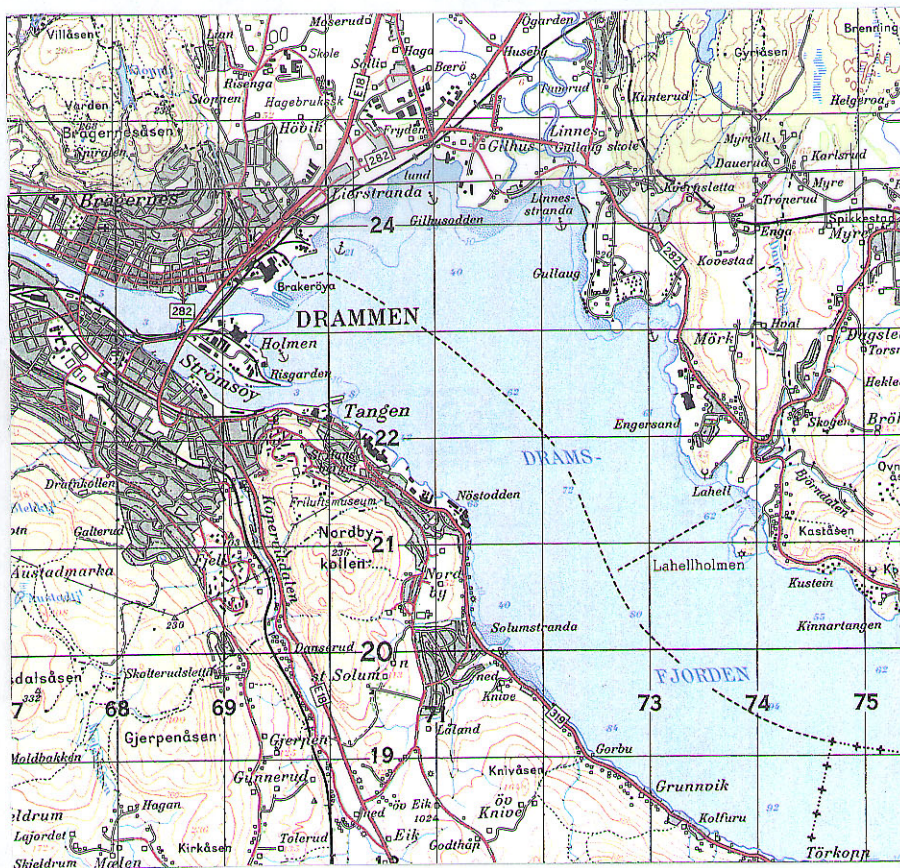


0-93208

Kartlegging av miljøgifter i sedimenter Indre Drammensfjord 1993



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-93208	Undernr.:
Løpenr.: 3034	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: Kartlegging av miljøgifter i sedimenter i Indre Drammensfjord 1993.	Dato: 28/03/94	Trykket: NIVA 1994
	Faggruppe: Marinøkologisk	
Forfatter(e): Roger M. Konieczny Ola Bruskeland Gunnar Brønstad	Geografisk område: Buskerud	
	Aud Helland Lars Roar Hovde	Antall sider: Opplag: 33 + vedlegg 100

Oppdragsgiver: Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen	Oppdragsg. ref.:
--	------------------

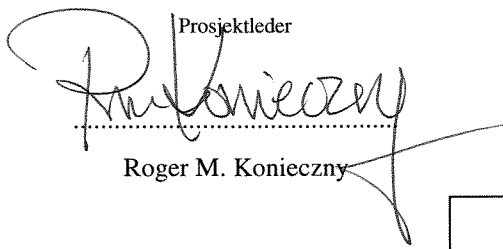
Ekstrakt: Totalt 18 sedimentstasjoner i indre fjordområde og 2 løsmasseprøver fra Holmen i utløpet av Drammenselva, ble undersøkt for innholdet av miljøgifter. I tillegg er det foretatt evaluering av en rekke mulige forurensningskilder, samt nærmere karakterisering av en ren tjæreprøve fra Gilhusbukta. Hovedresultatene viser at belastningen mht. tungmetaller er liten til moderat i sedimentene og samlet viser metallene (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Cr og As) maksimalt tilstandsklasse III. Flere ulike kilder til tungmetallforekomstene kan antydes. Av de organiske miljøgiftene er forekomstene av PCB mest markert, og antyder tilstandsklasse III-IV for store deler av fjorden. PAH forekommer i svært høye konsentrasjoner, men har hovedsaklig en begrenset og lokal utbredelse. Både PCB og PAH forekomstene kan stamme fra flere ulike kilder i indre del av fjorden. Av andre klororganiske forbindelser ble kun DDT registrert i forhøyde konsentrasjoner og synes å være knyttet til Lierelva. Oljeforurensningen (THC) var mer moderat og var mest fremtredende i elva utenfor Holmen. Referansestasjonen utenfor Sandtangen, synes å ligge i et akkumulasjonsområdet for forurensningene i fjorden, da det gjennomgående ble registrert høye konsentrasjoner her for alle miljøgiftene. Løsmasseprøvene fra Holmen var ikke forurenset.

4 emneord, norske

1. Sedimenter
2. Organiske miljøgifter
3. Tungmetaller
4. Oljeforurensning

4 emneord, engelske

1. Sediments
2. Organic micropollutants
3. Heavy metals
4. Oil pollution

Prosjektleder

Roger M. Konieczny

For administrasjonen

Jens Skei

ISBN 82-7426-153-4

FORORD


Norsk Institutt for Vannforskning (NIVA) og NOTEBY har i fellesskap gjennomført en undersøkelse av innholdet av miljøgifter i bunnsedimentene i nedre del av Drammenselva og indre deler av Drammensfjorden.

NIVA har forestått sedimentprøvetakingen og har organisert analysearbeidet. NIVA har videre hatt ansvaret for å beskrive og vurdere resultatene og tiltaksbehov. NOTEBY har hatt ansvaret for prøvetaking på Holmen, kildeevaluering og sammenstilling av rapporten.

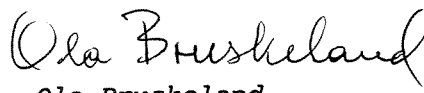
Laboratorieanalysene er i hovedsak utført av NIVA. I tillegg er enkelte analyser utført ved SINTEF Oslo samt ved Norsk Analyse Center.

Oppdragsgiver har vært Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen, ved Steinar Skoglund. Undersøkelsen er gjennomført med økonomisk støtte fra Statens forurensningstilsyn (SFT). Kontaktperson hos SFT har vært Per Erik Iversen.

Oslo, den 25. mars 1994



Roger M. Konieczny
Prosjektleder NIVA



Ola Bruskeland
Prosjektleder NOTEBY

INNHOOLD:

	Side
FORORD	2
1 SAMMENDRAG	4
1.1 Mål	4
1.2 Konklusjoner	4
1.3 Tilrådninger	5
2 INNLEDNING	7
2.1 Bakgrunn	7
2.2 Formål med undersøkelsen	7
3 TIDLIGERE UTFØRTE UNDERSØKELSER I FJORD/ELV	8
4 MATERIALER OG METODER	9
4.1 Feltarbeider	9
4.2 Bakgrunnsnivåer og tilstandsklasser	10
4.3 Analysemetodikk	10
5 OMRÅDEBESKRIVELSE	13
6 RESULTATER	15
6.1 Sedimentprøver	15
6.1.1 Tungmetaller	15
6.1.2 Organiske miljøgifter	17
6.2 Sjaktprøver Holmen	19
7 KILDEEVALUERING	19
7.1 Generelt	19
7.2 Avløpsvann	20
7.3 Organiske miljøgifter	21
7.4 Tungmetaller	23
8 FORURENSNINGSSITUASJONEN	25
8.1 Vurdering	25
8.2 Effekt	25
8.3 Tiltaksbehov/tilrådninger	26
9 LITTERATUR	28
OVERSIKT OVER VEDLEGGFIGURER, VEDLEGGSTABELLER, VEDLEGG OG TEGNINGER	32

1 SAMMENDRAG

1.1 Mål

Formålet med undersøkelsen har vært å:

- foreta en kartlegging av miljøgifter i bunnsedimenter i Indre Drammensfjord og Drammenselvas utløp
- vurdere mulige kilder til registrerte miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentene
- vurdere tiltaksbehov

1.2 Konklusjoner

Følgende oppsummerer de viktigste resultatene fra undersøkelsen og det kan konkluderes med:

1. Forekomstene av tungmetaller i overflatesedimentene var relativt sett små til moderate. Det var kun bly og kobber som svært lokalt viste overkonsentrasjoner. Maksimalt ble det registrert tilstandsklasse III (dvs. "Nokså dårlig"), på hhv. en og to stasjoner i området utenfor og sør for Drammen Jernstøberi på Tangen.
2. Sammenliknet med undersøkelser i 1983 (4 stasjoner i indre fjord) synes belastningen mht. tungmetaller å være tilnærmet den samme. Den gang som nå var fordelingen i overflatesedimentene noe varierende. I begge undersøkelsene peker dypområdet utenfor Sandtangen seg ut som et akkumulasjonsområde for miljøgiftene. Referanseprøve for denne undersøkelsen er tatt i dette området, da det ligger utenfor undersøkt område forøvrig.
3. Forekomsten av organiske miljøgifter var mer markert enn metallene. Spesielt var PCB fremtredende og det ble registrert tilstandsklasse III eller høyere på 70% av prøvestasjonene. Maksimumsverdien i overkant av 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt (dvs. tilstandsklasse IV "Dårlig") for beregnet total PCB representerer mer enn 20 ganger overkonsentrasjon. Denne maksimalverdien er målt i sedimentprøven fra stasjon 6 utenfor Holmen, og gjenspeiler de enda høyere konsentrasjoner tidligere målt i Bragernesløpet.
4. Fordelingen og type av PCB i overflatesedimentene indikerer tilførsler fra mer enn en kilde og viser en tilnærmet avtagende konsentrasjonsgradient fra området Tangen-Holmen-Brakerøya og ut fjorden.
5. Konsentrasjonene av andre utvalgte klororganiske forbindelser og pesticider var av underordnet betydning, med unntak av DDT. Forhøyede verdier av DDT (inntil 15-20 ganger antatt normalnivå) med en tilsynelatende spredning langs østsiden av fjorden fra utløpet av Lierelva til dypområdet ved Sandtangen, utpeker Lierelva som en mulig kilde.
6. Forekomstene og fordelingen av PAH i overflatesedimentene tyder på kraftig belastning som fremtrer som lokale og til dels svært høye overkonsentrasjoner. Spredningen i fjorden er meget begrenset.
7. Det ble registrert mellom 28-280 ganger normalnivået av PAH på 7 stasjoner i området Tangen-Holmen-Brakerøya noe som tilsvarer tilstandsklasse IV-V

(dvs. "Dårlig" til "Meget dårlig") og samsvarer med registreringer foretatt i grunnen på Brakerøya. Høyeste verdi ble målt utenfor det gamle Jernstøperiet. Resten av fjorden viste stort sett tilstandsklasse II (dvs. "Mindre god") og lavere.

8. Karakteriseringen av PAH-funnene (unntatt Gilhusbukta) tydet på hovedsakelig forbrenningsavledet opphav (KPAH 30-60%). Dog var det et betydelig innslag av oljerelatert PAH (5-15% lette forbindelser) begrenset til det nevnte området med størst belastning. Det ble registrert forhøyede verdier av benzo(a)pyren tilsvarende tilstandsklasse V i ca. 30% av prøvene.
9. Det ble målt hele 95500 mgPAH/kg våtvekt eller nærmere 10% PAH i en tjæreforekomst i Gilhusbukta. Ekstremverdien er på ingen måte representativ for nivåene ellers i resipienten.
10. Forekomsten av oljeforurensning uttrykt som THC var forholdsvis moderat med antatte overkonsentrasjoner omkring 5-80 ganger. De høyeste konsentrasjonene ble registrert i Drammenselva utenfor tankanlegget på Holmen. Men det var også relativt sett høye verdier i de dypere deler sentralt i fjorden.
11. De oppmudrede fyllmasser (1976-87) på ny biloppstillingsplass på Holmen er ikke påviselig forurenset av miljøgifter. Det er ikke undersøkt hvorvidt grunnen på andre deler av Holmen kan være forurenset.

1.3 Tiltaksrådninger

Den moderate miljøgiftsituasjonen i indre deler av Drammensfjorden og nedre deler av Drammenselva krever ikke umiddelbare tiltak, med unntak av opprensning av tjæreforekomsten i Gilhusbukta.

Det er i dag et kostholdsråd på konsum av torskelever fanget i fjorden. Det er samtidig omsetningsforbud for fiskelever med unntak av enkelte fiskeslag som normalt omsettes som rund fisk. Dette har sin årsak i akkumulasjon av PCB og DDT i fisk. Hvilke kilder som har forårsaket dette er ikke endelig klarlagt.

På sikt bør målsettingen være at alle potensielt belastende og aktive tilførselskilder fra landsiden kartlegges slik at anslag på utlekningspotensialer kan gjøres. Dette vil avgjøre behovet for evt. tiltak for å stanse eller begrenses aktive utlekninger.

Av mer tiltaksorienterte anbefalinger på sikt bør oppvirvling av sedimentene, spesielt på grunt vann i området Tangen-Holmen-Brakerøya, om mulig begrenses (mudring, tildekking m.m.).

Mer konkrete tiltaksrådninger for videre oppfølging av undersøkelsen i prioritert rekkefølge er:

1. Brakerøya som mulig kilde til PCB- og PAH-forurensning i fjorden må undersøkes nærmere. Dette vil etter planen skje i 1994 i regi av de involverte parter.
2. Det er registrert høye konsentrasjoner av DDT i sedimentene langs østsiden av fjorden. Kilden til de høye DDT-konsentrasjonene bør forsøkes identifisert.
3. Innholdet av PAH i fisk og andre organismer i Drammensfjorden bør måles enkelte utvalgte steder.

4. Nivåene av PCB og DDT i biota må fortsatt overvåkes.
5. Det kan være aktuelt å foreta en sedimentdatering av prøver fra Drammenselvas utløp samt i fjordens dypområde.
6. Kilden/årsaken til den registrerte overkonsentrasjon av bly, kobber og PAH utenfor Tangenbanken må klarlegges nærmere.
7. Det bør foretas en tettere sedimentprøvetaking nedstrøms for Holmen samt tas flere sedimentprøver oppstrøms i Drammenselva.
8. Årsaken til tjæreforekomsten i Gilhusbukta må klarlegges.
9. Det er i ettertid tatt sedimentprøver fra 2 nye stasjoner mellom undersøkt område og terskelen ved Svelviksand samt fra 2 stasjoner sør for terskelen. Prøvene bør analyseres etter samme program som utført i denne undersøkelse, for å kartlegge spredning av miljøgifter forbi referansestasjonen.
10. Det anbefales at enkelte nye sedimentprøver analyseres på non-ortho PCB.
11. Orienterende analyser av TBT (tributyltinn) bør gjennomføres pga. mistanke om tilførsler fra skipsmaling.

2 INNLEDNING

2.1 Bakgrunn

NIVA og NOTEBY har i fellesskap gjennomført en undersøkelse av innholdet av miljøgifter i bunnsedimentene i nedre del av Drammenselva og indre deler av Drammensfjorden. Oppdragsgiver har vært Fylkesmannen i Buskerud, Miljøvernavdelingen. Undersøkelsen er gjennomført med økonomisk støtte fra Statens forurensningstilsyn (SFT). Kartleggingen inngår i SFTs nasjonale handlingsplan for opprydning av forurenset grunn.

Bakgrunnen for oppdraget var tidligere undersøkelser hvor det ble registrert høye verdier av polyklorerte bifenyler (PCB) i bunnsedimenter i nordre utløp av Drammenselva (Bragernesløpet) og forhøyet innhold av PCB i fisk fra fjorden. Disse undersøkelsene er nærmere referert i kap. 3.

Både langs Drammenselva og i nærheten av Indre Drammensfjords strandsone har det foregått miljøbelastende aktiviteter som kan ha gitt ulike typer forurensninger til elv/sjø. Det er tidligere påvist betydelig forurensete bunnsedimenter i flere resipienter ved større byer som deler av indre Oslofjord/Oslo havn. Det kunne derfor mistenkes en tilsvarende alvorlig situasjon i Indre Drammensfjord/nedre del av Drammenselva.

Denne rapporten inneholder resultatet av de utførte undersøkelser med en beskrivelse av forurensningssituasjonen, kildeevaluering og konsekvensvurderinger.

2.2 Formål med undersøkelsen

Formålet med undersøkelsen har vært å:

- foreta en kartlegging av miljøgifter i bunnsedimenter i indre Drammensfjorden og Drammenselvas utløp
- vurdere mulige kilder til registrerte miljøgiftkonsentrasjoner i sedimentene
- vurdere tiltaksbehov

Ved plassering av prøvetakingspunkter er det både tatt hensyn til potensielle forurensningskilder, ønsket kartlegging av eventuelle forurensningers geografiske utbredelse og mulighet for sammenligning med tidligere undersøkelser. Som referansepunkt til undersøkelsen ble det valgt en prøvestasjon ute ved Sandtangen.

3 TIDLIGERE UTFØRTE UNDERSØKELSER I FJORD/ELV

NIVA har tidligere foretatt undersøkelser av bl.a. bunnsedimenter fra spredte punkter i indre deler av Drammensfjorden (Næs 1984a) og av vannkvaliteten i Drammensfjorden (Magnusson og Næs 1986b, Magnusson 1991 upublisert).

Undersøkelsene viste at innholdet av tungmetaller og PCB i sedimenter midt i fjorden var moderat til lavt. Innholdet av ekstraherbart organisk klor (EOCl) var ca. 40 ganger høyere enn bakgrunnsverdien. Innholdet av polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) var 1.2 - 1.6 mg/kg tørrvekt, dvs. tilstandsklasse II (klassifisering iht. Rygg og Thélin 1993b).

Undersøkelsene viste videre at fjordens flora og fauna i de øverste 10 metrene ikke bar synlige preg av forurensninger som f.eks. overgjødning, bortsett fra noen få steder (Knutzen et al. 1986, Pedersen et al. 1986). Under 15 m dyp viste bunnfaunaobservasjoner at fjorden var klart forurenset med høy sedimentasjon av organisk materiale og lavt oksygeninnhold. Bunnen var død fra ca. 30 m dyp som følge av hydrogensulfidholdige vannmasser (råttent vann) (Rygg 1986).

Ved undersøkelse av bunnsedimentene 10 - 30 m fra strandlinjen utenfor ABB Energis tomt på Brakerøya ble det påvist at sedimentene var moderat forurenset av PAH (maks. konsentrasjon 1,48 mg/kg tørrvekt) og moderat til markert forurenset av PCB (maks. konsentrasjon 51 µg/kg tørrvekt) (Konieczny 1993).

I Gilhusbukta påviste NIVA i 1984 og NOTEBY i 1988 og 1989 meget sterkt PAH-forurensede bunnsedimenter. NIVA's analyse av 3 prøver av overflatesedimentet (0 - 2 cm) viste PAH-innhold 3 - 50 mg/kg tørrvekt. I NOTEBY's undersøkelse ble det registrert inntil 4500 mgPAH/kg tørrvekt i 10 - 40 cm dybde nær kilden. For mer detaljert beskrivelse av forholdene i Gilhusbukta med henvisning til referanser vises til notat i vedlegg 6.

I 1992 utførte NOTEBY undersøkelser av sedimentene i Bragernesløpet i forbindelse med en søknad om tillatelse til regelmessig mudring av løpet (NOTEBY, 1992). Sedimentene var lite til moderat forurenset med tungmetaller. To sedimentprøver var imidlertid sterkt til meget sterkt forurenset med PCB. I en prøve fra den nedre delen av den undersøkte kanalen ble det påvist en PCB-konsentrasjon på 1400 µg/kg tørrvekt. En PAH-analyse indikerte moderat forurenset materiale.

Det er tidligere påvist PCB og DDT i sedimenter fra 4 stasjoner langs Loeselva (sideelv med utløp oppstrøms Drammelselva). De påviste konsentrasjoner var 20-750 µgPCB/kg tørrvekt og 4-16 µgDDT/kg tørrvekt (Lingsten 1988, 1991). Det foreligger lite opplysninger om normalnivået for PCB i ferskvannsedimenter. Dette kun kan antydes å være omkring 5-10 µg/kg tørrvekt, tilsvarende tilstandsklasse I for marine sedimenter. Det er da registrert inntil 150 ganger overkonsentrasjon av PCB i sedimentene i Loeselva. Tilsvarende kan det antydes ca 30 ganger overkonsentrasjon for DDT.

Undersøkelser av miljøgifter i fisk fra Indre Drammensfjord i 1991 viste at innholdet av PCB og DDT i torskelever var forhøyet med i størrelsesorden 10 ganger antatt bakgrunnsnivå (Knutzen et al. 1993). I filet av ål og sjørret var over-konsentrasjonene noe mindre. Konsentrasjonen av PCB og DDT i torsk var omtrent som i 1986-87. Dette ledet i januar 1988 til et kostholdsråd, hvor det ble rådet til at abbor og andre fiskeslag fra Indre Drammensfjord maksimalt burde konsumeres 1 - 2 ganger pr. uke.

På begynnelsen av 1980-tallet ble det registrert høyt innhold av PCB i fisk i Tyrifjorden (Knutzen et al. 1993).

4 MATERIALER OG METODER

4.1 Feltarbeider

Sedimentprøvetaking

Lokalisering av prøvetakingsstasjonene er vist på tegning nr. -1 og -3. Alle tegninger er plassert bakerst i rapporten. Bakgrunnsdata for stasjonene og sedimentprøvene er gitt i vedleggstabell 1.

Innsamling av sedimenter ble gjennomført den 14.09.1993. Det ble prøvetatt ialt 19 stasjoner. Fartøyet M/S "Stril Guard" ble benyttet og sedimentkjernene tatt med en gravity corer (Niemistö 1974). Antall stasjoner ble redusert i forhold til det opprinnelige programmet pga. båtens størrelse og adkomstvansker oppstrøms for jernbanebrua over Drammenselva. Etter prøvetaking på stasjon 12 i Gilhusbukta, ble prøvetakingsutstyret kontaminert pga. tjæreforekomsten, slik at det på de to resterende stasjoner (stasjon 13 og 20) måtte benyttes en sedimentgrabb (vedleggstab. 1).

Etter at sedimentkjernene kom ombord ble alle målt og gitt en forenklet sedimentologisk beskrivelse. Hver enkelt kjerne (3 pr. stasjon) ble deretter snittet i nivået 0-2 cm og samlet i en blandprøve av de tre snittene på egnet spesialrenset glass for analyse. På stasjonene hvor det var nødvendig å benytte sedimentgrabb, ble ønskede delprøver av grabbinholdet fra en enkelt grabb tatt ut med håndcorer av plexiglass (vedleggstab. 1). Prøvene ble nedfrosset inntil analyser kunne foretas.

Posisjoneringen på hver enkelt stasjon ble gjort med bærbar GPS (Garmin 75) og kontrollert mot fartøyet GPS navigeringssystem. Samtidig med posisjonene ble klokkeslett og vanddypet på stasjonen avlest (vedleggstab. 1).

Detaljer vedrørende feltmessige aspekter på st. 12 i Gilhusbukta fremgår av vedlegg 6.

Sjaktning på Holmen

Plassering av de to sjaktpunktene hvor det er tatt løsmasseprøver er vist på tegning nr. -3 og -4, og sjaktlogger er vist i tegning nr. -5 og -6.

Beskrivelser av løsmassene og prøvetaking ble utført samtidig med etableringa av synkkummer på ny biloppstillingsplass på den nordlige delen av Holmen (sept./okt. -93).

Det ble totalt etablert ca. 25 kummer i gravde sjakter ned til ca. 2 m dyp. Det ble tatt 1 prøve av løsmasser for analyse i 2 av sjaktene. Prøvene ble tatt direkte fra sjaktveggene (C4 30.09.93 og E1 06.10.93) i dybde ca 1 - 2 m.

4.2 Bakgrunnsnivåer og tilstandsklasser

Enkelte miljøgifter har et naturlig bakgrunnsnivå, slik som metaller og PAH (som følge av erosjon av bergarter, skogbrann, vulkanutbrudd o.l.). Andre, f. eks. DDT og PCB, stammer utelukkende fra menneskelige aktiviteter og skal av den grunn ha 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 høyt bakgrunnsnivå" for disse stoffene (jfr. bla. Knutzen og Skei 1990, Knutzen 1992, Knutzen et al. 1993, Rygg og Thélin 1993b). "Antatt høyt bakgrunnsnivå" er da en skjønsmessig øvre grense for konsentrasjoner som kan ventes ved bare diffus belastning. "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 8 gis de anvendte "bakgrunnsverdier" for de respektive miljøgiftene målt i denne undersøkelsen. Det er benyttet øvre grense ved beregning av overkonsentrasjoner i diskusjonen. For enkelte av de målte komponentene foreligger det ikke en tilfredsstillende mengde data for å angi sikre normalverdier. Det er likevel angitt som usikre verdier, hentet fra litteraturen for orientering.

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. 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. vedleggstab.9).

Ved tilsvarende vurderinger av forurensninger i jordsmonn og grunnvann på land benyttes også norske bakgrunnsverdier som en referanse for å påpeke overkonsentrasjoner (SFT 1993 og NGU 1990). Det er imidlertid ikke utarbeidet noen endelige tilstandsklasser for jord og grunnvann i Norge slik at vurderinger av dette ofte refererer til utenlandske klassifiseringer (bla. de såkalte nederlandske ABC-verdier, VROM 1991).

4.3 Analysemetodikk

Det er analysert på tungmetaller (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Cr og As), THC, PCB og PAH.

Alle analyser ved NIVA laboratorier er utført etter akkrediterte metoder (Norsk akkreditering nr. P009, NIVA 1993). Eksterne analyser er utført ved SINTEF Oslo (tidligere SINTEF-SI) for THC og ved Norsk Analyse Center (NAC) for arsenanalyser av jordprøver fra sjaktene på Holmen. Prosedyrer for opparbeidelse og analysemetodikk for de respektive analyser er mer detaljert beskrevet i vedlegg 1-5.

Tungmetaller

Det er utført analyser av Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Cr og As. Metallanalysene, med unntak av kvikksølv og arsen, er utført etter totaloppslutning med flussyre og kongevann. Salpetersyre benyttes som oppslutningsmedium for kvikksølv (jfr. vedlegg 1). Ved forrige sedimentundersøkelse i Drammensfjorden i 1982/83 (Næs, 1984) ble salpetersyre benyttet som oppslutningsmedium for samtlige metallanalyser.

Etter retningslinjer fra Det internasjonale råd for havforskning (ICES) har NIVAs laboratorium i løpet av de siste 2 årene innført totaloppslutning med flussyre som standard metode for metallanalyser. Dette var nødvendig for å få en akkreditert analyse for sedimenter.

En totaloppslutning av sedimenter innebærer at man får løst ut alt av metaller, også de som sitter bundet i silikater. Ved denne metoden er man bedre sikret reproducerbare data. En totaloppslutning gir generelt høyere verdier av samtlige metaller enn salpetersyreoppslutning. Hvor mye høyere varierer imidlertid fra metall til metall. Tidligere undersøkelser har vist at salpetersyre løser ut eksempelvis 90 % av sink og bly, men bare 60 % av kadmium (Berge og Helland, 1993). Løseligheten vil imidlertid være avhengig av sedimenttypen slik at forholdstall fra et område ikke uten videre kan benyttes på sedimenter fra andre områder.

Ved bruk av miljøkvalitetskriterier for sedimenter er det også en forutsetning å benytte totaloppslutning, da kriteriene er basert på denne metoden (jfr. kap. 4.2). Kriterier for vurdering av forurenset grunn på land foreligger foreløpig ikke i Norge, men er under utarbeidelse. Imidlertid finnes informasjon om bakgrunnsnivåer i ulike deler av landet (NGU 1990).

Polyklorerte bifenyler - (PCB)

Analysemetoden som er benyttet for PCB (jfr. vedlegg 4) fokuserer primært på de antatt 7 viktigste/vanligste av de 209 enkeltforbindelser (kongener) av PCB som i teorien kan være til stede (Ballschmitter et al. 1989). Disse 7 kongenene omfatter PCB IUPAC nr. 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180 (Ballschmitter og Zell 1980, Ahlborg et al. 1992) og summen av disse blir i det følgende angitt som sum PCB-7. I tillegg kvantifiseres ytterligere 3 kongener; PCB IUPAC nr. 105, 156 og 209 (=10CB eller dekalor-bifenyli). Summen av alle 10 kongenerene angis som PCB-10.

For at analyseresultatene mht. PCB skal kunne sammenliknes med tidligere data innenfor det akvatiske miljø i undersøkelsesområdet (tilførsler og biota) og med tilsvarende observasjoner i andre resipienter, er det nødvendig å operere med en beregnet verdi for total PCB. Enkelte laboratorier og i eldre resultater er total PCB kvantifisert mot tilsats av standarder med kjent kloreringsgrad, slik at konsentrasjoner av enkeltkongener ikke oppgis.

Normalt utgjør PCB-7 omkring 40-60 % av den tilstedeværende kommersielle PCB-blanding som observeres i miljøet (De Voogt og Brinkman 1989). Dette forhold er også ofte observert i sedimenter i norske resipienter (se f.eks. Skei og Klungsøyr 1990, Bjerknes et al. 1992, Konieczny 1993b). 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 likevel valgt å multiplisere alle summerte PCB-7 verdiene med en faktor på 2 (middelverdien av de ovennevnte faktorene) som en antatt verdi for sedimenter. Ved bruk av miljøkvalitetskriterier for PCB i sedimenter er det en forutsetning at det sammenlignes med total PCB.

Andre klororganiske forbindelser

PCB-analysene som ble benyttet inkluderer også bestemmelse av følgende utvalg av andre persistente klororganiske forbindelser; pentaklorbenzen (5CB), heksaklorbenzen (HCB), oktaklorstyren (OCS), α -heksaklorsyκλοheksan (α -HCH), γ -heksaklorsyκλοheksan (γ -HCH eller Lindan) og sum diklordifenyltriklorethan med dets metabolitter (Σ DDT = DDT + DDE + DDD inkl. isomerer).

Polysykliske aromatiske hydrokarboner - (PAH)

Analyse av polysykliske aromatiske hydrokarboner, også kalt tjærestoffer (jfr. metodikk i vedlegg 5), varier ofte mellom laboratorier mht. antallet komponenter som kvantifiseres (se også vedlegg 6 side 7). PAH 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 og betegnes i rapporten som sum PAH (jfr. vedleggstab. 6). Disse forbindelsene danner grunnlaget for miljøkvalitetskriteriene for PAH i sedimenter. Det er som standard kvantifisert 23 PAH-komponenter, selv om antallet tilstedeværende forbindelser ofte er langt høyere (se bla. Thrane 1988 og vedlegg 6).

Av de kvantifiserte forbindelsene regnes 6 komponenter (+ dibenzopyrenene) i samleggruppen "potensielt kreftframkallende forbindelser" (IARC 1987) og betegnes sum KPAH og %KPAH beregnes av sum PAH. Høye KPAH verdier kan ofte knyttes til forbrenningsavledet PAH. (IARC 1987). Av sum KPAH tillegges ofte benzo(a)pyren størst betydning ved vurdering av tilstand og forurensningsgrad i miljøet.

Totale mengder hydrokarboner

Analyse av THC er en kvantifisering av totalmengden hydrokarboner og avgrenses av ulike kokepunktområder (jfr. metodikk i vedlegg 3). Kokepunktområdet for denne undersøkelsen var n-C15 til n-C35 alkan (ca. 270-490°C, dvs. diesel og fyringsolje). THC omfatter kun de upolare forbindelsene og gir et inntrykk av oljeforurensning i prøvematerialet.

En bestemt gruppe aromatiske forbindelser (NPD = naftalener, fenantrener og dibenzotiofener og deres alkylsubstituerte homologer) utgjør en del av total PAH. Kvantifisering av disse gir også uttrykk for oljeforurensning og om tilstedeværende PAH er oljerelatert. Analyse mht. NPD ble ikke vektlagt spesielt i denne undersøkelsen, men med dette rådatagrunnlaget kan tilnærmede verdier sammenstilles (jfr. vedleggstab. 6 og vedlegg 5).

5 OMRÅDEBESKRIVELSE

Naturgrunlaget

Drammensfjorden er 30 km lang, og en forlengelse av Oslofjorden. Fjorden strekker seg fra Drammen by til Rødtangen, se oversiktstegning nr. -0.

Nedbørsfeltet (17.500 km²) består av prekambrisk gneis, permisk granitt, nedre paleosoisk skifer og kalkstein samt kvartære avsetninger. Drammenselva og Lierelva munner ut innerst i fjorden. Samlet vannføring er mellom 250 og 300m³/sek (Schaanning, 1983 og Magnusson og Næs, 1986) hvor Lierelva utgjør ca. 2%.

Drammensfjorden er delt i en indre og ytre del med en terskel på 10 m ved Svelvik. Foreliggende undersøkelser konsentrerer seg til indre del dvs. innenfor terskelen. Største dyp er 124m like innenfor terskelen. Fjordbunnen er svakt hellende fra indre del til dyppunktet nær terskelen.

Vannmassene har en estuarin lagdeling med et øvre brakkvannslag med salinitet fra < 1 - 15‰ . Sprangsjiktet ligger på ca. 10 m med en gradvis innblanding ned til 30 - 40 m til en salinitet på ca. 30‰ . Under 40 m er det små variasjoner i salt og temperatur over året. Dypvannsutskifting antas å skje med 3 - 5 års mellomrom, i perioden nov. - mai. Tidligere observasjoner har vist anoksiske forhold under 30 - 50 m siden 1956, med små variasjoner i vårmånedene.

Variasjonen i saltholdighet i overflatelaget fra innerst til ytterst i fjorden er liten. Størst er variasjonen i perioder med liten vannføring i Drammenselva. Da foregår en innblanding mellom utstrømmende ferskvann og underliggende vannmasser lenger inn i fjorden, sammenlignet med perioder med høy vannføring. Basert på strømdata og saltholdighetsobservasjoner fra 1982 ble et forenklet bilde av overflatestrømmen sammenstilt av Magnusson og Næs i 1986 (vedleggsfigur 21).

De anoksiske bunnforholdene i fjorden skyldes både de begrensede topografiske forholdene og høy tilførsel av organisk materiale. Fra århundreskiftet fram til midten av 1970 tallet tilførte papirindustrien store mengder organisk stoff til fjorden (30.000 tonn i 1970). Etter hvert som industrien reduserte sine utslipp økte kloakkutslippene fra 1950 - 1970 med 80 %. I 1988 ble bare 25 % av kloakken rensert før den gikk til utslipp. Det antas at ca. 50 % av det organiske materiale sedimenterer i fjorden.

Generelt kan sedimentene i Drammensfjorden karakteriseres som mudder, med unntak av sedimenter grunnere enn 10 m hvor sandinnholdet kan overskride 50%. Sandinnholdet avtar med dypet og en kan forvente at mesteparten av finpartikulært materiale sedimenterer i det dypeste området. I det sørlige partiet er det imidlertid også et høyere innslag av sand pga. moreneryggen som terskelen er en del av. Undersøkelser utført av Alve i 1990 viser at bunnsedimentene ned til ca. 60 m dyp på vestsiden av fjorden har en større tilvekst av sedimenter enn østsiden.

Dette har støtte i overflatevannets strømningsmønster (vedleggsfigur 21). Langs vestsiden av fjorden oppstår flere returstrømmer av overflatevannet. Dette gjelder særlig i bukter nær land. Vannet får derved en lengre oppholdstid, og partikler i vannmassen får anledning til å falle ut og sedimentere. Området rundt Tangen og sør for dette er et slikt sedimentasjonsområde.

Sedimentene innerst i fjorden har et høyere organisk innhold enn sedimentene lenger ut mot terskelen, selv om sedimentene innerst i fjorden har en relativt større innblanding og fortykning av minerogent materiale.

Utfylling på Brakerøya

Så å si hele industriarealet på Brakerøya er et tidligere gruntvannsområde med vanddyp 1 - 2 m som siden tidlig på 1900-tallet over tid er blitt overfylt og senere til dels bebygd. I hovedsak har utfyllingen skjedd siden 1950.

Utfyllingen har for en stor del foregått med gravemasser, bygningsrester m.m. fra Drammensdistriktet. Fyllmassene brakt inn på området utenfra skal hovedsaklig bestå av stein og jordmasser. I tillegg er det fylt ut rivningsrester og produksjonsavfall fra National Industri. Bedriften har bla. produsert kondensatorer, transformatorer, div. elektriske apparater, hvitevarer, kobbertråd mm. Produksjonsavfallet har inneholdt mye blikk.

Det ble mudret opp en kanal gjennom gruntvannsområdet inn til fabrikkområdet i 1965. Mudringsmassene ble brukt til å anlegge sandmoloer på hver side av kanalens innløp. Moloene ble fjernet i 1981.

Holmen; historikk, mudring og utfylling

Holmen er en stor naturlig øy som senere er utvidet ved utfyllinger. Aktiviteten på Holmen før 1960 tallet bestod i hovedsak av sagbruk og trelasthandel. Tankanlegget ved Holmenkaia startet på 1960 tallet og drives idag av Statoil. På anlegget lagres diesel, fyringsolje og bitumen.

De første kjente utfyllingene på Holmen foregikk ved Holmenkaia ut mot søndre elveløp og ved Risgarden ytterst i Tangenrenna. Holmenkaia ble anlagt i perioden 1965 til 1968 ved å fylle masser fra elveløpet/sjøen bak spuntvegg. Utfyllingene ved Risgarden foregikk på 1960-tallet. Massene er tatt fra elva med grabb og sandsuger. På flybilder kan det ses at det foregår mudringsarbeider sør for Holmen i 1968 og nordøst for Holmen i 1973. Det skal finnes mye sagflis i grunnen på sørøstre del av Holmen, hvor det tidligere var et sagbruk hvor bilhavna ligger i dag.

Områder med nyere mudring og utfylling er vist på tegning nr. -4.

På tegningen er det angitt årstall og volumer. I 1976 ble det mudret masse fra det stedet som ble utfylt i 1981. Det største masseuttaket ble utført i 1987. Strømsøløpet ble utdypet, dels for massebehov men også for å forhindre oppstuing av elvestrøm ved anløp av de store bilbåter.

I forbindelse med mudringsarbeidene er det opplyst at massene i elven i det vesentlige består av sand, men har et slamlag som varierer. En del organisk materiale finnes også på bunnen, spesielt på Tangenbanken.

6 RESULTATER

I det følgende presenteres hovedresultatene fra miljøgiftanalysene. Rådata er gitt i vedleggstabeller og vedlegg. Dataene som grunnlag for diskusjonene er illustrert og samlet i vedleggsfigurer. Der det er funnet naturlig å trekke inn informasjon om tidligere undersøkelser, samt vurdering av kilder og forurensningssituasjonen er dette gjort. De respektive tema er mer utførlig behandlet i egne kapitler i rapporten.

6.1 Sedimentprøver

6.1.1 Tungmetaller

Forrige sedimentundersøkelse i fjorden (1982/83) viste moderat forhøyede verdier av metallene kvikksølv, kadmium, kobber, bly og sink (Næs, 1984). Observasjonene baserte seg på 7 stasjoner innenfor terskelen lagt i en gradient midtfjords fra innerst til ytterst i fjorden. Bare tre av stasjonene lå i det indre området som nå er undersøkt. Eksempelvis ble området rundt Tangen ikke undersøkt i 1982/83.

Generelt viser foreliggende undersøkelse de samme nivåene av metaller i fjorden, dvs. moderat forurenset som i 1982/83. Området rundt og sør for Tangen hadde imidlertid høyere verdier av særlig kobber og bly og til en viss grad også sink. Dette kan indikere en kilde til kobber-, bly- og sink-forurensning i dette området. En regresjonsanalyse av de tre metallene viste signifikant samvariasjon og støtter derved antagelsen om at kilden er den samme for de tre metallene.

Ellers var den innerste delen av fjorden generelt mer belastet enn området lenger ut, før dypområdet. Dette er logisk i og med at industrien er sentrert til de indre delene, samt at Drammenselva munner ut her.

Østsiden av fjorden hadde generelt noe lavere tungmetall-belastning enn vestsiden. Dette kan ha sammenheng med mindre sedimentasjon i dette området sammenlignet med vestsiden (Alve, 1990). Dypområdene i en fjord vil normalt motta størst mengde finpartikulært materiale. Slikt materiale adsorberer gjerne metaller. Det er derfor som forventet at de høyeste verdiene av enkelte metaller ble registrert i dypområdet i Drammensfjorden på referansestasjonen.

Mer detaljert beskrivelse av forekomsten av metaller er gitt i de påfølgende punkter. Forøvrig vises til vedleggstabell 2 og 9.

Kvikksølv

Bunnsedimentene hadde klasse god til mindre god for kvikksølv. Verdiene varierte fra 0,01 til 0,52 mg Hg/kg tørt sediment. De høyeste verdiene generelt ble registrert på stasjonene ved utløpet av Drammenselva, men med maksimum i det dypeste partiet i fjorden (referansestasjonen). Kvikksølv adsorberes gjerne til finpartikulært organisk materiale, noe som kan forklare maksimumskonsentrasjonen i dyppartiet i fjorden. Forøvrig har områdene innerst i fjorden ved utløpet av Drammenselva høyere organisk innhold enn stasjoner lenger ut mot terskelen ved Svelvik.

Kadmium

Som kvikksølv var innholdet av kadmium i sedimentene lavt, med klasse god til mindre god. Bare tre stasjoner lå i klassen mindre god. Som for kvikksølv ble den høyeste verdien registrert i dypområdet i fjorden. Verdiene varierte fra 0,11 til 0,73 mg Cd/kg tørt sediment.

Bly

Tilsvarende som for kobber faller sedimentene i klasse fra god til mindre god for bly. Innholdet varierte fra 24,5 til 130 mg Pb/kg tørt sediment. De høyeste verdiene ble registrert utenfor Tangen, mens området fra utløpet av Lierelva og utover østsiden av fjorden var minst belastet (ref. vedleggsfigur 14).

Kobber

Kobberinnholdet varierte fra 26 til 356 mg Cu/kg tørt sediment, klasse god til mindre god. De høyeste konsentrasjonene ble registrert utenfor Tangen og de laveste ved utløpet av Lierelva og videre utover på østsiden av fjorden (ref. vedleggsfigur 14).

Sink

De målte verdiene av sink viste ikke samme høye grad av forurensning som kobber og bly, men fordelingsmønsteret var sammenfallende med de to nevnte metaller. Verdiene varierte fra 64 til 424 mg Zn/kg tørt sediment, fra lite til moderat forurensset. Den høyeste verdien ble registrert utenfor Tangen, mens området utenfor Lierelva og videre utover østsiden av fjorden hadde lavest belastning.

Nikkel

Det ble registrert lave konsentrasjoner av nikkel i sedimentene, fra 15,5 til 43,0 mg Ni/kg tørt sediment. Generelt ble de høyeste konsentrasjonene registrert innerst i fjorden mot Lierelva. Som for kvikksølv og kadmium ble maksimumkonsentrasjonen av nikkel registrert på stasjonen i dypområdet i fjorden. De registrerte verdiene impliserer klasse god til mindre god.

Krom

Innholdet av krom i sedimentene viste samme fordelingsmønster som nikkel med generelt høyere verdier innerst i fjorden mot Lierelva enn på stasjonene lenger ut. Maksimumkonsentrasjonen av krom ble registrert i dypområdet (referansestasjonen) i fjorden. Verdiene varierte fra 26 til 107 mg Cr/kg sediment. Sedimentene har klasse god til mindre god mht. krom.

Arsen

Innholdet av arsen i bunnsedimentene var lavt, dvs. < 20 mg As/kg tørt sediment på alle stasjoner. Sedimentene kan i følge gjeldene miljøkvalitetskriterier klassifiseres i klasse god.

Regresjon/samvariasjon tungmetaller

Kvikksølv hadde signifikant lineær samvariasjon med kadmium ($R = 0,8$ og $p = 0,0001$) (jfr. vedleggsfigur 17).

Regresjonsanalyse av kobber mot henholdsvis sink og bly viste signifikant lineær sammenheng ($R = 0,83$, $p = 0,0001$ og $R = 0,66$, $p = 0,003$). Det var best samvariasjon mellom kobber og sink (jfr. vedleggsfigurer 19 og 20).

Regresjonsanalyse av nikkel mot krom viste signifikant lineær sammenheng ($R = 0,95$, $p = 0,0001$) (jfr. vedleggsfigur 18).

6.1.2 Organiske miljøgifter

PCB

Det ble målt total PCB-konsentrasjoner mellom 11-104 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt i overflatesedimentene (vedleggstab. 3). Høyeste overkonsentrasjon (ca. 20 ganger) ble registrert på stasjon 6 øst for Holmen utenfor Drammenselvas utløp (vedleggsfig. 15). Fra utløpet av elva viste forekomstene av PCB en tilnærmet avtagende konsentrasjonsgradient mot sydøst med unntak av referansestasjonen der ble det målt total PCB på 65 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt.

Det var noe variasjon i sammensetningen av PCB-blandingene som ble funnet på de respektive stasjoner. Dette kan tyde på at det finnes flere kilder til PCB i eller nær utløpet av elva, også oppstrøms, og at det foregår en transport utover fjorden med akkumulasjon i dypområdet innenfor terskelen. Totalt sett indikerer forekomstene og fordelingen av PCB i undersøkelsen at det kan dreie seg om flere kilder (jfr. forøvrig kap. 7).

Det kan skilles mellom 2 hovedprofiler.

PCB-profil I (vedleggsfig. 3) ble funnet på st. 6 i bakevja øst for Holmen. Profil I utmerker seg ved lavest %-andel tri- og heptaklorerte og svært høy andel hekso- og pentaklorerte kongenerer (spesielt #101). Dette er en uvanlig sammensetning og kan tyde på sammenblanding fra flere kilder. Dette var samtidig den stasjonen med den høyeste total PCB-konsentrasjonen. Profilen er også i samsvar med tidligere registreringer øst for Holmen (NOTEBY 1992).

PCB-profil II (vedleggsfig. 4) ble registrert i prøvene tatt på st. 2 og 3 oppe i søndre løp av Drammenselva (nær utløpet), vest for Holmen. Profil II er karakterisert ved relativt sett høy andel triklorerte kongenerer. Det bør nevnes at tidligere er det funnet ekstremt lavklorert PCB i grunnen på og strandsedimenter utenfor Brakerøya (Konieczny 1993a, NOTEBY 1993). Det påpekes imidlertid at det i grunnen nordvest på Brakerøya også er registrert en type høyklorert PCB-blanding (jfr. vedleggsfig. 9).

Vedleggsfig. 5 viser gjennomsnittlig PCB-profil for alle sedimentprøvene i undersøkelsen og de resterende prøver varierer i sammensetning naturlig rundt denne. Profilene i vedleggsfig. 6 basert på 7 stasjoner spredt rundt i resipienten viser at innholdet av PCB kan relateres til de to hovedprofilene. Sammen med profilene IB og IC tyder det på at det trolig forekommer en viss nedbrytning av de lavklorerte PCB-kongenerene (vedleggsfig. 7 og 8).

Vedleggsfigurene 10 og 11 illustrerer stasjonenes samhörighet/gruppering mht. likhet av PCB-profiler.

α -HCH og γ -HCH

Det ble ikke registrert konsentrasjoner av pesticidene α -HCH og γ -HCH over deteksjonsgrensen på 0.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt (vedleggstab. 4).

5CB, HCB og OCS

Av denne gruppen klororganiske forbindelser ble kun heksaklorbenzen registrert over deteksjonsgrensen (vedleggstab. 4). På 5 stasjoner i det indre området av fjorden omkring utløpet av elva ble det målt 0.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt. Dette tilsvarer kun konsentrasjoner nær det antatte bakgrunnsnivået for HCB (vedleggstab. 8).

DDT

Forekomsten av DDT uttrykt ved summen av metabolittene DDE og DDD ble registrert i konsentrasjoner mellom 0.5-7.9 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt (vedleggstab. 4). Det er foreløpig ikke etablert tilfredsstillende bakgrunnsnivåer for DDT, men anslagsvis representerer konsentrasjonene inntil 15-20 ganger overkonsentrasjon. Overkonsentrasjonene er registrert fra utløpet av Lierelva og med en sydgående gradient mot maksimumskonsentrasjon på referansestasjonen (vedleggsfig. 15).

PAH

Det ble registrert svært varierende forekomster av PAH i overflatesedimentene med maksimal konsentrasjon for total PAH på 95500 mg/kg våtvekt, eller nærmere 10%, i tjæreforekomsten i Gilhusbukta. Ekstremverdien er på ingen måte representativ for nivåene i resipienten forøvrig. Derimot ble det målt mellom 28-280 ganger normalnivået på 7 stasjoner i området nær Tangen-Holmen-Brakerøya. Dette tilsvarer tilstandsklasse IV-V, og samsvarer med tidligere høye registreringer i grunnen på Brakerøya (NOTEBY 1993, Konieczny 1993a). Høyeste verdi, ca. 84 mgPAH/kg, ble målt utenfor Drammen Jernstøperi. Resten av fjorden viste stort sett, med få unntak, tilstandsklasse II og lavere (vedleggsfig. 12 og 16).

Totalt sett viser forekomstene og fordelingen av PAH en kraftig belastning av sedimentene lokalt, men en svært begrenset spredningen i fjorden generelt. Karakteriseringen av tilstedeværende PAH (unntatt Gilhusbukta), tydet hovedsakelig på forbrenningsavledet opphav basert på den høye andel av potensielt kreftfremkallende PAH'er (KPAH, 30-60% av sum PAH). Dog var det et betydelig innslag av oljerelatert PAH (5-15% lette forbindelser) men forholdet var begrenset til det området hvor det ble registrert størst belastning. Forhøyede verdier av benzo(a)pyren tilsvarende tilstandsklasse V ble funnet i ca. 30% av prøvene (vedleggstab.6 og vedleggsfig. 12).

THC

Forekomsten av oljeforurensning uttrykt som total mengde hydrokarboner (THC) var forholdsvis moderat og med anslagvise overkonsentrasjoner på omkring 5-80 ganger. De høyeste konsentrasjonene på ca. 800 mg/kg tørrvekt ble registrert oppe i Drammenselva utenfor tankanlegget på Holmen. I de dypere områder sentralt i fjorden ble det ikke registrert konsentrasjoner av betydning (vedleggstab. 5 og vedleggsfig. 13 og 16).

6.2 Sjaktprøver Holmen

Sjaktprofiler er vist i tegningene nr. -5 og -6. Rådata fra analysene er vist i vedlegg 1-5 og er sammenstilt i vedleggstabell 10.

Det er ikke påvist forhøyede verdier (sammenlignet med SFT 93:23) av noen tungmetaller eller av PCB og PAH i prøvene fra Holmen.

Løsmassene i alle sjaktpunktene består i all vesentlighet av ensgradert sand. I noen sjakter finnes et tynt lag av jord, fyllmasser eller slam som markerer overgangen til et annet sandlag. Et slikt lag er tatt med i en av prøvene som ble analysert (sjakt C4), men det ble ikke påvist forurensninger i prøven.

7 KILDEEVALUERING

7.1 Generelt

Det er i dette kapittel foretatt en vurdering av mulige forurensningskilder på land. Forurensede sedimenter som mulig kilde er ikke vurdert.

Indre Drammensfjord og store deler av Drammensvassdraget er omkranset av en rekke avfallsfyllinger og bedrifter/industri med belastende utslipp til vann. På mange av disse lokalitetene er det påvist forurenset grunn eller deponering av spesialavfall i tilknytning til virksomheten. I tillegg finnes også kommunale utslipp, direkte tilsig og overflateavrenning som kan gi et bidrag.

Den største kilden til miljøgifter i sedimentene antas å ha vært de direkte utslipp av urensset prosessavløpsvann fra industri og kloakk. Mange av de direkte utslippene er idag redusert ved rensing eller bortfalt pga. nedleggelse.

Vesentlige bidrag kan også stamme fra utlekking fra forurenset grunn. SFTs kartlegging av forurenset grunn i Buskerud i 1988 (NGU 1988) og SFTs database for forurenset grunn har vært hovedgrunnlaget for evaluering av hvilke mulig forurensede lokaliteter som kan ha forårsaket spredning av miljøgifter til fjorden. Videre har senere utførte undersøkelser gitt utfyllende opplysninger om enkelte av disse lokalitetene. For enkelte lokaliteter har det også foreligget informasjon fra fylket, kommunene eller andre.

Oversikt over lokaliteter med forurenset grunn

I vedlegg 7 er det i tabellform gitt opplysninger om lokaliteter som kan ha forårsaket spredning av miljøgifter til Indre Drammensfjord eller til resipienter med utløp i fjorden. Oversikten omfatter kun lokaliteter som har en relativt kort avrenningsvei til vassdrag som ender i Indre Drammensfjord eller som ligger i kort avstand fra fjorden. Hver lokalitet er angitt kommunevis med et indeksnummer som er en forkortelse av SFTs lokalitetsnummer (eks. 60201 er lik SFTs nr. 0602-001)

Lokalitetene er avmerket på tegning nr. -2. Det er skilt mellom 3 lokalitetstyper, avhengig av SFTs rangering av lokalitetene og/eller påvisning av miljøgifter, kfr. anmerkning på tegningen. Lokaliteter som befinner seg i umiddelbar nærhet av Indre Drammensfjord er også avmerket på tegning nr. -3.

Eksisterende utslippspunkter fra kommunale renseanlegg er også angitt på tegningene.

Eksisterende og tidligere utslippspunkter fra kommunale renseanlegg er også angitt på tegningene.

Evaluering av kildene

I en vurdering av de ulike kildenes betydning er det viktig å skille mellom de historiske kildene og de kildene som fortsatt gir et bidrag av miljøgifter til fjorden.

I det følgende gis først en vurdering av avløpsvann som kilde til miljøgifter. Deretter er det gitt separate kildeevalueringer av de miljøgiftene i sedimentene som ble påvist i mest forhøyede konsentrasjoner, dvs. PCB, PAH, DDT, kobber og bly. I tillegg gis en kort oppsummering angående øvrige miljøgifter.

7.2 Avløpsvann

Avløpsvann inneholdende miljøgifter kan komme fra både kommunalt avløp, industri og delvis jordbruk. Det er sannsynlig at disse kildene kan ha gitt eller gir større samlet bidrag av miljøgifter enn den mulige spredningen fra lokalitetene med forurenset grunn. Antagelsen baserer seg på anslag over tilførsel av tungmetaller fra renseanlegg (angitt under) og generell erfaring vedrørende grunnvannstransport fra forurenset grunn på land.

Bare ca. 25 % av det kommunale avløpet i Drammen gikk før 1988 til fullverdig rensing (kfr. vedlegg 8, i tillegg eksisterte en rekke mindre renseanlegg). Samtidig fantes tidligere et stort antall utslippledninger fra nedre del av Drammen by med utløp til Drammenselva. Det er ikke blitt foretatt analyser av tungmetaller og organiske miljøgifter i det kommunale avløpsvannet. Nøyaktige utslippstall foreligger derfor ikke. En omlegging av avløpsnett i Drammen er under utførelse og vil gradvis frem til ferdigstilling i 1995 medføre at langt flere knyttes til kommunalt avløp og renseanlegg.

Utslipp av miljøgifter fra kommunalt avløpsvann er generelt beskrevet i SFT-rapport nr. 93:10. I denne rapporten er det gjort anslag over fylkesvise utslipp av enkelte tungmetaller basert på målinger ved 13 renseanlegg rundt i Norge.

Beregningene for Buskerud basert på målinger i 1992/93 indikerer totale tilførsler og utslipp pr. år som følger: 21 kg Hg, 33 kg Cd, Pb 338 kg, Ni 795 kg, Zn 6100 kg, Cr 520, Cu 4600 kg. Av dette forekommer ca. 45% i utslipp fra renseanlegg/direkte utslipp, ca. 30 % i produsert slam og ca. 25% som tap fra ledningsnett og utslipp fra bebyggelse i tettbygd strøk som ikke er tilknyttet kommunalt nett. Hvor stor betydning dette har for sedimentene i fjorden er vanskelig å anslå. Imidlertid indikerer tallene at tilførselen av miljøgifter fra avløpsvann ikke skal undervurderes.

En rekke bedrifter bruker og har brukt Drammenselva som vannkilde og som resipient for avløpsvann. Dette gjelder i første rekke treforedlingsbedrifter og næringsmiddelindustri, men også bedrifter innen kjemisk og metallarbeidende industri og tekstilindustri. Direkteutslipp fra industri har sannsynligvis historisk sett vært en av de største kildene til miljøgifter i sedimentene.

Stort sett er industriutslippene ikke konsesjonsbehandlet og det er ikke foretatt kontrollanalyser. Sikre utslippstall foreligger ikke. Det er derfor vanskelig å angi utslippsmengder av miljøgifter fra disse kildene. Det antas at det fortsatt kan forekomme utslipp av betydning fra enkelte bedrifter.

Avrenningsdata ang. miljøgifter fra jordbruket er ikke kjent.

7.3 Organiske miljøgifter

PCB

PCB-holdige oljer er blitt brukt som isolasjons- og kjølemiddel i elektrisk utstyr som store kondensatorer og transformatorer, i fugemasse m.m. Stoffet er blitt spredt i miljøet ved utskiftninger av oljen uten korrekt viderebehandling, utstyrshavari, deponering av utrangert utstyr o.l. Ny bruk av PCB ble forbudt i 1980. All bruk skal være utfaset i desember 1994.

Som utbredelseskartet i vedleggsfigur 15 viser, er PCB-påvirkningen sterkest nærmest utløpene fra Drammenselva og den sør-østlige delen av Indre Drammensfjord.

Det er registrert PCB i løsmasser på ABB Energis tomt på Brakerøya i Drammen. På ABBs tomt ble det benyttet PCB i produksjon av transformatorer og kondensatorer i tidsrommet 1957-1978. Det er tidligere registrert betydelige konsentrasjoner av PCB i sedimenter i Loeselva i Øvre Eiker (i dammen ved hovedutløpet fra jern- og metallforretningen Ring Teigen på Loesmoen), kfr. kap. 3.

Også i jord og grunnvann ved deponi hos Dyno Industri på Gullaug i Lier og i løsmasser ved tidl. Viking Oljeraffineri ved Spikkestad Røyken er PCB registrert. Det foreligger ikke informasjon om andre mulige kilder enn de som er nevnt over. Det er heller ikke kjent at det har forekommet direkte utslipp av PCB via prosessavløpsvann e.l.

Av de mulige kildene nevnt over er det lokaliteten på Brakerøya og lokaliteten på Gullaug som befinner seg i kort avstand fra Indre Drammensfjord. Særlig peker industritomten på Brakerøya seg ut som en mulig kilde. Dette fordi sedimentprøvene fra Tangen-Holmen-Brakerøya skiller seg ut med høyere innhold av PCB enn ved Gullaug. Det er ikke utført analyser av grunnvannet på Brakerøya, men i løsmasseprøvene er det påvist et innhold av PCB inntil 77 mg/kg tørrvekt. En grunnundersøkelse med bla. analyser av grunnvann og sedimenter i strandsonen vil etter planen bli utført på Brakerøya i løpet av 1994. Undersøkelsen vil kunne gi et bedre grunnlag for å anslå lokalitetens bidrag til fjorden.

De påviste konsentrasjoner av PCB i sedimenter i Loeselva må også stamme fra en kilde som kan forårsake spredning av PCB til Drammenselva og Indre Drammensfjord. På begynnelsen av 1980-tallet ble det registrert høyt innhold av PCB i fisk i Tyrifjorden, kfr. kap. 3. Dette indikerer at det er eller har vært utslipp av PCB i Drammenselvas tilførselsområde. Variasjonen i sammensetningen i PCB-blandingen som ble funnet på ulike stasjoner indikerer da også at det må finnes flere kilder til PCB i fjorden.

Så langt kan det konkluderes med at hovedkilden(e) for PCB-forurensningen i fisk sannsynligvis er området ved Brakerøya-Holmen-Tangen og ikke Lierelva og østsiden av fjorden. De relative bidrag ved hhv. sig/utvasking fra forurenset grunn, direkte og indirekte opptak fra sediment (forurensete næringsdyr) samt eventuelt stadig noe tilførsel fra Drammenselva gjenstår å få avklart.

PAH

PAH tilføres miljøet gjennom alle typer ufullstendig forbrenning (bileksos, ved- og oljefyring ol.), men betydelige bidrag stammer også fra tjære og oljeprodukter. Sentrale lokale kilder vil være industri som anvender eller framstiller tjæreprodukter (bla. impregnering, gassverk osv.).

Som utbredelseskartet i vedleggsfigur 16 viser, er PAH-påvirkningen sterkest nærmest Tangenbanken dvs. utenfor det søndre utløpet av Drammenselva. Påvirkningen langs sørsiden av fjorden og ut mot Nøstodden er meget avgrenset. I tillegg er det registrert tilnærmet ren tjære i en prøve fra Gilhusbukta. Denne registreringen er vurdert i eget notat, se vedlegg 6.

Det er fra tidligere undersøkelser registrert PAH i løsmasser på NSBs tomt på Brakerøya i Drammen (tidligere kreosotimpregneringsverk) samt på ABB Energis nabotomt; i løsmasser hos Nodest Vei ved Gilhusodden i Lier; i sedimenter og i en dam ved Ring Teigen på Loesmoen i Øvre Eiker og i løsmasser hos tidl. Viking Oljeraffineri ved Spikkestad i Røyken.

Gassverket i Drammen var i drift i 102 år før nedleggelse i 1958. De deler av tomta hvor det var størst sannsynlighet for tjæreforurensning grunn ble gravd ut kort tid etter at verket ble lagt ned. Det er ikke kjent hvor gravemassene ble deponert, men det er ikke usannsynlig at de kan ha blitt dumpet i fjorden. Erfaringsmessig kan gamle gassverktomter være meget forurensning av tjære, og en slik dumping av gravemasser kan derfor ha forårsaket PAH-spredning. Fortsatt tjæreforurensning grunn på tomta kan ikke utelukkes.

I tillegg foreligger mistanke om tjæreforurensning grunn ved Jorangeløkka i Drammen. Lokalteter med spill av mineraloljeprodukter kan også utgjøre kilder.

Det antas at det primært er lokalitetene ved Brakerøya (NSB Impregneringsverk) og ved Gilhusbukta (Nodest Vei, 62606) som fortsatt kan gi et bidrag til sedimentene i Indre Drammensfjord, da de ligger i kort avstand fra fjorden. Ved lokaliteten Nodest Vei er det imidlertid utført omfattende undersøkelser og tiltak for å forhindre forurensningstransport til fjorden, kfr. vedlegg 7. De øvrige lokalitetene ligger så langt unna at de PAH forbindelsene som muligens kan dreneres ut fra lokalitetene, antagelig i hovedsak vil holdes tilbake før de når Drammensfjorden.

Med unntak av Gilhusbukta er det høyeste PAH innholdet funnet i sedimentprøvene utenfor Holmen og utenfor det tidligere Jernstøperiet med høyeste verdi utenfor Jernstøperiet. Utenfor Tangen oppstår en overflatestrømning som går innover, dvs. i retning mot Brakerøya, kfr. vedleggsfigur 21. Dette antyder at det kan finnes en eller flere (tidligere og nåværende) lokale kilder til PAH i Tangen-området. Det foreligger ikke registrerte opplysninger om at lokalitetene på og sør for Tangen har bidratt til PAH forurensninger. Dette kan likevel ikke utelukkes ut fra de aktiviteter som har foregått der. (De mest aktuelle lokalitetene er Drammen Slip og Verksted (60222), Jernstøperiet (60211) og Nøsted Bruk (60209), kfr. tegning nr. -3). Aktiviteter som kjelerens og oljefyring kan ha gitt utslipp av PAH.

Driftsperioden ved Jernstøperiet var 1846-1979. Generelt sett er det ikke antatt at jernstøperier skal ha forårsaket spredning av PAH til omgivelsene. Avfall som er deponert i sjøkanten ved lokaliteten er slagg, sand og bindemiddel. Det foreligger ikke opplysninger om at noe av dette inneholder større mengder PAH forbindelser. Bortsett fra avløp av vann fra våtvasker i pusseriet er det ikke registrert opplysninger om prosess-avløpsvann fra jernstøperiet. Det kan imidlertid ha blitt dannet PAH-forbindelser ved forbrenning av olje og kull i ovnene. Det samme kan være tilfelle ved Glassverket (60208).

Sannsynligvis finnes det også mere sekundære kilder (spredning fra sedimenter, drenering via løsmasser og grunnvann, luftutslipp m.m.) som ikke er nevnt over. Undersøkelsene antyder at hovedtilførselen av PAH til Indre Drammensfjord kommer via Drammenselva og det søndre elveløpet. Det er også sannsynlig at trafikken langs E18 og skipstrafikken i fjorden gir et bidrag til PAH registreringene i fjorden.

DDT

DDT er benyttet som insektbekjempningsmiddel. Bruken av DDT på de fleste bruksområder opphørte i 1969. Bruk i skogplanteskoler ble ikke lenger tillatt i 1988. Idag er all lovlig bruk opphørt.

Det foreligger begrenset informasjon omkring de faktiske kildene til DDT som registreres i sedimentene og biologisk materiale i Indre Drammensfjord.

Utbredelsen av DDT i sedimentprøver i fjorden er illustrert på kartet i vedleggsfigur 15.

Bortsett fra at det er påvist DDT i Loeselva (kfr. kap. 3) inneholder kildematerialet ingen konkrete påvisninger av mulige DDT kilder. Sedimentundersøkelsene tyder på at bidraget kommer fra Lierelva med et mindre bidrag fra Drammenselva. Jordbruk/fruktdyrking anses som hovedkilder. Dette kan imidlertid ikke dokumenteres nærmere.

7.4 Tungmetaller

Kobber

Kilder til kobber-forurensning er avrenning fra gruveområder, galvanoteknisk industri, produkter som bunnstoff og impregneringsstoffer mm.

Flere lokaliteter med forurenset grunn langs Drammenselva, Lierelva og Indre Drammensfjord inneholder avfall som kan gi avrenning av kobber. Dette gjelder deponering av bl.a. slagg, metallrester og spesialavfall. Det er påvist kobber i grunnen og/eller grunnvannet ved Eiker metall og fornklingsverksted (62420), ABB Energis tomt på Brakerøya (60212), og Ring Teigens tomt på Loesmoen (62418). I en konsesjonstilatelse til National Industri på Brakerøya ble det stilt krav til maksimale konsentrasjoner av kobber i prosessavløpsvannet. Bakgrunns materialet inneholder forøvrig ikke konkrete opplysninger om påvist kobber fra andre mulige kilder.

Som utbredelseskartet i vedleggsfigur 14 viser, er kobber-påvirkningen sterkest nærmest området fra Tangen og ut til tidl. Drammen Glassverk (60208) samt noe påvirket i området utenfor Holmen. Dette antyder at det kan finnes en kilde til kobber i området mellom Tangen og Drammen Glassverk.

Det er ikke kjent at noen av de avmerkede lokalitetene i dette området (tegning nr. -3) har gitt kobber til sjøen. Muligens kan slagget fra både jernstøperiet (60211) og fra Drammen glassverk inneholde noe kobber uten at dette er kjent, men det er mindre sannsynlig at noe av dette kan være hovedkilden til kobber funnet i sedimentene.

En annen mulig kilde er Drammen Slip og Verksted (60222) ved Tangen. Heller ikke her foreligger konkrete opplysninger om kobberavfall. Men fordelingen i sedimentene tyder på at bruken av kobber i bunnstoff/skipsmaling, avskraping av gammel maling samt utlekking fra skips- og båttrafikk er en sannsynlig hovedkilde. Generelt er skipsverft ofte kilde til spredning av kobber.

Det var tidligere et større kommunalt utslipp av avløpsvann ved Solumstrand som bare gikk gjennom silrens. Dette utslippet kan ha gitt tilførsel av bl.a. kobber, kfr. kap. 7.2, som er ført nordover mot Tangen av overflatestrømmer i fjorden.

Bly

Kilder til utslipp av bly er galvanoteknisk industri, produkter som blyholdig bensin (ref. E18), mønje i skipsbyggingsindustrien, batterier, blyhagl, kabelmantling, pigment og rustbeskyttelsesfarger m.m.

Flere lokaliteter langs Drammenselva, Lierelva og Indre Drammensfjord inneholder avfall som kan gi avrenning av bly. Dette gjelder deponering av bla. slagg, metallrester og spesialavfall. Bakgrunns materialet inneholder konkrete opplysninger om påvist bly i grunn og/eller grunnvann ved Eiker metall og forniklingsverksted (62420), ABB Energis tomt på Brakerøya (60212) og Ring Teigens tomt på Loesmoen (62418).

Som utbredelseskartet i vedleggsfigur 14 viser, er bly-påvirkningen sterkest i området fra Lierstranda via området nedstrøms Holmen og ut til Jernstøperiet på sørsiden av fjorden. Fordelingen gir ingen klare antydninger om kilder til bly i dette området. De påviste bly-konsentrasjoner er ikke markerte. Det er derfor mulig at kilden i hovedsak er mer diffus, f.eks. fra biltrafikk.

Øvrige miljøgifter

Bunnstoff er nevnt som en kilde for kobber. Ofte vil bly, kobber og sink følge hverandre i rester og avfall fra bunnstoff. Dette kan forklare at forekomstene av bly, kobber og sink i sedimentene synes å vise samvariasjon. Sink og krom vil i tillegg til bly også gjenfinnes i farvepigmenter fra malingsrester. For kvikksølv er det kjent at eldre treforedlingsindustri har medført forurensninger av sedimentene. Treforedlingen har foregått langs Drammensvassdraget helt fra 1890-tallet. Sedimentprøvene viser imidlertid at kvikksølv-forurensningen i Indre Drammensfjorden er begrenset med høyeste verdier innen klasse II "Mindre god", dvs. de er "moderat forurenset".

8 FORURENSNINGSSITUASJONEN

8.1 Vurdering

Sedimenter

Miljøgiftsituasjonen basert på forholdene i fjordens bunnsedimenter synes moderat sett i relasjon til en del sammenlignbare resipienter ved større byer i Norge. Data fra kraftig belastede havneområder som bla. Indre Oslofjord/Oslo havn (Konieczny 1991, 1992a, 1992b, 1994a, 1994b, Helland 1994) Byfjorden/Bergen havn (Bjerknes et al. 1992, Skei et al. 1994), deler av Trondheimsfjorden, spesielt havneområdet (Rygg et. al. 1984, Konieczny 1994c) og Stavanger havneområde (NOTEBY 1993b, Konieczny 1994c) viser en langt mer alvorlig forurensningssituasjon. Dette til tross for at nedre deler av Drammenselva, Drammen havn og indre Drammensfjord forøvrig, er og har vært omkranset av mange ulike miljøbelastende industrier og virksomheter. I tillegg må det antas at både stor vei- og skipstrafikk, kommunale utslipp og deponier m.m. har gitt forurensende bidrag til fjorden.

Tilførte miljøgifter og forurensninger synes i liten grad å ha akkumulert i indre deler av fjorden, men tilførselen av minerogent materiale (sand/silt/leire) fra Drammenselva kan fortynne konsentrasjonen av miljøgiftene. Riktignok ble det registrert forhøyede verdier av flere miljøgifter, men dette forekommer relativt lokalt (Gilhusbukta og Tangen-Holmen-Brakerøya). I et område med så mange potensielle kilder skulle det forventes et langt mer alvorlig forurensningsbilde. En forklaring til dette kan være at forurensningene tilføres dypområdet utenfor Sandtangen, og at noe transporteres ut av fjorden. Det er antatt at ca. 50 % av det organiske materiale som tilføres fjorden transporteres ut av fjorden (kap. 5).

Oppfylte mudringsmasser på Holmen

Undersøkelsen antyder at de øverste 2 m av de oppmudrede massene ikke er påvirket av forurensninger. Dette skyldes sannsynligvis den sammenblanding, utvasking og utsortering som har foregått ved oppumpingen vha. sandsuger. Det er derfor trolig at forurensningene som er påvist fra sedimentprøvene i fjorden/elven er "sortert" vekk underveis i mudrings- og oppspylingsprosedyren, eller de er blandet sammen med rene underliggende masser. Som nevnt er det observert svært lite slam eller organisk materiale i sjaktene.

8.2 Effekt

Generelt vil belastende tilførsler av miljøgifter til Drammenselva/Drammensfjorden kunne gi en to-delt effekt:

- direkte påvirkning av vann, sedimenter og biologisk materiale
- akkumulering av miljøgifter i biologisk materiale

Det kan dreie seg om aktive tilførsler (inklusive mer diffuse) i form av primære kilder (utslipp, overflateavrenning, luftnedfall etc.), og trolig også sekundære kilder (utlekking fra og spredning av sedimenter, drenering via grunnen m.m.).

Det er i dag et kostholdsråd på konsum av torskelever fanget i fjorden (gitt februar 1993). Det er omsetningsforbud for fiskelever med unntak av enkelte fiskeslag som normalt omsettes som rund fisk (gjeldende fra 28.02.1994). Dette har sin årsak i akkumulasjon av PCB og DDT i fisk. Med de registrerte konsentrasjoner av PCB og DDT lokalt i sedimentene i denne undersøkelsen, kan det ikke utelukkes at sedimentene kan medvirke til oppkonsentrasjon av PCB og DDT i fisk.

Ut over dette er det ikke kartlagt effekter i noen vesentlig grad. Det er aldri foretatt registreringer av PAH i fisk i Indre Drammensfjord. Erfaringer fra andre resipienter tyder på at lokalt høye konsentrasjoner av PAH har påvirket dyre- og planteliv. Det gjelder i første rekke bunndyr. Foreliggende kunnskap om denne problematikken er imidlertid mangelfull.

Det er et faktum at både fauna og flora har noe begrenset utbredelse i det undersøkte området av fjorden. Bl.a. ble det kun observert et fåtall bunndyr på en av stasjonene (grunt vann i Gullaugbukta). Hovedsakelig må imidlertid disse effektene (reduert fauna/flora) tilskrives den store ferskvannstilstrømningen og ofte dårlige oksygenforhold under 30 m (ref. kap. 5).

8.3 Tiltaksbehov/tilrådninger

De forhøyede miljøgiftkonsentrasjoner lokalt i sedimentene, med mulig unntak for PCB og DDT, bidrar tilsynelatende ikke vesentlig til belastningen, med mindre de blir forstyrret. Den generelt moderate miljøgiftsituasjonen i indre deler av Drammensfjorden krever derfor ikke umiddelbare tiltak, med unntak av en opprensning av tjæreforekomsten i Gilhusbukta.

Av mer tiltaksorienterte anbefalinger på sikt bør oppvirvling av sedimentene, spesielt på grunt vann i området Tangen-Holmen-Brakerøya, om mulig begrenses (mudring, tildekking m.m.).

På sikt bør målsettingen være at alle potensielt belastende og aktive tilførselskilder fra landsiden kartlegges slik at anslag på utlekningspotensialer kan gjøres. Dette vil avgjøre behovet for evt. tiltak for å stanse eller begrenses aktive utlekninger. Dette krever en mer detaljert lokalisering med påfølgende undersøkelse av de mest aktuelle kildene (primært rundt fjorden) enn det som er gjort i denne studien.

Mer konkrete tilrådninger for videre oppfølging av undersøkelsen i prioritert rekkefølge er:

1. Brakerøya som mulig kilde til PCB- og PAH-forurensning i fjorden må undersøkes nærmere. Dette vil etter planen skje i 1994 i regi av de involverte parter.
2. Det er registrert høye konsentrasjoner av DDT i sedimentene langs østsiden av fjorden. Kilden til de høye DDT-konsentrasjonene bør forsøkes identifisert.
3. Det bør kartlegges om tilførsler av PAH fra sedimentene og kilder på land har hatt noen effekt på fisk og andre organismer i Drammensfjorden. Målingene gjennomføres kun lokalt i Gilhusbukta og utvalgte steder i havna.
4. Nivåene av PCB og DDT i biota må fortsatt overvåkes.

5. Det er bare foretatt analyser av de øverste 0-2 cm av sedimentene. Det kan være aktuelt å foreta en sedimentdatering av prøver fra Drammenselvas utløp samt i fjordens dypområde for å klarlegge hvilke tidsintervaller de undersøkte prøver representerer. Dette har en viss betydning for kildeevalueringen.
6. Kilden/årsaken til den registrerte overkonsentrasjon av bly, kobber og PAH utenfor Tangenbanken må klarlegges nærmere.
7. Det ser ut til å være flere kilder til innhold av PCB i sedimentene. For lettere å kunne foreta en kildeopsporing bør det foretas en tettere sedimentprøvetaking nedstrøms for Holmen samt at det bør tas sedimentprøver oppstrøms i Drammenselva.
8. Klarlegge årsaken til tjæreforekomsten i Gilhusbukta.
9. For enkelte miljøgifter er det registrert høyest konsentrasjon ved referansestasjonen utenfor Sandtangen. Det er i ettertid tatt sedimentprøver fra 2 nye stasjoner mellom undersøkt område og terskelen ved Svelviksand samt fra 2 stasjoner sør for terskelen. Prøvene bør analyseres etter samme program som utført i denne undersøkelse, for å kartlegge spredning av miljøgifter forbi referansestasjonen.
10. Det anbefales at enkelte nye sedimentprøver analyseres på non-ortho PCB. (Analysen vil også gi informasjon om PCDF/PCDD-innholdet).
11. Orienterende analyser av TBT (tributyltinn) bør gjennomføres pga. mistanke om tilførsler fra skipsmaling. TBT benyttes i bunnstoffer.

9 LITTERATUR

- Ahlborg, U.G, A. Hanberg og K. Kenne, 1992. Risk assessment of polychlorinated biphenyls (PCBs). NORD 1992:26, 99s.
- Alve, E., 1990. Foraminifera, climatic change and pollution: A study of Late Holocene sediments in Drammensfjord, SE Norway. Inst. for Geol., Univ. i Oslo, Dr. scient oppgave, 39 s.
- Ballschmitter, K. og M. Zell, 1980. Analysis of polychlorinated biphenyls by capillary gas chromatography. Fresenius Z. Analyt. Chem., 302, 20-31.
- Ballschmitter, K. et al. 1989. Chemical properties, analytical methods and environmental levels of PCBs, PCTs, PCNs and PBBs. *In:* R. Kimbrough and S. Jensen (eds.) Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products. Elsevier Science Publishers B.V. 1989. (Biomedical Division), 47-69.
- 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.
- De Voogt og Brinkman 1989. Production, properties and usage of polychlorinated biphenyls. *In:* R. Kimbrough and S. Jensen (eds.) Halogenated biphenyls, terphenyls, naphthalenes, dibenzodioxins and related products. Elsevier Science Publishers B.V. 1989. (Biomedical Division), 3-43.
- Helland, A., 1994. 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.
- 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., Hvoslef S. og L. Kirkerud, 1986. Basisundersøkelser i Drammensfjorden 1982-84: Delrapport 5: Miljøgifter i organismer. Overvåkingsrapport nr. 219/86. NIVA, 23 s.
- 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.
- Knutzen, J. og J. Skei, 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer samt foreløpige forslag til klassifisering av miljøkvaliteter. NIVA-rapport nr. O-862602, l.nr. 2540, 139s.
- Knutzen, J., 1992. Preliminary proposal 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., B. Rygg og I. Thélin, 1993.** Klassifisering av miljøkvaliteter 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.
- Konieczny, R. M., 1991.** Undersøkelse av tungmetall og PAH-forurensede bunnsedimenter fra Bispevika, Indre Oslofjord, i forbindelse med snøtipping fra Bispekaia.. NIVA-rapport nr. O-91099, 1.nr. 2654, 19s.
- Konieczny, R. M., 1992a.** Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i bunnsedimenter fra Oslo havneområdet. NIVA-rapport nr. O-91150, 1.nr. 2696, 52s.
- Konieczny, R. M., 1992b.** Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i området Bjørvika - Bispevika, Oslo havn. NIVA-rapport nr. O-92024, 1.nr. 2808, 87s.
- Konieczny, R.M., 1993.** Analyse 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., 1994a.** Miljøgiftundersøkelse i Indre Oslofjord 1992. Delrapport 1. Miljøgifter i sedimenter. NIVA-rapport nr. O-921311. Under utarbeidelse.
- Konieczny, R.M., 1994b.** Oljeforurensning av sjøbunnen utenfor Sjursøya oljehavn. Kildeevaluering. NIVA-rapport nr. O-93120. Under utarbeidelse.
- Konieczny, R.M., 1994c.** Sonderende sedimentundersøkelse av miljøgiftsituasjonen i norske havneområder Narvik-Kragerø 1993. NIVA-rapport nr. O-93177. Under utarbeidelse.
- Lingsten, L., 1988.** Undersøkelse av sedimenter i Loeselva. NIVA-rapport nr. O-88138, foreløpig versjon, 17s.
- Lingsten, L., 1991.** Undersøkelse av sedimenter i Loeselva. Tungmetaller, PCB, PAH og dioksiner. NIVA-rapport nr. O-88138, 1.nr. 2662, 28s.
- Lingsten, L., 1992.** Supplerende undersøkelse i Orrevassdraget. Metaller og PCB i Frøylandsvatnet. NIVA-rapport nr. O-8000217, 1.nr. 2730, 25s.
- Lingsten, L., Å. Brabrand, T. Bremnes, J. Brittain, H. Efraimsen, T. Källqvist, S.J. Saltveit og B. Økland, 1989.** Undersøkelse i Akerselva 1988. Kartlegging av glødeskallenes beliggenhet og mektighet, sedimentenes innhold av tungmetaller og organiske miljøgifter samt effekter på bunndyr og fisk. NIVA-rapport nr. O-88066/O-88125, 1.nr. 2342, 84s.
- Magnusson, J. og K. Næs, 1986.** Basisundersøkelser i Drammensfjorden 1982-84: Delrapport 6: Hydrografi, vannkvalitet og vannutskiftning. Overvåkningsrapport 243/86. NIVA, 77 s.
- Magnusson, J. og K. Næs, 1986b.** Vannkvalitet og sedimenter i Drammensfjorden. Artikkel i NIVA nr. 3-1986, 7s.
- 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.
- NGU, 1988. Avfallsfyllinger og industritomter med deponert spesialavfall. Forsøkskartlegging i Buskerud fylke. NGU-rapport nr. 88.120, hovedrapport, 68s + bilagsrapport.
- NGU, 1990. Geokjemisk karakterisering av norske kommuner og kommuneaggregater ved hjelp av flomsedimentdata, Rapport 90.015
- Niemistö, L. 1974. A gravity corer for studies of soft sediments. Havforskningsinst., Skr. Helsinki, 238, 33-38.
- NIVA, 1993. Prislister. Kjemiske, biologiske og bakteriologiske analyser 1993, 36s.
- NOTEBY, 1992. Mudring i Drammenselva. Miljøundersøkelse av muddermasser. NOTEBY-rapport 43266-1, 12s + vedlegg.
- NOTEBY, 1993. ABB Energi AS. Trase for høyspentkabel. Miljøteknisk grunnundersøkelse. NOTEBY-rapport 43462-1, 16s + vedlegg.
- NOTEBY, 1994. AMOCO Norway Oil Company. Miljøtekniske grunnundersøkelser, vurderinger. NOTEBY-rapport 35685-3, 26s + vedlegg.
- NOTEBY, 1994b. ABB Energi AS. Innledende miljøteknisk grunnundersøkelse, forslag til videre undersøkelser, NOTEBY-rapport 43462-2, 20s + vedlegg.
- Næs, K., 1984a. Basisundersøkelse i Drammensfjorden 1982/83. Delrapport: Sedimenter. SFT-overvåkingsrapport nr. 158/84, NIVA-rapport nr. O-8000315, 1. nr. 1664, 28s.
- Næs, K. og E. Oug, 1991. Sedimentenes betydning for forurensningssituasjonen i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 1: Konsentrasjon og mengder av klororganiske forbindelser, polysykliske aromatiske hydrokarboner, kvikksølv og pyrolyseolje. NIVA-rapport O-895903/E-90406, 1.nr. 2570, 193s.
- Pedersen, A., Wiik, Ø. og K. Kvalvågnes, 1986. Basisundersøkelser i Drammensfjorden 1982-84: Delrapport 4: Undersøkelse av marine organismsamfunn på grunt vann. Overvåkingsrapport nr. 218/86. NIVA, 36 s.
- Rygg, B., 1986. Basisundersøkelser i Drammensfjorden 1982-84: Delrapport 3: Bløtbunnfauna. Overvåkingsrapport nr. 223/86. NIVA, 24 s.
- Rygg, B. og I. Thêlin, 1993a. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Generell del. SFT-veiledning nr. 93:01, 18s.
- Rygg, B. og I. Thêlin, 1993b. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. SFT-veiledning nr. 93:02, TA-922/1993, 20s.
- Rygg, B., J. Knutzen, J. Skei, A. Heie, T. Ramdahl, A. Osvik og A. Melhuus, 1984. Kreosotforurensning i Trøndelag. Miljøpåvirkninger i Hommelvika, Stjørdalsfjorden, Gudå og Mostamarka. NIVA-rapport nr. O-83115, 1.nr. 1641, 132s.
- SFT, 1993. Datarapport for miljøgifter i Norge. Rapport nr. 93:23.
- Siegrist, R.L., 1989. International review of approaches for establishing cleanup goals for hazardous waste contaminated land. GEFO.

- Skei, J. og J. Klungsøyr, 1990.** Kartlegging av PCB i sedimenter fra Indre Sørfjord. NIVA-rapport nr. O-90180, l.nr. 2528, 16s.
- Skei, J., J. Klungsøyr og J. Knutzen, 1994.** Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og Byfjorden 1993. Fase 1. Miljøgifter i spiselige organismer og bunn-sedimenter. NIVA-rapport nr. O-93017. Under utarbeidelse.
- 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.
- VROM, 1991.** Nederlandske ABC-verdier for forurensning av jord og grunnvann, 2. utgave 1991.

OVERSIKT OVER VEDLEGGFIGURER, VEDLEGGSTABELLER, VEDLEGG OG TEGNINGER

VEDLEGGFIGURER:

Vedleggsfigur 2	Total PCB
" 3	PCB-profil I
" 4	PCB-profil II
" 5	Gjennomsnitts PCB-profil
" 6	Normal-profil PCB
" 7	PCB-profil IB
" 8	PCB-profil IC
" 9	PCB-profiler, Brakerøya
" 10	Profil-likhet mht. kloreringsgrad (PCB)
" 11	Profil-likhet mht. kloreringsgrad (PCB)
" 12	PAH i overflatesedimenter
" 13	THC i overflatesedimenter
" 14	Kart utbredelse Cu og Pb
" 15	Kart utbredelse PCB og DDT
" 16	Kart utbredelse PAH og THC
" 17	Regresjonsanalyse Hg, Cd
" 18	Regresjonsanalyse Cr, Ni
" 19	Regresjonsanalyse Cu, Zn
" 20	Regresjonsanalyse Cu, Pb
" 21	Forenklet bilde av overflatestrøm i Drammensfjorden

VEDLEGGSTABELLER:

Vedleggstabell 1	Bakgrunnsdata sedimentkjerner
" 2	Metallkonsentrasjoner
" 3	PCB-konsentrasjoner
" 4	DDT-konsentrasjoner
" 5	THC-konsentrasjoner
" 6	PAH-konsentrasjoner
" 7	Prosentandel for enkeltkongenerer av PCB
" 8	Bakgrunnsverdier undersøkte parametre
" 9	Klassifisering av tilstand og forurensningsgrad
" 10	Analyseresultater sjaktprøver Holmen

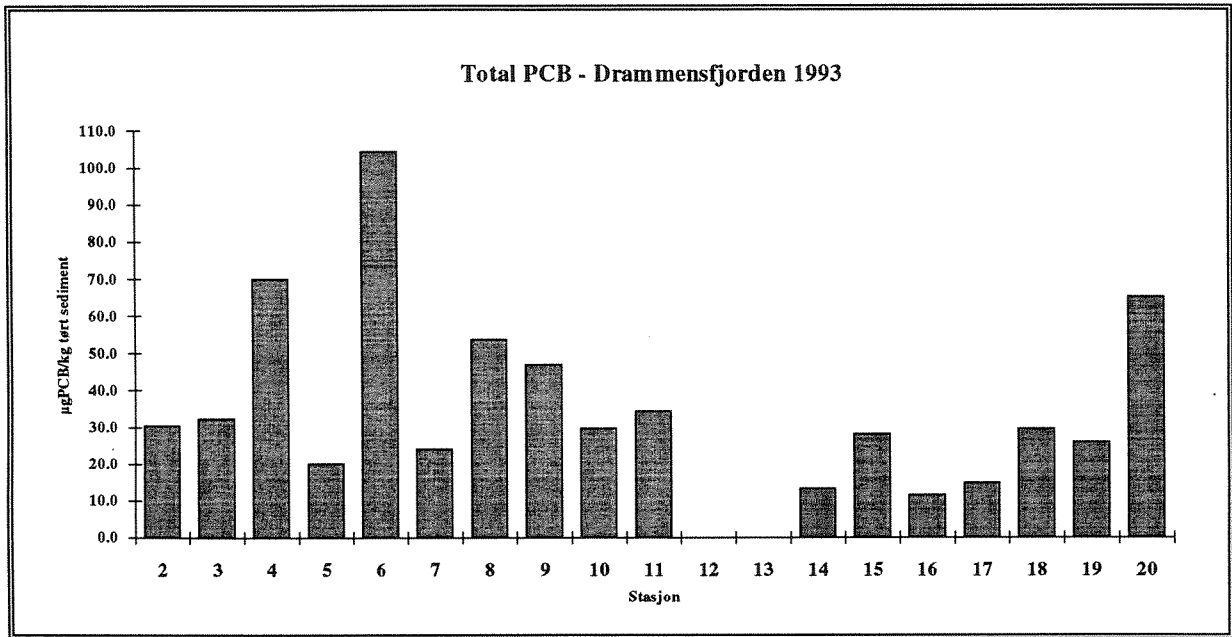
VEDLEGG:

Vedlegg 1	Metodikk og rådata for analyse av tungmetaller i sedimenter og løsmasseprøver ved NIVA
" 2	Rådata for analyse av arsen (As) i sedimenter (NIVA) og løsmasseprøver ved (NAC)
" 3	Analyserapport THC (SINTEF-SI)
" 4	Metodikk og rådata for analyse av PCB og utvalgte klororganiske forbindelser i sedimenter og løsmasseprøver (NIVA)
" 5	Metodikk og rådata for analyse av PAH i sedimenter og løsmasseprøver (NIVA)
" 6	Utdrag av NIVA-notat nr. O-93208/O-93004 vedr. Gilhusbukta
" 7	Oversikt mulige lokaliteter på land med forurenset grunn
" 8	Oversikt kommunale renseanlegg

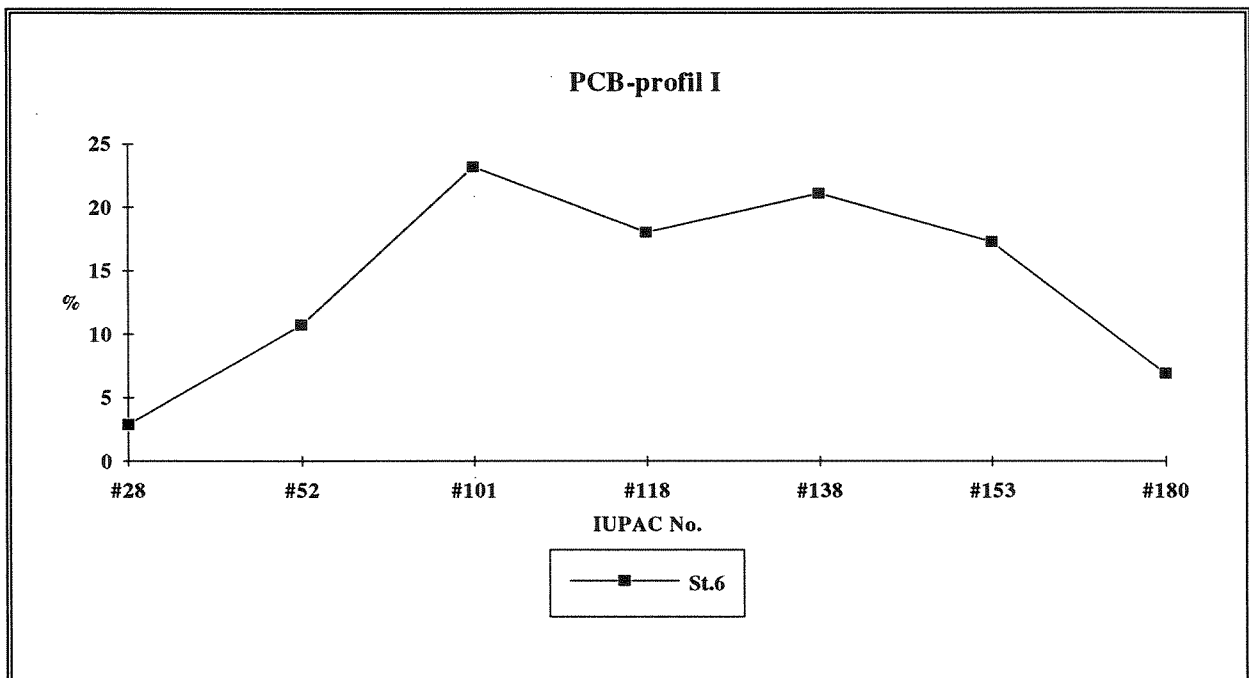
TEGNINGER:

43456-0	Oversiktstegning
-1	Oversikt over sedimentstasjoner
-2	Mulige forurensningslokaliteter på land
-3	Prøvetakingspunkter i fjord og mulige kilder på land
-4	Mudring, utfylling og sjaktpunkter
-5 - 6	Sjaktprofiler Holmen

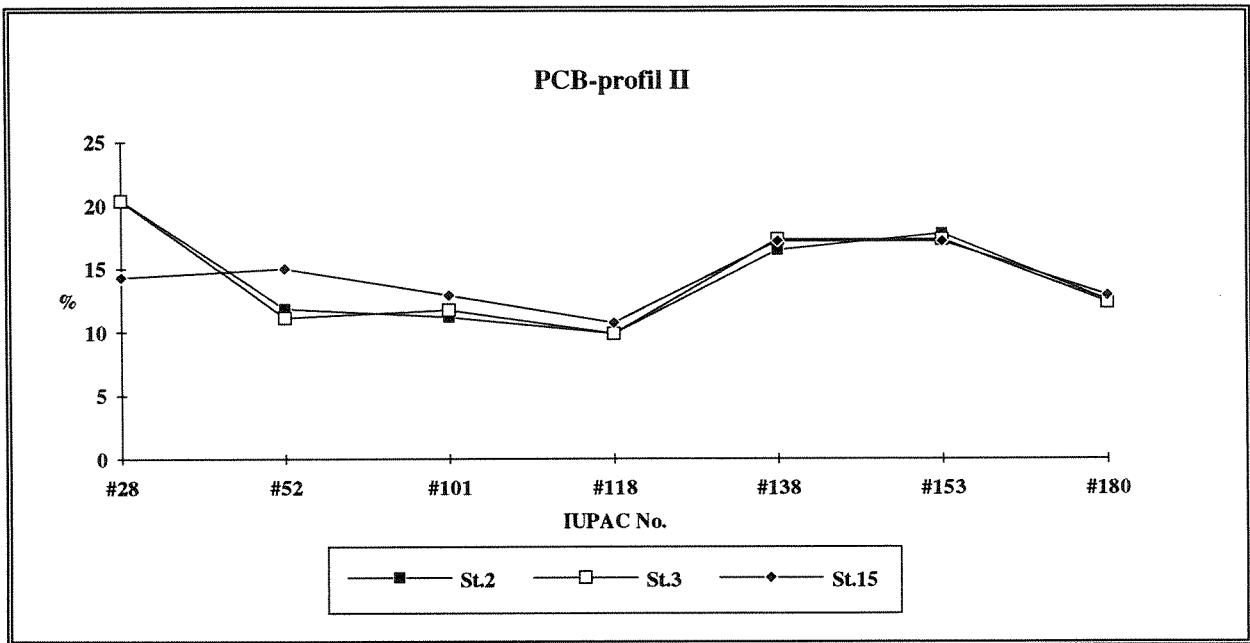
Vedleggsfigurer



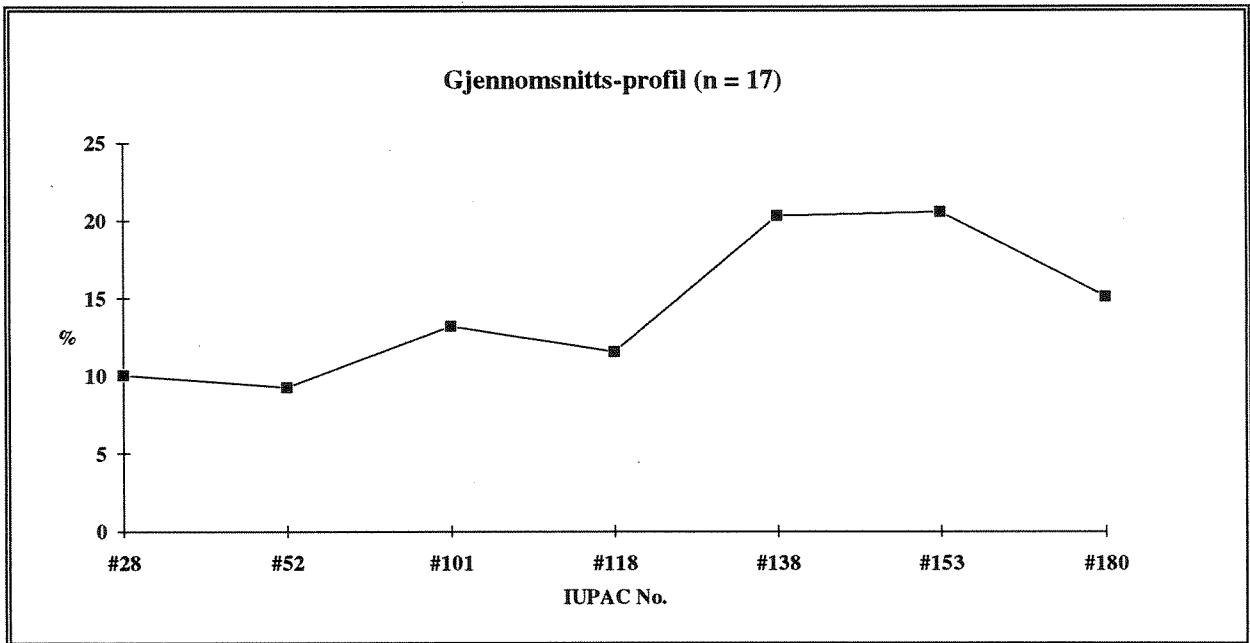
Vedleggsfigur 2. Fordeling av total PCB i overflatesedimenter fra Drammensfjorden 1993. Merk! St. 12 ikke målt, St. 13 total PCB < deteksjonsgrensen 0.5 µg/kg tørrvekt.



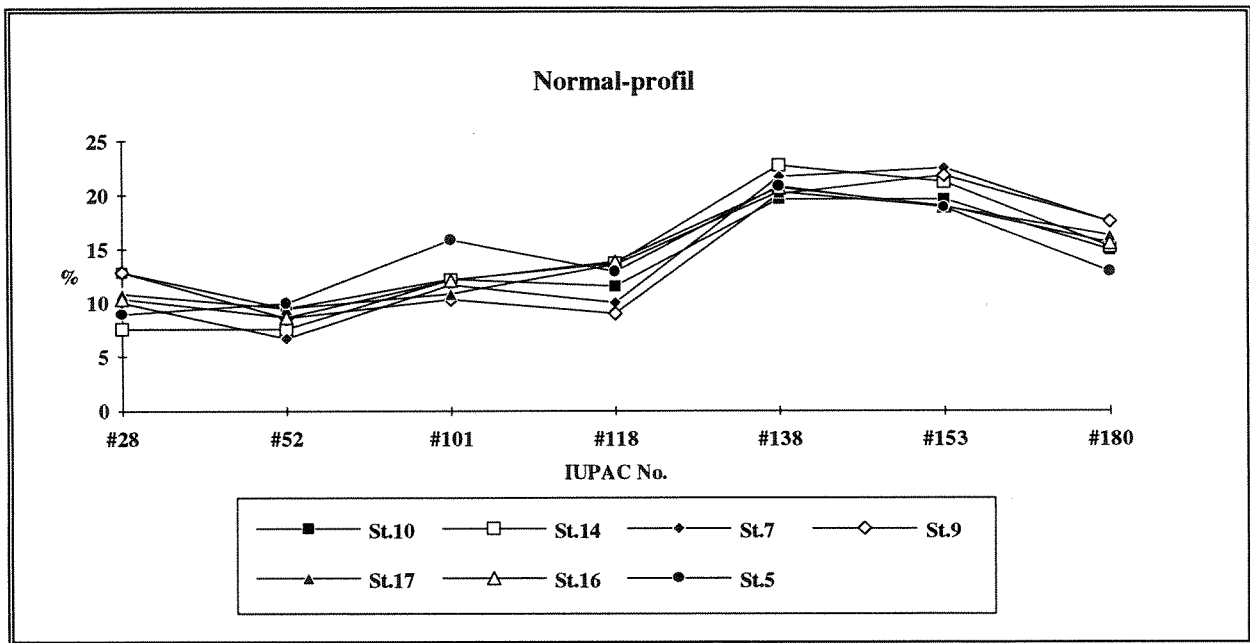
Vedleggsfigur 3. Hovedprofil I for PCB i overflatesedimenter fra Drammensfjorden 1993, basert på prosentandeler for 7 enkeltkongenerer (avrundete verdier).



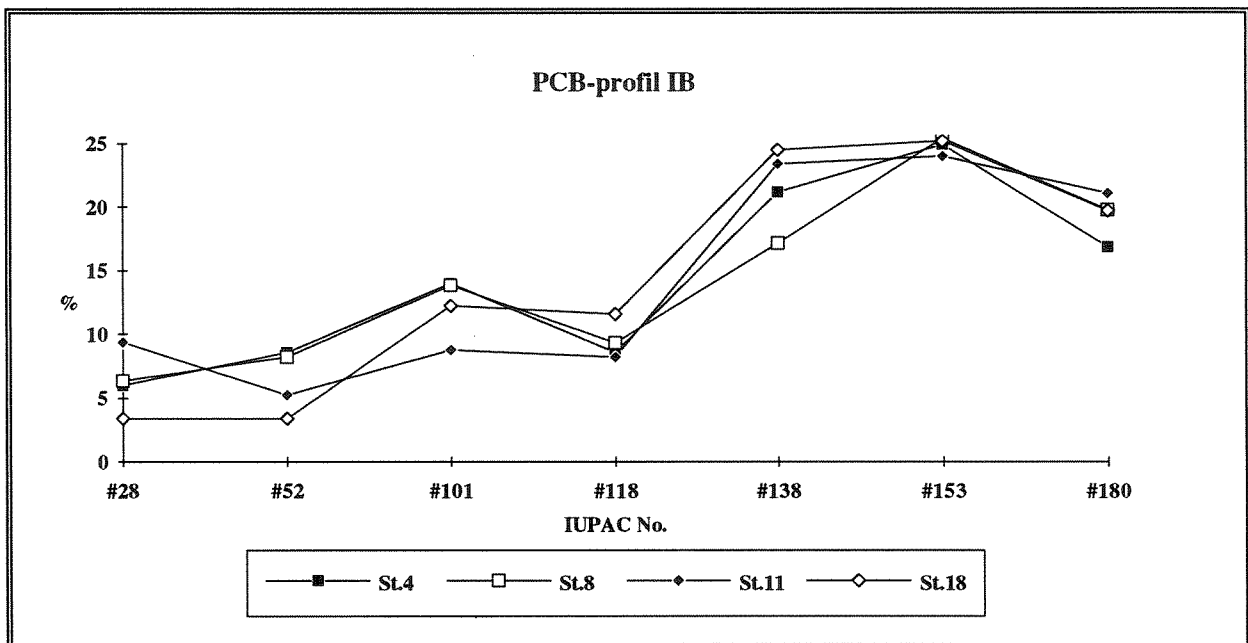
Vedleggsfigur 4. Hovedprofil II i overflatesedimenter fra Drammensfjorden 1993 basert på prosentandeler for 7 enkeltkongenerer (avrundete verdier).



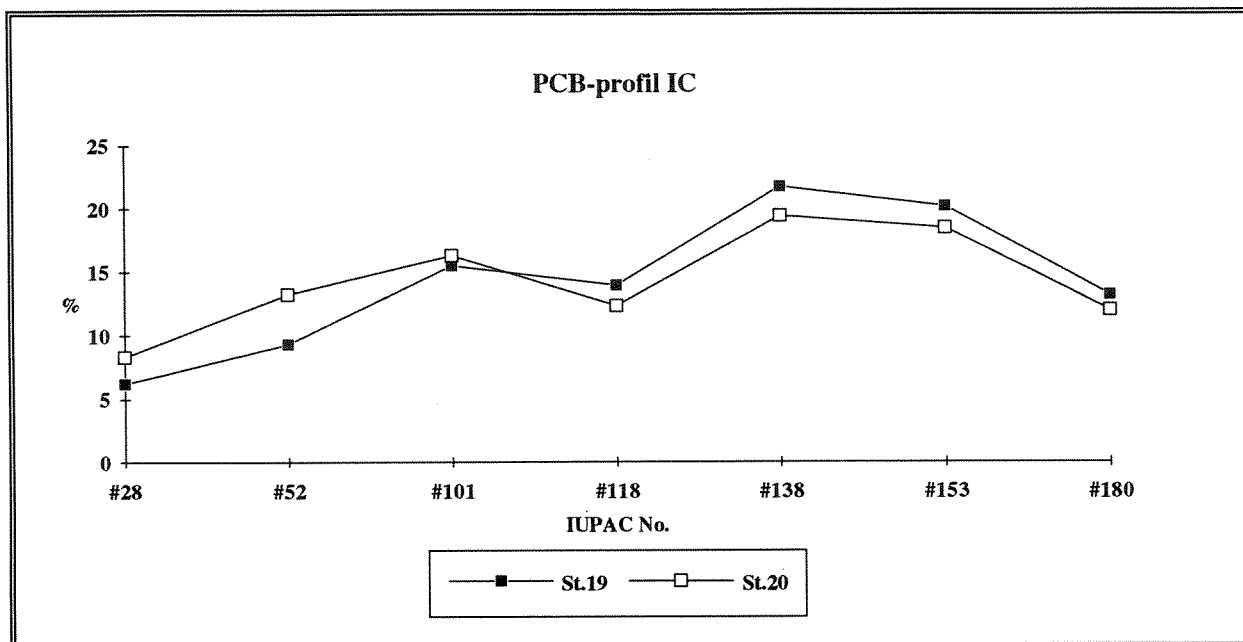
Vedleggsfigur 5 Gjennomsnitts PCB-profil i overflatesedimenter fra Drammensfjorden 1993 basert på prosentandeler for 7 enkeltkongenerer (avrundete verdier).



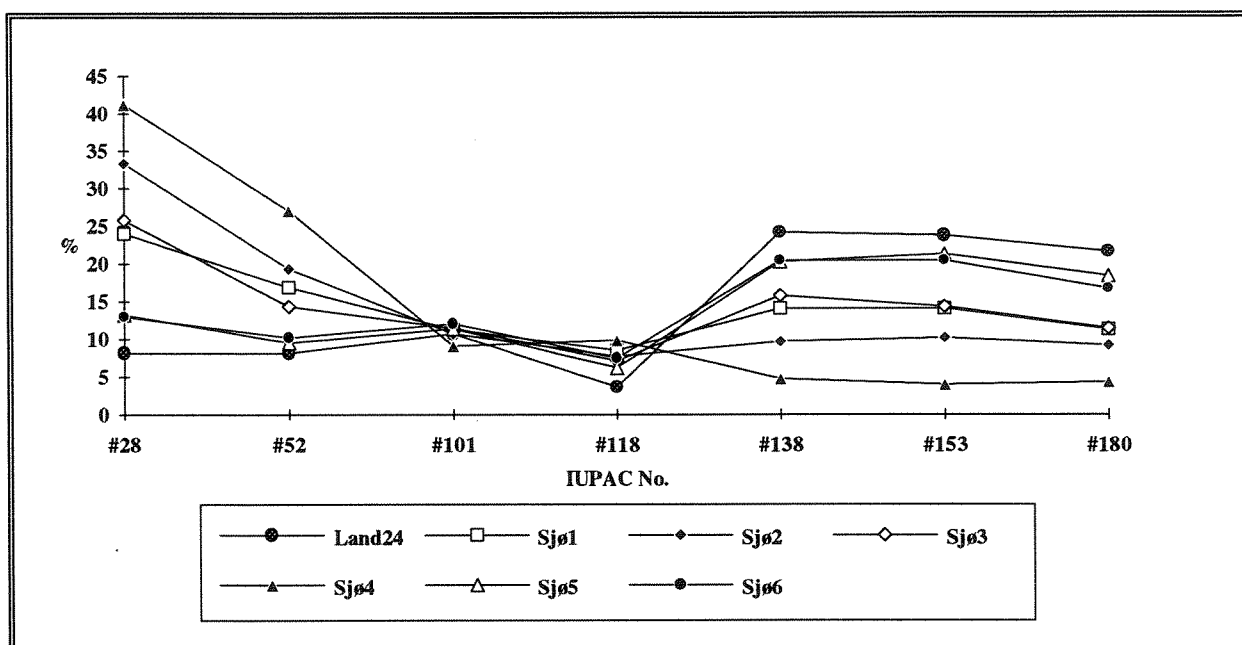
Vedleggsfigur 6. Gjennomsnitts PCB-profil i overflatesedimenter fra Drammensfjorden 1993 basert på prosentandeler for 7 enkeltkongenerer (avrundete verdier).



Vedleggsfigur 7. PCB-profil IB i overflatesedimenter fra Drammensfjorden 1993 basert på prosentandeler for 7 enkeltkongenerer (avrundete verdier).

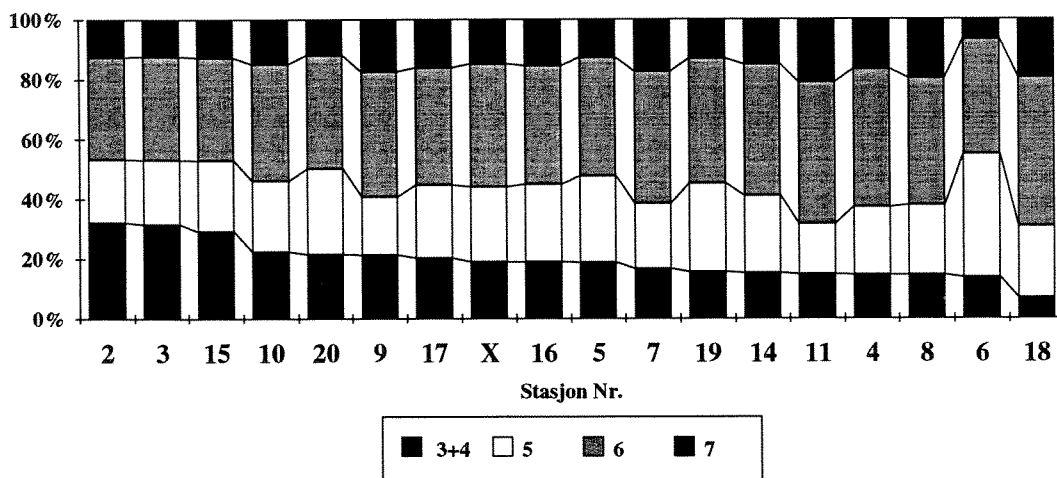


Vedleggsfigur 8. PCB-profil IC i overflatesedimenter fra Drømmensfjorden 1993 basert på prosentandeler for 7 enkeltkongenerer (avrundete verdier).

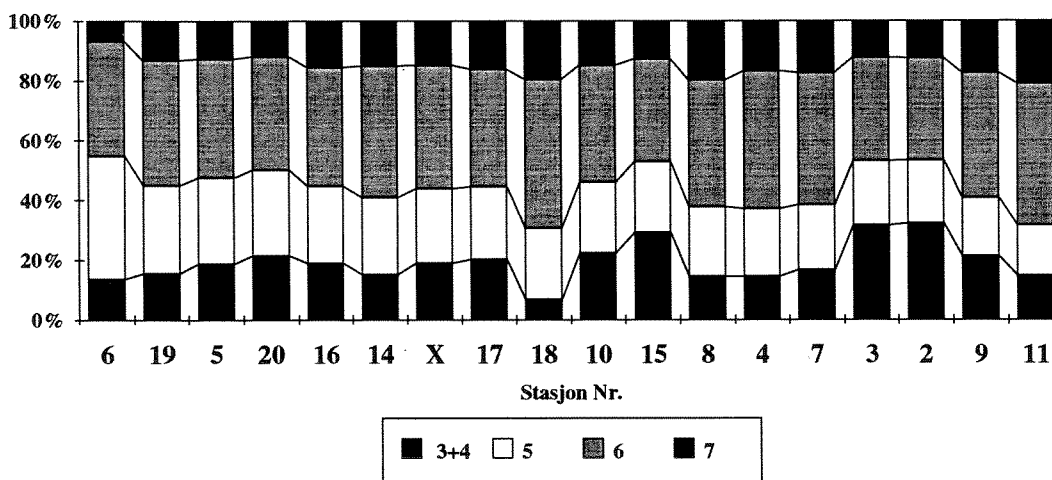


Vedleggsfigur 9. PCB-profiler i overflatesedimenter utenfor og løsmasseprøver fra Brakerøya, Indre Drømmensfjorden 1993 (Konieczny 1993a) basert på prosentandeler for 7 enkeltkongenerer (avrundete verdier).

Profil-likhet etter økende % tri-/tetraklorert PCB

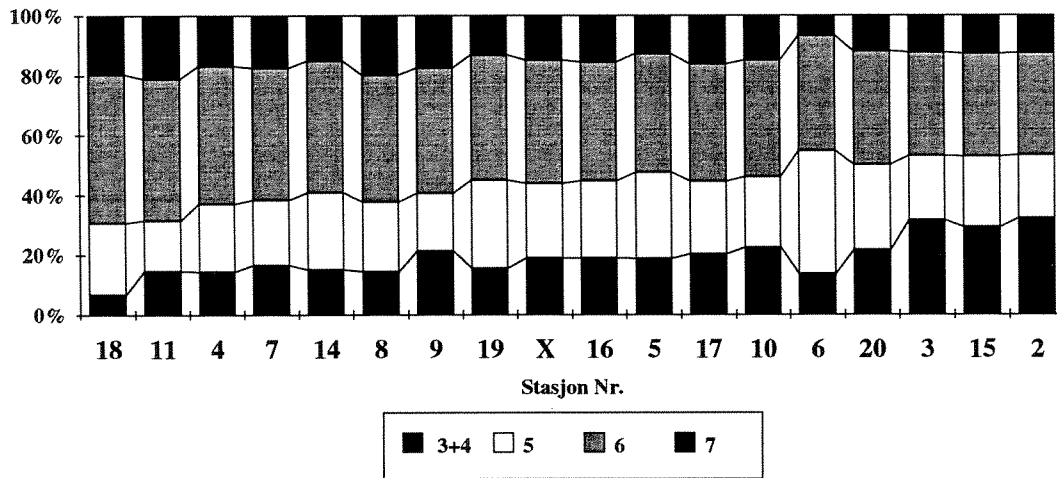


Profil-likhet etter økende % pentaklorert PCB

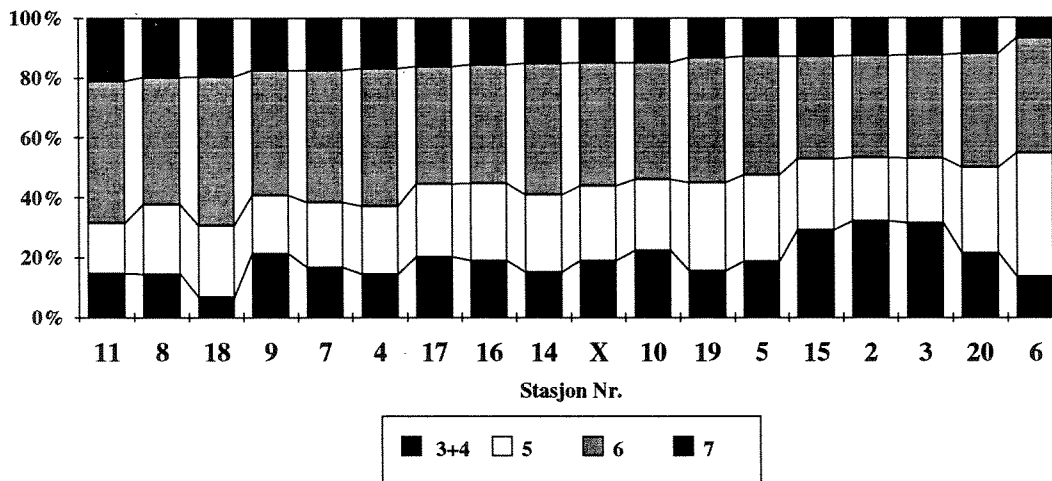


Vedleggsfigur 10. Prøvestasjonenes likhet mht. kloreringsgrad; tri-, tetra- og pentaklorert PCB, Drammensfjorden 1993. Merk; X = gjennomsnittet for alle stasjoner.

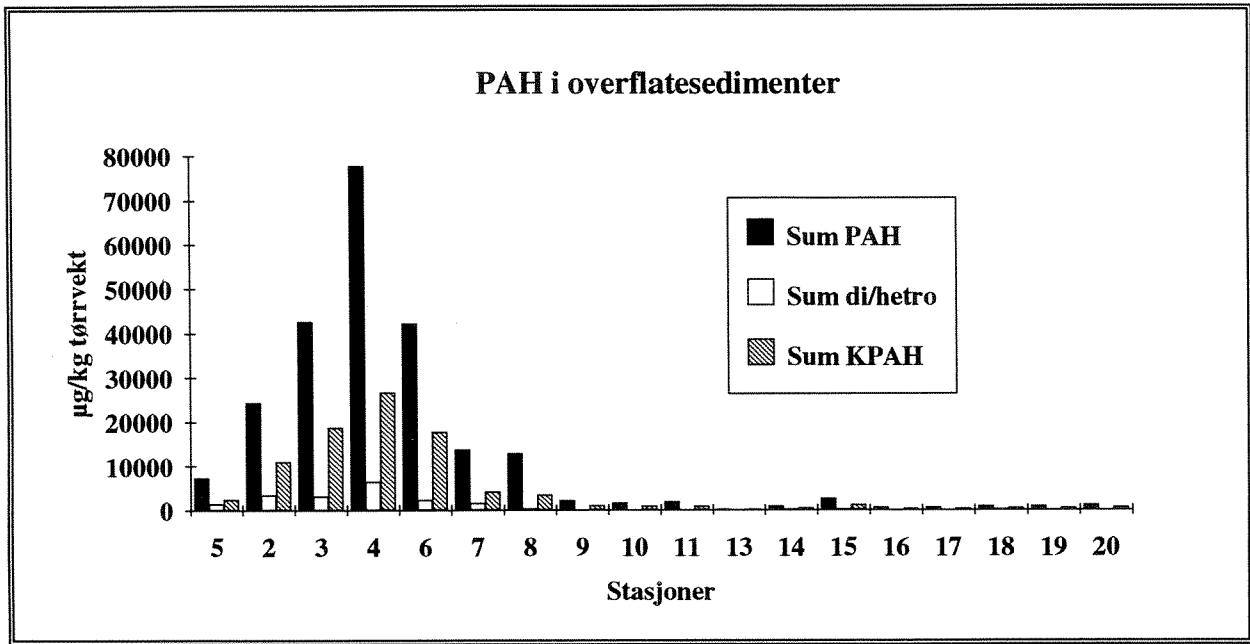
Profil-likhet etter økende % heksaklorert PCB



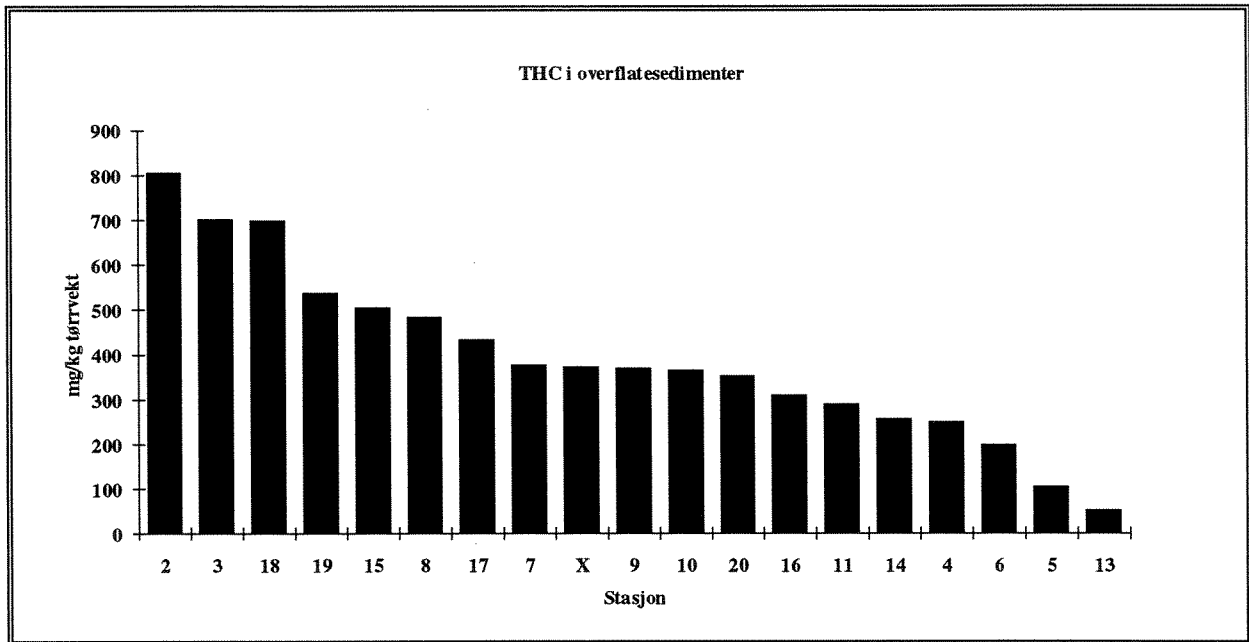
Profil-likhet etter økende % heptaklorert PCB



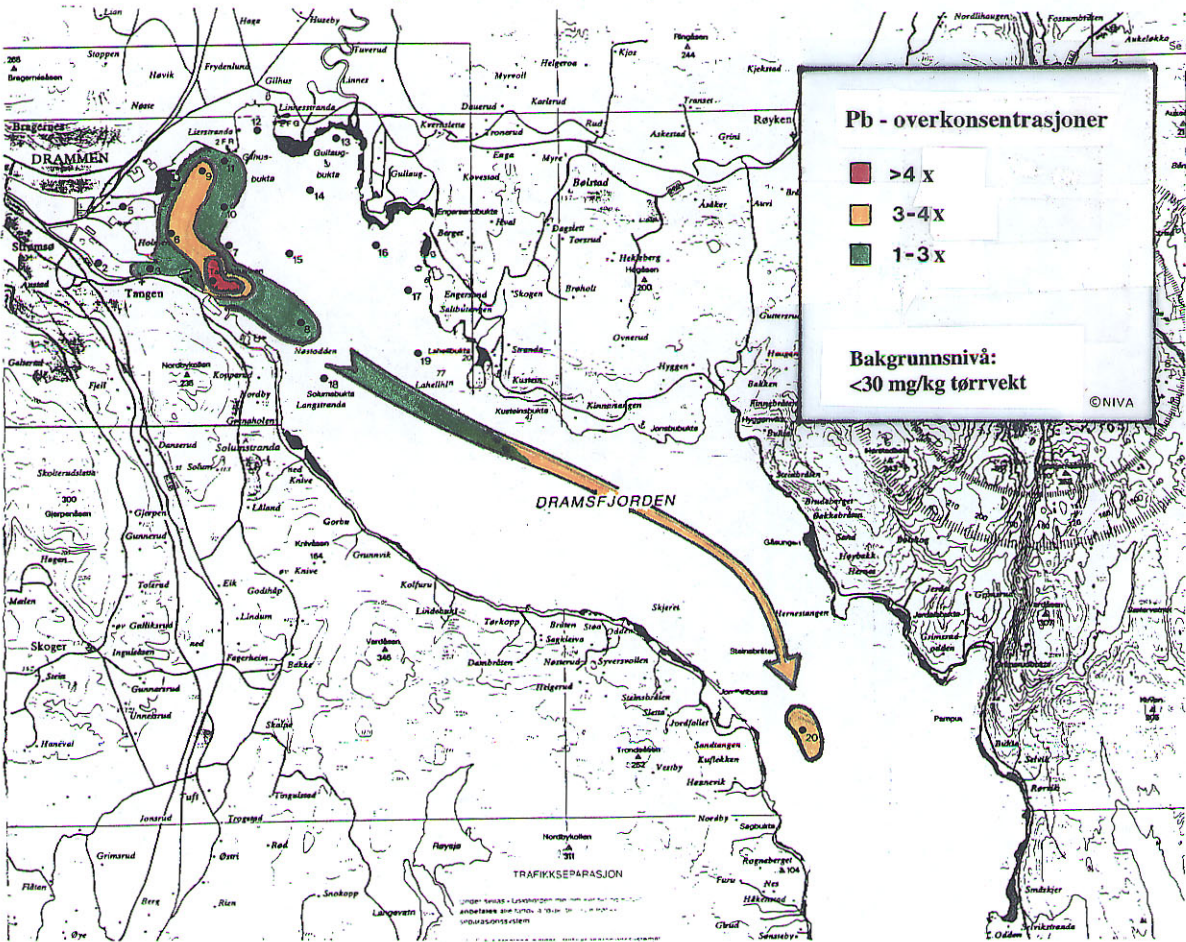
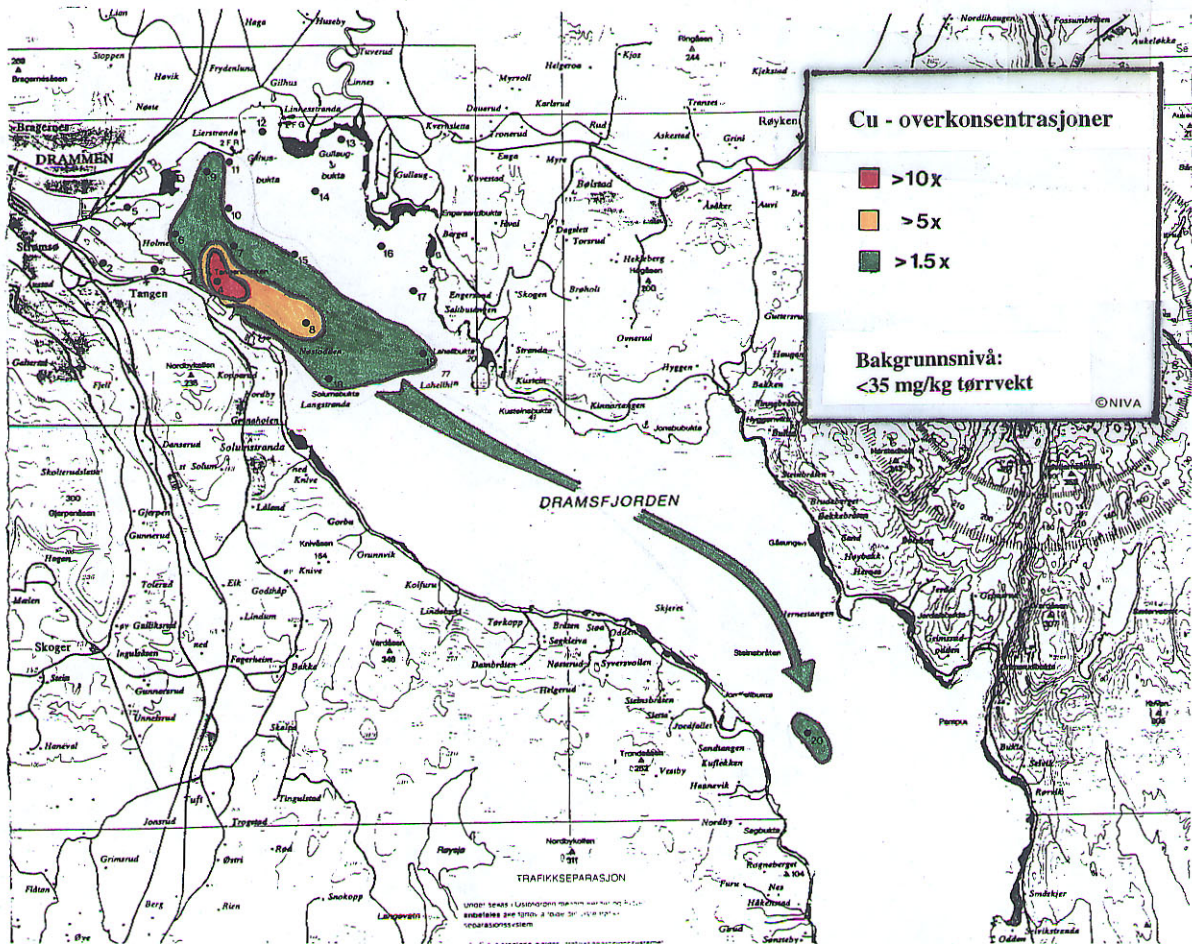
Vedleggsfigur 11. Prøvestasjonenes likhet mht. kloreringsgrad; heksa- og heptaklorert PCB, Drammensfjorden 1993. Merk; X = gjennomsnittet for alle stasjoner.

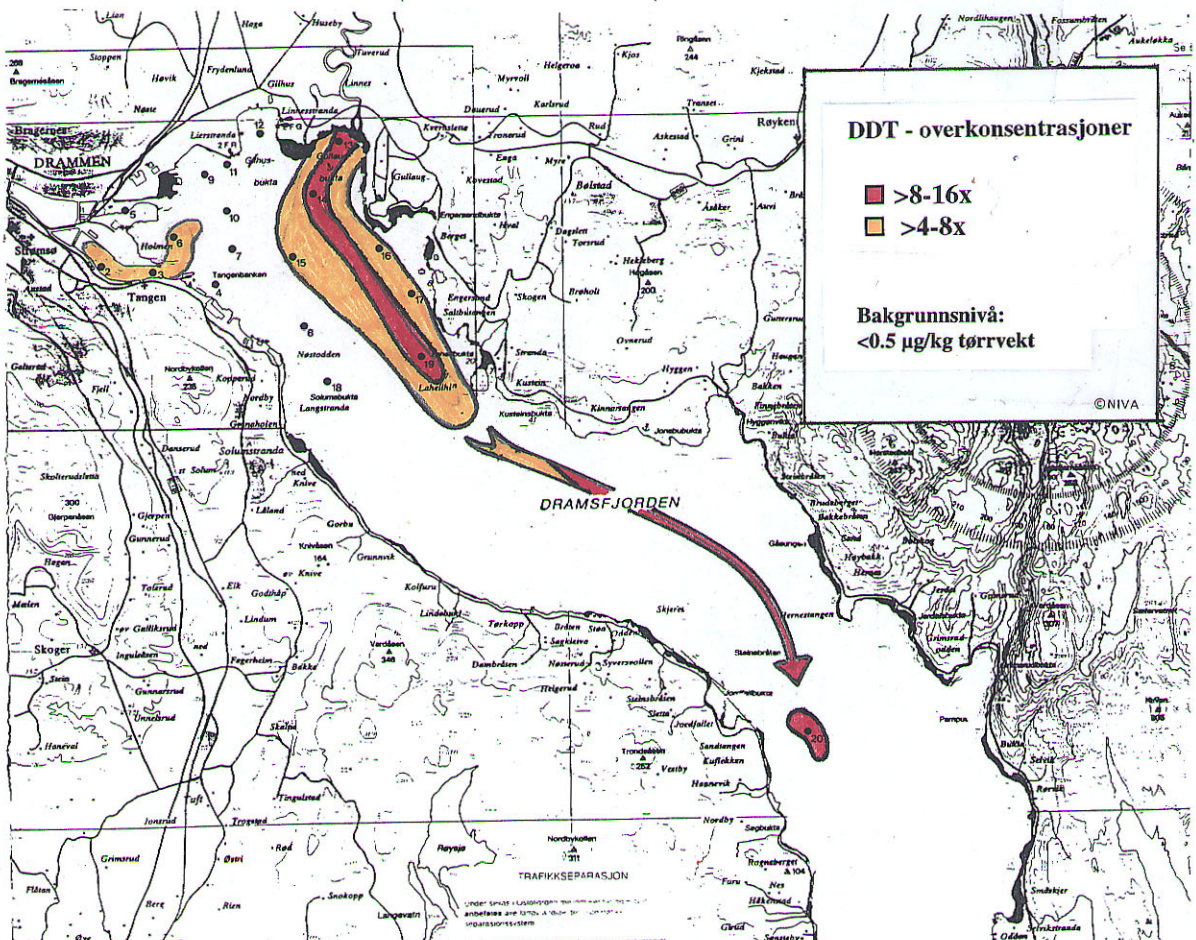
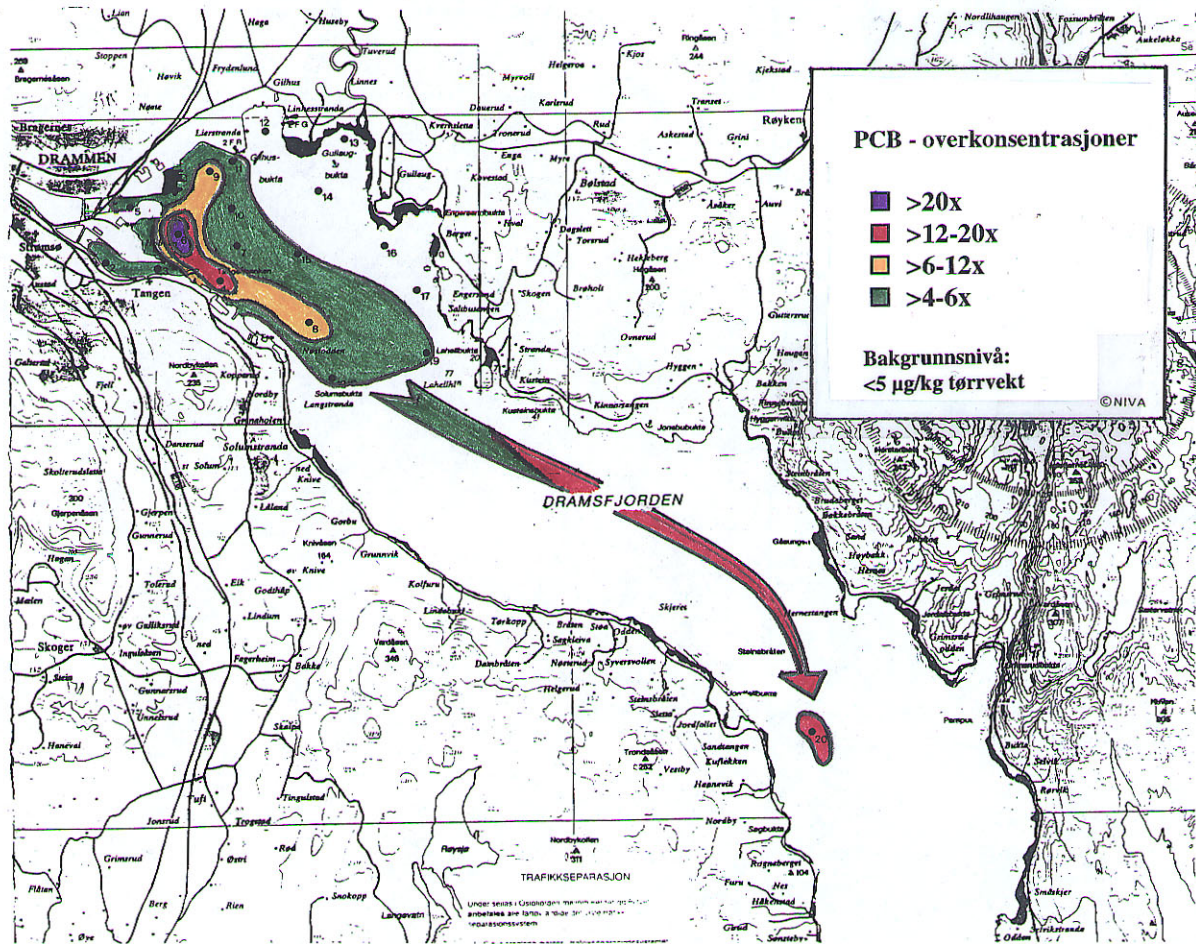


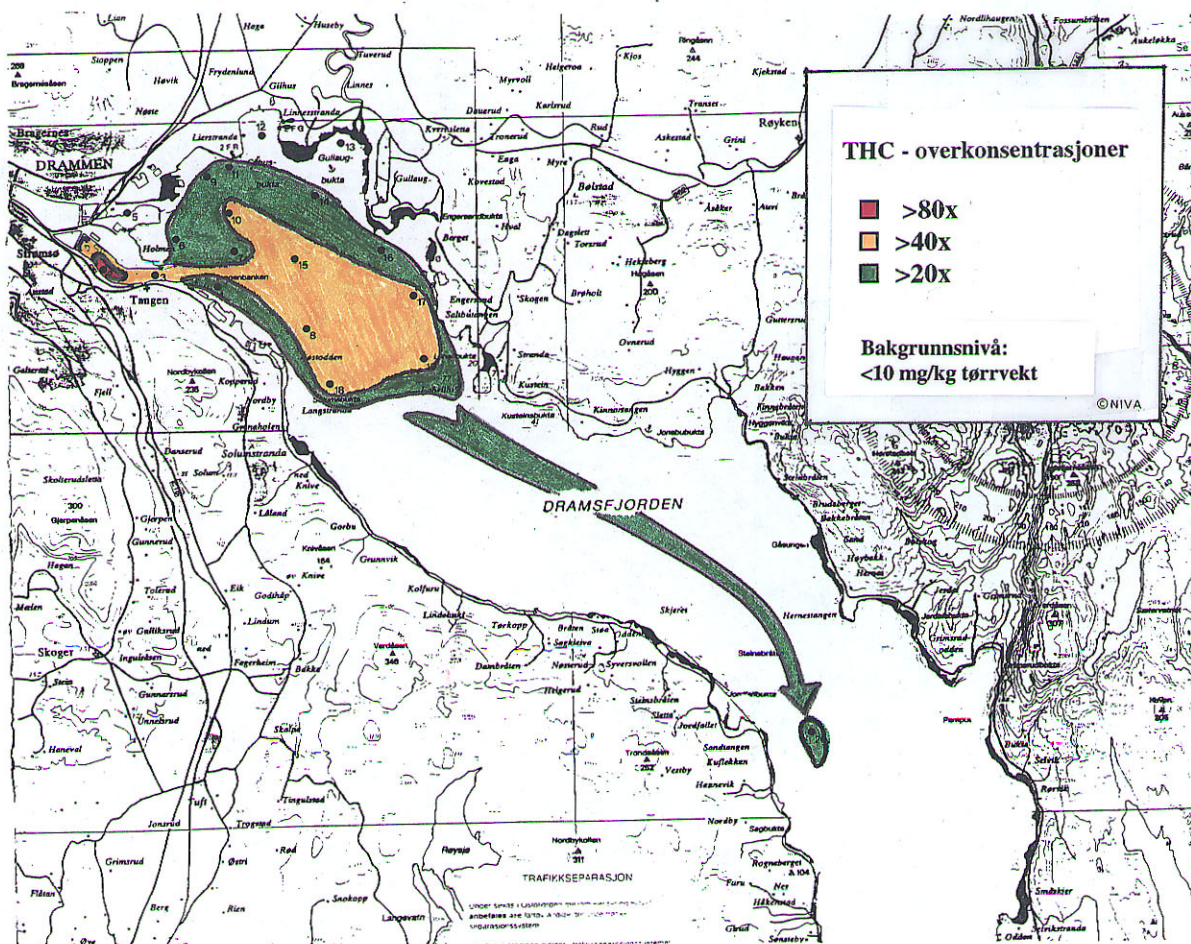
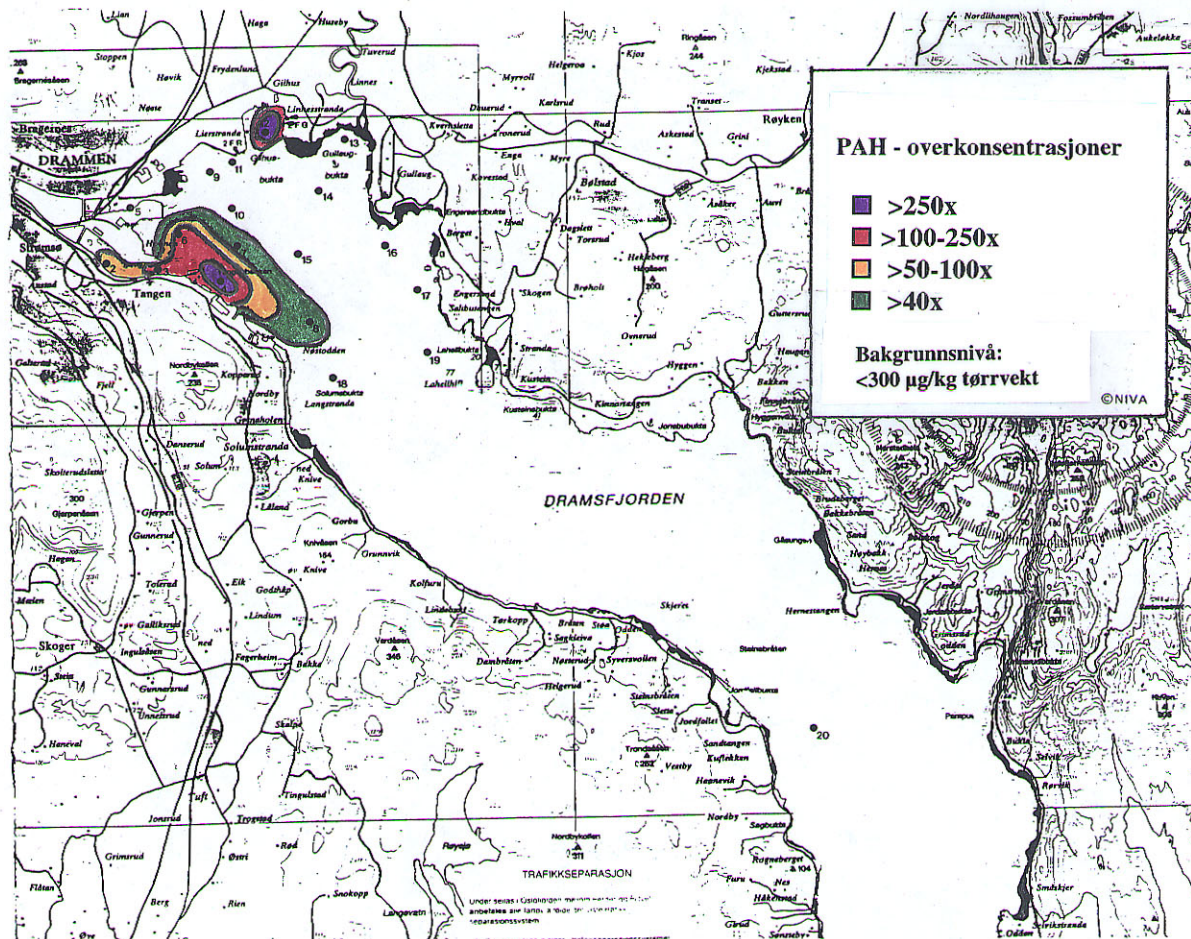
Vedleggsfigur 12. Forekomst og forholdet mellom sum PAH, di- og hetrocykliske forbindelser og KPAH i µg/kg tørrvekt i overflatesedimenter fra Drammensfjorden 1993. Merk; stasjon 12 ikke inkludert pga. enkstrem verdi (ca. 1100x st. 4).



Vedleggsfigur 13. Forekomst av THC i mg/kg tørrvekt i overflatesedimenter fra Drammensfjorden 1993. Merk; X = gjennomsnittet for alle stasjoner.







Simple Regression X 1: Hg ppm Y 1: Cd ppm

Count:	R:	R-squared:	Adj. R-squared:	RMS Residual:
18	,802	,643	,62	,089

Analysis of Variance Table

Source	DF:	Sum Squares:	Mean Square:	F-test:
REGRESSION	1	,229	,229	28,767
RESIDUAL	16	,127	,008	p = ,0001
TOTAL	17	,357		

Residual Information Table

SS[e(i)-e(i-1)]:	e ≥ 0:	e < 0:	DW test:
,308	11	7	2,42

Note: 2 cases deleted with missing values.

Simple Regression X 1: Hg ppm Y 1: Cd ppm

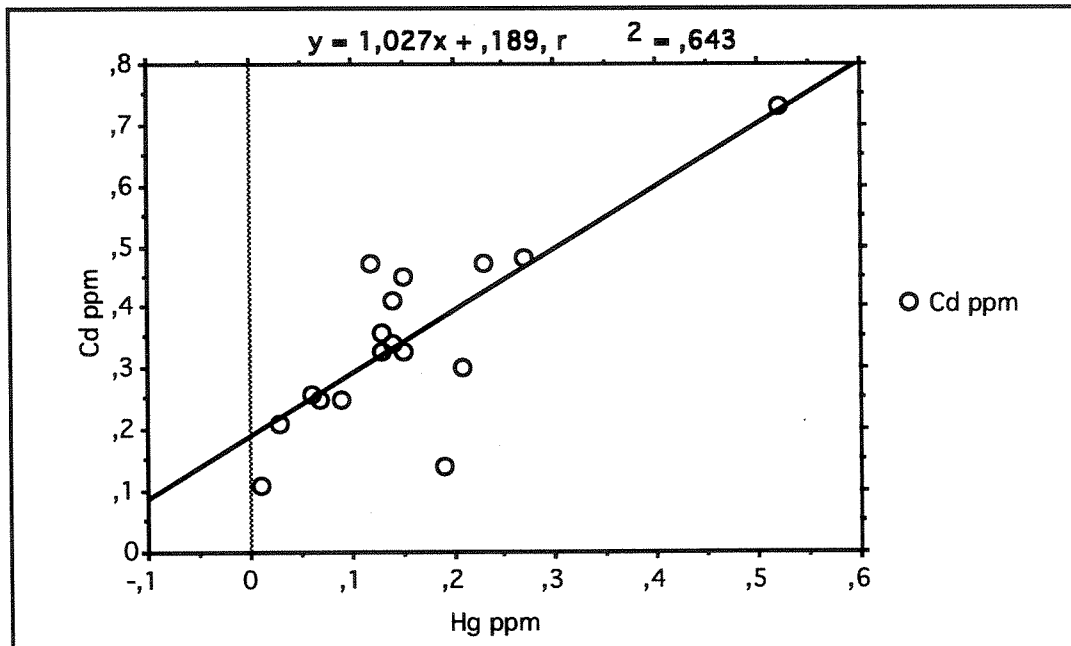
Beta Coefficient Table

Variable:	Coefficient:	Std. Err.:	Std. Coeff.:	t-Value:	Probability:
INTERCEPT	,189				
SLOPE	1,027	,192	,802	5,364	,0001

Confidence Intervals Table

Variable:	95% Lower:	95% Upper:	95% Lower:	95% Upper:
MEAN (X,Y)	,303	,392	,303	,392
SLOPE	,621	1,434	,621	1,434

Residual : Column 57 Std. Residual : Column 58 Fitted : Column 59 Predicted : Column 60



Simple Regression X 1: Cr Y 1: Ni

Count:	R:	R-squared:	Adj. R-squared:	RMS Residual:
18	,953	,908	,902	2,341

Analysis of Variance Table

Source	DF:	Sum Squares:	Mean Square:	F-test:
REGRESSION	1	867,726	867,726	158,275
RESIDUAL	16	87,718	5,482	p = ,0001
TOTAL	17	955,444		

Residual Information Table

SS[e(i)-e(i-1)]:	e ≥ 0:	e < 0:	DW test:
88,079	10	8	1,004

Note: 2 cases deleted with missing values.

Simple Regression X 1: Cr Y 1: Ni

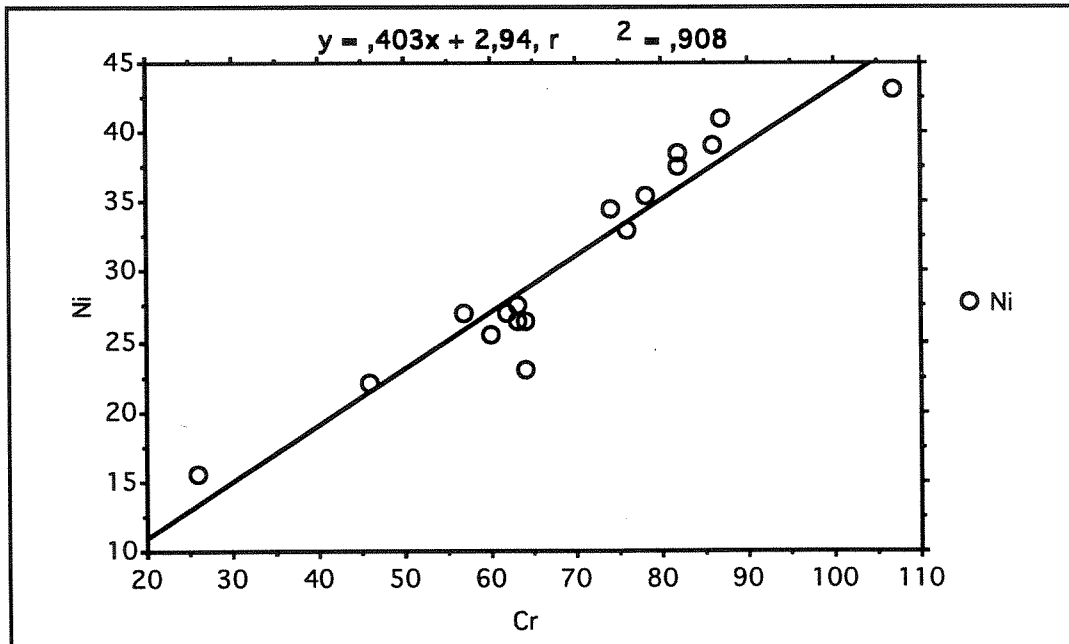
Beta Coefficient Table

Variable:	Coefficient:	Std. Err.:	Std. Coeff.:	t-Value:	Probability:
INTERCEPT	2,94				
SLOPE	,403	,032	,953	12,581	,0001

Confidence Intervals Table

Variable:	95% Lower:	95% Upper:	95% Lower:	95% Upper:
MEAN (X,Y)	29,774	32,114	29,774	32,114
SLOPE	,335	,471	,335	,471

Residual : Column 29 Std. Residual : Column 30 Fitted : Column 31 Predicted : Column 32



Simple Regression X 1: Cu ppm Y 1: Zn ppm

Count:	R:	R-squared:	Adj. R-squared:	RMS Residual:
18	,831	,691	,672	44,358

Analysis of Variance Table

Source	DF:	Sum Squares:	Mean Square:	F-test:
REGRESSION	1	70386,071	70386,071	35,772
RESIDUAL	16	31482,429	1967,652	p = ,0001
TOTAL	17	101868,5		

Residual Information Table

SS[e(i)-e(i-1)]:	e ≥ 0:	e < 0:	DW test:
70257,27	9	9	2,232

Note: 2 cases deleted with missing values.

Simple Regression X 1: Cu ppm Y 1: Zn ppm

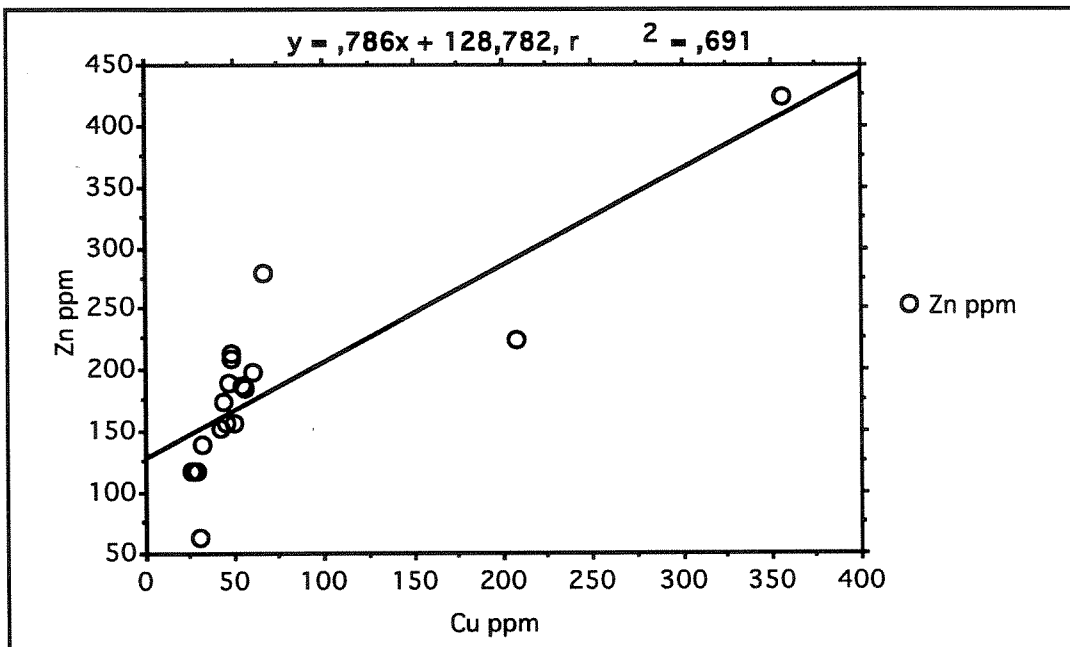
Beta Coefficient Table

Variable:	Coefficient:	Std. Err.:	Std. Coeff.:	t-Value:	Probability:
INTERCEPT	128,782				
SLOPE	,786	,131	,831	5,981	,0001

Confidence Intervals Table

Variable:	95% Lower:	95% Upper:	95% Lower:	95% Upper:
MEAN (X,Y)	161,669	205,998	161,669	205,998
SLOPE	,507	1,064	,507	1,064

Residual : Column 21 Std. Residual : Column 22 Fitted : Column 23 Predicted : Column 24



Simple Regression X 1: Cu ppm Y 1: Pb ppm

Count:	R:	R-squared:	Adj. R-squared:	RMS Residual:
18	,658	,433	,397	23,327

Analysis of Variance Table

Source	DF:	Sum Squares:	Mean Square:	F-test:
REGRESSION	1	6643,049	6643,049	12,208
RESIDUAL	16	8706,354	544,147	p = ,003
TOTAL	17	15349,403		

Residual Information Table

SS[e(i)-e(i-1)]:	e ≥ 0:	e < 0:	DW test:
19983,963	6	12	2,295

Note: 2 cases deleted with missing values.

Simple Regression X 1: Cu ppm Y 1: Pb ppm

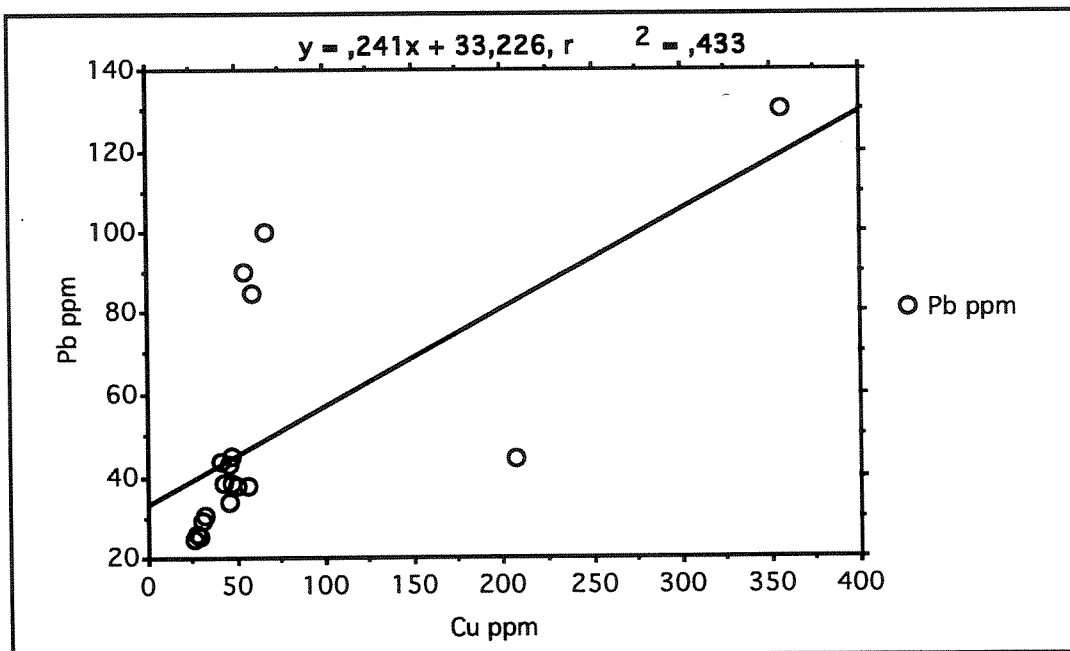
Beta Coefficient Table

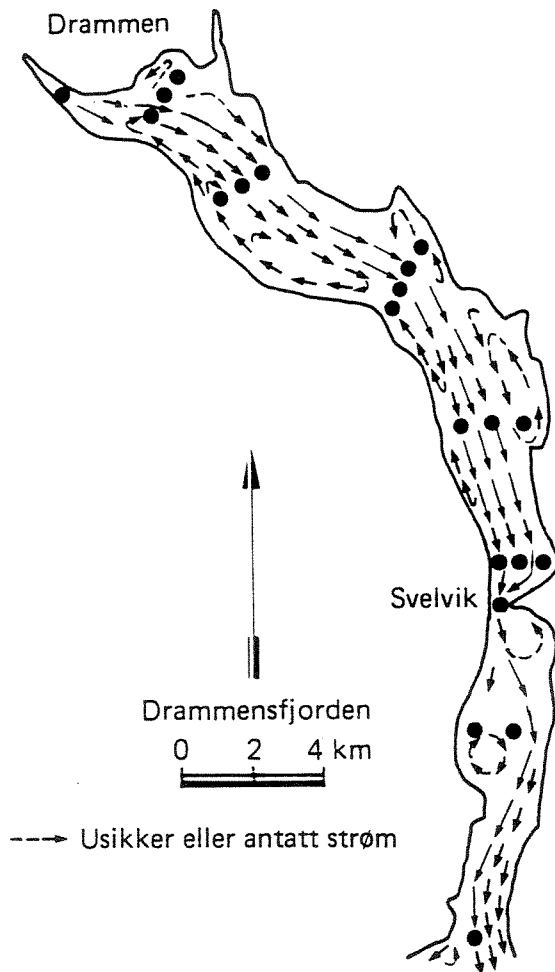
Variable:	Coefficient:	Std. Err.:	Std. Coeff.:	t-Value:	Probability:
INTERCEPT	33,226				
SLOPE	,241	,069	,658	3,494	,003

Confidence Intervals Table

Variable:	95% Lower:	95% Upper:	95% Lower:	95% Upper:
MEAN (X,Y)	38,483	61,795	38,483	61,795
SLOPE	,095	,388	,095	,388

Residual : Column 17 Std. Residual : Column 18 Fitted : Column 19 Predicted : Column 20





Figur 8. Forenklet bilde av overflatestrøm i Drammensfjorden.
(forholdene ved Svelvik er ved synkende vannstand). (Etter Magnusson og
Nes 1986)

Vedleggstabeller

Vedleggstabell 1.

Bakgrunnsdata for lokalisering av prøvestasjoner og beskrivelse av sedimentkjerner fra Indre Drammensfjord, prøvetatt 14.09.1993.

Prøve/ Stasjon kode	Posisjon			Vann Dyp m	Kjerne			Beskrivelse -kommentarer
	GPS N	GPS Ø	GPS tid		I cm	II cm	III cm	
St.2	59°44,055'	10°13,396'	12:20	12	42	22	50	Sort organisk slam i veksling med sort til gråsort sand, noe lysere sand på 20cm, mer leire nedover, mye fiber, H ₂ S, metan, olje.
St.3	59°43,914'	10°14,060'	12:45	7	31	31	28	Organisk rik topp m/ Beggiatoa, mye fiber, over mørk grå sandig leire, H ₂ S, metan.
St.4	59°43,871'	10°14,901'	13:00	27	15	15	35	Rødlig slam i topp m/ Beggiatoa, bioturbert til 3cm, over mørk grå grov sand, noe leire nedover, H ₂ S, metan, olje.
St.5	59°44,355'	10°13,700'	15:10	4	6	14	13	Brunlig topp over vekslede sort, grå og brun grov sand. Noe sort organisk?, olje.
St.6	59°44,153'	10°14,455'	14:34	33	46	46	46	Brunlig topp med Polychaeter og fecal pellets over mørk grå sandig/siltig leire, finere og lysere neover. Metan, olje på 5cm.
St.7	59°44,085'	10°15,091'	14:10	45	60	55	31	Sort slam m/ Beggiatoa i topp, bløt ned til 20cm, over gråsort sand m/fiber til 30cm. Derfra mørk grå sandig leire, H ₂ S, metan.
St.8	59°43,534'	10°16,157'	13:16	69	66	76	68	Sort bløtt slam i topp til 25cm, brunt fiberlag til 35cm. Derfra bløt mørk grå siltig leire, H ₂ S, metan.
St.9	59°44,575'	10°14,793'	16:10	26	55	59	52	1cm brunlig topp over 5cm mørk gråbrun til mørk grå siltig leire. Noe rødlig på 3cm. Vekslede grå nedover, H ₂ S, olje.
St.10	59°44,366'	10°14,970'	15:48	40	79	82	84	Topp med Polychaeter, sort bløt organisk rik til 48cm, derfra mørk grå siltig leire, lysere nedover, olje.
St.11	59°44,651'	10°15,137'	18:10	8	29	30	35	1cm brunlig slam over lys grå bioturbert siltig leire til 5cm. Derfra grå "homogen" leire ned. Mudret?
St.12	59°44,828'	10°15,678'	18:37	13	52	-	-	Grønnbrunt algelag m/ Beggiatoa på viskøs sort 10cm tjærelag over gråsort siltig leire med ca. 50% tjære-linser til 30cm. Spes. HC- lukt.
St.13	59°44,830'	10°16,890'	19:00	18	20	-	-	Topp brunlig grått slam 2cm m/Polychaeter over gradvis lysere og fastere siltig leire, noe sand i bunn. Grabb-prøve, sub-samles pga. kontam.
St.14	59°44,435'	10°16,390'	16:25	46	66	65	69	Sort bløtt slam, organisk rikt? ned til 16cm over mørk grå, gradvis lysere og fastere siltig leire, H ₂ S.
St.15	59°44,002'	10°16,059'	13:45	62	76	78	66	Gråsort sand til 30cm m/ skarp grense til mørk grå siltig salt leire, noe lysere ned, H ₂ S, olje på 3cm.
St.16	59°44,105'	10°17,051'	16:42	58	52	50	46	Sort bløtt slam, organisk rikt? ned til 13cm over mørk grå, gradvis lysere og fastere siltig leire, H ₂ S.
St.17	59°43,375'	10°17,812'	16:58	63	60	60	68	Sort bløtt slam, organisk rikt?, gradvis fastere ned til 30cm over mørk grå til lysere og fastere siltig leire mot bunnen, H ₂ S, olje.
St.18	59°43,215'	10°16,433'	17:40	71	60	68	52	Sort bløtt slam, organisk rikt? ned til 30cm over mørk grå siltig leire nedover. Sand i bunnen, H ₂ S, metan, olje.
St.19	59°43,255'	10°17,912'	17:11	76	70	70	70	Sort bløtt slam, organisk rikt? ned til 12cm over mørk grå til sort, gradvis lysere og fastere siltig leire. Lys grå leire, salt fra 55cm, H ₂ S.
St.20ref.	59°40,276'	10°24,459'	19:40	110	25	-	-	Sort bløtt organisk slam over sort siltig leire, H ₂ S, metan, olje?. Grabb-prøve, sub-samles pga. kontam.

Vedleggstabell 2. Konsentrasjoner målt for metaller (Hg, Cd, Pb, Cu, Zn, Ni, Cr og As) i overflatesedimenter (0 - 2 cm) fra Indre Drammensfjord 1993, gitt i mg/kg tørt sediment.

Stasjon	Hg	Cd	Cr	Cu	Pb	Ni	Zn	As
St. 2	0,23	0,47	46	47,5	38,5	22,0	210	2,7
St. 3	0,12	0,47	60	47,5	45,0	25,5	214	6,9
St. 4	0,13	0,33	57	356,0	130,0	27,0	423	7,3
St. 5	0,01	0,11	26	29,5	29,5	15,5	64	2,5
St. 6	0,27	0,48	82	66,5	100,0	38,5	279	15,8
St. 7	0,14	0,34	62	55,5	37,5	27,0	186	6,0
St. 8	0,15	0,45	74	207,0	44,0	34,5	225	10,8
St. 9	0,21	0,30	87	54,0	90,0	41,0	188	13,5
St. 10	0,14	0,41	86	46,0	43,0	39,0	189	11,5
St. 11	0,19	0,14	82	41,5	43,5	37,5	153	19,7
St. 12	Tjære							
St. 13	0,03	0,21	74	26,0	24,5	34,5	118	14,6
St. 14	0,06	0,26	78	32,0	30,5	35,5	139	7,7
St. 15	0,15	0,33	63	49,5	38,0	26,5	158	11,8
St. 16	0,07	0,25	64	28,0	25,0	26,5	117	7,1
St. 17	0,09	0,25	64	26,5	26,0	23,0	117	3,6
St. 18	0,13	0,36	63	45,5	34,0	27,5	157	7,7
St. 19	0,13	0,36	76	43,0	38,5	33,0	174	7,1
St. 20	0,52	0,73	107	59,5	85,0	43,0	198	13,1

Vedleggstabell 3.

Konsentrasjoner målt for enkeltkongenerer av PCB (IUPAC no.) i overflatesedimenter (0-2 cm) og beregnet total PCB fra Indre Drammensfjord 1993, gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment. Merk ! Ikke analysert = i.a. og deteksjonsgrense 0.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt.

PCB IUPAC no.													
Stasjon	#28	#52	#101	#105	#118	#138	#153	#156	#180	#209	PCB7	PCB10	TOTPCB
St.2	3.1	1.8	1.7	<0.5	1.5	2.5	2.7	<0.5	1.9	<0.5	15.2	15.2	30.4
St.3	3.3	1.8	1.9	<0.5	1.6	2.8	2.8	<0.5	2.0	<0.5	16.2	16.2	32.4
St.4	2.1	3.0	4.9	<0.5	3.0	7.4	8.7	<0.5	5.9	<0.5	35.0	35.0	70.0
St.5	0.9	1.0	1.6	<0.5	1.3	2.1	1.9	<0.5	1.3	<0.5	10.1	10.1	20.2
St.6	1.5	5.6	12.1	<0.5	9.4	11.0	9.0	1.8	3.6	<0.5	52.2	54.0	104.4
St.7	1.2	0.8	1.4	<0.5	1.2	2.6	2.7	<0.5	2.1	<0.5	12.0	12.0	24.0
St.8	1.7	2.2	3.7	<0.5	2.5	4.6	6.8	<0.5	5.3	<0.5	26.8	26.8	53.6
St.9	3.0	2.0	2.4	<0.5	2.1	4.7	5.1	<0.5	4.1	<0.5	23.4	23.4	46.8
St.10	1.9	1.4	1.8	<0.5	1.7	2.9	2.9	<0.5	2.2	<0.5	14.8	14.8	29.6
St.11	1.6	0.9	1.5	<0.5	1.4	4.0	4.1	<0.5	3.6	<0.5	17.1	17.1	34.2
St.12	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	0.0	0.0	0.0
St.13	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.0	0.0	0.0
St.14	0.5	0.5	0.8	<0.5	0.9	1.5	1.4	<0.5	1.0	<0.5	6.6	6.6	13.2
St.15	2.0	2.1	1.8	<0.5	1.5	2.4	2.4	<0.5	1.8	<0.5	14.0	14.0	28.0
St.16	0.6	0.5	0.7	<0.5	0.8	1.2	1.1	<0.5	0.9	<0.5	5.8	5.8	11.6
St.17	0.8	0.7	0.8	<0.5	1.0	1.5	1.4	<0.5	1.2	<0.5	7.4	7.4	14.8
St.18	0.5	0.5	1.8	<0.5	1.7	3.6	3.7	<0.5	2.9	<0.5	14.7	14.7	29.4
St.19	0.8	1.2	2.0	<0.5	1.8	2.8	2.6	<0.5	1.7	<0.5	12.9	12.9	25.8
St.20	2.7	4.3	5.3	<0.5	4.0	6.3	6.0	<0.5	3.9	<0.5	32.5	32.5	65.0
Snitt											18.6	18.7	37.3

Vedleggstabell 4.

Konsentrasjoner målt for utvalgte klororganiske forbindelser i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Indre Drammensfjord 1992, gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment. Merk ! Ikke analysert = i.a., M = maskert og deteksjonsgrense 0.5 $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt.

Stasjon	α -HCH	γ -HCH	5CB	HCB	OCS	DDE	DDD	Σ DDT
St.2	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	<0.5	1.1	1.0	2.1
St.3	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.2	1.0	2.2
St.4	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	<0.5	0.5
St.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	-
St.6	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	<0.5	2.3	1.5	3.8
St.7	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	<0.5	1.1	<0.5	1.1
St.8	<0.5	<0.5	M	0.5	<0.5	1.6	<0.5	1.6
St.9	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.7	<0.5	1.7
St.10	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.9	<0.5	1.9
St.11	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	<0.5	1.2	<0.5	1.2
St.12	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	-
St.13	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	3.2	0.9	4.1
St.14	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	2.5	1.6	4.1
St.15	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.3	1.0	2.3
St.16	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.7	0.8	2.5
St.17	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.5	1.2	2.7
St.18	<0.5	<0.5	M	<0.5	<0.5	1.3	<0.5	1.3
St.19	<0.5	<0.5	M	<0.5	<0.5	1.7	2.7	4.4
St.20	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	2.4	5.5	7.9

Vedleggstabell 5.

Konsentrasjoner av THC målt i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Indre Drammensfjord 1993, gitt i mg/kg tørt sediment.

Stasjon	THC	Stasjon	THC
2	806	11	290
3	701	13	52.1
4	250	14	257
5	104	15	505
6	199	16	310
7	376	17	434
8	483	18	699
9	369	19	538
10	365	20	353
Gj. snitt (n=18)			373

Vedleggstabell 6. Konsentrasjoner målt for enkeltforbindelser av PAH og beregnede parametere i overflatesedimenter (0-2 cm) fra Indre Drammensfjord 1993, gitt i $\mu\text{g}/\text{kg}$ tørt sediment. St. 12 er beskrevet i notat vedlegg 6.

Komponent	St.2	St.3	St.4	St.5	St.6	St.7	St.8	St.9	St.10
Naftalen	116	81	605	374	204				
2-Metylnaftalen	180	158	398	46	153	61			
1-Metylnaftalen	133	121	401	18	106	39			
Bifenyl	510	6	201						
2,6-Dimetylnaftalen	612	366	490	28	262	288			
Acenaftalen	986	893	770	351	715	360			
Acenaften	720	1320	2330	525	521	630	67		
2,3,5-Trimetylnaftalen							93		
Fluoren	145	182	1216		260	182	108		
Fenantren	1100	2900	11400	488	312	252	2110	53	
Antracen	182	662	2070	662	427	1680	407	47	35
1-Metylfenantren	233	319	703	473	322	132	1548	35	
Fluoranten	2750	5270	12900	662	6070	2030	1120	286	184
Pyren	1780	3600	8040	473	4690	1340	1340	203	119
Benz(a)antracen*	1750	3030	4730	294	2395	760	1130	128	78
Trifenylen/Chysen	2830	3643	6660	881	3780	1750	1580	145	108
Benzo(j,k+b)fluoranten*	4990	8130	12295	1193	7660	2580	1141	456	391
Benzo(e)pyren	1690	2580	4240	611	3120	918	670	182	145
Benzo(a)pyren*	1870	3430	5000	630	3430	375	730	188	130
Perylen	755	1220	1440	271	1030	405	166	64	51
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	1970	3500	3720	287	3780	440	288	164	122
Dibenz.(a,c/a,h)antracen*	322	606	817		315		154	28	29
Benzo(ghi)perylene	2073	3760	3670	343	4730	1040	372	161	126
Total PAH	27697	45777	84096	8610	44282	15262	13024	2140	1518
Sum PAH	24295	42650	77685	7268	42061	13702	12756	2140	1518
Sum di/hetro	3402	3127	6411	1342	2221	1560	268	0	0
Sum KPAH	10902	18696	26562	2404	17580	4155	3443	964	750
%KPAH av Sum PAH	45	44	34	33	42	30	27	45	49

Vedleggstabell 6. Fortsetter.

Komponent	St.11	St.13	St.14	St.15	St.16	St.17	St.18	St.19	St.20
Naftalen									
2-Metylnaftalen									
1-Metylnaftalen									
Bifenyli				6	9				
2,6-Dimetylnaftalen			24	5			28		
Acenaftylen									
Acenaften			11	33		12	14		
2,3,5-Trimetylnaftalen									
Fluoren				17		7	8		
Fenantren			35	190	13	12	27	81	
Antracen	41		26	66	13	13	18	25	19
1-Metylfenantren			18	44	15	15	20	18	13
Fluoranten	216		127	399	53	50	86	59	77
Pyren	149		82	259	38	44	62	51	97
Benz(a)antracen*	82	7	75	237	38	34	55	74	89
Trifenylen/Chysen	108	13	84	227	51	51	69	71	87
Benzo(j,k+b)fluoranten*	435	29	125	401	105	107	146	152	250
Benzo(e)pyren	162	12	54	151	45	48	60	62	93
Benzo(a)pyren*	154	14	55	193	49	47	65	56	83
Perylen	67	11	29	64	18	19	27	26	40
Indeno(1,2,3-cd)pyren*	152	23	60	178	49	50	70	80	144
Dibenz.(a,c/a,h)antracen*	31		15	35	14	14	17	14	23
Benzo(ghi)perylene	154	10	47	131	38	40	53	62	104
Total PAH	1751	119	867	2636	548	563	825	831	1119
Sum PAH	1751	119	832	2575	539	544	775	831	1119
Sum di/hetro	0	0	35	61	9	19	50	0	0
Sum KPAH	854	73	330	1044	255	252	353	376	589
%KPAH av Sum PAH	49	61	40	41	47	46	46	45	53

Vedleggstabell 7. Prosentandeler for enkeltkongenerer av PCB og grupper mht. kloreringsgrad (profil) i overflatesedimenter fra Drammensfjorden 1993 (avrundete verdier). Merk! (*) = ikke analysert, (**) = ikke kvantifisert, (1) = inkl. pentaklorert #105, (2) = inkl. heksaklorert #156 og (3) = inkl. dekaklorert #209.

Stasjon	#28	#52	Σ3+4	#101	#118	Σ5 ¹	#138	#153	Σ6 ²	#180	Σ>7 ³
St.2	20	12	32	11	10	21	16	18	34	13	13
St.3	20	11	31	12	10	22	17	17	34	12	12
St.4	6	9	15	14	9	23	21	25	46	17	17
St.5	9	10	19	16	13	29	21	19	40	13	13
St.6	3	10	13	22	17	39	20	20	40	7	7
St.7	10	7	17	12	10	22	22	23	45	18	18
St.8	6	8	14	14	9	23	17	25	42	20	20
St.9	13	9	22	10	9	19	20	22	42	18	18
St.10	13	9	22	12	11	23	20	20	40	15	15
St.11	9	5	14	9	8	17	23	24	47	21	21
St.12*	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St.13**	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
St.14	8	8	16	12	14	26	23	21	44	15	15
St.15	14	15	29	13	11	24	17	17	34	13	13
St.16	10	9	19	12	14	26	21	19	40	16	16
St.17	11	9	20	11	14	25	20	19	40	16	16
St.18	3	3	6	12	12	24	24	25	49	20	20
St.19	6	9	15	16	14	30	22	20	42	13	13
St.20	8	13	21	16	12	28	19	18	37	12	12

Vedleggstabell 8. Antatte og foreslåtte bakgrunnsverdeier/normalverdier for de undersøkte tungmetaller, andre metaller, hjelpeparametere og organiske miljøgiftene i finkornige fjordsedimenter og marine sedimenter. * usikre angivelser pga. manglende eller entydige data.

Komponent	Konsentrasjon	Kommentar-referanse
Arsen-As	15 ± 5 mg/kg t.v.	① ② ③ ④ ⑤
Bly-Pb	20 ± 10 mg/kg t.v.	① ② ③ ④ ⑤
Kadmium-Cd	0.2 ± 0.05 mg/kg t.v.	① ② ③ ④ ⑤
Kobber-Cu	25 ± 10 mg/kg t.v.	① ② ③ ④ ⑤
Krom-Cr	50 ± 20 mg/kg t.v.	① ② ③ ④ ⑤
Kvikksølv-Hg	0.1 ± 0.05 mg/kg t.v.	① ② ③ ④ ⑤
Nikkel-Ni	20 ± 10 mg/kg t.v.	① ② ③ ④ ⑤
Sink-Zn	100 ± 50 mg/kg t.v.	① ② ③ ④ ⑤
THC	5-10 mg/kg t.v.	⑥
ΣPAH	<300 µg/kg t.v.	② ③ ④ ⑤
B(a)P	<10 µg/kg t.v.	① ② ③ ④ ⑤
Tot. PCB	<5 µg/kg t.v.	③ ④ ⑤
5CB*	<0.5 µg/kg t.v.	10% av tot. PCB ⑦
HCB	<0.5 µg/kg t.v.	10% av tot. PCB ① ③ ④ ⑤
OCS*	<0.5 µg/kg t.v.	Anslag 10% av tot. PCB
ΣDDT*	<0.3-0.5 µg/kg t.v.	Foreløpig anslag ⑧
α-HCH*	<0.5 µg/kg t.v.	Anslag 10% av tot. PCB
γ-HCH*	<0.5 µg/kg t.v.	Anslag 10% av tot. PCB

① Knutzen og Skei 1990, ② Knutzen 1992, ③ Knutzen et al. 1993, ④ Rygg og Thélin 1993a, ⑤ Rygg og Thélin 1993b, ⑥ Kaarstad og Tefler 1991, ⑦ Næs og Oug 1991, ⑧ Konieczny 1992b.

Vedleggstabell 9. Klassifisering av tilstand og forurensningsgrad (untatt THC) i marine sedimenters øvre lag med hensyn til utvalgte miljøgifter modifisert etter Knutzen og Skei 1990, Kaarstad og Tefler 1991, Næs og Oug 1991, Knutzen 1992, Knutzen et al. 1993, Rygg og Thelin 1993a, 1993b. * usikre angivelser pga. manglende eller entydige data.

Komponent	Klasse I "God"	Klasse II "Mindre god"	Klasse III "Nokså dårlig"	Klasse IV "Dårlig"	Klasse V "Meget dårlig"
As (mg/kg)	<20	20-80	80-400	400-1000	>1000
Pb (mg/kg)	<30	30-120	120-600	600-1500	>1500
Cd (mg/kg)	<0.25	0.25-1	1-5	5-10	>10
Cu (mg/kg)	<35	35-150	150-700	700-1500	>1500
Cr (mg/kg)	<70	70-300	300-1500	1500-5000	>5000
Hg (mg/kg)	<0.15	0.15-0.6	0.6-3	3-5	>5
Ni (mg/kg)	<30	30-130	130-600	600-1500	>1500
Zn (mg/kg)	<150	150-700	700-3000	3000-10000	>10000
THC (mg/kg)	<10	10-100	100-1000	1000-10000	>10000
ΣPAH (mg/kg)	<0.3	0.3-2	2-6	6-20	>20
B(a)P (µg/kg)	<10	10-50	50-200	200-500	>500
ΣPCB (µg/kg)	<5	5-25	25-100	100-300	>300
5CB (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
HCB (µg/kg)	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
OCS (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
ΣDDT (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
α-HCH (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
γ-HCH (µg/kg)*	<0.5	0.5-2.5	2.5-10	10-50	>50
Forurensningsgrad	Grad 1 "Lite"	Grad 2 "Moderat"	Grad 3 "Markert"	Grad 4 "Sterk"	Grad 5 "Meget sterk"
Overkons.	<1	1-4	4-20	20-80	>80

Vedleggstabell 10: Analyseresultater sjaktprøver Holmen
 (analysene er utført hos NIVA, se metodebeskrivelse i vedlegg 1-5,
 bortsett fra arsen-analyser utført av NAC)

Komponent	Sjakt 4C	Sjakt E1
Cd (mg/kg)	0,06	0,05
Cr (mg/kg)	24	22
Cu (mg/kg)	6,5	5,6
Hg (mg/kg)	0,38	< 0,01
Ni (mg/kg)	8,1	6,8
Pb (mg/kg)	13,8	14,1
Zn (mg/kg)	29,8	26,9
As (mg/kg)	< 26,0	< 24,0
Sum PAH ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	229	248
Sum KPAH ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	138	127
% KPAH	60,2	51,2
Sum PCB ($\mu\text{g}/\text{kg}$)	< 0,2	< 0,2

Vedlegg

Vedlegg 1

Metodikk og rådata for analyse av tungmetaller i sedimenter og løsmasseprøver ved NIVA.

Analysemetodikk metaller

Akkreditert metode E 10-2 NIVA - Metaller, flussyreopplutning.

Denne metoden anvendes ved totalopplutning av slam og sedimenter som skal analyseres mht. metaller. Metoden benyttes for følgende metaller (ikke kvikksølv, Hg): aluminium (Al), kalsium (Ca), kadmium (Cd), kobolt (Co), krom (Cr), jern (Fe), kalium (K), litium (Li), magnesium (Mg), mangan (Mn), natrium (Na), nikkel (Ni), bly (Pb), vanadium (V), og sink (Zn).

Prinsipp: Maksimum 200 mg frysetørket, homogenisert prøve veies inn i en teflonbombe og tilsettes kongevann og flussyre. Beholderen lukkes og prøven oppsluttes i mikrobølgeovn, lukket system. Etter avkjøling overføres innholdet til en 100 ml målekolbe som på forhånd er tilsatt et overskudd av borsyre. Prøven fortynnes med avionisert vann og rystes på rystemaskin til borsyren er løst. Bestemmelsen av metaller foretas på den klare væskefasen ved atomabsorpsjon i flamme eller med grafittovn.

Akkreditert metode E 4-2 NIVA - Kvikksølv, kalddamp atomabsorpsjon.

Denne metoden anvendes til avløpsvann, slam, sedimenter og biologisk materiale. Kvikksølv analyseres i våt prøve så raskt som mulig etter prøvetaking eller i homogenisert, frysetørret prøve. Tørking i varmeskap over 80 °C bør unngås p.g.a. tap av flyktige organiske kvikksølvforbindelser og fordampning av metallisk kvikksølv. Deteksjonsgrense for avløpsvann er 0.1 µg/l, og for faste prøver ved innveing av 1 g tørket materiale 0.01 µg/g.

Prinsipp: En nøyaktig innveid mengde prøve oppsluttes ved autoklaving med salpetersyre. Organisk bundet kvikksølv oksyderes til toverdig kvikksølv i ioneform (Hg⁺⁺). Deretter reduseres kvikksølvet til elementær tilstand med tinnklorid, og drives ut som damp ved hjelp av helium som bæregass. Kvikksølvet amalgamerer på gullfellen, og blir senere frigjort ved elektrotermisk oppvarming av denne. Bæregassen fører kvikksølvdampen gjennom kvartskyvetten hvor absorbanse måles ved 253.7 nm ved kalddamp atomabsorpsjon.

ANALYSERESULTATER fra NIVAS LIMS.

Rapportert: 24/01-94

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

Kontaktperson : **RMK** Prosjektnr : **O 93208** Stikkord : **Drammen**
 Rekvisisjonsnr: **1993-04640** Godkjent av: **IMB** Godkjent dato: **940124**
 Rekvisisjon registrert : **930927**

Analysevariabel	Cd-Sm µg/g E2	Cr-Sm µg/g E2	Cu-Sm µg/g E2	Hg-Sm µg/g E4-2	Ni-Sm µg/g E2	Pb-Sm µg/g E2	Zn/fl-Sm µg/g
PrNr PrDato Merking							
001 930914 St2 0-2cm	0.47	46	47.5	0.23	22.0	38.5	210
002 930914 St3 0-2cm	0.47	60	47.5	0.12	25.5	45.0	214
003 930914 St4 0-2cm	0.33	57	356	0.13	27.0	130	423
004 930914 St5 0-2cm	0.11	26	29.5	0.01	15.5	29.5	64
005 930914 St6 0-2cm	0.48	89	66.5	0.27	38.5	100	279
006 930914 St7 0-2cm	0.34	62	55.5	0.14	27.0	37.5	186
007 930914 St8 0-2cm	0.45	74	207	0.15	34.5	44.0	225
008 930914 St9 0-2cm	0.30	87	51.0	0.21	41.0	90	188
009 930914 St10 0-2cm	0.41	86	46.0	0.14	39.0	43.0	189
010 930914 St11 0-2cm	0.14	82	41.5	0.19	37.5	43.5	153
012 930914 St13 0-2cm	0.21	74	26.0	0.03	34.5	24.5	118
013 930914 St14 0-2cm	0.26	78	32.0	0.06	35.5	30.5	139
014 930914 St15 0-2cm	0.33	63	49.5	0.15	26.5	38.0	158
015 930914 St16 0-2cm	0.25	64	28.0	0.07	26.5	25.0	117
016 930914 St17 0-2cm	0.25	64	26.5	0.09	23.0	26.0	117
017 930914 St18 0-2cm	0.36	63	45.5	0.13	27.5	34.0	154
018 930914 St19 0-2cm	0.36	76	43.0	0.13	33.0	38.5	174
019 930914 St20 0-2cm	0.73	107	59.5	0.52	43.0	85	198

Rapportert: 12/01-94

ANALYSERESULTATER fra NIVAS LIMS.

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

Kontaktperson : RMK Prosjektnr : O 93208 Stikkord : Drammen
Rekvisisjonsnr: 1993-04795 Godkjent av: IMB Godkjent dato: 940112
Rekvisisjon registrert : 931008

Analysevariabel	Cd-Sm µg/g E2	Cr-Sm µg/g E2	Cu-Sm µg/g E2	Hg-Sm µg/g E4-2	Ni-Sm µg/g E2	Pb-Sm µg/g E2	Zn/fl-Sm µg/g
PrNr PrDato Merking							
001 931004 Dr.fj. 4C/2cm	0.06	24	6.5	0.38	8.1	13.8	29.8
002 Dr.fj. E1	0.05	22	5.6	<0.01	6.8	14.1	26.9

As-bestemmelse i sediment ved bruk av grafittovn-atomabsorbsjonspektrofotometri

Sedimentprøver oppsluttes med salpetersyre i autoklav og fortynnes med ionebyttet vann. Til bestemmelse av As benyttes grafittovn av typen Perkin Elmer 4100 ZL (med Zeeman bakgrunnskorreksjon). Det benyttes standard addisjon av hver prøve som kalibreringsteknikk. Metodens nøyaktighet blir indikert utfra bestemmelse av det sertifiserte referansematerialet BCSS-1, som foruten å ha sammenlignbar matriks (sediment) også lå i samme konsentrasjonsområde som prøvene: 11,1 - 1,4 mg As /kg tørt sediment. NIVAs bestemmelse av ref. materialet 9,8 mg As/kg tørt sediment, lå innenfor referansematerialet usikkerhetsnivå.

Vedlegg 2

Rådata for analyse av arsen (As) i sedimenter og løsmasseprøver ved NAC.

Rådata for analyse av arsen (As) i sedimenter (NIVA) og løsmasseprøver (NAC)

Sedimenter (NIVA):

Prøve	ug/l i løsn.	vekt	ug/g	
YKX 1	14.3	0.5322	2.7	AS analysert på grafittovn-AAS
2	34.9	0.507	6.9	
3	37.6	0.5144	7.3	
4	13.1	0.527	2.5	
5	79	0.5008	15.8	
6	26.8	0.4439	6.0	
7	55	0.5116	10.8	
8	69.1	0.5107	13.5	
9	59.4	0.517	11.5	
10	100	0.5072	19.7	
12	82.5	0.5633	14.6	
13	37.7	0.4909	7.7	
14	59.6	0.5066	11.8	
15	34	0.4817	7.1	
16	18.6	0.5098	3.6	
17	24.4	0.3169	7.7	Sann
18	35.9	0.506	7.1	verdi:
19	66	0.5028	13.1	
PACS	2120	0.8929	237.4	211+-11
BCSS	104.5	1.0615	9.8	11.1+-1.4

Løsmasseprøver (NAC):

Prøve nr. 1 (C4) (YSP-1) < 26 mg/kg
 Prøve nr. 2 (E1) (YSP-2) < 24 mg/kg

Vedlegg 3

SINTEF analyserapport; metodikk THC, resultater THC og karakteristik av tjæreprøve fra Gilhusbukta, stasjon 12.

NIVA
Postboks 69 Korsvoll
0808 Oslo

Att.. Roger Konieczny

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.:
O-93208

Vår ref.:
FOR/270090.15

Direkte innvalg:
22067632

Oslo,
1993-12-07

Oppdrag nr.:
270090.15

Prøveserie.:
1993.126

Oppdragets tittel:

ANALYSER AV THC I SEDIMENTER FRA DRAMMENSFJORDEN

Sammendrag

Gasskromatografisk analyse av 18 sedimentprøver fra Drammen havn viser at prøvene inneholder upolare hydrokarboner i kokepunktområdet ca. 270°- 490°C. Mengden hydrokarboner varierer fra 52 til 806 mg/kg tørt sediment. Det kan ikke fastslås at prøvene inneholder hydrokarboner av typen mineralolje.

Prøven fra St.12, Gilhusbukta ble vha. GC/MS analyse karakterisert som et tjæreprodukt.

Innledning

Totalt ble 19 sedimentprøver fra Drammen havn mottatt den 18.10.93. Totalmengde hydrokarboner skulle bestemmes i 18 av sedimentprøvene. Prøven merket St.12 Gilhusbukta, Drammen skulle karakteriseres med GC-MS (bestemmelse av hovedkomponenter). Eventuelt skulle denne prøven videre analyseres for THC, NPD og biomarkører.

Prøvebeskrivelse

Nr.	Prøvenavn:	Beskrivelse
1	St.2 Drammen 0-2 cm	Våt prøve, lukter H ₂ S
2	St.3 Drammen 0-2 cm YKX2	Våt prøve, lukter fordervet mat
3	St.4 Drammen 0-2 cm YKX3	Våt prøve
4	St.5 Drammen 0-2 cm YKX4	Våt prøve, lukter en aning H ₂ S
5	St.6 Drammen 0-2 cm YKX5	Svært våt prøve, lukter ufriskt
6	St.7 Drammen 0-2 cm YKX6	Svært våt prøve
7	St.8 Drammen 0-2 cm YKX7	Svært våt prøve
8	St.9 Drammen 0-2 cm YKX8	Våt prøve, lukter ufriskt
9	St.10 Drammen 0-2 cm YKX9	Svært våt prøve

10	St.11 Drammen 0-2 cm	YKX10	Våt prøve, lukter ufriskt
11	St.12 Drammen 0-2 cm	YKX11	Sort flytende prøve, seig (Gilhusbukta)*
12	St.13 Drammen 0-2 cm	YKX12	Våt prøve, lukter ufriskt
13	St.14 Drammen 0-2 cm	YKX13	Svært våt prøve, lukter ufriskt
14	St.15 Drammen 0-2 cm	YKX14	Svært våt prøve
15	St.16 Drammen 0-2 cm	YKX15	Svært våt prøve, lukter fiskemel
16	St.17 Drammen 0-2 cm	YKX16	Svært våt prøve, lukter fiskemel
17	St.18 Drammen 0-2 cm	YKX17	Svært våt prøve, lukter råttent fiskemel
18	St.19 Drammen 0-2 cm	YKX18 Grabb	Svært våt prøve, lukter fiskemel, stikkende
19	St.20 Drammen 0-2 cm	Ref YKX19 Grabb	Svært våt prøve, grå leireaktig

* Prøven ble innveid i avtrekk. Lukten er derfor ikke registrert.

Ekspérimentelt

(Gjelder samtlige sedimentprøver untatt St.12, Gilhusbukta).

Opparbeidingsprosedyren er basert på en metode som har vært i bruk ved SI siden 1978 og som senere er blitt anbefalt av "The Intergovernmental Oceanographic Commission" ("The Determination of Petroleum Hydrocarbons in Sediments, UNESCO 1982").

Ca 5 - 50 g vått sediment forsåpes med 80 ml 0.5 N metanolisk NaOH under koking med tilbaketilbakekjøling i 2 timer. Etter forsåpning filtreres prøvene med sug og vaskes med 50 ml metanol og 75 ml diklormetan (første ekstraksjonsvolum). Filtratet overføres til skilletrakt og rystes.

Diklormetanfasen tappes av og filtratet ekstraheres ytterligere en gang med 50 ml diklormetan. Det samlede diklormetane-kstraktet tørkes med natriumsulfat (Na_2SO_4), oppkonsentreres og polare komponenter fjernes ved kromatografering på Bond-Elut Silica kolonne (Analytichem International). Etter eluering med hexan fra Bond Elut blir ekstraktene oppkonsentrert til et passende volum og analysert med gasskromatografi (GC).

Gasskromatografi benyttes til å bestemme prøvens innhold av hydrokarboner. Kvantifiseringen gjøres med en flammeionisasjonsdetektor. Detektorresponsen (arealet) fra prøven sammenlignes med responsen fra en kjent standard. Arealet måles i kokepunktområdet n-C₁₀ til n-C₄₀ alkan. Marin diesel er benyttet som standard i denne analysen.

GC-analysen gir i tillegg til mengdeangivelsen, også et GC-kromatogram som gir et "fingeravtrykk" av ulike oljetyper. Dette kan benyttes til identifikasjon av hva slags olje som foreligger.

Mengden av det ekstraherte materialet er angitt i mg/kg tørt sediment (ppm). Tørrvekten av sedimentprøvene ble bestemt ved at en aliquot av prøven ble tørket i to døgn ved 105°C.

Ekspérimentelt

(Sedimentprøve St.12, Gilhusbukta).

5 g vått prøvemateriale ble tilsatt 5 ml vann og surgjort med svovelsyre til pH ca. 1,5. Prøven ble så ekstrahert med diklormetan (2 x 20 ml) i 45 min på ristebord. Diklormetanfasen ble isolert og tørket med natriumsulfat før det ble fortynnet med diklormetan. Ekstraktet ble analysert med GC for å få en profil av totalekstraktet. 1 ml av totalt 310 ml ekstrakt ble tilsatt 10µg deutererte standarder og analysert med koplet gasskromatografi/massespektrometri (GC/MS). De største toppene i GC/MS-kromatogrammet ble identifisert og kvantifisert mot tilsatt standard bifenyl-d₁₀. Ved mengdeberegningen er det ikke tatt hensyn til at forbindelsene kan ha forskjellig respons. Det ble også sett etter biomarkører i prøveekstraktet.

Resultat og diskusjon

(Gjelder samtlige sedimentprøver untatt St.12, Gilhusbukta).

GC-kromatogrammene av de analyserte prøvene sammen med et kromatogram av standard marin diesel er gjengitt i figurene 1-5. Analysebetingelsene for GC analysen er gitt i vedlegg 1.

Resultatene viser at prøvene inneholder upolare hydrokarboner i kokepunktområdet n-C₁₅ til n-C₃₅ alkan (ca. 270° - 490°C). Mengden hydrokarboner varierer fra 52 til 806 mg/kg tørt sediment. THC-resultatene er gitt i resultattabell 1.

Hydrokarbonprofilen fra de analyserte prøvene mangler det karakteristiske alkanmønsteret som er typisk for mineraloljer. Prøvene hadde en rått lukt. Det er sannsynlig at prøvene har vært utsatt for bakteriell nedbryting (karakteristisk alkanmønster er forsvunnet). Det er ikke mulig ut fra de foreliggende kromatogrammene å fastslå om prøvene inneholder hydrokarboner av typen mineralolje.

Resultattabell 1:

Nr:	Prøvenavn:	% tørrstoff	THC mg/kg tørt sediment
1	St.2 Drammen 0-2 cm	18.1	806
2	St.3 Drammen 0-2 cm YKX2	16.1	701
3	St.4 Drammen 0-2 cm YKX3	34.0	250
4	St.5 Drammen 0-2 cm YKX4	60.0	104
5	St.6 Drammen 0-2 cm YKX5	26.2	199
6	St.7 Drammen 0-2 cm YKX6	13.2	376
7	St.8 Drammen 0-2 cm YKX7	10.2	483
8	St.9 Drammen 0-2 cm YKX8	38.6	369
9	St.10 Drammen 0-2 cm YKX9	26.3	465
10	St.11 Drammen 0-2 cm YKX10	49.2	290
12	St.13 Drammen 0-2 cm YKX12	55.9	52.1
13	St.14 Drammen 0-2 cm YKX13	24.5	257
14	St.15 Drammen 0-2 cm YKX14	14.6	505
15	St.16 Drammen 0-2 cm YKX15	25.9	310
16	St.17 Drammen 0-2 cm YKX16	18.9	434
17	St.18 Drammen 0-2 cm YKX17	15.4	699
18	St.19 Drammen 0-2 cm YKX18 Grabb	16.4	538
19	St.20 Drammen 0-2 cm Ref YKX19 Grabb	25.6	353

Resultat og diskusjon

(Sedimentprøve St.12, Gilhusbukta).

Resultatene står oppført i resultattabell 2

De største toppene i kromatogrammet er bicycliske og polycycliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og andre polycycliske organiske forbindelser.

Mengden av disse er grovt estimert til 10 % av prøven (vått materiale).

Forbindelsene er avmerket på vedlagte GC/MS-kromatogram. (figur 6).

Det kunne ikke påvises biomarkører av typen steraner og triterpaner i prøven med GC/MS analyse.

Figur 7 viser GC kromatogrammet av totalekstraktet av prøven. Dette kromatogrammet viser de samme forbindelsene som GC/MS kromatogrammet (fig 6). Det som er ekstrahert ut av prøven kan karakteriseres som et tjæreprodukt. Analyse av THC og NPD vil ikke gi tilleggsinformasjoner om prøven.

Resultattabell 2:

Scan # (se figur 6)	Strukturforslag	mg/g våtvekt
433	Naftalen	15,0
603	2-Metylnaftalen	4,8
626	1-Metylnaftalen	2,9
735	Bifenyl	1,0
Sum identifiserte bicycliske aromater:		23,7
835	Acenaftylen	1,7
887	Acenaften	4,0
1035	Fluoren	4,7
1050-1250	C1-alkylfluoren	0,7
1307	Fenantren	12,5
1320	Antracen	2,9
1400-1500	C1-alkylfenantren/antracen	6,3
1650	Fluoranten	7,5
1710	Pyren	5,8
1821	Benzo(a)fluoren	1,5
1842	Benzo(b)fluoren	1,5
1800-1900	C1-metylpyren	2,0
2071	Benz(a)antracen	3,4
2080	Crysen / Trifenylen	2,5
2368	Benzo(b,j,k)fluoranten	4,0
2433	Benzo(e)pyren	1,2
2445	Benzo(a)pyren	1,9
2467	Perylen	0,5
2708	Indeno(1,2,3-c,d)pyren	1,0
2760	Benzo(g,h,i)perylene	1,0
Sum identifiserte polycycliske aromater (PAH)		66,6
939	Dibenzofuran	3,3
1266	Dibenzotiofen	1,1
1385	Carbazol	0,8
Sum identifiserte polycycliske organiske forbindelser		5,2
Totalt		95,9

Prøver oppbevares på SINTEF SI 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 SINTEF SIs analyselaboratorium. SINTEF SI 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 SI.

Med hilsen
SINTEF SI

Frøydis Oreld
Frøydis Oreld
Prosjektleder

Arne Lund Kvernheim
Arne Lund Kvernheim
Laboratorieleder

Vedlegg: Analysebetingelser for GC og GC/MS analysen
7 figurer

VEDLEGG 1

Analysebetingelser for GC :

Gasskromatograf : HP 5880 med autosampler HP 7673 A
GC-kolonne : 12.5 m x 0.20 mm i.d. , fused silica crosslinked with dimethylsilicon

Temperaturer
Kolonne : 50°C (3 min) - 20°C/min - 350°C (10 min)
Injektor : 280°C
Detektor : 350°C

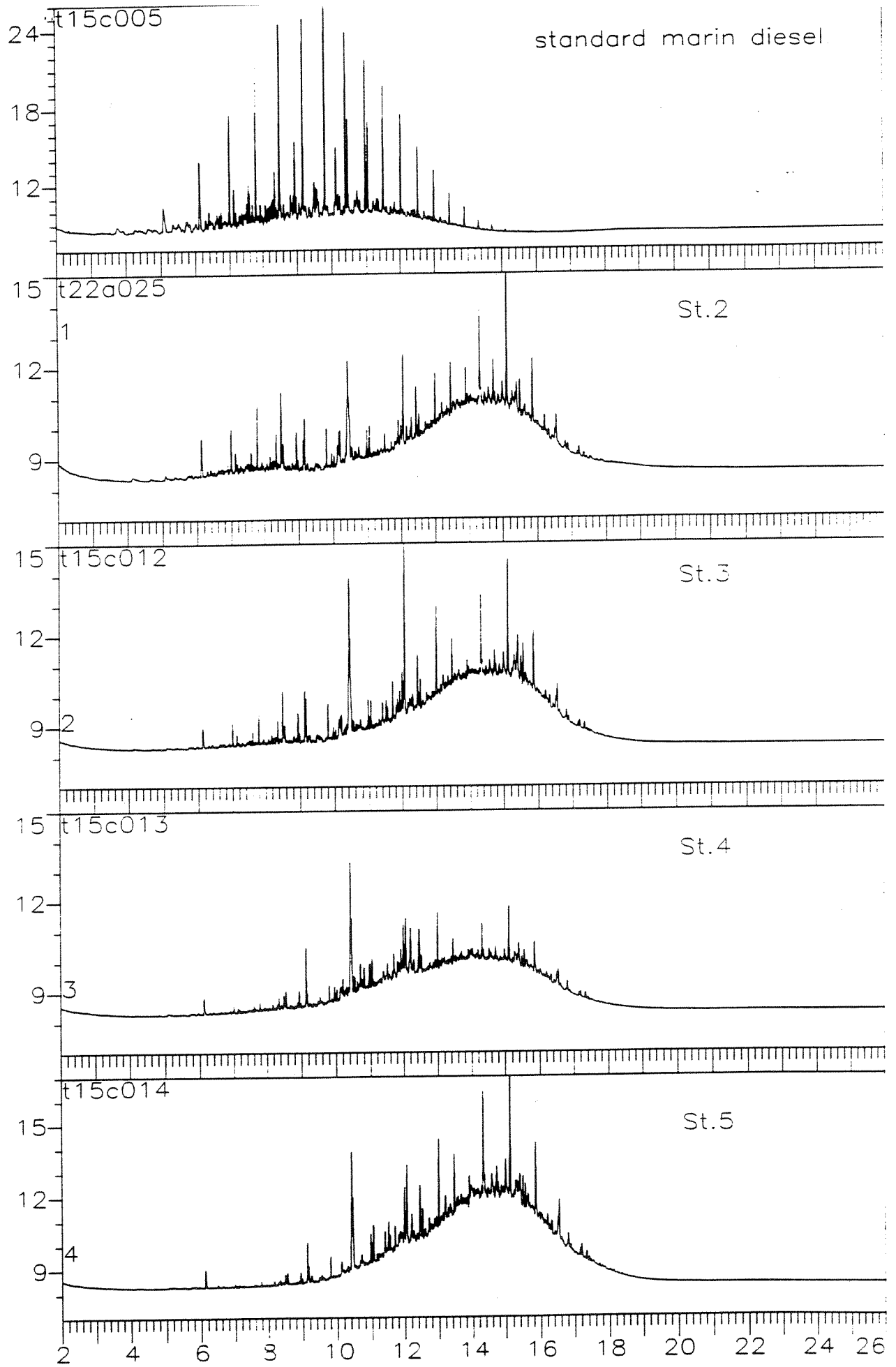
Bæregass : Hydrogen
Injisert volum : 1.0 µl splitless
Datasytem : Turbochrom 3

Analysebetingelser for GC/MS :

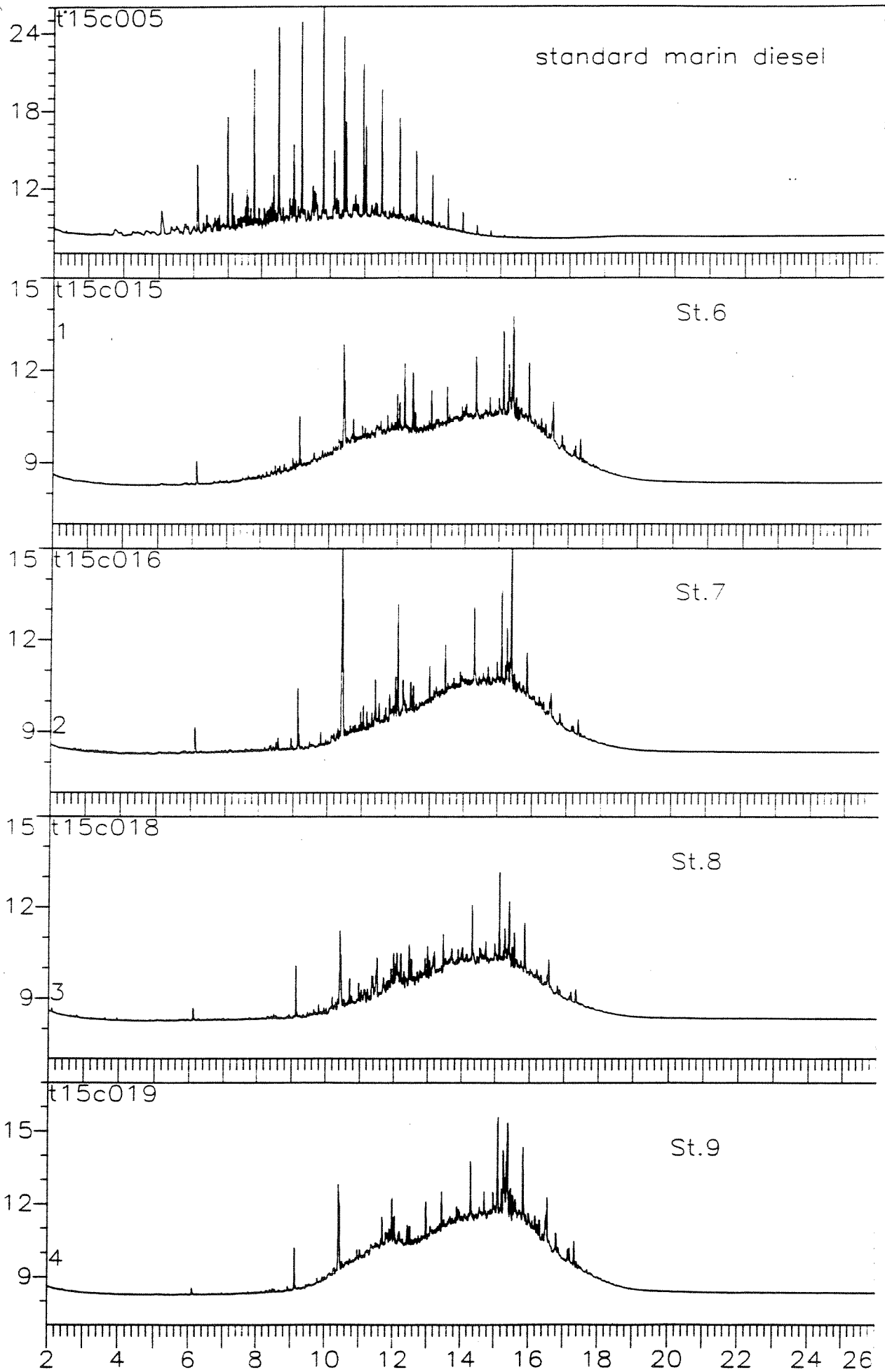
Massespektrometer : Finnigan 4023
Gasskromatograf : Finnigan 9610
Datasytem : Super Incos, NOVA 4X
Disk-drive : Priam. 70M byte
GC-kolonne : 30m x 0.25mm, 0.25 µm DB-5ms

Temperaturer
Kolonne : 60 °C (1min)-5 °C/min-300 °C
Injektor : 270 °C
Interface : 250 °C
Ionekilde : 250 °C

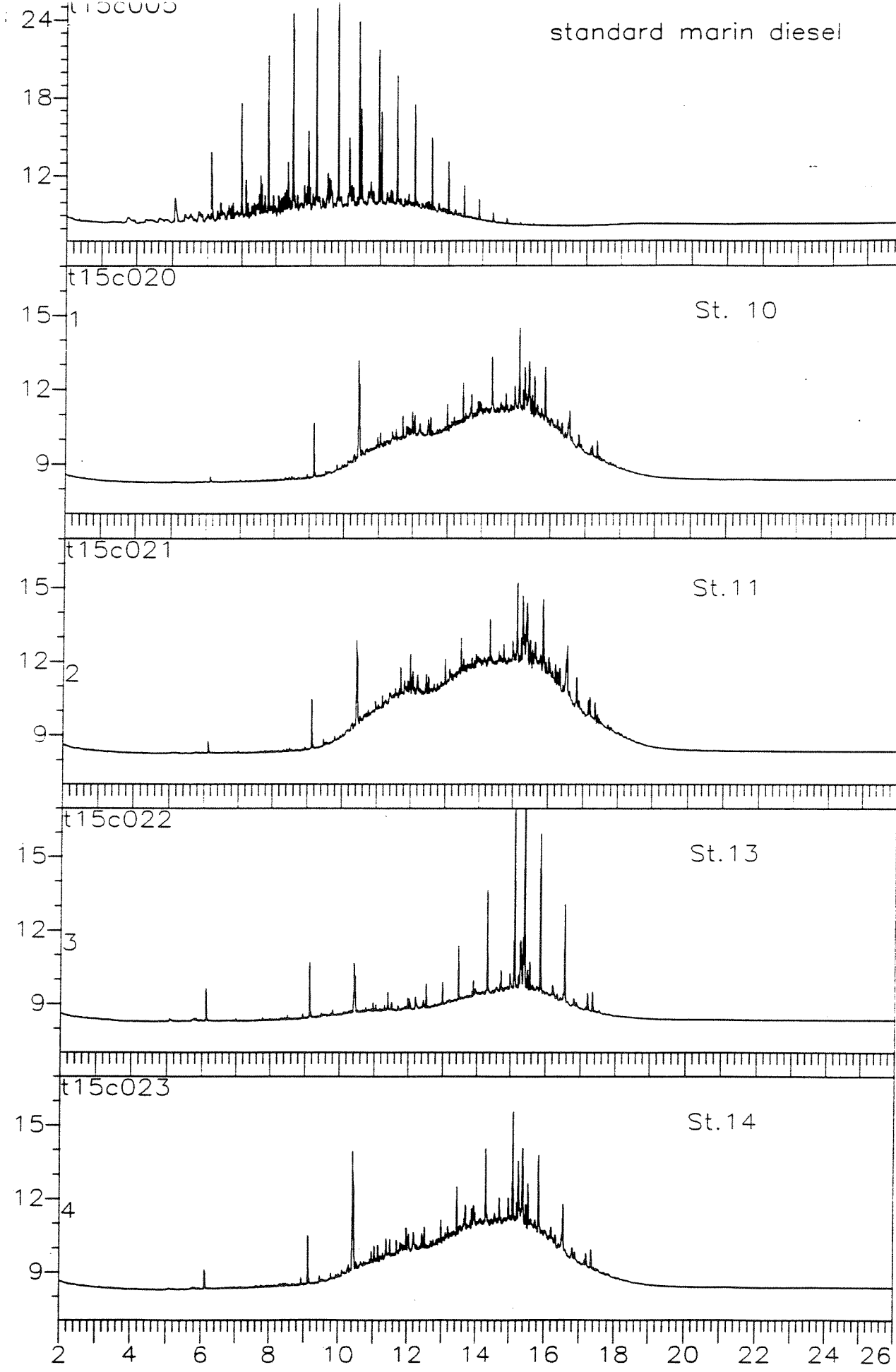
Bæregass : Helium
Ionisering : 70 eV
Scan frekvens : 1 sec/scan
Masseområde : 35-400
Injeksjon : 2 µl split



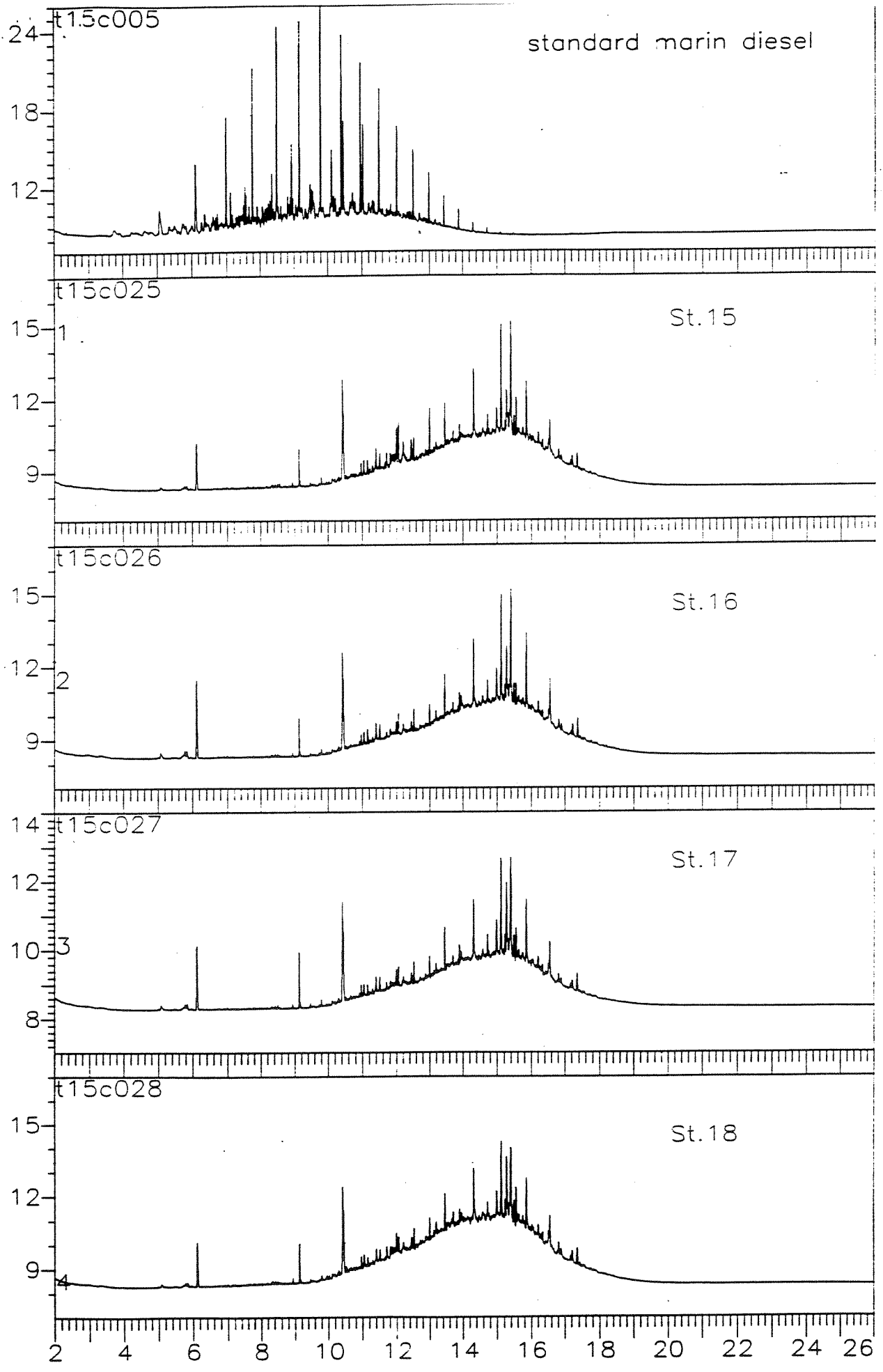
Figur 1: Gasskromatogram av prøvene St.2- St.5



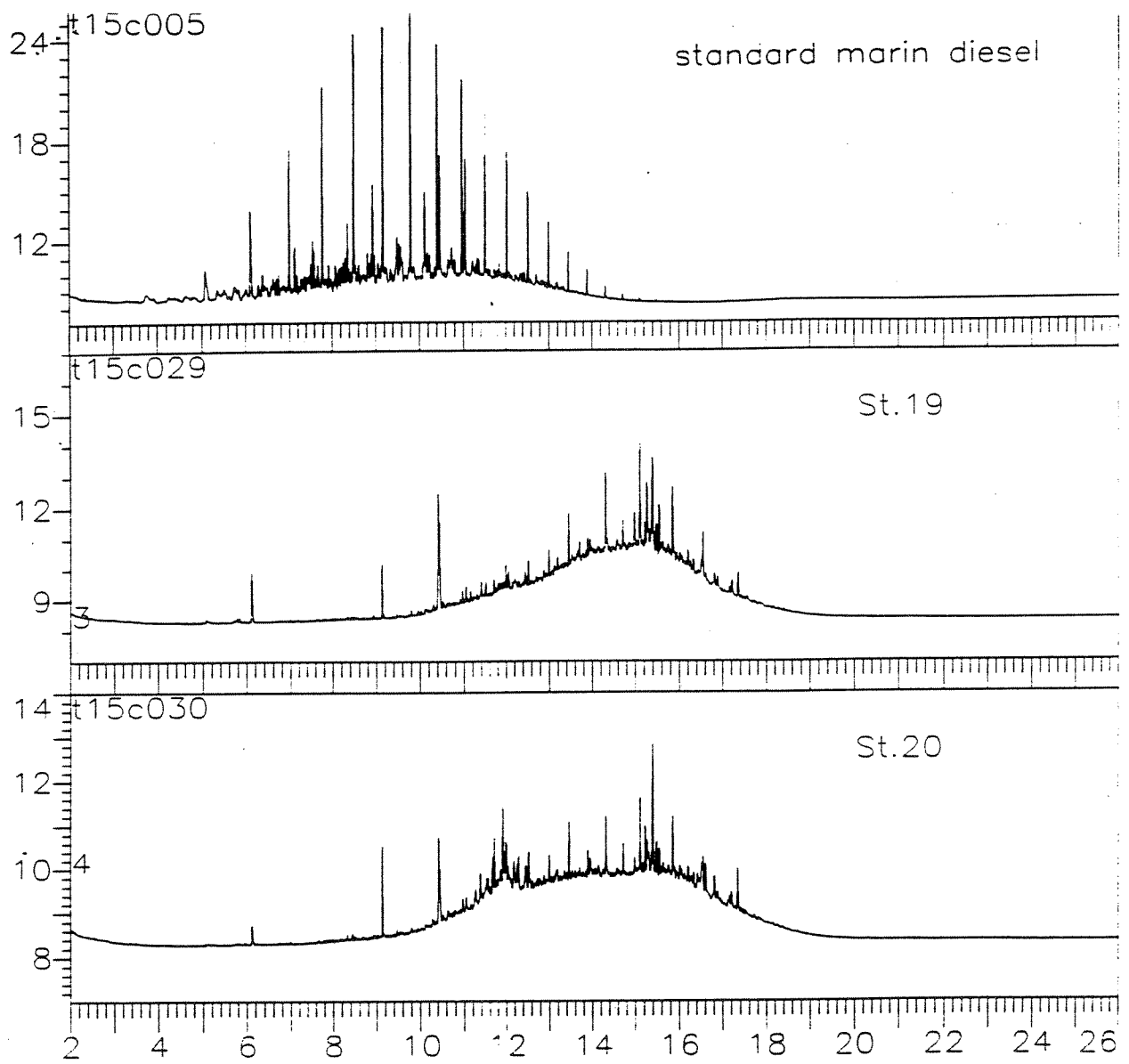
Figur 2: Gasskromatogram av prøvene St.6- St.9



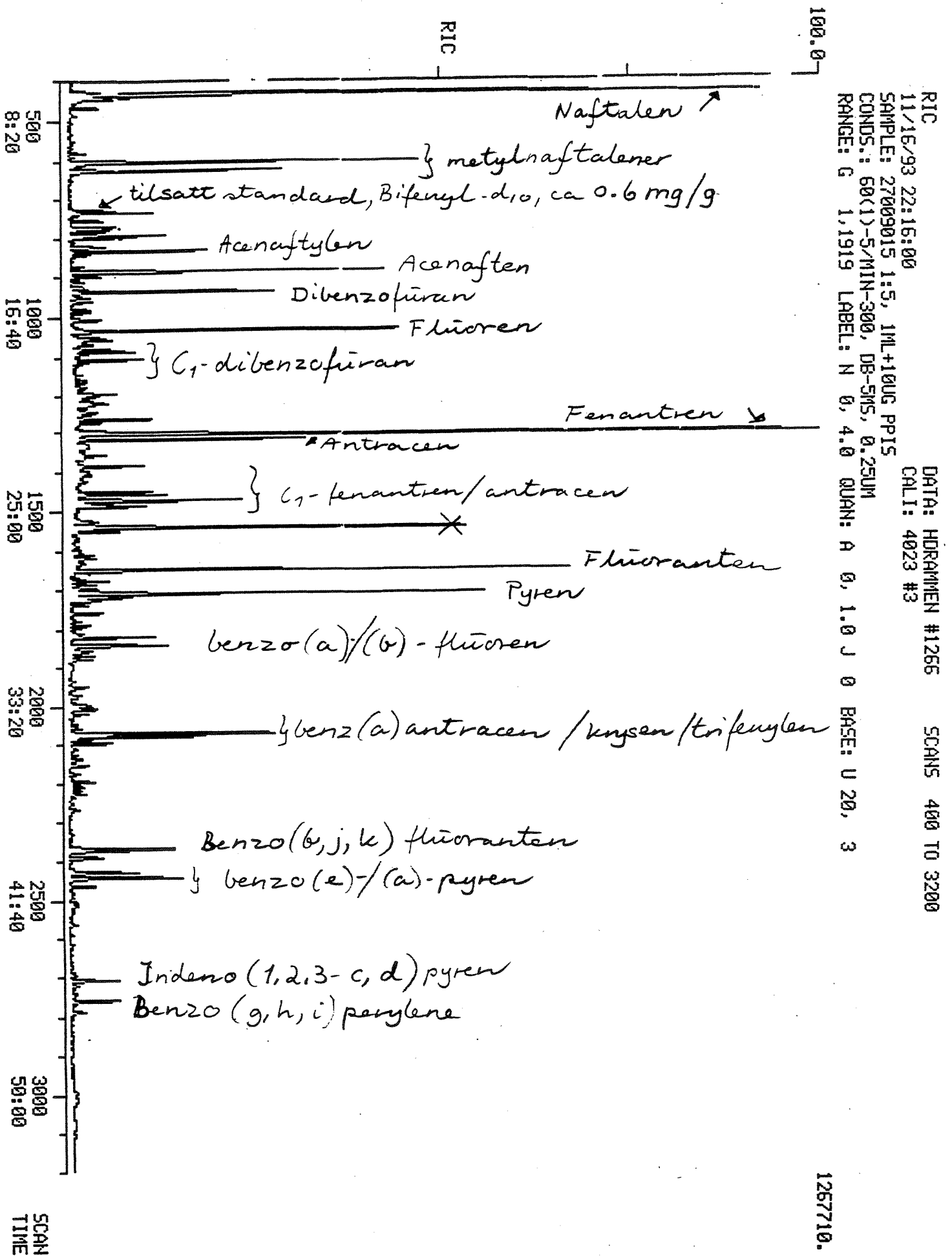
Figur 3: Gasskromatogram av prøvene St.10- St.11 og St.13-14



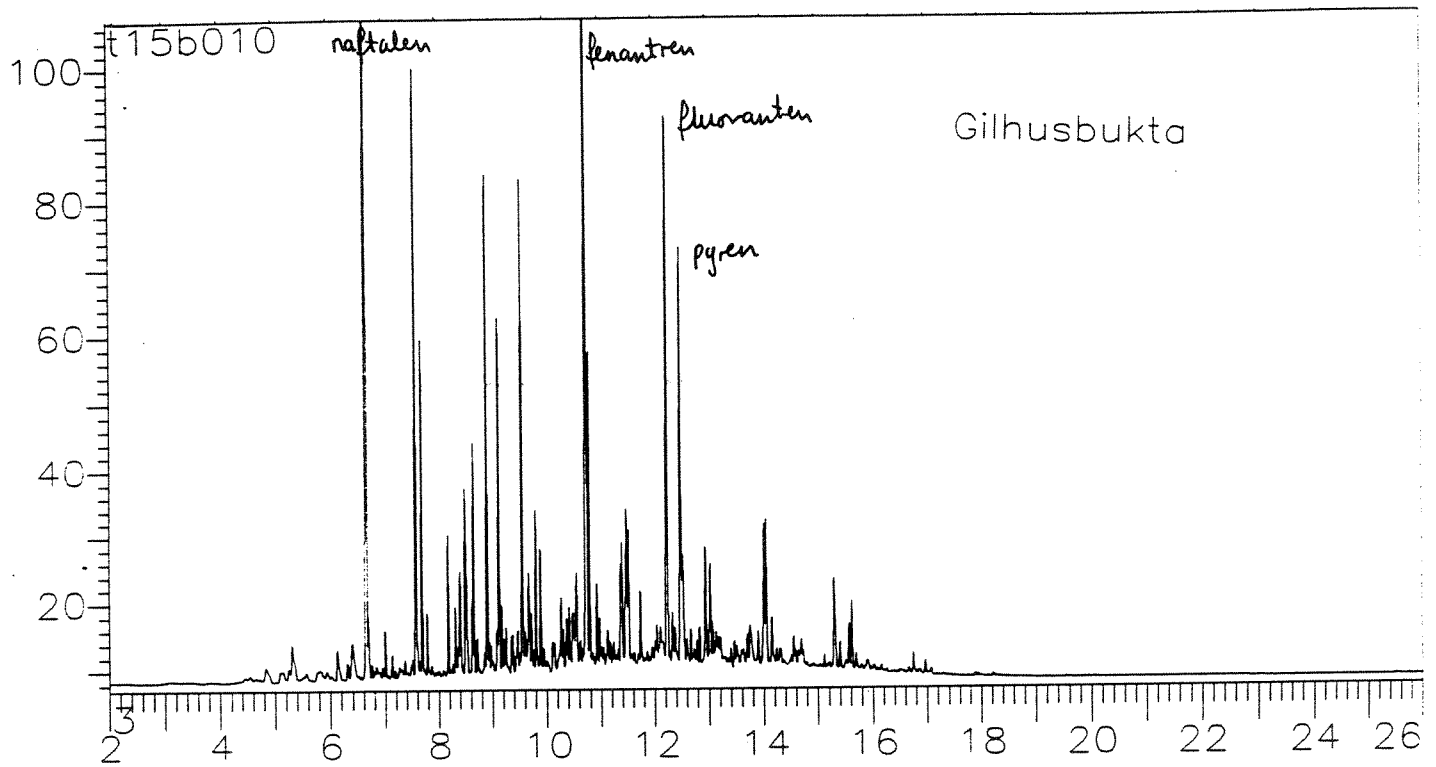
Figur 4: Gasskromatogram av prøvene St.15- St.18



Figur 5: Gasskromatogram av prøvene St.19 og St.20



Figur 6: GC/MS kromatogram (RIC) av prøve St.12, Gilhusbukta



Figur 7: Gasskromatogram av prøve St.12, Gilhusbukta

Vedlegg 4

Metodikk og rådata for analyse av PCB og utvalgte klororganiske forbindelser i sedimenter og løsmasseprøver.

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

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 gaskromatograf 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 ulik emballasje blir rensed/ ekstrahert med løsemidler som deretter blir kontrollert som angitt forran. I tillegg til ekstraksjon med løsemiddel blir natriumsulfat oppvarmet til 550°C før bruk. Generelt foretas hyppig blindprøvekontroll som omfatter kontroll av hele opparbeidingsprosedyren, innkludert 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 beskriver forran).

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/ cykloheksan (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 cykloheksan 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 (se: 7.1.5.1).

Gasskromatografiske betingelser.

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

Kvantitativ analyse

Ekstraktet inndampes til ønsket volum på glødede prøveglass. De enkelte forbindelser identifiseres utfra deres spesifikke retensjonstider. Retensjonstidene finnes ved analyse av kjente standarder/standardblandinger og det benyttes kun enkeltkongenere av PCB-komponentene. Med sum-PCB menes derfor et nærmere angitt antall av de enkeltkongenere PCB-komponenter. Kvantifisering utføres via egne dataprogram ved bruk av 8-punkts standardkurve og konsentrasjonsnivået til alle parametre 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-kongenere nr.: 28, 52, 101, 118, 153, 105, 138, 156, 180 og 209 .

Kvalitetssikring

Analysene kvalitetssikres ved blant annet å analysere kjente standarder for hver 10-ende 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 10-ende prøve. Alle analyseserier blir således korrigert for blindprøvebidrag relatert til de aktuelle prøvers opparbeidingsstidspunkt.

921204/emb

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Drammensfjorden
 Oppdragsnr. : 93208
 Prøver mottatt : 7.10.93
 Lab.kode : YSP1-2
 Jobb.nr. : 93/191
 Prøvetype : Jordprøver
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 9.11.93
 Analytiker : EMB

1: YSP1,4C/2cm,4.10.93 4:
 2: YSP2,E1,6.10.93 5:
 3: 6:

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

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Drammensfjorden
 Oppdragsnr. : 93208
 Prøver mottatt : 23.09.93
 Lab.kode : YKX1-6
 Jobb.nr. : 93/182
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 26.10.93
 Analytiker : EMB

1: St.2, 0-2cm, YKX1
 2: St.3, 0-2cm, YKX2
 3: St.4, 0-2cm, YKX3

4: St.5, 0-2cm, YKX4
 5: St.6, 0-2cm, YKX5
 6: St.7, 0-2cm, YKX6

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
a-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
HCB	0.5	<0.5	<0.5	<0.5	0.5	0.5
g-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 28	3.1	3.3	2.1	0.9	1.5	1.2
PCB 52	1.8	1.8	3	1	5.6	0.8
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 101	1.7	1.9	4.9	1.6	12.1	1.4
p,p-DDE	1.1	1.2	0.5	<0.5	2.3	1.1
PCB 118	1.5	1.6	3	1.3	9.4	1.2
p,p-DDD	1	1	<0.5	<0.5	1.5	<0.5
PCB 153	2.7	2.8	8.7	1.9	9	2.7
PCB 105	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 138	2.5	2.8	7.4	2.1	11	2.6
PCB 156	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	1.8	<0.5
PCB 180	1.9	2	5.9	1.3	3.6	2.1
PCB 209	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
SUM PCB	15.2	16.2	35	10.1	54	12
SUM SEVEN DUTCH PCB	15.2	16.2	35	10.1	52.2	12
%Fett						
%Tørrstoff	10.9	15.0	37.8	59.7	33.2	13.3

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Drammensfjorden
 Oppdragsnr. : 93208
 Prøver mottatt : 23.09.93
 Lab.kode : YKX7-12
 Jobb.nr. : 93/182
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 26.10.93
 Analytiker : EMB

1: St. 8,0-2cm,YKX7
 2: St. 9,0-2cm,YKX8
 3: St.10,0-2cm,YKX9
 4: St.11,0-2cm,YKX10
 5: St.12 0-2cm,YKX11 ikke anal.
 6: St.13,0-2cm,YKX12

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	Mask	<0.5	<0.5	<0.5		<0.5
a-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5		<0.5
HCB	0.5	<0.5	<0.5	0.5		<0.5
g-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5		<0.5
PCB 28	1.7	3	1.9	1.6		<0.5
PCB 52	2.2	2	1.4	0.9		<0.5
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5		<0.5
PCB 101	3.7	2.4	1.8	1.5		<0.5
p,p-DDE	1.6	1.7	1.9	1.2		3.2
PCB 118	2.5	2.1	1.7	1.4		<0.5
p,p-DDD	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5		0.9
PCB 153	6.8	5.1	2.9	4.1		<0.5
PCB 105	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5		<0.5
PCB 138	4.6	4.7	2.9	4		<0.5
PCB 156	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5		<0.5
PCB 180	5.3	4.1	2.2	3.6		<0.5
PCB 209	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5		<0.5
SUM PCB	26.8	23.4	14.8	17.1		0
SUM SEVEN DUTCH PCB	26.8	23.4	14.8	17.1		0
%Fett						
%Tørrstoff	10.5	39.4	31.9	49.7		56.2

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Drammensfjorden
 Oppdragsnr. : 93208
 Prøver mottatt : 23.09.93
 Lab.kode : YKX13-18
 Jobb.nr. : 93/182
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 26.10.93
 Analytiker : EMB

1: St.14,0-2cm,YKX13
 2: St.15,0-2cm,YKX14
 3: St.16,0-2cm,YKX15

4: St.17,0-2cm,YKX16
 5: St.18,0-2cm,YKX17
 6: St.19,0-2cm,YKX18

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	Mask	Mask.
a-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
HCB	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
g-HCH	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 28	0.5	2	0.6	0.8	0.5	0.8
PCB 52	0.5	2.1	0.5	0.7	0.5	1.2
OCS	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 101	0.8	1.8	0.7	0.8	1.8	2
p,p-DDE	2.5	1.3	1.7	1.5	1.3	1.7
PCB 118	0.9	1.5	0.8	1	1.7	1.8
p,p-DDD	1.6	1	0.8	1.2	<0.5	2.7
PCB 153	1.4	2.4	1.1	1.4	3.7	2.6
PCB 105	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 138	1.5	2.4	1.2	1.5	3.6	2.8
PCB 156	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
PCB 180	1	1.8	0.9	1.2	2.9	1.7
PCB 209	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5	<0.5
SUM PCB	6.6	14	5.8	7.4	14.7	12.9
SUM SEVEN DUTCH PCB	6.6	14	5.8	7.4	14.7	12.9
%Fett						
%Tørrstoff	28.4	11.9	22.5	18.6	17.2	12.9

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Drammensfjorden
 Oppdragsnr. : 93208
 Prøver mottatt : 23.09.93
 Lab.kode : YKX19
 Jobb.nr. : 93/182
 Prøvetype : Sediment
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 26.10.93
 Analytiker : EMB

1: St.20, 0-2cm, YKX19 4:
 2: 5:
 3: 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
5-CB	<0.5					
a-HCH	<0.5					
HCB	<0.5					
g-HCH	<0.5					
PCB 28	2.7					
PCB 52	4.3					
OCS	<0.5					
PCB 101	5.3					
p,p-DDE	2.4					
PCB 118	4					
p,p-DDD	5.5					
PCB 153	6					
PCB 105	<0.5					
PCB 138	6.3					
PCB 156	<0.5					
PCB 180	3.9					
PCB 209	<0.5					
SUM PCB	32.5					
SUM SEVEN DUTCH PCB	32.5					
%Fett						
%Tørrstoff	25.9					

Vedlegg 5.

Metodikk og rådata for analyse av PAH i sedimenter og løsmasseprøver.

Bestemmelse av PAH i sedimenter og biologisk materiale

Til *eksternt* bruk

Prøveopparbeiding

Sedimenter

Frysetørket materiale tilsettes indre standarder og Soxhletekstraheres med cyklohexan. Ekstraktet renses ved partisjonering med DMF:vann. Etter ytterligere vanntilsats til DMF-fasen ekstraheres PAH tilbake i ny cyklohexan. Om nødvendig foretaes ytterligere rensing ved kromatografering på silikagel før GC-analyse.

Biologisk materiale.

Etter homogenisering tilsettes indre standarder og prøven forsåpes ved koking med KOH/metanol. PAH ekstraheres fra løsningen ved ekstraksjon med cyklohexan. Ekstraktet vaskes deretter med metanol:vann før videre rensing med DMF:vann-partisjonering og kromatografering på silikagel-kolonne.

Gasskromatografi

Prøveekstraktene analyseres på gasskromatograf med kapillarkolonne koblet til FID eller MSD.

Identifisering skjer ut fra retensjonstider og/eller signifikante ioner. Kvantifisering blir utført v.h.a.de indre standardene.

Kvalitetssikring

Analysemetodene kontrolleres ved analyse av referansematerialer for sedimenter og blåskjell med sertifiserte konsentrasjoner for PAH. Gasskromatografene recalibreres regelmessig og blir dessuten kontrollert ofte ved analyse av standarder.

14.1.93

Brg

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Drammensfjorden
 Oppdragsnr. : 93208
 Prøver mottatt : 7.10.93
 Lab.kode : YSP 1-2
 Jobb nr. : 93/191
 Prøvetype : Jord?
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 5.11.93
 Analytiker : Brg

1: 4C/2cm 4.10.93

2: E1 6.10.93

3:

Anm.: resultatene må ansees som orienterende fordi PAH-innholdet var betydelig lavere enn forventet. Derfor burde større prøvemengder vært opparbeidet. Helst burde prøvene blitt reanalysert.

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
2,6-Dimetylnaftalen						
Acenaftylene						
Acenaften						
2,3,5-Trimetylnaftalen						
Fluoren						
Fenantren	12	11				
Antracen		8				
1-Metylfenantren	7	9				
Fluoranten	9	7				
Pyren						
Benz(a)antracen*						
Chrysen/trifenylene	12	23				
Benzo(b)fluoranten*	93	73				
Benzo(j,k)fluoranten*	x)	x)				
Benzo(e)pyren	34	38				
Benzo(a)pyren*	31	23				
Perylene						
Ind. (1,2,3cd)pyren*	14	31				
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
Benzo(ghi)perylene	17	25				
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	229	248	0	0	0	0
Derav KPAH(*)	138	127	0	0	0	0
%KPAH	60.2	51.2	ERR	ERR	ERR	ERR
%Tørrstoff						

x)-inkludert i benzo(b)fluoranten

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).

Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Drammensfjorden
 Oppdragsnr. : 93208
 Prøver mottatt : 23.9.93
 Lab.kode : YKX 1-7
 Jobb nr. : 93/182
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 22.12.93
 Analytiker : Brg

1: St.2 0-2cm
 2: St.3
 3: St.4
 4: St.5
 5: St.6
 6: St.7
 7: St.8

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6	7
Naftalen	116	81	605	374	204		
2-M-Naf.	180	158	398	46	153	61	
1-M-Naf.	133	121	401	18	106	39	
Bifenyl	510	6	201				
2,6-Dimetylnaftalen	612	366	490	28	262	288	
Acenaftylen	986	893	770	351	715	360	
Acenaften	720	1320	2330	525	521	630	67
2,3,5-Trimetylnaftalen							93
Fluoren	145	182	1216		260	182	108
Fenantren	1100	2900	11400	488	312	252	2110
Antracen	182	662	2070	662	427	1680	407
1-Metylfenantren	233	319	703	473	322	132	1548
Fluoranten	2750	5270	12900	662	6070	2030	1120
Pyren	1780	3600	8040	473	4690	1340	1340
Benz(a)antracen*	1750	3030	4730	294	2395	760	1130
Chrysen/trifenylen	2830	3643	6660	881	3780	1750	1580
Benzo(b)fluoranten*	4990	8130	9170	722	5660	2580	939
Benzo(j,k)fluoranten*	x)	x)	3125	471	2000	x)	202
Benzo(e)pyren	1690	2580	4240	611	3120	918	670
Benzo(a)pyren*	1870	3430	5000	630	3430	375	730
Perylen	755	1220	1440	271	1030	405	166
Ind.(1,2,3cd)pyren*	1970	3500	3720	287	3780	440	288
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1)	322	606	817		315		154
Benzo(ghi)perylene	2073	3760	3670	343	4730	1040	372
Coronen							
Dibenzopyrener*							
SUM	27697	45777	84096	8610	44282	15262	13024
Derav KPAH(*)	10902	18696	26562	2404	17580	4155	3443
%KPAH	39.4	40.8	31.6	27.9	39.7	27.2	26.4
%Tørrstoff							

x)-inkludert i benzo(b)fluoranten
 Deteksjonsgrense 5 ug/kg tørket materiale

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomerer.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Drammensfjorden
 Oppdragsnr. : 93208
 Prøver mottatt : 23.9.93
 Lab.kode : YKX 7,8,9,10 og 12
 Jobb nr. : 93/182
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 15.12.93
 Analytiker : Brg

1: St.8. Anox.
 2: St.9. Anox.
 3: St.10. Anox.
 4: St.11
 5: St.13
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
2,6-Dimetylnaftalen						
Acenaftalen						
Acenaften	67					
2,3,5-Trimetylnaftalen	93					
Fluoren	108					
Fenantren	2107	53				
Antracen	407	47	35	41		
1-Metylfenantren	1548	35				
Fluoranten	1119	286	184	216		
Pyren	1341	203	119	149		
Benz(a)antracen*	1133	128	78	82	7	
Chrysen/trifenylen	1578	145	108	108	13	
Benzo(b)fluoranten*	939	352	391	435	29	
Benzo(j,k)fluoranten*	202	104	x)	x)	x)	
Benzo(e)pyren	666	182	145	162	12	
Benzo(a)pyren*	733	188	130	154	14	
Perylen	166	64	51	67	11	
Ind. (1,2,3cd)pyren*	288	164	122	152	23	
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1	154	28	29	31		
Benzo(ghi)perylen	372	161	126	154	10	
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	13021	2140	1518	1751	119	
Derav KPAH(*)	3449	964	750	854	73	
%KPAH	26.5	45.1	49.4	48.8	52.7	
%Tørrstoff						

x)-inkludert i benzo(b)fluoranten
 Deteksjonsgrense 5 ug/kg tørket materiale
 * markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor
 mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier
 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Drammensfjorden
 Oppdragsnr. : 93208
 Prøver mottatt : 23.9.93
 Lab.kode : YKX 13-18
 Jobb nr. : 93/182
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 22.12.93
 Analytiker : Brg

1: St.14. Anox
 2: St.15. Anox.
 3: St.16. Anox.
 4: St.17. Anox
 5: St.18 0-2 cm
 6: St.19 0-2 cm

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						x)
2-M-Naf.						x)
1-M-Naf.						x)
Bifenyl		6	9			x)
2,6-Dimetylnaftalen	24	5			28	x)
Acenaftalen						x)
Acenaften	11	33		12	14	x)
2,3,5-Trimetylnaftalen						x)
Fluoren		17		7	8	x)
Fenantren	35	190	13	12	27	81
Antracen	26	66	13	13	18	25
1-Metylfenantren	18	44	15	15	20	18
Fluoranten	127	399	53	50	86	59
Pyren	82	259	38	44	62	51
Benz(a)antracen*	75	237	38	34	55	74
Chrysen/trifenylen	84	227	51	51	69	71
Benzo(b)fluoranten*	89	293	73	75	103	119
Benzo(j,k)fluoranten*	36	108	32	32	43	33
Benzo(e)pyren	54	151	45	48	60	62
Benzo(a)pyren*	55	193	49	47	65	56
Perylen	29	64	18	19	27	26
Ind. (1,2,3cd)pyren*	60	178	49	50	70	80
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1	15	35	14	14	17	14
Benzo(ghi)perylene	47	131	38	40	53	62
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	867	2636	548	563	825	831
Derav KPAH(*)	330	1044	255	252	353	376
%KPAH	38.1	39.6	46.5	44.8	42.8	45.2
%Tørrstoff						

x)-ikke analysert p.g.a.at ekstraktet gikk tørt.
 Deteksjonsgrense 5 ug/kg tørket materiale

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Drammensfjorden
 Oppdragsnr. : 93208
 Prøver mottatt : 23.9.93
 Lab.kode : YKX 19
 Jobb nr. : 93/182
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Ug/kg tørrvekt
 Dato : 22.12.93
 Analytiker : Brg

1: St.20 0-2 cm
 2:
 3:
 4:
 5:
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl						
2,6-Dimetylnaftalen						
Acenaftylene						
Acenaften						
2,3,5-Trimetylnaftalen						
Fluoren						
Fenantren						
Antracen			19			
1-Metylfenantren			13			
Fluoranten			77			
Pyren			97			
Benz(a)antracen*			89			
Chrysen/trifenylene			87			
Benzo(b)fluoranten*			199			
Benzo(j,k)fluoranten*			51			
Benzo(e)pyren			93			
Benzo(a)pyren*			83			
Perylen			40			
Ind.(1,2,3cd)pyren*			144			
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1			23			
Benzo(ghi)perylene			104			
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM			1119			
Derav KPAH(*)			589			
%KPAH			52.6			
%Tørrstoff						

Deteksjonsgrense 5 ug/kg tørket materiale

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Vedlegg 6

Utdrag av NIVA-notat nr. O-93208/O-93004

Norsk institutt for vannforskning

O-93004/O-93208

**ANALYSE AV TJÆREFOREKOMST I GILHUSBUKTA,
DRAMMENSFJORDEN 1993**

- NOTAT -

Prosjektleder:

Roger M. Konieczny

Medarbeidere:

Lasse Berglind
Frøydís Oreld (SINTEF-SI)

1. SAMMENDRAG

1.1. Målsetting

Målsettingen med undersøkelsen har vært:

- Karakterisering og kvantifisering av tjæreforekomsten ved hjelp av kjemiske metoder.
- Om mulig belyse forholdene omkring opphavet til den aktuelle forurensningen.

1.2. Konklusjoner

På bakgrunn av observasjoner gjort under feltarbeid, senere befaringer i området, gjennomgang av tilgjengelig informasjon om Gilhusbukta og analyseresultater kan følgende konklusjoner trekkes:

- Et avgrenset område i de dypeste deler av Gilhusbukta (>13 m vanddyb) er forurenset med et tjæreprodukt i form av et sammenhengende og >10 cm tykt lag. Utbredelsen er anslått til ca. 30 x 50 m, slik at forekomsten skulle tilsvare minimum ca. 15 tonn tjære. Tjærelaget ligger på sedimentoverflaten dekket av et tynt (ca. 1-2 mm) organisk sjikt, trolig bestående av en kombinasjon av "beitende" bakterier, blågrønnbakterier, sopp og alger.
- Tjæreproduktet inneholder Σ PAH-konsentrasjoner i størrelsesorden 30.000-55.000 mg/kg våtvekt (3-5.5 %) og mellom ca. 65.000-100.000 mg/kg sykliske forbindelser. Tjærens øvrige sammensetning er dominert av di-/hetrosykliske forbindelser, særlig naftalener (ca. 30 %) og innholdet av potensielt kreftfremmende forbindelser er relativt moderat (ca. 15 %).
- Tjæren synes svært viskøs, tyngre enn vann og de samlede visuelle observasjoner antyder at det dreier seg om steinkulltjære. De kjemiske analysene understøtter delvis dette, men utelukker ikke tilstedeværelse av bitumen eller andre tjæreholdige produkter eller fraksjoner (råolje, kreosot, asfalt, bek etc.). Den eksakte sammensetning anses derfor ikke kjent.
- Den aktuelle forurensningen antas å stamme fra tidligere drift ved det tilstøtende anleggsområdet, men samtidig synes den å være av nyere dato. Dette til tross at ren steinkulltjære ikke skal ha forekommet i området de siste 23 år. Selv med ekstremt lave sedimentakkumulasjoner (0.5-1 mm/år) i dette området, ville tjærelaget være tildekket med noe sediment, dersom det har fått ligge upåvirket. Et kontinuerlig tilsig fra ukjente, men antatt tilstøtende kildeområder kan likevel ikke utelukkes.

1.3. Tilrådninger

Dersom opprinnelsen til tjæreforekomsten har årsak i aktive tilførsler, må disse umiddelbart stoppes. I motsatt fall, dvs. at forurensningen er av eldre dato (20-30 år) og nå er aktivert (kommet til overflaten), bør mekanismene for dette utredes. Dernest bør det gjennomføres en undersøkelse mht. effekter av forurensningen. Dette for å kunne vurdere hvilke miljøforbedrende tiltak som er nødvendige og kan iverksettes. Det kan utfra den samlede informasjon og de observasjoner som er gjort antydes at tjærelaget kan samles opp eller fjernes ved suging. Alternativt kan tildekking være aktuelt, men dette må også utredes særskilt.

2. INNLEDNING

2.1. Forurensnings situasjonen

Generelt synes belastningen i de indre deler av Drammensfjorden mht. polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) å være svært begrenset. Det er tidligere foretatt flere undersøkelser både av bunnsedimentene i fjorden og av løsmasser i tilstøtende områder f. eks. nær potensielt forurensende virksomheter (bla. tankanlegg, industrifyllinger, impregneringsverk, jfr. NGU, 1988). Til tross for det store antall kilder og tilførsler (naturlige og industrielle) som over tid har eksistert i området, er det med få unntak, kun registrert konsentrasjoner mellom 0.3-2.5 mgPAH/kg tørrvekt (Næs 1984a, Noteby 1992, Konieczny 1993, Konieczny et al. 1994). Dette representerer verdier fra omkring antatt bakgrunnsnivå til svakt markert forurensningsgrad (klasse 2-3, jfr. Rygg og Thelin 1993). Dog er det registrert mellom ca. 50-190 mgPAH/kg tørrvekt i grunnen på National Industriers tomt, nær NSBs impregneringsverk (NGU 1988, Konieczny 1993).

Unntatt fra dette er de observasjoner som ved flere anledninger er gjort i Gilhusbukta. Området har fungert som resipient for Nordisk destillasjonsverker, hvor det i perioden 1925-1970 foregikk destillasjon av steinkulltjære og fra 1932 delvis asfaltproduksjon. Steinkulltjæren ble importert på fat frem til 1950 og fatene ble "steamet" etter bruk slik at grunnen med tid ble kraftig forurenset. Senere ankom tjæren som bulkklaster med biler og båter. Råproduktet ble i begynnelsen mellomlagret i betongtanker noe som etterhvert viste seg uegnet, slik at det ble tatt i bruk ståltanker. Destillasjonsproduktene (bla. fyringsolje, White Spirit, kreosot mm.) ble lagret i tankanleggene. Området er senere overtatt av Nodest Vei A/S og i dag foregår det kun asfaltproduksjon med bitumen som bindemiddel.

Gilhusbukta ble første gang undersøkt i miljøgiftsammenheng av NIVA på begynnelsen av 1980-tallet i forbindelse med et tjæreutslipp. Undersøkelsen den gang begrenset seg til 3 overflateprøver av sedimentene (0-2 cm) og det ble påvist mellom 3-50 mgPAH/kg tørt sediment (ppm). PAH-konsentrasjonene ble ut fra visuell bedømming antatt å være høyere nede i sedimentene (Næs 1984b). Dette er senere bekreftet ved undersøkelser utført av NOTEBY (1988, 1989), hvor det ble registrert inntil 4500 mgPAH/kg tørt sediment på sjøbunnen nær kilden. Det antydes også at det ble funnet langt høyere konsentrasjoner lokalt i jordsmonnet inne på selve industritomten.

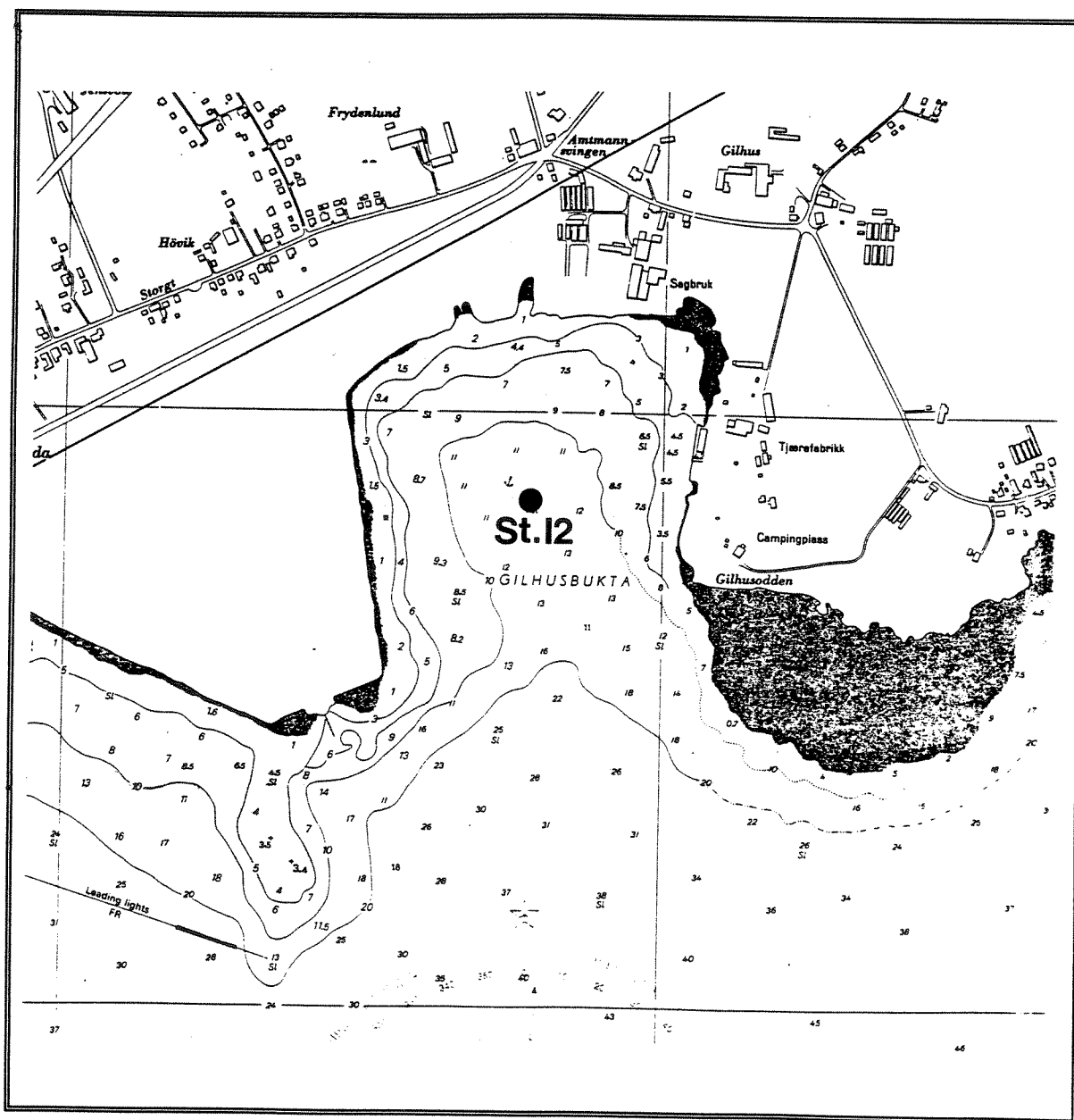
Grunnet de høye forekomstene av PAH, både i grunnen og bunnsedimentene utenfor, har det siden 1989 blitt gjennomført en rekke miljøforbedrende tiltak. De aktuelle tiltakene omfatter bla. tildekking i sjø med geoduk og løsmasser, erosjonsbeskyttelse og spunting i strandsonen, samt graving på land (jfr. Planteam as. 1993). Marinbiologiske undersøkelser utført før (1989) og etter tiltak (1991), antydet at tiltakene hadde resultert i klart bedre miljøforhold i området (Miljøplan 1990, Veritas Miljøplan 1991).

Foranledningen til foreliggende undersøkelse var at sentrale Gilhusbukta var inkludert som en av 19 sedimentstasjoner i kartleggingen av Drammensfjorden 1993 (jfr. programforslag datert 30.10.1992). Det var av særdeles viktighet å få ajourført tilstanden nettopp i dette området da det kunne fortsatt oppfattes som et sekundært kildeområde for belastning til resten av fjorden. Det var under feltarbeidet at den aktuelle tjæreforekomsten ble avdekket.

2.2. Mål

Målsettingen med den separate undersøkelsen kan enklest formuleres ved:

- Karakterisering og kvantifisering av tjæreforekomsten ved hjelp av kjemiske metoder.
- Om mulig belyse forholdene omkring opphavet til den aktuelle forurensningen.



Figur 1. Kart over undersøkesområdet med angitt prøvetakingsstasjon i Gilhusbukta 1993.

3. MATERIALE OG METODER

3.1. Undersøkellesområdet

Gilhusbukta ligger i indre deler av Drammensfjorden, vest for Gilhusodden (Fig. 1, jfr. Norges Sjøkartverk 1964; havnekartserien nr. 472). Arealet er ca. 400 x 400 m og bukten har bassengform med et gjennomsnittlig vanddyb på ca. 10 m. Største vanddyb er 13.2 m innenfor en liten "terskel" i form av en øst-vest rygg som dekker halve bukten (terskeldyb ca. 11 m). Det er periodevis god strøm i bukta og området utenfor og Gilhusbukta kan da fremstå som en bakevje. Sedimentkvaliteten varierer noe fra sandig til siltig leire og inneholder ofte mye terrestrisk organisk materiale (se forøvrig avsn. 3.2).

3.2. Feltarbeid og prøvematerialet

Som ledd i kartleggingen av Drammensfjorden 1993 (jfr. programforslag datert 30.10.1992), ble det den 14.09.1993 prøvetatt en stasjon (St. 12) sentralt i Gilhusbukta (Fig. 1). Til innsamlingen ble fartøyet M/S "Stril Guard" benyttet. Vanddybet på stasjonen var 13 m og posisjonen på prøvepunktet angis ved GPS N59°44,828', Ø10°15,678', avlest kl. 18:37. Posisjonen ble kontrollert ved avlesning på fartøyets GPS ved prøvetakingens slutt (N59°44,85', Ø10°15,80').

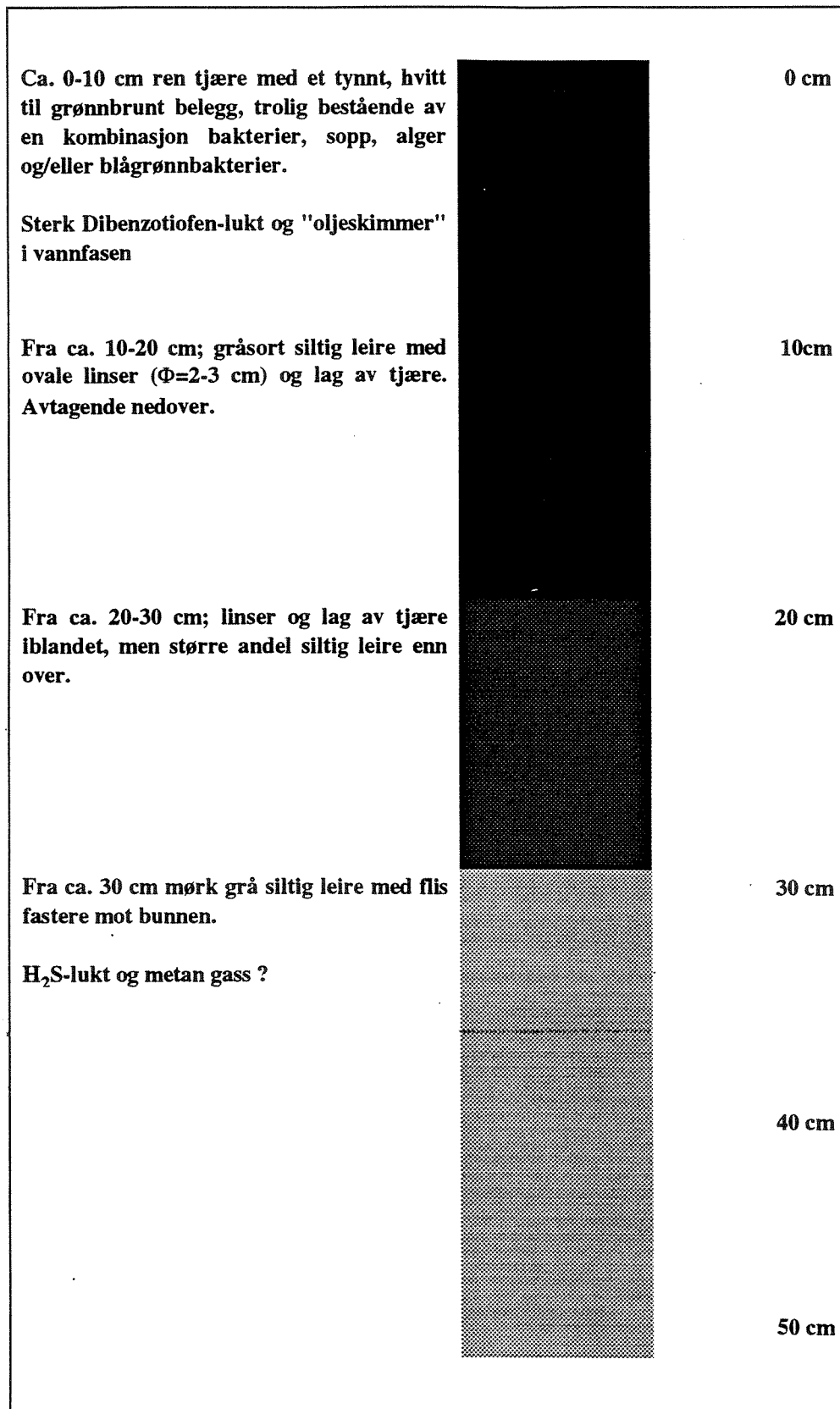
Sedimentkjernen ble tatt med en gravity corer (Niemistö 1974) og var totalt 52 cm lang. En forenklet beskrivelse av kjernen er gitt i figur 2. Nivået 0-2 cm ble tatt ut på egnet spesialrenset glass for analyse. Det ble også tatt ut en delprøve for eksterne parallell-analyser. Prøven ble ikke frosset før opparbeidelse.

3.3. Metodikk

Tjæreprøven fra Gilhusbukta gjennomgikk først en standard PAH-analyse ved NIVAs laboratorier, som omfatter 31 enkeltkomponenter eller grupperte forbindelser (jfr. tab. 1 og metodikk vedlegg 1). Det ble deretter tatt ut en delprøve for GC/MS analyse av "Priority Pollutants" ved SINTEF-SI (jfr. tab. 1 og metodikk vedlegg 2). Analysen ved SINTEF-SI omfattet totalt 32 komponenter, men de to analysesettene er ikke direkte sammenlignbare. Dette er diskutert nærmere i avsn. 4.3.

I tillegg skulle prøvematerialet sjekket for innhold av totale hydrokarboner (THC), alkylderiverte naftalener, fenantrener og dibenzotiofener (NPD) og biomarkører (steraner og triterpaner). Det ble ikke funnet spor av biomarkører og analyse av THC og NPD ble antatt å ikke gi vesentlig tilleggsmasjjon (jfr. vedlegg 2.).

Det påpekes at konsentrasjonene er angitt på våtvektbasis, da materialet egnet seg lite til tørking.



Figur 2. Forenklet beskrivelse av sedimentkjernen St. 12 fra Gilhusbukta 1993

4. RESULTATER OG DISKUSJON

4.1. PAH-analyse NIVA

Resultatet av analysen er gitt i Tabell 1. Totalt ble det målt 65689 mg/kg våtvekt eller ca. 6.5% sykliske og aromatiske forbindelser i prøven, med en klar overvekt av naftalener (samlet ca. 35%, n=5 forbindelser). Andelen Σ PAH-forbindelser ("ekte" PAH dvs. mol.vekt \geq 178.24; tilsvarende fenantren) er beregnet til 34080 mg/kg våtvekt eller noe mer enn 52%. Av PAH-forbindelsene var fenantren og fluoranten mest fremtredende hhv. 27 og 16%.

De noe flyktige og mer vannløslige di- og heterosykliske forbindelsene (n=9 og inkluderer bla. naftalenene) utgjorde tilsammen 31609 mg/kg våtvekt eller 48% av totalinnholdet.

Andelen av potensielt kreftfremmende komponenter (Σ KPAH, jfr. vedlegg 1) er beregnet til 5344 mg/kg våtvekt og utgjorde ca. 16% av tilstedeværende Σ PAH. Normalt er 30-40% KPAH typisk for forbrenningsavledet PAH fra smelteverksindustrien (Næs 1991). Benzo(a)pyren, den mest betydningsfulle av disse, ble alene målt til 1199 mg/kg våtvekt, som tilsvarer den normale andel på ca. 3% av tilstedeværende Σ PAH (Rygg og Thélin 1993).

Polysykliske organiske forbindelser (POM) ble ikke målt.

Ut fra dette visuelle observasjoner, karakteristisk lukt og de faktiske målinger antyder prøven å være steinkulltjære (jfr. også avsn. 4.3)

4.2. PAH-analyse SINTEF-SI

Totalt ble det kvantifisert 95500 mg/kg våtvekt eller nærmere 10% sykliske og aromatiske organiske komponenter i prøven. Dette ga et Σ PAH-innhold på 58% av totalt kvantifiserte forbindelser. Naftalener var også her, som ved NIVA, dominerende og utgjorde ca. 24 % (n=3 forbindelser). Ut over dette viste fenantren og fluoranten høyest konsentrasjon blant enkeltforbindelsene med hhv. 23 og 14% av Σ PAH-innholdet (jfr. tab. 1).

Σ KPAH-innholdet var noe lavere ved SINTEF-SIs analyse (ca. 13%), hvorav B(a)P utgjorde 3.4%.

De di- og heterosykliske forbindelsene (n=8; bisykliske aromater jfr. vedlegg 2) ble samlet kvantifisert til ca. 36%. Polysykliske organiske forbindelser (POM) ble målt til 5200 mg/kg våtvekt og utgjorde i overkant av 5% av totalen (tab. 1).

Det ble ikke funnet spor av biomarkører og analyse av THC og NPD ble antatt å ikke gi vesentlig tilleggsinformasjon.

Den visuelle og konkluderende karakteristikken av prøven ved laboratoriet var: sort, seig og flytende tjæreprodukt.

Tabell 1. PAH-analyser av tjæreprøve fra Gilhusbukta 1993. Konsentrasjoner gitt på våtvektsbasis.

Parameter	NIVA	SI	Kommentar
	mg/kg	mg/kg	
Naftalen	14620	15000	
2-Metylnaftalen	4345	4800	
1-Metylnaftalen	2536	2900	
Bifenyl	1380	1000	
2,6-Dimetylnaftalen	1173	-	
Acenaftylen	2034	1700	
Acenaften	2855	4000	
2,3,5-Trimetylnaftalen	206	-	
Fluoren	2460	4700	
1-Metylfluoren	-	700	
Fenantren	9026	12500	
Antracen	1274	2900	
1-Metylfenantren	663	-	
1-Metylfenantren/-antracen	-	6300	SI - sum begge forbindelser
Fluoranten	5591	7500	
Pyren	3645	5800	
Benzo(a)fluoren	-	1500	
Benzo(b)fluoren	-	1500	
1-Metylpyren	-	2000	
Benz(a)antracen*	1357	3400	
Chrysen/Trifenylen	1504	2500	
Benzo(b)fluoranten*	1382	-	
Benzo(j,k)fluoranten*	708	-	
Benzo(b,j,k)fluoranten*	[2090]	4000	SI - sum 3 forbindelser
Benzo(e)pyren	5933	1200	
Benzo(a)pyren*	1199	1900	Bakgrunnsnivå 10 µg/kg
Perylen	467	500	
Indeno (1,2,3cd)pyren*	698	1000	
Dibenzo(a,c/a,h) antracen*	-	-	Kun a,h-isomeren
Benzo(g,h,i)perylen	633	1000	
Coronen	-	-	
Dibenzopyrener*	-	-	
Dibenzofuran	-	3300	
Dibenzotiofen	-	1100	
Carbazol	-	800	
Sum di-/hetrosykliske	31609	34800	
Sum PAH	34080	55500	
Sum KPAH *	10692	7200	
Sum POM	-	5200	
Korr. for avvikende forbind.	63647	78300	
Tot. sykliske forbindelser	65689	95500	

PAH = polysykliske aromatiske hydrokarboner med mer enn 3 ringer

* Markerer potensielt kreftrfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987)

POM = polysykliske organiske O-, N- og S-forbindelser

4.3. Diskusjon

De to datasettene fra de parallelle analysene kan ikke sammenlignes direkte. Men kompenseres det for avvikende antall kvantifiserte komponenter (kun inkludert felles komponenter) ga de to analysene hhv. 63647 (NIVA) og 78300 mgPAH/kg våtvekt (SINTEF-SI). Dette gir et gjennomsnitt for prøven på 7.1 ± 0.73 % PAH og indikerer et relativt godt samsvar (tab. 2).

Verdiene for Σ PAH og totalt sykliske og aromatiske organiske komponenter angitt over, er de kvantitativt sett høyeste PAH-verdier til nå registrert i marine sedimenter i Norge (jfr. illustrasjon fig. 3). Kvalitetsmessig skiller også prøven fra Gilhusbukta seg klart fra det meste som tidligere registrert "naturlig" forekommende i miljøet. Både analyseresultatene og det faktum at det tidligere er behandlet steinkulltjære er det mest nærliggende å tro at det er dette som nå er registrert i resipienten utenfor anleggene til Nodest Vei A/S i Gilhusbukta.

Tabell 2. Gjennomsnittlige prosentandeler for grupper/enkeltkomponenter i to parallelle analyser av tjæreprøve fra Gilhusbukta 1993.

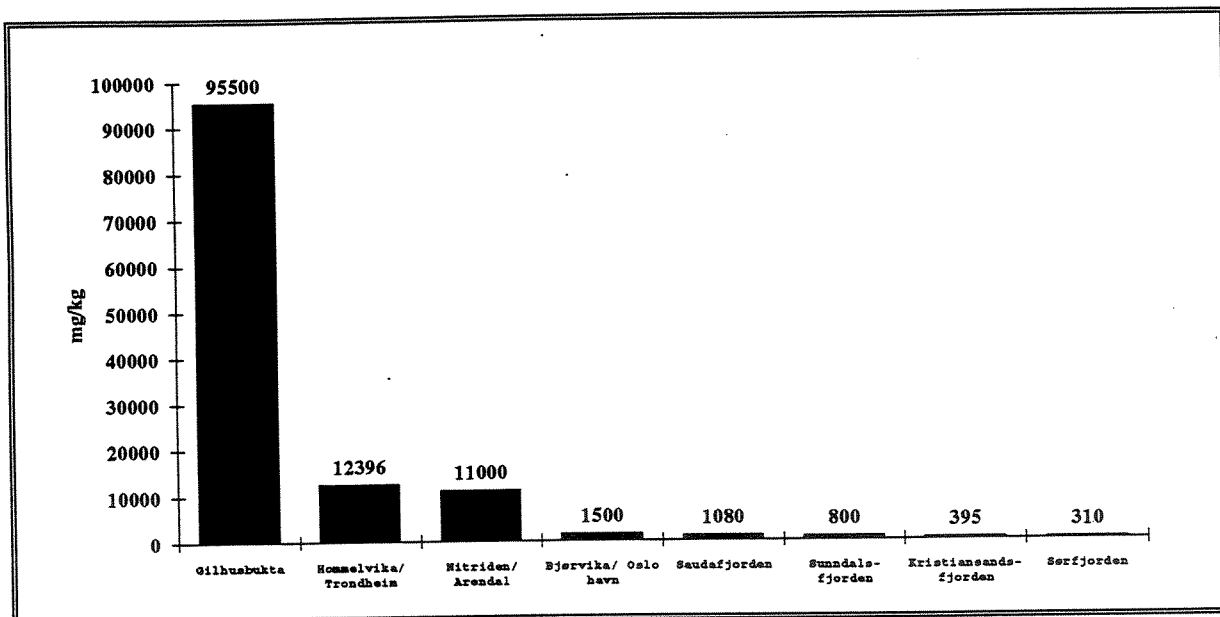
Parameter	"Steinkulltjære"		Gjennomsnitt	Bitumen
	NIVA	SINTEF-SI		
Di/hetro	48 %	36 %	42 ± 6 %	50 % Total
Naftalener	35 %	24 %	29.5 ± 5.5 %	
Σ PAH	52 %	58 %	55 ± 3 %	30% av Total
Fenantren	27 %	23 %	25 ± 2 %	
Fluoranten	16 %	14 %	15 ± 1 %	
Σ KPAH	16 %	13 %	14.5 ± 1.5 %	90% av PAH
B(a)P	3.5 %	3.4 %	3.5 %	3% av KPAH
Dibenzothiofen	-	1 %	-	20 % Total

Steinkulltjære er et biprodukt fra de tidligere gassverkene som dannes når steinkull tørredstileres og lysgassen drives av. Tjæren er en tykt oljeaktig produkt, som er farget sort av utskilt amorft kull. Den inneholder mer enn 100 identifiserte aromatiske forbindelser og steinkulltjæren kan deles i 4 fraksjoner ved fraksjonert destillasjon etter temperaturprogrammet (Berner 1961);

1. Lettolje kp. 80-170°C
2. Mellomolje kp. 170-230°C
3. Tungolje kp. 230-270°C
4. Antracenolje kp. 270-340°C

Destillasjonsresten på ca. 50-60% av tjæren, kalles bek og er benyttet som erstatning for asfalt. Lettoljen inneholder 0.6-0.8% benzen og 0.2-0.3% toluen som kan tas ut. Mellomoljen som også kalles carbololje inneholder særlig naftalener og fenoler. Tungoljen inneholder også mye naftalener og fenoler og består for øvrig mest av høyere homologe hydrokarboner. Deler av tungoljefraksjonen benyttes til treimpregnering (carbolineum og kreosot). Antracenoljen, den tyngste fraksjonen inneholder bla. 20-30% PAH-forbindelsen antracen. Steinkulltjære inneholder også mindre mengder nitrogenholdige forbindelser (carbazol, pyridin, kinolin oa.).

I dag behandles ikke steinkulltjære lenger ved anleggene, men derimot anvendes i det vesentlige bitumen ved bedriften. Det finnes begrenset tilgjengelig informasjon omkring PAH innholdet i bitumen, men generelt synes datene divergerende. Borneff og Kunte (1965) oppgir at bitumen normalt har et høyt innhold av KPAH (ca. 97 %), hvorav andelen B(a)P utgjør ca. 3 %, men KPAH innholdet i prøven er forholdsvis lavt (tab. 2). Sawicki (1975, ref. i Pucknat 1981) antyder det motsatte, dvs. svært lavt B(a)P innhold, sett i relasjon til f. eks. tjære (kfr. også Lijinsky et al. 1963). Tissot og Welte (1984, med refs.) beskriver bla. bitumen ved å være rik på mono-/disykliske forbindelser (ca. 50 %), noe som samsvarer med NIVA-analysen. Videre er PAH-andelen ca. 30% og karakteristisk, benzothiofen/dibenzothiofen utgjør de resterende 20 %. Det sistnevnte to forhold avviker vesentlig fra analyseresultatene (tab. 1 og 2).



Figur 3. Sammenstilling over resipienter hvor det er registrert mer enn 1000x bakgrunnsnivå mht. PAH (ref. markert med * i litteraturliste)

Det påpekes også at ved økende geokjemisk modning (f. eks. kull) avtar innholdet av biomarkører (bla. steraner og triterpaner) sett i relasjon til råolje (Tissot og Welte 1984). Dette ble indikert ved at biomarkører ikke lot seg kvantifisere ved analysene.

5. LITTERATUR

- Baalsrud, K., N. Green, J. Knutzen, K. Næs og B. Rygg, 1985. Overvåking av Årdalsfjorden 1983. En tiltaksorientert undersøkelse av forurensninger fra aluminiumsindustri og befolkning. Overvåkingsrapport SFT nr. 228/86, NIVA-rapport nr. O-8000318, l.nr. 1870, 133s. (*)
- Berner, E., 1961. Lærebok i organisk kjemi. Aschehoug & Co.(W. Nygaard) Forlag, femte utgave, Oslo 1961, 420s.
- Borneff, J. og H. Kunte, 1965. Carcinogenic substances in water and soil. Part XVII: About the origin and evaluation of the PAH in water. Arch. Hyg. (Berlin), 149, 226-243.
- 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.
- Helland, A., 1994. Analyse av PAH i sediment fra området rundt Nitriden, Tromøysundet. Under utarbeidelse. (*)
- Knutzen, J. og J. Skei, 1988. Tiltaksorientert overvåking i Saudafjorden 1986-1987. Overvåkingsrapport SFT nr. 309/88, NIVA-rapport nr. O-8000306, III, l.nr. 2109, 50s. (*)
- Konieczny, R. M., 1992. Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i området Bjørvika - Bispevika, Oslo havn. NIVA-rapport nr. O-92024, l.nr. 2808, 87s. (*)
- Konieczny, R.M., 1993. Analyse 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. et al. 1994. Kartlegging og ajourføring av forurensningssituasjonen i Drammensfjorden og ved Drammenselvas utløp 1993, under utarbeidelse.
- Kvalvågnes, K., L. Berglind og J. Knutzen, 1986. Undersøkelser i Sørfjorden i forbindelse med PAH-utslipp fra Odda Smelteverk A/S. NIVA-rapport nr. O-85165, l.nr. 1846, 27s. (*)
- Lijinsky, W., I. Domsy, G. Mason, H.Y. Ramahi, og T. Safavi, 1963. The chromatographic determination of trace amounts of polynuclear hydrocarbons in petrolatum, mineral oil, and coal tar. Anal. Chem., 35, 952-956.
- Miljøplan, 1990. Marinbiologiske undersøkelser i Gilhusbukta. Forundersøkelser august 1989. Rapport nr. P-89-083.
- NGU, 1988. Avfallsfyllinger og industritomter med deponert spesialavfall. Forsøkskartlegging i Buskerud fylke. NGU-rapport nr. 88.120, hovedrapport, 68s + bilagsrapport.
- Niemistö, L. 1974. A gravity corer for studies of soft sediments. Havforskningsinst., Skr. Helsinki, 238, 33-38.
- Noteby, 1988. Gilhusbukta. Forurensning av tjære og tiltak mot videre spredning. NOTEBY-rapport nr. 43083-1.

- Noteby, 1989. Miljøtiltak/kaiutvidelse - Gilhus. Forurensningsundersøkelse av mudringsmasser. NOTEBY-rapport nr. 43156-1.
- Noteby, 1992. Mudring i Drammenselva. Miljøundersøkelse av muddermasser. NOTEBY-rapport 43266-1, 12s + vedlegg.
- Næs, K., 1984a. Basisundersøkelse i Drammensfjorden 1982/83. Delrapport: Sedimenter. SFT-overvåkingsrapport nr. 158/84, NIVA-rapport nr. O-8000315, l. nr. 1664, 28s.
- Næs, K., 1984b. Undersøkelser vedrørende tjæreutslipp i Gilhusbukta. NIVA-notat, 22.11.1984, 2s.
- Næs, K., 1985. Basisundersøkelser i Kristiansandsfjorden. Delrapport II. Metaller i vannmassene, metaller og organiske miljøgifter i sedimentene, 1983. Overvåkingsrapport SFT nr. 193/85, NIVA-rapport nr. O-8000353, l.nr. 1754, 62s. (*)
- Næs, K., 1991. Frigivelse av PAH fra forurenset sjøbunn. NIVA-rapport nr. O-894801, l.nr. 2667, 74s.
- Næs, K. og B. Rygg, 1988. Tiltaksorientert overvåking av Sunndalsfjorden, Møre og Romsdal. Delrapport 1. Sedimenter og bløtbunnsfauna 1986. Overvåkingsrapport SFT nr. 306/88, NIVA-rapport nr. O-8000360/O-8000362, l.nr. 2093, 54s. (*)
- 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. (*)
- Planteam as., 1993. Tiltak mot forurensning i Gilhusbukta og på bedriftsområdet. Brev til SFT datert 8.1.1993, 2s.
- Pucknat, A.W. 1981. Health impacts of polynuclear aromatic hydrocarbons. Noyes data co. Park Ridge, New Jersey, 1981, 271s.
- Rygg, B. og I. Thélin, 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. SFT-veiledning nr. 93:02, TA-922/1993, 20s.
- Rygg, B., J. Knutzen, J. Skei, A. Heie, T. Ramdahl, A. Osvik og A. Melhuus, 1984. Kreosotforurensning i Trøndelag. Miljøpåvirkninger i Hommelvika, Stjørdalsfjorden, Gudå og Mostamarka. NIVA-rapport nr. O-83115, l.nr. 1641, 132s. (*)
- Sawicki, E., 1975. Analysis of atmospheric carcinogens and their cofactors. Symp. Environ. Pollution and carcinogenic risks. Lyon, 3-5. oct.
- Tissot, B.P. og D.H. Welte, 1984. Petroleum formation and occurrence. Springer Verlag, Berlin, Heidelberg, New York and Tokyo, 1984, 699s.
- Veritas Miljøplan, 1991. Marinbiologiske undersøkelser i Gilhusbukta. Oppfølgende undersøkelser 1991. Prosjekt nr. 95004448, 17s + vedlegg.

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING

Navn/lokalitet : Drammensfjorden
 Oppdragsnr. : 93208
 Prøver mottatt : 23.9.93
 Lab.kode : YKX 11
 Jobb nr. : 93/182
 Prøvetype : Sedimenter
 Kons. i : Mg/kg våtvekt
 Dato : 26.10.93
 Analytiker : Brg

1: Gilhusbukta
 2:
 3:
 4:
 5:
 6:

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen	14620					
2-M-Naf.	4345					
1-M-Naf.	2536					
Bifenyl	1380					
2,6-Dimetylnaftalen	1173					
Acenaftalen	2034					
Acenaften	2855					
2,3,5-Trimetylnaftalen	206					
Fluoren	2460					
Fenantren	9026					
Antracen	1274					
1-Metylfenantren	663					
Fluoranten	5591					
Pyren	3645					
Benz(a)antracen*	1357					
Chrysen/trifenylen	1504					
Benzo(b)fluoranten*	1382					
Benzo(j,k)fluoranten*	708					
Benzo(e)pyren	5933					
Benzo(a)pyren*	1199					
Perylen	467					
Ind. (1,2,3cd)pyren*	698					
Dibenz. (a,c/a,h)ant.* 1)						
Benzo(ghi)perylene	633					
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	65689					
Derav KPAH(*)	5344					
%KPAH	8.1					
%Tørrstoff						

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARC's kategorier 2A+2B (sannsynlige+trolige cancerogene).
 Sum av * utgjør KPAH.

1) Bare (a,h)-isomeren.

Vedlegg 7

Mulige forurensningslokaliteter på land

Følgende liste er en oversikt over områder med mulig forurenset grunn og som kan ha medført forurensning av Indre-Drammensfjorden. Lokalitetene er angitt kommunevise og angitt indeksnummer er en forkortelse av SFTs nummer (eks. 60201 er lik SFTs nr. 0602-001) Lokalitetene er avmerket på tegning -2 i målestokk 1:50.000 og dekker alle opplistede kilder. I tillegg er kildene i umiddelbar nærhet av Indre-Drammensfjorden avmerket i tegning -3 i målestokk 1:7.500.

I tabellen er det referert til SFT-rangering. Rangeringskriteriene er som følger:

Rangering 1: Behov for snarlige undersøkelser eller tiltak

Rangering 2: Behov for undersøkelser

Rangering 3: Behov for undersøkelser ved endret bruk av areal eller resipient

Rangering 4: Ingen undersøkelser behøves

Indeks	Lokalitet	Data	Beskrivelse av type avfall/forurensning num.
Drammen kommune			
60201	Lindum	Type: Kommunal fylling Periode: 1967- Beliggenhet: Jordbruksområde Forurensning: Flere opplysninger om deponering av spesialavfall. SFT-rangering: 2 Undersøkelser: Ingen	Prioritert i Nasjonal handlingsplan, SFT.
60202	Bangløkka	Type: Kommunal fylling Periode: 1950-tallet Beliggenhet: Industr./boliger Forurensning: Salg av tomfat på omr., restene tømt på bakken SFT-rangering: 3 Undersøkelser: Ingen	

60203	Muusøya	<p>Type: Kommunal fylling</p> <p>Periode: ca. 1955-62</p> <p>Beliggenhet: Smååthavn, komm. renseanl.</p> <p>Forurensning: Produksj. avf. fra Omdal og småfabr. kan ha inneholdt spes. avf.</p> <p>SFT-rangering: 3</p> <p>Undersøkelser: Ingen</p>	<p>Smååthavn, lager og renseanlegg på tomte idag. Fylling er anlagt i elva beskyttet av stein. Fyllingen inneholder husholdningsavfall, produksjonsavfall (m/mulig spesialavfall), spillolje og løsningsmidler og emballasje.</p>
60204	Fjell	<p>Type: Kommunal fylling</p> <p>Periode: ca. 1962-67</p> <p>Beliggenhet: Boligomr.</p> <p>Forurensning: 4</p> <p>SFT-rangering: Ingen</p> <p>Undersøkelser: Ingen</p>	
60205	Travbanen	<p>Type: Kommunal fylling</p> <p>Periode: ca. 1962-67</p> <p>Beliggenhet: Rekreasjon, boligomr.</p> <p>Forurensning: 3</p> <p>SFT-rangering: Ingen</p> <p>Undersøkelser: Ingen</p>	
60206	Gosen - Guiskogen Cellulose	<p>Type: Ind. fylling</p> <p>Periode: ca. 1910-72</p> <p>Beliggenhet: Rekreasjon, boligomr.</p> <p>Forurensning: Stort deponi med bark</p> <p>SFT-rangering: 4</p> <p>Undersøkelser: Ingen</p>	<p>Produksjon av sulfittcellulose. Kontrollert utfylling med bark.</p>

60207	Centralgarasjen	<p>Type: Privat fylling</p> <p>Periode: Utfylling pågår</p> <p>Beliggenhet: Industri/lager, rekreasjon</p> <p>Forurensning: Utfylling i elva, bilbatterier observert</p> <p>SFT-rangering: 3</p> <p>Undersøkelser: Ingen</p>	<p>Hovedsaklig grovavfall. Observasjoner av bilbatterier.</p> <p>Spesialavfall er levert med eiers/driftsansvarliges samtykke.</p>
60208	Drammen glassverk	<p>Type: Ind. - og komm. fylling</p> <p>Periode: 1900-71/77</p> <p>Beliggenhet: Industriomr.</p> <p>Forurensning: Utfylling i Drammensfjorden, antagelig arsenikk fra produksjon</p> <p>SFT-rangering: 3</p> <p>Undersøkelser: Ingen</p>	<p>Smelting og produksjon av glass. Arsenikk ble anvendt i produksjonen fra 1947. Glassproduksjon ble nedlagt i 1977. Ved nedleggelse ble arsenikkrester støpt inn i glass og levert Komm. fylling (Lindum).</p> <p>Kommunal fylling med uhygieniske forhold på området fra 1900 til 1930. Fylling raste ut i 1935.</p> <p>Slagg fra smelteovnene og glassrester er fylt ut mot sjøen.</p> <p>Fat med arsenikkrester delvis levert komm. fyll., men finnes muligens i egen fylling (nå havn/industriomr.).</p> <p>Gamle tretømmer med arsenikkrester er brent på tomta.</p>
60209	Nøstet bruk	<p>Type: Ind. fylling</p> <p>Periode: 1875-1976</p> <p>Beliggenhet: Industriomr.</p> <p>Forurensning: Utfylling i Drammensfjorden med tømmer, bark og flis</p> <p>SFT-rangering: 3</p> <p>Undersøkelser: Ingen</p>	<p>Utfylling mot fjorden (70-80 mål) med bark, flis og trevirke bl.a. arsenikkinnsatte plater. Luktproblemer.</p>

60210	Nøstet - Rabbenvn. 51	<p>Type: Ind. fylling</p> <p>Periode: Fylling 1960-tallet, drift på omr. 1875-1976</p> <p>Beliggenhet: Boligomr.</p> <p>Forurensning: Deponi, m/bla. arsenikkinnsatte plater</p> <p>SFT-rangering: 2</p> <p>Undersøkelser: Ingen</p>	<p>Deponi v/Rabbeveien med bla. vrakproduksjon, herunder arsenikk-innsatte Nøstex-plater.</p> <p>Prioritert i Nasjonal handlingsplan, SFT.</p>
60211	Drammen jernstøberi	<p>Type: Ind. fylling</p> <p>Periode: 1846-1979</p> <p>Beliggenhet: Industriomr.</p> <p>Forurensning: Skraputfylling i sjøkanten, bla. transformatorer, brenning observert</p> <p>SFT-rangering: 2</p> <p>Undersøkelser: Ingen</p>	<p>Produksjon av jernkonstruksjoner, ovner og kraner.</p> <p>Slagg fra kupolovnen er deponert i sjøkanten, kan inneholde krom og andre tungmetaller. Sløpjernsand med bindemiddel er også deponert i sjøkanten sammen med skrapjern. Transformatorer, løsemidler og lakk- og malingsrester kan også finnes i fyllingen.</p> <p>Skraphandler har vært på søndre del av tomten.</p> <p>Idag finnes plastbåtbyggeri og mekanisk verksted på tomten.</p>
60212	Brakerøya, ABB Energi (tidl. National Industri)	<p>Type: Industritomt</p> <p>Periode: 1916 -</p> <p>Beliggenhet: Industriomr.</p> <p>Forurensning: Transformatorolje, PCB og annet spesialavfall</p> <p>SFT-rangering: 2</p> <p>Undersøkelser: NOTEBY 1993, CHK 1993</p>	<p>Bedriften produserer/har produsert transformatorer, generatorer, kondensatorer. Før 1975 produsertes også hvitevarer.</p> <p>Fra 1916-80 brukte bedriften eget utfyllingsområde til noe av sitt avfall. Mesteparten av utfyllingen har skjedd i perioden 1950-80. 100 mål av bedriftstomta ligger på utfylte masser ytterst i Drammenselva. På det mektigste er fyllinga ca 3 m dyp. Foruten masser fra bedriften selv har området mottatt fyllmasser fra flere byggplasser i Drammen. Det er videre brent avfall på området før 1980.</p> <p>Lekkasje fra oljerør ca 1980 (antiagelig foregått noe tid). Antagelig noe spill av olje fra tankbiler ved oljeanlegg. Lagring av PCB-kondensatorer i forsvarlige former på tomta siden 1980, ca. 320 stk.</p> <p>Det er påvist oljeinnhold/THC, PAH, PCB og tungmetaller i løsmasser (1993).</p>

60213	Jorangeløkka	Type: Periode: Beliggenhet: Forurensning: SFT-rangering: Undersøkelser:	Ind. tomt 1930-tallet Kontor/byomr. Tidl. asfaltverk med tjæresøl på tomta 3 Ingen	
60214	Sørlyløkka	Type: Periode: Beliggenhet: Forurensning: SFT-rangering: Undersøkelser:	Ind. tomt 1930-tallet Barnehage/byomr. Mistanke om kreosotforurensning 2 Ingen	Prioritert i Nasjonal handlingsplan, SFT.
60215	Omdal Lærwarefabr.	Type: Periode: Beliggenhet: Forurensning: SFT-rangering: Undersøkelser:	Ind. tomt Nedlagt Industri/trafikkomr. Mistanke om arsenikk i rør og kummer i grunnen 3 Ingen	
60219	Hotvedt Dampsag	Type: Periode: Beliggenhet: Forurensning: SFT-rangering: Undersøkelser:	Privat fylling 1982-85 Industri, rekreasjon, boliger Utfylling i sjøkanten, vesentlig bygningsavfall og løsmasser 3 Ingen	

60220	NSB Brakerøya	Type: Forurenset grunn Periode: 1918-74 Beliggenhet: Industri-/lageromr. Forurensning: Kreosotavfall i bakken. SFT-rangering: 2 Undersøkelser: NSB 1993	Nabotomt til lok. 60212. Kreosot-søl i grunnen fra NSBs tidligere impregneringstomt nordøst på området. Omkring 50.000 m ² . Det er utført innledende miljøteknisk grunnundersøkelse. Det er påvist kreosotforurensning ned til 2-3 m dyp hovedsaklig i det tidligere tørkeområdet for sviller og stolper, og grunnen er betydelig forurenset på flere steder. Det er ikke påvist PCB.
60221	Drammen Klisjé-Offset	Type: Ind. fylling Periode: 1950-79 Beliggenhet: Deponert salpetersyre og trykksverteavfall Forurensning: 3 SFT-rangering: Ingen Undersøkelser:	Deponering av salpetersyre og trykksverteslam.
60222	Drammen Slip og verksted	Type: Ind. fylling Periode: 1931-86 Beliggenhet: Industri Forurensning: Vesentlig oppmudrede masser, noe skrapjern SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	Bygging og reparasjon av skip. Utfylling mot fjorden, vesentlig med oppmudrede masser og skrapjern. Bedriften hadde ikke eget galvaniseringsanlegg. Maling- og lakkarbeider ble utført av selvstendige firmaer, som selv var ansvarlige for å fjerne avfall. Tomter er kjøpt fra A/S Råstoff, Wessels Kabelfabrikk og Delikat Salatfabrikk. Mottak av trafo- og spillolje for hele Drammensdistriktet.

Øvre Eiker kommune			
62401	Burud Fyllplass	Type: Komm. fylling Periode: 1978- Beliggenhet: Deponi Forurensning: Selvantennelse i fylling. Endel kjemikalieavf. SFT-rangering: 2 Undersøkelser: Ingen	Prioritert i Nasjonal handlingsplan, SFT.
62404	Planteskolen, Sem	Type: Komm. fylling Periode: 1965-1975 Beliggenhet: Jordbruksomr. Forurensning: Lite industriavf. SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	
62405	Roaskogen (Norcem)	Type: Ind. fylling Periode: 1950-1987 Beliggenhet: Skogsomr. Forurensning: Sementelement SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	
62406	Vestfossen Cellulose	Type: Ind. fylling Periode: 1887-1970 Beliggenhet: Idrettsomr. Forurensning: Barkfylling SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	Produksjon av sulfittcellulose, papir, el- og dampforsyning. Fylling på området.

62407	Loesmoen	Type: Komm. fylling Periode: 1958-1965 Beliggenhet: Veiomr. Forurensning: SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	
62408	Holmen-Hellefoss	Type: Ind. fylling Periode: - (?) Beliggenhet: Deponi Forurensning: Brann i fyllinga 1987 SFT-rangering: 3 Undersøkelser: Ingen	
62410	Loe Industri-område	Type: Ind. fylling Periode: - (?) Beliggenhet: Deponi Forurensning: Bygningsmateriale, biler SFT-rangering: 3 Undersøkelser: Ingen	
62411	Vestfossen Cellulose	Type: Ind. fylling Periode: 1887-1970 Beliggenhet: Ind. omr. Forurensning: Bark, papir SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	Produksjon av sulfittcellulose, papir, el- og dampforsyning. Privat fylling på området. Kvikksølv anvendt som slimbekjempningsmiddel før krigen. Andre kjemikalier ha vært skumdempningsmidler og blåfarve. Tanker for olje og syre har vært plassert over bakken.

62413	Eiker Kobberverk	Type: Ind. fylling Periode: 1600-1925 Beliggenhet: Utmark Forurensning: Gruvetipper SFT-rangering: 3 Undersøkelser: Ingen	
62414	Fylling i Strykenbukta	Type: Priv. fylling Periode: - (?) Beliggenhet: Deponi Forurensning: 4 SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	
62415	Fylling ved Loe Bruk	Type: Priv. fylling Periode: - (?) Beliggenhet: Deponi Forurensning: Observert fat i fylling SFT-rangering: 3 Undersøkelser: Ingen	
62416	Habil A/S, Hokksund	Type: Ind. fylling Periode: - (?) Beliggenhet: Deponi Forurensning: Endel fat på området SFT-rangering: 3 Undersøkelser: Ingen	

62417	Horgen Byggesyste- mer	Type: Periode: Beliggenhet: Forurensning: SFT-rangering: Undersøkelser:	Ind. fylling 1980-tallet Industriomr. 4 Ingen	
62418	Ring Teigen, Loesmoen	Type: Periode: Beliggenhet: Forurensning: SFT-rangering: Undersøkelser:	Ind. fylling - (?) Bygge- og industriområde Tungmetallsig mot Loeselva 1 Rapporten Miljøplan/NOTEBY	Fragmenteringsanlegg for bilvrak og jern- og metallforretning. Avfall fra bilfragmenteringen blir kjørt bort og anvendes som dekkmasser til kommunal fyllplass. Det er påvist høye konsentrasjoner av tungmetaller, PAH og PCB i dam ved hovedutløp fra jern- og metallforretningen, mens konsentrasjonene i sedimentene i Loeselva stort sett ligger på eller noe over bakgrunnsnivået. PAH og PCB i løsmasser og grunnvann (?).
62420	Eiker Metall- og Formiklings- verksted	Type: Periode: Beliggenhet: Forurensning: SFT-rangering: Undersøkelser:	Forurenset industritomt 1975- Bygg-/industriomr. Spredd metallholdig væske. Krombelegg fra kar vaskes ned i grunnen. 3 Carl H. Knutsen 1990 og 1991	Etablert 19 brønner. Påvist i løsmasser: Pb (B-verdi), Ni (< B-verdi), Cr (> B-verdi). Påvist i grunnvann: Cd, Cr (del Cr6+), Cu, Ni, Zn. Tildels høye verdier av Cr og Ni i Vestfosselva nedstrøms eiendommen. Prioritert i Nasjonal handlingsplan, SFT.

Nedre Eiker kommune			
62501	Mile Avfallsplass	Type: Komm. fylling Periode: 1945- Beliggenhet: Deponiomr. Forurensning: Tomfat med rester fra lakk- /malingsindustri SFT-rangering: 2 Undersøkelser: Ingen	Prioritert i Nasjonal handlingsplan, SFT.
62502	Mjøndalen Cellulose	Type: Ind. fylling Periode: 1920-1980 Beliggenhet: Industriomr. Forurensning: Bark og avbrann fra SO ₂ prod. SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	Produksjon av sulfitcellulose. Deponi på østlig del av tomten med slagg, bark og bygningsavfall (industriområde idag). Deponi for avbrann fra SO ₂ produksjon, jernholdig slagg med rester av S og Cu (trafikkområde idag). Klor og kaustisk soda ble brukt i blekeriet.
62503	Flisa Industriav- fallsplass	Type: Ind. fylling Periode: 1910-75 Beliggenhet: Industri Forurensning: Bark fra Krokstad Cellulose SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	
62504	Kloppejern	Type: Komm. fylling Periode: -1945 Beliggenhet: Tetthbygd strøk Forurensning: SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	

62505	Inor Industri- område	Type: Ind. fylling Periode: 1975- Industriomr. Beliggenhet: Industriomr. Forurensning: SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	
62506	Papyrus Papermill	Type: Ind. fylling Periode: 1925-75 Industriomr. Beliggenhet: Industriomr. Forurensning: SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	
62507	Sadolins Trykkfarve- fabrikk	Type: Ind. fylling Periode: 1960- Industriomr. Beliggenhet: Forurensning: For utvidelse mot elva SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	
62508	Åserud Teglverk	Type: Ind. fylling Periode: - (?) Industriomr. Beliggenhet: Industriomr. Forurensning: For utvidelse mot elva SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	

62510	Barkfylling ved Skramnes	Type: Ind. fylling Periode: - (?) Beliggenhet: Veitområde Forurensning: Barkfylling SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	
62511	Eiker Impregnering	Type: Ind. fylling Periode: 1950- Beliggenhet: Deponi Forurensning: Kapp av impregn. matr. SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	
62512	Kristoffer Loe	Type: Ind. fylling Periode: 1950 Beliggenhet: Deponi Forurensning: Betongelement SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	
62513	Jordbruksprosjekt eiendom 34/2	Type: Priv. fylling Periode: 1980-tallet Beliggenhet: Jordbruk Forurensning: Jord og stein SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	

62514	Treteknikk A/S	<p>Type: Ind. fylling Periode: - (?) Beliggenhet: Industriomr. Forurensning: Vesentlig jordfylling SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen</p>	
62515	Steinberg Bilopp- huggeri	<p>Type: Priv. fylling Periode: - (?) Beliggenhet: Deponi Forurensning: Rester av bilopp-hugging SFT-rangering: 3 Undersøkelser: Ingen</p>	
62516	Eker Papirfabr.	<p>Type: Ind. fylling Periode: - (?) Beliggenhet: Deponi Forurensning: 4 SFT-rangering: Ingen</p>	
62517	Solberg Spinneri	<p>Type: Ind. fylling Periode: 1820-1970 (1987; spinneri nedlagt) Beliggenhet: Skogsomr. Forurensning: Emballasje og hush. avfall SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen</p>	<p>Spinning, farging, bleking og vasking av garn. Veving og etterbehandling som omfattet impregnering med formalholdig kunstharpiks. Verksted knyttet til bedriften. Deponering av bomull, fargebokser, skrap, emballasje (bla. kjemikalieemballasje) til eget deponi (øst for Solbergbekken) frem til 1970. Størrelse deponi ca. 1 mål. Spinneri nedlagt i 1987.</p>

Lier kommune	
62602	<p>Lierstranda</p> <p>Type: Komm. fylling Periode: 1963-1967 Beliggenhet: Vei og industriområde Forurensning: Deponert syrebek SFT-rangering: 3 Undersøkelser: Ingen</p>
62603	<p>Renskaug- dalen</p> <p>Type: Komm. fylling Periode: 1954-1963 Beliggenhet: Jordbruksomr. Forurensning: 4 SFT-rangering: Ingen Undersøkelser: Ingen</p>
62604	<p>Dyno Industrier, Gullhaug</p> <p>Type: Ind. fylling (ca. 10 mål), forur. ind. tomt. Periode: 1917- Beliggenhet: Ind. omr., deponi. Forurensning: Brenning og utfylling mot Drammensfjorden, forurenset grunn SFT-rangering: 3 Undersøkelser: Miljøplan/NOTEBY rapporter fase 1 1989/90 og fase 2 1991, Miljøplan 1991</p>

Hoveddelen av avfallet i fyllingen har vært emballasje, mekanisk avfall, bygningsavfall og fyllmasser. Sammen med emballasjen kan det ha vært fett- og oljerester, løsningsmidler, ftalater, nitrogenforbindelser og klorholdige forbindelser.

Det er påvist et lavt innhold av mineralolje, kvikksølv og klor (PCB og EOCl) i jordprøver med avtagende trend ut til sjøbunn. I et begrenset antall grunnvannsprøver innenfor deponiet er det påvist et markert innhold av kvikksølv, mineralolje, PCB og EOCl, mens det i vannprøver fra kanten av deponiet mot sjøen ikke er påvist kvikksølv eller PCB.

Inne på industriområdet er det mistanke om TNT og Dinol i grunnen.

62605	Ticon	Type: Ind. fylling Periode: - (?) Beliggenhet: Deponi Forurensning: Trolig siporexbrekkasjer fra Norcem og fat SFT-rangering: 3 Undersøkelser: Ingen	
62606	Nodest vei	Type: Ind. fylling Periode: 1925-65 Beliggenhet: Småbåthavn Forurensning: Kreosot fra Nodest Vei SFT-rangering: 2 Undersøkelser: NOTEBY, rapporter: 25129-1, 43083-1 og 43156-1	<p>På området har det foregått destillasjon av steinkulltjære. Driften har gitt spill og lekkasjer av tjærestoffer bla. PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner), til industrigrunnen og grunnere deler av Gilhusbukta utenfor. Et branntilfelle i 1963 medførte også store tjærelekkasjer.</p> <p>I undersøkelser utført av Noteby i 1985 og i 1988 er det påvist at løsmassene i Gilhusbukta og på fabrikkområdet har et betydelige innhold av tjærestoffer, kfr. også vedlegg 6. Kjemiske analyser har påvist tildels høye konsentrasjoner av PAH i løsmasseprøver.</p> <p>Tiltak på land for å hindre at forurenset grunnvann transporteres fra land og ut i sjøen har vært: Avskjæring med spunt mot sjøen, tildekking vha. av asfaltering og drenering i bakkant og langs strand samt overvåkningsnett av peilebrønner for kontroll av grunnvann. Volum på baksiden av spuntveggen ble fylt med forurensete mudringsmasser.</p> <p>Tiltak i sjøen har vært tildekking av forurensete masser med et jevnt løsmasselag (sand og leire) på minst 30 cm. Ved løs bunn ble det lagt fiberduk på bunn før tildekking med løsmasser.</p>
62608	Bøla Bilopp-huggeri	Type: Priv. fylling Periode: - (?) Beliggenhet: Deponi Forurensning: SFT-rangering: 3 Undersøkelser: Ingen	

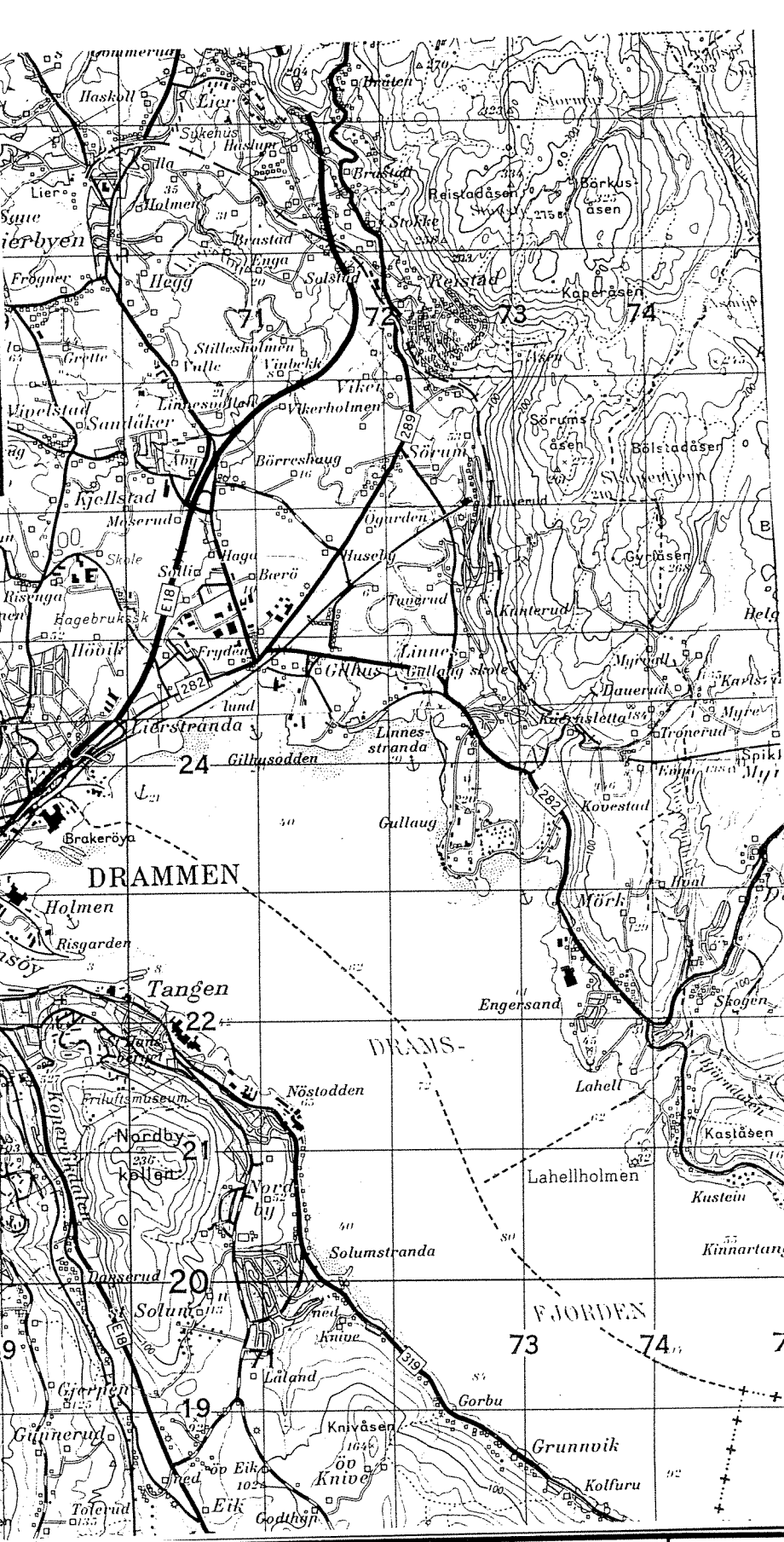
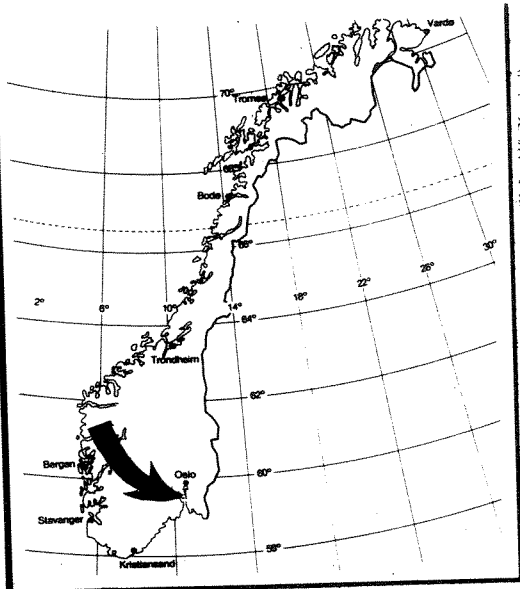
62609	Lier Sykehus	Type: Priv. fylling Periode: 1963- Beliggenhet: Deponi, gartneri og gårdsdrift Forurensning: SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	
62614	Skogen	Type: Priv. fylling Periode: 1975- Beliggenhet: Deponi Forurensning: Lite deponi, sporadisk anvendelse SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	
62615	Haverstad	Type: Priv. fylling Periode: 1985- Beliggenhet: Deponi Forurensning: SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	
62616	Ila Gartneri	Type: Priv. fylling Periode: - Beliggenhet: Deponi Forurensning: SFT-rangering: 4 Undersøkelser: Ingen	

62619	Øberg metall	Type: Forurenset industritomt Periode: -1981 Beliggenhet: Industriomr. Forurensning: Forniklingsbedrift med utslipp til grunnen SFT-rangering: 3 Undersøkelser: Ingen	
62621	Plastkjemi A/S	Type: Forurenset industritomt Periode: 1956-88 Beliggenhet: Industriomr. Forurensning: Trikloretan SFT-rangering: 3 Undersøkelser: Ingen	Noen hundre liter trikloretan (G41) rant ut fra tank i 1983. Lagring av tomfat og lekkasjer av løsemidler har funnet sted. Brennplass er observert.
Røyken kommune			
62706	Viking Oljeraffineri A/S	Type: Industri fylling Periode: 1950-1987 Beliggenhet: Deponiomr. Forurensning: Bark SFT-rangering: 4 Undersøkelser: NOTEBY, rapport 43117-1	Området (ca. 10000 m ²) er preget av oljespill fra håndtering og transport av fat. Det er i tillegg deponert syrebek og blekjord på avgrensede områder. Det er registrert at løsmasser inneholder olje, bly, persistent organisk klor (EPOCL), PCB og PAH. Bly og EPOCL er også funnet i dreinsvann. Tiltak er foreslått.

Vedlegg 8
Kommunale renseanlegg

Følgende liste er en oversikt over tidligere og eksisterende kommunale renselanlegg for området som har avrenning til Indre Drammensfjorden. Utslippspunktene til elv eller fjord er avmerket på tegning -2 i målestokk 1:50.000. Sammenstillingen omfatter alle kjente renselanlegg over en viss størrelse. I tillegg er utslippspunktene avmerket på tegning -3 i målestokk 1:7.500.

Rense-anlegg	Driftsperiode	Tilknytning	Kommentar
Drammen kommune			
Muusøya	1978 - dd	ca. 20.000 PE	
Underlia	ca. 1970 - 89	ca. 670	
Sykehuset	ca. 1979 - 94	ca. 2.400	
Bjørkelia	ca. 1975 - 92	ca. 3.300	
Solumstrand	1991 - dd	52.000 (fullt utbygget i 1995)	Fra 1980 - 91 var det ved Solumstrand et silanlegg (grovreising) for ca. 10-20.000 PE. Ved årsskiftet 1992/93 var ca. 30.000 PE tilknyttet Solumstrand renselanlegg.
Nedre Eiker kommune			
Mjøndalen			Mangler informasjon
Øvre Eiker kommune			
Hokksund			Mangler informasjon
Skotselv			Mangler informasjon
Lier kommune			
(ikke mottatt opplysninger)			

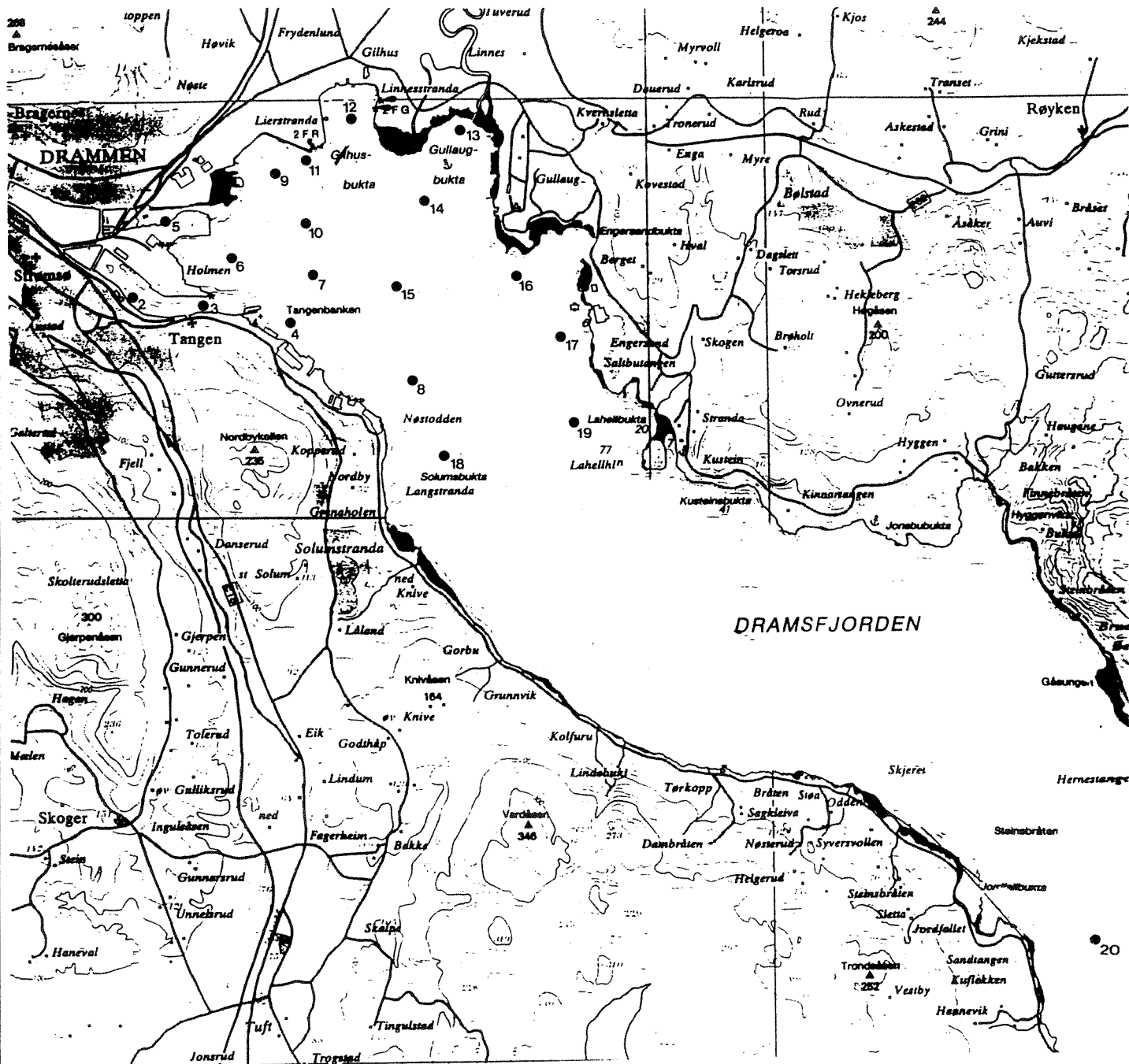


OVERSIKTSKART
 FYLKESMANNEN I BUSKERUD
 KARTLEGGING AV MILJÖGIFTER I SEDIMENTER
 INDRE DRAMMENSFJORD 1993

MÅLESTOKK 1: 50 000	TEGNET LEK	REV.
	KONTR. LRH	SIGN.
	DATO 1. 3. 94.	DATO
OPPDRAG NR. 43456	TEGN. NR. 0	REV.
		SIDE



4000-774



ANMERKNING :

TEGNINGEN VISER LOKALISERINGEN AV ALLE SEDIMENTSTASJONENE (NR. 2 - 20)

OVERSIKT OVER SEDIMENTSTASJONER

FYLKESMANNEN I BUSKERUD
KARTLEGGING AV MILJØGIFTER I SEDIMENTER
INDRE DRAMMENSFJORD 1993

MÅLESTOKK

IKKE I
MÅLESTOKK

TEGNET
LEK

KONTR.
ub

DATO
22. 3. 94.

REV.

KONTR.

DATO

OPPDRAG NR.

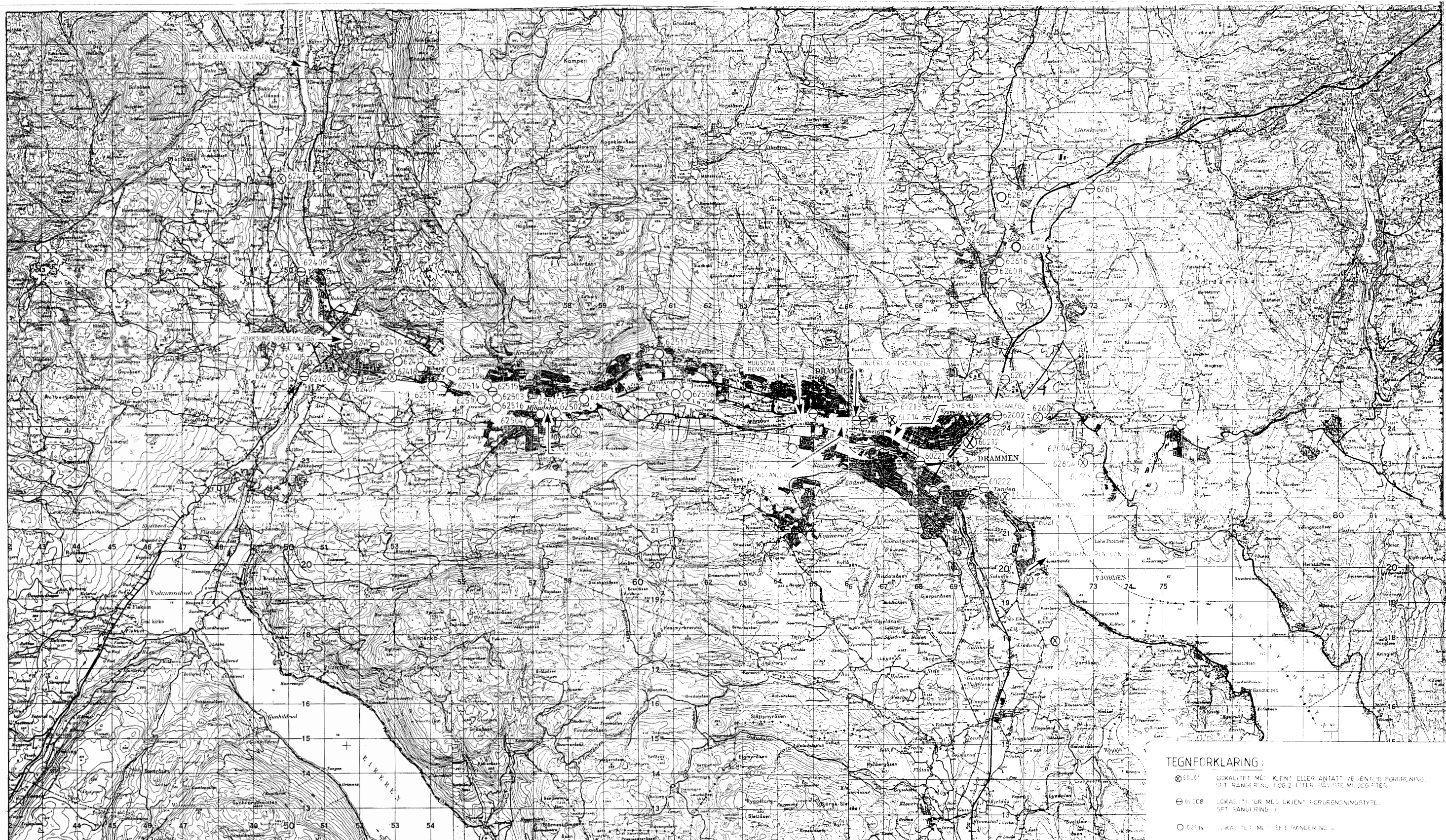
43456

TEGN. NR.

1

REV.

SIDE



TEGNFORKLARING:

- ⊗ 05/01 LOKALITET MED KJØTT ELLER ANATT VESENTLIG FORURENING, SPT RANGERINGS 1 OG 2 ELLER HØYERE MILJØGIFTER
- ⊕ 01/08 LOKALITET ER MIDL. KJØTT FORURENINGSTYPER, SPT RANGERING 3
- 02/14 LOKALITET MED SPT RANGERING 4
- ➔ JETTELSPR. REINSEANLEGG

ØVERSIKTEN OMFAFTER I HOVEDTAK KUN LOKALITETER SOM HAR KORT AVRENNINGSVEI TIL SØLØSBAG OG/ELLER I INDRE DRAMMENSFJORD ELLER LOKALITETER VED SELVE FJORDEN

SPT's RANGERINGSKRITERIER

- Rangering 1: BEHOV FOR SNARLIGE UNDERSØKELSER ELLER TILTAK
- Rangering 2: BEHOV FOR UNDERSØKELSER
- Rangering 3: BEHOV FOR UNDERSØKELSER VED ENDRET BRUK AV AREAL ELLER RESipient
- Rangering 4: INGEN UNDERSØKELSER BEHOVES (ingen soneplanlagt)

MULIGE FORURENSNINGSLOKALITETER		MALESTOROK	TEGNET
FYLKESMANNEN I BUSKERUD KARTLEGGING AV MILJØGIFTER I SEDIMENTER INDRE DRAMMENSFJORD 1993		1: 50 000	LEK KONTROLT LKH DATO 3.9.93
NOTEBY NORSK TEKNISK BYGGKONTROLLANS		BRØK FOR	TEGN NR
43456			2

DRAMMEN HAVN

Målestokk 1:7500

Gaussen konforma sylinderprojeksjon

Sonering - surveying 1962-1981

Utgitt 1964

Ny utgave STAVANGER 1982

TEKST OG FORKLEPNING - SYMBOLS AND EXPLANATIONS

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

How to read this map - symbols and explanations

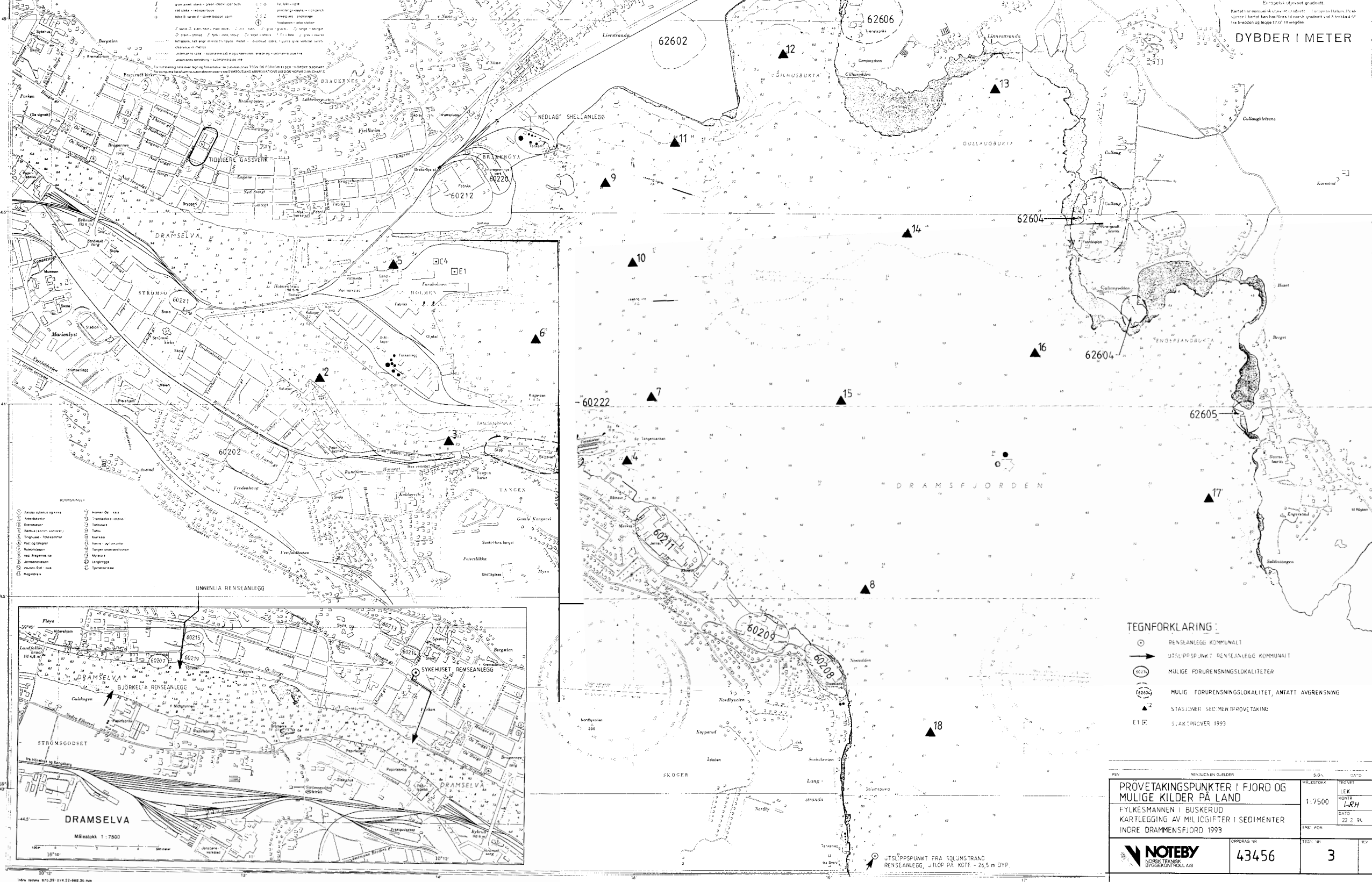
How to read this map - symbols and explanations

TEGNSYMBOLER	BETEGNING
○	RENSEANLEGG
○	UTSLIPPSPUNKT
○	MULIGE FORURENSINGSLOKALITETER
○	MULIG FORURENSINGSLOKALITET, ANTATT AVGRENSNING
▲	STASJONER
E1	SJUKTPROVER 1993

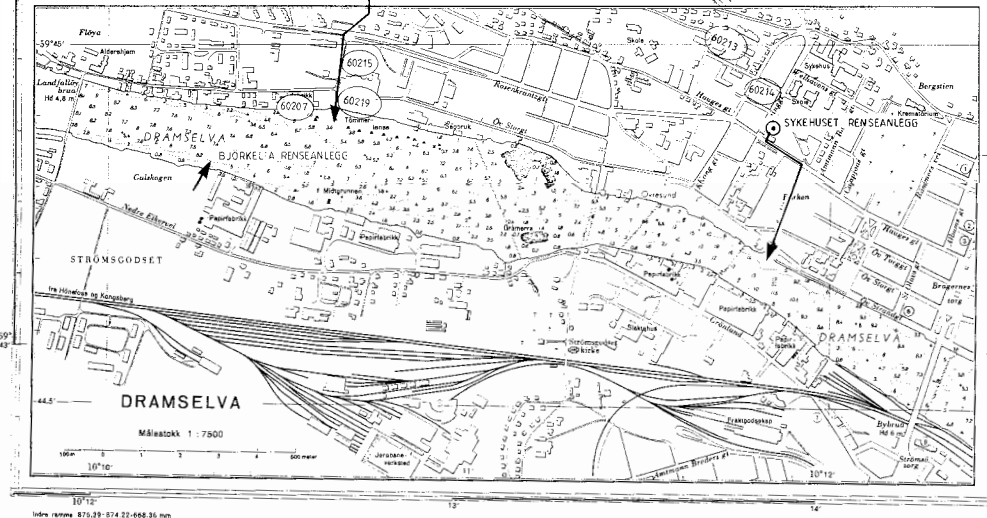
Belysning og venner er fra Widerøe's Flyveselskap og
 Pilsberg A/S. Fotogrammetri 1982.
 Undermåle skjedd på land (Kort) ang. Geoid 2 m
 fra sjøkant.
 Referansenivå: MV + 2 dm (MV = Drammen Havnveing
 0-punkt + 2 dm).

Europasjøisk østretet gradnett.
 Kartet er merket med koordinatene 12 og 13 i øst og 6022 og 6024 i nord.
 Fra broen på Major 17/17 til sjøen.

DRYBDER I METER



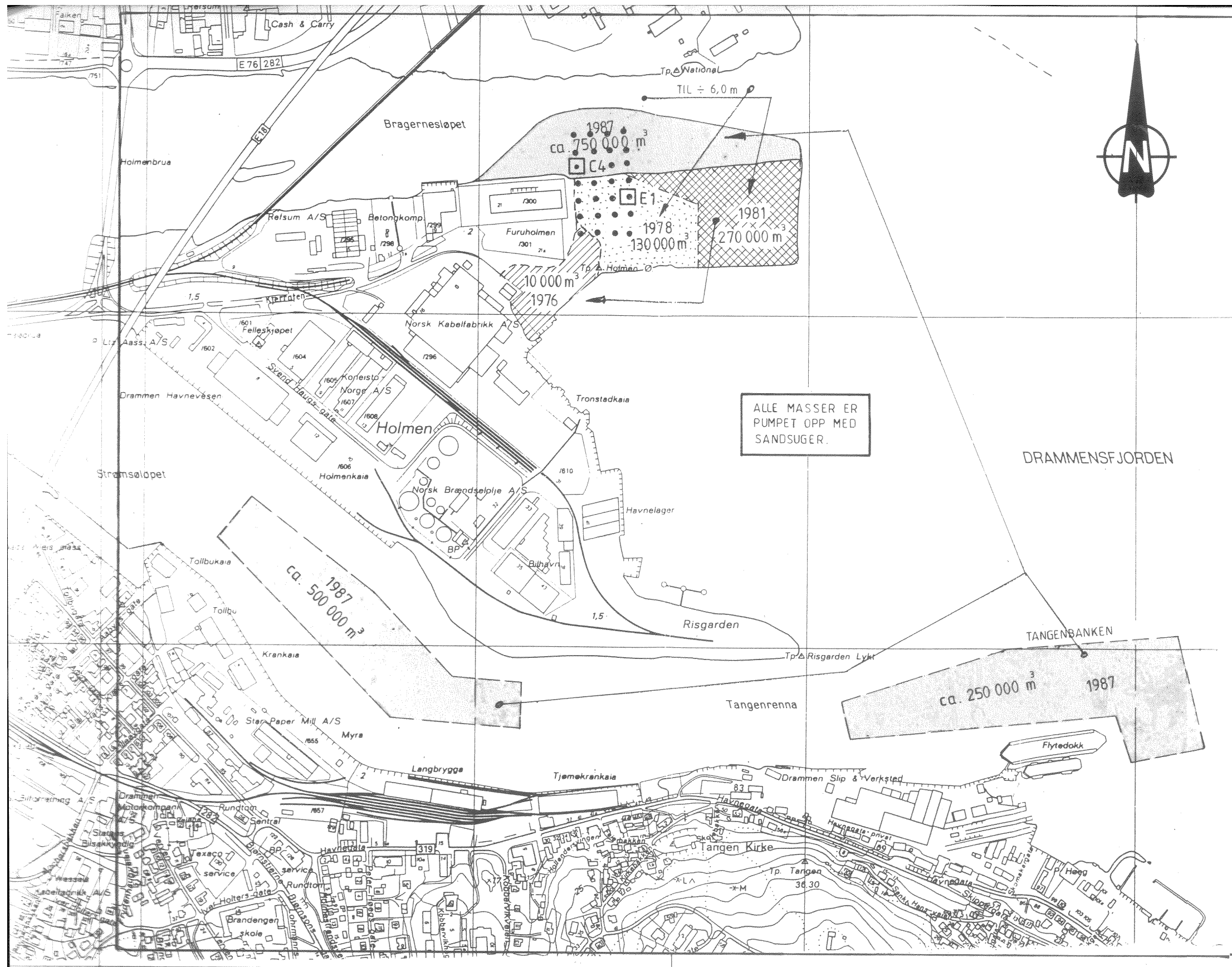
HOVUSANDELER	BETEGNING
○	Kartens utarbeidelse
○	Utslippspunkt
○	Mulige forurensningslokaliteter
○	Mulig forurensningslokalitet, antatt avgrensning
▲	Stasjoner
E1	Sjuktprover 1993



TEGNFORKLARING:






- RENSEANLEGG KOMMUNALT
- UTSLIPPSPUNKT RENSEANLEGG KOMMUNALT
- MULIGE FORURENSINGSLOKALITETER
- MULIG FORURENSINGSLOKALITET, ANTATT AVGRENSNING
- ▲ STASJONER
- E1 SJUKTPROVER 1993


REV	16/03/2005 GULLBERG	REV	0
PRØVETAKINGSPUNKTER I FJORD OG MULIGE KILDER PÅ LAND		MALESTOKK	1:7500
FYLKESMANNEN I BUSKERUD		TEGNER	LKH
KARTLEGGING AV MILJØGIFTER I SEDIMENTER		DRYBDE	22,2 SL
INDRE DRAMMENSFJORD 1993		PROJEKT	43456
NOTEBY		BLADNR	3



ALLE MASSER ER PUMPET OPP MED SANDSUGER.

TEGNFORKLARING :

-  MUDRING OG UTFYLLING 1976
-  MUDRING OG UTFYLLING 1978
-  MUDRING OG UTFYLLING 1981
-  MUDRING OG UTFYLLING 1987
- LOKALISERING SYNKEKUMMER, SJAKTPUNKTER
- E1  SJAKTPROVE 1993

REV	REVISJONEN GJELDER	SIGN.	DATO
MUDRING, UTFYLLING OG SJAKTPUNKTER		MÅLESTOKK	TEGNET
FYLKESMANNEN I BUSKERUD KARTLEGGING AV MILJØGIFTER I SEDIMENTER INDRE DRAMMENSFJORD 1993		~ 1:5000	LEK KONTR LRH
		ERST. FOR.	DATO 22.2.94.
 NOTEBY NORSK TEKNISK BYGGEKONTROLL A/S		OPPDAG NR.	TEGN. NR.
		43456	4
			REV.

SJAKT C4

Diam. D: .3x1,5.m

Terrengkote:.....

Bormetode: .Graving... Bordyp:2,0.m Borleder:.....

DYP	PRØVE	BESKRIVELSE
		Pukk, fyllmasser
		Lys ensgradert sand
1		Tynt mørkt lag av fyllmasser og jord
		Ensgradert sand
2		
		Sjakt avsluttet på 2,0 m
3		
4		
5		
6		

SJAKTPROFIL C4	BORING NR.	TEGNET	REV.
	C4	GB	
FYLKESMANNEN I BUSKERUD KARTLEGGING AV MILJØGIFTER I SEDI- MENTER I INDRE DRAMMENSEJORD 1993	BORPLAN NR.	KONTR.	KONTR.
	BORET DATO	DATO	DATO
OPPDRAK NR.	TEGN. NR.	REV.	SIDE
43456	-5		




SJAKT E1

Diam. D: .3x1,5.m

Terrengkote:.....

Bormetode: .Graving... Bordyp: 2,0.m Borleder:.....

DYP	PRØVE	BESKRIVELSE
		Pukk, fyllmasser
1		Lys ensgradert sand
2	X	Sjakt avsluttet på 2,0 m
3		
4		
5		
6		

SJAKTPROFIL E1	BORING NR.	TEGNET	REV.
	E1	GB	
FYLKESMANNEN I BUSKERUD KARTLEGGING AV MILJØGIFTER I SEDI- MENTER I INDRE DRAMMENSEFJORD 1993	BORPLAN NR.	KONTR.	KONTR.
	BORET DATO	DATO	DATO
 NOTEBY NORSK TEKNISK BYGGEKONTROLL A/S	OPPDRAG NR.	TEGN. NR.	REV.
	43456	-6	
			SIDE

NIVA 

Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

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

ISBN 82-7426-153-4

 **NOTEBY**
NORSK TEKNISK
BYGGEKONTROLL A/S
RÅDGIVENDE INGENIØRER – MRIF