

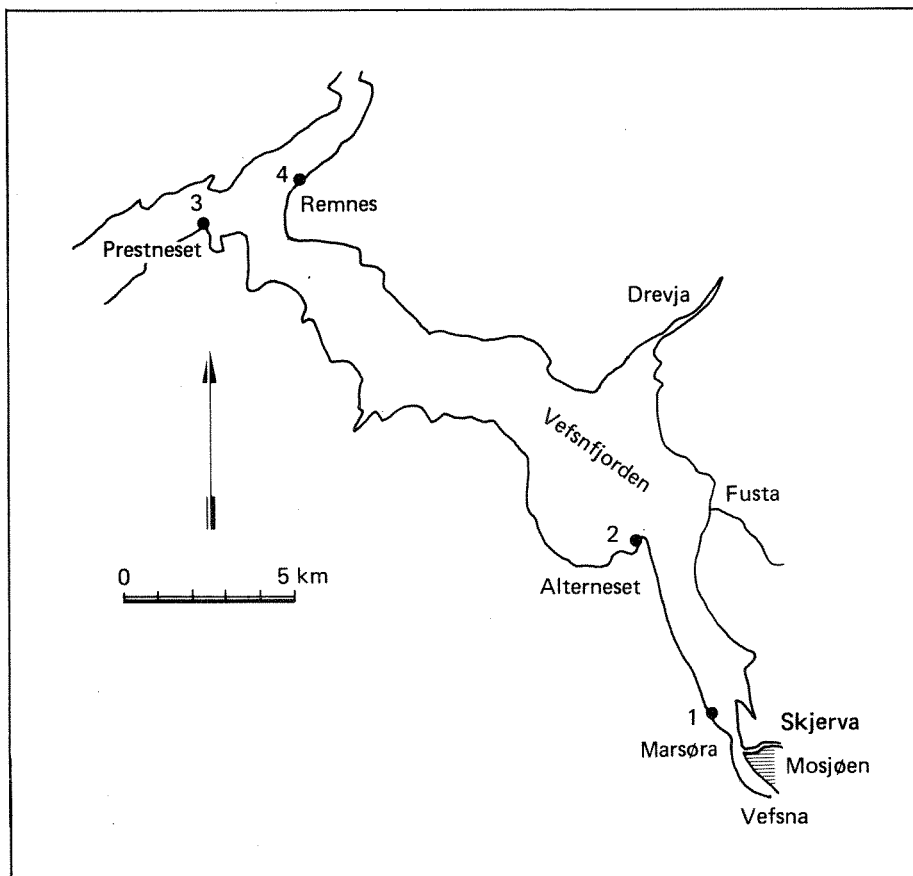
0-
84019

2008

O - 84019

1.

Overvåking i Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumverk 1985



NIVA – RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Hovedkontor
Postboks 333
0314 Oslo 3
Telefon (02) 23 52 80

Sørlandsavdelingen
Grooseveien 36
4890 Grimstad
Telefon (041) 43 033

Østlandsavdelingen
Rute 866
2312 Ottestad
Telefon (065) 76 752

Vestlandsavdelingen
Breiviken 2
5035 Bergen - Sandviken
Telefon (05) 25 97 00

Prosjektnr.:
0-84019

Undernummer:
1

Løpenummer:
2008

Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel:

OVERVÅKING AV VEFSNFJORDEN
FOR MOSJØEN ALUMINIUMVERK 1985

Dato:
25/5 1987

Prosjektnummer:
0-84019

Forfatter (e):

Jon Knutzen

Faggruppe:
Marin økologi

Geografisk område:
Nordland

Antall sider (inkl. bilag):
17

Oppdragsgiver:

Mosjøen Aluminiumverk

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

Ekstrakt:

Overvåking av Vefsnfjorden i 1985 viste i likhet med i 1978-79 og 1984 høyt innhold av tjærestoffer (polysykliske aromatiske hydrokarboner = PAH) i blåskjell over hele fjorden. Jevnført med "normalverdier" var det overkonsentrasjoner på 20-100 ganger helt ut til fjordmunningen, muligens enda mer for enkelte potensielt kreftfremkallende forbindelser. Forholdet medfører begrensninger på fjordens utnyttelse til rekreasjonsformål (skjellsanking) og akvakultur, særlig skjell dyrking. Disse begrensninger kan også ramme områder lenger ut. Blåskjellenes PAH-innhold synes å ha avtatt noe i forhold til tidligere, men tendensen må foreløpig anses som usikker. Overvåkingen vil fortsette med henblikk på å se effekter av forurensningsbegrensende tiltak ved Mosjøen Aluminiumverk.

4 emneord, norske:

1. Gassvaskevann
2. PAH
3. Aluminiumsverk
4. Indikatororganismer

4 emneord, engelske:

1. Gas scrubber effluent
2. PAH
3. Aluminium smelter
4. Indicator organisms

Prosjektleder:

Jon Knutzen

For administrasjonen:

Tor Bokn

ISBN 82-577-1258-2

0-84019

OVERVÅKING AV VEFSNFJORDEN FOR MOSJØEN ALUMINIUMVERK 1985

Oslo, 25/5 1987

Prosjektleder: Jon Knutzen

Medarbeider: Lasse Berglind

For administrasjonen: Tor Bokn

FORORD

Foreliggende rapport er nr. 2 innen et overvåkingsoppdrag i Vefsn-fjorden for Mosjøen Aluminiumverk. Oppdraget startet i 1984 og har i 1984-85 hatt som formål å ajourføre opplysningene om situasjonen i fjorden før rensetiltak og prosessomlegging som tilsikter reduserte utslipp.

Det gjøres oppmerksom på en benevningsfeil i 1984-rapporten, der det i appendikstabell A7 (PAH i sedimenter) skal være $\mu\text{g}/\text{kg}$ istedenfor mg/kg .

Hovedkontakt med oppdragsgiver har vært laboratoriesjef R. Karstensen, som har bistått med opplysninger om endringer og planer mht. produksjons- og avløpsforhold.

En takk rettes også til de lokale medarbeidere Tore Christoffersen og Per Pedersen, som har samlet inn blåskjellprøvene.

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

Oslo, 25/5 1987

Jon Knutzen

INNHold

	Side
FORORD	2
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	4
2. BAKGRUNN OG FORMÅL	6
3. FORURENSNINGSTILFØRSLER	7
4. MATERIALE OG METODER	9
5. RESULTATER	10
6. MOMENTER FOR FREMTIDIG OVERVÅKING OG EVENTUELLE SPESIALUNDERSØKELSER	14
LITTERATUR	16

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I Overvåkingen i Vefsnfjorden 1985 for Mosjøen Aluminiumverk har omfattet analyser av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i ulike størrelsesgrupper av blåskjell fra 3 stasjoner (fig. 1). Formålet med overvåkingen er å tilveiebringe referansedata før rensetiltak og prosessomlegging ved bedriften.

II Resultatene bekrefter at hele fjorden er markert til sterkt påvirket av PAH fra aluminiumverkets utslipp av gassvaskevann. Overkonsentrasjonene av PAH i blåskjell, jevnført med "diffuse bakgrunnsverdier" på steder langt fra punktkilder var 20-100 ganger.

I blåskjell fra en av stasjonene i fjordmunningen var det like høyt PAH-innhold som i skjell fra den innerste stasjonen (appendikstabell A1).

Observasjonene har ikke omfattet de innerste 6 km.

III Andelen av potensielt kreftfremkallende forbindelser (KPAH) var stort sett 10-15%. Overkonsentrasjonene av disse stoffene, spesielt benzo(a)pyren, kan være høyere enn for totalinnholdet av PAH.

En andel på 10-15% KPAH representerer bare halvparten av det som ble funnet i 1984.

IV Jevnført med tidligere observasjoner synes PAH-innholdet å ha avtatt, særlig på innerste prøvested (fig. 2). Imidlertid må tendensen betraktes som usikker pga. de erfaringsmessig betydelige svingninger som finner sted i smelteverksresipienter.

V I henhold til helsemyndighetenes vurdering av tilsvarende tilfeller betyr PAH-forurensningen at skjell dyrking ikke kan finne sted og at det ikke er tilrådelig å spise muslinger fra fjorden. På bakgrunn av at markert forhøyet PAH-innhold er konstatert i skjell fra fjordmunningen kan disse restriksjoner også være aktuelle for områder utenfor Vefsnfjorden. Mulige konsekvenser for fiskeoppdrett må eventuelt vurderes av helse- og fiskerimyndigheter.

VI For å få et skjønn på hvor langt forurensningspåvirkningen strekker seg tilrås at stasjonsnettets utvides til å omfatte lokaliteter utenfor Vefsnfjorden.

Det bør også vurderes å analysere på PAH-innholdet i bunnfisk og krepsdyr fra indre fjord.

2. BAKGRUNN OG FORMÅL

På oppdrag fra Mosjøen Aluminiumverk gjennomførte NIVA i 1978-1980 en undersøkelse av forurensningstilstanden i Vefsnfjorden (Kirkerud (red.) og medarb. 1981). Resultatene viste små skader på plante- og dyresamfunn, begrenset til fjordens innerste del, men det ble observert sterkt forhøyet innhold av tjærestoffer (polysykliske aromatiske hydrokarboner, PAH) i skjell og bunnnavleiringer. Noen av de funne stoffene innen gruppen PAH er potensielt kreftfremkallende, og forekomster av slike stoffer begrenser utnyttelsen av fjorden til rekreasjonsformål (skjellsanking) og akvakultur. Høye PAH-konsentrasjoner i skjell ble funnet helt ut til munningen av fjorden og utenfor.

Ved undersøkelsene i 1978-80 ble det videre registrert forhøyet innhold av kvikksølv og fluorid i bunnsedimentene og sannsynliggjort noe høyere fluoridinnhold i overflatevannet enn normalt.

På bakgrunn av delvis omlegging til nye produksjons- og rense/gjenvinningsprosesser har bedriften ønsket å ajourføre opplysningene om fjorden for å følge utviklingen. Disse undersøkelsene startet i 1984 og viste bl.a. at den mistenkte kvikksølvforurensningen ikke forelå og at disse resultater fra 1978-80 må bero på uopklarte feil. Det var også bare svake indikasjoner på forhøyet fluoridinnhold i organismer (bare i grisetang, ikke blåskjell) som resultat av utslippet (Knutzen og Skei 1986).

Imidlertid var det fortsatt høyt innhold av PAH i blåskjell, og PAH-innholdet i fjordens bunnnavleiringer ble funnet å være høyere enn observert i 1978 (Knutzen og Skei 1986). Også det moderat forhøyede fluoridinnholdet i sedimenter ble bekreftet i 1984-materialet.

Overslagsberegninger viste at bare en uvesentlig del av fluoridutslippet gjenfinnes i sedimentene; videre at størrelsesordenen 90% av PAH fraktes ut forbi Alterneset (fig. 1).

Formålet med undersøkelsene i 1985 har vært en videre oppfølging av PAH-konsentrasjonene i blåskjell, dvs. skaffe ytterligere referanse-data før de ulike forurensningsbegrensende tiltak ble iverksatt fra 1986 og utover. I denne forbindelse er det også lagt inn analyser av forskjellige størrelsesgrupper av skjell, for å se om størrelsen kunne ha noen systematisk effekt på PAH-innholdet.

3. FORURENSNINGSTILFØRSLER

Beregninger av PAH-utslipp har gitt meget varierende resultater (tabell 1). Avløpsvannets PAH-innhold varierer så mye at antallet analyser (konsesjonskrav 2 pr. år) har vært utilstrekkelig for å gi pålitelige belastningsanslag. Dette gjelder både med henblikk på et gjennomsnitt for en årrekke og særlig mht. variasjoner fra år til år. De to hovedavløpene som er tatt med i tabell 1 har gått ut henholdsvis i det brakke overflatelaget (hallgassvaskevannet) og på 120 meters dyp (slammet fra dorravlegg).

Tabell 1. Anslagsmessige beregninger av PAH-utslipp til vann fra Mosjøen Aluminiumverk 1977-1984, tonn pr. år.
KPAH = Sum potensielt kreftfremkallende PAH, B(a)P = benzo(a)pyren. Avløpsmengde fra gassvasker satt til 7000 m³/time.

Periode	Hallgassvaskevann			Dorravløp			Sum		
	PAH	KPAH	B(a)P	PAH	KPAH	B(a)P	PAH	KPAH	B(a)P
1977-78 ¹	8-61	0.7-6.5	0.1-1.3				8-61	0.7-6	0.1-1.3
1980-81 ²	6.4-7.3						6.4-7.3		
1982 ³	~19	~4	~1.0	~9.5	~1.9	~0.4	~30	~5.9	~1.4
1983 ⁴	~3.2	~0.3	<0.1				~3.2	~0.3	<0.1
1984 ⁵	~4.2	~0.6	~0.15				~4.2	~0.6	~0.15

¹ 4 analyser, 137, 772, 838, 999 µg PAH/l, middel ca. 680 µg/l, SINTEF

² Beregnet av Mosjøen Aluminiumverk, 3 analyser 108-128 µg/l, SINTEF

³ Middel (314 µg/l) av 6 analyser april-oktober (Tryland 1983), variasjon 25-680 µg i gassvaskevann. NIVA

⁴ Middel av 2 prøver, 18 og 85 µg/l

⁵ Middel av 2 prøver 20 og 80 µg PAH/l, mer enn i 1983 pga. økt mengde avløpsvann 11/5-31/12 1984 (11 000 m³/time).

I tillegg til dette må regnes med mindre bidrag fra annet avløpsvann pluss en muligens betydelig mengde som utvaskes fra det lokale nedbørfelt etter tørravsetning og nedfall knyttet til regn. På grunnlag av målinger over tre perioder à 3-4 uker i 1984 (Notat av 3/12 1985, rapport til SFT fra bedriften) lar midlere PAH-utslippene til luft seg anslå til nær 14 tonn pr. år (1.55 ± 0.41 kg pr. time i følge ovenstående notat). Imidlertid mangler målinger/beregninger av

hvor mye av dette som faller ned i det lokale nedbørfelt og i hvor stor grad denne delen vaskes ut i sjøen.

Det fremgår av tabellen at anslagene over årsbelastningen varierer mer enn en 10-potens, og det er ikke mulig å si noe sikkert om tendensen. Økt analysefrekvens er derfor sterkt å anbefale.

Antas 7000 m³/t hallgassvaskevann og vel 400 m³/t i hovedkloakken gir dette et årlig utslipp til vann på henholdsvis ca. 1000 og ca. 200 tonn fluorid pr. år, til sammen omkring 1200 tonn pr. år, beregnet etter middelerverdier av 5 analyser ved SINTEF i perioden november 1983 - september 1985. Det er også annet avløpsvann med fluorid, men disse går enten ut på dypt vann (dorravløp, slam) eller har et lite volum jevnført med hovedutslippene.

Til luft slippes ut i størrelsesordenen 100 tonn pr. år, omtrentlig fordelt med 1/4 som gassformig og 3/4 i støv (Rapport av 3/12-85 fra Mosjøen Aluminiumverk til SFT).

Utslipet fra dorravløpet er slutt fra 1986, mao. redusert PAH- og fluoridutslipp til dypt vann. Samtidig vil overgangen til tørr-rensing av ovngasser redusere belastningen med PAH og særlig fluorid via gassvaskevannet. PAH-holdig støv fra elektrofiltere ble på prøvetakingstidspunktet deponert på land (50 m fra sjøen ved flo), men sendes nå til Bremanger for gjenvinning av gallium. Fremtidig delvis overgang til prebakte anoder for halve produksjonen skulle betinge ytterligere PAH-avlastning i fjorden selv om produksjonen også er planlagt utvidet fra ca. 90 000 til ca. 120 000 årstonn.

Utslippene fra aluminiumsverket omfatter også en del "løst" aluminium (dvs. ikke frafiltrerbart med GFC-filter), og små mengder cyanid og fenol, ved siden av suspendert stoff (< 1000 tonn pr. år (?) fra gassvaskeavløpet). Disse komponenter må antas bare å kunne ha betydning i primærfortynningssonen.

pH i avløpsvannet fra klaringsbassenget har i følge ovennevnte rapport til SFT vist variasjon i intervallet 6.3-7.7 (bare 5 analyser). Også den svake forsurenningen må antas eventuelt bare å kunne ha noen negativ innvirkning på primærfortynningsvolumet.

Analyser av inngående sjøvann har gitt fluoridkonsentrasjoner på 1.4-3.0 (ovennevnte rapport), mao. et vitnesbyrd om opp til mer enn en fordobling av naturlig fluoridinnhold (ved full saltholdighet) i nærsonen. Mulige Negative effekter av så moderate overkonsentrasjoner er mindre sannsynlig (Knutzen 1987a).

4. MATERIALE OG METODER

Ca. 50 blåskjell i størrelsesgruppene 2-3, 3-4, 4-5 og 5-6 cm er samlet i oktober 1985 fra stasjonene 2, 3 og 4 (fig. 1). To eller tre av størrelsesgruppene er representert på hver av stasjonene.

Analysene er foretatt ved gasskromatografi med glasskapillarkolonne (Berglind og Gjessing 1980). Skjellene har tømt tarmen gjennom 1 døgn opphold i vann før analyse.

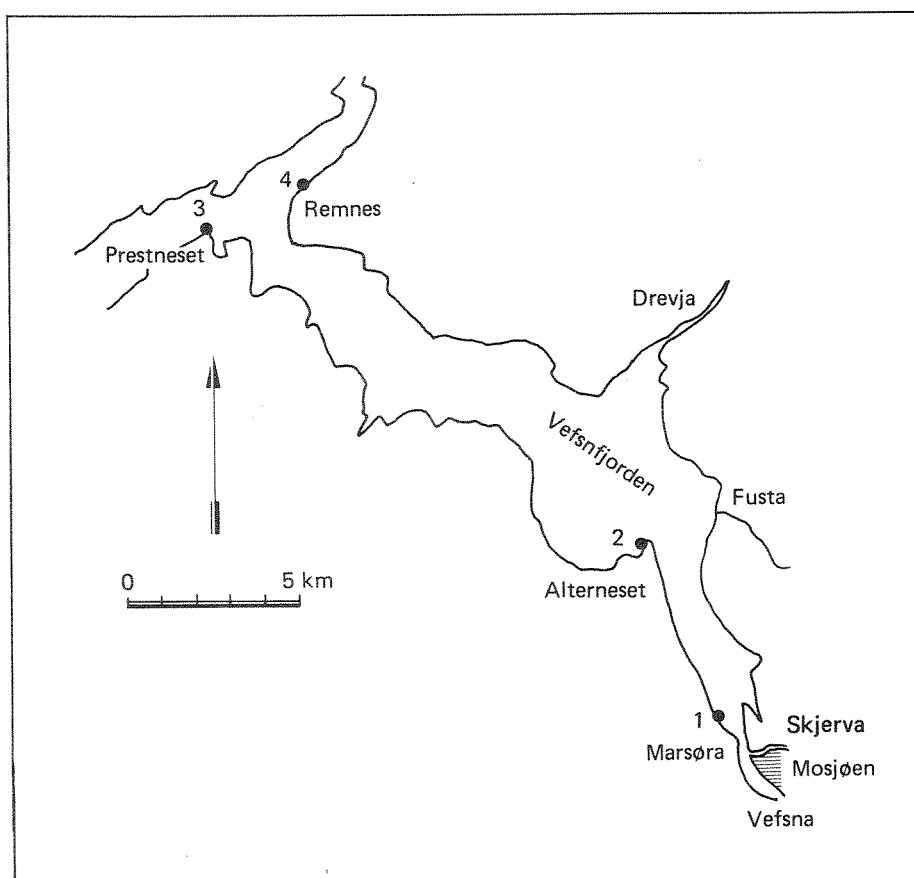


Fig. 1. Stasjoner for innsamling av blåskjell til PAH-analyse i Vefsnfjorden 1985.

5. RESULTATER

De fullstendige analyseresultater er listet i appendikstabell A1, mens de viktigste data er trukket ut i tabell 1 nedenfor og i fig. 2. (Merk at i tabell 2 er konsentrasjonene omregnet til våtvektbasis, mens dataene ellers er på tørrvektbasis. Helsemessige vurderinger grunnes på friskvektkonsentrasjonene, mens jevnføringsformål er best ivare tatt med tørrvektbasis).

Tabell 2. Innhold av tot PAH, KPAH¹ og benzo(a)pyren (B(a)P) i blåskjell fra Vefsnfjorden oktober 1985, mg/kg våtvekt.

	St. 2			St. 3		St. 4		
	3-4 cm	4-5 cm	5-6 cm	3-4 cm	4-5 cm	2-3 cm	3-4 cm	4-5 cm
Tot PAH	~5.4	~5.4	~6.9	~3.7	~1.5	~6.5	~7.5	~5.0
KPAH ¹	~0.7	~0.8	~0.8	~0.3	~0.15	~0.6	~0.8	~0.9
% KPAH	~13	~15	~12	~9	~10	~10	~11	~18
B(a)P	~0.02	~0.07	~0.03	~0.08	~0.02	²⁾	~0.07	~0.07

¹⁾ KPAH er sum av potensielt kreftfremkallende PAH. Se nærmere om hvilke stoffer og beregningsmåter under appendikstabell A1.

²⁾ Maskert.

Resultatene viser overkonsentrasjoner av total PAH jevnført med "normalnivået" ("diffust bakgrunnsnivå" fjernet fra punktkilder på 20-100 ganger. De høyeste overkonsentrasjonene ble bl.a. også funnet på den ene av de to stasjonene ytterst i fjorden. At det var så stor forskjell i PAH-nivåene mellom st. 3 og st. 4, er det ingen åpenbar forklaring på, men høyere PAH-innhold i skjell fra nordøstsiden av munningen ble også registrert i 1978-79 og 1984. Det er tidligere påpekt (Kirkerud et al. 1981) at fjordens nordøstside synes sterkest belastet, samt at PAH-forurensningen sannsynligvis vil følge gradientene i ferskvannspåvirkning.

Opplysninger om "bakgrunnsnivåer" for KPAH er vesentlig begrenset til B(a)P, men sterkt varierende (1-20 µg/kg tørrvekt, referanser se Knutzen 1987b). Overkonsentrasjonene av B(a)P kan mao. være minst like store som for total-PAH, i verste fall opp mot 500 ganger.

Jevnført med tidligere resultater synes PAH-konsentrasjonen i blå-

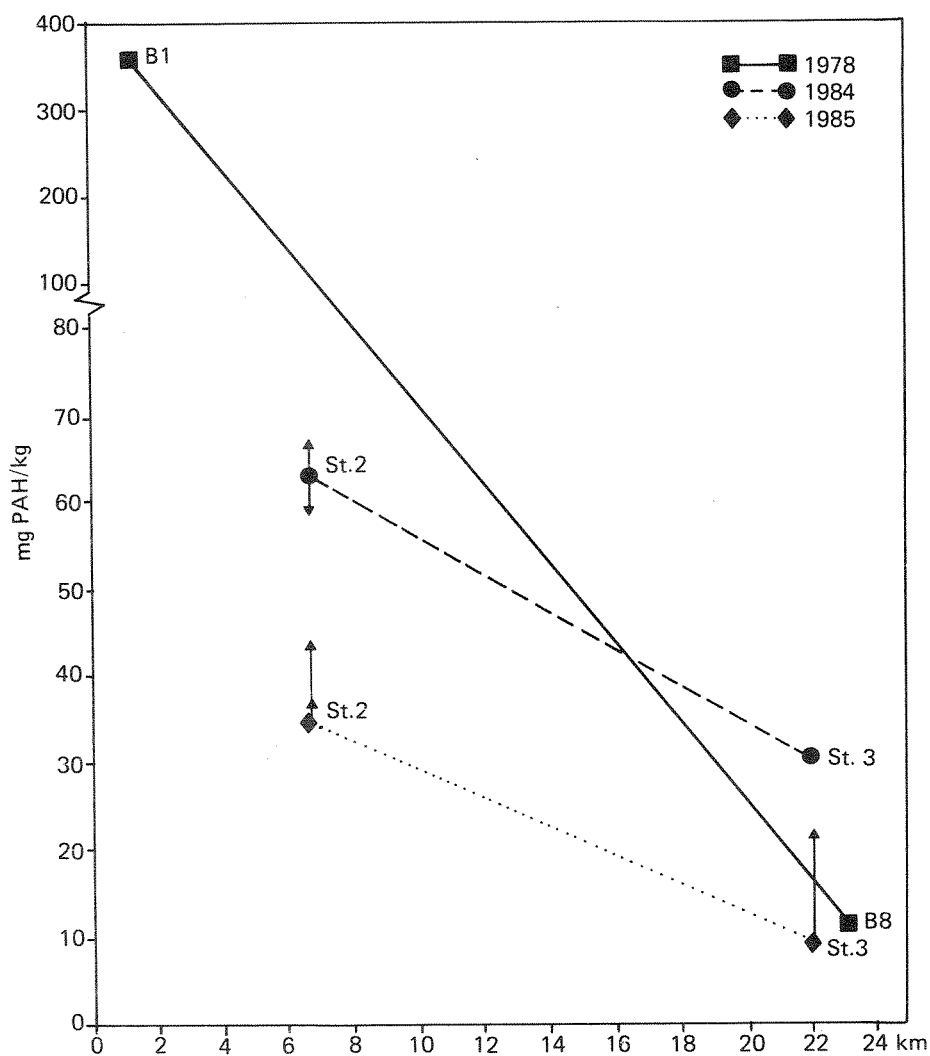


Fig. 2. PAH i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Vefsnefjorden 1978, 1984 og 1985, mg/kg tørrvekt. (For 1984-85 er benyttet størrelsesgruppe 4-5 cm for å trekke opp avstandsgradientene, mens spredningen for de øvrige størrelseskategorier er markert med piler. St.nr. er avmerket.) Bemerk at den tilsynelatende minskning med økende avstand ikke var konsekvent, kfr. st. 4 i appendikstabell A1.

skjell fra indre fjord å ha avtatt betydelig (fig. 2), med det forhold som ligger i at observasjonene ikke er fra samme stasjon alle årene. Videre synes bl.a. PAH-innholdet i blåskjell fra smelteverksresipienter å kunne være underkastet store svingninger (Rygg et al. 1986). En av årsakene til dette kan være ujevn belastning (kfr. de tilsynelatende store variasjonene i avløpsvannets PAH-innhold). Men også hydrografiske og biologiske forhold må antas å spille inn.

Den nedgangen som er konstatert i blåskjell samlet i munningen av fjorden er mer moderat og må foreløpig regnes som usikker (kfr. data fra st. 4 i fjordmunningen (ikke vist på fig. 2) der PAH-innholdet i blåskjell både i 1984 og 1985 var like høyt som ved st. 2, Knutzen og Skei 1986 og appendikstabell A1).

Andelen av potensielt kreftfremkallende stoffer har stort sett vært 10-15%, uten noen bestemt tendens i forhold til avstand fra kilden. (Imidlertid mangler observasjoner fra de innerste 6 km av fjorden.)

En andel av KPAH på 10-15% samsvarer med det som ble funnet i skjell fra 1978-79 (Kirkerud et al. 1981), men representerer en betydelig mindre fraksjon enn i 1984 (Knutzen og Skei 1986). Det kan mao. synes som at det også må ventes en betydelig kvalitativ variasjon i PAH-innholdet. En videre illustrasjon av forskjellen mellom 1984 og 1985 i så måte er gitt i tabell 3.

Tabell 3. PAH-profil i blåskjell fra Vefsnfjorden i 1984 og 1985. % av totalinnhold for ulike grupper av forbindelser. Middelerverdi og variasjon for 8 prøver fra hvert år.

PAH-gruppe	1984	1985
Fenantren + Fluoranten + Pyren	34 ¹ (28-41)	56 (51-64)
Benzo(a)anthracen + Trifenylen/Chrysen	22 (20-24)	20 (14-22)
Benzofluorantener + Benzopyrener	36 (32-40)	18 (13-26)
KPAH	22 (16-26)	12 (9-18)

¹) Trykkfeil i Knutzen og Skei (1986).

Av tabellen ses at det i 1985 har vært en markert anrikning av gruppen med minst tungtløselige forbindelser (fenantren, fluoranten, pyren), mens andelen av stoffer med større molekyler er halvert fra året før. Forandringen gjalt alle tre stasjoner. Forskjellen i PAH-profil mellom stasjonene var moderat (st. 3 skilte seg noe ut) og mindre enn forskjellen fra 1984 til 1985.

Den viktigste praktiske konklusjonen av de ovennevnte observasjoner er at det i hele Vefsnfjorden også i 1985 var så høye konsentrasjoner av potensielt kreftfremkallende PAH-forbindelser at området må vurderes som uegnet for skjell dyrking og at det er aktuelt med varsel om mulig risiko ved å spise blåskjell fra fjorden (vurderes av helsemyndighetene).

På bakgrunn av forhøyede PAH-konsentrasjoner i oppdrettsfisk fra den belastede Saudafjorden (NIVA, upubl., se også Knutzen 1987c) og observasjoner fra bl.a. Fedafjorden (Knutzen 1986), er det sannsynligvis nødvendig med restriksjoner også på fiskeoppdrett, dessuten risiko for PAH i fisk og særlig i krepsdyr. Ved tidligere analyser av fisk fra indre fjord ble det funnet lave konsentrasjoner (Kirkerud et al. 1981), men det kan være behov for å gjenta undersøkelsene, spesielt av bunnfisk og torsk. Også tidligere analyser av reker viste lite PAH-innhold.

Alle de ovennevnte forhold må vurderes av helse- og fiskerimyndighetene.

I likhet med i 1984 var det ingen systematisk forskjell i PAH-konsentrasjon eller PAH-sammensetning med blåskjellenes størrelse.

6. MOMENTER FOR FREMTIDIG OVERVÅKING OG EVENTUELLE SPESIALUNDERSØKELSER

Resultatene fra 1985 har ikke bragt noe nytt inn i vurderingen av det fremtidige overvåkingsbehov. Følgende konklusjoner og anbefalinger fra forrige rapport (Knutzen og Skei 1986) kan således gjentas:

"Ut fra de gjengitte resultater kan senere sedimentundersøkelser innskrenkes til å omfatte PAH og eventuelt fluorid, idet metallforurensning ikke synes å være noe problem i Vefsnfjorden.

Trendovervåkingen av PAH i blåskjell behøver ikke omfatte mer enn én størrelseskategori, fortrinnsvis 4-6 cm, (om nødvendig ut fra sparsom forekomst kan blandprøver også omfatte blåskjell av mindre størrelse).

Hvis det anses å ha noen hensikt å få frem avstandsgradienten i PAH-belastningen, må stasjonsnettets for blåskjell utvides til å omfatte minst en stasjon innenfor Alterneset (fig. 1), og en lokalitet mellom Alterneset og fjordmunningen. Ut fra ferskvannets fordeling i fjorden vil det sannsynligvis være mest tjenelig å ha stasjonene på fjordens øst- og nordside.

Overvåkingen av blåskjell og tangs fluorinnhold synes lite aktuelt annet enn innenfor Alterneset, og observasjoner av metallinnhold i blåskjell kan sløyfes. Ut fra de tilfeller av PAH-forurensning i fisk fra andre fjorder som er referert i kap. 3.1, er det aktuelt med PAH-analyser av flyndrearter og eventuelt fjordtorsk fra innerste del av fjorden. Også reker eller andre krepsdyr fra områder med PAH-forurenset sediment bør analyseres.

Videre bør det vurderes å foreta orienterende analyser på innhold av klororganiske forbindelser (særlig PCB) i sedimenter, fisk og muslinger. Erfaringsmessig er det en viss tilførsel av slike stoffer fra industrialiserte områder."

I tillegg kan nevnes behovet for ytterligere 2-3 blåskjellstasjoner utenfor fjordmunningen. Det synes åpenbart at påvirkningen fra PAH-utslippet strekker seg lenger enn det som dekkes av det nåværende stasjonsnett. Særlig hvis det er planer om skjell dyrking i det utenforliggende område, er det behov for utvidede undersøkelser.

Dersom man ønsker å forsøke å klarlegge årsakene til svingningene i

blåskjellenes PAH-innhold betinger dette i hvert fall månedlige analyser av både blåskjell og avløpsvann. Den mulige praktiske betydning av dette kan være at man får vite mer om hvor hurtig skjellene reagerer på endret belastning. Dette kan dels ha interesse i relasjon til hva man kan oppnå med belastningsreduksjoner. Dels kan "renselsestiden" være av betydning ved kontaminering av dyrkede skjell.

Den biologiske halveringstid for PAH i muslinger er ikke fullgodt undersøkt, men kan synes å være bemerkelsesverdig kort (2-4 uker i følge Pruell et al. 1986) i betraktning av disse dyrenes dårlige eller nesten manglende evne til å omsette PAH. Fremfor resipientobservasjoner vil det være bedre å belyse dette problemet under kontrollerte betingelser i laboratoriet. Bl.a. vil det være lettere å komme undervær med om langvarig belastning kan medføre at noe PAH bindes i et "langsommere" lager enn ovennevnte halveringstid indikerer.

Spørsmålet om økologiske effekter av PAH inngår ikke i overvåkingsstudiene fordi temaet er forskningsbetonet, ressurskrevende og mest egnet for en eksperimentell angrepsmåte. Den antagelig viktigste siden av saken er om og ved hvilke doser PAH kan fremkalle kreft hos fisk og andre organismer under de aktuelle resipientforhold.

Å klarlegge dette betyr enten et omfattende fiske og kartlegging av sår- og krefthyppighet hos fisk fra forurensede steder sammenlignet med referanselokaliteter - eller eksperimentelle studier. Forsøk under simulerte resipientforhold (forurensede sedimenter etc.) må antas å være vesentlig sikrere mht. utbytte enn massekartlegging av sår og svulster. Bl.a. kan det tenkes at skadene primært rammer unge individer og at slike eksemplarer hurtig bukker under.

LITTERATUR

- Berglind, L. og E. Gjessing, 1980. Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. NIVA-rapport A3-25, 48 s. ISBN 872-577-0270-6.
- Kirkerud, L. (red.), I. Haugen, 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 O-76149 (I). 175 s. ISBN 82-577-0433-4.
- Knutzen, J., 1986. Undersøkelser i Fedafjorden 1984-1985. Delrapport 3. Miljøgifter i organismer. Rapport 224/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking, 39 s. ISBN 82-577-1076-8.
- Knutzen, J., 1987a. Fluorid i det akvatiske miljø. Innhold i organismer og giftvirkning. NIVA-rapport O-86233, 25 s. ISBN 82-577-1179-9.
- Knutzen, J., 1987b. Some observations of effects from polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and fluoride in Norwegian marine recipients of aluminium smelter waste. NIVA-rapport E-87700, 28 s. ISBN 82-577-1226-4.
- Knutzen, J., 1987c. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i fisk. NIVA-rapport O-85167 II, 25 s. ISBN 82-577-1191-8.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1986. Overvåking i Vefsnfjorden for Mosjøen Aluminiumverk 1984. NIVA-rapport O-84013, 31 s. ISBN 82-577-1090-3.
- Pruell, R.J., J.J. Lake, W.R. Davis og J.G. Quinn, 1986. Uptake and depuration of organic contaminants by blue mussels (*Mytilus edulis*) exposed to environmentally contaminated sediments. Mar. Biol., 91: 497-507.
- Rygg, B., B. Bjerkgeng og J. Molvær. Grenlandsfjordene og Skienselva 1985. Rapport 245/86 innen Statlig program for forurensningsovervåking, 79 s. ISBN 82-577-1119-5.

Tabell A1. PAH i blåskjell (Mytilus edulis) fra Vefsnfjorden 26/10 1985, $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt.

PAH	Stasjon	2		3		4		4	
		3-4cm	4-5cm	5-6cm	3-4cm	4-5cm	2-3cm	3-4cm	4-5cm
Naftalen									
2-Metylnaftalen									
1-Metylnaftalen									
Bifenyli									
Acenaftylen									
Acenaften									
4-Metylbifenyli									
Dibenzofuran									
Fluoren			64						
9-Metylfluoren									
9,10-Dihydroantraceni									
2-Metylfluoren									
1-Metylfluoren									
Dibenzothiopheni			64						
Fenantreni		1009	953	764	603	523	693	542	787
Antraceni		135	171	108	77	37	52	~40	84
Carbazole									
3-Metylfenantreni									
2-Metylfenantreni									
2-Metylantraceni			115		185	161			239
4,5-Metylfenantreni									
4- og/eller 9-Metylfenantreni									
1-Metylfenantreni		239	343	276	178	148	313	277	264
Fluoranteni		11227	11305	14881	8012	3342	12910	15799	9270
Pyreni		7112	6279	8176	4910	2046	8596	9700	5716
Benzo(a)fluoreni		1269		1542	505	212	1582	885	
Benzo(b)fluoreni		599	776	773	368	140	511	774	323
4-Metylpyreni									
2-Metylpyreni og/eller Metylfluoranteni									
1-Metylpyreni		366	465	379	152	57		527	
Benzo(ghi)fluoranteni									
Benzo(c)fenantreni ***									
Benzo(a)antraceni *		2641	2999	3002	1342	348	2345	2749	1675
Trifenyleni/Chryseni *		5288	4644	5990	3052	925	5069	6642	3950
Benzo(b)fluoranteni **		7275	3911	7800	986	1099	5370	6941	7715
Benzo(j,k)fluoranteni ** 1)			2001		703				
Benzo(e)pyreni *			maskert	531	515		maskert		maskert
Benzo(a)pyreni ***		135	487	173	520	127	— " —	450	396
Peryleni									
Indeno(1,2,3-cd)pyreni *			104	87	75		138		~100
Dibenz(a,h og/eller a,c)antraceni *** 1)									
Piceni									
Benzo(g,h,i)peryleni			293	376?	75		65		~160
Anthanthrene									
Coroneni									
Sum		37285	34974	44858	22258	9156	37644	45326	30619
Derav KPAH		~5000	~5400	~5400	~1900	~900	~3600	~5100	~5400
% KPAH		~13	~15	~12	~9	~10	~10	~11	~18
% Tørrstoff		14,4	15,7	15,6	16,9	16,3	17,3	16,7	17,0

1)

KPAH er summen av moderat (**) og sterkt kreftfremkallende (***) PAH i henhold til U.S. National Academy of Science (NAS, 1972). I summen ** + *** er det medregnet 50 % av benzo(j,k)fluoranteni og dibenz(a,h/a,c)antraceni, idet bare $B_{(j)}^F$ og DB(a,h)A er kreftfremkallende. Når PAH-innholdet i alle benzofluoranthener er gitt som en sum, er 2/3 regnet som KPAH