

Norsk institutt for vannforskning Havforskningsinstituttet

O-93017

Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og Byfjorden 1993

FASE 1.
Miljøgifter i spiselige organismer
og bunnsedimenter

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning



NIVA

Prosjektnr.: O-93017	Undernr:
Løpenr.: 3018	Begr. distrib.:

Hovedkontor Postboks 173, Kjelsås 0411 Oslo Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Sørlandsavdelingen 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 Bergen havneområde og Byfjorden 1993.	Dato: 25. 02. 94	Trykket: NIVA 1994
	Faggruppe: Marinøkologisk	
Forfatter(e): Jens Skei Jon Knutzen Jarle Klungøy	Geografisk område: Hordaland	
	Antall sider: 88	Opplag: 150

Oppdragsgiver: Statens Forurensningstilsyn, Forvarets Bygningstjeneste, Bergen Kommune	Oppdragsg. ref.:
---	------------------

Ekstrakt: En undersøkelse av nivået av tungmetaller og organiske miljøgifter i sedimenter og biologisk materiale (fisk, blåskjell og krabbe) i Byfjorden og Bergen havneområde har avslørt høye konsentrasjoner av kvikksølv, bly, kopper, PCB og PAH i bunnsedimentene, spesielt i Vågen, Puddefjorden og Store Lungegårdsvann. I fisk ble det påvist høye konsentrasjoner av PCB i lever, mens blåskjell var betydelig påvirket av PAH-forurensning. U-båtbunkeren på Laksvåg utpeker seg som en av flere kilder for PCB, mens PAH-analysene av blåskjell og sedimenter tyder både på oljeforurensning og ufullstendig forbrenning av fossilt brensel som kilder. Forurensning med kvikksølv kan delvis skyldes bidrag fra tannklinikker via kommunal kloakk, mens bly-forurensningen i stor grad kan tilbakeføres til diffus avrenning fra gater og veier i Bergen by. Tidligere dumping av forurensede masser i Byfjorden kan ha bidratt til at det miljøgiftpåvirkede området er stort. Det foreslås at næringsmiddelmyndighetene vurderer nivåene av PCB i torskelever og krabbe og PAH i blåskjell med tanke på kostholdsråd.

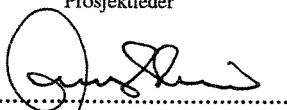
4 emneord, norske

1. Byfjorden, Bergen
2. Sedimenter
3. Biologisk materiale
4. Miljøgifter

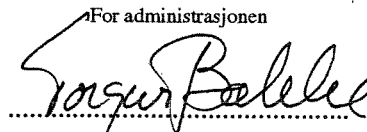
4 emneord, engelske

1. Byfjorden, Bergen
2. Sediments
3. Biota
4. Chemical pollutants

Prosjektleder


.....
Jens Skei

For administrasjonen


.....
Torgeir Bakke

ISBN-82-577-2469-6

O- 93017

**Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og
Byfjorden 1993.**

Fase 1. Miljøgifter i spiselige organismer og bunnsedimenter.

NIVA/HI,

25. februar 1994.

Prosjektleder :

Jens Skei

Medarbeidere:

Unni Efraimsen
Torbjørn M. Johnsen
Norman W. Green
Jon Knutzen
Roger M. Konieczny
Jarle Klungsøyr,
Havforskningsinstituttet

Forord

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) fikk i oppdrag av Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernavdelinga å kartlegge miljøgift-situasjonen i Bergen havneområde og Byfjorden (kontrakt datert 30. april 1993). Fase I av denne undersøkelsen er gjennomført i 1993. Undersøkelsen er finansiert av Statens forurensningstilsyn (55%), Forsvarets Bygningstjeneste (22.5%) og Bergen Kommune (22.5%). Prosjektleder hos Fylkesmannen har vært overingeniør Kjell Kvingedal.

NIVA sentralt og NIVAs Vestlandsavdeling har stått for innsamling av sedimenter. Forsvaret på Haakonsværn stilte båt og dykkere til disposisjon. De uorganiske analysene av sedimenter er utført ved NIVA, mens de organiske analysene er utført ved Havforskningsinstituttet (HI) under ledelse av forsker Jarle Klungøy. Unntak er analyser av dioksiner og plane PCB, som er utført ved NILU under ledelse av Michael Oehme.

NIVAs Vestlandsavdeling og NIVA sentralt har hatt ansvar for innsamling av blåskjell, mens krabber og fisk er innsamlet av Kjell Westrheim og Karsten Hansen, Havforskningsinstituttet. Analysene av tungmetaller er utført ved NIVA, mens analysene av organiske miljøgifter er utført ved HI.

Jon Knutzen, NIVA har hatt ansvar for rapporteringen av miljøgifter i biologisk materiale, mens Jens Skei har stått for sedimentrapporteringen. Jarle Klungøy, HI har bidratt i tolkningen og rapporteringen av organiske miljøgifter.

Alle som har bidratt i prosjektet takkes for sin innsats.

NIVA, 25. februar 1994.

*Jens Skei
prosjektleder*

Innhold

Forord	2
Konklusjon, sammendrag og anbefalinger	4
1. Innledning	6
2. Målsetting	7
3. Forurensningskilder	8
4. Feltarbeid og metoder	10
4.1. Sedimenter	10
4.2. Organismer	13
5. Resultater og diskusjon	15
5.1. Sedimenter	15
5.1.1. Bakgrunn	15
5.1.2. Kornstørrelse og vanninnhold	15
5.1.3. Karbon og nitrogen	18
5.1.4. Tungmetaller	19
5.1.5. Polyklorerte bifenyler (PCB)	25
5.1.6. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	27
5.1.7. Olje	28
5.1.8. Dioksiner og dibenzo-furaner (PCDD/PCDF)	30
5.2. Organismer	30
5.2.1. Klororganiske forbindelser	30
5.2.2. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	36
5.2.3. Metaller	40
6. REFERANSER	45
VEDLEGG	

Konklusjon, sammendrag og anbefalinger

Miljøgiftundersøkelsen i Byfjorden og Bergen havneområde er utført for å:

- få en oversikt over utbredelse og omfang av miljøgifter i sedimenter og biologisk materiale,
- se hvordan disse nivåene er i forhold til foreslåtte miljøkvalitetskriterier og nivåer for spiselighet av fisk og skalldyr,
- samt å sammenligne med andre byfjorder og havnebassenger (f.eks. Indre Oslofjord).

Undersøkelsen representerer en innledende fase og vil ikke gi svar på alle spørsmål vedrørende miljøgiftsituasjonen i Byfjorden og Bergen havn. Kartleggingen er likevel såvidt omfattende at det dannes et godt bilde av situasjonen med hensyn til hvilke miljøgifter som må anses som et problem og hvilke lokale "hot spots" som finnes i undersøkelsesområdet.

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

- Det er påvist en betydelig kvikksølvforurensning i sedimentene i hele undersøkelsesområdet. Nivåene er høye også i overflatesedimentene og tyder på tilførsler av nyere dato. De høyeste konsentrasjonene ble målt i Vågen og indre del av Puddefjorden (Dokkeskjærskaien). Kvikksølvet er flekkvist fordelt i sedimentene. Tilførsler fra tannklinikker kan antas å være en vesentlig kilde.
- Det ble påvist meget høye konsentrasjoner av bly i sedimentene i Puddefjorden og i Vågen. Avrenning fra gater og veier er en betydelig kilde i bynære områder.
- Kopper viste høye konsentrasjoner i sedimentene i hele undersøkelsesområdet. Igjen er det Puddefjorden, Vågen og Store Lungegårdsvann som fremtrer som de mest forurensede områdene. Kromverdiene derimot indikerer en punktkilde i Gravdals-området (trolig utslipp fra garveri) og en punktkilde ved Florvåg på Askøy (nedlagt malingfabrikk). Kadmium viser moderate konsentrasjoner i undersøkelsesområdet.
- Sedimentene var generelt forurensset med PCB. Ubåt-bunkeren på Laksevåg framtrer som en klar punktkilde, men mønstrene av PCB tyder på at det kan finnes mere enn en kilde i området. Det ble ikke påvist dioksiner utover det som må betraktes som normalt i et urbant påvirket område.
- Det ble påvist kraftig forurensning med PAH (tjærestoffer) i området. Oljerelaterte komponenter utgjorde 20-30% mens komponenter som er karakteristisk for ufullstendig forbrenning av fossilt brensel (olje, koks og kull) utgjorde 70-80%. Målinger av totale hydrokarboner (THC) bekrefter at sedimentene er forurensset med olje, spesielt i området Store Lungegårdsvann - Solheimsviken.
- De generelt høye nivåene av miljøgifter i sedimentene i Byfjorden og Bergen havn skyldes også delvis at den naturlige sedimenttilførselen til området er liten (ingen store vassdrag), slik at fortynningen av miljøgiftene blir liten.
- Det ble påvist klart forhøyede verdier av kvikksølv i fisk (filet av torsk) fanget i Puddefjorden. Forøvrig var metall-verdiene i fisk på et normalt nivå.

- Det ble ikke registrert alarmerende høye nivåer av metaller i blåskjell. Imidlertid opptrådte krom i forhøyede konsentrasjoner nær Gravdal (garveri). Heller ikke i krabbe ble det påvist høye metall-konsentrasjoner.
- Alle arter fisk analysert viste en betydelig grad av forurensning med PCB (opp til 10 (20?) ganger høyere enn "normalt"). Konsentrasjonene var høyest i lever av torsk, på grunn av høyt fettinnhold. Nordrevågen (ved ubåt-bunkeren på Laksevåg) utpeker seg som et kildeområde. Overkonsentrasjonene av PCB i blåskjell og krabbe var mer moderate enn i fisk.
- Nivåene av de giftigste PCBene (non-ortho PCB) i torskelever var såvidt høye at de bør vurderes av næringsmiddelmyndighetene. Det samme gjelder nivåene i krabbe. Det ble også påvist forhøyede nivåer av dioksiner i skrubbelever og krabbesmør.
- Blåskjell var tydelig påvirket av oljeavledede PAHer. Forekomsten av potensielt kreftframkallende forbindelser var også såvidt høy i blåskjell at næringsmyndighetene bør vurdere forholdet med henblikk på kostholdsrad. I fisk og krabbe derimot var nivået av PAH lavt.

Resultatene viser at undersøkelsesområdet er betydelig belastet med miljøgifter. Sedimentundersøkelsen indikerer at tilførslene av de fleste miljøgiftene var større tidligere enn de er i dag, men de forhøyede nivåene i overflatesedimentene tyder også på betydelige tilførsler anslagsvis de siste 5 år. Målinger av miljøgifter i fisk, blåskjell og krabber bekrefter at miljøgiftutlippene er av nyere dato og at de fortsatt eksisterer, selv om noe av akkumuleringen av miljøgifter i organismer kan skyldes forurensede sedimenter (opptak via sedimentlevende dyr som inngår i fiskens og krabbenes føde) og diffuse tilførsler fra deponier eller forurenset grunn.

Første fase av undersøkelsen begrenset seg geografisk til området sør for Eidsvågsneset og nord for Kvarven. Resultatene viser at hele undersøkelsesområdet er forurenset og at det er behov for å utvide kartleggingen for å kunne fastslå størrelsen av det berørte området.

Det vil dessuten være viktig å kunne antyde noe om konsekvensen av de høye nivåene av miljøgifter i bunnsedimentene. Dette kan skje ved studier av sedimentlevende dyr (bioakkumulering og videre overføring av miljøgifter til bunnfisk), toksistetstesting og økologiske studier (sedimentkvalitetens innvirkning på bunnfaunaen).

1. Innledning

Miljøgifter (diverse tungmetaller, klororganiske og aromatiske hydrokarboner) har fått stor oppmerksomhet i de senere årene i tilknytning til marin forurensning (Molven og Goksøyr, 1992; Skei og Berg, 1992). Årsaken er at disse miljøgiftene gjenfinnes i en del fjorder i spiselige organismer i konsentrasjoner som er høyere enn det helsemyndighetene vurderer som forsvarlig i konsumsammenheng.

Foruten områder hvor industri er lokalisert og hvor fjorder brukes som resipient for avløpsvann (f.eks. Sørfjorden og Saudafjorden), er det påvist betydelige nivåer av miljøgifter i havnebassenger. Undersøkelser av miljøgiftsituasjonen i indre Oslofjord og havnebasseng har avslørt stor forurensning av PCB, PAH, kvikksølv og olje (Konieczny, 1992). Også andre havner i Norge viser forurensning av miljøgifter (Dons og Beck, 1993).

Det er i første rekke bunnsedimentene som er forurenset i havnebassenger. Dette kan skyldes miljøgifter knyttet til urensset kloakk, avrenning fra gater og veier, ulovlig dumping og tømning, skipstrafikk, etc. Sedimentene er et lager for miljøgifter og reflekterer både utslipp av eldre og nyere dato. Forurensede bunnsedimenter representerer en miljøtrussel ved utlekking av miljøgifter, opptak av miljøgifter i sedimentlevende dyr og transport av forurensning ved erosjon av sedimentene (f.eks. propellturbulens) (Skei, 1992). Disse forhold gjør at det er viktig å kartlegge bunnsedimentenes miljøgiftinnhold. Konsentrasjonene kan sammenlignes med eksisterende miljøkvalitetskriterier for å vurdere grad av forurensning (Rygg og Thèlin, 1993).

Foruten sedimentene er det viktig å kartlegge miljøgiftnivåene i fisk, krabber og blåskjell som alle er spiselige organismer. Nivåene kan sammenlignes med grenseverdier for kostholdsråd og vil således være retningsgivende for brukerinteressene.

De undersøkelser som er gjort i fase 1 vil gi et godt grunnlag for å gjøre en helhetsvurdering av miljøgiftsituasjonen i begrensede deler av Byfjorden og Bergen havn og eventuelt behov for oppfølgende undersøkelser og tiltak.

2. Målsetting

Første fase av undersøkelsen av miljøgifter i Byfjorden og Bergen havn har hatt som mål å :

- *kartlegge nivåene av tungmetaller og organiske miljøgifter i sedimenter, fisk og skalldyr med spesiell vekt på området innenfor en rett linje mellom Kvarven og Hegreneset.*
- *vurdere nivåene av miljøgifter i forhold til foreslåtte/aksepterte kvalitetskriterier og akseptable nivåer for spiselighet.*
- *når første fase er over, vil behovet for ytterligere miljøgiftundersøkelser vurderes, f.eks. utvidelse av undersøkelsesområdet, giftighetstester på sedimentene og vurdering av effekter av sedimentbundne miljøgifter på marine organismer.*

3. Forurensningskilder

En vurdering av tilførsler av miljøgifter til undersøkelsesområdet er basert på en rapport utarbeidet av Miljøvernavdelingen hos Fylkesmannen i Hordaland i 1992 (Sekse og Kvingedal, 1992). Denne rapporten gir en oversikt over industriutslipp av en del miljøgifter til kommunalt nett og gir et bilde av ulike kilders relative betydning. Det ble også gjort en tilsvarende undersøkelse i 1988, slik at det er mulig å se på tidstrenden.

De konklusjoner man kom frem til var at det totale utslippet av tungmetaller til kommunalt nett var lavere enn forventet, sammenlignet med 1988, noe som skyldes at flere bedrifter som tidligere hadde store utslipp, nå er nedlagt. Det ble konkludert med at industriutslipp er den største kilden til krom, kvikksølv, aromatiske hydrokarboner og klororganiske miljøgifter i kommunalt avløpsvann, mens sanitæravløp er den største kilden til kadmium, kobber, nikkel og olje. Det ble påpekt at tannklinikker står for den vesentligste del av kvikksølvutslippet. Forskrifter om amalgamutskilling hos tannleger er foreløpig ikke trådt i kraft. En landsomfattende undersøkelse av miljøgifter i kommunalt avløpsvann (Storhaug et al., 1993) viser at miljøgiftinnholdet kan variere sterkt, spesielt de organiske miljøgiftene. Resultatene fra denne undersøkelsen tyder på at biologisk-kjemisk rensing stort sett fjerner 60 - 90% av tungmetallene.

Det ble ikke utpekt noen industrielle hovedkilder for tungmetallforurensning i forbindelse med preliminære sedimentundersøkelser i Vågen, Indre Puddejord og Skuteviken (Johannesen, 1991). Det bør påpekes at sedimentene i stor grad gir et historisk bilde av en forurensningsbelastning og at de ikke nødvendigvis avspeiler dagens utslippssituasjon.

Tabell 1 viser beregnede mengder av tungmetaller som ble tilført avløpsnettet i Bergen i 1991 (Sekse og Kvingedal, 1992).

Tabell 1. Utslipp av tungmetaller til avløpsnettet i Bergen (1991) fordelt på kilder.

Kilde	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn
Totalt (kg/år)	1559	70	2301	249	43	347	4995
Sanitæravløp (%)	13	49	67	28	13	79	47
Industri (%)	17	11	9	72	89	21	15
Overvann (%)	70	30	23	-	2	-	36

Her fremgår også hvordan tungmetallene fordeler seg på kilder. Den store andelen av bly i overvann antas å skyldes avrenning fra veier og gater som følge av blyholdig bensin. Etter hvert som bruk av lavbly eller blyfri bensin har økt de siste årene forventes dette bildet å endre seg drastisk.

Den geografiske fordelingen av utslippene av kommunalt avløpsvann i undersøkelsesområdet viser at utslippene til Vågen har vært store og at man neppe kan forvente noen forbedring før i 1998 når utslippene saneres. I Skuteviken går store deler av kloakken fra avløpssonen Sentrum-Nord urensset ut. I denne sonen er det ingen enkeltstående stor industrikilde, men en rekke små. Det er derfor naturlig å sette forurensningen av fjorden i området Vågen-Skuteviken i sammenheng med kloakkutslipp fra avløpssonen Sentrum-Nord.

Utslipp fra sonen Sentrum-Syd berører i første rekke Vågen, Store Lungegårdsvann og Puddefjorden. I dette området er det også skipsindustri og skips- og småbåttrafikk som forventes å ha en betydning, både når det gjelder tungmetaller og når det gjelder olje. Tilførsler av overvann i dette bynære området kan også bidra til miljøgiftforurensningen.

Det er forsøkt målt PCB i kommunalt avløpsvann i Bergen uten å finne konsentrasjoner over metodens deteksjonsgrense på 1 µg/l. Det bør påpekes at den anvendte metoden har vært uegnet for formålet på grunn av den høye deteksjonsgrensen. Det er imidlertid påvist andre punktkilder til PCB i området (Bjerknes et al., 1992, Konieczny et al., 1993). Deponier og forurenset grunn er dessuten potensielle kilder både for både uorganiske og organiske miljøgifter. Spesielt interessant i den sammenheng er industriotter hvor bedriften er nedlagt. Det er imidlertid ressurskrevende å kartlegge forureningsbidraget fra slike diffuse kilder.

4. Feltarbeid og metoder

4.1. Sedimenter

I forbindelse med SFTs kystovervåkingsprogram gjennomført av NIVA, ble sedimentkjerner forsøkt tatt med Niemistö gravity corer på 16 stasjoner (figur 1), 3. og 4. september 1992, før prosjektet ble etablert. Prøvene ble tatt fra fartøyet "Stril Explorer". På grunn av bunnforholdene lyktes man ikke å få tatt skikkelige prøver på to av stasjonene (BG1 og 11, figur 1). På hver stasjon ble det normalt tatt 6 parallelle kjerner, hvorav 4 ble brukt til analyser av organiske miljøgifter og 2 til tungmetaller. Organiske miljøgifter ble analysert på 12 av de 14 kjernene, hvorav plane PCB og dioksiner bare ble analysert på to stasjoner (BG13 og 16).

Det ble besluttet å utvide sedimentundersøkelsen i 1993 med 8 tilleggsstasjoner som skulle dekke området Puddefjorden - Store Lungegårdsvann. I tillegg skulle den supplerende prøvetakingen dekke området utenfor ubåtbunkerer på Laksvåg. Feltarbeidet ble utført 11. mars 1993 fra Forsvarets fartøy VSD 2 "Kvarven". Prøvene ble delvis tatt med lett gravity corer og med dykker som forsvaret stilte til disposisjon. Av de 8 stasjonene som var planlagt, lot det seg gjøre å ta prøver på 5 stasjoner. På tre av stasjonene i dybdeintervallet 30 - 140 m utenfor ubåtbunkerer var sedimentene for harde og grove til prøvetaking (skrånende bunn - liten sedimentasjon). Det foreligger således miljøgiftdata fra totalt 19 stasjoner i Byfjorden - Bergen havneområde.

Ved prøvetakingen i september 1992 ble to og to kjerner blandet og analysert i duplikat. Dette vil gi en rimelig god pekepinn på variasjonene i miljøgiftinnholdet på hver stasjon og representativiteten av resultatene.

Ved prøvetakingen i mars 1993 ble det tatt tre kjerner pr. stasjon, med unntak av stasjon BHB 5 hvor det ble tatt kun én kerne. To av kjernene (kun overflateprøver, 0 - 2 cm) ble brukt til analyser av organiske miljøgifter og en av kjernene til metaller (0 - 1 og 1 - 2 cm).

Frysetørkede sedimentprøver ble analysert for vanninnhold, kornstørrelse, total organisk karbon og nitrogen og kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), bly (Pb), kopper (Cu), krom (Cr) og litium (Li). NIVAs laboratorium er akkreditert for samtlige av disse analysene i henhold til EN 45000 standardene.

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

Sedimentenes **kornstørrelse** ble bestemt etter våtsikting av en delprøve gjennom 63 µm sikt av rustfritt stål. På denne måten blir sedimentets innhold av silt og leire bestemt, og man får dermed et innblikk i om sedimentet er avsatt i et område med mye erosjon (sterk strøm) eller hovedsakelig sedimentasjon (lite strøm). Kornstørrelse er også 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.

Sedimentenes innhold av **kadmium, bly, kopper, krom og litium** ble bestemt ved atomabsorpsjon etter opplutning av frysetørket, ikke-fraksjonert sediment med kongevann og fluss-syre (Loring og Rantala, 1992). Dette gir en total opplutning av sedimentet. Unntak er kvikksølv som ble bestemt etter salpetersyreopplutning. For å kvalitetssikre data, ble internasjonale, sertifiserte sedimentstandarder kjørt sammen med prøvene (BESS-1 og MESS-1).

Valget av tungmetaller som ble analysert ble gjort ut fra metallenes betydning i forurensnings-sammenheng. Litium ble inkludert for å kunne normalisere metall-dataene og for å kunne kompensere for variasjoner i kornstørrelse og mineralogi (Loring, 1991).

Analyser av PCB, NPD/PAH og oljekomponenter (THC) ble gjort ved Havforskningsinstituttet i Bergen. Analysebetingelsene er gitt i vedleggstabell 2-4. 50 g vått sediment ble veid inn i en 250 ml stålkolbe, tilsatt interne standarder og 100 ml 0.5 N metanolisk kalilut. Blandingen forsåpes under reflux i 2 timer. Den resterende vann/metanol fasen ekstraheres med 2 x 30 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.

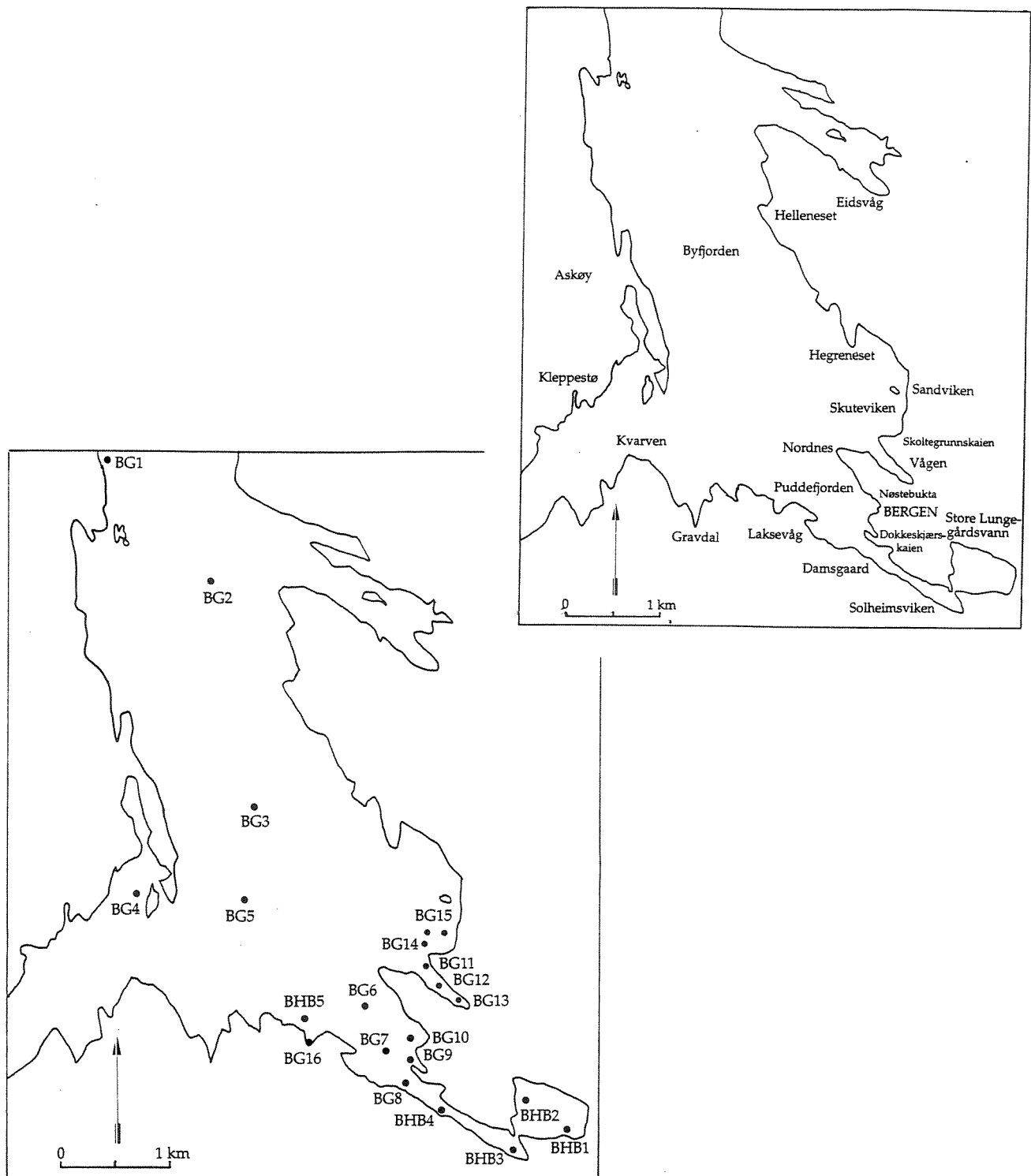
Aromatiske hydrokarboner analyseres på GC/MS i SIM mode. Følgende deutererte interne standarder benyttes: Bifenyl-d10, Antrasen-d10, Pyren-d10 og Perylen-d10. THC i sedimentene analyseres på GC(FID) med diesel som ekstern standard.

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 heksan (200 - 300 µl) og analyseres på GC med ECD-detektor. Som intern standard benyttes CB nr. 53.

Analyser av plane PCB, 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. På grunn av høyt organisk innhold i prøvene ble fraksjoneringen ved opparbeidelsen forstyrret. Dette medførte problemer ved GC/MS-kvantifiseringen. Måleusikkerheten for resultatene er derfor litt større enn vanlig (±20 - 25%). Gjenvinningen av non-orto PCB var lik null. Det forsøkes å forbedre metoden, og prøvene vil bli kjørt på nytt våren 1994 (Aase Biseth, NILU, pers.medd.). Resultatene må derfor betraktes som foreløbige og de er derfor ikke tatt med i vedlegget.

Analyser av biologiske prøver for metaller ble foretatt ved NIVA. Prøvene ble oppluttet med salpetersyre i autoklav ved 120°C. Selve bestemmelsen utføres på den klare væskefasen ved atomabsorpsjon i flamme eller med grafittovn.

Figur 1. Lokalisering av sedimentstasjoner i Byfjorden og Bergen havn 1992 - 1993.



4.2. Organismer

Fisk fra Byfjorden ble innsamlet fra fem lokaliteter: Puddefjorden, Kvarven, Skuteviken, Sandviken og Eidsvåg, mens krabbe ble innsamlet fra tre av disse lokalitetene (fig.2). Det ble fisket med trollgarn på fire av lokalitetene, mens det i Sandviken ble brukt ruser som fiskeredskap. Fisket foregikk i tidsrommet 11.mars - 4. april 1993. Garnene stod i sjøen over natten og ble trukket neste morgen. Fisket foregikk over en tidsperiode på ca. 14 dager fordi det viste seg å være vanskelig å få de ønskede fiskeslag i riktig antall på de ulike lokalitetene. Krabber ble også fisket med garn. Teinefiske etter krabbe ble forsøkt, men uten positivt resultat.

Analysene av fisk og krabbe ble foretatt på samleprøver og antallet individer i hver prøve er vist i tabell 2. Muskel og lever ble analysert på torsk, skrubbe og lomre. Analyser på krabbe ble foretatt på krabbesmør.

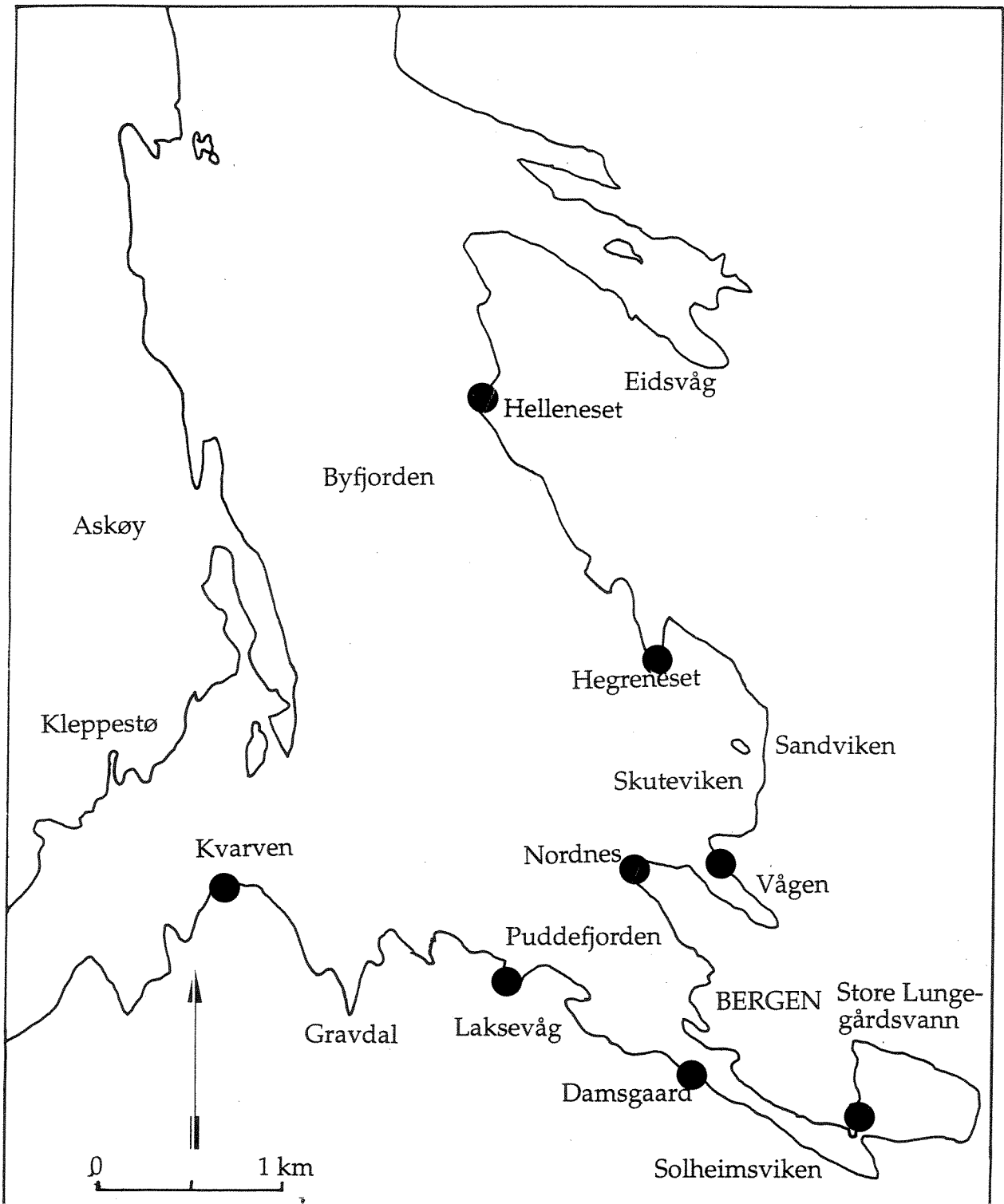
Tabell 2. Fisk og krabbe innsamlet i Bergen havneområde og Byfjorden. Prøvene ble analysert som samleprøver og antallet individ i hver prøve er gitt.

Sted	Torsk	Lomre	Skrubbe	Hannkrabber	Hunnkrabber
Puddefjorden	25	25	-	5	5
Skuteviken	25	-	25	2	5
Gravdal	5	-	25	9	-
Eidsvåg	25	25	5	-	-
Sandviken	-	2x5	10	-	-

Av blåskjell ble det innsamlet ca. 50 stk i størrelsesgruppen 3-5 cm til blandprøver fra 8 stasjoner som følger (kfr. også fig.2) :

Stasjoner	Posisjon	Dato (1993)	Redskap	Dyp (m)	Kommentarer
Store	60°22.82'N	11. mars	Dykking	1	småsteinbunn
Lungegårds- vann	5°20.30'N				
Vågen	60°24.05'N 5°18.88'N	11. mars	Dykking	2	steinkai
Hegreneset	60°24.90'N 5°18.45'N	11. mars	Dykking	1	småsteinbunn
Helleneset	60°26.10'N 5°16.80'N	11. mars	Dykking	1-2	fjell/sandbunn
Damsgård	60°23.39'N 5°17.92'N	1. april	Dykking	1-2	
U-båtbunkers (v. Laksvåg)	60°23.56'N 5°17.07'N	1. april	Dykking	1-2	
Nordnes	60°24.05'N 5°18.16'N	1. april	Dykking	1-2	
Kvarven	60°24.08'N 5°14.77'N	1. april	Dykking	1-2	

Figur 2. Lokalisering av stasjoner for innsamling av biologiske prøver i Byfjorden og Bergen havn 1993. ● : blåskjell-stasjoner. Fisk ble innsamlet i Puddefjorden, Skuteviken, Gravdal, Eidsvåg og Sandviken. Krabbe ble innsamlet i Puddefjorden, Skuteviken og Gravdal.



5. Resultater og diskusjon

5.1. Sedimenter

5.1.1. Bakgrunn

Overvåking av miljøgifter i sedimenter har lenge vært brukt som metode for å spore forurensningskilder, gradienter og størrelse på influensområder (Skei, 1979). Slike undersøkelser har også vært brukt for å kartlegge den historiske utviklingen i forurensningsbelastning. Dette kan gjøres ved analyser av sedimentkjerner hvor miljøinformasjon ligger lagret i kronologisk orden. Etterhvert har interessen for sedimentstudier også omfattet biologiske effekter (Campbell et. al., 1988). Ved en stadig reduksjon i utslippene av miljøgifter vil lagrene av miljøgifter i sedimentene mengdemessig bli viktigst i naturen. Av den grunn er det vesentlig å få bragt på det rene om disse lagrene representerer en miljøtrussel eller ikke. Effekter av forurensede sedimenter omfatter (Skei, 1992):

1. Utlekking av miljøgifter som tas opp av organismer.
2. Giftighet av sedimenter.
3. Bioakkumulering av miljøgifter i sedimentlevende dyr og videre transport gjennom næringskjeder

For å kunne forstå betydningen av forurensede sedimenter er det viktig å forstå de naturlige sedimentasjonsprosessene i fjorder (Syvitski et al., 1987). I havneområder er det i tillegg en rekke menneskeskapte faktorer som spiller en rolle (skipsaktivitet og oppvirvling, mudring, anleggsvirksomhet). Havner er derfor svært ustabile og vekslende sedimentasjonsområder som gjør at forholdene varierer både i tid og rom.

5.1.2. Kornstørrelse og vanninnhold

Tabell 3 viser en beskrivelse av sedimentprøvene sammen med posisjon og vanddyp for hver stasjon.

Tabell 3. Visuell beskrivelse av sedimentprøvene tatt i 1992 og 1993.

Stasjon nr.	Kjernelengde (cm) *	Pos. N	Pos. E	Vann dyp (m)	Kommentar
BG2	36-42	60°26.89'	5°15.68'	310	Gråbrun siltig leire. Hardere leire nederst.
BG3	40-45	-	-	-	Brunlig siltig leire. Noe skjellsand.
BG4	19-23.5	60°24.67'	5°14.60'	-	Brunt organisk topplag. Siltig leire.
BG5	37-57	60°24.46'	5°16.71'	369	Løs gråbrun sandig leire. Fastere nedover.
BG6	6-10	60°23.62'	5°18.14'	74	Sort siltig materiale iblandet stein.
BG7	9-12	60°23.45'	5°18.36'	42	Brunsort sandig leire. Beksort nederst.
BG8	14.5-25	60°23.26'	5°18.59'	26	Løs gråbrun siltig leire. Hardere nedover.
BG9	19-19.5	-	-	-	Sort siltig leire.
BG10	11-15	60°23.58'	5°18.55'	27	Brun sandig silt med noe stein. Sort sandig nederst.
BG12	11-28	60°23.94'	5°19.07'	15	Sort siltig leire iblandet noe sand. Sulfidlukket.
BG13	9.5-38	-	-	-	Sort siltig leire iblandet noe sand. Sulfidlukket.
BG14	8-13.5	60°24.18'	5°18.80'	29	Sort sandig leire, noe stein.
BG15	17.5-18	60°24.24'	5°19.21'	34	Brunsort silt med noe sand.
BG16	7-14	60°23.58'	5°17.19'	25	Sort sandig leire, noe stein.
BHB 1	-	60°22.90'	5°21.15'	17	Bløtt, sort topplag. Fastere fra 15 cm. Gruslag på 30 cm dyp. Lukt av H ₂ S
BHB 2	-	60°23.03'	5°20.50'	18	Som BHB 1-1.
BHB 3	-	60°22.75'	5°20.20'	10	Bløte, organiske sedimenter.
BHB 4	-	60°22.92'	5°19.40'	6	Bløte, organiske sedimenter.
BHB 5	3	60°23.82'	5°17.35'	135	Grovt materiale. Betongrester.

* Kjernelengde for begge parallellene er angitt.

- : ikke registrert

Sedimentene i selve Byfjorden (spesielt BG2 og 3, figur 1) var preget av et øvre siltig lag (10 - 20 cm) med hard leire under. På stasjon BG3 var det også en del grovere materiale, helt oppe i steinstørrelse. Det er all grunn til å tro at dette skyldes dumping av muddermasser, som inneholder alle kornstørrelser.

Stasjonene i ytre deler av Puddefjorden (BG 6 - 8) var preget av sorte, siltige sedimenter med et 2 cm brunt topplag. På stasjon BG 6 var det vanskelige forhold for å ta sedimenter (hard bunn underst med organisk-holdige sedimenter i toppen). Ved Dokkeskjærskai og Nøstebukta (BG 9 og 10) var sedimentene preget av sort silt, med noe sandig materiale.

I innerste delen av Puddefjorden - Solheimsviken (BHB3 - 4) var sedimentene svært bløte. Det samme gjaldt sedimentene i Store Lungegårdsvann (BHB1 og 29). Her var sedimentene sterkt sulfidiske og oljeaktige.

Utenfor Ubåtbunkeren på Laksevåg var det planlagt fire supplerende sedimentstasjoner, men sedimentene fra 30 m til 140 m var av en slik beskaffenhet at det var vanskelig å få gode prøver. Dette er trolig et erosjonsområde (sterk strøm) og lite finmateriale akkumuleres. Sedimentene bestod av grov sand og grus. Kun én prøve ble tatt i dette området (BHB5).

I Vågen (BG11 - 13) var forholdene ytterst og innerst svært forskjellige. Ved Skoltegrunnskaaien (BG11) var sedimentene grove og bar preg av erosjon, trolig på grunn av propellerturbulens fra store fartøyer. Innerst i Vågen var sedimentene svært bløte, sorte og sulfidiske. Men også her ble det påvist noe sand i prøvene.

I Skuteviken (BG14 og 15) var sedimentene siltige med innslag av sand.

Visuelt er det stor forskjell på sedimentene i undersøkelsesområdet. Dette er typisk for havneområder hvor det er stor fysisk aktivitet og stor veksling mellom erosjon og akkumulasjonsområder. Mudring og dumping er med og forsterker dette bildet. Ellers bør det påpekes at Bergen havneområde skiller seg ut fra f.eks. Oslo havn fordi det ikke er noen større elver som frakter naturlige sedimenter til Bergen havn. Dermed bli sedimentene sterkt preget av forurenset slam (kloakk, industriavfall, søppel).

Sedimentenes **vanninnhold** sier noe om sedimentenes kornstørrelse og fysiske beskaffenhet (resultater i vedleggstabell 1). Jo høyere vanninnhold, jo finere sedimenter og høyere innhold av organisk materiale.

I overflatesedimentene varierte vanninnholdet mellom 32 og 93%. Dette illustrerer hvor store variasjoner det er i sedimenttyper i undersøkelsesområdet. De fleste overflatesedimentene viste et vanninnhold på ca. 70%, som er typisk for siltige sedimenter. Spesielt lavt vanninnhold (< 60%) ble observert i prøver fra Nøstebukta (BG10), Skuteviken (BG14) og utenfor Ubåtbunkeren (BG16). Høyeste vanninnhold ble målt i de anoksiske prøvene fra Store Lungegårdsvann (ca. 90%).

Vanninnholdet avtar stort sett nedover i sedimentene på grunn av sammenpressing. Generelt var det små gradienter i de øvre 10 - 20 cm.

Sedimenters **kornstørrelse** spiller en stor rolle i forbindelse med tolkning av miljøgiftdata, spesielt tungmetaller. Finkornige sedimenter hvor partiklene har en stor overflate i forhold til volumet har et naturlig høyere bakgrunnsnivå av metaller i forhold til sandige sedimenter. Også organiske miljøgifter har en tendens til å binde seg fortrinnsvis til små organiske partikler. I tillegg forteller kornstørrelsen mye om sedimentasjonsmiljøet på lokaliteten. Finkornige sedimenter indikerer akkumulasjonsbunn, mens grove sedimenter indikerer transportbunn eller erosjonsbunn. Overvåkning av sedimenter egner seg dårlig på transport- og erosjonsbunn. Her vil forholdene skifte ofte, avhengig av fysiske faktorer (f.eks. strøm).

Innholdet av silt og leire i prøvene (< 63µm) varierte mellom 12 og 94% (vedleggstabell 1). Grove sedimenter sammenfaller med prøver med lavt vanninnhold. Som eksempel kan nevnes at sedimenter fra Nøstebukta (BG10, figur 1) hadde et vanninnhold på 40% og en andel finkornige sedimenter på bare 22%.

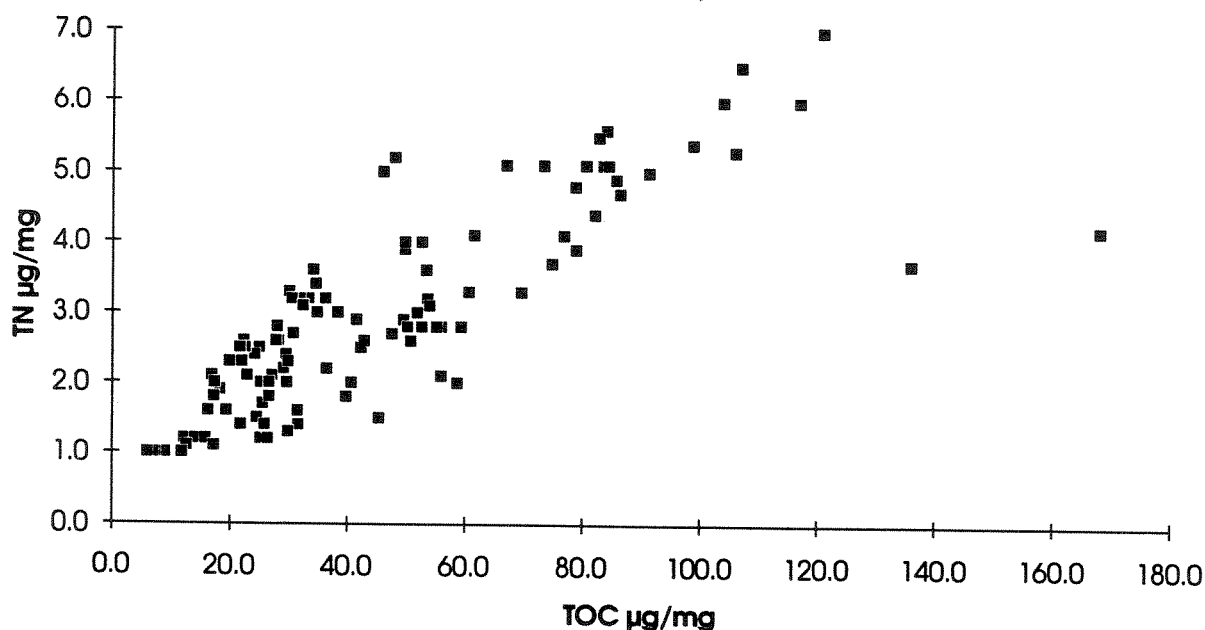
Den vertikale fordelingen i kornstørrelse kan gi informasjon om sedimentasjonsmiljøet på stedet har endret seg i historisk sammenheng. Stort sett viser resultatene små vertikale endringer, men det var noen kjerner som viste tynne sjikt i sedimentet med grovere materiale. Et eksempel på dette er stasjon BG5 som viser et grovt sedimentsjikt på 18 - 20 cm dyp i kjernen. Dette kan skyldes episodiske hendelser, slik som ras eller påvirkning fra dumping av muddermasser. Det er også eksempler på at sedimentet, gradvis blir grovere i nedre deler av kjernene (f.eks. st. BG8). Det kan tyde på at bunn-sedimentene er blitt tilført mer finpartikulært materiale i nyere tid. Uten aldersdatering av kjernene er det umulig å fastslå når dette fant sted.

5.1.3. Karbon og nitrogen

Marine sedimenter består hovedsaklig av uorganisk materiale (leire, silt og sand). Vanligvis utgjør dette materialet mer enn 90% av en sedimentprøve. Den resterende delen av sedimentet består av organisk materiale, som sjelden utgjør mer enn 10%. Av dette materialet utgjør igjen karbon og spesielt nitrogen bare en brøkdel. Til tross for dette spiller organisk materiale en stor rolle i marine sedimenter som føde for sedimentlevende dyr, som energikilde i en rekke biogeokjemiske prosesser i sedimentene og som bærer av forurensende stoffer.

Gjennomsnittsinholdet av total organisk karbon (TOC) i samtlige overflateprøver fra undersøkelsesområdet var 5.4%. Dette er meget høyt og vitner om liten sedimentasjon av uorganiske sedimenter. Konsentrasjonene varierte mellom 0.6 og 16.8% karbon (både overflateprøver og underliggende sedimenter). Høyeste konsentrasjon ble målt i ytre deler av Puddefjorden og skyldes trolig innslag av kullmateriale (ekstremt høyt C/N-forhold).

Mesteparten av nitrogenet i marine sedimenter er knyttet til organisk materiale og det er derfor generelt en god sammenheng mellom TOC og TN i sedimentene (figur 3).

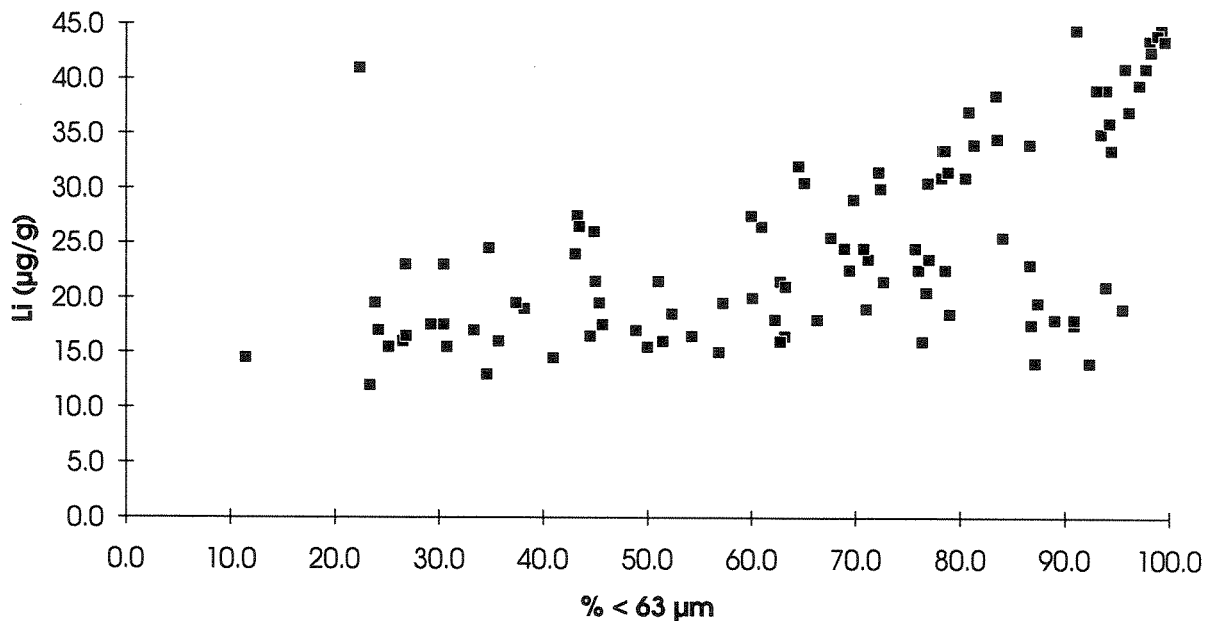


Figur 3. Sammenhengen mellom total organisk karbon (TOC) og total nitrogen (TN) i sedimentprøver fra Byfjorden og Bergen havn.

C/N-forholdet i sedimenter gir informasjon om type organisk materiale. Et C/N-forhold (vektbasis) på 7 - 10 er typisk for organisk materiale med marin opprinnelse (plankton, etc.). Høyere C/N-forhold vitner om organisk materiale tilført fra land (kloakk, planterester, trefiber, etc.). I overflatesedimentene ble det målt et gjennomsnittlig C/N-forhold på 15.4. Det er således et betydelig innslag av organisk materiale som kommer fra land. De sedimentene som viste lavest C/N-forhold (ca. 10) var sedimenter fra den nordligste delen av Byfjorden. Nærmere havneområdet økte forholdstallene sterkt, trolig på grunn av kloakkpåvirkning.

5.1.4. 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, 1991). Normalisering av tungmetalldata er nødvendig for å kompensere for naturlige variasjoner i sedimentenes innhold av metaller (f.eks. kornstørrelse og mineralogi). Det er derfor en rimelig god sammenheng mellom kornstørrelse og litium i sedimentene (figur 4). Når sammenhengen ikke er bedre, skyldes det at sedimentene i undersøkelsesområdet er sterkt organiske, og det organiske materialet påvirker kornstørrelsen. 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 (og delvis kadmium) fordi det naturlige innholdet av kvikksølv i marine sedimenter stort sett er styrt av mengde organisk materiale. Det er derfor mer vanlig å normalisere kvikksølv (og kadmium) til organisk karbon.



Figur 4. Sammenheng mellom kornstørrelse og litium i sedimentprøver fra Byfjorden og Bergen havn.

Kvikksølv

Kvikksølv er det tungmetallet som det er sterkest miljøfokusering på. Det henger sammen med at kvikksølv akkumuleres i marine organismer og at det ofte skjer en oppkonsentrering gjennom næringskjeden. Det betyr at kvikksølv oppkonsentreres i fisk og marine pattedyr (f.eks. sel). Ettersom forhøyede nivåer av kvikksølv i konsumvarer (fisk og skalldyr) kan føre til opphoping i mennesker, er det satt strenge krav til konsumvarenes kvikksølvinnhold. Av den grunn er det innført kostholdsråd og omsetningsforbud av fisk i et par norske fjorder (Dons og Beck, 1993).

Kvikksølv er ofte sterkt partikkelbundet og oppkonsenteres derfor i bunnsedimenter. Eksperimentelt arbeid med kvikksølvforurensede sedimenter har vist at kvikksølvet er lite mobilt hvis sedimentene ikke forstyrres (Skei et al., 1987; 1989, Konieczny et. al, 1991). Ved oppvirvling av forurensede sedimenter skjer det en betydelig utlekking (Skei og Næs, 1989), sannsynligvis på grunn av desorpsjon av kvikksølv fra partikler, mobilisering av meget små partikler (kolloider) som holder seg svevende lenge i vannmassen eller utlekking av porevann (Skei, 1992). Dette innebærer at det må utøves forsiktighet i forbindelse med håndtering av kvikksølvforurensede sedimenter.

I Byfjorden og Bergen Havn ble det i **overflatesedimenter** påvist konsentrasjoner i området 0.3 - 10.8 mg/kg (gjennomsnitt = 3.3 mg/kg) (vedleggstabell 1). Bakgrunnsnivået av kvikksølv i marine sedimenter er normalt lavere enn 0.15 mg/kg. Dette innebærer at samtlige overflateprøver er forurenset og basert på gjennomsnittsverdien må hele undersøkelsesområdet klassifiseres som "dårlig" (kl. IV) i henhold til Rygg og Thèlin (1993). Selv i Byfjorden (BG3) ble det målt 2 mg/kg kvikksølv i overflatesedimentene. Dette tyder på store tilførsler av nyere dato, kanskje på grunn av dumping av muddermasser. Den høyeste konsentrasjonen i overflaten ble målt innerst i Vågen. Her er det også tidligere påvist høye kvikksølvkonsentrasjoner i sedimentene (Johannesen, 1991). Ellers ble det målt meget høye konsentrasjoner like nord for Dokkeskjærskaien (BG9, 7 - 8 mg/kg). Dette tyder på at det neppe er bare én kilde til kvikksølv i Bergens-området.

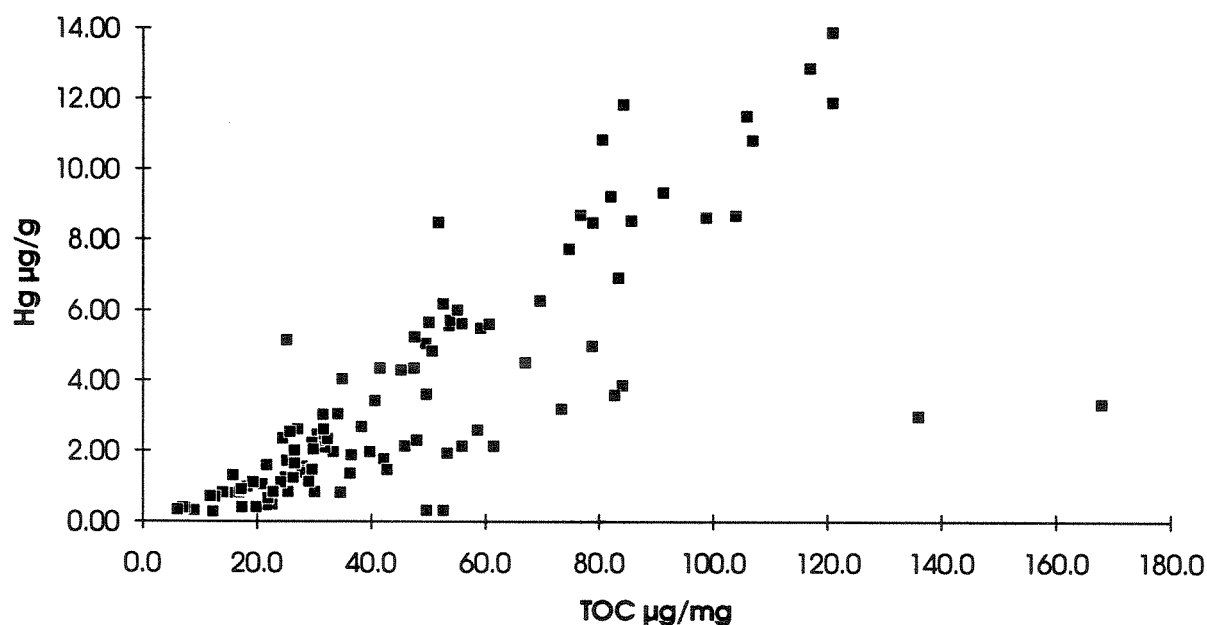
Analyser av parallelle kjerner viser at det er tildels betydelige forskjeller mellom kjernene. I enkelte tilfelle kan det være en faktor på 2 i forskjell mellom parallellene (f.eks. stasjon BG14). Dette indikerer store lokale variasjoner i havnesedimenter og viser hvor vanskelig det er å få et nøyaktig bilde av forureningsnivået.

Vertikalt i sedimentene er det også til dels store variasjoner. I Byfjorden (BG3) ble det målt i den ene kjernen 2 mg/kg i overflaten og 5 mg/kg på 6 - 7 cm dyp. Dette tyder på at tilførslene av kvikksølv til Byfjorden har vært større tidligere. I Puddefjorden (BG5) ble det målt 0.3 mg/kg på 50 cm dyp i sedimentet. Dette er to ganger øvre bakgrunnsnivå og indikerer at kvikksølvforurensningen i området er en lang historie eller at sedimentasjonsraten er ekstrem høy. Store vertikale variasjoner på denne stasjonen kan tyde på at dette sedimentet er påvirket av dumpede muddermasser. Opplysninger fra Bergen kommune indikerer at det tidligere ble dumpet store mengder muddermasser i indre del av Byfjorden.

Også innerst i Puddefjorden ble det målt høye konsentrasjoner av kvikksølv på stort dyp i sedimentet (6 mg/kg, BG8, 18 - 20 cm dyp). Hvis ikke dette området er påvirket av tidligere dumpeaktivitet, må sedimenttilveksten her være forholdsvis stor (3 - 5 mm/år). Erfaringer viser at kvikksølvforurensning neppe startet før i 30-årene.

I Vågen ble de høyeste kvikksølvkonsentrasjonene målt. Her ble det påvist 45 mg/kg på 2 - 3 cm dyp i sedimentet. Variasjonene mellom de forskjellige sjiktene er store, likeså mellom parallellene. Dette tyder på en flekkvis fordeling av kvikksølv i sedimentene, noe som kan indikere tilstedeværelse av metallisk kvikksølv. De ekstremt høye konsentrasjonene innerst i Vågen antyder at vi befinner oss nær en kilde i dette området. Det er nærliggende å tro at kvikksølvet er tilført Vågen via det gamle kloakkutslippet. Man kan ikke se bort i fra at mesteparten av kvikksølvet stammer fra tannklinikker (amalgam).

Det er vanlig å observere en god sammenheng mellom sedimentenes kvikksølvinnhold og organisk karbon (figur 5).



Figur 5. Forholdet mellom kvikksølv og organisk karbon i sedimentene fra Byfjorden og Bergen havn (en ekstremverdi på 45 mg/kg Hg er utelatt fra figuren)

Konsentrasjonene av kvikksølv i overflatesedimenter i Oslo Havneområde varierte mellom 0.7 og 6.4 mg/kg (Konieczny, 1992). Også her ble det påvist noe høyere verdier lenger nede i sedimentet (maks. 11 mg/kg). Denne undersøkelsen omfattet kun kaiområdene innerst i havna. I indre Oslofjord lå verdiene i overflatesedimentene i området 0.5 - 2 mg/kg (Konieczny, in prep.). Det er derfor mye som tyder på at sedimentene rundt Bergen er mer forurenset av kvikksølv enn sedimentene rundt Oslo by. Dette kan henge sammen med at fortynningen med naturlige sedimenter er mindre i Bergens-området enn i Oslofjorden på grunn av liten transport av elved sediment. I tillegg er det bygget kloakkrensning i Oslo-området som holder tilbake en del av tungmetallene. I følge Storhaug et al. (1993) vil kjemisk rensing av kommunalt avløpsvann føre til 60% fjerning av kvikksølv.

Kadmium

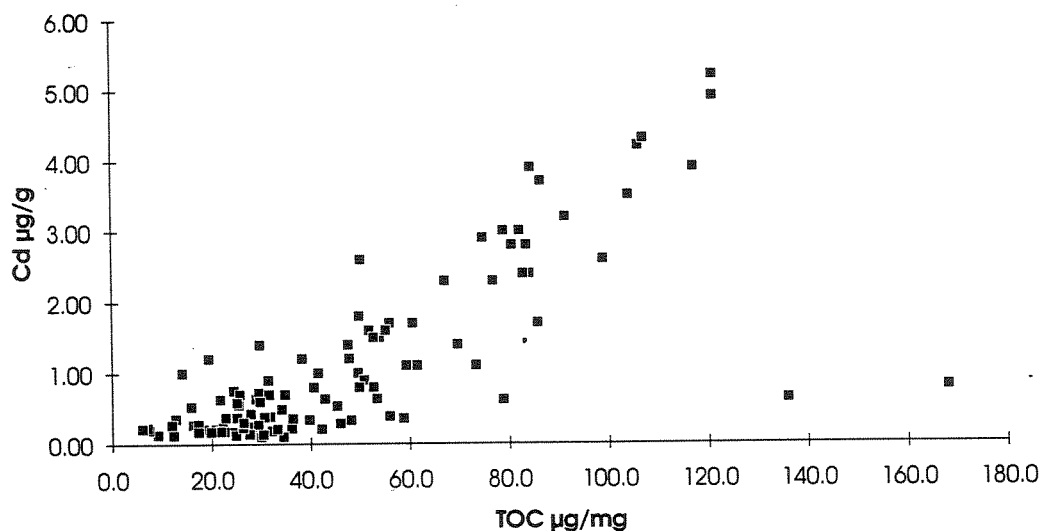
I likhet med kvikksølv er kadmium sterkt i fokus i forurensningssammenheng. Dette metallet akkumuleres også i marine organismer, spesielt i fiskelever og blåskjell. Det foreligger grenseverdier for akseptable nivåer i matvarer (Verdens Helseorganisasjon), og i forbindelse med ett fjordområde (Sørfjorden /Hardangerfjorden) er det tidligere innført kostholdråd som følge av forhøyede kadmiumnivåer i fiskelever.

I overflatesedimentene i Byfjorden - Bergen havn ble det målt mellom 0.1 - 3.5 mg/kg (gjennomsnitt = 1 mg/kg). I henhold til foreslåtte sedimentkvalitetskriterier (Rygg og Thølin, 1993) og med utgangspunkt i gjennomsnittskonsentrasjonen i området, er sedimentene "mindre god" (kl. II). Høyeste konsentrasjon ble målt utenfor Dokkeskjærskaien (BG9) og innerst i Vågen (BG13). Det var i disse områdene de høyeste konsentrasjonene av kvikksølv også ble målt. I ytre deler av Byfjorden var konsentrasjonene normale.

Vertikalt i sedimentene var det en tendens til noe høyere nivåer på de fleste lokalitetene. Høyeste konsentrasjon ble målt på 6 - 7 cm dyp i Vågen (5.2 mg/kg).

Sammenlignet med undersøkelsene i Oslo Havneområde, er de registrerte nivåene i Bergen havn lavere. Høyeste konsentrasjon målt i Oslo havn var 24.8 mg/kg (Konieczny, 1992).

Figur 6 viser at det er en meget god korrelasjon mellom sedimentenes innhold av kadmium og karbon.



Figur 6. Korrelasjon mellom kadmium og organisk karbon i sedimenter fra Byfjorden og Bergen havn.

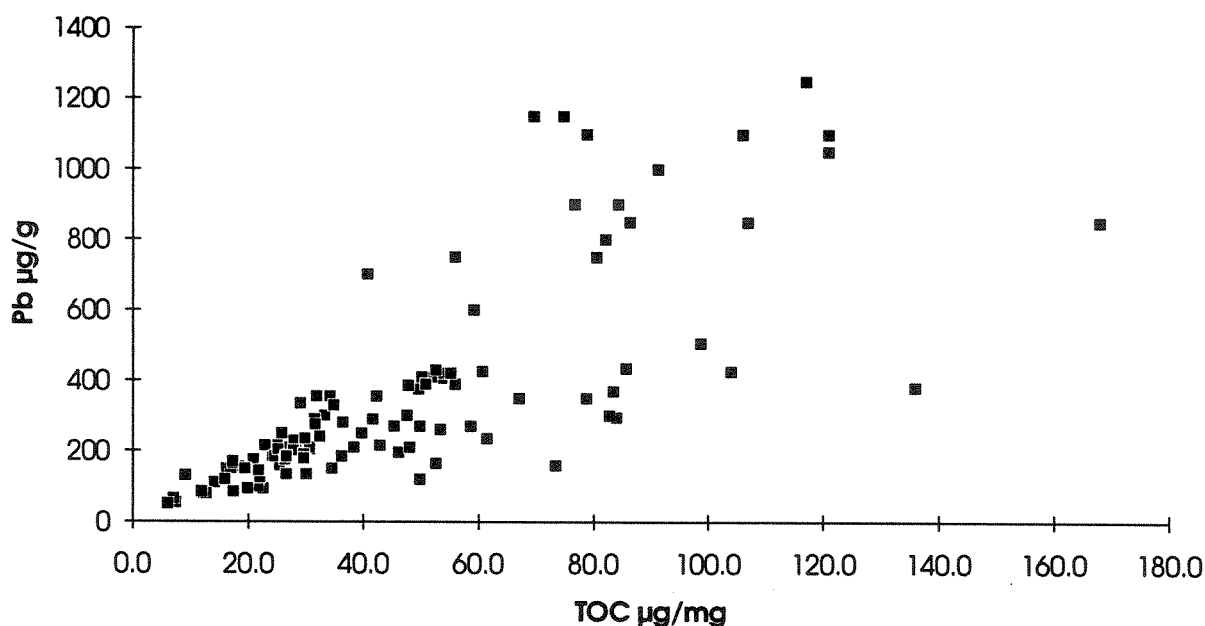
Bly

Bly er også et av de prioriterte tungmetallene i miljøsammenheng. Bly har en tendens til å akkumuleres i blåskjell og i noen grad i fiskelever (f.eks. Sørfjorden i Hardanger, Knutzen et al., 1993 c).

I overflatesedimentene i Byfjorden - Bergen havn ble det målt mellom 120 og 850 mg/kg (gjennomsnitt = 301 mg/kg). Dette er meget høye konsentrasjoner sammenlignet med et bakgrunnsnivå på < 30 mg/kg. Sedimentene klassifiseres som "nokså dårlig" (kl.III, Rygg og Thèlin, 1993). Høyeste konsentrasjon ble påvist i ytre deler av Puddefjorden og i Vågen. Ved å normalisere resultatene til litium, for å kompensere for naturlige variasjoner, får man et noe mere nyansert bilde av bly-forurensningen. Her fremtrer Vågen, Puddefjorden, Skuteviken og Store Lungegårdsvann med de mest blyforurensede overflatesedimentene.

Vertikalt i sedimentene var det relativt små gradienter. Det betyr at blybelastningen har vært noenlunde den samme i lengre tid. Det er grunn til å tro at blyforurensningen gjenspeiler avrenning fra gater og veier i et byområde, og at det forventes en bedring i situasjonen når effekten av å ta i bruk blyfri bensin viser seg i sedimentene.

Figur 7 viser at det var relativt god sammenheng mellom bly og organisk karbon i sedimentene, i likhet med en rekke av de andre metallene. Forholdet til litium viser svært høye forholdstall. Årsaken er at samtlige analyserte prøver er forurenset av bly og at det naturlige bidraget av bly fra uorganiske sedimenter er underordnet.



Figur 7. Forholdet mellom bly og organisk karbon i sedimentene i Byfjorden og Bergen havn.

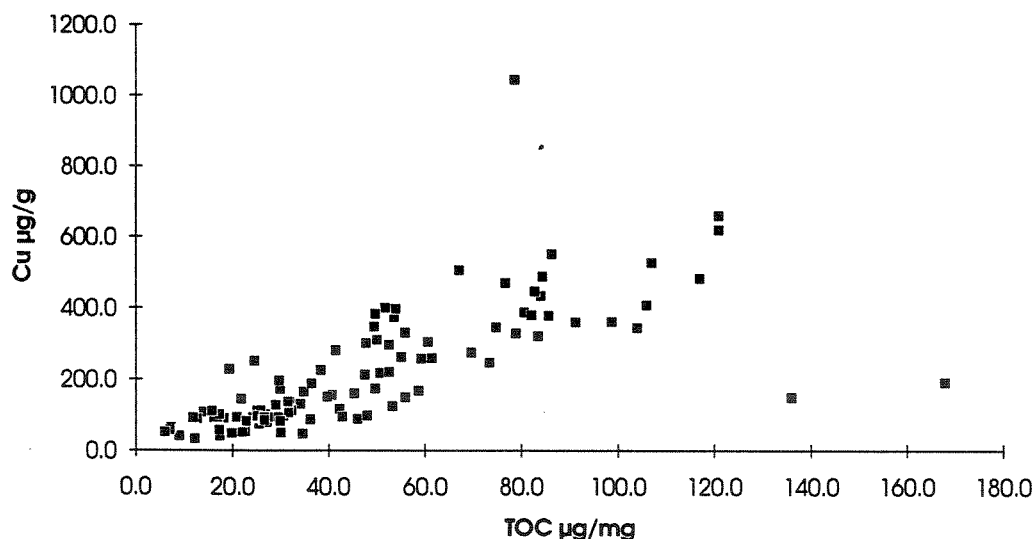
I Oslo Havneområde ble det også målt svært høye bly-konsentrasjoner (40 - 660 mg/kg i overflatesedimentene, Konieczny, 1992). Årsaken til dette er sannsynlig den samme som i Bergen havn.

Kopper

Kopper i marine sedimenter er kjent for å kunne påvirke bunnfaunaen (Rygg og Skei, 1984), men viser i mindre grad akkumulering i marine dyr. Dette kan henge sammen med at kopper er et essensielt element og at fisk og i hvertfall større virvelløse dyr er i stand til å regulere opptaket.

I overflatesedimentene ble det i undersøkelsesområdet påvist mellom 47 og 1045 mg/kg (gjennomsnitt = 218 mg/kg). Dette er meget høye konsentrasjoner sammenlignet med et bakgrunnsnivå på < 35 mg/kg og den høyeste verdien representerer tilstandsklasse IV i henhold til Rygg og Thèlin (1993). Hele undersøkelsesområdet er kontaminert. Puddefjorden, Vågen og Store Lungegårdsvann fremtrer som de mest forurensede områdene. Normalisering til litium viser i likhet med bly at fordelingen av kopper totalt overstyres av forurensing og at bidraget av kopper fra naturlige sedimenter kan neglisjeres.

Kopper er kjent for å være sterkt bundet til organisk materiale, noe som gjenspeiles i figur 8.



Figur 8. Forholdet mellom kopper og organisk karbon i sedimenter fra Byfjorden og Bergen havn.

En sammenligning med Oslo havn viser at forholdene der er omtrent de samme (gjennomsnittlig 380 mg/kg i overflatesedimentene (n = 25) i kaiområdene, - Konieczny, 1992).

Krom

Sammenlignet med de andre tungmetallene omtalt ovenfor, er oppmerksomheten mindre omkring krom, selv om også dette metallet befinner seg i listen over prioriterte miljøgifter.

I overflatesedimentene ble det målt 56 - 665 mg/kg krom (gjennomsnitt = 170 mg/kg). I relasjon til foreslåtte sedimentkvalitetskriterier (Rygg og Thèlin, 1993) vil sedimentene basert på gjennomsnittet bli klassifisert som "mindre god" (kl. II). Høyeste konsentrasjon ble målt på stasjon BG16 (utenfor Ubåtbunker i Laksevåg). Det er åpenbart at vi her befinner oss nær en punktkilde. Sannsynligheten

er stor for at krom kommer fra et garveri i Gravdal. Forøvrig ble det målt forholdsvis høye konsentrasjoner i Puddefjorden. Når dataene normaliseres til litium fremtrer også sedimentene ved Florvåg på Askøy som forurenset. Dette kan muligens henge sammen med utslipp fra en nedlagt malingfabrikk i området. Det var også en tendens til oppkonsentering av kopper og bly på samme stasjon.

Vertkalt i sedimentene var det nokså varierende konsentrasjoner, med generelt noe høyere nivåer nede i sedimentet.

I motsetning til de andre metallene som er omtalt ovenfor, viser krom liten kobling til organisk materiale. Forklaringen må være at krom er koblet til uorganiske forbindelser i sedimentene (kanskje jern).

Det foreligger få analyser av krom fra kaiområdene i Oslo havn. De resultater som foreligger viser konsentrasjoner mellom 50 og 100 mg/kg (Koniczny, 1992).

5.1.5. Polyklorerte bifenyler (PCB)

Resultatene er vist i vedleggstabell 5. Det ble analysert 13 kongenerer, mens **total PCB** er beregnet fra summen av PCB₇ (Σ # 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180) multiplisert med en faktor på to. I diskusjonen av resultatene er det total PCB som det er referert til. Resultatene viser at det er en betydelig variasjon mellom parallelle prøver (prøver fra to og to kjerner). Det antyder at PCB kan være noe flekkvist fordelt i sedimentene, på samme måte som metallene.

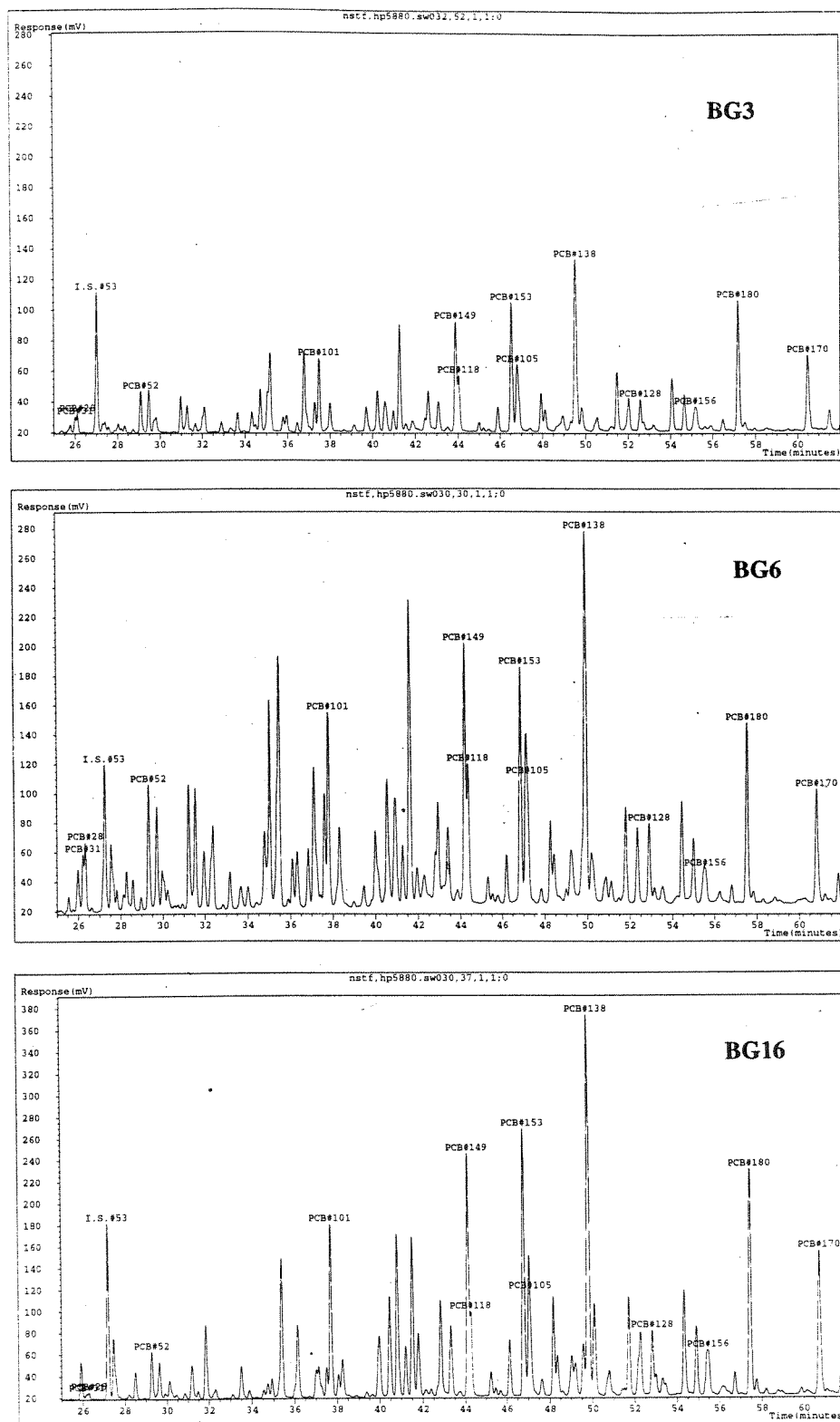
Konsentrasjonene av total PCB varierte mellom 28.7 og 604.8 ng/g tørt sediment (vedleggstabell 5). Høyeste konsentrasjon ble målt, som ventet, utenfor ubåt-bunken ved Laksevåg (st. BG16) og sedimentene her representerer tilstandsklasse V (Rygg og Thèlin, 1993). Det ble målt betydelig høyere verdier i sedimenter i dette området i 1992 (Bjerknes et al., 1992). Den gang ble prøvene tatt nærmere bunkeren. Det er PCB-138 som er den dominerende kongeneren. Det ble også målt høye konsentrasjoner på stasjonene BG7 og 8 (øst for Laksevåg, figur 1). Videre ble det målt høye konsentrasjoner i området Puddefjorden - Solheimsviken. Generelt er hele undersøkelsesområdet forurenset av PCB. Til sammenligning er det i indre Skagerrak målt 3 - 6 ng/g totalt PCB (Dons og Beck, 1993). Sannsynligheten er stor for at det er flere enn én kilde til PCB-forurensningen av sedimentene i Byfjorden og Bergen havneområde.

Det ble gjort noen målinger av PCB i dypere sedimentlag (ned til 6 cm). Tendensen er den samme i samtlige kjerner ved at konsentrasjonen øker nedover. Det innebærer at tilførselene til fjorden var større tidligere og at sedimentene representerer et betydelig lager for PCB som tilsier at håndtering av sedimentene må gjøres med omhu for å unngå unødvendig spredning.

Resultatene tyder på at det er liten sammenheng mellom PCB og sedimentenes innhold av organisk karbon. Eksempelvis inneholder sedimentene utenfor ubåt-bunken svært lite organisk materiale fordi det er grove sedimenter. Likevel inneholder disse sedimentene det høyeste PCB-nivået. Fordelingen av PCB i sedimentene i dette området er derfor ikke styrt av sedimentenes kornstørrelse eller organiske innhold, men av avstand fra punktkilden.

Fig.9 viser noen typiske eksempler på mønsteret av PCB i sedimenter fra Bergen havneområde og Byfjorden. Mønsteret falt ikke sammen med noen bestemt kommersiell PCB-blanding. Dette skyldes sannsynligvis at sedimentene er blitt tilført ulike blandinger PCB med forskjellig kloreringsgrad. Variasjoner i de fysiske/kjemiske egenskapene og nedbrytbarheten til enkeltkomponenter av PCB vil også ha en betydning for sammensetningen i sedimentene. Mønstrene av PCB varierer noe på de

ulike stasjonene, noe som kan tyde på at det kan finnes mer enn en kilde i området. Med unntak av forurensning fra ubåt-bunkeren på Laksevåg er disse kildene ukjente.



Figur 9. Kromatogram av PCB i overflatesedimenter på st. BG3, BG6 og BG 16 (se kart fig.1)

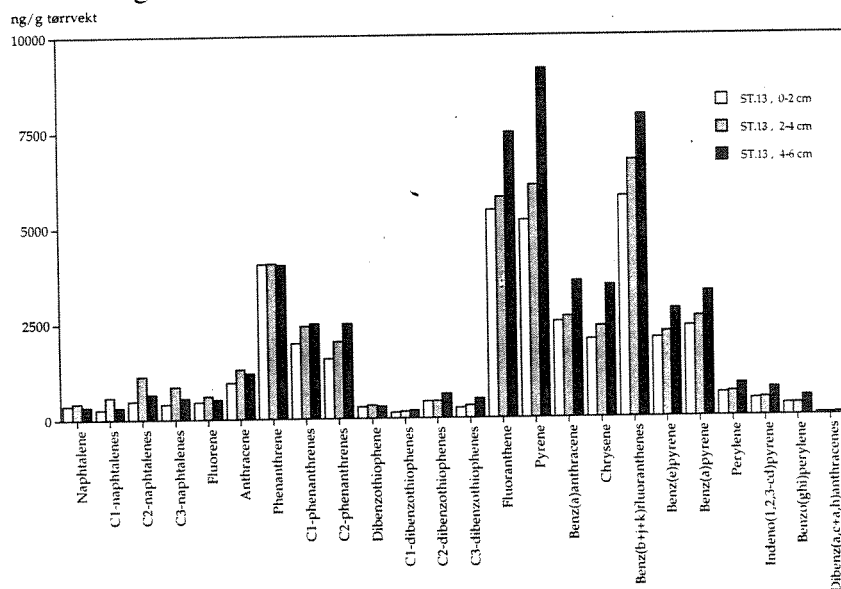
5.1.6. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Det ble målt usedvanlig høye konsentrasjoner av PAH i sedimentene fra Byfjorden og Bergen havn (vedleggstabell 6). Dette er i overensstemmelse med at det ble målt generelt høye nivåer av organisk materiale. Konsentrasjonene av total NPD/PAH varierte mellom 5691 og 113746 ng/g (NPD er summen av oljeavlede forbindelser). Normalkonsentrasjonen i fjordsedimenter antas å være < 300 ng/g (Rygg og Thélin, 1993). Sedimentkonsentrasjoner som overskrider 20.000 ng/g klassifiseres som "meget dårlig" (kl. V). Selv på den nordligste stasjonen i Byfjorden (BG2, figur 1) ble det påvist over 11500 ng/g. I tillegg øker konsentrasjonen nedover i sedimentet, hvilket tilsier at tilførslene av PAH var større tidligere.

De høyeste konsentrasjonene ble målt i Puddefjorden (BG6 - 7, figur 1). Her ble det målt ca. 100.000 ng/g total NDP/PAH. Disse sedimentene inneholdt 8 - 16% TOC, med et C/N forhold på 16 - 40. Prøvene hadde et stort innslag av benzo(b,j,k)fluoranthener, fluoranthene og pyren.

Den relative sammensetningen av aromatiske hydrokarboner i sedimenter vil kunne gi informasjon om ulike hovedkilder. To- og tre-rings aromater som naftalen, fenantren, dibenzotiofen og blant annet deres alkylhomologer (NPD) er karakteristiske komponenter i olje. Fenantren kan også komme fra andre kilder. Usubstituerte aromatiske hydrokarboner med fire eller flere aromatiske ringer regnes å ha ufullstendig forbrenning av fossilt brensel som hovedkilde.

Sammensetningen av aromater i sedimentene fra Bergen havneområde og Byfjorden varierte noe, men forskjellene var ikke store. Oljerelaterte komponenter (NPD) utgjorde 19-33 % og tyngre PAH'er 66-81%. Dette tyder på at det vesentligste bidraget til aromater i sedimentene skyldtes tilførsler fra ufullstendig forbrenning av fossilt brensel (olje, koks, kull). Figur 10 viser sammensetningen av aromatiske hydrokarboner på den innerste stasjonen i Vågen (BG13). På denne stasjonen og stasjonene BG8 og BG16 ble det analysert sedimentprøver ned til 6 cm dyp. Den relative sammensetningen av enkeltkomponenter på st.BG13 i snittene 0-2, 2-4 og 4-6 cm var ganske like, mens konsentrasjonen økte med dypet (fig.10). På stasjon BG8 og BG16 var det ingen klare indikasjoner på nedgang i konsentrasjonene med økende dyp. Dette indikerer at belastningen har vært omlag den samme i lengre tid.

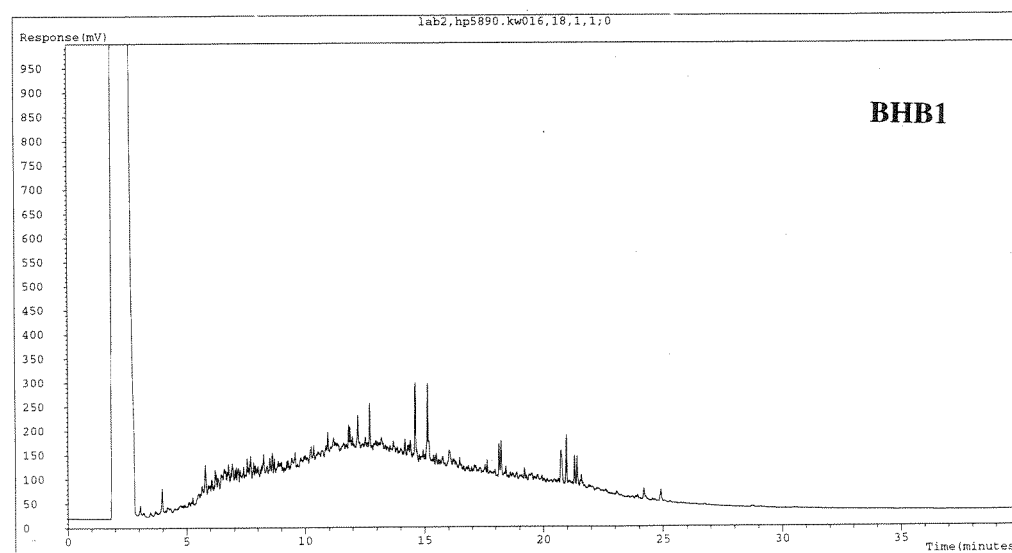
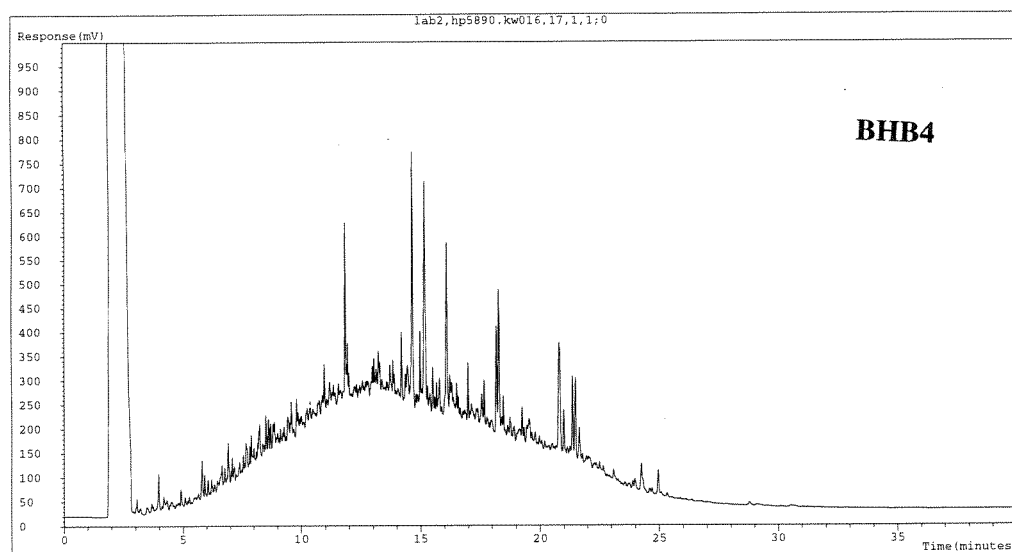
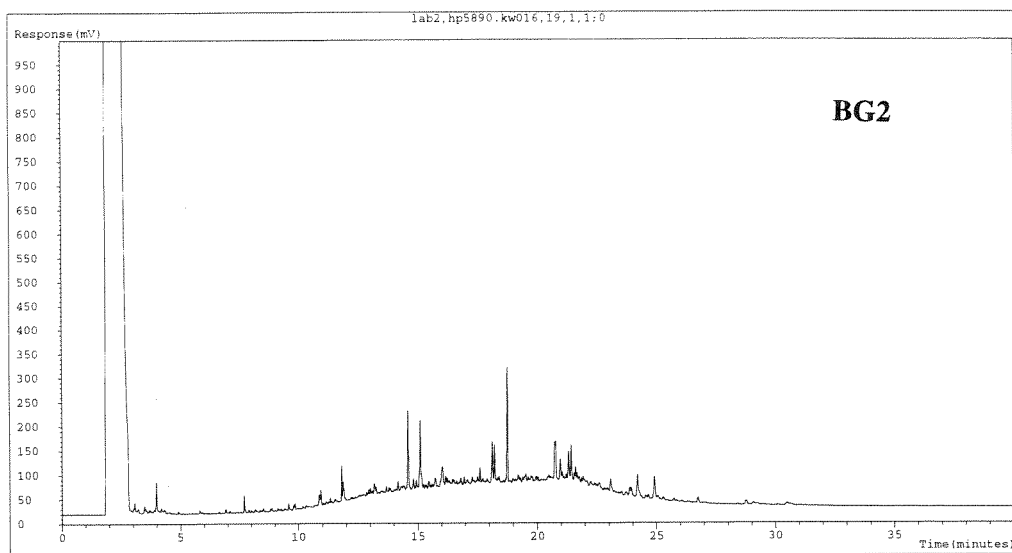


Figur 10. Sammensetningen av aromatiske hydrokarboner i sedimentprøver fra Vågen (st.BG13) på tre forskjellige nivåer i sedimentet.

5.1.7. Olje

Det ble målt total mengde hydrokarboner (THC) på 10 utvalgte prøver (se vedleggstabell 6). Denne parameteren gir et uttrykk for mengde olje i sedimentene. Konsentrasjonene varierte mellom 138 og 548 µg/g i THC i tørt sediment. De høyeste konsentrasjonene ble målt i Solheimsviken - Store Lungegårdsvann. Det er grunn til å tro at skipstrafikk, skipsverft, bensinstasjoner, verksteder og avrenning fra gater og veier bidrar til dette.

Figur 11. viser kromatogrammer av THC i prøver fra Store Lungegårdsvann, Puddefjorden og Byfjorden. Kromatogrammene er typiske for oljeforurensede sedimenter hvor det har skjedd en viss forvitring av oljekomponenter over tid. En diffus belastning over tid kan forklare mønstrene av THC i kromatogrammene.



Figur 11. Kromatogrammene av THC i overflatesedimenter fra Byfjorden (BG2), Solheimsviken (BHB4) og Store Lungegårdsvann (BHB1).

5.1.8. Dioksiner og dibenzo-furaner (PCDD/PCDF)

Det ble analysert to prøver av overflatesedimenter, fra Vågen (BG13) og utenfor ubåt-bunkeren i Laksevåg (BG16). På grunn av analytiske problemer (se 4.1) er resultatene noe usikre, men gir likevel en god antydning om nivået. Resultatene må derfor betraktes som foreløbige og er ikke gjengitt i vedlegg.

Sedimentene i Vågen inneholdt ca. 4970 pg/g sum PCDD/PCDF, mens utenfor ubåt-bunkeren ble det målt ca. 4620 pg/g sum PCDD/PCDF. Omregnet til nordisk toksistetsekvivalenter (TE, se s.34) var konsentrasjonene henholdsvis 25.7 og 36.4 pg/g. Til sammenligning ble det målt TE-verdier på ca. 1 i sedimenter fra Kongsfjorden på Svalbard (Skei, 1994). Det samme ble målt i sedimenter i Barentshavet (Oehme et al., 1993). I sedimenter fra Norskerenna er det målt TE-verdier på 10-12 pg/g. I henhold til SFTs sedimentklassifisering (Rygg og Thèlin, 1993) er TE-verdier lavere enn 30 pg/g å betrakte som "normale". Konklusjonen må derfor bli at målingene i sedimenter fra Vågen og utenfor ubåt-bunkeren i Laksevåg viser tilnærmet normale konsentrasjoner, og at det ikke er noen forskjell i konsentrasjoner mellom disse to lokalitetene.

Det ble også gjort forsøk på å analysere prøvene for plane PCB. På grunn av analytiske problemer mislyktes dette. Nye forsøk vil bli gjort våren 1994 (opplysning fra NILU).

5.2. Organismer

Rådata fra analysene av klororganiske forbindelser, PAH og metaller er gjengitt i vedleggstabellene 7 - 17, mens det nedenfor er gitt tabellariske sammendrag av hovedresultatene.

5.2.1 Klororganiske forbindelser

De analyserte artene av **fisk** viste alle betydelig grad av forurensning med PCB (tabell 4). I det følgende er forurensningsgraden karakterisert ved overkonsentrasjoner, dvs. sammenlignet med det man så langt vet om det diffuse bakgrunnsnivået i de analyserte arter fra norsk kystfarvann (eller det PCB-nivået man må anse som "normalt" pga. diffus belastning og som kan påtreffes utenfor innflytelse fra punkt-kilder).

I **lever av torsk** kan de registrerte overkonsentrasjonene angis til i hvert fall 5 - 10 ganger (Knutzen et al., 1993a, upubl. data fra Joint Monitoring Program innen Oslo/Paris kommisjonen). Det må tas noe forbehold for usikkerhet som skyldes de siste års overgang til bestemmelse av individuelle PCB, mot før som en enkel totalsum ut fra mønsterlikhet med bestemte kommersielle blandinger. Forholdet mellom summen av utvalgte enkeltforbindelser og de eldre sumbestemmelsene er ikke nøyaktig fastslått, men som eksempel kan nevnes studiene til Marthinsen et al. (1991) i Hvalerområdet, der det ble funnet et forhold på ca. 1.5 mellom tot. PCB og summen av 9 enkeltforbindelser. For å være på den sikre siden, er det i foreliggende rapport regnet med en faktor 2 mellom Σ PCB₇ og tot. PCB (tabell 4).

I **filet av torsk** lå PCB-forurensningen noe lavere: ca. 3 - 5 ganger høyere enn øvre grense for klasse 1 i klassifiseringssystemene til Statens forurensningstilsyn (Knutzen et al., 1993a). Imidlertid ses av tabellene at konsentrasjonen på fettbasis er av samme størrelsesorden i de to vevstyper, unntatt i de to tilfellene med uvanlig høyt fettinnhold i fileten. (Fettbestemmelser på dette lave nivå er

vanskelige, og det må regnes med betydelig usikkerhet).

Også i **filet av skrubbe** ble det funnet PCB-overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 4 - 5 ganger (kfr. Knutzen et al., 1993a).

For **lomre** er det få referanser, men ut fra nivåene på referansestasjoner i Øygarden hos Bjerknes et al. (1992), er det på Bergens-stasjonene funnet overkonsentrasjoner i intervallene ca. 3 - 15 og 5 - 20 ganger, hhv. i filet og lever.

Heller ikke for **ål** finnes sammenstilling av bakgrunnsdata. Registreringer fra mindre berørte deler av Hvalerområdet (Berge, 1991), ytre del av Iddefjorden (Berge og Helland, 1993) og åpen kyst i Telemark (Knutzen et al., 1993b, 1994a), tyder imidlertid på at det diffuse bakgrunnsnivået av tot. PCB neppe er særlig over 50 µg/kg våtvekt (se også Mason, 1993). Overkonsentrasjonene av PCB i ål fra Bergens-området blir da opp mot 5 - 10 ganger, mao. omtrent som i de øvrige artene.

Bortsett fra i lomre, med klart lavest innhold i prøven fra Eidsvåg, var det ingen vesentlig forskjell i forurensningsgrad mellom prøvestedene. Det må dermed regnes med at all fisk i området kan være markert til sterkt forurenset i henhold til SFTs klassifisering (Knutzen et al., 1993a), og at forholdet må vurderes av næringsmiddelmyndighetene. (Til orientering er det listet en del utenlandske grenseverdier for PCB og andre stoffer i tabell 13. Norske myndigheter har ikke etablert konsentrasjonsgrenser, men har gjort vurderinger på grunnlag av dosegrenser anbefalt av Verdens Helseorganisasjon og andre ekspertorganer. Hovedfordelen ved dette er at det tas hensyn til forbruket av den aktuelle type mat).

Ovenstående representerer en forenklet og forvaltningsrettet beskrivelse. Forurensningsgraden i den fisk som fanges vil variere betydelig omkring en gjennomsnittssituasjon som bare delvis er dirigert av PCB-nivået i sedimenter og tilførsler fra land. Variasjonene er betinget av en rekke forhold som fiskens alder/størrelse/kjønn/fettinnhold/kondisjon/næringstilgang, samt ulike lokale bestanders vandringsmønster. Selv ved en gitt belastning skal det derfor et betydelig observasjonsmateriale til for å dekke totalvariasjonen innen et fjordområde. Det samme gjelder når man ønsker å følge utviklingen over tid.

Sammenlignet med middelverdiene fra de tidligere blandprøveobservasjonene av PCB i lomre og torsk fanget ut for ubåtbunkerer i Nordrevågen (Bjerknes et al., 1992) er verdiene i tabell 4 lavere, særlig i torsk. Sannsynligvis illustrerer dette at Nordrevågen i hvert fall er ett av kildeområdene for kontaminering av fisk i Byfjordområdet. PCB-forurensningen i overflatesediment, og dermed sannsynligvis også næringsdyr for fisk, var vesentlig høyere i Nordrevågen (Bjerknes et al., 1992) enn registrert i det utvidede undersøkelsesområdet (se kapittel 5.1).

Tabell 4. PCB i lever og filet av torsk (*Gadus morhua*), skrubbe (*Platichthys flesus*), lomre (*Microstomus kitt*) og ål (*Anguilla anguilla*) fra Bergen havneområde og Byfjorden mars - sept, 1993, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt og $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett (bare "tot. PCB" = $2 \times \Sigma \text{PCB}_7 = \Sigma \text{PCB}_{28, 52, 101, 118, 138, 153, 180}$). ?: usikre fettbestemmelser ved lave konsentrasjoner (<1%).

Arter/stasjoner	% fett	PCB 153 (% av tot. PCB)	ΣPCB_7	ΣPCB_{13}	Tot. PCB	
					$\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett
Torsk, lever						
Puddefjorden	34.5	1045 (17)	3021	3619	6041	17510
Gravdal	22.0	1732 (17)	4986	6052	9971	45323
Skuteviken	31.6	804 (16)	2491	3001	4982	15766
Eidsvåg	51.4	848 (18)	2400	2890	4800	9339
Torsk, filet						
Puddefjorden	0.77?	4.7 (16)	14.9	18.5	29.7	3857?
Gravdal	0.13	6.4 (16)	20.1	25.0	40.1	30846
Skuteviken	0.60?	3.6 (15)	12.1	15.2	24.2	4033?
Eidsvåg	0.15	4.0 (16)	12.3	15.1	24.5	16333
Skrubbe, lever						
Gravdal	19.8	332 (13)	1282	1568	2564	12950
Skuteviken	26.5	354 (13)	1386	1690	2772	10460
Eidsvåg	12.0	193 (15)	654	786	1307	10892
Skrubbe, filet						
Gravdal	0.26	13.4 (15)	44.2	64.3	88.3	33962
Skuteviken	0.43	14.3 (14)	51.9	64.1	103.7	24116
Eidsvåg	0.29	8.9 (13)	34.7	43.3	69.3	23897
Lomre, lever						
Puddefjorden	9.3	353 (18)	960	1133	1920	20645
Sandviken ¹⁾	7.6	388 (21)	925	1076	1850	24342
Eidsvåg	8.3	77 (20)	197	231	393	4736
Lomre, filet						
Puddefjorden	0.18	10.2 (18)	28.5	34.5	56.9	31611
Sandviken ¹⁾	0.55?	11.8 (18)	33.5	39.5	67.0	12182?
Eidsvåg	0.17	2.4 (17)	7.1	8.7	14.2	8353
Ål, filet						
Puddefjorden	6.8	62.8 (18)	170.8	208.2	341.6	5024
Sandviken	8.4	60.6 (15)	202.0	254.3	403.9	4808
Eidsvåg	8.0	35.1 (17)	102.9	126.4	205.7	2571

¹⁾ Middell av 2 blandprøver.

Av tabell 4 ses at andelen PCB 153 av tot. PCB var ganske konstant innen hver art, og at det heller ikke var store forskjeller mellom artene (13 - 21%). Det åpnes følgelig for en mulighet for å anslå totalt PCB-innhold ut fra denne høyklorerte bifenyli, som er blant de mest bestandige (lite nedbrytbare) PCB (de Boer et al., 1993 med ref.).

Jevnføres med tidligere resultater (Bjerknes et al., 1992), fås en antydning om noe høyere andel PCB 153 i torsk og lomre fra Nordrevågen (hhv. 19 - 23 og 18 - 24%) enn de øvrige prøvesteder.

de Boer et al. (1993) har knyttet PCB 153 til innholdet av toksisitetsekvivalenter (TE) fra dioksinlignende PCB-forbindelser (dvs. til ekvivalenter av det giftigste av stoffene innen gruppen PCDF/PCDD, "dioksiner"). Både i ål for seg og en blandet gruppe arter av fisk og skalldyr ble det funnet en stram korrelasjon, selv om variasjonen i blandingsgruppen gikk over en størrelsesorden og i ål med en faktor på over 3. Se nærmere under omtalen av dioksiner og non-ortho PCB nedenfor.

Overkonsentrasjonene av PCB i blåskjell var mer moderate enn i fisk: størrelsesordenen 2 - 4 ganger kan anslås ut fra tallene i tabell 5 og antatt høyt bakgrunnsnivå i Knutzen et al. (1993). Imidlertid er det også for blåskjell foreløpig en viss usikkerhet mht. forholdet mellom summen av enkeltkomponenter og totalinnholdet av PCB.

At det er registrert mindre grad av påvirkning i en gruntvannsart som blåskjell enn i fisk, er som forventet hvis sedimentene er den viktigste kilde i området. De konstaterte overkonsentrasjonene i skjell gjør det likevel sannsynlig at det fremdeles er noe tilførsel fra land (kommunale avløp, avrenning fra deponier, forurenset grunn).

Andelen av PCB 153 var noe mer varierende (10 - 15%) i blåskjell enn i fisk. Bortsett fra den lave verdien fra Hegreneset, var imidlertid forskjellene mellom stasjonene liten og %-bidraget fra denne forbindelsen som tidligere observert i Puddefjordområdet og ved Kvarven av Bjerknes et al. (1992).

For **krabber** er det begrenset med referansedata, men data fra områder fjernt fra punktkilder (Næs et al., 1991, Bjerknes et al., 1992, Knutzen et al., 1993b, 1994a, NIVA, upubl.) tyder på at Σ PCB₇ i krabbesmør i hvert fall ikke bør ligge over 100 µg/kg våtvekt, noe beroende på fettinnholdet (se også Berge, 1991). Overkonsentrasjonene på Bergensstasjonene (tabell 5) lå da i intervallet 1.5 - 2.5 ganger, mao. bemerkelsesverdig lavere enn i fisk, tatt i betraktning at krabbe skulle være minst like eksponert for forurensete bunnavløringer og næringsdyr.

Der bør det tilføyes at det også finnes eksempler på uforklarlig høye "bakgrunnsverdier" (Bjerknes et al., 1992).

Konsentrasjonene i tabell 5 er alle betydelig lavere (< 25 - 50%) enn tidligere observert av Bjerknes et al. (1992) i krabber fra Nordrevågen (med noe forbehold for mulig effekt av fettinnhold, som ikke ble bestemt i sistnevnte prøver).

Bidraget fra PCB 153 til totalinnholdet ses å være temmelig likt på alle stasjonene. 13 - 14% er noe lavere enn Bjerknes et al. observerte i sine to prøver (15 - 20%). Imidlertid fant de også 18 - 19% PCB 153 i krabbene fra referansestasjonen.

Tabell 5. PCB i blåskjell (*Mytilus edulis*) og krabbesmør (hepatopancreas, "brunkjøtt") av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra Bergen havneområde og Byfjorden mars - april 1993, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt og $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett (bare tot. PCB = 2 x Σ PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153, 180).

Arter/Stasjoner	% fett	PCB 153 % av tot. PCB	Σ PCB ₇	Σ PCB ₁₃	Tot. PCB	
					$\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v	$\mu\text{g}/\text{kg}$ fett
Blåskjell						
Store Lungegårdsvann	1.7	4.1 (12)	17.1	22.3	34.2	2012
Damsgård ¹⁾	2.15	2.9 (13)	11.4	15.2	22.8	1060
Laksevåg ¹⁾	1.5	2.1 (15)	7.2	9.7	14.4	960
Kvarven	1.7	1.7 (14)	6.3	8.3	12.6	741
Nordnes	1.6	2.7 (14)	9.5	12.7	19.0	1188
Vågen ¹⁾	1.35	2.1 (13)	7.8	10.5	15.7	1163
Hegreneset ¹⁾	1.7	2.6 (10)	13.2	17.5	26.3	1547
Krabbe						
Puddefjorden, hanner	14.3	42.1 (13)	157.9	215.8	315.7	2208
" hunner	15.3	49.3 (13)	190.3	253.6	380.6	2488
Gravdal, hanner	8.2	52.7 (13)	199.4	274.2	398.7	4862
Skuteviken, hanner	19.3	35.1 (14)	122.5	160.1	244.9	1269
" hunner	8.8	35.3 (14)	126.4	164.4	252.7	2872
Sandviken, hanner	17.9	68.3 (14)	248.3	339.5	496.5	2774

¹⁾ Middel av 2 paralleller.

I tabell 6 er gitt et sammendrag av de orienterende analysene av non-ortho PCB og polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) etter omregning til toksisitetsekvivalenter (TE). TE beregnes for stoffer med dioksinlignende virkningsmekanismer, herunder "plane" (non-/mono-/di-ortho) PCB, på basis av ekvivalentfaktorer (TEF). Disse uttrykker stoffenes relative giftighet jevnført med den giftigste av dioksinforbindelsene, 2378-TCDD (derav det tidligere benyttede begrepet "TCDD-ekvivalenter").

Beregningen av TEF baserer seg på ulike giftighets- og ezyminduksjonstester. Resultatene fra disse kan vise betydelig spredning (ikke sjelden over en størrelsesorden), og fastsettelsen av TEF hviler både på et usikkert datagrunnlag (som stadig utvides) og et skjønn som varierer mellom ulike ekspertgrupper. Det foreligger således ulike "modeller" for beregning av TE. Her er benyttet de nordiske modellene for både PCDF/PCDD (Ahlborg et al., 1988) og non-ortho PCB (Ahlborg et al., 1992).

I torskelerver har analysene gitt et toksisitetspotensiale fra non-ortho PCB som er såvidt høyt (tabell 6) at det bør vurderes av næringsmiddelmyndighetene (3 - 4 ganger antatt høyt bakgrunnsnivå av TCDD-ekv. fra PCDF/PCDD i SFTs klassifiseringssystem, se Knutzen et al., 1993a). Dioksininnholdet i torskelerver var lavt/moderat, mens det i skrubbelever og krabbesmør derimot var 2 - 3 ganger høyere enn det anslåtte "høye bakgrunnsnivå". (Det kan tilføyes at i henhold til nyere data (Berge, 1991, Knutzen et al., 1994b, NIVA, unpubl.) er grensene for normalverdier av TCDD-ekv. antagelig satt noe for høyt).

Også i skrubbe og krabbe var det imidlertid størst bidrag til giftighetspotensialet fra non-ortho PCB,

og da særlig fra PCB 126. Krabbeverdiene må vurderes av næringsmiddelmyndighetene.

Non-ortho PCB er foreløpig bare registrert i et fåtall prøver av fisk og skalldyr fra Norge, og nesten ikke på steder som kan antas forholdsvis uberørt. Det er derfor lite grunnlag for å angi den grad av forurensning som verdiene i tabell 6 representerer. Krabbesmørverdiene fra Skuteviken ligger imidlertid størrelsesordenen 10 ganger høyere enn registrert på åpen kyst i Telemark (Johansen et al., 1993, Knutzen et al., 1994a) og i en prøve fra den mindre berørte del av Kristiansandsfjorden (Knutzen et al., 1994b) For torskelever kan overkonsentrasjonene tilsvarende anslås til 3 - 4 ganger, ut fra sammenligning med ytre Kristiansandsfjorden (Knutzen et al., 1994b).

Ovennevnte mengdeforhold mellom PCB 153 og TE fra plane PCB hos de Boer et al. (1993) var i gjennomsnitt ca. 3700 (min. ca. 400, maks. ca. 6000) for en gruppe fisk og skalldyr. I prøvene listet i tabell 6 fås følgende forhold (kfr. også tabell 4 - 5):

Torskelever, Puddefjorden:	ca. 8000
Torskelever, Eidsvåg:	ca. 8000
Skrubbefilet, Skuteviken:	ca. 8900
Krabbesmør, Skuteviken:	ca. 250

Testet med bare 4 prøver, faller mao. Bergensmaterialet utenfor variasjonsintervallet observert av de Boer et al., og relasjonen synes dermed lite anvendelig for praktiske forvaltningsformål. (Dette gjelder selv om forholdstallene fra de to undersøkelsene ikke er helt sammenlignbare pga. noe ulik beregningsbasis. Samme TEF er benyttet for PCB 126, som gir det dominerende bidraget til TE, og bidraget fra mono-ortho PCB var uvesentlig i den nederlandske undersøkelsen).

Det avvikende lave forholdstallet i krabbe samsvarer med de relativt moderate overkonsentrasjonene som er anslått for sum PCB (2 x) sammenlignet med non-ortho PCB (ca. 10 x). Foreløpig kan det ikke gis noen forklaring på dette tilsynelatende misforholdet, men det kan ha sammenheng både med kilden(e)s PCB-profil og forskjellig grad av akkumulering/utskillelse av ulike PCB i krabbe. Under alle omstendigheter tilsier de relativt høye TE-verdiene i krabbene fra Skuteviken, som ellers viste de minste overkonsentrasjonene, at non-ortho PCB også undersøkes i krabber fra de øvrige deler av Byfjorden. (Behovet for supplerende studier gjelder også andre spiselige organismer).

Tabell 6. Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) og non-ortho PCB i utvalgte prøver av torsk (*Gadus morhua*), skrubbe (*Platichthys flesus*) og hanner av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra Bergen havneområde og Byfjorden 1993. Konsentrasjoner i toksisitetsekvivalenter (TE) etter nordiske modeller (Ahlborg et al., 1988, 1992) ng/kg våtvekt.

Stoffer	Torsk, lever		Skrubbe, filet Skuteviken	Krabbesmør ¹⁾ Skuteviken
	Puddefjorden	Eidsvåg		
PCDF	4.0	6.8	0.26	38.2
PCDD	4.1	4.0	0.15	18.0
Sum PCDF/PCDD	8.1	10.8	0.41	56.2
PCB 77	3.2	2.3	0.09	8.6
PCB 126	125.4	102.5	1.50	127.6
PCB 169	1.2	1.6	0.02	3.0
Sum non-ortho PCB	129.8	106.4	1.61	130.2
Sum TE	137.9	117.2	2.0	195.2
% fett	46.2	49.9	1.3	20.0

¹⁾ Hepatopancreas ("brunkjøtt").

5.2.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Av sammendraget av analyseresultater for blåskjell i tabell 7 fremgår at skjellene på alle stasjonene var mer eller mindre tydelig påvirket av oljeavlede PAH (NPD i tabell 7, se forklaring av forkortelser i note ¹) til tabellen). Belastningen med de egentlige PAH var derimot mindre utpreget.

Går man ut fra et "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå" på 100 µg/kg våtvekt sum PAH, som i SFTs system for klassifisering av miljøkvalitet (Knutzen et al., 1993a), fås overkonsentrasjonen i intervallet 3 - 30 ganger, lavest ved Kvarven. Ovennevnte system tar imidlertid primært sikte på klassifisering av forurensningsgrad for de egentlige PAH-forbindelser (dvs. med 3 eller flere benzenringer i molekylet). Målt ut fra denne forutsetning reduseres forurensningsgraden på Bergenstasjonene til < 1 - 5 ganger, fremdeles lavest ved Kvarven.

Det bør tilføyes at nyere og mere pålitelige informasjon om det "diffuse bakgrunnsnivået" i skjell aktualiserer en nedjustering av ovennevnte "grense" for ingen punktkildebelastning til i hvert fall 50 µg/kg våtvekt, sannsynligvis vesentlig lavere på de mest "uberørte" deler av kysten (Varanasi et al., 1990; Næs et al., 1991 (st. B5); Holte et al., 1992; Konieczny og Knutzen, 1992, upubliserte NIVA-data fra Joint Monitoring Program innen Oslo/Paris kommisjonen).

Uansett grunnlaget for en skjematisk angivelse av forurensningsgrad, dreier det seg om en markert til sterk påvirkning med PAH i blåskjell fra alle prøvesteder utenom Kvarven. Imidlertid, fordi blåskjell tar opp og skiller ut PAH/NPD relativt hurtig (halveringstider i størrelsesorden dager/få uker), må ikke analyseverdiene oppfattes i retning av å gjenspeile en stabil situasjon. Særlig gjelder dette de lettere oljeavlede forbindelsene (NPD). Ved eventuelle nye registreringer kan forventes betydelige variasjoner omkring et "gjennomsnitt". Pålagt den over lengre tid relativt stabile belastning fra kommunale utslipp og veiavrenning, kommer mer episodiske påvirkninger fra båttrafikk.

Forekomsten av potensielt kreftfremkallende forbindelser (KPAH) var såvidt høy på de fleste stasjonene at næringsmiddelmyndighetene bør vurdere forholdet med henblikk på kostholdsråd.

Sammenlignet med smelteverksresipienter var det relative innslaget av KPAH beskjedent, unntatt på stasjonen ved Hegreneset (fig.2.). Hovedgrunnen til dette er imidlertid den høye andelen av NPD, som i smelte-verksutslipp vanligvis spiller helt underordnet rolle. I prosent av "Eg. PAH" i tabell 7, utgjør KPAH 15 - 25 (35) %, hvilket er mer vanlig for forbrenningsavlede PAH.

Sammenlignet med PAH-mønsteret i sediment, var det relative bidraget fra de lettere, oljeavlede forbindelsene (NPD) vesentlig høyere i blåskjell. Dette er rimelig, idet NPD primært tilføres overflatelaget og dessuten er mer løselig og ikke har samme grad av affinitet til partikler som forbrennings-PAH. KPAH, som alle er blant de tyngre løselige, var derimot mer fremtredende i sediment enn i skjell (se også Konieczny et. al, 1993).

Tabell 7. Sum PAH, NDP, egentlige PAH, KPAH og B(a)P i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Bergen havneområde og Byfjorden 7. - 11. mars 1993,, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt og $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt. I parentes: % av sum PAH. Forkortelser: Se ¹⁾.

Stasjoner	Sum PAH	NDP	Eg. PAH	KPAH	B(a)P	% tørrst.
Våtvektsbasis						
St. Lungegårdsv. (BHB1)	1906	1428 (75)	478	111 (\approx 6)	11 (\approx 0.6)	15.0
Damsgård ²⁾	3087	2828 (92)	259	51 (\approx 1.6)	3 ($<$ 0.1)	16.5
Laksevåg	3019	2860 (95)	159	24 ($<$ 1)	1 ($<$ 0.1)	12.5
Nordnes	1667	1459 (88)	208	43 (\approx 2.6)	3 (\approx 0.2)	14.0
Kvarven	314	273 (87)	41	6 (\approx 2)	-	15.0
Vågen ²⁾ (BHB4)	1323	1133 (86)	190	53 (\approx 5)	5 (\approx 0.4)	13.0
Hegreneset ²⁾ (BHB2)	928	617 (67)	311	181 (\approx 20)	5 (\approx 0.5)	14.0
Tørrvektsbasis						
St.Lungegårdsv.	12707	9520	3187	740	73	
Damsgård ²⁾	18709	17139	1570	309	18	
Laksevåg	24152	22880	1272	192	8	
Nordnes	11907	10421	1486	307	21	
Kvarven	2093	1820	273	40	-	
Vågen ²⁾	10177	8715	1462	485	38	
Hegreneset	6629	4407	2222	1293	36	

- ¹⁾ **Sum PAH** (polysykliske aromatiske hydrokarboner): sum av alle forbindelser.
NDP = sum av naftalener, metylerte fenantrener, dibenzothiofen (oljeavlede forbindelser) (også fenantren kan være oljeavledet, men ikke medregnet i sum NDP her).
Eg. PAH: Sum PAH - NDP.
KPAH: Potensielt kreftfremkallende forbindelser etter IARC (1987).
B(a)P: Benzo(a)pyren, én av KPAH.
- ²⁾ Middel av to paralleller.

Tabell 8 (**fisk**) og tabell 9 (**krabbe**) viser bare moderat eller lavt innhold av de egentlige PAH. Den markerte forurensningen med oljeavlede forbindelser fra blåskjellobservasjonene gjenspeiles også bare i moderat grad.

I fisk ble det med et par (ubetydelige) unntak ikke påvist potensielt kreftfremkallende forbindelser. Disse stoffene forekom i alle krabbeprøvene, men bare i lave/moderate konsentrasjoner som ikke bidro mer enn 1 - 10% til totalinnholdet.

Resultatene bekrefter at bakgrunnsnivået av PAH i fisk er lavt (Lindström-Seppä et al., 1989; Varanasi et al., 1990). Ofte finnes heller ikke særlig forhøyede verdier i fisk fra forurensede områder (Koniczny og Knutzen, 1992, Stronkhorst, 1992, Green et al., 1993, Knutzen et al., 1993b), men resultatene kan variere noe og ofte på en vanskelig tolkbar måte. Vandring og episodisk eksponering kan spille en rolle i slike tilfeller, men også forsøk under kontrollerte betingelser har bare gitt knapt påvisbare konsentrasjoner (Stein et al., 1987).

Alt i alt er det økende belegg for at fisk kontamineres i begrenset grad med PAH, bl.a. pga. sin evne til rask nedbrytning (se ref. i Knutzen et al., 1992). Heller enn å måle PAH direkte i fisk, er det sannsynligvis bedre å analysere på nedbrytningsprodukter (Krahn et al., 1984), eventuelt

biokjemiske indikasjoner på eksponering (Molven og Goksøyr, 1992 med ref.).

Jevnført med sedimentene var det relative innslaget av KPAH særlig beskjedt i fisk.

Også krabbe har sannsynligvis en forholdsvis rask omsetning av PAH, i likhet med krepsdyr generelt (James, 1989 med ref.), selv om nedbrytningen ikke er like effektiv som hos fisk. Få referansedata er tilgjengelig (Næs et al., 1991), men i Grenlandsområdet var det bare moderat utslag av forurensede sedimenter på krabbenes PAH-innhold (Knutzen et al., 1993 b). Det samme ses av tabell 9, der konsentrasjonen av egentlige PAH med ett unntak var lav/moderat, når man tar i betraktning områdets generelt høye PAH-innhold i sediment.

Forholdet må nærmere vurderes av næringsmiddelmyndighetene, men ut fra de registrerte PAH-verdier alene er det neppe grunn til å begrense inntaket av hverken fisk eller krabbe fra undersøkelsesområdet.

Av de mer flyktige NPD-forbindelsene ses at én krabbeprøve skilte seg ut ved høy konsentrasjon (tabell 9), mens verdiene forøvrig var mer moderate (krabbe, fiskelever) eller lave (fiskefilet). I prøvene av lever og krabbesmør ses at NPD dominerte over de egentlige PAH. Årsaken kan være at NPD løses ut lettere enn de tyngre PAH fra det forurensede sedimentet, og i større grad enn PAH tas direkte opp fra vannet.

Den betydelige forekomsten av disse lettere hydrokarbonene i sedimentene er et vitnesbyrd om den generelle oljebelastningen i området. Imidlertid er det ikke observert konsekvent høyere konsentrasjoner i fisk og krabbe fra de innerste prøvestedene, og resultatene tyder på betydelige og tilfeldige utslag av vandringshistorie og episodisk påvirkning før innsamling. Den eksepsjonelt høye verdien i hunnkrabbene fra Puddefjorden, sammenlignet med hanner fra samme sted og de øvrige prøvene, kan det ikke tilbys noen bestemt forklaring på. Betydningen av den oljeavledede kontaminering av spiselige organismer ligger mest i risikoen for dårlig smak, men også dette er et forhold som eventuelt må ses på av næringsmiddelmyndighetene.

Tabell 8. Sum PAH, NPD, egentlige PAH, KPAH og B(a)P i filet og lever av torsk (*Gadus morhua*), skrubbe (*Platichthys flesus*) og lomre (*Microstomus kitt*) fra Bergen havneområde og Byfjorden mars - april 1993 og ål (*Anguilla anguilla*) fra sept. 1993, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. I parentes: prosent av sum PAH. Forkortelser: se fotnote 1) til tabell 7.

Stasjoner/Art/Vev	Sum PAH	NPD	Eg. PAH	KPAH	B(a)P
Puddefjorden					
Torsk, lever	196	181 (92)	15	-	-
" filet	1	1 (100)	-	-	-
Lomre, lever	29	25 (86)	4	-	-
" filet	6	2 (33)	4	3 (50)	1 (\approx 16)
Ål, filet	28	25 (89)	3	-	-
Gravdal					
Torsk, lever	106	97 (92)	9	-	-
" filet	2	1 (50)	1	1 (50)	-
Skrubbe, filet	4	4 (100)	-	-	-
Skuteviken					
Torsk, lever	83	79 (95)	4	-	-
" filet	3	3 (100)	-	-	-
Skrubbe, filet	8	7 (88)	1	-	-
Sandviken					
Lomre, lever I 1)	59	56 (95)	3	-	-
" " II	38	36 (95)	2	-	-
Lomre, filet I 1)	1	1 (100)	-	-	-
" " II	2	2 (100)	-	-	-
Ål, filet	45	16 (36)	29	-	-
Eidsvåg					
Torsk, lever	112	109 (97)	3	-	-
" filet	- 2)	-	-	-	-
Skrubbe, filet	8	8 (100)	-	-	-
Lomre, lever	163	137 (84)	26	-	-
" filet	3	3 (100)	-	-	-
Ål, filet	43	19 (44)	24	-	-

1) I og II: Parallele blandprøver á 5 eks.

2) Ikke påvist noen PAH.

Tabell 9. Sum PAH, NPD, egentlige PAH, KPAH og B(a)P i krabbesmør (hepatopancreas) fra taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra Bergen havneområde og Byfjorden mars - april 1993, µg/kg våtvekt. I parentes: % av sum PAH. Forkortelser: se fotnote ¹) til tabell 7.

Stasjoner/Kjønn	Sum PAH	NPD	Eg. PAH	KPAH	B(a)P
Puddefjorden					
Hanner	83	67 (81)	16	5 (≈ 6)	-
Hunner	1105	1061 (96)	44	11 (≈ 1)	1 (< 0.1)
Skuteviken					
Hanner	80	72 (90)	8	2 (≈ 2,5)	-
Hunner	129	120 (93)	9	1 (≈ 0.8)	-
Sandviken					
Hanner	52	46 (88)	6	2 (≈ 4)	-
Gravdal					
Hanner	84	70 (83)	14	8 (≈ 10)	1 (≈ 1.2)

5.2.3 Metaller

Av tabell 10 ses at det på alle stasjoner er observert svake/moderate overkonsentrasjoner av bly, kobber og sink, dvs. noe under 3 ganger "antatt høyt bakgrunnsnivå" i SFTs klassifisering (Knutzen et al., 1993a). Av kvikksølv, kadmium og nikkel ble det ikke funnet forhøyede verdier. Det samme gjaldt krom, unntatt på stasjonen ved Laksevåg (fig. 2), der det ble registrert vel 3 gangers overkonsentrasjon. Sistnevnte observasjoner stemmer med det forhøyede krominnholdet i sedimentene i dette området, men tyder også på en eksisterende kilde for tilførsel av krom i overflatelaget. Det bør undersøkes om et nærliggende garveri kan være årsaken.

Ved sammenligning med tabell 13 ses at det bare er blåskjellenes blyinnhold som det er behov for å få inkludert i næringsmiddelmyndighetenes vurdering av spiselighet.

Den konstaterte metallforurensning synes mest å ha karakter av en generell (diffus) overbelastning i hele området. Det var for det meste små forskjeller mellom stasjonene og ingen markerte fordelingsmønstre eller avstandsgradienter (med unntak av det isolerte tilfellet av forhøyet krominnhold, der det også var høyest sinkinnhold). Muligens kan forekomsten av de høyeste kobberverdiene i materialet fra Store Lungegårdsvann og Vågen ses i sammenheng med stor tetthet og trafikk av båter (kobber i bunnstoff). Generelt er det imidlertid ikke konstatert større forskjeller for bly, kobber og sink enn at naturbetingede variasjoner og analyseusikkerhet kan bidra vesentlig.

Tabell 10. Metaller i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Bergen havneområde og Byfjorden 11/3 og 1/4 1993, mg/kg våtvekt og mg/kg tørrvekt.

Stasjoner, dato	Hg	Pb	Cd	Zn	Cr	Cu	Ni	% tørrv.
Våtvektsbasis								
St. Lungegårdsv. 11/3	0.04	1.43	0.08	42.0	0.18	2.98	0.13	15.2
Damsgård 1/4 ¹⁾	0.02	1.32	0.12	45.6	0.40	1.75	0.13	16.0
Laksevåg 1/4 ¹⁾	0.03	0.88	0.10	54.4	1.26	1.94	0.16	13.1
Kvarven 1/4	0.02	1.18	0.04	32.7	0.19	1.58	0.12	14.7
Nordnes 1/4	0.03	1.75	0.11	51.1	0.18	1.60	0.12	14.2
Vågen 11/3 ¹⁾	0.02	1.76	0.14	49.7	0.28	2.41	0.41	13.1
Hegreneset 11/3	0.02	1.27	0.14	42.0	0.18	1.65	0.10	14.3
Helleneset 11/3	0.02	1.36	0.15	35.5	0.22	1.68	0.14	13.5
Tørrvektsbasis								
St. Lungegårdsv.	0.26	9.4	0.55	276	1.2	19.6	0.9	
Damsgård*	0.13	8.3	0.77	285	2.5	10.9	0.8	
Laksevåg*	0.19	6.7	0.72	415	9.6	14.8	1.2	
Kvarven	0.14	8.0	0.29	222	1.3	10.8	0.8	
Nordnes	0.21	12.3	0.77	360	1.3	11.3	0.9	
Vågen*	0.15	13.2	1.04	373	2.1	18.2	3.1	
Hegreneset	0.14	8.9	0.96	294	1.3	11.5	0.7	
Helleneset	0.15	10.0	1.07	263	1.6	12.4	1.0	
"Høy bakgr." ²⁾	0.20	5.0	2.0	200	3.0	10.0	5.0	

¹⁾ Middell av to paralleller.

²⁾ Etter Knutzen et al. (1993a).

Tabell 11. Metaller i krabbesmør (hepatopancreas) fra hanner av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) fra Bergen havneområde og Byfjorden mars - april 1993, mg/kg våtvekt.

Stasjoner, dato	Hg	Pb	Cd	Zn	Cr	Cu	Ni	% tørrv.
Puddefjorden 11. - 19/3	0.09	0.15	7.1	25.9	0.17	13.7	0.024	29.0
Sandviken 1/3 - 4/4	0.07	0.14	6.4	29.2	0.11	23.9	0.15	31.3

I krabbesmør (fordøyelseskjertel, del av skallinnmaten) viste alle metallene verdier som det er vanlig å påtreffes i områder uten kjente punktkilder. Verdiene i tabell 11 kan sammenlignes med følgende konsentrasjonsintervaller fra andre undersøkelser:

Hg:	0.05 - 0.12 mg/kg	(Berge, 1991; Berge og Knutzen, 1991; Franklin, 1991; Næs et al., 1991).
Pb:	0.07 - 0.22 "	(Berge, 1991; Næs et al., 1991; Berge og Helland, 1993).
Cd:	1.1 - 17.8 "	Overnell og Trehwella, 1979; Franklin, 1987, 1991; Berge, 1991; Næs et al., 1991; Berge og Helland, 1993).
Zn:	21- 48.9 "	(Overnell og Trehwella, 1979; Berge, 1991; Franklin, 1991; Næs et al., 1991; Berge og Helland, 1993).
Cr:	0.04 - 0.20 "	(Berge, 1991; Næs et al., 1991; Berge og Helland, 1993).
Cu:	6.9 - 68 "	(Overnell og Trehwella, 1979; Berge, 1991; Franklin, 1991; Næs et al., 1991; Berge og Helland, 1993).
Ni:	< 0.2 - 0.9 "	(Berge, 1991; Næs et al., 1991).

Den generelle overbelastning med metaller som gjenspeiler seg i resultatene fra blåskjellanalysene fremgår tydelig ikke av krabbeprovne.

Av oversikten over utenlandske grenseverdier (tabell 13) ses likevel at kadmium gir en overskridelse. Krabbesmørets høye naturlige innhold av dette metallet er et generelt problem som næringsmiddelmyndighetene må vurdere. Den høyeste av de ovenfor siterte verdier (17.8 mg/kg) kommer fra et upåvirket område ved Orknøyene (Overnell og Trehwella, 1979); senere indirekte bekreftet ved et uvanlig høyt innhold av kadmium i klokjøtt av krabbe fra samme del av Nordsjøen (Oehlenschläger, 1992).

Tabell 12 viser med få unntak "normalverdier" for metaller i fisk; så langt disse er kjent (ikke funnet referanseverdier for lomre). Ved jevnføring med tabell 13 ses også at fiskenes metallinnhold ikke overskrider utenlandske grenseverdier for sjømat.

Det tydeligste unntaket fra "normalverdier" var kvikksølv i filet av torsk fra Puddefjorden, som lå på omkring det dobbelte av antatt høyt bakgrunnsnivå (dvs. ≈ 0.1 mg/kg våtvekt, kfr. Knutzen et al., 1993a). Kvikksølvverdiene fra de øvrige prøvestedene for torsk viste også svake overkonsentrasjoner. Ved nøyere sammenligning av kvikksølvverdiene i fisk, må det - særlig på forurensede steder - tas hensyn til at kvikksølvkonsentrasjonen øker markert med alder/lengde/vekt, - kfr. f.eks. Olafsen et al. (1973), Rygg et al. (1985), Elliott et al. (1988), Leah et al. (1992) og Staveland et al. (1993). I dette tilfellet hadde imidlertid Puddefjord-torsken den minste gjennomsnittsstørrelsen (gjennomsnittslengde/vekt fra 38.8 cm/671 g mot vel 43 cm/1950 g i materialet fra Skuteviken/Eidsvåg).

Av tabell 12 fremgår ellers at lomreprovne fra havneområdet ga indikasjoner på en viss kvikksølvpåvirkning, mens innholdet var lavt på alle skrubbestasjonene. At belastningen ikke har gitt utslag i skrubbene fanget i Sandviken, er for så vidt noe merkelig siden skrubbe anses som en velegnet indikator for kvikksølv (se f.eks. Riisgård og Famme, 1988; Riisgård og Hansen (1990); Leah et al., 1992).

Under alle omstendigheter kan det konkluderes med at kvikksølvpåvirkningen bare må antas moderat/svak, slik det også fremgår av analysene av blåskjell og krabbe. De kvikksølvforurensede sedimentene synes så langt å ha begrenset innflytelse, muligens fordi kvikksølvet er bundet til rikt innhold av organisk stoff i sedimentet og derved mindre tilgjengelig.

Mulig svakt forhøyede verdier av bly og kadmium ble også registrert i lever av torsk og skrubbe fra enkelte av stasjonene (tabell 12, men under det som i hvert fall tidligere ofte har vært registrert i lite

påvirkede områder (kfr. sammenstilling av data i Knutzen, 1987). I denne forbindelse bør bemerkes at de lave konsentrasjonene som bly og kadmium forekommer i, tidligere har vært vanskelig å takle analytisk. Harms og Clausen (1987) fant noe lavere verdier av kadmium og bly i lever av skrubbe fra Skagerrak/Kattegat, mens konsentrasjonene i sandflyndre fra det sentrale sydlige Nordsjøen var like høye som observert her. For nyere eksempler på høyere konsentrasjoner i torsk og skrubbe fra områder uten markerte punktkilder i nærheten, kan henvises til Szefer et al. (1990), Franklin (1991) og Hellou et al. (1992).

Av sistnevnte arbeider og sammenstillingen hos Knutzen (1987), fremgår også at de øvrige metaller undersøkt i torsk og skrubbe ikke viste noe unormalt.

For lomres del mangler sammenligningsgrunnlag, og det er mulig at denne arten har et naturlig noe høyere innhold av flere metaller enn skrubbe og torsk, slik det synes å fremgå av tabell 12. Med sitt vesentlige tilhold på hardbunn skulle lomre heller være mindre utsatt enn andre flyndrearter for eventuelt lagrede miljøgifter i sedimenter.

Tabell 12. Metaller i torsk (*Gadus morhua*), skrubbe (*Platichthys flesus*) og lomre (*Microstomus kitt*) fra Bergen havneområde og Byfjorden mars - mai 1993, mg/kg våtvekt. (Kvikksølv i filet, øvrige metaller i lever).

Art/sted/dato	Filet	Lever						% tørrv.
	Hg	Pb	Cd	Zn	Cr	Cu	Ni	
Torsk								
Puddefj. 11-19/3	0.21	0.08	0.011	19.1	< 0.03	5.4	<	20.1
Skuteviken 11-19/3	0.12	0.07	0.122	21.7	< 0.03	5.6	0.05	19.6
Gravdal 12-25/3	0.13	< 0.03	0.024	25.6	< 0.03	2.7	<	19.3
Eidsvåg 12-19/3	0.12	< 0.03	0.018	24.2	< 0.03	8.3	0.05	20.3
							<	
							0.05	
							<	
							0.05	
Skrubbe								
Skuteviken 11-19/3	0.05	0.14	0.035	22.4	0.08	5.6	0.14	21.7
Gravdal 12-25/3	0.05	0.13	0.050	23.2	< 0.03	4.5	<	20.9
Eidsvåg 12-19/3	0.04	0.06	0.062	26.2	< 0.03	7.4	0.05	18.7
							<	
							0.05	
Lomre								
Puddefj. 11-19/3	0.15	0.32	0.22	40.3	0.07	14.9	0.11	20.9
Sandviken 1/3-4/4 ¹⁾	0.15	0.36	0.23	35.6	0.56	12.6	0.18	20.7
Eidsvåg 12-19/3	0.09	0.11	0.25	39.0	0.04	7.9	0.09	20.2

¹⁾ Middel av to blandprøver.

Tabell 13. Utvalgte (laveste) utenlandske grenseverdier for innhold av miljøgifter i spiselige akvatiske organismer, i mg/kg våtvekt. Vedkommende lands (L) grenseverdi og litteraturkildene (R) er angitt.

Stoffer	Fiskefilet			Fiskelever			Skalldyr		
	L	R		L	R		L	R	
Bly	0.5	DK	b	1	S	c	0.5 ¹	NL	b
Kadmium	0.05	NL	b	0.1	SF	c	0.3 ²	SF	a
Kobber				-			20	UK	f
Kvikksølv	0.3 ³	DK	b				0.3 ⁴	DK	b
Sink				-			50	UK	f
Σ-DDT	2 ⁵	DK	b	5	DK	b	2	DK	b
HCB	0.05 ⁶	D	d	0.2	S	c	0.2	S	c
ΣHCH	0.2	S	c	1.0 ⁷	D	b	0.1	SF	c
γHCH	0.1	SF	c	0.8 ⁷	D	b	0.1	SF	c
ΣPCB	1 ⁸	NL	d	2	US	b	1	D	e
					A				
PCB enkeltforb.:									
CB-28	0.1	NL	b	1.5	NL	b	-		
CB-52	0.04	NL	b	0.6	NL	b	-		
CB-101	0.08	NL	b	1.2	NL	b	-		
CB-118	0.08	NL	b	1.2	NL	b	-		
CB-138	0.1	NL	b	1.5	NL	b	-		
CB-153	0.1	NL	b	1.5	NL	b	-		
CB-180	0.12	NL	b	2.0	NL	b	-		
ΣPAH	-			-			-		
KPAH	-			-			-		
BaP	-			-			-		

L) Land: Grenseverdiene kommer fra Danmark (DK), De Forenede Stater (USA), Finland (SF), Nederland (NL), Storbritannia (UK), Sverige (S) og Tyskland (D).

R) Referanser: JMG 1990a (a), FAO 1989 (b), PNUN 1987 (c), JMG 1990b (d) og Luckas et al., 1980 (e) og Franklin (1991) (f).

1) NL oppgir 2.0 ppm v.v som grense for bl.a. blåskjell.

2) 0.1 for reker etter forslag til felles nordisk grense.

3) Dansk forslag varierer mellom 0.3 og 1.0 ppm, avhengig av fiskearten.

4) Dansk "action limit" (kfr. FAO, 1989).

5) Italia oppgir 0.01 ppm v.v., men det er usikkert hvilke forbindelser og vevstyper det gjelder.

6) Laveste verdi avledet fra tysk (BDR) grense for varen med 10% fettinnhold (synkende til 0.01 ppm v.v for varer med lavere fettinnhold enn 2%).

7) Omregnet fra tyske verdier på 0.5 og 2.0 ppm fettvekt for henholdsvis - og -HCH og -HCH og et "normalt" fettinnhold i torskelever på 40%.

8) Nederlandsk forslag basert på PCB-forbindelsene: CB-28, -52, -101, -118, -138, -153 og -180.

6. REFERANSER

- Ahlborg, U.G., H. Håkanson, F.Wærn og A. Hanberg, 1988. Nordisk dioxinriskbedømming. Miljørapport 1988: 7 (Nord 1988: 49) fra Nordsik Ministerråd, København. 129 s +bilag.
- Ahlborg, U.G., A. Hanberg og K.Kenne, 1992. Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs). Nord 1992 : 26. Nordisk ministerråd, København.
- Berge, J.A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler/Koster området. Rapport 446/91 (TA-744/1991) innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-895501/O-900346 (l.nr. 2669), 192 s.
- Berge, J.A. og J. Knutzen, 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 3. Eksperimentelt opptak av persistente klororganiske forbindelser og kvikksølv i skrubbe og krabbe, opptak/utskillelse i blåskjell og registrering av miljøgiftinnhold i bunndyr fra Frierfjorden og Breviksfjorden. NIVA-rapport O-899504/E-90406 (l.nr. 2573), 143. s.
- Berge, J.A. og A. Helland, 1993. Overvåkingsundersøkelser i Iddefjorden 1991/1992. Miljøgifter i sedimenter, ål, torsk og taskekrabbe. Rapport 531/93 (TA-975/1993) innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-92085 (l.nr. 2953), 56 s.
- Bjerknes, W., N. Green, J. Klungsøyr og S. Wilhelmsen, 1992. Undersøkelse av PCB i det marine miljø utenfor ubåtbunker ved Nordrevåg, Bergen. Fase 1 - innledende observasjoner. NIVA-rapport O-92008 (l.nr. 2789), 29 s.
- Boer, J. de, C.J.N. Stronck, W.A. Traag og J. van de Meer, 1993. Non-ortho and mono-ortho substituted chlorobiphenyls and chlorinated dibenzo-p-dioxins and dibenzofurans in marine and freshwater fish and shellfish from the Netherlands. Chemosphere 26: 1823-1848.
- Campbell, P.G.C., Lewis, A.G., Chapman, P.M., Crowder, A.A., Fletcher, W.K., Imber, B., Luoma, A.A., Stokes, P.M. og Winfery, M. (1988). Biological available metals in sediments. National Research Council of Canada, NRCC no. 27694, 298 p.
- Dons, Chr. og P.Å.Beck, 1993. Miljøgifter i Norge. SFT-rapport 985/1993, 115 s.
- Elliott, M., A.H. Griffiths og C.J.L. Taylor, 1988. The role of fish studies in estuarine pollution assessment. J. Fish. Biol. 33 (suppl. A): 51-61.
- FAO, 1989. Fisheries Circular No.825(FIU/C825, November 1989). Food safety regulations applied to fish by major importing countries.
- Franklin, A., 1987. The concentration of metals, organochlorines, pesticides and PCB residues in marine fish and shellfish: results from MAFF fish and shellfish monitoring programmes, 1977 - 84. Ministry of Agriculture, Fisheries and Food, Directorate of Fisheries Research. Aquat. Environ. Monit. Rep. No. 16, Lowestoft.

- Franklin, A. (red.), 1991. Monitoring and surveillance of non-radioactive contaminants in the aquatic environment and activities regulating the disposal of wastes at sea, 1988 - 89. Aquat. Environ. Monit. Rep. No. 26, MAFF Direct. Fish. Res., Lowestoft.
- Green, N., J. Knutzen, L. Berglind og L. Golmen, 1993. Undersøkelser av miljøgifter i sediment og organismer fra Ranfjorden 1989-90. Rapport 516/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800310 (l.nr. 2872), 157 s.
- Harms, V. og T. Claussen, 1987. Neue Erkenntnisse über die Kontamination von Fischen der südlichen Nordsee mit Cadmium, Blei und Quecksilber. Inf. Fischw. 34: 139-146.
- Hellou, J., W.G. Warren, J.F. Payne, S. Belkhode og P.L. Lobel, 1992. Heavy metals and other elements in three tissues of cod, *Gadus morhua*, from the Northwest Atlantic. Mar. Pollut. Bull. 24: 452-458.
- Holthe, B., G. Bahr, B. Gulliksen, R. Jacobsen, J. Knutzen, K. Næs og E. Oug, 1992. Resipientundersøkelser i Tromsøysundet og Sandnessundet, Tromsøy kommune, 1991 - 1992. Organismesamfunn på bløtbunn, hardbunn, i fjæra, miljøgifter i bunnsedimenter og organismer og bakteriologiske undersøkelser. Rapport nr. 91247 fra Akvaplan-NIVA, 162 s.
- IARC, 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volume 1 to 42. Suppl. 7. Lyon, Frankrike.
- JMG, 1990a. Joint Monitoring Group (Oslo-Paris Kommissjon) årsmøte Lisboa (23-26.1.90). Arbeidsdokument JMG 15/info.18-E, Overview of standards for contaminants in fishery products.
- JMG, 1990b. Joint Monitoring Group (Oslo-Paris Kommissjon) årsmøte Lisboa (23-26.1.90). Arbeidsdokument JMG 15/3/12-E, A compilation of standards and guidance values for contaminants in fish, crustaceans and molluscs for the assessment of possible hazards to human health Purpose (A).
- James, M.O., 1989. Biotransformation and disposition of PAH in aquatic invertebrates. S. 69 - 92 i U. Varanasi (red.): Metabolism of polycyclic aromatic hydrocarbons in the aquatic environment. CRC Press, Boca Raton.
- Johannesen, P., 1991. "Byfjordundersøkelsen", overvåking av fjordene rundt Bergen. ISSN-rapport nr.11.
- Johansen, H.R., O.J. Rosslund og G. Becker, 1993. Congener specific determination of PCBs in crabs from a polluted fjord region. Chemosphere 27: 1245-1252.
- Knutzen, J., 1987. Bakgrunnsnivåer av metaller i saltvannsfisk. NIVA-rapport O-85167/Q-388 (l.nr. 2051), 66 s.

- Knutzen, J., J. Klungsøyr, E. Oug og N. Næs, 1992. Transport and fate. S. 51 - 92 in A. Molven og A. Goksøyr (eds.): Organochlorines and PAHs in the marine environment: State of the art and research needs. Research Programme on Marine Pollution (PMF). NTNF, Oslo, 120 s.
- Knutzen, J., B. Rygg og I. Thélin, 1993a. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. SFT-veiledning 93:03 (TA-923/1993), 20 s.
- Knutzen, J., L. Berglind, E. Brevik, N. Green, A. Kringstad, M. Oehme og J. Utne Skåre, 1993b. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1991. Rapport 509/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking (TA-913/1993). NIVA-rapport O-800312 (l.nr. 2833), 133 s.
- Knutzen, J., F.Moy og B.Rygg, 1993c. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1991. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer, bløtbunnfauna og gruntvannsamfunn. Statlig program for forurensningsovervåking (TA-889/1992). NIVA-rapport O-800309 (l.nr.2847), 66 s.
- Knutzen, J., L. Berglind, E. Brevik, N. Green, M. Oehme, M. Schlabach og J.U. Skåre, 1994a. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1992. Under trykking.
- Knutzen, J., G. Becker, A. Kringstad og M. Oehme, 1994b. Overvåking av miljøgifter i Kristiansands-fjorden 1992. Rapport xxx/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. Under trykking.
- Konieczny, R.M., 1992. Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i området Bjørvika-Bispevika, Oslo Havn. NIVA-rapport O- 92024 (l.nr. 2808), 87s.
- Konieczny, R.M. og J. Knutzen,, 1992. Overvåking av PAH i muslinger, snegl og fisk fra Surnadalsfjorden 1991 - 1992. Rapport 504/92 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-91086 (l.nr. 2818), 28 s.
- Konieczny, R.M., Knutzen, J. og J. Skei, 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensede områder: Rapport 2: Forsøk med utlekking av polyklorerte dibenzofuraner og dibenzo-p-dioksiner, andre klororganiske stoffer og kvikksølv. NIVA-rapport O- 895902/E-90406 (l.nr. 2572), 80 s.
- Konieczny, R.M., T.M. Johnsen, J. Klungsøyr og J. Knutzen, 1993. Undersøkelser av organiske miljøgifter i bunnsedimenter og marine organismer i nærområdet utenfor ABC/Brannøvingsfeltet Haakonsværn, Bergen 1993. NIVA-rapport O-93040 (l.nr. 2942), 73 s.
- Krahn, M.M., M.S. Myers, D.G. Burrows og D.C. Malins, 1984. Determination of metabolites of xenobiotics in bile of fish from polluted waterways. *Xenobiotica* 14: 633-646.
- Leah, R.T., S.J. Evans og M.S. Johnson, 1992. Mercury in flounder (*Platichthys flesus* L.) from estuaries and coastal waters of the north-east Irish Sea. *Environ. Pollut.* 75: 317-322.

- Lindström-Seppä, P., O. Hänninen, J. Tuominen og H. Pyysalo, 1989. Polycyclic aromatic hydrocarbon in perch (*Perca fluviatilis*) following an oil-spill in Vaasa Archipelago, Finland. *Chemosphere* 19: 83-86.
- Luckas, B., Wetzel, H. og Reclin, O., 1980. Zur Kontamination von Ostseefischen mit polychlorierten Biphenylen. *Die Nahrung* 24: 405-411.
- Loring, D.H., 1991. Normalization of heavy-metal data from estuarine and coastal sediments. *ICES J. mar. Sci.*, 48: 101-115.
- Loring, D.H. og Rantala, R.T.T., 1992. Manual for the geochemical analyses of marine sediments and suspended particulate matter. *Earth-Science Reviews*, 32: 235-283.
- Marthinsen, I., G. Staveland, J.U. Skåre, K.I. Ugland og A. Haugen, 1991. Levels of environmental pollutants in male and female flounder (*Platichthys flesus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.) caught during the year 1988 near or in the waterways of Glomma, the largest river of Norway. Polychlorinated biphenyls. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 20: 353-360.
- Mason, C.F., 1993. Organochlorine pesticides and PCBs in eels (*Anguilla anguilla*) from some British freshwater reedbeds. *Chemosphere* 26: 2289-2292.
- Molven, A. og A. Goksøy, 1992. Biological effects and biomonitoring. S. 93 - 166 i A. Molven og A. Goksøy (red.): Organochlorines and PAHs in the marine environment: State of the art and research needs. Research Programme on Marine Pollution (PMF). NTNF, Oslo, 120 s.
- Næs, K. og E. Oug, 1991. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensede områder. Rapport 1. Konsentrasjon og mengder av klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. NIVA-rapport O-895903/E-90406, (l.nr. 2566), 193 s.
- Næs, K., E. Oug, J. Knutzen og F. Moy, 1991. Resipientundersøkelse av Tromøysund. Bunn-sedimenter, organismer på bløt- og hardbunn, miljøgifter i organismer. NIVA-rapport O-89170 (l.nr. 2645), 104 s.
- Oehlenschläger, J., 1992. Gehalte an toxischen Schwermetallen in Fischen und Krebstieren aus der Nordsee. *FIMA Schriftenreihe* 16: 26-42.
- Oehme, M., J. Klungsøy, A. Biseth og M. Schlabach, 1993. Determination of PCDF/PCDD levels in sediments from the Arctic (Barents Sea) including quality assurance and methodological aspects and comparison with concentrations in the North sea. *Dioxin 1993*. 13 th International Symposium on Chlorinated Dioxins and Related Compounds. Vienna, September 1993. 219- 222.
- Olafsen, J.A., N. Losnegard og K. Bakken, 1973. Analyse av kvikksølv i skrei og vårtorsk ved flammeløs atomabsorpsjon. *Fiskeridirektoratets Skr. Ser. Teknol. Undersøk.* Vol. 5 No. 13.
- Overnell, J. og E. Trehwella, 1979. Evidence for the natural occurrence of (Cadmium, copper)-metallothionein in the crab *Cancer pagurus*. *Comp. Biochem. Physiol.*, 64C: 69-76.

- PNUN, 1987. Bestämmelser om främmande ämnen i livsmedel (kontaminanter). Rapport 1987:3 - Nordisk Jämförelse. Permanente nordiske utalg for næringsmiddelspørsmål (PNUN).
- Riisgård, H.V. og P.B. Famme, 1988. Distribution and mobility of organic and inorganic mercury in flounder, *Platichthys flesus*, from a chronically polluted area. Toxicol. Environ. Chem. 16: 219-268.
- Riisgård, H.V. og S. Hansen, 1990. Biomagnification of mercury in a marine grazing food-chain: algal cells *Phaeodactylum tricornutum*, mussels *Mytilus edulis* and flounders *Platichthys flesus* studied by means of a stepwise-reduction-CVAA method. Mar. Ecol. Progress Ser. 62: 259-270.
- Rygg, B. og J. Skei, 1984. Correlation between pollutant load and the diversity of marine soft-bottom fauna communities. Proceed. from the Int. Workshop on Biological Testing of Effluents (and Related Receiving Waters). OECD/U.S.EPA/Environ. Canada, 153-183.
- Rygg, B., B. Bjerkeng og J. Molvær, 1985. Grenlandsfjordene og Skienselva 1984. Rapport 202/85 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport O-800312 (l.nr. 1780), 66 s.
- Rygg, B. og I. Thøelin, 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. SFT TA-922/1993, 20 s.
- Sekse, M. og K. Kvingedal, 1992. Industriutslipp av miljøgifter til kommunalt nett. Hovedrapport. 64 s +vedlegg. Fylkesmannen i Hordaland, Miljøvernavdelinga og Bergen Kommune.
- Skei, J., 1979. Eksempel på bruk av sedimenter i overvåking av norske fjorder. 15 Nordiska Symposiet om Vattenforskning "Øvervakning av vattenområden", Ellivuori, 24-26 april 1979. Nordforsk, Miljøvårdssekretariatet, Publ.1979 : 2, 273-284.
- Skei, J., 1992. A review of assessment and remediation strategies for hot spot sediments. Hydrobiologia, 235/236: 629-638.
- Skei, J., 1994. Miljøgeokjemiske undersøkelser i Kongsfjorden 1991 og 1992. NIVA-rapport O-90112 (l.nr.2987), 42 s.
- Skei, J. og L. Berg (eds.), 1992. Programme on Marine Pollution (PMF). Trace metals in the marine environment : State of the art and research needs. NTNF, 259 s.
- Skei, J. og K. Næs, 1989. Experimental work on polluted sediments. Proceed. Heavy Metals in the Environment. vol.1: 508-511, Geneva, Switzerland.
- Skei, J., Pedersen, A., Berge, J.A., Bakke, T. og K. Næs, 1987. Indre Sjørfjord. Sedimentenes betydning for metallforurensning i miljøet. Muligheter og behov for tiltak. Fase 2. Kvantifisering av utlekking av tungmetaller fra forurensede sedimenter. NIVA-rapport O-87005 (l.nr. 2067), 101s.
- Skei, J., A. Pedersen, T. Bakke, og J.A. Berge, 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport nr. 4. Utlekking av kvikksølv og klororganiske forbindelser fra sedimentene, bioturbasjon og biotilgjengelighet (eksperimentelt arbeid på Solbergstrand). NIVA-rapport O-8806804 (l.nr. 2196), 114 s.

- Staveland, G., I. Marthinsen, G. Norheim og K. Julshamn, 1993. Levels of environmental pollutants in flounder (*Platichthys flesus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.) in the waterway of Glomma, Norway. II Mercury and arsenic. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 24: 187-193.
- Stein, J.E., T. Hom, E. Casillas, A. Friedman og U. Varanasi, 1987. Simultaneous exposure of English sole (*Parophrys vetulus*) to sediment-associated xenobiotics: Part 2 - Chronic exposure to an urban estuarine sediment with added ³H-benzo(a)pyrene and ¹⁴C-polychlorinated biphenyls. Mar. Envir. Res. 22: 123-149.
- Storhaug, R., B. Paulsrud og K.T.Nedland, 1993. Miljøgifter i kommunalt avløpsvann. SFT-rapport TA 952/1993, 52 s.
- Stronkhorst, J., 1992. Trends in pollutants in blue mussel *Mytilus edulis* and flounder *Platichthys flesus* from two Dutch estuaries, 1985 - 1990. Mar. Pollut. Bull. 24: 250-258.
- Szefer, P., K. Szefer og B. Skwarzec, 1990. Distribution of trace metals in some representative fauna of the Southern Baltic. Mar. Pollut. Bull. 21: 60-62.
- Syvitski, J.P.M., D.C. Burrell og J. Skei, 1987. Fjords : Processes and Products. Springer Verlag. 379 s.
- Varanasi, U., S.-L. Chan, W.D. MacLeod et al., 1990. Survey of subsistence fish and shellfish for exposure to oil spilled from Exxon Valdez. - First year: 1989 NOAA Technical Memorandum NMFS F/NWC-191. National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle.

VEDLEGG

Tabell 1. Analyser av total organisk karbon (TOC), total nitrogen (TN), vanninnhold, sedimentfraksjon finere enn sand (< 63µm), kvikksølv (Hg), kadmium (Cd), bly (Pb), kopper (Cu), krom (Cr) og litium (Li) i sedimenter fra Byfjorden og Bergen havn.

Sedimentprøver fra Bergen havn											
Stasjon	Dyp cm.	TOC µg/mg	TN µg/mg	Vanninnh. %	< 63µm %	Hg µg/g	Cd µg/g	Pb µg/g	Cu µg/g	Cr µg/g	Li µg/g
BG02-I	0 - 1	30.1	3.3	72.8	93.4	0.83	0.10	135	49.8	132	35.0
BG02-II	0 - 1	34.6	3.4	71.8	94.2	0.82	0.10	150	46.9	127	36.0
BG03-I	0 - 1	33.4	3.2	72.6	64.5	1.97	0.21	300	132.0	139	32.0
	1 - 2	42.3	2.5	64.9	61,0	1.78	0.21	355	116.0	130	26.5
	2 - 3	34.2	3.6	65.0	78,3	3.04	0.49	355	131.0	163	33.5
	3 - 4	31.9	3.2	63.5	72,4	2.10	0.39	355	137.0	151	30.0
	4 - 5	30.8	2.7	47.7	44,9	2.28	0.38	205	99.0	125	26.0
	5 - 6	34.9	3.0	58.4	65,1	4.04	0.70	330	164.0	160	30.5
	6 - 7	25.2	2.0	47.6	43,3	5.15	0.37	215	112.0	103	27.5
BG03-II	0 - 1	30.6	3.2	71.5	78,2	2.46	0.13	210	96.6	124	31.0
	1 - 2	32.4	3.1	67.5	72,2	2.34	0.19	240	111.0	140	31.5
	2 - 3	27.2	2.1	55.6	43,1	2.60	0.23	210	78.7	100	24.0
	3 - 4	25.5	1.7	52.1	52,4	0.84	0.55	160	74.0	82	18.5
	4 - 5	28.0	2.8	62.0	80,5	1.55	0.43	230	101.0	125	31.0
	5 - 6	28.3	2.6	63.0	78,8	1.44	0.25	200	94.5	126	31.5
	6 - 7	36.3	3.2	63.3	78,5	1.36	0.22	185	86.6	116	33.5
BG04-I	0 - 1	46.1	5.0	71.0	86,8	2.14	0.29	195	89.0	160	17.5
BG04-II	0 - 1	48.1	5.2	68.7	87,4	2.30	0.33	210	97.5	185	19.5
BG05-I	0 - 1	27.8	2.6	67.5	83,5	1.38	0.14	200	92.7	157	34.5
BG05-II	0 - 1	25.0	2.5	65.4	86,6	1.26	0.12	190	91.7	149	34.0
BG05-I	2 - 4	24.2	2.4	60.8	93,9	1.11	0.17	185	92.7	140	39.0
	4 - 6	29.6	2.4	59.2	93,0	1.46	0.27	190	92.6	140	39.0
	6 - 8	20.9	2.3	58.8	95,7	1.06	0.21	175	92.9	129	41.0
	8 - 10	18.3	1.9	58.0	97,7	0.98	0.21	155	89.6	112	41.0
	10 - 12	16.3	1.6	58.1	98,1	0.79	0.27	150	91.8	110	43.5
	12 - 14	17.0	2.1	59.6	99,2	0.82	0.28	150	92.9	116	44.5
	14 - 16	17.3	1.8	56.9	97,1	0.87	0.28	165	101.0	103	39.5
	18 - 20	9.1	< 1.0	32.8	23,4	0.31	0.13	130	40.4	42	12.0

fortsettelse tabell 1

Stasjon	Dyp cm.	TOC µg/mg	TN µg/mg	Vanninnh. %	< 63µm %	Hg µg/g	Cd µg/g	Pb µg/g	Cu µg/g	Cr µg/g	Li µg/g
BG05-I	20 - 22	22.3	2.6	58.6	91,1	0.47	0.23	100	56.3	100	44.5
	22 - 24	22.6	2.5	60.6	98,8	0.47	0.18	95	53.0	104	44.0
	24 - 26	21.7	2.5	60.6	99,5	0.45	0.19	100	53.4	105	43.5
	26 - 28	19.9	2.3	58.9	98,2	0.39	0.17	95	47.7	101	42.5
	28 - 30	17.4	2.0	54.9	94,4	0.40	0.16	85	41.0	88	33.5
	30 - 32	22.0	2.3	55.9	81,3	0.66	0.18	125	51.0	84	34.0
	32 - 34	29.1	2.2	54.8	83,4	1.12	0.64	335	127.0	99	38.5
	34 - 36	22.9	2.1	52.1	80,8	0.83	0.37	215	82.0	93	37.0
	36 - 51	12.3	1.2	41.4	96,1	0.27	0.12	80	33.0	93	37.0
BG06-I	0 - 1	168.0	4.2	55.4	43,5	3.33	0.80	850	191.0	201	26.5
BG07-I	0 - 1	78.8	4.8	72.6	71,2	4.98	0.62	350	1045.0	285	23.5
BG07-II	0 - 1	85.7	4.9	71.2	75,7	8.53	1.70	435	379.0	325	24.5
Stasjon	Dyp cm.	TOC µg/mg	TN µg/mg	Vanninnh. %	< 63µm %	Hg µg/g	Cd µg/g	Pb µg/g	Cu µg/g	Cr µg/g	Li µg/g
BG08-I	0 - 1	29.9	2.3	71.3	79,0	2.07	1.40	175	172.0	137	18.5
	1 - 2	38.4	3.0	70.9	78,6	2.68	1.20	210	225.0	167	22.5
	2 - 3	41.6	2.9	64.3	67,6	4.35	1.00	290	281.0	201	25.5
	3 - 4	53.7	3.2	60.7	68,9	5.56	1.50	405	374.0	325	24.5
	4 - 5	54.0	3.1	60.6	70,8	5.71	1.50	420	397.0	370	24.5
	5 - 6	51.9	3.0	50.6	45,0	8.47	1.60	410	401.0	330	21.5
	6 - 7	56.0	2.8	57.0	62,8	5.62	1.70	390	330.0	340	21.5
BG08-II	0 - 1	19.4	1.6	73.7	87,2	1.10	1.20	150	228.0	110	14.0
	1 - 2	14.1	1.2	75.3	92,4	0.82	1.00	110	108.0	101	14.0
	2 - 3	12.7	1.1	74.4	90,9	0.69	0.36	80	88.0	93	17.5

fortsettelse tabell 1

Stasjon	Dyp cm.	TOC µg/mg	TN µg/mg	Vanninnh. %	< 63µm %	Hg µg/g	Cd µg/g	Pb µg/g	Cu µg/g	Cr µg/g	Li µg/g
BG08-II	3 - 4	7.4	< 1.0	75.6	90,9	0.37	0.20	55	64.0	76	18.0
	4 - 5	11.9	< 1.0	73.3	89,0	0.70	0.27	85	92.0	105	18.0
	5 - 6	29.7	2.0	65.2	76,0	2.23	0.72	180	195.0	152	22.5
	6 - 7	21.8	1.4	67.6	84,1	1.59	0.63	145	144.0	144	25.5
	7 - 8	7.1	< 1.0	71.3	93,9	0.38	0.23	65	57.0	86	21.0
	8 - 9	6.1	< 1.0	73.1	95,5	0.33	0.22	50	51.0	88	19.0
	9 - 10	15.9	1.2	68.7	86,7	1.31	0.53	120	110.0	133	23.0
	10 - 12	24.6	1.5	64.9	77,0	2.36	0.75	185	251.0	178	23.5
	12 - 14	49.6	2.9	60.1	72,7	5.06	1.00	375	348.0	313	21.5
	14 - 16	47.8	2.7	57.2	69,4	5.23	1.20	385	302.0	299	22.5
	16 - 18	50.2	2.8	55.4	60,1	5.66	2.60	410	311.0	309	20.0
	18 - 20	52.7	2.8	52.3	51,1	6.17	1.50	430	296.0	321	21.5
20 - 22	55.2	2.8	44.3	34,8	6.00	1.60	420	262.0	276	24.5	
	22 - 24	45.4	1.5	33.7	25,2	4.29	0.54	270	160.0	145	71.5
BG09-I	0 - 1	83.5	5.1	71.0	69,8	6.91	2.80	370	321.0	210	29.0
BG09-II	0 - 1	104.0	6.0	70.4	76,9	8.67	3.50	425	344.0	211	30.5
BG10-I	0 - 1	56.0	2.1	40.3	22,4	2.13	0.39	750	149.0	143	41.0
	1 - 2	40.7	2.0	45.1	30,5	3.43	0.80	700	155.0	206	23.0
	2 - 3	31.6	1.6	41.3	30,5	3.03	0.90	290	136.0	201	17.5
	3 - 4	25.8	1.4	37.6	26,9	2.53	0.70	250	112.0	168	16.5
	4 - 5	31.7	1.4	35.8	24,2	2.60	0.70	275	106.0	170	17.0
	5 - 6	25.2	1.2	33.1	26,6	1.72	0.58	205	97.0	137	16.0
	6 - 7	29.9	1.3	37.4	35,7	2.05	0.60	235	82.0	121	16.0
BG10-II	0 - 1	26.4	1.2	42.7	38,2	1.24	0.23	175	85.0	105	19.0
	1 - 2	39.8	1.8	40.8	26,8	1.98	0.34	250	151.0	133	23.0
	2 - 3	58.7	2.0	44.2	37,4	2.59	0.36	270	168.0	148	19.5
	3 - 4	136.0	3.7	47.1	45,4	2.99	0.63	380	149.0	182	19.5
	4 - 5	50.8	2.6	53.6	57,3	4.83	0.90	390	218.0	264	19.5
	5 - 6	59.3	2.8	57.0	60,0	5.48	1.10	600	258.0	314	27.5
	6 - 7	69.7	3.3	57.8	63,3	6.26	1.40	1150	275.0	381	21.0
BG12-I	0 - 1	60.7	3.3	58.5	41,0	5.60	1.70	425	304.0	106	14.5
BG12-II	0 - 1	47.6	2.7	50.2	30,8	4.34	1.40	300	213.0	96	15.5

fortsettelse tabell 1

Stasjon	Dyp cm.	TOC µg/mg	TN µg/mg	Vanninnh. %	< 63µm %	Hg µg/g	Cd µg/g	Pb µg/g	Cu µg/g	Cr µg/g	Li µg/g
BG13-I	0 - 1	98.8	5.4	65.6	50,0	8.63	2.60	505	361.0	113	15.5
	1 - 2	76.8	4.1	54.9	33,4	8.69	2.30	900	471.0	103	17.0
	2 - 3	91.3	5.0	57.5	45,7	9.33	3.20	1000	360.0	106	17.5
	3 - 4	74.8	3.7	56.4	48,9	7.74	2.90	1150	346.0	79	17.0
	4 - 5	78.9	3.9	57.5	54,3	8.48	3.00	1100	329.0	85	16.5
	5 - 6	117.0	6.0	65.4	71,0	12.86	3.90	1250	483.0	124	19.0
	6 - 7	106.0	5.3	63.3	62,3	11.50	4.20	1100	408.0	110	18.0
BG13-II	0 - 1	80.6	5.1	69.7	56,9	10.83	2.80	750	388.0	128	15.0
	1 - 2	84.4	5.1	64.0	66,3	11.83	3.90	900	489.0	181	18.0
	2 - 3	86.4	4.7	62.2	63,2	45.09	3.70	850	553.0	151	16.5
	3 - 4	82.1	4.4	58.2	51,5	9.22	3.00	800	381.0	132	16.0
	4 - 5	107.0	6.5	64.2	62,8	10.81	4.30	850	528.0	172	16.0
	5 - 6	121.0	7.0	68.4	76,4	11.89	4.90	1050	620.0	204	16.0
	6 - 7	121.0	7.0	68.9	76,8	13.87	5.20	1100	660.0	219	20.5
BG14-I	0 - 1	17.3	1.1	31.5	11,5	0.90	0.17	170	57.0	56	14.5
BG14-II	0 - 1	36.5	2.2	46.8	232,9	1.89	0.36	280	187.0	113	19.5
BG15-I	0 - 1	53.4	3.6	66.1	44,5	1.94	0.64	260	124.0	108	16.5
BG15-II	0 - 1	42.9	2.6	49.3	29,2	1.46	0.64	215	95.0	89	17.5
BG16-I	0 - 1	26.6	2.0	56.0	26,9	2.00	0.30	185	93.0	665	16.5
BG16-II	0 - 1	26.6	1.8	53.1	34,6	1.65	0.30	135	85.0	530	13.0
BHB 1-3	0 - 1	49.8	3.9			0.31	0.80	120	174.0	56	13.5
BHB 1-3	1 - 2	52.7	4.0			0.30	0.80	165	221.0	77	20.5
BHB 2-3	0 - 1	73.4	5.1			3.18	1.10	160	247.0	57	15.5
BHB 2-3	1 - 2	61.5	4.1			2.14	1.10	235	259.0	90	25.5
BHB 3-3	0 - 1	84.1	5.6			3.86	2.40	295	435.0	121	24.0
BHB 3-3	1 - 2	82.8	5.5			3.59	2.40	300	447.0	132	25.0
BHB 4-3	0 - 1	49.8	4.0			3.60	1.80	270	384.0	132	20.5
BHB 4-3	1 - 2	67.1	5.1			4.52	2.30	350	506.0	169	21.0

Tabell 2. Instrumentbetingelser ved analyse av NPD/PAH

Massespektrometer	: HP-5987A
Ionisering	: EI 70 eV
Kolonne A	: SE-54 CB, fused silica, 50m x 0.20mm, 0.11 μ m
Bæregass	: Helium, 40 cm/sec
Injektortemp.	: 280 °C
Injeksjon	: 1.8 μ l, injesert 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.

Tabell 3. Analysebetingelser ved analyse av THC i sediment

Gasskromatograf	: HP-5880A
Detektor	: FID
Kolonne A	: SE-54 CB, fused silica, 50m x 0.20mm, 0.11 μ m
Bæregass	: Nitrogen
Injektortemp.	: 300 °C
Detektortemp.	: 300 °C
Injeksjon	: Autosampler HP-7672A, 1.1 μ l, injesert 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.

Tabell 4. Instrumentbetingelser ved analyse av PCB

Gasskromatograf : HP-5880A
Detektor : ECD, Ni-63
Kolonne A : SE-54 CB, fused silica, 50m x 0.20mm, 0.11µm
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.: 270 °C
: Slutt tid: 10 min.

Tabell 5. PCB i sedimenter fra Byfjorden 1993 (ng/g tørrvekt)

IUPAC	St.2 I 0-2 cm	St.2 II 0-2 cm	St.3 I 0-2 cm	St.3 II 0-2 cm	St.4 I 0-2 cm	St.4 II 0-2 cm
# 31	0.9	0.5	0.8	1.3	0.6	0.4
# 28	0.7	0.4	0.8	1.5	0.8	0.7
# 52	1.9	1.0	2.0	4.0	2.9	2.0
# 101	4.0	1.8	3.5	6.1	7.7	5.7
# 149	7.1	3.6	6.3	8.5	14.4	11.1
# 118	2.9	1.2	2.4	4.0	7.1	5.8
# 153	6.7	3.2	5.5	9.7	15.4	13.7
# 105	4.0	2.2	2.8	4.5	5.4	3.6
# 138	8.8	4.6	7.3	12.0	20.0	17.7
# 128	1.8	0.9	1.5	1.9	3.4	2.9
# 156	1.2	0.5	0.7	1.3	1.5	1.3
# 180	4.5	2.3	3.6	7.1	7.8	7.9
# 170	2.7	1.3	2.1	3.7	4.1	4.1
Sum PCB's	47.2	23.3	39.2	65.4	91.1	76.9
Total PCB	59.1	28.7	50.1	88.9	123.3	107.0
%tørrst.	23.1	33.0	39.9	38.3	34.5	34.1

Total PCB = (summen av #28,52,101,118,138,153,180) x 2

IUPAC#	St.5 I 0-2 cm	St.5 II 0-2 cm	St.6 I 0-2 cm	St.7 I 0-2 cm	St.7 II 0-2 cm	St.8 I 0-2 cm
# 31	0.4	0.4	2.9	4.7	3.2	1.8
# 28	0.4	0.3	3.5	4.7	3.4	2.0
# 52	1.6	1.1	9.5	13.2	11.8	9.0
# 101	2.3	2.5	12.3	19.9	17.7	19.7
# 149	3.8	4.9	14.9	26.7	22.1	22.8
# 118	1.5	1.9	6.9	13.9	10.7	12.0
# 153	3.5	4.6	12.7	22.7	17.4	23.9
# 105	2.2	2.8	5.4	13.0	8.7	10.9
# 138	4.9	6.4	17.0	30.3	24.7	31.4
# 128	1.0	1.3	2.9	5.8	4.3	4.6
# 156	0.5	0.7	1.2	2.6	2.0	2.3
# 180	2.6	3.7	6.3	11.7	8.3	12.1
# 170	1.5	2.0	3.4	6.1	4.5	6.3
Sum PCB's	26.1	32.4	98.9	175.3	138.7	158.8
Total PCB	33.5	40.9	136.6	232.7	187.8	220.2
%tørrst.	39.5	37.5	36.5	30.0	29.5	29.2

fortsettelse tabell 5

IUPAC#	St.8 I 2-4 cm	St.8 I 4-6 cm	St.8 II 0-2 cm	St.8 II 2-4 cm	St.8 II 4-6 cm	St.11 I 0-2 cm
# 31	1.9	2.1	1.7	2.8	3.4	0.5
# 28	2.1	2.6	2.0	3.5	4.4	0.5
# 52	16.7	12.1	9.2	15.2	18.9	3.3
# 101	33.8	20.6	16.7	27.9	31.2	6.6
# 149	34.3	21.5	19.8	31.7	34.4	5.9
# 118	20.0	12.6	10.1	15.7	17.3	3.3
# 153	35.9	21.3	18.2	31.0	32.5	5.8
# 105	16.4	10.4	10.0	15.0	16.1	1.5
# 138	43.1	27.2	24.4	40.0	41.3	7.6
# 128	6.4	4.4	4.0	6.5	6.6	1.2
# 156	3.4	2.0	1.9	3.0	2.9	0.5
# 180	14.7	10.0	8.2	16.0	15.1	2.4
# 170	7.8	5.2	4.7	8.6	7.9	1.3
Sum PCB's	236.6	152.1	130.8	216.8	232.0	40.5
TotalPCB	332.7	212.8	177.5	298.3	321.5	59.3
%tørrst.	34.6	50.8	34.1	38.3	39.3	51.4

IUPAC#	St.12 I 0-2 cm	St.12 II 0-2 cm	St.13 I 0-2 cm	St.13 I 2-4 cm	St.13 I 4-6 cm	St.13 II 2-4 cm	St.13 II 4-6 cm
# 31	1.3	1.0	2.6	3.5	4.4	2.2	1.8
# 28	1.6	1.4	3.5	4.4	5.2	2.9	2.3
# 52	6.3	5.2	11.6	15.2	19.3	10.5	9.2
# 101	12.2	9.8	20.2	23.5	29.9	18.3	15.8
# 149	10.5	8.5	19.7	21.5	28.1	17.8	14.6
# 118	7.3	6.2	10.7	11.8	14.8	8.6	7.9
# 153	10.0	7.7	14.6	15.2	22.1	13.7	10.6
# 105	4.0	3.8	5.5	6.2	8.8	4.3	3.4
# 138	13.1	11.0	20.2	21.0	24.1	17.6	15.2
# 128	2.4	2.2	3.4	3.7	4.1	3.0	2.6
# 156	1.1	0.9	1.5	1.5	1.9	1.2	1.1
# 180	4.5	3.4	6.9	7.3	8.8	6.5	4.6
# 170	2.3	1.8	3.3	3.1	4.3	2.9	2.3
Sum PCB's	76.5	62.9	123.7	137.7	175.6	109.3	91.3
TotalPCB	109.9	89.4	175.3	196.8	248.3	156.0	131.0
%tørrst.	52.4	49.3	32.8	35.1	32.8	35.6	37.2

fortsettelse tabell 5

IUPAC#	St.14 I 0-2 cm	St.14 II 0-2 cm	St.16 I 0-2 cm	St.16 I 2-4 cm	St.16 I 4-6 cm	St.16 II 2-4 cm
# 31	1.2	0.9	1.5	1.9	1.6	1.9
# 28	1.8	1.2	2.1	2.3	2.1	2.4
# 52	4.3	4.1	14.9	11.2	16.0	13.3
# 101	11.5	11.4	53.5	25.6	22.4	50.9
# 149	21.5	12.5	71.0	39.3	38.4	60.6
# 118	8.6	8.5	21.6	10.5	10.3	20.0
# 153	22.4	12.6	75.7	35.9	36.6	62.3
# 105	5.4	5.2	23.4	12.7	11.0	17.4
# 138	23.2	16.6	92.7	45.0	44.4	74.5
# 128	3.7	3.1	12.8	6.2	6.0	10.4
# 156	2.2	1.4	8.3	3.9	3.7	6.5
# 180	21.9	5.0	41.9	18.2	17.6	31.5
# 170	7.0	2.6	22.7	10.3	9.9	17.0
Sum PCB's	134.7	85.1	442.1	223.0	220.1	368.7
Total PCB	187.1	118.8	604.8	297.4	299.0	509.8
%tørrst.	46.1	53.5	41.7	57.0	61.5	55.3

IUPAC#	St.16 II 4-6 cm	BHB 1-1 0-2 cm	BHB 1-2 0-2 cm	BHB 2-1 0-2 cm	BHB 2-2 0-2 cm	BHB 3-1 0-2 cm
# 31	2.4	1.0	1.0	1.2	1.1	2.0
# 28	2.9	1.4	1.4	1.6	1.5	2.4
# 52	14.9	3.8	5.2	5.5	3.8	8.8
# 101	46.8	9.1	12.6	12.5	9.2	21.3
# 149	77.2	10.1	13.9	13.1	11.4	18.9
# 118	19.3	5.1	6.6	7.8	4.8	12.1
# 153	76.9	10.6	13.6	14.9	11.3	20.4
# 105	15.8	5.8	8.0	7.8	6.2	9.5
# 138	89.4	12.8	15.8	16.4	12.7	25.6
# 128	11.1	1.9	2.2	2.3	1.7	3.9
# 156	8.7	1.3	1.7	1.9	1.5	2.3
# 180	43.7	5.4	6.3	7.0	5.5	9.5
# 170	22.2	2.9	3.4	3.6	2.9	4.8
Sum PCB's	431.4	71.1	91.7	95.6	73.5	141.4
Total PCB	587.8	96.2	123.1	131.4	97.8	200.0
%tørrst.	58.4	13.5	8.4	6.1	11.3	19.4

fortsettelse tabell 5

IUPAC#	BHB 3-2 0-2 cm	BHB 4-1 0-2 cm	BHB 4-2 0-2 cm	BHB 5-1 0-2 cm
# 31	1.9	2.3	2.2	0.7
# 28	2.2	3.0	2.9	0.9
# 52	9.1	17.6	14.0	3.3
# 101	19.5	32.2	27.0	12.6
# 149	15.7	24.3	23.2	7.5
# 118	11.7	19.4	16.0	3.5
# 153	16.1	24.6	24.3	8.0
# 105	8.8	12.4	11.0	3.8
# 138	20.7	33.6	31.5	10.2
# 128	3.1	5.7	5.1	1.6
# 156	1.7	2.8	2.6	0.9
# 180	6.4	10.1	11.2	5.6
# 170	3.3	5.3	5.8	3.0
Sum PCB's	120.3	193.2	176.6	61.7
TotalPCB	171.5	280.8	253.7	88.1
%tørrst.	18.5	32.3	35.0	51.5

Tabell 6. PAH og THC i sedimenter fra Byfjorden 1993.

	BHB 1-1 0-2cm	BHB 1-2 0-2cm	BHB 2-1 0-2cm	BHB 2-2 0-2cm	BHB 3-1 0-2cm	BHB 3-2 0-2cm	BHB 4-1 0-2cm	BHB 4-2 0-2cm	BHB 5-1 0-2cm
Naphthalene	189	232	185	198	190	138	290	269	159
C1-naphthalenes	254	288	224	247	207	172	305	304	132
C2-naphthalenes	436	478	526	438	425	370	516	528	622
C3-naphthalenes	302	404	908	397	633	534	504	534	952
Fluorene	110	108	126	90	155	130	286	311	255
Phenanthrene	546	608	647	532	1017	916	2556	2660	2087
Anthracene	147	172	218	128	271	248	577	606	493
Dibenzothiophene	62	72	79	65	85	77	179	186	143
C1-phenanthrenes	611	730	1092	677	1290	1428	1592	1609	1455
C1-dibenzothiophenes	131	152	256	159	142	148	153	167	77
Fluoranthene	1923	2110	2154	1601	2313	2022	4467	4928	3640
Pyrene	1896	2072	2244	1638	2275	2005	4163	4418	2914
C2-phenanthrenes	892	1225	2440	1267	1448	1425	1581	1587	1034
C2-dibenzothiophenes	880	1083	1551	1082	770	904	656	654	150
C3-dibenzothiophenes	832	981	1312	887	687	728	515	458	87
Benz(a)anthracene	1308	1172	1430	967	1560	1239	2633	2788	2380
Chrysene	1343	1361	1840	1275	1689	1409	2523	2372	1785
Benz(b+j+k)fluoranthenes	2070	2377	2668	2214	2495	2330	5736	5309	2518
Benz(e)pyrene	1023	1222	1357	1112	1223	1103	2087	2245	1070
Benz(a)pyrene	1133	1296	1545	1232	1183	1112	2396	2124	1123
Perylene	442	461	602	408	381	312	763	764	429
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	913	977	1481	1022	1010	765	1487	1532	913
Benzo(ghi)perylene	834	864	1327	881	847	618	1075	1006	616
Dibenz(a,c+a,h)anthracenes	58	87	256	83	86	92	296	318	192
Sum PAH (ng/g t.v.)	18335	20532	26468	18600	22382	20225	37336	37677	25226
THC (µg/g t.v.)	548				473		411		

	St. 2-1 0-2cm	St. 2-2 0-2cm	St. 3-1 0-2cm	St. 3-2 0-2cm	St. 4-1 0-2cm	St. 4-2 0-2cm	St. 5-1 0-2cm	St. 5-2 0-2cm	St. 6-1 0-2cm
Naphtalene	61	45	363	80	61	42	61	65	870
C1-naphtalenes	73	45	159	72	55	38	56	57	517
C2-naphtalenes	143	83	221	155	104	74	104	109	859
C3-naphtalenes	204	77	178	139	95	70	93	106	815
Fluorene	45	34	110	67	59	49	86	72	802
Phenanthrene	438	329	741	492	717	528	625	494	7417
Anthracene	151	108	297	171	196	162	198	167	1690
Dibenzothiophene	28	22	57	43	49	40	44	35	466
C1-phenanthrenes	377	259	594	407	455	379	405	390	3953
C1-dibenzothiophenes	28	19	45	50	40	32	28	29	293
Fluoranthene	1040	756	2049	1214	1513	1260	1203	1214	15887
Pyrene	939	672	1623	1085	1241	1078	990	1029	12931
C2-phenanthrenes	279	184	568	360	345	368	275	299	4062
C2-dibenzothiophenes	41	33	88	156	95	92	52	56	767
C3-dibenzothiophenes	20	11	65	126	55	44	19	29	392
Benz(a)anthracene	740	425	1277	870	767	651	752	825	8470
Chrysene	744	443	1173	711	737	607	682	715	5345
Benz(b+j+k)fluoranthenes	1463	1038	2808	1345	1979	1527	980		13335
Benz(e)pyrene	1678	395	997	543	827	480	365		3900
Benz(a)pyrene	605	501	1447	667	919	549	517		5570
Perylene	745	136	367	177	222	135	152		1388
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	968	538	542	576	283	110	360		868
Benzo(ghi)perylene	665	372	386	396	211	78	268		602
Dibenz(a,c+a,h)anthracenes	55	37	45	44	23	12	47		94
Sum PAH (ng/g t.v.)	11530	6562	16200	9946	11048	8405	8362	5691	91293
THC (µg/g t.v.)	151								

	St. 12-1	St. 12-2	St. 13-1	St. 13-2	St. 13-1	St. 13-2	St. 13-1	St. 13-1	St. 13-2	St. 14-1	St. 14-2
	0-2cm	0-2cm	0-2cm	2-4cm	2-4cm	2-4cm	4-6cm	4-6cm	4-6cm	0-2cm	0-2cm
Naphtalene	182	209	369	336	539	355	332	355	332	355	234
C1-naphtalenes	232	179	269	302	877	354	281	354	281	451	351
C2-naphtalenes	508	361	487	638	1614	779	533	779	533	1018	936
C3-naphtalenes	461	311	403	528	1187	639	475	639	475	1115	1021
Fluorene	381	187	455	546	675	604	437	604	437	306	319
Phenanthrene	3891	1773	4050	4327	3804	4362	3697	4362	3697	3516	3280
Anthracene	672	385	959	1293	1311	1427	957	1427	957	783	790
Dibenzothiophene	180	121	301	333	367	339	301	339	301	224	218
C1-phenanthrenes	1942	1043	1976	2529	2324	2716	2263	2716	2263	2180	1994
C1-dibenzothiophenes	99	93	154	214	144	238	181	238	181	184	144
Fluoranthene	4449	2912	5440	6013	5559	7508	7438	7508	7438	5224	4332
Pyrene	4034	3065	5174	6331	5858	9028	9227	9028	9227	4990	3754
C2-phenanthrenes	1106	1002	1572	1967	2076	2447	2536	2447	2536	1852	1646
C2-dibenzothiophenes	286	278	443	420	483	658	619	658	619	376	294
C3-dibenzothiophenes	185	174	267	380	281	588	420	588	420	187	135
Benz(a)anthracene	2527	2000	2511	3075	2203	3591	3560	3591	3560	3583	2213
Chrysene	1210	1379	2042	2812	1968	4042	2888	4042	2888	2063	1578
Benz(b+j+k)fluoranthenes	3537	3568	5793	6397	7076	7629	8217	7629	8217	5504	3883
Benz(e)pyrene	1359	1141	2070	1983	2493	2741	2930	2741	2930	2301	1710
Benz(a)pyrene	1794	1709	2375	2428	2834	3184	3382	3184	3382	2713	1879
Perylene	509	476	606	599	684	828	879	828	879	670	492
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	937	929	446	418	539	916	558	916	558	1575	1053
Benzo(ghi)perylene	763	741	310	267	376	628	401	628	401	1194	760
Dibenz(a,c+a,h)anthracenes	107	102	51	38	57	60	69	60	69	157	110
Sum PAH (ng/g t.v.)	31351	24138	38523	44174	45329	55661	52581	55661	52581	42521	33126
THC (µg/g t.v.)	393		165							173	

	St. 7-1 0-2cm	St. 7-2 0-2cm	St. 8-1 0-2cm	St. 8-2 0-2cm	St. 8-1 2-4cm	St. 8-2 2-4cm	St. 8-1 4-6cm	St. 8-2 4-6cm	St. 11-1 0-2cm
Naphtalene	1261	1147	330	213	304	267	267	318	201
C1-naphtalenes	696	662	248	200	269	222	249	226	215
C2-naphtalenes	1145	1081	439	354	508	391	470	489	524
C3-naphtalenes	1137	918	432	322	419	367	485	502	494
Fluorene	852	847	334	266	295	258	336	635	210
Phenanthrene	5796	7353	3027	2511	2738	2727	3066	4978	2737
Anthracene	1708	2092	789	689	827	611	743	1275	604
Dibenzothiophene	454	605	220	190	218	200	223	274	183
C1-phenanthrenes	3296	3704	1906	1590	1854	2459	2390	2924	1680
C1-dibenzothiophenes	282	350	162	123	164	146	122	165	95
Fluoranthene	19779	14968	6759	5236	6598	6128	7823	8392	5051
Pyrene	15473	12870	5972	4829	6380	6732	6938	8795	5707
C2-phenanthrenes	4997	3414	2078	1494	2069	1773	2372	2588	1424
C2-dibenzothiophenes	1240	907	480	325	488	418	528	536	246
C3-dibenzothiophenes	455	451	269	227	329	299	312	324	141
Benz(a)anthracene	7327	8672	5832	4114	6936	6307	4928	8868	1547
Chrysene	5037	5531	4430	3494	6910	3952	3740	6672	1216
Benz(b+j+k)fluoranthenes	20380	17966	4480	3389	3426	4784	4131	6065	6056
Benz(e)pyrene	6615	5886	1782	1284	1250	1978	1545	2357	2041
Benz(a)pyrene	8478	8076	2103	1635	1360	2045	1907	2588	2616
Perylene	2271	2099	673	503	527	644	590	795	522
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	2900	1158	666	619	828	678	855	991	829
Benzo(ghi)perylene	1939	731	489	402	479	440	499	610	592
Dibenz(a,c+a,h)anthracenes	228	123	78	62	192	75	94	108	81
Sum PAH (ng/g t.v.)	113746	101611	43978	34071	45368	43901	44613	61475	35012
THC (µg/g t.v.)			366						220

fortsettelse tabell 6

	St. 16-1 0-2cm	St. 16-1 2-4cm	St. 16-2 2-4cm	St. 16-1 4-6cm	St. 16-2 4-6cm
Naphtalene	198	203	503	209	194
C1-naphtalenes	190	174	160	126	110
C2-naphtalenes	348	315	212	237	225
C3-naphtalenes	273	266	156	214	198
Fluorene	331	276	208	213	152
Phenanthrene	3236	3151	2077	3427	1744
Anthracene	707	700	358	593	374
Dibenzothiophene	218	188	124	158	121
C1-phenanthrenes	1399	1506	652	1783	775
C1-dibenzothiophenes	102	106	66	117	61
Fluoranthene	5416	6029	3880	6556	3677
Pyrene	3956	4676	3068	5265	3216
C2-phenanthrenes	931	972	603	928	736
C2-dibenzothiophenes	192	189	133	171	154
C3-dibenzothiophenes	124	94	63	70	76
Benz(a)anthracene	2429	3161	1995	3438	1336
Chrysene	1723	2229	1424	2395	960
Benz(b+j+k)fluoranthenes	5049	5314	3782	7083	3939
Benz(e)pyrene	1642	1856	1406	1992	1262
Benz(a)pyrene	2240	2306	1685	2803	1791
Perylene	556	589	441	712	444
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	603	594	439	673	577
Benzo(ghi)perylene	408	388	308	441	379
Dibenz(a,c+a,h)anthracenes	63	65	57	87	71
Sum PAH (ng/g t.v.)	32334	35347	23800	39691	22572
THC (µg/g t.v.)	138				

Tabell 7. PCB i fiskemuskel fra Byfjorden (ng/g våtvekt).

IUPAC#	Torsk Puddefj.	Torsk Skutevik.	Torsk Gravdal	Torsk Eidsvåg	Lomre Puddefj.	Lomre Eidsvåg
# 31	0.0	0.0	0.0	0.0	0.1	0.0
# 28	0.3	0.2	0.3	0.2	0.4	0.1
# 52	0.6	0.6	0.8	0.5	1.0	0.2
# 101	1.8	1.2	1.9	1.2	1.6	0.5
# 149	0.7	0.5	0.9	0.6	0.7	0.3
# 118	2.2	1.9	2.8	1.7	3.1	1.0
# 153	4.7	3.6	6.4	4.0	10.2	2.4
# 105	1.2	1.1	1.4	0.8	1.6	0.5
# 138	3.8	3.2	5.6	3.3	7.7	2.1
# 128	0.6	0.6	0.9	0.5	1.2	0.3
# 156	0.5	0.4	0.7	0.4	0.7	0.2
# 180	1.5	1.4	2.2	1.3	4.5	0.8
# 170	0.6	0.5	1.0	0.5	1.7	0.3
Sum PCB's	18.5	15.2	25.0	15.1	34.5	8.7
Total PCB	29.7	24.2	40.1	24.5	56.9	14.2
%tørrst.	18.0	18.0	20.0	20.0	21.0	20.0
% fett	0.77	0.60	0.13	0.15	0.18	0.17

IUPAC#	Lomre-1 Sandviken	Lomre-2 Sandviken	Skrubbe Skutevik.	Skrubbe Gravdal	Skrubbe Eidsvåg
# 31	0.10	0.2	0.8	0.4	0.5
# 28	0.4	0.4	1.7	0.9	1.0
# 52	1.9	1.1	3.5	1.4	3.1
# 101	3.5	2.2	8.2	7.0	6.5
# 149	1.4	0.8	3.8	2.7	3.6
# 118	5.9	4.0	7.8	5.9	5.0
# 153	15.1	8.5	14.3	13.4	8.9
# 105	2.2	1.6	3.3	2.4	2.1
# 138	11.6	6.6	11.7	10.8	7.5
# 128	1.5	0.9	1.6	1.3	0.7
# 156	0.7	0.5	1.2	1.7	0.8
# 180	3.6	2.1	4.7	4.7	2.6
# 170	1.3	0.8	1.6	1.7	1.0
Sum PCB's	49.2	29.7	64.1	54.3	43.3
Total PCB	84.2	49.7	103.7	88.3	69.3
%tørrst.	20.0	20.0	21.0	21.0	19.0
% fett	0.14	0.96	0.43	0.26	0.29

Tabell 8. PCB i fiskelever fra Byfjorden 1993 (ng/g våtvekt).

IUPAC#	Torsk Puddefj.	Torsk Skutevik.	Torsk Gravdal	Torsk Eidsvåg	Lomre Puddefj.	Lomre Eidsvåg
# 31	3.6	5.3	4.1	5.4	5.3	1.1
# 28	49.6	39.1	43.5	38.9	16.7	3.0
# 52	105.8	102.3	145.1	77.2	41.1	5.7
# 101	355.2	280.4	453.8	222.1	55.5	10.6
# 149	152.1	110.5	241.4	120.5	26.1	7.8
# 118	432.9	399.4	613.4	330.7	122.3	22.4
# 153	1044.8	803.8	1731.6	847.8	352.8	76.9
# 105	165.6	155.3	244.9	122.2	47.3	7.3
# 138	737.5	616.4	1399.7	635.7	237.7	55.2
# 128	97.1	90.3	184.9	88.0	30.3	5.6
# 156	79.7	67.2	149.7	66.6	15.6	3.8
# 180	294.6	249.8	598.5	247.5	134.1	22.8
# 170	100.7	81.4	241.4	87.8	48.5	9.4
Sum PCB's	3619.2	3001.1	6052.0	2890.4	1133.3	231.4
Total PCB	6041.0	4982.4	9971.2	4799.8	1920.1	393.1
% fett	34.5	31.6	22.0	51.4	9.3	8.3

IUPAC#	Lomre-1 Sandviken	Lomre-2 Sandviken	Skrubbe Skutevik.	Skrubbe Gravdal	Skrubbe Eidsvåg
# 31	4.5	2.9	14.2	9.6	6.0
# 28	14.8	8.2	35.5	24.3	12.2
# 52	54.7	27.9	79.9	42.1	52.5
# 101	94.6	51.9	236.5	217.0	117.5
# 149	37.4	18.1	84.9	81.2	58.6
# 118	185.3	95.3	198.6	195.2	96.3
# 153	449.2	226.1	354.0	331.6	192.6
# 105	65.7	31.6	79.8	61.0	30.8
# 138	325.8	159.3	340.9	320.7	133.5
# 128	40.6	19.9	44.8	35.8	9.6
# 156	20.2	10.3	31.1	43.2	10.9
# 180	108.0	49.1	140.7	151.0	49.1
# 170	33.6	16.5	48.7	55.2	16.8
Sum PCB's	1434.5	717.2	1689.6	1567.8	786.3
Total PCB	2464.8	1235.5	2772.3	2563.7	1307.4
% fett	8.6	6.6	26.5	19.8	12.0

Tabell 9. PCB i blåskjell fra Byfjorden 1993 (ng/g våtvekt).

IUPAC#	BHB I (I)	BHB II (II)	BHB II(III)	BHB IV (IV)	BHB IV (5)	Damsgård 14 a+b
# 31	0.4	1.7	1.0	0.1	0.1	0.3
# 28	0.5	3.2	1.8	0.2	0.2	0.3
# 52	1.5	1.9	1.3	0.5	0.6	1.1
# 101	3.6	2.2	1.8	1.3	1.6	2.3
# 149	2.3	1.7	1.4	1.2	1.4	2.0
# 118	2.8	2.0	1.6	1.3	1.3	1.7
# 153	4.1	2.8	2.3	2.0	2.2	3.0
# 105	1.3	1.0	0.8	0.7	0.7	0.9
# 138	3.8	2.6	2.1	1.9	2.1	2.8
# 128	0.6	0.4	0.3	0.3	0.3	0.4
# 156	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2	0.2
# 180	0.7	0.4	0.3	0.4	0.4	0.5
# 170	0.2	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Sum PCB's	22.3	20.1	14.9	10.0	11.0	15.7
Total PCB	34.2	30.1	22.5	14.9	16.4	23.5
%tørrst.	15.0	14.0	14.0	13.0	13.0	17.0
% fett	1.7	1.7	1.7	1.4	1.3	2.3

Tabell 4. PCB i blåskjell fra Byfjorden 1993 (ng/g våtvekt)

IUPAC#	Damsgård 15 a+b	Bunkers 16	Bunkers 17	Nordnes 18	Kvarven 19 a+b
# 31	0.3	0.1	0.1	0.2	0.1
# 28	0.3	0.2	0.2	0.2	0.2
# 52	0.9	0.5	0.5	0.6	0.5
# 101	2.2	1.2	1.2	1.7	1.1
# 149	1.8	1.4	1.3	1.6	0.9
# 118	1.7	0.9	0.9	1.3	1.0
# 153	2.8	2.2	2.0	2.7	1.7
# 105	0.9	0.5	0.5	0.8	0.5
# 138	2.7	2.0	1.8	2.4	1.5
# 128	0.4	0.3	0.2	0.3	0.2
# 156	0.2	0.2	0.1	0.2	0.1
# 180	0.5	0.5	0.4	0.5	0.3
# 170	0.1	0.1	0.1	0.1	0.1
Sum PCB's	14.7	10.0	9.3	12.7	8.3
Total PCB	22.0	14.9	13.8	19.0	12.6
%tørrst.	16.0	13.0	12.0	14.0	15.0
% fett	2.0	1.4	1.6	1.6	1.7

Tabell 10. PCB i krabbe fra Byfjorden (ng/g våtvekt).

Tabell 5. PCB i krabbe (ng/g våtvekt)

IUPAC#	Gravdal han	Skutev. hun	Skutev. han	Sandviken han	Puddefj. hun	Puddefj. han
# 31	4.7	1.2	0.8	1.9	1.5	1.1
# 28	13.5	1.7	1.1	2.1	2.3	3.1
# 52	0.6	0.9	0.5	0.9	2.6	0.8
# 101	10.1	10.2	8.4	22.0	18.3	10.6
# 149	28.3	14.8	14.9	36.5	26.5	26.7
# 118	39.4	25.7	28.1	43.2	36.2	31.7
# 153	52.7	35.3	35.1	68.3	49.3	42.1
# 105	20.4	9.2	10.4	21.8	14.2	12.1
# 138	59.0	38.8	38.2	83.1	57.7	50.8
# 128	7.9	5.2	5.4	14.1	8.1	7.4
# 156	4.4	2.6	2.3	5.7	4.3	3.5
# 180	24.0	13.7	11.1	28.7	23.9	18.8
# 170	9.1	5.0	3.9	11.2	8.8	7.1
Sum PCB's	274.2	164.4	160.1	339.5	253.6	215.8
Total PCB	398.7	252.7	244.9	496.5	380.6	315.7
%tørrst.	33.0	31.0	40.0	31.0	30.0	29.0
% fett	8.2	8.8	19.3	17.9	15.3	14.3

Tabell 11. PCB i ål fra Byfjorden 1993 (ng/g våtvekt)

IUPAC#	Ål Sandviken	Ål Puddefj.	Ål Eidsvåg
# 31	0.3	0.10	0.10
# 28	1.1	0.3	0.3
# 52	8.8	2.4	3.5
# 101	14.3	6.7	5.3
# 149	13.8	9.3	6.3
# 118	39.7	18.7	16.6
# 153	60.6	62.8	35.1
# 105	16.9	7.3	6.6
# 138	60.3	53.4	31.9
# 128	9.9	7.3	4.3
# 156	5.4	4.4	2.4
# 180	17.1	26.4	10.2
# 170	6.2	9.1	3.9
Sum	254.3	208.2	126.4
Tot.PCB	403.9	341.6	205.7
%tørrst.	27.0	26.0	27.0
% fett	8.4	6.8	8.0

Tabell 12. PAH i blåskjell fra Byfjorden 1993 (ng/g våtvekt)

	BHB 1	BHB 2	BHB 2	BHB 4	BHB 4	BHB 4	Damsgård 14a + 14b	Damsgård 15a + 15b	Bunkers 16	Bunkers 17
Naphtalene	1	2	3	4	4	4	1	1	1	2
C1-naphtalenes	1	1	1	1	1	1	1	1	1	2
C2-naphtalenes	9	2	3	3	3	3	8	9	4	8
C3-naphtalenes	48	27	33	24	24	24	130	123	80	99
Fluorene	111	45	64	77	77	77	458	373	356	420
Phenanthrene	3	1	1	1	1	1	6	7	5	4
Anthracene	18	9	12	7	7	7	39	32	23	25
Dibenzothiophene	1	1	1	-	-	-	3	2	1	-
C1-phenanthrenes	2	1	1	-	-	-	9	5	6	6
C1-dibenzothiophenes	162	67	103	107	107	107	286	265	270	287
Fluoranthene	32	14	18	23	23	23	127	110	82	98
Pyrene	77	16	23	13	13	13	31	28	13	13
C2-phenanthrenes	101	16	25	21	21	21	45	46	29	40
C2-dibenzothiophenes	519	178	247	364	364	364	768	719	873	1040
C3-dibenzothiophenes	292	93	119	200	200	200	740	651	559	738
Benz(a)anthracene	249	91	118	171	171	171	433	427	352	435
Chrysene	38	13	22	17	17	17	19	18	9	9
Benz(b+j+k)fluoranthenes	113	40	61	49	49	49	77	60	44	43
Benz(e)pyrene	54	269	44	35	35	35	38	18	11	16
Benz(a)pyrene	40	21	28	20	20	20	25	19	10	16
Perylene	11	4	5	5	5	5	3	2	1	1
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	8	1	3	3	3	3	2	2	1	-
Benzo(ghi)perylene	6	2	2	4	4	4	2	1	1	-
Dibenz(a,c+a,h)anthracenes	9	4	6	5	5	5	3	2	3	3
	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum PAH (ng/g v.v.)	1906	916	940	1150	1495	3253	2920	2734	3303	

fortsettelse tabell 12

	Nordnes	Kvarven
	18	19
Naphtalene	2	1
C1-naphtalenes	8	4
C2-naphtalenes	71	27
C3-naphtalenes	198	42
Fluorene	6	2
Phenanthrene	30	8
Anthracene	2	1
Dibenzothiophene	5	1
C1-phenanthrenes	220	40
C1-dibenzothiophenes	55	10
Fluoranthene	32	6
Pyrene	35	6
C2-phenanthrenes	418	71
C2-dibenzothiophenes	293	42
C3-dibenzothiophenes	183	33
Benz(a)anthracene	16	2
Chrysene	45	10
Benz(b+j+k)fluoranthenes	20	4
Benz(e)pyrene	17	4
Benz(a)pyrene	3	-
Perylene	2	-
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	2	-
Benzo(ghi)perylene	2	-
Dibenz(a,c+a,h)anthracenes	2	-
Sum PAH (ng/g v.v.)	1667	314

Tabell 13. PAH i fiskelever fra Byfjorden (ng/g våtvekt)

	Skrubbe Skutev.	Skrubbe Gravdal	Skrubbe Eidsvåg
Naphtalene	10	13	20
C1-naphtalenes	18	21	38
C2-naphtalenes	29	31	103
C3-naphtalenes	31	8	58
Fluorene	-	3	-
Phenanthrene	4	5	-
Anthracene	-	2	-
Dibenzothiophene	-	-	-
C1-phenanthrenes	-	-	-
C1-dibenzothiophenes	-	-	-
Fluoranthene	-	4	-
Pyrene	-	2	-
C2-phenanthrenes	-	-	-
C2-dibenzothiophenes	-	-	-
C3-dibenzothiophenes	-	-	-
Benz(a)anthracene	-	5	-
Chrysene	-	2	-
Benz(b+j+k)fluoranthenes	-	20	-
Benz(e)pyrene	-	12	-
Benz(a)pyrene	-	3	-
Perylene	-	21	-
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	-	-	-
Benzo(ghi)perylene	-	-	-
Dibenz(a,c+a,h)anthracenes	-	-	-
Sum PAH (ng/g v.v.)	92	152	219

	Torsk Puddefj.		Torsk Skutev.		Torsk Gravdal		Torsk Eidsvåg		Lomre Puddefj.		Lomre Eidsvåg		Lomre 1-5 Sandviken		Lomre 6-10 Sandviken	
Naphthalene	29	12	10	9	6	9	13	9	6	12	18	15	15	15	15	15
C1-naphthalenes	48	20	19	19	8	19	18	15	12	21	17	12	12	12	12	12
C2-naphthalenes	73	29	47	46	11	46	17	12	21	17	17	12	12	12	12	12
C3-naphthalenes	31	18	21	35	-	35	8	-	9	8	8	-	-	-	-	-
Fluorene	3	-	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Phenanthrene	7	2	5	2	4	2	1	2	4	1	1	2	2	2	2	2
Anthracene	2	1	2	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dibenzothiophene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C1-phenanthrenes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C1-dibenzothiophenes	-	-	-	-	-	-	-	-	14	-	-	-	-	-	-	-
C1-dibenzothiophenes	-	-	-	-	-	-	-	-	4	-	-	-	-	-	-	-
Fluoranthene	3	1	-	-	-	-	-	-	3	1	1	-	-	-	-	-
Pyrene	-	-	-	-	-	-	-	-	4	1	1	-	-	-	-	-
C2-phenanthrenes	-	-	-	-	-	-	-	-	24	-	-	-	-	-	-	-
C2-dibenzothiophenes	-	-	-	-	-	-	-	-	28	-	-	-	-	-	-	-
C3-dibenzothiophenes	-	-	-	-	-	-	-	-	19	-	-	-	-	-	-	-
Benz(a)anthracene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chrysene	-	-	-	-	-	-	-	-	5	-	-	-	-	-	-	-
Benz(b+j+k)fluoranthenes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benz(e)pyrene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benz(a)pyrene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Perylene	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo(ghi)perylene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dibenz(a,c+a,h)anthracenes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum PAH (ng/g v.v.)	196	83	106	112	29	112	59	38	163	163	59	38	38	38	38	38

Tabell 14. PAH i fiskemuskel fra Byfjorden 1993 (ng/g våtvekt)

	Skrubbe Skutev.	Skrubbe Gravdal	Skrubbe Eidsvåg
Naphtalene	2	1	1
C1-naphtalenes	2	1	1
C2-naphtalenes	3	2	3
C3-naphtalenes	-	-	3
Fluorene	-	-	-
Phenanthrene	1	-	-
Anthracene	-	-	-
Dibenzothiophene	-	-	-
C1-phenanthrenes	-	-	-
C1-dibenzothiophenes	-	-	-
Fluoranthene	-	-	-
Pyrene	-	-	-
C2-phenanthrenes	-	-	-
C2-dibenzothiophenes	-	-	-
C3-dibenzothiophenes	-	-	-
Benz(a)anthracene	-	-	-
Chrysene	-	-	-
Benz(b+j+k)fluoranthenes	-	-	-
Benz(e)pyrene	-	-	-
Benz(a)pyrene	-	-	-
Perylene	-	-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	-	-	-
Benzo(ghi)perylene	-	-	-
Dibenz(a,c+a,h)anthracenes	-	-	-
Sum PAH (ng/g v.v.)	8	4	8

fortsettelse tabell 14

	Torsk		Torsk		Torsk		Torsk		Lomre		Lomre		Lomre		Lomre	
	Puddefj.	Skutev.	Gravdal	Eidsvåg	Puddefj.	Eidsvåg	Puddefj.	Eidsvåg	Eidsvåg	Sandviken	Eidsvåg	Sandviken	Eidsvåg	Sandviken	Eidsvåg	Sandviken
Naphtalene	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C1-naphtalenes	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
C2-naphtalenes	-	1	1	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
C3-naphtalenes	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fluorene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Phenanthrene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Anthracene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dibenzothiophene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C1-phenanthrenes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C1-dibenzothiophenes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Fluoranthene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Pyrene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C2-phenanthrenes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C2-dibenzothiophenes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
C3-dibenzothiophenes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benz(a)anthracene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Chrysene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benz(b+j+k)fluoranthenes	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benz(e)pyrene	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Benz(a)pyrene	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-
Perylene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Benzo(ghi)perylene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Dibenz(a,c+a,h)anthracenes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum PAH (ng/g v.v.)	1	3	2	0	6	3	1	1	2	3	1	2	1	2	1	2

Tabell 15. PAH i krabbesmør fra Byfjorden 1993 (ng/g våtvekt)

	Puddefj. hann	Puddefj. hunn	Skutev. hann	Skutev. hunn	Gravdal hann	Sandviken hann
Naphtalene	1	17	2	4	1	1
C1-naphtalenes	1	21	2	4	2	2
C2-naphtalenes	6	62	6	19	7	6
C3-naphtalenes	15	238	16	40	13	10
Fluorene	-	-	-	2	-	-
Phenanthrene	2	9	2	4	1	1
Anthracene	1	1	-	-	-	-
Dibenzothiophene	-	1	-	-	-	-
C1-phenanthrenes	8	74	7	15	4	5
C1-dibenzothiophenes	1	36	3	5	3	1
Fluoranthene	2	3	1	1	1	1
Pyrene	3	6	2	2	1	1
C2-phenanthrenes	15	273	14	15	19	11
C2-dibenzothiophenes	11	201	15	10	10	4
C3-dibenzothiophenes	9	138	7	6	11	6
Benz(a)anthracene	3	5	1	-	4	1
Chrysene	2	11	1	1	3	1
Benz(b+j+k)fluoranthenes	2	5	1	1	3	1
Benz(e)pyrene	1	2	-	-	-	-
Benz(a)pyrene	-	1	-	-	1	-
Perylene	-	1	-	-	-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	-	-	-	-	-	-
Benzo(ghi)perylene	-	-	-	-	-	-
Dibenz(a,c+a,h)anthracenes	-	-	-	-	-	-
Sum PAH (ng/g v.v.)	83	1105	80	129	84	52

Tabell 16. PAH i ål-muskel fra Byfjorden 1993 (ng/g våtvekt)

	Puddefj.	Sandviken	Eidsvåg
Naphtalene	3	1	2
C1-naphtalenes	5	2	2
C2-naphtalenes	8	3	2
C3-naphtalenes	6	5	4
Fluorene	-	5	2
Phenanthrene	2	17	17
Anthracene	-	2	2
Dibenzothiophene	-	1	1
C1-phenanthrenes	2	3	4
C1-dibenzothiophenes	1	1	4
Fluoranthene	1	3	3
Pyrene	-	2	-
C2-phenanthrenes	-	-	-
C2-dibenzothiophenes	-	-	-
C3-dibenzothiophenes	-	-	-
Benz(a)anthracene	-	-	-
Chrysene	-	-	-
Benz(b+j+k)fluoranthenes	-	-	-
Benz(e)pyrene	-	-	-
Benz(a)pyrene	-	-	-
Perylene	-	-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyrene	-	-	-
Benzo(ghi)perylene	-	-	-
Dibenz(a,c+a,h)anthracenes	-	-	-
Sum PAH (ng/g v.v.)	28	45	43

Tabell 17. PCDF/PCDD og non-orto-PCB i torskelerver, krabbe og skrubbemuskel fra Byfjorden 1993.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



NILU-Prøvenummer: 93/615

Kunde: NIVA- Knutsen

Lillestrøm, 11.11.93

Kundens prøvemerkning: Torsk-lever 1-25 26/5-93

: Eidsvag

Prøvetype: Torsk-lever

% fett: 49.9

Prøvemengde: 5g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD609021

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	2,68	96	2,68	
SUM TCDD	2,84			
12378-PeCDD	1,04	107	0,52	
SUM PeCDD	1,07			
123478-HxCDD	< 0,10		0,01	
123678-HxCDD	5,69	107	0,57	
123789-HxCDD	1,37		0,14	
SUM HxCDD	7,71			
1234678-HpCDD	5,53	107	0,06	
SUM HpCDD	5,69			
OCDD	3,01	100	0,00	
SUM PCDD	20,3		3,97	
2378-TCDF	21,2	87	2,12	
SUM TCDF	21,9			
12378/12348-PeCDF	5,24		0,05	0,26
23478-PeCDF	6,83	100	3,42	
SUM PeCDF	15,7			
123478/123479-HxCDF	5,54	111	0,55	
123678-HxCDF	3,36		0,34	
123789-HxCDF	< 0,15		0,02	
234678-HxCDF	3,29		0,33	
SUM HxCDF	21,8			
1234678-HpCDF	1,32	112	0,01	
1234789-HpCDF	0,22		0,00	
SUM HpCDF	1,60			
OCDF	0,52	104	0,00	
SUM PCDF	61,5		6,84	7,05
SUM PCDD/PCDF	81,8		10,8	11,0

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

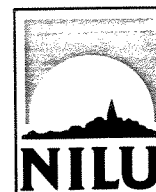
i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: 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 -

Lillestrøm, 11.11.93

NILU-Prøvenummer: 93/615

Kunde: NIVA- Knutsen

Kundens prøvemerking: Torsk-lever 1-25 26/5-93

: Eidsvag

Prøvetype: Torsk-lever

Prøvemengde: 5g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD609021

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE
	pg/g	%	pg/g	(nordisk) pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	4 740	54	47,4	2.3
33'44'5-PeCB (PCB-126)	1 025	89	103	10.
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	161	86	8,05	1.6
SUM TE-PCB			158	106.

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



NILU-Prøvenummer: 93/614

Lillestrøm, 25.10.93

Kunde: NIVA- Knutsen

Kundens prøvemerking: Torsk-lever
: Puddefjorden

Prøvetype: Torsk-lever

% fett: 46.2

Prøvemengde: 5g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD525041

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	3,20	83	3,20	
SUM TCDD	3,29			
12378-PeCDD	0,88	69	0,44	
SUM PeCDD	1,10			
123478-HxCDD	< 0,40		0,04	
123678-HxCDD	3,05	96	0,31	
123789-HxCDD	1,13 (i)		0,11	
SUM HxCDD	4,05			
1234678-HpCDD	3,51	97	0,04	
SUM HpCDD	3,51			
OCDD	4,29	81	0,00	
SUM PCDD	16,2		4,14	
2378-TCDF	15,8	73	1,58	
SUM TCDF	16,0			
12378/12348-PeCDF	3,50		0,04	0,18
23478-PeCDF	3,60	76	1,80	
SUM PeCDF	7,38			
123478/123479-HxCDF	1,67	84	0,17	
123678-HxCDF	1,73		0,17	
123789-HxCDF	< 0,25		0,03	
234678-HxCDF	1,80		0,18	
SUM HxCDF	9,67			
1234678-HpCDF	0,87	107	0,01	
1234789-HpCDF	< 0,40		0,00	
SUM HpCDF	0,87			
OCDF	0,54	83	0,00	
SUM PCDF	34,5		3,97	4,11
SUM PCDD/PCDF	50,7		8,11	8,25

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

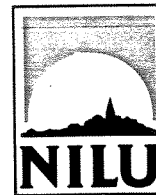
i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: 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.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Lillestrøm, 25.10.93

NILU-Prøvenummer: 93/614

Kunde: NIVA- Knutsen

Kundens prøvemerkning: Torsk-lever

: Puddefjorden

Prøvetype: Torsk-lever

Prøvemengde: 5g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD525041

Komponent	Konsentrasjon	Gjenvinning	TE	TE (nordisk)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	6 150	84	61,5	3.2
33'44'5-PeCB (PCB-126)	1 254	72	125	125.4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	122	63	6,10	1.2
SUM TE-PCB			193	129.8

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



NILU-Prøvenummer: 93/616

Kunde: NIVA- Knutsen

Lillestrøm, 19.10.93

Kundens prøvemerking: Krabbe 1-2 hankrabbe

: Skuteviken

Prøvetype: Krabbe

% fett: 20.0

Prøvemengde: 10g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: BD513011-BD514011-BD521031

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,97	66	0,97	
SUM TCDD	7,09			
12378-PeCDD	31,0	76	15,5	
SUM PeCDD	154			
123478-HxCDD	1,75		0,18	
123678-HxCDD	3,80	74	0,38	
123789-HxCDD	1,48		0,15	
SUM HxCDD	22,9			
1234678-HpCDD	80,3	103	0,80	
SUM HpCDD	171			
OCDD	12,9	44	0,01	
SUM PCDD	368		18,0	
2378-TCDF	11,2	66	1,12	
SUM TCDF	43,5			
12378/12348-PeCDF	16,7		0,17	0,83
23478-PeCDF	70,2	76	35,1	
SUM PeCDF	318			
123478/123479-HxCDF	1,93	108	0,19	
123678-HxCDF	2,08		0,21	
123789-HxCDF	< 0,66		0,07	
234678-HxCDF	13,3		1,33	
SUM HxCDF	47,9			
1234678-HpCDF	2,74	100	0,03	
1234789-HpCDF	< 0,04		0,00	
SUM HpCDF	3,00			
OCDF	0,61	61	0,00	
SUM PCDF	413		38,2	38,9
SUM PCDD/PCDF	781		56,2	56,9

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 -

Lillestrøm, 19.10.93

NILU-Prøvenummer: 93/616
Kunde: NIVA- Knutsen
Kundens prøvemerkning: Krabbe 1-2 hankrabbe
: Skuteviken
Prøvetype: Krabbe
Prøvemengde: 10g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: BD513011-BD514011-BD521031

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE pg/g	TE (nordisk) pg/g
	pg/g	%		
33'44'-TeCB (PCB-77)	17 240	50	172	8.6
33'44'5-PeCB (PCB-126)	1 276	45	128	127.6
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	299	19	14,9	3.0
SUM TE-PCB			315	139.2

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



NILU-Prøvenummer: 93/617

Lillestrøm, 11.11.93

Kunde: NIVA- Knutsen

Kundens prøvemerking: Skrubbe

: Skuteviken

Prøvetype: Skrubbe-muskel

% fett : 1.3

Prøvemengde: 25g

Måleenhet: fg/g

Datafiler: BD609011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	fg/g	%	fg/g	fg/g
2378-TCDD	89,7	90	89,7	
SUM TCDD	131			
12378-PeCDD	84,6	97	42,3	
SUM PeCDD	96,2			
123478-HxCDD	21,6 (i)		2,16	
123678-HxCDD	78,6	94	7,86	
123789-HxCDD	33,4		3,34	
SUM HxCDD	144			
1234678-HpCDD	150	92	1,50	
SUM HpCDD	150			
OCDD	468	84	0,47	
SUM PCDD	989		147	
2378-TCDF	681	92	68,1	
SUM TCDF	786			
12378/12348-PeCDF	79,1		0,79	3,95
23478-PeCDF	346	97	173	
SUM PeCDF	545			
123478/123479-HxCDF	40,0 (i)	90	4,00	
123678-HxCDF	40,4		4,04	
123789-HxCDF	15,8 (i)		1,58	
234678-HxCDF	40,7		4,07	
SUM HxCDF	215			
1234678-HpCDF	49,6	102	0,50	
1234789-HpCDF	21,7		0,22	
SUM HpCDF	72,8			
OCDF	329	78	0,33	
SUM PCDF	1 948		256	260
SUM PCDD/PCDF	2 937		404	407

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 -

Lillestrøm, 11.11.93

NILU-Prøvenummer: 93/617

Kunde: NIVA- Knutsen

Kundens prøvemerking: Skrubbe

: Skuteviken

Prøvetype: Skrubbe-muskel

Prøvemengde: 25g

Måleenhet: fg/g

Datafiler: BD609011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE	TE
	fg/g	%	fg/g	(nordisk) fg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	170 399	67	1 704	85
33'44'5-PeCB (PCB-126)	14 987	76	1 499	1499
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1 463	79	73,2	15
SUM TE-PCB			3 276	1499

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.



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2469-6