

10-
80003 20



1849
Statlig program for
forurensningsovervåking

ARKIV
EKSEMPLAR

Rapport 214/86

Oppdragsgiver

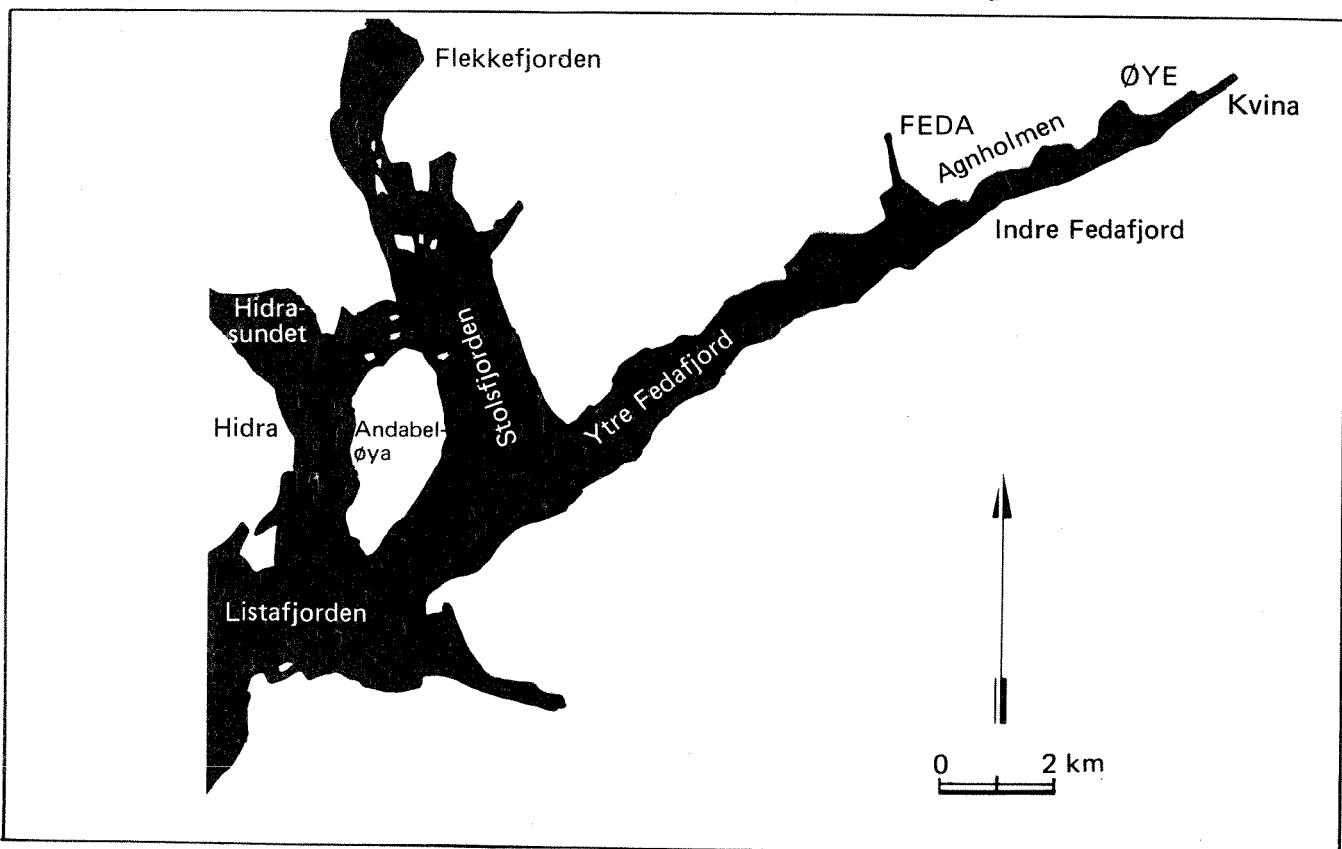
Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjon

NIVA

Delrapport 1
Sedimenter og
bløtbunnsfauna

Undersøkelser i Fedafjorden 1984 - 1985





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 vannforekomsternes 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.

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

Prosjektnr.:	0-8000320
Undernummer:	
Løpenummer:	1849
Begrenset distribusjon:	

Rapportens tittel:	Dato:
UNDERSØKELSER I FEDAFJORDEN 1984-1985. Delrapport 1. Sedimenter og bløtbunnsfauna. (Overvåkingsrapport nr. 214/86)	31. januar 1986
Forfatter (e):	Rapportnr.
Brage Rygg Jens Skei	0-8000320
	Faggruppe:
	Marinøkologisk
	Geografisk område:
	Vest-Agder
	Antall sider (inkl. bilag):
	53

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

Ekstrakt:
Bunnsedimentene i indre Fedafjord er til dels sterkt forurenset av tjærestoffer og tungmetaller. Hovedkilden er Øye Smelteverk. Tjærestoffer påvirker også store bunnarealer i ytre fjordområde, men der var metallforurensningen liten. Tydelig forurensningspåvirkning av bløtbunnsfaunaen ble observert på stasjonene aller innerst i fjorden. Trefiber, sulfiddannelse og muligens tungmetaller er hovedårsakene til forandringene i bunnsfaunaen. På stasjonene lenger ute i fjorden var faunaen normal eller lite forurensningspåvirket.

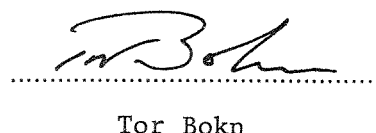
4 emneord, norske:
1. Forurensningsovervåking ; 1984-1985
2. Fedafjorden
3. Sedimenter
4. Bløtbunnsfauna
Smelteverksutslipp
Trefiber

4 emneord, engelske:
1. Pollution Monitoring ; 1984-1985
2. Fedafjorden
3. Sediments
4. Benthic fauna
Smelter discharges
Wood fibres

Prosjektleder:


Jon Knutzen

For administrasjonen:


Tor Bokn

ISBN 82-577-1057-1



Statlig program for forurensningsovervåking

0-8000320

UNDERSØKELSER I FEDAFJORDEN 1984-1985

DELRAPPORT 1. SEDIMENTER OG BLØTBUNNSFAUNA

Oslo, den 31. januar 1986

Prosjektleder: Jon Knutzen

Medarbeidere: Brage Rygg
Jens Skei

INNHOLDSFORTEGNELSE

	Side
FORORD	3
1. FORMÅL - KONKLUSJONER	4
1.1 Formålet med delundersøkelsen	4
1.2 Konklusjoner	4
2. INNLEDNING	5
2.1 Områdebeskrivelse	5
2.2 Forurensninger	5
2.3 Mål	5
2.4 Feltarbeid og analysemetoder	5
3. RESULTATER OG DISKUSJON	8
3.1 Sedimenter	8
3.1.1 Visuell beskrivelse	8
3.1.2 Organisk materiale	10
3.1.3 Tungmetaller	10
3.1.4 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) ...	18
3.1.5 Sedimenttilvekst	20
3.1.6 Beregninger av forurensningstransport	22
3.1.7 Oppsummering	25
3.2 Bløtbunnfauna	25
3.2.1 Artssammensetning	25
3.2.2 Likheter i faunaen fra stasjon til stasjon	29
3.2.3 Artsmangfold	32
3.2.4 Log-normal fordeling av individantall blant arter	35
3.2.5 Samlet vurdering	37
4. HENVISNINGER	42
5. VEDLEGG	44 - 53

F O R O R D

NIVA har på oppdrag av Statens forurensningstilsyn utført tiltaksorientert overvåking av Fedafjorden under det Statlige program for forurensningsovervåking. Som en del av denne undersøkelsen inngår bunnsedimenter og bløtbunnsfauna (Delrapport 1). Det vises forøvrig til:


Delrapport 2. Forurensningstilførsler, vannkvalitet og vann-
utskiftning

Delrapport 3. Miljøgifter i organismer

Ved instituttet har Lasse Berglind hatt ansvaret for PAH-analysene og Håvard Hovind metallanalysene i sediment. Artsbestemmelsene av bunnfauna er gjort av Pirkko Rygg (børstemark) og Brage Rygg (de andre dyregruppene).

Skipper Hans G. Hansen, Andabelø, takkes for samarbeidet under feltarbeidet.

Oslo, den 31. januar 1986



Jon Knutzen
Prosjektleder

1. FORMÅL - KONKLUSJONER

1.1 Formålet med delundersøkelsen

Det ble antatt at bunnsedimentene og bunnfaunaen i Fedafjorden ville være påvirket av forurensende utslipp fra bl.a. industri. Formålene med delundersøkelsen var å (1) kartlegge den horisontale utbredelsen av forurensningskomponenter i Fedafjorden, (2) utlede fjordens forurensningshistorie og måle sedimenttilveksten, og (3) relatere nivåene av forurensning i sedimentene til eventuelle påvirkninger av bunnfaunasamfunnet.

1.2 Konklusjoner

Undersøkelsene av bunnsedimenter og bløtbunnfauna ga opphav til følgende konklusjoner:

1. Bunnsedimentene på innsiden av terskelen ved Agnholmen var til dels sterkt forurenset av tjærestoffer, mangan, sink, kadmium og bly. Årsaken til denne forurensningen er overveiende utslipp fra Øye Smelteverk.
2. Samme området var også i noen grad forurenset av kvikksølv og kobber. Dette antas hovedsakelig å skyldes utslipp av slimbekjempningsmidler fra tidligere treforedlingsindustri.
3. Ytre fjordområde viste lite tegn til forurensning på bunnen, med unntak av tjærestoffer som ser ut til å påvirke store bunnarealer.
4. Tydeligst forurensningspåvirkning av bløtbunnfaunaen ble observert på stasjon 1, 2 og 3 innerst i Fedafjorden. Av disse var stasjon 2 betydelig påvirket, stasjon 1 og 3 moderat påvirket.
5. På stasjonene lenger ut i fjorden var faunaen normal eller lite forurensningspåvirket.
6. Det var sammenheng mellom bunnfaunaens tilstand og sedimentforholdene. Mye trefiber og sulfiddannelse er trolig de viktigste årsakene til forandringene i bunnfaunaen på de innerste stasjonene.
7. Kopperkonsentrasjonene på stasjon 3 og 4 lå omtrent på grensen av hva som kan forventes å føre til nedsatt artsmangfold i bunnfaunaen.

2. INNLEDNING

2.1 Områdebeskrivelse

Fedafjorden er en lang (~ 20 km) og trang fjord med smelteverksindustri plassert innerst i fjorden (Øye Smelteverk). Fjorden har en terskel ved Agnholmen (Fig. 1), og overflatelaget er ofte markert ferskvannspåvirket særlig fra Kvina som munner ut innerst i fjorden (kfr. forøvrig delrapport 2).

2.2 Forurensninger

Med erfaringer fra andre smelteverk og basert på utslippstall fra Øye Smelteverk, var det grunn til å forvente forurensning av tjærestoffer (PAH) og metaller (spesielt sink, bly, kadmium og mangan).

Fedafjorden har tidligere mottatt avløpsvann fra treforedlingsindustri (Trelandsfoss). Foruten fiber, ble det sluppet ut periodevis både kvikksølv og kopper. Nærmere detaljer om forurensningstilførsler gis i delrapport 2 (Knutzen 19856).

2.3 Mål

På bakgrunn av de nevnte forholdene ble det antatt at bunnsedimentene og bunnfaunaen i Fedafjorden ville være påvirket av eksisterende og tidligere utslipp. Smelteverket har bare vært operativt i 11 år og det ble vurdert som gunstig å ta sedimentkjerner for å kartlegge forurensningen. Delundersøkelsens spesifikke formål kan derfor formuleres som følgende:

1. Kartlegge den horisontale utbredelsen av forurensningskomponenter i Fedafjorden, basert på stoffer som mest sannsynlig er til stede i forhøyede nivåer.
2. På grunnlag av en kerne i dypbassenget i indre Fedafjord, utlede fjordens forurensningshistorie samt måle den gjennomsnittlige sedimenttilveksten.
3. Relatere nivåene av forurensning i sedimentene til eventuelle påvirkninger av bløtbunnfaunasamfunnet.

2.4 Feltarbeid og analysemetoder

Sedimentprøver og bunnfaunaprøver ble tatt 11-12 oktober 1984 fra reketraleren "Frøydis" av Andabelø på 15 stasjoner på strekningen

Øyestranda - Andabelø (Fig. 1). På to av stasjonene (FED 5 og 11) lyktes det ikke å ta sedimentprøver på grunn av hard bunn. Begge disse stasjonene ligger i terskelområder hvor erosjon sannsynligvis dominerer. Prøver for faunaundersøkelser ble tatt på stasjon 1-8.

Sedimentkjerner ble tatt med en Niemistö gravity corer, som gav kjerner på lengde mellom 8 og 67 cm, avhengig av sedimentets konsistens. Kjernene ble umiddelbart snittet i 2 cm sjikt ned til 10 cm eller mindre, avhengig av kjernelengden. En kerne (St. FED 4) ble snittet ned til 16 cm. De øverste 0-2 cm ble analysert på samtlige kjerner, bortsett fra stasjon FED 4, hvor analyser av metaller, PAH og organisk materiale ble gjort i de øvre 10 cm og bly-210 i de øvre 16 cm.

Analyser av metaller ble gjort etter standard prosedyre med HNO_3 -oppslutning og atomabsorpsjon. Bestemmelsen av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) ble utført ved hjelp av gasskromatografi (Berglund og Gjessing 1980), mens organisk materiale ble bestemt ved glødetapsmålinger. Alle analyser ble gjort på frysetørret materiale.

En kerne ble sendt til Harwell i England for analyse av bly-210 - en naturlig forekommende isotop som brukes til å aldersdatere sedimenter som er avsatt de siste 100-150 år.

Prøvene for bløtbunnfaunaundersøkelser ble tatt med en $0,1 \text{ m}^2$ bunngrabb (Petersengrabb). På de fleste av stasjonene ble det tatt 4 parallelle prøver. Det ble tatt prøver på stasjon 1-8, felles med sedimentstasjonene. Materiale fra grabben ble vasket gjennom siler med 1 mm hull (Hovgaard 1973), og det gjenværende materialet konserverert. Identifisering og telling av dyra ble senere gjort i laboratoriet. På grunnlag av artslistene og de enkelte arters individantall på hver av stasjonene, ble forskjellige statistiske parametre beregnet og resultatene vurdert for å gi en klassifisering av forurensningsgraden.

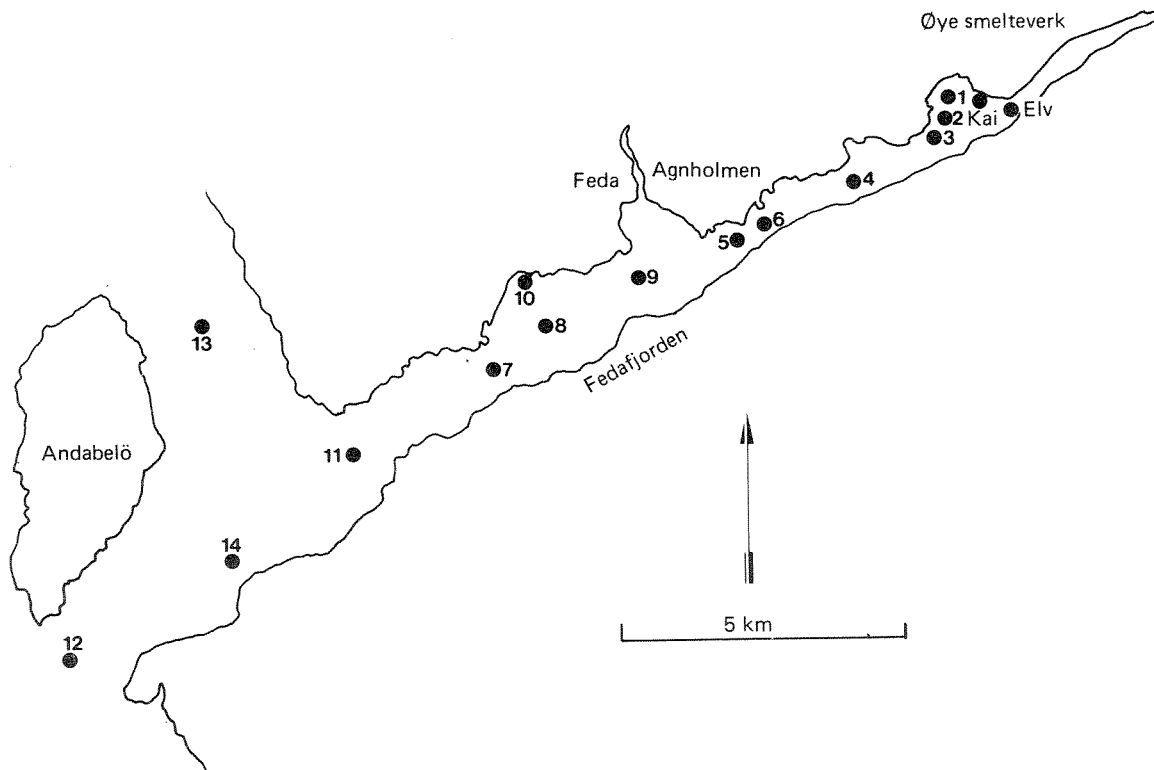


Fig. 1. Sedimentstasjonenes lokalisering.

3. RESULTATER OG DISKUSJON

3.1 Sedimenter

Det er funnet formålstjenlig å sammenligne resultatene fra Fedafjorden med tilsvarende resultater fra Saudafjorden, en annen fjord med utslipp fra ferro-mangan/silicomanganproduksjon. I begge fjorder er bedriftene plassert innerst i fjorden, hvor også hovedmengden med ferskvann tilføres. Forskjellene i utslippsmengder er imidlertid store. For Fedafjordens vedkommende vises til delrapport 2, som omfatter de nyeste utslippstallene for Øye Smelteverk (Knutzen, 1986). Vannmengdene som transporterer forurensninger til fjorden er henholdsvis ca. 20 m³/t og 785 m³/t (1984) ved Øye og Sauda Smelteverk. Mens det ved Øye Smelteverk slippes ut 2.8 tonn mangan (løst og partikulært) er det tilsvarende utslippet i Sauda 70-80 tonn pr. år. Utslipet av sink er i størrelsesordenen 10 ganger så stort i Sauda som i Fedafjorden, og dette er sannsynligvis også tilfelle for kadmium og bly. PAH-utslippene til disse to fjordene er beregnet til ~250 kg/år (Fedafjorden) og i underkant av 1000 kg/år (Saudafjorden, bare direkte utslipp, som før bygging av renseanlegg var betydelig høyere).

3.1.1 Visuell beskrivelse

Sedimentene innenfor terskelen ved Agnholmen er finkornet og mudderaktig, bortsett fra i elvemunningen og i nærheten av terskelen hvor sedimentet er sandig. Utenfor Agnholmen veksler sedimentene mellom hard leire og sand og grus.

Tabell 1 gir en oversikt over sedimentstasjonene, dybdeforhold og sedimentenes utseende.

Tabell 1. Visuell beskrivelse av sedimentene

Stasjon	Vanndyp (m)	Kjernelengde (cm)	Kommentarer
FED 1	28	30	Noe sandig, men løs konsistens. H ₂ S-lukt av hele kjernen. Stasjonen lå 50 m fra to skip i opplag og nær utslippet fra Øye Smelteverk

FED 2	47	15	Grovt materiale med mye treflis i bunnen. Tydelig påvirkning fra nedlagt tresliperi. Lukt av H ₂ S under 10 cm.
FED 3	60	30	Brunt, løst på toppen og sort ned til 10 cm. Mye fiber. Stasjonen ligger rett utenfor tidligere treforedlingsindustri (Trelandsfoss).
FED 4	75	23	Mørkt, fint sediment. Løst i de øvre 10 cm. Sortfarget.
FED 5	95	-	Grabbspørve viste godt rundet stein og grus. Corer-spørve lot seg ikke ta.
FED 6	88	24	Siltig /sandig sediment.
FED 7	169	8	Sandig sediment. Mye terrestrisk materiale (mose).
FED 8	120	22	Hardt sediment. Ikke analysert.
FED 9	118	22	Hardt sediment. Siltig i toppen. Hard leire nederst.
FED 10	28	31	Siltig sand. Mye dyr i overflaten. Lysere leire mot bunnen.
FED 11	?	-	Umulig å få spørve. Hard bunn.
FED 12	263	12	Grov sand og småstein.
FED 13	282	67	Fin leire med brun topp.
FED 14	384	27	Siltig leire. Brun topp.
FED KAI	23	?	Sort, løst og H ₂ S-holdig sediment. Ved smelteverkets kai.
FED ELV	28	22	Mye terrestrisk materiale (løv). I elvemunningen.

3.1.2 Organisk materiale

Det er mye organisk materiale i sedimentene, spesielt innenfor Agnholmen. Tidligere utslipp av fiber og treflis er en vesentlig årsak.

I indre Fedafjord varierte konsentrasjone av organisk materiale mellom 4 og 20 % i de øvre 2 cm av sedimentene. Lavest var konsentrasjonen nær elvemunningen, hvor sedimentet bestod av sand og høyest på stasjon FED 3, hvor sedimentet var sterkt påvirket av tidligere utslipp fra treforedling (Trelandsfoss) (fiber og treflis). I ytre Fedafjord varierte konsentrasjonene mellom 5 og 14 %, avhengig av sedimentets kornstørrelse. Gjennomgående var sedimentene rikere på organisk materiale innenfor terskelen ved Agnholmen enn utenfor. Dette kan skyldes dårligere vannutskiftning og større sedimentering av fint materiale med høyt organisk innhold. I Saudafjorden ble det registrert glødetapsverdier i de øvre 2 cm av sedimentet mellom 5 og 18 %, dvs. lignende verdier som i Fedafjorden.

Rådata er vist i vedleggstabell I.

3.1.3 Tungmetaller

Innholdet av tungmetaller i sedimentene er direkte knyttet til eksisterende utslipp fra Øye smelteverk og tidligere utslipp fra treforedling (Trelandsfoss). De høyeste konsentrasjonene av tungmetaller opptrer i den umiddelbare nærhet til disse utslippene.

Av tungmetallene er det mangan som er mest fremtredende med et årsutslipp på 2.8 tonn. (Knutzen, 1986). Ettersom mindre enn 10% av total mangan foreligger i løst form i utslippet, vil hovedsakelig alt foreligge partikulært og vil således lett kunne påvirke sedimentene. Høyeste mangankonsentrasjon ble målt like utenfor Øyes utslipp (1,46 % Mn). Deretter avtok konsentrasjonene utover fjorden (Fig. 2). Det var en markert forskjell mellom mangankonsentrasjonen i indre og ytre Fedafjord. Utenfor terskelen må nivåene betraktes som normale. Noe

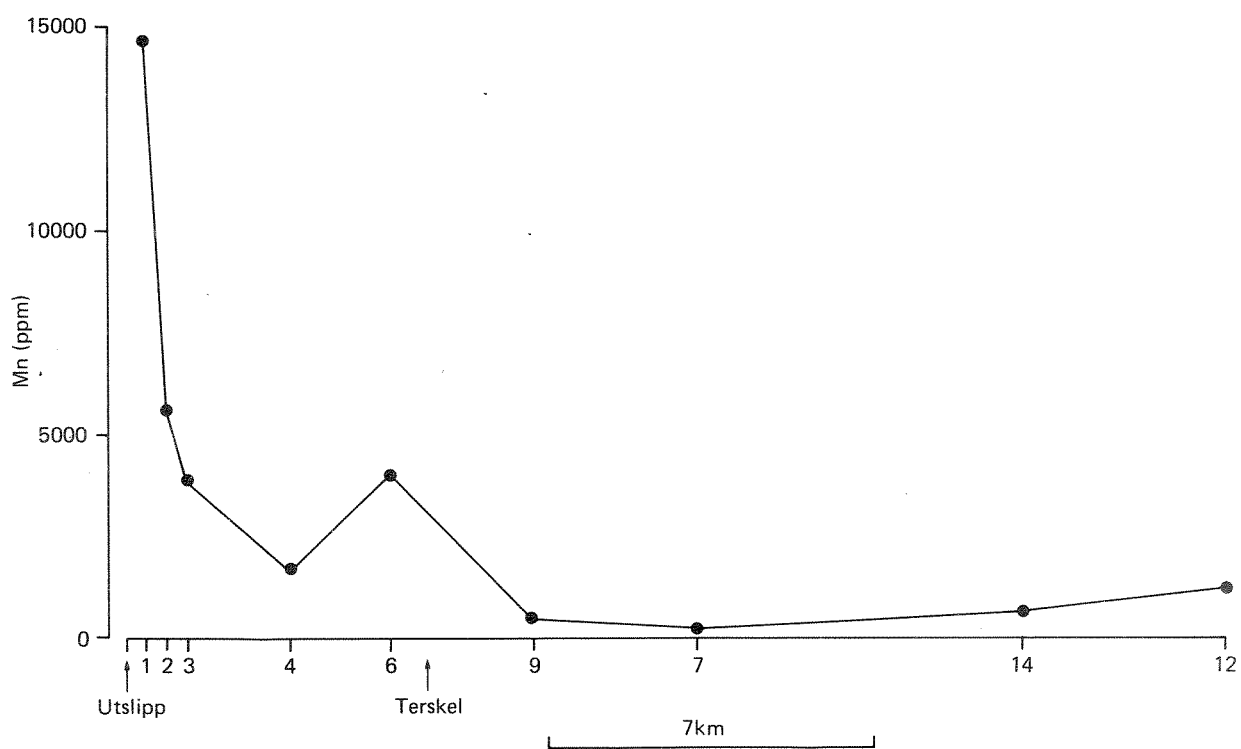


Fig. 2. Mangan i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Fedafjorden

forhøyet nivå på stasjon FED 12 helt ytterst i ytre fjord kan like gjerne skyldes naturlige anrikningsprosesser. Mangan oppkonsentreres i stor grad helt i overflaten av oksiske sedimenter som en brun hinne. Dette er spesielt tilfelle i dype fjorder, hvor sedimenttilveksten kan være liten.

Det vi kan slå fast ut fra manganresultatene, er at området innenfor terskelen ved Agnholmen har nivåer av mangan i overflatesedimentene som klart må settes i sammenheng med utslipp fra Øye Smelteverk.

I Saudafjorden, som har et manganutslipp som er langt større, ligger nivåene i indre del av fjorden på 10-14 % mangan. Dette er betydelig høyere enn Fedafjorden og stemmer godt med utslippsforholdene. Mens manganforurensningen i Saudafjorden strekker seg i hele fjordens lengde (15 km), begrenser manganforurensningen i Fedafjorden seg til de innerste 5-6 km.

Kadmium er et metall som ofte opptrer i avløpsvann fra smelteverksindustrien. Utslippene til Fedafjorden, basert på NIVAs undersøkelser i 1977 (Tryland, 1978) dreier seg omkring 15 kg pr. år, mens nyere analysetall viser at utslippene i dag er ca 5 kg eller lavere. Utslippene til Saudafjorden var i størrelsesorden 150-200 kg (1971-1981). I uforurensede fjordsedimenter varierer kadmiuminnholdet mellom 0,1 og 0,4 ppm. Til sammenligning ble det målt kadmiumverdier mellom 0,5 og 15 ppm i indre Fedafjord og 0,01 og 0,10 ppm i ytre fjord. Det kan derfor slås fast at indre Fedafjord er betydelig forurensset av kadmium med maksimumsverdier som ligger 40 ganger over normalnivået. Likeså kan det slås fast at sedimentene utenfor terskelen ikke er forurensset av kadmium.

Vertikalt i sedimentet på stasjon FED 4 viser kadmiumfordelingen at det er de øvre 6 cm som kan betegnes som kontaminert (Fig. 3).

I Saudafjorden ble det målt ekstremt høye kadmiumkonsentrasjoner i hele fjorden med maksimumsverdier på 3-400 ppm et stykke nede i sedimentet (Knutzen et al. 1982). Sannsynligvis var utslippene av kadmium til Saudafjorden betydelig større tidligere. Overflate-sedimentene inneholdt i 1981 maksimalt 50-75 ppm kadmium og reflekterer sannsynligvis bedre de utslippstall som er nevnt ovenfor.

Sink er også et metall som opptrer i betydelige mengder i avløpsvann fra smelteverksindustrien. Ved Øye Smelteverk er det i de senere år målt 0.4-3.8 mg/l total sink i avløpsvannet, 75% i partikulær form. Med de vannmengdene som slippes ut fra Øye utgjør dette ca. 0.2 tonn

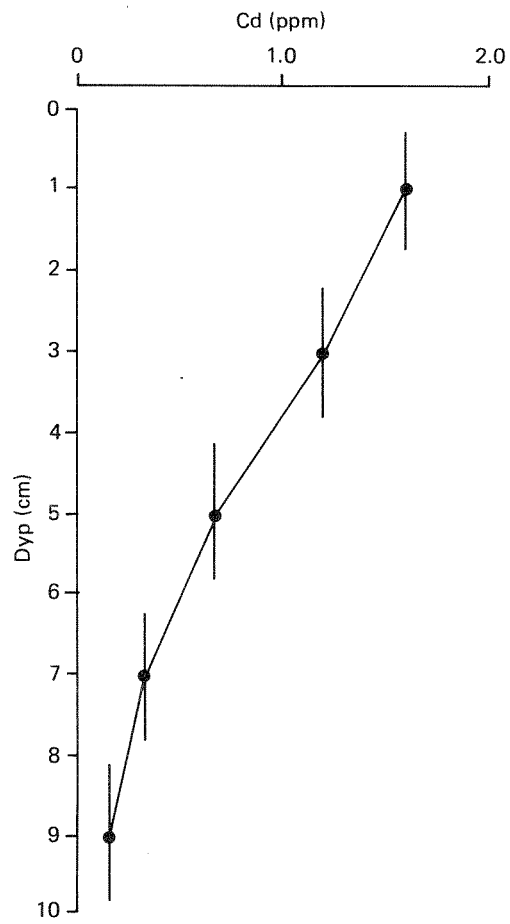


Fig. 3. Vertikal fordeling av kadmium i sedimentet på stasjon FED 4.

sink pr. år, mens det tilsvarende utslippet fra Sauda Smelteverk var ca. 10 tonn pr. år. Slam som avvannes og deponeres på land inneholder 1-2 % sink og en må anta at sink i avløpsvannet i stor grad skyldes tilstedeværelse av finkornete slampartikler som ikke sedimenterer i sedimentasjonsbassengene.

Sedimentene i indre Fedafjord inneholder over 1000 ppm sink nærmest utslippet. Konsentrasjonene avtar raskt utover, og utenfor terskelen må nivåene betraktes som normale med unntak på en av de ytterste stasjonene. Samvariasjonen mellom sink og kadmium i indre Fedafjord er vist på Fig. 4. Dette indikerer at de har samme opprinnelse og at de transporteres på samme måten i fjorden.

I Saudafjorden ble det målt sinkkonsentrasjoner på ca. 10 ganger konsentrasjonene i Fedafjorden. Dette er i overensstemmelse med utslippsforholdene.

Bly har også en fordeling i sedimentene som tilnærmet er lik fordelingen til kadmium og sink. Høye konsentrasjoner nær smelteverkets utslipp (2-300 ppm) og ned mot bakgrunnsnivå i ytre Fedafjord. I Saudafjorden ble det tilsvarende målt vel 2000 ppm, dvs. en faktor på 10 høyere.

Kopper skiller seg ut fra de andre metallene ved moderate konsentrasjoner nær smelteverkets utslipp og høyeste konsentrasjoner på stasjonene FED 3 og 4 (Fig. 5). Smelteverket er neppe kilde til kopperforurensningen. De høye konsentrasjonene i de fiber- og flisholdige sedimentene utenfor den nedlagte tresliperiet tyder sterkt på at kopperforurensningen skyldes utslipp derfra. Fabrikken ble bygget i 60-årene etter flytting fra lenger oppe i vassdraget. Kopperpreparater ble tatt i bruk etter at forbud av kvikksølv ble gjennomført ca. 1970. Den vertikale fordelingen av kopper i sedimentet viser høyeste konsentrasjon ved 2-4 cm dyp, noe som indikerer at det er et utslipp som er opphørt.

Utenfor terskelen ble det registrert bakgrunnsverdier av kopper (20-40 ppm), slik at denne forurensningskilden har også hatt en lokal påvirkning.

Kvikksølv-konsentrasjonen i uforurensede sedimenter varierer vanligvis mellom 0,05 og 0,2 ppm, avhengig av sedimentets innhold av organisk materiale. I ytre Fedafjord lå konsentrasjonene mellom 0,08 og 0,16 ppm og er således innenfor det normale intervallet. I indre Fedafjord derimot, ble det målt mellom 0,3 og 0,7 ppm, bortsett fra nær

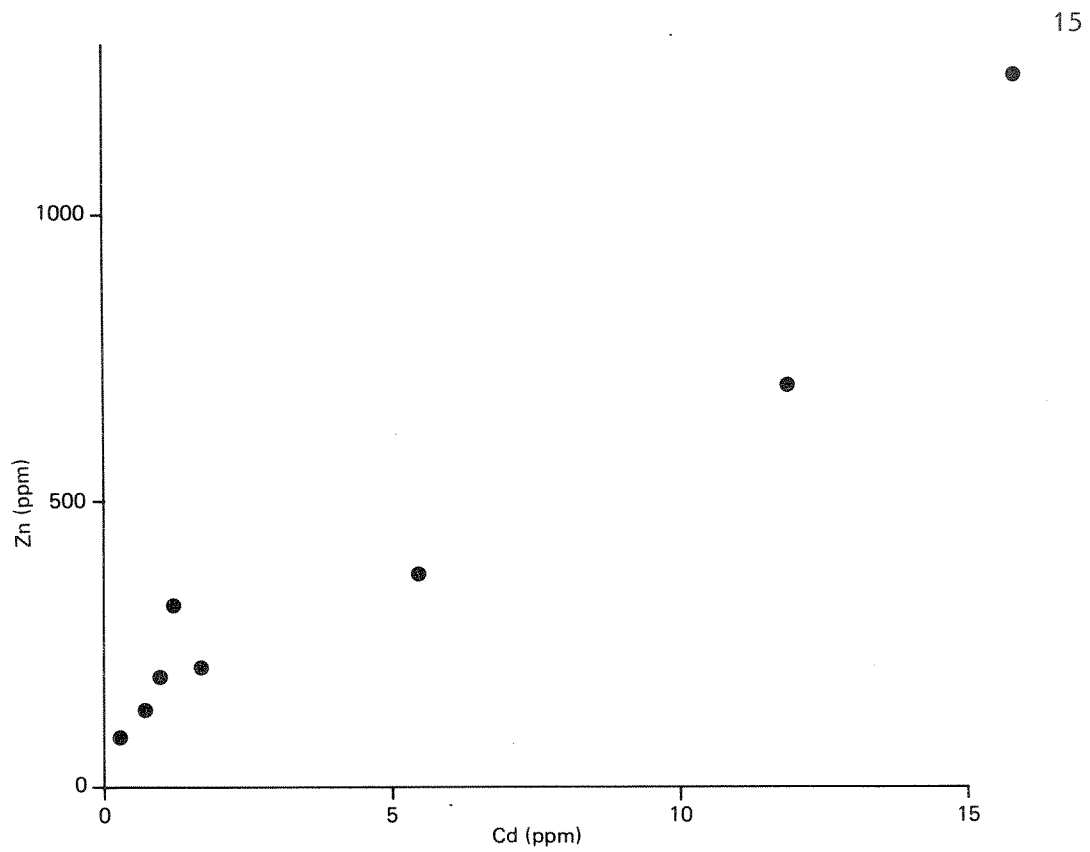


Fig. 4. Samvariasjon mellom sink og kadmium i sedimentene. Fedafjorden.

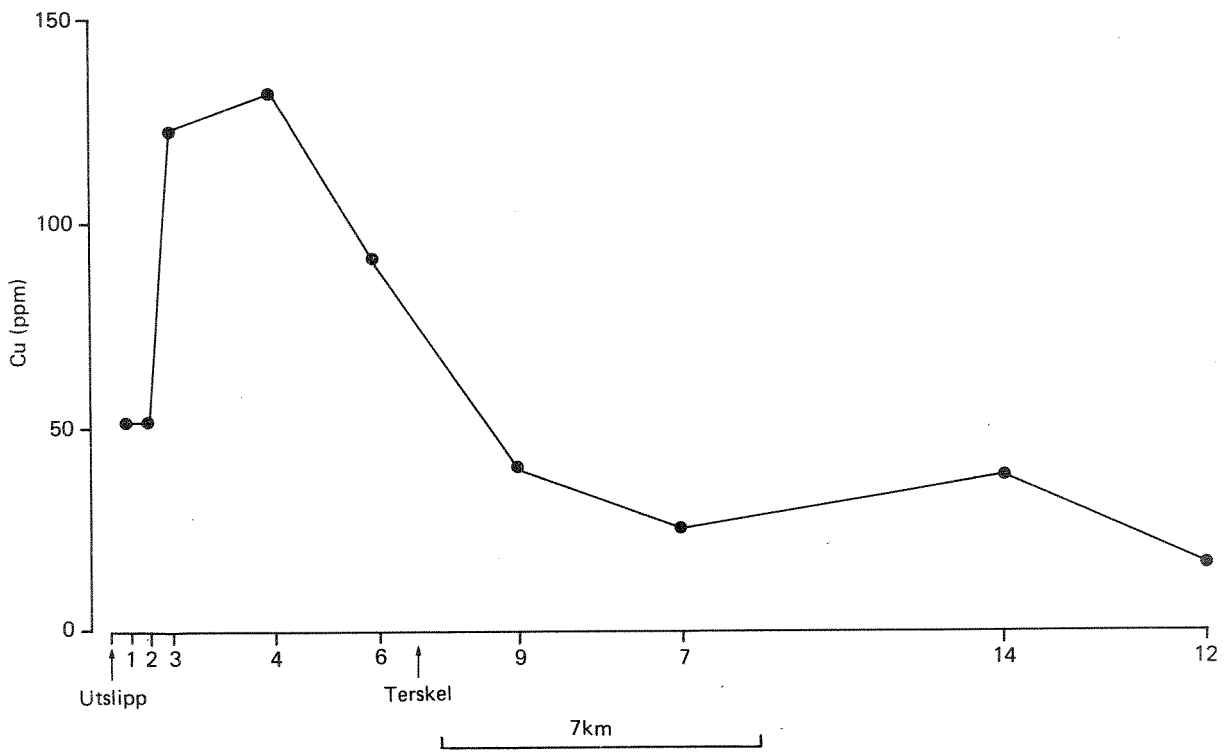


Fig. 5. Kopper i overflatesedimentene i Fedafjorden.

industrikanalen og elvemunningen, hvor normale konsentrasjoner ble målt. I likhet med kopper ble det registrert høye konsentrasjoner nær Trelandsfoss og dessuten høye konsentrasjoner nedover i sedimentet. Kvikksølv ble brukt som slimbekjempingsmiddel i noen år før kopperpreparat ble tatt i bruk. Utslipet var stort nok til å påvirke sedimentene i hele området innenfor terskelen. Fig. 6 viser fordelingen av mangan, kopper og kvikksølv nedover i sedimentet på stasjon FED 4, for å demonstrere utslipp fra ulike kilder og til ulike tidspunkt. Maksimum mangan opptrer i overflaten fordi dette skyldes eksisterende utslipp og at Øye Smelteverk bare har vært i drift i kortere periode (siden 1974). Kopperkonsentrasjonen er høyest ved 2-4 cm og representerer utslipp litt bakover i tid. Kvikksølvkonsentrasjonen er høyest mellom 4 og 8 cm og representerer et utslipp som er eldre enn kopperutslippet.

Av andre mulige kilder til tungmetallforurensing i Fedafjorden er opplag av skip helt innerst i fjorden og gruvedrift i nedslagsfeltet til Kvina (Knaben Gruber). Sedimentprøver som ble tatt ca 50 m (FED 1) fra to større skip i opplag viste høye konsentrasjoner av sink, bly og kadmium. Men ettersom denne stasjonen ligger like utenfor utslippet til Øye Smelteverk, er det vanskelig å vurdere om det er et signifikant bidrag fra disse båtene. Kopperkonsentrasjonen på denne stasjonen var ikke spesielt høy, og det er vanligvis kopper (og tinn) i tilsetningsstoffer i skipsmalning som bidrar mest til forurensning (Bjerkeng, 1976).

Knaben Gruber, nedlagt i 1973, har stått for mer enn 90% av landets produksjon av molybden. Det er drevet på molybdenitt (MoS_2), og det har vært beskjedne mengder med andre metallsulfider i malmen (små mengder kopper). Det er kjent at i flomperioder kan det skje en betydelig utspyling av gruveavgang som havner i elva, men det er ingen ting som tyder på, ut fra sedimentresultatene, at dette kan forklare de forhøyede konsentrasjoner av tungmetaller i sedimentene i Fedafjorden. Brudd i slamdammer i perioden 1970-73 kan imidlertid ha ført til episodiske større tilførsler. Fordelingen i sedimentene reflekterer imidlertid i mye større grad punktkilder (Øye Smelteverk, A/S Trelandsfoss).

Rådata er vist i vedleggstabell I.

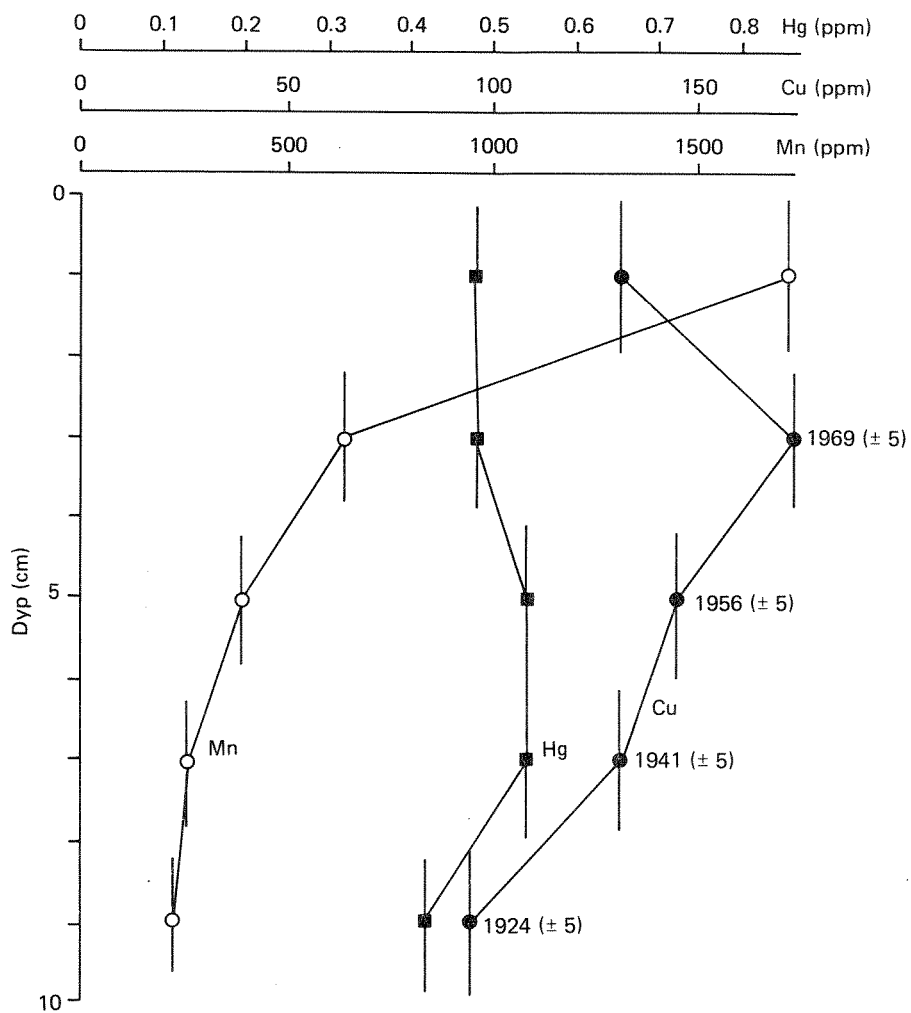


Fig. 6. Vertikal fordeling av kvikksølv (Hg), kopper (Cu) og mangan (Mn) i sedimentet på stasjon FED 4. Sedimentets alder er angitt på grunnlag av måling av sedimenttilvekst (kap. 3.1.5).

3.1.4 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

PAH eller tjærestoffer opptrer i høye konsentrasjoner i sedimentene nær utslippet til Øye Smelteverk. Denne forurensningen er også merkbar utenfor terskelen ved Agnholmen.

Mangansmelteverkenes avløpsvann inneholder polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), men kvantifiseringen av utslippene har vært vanskelig på grunn av få analyser av avløpsvann og stor spredning i tallmaterialet. Ved undersøkelser av flere smelteverk i 1977 (Tryland, 1978) kom det fram at konsentrasjonen av PAH i avløpsvann fra Øye var 1851 µg/l i motsetning til ca. 300 µg/l ved Sauda Smelteverk. Basert på vannmengden tilsvarer disse utslippene vel 300 kg og omkring 1000 kg pr. år (mer før) henholdsvis fra Øye og Sauda Smelteverk. Nyere utslippstall basert på et større antall målinger fra Øye tyder på at PAH-utslippet i dag er ca 250 kg pr år (Knutzen, 1986).

Målinger av PAH i overflatesedimentene i Fedafjorden viste meget høye konsentrasjoner nært kilden (ca. 150 ppm total PAH). Dette er høyere enn i Saudafjorden. Konsentrasjonene i indre Fedafjord varierte mellom 7 og 150 ppm, mens det også ble målt forhøyede konsentrasjoner utenfor terskelen. Ute ved Andabelø (FED 13, Fig. 1) ble det målt 1,5 ppm i overflatesedimentene, tilsvarende 3-4 ganger bakgrunnsnivå. Denne stasjonen ligger 15 km fra Øye Smelteverk. Lave PAH-konsentrasjoner på stasjonene FED 7 og FED 12 antas å skyldes grove, sandige sedimenter (se tabell 1).

Sammenligner vi med Saudafjorden (Fig. 7) faller PAH-konsentrasjonene på samme måten raskt fra kilden, mens kontamineringen kan spores over store områder. Dette er typisk for de fleste punktkilder for PAH (jfr. Vefsnfjorden, Ranafjorden, Frierfjorden o.a.). Forklaringen ligger sannsynligvis i at nær utslippene avsettes til dels grove slagg og slampartikler. Sedimenteringen er her stor og en sedimentprøve vil bestå i hovedsak av "rent" industriavfall. Dette vil være typisk i de nærmeste 200 m fra utslippsledningen. Utenfor denne nærsonen er fortynningen med naturlige sedimenter større og konsentrasjonene faller raskt. De aller fineste partiklene transporteres lange avstander før de sedimenterer. En medvirkende årsak til det store influensområde kan i noen grad være lufttransportert støv med høyt PAH-innhold (f eks støving ved lossing av skip).

Hvis vi sammenligner to sedimentprøver med omtrentlig samme konsentrasjon - en fra Saudafjorden og en fra Fedafjorden, er det stor likhet i PAH-sammensetning. De mest fremtredende komponenter er: Benzo(ghi)perylen, benzo(b)fluoranthene, o-phenylenpyren, benzo(e)-

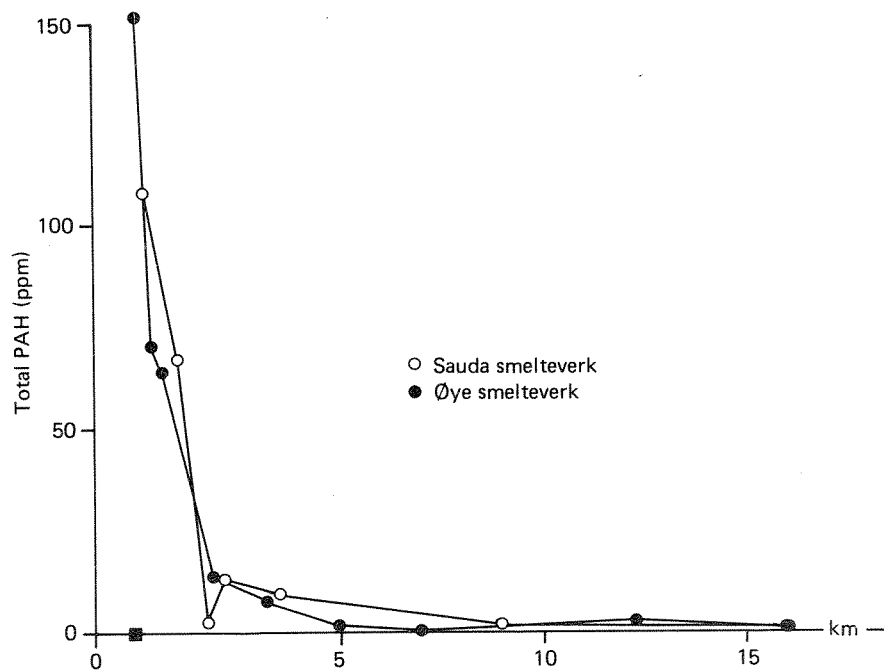


Fig. 7. Mengde polisykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i overflatesedimenter i Saudafjorden og Fedafjorden. (■ markerer utslippssted)

pyren og trifenylen/chrysen. Med mulig unntak for benzo(b)fluoranten hører ikke disse til de sterkest kreftfremkallende stoffene, men også slike, bl.a. benzo(a)pyren, finnes i prøver fra Saudafjorden og Fedafjorden.

Den vertikale fordelingen av total PAH i den daterte sedimentkjernen fra Stasjon FED 4 viser en kraftig økning i de øvre 4 cm (Fig.8). Tatt i betraktning dateringsmetodens usikkerhet (± 5 år) tilsvarer dette sedimenter avsatt i tidsperioden etter at Øye Smelteverk kom i drift. Det bør imidlertid påpekes at det også ble registrert forhøyede PAH-konsentrasjoner i underliggende (og eldre) sedimenter og at dette mest sannsynlig skyldes gravende virksomhet av dyr som lever i sedimentet (bioturbasjon). Disse dyrene er i stand til å frakte forurensninger nedover i sedimentet. Samme tendens ser vi også med hensyn til metaller (Fig. 6).

Rådata er vist i vedleggstabell II.

3.1.5 Sedimenttilvekst

Sedimentene i dypbassenget i indre Fedafjord bygger seg opp med ca. 1,5 mm pr. år. Nær smelteverkets utslipp og i elvemunningen antas sedimentveksten å være betydelig større.

I fjorder avsettes 1-5 mm sediment pr. år. Nær utslipp av avløpsvann og i nærheten av elvemunninger kan sedimenttilveksten være betydelig høyere.

Målinger av sedimenttilveksten skjer i dag ved hjelp av isotoper, hvor bly-210 og cesium-137 er de mest brukte. En sedimentkerne fra Fedafjorden (FED 4) ble analysert for bly-210 og vertikalprofilen er vist på Fig. 9. Når konsentrasjonen av "unsupported" bly -210 (korrigert for bidrag fra radium), plottes mot sedimentdyp på halvlogaritmisk skala, fremkommer en rett linje mellom 2 og 12 cm. En defleksjon i overflaten kan forklares med forstyrrelser, delvis som følge av biologisk aktivitet og forstyrrelser ved prøvetakingen. Nederst i kjernen (12-16 cm) opptrer høye bly-210 verdier, som kan tyde på større sedimentakkumulering en periode (ras, flom). Den gjennomsnittlige sedimenttilveksten ble målt til $\sim 1,5$ mm år, ca. 2 km fra Øye Smelteverk. I Saudafjorden ble tilsvarende sedimenttilvekst målt til 1,4 mm pr. år (9 km fra smelteverket). Sedimenttilveksten må

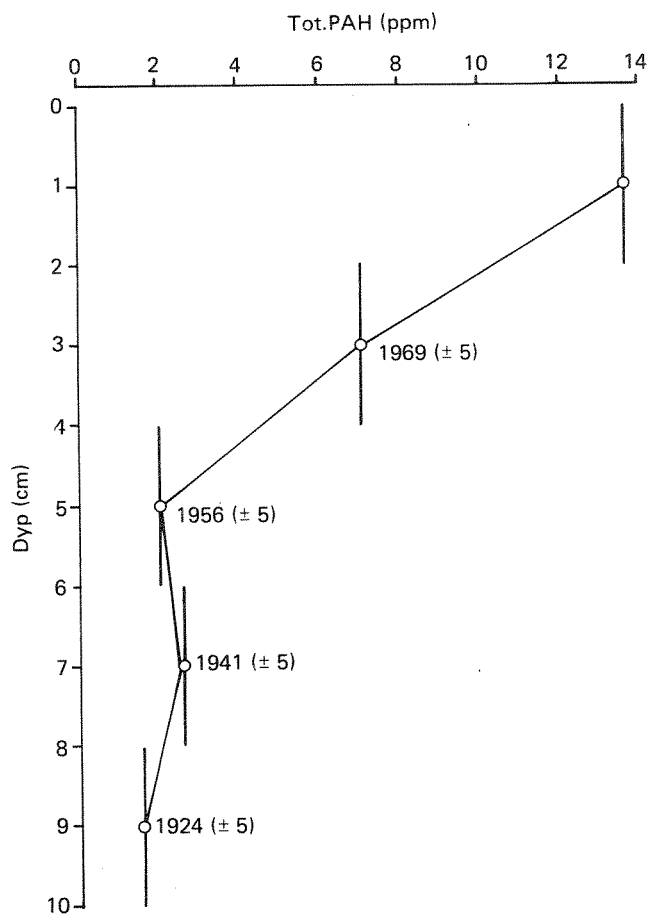


Fig. 8. Vertikal fordeling av PAH i en sedimentkjerne på stasjon F4. Alderen på sedimentet er angitt.

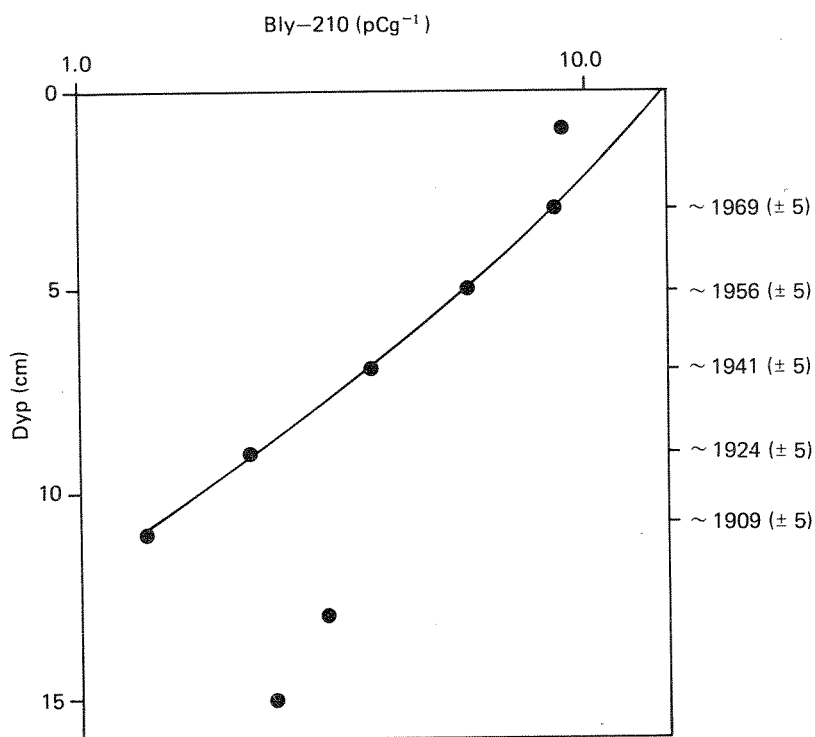


Fig. 9. Bly-210 i en sedimentkjerne fra stasjon FED 4 (for aldersbestemmelse av sedimenter).

betraktes som lav i begge fjorder. Det kan skyldes at både Fedafjorden og Saudafjorden idag begge har tilførselselver som er regulerte. Det gjør at dramatiske flomtopper, som er kjent for å bidra ekstremt i sedimenttransporten, ikke eksisterer lenger. En konsekvens av dette er at forurensningen av bunnsedimentene blir mer utpreget ettersom fortynningen med naturlige sedimenter er liten. Det vil også ta lengre tid å rehabilitere et område som har liten tilførsel av naturlige sedimenter.

3.1.6 Beregninger av forurensningstransport

Overslag viser at halvparten av manganutslippet fra smelteverket avsetter seg på bunnen innenfor Agnholmen. Sink og kadmium transporteres lengre og bare 20 % gjenfinnes i sedimentene i indre Fedafjord. Tjærestoffene (PAH) er knyttet til fint støv og bare 10 % sedimenterer i indre fjord.

Det er to måter å vurdere miljøgifter og sedimenter på: (i) konsentrasjoner i sedimentet og (ii) transport pr tidsenhet av miljøgifter til sedimentene (fluks). Konsentrasjonene vil bl.a. avhenge av fortynningen med naturlige sedimenter, mens fluks vil være direkte relatert til utslippenes størrelse og de forurensende partiklers sedimenteringsegenskaper. I de foregående kapitler er fordelingen av konsentrasjonene horisontalt og vertikalt i sedimentene i Fedafjorden beskrevet. De viser en betydelig anrikning av miljøgifter i sedimenter avsatt nærmest kilden. Hvis sedimenttilveksten var den samme i hele fjorden, ville belastningen (avsetning pr tidsenhet) være størst nær utslippet. Hvis tilveksten var større nær utslippet enn lenger ute i fjorden, vil en isolert konsentrasjonsbetraktning underestimere belastningen i denne delen av fjorden. Dette fordi at konsentrasjonen av et stoff i et sediment vil avhenge av den naturlige sedimenteringen (fortynningen), mens avsetning pr tidsenhet (fluks) er et direkte mål for belastningen.

Den naturlige sedimenteringen i Fedafjorden har to hovedkilder: (i) sedimenttransport i elvene Kvina og Feda og (ii) fjordens egenproduksjon av organisk materiale. Mengdene av ferskvann som tilføres fjorden er forholdsvis små. Det innebærer at små mengder med sedimenter tilføres fjorden ved ellevann på grunn av kraftig regulering og som oftest beskjedne flomtopper.

Stort innslag av løvverk i sedimentprøver tatt like i munningen av elva Kvina, kan tyde på at en del organisk materiale med terrestrisk opprinnelse tilføres fjorden. Situasjonen er nokså lik Saudafjorden i så henseende.

Fjordens egenproduksjon av organisk materiale i form av plankton er ikke kjent, men er neppe av uvanlig størrelse (kfr moderate klorofyll-konsentrasjoner, delrapport 2).

Utslippene fra Øye Smelteverk består både av løste og partikulære forbindelser. Hvis vi tar utgangspunkt i bedriftens konsesjon på ca 30 kg suspendert stoff pr døgn, tilsvarer dette et årsutslipp på omlag 10 tonn. Kvina har en midlere vannføring på ca $18 \text{ m}^3/\text{sek}$. etter overføring til SIRA (konf. delrapport 2). Hvis elvevannet inneholder 1 mg/l suspendert stoff, tilsvarer det en sedimenttilførsel til fjorden på vel 500 tonn pr år. Det er liten grunn til å tro at dette er et overestimat. Det innebærer at utslippet av partikulært materiale fra Øye Smelteverk er utbetydelig mengdemessig i forhold til den naturlige sedimenttransporten. Arealet av indre Fedafjord (innenfor Agnholmen) er beregnet til $1,9 \text{ km}^2$ i overflaten og $1,1 \text{ km}^2$ i 50 m dyp. For enkelthets skyld er flaten av området hvor sedimenteringen skjer satt til 1 km^2 . Hvis vi i utgangspunktet antok at alt elvetransportert materiale ble avsatt innenfor Agnholmen, ville dette gi en gjennomsnittlig sedimenttilvekst på 0.5 kg sediment pr m^2 og år eller tilnærmet 1.4 mm/år (vanninnhold satt til 70%). Den målte sedimenttilveksten i bassenget innenfor terskelen var 1,5 mm/år, noe som tilsier at en ubetydelig del av elvesedimentene transporteres ut i ytre Fedafjord.

Vi kan gjennomføre samme resonnement med transport av forurensende stoffer. En sedimenttilvekst på 1,5 mm pr. år tilsvarer en avsetning på 0,55 kg pr. m^2 hvis vanninnholdet er gjennomsnittlig 70 %. Konsentrasjonene av forurensningsstoffer varierer imidlertid sterkt i indre fjord. Vi velger derfor å dele indre fjord i to, hvor stasjon 1, 2 og 3 representerer den innerste delen (A) og 4 og 6 den ytterste delen (B), og hvor hver av arealene utgjør 50 % (dvs. $0,5 \text{ km}^2$). Den mengden av forurensningsstoffer som avsettes årlig i disse to områdene er vist i tabell 2.

Tabell 2. Årlig transport av mangan, sink, kadmium og PAH til sedimentene i indre Fedafjord (kg/år).

A = gjennomsnittlig avsetning helt innerst i fjorden basert på gjennomsnittskonsentrasjonen på stasjonene 1, 2 og 3 (0-2 cm).

B = tilsvarende for den ytre delen basert på stasjonene 4 og 6.

A + B = mengde avsatt innenfor terskelen ved Agnholmen.

naturlig bidrag = mengde avsatt som følge av bakgrunnsverdier i naturlige sedimenter.

Forurensningsbidrag = (A+B) - naturlig bidrag.

Parameter	A	B	A+B	Naturlig bidrag	Forurens. bidrag	Utslipp fra Øye Smeltev.
Mn	2204	792	2996	275	2721	~ 2800
Zn	214	55	269	39	230	~ 200
Cd	3	0,3	3,3	0,06	~ 3,3	~ 5
PAH	26	3	29	0,3	~ 29	~ 250

Slike overslagsberegninger er beheftet med stor usikkerhet av følgende grunner:

- (i) Sedimenttilveksten kan variere betydelig i nærheten av industriutslipp og elvemunninger.
- (ii) Konsentrasjonene av de respektive stoffene kan også vise store lokale variasjoner.
- (iii) De øvre 2 cm av sedimentet representerer ca 13 års avsetning, og i løpet av den tiden har utslippene endret seg.

På tross av dette vil slike beregninger kunne gi viktig informasjon om forholdet mellom utslipp og hva som kan gjenfinnes i sedimentene. Anslagsvis 100 % av alt mangan og sink som slippes ut fra Øye Smelteverk kan finnes igjen i sedimentene innenfor terskelen ved

Agnholmen, mens kadmium viser ca 65% sedimentering innenfor terskelen. Det betyr at en vesentlig fraksjon av kadmium transporteres langt fra kilden. Samme erfaring er også høstet fra andre fjorder, f.eks. Sørfjorden. Transporten av PAH viser at bare en liten del av utslippet (ca. 10 %) havner i sedimentene i indre Fedafjord. PAH-utslippet vil derfor påvirke ytre Fedafjord i noen grad. Langtransport av PAH er også tidligere observert i Saudafjorden, Vefsnfjorden, Ranafjorden og andre PAH-forurensede fjorder.

3.1.7 Oppsummering

Sedimentundersøkelsen i Fedafjord høsten 1984 har gitt følgende informasjon:

1. Sedimentene i indre Fedafjord (innenfor terskelen ved Agnholmen) viser forhøyede konsentrasjoner av kvikksølv, mangan, sink, kadmium, kopper og PAH. Bare svak til moderat kontaminering (spesielt PAH) kan spores utenfor terskelen.
2. Anrikningen av kvikksølv og kopper skyldes i hovedsak tidligere utslipp fra Trelandsfoss, mens anrikning av de øvrige stoffene skyldes utslipp fra Øye Smelteverk.
3. Sedimenttilveksten i Fedafjord er liten (1,5 mm/år i indre fjord) som følge av små tilførsler av partikulært materiale. Nesten alt elvetransportert materiale fra Kvina synes å avsettes innenfor terskelen ved Agnholmen.
4. Overslagsberegninger for transport av forurensning til sedimentene tyder på at ~100 % av mangan og sink, ~ 60% kadmium og 10% av PAH som slippes ut fra Øye Smelteverk kan gjenfinnes i sedimentene innenfor terskelen ved Agnholmen.

3.2 Bløtbunnfauna

3.2.1 Faunaens artssammensetning

De fleste artene på de innerste stasjonene er kjent for å tåle betydelig forurensningsbelastning. Enkelte forurensningsømfintlige arter som opptrådte hyppig ellers i fjorden, manglet på de innerste

stasjonene.

Hvilke arter som er vanlige på en lokalitet er i stor grad bestemt av miljøforholdene. Faunaens artssammensetning kan derfor gi en god indikasjon på forurensningsgraden.

Forekomsten av de vanligste artene er vist i tabell 3. De komplette faunaresultater er vist i tabell III i Vedlegg. Artsantall og samlet individantall er vist i tabell 4.

Stasjon 1 innerst i fjorden (Fig. 1) utmerket seg ved å ha høye individantall av børstemarkene Protodorvillea kefersteini, Anaitides groenlandica og sneglen Philine. På stasjon 2 og 3 dominerte børstemarkene Chaetozone setosa, Haploscoloplos sp. og Heteromastus filiformis. På stasjon 3 var muslingen Thyasira sarsi spesielt tallrik. Arter som fantes på de 3 innerste stasjonene (1-3), men ikke lenger ut, var børstemark av familien Capitellidae, Haploscoloplos sp. og Nereimyra punctata. Alle de nevnte artene er kjent for å tåle betydelig forurensning (Pearson og Rosenberg 1978, Rygg 1985). Også de fleste andre artene på stasjon 1-3 er kjent for å kunne tåle betydelig forurensning.

Av arter som er kjent for å være ømfintlige overfor betydelig forurensning fantes på stasjon 1 bare 2 individer av børstemarkslekten Lumbrineris, på stasjon 2 4 individer av Lumbrineris fragilis og 1 individ av børstemarken Laonice cirrata, og på stasjon 3 12 individer av Lumbrineris fragilis, 1 individ av muslingen Abra nitida og 1 individ av børstemarkene Diplocirrus glaucus og Ophelina acuminata (tabell I, Vedlegg).

Enkelte forurensningsømfintlige arter som opptrådte mer eller mindre hyppig ellers i fjorden, manglet på de 3 innerste stasjonene. Disse var krepsdyret Eudorella emarginata og børstemarkene Melinna cristata, Spiophanes kroeyeri og Terebellides stroemi.

På stasjon 4 var det et høyere individantall av muslingen Ennucula tenuis og børstemarken Diplocirrus glaucus enn på de andre stasjonene. Stasjon 5 utmerket seg ved å ha de høyeste antallene av muslingen Nucula sulcata og muslingkrepsen Philomedes globosus, men var ellers individfattig. En særegenhet ved stasjon 6 var forekomsten av børstemarken Exogone verrugera. Svært få individer fantes i prøvene fra stasjon 7, men dette skyldtes vanskeligheter med å få materiale i grabben. På stasjon 8 dominerte Heteromastus filiformis. Stasjon 8

utmerket seg ellers ved å ha de høyeste individantallene av de forurensningsømfintlige krepsdyra Calocaris macandreae, Eriopisa elongata og Eudorella emarginata, og av muslingen Nucula turgida (tabell I, Vedlegg).

Tabell 3. Forekomst av de vanligste artene (arter som det fantes minst 10 individer av på minst en av stasjonene).

TAXON:	STASJON							
	01	02	03	04	05	06	07	08
NEMERTINEA (BÅNDBÅR)	13	1	11	16	3	5	0	12
POLYCHAETA (MANGEBØRSTEMÅR)								
ANAITIDES GROENLANDICA (OERSTED 1842)	41	4	9	2	0	8	0	0
CAPITELLIDAE INDET	6	12	11	0	0	0	0	0
CHAETOZONE SETOSA MALMGREN 1867	10	250	60	11	0	22	0	0
DIPLOCIRRUS GLAUCUS (MALMGREN 1867)	0	0	1	13	0	5	0	1
EXOZONE VERUGERA (CLAPAREDE 1868)	0	0	0	0	0	15	0	0
HAPLOSCOLOPLOS SP	12	59	68	0	0	0	0	0
HETEROMASTUS FILIFORMIS (CLAPAREDE 1864)	0	87	107	86	7	20	2	142
LUMBRINERIS SP	2	4	12	1	8	5	1	3
NEPHTYS CILIATA (O.F.MUELLER 1776)	0	1	4	11	0	9	0	0
PHOLOE MINUTA (FABRICIUS 1780)	4	8	14	8	4	0	0	1
PISTA CRISTATA (O.F.MUELLER 1776)	0	0	0	15	0	15	0	1
PROTODORVILLEA KEFERSTEINI (MCINTOSH 1869)	142	0	1	0	0	0	0	0
RHODINE LOVENI MALMGREN 1865	0	0	0	0	0	1	0	12
SAMYTHELLA VANELLI (FAUVEL 1936)	0	0	0	0	0	0	2	10
SPIOPHANES KROEYERI GRUBE 1860	0	0	0	6	1	31	0	17
TYPOSYLLIS CORNUTA (RATHKE 1843)	1	3	13	6	7	12	0	0
CRUSTACEA (MUSLINGKREPS)								
PHILOMEDES GLOBOSUS LILLJEBORG	0	0	0	0	18	6	0	0
MOLLUSCA (BLØTDYR)								
ABRA NITIDA (MUELLER 1789)	0	0	1	1	0	0	0	11
ENNUCULA TENUIS (MONTAGU 1808)	0	0	0	39	0	18	0	0
NUCULA SULCATA (BRONN 1831)	0	0	0	0	19	0	0	1
NUCULA TURGIDA LECKENBY & MARSHALL	0	0	0	0	0	0	0	25
PHILINE SP	41	0	1	0	0	0	0	0
THYASIRA SARSI (PHILIPPI 1845)	3	17	362	53	3	7	0	13

Tabell 4. Individantall (N), artsantall (S) og artsmangfold i prøvene.

E(Sn = 100) er forventet artsantall pr. 100 individer;
H er Shannon-Wieners diversitetsindeks.

	Stasjon							
	1	2	3	4	5	6	7	8
Areal (m ²)	0,4	0,4	0,4	0,4	0,3	0,4	0,1	0,4
Individantall (N) i arealet	299	465	704	321	125	273	21	339
Artsantall (S)	26	19	32	33	44	56	13	47
Artsmangfold, E(Sn=100)	16,5	11,2	13,7	21,7	38,7	36,7	-	26,5
Artsmangfold, H	2,76	2,23	2,54	3,72	4,67	4,99	3,54	3,73

E(Sn=100) : Se fotnote til figur 11.

H: Diversitetindeksen $H = S \sum P_i \log_2 P_i$ (Shannon & Weaver 1963, hvor

P_i er andelen av art i av det totale individantall, s er artsantall.

3.2.2 Likhet i fauna fra stasjon til stasjon

Det er beregnet innbyrdes likhet for alle par av prøver. Det er brukt en kvantitativ beregningsmåte som tar hensyn til de enkelte arters individantall som prosent av alle individer på stasjonen (Tabell 3).

Tabell 5. Likhetsverdier (PS) for alle par av prøver

	2	3	4	5	6	7	8
1	16	16	12	7	13	0	5
2		44	30	13	23	10	23
3			44	16	27	10	22
4				20	44	12	40
5					29	14	18
6						10	26
7							18

Likhetsverdien PS (percent similarity) regnes ut ved:

$$PS = \frac{S}{I} \min (P_{ai}, P_{bi})$$

(Renkonen, 1938), hvor P_{ai} er prosentandelen av art i av det totale individantall på stasjon a , P_{bi} er tilsvarende for stasjon b , og $\min (P_{ai}, P_{bi})$ er den minste av de to prosentandelen for art i . Ved total likhet er PS lik 100. Ved total ulikhet er den lik 0.

På grunnlag av likhetsverdiene for alle par av prøver er det foretatt en gruppering ved hjelp av (1) clusteranalyse og (2) lenkegruppering. Resultatet av clusteranalysen er framstilt som dendrogram på figur 10. Dendrogrammet skiller prøver som er forskjellige, og grupperer dermed også prøver som er innbyrdes mer like. Like prøver grupperes tidligst sammen i dendrogrammet, dvs. lengst til venstre. Skalaen viser en ulikhetsindeks, basert på likhetsverdiene. Ved en ulikhetsindeks på 0,75 som grupperingskriterium framtrer det 2 grupper, samt 3 enkeltprøver uten gruppetilhørighet. Gruppene er: stasjon (2 og 3), (4, 6 og 8), (1), (5), (7).

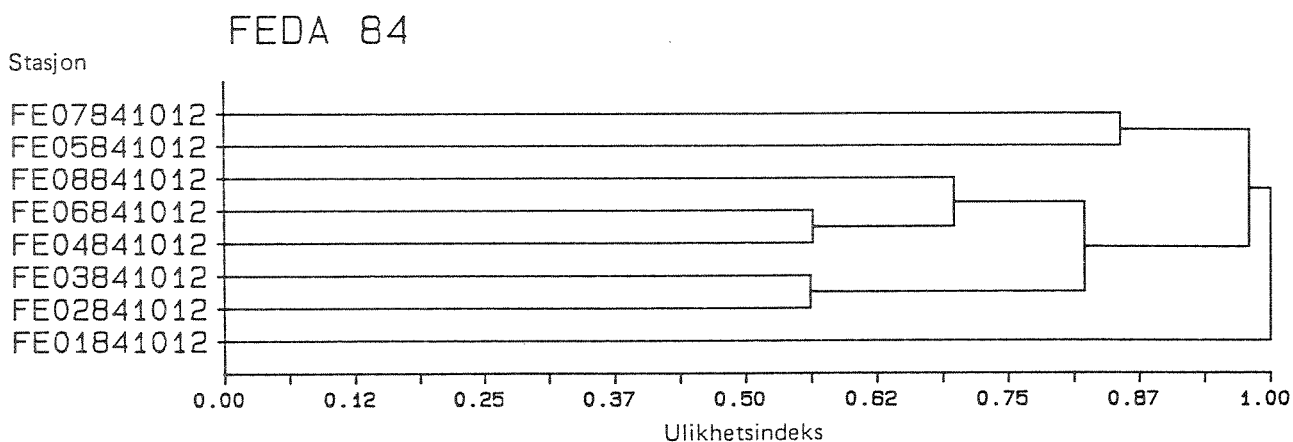


Fig. 10. Dendrogram som beskriver grupperinger av stasjoner basert på likhet i faunaen mellom stasjoner (se tabell 3). Like stasjoner grupperes tidligst sammen i dendrogrammet, dvs lengst til venstre. Skalaen angir en ulikhetsindeks.

Gruppering etter lenkemetoden er framstilt på figur 11. Prøver innenfor hver lenke har større innbyrdes likhet enn prøver i adskilte lenker. Mellom lenkene er det større eller mindre grad av overlapping. I alt 3 grupper (lenker), samt 3 enkeltprøver uten gruppetilhørighet framkom ved å benytte en likhetsverdi på 30 eller mer (tabell 3) som kriterium for grupperingen. Resultatene av lenkegrupperingen samsvarer med resultatet av clusteranalysen. I tillegg avslørtes slektskap mellom stasjon 4 og stasjon 2, 3.

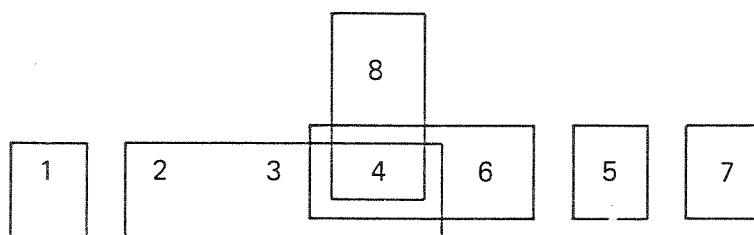


Fig. 11. Lenkegruppering av prøvene m.h.t. faunalikhet. Prøver innenfor hver lenke har større innbyrdes likhet ($PS > 30$) enn prøver i adskilte lenker ($PS < 30$).

3.2.3 Artsmangfold

Høyt eller normalt artsmangfold ble funnet på alle stasjonene unntatt de tre innerste, men var noe nedsatt på stasjon 4 i forhold til stasjonene lenger ute. De innerste stasjonene hadde moderat eller lavt artsmangfold.

Høyt artsmangfold (diversitet) henger bl.a. sammen med normale miljøforhold. Organisk belastning og fysiske og kjemiske stressfaktorer fører til at opportunistiske arter øker sine individantall og blir dominerende i samfunnet, mens mer ømfintlige arter slås ut. Resultatet er at artsmangfoldet blir lavere.

Artsmangfoldet er definert som artsantall som funksjon av individantall og kan fremstilles som en kurve i et diagram med individantallet langs x-aksen og artsantallet langs y-aksen (figur 12). Individantallet i prøvene øker i takt med prøvestørrelsen, mens artsantallet ikke øker i samme grad. Stigningen på kurven avtar derfor etter hvert som individantallet øker. Høyt artsantall i forhold til individantall betyr høyt artsmangfold. Dette gir brattere kurve enn lavt artsmangfold. Vi bruker en logaritmisk x-akse for å få en god fremstilling av kurven.

Klassifisering av artsmangfoldet etter et system foreslått av Rygg (1984) for å gradere forurensningspåvirkning er vist i figur 13.

En annen vanlig brukt indeks for å uttrykke artsmangfoldet er Shannon-Wieners diversitetsindeks (H).

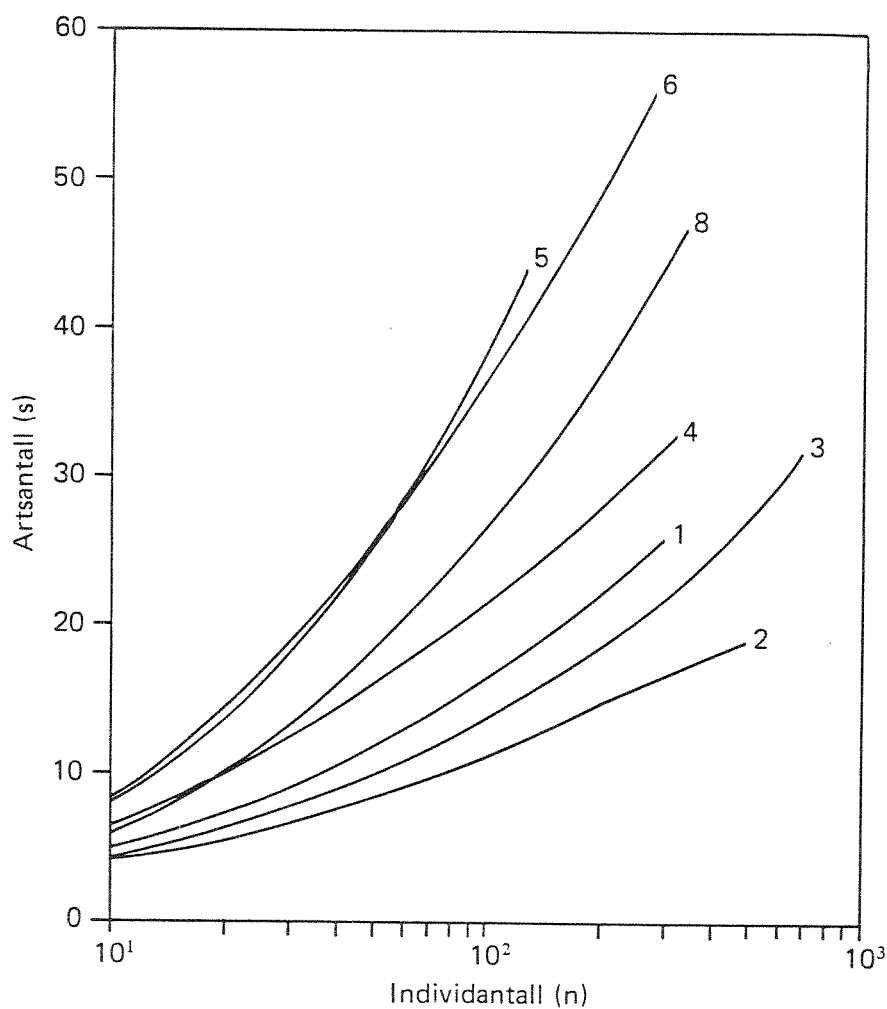


Fig. 12. Kurver for artsantall på stasjonene i Fedafjorden som funksjon av individantall (artsmangfold).

Kurvene er beregnet ved:

Hurlbert (1971):

$$E(S_n) = \sum_i \left[1 - \frac{\binom{N - N_i}{n}}{\binom{N}{n}} \right]$$

N_i = individtall av i -te art

N = det samlede individantall i prøven

n = det samlede individantall i en prøve n så stor som hovedprøven
 N

$E(S_n)$ = det forventete antall arter i en delprøve på n individer fra en prøve som inneholder N individer, S arter og N_i individer av i -te art.

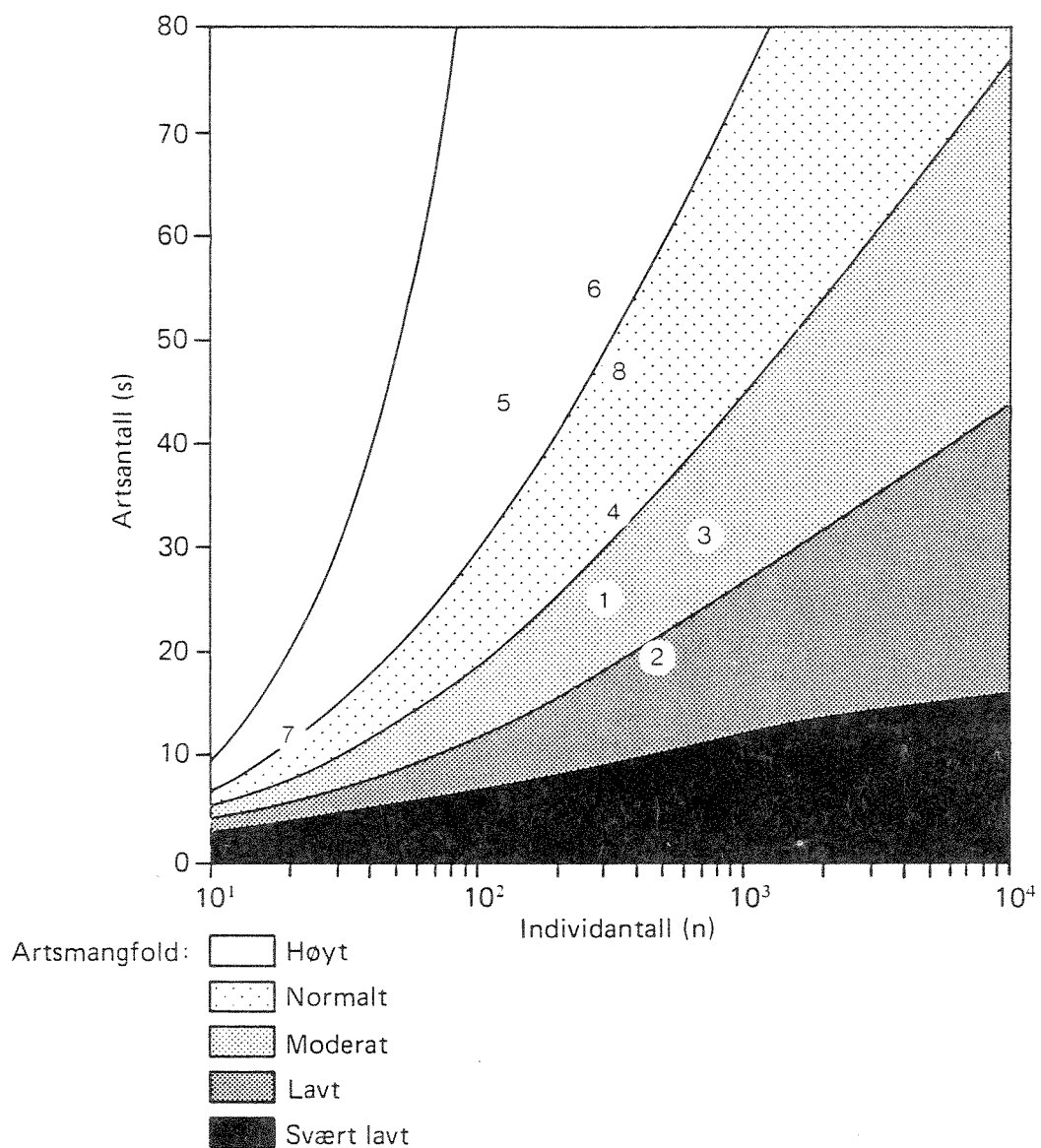


Fig. 13. Fedaffjorden:
 Plotting av artsantall mot individantall i et generelt klassifiseringssystem (Rygg, 1984) for artsmangfold i bløtbunnfaunasamfunn.

I tabell 4 er artsmangfoldet vist i de aktuelle prøvene, uttrykt både ved forventet artsantall pr. 100 individer, og ved indeksen H.

Høyt eller normalt artsmangfold ble funnet i prøvene fra stasjon 4, 5, 6, 7 og 8, men var noe nedsatt på stasjon 4 i forhold til stasjon 5-8. Stasjon 1 og 3 hadde moderat artsmangfold og stasjon 2 lavt artsmangfold.

3.2.4 Log-normal-fordeling av individantall blant arter

På de tre innerste stasjonene opptrådte det avvik fra den log-normale fordeling av individantall blant arter.

I stabile og artsrike organismsamfunn observeres som regel en tilnærmet log-normal frekvensfordeling av individantall blant artene. Avvik fra log-normalfordeling kan tyde på forandringer i samfunnet, f.eks. som følge av forurensningspåvirkning. Avvik fra den log-normale fordeling kan oppdages ved plotting på normalfordelingspapir, av den kumulative prosent av antall arter (ordnet etter stigende individantall) mot logaritmen (eller geometrisk klasse) av individantall pr. art.

Gray og Mirza (1979) påviste avvik i flere forurensete områder, og foreslo å benytte metoden til å registrere biologiske forandringer forårsaket av forurensninger. Ved moderat organisk belastning viste dataene knekk i det ellers rettlinjete, log-normale plottet. Dette forklares ved at de artene som best kan utnytte de forandrete forholdene, blir mer tallrike (Gray og Mirza 1979; Gray og Pearson 1982). Forutsatt at de vanligere artene, i gjennomsnitt, kan tolerere eller utnytte forurensningen bedre enn de sjeldnere artene kan, vil dette føre til knekk i log-normalen (Ugland og Gray 1982).

Frekvensfordelingen kan også fremstilles ved å plote antall arter pr. geometrisk klasse av antall individer, mot geometrisk klasse. Det vil normalt gi en jevnt avtakende kurve. Ved avvik fra log-normal fordeling opptrer det ekstra topper i plottet utover langs x-aksen (Gray 1982). Topper i de høyere geometriske klassene (V og oppover) vil være mer signifikante enn topper i de lavere klassene.

For at metoden skal være pålitelig, kreves det artsrike og store

prøver (Gray og Mirza 1979). Ved små og artsfattige prøver kan det opptre tilfeldige avvik som ikke er signifikante. Det er derfor nødvendig å bruke et kritisk skjønn ved tolkningen av log-normale plot, og eventuelt utelukke små prøver fra analysen. Rygg (1985b) valgte 16 arter som minimum for at prøven skulle inngå i log-normal analyse.

Enkelte forfattere (Shaw et al. 1983; Platt og Lamshead 1985) har forkastet log-normal metoden.

Log-normale plot av dataene fra Fedafjorden er vist på figur 14-17. Eksempel på omregning av individantallene til geometriske klasser er gitt i tabell 6.

Tabell 6. Omregning av individantall til geometrisk klasse og frekvensfordeling av artene med hensyn til individantall - eksempel - stasjon 3.

Individantall	Geometrisk klasse	Antall arter	Kumulativt ant. arter	Kumulativ % arter
1	I	15	15	47
2	II	4	19	59
3-4	III	2	21	66
5-8	IV	1	22	69
9-16	V	6	28	87,5
17-32	VI	0	28	87,5
33-64	VII	1	29	90,6
65-128	VIII	2	31	96,9
129-256	IX	0	31	96,9
257-512	X	1	32	100

På stasjonene 1 og 3 var det tydelige toppe i de høyere geometriske klassene, og på stasjon 2 en konsistent knekk i det kumulative plottet, av den typen som ble vist av Gray og Mirza (1979). Plottet for stasjon 8 viste en knekk øverst i den kumulative kurven og en topp i klasse IX, som skyldtes dominans av en enkelt art. På stasjon 4, 5, 6 og 7 var det ingen trekk ved plottene som indikerte signifikante avvik fra log-normalen.

3.2.5 Samlet vurdering

Ved beskrivelsen av forurensningspåvirkningen bruker vi følgende gradering: (1) liten, (2) moderat, (3) betydelig, (4) sterk forurensningspåvirkning.

Tydeligst forurensningspåvirkning ble observert på stasjon 1, 2 og 3. Av disse hadde stasjon 2 det laveste artsmangfoldet og hadde et tydelig avvik fra log-normal fordeling av individantall blant arter. Så godt som ingen arter som er kjent for å være forurensningsømfintlige fantes på stasjonen. Stasjon 1 viste et lignende bilde, men hadde et høyere artsmangfold. Faunaen på stasjon 3 lignet stasjon 2, men hadde et noe høyere artsmangfold og et noe større innslag av arter som er kjent for å være forurensningsømfintlige. Samlet vurdert må stasjon 2 klassifiseres som betydelig forurensningspåvirket, stasjon 1 og 3 som noe mindre påvirket.

På stasjonene lenger ut i fjorden (4-8) var artsmangfoldet normalt. Faunaen på stasjon 4 hadde noe redusert artsmangfold i forhold til stasjon 5-8 og var også nærmere i slekt med faunaen på stasjon 2 og 3 enn faunaen på stasjon 5-8 var. Alle stasjonene utenfor stasjon 3 hadde et forholdsvis rikt innslag av forurensningsømfintlige arter, mest tydelig på stasjon 8. Alt i alt må faunaen i fjorden fra og med stasjon 4 og utover klassifiseres som lite forurensningspåvirket.

Det var sammenheng mellom bløtbunnfaunaens tilstand og sedimentforholdene. Stasjon 1, 2 og 3 innerst i fjorden, hvor faunaen var påvirket, skilte seg ut ved høyt innhold av mangan, sink, kadmium og PAH i sedimentet. Stasjon 3 hadde høyt kopperinnhold, men det hadde også stasjon 4, hvor faunaen var lite påvirket. Kopperkonsentrasjonene på stasjon 3 og 4 lå omtrent på grensen av hva som kan forventes å føre til nedsatt artsmangfold (Rygg 1985). Konsentrasjonene av de andre metallene og PAH kan neppe være årsak til nedsatt artsmangfold på noen av stasjonene (Rygg og Skei 1984).

På stasjon 2, hvor faunaen var mest skadelidende, inneholdt sedimentet mye grovt treflismateriale, og det var lukt av hydrogensulfid nede i sedimentet. Også på stasjon 1 ble det registrert lukt av hydrogensulfid og mye trefiber, og på stasjon 3 mye trefiber.

Mye trefiber og sulfiddannelse er trolig viktige faktorer for tilstanden hos bløtbunnfaunaen innerst i Fedafjorden.

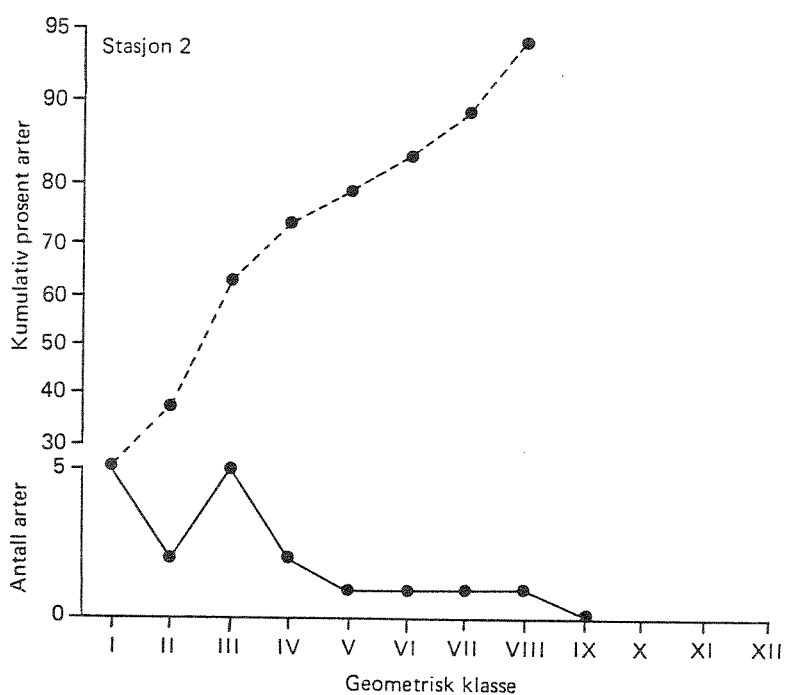
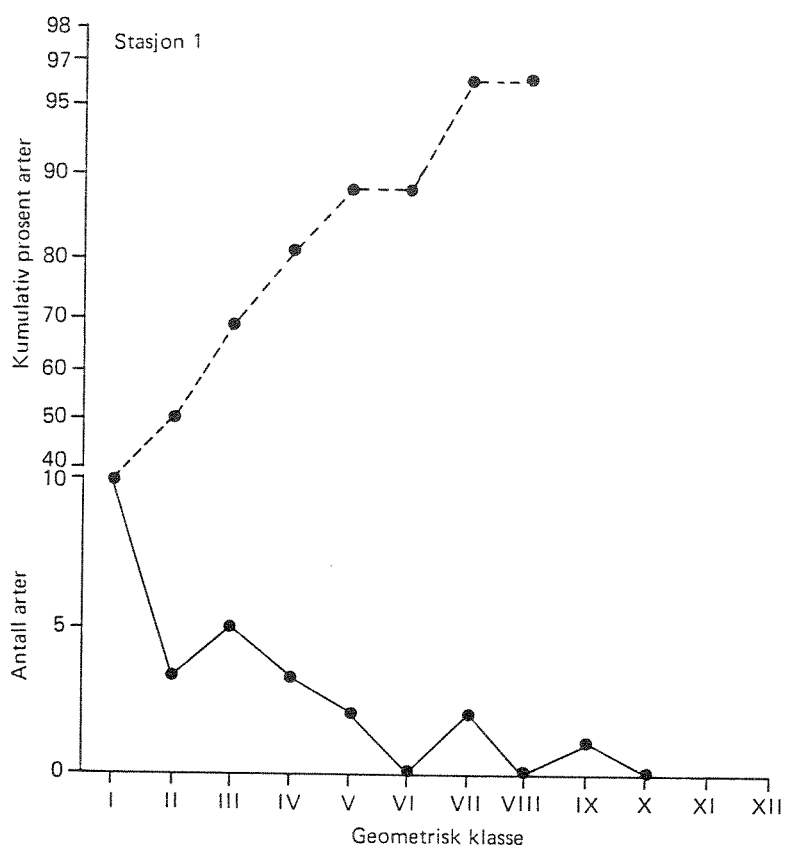


Fig. 14. Antall arter pr. geometrisk klasse av antall individer, og log-normale plot, av dataene fra stasjon 1 og 2.

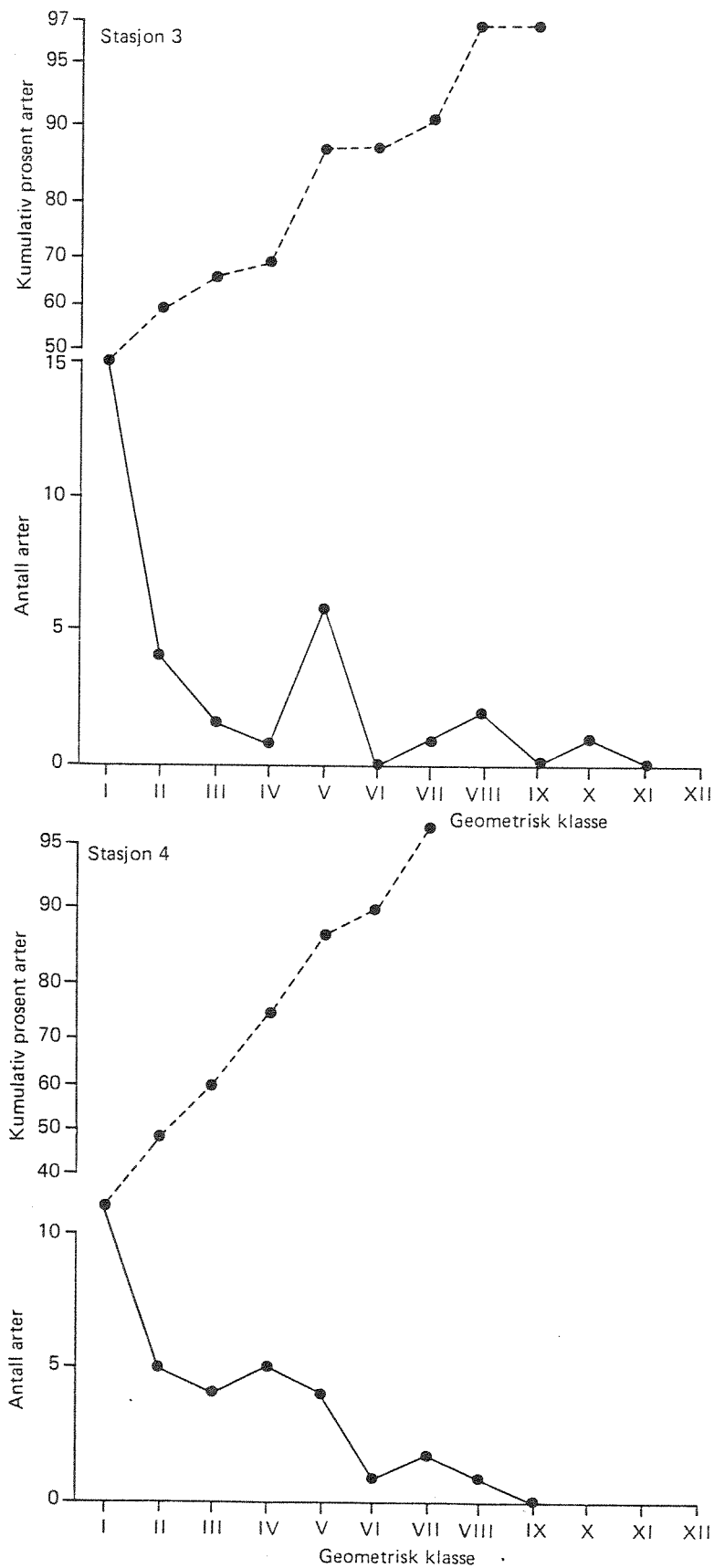


Fig. 15. Antall arter pr. geometrisk klasse av antall individer, og log-normale plot, av dataene fra stasjon 3 og 4.

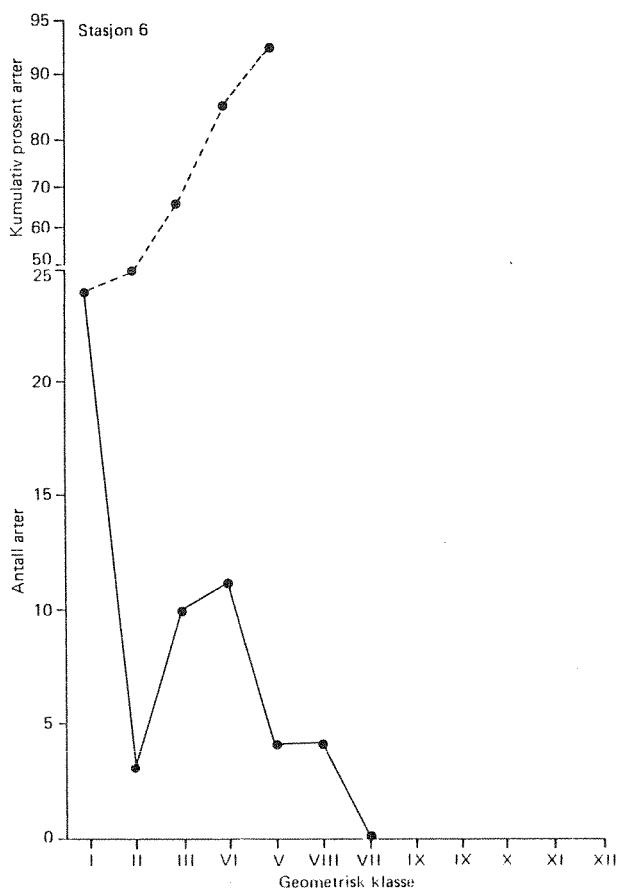
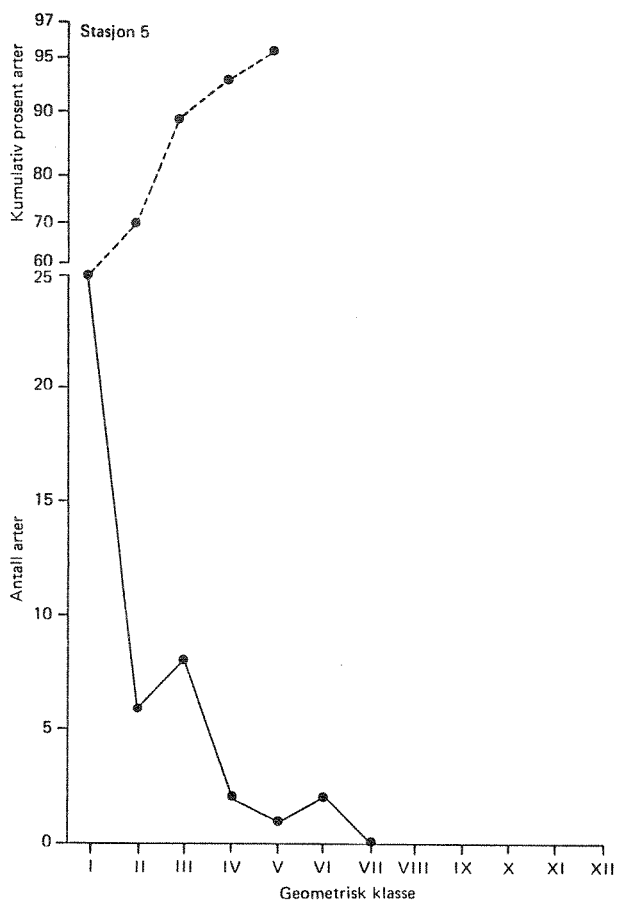


Fig. 16. Antall arter pr geometrisk klasse av antall individer, og log-normale plot, av dataene fra stasjon 5 og 6.

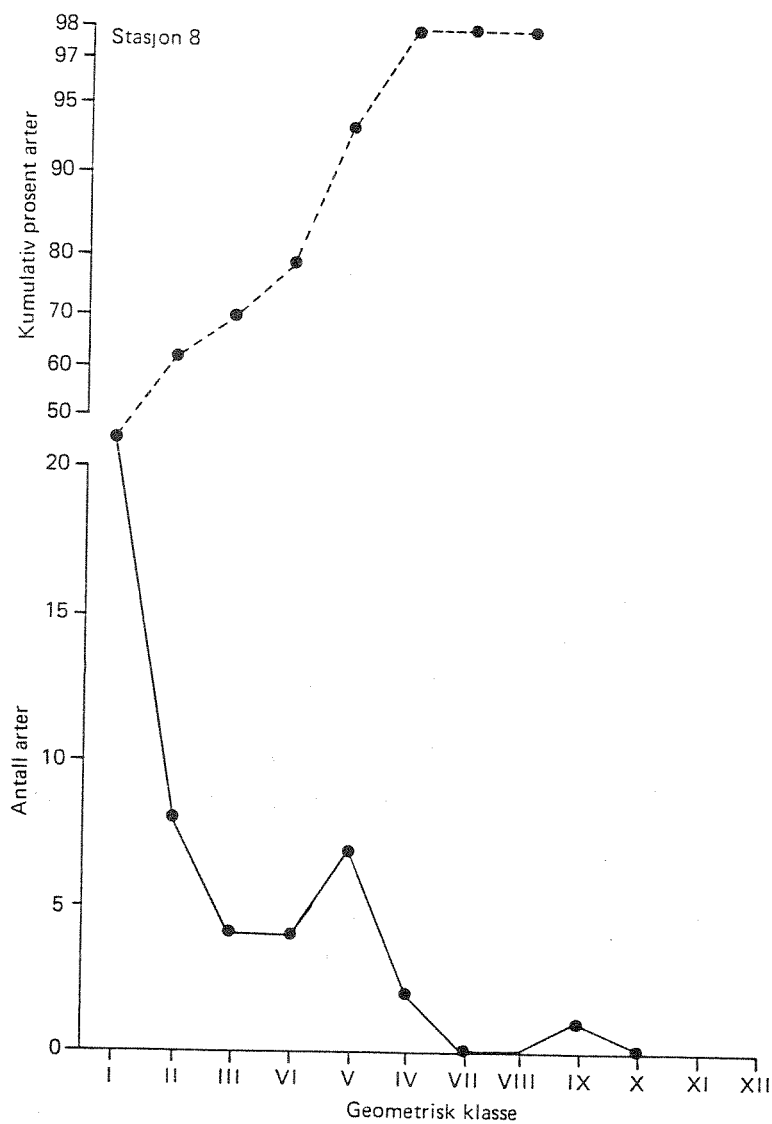
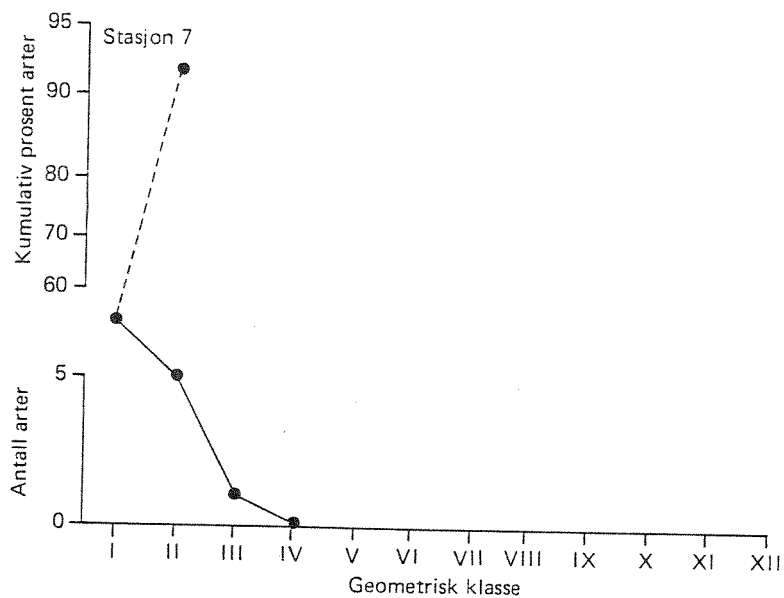


Fig. 17. Antall arter pr. geometrisk klasse av antall individer, og log-normale plot, av dataene fra stasjon 7 og 8.

4. HENVISNINGER

- Berglind, L., Gjessing, E., 1980. Utprøving av analysemetoder for PAH og kartlegging av PAH-tilførsler til norske vannforekomster. Norsk institutt for vannforskning, A3-25. Oslo, 48 s.
- Bjerkeng, B., 1976. En vurdering av forurensningsfaren fra begroingshindrende stoffer på skip i opplag. Norsk institutt for vannforskning, O-83/75, Oslo, 62 s.
- Gray, J.S., 1982. Effects of pollutants on marine ecosystems. *Neth. J. Sea Res.* 16: 424-443.
- Gray, J.S., Mirza, F.B., 1979. A possible method for the detection of pollution-induced disturbance on marine benthic communities. *Mar. Pollut. Bull.* 10: 142-146.
- Gray, J.S., Pearson, T.H., 1982. Objective selection of sensitive species indicative of pollution-induced change in benthic communities. I. Comparative methodology. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 9: 111-119.
- Hovgaard, P., 1973. A new system of sieves for benthic samples. *Sarsia* 53: 15-18.
- Hurlbert, S.N., 1971. The non-concept of species diversity. *Ecology* 53: 577-586.
- Knutzen, J., 1986. Undersøkelser i Fedafjorden 1984-1985. Delrapport 2. Forurensningstilførsler, vannkvalitet og vannutskiftning. Statlig program for forurensningsovervåking (in prep.)
- Knutzen, J., Rygg, B., Skei, J., 1982. Overvåking i Saudafjorden 1981. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 50/82. SFT/NIVA. Oslo, 87 s.
- Pearson, T.H., Rosenberg, R., 1978. Macrobenthic succession in relation to organic enrichment and pollution of the marine environment. *Oceanogr. Mar. Biol. Ann. Rev.* 16: 229-311.
- Platt, H.M., Lambshead, P.J.D., 1985. Neutral model analysis of patterns of marine benthic species diversity. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 24: 75-81.

- Renkonen, O., 1938. Statistisch-ökologische Untersuchungen über die terrestrische Käferwelt der finnischen Bruchmoore. An Zool.Soc. Zol. -Bot.Fenn. Vanamo 6: 1-231.
- Rygg, B., 1984. Bløtbunnfaunaundersøkelser. Et godt verktøy ved marine resipientvurderinger. Norsk institutt for vannforskning, 80612, Oslo, 29 s.
- Rygg, B., 1985a. Sammenheng mellom forurensningsgrad og forekomst av utvalgte arter av marin bløtbunnfauna. Bruk av indikatorarter ved vurdering av forurensningstilstand. Statlig program for forurensningsovervåking, rapport 184/85. SFT/NIVA, Oslo, 36 s.
- Rygg, B., 1985b. Heavy-metal pollution and log-normal distribution of individuals among species in benthic communities. Mar. Pollut. Bull. (in press).
- Rygg, B., Skei, J., 1984. Correlation between pollutant load and the diversity of marine soft-bottom fauna communities. In: Proceedings of the International Workshop on Biological Testing of Effluents (and Related Receiving Waters). OECD/U.S.EPA/Environ. Canada, pp. 153-183.
- Shannon, C.E., Weaver, W., 1963. The Mathematical Theory of Communication. University Illinois Press, Urbana.
- Shaw, K.K., Lamshead, P.J.D., Platt, H.M., 1983. Detection of pollution-induced disturbance in marine benthic assemblages with special reference to nematodes. Mar. Ecol. Prog. Ser. 11: 195-202.
- Tryland, Ø., 1978. Mangansmelteverkenes avløpsvann. Kjemiske analyser og biologiske tester på ubehandlet og cyanidavgiftet avløpsvann. Undersøkelser høsten 1977. Norsk institutt for vannforskning, 77095, Oslo. 53 s.
- Ugland, K.I., Gray, J.S., 1982. Log-normal distributions and the concept of community equilibrium. Oikos 39: 171-178.

VEDLEGG

Vedleggstabell I

Konsentrasjoner av tungmetaller og organisk stoff i sedimentene.

Sta- sjon	cm	Hg mg/kg	Mn mg/kg	Zn mg/kg	Cd mg/kg	Pb mg/kg	Cu mg/kg	Glødetap mg/g
FED1	0-2	0,55	14600	1250,0	15,80	284,0	51,3	184,0
FED2	0-2	0,22	5510	377,0	5,49	94,8	51,4	120,0
FED3	0-2	0,66	3940	709,0	11,90	237,0	123,0	204,0
FED4	0-2	0,48	1720	208,0	1,60	122,0	132,0	142,0
FED4	2-4	0,48	647	326,0	1,20	115,0	173,0	127,0
FED4	4-6	0,54	383	137,0	0,68	95,3	145,0	112,0
FED4	6-8	0,54	267	111,0	0,34	77,6	131,0	105,0
FED4	8-10	0,42	230	91,1	0,15	59,4	95,0	84,0
FED6	0-2	0,29	4040	194,0	0,91	100,0	90,2	103,0
FED7	0-2	0,10	278	62,6	0,08	52,8	25,4	52,4
FED9	0-2	0,14	457	71,5	0,02	47,7	39,7	62,8
FED10	0-2	0,16	410	85,1	0,06	57,4	29,7	50,5
FED12	0-2	0,08	1180	62,4	<0,01	50,7	15,6	46,3
FED13	0-2	0,16	857	112,0	0,03	93,7	29,9	142,0
FED14	0-2	0,18	649	208,0	0,10	124,0	37,9	143,0
FEDE	0-2 (elv)	0,10	366	52,0	0,42	30,0	24,0	46,3
FEDK	0-2 (kai)	0,14	901	70,7	0,56	35,3	31,4	110,0

ANALYSE AV PAH

Oppdragsnr. : 8080320

Prove tatt :

Anmerking:

Prøvetype : *Sediment*

Prove tattatt NIVA: 26/10-84

PAH	Prove mrk.	<i>µg/kg tørket materiale</i>							
		FED 1 0-2	FED 2 0-2	FED 3 0-2	FED 4 0-2	FED 4 2-4	FED 4 4-6	FED 4 6-8	FED 4 8-10
Naftalen									
2-Metylnaftalen									
1-Metylnaftalen									
Bifeny1									
Acenaftalen					152				
Acenaften									
4-Metylbifeny1									
Dibenzofuran					73	32			
Fluoren		245	182		120	58		42	29
9-Metylfluoren									
9,10-Dihydroantracen									
2-Metylfluoren									
1-Metylfluoren									
Dibenzothiophen		161	154	206	81	94	28	79	
Fenantren		3987	3143	1153	498	143	53	82	46
Antracen		2425	1223	577	187	68	44	46	54
Acridine							20		
Carbazole									
2-Metylantracen		306	165						
1-Metylifenantren		154	157			34			
9-Metylantracen		372							
Fluoranten		7959	7469	1968	568	273	102	195	110
Pyren		4027	3651	1296	418	264	117	223	150
Benzo(a)fluoren		1815	943	466	81				
Benzo(b)fluoren		2209	1165	434	73	101		34	
1-Metylpyren		277	213						
Benzo(c)fenantren									
Benzo(a)antracen		11599	6252	3675	795	382	79	104	74
Trifenylen/Chrysen		28625	10526	6006	1400	568	105	132	113
Benzo(b)fluoranten		18021	9818	11425	1958	1038	268	368	232
Benzo(j,k)fluoranten		ca 12290	2894	2933	950	421	143	165	137
Benzo(e)pyren		14945	6258	7620	1266	533	169		Maskert
Benzo(a)pyren		14542	5512	6407	1211	559	161	219	144
Perylen		4567	1725	1843	337	172	71	78	46
0-Phenylenepyren		12465	3900	6834	1422	906	231	312	189
Dibenz(a,h)antracen		2915	1084	2380	377	287	57	56	
Picen									
Benzo(ghi)perylen		11485	3523	7318	1504	888	264	343	184
Anthanthrene		2208	416	1929	285	253	112	125	50
Coronen									
Sum		150605	70373	64470	13769	7080	2024	2603	1558

3/12-84

Dato

Per
Sign.

Vedleggstabell II
(forts.)

ANALYSE AV PAH

Oppdragsnr. : 8000320

Prove tatt :

Anmerkning:

Provetype : Sedimenter

Prove tatt NIVA: 26/10-84

µg / kg bunnstoff

PAH	Prove nrk.	FED 6 0-2	FED 7 0-2	FED 8 0-2 ¹⁴	FED 9 0-2	FED 10 0-2	FED 12 0-2	FED 13 0-2	ELV 0-2
Naftalen									
2-Metylnaftalen									
1-Metylnaftalen									
Bifenyl									
Acenaftalen									
Acenaften									
4-Metylbifenyl									
Dibenzofuran								14	
Fluoren		54	19	39	27	20	10	27	53
9-Metylfluoren									
9.10-Dihydroantracen									
2-Metylfluoren									
1-Metylfluoren									
Dibenzothiophen									
Foräntren		107	Markert	97	47	50	29	50	84
Antracen		59	20	29	23	19	Ca 7	19	54
Acridine									
Carbazole									
2-Metylantracen				20					
1-Metylfenantren				36					
9-Metylantracen									
Fluoranten		219	44	204	68	120	38	94	264
Pyren		220	30	186	61	114	42	89	133
Benzo(a)fluoren									
Benzo(b)fluoren		44			15	28		22	
1-Metylpyren									
Benzo(c)fenantren									
Benzo(a)antracen		304	29	84	48	80	21	51	250
Trifenylen/Chrysen		632	51	124	73	101	28	81	397
Benzo(b)fluoranten		1264	127	229	233	182		195	984
Benzo(j,k)fluoranten		358		144		97		99	
Benzo(e)pyren		988						200	
Benzo(a)pyren		621	39	131	92	105	27	150	358
Perylen		159	14	33	25		7		119
0-Phenylenepyren		1176	22	348	224	157	77	237	357
Dibenz(a,h)antracen		228		42	28	30	8	29	155
Picen									
Benzo(ghi)perylen		1074	40	354	157	136	53	155	925
Anthanthrene		134			40		12		
Coronen									
Sum		7651	35 416	2100	1161	1239	359	1502	4138

3/12-84

Dato

L Berglund

Sign.

ANALYSE AV PAH

Oppdragsnr.: 8003320

Prove tatt :

Anmerking:

Provetype: Sedimenter

Prove mottatt NIVA: 26/10-84

25 / kg tørket materiale

Prove nr.	Prove nrk.								
AM	FED KA10-2								
Naftalen									
-Metylnaftalen									
-Metylnaftalen									
1-fenyl									
2-naftylen									
1-naften									
1-Metyl-bifeny]									
benzofuran		57							
indol		58							
-Metylfluoren									
1,2-Dihydroantracen									
1-Metylfluoren									
1-Metylfluoren									
benzothiofen									
1-nantren		86							
1-tracen		28							
1-ridine									
1-rbazole									
1-Metylantracen		54							
1-Metylphenantren		92							
1-Metylantracen									
1-uranten		183							
1-pen		114							
1,2,6(a)fluoren									
1,2,7(b)fluoren									
1,2,8(c)fluoren									
1,2,9(c)fenantren									
1,2,10(a)antracen		494							
1,2,11(b)fenylen/Chrysen		235							
1,2,12(b)fluoranten		516							
1,2,13(j,k)fluoranten									
1,2,14(e)pyren									
1,2,15(a)pyren		206							
1,2,16(ghi)pyren									
1,2,17(ghi)phenylenpyren		192							
1,2,18(a,h)antracen									
1,2,19(en)									
1,2,20(ghi)perylene		200							
1,2,21(hanthrene)									
1,2,22(onen)									
		2518							

3/12-84

Dato

Bry
Sign.

Tabell 3. Forekomst av de vanligste artene (arter som det fantes minst 10 individer av på minst en av stasjonene).

Taxon	Stasjon							
	01	02	03	04	05	06	07	08
Nemertinea (Bandmark)	13	1	11	16	3	5	0	12
Polychaeta (Mangebørstemark)								
Anaitides groenlandica (Oersted 1982)	41	4	9	2	0	8	0	0
Capitellidae	6	12	11	0	0	0	0	0
Chaetozone setosa Malmgren 1867	10	250	60	11	0	22	0	0
Siplocirrus gladcus (Malmgren 1867)	0	0	1	18	0	5	0	1
Exogone verugera (Claparede 1868)	0	0	0	0	0	15	0	0
Haploscoloplos	12	59	68	0	0	0	0	0
Heteromastus filiformis (Claparede 1864)	0	87	107	86	7	20	2	142
Lumbrineris	2	4	12	1	8	5	1	3
Nephtys ciliata (O.F. Müller 1776)	0	1	4	11	0	9	0	0
Pholoe minuta (Fabricius 1780)	4	8	14	8	4	0	0	1
Pista cristata (O.F. Müller 1776)	0	0	0	15	0	15	0	1
Protodorvillea kepersteini (McIntosh 1869)	142	0	1	0	0	0	0	0
Rhodine loveni Malmgren 1865	0	0	0	0	0	1	0	12
Samythella vanelli (Fauvel 1936)	0	0	0	0	0	0	2	10
Spiophanes kroeyeri Grube 1860	0	0	0	6	1	31	0	17
Typosyllis cornuta (Ratske 1843)	1	3	13	6	7	12	0	0
Mollusca (Bløtdyr)								
Abra nitida (Müller 1789)	0	0	1	1	0	0	0	11
Ennucula tenuis (Montagu 1808)	0	0	0	39	0	18	0	0
Nucula sulcata (Bronn 1831)	0	0	0	0	19	0	0	1
Nucula turgida Leckenby & Marshall	0	0	0	0	0	0	0	25
Philine	41	0	1	0	0	0	0	0
Philomedes globosus Lilljeborg	0	0	0	0	18	6	0	0
Thyasira Sarsi (Philippi 1845)	3	17	362	53	3	7	0	13

Vedleggstabell III
Komplette faunadata

TAXON:	STASJON							
	01	02	03	04	05	06	07	08
ABRA NITIDA (MUELLER 1789)	0	0	1	1	0	0	0	11
AMPHILEPIS NORVEGICA LJUNGMAN	0	0	0	0	0	0	0	2
AMPHIPODA	0	0	0	0	1	1	0	4
AMPHITRITE AFFINIS MALMGREN 1865	0	0	0	0	1	0	0	0
AMPHITRITE GRAYI MALMGREN 1865	0	0	3	1	0	0	0	0
AMPHIUURA CHIAJEI	0	0	0	4	0	0	0	0
ANAITIDES GROENLANDICA (OERSTED 1842)	41	4	9	2	0	8	0	0
ANTHOZOA	1	1	1	0	0	1	0	0
APHRODITA ACULEATA LINNE 1758	0	0	0	0	0	0	1	0
ARCTICA ISLANDICA (LINNE 1767)	2	0	0	0	0	0	0	0
ARRHIS PHYLLONX (M.SARS)	0	0	0	0	0	1	0	6
ASTARTE ELLIPTICA BROWN 1827	0	0	0	0	2	0	1	0
ASTARTE SULCATA (DA COSTA 1778)	0	0	0	0	0	1	0	0
ASYCHIS BICEPS (M.SARS 1861)	0	0	0	0	0	0	0	1
BIVALVIA	0	0	0	0	1	0	0	1
CALOCARIS MACANDREAE BELL 1846	0	0	0	0	0	1	1	8
CAPITELLA CAPITATA (FABRICIUS 1780)	0	0	1	0	0	0	0	0
CAPITELLIDAE	6	12	10	0	0	0	0	0
CAUDOFOVEATA	0	0	0	0	0	0	1	1
CERATOCEPHALE LOVENI MALMGREN 1867	0	0	0	0	0	0	0	1
CHAETOPTERIDAE	0	0	0	1	0	1	0	0
CHAETOZONE SETOSA MALMGREN 1867	10	250	60	11	0	22	0	0
CHEIROCRATUS INTERMEDIUS SARS	0	0	8	2	0	0	0	1
CHONE	0	0	1	0	0	5	0	0
CIRRATULIDAE	0	0	0	0	0	4	0	2
CORBULA GIBBA (OLIVI 1792)	2	0	0	0	0	0	0	0
DIASTYLIS CORNUTA BOECK	0	0	0	0	0	1	0	1
DIASTYLIS TUMIDA (LILLJEBORG)	0	0	0	0	0	1	0	1
DIPLOCIRRUS GLAUCUS (MALMGREN 1867)	0	0	1	18	0	5	0	1
ECHINOCARDIUM CORDATUM (PENNANT)	0	0	0	2	0	0	0	0
ECHINOCYAMUS PUSILLUS (O.F.MUELLER)	0	0	0	0	1	0	0	0
ECHINOIDEA	0	0	1	0	0	0	0	0
EDWARDSIIDAE	3	0	0	0	0	0	0	0
ENNUCULA TENUIS (MONTAGU 1808)	0	0	0	39	0	18	0	0
ERIOPIISA ELONGATA BRUZELIUS	0	0	0	1	0	1	0	9
ETEONE	2	0	0	0	0	0	0	0
EUCHONE	0	0	0	1	0	0	0	0
EUCLYMENE	0	0	0	0	0	0	0	2
EUDORELLA EMARGINATA KROEYER	0	0	0	1	1	7	0	9
EUPOLYMNIA NEBULOSA (MONTAGU 1818)	0	0	0	0	1	5	0	0
EXOGONE VERUGERA (CLAPAREDE 1868)	0	0	0	0	0	15	0	0

TAXON:	STASJON							
	01	02	03	04	05	06	07	08
NUCULANA MINUTA (MUELLER 1776)	0	0	0	0	2	0	0	1
OPHELINA ACUMINATA OERSTED 1843	0	0	1	0	0	1	0	0
OPHELINA	0	0	0	0	0	0	0	1
OPHIODROMUS FLEXUOSUS (DELLE CHIAJE 1822)	0	1	0	0	0	0	0	0
OPHIURA ALBIDA FORBES	0	0	0	0	1	0	0	0
OWENIIDAE	0	0	0	2	0	3	0	0
PARAJASSA PELAGICA (LEACH 1814)	0	0	0	0	0	0	0	1
PARAONIS LYRA (SOUTHERN 1914)	0	0	0	0	1	3	0	0
PARVICARDIUM MINIMUM (PHILIPPI 1836)	0	0	0	0	0	0	0	2
PECTINARIA AURICOMA (O.F.MUELLER 1776)	0	0	0	0	1	0	0	0
PHILINE	41	0	1	0	0	0	0	0
PHILOMEDES GLOBOSUS LILLJEBORG	0	0	0	0	18	6	0	0
PHOLOE MINUTA (FABRICIUS 1780)	4	8	14	8	4	0	0	1
PHYLO NORVEGICA (M.SARS 1872)	0	0	0	0	0	0	0	1
PISTA CRISTATA (O.F.MUELLER 1776)	0	0	0	15	0	15	0	1
POLYCIRRINAE	0	0	0	0	3	0	0	0
POLYDORA ANTENNATA CLAPAREDE 1868	0	0	0	4	0	1	0	0
POLYPHYSLIA CRASSA (OERSTED 1843)	0	0	0	0	1	0	0	0
PRAXILLURA LONGISSIMA ARWIDSSON 1906	0	0	0	0	0	0	2	1
PRIONOSPPIO CIRRIFERA WIREN 1883	0	0	0	0	0	3	0	0
PRIONOSPPIO MALMGRENI CLAPAREDE 1868	5	3	0	0	1	4	0	0
PROCLEA GRAFFII (LANGERHANS 1884)	0	0	0	0	1	0	0	0
PROTODORVILLEA KEFERSTEINI (MCINTOSH 1869)	142	0	1	0	0	0	0	0
RHODINE LOVENI MALMGREN 1865	0	0	0	0	0	1	0	12
SABELLIDAE	0	0	0	0	0	1	0	0
SAMYTHELLA VANELLI (FAUVEL 1936)	0	0	0	0	0	0	2	10
SCALIBREGMA INFLATUM RATHKE 1843	0	0	1	0	0	1	0	0
SIMILIPLECTEN SIMILIS (LASKEY)	0	0	0	0	1	0	0	0
SIPUNCULIDA	0	0	0	0	1	0	0	1
SOSANE SULCATA MALMGREN 1865	0	0	0	0	0	1	0	0
SPHAERODORUM FLAVUM OERSTED 1843	0	0	0	0	2	0	0	0
SPIOCHAETOPTERUS TYPICUS M.SARS 1856	0	0	0	0	0	2	0	0
SPIONIDAE	0	0	0	0	0	0	0	6
SPIOPHANES KROEYERI GRUBE 1860	0	0	0	6	1	31	0	17
SPIRONTOCARIS LILJEBORGI (DANIELSSEN 1859)	0	0	0	0	0	1	0	0
STREBLOSOMA BAIRDI (MALMGREN 1865)	0	0	0	0	0	1	0	0
STREBLOSOMA	0	0	0	0	0	0	0	1
TEREBELLIDAE	0	0	0	0	0	0	0	1
TEREBELLIDES STROEMI M.SARS 1835	0	0	0	3	2	5	0	8
THARYX	0	0	0	0	0	0	1	0
THEMISTO ABYSSORUM (BOECK)	0	0	0	0	0	3	0	0

