

Havforskningsinstituttet

RAPPORT LNR 3351-95

Miljøgiftundersøkelser i Byfjorden / Bergen og tilliggende fjordområder

Fase 2.
Observasjoner i 1994

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-93017	Undernr.:
Løpenr.: 3351-95	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Serlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Miljøgiftundersøkelser i Byfjorden/Bergen og tilliggende fjordområder. Fase 2. Observasjoner i 1994.	Dato: 01.12.95	Trykket: NIVA 1995
	Faggruppe: Marinøkologisk	
Forfatter(e): Jon Knutzen Jens Skei Torbjørn M. Johnsen Ketil Hylland Jarle Klungsøyr Martin Schlabach	Geografisk område: Hordaland	
	Antall sider: 163	Opplag:
Oppdragsgiver: Statens Forurensningstilsyn, Bergen Kommune, Forsvarets Bygningstjeneste	Oppdragsg. ref.:	

Ekstrakt: Miljøgifter (utvalgte tungmetaller, PCB, PAH, THC, TBT og dioksiner) er analysert i sedimenter og marine organismer (fisk og skalldyr) på en rekke lokaliteter i Byfjorden i Bergen, Herdla fjorden, Hjeltefjorden, Grimstadsfjorden og Nordåsvannet, med tilliggende fjordområder. I hele området var bunnsedimentene forurensset av PCB og kvikksølv, men spesielt i Florvåg på Askøy og dessuten på andre lokaliteter på Askøy og i området sør for Bergen. Bioakkumuleringstester med sedimenter og sedimentlevende dyr fra Florvåg viser at de organiske miljøgiftene er biotilgjengelige. Betydelig PCB-forurensning ble registrert i torsk, ål, lomre, krabbe og blåskjell i store deler av undersøkelsesområdet med høyeste verdier i Kolavågen, Bakarvågen, Florvåg og ved Haakonssvern. Blåskjell var også markert påvirket med antibegroingsmiddelet TBT fra skipsmaling. Resultatene må vurderes av næringsmiddelmyndighetene og forurensningskildene søkes oppspurt. Så langt synes industrivirksomhet og søppelfyllplasser å være viktige kilder i noen av områdene.

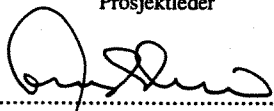
4 emneord, norske

1. Byfjorden, Bergen
2. Sedimenter
3. Organismer
4. Miljøgifter

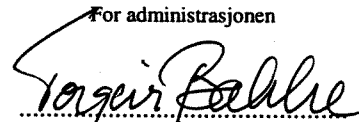
4 emneord, engelske

1. Byfjorden, Bergen
2. Sediments
3. Organisms
4. Pollutants

Prosjektleder


.....
Jens Skei

For administrasjonen


.....
Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2881-0

RAPPORT LNR 3351-95

**MILJØGIFTUNDERSØKELSER I BYFJORDEN /BERGEN OG
TILLIGGENDE FJORDOMRÅDER**

Fase 2. Observasjoner i 1994.

NTVA/HI,

Prosjektleder:
Medarbeidere

1 desember 1995.

Jens Skei
Lasse Berglind
Aase Biseth, NILU
Unni Efraimsen
Merete Fonn, HI
Norunn Følsvik, UiO
Norman Green
Ketil Hylland
Torbjørn M. Johnsen
Roger Konieczny
Jarle Klungsøyr, HI
Jon Knutzen
Guri Nesje, HI
Martin Schlabach, NILU
Grete Tveit, HI
Kjell Westrheim, HI

Forord

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) fikk i oppdrag av Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernavdelinga, å kartlegge miljøgiftsituasjonen i Bergen havneområde og Byffjorden (kontrakt datert 30. april 1993). Fase 1 av denne undersøkelsen ble gjennomført i 1993. En oppfølgende undersøkelse (fase 2) ble utført i 1994 og bestod i en utvidelse av undersøkelsesområdet med tanke på kartlegging og overvåking av miljøgifter i spiselige organismer. Fase 2 er finansiert av Statens forurensningstilsyn (55 %), Forsvarets Bygningstjeneste (22.5%) og Bergen kommune (22.5%). Prosjektleder hos fylkesmannens miljøvernavdeling har vært overingeniør Kjell Kvingedal.

NIVAs Vestlandsavdeling (Torbjørn M. Johnsen og Evy R.Lømsland) har hatt ansvar for innsamling av blåskjell, mens krabber og fisk er innsamlet av fisker Harry Halvorsen, Askøy. Innsamling av sedimenter er utført av Roger M. Konieczny og Torbjørn M. Johnsen, NIVA med båten "Solvik" (skipper Leon Pedersen). Bioakkumuleringsforsøk med forurensede sedimenter er utført av Ketil Hylland, NIVA.

De uorganiske analysene av sedimenter og biologisk materiale er utført ved NIVA, mens de organiske analysene er utført ved HI under ledelse av forsker Jarle Klungøy. Ansvarlig for analyser av dioksiner og plane PCB har vært Aase Biseth og Martin Schlabach ved NILU. Analyser av tributyltinn (TBT) i blåskjell er utført ved NIVA (Lasse Berglind/ Norunn Følsvik).

Hovedansvarlige for rapporteringen har vært Jon Knutzen (miljøgifter i organismer), Jens Skei (sedimenter) og Ketil Hylland (biotester).

Oslo, 1 desember 1995.

*Jens Skei
prosjektleder*

Innhold

Forord.....	2
KONKLUSJONER.....	4
1. INNLEDNING.....	6
2. MÅLSETTING.....	7
3. FORURENSNINGSKILDER.....	7
4. FELTARBEID OG METODER.....	7
4.1. Sedimenter.....	7
4.2. Organismer.....	11
4.3. Biotilgjengelighet av miljøgifter i sediment.....	15
5. MILJØGIFTER I SEDIMENTER.....	17
5.1. Kornstørrelse og vanninnhold.....	19
5.2. Karbon og nitrogen.....	21
5.3. Tungmetaller.....	23
5.4. Polyklorerte bifenyler.....	28
5.5. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH).....	32
5.6. Olje (THC).....	32
5.7. Dioksiner, dibenzo-furaner og non-orto PCB.....	33
6. MILJØGIFTER I ORGANISMER.....	34
6.1. Klororganiske stoffer i fisk.....	34
6.1.1. Hovedkomponenter av PCB.....	34
6.1.2. Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) og non-orto PCB.....	39
6.2. PCB og PCDF/PCDD i taskekrabbe.....	41
6.3. PCB i blåskjell.....	45
6.4. PCB-mønstre i fisk og skalldyr.....	47
6.5. PAH i blåskjell.....	47
6.6. Kvikksølv i fisk.....	48
6.7. Metaller i blåskjell.....	50
6.8. Tributyltinn (TBT) i blåskjell.....	51
7. BIOAKKUMULERINGSFORSØK.....	53
7.1. Resultater og diskusjon.....	53
8. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER - VIDERE ARBEID.....	56
9. REFERANSER.....	58
Vedlegg	

KONKLUSJONER

Miljøundersøkelsen i Byfjorden i Bergen og tilliggende fjordområder er en oppfølging av fase 1, som var konsentrert om Byfjorden og havnebassenget, og har hatt som mål å:

- *kartlegge nivåene av tungmetaller og organiske miljøgifter i sedimenter, fisk og skalldyr i et område som avgrenses av Salhus i nord, Hegerneset i Herdlaffjorden mot vest, Flesland i sør og Nordåsvannet i øst*
- *vurdere nivåene av miljøgifter i forhold til foreslåtte/aksepterte kvalitetskriterier*
- *gi underlag for næringsmiddelmyndighetenes bedømmelse av miljøgifter i sjømat*
- *studere akkumulering av sedimentbundne miljøgifter hos marine organismer (biotilgjengelighet)*

Det er lagt vekt på å gjennomføre undersøkelser i områder hvor man har hatt mistanke om forurensningskilder for senere å kunne vurdere behov for lokale undersøkelser og eventuelle tiltak. Parallellt med denne undersøkelsen har Det Norske Veritas gjennomført tiltaksrettede miljøgiftundersøkelser i sjøområdet rundt Haakonsvern.

På grunnlag av undersøkelsen av miljøgifter i bunnsedimenter, fisk og skalldyr kan følgende konklusjoner trekkes :

- Undersøkelser av tungmetaller i bunnsedimentene på 20 lokaliteter (ca. 90 prøver) i Byfjorden og tilliggende fjorder viser at Florvåg og Kolavåg på Askøy utpeker seg som de sterkest metallforurensede områdene. Her ble det målt svært høye konsentrasjoner av kvikksølv, kadmium, bly, kopper og krom i sedimentene (klasse IV og V i SFTs klassifikasjon av tilstand). De mest sannsynlige kildene er en nedlagt malingfabrikk og eventuelt militære aktiviteter under siste verdenskrig (Florvåg) og en kommunal fyllplass (Kolavågen). Ettersom nivåene er høye også i overflatesedimentene tyder det på at det foregår aktive tilførsler til sjøen i disse områdene (forurenset grunn, deponier).
- Innholdet av polyklorerte bifenyl (PCB) i sedimentene viste en kraftig forurensning i Florvåg med nivåer på opp mot 1500 µg/kg total PCB (meget sterkt forurenset i.h.t. SFTs miljøkvalitetskriterier). Nivået er høyest nær sedimentoverflaten og man må anta at det foregår en aktiv tilførsel til sjøen i dag på samme måte som for tungmetallene. Det ble også påvist betydelig forhøyede nivåer i Åstvedtvågen og ved Knarrevik (Sotra) (tilstandsklasse IV). Resultatene tyder på at det er en rekke forskjellige kilder til PCB i undersøkelsesområdet ettersom store deler av undersøkelsesområdet er forurenset. Det bør påpekes at denne undersøkelsen ikke dekker nærområdet til Haakonsvern.
- Det ble påvist kraftig forurensning av sedimentene med polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og oljeavledede forbindelser (NPD). Høyest var konsentrasjonene i Florvåg og den vertikale fordelingen i sedimentet viser at tilførselene tidligere har vært betydelig større. Den høyeste konsentrasjonen ble målt til ca. 125.000 µg/kg (sterkt forurenset i.h.t. SFTs miljøkvalitetskriterier) (på 6-8 cm dyp i sedimentet. Det ble forøvrig påvist PAH-forurensning i de fleste sedimentprøvene og konsentrasjoner lavere enn 1000 µg/kg ble bare unntaksvis registrert. Andelen av forbindelser som kan betegnes som potensielt kreftframkallende er omtrent

30% av totalkonsentrasjonen. Deponier, fyllinger, nedlagte industriområder, tankanlegg, militære aktiviteter under siste verdenskrig og skipstrafikk antas å stå for en stor del av denne forurensningen.

- Analyser av olje (THC) i sedimentene viste forhøyede nivåer i områder hvor PAH-forurensningen var fremtredende. Dette er spesielt tydelig i Florvåg og som viser at en del av PAH-forurensningen skyldes forurensning med olje. Det ble også påvist betydelig olje-forurensning i det ytterste bassenget i Nordåsvannet. Dette kan muligens settes i forbindelse med tilførsler fra båter, bensinstasjoner og tankanlegg.
- Bioakkumuleringstester med sedimenter fra Florvåg viste at PCB og PAH var tilgjengelig for børstemarken *Nereis diversicolor* og nettsnegl (*Hinia reticulata*). Børstemarken akkumulerte PCB 9 ganger bakgrunnsnivå i løpet av en testperiode på 28 dager. Disse resultatene tyder på at miljøgiftene i sedimentene representerer en potensiell risiko med hensyn til spredning av miljøgifter fra sedimentene til organismer.
- I torsk, lomre, ål og krabbe er det på de fleste fangststedene funnet tydelig til sterk grad av forurensning med PCB. Jevnført med et antatt "normalnivå" i områder utenfor innflytelse av punktkilder, er det i lever av torsk registrert overkonsentrasjoner i intervallet ca. 2-13 ganger, med de høyeste verdiene i torsk fra Kolavågen, Florvåg og Haakonsvern. Blåskjellresultatene vitner om nåtidig PCB-belastning på overflatelaget spesielt i Bakarvågen, der konsentrasjonene av PCB i skjell var mer enn 50 ganger "normalnivået", men også i mer moderat grad på andre prøvesteder.
- Dioksininnholdet i torsk og krabbe var lavt, men gruppen av dioksinlignende PCB viste overkonsentrasjoner på opp til 6 ganger i torsk og opp til 3-4 ganger i skallinnmat av krabbe.
- I blåskjell er det flere steder registrert oljepåvirkning (høyt THC-innhold), men bare lavt/moderat innhold av PAH. Det må imidlertid understrekes at både tilførsel av olje og PAH ofte har episodisk karakter (oljespill, avrenning etter regnskyll), slik at resultatene gir øyeblikksverdier.
- Torsk fra Haakonsvern-området inneholdt 4 ganger "høyt normalinnhold" av kvikksølv. Mer moderate overkonsentrasjoner ble også funnet i torsk og lomre fra Florvåg. Analysene er gjort på småvokst torsk (i middel 400-600 g). Den alminnelige kvikksølvforurensningen påvist i overflatesedimentene i undersøkelsesområdet kan muligens gi tydeligere utslag i større (eldre) torskefisk og dessuten i eldre bunnfisk.
- Innholdet av øvrige metaller (kadmium, bly, sink og kobber) i blåskjell var moderat, med bare få tilfeller av svak overkonsentrasjon med sink, bly og kobber.
- Flere steder (spesielt Florvåg, Bakarvågen og Haakonsvern) ble det konstatert høye konsentrasjoner av TBT i blåskjell. Verdiene indikerer TBT-innhold i vann som er giftig for særlig ømfintlige organismer.
- PCB-forurensningen i fisk og skalldyr må vurderes av næringsmiddelmyndighetene og fiskerimyndighetene.
- Resultatene fra undersøkelsene aktualiserer et omfattende arbeid med å få sporet kilder og iverksatt forurensningsbegrensende tiltak. Likedeles vil det være behov for overvåking. Oppfølgende undersøkelser av økologiske skader bør vurderes for flere lokaliteter.

1. INNLEDNING

Undersøkelser utført i Bergens havneområde og Byfjorden i 1993 viste at sedimenter og spiselige organismer (fisk og skalldyr) var betydelig forurensset av miljøgifter (diverse tungmetaller, klororganiske stoffer og polysykliske aromatiske hydrokarboner). Spesielt høye konsentrasjoner ble påvist i sedimenter i Vågen, Puddefjorden og Store Lungegårdsvann (Skei et al., 1994), uten at forurensningskildene lot seg konkretisere i særlig grad. Det høye forurensningsnivået ble tilskrevet utslipp av kommunal kloakk, mindre industri og diffuse tilførsler fra bil- og båttrafikk. Av større punktkilder i Bergens-regionen er forsvarets anlegg på Nordrevåg (Laksevåg) og Haakonsværn, hvor spesielt tidligere tilførsler av PCB er blitt fokusert (Bjerknes et al., 1992, Konieczny et al., 1993). På grunnlag av forhøyede nivåer av PCB i fiskelever ga Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) i 1992 råd mot konsum av fiskelever fra området innenfor Kvarven-Nordnes- Heggerneset. Omsetning og frambud av fiskelever fra samme området er også forbudt. I tillegg har SNT frarådet å spise fisk og skalldyr innenfor linjen Bogøya-Knappen (ved Haakonsværn) og frarådet å spise torskelever fra Grimstadvfjorden innenfor linjen Årholmen - Grimstad på grunn av forhøyede PCB-nivåer.

Landsomfattende undersøkelser har vist at foruten områder hvor industri er lokalisert og hvor fjorder brukes som resipient for industrielt avløpsvann, er det påvist betydelige nivåer av miljøgifter i havnebassenger og kystnære områder (Konieczny og Juliussen, 1995, Knutzen et al., 1995). I en landsomfattende undersøkelse er det framkommet en oversikt over de havner hvor oppfølgende undersøkelser er nødvendig (Konieczny og Juliussen, 1995). Undersøkelser av miljøgiftsituasjonen i indre Oslofjord og havnebasseng har avslørt stor forurensning av PCB, PAH, kvikksølv og olje (Konieczny, 1992).

Med utgangspunkt i høye nivåer av miljøgifter i sedimenter og organismer i Bergen havn, og i de indre deler av Byfjorden (Skei et al., 1994), ble det besluttet å utvide undersøkelsesområdet. Nordover er området utvidet til Salhusfjorden og sørover til Flesland. Østover er området utvidet til å omfatte Nordåsvannet og vestover til referensestasjoner i Herdlafjorden og Hjeltefjorden. Lokaliseringen av stasjoner er delvis gjort på anbefaling av fylkesmannens miljøvern avdeling og deres kjennskap til potensielle kilder. Stasjonsnett i Grimstadvfjorden er tilpasset stasjonsnett til en egen tiltaksrettet undersøkelse ved Haakonsværn, utført av Veritas. Hensikten med å utvide undersøkelsesområdet i 1994 var om mulig å kunne vurdere om forhøyede nivåer i de perifere områdene skyldes lokale kilder eller om det skyldes transport av forurensning fra Bergen havneområde.

I de fleste sammenhenger er det ikke mulig å relatere miljøgift-konsentrasjoner i sediment direkte til akkumulering i organismer eller gifteffekter i marine økosystem. Noen årsaker til dette er at forskjellige miljøgifter har svært ulike fysisk-kjemiske egenskaper og at egenskaper ved sedimentet som partikkelstørrelse og organisk innhold vil påvirke biotilgjengelighet. Det har vært lagt ned mye arbeid i å finne kjemiske mål for tilgjengelighet, for eksempel ved å relatere konsentrasjonen av en miljøgift til organisk innhold eller partikkelfordeling i sedimentet. Det er i dag imidlertid generell enighet om at den eneste måten å få et mål for biotilgjengeligheten til et gitt stoff eller en stoffgruppe i marine sediment er å måle opptak eller akkumulering i sediment-levende organismer.

2. MÅLSETTING

Fase 2 av undersøkelsen av miljøgifter i Byfjorden og tilliggende fjorder har som mål å :

- kartlegge nivåene av tungmetaller og organiske miljøgifter i sedimenter, fisk og skalldyr i et område som avgrenses av Salhus i nord, Hegerneset i Herdlaffjorden mot vest, Flesland i sør og Nordåsvannet i øst.
- vurdere nivåene av miljøgifter i forhold til foreslåtte/aksepterte kvalitetskriterier
- gi underlag for næringsmiddelmyndighetenes bedømmelse av sjømatens spiselighet
- studere akkumulering av sedimentbundne miljøgifter hos marine organismer (biotilgjengelighet).

3. FORURENSNINGSKILDER

Plassering av stasjoner for innsamling av prøver i 1994 ble gjort på bakgrunn av en vurdering av potensielle kilder for miljøgifter. En oversikt over de lokalitetene man hadde mistanke om kunne være forurenset som følge av lokal virksomhet er vist i tabell 1. Utvelgelsen er gjort i samråd med Fylkets miljøvernavdeling.

Tabell 1. Oversikt over lokaliteter som er potensielle forurensningskilder.

Lokalitet:	Potensiell forurensningskilde:
Åstveitvågen/Eidsvåg	Dumping av oljeholdig avfall like etter siste verdenskrig
Bakarvågen/Askøy	Nær kommunal fyllplass / aktiviteter under siste verdenskrig
Florvåg/Askøy	Nær nedlagt malingfabrikk / aktiviteter under siste verdenskrig
Skålevikneset/Laksevåg	Nær tankanlegg
Marikoven/Askøy	Nær kommunal fyllplass
Kolavågen/Askøy	Nær kommunal fyllplass
Alvøen	Nær papirfabrikk
Knarrevik/Sotra	Norwegian Talk A/S , asfaltverk og nedlagt industri (sildoljefabrikk, ekstraksjonsverk for koppar)
Dolviken	Nær fyllplass
Grimstadvfjorden	Nær Haakonsvern
Flesland	Nær flyplass / hovedanlegg for kloakk / mottaksplass for spesialavfall

En del av disse kildene er å betrakte som historiske og skyldes tidligere virksomhet (f.eks. nedlagt industri, nedlagte fyllplasser og aktiviteter under siste verdenskrig), mens andre kilde kan være aktive i dag (f.eks. Flesland flyplass). I forbindelse med forurensningskartlegging er det viktig å vurdere begge disse typer kilder og om nødvendig se på mulighetene for forurensningsbegrensende tiltak.

4. FELTARBEID OG METODER

4.1. Sedimenter

Innsamling av sedimenter ble gjennomført i tidsrommet 5.-8. desember 1994 med båten "Solvik". Båten er utstyrt med godt navigasjonsutstyr (differensiell GPS) som gir stor nøyaktighet på stasjonsangivelsen og

hydrografi ekkolodd (120 khz med 2° åpning på svingeren) slik at bunntopografi og til en viss grad sedimentets beskaffenhet kan studeres.

Sedimentprøvene ble tatt ved hjelp av gravitasjonskjernetaker (rør med 55 mm diameter) på de steder hvor bunnen besto av finkornet sediment, mens van Veen grabb ble benyttet hvis kjernetaker ikke ga prøve på grunn av grovkornet eller steinholdig sediment.

Feltarbeidet ble innledet 05.12.94 (Tabell 2) med prøvetakning i området nord for Bergen (Herdlefjorden og nordlige del av Byfjorden). Alle prøvestasjoner er gjengitt på oversiktskart (Figur 1), og alle posisjoner er angitt i Tabell 3. Detaljkart som viser nøyaktige posisjoner er gjengitt i vedleggsfigur 1 (vedlegg 1).

Tabell 2. Tidsoversikt for innsamling av sedimentprøver.

Dag/dato	Start kl.	Stopp kl.	Arbeidstype	Kommentarer
Mandag 05.12.94	09.30	11.00	Mobilisering	6 stasjoner
	11.00	22.00	Sedimentprøvetakning	
Tirsdag 06.12.94	09.00	23.00	Sedimentprøvetakning	7 stasjoner
Onsdag 07.12.94	09.00	22.00	Sedimentprøvetakning	5 stasjoner Dårlig vær!
Torsdag 08.12.94	09.00	12.00	Sedimentprøvetakning	2 stasjoner
	12.00	14.00	Demobilisering	

Tabell 3. Stasjoner, stasjonsnavn og posisjoner.

Stasjonsnummer	Stasjonsnavn	Posisjon	
01	Åstveitvågen	60°27,115N	5°17,686Ø
02	Galteneset, Holsnøy	60°30,488N	5°13,988Ø
03	Herdlefjorden v/Hegerneset	60°31,582N	5°06,938Ø
04	Askehavn	60°28,900N	5°13,215Ø
05	Bakarvågen	60°25,984N	5°14,272Ø
06	Florvåg	60°25,341N	5°14,508Ø
07	Flesland	60°17,903N	5°12,375Ø
08	Ytre Grimstadjord	60°19,604N	5°13,365Ø
09	Dolviken	60°18,822N	5°15,861Ø
10	Indre Nordåsvann	60°20,317N	5°19,896Ø
11	Midtre Nordåsvann	60°19,328N	5°18,644Ø
12	Ytre Nordåsvann	60°18,811N	5°18,677Ø
13	Vatlestraumen	60°20,354N	5°11,695Ø
14	Alvøen	60°20,989N	5°11,117Ø
15	Skålevik	60°23,607N	5°13,973Ø
16	Marikoven	60°23,733N	5°10,755Ø
17	Hjeltefjorden	60°26,246N	5°01,567Ø
18	Kolavåg	60°26,917N	5°06,854Ø
19	Hauglandsosen	60°25,448N	5°06,409Ø
20	Knarrevik	60°22,265N	5°09,650Ø

Sedimentenes **vanninnhold** ble bestemt etter frysetørking av sedimentene til konstant vekt. Vanninnholdet er uttrykt i vektprosent.

Sedimentenes **kornstørrelse** (dvs. fraksjon finere enn sand) ble bestemt etter våtsikting av en delprøve gjennom 63 µm sikt av rustfritt stål. På denne måten ble sedimentets innhold av silt og leire bestemt og man får dermed et innblikk om sedimentet er avsatt i et område med mye erosjon (sterk strøm) eller hovedsaklig sedimentasjon (lite strøm). Kornstørrelse er viktig ved tolkning av miljøgiftdata.

Sedimentenes innhold av **total organisk karbon** og **total nitrogen** ble bestemt på tørket og syrebehandlet prøve, katalytisk oppvarmet til 1800 °C. Karbondioksid og nitrogengass ble deretter kvantifisert ved hjelp av gasskromatografi. Organisk materiale er en viktig komponent i sedimenter fordi miljøgifter ofte er knyttet til denne komponenten.

Sedimentenes innhold av **kadmium, bly, kopper, krom og litium** ble bestemt ved atomabsorpsjon etter oppslutning av frysetørket, ikke-fraksjonert sediment med konge vann og fluss-syre (Loring og Rantala, 1992). Dette gir en total oppslutning av sedimentet. Unntak er **kvikksølv** som ble bestemt etter salpeteroppslutning. For å kvalitetssikre data ble internasjonale, sertifiserte sedimentstandarder kjørt sammen med prøvene (BESS-1 og MESS-1). Resultater fra all kvalitetsikring av data kan fås ved henvendelse til NIVAs laboratorium.

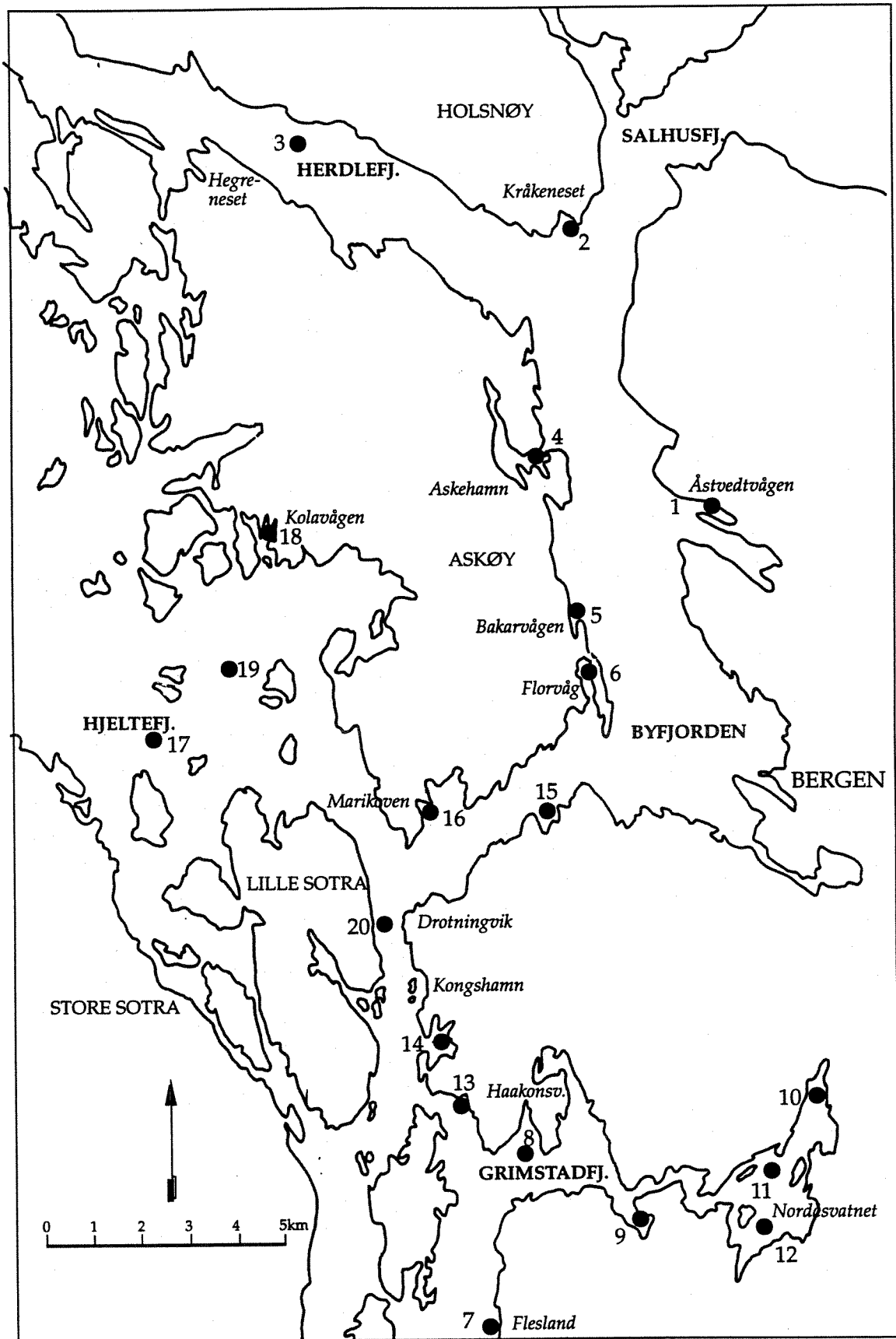
Valget av tungmetaller som ble analysert ble gjort ut fra metallenes betydning i forurensningssammenheng og på grunnlag av resultater fra fase 1. Litium ble inkludert for å kunne normalisere metall-datene og for å kunne kompensere for variasjoner i kornstørrelse og mineralogi (Loring, 1990). Alle de uorganiske analysene er gjort ved NIVAs laboratorium som er akkreditert i henhold til EN 45000 standardene.

Analysen av PCB, NPD/PAH og oljekomponenter (THC) ble gjort ved Havforskningsinstituttet i Bergen etter metoder beskrevet av Klungøy et al. (1988). 50 g vått sediment ble veid inn i en 250 ml stålkolbe, tilsatt interne standarder og 100 ml 0.5 N metanolisk kalilut inneholdende 10% vann. Blandingen forsåpes under reflux i 2 timer. Den resterende vann/metanol fasen ekstraheres med 2x30 ml pentan og den kombinerte pentanfasen inndampes til ca. 1 ml og renses på en silica-kolonne. Det rensede ekstraktet inndampes til nesten tørrhet med tørr, ren nitrogen og løses i 250 µl heksan.

Aromatiske hydrokarboner analyseres på GC/MS i SIM mode. Analysebetingelsene er gitt i vedleggstabeller. Følgende deutrerter interne standarder benyttes: Bifenyl-d10, Antrasen-d10, Pyren-d10 og Perylen-d10. THC i sedimentene analyseres på GC (FID) med diesel som eksternt standard. Analysebetingelsene er gitt i vedleggstabeller 5-7 (vedlegg 1).

Etter analysene av hydrokarboner tilsettes prøveekstraktene heksan til et volum på 4 ml og heksanfasen behandles med 4 ml kons. svovelsyre. Etter ca. 1 times henstand sentrifugeres prøven i 5 min. v/1500 rpm og heksanfasen avpippeteres. Prøven dampes inn til nesten tørrhet med tørr, ren nitrogen og løses i et passende volum hexan (200-300 µl) og analyseres på GC med ECD-detektor. Som intern standard benyttes CB nr. 53. Analysebetingelsene er gitt i vedleggstabell 7 i vedlegg 1.

For en del av sedimentprøvene var det nødvendig med et ekstra opprensningstrinn for analyse av NPD/PAH på grunn av forstyrrende komponenter i prøvematriksen. Etter opprensning på silicakolonne ble sedimentekstraktene (delprøver) ekstrahert med acetonitril. Deretter tilsettes acetonitrilekstraktene vann og NPD/PAH tilbakeekstraheres til pentan.



Figur 1. Lokalisering av sedimentstasjoner i Byfjorden og tilliggende fjorder i 1994.

Ved Havforskningsinstituttet er følgende referensemateriale benyttet i analysene : NIST Organics in Cod Liver Oil 1588, og NRC Marine Sediment Reference Material for Polycyclic Aromatic Hydrocarbons HS-4.

Analyse av PCDD og PCDF (dioksiner) ble gjort ved NILU i henhold til akkreditert metode (NILU-O-1). Som kvalitetssikringstiltak ble ¹³C-merkete 2,3,7,8-klorsubstituerte isomerer tilsatt prøven før opparbeidelses- og analyseprosedyren (Schlabach et al., Oehme et al., 1994).

4.2. Organismer

Det er samlet inn organismer for følgende analyser:

PCB:	Lever og filet av torsk (<i>Gadus morhua</i>) Lever og filet av lomre (<i>Microstomus kitt</i>) Filet av ål (<i>Anguilla anguilla</i>) Skallinnmat av taskekrabbe (<i>Cancer pagurus</i>), hannkrabber Bløtdeler minus lukkemuskler av blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>)
Dioksiner og non-orto PCB:	Lever av torsk og skallinnmat av krabbe
PAH:	Blåskjell
Kvikksølv:	Filet av torsk og lomre, blåskjell
Andre metaller og TBT:	Blåskjell.

Områder for innsamling av fisk og krabber (skravert) og blåskjell-stasjonenes beliggenhet (piler) fremgår av figur 2. Tabell 4 viser prøvestedene og innsamlingstidspunktene for fisk og krabbe og resultatet av fisket er vist tabell 5. Tabell 6 viser stasjoner og stasjonsbeskrivelse av blåskjellstasjonene.

Tabell 4. Stasjoner og stasjonsbeskrivelse for fiske etter torsk, lomre, ål og krabbe.

Stasjon	Stasjonsbeskrivelse
Herdlafjorden:	Ytterst på sørsiden av Herdlefjorden i området fra Herdlevågen på Herdla til Marivika på nordspissen på Askøy, 20 - 22/7-94.
Holsnøy:	sørøst på Holsnøy i området mellom Kråkeneset og Galteneset, 26 - 28/7-94.
Bakarvågen:	Innenfor Bakarvåneset, 19 - 21/9-94.
Florvåg:	Innenfor Bastøyneset, 22 - 25/7-94.
Marikoven:	I vika sørvest for Marikovneset, 16 - 19/9-94.
Kolavågen:	Innenfor Vardaneset og Tussholmen, 28 - 30/7 og 11 - 12/8-94.
Drotningvik:	I området nordlige til sørlige Drotningvik, 1 - 2/8-94.
Nordåsvatnet:	Rundt Marmorøyene i østlige del av Nordåsvatnet, 4 - 8/8-94.
Flesland:	I området mellom Botnaneset og Setevikneset, 9 - 12/8-94.
Haakonsvern:	Sone I - III, innenfor MTB-havn, sone IV - V, dvs. vest for Maggvik og sør for Bogøy, kfr. Konieczny et al. (1993).

Tabell. 5. Resultater av fiske. Tallene angir antall fisk fanget på de hver stasjon.

Stasjon	Dato	Torsk	Lomre	Ål	Krabbe
1. Herdlefjorden	20.-22.07.94	19	17	20	20
2. Holsnøy	26.-28.07.94	20	9	20	20
3. Bakarvågen	19.-21.09.94				17
4. Florvåg	22.-25.07.94	20	16	13	20
5. Marikoven	16.-19.09.94				13
6. Kolavågen	28.-30.07.94	20	8	18	19
	11.-12.08.94		5		
7. Drotningvik	01.-02.08.94	17	8	18	18
	15.-16.08.94		9		
8. Nordåsvatnet	04.-08.08.94	20	21	21	20
9. Flesland	09.-12.08.94	20	12	20	20
10. Håkonsvern, sone 1-3	13.-16.09.94	17			16
11. Håkonsvern, sone 4-5	09.-13.09.94	18			18

Tabell 6. Stasjoner og stasjonsbeskrivelse for innsamling av blåskjell.

Stasjon	Stasjonsbeskrivelse
Herdla:	Viken på Herdla's østside, 27/10-94.
Holsnøy:	Vikene like sør for Frekhaug på Holsnøy, 1/12-94.
Bakarvågen:	Innerst i vågen, like nord for Florvåg, 28/10-94.
Florvåg:	Innerst ved sund over bro, 20/10-94.
Marikoven:	På vestsiden like øst for Waardals Kjemiske Fabrikker, 10/10-94.
Kolavågen:	Innerst ved gammel bossfylling, 28/10-94.
Kongshamn:	Midt mellom Drotningvik og Alvøy, 2/12-94.
Nordåsvatnet:	På Bøneset i ytre (vestre) del av Nordåsvatnet, 27/11-94.
Flesland:	Ved Botneset, 29/11-94.
Haakonsvern:	Tidligere blåskjellstasjon HÅB III (Konieczny et al., 1993) og ny stasjon IV på Kjerreneset, ca. 0.5 km lenger syd, 21/4-95.

Både fisk og krabbe er fanget i ruser.

I utgangspunktet er det tilsiktet innsamling av 20 hannkrabber og 20 eksemplarer av hver fiskeart og 50 blåskjell till blandprøvene. I noen tilfeller har det ikke lyktes å få tak i det fulle antallet, og i enkelte krabbepøver viste det seg ved opparbeidelsen å være et mindre antall hunner (1 - 4 av de 20). Videre detaljer om sammensetningen av fiske- og krabbepøvene (størrelsesintervall, midlere vekt og lengde (skallbredde), og eventuelle observasjoner ved opparbeidelsen av prøvene finnes i vedleggstabell 6.

Innsamlede blåskjell varierte i størrelsen 3.8 - 6.6 cm, med midlere lengde i blandprøvene på 4.6 - 5.2 cm. Innsamlingen foregikk i perioden 28/10 - 2/12 1994, unntatt prøvene fra Haakonssvern, som er fra 21/4 1995.

Noen av fiskeprøvene ble, før oversendelse til Havforskningsinstituttet for opparbeidelse/analyse, utsatt for et uhell ved svikt i et fryseanlegg, slik at prøvene tinte. Dette gjelder lomre og ål fra Herdlefjorden, Holsnøy og Florvåg.

Ved en misforståelse er begrepet krabbesmør oppfattet ulikt ved NIVA og Havforskningsinstituttet. Ved NIVA benyttes betegnelsen synonymt med hepatopaneas (fordøyelseskjertelen) og omfatter i praksis bare ca. halvparten av skallinnmaten (minus "pave" og beinfeste), og som har en grynet/kornet struktur av (vanligvis) brun-gul farge. Ved Havforskningsinstituttet omfatter betegnelsen hele den løse skallinnmaten minus eventuell rogn. Forskjellen gjør det noe usikkert å sammenligne rapportens resultater med referanseverdier for dioksiner og andre klororganiske stoffer som relaterer seg til hepatopaneas. I praksis betyr dette ikke så mye, men i henhold til upubliserte data fra NIVA, kan konsentrasjonene i hele skallinnmaten anslås til ca. 2/3 - 3/4 av nivået i hepatopaneas. Det høye fettinnholdet i de aktuelle prøvene tilsier at forskjellen kan være enda mindre.

Gasskromatografianalysene av PCB og PAH ved Havforskningsinstituttet er gjort med samme metodikk som tidligere angitt (vedlegg i Skei et al, 1994; for nærmere beskrivelse, se vedlegg 1, tabell 5 og 6.) (Klungesøy et al., 1988). Analysemetodikken for polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD, "dioksiner") og non-orto (dioksinlignende) PCB ved NILU er beskrevet hos Schlabach et al. (1993) og Oehme et al. (1994).

Ved eldre analyser av PCB ble resultatene angitt som total PCB ved sammenligning av gasskromatogrammene for vedkommende prøve med kromatogrammet for en kommersiell blanding, f.eks. Aroclor 1254 eller Clophen A 60. Ved moderne analyser angis konsentrasjonene av et utvalg enkeltforbindelser. Bl.a. har det vært vanlig å bestemme \sum PCB₇, dvs. summen av CB nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180. I den foreliggende rapport er det i tillegg analysert på CB nr. 31, 105, 128, 149, 156 og 170, i alt 13 stk.

Både for å kunne ha et skjønn på totalinnholdet av PCB og for å kunne sammenligne med eldre data, trenges erfaringstall mht. forholdet mellom sum av enkeltforbindelser og total PCB bestemt ved eldre metodikk. Resultater fra slike sammenlignende studier er det imidlertid sparsomt med. Det må dessuten tas forbehold om at forholdet sannsynligvis varierer mellom ulike analysemedier, dvs. er noe forskjellig for vann, sedimenter og organismer, dessuten variere med ulike organismers opptaks- og utskillelsesegenskaper. Dette kompliserer sporing av kilder.

I foreliggende rapport er "total" PCB anslagsmessig beregnet til $2 \times \sum$ PCB₇. Dette bygger dels på et midlere forholdstall på ca. 1.6 funnet i et mindre antall skrubbe og torsk fra Hvalerområdet (Marthinsen et al., 1991), dels på parallellanalyser fra et større antall blåskjellprøver innen det felles overvåkingsprogram under Oslo- og Pariskommisjonene (Knutzen og Green, 1995). Her var forholdstallet ca. 1.7 - 1.8. Når forholdstallet forhøyes til 2, har det foruten praktiske grunner, sin bakgrunn i at \sum PCB₇ i henhold til Safe et al. (1987) bare utgjør snaut 30% av Aroclor 1260.

Ved NIVAs metallanalyser oppsluttes en subprøve av tint homogenisat med salpetersyre i autoklav ved 120°C og fortynnes deretter med destillert og avionisert vann (Norsk Standard 4780, 1. utg., juni 1988). Bestemmelsen utføres på den klare væskefasen og foretas med atomabsorpsjon i flamme eller grafittovn.

Sink bestemmes ved atomabsorpsjon i flamme (NS 4770, NS 4773, 1. utg., mai 1980), mens bly, kadmium og kobber er bestemt ved flammeløs atomabsorpsjon (grafittovn) i henhold til NS 4780, NS 4781, 1. utg., juni 1988. Deteksjonsgrensene er 2.0/0.1/0.02 mg/kg våtvekt, henholdsvis for sink, bly/kobber og kadmium. Kvikksølv analyseres ved kalddamp/gullfelle, deteksjonsgrense 0.02 mg/kg. Standardavviket ved analyse av paralleller er < 2% for sink og < 5 - 10% for de øvrige. Analysekvaliteten kontrolleres mot sertifisert referansemateriale. Ved TBT-analysene oppsluttes først biologisk materiale eller sediment med konsentrert HCl. Prøven ekstraheres så med et organisk løsningsmiddel tilsatt tropolone. Ekstrahert TBT behandles deretter med metylmagnesiumbromid (Grignard-reaksjon). TBT-derivatet analyseres med GC/MSD i SIM. Kvantifisering gjøres ut fra ekstern standard. Deteksjonsgrensen avhenger av utveid prøvemengde og ekstraktets sluttvolum, men har her vært 5 - 10 µg TBT/kg våtvekt med utgangspunkt i 5 gram prøvemateriale og 1 ml sluttekstrakt. Ved analyse av 3 paralleller av NIES nr. 11 referansemateriale var standardavviket 18.5%. For nærmere detaljer om analysemetodikk henvises til Bjørklund (1987) og Gremm og Frimmel (1992). I tillegg benyttes en rensing av ekstraktet i henhold til Ståb et al. (1993).

NIVA er akkreditert for de utførte metallanalyser, unntatt TBT; NILU for analysene av PCDF/PCDD, men ikke non-orto PCB. Havforskningsinstituttet er foreløpig ikke akkreditert siden denne vil bli knyttet til innflytting i nye laboratorier første halvår 1997. Instituttet har imidlertid en solid dokumentasjon på sine analyser. Havforskningsinstituttet har deltatt i en rekke interkalibreringer for å kontrollere og dokumentere kvaliteten på metodene som er benyttet : 1989-1993 : ICES/IOC/JMG intercalibration exercises on PCB in marine media (standarder, ekstrakt av selspekk og sedimenter). 1992-1993 International sediment Exchange Tests on Organic Contaminants, SETOC (PCB og PAH i sedimenter). 1993 - til nå: Quality Assurance of Information for Marine Environmental monitoring in Europe, QUASIMEME (PCB og klorerte pesticider i standard løsninger, fiskeolje og sediment, PAH i standard løsninger og sedimentsekstrakt). Siden 1984 har Havforskningsinstituttet deltatt regelmessig i EU's program "European Commission's Measurement and Testing Programme for Certification of Reference Materials (BCR). Bidragene inkluderer : Sertifisering av PCB i fiskeolje, kloakkslam, mineralolje, melkepulver, jord og sertifisering av klororganiske pesticider i fiskeolje.

4.3. Biotilgjengelighet av miljøgifter i sediment.

Sediment ble innsamlet fra Bjørnhodebukta, Håøya; dette sedimentet har tidligere vært brukt som referanse-sediment og har lavt innhold av miljøgifter (se tabell nedenfor). Før bruk ble sedimentet silt gjennom en 1 mm sil for å fjerne makrofauna. Det silte sedimentet inneholdt 1.2 µg/mg nitrogen, 18.4 mg/g karbon og 46% av partiklene var mindre enn 63 µm.

Betegnelse	tot NPD/PAH (ng/g TV)	PCB ₇ * (ng/g TV)	Hg (µg/g TV)	TOC (mg/g TV)
Sediment fra Bjørnhodebukta	1 758	6	0.24	18.4
Sediment fra Florvåg	84 402	964	9.85	108

* sum "seven Dutch PCB"

Det brukes to arter i systemet: Børstemarken *Nereis diversicolor* og nettsnegl *Hinia (Nassarius) reticulata*. Ingen av disse artene lever direkte av sediment - børstemarken er omnivor, men lever trolig hovedsakelig av mindre organismer, nettsnegl er en åtseleter, men kan også nyttiggjøre seg organisk materiale i sedimentet. Ingen av artene vil derfor ha sediment i tarmen ved avsluttet eksponering og kan derfor analyseres uten forutgående rensing i rent sediment. Organismene skylles grundig før nedfrysing. Årsaken til at det brukes to organismer er at det kan være tildels store artsforskjeller når det gjelder akkumulering av miljøgifter; børstemark og bløtdyr representerer to viktige grupper i marine økosystem. Nettsnegl og børstemark innsamles på samme lokalitet - Rambergbukta på vestsiden av Jeløya i Oslofjorden- et område med bakgrunnskonsentrasjoner av metaller og organiske miljøgifter (med unntak av små overkonsentrasjoner av DDT og dets metabolitter).

Sediment (0-10 cm dyp) ble innsamlet fra Florvåg på Askøy. Sedimentet ble homogenisert ved bruk av sementblander. Også referansesedimentet ble blandet på tilsvarende måte. Florvåg-sedimentet var fritt for synlig makrofauna og sediment fra Bjørnhodebukta ble silt gjennom 1 mm sil for å fjerne makrofauna. Testsedimentene ble så overført til glass-akvarier (4 replikater av hver) og akvariene tilkoblet vann fra 60 m dyp ved NIVAs marine forskningsstasjon Solbergstrand, utenfor Drøbak. Etter 2-4 timer med vanngjennomstrømning ble organismer tilsatt (15 børstemark og 5 nettsnegl). Børstemarkene ble veid individuelt før tilsetning. Etter 28 dagers eksponering ble det tatt prøver av sedimentet og organismene silt ut, veid, fordelt i prøveglass og frosset. Prøvene ble oppbevart nedfrost før analyse. Det ble analysert for Hg og PAH i samleprøve av alle nettsnegl fra hver behandling, PAH og klororganiske stoffer i tre samleprøver av børstemarken (alle referanseakvarier i en prøve; to og to Florvåg-akvarier slått sammen), samt Hg, PAH og klororganiske i en samleprøve fra hvert sediment (en blandprøve av en kjerne fra hvert akvarium). Hg ble ikke analysert i børstemark grunnet tap av prøvene i forbindelse med opparbeiding.

5. MILJØGIFTER I SEDIMENTER

Resultatene er vist i vedleggstabeller 1-4 (vedlegg 1) og 8 (vedlegg 2).

Tabell 7 viser en beskrivelse av sedimentprøvene sammen med vanddyb, kjernelengde, dybdenivå i sedimentet som er prøvetatt og hvilke replikater som er tatt for hver stasjon.

Tabell 7. Stasjonsoversikt og bakgrunnsinformasjon fra sedimentprøvetakningen.

Stasjon lokalitet	Vann dyp	Kjerne nr. og lengde	Prøve nivå	Analyse replikat	Sediment beskrivelse	Kommentar
St. 01 Åstveitvågen	35 m	I - 10 cm II - 13 cm III - 14 cm IV - 22 cm	0-10 cm 0-10 cm 0-10 cm 0-10 cm	Org. A Org. B Met. A Met. B	Topp 2 cm grågrønt bløtt slam over gråsort sandig leire m/skallfragm. Øvre 10 cm bioturb. Derfra mørk grå leirholdig skallsand, lysere mot bunnen.	
St. 02 Galteneset, Holsnøy	30 m	I - 8 cm + Grabb 10 cm ca. 1/3 full	0-2 cm 3x 0-2 cm	Org. A Org. B + Met. A og B	Topp 2 cm mørk grågrønt sandig bløtt slam m/skallgrus over grågrønn sand med stein.	Vanskelig stasj. pga. topografi, svært bratt
St. 03 Herdlefjorden v/Hegerneset	386 m	I - 30 cm II - 32 cm III - 32 cm IV - 31 cm	0-2 cm 0-2 cm 0-2 cm 0-2 cm	Org. A Org. B Met. A Met. B	Topp 2 cm olivengrå bløt med fekale pellets over siltig leire. Gradvis fastere nedover.	Ref. stasjon
St. 04 Askehavn	15 m	Grabb 7 cm ca. 1/4 full	2x 0-2 cm 2x 0-2 cm	Met. A og B Org. A og B	Blanding av gråbrun tørr sand og skallfragm. med mulig noe finkornet el. org. materiale.	Hardbunnsorganismer
St. 05 Bakarvågen	16 m	Grabb 10 cm ca. 1/3 full	2x 0-2 cm 2x 0-2 cm	Met. A og B Org. A og B	Gulbrun skjellsand med stein. Mulig noe finkornet el. org. materiale.	
St. 06 Florvåg	20 m	I - 41 cm II - 41 cm III - 39 cm IV - 38 cm	0-10 cm 0-10 cm 0-10 cm 0-10 cm	Org. A Org. B Met. A Met. B	Sort bløtt vannholdig slam ned til 10 cm. Derfra brunlig sort mykt slam-leire til 25 cm. Gråbrun nede. H ₂ S hele veien.	
St. 07 Flesland	26 m	Grabb 15 cm ca. 1/2 full	2x 0-2 cm 2x 0-2 cm	Org. A og B Met. A og B	Lys gulbrun skjellsand med grus. Noe finkornet el. org. materiale. Olje ?	Vanskelig lok., bratt. Sjekket stort område
St. 8 Ytre Grimstadfjord	81 m	I - 14 cm II - 22 cm III - 18 cm IV - 28 cm	0-2 cm 0-2 cm 0-10 cm 0-10 cm	Org. A Org. B Met. A Met. B	Topp 2 cm grågrønt bløtt slam med fekale pellets over 5 cm gråsort slam med skjellsand. Derfra 12 cm olivengrå bløt sandig leire. Noe fastere i bunnen.	Svært ujevn bunn over store avstander

- tabell 7 forts.

Stasjon lokalitet	Vann dyp	Kjerne nr. og lengde	Prøve nivå	Analyse replikat	Sediment beskrivelse	Kommentar
St. 09 Dolviken	45 m	I - 42 cm II - 32 cm III - 38 cm IV - 41cm	0-2 cm 0-2 cm 0-2 cm 0-2 cm	Met. A Met. B Org. A Org. B	Topp 5 cm sort bløtt org. slam over myk sort til gradvis mørk brunt org. slam-leire ned til 25 cm. Sandig brun i bunn. H ₂ S hele veien.	
St. 10 Indre Nordåsv.	41 m	I - 53 cm II - 50 cm III - 50 cm IV - 52 cm	0-2 cm 0-2 cm 0-2 cm 0-2 cm	Met. A Met. B Org. A Org. B	Topp 5 cm gråbrun vannholdig dynn over sort dynn til 20 cm. Sort bløtt slam derfra over i mørk brun leire mot bunnen. H ₂ S hele veien, gasslommer.	
St. 11 Midtre Nordåsv.	89 m	I - 74 cm II - 71 cm III - 70 cm IV - 69 cm	0-10 cm 0-10 cm 0-2 cm 0-2 cm	Met. A Met. B Org. A Org. B	Topp 5 cm sort vannholdig dynn over sort dynn/slam til 20 cm. Derfra brunsort bløtt slam til 50 cm resten mørk brun leire/slam. H ₂ S hele veien, gasslommer.	Kjerne I ekstra 2 cm snitt ned til 30 cm
St. 12 Ytre Nordåsv.	68 m	I - 83 cm II - 84 cm III - 84 cm IV - 84 cm	0-2cm 0-2 cm 0-2 cm 0-2 cm	Met. A Met. B Org. A Org. B	Topp 10 cm sort vannholdig dynn over sort dynn fra 10-60 cm. Derfra brunsort bløtt slam ned. H ₂ S hele veien, gasslommer.	
St. 13 Vatlestraumen	12 m	Grabb 15 cm ca. 1/2 full	2x 0-2 cm 2x 0-2 cm	Org. A og B Met. A og B	Gulbrun skjellsand med skallfragm., grus, stein.	Hardbunns-organismer
St. 14 Alvøen	33 m	I - 41cm II - 40 cm III - 38 cm IV - 38 cm	0-2cm 0-2 cm 0-2 cm 0-2 cm	Met. A Met. B Org. A Org. B	Topp 2 cm gråbrun over 3 cm gråsort bløtt slam med fekale pellets. Derfra sort til gråsort siltig leire ned til 30 cm. Mørk grå m/skallfragm. i bunnen. H ₂ S	
St. 15 Skålevik	15 m	Grabb 10 cm ca. 1/3 full	2x 0-2 cm 2x 0-2 cm	Org. A og B Met. A og B	Gråbrun sand til skjellllgrus, stein. Mulig noe fint organisk. Olje?	Hardbunns-organismer
St. 16 Marikoven	31 m	Grabb 15 cm ca. 1/2 full	2x 0-2 cm 2x 0-2 cm	Org. A og B Met. A og B	Gulbrun skjellsand med noe grus og stein.	

- tabell 7 forts.

Stasjon lokalitet	Vann dyp	Kjerne nr. og lengde	Prøve nivå	Analyse replikat	Sediment beskrivelse	Kommentar
St. 17 Hjeltefjorden	229 m	I - 48 cm II - 50 cm III - 47 cm IV - 52 cm	0-2cm 0-2 cm 0-2 cm 0-2 cm	Org. A Org. B Met. A Met. B	Topp 2 cm olivengrå bløt med fekale pellets over mørk grå siltig leire. Gradvis fastere nedover.	Ref. stasjon nord for Ramsøy
St. 18 Kolavåg	19 m	I - 52 cm II - 50 cm III - 47 cm IV - 59 cm	0-2cm 0-2 cm 0-2 cm 0-2 cm	Org. A Org. B Met. A Met. B	Topp sort organisk slam over gråbrunt bløtt slam som går over i leire. H ₂ S mot bunnen. Noen innslag gråhvite lag i nedre del.	Mye plast og søppel
St. 19 Hauglandsosen	236 m	I - 52 cm II - 50 cm III - 58 cm IV - 552 cm	0-10 cm 0-10 cm 0-2 cm 0-2 cm	Met. A Met. B Org. A Org. B	Topp 2 cm gråbrun bløt med fekale pellets over olivengrå myk siltig leire. Gradvis fastere nedover.	
St. 20 Knarrevik	18 m	Grabb 15 cm ca. 3/4 full	2x 0-2 cm 2x 0-2 cm	Org. A og B Met. A og B	Blanding av glimmersand og skjellsand med mye stein og grus.	

Referansestasjonen i Herdlefjorden hadde normalt fjordsediment, mens prøvetakningen på de grunntiggende stasjonene delvis var vanskelige på grunn av ujevn topografi og/eller grovt, steinholdig sediment. I Åstveitvågen viste prøvene at det lå et par centimeters lag med bløtt slam over leirholdig sand. Også i Florvåg var det et relativt tykt lag (10 cm) med sort vannholdig slam som inneholdt H₂S.

Sedimentet på stasjonene i sørlige del av Byfjorden og ned til Flesland besto for det meste av grovt materiale slik at prøvetakningen for det meste måtte gjøres med grabb. Unntaket var Alvøen hvor sedimentet var bløtt og H₂S-holdig.

På grunn av svært vanskelig bunntopografi ble prøvetakningen i Grimstadfjorden tidkrevende. Et stort område måtte sjekkes før et egnet prøvetakningssted ble funnet. Sedimentet her besto av et flere centimeter tykt slamlag oppå sandig leire.

I Dolviken og Nordåsvannet var bunnen dekket av et 5-20 cm lag med løst slam eller dynn og med relativt store mengder H₂S i sedimentet.

Under prøvetakningen i Hjeltefjorden og i Kolavågen var det meget sterk vind fra sør som gjorde innsamlingsarbeidet vanskelig. Sedimentene på de to stasjonene i Hjeltefjorden var av vanlig fjordtype. I Kolavågen ble prøvetakningen vanskeliggjort på grunn av mye plast og søppel på bunnen. På toppen av sedimentet var det sort organisk slam og H₂S et stykke ned i sedimentet.

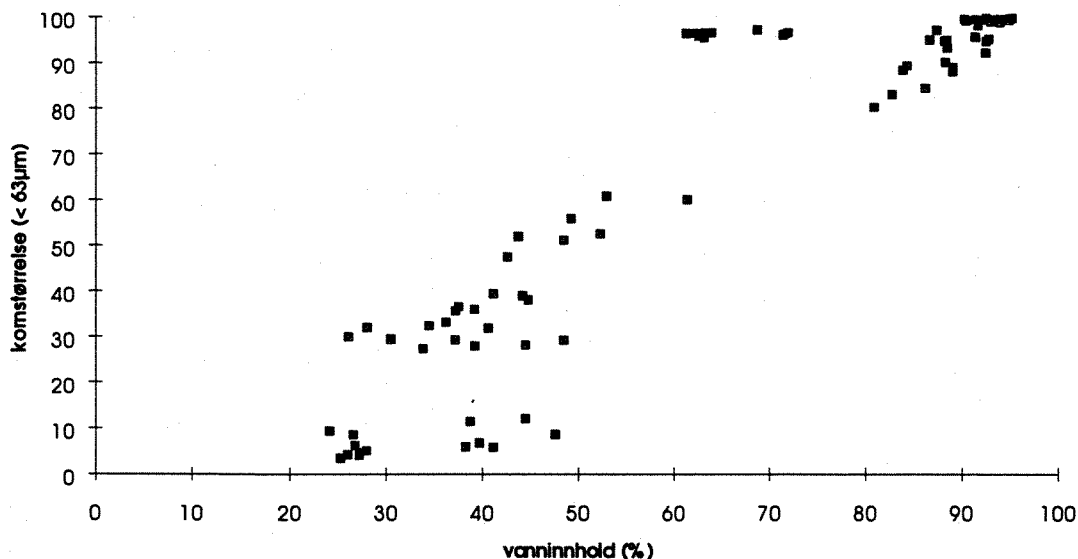
5.1. Kornstørrelse og vanninnhold

Sedimentenes **kornstørrelse** gir et godt bilde av sedimentasjonsmiljøet. Finkornige sedimenter tyder på lite erosjon og transport av partikler og nivået av forurensning gjenspeiler i stor grad endringer i belastning over tid. Ettersom sedimentprøvene er tatt på vanddyb som varierer mellom 15 m og 386 m vil naturligvis kornstørrelsen variere sterkt. De mest finkornige sedimentene ble funnet i de anoksiske områdene i Nordåsvannet og i Florvåg. Begge områdene er innelukkede bassenger med dårlig vannutskiftning og her er 95-99% av sedimentene finere enn 63 μm (sand). Høyt innhold av finpartikulært materiale ble også funnet på den dypeste stasjonen i Herdlafjorden (386m). Her målte fraksjonen med finpartikulært materiale 96%.

Områder med grove sedimenter (<10 % finfraksjon) ble påvist ved Galteneset i samløpet mellom Herdlafjorden og Salhusfjorden, i Bakarvågen, i Vatilestraumen, i Marikoven, ved Flesland og ved Skålevikneset. Alle disse områdene er typiske erosjonsområder enten fordi at prøvene er tatt på grunt vann eller at de er tatt i eksponerte og strømrrike områder (sund eller nes). Sedimenter i slike områder er egentlig lite egnet i overvåkningsammenheng. Når hele datamateriale på miljøgifter skal sammenlignes er det derfor viktig at dataene normaliseres på en slik måte at man kompenserer for kornstørrelsesforskjeller. På den måten kan man også fange opp signaler om forurensning selv om mye av finfraksjonen av sedimentet er transportert bort på grunn av erosjon.

Det er gjort kornfordelingsanalyser på to kjerner for hver stasjon. I det fleste tilfeller er det meget god overenstemmelse mellom parallellene, uansett om det dreier seg om et finkornet eller et grovkornet sediment. Eneste unntak er stasjonen i Grimstadjorden (st.8) hvor de to kjernene er nokså forskjellige med hensyn til kornstørrelse. I logføringen for prøvetakingen ble det også anført at bunnen var svært ujevn på denne lokaliteten.

Vanninnholdet i sedimentet varierer med hensyn til sedimentenes kornstørrelse, innhold av organisk materiale og redoksforhold. Et finkornig sediment har et høyere vanninnhold enn et grovkornet sediment og i mange tilfeller er det en lineær sammenheng mellom kornstørrelse og vanninnhold. Figur 3 viser at dette bare delvis er tilfelle for sedimentene fra Bergensområdet. Årsaken er det høye innholdet av organisk materiale på enkelte stasjoner og innslag av anoksiske sedimenter som bidrar til høyt vanninnhold selv om sedimentene kan være grove.



Figur 3. Sammenheng mellom vanninnhold og kornstørrelse i sedimenter fra Bergensområdet.

Vanninnholdet i sedimentene fra Bergens-området varierer mellom 25 og 94 %. Lavest vanninnhold ble målt i de grove sedimentene fra erosjonsområdene og høyest vanninnhold ble målt i de anoksiske sedimentene i Nordåsvannet, Florvåg og utenfor Alvøen papirfabrikk hvor sedimentene inneholder fiber. Vertikalt i sedimentene avtar vanninnholdet som følge av kompaksjon. I anoksiske sedimenter er det små vertikale forskjeller i de øvre 10 cm. Det er rimelig god overenstemmelse mellom parallelle kjerner, noe som tyder på at målingene av vanninnhold er reproducerbare og at prøvene er nokså representative for lokaliteten de er tatt på.

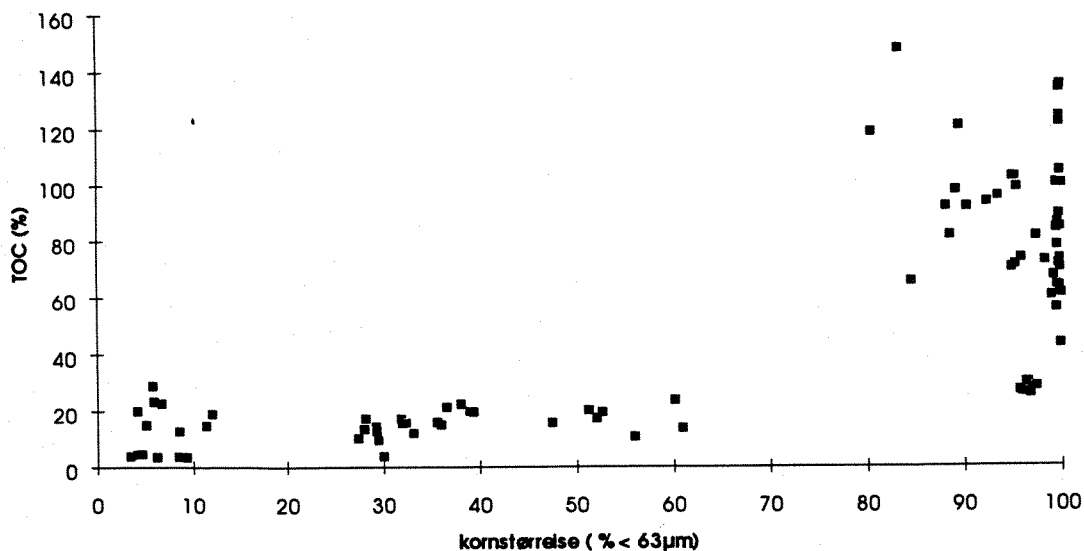
5.2. Karbon og nitrogen

Sedimentenes innhold av organisk materiale reflekterer balansen mellom tilførsel, nedbrytning og fortykning med uorganiske sedimenter. Hvis oksygenforholdene er dårlige og nedbrytningen skjer under anoksiske forhold vil nedbrytningen gå sakte og det organiske innholdet blir høyt. Eksempel på dette er sedimentene i Nordåsvannet som har et høyt organisk innhold fordi tilførselene har vært store og nedbrytningen skjer sakte under de anoksiske forhold som råder nær bunnen.

Konsentrasjonene av **karbon** varierte mellom 0.3 og 14.7 % i samtlige sedimentprøver innsamlet i 1994. De laveste konsentrasjonene ble målt i de grove sedimentene fra erosjonsområdene og de høyeste i anoksiske sedimenter fra Nordåsvannet og Florvåg. I tillegg ble det målt svært høye konsentrasjoner av organisk karbon i sedimentene ved Alvøen (ca. 8 % karbon), som antas å skyldes utlipp av trefiber fra papirfabrikken. Enda høyere konsentrasjoner av karbon (12-14 %) ble målt i Kolavåg. Denne lokaliteten ligger i nærheten av en søppelfyllplass (se Tabell 1). På begge steder luktet sedimentene hydrogensulfid.

Vertikalt i sedimentene ble det målt relativt små forskjeller i karbon konsentrasjoner. Normalt avtar konsentrasjonene noe med dypet i sedimentet, forutsatt at den organiske belastningen har vært relativt konstant. Dette skyldes nedbrytning av organisk materiale etter at det er avsatt i sedimentet. Sedimentkjernene fra Nordåsvannet viser en motsatt trend, dvs. nivåene av karbon øker vertikalt i sedimentet. Det skyldes at man tidligere hadde et større samlet utslipp av kommunalt kloakk til Nordåsvannet som nå ledes ut av fjorden (siden 1988). Disse observasjonene er i overenstemmelse med tidligere undersøkelser (Paetzel, 1993). På grunn av at sedimentene i Nordåsvannet er anoksiske vil nedbrytningen av organisk materiale skje så sakte at den vertikale fordelingen av organisk karbon i sedimentene gjenspeiler utslippshistorien.

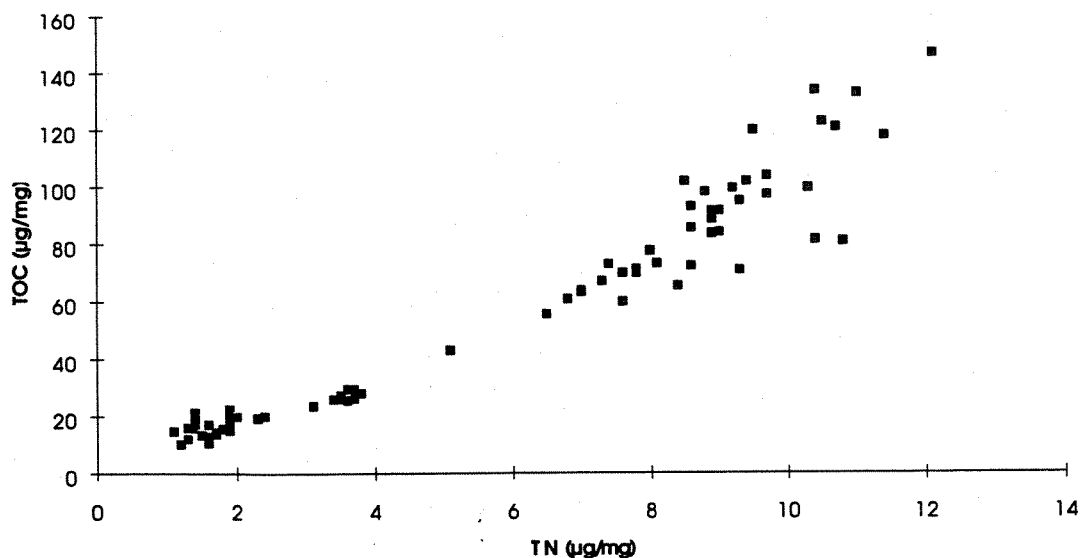
Det er vanligvis en god sammenheng mellom sedimentenes innhold av organisk materiale og kornstørrelse. Dette er vist på fig. 4.



Figur 4. Sammenheng mellom kornstørrelse og total organisk karbon i sedimenter fra Bergens-området.

Det fremgår av denne figuren at sammenhengen her er relativt dårlig, spesielt ved høye TOC-verdier. Det skyldes at det er en blanding av oksiske og anoksiske sedimenter og at det organiske materialet har svært forskjellig opprinnelse (plankton, kloakk, trefiber etc.).

En enkel måte å vurdere kvaliteten av organisk materiale på er å se på forholdet mellom karbon og nitrogen (C/N-forhold). Dette er vist for samtlige prøver i figur 5.



Figur 5. Sammenhengen mellom total organisk karbon (TOC) og total nitrogen (TN) i sedimentprøver fra Byfjorden og tilliggende fjorder.

Av figuren fremgår at det er en god sammenheng, selv om det er forskjell i kvaliteten til det organiske materialet. Det gjennomsnittlige C/N-forholdet for alle prøvene er 9.5. Dette innebærer at det organiske materialet i stor grad er av marin opprinnelse, ettersom forholdstallet er bare noe høyere enn det som er typisk for plankton. Det gjennomsnittlige C/N-forholdet målt i sedimenter innsamlet i 1993 var 15.4 (Skei et al., 1994). Disse prøvene ble innsamlet hovedsaklig i havnebassenget i Bergen og var således langt mer påvirket av kloakkvann og tilførsler fra land. De høyeste C/N-forholdene i sedimenter innsamlet i 1994 ble målt i Åstvedtvågen, i dypere deler av kjerner fra Florvåg og Nordåsvannet, Kolavåg og ved Knarrevik.

5.3. Tungmetaller

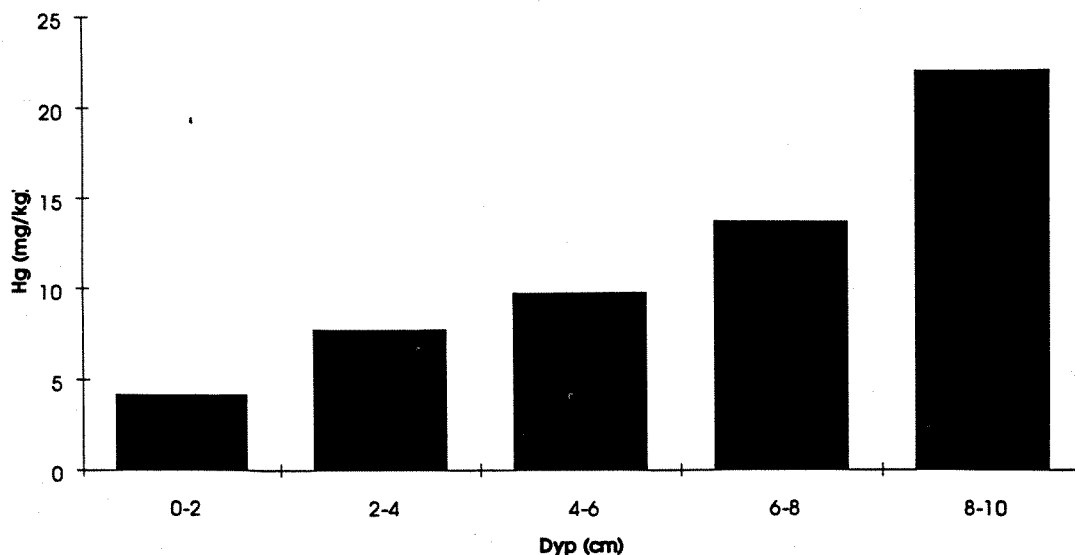
Betegnelsen tungmetaller er her brukt om metallene litium, krom, kadmium, bly, kopper og kvikksølv, selv om det kun er de fem siste som egentlig er tungmetaller. Litium (Li) inngår i analysene fordi dette elementet egner seg til normalisering av tungmetalldata (Loring, 1990). Normalisering av tungmetalldata er nødvendig for å kompensere for naturlige variasjoner i sedimentenes innhold av metaller (f.eks. kornstørrelse og mineralogi). Normalisering av data gir bedre muligheter til å tolke metallnivåene og for å skille mellom en forurensningssituasjon og naturlige forhold. Litium egner seg ikke til normalisering av kvikksølv fordi det naturlige innholdet av kvikksølv i marine sedimenter stort sett er styrt av mengde organisk materiale. Det er derfor mere vanlig å normalisere kvikksølv til organisk karbon.

Kvikksølv

Undersøkelser av kvikksølvinnholdet i sedimenter i Bergensområdet under fase 1 avslørte betydelig kvikksølvforurensning, med et gjennomsnitt i overflatesedimenter på 3.3 mg/kg (Skei et al, 1994). Nivåer lavere enn 0.15 mg/kg Hg regnes som normalt i finkornige fjordsedimenter (Knutzen et al, 1993 a). Ekstremt høye verdier ble målt i Vågen i havnebassenget i 1993. Generelt var nivåene noe høyere nede i sedimentet enn i overflaten, noe som tyder på at tilførslene av kvikksølv til fjorden var større tidligere.

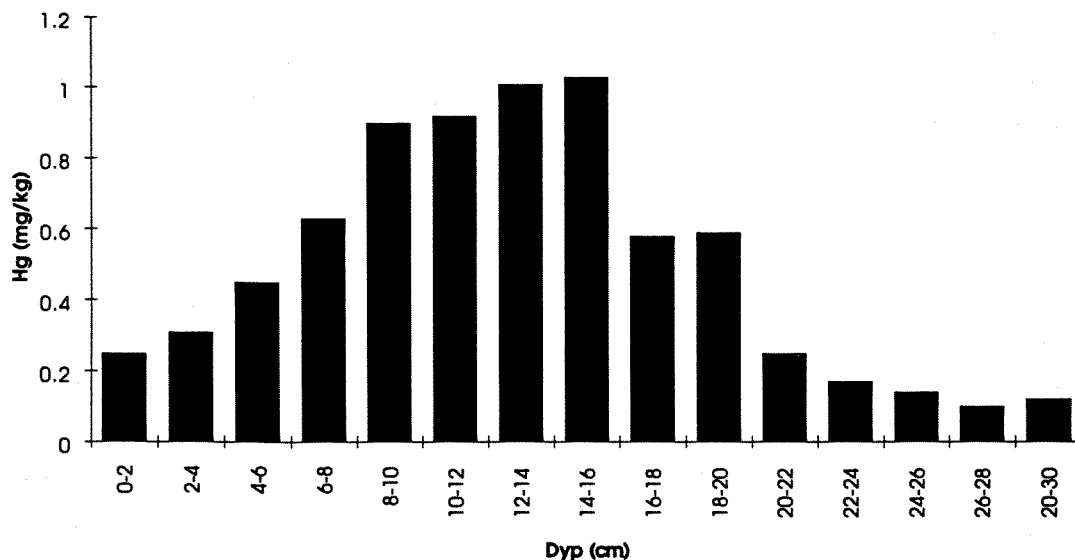
Undersøkelsene i fase 2 dekker både områder hvor man på forhånd hadde mistanke om forurensning og områder som var forventet å være lite påvirket (f.eks. referensestasjonen i Herdlafjorden (Hegerneset på Askøy)). På referensestasjonen ble det målt 0.4 mg/kg Hg, noe som tyder på at sedimentene selv i dette området er forurenset (mere enn to ganger bakgrunnsnivå). Hvis man normaliserer Hg-verdiene fra denne stasjonen til organisk karbon viser TOC/Hg et forholdtall på 70. En annen stasjon hvor man ville vente å finne normale nivåer av tungmetaller er Galtaneset, i samløpet mellom Herdlafjorden og Salhusfjorden. Her var nivået lavt (0.05 mg/kg), men sedimentene var grove og hadde et lavt innhold av organisk materiale. Hvis denne verdien normaliseres til TOC-innholdet gir TOC/Hg-forholdet en verdi på 72. Dette innebærer at også denne lokaliteten er påvirket av kvikksølv, til tross for lave konsentrasjoner. Mesteparten av finmaterialet i sedimentene er erodert bort i dette området.

De høyeste kvikksølvkonsentrasjonene ble målt i Florvåg på 8-10 cm dyp (22 mg/kg). Det er åpenbart at tilførslene av kvikksølv til Florvåg har vært svært høye for noen år tilbake og at konsentrasjonene avtar mot overflaten. Her ble det målt 4.2 mg/kg Hg (sterkt forurenset i.h.t. SFTs miljøkvalitetskriterier) i 0-2 cm dyp. Forklaringen på dette kan være at det fortsatt transporteres kvikksølv ut i denne vågen fra land, men at tilførslene har avtatt. En nedlagt malingsfabrikk i Florvåg kan være den mest sannsynlige kilden og at dagens tilførsler kan ha sammenheng med forurensning av grunnen eller deponier. Den vertikale fordelingen av kvikksølv på en kerne fra Florvåg er vist på fig.6.



Figur 6. Vertikal fordeling av kvikksølv i en sedimentkjerne fra Florvåg.

Det ble også målt betydelig anrikning vertikalt i en sedimentkjerne fra Åstvedtvågen, selv om nivåene var mye lavere enn i Florvåg. Det samme gjalt Nordåsvannet, hvor det ble målt 0.25 mg/kg i overflaten og et maksimum på 1.03 mg/kg ved 14-16 cm dyp (Figur 7).



Figur 7. Vertikal fordeling av kvikksølv i en sedimentkjerne fra Nordåsvannet.

Det er mulig at de forhøyede nivåene fra 4-6 cm dyp til 20-22 cm dyp representerer sedimentar avsatt i den perioden hvor kloakkvann ble tilført Nordåsvannet. I følge Paetzel (1993) ble kloakk tilført i perioden 1969 - 1988, dvs. ca. 20 år. Hvis de forhøyede Hg-konsentrasjonene representerer denne tidsepoken betyr dette en gjennomsnittlig sedimentasjon i perioden 1969-1988 på i underkant av 1 cm/år. Dette er betydelig høyere enn beregninger utført av Paetzel (1993).

Sedimenter fra området nær Alvøen (Figur 1.) viste også høye kvikksølvkonsentrasjoner, med verdier på ca. 2.3 mg/kg Hg i overflaten. Sedimentet hadde her et høyt innhold av organisk karbon (8 %) og det er mulig at dette kvikksølvet stammer fra tidligere bruk av kvikksølv (mot bakterievekst) ved papirfabrikken på stedet. Ettersom de høye nivåene befinner seg i overflaten må dette bety at det er en aktiv tilførsel som fortsatt eksisterer. Eventuelle deponier eller forurenset grunn på land kan være en mulig kilde.

Et annet område som utmerker seg med høye kvikksølvverdier er Kolavågen på Askøy. Her ble det målt mellom 6 og 7 mg/kg i overflatesedimentene (meget sterkt forurenset i.h.t. SFTs miljøkvalitetskriterier). Det er grunn til å mistenke et søppeldeponi i området som kilde.

Generelt er sedimentene i undersøkelsesområdet betydelig forurenset av kvikksølv. Det eksisterer tydeligvis mange kildeområder, delvis på Askøy og delvis på fastlandet og dette fører til at kvikksølv spres over store områder. Dette ble også påpekt i Skei et.al, (1994). Det er grunnlag for å følge opp nærmere de mest forurensete områdene (Florvåg, Kolavågen, Alvøen og tildels Dolviken). Deponier eller fyllinger på land ser ut til å være potensielle kilder.

Kadmium

Foruten kvikksølv er kadmium sterkt i fokus i forurensningssammenheng. Dette metallet akkumuleres også i marine organismer, spesielt i fiskelever og blåskjell.

I overflatesedimentene i Byfjorden-Bergen havn ble det målt mellom 0.1 - 3.5 mg/kg (gjennomsnitt = 1 mg/kg) i fase 1 (Skei et al., 1994). I henhold til SFTs sedimentkvalitetskriterier (Knutzen et al., 1993a), og med utgangspunkt i gjennomsnittskonsentrasjonen i området, er sedimentene moderat forurenset (kl.2). Høyeste konsentrasjon ble målt utenfor Dokkeskjærskaien og innerst i Vågen. Det var i disse områdene de høyeste konsentrasjonene av kvikksølv også ble målt. I ytre deler av Byfjorden var konsentrasjonene normale.

I fase 2 ble det målt mellom 0.06 og 9.8 mg/kg (sterkt forurenset i.h.t. SFTs miljøkvalitetskriterier) i sedimentene i Bergens-området. Høyeste konsentrasjon ble målt i overflatesedimentene i Kolavågen og dette må settes i forbindelse med tilførsler fra søppelfyllingen i området. I tillegg ble det målt høye konsentrasjoner i Florvåg og i Nordåsvannet. Forøvrig var konsentrasjonene lave, kanskje med unntak av Dolviken som viser forhøyede nivåer. Det er derfor konstatert at vi har enkelte punktkilder i undersøkelsesområdet og at disse ligger geografisk spredt.

Vertikalt i sedimentene var det en tendens til noe høyere nivåer nede i sedimentene (Florvåg og Nordåsvannet), hvilket tyder på at utslippene var større tidligere.

Bly

I overflatesedimentene i Byfjorden-Bergen havn ble det i fase 1 målt mellom 120 og 850 mg/kg (gjennomsnitt = 301 mg/kg) (Skei et al., 1994). Dette er meget høye konsentrasjoner sammenlignet med et bakgrunnsnivå på < 30 mg/kg. Høyeste konsentrasjon ble påvist i ytre deler av Puddefjorden og i Vågen.

Undersøkelsene i 1994 viste en variasjonsbredde i blyverdier fra 22 mg/kg ved Flesland til 816 mg/kg på 8-10 cm dyp i sedimentene i Florvåg. De områdene som utmerker seg med høye konsentrasjoner av bly er foruten Florvåg; Kolavåg, Knarrevik og Nordåsvannet. I overflatesedimentene ved Kolavåg ble det målt hele 680 mg/kg noe som indikerer en betydelig blyforurensning i området. I henhold til SFTs klassifikasjon av marine sedimenter tilsvarer dette tilstandsklasse IV (dårlig) (Knutzen et al., 1993 a). Ettersom så høye nivåer befinner seg i overflatesedimentene i Kolavåg, tyder dette på en aktiv forurensningskilde og det er grunn til å mistenke avfallsdeponiene på land. I Florvåg ble det også målt 320 mg/kg i overflaten, mens

maksimumskonsentrasjonen på 816 mg/kg befant seg 8-10 cm under overflaten. Her har tilførselene tydelig vært større tidligere og den nedlagte malingfabrikken er en mulig kilde. I Nordåsvannet har nivåene av bly i sedimentene avtatt sterkt de siste årene og er nå nede i en fjerdedel av nivåene for noen år siden. Det er grunn til å tro at omleggingen av kloakken bort fra Nordåsvannet har forårsaket denne forbedringen.

For å bedre å kunne vurdere kontamineringsgraden av bly i sedimentene er forholdet Pb/Li beregnet. Sedimenter med bly-konsentrasjoner ned mot bakgrunnsnivå (20-30 mg/kg) viste et Pb/Li-forhold på 1.5-2.0. Dette forholdstallet er høyt sammenlignet med hva som er funnet i sedimenter fra uforurensete områder (Pb/Li = 0.5, Skei, 1993). Det innebærer at ingen av de sedimentene som er analysert kan betraktes som uforurenset mht. bly, selv om konsentrasjonene er lave og nærmer seg et bakgrunnsnivå for finkornige sedimenter. Årsaken til dette er at sedimentene med lavest bly-konsentrasjon var svært grove (10 % < 63 µ m). Dette viser hvor nødvendig det er å normalisere metalldata for å kunne vurdere om et sediment er forurenset eller ikke.

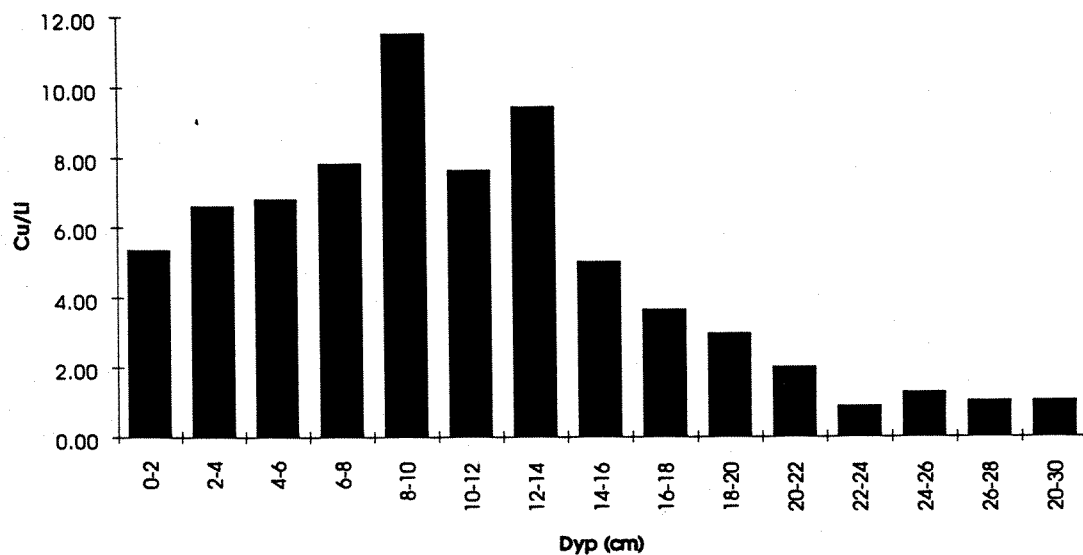
Kopper

I overflatesedimentene ble det i undersøkelsesområdet under fase 1 påvist mellom 47 og 1045 mg/kg (gjennomsnitt = 218 mg/kg) (Skei et al., 1994). Dette er meget høye konsentrasjoner sammenlignet med et bakgrunnsnivå på < 35 mg/kg. Puddefjorden, Vågen og Store Lungegårdsvann framtrådte som de mest forurensete områdene.

Undersøkelsene i fase 2 viste en spredning i kopperkonsentrasjoner mellom 3.4 og 770 mg/kg (sterkt forurenset i.h.t. SFTs miljøkvalitetskriterier). De laveste konsentrasjonene ble målt i de groveste sedimentene ved Galtneset (st.2), i Askehamn (st. 4), ved Flesland (st.7), i Vattlestraumen (st.13) og i Marikoven (st.16). Hvis dataene fra disse stasjonene normaliseres til litium, ser vi at i sedimentene ved Galtneset er Cu/Li-forholdet ca. 0.3. Dette er omtrent det samme som er funnet i uforurensete sedimenter fra Svalbard-området (Skei, unpubl. data). I Askehamn var forholdstallet ca. 1.5, ved Flesland ca. 0.8, i Vattlestraumen ca. 0.3 og i Marikoven ca. 1.5. Dette innebærer at selv om konsentrasjonene av kopper i sedimentene på noen av disse lokalitetene er lave, så viser normaliseringen at sedimentene kan være kontaminert av kopper.

De høyeste kopperkonsentrasjonene ble målt i Kolavåg med hele 770 mg/kg i overflatesedimentene og et Cu/Li-forhold på 25. Dette indikerer at det befinner seg en betydelig kopper-kilde i nærheten og et fyllplass-område er den mest nærliggende forklaringen. Høye konsentrasjoner ble også målt i Florvåg med konsentrasjoner rundt 600 mg/kg ved 8-10 cm dyp i sedimentet og et Cu/Li-forhold på 38. Det er grunn til å mistenke at den nedlagte malingfabrikken også er årsak til kopper-forurensningen. Allerede i fase 1 viste målinger av kopper i sedimenter forhøyede nivåer ikke langt fra Florvåg (Skei et al., 1994). Det ble også målt betydelige konsentrasjoner av kopper i overflatesedimentene ved Knarrevik (st.20, Fig.1). Årsaken til dette er ikke klar, men det har vært ulike typer industri i dette området.

Også i Nordåsvannet ble det målt høye konsentrasjoner av kopper i sedimentene mellom 4-6 og 14-16 cm dyp i sedimentet. Den vertikale fordelingen av Cu/Li-forhold i sedimentkjernen fra det midtre bassenget (st. 11) er vist på fig. 8.



Figur 8. Vertikal fordeling av Cu/Li -forhold i en sedimentkjerne fra Nordåsvannet (st.11).

Figuren illustrerer at kopperforurensningen av sedimentene var større tidligere, men at forurensningen fortsatt er betydelig.

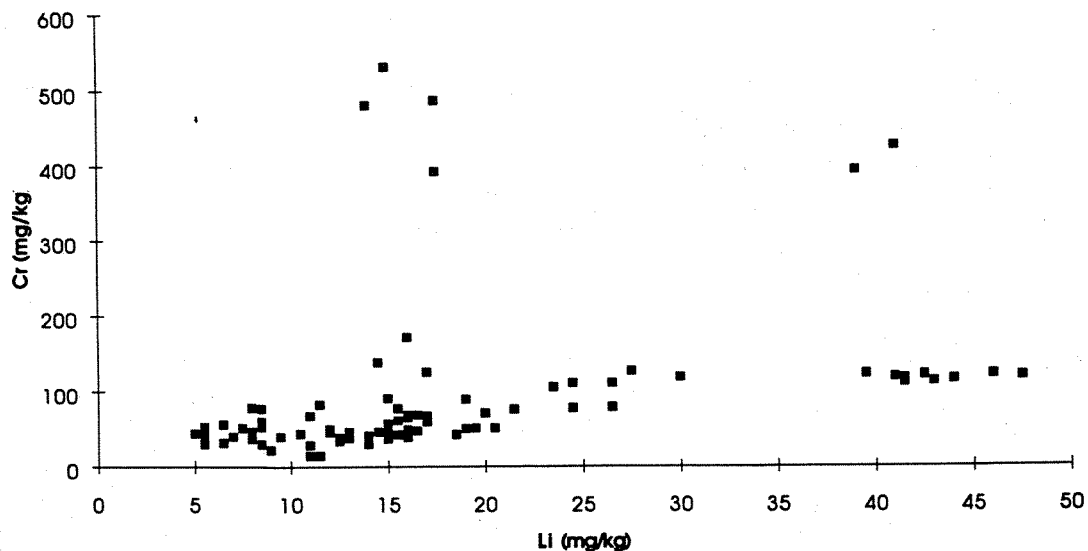
Krom

Sammenlignet med de andre tungmetallene omtalt ovenfor er oppmerksomheten omkring krom noe mindre, selv om også dette metallet befinner seg på listen over prioriterte miljøgifter (Dons og Beck, 1993).

I overflatesedimentene ble det i fase 1 målt 56 - 665 mg/kg krom (gjennomsnitt = 170 mg/kg) (Skei et al., 1994). Høyeste konsentrasjon ble målt på stasjonen utenfor Laksevåg, trolig som følge av utslipp fra et nedlagt garveri. Forøvrig ble det målt forholdsvis høye konsentrasjoner i Puddefjorden. Når dataene ble normalisert til litium framtrådte også sedimentene ved Florvåg på Askøy som forurenset.

I 1994 ble de høyeste krom-verdiene målt nede i sedimentene fra Florvåg på Askøy. Her ble det målt over 500 mg/kg (markert forurenset i.h.t. SFTs miljøkvalitetskriterier). Dette må høyst sannsynlig settes i forbindelse med den nedlagte malingfabrikken. I tillegg ble det registrert høye nivåer ved Knarrevik (hvor det også ble målt mye kopper) og ved Alvøen og i Hauglandsosen (st.19).

Normaliserte data viser at det er relativt få prøver som kan betraktes som forurenset, selv om det er et spenn i konsentrasjoner. Mesteparten av denne spennvidden skyldes naturlige variasjoner (kornstørrelse og mineralogi). Sammenhengen mellom krom og litium er vist på fig.9.



Figur 9. Sammenheng mellom krom og litium i sedimenter fra Byfjorden og tilliggende fjorder.

På bakgrunn av normaliseringen kan vi slå fast at kromkonsentrasjoner i området 15 til 150 mg/kg ikke nødvendigvis kan betegnes som forurensning ettersom det er en tilnærmet lineær sammenheng mellom krom og litium i dette konsentrasjonsområdet.

5.4. Polyklorerte bifenyler

Resultatene er vist i vedleggstabeller 2 og 3. Det ble analysert for 13 kongenerer, slik som i fase 1. Sum PCB er derfor summen av disse 13 kongenerne og må ikke forveksles med total PCB som i fase 1 ble beregnet fra summen av PCB₇ (Σ # 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180) multiplisert med en faktor på to. Ettersom det er total PCB som er omtalt i rapporten for fase 1 har vi valgt å gjøre tilsvarende i denne rapporten (Tabell 8) I tillegg er det aktuelt å sammenligne spesifikke kongenerer.

Med unntak av analyser av vertikalprofiler på stasjon 1 (Åstevdtrågen) og stasjon 6 (Florvåg) er det kun analysert på overflateprøver (0-2 cm). Tabell 3 viser sum PCB (Σ PCB₁₃), total PCB, total NPD/PAH og THC i sedimentprøvene innsamlet under fase 2.

Tabell 8. PCB (Σ PCB₁₃), total PCB (2x PCB₇), total NPD/PAH og THC i sedimentprøver fra Bergensområdet, 1994.

Område	Stasjon	Dyp (cm)	Σ PCB ₁₃ (ng/g)	tot PCB (ng/g)	tot NPD/PAH (ng/g)	THC (μ g/g)
Åstvedtvågen	1	0-2	81.5	120.6	7431	30
		2-4	53.5	76.6	6360	36
		4-6	36.4	52.2	5507	39
		6-8	21.5	31.2	4092	33
		8-10	13.1	19.2	2701	11
Galteneset	2	0-2	6.2	8.8	964	8
Hegerneset	3	0-2	2	2.4	2504	9
Askehamn	4	0-2	8.9	13.4	1716	12
Bakarvågen	5	0-2	16	23.8	12000	17
Florvåg	6	0-2	1013	1458	37542	256
		2-4	407	570	49799	243
		4-6	1003	1371	67015	306
		6-8	589	836	124834	732
		8-10	105	156	46988	349
Flesland	7	0-2	20.2	29.8	452	10
Grimstadvården	8	0-2	36.2	29.8	1861	14
Dolviken	9	0-2	50.4	72.2	7262	55
Nordåsvannet (i) ¹	10	0-2	21.1	29.2	1687	27
Nordåsvannet (m) ²	11	0-2	17.8	25.8	2371	57
Nordåsvannet (y) ³	12	0-2	13.7	19.8	2611	335
Vatlestraumen	13	0-2	2.5	3.8	697	6
Alvøen	14	0-2	56.9	81.6	13802	32
Skålevikneset	15	0-2	2.7	3.8	754	10
Marikoven	16	0-2	2.9	4.4	6154	17
Hjelteneset	17	0-2	4.5	6.2	959	5
Kolavågen	18				27352	106
Hauglandsosen	19	0-2	9.5	13	2659	14
Knarrevik	20	0-2	102	147	28596	55

(i)¹ = indre del av Nordåsvannet

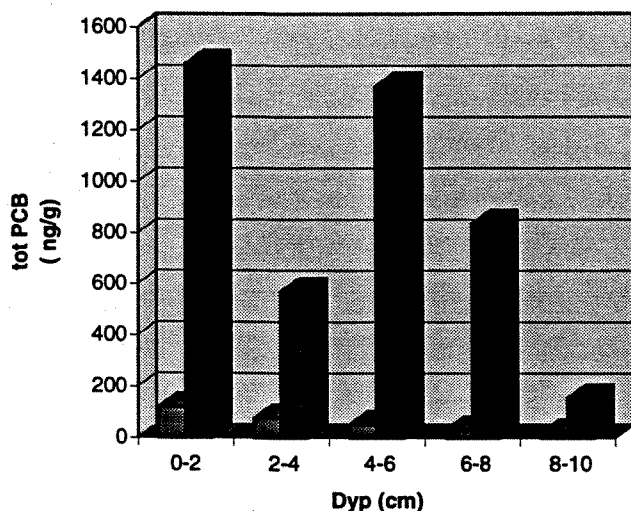
(m)² = midtre del av Nordåsvannet

(y)³ = ytre del av Nordåsvannet

Konsentrasjonene av totalt PCB varierte mellom 2.4 og 1458 ng/g tørt sediment. Denne variasjonsbredden er større enn i datasettet fra fase 1. Hvis vi derimot ser bort fra en lokalitet - Florvåg - varierte konsentrasjonene mellom 2.4 og 147 ng/g. Hvis SFTs klassifisering av tilstand brukes er konsentrasjoner høyere enn 300 μ g/kg klasse V eller "meget dårlig". Det er kun sedimentene fra Florvåg som er i klasse V, mens sedimentene fra Åstvedtvågen (st.1) og fra Knarrevik (st.20) er i klasse IV ("dårlig"). På bare seks av stasjonene har sedimentene et innhold av total PCB < 10 μ g/kg. Dette innebærer at en stor del av sedimentene fra undersøkelsesområdet må betraktes som forurenset av PCB og nivået er spesielt høyt i Florvåg (som er i en klasse for seg), Åstvedtvågen og Knarrevik.

PCB ble målt vertikalt i sedimentene i Florvåg og Åstvedtvågen (Figur 10). I Florvåg ble den høyeste konsentrasjonen av PCB målt i overflaten (1458 ng/g), mens ved 10 cm dyp ble det målt 156 ng/g total PCB. Dette betyr at sedimentene i Florvåg har fått tilført større mengder PCB i de senere årene enn tidligere. Dette kan tyde på at de høye nivåene skyldes tilførsler fra deponier eller forurenset grunn på land, ettersom det ikke er kjent at det eksisterer direkte utslipp til Florvåg i dag som man mistenker kan inneholde PCB. De

kongenerne som dominerer i PCB i sedimentene fra Florvåg er #138 (13.5%), # 153 (12.7%), #149 (10.3%), #180 (8.1%) og #101 (8.0%) (fig.11). PCB i sedimentene fra Åstvedtvågen, som også viser en klar økning i mengdene opp mot sedimentoverflaten, er noe annerledes. Her ble de dominerende kongenerne funnet å være #101 (13.8%), #138 (12.8%) og #149 (8%) (fig.12). Det kan tyde på to ulike typer PCB med forskjellig opphav.



Figur 10. Vertikal fordeling av tot. PCB i sedimenter fra Åstvedtvågen (første søylen) og Florvåg (andre søylen).

Den vertikale fordelingen av PCB i sedimentkjerner tatt i fase 2 er svært forskjellig fra fordelingen i kjerner tatt i fase 1 (Skei et al., 1994). I fase 1 ble det registrert økende nivåer nedover i sedimentene som tyder på større PCB-belastning tidligere. I fase 2 er det omvendte observert, dvs. at både i Florvåg og Åstvedtvågen har tilførselene av PCB til sedimentene økt de senere årene. Ettersom det er vanskelig å forstå at det i dag eksisterer direkte utslipp av PCB til disse områdene synes den mest nærliggende forklaringen å være kontinuerlige tilførsler fra forurenset grunn eller deponier på land og at denne har økt i de senere årene. Vi må imidlertid forvente store lokale variasjoner i et så heterogent undersøkelsesområde.

Undersøkelse av PCB i sedimenter i fase 1 viste at det var liten sammenheng mellom nivået av organisk materiale og kornstørrelse og PCB. Det ble forklart med at det i stor grad er avstanden til kilden som bestemmer mengden av PCB i sedimentene og ikke prosesser som skjer i vannmassen (f.eks. adsorpsjon til partikler). Det samme gjelder dataene fra fase 2.

Sammensetningen av PCB i sedimentene fra Florvåg viser tre dominerende kongener (# 138, 153 og 149). Disse utgjør tilsammen ca. 50% av de 13 identifiserte kongenerne. PCB-mønsteret er nokså vanlig for forurensete fjordsedimenter (Konieczny og Juliussen, 1995). Den prosentvise fordelingen mellom samtlige 13 kongener i overflatesedimentene er vist på figur 11.

Det fremgår av figur 11 og 12 at den prosentvise sammensetningen av PCB på disse to lokalitetene er noe forskjellig. Hovedforskjellen er at kongener # 101 utgjør en betydelig større andel i Åstvedtvågen enn i Florvåg, mens det motsatte er tilfelle når det gjelder kongener # 180. Det er derfor grunn til å anta at vi har med to forskjellige typer kilder for PCB og forskjellig kloreringsgrad.

5.5. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Sedimenter innsamlet under fase 1 viste meget høye nivåer av PAH-forbindelser. Konsentrasjonene av total NPD/PAH varierte mellom 5.691 og 113.746 ng/g tørt sediment (Skei et al., 1994). De høyeste konsentrasjonene ble funnet i sedimenter med høyt innhold av organisk materiale.

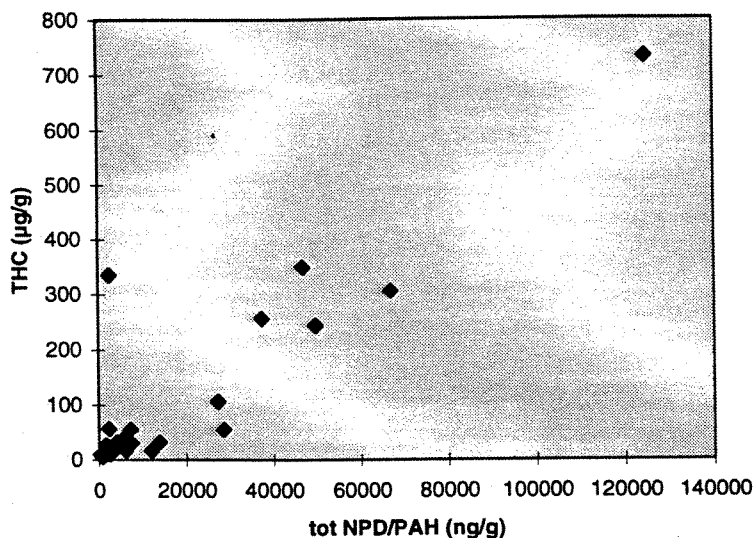
I forbindelse med fase 2 ble det målt konsentrasjoner som varierte mellom 452 og 124.834 ng/g NPD/PAH. De høyeste konsentrasjonene ble observert i Florvåg, men det ble også målt verdier > 10.000 ng/g i Bakarvågen (st.5), ved Alvøen (st.14), ved Kollavågen (st.18) og ved Knarrevik (st.20). I henhold til SFTs klassifisering representerer lokalitetene Kollavågen, Knarrevik og Florvåg klasse V eller "meget dårlig". Det kan derfor konstateres at sedimentene i undersøkelsesområdet er betydelig forurenset av PAH-forbindelser og at det utpeker seg spesielle "hot spots". Årsaken til at det lokalt er stor PAH-forurensning av sedimentene kan ikke forklares umiddelbart, men både i Bakarvågen og i Kollavågen er det gamle søppelfyllplasser på land hvor det kan ha vært deponert oljeholdig avfall. I Florvåg var det en betydelig skipsverftaktivitet tidligere. Generelt kan skips- og båttrafikk gi betydelige bidrag av PAH. PAH-konsentrasjonene øker vertikalt i sedimentene i Florvåg, noe som tyder på at tilførslene var større før. Dette er motsatt av fordelingen av PCB, hvilket sannsynliggjør at det er forskjellige kilder.

I overflatesedimentene i Florvåg er totalkonsentrasjonen NPD/PAH 37.542 ng/g. Av de 24 enkeltkomponentene som er identifisert (se vedleggstabell 4) er fem forbindelser kategorisert som potensielt kreftframkallende (benzo(a)anthracene, benz(b+j+k)fluoranthener, benzo(a)pyrene, indeno(1,2,3-cd)pyrene og dibenz(a,c+a,h)anthracener). I overflatesedimentene i Florvåg utgjør disse 33% av totalen, hvilken er en meget stor andel. Til sammenligning utgjør den kreftframkallende andelen (KPAH) i overflatesedimentene i Åstvedtvågen 29% og f.eks. Dolviken som har omtrent samme totalkonsentrasjon av NPD/PAH som i overflatesedimenter fra Åstvedtvågen viste en KPAH-andel på 33%. Det ser altså ut til å være relativt konstant andel av KPAH i sedimentene uavhengig av lokalitet og konsentrasjonsnivå.

5.6. Olje (THC)

Sedimentprøver analysert i fase 1 viste variasjoner i konsentrasjon mellom 138 og 548 µg/kg THC i tørt sediment. De høyeste konsentrasjonene ble målt i områder med stor skipstrafikk og sterkt trafikkerte veiområder.

Nivåene i fase 2 varierte mellom 5 og 732 µg/kg THC. De høyeste konsentrasjonene ble målt i Florvåg hvor også de høyeste PAH-verdiene ble målt. Ellers ble det målt høye konsentrasjoner av olje i det ytterste bassenget i Nordåsvannet (st.12) og i Kollavågen (st. 18). Det er med ett unntak en rimelig god sammenheng mellom NPD/PAH og THC i sedimentene (figur 13).



Figur 13. Sammenhengen mellom sum NPD/PAH og olje (THC) i sedimenter fra Bergensområdet, 1994.

5.7. Dioksiner, dibenzo-furaner og non-orto PCB

Det ble ikke innsamlet sedimentprøver til analyse av dioksiner og non-orto PCB i 1994, men i forbindelse med fase 1 ble det tatt prøver av overflatesedimenter fra Vågen (st.13, se Skei et al., 1994) og nær Laksevåg (st.16, se Skei et al., 1994). Resultatene ble presentert som foreløbige i rapporten fra fase 1 og de er senere reanalysert og rapportert i denne rapporten (resultatene i vedleggstabell 8).

Det ble påvist sum PCDD/PCDF i sedimentet fra Vågen på 3405 pg/g. Av non-orto PCB var det en klar dominans av kongener #77 (ca.1400 pg/g). Beregning av toksisitetsekvivalenter (TE =nordisk standard) viser at toksisiteten til non-orto PCB utgjør over 99% av sum TE.

I prøven tatt nær Laksevåg ble det målt sum PCDD/PCDF på 4958 pg/g. Også her dominerte kongener #77 av non-orto PCB og av en total TE på 28.7 pg/g er bidraget fra non-orto PCB beregnes til 25.4 pg/g (89 %).

Sammenlignet med nivåer målt i Skagerrak/Nordsjøen, og som med forbehold kan betraktes som et høyt diffust bakgrunnsnivå (Knutzen, 1995) er nivåene av TE i prøvene fra Byfjorden 2-5 ganger høyere. I nærheten av Haakonsvern er det imidlertid tidligere målt TE-verdier opptil 115 pg/g (Knutzen og Biseth, 1994).

6. MILJØGIFTER I ORGANISMER

6.1. Klororganiske stoffer i fisk

Disse analyser omfatter primært 13 kongenere (enkeltpolimerer) av polyklorerte bifenyler (PCB) i tre arter av fisk (torsk, lomre og ål); i torskelever dessuten polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD, "dioksiner") og non-orto PCB. Sistnevnte er de giftigste innen PCB-gruppen og har dioksinlignende giftighetsegenskaper.

6.1.1. Hovedkomponenter av PCB

De viktigste data fra disse analysene er presentert i Tabell 9, sammenstilt fra rådata i vedlegg 3 (Vedrørende den anslagsmessige beregningen av tot. PCB, kfr. kapittel 4.2).

Generelt viser resultatene større eller mindre grad av forurensning med PCB i fisk fra alle delområdene. Dette samsvarer med bildet fra sedimentundersøkelsene (kap. 5.4).

Påvirkningsgraden kan dels leses ut av forskjellen i konsentrasjoner på de forskjellige steder. For de fem analysemedier ses at man har følgende ca.-forhold mellom laveste og høyeste verdi (PCB₁₃) :

Torskelever:	6 : 1
Torskefilet:	7 : 1
Lomrelever:	14 : 1
Lomrefilet:	11 : 1
Ålefilet:	16 : 1

På grunn av PCBs affinitet til fett, bør det utlignes for bidraget for denne faktor. På fettbasis blir det tilsvarende forholdet:

Torskelever:	≈ 5.5 : 1
Torskefilet:	≈ 7 : 1
Lomrelever:	≈ 9 : 1
Lomrefilet:	≈ 10 : 1
Ålefilet:	≈ 7 : 1

- m.a.o. en viss utjevning for lomrelever og ålefilet, men ellers omtrent samme forhold som mellom høyeste og laveste konsentrasjoner på våtvektsbasis. For torskelever er variasjonene mellom lokalitetene også vist i figur 14. Av denne ses at konsentrasjonen på fettbasis med ett unntak har vært markert, og til dels betydelig høyere i lever enn i filet, med en forskjell på 2 - 3 ganger. Samme forhold har man fått i lomre .

Som et mer generelt sammenligningsgrunnlag, og dermed en felles skala for kontamineringsgrad, benyttes "antatt høyt bakgrunnsnivå". Med det (upresise) begrepet "diffust bakgrunnsnivå" menes de konsentrasjoner som det er vanlig å registrere utenfor sporbar innflytelse av punktkilder for vedkommende stoff, dvs. "normalverdier" som bare skyldes diffus tilførsel via havstrømmer og atmosfærisk nedfall (inkludert i ferskvannsavrenning til kystvannet). "Antatt høyt diffust bakgrunnsnivå" er utgangspunktet (grensen for klasse I) i SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet (Knutzen et al., 1993a).

Tabell 9. PCB i lever og filet av torsk (*Gadus morhua*) og lomre (*Microstomus kitt*) og i filet av ål (*Anguilla anguilla*) fra Bergensområdet 1994, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt og $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett (bare "Tot. PCB" ¹⁾).

Arter/stasjoner	ΣPCB_7 ²⁾	ΣPCB_{13} ³⁾	CB 153 (% av tot. PCB)	Ca. tot. PCB ¹⁾		% fett
				$\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	
Torsk, lever						
Florvåg	3263	3929	1127 (17)	≈ 6500	≈ 12300	53
Holsnøy	3056	3715	1066 (16)	≈ 6100	≈ 12500	49
Herdlefjorden	2252	2675	769 (17)	≈ 4500	≈ 10700	42
Kolavågen	6431	7600	2088 (16)	≈ 12900	≈ 39000	33
Drotningsvik	2858	3381	805 (14)	≈ 5700	≈ 13600	42
Flesland	3305	3917	1036 (16)	≈ 6600	≈ 14100	47
Haakonsvern 1 - 3	2965	3587	995 (17)	≈ 5900	≈ 16500	36
" 4 - 5 ⁴⁾	2700	3249	830 (15)	≈ 5400	≈ 10800	50
Nordåsvatnet	1084	1298	380 (18)	≈ 2200	≈ 6800	32
Torsk, filet						
Florvåg	51.1	60.5	18.6 (18)	≈ 102	≈ 12800	0.8
Holsnøy	10.5	12.8	3.4 (16)	≈ 21	≈ 2600	0.8
Herdlefjorden	8.7	10.4	2.9 (17)	≈ 17	≈ 2500	0.7
Kolavågen	48.5	56.5	16.5 (17)	≈ 97	≈ 13900	0.7
Drotningsvik	14.9	17.9	4.2 (14)	≈ 30	≈ 3700	0.8
Flesland	9.9	12.1	2.9 (15)	≈ 20	≈ 2500	0.8
Haakonsvern 1 - 3	39.0	47.6	12.6 (16)	≈ 78	≈ 11100	0.7
" 4 - 5 ⁴⁾	11.9	14.4	3.6 (15)	≈ 24	≈ 3000	0.8
Nordåsvatnet	6.9	8.2	2.3 (17)	≈ 14	≈ 2000	0.7
Lomre, lever						
Florvåg	1317	1565	472 (18)	≈ 2600	≈ 17600	15
Holsnøy	97	115	33 (17)	≈ 190	≈ 1900	10
Herdlefjorden	116	133	52 (22)	≈ 230	≈ 2900	8
Kolavågen	316	381	102 (16)	≈ 630	≈ 5300	12
Drotningsvik	198	236	60 (16)	≈ 400	≈ 4000	10
Flesland	1180	1406	349 (15)	≈ 2400	≈ 13100	18
Nordåsvatnet	1230	1452	418 (17)	≈ 2500	≈ 15400	16
Lomre, filet						
Florvåg	35.7	45.3	7.6 (11)	≈ 71	≈ 7100	1.0
Holsnøy	3.3	4.0	1.1 (17)	≈ 7	≈ 730	0.9
Herdlefjorden	3.4	4.0	1.4 (21)	≈ 7	≈ 850	0.8
Kolavågen	7.5	9.0	2.3 (15)	≈ 15	≈ 1700	0.9
Drotningsvik	6.7	8.1	1.9 (14)	≈ 13	≈ 1700	0.8
Flesland	20.5	24.5	5.6 (14)	≈ 41	≈ 4100	1.0
Nordåsvatnet	17.8	21.5	5.8 (16)	≈ 36	≈ 4000	0.9

(tabell forts. n. side)

(forts. tabell 9)

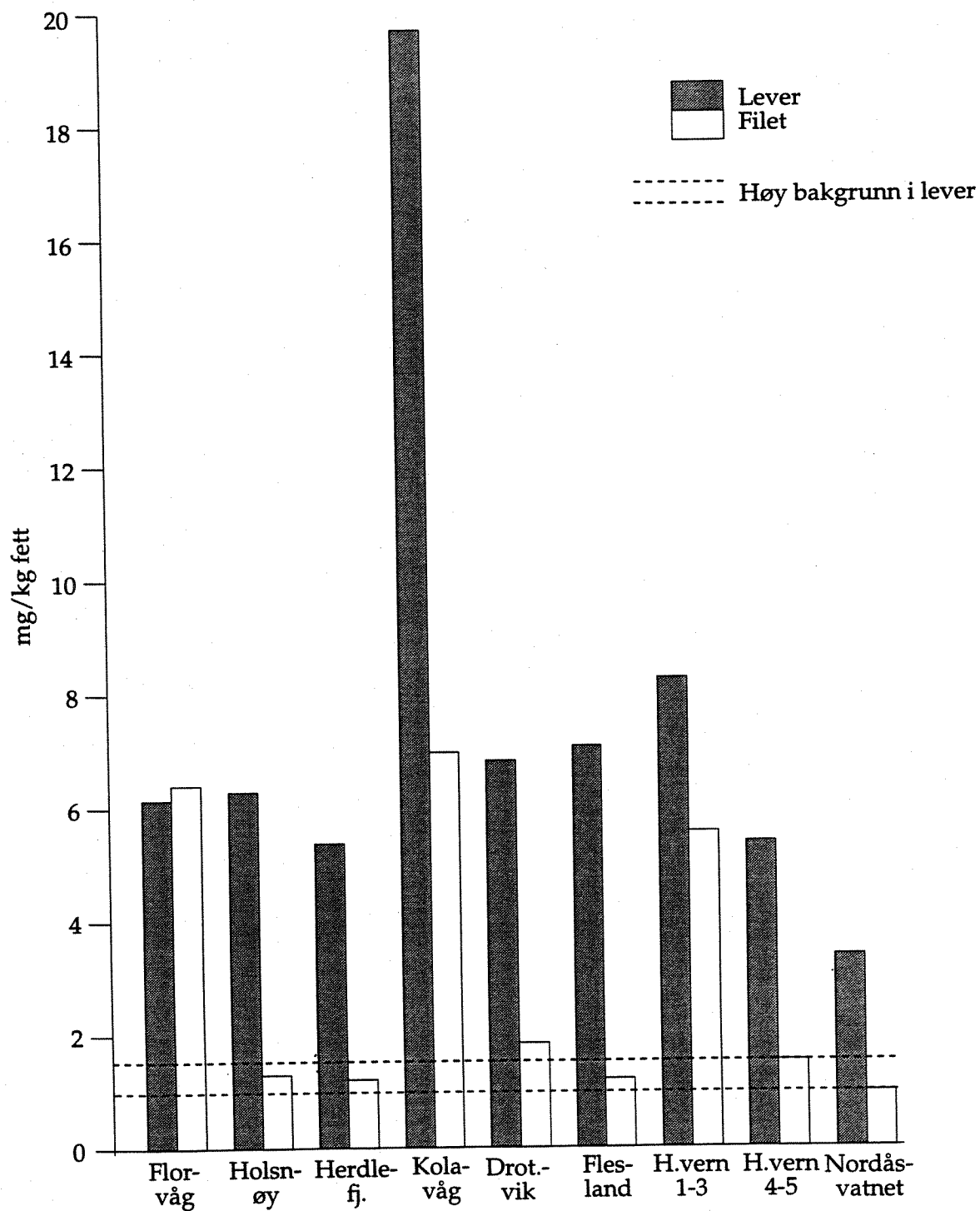
Arter/stasjoner	ΣPCB_7 ²⁾	ΣPCB_{13} ³⁾	CB 153 (% av tot. PCB)	Ca. tot. PCB ¹⁾		% fett
				$\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	
Ål, filet						
Florvåg	82.0	102.5	28.8 (18)	≈ 160	≈ 1700	9.9
Holsnøy	31.6	37.9	11.6 (18)	≈ 63	≈ 860	7.3
Herdlefjorden	13.4	15.8	4.7 (18)	≈ 27	≈ 600	4.5
Kolvågen	207.8	255.6	86.1 (21)	≈ 415	≈ 4000	10.4
Drotningvik	162.8	204.4	53.1 (16)	≈ 325	≈ 2700	12.1
Flesland	70.1	89.5	22.5 (16)	≈ 140	≈ 1300	10.9
Nordåsvatnet	85.2	106.0	25.8 (15)	≈ 170	≈ 1060	16.1

¹⁾ Tot. PCB anslått til $2 \times \Sigma \text{PCB}_7$, avrundet.

²⁾ $\Sigma \text{PCB}_7 = \text{CB } 28 + 52 + 101 + 118 + 138 + 153 + 180$.

³⁾ $\Sigma \text{PCB}_{13} = \Sigma \text{PCB}_7 + \text{CB } 31 + 149 + 105 + 128 + 156 + 170$.

⁴⁾ I Grimstadfjorden (figur 2).



Figur 14. Σ PCB₇ på fettbasis i lever og filet av torsk fra Bergensområdet, 1994, mg/kg fett.

For torskelever og torskefilet er øvre grense for klasse I satt til henholdsvis 1000 og 10 µg tot. PCB/kg våtvekt, nylig foreslått omdefinert til 500 og 5µg Σ PCB₇/kg våtvekt (Knutzen og Green, 1995). Lomre og ål inngår ikke i systemet, og for disse arter er det begrenset med data fra referanselokaliteter (antatt bare diffust belastede steder). Tentativt kan imidlertid høyt bakgrunnsnivå anslås til 50 - 100 µg Σ PCB₇/kg i lomrelever (kfr. Knutzen og Green, 1995; Bjerknes et al., 1992), og i lomrefilet og ålefilet (med normalt fettinnhold) til hhv. 1 - 2 µg/kg (Bjerknes et al., 1992; Knutzen og Green, 1995) og 50 µg/kg v.v. (Berge, 1991; Berge og Helland, 1993; Knutzen et al., 1993b, 1994).

Jevnføres resultatene fra Bergensområdet med disse referanseverdiene, fås følgende forholdstall (antall ganger referanseverdi, mest usikkert for lomrefilet):

Torskelever:	≈ 2 - 13
Torskefilet:	≈ 1.5 - 10
Lomrelever:	≈ 1 - 13
Lomrefilet:	≈ 2 - 20 (?)
Ålefilet:	≈ < 1 - 4

Hvorfor belastningen slår til dels ulikt ut i forskjellige arter, kan ikke forklares fyldestgjørende. Imidlertid må ikke referanseverdiene betraktes som absolutter. De bygger som nevnt på et erfaringsmateriale av varierende omfang. For lomrefilet er det ikke usannsynlig at grensen blir hevet når man får data fra flere lokaliteter som bare er diffust belastet. Artene er heller ikke utsatt for samme belastning selv om de er fanget i samme område (ulike levesteder og diett). De har også forskjellige egenskaper mht. akkumulering- og utskillelse. Selv innen samme art er det betydelige individuelle variasjoner i denne henseende. Alle disse og andre faktorer (f.eks. ulike sesongvariasjoner mht. fysiologisk tilstand) setter seg sammen til et kompleks som det ikke er hensikten å belyse ved basisundersøkelser for overvåking.

Med størst vekt på resultatene i torsk, der det er mest referansedata, fremtrer fisk fra Kolavågen som mest belastet, dernest Florvåg og indre fangstområde ved Haakonsvern (sone I - III), mens belastningen i Nordåsvatnet var mer moderat. Verd å merke seg er den tydelige overkonsentrasjonen i lever av torsk fra Herdlefjorden, som på forhånd var valgt som en antatt referanselokalitet. Det delvis betydelige sprik i forholdet mellom lever- og filetverdier (Holsnøy, Flesland) kan vanskelig forklares, men generelt regnes nivåene i lever som mest utsagnskraftig pga. PCBs affinitet til fettholdig vev og dermed også enklere analyser.

Resultatene for lomre fra Nordåsvatnet samsvarer dårlig med verdiene i torsk og ble reanalyser, men med omlag samme resultat. Det er likevel bemerkelsesverdig at lomre fra Nordåsvatnet inneholdt vesentlig mer PCB enn tilsvarende materiale fra det markert forurensede Haakonsvern-området (kfr. Konieczny, et al., 1993)

Den gjennomgående lavere forurensningsgrad i ål enn i de to øvrige artene kan det ikke gis noen forklaring på, idet sammenlignende studier av akkumuleringsegenskaper mangler. De lave konsentrasjonene i ål fra Holsnøy og særlig Herdlefjorden kan imidlertid ses i sammenheng med det uvanlig lave fettinnholdet, særlig i materialet fra Herdlefjorden.

Forurensningen med PCB i torsk fra områdene nærmere Bergen (Skei et al., 1994), var ikke høyere enn nå observert lenger unna den bytilknyttede belastningen. Tvert imot ble det for enkelte av de fjernere delområdene uten kjente punktkilder (Kolavågen og Florvåg), konstatert høyere forurensningsnivå. Imidlertid har det som nevnt vært bl.a. en malingsfabrikk ved Florvåg og et søppeldeponi nær Kolavågen. Ett av anvendelsesområdene for PCB har vært som tilsetning (mykgjører) i maling. Også for lomre og ål var kontamineringen delvis mer markert enn i Bergen havn (sammenlign angivelser i Skei et al., 1994).

Det kan tilføyes at også i lever av dypvannsarten brosme, som i utgangspunktet må antas å ha tilhold langt fra punktkilder, er det tidligere påvist betenkelig høyt PCB-innhold: 2625 µg Σ PCB₇/kg v.v. (ca. 5200 µg/kg v.v. og ca. 7200 µg/kg fett av tot. PCB, som beregnet her) i en blandprøve av 4 eks. fra Hjeltefjorden (Astley, 1994). I en blandprøve av 9 stk. fra Byfjorden ble det i samme undersøkelse registrert hele 9116 µg Σ PCB₇/kg v.v., tilsvarende ca. 18200 µg/kg v.v. og ca. 29400 µg/kg fett av tot. PCB (anslått her).

6.1.2. Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) og non-orto PCB

Hovedresultatene av analysene på disse variable i torskelever er listet i tabell 11, mens data for enkeltforbindelser av PCDF/PCDD og øvrige rådata finnes i vedlegg 4.

Som fra de ordinære PCB-analysene, fremtrer tydelige overkonsentrasjoner av non-orto PCB i enkelte av delområdene. For Haakonsvern bekrefter dette tidligere observasjoner (Knutzen og Biseth, 1994). Imidlertid var konsentrasjonene i torskelever herfra noe lavere i 1994 enn registrert året før, både på våtvektbasis (1253 ng TE/kg i 1993) og på fettbasis (vel 2200 ng TE/kg mot ca. 3300 ng/kg i 1993). Dette kan indikere en nedgang, men forskjellen er ikke større enn at den også kan bero på tilfeldigheter (komplekset av forutgående vandrings- og diethistorie, individuell variasjon). Flere observasjoner må til for å fastslå en eventuell tendens. Imidlertid er det for så vidt ventet en viss nedgang etter tiltakene mot fortsatt tilførsel fra land.

Fra de få og tvilsomme referenselokalitetene det er observasjoner av non-orto PCB kan "høyt bakgrunnsnivå" antydes til 30-70 ng TE/kg våtvekt (kfr. sammenstilling i Knutzen, 1995). Ut fra dette kan overkonsentrasjonene i 1994-materialet fra Haakonsvern anslås til størrelsesorden 15 ganger.

Med tilsvarende forbehold, kan overkonsentrasjonene av toksisitetsekvivalenter på de øvrige lokalitetene anslås til 1 - 6 ganger, høyest i torsken fra Florvåg, dernest i Kolavågfisken (tabell 10). I gjennomsnitt er dette omkring halvparten av forurensningsgraden bedømt ut fra nivåene av sum PCB₇ (kfr. kapittel 6.1.1), men forholdet mellom overkonsentrasjonene av non-orto PCB og sum PCB var noe varierende, f.eks. ca. 1 : 6 i materialet fra Holsnøy, ca. 1 : 3 fra Kolavågen og 1 : 1 i Nordåsvatnet. Derimot var det forholdsmessig mer non-orto PCB i torsken fra Haakonsvern (forhold mellom de respektive overkonsentrasjonene på ca. 2.5 : 1). Forskjellen mellom lokalitetene kan antas å ha sammenheng med ulike PCB-kilders sammensetning.

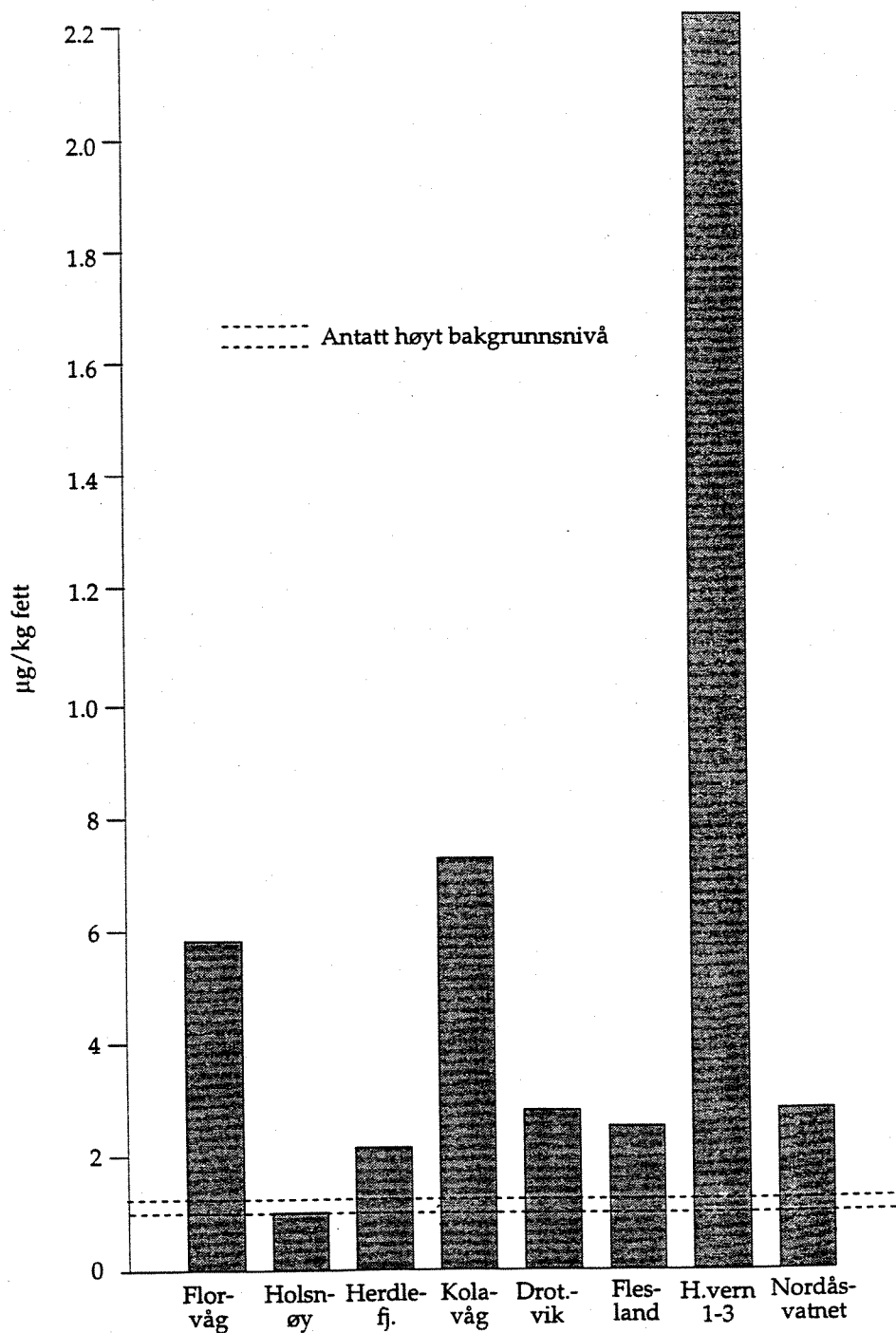
Tabell 10. PCDF/PCDD og non-orto PCB i lever av torsk (*Gadus morhua*) fra Bergensområdet juli - september 1994, ng TE¹⁾/kg våtvekt.

Stasjoner	TE _{PCDF/D}	Te _{n-o} PCB			Sum	Tot. TE	% fett
		77	126	169			
Florvåg	7.1	2.9	289	2.6	294.5	301.6	50.9
Holsnøy	5.6	0.9	50.3	0.7	51.9	57.5	51.5
Herdlefjorden	6.1	1.8	89.0	1.1	91.9	98.0	42.9
Kolavågen	7.6	3.5	210	2.4	215.9	223.5	29.8
Drotningstvik	6.2	8.9	122	0.9	131.8	138.0	47.0
Flesland	6.4	2.5	129	1.2	132.7	139.1	52.3
Haakonsvern 1 - 3	6.9	9.5	730	5.8	745.3	752.2	33.6
Nordåsvatnet	4.9	0.9	85.3	1.5	87.6	92.5	30.8

¹⁾ TE = toksisitetsekvivalenter beregnet etter Ahlborg et al., (1988, 1994), henholdsvis for PCDF/PCDD og non-orto PCB.;

Etter normalisering på fettbasis fremtrer graden av forurensning med non-orto PCB på de forskjellige fangststedene som vist i figur 15.

Innholdet av dioksiner i torskelever lå bemerkelsesverdig lavt i relasjon til det man tidligere antok som normalnivåer i kystområder uten nærliggende punktkilder (30 ng TE/kg våtvekt, Knutzen et al., 1993a), senere tentativt revidert ned til 10 - 20 ng /kg våtvekt (Knutzen, 1995). Tilsvarende lavt nivå (ubetydelig over) ble registrert ved de sonderende undersøkelsene av fisk i Puddefjorden og Skuteviken (derimot indikasjoner fra krabbeanalyser på dioksinbelastning i Skuteviken, kfr. Skei et al., 1994).



Figur 15. Sum toksisitetsekvivalenter fra non-orto PCB i lever av torsk fra Bergensområdet 1994, µg/kg fett.

6.2. PCB og PCDF/PCDD i taskekrabbe

Også analysene av skallinnmaten ("brunkjøttet") av krabbe viser tydelig påvirkning med PCB over nesten hele undersøkelses-området (tabell 11, rådata i vedlegg 3 og 4). Det eneste unntaket er krabbene fra Herdlefjorden, der PCB bare ubetydelig overstiger et "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå" på $100 \mu\text{g} \sum \text{PCB}_7/\text{kg}$ våtvekt (kfr. Næs et al., 1991; Bjerknes et al., 1992, Knutzen et al., 1993b, 1994; dessuten upubliserte NIVA-data).

Krabbene fra de øvrige undersøkte delområder viser overkonsentrasjoner på ca. 2 - 7 ganger, høyest i Bakarvågen og Florvåg (tabell 11). Utlignes for ulikt fettinnhold, får man imidlertid høyest forurensning i Haakonsvernområdet (figur 16).

Med et antatt høyt "normalnivå" på 10 ng TE/kg våtvekt (forbehold om få referanseverdier, kfr. Knutzen, 1995 med ref.) fås for non-orto PCB kontamineringsgrader på $\approx 1.5 - 3.5$ ganger (tabell 13, rådata i vedlegg 4), m.a.o. noe lavere enn bedømt ut fra $\sum \text{PCB}_7$. Bortsett fra Haakonsvern, overensstemmer dette med det man fikk i torskelever. Utlignet for det relativt lave fettinnholdet i sistnevnte, ses imidlertid (figur 17) at også når det gjelder krabbeinnmaten peker Haakonsvern seg ut som mest belastet med gruppen av dioksinlignende PCB.

Mht. dioksiner inneholdt samtlige prøver lave konsentrasjoner (tabell 12); mindre enn halvparten av grensen for "høyt diffust bakgrunnsnivå" i SFTs klassifiseringssystem (Knutzen et al., 1993a).

Sammenlignet med observasjonene i undersøkelsens fase 1 (Skei et al., 1994) er flere av PCB_7 -verdiene (tabell 11) 2 - 3 ganger så høye som maksimalverdiene fra de bynære områdene (Puddefjorden, Gravdal, Skuteviken, Sandviken). Det er bemerkelsesverdig at for innholdet av non-orto PCB var forholdet omvendt - overkonsentrasjon av TE på over 10 ganger i krabbene fra Skuteviken (Skei et al., 1994) mot som nevnt mindre enn 4 ganger i materialet fra fase 2 lokalitetene. I krabbene fra Skuteviken utgjorde de to non-orto forbindelsene #77 og #126 en uvanlig høy andel av "tot. PCB" ($2 \times \sum \text{PCB}_7$); henholdsvis ca. 7 og ca. 0.5%, mot 0.2 - 0.4% og ca. 0.005% i krabbeprovne fra fase 2 (unntatt Haakonsvern-krabbene, der andelen av # 77 og #126 var hhv. ca. 1.2% og 0.02%). I kommersielle blandinger utgjør # 77 < 1% i lavklorerte blandinger og 0.1 - 0.2% i høyklorerte blandinger, mens andelen av nr. 126 er < 0.001 - 0.01% (kr. Kannan et al., 1987, Schwartz et al., 1993 med ref. og de Boer et al., 1993 med ref.). De helt avvikende forholdstallene i prøven fra Skuteviken er verd oppmerksomhet - også analytisk - ved eventuell senere oppfølging.

Krabbene fra Skuteviken skilte seg også ut ved nærmere 10 ganger så høyt dioksininnhold som i prøvene fra fase 2 (tabell 12).

Tabell 11. PCB i skallinnmat ("brunkjøtt") av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra Bergensområdet Juli - september 1994, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt og $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett (bare "Tot. PCB" ¹⁾).

Stasjoner	ΣPCB_7 ²⁾	ΣPCB_{13} ³⁾	CB 153 (% av tot. PCB)	Ca. tot. PCB ¹⁾		% fett
				$\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett	
Florvåg	584	745	197 (17)	= 1170	= 4670	25
Bakarvågen	678	865	266 (20)	= 1360	= 5210	26
Holsnøy	276	351	99 (18)	= 550	= 2500	22
Herdlefjorden	106	130	44 (21)	= 210	= 1250	17
Kolavågen	363	457	125 (17)	= 730	= 2900	25
Marikoven	430	564	146 (17)	= 860	= 3440	25
Drotningstvik	431	561	126 (15)	= 865	= 3450	25
Flesland	297	375	100 (17)	= 590	= 2480	24
Haakonsvern 1 - 3	435	568	118 (14)	= 870	= 6200	14
" 4 - 5 ⁴⁾	204	260	65 (16)	= 410	= 2040	20

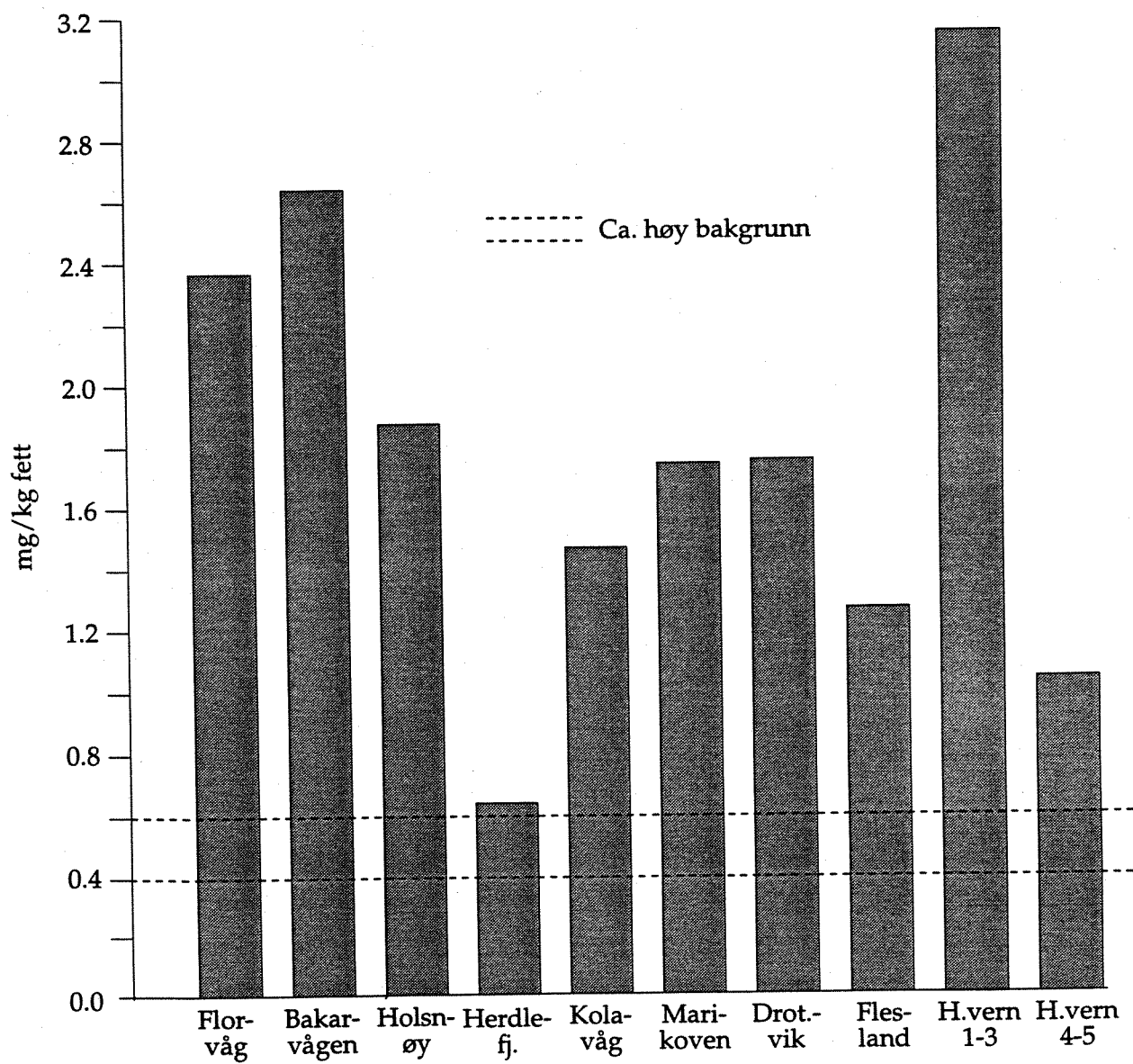
¹⁻³⁾ Se noter til tabell 10.

⁴⁾ I Grimstadvjorden.

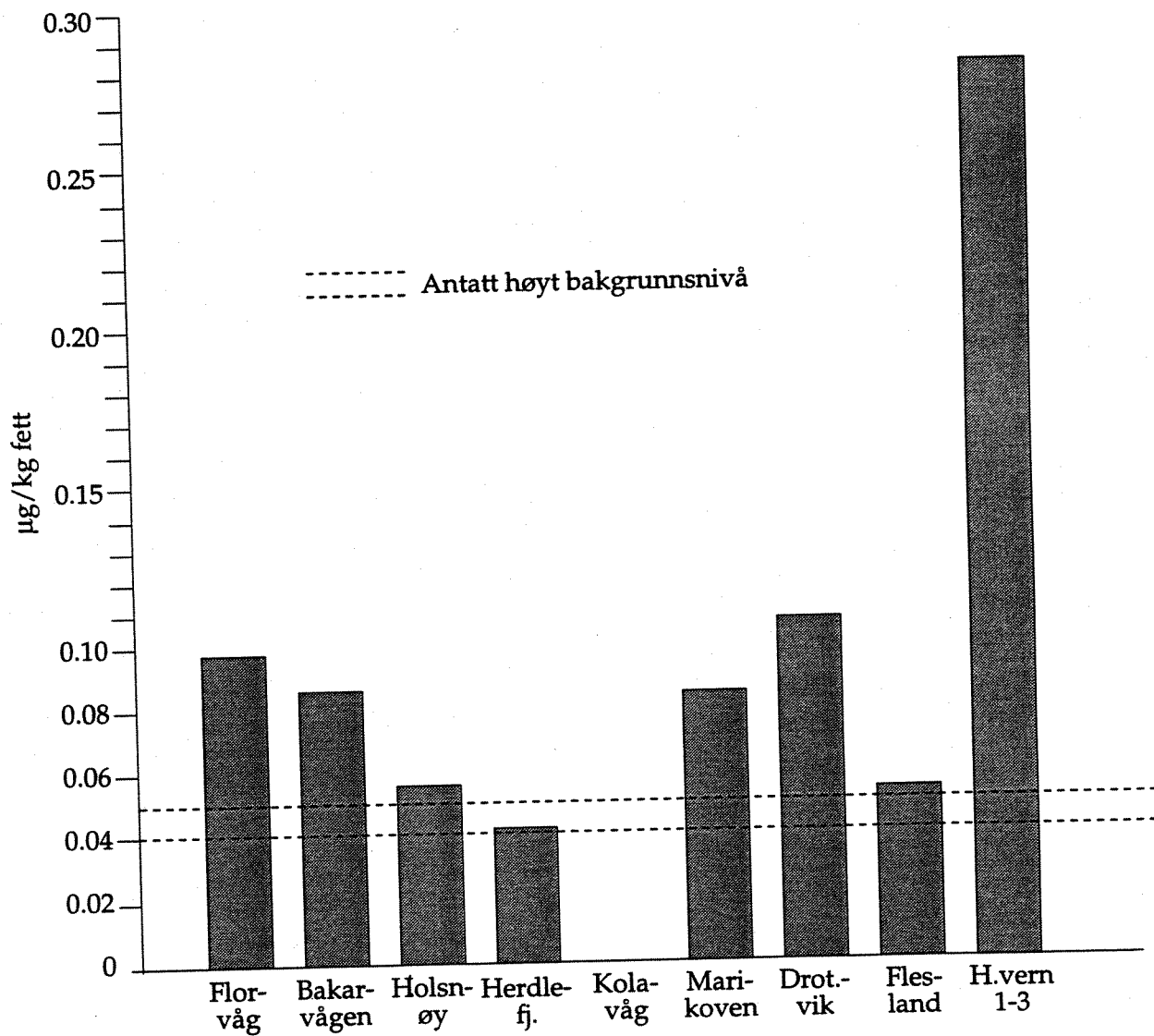
Tabell 12. PCDF/PCDD og non-orto PCB i skallinnmat av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra Bergensområdet juli - september 1994, $\text{ng TE}^1/\text{kg}$ våtvekt.

Stasjoner	$\text{TE}_{\text{PCDF/D}}$	$\text{Te}_{\text{n-o PCB}}$				Tot. TE	% fett
		77	126	169	Sum		
Florvåg	8.7	1.7	23.2	0.3	25.2	33.9	26.1
Bakarvågen	7.6	1.2	19.0	0.3	20.5	28.1	23.8
Holsnøy	5.3	0.7	9.9	0.2	10.8	16.1	19.3
Herdlefjorden	5.0	0.3	6.2	0.2	6.6	11.6	15.6
Marikoven	6.9	1.8	17.9	0.2	19.9	26.7	23.7
Drotningstvik	5.9	2.9	22.8	0.2	25.9	31.8	24.3
Flesland	4.9	1.0	12.2	0.2	13.4	18.3	20.8
Haakonsvern 1 - 3	6.6	5.2	30.7	0.2	36.1	42.7	12.8

¹⁾ TE = toksisitetsekvivalenter beregnet etter Ahlborg et al. (1988, 1994), henholdsvis for PCDF/PCDD og non-orto PCB.



Figur 16. Σ PCB₇ i skallinnmat av taskekrabbe fra Bergensområdet 1994, mg/kg fett.



Figur 17. Sum toksisitetsekivalenter fra non-orto PCB i skallinnmat av taskekrabbe, $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett.

6.3. PCB i blåskjell

Grensen for antatt høyt diffust bakgrunnsnivå av tot. PCB i blåskjell er satt til 10 µg/kg våtvekt i SFTs klassifisering (Knutzen et al., 1993a), men i pakt med moderne analysemetodikk foreslått redefinert til 5 µg PCB₇/kg v.v. i Knutzen og Green (1995).

Jevnført med sistnevnte representerer tallene i tabell 13 (rådata i vedleggstabell 3) overkonsentrasjoner på ca. 2 - 60 ganger på seks av de ni prøvestedene. Av disse seks peker Bakarvågen seg ut med et PCB-innhold i skjell som tyder på en meget sterk nåtidig belastning på overflatevannet. Ved analysene av sediment fra Bakarvågen ble det bare funnet indikasjoner på moderat overbelastning. For øvrig må også skjellene fra Florvåg, Herdla/Valen og Kolavågen betegnes som markert forurenset med PCB. På disse stedene er det som nevnt foran likeledes funnet tydelig PCB-kontaminering i fisk og (delvis) i krabbe. Figur 18 viser resultatene etter omregning til fettbasis.

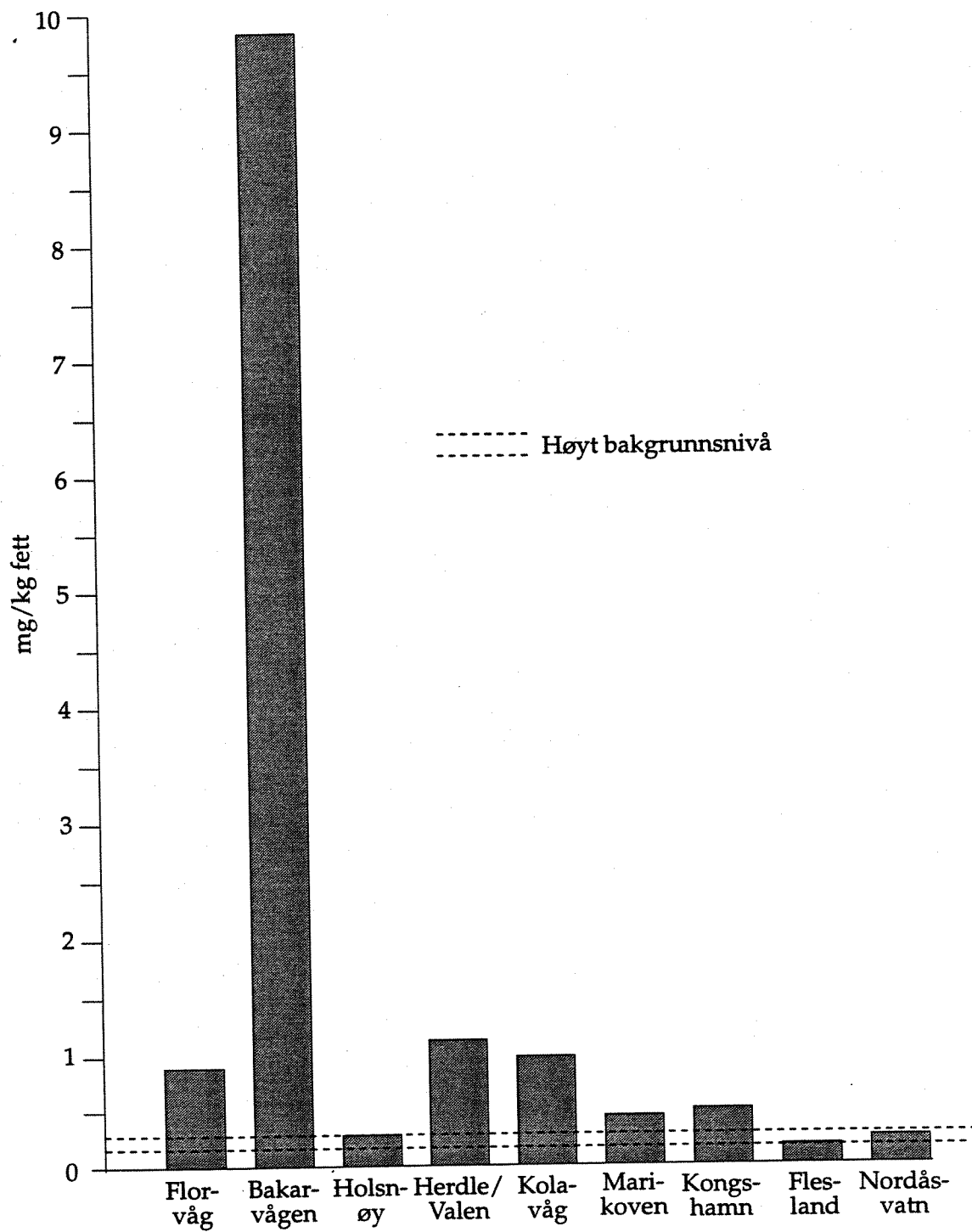
Det viktige ved blåskjellanalysene er at resultatene belyser om og i hvilken grad det er nåtidig tilførsel (med noe forbehold for eventuell påvirkning fra gruntvannssedimenter). Slik sett ses at det er et oppfølgingsbehov i først og fremst Bakarvågen, men også mht. å spore kilder i omgivelsene av Florvåg, Valen på Herdla og Kolavågen.

Det er illustrerende for den generelt betenkelige situasjonen i undersøkelsesområdet at på de mest forurenkede lokalitetene i tabell 13 er forholdene dårligere enn på blåskjell-stasjonene i havneområdet (Skei et al., 1994), motsatt det man i utgangspunktet skulle forvente.

Tabell 13. PCB i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Bergensområdet oktober - desember 1994, µg/kg våtvekt og µg/kg fett (bare "Tot. PCB" ¹⁾).

Stasjoner	Σ PCB ₇ ²⁾	Σ PCB ₁₃ ³⁾	CB 153 (% av tot. PCB)	Ca. tot. PCB ¹⁾		% fett
				µg/kg v.v.	µg/kg fett	
Florvåg	23.7	30.6	7.0 (15)	≈ 47	≈ 1600	2.9
Bakarvågen	281.8	390.3	101.6 (18)	≈ 560	≈ 19400	2.9
Holsnøy	5.1	6.4	1.4 (14)	≈ 10	≈ 540	1.9
Herdla/Valen	24.0	30.2	6.3 (13)	≈ 48	≈ 2200	2.2
Kolavågen	23.3	29.6	7.8 (17)	≈ 47	≈ 1850	2.5
Marikoven	9.3	11.7	2.4 (13)	≈ 19	≈ 850	2.2
Kongshamn	9.3	11.8	2.1 (11)	≈ 19	≈ 930	2.0
Flesland	4.8	6.0	1.2 (13)	≈ 10	≈ 300	3.2
Nordåsvatnet	4.0	4.9	1.0 (13)	≈ 8	≈ 470	1.7

¹⁻³⁾ Se noter til tabell 10.



Figur 18. Σ PCB₇ i blåskjell fra Bergensområdet 1994, mg/kg fett.

6.4. PCB-mønstre i fisk og skalldyr.

Teoretisk kan enkeltforbindelsenes relative andel av sum PCB si noe om hvilken/hvilke kommersielle blandinger organismene har vært utsatt for. Imidlertid vanskeliggjøres dette av :

- mulighetene av flere samtidige kilder
- enkeltforbindelsenes ulike fysikalsk-kjemiske og biologiske egenskaper (løslighet, damptrykk, nedbrytbarhet) og dermed skjebne i naturen
- ulike arters opptaks- og utskillelsegenskaper
- vandrende dyrs forskjellige eksponering over tid

Generelt egner derfor PCB-profiler fra sediment seg bedre til å spore kilder. I ekstreme tilfeller, og spesielt ved høye nivåer i fastsittende arter som blåskjell, kan også PCB-profiler i indikatororganismer være nyttige.

I tabellene 9, 11 og 13 fremgår det prosentvise bidraget til "total PCB" fra kongener #153, som er blant de mest bestandige forbindelsene. Av tabell 9 ses stort sett små variasjoner i 153-andelen i torsk og lomre, for det meste 14-18%. Dette er omlag som funnet i undersøkelsens fase 1 (Skei et al., 1994). Et par avvik gjelder lomre fra Herdlefjorden (21-22%), som imidlertid er relativt lite belastet. I Florvåg er andelen i lomre-filet lav (11%), som ellers i lomrelever. I krabbe utgjorde #153 15-21% av "total PCB" (tabell 11), hvilket er noe høyere enn i fase 1 lokalitetene (13-14%, kfr. Skei et al., 1994). I skjell var bidraget fra #153 11-18%. Man kan merke seg at sistnevnte verdi er fra den meget høyt belastede Bakarvågen (tabell 13) og at nest høyeste bidrag på 17% også var fra en noe belastet lokalitet (Kolavågen). Ved de - bemerkelsesverdige - mindre belastede blåskjellstasjonene fra fase 1 var #153s prosentandel 10-15%.

Utgifter til analyser kan reduseres hvis det finnes en relasjon mellom PCB fra rutineanalyser og TE fra dioksinlignende PCB. Resultatene fra fase 1 (Skei et al., 1994) tydet på at den stramme korrelasjonen mellom forekomsten av PCB #153 og TE fra dioksinlignende PCB observert av de Boer et al., (1993) for en gruppe bestående av flere arter fisk, ikke var anvendbar på Bergens-materialet. Mens de Boer et al. fant et forholdstall på i middel ca. 3700 (minimum ca. 400 og maksimum ca. 6000), varierte dette i torskelever og krabbeinnmat fra fase 2 lokalitetene på følgende måte (kfr. tabell 9-12) :

Torskelever : 1335- 20539 (M/SD : 7749/5837)

Krabbeinnmat : 3269- 12976 (M/SD: 7445/2889)

Den betydelige forskjellen mellom laveste og høyeste forholdstall indikerer kilder med forskjellig sammensetning, og kan dermed bidra til å spore PCB-forurensningens opphav i de ulike delområder. Betydelige variasjoner i disse forholdstallene i torskelever mellom ulike år (f.eks. i Haakonvernområdet) kan imidlertid komme av blandprøvebestandenes varierende vandrings- og diettshistorie, som følgelig representerer en vanskelighet ved sporing av kilder ut fra analyser av fisk.

6.5. PAH i blåskjell

Sammendraget av resultatene fra analyser av PAH i blåskjell (tabell 14, rådata i vedleggstabell 9) viser moderate konsentrasjoner. Bare i Florvåg overskrides et antatt "normalnivå" fra diffus belastning på 50 µg/kg våtvekt av sum egentlige PAH (Knutzen og Green, 1995) i tydelig grad, dvs. med omkring tre ganger. (Grensen på 50 µg/kg er forslag til halvering av det som har vært benyttet innen SFTs klassifiseringsystem, kfr. Knutzen et al., 1993a). Den foreslåtte grense for potensielt kreftfremkallende forbindelser - KPAH - på 10 µg/kg v.v. (Knutzen og Green, 1995) overskrides i moderat grad (< 2 x) på noen flere lokaliteter.

Påvirkningen med "lettere", oljeavledede forbindelser (NPD i tabell 14), var forholdsmessig større og markert på flere steder (foruten Florvåg, særlig ved Valen på Herdla, ved Holsnøy og i Bakarvågen).

Hverken for PAH eller NPD var nivåene høyere enn at det behøver å ha sammenheng med noe annet enn den generelle påvirkning man må regne med i vannforekomster omkranset av mangeartet virksomhet og ledsagende trafikk på både sjø og land. Mange små/middels store utslipp fra husholdninger og småindustri,

avrenning fra forurensede lokale nedbørfelter og episodiske oljespill fra båter, vil kunne gi den registrerte grad av kontaminering i skjell. I stedet for ettersporebare punktkilder dreier det seg om en konsekvens av alminnelig virksomhet og større eller mindre grad av søl og slums på mange hold.

Som en følge av dette, må resultatene i tabell 14 også betraktes som et øyeblikksbilde. På et annet prøvetidspunkt kan det innbyrdes forholdet mellom lokalitetenes kontamineringsgrad bli annerledes. Dette har også sammenheng med at blåskjell både tar opp og skiller ut disse stoffene relativt raskt (kfr. ref. i Knutzen, 1989).

Belastningen med både PAH og de mer typiske oljemarkerende forbindelsene var stort sett betraktelig høyere i skjell fra den nære omegn av Bergen (Skei et al., 1994) enn på fase 2 lokalitetene.

Tabell 14. Sum PAH/NPD ¹⁾, egentlige PAH, KPAH ¹⁾ og B(a)P ¹⁾ i blåskjell fra Bergens-området oktober - desember 1994, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. I parentes: % av sum (PAH + NPD).

Stasjoner	Sum PAH + NPD	NPD	Eg. PAH	KPAH	B(a)P	% tørrst.
Florvåg	1226	1077	149	37 (3.0)	4 (0.3)	18.8
Bakarvågen	430	373	57	16 (3.7)	1 (0.2)	16.4
Holsnøy	599	537	62	18 (3.0)	1 (0.2)	-
Herdla/Valen	811	741	70	10 (1.2)	-	-
Kolavågen	145	105	40	8 (5.5)	-	18.3
Marikoven	322	256	66	18 (5.6)	1 (0.3)	14.7
Kongshamn	288	233	55	12 (4.2)	1 (0.3)	16.6
Flesland	202	159	43	5 (2.5)	-	20.0
Nordåsvatnet	135	97	38	6 (4.4)	-	12.7

¹⁾ NPD: Sum av naftalen, metylerte naftalener og fenantrener pluss dibenzothiofen (oljeavlede aromater).

KPAH: Potensielt kreftfremkallende PAH etter IARC (1987).

B(a)P: Benzo(a)pyren, en av KPAH

6.6. Kvikksølv i fisk

Kvikksølvinnholdet i torsk fra Haakonvern (tabell 15) viste overkonsentrasjoner på omkring 4 ganger sammenlignet med klasse 1 i SFTs klassifiseringssystem. Ellers var det bare i prøven fra Florvåg at grenseverdien på 0.1 mg/kg våtvekt ble overskredet (figur 19).

Torsks innhold av kvikksølv øker med alder/størrelse (kfr. Knutzen og Green, 1995 med ref.), men gjennomsnittsstørrelsen i de to tilfellene (hhv. 663 og 500 g) gir intet bidrag til å forklare de forhøyede konsentrasjonene. Imidlertid er det i Haakonvernområdet tidligere konstatert meget høy kvikksølvkontaminering i sediment fra en enkeltstasjon og overkonsentrasjoner i intervallet 1 - 35 ganger over et planlagt mudringsområde på ca. 20 mål (Konieczny, 1994).

Også konsentrasjonen i lomre fra Florvåg tyder på at det her har vært/er en lokal kilde, samsvarende med observasjonene i sediment og blåskjell (se nedenfor).

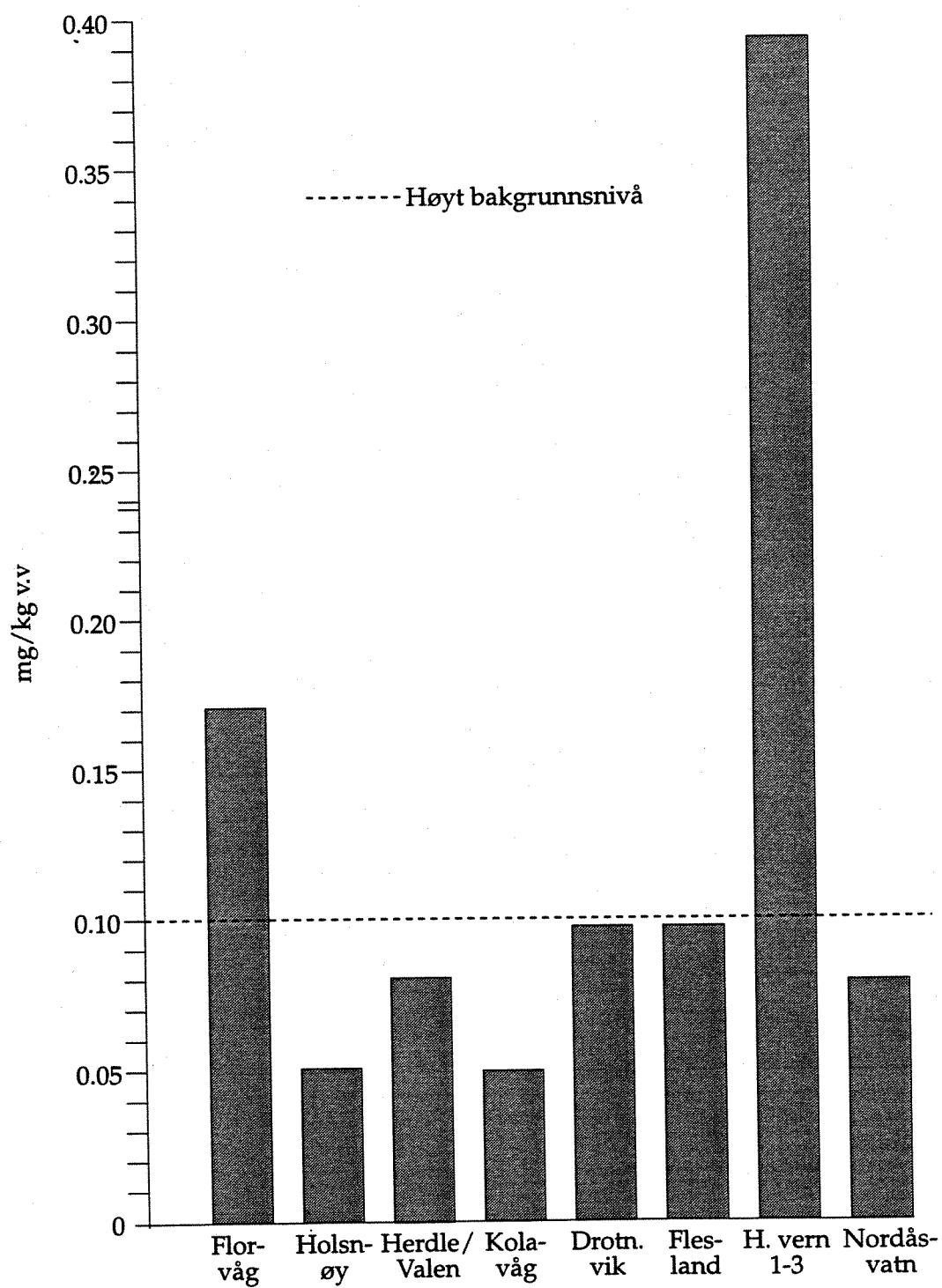
Det generelle bildet av kvikksølvforurensningen i hele undersøkelsesområdet gir etter dette liten grunn til bekymring for nivået i fisk, annet enn lokalt. Den alminnelige forurensning med kvikksølv som sedimentanalysene viste, har ikke gitt seg samme utslag på fisk. Tidligere registrering av høyt kvikksølvinnhold i enkeltksemplarer av brosme fra både Hjeltefjorden og Byfjorden (Astley, 1994)

fremstår derved mindre alarmerende enn resultatene først kunne tyde på. Forholdet har muligens sammenheng med at brosme kan nå en høy alder (opp mot 40 år ?), og at i hvert fall enkeltindivider får høyt kvikksølvinnhold som følge av dette. Høy eksponering pga. levevis og diett (mye direkte og indirekte kontakt med den forurensede bunnen) kan også bidra, dertil mulige artsegne opptaks- og utskillelsesegenskaper. Uansett bør det vurderes å se nærmere på kontamineringen av brosme, som i ovennevnte prøver også inneholdt mye PCB (i lever, kfr. Astley, 1994 og referert i kapittel 6.1.1).

For kvikksølvnivået i torsk må tas et visst forbehold om at verdiene i store eksemplarer kan være noe høyere enn tallene i tabell 15 indikerer. (Fiskens gjennomsnittsvekt i de analyserte bland-prøvene lå på bare 400 - 700 g).

Tabell 15. Kvikksølv i filet av torsk (*Gadus morhua*) og lomre (*Microstomus kitt*) fra Bergensområdet juli - september 1994, mg/kg våtvekt.

Arter/lokaliteter	Konsentrasjon
Torsk:	
Florvåg	0.17
Holmsøy	0.05
Herdlefjorden	0.08
Kolavågen	0.05
Drotningvik	0.10
Flesland	0.10
Haakonsvern 1 - 3	0.39
Nordåsvatnet	0.08
Lomre:	
Florvåg	0.22
Holsnøy	0.06
Herdlefjorden	0.07
Kolavågen	0.08
Drotningvik	0.08
Flesland	0.08
Nordåsvatnet	0.11



Figur 19. Kvikksølv i filet av torsk fra Bergensområdet 1994, mg/kg våtvekt.

6.7. Metaller i blåskjell

Resultatene av metallanalyser i blåskjell er sammenstilt i tabell 16.

Bare moderate verdier er registrert, dvs. ingen vitnesbyrd om innflytelse fra større punktkilder. I følgende tilfeller ble det imidlertid funnet små overskridelser av grensene for klasse I i SFTs klassifiseringssystem (Knutzen et al., 1993a), kfr. verdiene på tørrvektsbasis i tabell 16:

Kvikksølv:	Florvåg (ca. 1.5 x)
Bly:	Florvåg (ca. 1.5 x), Kolavågen (< 2 x)
Sink:	Florvåg, Bakarvågen, Marikoven (alle ca. 1.5 x)
Kobber:	Kongshamn (< 2 x)

Kvikksølvforurensningen i torsk fra Florvåg gjenfinnes følgelig i blåskjell. Dette betyr at det sannsynligvis fremdeles er en landbasert kilde som forurenser overflatelaget. (Også overflatesedimentene på stasjonen i Florvåg har mer enn 20 x overkonsentrasjon).

Det ses at Florvåg dertil fremhever seg ved å ha en viss overbelastning i overflatelaget med bly og sink. Alt i alt kan overkonsentrasjonene av flere metaller peke mot tilsig fra et deponi, men forholdet kan først oppklares etter nærmere vurdering av tidligere og nåværende virksomhet på land. Som det fremgår i avsnittet om PCB og PAH (tabell 13 og 14) var det i tillegg overkonsentrasjoner av disse stoffene i blåskjell fra Florvåg, samt sterk grad av påvirkning med antibegroingsstoffet tributyltinn (se nedenfor).

Sett isolert har de øvrige registrerte metallkonsentrasjoner i blåskjell ingen store konsekvenser og må betraktes som normale i sjøområder nær tettsteder og diverse industriell virksomhet. Det kan bemerkes at kobberpåvirkningen i Kongshamn kan være større enn den moderate overkonsentrasjonen i skjell tilsier. Kobber inngår i respirasjonspigmentet hemocyanin (Philips, 1976a, b; Davenport, 1977), og Bryan et al. (1985) fremhever at reguleringsevnen overfor kobber (og sink) gjør blåskjell mindre egnet som indikator ved moderat belastning. Ved en eventuell oppfølging i Kongshamn bør det derfor analyseres tang, som er en bedre indikator på kobber og sink (Knutzen et al., 1993c).

Tabell 16. Metaller i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Bergensområdet oktober - desember 1994 og april 1995 (Haakonsvern) mg/kg våtvekt og mg/kg tørrvekt.

Stasjoner	Hg	Cd	Pb	Zn	Cu	% tørrst.
Våtvektsbasis:						
Florvåg	0.054	0.16	1.38	47.7	1.27	18.8
Bakarvågen	0.023	0.15	0.72	44.9	0.71	16.4
Kolavågen	0.015	0.14	1.48	26.5	1.30	18.3
Marikoven	0.021	0.25	0.76	41.6	1.32	14.7
Kongshamn	0.017	0.15	0.56	29.5	2.89	16.6
Flesland	0.015	0.22	0.45	28.9	0.83	20.0
Nordåsvatnet	0.018	0.23	0.42	18.6	1.03	12.7
Haakonsvern III	0.018	-	-	-	-	14.0
Tørrvektsbasis:						
Florvåg	0.29	0.85	7.3	254	6.8	-
Bakarvågen	0.14	0.91	4.4	274	4.3	-
Kolavågen	0.08	0.77	8.1	145	7.1	-
Marikoven	0.14	1.70	5.2	283	9.0	-
Kongshamn	0.10	0.90	3.4	178	17.4	-
Flesland	0.08	1.10	2.3	145	4.2	-
Nordåsvatnet	0.14	1.81	3.3	146	8.1	-
Haakonsvern III	0.13	-	-	-	-	-

6.8. Tributyltinn (TBT) i blåskjell

TBT er et antibegroingsstoff som særlig er benyttet i skipsmaling. Stoffet har vist seg ekstremt giftig overfor enkelte marine organismer, bl.a. purpursnegl og enkelte muslingarter (se ref. i Knutzen, 1993). Siden 1989 er stoffet forbudt i Norge på båter under 25 m.

Alarmerende utbredelse av reproduksjonsforstyrrelser hos hunner av purpursnegl (utvikling av hannlige organer) langs Vestlands- og Sørlandskysten i 1991 (Harding et al., 1992), ble fulgt opp ved sonderende undersøkelser av TBT-forekomst i blåskjell og sedimenter fra en rekke havneområder. Spesielt i blåskjell viste analysene generelt bekymringsfulle verdier, delvis også på noen referanselokalteter i åpent farvann (Knutzen et al., 1995).

Ved disse havneundersøkelsene ble de høyeste konsentrasjonene observert i blåskjell fra Puddefjorden, særlig ekstremt i den indre delen (Solhemsviken), men også på Nordnes og ved Laksevåg (Knutzen et al., 1995).

Foruten utlekking fra skipstrafikk kan marinaer, mekaniske verksteder og skipsverft (avskraping og påføring av maling), være potensielle kilder for TBT. Ulovlig bruk kan neppe utelukkes.

Tallene i tabell 17 ligger klart lavere enn påvist i Bergen indre havn, men de høyeste verdiene er i samme størrelsesorden (litt lavere) enn registrert ytterst i Puddefjorden. Som man kunne vente, var det høyest konsentrasjoner (på tørrvektsbasis) i skjell fra Haakonsvernområdet, men i realiteten behøver det ikke være noen forskjell til de lokalitetene som følger nærmest: Florvåg, Bakarvågen og Marikoven. TBT-tilførslene må antas å variere dels sesongmessig, dels uregelmessig med båttrafikk og dertil episodisk nær virksomhet som fra tid til annen håndterer TBT-holdig maling (skipsverft, mekaniske verksteder). I så måte er det verd

å påpeke at perioden oktober - desember, da de fleste prøvene i tabell 17 er samlet inn, ikke skulle representere noe maksimaltilførsel. Denne skulle heller ventes om våren og sommeren. (På den annen side kan nedbrytningen av TBT være minst høst og vinter).

Tabell 17. TBT i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Bergensområdet 1994 - 95, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt og $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt.

Stasjoner/dato	Våtvektsbasis	% tørrvekt	Tørrvektsbasis
Florvåg 28/10-94	550	18.8 ¹⁾	2926
Bakarvågen 28/10-94	427	16.4 ¹⁾	2604
Holsnøy 1/12-94	191	14.3	1336
Herdla/Valen 28/10-94	278	14.8	1878
Kolavågen 27/11-94	166	18.3 ¹⁾	907
Marikoven 28/10-94	315	14.7 ¹⁾	2143
Kongshamn 2/12-94	187	16.6 ¹⁾	1127
Flesland 29/10-94	193	20.0 ¹⁾	965
Haakonsvern III 21/4-95	503	14.0	3593
Haakonsvern IV 21/4-95	372	12.3	3024
Nordåsvatnet 27/11-94	87	12.7 ¹⁾	685

¹⁾ Fra bestemmelse av skjellenes innhold av øvrige metaller (kfr. tabell 16).

Det er ikke mulig å angi hva tallene i tabell 17 representerer av overkonsentrasjoner, idet bare få og usystematiske data foreligger fra referansestasjoner i åpent farvann (Knutzen et al., 1995).

Benyttes et forholdstall på 1 : 10000 mellom gjennomsnittskonsentrasjonen i vann og den resulterende konsentrasjon (på våtvektsbasis) i blåskjell (se referanser i Knutzen et al., 1995), fås ut fra tabell 17 nivåer i vann på < 10 - 50 ng/l. Dette må anses betenkelig når terskelen for giftvirkninger overfor de ømfintlige organismer ligger i området 1 - 10 ng/l og foreslåtte vannkvalitetskriterier er 1/2/6 ng/l i ulike land (Zabel et al., 1988; Waite et al., 1991; Valkirs et al., 1991; Moore et al., 1992). Det må tilføyes at de fleste marine arter er betydelig mer tolerante enn disse lave grenseverdier tilsier. På den annen side kan det være flere ømfintlige arter enn de man så langt kjenner til.

TBT-forurensning har først og fremst økologiske konsekvenser. Oppkonsentrering langs næringskjeder til betenkelige nivåer i spiselige arter er neppe aktuelt fordi både fisk og krepsdyr har god evne til nedbrytning av TBT (kfr. ref. i Knutzen et al., 1995). Blåskjell har dårlig enzymutrustning for nedbrytning, men skiller likevel ut TBT relativt hurtig, dvs. halveringstider på 2 - 6 uker (Laughlin et al., 1986; Zuolian og Jensen, 1989). Imidlertid er spørsmålet om mulige langtidslagre ikke avklart.

Selv om TBT brytes ned av mikroorganismer, bl.a. planktonalger, kan stoffet under gitt forhold ha lang oppholdstid i sediment (ref. i Knutzen et al., 1995 og Fent & Hunn, 1995). Resultatene krever oppfølging. Lokale kilder bør oppspores, og bruk/håndtering av TBT og TBT-holdig materiale (avskrapet maling) innskjerpes og kontrolleres av sentral og lokal naturvernforvaltning. Man må være oppmerksom på gruntvannssedimenter som mulig kilde, spesielt ved mudring, dertil på mulig bruk av TBT til andre formål enn skipsmaling (se ref. i Fent og Hunn, 1995) og dessuten på muligheten av at TBT brukes ulovlig på småbåter. Det er et generelt behov for kartlegging av giftvirkninger på purpursnegl, beslektede arter og mulige andre ømfintlige organismer; likeledes sammenlignende opptaks- og utskillelsesstudier for å bedre kunnskapene om blåskjell og andre dyr/planter som TBT-indikatorer.

7. BIOAKKUMULERINGSFORSØK

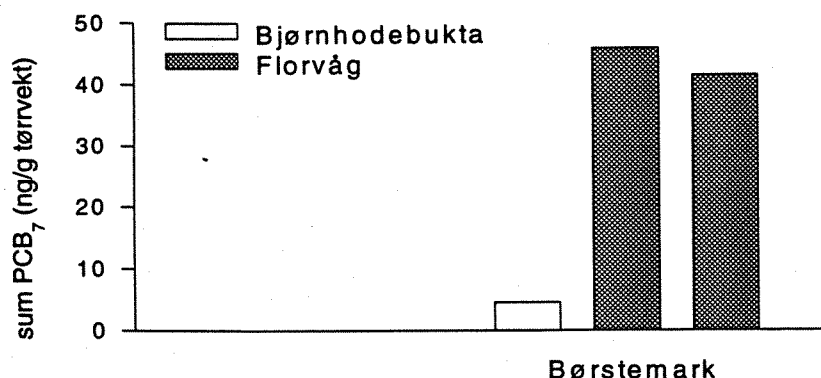
7.1. Resultater og diskusjon.

PCB i sedimentet fra Florvågen var tilgjengelig for opptak i børstemarken *Nereis diversicolor*, som akkumulerte PCB til 9 ganger bakgrunnsnivå (figur 19). Det var god overensstemmelse mellom de to replikate analysene av børstemark eksponert for Florvåg-sediment.

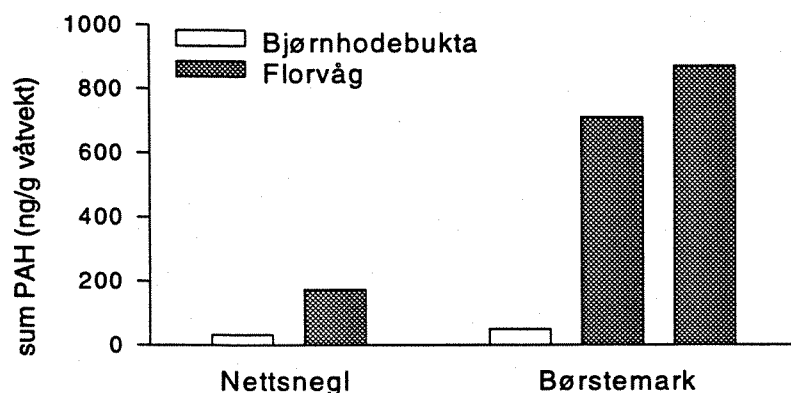
PAH i Florvåg-sediment var også tilgjengelig for begge artene - børstemarken *Nereis diversicolor* akkumulerte PAH til omkring 15 ganger bakgrunnsnivå, mens nettsnegl *Hinia reticulata* akkumulerte til omkring 6 ganger bakgrunnsnivå i løpet av de fire ukene eksponeringen pågikk (figur 20). Også her var det god overensstemmelse mellom de to replikate analysene av børstemark (hhv 710 og 870 ng/g våtvekt). Nettopp PAH var hovedårsaken til at det var ønskelig å inkludere en annen dyregruppe enn børstemark i test-systemet, siden disse har vist seg å kunne metabolisere PAH-forbindelser. Enkelte bløtdyr (Mollusca), som eksempelvis blåskjell, har imidlertid en lite effektiv metabolisme av disse stoffene. Nettsnegl tilhører også Mollusca, men akkumulerte altså mindre enn børstemarken. De relative konsentrasjonene av de ulike PAH-forbindelsene indikerer imidlertid visse artsforskjeller, selv om også summen av de såkalte kreftfremkallende PAH-ene ga samme forholdstall mellom referanse og eksponert organisme som sum av alle PAH.

Til tross for stor overkonsentrasjon av kvikksølv (Hg) i sedimentet akkumulerte dette metallet ikke i nettsnegl (figur 21). Andre tester med metaller i sediment (Cu, Cd) har imidlertid også indikert at nettsnegl i liten grad akkumulerer uorganisk metall. Børstemarken *Nereis diversicolor* ville ha gitt et klarere svar, men prøvene ble dessverre ødelagt i forbindelse med opparbeiding. Resultatet tyder imidlertid på at det er en liten andel organisk kvikksølv i dette sedimentet, siden dette skulle ha blitt tatt opp av nettsnegl.

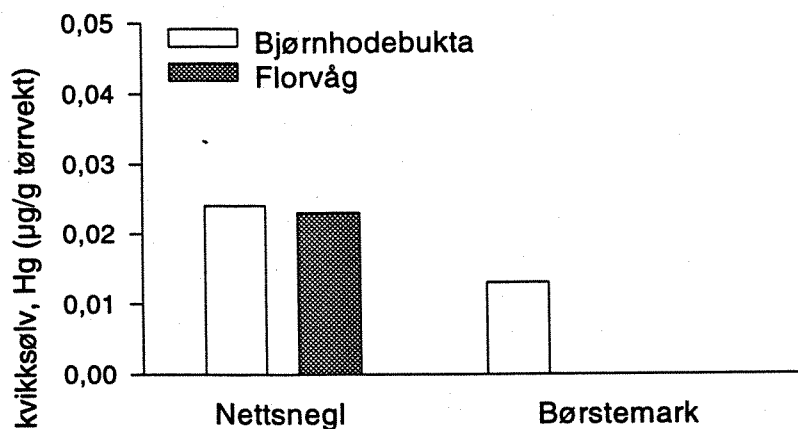
Eksponering for Florvåg-sediment påvirket ikke veksten til børstemark (figur 22). Tidligere arbeid har vist at den viktigste sediment-parameteren i så måte er det organiske innholdet i sedimentet, men at miljøgifter vil kunne ha en viss innflytelse ved lang tids eksponering. Florvåg-sedimentet inneholdt ekstremt mye organisk materiale, noe som under "normale" omstendigheter burde ha ført til en økning i børstemark-biomasse (se kap. 4.3). Det er imidlertid ikke mulig å trekke for vidtgående konklusjoner ut fra resultatene her annet enn at selv de ekstreme konsentrasjonene av PCB og PAH (og tildels Hg) verken førte til økt dødelighet eller til endret biomasse i forhold til børstemark i referanse-sedimentet.



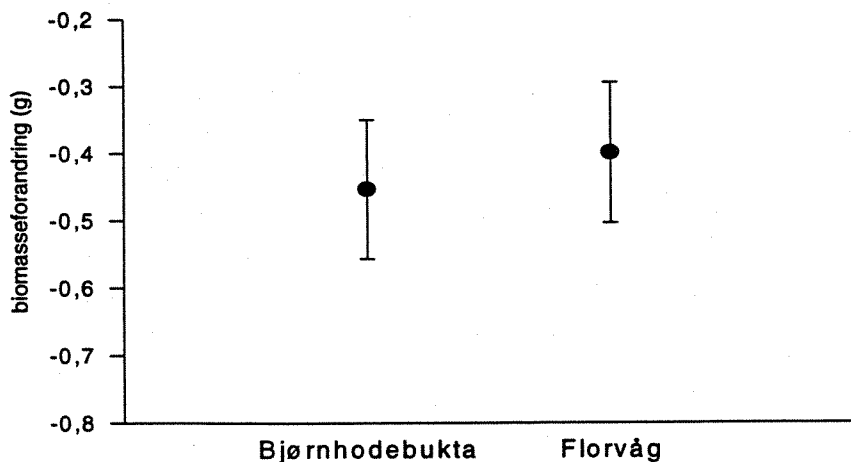
Figur 19. Konsentrasjoner av sum PCB₇ (ng/g tørrvekt) i børstemarken *Nereis diversicolor* etter 28 dagers eksponering for sediment fra Bjørnhodebukta (referanse) og Florvågen; hver prøve representerer 25-30 individer. Fettinnholdet i prøvene var hhv 1,2% (Bjørnhodebukta), 1,3 og 1,3% (Florvåg). Nettsnegl (*Hinia reticulata*) ble ikke analysert for PCB.



Figur 20. Konsentrasjoner av PAH (sum PAH; ng/g våtvekt) i nettsnegl (*Hinia (Nassarius) reticulata*) og børstemarken *Nereis diversicolor* etter 28 dagers eksponering for sediment fra Bjørnhodebukta (referanse) og Florvåg; hver prøve representerer henholdsvis 12-15 individer (*Hinia*) og 25-30 individer (*Nereis*).



Figur 21. Konsentrasjoner av kvikksølv, Hg ($\mu\text{g/g}$ tørrvekt) i nettsnegl (*Hinia (Nassarius) reticulata*) etter 28 dagers eksponering for sediment fra Bjørnhodebukta (referanse) og Florvåg; hver prøve representerer henholdsvis 12-15 individer. Børstemark eksponert for Florvåg-sediment ble ikke analysert grunnet tap av prøver i opparbeiding.



Figur 22. Biomasseforandring hos *Nereis diversicolor* eksponert for sediment fra Bjørnhodebukta (referanse) og Florvågen - biomasse beregnet fra de 10 største individene i hvert akvarium før og etter eksponering; n=4 akvarier, gjennomsnitt +/- standard feil.

8. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER - VIDERE ARBEID

Undersøkelsene i Bergensområdet har avdekket en foruroligende situasjon mht. PCB-forurensning. Dette gjelder ikke bare i by-og havnenære vannforekomster (Bjerknes et al., 1992, Skei et al., 1994) og ved Haakonssvern (Koniczny, et al., 1993, Knutzen og Biseth, 1994, Koniczny, 1994), men også i Byfjorden (Skei et al., 1994) og nå ved resultatene fra flere andre steder over et større område. Selv torsk fra den antatte referansestasjonen i Herdlafjorden viste seg å inneholde tydelige overkonsentrasjoner (tabell 9 og 10). Betenkelig høye er også nivåene i lever av en dypvannsart som brosme fra Hjeltefjorden og Byfjorden (Astley, 1994). Det bør også påpekes at bunnsedimentene i de områdene hvor det også er påvist forhøyede nivåer av PCB i organismer representerer tildels store lagre med miljøgifter som potensielt kan bidra til forurensningssituasjonen i flere ti-år framover.

Så langt er den viktigste praktiske konsekvensen av dette at Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) har nedlagt forbud mot omsetning og frarådet konsum av fiskelever fra indre deler av Byfjorden, dessuten ustedt omsetningsforbud og/eller kostholdsråd for Haakonssvern-området (se forøvrig kap.1). Det er nå nødvendig at SNT vurderer konsekvensene av delvis høyt PCB-innhold i fisk fra det større område som fase 2 av Bergens-undersøkelsene dekker. Det gjelder særlig mht. konsum av fisk og krabbe, men også blåskjell fra enkelte steder. Samtidig bør fiskerimyndighetene se på forholdene i relasjon til oppdrett.

Det som er avdekket aktualiserer en oppfølging av fylkets og berørte kommuners miljøvernmyndigheter. Viktigste er å få oppsporet eventuelle kilder som fremdeles er aktive (deponier o.a.), men også behovet for utvidede undersøkelser (Raunefjorden, Fanafjorden, Salhusfjorden, nordre del av Hjeltefjorden) bør vurderes. Det samme gjelder ytterligere lokale sjøområder der det er grunn til å mistenke at det kan være tidligere eller fremdeles eksisterende punktkilder. Videre må det generelle overvåkingsbehovet bedømmes, og spesielt ved iverksettelse av tiltak for å se i hvilken grad disse har effekt.

Behovet for undersøkelser må ikke bare ses ut fra hensynet til konsum av sjømat og tilknyttede fiskeri-og rekreasjonsinteresser. Situasjonen har også en viktig naturvernside. Observasjon av stresssymptomer hos brosme ga ikke alarmerende verdier (Astley, 1994), men andre arter (med tilhold på grunnere vann og med lokale bestander nær kilder), vil være mere utsatt. Observasjoner av lomre og skrubbe fra Sletten/Raunefjorden ved laboratorium for marin molekylærbiologi ved Universitetet i Bergen kunne således tyde på effekter av belastning med organiske mikroforurensninger (Anders Goksøy, pers. medd.). Når sannsynlige kildeområder nå er avdekket, kan mer systematiske og omfattende studier gjøres i omegnen av disse, fortrinnsvis samordnet med målinger av fisks og eventuelt andre dyrs innhold av PCB og andre miljøgifter.

I det videre arbeidet med kartlegging av tilstanden og eventuell overvåking, bør observasjonene også inkludere fisk og skalldyrs innhold av andre aktuelle klororganiske stoffer. I første rekke tenkes på insektmidelet DDT med nedbrytningsprodukter, insektmidelet lindan og andre heksaklor-, sykloheksaner, heksaklorbensen (HCB) og oktaklorstyren (OCS). Dette er stoffer som både har global utbredelse pga. atmosfærisk spredning og som har lokale kilder. Selv om DDT generelt inntil nylig har vært forbudt i mere enn 20 år, kan stoffet fremdeles spores i betydelige konsentrasjoner nær fruktdyrkingsområder og planteskoler. (F.eks. er det lokalt i Sørfjorden, Hardanger funnet overkonsentrasjoner på mere enn 10 ganger i blåskjell, samt forhøyede nivåer i fisk, Knutzen et al., 1994b)).

I forbindelse med oppfølgingen bør man være oppmerksom på at data for å vurdere spiseligheten av sjømat egentlig er utilstrekkelig før man i analysene inkluderer alle klororganiske stoffer som kan representere en risiko. Spesielt må nevnes alle PCB-forbindelsene og andre stoffer som gir bidrag til en dioksinlignende giftvirkning. (Også andre PCB med annen virkningsmekanisme, bl.a. på sentralnervesystemet, er viktige, men disse er foreløpig utilstrekkelig kjent og har dessuten ikke fått tilordnet dosegrenser).

I Norge er det en generell mangel på fullverdige data på organiske miljøgifter. Hovedansvaret for å rette på dette ligger hos de sentrale miljøvernmyndighetene, men utgangspunktet må nødvendigvis være lokale behov.

Det understrekes at ovenstående ikke dreier seg om hva man ideelt sett burde ha av opplysninger, men bare om å tilveiebringe rimelig fullstendige data for å kunne forvalte miljø og resurser på et grunnlag som er mer dekkende og pålitelig enn det som regelmessig foreligger. De fleste av de foreslåtte analyser representerer uvesentlig fordyrelse. Mer avanserte analyser bør i hovedsak ses på som et nasjonalt anliggende å få gjort idet de fremkomne data vil tjene landets totale vannressursforvaltning, bl.a. som sammenligningsgrunnlag ved en rekke lokale forurensningssituasjoner. Når det gjelder indikasjonene på forurensning med PAH og olje kaller dette mer ensidig på et lokalt engasjement i form av at større nåværende kilder oppspores, eventuelt kartlegges (kvantifiseres) og begrenses. Samtidig er det viktig å øke de alminnelige bevissthet mot mange små kilder og slumsete omgang med med slike stoffer (f.eks. stadige små oljesøl fra skipstrafikk og småbåter).

I enkelte tilfeller har PAH-kontamineringen av skjell vært relativt høy (Skei et al., 1994), men bare i områder der man neppe faller på å drive med skjellsanking. Vurdering av skjells spiselighet pga. PAH-innhold synes det følgelig å være mindre behov for.

Også TBT-kilder (påføring/avskrapning av skipsmalning, eventuelt ulovlig bruk) må oppspores lokalt. I og nær Bergen havneområde (kfr. Knutzen et al., 1995) må det uansett forventes økologiske skader, men i tilfeller som Florvåg, Bakarvågen, Marikoven og de indre sjøområder ved Haakonsvern (se tabell 17) bør oppfølgende biologiske observasjoner vurderes.

Selv om metallforurensningen i sediment er utbredt, er det med unntak av kvikksølv, lite som tyder på at metaller i spiselige organismer er noe problem (se imidlertid de moderate konsentrasjonene av bl.a. bly i blåskjell fra Byfjord-lokaliteter rapportert av Skei et al., 1994).

Torsk fra Haakonsvern-området fremtrer som markert påvirket av kvikksølv, og indikasjoner på mer moderat belastning er funnet i Florvåg, samt nær Bergen (Skei et al., 1994). Registreringene av høye konsentrasjoner i brosme (Astley, 1994) antyder at problemet kan være noe større enn foreliggende og foregående rapport viser. Det vil i tilfelle primært gjelde større (eldre) eksemplarer av torskefisk og eldre bunnfisk.

9. REFERANSER

Ahlborg, U.G., Håkanson, F., Wærn, F. og Hanberg, A., 1988. Nordisk dioxinriskbedømmning. Miljørapport 1988 : 7 (Nord 1988 : 49) fra Nordisk ministerråd, København. 129 s. + bilag.

Ahlborg, U.G., Becking, G.C., Biurnbaum, L.S., Brouwer, A., Derks, H.J.G.M., Feely, M., Golor, G., Hanberg, A., Larsen, J.C., Liem, A.K.D., Safe, S.H., Schlatter, C., Wærn, Younes, M. and Yrjänheikki, 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. Report on a WHO-ECEH and IPCS consultation, December 1993. Chemosphere, 28, 1049-1067.

Astley, K., 1994. Ecotoxicology of natural populations. Biomarkers in wild tusk (Brosme brosme) populations in Byfjorden, Bergen, Norway. M.Sci-thesis, University of Reading, Unpubl.

Berge, J.A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler/Koster området. Rapport 446/91 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport (l.nr. 2669), 192s.

Berge, J.A. og Helland, A., 1993. Overvåkingsundersøkelser i Iddefjorden 1991/1992. Miljøgifter i sedimenter, ål, torsk og taskekrabbe. Rapport 513/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport (l.nr. 2953), 56s.

Bjerknes, W., Green, N., Klungsøy, J. og Wilhelmesen, S., 1992. Undersøkelse av PCB i det marine miljø utenfor ubåtbunker ved Nordrevåg, Bergen. Fase 1- innledende observasjoner. NIVA-rapport (l.nr. 2789), 29s.

Bjørklund, I., 1987. Skeppsbottenfärgernas miljöeffekter. Rapport 7/87 fra Kemikalieinspektionen, 15 s.

Davenport, J., 1977. A study of the effects of copper applied continuously and discontinuously to specimens of *Mytilus edulis* (L.) exposed to steady state and fluctuating salinity levels. J. Mar. Biol.Ass. U.K., 57, 63-74.

Dons, Chr. og P.Å.Beck., 1993. Miljøgifter i Norge. SFT-rapport 985/1993, 115 s.

Fent, K. and Hunn, J., 1995. Organotins in freshwater harbors and rivers: temporal distribution, annual trends and fate. Environ. Contam. Toxicol., 14, 1123-1132.

Gremm, T.J. and Frimmel, F.H., 1992. Determination of organotin compounds in aqueous samples by means of HPGC-AED. Water Res., 26, 1163-1170.

Harding, M.C.J., Bailey; S.K. and Davies, I.M., 1992. UK Department of the Environment. TBT imposex survey of the North Sea. Annex 7. : Norway. Scottish Fisheries Working Paper No. 10/92. the Scottish Office Agriculture and Fisheries Department, Aberdeen, 21 p. + appendix.

Klungsøy, J., Wilhelmesen, S., Westerheim, K., Sætvedt, E. and Palmork, K.H., 1988. The GEEP Workshop: Organic chemical analyses. Mar. Ecol. Progr. Series, 46, 19-26.

Knutzen, J., 1989a. PAH i det akvatiske miljø - opptak/utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport (l.nr. 2205), 107 s.

Knutzen, J., 1993. Tinnorganiske forbindelser- en marin forurensning som er undervurdert i Norge? VANN 2, 235-243.

Knutzen, J. 1995. Summary report on levels of polychlorinated dibenzofurans/dibenzo-p-dioxins and non-ortho polychlorinated biphenyls in marine organisms and sediments in Norway. NIVA-report (l.nr. 3317), 19p.

Knutzen, J. og Biseth, Aa., 1994. Undersøkelse av non-ortho polysykliske bifenyl og polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioxiner i organismer og sedimenter i omegnen av marinebasen ved Haakonsvern 1993. NIVA-rapport (l.nr. 3073), 45s.

Knutzen, J. og Green, N., 1995. "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-Paris- kommisjonene (Joint Monitoring Programme - JMP), 1992-1993. Rapport 594/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport (l.nr. 3302), 1106 s.

Knutzen, J., Rygg, B. og Thelin, I., 1993 a. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkning av miljøgifter. SFT-rapport TA- 923/1993, 20s.

Knutzen, J., Green, N. og Brevik, E., 1993 b. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1991. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. Rapport 581/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport (l.nr. 3160), 36 s.

Knutzen, J., Moy, F. og Rygg, B., 1993 c. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1991. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer, bløtbunnsfauna og gruntvannssamfunn. Rapport 501/92 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport (l.nr. 28447), 66 s.

Knutzen, J., Berglund, L., Green, N., Kringstad, A., Oehme, M. og Skaare, J.U., 1993d. Overvåking av fisk og skalldyr i Grenlandsfjordene 1991. Rapport 509/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport (l.nr. 2833), 133 s.

Knutzen, J., Berglund, L., Green, N., Kringstad, A., Oehme, M. og Skaare, J.U., 1994. Overvåking av fisk og skalldyr i Grenlandsfjordene 1992. Rapport 545/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport (l.nr. 2989), 127 s.

Knutzen, J., Berglund, L. og Brevik, E., 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Klororganiske stoffer og tributyltinn (TBT) i blåskjell 1993-1994. Rapport 610/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport (l.nr. 3296), 79s.

Konieczny, R., 1992. Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i området Bjørvika- Bispveika, Oslo havn. NIVA-rapport (l.nr. 2808), 87 s.

Konieczny, R., 1994. Sedimentundersøkelser og tiltaksvurdering i forbindelse med kaiutbygging for mineryddingsfartøy (P-6084), Haakonsværn 1994. NIVA-rapport (l.nr. 3145), 56s.

Konieczny, R., og Juliussen, A., 1995. Sonderende undersøkelser av miljøgifter i norske havner og utvalgte kystområder. Observasjoner i sedimenter på strekningen Narvik-Kragerø. Statlig program for forurensningsovervåking. Rapport 587/94. NIVA-rapport (l.nr. 3275), 185 s.

Konieczny, R., Johnsen, T.M., Klungsøyr, J. og Knutzen, J., 1993. Undersøkelser av organiske miljøgifter i bunnsedimenter og marine organismer i nærområdet utenfor ABC/Brannøvingsfeltet Haakonsværn, Bvergen 1993. NIVA-rapport (l.nr. 2942), 73 s.

Loring, D.H., 1990. Lithium - a new approach for the granulometric normalization of trace metal data. Mar. Chem. , 29, 155-168-

Loring, D.H. and Rantala, R.T.T., 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. Earth-Science Reviews, 32, 235-283.

Martinsen, K., Staveland, G., Skaare, J.U., Ugland, K.I. and Haugen, A., 1991. Levels of environmental pollutants in male and female flounder (*Platichthys flesus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.) caught during the year 1988 near or in the waterways of Glomma, the largest river of Norway. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 20, 353-360.

Moore, D.R.J., Noble, D.G., Walker, S.L., Trotter, D.M., Wong, M.P. and Pierce, R.C., 1992. Canadian water quality guidelines for organotins. Environment Canada, Ecosystems Science and Evaluation Directorate/Eco-Health Branch, Scientific Series No. 191, Ottawa.

Næs, K., Oug, E., Knutzen, J. og Moy, F., 1991. Resipientundersøkelse av Tromøysund. Bunnsedimenter, organismer på bløt-og hardbunn, miljøgifter i organismer. NIVA-rapport (l.nr. 2645), 104 s.

Oehme, M., Klungsøyr, J., Biseth, Aa. and Schlabach, 1994. Quantitative determination of ppq-ppt levels of polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofurans in sediments from the Arctic (Barents Sea) and the North Sea. Anal. Meth. Instr. 1, 153-163.

Paetzel, M., 1993. Actuo-geological sedimentation in Norwegian coastal and fjord environments. Dr.Scient thesis, University of Bergen.

Phillips, D.J.H., 1976 a. The common mussel Mytilus edulis as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. I. Effects of environmental variables on uptake of metals. *Mar. Biol.*, 38, 59-69.

Phillips, D.J.H., 1976 b. The common mussel Mytilus edulis as an indicator of pollution by zinc, cadmium, lead and copper. II. Relationship of metals in the mussels to those discharges by industry. *Mar. Biol.*, 38, 71-80.

Safe, S., Safe, L. and Mullin, M., 1987. Polychlorinated biphenyls. Environmental occurrence and analysis. p1-13 in Safe, S. (ed.) : Polychlorinated biphenyls (PCBs) : Mammalian and environmental toxicology. Springer Verlag, Berlin etc.

Schlabach, M., Biseth Aa., Gundersen, H. and Oehme, M., 1993. On -line GPC/carbon clean up method for determination of PCDD/F in sediment and sewage sludge samples. p. 71-74 in H. Fiedler et al.(red) DIOXIN 93. Organohalogen compounds. Vol. 11. Federal Environmental Agency, Wien.

Skei, J., Knutzen, J. og Klungsøyr, J., 1994. Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og Byfjorden 1993. Fase 1. Miljøgifter i spiselige organismer og bunnsedimenter. NIVA-rapport (l.nr. 3018), 88s.

Stäb, J.A., Cofino, W.P., van Hattum, B. and Brinkman, V.A.T., 1993. Comparison of GC/MSD and GC/AED for the determination of organotin in the environment. *Fresenius J. Anal. Chem.*, 347, 247-255.

Valkirs, A.O., Davidson, B., Kear, L.L., Fransham, J.G., Grovhoug, J.G. and Seligman, P.F., 1991. Long-term monitoring of tributyltin in San Diego Bay California. *Mar. Environ.Res.* 12, 151-167.

Waite, M.E., Waldock, M.J. Thain, J.E., Smith, D.J. and Milton, S.M., 1991. Reductions in TBT concentrations in UK estuaries following legislation in 1986 and 1987. *Mar. Environ. Res.*, 32, 89-111.

Zabel, T.F., Seager, J. and Oakley, S.D., 1988. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Organotins. Water Research Centre (UK), Report TR 255, 73p.

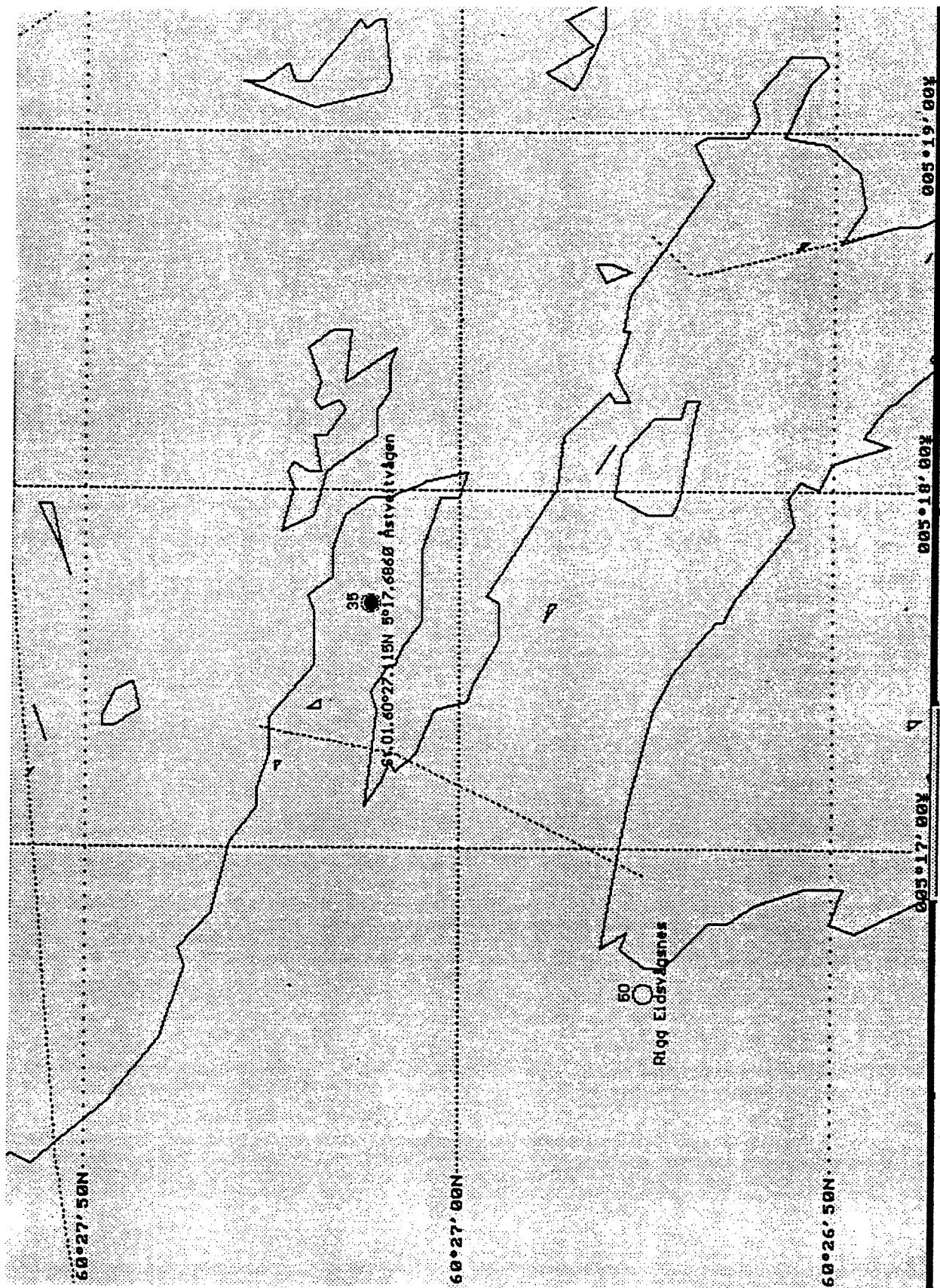
Zuolian, C., and Jensen, A., 1989. Accumulation of organic and inorganic tin in blue mussel, Mytilus edulis, under natural conditions. *Mar. Pollut. Bull.*, 20, 281-286.

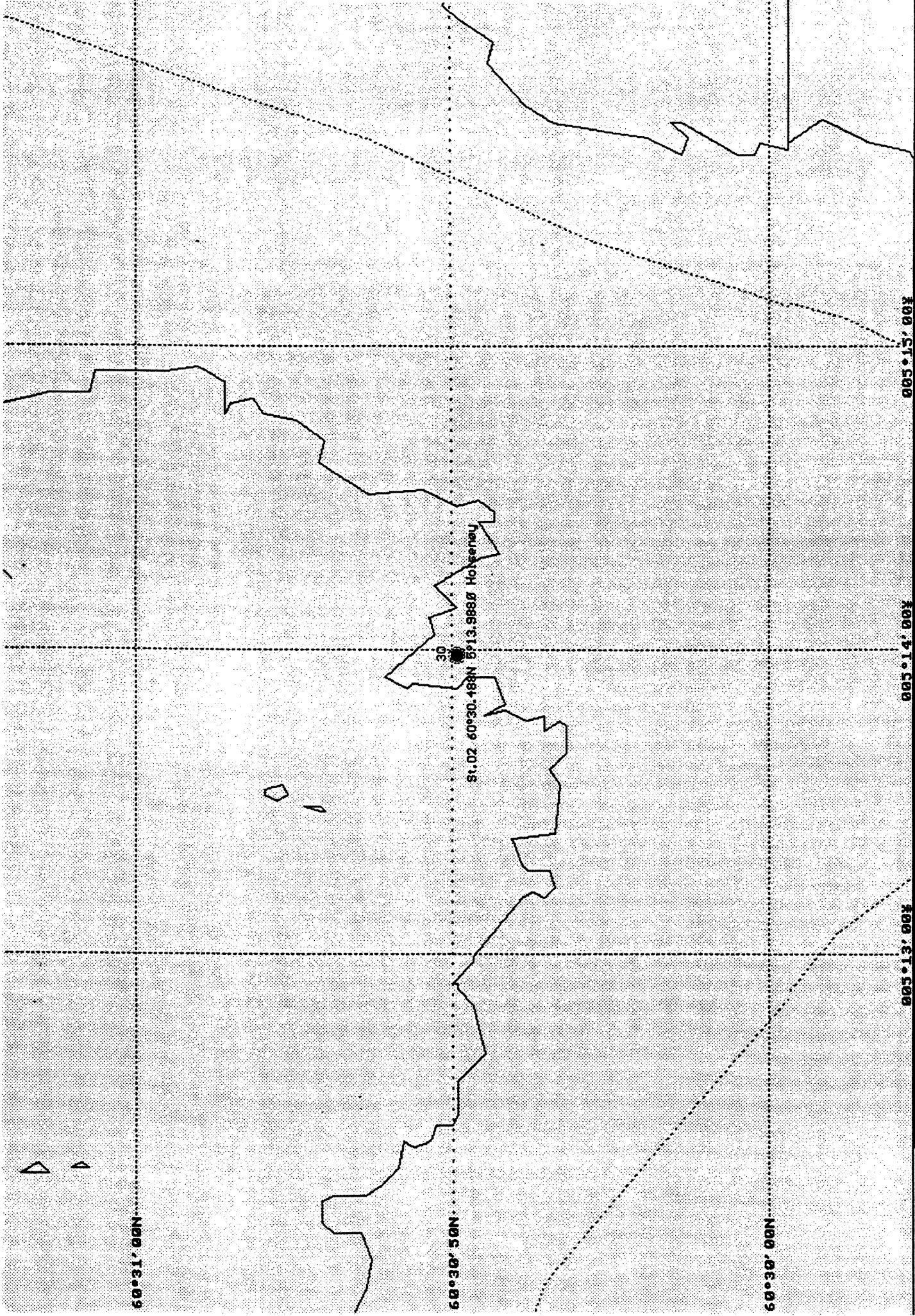
VEDLEGG

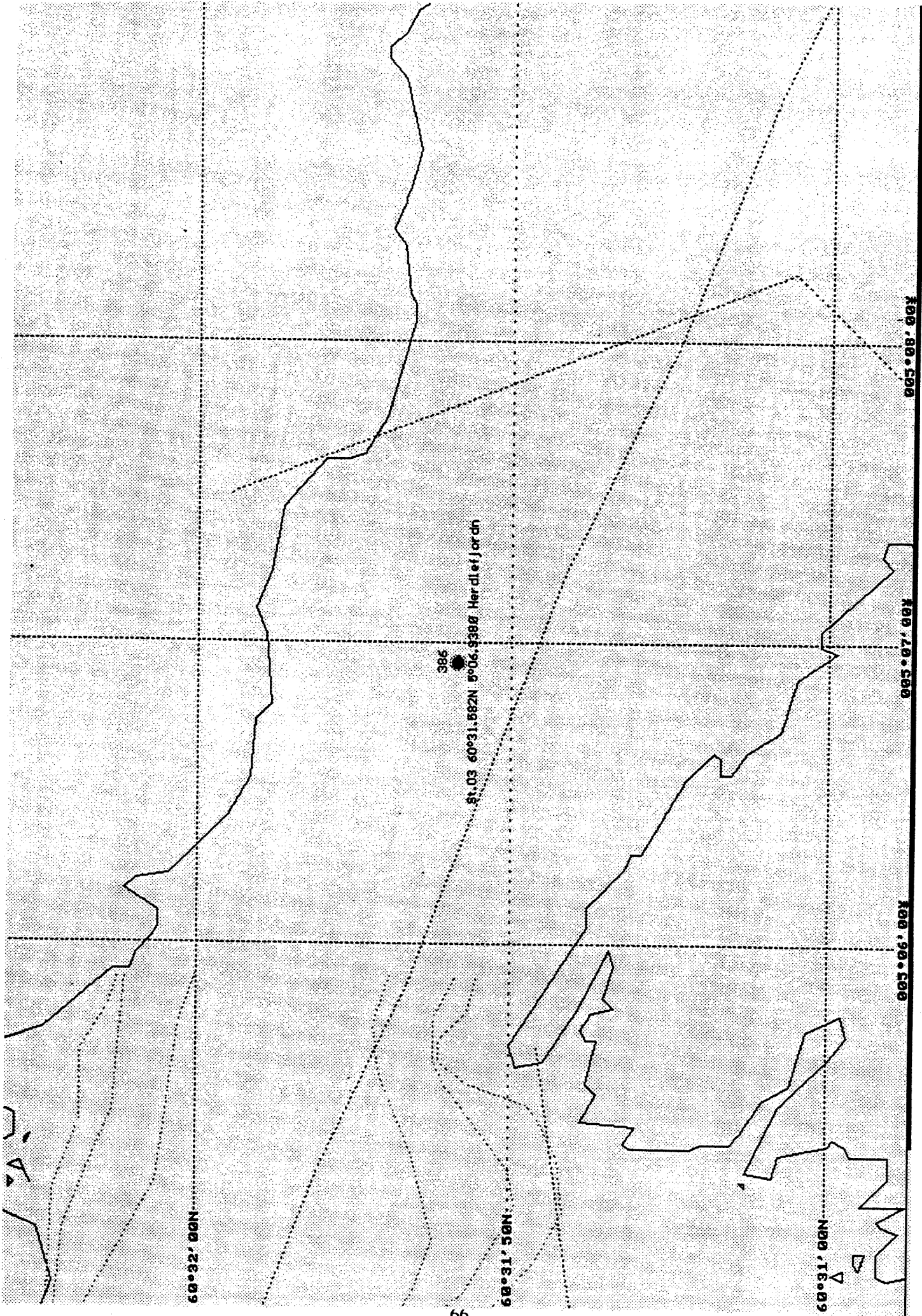
SEDIMENTER

Vedlegg 1. Kart over sedimentstasjoner (vedleggsfigur 1) og rådata for analyser av vanninnhold, kornstørrelse, TN, TOC, Cd, Cr, Hg, Li, Pb ved Norsk Institutt for Vannforskning (vedleggstabell 1) og analyser av PCB, NPD/PAH og THC ved Havforskningsinstituttet (vedleggstabell 2-4) og instrumentbetingelser ved analyse av PCB, NPD/PAH og THC (vedleggstabell 5-7).

Vedleggsfigur 1. Nøyaktig posisjonering av sedimentstasjoner (GPS) tatt i 1994.







386
St.03 60°31.582N 0°05.938E Hardlefjorden

60°32' 00N

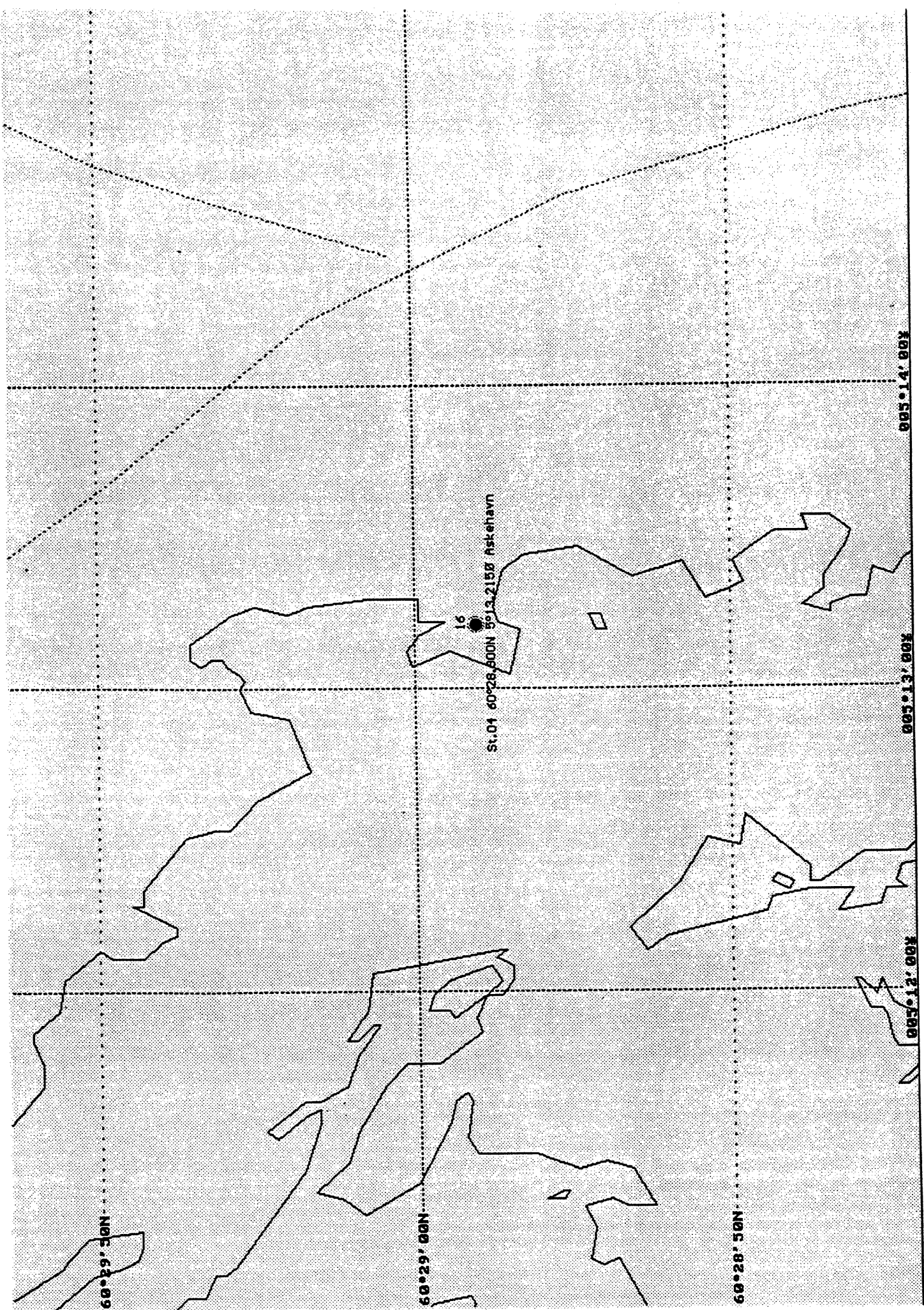
60°31' 50N

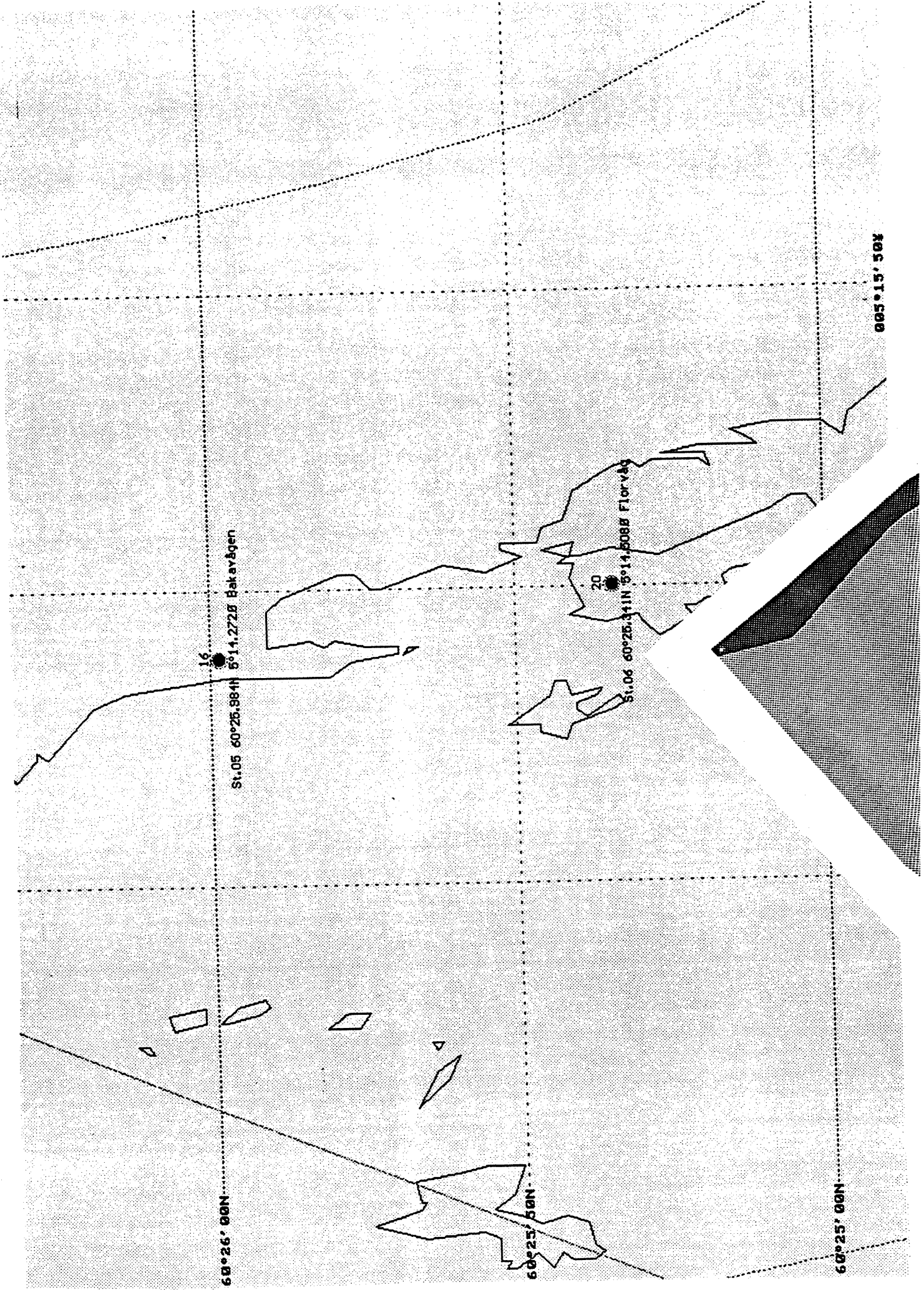
60°31' 00N

005°06' 00E

005°07' 00E

005°08' 00E





60°26' 00N

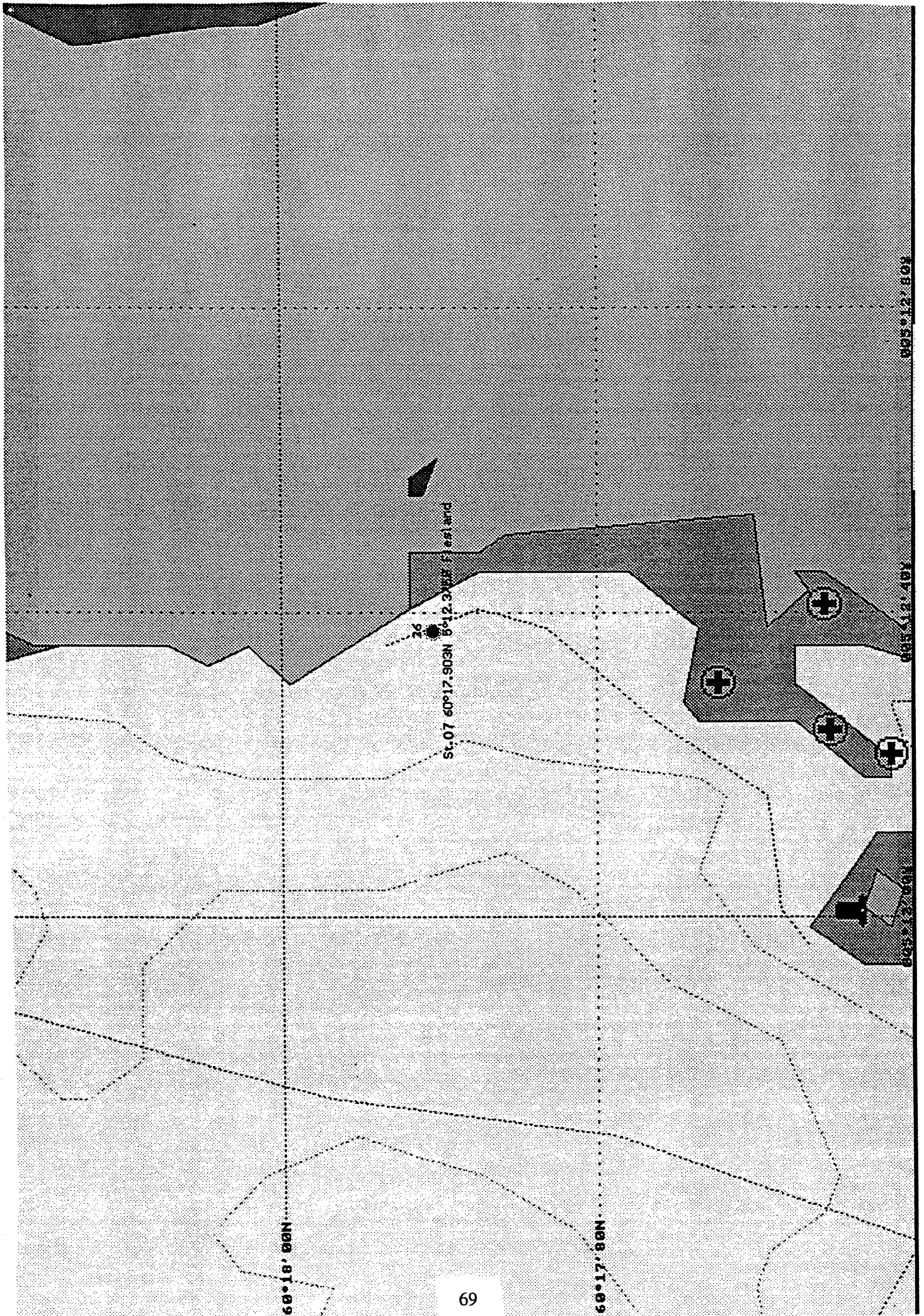
16
St.05 60°25.984N 5°14.272E Bakavågen

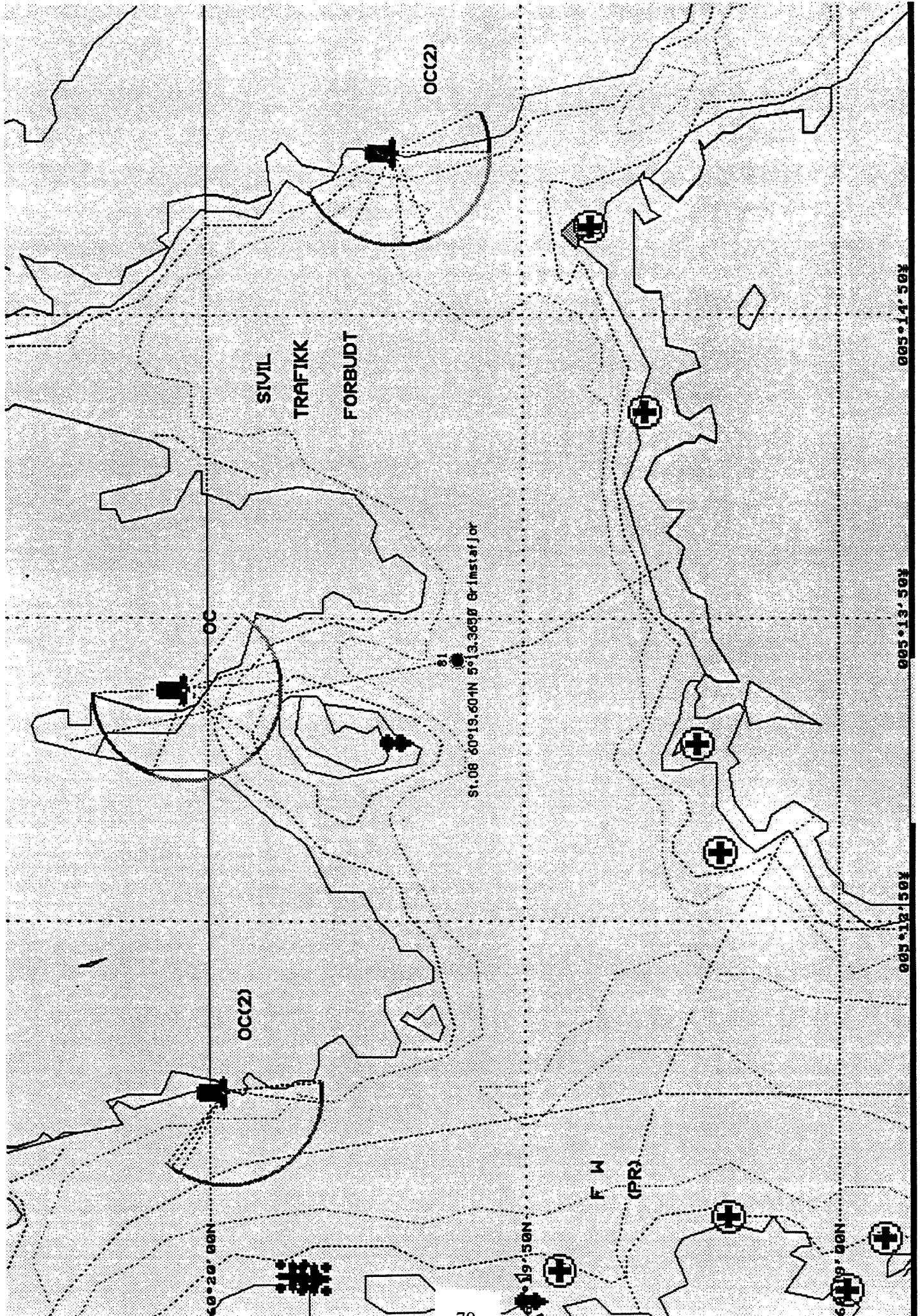
20
St.06 60°25.311N 5°14.508E Florvåg

60°25' 50N

60°25' 00N

005°15' 30E





SIVIL
TRAFIKK
FORBUDDT

OC(2)

OC(2)

St. 08 50°19.60'N 5°13.365'Ø Gr Instafjør

F W
(PR)

60°20' 00N

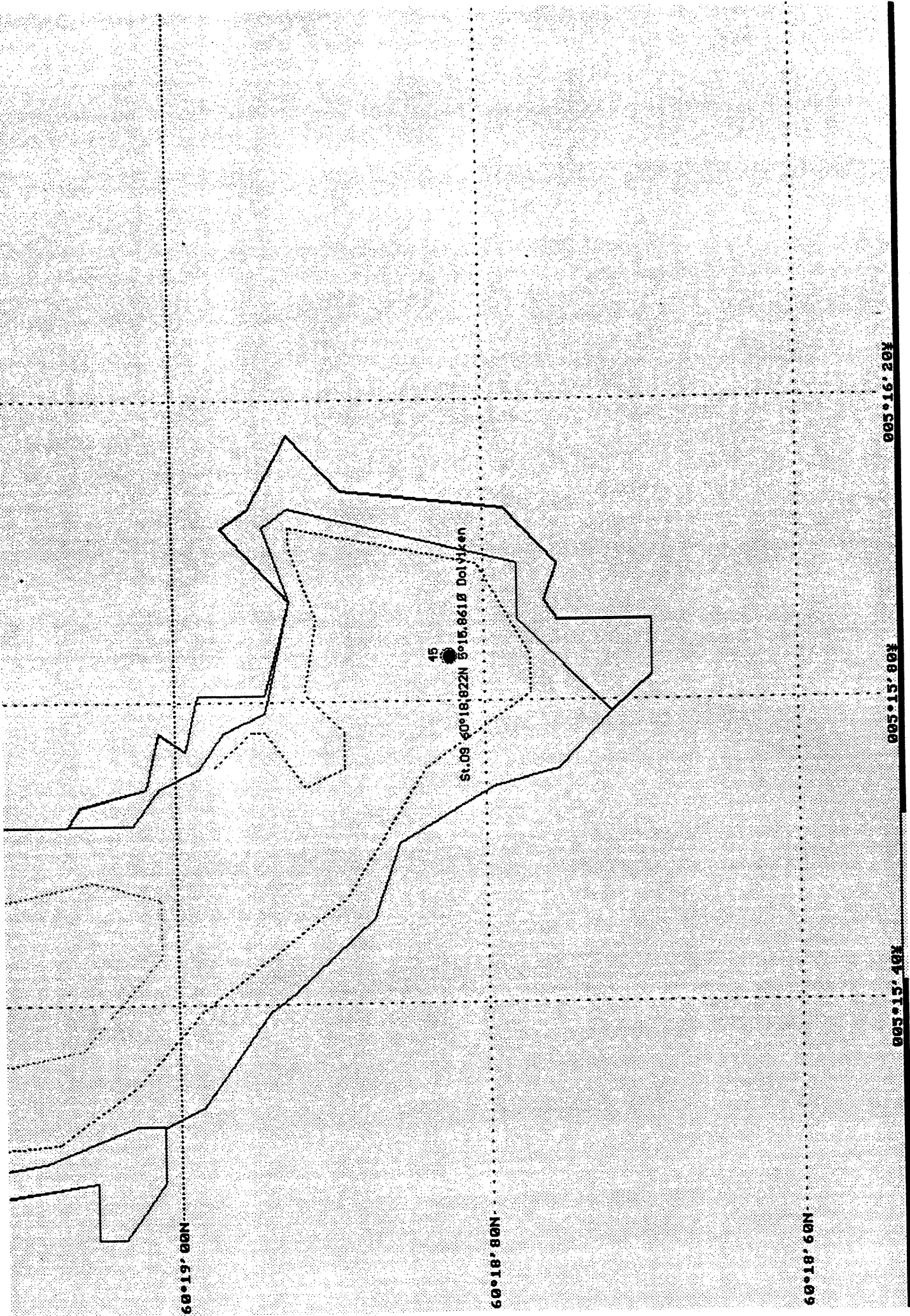
60°19' 50N

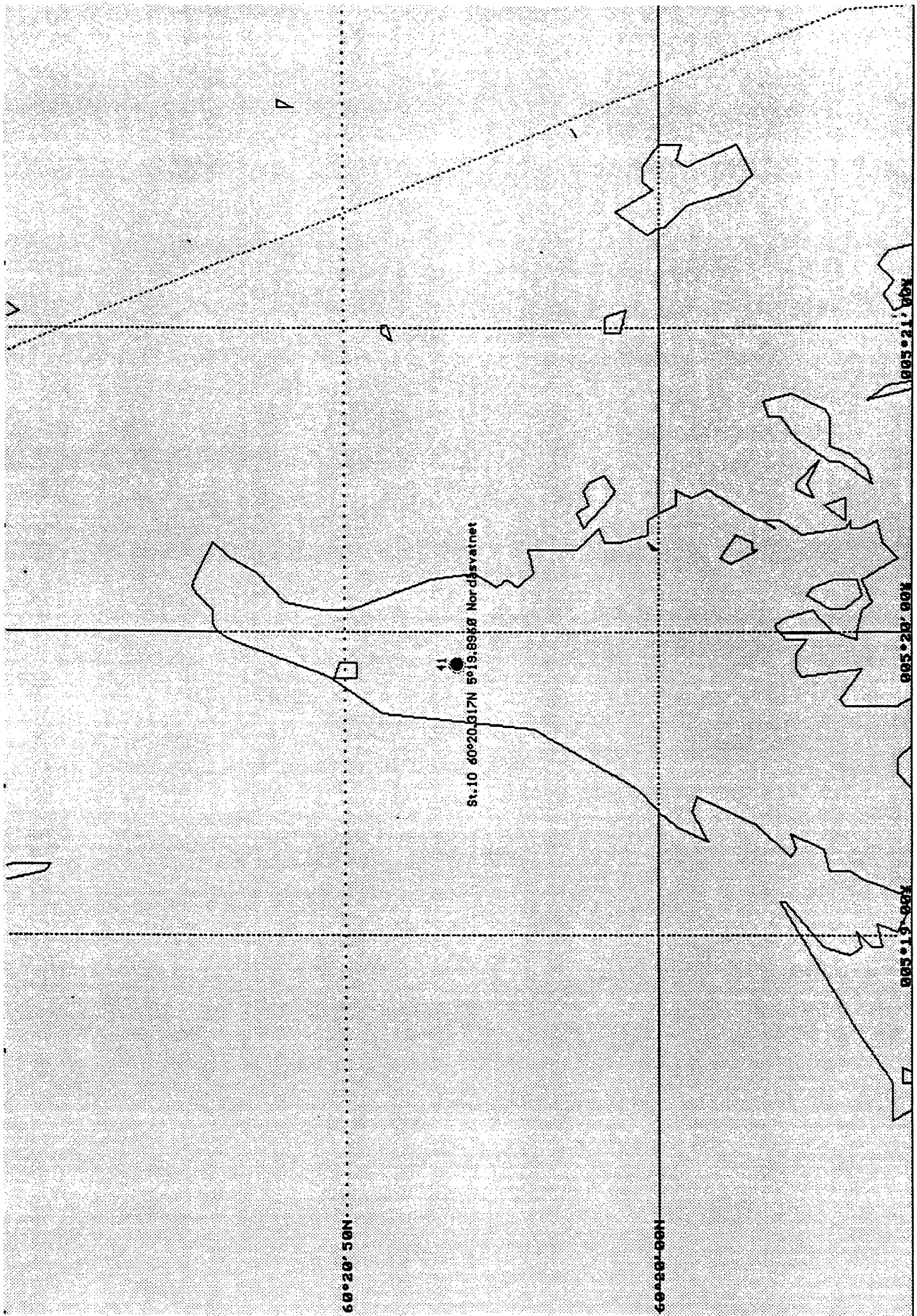
60°19' 00N

005°12' 50Ø

005°13' 50Ø

005°14' 50Ø





60°20' 50N

60°20' 00N

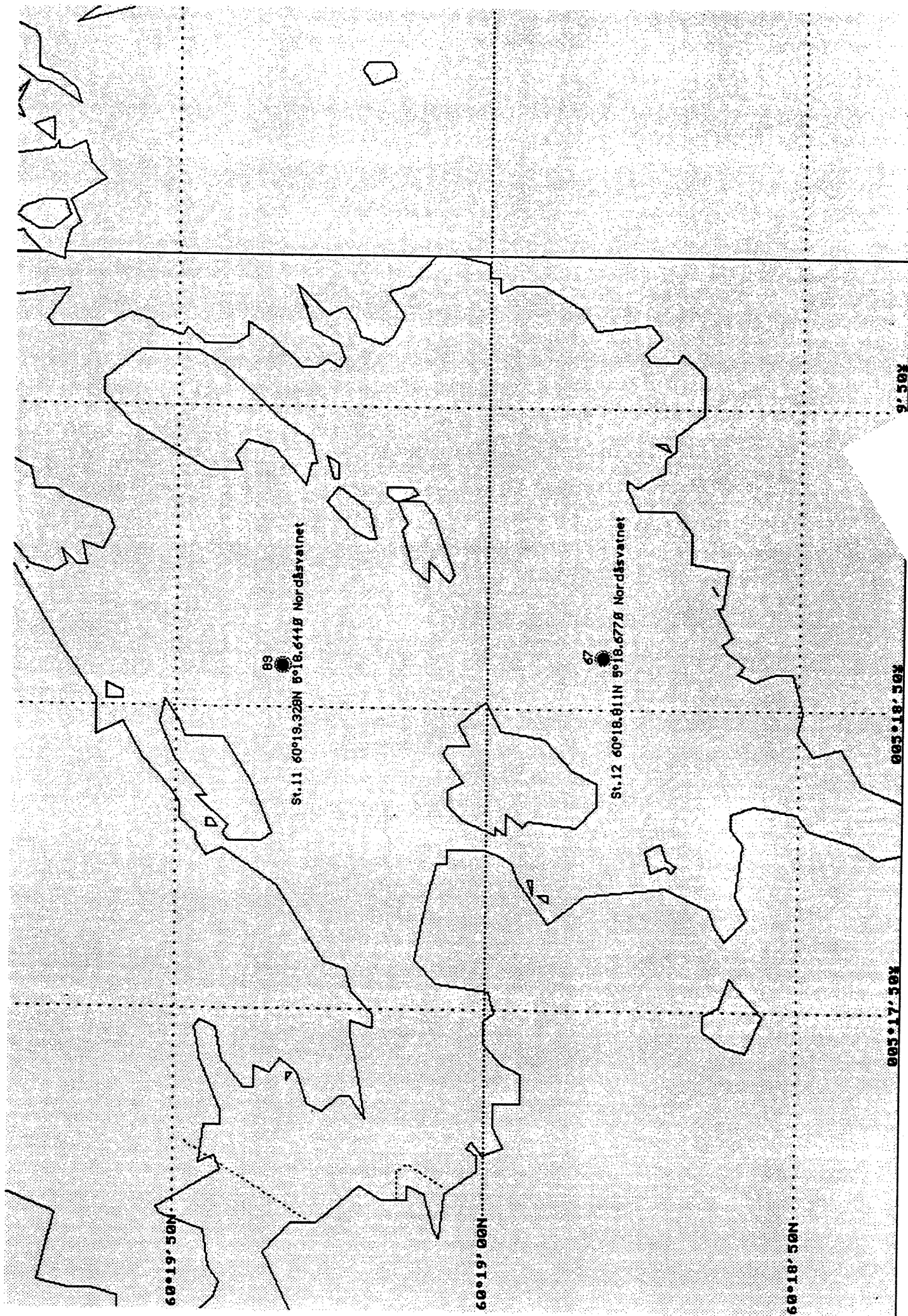
St. 10 60°20.317'N 5°19.896'E Nordsvatnet

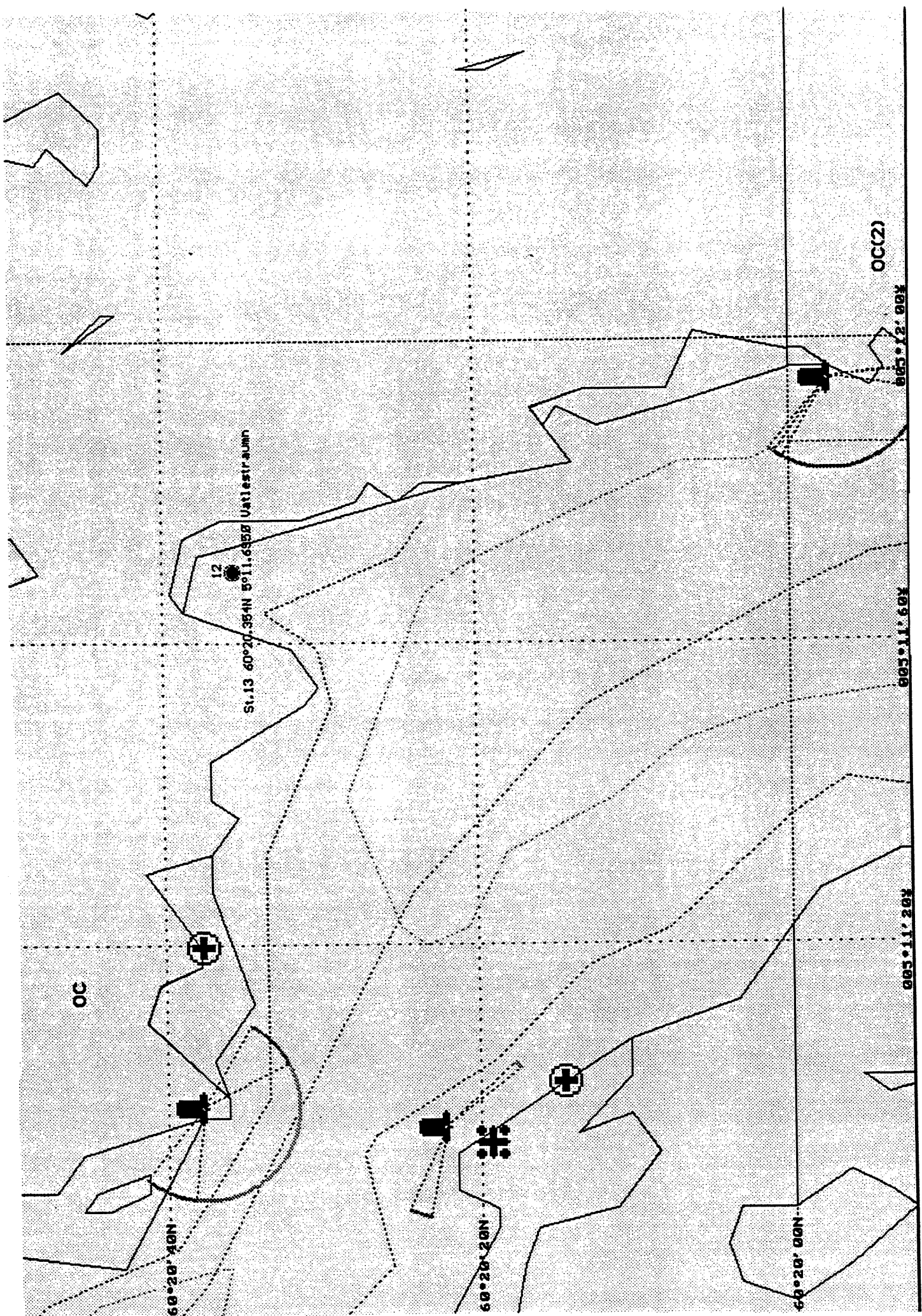
005°19' 00E

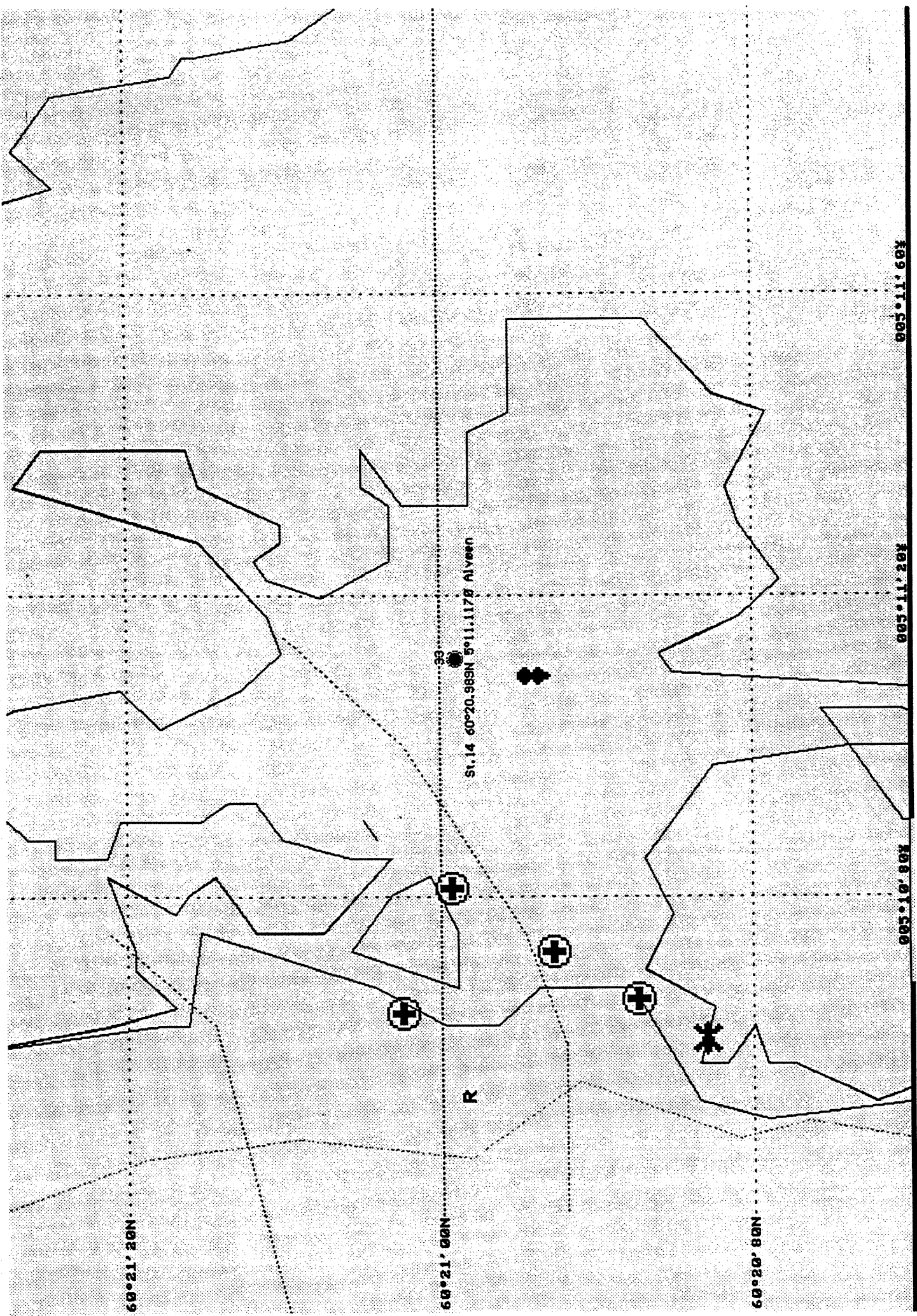
005°20' 00E

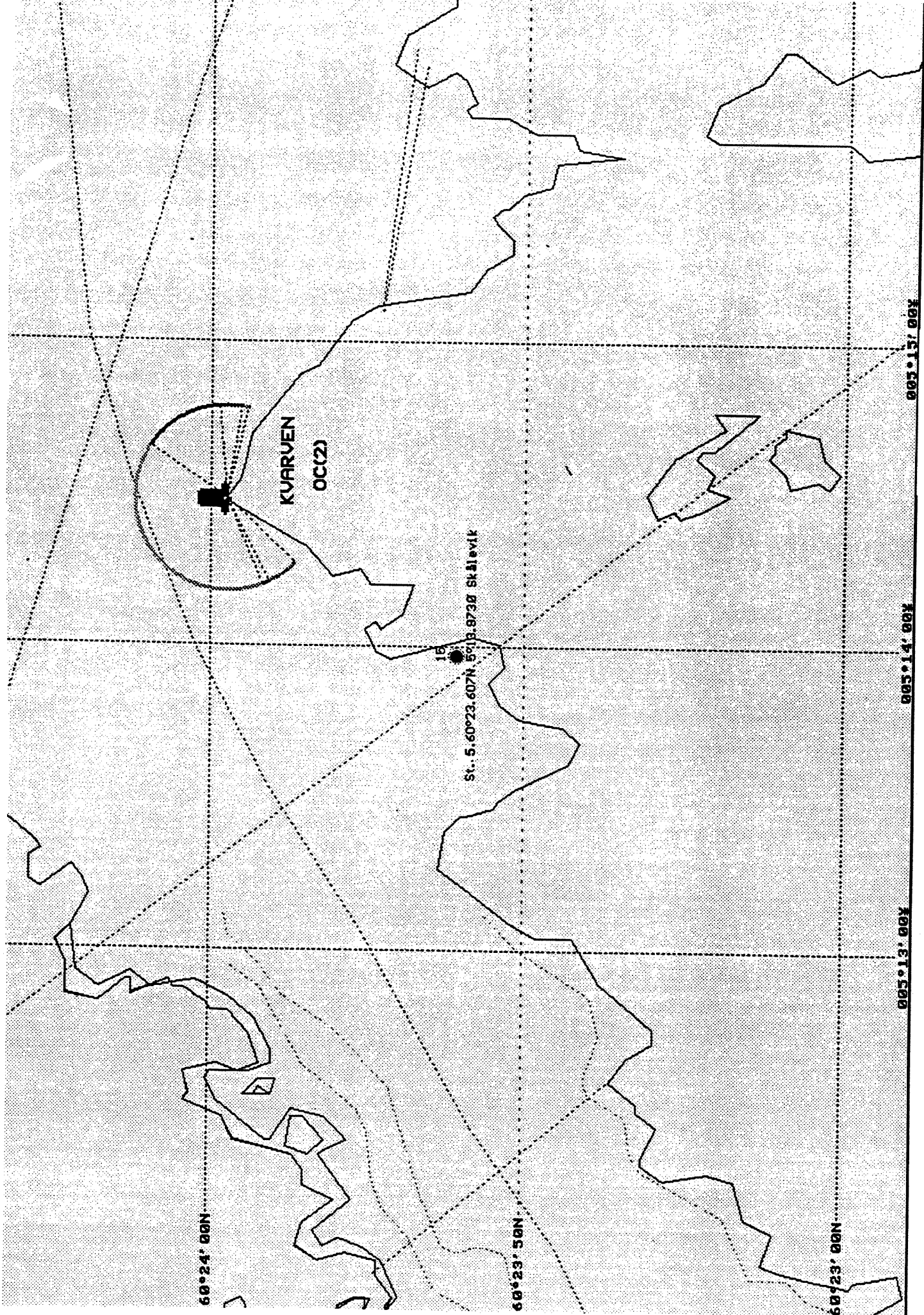
005°21' 00E

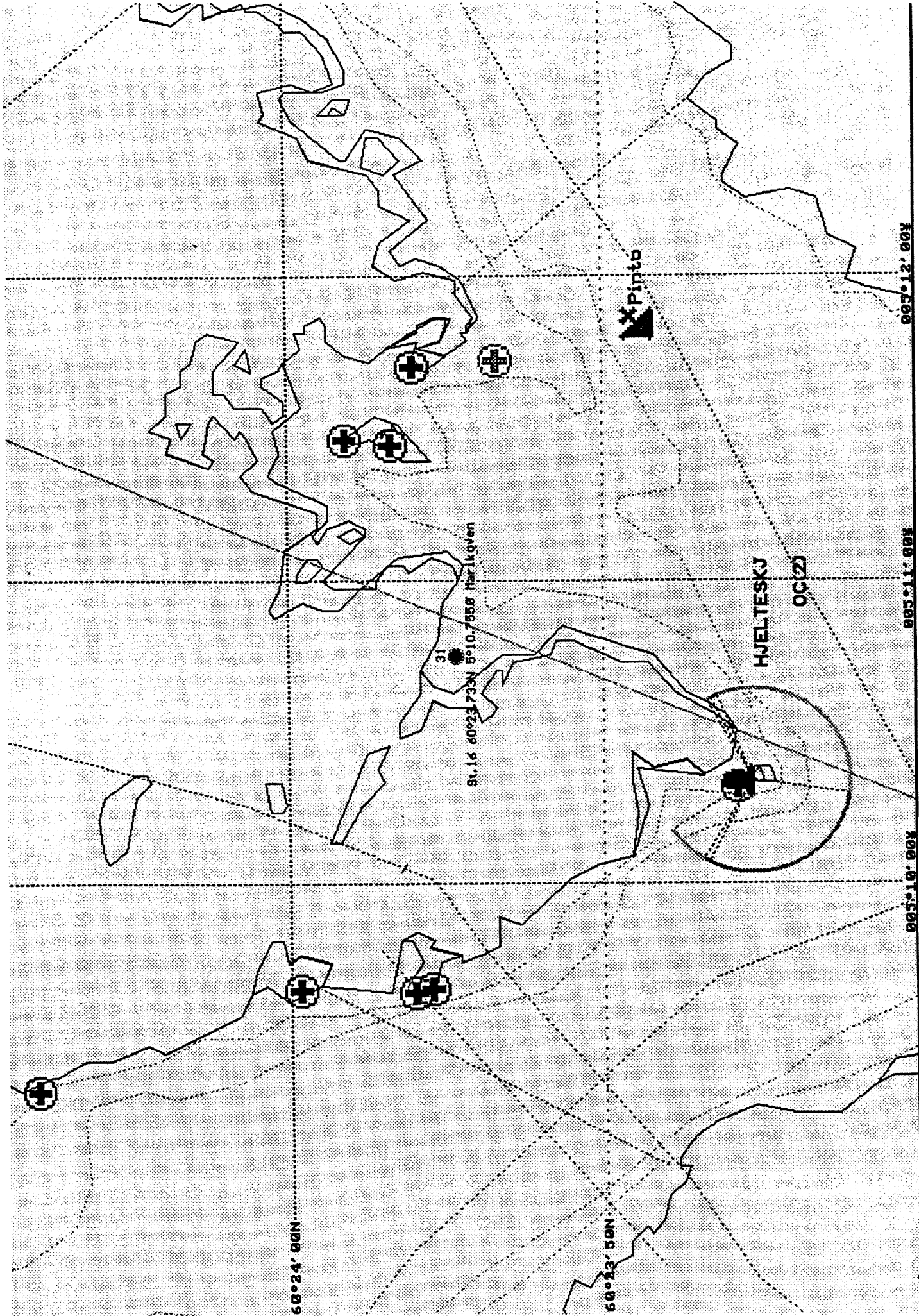
11

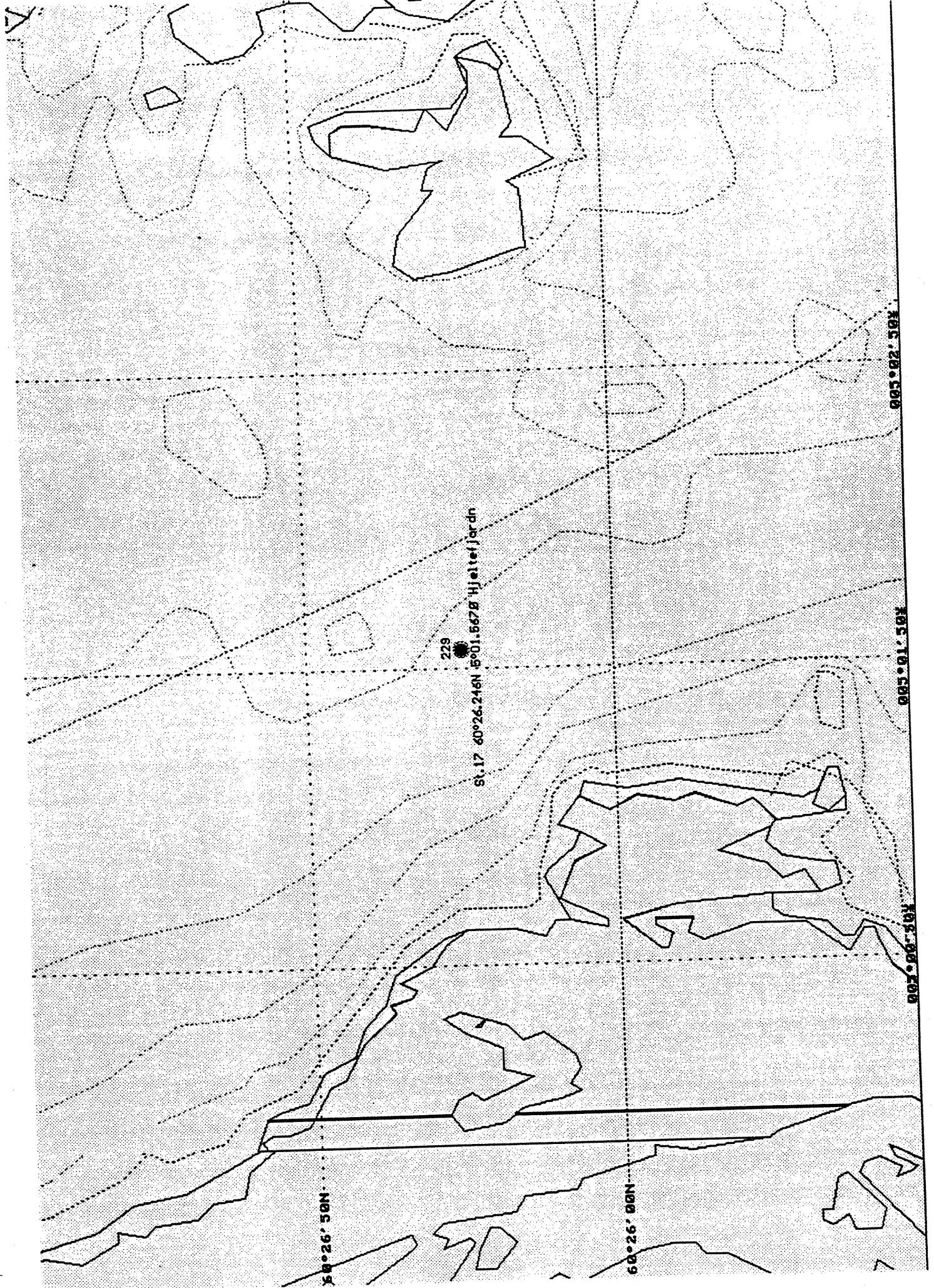


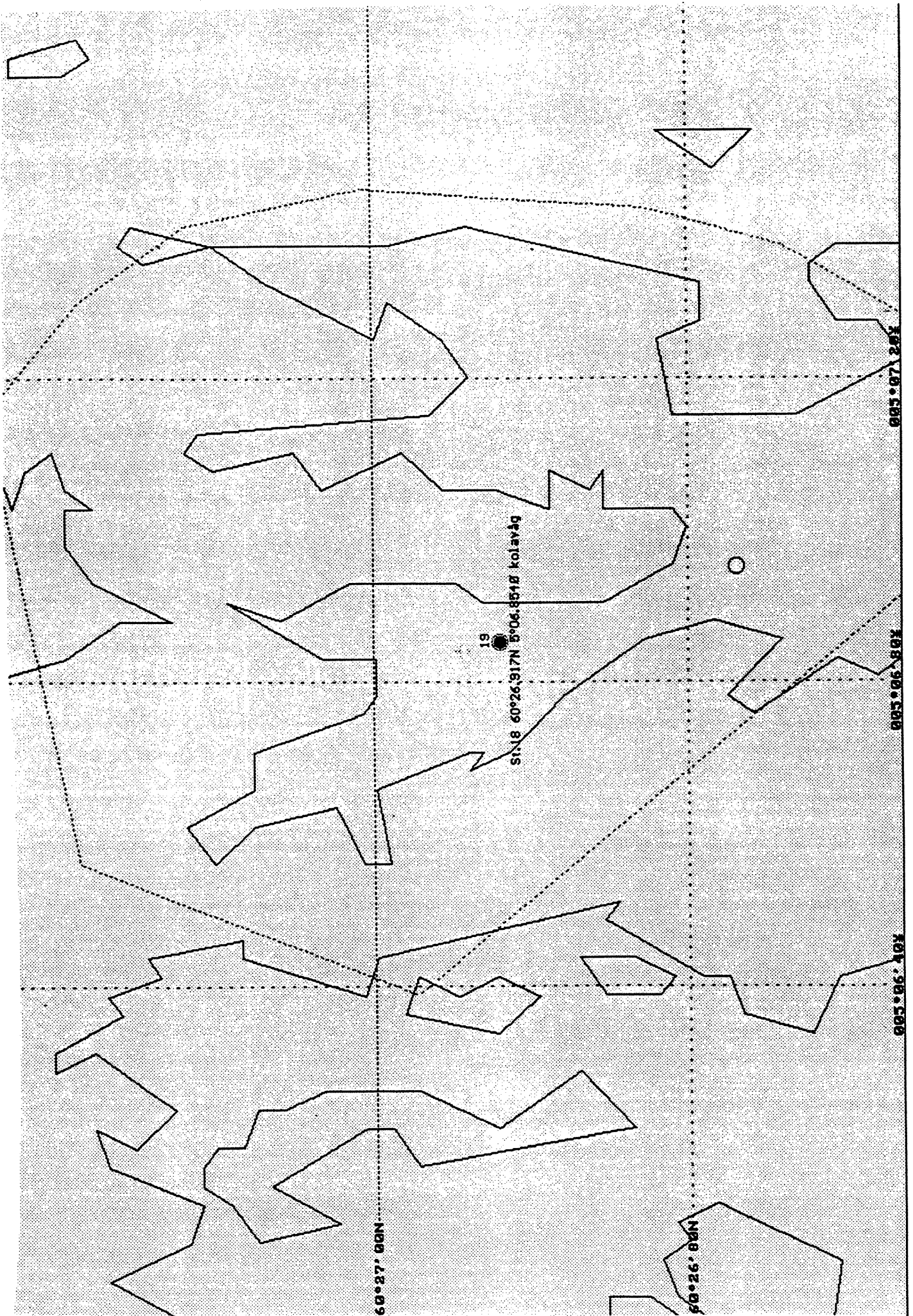


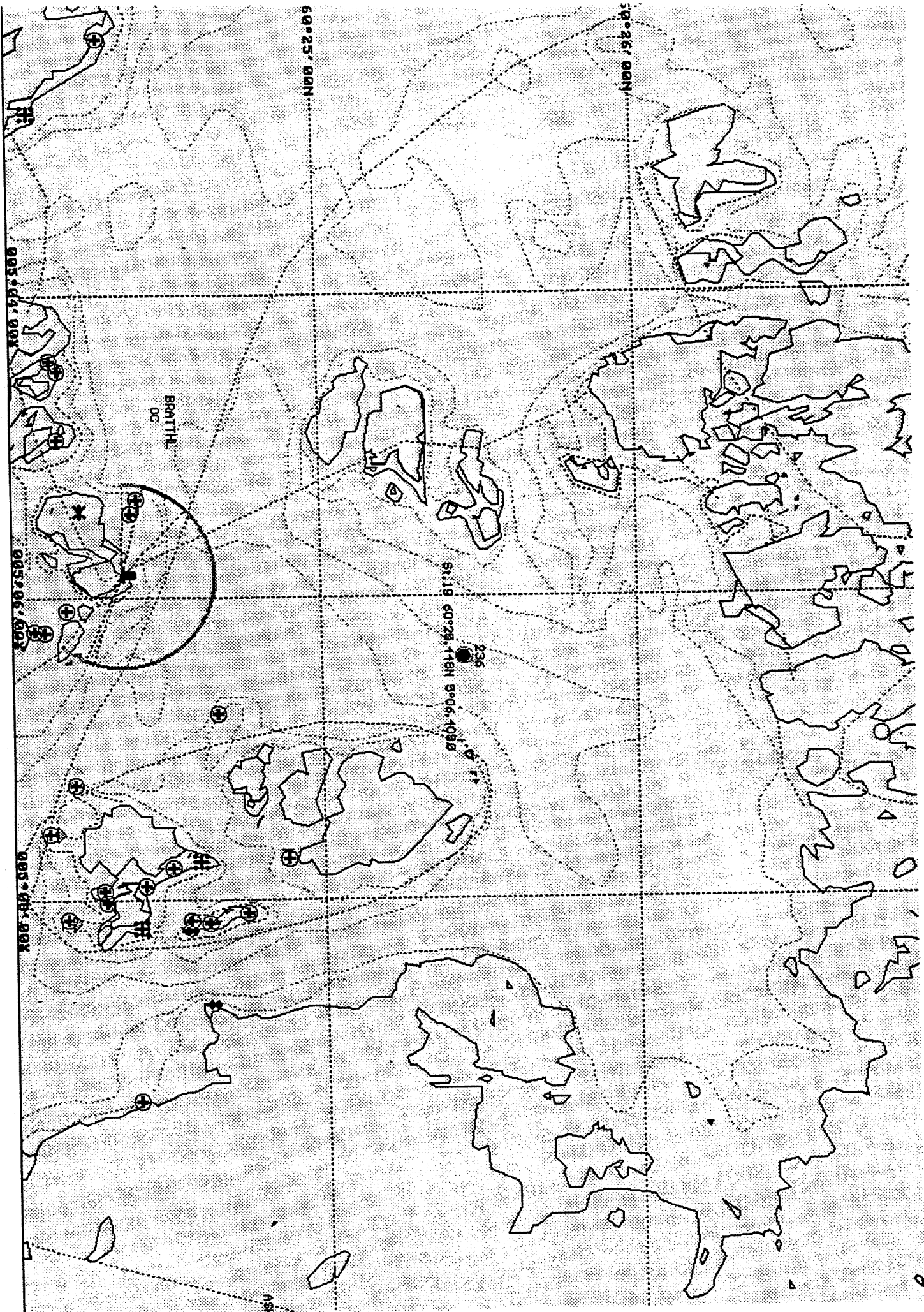




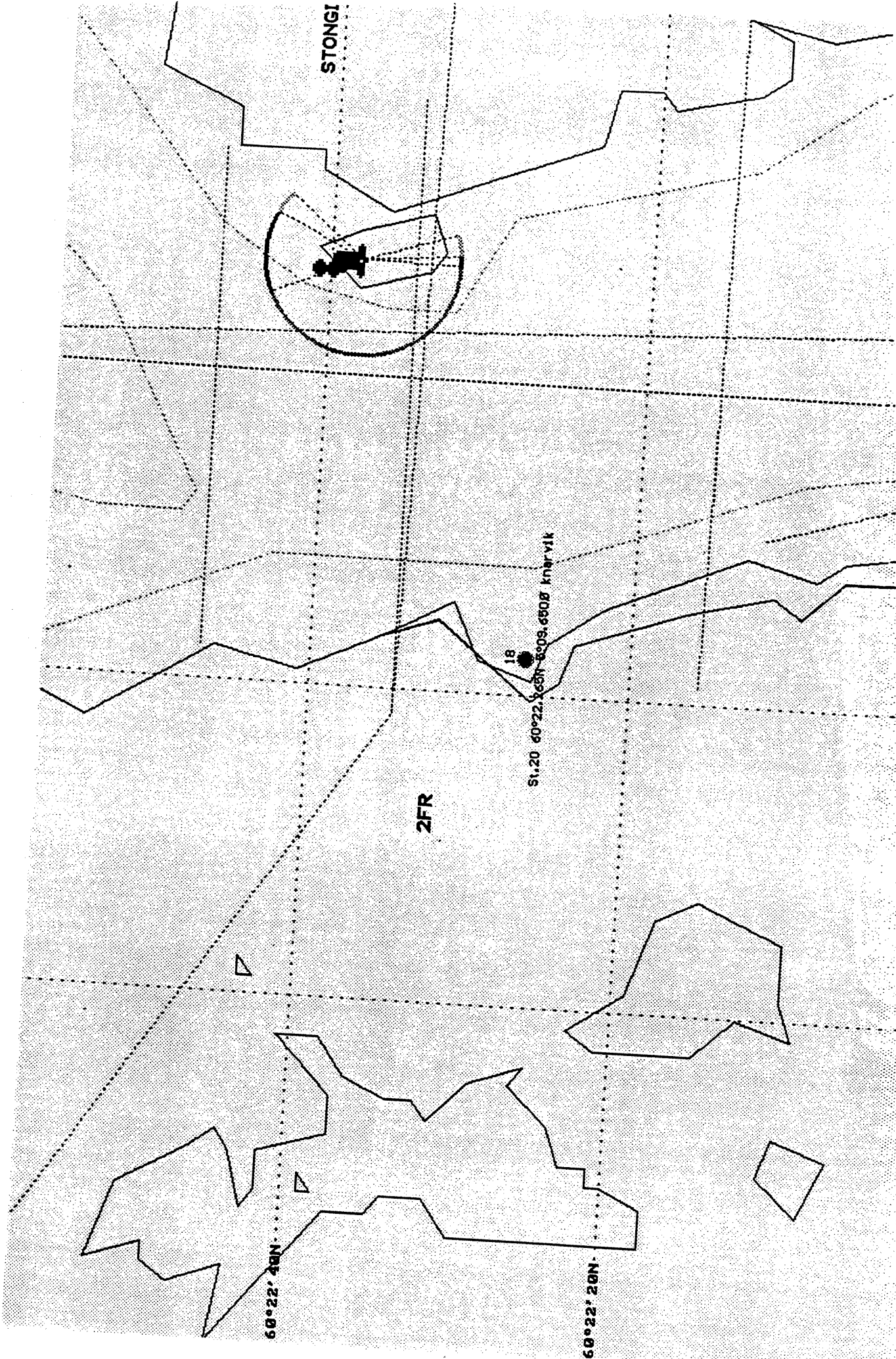








0 1 1000 / A = kieme



Vedleggstabell 1. Vanninnhold, kornfordeling, innhold av nitrogen, organisk karbon og metaller i sedimenter fra Bergensfjord-området, 1994. (A= kjerne nr.1 og B=kjerne nr.2)

Område	Stasjon	Dyp (cm)	Vann (%)	<63µm (%)	TN (µg/mg TS)	TOC (µg/mg TS)	Cd (µg/g)	Cr (µg/g)	Cu (µg/g)	Hg (µg/g)	Li (µg/g)	Pb (µg/g)
Åstevedt-vågen	1A	0-2	40.7	31.89	1.6	17.1	0.13	52.5	23.3	0.42	5.5	60.8
	1A	2-4	37.61	36.6	1.4	21.3	0.24	56.2	20.4	0.53	6.5	56.6
	1A	4-6	37.29	35.63	1.3	15.9	0.19	43.9	15.1	0.47	5	43.3
	1A	6-8	34.51	32.42	1.4	15.8	0.17	36.6	11.3	0.29	5.5	38.3
	1A	8-10	30.54	29.49		9.6	0.15	31.6	7.2	0.12	6.5	25.2
	1B	0-2	44.55	28.16	1.4	17.2	0.18	51.3	23.3	0.46	7.5	62.1
	1B	2-4	44.87	38.08	1.9	22.4	0.36	77	48	1.09	8.5	86
	1B	4-6	44.3	39	2	19.8	0.34	78.3	37.5	1.37	8	84
	1B	6-8	41.26	39.4	1.9	19.6	0.24	59.9	22.1	0.97	8.5	69.2
	1B	8-10	39.26	36.03	1.9	15	0.21	46.4	16.3	0.54	8	54.8
Galte-neset	2A	0-2	26.64	8.49		3.7	0.08	50	4.5	0.04	12	24.8
	2B	0-2	24.18	9.31		3.6	0.08	48.8	4.5	0.05	16	23.5
Heger-neset	3A	0-2	71.68	96.51	3.6	29.5	0.13	119	40.5	0.4	47.5	107
	3B	0-2	71.48	96.32	3.7	29.5	0.14	121	39.5	0.42	46	107
Aske-hamn	4A	0-2	26.18	30.03		3.8	0.1	43.9	6	0.07	5	44.1
	4B	0-2	28.13	32.02		15.5	0.12	52.5	17	0.11	8.5	37
Bakar-vågen	5A	0-2	28.01	5.08		14.9	0.06	29.8	10	0.14	5.5	27.5
	5B	0-2	26.01	4.17		19.9	0.08	29.8	12	0.14	8.5	30.1
Florvåg	6A	0-2	92.53	94.85	7.8	69.8	2.2	82.7	295	4.2	11.5	321
	6A	2-4	89.08	88.18	9	91.7	3.6	125	318	7.79	17	362
	6A	4-6	89.09	89.18	9.7	97.4	5.8	392	594	9.76	17.5	544
	6A	6-8	88.43	95.17	9.4	102	6.2	480	539	13.7	14	624
	6A	8-10	88.25	94.94	8.5	102	6	530	580	22	15	816
	6B	0-2	93.93	98.92	7.6	59.9	2.1	90.5	283	2.27	15	202
6B	2-4	91.66	98.24	8.6	72.4	1.6	67.6	199	3.63	11	147	
	4-6	88.31	90.3	8.9	91.5	3.9	138	367	3.85	14.5	370	
6B	6-8	88.52	93.47	9.3	95.2	4.6	171	464	8.77	16	453	
	8-10	84.37	89.53	9.5	120	6.4	486	617	18.7	17.5	764	

forts.

Område	Stasjon	Dyp (cm)	Vann (%)	<63µm (%)	TN (µg/mg TS)	TOC (µg/mg TS)	Cd (µg/g)	Cr (µg/g)	Cu (µg/g)	Hg (µg/g)	Li (µg/g)	Pb (µg/g)	
Flesland	7A	0-2	39.73	6.7		22.6	0.13	39.6	6.6	0.05	9.5	22.4	
	7B	0-2	41.17	5.78		28.9	0.11	37	6.8	0.04	8	24.2	
	8A	0-2	48.55	29.25	1.7	14.4	0.12	43.7	20.3	0.2	10.5	71	
	8A	2-4	39.29	27.98	1.5	13.5	0.14	40.8	17.8	0.2	13	71	
	8A	4-6	37.23	29.31	1.6	12.8	0.14	40.8	17	0.19	14	67.5	
	8A	6-8	36.31	33.17	1.3	12.1	0.14	39.4	12.3	0.13	13	60	
	8A	8-10	33.88	27.38	1.2	10.2	0.1	36.5	8.6	0.08	15	51	
	8B	0-2	61.47	60.13	3.1	23.6	0.16	69.3	40	0.56	16	86	
Grimstad-fjorden	8B	2-4	52.32	52.63	2.3	19.3	0.17	59.3	30	0.46	17	67.5	
	8B	4-6	48.58	51.25	2.4	20.1	0.19	89.3	29.2	0.49	19	71	
	8B	6-8	43.84	52.07	1.9	17.2	0.15	56.5	21.3	0.32	15	59	
	8B	8-10	42.7	47.48	1.8	15.6	0.13	45.9	18.5	0.2	14.5	51	
	9A	0-2	86.28	84.57	8.4	65.4	1	110	103	1.16	24.5	63.5	
	9B	0-2	86.71	95.23	9.3	70.9	1	105	117	1.12	23.5	63.5	
	10A	0-2	92.8	95.39	8.8	98.3	1.3	50.9	16.7	0.53	19.5	28.1	
	10B	0-2	92.49	92.36	8.6	93.1	1.2	49.7	24.3	0.13	19	30.6	
Dolviken	11A	0-2	94.88	99.42	6.5	55.6	0.7	28.4	59	0.25	11	34.8	
	11A	2-4	94.15	99.46	7	63.8	2.2	45.9	86	0.31	13	78	
	11A	4-6	92.98	99.13	7.3	67	3.5	64.7	109	0.45	16	99.5	
	11A	6-8	91.3	99.49	8	77.6	1.6	67.2	133	0.63	17	136	
	11A	8-10	91.62	99.79	9	84.2	2.5	68.4	184	0.9	16	149	
	11A	10-12	90.28	99.76	7.4	73	2	75.9	164	0.92	21.5	156	
	11A	12-14	91.38	95.83	8.1	73.2	2.7	77.2	146	1.01	15.5	158	
	11A	14-16	91.73	99.4	8.9	83.7	3.3	64.7	80	1.03	16	149	
Nordås-vannet (i)	11A	16-18	91.62	99.68	8.9	88.7	3.7	47.2	60	0.58	16.5	117	
	11A	18-20	90.42	99.4	10.3	99.7	2.3	70.9	59	0.59	20	126	
	11A	20-22	91.93	99.76	9.7	104	1.6	50.9	41	0.25	20.5	99.5	
	11A	22-24	92.34	99.74	10.5	123	1.4	42.2	16.3	0.17	18.5	78.5	
	11A	24-26	91.47	99.74	10.7	121	1.7	44.7	19.2	0.14	15	60.5	
	11A	26-28	92.19	99.8	10.4	134	1.4	38.4	16.5	0.1	16	57.5	
	Nordås-vannet (m)	11A	0-2	94.88	99.42	6.5	55.6	0.7	28.4	59	0.25	11	34.8
		11A	2-4	94.15	99.46	7	63.8	2.2	45.9	86	0.31	13	78
11A		4-6	92.98	99.13	7.3	67	3.5	64.7	109	0.45	16	99.5	
11A		6-8	91.3	99.49	8	77.6	1.6	67.2	133	0.63	17	136	
11A		8-10	91.62	99.79	9	84.2	2.5	68.4	184	0.9	16	149	
11A		10-12	90.28	99.76	7.4	73	2	75.9	164	0.92	21.5	156	
11A		12-14	91.38	95.83	8.1	73.2	2.7	77.2	146	1.01	15.5	158	
11A		14-16	91.73	99.4	8.9	83.7	3.3	64.7	80	1.03	16	149	

Område	Stasjon	Dyp (cm)	Vann (%)	>63µm (%)	TN (µg/mg TS)	TOC (µg/mg TS)	Cd (µg/g)	Cr (µg/g)	Cu (µg/g)	Hg (µg/g)	Li (µg/g)	Pb (µg/g)
	11A	28-30	91.42	99.71	11	133	1.9	42.2	16.1	0.12	15.5	51
	11B	0-2	94.37	99.73	7	63.3	2.7	45.9	94	0.33	12	68
	11B	2-4	93.95	99.79	7.6	69.8	1.3	38.4	77	0.29	12.5	42.1
	11B	4-6	93.45	99.62	7.8	71.2	3.4	68.4	122	0.45	16.5	99.5
	11B	6-8	92.22	99.54	8.6	85.7	2	60.9	99	0.5	15.5	102
	11B	8-10	92.53	99.95	9.2	99.5	1.7	47.2	69	0.3	16	63.5
Nordås-	12A	0-2	94.37	99.73	7	63.3	2.7	45.9	94	0.33	12	68
vannet (y)	12B	0-2	95.19	99.83	5.1	43	0.6	22.2	47	0.22	9	26
Vatle-	13A	0-2	27.23	4.1		4.4	0.08	14.7	3.7	0.04	11	25.4
straumen	13B	0-2	25.27	3.42		3.8	0.08	14.7	3.4	0.04	11.5	26.3
Alvøen	14A	0-2	87.43	97.34	10.8	81	0.8	110	172	2.26	26.5	158
	14B	0-2	83.98	88.56	10.4	81.5	0.8	126	192	2.36	27.5	174
Skålevik-	15A	0-2	26.81	6.19		3.6	0.1	29.7	8.8	0.07	14	81
neset	15B	0-2	27.29	4.63		4.6	0.1	37.2	12.9	0.09	13	63.5
Marikoven	16A	0-2	47.64	8.54		12.7	0.09	39.7	9.1	0.09	7	37.9
	16B	0-2	38.26	5.89		23.3	0.1	44.7	11	0.11	5.5	41.2
Hjelte-	17A	0-2	52.99	60.9	1.7	13.6	0.08	78.4	19	0.13	26.5	44.2
neset	17B	0-2	49.33	55.96	1.6	10.6	0.07	77.2	19	0.13	24.5	45.7
Kola-	18A	0-2	80.96	80.45	11.4	118	9.2	117	770	6.13	30	680
vågen	18B	0-2	82.85	83.27	12.1	147	9.8	118	749	6.81	30	692
Hauglands-	19A	0-2	72.01	96.8	3.7	26.2	0.09	122	44	0.42	39.5	82.5
osen	19A	2-4	63.33	96.77	3.5	26.8	0.1	121	43	0.47	42.5	85.5
	19A	4-6	62.13	96.68	3.5	26.7	0.09	121	45.5	0.45	42.5	85.5
	19A	6-8	63.14	96.58	3.5	27.2	0.09	120	42	0.47	42.5	82.5
	19A	8-10	62.69	95.92	3.4	26.2	0.1	112	42.5	0.38	43	76.5
	19B	0-2	68.81	97.36	3.8	28	0.1	118	45	0.41	41	84
	19B	2-4	64.05	96.74	3.6	25.5	0.09	117	45	0.43	41.5	85.5
	19B	4-6	62.83	96.13	3.5	26.1	0.09	116	44.5	0.52	41.5	85.5
	19B	6-8	63.27	95.67	3.5	26.7	0.09	115	44.5	0.48	44	85.5
	19B	8-10	61.38	96.59	3.4	25.9	0.11	111	40	0.45	41.5	78
Knarrevik	20A	0-2	44.53	12.04	1.4	18.9	0.8	424	253	0.38	41	380
	20B	0-2	38.78	11.39	1.1	14.7	0.6	392	258	0.49	39	288

Vedleggstabell 2. Sum PCB (sum av 13 kongenere), total PCB (sum av "seven dutch" x 2), total NPD/PAH (omfatter både "ekte" PAH-komponenter og oljeavlede PAHer) og olje (THC) i bunnsedimenter fra Bergensfjord-området, 1994).

Område	Stasjon	Dyp (cm)	sum PCB (ng/g)	tot PCB (ng/g)	tot NPD/PAH (ng/g)	THC (µg/g)
Åstvedt- vågen	1	0-2	81.5	120.6	7431	30
		2-4	53.5	76.6	6360	36
		4-6	36.4	52.2	5507	39
		6-8	21.5	31.2	4092	33
		8-10	13.1	19.2	2701	11
Galteneset	2	0-2	6.2	8.8	964	8
Hegerneset	3	0-2	2	2.4	2504	9
Askehamn	4	0-2	8.9	13.4	1716	12
Bakarvågen	5	0-2	16	23.8	12000	17
Florvåg	6	0-2	1013	1458	37542	256
		2-4	407	570	49799	243
		4-6	1003	1371	67015	306
		6-8	589	836	124834	732
		8-10	105	156	46988	349
Flesland	7	0-2	20.2	29.8	452	10
Grimstadfjorden	8	0-2	36.2	29.8	1861	14
Dolviken	9	0-2	50.4	72.2	7262	55
Nordåsvannet (i)	10	0-2	21.1	29.2	1687	27
Nordåsvannet (m)	11	0-2	17.8	25.8	2371	57
Nordåsvannet (y)	12	0-2	13.7	19.8	2611	335
Vatlestraumen	13	0-2	2.5	3.8	697	6
Alvøen	14	0-2	56.9	81.6	13802	32
Skålevikneset	15	0-2	2.7	3.8	754	10
Marikoven	16	0-2	2.9	4.4	6154	17
Hjelteneset	17	0-2	4.5	6.2	959	5
Kolavågen	18				27352	106
Hauglandsosen	19	0-2	9.5	13	2659	14
Knarrevik	20	0-2	102	147	28596	55

Vedleggstabell 3. Rådata for analyser av PCB i sedimenter.

Byfjorden Fase 2, 1994/95

PCB i sedimenter ng/g

Stasjon nr.	1	1	1	1	1	2	3	4
Delp prøve (cm)	8-10	6-8	4-6	2-4	0-2	0-2	0-2	0-2
PCB#31	0,0	0,1	0,2	0,3	0,2	0,1	-	0,1
PCB#28	0,1	0,2	0,4	0,6	0,4	0,1	0,0	0,2
PCB#52	1,5	1,3	1,5	2,2	2,0	0,3	0,0	0,4
PCB#101	2,2	2,3	3,5	5,3	16,7	0,7	0,1	1,0
PCB#149	1,6	3,1	5,3	7,7	9,6	0,9	0,4	0,9
PCB#118	0,5	1,1	2,2	3,2	3,6	0,6	0,1	1,0
PCB#153	2,2	4,2	7,0	9,9	14,1	1,1	0,3	1,5
PCB#105	0,6	0,6	1,2	1,9	2,9	0,3	0,1	0,4
PCB#138	2,2	4,6	8,1	12,0	15,4	1,3	0,5	1,6
PCB#128	0,3	0,7	1,2	1,8	2,2	0,2	0,1	0,3
PCB#156	0,2	0,3	0,5	0,8	1,4	0,1	0,0	0,2
PCB#180	0,9	1,9	3,4	5,1	8,1	0,3	0,2	1,0
PCB#170	0,7	1,2	1,9	2,8	4,8	0,2	0,1	0,3
Sum PCB	13,1	21,5	36,4	53,5	81,5	6,2	2,0	8,9

forts.

Byfjorden Fase 2, 1994/95

PCB i sedimenter ng/g

Stasjon nr. Delp prøve (cm)	5 0-2	6 8-10	6 6-8	6 4-6	6 2-4	6 0-2	7 0-2	8 0-2
PCB#31	0,2	0,1	1,0	9,8	6,9	7,0	0,3	1,7
PCB#28	0,3	0,1	1,1	10,6	8,1	8,6	0,4	2,5
PCB#52	1,2	4,9	27,0	62,2	33,0	43,2	2,1	4,9
PCB#101	2,3	18,2	91,2	130,5	52,0	116,1	3,2	4,7
PCB#149	2,1	15,9	100,7	179,7	63,3	150,0	1,9	2,8
PCB#118	0,8	5,2	31,6	64,5	29,0	60,7	2,8	5,1
PCB#153	2,8	19,7	100,1	149,1	58,4	185,0	2,3	3,3
PCB#105	0,4	2,5	17,1	45,5	19,5	34,8	1,5	3,1
PCB#138	3,2	21,1	123,4	188,7	74,3	197,5	3,4	4,6
PCB#128	0,4	2,5	18,0	30,7	12,8	26,1	0,7	1,0
PCB#156	0,2	1,7	9,3	12,6	5,1	15,2	0,3	0,4
PCB#180	1,3	8,9	43,4	80,0	30,1	118,0	0,7	1,3
PCB#170	0,7	4,3	24,7	39,4	14,8	51,0	0,4	0,7
Sum PCB	16,0	105	589	1003	407	1013	20,2	36,2

forts.

Byfjorden Fase 2, 1994/95

PCB i sedimenter ng/g

Stasjon nr.	9	10	11	12	13	14	15	16
Delprøve (cm)	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2
PCB#31	1,0	0,1	0,3	0,2	0,1	1,5	0,0	0,1
PCB#28	2,0	0,2	0,6	0,4	0,1	3,3	0,0	0,1
PCB#52	3,0	0,6	1,6	1,2	0,3	4,5	0,1	0,2
PCB#101	5,5	2,7	2,3	1,8	0,4	6,2	0,2	0,3
PCB#149	6,0	3,8	2,0	1,7	0,2	6,9	0,4	0,4
PCB#118	6,2	1,0	1,9	1,5	0,3	6,5	0,1	0,3
PCB#153	7,2	3,8	2,5	1,9	0,3	7,6	0,5	0,5
PCB#105	3,4	0,7	1,1	0,8	0,2	3,6	0,1	0,2
PCB#138	9,0	4,2	2,9	2,2	0,4	9,6	0,6	0,6
PCB#128	1,7	0,6	0,6	0,4	0,1	1,8	0,1	0,1
PCB#156	0,6	0,3	0,2	0,1	0,0	0,6	0,0	0,0
PCB#180	3,2	2,1	1,1	0,9	0,1	3,1	0,4	0,2
PCB#170	1,6	1,0	0,5	0,4	0,0	1,7	0,2	0,1
Sum PCB	50,4	21,2	17,8	13,7	2,5	56,9	2,7	2,9

forts.

Byfjorden Fase 2, 1994/95

PCB i sedimenter ng/g

Stasjon nr.	17	19	20
Delpøve (cm)	0-2	0-2	0-2
PCB#31	0,1	0,2	1,7
PCB#28	0,1	0,3	2,4
PCB#52	0,2	0,5	6,3
PCB#101	0,3	0,8	11,7
PCB#149	0,6	1,3	14,0
PCB#118	0,3	0,8	7,0
PCB#153	0,7	1,4	15,6
PCB#105	0,2	0,5	3,8
PCB#138	0,8	1,8	17,9
PCB#128	0,1	0,4	2,7
PCB#156	0,1	0,1	1,5
PCB#180	0,7	0,9	12,6
PCB#170	0,3	0,5	4,9
Sum PCB	4,5	9,5	102

Byfjorden Fase 2, 1994/95

Vedleggstabell 4. Rådata for analyser av NPD/PAH og THC i sedimenter.

Stasjon nr. Delprøve (cm)	NPD/PAH i sediment ng/g tørrvekt						6 0-2
	1 0-2	1 2-4	1 4-6	1 6-8	1 8-10	2 0-2	
Naphtalene	49	13	48	27	15	4	112
C1-naphtalenes	68	37	40	31	19	3	111
C2-naphtalenes	117	86	59	50	33	8	202
C3-naphtalenes	138	103	62	51	38	8	194
Fluorene	68	64	39	23	17	5	321
Phenanthrene	567	361	274	180	122	70	2927
Anthracene	151	101	68	53	34	17	622
Dibenzothiophene	43	31	24	15	10	4	213
C1-phenanthrenes	316	234	179	130	87	43	1161
C1-dibenzothiophenes	30	22	17	12	7	3	158
Fluoranthene	1058	731	526	376	231	129	4992
Pyrene	856	756	714	540	379	111	4892
C2-phenanthrenes	264	198	155	118	77	40	960
C2-dibenzothiophenes	47	36	24	18	9	6	271
C3-dibenzothiophenes	45	33	32	20	17	8	438
Benz(a)anthracene	455	343	378	210	121	67	1888
Chrysene	527	366	252	222	172	66	2718
Benz(b+j+k)fluoranthenes	868	935	1107	730	417	125	6126
Benz(e)pyrene	407	486	523	344	191	48	2593
Benz(a)pyrene	396	399	364	288	186	62	2574
Perylene	114	102	77	57	33	22	693
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	385	421	267	277	222	57	1554
Benzo(ghi)perylene	433	470	257	291	245	53	1592
Dibenz(a,c+a,h)anthracenes	29	32	21	29	19	5	230
Total NPD/PAH ng/gr t.v.	7431	6360	5507	4092	2701	964	37542
Tørrvektisprosent	52	56	60	64	68	68	7
THC µg / g t.v.	30	36	39	33	11	8	256

Byfjorden Fase 2, 1994/95

forts.

NPD/PAH i sediment ng/g tørrvekt

Stasjon nr. Delprøve (cm)	6 2-4	6 4-6	6 6-8	6 8-10	7 0-2	8 0-2	9 0-2	10 0-2	11 0-2	12 0-2
Naphtalene	139	190	352	177	3	13	45	27	29	251
C1-naphtalenes	141	181	409	144	6	15	42	13	17	92
C2-naphtalenes	252	324	744	260	19	24	63	12	23	189
C3-naphtalenes	296	401	790	307	29	19	55	14	25	303
Fluorene	306	410	731	230	2	11	37	7	9	84
Phenanthrene	3541	4754	8358	2526	30	97	362	38	64	52
Anthracene	805	1149	2041	649	6	25	110	12	15	13
Dibenzothiophene	254	391	667	179	2	7	28	4	8	7
C1-phenanthrenes	1606	2401	4063	1310	28	64	261	38	60	52
C1-dibenzothiophenes	203	376	520	131	3	7	30	5	20	13
Fluoranthene	6213	8621	15085	4850	47	209	1044	121	192	151
Pyrene	6327	9702	20184	7621	41	149	809	186	208	165
C2-phenanthrenes	1289	2007	3630	1311	27	60	290	48	105	81
C2-dibenzothiophenes	472	675	980	281	12	24	112	24	79	68
C3-dibenzothiophenes	657	743	1622	511	10	20	121	60	139	96
Benz(a)anthracene	2265	3036	6415	2035	15	90	381	57	72	48
Chrysene	3170	4111	8253	2866	24	107	475	73	111	84
Benz(b+j+k)fluoranthenes	9471	12025	23400	8948	50	312	1146	337	390	323
Benz(e)pyrene	3828	4978	9157	3535	23	127	504	151	209	175
Benz(a)pyrene	4037	5311	9276	3946	20	114	484	132	157	111
Perylene	1013	1115	1749	833	7	34	155	102	102	83
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	1778	2008	3250	2176	21	161	331	94	141	64
Benzo(ghi)perylene	1586	1898	2970	1962	26	158	354	125	185	98
Dibenz(a,c+a,h)anthracenes	150	208	188	200	1	14	23	7	11	8
Total NPD/PAH ng/gr t.v.	49799	67015	124834	46988	452	1861	7262	1687	2371	2611
Tørrvektisprosent	11	11	14	13	58	37	11	8	5	5
THC µg / g t.v.	243	306	732	349	10	14	55	27	57	335

Byfjorden Fase 2, 1994/95

NPD/PAH i sediment
ng/g tørrvekt

forts.

Stasjon nr.	13	14	15	16	17	18	19	20
Delprøve (cm)	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2	0-2
Naphtalene	5	65	6	8	9	266	19	113
C1-naphtalenes	6	60	6	13	11	156	24	207
C2-naphtalenes	14	114	12	40	18	213	33	305
C3-naphtalenes	13	130	12	79	15	179	29	324
Fluorene	12	83	3	63	4	189	13	344
Phenanthrene	89	974	44	644	41	1693	126	3103
Anthracene	23	231	11	128	9	449	33	719
Dibenzothiophene	5	70	3	39	3	149	9	212
C1-phenanthrenes	46	588	34	301	30	901	87	1302
C1-dibenzothiophenes	3	58	5	25	3	171	9	119
Fluoranthene	95	1987	82	1081	85	4037	296	5486
Pyrene	74	1619	75	728	66	3825	220	4461
C2-phenanthrenes	27	486	34	221	29	898	69	884
C2-dibenzothiophenes	4	114	17	37	5	615	15	212
C3-dibenzothiophenes	5	92	10	27	5	684	8	185
Benz(a)anthracene	41	662	39	394	43	1224	145	1959
Chrysene	43	774	41	435	49	1324	161	2099
Benz(b+j+k)fluoranthenes	72	2266	94	774	186	4328	451	3081
Benz(e)pyrene	26	1004	46	274	68	1667	163	1070
Benz(a)pyrene	35	979	48	384	55	1647	162	1319
Perylene	9	294	13	104	16	458	47	313
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	23	512	48	168	108	1146	280	401
Benzo(ghi)perylene	25	552	69	164	94	1006	233	325
Dibenz(a,c+a,h)anthracenes	2	88	2	23	7	127	27	53
Total NPD/PAH ng/gr t.v.	697	13802	754	6154	959	27352	2659	28596
Tørrvektisprosent	73	12	76	56	51	17	31	56
THC µg / g t.v.	6	32	10	17	5	106	14	55

Vedleggstabell 5. Instrumentbetingelser ved analyser av PCB.

Gasskromatograf : HP-5880A
Detektor : ECD, Ni-63
Kolonne A : Sil-8 CB, fused silica, 50m x 0.25mm, 0.25µm
Bæregass : Hydrogen, 27 cm/sec
Injektortemp. : 280 °C
Detektortemp. : 320 °C
Injeksjon : Autosampler HP-7672A, 1.1 µl, injisert splitless

Temp. prog.

Nivå 1

: Start temp.: 60 °C
: Start tid: 1 min.
: Prog. hast.: 15 °C/min.
: Slutt temp.: 160 °C
: Slutt tid: 0 min.

Nivå 2

: Prog. hast.: 1.5 °C/min.
: Slutt temp.: 275/290 °C (biota/sed.)
: Slutt tid: 10 min.

Vedleggstabell 6. Instrumentbetingelser ved analyser av NPD/PAH.

Massespektrometer	: HP-5987A
Ionisering	: EI 70 eV
Kolonne A	: SE-54 CB, fused silica, 50m x 0.20mm, 0.11µm
Bæregass	: Helium, 40 cm/sec
Injektortemp.	: 280 °C
Injeksjon	: 1.8 µl, injisert splitless
Temp. prog.	
Nivå 1	: Start temp.: 60 °C
	: Start tid: 1 min.
	: Prog. hast.: 15 °C/min.
	: Slutt temp.: 100 °C
Nivå 2	: Prog. hast.: 6 °C/min.
	: Slutt temp.: 280 °C
	: Slutt tid: 30 min.

Vedleggstabell 7. Instrumentbetingelser ved analyser av THC i sediment.

Gasskromatograf	: HP-5890A
Detektor	: FID
Kolonne A	: SE-54 CB, fused silica, 50m x 0.20mm, 0.11µm
Bæregass	: Nitrogen
Injektortemp.	: 300 °C
Detektortemp.	: 300 °C
Injeksjon	: Autosampler HP-7672A, 1.1 µl, injisert splitless
Temp. prog.	
Nivå 1	: Start temp.: 70 °C
	: Start tid: 1 min.
	: Prog. hast.: 15 °C/min.
	: Slutt temp.: 160 °C
Nivå 2	: Prog. hast.: 10 °C/min.
	: Slutt temp.: 300 °C
	: Slutt tid: 30 min.

Vedlegg 2. Rådata for analyser av PCDD/PCDF og non-orto PCB i sedimentprøver innsamlet i 1993 (analysert ved Norsk Institutt for Luftforskning)



Norsk institutt for vannforskning
v/Jens Skei
Postboks 173 Kjelsås
0411 OSLO

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING	
J.nr.:	3017/94
Sak nr.:	93017
V. nr.:	15.8

Deres ref./Your ref.:
SKE
J.nr. 2512/93
S.nr. 93017

Vår ref./Our ref.:
AaB/MAa/O-1679

Dato/Date:
10. august 1994

Analyse av PCDD/PCDF og non-orto PCB i to sedimenter fra Bergen havneområde

Vi viser til bestilling av 28.07.93 og oversender herved resultatene med følgende tilleggsinformasjon:

Analysene er gjennomført etter NILU-O-1 metodeforskrift, som er akkreditert etter EN-45001. Vi vil imidlertid gjøre oppmerksom på at vi er midlertidig suspendert fra akkreditering pga flytting til våre nye laboratorier.

Som kvalitetssikringstiltak ble ^{13}C -merkete 2,3,7,8-klorsubstituerte isomerer tilsatt prøven før opparbeidelses- og analyseprosedyren. Gjenvinningsstandard tilsettes rett før analyse på GC/MS. Etter vår metode skal gjenvinningen av tilsatte ^{13}C -isotopmerkete internstandarder ligge innenfor 40-120% i forhold til en av de tilsatte ^{13}C -isotopmerkete gjenvinningsstandardene. Gjenvinningen er tilfredsstillende for alle komponenter unntatt 2,3,7,8-TCDF i prøve 93/447, som var 37%.

Resultatene er korrigert for gjenvinning.

Prøven er tidligere rapportert som "UTKAST" den 27.10.1993. Resultatene i "UTKAST" var imidlertid beheftet med større usikkerhet enn ønskelig og analysen ble derfor utført på nytt med en annen metode.

Vennligst adresser post til NILU, ikke til enkeltpersoner/Please reply to the institute.

Postal address:
P.O. Box 100
N-2007 KJELLER, Norway

Office address:
Instituttveien 18
KJELLER

96

Telephone : +47 63 89 80 00
Telefax : +47 63 89 80 50
Telex : 74854 nilu n

Bank: 5102.05.19030
Postgiro: 0813 3308327

NILU har utarbeidet en metode basert på gelpermeasjonskromatografi. Denne metoden er godt egnet til opprensning av sedimentprøver, og opprensingen ble derfor utført på nytt med denne metoden.

NILU gjør oppmerksom på at bare resultatene i denne rapporten skal benyttes.

Vi beklager at dette har tatt så lang tid, men håper at analysene kan være til nytte i det videre arbeidet i området.

Med hilsen

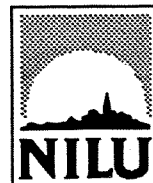
Ole-Anders Braathen

Ole-Anders Braathen
Leder, Organisk analyse

Aase Biseth

Aase Biseth
Ingeniør

Vedlegg: Målerapport nr. O-34, 2 analyseresultater samt faktura



Målerapport nr. O-34

Oppdragsgiver: Norsk institutt for vannforskning (NIVA)
v/Jens Skei

Prosjekt nr.: O-1679

Prøvetaking:

Sted: Bergen Havn, St. 13 - Vågen og St. 16 - Laksevåg
Ansvar: NIVA
Kommentar: Lite materiale

Prøveinformasjon:

NILU prøvenr.	Kundens prøvenr.	Prøvetype	Prøven mottatt	Prøven analysert
93/447	St.BG13II 0-2 cm	Sediment	28.08.93	09.09.93-11.07.94
93/448	St.BG16II 0-2 cm	"	"	"

Analyser:

Utført av: Norsk institutt for luftforskning
Postboks 100
N-2007 KJELLER

Målemetode: NILU-O-1

Måleusikkerhet: ±25%

Kommentarer: I prøve 93/447 er gjenvinningen for 2,3,7,8-TCDF for lav (37%).
NILUs akkreditering er midlertidig suspendert på grunn av flytting til
ny bygning.

Godkjenning: Kjeller, 10. august 1994

Ole-Anders Braathen
Ole-Anders Braathen
Leder, Organisk analyse

Vedlegg: 2 analyseresultater à 4 sider
Målerapporten og vedleggene omfatter totalt 10 sider

Måleresultatene gjelder bare de prøvene som er analysert. Denne rapporten skal ikke gjengis i utdrag, uten skriftlig godkjenning fra laboratoriet.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-34

NILU-Prøvenummer: 93/447

Kunde: NIVA /J. Skei

Kundens prøvemerking: St.B G 13 0-2 cm

Kjeller, 09.08.94

Prøvetype: Sediment

Prøvemengde: 10,75 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD165011-169011-247041

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	1,02	53	1,02	
SUM TCDD	19,4			
12378-PeCDD	3,57	92	1,79	
SUM PeCDD	62,0			
123478-HxCDD	4,30		0,43	
123678-HxCDD	12,0	98	1,20	
123789-HxCDD	8,11		0,81	
SUM HxCDD	152			
1234678-HpCDD	268	117	2,68	
SUM HpCDD	550			
OCDD	1 807	107	1,81	
SUM PCDD	2 590		9,73	
2378-TCDF	12,0	*	1,20	
SUM TCDF	121			
12378/12348-PeCDF	12,7		0,13	0,64
23478-PeCDF	13,1	78	6,55	
SUM PeCDF	121			
123478/123479-HxCDF	17,0	94	1,70	
123678-HxCDF	9,73		0,97	
123789-HxCDF	0,71		0,07	
234678-HxCDF	10,3		1,03	
SUM HxCDF	156			
1234678-HpCDF	78,4	120	0,78	
1234789-HpCDF	9,28		0,09	
SUM HpCDF	114			
OCDF	303	93	0,30	
SUM PCDF	815		12,8	13,3
SUM PCDD/PCDF	3 405		22,6	23,1

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter internasjonal modell

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Kjeller, 09.08.94

Vedlegg til målerapport nr: O-34

NILU-Prøvenummer: 93/447

Kunde: NIVA /J. Skei

Kundens prøvemerking: St.B G 13 0-2 cm

Prøvetype: Sediment

Prøvemengde: 10,75 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD165011-169011-247041

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE
	pg/g	%	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 459	62	14,6
33'44'5-PeCB (PCB-126)	74,8	77	7,48
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	9,14	84	0,46
SUM TE-PCB			22,5

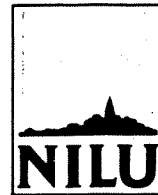
TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

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

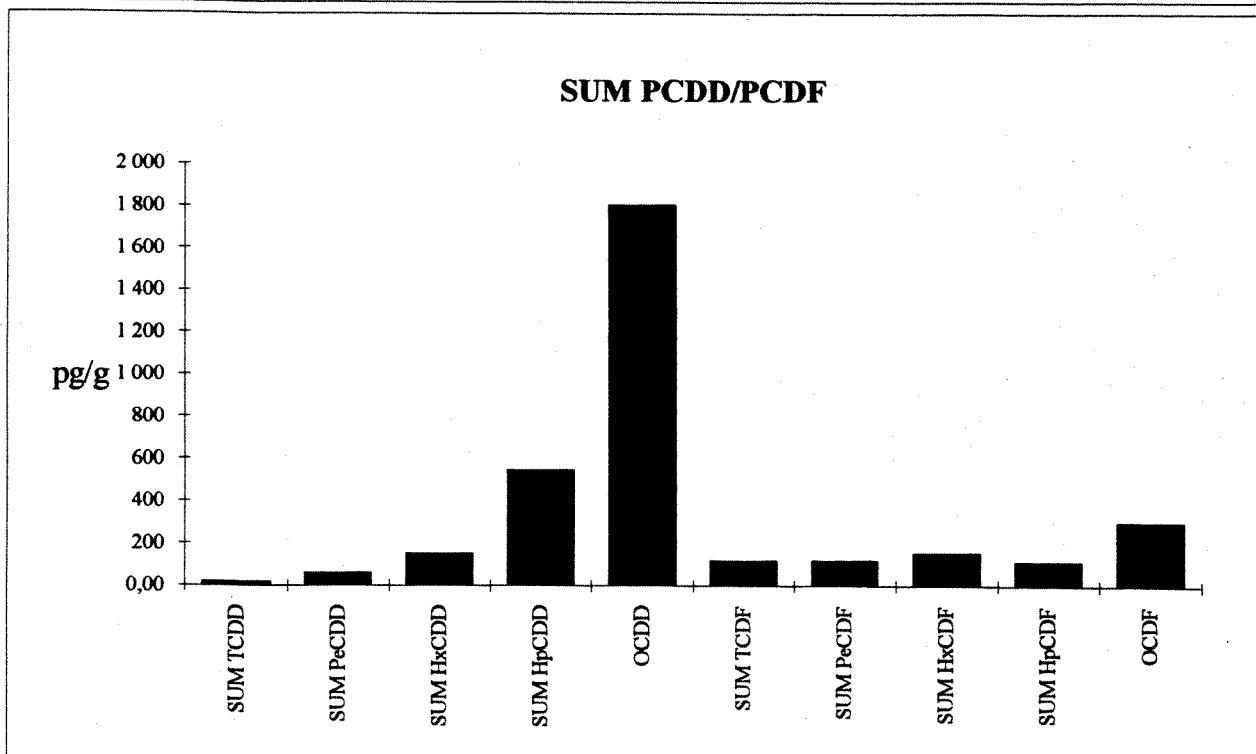
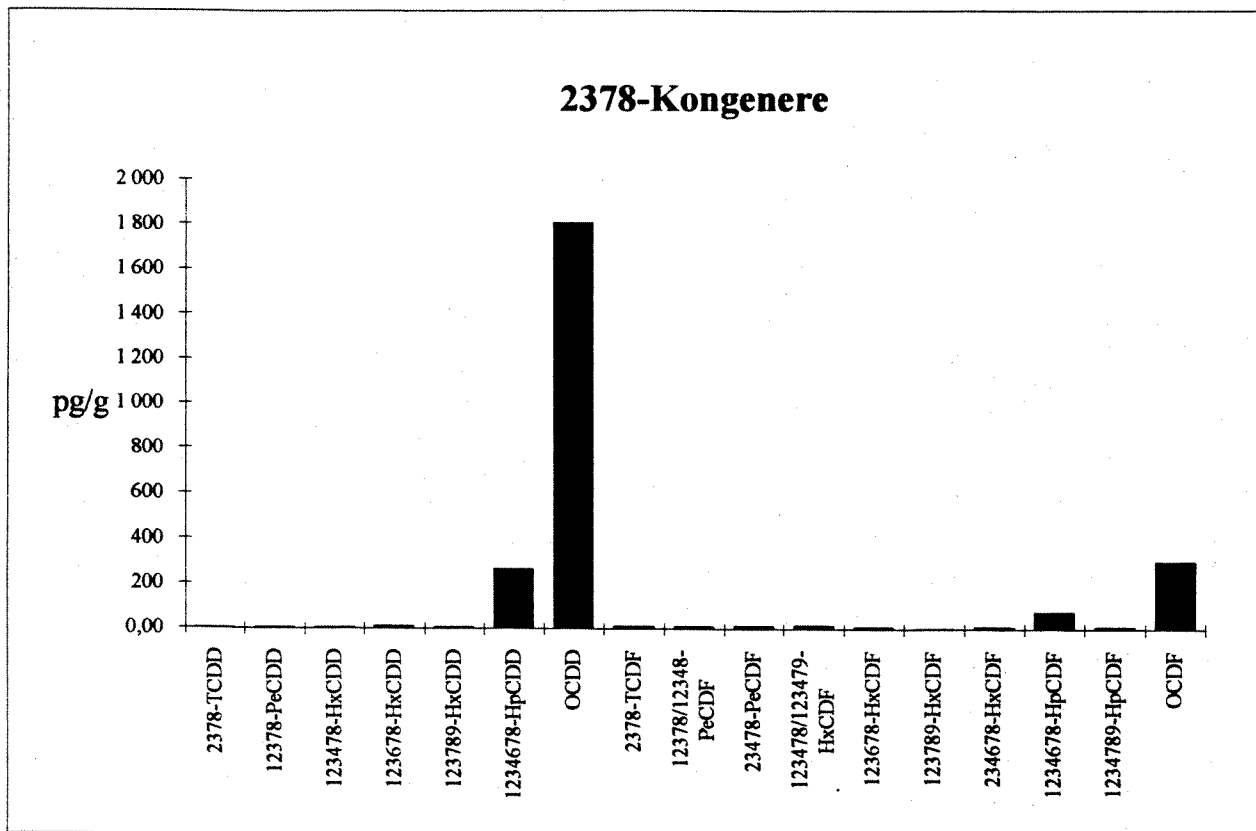
Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater

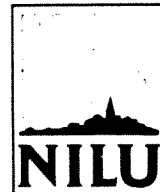


Vedlegg til målerapport nr: O-34
NILU-Prøvenummer: 93/447

Kjeller, 09.08.94

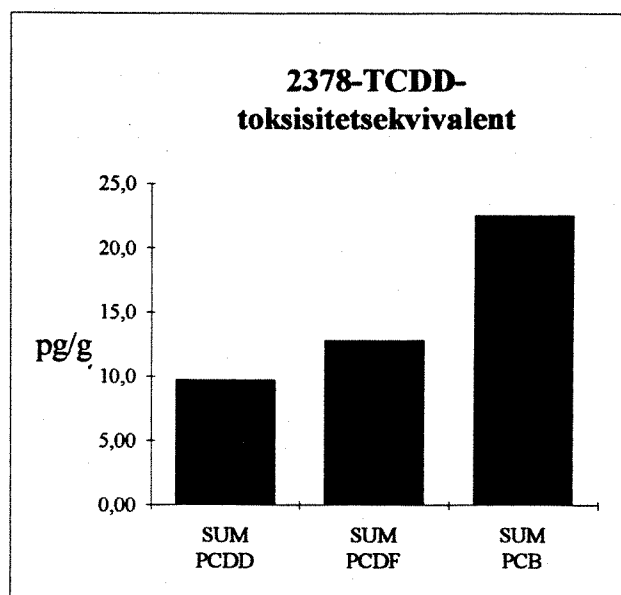
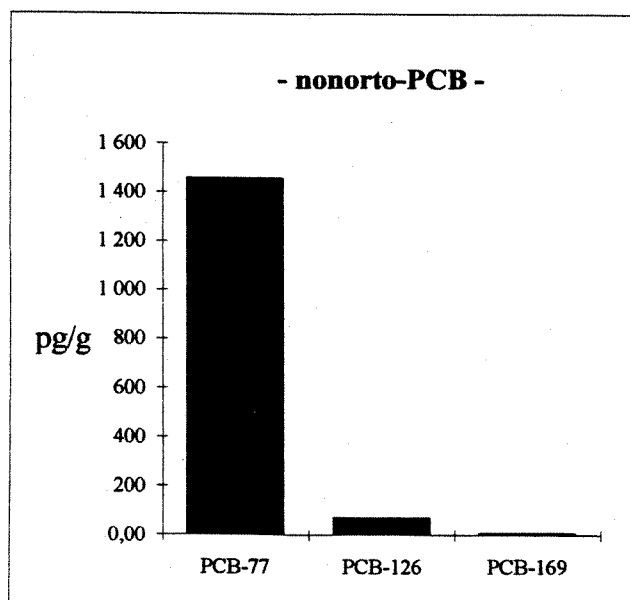


PCDF/PCDD-Analyseresultater

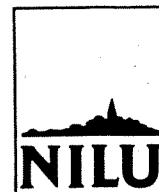


Vedlegg til målerapport nr: O-34
NILU-Prøvenummer: 93/447

Kjeller, 09.08.94



PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-34

NILU-Prøvenummer: 93/448

Kunde: NIVA /J. Skei

Kjeller, 09.08.94

Kundens prøvemerking: St.B G 16 0-2 cm

Prøvetype: Sediment

Prøvemengde: 12,5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD166011-170011-247031

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	2,01	53	2,01	
SUM TCDD	38,8			
12378-PeCDD	4,16	87	2,08	
SUM PeCDD	82,5			
123478-HxCDD	4,87		0,49	
123678-HxCDD	11,1	65	1,11	
123789-HxCDD	8,48		0,85	
SUM HxCDD	171			
1234678-HpCDD	258	97	2,58	
SUM HpCDD	501			
OCDD	1 522	106	1,52	
SUM PCDD	2 315		10,6	
2378-TCDF	13,8	48	1,38	
SUM TCDF	101			
12378/12348-PeCDF	12,5		0,13	0,63
23478-PeCDF	17,4	82	8,70	
SUM PeCDF	149			
123478/123479-HxCDF	20,7	77	2,07	
123678-HxCDF	9,33		0,93	
123789-HxCDF	< 0,89		0,09	
234678-HxCDF	11,4		1,14	
SUM HxCDF	294			
1234678-HpCDF	174	118	1,74	
1234789-HpCDF	28,5		0,29	
SUM HpCDF	469			
OCDF	1 630	98	1,63	
SUM PCDF	2 643		18,1	18,6
SUM PCDD/PCDF	4 958		28,7	29,2

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Kjeller, 09.08.94

Vedlegg til målerapport nr: O-34

NILU-Prøvenummer: 93/448

Kunde: NIVA /J. Skei

Kundens prøvemerkning: St.B G 16 0-2 cm

Prøvetype: Sediment

Prøvemengde: 12,5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: CD166011-170011-247031

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE
	pg/g	%	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 502	92	15,0
33'44'5-PeCB (PCB-126)	93,2	102	9,32
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	21,7	85	1,09
SUM TE-PCB			25,4

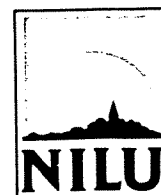
TE: 2378-TCDD-toksisitetsekivalent

< Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

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

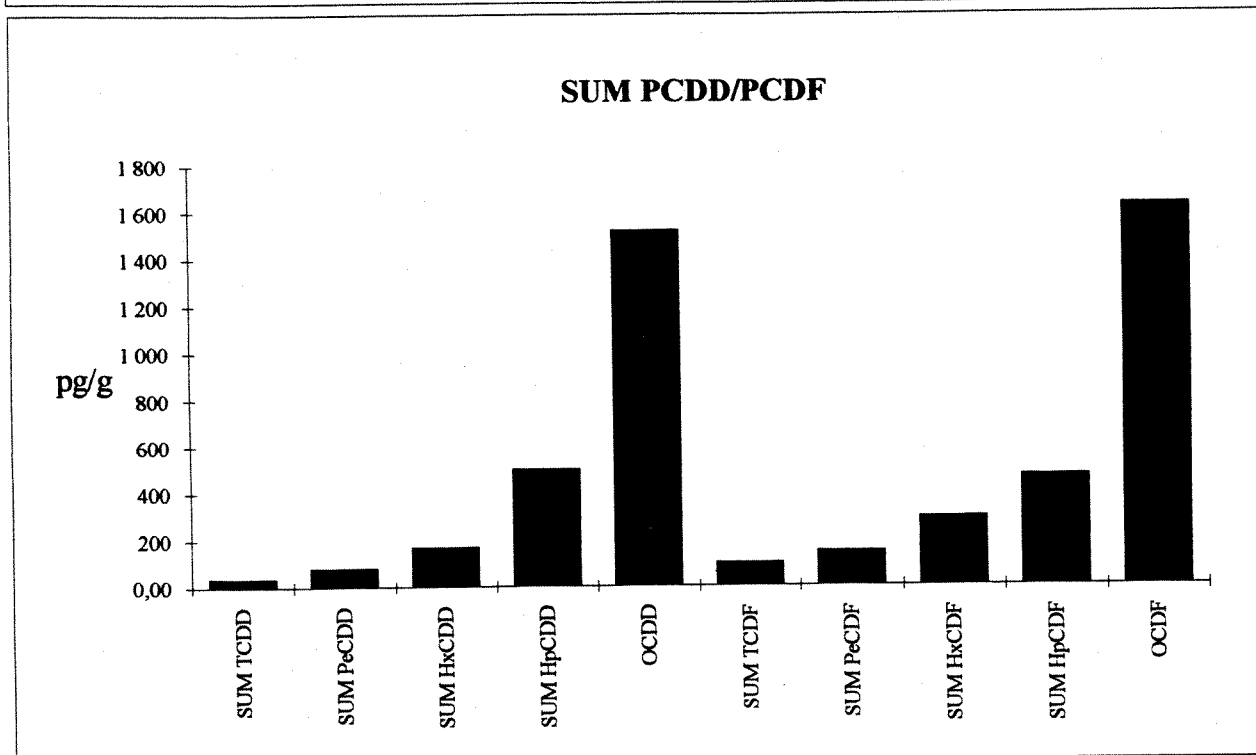
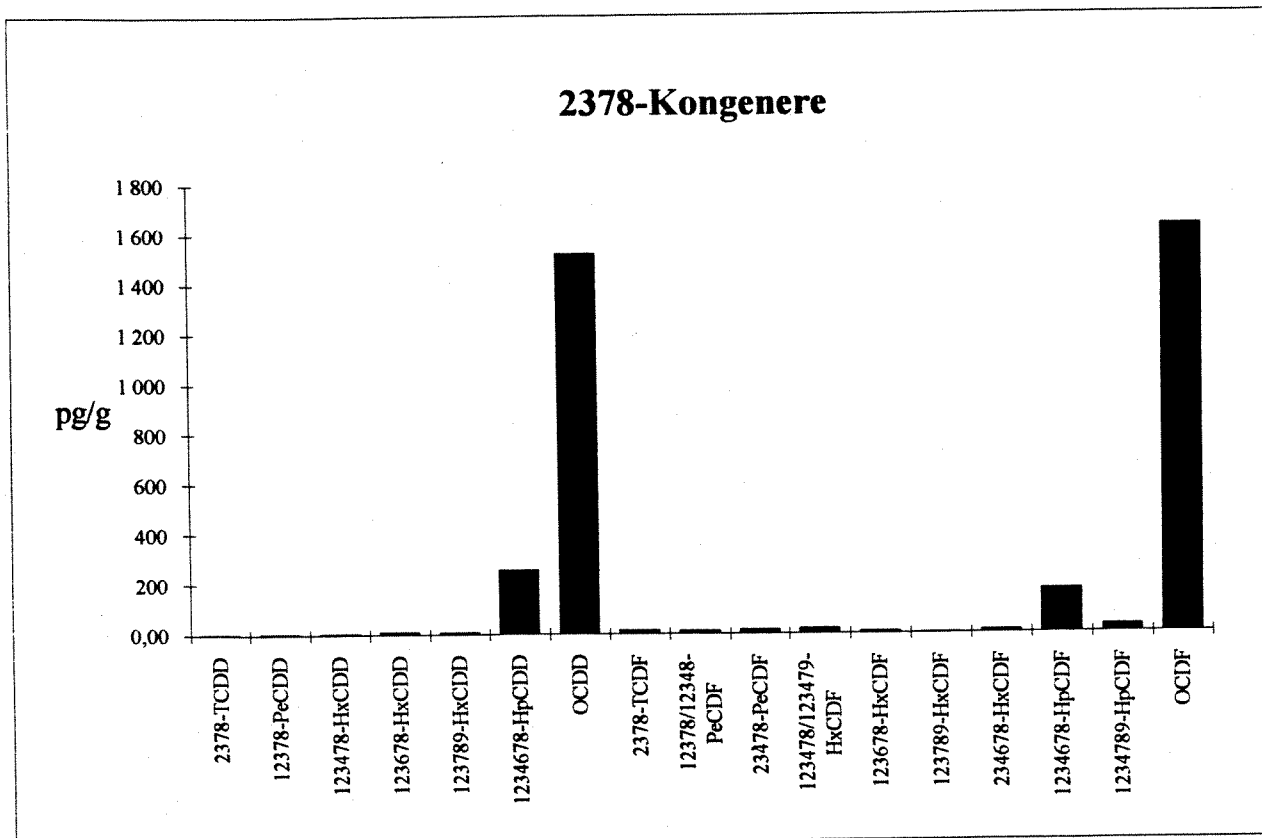
Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater

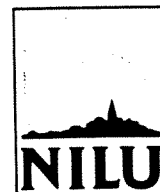


Vedlegg til målerapport nr: O-34
 NILU-Prøvenummer: 93/448

Kjeller, 09.08.94

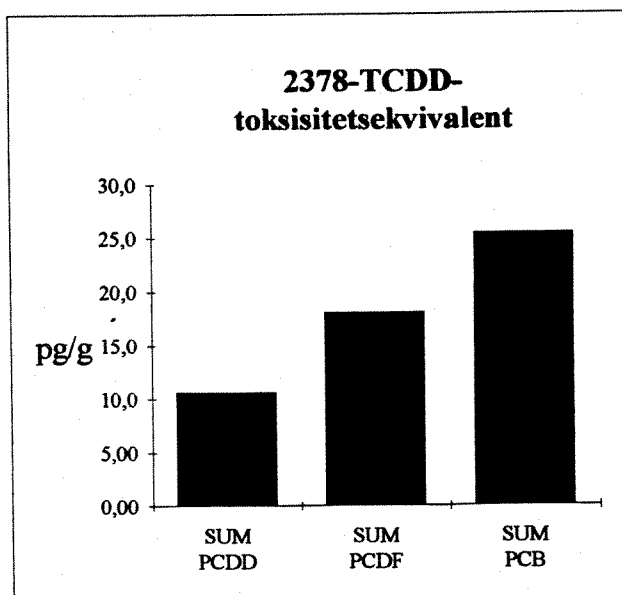
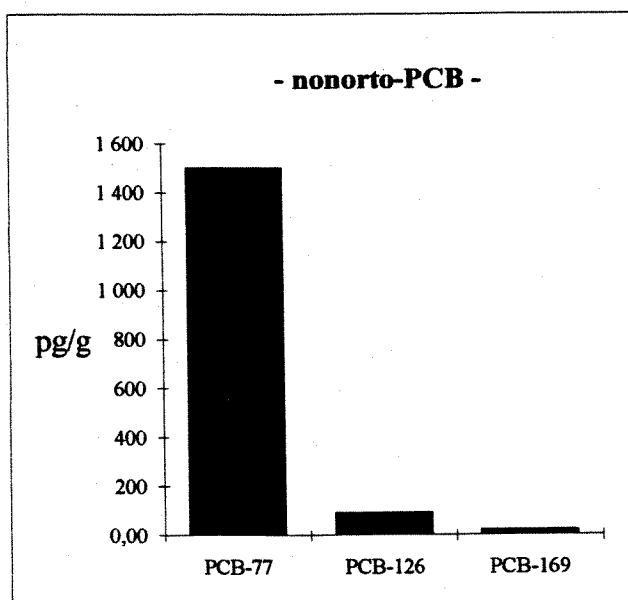


PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-34
NILU-Prøvenummer: 93/448

Kjeller, 09.08.94



ORGANISMER

Vedlegg 3. Rådata for PCB og PAH i organismer (analysert ved Havforskningsinstituttet)

Vedleggstabell 8. Rådata for analyser av PCB og NPD/PAH i fisk, krabbe og blåskjell.

Byfjorden Fase 2, 1994/95

PCB i torskelever ng/g våtvekt

	Herdlefjorden	Kollavågen	Drotningvik	Flesland	Nordåsvatnet	Holsnøy	Florvåg	Haakonsvern sone 1-3	Haakonsvern sone 4-5
PCB#31	-	2	-	1	-	-	0	0	-
PCB#28	37	160	92	47	14	27	27	41	36
PCB#52	85	231	218	142	30	108	86	65	132
PCB#101	247	715	348	417	90	422	348	190	356
PCB#149	84	168	76	105	22	236	114	38	85
PCB#118	407	1327	609	634	236	444	554	803	584
PCB#153	769	2088	805	1036	380	1066	1127	995	830
PCB#105	148	459	257	240	91	149	211	321	227
PCB#138	509	1397	585	772	250	713	749	562	528
PCB#128	71	233	81	107	46	102	131	92	90
PCB#156	46	138	47	63	28	69	84	68	67
PCB#180	198	513	201	257	84	276	372	309	234
PCB#170	74	171	62	98	29	105	126	102	78
Sum PCB	2675	7600	3381	3917	1298	3715	3929	3587	3249
%fett	42	33	42	47	32	49	53	36	50

Byfjorden Fase 2, 1994/95

PCB i torskemuskel ng/g våtvekt

	Herdlefjorden	Holsnøy	Drotningstvik	sone 4-5					sone 1-3			
				Flesland	Haakonsvern	Nordåsvatnet	Kollavågen	Haakonsvern	Florvåg			
PCB#31	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PCB#28	0,2	0,1	0,4	0,2	0,2	0,1	1,8	0,5	0,2	0,2		
PCB#52	0,4	0,5	1,2	0,5	0,5	0,3	1,7	0,9	1,0			
PCB#101	0,9	1,5	1,8	1,3	1,3	0,7	5,0	2,2	4,5			
PCB#149	0,3	0,9	0,3	0,3	0,3	0,2	1,2	0,5	1,4			
PCB#118	1,7	1,8	3,3	2,1	2,6	1,4	8,0	10,9	7,2			
PCB#153	2,9	3,4	4,2	2,9	3,6	2,3	16,5	12,6	18,6			
PCB#105	0,7	0,6	1,5	1,0	1,2	0,6	3,0	4,8	2,9			
PCB#138	1,9	2,4	3,0	2,1	2,8	1,6	11,2	8,0	13,6			
PCB#128	0,3	0,4	0,5	0,4	0,4	0,3	1,6	1,3	2,1			
PCB#156	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,1	0,8	0,7	0,9			
PCB#180	0,7	0,8	1,0	0,8	0,9	0,5	4,3	3,9	6,0			
PCB#170	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,2	1,4	1,3	2,0			
Sum PCB	10,4	12,8	17,9	12,1	14,4	8,2	56,5	47,6	60,5			
%fett	0,7	0,8	0,8	0,8	0,8	0,7	0,7	0,7	0,8			

Byfjorden Fase 2, 1994/95

PCB i lomrelever ng/g våtvekt

	Flesland	Nordåsvatnet	Drotningvik	Kollavågen	Herdlefjorden	Holsnøy	Florvåg
PCB#31	-	-	-	-	-	-	-
PCB#28	30	28	9	12	-	3	27
PCB#52	84	65	16	22	3	4	53
PCB#101	132	74	18	26	7	8	110
PCB#149	38	32	6	9	4	4	35
PCB#118	221	169	40	60	11	17	209
PCB#153	349	418	60	102	52	33	472
PCB#105	91	81	17	28	5	7	84
PCB#138	271	277	41	69	27	22	327
PCB#128	36	38	6	12	4	4	58
PCB#156	22	17	3	6	2	2	28
PCB#180	93	199	14	25	16	10	119
PCB#170	37	52	6	10	1	1	43
Sum PCB	1406	1452	236	381	133	115	1565
%fett	18	16	10	12	8	10	15

Byfjorden Fase 2, 1994/95

PCB i lomremuskel ng/g våtvekt

	Herdlefjorden	Holsnøy	Drotningvik	Kollavågen	Flesland	Nordåsvatnet	Florvåg
PCB#31	-	-	-	-	-	-	-
PCB#28	0,1	0,1	0,4	0,3	0,7	0,6	0,9
PCB#52	0,1	0,2	0,7	0,7	1,8	1,4	1,9
PCB#101	0,2	0,3	0,7	0,6	2,5	1,2	3,8
PCB#149	0,1	0,2	0,2	0,2	0,8	0,5	1,5
PCB#118	0,4	0,6	1,3	1,3	4,0	2,8	7,1
PCB#153	1,4	1,1	1,9	2,3	5,6	5,8	7,6
PCB#105	0,2	0,2	0,6	0,7	1,7	1,5	2,9
PCB#138	0,8	0,7	1,3	1,7	4,5	4,1	6,8
PCB#128	0,1	0,1	0,2	0,3	0,6	0,7	2,3
PCB#156	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,2	0,9
PCB#180	0,4	0,3	0,4	0,6	1,4	1,9	7,6
PCB#170	0,2	0,1	0,2	0,2	0,5	0,6	2,1
Sum PCB	4,0	4,0	8,1	9,0	24,5	21,5	45,3
%fett	0,8	0,9	0,8	0,9	1,0	0,9	1,0

Byfjorden Fase 2, 1994/95

PCB i ålmuskel ng/g våtvekt

	Herdlefjorden	Holsnøy	Flesland	Nordåsvatnet	Drotningsvik	Kollavågen	Florvåg
PCB#31	-	0,0	-	-	-	-	-
PCB#28	0,2	0,3	0,8	1,5	4,6	2,2	0,6
PCB#52	0,6	1,5	3,4	4,5	6,8	5,9	4,6
PCB#101	0,6	2,0	6,1	6,2	8,9	9,5	7,5
PCB#149	0,5	2,1	6,0	4,3	8,4	14,5	6,9
PCB#118	3,0	5,8	14,5	22,3	38,3	34,6	16,7
PCB#153	4,7	11,6	22,5	25,8	53,1	86,1	28,8
PCB#105	1,1	2,0	6,3	8,9	18,8	11,9	6,6
PCB#138	3,0	7,2	17,6	19,3	34,1	46,0	18,5
PCB#128	0,4	1,1	3,4	3,6	5,6	7,1	3,3
PCB#156	0,3	0,7	1,8	1,9	3,7	5,1	1,8
PCB#180	1,3	3,2	5,2	5,6	17,0	23,5	5,3
PCB#170	0,1	0,2	1,9	2,2	5,2	9,3	1,9
Sum PCB	15,8	37,9	89,5	106,0	204,4	255,6	102,5
%fett	4,5	7,3	10,9	16,1	12,1	10,4	9,9

Byfjorden Fase 2, 1994/95

PCB i krabbesmør ng/g våtvekt

	zone 4-5					zone 1-3				
	Herdlefjorden	Haakonsvern	Drotningvik	Holsnøy	Marikoven	Haakonsvern	Kollavågen	Flesland	Florvåg	Bakarvågen
PCB#31	0,3	2,4	6,2	1,3	4,3	7,1	3,3	1,4	2,8	2,0
PCB#28	0,6	4,3	6,7	1,7	3,9	12,4	4,1	1,7	3,1	2,5
PCB#52	0,4	0,8	2,2	0,5	0,8	1,5	1,4	1,4	2,3	0,9
PCB#101	2,6	9,8	19,7	11,5	26,8	33,2	13,8	19,8	32,6	25,5
PCB#149	11,2	18,1	41,2	37,9	64,4	45,0	34,8	33,7	72,5	102,6
PCB#118	15,3	53,6	131,4	49,9	81,8	136,9	85,0	59,6	112,4	89,2
PCB#153	44,4	65,1	126,0	99,3	146,4	118,2	124,8	100,1	197,3	266,4
PCB#105	4,6	20,3	50,5	14,2	27,3	52,4	26,4	18,8	34,6	25,2
PCB#138	33,4	55,8	118,8	88,8	128,1	102,0	107,9	88,2	173,6	227,9
PCB#128	3,0	6,8	15,1	10,2	16,2	12,4	13,1	10,1	23,3	24,6
PCB#156	1,6	3,7	8,1	4,7	7,9	6,4	7,3	6,1	11,0	10,6
PCB#180	9,7	14,2	26,6	23,8	42,5	30,7	25,9	26,2	62,7	65,5
PCB#170	3,3	5,1	8,5	7,1	13,3	9,8	9,0	8,0	17,2	22,1
Sum PCB	130	260	561	351	564	568	457	375	745	865
% fett	17	20	25	22	25	14	25	24	25	26

Byfjorden Fase 2, 1994/95

PCB i blåskjell ng/g våtvekt

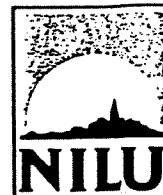
	Herdlefjorden	Holsnøy	Marikoven	Florvåg	Nordåsvatnet	Flesland	Kollavågen	Bakarvågen	Drotningvik
PCB#31	0,1	0,1	0,1	0,2	0,1	0,1	0,4	0,5	0,2
PCB#28	0,1	0,1	0,2	0,2	0,1	0,1	0,7	0,9	0,2
PCB#52	1,0	0,3	0,6	1,0	0,4	0,4	1,6	4,0	1,0
PCB#101	4,5	0,8	1,5	3,4	0,7	0,8	4,0	43,9	1,7
PCB#149	2,9	0,6	1,3	5,4	0,5	0,6	3,9	87,4	1,1
PCB#118	5,1	0,7	1,4	2,3	0,5	0,7	2,5	12,5	1,7
PCB#153	6,3	1,4	2,4	7,0	1,0	1,2	7,8	101,6	2,1
PCB#105	1,6	0,3	0,5	0,8	0,2	0,3	0,8	-	0,7
PCB#138	6,4	1,2	2,2	6,5	0,9	1,1	5,6	101,4	2,0
PCB#128	1,1	0,2	0,3	1,0	0,1	0,2	0,7	12,3	0,3
PCB#156	0,4	0,1	0,1	0,3	0,1	0,1	0,3	3,5	0,1
PCB#180	0,6	0,6	1,0	2,3	0,4	0,5	1,1	17,5	0,6
PCB#170	0,1	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,1	4,3	0,0
sum PCB	30,2	6,4	11,7	30,6	4,9	6,0	29,6	390,3	11,8
% fett	2,2	1,9	2,2	2,9	1,7	3,2	2,5	2,9	2,0

BYFJORDEN FASE 2, 94-95

NPD/PAH i blåskjell

	Florvåg	Bakarvå.	Herdla/Va	Kollevå.	Nordåsv.	Flesland	Holsnøy	Alvø/Drot	Marikov.
Naphtalene	6	7	6	5	3	2	4	4	4
C1-naphtalenes	4	4	3	3	2	2	2	2	4
C2-naphtalenes	29	13	4	7	4	10	3	4	10
C3-naphtalenes	123	25	8	11	7	19	8	10	18
Fluorene	4	1	1	1		1			1
Phenanthrene	22	6	7	4	3	6	4	5	6
Anthracene	1								1
Dibenzothiophene	3								
C1-phenanthrenes	164	40	101	15	10	23	49	28	32
C1-dibenzothiophenes	30	7	17	3	2	5	9	5	10
Fluoranthene	21	8	9	9	8	12	9	11	10
Pyrene	30	6	22	8	11	7	8	9	10
C2-phenanthrenes	437	151	374	35	34	50	232	100	106
C2-dibenzothiophenes	147	42	114	13	17	22	104	29	33
C3-dibenzothiophenes	134	84	114	13	18	26	126	51	39
Benz(a)anthracene	8	4	4	3	1	1	6	3	6
Chrysene	18	14	17	7	6	8	17	12	15
Benz(b+j+k)fluoranthenes	21	9	6	4	5	4	10	7	8
Benz(e)pyrene	10	4	3	2	3	3	4	3	3
Benz(a)pyrene	4	1					1	1	1
Perylene	2						1	1	
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	3	1		1			1	1	2
Benzo(ghi)perylene	4	2	1	1	1	1	1	2	2
Dibenz(a,c+a,h)anthracenes	1	1							1
Sum NPD/PAH ng/g v.v.	1226	430	811	145	135	202	599	288	322

**Vedlegg 4. Rådata for analyser av PCDF/PCDD og non-orto PCB i biologiske prøver
(analysert ved Norsk Institutt for Luftforskning).**



Norsk institutt for vannforskning
v/Jon Knutzen
Postboks 173 Kjelsås
0411 OSLO

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING	
J.nr.:	2769/95
Sak nr.:	93017
Mottatt:	16.10

Deres ref./Your ref.:
JOK/LIB
J.nr. 749/95
S.nr. O-93017

Vår ref./Our ref.:
AaB/MAa/O-95054

Kjeller,
11. oktober 1995

Dioksin, non-orto PCB og fettbestemmelse i 16 biologiske prøver fra Bergensområdet 1994

Vi viser til Deres bestilling av 26.04.95 og vår midlertidige rapport av 25.07.95 og oversender de endelige analyseresultatene.

Vi legger ved målerapport nr. O-119 og gir følgende tilleggsinformasjon:

Vår metode, NILU-O-1, som er akkreditert etter EN-45001, er benyttet.

Som kvalitetssikringstiltak ble ¹³C-merkete 2,3,7,8-klorsubstituerte isomerer tilsatt prøven før opparbeidelses- og analyseprosedyren. Gjenvinningsstandard tilsettes rett før analyse på GC/MS. Etter vår metode skal gjenvinningen av tilsatte ¹³C-isotopmerkete internstandarder ligge innenfor 40-120% i forhold til en av de tilsatte ¹³C-isotopmerkete gjenvinningsstandardene. Gjenvinningen er tilfredsstillende for alle prøver unntatt:

95/329, 38% gjenvinning av 2,3,7,8-TCDF
95/330, 38% gjenvinning av OCDF
95/328, 31% gjenvinning av non-orto PCB/77
95/329, 26% gjenvinning av non-orto PCB/77
95/330, 29% gjenvinning av non-orto PCB/77

Resultatene er korrigererte for gjenvinning.

Vi gjør oppmerksom på at det er gjort endringer i konsentrasjonén av 1,2,3,7,8,9-HxCDF og 2,3,4,6,7,8-HxCDF i forhold til tidligere utkast sendt 25. juni 1995.

Med hilsen

Ole-Anders Braathen

Ole-Anders Braathen
Leder, Organisk analyse

Aase Biseth

Aase Biseth
Ingeniør



NOTAT

Dato: : 11. oktober 1995
Deres ref.: : JOK/LIB, J.nr. 749/95, S.nr. O-93017
Vår ref.: : AaB/MAa/O-95054

SAK: Fettbestemmelse i biologiske prøver

NILU nr.:	Materiale	Kundens merking	Prosent ekstraherbart fett
95/327	Torskelever	Florvåg 22.-25.7.95	50,9
95/328	"	Holsenøy (Kråkenes) 26.-27.7.95	51,5
95/329	"	Herdlefjorden 20.-22.7.95	42,9
95/330	"	Kollavågen 28.30.7.95	29,8
95/331	"	Drotningvik 1.-2.8.95	47,0
95/332	"	Haakonsvern, sone, 1-2 13.-16.9.95	33,6
95/333	"	Nordåsvatnet 4.-8.8.95	30,8
95/334	"	Flesland 9.-12.8.95	52,3
95/335	Krabbesmør	Florvåg 22.-25.7.95	26,1
95/336	"	Bakarvågen 19.-21.9.95	23,8
95/337	"	Marikoven 16.-19.9.95	23,7
95/338	"	Holsenøy (Kråkenes) 26.-28.7.95	19,3
95/339	"	Herdlefjorden 20.-22.7.95	15,6
95/340	"	Drotningvik 1.-2.8.95	24,3
95/341	"	Haakonsvern, sone 1-3 13.-16.9.95	12,8
95/342	"	Flesland 9.-12.8.95	20,8

Målerapport nr. O-119

Oppdragsgiver: Norsk institutt for vannforskning (NIVA) v/Jon Knutzen

Prosjekt nr.: O-95054

Prøvetaking:

Sted: Bergensområdet

Ansvar: NIVA

Kommentar:

Prøveinformasjon:

NILU prøvenr.	Kundens prøvenr.	Prøvetype	Prøven mottatt	Prøven analysert
95/327	Florvåg 22.-25.7.95	Torskelever	26.04.95	08.05.-25.07.95
95/328	Holsenøy (Kråkenes) 26.-28.7.95	"	"	"
95/329	Herdlefjorden 20.-22.7.96	"	"	"
95/330	Kollavågen 28.-30.7.95	"	"	"
95/331	Drotningvik 1.-2.8.95	"	"	"
95/332	Haakonsvem, sone 1-3 13.-16.9.95	"	"	"
95/333	Nordåsvatnet 4.-8.8.95	"	"	"
95/334	Flesland 9.-12.8.95	"	"	"
95/335	Florvåg 22.-25.7.95	Krabbesmør	24.04.95	23.05.-25.07.95
95/336	Bakarvågen 19.-21.9.95	"	"	"
95/337	Marikoven 16.-19.9.95	"	"	"
95/338	Holsenøy (Kråkenes) 26.-28.7.95	"	"	"
95/339	Herdlefjorden 20.-22.7.95	"	"	"
95/340	Drotningvik 1.-2.8.95	"	"	"
95/341	Haakonsvem, sone 1-3 13.-16.9.95	"	"	"
95/342	Flesland 9.-12.8.95	"	"	"

Analyser:

Utført av: Norsk institutt for luftforskning
Postboks 100
N-2007 KJELLER

Målemetode: NILU-O-1 + ("Bestemmelse av polyklorerte dibenzo-p-dioksiner og dibenzofuraner").

Måleusikkerhet: ±25%

Kommentarer: Analysene av non-orto PCB er ikke akkrediterte.
Gjenvinningen av OCDF var 38% i prøve 95/329
Gjenvinningen av 2,3,7,8-TCDF var 38% i prøve 95/330

Godkjenning: Kjeller, 11. oktober 1995

Ole-Anders Braathen

Ole-Anders Braathen
Leder, Organisk analyse

Vedlegg: 16 analyseresultater à 4 sider
Målerapporten og vedleggene omfatter totalt 66 sider

Måleresultatene gjelder bare de prøvene som er analysert. Denne rapporten skal ikke gjengis i utdrag, uten skriftlig godkjenning fra laboratoriet.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/327

Kunde: NIVA/Knutzen

Kundens prøvemerking: Florvåg 22-25/7

Kjeller, 9.10.95

Prøvetype: Lever av torsk

Prøvemengde: 5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD356021

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	3,28	98	3,28	
SUM TCDD	3,44			
12378-PeCDD	0,48	89	0,24	
SUM PeCDD	0,59			
123478-HxCDD	< 0,20		0,02	
123678-HxCDD	6,83	86	0,68	
123789-HxCDD	1,54		0,15	
SUM HxCDD	9,79			
1234678-HpCDD	7,00	88	0,07	
SUM HpCDD	7,00			
OCDD	6,13	84	0,01	
SUM PCDD	27,0		4,45	
2378-TCDF	11,2	79	1,12	
SUM TCDF	12,6			
12378/12348-PeCDF	2,61		0,03	0,13
23478-PeCDF	1,99	84	1,00	
SUM PeCDF	7,05			
123478/123479-HxCDF	1,76	82	0,18	
123678-HxCDF	1,64		0,16	
123789-HxCDF	< 0,27		0,03	
234678-HxCDF	1,43		0,14	
SUM HxCDF	9,97			
1234678-HpCDF	1,40	92	0,01	
1234789-HpCDF	0,42		0,00	
SUM HpCDF	1,51			
OCDF	7,90	78	0,01	
SUM PCDF	39,0		2,68	2,78
SUM PCDD/PCDF	66,0		7,13	7,23

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 9.10.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/327

Kunde: NIVA/Knutzen

Kundens prøvemerking: Florvåg 22-25/7

:

Prøvetype: Lever av torsk

Prøvemengde: 5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD356021

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	5 791	64	2,90	57,9
344'5'-TeCB(PCB-81)	266			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	2 888	94	289	289
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	261	90	2,61	13,1
SUM TE-PCB			294	360

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/328

Kunde: NIVA/Knutzen

Kjeller, 9.10.95

Kundens prøvemerking: Holsenøy (Kråkenes)

: 26-28/7

Prøvetype: Lever av torsk

Prøvemengde: 5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD356031

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	1,72	40	1,72	
SUM TCDD	1,72			
12378-PeCDD	0,28 (i)	62	0,14	
SUM PeCDD	0,28 (i)			
123478-HxCDD	< 0,20		0,02	
123678-HxCDD	4,15	71	0,42	
123789-HxCDD	0,75		0,08	
SUM HxCDD	5,67			
1234678-HpCDD	3,27	72	0,03	
SUM HpCDD	3,27			
OCDD	2,87 (i)	74	0,00	
SUM PCDD	13,8		2,41	
2378-TCDF	9,91	40	0,99	
SUM TCDF	10,4			
12378/12348-PeCDF	2,36		0,02	0,12
23478-PeCDF	2,22	59	1,11	
SUM PeCDF	6,19			
123478/123479-HxCDF	5,81	65	0,58	
123678-HxCDF	2,34		0,23	
123789-HxCDF	< 0,20		0,02	
234678-HxCDF	1,71		0,17	
SUM HxCDF	18,4			
1234678-HpCDF	0,91	78	0,01	
1234789-HpCDF	0,30 (i)		0,00	
SUM HpCDF	0,90			
OCDF	1,92	63	0,00	
SUM PCDF	37,8		3,14	3,24
SUM PCDD/PCDF	51,6		5,55	5,64

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 9.10.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/328

Kunde: NIVA/Knutzen

Kundens prøvemerking: Holsenøy (Kråkenes)

: 26-28/7

Prøvetype: Lever av torsk

Prøvemengde: 5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD356031

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 863	*	0,93	18,6
344'5'-TeCB(PCB-81)	70,8			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	503	49	50,3	50,3
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	69,8	65	0,70	3,49
SUM TE-PCB			51,9	72,4

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/329

Kunde: NIVA/Knutzen

Kundens prøvemerkning: Herdlefjorden

: 20-22/7

Prøvetype: Lever av torsk

Prøvemengde: 5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD356041

Kjeller, 13.10.95

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	2,89 (i)	44	2,89	
SUM TCDD	2,89 (i)			
12378-PeCDD	0,22	66	0,11	
SUM PeCDD	0,22			
123478-HxCDD	< 0,20		0,02	
123678-HxCDD	3,46	72	0,35	
123789-HxCDD	0,81 (i)		0,08	
SUM HxCDD	4,09			
1234678-HpCDD	2,76	70	0,03	
SUM HpCDD	2,76			
OCDD	3,32	67	0,00	
SUM PCDD	13,3		3,48	
2378-TCDF	13,2	*	1,32	
SUM TCDF	13,2			
12378/12348-PeCDF	3,50		0,04	0,18
23478-PeCDF	1,32	59	0,66	
SUM PeCDF	6,85			
123478/123479-HxCDF	2,05	67	0,21	
123678-HxCDF	2,02 (i)		0,20	
123789-HxCDF	< 0,20		0,02	
234678-HxCDF	1,81		0,18	
SUM HxCDF	5,49			
1234678-HpCDF	0,63	73	0,01	
1234789-HpCDF	0,28 (i)		0,00	
SUM HpCDF	0,63			
OCDF	1,26	63	0,00	
SUM PCDF	27,4		2,63	2,77
SUM PCDD/PCDF	40,7		6,11	6,25

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

Vedlegg
NII

PCDF/PCDD-Analyseresultater

Kund

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-119
NILU-Prøvenummer: 95/329
Kunde: NIVA/Knutzen
Kundens prøvemerking: Herdlefjorden
: 20-22/7
Prøvetype: Lever av torsk
Prøvemengde: 5 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DD356041

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO) pg/g	TE
	pg/g	%		
33'44'-TeCB (PCB-77)	3 598	*	1,80	
344'5'-TeCB(PCB-81)	113			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	890	51	89,0	
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	110	66	1,10	
SUM TE-PCB			91,9	

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

12

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/330

Kunde: NIVA/Knutzen

Kjeller, 13.10.95

Kundens prøvemerking: Kollavågen

: 28-30/7

Prøvetype: Lever av torsk

Prøvemengde: 5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD356051

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) pg/g	i-TE pg/g
	pg/g	%		
2378-TCDD	3,64	42	3,64	
SUM TCDD	3,64			
12378-PeCDD	0,33	46	0,17	
SUM PeCDD	0,33			
123478-HxCDD	< 0,20	46	0,02	
123678-HxCDD	4,57		0,46	
123789-HxCDD	1,17 (i)		0,12	
SUM HxCDD	5,40			
1234678-HpCDD	3,02	44	0,03	
SUM HpCDD	3,02			
OCDD	3,24 (i)	43	0,00	
SUM PCDD	15,6		4,43	
2378-TCDF	13,1	40	1,31	
SUM TCDF	13,1			
12378/12348-PeCDF	4,04	44	0,04	0,20
23478-PeCDF	1,64		0,82	
SUM PeCDF	6,78			
123478/123479-HxCDF	4,48	45	0,45	
123678-HxCDF	2,54 (i)		0,25	
123789-HxCDF	< 0,20		0,02	
234678-HxCDF	2,21		0,22	
SUM HxCDF	12,2			
1234678-HpCDF	0,81	45	0,01	
1234789-HpCDF	0,29 (i)		0,00	
SUM HpCDF	0,81			
OCDF	1,33	*	0,00	
SUM PCDF	34,2		3,13	3,29
SUM PCDD/PCDF	49,9		7,56	7,72

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Kjeller, 9.10.95

Vedlegg til målerapport nr: O-119
NILU-Prøvenummer: 95/330
Kunde: NIVA/Knutzen
Kundens prøvemerking: Kollavågen
: 28-30/7
Prøvetype: Lever av torsk
Prøvemengde: 5 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DD356051

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	7 033	*	3,52	70,3
344'5'-TeCB(PCB-81)	260			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	2 096	49	210	210
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	236	48	2,36	11,8
SUM TE-PCB			215	292

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/331

Kunde: NIVA/Knutzen

Kjeller, 9.10.95

Kundens prøvemerking: Drotningstovik 1-2/8

Prøvetype: Lever av torsk

Prøvemengde: 5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD356061

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)		i-TE	
	pg/g	%	pg/g		pg/g	
2378-TCDD	2,61	90	2,61			
SUM TCDD	2,67					
12378-PeCDD	0,39	97	0,20			
SUM PeCDD	0,39					
123478-HxCDD	< 0,20		0,02			
123678-HxCDD	5,37	91	0,54			
123789-HxCDD	1,73		0,17			
SUM HxCDD	8,18					
1234678-HpCDD	3,52	92	0,04			
SUM HpCDD	3,52					
OCDD	3,38	91	0,00			
SUM PCDD	18,1		3,57			
2378-TCDF	14,4	84	1,44			
SUM TCDF	15,3					
12378/12348-PeCDF	2,77		0,03		0,14	
23478-PeCDF	1,47	88	0,74			
SUM PeCDF	6,15					
123478/123479-HxCDF	1,39	95	0,14			
123678-HxCDF	1,38		0,14			
123789-HxCDF	< 0,20		0,02			
234678-HxCDF	1,43		0,14			
SUM HxCDF	5,76					
1234678-HpCDF	0,54	94	0,01			
1234789-HpCDF	< 0,20		0,00			
SUM HpCDF	0,54					
OCDF	1,02	83	0,00			
SUM PCDF	28,8		2,65		2,76	
SUM PCDD/PCDF	46,9		6,22		6,34	

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Kjeller, 9.10.95

Vedlegg til målerapport nr: O-119
NILU-Prøvenummer: 95/331
Kunde: NIVA/Knutzen
Kundens prøvemerking: Drotningvik 1-2/8
:
Prøvetype: Lever av torsk
Prøvemengde: 5 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DD356061

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	17 864	75	8,93	179
344'5'-TeCB(PCB-81)	372			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1 222	105	122	122
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	90,1	96	0,90	4,51
SUM TE-PCB			132	305

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/334

Kunde: NIVA/Knutzen

Kundens prøvemerking: Flesland 9-12/8

Kjeller, 9.10.95

Prøvetype: Lever av torsk

Prøvemengde: 5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD356091

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	3,12	77	3,12	
SUM TCDD	3,12			
12378-PeCDD	0,28	89	0,14	
SUM PeCDD	0,28			
123478-HxCDD	< 0,20		0,02	
123678-HxCDD	2,95	97	0,30	
123789-HxCDD	1,12		0,11	
SUM HxCDD	3,48			
1234678-HpCDD	2,11	97	0,02	
SUM HpCDD	2,11			
OCDD	2,38 (i)	100	0,00	
SUM PCDD	11,4		3,71	
2378-TCDF	13,9	71	1,39	
SUM TCDF	13,9			
12378/12348-PeCDF	3,01		0,03	0,15
23478-PeCDF	1,40	85	0,70	
SUM PeCDF	6,44			
123478/123479-HxCDF	1,44	90	0,14	
123678-HxCDF	1,85		0,19	
123789-HxCDF	< 0,20		0,02	
234678-HxCDF	2,03		0,20	
SUM HxCDF	6,67			
1234678-HpCDF	0,62	94	0,01	
1234789-HpCDF	0,19		0,00	
SUM HpCDF	0,81			
OCDF	1,95	91	0,00	
SUM PCDF	29,8		2,68	2,80
SUM PCDD/PCDF	41,1		6,39	6,51

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

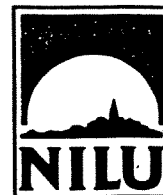
i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 9.10.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/334

Kunde: NIVA/Knutzen

Kundens prøvemerking: Flesland 9-12/8

:

Prøvetype: Lever av torsk

Prøvemengde: 5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD356091

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	4 989	53	2,49	49,9
344'5'-TeCB(PCB-81)	144			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1 286	88	129	129
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	117	89	1,17	5,85
SUM TE-PCB			132	184

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/332

Kunde: NIVA/Knutzen

Kjeller, 9.10.95

Kundens prøvemerkning: Haakonsvern.

: Sone 1-3. 13-16/9

Prøvetype: Lever av torsk

Prøvemengde: 5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD356101

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	3,42	93	3,42	
SUM TCDD	3,42			
12378-PeCDD	0,15	101	0,08	
SUM PeCDD	0,15			
123478-HxCDD	< 0,20		0,02	
123678-HxCDD	2,51	106	0,25	
123789-HxCDD	0,86		0,09	
SUM HxCDD	3,86			
1234678-HpCDD	1,47	103	0,01	
SUM HpCDD	1,47			
OCDD	1,84	101	0,00	
SUM PCDD	10,7		3,87	
2378-TCDF	18,2	95	1,82	
SUM TCDF	18,9			
12378/12348-PeCDF	3,95		0,04	0,20
23478-PeCDF	1,35	93	0,68	
SUM PeCDF	7,25			
123478/123479-HxCDF	1,48	98	0,15	
123678-HxCDF	1,80		0,18	
123789-HxCDF	< 0,20		0,02	
234678-HxCDF	1,74		0,17	
SUM HxCDF	6,21			
1234678-HpCDF	0,56	98	0,01	
1234789-HpCDF	< 0,32		0,00	
SUM HpCDF	0,56			
OCDF	1,65	90	0,00	
SUM PCDF	34,6		3,07	3,22
SUM PCDD/PCDF	45,3		6,94	7,09

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Kjeller, 9.10.95

Vedlegg til målerapport nr: O-119
NILU-Prøvenummer: 95/332
Kunde: NIVA/Knutzen
Kundens prøvemerking: Haakonsvern.
: Sone 1-3. 13-16/9
Prøvetype: Lever av torsk
Prøvemengde: 5 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DD356101

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	18 898	87	9,45	189
344'5'-TeCB(PCB-81)	394			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	7 302	118	730	730
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	579	100	5,79	29,0
SUM TE-PCB			745	948

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

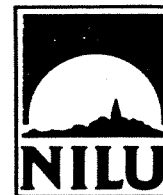
TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/333

Kunde: NIVA/Knutzen

Kundens prøvermerking: Nordåsvatnet 4-8/8

Kjeller, 9.10.95

Prøvetype: Lever av torsk

Prøvemengde: 5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD356081

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	2,02	75	2,02	
SUM TCDD	2,02			
12378-PeCDD	0,26	88	0,13	
SUM PeCDD	0,26			
123478-HxCDD	< 0,15		0,02	
123678-HxCDD	2,12	94	0,21	
123789-HxCDD	0,99		0,10	
SUM HxCDD	3,53			
1234678-HpCDD	1,57	92	0,02	
SUM HpCDD	1,57			
OCDD	2,27	94	0,00	
SUM PCDD	9,65		2,49	
2378-TCDF	10,0	74	1,00	
SUM TCDF	10,2			
12378/12348-PeCDF	2,96		0,03	0,15
23478-PeCDF	1,45	84	0,73	
SUM PeCDF	6,05			
123478/123479-HxCDF	2,46	90	0,25	
123678-HxCDF	2,08 (i)		0,21	
123789-HxCDF	< 0,15		0,02	
234678-HxCDF	1,79		0,18	
SUM HxCDF	7,80			
1234678-HpCDF	0,82	95	0,01	
1234789-HpCDF	< 0,33		0,00	
SUM HpCDF	0,85			
OCDF	5,07	83	0,01	
SUM PCDF	30,0		2,42	2,54
SUM PCDD/PCDF	39,6		4,91	5,03

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Kjeller, 9.10.95

Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/333

Kunde: NIVA/Knutzen

Kundens prøvemerking: Nordåsvatnet 4-8/8

Prøvetype: Lever av torsk

Prøvemengde: 5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD356081

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 741	63	0,87	17,4
344'5'-TeCB(PCB-81)	53,2			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	853	86	85,3	85,3
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	147	84	1,47	7,35
SUM TE-PCB			87,6	110

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/335

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 30.06.95

Kundens prøvermerking: Florvåg 22-25/7

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD323051-DD325051

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	1,28	85	1,28	
SUM TCDD	7,49			
12378-PeCDD	2,61	97	1,31	
SUM PeCDD	14,3			
123478-HxCDD	1,58		0,16	
123678-HxCDD	4,96	93	0,50	
123789-HxCDD	1,50		0,15	
SUM HxCDD	25,3			
1234678-HpCDD	23,7	84	0,24	
SUM HpCDD	41,4			
OCDD	25,2	96	0,03	
SUM PCDD	114		3,65	
2378-TCDF	13,1 (i)	82	1,31	
SUM TCDF	45,3			
12378/12348-PeCDF	3,68		0,04	0,18
23478-PeCDF	5,63	93	2,82	
SUM PeCDF	34,1			
123478/123479-HxCDF	3,94	93	0,39	
123678-HxCDF	2,20		0,22	
123789-HxCDF	< 0,49		0,05	
234678-HxCDF	2,05		0,21	
SUM HxCDF	27,6			
1234678-HpCDF	4,90	83	0,05	
1234789-HpCDF	< 0,12		0,00	
SUM HpCDF	6,57			
OCDF	1,66	89	0,00	
SUM PCDF	115		5,08	5,23
SUM PCDD/PCDF	229		8,73	8,88

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

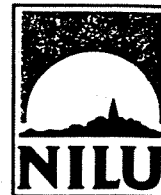
i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 30.06.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/335

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Florvåg 22-25/7

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD323051-DD325051

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	3 473	75	1,74	34,7
344'5'-TeCB(PCB-81)	60,4			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	232	89	23,2	23,2
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	31,0	91	0,31	1,55
SUM TE-PCB			25,2	59,5

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/336

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 30.06.95

Kundens prøvemerking: Bakarvågen 19-21/9

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD323071-DD325071

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	1,01	84	1,01	
SUM TCDD	8,29			
12378-PeCDD	2,42	94	1,21	
SUM PeCDD	14,5			
123478-HxCDD	1,60		0,16	
123678-HxCDD	3,17	95	0,32	
123789-HxCDD	1,24		0,12	
SUM HxCDD	17,8			
1234678-HpCDD	8,96	91	0,09	
SUM HpCDD	19,7			
OCDD	9,03	96	0,01	
SUM PCDD	69,3		2,92	
2378-TCDF	12,2 (i)	82	1,22	
SUM TCDF	44,7			
12378/12348-PeCDF	2,07		0,02	0,10
23478-PeCDF	5,77	92	2,89	
SUM PeCDF	28,9			
123478/123479-HxCDF	1,75	97	0,18	
123678-HxCDF	1,14		0,11	
123789-HxCDF	< 0,18		0,02	
234678-HxCDF	2,37		0,24	
SUM HxCDF	14,2			
1234678-HpCDF	2,45	91	0,02	
1234789-HpCDF	< 0,06		0,00	
SUM HpCDF	2,52			
OCDF	< 0,03	93	0,00	
SUM PCDF	90,4		4,69	4,78
SUM PCDD/PCDF	160		7,61	7,70

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 30.06.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/336

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Bakarvågen 19-21/9

:

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD323071-DD325071

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	2 440	77	1,22	24,4
344'5'-TeCB(PCB-81)	44,7			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	190	88	19,0	19,0
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	31,4	92	0,31	1,57
SUM TE-PCB			20,5	45,0

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/338

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 30.06.95

Kundens prøvemerking: Holsenøy (Kråkenes)

: 26-28/7

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD323091-DD325091

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,65	85	0,65	
SUM TCDD	4,55			
12378-PeCDD	1,58	98	0,79	
SUM PeCDD	7,73			
123478-HxCDD	1,02	103	0,10	
123678-HxCDD	2,44		0,24	
123789-HxCDD	0,84		0,08	
SUM HxCDD	13,5			
1234678-HpCDD	7,51	97	0,08	
SUM HpCDD	14,5			
OCDD	6,22	106	0,01	
SUM PCDD	46,5		1,95	
2378-TCDF	7,60 (i)	88	0,76	
SUM TCDF	28,2			
12378/12348-PeCDF	1,27	96	0,01	0,06
23478-PeCDF	4,28		2,14	
SUM PeCDF	19,7			
123478/123479-HxCDF	1,46	101	0,15	
123678-HxCDF	0,80		0,08	
123789-HxCDF	< 0,07		0,01	
234678-HxCDF	1,59		0,16	
SUM HxCDF	10,8			
1234678-HpCDF	1,68	94	0,02	
1234789-HpCDF	< 0,05		0,00	
SUM HpCDF	1,93			
OCDF	< 0,34	120	0,00	
SUM PCDF	61,0		3,32	3,37
SUM PCDD/PCDF	107		5,27	5,32

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Kjeller, 30.06.95

Vedlegg til målerapport nr: O-119
 NILU-Prøvenummer: 95/338
 Kunde: NIVA / Knutzen
 Kundens prøvemerking: Holsenøy (Kråkenes)
 : 26-28/7
 Prøvetype: Krabbesmør
 Prøvemengde: 10 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DD323091-DD325091

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 488	77	0,74	14,9
344'5'-TeCB(PCB-81)	27,1			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	98,8	90	9,88	9,88
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	16,1	92	0,16	0,81
SUM TE-PCB			10,8	25,6

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/339

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 30.06.95

Kundens prøvemerking: Herdlefjorden 20-22/7

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD323101-DD325101

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,55	85	0,55	
SUM TCDD	2,38			
12378-PeCDD	1,74	94	0,87	
SUM PeCDD	7,10			
123478-HxCDD	1,01		0,10	
123678-HxCDD	1,71	86	0,17	
123789-HxCDD	0,72		0,07	
SUM HxCDD	10,4			
1234678-HpCDD	2,74	87	0,03	
SUM HpCDD	6,41			
OCDD	2,18	76	0,00	
SUM PCDD	28,5		1,79	
2378-TCDF	6,38 (i)	86	0,64	
SUM TCDF	24,9			
12378/12348-PeCDF	1,30		0,01	0,07
23478-PeCDF	4,28	91	2,14	
SUM PeCDF	18,7			
123478/123479-HxCDF	1,31	93	0,13	
123678-HxCDF	0,84		0,08	
123789-HxCDF	< 0,15		0,02	
234678-HxCDF	1,56		0,16	
SUM HxCDF	9,37			
1234678-HpCDF	1,31	85	0,01	
1234789-HpCDF	< 0,05		0,00	
SUM HpCDF	1,31			
OCDF	< 0,04	66	0,00	
SUM PCDF	54,3		3,19	3,24
SUM PCDD/PCDF	82,8		4,98	5,04

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Kjeller, 30.06.95

Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/339

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerkning: Herdlefjorden 20-22/7

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD323101-DD325101

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	520	79	0,26	5,20
344'5'-TeCB(PCB-81)	10,5			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	61,9	91	6,19	6,19
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	15,6	90	0,16	0,78
SUM TE-PCB			6,61	12,2

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/337

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvermerking: Marikoven 16-19/9

Kjeller, 9.10.95

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD323081-DD325081

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,96	76	0,96	
SUM TCDD	8,87			
12378-PeCDD	2,21	88	1,11	
SUM PeCDD	12,3			
123478-HxCDD	1,13	89	0,11	
123678-HxCDD	3,16		0,32	
123789-HxCDD	1,07		0,11	
SUM HxCDD	17,4			
1234678-HpCDD	9,24	79	0,09	
SUM HpCDD	18,7			
OCDD	8,15	85	0,01	
SUM PCDD	65,4		2,70	
2378-TCDF	11,5 (i)	75	1,15	
SUM TCDF	42,4			
12378/12348-PeCDF	1,65	86	0,02	0,08
23478-PeCDF	5,06		2,53	
SUM PeCDF	23,5			
123478/123479-HxCDF	1,45	92	0,15	
123678-HxCDF	1,03		0,10	
123789-HxCDF	< 0,22		0,02	
234678-HxCDF	1,68		0,17	
SUM HxCDF	12,4			
1234678-HpCDF	2,48	77	0,02	
1234789-HpCDF	< 0,06		0,00	
SUM HpCDF	2,77			
OCDF	< 2,32	78	0,00	
SUM PCDF	83,4		4,16	4,23
SUM PCDD/PCDF	149		6,86	6,93

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Kjeller, 9.10.95

Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/337

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Marikoven 16-19/9

:

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD323081-DD325081

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	3 570	66	1,79	35,7
344'5'-TeCB(PCB-81)	57,1			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	179	83	17,9	17,9
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	20,6	87	0,21	1,03
SUM TE-PCB			19,9	54,6

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/340

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 30.06.95

Kundens prøvermerking: Drotningvik 1-2/8

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD323121-DD325121

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,77	88	0,77	
SUM TCDD	4,91			
12378-PeCDD	2,07	99	1,04	
SUM PeCDD	10,0			
123478-HxCDD	1,33		0,13	
123678-HxCDD	3,25	78	0,33	
123789-HxCDD	1,04		0,10	
SUM HxCDD	18,2			
1234678-HpCDD	8,02	95	0,08	
SUM HpCDD	18,7			
OCDD	9,12	72	0,01	
SUM PCDD	60,9		2,46	
2378-TCDF	8,53 (i)	82	0,85	
SUM TCDF	35,0			
12378/12348-PeCDF	1,17		0,01	0,06
23478-PeCDF	4,43	101	2,22	
SUM PeCDF	19,0			
123478/123479-HxCDF	1,49	85	0,15	
123678-HxCDF	0,94		0,09	
123789-HxCDF	< 0,19		0,02	
234678-HxCDF	0,59		0,06	
SUM HxCDF	9,12			
1234678-HpCDF	1,91	92	0,02	
1234789-HpCDF	< 0,06		0,00	
SUM HpCDF	2,13			
OCDF	< 0,02	73	0,00	
SUM PCDF	65,3		3,42	3,47
SUM PCDD/PCDF	126		5,88	5,92

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 30.06.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/340

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Drotningvik 1-2/8

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD323121-DD325121

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	5 813	77	2,91	58,1
344'5'-TeCB(PCB-81)	78,1			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	228	97	22,8	22,8
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	21,6	98	0,22	1,08
SUM TE-PCB			25,9	82,0

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/342

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Flesland 9-12/8

Kjeller, 30.06.95

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD323141-DD325141

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,60	90	0,60	
SUM TCDD	3,76			
12378-PeCDD	1,75	97	0,88	
SUM PeCDD	8,17			
123478-HxCDD	1,02		0,10	
123678-HxCDD	2,30	67	0,23	
123789-HxCDD	0,72		0,07	
SUM HxCDD	12,2			
1234678-HpCDD	5,22	94	0,05	
SUM HpCDD	10,9			
OCDD	4,45	66	0,00	
SUM PCDD	39,5		1,94	
2378-TCDF	7,40 (i)	85	0,74	
SUM TCDF	28,2			
12378/12348-PeCDF	1,24		0,01	0,06
23478-PeCDF	3,48	100	1,74	
SUM PeCDF	16,2			
123478/123479-HxCDF	1,06	77	0,11	
123678-HxCDF	0,76		0,08	
123789-HxCDF	< 0,27		0,03	
234678-HxCDF	1,24		0,12	
SUM HxCDF	6,91			
1234678-HpCDF	1,36	93	0,01	
1234789-HpCDF	< 0,08		0,00	
SUM HpCDF	1,36			
OCDF	< 0,04	67	0,00	
SUM PCDF	52,7		2,84	2,89
SUM PCDD/PCDF	92,2		4,78	4,83

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 30.06.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/342

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvemerking: Flesland 9-12/8

:

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD323141-DD325141

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 956	80	0,98	19,6
344'5'-TeCB(PCB-81)	34,8			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	122	99	12,2	12,2
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	17,5	98	0,18	0,88
SUM TE-PCB			13,4	32,6

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/341

Kunde: NIVA / Knutzen

Kjeller, 30.06.95

Kundens prøvemerkning: Haakonsvern,
: Sone 1-3 13-16/9

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD323131-DD325131

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,89	88	0,89	
SUM TCDD	3,81			
12378-PeCDD	1,97	102	0,99	
SUM PeCDD	10,4			
123478-HxCDD	1,32	71	0,13	
123678-HxCDD	2,59		0,26	
123789-HxCDD	0,88		0,09	
SUM HxCDD	15,3			
1234678-HpCDD	7,59	99	0,08	
SUM HpCDD	15,5			
OCDD	7,27	62	0,01	
SUM PCDD	52,3		2,44	
2378-TCDF	13,4 (i)	81	1,34	
SUM TCDF	48,5			
12378/12348-PeCDF	1,96	105	0,02	0,10
23478-PeCDF	4,74		2,37	
SUM PeCDF	22,9			
123478/123479-HxCDF	1,57	78	0,16	
123678-HxCDF	1,08		0,11	
123789-HxCDF	< 0,14		0,01	
234678-HxCDF	1,64		0,16	
SUM HxCDF	10,4			
1234678-HpCDF	1,93	98	0,02	
1234789-HpCDF	< 0,08		0,00	
SUM HpCDF	2,06			
OCDF	< 0,14	62	0,00	
SUM PCDF	84,0		4,19	4,27
SUM PCDD/PCDF	136		6,63	6,71

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Kjeller, 30.06.95

- nonorto-PCB -

Vedlegg til målerapport nr: O-119

NILU-Prøvenummer: 95/341

Kunde: NIVA / Knutzen

Kundens prøvermerking: Haakonsvern,
: Sone 1-3 13-16/9

Prøvetype: Krabbesmør

Prøvemengde: 10 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD323131-DD325131

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	10 425	77	5,21	104
344'5'-TeCB(PCB-81)	171			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	307	105	30,7	30,7
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	18,9	101	0,19	0,95
SUM TE-PCB			36,1	136

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

Vedlegg 5. Rådata for analyser av metaller og TBT i organismer (analysert ved Norsk Institutt for Vannforskning)

ANALYSERESULTATER fra NIVAS LIMS.

OBS!! Klagefrist 14 dager f.o.m. rapporterings-dato. Oppgi rekvisisjonsnr og PrNr.

Kontaktperson : SKE JOK Prosjektnr : O 93017 Stikkord : Bergen Havn
 Rekvisisjonsnr: 1995-00776 Godkjent av: IMB Godkjent dato: 950816
 Rekvisisjon registrert : 950425

Analysevariabel	Hg-B	TTS/%
Enhet ==>	µg/g	%
Metode ==>	E4-2*	B3
PrNr PrDato Merking		
001! Flørvåg 22-25/7-94 lomre	0.219	20.1
002 Holsenøy 26-28/7-94	0.063	21.2
003 Herdlefj 20-21/7-94	0.068	20.7
004 Kollavågen 11-12/8-94	0.075	21.0
005 Drotningsvik 15-16/8-94	0.083	19.3
006 Flesland 9-12/8-94	0.081	22.4
007 Nordåsvatnet 4-8/8-94	0.111	20.4
008 Holsenøy 26-28/7-94 torsk	0.045	20.2
009 Kollavågen 28-30/7-94	0.049	20.2
010 Herdlefj 20-21/7-94	0.075	20.1
011 Drotningsvik 2/8-94	0.097	20.1
012 Flesland 9-12/8-94	0.104	21.1
013 Flørvåg 22-25/7-94	0.173	20.9
014 Nordåsvatnet 4-8/8-94	0.078	20.5
015 Haakonsv.sone1-3 13-16/9	0.387	18.5

OBS !!! Metoder som er markert med "+", er foreløpig ikke akkreditert.
 PrNr 001 + Kvikkølverdiene er oppgitt på våtvektsbasis. Analysene 1-7 er utført på lomrefilet.
 + Analysene 8 -15 er utført på torskefilet.

ANALYSERESULTATER fra NIVAS LIMS.

Rapportert: 28/08-95

OBS!! Klagefrist 14 dager f.o.m. rapporterings-dato. Oppgi rekvisisjonsnr og PrNr.

Kontaktperson : SKE JOK Prosjektnr : O 93017 Stikkord : Bergen Havn
 Rekvisisjonsnr: 1995-01476 Godkjent av: IMB Godkjent dato: 950828
 Rekvisisjon registrert : 950704

Analysevariabel	Cd-B µg/g E2	Cu-B µg/g E2	Hg-B µg/g E4-2*	Pb-B µg/g E2	TTS/% %	Zn/fl-B µg/g E1
PrNr PrDato Merking						
001 941028 Marikoven blåskjell	0.25	1.32	0.021	0.76	14.7	41.6
002 941028 Florvåg	0.16	1.27	0.054	1.38	18.8	47.7
003 941028 Bakarvågen	0.15	0.71	0.023	0.72	16.4	44.9
004 941028 Kollåvåg	0.14	1.30	0.015	1.48	18.3	26.5
005 941127 Nordåsvatnet	0.23	1.03	0.018	0.42	12.7	18.6
006 941129 Flesland	0.22	0.83	0.015	0.45	20.0	28.9
007 941202 Alvøen/ <i>Drøtningsvik</i>	0.15	2.89	0.017	0.56	16.6	29.5

OBS !!! Metoder som er markert med "**", er foreløpig ikke akkreditert.
 PrNr 001 + Metallresultatene er oppgitt på våtvekt.

Kontaktperson : **JOK** Prosjektnr : O 93017 Stikkord : Bergen Havn
 Rekvisisjonsnr: 1995-02630 Godkjent av: IMB Godkjent dato: 951116
 Rekvisisjon registrert : 951115

Analysevariabel	Hg-B µg/g E4-2*
Enhet ==>	
Metode ==>	
PrNr PrDato Merking	
001 950421 Blåskjell HÅB III	0.018

OBS !!! Metoder som er markert med "**", er foreløpig ikke akkreditert.
 PrNr 001 + Metallresultatene er oppgitt på våtvekt.



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Bergen
Oppdragsnr. : 93017
Prøver mottatt : 1.6.95
Lab.kode : ILA 1-7
Jobb.nr. : 95/113
Prøvetype : Blåskjell
Kons. i : Ng/g våtvekt
Dato : 30.6.95
Analytiker : Brg

Prøve mrk.	TBT+ Ng/g våtvekt	%TS
Marikoven 28.10.94	315	x)
Florvåg 28.10.94	550	x)
Bakarvågen 28.10.94	427	x)
Kollavåg 27.11.94	166	x)
Nordåsvatnet 27.11.94	87	x)
Flesland 29.11.94	193	x)
Alvøen/D.vik 2.12.94	187	x)

x)-ikke analysert



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : MILGANA
Oppdragsnr. : 91412
Prøver mottatt : 1.6.95
Lab.kode : IKX 1-2
Jobb.nr. : 95/114
Prøvetype : Blåskjell
Kons. i : Ng/g våtvekt
Dato : 17.7.95
Analytiker : Brg

Prøve mrk.	TBT+ Ng/g våtvekt	%TS
-----	-----	-----
Herdla/Valen 28.10.94	278	14.8
Holsenøy 1.12.94	191	14.3
-----	-----	-----



NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Bergen
Oppdragsnr. : 93017
Prøver mottatt : 11.8.95
Lab.kode : KUO 1-2
Jobb.nr. : 95/169
Prøvetype : Blåskjell
Kons. i : Ng/g våtvekt
Dato : 11.10.95
Analytiker : Brg

Prøve mrk.	TBT+ Ng/g våtvekt	%TS
HÅB III 21.4 Håkonsver	503	14
HÅB VI 21.4.Håkonsvern	372	12.3

Vedlegg 6. Karakteristikk av blandprøver av krabber og fisk fra Bergensområdet 1994.

N = antall. F.M.U. = Hunner:Hanner:Ubestemt.

Vekter er angitt g, lengde (skallbredde) i cm. For vekt og lengde angis i rekkefølge middel/standard-avvik/variasjonsinterval. TV:LV = forholdet mellom totalvekt og levervekt.

Arter/ stasjoner	N	F:M:U	Lengde (skallbr.)	Totalvekt	Levervekt (skallinnm.)	TV: LV	No- ter
Torsk							
Florvåg	20	6:14	36.3/3.9/28-43	501/162/220-820	15.5/8.4/5-30	32	1)
Holsnøy	20	12:8	33.9/4.0/28-40	412/143/212-658	10.7/5.9/3-22	39	1)
Herle fj.	19	13:6	37.8/6.5/27-49	572/252/198-1007	13.2/8.8/1-29	43	1)
Kolavågen	20	10:9:1	34.2/5.2/28-47	421/216/182-934	7.5/5.8/2-23	56	1)
Drotning sv.	17	7:9:1	32.4/4.5/27-47	393/157/187-836	10.0/5.6/3-27	39	1)
Flesland	20	9:11	37.5/2.8/34-41	545/135/278-798	16.9/8.1/6-42	32	
H.vern 1 - 3	20	10:10	39.0/7.1/30-61	662/459/296-2431	13.8/12.6/4-63	48	1)
H.vern 4 - 5	17	12:5	34.5/6.4/28-48	497/290/199-1028	13.9/10.7/4-35	37	1)
Nordåsv.	20	8:12	33.2/2.9/30-40	387/110/248-641	7.1/5.4/3-25	55	1)
Lomre							
Florvåg	16	7:4:5	27.5/5.4/16-36	268/125/46-472	2.2/1.3/0.3-4.4	122	4)
Holsnøy	9	4:2:3	26.3/4.9/20-35	236/154/74-567	2.1/2.2/0.4-7.1	112	4)
Herdle fj.	17	6:5:6	26.3/5.6/15-36	219/125/41-436	1.3/1.3/0.1-4.8	165	4)
Kolavågen	13	10:2:1	27.4/3.2/19-32	244/81/60-366	1.7/0.7/0.1-2.7	143	6)
Drotning sv.	17	10:6:1	25.7/7.1/16-35	231/179/48-566	1.7/2.1/0.1-7.6	140	3)
Felsland	12	6:2:4	27.3/4.5/18-30	250/124/57-529	1.8/1.6/0.3-6.1	139	
Nordåsv.	21	5:8:8	27.6/4.3/19-35	244/206/81-464	2.2/1.7/0.5-6.2	111	3)
Ål							
Florvåg	13	-	44.4/4.5/34-50	155/46/61-225	-		5)
Holsnøy	21	-	43.4/5.0/37-52	150/47/90-232	-		5)
Herdle fj.	21	-	39.0/4.2/31-45	94/29/43-143	-		
Kolavågen	17	-	39.9/3.4/34-45	103/30/68-155	-		
Drotning sv.	18	-	42.6/5.5/33-51	130/44/61-207	-		
Flesland	21	-	42.5/5.7/27-53	145/51/56-257	-		
Nordåsv.	20	-	44.6/4.1/36-52	162/42/93-216	-		
Krabbe							
Florvåg	20	4:16	14.2/1.7/11-18	-	36.9/11.6/18-62	-	
Bakarvågen	17	0:17	13.8/1.8/11-17	-	28.1/15.1/7-63	-	
Holsnøy	20	0:20	13.6/1.6/11-17	-	31.3/8.1/17.45	-	
Herdle fj.	20	0:20	14.8/1.6/12-18	-	26.9/9.3/11-51	-	
Kolavågen	18	1:17	14.4/2.2/11-19	-	39.3/17.3/13-73	-	
Marikoven	3	0:13	14.8/3.4/10-21	-	39.4/26.2/7-93	-	
Drotning sv.	17	1:16	14.0/1.8/12-17	-	36.4/10.2/15-56	-	
Flesland	20	0:20	14.7/1.6/12-19	-	35.1/11.7/12-56	-	
H.vern 1 - 3	17	0:17	16.7/2.4/14-21	-	52.3/19.7/26-77	-	
H.vern 4 - 5	16	1:15	14.8/3.0/11-20	-	44.3/26.5/14-93	-	

1) Enkelte med utflytende eller blodig lever.

2) Et par stk. med bløt lever.

3) 7 stk. med bloduttredelser, et par med utflytende lever.

4) I kasse som var tint og frosset igjen, flere med bløt eller utflytende lever.

5) I kasse som var tint og frosset igjen (ingen bemerkninger om tilstand).

6) Et par stk. med blodig lever.