




O-95076/E-95416

PCB-forurensning fra
industriområdet
Brakerøya, Drammen

Tilførsler, biotilgjengelighet og konsekvenser

NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-95076 E-95416	Undernr.:
Løpenr.: 3308	Begr. distrib.:

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

Rapportens tittel: PCB-forurensning fra industriområdet Brakerøya, Drammen. Tilførsler, biotilgjengelighet og konsekvenser.	Dato: 06/09/95	Trykket: NIVA 1995
	Rev. 14/12/95	
Forfatter(e): Roger M. Konieczny Tom Tellefsen	Faggruppe: Marinøkologi	Geografisk område: Buskerud
	Antall sider: 50	Opplag:

Oppdragsgiver: NOTEBY AS.	Oppdragsg. ref.:
-------------------------------------	------------------

Ekstrakt: Det er gjennomført innsamling av sedimenter og bunndyrsprøver i Bragernesløpet, nedre del av Drammensvassdraget for analyser av PCB-innhold. Videre er det utført eksperimentell ekstraksjon av PCB fra vannmassene på 4 lokaliteter i området, vha. dialyseposer fylt med *n*-heksan. Parallelt i ekstraksjonsforsøkene ble det også benyttet transplanterte blåskjell og/eller dammuslinger i. Alle enheter viste målbare opptak av PCB etter 4 ukers ekstraksjon, og totalt sett var organismene og da spesielt dammuslingene mer effektive enn dialyseposene. Det ble påvist lekkasje av PCB fra landarealet og at tilført PCB var svært biotilgjengelig. Lekkassen må oppfattes som en punktkilde og utgjør ca. 10-20% av alt PCB som tilføres fjorden, via vassdraget for øvrig og fjordens omkringliggende landarealer.

4 emneord, norske

1. PCB-forurensning
2. Bioakkumulasjon
3. Eksperimentell dialyse i vann
4. Risikovurdering

4 emneord, engelske

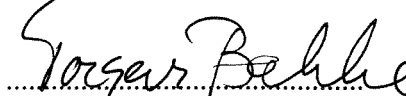
1. PCB-contamination
2. Bioaccumulation
3. Experimental dialysis in water
4. Risk assessment

Prosjektleder



Roger M. Konieczny

For administrasjonen



Torgeir Bakke

ISBN 82-577-2836-5

O-95076/E-95416

**PCB-forurensning fra industriområdet
Brakerøya, Drammen.
Tilførsler, biotilgjengelighet og konsekvenser.**

Prosjektleder:

Roger M. Konieczny

Medarbeidere:

Einar M. Brevik
Gunnar Brønstad (NOTEBY)
Anette Juliussen
Kari Martinsen (SINTEF)
Tom Tellefsen

Forord

Norsk institutt for vannforskning (NIVA) ble engasjert av NOTEBY as. for om mulig belyse eventuelle tilførsler og lekkasjer av PCB fra industriområdet tilhørende ABB Energi AS. på Brakerøya i Drammen. Videre skulle biotilgjengeligheten og konsekvensene av forurensningene vurderes. Foreliggende rapport er NIVA's samlede bidrag til de delmål som ble satt for oppdraget.

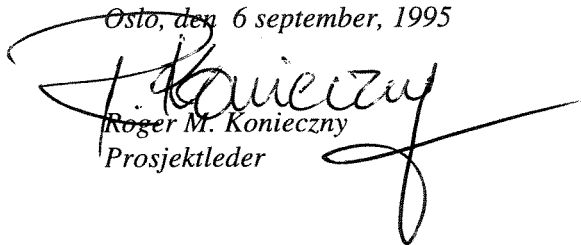
Hovedprosjektleder hos oppdragsgiver har vært Gunnar Brønstad og kontakter ved ABB var direktør Sven Lie og Øystein Fagerhus.

Prosjektleder ved NIVA har vært Roger M. Konieczny. Følgende personer har bidratt til gjennomføringen ved NIVA:

Erik Bjerknes, Anette Juliussen og Tom Tellefsen (konstruksjon av ekstraksjonsrigger), Dag Berge, Unni Efraimsen, Anette Juliussen og Tom Tellefsen (innsamling og feltarbeid), samt Einar M. Brevik og Grete L. Sigernes (laboratoriearbeid).

Eksterne analyser er utført av Kari Martinsen ved SINTEF-Oslo. Det rettes en spesiell takk til Teknisk sjef Sven Jonassen, Drammen Havnevesen som stilte båt til vår disposisjon.

Oslo, den 6 september, 1995


Roger M. Konieczny
Prosjektleder

Innhold

Forord	3
1. Konklusjoner og sammendrag	5
2. Innledning.....	7
2.1. Bakgrunn.....	7
2.2. Målsetting	7
3. Materiale og metoder	7
3.1. Feltarbeider	7
3.2. Skjellmaterialet for bioakkumulering.....	8
3.3. Sedimentprøver for PCB-analyser	8
3.4. Ekstraksjon av PCB fra vann.....	9
3.4.1. Prinsipp for ekstraksjonsmetoden.....	9
3.4.2. Konstruksjon av oppsamlingsenheter	10
3.4.3. Utplassering og innsamling.....	10
4. Resultater.....	12
4.1. PCB i sedimenter	12
4.2. PCB i bunndyr	14
4.3. PCB i dialyseposer (membraner).....	16
4.4. PCB i blåskjell	20
4.5. PCB i dammuslinger	21
5. Litteraturhenvisninger	22
VEDLEGG	24
Vedlegg 1 Kart over prøvestasjoner og prøvepunkter.....	25
Vedlegg 2 Rådata og metodikk PCB-analyser.	28
Vedlegg 3 Dialysemembranenes egenskaper	47

1. Konklusjoner og sammendrag

- Det er registrert høye konsentrasjoner av polyklorerte bifenyler (PCB) i grunnen på Brakerøya, som resultat av tidligere anvendt Pyroclor 58 og Aroclor 1242 i hhv. transformator- og kondensatorproduksjon.
- Kvalitative vurderinger av PCB-innhold i Bragernesløpets overflatesedimenter, indikerer episodiske "lekkasjer" fra industriområdet. Dette skjer hovedsakelig i form utslipp via to sivevannsledninger, mens grunnvannstransporten anses som ubetydelig.
- Tilførslene av PCB utgjør en høy risiko, da tilførslene er svært biotilgjengelige. På den måten vil bidraget fra Brakerøya virke belastende og ha konsekvenser for organismene som lever i elvemunningene og i fjorden utenfor.
- Drammenselva betraktes som hovedkilde til PCB-belastningen av indre fjorden. Summen av punktkilder og diffuse tilførsler i vassdraget oppstrøms Brakerøya, bidrar med anslagsvis 80-90%. I tillegg bidrar trolig bl.a. Lierelva, skipsverftet og kommunal kloakk til den totale belastningen.
- Dersom man gjennom tiltak andre steder eliminerer utslipp og tilsig, vil industriområdet på Brakerøya og spesielt sedimentene i Bragernesløpet i fremtiden få økt betydning som PCB-kilde. Forholdet rettferdiggjør at det iverksettes tiltak også her.

Overflatesedimentene i Bragernesløpet hadde PCB-konsentrasjoner på 20-2644 µg/kg tørrvekt og nivåene var i samsvar med tidligere observasjoner de siste 3 år. Et beregnet gjennomsnitt for sedimentene på 397 µg/kg tørrvekt (n = 24) er 5-6 ganger høyere enn gjennomsnittsnivåer i resten av Drammenselvas nedre del og indre deler av fjorden.

PCB-profilene i sedimentene varierer over korte avstander og antyder ulike kildetilnytning. Størst lokal variasjon ble observert i Bragernesløpet, hvor både distinkte lav- og høyklorerte profiler observeres, sammen med særegne blandingsprofiler i de dypeste områdene.

I sedimentene oppstrøms i Drammenselva og i Strømsløpet finnes to "geografisk" adskilte "hovedprofiler", som reflekterer vann- og sedimentasjonsdypet. Profilen langs den nordlige elvebredd strekker seg også ned i deler av Bragernesløpet. Vannet i hovedløpet antyder en egen blandingsprofil.

Ute i fjordområdet sedimentene, og bl.a. i torskelerer, observeres for øvrig en mer diffus høyklorert kongenerfordeling. Forholdet gjenspeiler summen av flere PCB-tilførsler, avstanden til punktkildene og "omdanning" av PCB over tid.

Bunndyr fra Bragernesløpet inneholdt total PCB mengder på 42, 600 og 9189 µg/kg på hhv. våt-, tørr- og fettvektbasis. Nivåene anses som høye og forsterker antagelsen om lokale tilførsler. Bioakkumulasjonsfaktoren (BAF) på 1.3 og akkumulasjonsfaktoren (AF) på 1.5 indikerer at faunaen fungerer som en felle for PCB. Dette kan ha konsekvenser for oppkonsentrering i næringskjedene, da sedimentlevende dyr er potensiell føde bl.a. for fisk.

PCB-profilen i bunndyr skiller seg fra det som registreres i sedimentene, noe som trolig skyldes enkeltkongenerers egenskaper og tilgjengelighet, samt faunaens evne til selektivt opptak/utskillelse.

For å belyse omfanget og effekter av tilførselen fra Brakerøya, relatert til andre potensielle PCB-kilder, ble det gjennomført ekstraksjonsforsøk på 4 lokaliteter i nedre deler av Drammenselva og i fjorden utenfor. PCB ble samlet opp fra vannmassene vha. dialyseposer (semipermeable membraner) fylt med *n*-heksan. Som biologisk parallell, ble det benyttet blåskjell (*Mytilus edulis*) og/eller dammuslinger (*Anodonta piscinalis*).

Resultatene av ekstraksjonsforsøkene indikerte ujevne opptaksrater gjennom dialyseposene i forsøksperioden, som kan skyldes støtvide PCB-tilførsler, ukontrollerbare hendelser og dialyseposenes egenskaper. Bl.a. kunne samlet tap av PCB fra dialyseposene beregnes til 30-40%. Men totalt kunne det kvantifiseres et netto opptak av PCB, både i dialyseposer og organismer etter 4 uker på alle stasjoner.

Opptaket i dialyseposene var størst på St. 2 i Bragernesløpet og ca. 2-5 ganger høyere enn på de andre stasjonene. Blåskjellene i Bragernesløpet hadde et netto opptak (fettbasis) på 1.5 ganger blåskjell på St. 3 og 4 og var mer enn 100-500 ganger så effektive som dialyseposene på respektive stasjoner. Totalt sett hadde dammuslingene størst opptaksrate, dvs. 2-11 ganger høyere enn for blåskjell og 2-3 størrelsesordener høyere enn dialyseposene. Forskjellen i opptak i dialyseposer og organismer ligger i at mye av tilstedeværende PCB er knyttet til partikler, som ikke slipper inn i dialyseposene. Skjellene i motsetning til de passive dialyseposene, pumper store vannmengder med slike partikler, mao. større vannstrøm over opptaksflatene, noe som kan gi et betydelig større opptak.

Fra PCB-profilene i dialyseposene, kan det antydes at hovedsakelig St. 1 (oppstrøms ved Bybroen), men også i noen grad St. 2 og 3 (hhv. i og utenfor Bragernesløpet) ble påvirket av elvevannet. Det kan derfor antydes en annen kilde oppstrøms Brakerøya og en PCB-transport ved normalvannføring mot fjorden i størrelsesordenen 50-100 g PCB pr. dag. I tillegg kunne det observeres en påvirkning via sigevann fra Brakerøya, med økt betydning nedstrøms og ut Bragernesløpet.

PCB-profilene i de biologiske parallellene viste i hovedsak tre forhold relatert til PCB-kildene. Blåskjellene på alle stasjoner syntes å være påvirket av elvevannet (hovedkilden) ved å ha tilnærmet identiske profiler og understøtter observasjonene i dialyseposene. Dammuslingene på begge stasjoner, hadde derimot en noe annerledes PCB-profil lik elvesedimenter. Tilførslene og spredningene fra Brakerøya synes i det vesentligste å være knyttet til overflatevannet.

2. Innledning

2.1. Bakgrunn

Undersøkelsen er samarbeidet mellom NOTEBY og NIVA knyttet til kartlegging av forurensningssituasjonen på og utenfor industritomten til ABB Energi AS på Brakerøya i Drammen. NOTEBY har stått for kartlegging av forurensninger i jord og grunnvann ved miljøtekniske grunnundersøkelser siden 1993 (NOTEBY 1993, 1994a, 1994b). Gjennom flere undersøkelser i nedre deler av Drammenselva og Drammensfjorden de siste 10 år, er det konstatert en betydelig PCB-belastning (NOTEBY 1992, Konieczny et al. 1994, Bækken og Lien 1994). Forholdet er særlig fremtredende i nærområdet til Brakerøya og undersøkelsen skal klarlegge om det har forekommet tilførsler derfra. PCB-nivåer registrert i organismer fra indre deler av fjorden (Knutzen et al. 1993) har ført til etablering av kostholdsrestriksjoner.

NOTEBY er i ferd med å sammenstille alle sine grunnundersøkelser i en tiltaksorientert rapport (NOTEBY rapp. 43462 nr. 4). Før en endelig ajourføring av forurensningssituasjonen kan foreligge, har det vært nødvendig bl.a. å gjennomføre supplerende analyser av PCB-nivåer og spredningsberegninger i grunnen.

Det som her rapporteres, er en integrert del av ajourføringen, hvor NIVA har fokusert på PCB-forurensningen (mengder og type) i elv og sjø i nærområdet rundt industritomten. Videre er det gjort forsøk på å belyse eventuelle tilførsler og lekkasjer av PCB fra land, biotilgjengeligheten av tilførslene og konsekvensene som følge av dette.

2.2. Målsetting

Hovedmålsettingen i undersøkelsen er tredelt og delmålene kan kort beskrives som følger:

- Kildeorientert kvalitativ vurdering (profilstudie) av ulike PCB-forekomster.
- Eksperimentell ekstraksjon og biotilgjengelighet av PCB i elv og sjø.
- Konsekvens- og risikovurdering av aktuelle PCB-tilførsler.

Underlagt dette er det et mål i seg selv å knytte resultatene opp mot gjeldende kostholdsrestriksjoner i Drammensfjorden og i hvilken grad resultatene kan benyttes som grunnlag i overvåking av eventuelle tiltak.

3. Materiale og metoder

3.1. Feltarbeider

Det samlede feltarbeidet i undersøkelsen var mangeartet og ble gjennomført i perioden 26.-28. april 1995. I hovedsak kan det feltmessige arbeidet deles i tre:

1. Innsamling av organismer for transplantasjon. Blåskjell (*Mytilus edulis*) ble tatt på en lokalitet nord for NIVA's Marine forskningsstasjon ved Solbergstrand (MFS) i Drøbaksundet, den 26. april 1995. Innsamling av dammusling (*Anodonta piscinalis*) ble gjort i Borrevannet ved Horten den 27. april 1995 (kfr. kap. 3.2).

2. Innsamling av sedimenter og bunndyr i nedre del av Bragernesløpet ble foretatt den 27. april 1995 (kfr. kap. 3.3).

3. Montering og utplassering av ekstraksjonsrigger i Drammenselva, Bragernesløpet og Drammensfjorden ble gjort den 28. april 1995 (kfr. kap. 3.2 og 3.4).

Til punkt 2 ble fartøyet F/F "Trygve Braarud" tilhørende Universitetet i Oslo benyttet. Utplasseringen av riggene ble gjort fra lettboat. Innsamling av skjellmaterialet ble utført ved dykking.

I tillegg ble det foretatt prøveinnsamling fra riggene ved to anledninger, hhv. 15. og 29. mai 1995. Innsamlingen ble assistert av Drammen Havnevesen med fartøyet "Tjalve".

3.2. Skjellmaterialet for bioakkumulering

Totalt ble ca. 500 blåskjell i størrelsesklassen 3-7 cm samlet inn og klargjort for transplantasjon i nettingposer av 50-55 individer. Skjellene ble oppbevart mørkt og kjølig (2- 4°C) i kasser omgitt av fuktig tang i ca. et døgn for utvikling av byssustråder. Deretter ble "null-prøve I" tatt ut for kvantifisering av bakgrunnsnivå for PCB. Skjellene ble så plassert hengende i en 200 l tank med vann over natten for om mulig fremprovosere gyting. Vannet i tanken besto av 3 deler sjøvann fra Breiangen (temp. 6 °C) og 1 del varmt ferskvann. Tanken ble tilkoblet oksygen og plassert varmt under kraftig lys, slik at vanntemperaturen økte til omkring 14°C etter noen timer. Etter ca. 20 timer var vannet i tanken blakket med en fettaktig overflatehinne som kunne indikere at gyting hadde foregått. Det ble derfor tatt ut en "null-prøve II".

Blåskjellposene ble festet på riggene i 5m vanddyp på stasjon 2, 3 og 4 (vedlegg 1) for opptak av PCB i hhv. 2 og 4 uker (kfr. kap. 3.4).

Dammuslingene ble oppbevart samlet i en 200 l tank med ferskvann fra lokaliteten i Borrevannet i ca. 18 timer. Deretter ble 40 individer plassert stående i perforerte kasser med ca. 5 cm tykt lag morenesand. Kassene ble montert fritt hengende på riggene i 1 m vanddyp på stasjon 1 og 2 (vedlegg 1). Før utplassering ble det tatt ut en "null-prøve III" på 20 individer (kfr. også kap. 3.4).

3.3. Sedimentprøver for PCB-analyser

Det ble samlet inn sedimentprøver for to formål, hhv. for supplerende PCB-analyser i overflatesedimenter og måling PCB-nivåer i sedimentlevende bunndyr. Totalt ble det prøvetatt 5 sedimentstasjoner sentralt og nedstrøms i Bragernesløpet mellom sigevannsutslipp 1 og 2 (vedlegg 1 og tabell 1).

Sedimentprøvene ble tatt med en Day-grabb, grunnet de sandige og til dels grove overflatesedimentene i området. I tillegg forekommer det mye løs treflis i lagrekken nedover. Gravitasjonsprøvetakere krever noe mer leirholdige fine sedimenter for å fungere tilfredsstillende. Samtlige grabber var mer enn 2/3 fulle.

Etter karakterisering av sedimentene i grabbprøven ble 0-5 cm nivået overført til spesialrensede prøveglass og frosset ned umiddelbart. Etter endt feltarbeid ble prøvene transportert frosset til laboratoriet for opparbeidelse og analyse.

Tabell 1. Data vedrørende sedimentprøver fra Bragernesløpet 1995. Posisjoner for prøverstasjoner tilnærmet langs en linje mellom punktene N 59° 44.45' - Ø 10° 14.00' og N 59° 44.45' - Ø 10° 14.20'. Prøver merket med (*) ble benyttet til analyse.

Prøve nr.	Sed. nivå	Vanndyp	Beskrivelse
HEX 1	0-5 cm	6 m	Gråsort, organisk rik og leirholdig sand. Noe grus nedover. Noe olje og svak H ₂ S-lukt.
HEX 2*	0-5 cm	7 m	Bløt, sort organisk rikt sandig slam over gråsort sand. Mye flis, noe olje og kraftig H ₂ S-lukt.
HEX 3*	0-5 cm	6 m	Bløt, sort organisk rikt sandig slam over gråsort sand med grus. Mye flis, mye olje og kraftig H ₂ S-lukt.
HEX 4*	0-5 cm	12 m	Bløt, sort organisk rikt sandig slam over gråsort sand. Mye flis, mye olje og kraftig H ₂ S-lukt.
HEX 5	0-5 cm	6 m	Gråsort, organisk rik og sandig leire. Mye flis, noe olje og moderat H ₂ S-lukt.

I samme område, men på noe mindre vanndyp (4-5 m) nærmere strandlinjen mot Brakerøya, samt i fjorden utenfor stasjon HEX 5, ble det tatt ca. 25 grabbskudd. Hver grabbprøve ble siktet gjennom hhv. en 2 mm og en 0.5 mm sikt vha. lokalt elvevann. Utvaskede bunndyr ble samlet i en blandprøve. Faunaen var sparsom og besto vesentlig av 2-3 arter av polychaeter (mangebørstemarker), samt en uidentifisert liten snegleart 1-2 mm. Det ble også funnet til sammen 4 eksemplarer av to ulike små muslinger (ca. 1 cm) i grabbprøvene. Det ble ikke foretatt videre artsbestemmelser. Muslinger og snegl ble ikke inkludert i prøven p.g.a. størrelse og lavt individtall.

3.4. Ekstraksjon av PCB fra vann

Som en del av målsettingen skulle eventuelle PCB-tilførsler til elv og sjø belyses. Det ble derfor konstruert spesielle ekstraksjonsrigger til formålet. Riggene var todelte og besto av en passiv oppsamlingsenhet og en biologisk parallell. Den "passive" enheten var ett sett medisinske dialyseposer fylt med løsemiddelet *n*-heksan og prinsippet beskrives nærmere nedenfor. Den biologiske parallellen, for sammenlikning av naturlig og simulert opptak av PCB fra vannmassene, var de ovennevnte blåskjell (sjøvann) og dammuslinger (ferskvann).

3.4.1. Prinsipp for ekstraksjonsmetoden

Organiske miljøgifter som PCB, forekommer ofte i lave konsentrasjoner ved analyser av vann. Tradisjonelt benyttes organismer i slik kartlegging og overvåking. Miljøgiftene oppkonsentreres i fettvev hos bl.a. fisk og skalldyr, som et samlet resultat av opptak og utskillelse. Den type overvåking krever at organismene er stasjonære, for at graden av eksponering skal kunne beregnes. Videre bør flere fysiologiske faktorer hos organismene være kjent, samt at eksponeringsperioden (årstiden) må tas i betraktning. De usikre momentene omgås ved transplantasjon av organismer og bruken av tidsserier (Södergren 1987, 1990, Södergren og Okla 1988).

"Passive" oppsamlingsenheter, som simulerer de mekanismer som skjer over naturlige membraner hos organismer, er en mulig måte å eliminere de ovennevnte problemer. Dessuten kan slike enheter benyttes i kjemisk giftige og oksygenfritt miljø eller andre ekstreme omgivelser, hvor organismer neppe overlever. Hovedprinsippet er som nevnt anvendelse av medisinske dialyseposer, fylt med et egnet løsemiddel, heksan, som trekker til seg ulike forbindelser, særlig PCB.

Dialyseposene er halvt gjennomtrengbare dvs. at PCB slipper inn, oppkonsentreres i løsemiddelet og slippes normalt i begrenset grad tilbake til omgivelsene. Dog vil det foregå noe tap avhengig av om dialysen foregår i ferskvann eller saltvann. Vannbevegelse (turbulens) og partikkeltetthet har også betydning for innstilling av likevekten og hvor mye som holdes tilbake (kfr. resultater kap. 4.3).

Metoden er godt beskrevet i litteraturen og ble første prøvet i forbindelse med ekstraksjon av løst silika fra lakustrine vannmasser og porevann. Dialyseposene var i dette tilfelle fylt med partikkelfritt destillert vann (Mayer 1976). Liknende studier for kvantifisering av løste tungmetallfraksjoner vha. dialyse er også prøvet (Beneš og Steinnes 1974, Beneš 1980, Borg og Andersson 1984).

For oppsamling av klororganiske komponenter ble vannet erstattet med organisk løsemidler. I de senere år er flere dialyseposer med ulike filtreringsegenskaper og varierende mengder løsemiddel utprøvet for ekstraksjon av miljøgifter i både pilotskala laboratorieforsøk og storskala feltmessige studier (Södergren 1987, 1990, Huckins et al. 1990, Knulst 1992, Stuer-Lauridsen og Dahl 1995).

Dialyseposenes egenskaper, behandling og klargjøring av disse før ekstraksjon, beskrives mer detaljert i vedlegg 3.

3.4.2. Konstruksjon av oppsamlingsenheter

Ekstraksjonsriggene besto av et 10 mm nylontau (hovedtau) plassert vertikalt i vannmassene vha. to flyteblåser og ca. 75 kg forankring i bunnen. Fra dette ble det konstruert to typer oppheng for dialyseposene alt etter hvor disse skulle plasseres. Stasjon 1 og 2 var lokalisert i strømmende elvevann (vedlegg 1). For å oppnå maksimal ekstraksjon ble dialyseposene her montert horisontalt på en spesialtilpasset symmetrisk styrevinge ca. 1 m nedstrøms oppdriftsblåsene. Styrevingen ble holdt på plass i de strømmende vannmassene vha. en egen mindre blåse og et 2 kg blylodd.

Tilsvarende på stasjon 3 og 4 (vedlegg 1) i fjorden ble styrevingen erstattet med et symmetrisk vippestag. Dette ble festet på hovedtauets i horisontalstilling og det var ikke nødvendig med blåser/lodd pga. av små vannbevegelser.

På 1 m dyp (stasjon 1 og 2) ble dammusling montert, ved at hovedtauets gikk vertikalt gjennom sentrum i kassene. Kassen ble holdt i horisontal stilling vha. fire mindre tau festet i hjørnene. Over skjellene ble det lagt en syrefast rist, da skjellene kunne vandre fritt i kassene. Posene med blåskjell ble knyttet til hovedtauets på 5 m dyp (stasjon 2, 3 og 4). Kfr. detaljer i kap. 3.2.

3.4.3. Utplassering og innsamling

Lokalitet, plasserings- og ekstraksjonsdypet for de respektive riggene er gitt i tabell 2. Dialyseposene og skjell ble plassert ut på de 4 stasjoner i elv og sjø for en periode på inntil 4 uker. Utplasseringen ble avsluttet med innsamling av 10 liters vannprøve fra Drammenselva for blindprøveoppsettet. Det ble gjennomført kontroll og innsamling av prøver første gang etter 2 uker. Siste prøvetaking og demontering av riggene ble gjort etter 4 uker. For videre detaljer vedrørende metodikk kfr. vedlegg 2 og 3.

Tabell 2. Data vedrørende stasjonsplassering (kfr. også vedlegg 1).

Stasjon	Sted	Vanndyp	Ekstraksjonsdyp
1	Drammenselva ved Strömsö, 500 m nedenfor Bybroa.	6 m	Dialyseposer 1 m og dammusling 1 m
2	Bragernesløpet ca. 50 m nedstrøms sigevannsledning 1	5 m	Dialyseposer 1 m, dammusling 1 m og blåskjell 5 m
3	I fjorden 300m utenfor utløpet av Bragernesløpet	25 m	Dialyseposer 1 m og blåskjell 5 m
4	I fjorden 250 m utenfor tørrdokken ved Tangen Verft.	22m	Dialyseposer 1 m og blåskjell 5 m

I det følgende gjengis enkelte feltobservasjoner som kan ha hatt betydning for resultatet av ekstraksjonsforsøkene og tolkning av disse. Følgende ble observert:

1. Det pågikk oppblomstring av alger (diatoméer) i hele Drammensfjorden under ekstraksjonsperioden. Dette førte til en viss "begroing" (mulig tildekking) både på dialyseposer og transplanterte skjell.
2. Det var stor aktivitet i både flytedokken og tørrdokken ved Tangen verft i eksperimentperioden. Fysiske utslipp av olje og kloakk ble observert. Trolig hadde nylig et fartøy som lå i dokk, blitt sandblåst, da halve skroget var påført ny maling.
3. Begge riggene i begge elveløp var til dels kraftig "nedslammet", selv etter 2 uker og særlig etter 4 uker. Kraftigst var nedslammingen på stasjon 1, hvor trolig partikkelinnholdet og vannføringen var størst.
4. Det ble observert betydelige forekomster av olje både i overflatevannet og sedimentene i Bragernesløpet. Noe av dette kan ha kommet via sigevannsledning 1.
5. Etter 2 uker var ca. 60% av blåskjellene utenfor Tangen verft (stasjon 4) døde. Alle andre skjellprøver var fortsatt intakt (se også pkt. 6).
6. Etter 4 uker var alle gjenværende blåskjell utenfor Tangen verft døde, samt blåskjellene i Bragernesløpet (stasjon 2). Hvorvidt forholdet (se også pkt. 5) kan tilskrives naturlige forhold (saltholdighet, oksygensvikt e.l.) eller f. eks. akutt forgiftning, kan foreløpig ikke fastslås.
7. Under siste del av ekstraksjonsperioden lå M/S "Elektron" fortøyd ved stasjon 2. Denne lokaliteten benyttes hyppig av fartøyet og har trolig gjentatte ganger påvirket sedimentene i området ved propellersjon. Kraftig oppvirvling av bunnen i dette grunnområdet vil sannsynligvis føre til frigivelse av miljøgifter, tilførsler av anoksisk bunnvann osv.

4. Resultater

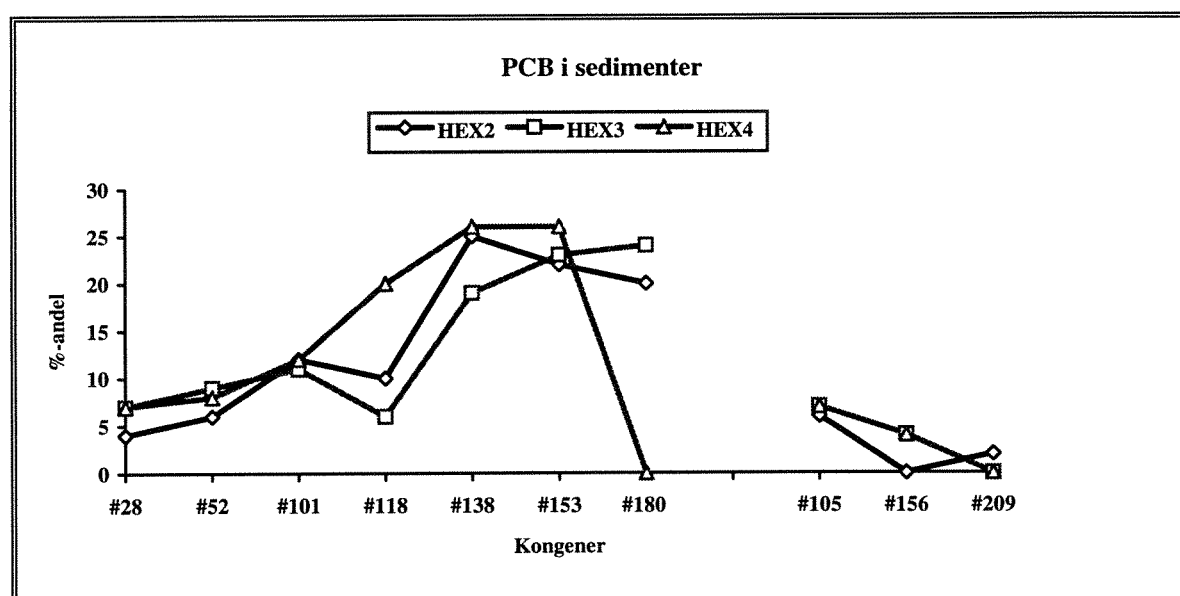
Vedrørende sammensetningen av PCB-forekomstene (kongener-profiler) i dette kapittel, brukes betegnelsene Aroclor 1242, Aroclor 1254 og Aroclor 1260 om hhv. lav-, middels- og høykloret PCB. Tidligere er Aroclor 1242 benyttet på Brakerøya og hverken Aroclor 1254 eller Aroclor 1260 skal ha forekommet i produksjonen av elektriske installasjoner. Dog er det benyttet en annen høykloret industriell PCB-blanding, kalt Pyroclor 58. Denne har trolig omtrent samme kongenersammensetning som den nevnte Aroclor 1260. Hva Aroclor 1254 angår, så representerer dette her trolig en blandingsprofil av lav- og høykloret PCB.

Hovedprofilene i diskusjonen består av kongenerene IUPAC nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180 og en biprofil bestående av nr. 105, 156 og 209. Som intern standard i analyser er det benyttet nr. 53 ved NIVA og nr. 204 ved SINTEF-Oslo. For øvrige kongenerer som måtte nevnes i teksten, henvises det til Ballschmiter og Zell (1980) og Ahlborg et al. (1992) for detaljert informasjon.

Prøver som i det følgende omtales i teksten uten litteraturhenvisninger, inngår i hovedprosjektet (NOTEBY rapp. 43462 nr. 4).

4.1. PCB i sedimenter

De undersøkte sedimentprøvene indikerte en konsentrasjonsgradient fra området omkring utløpet for sigevannsledning 1 og nedstrøms Bragernesløpet. Konsentrasjonene tilsvarte en sedimenttilstand fra "nokså dårlig" til "meget dårlig" (iht. SFT 1993) og varierte mellom 25.3 µg/kg tørrvekt (gjennomsnitt n=2) og 2644.2 µg/kg tørrvekt for beregnet total PCB (vedlegg 2). PCB-profilene i de 3 prøvene indikerer forekomst av to typer PCB-blandinger over et begrenset areal. I sedimentet på stasjon HEX2 og HEX3 forekommer det Aroclor 1260, mens det på stasjon HEX4 antydes tilstedeværelse av Aroclor 1254 (figur 1). Dette er i samsvar med tidligere observasjoner i Bragernesløpet, hvor det er målt svært varierende PCB-nivåer med klart ulik kongenersammensetning (NOTEBY 1992, Konieczny 1993).

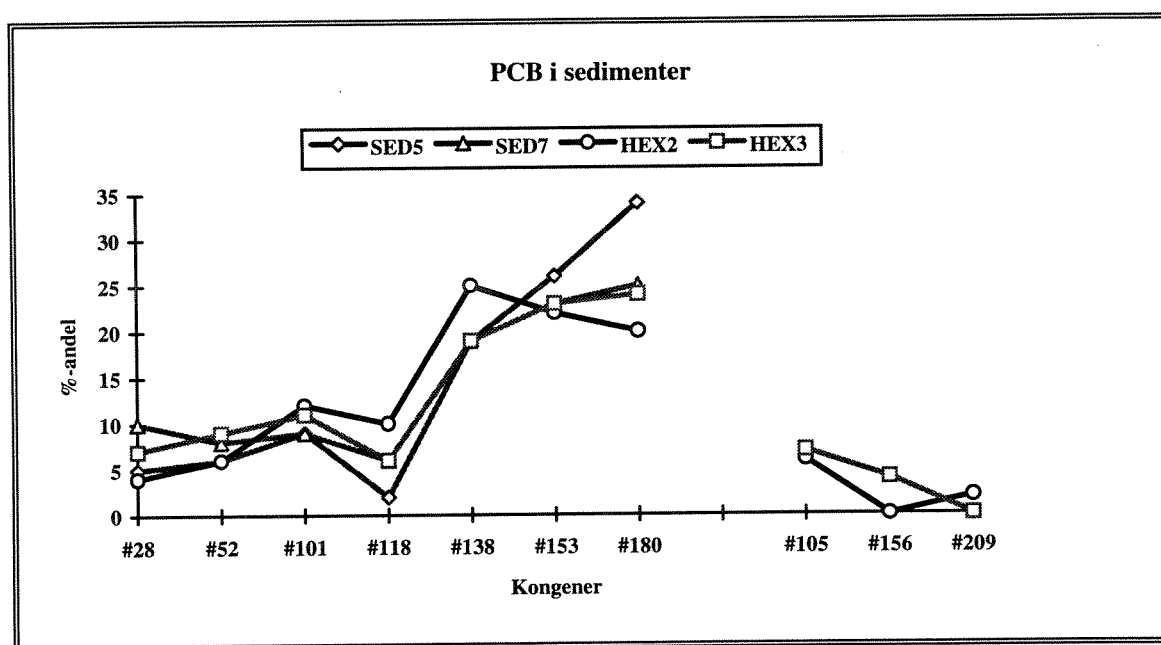


Figur 1. PCB-profiler i overflatesedimenter fra Bragernesløpet 1995. Kfr. tabell 1.

Det er tatt utgangspunkt i at industritomten er én mulig punktkilde til PCB og at tilgjengelig PCB-typer er kjent. De omtalte forskjeller antas å ha årsak i flere forhold i dette området og fører til at profilstudiet er beheftet med noe usikkerhet. Blant annet vil avstanden til land, influensområdet til andre kilder, sedimentasjonsforhold osv., ha betydning for hva som registreres i sedimentene. Likeledes har det tidligere foregått mudring i dette området, som også har en del skipstrafikk. Sistnevnte forhold kan virke svært forstyrrende på grunn av relativt små vanddyp.

Tidligere undersøkelser i den nedre delen av Bragernesløpet viser likevel at enkelte prøver (S5 og S7) i nærheten av sigevannsledning 1, har klare likhetstrekk med de senere prøver (HEX 2 og 3), og består vesentlig av Aroclor 1260 (figur 2). Det bemerkes at profilen i S5 er noe spesiell, da den har en høy andel av PCB-kongeneren nr. 180 og vesentlig høyere andel enn nr. 153. Dette anses atypisk for Aroclor 1260 og indikerer derfor trolig forekomster av Pyroclor 58 (som har vært brukt, men profilen er ikke kjent). Antagelsen forsterkes av at forholdet, om ikke like tydelig, har vært observert både i grunnvannsprøver (BR 10), jordprøver (PR 5, 7 og 10) og flere sedimentprøver marginalt for S5 (S4, S8 og S9).

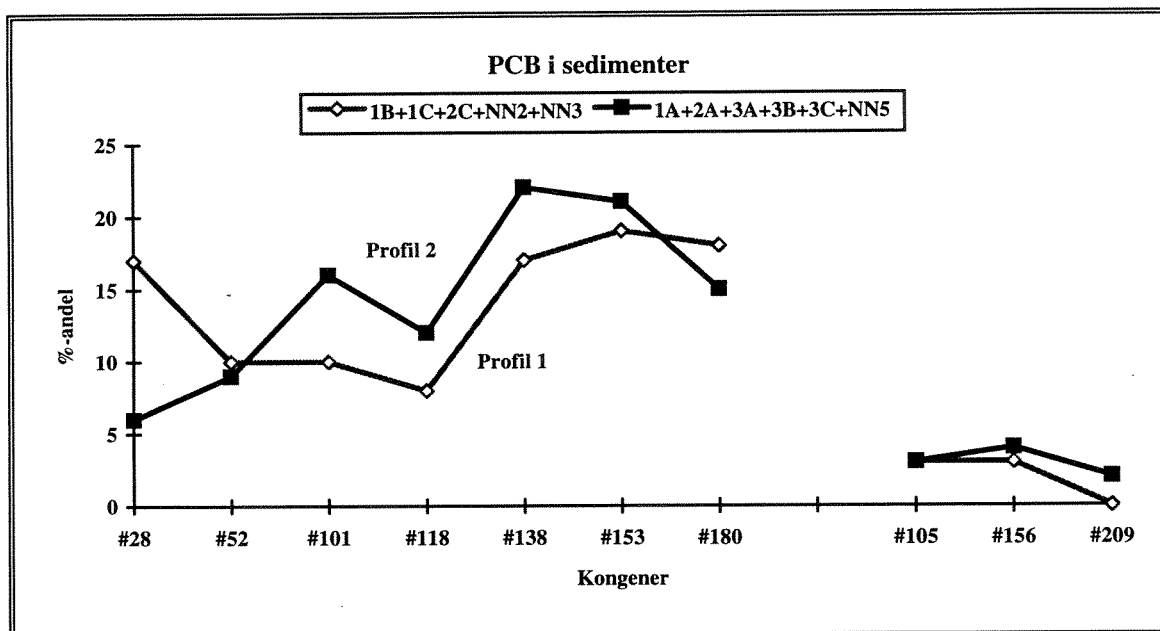
Likeledes kan det antydes at HEX 2 også skiller seg noe fra de andre prøvene, noe som mulig kan forklares med at denne stasjonen lå rett oppstrøms sigevannsledning 1 og på større vanddyp enn S5 (kfr. nedenfor).



Figur 2. Utvalgte PCB-profiler i sedimenter fra Bragernesløpet 1995.

Ved å utvide sammenlikningsgrunnlaget ytterligere, med sedimentprøver (n = 11) tatt oppstrøms i Drammenselva og i hovedløpet ovenfor Holmenbrua, fremtrer et særegent forhold (kfr. Bækken og Lien 1994, Konieczny et al. 1994). Det kan synes som om PCB-forekomstene i sedimentprøver hentet fra de ulike deler av elveløpene skiller seg i to typeprofiler. Profil 1 er en tilnærmet Aroclor 1260 profil med innslag av lavklorert PCB. Denne opptrer i prøver langs den sydlige elvebredden og ut Strømsløpet. Profil 2 er en tydelig Aroclor 1260 profil som ble observert tilnærmet langs hele den nordlige elvebredden og ned til øvre deler av Bragernesløpet (figur 3).

Sammenfallende med disse observasjoner er det forhold at prøvene som er inkludert i Profil 1 alle er tatt fra vanddyb vesentlig dypere enn 6 m, mens resterende prøver som utgjør Profil 2, er tatt på grunt vann. Det kan derfor være en mulig sammenheng mellom de observerte profiler og sedimentasjonsfaktorer i elveløpene (f. eks. andelen finpartikulært eller organisk materiale).



Figur 3. PCB-profiler (gjennomsnittsprøfer) i sedimenter fra Drammenselva. Data hentet fra Bækken og Lien 1994 (1-3, A-C), Konieczny et al. 1994 (NN2-5).

Den observerte profilen i HEX 2 var bemerkelsesverdig lik Profil 2 og viser at det også forekommer tilførsler av PCB fra kilder oppstrøms Bragernesløpet. Om dette forhold dreier seg om aktive punktkilder eller sekundære kilder er foreløpig vanskelig å avgjøre (kfr. kap. 4.3).

4.2. PCB i bunndyr

Prøven bestående av sedimentlevende polychaeter inneholdt total PCB-konsentrasjoner på 42, 600 og 9189 µg/kg basert på hhv. våt-, tørr- og fettvekt for total PCB (tabell 3). Sammenliknet med liknende prøver fra utløpet av Lierelva i Drammensfjorden (n = 6) var PCB-innholdet i bunndyrene fra Bragernesløpet (fettbasis) fra 8-17 ganger høyere. Likeledes er det målt total PCB-innhold i en bunndyrsprøve fra Kongsfjorden på Svalbard 350 µg/kg fettvekt og på 4 stasjoner i Oslo havn på mellom ca. 2000 og 4900 µg/kg fettvekt (Skei 1994, Skei et al. 1994). Konsentrasjonen målt i bunndyrene fra Bragernesløpet må derfor anses å være relativt høyt.

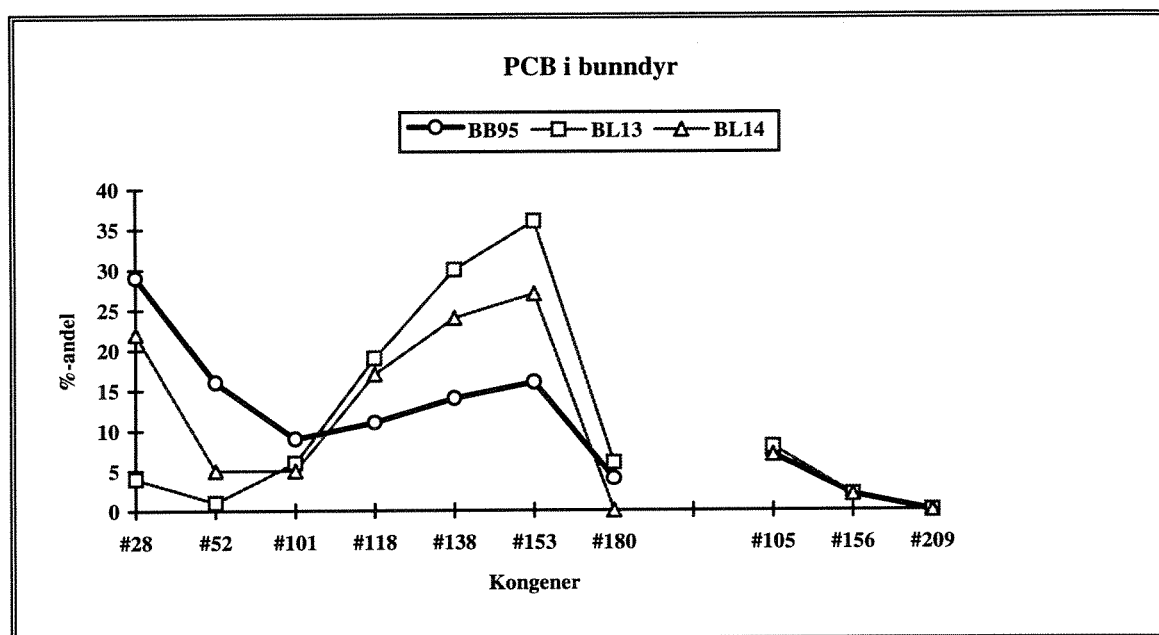
Bioakkumulasjonsfaktoren (BAF) beregnes fra forholdet mellom konsentrasjoner i organismene og konsentrasjoner i sedimentene på våtvektbasis. $BAF < 1$ betyr at PCB akkumuleres i sedimentet i større grad enn i det biologiske materialet. Sedimentkonsentrasjonen for Bragernesløpet på 81 µg/kg tørrvekt ble beregnet fra total PCB i n=20 sedimentprøver ga en $BAF=1.31$. Dette er klart høyere enn hva som er beregnet for Oslo havn ($BAF = 0.6-1.2$, Skei et al. 1994) og tyder på at PCB er tilgjengelig for organismene (tabell 3). Akkumulasjonsfaktorene fra Lierelva er foreløpig noe usikkert, pga. manglende data, og kommenteres ikke videre.

Tabell 3. Total PCB-innhold i bunndyr og sedimenter, samt TOC i sediment fra Bragernesløpet 1995, som grunnlag for beregning av akkumulasjonsfaktorer. Supplerende data fra Skei 1994, Skei et al. 1994 og L. Andersen, unpubl. UiO).

Prøvelokalitet	PCB µg/kg v.v.	PCB µg/kg t.v.	PCB µg/kg f.v.	Sed. µg/kg t.v.	Sed. µg/kg v.v.	TOC %	BAF	AF
Bragernes 1995	42	600	9189	81/397 ¹	32.4 ²	6.5 ³	1.31	1.50
Kongsfjorden 1993	0.3	2.8	350	0.32	0.13	0.35	2.3	3.8
Lierelva 1995 (n=6)	6-13	45-90 ⁴	545-1182	14	4	3 ⁵	1.5-3.2	1.1-2.5
Oslo havn 1994 (n=4)	13-31 ⁶	85-200 ⁴	2000-4900	36-174	11-51	2.5-4.4	0.6-1.2	1.12-1.74

(1): hhv. n=20 og n=24, (2): n=20, (3): TOC = 1-13% , (4): anslag 6.5 x v.v., (5): Næs 1984, (6): ΣPCB₂₁.

Dersom dataene normaliseres til fett i bunndyrene og til organisk innhold i sedimentene (TOC) gir forholdet akkumulasjonsfaktoren AF. For Bragernesløpet var AF=1.5 som er i samme størrelsesordenen som i Oslo havn, men under det halve av hva som ble observert i Kongsfjorden (Tabell 3).

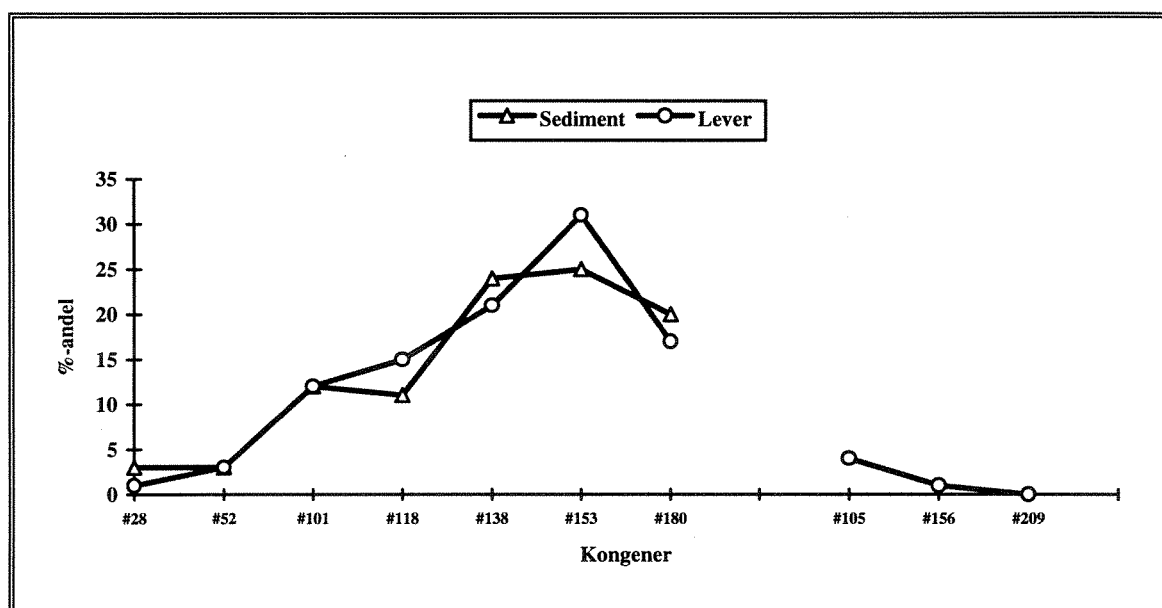


Figur 4. PCB-profil i sedimentlevende bunndyr (polychaeter) fra Bragernesløpet BB95 og stasjoner ved Lierelvas utløp BL13 og BL14 (NIVA upuliserte data).

Figur 4 viser utvalgte profiler fra hhv. Bragernesløpet og utløpet av Lierelva. I prinsippet viser alle profilene tilnærmet samme forløp og et viktig moment er høye andeler av PCB nr. 153. Forskjellene kan mulig tilskrives nærhet til punktkilder og tilgjengelighet av lavklorete kongener. For øvrig har ingen av de undersøkte sedimentprøvene en PCB-profil lik

bunndyrprøven, som trolig reflekterer påvirkning via flere kilder eller selektivt opptak/utskillelse. Vann og jordprøver på industriotmen domineres av lavklorerte PCB-forekomster, slik at PCB nr. 28 og 52 er tilgjengelige. Kongenerene er også blant de "vannløslige", omsettes trolig lett av organismer og blir sjelden observert i særlig mengder i akvatiske miljøer. Den høye andelen i bunndyrene kan derfor indikere en nylig påvirkning eller reflekterer nærhet til primærkilden. Det må også påpekes at noe strandnære sedimentprøver i Bragernesløpet inneholder de to nevnte kongenerene, men da gjerne sammenfallende med lave PCB-konsentrasjoner.

Sammenliknes profilene i bunndyr som utgjør potensielle byttedyr for fisk i fjorden, er det visse likheter. I gjennomsnittsprofilen for torskelever (n = 5 prøver av 5 individer; Knutzen et al. 1993), observeres en stigende profil mot kongeneren nr. 153, men innslaget av lavklorerte kongenerer er lavt. Kongeneren nr. 153 er også fremtredende i bunndyrprøver, men profilen preges derimot av den lavklorerte andelen. Sedimentene i fjorden utenom elveløpene (gjennomsnitt av n = 14 overflateprøver; Konieczny et al. 1994), viser en profil mest lik den i torskelever (figur 4 og 5). Tilførselene av lavklorert PCB synes å ha en lokal innflytelse på bunndyr og gjenspeiles lite i påfølgende ledd i næringskjeden. Forholdet skyldes dels mekanismene for opptak/utskillelse hos ulike arter og omsetningen av komponentene over tid i andre deler av miljøet



Figur 5. Gjennomsnittlige PCB-profiler i torskelever og overflatesedimenter fra Indre Drammensfjord 1991-1993.

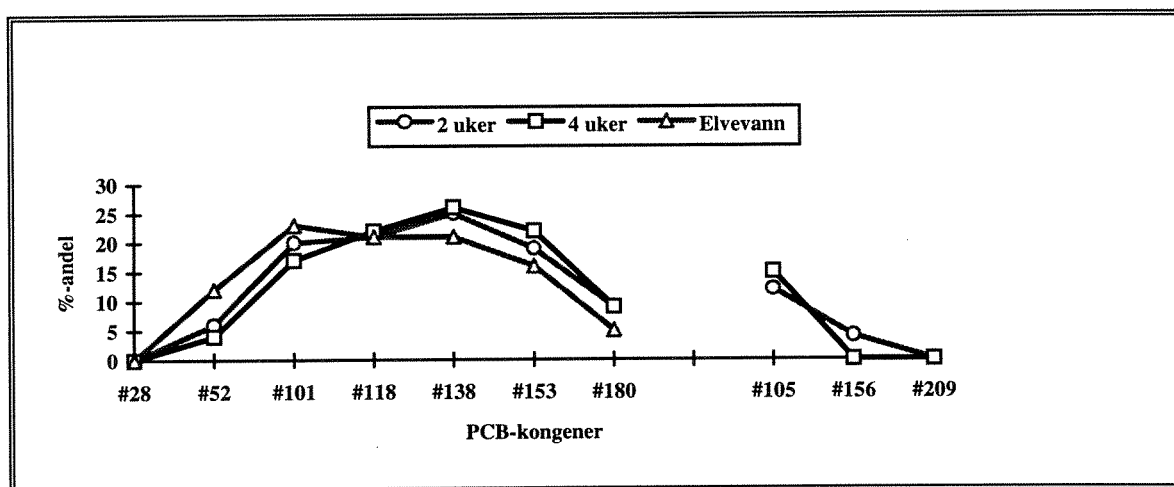
4.3. PCB i dialyseposer

Tabell 4 gir en oversikt over prøver som var tilgjengelige etter ekstraksjonsforsøkene og hvilke som ble analysert for innhold av PCB. Enkelte parallelle dialyseposer ble analysert både ved SINTEF-Oslo og NIVA. Det biologiske materialet ble utelukkende analysert ved SINTEF-Oslo.

Tabell 4. Tilgjengelig dialyseposer og biologisk materiale, ekstraksjonsperioder, samt analyser utført etter ekstraksjonsforsøkene. S = analyser ved SINTEF-Oslo, N = analyser ved NIVA og + = tilgjengelig, men ikke analysert.

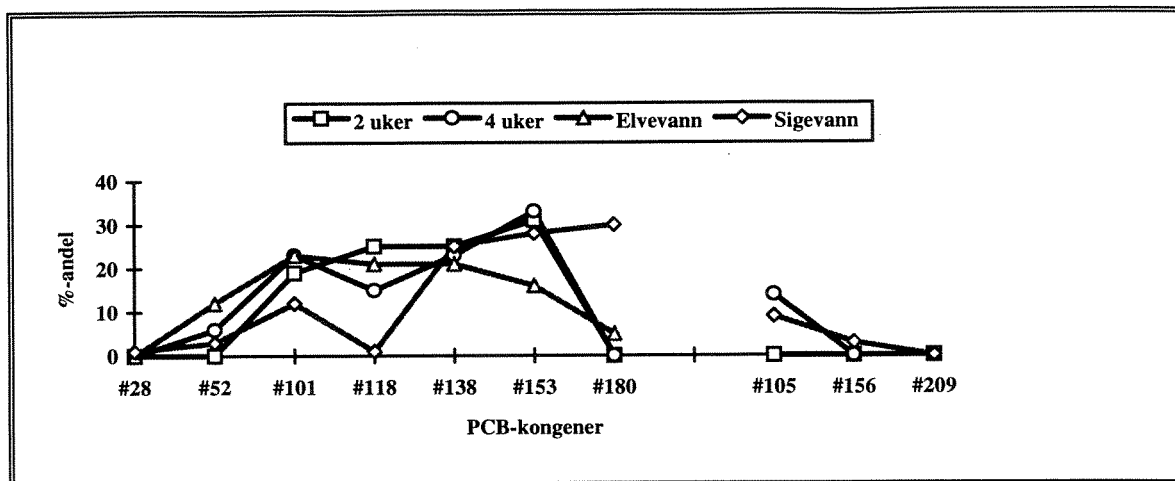
Medium/stasjon	Ekstraksjonstid					
	2 uker		2 uker		4 uker	
Dialyseposer - St. 1	28/4-15/5	S,N	15/5-29/5	S,N	28/4-29/5	S,N
Dialyseposer - St. 2	28/4-15/5	S,N	15/5-29/5	S,N	28/4-29/5	S,N
Dialyseposer - St. 3	28/4-15/5	S,N	15/5-29/5	+	28/4-29/5	S,N
Dialyseposer - St. 4	28/4-15/5	S,N	15/5-29/5	+	28/4-29/5	S,N
Dammusling - St. 1	28/4-15/5	+			28/4-29/5	S
Dammusling - St. 2	28/4-15/5	+			28/4-29/5	S
Blåskjell - St. 2	28/4-15/5	+			28/4-29/5	S
Blåskjell - St. 3	28/4-15/5	+			28/4-29/5	S
Blåskjell - St. 4	28/4-15/5	+			28/4-29/5	S

På en fast målestasjon ved Bybroa (kfr. OSPARCOM) som ligger oppstrøms St. 1 i denne undersøkelsen (vedlegg 1), måles Drammenselvas miljøgiftinnhold flere ganger årlig. Tidvis forekommer det betydelige mengder PCB i vannmassene (ca. 2-8 ng/l), normalt i perioden mai-juni. Data for 1994 viste at konsentrasjonen for beregnet total PCB var nærmere 3 ng/l. Basert på dette nivået og normalvannføring (1964-1994), betyr det at det tilføres omkring 50-100 g PCB daglig til nedre deler av Drammenselva via vassdraget (nedbørsfeltet). Det må antas at det i nedbørsrike perioder og under flomsituasjoner, kan transporteres langt større mengder PCB. Fra dette kan det sluttet at det under hele ekstraksjonsperioden skulle være tilstrekkelige mengder PCB i vannmassene for opptak. Det foregikk da også et netto opptak i de fleste Dialyseposene og de biologiske parallellene, men med svært varierende utbytte (tabell 5).



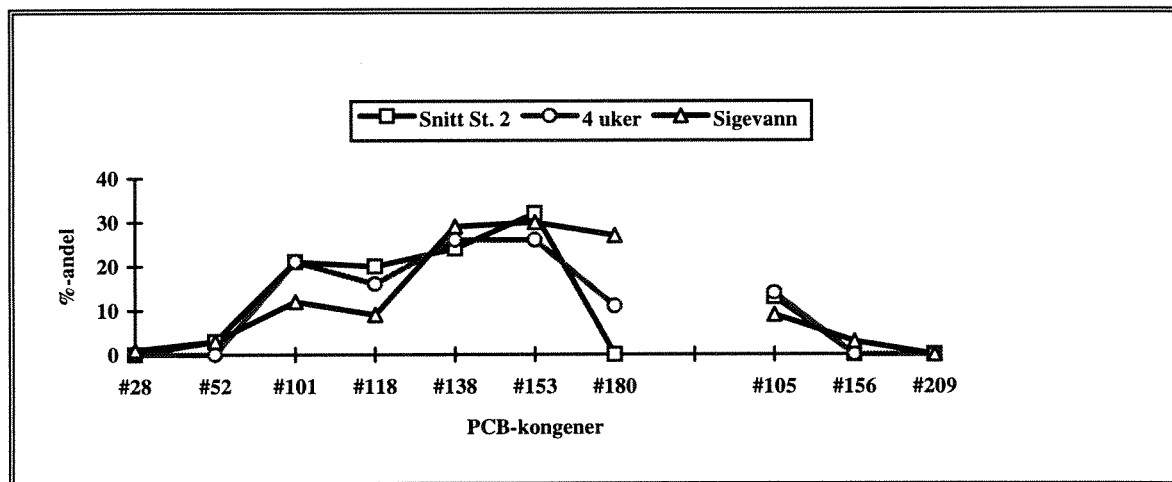
Figur 6. PCB-profiler i heksanekstrakter fra dialyseposer etter 2 og 4 uker på St. 1 og i vannprøve OSPARCOM 1994 tatt oppstrøms i Drammenselva.

På St. 1 i Drammenselva ble det ikke registrert opptak av PCB i de 2 første ukene, mens under de påfølgende 2 uker ble tatt opp relativt mye total PCB tilsvarende 1.46 ng/ml heksan. Dette var den høyeste opptaksraten i denne del av forsøkene. Etter 4 uker var opptaket kun 0.46 ng/ml heksan. Konsentrasjonene tilsvarer hhv. 0.96 og 0.28 µg/kg heksan (tabell 5).



Figur 7. PCB-profiler i heksanekstrakter fra dialyseposer etter 2 og 4 uker på St. 2, i vannprøve OSPARCOM 1994 tatt oppstrøms i Drammenselva og sigevannsprøve fra Brakerøya.

Støtvis tilførsler av PCB kombinert med forventet lekkasje pga. hydrostatiske forhold og likevektsprosesser i dialyseposene er mulige årsaker til dette uklare forløpet. Både tilsatt PCB nr. 53 (intern standard ved NIVA) og ekstrahert PCB gikk i løpet av ekstraksjonsperioden tapt til omgivelsene i størrelsesordenen 30-40% (n = 10). Södergren (1990) beregnet et tap på omkring 33% i sine forsøk da gjenvinning av tilsatt Clophen A50 var 66% (n = 9, s.d. = 7.7) etter 4 uker både i ferskvann og destillert vann. Tilsvarende gjenvinning for PCB nr. 53 i ferskvann, destillert vann og saltvann var 67.5% (n = 12, s.d. = 10.3).



Figur 8. PCB-profiler i heksanekstraktet fra dialyseposen etter 4 uker på St. 3 sammen med gjennomsnitt for 2 og 4 uker på St. 2 og sigevannsprøver fra Brakerøya.

Betraktes PCB-profilene i dialyseposene på St. 1 og i vannprøver fra elva oppstrøms er det klare likhetstrekk. Det kan synes som det mulig dreier seg om en kilde av typen Aroclor 1254 som ikke stammer fra Brakerøya eller mer trolig en blandingsprofil som sum av mange diffuse kilder (figur 6).

På St. 2 ble det kun funnet spor av PCB nr. 52 etter 2 uker og beskjedent opptak etter ytterligere 2 uker på 0.29 ng/ml heksan. Derimot viste dialyseposen etter 4 ukers ekstraksjon et reelt opptak på hele 0.87 ng/ml og 0.58 µg/kg heksan (tabell 5). Profilene i dialyseposene på St. 2 indikerte både innflytelse fra elvevannet oppstrøms og lokal tilførsel av sigevann. Sigevannet synes å ha hatt økt betydning etter 4 uker (figur 7).

Tabell 5. Ekstraksjonsutbytte for ΣPCB i dialyseposer fylt med *n*-heksan (11 ml), beregnet total PCB i µg/ml og µg/kg heksan (egenvekt 0.66 kg/dm³), samt ΣPCB og total PCB i blåskjell (*Mytilus edulis*) og dammusling (*Anodonta piscinalis*) gitt i hhv. µg/kg tørrvekt, våtvekt og fettvekt. Verdier for %fett og %tørrstoff er gitt i vedlegg 2.

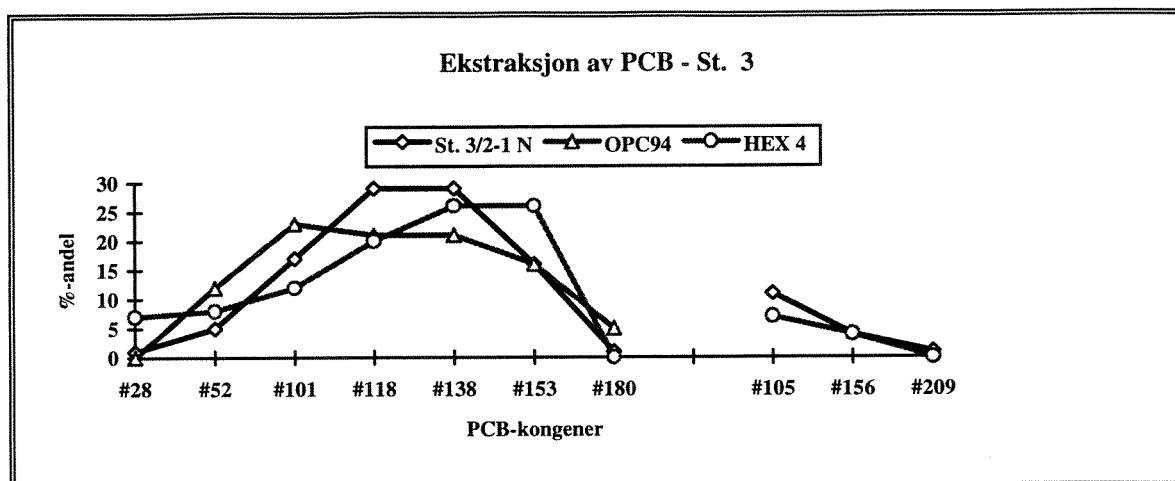
St. 1	Tid uker	ΣPCB ng totalt	Tot.PCB µg/ml heksan	Tot.PCB µg/kg heksan	ΣPCB µg/kg t.v.	Tot.PCB µg/kg t.v.	Tot.PCB µg/kg v.v.	Tot.PCB µg/kg f.v.
Dialyseposer	2	-	-	-				
"	2	9.74	1.46	0.96				
"	4	2.70	0.42	0.28				
Dammusling	4				10.3	18.6	2.4	173.8

St. 2	Tid uker	ΣPCB ng	Tot.PCB µg/ml heksan	Tot.PCB µg/g heksan	ΣPCB µg/kg t.v.	Tot.PCB µg/kg t.v.	Tot.PCB µg/kg v.v.	Tot.PCB µg/kg f.v.
Dialyseposer	2	0.06	0.01	0.007				
"	2	1.6	0.29	0.19				
"	4	5.6	0.87	0.58				
Dammusling	4				30.5	52.8	4.8	532.3
Blåskjell	4				19.3	31.9	2.6	73.1

St. 3	Tid uker	ΣPCB ng	Tot.PCB µg/ml heksan	Tot.PCB µg/kg heksan	ΣPCB µg/kg t.v.	Tot.PCB µg/kg t.v.	Tot.PCB µg/kg v.v.	Tot.PCB µg/kg f.v.
Dialyseposer	2	-	-	-				
"	2	1.5	0.23	0.15				
"	4	2.2	0.35	0.23				
Blåskjell	4				7.6	15.2	1.1	46.8

St. 4	Tid uker	ΣPCB ng	Tot.PCB µg/ml heksan	Tot.PCB µg/kg heksan	ΣPCB µg/kg t.v.	Tot.PCB µg/kg t.v.	Tot.PCB µg/kg v.v.	Tot.PCB µg/kg f.v.
Dialyseposer	2	-	-	-				
"	2	-	-	-				
"	4	0.9	0.16	0.11				
Blåskjell	4				12.6	22.9	1.8	58.4

På St. 3 utenfor utløpet av Brageresløpet ble opptaket for total PCB målt til hhv. 0.23 og 0.35 ng/ml heksan etter de 2 første og etter 4 uker. PCB-profilen på St. 3 etter 4 ukers ekstraksjon var identisk med en gjennomsnittprofil (2 og 4 uker) på St. 2 og ble derfor påvirket fra de samme kilder. Totalt sett likner profilen her mer på sigevannprofilen enn på elvevannet, slik tilførsler fra Brakerøya har trolig hatt større betydning på St. 3 gjennom ekstraksjonsperioden (figur 8).



Figur 9. PCB-profiler i heksanekstraktet fra dialyseposen etter 2 uker på St. 3 sammen med vannprøve OSPARCOM 1994 tatt oppstrøms i Drammenselva og sedimentprøve HEX 4 fra Bragernesløpet 1995.

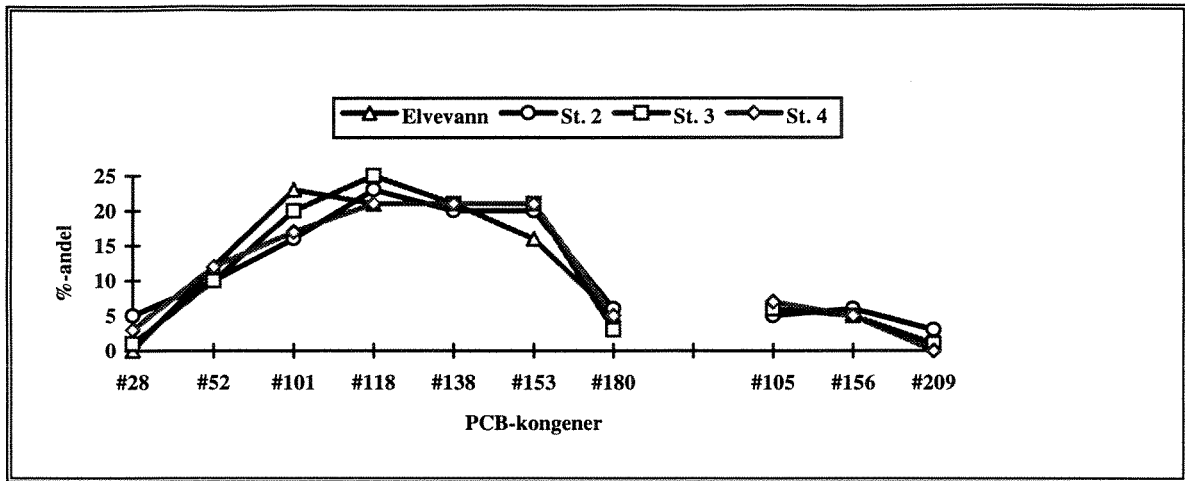
Det nevnte opptak av PCB i løpet av de første 2 uker hadde en spesiell profil tilnærmet Aroclor 1254 og noe lik profilen i elvevann. I tillegg kunne det observeres likheter med sedimentprøve HEX 4 (figur 1), noe som kan indikere at bunnsedimentene sentralt i Bragernesløpet kan ha blitt resuspendert (skipstrafikk) og transportert ut i fjorden i løpet av de første ukene (figur 9). Opptaket av PCB i dialyseposene på St. 4 var lavest av stasjonene og på 0.16 ng/ml heksan etter 4 uker. Profilen var ulik det som er bekrevet for alle andre stasjoner og kan indikere en lokal høyklorert PCB-kilde.

4.4. PCB i blåskjell

Fra målinger av fett- og PCB-innholdet i "null-prøvene" av blåskjell, ser det ikke ut til at den ønskede fremprovoserte gyting var vellykket (kfr vedlegg 2). Lave konsentrasjoner, høy deteksjonsgrense og maskering av enkeltkongenerer i "null-prøvene", gjør verdiene noe usikre. Det ble registrert små og i de fleste tilfeller negative forskjeller mellom konsentrasjoner før og etter gyting, slik at det i det følgende blir benyttet verdier etter "gyting" som bakgrunnsnivå (kfr. vedlegg 2).

Figur 10 viser at det foregikk et netto opptak av PCB i blåskjellene (i det følgende summen av opptak og utskillelse) i løpet av den 4 uker lange ekstraksjonsperioden. Opptaket i blåskjellene på stasjonene 2, 3 og 4 var i samme størrelsesorden og hhv. 73.1, 46.8 og 58.4 µg/kg fettvekt. Dette tilsvarer opptakrater på ca. 2.0 µg/kg fett pr. døgn og blåskjellene var fra over 100-500 ganger mer effektive en dialyseposene på de respektive stasjonene. Dette skyldes at blåskjellene har større overflateareal og aktivt filtrerer vannmassene. Det bemerkes at skjellene også økte i fettinnholdet med gjennomsnittlig 3%, mens tørrstoffet gikk tilsvarende ned, i forsøksperioden.

Ved å sammenlikne de tilnærmet identiske profilene for blåskjell med profilen i elvevann (ved Bybroa) kan det synes som om hovedkilden til PCB er tilførsler som føres nedover Drammenselva og ut i fjorden (figur 10). Blåskjellene som på St. 2 sto forholdsvis dypt, synes ikke i samme grad å reflektere sigevannspåvirkningen fra Brakerøya, som ble registrert i dialyseposen i overflatevannet.

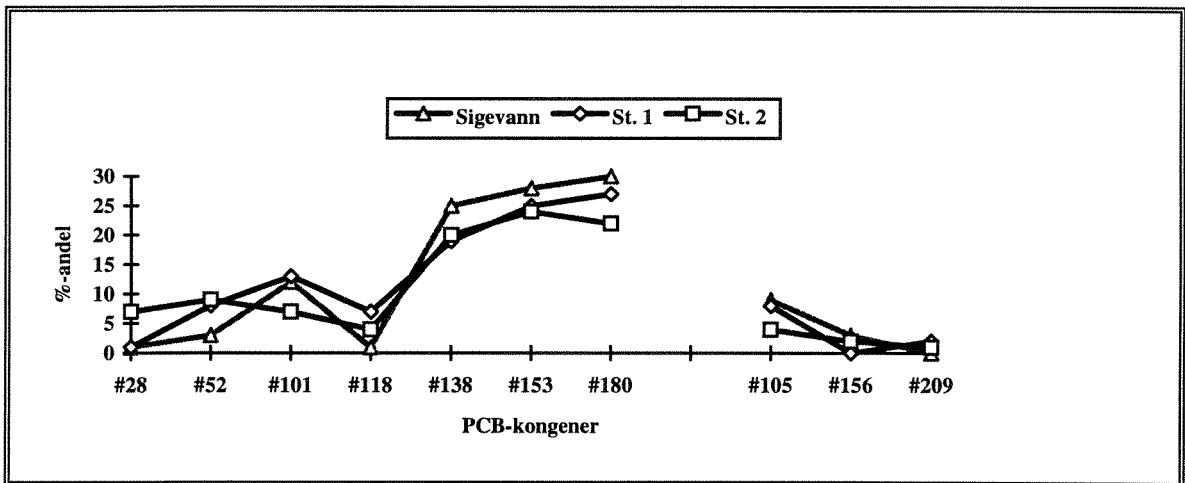


Figur 10. PCB-profiler i blåskjell basert på total PCB-innhold og i vannprøve OSPARCOM 1994 tatt oppstrøms i Drammenselva.

4.5. PCB i dammuslinger

Det største opptak av PCB ble registrert i dammuslingene på begge stasjoner (St. 1 og 2), hhv. 173.8 og 532.2 $\mu\text{g}/\text{kg}$ fettvekt. Og som for blåskjellene og dialyseposer etter 4 uker ble det mest effektive opptaket registrert på St. 2, noe som kunne tyde på at PCB-belastningen var størst i dette området. I motsetning til blåskjellene gikk fettinnholdet i dammuslingene ned under forsøkene, mens %tørrestoff var omtrent den samme (kfr. vedlegg 2).

PCB-profilen i muslingene (figur 11) var også bemerkelsesverdig lik profilene i sigevann (og til dels elvedeponer). Men forholdet var det at også dammuslingene på St. 1 viste dette profilmønsteret, slik at profilen sannsynligvis heller reflekterer et selektivt opptak av PCB-kongenerer i muslingene enn påvirkning oppstrøms i elveløpene.



Figur 11. PCB-profiler i dammuslinger og sigevannsprøve fra Brakerøya 1995.

5. Litteraturhenvisninger

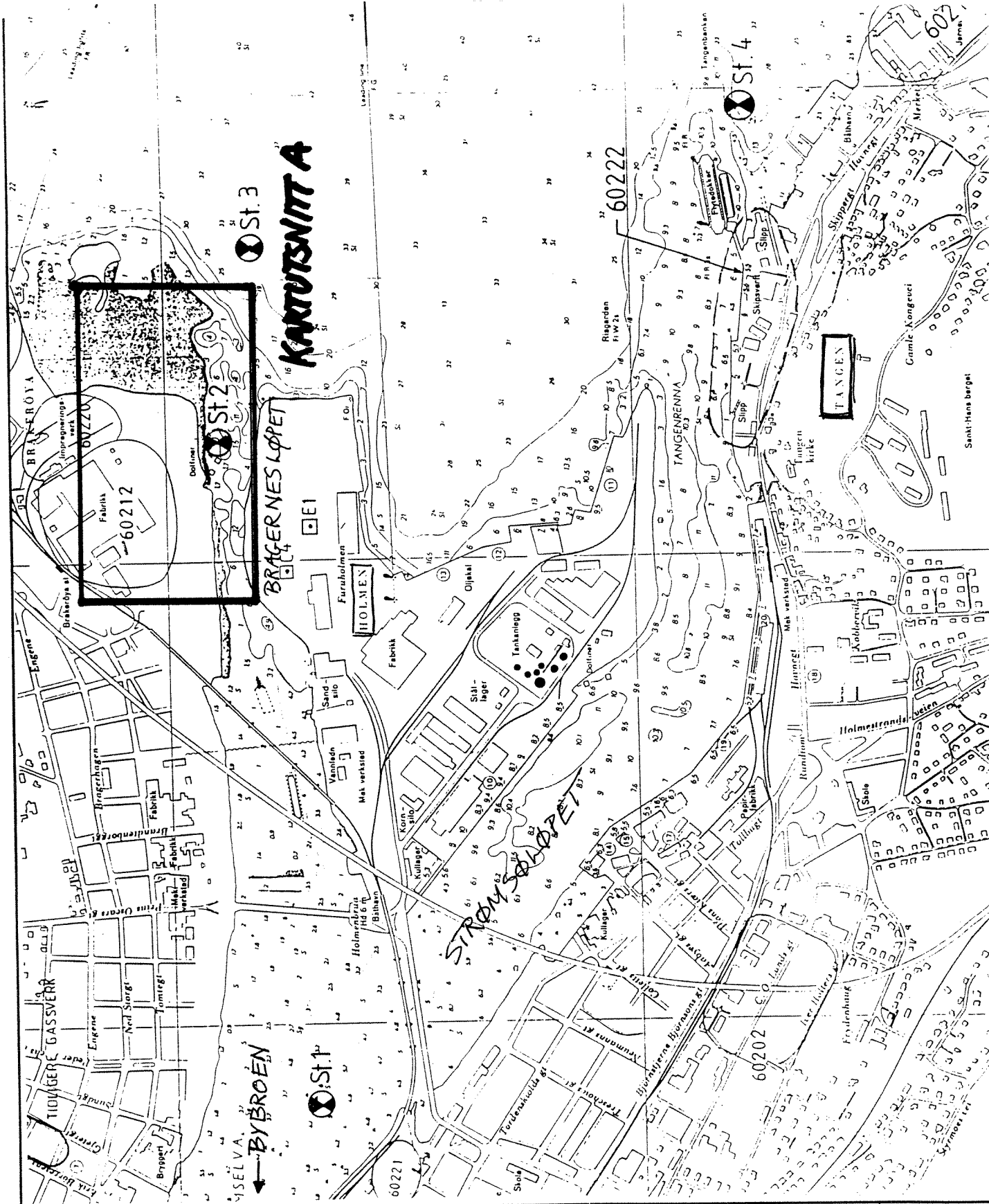
- Ahlborg, U. G., A. Hanberg og K. Kenne, 1992. Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs). *NORD 1992:26*, Nordisk Ministerråd, København, 99s.
- Ballschmiter, K. og M. Zell, 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls by capillary gas chromatography. *Fresenius Z. Analyt. Chem.*, 302, 20-31.
- Beneš, P., 1980. Semicontinuous monitoring of truly dissolved forms of trace elements in streams using dialysis *in situ* - I. Principle and conditions. *Water Research*, 14, 511-513.
- Beneš, P. og E. Steinnes, 1974. *In situ* dialysis for the determination of the state of trace elements in natural waters. *Water Research*, 8, 947-953.
- Borg, H. og P. Andersson, 1984. Fractination of trace metals in acidified fresh waters by *in situ* dialysis. *Verh. Internat. Verein. Limnol.*, 22, 725-729.
- Bækken, T. og L. Lien, 1994. Konsekvensanalyse "Lukket løsning Bragernes". Konsekvensanalyse for Drammenselva - trinn 1. Sedimentundersøkelser. NIVA-rapport nr. O-94176, l. nr. 3137, 18s.
- Huckins, J. N., M. W. Tubergen og G. K. Manuweera, 1990. Semipermeable membrane devices containing model lipid: A new approach to monitoring the bioavailability of lipophilic contaminants and estimating their bioconcentration potential. *Chemosphere*, 20, 5, 533-552.
- Knutzen, J., I. Kopperud, J. Magnusson og J. U. Skåre, 1993. Overvåking av miljøgifter i fisk fra Drammensfjorden og Drammenselva 1991. NIVA-rapport nr. O-90202, l. nr. 2838, 50s.
- Konieczny, R. M., 1993. Analyser av sedimentprøver fra sjøbunnen utenfor ABB Energi AS., Brakerøya, Drammen. NIVA-notat til C.-H. Knudsen A/S, 2.2.93, 4s + vedlegg.
- Konieczny, R. M., O. Bruskeland, G. Brønstad, A. Helland og L. R. Hovde, 1994. Kartlegging av miljøgifter i sedimenter i Indre Drammensfjord 1993. NIVA/NOTEBY-rapport nr. O-93208, l. nr. 3034, 33s + vedlegg.
- Mayer, L. M., 1976. Chemical water sampling in lakes and sediments with dialysis bags. *Limnology and Oceanography*, 21, 909-912.
- NOTEBY, 1992. Drammen kommune, Ingeniørvesenet. Mudring i Drammenselva. Miljøundersøkelse av mudringsmasser. NOTEBY-rapp. nr. 43266-1.
- NOTEBY, 1993. ABB Energi AS. Trase for høyspentkabel. Miljøteknisk grunnundersøkelse. Oppfølging av grøftegraving. NOTEBY-rapp. nr. 43462-1.
- NOTEBY, 1994a. ABB Energi AS. Industriareal på Brakerøya. Innledende miljøteknisk grunnundersøkelse. Forslag til videre undersøkelser. NOTEBY-rapp. nr. 43462-2.
- NOTEBY, 1994b. ABB Energi Transformer. Forurenset industrigrunn Brakerøya. Miljøteknisk grunnundersøkelse grøfter og byggegrøper. NOTEBY-rapp. nr. 43462-3.

- SFT, 1992.** Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Kortversjon. SFT-veiledning Nr. 92:06, TA-905/1992, 32s.
- SFT, 1993.** Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. SFT-veiledning Nr. 93:02, TA-922/1993, 20s.
- Skei, J., 1994.** Miljøgeokjemiske undersøkelser i Kongsfjorden 1991 og 1992. NIVA-rapport nr. O-90112, l. nr. 2987, 42s.
- Skei, J., H. Oen, O. Pettersen, J. Bryde og L. J. Skuggevik, 1994.** Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 6. Eksperimentelle undersøkelser med forurensede sedimenter fra Oslo havnebasseng og bioakkumuleringsstudier med blåskjell, ål og eremittkreps. SFT-overvåkingsrapport nr. 562/94, TA nr. 1074/1994, NIVA-rapport O-921317, l. nr. 3070, 46s.
- SPECTRUM, 1995.** Dialysis and ultrafiltration 94/95. Laboratory products for the global community. Spectrum Medical Industries, INC. Houston Texas, 170s.
- Stuer-Lauridsen, F. og B. Dahl, 1995.** Source of organotin at a marine water/sediment interface. A field study. Chemosphere, 30, 5, 831-845.
- Södergren, A., 1987.** Solvent-filled dialyse membranes simulate uptake of pollutants by aquatic organisms. Environmental Sci. Technol., 21, 9, 855-859.
- Södergren, A., 1990.** Monitoring of persistent, lipophilic pollutants in water and sediment by solvent-filled dialysis membranes. Ecotoxicology and Environmental Safety, 19, 143-149.
- Södergren, A. og L. Okla, 1988.** Simulation of interfacial mechanisms with dialysis membranes to study uptake and elimination of persistent pollutants in aquatic organisms. Verh. Internat. Verein. Limnol., 23, 1633-1638.

VEDLEGG

Vedlegg 1.

Kart over prøvestasjoner og prøvepunkter.



PLAN LOKALISERING AV
EKSTRAKSJONSSTASJONER m/ kart A

ABB ENERGI AS
BRAKERØYA, DRAMMEN

MÅLESTOKK	TEGNET	REV.
	LEK	
—	KONTR.	KONTR.
	<i>EB</i>	
	DATO	DATO
	04.07.95	
OPPDRAK NR.	TEGN. NR.	REV.
43462	8	
		SIDE
		27



Vedlegg 2.
Rådata og metodikk PCB-analyser.

0 4. JUL. 1995

SINTEF OsloAdresse/Address:
Postboks 124 Blindern
N-0314 Oslo 3, NORWAYBesøksadresse/Location:
Forskningsveien 1Telefon/Telephone:
+47 22 06 73 00Telefax:
+47 22 06 73 50Telex:
71 536 SI N

Enterprise nr.: 948007029

Noteby
Norsk Teknisk Byggekontroll A/S
Boks 9810
ILA
0132 Oslo

Att: Gunnar Brønstad

Rapport

Deres ref.:
43462.600/GBVår ref.:
KAMDirekte innvalg:
22067985Oslo,
1995-06-29Oppdrag nr.:
270266.32
Delrapport-2
Prøveserie.:
1995-246
1995-305

Oppdragets tittel:

ANALYSE AV DIALYSESLANGER FRA 2 PRØVETAKINGSRUNDER, LEVERT SINTEF 10.05.95 OG 02.06.95

Sammendrag

Det ble ikke påvist PCB i prøvene fra første prøvetakingsomgang. I prøvene fra andre prøvetakingsomgang ble det påvist PCB i alle dialyseslangene. I dialyseslangen 305-12 fra grunnvannsprøve fra ABB ble det påvist den høyeste konsentrasjonen, totalt fra 0,5 til 10 ng av de enkelte forbindelsene.

Innledning

Prøvene ble mottatt den 10.05.95 og 02.06.95 for analyse av utvalgte PCB-kongener.

Prøvebeskrivelse

Prøvene bestod av parallelle prøver av dialyseslanger som inneholdt 10 ml heksan tilsatt 25 µl intern standardløsning. Intern standardløsning nr. 311 som inneholdt PCB-kongener C204 løst i sykloheksan ble laget på SINTEF. Dialyseslangene med spesialklemmer var nedsenket i vann i 1 liters begerglass. De parallelle prøvene A og B ble merket med serienr. 1995-246 (10.05.95) og 1995-305 (02.06.95) fra de 2 prøvetakingsrundene.

Eksperimentelt

Heksanløsningene ble overført til sentrifugeglass og dampet inn til ca 1ml ved svak varme, ca 40 °C under nitrogenatmosfære. De konsentrerte ekstraktene ble behandlet med konsentrert svovelsyre. Prøvene merket 1995-246 ble etter svovelsyrebehandling analysert gasskromatografisk med halogenfølsom detektor (GC/ECD). På grunn av forstyrrende topper som gjorde det umulig å bestemme PCB i ekstraktene ble et av ekstraktene analysert med GC/MS. GC/MS analysen viste at ekstraktene inneholdt svovelforbindelser og ftalater som dekket over evt PCB forbindelser. Ekstraktene ble behandlet med tetrabutylammoniumsulfitt (TBA) etterfulgt av konsentrert svovelsyre og deretter analysert med GC/ECD. Prøvene merket 1995-305 ble opparbeidet som den første serien samt TBA og en ekstra omgang med svovelsyre før GC/ECD analysen. Prøveekstraktene ble analysert for totalmengden av PCB kongenere C28, C52, C101, C118, C153, C105, C138, C156, C180 og C209 i heksanekstraktet.

Tabell 1

1995-246

270266.32

KO\95-246b.xls

Dialyseslanger

Høyde GC/ECD PE Autosyst, 31.05.95

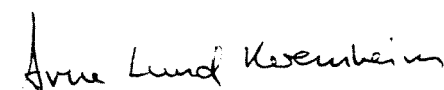
LIMS	Merket	RT=17.2	RT=28.3	RT=38.4	IS-C204	1/C204	2/C204	3/C204
		1	2	3				
246-12a	st.1.B	485267	294716	986573	21549	22,5	13,7	45,8
246-15a	st.2.C	334971	290683	986059	18571	18,0	15,7	53,1
246-17a	st.3.B	241872	220937	985621	9629	25,1	22,9	102,4
246-19a	st.4.B	287020	237487	986707	15150	18,9	15,7	65,1
246-12aTBA	st.1.B	ia						
246-15aTBA	st.2.C	7182	13070	191805	6865	1,0	1,9	27,9
246-17aTBA	st.3.B	ia						
246-19bTBA	st.4.B	905	3424	51408	7551	0,1	0,5	6,8

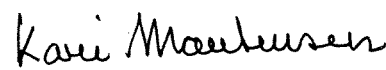
Resultat og diskusjon

Det ble ikke påvist PCB i prøvene fra første prøvetakingsomgang. I vedlagte Tabell 1 er høyden fra 3 dominerende topper i kromatogrammet for prøvene merket 246-12A, -15A, -17A og -19A før TBA/svovelsyre-2 gang og tilsvarende for -15A og -19B etter denne behandlingen angitt. Figur 1 viser; kromatogram av prøve 1995-246-12A (st.1.1B) hvor høyden til de forstyrrende toppene er angitt. Forholdet mellom forstyrrende forbindelser og intern standard C204 viste at TBA behandlingen fjernet en stor del av disse forbindelsene i ekstraktene. Men fremdeles var det rester igjen som medførte at det ikke ble påvist PCB i ekstraktene.

I prøvene fra andre prøvetakingsomgang ble det påvist PCB i alle dialyseslangene. C209 ble ikke påvist i noen av prøvene. I dialyseslangen 305-12 fra grunnvannsprøve fra ABB ble det påvist den høyeste konsentrasjonen, totalt fra 0,5 til 10 ng av de enkelte forbindelsene. Resultatene er gitt i vedlagte tabell 2. I vedlagte fig. 2 viser kromatogrammene at ABB prøven stemmer bra overens med den kommersielle PCB oljen Aroclor 1242.

Med hilsen
SINTEF Industriell kjemi


Arne Lund Kvernheim
Laboratorieleder
Seksjon for Miljøteknologi og analyse


Kari Martinsen
Prosjektleder

Vedlegg:
Tabell 1 og tabell 2
Fig.1 og fig.2

Kopi:
NIVA v / Roger M. Konieczny

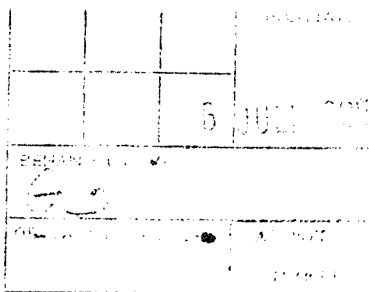
Spesielle betingelser

Resterende prøvemateriale oppbevares på SINTEF Industriell kjemi i 6 måneder etter at oppdraget er utført om ikke annet avtales med oppdragsgiver. Analyseresultater rapportert i dette dokument er frembragt ved analyse av de anførte prøver i den stand de ble mottatt ved SINTEFs analyselaboratorium. SINTEF tar intet ansvar for oppdragsgivers bruk av resultatene eller for konsekvenser av slik bruk. *Delvis* kopiering av denne rapport er ikke tillatt uten skriftlig samtykke fra SINTEF.

Tabell 2
PCB kongenere (ng) i Dialyseslanger
 1995-305
 270266.32
 KO\305c.doc

LIMS	Prøve- merking	28 (ng)	52 (ng)	101 (ng)	118 (ng)	153 (ng)	105 (ng)	138 (ng)	156 (ng)	180 (ng)	209 (ng)
305-2	St.1, 2uker 15-29.5	1,6*	0,5	1,6	1,7	1,5	1,3	2,0	0,4	0,74	ip
305-3	St.1, 4 uker	0,5*	0,1	0,4	0,5	0,5	0,4	0,6	ip	0,2	ip
305-6	St.2 2 uker 15-29.5	1,3*	ip	0,3	0,4	0,5	ip	0,4	ip	ip	ip
305-7	St.2 4 uker	1,4*	0,3	1,1	0,7	1,6	0,8	1,1	ip	ip	ip
305-9	St.3 4 uker	0,6*	ip	0,4	0,3	0,5	0,3	0,5	ip	0,2	ip
305-11	St.4 4 uker	0,3*	ip	0,2	0,2	0,3	ip	0,2	ip	ip	ip
305-12	ABB Grunnvannsb rønn	10	4,2	2,3	2,2	2,1	1,7	2,8	0,5	1,0	ip

* C31 finnes ikke i ekstraktet. Det er mulig C28 er dekket over av ukjent forbindelse
 ip=ikke påvist



Noteby
Norsk Teknisk Byggekontroll A/S
Boks 9810
ILA
0132 Oslo

Att: Gunnar Brønstad

SINTEF Oslo

Adresse/Address:
Postboks 124 Blindern
N-0314 Oslo 3, NORWAY

Besøksadresse/Location:
Forskningsveien 1

Telefon/Telephone:
+47 22 06 73 00

Telefax:
+47 22 06 73 50

Telex:
71 536 SI N

Enterprise nr.: 948007029

Rapport

Deres ref.:
43462.600/GB

Vår ref.:
KAM

Direkte innvalg:
22067985

Oslo,
1995-07-03

Oppdrag nr.:
270266.32

Delrapport-3

Prøveserie.:
1995-246
1995-305

Oppdragets tittel:

ANALYSE AV PCB I BIOLOGISK MATERIALE FRA ABB ENERGI, BRAKERØYA, DRAMMEN

Sammendrag

Det ble ikke påvist PCB i dammusling (246-1). Den høyeste konsentrasjonen av de enkelte PCB forbindelsene ble funnet i bunndyrsprøven, fra 7,5 til 87 ng/g tørr prøve. Innholdet i blåskjell og dammuslingsprøvene var gjennomgående lavere enn i bunndyrsprøven. Kromatogrammene viste at PCB mønsteret i prøvene stemte best overens med den kommersielle PCB oljen som tilsvarende Aroclor 1254.

Innledning

Prøvene ble mottatt den 10.05.95 og 02.06.95 for analyse av utvalgte PCB forbindelser og PCB typebestemmelse. Etter muntlig avtale med G.Brønstad ble det bestemt at alle de biologiske prøvene som inngikk i prosjektet skulle analyseres samtidig. I følge brev fra Noteby og NIVA v/ R.Koniczny ble vi bedt om å analysere alle de mottatte prøvene. Etter at alle prøvene var rensset, homogenisert og opparbeidet til ekstrakt fikk vi beskjed pr. tlf. av G.Brønstad at prøvene merket st.1.A (246-11), st.2.A (246-13), st.2.B, (246-14), st.3.A (246-16) og st.4.A (246-18) ikke skulle analyseres i denne omgang. For disse prøvene vil det bare bli beregnet kostnader for opparbeiding frem til råekstrakt som beregnes til 1000 kr pr. prøve. For rensing og homogenisering av blåskjell og dammusling beregnes 300 kr pr prøve. For fettbestemmelse beregnes 200 kr pr prøve.

Prøvebeskrivelse

Prøvene ble mottatt i 2 omganger. Prøvene mottatt 10.05.95 bestod av 6 prøver med musling, 2 prøver med blåskjell og 1 prøve med bunndyr. Musling og blåskjellprøvene ble mottatt urensset i plastposer. Bunndyrsprøven ble mottatt i et lite glass. Prøvene mottatt 02.06.95 bestod av 2 prøver av dammusling og 3 prøver av blåskjell alle urensset i plastposer.

Eksperimentelt

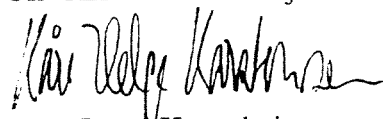
Prøvene ble tint i kjøleskap, mesteparten av vannet ble fjernet og innmaten fra skjellene ble tatt ut og homogenisert i ultraturax. Det ble tatt ut en delprøve, ca 5 g vått materiale, for tørrstoffbestemmelse og ca 20 g vått materiale for PCB analyse. For bunndyrsprøven ble det benyttet ca 3,5 g vått materiale til PCB analysen. Prøvene ble ekstrahert 2 ganger med en blanding upolart/polart løsningsmiddel tilsatt interne standarder i første ekstraksjonstrinn. Den upolare fasen ble isolert og en delprøve av ekstraktet (ca 1 g) ble tatt ut til fettbestemmelse. Resten av ekstraktene ble konsentrert ved svak varme (40 °C) under nitrogenatmosfære og behandlet med konsentrert svovelsyre og metanolisk lut før den gasskromatografiske analysen med halogenfølsom detektor.

Resultat og diskusjon

Innholdet av de utvalgte PCB forbindelsene er gitt i vedlagte tabell. Det ble ikke påvist PCB i dammusling (246-1). Den høyeste konsentrasjonen av de enkelte PCB forbindelsene ble funnet i bunndyrspøven, fra 7,5 til 87 ng/g tørr prøve. Innholdet i blåskjell og dammuslingsprøvene var gjennomgående lavere enn i bunndyrspøven. Kromatogrammene viste at PCB mønsteret i prøvene stemte best overens med den kommersielle PCB oljen som tilsvarer Aroclor 1254. Figur 1 viser at PCB mønsteret i bunndyrspøven (246-4) stemte bra overens med Aroclor 1254. Dammuslingene inneholdt fra 10 til 14 % fett på tørrvektsbasis. Blåskjellprøvene inneholdt fra 16 til 22 % fett på tørrvektsbasis og bunndyrspøven 6,5 % fett på tørrvektsbasis.

Med hilsen

SINTEF Industriell kjemi



Arne Lund Kvernheim

Laboratorieleder

Seksjon for Miljøteknologi og analyse



Kari Martinsen

Prosjektleder

Vedlegg:

Tabell 1

Figur 1

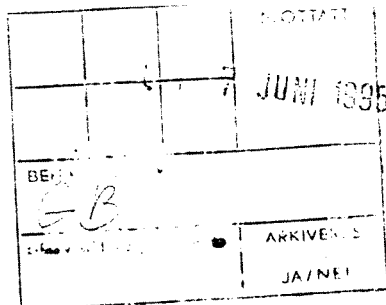
Kopi til:

NIVA v / R.Konieczny

Spesielle betingelser

Resterende prøvemateriale oppbevares på SINTEF Industriell kjemi i 6 måneder etter at oppdraget er utført om ikke annet avtales med oppdragsgiver. Analyseresultater rapportert i dette dokument er frembragt ved analyse av de anførte prøver i den stand de ble mottatt ved SINTEFs analyselaboratorium. SINTEF tar intet ansvar for oppdragsgivers bruk av resultatene eller for konsekvenser av slik bruk. Delvis kopiering av denne rapport er ikke tillatt uten skriftlig samtykke fra SINTEF.

Tabell 1		PCB kongenere i biologisk prøver fra Brakerøya (ABB) mottatt 10.05.95 og 02.06.95															
ko\95-305.xls		Blåsjell før gyting		Blåskjell etter gyting		Bunndyr i Bragernes		St.1 Dammusling		St.2 Dammusling		St.2 Blåskjell		St.3 Blåskjell		St.4 Blåskjell	
		10.05.95		10.05.95		10.05.95		02.06.95		02.06.95		02.06.95		02.06.95		02.06.95	
LIMS	246-1	246-2	246-3	246-4	305-1	305-4	305-5	305-8	305-10								
	ng/g tørt	ng/g tørt	ng/g tørt	ng/g tørt	ng/g tørt	ng/g tørt	ng/g tørt	ng/g tørt	ng/g tørt	ng/g tørt	ng/g tørt	ng/g tørt	ng/g tørt	ng/g tørt	ng/g tørt	ng/g tørt	ng/g tørt
Fett %	14,2	15,5	16,1	6,53	10,7	9,92	21,8	16,2	19,6								
tvb*																	
Tørrestoff %	11,2	18,0	18,0	7,01	13,0	9,1	16,2	15,1	15,7								
tvb*	<0,1	<0,1	0,64	87	0,12	1,9	2,1	0,46	1,3								
C28	<0,1	2,9	2,7	48	0,70	2,3	4,3	3,4	4,5								
C52	<0,2	4,4	4,3	28	1,2	3,7	6,9	6,8	6,7								
C101	<0,1	5,7	6,7	33	0,68	1,0	10	8,5	8,1								
C118	<4	5,6	6,0	48	2,3	6,4	8,8	7,2	8,1								
C153	<0,2	1,2	1,7	23	0,78	3,3	2,7	2,5	2,9								
C105	<4	6,1	6,7	43	1,8	5,4	8,7	7,1	8,0								
C138	<0,1	du	1,8	7,5	du	0,58	3,1	du	du								
C156	du	du	0,32	13	2,5	5,7	2,5	1,0	2,1								
C180	<0,1	du	0,28	<0,1	0,22	0,17	1,3	0,44	<0,1								
C209																	
Tørrevekt (g)	2,287	3,625	3,721	0,239	2,484	2,027	3,412	3,055	3,220								
til analyse																	
	du=dekket av ukjent forbindelse																
	*tvb=tørvektsbasis																



SINTEF Oslo

Adresse/Address:
Postboks 124 Blindern
N-0314 Oslo 3, NORWAY

Besøksadresse/Location:
Forskningsveien 1

Telefon/Telephone:
+47 22 06 73 00

Telefax:
+47 22 06 73 50

Telex:
71 536 SI N

Enterprise nr.: 948007029

Noteby
Norsk Teknisk Byggekontroll A/S
Boks 9810
ILA
0132 Oslo

Att: Gunnar Brønstad

Prøvingsrapport

Deres ref.:
43462.600/GB

Vår ref.:
KAM

Direkte innvalg:
22067985

Oslo,
1995-06-01

Oppdrag nr.:
270266.32

Delrapport-1
Prøveserie.:
1995-246

Oppdragets tittel:

BESTEMMELSE AV PCB OG OLJERELATERTE HYDROKARBONER I JORDPRØVER FRA ABB ENERGI, BRAKERØYA, DRAMMEN

Sammendrag

Alle jordprøvene bortsett fra PG.8 1.6-1.8 m inneholdt en blanding av Aroclor 1242 og Clophen A60. Det ble ikke påvist PCB i PG.8 1.6-1.8 m. Prøve "S FOR SIG Hex 3" inneholdt 9700 mg/kg oljerelaterte hydrokarboner på tørrstoffbasis.

Innledning

Jord og sedimentprøvene ble mottatt den 10.05.95 for analyse av 10 PCB kongenere samt at type kommersiell PCB skulle bestemmes.

Beskrivelse og identifikasjon av prøvingsobjekter

I denne omgang rapporteres alle jord og sedimentprøvene som inngikk i denne undersøkelsen. Prøvene ble mottatt i Rilsanposer.

Eksperimentelt

Analysen ble foretatt i tidsrommet fra 16.05.95 til 01.06.95.

Følgende akkrediterte analyseforskrifter ble benyttet:

2740-1, A og B; Polyklorete bifenyler (PCB) i sedimenter, slam og jord

Følgende ikke akkreditert metode ble benyttet:
Analyse av oljerelaterte hydrokarboner, MS-screening.

Resultat

Innholdet av PCB kongenere er angitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrstoff

PCB	Serie-nr.					
	Sediment Prøve merking	Sediment	Sediment	Jord	Jord	Jord
	246-5 0-2 cm SIG Hex 2	246-6 S FOR SIG Hex 3	246-7 25 cm S FOR S Hex 4	246-8 PG.A7 0.4- 0.8m	246-9 PG.A8 1.0m	246-10 PG.A8 1.6- 1.8m
C28	0.46	17	88	2.8	3.4	<0.4
C52	0.60	21	110	1.3	2.2	<0.4
C101	1.2	26	160	5.9	1.7	<2
C118	1.0	13	270	2.9	1.5	<10
C153	2.3	52	350	16	3.4	<2
C105	0.65	18	103	4.1	1.6	<1
C138	2.6	43	340	14	3.7	<10
C156	0.047	9.7	54	3.2	0.45	<10
C180	2.1	55	4.1	25	2.3	<2
C209	0.20	0.48	1.3	0.24	0.11	<1

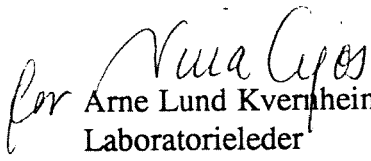
Måleusikkerhet i metodene:

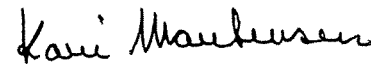
Usikkerheten i metoden ligger innenfor 20%

Kromatogrammene fra prøvene sammenlignet med kommersielle PCB oljer viste at prøvene 246-5, -6, -7, -8 og -9 bestod av en blanding av Aroclor 1242 og Clophen 1260. Prøve 246-10 var forurenset av forbindelser som ikke lot seg fjerne med metodens renseteknikker. Det ble ikke påvist PCB i denne prøven. Deteksjonsgrensene for PCB kongenerene for denne prøven er gitt i tabellen. Kromatogrammene fra prøvene er sammenlignet med kommersielle PCB oljer, se vedlagte 6 figurer

Prøve merket "S FOR SIG Hex 3 (1995-246-6)" inneholdt 9700 mg/kg oljerelaterte hydrokarboner på tørrstoffbasis. Hydrokarbontallet var fra C15 til ca C28. Denne oljetypen kan være en type smøreolje. Se vedlagte figur 7.

Med hilsen


Arne Lund Kvernheim
Laboratorieleder
Seksjon for Miljøteknologi og analyse


Kari Martinsen
Prosjektleder

Vedlegg:
I alt 6 figurer

Spesielle betingelser Resterende prøvemateriale oppbevares på SINTEF Industriell kjemi i 6 måneder etter at oppdraget er utført om ikke annet avtales med oppdragsgiver. Analyseresultater rapportert i dette dokument er frembragt ved analyse av de anførte prøver i den stand de ble mottatt ved SINTEFs analyselaboratorium. SINTEF tar intet ansvar for oppdragsgivers bruk av resultatene eller for konsekvenser av slik bruk. *Delvis* kopiering av denne rapport er ikke tillatt uten skriftlig samtykke fra SINTEF.

Bestemmelse av klororganiske mikroforurensninger i sedimenter og biologisk materiale (til eksternt bruk) - NIVA

Det følgende er en oppdatering etter den mal som har vært benyttet i en oversikt over analysemetoder benyttet av JMP i Norge 1981-1987. Det følgende blir således en noe generell oversikt som de enkelte saksbehandlere skal kunne benytte deler av i sine eksterne rapporter, dersom det er nødvendig med en såvidt stor detaljeringsgrad. Generell omtale av metodikk (Green 1988).

Rensing/kontroll av kjemikalier og utstyr.

Gassutstyret legges i vannbad tilsatt såpe (3% RBS/Deconex). Det skylles deretter med springvann, så med ionebyttet vann og lufttørkes. Til slutt skylles utstyret med aceton og lufttørkes i avtrekk for deretter å oppvarmes til 500 ° C

Alle partier av løsemidler blir kontrollert. Dette gjøres ved å oppkonsentrere løsemidlet 200 ganger og analysere konsentratet på gasskromatograf for identifisering/kvantifisering av forbindelser som kan interferere med komponenter i prøvene. Dersom dette skulle være tilfelle blir analyseresultatene korrigert for bidraget fra løsemiddelet. Nå er noen løsemiddelkvaliteter blitt så god at den kvalitet vi kjøper kan benyttes til analyser uten ekstra rensing/destillering.

Alle kjemikalier/forbruksartikler som f.eks natriumsulfat, svovelsyre, dest. vann og ulike emballasje blir rensset/ekstrahert med løsemidler som deretter blir kontrollert som angitt foran. I tillegg til ekstraksjon med løsemiddel blir natriumsulfat oppvarmet til 550°C før bruk. Generelt foretas hyppig blindprøvekontroll som omfatter kontroll av hele opparbeidingsprosedyren, inkludert alt glassutstyr og alle kjemikalier.

Homogenisering.

Biologisk materiale: Til homogenisering benyttes nå en food prosessor med en plastbeholder på 0.5 l (Plastbeholderen er vasket/ekstrahert med org. løsemiddel som så er analysert som beskrevet foran). Sedimenter: Sedimentprøvene frysetørres og homogeniseres/knuses i agatmølle før analyse.

Ekstraksjon-prøvemengder.

Sedimenter: 1.0 g eller 2.5 g frysetørret materiale, avhengig av antatt nivå/ønsket deteksjonsgrense for sedimentprøven. Biologisk materiale: 1 til 10 g fiskefilet (avhengig av art), 10 g blåskjellhomogenat og 2 g torskelever/krabbesmør.

Ekstraksjon -prosedyre.

Prøven tilsettes indre standard og ekstraheres to ganger med 35 ml aceton/sykloheksan (20:15 v/v) ved bruk av ultralyd-desintegrasjon (Maks. effekt 475 W). Ekstraksjonstiden varierer fra 2 til 10 min avhengig av prøvetype (biologisk materiale 2 - 5 min, sedimenter 10 min). Ekstraksjonseffektivitet er uttestet/kontrollert ved bruk av internasjonalt standardisert referansemateriale. Prøven sentrifugeres og de to ekstraktene slås sammen og dampes inn til "tørrhet". Biologiske prøver: Prøvene settes i varmeskap ved 105 °C til konstant vekt og fettmengden bestemmes. Klorpesticid- og PCB-nivået påvirkes ikke av denne prosedyren. Presisjonen til fettbestemmelsen anslås til 10%.

Opprensing av ekstrakter.

Biologiske prøver: 0.1 g fett løses i 2 ml sykloheksan og ristes med 6 ml konsentrert svovelsyre. Sedimenter: Prøven løses i diklormetan og renses for blant annet svovel ved bruk av gelkromatografi (Waters HPLC-GPC clean-up kolonne). Deretter behandles prøven med svovelsyre.

Gasskromatografiske betingelser.

Hewlett-Packard 5890 Serie II med elektroninnfangningsdetektor (ECD). Splitless injeksjon ved 90 °C og programmert temperaturøkning med 3°/min til 280°C. Kolonne: 60 m x 0.25 mm I.D. 0.25µm 95% dimethyl 5% diphenyl polysiloxan (cross bound) fused silica kapillærkolonne. Bæregass: Hydrogen, 37 cm/sek.

Kvantitativ analyse.

Ekstraktet inndampes til ønsket volum på glødete prøveglass. De enkelte forbindelser identifiseres utfra deres spesifikke retensjonstider. Retensjonstidene finnes ved analyse av kjente standarder/standardblandinger og det benyttes kun enkeltkongener av PCB-komponentene. Med sum-PCB menes derfor et nærmere angitt antall av de enkelte PCB-komponenter. Kvantifisering utføres via egne dataprogram ved bruk av 8-punkts standardkurve og konsentrasjonsnivået til alle parametere justeres til å ligge innenfor standardkurvens lineære område. Rutinemessig kvantifiseres (pr. 1. des. 1992): 5-CB, α-HCH, Lindan (γ-HCH), HCB, pp-DDT, pp-DDE, pp-DDD, OCS og PCB-kongen nr.: 28, 52, 101, 118, 153, 105, 138, 156, 180 og 209 .

Kvalitetssikring.

Analysene kvalitetssikres ved blant annet å analysere kjente standarder for hver tiende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosedyren ved bruk av internasjonalt sertifiserte referansematerialer. Videre analyseres minst en blindprøve for hver større prøveserie, vanligvis for hver tiende prøve. Alle analyseserier blir således korrigert for blindprøvebidrag relatert til de aktuelle prøvers opparbeidingsstidspunkt.

921204/emb

Jfr. vedlagte rådata.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : PCBHEXAN
 Oppdragsnr. : 95075
 Prøver mottatt : 18/5-95
 Lab.kode : IES1-2
 Jobb.nr. : 95/105
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 22.06.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1: HEX2, 0-2cm, 28/4-95 4:
 2: Noteby, PG-A8, 15/5-95 5:
 3: 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	0.2	<0.1				
a-HCH	0.1	<0.1				
HCB	<0.1	<0.1				
g-HCH	0.1	0.6				
PCB 28	1.3	8.8				
PCB 52	1.3	4.3				
OCS	<0.1	<0.1				
PCB 101	2.1	3				
p,p-DDE	mask	0.5				
PCB 118	1.6	2				
p,p-DDD	0.5	0.5				
PCB 153	3.2	3.9				
PCB 105	0.6	0.7				
PCB 138	3.1	3.9				
PCB 156	0.5	0.5				
PCB 180	2.5	2.7				
PCB 209	<0.1	<0.1				
SUM PCB	16.2	29.8				
SUM SEVEN DUTCH PCB	15.1	28.6				
%Fett						
%Tørrstoff	70.6	83				

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : PCBHEXAN
 Oppdragsnr. :
 Prøver mottatt : 2.06.95
 Lab.kode :
 Jobb.nr. : 95/127
 Prøvetype : Dialyseslanger
 Kons. i : Ng/ml
 Dato : 21.06.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1:St.1,28/4-29/5
 2:St.2,28/4-29/5
 3:St.3,28/4-29/5
 4:St.4,28/4-29/5
 5:
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03		
a-HCH	0.15	0.15	0.15	0.15		
HCB	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03		
g-HCH	0.21	0.21	0.21	0.2		
PCB 28	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03		
PCB 52	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03		
OCS	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03		
PCB 101	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03		
p,p-DDE	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03		
PCB 118	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03		
p,p-DDD	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03		
PCB 153	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03		
PCB 105	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03		
PCB 138	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03		
PCB 156	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03		
PCB 180	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03		
PCB 209	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03		
SUM PCB	0	0	0	0		
SUM SEVEN DUTCH PCB	0	0	0	0		
%Fett						
%Tørrstoff						

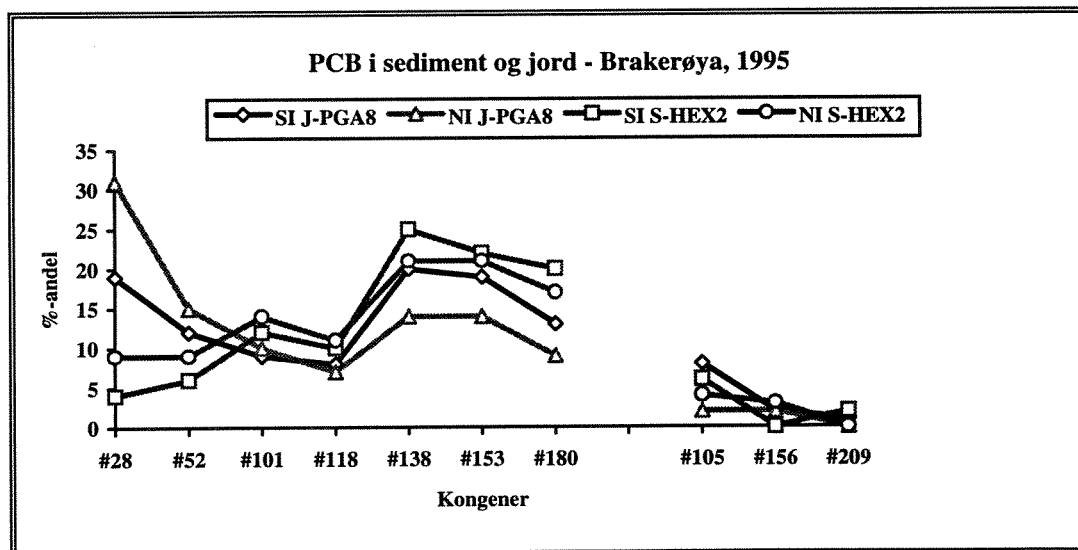
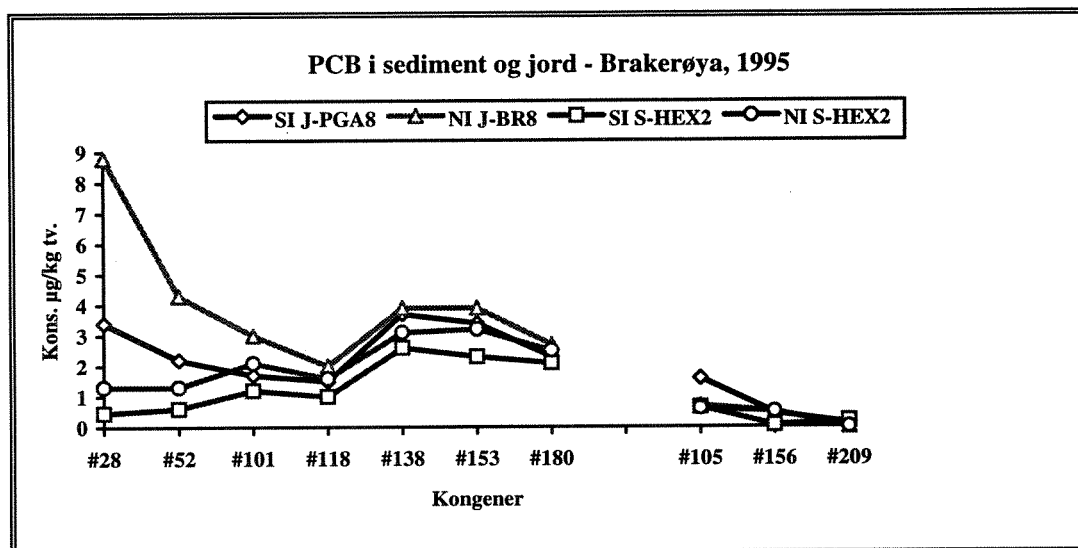
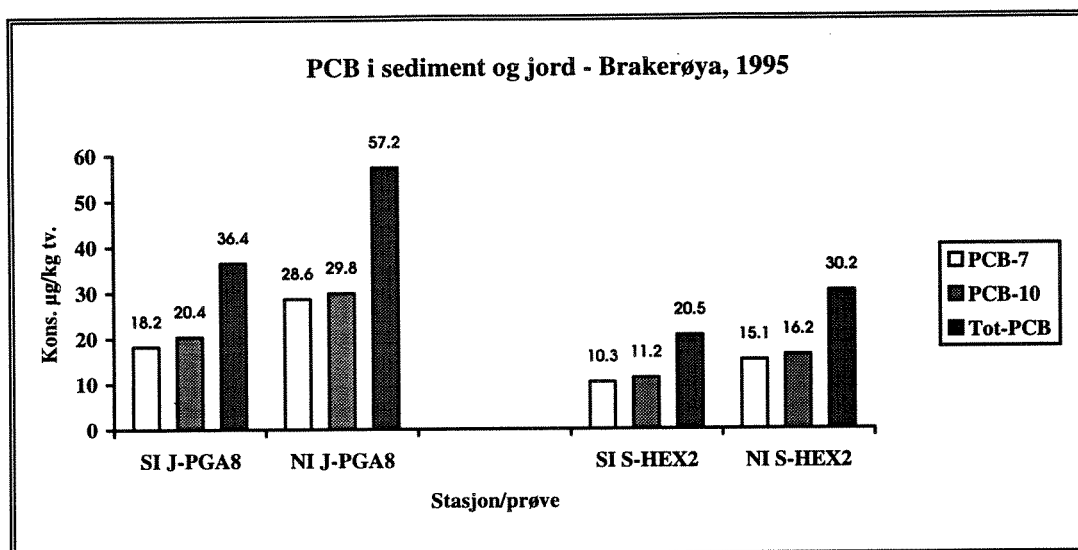
NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : PCBHEXAN
 Oppdragsnr. :
 Prøver mottatt : 2.06.95
 Lab.kode :
 Jobb.nr. : 95/127
 Prøvetype : Dialyseslanger
 Kons. i : Ng/ml *n-hexan*
 Dato : 21.06.95
 Analytiker : SIG Godkjent : EMB

1:St.1,28/4-15/5,1
 2:St.2,28/4-15/5,1
 3:St.3,28/4-15/5
 4:St.4,28/4-15/5
 5:St.1,15-29/5,2
 6:St.2,15-29/5,2

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
a-HCH	0.1	0.08	0.09	0.09	0.08	0.07
HCB	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
g-HCH	0.23	0.17	0.4	0.21	0.14	0.11
PCB 28	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
PCB 52	<0.03	0.06	0.06	<0.03	<0.03	<0.03
OCS	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
PCB 101	<0.03	<0.03	0.22	<0.03	<0.03	<0.03
p,p-DDE	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
PCB 118	<0.03	<0.03	0.37	<0.03	<0.03	<0.03
p,p-DDD	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
PCB 153	<0.03	<0.03	0.2	<0.03	<0.03	<0.03
PCB 105	<0.03	<0.03	0.17	<0.03	<0.03	<0.03
PCB 138	<0.03	<0.03	0.37	<0.03	<0.03	<0.03
PCB 156	<0.03	<0.03	0.06	<0.03	<0.03	<0.03
PCB 180	<0.03	<0.03	0.05	<0.03	<0.03	<0.03
PCB 209	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03	<0.03
SUM PCB	0	0.06	1.5	0	0	0
SUM SEVEN DUTCH PCB	0	0.06	1.27	0	0	0
%Fett						
%Tørrstoff						

Parallele PCB-analyser ved SINTEF-Oslo (SI) og NIVA (NI) på sediment (S) fra Bragernesløpet og jordprøve (J) fra Brakerøya, Drammen, 1995.



Vedlegg 3.
Dialysemembranenes egenskaper

Dialysemembranenes egenskaper

Dialysemembranen som ble benyttet, Spectra/Por 3 RC (regenerert cellulose), er en av mange varianter (kfr. SPECTRUM 1995). Filteegenskaper beskrives ved MWCO-verdier (molekylvektgrenseverdier), de løste komponenters laveste molekylvekt hvor 90% holdes tilbake av membranen i gjennom 17 timers dialyse. Disse verdiene varierer for Spectra/Por mellom 100-500.000 Da (Daltons), vanlig benyttet 1000-3500 Da. Daltons er her en ubenevnt størrelse og indikerer membranens tilnærmede porestørrelse (kfr. vedleggstabell 1).

Videre kontrolleres membranenes egenskaper av poresymmetrien her er symmetrisk dvs. samme diameter gjennom hele membranens tykkelse. Tradisjonelle flatfiltere har asymmetriske porer. Spectra/Por 3 RC 3500 Da er slangeformet, med bredd 18 mm, diameter (Φ) 11.5 mm og volumer/lengdeenhet 1 ml/cm.

Vedleggstabell 1. Molekylvektgrenseverdi (MWCO) vs. estimerte porestørrelser på Spectra/Por dialysemembraner. Kjente størrelser 1000 nm = 1 μ m = 10⁴ Å.

Daltons (Da)	Mikron (μ m)	Nanometer (nm)	Ångström (Å)
100.000	0.01	10	100
50.000	0.004	4	40
10.000	0.0025	2.5	25
5.000	0.0015	1.5	15

Det er en sammenheng mellom membranens overflateareal (A) og opptaksraten for lipofile forbindelser, slik at arealet bør holdes konstant (paralleller og serier). Størrelsen på ekstraksjonsenhetene avgjøres av mengden/volum (V) løsningsmiddel som skal benyttes. Södergren (1990) fant et overflateareal på 1200 mm² egnet, mens Stuer-Lauridsen og Dahl (1995) benyttet seg av arealer mellom 900-1100 mm² i sine *in situ* ekstraksjoner.

Det er videre anbefalt at oppsamlingsenheten lengde (h) ikke bør overstige 5-20 cm for å opprettholde effektiviteten, noe som samtidig forenkler den påfølgende prøvebehandling. Derfor bør retningslinjen være at man tilstreber å oppnå den høyeste dialyseraten (D):

$$D = \frac{A}{V} = \frac{2\pi r \cdot h}{\pi r^2 \cdot h} = \frac{2}{r}$$

Formelen over, viser at reduksjon i diameter gir økt dialyserate. Et annet viktig moment er at membranenes permeabilitet øker ved parallell fluks over membranen, fordi det ved en vinkelrett fluks, dannes et polarisert lag av molekyler på membranens overflate.

Membranen inneholder noen metaller, sulfider (0.1%) og konserveringsmiddel for oppbevaring (vedleggstabell 2). De ble derfor forbehandlet med vasking og aktivering med destillert vann og hexan. Vasking før tilsats av ekstraksjonsmiddel impregnerer membranene mot bakteriell nedbrytning og er mer effektiv enn kun løsningsmiddel (Södergren 1990).

Vedleggstabell 2. Innhold av atvalgte tungmetaller gitt i ppm i Spectra/Por 1-7 (RC) dialysemembraner, sammenliknet mot antatte bakgrunnsnivåer i vann gitt ppb (SFT 1992,1993, SPECTRUM 1995).

Bakgr.-nivå	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn
Sjøvann (ppb)	<0.2	<0.3	<0.05	<0.5	<1.5
Feskvann (ppb)	<1	<2	<1	<3	<10
Membran (ppm)	<0.2	<1.2	<6	<1.7	<5

Generelt for RC-membranene er termisk stabilitet (3-60°C) og de kan operere over et ekstremt pH-interval på pH=2-12. De tåler ikke uttørring pga. sprekkdannelse og endring i MWCO og ble derfor oppbevart fuktig til en hver tid.

Bløtgjøring og klargjøring (lading) av dialyseslangene gjøres etter følgende prosedyre:

1. Klipp opp ønsket lengde (ca. 15 cm) og legg slangene for vask i ionebytta vann rensset med cyklohexan i 12 - 20 timer. Det kan også benyttes en egnet buffer til formålet. Overføres deretter til n-hexan bad i 2 - 4 timer.
2. Dialyseslangene på ble tatt opp og forseglet i den ene enden med spesialklemmer 4-10 mm bredere enn flat slange. Det er nødvendig at 5-10 mm av membranen henger utenfor klemma i nedkant etter at den er klargjort for påfylling. Klemmer leveres i forskjellige farger og størrelser. Bruk av klemmer med forskjellig farger kan med fordel lette arbeidet mht. prøveidentifisering i etterkant. Klemmene er lettere enn vann og brukes normalt i tandem sammen med en vektklemme for å oppnå en vertikal flytestilling ved lagring eller fri ekstraksjon.
3. Magnetisk røring vha. magnetvekt og røreverk gir kontrollert omrøring/spinn på membranen for å øke opptak over membranarealet kan benyttet f. eks. ved ekstraksjonsforsøk i laboratoriet. Vanlige lukkeklemmer egner seg best i feltmessige forsøk.
4. Videre fylles/lades dialyseslangen med ekstraksjonsmiddelet gjennom den åpne enden. Det ble her benyttet 10-11 ml. n-hexan, og tilsatt (spiket) 25 µl (0.96 ng/µl PCB NR. 204 fra SINTEF/SI), og 25 µl av PCB NR. 53 (1.00 ng/µl) fra NIVA.
5. Etter lading ble dialyseslangene overført til et nytt kar med ionebytta vann rensset med cyklohexan til oppbevaring før utsetting i felt. Karet renses med RBS i 1.5 time, deretter skyldes 3x med kaldt springvann og 2x med destillert vann. Videre skyldes karet 2x vekselvis med acetone og cyklohexan. Plasser dialyseslangen i flytestilling i det rengjorte glasskar. Benytt den mest hensiktsmessige transportløsningen for å unngå uttørring. Vektklemmer kan alternativt erstattes med glassperler som droppes ned i slangen under lading.

Prøveuttak etter ekstraksjonsperioden

1. Uttak av prøve skjer ved å ta tak i dialyseslangen og henge den opp på en formålstjenlig måte slik at kontaminering unngås.
2. Ta av toppklemma og dekanter av prøven. Alternativt tas prøven ut vhp. en Pasteur Pipette eller sprøyte.
3. Teoretisk kan nå prøven injiseres direkte for kvantifisering av innholdet, men bør gjennomgå standardisert opparbeiding/rensing før analyse.

Blindprøveoppsett for dialysemembraner

Blindprøveoppsett ble laget etter følgende:

1. Glødet 2 stk. 10 liter Pyrex glassflasker ved temperatur 550 °C.
2. Laget 5 liter ionebyttet vann, som ble rensert med Cyklohexan og deretter overført til en av de glødete 5 liters flaskene (I)
3. Hente inn 10 liter vann fra Drammenselva, hvor av 5 liter ble overført til den andre glødete 5 liters flaske (II).
4. To sett forhåndspreparerte dialyseslanger tilsvarende de som ble benyttet i felt, ble montert hengende i hver av glassflaskene.
5. Flaskene ble plassert på ristebord 1-2 timer/dag. Det ble deretter tatt ut prøver etter 2 og 4 uker.

NIVA



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo
Telefon: 22 18 51 00 Fax: 22 18 52 00

ISBN 82-577-2836-5