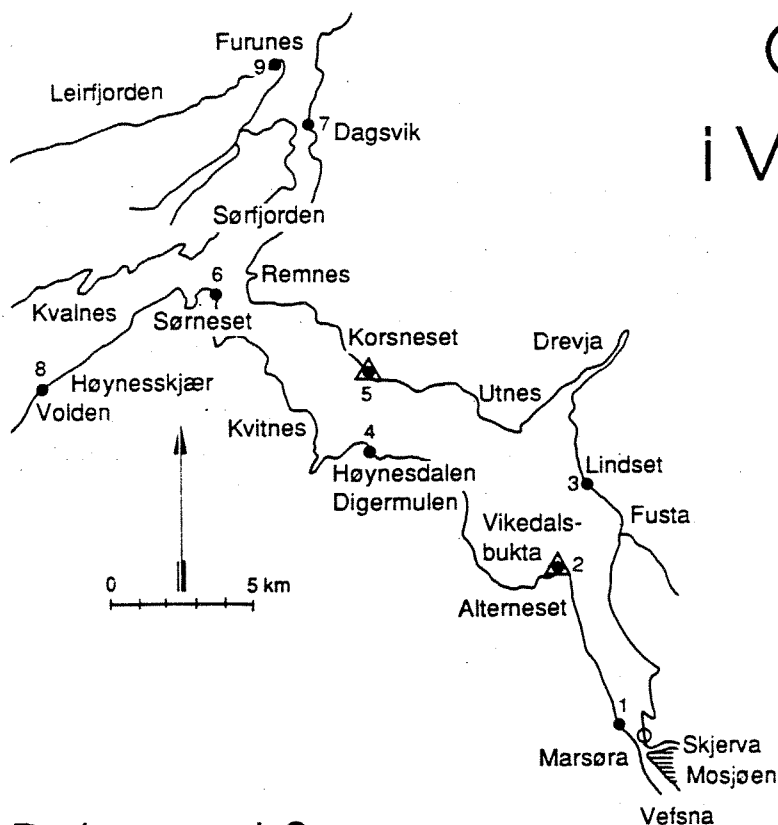




O-84019

Overvåking i Vefsnfjorden for Elkem Aluminium Mosjøen 1989-91



Delrapport 2:
Miljøgifter i organismer

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen
Postboks 69, Korsvoll	Televeien 1	Rute 866	Breviken 5
0808 Oslo 8	4890 Grimstad	2312 Ottestad	5035 Bergen - Sandviken
Telefon (47 2) 23 52 80	Telefon (47 41) 43 033	Telefon (47 65) 76 752	Telefon (47 5) 95 17 00
Telefax (47 2) 39 41 89	Telefax (47 41) 44 513	Telefax (47 65) 78 402	Telefax (47 5) 25 78 90

Prosjektnr.:

O-84019

Undernummer:

Løpenummer:

2622

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:

Overvåking i Vefsnfjorden for Elkem Aluminium Mosjøen 1989-91.
Delrapport 2: Miljøgifter i organismer

Dato:

2.9. 1991

Faggruppe:

Marin økologi

Forfatter (e):

Jon Knutzen

Geografisk område:

Nordland

Antall sider:

48

Opplag:

90

Oppdragsgiver:

Elkem Aluminium Mosjøen.

Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):

Ekstrakt:

Overkonsentrasjonene av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell og o-skjell var betraktelig redusert i 1989 - 1991 sammenlignet med i 1984 - 85 og tidligere, men fremdeles i størrelsesordenen 5 (10?) - 30 (50?) ganger i blåskjeil og 5 - 15 ganger i o-skjell. Utslippet fra aluminiumsverket lar seg spore ut i Sørfjorden og Leirfjorden, mer enn 30 km fra utslippet. Det er observert overkonsentrasjoner av "dioksiner" i blåskjell på antydningssvis 3 - 10 ganger, høyest i indre Vefsnfjorden, lavest i Sørfjorden. Med forbehold for analysetekniske usikkerheter er det også registrert overkonsentrasjoner av PAH i fisk og reker.

4 emneord, norske

1. PAH
2. PCDF/PCDD
3. Fluorid
4. Industriutslipp

4 emneord, engelske

1. PAH
2. PCDF/PCDD
3. Fluoride
4. Industrial effluent

Prosjektleder


Jon Knutzen

For administrasjonen


Torgeir Bakke

ISBN 82-577 -1926-9

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

O-84019

**OVERVÅKING I VEFSNFJORDEN FOR
ELKEM ALUMINIUM MOSJØEN 1989 - 1991**

DELRAPPORT 2

MILJØGIFTER I ORGANISMER

Oslo, 2.9. 1991.

Prosjektleder: Jon Knutzen.

**Medarbeidere: Lasse Berglind
*Michael Oehme, NILU***

FORORD

Denne undersøkelse er utført på oppdrag fra Elkem Aluminium Mosjøen i henhold til program av juni 1989 (bestilling nr. 147 246/2912 6640) og senere avtale om supplerende prøver av skjell fra 1991.

Tidligere er det rapportert resultater fra analyser av sedimenter 1989, mens den foreliggende rapport omhandler polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i muslinger og fisk, samt orienterende analyser av polyklorerte dibenzo(p)dioksiner og dibenzofuraner (PCDD/PCDF).

Hovedkontakt med oppdragsgiver har vært sjef for helse/miljø/sikkerhet Richard Karstensen, mens leder av miljøgruppelaboratoriet, Helge Nes, har organisert innsamlingen av prøver og vært behjelpelig med opplysninger om utslippsforhold, etc. Konserntoksikolog Erle Grieg Astrup ved Elkems hovedkontor har bistått ved planleggingen.

Skipper på Havnevesenets båt "Falk", Gunnar Johannesen og dykker Gjermund Høgseth, takkes for god hjelp ved det innledende tokt for innsamling av o-skjell og blåskjell i 1989.

Dioksinanalysene er utført ved NILU under ledelse av Michael Oehme, mens fluoridanalysene er gjort ved Senter for industriforskning (SI) av Ingegerd Rustad Halvorsen.

Ved instituttet har Lasse Berglind vært hovedansvarlig for PAH-analysene.

Oslo, 2.9.1991

Jon Knutzen.

INNHold	SIDE
FORORD	2
INNHold	3
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	6
3. FORURENSNINGSTILFØRSLER	7
4. MATERIALE OG METODER	8
4.1 Prøvesteder og materiale	8
4.2 Analyser	12
5. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I ORGANISMER	14
5.1 Blåskjell	14
5.1.1 Utslippets influensområde	14
5.1.2 Utvikling over tid	16
5.1.3 Sesongvariasjon 1989 - 90	17
5.2 O-skjell	19
5.3 Strandsneg og kongssnegl	20
5.4 Fisk og reker	21
5.5 Sammenligning av PAH-profiler og -nivåer	22
6. KLORORGANISKE STOFFER I BLÅSKJELL OG FISK	24
7. FLUORID I TANG OG BLÅSKJELL	27
8. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER	28
9. LITTERATUR	29
VEDLEGGSTABELLER (RÅDATA)	

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I På oppdrag fra Elkem Aluminium Mosjøen er det i 1989 - 91 samlet inn muslinger, snegl, fisk og reker fra Vefsnfjorden og utenforliggende områder (fig. 1) til analyse på polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH). Hovedformålet har vært å følge utviklingen i fjorden etter utslippsreduksjon. Et mindre antall prøver av blåskjell og griselang er analysert på innhold av fluorid.

I orienterende øyemed er det analysert på polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) og andre persistente klororganiske forbindelser i blåskjell og torskelever.

I blåskjell og o-skjell er variasjonen i PAH-innholdet fulgt gjennom året.

Prøver og analyser fremgår av tabell 1.

II PAH-innholdet i blåskjell og o-skjell var i hovedsaken markert lavere i 1989 - 91 enn i 1978 og 1984 - 85, samsvarende med at utslippene ble redusert betraktelig fra 1988 til 1989.

Imidlertid hadde muslingene fortsatt tydelig forhøyet PAH-innhold - med overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 5 (10?) - 30 (50?) ganger i blåskjell og 5 - 15 ganger i o-skjell.

Det ble konstatert bemerkelsesverdig liten konsentrasjonsforskjell mellom blåskjell fra utslippsnære og utslippsfjerne stasjoner. Overkonsentrasjoner på opp til minimum 10 - 15 ganger ble i 1989 målt på stasjoner i Sørfjorden (Vefsnsundet) ca. 30 km fra utslippet, og bare svakt lavere verdier ble konstatert ved kontrollprøver i 1991.

Blåskjell hadde en lavere andel potensielt kreftfremkallende stoffer (< 10 - 25%) enn avløpsvann og o-skjell (30 - 50%).

III Forurensning med PAH er også observert i reker, filet av smørflyndre og i en prøve av torskelever, mens de øvrige prøvene av torsk viste lavt PAH-innhold. Pga. analysetekniske vanskeligheter og mangel på tilforlatelige bakgrunnsnivåer, lar det seg imidlertid ikke angi noen påvirkningsgrad. Registreringene av overkonsentrasjoner må anses som usikre.

IV I blåskjell fra Vefsnfjorden og Sørfjorden er det registrert overkonsentrasjoner av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD, "dioksiner") i størrelsesordenen 3 - 10 ganger, høyest i indre del av Vefsnfjorden. Mer moderate utslag av sannsynlig lokal tilførsel er registrert i lever av torsk fra indre/midtre Vefsnfjorden. Sammenlignet med data fra områder med høy dioksinbelastning var verdiene fra Vefsnfjorden moderate.

Øvrige tungt nedbrytbare klororganiske stoffer ble funnet i moderate/lave konsentrasjoner. Overkonsentrasjoner av heksaklorbenzen i blåskjell fra indre fjord ga imidlertid ytterligere indikasjon på en lokal dioksinkilde.

V Fluoridinnholdet i griselang var lavt. I blåskjell ble funnet høyere verdier enn tidligere, men antagelig innenfor det normale variasjonsområde.

VI Konsekvensene av spiselige organismers innhold av PAH og dioksiner for de berørte

fjordområders utnyttelse må vurderes av næringsmiddelmyndighetene og fiskerimyndighetene.

- VII Kilden(e) for PCDF/PCDD bør oppspores, og i denne forbindelse tilrås analyse av aluminiumverkets gassvaskeravløp og/eller slam fra klaringsbassenget for dette spillvannet.
- VIII Bortsett fra en del oppfølgende undersøkelser av dioksiner i fisk og sedimenter, samt PAH i fisk/reker, er det ikke noe umiddelbart behov for å videreføre overvåkingen i fjorden før ytterligere utslippsreduksjoner er gjennomført. Hvis det anses ønskelig med et utvidet referansemateriale med henblikk på fremtidig utvikling, bør dette basere seg på minimum 6 - 8 observasjoner av PAH-innholdet i blåskjell fra én stasjon i indre del av Vefsnfjorden og én stasjon i den nordlige del av Sørfjorden (Vefsnundet).

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

Forrige undersøkelse av miljøgiftinnholdet i organismer fra Vefsnfjorden var i 1984 og 1985 (Knutzen og Skei, 1986; Knutzen, 1987a). I forbindelse med slutt på utslippet av slam fra dorrannlegget (etter 1988) og overgang fra Søderberg elektroder til prebakte anoder for ca. halve produksjonen (fra februar 1989), har bedriften ønsket å få ajourført opplysningene om tilstanden i fjorden mht. PAH-innholdet i sedimenter og organismer (primært muslinger og fisk).

Et hovedformål har således vært å etablere en ny basis for å følge utviklingen i fjorden etter reduksjonene i utslipp av PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner), se nærmere kap. 3.

Teoretisk mulighet for dannelse av polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner (PCDD/PCDF) og risiko for diffuse tilførsler av polyklorerte bifenyler (PCB) fra industriområder har foranlediget orienterende analyser av disse stoffgrupper i fisk og skjell.

Overvåkingen av fluorid i organismer er videreført med et begrenset antall prøver, da denne belastningen tidligere ikke har vært sporet i organismer fra annet enn det nære utslippsområdet (Knutzen og Skei, 1986).

3. FORURENSNINGSTILFØRSLER

En ajourført oversikt for utviklingen i PAH-belastningen 1980 - 1990, er gitt i vedleggstabell A1, basert på opplysninger fra bedriften. (Merk korreksjon mht. delbidrag fra hovedkloakken etter 1986, jevnført med det som er angitt i vedleggstabell 1 hos Helland og Skei, 1990).

Kort summert viser oversikten (usikre og anslagsmessige tall) at utslippene til fjorden har gått ned fra størrelsesordenen 10 t PAH/år 1980 - 1988 til mindre enn 1 t/år i 1988 - 1990 (bruttoutslipp, ikke fratrukket PAH-innholdet i inntaksvannet). I utgangspunktet skulle beregningene for de to siste årene være mest pålitelige, idet de baserer seg på gjennomsnittet av henholdsvis 5 og 11 analyser av avløpsvannet fra klaringsbassenget for gassvaskeravløpet.

Det er liten grunn til å kommentere så usikre tall, men det kan noteres som bemerkelsesverdig at belastningen fra gassvaskeravløpet (utløp klaringsbasseng) tilsynelatende har minsket med mer enn 90% når ca. halve produksjonen fremdeles foregår med Søderberg-elektroder. Det har ikke fremkommet noen prosessmessige forklaringer på dette.

Av total PAH fra klaringsbassenget utgjør KPAH (potensielt kreftfremkallende forbindelser i henhold til IARC, 1987) vel 40% og det mest kjente av disse stoffene - benzo(a)pyren (B(a)P) - nær 10%.

For å kunne bedømme resultatene av PAH-overvåkingen i resipienten, er det viktig at man får så vidt mulig representative data for størrelse og sammensetning av utslippet.

Midlere fluoridutslipp fra klaringsbassenget til sjø angis av bedriften til i 1990 å ha vært 38 kg/t, mens hovedkloakken bidro med 4 kg/t, dvs. henholdsvis ca. 330 t/år og vel 30 t/år. Dette representerer også en betydelig nedgang fra tidligere. For 1985 ble det samlede fluoridavløp beregnet til 1200 t/år (Knutzen, 1987a).

4. MATERIALE OG METODER

4.1. Prøvesteder og materiale

Undersøkelsene har hatt hovedvekten på PAH-innholdet i blåskjell og o-skjell, som er samlet inn på et antall stasjoner i forskjellig avstand fra kilden (fig. 1), og der variasjonen er fulgt gjennom året for to av prøvestedene (blåskjell st. 2 Alterneset og o-skjell st. 5 Korsnes).

I tillegg er det gjort analyser av PAH-innholdet i fisk, reker og snegl (sistnevnte som mulige indikatorarter hvis blåskjell eller o-skjell mangler på ønskede prøvesteder). Utviklingen i fluoridinnholdet i skjell og tang er fulgt på et par indre stasjoner. Orienterende analyser av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzodioxiner (PCDF/PCDD) og delvis andre klororganiske stoffer er utført på et mindre antall prøver av blåskjell og torskelever. Analyseprogrammet er oppsummert i tabell 1.

For registreringen av PAH-innholdet i blåskjell og o-skjell ble det i 1989 - 90 benyttet følgende stasjoner:

- St. 0 Molo ved Elkem Aluminium Mosjøen, ca. 100 m nedstrøms utslipp.
- St. 1 Marsøra, ved tidligere dynamittlager.
- St. 2 Alterneset, nær lykt på vestsiden av spissen av neset.
- St. 3 Lindseth, ved Naustbakken.
- St. 4 Høynesdalen, vestsiden av lavt nes med rullesteinstrand.
- St. 5 Korsneset, på nes ved gråblå hytte og naust.
- St. 6 Sørneset, inn for lykt, steinstrand med grisetang.
- St. 7 Dagsvik, 50 - 100 m nord for ferjeleie.
- St. 8 Høynesskjær, 2 - 300 m nord for stake, rullesteinstrand med grisetang.

Foranlediget av markerte overkonsentrasjoner av PAH i skjell fra Høynesskjær og særlig Dagsvik, ble det av bedriften 24/5-91 organisert en supplerende innsamling fra ovennevnte stasjoner 2, 7, 8 og dessuten på en ny st. 9, 20 - 30 m syd av lykt på Furunes (Leirfj.). Samtidig ble det samlet inn en ny prøve av o-skjell fra vestsiden av Alterneset (2b, nær st. 2).

Tabell 1. Prøver og analyser ved overvåking av miljøgifter i organismer 1989 - 1991.
For prøvestedenes beliggenhet, se tekst og fig. 1.

Analyser/Prøver	Stasjoner/tid
PAH	
Blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)	<u>2-7</u> : 29-30/8-89 <u>2</u> : 9/11-89, 26/4, 31/5, 14/6, 25/7, 30/8 1990 <u>2, 7, 8, 9</u> : 24/5-91
O-skjell (<i>Modiolus modiolus</i>)	<u>1-2</u> : 30/8-89 <u>5</u> : 9/11-89, 26/4, 31/5, 25/7, 30/8, 27/9 1990 <u>2b</u> : 24/5-91
Strandsnegl (<i>Littorina littorea</i>)	<u>1, 3</u> : 30/8-89, <u>2</u> : 3/10-89.
Kongssnegl (<i>Buccinum undatum</i>)	<u>3</u> : 30/8-89
Torsk (<i>Gadus morhua</i>) Filet og lever	<u>Alternes-Utnes</u> : 4/10-89 ¹⁾ <u>Alternes-EAM</u> : 4/10-89 ²⁾
Smørflyndre (<i>Glyptocephalus cynoglossus</i>)	<u>Vikedalsbukt (Sørfj.)</u> : 11-12/10-89
Reke (<i>Pandalus borealis</i>)	<u>Vikedalsb., Furunes/Leirfi.</u> : 11-12/10-89
FLUORID	
Grisetang (<i>Ascophyllum nodosum</i>)	<u>1, 3</u> : 30/8-89
Blåskjell	<u>3</u> : 30/8-89
PCDF/PCDD	
Torskelever	<u>Alterneset-Utnes</u> : 4/10-89 ²⁾
Blåskjell	<u>0, 2, 7, 8</u> : 29-30/8-89
PCB/HCB, etc.	
Torskelever	<u>Alterneset-Utnes</u> : 4/10-89 ²⁾
Blåskjell	<u>2</u> : 30/8-89.

1) 2 x 2 prøver, hhv. av torsk med og uten "sorte prikker".

2) Torsk med "sorte prikker".

Av blåskjell og o-skjell er det tillaget blandprøver basert på henholdsvis 25 - 50 og 5 - 7 individer av størrelse (4) 5 - 6 (8) cm og (8) 10 - 13 cm. Blandprøvene av snegl besto av 50 - 100 (stor strandsnegl) og 10 stk. (kongssnegl).

Av torsk ble det laget blandprøver (filet og lever) av følgende fangster:

- 5 stk. med "sorte prikker" fra Alterneset - Utnes, 30 - 42 cm, ca. 250 - 700 g.
- 2 stk., 47 - 51 cm/930 - 1320 g, fra samme område, men uten prikker.
- 4 stk., 29 - 39 cm/220 - 560 g, fra mellom Alterneset og EAM, med prikker.

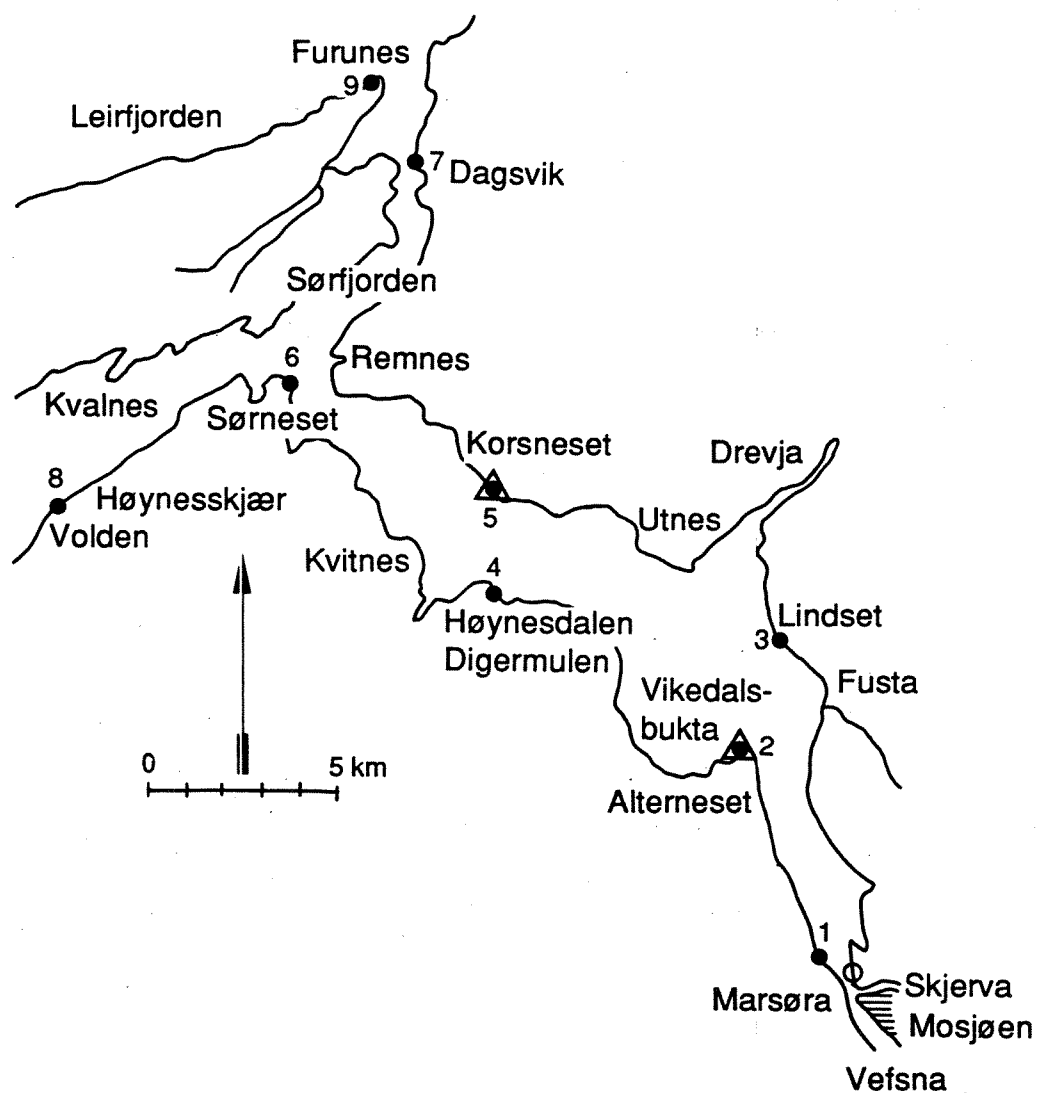
Blandprøvene av smørflyndre (filet) fra Sørfjorden (Vefsnsundet) og Vikedalsbukta var hver basert på 4 stk., hhv, 26 - 39 cm/130 - 370 g og 29 - 32 cm/130 - 200 g.

Ingen av fiskene hadde skader eller sår.

Av tråltrekk fra Vikedalsbukta og Furunes er det av hver opparbeidet ca. 200 g rensede reker til homogenisering.

Fluoridanalyse av grisetang er gjort på blandprøve av ca. 20 skuddspisser kuttet under 2. blære fra spissen.

Det biologiske materialet er såvidt mulig oppbevart og transportert nedfrost, tint for opparbeidelse til blandprøver og oppsplitting i delprøver, og igjen oppbevart nedfrost på spesialvaskede glass inntil analyse.



Figur 1. Stasjoner for PAH-analyser i blåskjell, o-skjell og snegl fra Vefsnfjorden 1989 - 1991. Trekant markerer trendovervåkingsstasjoner.

4.2. Analyser

De frosne prøvene til PAH-analyse ble homogenisert etter tining og tilsatt tre deutererte PAH (naftalen, fenantren og chrysen) som indre standarder. Deretter er prøvene opparbeidet og ekstrahert etter Grimmer og Böhnke (1975), dvs. forsåpet i en vandig oppløsning av lut og metanol. Lutopløsningen ble deretter ekstrahert med cyklohexan. Cyclohexanekstraktet ble først renset ved partisjonering med DMF:vann (9:1). Etter ytterligere vanntilsats til DMF-fasen ble PAH ekstrahert tilbake i ny cyklohexan som ble vasket med vann, tørket med natriumsulfat og deretter inndampet til lite volum. Til slutt ble ekstraktet renset ved kolonnekromatografering på silikagel deaktivert med 15% vann før den gasskromatografiske analysen.

Analysen av PAH er utført på gasskromatograf utstyrt med splitless injektor og kapillarkolonne. Gasskromatografen var tilkoblet en masseselektiv detektor (MSD) innstilt i SIM, slik at PAH ble identifisert ut fra molekylionene og retensjonstid. Kvantifisering ble utført v.h.a. de tilsatte indre standarder.

Som detektor har NIVA tidligere benyttet flamme-ionisasjonsdetektor (FID). Overgangen til ny type detektor er begrunnet i sikrere identifikasjon av forbindelsene. Noen av skjell- og snegleprøvene er kjørt parallelt på GC/MSD og GC/FID (vedleggstabell A2). Det fremgår at for sum PAH og hovedkomponentene er det rimelig grad av samsvar, men selv da med et slingringsmon i størrelsesordenen +100/-50%. For mindre dominerende stoffer kan avviket være større. Flere forbindelser har latt seg identifisere og kvantifisere med GC/MSD enn ved GC/FID. Forskjellene tjener til å understreke at sammenligning mellom resultater fra ulike metodikk krever forsiktighet og forbehold. Det er særlig bekymringsfullt når det opptrer store forskjeller i de registrerte konsentrasjoner med potensielt kreftfremkallende forbindelser.

At det må utvises tilbakeholdenhet med å konkludere på basis av små forskjeller, viser også en test utført med en av o-skjellprøvene fra Vefsnfjorden. Homogenisatet ble delt i fem og analysert separat med GC/MSD. I vedleggstabell A3 er vist middelerdi og standardavvik for enkeltforbindelser, samt gjort en sammenligning med det opprinnelige analyseresultatet (også fra GC/MSD). Midlere relativt standardavvik for enkeltforbindelser var såvidt godt som 19%, men for to av forbindelsene (pyren og benzo(a)pyren) var det opprinnelige resultat signifikant forskjellig fra middelerdien fra testen.

Det må også tilføyes at NIVA i de par siste årene til dels har hatt problemer med analyser av PAH i biologisk materiale. (Noe av dette omtales nærmere i forbindelse med vurderingen av resultatene i kap. 5).

For bestemmelsen av klororganiske forbindelser ristes homogenisert, vått materiale i en Erlen-Meyerkolbe med en blanding av cyklohexan og isopropanol (1+1). Etter henstand dekanteres klarfasen over i en skilletrakt og ekstraksjonen gjentas. Det samlede ekstraktet i skilletrakten tilsettes dest. vann, slik at vann/isopropanol kan tappes av. Etter vasking av cyklohexan med destillert vann, blir ekstraktet tørket og inndampet til tørrhet for bestemmelse av fettinnhold. For videre analyse veies en del av fett ut, løses i litt cyklohexan og renses ved behandling med konsentrert svovelsyre og alkoholisk lut. Hvis EPOCl skal bestemmes, tas en del av ekstraktet over i egen ampulle for dette.

Før analyse på GC/ECD blir ekstraktet tilsatt tetraklor-naftalen og oktaklor-naftalen som indre standarder. Ved analysen bestemmes 8 PCB-kongenerer. Disse er: PCB 28, PCB 52, PCB 101, PCB 118, PCB 153, PCB 138, PCB 180 og PCB 209. I tillegg bestemmes pentaklorbenzen (5-CB), α -heksaklor-cykloheksan (a-HCH), oktaklorstyren (OCS), Lindan (y-HCH), heksaklorbenzen (HCB) p,p-DDE og p,p-DDD. Identifisering og kvantifisering blir utført v.h.a. et eget

dataprogram som er lagt inn i GC-systemets PC.

En blindprøve opparbeides og analyseres på samme som for prøven.

Polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) er analysert på NILU ved GC/MS. For detaljert beskrivelse av metodikk kan henvises til Oehme et al. (1989).

Fluorid er analysert på SI. Tangen er tørket ved 50°C i 3 døgn og homogenisert, mens homogeniserte blåskjell er innveid i vått for analyse. Prøvene foraskes med MgO i nikkeldigel, behandles med NaOH og løses i vann. Deretter vandampdestilleres fluor ved 145 - 150°C og bestemmes spektrofotometrisk ved $\lambda=622$ nm. Som referansemateriale er benyttet NBS østersvev (ikke sertifisert verdi på 5.2 mg/kg tørrvekt; ved analyse på SI 6.0 mg/kg).

5. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I ORGANISMER

5.1. Blåskjell

5.1.1. Utslippets influensområde

Rådata fra undersøkelsen av PAH-forurensningens arealutbredelse i 1989 er gjengitt i vedleggstabell A4 (friskvektsbasis). Hovedresultatene kan oppsummeres som i tabell 2 og fig. 2 (i sistnevnte omregnet til tørrvektsbasis for å utligne forskjeller forårsaket av noe varierende tørrstoffinnhold, og dessuten sammenlignet med tall fra 1985).

Tabell 2. PAH, KPAH¹⁾ og benzo(a)pyren (B(a)P) i blåskjell fra Vefsnfjorden og Sørfjorden (Vefsnundet) 29-30/8-1989, ug/kg friskvekt. For stasjonenes beliggenhet, se fig. 1.

	St. 2	St. 3	St. 4	St. 5	St. 6	St. 7	St. 8
PAH	1606	2996	1284	3084	2570	1523	669
KPAH	127	749	108	551	215	121	12
B(a)P	3	46	2	5	4	1	-
%KPAH	≈8	≈25	≈8	≈18	≈8	≈8	≈2
% tørrvekt	11.4	10.8	12.7	13.0	13.9	14.0	18.4

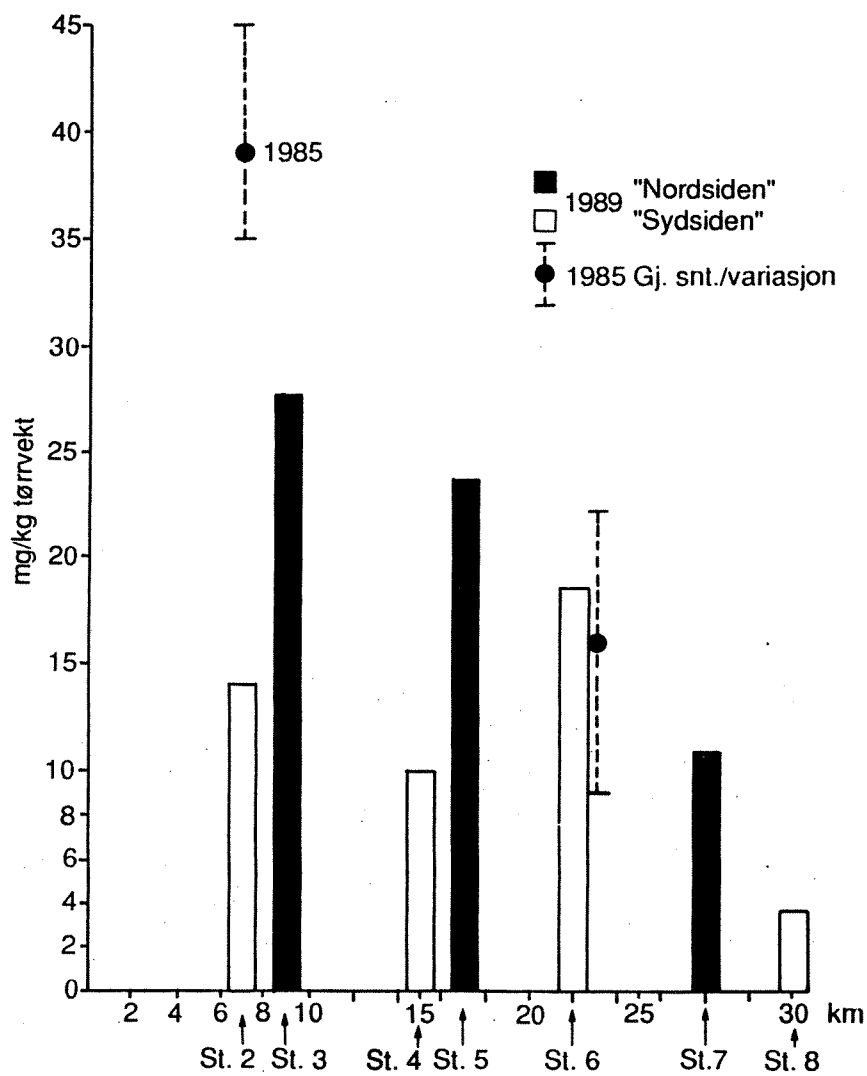
1) Sum av potensielt kreftfremkallende PAH i henhold til IARC (1987) - se avmerkede forbindelser i vedleggstabeller.

Dataene viser overkonsentrasjoner på ca. 5 - 30 ganger jevnført med det man på basis av tidligere observasjoner over 10 - 15 år har betraktet som "bakgrunnsnivået" i blåskjell fra bare diffust belastede områder, dvs. fjerne fra punktkilder (Knutzen, 1989a).

Enkelte senere analyseresultater kan tyde på at dette bakgrunnsnivået har vært estimert for høyt (se f.eks. Knutzen og Green, 1990 og Næs et al., 1991). Samtidig har NIVA i de par siste årene hatt ikke fullt oppklarte problemer med analyse av PAH i biologisk materiale. Mest har dette ytret seg ved usannsynlig lave konsentrasjoner i skjell fra områder utsatt for betydelig til sterk belastning (kfr. Knutzen og Green, 1990 og Knutzen, 1991). Men det har også vært tilfeller der reanalyse har bekreftet mistanke om betydelig for høye angivelser. Til sammen svekker dette tilliten til tidligere forestillinger om bakgrunnsverdier og gir dertil en generell usikkerhet, inntil det er gjort tilstrekkelig med metodestudier og fått redusert/eliminert aktuelle feilkilder.

Med ovenstående forbehold ses at det i 1989 ble konstatert forhøyede PAH-verdier selv utenfor Vefsnfjorden, i en avstand av 28 - 30 km fra utslippet. Fallet i PAH-innhold med økende avstand fra Mosjøen var bemerkelsesverdig lite markert, og delvis omvendt av det man skulle forvente (fig. 2). De høyeste konsentrasjonene - og den klareste avstandsgradienten - ble funnet på fjordens øst/nordside.

I denne forbindelse kan det pekes på at det også tidligere er registrert størst grad av påvirkning her. Både i 1978 - 1979 ble det stort sett observert markert høyest PAH-innhold i skjell samlet fra stasjoner på øst/nordsiden (Kirkerud et al., 1981; Knutzen og Skei, 1986; Knutzen, 1987). Dette er i samsvar med andre indikasjoner på at brakkvanns/elvevannspåvirkningen er størst her (kap. 5.5 og 9.3 i Kirkerud et al., 1981).



Figur 2. PAH-innhold i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra stasjoner i Vefsnfjorden med forskjellig avstand fra utslippet 26/10-85 og aug./okt. 1989, mg/kg tørrvekt.

5.1.2. Utvikling over tid

Sammenlignet med i 1984 - 1985 ble det i 1989 stort sett funnet lavere PAH-innhold (fig.2 og Knutzen og Skei, 1986). Ved Alterneset ble det i 1984/1985/1989 registrert PAH-konsentrasjoner på hhv. ca. 65/ca. 37 og 6 - 14 mg/kg tørrvekt. Middelverdi på denne stasjonen i 1989 - 1990 var ca. 10 mg/kg tørrvekt, og den ene observasjonen i 1991 viste omtrent det samme. Nivået synes følgelig redusert til ca. 1/3 - 1/5 av det som ble observert i 1984- 85.

Sammenlignes st. 2, Sørnes aug. 1989 med verdiene fra prøvestedet ved Prestneset (ca. 1 km lenger ut) i 1984 - 85, fås i tilsvarende årsrekkefølge ca. 31/15/18 mg/kg tørrvekt, m.a.o. ikke samme grad av reduksjon som lenger inn. Ved Remnes, på nordsiden av Vefsnfjordens munning, registrerte man i 1984 - 85 72 og 30 - 45 mg PAH/kg tørrvekt (Knutzen og Skei, 1986; Knutzen, 1987), mens det i 1989 og 1991 ved st. 7, Dagsvik (5 km lenger nord i Sørfjorden) ble funnet 11/7 mg tørrvekt.

Likeledes er det også tidligere observert til dels meget høye konsentrasjoner utenfor Vefsnfjorden, spesielt på nordsiden av munningen (Knutzen og Skei, 1986; Knutzen, 1987). Både i 1984 og 1985 hadde man dessuten det fenomen at blåskjellene inneholdt like mye eller mer PAH på nordsiden av fjordmunningen (vestsiden av Remnes) som ved Alterneset (st. 2). Det er m.a.o. flere vitnesbyrd om en effektiv og langveis transport av PAH, hvilket underbygger 1989-resultatene fra blåskjellstasjonene utenfor fjorden.

Hovedresultatene av de supplerende analysene av prøver fra utvalgte stasjoner 24/5-91, er gjengitt i tabell 3 nedenfor (rådata i vedleggstabell A16).

Tabell 3. PAH, KPAH og B(a)P i blåskjell fra Vefsnfjorden og Sørfjorden 24/5-91, ug/kg friskvekt og mg/kg tørrvekt.

		St. 2	St. 7	St. 8	St. 9
Friskvektsbasis (ug/kg)	PAH	1022	1136	469	616
	KPAH	133	108	29	44
	B(a)P	12	8	3	3
% KPAH		13	9	6	7
% tørrvekt		9.1	16.2	18.4	17.2
Tørrvektsbasis (mg/kg)	PAH	11.2	7.0	2.6	3.6
	KPAH	1.46	0.67	0.16	0.25
	B(a)P	0.13	0.05	0.016	0.019

Observasjonene bekrefter bildet fra 1989, dvs. med tydelig forhøyede verdier også i skjellene fra Sørfjorden og svak avstandsgradient. Innholdet på tørrvektsbasis i skjellene fra st. 7, Dagsvik og st. 8, Høynesskjæret, var bare svakt lavere enn i 1989. I tillegg ble det observert overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 5 (10?) ganger i skjell fra Furuneset, mot Leirfjorden (fig. 1).

Andelen av potensielt kreftfremkallende forbindelser i blåskjellene fra aug./okt. 1989 var stort sett størrelsen 10 - 20% (tabell 2). Dette er omtrent som registrert i 1984 - 1985. Ved st. 8 var innslaget av KPAH uvanlig lavt, også sammenlignet med det man som regel har funnet på bare diffust belastede steder. I 1991 var den relative andel av KPAH 6 - 13% (tabell 3), igjen med den laveste andelen på st. 8.

I hovedsaken synes det relative bidraget fra KPAH til totalinnholdet å avta med økende avstand.

Bortsett fra på st. 3 i 1989 var innholdet av benzo(a)pyren moderat og utgjorde bare en liten del av sum KPAH. B(a)P alene ville ikke ha vært noen god indikatorsubstans hverken for PAH totalt eller for sum kreftfremkallende stoffer.

Noen helt entydig tendens lar seg ikke trekke ut av dette, men i hovedsaken synes blåskjellenes PAH-innhold å ha sunket betraktelig siden 1984 - 85, særlig i indre Vefsnfjorden, og på stasjoner nord for munningen. Det er rimelig å se nedgangen som en effekt av den reduserte belastning (kap. 3, vedleggstabell A1).

Minskningen er enda tydeligere sammenlignet med 1978-observasjonene, da det i indre fjord ble målt mer enn 10 ganger så mye PAH i blåskjell som ved Alterneset i 1989 - 91 (kfr. Kirkerud et al., 1981).

5.1.3. Sesongvariasjon 1989 - 90

Resultatene fra 7 målinger av PAH-innholdet i blåskjell fra st. 2, Alterneset i perioden nov. 1989 - aug. 1990 er gjengitt i vedleggstabell A5 med en oppsummering i tabell 4 og fig. 3.

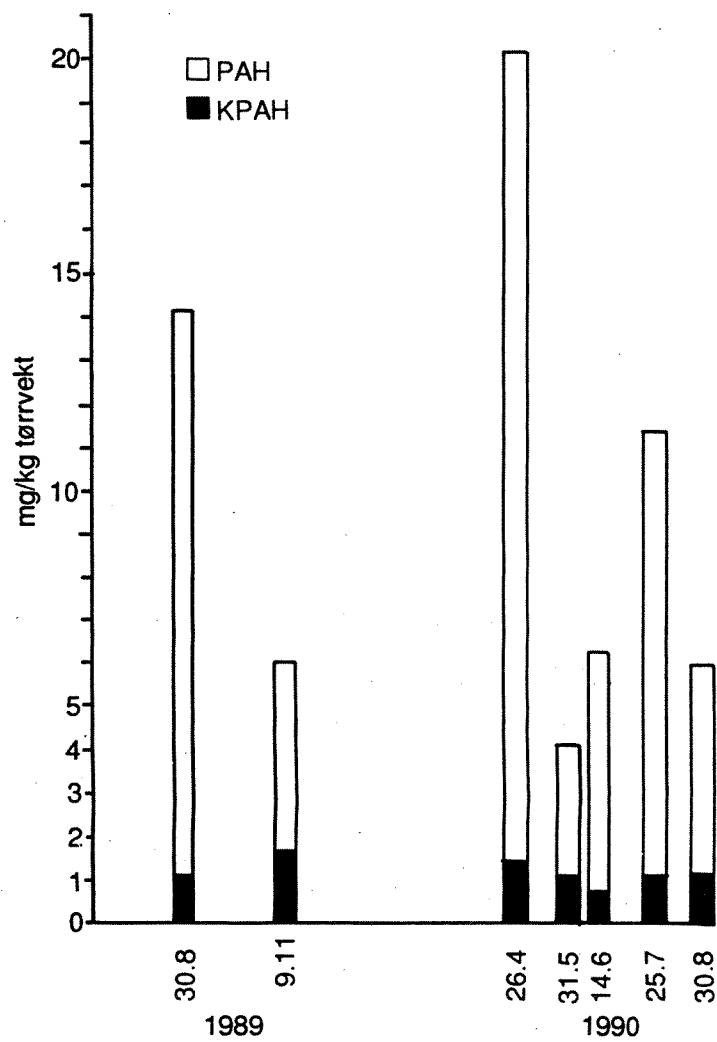
Tabell 4. PAH, KPAH og B(a)P i blåskjell fra st. 2, Alterneset aug. 1989 - aug. 1990, ug/kg friskvekt.

	1989		1990					Middel/ SD
	30/8	9/11	26/4	31/5	14/6	25/7	30/8	
PAH	1606	881	2755	541	994	1835	900	1359/761
KPAH	127	242	197	142	116	166	170	166/43
B(a)P	3	5	5	3	2	3	3	3.4/1.1
% KPAH	≈8	≈27	≈7	≈26	≈12	≈9	≈19	≈15/8
% tørrv.	11.4	14.7	13.7	16.1	16.3	15.3	14.7	14.6/1.7

Berettigelsen av å ha flere analyser gjennom året for å få rimelig pålitelig grunnlag til å bedømme utviklingen over tid, ses av at forskjellen mellom laveste og høyeste konsentrasjon har vært så mye som en halv størrelsesorden. Variasjonsmønsteret skal det foreløpig ikke trekkes bestemte konklusjoner av, men lave verdier har falt sammen med det som kan være perioden etter gyting. Eventuell utskillelse med kjønnsprodukter er likevel bare en av flere variasjonsfaktorer. I og med skjellenes hurtige opptak og utskillelse av PAH (kfr. ref. i Knutzen, 1987a), vil antagelig varierende eksponering (ujevnt utslipp, fluktuerende ferskvannspåvirkning og strømforhold) være mest utslagsgivende.

Av tabellen ses videre at andelen av potensielt kreftfremkallende stoffer også her har variert med mellom ca. 10 og ca. 25% av totalen, og at benzo(a)pyren var lite fremtredende.

At verdiene ved st. 2 er blitt såvidt moderate jevnført med observasjoner lenger ut, har muligens sammenheng med at prøvestedet ved Alterneset kan ligge noe skjermet for det forurensede brakkvannet som strømmer ut fjorden (se Helland og Skei, 1990, mht. de lavere PAH-konsentrasjoner i Vikedalsbuka, jevnført med andre sedimentstasjoner tilsvarende langt inn). Både på grunn av vanskeligheter med å finne skjell på østsiden av neset og for sammenlignbarheten med 1984 - 85, måtte imidlertid prøvestedet legges ut for stranden mot Vikedalsbukta.



Figur 3. PAH-innholdets variasjon i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra st. 2, Alterneset, 1989 - 1990.

5.2. O-skjell

PAH-innholdet i o-skjell er observert i prøver fra et par stasjoner ved innledningstoktet aug. 1989 og deretter i ca. månedlige prøver (utenom vintersesongen) fra st. 5, Korsneset (fig. 1). Et sekundært formål med prøvene fra den første innsamlingen var å utvide tidligere erfaringsmateriale mht. akkumuleringsegenskapene hos ulike indikatorarter (med henblikk på at det kan oppstå behov for å bruke erstatninger når én av artene mangler på et ønskelig prøvested, - kfr. kap. 5.5).

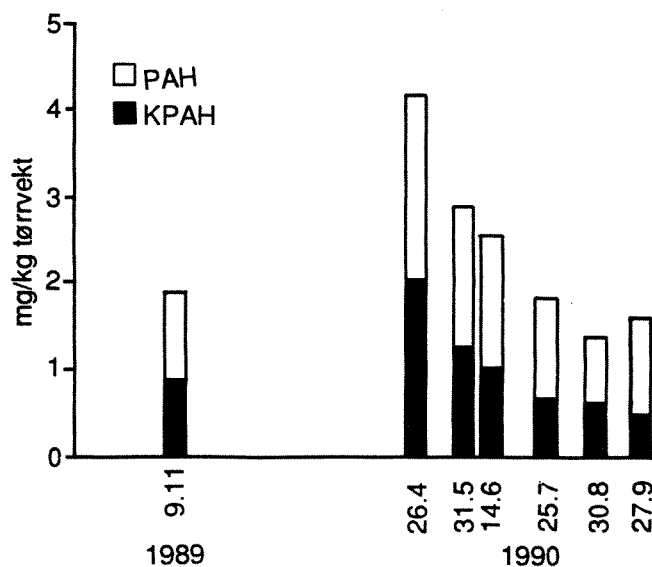
Rådata for prøvene fra august 1989 er gitt i vedleggstabell A6 og for sesongvariasjonene nov. 1989 - sept. 1990 i vedleggstabell A7; hovedresultatene dessuten i tabell 5 og omregnet til tørrvektbasis i fig. 4.

Tabell 5. PAH, KPAH og B(a)P i o-skjell fra Vefsnfjorden 1989 - 1991, ug/friskvekt.

	St. 1		St. 2			St. 5						Middel/ st.avvik st. 5
	1989	1989	1991	1989	1990							
	30/8	30/8	24/5	9/11	26/4	31/5	14/6	25/7	30/8	27/9		
PAH	260	87	721	374	599	457	415	288	230	279	377/127	
KPAH	141	17	345	178	295	199	166	111	106	88	163/71	
B(a)P	5	4	27	12	22	11	6	3	4	8	9.4/6.5	
% KPAH	≈54	≈20	≈48	≈48	≈49	≈44	≈40	≈39	≈46	≈32	≈43/6	
% tørrv.	8.2	12.6	18.6	19.7	14.4	15.7	16.1	15.6	16.4	16.9		

O-skjellenes PAH-innhold var moderat, med maksimale overkonsentrasjoner neppe over 5 - 10 ganger (kfr. Knutzen, 1989a). Særlig bemerkelsesverdig var de beskjedne overkonsentrasjonene på de to stasjonene i indre fjord høsten 1989. For st. 2, Alterneset, kan forklaringen være en kombinasjon av at belastningen synes å være størst på den andre siden av fjorden og den nevnte "bakevjeeffekt" av neset. En kontrollprøve fra innsiden av neset i 1991, ga vesentlig høyere verdi (tabell 5), dvs. en overkonsentrasjon på 10 - 15 ganger.

Gjennomsnittsnivået ved Korsnes i 1989 - 90 var 15 - 25% av det som ble målt 7 - 12 km ut i fjorden i 1978 og omtrent det samme som den gang registrert ved munningen mot Sørfjorden (Kirkerud et al., 1981). O-skjelldataene bekrefter dermed virkningen av nedgangen i belastningen.



Figur 4. PAH-innholdets variasjon i o-skjell (*Modiolus modiolus*) fra St. 5, Korsnes, 1989 - 1990, mg/kg tørrvekt.

5.3. Strandsnegl og kongssnegl

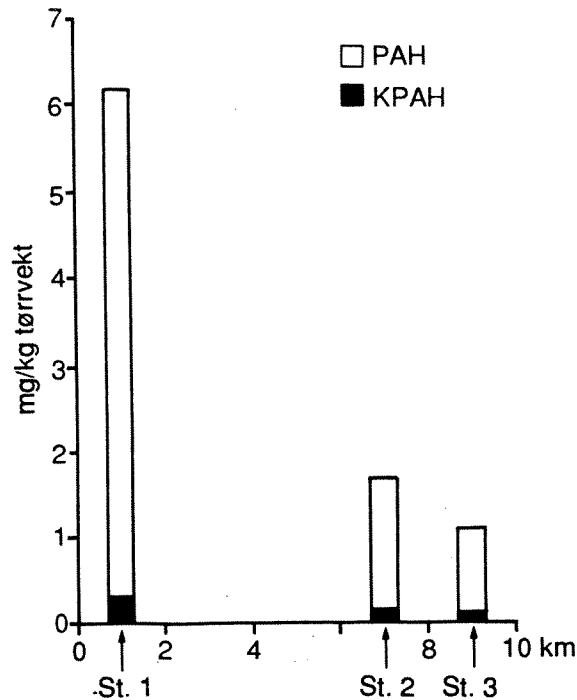
Ca. overkonsentrasjoner av sum PAH i strandsnegl varierte fra ca. 2 til 10 ganger, hvis man antar et diffust "bakgrunnsnivå" på vel 0.1/0.5 mg/kg våtvekt/tørrvekt (Knutzen, 1989a, b, c; Knutzen et al., 1989). Konsentrasjonene var tydelig høyest innerst (fig. 5, tabell 6; rådata i vedleggstabell A6). Andelen av KPAH var 5 - 12%.

Sammenlignet med blåskjell (kfr. kap. 5.1) slo belastningen noe mindre ut i strandsnegl

Tabell 6 PAH, KPAH og B(a)P i strandsnegl og kongssnegl fra Vefsnfjorden 1989, ug/kg friskvekt.

	Strandsnegl			Kongssnegl
	St. 1	St. 2	St. 3	St. 3
PAH	1395	291	235	364
KPAH	71	24	28	14
B(a)P	8	1	-	-
% KPAH	≈5	≈8	≈12	≈4
% tørrv.	22.7	17.5	22.1	21.2

Det ses at kongssnegl tilsynelatende hadde tatt opp noe mer PAH enn strandsnegl fra samme stasjon, men ikke av alle forbindelsene.



Figur 5. PAH-innhold i stor strandsnegl (*Littorina littorea*) fra stasjoner i Vefsnfjorden med forskjellig avstand fra utslippet 30/8 og 3/10 1989 (st. 2), mg/kg tørrvekt.

5.4. Fisk og reker

Analysetekniske vanskeligheter gjør at resultatene for fisk og reker må tas med betydelige forbehold. I løpet av de siste par år er instituttet blitt oppmerksom på et par mulige alvorlige, men ikke fullt oppklarte feilkilder. Dels foreligger mistanke om utilstrekkelig effektiv ekstraksjon, hvilket kan ha gitt seg utslag i usannsynlig lave verdier fra markert belastede områder (Knutzen og Green, 1990; Knutzen, 1991). Disse vanskeligheter regnes det med at var overstått ved analysene av Vefsnfjordprøvene.

På den annen side har det også forekommet tilfeller der man har måttet mistenke en eller annen form for kontaminering av prøven eller analyseapparatene. Dette siste synes å ha vært tilfelle ved noen av Vefsnfjordprøvene, der reanalyser ga vesentlig lavere verdier enn først angitt (se nedenfor).

Med disse beklagelige forbehold synes det likevel å kunne fastslås at det i torsk fra Vefsnfjorden, med ett unntak, bare er registrert lavt innhold av PAH (vedleggstabell A8). Unntaket var en leverprøve som det ikke var tilstrekkelig materiale av til å få reanalyser. Imidlertid ble det heller ikke her funnet noen av de potensielt kreftfremkallende forbindelsene.

Bakgrunnen for at det er analysert torsk med og uten "prikker" i separate prøver fra samme område, var en spekulasjon om at eksemplarer med prikker tilhørte en lokal fjordstamme med mulig synlig påvirkning fra tjærestoffutslippet i form av små svartbrune flekker. Filet-analysene ga ingen utslag i denne retning, og i forskjellen mellom leverprøvene av de samme fiskene må altså anses som usikker.

I smørflyndre og reker ble det derimot registrert til dels tydelig påvirkning, særlig i en rekeprøve fra Vikedalsbukta (vedleggstabell A9).

Ved den opprinnelige analysen av smørflyndre fra Sørfjorden ble det registrert 2 - 5 ganger så høyt innhold av flere kreftfremkallende forbindelser. I rekeprøvene ble de først angitte sum-verdier redusert til 1/3 og 1/30 ved reanalysene (hhv. for prøve 3 og 4 i vedleggstabell A9). Videre ble det i prøven fra Vikedalsbukta opprinnelig bare registrert et ubetydelig innslag av KPAH mot nærmere halvparten av totalen i 2. omgang (vedleggstabell A9).

Den foreløpige hypotese om dette er at det for 1. gangs analyse kan dreie seg om forurensning av utstyret fra forankjorte prøver. På denne bakgrunn er det vanskelig å kommentere resultatene for rekeprøvene utover at det sannsynligvis foreligger en viss PAH-forurensning i både smørflyndre og reke. Dette er arter som stadig eller periodisk kommer i kontakt med både forurenset sediment og føde. Påvirkningsgraden er det imidlertid ikke mulig å si noe konkret om på det nåværende grunnlag. (F.eks. er det lite grunn til å tro at smørflyndre fra Sørfjorden skal inneholde mer KPAH enn samme art fanget i Vikedalsbukta, - kfr. vedleggstabell A9).

5.5. Sammenligning av PAH-profiler og -nivåer

I tabell 7 er stilt sammen den prosentvise andel av tre grupper av PAH i forskjellige medier analysert i 1989 - 1990. Gruppene består av de mest fremtredende forbindelsene, inndelt etter økende molekylvekt og (i hovedsaken) minskende løselighet og større grad av affinitet til partikler. Gruppen fenantren, fluoranten og pyren (F/FI/P) er mest løselig, benzofluorantener og benzopyrener (BF/BP) minst, med benz(a)antracen og chrysen/trifenylen (BA/C/T) som mellomliggende (McElroy et al., 1989; Knutzen, 1989a).

Tabell 7. PAH-profiler i avløpsvann fra Elkem Aluminium Mosjøen (klaringsbasseng), i sedimenter fra midtre/indre fjord (0 - 1 cm, st. 1 - 7 i Helland og Skei, 1991) og i blåskjell, o-skjell og strandsnegl fra Vefsnfjorden 1989 - 90. % av sum PAH, middel/variasjon.

Antall analyser Medium	5 Avløp 1989	11 Avløp 1990	6 Sediment 0 - 1 cm	11 Blå- skjell ¹⁾	9 O-skjell	3 Strand- snegl
F/FI/P	34 (10-53)	20 (7-41)	33 (21-57)	65 (40-81)	25 (15-62)	69 (65-74)
BA/C/T	21 (12-41)	22 (6-30)	18 (11-25)	18 (8-30)	14 (9-20)	14 (12-16)
BF/BP	39 (29-63)	43 (26-61)	38 (27-47)	14 (3-30)	53 (16-69)	9 (6-12)
KPAH	40 (24-52)	43 (26-56)	41 (21-50)	15 (8-27)	41 (20-54)	8 (5-12)

¹⁾ St. 2 - 6.

Av tabellen sees at i henhold til den foretatte gruppeoppdeling gjenspeiles avløpsvannets PAH-profil godt i sedimentene.

I o-skjell var det en viss overrepresentasjon av tyngre PAH, men uten at dette ga seg et tilsvarende utslag på KPAH, slik man da kunne ha forventet. (Imidlertid ligger den moderate forskjellen mellom andelen benzofluorantener/benzopyrener i o-skjell og avløpsvann innenfor det som må anses usikkert). Blåskjell og strandsnegl viste tydelig underrepresentasjon av de mest tungtløselige PAH og av de kreftfremkallende forbindelsene sammenlignet med i avløpsvann og sedimenter.

At o-skjell anriker tungtløselige forbindelser relativt til utslippet og akkumulerer forholdsvis mer av disse stoffene enn blåskjell, er også observert tidligere i Vefsnfjorden og i andre PAH-

resipienter (Kirkerud et al., 1981; Knutzen et al., 1982; Knutzen og Skei, 1988; Knutzen, 1989c).

I strandsnegl synes tyngre PAH fra utslippet å bli mindre godt representert. Det samme fenomenet har vært markert ved gassvaskerutslippet på Lista (Knutzen, 1989b), men i mindre grad i Sunndalsfjorden (Knutzen, 1989c) og i Karmsundet (Knutzen et al., 1989).

Blåskjellprøvene fra stasjonene utenfor Vefsnfjorden viste særlig høyt innhold av de "lette" PAH (fenantren, fluoranten, pyren), som utgjorde henholdsvis 78 og 87% av totalinnholdet. Spesielt ved st. 8, Høynesskjæret, var det en avvikende profil med bare 2% av potensielt kreftfremkallende forbindelser. Det kan ikke ses bort fra at tilfeldige oljespill fra båttrafikk kan ha bidratt til PAH-innholdet i skjellene både her og ved st. 7, Dagsvik, men det er trolig sistnevnte som ligger mest utsatt til i så måte - ikke langt fra et fergeleie. 1991-observasjonene fra st. 7 gir imidlertid ikke noe videre grunnlag for å mistenke lokal påvirkning. Tvert imot synes resultatene fra st. 9, Furunes å bekrefte at utslippet gir utslag i betydelig avstand.

For en sammenligning av nivåene i ulike arter er det bare spinkelt grunnlag, med få parallelle observasjoner av flere arter fra samme prøvested. Men det ses at på st. 2 hadde blåskjell vesentlig høyere PAH-innhold enn o-skjell (tabell 2, 4) og ved st. 1 ble det registrert fem ganger så høy konsentrasjon av sum PAH i strandsnegl som i o-skjell (tabell 5, 6). I sistnevnte tilfelle var det imidlertid mest KPAH i o-skjellene. Disse forskjellene kan sannsynligvis ses på som et resultat av høyere PAH-belastning i overflatelaget enn noe dypere, der o-skjellene er samlet. De lette sotpartiklene som langtransportert PAH i stor grad er knyttet til, vil anrikes i overflatelaget og gi høyest belastning her.

På st. 2 - 3 ble det funnet 5 - 10 ganger mer PAH i blåskjell enn i strandsnegl (tabell 2, 6), men sammenlignbarheten er noe haltende pga. vel en måned mellom innsamlingstidspunktene. Samme forhold mellom akkumuleringsgraden i de to arter er observert ved Lista (NIVA, upubl.). Selv om begge lever i overflatelaget, vil eksponeringen via vann være større hos blåskjell, som filtrerer store vannmengder for å skaffe seg mat.

6. KLORORGANISKE STOFFER I BLÅSKJELL OG FISK

Dette har vært sonderende analyser, bl.a. med henblikk på risikoen for å få dannet polyklorerte dibenzofuraner/-dioksiner (PCDF/PCDD) ved anodeforbrenning (eller fra andre prosesser/kilder) i så store mengder at det kunne ha praktisk betydning for utnyttelsen av fjordressursene.

I vedleggstabellene A10 - A14 er gjengitt rådata for disse analysene (A10 - A13 blåskjell, A14 torskelever), mens hovedresultatene i form av 2,3,7,8-TCDD ekvivalenter er oppsummert i tabell 8 (TCDD-ekvivalenter er et veiet uttrykk for giftigheten, mål ved ekvivalenter av det giftigste stoffet innen PCDF/PCDD: 2,3,7,8-tetrakloro-dibenzo-p-dioksin, her i henhold til en nordisk modell; kfr. Nordisk Dioxinriskbedømming, 1988).

Tabell 8. TCDD-ekvivalenter i blåskjell fra Vefsnfjorden, Sørfjorden og i lever av torsk fra Vefsnfjorden 1989, ng/kg friskvekt, samt viktige enkeltforbindelser og gruppers prosentbidrag til sum TCDD-ekvivalenter.

PRØVER	TCDD- ekv. ng/kg v.v.	% - BIDRAG TIL TCDD-EKV. FRA:						% fett
		ΣPCDD	ΣPCDF	2,3,7,8- TCDD	1,2,3,7,8 PeCDD	2,3,7,8- TCDF	2,3,4,7,8 PeCDF	
BLÅSKJELL								
St. 0, Havnebass.	1,22	80	20	69	5	6	9	1.4
St. 2, Alterneset	2.23	94	6	89	2	2	3	0.8
St. 7, Dagsvik	0.88	62	38	36	16	16	15	1.9
St 8, Høynesskjær	0.46	54	46	29	17	22	13	≈1.8 ¹⁾
TORSKELEVER								
Alterneset-Utnes	25.81	67	33	55	5	11	16	78

1) Middell av 4 paralleller, fra 1.06 til 2.53%.

Nivået av TCDD-ekvivalenter i blåskjell vitner om en tydelig påvirkning. Resultater så langt fra analyser av skjell fra referansestasjoner har vist et antydningssvis "bakgrunnsnivå" på 0.1 - 0.25 ng TCDD ekv./kg på Vestlandet, Trøndelag og Troms, mens det i ytre Oslofjord lå på omkring 0.4 ng/kg (NIVA/NILU, upubl.). Litt under 0.4 ble også funnet på referansestasjonen ved Ny Hellesund i forbindelse med overvåkingen av Kristiansandsfjorden (Knutzen et al., 1991). I ytre Hvalerområdet er det registrert 0.2 - 0.6 ng/kg (Berge, 1991). Dette betyr at det i indre del av Vefsnfjorden er funnet overkonsentrasjoner i en størrelsesorden på opp til i hvert fall 5 - 10 ganger. Hvis man regner med at "bakgrunnsnivået" (dvs. utenfor sporbar innflytelse fra punktkilder) ikke burde overstige 0.2 - 0.3 ng/kg på denne del av kysten, ses at også Sørfjordstasjonene er påvirket, spesielt nordover i sundet.

Sammenlignet med verdier i skjell fra områder som er/har vært resipienter for store utslipp av PCDF/PCDD, må innholdet i Vefsnfjordskjellene betegnes som moderat. F.eks. er det utenfor Frierfjorden registrert 60 ng/kg friskvekt, avtagende til ca. 10 ng/kg nærmere 30 km fra Hydro

Porsgrunns utslipp (Knutzen og Oehme, 1988). Senere er det i skjell fra Brevikfjorden konstatert over 100 ng TCDD ekv./kg friskvekt (Berge og Knutzen, 1991).

I den innerste del av Kristiansandsfjorden er det observert 5 - 6 ng/kg i skjell, synkende til 0.8 ng/kg i vestre del av fjordmunningen 8 - 10 km fra kilden, som her antas fremdeles å representere i størrelsesordenen 5 - 10 ng TCDD ekv./år (Knutzen et al., 1991).

Også 25.8 ng TCDD ekv./kg i torskelever kan delvis være et resultat av noe lokal dioksintilførsel, men dette er mer usikkert fordi referanseverdier fra denne del av kysten mangler. Ved Hvaler og i Singlefjorden ble det til sammenligning bare funnet 7 - 12 ng/kg (Berge, 1991), mens det ved Ny Hellesund var omkring 20 ng/kg (Knutzen et al., 1991). I Varangerfjorden ble det også konstatert relativt lavt innhold: 6 - 8 ng TCDD ekv./kg friskvekt (Færden, 1991).

I ytre Oslofjord og ved Jomfruland er det derimot funnet såvidt mye som 40 - 80 ng/kg uten at dette med sikkerhet har kunnet la seg knytte til punktkilder eller generelt høyere diffus belastning på Oslofjorden enn andre steder på Østlandet/Sørlandet (Knutzen og Oehme, 1988, 1990).

En illustrasjon av at resultatene kan variere betydelig innenfor et begrenset område, og på en vanskelig tolkbar måte, er påvisningen av 6.6 og 30.6 ng TCDD-ekv./kg i torskelever fra hhv. indre og ytre Hvaler (Staveland, 1990). I utgangspunktet ville man ha ventet de høyeste konsentrasjonene i fisk fra indre område, nærmest utslipp fra celluloseblekerier og den diffuse belastning via landavrenning.

Et særlig høyt fettinnhold (78%) i leverprøven fra Vefsnfjorden kan være medvirkende til forhøyet dioksininnhold.

For å kunne si noe bestemt om hva som kan være kilden(e) til dioksinbelastningen har man foreløpig ikke nok opplysninger. Til det trengs en gjennomgang av aktuelle virksomheter og prosesser med eventuelt påfølgende analyser av avløpsvann som er under mistanke.

Selv om det så vidt vites ikke er kjent fra tidligere, er det teoretisk fullt mulig at røykgassene fra forbrenning av Søderberg-elektroder kan være en slik kilde. Avløpsvann fra gassvaskerianlegget er derfor blant de muligheter som først bør testes. Dette kan gjøres enten ved direkte analyse av vann/slam fra klaringsbassenget eller indirekte ved å måle eventuelt opptak i blåskjell som eksponeres for ulike fortyninger av utslippet (f.eks. ufortynnet avløpsvann, fortykning, 1:10 og 1:100).

Av andre klororganiske stoffer ble det bare funnet moderate/lave konsentrasjoner i både blåskjell og torskelever fra indre fjord (vedleggstabell A15). I blåskjell fra st. 2, Alterneset, aug. 1989, ble det registrert følgende ($\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt):

HCB : 1
 ΣDDT: 2
 ΣPCB: 6 (Clophen A60 som standard).

For DDT og PCB er dette under eller sammenfallende med antatt høyt bakgrunnsnivå (Knutzen og Skei, 1990). I $\mu\text{g}/\text{kg}$ HCB (heksaklorbenzen) er derimot tydelig over antatt bakgrunnsnivå (ca. 0.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$), og dette kan sees i sammenheng med dioksinforurensningen registrert i samme prøve (parallelle underprøver). PCDF/PCDD og HCB dannes ofte i de samme prosesser (se f.eks. Öberg og Bergström, 1985). HCB-verdien kan betraktes som en bekreftelse på at det er en lokal punktkilde for bestandige kloraromatiske stoffer, men med forbehold om at NIVA på analysetidspunktet hadde en deteksjonsgrense på nettopp 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$, slik at størrelsen av

overkonsentrasjonen er noe usikker. At det bare ble funnet lave konsentrasjoner av HCB i sediment fra indre fjord (Helland og Skei, 1991), tyder på at belastningen er begrenset og at den sannsynligvis er knyttet til lette partikler som sedimenterer langsomt og i stor grad transporteres utover fjorden.

De øvrige undersøkte parametre i blåskjell - α og γ HCB (heksaklorsykloheksan, bl.a. Lindan) og pentaklorbenzen - lå under deteksjonsgrensen på 1 $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt.

Rådata for torskeleveranalysene er presentert i vedleggstabell A15 (fettbasis). Her ble det ikke funnet overkonsentrasjoner av HCB. (Den høye deteksjonsgrensen på 25 $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett er likevel under antatt høyt bakgrunnsnivå på 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$, kfr. Knutzen, 1987).

Også pentaklorbenzen, oktaklorstyren og α/γ -HCH og dekaloribifenyl lå under deteksjonsgrensen på 25 $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett (eller ca. 5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt). Summen av PCB-isomere 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180, var på friskvektbasis ca. 110 $\mu\text{g}/\text{kg}$ (regnet halve deteksjonsgrensen for 3 isomere).

Antas at summen av disse isomere tilsvarer størrelsesordenen 2/3 av sum PCB analysert på den måten som tidligere var mest vanlig (Martinsen et al., 1991), fås sum PCB i underkant av 400 $\mu\text{g}/\text{kg}$, hvilket er godt under det som kan forekomme langt fra punktkilder (Knutzen og Skei, 1990). Konsentrasjonen i blandprøven i Vefsnfjorden var f.eks. $< 1/4$ av gjennomsnittet for summen av de samme syv isomere i 121 torsk fra Hvaler (Martinsen et al., 1991). Av sistnevnte forfatteres arbeid fremgår meget store individuelle observasjoner, slik at det bør benyttes et betraktelig høyere antall i en blandprøve enn i det foreliggende Vefsnfjordmaterialet for eventuelt å få fullt pålitelig informasjon om tilstanden.

7. FLUORID I TANG OG BLÅSKJELL

Analysene av fluorid i grisetang fra st. 1, Marsøra og st. 3, Lindseth, viste hhv. 8 og 7 mgF/kg tørrvekt eller omkring 2 mg/kg friskvekt. Innholdet i blåskjell fra st. 3 var 4 mg/kg friskvekt eller omkring 30 mg/kg tørrvekt.

For tangens del er dette innenfor normalvariasjonen (Knutzen, 1987b) og vesentlig mindre enn observert i en resipient for et tilsvarende gassvaskeravløp ved Lista (Knutzen, 1989b).

Konsentrasjonen i blåskjell var derimot markert høyere enn tidligere registrert i Vefsnfjorden (Knutzen og Skei, 1986). Hva som er "normalvariasjonen" av fluorid i blåskjell er ikke godt nok undersøkt til å bedømme resultatet.

Det finnes imidlertid data som viser at fluoridnivået i blåskjell kan være vesentlig høyere enn tidligere registrert i Vefsnfjorden. Mer enn 15 km fra et utslipp i Glomfjord ble det måle 21 - 35 mgF/kg tørrstoff (Molvær et al., 1984), og i Sunndalsfjorden er det registrert 26/14 mg/kg tørrvekt hhv. ca. 7 og ca. 45 km fra utslipp (Knutzen, 1989c). I begge tilfeller var det "normalt" lavt fluoridinnhold i tangprøver fra de samme prøvestedene.

I tillegg kan nevnes at andre marine bløtdyr tildels synes å ha enda høyere innhold av fluorid enn blåskjell. Således er det på referansestasjoner ved Lista-undersøkelsene funnet 40 - 120 mgF/kg tørrvekt i albusnegl, og i strandsnegl fra langt syd i Karmsundet mer enn 150 mg/kg tørrvekt (ca. 40 mg/kg friskvekt, kfr. Knutzen et al., 1989).

8. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER

Selv om det er sannsynliggjort betraktelig nedgang i blåskjells og o-skjells PAH-innhold, gjenstår såvidt markerte overkonsentrasjoner, mest fremtredende i blåskjell, at spørsmål om kostholdsråd/restriksjoner på utnyttelse til mat og eventuelle anlegg for skjelloppdrett må vurderes av næringsmiddelmyndighetene og fiskerimyndighetene. Påvisningen av forhøyet dioksininnhold i blåskjell gjør dette ytterligere nødvendig.

De nevnte analysemessige usikkerheter gir beklageligvis dårlig underlag for å vurdere utnyttelsen av fisk og reker fra fjorden. Det tilrås derfor gjentatte undersøkelser av PAH i fisk og reker. I denne forbindelse bør det vurderes om ikke denne del av overvåkingen i Vefsnfjorden bør utføres av Fiskeridirektoratets Kontrollverk eller veterinære myndigheter.

Hva som er kilden(e) for den påviste dioksinforurensning bør avklares. Selv om det hittil såvidt vites ikke er konstatert dioksinutslipp fra aluminiumsverk, synes det mest nærliggende å se på denne mulighet. Om teknisk gjennomførbart, bør det derfor analyseres på gassvaskeravløpets innhold av PCDF/PCDD. Et alternativ til dette vil være at man i første omgang analyserer på slam fra klaringsbassenget. Ut fra årlig produsert slammengde kan det da eventuelt også la seg anslå hvilke belastningsmengder pr. år det dreier seg om.

Hvis det skulle vise seg at PCDF/PCDD tilføres overflatevannet via Vefsnas utløp, bør det som et element i den fortsatte overvåkingen av fjorden gjøres orienterende analyser av dioksininnholdet i laks/sjøørret. I denne overvåkingen bør det også inngå orienterende dioksinanalyser av sedimenter.

Dioksinobservasjonene fra Vefsnfjorden åpner for muligheten av at smelteverk med Søderberg-elektroder generelt kan være en kilde for disse forbindelser. Forurensningsmyndighetene, og/eller de aktuelle bedriftene selv, bør ta skritt til å få dette etterforsket.

Bestrebelsene på å redusere belastningen med PAH på Vefsnfjorden bør fortsette. Bortsett fra oppfølging mht. kilden for og forekomst av PCDF/PCDD, samt de nevnte PAH-undersøkelser i fisk/reker, er det ikke noe akutt behov for å videreføre overvåkingen i fjorden før ytterligere reduksjoner i PAH-belastningen er oppnådd. Hvis man likevel ønsker å få et grundigere referansemateriale for fremtidig utvikling, tilrås 6 - 8 PAH-analyser av blåskjell pr. år fra én stasjon i indre del av Vefsnfjorden og én stasjon langt nord i Sørfjorden (Dagsvik eller Furunes). I forbindelse med de bemerkelsesverdige moderate forskjellene mellom PAH-nivåene i indre Vefsnfjorden og Sørfjorden, bør det gjøres en vurdering av om en stasjon på nordøstsiden av fjorden (strekningen Fusta - Lindseth) kan være mer representativ enn vestsiden av Alterneset (st. 2). Likeledes kan det være aktuelt å forsikre seg om at det ikke er andre betydelige kilder for PAH i Sørfjorden enn tilførselene fra Vefsnfjorden.

9. LITTERATUR

- Berge, J.A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler-Koster-området. Rapp. 446/92 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-90035 (l.nr. 2560), under trykking.
- Berge, J.A. og J. Knutzen, 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 3. Eksperimentelt opptak av persistente klororganiske forbindelser og kvikksølv i skrubbe og krabbe, opptak/utskillelse i blåskjell og registrering av miljøgiftinnhold i bunndyr fra Frierfjorden og Brevikfjorden. NIVA-rapport O-895904/E-90406 (l.nr. 2573), 143 s. ISBN 82-577-1897-1.
- Færden, K., 1991. Dioksiner i næringsmidler. Oppsummering av dioksinanalyser i 1989 og 1990. SNT-rapport nr. 4, 1991, 34 s. + vedlegg. ISBN 0802-1627.
- Grimmer, G. og H. Böhnke., 1975. Polycyclic aromatic hydrocarbon profile analysis of high-protein foods, oils and fats by gas chromatography. J. AOAC 58: 725-.
- Helland, A. og J. Skei, 1991. Overvåking i Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumverk 1989. Delrapport 1: Sedimenter. NIVA-rapport O-84019 (l.nr. 2521), 30 s. ISBN 82-577-1828-9.
- IARC, 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volume 1 to 42. Suppl. 7. Lyon, Frankrike.
- Kirkerud, L. (red.), I. Haugen, J. Knutzen, K. Kvalvågnæs, J. Magnusson, B. Rygg og J. Skei, 1981. Vefsnfjorden som resipient for avfall fra Mosjøen Aluminiumsverk. Rapport 1. Undersøkelser 1978 - 1980. NIVA-rapport O-76149 (l.nr. 1330), 175 s. ISBN 82-577-0433-4.
- Knutzen, J., 1987. Om "bakgrunnsnivåer" av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk. NIVA-rapport O-85167 (l.nr. 2992), 173 s. ISBN 82-577-12151-5.
- Knutzen, J., 1987a. Overvåking av Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumsverk 1985. NIVA-rapport O-84019 (l.nr. 2008), 17 s. ISBN 82-577-1258-2.
- Knutzen, J., 1987b. Fluoride occurrence and toxicity in aquatic organisms. NIVA-rapport E-87700 (l.nr. F-511), 23 s. ISBN 82-577-1221-3.
- Knutzen, J., 1989a. PAH i det akvatiske miljø - opptak, utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport O-87189/E-88445 (l.nr. 2205), 107 s. ISBN 82-577-1497-6.
- Knutzen, J., 1989b. Utslipp av avløpsvann fra Lista Aluminiumverk. Kontrollundersøkelser 1987 - 1988 med tillegg av analyser av PAH i krabber. NIVA-rapport O-68019 (l.nr. 2270), 32 s. ISBN 82-577-1569-7.
- Knutzen, J., 1989c. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer 1987. Rapport 347/89 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000366 (l.nr. 2273), 34 s. ISBN 82-577-1572-7.

- Knutzen, J., 1991. Overvåking av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i o-skjell fra Årdalsfjorden 1990. NIVA-rapport O-8909504/E-90446 (l.nr. F-529), 15 s. ISBN 82-577-1864-5.
- Knutzen, J., og N. Green, 1990. Miljøgifter i torsk og blåskjell fra Grenlandsfjordene 1989. Rapport 415/90 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800312 (l.nr. 2470), 41 s. ISBN 82-577-1781-9.
- Knutzen, J., og M. Oehme, 1988. Undersøkelse av klorerte dioksiner og dibenzofuraner i fisk, skalldyr og sedimenter fra Frierfjorden med tilgrensende områder 1987 - 1988. NIVA-rapport O-87083 (l.nr. 2189), 143 s. ISBN 82-577-1477-1.
- Knutzen, J. og M. Oehme, 1990. Klorerte dibenzofuraner og dioksiner i krabber, fisk og reker fra Frierfjorden, tilstøtende områder og referansestasjoner 1988 - 1989. NIVA-rapport O-88185 (l.nr. 2346), 110 s. ISBN 82-577-1629-4.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1986. Overvåking i Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumverk 1984. NIVA-rapport O-84019 (l.nr. 1876), 31 s. ISBN 82-577-1090-5.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1988. Tiltaksorientert overvåking i Saudafjorden 1986 - 1987. Rapport 309/88 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000306 (III), (l.nr. 2109), 50 s. ISBN 82-577-1388-0.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport O-862602 (l.nr. 2540), 139 s. ISBN 82-577-1855-6.
- Knutzen, J., B. Rygg og J. Skei, 1982. Overvåking i Saudafjorden 1981. Rapport 50/82 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000306 II (l.nr. 1417), 87 s. ISBN 82-577-0534-9.
- Knutzen, J., K. Næs og B. Rygg, 1989. Tiltaksorientert overvåking av Karmsundet. Undersøkelser av sedimenter, bløtbunnsfauna og miljøgifter i organismer. Rapport 371/89 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000380 (l.nr. 2284), 75 s. ISBN 82-577-1585-9.
- Knutzen, J., K. Martinsen, K. Næs, M. Oehme og E. Oug, 1991. Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1988 og 1990. Rapport 443/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800357 (l.nr. 2554), 183 s. ISBN 82-577-1873-4.
- Martinsen, I., G. Staveland, J.U. Skaare, K.I. Ugland og A. Haugen, 1991. Levels of environmental pollutants in male and female flounder (*Platichthys flesus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.) caught during the year 1988 near or in the waterway of Glomma, the largest river of Norway. I. Polychlorinated biphenyls. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 20: 353-360.
- McElroy, A., J.W. Farrington og J.M. Teal, 1989. Bioavailability of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. S. 1 - 39 i U. Varanasi (red.): Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. CRC Press Inc., Boca Raton, Florida, 341 s.

- Molvær, J., J. Knutzen, M. Haakstad og K. Tangen, 1984. Basisundersøkelse i Glomfjord 1981 - 1982. Delrapport II. Vannutskifting, vannkvalitet, miljøgifter i organismer og organismeresamfunn på grunt vann. Rapport 128/84 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-8000316 (l.nr. 1605), 125 s. ISBN 82-577-0765-1.
- Nordisk Dioxinriskbedømming, 1988. Rapport fra Nordisk Ministerråd, Miljørapport 1988:7 (NORD 1988:49), 129 s. + bilag. (Forf.: U.G. Ahlborg, H. Håkansson, F. Wærn og A. Hanberg).
- Næs, K., E. Oug, J. Knutzen og F. Moy, 1991. Resipientundersøkelse av Tromøysund. Bunnsedimenter, organismer på bløt- og hardbunn, miljøgifter i organismer. NIVA-rapport O-89170, under trykking.
- Oehme, M., S. Manø, E.M. Brevik og J. Knutzen, 1989. Determination of polychlorinated dibenzofuran (PCDF) and dibenzo-p-dioxin (PCDD) levels and isomer patterns in fish, crustacea, mussel and sediment samples from a fjord region polluted by Mg-production. *Frezenius Z. Anal. Chem.* 335: 987-997.
- Staveland, G., 1990. Biologiske parametre og innhold av klororganiske forbindelser i torsk (*Gadus morhua* L.) fra Hvalerområdet. Hovedfagsoppgave i marin biologi/UiO, våren 1990, 70 s. + vedlegg.
- Öberg, T. og Bergström, J.G.T., 1985. Hexachlorobenzene as an indicator of dioxin production from combustion. *Chemosphere* 14: 1081-1086.

VEDLEGGSTABELLER**(RÅDATA)**

Tabell A1: PAH-utslipp

Tabell A1 - A7: PAH i muslinger og snegl 1989 - 1990

Tabell A8 - A9: PAH i fisk og reker

Tabell A10 - A13: PCDF/PCDD i blåskjell

Tabell A14: PCDF/PCDD i torskelever

Tabell A15: Øvrige klororganiske forbindelser i torskelever

Tabell A16: PAH i blåskjell og o-skjell 1991.

Tabell A1. Utvikling i anslagsmessig beregnet belastning med PAH fra Elkem Aluminium Mosjøen 1980 - 1990, tonn/år. OBS: Meget usikre tall.

	Klarings- basseng. tonn/år	Dorr- anlegg. tonn/år	Hoved- kloakk. tonn/år	Andre kilder. tonn/år	SUM. tonn/år
1980 PAH KPAH B(a)P	6,4	0,3	1,5	0,4	ca. 8,6
1981 PAH KPAH B(a)P	7,2	0,5	1,5	0,4	ca. 9,6
1982 PAH KPAH B(a)P	19,3 6,0 1,0	9,5	1,5	0,4 (massefab)	ca. 30,7
1983 PAH KPAH B(a)P	3,2	7,3	1,5	0,4	ca. 12,4
1984 PAH KPAH B(a)P	3,9	1,3	1,5	0,4	ca. 7,1
1985 PAH KPAH B(a)P	3,9	1,2	1,5	0,4	ca. 7,0
1986 PAH KPAH B(a)P	6,6	0,1	1,5	0,4	ca. 8,6
1987 PAH KPAH B(a)P	7,8 2,7 0,12	6,4	0,03	0,2	ca. 14,4
1988 PAH KPAH B(a)P	6,8 2,0 0,29	2,7	0,03	0,2	ca. 9,7
1989 PAH KPAH B(a)P	~ 0.280 ~ 0.120 ~ 0.025	Slamledn. satt ut av drift.	< 0.001	0,2	ca. 0.5
1990 PAH KPAH B(a)P	~ 0.390 ~ 0.170 ~ 0.039	—	< 0.001	0,2	ca. 0.6

Tabell A2. Resultater fra parallellanalyser med identifikasjon/kvantifisering ved massesелеktiv detektor (GC/MSD) og flammeionisasjonsdetektor (GC/FID), ug/kg friskvekt.

Prøvebetegnelse:

1 : Lindseth st 3 30/8-89. K.snegl Analysert med GC/FID
 2 : " " " " " " " " GC/MSD
 3 : Marsøra " 1 " " S.snegl " " " " GC/FID
 4 : " " " " " " " " " " GC/MSD
 5 : Lindseth " 3 3/10-89 Blåskjell " " " " " " GC/FID
 6 : " " " " " " " " " " " " GC/FID
 m : Maskert

PAH	1	2	3	4	5	6
Naftalen	M		M		8	m
2-Metylnaftalen					2	
1-Metylnaftalen					1	
Bifenyl						
Acenaftalen					2	
Acenaften					5	
Dibenzofuran		3			5	
Fluoren					7	
Dibenzotiofen				44		
Fenantren	M	28	M	25	504	356
Antracen	M	15	M	5	12	
2-Metylantracen				4	13	
1-Metylfenantren				3	9	
9-Metylantracen				3	6	
Fluoranten	318	179	601	583	743	567
Pyren	268	107	558	415	478	449
Benzo(a)fluoren						
Benzo(b)fluoren						
1-Metylpyren						
Benzo(ghi)fluoranten						
Benz(a)antracen *	M	8	M	30	416	m
Trifenylen/Chrysen	M	18	M	197	278	233
Benzo(b)fluoranten *	18	4	18	20	x) 283	411
Benzo(j+k)fluoranten *		2		9		
Benzo(e)pyren			77	39	166	
Benzo(a)pyren *				8	46	
Perylen						
Indeno(1,2,3-cd)pyren *				4	4	
Dibenz(a,c og/eller a,h)antracen * 1)					2	
Benzo(ghi)perylene				6	6	
Anthanthrene						
Coronen						
Dibenz(a,e+a,h+a,i+a,l)-pyren *						
Sum	604	364	1254	1395	2996	2006
Derav KPAH (*)	18	14	18	61	749	411
% KPAH	~ 3	~ 4	~ 1.5	4	~ 25	~ 25
% Tørrstoff					10.8	

Det.grense

10

10

Dato :
 Analytiker :

Tabell A3. 5 parallellanalyser av homogenisat av o-skjell fra st. 2, Alterneset, 30/8-89, samt data fra opprinnelig analyseutskrift (benyttet i rapporten), $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt. M: Middel. S: Standardavvik.

KOMPONENT	5 PARALLELLER		OPPRINNELIG RESULTAT
	M (ppb)	S (ppb)	
Naftalen	5.10	2.5	-
2-Metylnaftalen	2.50	1.20	-
1-Metylnaftalen	1.92	0.90	-
Acenaftalen	-	-	-
Acenaften	-	-	-
Dibenzofuran	0.53	0.05	2
Fluoren	0.55	0.10	-
Dibenzotiofen	0.41	0.06	-
Fenantren	6.35	0.49	4
Antracen	1.43	0.16	-
2-Metylantracen	2.06	0.68	-
2-Metylfenantren	2.93	1.1	-
9-Metylantracen	0.86	0.12	-
Fluoranten	33.70	6.98	29
Pyren	5.60	1.95	21
Benz(a)antracen	4.40	1.38	5
Chrysen	10.00	1.39	12
Benzo(b)fluoranten	12.10	3.26	5
Benzo(j,k)fluoren	6.55	1.45	3
Benzo(e)pyren	18.00	1.28	2
Benzo(a)pyren	1.16	0.11	4
Ind(1,2,3-cd)pyr	1.24	0.23	-
Dibenz(a,c/a,h)pyr	0.49	0.1	-
Benzo(ghi)perylene	0.92	0.13	-
Sum PAH	118.80		87
Derav KPAH	25.94		17
% KPAH	~22		~20

Tabell A4. PAH i blåskjell fra Vefsnfjorden/Sørfjorden 29-30/8 1989,
ug/kg friskvekt.

Prøvebetegnelse: *Blåskjell*

1 : Alterneset St.2	30/8-89	4 : Korsnes St.5	29/8-89
2 : Lindseth " 3	3/10-89	5 : Sørnes " 6	29/8-89
3 : Høynesdalen " 4	29/8-89	6 : Dagsvik " 7	29/8-89
		7 : Høyneset " 8	29/8-89

Konsentrasjoner i: ug/kg våtvekt

PAH	1	2	3	4	5	6	7
Naftalen	9	8	4	5	5	3	4
2-Metylnaftalen	1		1	1		1	
1-Metylnaftalen		1	1				
Bifenyl							
Acenaftalen			1				
Acenaften	1	2	1	2	2	1	
Dibenzofuran	4	5	3	2	2	3	2
Fluoren	4	5	2	2	4	1	2
Dibenzotiofen	5	7	2	3	2	2	1
Fenantren	329	504	46	172	112	146	86
Antracen	16	12	4	2	28	1	1
2-Metylantracen	10	13	11	32	17	11	7
2-Metylfenantren	7	9	8	17	8	8	6
9-Metylantracen	7	6	3	5	7	5	7
Fluoranten	632	743	702	1237	1221	788	414
Pyren	334	478	270	455	640	236	82
Benzo(a)fluoren							
Benzo(b)fluoren							
1-Metylpiren							
Benzo(ghi)fluoranten							
Benz(a)antracen *	94	416	18	251	78	46	7
Trifenyl/Chrysen	102	278	92	451	226	181	40
Benzo(b)fluoranten *	26	x) 283	79	x) 292	131	x) 74	4
Benzo(j+k)fluoranten *	3		9		1		1
Benzo(e)pyren	18	166	24	143	78	18	5
Benzo(a)pyren *	3	46	2	5	4	1	
Perylen							
Indeno(1,2,3-cd)pyren *	1	4		2	1		
Dibenz(a,c og/eller a,h)antracen * 1)		2		1			
Benzo(ghi)perylene		6	1	4	3		
Anthanthrene							
Coronen							
Dibenz(a,e+a,h+a,i+a,l)- pyren *							
Sum	1606	2996	1284	3084	2570	1523	669
Derav KPAH (*)	127	749	108	551	215	121	12
% KPAH	~ 8	~ 25	~ 8	~ 18	~ 8	~ 8	~ 2
% Tørrstoff	11.4	10.8	12.7	13.0	13.9	14.0	18.4

x) Inkl. benzo(j,k)fluoranten

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A og 2B (sannsynlige + trolige cancerogene). Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren *

Dato : 6/6-90
 Analytiker : SIG/BRG

Tabell A5. PAH-innhold i blåskjell fra st. 2, Alterneset/Vefsnfjorden nov. 1989 - aug. 1990, ug/kg friskvekt.

1: Altern. 26.4.90 B.skjell 4-6 cm
 2: Alterneset 31.5.90 B.skjell
 3: Altern. 14.6.90 B.skjell I+II
 4: Altern. 25.7.90 B.skjell
 5: Altern. 30.8.90 B.skjell
 6: Altern. 9.11.89 B.skjell 4

Parameter/proeve	1	2	3	4	5	6
Naftalen				2		
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftylen				1		
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren				3		
Dibenzotiofen				5		
Fenantren	442		75	583	49	33
Antracen	95		3	65		2
2-M-Antracen	29		12	20	3	2
1-M-Fenantren	2		2	2	6	4
9-M-Antracen	15		5	11	5	2
Fluoranten	1084	144	406	502	314	193
Fyren	673	74	199	237	118	141
B(a)A*	95	53	59	59	78	80
Trif/Chry.	140	106	106	140	147	156
B(b)fluoranten*	91	84	54	103	89	156
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P	73	72	67	93	85	102
B(a)P*	5	3	2	3	3	5
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	3	2	1	1		1
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)	1					
B(ghi)perylene	5	3	3	5	3	4
Coronen						
Dibenzopyrener*	2					
SUM	2755	541	994	1835	900	881
Derav KPAH(*)	197	142	116	166	170	242
%KPAH	~ 7	~ 26	~ 12	~ 9	~ 19	~ 27
%Toerrstoff	13.7	13.2	16.1	16.3	15.3	14.7

Anm. Benzo(b)fluoranten inkluderer benzo(j,k)fluoranten
 * markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhoerende IARC's kategorier 2A og 2B (sannsynlige+trolige cancerogene). Sum av * utgjoer KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Tabell A6. PAH i o-skjell, stor strandsnegl og kongssnegl fra Vefsnfjorden 30/8 og 3/10 1989, ug/kg friskvekt.

Prøvebetegnelse:

1 : Marsøra, St.1 30/ 8-89 O-skj. 4 : Lindseth, St.3 30/8-89 K.snegl
 2 : Alterneset, St.2 30/8 -89 O-skj. 5 : Marsøra, " 1 30/8-89 S.snegl
 3 : " " 3/10 -89 S.snegl 6 : Lindseth, " 3 30/8-89 "

Konsentrasjoner i: ug/kg vått materiale

PAH	1	2	3	4	5	6
Naftalen	24		4			3
2-Metylnaftalen	1		2			3
1-Metylnaftalen			1			1
Bifenyl						1
Acenaftalen			5			5
Acenaften	1		2	3		3
Dibenzofuran	1	2				3
Fluoren	2		1			3
Dibenzotiofen			1		44?	
Fenantren	5	4	24	28	25	18
Antracen	2		3	15	5	3
2-Metylantracen			5		4	3
2-Metylfenantren	1		6		3	4
9-Metylantracen			7		3	1
Fluoranten	24	29	132	179	583	115
Pyren	10	21	35	107	415	23
Benzo(a)fluoren						
Benzo(b)fluoren						
1-Metylpyren						
Benzo(ghi)fluoranten						
Benz(a)antracen *	14	5	16	8	30	20
Trifenylen/Chrysen	15	12	17	18	197	13
Benzo(b)fluoranten *	106	5	4	4	20	4
Benzo(j+k)fluoranten *	9	3	2	2	9	3
Benzo(e)pyren	28	2	22		39	21
Benzo(a)pyren *	5	4	1		8	
Perylen						
Indeno(1,2,3-cd)pyren *	5		1		4	1
Dibenz(a,c og/eller a,h)antracen * 1)	1					
Benzo(ghi)perylene	5				6	
Anthanthrene						
Coronen						
Dibenz(a,e+a,h+a,i+a,l)-pyren *	1					
Sum	260	87	291	364	1395	235
Derav KPAH (*)	141	17	24	14	71	28
% KPAH	~54	~20	~8	~4	~5	~12
% Tørrstoff	8.2	12.6	17.5	21.2	22.7	22.1

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A og 2B (sannsynlige + trolige cancerogene). Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren *

Dato :
 Analytiker :

Tabell A7. PAH i o-skjell fra Korsneset, Vefsnfjorden, nov. 1989 - sept. 1990, ug/kg friskvekt.

Parameter/proeve	0	1	2	3	4	5	6
Naftalen							
2-M-Naf.							
1-M-Naf.							
Bifenyl							
Acenaftylen							
Acenaften							
Dibenzofuran							
Fluoren							
Dibenzotiofen							
Fenantren	24	36	12	2	8	1	5
Antracen	1	1	1				
2-M-Antracen	1	1	1				
1-M-Fenantren		2					
9-M-Antracen		1					
Fluoranten	52	79	85	89	50	36	43
Pyren	5	2	3	38	1		1
B(a)A*	12	19	9	8	2	1	3
Trif/Chry.	59	71	55	39	30	18	36
B(b)fluoranten*	89	147	93	77	50	54	42
B(j,k)fluoranten*	60	74	64	55	40	40	30
B(e)P	47	83	79	65	75	62	100
B(a)P*	12	22	11	6	3	4	8
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	5	27	20	18	14	6	5
Dibenz. (a,c/a,h)ant* ¹⁾		4	1	1	1	1	
B(ghi)perylene	7	28	22	16	13	7	6
Coronen							
Dibenzopyrener*		2	1	1	1		
SUM	374	599	457	415	288	230	279
Derav KPAH(*)	178	295	199	166	111	106	88
%KPAH	~48	~49	~44	~40	~39	~46	~32
%Toerrstoff	19.7	14.4	15.7	16.1	15.6	16.4	16.9

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhoerende IARC's kategorier 2A og 2B (sannsynlige+trolige cancerogene). Sum av * utgjoer KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Tabell A8. PAH i torsk fra Vefsnfjorden oktober 1989, ug/kg friskvekt.

1: 22F *Altnes-Utnes, m/prikker* 5: 36F *Altneset - EAM*
 2: 22L *_____ " _____* 6: 36L *_____ " _____*
 4: 23F *_____ " _____, u/prikker* 7: 23L *Altneset-Utnes, u/prikker*
 F: Filet L: Lever

Parameter/Proeve	1	2	4	5	6	7
Naftalen	0.8					
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftulen						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren						
Dibenzotiofen						
Fenantren	0.3	20	1	0.5	0.2	1.2
Antracen		2		0.2	0.1	0.8
2-M-Antracen		6			0.2	
1-M-Fenantren		7				
9-M-Antracen		4				
Fluoranten	0.2	8		0.1	0.1	1.9
Pyren	0.2	1				
B(a)A*						0.5
Trif/Chry.	0.3			0.4	0.2	0.3
B(b)fluoranten*						
B(j,k)fluoranten*						
B(e)P						
B(a)P*						
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*						
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
B(ghi)perylene						
Coronen						
Dibenzopyrener						
SUM	1.8	48	1	1.2	0.8	4.7
Derav KPAH(*)	-	-	-	-	-	0.5
%KPAH	-	-	-	-	-	~10
%Oerrestoff	20.4	36.3	22	21.4	723.8	65.3

Ann. Emulsjonsproblemer med proeve 21

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A og 2B (sannsynlige+trolige cancerogene). Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomerer.

Tabell A9. PAH i smørflindre og reke fra Vefsnfjorden, Sørfjorden og Leirfjorden okt. 1989, ug/kg friskvekt. OBS: Usikre verdier.

1: Smørflindrefilet Sørfj. 11.10.89 Prøve 28
 2: Smørflindrefilet Vikdalsbukta 12.10.89 Prøve 34
 3: Reker, Furunes/Leirfjorden, 11/10-89
 4: Reker, Vikdalsbukta, 12/10-89

Parameter/prøve	1	2	3	4
Naftalen				
2-M-Naf.				
1-M-Naf.				
Bifenyl				
Acenaftylene				
Acenaften				
Dibenzofuran				
Fluoren				
Dibenzotiofen				
Fenantren	11	11	12	3
Antracen	1	1		
2-M-Antracen	1			
1-M-Fenantren	1			
9-M-Antracen	1			
Fluoranten	7	13	40	8
Pyren	3	5	6	5
B(a)A*	1	1	2	4
Trif/Chry.	1	1	8	18
B(b)fluoranten*	3		5	42
B(j,k)fluoranten*				
B(e)P	1		1	25
B(a)P*	1		1	7
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	1			1
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)				
B(ghi)perylene	1			1
Coronen				
Dibenzopyrener*				
SUM	34	32	75	114
Derav KPAH(*)	6	1	8	54
%KPAH	~18	~3	~11	~48
%Tørrstoff	18	18.8	14.1	12.8

Deteksjonsgrense 1 ug/kg våtvekt

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

TB9142.XLS

Tabell A10. PCDF/PCDD i blåskjell fra st. 0, Mosjøen havnebasseng, 30/8-89,
ng/kg friskvekt.

TOTAL PRØVEMENGDE 40,000
ENHET FOR PRØVEMENGDE g
ENHET I RAPPORT pg/g

<:deteksjonsgrense ved signal/støyforhold 3:1
2,3,7,8-TEQ etter Nordisk modell

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	0,680	54,2%	0,07
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	0,256		0,00
23478-penta-CDF	0,229	68,5%	0,11
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	0,263	57,3%	0,03
123678-hexa-CDF	0,170		0,02
123789-hexa-CDF	< 0,052		0,01
234678-hexa-CDF	0,079		0,01
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	0,657	51,8%	0,01
1234789-hepta-CDF	0,153		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	1,969		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		0,25
2378-tetra-CDD	0,839	60,5%	0,84
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	0,128	55,9%	0,06
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	0,077		0,01
123678-hexa-CDD	0,296	56,4%	0,03
123789-hexa-CDD	0,169		0,02
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	0,938	58,0%	0,01
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	6,736	72,0%	0,01
SUM DIOKSINER	#VALUE!		0,97

SUM 2,3,7,8-TEQ 1,22

TB9150.XLS

Tabell A11. PCDF/PCDD i blåskjell fra Alterneset 30/8 1989, ng/kg friskvekt.

TOTAL PRØVEMENGDE 20,000
 ENHET FOR PRØVEMENGDE g
 ENHET I RAPPORT pg/g

<:deteksjonsgrense ved signal/støyforhold 3:1
 2,3,7,8-TEQ etter Nordisk modell

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	0,406	68,4%	0,04
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	0,107		0,00
23478-penta-CDF	0,122	76,3%	0,06
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	0,208	80,4%	0,02
123678-hexa-CDF	0,039		0,00
123789-hexa-CDF	< 0,019		0,00
234678-hexa-CDF	0,058		0,01
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	0,246	78,0%	0,00
1234789-hepta-CDF	0,036		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	0,719		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		0,14
2378-tetra-CDD	1,990	76,0%	1,99
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	0,102	75,8%	0,05
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	0,027		0,00
123678-hexa-CDD	0,329	82,3%	0,03
123789-hexa-CDD	0,049		0,00
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	0,449	79,3%	0,00
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	2,540	84,6%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		2,09
SUM 2,3,7,8-TEQ			2,23

P9484.XLS

Tabell A12. PCDF/PCDD i blåskjell fra st. 7, Dagsvik, 29/8 1989, ng/kg friskvekt.

TOTAL PRØVEMENGDE	22,000
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<: DETEKSJONSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELLDETEKSJONSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	1,377	50,2%	0,14
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	0,267		0,00
23478-penta-CDF	0,258	57,5%	0,13
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	0,346	55,8%	0,03
123678-hexa-CDF	0,144		0,01
123789-hexa-CDF	< 0,010		0,00
234678-hexa-CDF	0,132		0,01
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	0,362	48,9%	0,00
1234789-hepta-CDF	0,028		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	0,698		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		0,34
2378-tetra-CDD	0,320	48,7%	0,32
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	0,272	58,2%	0,14
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	0,107		0,01
123678-hexa-CDD	0,488	55,2%	0,05
123789-hexa-CDD	< 0,133		0,01
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	1,146	49,8%	0,01
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	6,134	44,9%	0,01
SUM DIOKSINER	#VALUE!		0,55
SUM 2,3,7,8-TEQ			0,88

Tabell A13. PCDF/PCDD i blåskjell fra st. 8, Høynesskjær 29/8 1989, ng/kg
friskvekt.

TOTAL PRØVEMENGDE 21,000
ENHET FOR PRØVEMENGDE g
ENHET I RAPPORT pg/g

<: DETEKSJONSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

DETEKSJONSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	
2378-tetra-CDF	1,047	59,7%	0,10
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	0,252		0,00
23478-penta-CDF	0,118	61,4%	0,06
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	0,272	62,9%	0,03
123678-hexa-CDF	0,099		0,01
123789-hexa-CDF	< 0,007		0,00
234678-hexa-CDF	0,057		0,01
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	0,182	57,9%	0,00
1234789-hepta-CDF	0,013		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	0,245		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		0,21
2378-tetra-CDD	i 0,134	51,8%	0,13
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	0,153	61,2%	0,08
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	0,054		0,01
123678-hexa-CDD	0,168	60,4%	0,02
123789-hexa-CDD	< 0,073		0,01
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	0,669	59,4%	0,01
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	2,298	52,8%	0,00
SUM DIOKSINER	#VALUE!		0,25
SUM 2,3,7,8-TEQ			0,46

Tabell A14. PCDF/PCDD i lever av torsk fanget mellom Alterneset og Utnes i Vefsnfjorden okt. 1989, ng/kg friskvekt.

TOTAL PRØVEMENGDE	2,000
ENHET FOR PRØVEMENGDE	g
ENHET I RAPPORT	pg/g

<: DETEKSJONSGRENSER VED SIGNAL/STØYFORHOLD 3:1

2,3,7,8-TEQ ETTER NORDISK MODELL

DETEKSJONSGRENSER INKLUDERT I BEREGNING AV 2,3,7,8-TEQ

#VALUE!: FOREKOMMER VANLIGVIS IKKE I BIOLOGISKE PRØVER

KOMPONENT	KONS. pg/g	% GJENV. 2,3,7,8-TEQ	pg/g
2378-tetra-CDF	27,255	90,3%	2,73
SUM tetra-CDF	#VALUE!		
12378/12348-penta-CDF	15,583		0,16
23478-penta-CDF	8,201	80,2%	4,10
SUM penta-CDF	#VALUE!		
123478/123479-hexa-CDF	5,661	91,3%	0,57
123678-hexa-CDF	5,401		0,54
123789-hexa-CDF	0,644		0,06
234678-hexa-CDF	3,743		0,37
SUM hexa-CDF	#VALUE!		
1234678-hepta-CDF	2,635	77,9%	0,03
1234789-hepta-CDF	0,107		0,00
SUM hepta-CDF	#VALUE!		
Octa-CDF	2,175		0,00
SUM FURANER	#VALUE!		8,56
2378-tetra-CDD	14,298	77,2%	14,30
SUM tetra-CDD	#VALUE!		
12378-penta-CDD	2,701	88,1%	1,35
SUM penta-CDD	#VALUE!		
123478-hexa-CDD	0,297		0,03
123678-hexa-CDD	12,796	83,4%	1,28
123789-hexa-CDD	2,547		0,25
SUM hexa-CDD	#VALUE!		
1234678-hepta-CDD	3,672	85,3%	0,04
SUM hepta-CDD	#VALUE!		
Octa-CDD	7,624	75,7%	0,01
SUM DIOKSINER	#VALUE!		17,26
SUM 2,3,7,8-TEQ			25,81

Tabell A15. PCB og andre klororganiske forbindelser i lever av torsk fanget
 Alterneset - Utnes i Vefsnfjorden okt. 1989, ug/kg fett.

Prøvebetegnelse

1 - Lever blandprøve, 22L, St.22, 4/10-89

Parameter	1	2	3	4	5	6	7
5-CB	<25						
α-	<25						
HCB	<25						
γ- (Lindan)	<25						
p,p-DDE	184						
p,p-DDD	91						
OCS	<25						
PCB-28	<25						
PCB-52	<25						
PCB-101	<25						
PCB-118	84						
PCB-153	200						
PCB-138	146						
PCB-180	56						
PCB-209	<25						
EPCL							
% Tørrstoff	41.4						
% Fett	19.1						

Dato : 8/10-90

Analytiker: SIG/BRG

1: St.2 Alterneset. Blåskjell 4: St.9 Furuneset. Blåskjell
 2: St.7 Dagsvik. Blåskjell 5: St.2 Alterneset. 0-skjell
 3: St.8 Høynesskjær. Blåskjell 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
Acenaftylene						
Acenaften						
Dibenzofuran						
Fluoren	13	12	7	8	5	
Dibenzotiofen		8	7	9	4	
Fenantren	211	229	124	155	36	
Antracen	14	14	6	7	9	
2-M-Antracen	45	53	21	25	12	
1-M-Fenantren	8	6	10	3	5	
9-M-Antracen	7	3	2	2	9	
Fluoranten	371	496	195	272	80	
Pyren	85	69	25	30	16	
B(a)A*	52	41	8	22	24	
Trif/Chry.	72	92	30	50	53	
B(b)fluoranten*	56	53	15	15	130	
B(j,k)fluoranten*	x)	x)	x)	x)	80	
B(e)P	49	42	10	12	99	
B(a)P*	12	8	3	3	27	
Ind. (1,2,3-cd)pyr.*	13	6	3	4	54	
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)					30	
B(ghi)perylene	14	4	3		48	
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	1022	1136	469	617	721	
Derav KPAH(*)	133	108	29	44	345	
%KPAH	~13	~9	~6	~7	~48	
%Tørrstoff	9.1	16.2	18.4	17.2	18.6	

Ann.: x) angir at benzo(b)fluoranten inkluderer benzo(j,k)fluorant
 * markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor
 mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier
 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomerer.