



Statlig program for
forurensningsovervåking

Rapport 611/95

Oppdragsgiver

Statens forurensningstilsyn

Deltakende institusjon

Norsk institutt for vannforskning

Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord

Delrapport 5

Kartlegging av kilder



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-92131	Undemr.:
Løpenr.: 3291	Begr. distrib.: Fri

Hovedkontor Postboks 69, Korsvoll 0808 Oslo 8 Telefon (47) 22 18 51 00 Telefax (47) 22 18 52 00	Sørlandsavdelingen Televeien 1 4890 Grimstad Telefon (47) 37 04 30 33 Telefax (47) 37 04 45 13	Østlandsavdelingen Rute 866 2312 Ottestad Telefon (47) 62 57 64 00 Telefax (47) 62 57 66 53	Vestlandsavdelingen Thormøhlensgt 55 5008 Bergen Telefon (47) 55 32 56 40 Telefax (47) 55 32 88 33	Akvaplan-NIVA A/S Søndre Tollbugate 3 9000 Tromsø Telefon (47) 77 68 52 80 Telefax (47) 77 68 05 09
--	---	--	---	--

Rapportens tittel: Miljøgifter i indre Oslofjord. Delrapport 5. Kartlegging av kilder. (Overvåkingsrapport nr. 611 /95). TA nr. 1226/1995	Dato: 15.5.95	Trykket: NIVA 1995
Forfatter(e): Svein Stene Johansen John Erik Samdal	Faggruppe: Miljøteknikk	Geografisk område: Akershus
	Antall sider: 80	Opplag: 150

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT)	Oppdragsg. ref.: P-E. Iversen
---	----------------------------------

Ekstrakt: Rapporten beskriver tilførsel og transporter av utvalgte miljøgifter til indre Oslofjord. De største tilførselene av kvikksølv, kadmium, krom, kobber, sink, PAH og PCB skjer via de to store renseanleggene (Bekkelagets renseanlegg og Vestfjordens avløpsselskap), mens de største blytilførselene skjer via vassdragene. Totalt tilføres fjorden årlig ca. 40 kg kvikksølv, 115 kg kadmium, 8400 kg bly, 1400 kg krom, 12200 kg kobber, 24700 kg sink, 70 kg PAH og 1.3 kg PCB.

4 emneord, norske

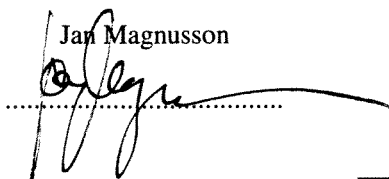
1. Miljøgifter
2. Forurensningstilførsler
3. Indre Oslofjord
- 4.

4 emneord, engelske

1. Micropollutants
2. Pollution inputs
3. Inner oslofjord
- 4.

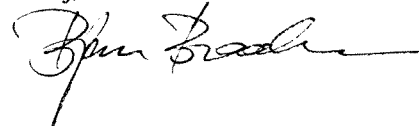
Prosjektleder

Jan Magnusson



For administrasjonen

Bjørn Braaten



SBN 82-577-2807-1

Norsk institutt for vannforskning

O-92131

MILJØUNDERSØKELSER I INDRE OSLOFJORD

Delrapport 5. Kartlegging av kilder.

Oslo,

15 mai 1995.

Delprosjektleder:

Svein Stene-Johansen

Medarbeider:

John Erik Samdal

Forord

Foranlediget av de høye miljøgiftkonsentrasjoner som ble påvist i havnebassenget i 1991/92, har Norsk institutt for vannforskning (NIVA), på oppdrag av Statens forurensningstilsyn (SFT), gjennomført et program for miljøundersøkelser i indre Oslofjord. Undersøkelsene omfattet lokalisering av miljøgifter, kartlegging av miljøgiftsnivåer i sedimenter og marine organismer i hele indre Oslofjord, samt forslag til miljøforbedrende tiltak. Programmet er koordinert med andre undersøkelser som var planlagt i Oslofjorden for Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord og Joint Monitoring Programme (overvåkingsundersøkelser).

Den foreliggende rapporten omfatter lokalisering av kilder, både dagens og historiske kilder som skyldes tidligere aktiviteter, men muligens fortsatt aktive. Delprosjektleder har vært Svein Stene-Johansen som sammen med John Erik Samdal har skrevet rapporten. Instrumentingeniør Morten Willbergh har hatt ansvaret for den automatiske prøvetakingen. Resultatene fra sedimentundersøkelsene i elvene er behandlet av Jan Magnusson og Roger Konieczny.

Oslo, 15. mai 1995.

Svein Stene-Johansen

INNHold	SIDE
FORORD	2
1. INNLEDNING	8
1.1 Bakgrunn	8
1.2. Mål	8
1.3 Problemanalyse	8
2. ARBEIDSOPPLEGG OG UNDERSØKELSESMETODER	10
2.1. Aktive kilder	10
2.2. Historiske kilder	18
2.3. Undersøkelses- og analysemetoder	18
3. RESULTATER	19
3.1 Tilførsel av kvikksølv	20
3.2 Tilførsel av kadmium	21
3.3 Tilførsel av bly	23
3.4 Tilførsel av krom	24
3.5 Tilførsel av kobber	26
3.6 Tilførsel av sink	27
3.7 Tilførsel av PAH	29
3.8 Tilførsel av PCB	30
3.9 Tilførsler av tungmetaller til Bærumsbassenget	32
3.10 Sedimentundersøkelser i Loelva.	33
3.10.1 Resultater.	34
3.10.2 Diskusjon av resultatene.	38
3.10.3 Konklusjoner.	40
3.11 Sedimentundersøkelser i Akerselva (1988).	41
3.12. Observasjoner av miljøgifter i overvann fra Vestli og Vestbanen.	42

4. DISKUSJON AV RESULTATENE	45
5. KONKLUSJON	48
6. FORSLAG TIL VIDERE UNDERSØKELSER.	49
7. LITTERATURHENVISNINGER	53
VEDLEGG A	56
VEDLEGG B	61
VEDLEGG C	66
VEDLEGG D	70

SAMMENDRAG

Med bakgrunn i myndighetenes prioriteringer i arbeidet med tiltak mot miljøgifter og funn av miljøgifter i Oslofjorden, er tilførslene av miljøgifter og deres kilder undersøkt. Målet med undersøkelsene var å spore aktive, nåværende og historiske kilder til miljøgiftene i havnebassengene og i fjorden.

Undersøkelsene omfattet tungmetallene kvikksølv, kadmium, bly, krom, kobber og sink, samt polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og polysykliske klorerte bifenyler (PCB).

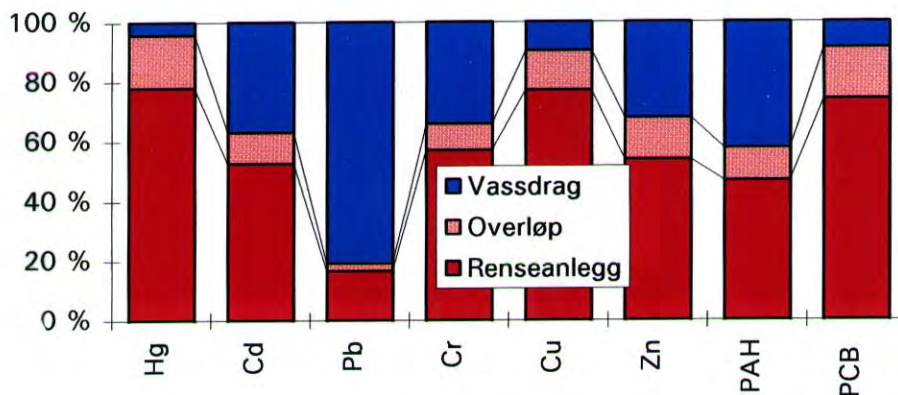
Tilførslene av miljøgifter til indre Oslofjord skjer via avløpsanlegg og vassdrag. Undersøkelsene av avløpsanleggene, - i alt tolv - ble basert på data fra tidligere undersøkelser. Miljøgifttilførslene fra vassdragene bygger på data fra et samarbeid mellom Oslo vann- og avløpsverk (OVA) og NIVA, idet OVAs overvåkingsstasjoner og programmet for disse ble supplert med noen av de aktuelle miljøgifter som er nevnt ovenfor. For undersøkelsene i vassdragene ble det lagt til grunn at vassdragene - foruten naturlige forurensninger - også mottar overvann fra overvannsledninger, markvann, overløpsvann og sigevann fra deponier.

I vurderingene er det tatt forbehold om at undersøkelsene - som tildels bygger på data fra tidligere upubliserte data - kan være vanskelige å sammenligne med hva som er funnet andre steder hvor det er utført tilsvarende undersøkelser med andre metoder og problemstillinger.

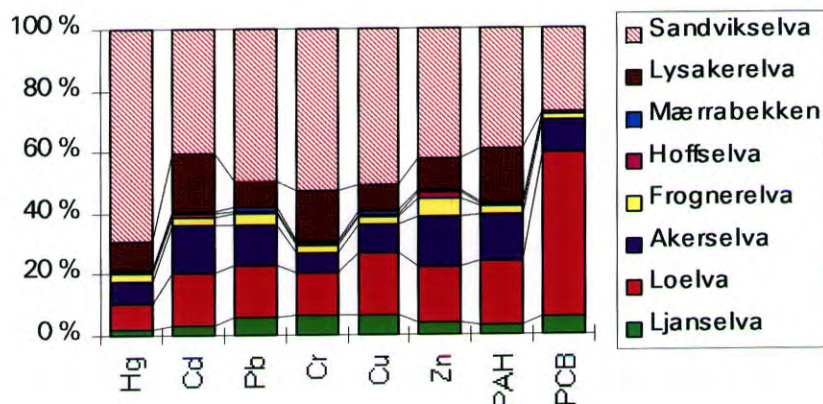
Undersøkelsene har vist at:

1. De største tilførslene av kvikksølv, kadmium, krom, kobber, sink, PAH og PCB skjer via renseanleggene (figur 1). Belastningen av disse miljøgiftene er idag størst på Vestfjorden og Bekkelagsbassenget. De største tilførslene av bly kommer via vassdrag og belastningen er størst på Oslo havn og Bærumsbassenget. Blytilførselen via vassdrag tyder på at forurensningen er generert av trafikken.
2. Totalt tilføres fjorden årlig ca. 40 kg kvikksølv, 115 kg kadmium, 8400 kg bly, 1400 kg krom, 12200 kg kobber, 24700 kg sink, 70 kg PAH og 1.3 kg PCB. Totalt sett er tilførselen av PAH liten, sammenlignet med f.eks. nedfallet fra luft som er ca. 3 ggr. direktetilførselen til fjorden.
3. Det er enkelte ulikheter i tilførslene fra BRA (Bekkelaget renseanlegg) og VEAS (Vestfjordens avløpsseksjon) ved at VEAS bidrar med de største tilførsler av krom, kobber og sink mens BRA bidrar med de største tilførslene av PAH.
3. Av de undersøkte vassdragene bidrar Sandvikselva (som har klart størst vannføring) med de største tilførslene av tungmetaller (spesielt kvikksølv) til fjorden, fulgt av Loelva, Akerselva og Lysakerelva (figur 2). Loelva bidrar med den største tilførselen av PCB. Selv om tilførselen av tungmetaller fra rensanleggene (unntatt bly) dominerer, er tilførselen av kadmium, krom og sink fra vassdragene ikke ubetydelig.
4. Samtlige vassdrag i området er ved utløpet til fjorden klassifisert etter SFTs klassifiseringsystem for tungmetaller som meget sterkt forurensede. Mest forurenset var Loelva, fulgt av Frognerelva, Ljanselva og Mærradalsbekken.

5. Sedimentene i Loelva er også forurenset med PCB. Sammenlignet med det *marine* klassifiseringssystemet for bestemmelse av forurensningsgrad ut fra konsentrasjon av PCB i sedimenter, vil de nedre deler av Loelva kunne karakteriseres som markert til sterkt forurenset. Dette gjelder tildels også for PAH. Situasjonen er omtrent den samme for Akerselva.



Figur 1. Relativ tilførsel av utvalgte miljøgifter fordelt på ulike kilder - renseanlegg, overløp og vassdrag.



Figur 2. Relativ tilførsel av miljøgifter fra ulike vassdrag ved indre Oslofjord.

6. Sedimentanalyser i Loelva viser, at forurensete sedimenter spyles ut i fjorden i flomperioder. Det er trolig flere lokale kilder til PCB og PAH forurensningen i elven. Enkelte steder tyder PAH-analysene på at kildene er oljerelaterte, andre steder stammer PAH-forurensningen fra forbrenning. Sammenligning av PCB-analyser fra overflatesedimentene tyder på at det finnes enkelte større kilder ved elven. Det er ikke klarlagt hvilke kilder dette er, men annen kartlegging av bl.a. deponier og kjennskap til tidligere avfallshåndtering i området sannsynliggjør at forurensningen kan stamme fra slike kilder.

7. Analyser av overvann fra lite trafikkbelastede områder ved Vestli og ved det mer trafikkbelastede Vestbanen, viste betydelige overkonsentrasjoner i overvannet fra Vestbanen av spesielt PCB. Sannsynlig finnes en lokal kilde, men det kan ikke utelukkes et bidrag fra f.eks. slitasje av veidekke i

området. Overvannet fra Vestbanen pumpes videre til VEAS og bidraget til fjorden skjer via renseanlegget til fjorden.

8. Forslag til videre undersøkelser kan ta utgangspunkt i en avveining av de forurensningseffekter miljøgiftene gir i indre Oslofjord, og det som er praktisk og økonomisk mulig å gjennomføre for å redusere belastningen på fjorden. For avløpsanleggene er det mest aktuelt med undersøkelser som lokaliserer tungmetallkildene til kvikksølv, kadmium, bly, krom og eventuelt sink. Videre undersøkelser bør innrettes mot å lokalisere mer nøyaktig kildene til PCB i vassdragene (spesielt Loelva) og dessuten undersøke hvorvidt PCB i avløpsvannet fra renseanleggene stammer fra overvann eller har andre forklaringer.

1. INNLEDNING

1.1 Bakgrunn

Statens forurensningstilsyn (SFT) ga i 1992 NIVA i oppdrag å utføre miljøgiftundersøkelser i indre Oslofjord. Programmet for oppdraget (Magnusson et al., 1992) omfattet i hovedsak tre deler:

- lokalisering av kilder
- kartlegging av miljøsituasjonen i fjorden
- forslag til eventuelle nødvendige tiltak

Den foreliggende rapport omhandler delprosjektet om lokalisering av kilder, - både dagens aktive kilder og historiske kilder som skyldes tidligere aktiviteter, men som fortsatt kan avgi miljøgifter.

1.2. Mål

Målene var å spore aktive nåværende og historiske kilder til miljøgiftene i havnebassengene og i fjorden. Aktive, nåværende kilder er deponier med lekkasje til fjorden og tilførsler fra dagens aktiviteter i nedbørfeltet, renseanlegg og industri. Historiske kilder er direkte utslipp som tidligere kan tenkes å ha bidratt til de miljøgifter som er observert fjordsedimentene.

1.3 Problemanalyse

I 1991 - 92 gjennomførte Norges geotekniske institutt (NGI) og Norsk institutt for vannforskning (NIVA) undersøkelser i Oslo havneområder og i området Bjørvika/Bispevika ved Akerselvas munning. Resultatene av undersøkelsene viste at sedimentene i det undersøkte området var sterkt forurenset med flere tungmetaller og organiske miljøgifter (Konieczny, 1992a, 1992b). Undersøkelsene avslørte et meget sterkt forurenset område. Dette reiste spørsmål om hvor stor del av indre Oslofjord som var påvirket. På denne bakgrunn tok SFT initiativ til en undersøkelse av miljøet i hele indre Oslofjord (Magnusson et.al., 1992). En viktig del av en slik undersøkelse var å spore kildene som forårsaket forurensningssituasjonen i området. Med kjennskap til kildenes beliggenhet og forurensningsbidragene fra disse, ville det være mulig å iverksette en tiltaksplan for å redusere eller eliminere forurensningstilførslene til indre Oslofjord.

Forurensningsmyndighetene har gitt følgende 13 miljøgifter førsteprioritet for snarlige tiltak (England, 1992):

- Kadmium *
- Kvikksølv *
- Bly *
- Kobber *
- Krom *
- Sink *
- Fluor
- Organotinn
- Klorfenol
- Dioksin
- Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) *
- Polyklorerte bifenyler (PCB) *
- Klorerte alkylbenzener (KAB)

De følgende 6 miljøgifter skal vurderes som annenprioritet med hensyn på tiltak:

- Arsen
- Aluminium
- Nikkel
- Klorbenzener
- Kloralkaner

Resultatene av sedimentundersøkelsene (Konieczny, 1994) viste at metallene kvikksølv, kadmium, bly og kobber hadde høyest konsentrasjon sammenlignet med bakgrunnsnivåer. Metallene sink, nikkel og krom forekom ikke i samme høye konsentrasjoner. Miljøgiftene PCB, PAH og totalt innhold av hydrokarboner (THC) viste alle meget høye konsentrasjoner sammenlignet med bakgrunnsnivåene.

Med bakgrunn i forurensningsmyndighetenes prioriteringer som nevnt foran og funnene av miljøgifter i sedimentene i indre Oslofjord, ble variable merket med * inkludert i delprosjektet om lokalisering av miljøgiftenes kilder:

Forurensningstilførslene til indre Oslofjord skjer i dag via avløpsanlegg, vassdrag og som luftbårne forurensninger. Det finnes kun en større industribedrift ved Sætre med direkte utslipp, som ikke fanges opp av målestasjonene i elvene og renseanleggene. Antall avløpsanlegg, vassdrag og utslipp kan sammenfattes slik:

- 15 vassdrag
- 12 avløpsanlegg
- 2 sentrale overløp på VEAS-tunnelen og 2 i tilknytning til Bekkelaget renseanlegg.

Miljøgiftene som tilføres fra nedbørfeltet til Oslofjorden inngår i en rekke produkter og brukes på en rekke områder. Kjennskap til de produktene og bruksområdene der miljøgiftene inngår, kan ha betydning for vurdering av størrelsesorden på tilførslene og deres variasjoner over tid. Kunnskap om disse spørsmål kan også ha betydning for å vurdere og iverksette landbaserte forurensningsreducerende tiltak. Forbruket av en del aktuelle miljøgifter er blitt redusert de senere år, og en videre reduksjon kan ventes for en del av disse stoffene. I Vedlegg D er det tatt med en del opplysninger om miljøgifter som inngår i produkter og en del anvendelsesområder for miljøgifter.

Innenfor rammen av delprosjektet om lokalisering av miljøgiftkilder var det, for å sikre måloppnåelse, nødvendig å benytte resultater fra tidligere undersøkelser som er utført med forskjellig utgangspunkt og undersøkelsesmetoder. Erfaringsmessig gir bruk av slike resultater en betydelig usikkerhet i de vurderinger som skal utføres. Nærmere detaljer om dette spørsmålet fremkommer i kapittel 4.

2. ARBEIDSOPPLEGG OG UNDERSØKELSESMETODER

Arbeidsopplegget og undersøkelsesmetodene tok utgangspunkt i at miljøgiftene tilføres fra nå aktive kilder (f.eks. utslipp) og historiske kilder (deponier). Arbeidsopplegget bestod dels i bruk av resultater fra tidligere undersøkelser, dels i nye undersøkelser. I det følgende gis en beskrivelse av aktive og historiske kilder, arbeidsopplegget og undersøkelsesmetodene som ble benyttet.

2.1. Aktive kilder

Aktive kilder er avløpsanlegg, overløp, kilder i vassdrag og overvann. Sigevann fra kommunale deponier og industrideponier av forskjellig alder hører også med. I tillegg kommer luftbårne forurensninger.

Avløpsanlegg:

I tabell 1 er sammenfattet en del data for større og mindre renseanlegg, samt sentrale overløp med utslipp til indre Oslofjord. Totalt er 740.000 personer tilknyttet renseanleggene. Antall personer tilknyttet mindre renseanlegg utgjør bare 4% av det total antall personer som er tilknyttet renseanleggene. Forutsatt at de mindre renseanlegg ikke slipper ut miljøgifter i nevneverdig utstrekning, vil de største bidragene av miljøgifter stamme fra Sentralrenseanlegget vest (VEAS) og Bekkelaget renseanlegg (BRA).

Avløpsvannet til renseanleggene stammer fra husholdninger og forskjellige typer bedrifter. Det kan være blandet med fremmedvann og overvann. Oslo vann- og avløpsverk (OVA) regner med at ca. 55% av tilrenningen til renseanleggene er fremmedvann (Moland, 1985, 1988). Fremmedvann er innlekket vann og overvann som kommer via gatesluk der hvor det er kombinert avløpssystem. Fremmedvannet består av 48% innlekking, mens bare 7% er overvann. I enkelte områder av nedbørfeltet til indre Oslofjord foregår utlekking fra avløpssystemene med drenering til overvannsledninger som fører direkte til vassdragene. I arbeidsopplegget for undersøkelsene har det bare vært mulig, i begrenset utstrekning, å undersøke miljøgifter i fremmedvannet. Undersøkelsene omfatter derfor bare prøvetakninger og analyser som NIVA har utført på prøver fra overvann ved Vestli og ved Vestbanen i selve Oslo. Førstnevnte område er et lite trafikkert område. Vestbanen er et sterkt trafikkert område.

Miljøgifter fra vegtrafikk er av forskjellig art og kan ha et spredningsmønster avhengig av årstid, værforhold, trafikkbelastningsstørrelse og karakter (Lygren et. al., 1984; Bækken et al, 1992, Bækken 1993, 1994; Nordisk Ministerråd, 1993). Snø kan inneholde betydelige mengder miljøgifter som dels dumpes på landområder, dels på bestemte steder i eller nær Oslofjorden (Bækken, 1994).

Tabell 1. Renseanlegg og sentrale overløp med utslipp til indre Oslofjord (Rosland et al., 1989, Stene-Johansen, 1989).

Større rensesanlegg og sentrale overløp	Tilknytning (pe)
Bekkelaget avløpsrenseanlegg (BRA)	271000
Sentralrenseanlegget vest (VEAS)	438500
Overløp ved BRA	
Overløp ved VEAS	
SUM	709500
Mindre rensesanlegg	Tilknytning (pe)
Nordre Follo	18400
Kirkevika	350
Hellvik	570
Buhrestua	2020
Bjørnemyrdalen	1100
Alvern	590
Fagerstrand	1030
Frogn	4250
Oscarsborg	320
Sætre	1520
SUM	30150

Innenfor rammen av dette prosjektet måtte arbeidsopplegget baseres på vurderinger og bruk av resultatene fra tidligere undersøkelser av miljøgifter fra avløpsrenseanlegg. Av slike undersøkelser er det utført flere i de senere år. Først nevnes årsmeldingene i perioden 1990 - 1992 fra Vestfjordens avløpsselskap (Vestfjordens avløpsselskap, VEAS, 1990, 1991, 1992). OVA har også utgitt årsrapporter for Bekkelaget rensesanlegg for perioden 1990 - 1992 (Oslo vann- og avløpsverk, 1990, 1991, 1992). Årsrapportene inneholder noe datamateriale for tilførsler og utslipp av tungmetaller. Målene med disse undersøkelsene var andre enn for dette prosjektet. Analysene er blitt utført av forskjellige laboratorier, og det er derfor svært usikkert i hvilken grad tallmaterialet fra disse undersøkelsene er sammenlignbare. Vi har derfor ikke lagt tallmaterialer i disse årsmeldingene til grunn for våre vurderinger.

En kartlegging av miljøgifter i kommunalt avløpsvann ble rapportert i 1993 (Storhaug et al., 1993). I denne kartleggingen inngikk prøvetaking og analyser av miljøgifter fra BRA og VEAS. Prøvetakingene og analysene av miljøgiftene ble utført på en standardisert måte. Analysene av tungmetaller ble utført av Fylkeslaboratoriet i Østfold og de organiske miljøgiftene av SINTEF-SI. At analysene på de ulike miljøgiftene ble gjennomført ved samme laboratorium var et avgjørende argument hvorfor resultatene fra denne undersøkelse er brukt her.

Vassdrag:

I tabell 2 står sammenstilt vassdragene som OVA overvåker og som har utløp til indre Oslofjord. Figur 3 viser vassdragenes nedbørfelter med plassering av overvåkningsstasjonene som dekker ca. 80% av nedbørfeltet for indre Oslofjord. Når andelen ikke er større, skyldes dette i vesentlig grad at Nesoddlandet ikke har vassdrag som inngår i overvåkingsprogrammet.

I OVAs overvåkingsprogram inngår ikke alle miljøgifter som var av interesse for delprosjektet om miljøgifter til indre Oslofjord. Programmet ble derfor supplert med enkelte miljøgifter. På denne måten var det mulig å utnytte resultatene fra de to prosjektene optimalt.

Overvåkningsstasjonene er lokalisert nederst i vassdragene, og resultatene av undersøkelsene vil derfor ventelig gi et bilde av den totale forurensning som vassdragene tilfører fjorden. Med 3 års mellomrom utfører OVA i tillegg en del undersøkelser oppover langs vassdragene med stikkprøver som analyseres på enkelte tungmetaller for om mulig å lokalisere enkelte kilder. Resultatene fra disse undersøkelsene er benyttet i den foreliggende rapport (Wold et.al., 1988, 1989, 1990, 1991, 1992). I tillegg til et bilde av den totale forurensningstransport i vassdragene, ville det derfor i en viss utstrekning være mulig å lokalisere markante bidrag forskjellige steder i enkelte vassdrag.

Figur 3 viser at Åroselva, Askerelva og Neselva løper ut i Vestfjorden. Sandvikselva og Øverlandselva renner ut i Bærumsbassenget. Lysakerelva, Merradalsbekken og Hoffselva drenerer til Lysakerfjorden, mens Frognerelva renner ut i Frognerkilen. Akerselva, Hovinbekken og Loelva drenerer alle til indre havn, mens Ljanselva, Gjersjøelva og Årungenelva renner ut i Bunnefjorden. I undersøkelsesprogrammet (Magnusson et al., 1992) ble Sandvikselva, Lysakerelva, Akerselva, Loelva og Ljanselva, med bakgrunn i resultatene fra tidligere undersøkelser, fremhevet som høyprioriterte og mest forurensede. Etter nærmere vurderinger ble Merradalsbekken, Hoffselva og Frognerelva inkludert i undersøkelsesprogrammet. Sandvikselva var med i det opprinnelige programmet, men opprettelsen av en hensiktsmessig prøvetakingsstasjon som kunne gi representative prøver, ble meget komplisert. På grunn av tekniske og økonomiske begrensninger, falt derfor den automatiske prøvetakingen ut. For vurdering av tilførslene av tungmetaller, har man derfor basert seg på rapporter fra Bærum kommune (Ugland Sogn, 1991).

Tabell 2. Vassdrag som overvåkes og har tilløp til indre Oslofjord

Vassdrag	Utløp fjordavsnitt	Nedbørfelt *		Avrenning, mill. m ³ /år		Midlere vannføring mill m ³ /år
		km ²	%	1987	1988	
Åroselva	Vestfjorden	109	9.8	75.4	73.8	
Askerelva	Vestfjorden	37	3.3	39.6	65.5	
Neseelva	Vestfjorden	21	1.9	15.4	14.1	
Sandvikselva **	Bærumsbassenget	187	16.8	155.3	186.2	170
Øverlandselva ****	Bærumsbassenget	30	2.7	15.8	22.3	
Lysakerelva **	Lysakerfjorden	175	15.8	76.2	123.7	80
Mærradalsbekken***	Lysakerfjorden	5	0.5	3.2	5.0	2.6
Hoffselva ***	Lysakerfjorden	14	1.3	8.2	11.7	4.1
Frognerelva ***	Frognerkilen	20	1.8	14.8	21.9	11.6
Akerselva **	Oslo havn	263	23.6	119.4	106.9	65
Hovinbekken ****	Oslo havn	11	1.0	-	-	-
Loelva **	Oslo havn	62	5.6	34.5	48.4	36
Ljanselva **	Bunnefjorden	39	3.5	15.6	31.0	13
Gjersjøelva	Bunnefjorden	87	7.8	19.8	26.8	-
Årungeelva	Bunnefjorden	50	4.5	-	-	-
SUM		1110	99.9	593.2	737.3	382.00

* Gjelder målestasjonens nedbørfelt (Stene Johansen, 1989).

** Høyprioriterte iflg. undersøkelsesprogrammet (Magnusson et al., 1992).

*** Tatt med i denne rapport i tillegg til de høyprioriterte vassdrag.

**** Øverlandsbekkens utløp til Sandvikselva, Hovinbekkens utløp til Akerselva.

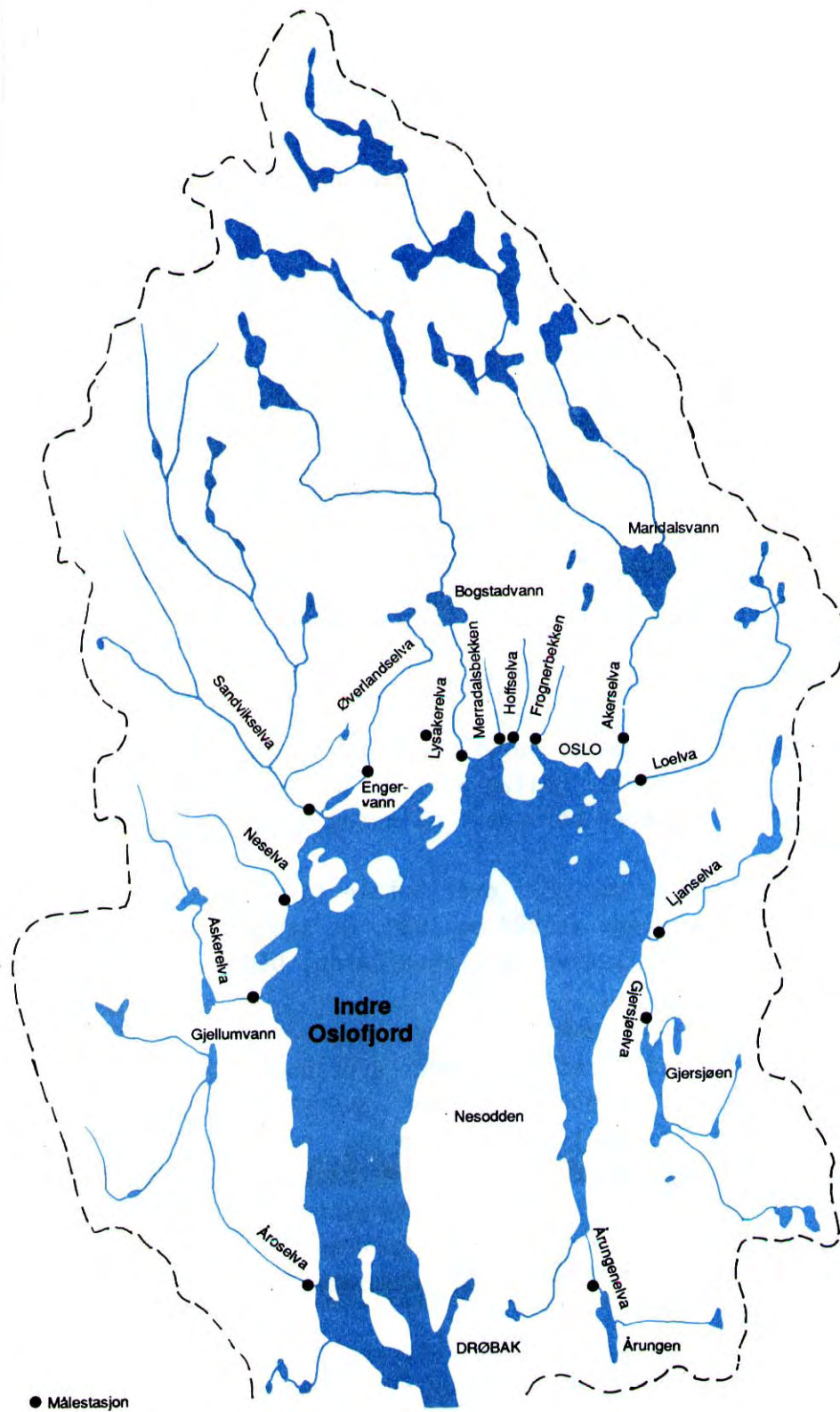
Vassdragene vil motta naturlige forurensninger som føres med avrenningen fra nedbørfeltet. I tillegg vil vassdragene få forurensninger fra:

- overvann fra overvannsledninger (som drenerer trafikkerte flater og som har direkte utslipp i vassdrag) og fra markvann.
- overløpsvann fra avløpsledninger som trer i funksjon ved en bestemt vannføring, - særlig i forbindelse med nedbør.
- sigevann fra eldre deponier. Nye deponier er konstruert slik at sigevannet samles opp og renses før det slippes ut på det kommunale avløpsnett.

Resultatene av undersøkelsene i vassdragene ved overvåkingsstasjonene vil teoretisk gi summen av samtlige forurensningsbidrag av naturlig art, fra overvann og overløpsvann, samt sigevann fra eldre deponier. Differansen mellom målt verdi i vassdragene og summen av forurensning av naturlig art samt fra overvann og overløpsvann, vil i så fall teoretisk sett være bidraget fra deponier.

Innenfor rammen av dette prosjektet og med det datagrunnlag som finnes, er et ikke mulig med sikkerhet å anslå de enkelte bidragenes størrelsesorden for deretter å sammenligne bidragene innbyrdes.

Med en slik sammenligning ville det vært mulig å anslå hvilke forurensingskilder som er av størst betydning, - for deretter å prioritere tiltakene i henhold til dette.



Figur 3. Vassdragenes nedbørfelt med overvåkingsstasjoner.

Overvann, overløpsvann og sigevann fra kommunale deponier.

Overvann:

Mengde overvann som tilføres vassdragene er anslått til 257 mill. m³/år for Oslos vedkommende. Det finnes få data på overvannets innhold av tungmetaller. Vi har derfor i dette prosjektet innlagt prøvetakingsserier i typiske overvannsledninger fra felter med hhv. liten og stor trafikk (Vestli og Vestbanen)

Overløpsvann:

OVA regner med at ca. 5% av forurensningsbelastningen i avløpsnettets går i overløp. For Oslos vedkommende utgjør dette ca. 6 mill. m³/år.

I figur 4 er antall personenheter ved BRA plottet som funksjon av spesifikk tilført vannmengde for året 1988. Det er tatt utgangspunkt i målte vannmengder og fosforkonsentrasjoner inn på anlegget inklusive overløp og en spesifikk fosforproduksjon på 2.0 g P/person og døgn. Middelverdien av antall tilførte personenheter (pe) lå for 1988 på 174.000. BRA hadde i 1988 en tilknytning på 271.000 pe eksklusive pe fra industri og erverv. OVA derimot opererte med et tall på 235.000 pe (Moland, 1988). Over 80% av dagene i 1988 hadde BRA et beregnet antall tilførte pe som lå lavere enn 271.000. *Figur 4 antyder derfor at en større andel av produsert forurensning ikke når frem til anlegget når tilrenningen øker.* Siden forurensningstapet er størst ved økende tilrenning, er det grunn til å tro at relativt store mengder produserte forurensninger forsvinner ut av systemet via overløpene. Beregninger av miljøgiftbidragene fra overløpsvannet er derfor tatt med i denne rapporten.

Sigevann fra kommunale deponier:

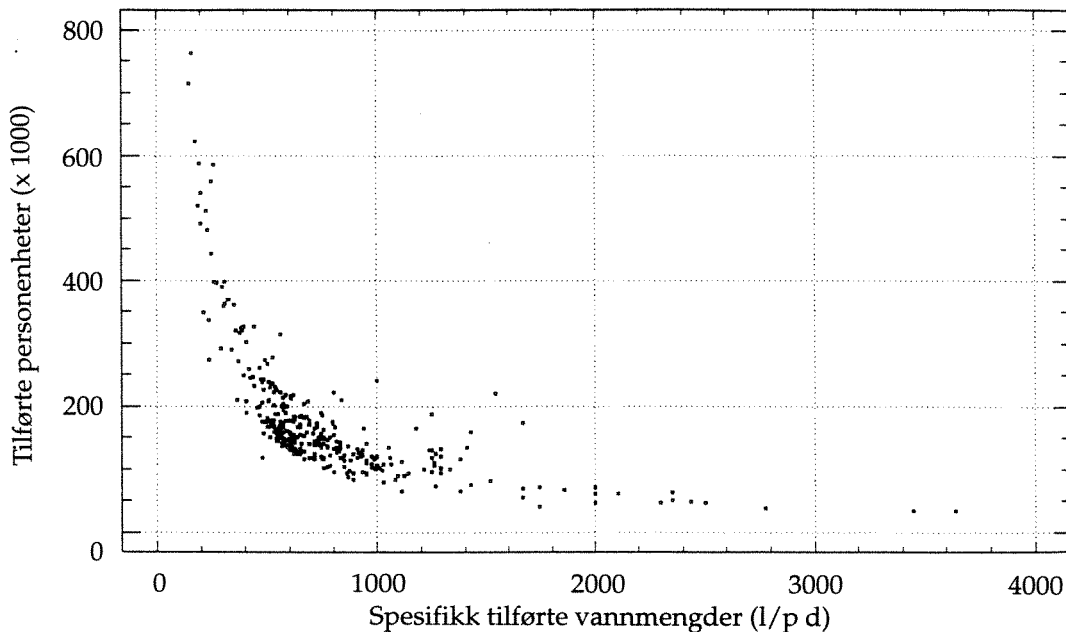
Oslo kommune deponerte i 1991 46.000 tonn produksjonsavfall og 29.000 tonn annet avfall på Grønmo, deriblant slam fra forbrenningsanleggene. I tillegg kom ca. 4.000 tonn husholdnings- og forbrukeravfall. Ca. 97% eller 139.000 tonn av den sistnevnte kategorien ble brent i forbrenningsanleggene i Brobekkveien og på Klemmetsrud.

Det foreligger ingen data for avrenningen fra eldre deponier i Groruddalen. Ut fra en skjønnsmessig vurdering synes det rimelig å anta at summen av avrenningen fra eldre deponier i Groruddalen utgjør ca. 3/4 av avrenningen fra Grønmo, dvs. 400.000 m³/år. (Fra Grønmo er det antatt en sigevannsmengde på ca. 600.000 m³/år).

Grønmo har i alt tre fangdammer. Det er mistanke om at den eldste dammen lekker. Sigevannet som fanges opp, tilføres BRA via to ledninger, hvorav den ene er en pumpeledning med kapasitet på 60 l/s. Er tilrenningen større, går overskuddsvannet i overløp og til Gjersrudtjern og videre ut i Ljanselva. Gjersrudtjern med tilløpsbekker ble undersøkt i 1990 (Wold et al., 1990). Resultatene viste at vassdraget ikke er nevneverdig påvirket av sigevann fra Grønmo. Vaskevannet fra filtrene i forbrenningsanlegget renses i interne renseanlegg før det tilføres kommunalt nett. Etter dette vil eventuelle miljøgiftbidrag fra Grønmo kunne reflekteres i resultatene fra undersøkelsene av avløpet fra BRA og resultatene av overvåkingen av Ljanselva. Undersøkelser av sigevannet fra Grønmo ser ut til å være tilstrekkelig kartlagt, og nærmere undersøkelser av sigevannet mhp. miljøgifter til indre Oslofjord er ikke gjort.

Bekkelaget renseanlegg 1988

(n=331)



Figur 4. Tilførte personenheter som funksjon av spesifikk tilførte vannmengder ved BRA i 1988 (Rosland og Stene-Johansen, 1992).

Sigevann fra andre deponier:

På endel industriområder, hovedsakelig i Grorudalen, finnes en rekke industrideponier som i perioder kan avgi forurenset sigevann. Industrideponiene har oppstått ved at industrien har dumpet sitt eget produksjonsavfall i raviner på sine egne områder, for deretter å fylle over med stein og jord. Denne praksis synes fortsatt å foregå på områder som er lett tilgjengelige også for andre forbrukere som ønsker å bli kvitt sitt avfall. Figur 5 viser situasjonen ved Loelva mellom Bryn stasjon og Alna i april 1993. Det er forstemmende at denne type fyllplass får lov til å eksistere uten at kommunale myndigheter griper inn. Dette til tross for at den ligger lett synlig ved en hovedfartsåre.

Miljøetaten i Oslo kommune har gjort en omfattende kartlegging av eldre industrideponier i Groruddalen (Rasmussen et al., 1992; Rosland, 1992). Sigevannet fra alle disse industriområdene strømmer i alt vesentlig mot Loelva/Alnaelva. I den førstnevnte av disse rapportene er de ulike deponiene lokalisert og klassifisert slik:

- deponier av verste art
- deponier av spesialavfall
- deponier med maling og løsemidler

Innenfor rammen av delprosjektet av miljøgifttilførslene til indre Oslofjord ble det ikke utført studier av de enkelte deponier for å vurdere nærmere deres betydning og miljøgifttilførsel til Loelva/Alnaelva.



Figur 5. Deponi av industri-/forbrukeravfall langs Loelva mellom Bryn og Alnabru (april 1993).

Luftbårne forurensninger:

Direkte nedfall på vannoverflaten, samt landområder med avrenning utenom målestasjonene kan grovt estimeres med nærmere definerte forutsetninger og på grunnlag av data fra utførte undersøkelser.

I Østlandregionen ser det ut til at nedfall av PAH kan settes til 1 mg/km² år (Berge et al., 1994). I Oslo-området viser resultatene av undersøkelser (Grande et al., 1990) at PAH i nedbør varierer geografisk. Et anslag på langtransportert PAH kan kanskje representeres av observert nedfall i Kosterområdet i Sverige. Her er det observert en deponering av PAH fra luft av 400-500 ng/m²/år og 2-3 ng/m²/år av PCB (IVL pers. medd.). Årlig tilførsel til Oslofjordens nedbørsfelt blir da ca. 200 kg PAH og ca. 1 kg PCB.

Ut fra observasjoner i snø langs noen sterkt trafikkerte veier i Oslo har Bækken (1994) beregnet deponeringsraten for tungmetaller, PAH og PCB til: 0.1 mg Cd/m²/uke, 5 mg Cu/m²/uke, 9 mg Pb/m²/uke, 16 mg Zn/m²/uke, 1.7 mg sumPAH/m²/uke og ca. 1 µgPCB/m²/uke. I varierende grad er kildene til de ulike miljøgiftene kjente. Bly kommer fra forbrenning av blyholdig drivstoff. Andre tungmetaller fra diverse bildelslitage/forbrenning. PAH kommer bl.a. fra bitumen, oljesøl og forbrenning. PCB kilden er ikke kjent, men mye tyder på at den kan være knyttet til veitrafikk.

Bækken(1994) anslår mengde miljøgifter som ble tilført Bispevika ved snødumping i 1993/94. Det ble dumpet 60 kg sink, 29 kg bly, 20 kg kobber, 20 kg krom, 5 kg nikkel, 0.4 kg kadmium 8.3 kg PAH (sum PAH), 21 g PCB og 7.5 tonn olje. I tillegg fulgte det med ca. 1000 tonn partikler.

2.2. Historiske kilder

Med historiske kilder menes forurensningskilder som ikke lenger er aktive, men som tidligere forurenset deler av fjorden. Kildene er nå enten inaktivert på ulike måter eller ledet gjennom avløpssystemer frem til renseanlegg eller som sivevann til vassdragene.

I delprosjektet om miljøgifter til indre Oslofjord er det ikke gjennomført direkte undersøkelser av de historiske kilders betydning. Arbeidet er begrenset til en gjennomgang av de tekniske tiltak som har påvirket forurensningstilførslene til fjorden og de historiske kilders mulige påvirkning av de enkelte fjordavsnitt (vedlegg A).

2.3. Undersøkelses- og analysemetoder

I dette prosjektet er det benyttet data og undersøkelsesmetoder som er utført i forskjellige sammenhenger med ulike typer mål og problemstillinger. Analyseresultatene som den foreliggende rapport bygger på, er utført ved forskjellige laboratorier med ulike rutiner for analyse, prøvetaking, lagring og konservering av prøver. Det tas derfor et generelt forbehold om at resultatene derfor ikke er direkte sammenlignbare. For en nærmere vurdering av disse spørsmål og de anvendte analysemetoder henvises til vedlegg B.

I 1992/93 ble det gjennomført systematiske undersøkelser under kontrollerte betingelser av miljøgifter ved 13 kommunale renseanlegg her i landet, - deriblant fra BRA og VEAS (Storhaug et al., 1993). Denne undersøkelsen omfattet alle tungmetaller som inngår i delprosjektet om miljøgifter til indre Oslofjord, samt PAH. Undersøkelsen omfattet 4 perioder svarende til de 4 årtidene:

- periode 1: 16. november til 16. desember 1992.
- periode 2: 1. februar til 1. mars 1993.

- periode 3: 23. april til 24. mai 1993.
- periode 4: 11. juni til 12. juli 1993.

Tungmetaller og organiske miljøgifter ble analysert ved samme laboratorium, henholdsvis Fylkeslaboratoriet i Østfold (FØ) og SINTEF - SI. Usikkerheten i beregningene av utslippene av tungmetaller fra kommunale kilder ble i rapporten angitt til å ligge i området $\pm 31 - 36\%$. Hovedbegrunnelsen for å benytte disse resultater er at analysene på de ulike stoffene er gjennomført på samme laboratorium.

Undersøkelsene og analysene av miljøgifter i vassdragene er dels utført av OVA i forbindelse med de faste overvåkningsstasjoner, dels er undersøkelsene utført av NIVA med undersøkelsesmetoder som er nærmere omtalt i vedlegg B. Lokaliseringen av de enkelte prøvetakingsstedene fremgår av vedlegg B. Transporten av miljøgifter pr. år er beregnet ut fra middelvannføringene i vassdragene og foreslåtte konsentrasjoner i vannet (se tabell 35), basert på analyseresultater.

For å få pålitelige analyseresultater for miljøgifter i overvann, ble det i prosjektet innlagt prøvetakingsserier i typiske overvannsledninger fra felter med liten og med stor trafikk. Analysene er utført av NIVA med metoder som er beskrevet i vedlegg B.

NIVA har analysert innhold av PAH og PCB i noen sedimentprøver fra Loelva. Metodene er beskrevet i vedlegg B.

3. RESULTATER

Resultatene fra delprosjektet om miljøgifter til indre Oslofjord er fremkommet dels ved bruk av tidligere publiserte og rapporterte data, dels ved prøvetakinger og analyser utført av OVA og NIVA i 1993. I tillegg er det i vedlegg D gitt en del generelle bakgrunnsopplysninger om de forskjellige miljøgifter i produkter og enkelte vurdering av hvorledes produktene etter bruk disponeres i nedbørfeltene til indre Oslofjord.

For tilførslene til Bærumsbassenget via Sandvikselva og Øverlandsbekken har vi lagt til grunn data innsamlet, analysert og bearbeidet av Bærum kommune (BK) (Ugland Sogn, 1991), NILU og NIVA.

Antall parametre er noe mindre enn for de øvrige vassdrag. *Deteksjonsgrensene for parametre analysert av BK er imidlertid vesentlig høyere enn de som ellers er benyttet.* Laveste konsentrasjon av miljøgifter som kan angis, vil derfor ligge relativt høyt. Ettersom Sandvikselva har størst vannføring av samtlige vassdrag til indre Oslofjord, vil dette medføre at de beregnede tilførsler til Bærumsbassenget kan bli for høye om konsentrasjonstallene benyttes uten en kritisk vurdering og sammenligning med konsentrasjonene i de øvrige vassdrag. Vi har derfor beregnet tilførslene til Bærumsbassenget i et eget underkapittel, kapittel 3.12.

3.1 Tilførsel av kvikksølv

Avløpsanlegg:

Tilførsler av kvikksølv fra avløpsanlegg til indre Oslofjord fremgår av tabell 3.

Tabell 3. Tilførsler av kvikksølv fra avløpsanlegg til indre Oslofjord

Kilder	Utløp kg/år
BRA	12.5
Overløp BRA	4.3
VEAS	17.3
Overløp VEAS	1.7
Øvrige anlegg	2.0
SUM	37.8

Vassdrag:

Tilførsler av kvikksølv via vassdrag til indre Oslofjord står i tabell 4.

Tabell 4. Tilførsler av kvikksølv via vassdrag til indre Oslofjord.

Vassdrag	Midl.vannføring mill. m ³ /år ²⁾	Konsentrasjon i avrenning ng Hg/l	Tilførsel kg/år
Ljanselva	12.93	2.5	0.03
Loelva	36.27	4.0	0.15
Akerselva	64.96	2.0	0.13
Frognerelva	11.67	4.0	0.05
Hoffselva	4.13	3.0	0.01
Mærradalsbekken	2.65	3.0	0.00
Lysakerelva	80.32 ¹⁾	2.0	0.16
Sandvikselva ³⁾	170.08	7.0	1.19
SUM	382,01	-	1.72

1) Basert på 1988-målinger, - det siste året stasjonen var i drift.

2) Disse tall for midl. vannføringer er benyttet for beregning av tilførsler fra samtlige vassdrag (jfr. tabell 2).

3) Inkl. Øverlandsbekken.

Resultatene for konsentrasjon i avrenning i tabell 4 er fremkommet etter en nærmere vurdering (tabell 35) av det datamateriale som foreligger om kvikksølv i vassdrag til indre Oslofjord. (Dette gjelder likeså for kadmium, krom, kobber og sink i hhv. tabell 7, 10, 13, 16 og 19).

Avløpsanlegg og vassdrag:

Resultatene for de totale tilførsler av kvikksølv til indre Oslofjord fremgår i tabell 5, som viser at det er Vestfjorden og Bekkelagsbassenget som mottar de største tilførslene av kvikksølv i indre Oslofjord.

Tabell 5. Tilførsler av kvikksølv til indre Oslofjord.

Fjordavsnitt	Avløpsanlegg kg/år	Vassdrag kg/år	SUM kg/år
Vestfjorden	20.0	-	20.0
Bærumsbassenget		1.19	1.19
Lysakerfjorden		0.18	0.18
Frognerkilen		0.04	0.04
Oslo havn		0.27	0.27
Bekkelagsbassenget	16.8	-	16.8
Bunnefjorden	1.0	0.03	1.03
SUM	37.8	1.7	39.5

3.2 Tilførsel av kadmium**Avløpsanlegg:**

Tilførsler av kadmium fra avløpsanlegg står sammenfattet i tabell 6.

Tabell 6. Tilførsler av kadmium fra avløpsanlegg til indre Oslofjord.

Kilder	Utløp kg/år
BRA	26.1
Overløp BRA	9.0
VEAS	30.7
Overløp VEAS	3.1
Øvrige anlegg	4.0
SUM	72.9

Vassdrag:

Tilførsler av kadmium via vassdrag til indre Oslofjord står i tabell 7.

Tabell 7. Tilførsel av kadmium via vassdrag til indre Oslofjord.

Vassdrag	Konsentrasjon i avrenning $\mu\text{g Cd/l}$	Tilførsel kg Cd/år
Ljanselva	0.1	1.3
Loelva	0.2	8.0
Akerselva	0.1	6.5
Frognerelva	0.1	1.2
Hoffselva	0.1	0.4
Mærradalsbekken	0.1	0.3
Lysakerelva	0.1	8.0
Sandvikselva	0.1	17.0
SUM		42.7

Avløpsanlegg og vassdrag:

Tabell 8 viser tilførsler av kadmium til forskjellige fjordavsnitt i indre Oslofjord fra avløpsanlegg og vassdrag. Vestfjorden og Bekkelagsbassenget får de største tilførslene av kadmium i indre Oslofjord.

Tabell 8. Tilførsler av kadmium til indre Oslofjord.

Fjordavsnitt	Avløpsanlegg kg/år	Vassdrag kg/år	SUM kg/år
Vestfjorden	35	-	35
Bærumsbassenget	-	17	17
Lysakerfjorden	-	9	9
Frognerkilen	-	1	1
Oslo havn	-	15	15
Bekkelagsbassenget	35	-	35
Bunnefjorden	3	1	4
SUM	73	43	116

3.3 Tilførsel av bly

Avløpsanlegg:

Tilførsler av bly fra avløpsanlegg til indre Oslofjord står i tabell 9.

Tabell 9. Tilførsler av bly fra avløpsanlegg til indre Oslofjord.

Kilder	Utløp kg/år
BRA	45
Overløp BRA	15
VEAS	74
Overløp VEAS	7
Øvrige anlegg	19
SUM	160

Vassdrag:

Tabell 10 sammenfatter tilførsler av bly via vassdrag til indre Oslofjord.

Tabell 10. Tilførsel av bly via vassdrag til indre Oslofjord.

Vassdrag	Konsentrasjon i avrenning $\mu\text{g Pb/l}$	Tilførsel kg Pb/år
Ljanselva	3.0	39
Loelva	3.2	116
Akerselva	1.4	91
Frognerelva	2.0	23
Hoffselva	2.0	8
Mærradalsbekken	2.5	7
Lysakerelva	0.7	56
Sandvikselva	2.0	340
SUM	-	680

Tilførsler via vassdrag er omtrent 4 ganger så stor som tilførsler av bly fra avløpsanlegg. Forklaringen er at bly hovedsakelig skyldes utslipp fra biler og når vassdragene via avrenning fra trafikkerte områder.

Avløpsanlegg og vassdrag:

Tabell 11 sammenfatter tilførsler av bly til de forskjellige fjordavsnitt fra avløpsanlegg og fra vassdrag.

Tabell 11. Tilførsler av bly til indre Oslofjord.

Fjordavsnitt	Avløpsanlegg kg Pb/år	Vassdrag kg Pb/år	SUM
Vestfjorden	86		86
Bærumsbassenget		340	340
Lysakerfjorden		71	71
Frognerkilen		23	23
Oslo havn		207	207
Bekkelagsbassenget	60	-	60
Bunnefjorden	14	39	53
SUM	160	680	840

3.4 Tilførsel av krom

Avløpsanlegg:

Tilførslene av krom fra avløpsanlegg til indre Oslofjord står sammenstilt i tabell 12, som viser at over halvparten av kromtilførslene stammer fra VEAS.

Tabell 12. Tilførsler av krom fra avløpsanlegg til indre Oslofjord.

Kilder	Utløp kg/år
BRA	196
Overløp BRA	67
VEAS	557
Overløp VEAS	56
Øvrige anlegg	56
SUM	932

Vassdrag:

Tabell 13 viser tilførsler av krom via vassdrag til indre Oslofjord. De største bidragene er fra Sandvikselva, Lysakerelva og Loelva.

Tabell 13. Tilførsler av krom via vassdrag til indre Oslofjord.

Vassdrag	Konsentrasjon i avrenning $\mu\text{g Cr/l}$	Avrenning kg Cr/år
Ljanselva	2.5	32
Loelva	1.8	65
Akerselva	0.5	33
Frognerelva	1.0	12
Hoffselva	1.0	4
Mærradalsbekken	1.0	3
Lysakerelva	1.0	80
Sandvikselva	1.5	255
SUM	-	484

Avløpsanlegg og vassdrag:

Tabell 14 sammenfatter tilførsler av krom til de forskjellige fjordavsnitt i indre Oslofjord. Tabellen illustrerer at nesten halvparten av kromtilførslene havner i Vestfjorden, mens Bekkelagsbassenget og Bærumsbassenget tilsammen mottar omtrent 1/3-part.

Tabell 14. Tilførsler av krom til indre Oslofjord.

Fjordavsnitt	Avløpsanlegg kg/år	Vassdrag kg/år	SUM kg/år
Vestfjorden	627		627
Bærumsbassenget		255	255
Lysakerfjorden		87	87
Frognerkilen		12	12
Oslo havn		98	98
Bekkelagsbassenget	263		263
Bunnefjorden	42	32	74
SUM	932	484	1416

3.5 Tilførsel av kobber

Avløpsanlegg:

Tabell 15 gjengir tilførsler av kobber fra avløpsanlegg til indre Oslofjord. Tabellen illustrerer at mesteparten av kobbertilførslene stammer fra VEAS og BRA.

Tabell 15. Tilførsler av kobber fra avløpsanleggene til indre Oslofjord.

Kilder	Utløp kg/år
BRA	3 027
Overløp BRA	1 041
VEAS	5 762
Overløp VEAS	576
Øvrige anlegg	608
SUM	11 014

Vassdrag:

Tilførsler av kobber via vassdrag via indre Oslofjord står i tabell 16.

Tabell 16. Tilførsler av kobber via vassdrag til indre Oslofjord.

Vassdrag	Konsentrasjon i avrenning $\mu\text{g Cu/l}$	Tilførsel kg Cu/år
Ljanselva	6.0	78
Loelva	6.5	236
Akerselva	1.6	104
Frognerelva	3.0	35
Hoffselva	2.5	10
Mærradalsbekken	3.0	8
Lysakerelva	1.3	104
Sandvikselva	3.5	595
SUM	-	1170

Avløpsanlegg og vassdrag:

Tabell 17 viser tilførsler av kobber fra avløpsanlegg og vassdrag til forskjellige fjordavsnitt til indre Oslofjord. Tabellen illustrerer at det er Vestfjorden og Bekkelagsbassenget som mottar mesteparten av kobberet.

Tabell 17. Tilførsler av kobber til indre Oslofjord.

Fjordavsnitt	Avløpsanlegg kg Cu/år	Vassdrag kg Cu/år	SUM kg /år
Vestfjorden	6508		6508
Bærumsbassenget		595	595
Lysakerfjorden		122	122
Frognerkilen		35	35
Oslo havn		340	340
Bekkelagsbassenget	4068	-	4068
Bunnefjorden	438	78	516
SUM	11 014	1230	12184

3.6 Tilførsel av sink

Avløpsanlegg:

Tilførsler av sink fra avløpsanleggene står i tabell 18. Mesteparten av sinktilførslene stammer fra BRA-anlegget.

Tabell 18. Tilførsler av sink fra avløpsanleggene til indre Oslofjord.

Kilder	Utløp kg Zn/år
BRA	9199
Overløp BRA	3128
VEAS	3457
Overløp VEAS	346
Øvrige anlegg	640
SUM	16770

Vassdrag:

Tabell 19 viser tilførsler av sink via vassdrag til indre Oslofjord.

Tabell 19. Tilførsler av sink via vassdrag til indre Oslofjord.

Vassdrag	Konsentrasjon i avrenning mg Zn/l	Tilførsel kg Zn/år
Ljanselva	0.025	320
Loelva	0.04	1450
Akerselva	0.02	1300
Frognerelva	0.04	470
Hoffselva	0.03	123
Mærradalsbekken	0.03	79
Lysakerelva	0.01	803
Sandvikselva	0.02	3400
SUM	-	7945

Tabellen viser at det er Sandvikselva, Loelva og Akerselva som bidrar med de største sink-mengdene.

Tabell 20. Tilførsler av sink til indre Oslofjord.

Fjordavsnitt	Avløpsanlegg kg Zn/år	Vassdrag kg Zn/år	SUM kg Zn/år
Vestfjorden	3963	-	3963
Bærumsbassenget		3400	3400
Lysakerfjorden		1005	1005
Frognerkilen		470	470
Oslo havn		2750	2750
Bekkelagsbassenget	12327	-	12327
Bunnefjorden	480	320	800
SUM	16770	7945	24715

Avløpsanlegg og vassdrag:

Tabell 20 viser fordelingen av tilførsler av sink til de enkelte fjordavsnitt. Bekkelagsbassenget får de største tilførsler av sink.

3.7 Tilførsel av PAH

Avløpsanlegg:

I tabell 21 står sammenstilt tilførsler av sum PAH fra avløpsanlegg til indre Oslofjord. BRA-anlegget bidrar med vel halvparten av PAH-tilførslene.

Tabell 21. Tilførsler av sum PAH fra avløpsanlegg til indre Oslofjord.

Kilder	Utløp kg/år
BRA	18.24
Overløp BRA	6.20
VEAS	12.84
Overløp VEAS	1.28
Øvrige anlegg	1.80
SUM	40.36

Vassdrag:

Tabell 22 viser at det er Sandvikselva, Ljanselva og Loelva som tilfører mest PAH til fjorden.

Tabell 22. Tilførsel av sum PAH via vassdrag til indre Oslofjord.

Vassdrag	Konsentrasjon i avrenning ng PAH/l	Tilførsel kg PAH/år
Ljanselva	73.1	0.9
Loelva	168.8	6.1
Akerselva	66.5	4.3
Frognerelva	66.5	0.8
Hoffselva	66.5*	0.3
Mærradalsbekken	66.5*	0.2
Lysakerelva	64.1	5.3
Sandvikselva	66.5*	11.3
SUM	-	29.2

* Antatt samme konsentrasjon som for Akerselva.

Avløpsanlegg og vassdrag:

Tabell 23 viser tilførsler av PAH fordelt på fjordens forskjellige avsnitt. Bærumbassenget, Bekkelagsbassenget og Bunnefjorden er mest belastet med PAH-tilførsler.

Tabell 23. Tilførsler av PAH til indre Oslofjord.

Fjordavnitt	Avløpsanlegg kg/år	Vassdrag kg/år	SUM kg/år
Vestfjorden	15.02	-	15.02
Bærumsbassenget	-	11.3	11.3
Lysakerfjorden	-	5.8	5.8
Frognerkilen	-	0.8	0.8
Oslo havn	-	10.4	10.4
Bekkelagsbassenget	24.44	-	24.44
Bunnefjorden	0.9	0.9	1.80
SUM	40.36	29.2	69.56

3.8 Tilførsel av PCB

Avløpsanlegg:

Tabell 24 viser at de største bidragene av tot-PCB stammer fra BRA-anleggene og VEAS.

Tabell 24. Tilførsler av tot-PCB fra avløpsanlegg til indre Oslofjord.

Kilder	Utløp kg/år
BRA	0.4
Overløp BRA	0.1
VEAS	0.6
Overløp VEAS	0.1
Øvrige anlegg	0
SUM	1.2

Vassdrag:

Av tabell 25 fremgår at det er Loelva, Sandvikselva og Akerselva som tilfører indre Oslofjord mesteparten av PCB.

Tabell 25. Tilførsler av tot-PCB via vassdrag til indre Oslofjord.

Vassdrag	Konsentrasjon i ng PCB/l	Tilførsel kg PCB/år
Ljanselva	0.51	$6.59 \cdot 10^{-3}$
Loelva	1.76	$63.83 \cdot 10^{-3}$
Akerselva	0.19	$12.34 \cdot 10^{-3}$
Frognereelva	0.19 *	$2.21 \cdot 10^{-3}$
Hoffselva	0.19 *	$0.78 \cdot 10^{-3}$
Mærradalsbekken	0.19 *	$0.50 \cdot 10^{-3}$
Lysakerelva	0	
Sandvikselva	0.19*	$32.30 \cdot 10^{-3}$
SUM		$118.55 \cdot 10^{-3}$

* Antatt samme konsentrasjon som for Akerselva

Avløpsanlegg og vassdrag:

Tabell 26 viser fordelingen av PCB tilførsler fra avløpsanlegg og vassdrag for de forskjellige fjordavsnitt. Vestfjorden og Bekkelagsbassenget får størst tilførsel av PCB.

Tabell 26. Tilførsler av PCB til indre Oslofjord.

Fjordavsnitt	Avløpsanlegg kg/år	Vassdrag kg/år	SUM kg/år
Vestfjorden	0.7	-	0.7
Bærumsbassenget	-	$33.30 \cdot 10^{-3}$	0
Lysakerfjorden	-	$1.28 \cdot 10^{-3}$	0
Frognerkilen	-	$2.21 \cdot 10^{-3}$	0.0028
Oslo havn	-	$76.17 \cdot 10^{-3}$	0.1
Bekkelagsbassenget	0.5	-	0.51
Bunnefjorden	-	$6.59 \cdot 10^{-3}$	0
SUM	1.2	$118.55 \cdot 10^{-3}$	1.3

3.9 Tilførsler av tungmetaller til Bærumsbassenget

For vurdering av konsentrasjoner av miljøgifter i tilførslene til Bærumsbassenget har vi lagt til grunn årsmidler fra Bærum kommunes (BK) analyser av vannprøver (1987 - 93). Vannprøvene er tatt i Sandvikselva ved Bjørnegårdssvingen og i Øverlandsbekken ved Blomsterkroken.

Vi har også med i vurderingen data fra NILU og NIVA. Resultatene fremgår av tabell 27. Tilsvarende vurderinger er foretatt for Øverlandsbekken med årsmidler angitt i tabell 28.

Tabell 27. Konsentrasjoner av miljøgifter i Sandvikselva, analysert av Bærum kommune.

År	Hg ng/l	Cd µg/l	Pb µg/l	Cu µg/l	Zn mg/l
1987		1.0	5.0	8.9	0.021
1988		1.0	5.0	10.2	0.010
1989		1.0	5.0	5.0	0.015
1990		1.0	5.0	6.0	0.020
1991		1.0	5.0	4.5	0.013
1992		17.2 0.05**	5.0 (1.57)**	13.1 (2.3)**	0.023 (0.009)**
1993	7.0*	1.0 (1.91)**	5.0 (1.58)**	6.1 (2.8)**	0.013 (0.015)**
Årsm.		3.3 (0.98)**	5.0 (1.58)**	7.69 (2.55)**	0.016 (0.012)**

* Basert på 2 stikkprøver analysert av NIVA.

** Analysert av NILU.

Tilsvarende analyseresultater for Øverlandsbekken er oppgitt som årsmidler for perioden 1987 - 93 i tabell 28.

Tabell 28. Årsmidler av tungmetall-konsentrasjoner i Øverlandsbekken, bestemt av Bærum kommune.

År	Cd µg/l	Pb µg/l	Cu µg/l	Zn mg/l
1987 - 1993	1.6	5.1	9.81	0.018

VURDERING AV KONSENTRASJONER

Sandvikselva:

For kvikksølv finnes det kun 2 analyseresultater fra NIVA, og et middel på 7.0 ng/l er benyttet i transportberegninger for kvikksølv.

Deteksjonsgrensen for kadmium er av Bærum kommune angitt til 1.0 µg Cd/l, og det er denne verdien som er ført som årsmiddel for 6 av 7 år. For 1992 var årsmiddel 17.2 µg/l (BK), mens NILUs ene analyse viste 0.05 µg/l. For 1993 var NILUs tall 1.91 µg/l. Sammenligner man disse med data for de øvrige vassdrag, vil vi anta at den mest representative verdien ligger på ca. 0.1 µg/l (tabell 7 og 35). Denne konsentrasjonen er lagt til grunn for beregningene av tilførslene i tabell 31.

For bly ligger BKs deteksjonsgrense på 5.0, mens NILU i 2 prøver har målt 1.58 µg/l. Ved en skjønnsmessig vurdering av blykonsentrasjonen i de øvrige vassdrag (tabell 10 og 35), er blykonsentrasjonen for Sandvikselva satt til 2.0 µg/l.

Det foreligger ingen analyser av krom, men på bakgrunn av en skjønnsmessig vurdering, er kromkonsentrasjonen satt til 1.5 µg/l.

Kobberkonsentrasjonen er av BK målt til 7.7 µg/l, mens NILU for 2 målinger ligger på 2.5 µg/l. Vi har skjønnsmessig satt kobberkonsentrasjonen til 3.5 µg/l.

For sink har vi benyttet BKs årsmiddel på 0.02 (0.016) µg/l.

Øverlandsbekken:

Vi har foretatt en tilsvarende vurdering for Øverlandsbekken som for Sandvikselva. Tatt i betraktning de store usikkerhetene man opererer med, samt de relativt små forskjeller i konsentrasjon, men store forskjeller i vannføring, har vi valgt samme konsentrasjoner for begge vassdrag ved beregning av tilførselen.

BEREGNING AV TILFØRSLER TIL BÆRUMSBASSENGET

Tabell 29 viser beregnede tilførsler til Bærumsbassenget basert på skjønnsmessig vurdering av konsentrasjoner som beskrevet ovenfor. Sandvikselva og Øverlandsbekken har en samlet midlere vannføring for den aktuelle perioden på ca. 170 mill. m³/år eller ca. 40% av tilrenningen til indre Oslofjord.

Tabell 29. Beregnede tilførsler til Bærumsbassenget basert på konsentrasjoner angitt ovenfor.

Parametre	Konsentrasjoner	Tilførsler i kg/år
Kvikksølv	7.0 ng/l	1.2
Kadmium	0.1 µg/l	17
Bly	2.0 µg/l	340
Krom	1.5 µg/l	255
Kobber	3.5 µg/l	595
Sink	0.02 mg/l	3400

3.10 Sedimentundersøkelser i Loelva.

Loelva er en relativt sterkt belastet elv. Den er påvirket av kloakkvann (overløp), overvann og sigevann fra deponier (se figur C1 side 68). Derfor ble det foretatt en sedimentundersøkelse i vassdraget.

Prøver av overflatesedimenter (fra 0 til 2-3 cm dyp) ble innsamlet på totalt 12 stasjoner langs elven for hånd med et plastrør (Voie 1994). Analyser av PAH og PCB ble gjennomført ved NIVA. I tillegg ble prøvene analysert på TOC, kornstørrelse ($\% < 64 \mu\text{m}$), pH, Cd, Cu og Zn (Voie, 1994).

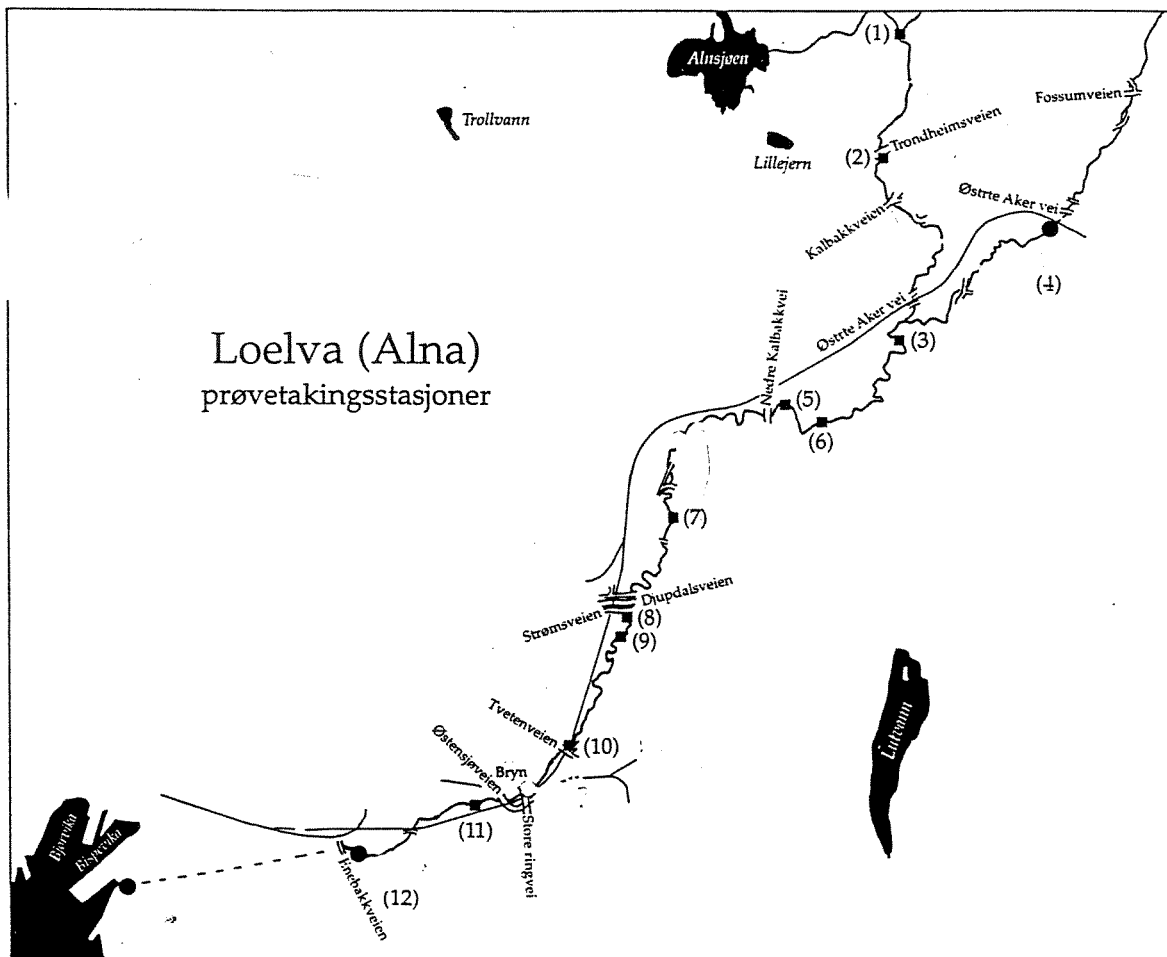
Stasjonskart er vist i figur 5. Prøvene for PAH- og PCB analyser ble innsamlet den 11.5.1993, mens prøver til metallanalyser ble innsamlet den 10.2.93 og den 11.5.1993 (Voie, 1994).

3.10.1 Resultater.

De resultater som blir behandlet her er dels de som er presentert og diskutert av Voie (1994), og dels en enkel presentasjon og bearbeidelse av resultatene fra sedimentanalyser av PAH og PCB.

Voie (1994) konkluderer med at de kontaminerte sedimentene forholdsvis raskt transporteres ut i Oslofjorden. Konklusjonen baserer seg på observasjoner av kadmium før og etter vårfloppen, hvor konsentrasjonen var klart lavere etter vårfloppen. På flere stasjoner gjalt dette også for kobber og sink, men reduksjonen var ikke like stor som for kadmium. Forskjellen i konsentrasjonene før og etter vårflopp mellom de ulike metallene forklarer Voie (1994) med en mer konstant tilførsel til Loelva av kobber og sink enn kadmium.

For PAH og PCB ble det kun samlet prøver etter vårfloppen i elven. Observerte konsentrasjoner er vist i figur 6 og figur 8.



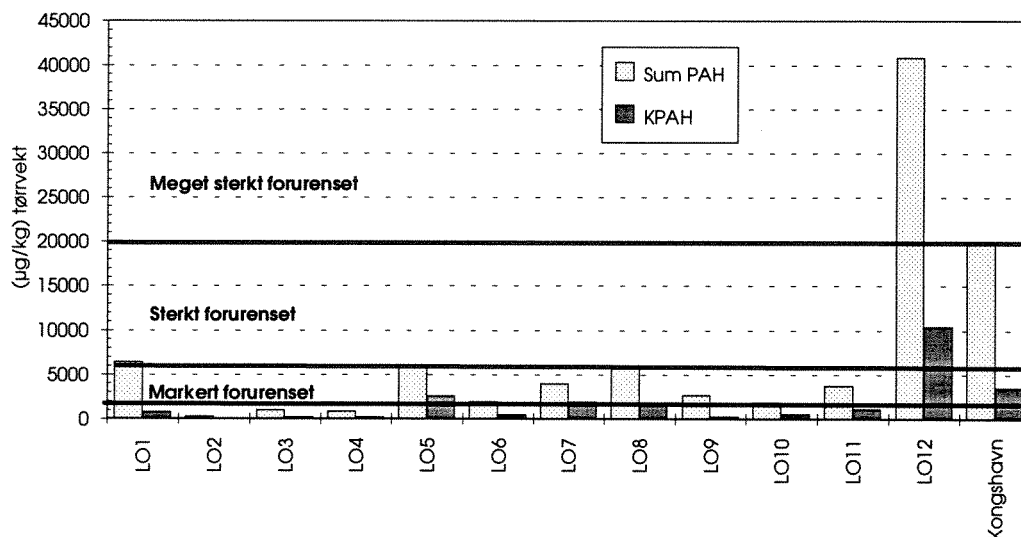
Figur 5. Stasjoner i Loelva.

Figur 6 viser konsentrasjonen av sum PAH og konsentrasjonen av potensielt kreftfremkallende PAH(KPAH) fra den 11.5.1994. På figuren er også innlagt forurensningsgraden for sedimenter i *marin* miljø for sum PAH (Rygg og Thélin, 1993). Det må påpekes at klassifikasjonen av forurensningsgrad bygger på observasjoner og vurderinger av marine sedimenter og at dette ikke nødvendigvis kan anvendes på elvededimenter, hvor variasjonen i tid(eksponeringstid) og rom kan være annerledes.

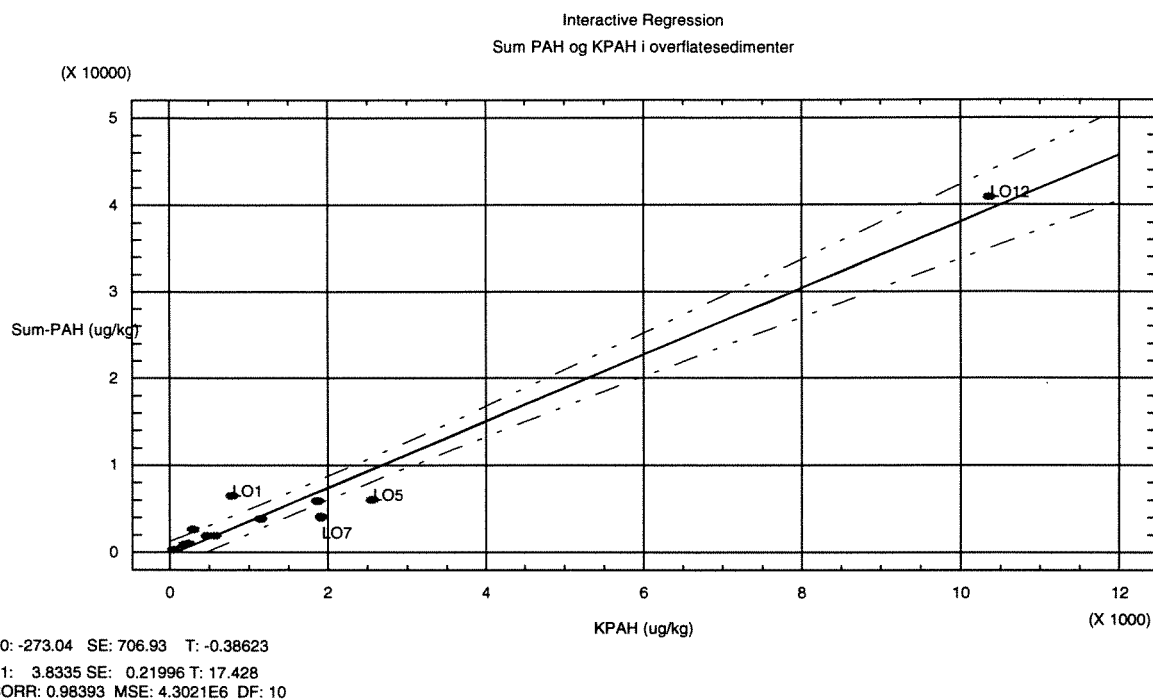
De klart høyeste konsentrasjonene av PAH ble målt i munningen av Loelven og ute i fjorden (meget sterkt til sterkt forurensset sediment). Øvrige stasjoner viser et variert bilde, men med de største konsentrasjonene på stasjon LO1, LO5, LO7, LO8, LO9 og LO11 (markert forurensset). Det er trolig at de observerte konsentrasjoner er lavere enn de hadde vært, hvis observasjonene hadde vært gjort i februar- før vårfloppen (PAH er i det vesentlige knyttet til partikler). Dette betyr også at det ikke er enkelt å geografisk knytte en observasjon etter vårfloppen til en potensiell kilde når sedimentet flytter seg.

Sammenlignes sum PAH med det relative innholdet av organisk stoff (TOC) i overflatesedimentene finner en ikke noe entydig sammenheng (dvs. det er ikke noen klar sammenheng mellom sedimentasjon av organisk materiale og konsentrasjon av sum PAH). Stasjon LO12 skiller seg fra øvrige stasjoner med relativt høy PAH -konsentrasjon og lavt innhold av organisk karbon. Sammenlignes KPAH med sum PAH øker KPAH med sum PAH. Her skiller seg stasjon LO1 med lavere andel KPAH enn øvrige stasjoner, samt LO5 og LO7 med høyere konsentrasjon av KPAH (figur 7).

Konsentrasjonen av tot-PCB (beregnet som $2 \cdot \text{PCB-7}$) er vist i figur 8 for de ulike stasjoner i Loelva fra den 11.5.1994. Som for PAH er det lagt inn grenseverdier av forurensning etter det marine klassifiseringsystemet og det må tas samme forbehold som for PAH. Imidlertid er PCB trolig ikke så sterkt knyttet til lettbevegelige sedimenter som PAH og konsentrasjonene derfor ikke nødvendigvis like avhengig av prøvetakingstidspunkt. Det kan dog antas at konsentrasjonene i sedimentet i elven ikke var lavere enn om prøvetakingen hadde blitt gjennomført på vinteren.

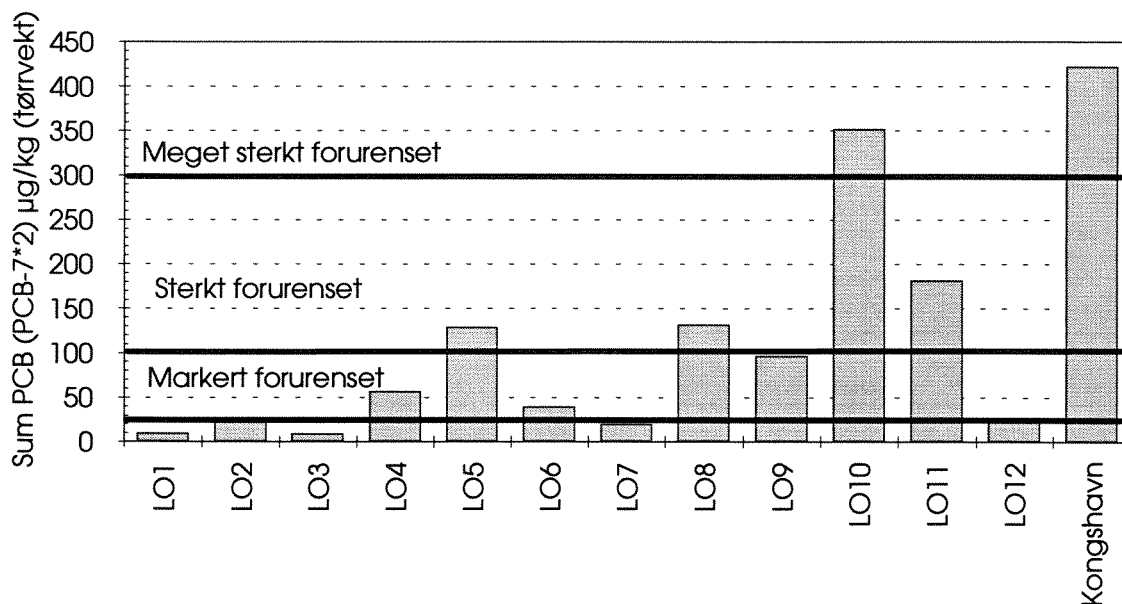


Figur 6. Konsentrasjonen av sum PAH og KPAH ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) i overflatesedimenter fra Loelva og Oslofjorden (Kongshavn) og forurensningsgrad etter det *marine* klassifiseringssystemet for *sum PAH*.



Figur 7. Konsentrasjonen av sum PAH og KPAH ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) i overflatesedimenter fra Loelva.

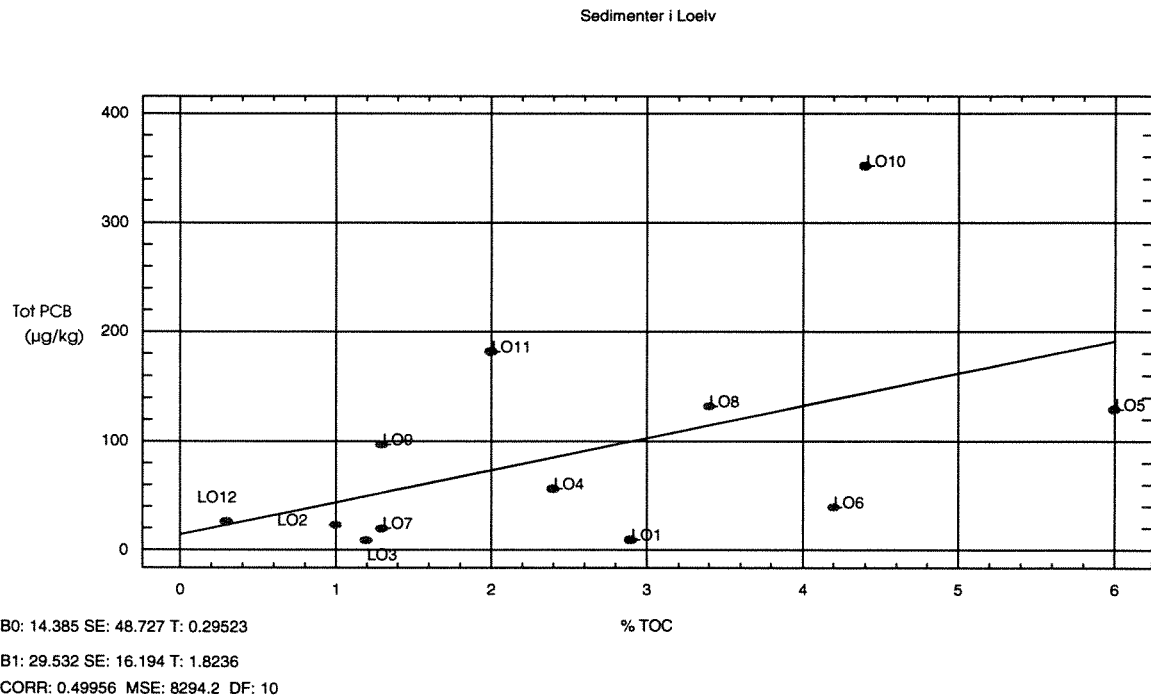
PCB-konsentrasjonen var høyest på stasjon LO10 og i fjorden (Kongshavn). Ved disse stasjonene kan Loelvans sedimenter beskrives som meget sterkt forurensede. På stasjonene LO5, LO8 og LO11 kan sedimentet klassifiseres som sterkt forurensset og på stasjonene LO4, LO6, LO9 som markert forurensset.



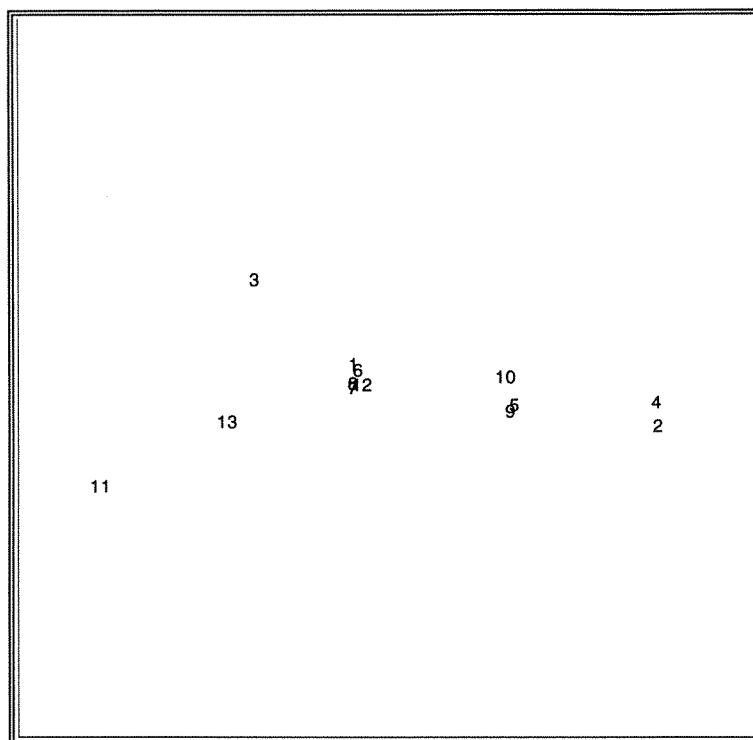
Figur 8. Konsentrasjonen av tot-PCB ($\mu\text{g}/\text{kg}$ tørrvekt) i overflatesedimenter fra Loelva og i fjorden samt forurensningsgrad etter det *marine* klassifikasjonssystemet.

Figur 9 viser en regresjon mellom det prosentuelle innholdet av total organisk karbon i tørt sediment og tot-PCB konsentrasjoner. Høyt prosentuell innhold av organisk karbon betyr at sedimentet er relativt finkornig, dvs. strømforholdene er slike at det er gunstige strømforhold for sedimentasjon av finkornig organisk materiale. Figur 9 viser at innholdet av tot-PCB øker med innholdet av organisk karbon, dvs. at PCB-konsentrasjonen er avhengig av sedimentasjonen. På de stasjoner hvor sedimentasjonen er relativt stor er således også PCB-konsentrasjonen stor. På noen stasjoner er det imidlertid avvik fra denne tendens. Stasjon LO10 har høyere konsentrasjon, noe som kan tyde på en nærliggende kilde. Likeså er det mulig at dette også gjelder for stasjon LO11. På stasjon LO1 og LO6 er konsentrasjonen av tot-PCB lav relativt innholdet av organisk karbon i overflatesedimentet. Dette kan tolkes slik at det ikke finnes spesielle kilder nær disse stasjonene (dvs. lavere konsentrasjon enn sedimentasjonen skulle tilsi).

Figur 10 viser resultatet av en likhetsanalyse (clusteranalyse) og figur 12 den prosentuelle fordelingen mellom de 7 ulike PCB-forbindelsene (PCB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180). De stasjoner som skiller seg klart fra øvrige stasjoner er stasjon LO3, LO11 og fjordstasjonen (Kongshavn eller nr.13). De stasjoner som er mest "like" i signaturen er stasjonene LO1, LO6, LO7, LO8, LO12 og LO5, LO9 og LO10 samt LO4 og LO2.



Figur 9. Tot PCB ($\mu\text{g}/\text{kg}$) og % TOC i overflatesedimenter i Loelva.



Figur 10. Likhetsanalyse(clusteranalyse) av den prosentuelle fordelingen av syv ulike PCB-forbindelser i overflatesedimenter fra Loelva og Kongshavn i Oslofjorden (nr. 13). Avstanden mellom stasjoner viser økende grad av ulikhet. (Stasjon LO1 er lik 1 etc. i denne figuren).

3.10.2 Diskusjon av resultatene.

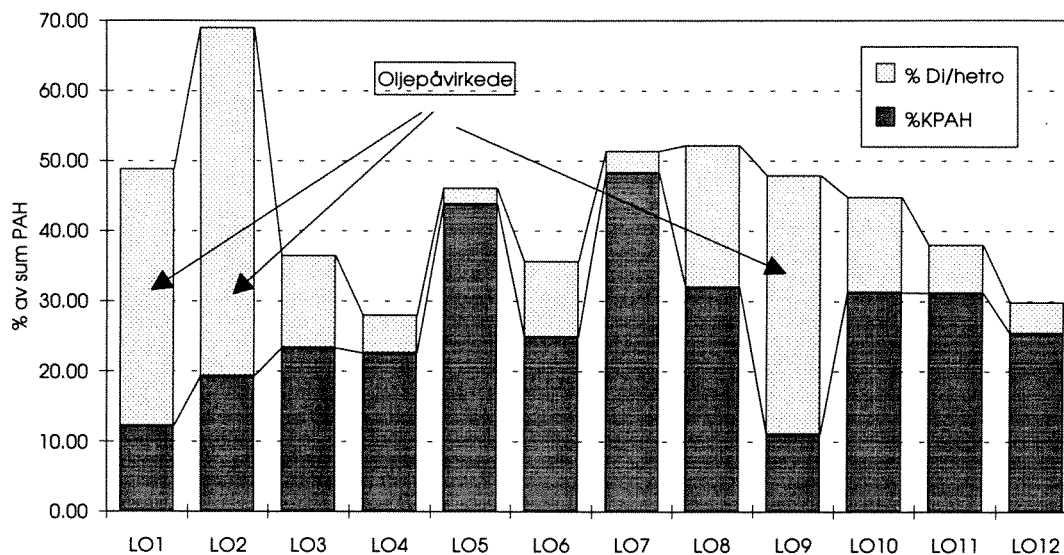
Resultatene fra sedimentundersøkelsene må tolkes med forbehold. Resuspensjon og transport av sedimentene i elven betyr at resultatene ikke nødvendigvis er knyttet til kilder som ligger nære observasjonspunktet.

Konsentrasjonen av sum PAH og tot-PCB er sammenlignet med det marine klassifikasjonssystemt for miljøgifter i sedimenter (Rygg og Thélín, 1993). Dette må også tas med forbehold ettersom eksponeringstid og stedsvariasjoner betyr at sammenhengen mellom eventuelle effekter og konsentrasjoner ikke er like entydig som i marint miljø. Klassifikasjonssystemet er imidlertid brukt for å få en beskrivelse av omtrentlig forurensningsgrad.

Ut fra sum PAH er Loelva markert til meget sterkt forurensset nedstrøms stasjon LO5, med den største forurensningsgraden nær utløpet til fjorden (figur 6). Foruten tilførsel via luft kan mulige lokale kilder finnes oppstrøms stasjon LO5, LO8, LO11 og LO12. Den potensielt største kilden kan muligens ligge mellom stasjon LO11 og LO12 nederst i elven.

PAH-forekomstene og variasjonen i sammensetningen av ulike PAH-forbindelser på stasjonene tyder som nevnt på at det trolig forekommer flere kilder langs med Loelva. For forbrenningsavledet PAH i sedimenter utgjør potensielt kreftfremkallende forbindelser (KPAH) normalt mellom 30-50% av PAH (Næs et.al., 1995). Videre viser erfaringene at de flyktigste forbindelsene (di- og hetrocykliske) vanligvis er underrepresentert i forbrenningsavledet PAH etter avsetning. Til gjengjeld utgjør denne gruppen forbindelser en vesentlig bestanddel av oljerelatert PAH. Betraktes prøvene fra Loelva i lys av

dette ses det at KPAH-inneholdet i 10 av 12 prøver er omkring 30% eller lavere (figur 11). Med andre ord synes PAH-forurensningen i LO5 og LO7 å stamme fra forbrenning, noe som understøttes av at de samme to prøver også har det laveste innhold av oljeavledet PAH. Registreringene på stasjon LO1, LO2 og LO9 viser at disse inneholdt omkring 35-50% oljerelatert PAH og at disse samtidig var de stasjoner som inneholdt minst forbrenningsavledet PAH. Resterende stasjoner viser altså et moderat til lavt KPAH-innhold og varierende grad av oljepåvirkning.



Figur 11. Sammenligning av innholdet av Di/hetro og KPAH med sum PAH i overflatesedimenter i Loelva.

Ut fra PCB analysene kan Loelva karakteriseres som markert til sterkt forurenset fra stasjon LO4 til LO5 og fra LO8 til munningen. Den største forurensningsgraden ble observert på stasjon LO10 og LO11 (meget sterkt og sterkt forurensede), men med forbausende liten grad av forurensning på den nederste stasjonen (LO12). Ut fra konsentrasjonen i sedimentene skulle potensielle kilder kunne søkes oppstrøms stasjonene LO4 og LO5, mellom LO7 og LO8 samt mellom LO9 og LO11.

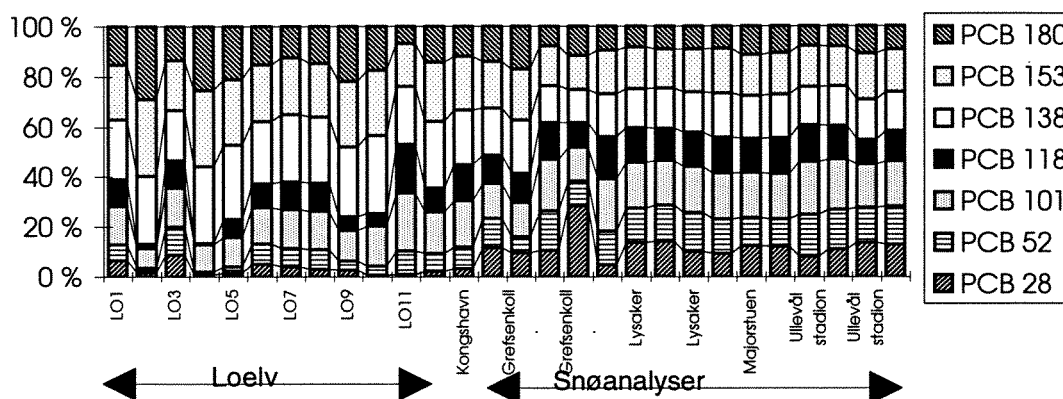
Ut fra clusteranalysen på den prosentuelle relative fordelingen av syv PCB-forbindelser peker seg stasjon LO11, LO3 og LO4 og LO2 ut som de mest forskjellige stasjoner, dvs at det her muligens kan være spesifikke punktkilder som gir en annerledes signatur. Stasjon LO2 og LO4 har ut fra samme argument samme kilde, eller fra samme type kilder. Det finnes ingen enkel forklaring på at disse stasjoner skulle ha en profil som er så lik. Stasjon LO3, nedstrøms stasjon LO2 og LO4 har i sin tur en annerledes signatur. Konsentrasjonen er også lavere. Dette kan være en utjevning som følge av avstanden fra en kilde. Stasjon LO5, LO9 og LO10 er tildels meget like, og ligger alle i nærheten av potensielle forurensningskilder, og konsentrasjonsnivået er også høyere enn ved stasjonene oppstrøms. Stasjonene LO6-LO8, samt LO1 har alle samme signatur, men konsentrasjonsnivået er betydelig større på stasjon LO8, muligens en sedimentasjonseffekt.

Stasjon LO11 er den stasjon som har en signatur som er mest lik fjordstasjonen ved Kongshavn, og den skiller seg klart fra de nærliggende stasjoner. Stasjonen ligger nedstrøms Østenssjøbekken og det kan antas at det er en kilde fra dette området som gir den avvikende signaturen.

Sammenlignet med den relative fordelingen av PCB i snøprøver tatt i Osloområdet (Bækken, 1994), viser figur 12 at sedimentene inneholder relativt lavere andel av PCB 28, 52 og 101, samt høyere andel

PCB 138, 153 og 180. Dette skulle kunne tyde på at PCB tilføres elven fra andre kilder enn de som spres via luft. Imidlertid, forskjellen kan også forklares ved at det i hovedsak er de lettere PCB-forbindelsene som lettere blir nedbrutt, hvilket kan gi samme mønster.

At PCB og PAH konsentrasjonene på stasjon LO12 er så ulike tyder på at PAH delvis stammer fra en annen kilde enn PCB, og at tilførselsrytmen er forskjellig. Det gjelder også andre stasjoner.



Figur 12. Relativ fordeling av syv ulike PCB-forbindelser i overflatesedimenter i Loelva og i fjorden, samt målt i snø i ved veikanten i ulike deler av Oslo.

3.10.3 Konklusjoner.

1. I flomsituasjoner spyles forurensede sedimenter fra Loelva ut i fjorden. Det er foreløpig ikke mulig å beregne mengden.
2. Ut fra konsentrasjonen av sum PAH i overflatesedimenter er Loelva tildels meget sterkt forurensede. Høyeste grad av forurensning (meget sterkt forurenset) ble observert på stasjon LO12, nederst i Loelva. På stasjonene LO1, LO5, LO7, LO8 og LO11 var forureningsgraden mellom moderat til sterkt forurenset.
3. De høyeste konsentrasjonene av potensielt kreftfremkallende PAH-forbindelser (KPAH) ble registrert på stasjon LO1, LO5, LO7, LO11 og LO12. I forhold til sedimentenes innhold av organisk stoff (TOC) skilte stasjon LO12 seg ut med lavt TOC-innhold og høye konsentrasjoner av PAH.
4. Konsentrasjonen av KPAH økte med økende konsentrasjon av sum PAH. Avvikende fra dette mønster ble observert på LO1, med signifikant lavere andel KPAH og stasjonene LO5 og LO7 med signifikant høyere andel KPAH.
5. Den prosentuelle forekomsten av KPAH og Di/hetro-forbindelser i forhold til sum PAH indikerer at kilden til PAH fra LO5 og LO7 i hovedsak er fra forbrenning og at tilførsler fra oljerelaterte kilder dominerer på stasjonene LO1, LO2 og LO9.
6. Ut fra konsentrasjonen av tot-PCB i overflatesedimenter var Loelva markert til sterkt forurensede fra stasjon LO4 til LO5 og fra LO8 til munningen. Den største forureningsgraden ble registrert på stasjon LO10 og LO11 (meget sterkt og sterkt forurensede).

7. Konsentrasjonen av tot-PCB økte med konsentrasjonen av organisk stoff (TOC) i sedimentet, dvs. PCB var knyttet til finkornige sedimenter og således til steder i elven med gunstige sedimentasjonsforhold. På noen stasjoner var det et avvik fra dette mønster. På stasjon LO11 var tot-PCB-konsentrasjonen større enn forventet ut fra sedimentets innhold av organisk stoff, noe som kan tyde på en nærliggende kilde. Dette kan også gjelde for stasjon LO11.

8. Ut fra den relative innbyrdes fordelingen av syv PCB-forbindelser viser stasjon LO11 den signatur som er mest lik fjordstasjonen (stasjon 13) ved Kongshavn. Stasjon LO11 avviker så mye fra de andre stasjonenes signatur at det er sannsynlig at sedimentene er forurensede fra en annen kilde enn øvrige stasjoner. Stasjonen ligger nedstrøms Østensjøbekken og muligens kan kilden ligge i nedbørsfeltet til denne. Av de øvrige stasjoner med høye PCB-konsentrasjoner var signaturen nokså lik på stasjonene LO5, LO9 og LO10.

9. Ut fra en sammenligning av signaturen av PCB-konsentrasjoner i sedimentene i Loelva og i sne (Bækken 1994), tyder ulikhetene på at PCB-kildene til elvekonsentrasjonene i hovedsak ikke tilføres via luft.

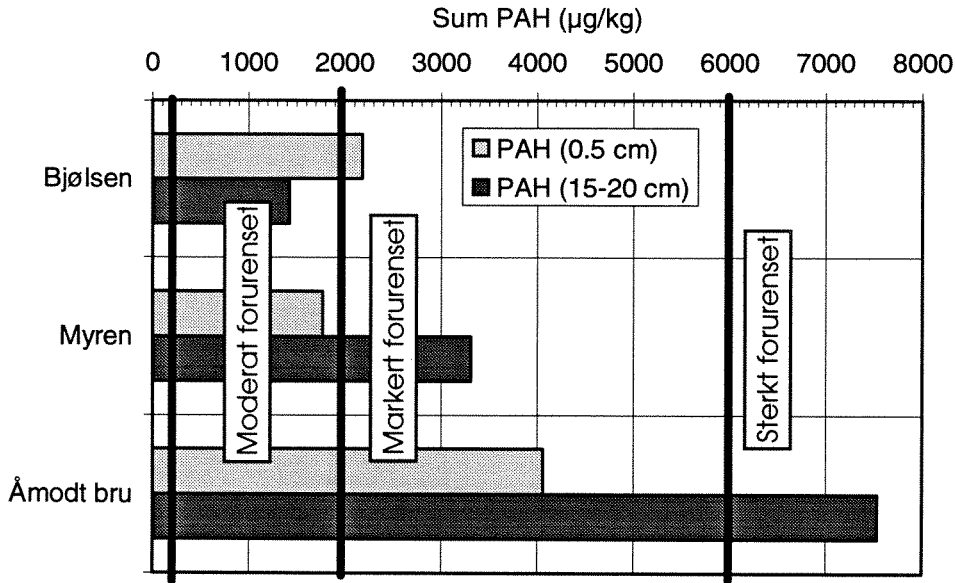
10. Avviket i PAH og PCB-konsentrasjonen på stasjon LO12 tyder på at det er ulike kilder bak PAH og PCB forurensningen, og at tilførselsrytmen er forskjellig.

11. Ut fra de foreliggende undersøkelsene er det klart at Loelvas overflatesedimenter er så sterkt forurensede at tiltak bør gjennomføres for å stoppe tilførselen av PAH og PCB..

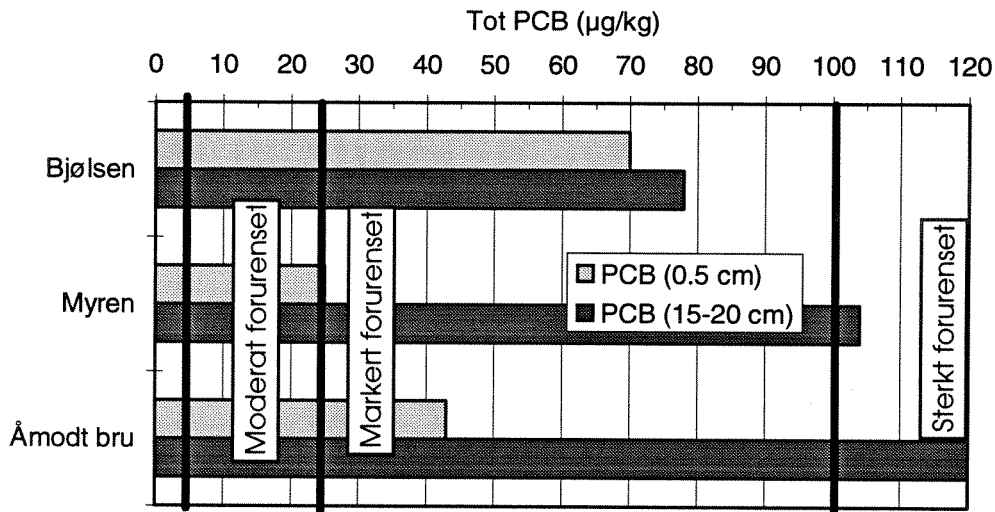
3.11 Sedimentundersøkelser i Akerselva (1988).

I 1988 ble det foretatt en undersøkelse av bl.a. sedimentenes innhold av PAH og PCB i Akerselva (Lingsten et. al., 1989). Resultatene gjengis her i figur 13 og 14. Konsentrasjonen av de organiske miljøgiftene lavere i overflatesedimenter enn i de dypere liggende sedimenter, hvilket indikerer at kildene til PAH og PCB er blitt redusert.

Som for sedimentene i Loelva er det marine klassifikasjonssystemet brukt på Akerselva i figurene. Også her er systemet brukt for å få en omtrentlig oppfatning av tilstanden i Akerselven. Forurensningsgraden varierer fra moderat til sterkt forurenset.



Figur 13 . Sum PAH i sedimenter fra Akerselva.



Figur 14. Tot PCB i sedimenter fra Akerselva.

3.12. Observasjoner av miljøgifter i overvann fra Vestli og Vestbanen.

Tabell 30 viser konsentrasjoner av tungmetaller, sum PAH og tot-PCB i overvann fra Vestli (i hovedsak et lite trafikkert boligområde) og fra Vestbanen (5 observasjoner fra hvert sted). Konsentrasjoner fra Loelva er tatt med for sammenligning. Tabell 31 viser enkeltobservasjonene.

Ved Vestli ble overvannet samlet inn ved en vannmåler i det rørsystem som samler opp overvann. Ved Vestbanen ble overvannet samlet inn ved den pumpestasjonen som pumper overvannet inn på ledningsnettet som fører til VEAS.

Konsentrasjonen av kvikksølv, kadmium, krom, kobber og sink ligger noe lavere i overvann fra Vestli enn i Loelva. En observasjon av bly ligger i samme konsentrasjonsområde som i Loelva.

Overvannet ved Vestbanen har klart høyere konsentrasjoner av metaller og organiske miljøgifter. Bly og kobber har ca. 10-30 ggr høyere konsentrasjoner i overvannet ved Vestbanen sammenlignet med Vestli. PAH konsentrasjonen ligger ca. 15 ggr over konsentrasjonen ved Vestli. PCB-konsentrasjonen er så lav ved Vestli sammenlignet med Vestbanen at det ikke er noen hensikt å beregne overkonsentrasjoner.

Overvannet ved Vestbanen er mer forurenset enn ved Vestli. Det er trolig at de høyere bly- og PAH konsentrasjonene skyldes trafikk. Derimot er det vanskeligere å forklare hva som er kilden til de høye PCB-konsentrasjonene. Mest sannsynlig finnes en punktkilde eller utslipp i området. Her finnes godt om potensielle kilder fra tidligere virksomheter i området (Akers Mek, NSB-Vestbanen m.m). Det kunde være nærliggende å vurdere trafikken som potensiell kilde, men det foreligger ikke noen undersøkelser som direkte viser dette. Det er konstatert overkonsentrasjoner av PCB i tunnelluft (Granier & Chevreuril, 1991), i avtakende konsentrasjoner med økende avstand fra vei i trafikkpåvirket jord (Benfenati et al., 1992), samt tilsvarende i snø i Oslo (Bækken, 1994). Analyser av PCB fra motorveier i Connecticut (Hoag and Alexander, 1986) viser at PCB kan forekomme i veidekke.

Tabell 30. Observasjoner av tungmetaller, sum PAH og tot PCB i overvann fra Vestli og Vestbanen samt Loelva.

Område	Hg (ng/l)	Cd (µg/l)	Pb (µg/l)	Cr (µg/l)	Cu (µg/l)	Zn (mg/l)	PAH (ng/l)	PCB (ng/l)
Vestli	>2 - 2.5	<0.1	<0.5 - 4.8	<0.5 - 1.3	<1.9 - 4.8	0.01 - 0.02	16 - 177	0 - 1.13
Vest- banen	<2 - 17.8	0.21 - 0.68	5.2 - 27.1	0.8 - 9.5	3.5 - 200	0.09 - 0.32	117 - 3276	3.63 - 1342
Loelva	2.5 - 6.0	0.16 - 0.32	2.6 - 3.8	1.2 - 2.4	5.0 - 8.5	0.03 - 0.05	24 - 268	0 - 3.9

Tabell 31. Tungmetaller, PAH og PCB i overvann fra Vestli og Vestbanen.

Prøve mrk	PAH og PCB, ng/l			
	Vestli ²⁾		Vestbanen ³⁾	
	PAH	PCB	PAH	PCB
16-22/7-93			117.1	3.63
4-9/6-93	17.7	0		
15-21/6-93	16.6		622.2	
13-21/6-93		0		4.65
4-13/6-93			224.9	5.4
16-22/4-93	98.2		160.3	
16-22/4-93	177.2	0.76 ¹⁾	3276	43.93
28-30/4-93		1.13		1342
Avrenning 29/3-1/4-93	35.8	0		

Prøve mrk	Tungmetaller					
	Vestli ²⁾					
	Hg ng/l	Cd µg/l	Pb µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Zn mg/l
16-22/7-93	2.0	<0.1	<0.5	<0.5	<1.9	0.01
4-9/6-93						
15-21/6-93	<2.0	<0.10	<0.5	<0.5	1.8	0.02
13-21/6-93						
4-13/6-93						
16-22/4-93	2.5	<0.10	4.8	0.9	4.6	0.02
16-22/4-93						
28-30/4-93	2.0	<0.10	2.6	1.3	4.8	0.02
Avrenning 29/3-1/4-93	2.5	<0.1	<0.5	0.8	2.9	0.01

Prøve mrk	Tungmetaller					
	Vestbanen ³⁾					
	Hg ng/l	Cd µg/l	Pb µg/l	Cr µg/l	Cu µg/l	Zn mg/l
16-22/7-93	9.5	0.18	5.2	1.2	3.5	0.09
4-9/6-93						
15-21/6-93	17.8	0.3	5.9	0.8	80	0.09
13-21/6-93						
4-13/6-93	16.5	0.21	5.4	1.1	60	0.12
16-22/4-93	<2.0*	0.68	27.1	9.5	200	0.32
16-22/4-93						
28-30/4-93	<2.0	0.3	11.1	2.9	100	0.21
Avrenning 29/3-1/4-93						

1) Kontaminert m. støv fra ventilasjonsanlegg?

2) Lite trafikkert område.

3) Sterkt trafikkert område.

* Usikker verdi pga. interferens ved analysen.

4. DISKUSJON AV RESULTATENE

Diskusjon av resultatene bør foregå på bakgrunn av arbeidsopplegget og av rammene for delprosjektet om miljøgift-tilførsler til indre Oslofjord. Det fremheves at resultatene bygger på både tidligere utførte undersøkelser og undersøkelser som foregikk i selve prosjektperioden. Av tidligere undersøkelser nevnes nylig rapporterte (Storhaug et al., 1993) undersøkelser av miljøgifter i kommunalt avløpsvann. Det er disse undersøkelsene som ligger til grunn for de resultater som gjelder miljøgifter i avløpsvann til indre Oslofjord i denne rapporten.

Prøvetakingen og analysene av prøver fra vassdragene og overvann fra trafikkerte områder er gjennomført i regi av delprosjektet om miljøgifter og i samarbeid med OVA. Diskusjonen av resultatene fra undersøkelsene i vassdragene bør videre foregå på bakgrunn av at vassdragene mottar overvann fra overvannsledninger som drenerer trafikkerte gater og overløpsvann fra avløpsledninger som trer i funksjon ved bestemte vannføringer, - særlig i forbindelse med nedbør. Sigevann fra eldre industriavfallsdeponier dreneres også til vassdragene.

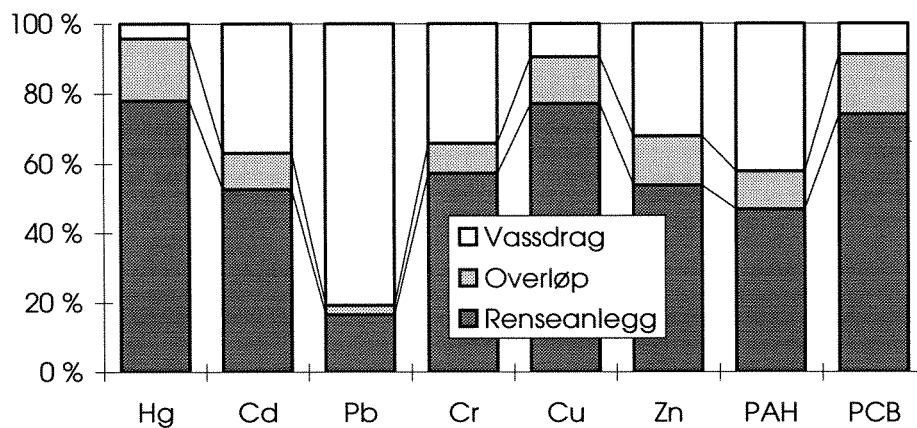
Figur 15 - 17 og tabell 32 - 33 gir en samlet fremstilling av alle miljøgifter fra avløpsanlegg og vassdrag til indre Oslofjord. Figur 15 viser at de største direkte tilførslene av kvikksølv, kobber og PCB kommer via renseanleggene. For kadmium, krom, sink og PAH ligger renseanleggenes bidrag på ca. 60 % sammenlignet med vassdragene. Tilførselen av bly skjer i hovedsak via vassdrag.

Sammenlignes bidragene fra renseanleggene BRA og VEAS innbyrdes, kan det pekes på interessante likheter og ulikheter (tabell 32). For kvikksølv, kadmium er bidragene omtrent like store eller av samme størrelse. Det samme gjelder PCB. VEAS gir klart størst bidrag av bly, krom, og kopper, mens BRA gir størst tilførsel av sink og PAH. Årsaken til forskjellene kan skyldes avløpssystemenes utforming og kvalitet, industri typer, bebyggelsens art, korrosjon på ledningsnett og andre forhold.

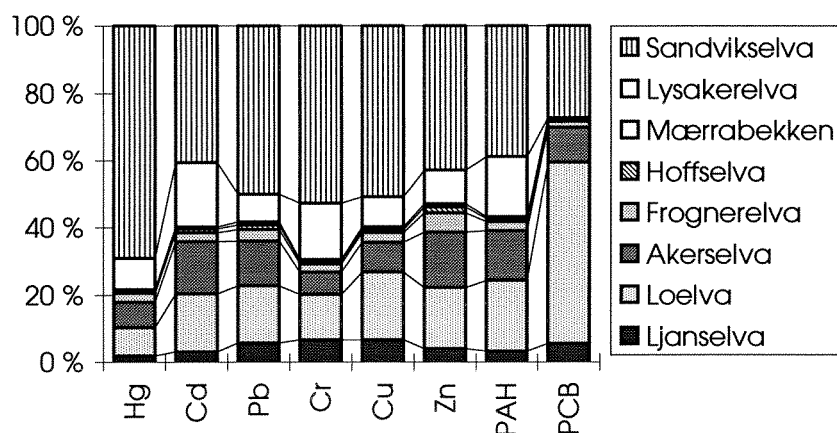
Av vassdragene (tabell 33) er det Sandvikselva, Loelva, Lysakerelva og Akerselva som bidrar med mest tungmetaller og PAH. Sandvikselva bidrar spesielt med tilførsel av kvikksølv. Av tilførselen av PCB fra vassdrag kommer ca. 60 % fra Loelva og resten fra Sandvikselva og Akerselva.

Her i landet og i de øvre nordiske land er det i de senere år gjennomført ulike typer undersøkelser av miljøgifter i kommunalt avløpsvann m.v. (Fylkesmannen i Hordaland, 1992; Nordisk Ministerråd, 1993). Disse undersøkelsene er utført med forskjellige mål og tildels ut fra andre problemstillinger enn den som foreligger i delprosjektet om miljøgifter til indre Oslofjord. Arbeidsopplegg og metoder kan også være forskjellige. Det kan derfor ikke ventes samme resultater for delprosjektet av miljøgifter til indre Oslofjord som for undersøkelser andre steder i Norge og i andre skandinaviske land. Likevel kan enkelte ulikheter og fellestrekk fremheves.

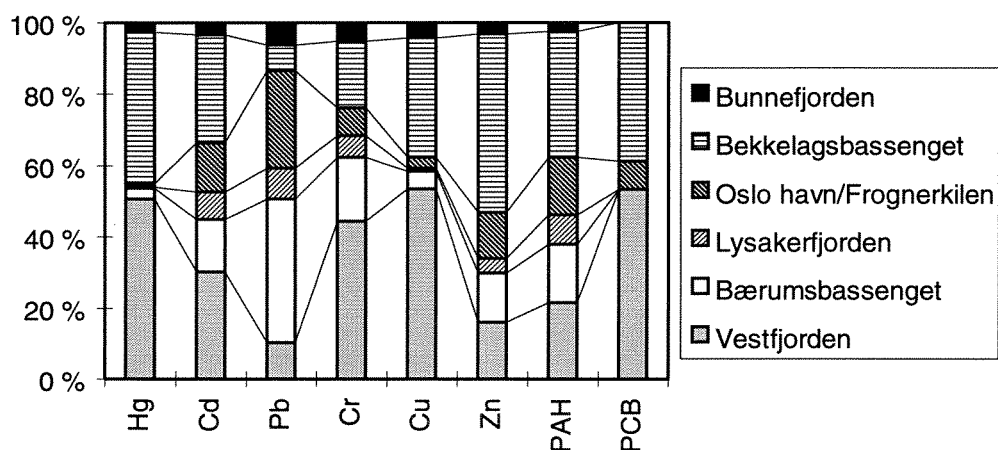
Avløpsvannet fra VEAS har omtrent samme innhold av kadmium i avløpsvann fra renseanlegg i en del andre byer i Norden. VEAS har imidlertid avløpsvann med høyest innhold av krom. Kvikksølvinnholdet er også relativt høyt. Innhold av bly og sink ligger på omtrent samme nivå som noen andre byer i Norden.



Figur 15. Relativ tilførsel av utvalgte miljøgifter fordelt på ulike kilder - renseanlegg, overløp og vassdrag.



Figur 16. Relativ tilførsel av utvalgte miljøgifter fordelt på ulike vassdrag ved indre Oslofjord.



Figur 17.

Relativ tilførsel av utvalgte miljøgifter fordelt på ulike deler av indre Oslofjord.

Tabell 32. Tilførsler av miljøgifter fra avløpsanlegg til indre Oslofjord (avrundede tall).

Avløps- anlegg	Kvikksølv kg/år	Kadmium kg/år	Bly kg/år	Krom kg/år	Kopper kg/år	Sink kg/år	PAH kg/år	PCB kg/år
BRA	13	26	45	196	3027	9199	18.24	0.4
BRA overløp	4	9	15	67	1041	3128	6.20	0.1
VEAS	17	31	74	557	5762	3457	12.84	0.6
VEAS overløp	2	3	7	56	576	346	1.28	0.1
Øvrige anlegg	2	4	19	56	608	640	1.8	0
SUM	38	73	160	932	11014	16770	40.36	1.2

Tabell 33. Tilførsler av miljøgifter fra vassdrag til indre Oslofjord (avrundede tall).

Vassdrag	Kvikksølv kg/år	Kadmium kg/år	Bly kg/år	Krom kg/år	Kopper kg/år	Sink kg/år	PAH kg/år	PCB kg/år
Ljans- elva	0.03	1.3	39	32	78	320	0.9	$6.59 \cdot 10^{-3}$
Loelva	0.15	7.3	116	65	236	1450	6.1	$63.83 \cdot 10^{-3}$
Akers- elva	0.13	6.5	91	33	104	1300	4.3	$12.34 \cdot 10^{-3}$
Frogner-elva	0.05	1.2	23	12	35	470	0.8*	$2.21 \cdot 10^{-3}$
Hoffs- elva	0.01	0.4	8	4	10	123	0.3*	$0.78 \cdot 10^{-3}$
Mærradals- bekken	0.00	0.3	7	3	8	80	0.2*	$0.50 \cdot 10^{-3}$
Lysaker-elva	0.16	8.0	56	80	104	803	5.1	Neglisjerbart
Sandvikselva	1.19	17.0	340	255	595	3400	11.3	$32.30 \cdot 10^{-3}$
SUM	1.72	42	680	484	1170	7946	29.0	$118.25 \cdot 10^{-3}$

Av undersøkelser her i landet kan nevnes at urbant overflatevann synes å være den største kilden til bly i kommunale avløpssystemer i Bergen (Miljøvern avdelingen i Hordaland, 1993). I Bergen er sigevann fra avfallsdeponi en ubetydelig kilde til kvikksølv i kommunalt avløpssvann. Urbant overvann er ansvarlig for det nest største bidrag av kadmium. Beregninger viser at sanitærløp er hovedkilde til kobber i kommunalt avløpssvann i Bergen. Resultatene av den art som her er nevnt fra Bergen, synes å være delvis i overensstemmelse med resultatene fra delprosjektet om miljøgifter til indre Oslofjord.

Undersøkelsene av overvann ved Vestli og Vestbanen peker på at overvannet i sentrale deler av Oslo kan være betydelig forurenset. Dette gjelder spesielt PAH, PCB, bly og kobber. Utslipp av bly og PAH er naturlig å knytte til trafikken og for PAHs del også spredning via luft ved forbrenning av olje m.m. For PCB er det vanskeligere å forklare de høye konsentrasjonene i overvannet ved Vestbanen. Mest

sannsynlig er det en lokal kilde. Imidlertid bør det også undersøkes om ikke f.eks. slitasje av veidekke kan være en potensiell kilde. Ettersom overvannet ved Vestbanen pumpes inn på ledningsnettet til VEAS, er en avklaring av denne kilden av betydning for å minke belastningen via renseanlegget.

Undersøkelsene av sedimenter i Akerselva og Loelva viser at også her foreligger mulige kilder for tilførsler av PCB og PAH. Tilførselsberegningene er foretatt ut fra vannanalyser og viser at av vassdragene gir Loelva et relativt sett stort bidrag til PCB-tilførselen til Oslofjorden. Det er fra renseanleggene som den største mengden PCB tilføres fjorden, men bidraget fra Loelva er kun basert på få observasjoner av vannet og utspyling av sedimenter er ikke medregnet. Med de relativt høye konsentrasjonene i elvens overflatesedimenter er det sannsynlig at det fortsatt finnes "aktive" kilder av PCB i Loelvas nedbørsfelt.

Forurensningstilstanden i nedre delen av vassdragene er også bedømt ut fra SFTs klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann (Holtan et. al., 1992). Resultatet for tungmetaller er vist i tabell 34 -36. Samtlige vassdrag havner i kategorien meget sterkt forurenset. Mest forurenset var Loelva, fulgt av Frognervelva, Ljanselva og Mærradalsbekken.

5. KONKLUSJON

Målet med delprosjektet om kartlegging av miljøgifter til indre Oslofjord var å spore miljøgiftskildene og å klarlegge hvorledes kildene belaster de enkelte fjordavsnitt i indre Oslofjord. Med forbehold om usikkerheten som lå i arbeidsopplegg og metodikk, ble målene nådd.

Det er klarlagt at tungmetallene kvikksølv, kadmium, krom, kobber og sink i hovedsak kommer via avløpsanleggene som belaster Vestfjorden og Bekkelagsbassenget/Oslo indre havn. Mesteparten av blytilførselen kommer via vassdragene og skyldes i hovedsak trafikkbelastningen og overflateavrenningen. Blytilførselen er størst til Oslo havnebasseng og Bærumsbassenget.

Det tilføres noe mindre PAH fra vassdragene enn via renseanleggene til indre Oslofjord. Totalt sett er en tilførsel på 76 kg PAH pr. år til indre Oslofjord ingen stor tilførsel. Bekkelaget renseanlegg bidrar med vel halvparten av renseanleggenes PAH-tilførsel. Bekkelagsbassenget mottar derved også den største tilførselen av PAH.

Tilførselen av PAH fra vassdrag kan tyde på at trafikkbelastning, samt sigevann fra deponier og mulige lekkasjer gir et bidrag av PAH til indre Oslofjord. Forhøyede konsentrasjoner i overvannet ved Vestbanen og sedimentobservasjoner i Loelva tyder på dette.

Antagelig er tilførslene høyere enn det som fremgår av resultatene fordi PAH i en del overvann som renner direkte i fjorden, ikke er medregnet.

PCB tilførselen til fjorden skjer i hovedsak via renseanleggene. Belastningen er derved størst på Bekkelagsbassenget og Vestfjorden. Totalt mottar indre Oslofjord ca. 1.3 kg PCB pr. år fra landbaserte kilder.

Av vassdragene bidrar spesielt Loelva med tilførsel av PCB til indre havn. Sedimentene i Loelva er også forurenset med PCB. Kildene til PCB-tilførslene er ikke klarlagt. Imidlertid finnes det gamle deponier langs Loelva, som kan være potensielle kilder til forurensnings situasjonen.

Observasjoner av overvann ved Vestbanen tyder på at dette vannet periodevis kan inneholde betydelige konsentrasjoner av PAH og spesielt PCB. Overvannet ved Vestbanen pumpes videre til VEAS. Det er ikke klarlagt noen kilde som kan forklare de forhøyede konsentrasjonene av PCB i overvannet. Mest

sannsynlig er en lokal kilde, kanskje en rest fra tidligere industriell virksomhet i området, men det kan ikke utelukkes at indirekte innvirkning av trafikk (f.eks. slitasje av veidekke) kan bidra.

6. FORSLAG TIL VIDERE UNDERSØKELSER.

En planlagt strategi for tiltak på området miljøgifter har vært etterlyst (Sæther, 1993). Forslag til videre undersøkelser og anbefalinger om tiltak bør derfor ta utgangspunkt i en avveining mellom de forurensningseffekter som miljøgiftene gir i indre Oslofjord og det som er praktisk og økonomisk mulig å gjennomføre av tiltak for å redusere belastningen med de aktuelle miljøgifter til fjorden.

Videre undersøkelser bør innrettes mot å lokalisere mer nøyaktig hvilke spesifikke kilder som tilfører PCB til avløpsanleggene. Spesiell oppmerksomhet bør rettes mot overvann og klarlegging av kilder langs Loelva.

Ettersom mesteparten av tungmetallbelastningen stammer fra avløpsanleggene, bør det undersøkes nærmere om tilførslene til anleggene kan reduseres, slik at belastningen av tungmetaller til de enkelte fjordavsnitt blir redusert.

Tabell 34. Avrenningstall for tungmetaller, samt klassifisering (romertall I - III) og beregnet forurensningsgrad (Holtan et al., 1992) i tilførselselver til indre Oslofjord.

Vassdrag	Hg ng/l	Cd µg/l	Pb µg/l	Cr µg/l	Cu µ/l	Zn mg/l	Forurens- ningsgrad
Ljanselva	2.5 I	0.1 II	3.0 II	2.5 II	6.0 III	0.025 II	18.75 (5)
Loelva	4.0 I	0.2 III	3.2 III	1.8 II	6.5 III	0.040 III	30.15 (5)
Akerselva	2.0 I	0.1 II	1.4 II	0.5 I	1.6 I	0.020 II	12.4 (5)
Frognerelva	4.0 I	0.1 II	2.0 II	1.0 I	3.0 II	0.040 III	16.4 (5)
Hoffselva	3.0 I	0.1 II	2.0 II	1.0 I	2.5 II	0.030 II	15.0 (5)
Mærradalsbekken	3.0 I	0.1 II	2.5 II	1.0 I	3.0 II	0.030 II	15.8 (5)
Lysakerelva	2.0 I	0.1 II	0.7 I	1.0 I	1.3 I	0.010 I	11.0 (5)
Sandvikselva	7.0 I	0.1 II	2.0 II	1.5 II	3.5 II	0.02 II	15.5 (5)
Forventet naturtil- stand (Holtan et al, 1992)	5	<0.01	<0.5	<0.5	<1.0	<0.005	
Nedre bestemmel- sesgrense (Hovind, 1993)	2.0	0.1	0.5	0.5	0.5	0.005	

I henhold til SFT kan vassdragene klassifiseres som meget sterkt forurensede (5).

Tabell 35. Orienterende oversikt over miljøgifter i vassdrag, overvann og sedimenter.

	Antall hen- deler ⁵⁾	OVA ¹⁾ (Wold, 1988 - 90)							
		µg/l kvikksølv	µg/l kadmium	µg/l bly	µg/l krom	µg/l kobber	mg/l sink		
Ljanselva	6/-	0.12	0.1 - 0.2	1.6 - 3.4	<30	12.7 - 15.0	0.026 - 0.030		
Loelva	16/-	0.12	0.2 - 0.22	5.8 - 9.9	<30	15 - 20	0.036 - 0.047		
Akerselva	32/26	<0.05	0.11 - 0.2	2.33 - 3.8	<30	20	0.04 - 0.05		
Frognerelva	5/1	0.1	0.02 - 0.09	1.1 - 2.8	<30	10 - 20	0.01 - 0.08		
Hoffselva	4/3								
Maerradalsbekken	3/3								
Lysakerelva	8/-	<0.05	<0.01 - 0.04	0.3 - 0.6	<0.3	<10 - 10	0.001 - 0.01		
Vestli									
Vestbanen									
Deteksjonsgrense		0.05	1-10	1	30	10	0.01 ³⁾		
Forventet naturlig tilstand		<5	<0.01	<0.5	<0.5	<1.0	<0.005		

(tab. 35 forts. n. side)

(tabell 35 - forts.)

		NIVA (1993) ²⁾										
	Antall hendelser	ng/l kvikksølv	µg/l kadmium	µg/l bly	µg/l krom	µg/l kobber	mg/l sink	PAH i vann ng/l	PCB i vann ng/l	PAH i sedimenter ⁴⁾ µg/kg	PCB i sedimenter ⁴⁾ µg/kg	Områder for enkeltverdier i april 1992 µg Hg/l
		Ljanselva	6/-	<2.0 - 11.0	<0.1	0.9 - 4.0	1.0 - 3.7	5.4 - 6.7	0.01 - 0.04	0.4 - 0.5	0.34 - 0.95	
Loelva	16/-	2.5 - 6.0	0.16-0.32	2.6 - 3.8	1.2 - 2.4	5.0 - 8.5	0.03 - 0.05	24. - 268.	i.p. - 3.9	290 - 40.811	4.7 - 180.6	2.5-35.0
Akerselva	32/26	<2.0 - 2.0	<0.1-0.11	1.0 - 1.8	<0.5	1.2 - 2.1	0.02	41. - 92.	i.p. - 0.24	1425 - 7543	25 - 120	<2.0-2.0
Frognerelva	5/1	3.5 - 10.5	<0.10	1.0 - 1.1	<0.5	5.9 - 6.7		41. - 53	0.27 - 0.44			5.0
Hoffselva	4/3	<2.0										<2.0
Mærradalsbekken	3/3											<2.0
Lysakerelva	8/-	<2.0 - 4.0	<0.1-0.13	<0.5 - 0.9	<0.5 - 1.4	1.2 - 1.7	0.01	24. - 115.	i.p.			
Vestli								16. - 177.	i.p. - 1.13			
Vestbanen								117. - 3276	3.63 - 43.93			
Deteksjonsgrense		2.0	0.1	0.5	0.5	0.5	0.01 ³⁾	0.	-			
Forventet naturlig tilstand												

i.p. = ikke påvist.

- 1) Middeltverdier el. områder for forskjellige år og prøvetakingsstasjoner.
- 2) Enkeltverdier for prøvetakinger ved forskjellige prøvetakingsstasjoner og datoer med flom og tørrvær.
- 3) Atom abs. flamme.
- 4) Forskjellige steder i vassdraget.
- 5) Hendelser er forurensningsuhell, utslipp m.v.

7. LITTERATURHENVISNINGER

- Benfaniti, E, Valzacchi, S, Mariani, G, Airoidi, L. & Fanelli, R. 1992. PCDD, PCDF, PCB, PAH, cadmium and lead in roadside soil: relationship between road distance and concentration. *Chemosphere* 24 (8): 1077-1083.
- Berge, D., G. Holtan, S. Larsen, J. Knutzen og B. Insett, 1994. Materialstrømsanalyse av PAH. SFT- rapport (under trykking).
- Bækken, T. et al., 1992. Highway pollution. Long term effects in water quality. *Nordic Road & Transport Research No- 2* pp. 13-15.
- Bækken, T. 1993. Miljøvirkninger av vegtrafikkens asfalt og dekkslitasje. NIVA-rapport O-92090 (l.nr. 2874), 42 s.
- Bækken, T., 1994. Trafikkforurenset snø i Oslo. NIVA-rapport O-94047. (l.nr. 3131). 60s.
- England, I.G., 1992. Utslipp av miljøgifter i Norge, VANN (1), pp. 36-40.
- Fylkesmannen i Hordaland, Miljøavdelingen, 1992. Industriutslipp av miljøgifter til kommunalt nett. Hovedrapport.
- Grande, M., L. Berglind, G. Holtan og M. Walday, 1990. PAH-forurensning fra flytrafikken på Fornebu mai-desember 1989. NIVA-rapport O-89102 (l.nr. 2461), 41 s.
- Granier, L. & Chevreuril, M. 1991. Automobile traffic: A source of PCBs to the atmosphere. *Chemosphere* 23 (6): 785-788.
- Hoag, G.E, Alexander, S. 1986. Polychlorinated biphenyls in Bituminous materials. *Journal of transportation engineering*. Vol. 112 (3).
- Holtan, H. et al., 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. Kortversjon: SFT-veiledning nr. 92:6.
- Hovind, H., 1993. Anvendelse og prinsipp for de kjemiske analysemetodene som benyttes ved NIVA. NIVA-notat X28.
- Konieczny, R., 1992 a. Kartlegging og vurdering av forurensnings situasjonen i bunnsediment fra Oslo havneområde, NIVA-rapport O-91150 (l.nr. 2696), 52 s.
- Konieczny, R., 1992b. Kartlegging og vurdering av forurensnings situasjonen i området Bjørvika, Bispevika, Oslo havn. NIVA-rapport O-92024 (l.nr. 2808), 87 s.
- Konieczny, R., 1994. Miljøundersøkelse i indre Oslofjord. NIVA-rapport O-92131 (l.nr. 3094), 134 s.
- Lingsten, L. et al., 1989. Undersøkelse i Akerselva 1988. NIVA-rapport O-88066/O-88125 (l.nr. 2342), 84 s.

- Lygren, E. et al., 1984. Highway pollution in a Nordic climate. NIVA-rapport O-79024 (l.nr. 1603), 83 s.
- Magnusson, J. et al., 1992. Program for miljøundersøkelser i indre Oslofjord 1992.
- Materialstrømanalyse av bly. SFT-rapport nr. 92:07.
- Materialstrømanalyse av kobber. SFT-rapport nr. 92:25.
- Materialstrømanalyse av kvikksølvholdige produkter. SFT-rapport nr. 100, 1990.
- Miljødepartementet, 1994. Miljøpolitisk redegjørelse.
- Moland, T., 1985. Spillvannsforurensninger i overvannsnett. Saneringsplan for avløpsnett i Oslo. OVA-rapport nr. 3.
- Moland, T., 1988. Innlekking til avløpsnett. Saneringsplan for avløpsnett i Oslo, OVA-rapport nr.6.
- Naes, K.et.al. 1995. Occurrence of PAH in marine organisms and sediments from smelter discharge in Norway. Sci. Total Environ. 163: 93-106.
- Nasjonale samletall for forurensningsutslipp 1991. SFT-rapport 92:03.
- Nordisk Ministerråd 1993. Miljøfremmende stoffer i kommunalt spildevand. Arbeidsrapport 1993:515.
- Oslo vann- og avløpsverk. Bekkelaget renseanlegg, 1990. Årsrapport med nøkkeltall.
- Oslo vann- og avløpsverk. Bekkelaget renseanlegg, 1991. Årsrapport med nøkkeltall.
- Oslo vann- og avløpsverk. Bekkelaget renseanlegg, 1992. Årsrapport med nøkkeltall.
- Rasmussen, T. Fr. et al., 1992. Forundersøkelser om jordforurensning i Oslo - En byplanmessig, juridisk og toksikologisk vurdering av jordforurensning innenfor byggesonen i Oslo. Oslo kommune, Miljøetaten.
- Rosland, D. D. og S. Stene-Johansen, 1989. Analyse av forurensningstilførslene til indre Oslofjord. Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord, NIVA O-87160 (l.nr. 2288), 85 s.
- Rosland, Pål, 1992. Jordforurensning i Groruddalen, Oslo kommune, Miljøetaten.
- Rygg, B. og Thélin, I., 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Kortversjon. Statens forurensningstilsyn. Ta-nr. 922/1993. 20s.
- Statens forurensningstilsyn (SFT), 1990. Materialstrømanalyse av kvikksølvholdige produkter. SFT-rapport nr. 100, 1990
- Statens forurensningstilsyn (SFT), 1991. Materialstrømanalyse av kadmium. SFT-rapport 91:15.

- Statens forurensningstilsyn (SFT), 1992a. Materialstrømanalyse av bly. SFT-rapport 92:07
- Statens forurensningstilsyn (SFT), 1992b. Materialstrømanalyse av krom. SFT-rapport 92:10.
- Statens forurensningstilsyn (SFT), 1992c. Materialstrømanalyse av kobber. SFT-rapport 92:25.
- Stene-Johansen, S., 1989. Befaring og undersøkelse av vassdragsmålestasjoner i tilløpsvassdrag til indre Oslofjord, NIVA-rapport O-87158 (I.nr. 2302), 28 s.
- Storhaug, R., Paulsrud, Bj. og Nedland, K.T. 1993. Miljøgifter i kommunalt avløpsvann. SFT TA-nr. 952/1993 og VANN (1) pp. 80-89.
- Sæther, Å., 1993. Hva truer Oslofjordens vannkvalitet? VANN, nr. 2, pp. 222-230.
- Ugland Sogn, K., 1991. Informasjon om forurensningstilstanden i Sandviksvassdraget 1990, 13 s.
- Vestfjordens avløpsselskap, VEAS, 1990. Årsmelding.
- Vestfjordens avløpsselskap, VEAS, 1991. Årsmelding.
- Vestfjordens avløpsselskap, VEAS, 1992. Årsmelding.
- Voie, Ø.A., 1994. Toksikologisk kartlegging av Alna. V. Toksisitet av vann fra Alna testet ved Microtox. VI. Toksisitet av sedimenter fra Alna testet ved Microtox. VII. Kjemiske analyser av sedimenter fra Alna. Høverfagsoppgave for cand.scient. graden utført ved Avdeling for molekylær cellbiologi, Biologisk institutt. Universitetet i oslo.
- Wold, T. et al., 1988. Vassdrag i Oslo - Årsrapport, Oslo vann- og avløpsverk.
- Wold, T. et al., 1989. Vassdrag i Oslo - Årsrapport, Oslo vann- og avløpsverk.
- Wold, T. et al., 1990. Vassdrag i Oslo - Årsrapport, Oslo vann- og avløpsverk.
- Wold, T. et al., 1990. NOTAT om Gjersrudtjern, Forurensningsnivå i tjernet, tilløpsbekker og bunnsediment. Oslo vann- og avløpsverk.
- Wold, T. et al., 1991. Vassdrag i Oslo - Årsrapport, Oslo vann- og avløpsverk.
- Wold, T. et al., 1992. Vassdrag i Oslo - Årsrapport, Oslo vann- og avløpsverk.

VEDLEGG A

**Historisk oversikt over tekniske tiltak som har påvirket
forurensningstilførslene til indre Oslofjord**

Avløpsanlegg:

Utviklingen av avløpsanlegg med legging av kloakkledninger frem til resipient og senere renseanlegg har vært av stor betydning for den geografiske fordelingen av forurensningsbelastningen på fjorden.

De viktigste forhold er kort nevnt:

- Den Rhinske skive på Skillebekk ble tatt i bruk i 1913 og satt ut av drift i 1983. Kloakkvannet ble her silt og deretter ført ut i Pipervika ved Aker Brygge.
- Det biologiske renseanlegget på Skarpsno ble tatt i bruk i 1931 og utvidet i 1947. I mai 1971 startet samarbeidet med NIVA med kjemisk felling. I 1983 ble renseanlegget nedlagt og kloakkvannet overført til VEAS.

Slammet fra renseanlegget ble pumpet over på lektere i Frognerkilen og deretter transportert til BRA for utråtning.

- Det mekaniske renseanlegget på Akershus ble tatt i bruk i 1933 og var i drift inntil avløpsvannet kunne pumpes via tunnelen frem til pumpestasjonen i Frognerparken for videre pumping til VEAS.

Utslipet fra Akershus ble ført til Pipervika.

- BRA ble tatt i bruk som biologisk anlegg i 1963. Renset avløpsvann blir ført ut i Bekkelagsbassenget. Utråtnet slam ble frem til 1. januar 1974 dumpet i Oslofjorden ved Steilene. I de senere år foregikk dumpingene ved Bolærne militære dumpingsområde. Under vanskelige isforhold kunne slammet bli dumpet på andre steder. Siden 1974 benyttes slammet som jordforbedringsmiddel i Akershus fylke.
- Lysaker kloakkrenseanlegg ble tatt i bruk i 1977 som et midlertidig anlegg inntil overføringen til VEAS var ferdig i 1983. I dag tjener anlegget som overløpsanlegg for VEAS-tunnelen.
- Hovseter kloakkrenseanlegg ble tatt i bruk i 1973 og var i drift inntil overføring til VEAS i 1983. Anlegget ble drevet som mekanisk/kjemisk fellingsanlegg.
- Arbeidet med å legge avskjærende kloakkledninger langsmed vassdragene har pågått i mange år. OVA har utarbeidet en saneringsplan og ledningsnett blir stadig forbedret. Avskjæringen av Loelva er mangelfull. I tillegg bør en rekke overløp saneres.
- VEAS ble tatt i bruk i 1982 som kjemisk fellingsanlegg. Anlegget utvides i dag med et biologisk trinn. Utslipp til Vestfjorden.
- VEAS-tunnelen var ferdig i 1983 og har dermed fanget opp samtlige kloakkutslipp fra Akershus Festning og utover langs fjordens vestsida.

Vassdrag:

- Utløpet av Loelva ble flyttet fra Bispevika til Kongshavn.
- Utløpet av Tøyenbekken ble flyttet fra Bjørvika til Akerselva.
- Utløpet av Hovinbekken ble flyttet fra Bjørvika til Akerselva.

Deponier:

- Langøyene ble benyttet som avfallsdeponi frem til 2. verdenskrig med sigevann direkte til fjorden.
- Ved Langøyene var det også et skipsdeponi hvor det ble droppet ballast (kunne inneholde sekker med både sand og slagg). Også skipsvrak kunne senkes her.
- Stubberud fylling ble benyttet frem til 1959.
- Rommen avfallsdeponi ble benyttet i perioden 1959 - 69.
- Grønmo avfallsdeponi ble tatt i bruk fra 1969.
- Åpen brenning av spesialavfall på Vollan gård i Groruddalen foregikk frem til 1970. Deretter ble forbrenningsovn brukt frem til 1980.
- Forbrenningsanlegget i Brobekkveien ble åpnet i 1967. Renseanlegg ble tatt i bruk i 1990 med avløp til kommunalt nett. Anlegget tar i mot 50.000 - 90.000 tonn husholdningsavfall årlig.
- Forbrenningsanlegget på Klemetsrud ble tatt i bruk i 1985. Anlegget tar i mot 120.000 tonn avfall årlig. Renseanlegget ble tatt i bruk 1989 - 90.

Historiske kilders påvirkning av de enkelte fjordavsnitt

Foran er det gitt en summarisk opptegnelse av tiltak som har hatt direkte følger for fordelingen av forurensningstilførslene og deres mengder.

I det følgende pekes på endel momenter for sammenhengen mellom utslippenes geografiske fordeling og forurensningene i de enkelte fjordavsnitt i indre Oslofjord. Å kvantifisere forurensningsmengdene i utslippene til ulike tidsperioder er ikke mulig. Det finnes ikke statistisk materiale over industriproduksjon, industriens bruk av kjemikalier, samt hvilke rensesystemer som eventuelt ble brukt.

Lysakerfjorden:

Lysakerelva har sitt utløp i Lysakerfjorden. Tidligere var Lysaker Kjemiske Fabrikker en betydelig forurensningskilde.

Bestumkilen, som er en arm av Lysakerfjorden, har mottatt store forurensingsmengder via Hoffselva som løper ut i fjorden på Sjølyst. Betydelig industri var lokalisert på Skøyen, bl.a. Apotekernes Felleslaboratorium. Ved utløpet ligger også en av fjordens eldste og største marinaer med søl av olje og beise- og impregneringsmidler.

Mærradalsbekken:

Ved Maritim har Mærradalsbekken sitt utløp. Den var tidligere betydelig forurenset av husholdningskloakk. Langs stranden lå også flere industribedrifter. En av de største var Løvenskiold-Vækerø.

Frognerkilen:

Avløpsvann fra Oslo vestkant (Frogner - Majorstuen) har sin naturlige drenering mot Frognerkilen og Frognerelva. I tillegg kommer avløpsvann fra industri lokalisert langs elva og ved elvas utløp ved Skøyen/Thune Eureka-området med mekanisk virksomhet, bl.a. metall-bearbeidende industri.

Avløpsnettene ble etter hvert utbygget og samlet med tilknytning til Skarpsno biologiske kloakkrensingsanlegg med utslipp til Frognerkilen. Antagelig holdt anlegget tilbake ca. 40 - 50% av tungmetallene i slammet, som deretter ble dumpet på andre lokaliteter i Oslofjorden, bl.a. Vestfjorden. Dette faller tidsmessig sammen med økningen av tungmetaller i bunnsedimentene her.

En økt tilførsel til Frognerkilen til tross for at renseanlegget var tatt i bruk, kan kun skyldes en økning i bruk av tungmetaller i industrien lokalisert på Skøyen og Majorstuområdet med direkte utslipp eller overløp til Frognerelva.

Havnebassenget:

Havnebassenget har hatt en rekke tilførsler fra avløpssystemer, fra sterkt forurensede vassdrag og fra direkte utslipp.

Avløpsvannet fra den Rhinske skiva på Skillebekk ble silt før det ble ført ut i Pippervika ved Aker Brygge. Her var det også direkte utslipp fra Aker Mekaniske Verksted.

I Pippervika hadde også Bisletbekken sitt utløp med drenering av kloakkvann og industrielt avløpsvann fra Bisletdalen, bl.a. utslipp fra Frydenlunds Bryggeri, Tiedemanns Fabrikker, samt fra Rikshospitalet. I tillegg fantes det en rekke småindustrier i området. Utslippene ble gradvis overført til det mekaniske renseanlegget på Akershus Festning.

Akerselva har helt frem til de siste 5 - 10 år vært betydelig påvirket av industriforurensning. Avskjærende ledninger og tunneler ble etter hvert bygget og avløpsvannet overført til renseanlegget på Akershus Festning. Innholdet av tungmetaller i sedimentene i utslippsområdet bærer preg av dette.

Ledningsnettene langs Akerselva ble gradvis sanert og avløpsvannet fra området og fra festningen overført til VEAS.

De viktigste forurensningskildene langs elva, regnet fra Oset i Maridalen og nedover, var Brekke Brug, Nydalen med tekstilfabrikker og veverier, Spigerverket, Idun gjærfabrikk, Lilleborg Fabrikker, Myhrens verksted, Gassverket, m.m.

I Bjørvika hadde også Tøyenbekken og Hovinbekken sine utløp med sine naturlige nedbørfelt mellom Akerselva og Loelva. En rekke industribedrifter var lokalisert på Grønland, Tøyen og Økern. I Økernområdet har vi bl.a. Brødrene London med hugging av biler og Oslo Lysverkers verksteder.

Loelva, som fortsatt er forurenset, hadde tidligere sitt utløp i Bjørvika. Deretter ble utløpet ført gjennom en tunnel i Ekerbergåsen og frem til Kongshavn. Dette forklarer noe av fordelingen av forurensningene i bunnsedimentene i området. I tillegg hadde NSB en betydelig verkstedsvirksomhet her.

Langs Loelva har det vært en betydelig industrivirksomhet, bl.a. Kværner Mekaniske Verksteder, Jøtul Fabrikker, metallbearbeidende industrier, lagring og bearbeiding av skrapjern, etc.

Bekkelagsbassenget:

BRA ble tatt i bruk i 1963 og dekket de østlige områdene av Oslo, som foruten boliger også har betydelig industrivirksomhet.

Det rensede avløpsvannet blir ført ut på dypt vann i Bekkelagsbassenget mens overløpsvann går ut i overflaten. I bassenget er det også betydelig havnevirksomhet, containerhavn og bilmottak. I en periode ble bilene avvokset i havneområdet.

Mellom Bekkelagsbassenget og Kongshavn ligger Sjursøya med sine tankanlegg. Herfra må det ha vært et betydelig oljesøl.

Bunnefjorden:

I Bunnefjorden har Ljanselva sitt utløp. Innenfor nedbørfeltet ligger Grønmo fyllplass som tidligere forurenset elva med sigevann. I dag føres sigevannet til BRA.

Ikke langt fra Ljanselvas utløp ligger Ljansbruket som tidligere var en betydelig forurensningskilde.

Vestfjorden:

Ettersom VEAS først ble tatt i bruk i 1983, må forurensningen av bunnsedimentene i Vestfjorden derfor tilskrives andre kilder, bl.a. industrivirksomhet langs Nesodlandet, oljetankanlegg, etc.

Frem til 1974 var Vestfjorden dumpeplass for kloakkslam fra rensaneanleggene i Oslo. Deretter ble slammet dumpet i Ytre Oslofjord ved Bolærne. I dårlig vær ble antagelig slam fortsatt dumpet i Vestfjorden.

VEDLEGG B

Undersøkelses- og analysemetoder

AVLØPSANLEGG OG OVERLØP

Hver prøvetakingsperiode varte 1 måned. Det ble tatt ut 4 vannmengdeproporsjonale månedsblandprøver i hvert prøvetakingspunkt. Analysemetodene fremgår av den følgende tabell B1 (Storhaug et al., 1993):

Tabell B1. Analysemetoder.

Laboratorium	Parameter	Prøvetype	Konservering	Deteksjons- grense	Metode
SI	PAH	Månedsbland- prøve	Syre	0.0 - 0.08 µg/l	SINTEF-SI Metode for PAH
FØ	Hg	Månedsbland- prøve	Syre	0.005 µg/l	For sink at. abs. etter NS4773. For kvikksølv egen forskrift etter NS4768 og sølvfelle- teknikk vha. grafittovn- teknikk etter NS4781
	Cd			0.2 µg/l	
	Pb			0.5 µg/l	
	Zn			5.0 µg/l	
	Cr			1.0 µg/l	
	Cu			1.0 µg/l	

VASSDRAG OG OVERVANN

Vassdrag - Beliggenhet av prøvetakingsstasjonene (OVA's målestasjoner):

Ljanselva: Innerst i Fiskvollbukta.

Loelva: Oppstrøms krysningen med Enebakkveien.

Akerselva: Ved Vestre Elvebakke.

Frognerelva: I innløpet til tunellen som går under Drammensveien og Sjølystveien ved Ingar Nilsens vei, nederst i Frognerparken.

Hoffselva: På Skøyen, like ovenfor der Lilleakerbanen krysser Hoffselva.

Mærradalsbekken: I Bestumstubben, like før elva går i kulverten under Drammensveien.

Lysakerelva: På damkrona (siste dam før utløp i fjorden) ved gamle Lysaker Kjemiske fabrikker.

Overvann

Prøvetakingen av overvann ble utført på Vestli og ved Vestbanen. Vestli er et boligområde med lite trafikk, mens Vestbanen er sterkt trafikkert. På Vestli går overvannet ut i en bekk. I bekken har OVA og NVE en målestasjon. Ved Vestbanen ble prøvene tatt fra et rør i en målekum i OVAs målestasjon. Overvannet herfra går direkte ut i indre Oslofjord.

OVAs PRØVETAKINGS- OG ANALYSEMETODER

Prøvetaking. Det ble tatt vannføringsproporsjonale prøver hver uke. Hvert år analyseres to av elvene (ett vassdrag byttes ut annethvert år) på tungmetallene kvikksølv, bly, krom, kadmium, kobber og sink.

Analysemetoder m.v.

Analysemetodene følger Norsk standard med tillempinger for automatisering av analysene.

I tabell B2 er det satt opp nedre grense (laveste verdi) som kan bestemmes ved de brukte metodene:

Tabell B2. Deteksjonsgrenser for tungmetaller.

	Enhet	Nedre grense	Metode
Kobber	mg Cu/l	0.01	AAS-F
Krom	mg Cr/l	0.03	AAS-F
Sink	mg Zn/l	0.01	AAS-F
Bly	µg Pb/l	1	AAS-G
Kadmium	µg Cd/l	0.1	AAS-G
Kvikksølv	µg Hg/l	0.05	AAS-GK

AAS-F=Atomabsorpsjon med flamme. AAS-G=Atomabsorpsjon med grafittovn. AAS-GK=Kaldampeteknikk.

Den totale usikkerhet i tallmaterialet vil i stor grad være avhengig av prøvetakingen og vannføringsmålingene. I de tilfeller hvor konsentrasjonen er lavere enn nedre grense er det satt < foran grenseverdien.

NIVAS PRØVETAKINGS- OG ANALYSEMETODER

Prøvetaking - metaller

Prøvene som NIVA har analysert, er tatt med automatiske prøvetakere, som ved hjelp av en magnetventil tok prøver proporsjonalt med vannføringen i elvene.

METALLER - ANALYSEMETODER

Flamme atomabsorpsjon

Denne metoden benyttes når metallkonsentrasjonene er så høye at de kan bestemmes direkte i flamme. Metoden gjelder bestemmelse av sink. Nedre grense for bestemmelsen er 0.01 mg/l med 0.011 mg/l som standardavvik.

Prinsipp: Prøver konservert med saltpetersyre, eventuelt tilsatt cesiumklorid (for kalium) eller lantanklorid (for kalsium), suges inn i en luft/acetylen - lystgass/acetylen flamme hvor elementene atomiseres. Som lyskilde benyttes en hulkatodelampe, der katoden inneholder det metallet som skal bestemmes, eller en "electodeless discharge lamp". Lampene avgir et linjespektrum som er spesifikt for lampen og det metallet som skal bestemmes. Når lyset passerer gjennom den atomiserte prøven, absorberes det selektivt av dette elementets atomer. Metallkonsentrasjonen bestemmes ved å jevnføre prøvens absorbanans med kjente kalibreringsløsningers absorbanans.

Atomabsorpsjon grafittovn

Denne metoden benyttes når metallkonsentrasjonene i løsningene er så lave at de ikke kan bestemmes ved atomisering i flamme uten oppkonsentrering. Atomisering i grafittovn omfatter bestemmelse av kadmium, krom, kobber, bly og sink.

Metoden brukes sammen med NIVAs bruksanvisning for Perkin-Elmer 2380/HGA-500. Eventuell behandling av prøvene er beskrevet i egne forskrifter. Tabell B3 angir nedre og øvre grense ($\mu\text{g/l}$) for bestemmelse av de enkelte metaller med grafittovn når det injiseres et prøvevolum på 20 μl direkte i grafittøret: (tallene i () angir standardavvik i $\mu\text{g/l}$).

Tabell B3. Deteksjonsgrenser for enkelte tungmetaller.

Metall	Nedre grense	Øvre grense	Metall	Nedre grense	Øvre grense
(1.1) Cd	0.1	5			
			Pb (1.5)	0.5	200
Cr	0.5	50			
(0.9) Cu	0.5	50			

Prinsipp: En passende mengde prøve (20 - 50 μl), konservert med saltpetersyre, overføres til et grafittør som oppvarmes elektrotermisk. Ved trinnvis økning av temperaturen etter et program tilpasset for hvert enkelt metall, gjennomføres tørking, foraskning og atomisering. Som lyskilde benyttes en hulkatodelampe, der katoden inneholder det metallet som skal bestemmes, eller en elektrodøls lampe (EDL). Lampene avgir et linjespektrum som er spesifikt for lampen og det metallet som skal bestemmes. Lyset absorberes selektivt av dette elementets atomer når det passerer gjennom den atomiserte prøven. Metallkonsentrasjonen bestemmes ved å jevnføre prøvens absorbanans med kjente kalibreringsløsningers absorbanans.

KVIKKSØLV, KALDDAMP ATOMABSORPSJON, GULLFELLE

Denne metoden anvendes til ferskvannsprøver som kommer til laboratoriet i flasker som er spesialvasket for bestemmelse av kvikksølv. Deteksjonsgrensen er 2.0 ng/l, mens høyeste konsentrasjon for direkte bestemmelser er 50 ng/l. Standardavviket er 1.4 ng/l.

Prinsipp: Prøven tilsettes tinn (II)klorid i surt miljø, slik at kvikksølvionene overføres til metallisk tilstand. Kvikksølv dampen drives av med helium som bæregass og føres gjennom en gullfelle hvor kvikksølv amalgamerer. Senere frigjøres kvikksølv igjen ved elektrotermisk oppvarming av

gullfellen. Bæregassen fører kvikksølvdamper gjennom en målecelle hvor signalet måles ved 253.7 nm ved kalddamp atomabsorpsjon.

PRØVETAKING - PAH OG PCB

Prøvene ble tatt som vannmengdeproporsjonale prøver hver uke. Prøvetakingsflaskene (10 ltr. Pyrex glassflasker) ble vasket/renset med krom - svovelsyre i 12 -2 4 timer (avhengig av hvor kontaminert glassflaskene var på forhånd). Deretter ble flaskene skylt 5 ganger med hhv. springvann/destillert vann. Deretter ble flaskene rensed med aceton og avdampet i avtrekk til løsemiddelet var fordampet. Flaskene ble så lufttørket. Til slutt ble flaskene glødet ved 550°C i 12 timer med aluminiumsfolie over glasstuten for å fjerne spor av PAH og PCB. Glasstuten ble så helt innpakket for å hindre kontaminering. Ved prøvetakingen ble flaskene fylt helt fulle og deretter lukket.

ANALYSEMETODE - PAH I VANN

Metoden benyttes for bestemmelse av PAH i vann og avløpsvann. Med 10 l prøve er deteksjonsgrensen 0.2 ng/l for den enkelte PAH med GC/MSD.

Prinsipp: Prøvene tilsettes indre standarder og ekstraheres med syklohexan. Ekstraktet gjennomgår ulike rensesprosesser for å fjerne forstyrrende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet med GC/FID eller GC/MSD. PAH identifiseres med FID ut fra retensjonstider og med MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekylioner. Kvantifisering utføres ved hjelp av de tilsatte indre standarder.

ANALYSEMETODE - PAH I SEDIMENTER

Metoden benyttes for bestemmelse av PAH i sedimenter. Deteksjonsgrensen avhenger av prøvemengden og er i praksis 0.2 µg/kg tørket materiale.

Prinsipp: Prøvene tilsettes indre standarder og PAH ekstraheres i Soxhlet med syklohexan. Ekstraktet gjennomgår så ulike rensesprosesser for å fjerne forstyrrende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet med GC/FID eller GC/MSD. PAH identifiseres med FID ut fra retensjonstider og med MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekylioner. Kvantifisering utføres ved hjelp av de tilsatte indre standarder.

ANALYSEMETODE -PCB

Metodene benyttes for bestemmelse av klororganiske komponenter i sedimenter og slam, renvann og avløpsvann, samt ulike typer av biologisk materiale fra det vandige miljø. Med klororganiske komponenter menes i denne sammenheng klorpesticider og polyklorete bifenylar (PCB).

Prinsipp: Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klor-organiske forbindelsene identifiseres ut fra de respektives retensjonstider på to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.

VEDLEGG C

GENERELL BESKRIVELSE AV VANNKVALITETEN I VASSDRAGENE OG NEDBØRFELTENE

LJANSELVA

Ljanselva drenerer store deler av Øst-Marka med kilder som Lutvann og Nøklevann. Herfra renner elva gjennom Skraperudtjern og Stensrudtjern. Den viktigste tilløpsbekken kommer fra Gjersrudtjern som også får vann fra Stensrudtjern.

Konduktiviteten er normalt høy. Dette kan skyldes utvasking av marin leire, samt avrenning fra Grønmo.

Suspendert stoff varierer, men er avhengig av erosjon fra bekkekanter, dyrket mark, etc.

Kildesporing:

Det er lite industri lokalisert i vassdraget, og eldre deponier er ikke registrert. Vassdraget har kloakktilførsler via overløp, samt tilførsler av overvann.

Grønmo avfallsdeponi forsøker å samle opp alt sigevann for deretter å overføre dette til kommunalt avløpsnett og videre til BRA. Det er 2 ledningssystemer, det ene er basert på gravitet, det andre på pumper med nødoverløp som trer i funksjon hvis vannmengdene overstiger 60 l/s. Overløpsvannet føres til Gjersrudtjern. Det er ikke kjent hvor ofte overløpet er i funksjon, men her kan det eventuelt ligge en potensiell forurensningskilde.

Avløpsvannet fra renseanlegget ved Klemmetsrud forbrenningsanlegg føres også inn på kommunalt nett og videre til BRA.

LOELVA

Loelva, også kalt Alna, er et av de største vassdragene i Oslo og har sitt utspring i Lillomarka og Groruddalen, samt fra Østensjøområdet. Elva har flere bekker, - de mest kjente er Fossumbekken, Trosterudbekken, Tvetenbekken og Østensjøbekken.

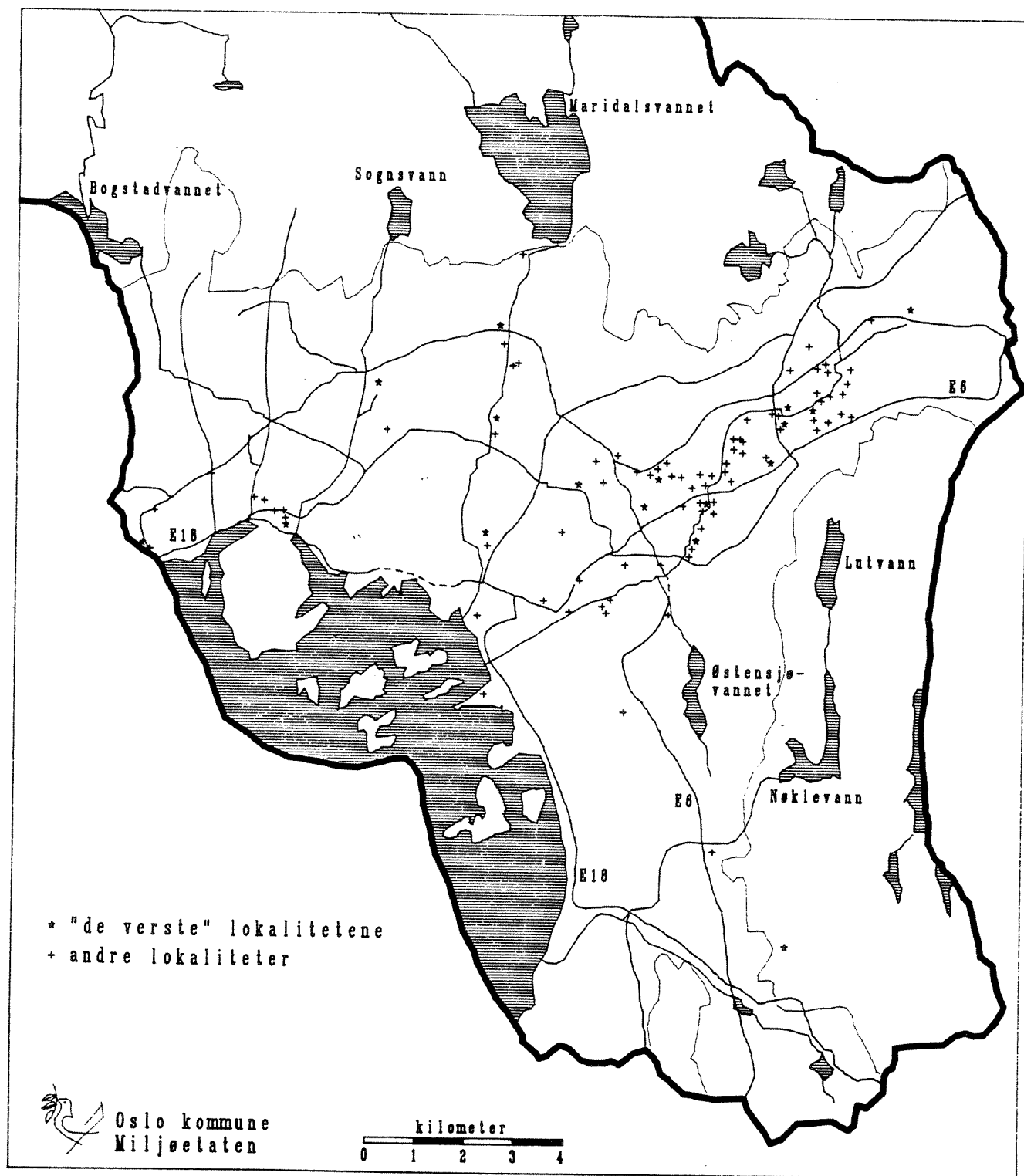
Konduktiviteten er høy, og dette skyldes utspyling fra gater og veier, dreneringsvann fra marin leire, samt avløpsvann. I forbindelse med flommer er konsentrasjonene av suspendert stoff høye, særlig i begynnelsen av flommene.

Kildesporing:

Groruddalen er kjent for sine mange eldre industrideponier og fyllplasser (Rasmussen et .al., 1992; Rosland, 1992) (figur C-1). Sigevann fra disse vil ha sitt naturlige tilsig til Loelva og dens sidebekker.

Loelva er relativt sterkt kloakkvannspåvirket som følge av overløp og eventuelle feilkoplinger og diffuse tilførsler. Loelva tilføres også overvann.

Det er ikke mulig på det nåværende tidspunkt å skille ut hvilke kilder som bidrar til forurensningene. Ifølge OVAs årsrapporter er det lite som tyder på at deponiene er spesielt forurensende. NIVAs undersøkelse kan heller ikke dokumentere dette.



Figur C-1. Deponier, bl.a. langs Loelva (Oslo Kommune, miljøetaten)..

AKERSELVA

Akerselva er Oslos største vassdrag og har sine utspring i Nordmarka. Fra Maridalsvannet renner elva gjennom bebyggede områder med til dels gammel industrilokalisering. Tidligere var elva sterkt forurensset, men i dag betraktes den som ren. Aktiviteten langs elva er imidlertid stor og en rekke uhell har ført til akuttutslipp.

Konduktiviteten varierer nedover i vassdraget og skyldes vesentlig overvann og overløpsvann. Konsentrasjonen av suspendert stoff varierer mye, men er gjennomgående lav. Partikkelmengden er stort sett uavhengig av vannføringen, men regnvær fører til en utskylning av partikulært materiale til vassdraget.

Kildesporing:

Akerselva regnes i dag som en av de reneste elver i Oslo. Fortsatt er det enkelte overløp som er i drift under regnvær.

Eldre industrideponier kan finnes, spesielt ved Spigerverket, men det er ikke dokumentert at de avgir forurensninger til Akerselva.

FROGNERELVA

Frognerelva er det tredje største vassdraget og har sitt utspring i Nordmarka, i området Sognsvann - Ullevålseter.

Sognsvannsbekken og Gaustadbekken renner sammen ved Frøen, heretter kalles vassdraget for Frognerelva. Den passerer Frognerparken for deretter å gå i kulvert ut i Frognerkilen.

Bekkene tilføres mye overvann og overløpsvann, samt diffuse tilførsler fra dårlig ledningsnett.

Konduktiviteten varierer noe, med de høyeste verdiene i mars i forbindelse med veisalting.

Konsentrasjonen av suspendert stoff varierer mye i forholdet til vannføringen. Det er en god del erosjon i nedbørfeltet og langs bekkene.

Kildesporing:

Spillvann fra OVA kan føres ut i Frognerelva som følge av avløpsledninger.

MÆRRADALSBEKKEN

Bekken har sine kilder i Voksenlia og ligger dermed innenfor byggegrensen. Avrenningen fra tette flater med mange overvannsledninger med utslipp til bekken, gjør at denne er relativt sterkt forurensset. Bekken har ingen innsjøer eller dammer, slik at vannføringen kan skifte meget raskt.

Konduktiviteten er høy hele året pga. av overvann fra tette flater, men også pga. tilførsler av spillvann.

Konsentrasjonen av suspendert stoff varierer sterkt i takt med vannføringen.

Det foreligger ingen målinger av miljøgifter og organiske mikroforurensninger.

Kildesporing:

Spillvann fra OVA kan føres ut i Mærradalsbekken som følge av tette avløpsledninger.

HOFFSELVA

Hoffselva har sine utspring i Holmenkollen, Vettakollen og Voksenåsen. Innenfor byggegrensen renner elva gjennom villabebyggelse og noen friarealer. Elva passerer en rekke dammer og mottar overløpsvann og overvann.

Konduktiviteten varierer lite over året, men veisalt i avrenning er registrert. Det er store variasjoner i suspendert stoff. Miljøgifter er ikke målt av OVA.

Kildesporing:

Spillvann fra OVA kan føres ut i Hoffselva.

LYSAKERELVA

Vassdraget er det nest største etter Akerselva, men har den høyeste vannføringen, da det ikke er så regulert som Akerselva. Målestasjonen ved Granfoss har siden 1990 ikke vært i drift, da eieren senket damkrona uten varsel.

Generelt kan man si at konduktiviteten er lav, og den er høyest i lavvannsperiodene, spesielt i mars pga. veisalting.

Konsentrasjonen av suspendert stoff er lav. Dette skyldes bl.a. Bogstadvannet hvor partikulært materiale sedimenteres.

Kildesporing:

Data fra OVAs målinger nederst i Lysakerelva kan tyde på at større utslipp av spillvann kan forekomme.

VEDLEGG D

**Oversikt over innhold av miljøgifter i produkter
og forskjellige miljøgiftkilder.**

(Ikke fullstendig korrigert for justerte opplysninger
mht. utslipp (Miljøverndepartementet, 1994))

Kvikksølv

Generelt

Innholdet av kvikksølv i forskjellige produkter i Norge for 1985 og 1990 fremgår av tabell D1 nedenfor (SFT, 1990).

Tabell D1. Innhold av kvikksølvprodukter (tonn).

Produkttype	1985	1990
Batterier og akkumulatører	3	0.4
Laboratoriekjemikalier	0.3	0.2
Lyskilder	0.16	0.16
Plantevernmidler	0.95	0.12
Tannfyllingsmaterialer	1.4	1.3
Termometre	2	0.75
Andre produkter	0.26	0.13
TOTALT I PRODUKTER	8.1	3.06

I henhold til SFT (SFT, 1990) var utslippene til vann i 1985 og 1990 på henholdsvis 2.4 tonn og 1.4 tonn, dvs. ca. 30% og 45% av totalt kvikksølvinnhold i produktene. Tabellen viser at forbruket av kvikksølv gikk ned fra 1985 til 1990 med vel 60%. Innholdet av kvikksølv for enkelte produkter vil ventelig gå ytterligere ned i løpet av få år, og forurensningene til vann vil gjøre det samme. I løpet av 1994 vil antagelig forurensninger fra kvikksølvinnholdet i tannfyllingsmateriale og i termometre avta betydelig.

Aktuelle kilder

Tannfyllingsmaterialer:

For 1990 utgjør tannfyllingsmaterialer målt i tonn kvikksølv ca. 40% av produkttypene. Rester av kvikksølv i tannfyllingsmaterialer skyldes ut i avløpsnettene hvor det over tid avgir kvikksølv som føres til avløpsrensningene. Antagelig utgjør dette ca. 10% av tannfyllingsmaterialet. Fra 1. april 1994 må samtlige tannlegekontorer ha installert rensepatroner for fjerning av kvikksølv. Teoretisk vil da ytterligere 1.3 tonn kvikksølv bli tatt hånd om.

Fordeler man tannfyllingsmaterialet jevnt på samtlige praktiserende tannleger i Norge, vil dette for indre Oslofjordregionen utgjøre ca. 325 kg pr. år, - tilsvarende ca. 30 kg kvikksølv til avløpsrensningene.

Øvrige produkter:

Mesteparten av produktene vil havne på kontrollerte fyllplasser eller i forbrenningsanlegg som har renseanlegg for filtervaskevann. Slammet fra renseanleggene ved forbrenningsanleggene blir for Oslo vedkommende deponert på Grønmo. Sivevann fra Grønmo og avløp fra renseanleggene for forbrenningsstasjonene har avløp til BRA. En vesentlig del av tungmetallene som mottas ved kloakkrensningene vil binde seg til slam.

Kadmium

Generelt

Kadmium inngår i en rekke stoffer og har flere anvendelsesområder.

Forbruket av kadmium på verdensbasis fremgår av tabell D2 (SFT, 1991). Med et verdensforbruk totalt på ca. 18.000 tonn/år fordelt på den industrialiserte verden, utgjør det spesifikke forbruket ca. 16 g Cd person/år. Tallene i parentes er beregnede verdier for forbruket til befolkningen som sokner til indre Oslofjord.

Tabell D2. Forbruk angitt i tonn av kadmium i industrialiserte land samt antatt forbruk for befolkningen rundt indre Oslofjord (parentes).

Anvendelse	1977 tonn Cd/år	1984 tonn Cd/år
Overflatebehandling	6.1*10 ⁶ (2.7)	4.5 *10 ⁶ (2.0)
Pigment	4.5*10 ⁶ (2.0)	4.0*10 ⁶ (1.8)
Stabilisator for plast	2.7*10 ⁶ (1.2)	3.0*10 ⁶ (1.4)
Batterier	2.7*10 ⁶ (1.2)	4.9*10 ⁶ (2.1)
Legeringer	1.4 *10 ⁶ (0.6)	1.3*10 ⁶ (0.6)
Andre anvendelser	0.6*10 ⁶ (0.8)	0.9*10 ⁶ (0.1)
SUM	18.0*10 ⁶ (8.5)	18.6*10 ⁶ (8.0)

Anvendelsen av kadmium er gått ned fra 1977 til 1984 for enkelte områder. For Norges del må man anta at kadmiumforbruket er gått ytterligere ned som følge av bl.a.:

- Forskrift om miljøskadelige batterier og akkumulatører trådte i kraft 1. august 1990.
- Sosialdepartementet har i forskrift av 11. mars 1975 gitt bestemmelser om maksimalgrenser for angivelse av tungmetaller som er beregnet på å komme i direkte kontakt med nærings- og nytelsesmidler
- Nye grenseverdier for innhold av kadmium i kloakkslam.

Aktuelle kilder

Metallisk kadmium:

Brukes hovedsaklig i nikkell-kadmium batterier, samt som korrosjonsbeskyttende metall i offeranoder.

Kadmiumforbindelser:

Som fargepigmenter i plast, samt for å stabilisere plastmaterialer mot varme og sollys.

Som forurensning i kunstgjødsel.

Bly

Generelt

Tilførsler av bly til vann på landsbasis for 1985 og 1990 er i følge SFTs Materialstrømsanalyse (SFT, 1992a) på henholdsvis ca. 917 tonn og ca. 46 tonn. Det har totalt sett vært en reduksjon på hele 95%. Fordelingen av bly på de enkelte bruksområder fremgår av tabell D3.

Det største forbruk av bly i dag er som metallisk bly, eventuelt i legeringer. Bly som tilsats til bensin har vært dominerende, men forbruket av blyholdig bensin har gått sterkt ned.

De viktigste bruksområder for bly er listet i tabell D3 hvor det fremgår at forbruket har blitt redusert med ca. 30% de siste 5 år.

Tabell D3. De viktigste bruksområder for bly for 1985 og 1990.

BRUKSOMRÅDE	MENGDER I 1985 absolutt t /år	MENGDER I 1990 absolutt t/år
Akkumulatorer	10 200	8 400
Verkstedsindustrien	3 461	2 246
Byggebransjen	2 314	1 235
Ammunisjon	868	869
Glass	445	292
Bensin	302	225
Seilbåtkjøler	1 416	357
Kabler	323	323 *
Loddetinn	117	111
Avbalanseringslodd	87	97
Gruver	81	79
Metallurgisk ind.	2	2
Fiskeredskaper	32	60
Maling/lakk	62	32
Plast	120	120 *
Kjemikalier	9	9
Karosseritinn	6	6
Offshore	100	100
Annen bruk	22	20
SUM	19 967	14 583

* På grunn av manglende informasjon er 1990-tallene også brukt for 1985.

Tabell D4. Tilførsler av bly til vann.

Bruksområder	Utslipp av bly til vann (tonn/1985)	Utslipp av bly til vann (tonn/1990)
Akkumulatorer	-	-
Ammunisjon	60	30
Glass	-	-
Bensin	-	-
Loddetinn	-	-
Gruver	0.4	0.4
Metalurg. ind.	856	15
Maling/lakk	-	-
Plast	-	-
Annen bruk	1	0.4
SUM	917	46

Når det gjelder det totale utslipp til luft, jord og deponi var tilførslene på henholdsvis 350 tonn, 1.669 tonn og 1.295 tonn for 1985 og på 239 tonn, 1.197 tonn og 5.569 tonn i 1990.

Beregninger tabell D3 viser at blyforbruket vil gå ned med 86% fra 1985 til 1995, forutsatt at man får gjennomført tiltak for bensin, akkumulatorer og ammunisjon. Uten tiltakene vil reduksjonen være på vel 50%.

Aktuelle kilder

Jord og bergarter:

Blyinnholdet i jord varierer sterkt, men 2 - 200 mg/kg regnes som normalt.

Vann:

En undersøkelse foretatt i 1988 (Storhaug et al., 1993) viste en gjennomsnittlig verdi på 0.9 µg/l i innsjøer i Sør-Norge.

Atmosfære og nedbør:

Blymengden skyldes hovedsaklig utslipp fra biler, og innholdet vil derfor variere med trafikkbelastningen og med de klimatiske forholdene. Utenfor tettsteder ligger gjennomsnittet for Norge på ca. 0.05 µg/m³/år.

Undersøkelser (Storhaug et al., 1993) viser at det er bidraget fra atmosfærisk langtransport som dominerer nedfallsmønsteret.

Akkumulatorer:

Blyakkumulatoren inneholder ca. 36% bly og 34% blyoksid/blyulfat. En tilfeldig deponering av batterier er klart det største bidraget til blyforurensning av vann.

Ca. halvparten av blyet i en akkumulator foreligger som løselig bly. Antar man at 50% av akkumulatorene blir samlet inn etter bruk og sendt til gjenvinning, og at 25% blir deponert på kontrollerte fyllinger, vil det resterende utgjøre 1.050 tonn bly som over tid vil lekke ut til vann.

Bly som metall:

Det største bruksområdet for bly er bly som metall. Metallisk bly eller rent bly inneholder >99% mens blylegeringer har et innhold >50%.

Bly er et korrosjonshindrende metall, men det benyttes også på grunn av sin tyngde og som sammenføyningsmiddel.

Verkstedindustrien er en storforbruker av bly. Blyavfall blir gjerne solgt til skraphandlere og smeltet om, men en del vil havne på kontrollerte og ukontrollerte fyllinger.

Byggebransjen bruker blyprodukter til takteking, blyprosperer til vinduer, sammenføyningsmidler og i spesielle tilfeller som isolasjon mot røntgenstråler. En del blyholdig bygningsavfall vil havne på fyllplasser og sakte gå i oppløsning.

Galvanoindustrien benytter bly/tinn anoder som krombadanoder.

Krom

Generelt

Krom inngår i en rekke kjemiske forbindelser, dels i naturlig form, dels fremstilt for industriell bruk. I kjemiske forbindelser foreligger krom i treverdig (Cr(III)) eller seksverdig (Cr(VI)) form.

Metallisk krom finnes i ulike stållegeringer og er tilsatt for å gi stålet spesielle bruksegenskaper, f.eks. hardhet, bestandighet mot korrosjon, etc.

På grunn av sin hardhet, slitestyrke, korrosjons-bestandighet og glans, benyttes krom som overflatebelegg på en rekke metallprodukter.

Det finnes ulike påføringsmetoder, elektrolytiske prosesser eller termisk sprøyting, og sluttresultatet er et beskyttende lag av metallisk krom på overflaten.

Kromforbindelser er også benyttet som pigment og fargegiver i maling, lakk, plast, glass og keramiske glasurer. Krom benyttes bl.a. ved skinngarving, tekstilfarging, treimpregnering og katalysatorer, samt i sement.

I ulike bergarter varierer krommengden fra 300 til 1.800 mg/kg med en beregnet middelkonsentrasjon i jordskorpen på ca. 300 mg/kg.

Kartlegging av kilder

Tilførsler av krom til vannforekomster skjer dels som utvasking av naturlig krom, dels som langtransportert forurensning, samt utslipp fra industri, avfallsdeponier, husholdninger, m.v. Utvaskingen øker ved sur nedbør.

Krom (VI) i løst fraksjon dominerer både i ferskvann og saltvann. Ved nærvær av organisk materiale reduseres krom (VI) til krom (III). Avløpsvann har derfor et lavt innhold av krom (VI).

Utslipp til vann og deponering utgjør de vanligste forurensningskilder. I forkrommings- og kromateringsprosesser skylles produktene i flere vann mellom badene. Rensing er påbudt. I renseprosesser reduseres krom (VI) til krom (III), som deretter felles som hydroksid. Avløpet føres videre til kommunalt nett eller som direkte utslipp.

Materialstrømmen av krom i tilknytning til overflatebehandling fremgår av tabell D5 (SFT, 1992b).

Tabell D5. Materialstrøm.

År	Forbruk t Cr(VI)	Utslipp til vann, t Cr(III)	Avfall tonn
1990	18	0.2	3 000 slam
1985	>18	> 0.2	<3 000

Kobber

Generelt

I elektrisk utrustning, galvaniserte produkter, samt rør er metallisk kobber en viktig forbindelse. Det anvendes også i impregnerings- og begroingshindrende midler. Kobber finnes også i kunstgjødsel, i drikkevann som har passert rørledninger av kobber og i kloakkslam.

I følge SFT (1992c) er det årlige forbruk på ca. 537 tonn Cu/år. Forbruket i relasjon til produkttyper er vist i tabell D6.

Tabell D6. Forbruk i tonn av kobber i produkter 1990.

Produkttype	Forbruk tonn Cu/år
Treimpregnering	178
Notimpregnering	125
Bunnstoff	110
Kunstgjødsel	79
Kloakkslam	27
Boreslam	10
Fungicid	5
Maling og Beis	3
SUM	537

Forbud mot bruk av tinnorganiske forbindelser i impregneringsmidler har ført til en økning av kobber i impregnerings- og begroingshindrende midler med 135 tonn. For de øvrige produkter har reduksjonen vært på ca. 7 tonn.

Kartlegging av kilder

Utslipp av kobberforbindelser i resipienter er beregnet av SFT og gjengitt i tabell D7.

Tabell D7. Beregnet utslipp av kobberforbindelser 1990.

Primærresipient	Kilder	Tonn Cu/år	SUM
Jord inkl. deponier	Kom. avfall	5 000 a)	5 129
	Kunstgjødning	79	
	Kloakkslam	27	
	Industri	8	
	Fungicider	5	
	Spesialavfall	< 10	
Vann	Notimpregnering	125 b)	477
	Bergverk		
	Bunnstoff	121 c)	
	Industri	110	
	Kom. avløp	66 c)	
	Offshore	45	
		10	
Luft	Industri	5	5.1
	Avfallsforbr.	0.1	
SUM	-	-	5611

a) Mengden er basert på anslag, men deler av dette kan være metallisk.

b) Salgstall oppgitt av SFT.

c) Ifølge SFT var utslipp av kobber til vann fra bergverk og industri tilsammen 163 tonn i 1990.

Tilførsler av kobber til renseanleggene skyldes tæring på armatur og rør. Med en pH-justering vil innhold av kobber gå ned.

Sink

Generelt

Sink brukes i en rekke produkter, legeringer og som belegg på jern og i offeranoder.

Aktuelle kilder

Hovedkilden er offeranoder (England, 1992).

PAH

Generelt

PAH inngår i en rekke produkter. Fra 1985 til 1992 ble PAH innholdet i produkter redusert fra 1.375 til 998 tonn (Miljødepartementet 1994)

Aktuelle kilder

Aluminiumsverk, metallurgisk industri, asfalt, vedfyring, kreosotolje og diverse transportmidler.

PCB**Generelt**

PCB har vært brukt siden 1929-30. PCB brukes i transformatorolje, kondensatorer, i hydrauliske oljer, smørolje og flammeretardanter. Som mykgjører har også PCB vært benyttet i plast og maling. Andre eksempler er i fugemasse, betongbelegg, støpevoks og selvkopierende papir m.m.

Aktuelle kilder

En god del av belastningen i naturen skyldes fordamping ved forbrenning av PCB-holdig avfall. Øvrige kilder er fra deponier og andre steder hvor PCB-holdig materiale oppbevares eller blir brukt. Innhold i produkter ble redusert fra 440 tonn i 1985 til 13,9 tonn i 1992 (Miljødepartementet, 1994).

NIVA



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås, 0411 Oslo

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

ISBN 82-577-2807-1