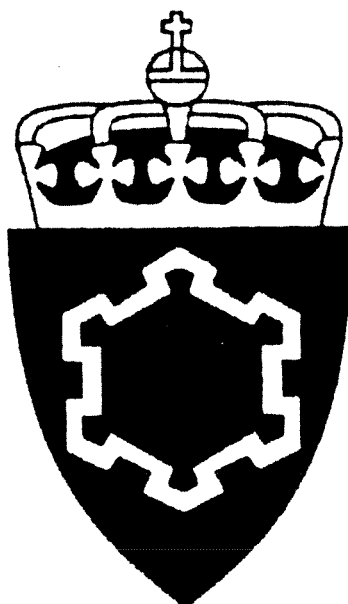


O-93040

Undersøkelser av organiske miljøgifter
i bunnsedimenter og marine organismer
i nærområdet utenfor
ABC/Brannøvingsfeltet Haakonsvern,
Bergen 1993.



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.:	Undernr.:
O-93040	
Løpenr.:	Begr. distrib.:
2942	Sperret 2 uker

Hovedkontor	Sørlandsavdelingen	Østlandsavdelingen	Vestlandsavdelingen	Akvaplan-NIVA A/S
Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47 41) 43 033 Telefax (47 41) 44 513	Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47 65) 76 752 Telefax (47 65) 76 653	Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47 5) 32 56 40 Telefax (47 5) 32 88 33	Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47 83) 85 280 Telefax (47 83) 80 509

Rapportens tittel: Undersøkelser av organiske miljøgifter i bunnsedimenter og marine organismer i nærområdet utenfor ABC/Brannøvingsfeltet Haakonsvern, Bergen 1993.	Dato:	Trykket:
	21.09.93	NIVA 1993
Forfatter(e): Roger M. Konieczny Torbjørn M. Johnsen Jarle Klungsøyr Jon Knutzen	Faggruppe:	
	Marin økologi	
	Geografisk område:	
	Hordaland	
	Antall sider:	Opplag:
	73	150

Oppdragsgiver: FTB - Forsvarets Bygningstjeneste, Stavanger	Oppdragsg. ref. (evt. NTNF-nr.):
--	----------------------------------

Ekstrakt: Totalt 15 sedimentprøver (0-20 cm) og blandprøver av blåskjell, krabber og fisk fra området utenfor ABC/Brannøvingsfeltet Haakonsvern er undersøkt for innhold av miljøgiftene PCB og PAH. Bunnsedimentene var til dels meget sterkt forurenset med PCB og PAH. Høyeste konsentrasjon var ca. 5 ppm PCB og 16 ppm PAH, tilsvarende hhv. 1000x og 50x overkonsentrasjon. Det ble registrert >1000 ppm olje/THC i sedimentene. Høye overkonsentrasjon av PCB ble registrert i torskelever (20-30x) og mer moderat i lomre (5x) og krabbe (2-5x). PCB-belastningen reflekteres også i filet hos begge fiskearter. PAH belastningen var ikke like fremtredende hverken hos fisk eller krabbe, mens derimot blåskjellene i området hadde høyt innhold (20-30x overkonsentrasjon) av oljeavledet PAH. PCB-belastningen av blåskjellene var moderat til sterk. På bakgrunn av miljøgiftnivåene må tilstanden i området karakteriseres som meget dårlig (tilstandsklasse V). Både tidligere og dagens aktiviteter mht. forbrenning av ulike oljeholdige materiale, avrenning og drenering fra området, samt direkte utslipp til resipienten har forårsaket denne situasjonen. Det antas at en rekke aktiviteter i vannmassene og nær sjøbunnen fysisk forstyrrer sedimentene og fører til spredning av miljøgiftene i området.

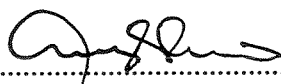
4 emneord, norske

1. Organiske miljøgifter; PCB, PAH
2. Olje/hydrokarboner
3. Marine sedimenter
4. Marine organismer

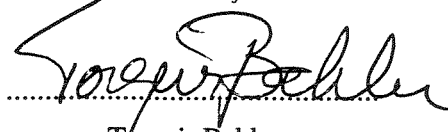
4 emneord, engelske

1. Organic micropollutants; PCB, PAH
2. Oil/hydrocarbons
3. Marine sediments
4. Marine biota

Prosjektleder


.....
Jens Skei

For administrasjonen


.....
Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2362-2

O-93040

**Undersøkelser av organiske miljøgifter i
bunnsedimenter og marine organismer i nærområdet
utenfor ABC/Brannøvingsfeltet Haakonsvern,
Bergen 1993.**

Prosjektleder: Jens Skei

Medarbeidere: Torbjørn M. Johnsen
Jarle Klungsøyr (HI)
Jon Knutzen
Roger M. Konieczny
Lill-Ann Kronvall
Evy R. Lømsland
Brage Rygg

Forord

Det forelå en tilbudsinnbydelse datert 17.12.1992 fra Environmental Consultats as. (ENCO) hvor Forsvarets Byggningsstjeneste ønsket en marinbiologisk undersøkelse av området utenfor ABC/Brannøvingsfeltet Haakonssvern, Bergen (FBT lok. nr 1201 005). Undersøkelsen skulle primært skaffe oversikt over dagens forurensningssituasjon og danne beslutningsgrunnlag i forbindelse med etablering av et nytt og forbedret øvingsanlegg. Norsk institutt for vannforskning (NIVA) oversendte et programforslag for ønsket undersøkelse den 18.01.1993. Etter et møte mellom FBT/Sentralledelsen, ENCO og NIVA den 01.02.1993 ble det besluttet (muntlig tilsagn) at NIVA skulle gjennomføre undersøkelsene iht. et revidert program oversendt oppdragsgiver 11.02.1993.


Det ble samtidig besluttet at undersøkelsene skulle koordineres med en grunnundersøkelse på øvningsfeltet utført av Carl-H. Knudsen AS. (Siv. ing Sissel Tvedten og Cand. real Trygve Aasland, nå Asplan Viak) og miljøundersøkelsene i Byfjorden/Bergen havn (Forskningsleder Jens Skei og medarbeidere, NIVA). Ansvarlig for koordineringen av undersøkelsene i oppdragsgivers interesse har vært ENCO ved Siv. ing. Vidar Ellefsen.

Kontaktpersoner hos oppdragsgiver har vært prosjektleder Torgeir Mørch FBT/Sentralledelsen og Overing. Arne Erik Mathiassen FBT/Stavanger. Kontakt ved VSD/Haakonssvern har vært Miljøvernoffiser Orlogskapt. Trygve Thodesen.

Analysearbeidet er utført ved Havforskningsinstituttet (HI) under ledelse av forsker Jarle Klungsøyr.

Prosjektansvarlig hos NIVA har vært forskningsleder Jens Skei og forsker Roger M. Konieczny har fungert som operativ prosjektleder. Sistnevnte har også vært ansvarlig for feltarbeidet og sammenstilling av rapporten sammen med forsker Torbjørn M. Johnsen (NIVAs Vestlandsavd.).

Oslo, den 21. september 1993


Jens Skei
Prosjektleder

Innhold	Side
Forord	3
Innhold	4
English summary	5
1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDINGER	7
1.1 Formål	7
1.2 Konklusjoner	7
1.3 Tilrådinger	8
2. BAKGRUNN OG MÅLSETTING	10
2.1 Historikk	10
2.2 Forurensningssituasjonen og kilder	12
2.3 Målsetting	14
2.4 Undersøkelser i tilstøtende områder	15
3. MATERIALE OG METODER	16
3.1 Feltarbeid	16
3.2 Analysemetodikk	17
3.2.1 Polyklorerte bifenyler (PCB)	17
3.2.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)	18
3.2.3 Total hydrokarboner (THC)	19
3.3 Bakgrunnsverdier, tilstand og forurensningsgrad	19
3.4 Likhetsanalyser	19
4. RESULTATER OG DISKUSJON	21
4.1 PCB i sedimenter	21
4.2 PAH i sedimenter	24
4.3 THC i sedimenter	26
4.4 PCB og PAH i blåskjell	27
4.5 PCB og PAH i fisk og krabber	28
4.6 Resultat av likhetsanalyser	31
4.7 Vurdering av kilder	36
6. LITTERATUR	39
Vedleggstabeller	43
Vedleggsfigurer	62

English summary

1. Objectives

The investigation in the surroundings of Haakonsvern (fig. 2.1) has aimed at:

- Recording of organic micropollutants (PCB, PAH) in sediments and organisms (blue mussel, edible crab, cod and lemon sole).
- Assessment of past and present discharges and polluting activities in relation to contamination levels, consequences for exploitation of biological resources and possible ecological effects.
- Preliminary evaluation of sources, including soil contamination from the combustion site.
- Assessment of abatement measures.

2. Conclusions and recommendations

1. The marine environment in the neighbourhood of Haakonsvern is strongly contaminated from various sources: direct discharges, surface runoff ground water seepage, dumping, dredging or other disturbance of sediment. Tracing and quantitative assessment of the relative roles of different sources is difficult or not possible mostly due to lack of historical records of relevant episodes/activities, but also limited analyses of surface runoff and soil seepage. Previous measures to reduce pollution have only had temporary and limited effects.
2. Surface sediments inside the "diving wharf" and in the sound south of the MTB quai (fig. 2.1) are strongly contaminated with PCB. Concentrations exceed "diffuse background levels" (i.e. no known point sources) with up to 100 times. Locally, in subsurface sediments (< 10 cm), concentrations up to 1000 times above "background" has been found. PCB profiles indicated at least two types of PCB mixtures.
3. The PCB contamination is reflected in organisms, in particular in liver and fillet of cod which had PCB concentrations 20 - 30 times above the assumed background levels. More moderate overconcentrations ($\approx 5 \times$) were recorded in lemon sole, mussels and crabs.
4. Analyses of water and soil sampled at and downstream the combustion site have given PCB profiles which corresponded reasonably well with the PCB pattern in the sediment samples.
5. The sediments were also markedly to strongly contaminated with PAH and dicyclic aromatics/heterocyclics. Up to 50 times the "background level" was recorded in surface sediments. PAH was partly combustion derived but with a significant contribution of oil derived compounds (methyl-substituted naphthalenes/phenanthrenes, dibenzo-thiophene). Potentially cancerogenic PAH constituted 25 - 40% of sum combustion derived PAH.

6. Mussels contained high PAH concentrations (20 - 30 times background) of mostly oil derived compounds, which indicates continuous or at least frequent discharges. PAH-contamination of fish was variable, the relatively highest levels observed in cod liver in one of the two sub areas but clearly traceable also in one of the fillet samples.
7. The PAH registrations indicate several sources, i.e. not merely the harbour area and the combustion site. The highest, subsurface concentrations were recorded far from the fire training field.
8. The contamination of edible organisms should be evaluated by food authorities. It is most probable that this evaluation will result in consumption advices and (if relevant) restrictions on commercial fishing.
9. A plan should be worked out with the aim to stop or reduce present discharges and episodic oil spillage.
10. As far as possible the strongly contaminated sediments should be left undisturbed until final decisions on measures have been reached. Consequently, activities like dredging, dumping, construction work, diving and ship traffic should be avoided or carried out with caution.
11. As the occurrence of the very toxic polychlorinated dibenzo-p-dioxins/dibenzofurans ("dioxins") and non-ortho PCB is very probable, further studies should be conducted to record the levels of these substances in soil, sediments and organisms.

1. FORMÅL - KONKLUSJONER - TILRÅDNINGER

1.1 Formål

Hovedmålene med undersøkelsene ved ABC-/Brannøvingsfeltet på Haakonssvern har vært:

1. Å kartlegge nivåene av utvalgte organiske miljøgifter (PCB og PAH), samt omfanget av oljeforurensning i bunnsedimentene.
2. Å få en tilsvarende oversikt over nivåene av organiske miljøgifter (PCB og PAH) i mest mulig stedbundne marine organismer som blåskjell, torsk, lomre og krabbe.
3. Vurdere omfanget av den eventuelle belastningen basert på målingene i sediment og organismer og om mulig belyse effektene i resipienten.
4. Belyse sammenhengen mellom forurensningene i grunnen og nærområdet i sjøen utenfor og om mulig evaluere kildene.
5. På grunnlag av nåværende forurensningssituasjon vurdere behovet for og foreslå kortsiktige miljøforbedrende tiltak.

1.2 Konklusjoner

Det henvises til vedleggstabellene 3.5 og 3.6 mht. anvendte normalnivåer av miljøgifter i forbindelse med tilstandsvurdering og forurensningsgrader. Følgende konklusjoner kan trekkes fra undersøkelsen:

1. Det forekommer åpenbart tilførsler av ulike forurensninger til resipienten fra brannøvingsfeltet, via direkte utslipp, overflateavrenning, drenering/utvasking i grunnen og luftnedfall. Betydningen og størrelsen av hver enkelt kilde kan ikke konkretiseres. Dog forurensningstilførsler via grunnen vist å være begrenset.
2. Overflatesedimentene i havneområdet innenfor dykkerkaia og i sundet sydover til MTB-kaia er markert til meget sterkt forurenset (forurensningsgrad 3-5) av polyklorerte bifenyler (PCB) med overkonsentrasjon ca. 20-100x bakgrunnsnivået. Lokalt i resipienten i de øvre 10 cm av sedimentlagene kan konsentrasjoner med nærmere 1000x overkonsentrasjon påtreffes. Ned under 10 cm faller konsentrasjonene raskt ned mot normalnivåer eller bare svake overkonsentrasjoner.
3. Det er konstatert til dels høye konsentrasjoner av PCB i organismer, spesielt i torsk, der det kan anslås overkonsentrasjoner på i hvert fall 20-30x "normalnivået". I lomre, blåskjell og krabbe var forurensningsgraden mindre men likevel markert. Den sterke graden av forurensning må bedømmes av næringsmiddelmyndighetene, men den gjeldende praksis gjør det overveiende sannsynlig at konklusjonen blir kostholdsråd og begrensninger på eventuelt salg av lokalt fanget fisk og skalldyr. Resultatene nødvendiggjør utvidede analyser og eventuell prøvetaking.

4. Vann og jordprøver tatt ovenfor, på og nedenfor brannøvningsfeltet viser forekomster av PCB som i sammensetning kan sammenlignes med hva som ble funnet i bunnsedimentene og organismer. Samlet antyder datamaterialet at det kan dreie seg om minst to hovedtyper PCB; en høyklorert eldre forurensning og en lavklorert av nyere dato.
5. Tilførsler og spredning av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) har gitt overkonsentrasjoner i sedimentene på i overkant av 50x bakgrunnsnivået. Generelt var forurensningsgraden i sedimentene moderat til sterk med overkonsentrasjoner for det meste i intervallet 10-20x. Den samlede PAH-belastningen består av to typer PAH; en andel forbrenningsavledet og en oljeavledet (NPD = summen av metyl-substituerte naftalener, fenantrener og dibenzotiofener). Dominerende er gruppen med forbrenningsavledet PAH (70-90%), men innslaget av NPD viser en betydelig oljebelastning. Forbrenningsavledet PAH omfatter en god del potensielt kreftfremkallende stoffer (KPAH), som til sammen utgjør 25-42% av sum PAH; bla. omkring 5% benzo(a)pyren (anslagsvis ca. 40x overkonsentrasjon).
6. I blåskjell og delvis i fisk er det likeledes observert markert PAH-forurensning. Overkonsentrasjonene i blåskjell var 20-30x og tilsvarende bla. i et par prøver av torskelever. PAH-påvirkningen lot seg også tydelig spore i en av filet-prøvene (lomre). Dominerende i forurensningen av blåskjell var oljeavlede PAH (ca. 80%), mens andelen av KPAH var forholdsvis moderat. I enkelte av fiskeprøvene var det derimot et betydelig innslag av KPAH.
7. Analysene av total hydrokarboner (THC) og fordelingen i bunnsedimentene antyder at det kan dreie seg om flere tilførselskilder enn utslippet i småbåthavnen. De høyeste konsentrasjoner ble registrert lengst fra den antatte kilden (brannøvningsfeltet) og representerte omkring 50-100x bakgrunnsnivåene. Normalt vil de mest vannløslige og flyktige komponentene i olje raskt fordampe i sjøvann, samtidig med at olje ofte nedbrytes bakterielt. Dette bidrar til at transporten av oljeforurensninger begrenses.
8. Rekonstruksjon av den historiske bruken ved øvningsfeltet antyder både periodiske og kontinuerlige tilførsler av ulike miljøgifter, fra flere kilder. Iverksatte miljøforbedrende tiltak har kun hatt midlertidige og begrensede effekter.
9. **Hovedkonklusjonen må derfor være at samlet viser datamaterialet en relativt god sammenheng mellom forekomstene av ulike forurensninger i grunnen og sjøen utenfor. Belastningen gjenspeiles i til dels meget høye konsentrasjoner av særlig PCB i organismer, men også betydelige overkonsentrasjoner av PAH. En må også anta at aktiviteter i vannmassene og forstyrrelse av sjøbunnen (oppvirvling av sedimentene) bidrar til å øke denne belastningen.**

1.3 Tilrådinger

På grunn av sedimentenes generelt høye innhold av PCB, PAH og oljehydrokarboner (THC), spesielt i området innenfor dykkerkaia, anses det ikke tilråddlig med aktiviteter som forstyrrer sedimentenes øvre lag (0-30 cm).

Det anbefales at det snarest iverksettes tiltak for å hindre/reducere fortsatte tilførsler fra de

mest aktuelle kilder (direkte utslipp gjennom ledningsnett, utslipp av spill- og skutebunnsolje fra båter og søl i form av overbunkring). Videre bør aktiviteter som fysisk kan forstyrre sedimentene (sekundær kilde) så vidt mulig begrenses. Slike aktiviteter er mudring, graving, slamsuging, slamspyling, dumping, utfylling og dessuten båttrafikk (propellstrømmer) og dykking nær sedimentoverflaten må anses som uheldig. Mer langsiktige tiltak og opprydding må utredes særskilt.

Da det er risiko for dannelse av polyklorerte dibenzofuraner/dioksiner ved ufullstendig forbrenning av PCB, bør det gjøres orienterende dioksinanalyser i sedimenter, blåskjell og torsk fra området (enten i det allerede innsamlede materialet eller i nye prøver).

2. BAKGRUNN OG MÅLSETTING

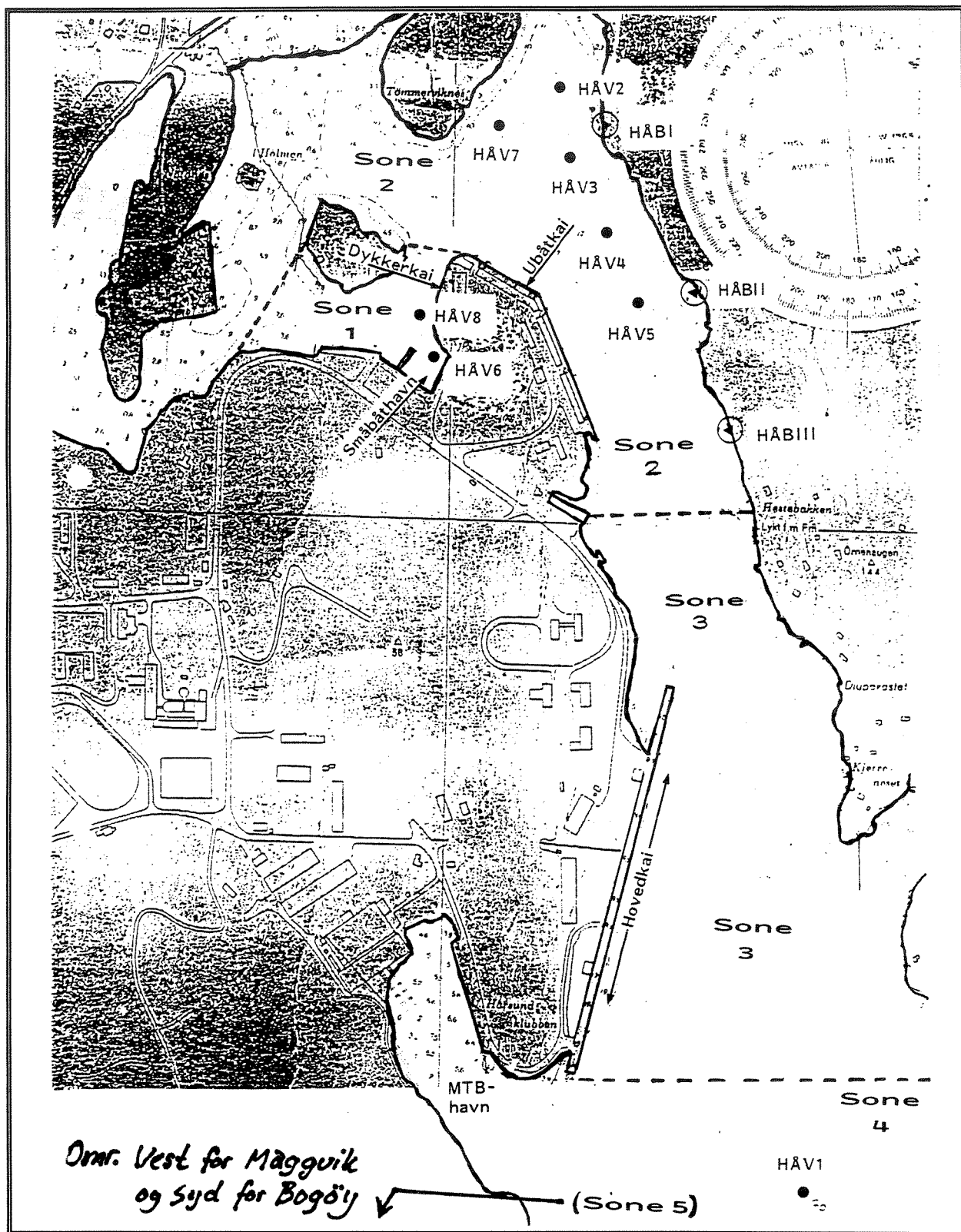
2.1 Historikk

Byggingen av Haakonsvern startet i 1958, og KNM Tordenskjold med Havari og ABC-vernaskolen ble flyttet fra Horten i 1962. Den offisielle åpningen på Haakonsvern fant ikke sted før i 1963, som samtidig er startpunktet for forbrenning av oljeprodukter som et ledd i den kontinuerlige utdanning av Forsvarets personell. På området ovenfor selve øvingsfeltet (jfr. fig. 2.2) har det også eksistert et eget forbrenningsanlegg hvor ulike olje- og avfallsprodukter, mange av ukjent opprinnelse, har vært forbrent. Systematisk journalføring over omfang og type forbrenningsmaterialer ble ikke etablert før en gang ut på 1970-tallet, etter at forbrenningsanlegget formelt sett var nedlagt. Leveransene til forbrenningsanlegget har hovedsaklig vært bunkers- og spillolje fra båter, og intern virksomhet på Haakonsvern, men det kan ikke utelukkes at også avfall fra andre virksomheter i Forsvaret er blitt forbrent ved anlegget.

Resultatet av virksomheten og aktivitetene på øvingsfeltet ble i siste halvdel av 1960-tallet synlig som oljelekkasjer i småbåthavnen (fig. 2.1) Som følge av at de installerte oppsamlingsystemer, oljeutskillere og renseanlegg ikke fungerte tilfredsstillende, ble det iverksatt tiltak mot problemet. I 1969 ble det etablert såkalte "høyfiltere" etter sandfangkummene i grunnen. Disse ble senere tatt ut av drift fordi heller ikke disse fungerte tilfredsstillende. Det ble derfor i 1979 gjennomført en større ombygging av øvingsfeltet. Brannøvingsfeltet ble gravd opp, de forurensede massene brent og det ble lagt en tettende plastmembran i grunnen under feltet. Samtidig ble det bygget nye oljeutskillere og en betonglense rundt utslippet til småbåthavnen (fig. 2.2). Tiltakene førte til at forurensningssituasjonen midlertidig ble merkbart bedre, men et dårlig grunnarbeid i forbindelse med etablering av membranen førte til at forurensningen til sjøen igjen ble et problem i 1988. Et vesentlig bidrag til den stadig økende oljeforurensningen til sjøen kom også gjennom lekkasjer utenfor betonglensen slik at den senere måtte forlenges.

Av vesentlig betydning for den forurensningssituasjonen som råder i området i dag, i tillegg til ca. 30 års øvelsesaktivitet, er endel periodiske, men også regelmessige undervannsaktiviteter som spesielt har påvirket sjøbunnen. I perioden 1986-1989 ble det utført enkelte større slamsugings/slamspylingsarbeider i forbindelse med rehabilitering av kaiene og nye installasjoner. I tillegg til dette har det i nærområdet gjennom mange år blitt gjennomført regelmessig slamsuging/slamspyling i utdanningsøyemed. Utover dette har det ikke vært gjort spesielle grave- eller mudringsarbeider utenfor kaiområdene i de senere årene. Det bør her også nevnes at overbunkring av båter i vesentlig grad kan ha bidratt til forurensningen.

Dessuten bør det også nevnes at store deler av øvingsfeltet er etablert på gammel sjøbunn hvor til dels grove løsmasser er benyttet til utfylling utenfor den tidligere strandlinjen (fig. 2.2).



Figur 2.1 Kart over soneinndeling av undersøkelsesområdet med prøvelokaliteter for sedimenter og biologisk materiale, Haakonsværn 1993.

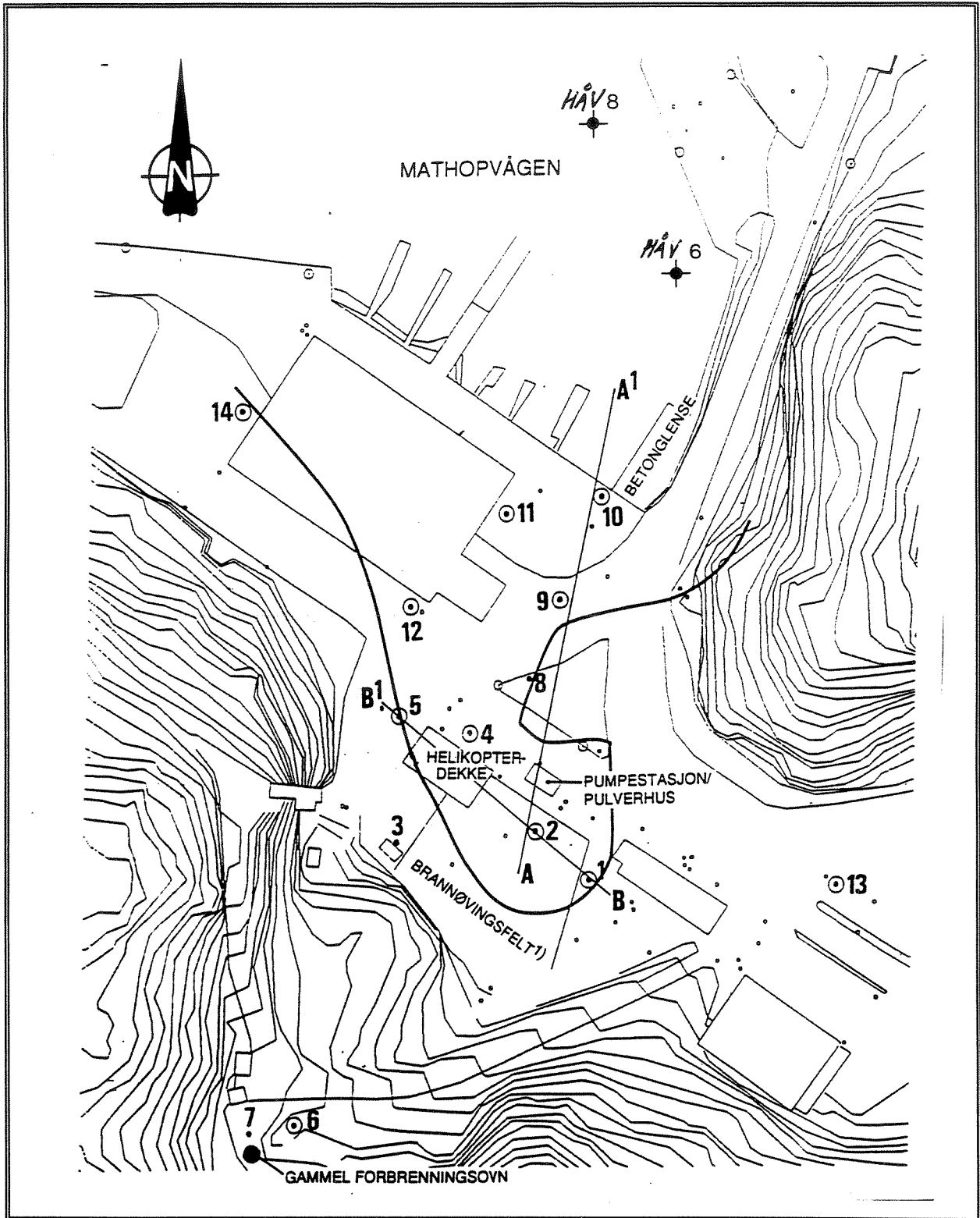
2.2 Forurensningssituasjonen og kilder

Ved ABC-/Brannøvingsfeltet på Haakonsvern og nærområdet rundt dette er det konstatert at området i en lang periode har blitt belastet med oljeholdig avløpsvann fra øvingsfeltet. Oljeforurensningen stammer delvis fra søl og spill av olje i forbindelse med øvelsene og delvis fra forbrenning av ulike oljeprodukter. I den forbindelse har det vært opplyst at oljeutskillere og andre installasjoner (synkekummer, oppsamlingsenheter, renseanlegg etc.) som skulle ha fjernet olje fra vannet før utslipp til sjø skjedde eller hindre spredning av forurensning, langt fra har fungert tilfredsstillende. En vesentlig årsak til dette kan knyttes til bruken av slukningsmidler. Resultatet synes å være at olje og oljekomponenter som stammer fra ufullstendig forbrenning, har rent ned i grunnen hvor store mengder har blitt liggende og har forurenset jord og grunnvann. Men en betydelig del av forurensningen transporteres kontinuerlig til det marine miljø, enten via direkte utslipp til vannmassene eller gjennom grunnvannstilsig og sjøvannsutvasking i løsmassene i grunnen (tidevannspåvirkning). Oljen som har blitt tilført sjøen utenfor, har enten blitt spredt utover i området med overflatevannmassene eller har ved naturlige prosesser sunket til bunnen for å bli liggende i bunnsedimentene. Den siste prosessen har tidvis blitt fremskyndet ved å tilsette koagulanter til havnebassenget slik at oljen fra utslippet lettere og raskere bunnfelles.

Disse ulike oljeforurensningskildene kan gi en betydelig belastning på organismene som permanent lever i strandsonen eller på bunnen, dertil forurense fisk som periodisk oppholder seg i resipienten. De lette oljekomponentene kommer til overflaten hvor en del forbindelser ofte raskt fordamper, men kan medføre at planter og dyr i tidevannssonen eksponeres for disse forbindelsene. Fisk og skalldyr som lever i nær tilknytning til sedimentet, kan utsettes for og oppkonsentrere skadelige stoffer fra sedimentet enten ved direkte kontakt med bunnsedimentene eller ved at de spiser dyr (med akkumulerte miljøgifter) som lever i eller på sedimentet.

Ved orienterende undersøkelser av forurensning i grunnen utført av Noteby og senere Geoteam Terraplan og Veritas Miljøplan i 1992 ble både løsmasser og grunnvann karakterisert som klart forurenset av olje/hydrokarboner. Det ble ut fra denne situasjonen besluttet og kartlegge deler av sjøbunnen i og utenfor småbåthavnen (ENCO 1992). Resultatet fra denne undersøkelsen viste at også bunnsedimentene i store deler av nærområdet til brannøvingsfeltet måtte betraktes som kraftig forurenset spesielt av PCB. Også utenfor brannøvingsfeltet ble det registrert høye PCB-nivåer, men med en antatt annen sammensetning som ga grunnlag for å anta at resipienten har mottatt denne miljøgiften fra flere kilder. Undersøkelsen bekreftet samtidig at forurensningen av olje/hydrokarboner i sedimentet lå langt over et akseptert bakgrunnsnivå (jfr. avsnitt 3.3).

Det bemerkes at det i denne undersøkelsen var mulig skille mellom to ulike PCB sammensetninger ("generasjoner"), men riktignok foreligger det ingen sikker informasjon omkring de potensielle kildene til den PCB som registreres i området. Det kan ha forekommet forbrenning av ulike produkter i forbrenningsanlegget lokalisert ovenfor brannøvingsfeltet, som f.eks. eldre hydraulikkoljer, transformatoroljer, spilloljer og annet potensielt PCB-holdig avfall. Hva som er kilde til den "nyere generasjonen" PCB er også ukjent, men enkelte oljeprodukter og anvendte slukningsmidler kan tenkes å inneholde dette.



Figur 2.2 Kart over ABC/Brannøvingsfeltet Haakonvern med brønnlokalteter for grunnundersøkelser (Modifisert etter CHK 1993).

Til tross for at PCB i miljøet representerer den klart farligste forurensningstrusselen, er fortsatt tilførselene og forbrenning av oljeprodukter det største problemet i området. Et årlig forbruk ved øvingsfeltet på ca. 100 m³ olje er anslått. Dette er fordelt på fyringsolje nr. 1 (Termo Shell nr. 16), marin gassolje og siden høsten 1992 parafin (for detaljert produktliste jfr. CHK 1993). En viktig faktor er at olje naturlig inneholder en rekke aromatiske forbindelser som utgjør en vesentlig andel av det som utgjør samlebetegnelsen PAH (også kalt tjærestoffer). De aromatiske forbindelsene (oljeavledet PAH) kan opptre i miljøet som enkeltkomponenter i oljen, men ved forbrenning kan flere av disse omdannes til nye PAH-forbindelser. PAH dannes forøvrig ved enhver ufullstendig forbrenning (forbrenningsavledet PAH) og sammen med andre aromater utgjør disse total PAH.

Både PCB og PAH er i utgangspunktet lite vannløslige, lite nedbrytbare i miljøet, og transporteres ofte relativt lett knyttet til partikler. Dette fører til at en vesentlig tilførsel av disse miljøgiftene som følge av forbrenningsaktiviteten i undersøkelsesområdet kommer via luften, enten som direkte nedfall eller via etterfølgende avrenning (overflatevann og markvann).

2.3 Målsetting

Det ble tidlig skissert en del hovedmål for undersøkelsen, primært ut fra den gitte forurensningssituasjonen og et antatt behov for viten. Under den praktiske gjennomføringen av prosjektet (bla. feltarbeidet) har det vært fortløpende vurdert om de ønskede og behovsmessige mål ble dekket av det som reellt sett var gjennomførbart. Dette har ført til mindre avvik fra i de verserende målsettingene (tilbudsinnydelse, programforslag og revidert program). Hovedmålene med undersøkelsene ved ABC-/Brannøvingsfeltet på Haakonsværn har derfor blitt satt til:

1. Å kartlegge nivåene av utvalgte organiske miljøgifter (PCB og PAH), samt omfanget av oljeforurensning i bunnsedimentene.
2. Å få en tilsvarende oversikt over nivåene av organiske miljøgifter (PCB og PAH) i mest mulig stedbundne marine organismer som blåskjell, torsk, lomre og krabbe.
3. Vurdere omfanget av den eventuelle belastningen basert på målingene i sediment og organismer og om mulig belyse effektene i resipienten.
4. Belyse sammenhengen mellom forurensningene i grunnen og nærområdet i sjøen utenfor og om mulig evaluere kildene.
5. På grunnlag av nåværende forurensningssituasjon vurdere behovet for og foreslå kortsiktige miljøforbedrende tiltak.

Som et delmål i denne undersøkelsen har det også vært nødvendig å fremskaffe en historisk oversikt over ulike aktiviteter som et ledd i tolkningene av de fremkomne resultater og vurdering av resipientens miljøgiftbelastning. Følgende spørsmål har derfor vært sentrale og ønskelig å få svar på:

- * Hvilke miljøgiftkilder kan tenkes å ha påvirket resipienten over tid?
- * Eksisterer det slike kilder fortsatt i dag?
- * Er det mulig på grunnlag av eksisterende viten å peke ut områder hvor problemene kan forventes å være størst?
- * Har det vært episoder/uhell som kan skyldes resipientens miljøgiftbelastning?
- * Er det planer om og har det vært mudring eller annet anleggsarbeid som kan ha forstyrret bunnsedimentene i undersøkelsesområdet?

2.4 Undersøkelser i tilstøtende områder

Ved Sjøforsvarets ubåtbunker i Nordrevågen på vestsiden av Laksevågneset ble det i 1991 påvist svært høye konsentrasjoner av total PCB i marine sedimenter (Noteby 1991). Disse funnene førte til at det i 1992 ble satt i gang marinbiologiske undersøkelser i området utenfor ubåtbunkeren. Målsetningen var da å se om sedimentet i Nordrevågen generelt inneholdt forhøyede konsentrasjoner av PCB og om miljøgiften eventuelt kunne spores i en del utvalgte marine organismer. Resultatet av analysene var at det ble funnet høye overkonsentrasjoner (40-1600 ganger) av PCB i sedimentene. I torskelever var overkonsentrasjonen ca. 10 ganger i forhold til antatt øvre bakgrunnsnivå og situasjonen har ført til at det er satt et kostholdsråd om ikke å konsumere lever fra torsk fanget i Byfjorden. Også torskefilet, lomre og krabbesmør inneholdt forhøyede PCB-konsentrasjoner. I blåskjell fra Nordrevågen og omkringliggende områder var konsentrasjonene stort sett moderate (Bjerknes et al. 1992).

Disse observasjonene var en medvirkende årsak til at det i 1993 ble igangsatt en omfattende kartlegging av miljøgiftsituasjonen i hele Byfjordområdet inkludert Bergen havn. Formålet med denne undersøkelsen er i første fase å kartlegge nivåene for de ulike miljøgiftene (bla. PCB, PAH, tungmetaller og "dioksiner") i sedimenter, fisk og skalldyr samlet inn i ulike deler av resipienten. Dette gjør det også mulig å etablere ett sammenlikningsgrunnlag for hele Bergensområdet når resultater også derfra foreligger. Ellers foreligger det begrenset informasjon fra miljøgiftundersøkelser i områdene rundt Bergen (Johannessen 1982, 1984, Noteby 1993).

Supplerende grunnundersøkelser ble satt i gang i 1993 som følge av tidligere innledende undersøkelser. En rekke nye brønner ble etablert i området på og rundt øvingsfeltet. Kartleggingen av forurensningene i grunnen skulle baseres på et utvalg av miljøgiftkomponenter og forurensninger i analyseserier av vannprøver og potensielt forurenset jord og løsmasser. Fra resultatene kan det sluttet at deler av jordsmonnet er forurenset og at det forekommer bevegelser av forurensninger i grunnen (CHK 1993).

Sommeren 1993 ble det også gjennomført undersøkelser av miljøgifter og forurensninger (PCB, PAH og THC) i bunnsedimenter på 3 badestrender (Søndre Hetlevik, Sæterviken og Solviken), hvor alle ligger i nærområdet til Haakonsværn. Undersøkelsen viste at de undersøkte badeplassene var lite forurenset mht. de målte parameterene (Johnsen og Klungøy 1993).

3. MATERIALE OG METODER

3.1 Feltarbeid

Det praktiske feltarbeidet for innsamling av sedimentkjerner, overflateprøver og blåskjell ble gjennomført i perioden 09.03.93 - 10.03.93. Prøvetakingen ble etterfulgt av tilsvarende innsamling i Byfjorden og Bergen havn. Prøveinnsamlingen ble utført fra Forsvarets fartøy VSD 2 - "Kvarven" ved hjelp av en gravitasjonskjernetaker (Niemistö 1974). Generelt var området noe vanskelig å prøveta med tradisjonelt utstyr pga. av bunnsedimentenes beskaffenhet. I enkelte områder i resipienten var bunnen svært ujevn og hard slik at kjerneprøvetakeren ikke penetrerte tilfredsstillende. I de dypeste områdene var forholdene motsatt, ved at sedimentenes øvre lag (anslagsvis 1-1.5 m mektighet) var så bløte (vanninnhold 85-90%) at vanlig prøvetaker ikke kunne benyttes. De fleste stasjonene ble derfor tatt for hånd av dykkere som benyttet korte kjernerør av plexiglass. Dykkere ble også benyttet ved innsamling av skjellmateriale der dette var nødvendig.

Det bemerkes at det ble prøvetatt noe færre stasjoner enn opprinnelig foreslått, uten at dette skulle ha noen særlig innvirkning, og det er valgt å kommentere innsamlingen summarisk (jfr. også vedleggstabell 3.1 og 3.2). Området på grensen mellom sone 3 og sone 4 sydøst for MTB-havnen (fig. 2.1) ble tatt ved hjelp av kjerneprøvetaker (HÅV 1/0-2 cm). Sedimentene kunne karakteriseres som normale fjordsedimenter. Deretter ble det forsøkt samlet 3 stasjoner nordover i sone 3 (dvs. syd for hardbunnsterskelen) uten hell. Prøvetakingen fortsatte derfor nord i sone 2 hvor det var planlagt 4 stasjoner i en sydgående avstandsgradient (dvs. som forlengelsen av tidligere stasjon 5, jfr. ENCO 1992, 1993). Topografisk var området innenfor terskelen en bassengformet "renne" med relativt bratt hardbunnskråning opp mot terskelen og langs hele sundets østre begrensning (fig. 2.1). Mot vest var skrånningen noe slakkere. Stasjonene ble tatt sentralt i de dypeste deler i hele bassengets lengde og de sorte, organisk rike, delvis anoksiske og uvanlige bløte sedimentene, ble prøvetatt av dykkere (HÅV 2/0-2cm, HÅV 3/0-2cm, HÅV 4/0-2cm og HÅV 5/0-2cm). Stasjon HÅV 7/0-2cm ble tatt på tilsvarende måte nordvest i sone 2.

Det ble gjennomført en nødvendig dykkerbefaring langs hele ubåtkaiens utstrekning, hvor det var planlagt en rekke stasjoner, men arbeidet i forbindelse med bygging av de nye kaianlegget hadde ført til at dette området ikke var egnet til prøvetaking. Annet finmateriale enn betongstøv manglet, og bunnen besto for det meste av grove sandige sedimenter med islett av grus.

Deler av prøvetakingen langs kaiområdene i småbåthavnen innefor sone 1 kunne gjennomføres med minimale problemer. Det var også her planlagt flere stasjoner i et transekt fra buktens indre deler (nær betonglensen) og ut mot utløpet ved dykkerkaia (fig. 2.1). To stasjoner innerst i området lot seg prøveta (HÅV 6; 0-27cm og HÅV 8; 0-15cm). Materialet besto her av grov skjellsand med sand/grus iblandet oljeholdige bløte sedimenter. Ytterligere stasjoner nærmere dykkerkaia lot seg derimot ikke prøveta pga. svært hard overflate og trolig manglende finkornige sedimenter. Sedimentinnsamlingen ble tvungent avsluttet ved at kjerneprøvetakeren penetrerte et spann/fat fylt med rosa maling på siste planlagte stasjon i sone 1 (jfr. markering fig. 2.1). Prøvetakingsutstyret måtte etter hendelsen renses for å unngå eventuell senere kontaminering. Det bemerkes at det generelt ble observert mye oljeskimmer i overflatevannet i sone 1, men ellers bar ikke resipienten synlige tegn på forurensning.

Befaring av resipienten for egnede blåskjellbestander ble foretatt, men det ble ikke observert bestander innenfor sone 1 eller nordvest i sone 2. Innen sone 1 var trolig blåskjellene utkonkurrert av rur og sone 2 var dominert av tarearter. Derimot ble det funnet store bestander på tre tilfredsstillende lokaliteter (HÅB I-III) langs sundets østside. Det ble samtidig funnet en bestand av o-skjell (HÅO II) sammen med store mengder strandsnegl (HÅS II) på stasjon HÅB II. Det ble tatt prøver av disse organismene for eventuelt senere orienterende analyser. Både sedimenter og opparbeidet biologiske prøver ble lagret frosset til analysearbeidet kunne starte.

Innsamling av fisk (torsk og lomre) og taskekrabber ble utført av en lokal fisker i periodene 01.-08.06.1993 og 30.08.-01.09.1993. Innsamlingen er gjort ved bruk av trollgarn, torskegarn i lenker, teiner og ruser satt ut fra flomålet og ned til ca. 60 meters dyp. Innsamlingsredskapene ble satt ut om kvelden og trukket igjen etter 1-2 døgn. All fangst ble frosset ned rundt få timer etter trekking for senere opparbeiding til analyser. Data vedrørende fangst er gitt i vedleggstab. 3.3. Torsk, lomre og ål er samlet inn i et antall av ca. 10 stk. av hver art fra sone 1-3 og sone 4-5. Bestanden av taskekrabbe var imidlertid svært begrenset i området. I vedleggstabell 4.14 gis blandprøvenes sammensetning mht. fiskens antall, lengde, vekt, samt fettprosent og tørrvektspersent. (Ål var opprinnelig planlagt inkludert i denne undersøkelsen, men på grunn av at ålefiske kun kan gjennomføres på ettersommeren, foreligger ikke analyseresultatene ennå. Det er derfor valgt å kommentere og sammenligne analyseresultater i forbindelse med den igangsatte undersøkelsen i Byfjorden (Skei et al. 1993 under utarbeidelse)).

3.2 Analysemetodikk

Til analysene er for fisk benyttet både lever og filet; for krabbe hepatopankreas (fordøyelseskjertel - "krabbesmør", som utgjør en hovedbestanddel av skallinnmaten). Alle analyser omtalt nedenfor er utført ved Havforskningsinstituttet (HI) og ikke ved NIVA som opprinnelig foreslått. Det foreligger derfor ikke data vedrørende andre persistente klororganiske forbindelser enn PCB og antallet kvantifiserte PCB kongenerer, samt PAH forbindelser avviker derfor fra det foreslåtte antallet. Opparbeidelse av prøvematerialet er delvis utført ved HI og delvis ved NIVA. Det bemerkes at valget av laboratorium hverken influerer på resultatene eller tolkningsgrunnlaget.

3.2.1 Polyklorerte bifenyler (PCB)

Analysemetoden som er benyttet fokuserer primært på de antatt 7 viktigste av de 209 kongenerene av PCB som i teorien kan være til stede (Ballschmiter og Zell 1980). Disse 7 kongenerene omfatter PCB nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180 (også kalt "the seven Dutch"), og summen av disse blir i det følgende angitt som sum PCB-7. I tillegg omfatter PCB analysene ved HI ytterligere 6 kongenerer; PCB nr. 31, 105, 128, 149, 156 og 170 som angis som PCB-13 (jfr. vedleggstab. 4.2). Til sammenligning omfatter NIVAs egne analyser 10 kongenerer (PCB-7 + ytterligere 3) og i tillegg et utvalg klororganiske forbindelser (vesentlig pesticider). Disse kongenerene er inkludert i HIs analyse. SINTEF-SI som har utført tidligere analysearbeid på PCB fra området (ENCO 1993) omfattet totalt 20 PCB-kongenerer, men hadde problemer med å skille enkelte par fra hverandre. Dette er det tatt hensyn til og

kompensert for i sammenligninger i diskusjonen nedenfor.

Normalt utgjør PCB-7 omkring 40-60 % av den tilstedeværende PCB-blandingen som ofte registreres i analyser av sediment (se f.eks. Skei og Klungsøyr 1990, Bjerknes et al. 1992). For biologisk materiale angir Martinsen et al. (1991) total PCB = 1.5 x PCB-7, mens Berge (1991) mener faktoren på 1.5 er for lav og foreslår en faktor på 2.4, dvs. total PCB = 2.4 x PCB-7. I blåskjell fra bare diffust belastede stasjoner fra JMG-programmet 1988-90 (felles overvåkingsprogram innen Oslo/Paris kommisjonen) var forholdet tot. PCB (gml. metodikk) : sum PCB-7 ca. 2 (NIVA upublisert). Det er foreløpig ikke klart om et slikt forholdstall også kan brukes for sedimenter. I denne undersøkelsen er det valgt å multiplisere alle summerte PCB-7 verdiene med en faktor på 2 (middelverdien av de ovennevnte faktorene og antatt verdi for sedimenter) for å operere med enhetlige verdier for total PCB både i organismer og i sediment slik at det kompenseres for ulike akkumulasjonsfaktorer (jfr. vedleggstab. 4.2).

Basert på PCB-dataene er det gjort en foreløpig beregning av toksisitetsekvivalenter i fisk og krabbe. Beregningene baserer seg på forekomsten i materialet av de såkalte mono-ortho PCB-forbindelsene (kfr. Ahlborg et al. 1992). Beregninger gir bare et foreløpig anslag fordi analysene hverken omfatter polyklorerte dibenzofuraner/dioksiner (PCDF/PCDD) eller non-ortho PCB. (Den giftigste av PCDF/PCDD - 2,3,7,8-TCDD utgjør enheten i ekvivalentberegningene som kan gjøres for alle PCDF/PCDD, PCB og andre stoffer med i prinsippet samme virkningsmekanisme (kfr. Ahlborg et al. 1988).

3.2.2 Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH)

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH), også kalt tjærestoffer, er ringformete molekyler bygget opp av kun karbon og hydrogen. Strengt tatt omfatter PAH bare molekyler som har tre eller flere aromatiske ringer. Imidlertid medregnes ofte naftalener og andre disykliske og hetrosykliske forbindelser og oppgis som total PAH. Dette er også benyttet i denne undersøkelsen for sammenlikning med andre områder. Monosykliske forbindelser inngår ikke i analysene.

Betegnelsen "ekte PAH" omfatter derfor alle PAH-forbindelser med høyere molekylvekt enn fenantren (jfr. veleggstab. 4.9). Det er totalt analysert på 24 PAH-komponenter, selv om antallet tilstedeværende forbindelser ofte er langt høyere (se bla. Thrane 1988). Av de kvantifiserte forbindelsene regnes 6 komponenter (+ dibenzopyrenene) i samlegruppen "potensielt kreftframkallende forbindelser" og betegnes sum KPAH. Gruppen har disse egenskapene overfor mennesker, dvs. at den tilhører IARC's kategorier 2A og 2B; sannsynlige og trolige cancerogener (IARC 1987). Av sum KPAH tillegges ofte benzo(a)pyren størst betydning ved vurdering av tilstand og forurensningsgrad.

NPD består av oljeavlede aromater og omfatter metyl-substituerte naftalener, fenantrener og dibenzotiofener. Disse benevnes som sum NPD i det følgende og er angitt med C1, C2 og C3-forbindelser i datatabellene.

3.2.3 Total hydrokarboner (THC)

Analyse av THC er en kvantifisering av mengden oljehydrokarboner eller petroleumprodukter og avgrensning av ulike kokepunktområder. Kokepunktområdet for denne undersøkelsen var n-C₁₄ til n-C₃₅ alkan (270-490°C). THC omfatter kun de upolare forbindelsene i prøvematerialet. Det bemerkes at det i den tidligere undersøkelsen (ENCO 1992) ble angitt summen av totalt ekstraherbart organisk materiale, som ikke er direkte sammenlignbart da det omfatter både upolare og polare forbindelser. Disse er imidlertid skilt i grunnundersøkelsen og opptrer gjennomsnittlig i forholdet 1:6 (polare:upolare, n=25, CHK 1993). Inn i denne kategorien hører også en rekke aromatiske forbindelser, og dette innebærer at en del av de tilstedeværende PAH er innlemmet i THC-verdiene.

3.3 Bakgrunnsverdier, tilstand og forurensningsgrad

Enkelte miljøgifter har et naturlig bakgrunnsnivå, slik som metaller og PAH (skogbrann, vulkanutbrudd o.l.). Andre - som DDT og PCB - er utelukkende av mennesker og har dermed en forventet null-forekomst i omgivelsene. Imidlertid har også slike stoffer nå fått en global spredning. Dette er årsaken til at det også kan være formålstjenlig å operere med et "antatt høye bakgrunnsnivåer" for disse stoffene (Knutzen og Skei 1990, Knutzen 1992a). Dvs. skjønsmessige øvre grenser for konsentrasjoner som kan ventes i ulike medier ved bare diffus belastning ("normalverdier", utenfor innflytelse av bestemte punktkilder). "Antatt høyt bakgrunnsnivå" er et upresist begrep med varierende innhold avhengig av f. eks. nærhet til industrialiserte områder, men muliggjør å anslå forurensningsgrad som grad av avvik fra det "normale" f. eks. langs kysten av Norge.

I vedleggstabell 3.4 gis de her anvendte "høye bakgrunnsverdier" som er benyttet ved beregning av overkonsentrasjoner. For PAH's vedkommende mangler et tilstrekkelig antall pålitelige referansedata, spesielt i fisk (se nærmere nedenfor).

Ved klassifisering av tilstand skilles det ikke mellom naturtilstanden og menneskelig påvirkning, men summen av disse er den observerte tilstand. Det opereres med fem tilstandsklasser, fra god (kl. I) til meget dårlig (kl. V) for sedimenter og utvalgte organismer (jfr. vedleggstabell 3.6). Videre representerer forurensningsgrader avviket mellom den observerte tilstand og den forventede naturtilstand. Også her benyttes en femdeling, fra lite forurenset til meget sterkt forurenset (jfr. vedleggstabell 3.6).

3.4 Likhetsanalyser

Det er gjort en analyse av graden av likhet i PCB- og PAH-profilene mellom de enkelte prøvene. Likhetsanalysene er utført ved å beregne likhetsindeks (Bray-Curtis indeks). Metoden er utviklet for analyse av biologiske undersøkelser (Clifford og Stephenson 1975, Clarke 1991), men kan lett tilpasses andre formål. Prosentvis likhet (S_{jk}) mellom to prøver (prøve j og prøve k) er:

$$S_{jk} = 100 \left(1 - \sum_{i=1}^s \frac{|x_{ij} - x_{ik}|}{(x_{ij} + x_{ik})} \right)$$

hvor x_{ij} er %-andel av i -ende komponent i j -ende prøve og s er antall komponenter. Med komponent menes her de enkelte PCB-kongenerene og PAH-forbindelsene. Det finnes også andre likhetsindekser, men Bray-Curtis indeksen er den mest hensiktsmessige og den som er mest brukt. Verdien av indeksen kan variere mellom 0 (ingen komponenter felles) til 100 (alle komponenter og deres %-andel felles).

Resultatet av den videre tallbehandlingen (såkalt clusteranalyse) er vist i diagrammer (dendrogramer), hvor prøvene er sortert etter likhet. Her representeres prøvene ved loddrette linjer som forbindes vannrett på et nivå som tilsvarende likhetsgraden. Prøvene forbindes i et hierarkisk mønster etter avtakende likhet. Sorteringen starter ved å finne de to prøvene som har størst likhet, og plassere disse nederst i dendrogrammet. Disse betraktes så som én prøve, og sorteringen fortsetter inntil alle prøver og grupper av prøver er forbundet. Skalaen på den loddrette akse angir grad av likhet. Hvis det settes krav til høy likhet for at en prøve skal få lov å tilhøre en gruppe, blir det mange små grupper.

MDS-analysen (multidimensional scaling) søker å arrangere prøvene i et diagram slik at alle innbyrdes avstander best mulig samsvarer med graden av ulikhet mellom prøvene. MDS-diagrammet viser graden av ulikhet mellom alle prøvene. Avstanden mellom prøvene i diagrammet er proporsjonal med ulikheten i PCB- og PAH-profilene.

Verdiene for PCB og PAH-komponentene er som antydnet omregnet til %-verdier av hhv. sum PCB-13 og sum PAH i prøven før likhetsanalysene ble utført (jfr. avsnitt 4.5).

4. RESULTATER OG DISKUSJON

I den følgende presentasjonen og diskusjonen av resultatene blir konsentrasjonen i sedimenter gitt i ppb (= $\mu\text{g}/\text{kg}$) på tørrvektbasis (vedleggstab. 4.1), og verdiene er avrundet etter vanlige regler. For organismer angis konsentrasjonene også i ppb, men på enten tørrvekt-, våtvekt- eller fettvektbasis, alt etter sammenlikningsgrunnlaget (vedleggstab. 4.1). Likhetsanalyser av PCB-profiler i sediment og organismer er basert på %-andel av enkelt-forbindelser eller grupperte forbindelser (f. eks. etter kloreringsgrad). Likeledes er de enkelte PAH-forbindelsene beregnet som %-andel av total PAH. (summen av di-/hetroforbindelser og "ekte" PAH). Definisjonen på summerte parametere i tabellene (sum PCB-13, total PCB, sum di/hetro, sum NPd, sum PAH, sum KPAH og total PAH) er gitt foran i avsnitt 3.3.

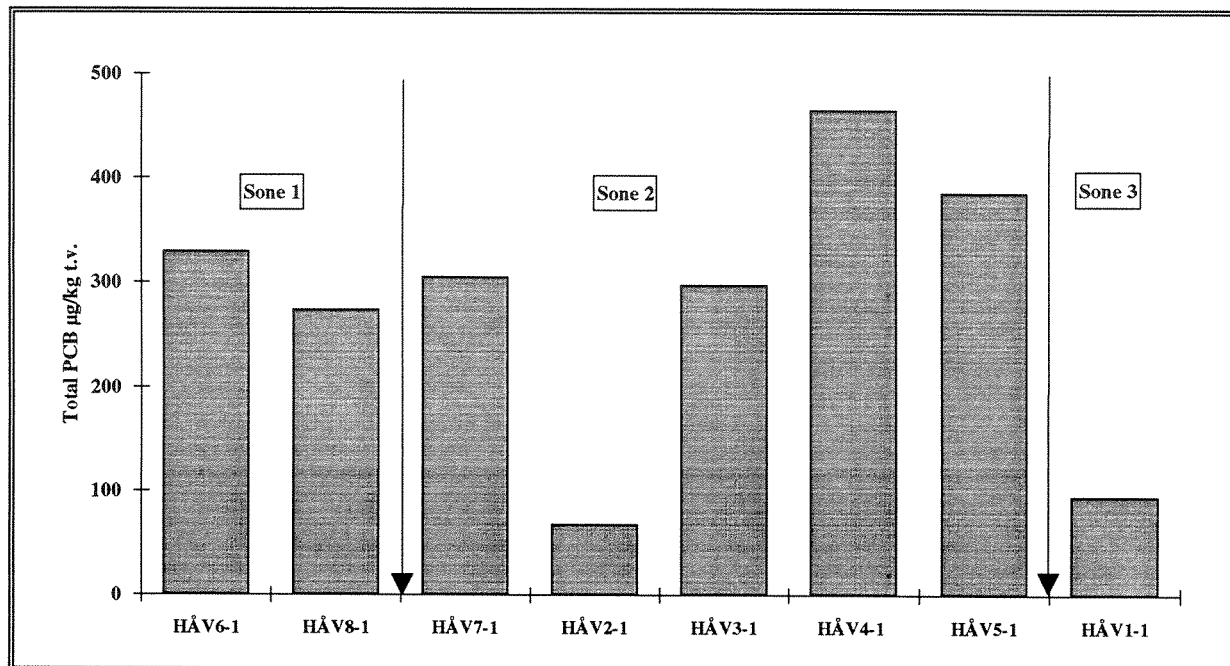
Det vil videre bli foretatt sammenlikninger mellom de nye analyseresultatene og eksisterende PCB- og THC-data fra undersøkelsesområdet (ENCO 1992, 1993) og PCB-data fra Nordrevåg/Byfjorden (Bjerknes et al. 1992). Hva PAH-nivåer angår, så eksisterer det foreløpig ikke data for sedimenter og organismer fra undersøkelsesområdet. I diskusjonen omkring kildeevalueringen er det også tatt hensyn til utvalgte analysedata (jordprøver, vannprøver og fri fase hydrokarboner) fra brønner i den gjennomførte grunnundersøkelsen på brannøvingsfeltet (CHK 1993).

4.1 PCB i sedimenter

Rådata for PCB-analyser i sedimentene er sammenstilt i vedleggstabellene 4.2 og 4.3. Overflatesedimentene (0-2 cm) inneholdt mellom 51-308 ppb sum PCB-13. Dette tilsvarer beregnede total PCB-konsentrasjoner på 68-466 ppb (fig. 4.1). Beregningsgrunnlaget (PCB-7) utgjør med andre ord ca. 70% av sum PCB-13. Det beregnede konsentrasjonsintervallet utgjør fra ca. 10x til nærmere 100x det antatte bakgrunnsnivået. Ved slike overkonsentrasjoner kan sedimentene karakteriseres som markert til meget sterkt forurensset med PCB (forurensningsgrad 3-5) og tilstanden fra nokså dårlig til meget dårlig (tilstandsklasse III-V).

Gjennomsnittet for de to overflateprøvene i det indre havneområdet nær brannøvingsfeltet (stasjonene HÅV 6 og 8; sone 1), var på 302 ppb total PCB. Tidligere er det blitt estimert til dels høyere total PCB-konsentrasjoner på sammenlignbare prøvepunkter (jfr. ENCO 1992; stasjonene 1A, 2A, 2B og 3A). Det ble den gang registrert mellom 106-4300 ppb total PCB og ved reanalyse (stasjon 1A) var sum PCB-13 på 4570 ppb (ENCO 1993). Under reanalysen lot enkelte kongenerer seg vanskelig separere, men tas det hensyn til dette, vil et beregnet total PCB-innhold være 3860 ppb og gjennomsnitt på 1790 ppb (n=5). Dette indikerer at de høyeste registrerte konsentrasjonene i overflatesedimentene varierer med 8-10x i disse undersøkelsene. Flekkvis fordeling, dvs. stor variasjon over korte avstander er ikke uvanlig for miljøgifter i sedimenter (jfr. f. eks. Næs og Rygg 1990, Konieczny 1992).

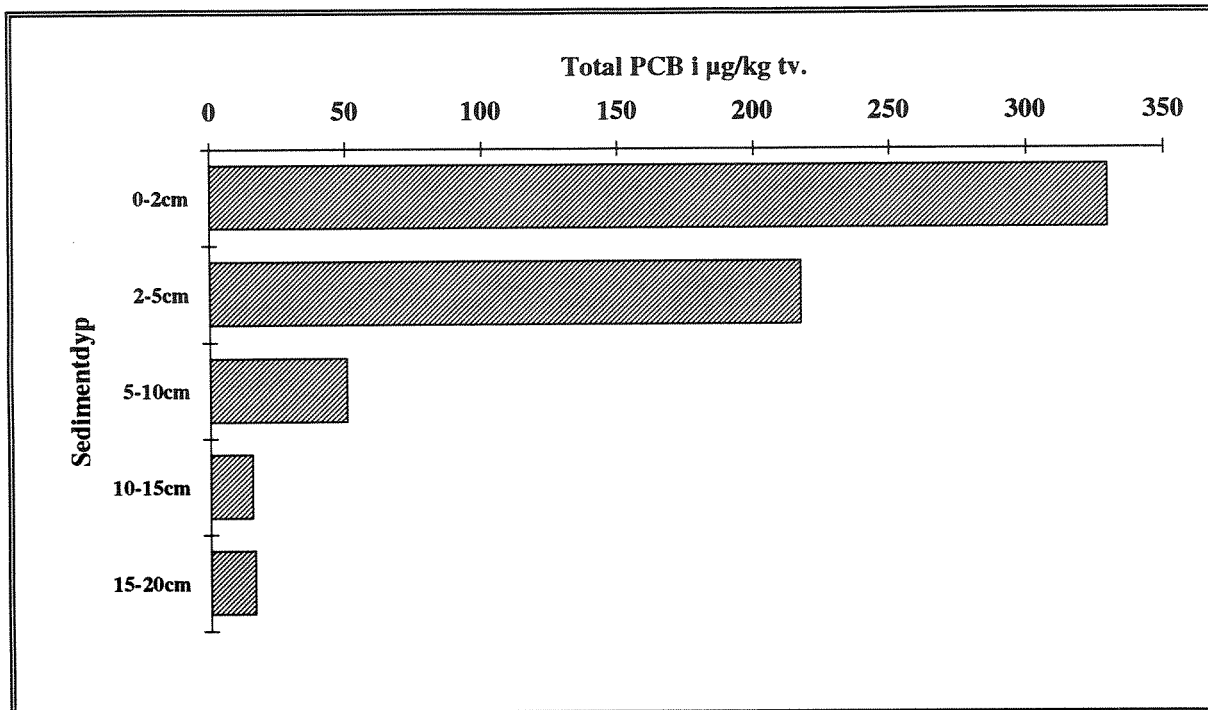
Årsaken til de avvikende analyseresultatene (inntil 2 størrelsesordener over svært korte avstander) kan trolig skyldes flere faktorer. PCB er trolig noe ujevnt fordelt i toppsedimentene i deler av resipienten som dels skyldes lite homogene sedimenter (leire, sand, skjellsand og grus), strømforhold og stor antropogen aktivitet på grunt vann (propellstrømmer, slamsuging og -spyling). Forholdet indikeres også i analysene av vertikalsnittene (jfr. vedleggstab. 4.3 og fig. 4.3).



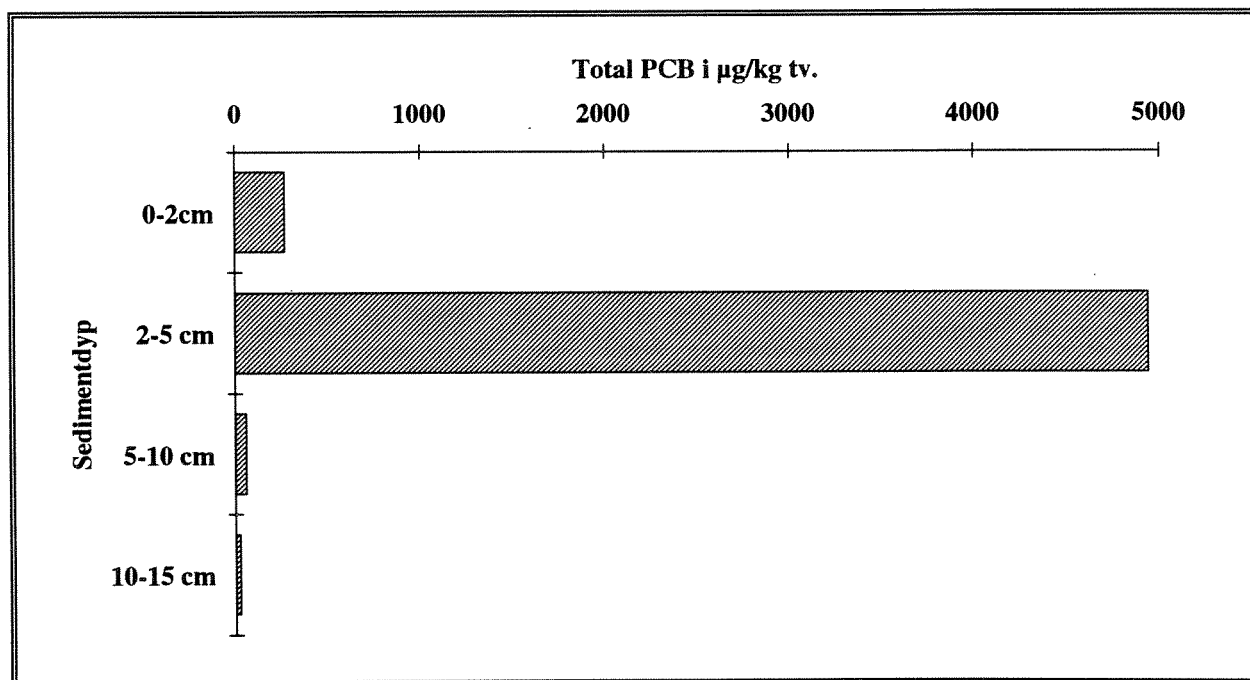
Figur 4.1 Sammenstilling av beregnet total PCB-konsentrasjoner i overflatesedimentene (0-2 cm) analysert fra Haakonsværn, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i µg/kg tørt sediment (= ppb).

Lenger ned i sedimentene ble det på stasjon HÅV 8 (2-5 cm) registrert 4943 ppb total PCB eller ca. 1000x overkonsentrasjon, som er den høyeste konsentrasjonen i denne undersøkelsen (fig. 4.3). Denne konsentrasjonen er i samme størrelsesordenen som ved de tidligere analysene (ENCO 1992, 1993). På stasjon HÅV 6, noe nærmere det antatte kildeområdet, var konsentrasjon 218 ppb i tilsvarende sedimentnivå (fig. 4.2). Fra 10 cm sedimentdyp faller PCB-konsentrasjonene raskt ned mot "normalnivåer" rundt 10-50 ppb (overkonsentrasjoner på 2-10x). Vertikalt påtreffes mao. kun svake til moderate overkonsentrasjoner og tilstanden er mindre god til nokså dårlig (tilstandskl. II-III). Dette betyr at tidligere analyserte prøver (ENCO 1992, 1993) trolig må betraktes som blandprøver fra flere sedimentnivåer.

PCB-konsentrasjoner på mellom 4000-5000 ppb i sedimentene utenfor Haakonsværn blant de høyeste tidligere registrert i andre belastede resipienter i Norge. Verdiene ligger i samme størrelsesordenen som nivåer i målt i Byfjorden utenfor ubåtbunkerer ved Nordrevå, Bergen (8000 ppb; Bjerknes et al. 1992, 22500 ppb; upubliserte data) og i Bjørvika, Indre Oslofjord (6508 ppb; Konieczny 1992b), og høyere enn andre belastede resipienter som f.eks. Hvaler/Singlefjorden (1800 ppb; Hektoen et al. 1992), Drammensfjorden (1400 ppb; Brønstad 1992), Sandefjordsfjorden (2200; Skagestad 1975 og 1100; Jenssen og Andersen 1992), Grenlandsfjordene (1500ppb; Molvær et al. 1980) eller Kristiansandsfjorden (2300 ppb; Knutzen et al. 1991). Imidlertid bør det understrekes at verdien på nær 5000 ppb bare ble registrert i en prøve, mens konsentrasjonene i de øvrige prøver varierte mellom 15 og 465 ppb. For overflatelaget synes 100-500 ppb å kunne antas som representativt.



Figur 4.2 Forekomst av beregnet total PCB vertikalt (0-20 cm) i sedimentet på stasjon HÅV 6-1 analysert fra Haakonsvern, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i µg/kg tørt sediment (= ppb).

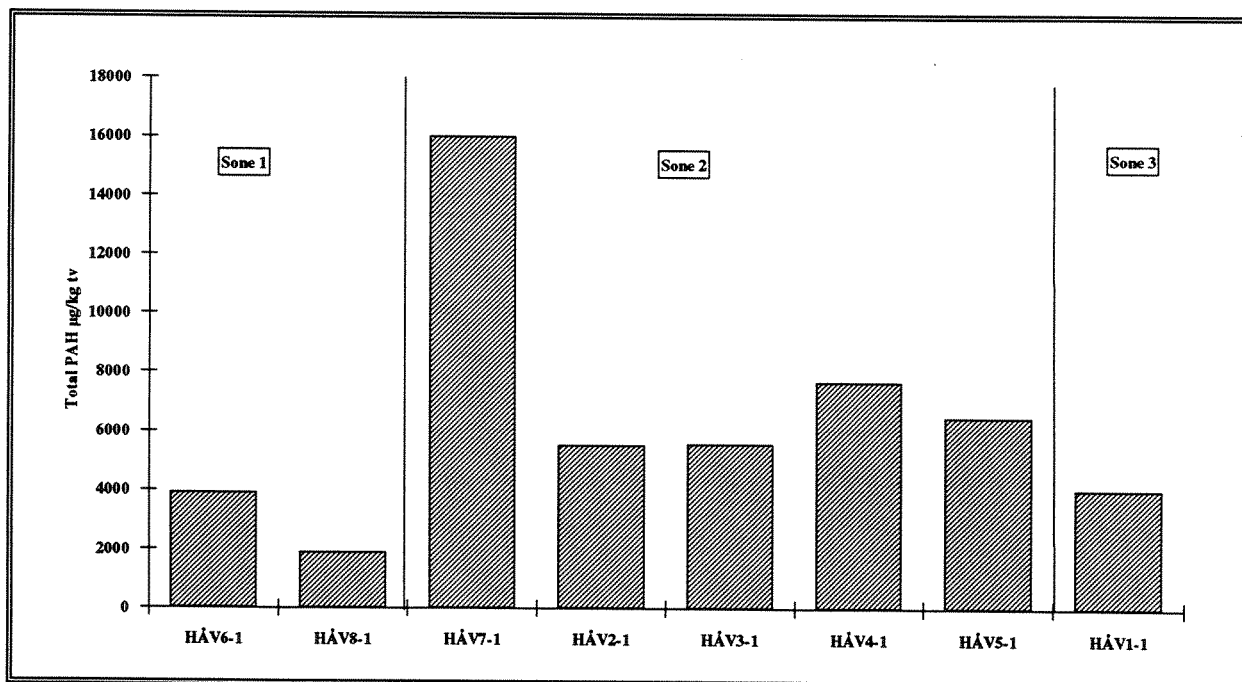


Figur 4.3 Forekomst av beregnet total PCB vertikalt (0-15 cm) i sedimentet på stasjon HÅV 8-1 analysert fra Haakonsvern, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i µg/kg tørt sediment (= ppb).

Sammenlikninger av PCB-profilene (gruppering etter kloreringsgrad) av jord-, vann-, sediment- og biologiske prøver antyder at det finnes minimum 2 "generasjoner" eller "kildeprofiler" av PCB i området. Det tas imidlertid et lite forbehold ved at det i undersøkelser ved Haakonsværn er benyttet flere ulike analyselaboratorier, men i prinsippet skulle resultatene være sammenlignbare. Vedleggstabellene 4.4-4.5 viser %-andelene tri-, tetra-, penta-, heksa- og hepta-klorert PCB (kloreringsgraden) for de enkelte sedimentprøver analyser i resipienten. Til sammenligning er tilsvarende profiler fra Nordrevåg gjengitt i vedleggstabell 4.6. Vedleggsfigurene 4.1-4.12 viser forekomstene av enkeltforbindelser, og vedleggsfigurene 4.13-4.17 illustrerer hvordan PCB-profilene varierer mellom de enkelte prøver. Detaljene i PCB-mønstrene er nærmere diskutert under vurderingen av kilder (avsnitt 4.7 nedenfor).

4.2 PAH i sedimenter

Rådata for PAH analyser i sedimentene er sammenstilt i vedleggstabellene 4.9 og 4.10 nedenfor. Overflatesedimentene (0-2 cm) inneholdt mellom 1900-16000 ppb total PAH (fig. 4.4), hvorav sum PAH ("ekte" PAH) utgjør ca. 95% og di-/hetrosykliske forbindelser gjennomsnittlig 5%. Konsentrasjonsintervallet utgjør fra 6x til maksimalt 53x det antatte bakgrunnsnivået. Gjennomsnittsnivået for overflatesedimentene var 6378 ppb dvs. en overkonsentrasjon på vel 20x. Ved overkonsentrasjoner i denne størrelsesordenen kan sedimentene karakteriseres som moderat til sterkt forurenset med PAH (forurensningsgrad 2-4) og tilstanden fra mindre god til dårlig (tilstandsklasse II-IV). PAH-konsentrasjonene varierte betydelig med dypet, fra under bakgrunnsnivå til ca. 7x overkonsentrasjon, men uten helt entydige gradienter. Svingningene var størst på stasjon HÅV6-1, der normalnivået først ble nådd på 15-20 cm sedimentdyp (fig. 4.5).



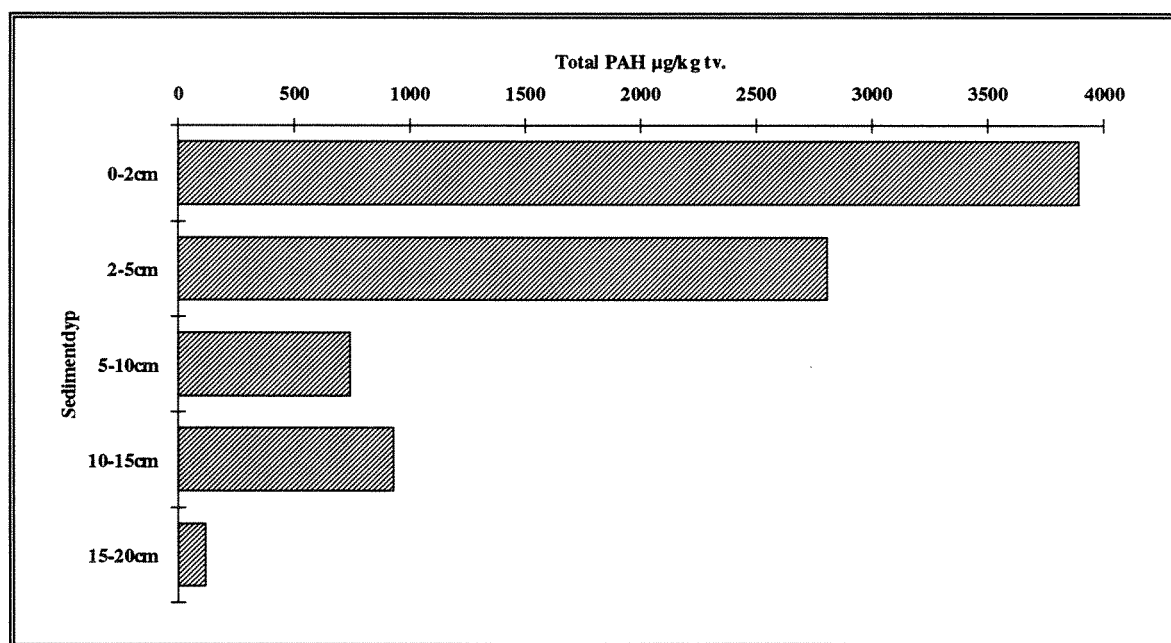
Figur 4.4 Sammenstilling av total PAH-konsentrasjoner i overflatesedimentene (0-2 cm) analysert fra Haakonsværn, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i µg/kg tørt sediment (= ppb).

På stasjon HÅV 8-1 var det betydelige overkonsentrasjoner også langt ned i sedimentet (fig. 4.6).

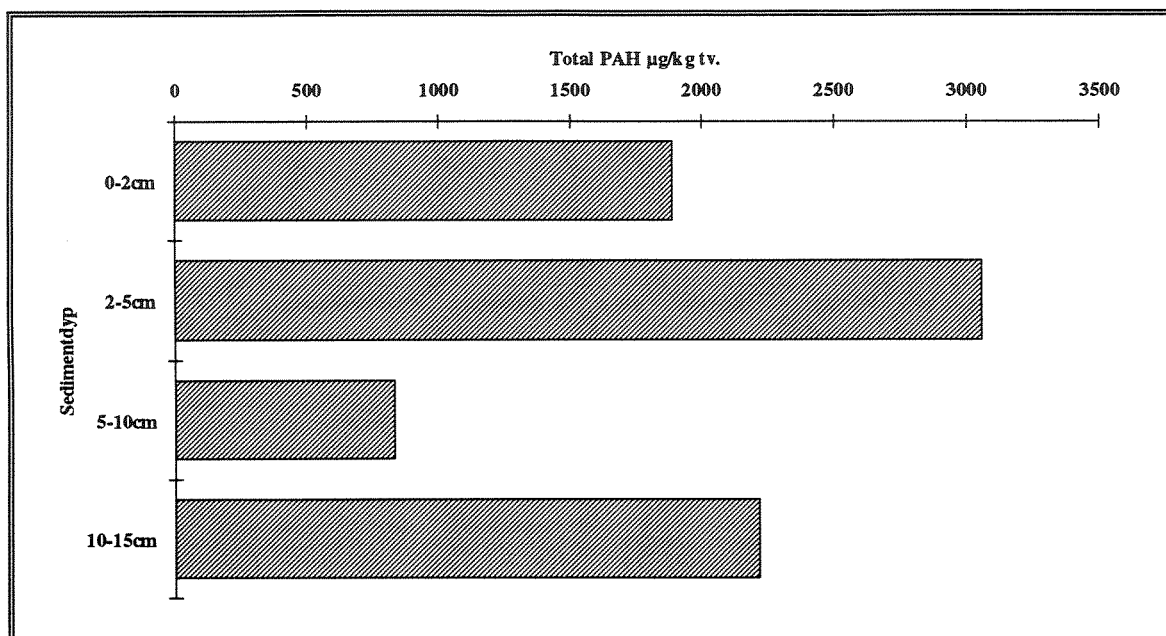
Andelen KPAH/B(a)P i overflatesedimentene varierte mellom hhv. 25-42% og 4-7% (jfr. vedleggstab. 4.9). Normalt utgjør KPAH mellom 30-50% av PAH innholdet i sedimentene i smelteverksresipienter, høyest nær kilden (Næs 1991). Ved å anslå et bakgrunnsnivå for KPAH på 100 µg/kg fremkommer overkonsentrasjon i Haakonsvern-området på 5-40x for de potensielt kreftfremkallende forbindelsene.

I analysene av sedimentprøvene ble det inkludert kvantifisering av alkylsubstituert PAH eller NPD. Gruppen består av oljeavledede aromater og ble registrert i relativt høye konsentrasjoner, det vil si mellom ca. 10-30% av totalen (vedleggstab. 4.9 og 4.10, samt vedleggsfig. 4.19-4.21).

Totalt sett var det generelt små forskjeller på PAH-sammensetningen i sedimentprøvene (overflate og vertikalsnitt), og det kan skilles mellom to hovedtyper PAH som forekommer i et tilnærmet konstant forhold. En dominerende andel forbrenningsavledet PAH, med overvekt av "tyngre" PAH-forbindelser. De høye KPAH-andelene understøtter dette. I tillegg viser sammensetningene et for området karakteristisk innslag av oljeavledet PAH, som normalt ikke observeres i upåvirkede områder og som i liten grad går inn i det bakgrunnsnivået det opereres med. Også tilstedeværelse av di-/hetroforbindelser som vanligvis heller ikke opptrer i noen vesentlige mengder (i sediment) pga. sin normalt høyere flyktighet/vannløslighet enn de "ekte" PAH-forbindelsene, tyder på dette.



Figur 4.5 Forekomst av total PAH vertikalt (0-20 cm) i sedimentet på stasjon HÅV 6-1 analysert fra Haakonsvern, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i µg/kg tørt sediment (= ppb).



Figur 4.6 Forekomst av total PAH vertikalt (0-15 cm) i sedimentet på stasjon HÅV 8-1 analysert fra Haakonssvern, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i µg/kg tørt sediment (= ppb).

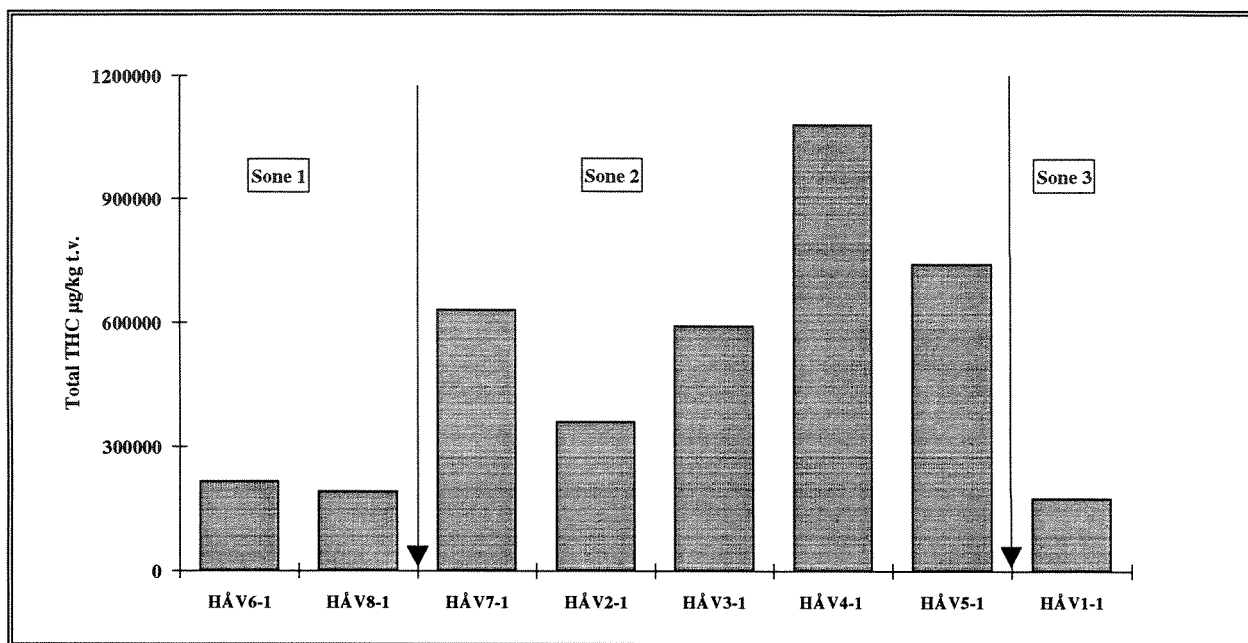
4.3 THC i sedimenter

Tidligere er det registrert svært høye verdier for oljerelatert forurensning i det indre havnebassenget (sone 1). Det ble foretatt målinger av totalt ekstraherbart organisk materiale på mellom 0.2-8.2 g/kg tørt sediment, og dette tilsvarer summen av polare og upolare komponenter. Analyser av THC (kun upolare) i undersøkelsen viste konsentrasjoner på ca. 0.2-1.1 g/kg tørt sediment i overflatelaget (fig. 4.7) og med svært lave konsentrasjoner vertikalt (dvs. dypere enn 5 cm). Av dette kan det slutes at olje sannsynligvis stadig tilføres. Sammenlignet med hva som ofte benyttes som et bakgrunnsnivå (vedleggstab. 3.4) skulle nivåene tilsi ca. 1000x overkonsentrasjon.

Sammenlignet med andre massivt oljeforurensede områder som f. eks. Indre Oslofjord/Oslo Havn (ca. 0.3-20 g/kg; Konieczny 1992a, 1992b, 1993a, 1993b, 1993c, Helland 1993) ligger konsentrasjonene fra Haakonssvern i samme størrelsesorden.

Resultatene fra grunnundersøkelsene tyder på at det meste av den olje og andre oljeprodukter som kontinuerlig har blitt tilført grunnen rundt øvingsfeltet, har en lengre oppholdstid der. Oljen gjennomgår en bakteriell nedbryting og bare mindre andeler av denne oljen havner til slutt i sjøen utenfor.

Det bemerkes at nivåene var noe lavere enn hva som normalt kunne forventes så nært en aktiv punktkilde, men dette har trolig sammenheng med en kombinasjon av aktiv nedbryting, fordampning av lettere fraksjoner og aktiv transport i resipienten.



Figur 4.7 Sammenstilling av THC-konsentrasjoner i overflatesedimentene (0-2 cm) analysert fra Haakonsvern, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i µg/kg tørt sediment (= ppb).

4.4 PCB og PAH i blåskjell

Rådata og summerte parametere for PCB i blandprøver av blåskjell er gitt i vedleggstabellene 4.7 og 4.8 på hhv. tørrvekt- og friskvektbasis. Det er funnet mest hensiktsmessig å benytte verdiene for friskvektbasis i det følgende da dette er utgangspunktet for klassifisering av tilstand, forurensningsgrad og grunnlaget for næringsmiddelmyndighetenes bedømmelse av spiselighet. Hovedresultatene fremgår av tabell 1.

Tabell 1. PCB og PAH i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra Haakonsvern-området 9-10.03.1993, middel av to paralleller (avrundet) fra hver stasjon, µg/kg friskvekt

Parameter	HÅB I	HÅB II	HÅB III
Tot. PCB ¹⁾	35.0	34.0	39.0 ⁵⁾
Tot. PAH ²⁾	1060	1382	1192
Sum KPAH ³⁾	66	82	61
B(a)P ⁴⁾	5	6	6

1) Beregnet som 2 x sum PCB-7, se kap. 3.2.1

2) Inklusive di-/heterosykliske forbindelser

3) Sum av forbindelser er som sannsynlig eller trolig kreftfremkallende overfor mennesker i hht. IARC (1987).

4) Benzo(a)pyren (det mest kjente av KPAH)

5) Hhv. 26.2 og 51.7 ved parallellanalysene (i de to øvrige 10 og 20% forskjell)

Det ble på de 3 stasjonene langs østsiden av sundet HÅB I-III (2 paralleller pr. stasjon) målt mellom 18-36 ppb sum PCB-13. Dette tilsvarer mellom 26-52 ppb total PCB og ligger inntil 2x høyere enn tilsvarende verdier registrert i Byfjorden (Bjerknes et al. 1992). Nivåene antyder overkonsentrasjoner på ca. 3-5x bakgrunnsnivået (Knutzen et al. 1993), dvs. tilsvarende moderate/markert forurensning (forurensningsgrad 2-3).

PCB-profilene i blåskjellprøvene (vedleggsfig. 4.18) viser ingen direkte likhet med noen av profilene i sedimentprøvene, selv om analysene indikerte en klar dominerende akkumulasjon av penta- og heksaklorerte kongenerer. Dette kan bla. ha sammenheng med selektiv metabolisme eller utskillelse av de "lettest" nedbrytbare og mest "vannløslige" lavklorerte (tri- og tetraklorerte) kongenerene.

PAH i blåskjell på de samme stasjonene som nevnt over (tab. 1). antyder en noe kraftigere belastning. Rådataene og summerte parametere for PAH-analysene er gitt i vedleggstabellene 4.11 og 4.12 (hhv. tørrvekt og friskvektbasis). Det ble i de 6 blandprøvene (3x2 paralleller) målt konsentrasjoner mellom 1035-1434 ppb total PAH (friskvektbasis). Dette tilsvarer omtrent 20-30x overkonsentrasjoner og antyder markert og opp mot sterk belastning (forurensningsgrad 3/4). Ut fra sammensetningen av akkumulert PAH ses at opptaket av oljeavledet PAH synes dominerende i blåskjell. Omkring 80% av forbindelsene som ble gjenfunnet i skjellene var av typen NPD eller alkylerte aromater og i underkant av 10% di-/hetrosykliske forbindelser (jfr. vedleggstab. 4.12). Kun 5-6% av total-innholdet kan relateres til KPAH. Dette er vesentlig mindre enn vanlig i smelteverksresipienter. Benzo(a)pyren alene ble registrert overkonsentrasjoner på 5-6x.

4.5 PCB og PAH i fisk og krabbe

Hovedresultatene av disse analysene er gjengitt i tabell 2, mens rådata fremgår av vedleggstabellene 4.15 (PCB) og 4.16.

For PCB viser tallene i tabell 2 til dels meget høye konsentrasjoner. I torskelever er antatt høyt bakgrunnsnivå satt til 1000 µg/kg våtvekt, dvs. at det er registrert overkonsentrasjoner på i hvert fall 20 - 30 ganger og sterk grad av forurensning (kfr. vedleggstabellene 3 - 5 fra Knutzen et al. 1993). Samme (eller noe lavere) grad av forurensning gjenfinnes i filetverdiene fra torsk.

Forurensningsgraden var mindre i lomre og minst i krabbe. Med forbehold om få referansedata kan overkonsentrasjonene i lomre anslås til opp mot 5/10 ganger, henholdsvis i lever og filet (jevnført med sum PCB-13 i lomre fra en referansestasjon i Øygarden, kfr. Bjerknes et al. 1992).

Tabell 2. PCB og PAH i filet og lever av torsk (*Gadus morhua*) og lomre (*Microstomus kitt*) og i krabbesmør (hepatopancreas) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*), µg/kg friskvekt. i.p. = ikke påvist.

Art/sone	Sum PCB-13	Tot. PCB ¹⁾	Tot. PAH	KPAH (%) ²⁾	% fett
Torsk, lever, 1 - 3	20362	33258	145	50 (34)	21.1
" " 4 - 5	8736	14336	145	i.p.	36.2
Torsk, filet, 1 - 3	144.2	230.2	3	i.p.	0.7
" " 4 - 5	60.1	94.4	2	i.p.	0.6
Lomre, lever, 1 - 3	184	299	283	115 (41)	4.5
" " 4 - 5	198	312	10	i.p.	4.4
Lomre, filet, 1 - 3	19.0	30.6	30	10 (33)	1.5
" " 4 - 5	10.2	30.1	2	i.p.	0.8
Krabbe, 4 - 5	107.9	163.5	20	i.p.	5.2

1) 2 x sum av PCB-7, kfr. kap. 3.2.1.

2) Se note ³⁾ til tabell 1.

Bedømmelsen av krabbedataene er mer usikker både på grunn av det lave antall individer i prøven og ved et noe uvanlig lavt fettinnhold i krabbesmør. Sistnevnte forhold vil generelt bevirke lavere grad av PCB-akkumulering (på våtvektsbasis). Omregnet til fettbasis viser krabbene fra Haakonsvern 2 - 3, kanskje opp mot 5 ganger høyere PCB-innhold enn krabber fra antatt lite belastede områder fra Sørlandskysten og Vestlandet (Næs et al., 1991, NIVA upubl.). Det må imidlertid tilføyes at det også er tilfeller av høyere konsentrasjoner fra referanstasjoner enn det her er regnet med (kfr. PCB-verdien i hunnkrabber fra Øygarden referert i Bjerknæs et al. 1992).

Den betydelige forskjell mellom forurensningsgraden i de 3 arter er vanskelig å forklare, særlig fordi forskjellen går i nærmest motsatt retning av det man kunne forvente. Alle 3 artene eksponeres gjennom forurenset mat (bunndyr), men lomre og krabbe er mer i direkte og vedvarende kontakt med bunnen (forurenset sediment/porevann) enn torsk. Mulige faktorer som kan spille inn er lokale forhold der krabbene er fanget (f.eks. overveiende hardbunn) og fiskenes vandringshistorie før de ble fanget. Omregnet til fettbasis blir forøvrig PCB-konsentrasjonen i krabbe omtrent som i lomre (noe lavere enn i lever).

For bevegelige arter er det liten grunn til å vektlegge forskjeller innen et såvidt lite areal, men det kan likevel bemerkes at torskeprøvene fra sone 1 - 3 hadde vesentlig høyere PCB-innhold enn prøvene fra sone 4 - 5 (2/5 ganger høyere på fettbasis hhv. for filet og lever). Imidlertid kan det være så store individuelle variasjoner (1 - 2 størrelsesordener) at blandprøvenes tilfeldige sammensetning kan gi store utslag.

Under alle omstendigheter kan det antas at næringsmiddelmyndighetene vil bedømme torsk fra hele undersøkelsesområdet som uegnet til mat. En foreløpig beregning av toksisitetsekvivalenter (se kap. 3.2.1) gir følgende konsentrasjoner (ng/kg våtvekt):

Torskelever,	sone 1 - 3:	1114
"	sone 4 - 5:	513
Torskefilet,	sone 1 - 3:	7.8
"	sone 4 - 5:	3.7

Maksimalverdiene her er av samme størrelsesorden som de siste registreringene fra Grenlandsfjordene (Knutzen et al., 1993), som i den henseende har vært de mest forurensede områder man har kjent til fra Norge.

Øvre grense for tolerabelt ukentlig - livslangt - inntak er av en nordisk ekspertgruppe satt til 35 pg/kg kroppsvekt (Ahlborg et al., 1988), dvs. for en person på 70 kg ca. 2.5 ng/uker. Det skal således mindre enn 5 g torskelever fra undersøkelsesområdet til å fylle ukekvoten, og folk som spiser mye fisk, vil være utsatt, selv om lever av torskefisk unngås.

Som nevnt (kap. 3.2.1) er flere aktuelle stoffer ikke med i beregningen ovenfor, slik at situasjonen i realiteten er verre enn beregningen viser. Det er overveienede sannsynlig at også non-ortho PCB og polyklorerte dibenzofuraner/dioksiner (PCDF/PCDD) er til stede i betydelige mengder; PCDF/PCDD fordi disse forbindelsene ofte dannes ved ufullstendig forbrenning av PCB. Følgelig er det behov for utvidede analyser enten av de prøver som foreligger eller etter ny innsamling. Som et minimum bør de utvidede analysene omfatte utvalgte prøver av torsk, sediment og blåskjell. I disse analysene bør også inkluderes hittil ikke analyserte mono-ortho PCB.

Mens overflatesedimentene har en andel av høyklorerte PCB (penta/heksa/hepta-forbindelser); i gjennomsnitt på vel 65% (42 - 78%, kfr. vedleggstabell 4.4), utgjør disse over 80% i fisk og krabbe. Jevnført med sediment er det m.a.o. en viss anrikning på de mest bestandige forbindelsene, særlig penta- og heksaisomere. Som nevnt gjelder det samme i blåskjell.

PAH-analysene i fisk og krabbe (tabell 2) viser belastning med disse stoffer i området, men med varierende utslag. Foreløpig er det sparsomt med pålitelige referansedata, dvs. fra områder med bare diffuse tilførsler og langt fra mulige punktkilder. Imidlertid er det økende antall data som tyder på at en sum av PAH over 10 µg/kg våtvekt i fisk kan være forårsaket av noe mer enn diffus bakgrunnsbelastning, f.eks. episodisk oljeforurensning. I tilnærmet uberørte deler av Alaska fant således Varanasi et al. (1990) til dels < 1 µg/kg våtvekt, og registreringer under 10 µg/kg er det flere tilfeller av også i Norge.

Flere faktorer enn manglende referansedata gjør at det er vanskelig å tallfeste forurensningsgraden ut fra fiskeanalysene på samme måte som for PCB ut fra fiskeanalysene. PAH omsettes/skilles raskt ut av fisk (se ref. i Knutzen, 1992b) og gjenspeiler ikke som i sediment og (i mindre grad) blåskjell, belastningen over tid. Spesielt for de flyktige disykliske forbindelsene (naftalener), men også for de øvrige kommer det inn uoversiktlige usikkerheter i form av prøvematerialets vandrings- og eksponeringshistorie, bl.a. muligheten for kortvarig episodisk berøring med oljeforurensning. En viss usikkerhet fås antagelig også ved de flyktige naftaleners varierende og vanskelig kontrollbare forekomst under vanlige laboratorieforhold.

Det ses at leverprøvene generelt inneholdt betydelig mer PAH enn filet fra samme fisk, men i den ene prøven av lomre var det også tydelig kontaminering av filet, bl.a. med en såvidt høy andel potensielt kreftfremkallende stoffer (KPAH) som 33% (tabell 2). De uberegnelige utslag man kan erfare i PAH-resipienter illustreres av at PAH-sammensetningen i leverprøvene av torsk var meget ulike i sone 1 - 3 og sone 4 - 5. Sistnevnte hadde et høyt innslag av KPAH, mens prøven fra sone 1 - 3 bare inneholdt disykliske forbindelser og "lette" PAH.

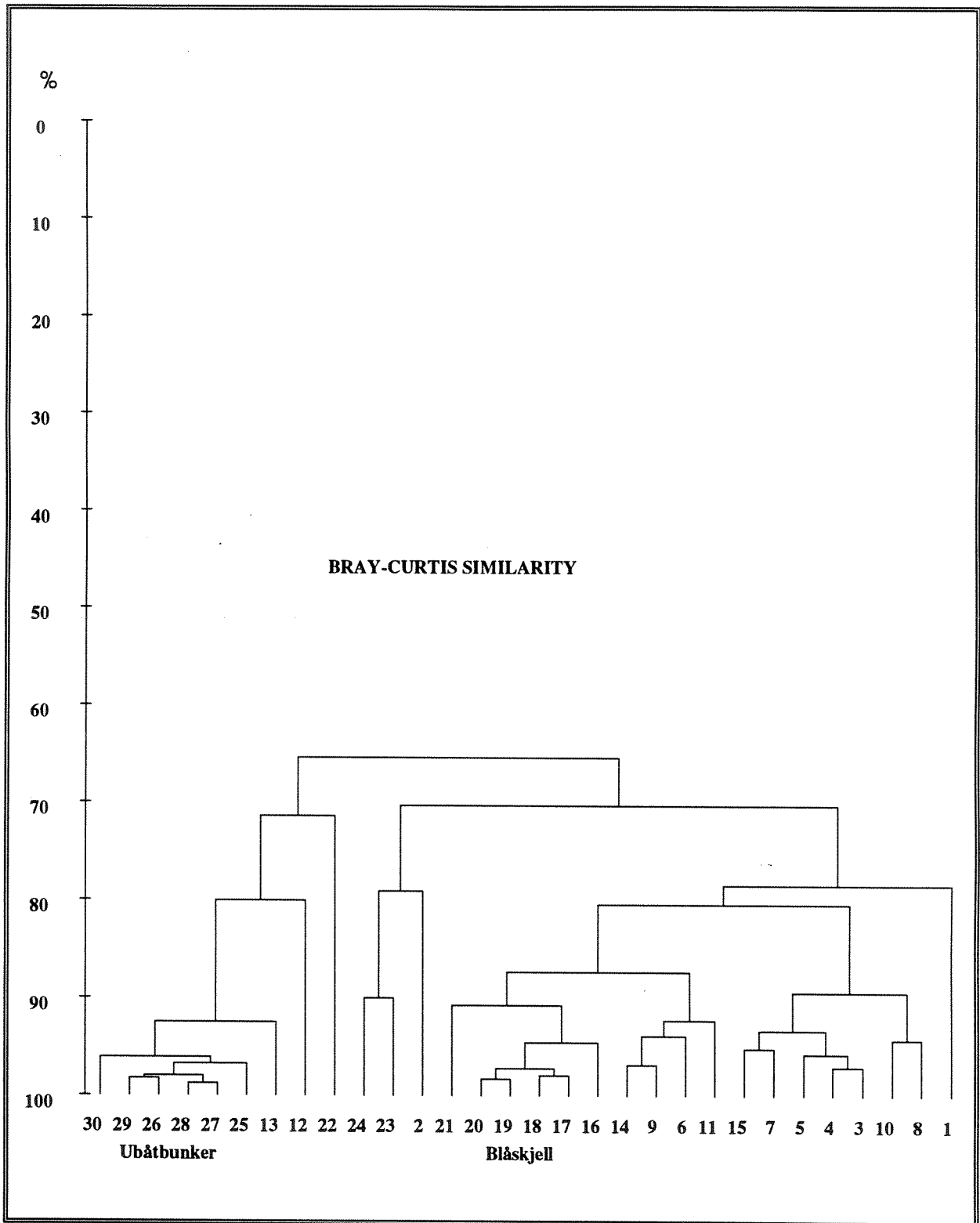
På bakgrunn av fiskeresultatene må krabbeprøvens PAH-innhold betegnes som bemerkelsesverdig lavt, spesielt fraværet av "tyngre" PAH.

Selv om det kan fastslås en markert risiko for inntak av PAH ved å spise fisk fra omgivelsene av Haakonsvern, er dette problemet lite sammenlignet med PCB-forurensningen. Forholdet understreker imidlertid betydningen av å få kontroll med alle former for oljesøl og disponering av ufullstendig forbrent materiale.

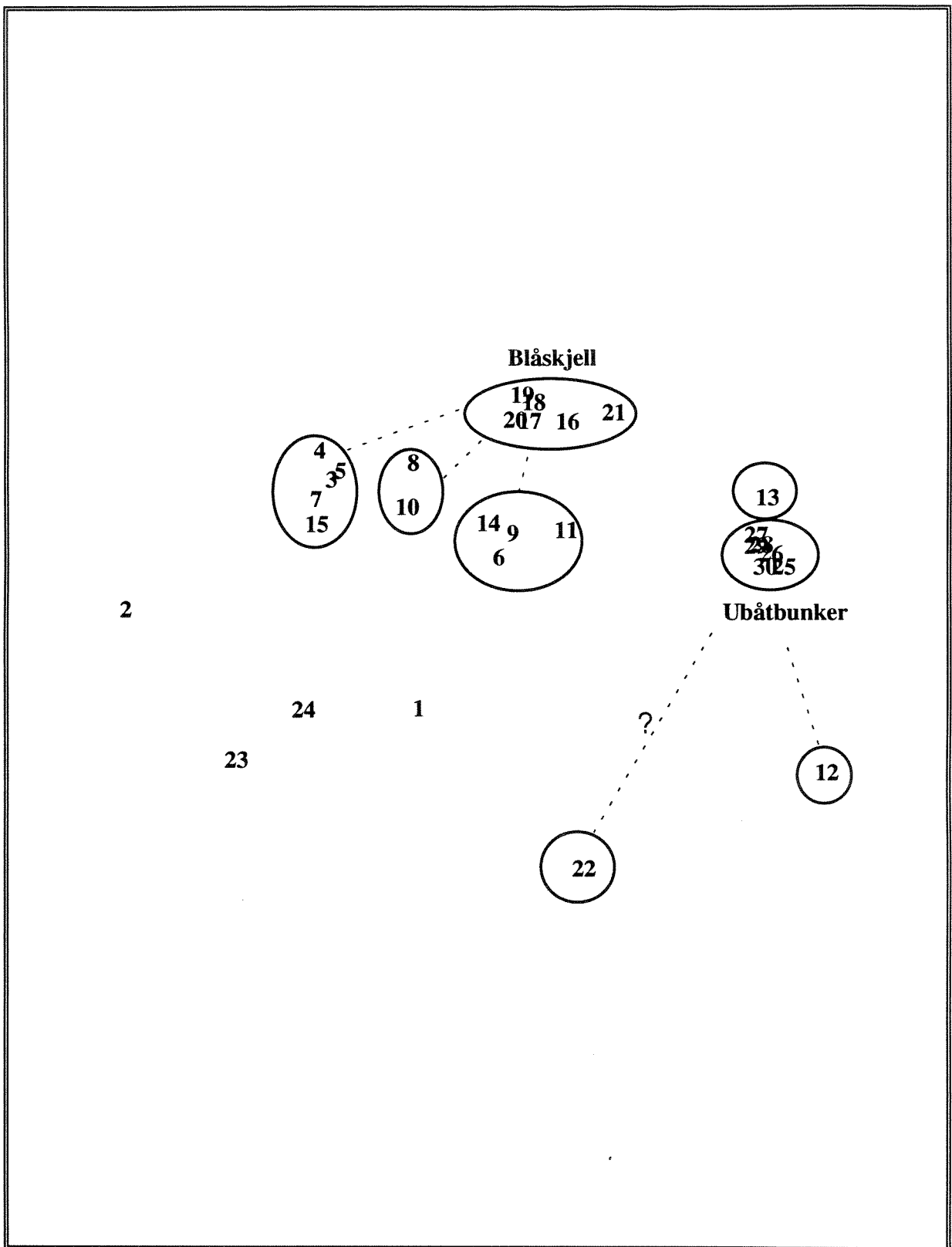
4.6 Resultat av likhetsanalyser

Prinsippet for likhetsanalysene er beskrevet i avsnitt 3.4 og illustrert i figurene 4.8-4.11. I det følgende blir resultatet av analysene kort skissert og detaljer fra disse er benyttet i evalueringen av kilder nedenfor. Resultater fra analyse av fisk og krabbe fra Haakonsvern og nyere data fra Byfjordundersøkelsen er ikke inkludert. Hovedtrenden i analysen av PCB var at det ved ca. 70% likhet i cluster-analysen skilte det seg ut to grupper med prøver (fig. 4.8). Det var en stor likhet mellom PCB-sammensetningen i prøvene fra ubåtbunkerer (Bjerknes et al. 1992) og prøvene 12, 13 og 22 (jfr. vedleggstab. 4.13). Dette tilsvarer hhv. 15-20 cm i HÅV 6, 2-5 cm i HÅV 8 og prøve 1A (ENCO 1993). Videre var det 80% likhet mellom tidligere prøver tatt utenfor småbåthavnen og HÅV 2 (0-2 cm) i denne undersøkelsen. Blåskjellene grupperte seg sammen med prøver tatt vertikalt (0-15 cm) i HÅV 6-1 i indre del av småbåthavnen (> 85% likhet). Resterende prøver, vesentlig overflateprøver (0-2 cm), grupperte seg sammen med omkring 90% likhet, men hadde samtidig 80% likhet med blåskjellprøvene. Figur 4.9 illustrerer denne sammenhengen 2-dimensjonalt.

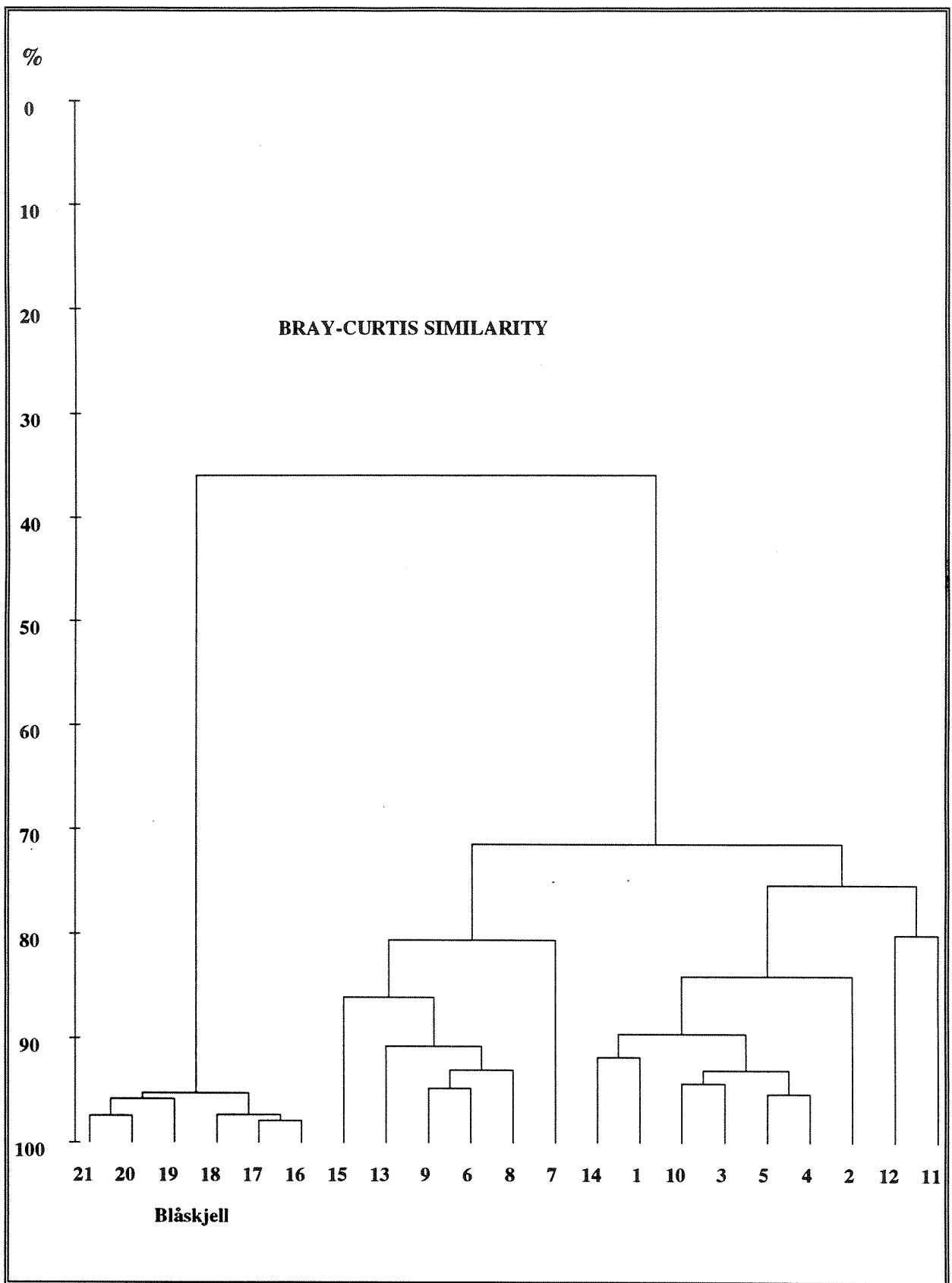
Bildet av likheten mellom de enkelte sedimentprøvene hadde et noe annet utfall mht. PAH. (Her mangler data fra ubåtbunkerer). Ved tallbehandlingen utkrystalliserte det seg to grupper hhv. blåskjell og sedimenter ved 35% likhet (fig. 4.10). Dette har sammenheng med at kun en mindre andel av de forbrenningsavledede PAH-forbindelsene (trolig med sterk partikkeltilknytning) gjenfinnes i blåskjell. Sedimentprøvene innbyrdes grupperte seg i to hovedgrupper ved 70% likhet. Dette kan best antydes som om det har foregått en endring av mønsteret mht. PAH-tilførslene fra omkring 10 år tilbake i tiden (anslått sedimentasjonsrate) ved at PAH tidligere tilført småbåthavna idag registreres i overflatesedimentene utenfor ubåtkaien. Både PCB- og PAH-forekomstene antyder at sedimenter fra indre havn på et tidspunkt kan være fysisk flyttet til andre deler av resipienten, selv om dette er noe usikkert.



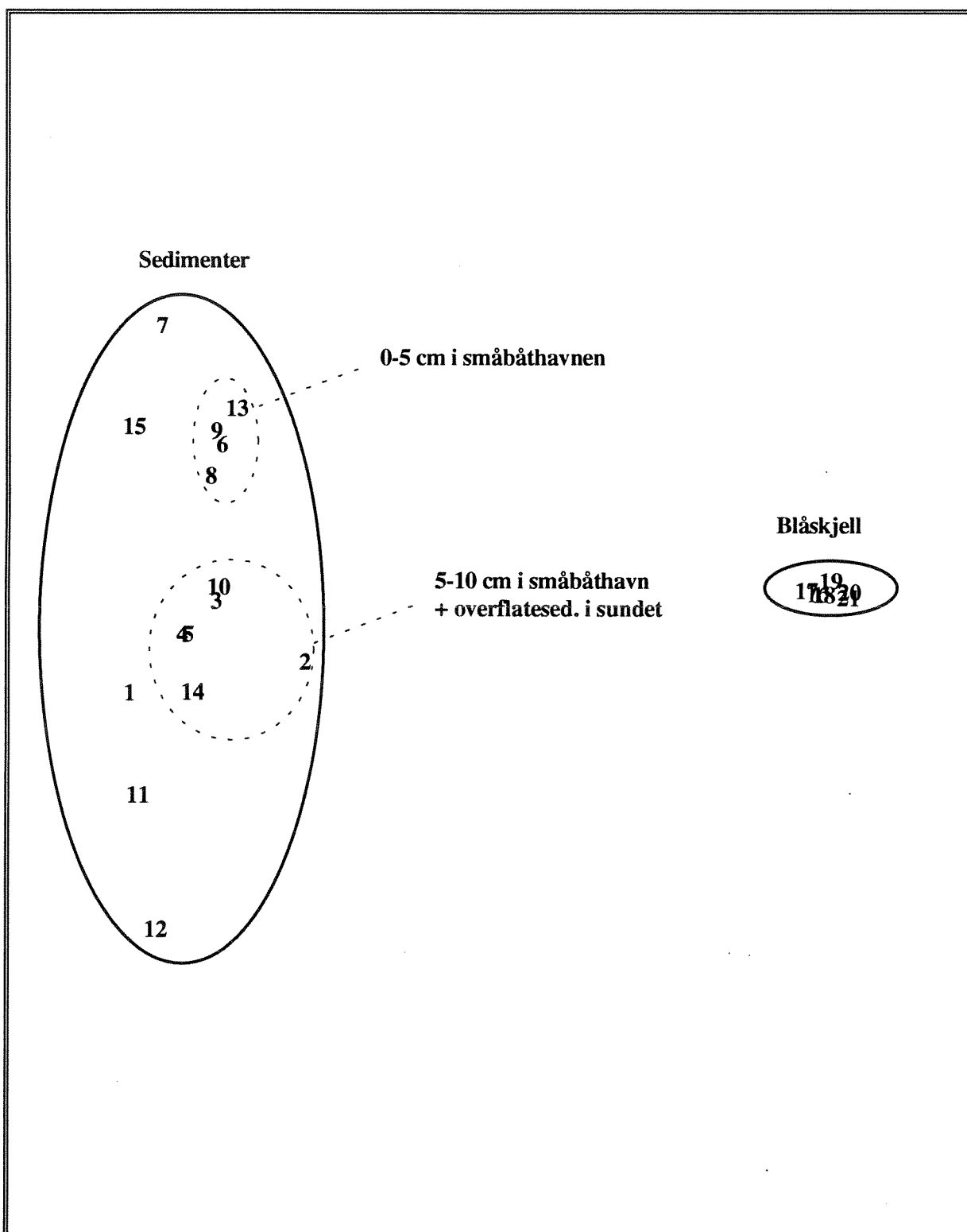
Figur 4.8 Clusterdiagram for Bray-Curtis likhetsindeks mellom %-andel av de respektive PCB-forbindelsene i hver enkelt sediment- og blåskjellprøver analysert fra Haakonsvern 1993. Nummerene refererer til prøvekode (jfr. vedleggstab. 4.13).



Figur 4.9 Multi dimentional scaling-plott (2D-MDS plott) for %-andel av de respektive PCB-forbindelsene i hver enkelt sediment- og blåskjellprøver analysert fra Haakonssvern 1993. Nummerene refererer til prøvekode (jfr. vedleggstab. 4.13). Grupperende sirkler basert på % likhet (jfr. fig. 4.8).



Figur 4.10 Clusterdiagram for Bray-Curtis likhetsindeks mellom %-andel av de respektive PAH-forbindelsene i hver enkelt sediment- og blåskjellprøve analysert fra Haakonsværn 1993. Nummerene refererer til prøvekode (jfr. vedleggstab. 4.13).

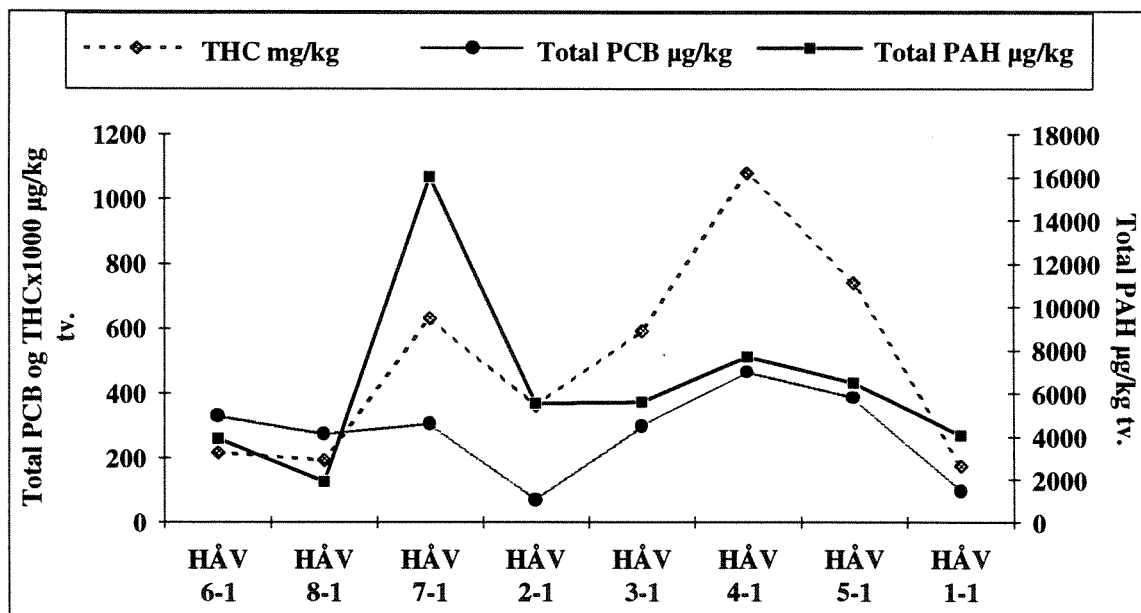


Figur 4.11 Multi dimentional scaling-plott (2D-MDS plott) for %-andel av de respektive PAH-forbindelsene i hver enkelt sediment- og blåskjellprøver analysert fra Haakonsværn 1993. Nummerene refererer til prøvekode (jfr. vedleggstab. 4.13). Grupperende sirkler basert på % likhet (jfr. fig. 4.10).

4.7 VURDERING AV KILDER

Ut fra de målte og beregnede PCB-, PAH- og THC-verdiene kan det ikke konkretiseres noen tydelige avstandsgradienter, men dataene gir et visst grunnlag for å antyde tilførselspunkter og mulige transportretninger for de aktuelle forurensningene. Ut fra resultatene for overflateprøvene synes det å være en viss sammenheng mellom total forekomstene av PCB, PAH og THC, selv om disse trolig har ulike transportmekanismer i det akvatiske miljø (fig. 4.12). Sedimentene i området er lite homogene, området grunt og sedimentene påvirkes av strøm. Sedimentoverflaten (den fineste fraksjonen) virvles lett opp i vannmassen, slik at partikkelspredning og utlekking av kontaminert porevann, mobiliserer miljøgifter i og gjør disse tilgjengelig for opptak i spiselige organismer.

Betraktes forekomstene av PCB i sedimentprøvene antyder datamaterialet at det i hovedsaken finnes to grupper av PCB-profiler mht. belastning. I vurderingene tas det utgangspunkt i prosentvis forekomst av PCB med ulik kloreringsgrad i profilene (vedleggsfig. 4.13-4.16) og likhetsanalysene (fig. 4.8-4.11). I to av prøvene, HÅV6 15-20 cm og HÅV8 2-5 cm, ble det funnet en høyklorert PCB-type. Denne synes å være svært lik den PCB som ble funnet ved ubåtbunkerer (Bjerknes et al. 1992) mht. profil. Dette understøttes i likhetsanalysene (likhetsindeks ca. 70% fig 4.8, samt MDS-plott fig 4.9) hvor de gjeldende prøver, samt prøve 1A (ENCO 1993) grupperer seg sammen. Sammenhengen ligger i at alle profilene er dominert av heksa- og heptaklorerte kongenerer.



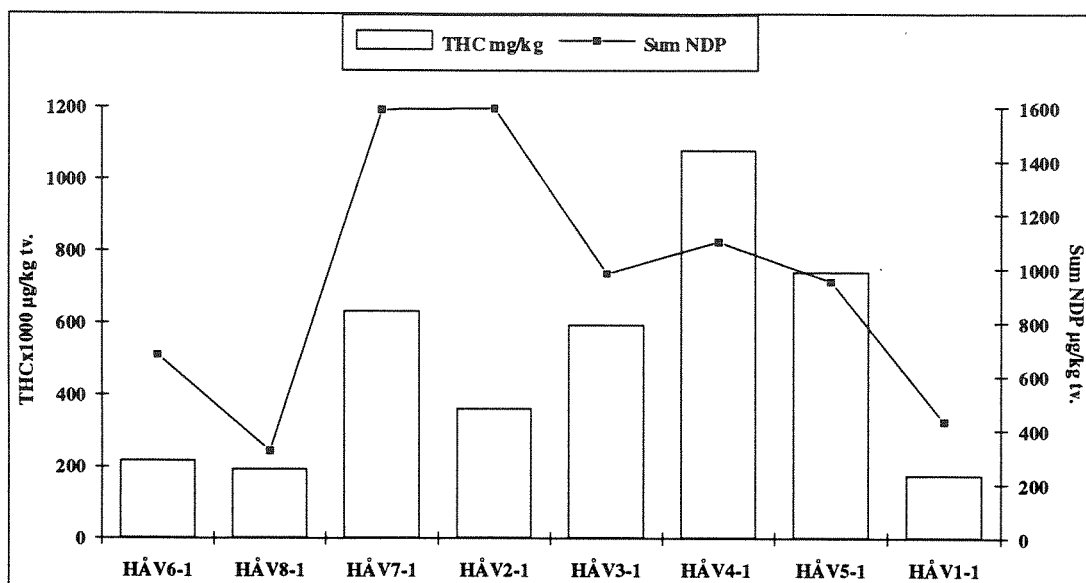
Figur 4.12 Sammenstilling av PCB, PAH og THC-konsentrasjoner i overflatesedimentene (0-2 cm) analysert fra Haakonsvern, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i µg/kg tørt sediment (= ppb) for PCB og PAH og x1000 µg/kg tørt sediment (= ppb) for THC.

Analyse av en jordprøve fra 1 m dyp i brønn 6 (fig. 2.2) ved forbrenningsanlegget viste et innhold på 0.74 ppm total PCB og bestod kun av kvantifiserbart heksaklorert PCB. Likeledes viste vannprøvene i brønn 6 og 2 (begge lokalisert ovenfor øvingsfeltet, jfr. fig. 2.2) innhold av høyklorert PCB med 54-60% kloreringsgrad (CHK 1993). Dette kan tyde på at det tidligere kan ha forekommet forbrenning av PCB-holdig materiale f. eks. fra ubåtbunkeren i Nordrevåg, som har blitt tilført sjøbunnen utenfor øvingsfeltet. Det er beregnet at 30-50 m³ i grunnen rundt forbrenningsovnen representerer forurensede masser, primært "oljeforurensset" (CHK 1993), men det er vanskelig å fastslå hvor mye av dette som også inneholder PCB.

Dersom det forekommer en slik sammenheng og ut fra den begrensede bruken av forbrenningsanlegget i tid, kan tilførselen anslagsvis tidfestes til senest 1970. Dette indikerer en sedimenttilvekst i småbåthavnen på ca. 7 mm/år og at den PCB tilførselen som registreres i overflatesedimentene og i organismer i resipienten i dag kan ha pågått de siste 10-15 år. Maksimum total PCB-konsentrasjon i denne undersøkelsen ble registrert i HÅV8 2-5 cm og profilen var svært lik den høyklorerte "eldre" typen. At dette ble registrert nær overflaten kan eventuelt ha sammenheng med at PCB holdige masser er blitt tilført gjennom dumping eller at det har forekommet mudringsarbeid en gang i perioden ca. 1985-1990.

Generelt høye PCB konsentrasjoner i størrelsesordenen 300 ppb (fig. 4.1) ble målt i overflaten i småbåthavnen og i forlengelsen av denne, noe som stemmer overens med de tidligere observasjonene (ENCO 1992, 1993). Det kan riktignok ikke påvises noen konsekvent konsentrasjonsgradient her, men det antas at det forekommer en tilførsel fra øvingsfeltet (via utslipp, avrenning og utvasking) og transport av PCB ut av småbåthavnen (sone 1, fig 2.1). De fysiske påvirkninger i vannmassene og sedimentene som har foregått i området kan tenkes å bidra til dette.

Det motsatte, dvs. en oppkonsentrering/akkumulasjon av PCB i småbåthavnen og i sundet sydover langs ubåtkaien fra en antatt eksternt kilde (jfr. ENCO 1992) vil medføre omvendte konsentrasjonsgradienter (jfr. fig 4.1). Men PCB-profilene i prøven fra det antatte eksterne kildeområdet var noe forskjellig fra alle andre prøver i resipienten (> 50% tri-/tetraklorert PCB). Dette kan forklares med en eventuell selektiv nedbryting av lavklorert PCB i resten av resipienten. Riktignok var det en viss likhet med tidligere prøver i sone 2 (st. 5 og 3C, ENCO 1993 og fig. 2.1) som ses fra likhetsanalysene (fig 4.8 og 4.9). Dersom denne kilden ikke skal avskrives, må det gjøres et forsøk på å få den lokalisert, trolig i området utenfor og nord for undersøkelsesområdet.



Figur 4.13 Sammenstilling av NDP (oljeavledet PAH) og THC-konsentrasjoner i overflatesedimentene (0-2 cm) analysert fra Haakonsværn, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment (= ppb) for NDP og $\times 1000 \mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment (= ppb) for THC.

Ut fra analysene tyder det på at resipienten utsettes for to typer PAH-belastning. I den ene dominerer forbrenningsavledet PAH, bestående av tyngre PAH-forbindelser med mellom 25-40% potensielt kreftfremkallende forbindelser (KPAH, jfr. vedleggstab. 4.9-4.10). Denne type PAH tilføres resipienten som nedfall etter forbrenning, enten direkte eller via overflateavrenning på øvningsfeltet. En mindre andel kan antas å tilføres gjennom drenering i grunnen. Fra likhetsanalysene kan det synes som om det var en endring i PAH-tilførslene til småbåthavnen omkring 1980-1985 f. eks. ved endret avrenningsmønster fra øvningsfeltet.

Den andre type PAH er oljeavledet og sterkt knyttet til oljeutslippene i resipientene (uttrykt som THC) og utgjør mellom 10-30% (vedleggstab. 4.9-4.10). Fra figur 4.13 kan det ses at det er en bra sammenheng mellom NDP- og THC-forekomstene i overflatesedimentene, hvor de høyeste THC-konsentrasjonene er registrert i områdene utenfor ubåtkaia (jfr. fig. 2.1). Det er også oljeavledet PAH som klart dominerer belastningen i blåskjell, og til dels i fisk og krabbe. Konklusjonen er at det i området har vært og er en betydelig oljetilførsel.

Som nevnt over tilføres olje/hydrokarboner i det vesentlige gjennom direkte utslipp, men også gjennom avrenning/drenering fra øvningsfeltet. Et stort bidrag kan også å komme gjennom overbunkring av båter og spill av oljeprodukter på annen måte.

6. LITTERATUR

- Ahlborg, U.G., A. Hanberg og K. Kenne, 1992.** Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs). NORD 1992:26, Nordisk Ministerråd, København, 99s.
- Ahlborg, U.G., H. Håkansson, F. Wærn og A. Hanberg, 1988.** Nordisk dioxinrisikbedømming. Miljørapport 1988:7 (NORD 1988:49), Nordisk Ministerråd, København, 129s.
- Ballschmiter, K. og M. Zell, 1980.** Analysis of polychlorinated biphenyls by capillary gas chromatography. Fresenius Z. Analyt. Chem., 302, 20-31.
- Berge, J. A., 1991.** Miljøgifter i organismer i Hvaler/Koster området. Overvåkingsrapport SFT nr. 446/91, NIVA-rapport nr. O-895501/O-900346, l.nr. 2560, 192s.
- 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 nr. O-92008, l.nr. 2789, 29s.
- Brønstad, G., 1992.** Miljøundersøkelse av mudringsmasser i Drammenselva. NOTEBY-rapport nr. 43266-1.
- CHK, 1993.** Supplerende miljøteknisk grunnundersøklese. ABC/Brannøvingsfeltet Haakonsvern, VSD, Bergen kommune FBT lok. nr. 1201 005. CHK-rapport A1617/93-129, 26s + vedlegg.
- Clarke, K. R., 1991.** Lecture Notes for a Training Workshop on Multivariate Analysis of Benthic Community Data. University of Oslo 25-27 October 1991.
- Clifford, H. T. og W. Stephenson, 1975.** An Introduction to Numerical Classification. Academic Press, 229 pp.
- ENCO, 1992.** ABC-/Brannøvingsfeltet Haakonsvern. Vestlandet sjøforsvarsdistrikt, Bergen Kommune (FBT lok. nr. 1201 005). Resultater fra dykkerundersøkelser og analyser av sedimentprøver. ENCO-notat, 4s + vedlegg.
- ENCO, 1993.** ABC-/Brannøvingsfeltet Haakonsvern, Bergen Kommune (FBT lok. nr. 1201 005). Analyser av hydrokarboner og utvalgte PCB-kongenerer i sedimentprøver. ENCO-brev datert 22.02.1993, 5s + vedlegg.
- Hektoen, H., A. Helland, K. Næs og B. Rygg, 1992.** Overvåking av Hvaler/Singlefjorden og munningen av Iddefjorden. Sedimenterende materiale, bunnsedimenter, bløtbunnsfauna og diagnostisk undersøkelse av skrubbe. SFT-overvåkingsrapport nr. 496/92, NIVA-rapport nr. O-90034, l.nr. 2791, 95s.
- Helland, A., 1993.** Kartlegging av sedimenter utenfor Filipstad, Oslo havn. NIVA-rapport nr. O-93100. (Under utarbeidelse).

- 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.
- Jenssen, P.D. og S. Andersen, 1992.** Undersøklese av deponi ved Vera Fabrikker, Sandefjord. Sammendrag og hovedkonklusjoner. Jordforsk-rapport nr. 7.0706-02/3, 58s.
- Johannessen, P.J., 1982.** Byfjordundersøkelsen. Overvåking av fjordene rundt Bergen 1981. SFT-overvåkingsrapport nr. 57/82, Institutt for marinbiologi, Univ. i Bergen rapport nr. 2, 111s.
- Johannessen, P.J., 1984.** Byfjordundersøkelsen. Overvåking av fjordene rundt Bergen 1983. SFT-overvåkingsrapport nr. 57/82, Institutt for marinbiologi, Univ. i Bergen rapport nr. 4., 88s.
- Johnsen, T.M. og J. Klungsøyr. 1993.** Undersøkelse av miljøgifter på badestrender i nærområdet til Håkonsvern. Norsk institutt for vannforskning, Vestlandsavdelingen og Havforskningsinstituttet, Senter for marint miljø. Notat 93/06. 7 s.
- Kaarstad, I. og T. Telfer, 1991.** 1990 environmental monitoring survey of the Gullfaks Field. IKU-rapport nr. 22.1968.00/01/90, 249s.
- Knutzen, J., 1992a.** Preliminary proposals for classification of marine environmental quality respecting micropollutants in water, sediments and selected organisms. NIVA-rapport nr. E-862602/O-89266, l.nr. 2738, 22s.
- Knutzen, J., 1992b.** Accumulation and elimination of polycyclic aromatic hydrocarbons (PAH) and persistent organochlorines in gill-breathing marine organisms. A review. NIVA-rapport nr. E-90408/O-91943, l.nr. 2717, 40s.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1990.** Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvaliteter. NIVA-rapport nr. O-862602, l.nr. 2540, 139s.
- Knutzen, J., B. Rygg og I. Thélin, 1993.** Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. (Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. Effects of micropollutants). SFT-veiledning Nr. 93:03, TA-923/1993, 26s. (Under trykking).
- Knutzen, J., K. Martinsen, K. Næs, M. Oehme og E. Oug, 1991.** Tiltaksorientert overvåking av miljøgifter i organismer og sedimenter fra Kristiansandsfjorden 1988 og 1990. Overvåkingsrapport SFT nr. 443/91, NIVA-rapport nr. O-800357, l.nr. 2554, 183s.

- Knutzen, J, L. Berglund, E. Brevik, N. Green, A. Kringstad, M. Oehme og J.U. Skåre, 1993.** Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1991. Overvåkingsrapport SFT nr. 509/93, NIVA-rapport nr. O-800312, l.nr. 2833, 133s.
- Konieczny, R. M., 1992a.** Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i bunnsedimenter fra Oslo havn. NIVA-rapport nr. O-91150, l.nr. 2696, 52s.
- Konieczny, R. M., 1992b.** Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i området Bjørvika - Bispevika, Oslo havn. NIVA-rapport nr. O-92024, l.nr. 2808, 87s.
- Konieczny, R. M., 1993a.** Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i Svestad Marina, Nesodden. NIVA-notat nr. O-93052, 6s + vedlegg.
- Konieczny, R. M., 1993b.** Tiltaksorientert miljøkartlegging i Indre Oslofjord. NIVA-rapport nr. O-921311. (Under utarbeidelse).
- Konieczny, R. M., 1993c.** Oljeforurensning av sjøbunnen utenfor Sjursøya oljehavn. Kildeevaluering. NIVA-rapport nr. O-93120. (Under utarbeidelse).
- Martinsen, 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. I. Polychlorinated biphenyls. Arch. Environ. Contam. Toxicol., 20, 353-360.
- Molvær, J., B. Rygg og J. Skei, 1980.** Resipientundersøkelse av Vollsforden, Skien kommune. NIVA-rapport nr. O-77114, l.nr. 1182, 44s.
- Niemistö, L., 1974.** A gravity corer for studies of soft sediments. Havforskningsinst., Skr. Helsinki, 238, 33-38.
- NOTEBY, 1991.** Sjøforsvarets Forsyningskomando, Verkstedseksjonen. Ubåtbunker Laksevåg, Bergen. Prøvetaking for PCB-analyse. Noteby-rapport nr. 36881.
- NOTEBY, 1993.** Viken-kaien, miljøteknisk undersøkelse. Brev til Bergen Kommune datert 26.01.93, 4s.
- Næs, K., 1991.** Frigivelse av PAH fra forurenset sjøbunn. NIVA-rapport nr. O-894801, l.nr. 2667, 74s.
- Næs, K. og B. Rygg, 1990.** Overvåking av Årdalsfjorden i 1989. Sedimenter og bløtbunnsfauna. NIVA-rapport nr. O-8909502/O-8909503, l.nr. 2385, 51s.
- Næs, K., E. Oug, J. Knutzen og F. Moy, 1991.** Resipientundersøkelse av Tromøysund. Bunnsedimenter, organismer på bløt- og hardbunn, miljøgifter i organismer. NIVA-rapport nr. O-89170, l.nr. 2645, 104s.

- Rygg, B. og I. Thélin, 1993.** Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. (Classification of environmental quality in fjords and coastal waters. Short version). SFT-veiledning Nr. 93:02, TA-922/1993, 20s.
- Skagestad, B., 1975.** Mudring i Sandefjord havn. Viak as. notat/brev med analysedata i søknad til SFT, 4s.
- Skei, J. og J. Klungsøyr, 1990.** Kartlegging av PCB i sedimenter fra Indre Sørfjord. NIVA-rapport nr. O-90180, l.nr. 2528, 16s.
- Thrane, K.E., 1988.** A study of the impact of the aluminium industry on the air quality with respect to polycyclic aromatic hydrocarbons. Dr. Phil. Thesis, Univ. Oslo, 80s + vedlegg.
- 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 Tech. Mem. NMFS F/NWC-191. National Oceanic and Atmospheric Administration, Seattle.

Vedleggstabeller

Vedleggstabell 3.1 Oversikt og bakgrunnsinformasjon vedrørende innsamlet sedimentkjerner og overflateprøver for miljøgiftanalyser, Haakonssvern, 1993. Prøver merket * er analysert.

Prøve nr.	Sed. nivå	Pos. N	Pos. E	Vann dyp	Kommentar
HÅV 1-1*	0-2 cm	60°19.95'	05°14.70'	70 m	PCB, PAH, THC. Corer
1-2	0-2 cm	"	"	"	"
1-3	0-2 cm	"	"	"	"
HÅV 2-1*	0-2 cm	60°20.80'	05°14.20'	17 m	PCB, PAH, THC. Dykking
2-2	0-2 cm	"	"	"	"
2-3	0-2 cm	"	"	"	"
HÅV 3-1*	0-2 cm	60°20.65'	05°14.25'	17 m	PCB, PAH, THC. Dykking
3-2	0-2 cm	"	"	"	"
3-3	0-2 cm	"	"	"	"
HÅV 4-1*	0-2 cm	60°20.80'	05°14.15'	16 m	PCB, PAH, THC. Dykking
4-2	0-2 cm	"	"	"	"
4-3	0-2 cm	"	"	"	"
HÅV 5-1*	0-2 cm	60°20.60'	05°14.45'	18 m	PCB, PAH, THC. Dykking
5-2	0-2 cm	"	"	"	"
5-3	0-2 cm	"	"	"	"
HÅV 6-1*	0-2 cm	60°20.60'	05°14.20'	4.5 m	PCB, PAH, THC. Corer
6-1*	2-5 cm	"	"	"	"
6-1*	5-10 cm	"	"	"	"
6-1*	10-15 cm	"	"	"	"
6-1*	15-20 cm	"	"	"	"
6-1	20-25 cm	"	"	"	"
6-1	25-27 cm	"	"	"	"
6-2	0-2 cm	"	"	"	"
6-3	0-2 cm	"	"	"	"
HÅV 7-1*	0-2 cm	60°20.50'	05°14.50'	17 m	PCB, PAH, THC. Dykking
7-2	0-2 cm	"	"	"	"
7-3	0-2 cm	"	"	"	"
HÅV 8-1*	0-2 cm	60°20.61'	05°14.18'	5 m	PCB, PAH, THC. Corer
8-1*	2-5 cm	"	"	"	"
8-1*	5-10 cm	"	"	"	"
8-1*	10-15 cm	"	"	"	"
8-2	0-2 cm	"	"	"	"
8-3	0-2 cm	"	"	"	"

Vedleggstabell 3.2 Oversikt og bakgrunnsinformasjon vedrørende innsamlet biologisk materiale (blåskjell, o-skjell og strandsnegl) for miljøgiftanalyser, Haakonssvern, 1993. Prøver merket * er analysert.

Prøve nr.	Sed. nivå	Pos. N	Pos. E	Vann dyp	Kommentar
HÅB I-1*	50 stk.	60°20.75'	05°14.40'	1 m	PCB, PAH. Dykking, blåskjell
I-2*	50 stk.	"	"	"	"
HÅB II-1*	50 stk.	60°20.63'	05°14.55'	1 m	PCB, PAH. Dykking, blåskjell
II-2*	50 stk.	"	"	"	"
HÅB III-1*	50 stk.	60°20.50'	05°14.60'	1 m	PCB, PAH. Dykking, blåskjell
III-2*	50 stk.	"	"	"	"
HÅO II-1	6 stk.	60°20.63'	05°14.55'	1 m	PCB, PAH. Dykking, o-skjell
II-2	6 stk.	"	"	"	"
HÅS II-1	100 stk.	60°20.63'	05°14.55'	1 m	PCB, PAH. Dykking, snegl
II-2	100 stk.	"	"	"	"

Vedleggstabell 3.3 Oversikt og bakgrunnsinformasjon vedrørende innsamlet fisk og krabbe for miljøgiftanalyser, Haakonssvern, 1993. For ytterligere detaljer se tabell 4.14

Art	Dato	Sted	Redskap	Antall	Lengde-intervall	Vekt-intervall
Torsk	01.-08.06.93	Sone 1-3	Garn	11	30-78 cm	240-5680 g
Torsk	01.-08.06.93	Sone 4-5	Garn	10	41-69 cm	740-3963 g
Lomre	01.-08.06.93	Sone 1-3	Garn	8	28-38 cm	215-665 g
Lomre	01.-08.06.93	Sone 4-5	Garn	14	19-34 cm	220-520 g
Ål	30.08.-01.09.93	Sone 1-3	Ruser	10	-	-
Ål	30.08.-01.09.93	Sone 4-5	Ruser	10	-	-
Krabbe	01.-08.06.93	Sone 4-5	Garn	5	13-17 cm	46.1-94.2 g ¹⁾

1) Vekt av krabbesmør

Vedleggstabell 3.4 Antatte bakgrunnsverdier for aktuelle organiske miljøgifter og olje i marine sedimenter i µg/kg tørrvekt (=ppb) og utvalgte organismer i µg/kg friskvekt (=ppb). Usikre verdier merket ?. i.a. = ikke angitt. Verdiene er hentet i utdrag fra Knutzen og Skei 1990=①, Knutzen 1992a=②, Knutzen et al. 1993=③, samt Kaarstad og Telfer 1991 (THC)=④.

Parameter	Sediment	Blåskjell	Torske filet	Torske lever	Skrubbe filet	Ref.
Sum PAH	< 200-500	< 150	< 20?	i.a.	< 20?	①
B(a)P ¹	< 2-5	< 1?	< 0.5?	i.a.	< 1?	①
Total PCB	< 5	< 10?	< 10	< 1000?	< 20	①
Sum PAH	< 300	< 100?	i.a.	i.a.	<20?	②
B(a)P ¹	< 5?	< 1?	i.a.	i.a.	<1?	②
Total PCB	< 5?	(10)	< 10	< 1000?	< 20?	②
Sum PAH	< 300	< 50	i.a.	i.a.	i.a.	③ klassegrenser
B(a)P ¹	<10	< 1	i.a.	i.a.	i.a.	③ "
Total PCB	< 5	< 10	< 10	< 1000	< 20?	③ "
THC	5000-10000	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	④

1) Benzo(a)pyren

Vedleggstabell 3.5 Tilstandsklasser for utvalgte organiske miljøgifter i marine sedimenter (ppb, tørrvektsbasis) og organismer (ppb, friskvektsbasis). Usikker øvre grense for kl.I er markert med ? (Knutzen et al. 1993).

Substans	Parameter	Klasse				
		I God	II Mindre god	III Nokså dårlig	IV Dårlig	V Megert dårlig
Sediment	Sum PAH (µg/kg)	<300	300-2000	2000-6000	6000-20000	>20000
	B(a)P (µg/kg) ¹	<10	10-50	50-200	200-500	>500
	Total PCB (µg/kg)	<5	5-25	25-100	100-300	>300
Blåskjell	Sum PAH (µg/kg)	<50	50-300	300-1500	1500-5000	>5000
	B(a)P(µg/kg) ¹	<1	1-5	5-25	25-50	>50
	Total PCB (µg/kg)	<10	10-30	30-100	100-200	>200
Torsk, filet	Total PCB (µg/kg)	<10	10-50	50-200	200-400	>400
Torsk lever	Total PCB (µg/kg)	<1000?	1000-3000	3000-10000	10000-20000	>20000
Skrubbe, filet	Total PCB (µg/kg)	<20?	20-50	50-200	200-500	>500

1) Benzo(a)pyren

Vedleggstabell 3.6 Forurensningsgrader for utvalgte organiske miljøgifter i marine sedimenter og organismer basert på antall ganger overkonsentrasjon (Knutzen et al. 1993).

Substans	Parameter	Grad				
		1 Liten	2 Moderat	3 Markert	4 Sterk	5 Meget sterk
Sediment	Sum PAH (µg/kg)	<1	1-7	7-20	20-70	>70
	B(a)P (µg/kg) ¹	<1	1-5	5-20	20-50	>50
	Total PCB (µg/kg)	<1	1-5	5-20	20-60	>60
Blåskjell	Sum PAH (µg/kg)	<1	1-6	6-30	30-100	>100
	B(a)P(µg/kg) ¹	<1	1-5	5-25	25-50	>50
	Total PCB (µg/kg)	<1	1-3	3-10	10-20	>20
Torsk, filet	Total PCB (µg/kg)	<1	1-5	5-20	20-40	>40
Torsk lever	Total PCB (µg/kg)	<1	1-3	3-10	10-20	>20
Skrubbe, filet	Total PCB (µg/kg)	<1	1-3	3-10	10-25	>25

1) Benzo(a)pyren

Vedleggstabell 4.1 Tørstoffinnhold % for sedimentprøver og blåskjell, samt %-fettinnhold i blåskjell analysert for miljøgifter fra Haakonsvern, Bergen 1993.

Prøve nr.	% Tørstoff / % Fett
HÅV 1-1	21.71
HÅV 2-1	15.44
HÅV 3-1	13.28
HÅV 4-1	15.04
HÅV 5-1	15.94
HÅV 6-1	45.28
HÅV 6-1	53.93
HÅV 6-1	59.79
HÅV 6-1	39.96
HÅV 6-1	43.29
HÅV 7-1	14.84
HÅV 8-1	65.26
HÅV 8-1	61.39
HÅV 8-1	59.00
HÅV 8-1	58.18
HÅB I-1	14.83/2.87
HÅB I-1	14.57/2.82
HÅB I-1	14.64/2.92
HÅB I-1	15.25/2.95
HÅB I-1	14.32/3.01
HÅB I-1	14.56/2.82

Vedleggstabell 4.2 Rådata for målte enkelt-kongenerer og beregnede summeparametere av PCB for overflatesedimenter (0-2 cm) fra Haakonsvern, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i µg/kg tv. (= ppb av tørt sediment).

Stasjon/prøve	HÅV 1-1	HÅV 2-1	HÅV 3-1	HÅV 4-1	HÅV 5-1	HÅV 6-1	HÅV 7-1	HÅV 8-1
Kongener	0-2cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm	0-2cm
PCB#28	4.04	9.81	20.74	32.24	21.87	11.01	22.33	12.02
PCB#31	15.11	8.78	8.16	7.19	14.04	21.00	13.78	2.26
PCB#52	4.66	8.95	31.10	51.21	37.88	22.74	34.49	27.45
PCB#101	7.68	4.91	27.25	44.65	37.64	30.73	26.96	26.06
PCB#105	6.79	3.41	17.89	28.42	24.55	16.17	16.69	14.45
PCB#118	9.81	3.99	25.07	38.70	34.96	19.96	23.28	21.04
PCB#128	2.06	0.90	4.51	6.77	6.03	5.90	4.49	3.94
PCB#138	10.91	3.41	22.19	32.56	29.74	37.96	22.79	23.73
PCB#149	6.63	2.35	14.90	22.08	19.46	28.14	15.45	16.77
PCB#153	7.24	2.11	14.98	22.25	20.32	26.88	15.43	16.90
PCB#156	1.04	0.42	2.30	3.38	3.01	3.47	2.16	2.31
PCB#170	2.38	0.72	5.12	7.22	6.56	10.44	4.73	5.91
PCB#180	3.25	1.05	7.65	11.14	10.57	15.60	7.33	9.83
Sum PCB-13	81.60	50.81	201.86	307.81	266.63	250.00	209.91	182.67
Sum PCB-7	47.59	34.23	148.98	232.75	192.98	164.88	152.61	137.03
Total PCB	95.18	68.46	297.96	465.50	385.96	329.76	305.22	274.06

Vedleggstabell 4.3 Rådata for målte enkelt-kongenerer og beregnede summeparametere av PCB for vertikalsnitt i sedimenter fra Haakonsvern, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i µg/kg tv. (= ppb av tørt sediment).

Stasjon/prøve	HÅV 6-1	HÅV 6-1	HÅV 6-1	HÅV 6-1	HÅV 6-1	HÅV 8-1	HÅV 8-1	HÅV 8-1	HÅV 8-1
Kongener	0-2cm	2-5cm	5-10cm	10-15cm	15-20cm	0-2cm	2-5 cm	5-10 cm	10-15 cm
PCB#28	11.01	8.33	2.36	0.37	0.05	12.02	14.26	2.12	1.76
PCB#31	21.00	6.37	1.64	0.33	0.04	2.26	13.86	1.69	1.45
PCB#52	22.74	17.21	5.19	0.99	0.17	27.45	99.66	5.96	3.59
PCB#101	30.73	18.47	4.56	1.35	0.65	26.06	417.65	5.56	2.48
PCB#105	16.17	8.05	2.40	0.76	0.42	14.45	150.14	2.30	1.30
PCB#118	19.96	12.23	3.35	0.91	0.51	21.04	127.65	3.46	1.83
PCB#128	5.90	3.70	0.07	0.30	0.53	3.94	94.77	1.05	0.34
PCB#138	37.96	24.11	4.58	1.95	2.97	23.73	785.39	6.45	2.04
PCB#149	28.14	18.12	3.43	1.42	1.29	16.77	645.54	5.13	1.52
PCB#153	26.88	17.68	3.40	1.45	1.71	16.90	630.00	4.85	1.51
PCB#156	3.47	2.29	0.41	0.20	0.48	2.31	78.55	0.64	0.19
PCB#170	10.44	6.79	1.16	0.65	1.80	5.91	253.52	1.88	0.46
PCB#180	15.60	10.79	1.85	0.88	2.26	9.83	397.05	2.73	0.72
Sum PCB-13	250.00	154.14	34.40	11.56	12.88	182.67	3708.04	43.82	19.19
Sum PCB-7	164.88	108.82	25.29	7.90	8.32	137.03	2471.66	31.13	13.93
Total PCB	329.76	217.64	50.58	15.80	16.64	274.06	4943.32	62.26	27.86

Vedleggstabell 4.4 PCB-profiler gitt ved %-andel av tri-, tetra-, penta-, hekso- og heptaklorert PCB i overflatesedimentene analysert fra Haakonsvern, Bergen 1993.

Stasjon/prøve	HÅV 1	HÅV 2	HÅV 3	HÅV 4	HÅV 5	HÅV 6	HÅV 7	HÅV 8
Kloreringsgrad	0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm
%Tri-klor	23	37	14	13	13	13	17	8
%Tetra-klor	6	17	16	16	15	9	17	15
% Penta-klor	30	24	35	36	36	27	32	34
% Heksa-klor	34	18	29	28	29	41	29	35
% Hepta-klor	7	3	6	6	6	10	6	9

Vedleggstabell 4.5 PCB-profiler gitt ved %-andel av tri-, tetra-, penta-, hekso- og heptaklorert PCB i vertikalt i sedimentene (stasjon HÅV-6 og HÅV 8) fra Haakonsvern, Bergen 1993.

Stasjon/prøve	HÅV 6	HÅV 6	HÅV 6	HÅV 6	HÅV 6	HÅV 8	HÅV 8	HÅV 8	HÅV 8
Klorerigsgrad	0-2 cm	2-5 cm	5-10 cm	10-15 cm	15-20 cm	0-2 cm	2-5 cm	5-10 cm	10-15 cm
% Tri-klor	13	10	12	6	1	8	1	9	17
% Tetra-klor	9	11	15	9	1	15	2	13	18
% Penta-klor	27	25	30	26	12	34	19	26	29
% Heksa-klor	41	43	35	46	54	35	60	41	29
% Hepta-klor	10	11	9	13	32	9	18	11	6

Vedleggstabell 4.6 PCB-profiler gitt ved %-andel av tri-, tetra-, penta-, hekso- og heptaklorert PCB i sedimentprøver fra og ubåtbunkerer Nordrevåg, Bergen 1992 og Haakonsvern, Bergen 1992/1993 .

Stasjon/prøve	UB1-1	UB1-2	UB2-1	UB2-2	UB3-1	UB4-1	1A-93	St.5-93	3C-93
Klorerigsgrad	0-2 cm	0-2 cm	4-6 cm	4-6 cm	18-20 cm	24-26 cm			
% Tri-klor	0	0	1	1	0	0	6	12	17
% Tetra-klor	1	2	2	1	2	2	8	23	23
% Penta-klor	19	21	22	21	22	21	21	28	25
% Heksa-klor	60	58	58	59	57	56	41	28	25
% Hepta-klor	20	19	18	18	19	21	24	9	10

Vedleggstabell 4.7 Rådata for PCB i blåskjell *Mytilus edulis* på stasjon HÅB I-III fra Haakonsvern, Bergen 1993, med 2 paralleller pr. stasjon. Konsentrasjoner i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt (= ppb).

Stasjon	HÅBI-1	HÅBI-2	HÅBII-1	HÅBII-2	HÅBIII-1	HÅBIII-2
Kongener						
PCB#28	3.92	3.83	4.07	4.03	3.61	3.46
PCB#31	2.82	2.81	2.97	2.83	2.63	2.83
PCB#52	13.27	14.12	15.00	13.52	11.94	16.15
PCB#101	24.92	22.48	25.27	21.62	18.63	36.01
PCB#105	8.55	8.50	9.45	8.65	7.58	12.61
PCB#118	18.56	16.34	18.77	18.11	15.42	21.40
PCB#128	4.08	3.68	4.43	3.97	3.42	5.56
PCB#138	30.15	24.94	27.09	23.93	20.32	45.67
PCB#149	20.24	17.25	19.44	15.81	13.82	37.69
PCB#153	27.79	21.03	24.53	20.40	16.91	42.48
PCB#156	2.47	2.10	2.25	1.96	1.71	3.59
PCB#170	4.97	3.88	3.37	2.51	3.60	6.43
PCB#180	9.66	6.89	6.46	5.20	4.78	12.51
Sum PCB-13	171.40	147.85	163.10	142.54	124.37	246.39
Sum PCB-7	128.27	109.63	121.19	106.81	91.61	177.68
Tot. PCB	256.54	219.26	242.38	213.62	183.22	355.36

Vedleggstabell 4.8 Rådata for PCB i blåskjell *Mytilus edulis* på stasjon HÅB I-III fra Haakonsvern, Bergen 1993, med 2 paralleller pr. stasjon. Konsentrasjoner i $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt (= ppb).

Stasjon	HÅBI-1	HÅBI-2	HÅBII-1	HÅBII-2	HÅBIII-1	HÅBIII-2
Kongener						
PCB#28	0.58	0.56	0.60	0.61	0.52	0.50
PCB#31	0.42	0.41	0.44	0.43	0.38	0.41
PCB#52	1.97	2.06	2.20	2.06	1.71	2.35
PCB#101	3.70	3.27	3.70	3.29	2.66	5.24
PCB#105	1.27	1.24	1.38	1.32	1.08	1.83
PCB#118	2.75	2.38	2.75	2.76	2.21	3.11
PCB#128	0.61	0.54	0.65	0.60	0.49	0.81
PCB#138	4.47	3.63	3.97	3.65	2.91	6.64
PCB#149	3.00	2.51	2.85	2.41	1.98	5.48
PCB#153	4.12	3.06	3.60	3.11	2.42	6.18
PCB#156	0.37	0.31	0.33	0.30	0.24	0.52
PCB#170	0.74	0.56	0.49	0.38	0.51	0.94
PCB#180	1.43	1.00	0.95	0.79	0.68	1.82
Sum PCB-13	25.43	21.53	23.91	21.71	17.79	35.83
Sum PCB-7	19.02	15.96	17.77	16.27	13.11	25.84
Tot. PCB	38.04	31.92	35.54	32.54	26.22	51.68

Vedleggstabell 4.9 Rådata for individuelle PAH-forbindelser og summerte parametere i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Haakonsvern, Bergen 1993. Konsentrasjoner i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment (= ppb).

Stasjon/prøve	HÅV1-1	HÅV2-1	HÅV3-1	HÅV4-1	HÅV5-1	HÅV6-1	HÅV7-1	HÅV8-1
Komponent	0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm	0-2 cm
Naftalen	6	20	17	11	20	20	26	18
C1-M-Naftalen	22	34	23	28	29	24	73	16
C2-M-Naftalen	52	54	40	63	53	45	71	29
C3-M-Naftalen	42	51	54	71	59	52	45	37
Fluoren	25	23	28	52	41	51	401	31
Fenantren	153	145	188	289	227	379	912	172
Antracen	40	53	88	90	100	103	1738	43
Dibenzotiofen	13	17	20	27	23	27	52	12
C1-M-Fenantren	111	121	141	212	176	188	534	80
C1-Dibenzotiofen	13	34	25	34	27	24	45	9
Fluoranten	337	515	638	656	586	446	2829	200
Pyren	262	442	511	699	548	402	2015	180
C2-M-fenantren	100	255	238	235	212	155	438	66
C2-Dibenzotiofen	42	265	164	132	133	75	172	39
C3-Dibenzotiofen	50	782	296	324	264	116	212	49
Benzo(a)antracen*	257	177	295	439	389	365	1244	150
Chrysen/Trifenylen	252	280	372	497	448	294	1205	143
Benzo(b+k+j)fluorant.*	622	757	755	1274	965	336	1434	186
Benzo(e)pyren	337	371	348	607	456	164	630	87
Benzo(a)pyren*	237	279	299	500	384	178	632	92
Perylen	96	140	119	189	131	62	218	30
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	475	355	456	642	585	189	508	108
Benzo(ghi)perylen	404	341	417	549	499	154	446	87
Dibenzo(a,c/a,h)antrec.*	95	30	44	72	124	47	132	27
Sum Di/hetro-forbind.	147	182	162	225	202	192	616	131
Sum PAH	3896	5359	5414	7467	6277	3704	15396	1760
Sum NPD	432	1596	981	1099	953	679	1590	325
Sum KPAH	1686	1598	1849	2927	2447	1115	3950	563
Total PAH	4043	5541	5576	7692	6479	3896	16012	1891
THC (upolare)	175000	361000	592000	1079000	742000	217000	631000	192000
%Di/hetro	4	3	3	3	3	5	4	7
%NPD	11	29	18	14	15	17	10	17
%KPAH	42	29	33	38	38	29	25	30
%B(a)P	6	5	5	7	6	5	4	5

Vedleggstabell 4.10 Rådata for individuelle PAH forbindelser vertikalt i sedimentene på stasjon HÅV 6 (0-20 cm) og HÅV 8 (0-15 cm) fra Haakonsværn, Bergen 1993. Konsentrasjoner i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment (= ppb).

Stasjon/prøve	HÅV6	HÅV6	HÅV6	HÅV6	HÅV6	HÅV8	HÅV8	HÅV8	HÅV8
Komponent	0-2cm	2-5cm	5-10cm	10-15cm	15-20cm	0-2cm	2-5cm	5-10cm	10-15cm
Naftalen	20	25	2		1	18	12	2	33
C1-M-Naftalen	24	19	3	3	2	16	12	4	22
C2-M-Naftalen	45	28	6	7	3	29	23	8	23
C3-M-Naftalen	52	29	8	9	3	37	28	11	17
Fluoren	51	56	5	7	2	31	32	4	77
Fenantren	379	335	35	18	3	172	282	25	320
Antracen	103	76	11	7	2	43	63	10	91
Dibenzotiofen	27	22	3	2		12	17	2	21
C1-M-Fenantren	188	133	24	20	4	80	152	21	98
C1-Dibenzotiofen	24	15	4	3		9	14	3	7
Fluoranten	446	340	66	68	7	200	340	58	255
Pyren	402	298	69	52	5	180	282	67	227
C2-M-fenantren	155	106	32	19	2	66	174	30	43
C2-Dibenzotiofen	75	73	26	11		39	65	19	13
C3-Dibenzotiofen	116	86	33	13		49	65	32	16
Benzo(a)antracen*	365	223	45	32	2	150	397	41	137
Chrysen/Trifenylen	294	181	47	43	4	143	273	49	127
Benzo(b+k+j)fluorant.*	336	238	103	181	22	186	273	132	217
Benzo(e)pyren	164	107	48	84	10	87	112	63	91
Benzo(a)pyren*	178	130	39	43	3	92	140	44	86
Perylen	62	38	18	31	17	30	44	25	37
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	189	122	57	136	14	108	126	89	132
Benzo(ghi)perylen	154	102	47	130	13	87	102	79	111
Dibenzo(a,c/a,h)antrac.*	47	30	11	11	1	27	30	17	18
Sum Di/hetro-forbind.	192	157	24	26	11	131	107	29	172
Sum PAH	3704	2655	718	904	109	1760	2951	806	2047
Sum NPd	679	489	136	85	14	325	533	128	239
Sum KPAH	1115	743	255	403	42	563	966	323	590
Total PAH	3896	2612	742	930	120	1891	3058	835	2219
THC (upolare)	217000	211000	96000	12000	0	192000	97000	69000	35000
%Di/hetro	5	6	3	3	9	7	3	3	8
%NPd	17	17	18	9	12	17	17	15	11
%KPAH	29	26	34	43	35	30	32	39	27
%B(a)P	5	5	5	5	3	5	5	5	4

Vedleggstabell 4.11 Rådata for individuelle PAH forbindelser i blåskjell *Mytilus edulis* på stasjon HÅB I-III fra Haakonsvern, Bergen 1993, med 2 paralleller pr. stasjon. Konsentrasjoner i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt (= ppb).

Stasjon/prøve	HAB	HAB	HAB	HAB	HAB	HAB
Komponent	I-1	I-2	II-1	II-2	III-1	III-2
Naftalen	12	8	15	10	8	11
C1-M-Naftalen	33	31	37	31	25	27
C2-M-Naftalen	163	159	181	160	130	140
C3-M-Naftalen	456	445	503	432	484	536
Fluoren	20	23	24	22	20	21
Fenantren	62	70	88	76	72	78
Antracen	3	4	8	4	4	6
Dibenzotiofen	7	7	10	9	7	9
C1-M-Fenantren	522	542	707	645	637	695
C1-Dibenzotiofen	112	109	147	136	154	171
Fluoranten	194	193	249	258	195	210
Pyren	216	227	260	266	203	219
C2-M-fenantren	1920	1848	2386	2607	2236	2203
C2-Dibenzotiofen	1123	1041	1437	1624	1459	1482
C3-Dibenzotiofen	1328	1270	1689	1788	1582	1446
Benzo(a)antracen*	141	118	179	178	131	132
Chrysen/Trifenylen	429	404	489	517	375	390
Benzo(b+k+j)fluoranten*	229	269	300	296	229	225
Benzo(e)pyren	179	200	217	213	169	170
Benzo(a)pyren*	36	35	40	39	32	29
Perylen	26	29	27	26	19	19
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	29	26	25	27	31	24
Benzo(ghi)perylen	51	41	30	44	49	33
Dibenzo(a,c/a,h)antrecen*	8	4	6	6	6	7
Sum Di/hetro-forbind.	684	666	760	655	667	735
Sum PAH	6615	6437	8294	8759	7590	7548
Sum NPD	5657	5445	7087	7423	6707	6700
Sum KPAH	443	452	550	546	429	417
Total PAH	7299	7103	9054	9414	8257	8283
% Di/hetro	9	9	8	7	8	9
% NPD	78	77	78	79	81	81
% KPAH	6	6	6	6	5	5
% B(a)P	0.5	0.5	0.4	0.4	0.4	0.4

Vedleggstabell 4.12 Rådata for individuelle PAH forbindelser i blåskjell *Mytilus edulis* på stasjon HÅB I-III fra Haakonsværn, Bergen 1993 med 2 paralleller pr. stasjon. Konsentrasjoner i $\mu\text{g}/\text{kg}$ friskvekt (= ppb).

Stasjon/prøve	HÅB	HÅB	HÅB	HÅB	HÅB	HÅB
Komponent	I-1	I-2	II-1	II-2	III-1	III-2
Naftalen	2	1	2	2	1	2
C1-M-Naftalen	5	5	5	5	4	4
C2-M-Naftalen	24	23	27	24	19	20
C3-M-Naftalen	68	65	74	66	69	78
Fluoren	3	3	4	3	3	3
Fenantren	9	10	13	12	10	11
Antracen		1	1	1	1	1
Dibenzotiofen	1	1	1	1	1	1
C1-M-Fenantren	77	79	104	98	91	101
C1-Dibenzotiofen	17	16	22	21	22	25
Fluoranten	29	28	36	39	28	31
Pyren	32	33	38	41	29	32
C2-M-fenantren	285	269	350	397	320	320
C2-Dibenzotiofen	167	152	211	247	209	216
C3-Dibenzotiofen	197	185	248	272	226	210
Benzo(a)antracen*	21	17	26	27	19	19
Chrysen/Trifenylen	64	59	72	79	54	57
Benzo(b+k+j)fluoranten*	34	39	44	45	33	32
Benzo(e)pyren	27	29	32	32	24	24
Benzo(a)pyren*	5	5	6	6	5	4
Perylen	4	4	4	4	3	2
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	4	4	4	4	4	3
Benzo(ghi)perylen	8	6	4	7	7	4
Dibenzo(a,c/a,h)antrecen*	1	1	1	1	1	1
Sum Di/hetro-forbind.	102	97	112	100	96	107
Sum PAH	982	938	1217	1334	1087	1094
Sum NPD	840	794	1041	1130	960	974
Sum KPAH	65	66	81	83	62	59
Total PAH	1084	1035	1329	1434	1183	1201
%Di/hetro	9	9	8	7	8	9
%NPD	77	77	78	79	81	81
%KPAH	6	6	6	6	5	5
%B(a)P	0.5	0.5	0.5	0.4	0.4	0.3

Vedleggstabell 4.13 Tabell over koder for prøvenummer i likhetsanalysene.

1	=	HÅV1 0-2 cm
2	=	HÅV2 0-2 cm
3	=	HÅV3 0-2 cm
4	=	HÅV4 0-2 cm
5	=	HÅV5 0-2 cm
6	=	HÅV6 0-2 cm
7	=	HÅV7 0-2 cm
8	=	HÅV8 0-2 cm
9	=	HÅV6 2-5 cm
10	=	HÅV6 5-10 cm
11	=	HÅV6 10-15 cm
12	=	HÅV6 15-20 cm
13	=	HÅV8 2-5 cm
14	=	HÅV8 5-10 cm
15	=	HÅV8 10-15 cm
16	=	HÅB I-1
17	=	HÅB I-2
18	=	HÅB II-1
19	=	HÅB II-2
20	=	HÅB III-1
21	=	HÅB III-2
22	=	1A-ENCO93
23	=	3C-ENCO93
24	=	St. 5-ENCO93
25	=	UBÅT 1A 0-2 cm
26	=	UBÅT 1B 0-2 cm
27	=	UBÅT 1A 4-6 cm
28	=	UBÅT 1B 4-6 cm
29	=	UBÅT 18-20 cm
30	=	UBÅT 24-26 cm

Vedleggstabell 4.14

Lengde, vekt, kjønn (m - hann; f - hunn) og total levervekt til fisk og krabbe fra Haakonsvern. Prøvene fra hver enkelt sone ble analysert som blandprøver. Fettinnholdet og tørrstoff i blandprøvene er oppgitt.

Torsk Sone 1-3 Haakonsvern

Fisk nr.	Lengde cm.	Vekt g.	Kjønn	Tot. lever vekt
1	43	1000	m	30,18
2	49	1280	m	48,85
3	39	635	m	12,8
4	44	1010	m	24,9
5	40	640	f	16,35
6	62	2460	f	47,18
7	41	700	m	5,58
8	38	575	m	15,14
9	33	330	f	2,4
10	30	240	m	3,0
11	78	5680	f	155,4

Blandep prøve: % fett muskel 0,7
 % fett lever 21,1
 % tørrstoff muskel 17,9

Torsk Sone 4-5 Haakonsvern

Fisk nr.	Lengde cm.	Vekt g.	Kjønn	Tot. lever vekt
1	48	1100	f	19,2
2	41	800	m	7,4
3	45	1010	m	18,8
4	43	740	m	10,9
5	45	835	f	11,7
6	51	1420	f	37,25
7	43	845	m	18,8
8	69	3963	m	168,3
9	68	3610	f	185,0
10	63	2990	f	110,4

Blandep prøve: % fett muskel 0,6
 % fett lever 36,2
 % tørrstoff muskel 18,4

Vedleggstabell 4.14 Fortsetter.

Lomre	Sone 1-3	Haakonssvern		
Fisk nr.	Lengde cm.	Vekt g.	Kjønn	Tot. lever vekt
1	35	520	f	5,95
2	35	505	f	6,18
3	38	665	f	10,5
4	35	425	f	5,5
5	30	305	f	4,4
6	35	480	f	4,13
7	28	300	f	4,5
8	28	215		0,9
Blandeprøve	% fett	muskel	1,5	
	% fett	lever	4,5	
	% tørrstoff	muskel	18,3	

Lomre	Sone 4-5	Haakonssvern		
Fisk nr.	Lengde cm.	Vekt g.	Kjønn	Tot. lever vekt
1	33	520	f	6,90
2	31	350	f	4,0
3	28	265	m	2,0
4	30	270	m	1,25
5	32	400	f	4,90
6	34	510	f	9,10
7	28	245	m	1,50
8	30	295	m	1,80
9	33	390	f	5,10
10	34	370	m	1,60
11	32	415	f	5,30
12	19	255	m	1,50
13	25	220	f	2,20
14	28	310	f	4,10
Blandeprøve:	% fett	muskel	0,8	
	% fett	lever	4,4	
	% tørrstoff		18,8	

Vedleggstabell 4.14 Fortsetter.

Krabbe	Sone 4-5	Haakonsvern	
Nr.	Lengde cm.	Vekt krabbesmør	Kjønn
1	16	94,2	f
2	17	74,2	f
3	14	48,0	f
4	13	46,1	f
5	17	71,1	f
Blandeprøve:		% fett	5,2
		% tørrstoff	24,0

Vedleggstabell 4.15

Konsentrasjoner (ng/g våtvekt) av PCB i fisk og krabbe fra Haakonservern. Total PCB er beregnet som summen av #28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180 multiplisert med 2.

IUPAC#	Lomre lever sone 1-3	Lomre lever sone 4-5	Torsk lever sone 1-3	Torsk lever sone 4-5
#31	2.5	2.9	23	10
#28	5.0	6.4	222	60
#52	10.6	11.1	608	193
#101	12.7	11.5	1422	612
#149	10.0	10.6	187	72
#118	32.5	37.8	5124	2167
#153	47.2	42.2	4643	1956
#105	13.1	16.4	2096	830
#138	30.4	33.0	3102	1544
#128	3.1	4.2	510	156
#156	2.0	2.4	392	213
#180	11.1	14.3	1507	836
#170	3.9	5.6	525	287
Sum 13 CB's	184.0	198.3	20362	8736
Tot.PCB	299.0	312.4	33258	14336

IUPAC	Krabbe sone 4-5	Lomre musk sone 1-3	Lomre musk sone 4-5	Torsk musk sone 1-3	Torsk musk sone 4-5
#31	0.9	0.1	0.1	0.8	0.1
#28	1.3	0.3	0.4	5.1	0.4
#52	0.3	1.0	0.9	10.1	1.3
#101	4.7	1.2	0.9	13.9	3.6
#149	5.6	0.4	0.2	1.9	0.4
#118	25.1	3.5	4.0	37.8	14.0
#153	24.4	4.4	4.1	22.8	13.2
#105	11.1	1.9	2.3	18.0	7.1
#138	21.1	3.5	3.3	17.2	9.2
#128	3.8	0.5	0.6	3.0	1.6
#156	2.5	0.3	0.4	2.2	1.6
#180	4.8	1.4	1.4	8.2	5.6
#170	2.2	0.5	0.6	3.2	2.1
Sum 13CB's	107.9	19.0	19.2	144.2	60.1
Tot.PCB	163.5	30.6	30.1	230.2	94.4

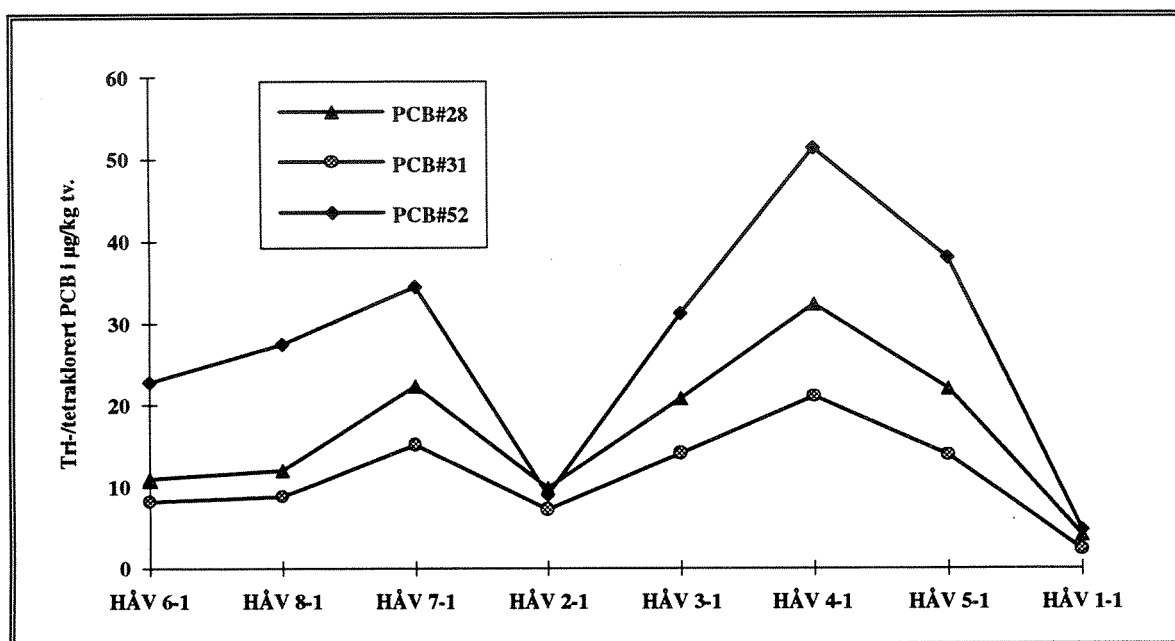
Vedleggstabell 4.16.

Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i fisk og krabbe fra områdene ved Haakonsværn 1993, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. (Potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH) merket *).

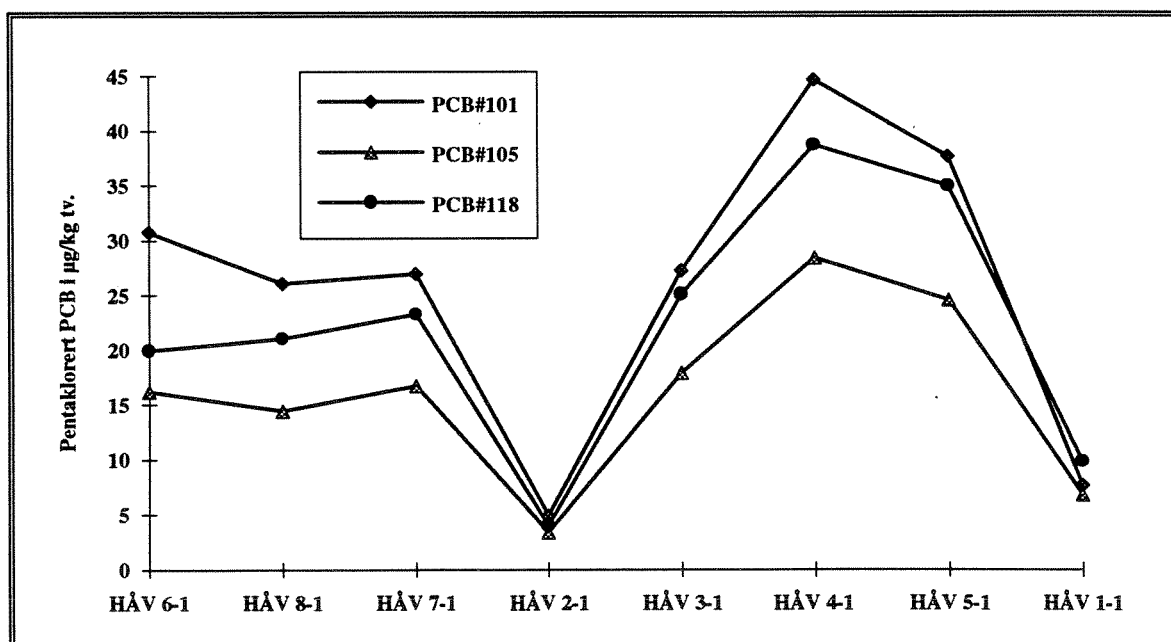
	Torsk		Lomte		Torsk		Lomte		Torsk		Lomte		Torsk		Lomte		Krabbe smør
	Muskel	Lever	Muskel	Lever	Muskel	Lever	Muskel	Lever	Muskel	Lever	Muskel	Lever	Muskel	Lever	Sone 4-5	Sone 4-5	
	Sone 1-3	Sone 1-3	Sone 1-3	Sone 1-3	Sone 1-3	Sone 1-3	Sone 1-3	Sone 1-3	Sone 4-5	Sone 4-5	Sone 4-5	Sone 4-5	Sone 4-5	Sone 4-5	Sone 4-5	Sone 4-5	
Naphthalene	1	5	-	4	-	-	-	-	-	11	-	-	-	-	2	-	1
C1-naphthalenes	1	9	1	6	1	1	1	1	1	34	1	1	1	5	4	4	
C2-naphthalenes	1	13	1	9	1	1	1	1	1	53	1	1	1	3	7	7	
C3-naphthalenes	-	10	-	-	-	-	-	-	-	28	-	-	-	-	-	3	
Fluorene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	10	-	-	-	-	-	-	
Phenanthrene	-	5	2	8	2	2	2	2	2	5	-	-	-	-	-	1	
Anthracene	-	2	-	2	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	
Dibenzothiophene	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	
C1-phenanthrenes	-	2	2	15	2	2	2	2	2	-	-	-	-	-	-	2	
C1-dibenzothiophenes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Fluoranthene	-	6	5	25	5	5	5	5	5	2	-	-	-	-	-	-	
Pyrene	-	4	3	31	3	3	3	3	3	-	-	-	-	-	-	-	
C2-phenanthrenes	-	4	1	-	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	2	
C2-dibenzothiophenes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
C3-dibenzothiophenes	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Benz(a)anthracene *	-	7	1	14	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	
Chrysene	-	11	1	24	1	1	1	1	1	-	-	-	-	-	-	-	
Benz(b+j+k)fluoranthenes *	-	20	4	80	4	4	4	4	4	-	-	-	-	-	-	-	
Benz(e)pyrene	-	10	2	33	2	2	2	2	2	-	-	-	-	-	-	-	
Benz(a)pyrene *	-	23	2	21	2	2	2	2	2	-	-	-	-	-	-	-	
Perylene	-	15	-	11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Indeno(1,2,3-cd)pyrene *	-	-	3	-	3	3	3	3	3	-	-	-	-	-	-	-	
Benzo(ghi)perylene	-	-	2	-	2	2	2	2	2	-	-	-	-	-	-	-	
Dibenz(a,c+a,h)anthracenes *	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
Total NPD/PAH ng/g våtvekt	3	146	30	283	2	2	2	2	2	145	2	2	2	10	20	20	
Sum KPAH*	-	50	10	115	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	
% KPAH	-	34	33	41	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	

Vedleggsfigurer

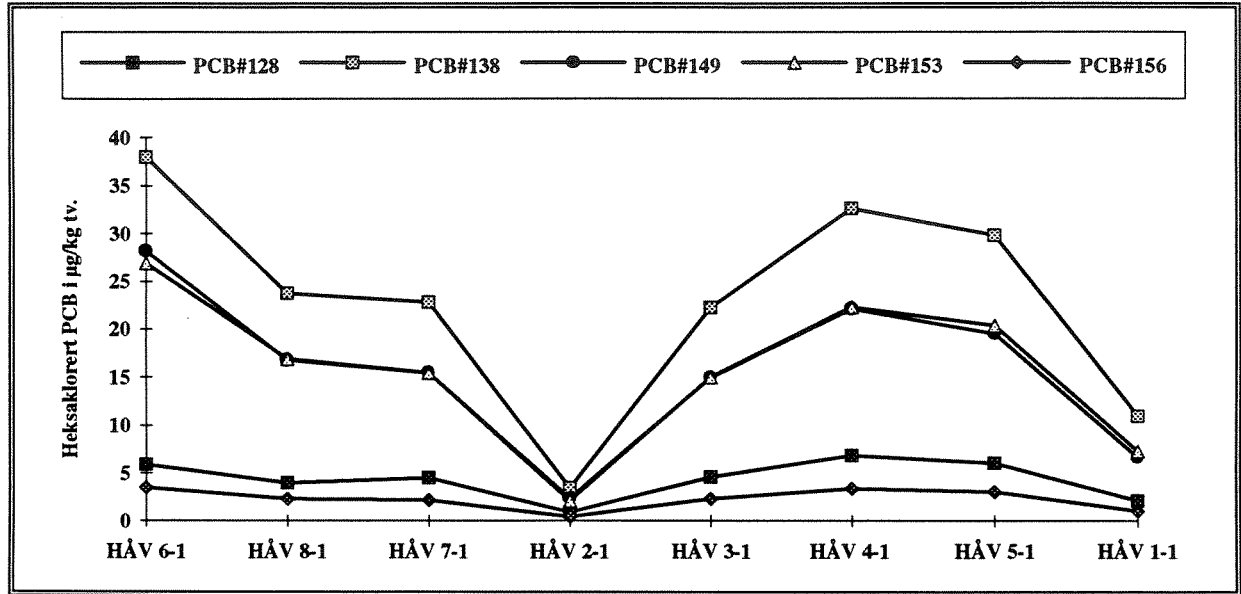
Vedleggsfigur 4.1 Forekomst av tri-/tetraklorert PCB i overflatesedimentene (0-2 cm) analysert fra Haakonsvern, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment (= ppb).



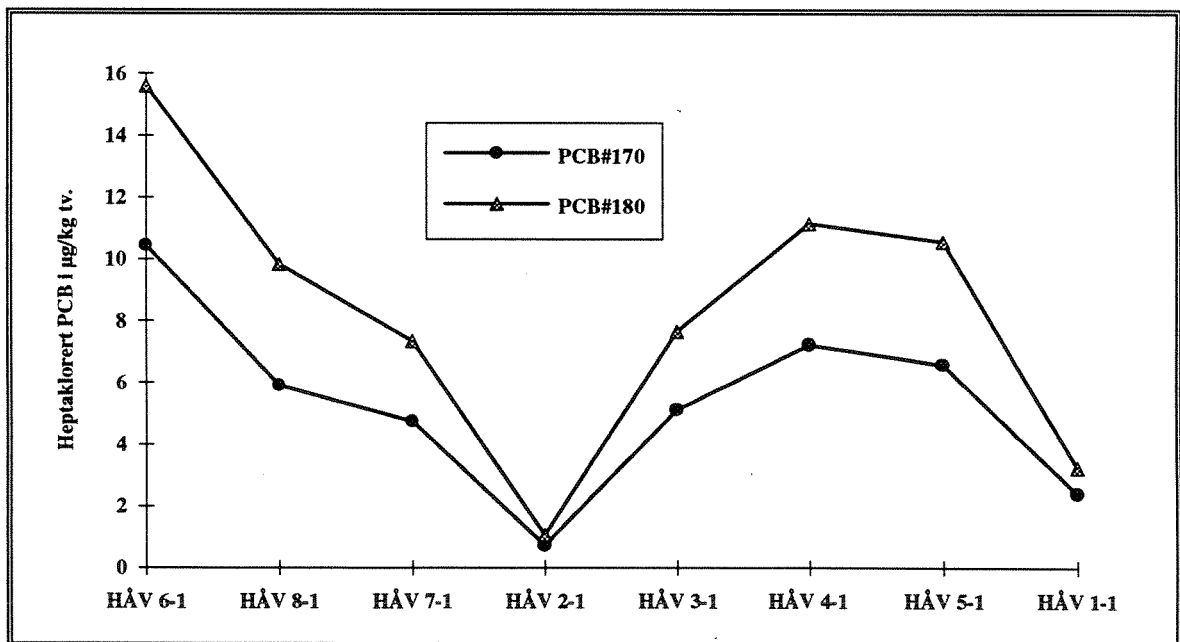
Vedleggsfigur 4.2 Forekomst av pentaklorert PCB i overflatesedimentene (0-2 cm) analysert fra Haakonsvern, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment (= ppb).



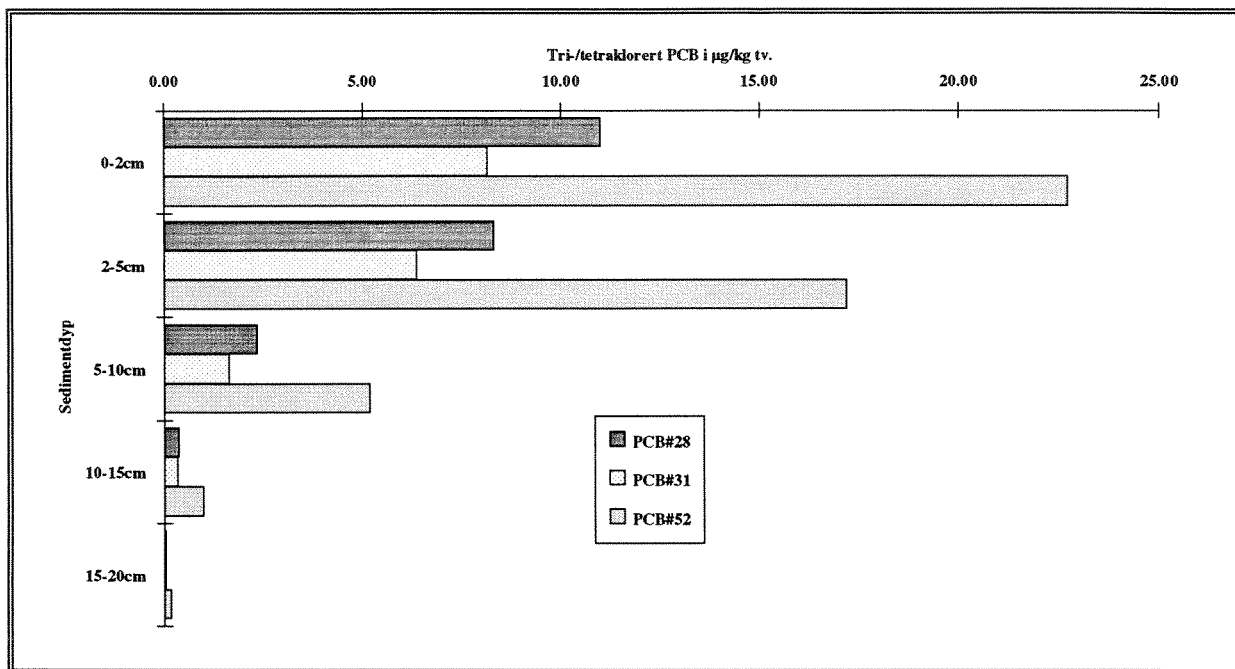
Vedleggsfigur 4.3 Forekomst av heksaklorert PCB i overflatesedimentene (0-2 cm) analysert fra Haakonsvern, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment (= ppb).



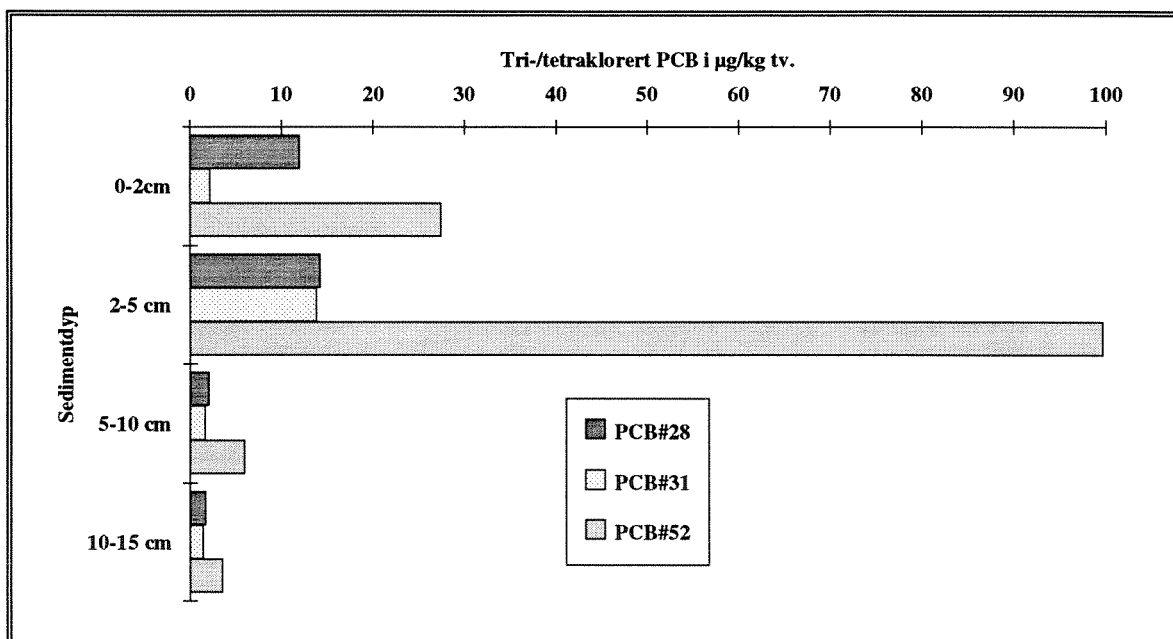
Vedleggsfigur 4.4 Forekomst av heptaklorert PCB i overflatesedimentene (0-2 cm) analysert fra Haakonsvern, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment (= ppb).



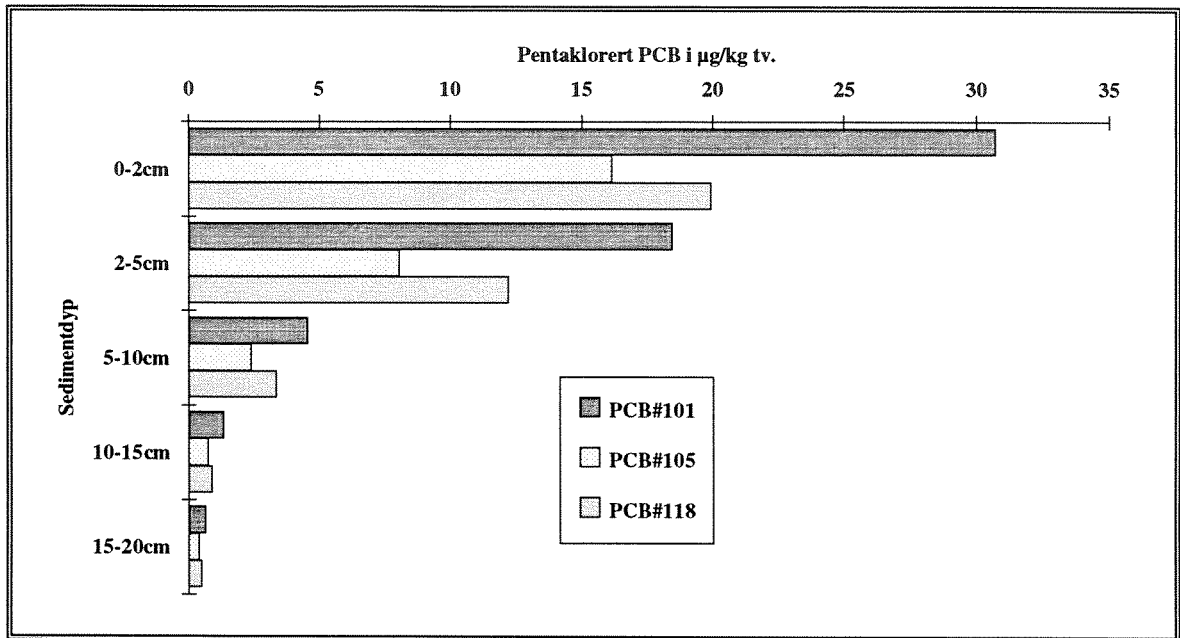
Vedleggsfigur 4.5 Forekomst av tri-/tetraklorert PCB vertikalt (0-20 cm) i sedimentet på stasjon HÅV 6-1 analysert fra Haakonssvern, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment (= ppb).



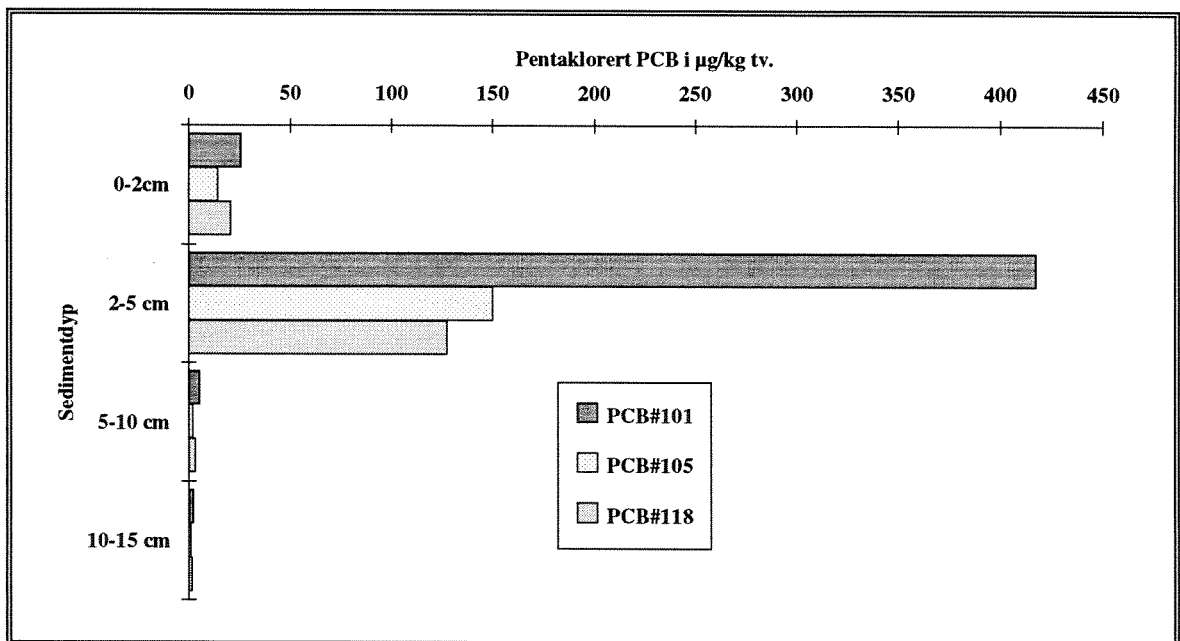
Vedleggsfigur 4.6 Forekomst av tri-/tetraklorert PCB vertikalt (0-15 cm) i sedimentet på stasjon HÅV 8-1 analysert fra Haakonssvern, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment (= ppb).



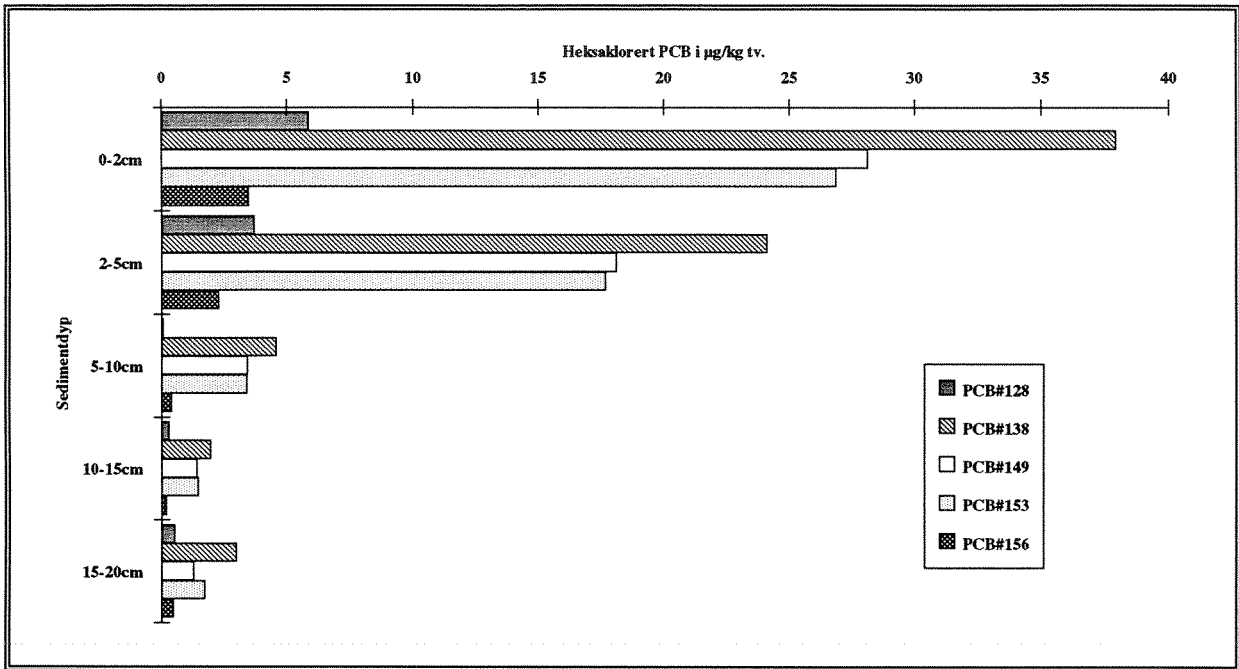
Vedleggsfigur 4.7 Forekomst av pentaklorert PCB vertikalt (0-20 cm) i sedimentet på stasjon HÅV 6-1 analysert fra Haakonsværn, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment (= ppb).



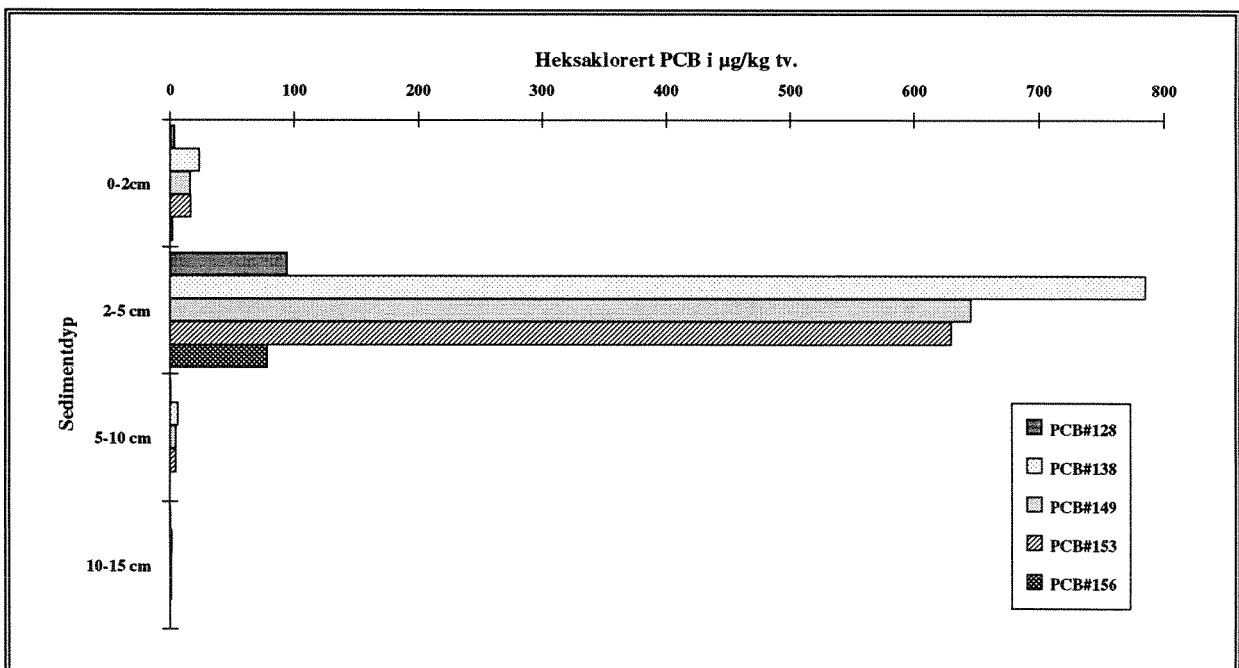
Vedleggsfigur 4.8 Forekomst av pentaklorert PCB vertikalt (0-15 cm) i sedimentet på stasjon HÅV 8-1 analysert fra Haakonsværn, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment (= ppb).



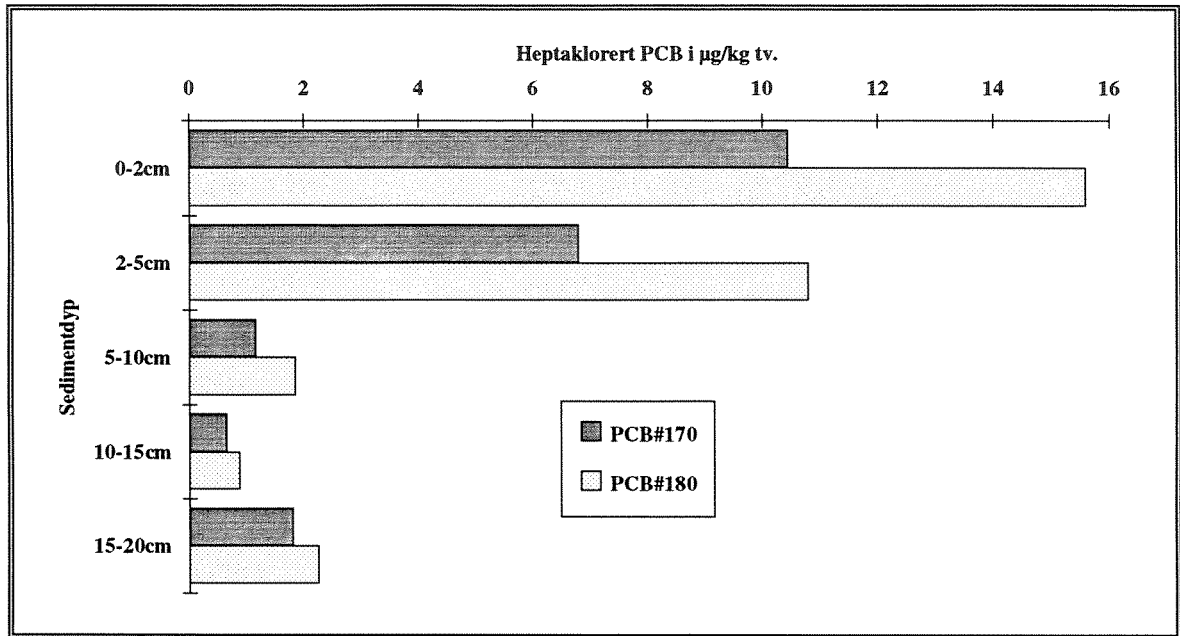
Vedleggsfigur 4.9 Forekomst av heksaklorert PCB vertikalt (0-20 cm) i sedimentet på stasjon HÅV 6-1 analysert fra Haakonsvern, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment (= ppb).



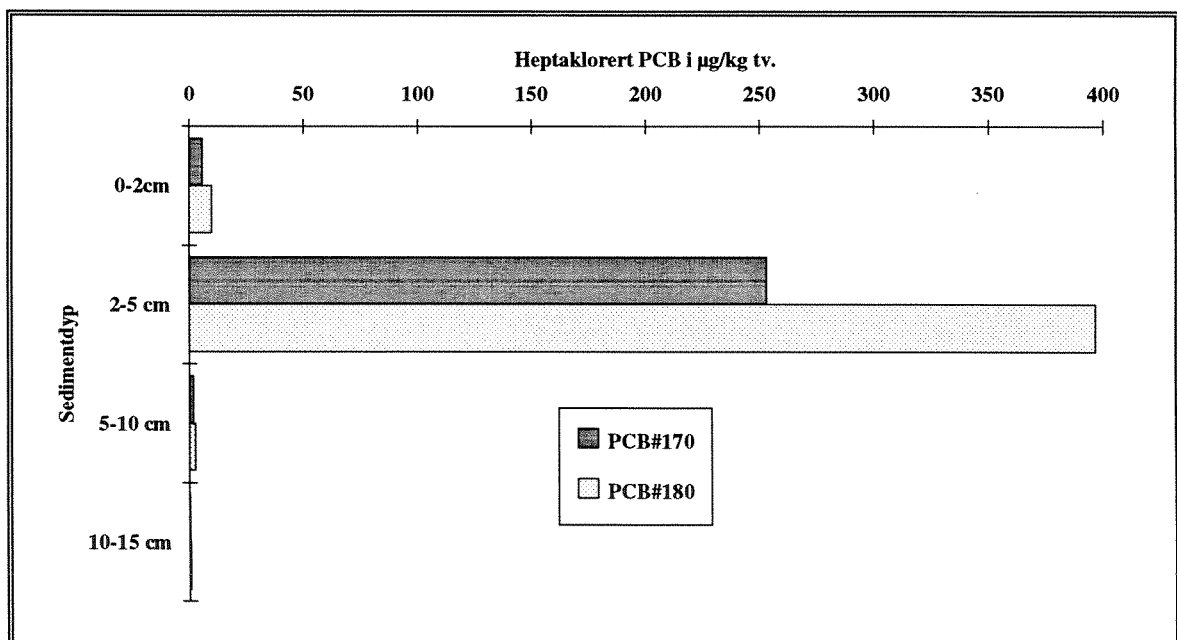
Vedleggsfigur 4.10 Forekomst av heksaklorert PCB vertikalt (0-15 cm) i sedimentet på stasjon HÅV 8-1 analysert fra Haakonsvern, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment (= ppb).



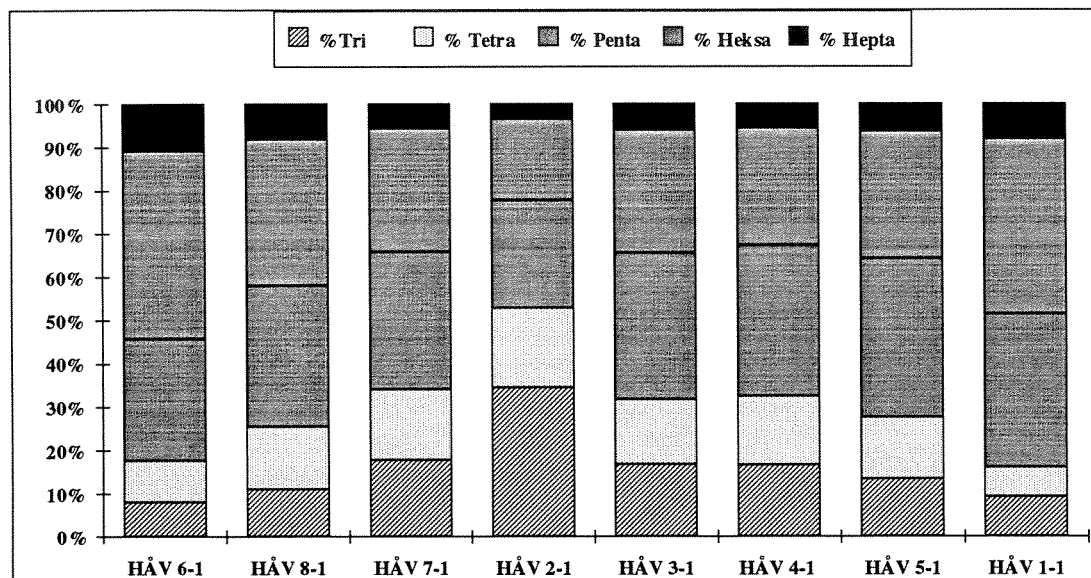
Vedleggsfigur 4.11 Forekomst av heptaklorert PCB vertikalt (0-20 cm) i sedimentet på stasjon HÅV 6-1 analysert fra Haakonssvern, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment (= ppb).



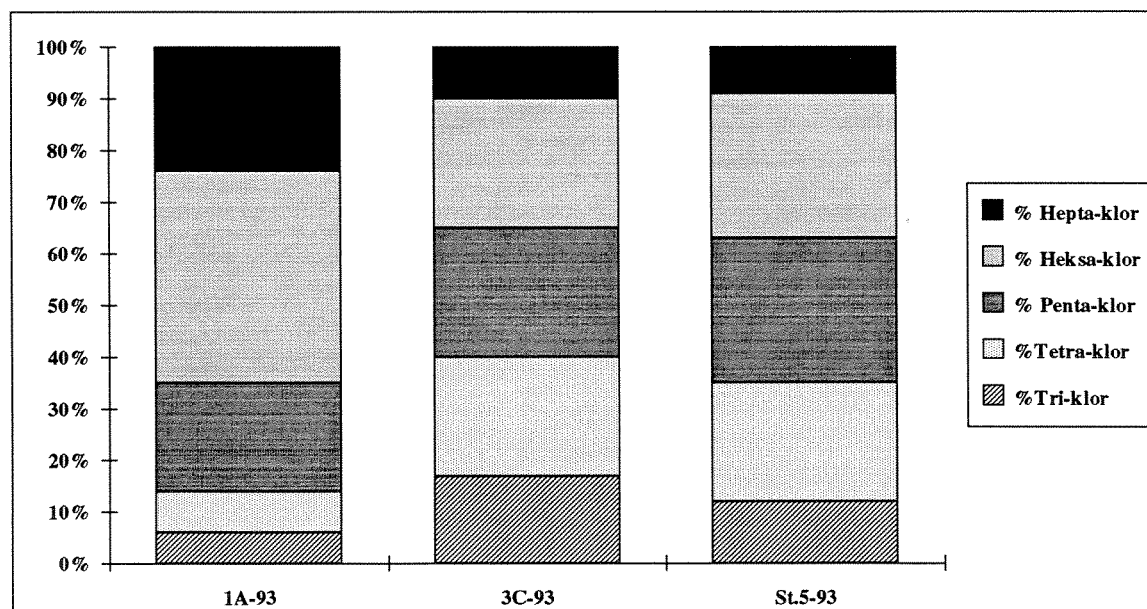
Vedleggsfigur 4.12 Forekomst av heptaklorert PCB vertikalt (0-15 cm) i sedimentet på stasjon HÅV 8-1 analysert fra Haakonssvern, Bergen 1993. Konsentrasjonene er gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment (= ppb).



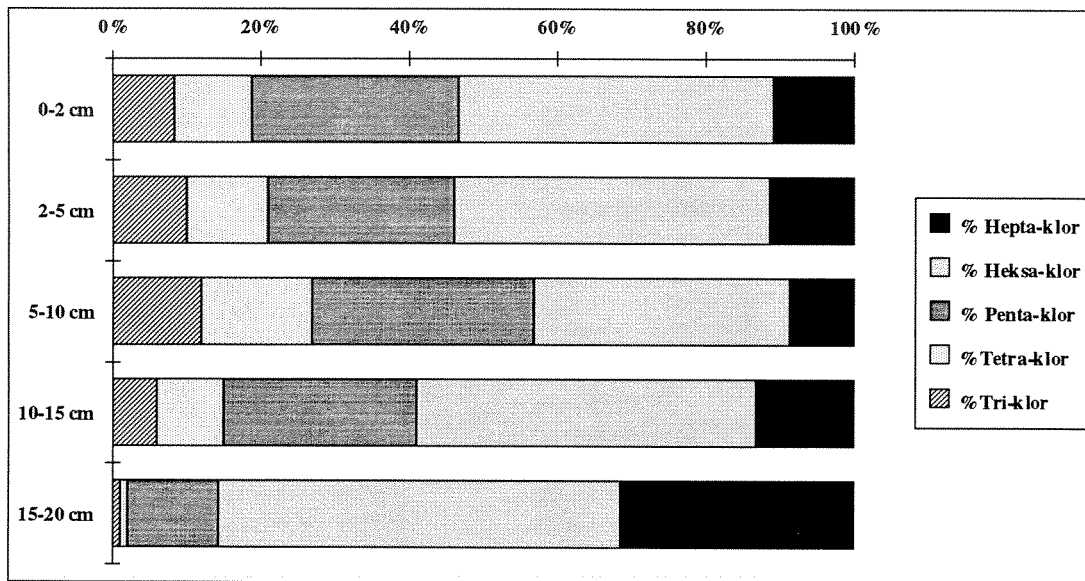
Vedleggsfigur 4.13 Prosentvis forekomst av tri-, tetra-, penta-, hekso- og heptaklorete grupperte PCB-kongenerer i overflatesedimentene (0-2 cm) analysert fra Haakonssvern, Bergen 1993.



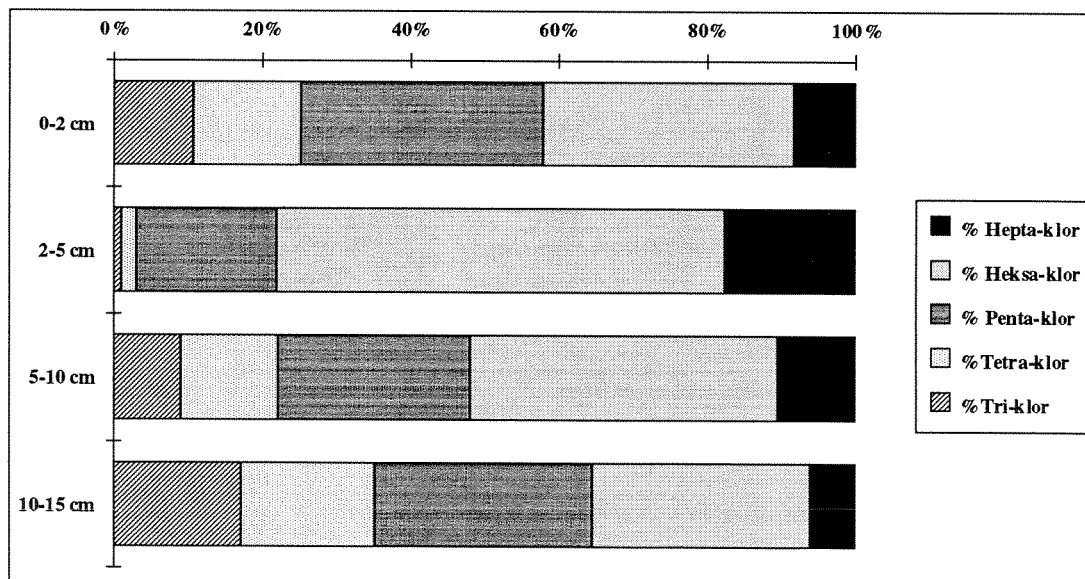
Vedleggsfigur 4.14 Prosentvis forekomst av tri-, tetra-, penta-, hekso- og heptaklorete grupperte PCB-kongenerer i sedimentprøver reanalysert fra Haakonssvern, Bergen 1993 (ENCO 1993).



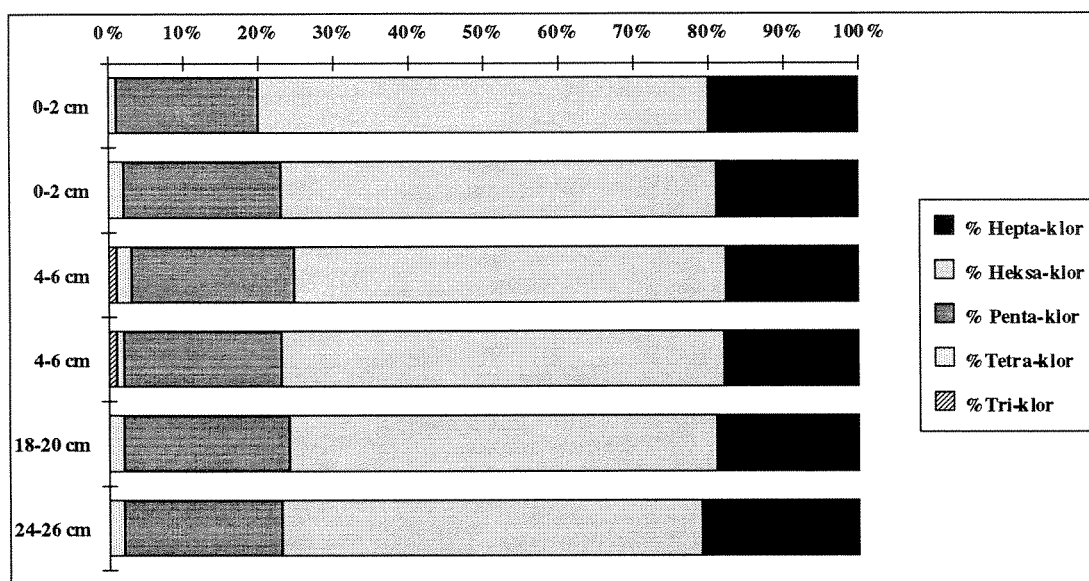
Vedleggsfigur 4.15 Prosentvis forekomst av tri-, tetra-, penta-, hekso- og heptaklorert grupperte PCB-kongenerer i sedimentene på stasjon HÅV 6 (0-20 cm) analysert fra Haakonsvern, Bergen 1993.



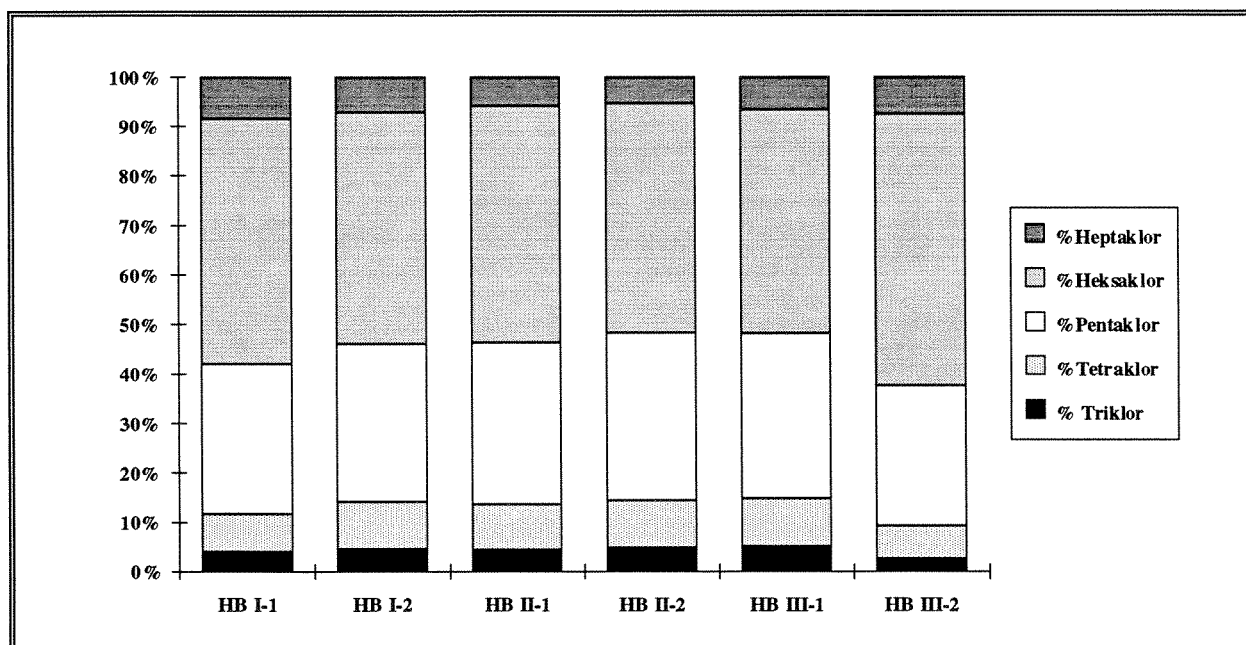
Vedleggsfigur 4.16 Prosentvis forekomst av tri-, tetra-, penta-, hekso- og heptaklorert grupperte PCB-kongenerer i sedimentene på stasjon HÅV 8 (0-15 cm) analysert fra Haakonsvern, Bergen 1993.



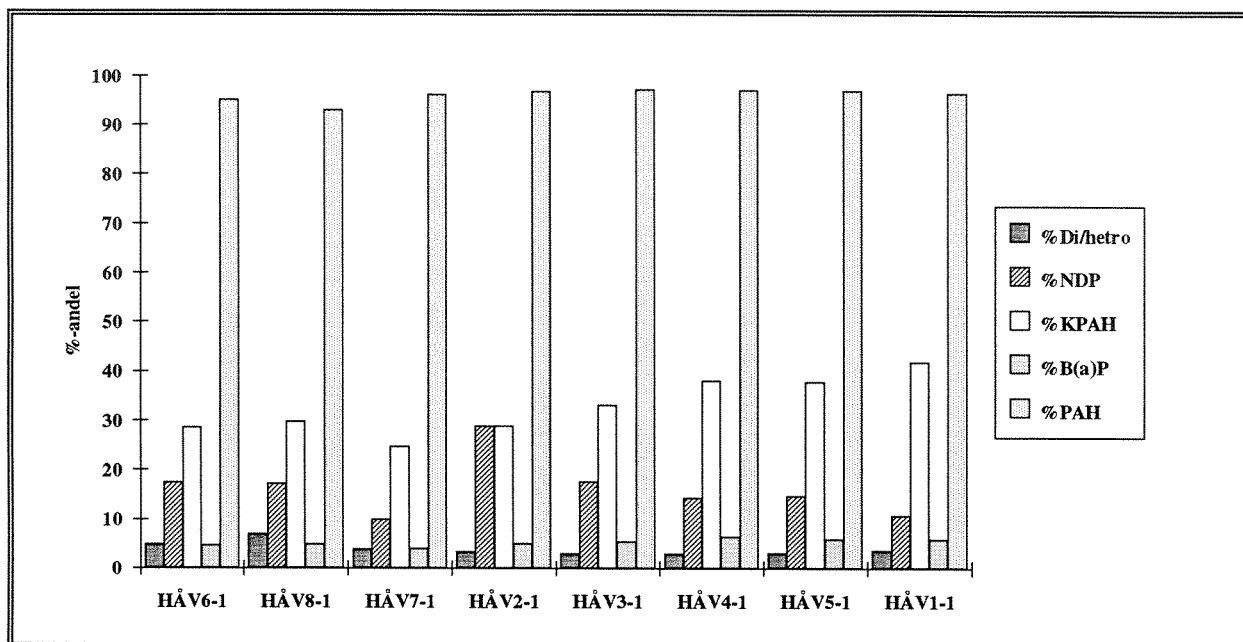
Vedleggsfigur 4.17 Prosentvis forekomst av tri-, tetra-, penta-, hekso- og heptaklorert grupperte PCB-kongenerer i sedimentprøver fra ubåtbunkerer (0-26 cm) analysert fra Nordrevåg, Bergen 1992 (Bjerknes et al. 1992).



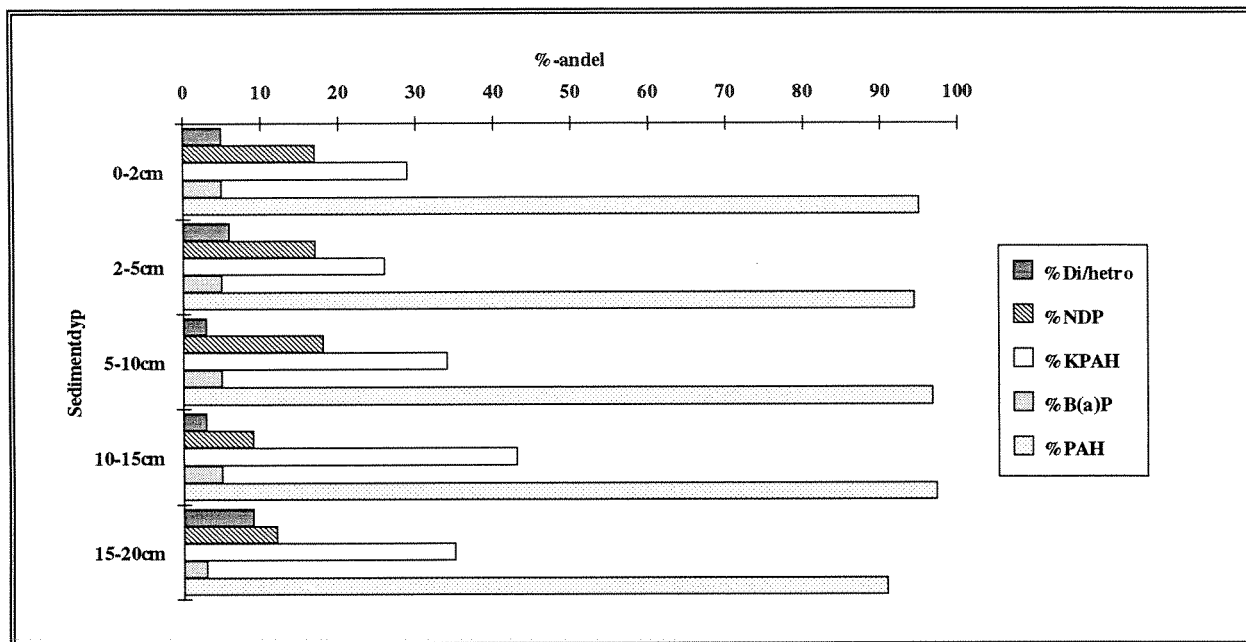
Vedleggsfigur 4.18 Prosentvis forekomst av tri-, tetra-, penta-, hekso- og heptaklorert grupperte PCB-kongenerer i blåskjell analysert fra Haakonsværn, Bergen 1993.



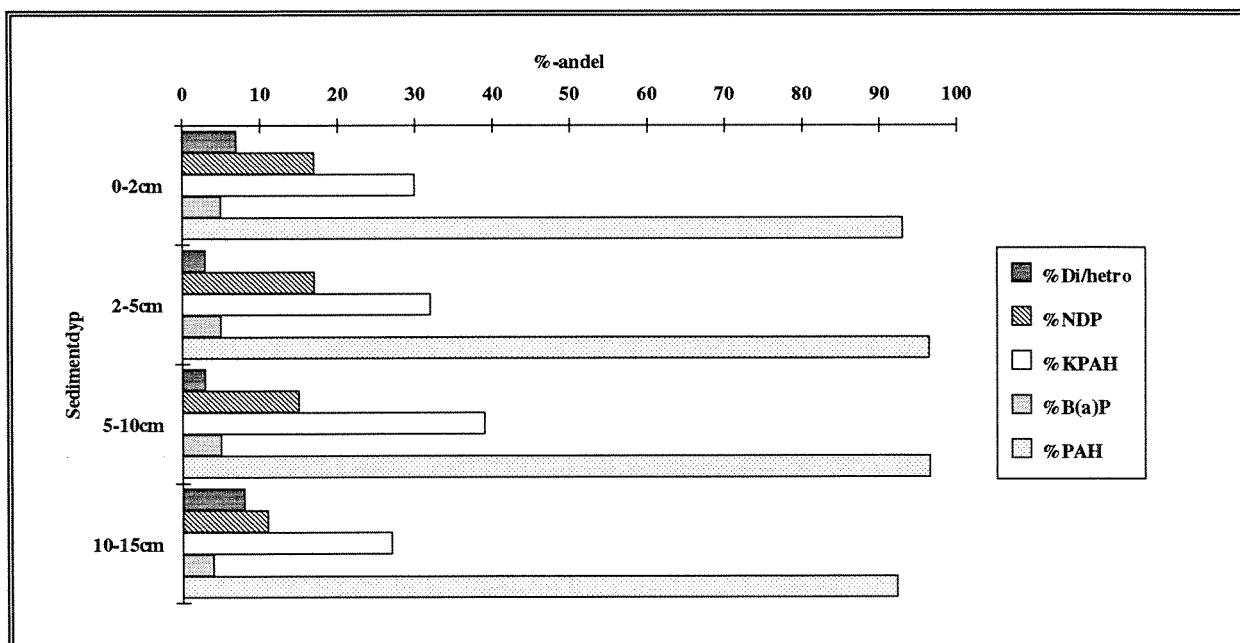
Vedleggsfigur 4.19 Prosentvis forekomst av di/hetrocykliske, NDP, KPAH, B(a)P og PAH i overflatesedimenter (0-2 cm) analysert fra Haakonsvern, Bergen 1993.



Vedleggsfigur 4.20 Prosentvis forekomst av di/hetrocykliske, NDP, KPAH, B(a)P og PAH i sedimentprøver fra HÅV 6 (0-20 cm) analysert fra Haakonsværn, Bergen 1993.



Vedleggsfigur 4. 21 Prosentvis forekomst av di/hetrocykliske, NDP, KPAH, B(a)P og PAH i sedimentprøver fra HÅV 6 (0-20 cm) analysert fra Haakonsværn, Bergen 1993.



Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Postboks 69 Korsvoll, 0808 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2362-2