

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Norges Teknisk-Naturvitenskapelige Forskningsråd

Postadresse: Brekke 23 52 80
Postboks 333, Blindern
Oslo 3

Rapportnummer: 0-80003-09
Undernummer: IV
Løpenummer: 1570
Begrenset distribusjon:

Rapportens tittel: Supplerende basisundersøkelse i Sørfjorden (Hardanger) 1981-1982. Metaller, PAH og fluor i organismer (med tillegg av eldre data om PAH i sedimenter). (Overvåkingsrapport 114/83)	Dato: 12. desember 1983
	Prosjektnummer:
Forfatter(e): Jon Knutzen	Faggruppe: HYDRØKOLOGI
	Geografisk område: Hordaland
	Antall sider (inkl. bilag): 43

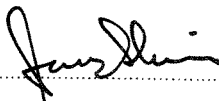
Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn Statlig program for forurensningsovervåking	Oppdragsg. ref. (evt. NTNf-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt:
Ved undersøkelser i 1981-82 er det konstatert meget høye konsentrasjoner av kadmium, bly og sink i blåskjell og tang fra hele Sørfjorden (Hardanger). Innerst i fjorden var det også høye kvikksølvkonsentrasjoner. PAH-innholdet i blåskjell var høyt før og lavt etter stopp i produksjonen av aluminium i Tyssedal. Fluorinnholdet var moderat. De observerte forhold, særlig de høye kadmium- og blykonsentrasjoner i skjell, legger begrensninger på utnyttelsen av fjorden og tilgrensende områder til rekreasjons- og næringsformål. Det er risiko for at høye metallkonsentrasjoner i overflatevannet har giftvirkning på planter og dyr. Siden 1971/75 er forurensningssituasjonen bare bedret mht. kvikksølv, til tross for betydelige utslippsreduksjoner. Tilførselen av metaller fra gamle sjødeponier og ved avrenning fra landdeponier må undersøkes.

emneord, norske:
1. Statlig program 1981-1982
2. Overvåkingsrapport 114/83
3. Basisundersøkelse Sørfjorden
4. Metaller i organismer
5. Industriutslipp

6. Marin biologi
7. PAH i organismer
8. PAH i sedimenter
9. Fluor i organismer

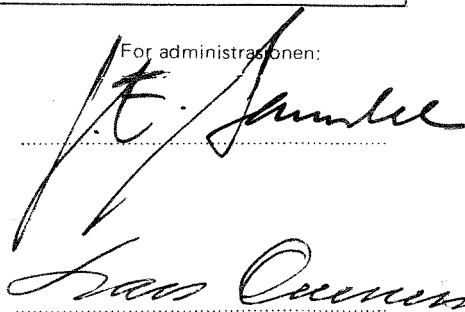
Prosjektleder:



Divisjonssjef:



For administrasjonen:



ISBN 82-577-0720-1



Statlig program for forurensningsovervåking

0-80003-09

Supplerende basisundersøkelse i Sørfjorden (Hardanger) 1981-1982

Metaller, PAH og fluor i organismer
(med tillegg av eldre data om PAH i sedimenter)

Oslo, 12. desember 1983

Prosjektleder: Jens Skei
Forfatter: Jon Knutzen

For administrasjonen: J. E. Samdal

F o r o r d

Foreliggende rapport presenterer resultater av observasjoner av metaller, PAH og fluor i organismer fra Sørfjorden (Hardanger) foretatt i 1981-82. Undersøkelsen er et ledd i den supplerende basisundersøkelsen som startet i 1978. Tidligere er det kommet rapport om metaller i sedimenter (1979), en oversikt over tidligere utførte undersøkelser (1980) og rapport om metaller i vann og sedimenter samt om bløtburnsfauna (1982). Rapport fra dykkerundersøkelse av gruntvanns-samfunn i 1981-1982 er under utarbeidelse.

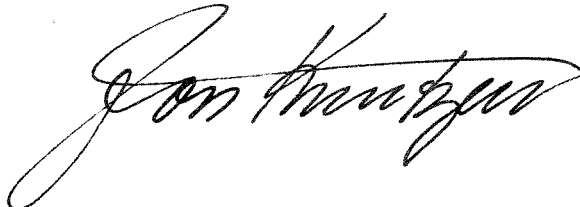
Foreliggende rapport inneholder også resultater av PAH-analyser i sedimenter, som ble gjort innen rammen av et NIVA-prosjekt i 1978. Resultatene tas med her vesentlig i dokumentasjonsøyemed.

Instituttet takker cand. real. Per Paus, Sentralinstitutt for industriell forskning (SI), som har hatt ansvar for analysene av metaller og fluor i organismer. Videre takkes forskningssjef F. Dyvik, Norzink A/S, for adgang til å benytte data fra bedriftens program for analyser av metaller i vann.

Ved instituttet har Lasse Berglind hatt ansvaret for analysene av PAH i organismer og sedimenter. Feltarbeidet er utført av Knut Kvalvågnes, Are Pedersen og undertegnede.

Oslo, 9. november 1983

Jon Knutzen



INNHALDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	1
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	3
2. FORMAL	6
3. MATERIALE OG METODER	6
4. METALLER I MUSLINGER OG TANG	9
4.1 Nivåer jevnført med "bakgrunnsverdier"	9
4.2 Variasjon utover fjorden	20
4.3 Utvikling over tid	21
4.4 Hygieniske forhold	23
5. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I BLASKJELL OG OSKJELL	25
6. FLUOR I MUSLINGER OG TANG	27
7. FORELØPIG VURDERING AV ØKOLOGISKE KONSEKVENSER AV HØYT METALLNIVA I VANN OG ORGANISMER	27
8. LITTERATUR	33
VEDLEGG (Tabeller, rådata)	36

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

I. Hovedkonklusjonene fra observasjonene av miljøgiftinnhold i blåskjell og tang fra Sørfjorden 1981-82 er:

- Både blåskjell og tang hadde meget høyt innhold av kadmium, bly og sink. Minimum overkonsentrasjoner sammenlignet med "normalverdier" kan angis til 10-100 ganger.
- Bortsett fra kvikksølv ble det konstatert et høyt forurensningsnivå helt til fjordmunningen og ut i hovedfjorden.
- Innholdet av kadmium og bly i blåskjell lå 10-100 ganger over foreslåtte grenseverdier for mat.
- Sammenlignet med data fra 1971 og 1975 er det bare konstatert bedring for kvikksølvs vedkommende. Forøvrig er fjordens forurensningstilstand uendret, til tross for de foretatte utslippsreduksjoner.
- Forurensningen av Sørfjordens overflatelag skyldes sannsynligvis tilførsel fra forurensede sedimenter i Eitrheimsvågen og avrenning fra metalldeponier på land. Planlagte reduksjoner i jarosittutslippene vil primært bedre forholdene i dypere liggende vannmasser, men ha mindre betydning for tilstanden i overflatelaget (0-10 m). Belastningen fra forurensede deponier i sjø og på land må kartlegges.

II. Undersøkelsene av miljøgifter i organismer fra Sørfjorden 1981-82 har omfattet analyser av metaller og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i henhold til et program som fremgår av stasjonskartet i figur 1 og oversikten i tabell 1. Metaller i blåskjell og tang er observert på i alt 16 stasjoner fra innerst i fjorden til utenfor munningen. I tillegg er det i rapporten inkludert data fra 1978 om PAH i overflate-sedimenter (stasjonskart figur 13).

III. Resultatene av metallanalysene er sammenstilt og jevnført med tidligere data i figurene 2-5 (blåskjell) og figurene 6-9 (grisetang) og figur 10 (oskjell). Data om PAH i blåskjell og sedimenter er fremstilt i figurene 12 og 14.

III. Jevnført med "bakgrunnsnivåene" er det observert følgende minimum overkonsentrasjoner (ganger "bakgrunnskonsentrasjonene") i ulik avstand fra kilden:

	<u>Blåskjell</u>	<u>Tang</u>
Kadmium	10-20 x (fig. 2)	5-15 x (fig. 6)
Bly	10-100 x (fig. 3)	1-15 x (fig. 7)
Sink	2-10 x (fig. 4)	5-10 x (fig. 8)
Kvikksølv	1-20 x (fig. 5)	1-15 x (fig. 9)

Sammenlignet med et lavt "bakgrunnsnivå" er det mulig at disse overkonsentrasjoner må multipliseres med 5-10.

- IV. For de fleste variable gjelder at konsentrasjonene var høye i hele fjordens lengderetning. Unntatt for kvikksølv og bly i tang var det bare usikker eller moderat tendens til avtagende konsentrasjoner. Særlig kadmiumkonsentrasjonene var høye helt ut til munningen. Dette betyr at metallforurensningene i betydelig grad også kan influere hovedfjorden. Metallinnholdet i organismer har en klar sammenheng med høye metallkonsentrasjoner i overflatelaget av hele fjorden (figur 11).
- V. Jevnført med tidligere data fra fjorden var det bare kvikksølv-analysene som viste en markert bedring av forurensningssituasjonen (figurene 5 og 9). I blåskjell ble det observert høyere konsentrasjoner av kadmium og omtrent de samme nivåer av bly og sink som i 1971/1975. Metallkonsentrasjonene i tang ga et noe annet bilde: Omtrent tilsvarende kadmiumkonsentrasjoner, sannsynligvis noe nedgang for bly og sink.
- VI. Kadmium- og blyinnholdet i blåskjell lå opp til henholdsvis 10-20 og 10-100 ganger over foreslåtte (ikke vedtatte) grenseverdier i mat. Forholdet kan legge begrensninger på Sørfjordens og tilgrensende områders utnyttelse for rekreasjonsformål (skjellsanking) og næringsformål (aquakultur), og aktualiserer både fortsatt overvåking og vurdering av situasjonen fra helse- og fiskerimyndigheters side. (En slik vurdering er i gang og et overvåkingsprogram som omfatter både fisk og blåskjell er iverksatt.)

- VII. Den sannsynlige forklaring på fortsatt høy grad av metallforurensning i Sørfjorden tross redusert belastning gjennom kontrollerte utslipp, er tilførsel av metaller til overflatelaget fra gamle deponier i Eitrheimsvågen og avrenning fra deponier på land nær sjøen. Disse og mulige andre kilders størrelse må tallfestes. Forurensningsbegrensende tiltak bør iverksettes i samsvar med resultatene fra denne kartlegging.
- VIII. Mens det i 1981 ble observert høyt innhold av PAH i blåskjell, var nivåene omtrent som i bare diffust belastede områder året etter (figur 12). Forandringen må ses i sammenheng med stopp i produksjonen ved DNN, Tyssedal. Derimot må det regnes med fortsatt høye PAH-konsentrasjoner i overflatesedimentene i fjordens indre del (figur 14).
- IX. Med forbehold om spinkelt sammenligningsgrunnlag fra ubelastede områder, kan fluorinnholdet i blåskjell og tang antas å være som normalt eller bare moderat forhøyet.
- X. Metallkonsentrasjonene i Sørfjordens overflatelag (0-10 m) er til tider så høye at det kan medføre giftvirkninger på organismer. På grunn av utpreget ferskvannstress i det samme miljø, er det vanskelig å avgjøre om og i hvilken grad giftvirkninger kan være årsak til artsfattige samfunn i fjærebeltet og på grunt vann. For å oppklare dette forhold bør det utføres biotester med både resipientvann og avløpsvann.
- XI. Risikoen for metallforgiftning av dyr som spiser blåskjell o.a. føde med høyt metallinnhold anses ikke som særlig høy. Imidlertid anbefales at det i tillegg til den øvrige overvåking igangsettes en undersøkelse av metallinnholdet i sjøfugl og egg, eventuelt også i mulig fallvilt av pattedyr som mink og oter.

2. FORMÅL

Foruten metaller mottok Sørfjorden inntil 1981 betydelige utslipp av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) fra aluminiumsbedriften i Tyssedal. Fluorforbindelser tilføres sjøen via utslipp fra flere bedrifter (Skei, 1980).

Formålet med undersøkelsene har vært

- å registrere nåværende nivåer av metaller, PAH og fluor i muslinger og tang
- å jevnføre resultatene med tidligere data (metaller i organismer) og vise mulige utviklingstendenser
- ved dette å skaffe et underlag for økologiske og hygieniske vurderinger og forvaltningsmessige beslutninger om nødvendige tiltak.

For å supplere de dokumenterte informasjonene om fjorden, er det i tillegg tatt med data fra en eldre undersøkelse av PAH i sedimentene (kfr. kap. 8).

3. MATERIALE OG METODER

Undersøkelsene er utført i periodene 29/8 - 1/9 1981 og 31/8 - 3/9 1982.

Blåskjell, oskjell, grisetang og blæretang har vært innsamlet på lokaliteter vist i fig. 1 og etter et program skissert i tabell 1. Følgende metaller er registrert: Kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), bly (Pb), sink (Zn), kobber (Cu), krom (Cr), nikkel (Ni) og jern (Fe). PAH er bare analysert i skjell. I samsvar med resultatene fra 1981 ble programmet noe redusert etterfølgende år. Bl.a. ble innsamling av oskjell utelatt. Videre ble det bare samlet inn et par skjellprøver til PAH-analyse, fordi aluminiumsmelteverket var blitt nedlagt i mellomtiden.

Av blåskjell er det samlet omkring 50 individer, av oskjell 5-6 individer til blandprøver. Prøvene av grisetang og blæretang har såvidt mulig bestått av skudd fra 10-20 individer. Fortrinnsvis er det benyttet skudd som er kuttet over 3dje blære fra skuddspissen, dvs. vel 2 år gammelt vev og yngre. Ved mangel på blærer (hos blæretang) er det benyttet skuddspisser på ca 15-20 cm lengde. Blæretang er vesentlig benyttet ved fravær av grisetang. Prøvene er oppbevart frosset inntil analyse.

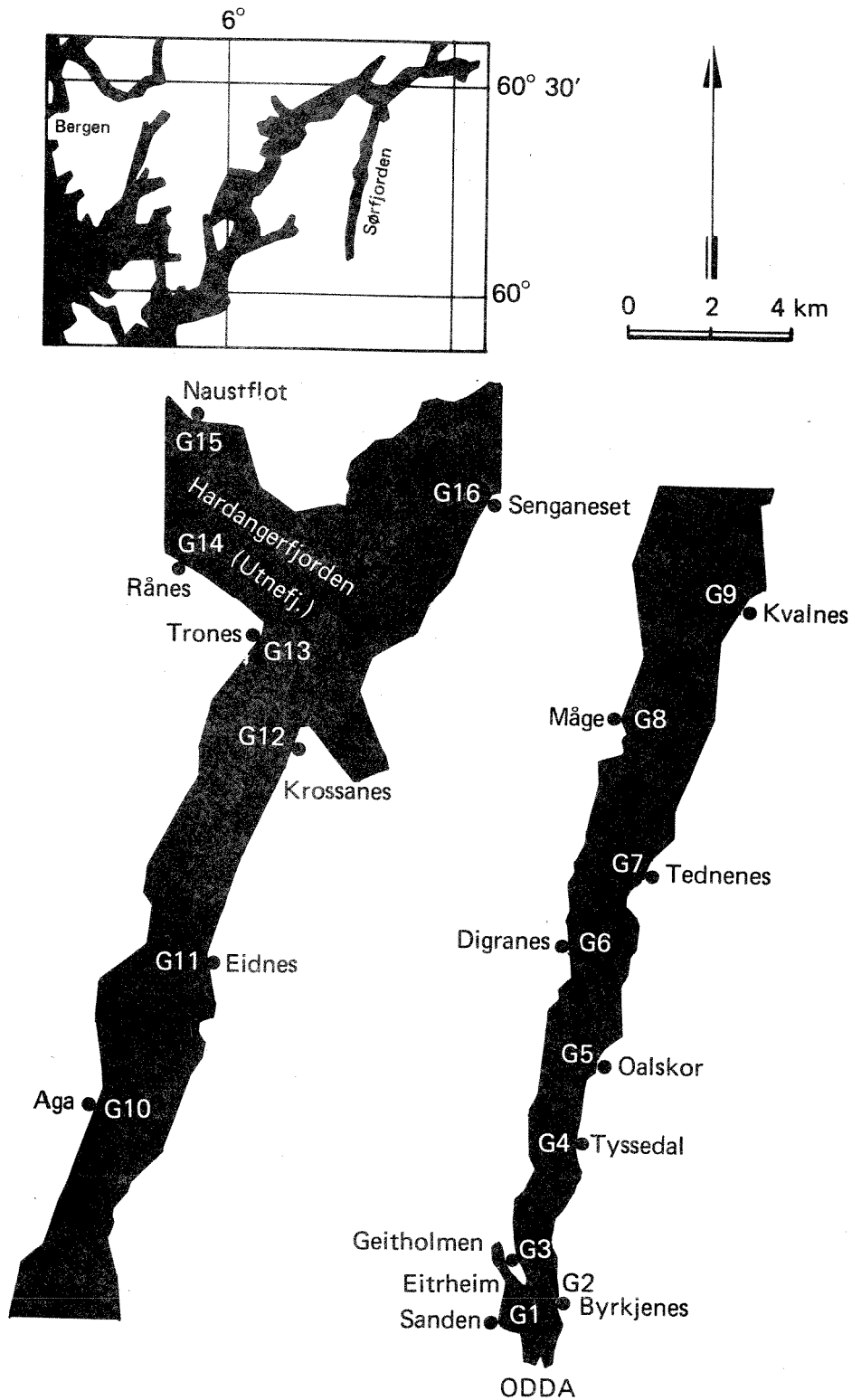


Fig. 1. Stasjoner for undersøkelse av grunntvannsamfunn og miljøgifter i organismer i Sør fjorden 1981-82

Tabell 1. Prøvetakingssteder, organismer og analyseparametre ved miljøgiftregistrering i Sørfjorden, Hardanger, 1981-1982

Stasjon	Ca avstand i km fra Odda	Ar	Organismer	Variable
G 1 Sanden (Stranden), ned for veifylling	1,5	1981 1982	Blåskjell Blåskjell	Metaller Metaller
G 2 Byrkjenes, rullesteinstrand ca 100 m fra kafé	2	1981 1982	Blåskjell, blæretang Blåskjell, blæretang	Metaller, PAH Metaller
G 3 Geitholmen ved Eitrheimsneset, midt på holmen	3	1981 1982	Blåskjell Blåskjell	Metaller, PAH Metaller
G 4 Tysedal, ut for kai ved kraftstasjon	6	1981	Blæretang	Metaller, fluor
G 5 Oalskor, på nes ca 150 m S for vik m. flere naust	8	1981 1982	Blåskjell, oskjell grisetang, blæretang Blæretang, grisetang	Metaller, fluor PAH Metaller
G 6 Digranes, mellom Apoldo og Klumpen	10	1981 1982	Blåskjell, grisetang oskjell Blåskjell	Metaller, fluor PAH Metaller
G 7 Tednes, nordsiden av nes med fyrlykt	13	1981 1982	Blåskjell, grisetang oskjell Blåskjell, grisetang	Metaller, fluor PAH Metaller, fluor PAH
G 8 Måge, ut for Mågekalven	16	1981	Grisetang	Metaller
G 9 Kvalnes, ca. 50 m innenfor spissen av nes	19	1981	Grisetang	Metaller
G10 Aga, ca 100 m N for brygge	27	1981 1982	Blåskjell, grisetang, oskjell Blåskjell	Metaller, fluor, PAH Metaller
G11 Eidnes, v/naust av Leca	31	1981 1982	Blåskjell, grisetang oskjell Blåskjell, grisetang	Metaller, fluor PAH Metaller
G12 Krossanes, rullesteinstrand	38	1981 1982	Blåskjell, grisetang oskjell Blåskjell, grisetang	Metaller, PAH Metaller, fluor, PAH
G13 Trones, svaberg v/hytter	40	1982	Grisetang	Metaller
G14 Rånes, V for gult hus	43	1982	Blåskjell, grisetang	Metaller
G15 Naustflot, Støa	46	1982	Blåskjell, grisetang	Metaller
G16 Senganeset, bukt utenfor neset	45	1982	Blåskjell, grisetang	Metaller

Metallanalysene er utført på Sentralinstitutt for industriell forskning (SI) ved atomabsorpsjon etter foraskning, syreoppslutning og ekstraksjon. (For kvikksølv ble de frysetørkede prøvene syreoppsluttet og analysert ved flammeløs atomabsorpsjon). Fluorbestemmelsene er foretatt ved SI ved spektrofotometri etter oppslutning og vandampdestillasjon. PAH-bestemmelsene er foretatt ved NIVA ved gaskromatografi med glasskapillarkolonne.

4. METALLER I MUSLINGER OG TANG

4.1 Nivåer jevnført med "bakgrunnsverdier"

Rådata fra metallanalysene finnes i appendikstabellene A1 - A5.

Av figurene 2-9 ses at det for metallene kadmium, bly, sink og kvikksølv er betydelig høyere konsentrasjoner enn det som er normalt i blåskjell og grisetang fra kystområder som bare er diffust belastet. (Med diffust belastet menes at det ikke er nærliggende punktkilder). Jevnført med "normal-intervallet", som er avhengig av mange naturlige faktorer (Knutzen, 1983), kan minimum overkonsentrasjonene i blåskjell fra ulike deler av fjorden anslås til:

Kadmium	: 10 - 20 x	(figur 2)
Bly	: 10 - 100x	(figur 3)
Sink	: 2 - 10 x	(figur 4)
Kvikksølv	: 1 - 20 x	(figur 5)

På grunnlag av sammenstilte litteraturdata (Knutzen, 1983) lar ikke normal-konsentrasjonen av disse metaller i blåskjell seg avgrense mer eksakt enn til (mg/kg tørrvekt, ekstremverdier i parentes):

Kadmium	Bly	Sink	Kvikksølv
<0,1 - 3,0 (5,0?)	<1 - 10 (30?)	<50 - 200 (400)	<0,1 - 0,5 (1,0)

Med et visst forbehold for hva som kan være naturlige konsentrasjoner i Sørfjorden er det derfor mulig at forhøyelsen i metallinnholdet er enda 5-10 ganger større enn ovennevnte minimumstall.

I tang kan overkonsentrasjonene tilsvarende beregnes til minimum:

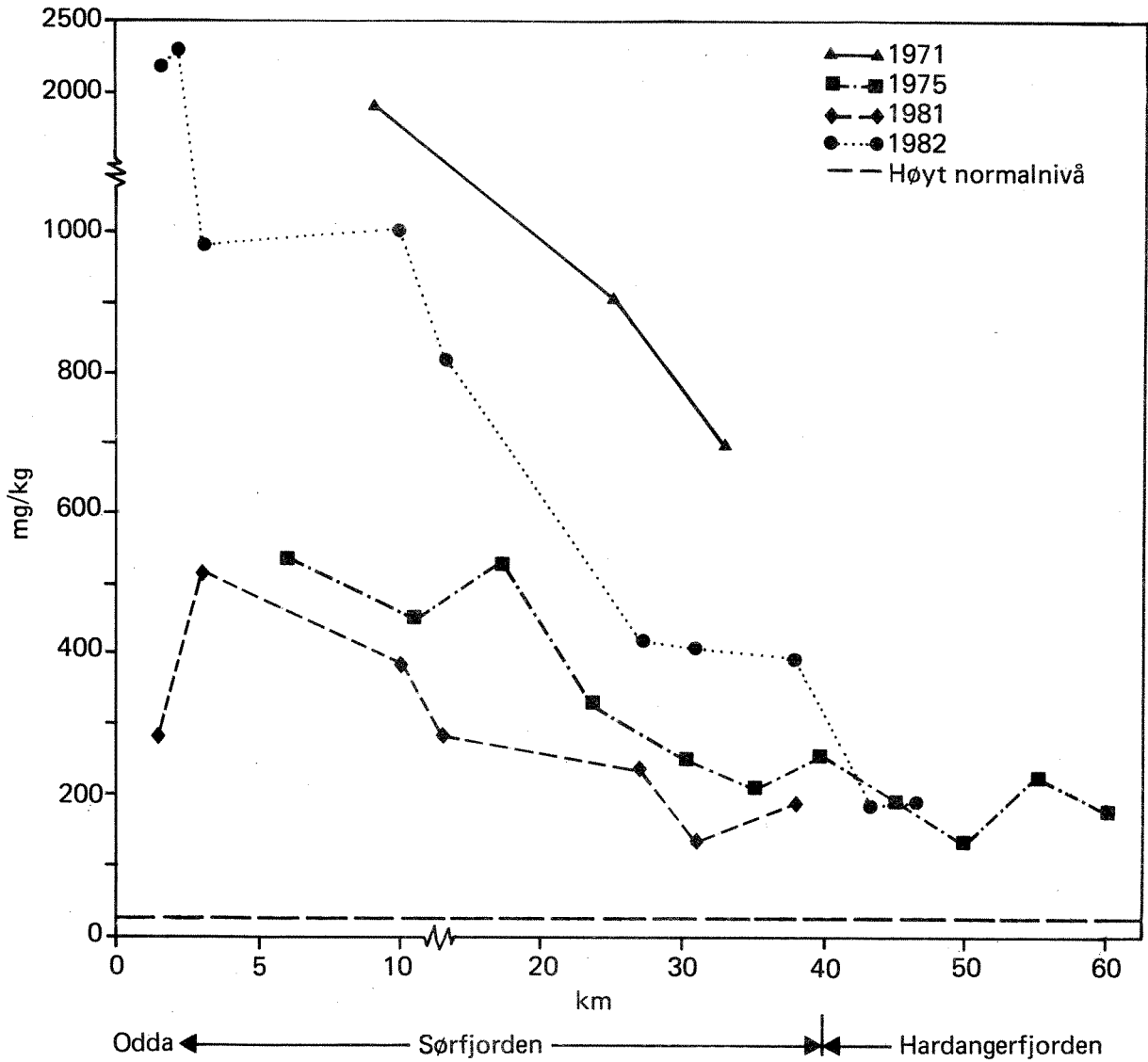


Fig. 3. Bly i blåskjell fra Sør fjorden 1981-82 jevnført med data fra 1971 (etter Havre et al., 1973) og 1975 (etter Julshamn, 1981), mg/kg tørrvekt

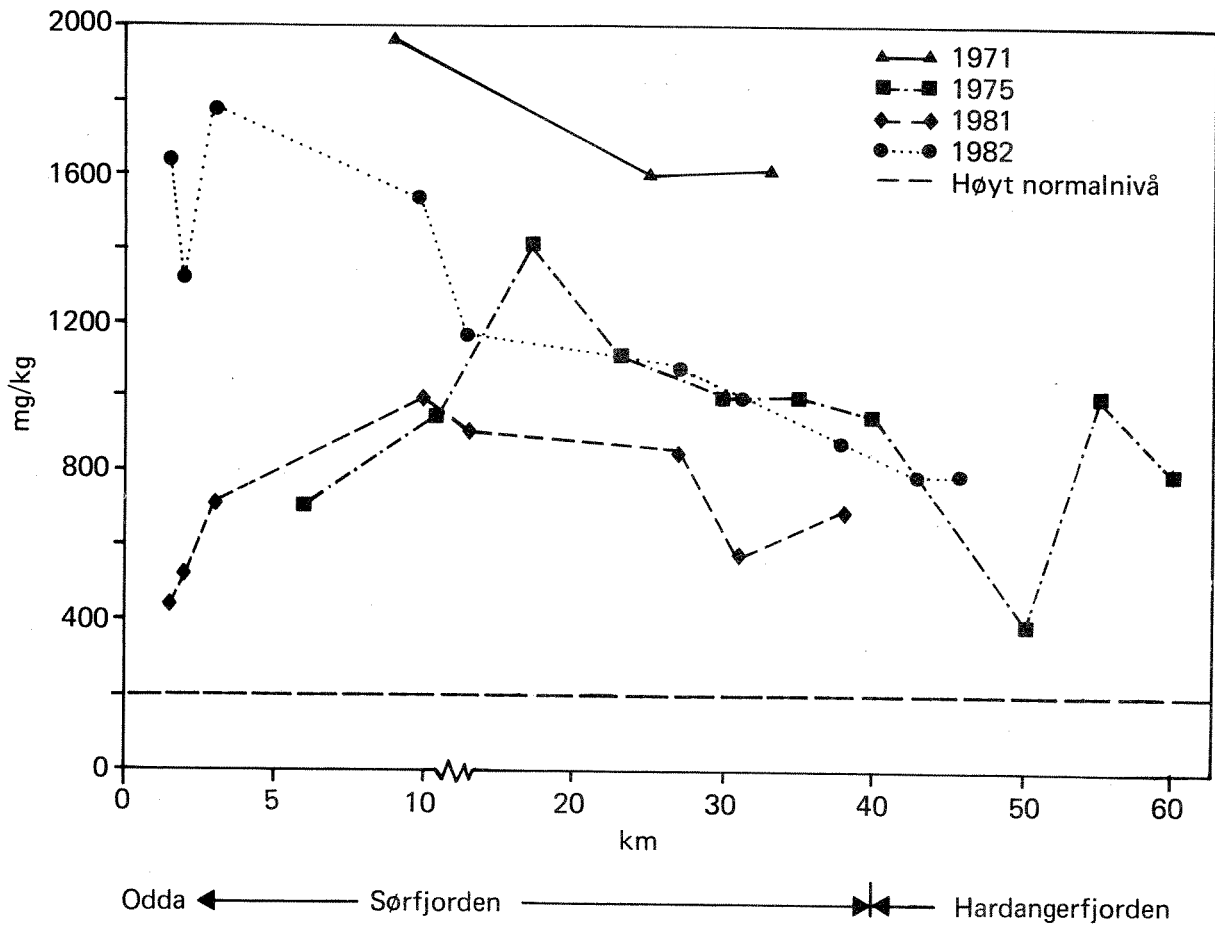


Fig. 4. Sink i blåskjell fra Sjørfjorden 1981-82 sammenlignet med data fra 1971 (etter Havre et al., 1973) og 1975 (etter Julshamn, 1981), mg/kg tørrvekt

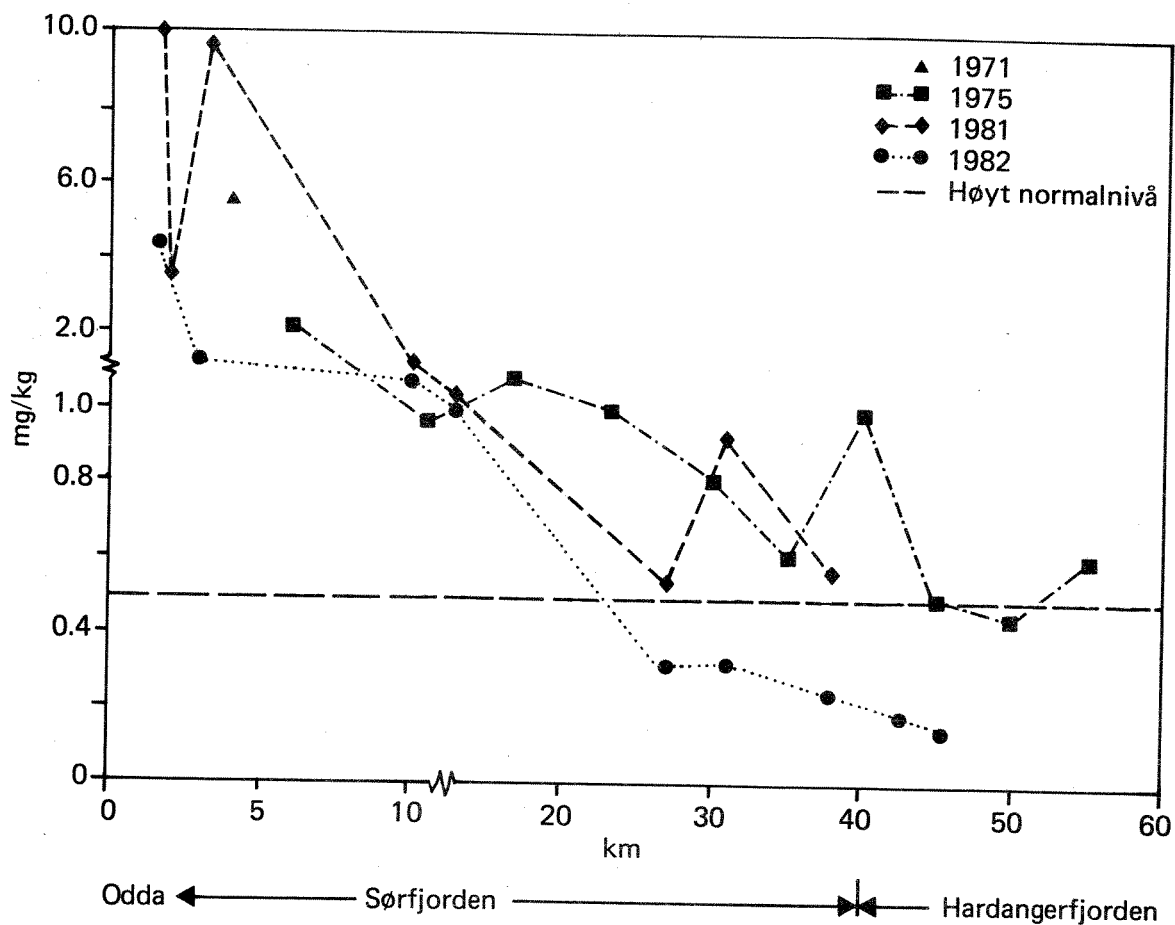


Fig. 5. Kvikksølv i blåskjell fra Sør fjorden 1981-82, sammenlignet med data fra 1971 (Veterinærinstituttet, unpubl.) og 1975 (etter Julshamn, 1981), mg/kg tørrvekt

Kadmium : 5 - 15 x (figur 6)
Bly : 1 - 15 x (figur 7)
Sink : 5 - 10 x (figur 8)
Kvikksølv : 1 - 15 x (figur 9)

Også i grisetang er det betydelig variasjon i det naturlige metallinnhold (Knutzen, 1979, mg/kg tørrvekt, ekstremverdier i parentes):

Kadmium	Bly	Sink	Kvikksølv
<0,1-2	<0,1-5	30-100(250)	<0,05-0,15

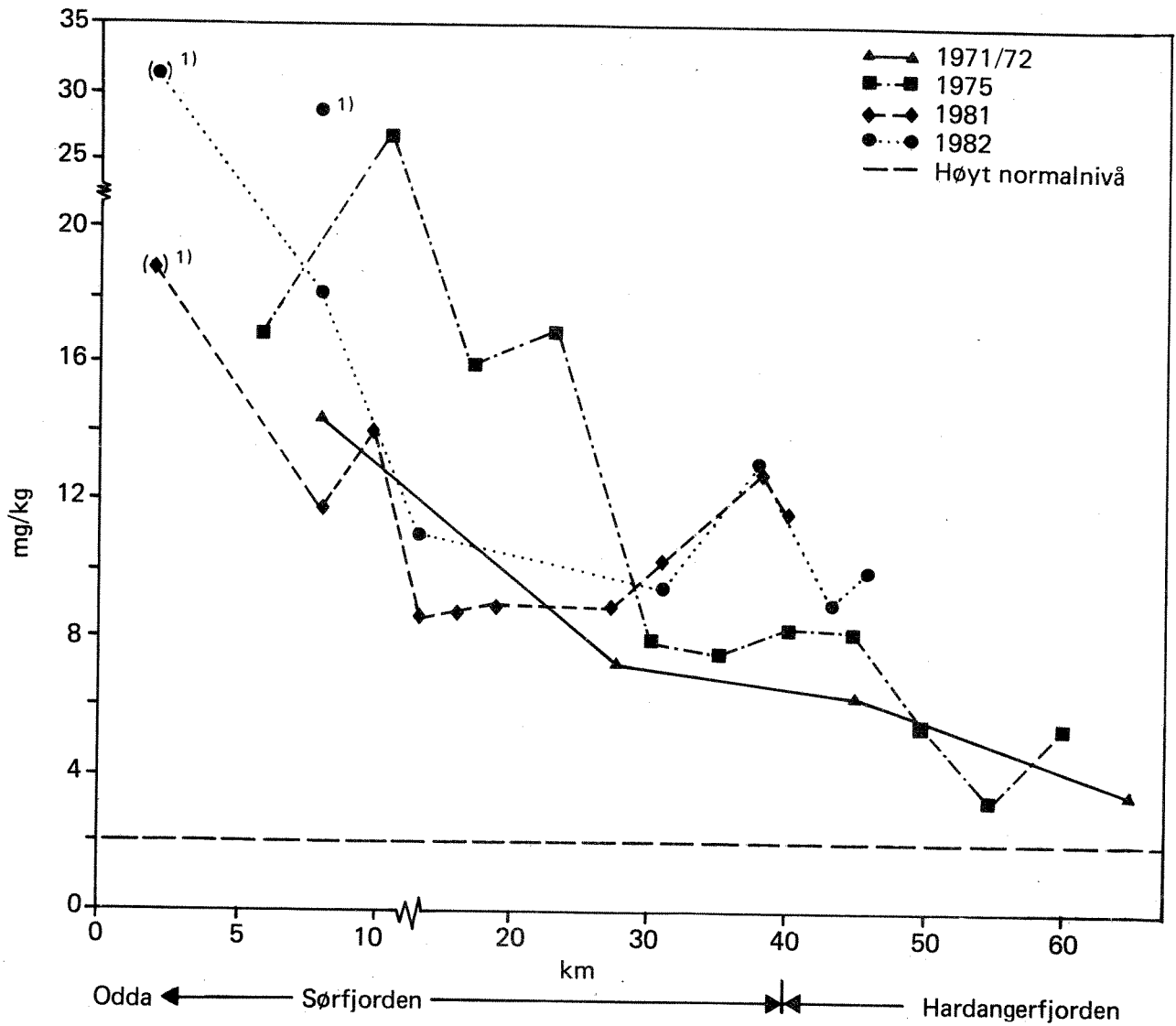
Følgelig er det mulig at overkonsentrasjonene kan være 5-10 ganger høyere enn antydnet, dvs. opp til 100-150 ganger konsentrasjonene i uforurensede områder.

Metallkonsentrasjonene i blåretang lå på et tilsvarende nivå som i grisetang (tabell A3, A4). Det sparsomme antallet parallelle prøver fra samme stasjon viste ingen åpenbare forskjeller med hensyn til akkumuleringsegenskaper mellom de to arter. Det er heller ikke noe i litteraturen som tyder på vesentlig forskjell (Knutzen, 1979). Hvis dette er riktig, har det praktisk betydning ved at de to arter kan erstatte hverandre i overvåkings-sammenheng, i hvert fall ved høy metallbelastning.

De observerte metallkonsentrasjoner i oskjell var også til dels høye (fig. 10). Med forbehold for at sammenligningsgrunnlaget (særlig for kvikksølv) er mindre omfattende enn for blåskjells og tangs vedkommende, kan det antas følgende ca. overkonsentrasjoner:

Kadmium : 1 - 3
Bly : 10 - 20
Sink : (1?) 2 - 5(10?)
Kvikksølv : 1 - 20

For angivelse av antall ganger over et "bakgrunnsnivå" er det her jevnført med data fra Segar et al. (1971), Andersen (1973), Andersen & Neelakantan (1974), Knutzen (1981) og Knutzen & Kvalvågnes (1982). Det kan bemerkes at de maksimale relative overkonsentrasjoner neppe er så høye i oskjell som det er muligheter for når det gjelder tang og blåskjell. Det ses også at det er bemerkelsesverdig moderate overkonsentrasjoner av kadmium i oskjell jevnført med blåskjell.



1) Blæretang

Fig. 6. Kadmium i grisetang fra Sør fjorden 1981-82, jevnført med data fra 1971/72 (etter Haug et al., 1974) og 1975 (etter Julshamn, 1981), mg/kg tørrvekt

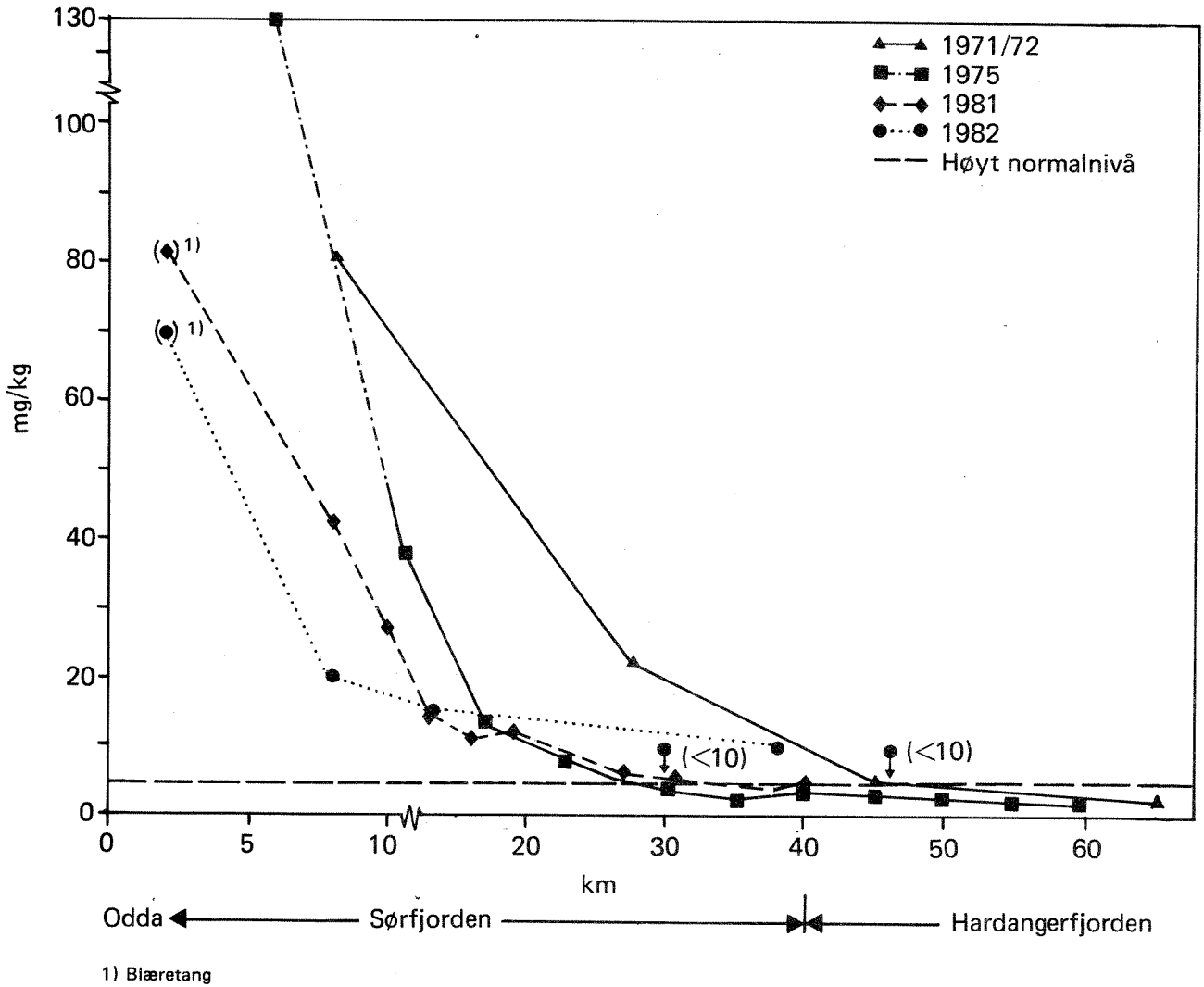


Fig. 7. Bly i grisetang fra Sør fjorden 1981-82, jevnført med data fra 1971/72 (etter Haug et al., 1974) og 1975 (etter Julshamn, 1981), mg/kg tørrvekt

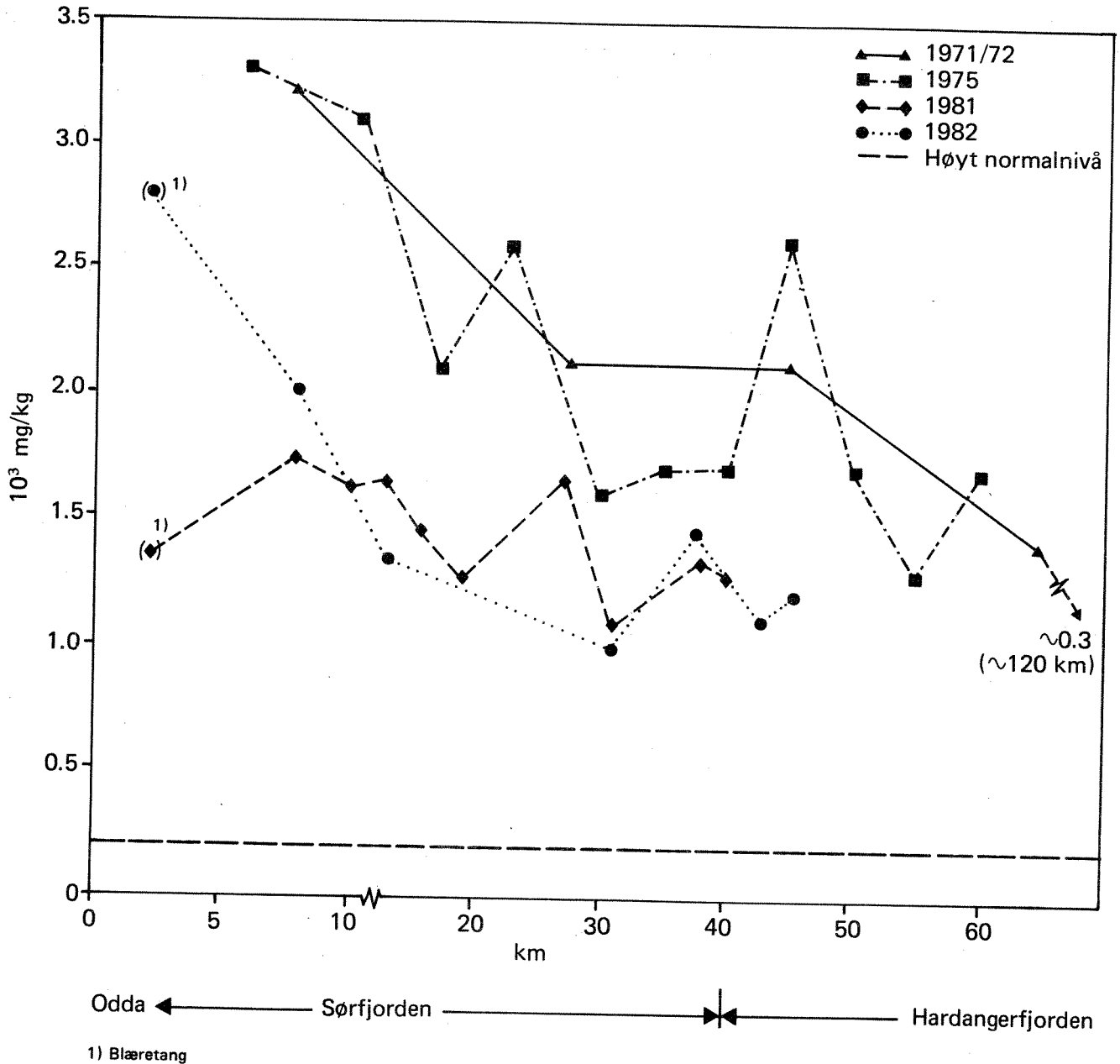


Fig. 8. Sink i grisetang fra Sør fjorden 1981-82, jevnført med data fra 1971/72 (etter Haug et al., 1974) og 1975 (etter Julshamn, 1981), mg/kg tørrvekt

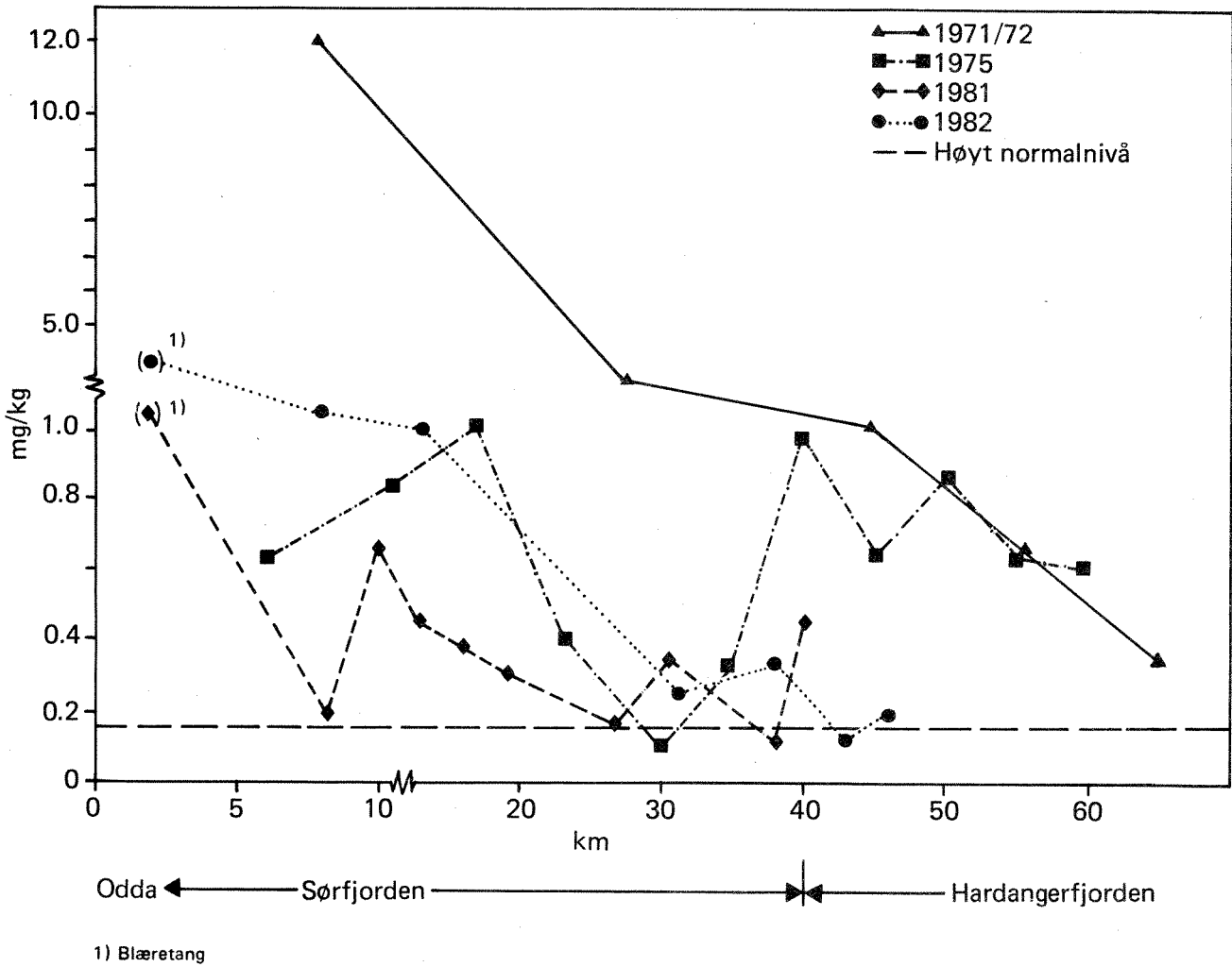


Fig. 9. Kvikksølv i griselang fra Sør fjorden 1981-82, jevnført med data fra 1971/72 (etter Haug et al., 1974) og 1975 (etter Julshamn, 1981), mg/kg tørrvekt

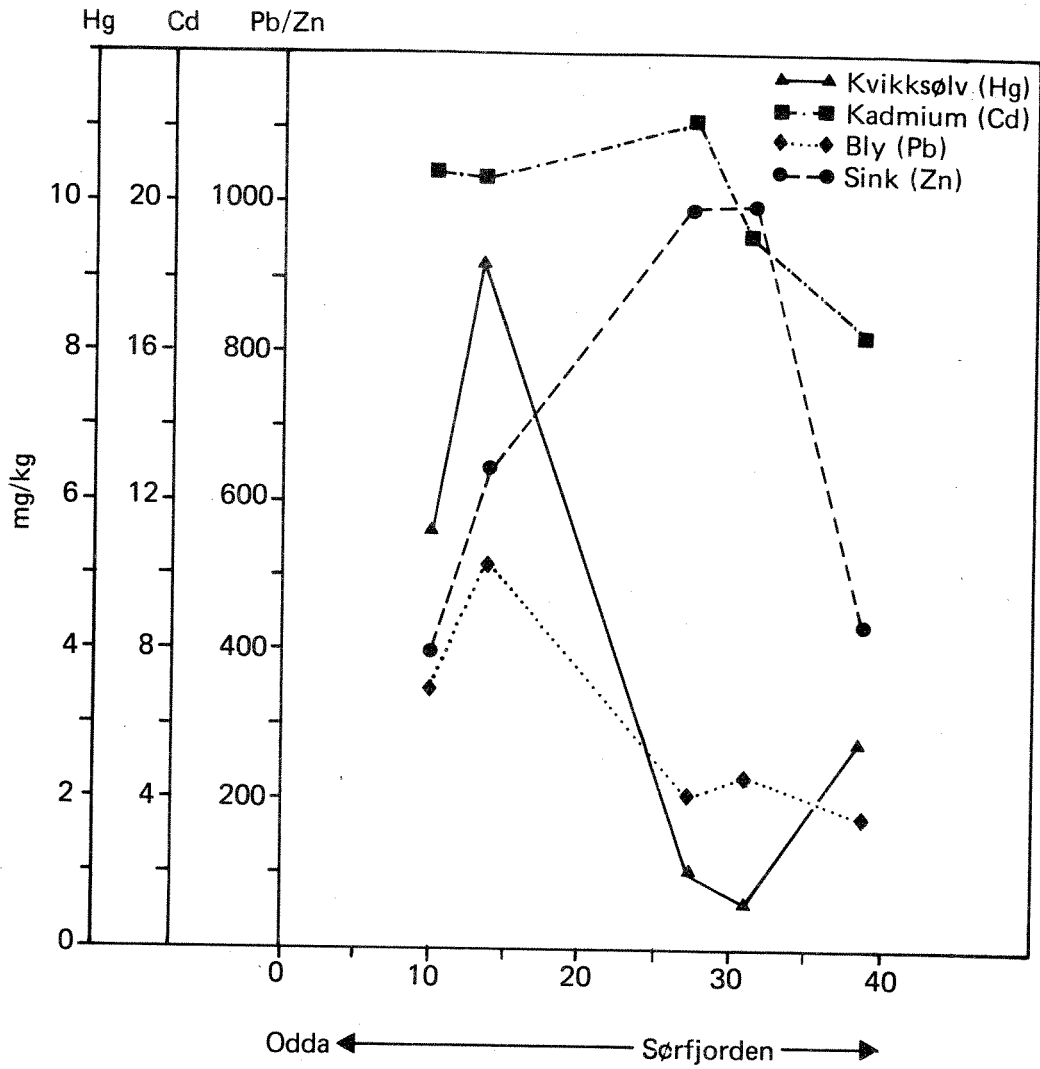


Fig. 10. Metallinnhold i oskjell fra Sørfjorden 1981, mg/kg tørrvekt

4.2 Variasjon utover fjorden

Innholdet av kadmium og sink i blåskjell var høyt i hele fjordens lengde, men for sinks vedkommende syntes det både i 1981 og 1982 å være en tendens til minskning i konsentrasjonene med økende avstand fra Odda, særlig i ytre del av fjorden. Sinkkonsentrasjonene lå her på ca 1/3 - 1/2 av de høyeste registrerte verdier. (Fig. 4). Undersøkelsene fra 1975 (Julshamn, 1981) bekrefter den effektive spredning og langtrekkende virkning av sink og kadmium tilgjengelig for opptak i blåskjell (fig. 2, 4).

Både bly, og særlig kvikksølv, viste hurtig synkende konsentrasjoner i blåskjell samlet fra stasjoner utover i fjorden. Betydelige overkonsentrasjoner av kvikksølv forekom bare aller innerst (fig. 3, 5, merk skiftet i skalaen for kvikksølvinnhold). Den samme tendens gjorde seg gjeldende ved de tidligere observasjoner (Havre et al., 1973 og Julshamn, 1981). Selv om blyinnholdet i blåskjell avtok markert mot fjordmunningen, var det fremdeles store overkonsentrasjoner helt ytterst. Julshamns undersøkelse (op. cit.) tydet på en ytterligere langtrekkende virkning av blybelastningen (fig. (3)).

Mens sinkkonsentrasjonene i grisetang sank i liten eller usikker grad, var det en moderat, men tydelig tendens til lavere kadmiumkonsentrasjoner utover i fjorden (fig. 6, 8). Motsatt tilfellet i blåskjell var det altså kadmiumkonsentrasjonen som viste størst reduksjon utover. Dette kan ha å gjøre med at ulike tilstandsformer av de to metaller spres på noe forskjellig måte. Man kan ellers merke seg at kurven for sink i tang har et uregelmessig forløp. Tatt i betraktning den store variasjonen i "bakgrunnsverdiene", forårsaket av naturlige forhold, er det foreløpig lite grunnlag for å spekulere over årsakene til detaljvariasjoner i kurvene.

På samme måte som i blåskjell viser både kvikksølv- (fig. 9) og særlig blykonsentrasjonene i grisetang (fig. 7) en klart fallende tendens mot munningen av fjorden. I motsetning til hos blåskjell nærmet blyinnholdet i tang seg mot et høyt "bakgrunnsnivå" før halvveis ute i fjorden.

Hos oskjell viste kadmiumkonsentrasjonene moderat variasjon i fjordens lengderetning. Det er ingen kjent forklaring på at konsentrasjonene av de øvrige metaller (særlig sink) viste til dels uregelmessige svingninger i relasjon til det man skulle vente ut fra de forurensende utslipps beliggenhet (fig. 10).

4.3 Utvikling over tid

Tross det som ble anbefalt av Miljøvernkomiteen i Odda (1973) har det ikke funnet sted noen planmessig oppfølging av forurensningssituasjonen i Sørfjorden etter undersøkelsene i 1970-72. På grunn av denne mangel er det et spinkelt referansemateriale å bygge sammenligninger på. Likeledes har det inntil nylig heller ikke vært sørget for tilstrekkelig betryggende kontroll av utslippene: Følgelig er det ikke mulig å gi en noenlunde tilforlataelig fremstilling av forurensningsbelastningens art og størrelse fra år til år. Den delvise mangelen på slike data, samt savnet av opplysninger om eventuelle episodiske tilførsler ved uhell eller irregulær dumping, gjør det vanskelig å tolke og jevnføre resipientobservasjonene fra de ulike år. Opplysninger om tilsig fra landdeponier er mangelfulle og det samme gjelder tilførsler fra deponier i Eitrheimsvågen (fig. 1). Resipientobservasjonene er, slik de fremtrer i fig. 2 - 9, delvis motstridende hva angår utvikling over tid.

Bl.a. med ovennevnte forbehold ses at:

- Datamaterialet tyder på at det har funnet sted en markert bedring i forurensningssituasjonen med hensyn til kvikksølv. Konsentrasjonen av kvikksølv i tang (fig. 9) har sunket betydelig siden 1971-72 til 1975 og 1981/82. For blåskjell mangler sammenligningsgrunnlag fra før 1975, og tilstanden i tiden etter synes å ha vært noenlunde den samme (fig. 5).
- For de øvrige metallers vedkommende er tendensene usikre og til dels motstridende, bl.a. avhengig av om man bedømmer utviklingen ut fra konsentrasjonene i blåskjell eller grisetang. (Dette kan illustrere ønskeligheten av å benytte indikatorarter med ulike opptaks- og akkumuleringsegenskaper).
- Mens sink- og blyinnholdet i blåskjell sank fra 1971 til 1975 med henholdsvis ca 35-50 og 50-75 %, var kadmiumkonsentrasjonen omtrent uendret. Det bemerkelsesverdige er at kadmiumkonsentrasjonen i blåskjell er funnet å ha økt fra 1971/75 til 1981/82 og at det er registrert minst like høye sink- og blykonsentrasjoner i 1982 som i 1975.
- Kadmiumnivået i grisetang hadde en topp i 1975, mens konsentrasjonen i 1981/82 var omtrent som for 10 år siden. Derimot viser konsentrasjonen av bly og sink sannsynlig nedgang fra 1971/75 til 1981/82.

Faglig sett er det flere spørsmål i denne forbindelse som er verd drøftelse, men de er alle av mindre interesse sammenlignet med det forhold at tilstanden i fjorden bare delvis er forbedret og dels synes å ha forverret seg etter iverksatte rensetiltak. Disse gjelder ikke bare kvikksølv, men også andre utslipp.

I henhold til Dyvik (1977) skal utslippene av sink særlig ha blitt redusert fra 1975 og ytterligere noe i 1976. De fortsatt høye konsentrasjonene av bly, kadmium og sink i tang og muslinger er imidlertid i samsvar med de nyeste målinger av metaller i vann, som også viste meget høye konsentrasjoner (Næs og Rygg, 1982, NORZINK, 1983, unpubl.). Selv i overflatelaget, som ikke hadde de høyeste konsentrasjonene, synes man ut fra observasjonene å måtte regne med overkonsentrasjoner opp mot 50-100 ganger i hele fjordens lengderetning (fig. 11). I hvilken grad dette skal tilskrives fortsatt store utslipp, utlekking fra forurensede sedimenter eller avrenning fra landdeponier er det ikke mulig å uttale noe kvantitativt om så lenge det delvis mangler belastningsdata og nødvendige undersøkelser og beregninger ikke er gjort.

Ved å jevnføre fig. 11 med variasjonene i blåskjells og tangs metallinnhold med økende avstand fra utslippene (fig. 2-9), ses bl.a. at det i hovedsaken er generelt godt samsvar mellom forurensningsnivåene målt i de forskjellige medier. Således er det i hele fjordens lengderetning høye metallkonsentrasjoner i både vann og blåskjell, delvis også tang. Størst forskjell i avstandsgradientene er det for bly vedkommende, der konsentrasjonsminskingen i vann bare var moderat og noe varierende, mens blyinnholdet i blåskjell var jevnt synkende og i tang raskt avtagende med økende avstand fra kilden.

Data for vann fra 40 meters dyp (NORZINK, 1983, unpubl.) viser forøvrig hurtigere avtagende metallkonsentrasjoner utover fjorden enn tilfellet var i overflatelaget. Dette er i samsvar med de forholdsmessig bratte avstandsgradientene som er funnet for innholdet av de tre metaller i de yngste deler av sedimentene (Skei, 1979).

Sammen tyder disse observasjonene på at det er to forskjellige årsaker til metallforurensningen i ulike deler av Sørfjordens vannmasser. Mens dypvann og sedimenter i hovedfjorden belastes fra jarosittutslippet, tilføres overflatelaget metaller fra en annen kilde. Jarosittutslippet gir virkninger som i stor grad er begrenset til indre halvdel av fjorden (med forbehold om utlekking fra sedimenter og resuspensjon). Overflatebelastningen

gjør seg derimot sterkt gjeldende helt ut til fjordmunningen og ut i hovedfjorden. Det er i hovedsaken tre mulige forklaringer på tilførselene: brekkasjer på utslippsledninger/irregulære utslipp, utlekking fra gamle jarosittdeponier i Eitrheimsvågen og avrenning fra deponier på land. De to sistnevnte kilder antas mest sannsynlige og anbefales kartlagt og kvantifisert. Dette vil gi muligheter for jevnføring med kvanta fra regulære utslipp, som forutsettes tilstrekkelig kontrollert. (Det er videre mulig at man også bør få et anslag for hvor mye som kan tilføres resipienten henholdsvis ved lossing av råvarer og ved overvannsavrenning fra det lokale nedbørfelt.)

4.4 Hygieniske forhold

Vurderinger av mulige hygieniske konsekvenser må gjøres av helsemyndighetene. For tiden er det til høring i Helsedirektoratet et forslag til grenseverdier for kadmium og bly i mat. For sjømat foreslås grenser på henholdsvis 0,5 og 5 mg/kg friskvekt.

Selv om konsentrasjonene vist i fig. 2 og 3 må divideres med omkring 7 for å få konsentrasjonen i friskvekt, lå innholdet i blåskjell innsamlet i 1981-82 10 - 20 ganger over ovennevnte kadmiumgrense og 10 - 100 ganger over den foreslåtte grense for blyinnhold.

Fordi det også er påvist høye konsentrasjoner utover i Hardangerfjorden (upubl. data fra Vitamininstituttet i henhold til meddelelse fra SFT), kan forholdet ha konsekvenser for skjellsanking og aquakultur over omfattende strandstrekninger og fjordarealer.

De påviste forhold aktualiserer omfattende nye undersøkelser av metallinnholdet i fisk fra indre deler av Sørfjorden og overvåking av metaller i spiselige skjell både i Sørfjorden og Hardangerfjorden.

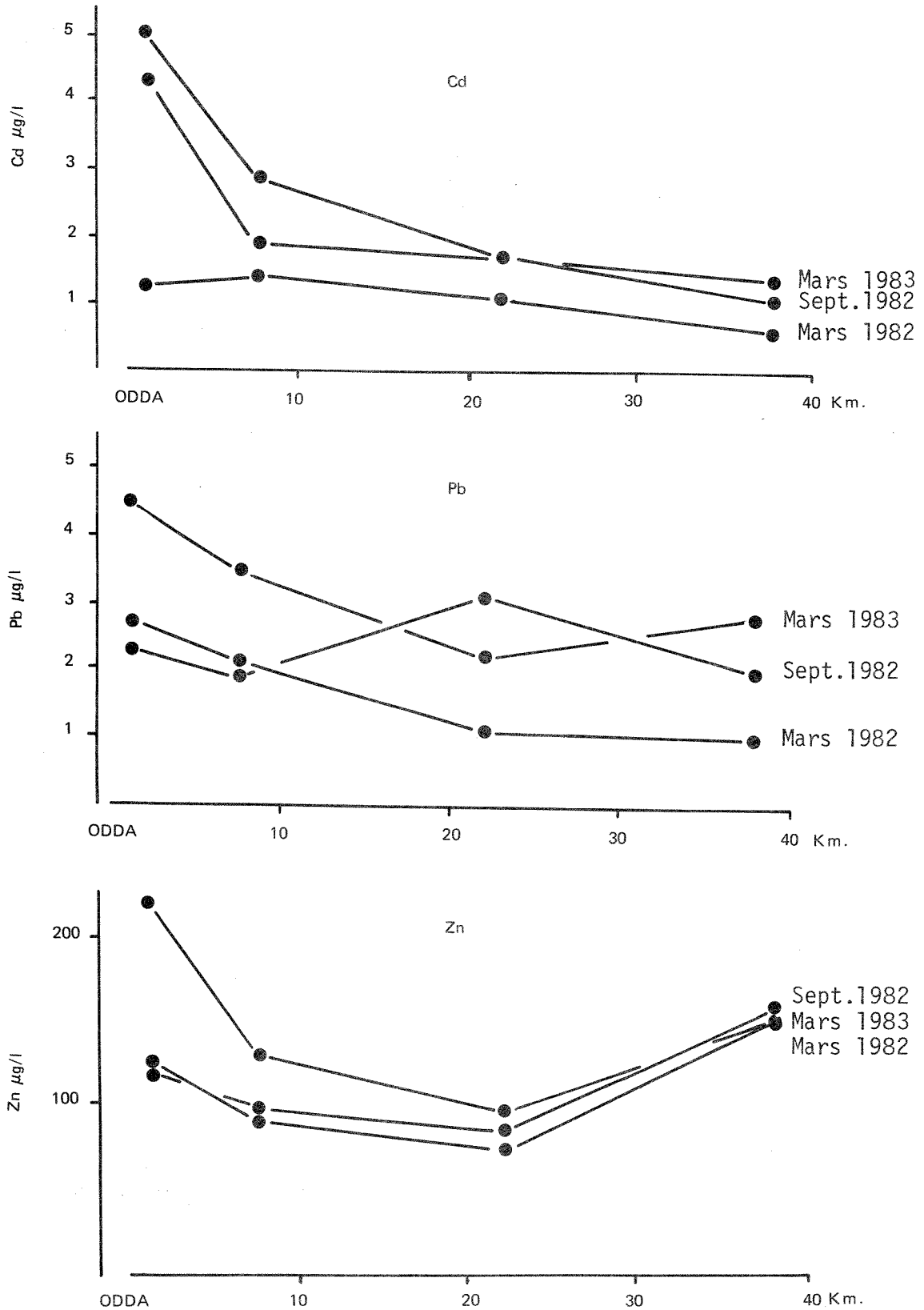


Fig.11. Konsentrasjoner av kadmium,bly og sink i vann fra Sør fjorden i øvre 0-10m i mars 1982,sept.1982 og mars 1983.(Middel av konsentrasjoner i 0m,5m. og 10m. ved NORZINK's observasjoner.) Ufiltrerte prøver.

5. POLYSYKLISKE AROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I BLÅSKJELL OG OSKJELL

Analyseresultatene finnes i appendikstabellene A8 og A9, og for blåskjells vedkommende er 1981-data også fremstilt i fig. 12. Med KPAH (kfr. fig.12) menes summen av moderat til sterkt kreftfremkallende PAH-forbindelser i henhold til NAS (1972).

Av figuren ses at blåskjellene inneholdt minimum 5-25 ganger de PAH-konsentrasjoner som finnes i områder som bare er diffust belastet (Knutzen og Sortland, 1982). I henhold til nyere data (NIVA, unpubl.) kan "bakgrunsnivåene" av PAH være under 1/5 av det "høye normalnivå" som er inntegnet på fig. 12. Følgelig kan de maksimale overkonsentrasjonene i blåskjellene fra Sørfjorden i 1981 ha vært opp til omkring 100 ganger.

Oskjell viste i sammenligning mer moderat PAH-innhold, med overkonsentrasjoner på maksimum 2-20 ganger, varierende med lokalisering i fjorden.

Konsentrasjonsfordelingen utover i fjorden er i samsvar med en antagelse om at aluminiumsindustrien i Tyssedal har vært hovedkilden. I følge undersøkelser foretatt av A/S Miljøplan er det nærmere Tyssedal funnet blåskjell med 2-10 ganger så høyt PAH-innhold som rapportert her (Finn Aarefjord, pers. medd.). At det også er en liten topp i PAH-konsentrasjonen nærmest Odda antyder at også industrien og tettbebyggelsen her kan være en mindre kilde.

Konsentrasjonsfordelingen i forhold til Tyssedal viser at PAH er blitt spredd effektivt både på langs og tvers av fjorden. At PAH kan spores langt fra en kilde ved registrering av opphoping i muslinger, er i overensstemmelse med erfaringer fra andre fjordutslipp (Ranafjorden, Vefsnfjorden, Saudafjorden o.a.). Den effektive spredningen av PAH skyldes formodentlig at forbindelsene er knyttet til partikler som i hvert fall delvis er så lette at de holder seg lenge flytende. Imidlertid akkumulerer PAH også i sedimentene (kfr. kap.8).

Andelen av potensielt kreftfremkallende PAH var omkring 10-15% i både blåskjell og oskjell. Av dette utgjorde de moderat cancerogene benzofluoranthener mesteparten, idet summen av de sterkt kreftfremkallende benzo(c)-phenantren og benzo(a)pyren bare i ett tilfelle var over 5% av total PAH.

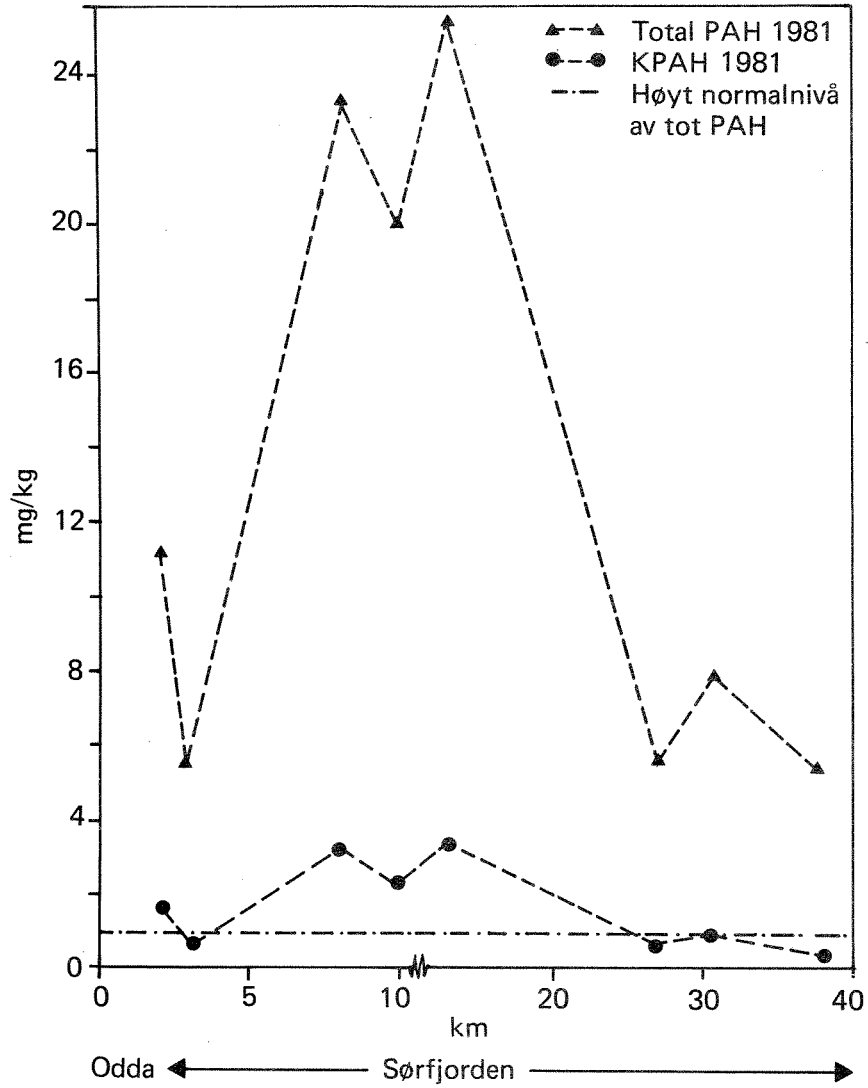


Fig. 12. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell fra Sørfjorden 1981, mg/kg tørrvekt (vedr. KPAH, se tekst)

De sparsomme data fra 1982 (tabell A8) sannsynliggjør aluminiumsindustriens rolle som hovedkilde, ved at PAH-konsentrasjonen i blåskjell var avtatt til et tilnærmet normalnivå etter bedriftsstansen. PAH-forurensningen i Sørfjordens overflatelag kan derved anses som i hovedsaken opphørt, med et visst forbehold for de nærmeste omgivelsene til havnebassenget i Odda.

Et mindre antall blåskjellprøver til PAH-analyse bør inkluderes i senere overvåkingsundersøkelser for å bringe på det rene nivåene i hele fjordens lengderetning.

6. FLUOR I MUSLINGER OG TANG

De funne konsentrasjoner (appendikstabellene A6 og A7) viste ingen tydelige påvirkninger i form av med sikkerhet forhøyede konsentrasjoner. Det er sparsomt med sammenligningsmateriale fra andre undersøkelser. Derfor må konklusjonen formuleres såvidt forbeholdent. Under alle omstendigheter kan det bare dreie seg om moderate forhøyelser jevnført med organismenes naturlige fluorinnhold (Knutzen, 1980). Av dataene fremgår også at det ikke var noen bestemt tendens til minskede fluorkonsentrasjoner i 1982, dvs. etter at en av flere kilder - aluminiumverket i Tyssedal - var blitt nedlagt.

7. FORELØPIG VURDERING AV ØKOLOGISKE KONSEKVENSER AV HØYT METALLNIVÅ I VANN OG ORGANISMER

Metallforurensningen i Sørfjorden kan bevirke skade på planter og dyr ved direkte giftvirkning fra høye konsentrasjoner i vannet og/eller ved at dyrs næring (planter, byttedyr) inneholder så mye metaller at terskeldosen for skade overskrides. Sistnevnte skademekanisme kan eventuelt utløses etter biomagnifikasjon, dvs. at metallkonsentrasjonen øker med trinnene i aktuelle næringskjeder.

Direkte giftvirkning fra vannets høye metallinnhold må primært behandles i sammenheng med observasjonene av gruntvannsamfunnets sammensetning. Her skal bare bemerkes at konsentrasjoner av løst sink (dvs. målt i filtrerte vannprøver) ved flere tilfeller er vist å ligge 3-10 ganger over EPA's kriterium for vern av marine samfunn (jfr. data i Næs og Rygg, 1982 med EPA's kriterium for 24 timers gjennomsnittlig konsentrasjon av total sink).

Til dels har konsentrasjonene vært over grensen som i henhold til EPA (1980) ikke bør overskrides "at any time". Denne situasjonen gjelder alle lag av vannmassen i de indre 3-4 km og i hvert fall ut til Tyssedal i 0-30 m laget (Næs og Rygg, 1982).

Også for kadmiums vedkommende er det påvist overskridelser av EPA's anbefalte grenseverdi for 24 timers gjennomsnitt. I tillegg kommer meget høye konsentrasjoner av bly, som det imidlertid ikke foreligger noe bestemt EPA-kriterium for i saltvann.

På denne bakgrunn er det godt grunnlag for å se industriforurensningene som årsak til det meget fattige bløtbunnsamfunn som ble funnet i innerste del av fjorden, muligens også som delansvarlig for det noe reduserte dyreliv på bløtbunn lenger utover (Næs og Rygg, 1982).

Selv om kunnskapene er begrenset på feltet, tyder foreliggende data på at oppkonsentrering av metaller langs aquatiske næringskjeder generelt sett er mindre aktuelt. Ofte finnes de høyeste metallkonsentrasjoner på lavere trinn i næringskjedene. Unntak kan være f.eks. rovfisk og fiskeetende fugl og pattedyr som lever av fisk med høyt kvikksølvinnhold (Eisler, 1982). Ut fra et litteraturstudium hevder Taylor (1983) at det for kadmiums vedkommende ikke er gjort observasjoner som tyder på biomagnifikasjon.

Giftvirkninger ved inntak av næring med høyt metallinnhold er lite undersøkt for aquatiske organismer. Mest utsatt er vannlevende pattedyr (sel, fiskeetende hval), som mht. risiko kommer på linje med fiskeetende fugl og terrestriske pattedyr (oter, mink). Skade på grunn av metalloptak via næring er i hvert fall dokumentert for fiskeetende fugler (kvikksølv, kadmium og spesialtilfellet med inntak av blyhagl).

Giftvirkning fra metaller i føden til fisk og hvirvelløse dyr kan heller ikke utelukkes, selv om det er sannsynlig at vannets metallinnhold representerer en større risiko.

A bringe mer klarhet i giftvirkningsrisikoen i Sørfjorden vil kreve eksperimentelle undersøkelser, både med resipientvann og ulike fortyninger av aktuelle avløpstyper, samt ved føring av utvalgte arter med metallforurenset næring,

helst også kombinasjonen av de to formene for belastning. I tillegg bør det foretas registrering av metallinnholdet i fugleegg, eventuelt også i sjøfuglvev. Arter med blåskjell som betydelig bestanddel av dietten (ærfugl) vil sannsynligvis være spesielt utsatt.

Kap. N. ELDRE PAH-DATA FRA SEDIMENTER

Innenfor rammen av et internt NIVA-prosjekt ble det i april 1978 samlet inn en del sedimentprøver til PAH-analyse. Resultatene er ikke tidligere blitt publisert og tas med her primært i dokumentasjonsøyemed.

Stasjonsnettets fremgår av fig. 13. Prøvene er analysert på NIVA ved gasskromatografi med glasskapillarkolonne (Berglind og Gjessing, 1980).

De fullstendige resultatene er gjengitt i appendiks-tabell A9, mens variasjonen i overflatesedimentets (0-2 cm) innhold av PAH utover fjorden er vist på fig. 14.

Av figur 13 ses at nivået var høyest på stasjonen nærmest Tyssedal, for så å falle først raskt og siden langsomt utover i fjorden. Imidlertid var konsentrasjonene i overflatesedimentet på den ytterste stasjonen fremdeles ca. 10 x det som kan antas å være bakgrunnsnivået i områder uten større punktkilder (Neff 1979, NIVA upubl.). Den høyeste observerte konsentrasjonen tilsvarer mao. en forurensningsgrad på i størrelsesorden 250 x bakgrunnsnivået.

Tidligere observasjoner av PAH i Sørfjordens sedimenter (Palmork, 1974) er ikke umiddelbart sammenlignbare med foreliggende data fordi de tidligere observasjonene bare omfattet 4 PAH-komponenter og konsentrasjonene ble angitt på våtvektsbasis. Også Palmork observerte synkende PAH-konsentrasjoner utover i fjorden, men fant en mindre bratt avstandsgradient og dessuten de høyeste konsentrasjoner nærmere Odda enn Tyssedal.

Når den antatte hovedkilde for PAH - aluminiumsverket i Tyssedal - nå er nedlagt, er det ønskelig å følge utviklingen mht. PAH i sedimentene. Dette har interesse både for Sørfjordens utvikling (særlig bløtbunnsfaunaens levevilkår) og mer generelt for å se hvor lang tid det tar for PAH å brytes

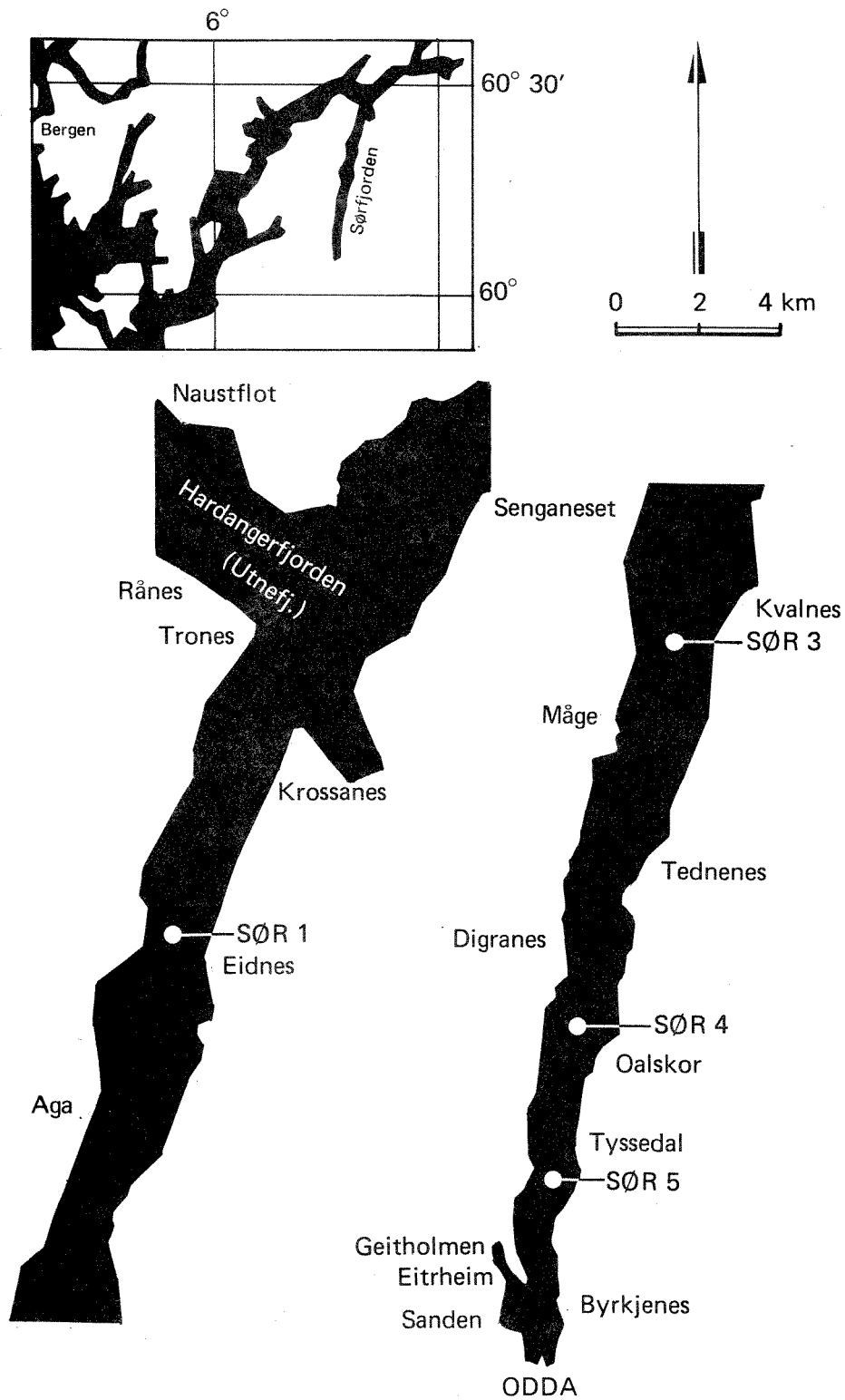


Fig. 13. Stasjoner for observasjon av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i Sør fjordens sedimenter 1978

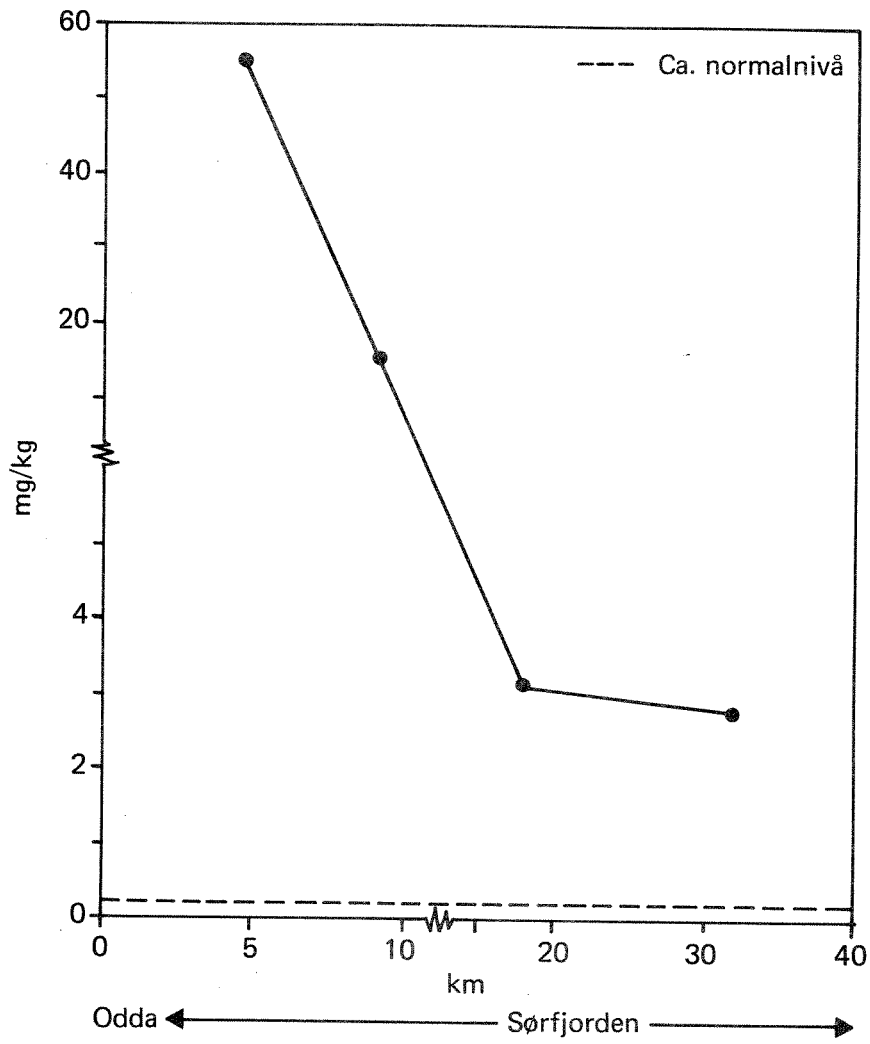


Fig. 14. PAH i øvre lag (0-2 cm) av Sør fjordens sedimenter i 1978, mg/kg tørrvekt

ned. (Også PAH i sedimentene kan tenkes å bidra til en redusert bløtbunnsfauna, selv om man vet lite om virkningen på marine organismer (Knutzen, 1978), og det er eksempler på forholdsvis rik fauna på sterkt belastede lokalteter (Palmork, 1974)).

Kommende overvåkingsobservasjoner av PAH i Sørfjordens sedimenter bør omfatte en stasjon nærmere Odda og dessuten en stasjon lenger ut enn ved prøveinnsamlingen i 1978, slik at man får vite om bunnvleireingene er PAH-forurenset helt ut til fjordmunningen, og i hvilken grad.

8. LITTERATUR

- Andersen, A.T., 1973. Tungmetaller og andre forurensninger i Oslofjorden og andre kystfarvann - innvirkning av disse på marine organismer. VANN 2 (1973) : 84-88.
- Andersen, A.T. og Neelakantan, B.B., 1974. Mercury in some marine organisms from the Oslofjord. Norw. J. Zool. 22 : 231-235.
- Berglund, L. og Gjessing, E., 1980. Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster, NIVA-rapport A3-25. 27/2 1980, 48 s.
- Dyvik, F., 1977. Utslipp av tungmetaller fra Norzink A/S. Miljøverntiltak for utslippsbegrensning. Foredrag ved Sentralinstitutt for Industriell forsknings Symposium i Miljøkjemi. Kongsberg 11.-13. desember 1977.
- Eisler, R. 1981. Trace metal concentrations in marine organisms. Pergamon Press, N.Y. 687 s.
- Environmental Protection Agency (EPA), 1980. Water Quality Criteria Documents; Availability. US Federal Register Vol. 45, nr. 231, s. 79318-79379.
- Haug, A., Melsom, S. og Omang, S., 1974. Estimation of heavy metal pollution in two Norwegian fjord areas by analysis of the brown alga Ascophyllum nodosum. Environ. Pollut. 7: 179-192.
- Havre, G.N., Underdal, B. og Trosdahl, C., 1973. Analyse av elementene Hg, Cd, Pb og Zn i marint, animalsk materiale fra Sørfjorden, Hardanger, Kap. 5 i Resipientundersøkelser i Sørfjorden 1972. Utgitt av Miljøvernkomiteén i Odda. 10.12.1973.
- Julshamn, K. 1981. Studies on major and minor elements in molluscs in Western Norway VII. The contents of 12 elements, including copper, zinc, cadmium and lead in common mussel (Mytilus edulis) and brown seaweed (Ascophyllum nodosum) relative to the distance from the

industrial sites in Sørfjorden, inner Hardangerfjord. Fisk. Dir. Skr. Ernæring Vol 1 (No 5): 267-287.

Knutzen, J., 1978. Utslipp av PAH fra elektrokjemisk industri. Akkumulering og effekter i det marine miljø. Særtrykk av Kjemi 1 (1978) 3.s.

Knutzen, J., 1979. Benthosalger og moser som metallindikatorer. VANN 2 (1975): 134-139 med tillegg av rettelse i VANN 1 (1980):149.

Knutzen, J., 1980. Effekter av fluorid og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) fra et aluminiumsverk med sjøvannsvasking av røykgass. (Effects of fluoride and polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) from the seawater scrubber effluent of an aluminium smelter) s. 69-75 i K. Pedersen (red.): Norsk institutt for vannforskning, årbok 1975. Engl. summary.

Knutzen, J., 1981. Overvåking i Saudafjorden 1980. Rapport 7/81 i Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport 0-8000306, 2/10 1981, 39 s.

Knutzen, J., 1983. Blåskjell som metallindikator (The common mussel (*Mytilus edulis*) as a metal indicator) VANN 1(1983):24-33. Engl. summary.

Knutzen, J. og Kvalvågnæs, K., 1982. Innledende basisundersøkelse i Stavfjorden 1981. Rapport 33/82 i Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport 0-8000314, 18/6 1982, 18 s.

Knutzen, J. og Sortland, B., 1982. Polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) in some algae and invertebrates from moderately polluted parts of the coast of Norway. Water Res. 16(4): 421-428.

National Academy of Science (NAS), 1972. Particulate polycyclic organic matter, 362 s., NAS, Washington DC.

Neff, J.M., 1979. Polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. Appl. Sci. Publ. London, 262 s.

Næs, K. og Rygg, B., 1982. Supplerende basisundersøkelse i Sørfjorden 1981. Rapport 51/82 i Statlig program for forurensningsovervåking, NIVA-rapport 0-8000309, 10/2 1982, 18 s.

Palmork, K.H., 1974. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i det marine miljø, s. 99-125 i 9. Nordiska symposiet om vattenforskning. Fjorder og kystvann som resipienter. Trondheim 27-29/6 1973. NORDFORSK. Miljøvårdssekretariatet. Publ. 1974:4, Helsinki, 328 s.

Segar, D.A., Collins, J.D. og Riley, J.P., 1971. The distribution of major and some minor elements in marine animals. Part II. Molluscs. J. mar. biol. Ass. U.K. 5 131-136.

Skei, J., 1979. Nasjonalt program for overvåking av vannressurser. Pilot-prosjekt Sørfjorden (Hardanger) 1978. NIVA-rapport 0-75038. 15/11-1979, 32 s.

Skei, J., 1980. Nasjonalt program for overvåking av vannressurser. Oversikt over utførte undersøkelser i Sørfjorden, Hardanger. NIVA-rapport 0-75038/0-80003. 30/10 1980, 32 s.

Taylor, D. 1983. The significance of the accumulation of cadmium by aquatic organisms. Ecotoxicol Environ. Safety 7: 33-48.

V E D L E G G
(Tabeller, rådata)

Tabell A1. Metaller i blåskjell fra Sørfjorden, Hardanger,
29/8-1/9 1981, mg/kg tørrvekt.

Metaller Stasjon	Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	Cr	Ni	Fe	% Tørrst.
G1 Sanden	10.09	113.3	281.8	435	10.1	4.7	0.5	214	15.7
G2 Byrkjenes	3.56	59.6	262.8	516	11.4	2.7	0.6	218	17.2
G3 Geitholmen	9.88	65.8	516.7	722	9.3	0.2	0.5	258	16.9
G6 Digranes	1.57	96.7	391.1	993	4.2	1.7	0.6	93	17.2
G7 Tednesen	1.25	73.0	286.3	906	3.8	0.7	0.5	75	18.3
G10 Aga	0.54	72.9	241.5	851	4.1	4.1	0.9	103	15.7
G11 Eidnes	0.92	83.7	139.7	560	6.3	4.7	1.2	204	13.6
G12 Krossanes	0.57	76.0	194.3	692	4.3	0.3	0.6	106	16.7

Tabell A2. Metaller i blåskjell fra Sørfjorden, Hardanger,
31/8 - 3/9 1982, mg/kg tørrvekt.

Metaller Stasjon	Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	Cr	Ni	Fe	% Tørrv.
G1 Sanden	4.48	84.2	2261	1635	14.5			407	14.2
G2 Byrkjenes	1.29	53.1	2354	1314	11.7			244	14.3
G3 Geitholmen	1.65	63.3	983	1783	15.2			312	11.7
G6 Digranes	1.43	63.8	1030	1532	13.0			237	13.2
G7 Tednesen	1.05	72.0	819	1169	15.0			241	13.4
G10 Aga	0.31	84.6	420	1083	10.1			203	13.7
G11 Eidnes	0.32	78.8	415	997	12.2			320	13.1
G12 Krossanes	0.25	58.4	406	886	10.0			171	14.5
G14 Raanes	0.19	37.7	187	792	7.5			138	15.2
G15 Naustflot	0.16	41.9	194	779	7.8			123	14.5
G16 Senganaset	0.22	44.0	222	774	3.2			140	14.0

Tabell A3. Metaller i grisetang (G) og blæretang (B) fra Sørfjorden, Hardanger, 29/8-1/9 1981, mg/kg tørrvekt.

Metaller		Art	Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	Cr	Ni	Fe
Stasjon										
G2	Byrkjenes	B	1.44	18.7	81.8	1356	27.9	0.1	0.2	208.1
G5	Oalskor	B	0.75	7.7	35.0	1280	25.5	0.1	0.3	146.5
G5	"	G	0.20	11.7	42.7	1740	27.5	0.1	0.1	71.5
G6	Digranes	G	0.67	14.0	26.9	1628	22.7	0.3	0.1	41.3
G7	Tednesnes	G	0.45	8.6	14.6	1664	24.0	0.4	0.1	29.3
G8	Måge	G	0.38	8.8	11.1	1459	20.9	0.4	0.5	24.1
G9	Kvalnes	G	0.30	9.0	12.2	1280	18.1	0.1	0.1	20.2
G10	Aga	G	0.16	8.9	5.8	1679	10.0	0.1	0.1	15.6
G11	Eidnes	G	0.35	10.3	4.7	1075	17.9	0.2	0.1	24.4
G12	Krossaneset	G	0.20	12.9	3.6	1357	9.6	0.3	0.1	15.2
G13	Trones	G	0.45	11.7	5.0	1290	10.7	0.4	0.1	16.1

Tabell A4. Metaller i grisetang (G) og blæretang (B) fra Sørfjorden, Hardanger, 31/8-3/9 1982, mg/kg tørrvekt.

Metaller		Art	Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	Cr	Ni	Fe
Stasjon										
G2	Byrkjenes	B	3.9	32	70	2800	36			330
G4	Tyssedal	B	1.4	15	40	2200	36			260
G5	Oalskor	B	1.1	27	35	2800	34			140
G5	"	G	1.5	18	20	2000	30			20
G7	Tednesnes	G	1.0	11	15	1360	28			20
G11	Eidnes	G	0.25	9	<10	1000	15			15
G12	Krossanes	G	0.35	13	10	1450	21			15
G14	Raanes	G	0.11	9	<10	1100	6			10
G15	Naustflot	G	0.19	10	<10	1200	11			15
G16	Senganeset	G	0.19	9	<10	1000	7			50

Tabell A5. Metaller i oskjell fra Sørfjorden, Hardanger, 29/8-1/9 1981, mg/kg tørrvekt.

Metaller		Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	Cr	Ni	Fe	% Tørrst.
Stasjon										
G6	Digranes	5.66	20.8	350	399	32.2	0.7	0.9	234	15.0
G7	Tednesnes	9.25	20.7	518	639	24.8	0.3	1.2	269	12.9
G10	Aga	1.05	22.3	205	1010	23.9	0.1	1.5	186	14.0
G11	Eidnes	0.62	19.1	230	1000	22.7	2.0	1.2	153	16.6
G12	Krossanes	2.80	16.6	178	434	20.4	2.5	1.5	203	15.8

Tabell A 6. Fluor i blåskjell fra Sørfjorden, Hardanger, 29/8-1/9 1981 og 31/8 1982, mg/kg våtvekt og mg/kg tørrvekt.

Stasjoner		Basis	Våtvektsbasis	Tørrvektsbasis
<u>1981</u>				
G 2	Byrkjenes		4,5	29
G 6	Digranes		0,5	4
G 7	Tednes		3,7	21
G 10	Aga		1,4	13
G 11	Eidnes		5,8	40
<u>1982</u>				
G 7	Tednes		1,5	11
G 12	Krossanes		1,6	13

Tabell A 7. Fluor i grisetang og blæretang fra Sørfjorden, Hardanger, aug./sept, 1981 og aug./sept. 1982. Mg/kg tørrvekt

Stasjon		Art	Grisetang	Blæretang
<u>1981</u>				
G 5	Oalskor		11,1	15,0
G 6	Digranes		16,0	
G 7	Tednes		19,4	
G 10	Aga		10,0	
G 11	Eidnes		14,6	
<u>1982</u>				
G 4	Tyssedal		16,5	
G 7	Tednes		22,0	
G 12	Krossanes		16,0	

Tabell A8. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell fra Sørfjorden, Hardanger, august/september 1981 og august/september 1982, µg/kg tørrvekt.

PAH	Stasjon	G11	G10	G6	G7	G7	G2	G3
	år	1981	1981	1981	1981	1982	1981	1981
Naftalen				30				
2-Metylnaftalen								
1-Metylnaftalen				41				
Bifenyl								
Acenaftalen								
Acenaften								
4-Metylbifenyl								
Dibenzofuran				34				
Fluoren				35				
9-Metylfluoren								
9.10-Dihydroantracen								
2-Metylfluoren								
1-Metylfluoren								
Dibenzothiophen		45		94				
Fenantren		588	161	1665	2224	48	335	270
Antracen			23				53	
Acridine								
Carbazole								
2-Metylantracen		50	59	129	156		63	
1-Metylfenantren		64	38	114	166		59	
9-Metylantracen								
Fluoranten		2585	1692	5736	7719	80	2612	1155
Pyren		187	186	1226	1839	40	1209	465
Benzo(a)fluoren		181	140	283	429		211	240
Benzo(b)fluoren				43	58		38	97
1-Metylpyren								
Benzo(c)fenantren ***			179	455	101		251	
Benzo(a)antracen *		290	182	905	1027		1060	352
Trifenylen/Chrysen *		2127	1421	3912	5234	184	2425	1598
Benzo(b)fluoranten **		456	293	2627	2510	104	1158	677
Benzo(j,k)fluoranten** 1)		759	ca 416		1100		248	
Benzo(e)pyren *		370	301	1764	2279	48	1106	405
Benzo(a)pyren ***		124	39	127	269	32	128	127
Perylen		69		47				
O-Phenylene-pyren		86	150	512	117		102	188
Dibenz(a,h)antracen ***								
Picen								
Benzo(ghi)perylene			210	426	243		179	67
Anthanthrene								
Coronen								
Sum PAH		7981	5490	20205	25471	536	11237	5641
Ca KPAH 1)		960	719	2334	3430	102	1661	579
% KPAH		12.0	13.1	11.5	13.4	19.0	14.8	10.3
% Tørrstoff		14.7	12.8	12.4	16.6	12.5	20.2	13.4

1) KPAH er summen av moderat (**) og sterkt kreftfremkallende PAH (***) i henhold til US National Academy of Science (NAS), 1972). I summen av **+*** er det bare medregnet 50% av benzo(j/k)fluoranten idet bare B(j)F er kreftfremkallende. Når alle benzofluorantener er slått sammen, er det til KPAH regnet med 2/3 av summen.

Tabell A8 (forts.) Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell fra Sørfjorden, Hardanger, august/september 1981 og august/september 1982, µg/kg tørrvekt.

PAH \ Stasjon år	G5 1981	G12 1981	G12 1982
Naftalen			
2-Metylnaftalen			
1-Metylnaftalen			
Bifenyl			
Acenaftalen			
Acenaften			
4-Metylbifenyl			
Dibenzofuran			
Fluoren			
9-Methylfluoren			
9.10-Dihydroantracen			
2-Methylfluoren			
1-Methylfluoren			
Dibenzothiophen			
Fenantren	1876	363	29
Antracen		35	
Acridine			
Carbazole			
2-Metylantracen	206	99	
1-Metylfenantren	326	53	
9-Metylantracen			
Fluoranten	6199	1811	58
Pyren	2904	105	14
Benzo(a)fluoren	243	145	
Benzo(b)fluoren	174		
1-Methylpyren			
Benzo(c)fenantren ***			
Benzo(a)antracen *	761	146	
Trifenylen/Chrysen *	3709	1274	22
Benzo(b)fluoranten**	2113	587	72
Benzo(j,k)fluoranten** 1)	1122		
Benzo(e)pyren *	2206	237	65
Benzo(a)pyren ***	538	32	
Perylen	240	56	
O-Phenylene-pyren	578	135	
Dibenz(a,h)antracen ***			
Picen			
Benzo(ghi)perylene		236	
Anthanthrene			
Coronen			
Sum PAH	23195	5314	260
Ca KPAH 1)	3214	396	48
% KPAH	13.9	7.5	18.5
% Tørrstoff	15.2	17.5	13.9

1) KPAH er summen av moderat (**) og sterkt kreftfremkallende PAH (***) i henhold til US National Academy of Science (NAS), 1972). I summen av **** er det bare medregnet 50% av benzo(j/k)fluoranten idet bare B(j)F er kreftfremkallende. Når alle benzofluorantener er slått sammen, er det til KPAH regnet med 2/3 av summen.

Tabell A9. Polysykliske aromatiske hydrokarboner i oskjell fra Sørfjorden, Hardanger, august/september 1981, µg/kg tørrvekt.

PAH \ Stasjon år	G11	G10	G6	G7	G5	G12
Naftalen						
2-Metylnaftalen						
1-Metylnaftalen						
Bifenyl						
Acenaftalen						
Acenaften						
4-Metylbifenyl						
Dibenzofuran						
Fluoren						
9-Metylfluoren						
9.10-Dihydroantracen						
2-Metylfluoren						
1-Metylfluoren						
Dibenzothiophen						
Fenantren		27	30	35		29
Antracen				20		
Acridine						
Carbazole						
2-Metylantracen						
1-Metylphenantren						
9-Metylantracen						
Fluoranten	119	41	143	127	162	58
Pyren	ca 10	74	18	42	48	14
Benzo(a)fluoren				45		
Benzo(b)fluoren						
1-Metylpyren						
Benzo(c)fenantren ***				24		
Benzo(a)antracen *	26		52	169	121	
Trifenylen/Chrysen*	111	74	247	582	384	22
Benzo(b)fluoranten**	106	87	505	1314	1019	72
Benzo(j,k)fluoranten ** 1)	128	95(?)	337	438	478	
Benzo(e)pyren *	282		397	416	739	65
Benzo(a)pyren ***	~ 5		71	263	202	
Perylen						
D-Phenylene-pyren			159	194	107	
Dibenz(a,h)antracen ***						
Picen						
Benzo(ghi)perylen	123		172	251		
Anthanthrene						
Coronen						
Sum PAH	910	398(?)	2131	3920	3260	260
Ca KPAH	175	134(?)	744	1820	1460	48
% KPAH 1)	19.2	~ 30	34.9	46.4	44.8	18.4
% Tørrstoff	12.9	14.8	11.4	11.4	10.2	13.9

1) KPAH er summen av moderat (**) og sterkt kreftfremkallende PAH (***) i henhold til US National Academy of Science (NAS), 1972). I summen av **+*** er det bare medregnet 50% av benzo(j,k)fluoranthene idet bare B(j)F er kreftfremkallende. Når alle benzofluoranthener er slått sammen, er det til KPAH regnet med 2/3 av summen.

Tabell A9. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i overflatesedimenter (0-2 cm) i Sørfjorden, Hardanger, april 1978, µg/kg tørrvekt

PAH	Prøve nrk.					
	SØR 5	SØR 4	SØR 3	SØR 1 0-2 cm	SØR 1 2-4 cm	SØR 1 4-6 cm
Naftalen	155	47		46	19	
2-Metylnaftalen		50	20	24		
1-Metylnaftalen			15			
Bifenyl	50		8			
Acenaftyler			32			
Acenaften	405	148	36	81	47	33
4-Metylbifenyl						
Dibenzofuran	136		28			
Fluoren	350	176	56		33	22
9-Metylfluoren			42			
9.10-Dihydroantracen						
2-Metylfluoren	58					
1-Metylfluoren						
Dibenzothiophen	249	72	32			
Fenantren	3404	1241	363	204	65	45
Antracen	709	261	95	31	17	
Acridine						
Carbazole	527	189	43	26	62	74
2-Metylantracen	115					14
1-Metylfenantren	129	51				14
9-Metylantracen	76					
Fluoranter	4650	2109	491	386	138	87
Pyren	6222	1648	395	276	133	63
Benzo(a)fluoren	1058	357	68	67		15
Benzo(b)fluoren	547	181	39	23		
1-Metylpyren						
Benzo(c)fenantren ***	762	180	46	37		
Benzo(a)antracen *	3250	946	185	172	69	37
Trifenylen/Chrysen *	4550	1378	233	238	87	42
Benzo(b)fluoranten **	7380	1309	202	271	117	51
Benzo(j,k)fluoranten **	2698	948	171	185	71	29
Benzo(e)pyren *	4228	909	146	194	89	46
Benzo(a)pyren ***	3817	931	161	160	57	30
Perylen	993	243	37	51	23	18
O-Phenylene-pyren	2846	753	103	155		28
Dibenz(a,h)antracen ***						
Picen	487					
Benzo(ghi)perylene	2607	737	108	147		42
Anthanthrene	526	169	108	26		
Coronen	425					
1.2 Dihydropyren	191		18			11
1.2.3.4 Dibenzopyren	430					
Sum PAH	55850	15083	3199	2779	1027	701
Ca. KPAH 1)	13308	2894	494	554	209	95
% KPAH	23.8	19.1	15.5	20.0	20.3	13.6

1) KPAH er summen av moderat (**) og sterkt kreftfremkallende PAH (***) i henhold til US National Academy of Science (NAS), 1972). I summen av **** er det bare medregnet 50% av benzo(j/k)fluoranten idet bare B(j)F er kreftfremkallende. Når alle benzofluorantener er slått sammen, er det til KPAH regnet med 2/3 av summen.



Statlig program for forurensningsovervåking

Det statlige programmet omfatter overvåking av forurensningsforholdene i

**luft og nedbør
grunnvann
vassdrag og fjorder
havområder**

Overvåkingen består i langsiktige undersøkelser av de fysiske, kjemiske og biologiske forhold.

Hovedmålsettingen med overvåkingsprogrammet er å dekke myndighetenes behov for informasjon om forurensningsforholdene med sikte på best mulig forvaltning av naturressursene.

Hovedmålet spenner over en rekke delmål der overvåkingen bl.a. skal:

gi informasjon om tilstand og utvikling av forurensningssituasjonen på kort og lang sikt.

registrere virkningen av iverksatte tiltak og danne grunnlag for vurdering av nye forurensningsbegrensende tiltak.

påvise eventuell uheldig utvikling i resipienten på et tidlig tidspunkt.

over tid gi bedre kunnskaper om de enkelte vannforekomsters naturlige forhold.

Sammen med overvåkingen vil det føres kontroll med forurensende utslipp og andre aktiviteter.

For å sikre den praktiske koordineringen av overvåkingen av luft, nedbør, grunnvann, vassdrag, fjorder og havområder og for å få en helhetlig tolkning av måleresultatene er det opprettet et arbeidsutvalg.

Følgende institusjoner deltar i arbeidsutvalget:

**Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk (DVF)
Fiskeridirektoratets Havforskningsinstitutt (FHI)
Norges Geologiske Undersøkelser (NGU)
Norsk institutt for luftforskning (NILU)
Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
Statens forurensningstilsyn (SFT)**

Overvåkingsprogrammet finansieres i hovedsak over statsbudsjettet. Statens forurensningstilsyn er ansvarlig for gjennomføring av programmet.

Resultater fra de enkelte overvåkingsprosjekter blir publisert i årlige rapporter.

Henvendelser vedrørende programmet kan i tillegg til de aktuelle institutter rettes til Statens forurensningstilsyn, Postboks 8100, Dep. Oslo 1, tlf. 02 - 22 98 10.