

NIVA



RAPPORT LNR 4552-2002

**Miljøgifter i
bunnsedimentene utenfor
FINAs tankanlegg på
Lysaker i Oslofjorden**

April 2002

Hovedkontor

Postboks 173, Kjelsås
0411 Oslo
Telefon (47) 22 18 51 00
Telefax (47) 22 18 52 00
Internet: www.niva.no

Sørlandsavdelingen

Televeien 3
4879 Grimstad
Telefon (47) 37 29 50 55
Telefax (47) 37 04 45 13

Østlandsavdelingen

Sandvikaveien 41
2312 Ottestad
Telefon (47) 62 57 64 00
Telefax (47) 62 57 66 53

Vestlandsavdelingen

Nordnesboder 5
5005 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-niva

9296 Tromsø
Telefon (47) 77 75 03 00
Telefax (47) 77 75 03 01

Tittel Miljøgifter i bunnsedimenter utenfor FINAs tankanlegg på Lysaker i Oslofjorden. April 2002	Løpenr. (for bestilling) 4552-2002	Dato 26.06.02
	Prosjektnr. O-21305	Sider Pris 35
Forfatter(e) Aud Helland	Fagområde Miljøgifter marin	Distribusjon Åpen
	Geografisk område Oslo	Trykket NIVA

Oppdragsgiver(e) Norges Geotekniske Institutt (NGI)	Oppdragsreferanse Tor Løken
--	--------------------------------

Sammendrag

Sedimentene utenfor FINAs tankanlegg ved utløpet av Lysakerelva i Oslofjorden er moderat til markert forurenset av metaller (Pb, Zn, Cd, Cu og Hg), polyaromatiske hydrokarboner (PAH) og polyklorerte bifenyler (PCB). Sedimentene var fra markert til sterkt forurenset av benzo(a)pyren. Innholdet av olje (total mengde hydrokarboner) var meget høyt, mer enn 5000 mg olje / kg tørt sediment på en av stasjonene. De høyeste konsentrasjonene ble registrert utenfor den sørligste enden av kaia. Landkontur, dybdeforhold og sedimentkvalitet tyder på at dette høy-konsentrasjonsområdet representerer et akkumulasjonsområde. Forekomst av algematter (*Beggiatoa sp.*) på sedimentoverflaten indikerer også at dette sørlige området ikke er utsatt for oppvirvling fra elva eller båttrafikk. Oljen i høy-konsentrasjonsområdet var mindre nedbrutt enn oljen i sedimentene lenger fra land, hvilket sannsynliggjør at forekomsten nær land skyldes utslipp fra FINA, mens det ikke kan utelukkes at den mer nedbrutte oljen i dypområdet (forlengengelse av elvas dypål) er fra flere kilder i området. Høy-konsentrasjonsområdet var også markert til sterkt forurenset av benzo(a)pyren. Den høye konsentrasjon av forbrenningsrelatert PAH støtter opp om at dette er et sedimentasjonsområde som mottar forurensning fra omkringliggende områder. En tildekking av sedimentene i høy-konsentrasjonsområdet med rene masser vil hindre en eventuell spredning av forurensningen.

Fire norske emneord	Fire engelske emneord
1. Marine sedimenter	1. Marine sediments
2. Miljøgifter	2. Micro pollutants
3. Olje	3. Oil
4. Oslofjorden	4. Oslofjord


Aud Helland
Prosjektleder


Kristoffer Næs
Forskningsleder


for Jens Skjø
Forskningsdirektør

Miljøgifter i bunnsedimentene utenfor FINAs
tankanlegg på Lysaker i Oslofjorden

April 2002

Forord

NIVA er underleverandør til Norges Geotekniske Institutt (NGI) av undersøkelser i sjøen utenfor FINAs tankanlegg på Lysaker. NGI har foretatt grunnundersøkelser på land, hvor oljeforurensning ble påvist. Arbeidet med opprydding av dette er i gang.

Undersøkelsene i sjøen skal avklare hvorvidt forurensningen fra land også har spredt seg til sjøen, samt danne grunnlag for vurdering av eventuelle tiltak.

Kontaktperson i FINA har vært Gunnar Lunne og i NGI Tor Løken. Ved NIVA har Torgeir Bakke vært med på innsamling av bunnsedimenter.

NIVAs laboratorium har vært ansvarlig for alle kjemiske analyser.

Oslo, 26.06.02

Aud Helland

Innhold

Sammendrag	5
Summary	6
1. Bakgrunn	7
1.1 Målsetting	7
2. Materiale og metode	8
3. Resultater	9
4. Diskusjon	12
4.1 Avgrensning av området	13
4.2 Miljøgevinst	14
4.3 Overvåking	16
5. Referanser	17
Vedlegg A.	18
Vedlegg B. Forkortelser / Abbreviations	31

Sammendrag

NIVA har på oppdrag for Norges geotekniske institutt (NGI) utført sedimentundersøkelser utenfor FINAs tankanlegg ved utløpet av Lysakerelva i Oslofjorden. Foreliggende undersøkelser er en oppfølging av en tidligere undersøkelser, oktober 2001.

Målet med undersøkelsene var å klarlegge forurensningsnivået av metaller, PAH, PCB samt olje i bunnsedimentene. En ønsket å spore eventuelle geografiske konsentrasjonsgradienter og om mulig avgense influensområdet med konsentrasjoner > 1000 mg olje / kg tørt sediment.

Overflatesedimentene (0-5 cm) var markert forurenset av Cd, Cu og Hg, og moderat forurenset av Pb og Zn. Sedimentene var moderat til markert forurenset av PAH og PCB. Innholdet av olje var svært høyt i den sørlige enden av kaiområdet (>5000 mg/kg) med avtagende konsentrasjoner videre sørover og utover mot elvas dypål. Det ble registrert markert til sterk benzo(a)pyren-forurensning i området med de høyeste konsentrasjonene av olje.

I området med de høyeste konsentrasjonene var oljen mindre nedbrutt enn i sedimentene perifert i undersøkelsesområdet. Oljen i den sørlige enden av kaia kan tilskrives utslipp fra FINAs tankanlegg. Oljen i dypålen kan ha flere kilder. Sedimentene med de høyeste konsentrasjonene er et akkumulasjonsområde med liten eller ingen erosjon. Det er lite sannsynlig at disse sedimentene i fremtiden vil bli utsatt for oppvirvling fra propellbruk eller utstrømmende vann fra Lysakerelva. Området er regulert til bolig og foretningsformål, dette betyr at anløp av store båter blir mindre enn det var tidligere. Ved å dekke til området med de høyeste konsentrasjonene med rene masser, hindres spredning av forurensningene.

Summary

Title: Micropollutants in sediments from Lysaker in the Oslofjord, outside the FINA Petroleum storage facility.

Year: 2002

Author: Aud Helland

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-4207-4

NIVA has on behalf of the Norwegian Geotechnical Institute (NGI) performed sediment investigations in the Oslofjord at Lysaker, outside the FINA Petroleum storage facility. These investigations are a continuation of earlier investigations done in October 2001.

The aim of the study was to map the pollution level of metals, PAHs, PCBs and oil in the sediments. The goal was to track possible geographical concentration gradients and if possible define the influence area with concentrations > 1000 mg oil / kg dry sediment.

The investigations have shown that the surface sediments (0-5 cm) were markedly polluted by Cd, Cu and Hg, and moderately polluted by Pb and Zn. The sediments were moderately to markedly polluted by PAH and PCB. The concentrations of oil were very high in the southern part of the pier area (>5000 mg/kg), with decreasing concentrations further south and east, out to the river trench. The area with high concentrations of oil also had high concentrations of benzo(a)pyrene.

The oil close to the pier was less degraded compared to the oil in the more peripheral areas. The less degraded oil may be ascribed to the storage facility, while the more degraded oil in the trench can come from different sources (industry and or polluted landfills) in the area. The sediments with the highest concentrations represent an accumulation area with only little or no erosion. It is not likely that these sediments will be exposed to resuspension from boat propellers or outflowing water from the Lysaker River. The area is regulated for housing and business purposes, which implies that large boats no longer will call at the quay. By capping the most polluted area with unpolluted sand and gravel, spreading of pollutants will no longer occur.

1. Bakgrunn

Foreliggende rapport er en oppfølging av undersøkelsene NIVA utførte for FINA i oktober 2001 (Fase 1) (Notat av 28.11.01, 0)

Fase 1 viste at sedimentene utenfor FINAs tankanlegg ved Lysaker var meget sterkt forurenset av olje og moderat til markert forurenset av metaller (klasse II til III). Forurensning ble påvist fra kaiene ned til 17 m dyp. Tankanleggene til FINA har vært lagerplass for bensin og fyringsolje. Første del av undersøkelsene (Fase 1) omfattet derfor primært analyser av olje og Pb i sedimentene utenfor kaiene. Pb ble brukt som tilsetningsstoff i bensin til midten av 1980årene.

Etter et møte den 11.04.02 med Fylkesmannen i Oslo og Akershus om tildekking av bunnsedimentene utenfor FINAs tankanlegg kom det fram et ønske om en utvidet geografisk undersøkelse av sedimentene med analyser av flere forurensningsparametere (fase 2). Det ble derfor besluttet å utføre supplerende prøvetaking med analyser av PCB, PAH og Hg foruten olje, samt Pb, Cu, Cd og Zn.

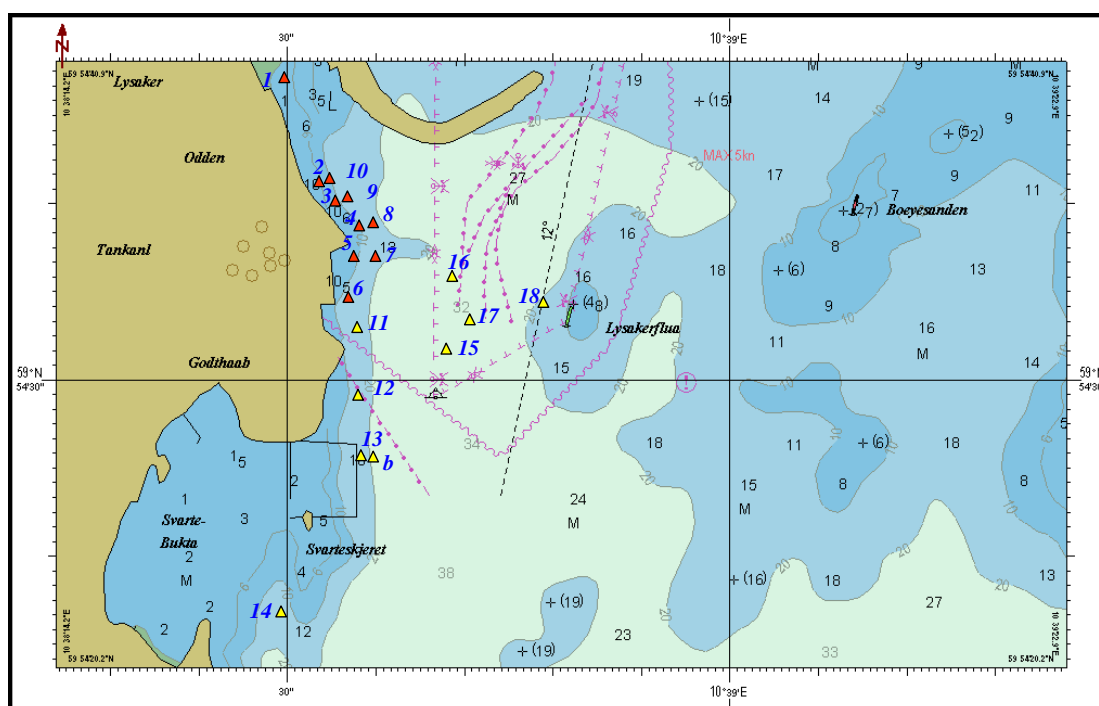
1.1 Målsetting

Målet med foreliggende undersøkelser var en utvidet kartlegging av forurensningsnivået i sedimentene fra kaiområdet og utover mot dypere vann. En ønsket å spore eventuelle geografiske konsentrasjonsgradienter og om mulig avgrense influensområdet med konsentrasjoner > 1000 mg olje / kg sediment. I tillegg ønsket en å klarlegge forurensningsnivået av polyaromatiske hydrokarboner (PAH), polyklorerte bifenyler (PCB) og metaller i sedimentene

2. Materiale og metode

Prøvetaking av bunnsedimenter ble foretatt ved hjelp av grabb, den 25.04.02. Det ble tatt prøver fra 8 stasjoner (**Figur 1, Tabell 1**). I figur 1 er stasjoner fra fase 1 også angitt.

De øvre 0-5 cm av 5 av prøvene (**Tabell 1**) ble analysert for tørrstoffinnhold (TTS), andel sediment med kornstørrelse < 63 μ m (Korn), olje (THC-GC), sink (Zn), kobber (Cu), kadmium (Cd), bly, (Pb), kvikksølv (Hg), total organisk karbon (TOC), total nitrogen (TN), polyklorete bifenyler (PCB) og polyaromatiske hydrokarboner (PAH). Alle analyser er utført ved NIVAs laboratorium, analysemetoder er gitt i 0



Figur 1. Posisjoner for sedimentprøvetaking utenfor FINAs tankanlegg på Lysaker. Røde trekkanter er prøver fra fase 1 (28.11.01) og gule trekkanter er fra foreliggende undersøkelser (25.04.02).

Tabell 1. Stasjon- og sedimentbeskrivelse fra 18 stasjoner utenfor FINAs tankanlegg ved Lysaker. Gråmerkede stasjoner er fra fase 1, notat av 28.11.02. Øvrige stasjoner er fra prøvetaking 25.04.02. Sedimentene fra stasjonene merket * ble analysert for miljøgifter.

Stasjon	Vanndyp	Visuell beskrivelse
1*	4,2	Brun oksisk overflate, sandig svart mudder med flis, H ₂ S lukt
2	3	Brun oksisk overflate, grov sand og grus, grå, blåskjell
3	6	Sandig svart mudder, mye flis, skall av blåskjell, levende nettsnegl, H ₂ S lukt
4*	10	<i>Begiattoa</i> sp. i overflaten, relativt finkornet svart, organisk rik, plastisk, H ₂ S lukt
5	10	<i>Begiattoa</i> sp. i overflaten, finkornet svart, organisk rik, "soft is" konsistens, oljeskimmer, noe H ₂ S lukt
6*	13	Som stasjon 5 uten <i>Begiattoa</i> sp., noe fastere mot bunn av grabben (15-20 cm), mer oljeskimmer
7*	17	Som stasjon 6
8*	12	Ikke full grabb, brun oksisk overflate, organisk rik svart mudder, mye løv, blader
9	7,5	Øvre 3 cm grov sagflis, deretter sandig mudder med endel flis
10	7	Grov sagflis, kutt, stein, grus og sand, skjellrester
11*	12	Brunsvart organisk mudder, børstemark, H ₂ S lukt ved 5-6 cm svart, noe lukt av olje
12*	13	Som stasjon 11
13	16	Ingen prøve, stein og grå fast leire, fyllmasse?
13b*	17,5	Øvre 3 cm som stasjon 11 og 12, deretter grå, sandig leire.
14	16	Brun til oliven overflate, børstemark, mindre organisk materiale enn tidligere stasjoner, ingen lukt, ser "frisk ut"
15*	30	Svart organisk løst mudder, lukter H ₂ S, oljeskimmer.
16*	27	Som stasjon 15, overgang til grå leire ved 6-7 cm.
17	32	Som stasjon 15, også her antydning til overgang til grå leire ved 6-7 cm
18	17	Som stasjon 15

3. Resultater

Stasjonene i fase 2 lå generelt dypere enn stasjonene i fase 1. Dette gjenspeiles i mer finkornete sedimenter med noe høyere vann- og organisk-innhold (**Tabell 2**). Til forskjell fra stasjonene i fase 1 ble det ikke observert rester av kvist og blader fra elva, blågrønnalgen *Begiattoa* sp. ble heller ikke observert. En forekomst av slike alger er tegn på oksygenmangel i sedimentene.

Sedimentene var markert forurenset av Cd, Cu og Hg, og moderat forurenset av Pb og Zn. Nivåene var de samme som ved undersøkelsene i fase 1. Innholdet av Hg var høyest på de dypeste stasjonene.

Sedimentene var moderat til markert forurenset av PCB (**Tabell 3**). To stasjoner var markert forurenset, den ene av dem var fra fase 1 (stasjon 7). Nivåene er som forventet i denne delen av fjorden og heller lavere enn eksempelvis i Bjørvika (Konieczny 1994). Tilsvarende forurensningsnivå ble registrert for PAH (**Tabell 4**).

Innholdet av potensielt kreftfremkallende PAH (KPAH) var relativt høyt og tyder på PAH generert ved forbrenning. Konsentrasjonen av benzo(a)pyren (BAP) var også høy (klasse III til IV).

Tabell 2. Klassifisering av sedimenter i hht. SFTs miljøkvalitetskriterier (Molvær et al. 1997). Fargekodene indikerer forurensningsgradene moderat, markert, sterkt, meget sterkt. Forklaring på forkortelser er gitt i punkt 2. Materiale og metode

	TTS/ %	Vann- innhold %	Korn <63µm %	TN µg/mg	TOC µg/mg	Cd µg/g	Cu µg/g	Hg µg/g	Pb µg/g	Zn µg/g
St. 1	53,1	46,9	13	<1,0	28,4	2,69	230		53,1	1120
St. 4	35,9	64,1	28	<1,0	82,5	1,81	222		86,9	651
St. 6	18,6	81,4	48	<1,0	104	1,51	254	1,82	83,2	467
St. 7	24	76,0	45	<1,0	80,0	1,56	216	1,54	92,7	455
St. 8	37,3	62,7	38	<1,0	83,4	1,34	151		68,8	416
St. 11	27,0	73,0	59	5	101	1,9	299	1,98	139	574
St.12	28,2	71,8	58	4,7	94,4	1,8	254	1,9	130	486
St. 13b	22,4	77,6	74	5,4	115	1,4	257	1,44	83,9	440
St. 15	15,7	84,3	84	5,2	88,7	1,4	205	2,92	89,4	353
St. 16	15,9	84,1	81	5	79,9	1,2	184	2,85	78,3	359

St. 1-8 er resultater fra Fase 1.

Under fase 1 var det spesielt innholdet av olje som var høyt i sedimentene og da særlig på stasjon 6 og 7 hvor det ble målt opp til 5000 mg olje / kg sediment (tørr vekt) (Figur 1). Ved foreliggende undersøkelse ble det også registrert meget sterk forurensning av olje, fra like under 2000 til over 3000 mg olje / kg sediment. Konsentrasjonene sankt med økende dyp og økende avstand fra kaiområdet. Det ble målt noe høyere konsentrasjon på stasjon 13b enn stasjon 12, selv om stasjon 13b ligger lenger vekk fra konsentrasjons-maksimum, stasjon 6. Kromatogrammene fra analysen viste at oljen på stasjon 6 og 7 var mindre nedbrutt sammenlignet med oljen i sedimentene lenger ut på dypere vann.

Tabell 3. Klassifisering av sedimenter i hht. SFTs miljøkvalitetskriterier for PCB (Molvær et al. 1997). Fargekodene indikerer forurensningsgradene moderat, markert, sterkt, meget sterkt. (Konsentrasjoner i µg/kg tørrvekt, forkortelser er gitt i Vedlegg B.).

	CB28	CB52	CB101	CB118	CB153	CB138	CB180	Sum Seven Dutch	THC *
St. 1	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	567
St. 4	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	2230
St. 6	1,3	2	3,4	3,3	i	6	4,8	20,8	5680
St. 7	1,8	2,7	3,9	4,5	9,5	6,7	9,2	38,3	4790
St. 8	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	3560
St. 11	1,2	1,5	2,9	3,3	i	4,4	4,4	17,7	3160
St.12	1,6	2	3,9	4,2	i	5,4	3,5	20,6	2140
St. 13b	1	<1,0	2,4	2,3	i	3,6	2,4	11,7	3420
St. 15	1,8	1,9	4	4,4	6,6	7,6	3,3	29,6	1805
St. 16	1,4	2,5	3,2	3,3	4,7	4,9	3,4	23,4	1720

i.a. ikke analysert

i. interferens, ikke mulig å identifisere

* THC inngår ikke i SFTs klassifiseringsystem, De røde markeringene er flere 100 ganger høyere enn i diffust belastede områder, og kan karakteriseres som meget sterkt forurenset.

Tabell 4. Klassifisering av sedimenter forurenset av PAH i hht. SFTs miljøkvalitetskriterier (Molvær et al. 1997). Fargekodene indikerer forurensningsgradene moderat, markert, sterkt, meget sterkt. (Konsentrasjoner i µg/kg tørrvekt). (Forklaring til forkortelser er gitt i Vedlegg B.).

	NAP	ACNLE	ACNE	FLE	PA	ANT	FLU	PYR	BAA	CHRTR	BBF	BKF	BAP	ICDP	DBA3A	BGHIP	Sum PAH	Sum KPAH	Sum NPD
St. 1																			
St. 4																			
St. 6	54	23	71	106	229	131	740	721	323	340	287	285	244	183	102	218	3772	852	283
St. 7	67	14	82	77	174	90	569	498	250	255	243	229	350	136	37	179	3021	773	241
St. 8																			
St. 11	17	9,4	19	30	57	39	211	206	102	97	88	54	153	48	8,1	63	1148	311,1	74
St.12	21	5,6	50	86	240	142	415	347	169	140	112	123	224	67	m	69	2088	460	261
St. 13b	13	9,7	23	27	69	35	178	170	68	69	49	50	86	28	6,5	35	866	188,5	82
St. 15	19	7,2	39	43	57	25	122	111	41	44	70	68	51	17	4,9	23	674	113,9	76
St. 16	51	4,3	43	39	79	22	170	144	46	61	47	48	65	24	5,4	29	830	140,4	130

4. Diskusjon

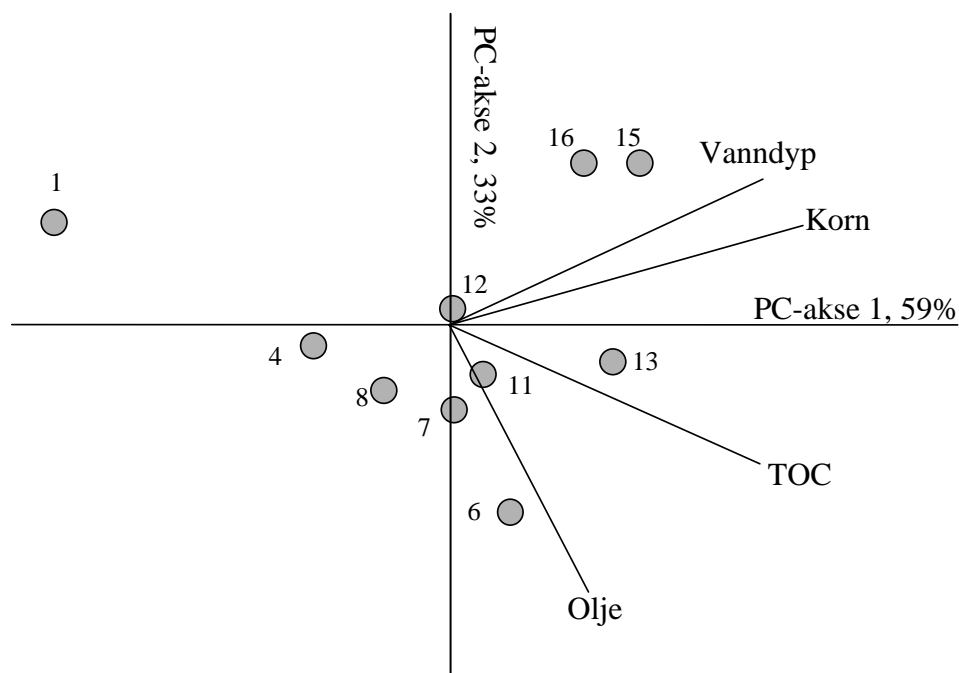
Hovedmålet med foreliggende undersøkelser var om mulig å avgrense området med oljekonsentrasjoner i sedimentene $> 1000 \text{ mg / kg}$ tørt sediment. Grensen på 1000 mg / kg sediment ble valgt ut i fra at dette representerer en overkonsentrasjon på mer enn 100 ganger i forhold til diffust belastede områder. Bakgrunnskonsentrasjon av olje i kystnære marine sedimenter regnes å ligge mellom 2 og 5 mg THC kg^{-1} (t.v.) (Bakke et al. 1990). Olje inngår imidlertid ikke i SFTs miljøkvalitetskriterier for fjorder og kystvann (Molvær et al. 1997). Olje regnes heller ikke som en miljøgift, da den er nedbrytbar og ikke oppkonsentreres i næringskjeden.

Tidligere undersøkelser i Oslofjorden har vist at konsentrasjonen av olje (uttrykt som THC = totalt hydrokarboninnhold) i bunnsedimentene utenfor nedlagte oljeinstallasjoner er ca. $50 - 60 \text{ X}$ ganger over bakgrunn, mens det utenfor anlegg som er i drift er $> 100 \text{ X}$ over bakgrunn (Konieczny 1994). Basert på undersøkelser fra Sørlandskysten kan en i småbåthavnene forvente et innhold av olje fra ca 1000 til $5000 \text{ mg olje / kg sediment}$ (Næs, 2002). Utenfor Fornebulandet er det registrert konsentrasjoner fra 230 til $2500 \text{ mg / kg sediment}$ (Jensen et al. 2000). Forurensningsnivået av PCB og PAH i bunnsedimentene i fjorden tilsvarende klasse II til V, fra ubetydelig til meget sterkt. Oslofjorden er et av 13 kystområder i Norge som har kostholdsråd på inntak av sjømat (PCB i torskelever). Innholdet av Pb i fjordsedimentene er fra 100 til $300 \text{ mg Pb kg}^{-1}$ (t.v.) (klasse III) (Konieczny 1994). Innholdet av kvikksølv er også meget høyt i enkelte områder.

Utenfor FINAs anlegg ble det ved foreliggende undersøkelser ikke påvist konsentrasjoner lavere enn $1700 \text{ mg olje / kg sediment}$, følgelig greide en ikke å avgrense området sørover med dette stasjonsnettet. Miljøgifter er gjerne assosiert med finfraksjonen i sedimentene og eller organisk materiale. En "prinsipalkomponent-analyse" (PCA) (**Figur 2**) indikerer at oljeinnholdet i sedimentene er signifikant positivt korrelert med totalt organisk karbon, men ikke med kornstørrelse. En prinsipal komponent-analyse er en matematisk teknikk hvor et større antall variable (her olje, vanddyp, kornstørrelse, TOC og olje) kan analyseres samtidig over et større antall prøver. Analysen illustrerer hvilke prøver som ligner hverandre med hensyn på de ulike variablene og hvilke som er forskjellige. Samtidig gir analysen en fremstilling av hvordan variablene korrelerer med hverandre og hvordan de er fordelt over prøvene. I plott fra analysene er prøvene illustrert ved punkter mens variablene er vist ved vektorer. Nærliggende prøvepunkter viser prøver som har mest til felles. Komponentvektorer som peker i samme retning viser korrelerte forbindelser, mens vektorer som danner en vinkel på 90 grader er ikke korrelert. Analysen er basert på totalkonsentrasjoner (reell tallverdi for vanddyp). Korrelasjonen mellom oljeinnholdet og total organisk karbon ble verifisert med en korrelasjonsanalyse ($\text{olje} = -442 + 39 * \text{TOC}$, $p = 0.0704$, $\text{korr.koef.} = 0.59$, $r^2 = 35\%$). Figuren illustrerer videre hvordan stasjonene langs land, fra stasjon 1 til stasjon 6 ligger langs en linje, sammenfallende med en økende konsentrasjon av olje. Stasjon 1, 16 og 15 er mest forskjellig fra de øvrige stasjonene, mens stasjon 4, 6, 7, 8 og 11 er mest like med hensyn til parameterene benyttet i analysen. Det er imidlertid en signifikant positiv korrelasjon mellom olje og kornstørrelse på stasjonene 1, 4, 6, 7 og 8 alene ($p = 0.0014$, $\text{korr. koef.} = 1.0$, $r^2 = 98\%$). Dette viser at prosessene som styrer sedimentasjonen langs land er forskjellig i fra prosessene på dypere vann. Langs land er sannsynligvis elva den dominerende faktor.

Stasjon 14 (**Figur 1**) ble ikke analysert, men ut fra en visuell bedømmelse (jfr. **Tabell 1**) er det rimelig å anta at sedimentene der har betraktelig lavere konsentrasjoner av olje enn de øvrige stasjonene. Det kan derfor synes som den sørlige enden av Svarteskjær representerer en overgang til sedimenter med et mer naturlig utseende og antagelig lavere konsentrasjoner av olje. Det ble imidlertid påvist $>1000 \text{ mg olje / kg sediment}$ også i det dypeste partiet (30 m) utenfor kaiområdet, midtveis mot Lysakerflua.

Det er ikke mulig å utelukke øvrig industri med utslipp til elva, særlig oppstrøms Lysakerelva, samt båttaktivitet i området som supplerende kilde til de forhøyede konsentrasjonene i dette dypområdet.



Figur 2. Prinsipalkomponent-analyse (PCA) av olje, kornstørrelse (Korn) og totalt organisk karbon (TOC) i sedimenter fra 10 stasjoner uternfor FINAs tankanlegg på Lysaker.

I Oslofjorden er bakgrunnskonsentrasjonen av olje generelt høy. I de nærliggende småbåthavnene, innerst i Svartebukta og Bestunkilen har en ikke kjennskap til oljekonsentrasjonene i sedimentene, men det er sannsynlig at disse ligger vesentlig over 1000 mg olje / kg tørt sediment. Det vil derfor ikke være realistisk å avgrense området utenfor FINAs anlegg ut i fra en konsentrasjon ned mot 1000 mg olje / kg.

I følge Bakke et al. (1990) oppstår effekter på bunnfauna allerede ved konsentrasjoner på mellom 10 og 100 mg THC kg⁻¹ (t.v). Dette betyr at i Oslofjorden er faunaen i en rekke områder påvirket av oljeforurensning. I tillegg er bunnfaunaen i Oslofjorden påvirket av ulike andre typer forurensning, herunder organisk belastning.

Ekspesimenter har imidlertid vist at en tilførsel av ca 4000 mg olje / kg sediment ikke hadde noen ytterligere negative effekter på samfunnstrukturen i makrofaunaen i sedimenter fra Oslofjorden, mens det ble påvist negative effekter på faunaen fra en ikke-forurenset fjord fra sør for Bergen (Berge 1990). Begge eksperimenter ble utført på sedimenter med en bakgrunnskonsentrasjon av olje << 1000 mg /kg. Bunnfaunaen i Oslofjorden består av færre arter enn i en ikke-forurenset fjord, og forsøkene viser at bunnfaunaen i Oslofjorden har en artssammensetning tilpasset forurensningsstresset i fjorden. Disse tolerante artene forblir upåvirket av en ytterligere belastning av den tilførte oljen.

4.1 Avgrensning av området

I og med at olje ikke inngår i SFTs miljøklassifisering og at området generelt har en høy belastning av olje er det vanskelig å benytte konsentrasjonen av olje alene som kriterium for avgrensning av et eventuelt tiltaksområde.

Miljøkvaliteten kan imidlertid klassifiseres ut i fra konsentrasjonene av PAH, PCB og metaller. Alle de analyserte metallene viste konsentrasjoner i klasse II eller lavere, dette er såpass lavt at tiltak normalt ikke blir prioritert. Dette var også tilfelle for PAH og PCB, mens benzo(a)pyren var høyere (klasse IV på tre av stasjonene, stasjon 6, 7 og 12).

Forekomsten av Benzo (a) pyren kan imidlertid ikke tilskrives FINAs aktivitet, da den ikke er karakteristisk for olje. Komponentensammensetningen av PAH kan gi visse indikasjoner på om det er PAH fra "ferske" oljeprodukter eller forbrennings-PAH fra eksempelvis sot og asfalt. Ved hjelp av en prinsipalkomponent-analyse (PCA) kan en visualisere eventuelle forskjeller mellom stasjonene med hensyn på komponentsammensetning (**Figur 3**).

De to første prinsipalkomponentene (PC-akse 1 og 2) vist i plottet, forklarer 64% av variabiliteten i datamaterialet. Inngangsdataene i analysen er relative verdier av komponentene. Dette er benyttet for å belyse forskjeller i PAH-profil. **Figur 3** viser at 2- og 3-rings PAH (markert med hhv. blått og rødt), som er karakteristisk PAH i oljeprodukter, dominerer på stasjonene lengst vekk fra "hot-spot" området. Stasjonene 6, 7 og 11 derimot er dominert av tyngre (4 og 5 rings) PAH forbindelser. Det er ingenting i FINAs utslipp som skulle tilsi forekomst av forbrennings-PAH. Både landkonturen, sedimentkvalitet og sammenfallet mellom høye oljekonsentrasjoner og en høy andel av tunge PAH forbindelser tyder på at området rundt stasjon 6 er et sedimentasjonsområde hvor finpartikulært materiale som befinner seg i vannmassene får anledning til å sedimentere ut. Dette vil være ikke bare materiale med opphav i FINAs utslipp, men også materiale fra elva og materiale fraktet inn med inngående sjøvann fra området rundt.

Sammenfallet mellom sterkt forhøyede konsentrasjoner av benzo(a)pyren og de høyeste konsentrasjonene av olje >3500 mg / kg kan være et kriterium for avgrensning av tiltaksområdet. Dette blir da et område som dekker stasjon 4 og 8 ut til 20 m vandndyp, ned til og med stasjon 11 langs 20 m dybdekoten. Sedimentenes beliggenhet (vandndyp), kornstørrelse og innhold av fauna tilsier at bunnen i utgangspunktet ikke representerer noen stor fare for spredning av forurensningen gjennom resuspensjon. Forurensningen vi ser i sedimentene i dag har opphav i tidligere utslipp. Når området er tildekket vil det sannsynligvis foregå liten eller ingen spredning fra dette området. Oljen i sedimentene vil med tiden brytes ned og etterhvert tidekkes med renere sedimenter, etterhvert som kildene til forurensning opphører. Da vil en rikere fauna kunne etableres.

4.2 Miljøgevinst

Utslippene fra FINA har klart ført til sterkt forhøyede oljekonsentrasjoner utenfor deler av kaiområdet, men det generelt forhøyede nivået i øvrige deler av fjorden viser at det er mange kilder til forurensning i Oslofjorden, også lokalt rundt Lysakerområdet (SFT, 1991). Dette støttes også av det faktum at oljen utenfor kaiområdet er "ferskere" og mindre nedbrutt sammenlignet med oljen i sedimentene mer perifert i undersøkelsesområdet. Data- og kunnskapsgrunnlaget er ikke tilstrekkelig til å kunne vurdere betydningen av de forurensede bunnsedimentene utenfor FINA opp mot øvrige forurensede sedimenter og kilder i fjorden. Ut fra omfang, dybde og fauna er det imidlertid lite sannsynlig at sedimentene utenfor kaia alene utgjør en stor kilde til forurensning av fjorden. Området med høy sedimentforurensning utgjør et lite areal sammenlignet med øvrige deler av fjorden. Sedimentene ligger dypt og med dagens og fremtidig planlagt ferdsel er det lite sannsynlig at sedimentene blir utsatt for oppvirvling. Både kornstørrelse og forurensningssammensetning viser at området er et sedimentasjonsområde. Det foregår derfor ingen erosjon fra propellbruk eller Lysakerelva. Elvevannet går ut i overflaten samtidig som det river med seg og innblandes med en innadrettet salt bunnstrøm. Den ferske til brakke overflatestrømmen vil være større enn den salte bunnstrømmen. Faunaen i sedimentene er fattig, og som undersøkelser har vist er ikke faunaen i Oslofjorden ømfintlig for oljeforurensning, selv ikke av denne grad.

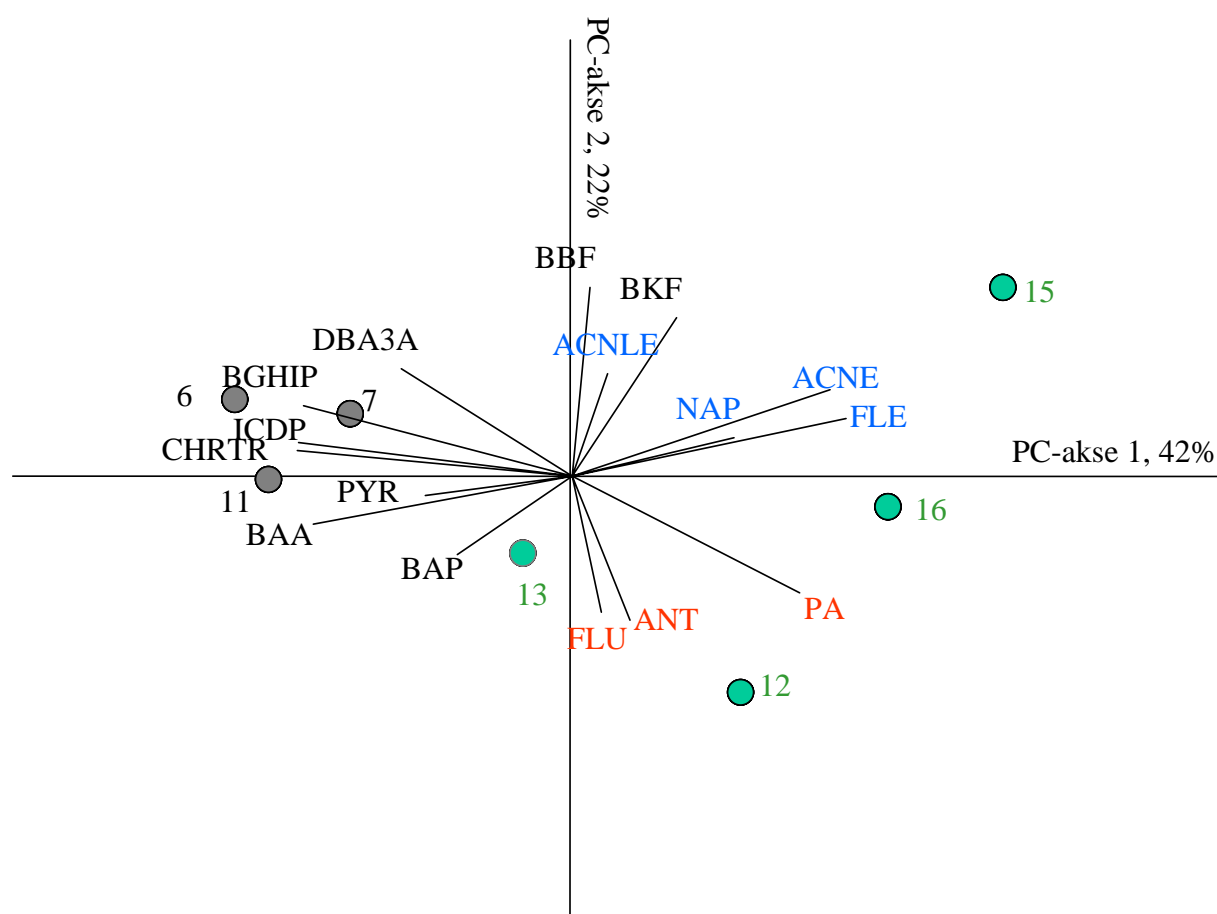
Ved tildekking blir sedimentene utilgjengelige for organismer og eventuell oppvirvling, enda mindre enn i dag fordi dekkmassene vil være grovere enn dagens overflatesedimenter. Fordi området er et

sedimentasjonsområde, og så lenge det eksisterer andre kilder til forurensning i området, vil imidlertid området med tiden kunne bli forurenset på nytt.

Alternativene til tildekking med rene masser er å la sedimentene ligge slik de er, eller å mudre. I følge Bærum kommune er kaiområdet planlagt som boområde hvor det skal være tillatt å fortøye til kai, men ikke ankre eller etablere bøyer eller flytebrygger. Argumentet for tiltak kan derfor mer baseres på estetikk i et boområde enn direkte negative effekter på sjømiljøet.

Mudring foregår som oftes der hvor det i tillegg til sterkt forurensning også er et behov for større dyp. Dette er ikke tilfelle utenfor kaiområdet. Ved mudring vil sedimentene virvles opp i langt større grad enn ved en kontrollert tildekking.

Ved mudring vil en også skape et deponeringsbehov. Tildekking vil derfor være mest kostnadseffektivt og totalt sett det beste for miljøet. Eventuell oppvirvling ved tildekking vil være kortvarig og kan minimaliseres ved at operasjonen utføres ved lavest mulig vannføring i Lysakerelva.



Figur 3. Prinsipalkomponent-analyse av PAH forbindelser i sedimenter fra 7 stasjoner utenfor FINAs tankanlegg på Lysaker. Vektorene indikerer de ulike PAH forbindelsene (forkortelser gitt i vedlegg), PAH forbindelser i blått har to benzenringer i molekylet, de røde har 3 ringer, de svarte har 4 eller fler. Stasjoner merket grønt er overveiende dominert av 2- og 3-rings PAH.

4.3 Overvåking

Det eksisterer erfaringsmateriale som tilsier at tildekking kan skje uten stor fare for oppvirling og at oppvirlingen vil være kortvarig (Næs og Mølvær 1999). Operasjonen bør imidlertid overvåkes for å påse at partikkelinnholdet i vannmassene ikke overskrider fastsatte kriterier.

Etter utlegging av massene bør bunnen inspiseres for å påse at tildekkingen er blitt som planlagt. Det bør være ankringsforbud i tildekkingsområdet, slik at dekkmassene ikke forstyrres. Etter ett år bør bunnen igjen inspiseres for å påse at tildekkingen fungerer som planlagt

5. Referanser

- T. Bakke, J.S. Gray, L.-O. Reiersen, 1990. Monitoring in the vicinity of oil and gas platforms: environmental status in the Norwegian sector in 1987-1989. Pp 623- 633 in Proceedings: First Int. Symposium on Oil and Gas Exploration and Production Waste Management Practices, New Orleans, USA 1990. US EPA.
- J.A. Berge, 1990. Macrofauna recolonization of subtidal sediments. Experimental studies on defaunated sediment contaminated with crude oil in two Norwegian fjords with unequal eutrophication status. I. Community responses. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 66, 103-115.
- T. Jensen, E. Bjornbom, G. Brønstad, 2000. Sedimentundersøkelse i sjøområdene rundt Fornebu – Marin Miljøundersøkelse 1999. Veritas-rap. 59000113, 86 s.
- R. Konieczny, 1994. Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. Overvåkingsrapport nr. 561/94, TA nr. 1074/1994. NIVA-rap. 3094, 134 s.
- J. Molvær, J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei, J. Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT Veiledning 97:03, 36 s.
- K. Næs, J. Molvær, 1999. Forsøk med tildekking av sedimenter i Hannevikbukta, Kristiansand. NIVA-rap. O-98180, L.nr. 4010-99, 46 s.
- K. Næs, E. Oug, J. Håvardstun, 2002. Miljøgifter i småbåthavner i Aust-Agder 2000. Metaller, klororganiske forbindelser, PAH, TBT og olje i bunnsedimenter. NIVA-rap. O-2021, L.nr. 4473-2002, 37s.
- SFT, 1991. Kartlegging av spesialavfall i deponier og forurenset grunn – registrerte lokaliteter: vedlegg til sluttrapport, TA-0719B, SFT-rapport, 91:01B, 72 s.

Vedlegg A.



Notat

**Miljøgiftundersøkelser av bunnsedimenter utenfor FINAs
tankanlegg på Lysaker, oktober 2001**

*NIVA – Oslo
Aud Helland
28.11.01*

Bakgrunn

Som ledd i opprydding i forurenset grunn ved tankanleggene ved Lysakerelva ønsket FINA å undersøke forurensningen i bunnsedimentene utenfor kaiområdet. Tankanleggene har vært lagerplass for bensin og fyringsolje. FINA ønsket derfor primært analyse av olje og Pb. Pb ble brukt som tilsetningsstoff i bensin til midten av 1980-årene.

Bakgrunnskonsentrasjon av olje i kystnære marine sedimenter regnes å ligge mellom 2 og 5 mg THC kg⁻¹ (t.v.) (Bakke et al. 1990). I Oslofjorden ligger THC konsentrasjonen i bunnsedimentene utenfor nedlagte installasjoner ca. 50 – 60 X ganger over bakgrunn, mens det utenfor anlegg som er i drift ligger > 100 X over bakgrunn (Konieczny 1994). Innholdet av Pb i tilsvarende områder ligger fra 100 til 300 mg Pb kg⁻¹ (t.v.) (Konieczny 1994).

Materiale og metode

Prøvetaking av bunnsedimenter ble foretatt 4.10.01 ved hjelp av van Veen Grabb fra F/F Bjørn Føyn. Det ble tatt prøver fra 10 stasjoner (figur 1 og tabell 1). Fem av disse prøvene (merket *) ble analysert for tørrstoffinnhold (TTS), fraksjon sediment < 63µm (Korn), olje (THC-GC), sink (Zn), kobber (Cu), kadmium (Cd), bly, (Pb), total organisk karbon (TOC) og total nitrogen (TN). Alle analyser er utført ved NIVAs laboratorium, analysemetoder er gitt i vedlegg.

Tabell 1. Stasjon og sedimentbeskrivelse fra 10 stasjoner utenfor FINAs tankanlegg ved Lysaker 4.10.01. Sediment fra stasjonene merket * ble analysert for miljøgifter.

Stasjon	Vanddyp	Visuell beskrivelse
1*	4,2	Brun oksisk overflate, sandig svart mudder med flis, H ₂ S lukt
2	3	Brun oksisk overflate, grov sand og grus, grå, blåskjell
3	6	Sandig svart mudder, mye flis, skall av blåskjell, levende nettsnegl, H ₂ S lukt
4*	10	<u>Begiattoa</u> sp. i overflaten, relativt finkornet svart, organisk rik, plastisk, H ₂ S lukt
5	10	<u>Begiattoa</u> sp. i overflaten, finkornet svart, organisk rik, "soft is" konsistens, oljeskimmer, noe H ₂ S lukt
6*	13	Som stasjon 5 uten <u>Begiattoa</u> sp., noe fastere mot bunn av grabben (15-20 cm), mer oljeskimmer
7*	17	Som stasjon 6
8*	12	Ikke full grabb, brun oksisk overflate, organisk rik svart mudder, mye løv, blader
9	7,5	Øvre 3 cm grov sagflis, deretter sandig mudder med endel flis
10	7	Grov sagflis, kutt, stein, grus og sand, skjellrester

Resultater og diskusjon

FINA ønsket svar på om sedimentene utenfor kaiområdet var forurenset og om forurensningen stammet fra deres virksomhet.

Bunnsedimentene var relativt grovkornete med varierende innhold av mer eller mindre nedbrutt organisk materiale. Det groveste materialet fantes på de grunneste stasjonene og et prøveskudd midt i elva viste også grovt materiale med store mengder kvist og blader. Begiattoa sp. en blågrønnalge, viser at det i det minste tidvis, er tomt for oksygen i sedimentene på enkelte stasjoner. Dette skyldes det store innholdet av organisk materiale (tabell 2), som krever oksygen for nedbrytning.

Det eksisterer ingen miljøkvalitetskriterier for olje i sediment, men i følge SFTs miljøkvalitetskriterier (Molvær et al. 1997) regnes > 100 X overkonsentrasjon av en miljøgift i sediment for meget sterkt forurenset. I følge Bakke et al. 1990 oppstår effekter på bunnfauna allerede ved konsentrasjoner på mellom 10 og 100 mg THC kg⁻¹ (t.v). På denne bakgrunn kan sedimentene utenfor FINAs tankanlegg karakteriseres som meget sterkt forurenset av olje (tabell 2). Konsentrasjonene er på samme nivå som sedimentene utenfor anleggene ved Kongshavn og Sjursøya (Konieczny 1994).

Noe lavere konsentrasjon ble funnet på stasjonen (St. 1) lengst oppstrøms kaianlegget. Denne stasjonen hadde også noe lavere konsentrasjon enn sedimenter lenger vekk fra kaia, på 21 m vandndyp (Konieczny 1994).

Sedimentene var moderat til markert forurenset av de analyserte metallene (tabell 2). Konsentrasjonene av Pb var lavere utenfor kaianlegget sammenlignet med sedimentene lenger vekk fra kaia, på 21 og 32 m vandndyp (Konieczny 1994). Dette kan ha sammenheng med at Pb opphørte i bensin for mer enn 10 år siden. Urbane områder har generelt høye konsentrasjoner av Pb som skyldes nedfall fra luft. Pb knyttet til slike partikler vil sannsynlig følge med overflatestrøm og sedimentere lenger ut i fjorden, noe som kan forklare de høyere konsentrasjonene funnet lenger ute av Konieczny (1994). Et slikt mønster har en tidligere sett i andre elvemunningsområder som Glomma (Helland 2000).

Både Cu og Cd viste høye konsentrasjoner, på samme nivå som bunnsedimentene ellers i fjorden (Konieczny 1994).

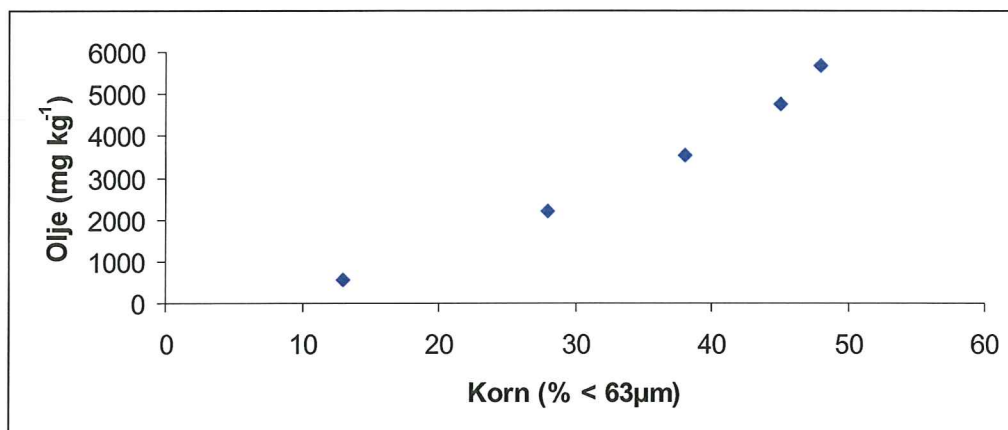
Tabell 2. Klassifisering av sedimenter i hht. SFTs miljøkvalitetskriterier (Molvær et al. 1997). hvor fargekodene indikerer forurensningsgradene moderat, markert, sterkt, meget sterkt.

Stasjon	Korn % <63µm	TTS %	THC mg kg ⁻¹	Zn mg kg ⁻¹	Pb mg kg ⁻¹	Cu mg kg ⁻¹	Cd mg kg ⁻¹	TOC g kg ⁻¹	TN g kg ⁻¹	PCB ₇ µg kg ⁻¹
1	13	53	567	1120	53,1	230	2,69	28	<1.0	i.m
4	28	36	2230	651	86,9	222	1,81	83	<1.0	i.m
6	48	19	5680	467	83,2	254	1,51	104	<1.0	i.m
7	45	24	4790	455	92,7	216	1,56	80	<1.0	i.m
8	38	37	3560	416	68,8	151	1,34	83	<1.0	i.m
An 1-1**	18	38	i.m	i.m	75,0	i.m	1,00	57	3,0	22
An 3-1**	72	35	963	i.m	215	i.m	1,90	i.m.	i.m.	99
An 4-1**	69	20	i.m	i.m	210	i.m	3,10	53	5,0	226

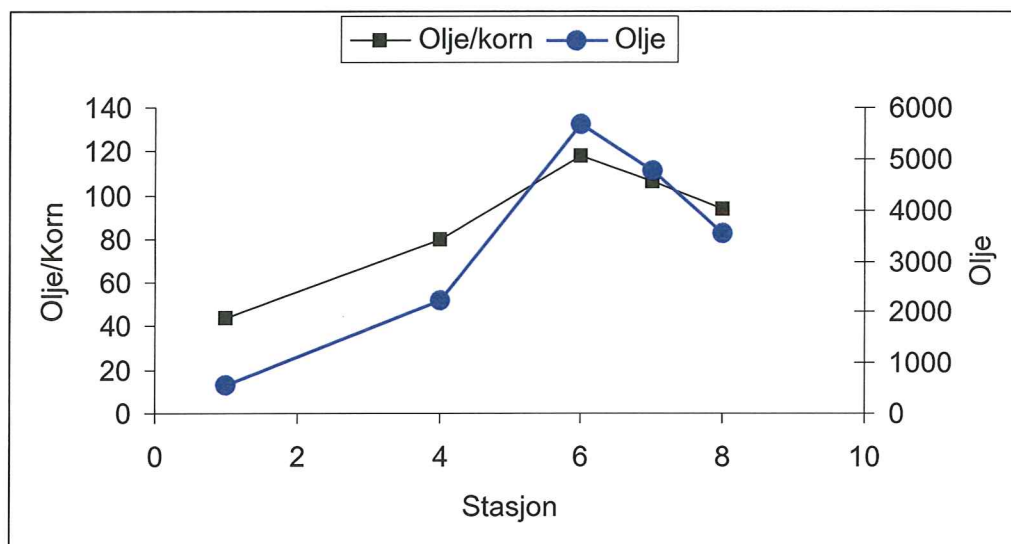
** Konieczny 1994.

Spørsmålet fra FINA var også om forurensingen utenfor kaianlegget kan tilskrives driften av anlegget.

Det er blitt opplyst at andre virksomheter lenger oppe i elva også har hatt lager av fyringsolje. Utslipp derifra vil bli ført nedover elva i ferskvannslaget, det er derfor tvilsomt om dette skulle sedimentere utenfor kaianlegget til FINA. Det er mer sannsynlig at dette har blitt transportert lenger ut i fjorden før det evt. ble tatt opp i partikler og sedimenterte. Hvis sedimentasjonen av finpartikulært materiale var eneste årsaken til variasjonene i oljekonsentrasjon ville en forvente for det første en positiv sammenheng mellom oljekonsentrasjon og fraksjonen < 63µm, i følge figur 2 var det en positiv sammenheng mellom de to variablene. Hvis alt av olje skulle kunne forklares med sedimentasjon av finpartikler ville forholdet olje/korn vært et konstant tall. Figur 3 viser imidlertid at dette ikke var tilfelle. Overkonsentrasjonen av olje i sedimentene kan derfor ikke alene forklares ut fra stor mengde av finpartikulært materiale. Konsentrasjonsgradienten, med relativt lavere konsentrasjoner oppstrøms og nedstrøms kaianlegget og med de absolutt høyeste konsentrasjonen nærmest land, tilsier at oljeforurensningen kommer i fra tankanlegget.



Figur 2. Olje som funksjon av fraksjon av sediment < 63µm utenfor FINAs kai ved Lysaker 4.10.01.



Figur 3. Olje (mg kg⁻¹) og forholdet olje/korn som funksjon av stasjon utenfor FINAs kai ved Lysaker 4.10.01.

Tiltak

En kan tenke seg tre alternative tiltak mot forurensingen.

- La sedimentene ligge slik de ligger i dag
- Dekke over med sand, grus evt. geotekstil og sand, grus
- Mudre

Nivået av olje i omkringliggende sedimenter er tidligere satt som kriterium for når mudring eller annen form for fjerning av lokal forurensning er nødvendig (T. Bakke pers. com.). I dette tilfelle vil det da være nødvendig å bringe oljekonsentrasjonen ned til < 1000 mg kg⁻¹. Dette kan enten gjøres ved overdekking eller fjerning.

Ved overdekking vil en bl.a. måtte ta hensyn til seilingsdyp og stabilitet av de forurensete massene.

For å kunne velge det beste eller riktigste alternativet kreves en mer detaljert vurdering samt bakgrunnsinformasjon i form av plan for området, brukerinteresser, løsninger og kriterier benyttet under tilsvarende forhold, forurensningsmyndighetenes vurdering osv.

Referanser

T. Bakke, J.S. Gray, L.-O. Reiersen, 1990. Monitoring in the vicinity of oil and gas platforms: environmental status in the Norwegian sector in 1987-1989. Pp 623- 633 in Proceedings: First Int. Symposium on Oil and Gas Exploration and Production Waste Management Practices, New Orleans, USA 1990. US EPA.

A. Helland, 2000. The importance of selective transport and sedimentation in trend monitoring of metals in sediments. An example from the Glomma estuary, east Norway. Water, Air, Soil Poll. 126, 339-361.

R. Konieczny, 1994. Miljøgiftundersøkelser i Indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. Overvåkingsrapport nr. 561/94, TA nr. 1074/1994. NIVA-rap. 3094, 134 s.

J. Molvær, J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei, J. Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT Veiledning 97:03, 36 s.

Vedlegg

Analysemetoder

Ved analyse av TOC (total organisk karbon) syrebehandles prøven for fjerning av uorganisk karbon

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
G 6	Totalt karbon og nitrogen	mg/l	TC/F, TN/F
Tittel:			
Bestemmelse av karbon og nitrogen i fast stoff med Carlo Erba elementanalysator.			
Anvendelsesområde:			
Metoden gjelder for bestemmelse av nitrogen og karbon i tørt stoff og i ikke-flyktige, tungt-flytende væsker, samt frafiltrert materiale på glassfiberfiltre. Konsentrasjonsområdet for bestemmelsen er 0.1 % - 100 %. Tørkede prøver må kunne homogeniseres til pulverform da uttaket pr. prøve er fra 0.5 mg til 10 mg. Deteksjonsgrenser : 0.1% nitrogen - 1.0 µg/mg N, 0.1% karbon - 1.0 µg/mg C.			
Prinsipp:			
Tørr prøve veies inn i tinnkapsler som forbrennes i oksygenmettet heliumgass ved ca. 1800 °C. Ved hjelp av katalysatorer vil forbrenningen bli fullstendig. Overskudd av oksygen fjernes ved hjelp av kobber ved ca. 650 °C. Her reduseres også nitrogenoksyder til N ₂ -gass. Forbrenningsgassene passerer deretter en kromatografisk kolonne, og N ₂ - og CO ₂ -gassene detekteres i en varmetrådsdetektor. Arealet under toppene integreres, og integralverdiene behandles av et PC-program. Resultatene regnes ut i prosent, skrives ut og lagres på diskett.			
Instrument(er):			
Carlo Erba Elementanalysator 1106, med prøveveksler AS 400 LS.			
Måleusikkerhet:			
84 målinger av sulfanilamid med teoretisk verdi 41.84 % C ga middelværdi 41.66 % og standardavvik 0.22 % C. For nitrogen er teoretisk verdi 16.27 %, og 84 målinger ga her 16.37 og 0.36 % N.			
Referanser:			
CARLO ERBA STRUMENTAZIONE, ELEMENTAL ANALYZER 1106. Instruction manual. APPLICATION LAB REPORTS, Elemental analysis lab, Carlo Erba. January 1987.			

NIVA-metode nr. E 2-1	Analysevariabel: Metaller, grafittovn atomabsorpsjon	Måleenhet: $\mu\text{g/l}$	Labdatakode: Ag, Al, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Mo, Ni, Pb, V, Sr, Zn
Tittel: Bestemmelse av metaller med atomabsorpsjon – atomisering i Perlin-Elmer 2380 grafittovn.			
Anvendelsesområde: Denne metoden skal benyttes når metallkonsentrasjonene i løsningene er så lave at de ikke kan bestemmes ved atomisering i flamme uten oppkonsentrering. Prøvene kan være naturlig vann, ekstrakter, eller oppslutninger av slam, sedimenter og biologisk materiale. Tabell 1 (E 2) 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 grafitrøret.			
Prinsipp: En passende mengde prøve (20-50 μl), konservert med salpetersyre, overføres til et grafitrør som oppvarmes elektrotermisk. Ved trinnvis øking 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 elektrodøslampe (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 absorbans med kjente kalibreringsløsningers absorbans.			
Instrument(er): Perkin-Elmer atomabsorpsjonsspektrometer modell 2380, tilkoblet grafittovn av typen HGA 500 og prøveveksler AS 40. Signalet registreres på P-E 56 skriver og P-E printer FX-85. ED-lampene brukes sammen med et Perkin-Elmer EDL power supply.			
Måleusikkerhet: Se NIVA-dokument Y-3.			
Referanser: Norsk Standard, NS 4780. Metaller i vann, slam og sedimenter. Elektrotermisk atomisering i grafittovn. Generelle prinsipper og retningslinjer. 1. Utg. 1988. NS 4781.			

NIVA-metode nr.
E 9-3
Tittel: Bestemmelse av Ba, Cu, Fe og Zn i sedimenter med ICP.
Anvendelsesområde: Metoden omfatter bestemmelse av Ba, Cu, Fe og Zn i sedimenter oppløst i salpetersyre. Nedre bestemmelsesgrense for de enkelte elementer er Ba 0.2, Cu 0.6, Fe 30 og Zn 0.4 µg/g (basert på innveiting av 0.5 g prøve).
Prinsipp: Tørket og knust prøve oppløstes med salpetersyre i lukkede teflonrør i autoklav og fortynnes med vann. Forstøvet prøve føres inn i argonplasmaet som atomiserer og ioniserer prøven, som blir eksitert og sender ut lys med bølgelengder som er spesifikke for hvert element. Etter å ha passert inngangspalten vil et prisme og et diffraksjonsgitter spre lyset. Deretter blir det fokusert på en CID (charge injection device)-detektor som omformer energien fra lyset til en elektrisk strøm, hvis størrelse er proporsjonal med lysintensiteten. Den integrerte strøm blir målt og resultatet videresendt til datamaskinen. Konsentrasjonen av analytten bestemmes ved å jevnføre prøvens intensitet med kjente kalibreringsløsningers intensitet.
Instrument(er): Thermo Jarrell Ash IRIS/AP som ICP hovedinstrument, nettstabilisator Line Tamer Model CLT-0500 KHA, power supply Percent Multimeter – Jarrell Ash 220, og Jarrell Ash automatiske prøveveksler.
Måleusikkerhet: Sertifisert materiale BCSS-1 ble analysert som kontroll og ga middelerdi og standardavvik for det gitte antall målinger: Ba (sann = 518 µg/g), 97.3 og 2.9 µg/g, Cu (18.5 µg/g) 13.3 og 1.4 µg/g, Fe (32.9 µg/g) 23.6 og 0.8 µg/g, Zn (119 µg/g) 97.6 og 2.4 µg/g. NB! Sertifisert verdi representerer totaloppløsning!
Referanser: ISO/DIS 11885. Water quality – The determination of 33 elements by inductively coupled plasma emission spectroscopy.

Beskrivelse av metode for bestemmelse av Olje/GC (THC)

En sedimentprøve veies opp i et større sentrifugerør med glasslip-propp og tilsettes indre standard og en blanding av n-pentan og metanol (1:1). Prøven ristes i 30 min på ristemaskin og sentrifugeres. Væskefasen dekanteres av med skilletrakt. Ekstraksjonen gjentas 3 ganger. Det samlede ekstraktet tilsettes likt volum vann og den vandige fasen fjernes. Det samlede n-pentanekstraktet renses for svovel med aktivert kobber og deretter med Florisil for fjerning av polare forbindelser før inndamping til lite volum.

Litt av ekstraktet analyseres på en kapillarkolonne med GC/FID. Oljeinnholdet i ekstraktet/prøven bestemmes ut fra totalt toppareal i alkanområdet C10-C40 som sammenlignes med topparealet for indre standard. For kalibrering benyttes Esso Marine Special bunkersolje og C40 som indre standard.

Analysemetoder for PCB og PAH:

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
H 3-3	Polyklorerte bifenyler	$\mu\text{g}/\text{kg}$ t.v.	PCB-Sm, PCB7-Sm
Tittel:			
Ekstraksjon og opparbeiding av klororganiske forbindelser i sedimentprøver.			
Anvendelsesområde:			
Metoden benyttes for bestemmelse av klororganiske forbindelser i sedimenter og slam,. Med klororganiske forbindelser menes i denne sammenheng klorpesticider og polyklorerte bifenyler (PCB).			
Prinsipp:			
Prøvene tilsettes indre standard og ekstraheres med organiske løsemidler. Ekstraktene gjennomgår ulike rensetrinn for å fjerne interfererende stoffer. Til slutt analyseres ekstraktet ved bruk av gasskromatograf utstyrt med elektroninnfangningsdetektor, GC/ECD. De klor-organiske forbindelsene identifiseres ut fra de respektives retensjonstider. Det kan benyttes to kolonner med ulik polaritet. Kvantifisering utføres ved hjelp av indre standard.			
Instrument(er):			
Hewlett Packard modell 5890 Series II, med column injector og HP autoinjektor 7673. Systemet er utstyrt med elektroninnfangningsdetektor (ECD).			
Måleusikkerhet:			
Se NIVA-dokument nr. Y – 3.			
Referanser:			
Brilis, G.M. & J.Marsden: Chemosphere 21 , 91- 98, (1990). Brevik, E.M.: Bull. Environ. Cont. Toxicol. 19 , 281 - 286, (1978). Harvey, A & A.Loomis.: J. Gen. Physiol. 15 , 147, (1932). Lopez-Avila, V. et al. : J. Assoc. Off. Anal. Chem 72 , 593 - 602, (1989).			

NIVA-metode nr.	Analysevariabel:	Måleenhet:	Labdatakode:
H 2-3	Polyaromatiske hydrokarboner	µg/kg t.v.	PAH-Sm, PAH16-Sm
Tittel:			
Ekstraksjon og opparbeiding av PAH i sedimenter.			
Anvendelsesområde:			
Metoden benyttes for bestemmelse av PAH i sedimenter fra innsjøer og marine områder. Deteksjonsgrensen avhenger av prøvemengden. Denne metoden benyttes sammen med metode H 2-1.			
Prinsipp:			
Prøvene tilsettes indre standarder og PAH ekstraheres i Soxhlet med diklormetan. Ekstraktet gjengår så ulike renseprosesser for å fjerne forstyrrende stoffer. Tilslutt analyseres ekstraktet med GC/MSD. PAH identifiseres med MSD ut fra retensjonstider og forbindelsenes molekyllioner. Kvantifisering utføres ved hjelp av de tilsatte indre standarder.			
Instrument(er):			
Hewlett Packard modell 5890 Series II, med column injector og HP autosampler 7673. Systemet er utstyrt med HD modell 5970 B masseselektiv detektor, og kolonne HP-5 MS 30 m x 0.25 mm i.d. x 0.25 µm.			
Måleusikkerhet:			
Se NIVA-dokument nr. Y – 3.			
Referanser:			
Grimmer, G. og Bøhnke, H., 1975. Jour. of the AOAC, Vol. 58, No. 4.			

Vedlegg B. Forkortelser / Abbreviations

Abbreviation ¹	English	Norwegian
ELEMENTS		
Cd	cadmium	<i>kadmium</i>
Hg	mercury	<i>kvikksølv</i>
Pb	lead	<i>bly</i>
PAHs		
PAH	polycyclic aromatic hydrocarbons	<i>polysykliske aromatiske hydrokarboner</i>
ACNE	acenaphthene	<i>acenaften</i>
ACNLE	acenaphthylene	<i>acenaftülen</i>
ANT	anthracene	<i>antracen</i>
BAA ³	benzo[a]anthracene	<i>benzo[a]antracen</i>
BAP ³	benzo[a]pyrene	<i>benzo[a]pyren</i>
BBF ³	benzo[b]fluoranthene	<i>benzo[b]fluoranten</i>
BBJKF ³	benzo[b,j,k]fluoranthene	<i>benzo[b,j,k]fluoranten</i>
BBJKF ³	benzo[b+j,k]fluoranthene	<i>benzo[b+j,k]fluoranten</i>
BBKF ³	benzo[b+k]fluoranthene	<i>benzo[b+k]fluoranten</i>
BEP	benzo[e]pyrene	<i>benzo[e]pyren</i>
BGHIP	benzo[ghi]perylene	<i>benzo[ghi]perylen</i>
BIPN ²	biphenyl	<i>bifenyl</i>
BJKF ³	benzo[j,k]fluoranthene	<i>benzo[j,k]fluorantren</i>
BKF ³	benzo[k]fluoranthene	<i>benzo[k]fluorantren</i>
CHR	chrysene	<i>chrysen</i>
CHRTR	chrysene+triphenylene	<i>chrysen+trifenylen</i>
COR	coronene	<i>coronen</i>
DBAHA ³	dibenz[a,h]anthracene	<i>dibenz[a,h]antracen</i>
DBA3A ³	dibenz[a,c/a,h]anthracene	<i>dibenz[a,c/a,h]antracen</i>
DBP ³	dibenzopyrenes	<i>dibenzopyren</i>
DBT	dibenzothiophene	<i>dibenzotiofen</i>
DBTC1	C ₁ -dibenzothiophenes	<i>C₁-dibenzotiofen</i>
DBTC2	C ₂ -dibenzothiophenes	<i>C₂-dibenzotiofen</i>
DBTC3	C ₃ -dibenzothiophenes	<i>C₃-dibenzotiofen</i>
FLE	fluorene	<i>fluoren</i>
FLU	fluoranthene	<i>fluoranten</i>

Abbreviation ¹	English	Norwegian
PAHs (cont.)		
ICDP ³	indeno[1,2,3-cd]pyrene	<i>indeno[1,2,3-cd]pyren</i>
NAP ²	naphthalene	<i>naftalen</i>
NAPC1 ²	C ₁ -naphthalenes	<i>C₁-naftalen</i>
NAPC2 ²	C ₂ -naphthalenes	<i>C₂-naftalen</i>
NAPC3 ²	C ₃ -naphthalenes	<i>C₃-naftalen</i>
NAP1M ²	1-methylnaphthalene	<i>1-metylnaftalen</i>
NAP2M ²	2-methylnaphthalene	<i>2-metylnaftalen</i>
NAPD2 ²	1,6-dimethylnaphthalene	<i>1,6-dimetylnaftalen</i>
NAPD3 ²	1,5-dimethylnaphthalene	<i>1,5-dimetylnaftalen</i>
NAPDI ²	2,6-dimethylnaphthalene	<i>2,6-dimetylnaftalen</i>
NAPT2 ²	2,3,6-trimethylnaphthalene	<i>2,3,6-trimetylnaftalen</i>
NAPT3 ²	1,2,4-trimethylnaphthalene	<i>1,2,4-trimetylnaftalen</i>
NAPT4 ²	1,2,3-trimethylnaphthalene	<i>1,2,3-trimetylnaftalen</i>
NAPTM ²	2,3,5-trimethylnaphthalene	<i>2,3,5-trimetylnaftalen</i>
NPD	Collective term for naphthalenes, phenanthrenes and dibenzothiophenes	<i>Sammebetegnelse for naftalen, fenantren og dibenzotiofener og deres alkyl homolog serier</i>
PA	phenanthrene	<i>fenantren</i>
PAC1	C ₁ -phenanthrenes	<i>C₁-fenantren</i>
PAC2	C ₂ -phenanthrenes	<i>C₂-fenantren</i>
PAM1	1-methylphenanthrene	<i>1-metylphenantren</i>
PAM2	2-methylphenanthrene	<i>2-metylphenantren</i>
PAMD1	3,6-dimethylphenanthrene	<i>3,6-dimetylphenantren</i>
PAMD2	9,10-dimethylphenanthrene	<i>9,10-dimetylphenantren</i>
PER	perylene	<i>perylen</i>
PYR	pyrene	<i>pyren</i>
DI-Σn	sum of "n" dicyclic "PAH"s (footnote 2)	<i>sum "n" disykliske "PAH" (fotnote 2)</i>
P-Σn	sum "n" PAH	<i>sum "n" PAH</i>
PK-Σn	sum carcinogen PAH's (footnote 3)	<i>sum kreftfremkallende PAH (fotnote 3)</i>
PAHΣΣ	DI-Σn + P-Σn etc.	<i>DI-Σn + P-Σn mm..</i>
SPA	"total" PAH, specific compounds not quantified (outdated analytical method)	<i>"total" PAH, spesifik forbindelser ikke kvantifisert (foreldret metode)</i>

Abbreviations (cont'd.)

Abbreviation ¹	English	Norwegian
PCBs		
PCB	polychlorinated biphenyls	<i>polyklorete bifenyler</i>
CB	individual chlorobiphenyls (CB)	<i>enkelte klorobifenyl</i>
CB28	CB28 (IUPAC)	<i>CB28 (IUPAC)</i>
CB31	CB31 (IUPAC)	<i>CB31 (IUPAC)</i>
CB44	CB44 (IUPAC)	<i>CB44 (IUPAC)</i>
CB52	CB52 (IUPAC)	<i>CB52 (IUPAC)</i>
CB77 ⁴	CB77 (IUPAC)	<i>CB77 (IUPAC)</i>
CB81 ⁴	CB81 (IUPAC)	<i>CB81 (IUPAC)</i>
CB95	CB95 (IUPAC)	<i>CB95 (IUPAC)</i>
CB101	CB101 (IUPAC)	<i>CB101 (IUPAC)</i>
CB105	CB105 (IUPAC)	<i>CB105 (IUPAC)</i>
CB110	CB110 (IUPAC)	<i>CB110 (IUPAC)</i>
CB118	CB118 (IUPAC)	<i>CB118 (IUPAC)</i>
CB126 ⁴	CB126 (IUPAC)	<i>CB126 (IUPAC)</i>
CB128	CB128 (IUPAC)	<i>CB128 (IUPAC)</i>
CB138	CB138 (IUPAC)	<i>CB138 (IUPAC)</i>
CB149	CB149 (IUPAC)	<i>CB149 (IUPAC)</i>
CB153	CB153 (IUPAC)	<i>CB153 (IUPAC)</i>
CB156	CB156 (IUPAC)	<i>CB156 (IUPAC)</i>
CB169 ⁴	CB169 (IUPAC)	<i>CB169 (IUPAC)</i>
CB170	CB170 (IUPAC)	<i>CB170 (IUPAC)</i>
CB180	CB180 (IUPAC)	<i>CB180 (IUPAC)</i>
CB194	CB194 (IUPAC)	<i>CB194 (IUPAC)</i>
CB209	CB209 (IUPAC)	<i>CB209 (IUPAC)</i>
CB-Σ7	CB: 28+52+101+118+138+153+180	<i>CB: 28+52+101+118+138+153+180</i>
CB-ΣΣ	sum of CBs, includes CB-Σ7	<i>sum CBer, inkluderer CB-Σ7</i>
TECBW	Sum of CB-toxicity equivalents after WHO model, see TEQ	<i>Sum CB- toksitets ekvivalenter etter WHO modell, se TEQ</i>
TECBS	Sum of CB-toxicity equivalents after SAFE model, see TEQ	<i>Sum CB-toksitets ekvivalenter etter SAFE modell, se TEQ</i>