								
Ampharete finmarchica (M.Sars, 1864)			1																	
Ampharete lindstroemi Malmgren, 1867											1	1	4	4		1		1		1
Ampharete sp																1				
Amphicteis gunneri (M.Sars, 1835)							1		32											
Melinna cristata (M.Sars, 1851)												1								
Mugga wahrbergi Eliason, 1955				16								1								1
Amaeana trilobata (M.Sars, 1863)							1													
Laphania boeckii Malmgren, 1866	3		3	1	1		2					1								
Neoamphitrite grayi (Malmgren, 1865)		1																		
Polycirrus medusa Grube, 1850									1											
Terebellides stroemi M.Sars, 1835					18	14	26	9	1		6	9	5	2	3	2	1			

Vedlegg 7.9 forts.

	Stasjon-replikat	1-I	1-II	1-III	1-IV	2-I	2-II	2-III	2-IV	3-I	3-II	3-III	3-IV	5-I	5-II	5-III	5-IV	8-I	8-II	8-III	8-IV
	Trichobranchus roseus (Malm, 1874)		1	1																	
	Chone sp													2	6	5	1				
PROSOBRANCHIA	Euchone papillosa (M.Sars, 1851)	2																			
	Lunatia montagui (Forbes)						1								1		2			1	
CAUDOFOVEATA	Scutopus ventrolineatus Salvini-Plawen, 1968					1								2				1			
BIVALVIA	Nucula tumidula (Malm)																			1	
	Nucula turgida Leckenby & Marshall																			1	
	Nuculana minuta (Mueller, 1776)					1		5					2								
	Yoldia amygdalea Valenciennes, 1846			1																	
	Yoldiella fraterna Verrill & Bush					4	2	10		96	32	64	19			1		4		2	2
	Yoldiella lenticula (Mueller, 1842)					1		2					2								
	Yoldiella lucida (Loven, 1846)					1	3	6	2			1	4				1				
	Chlamys abyssorum (Loven)										1										
	Thyasira sp		5	4	4	93	88	312	72	47	12	239	286	14	40	40	4	24	11	11	26
	Abra nitida (Mueller, 1789)			2	2	1	2	4		1		4	5	1		1		1			
	Kelliella miliaris (Philippi, 1844)					2							7								
	Cuspidaria obesa (Loven, 1846)								1	1			1	1							
OSTRACODA	Philomedes globosus Lilljeborg	1					5	3							1	1					2
	Concheocia borealis G.O.Sars													3	3				4	1	2
CUMACEA	Eudorella emarginata Kroeyer	1					2	4	2	1	2	1	1	1			1		1	7	2
	Leucon nasica (Kroeyer)							1													
TANAIDACEA	Tanaidacea indet							1									1				
ISOPODA	Eurycope cornuta G.O.Sars					1															
AMPHIPODA	Anonyx nugax (Phipps)				1																
	Hippomedon propinquus G.O.Sars	3	31	1																	
	Hoplonyx caeculus G.O.Sars																1				
	Orchomenella minuta Kroeyer		2		2																
	Eriopisa elongata Bruzelius													26	35	22	16	32	13	19	11
	Bathymedon saussurei (Boeck)							2					1		1	1					
	Paroediceros propinquus Sars	1	5	4	16																
	Westwoodilla caecula (Sp.Bate)		1	1																	
	Harpinia sp								2	1		32		1	6	4	2	8		8	1
	Leptophoxus falcatus (G.O.Sars)						1														
	Paraphoxus oculatus Sars, 1891					4	14	1	2	1			1		6	3	1				
DECAPODA	Pontophilus norvegicus (M.Sars, 1861)															1					
SIPUNCULIDA	Golfingia cf. minuta (Keferstein)															1					
	Phascolion strombi (Montagu, 1804)		1		1													1			
PRIAPULIDA	Priapulus caudatus Lamarck, 1816					1															
ASTEROIDEA	Ctenodiscus crispatus (Bruz.)					1									1	2		2	1		2
OPHIUROIDEA	Ophiuroidea indet							7		1	2										
	Ophiocten sericeum (Forbes)					3						2	5		1	1		1	1		3
ECHINOIDEA	Brisaster fragilis (Dueben & Koren)					3	2		5	1			3								
HOLOTHUROIDEA	Labidoplax buski (McIntosh)			1	16																
POGONOPHORA	Pogonophora indet													1							

7.10 Fullstendige resultater for prøver av bunnfauna i Årdalsfjorden 2000

Stasjon - parallellprøve		A7-I	A7-II	A7-III	A7-IV	B5-I	B5-II	B5-III	B5-IV	Å4-I	Å4-II	Å4-III	Å4-IV
NEMERTINEA	Nemertinea indet			3	3		1	1	1	1	2	2	
POLYCHAETA	Paramphinome jeffreysii (McIntosh, 1868)	357	473	385	624	344	425	118	172	58	89	84	56
	Harmothoe sp	1	3	1	3	1	3			2	1		1
	Neoleanira tetragona (Oersted, 1844)										1		
	Pholoe assimilis	14	5	9	9	4	5		1	2		1	1
	Pholoe baltica Oersted, 1843				1								
	Pholoe pallida Chambers, 1985				1								
	Sthenelais sp		1				1						
	Hesionidae indet										1		
	Nereimyra punctata (O.F.Mueller, 1788)											1	
	Ophiodromus flexuosus (Delle Chiaje, 1822)		1	1	4	2	4	2		2			
	Pilargis sp			1									
	Exogone verugera (Claparede, 1868)							1	1			2	
	Syllidae indet			1								1	1
	Typosyllis cf. variegata (Grube, 1860)		1										
	Ceratocephale loveni Malmgren, 1867											1	
	Nereis longissima Johnston, 1840			2	2	1		1	1			2	
	Nephtys hystricis McIntosh, 1900		1		1	1	1			2			
	Nephtys paradoxa Malm, 1874										1		
	Nephtys pulchra Rainer, 1991										1		
	Nephtys sp	1						1	1	3		2	1
	Sphaerodorum flavum Oersted, 1843		1										
	Glycera alba (O.F.Mueller, 1776)		1					1					
	Glycera lapidum (Eliason, 1920)	3	3	4	8		4	7	1	11	6	10	15
	Goniada maculata Oersted, 1843									1	1	1	
	Goniada norvegica Oersted, 1844				1								
	Paradiopatra quadricuspis (M. Sars, 1872)											1	
	Abyssoninoe hibernica (McIntosh, 1903)	5	2	4									
	Augenaria tentaculata Monro, 1930				2					1	1		
	Lumbrineris gracilis (Ehlers, 1868)	7	1	4	1	1	1		1	1	5	3	3
	Phylo norvegica (M.Sars, 1872)											1	1
	Aricidea sp										1		1
	Levinsenia gracilis (Tauber, 1879)									1	1		1

Vedlegg 7.10 forts.

Stasjon - parallellprøve	A7-I	A7-II	A7-III	A7-IV	B5-I	B5-II	B5-III	B5-IV	Å4-I	Å4-II	Å4-III	Å4-IV
Laonice cirrata (M.Sars, 1851)				1								4
Prionospio cirrifera Wiren, 1883			2	3	6	6	8	5	2	3	1	3
Prionospio fallax Soederstroem, 1920							5					
Prionospio sp	3	6										
Pseudopolydora paucibranchiata Czerniaavsky							1					
Scolecipis sp					1							
Scolecipis tridentata Southern, 1914	4						1		1			1
Spiophanes kroeyeri Grube, 1860			1		1		1			7	3	1
Spiophanes urceolata Imaijima, 1991	2	1	2	3		1			2	3		
Aphelochaeta sp		5		7					6	9	11	11
Chaetozone setosa Malmgren, 1867		1	1	6					2	2		
Chaetozone sp											1	3
Diplocirrus glaucus (Malmgren, 1867)									4	1	1	9
Polyphysia crassa (Oersted, 1843)									1			
Scalibregma inflatum Rathke, 1843											1	
Opheliidae indet	4											
Ophelina sp					1		5	2	1			
Heteromastus filiformis (Claparede, 1864)									3	3	4	2
Heteromastus sp									8	25	29	31
Mediomastus fragilis Rasmussen, 1973		1										
Clymenura borealis (Arwidsson, 1906)											2	5
Myriochele oculata Zaks, 1922	11	97	90	18	158	5	94	158	2	1	2	
Owenia fusiformis Delle Chiaje, 1841		1	2									
Ampharetidae indet				1								
Amythasides macroglossus Eliason, 1955	1	4							7	3	33	24
Eclysippe vanelli (Fauvel, 1936)										1	3	4
Melinna sp			1									
Sosanopsis wireni Hessle, 1917			1	1		1	1				1	
Terebellides stroemi M.Sars, 1835									3	2	3	2
Trichobranchus roseus (Malm, 1874)		2	3									
Chone sp	1	1	1									1
Euchone sp							1		1			
Jasmineira caudata Langerhans, 1880							1					
Jasmineira sp						1						
Sabellidae indet										1		

Vedlegg 7.10 forts.

		Stasjon - parallellprøve	A7-I	A7-II	A7-III	A7-IV	B5-I	B5-II	B5-III	B5-IV	Å4-I	Å4-II	Å4-III	Å4-IV
PROSOBRANCHIA	<i>Admete viridula</i> (Fabricius)													1
OPISTOBRANCHIA	<i>Philine quadrata</i> (S.Wood)											1		
BIVALVIA	<i>Bivalvia</i> indet										1			
	<i>Yoldiella fraterna</i> Verrill & Bush										1	1		
	<i>Bathyarca pectunculoides</i> (Scacchi, 1836)													1
	<i>Chlamys abyssorum</i> (Loven)							2						
	<i>Thyasira equalis</i> (Verrill & Bush)	9	15	8	15		10	14	5	3	2	7		3
	<i>Thyasira ferruginea</i> (Forbes)			3	1						3	3	3	
	<i>Thyasira pygmaea</i> (Verrill & Bush)				1						1	1	1	2
	<i>Astarte elliptica</i> Brown, 1827										1	9	5	3
	<i>Parvicardium minimum</i> (Philippi, 1836)		1											
	<i>Kelliella miliaris</i> (Philippi, 1844)				1						11	52	36	29
CUMACEA	<i>Campylaspis sulcata</i> G.O.Sars												1	
	<i>Diastylis cornuta</i> Boeck												1	
	<i>Diastylodes biplicata</i> G.O.Sars		1				1	1	1		1	2		1
	<i>Diastylodes serrata</i> (Sars, 1865)													1
ISOPODA	<i>Cirolana borealis</i> Lilljeborg												1	
AMPHIPODA	<i>Bathymedon longimanus</i> (Boeck)						1					1		1
	<i>Oediceropsis brevicornis</i> Lilljeborg											2		
	<i>Synchelidium haplocheles</i> (Grube)											1		
	<i>Westwoodilla caecula</i> (Sp.Bate)											1		
	<i>Pardalisca tenuipes</i> G.O.Sars							1				1		
DECAPODA	<i>Calocaris macandreae</i> Bell, 1846											1		
SIPUNCULIDA	<i>Golfingia cf. minuta</i> (Keferstein)				1									
	<i>Golfingia</i> sp											1		
OPHIUROIDEA	<i>Amphipholis squamata</i> (Delle Chiaje)	1		1										
	<i>Amphiura chiajei</i> Forbes		2		3									
	<i>Amphiura filiformis</i> (O.F.Mueller)		1		2									
	<i>Amphilepis norvegica</i> Ljungman		1											
POGONOPHORA	<i>Pogonophora</i> indet													1

7.11 Report on the Radiometric Dating of a Sediment Core from Vefsnfjord, North-west Norway

P.G.Appleby
Environmental Radioactivity Research Centre
University of Liverpool

Methods

Sediment samples from Vefsnfjord core VEFSN5 were analysed for ^{210}Pb , ^{226}Ra and ^{137}Cs by direct gamma assay in the Liverpool University Environmental Radioactivity Laboratory, using Ortec HPGe GWL series well-type coaxial low background intrinsic germanium detectors (Appleby et al. 1986). ^{210}Pb was determined via its gamma emissions at 46.5keV, and ^{226}Ra by the 295keV and 352keV γ -rays emitted by its daughter isotope ^{214}Pb following 3 weeks storage in sealed containers to allow radioactive equilibration. ^{137}Cs was measured by its emissions at 662keV. The absolute efficiencies of the detectors were determined using calibrated sources and sediment samples of known activity. Corrections were made for the effect of self absorption of low energy γ -rays within the sample (Appleby *et al.* 1992).

Results

The results of the radiometric analyses are given in Table 1 and shown graphically in Figure 1.

Lead-210 Activity

Since total ^{210}Pb at the base of the core was well in excess of the supporting ^{226}Ra (Figure 1a), the core spans a relatively short period of time, almost certainly less than c.80 years. Unsupported ^{210}Pb activity (Figure 1b) declines irregularly with depth, suggesting significant variations in the sedimentation rate. Below c.10 cm, however, the decline approximately follows an exponential relationship, suggesting uniform accumulation rates in the lower part of the core.

Artificial Fallout Radionuclides

The ^{137}Cs activity versus depth profile (Figure 1c) does not have a distinct sub-surface peak. Concentrations increase steadily from the base of the core up to a depth of 6.5 cm, at which depth there is an abrupt jump in the concentration. Above 5.5 cm concentrations remain at a high value, increasingly slowly towards the surface of the core where they have a maximum value.

Core Chronology

Raw ^{210}Pb dates calculated using the CRS dating model (Appleby *et al.* 1978) date the base of core to c.1950 (Figure 2). Use of the CIC model was precluded by the irregular nature of the ^{210}Pb profile. The CRS model dates place 1986 at a depth of c.6 cm, suggesting that the high ^{137}Cs concentrations above this depth are due to fallout from the 1986 Chernobyl accident. The ^{137}Cs increasing concentrations towards the surface of the core may reflect continued inputs by drainage from the surrounding countryside.

In order to calculate the CRS model dates it is necessary to estimate the mean ^{210}Pb flux to the core. This is usually done from the measured unsupported ^{210}Pb inventory above the ^{210}Pb dating horizon (c.130 years). Since the present core contains only a part of the ^{210}Pb record, dates near the base of the core are subject to a considerable uncertainty. Assuming that sediment rates are uniform below c.10 cm, as indicated by the ^{210}Pb profile, corrections to the raw calculations can however be made using the methods outlined in Appleby (1998). From the gradient of the ^{210}Pb profile, the sedimentation rate near the base of the core is estimated to be $0.12 \pm 0.02 \text{ g cm}^{-2} \text{ y}^{-1}$, implying a mean ^{210}Pb flux of $326 \text{ Bq m}^{-2} \text{ y}^{-1}$. Figure 2 shows the corrected ^{210}Pb dates calculated using this value, together with the associated sedimentation rates. The results date the base of the core to 1930, but still place 1986 at a depth of c.5 cm. They indicate a relatively uniform sedimentation rate up to c.1970 but significantly higher values since then, in particular in 1980s and late 1990s. Although these dates and sedimentation rates, given in detail in Table 2, represent the best estimate of the core chronology based on the available ^{210}Pb data, they must be regarded with some caution due to the incompleteness

of the record. The two chronologies (raw and corrected) plotted in Figure 2 give some indication of the range of uncertainty.

References

- Appleby, P.G., 1998. Dating recent sediments by ^{210}Pb : Problems and solutions. Proc. 2nd NKS/EKO-1 Seminar, Helsinki, 2-4 April 1997, STUK, Helsinki, pp7-24.
- Appleby, P.G., P.J.Nolan, D.W.Gifford, M.J.Godfrey, F.Oldfield, N.J.Anderson & R.W.Battarbee, 1986. ^{210}Pb dating by low background gamma counting. *Hydrobiologia*, 141:21-27.
- Appleby, P.G. & F.Oldfield, 1978. The calculation of ^{210}Pb dates assuming a constant rate of supply of unsupported ^{210}Pb to the sediment. *Catena*, 5:1-8
- Appleby, P.G., N.Richardson, & P.J.Nolan, 1992. Self-absorption corrections for well-type germanium detectors. *Nucl. Inst. & Methods B*, 71: 228-233.

Table 1. Fallout radionuclide concentrations in Vefsnfjord core VEFSN5

Depth cm	g cm ⁻²	²¹⁰ Pb						¹³⁷ Cs	
		Total		Unsupported		Supported		Bq kg ⁻¹	
		Bq kg ⁻¹	±	Bq kg ⁻¹	±	Bq kg ⁻¹	±	Bq kg ⁻¹	±
0.5	0.2	145.1	10.5	115.9	10.7	29.3	1.9	397.0	4.6
1.5	0.8	167.1	10.6	139.0	10.8	28.1	1.9	379.9	4.9
2.5	1.4	119.0	8.8	90.9	9.0	28.0	1.8	384.0	4.5
3.5	2.0	154.3	5.6	127.4	5.7	26.9	1.0	366.0	3.0
4.5	2.8	125.0	10.5	100.6	10.6	24.4	1.8	355.4	4.7
5.5	3.6	101.7	6.7	74.7	6.9	27.0	1.3	347.7	3.2
6.5	4.5	101.6	8.6	75.5	8.7	26.1	1.7	177.9	3.3
8.5	6.3	89.7	7.4	62.2	7.6	27.4	1.5	91.6	2.5
10.5	8.1	114.4	10.1	86.6	10.3	27.8	1.8	65.0	2.3
12.5	10.0	76.5	6.3	50.7	6.4	25.8	1.3	32.4	1.4
14.5	12.0	59.9	5.0	31.6	5.1	28.3	1.0	10.4	1.0

Table 2 ²¹⁰Pb chronology of Vefsnfjord core VEFSN5

Depth cm	g cm ⁻²	Chronology			Sedimentation Rate		
		Date AD	Age y	±	g cm ⁻² y ⁻¹	cm y ⁻¹	± (%)
0.0	0.0	2000	0	0			
0.5	0.2	1999	1	1	0.27	0.50	11.3
1.5	0.8	1997	3	1	0.21	0.50	10.4
2.5	1.4	1995	5	2	0.30	0.40	12.4
3.5	2.0	1992	8	2	0.20	0.29	9.3
4.5	2.8	1988	12	2	0.23	0.29	13.8
5.5	3.6	1985	15	2	0.27	0.33	13.5
6.5	4.5	1982	18	3	0.24	0.27	15.8
8.5	6.3	1974	26	4	0.23	0.21	18.0
10.5	8.1	1963	37	5	0.12	0.15	14.4
11.5	9.1	1955	45	7	0.12	0.14	14.4
12.5	10.0	1947	53	9	0.12	0.13	14.4
13.5	11.0	1939	61	12	0.12	0.13	14.4
14.5	12.0	1931	69	14	0.12	0.13	14.4

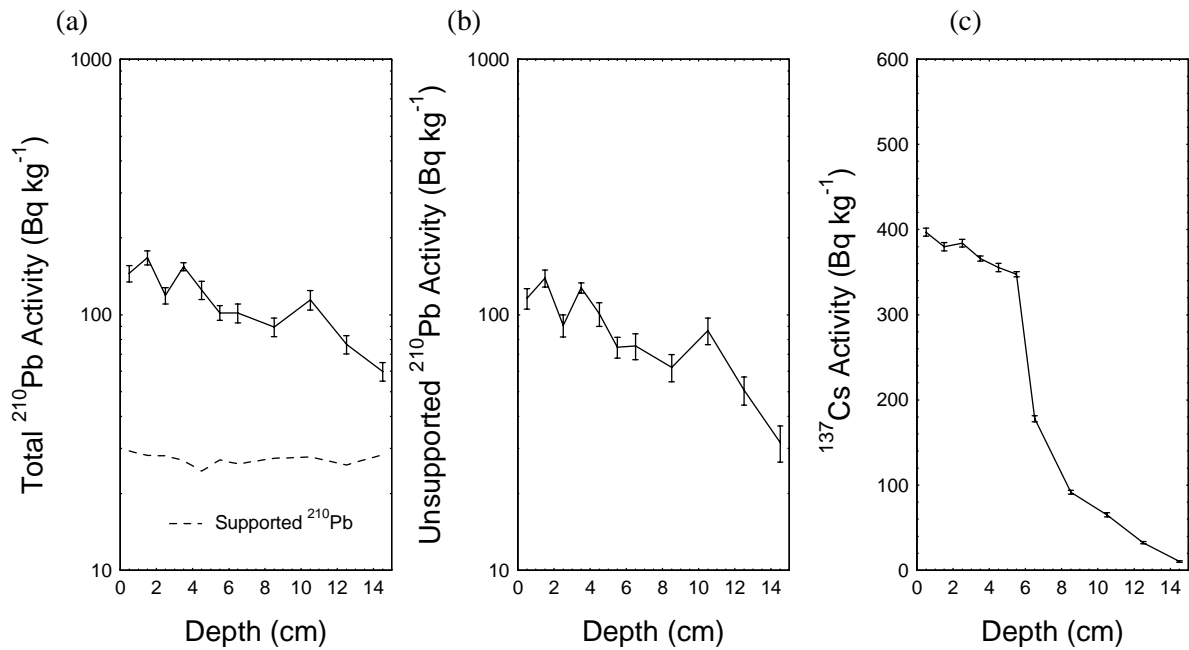


Figure 1. Fallout radionuclide in Vefsnfjord core VEFSN5, showing (a) total and supported ^{210}Pb , (b) unsupported ^{210}Pb , (c) ^{137}Cs concentrations versus depth.

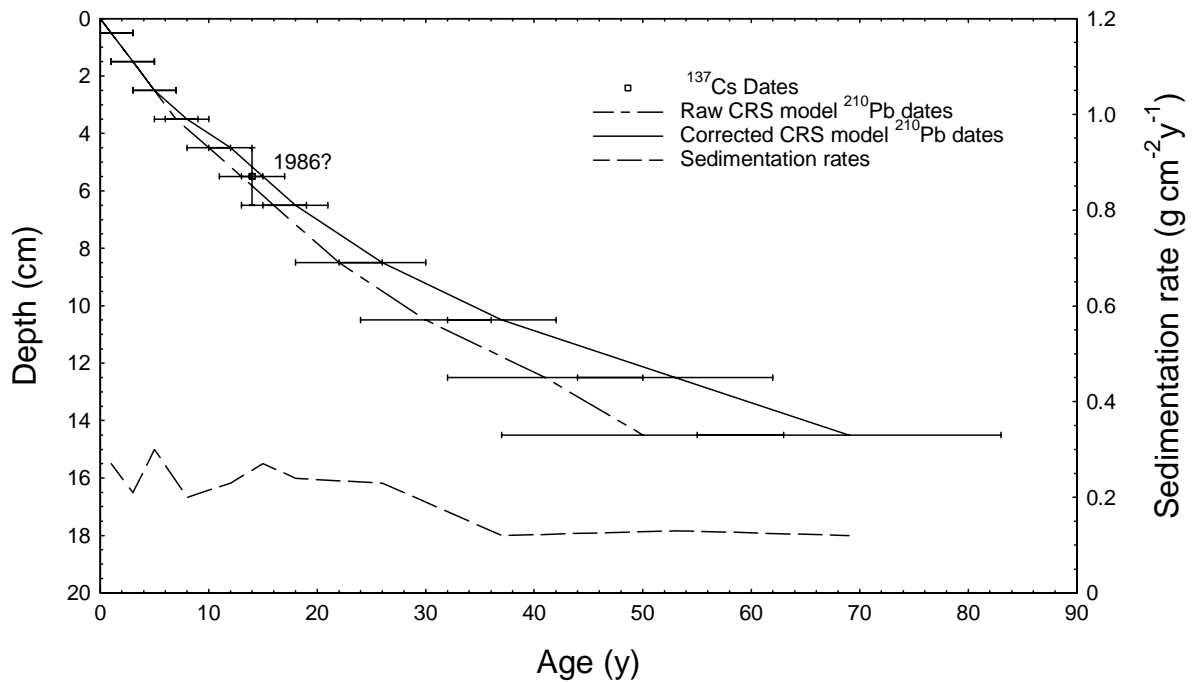


Figure 2. Radiometric chronology of Vefsnfjord core VEFSN5, showing the raw CRS model ^{210}Pb dates together with 1986 date determined from the ^{137}Cs stratigraphy. Also shown are the corrected CRS model dates and sedimentation rates.