



Fagrådet

for vann- og avløpsteknisk
samarbeid i indre Oslofjord

Rapport nr. 76



Statlig program for
forurensningsovervåkning

Rapport 784/99

Overvåking i indre Oslofjord

Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-1998



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
5008 Bergen
Telefon (47) 55 30 22 50
Telefax (47) 55 30 22 51

Akvaplan-NIVA A/S

9015 Tromsø
Telefon (47) 77 68 52 80
Telefax (47) 77 68 05 09

| | | |
|---|-------------------------------------|-------------------|
| Tittel Overvåking i indre Oslofjord. Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-1998. Overvåkingsrapport 784/99. TA-nr. 1694/1999 | Løpenr. (for bestilling) 4126-99 | Dato 10/3 2000 |
| | Prosjektnr. Undernr. O-71097 5 | Sider Pris 89 |
| Forfatter(e) Jon Knutzen, Einar M. Brevik, Norunn A. H. Følsvik og Martin Schlabach (NILU) | Fagområde Marin økologi | Distribusjon |
| | Geografisk område Oslofjorden | Trykket NIVA |

| | |
|--|-------------------|
| Oppdragsgiver(e) Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord Statens forurensningstilsyn (Statlig program for forurensningsovervåking) | Oppdragsreferanse |
|--|-------------------|

Sammendrag

Lever av torsk fra hele indre Oslofjord i 1997-1998 hadde 5-10 ganger forhøyet PCB-innhold jevnført med et antatt høyt bakgrunnsnivå (KL. I i SFTs klassifiseringssystem). De høyeste konsentrasjonene ble funnet i torsk fra havnebassenget. Et par orienterende analyser viste høyt innhold av tinnorganiske antibegroingsstoffer (tributyltinn (TBT) og trifenylytinn (TPHT)) i torskelever og filet av ål. Det ble også funnet overkonsentrasjoner i størrelsesordenen 5 ganger av PCB i annen marin fisk og sjø-ørret. Høye konsentrasjoner av PCB i blåskjell fra områdene nærmest Oslo (opptil mer enn 5 ganger Kl. I) viste nåtidig tilførsel fra landbaserte kilder. Blåskjells innhold av TBT og TPHT var betenkelig høyt i hele indre fjord, men klart høyest fra lokaliteter nær havna og ankringsplasser for småbåter. Resultatene for klororganiske miljøgifter og TBT må vurderes av næringsmiddelmyndighetene. Registreringene aktualiserer skjerpet kontroll med tinnorganiske stoffer fra tilsetning i skipsmaling eller impregneringsmidler. Forekomsten av slike stoffer i fisk og sedimenter bør kartlegges. Kvikksølv i fisk lå omkring bakgrunnsnivået eller bare svakt over. Unntatt i havneområdet synes forurensningen med PAH i blåskjell vanligvis å være lav/moderat (utenom episodisk tilførsel). Skjellenes metallinnhold var lavt.

| | |
|---|--|
| <p>Fire norske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Klororganiske forbindelser 2. Tinnorganisk forbindelser 3. PAH 4. Metaller | <p>Fire engelske emneord</p> <ol style="list-style-type: none"> 1. Organochlorines 2. Organotin 3. PAH 4. Metals |
|---|--|


Jon Knutzen
Prosjektleder


for Ketil Hylland
Forskningsleder
ISBN 82-577-3736-4


Bjørn Braaten
Forskningsjef

O-71097-5

Overvåking av indre Oslofjord

Miljøgifter i fisk og blåskjell 1997-1998

Forord

Foreliggende undersøkelse er utført på oppdrag fra Fagrådet for vann- og avløpsteknisk samarbeid i indre Oslofjord ved fagrådets sekretær Arne Rosendahl. Arbeidet er delvis finansiert av Statens Forurensningstilsyn (SFT) innen rammen av Statlig program for forurensningsovervåking. Oppdraget er utført som et delprosjekt under overvåkingsprogrammet for indre Oslofjord 1997 - 1999 og i henhold til programmer av 20. januar 1997 og 1. oktober 1997.

Indre Oslofjord Fiskerlag v/formann Birger Andersen takkes for innsamling av fisk og organisering av fangst ved lagets medlemmer.

Jonny Eriksen, Oslo, takkes for å ha stilt til rådighet fisk fra nærområdet av Dyno, Sætre, tidligere innsamlet i forbindelse med et hovedfagsarbeide ved Universitetet i Oslo.

Takk rettes også til Sverre Olsen, Sandvika og bestyrer Bjørn R. Hansen, Oslomarkas Fiskeadministrasjon (OFA) for hjelp med å skaffe sjø-ørret fra henholdsvis Sandvikselva/Øverlandselva og Akerselva.

Leif Lien, NIVA, har bistått med supplerende innsamling av fisk.

Blåskjell er innsamlet av Erik Bjercknes og Frank Kjellberg, NIVA.

Fisk og skjell er opparbeidet for analyse ved instituttet og ansvarlige for dette arbeidet har vært Sigbjørn Andersen, Unni Efraimsen og Frank Kjellberg.

Analysene av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner ("dioksiner"), non-orto PCB og polyklorerte naftalener (PCN) er utført ved NILU, med Aase Biseth og Martin Schlabach som hovedansvarlige. Ved NIVA har de følgende ledet analysearbeidet med ulike stoffgrupper:

- *Klororganiske forbindelser: Einar Brevik*
- *Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH): Lasse Berglind*
- *Tinnorganiske forbindelser: Norunn Følsvik.*

Analysene av kvikksølv i fisk og metaller i blåskjell er gjort av NIVAs laboratorium ved gruppen for uorganiske analyser.

Oslo, 10/3 2000

*Jon Knutzen
prosjektleder*

Innhold

| | |
|--|-----------|
| Sammendrag og konklusjoner | 5 |
| Summary | 8 |
| 1. Bakgrunn og formål | 9 |
| 2. Materiale og metode | 10 |
| 2.1. Indikatorarter, prøvesteder og -tid | 10 |
| 2.2. Variable og metodikk ved opparbeidelse og analyse | 14 |
| 2.3. Vurdering av forurensningsgrad og tilstand | 15 |
| 3. Klororganiske forbindelser i fisk | 16 |
| 3.1. Torsk (<i>Gadus morhua</i>) | 16 |
| 3.2. Ål (<i>Anguilla anguilla</i>) | 21 |
| 3.3. Skrubbe (<i>Platichthys flesus</i>) | 23 |
| 3.4. Diverse marin fisk | 24 |
| 3.5. Sjø-ørret (<i>Salmo trutta</i>) | 25 |
| 4. Klororganiske stoffer i blåskjell (<i>Mytilus edulis</i>) og orienterende analyser i østers (<i>Ostrea edulis</i>) | 27 |
| 5. Kvikksølv i fisk | 31 |
| 6. Tinnorganiske forbindelser i fisk | 32 |
| 7. Metaller i blåskjell og østers | 34 |
| 8. Tinnorganiske forbindelser i blåskjell | 35 |
| 9. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell | 40 |
| 10. Referanser | 42 |
| Vedlegg | 48 |

Sammendrag og konklusjoner

I Bakgrunn og omfang

I 1994 frarådet næringsmiddelmyndighetene å spise lever av torsk fanget innenfor Drøbak. Bl.a. på bakgrunn av dette er det gjort en mer omfattende undersøkelse av miljøgifter i fisk og blåskjell fra indre Oslofjord. Mesteparten av prøvene er fra 1997, supplert med noen prøver fra 1998.

Vanlig registrerte klororganiske forbindelser (PCB, nedbrytningsprodukter av DDT m.fl.) er analysert i blandprøver av lever av torsk og filet av skrubbe og ål fra 6-7 lokaliteter fra indre del av Bunnefjorden til Sætre (Figur. 2) og i filet av sjø-ørret fra tre hovedvassdrag. Polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD, "dioksiner") og dioksinlignende (non-orto) PCB er målt i torskelever, dertil kvikksølv i filet av torsk og skrubbe. Det er også foretatt orienterende analyser av polyklorerte naftalener (PCN) og tinnorganiske forbindelser i et par prøver av torskelever. Blandprøver av blåskjell fra 16 områder (Figur 1) er analysert på innhold av klororganiske forbindelser og tinnorganiske stoffer brukt som antibegreingsmidler i skipsmalning. Utvalgte blåskjellprøver er analysert på dioksiner/dioksinlignende PCB, polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og metaller.

II Formål

Hovedmålene for undersøkelsene har vært å tilveiebringe mer fullstendige opplysninger om miljøgifter i spiselige organismer enn man hittil har hatt, samt å etablere et grunnlag for å følge utviklingen. I tillegg vil blåskjellobservasjonene gi informasjon om den nåtidige belastning med miljøgifter og derved gi en indikasjon på områdene hvor fremdeles aktive kilder befinner seg.

III Vurderingsgrunnlag

I det vesentlige baserer bedømmelsen av resultatene seg på SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Her er tilstandsklasse I ("ubetydelig/lite forurenset) definert ved "antatt høyt bakgrunnsnivå" (dvs. bare diffus belastning, langt fra sporbare punktkilder). Forurensningsnivået uttrykkes ved overkonsentrasjoner jevnført med "bakgrunnsnivået". Det understrekes at dette er et relativt mål, som ikke har noe å gjøre med spiselighet. Denne avhenger av absoluttinnholdet og vurderes av næringsmiddelmyndighetene

IV PCB og andre klororganiske stoffer i fisk

Av PCB (ΣPCB_7) ble det i torskelever funnet klare overkonsentrasjoner på alle fangssteder. Overskridelsene av "høyt bakgrunnsnivå" varierte fra ca. 6 ganger (som kan antas representativt for mesteparten av undersøkelsesområdet) til omkring 10 ganger i torsk fra havnebassenget (Figur 3).

Det synes ikke å ha skjedd noen vesentlig endring av nivået i torskelever i forhold til tidligere registreringer. Mest betenkelig i forhold til spiselighet – som må vurderes av næringsmiddelmyndighetene - var forekomsten av dioksinlignende PCB i omlag samme overkonsentrasjoner som for ΣPCB_7 .

Undersøkelsen omfatter ikke PCB-innholdet i filet av torsk, men data fra overvåking av materiale fra Vestfjorden 1993-1998 har vist fra normal diffus belastning til overkonsentrasjoner på 3-4 ganger, i gjennomsnitt vel en fordobling.

Den lokale overbelastningen med PCB ble bekreftet ved analysene av filet fra ål og skrubbe. Samsvarende med forskjellene i fettinnhold mellom de tre prøvetypene viste ål og skrubbe vesentlig lavere absoluttinnhold, men omlag tilsvarende overkonsentrasjoner som i torskelever. Overkonsentrasjoner av PCB ble også funnet i sild. Denne arten beiter i de frie vannmasser, og det

forhøyede nivået kan derfor ikke forklares ved belastning via næringskjeder som starter med forurensede bunndyr.

I sjø-ørret fra Akerselva, Øverlandselva og Sandvikselva var det moderate absoluttverdier av PCB på våtvektsbasis. Omregning til fettbasis og sammenligning med sjø-ørret fra andre områder og torsk o.a. fra fjorden, sannsynliggjør imidlertid markerte overkonsentrasjoner, mest i fisken fra Akerselva.

Innholdet av dioksiner og PCN i torskelever var lavt/moderat.

DDE/DDT (nedbrytningprodukter av det forbudte insektmiddelet DDT) forekom i torskelver i overkonsentrasjoner på 3-4 ganger, dessuten moderat forhøyet i sjø-ørret.

Øvrige klororganiske stoffer i fisk ble bare funnet i lave konsentrasjoner.

V PCB og andre klororganiske stoffer i blåskjell

I skjellprøver samlet innerst i Vestfjorden og lengst NØ i Bunnefjorden viste analysene overkonsentrasjoner av ΣPCB_7 på 3-7 ganger (Figur 7). De høyeste konsentrasjonene ble funnet i skjell fra Paddehavet og Frognerkilen, dernest fra Bjørvika/Bispevika, Rådhuskaia, Bestumkilen og Holtekilen. For strender i større avstand fra urbaniserte/industrialiserte områder kan det generelt regnes med omlag "høyt bakgrunnsnivå" av PCB i skjell (dvs. Kl. I eller svakt høyere).

Overkonsentrasjonene av PCB i skjell viser nåtidig og høyere enn vanlig diffus belastning med PCB i overflatelaget, m.a.o. tilførsel fra landbaserte kilder via vassdrag eller forurenset overvann.

I skjell fra enkelte områder nærmest byen opptrådte svake/moderate overkonsentrasjoner av DDE/DDT.

Analysene av dioksiner ga bare små overkonsentrasjoner (opp til vel en fordobling av "bakgrunnsnivået"). Resultatene for non-orto (dioksinlignende) PCB bekreftet den lokale tilførselen av PCB utover vanlig diffus belastning langs kysten.

VI Tinnorganiske stoffer i blåskjell og fisk

Konsentrasjonene av antibegroingsstoffene tributyltinn (TBT) og trifenylytinn (TPhT) i blåskjell var til dels meget høye – for TBT fra ca. 20 til mer enn 150 ganger Kl. I i SFTs klassifiseringssystem (Figur 9). I dette tilfellet er grensen for Kl. I satt ut fra en giftighetsterskel på 1 ng/l og en biokonsentrasjonsfaktor (BKF) på 10.000. (BKF er forholdet mellom TBT i blåskjell og det omgivende vannet). Resultatet betyr at overflatevannet i hele indre Oslofjord er giftig for de mest ømfintlige marine organismer. De (så langt kjente) minst tolerante artene finnes av naturlige grunner ikke i indre Oslofjord, men det er observert forstyrrelse av kjønnsorganene hos hunner av strandsnegl. Forekomsten av TBT representerer sannsynligvis en generell påkjenning for et flertall av artene i organismesamfunn fra de mest havnenære delene av fjorden. Ved de høyeste konsentrasjonene (Rådhuskaia/Pipervika, Bjørvika/Bispevika, Frognerkilen og Lysaker/Bestumkilen) vil f.eks. blåskjell ha redusert vekst.

Det er sparsomt med sammenligningsmateriale fra andre steder i Norge fordi det mangler ajourførte data med forbedret analysemetodikk for tinnorganiske forbindelser fra både referanselokaliteter og de fleste belastede områder. Verdiene fra innerst i Oslofjorden er imidlertid de klart høyeste som er funnet med den nye metodikken og tilsvarende det som er funnet i skjell fra utenlandske storhavner.

De orienterende registreringene av TBT/TPhT i et par prøver av torskelever og ål viste såvidt høye konsentrasjoner at resultatene må vurderes av næringsmiddelmyndighetene.

VII Kvikksølv i fisk

Innholdet i filet av torsk og skrubbe var 0,04-0,19 mg/kg våtvekt og følgelig omkring grensen for Kl. I på 0,1 mg/kg eller bare ubetydelig høyere.

VIII Metaller i blåskjell

Metallanalysene i blåskjell ga bare lave/moderate verdier. Alle resultatene for kvikksølv, kadmium, bly, krom, nikkel og sink lå under "antatt høyt bakgrunnsnivå", mens kobberinnholdet var svakt forhøyet (< 1,5 ganger) på flertallet av stasjonene.

IX PAH i blåskjell

Nivået i blåskjell fra Bjørvika/Bispevika var ca 10 ganger forhøyet jevnført med grensen for tilstandsklasse I. Det gjaldt også summen av potensielt kreftfremkallende forbindelser av PAH. På de øvrige stasjoner ble det bare påvist lave/moderate forurensningsgrader (Figur 10). Resultatenes representativitet må tas med forbehold på grunn av varierende (til dels episodisk) belastning og skjellenes relativt hurtige opptak/utskillelse av PAH. Forbeholdet gjelder mest prøvestedene nær havner/marinaer, vassdrag og overløpsutslipp fra renseanlegg. For mesteparten av skjellbestanden i fjorden kan tilstanden mht. til PAH-forurensning antas tilfredsstillende.

X Tilrådinger

Resultatene fra undersøkelsen aktualiserer:

- Forsterkede bestrebelser på å spore opp og redusere tilførsel av PCB fra kilder på land.
- Skjerpet kontroll med bruk av tinnorganiske forbindelser, dessuten vurdering av behovet for en gjentatt kartlegging av bruken av trifenylytinn i Norge.
- Kartlegging av tributyltinn og trifenylytinn i indre Oslofjords sedimenter.
- Utvidet grunnlagsundersøkelse av av TBT/TPhT i fisk – både i indre Oslofjord og på referansestasjoner.
- Fortsatt og utvidet overvåking i fisk og skalldyr med uakseptabelt høyt miljøgiftinnhold i relasjon til konsum.

Summary

Title: Monitoring in the inner Oslofjord. Micro-pollutants in fish and common mussels 1997-1998.

Year: 1999

Author: Jon Knutzen, Einar M. Brevik, Norunn Følsvik og Martin Schlabach

Source: Norwegian Institute for Water Research, ISBN No.: ISBN 82-577-3736-4

I The main aims of the present study were to update and supplement information about the contamination of fish and shellfish from the inner Oslofjord, Southern Norway (Fig. 1-2) and thereby provide an improved basis for future monitoring.

II Liver of cod (*Gadus morhua*) was found to be markedly contaminated by PCB: 5-10 times higher than the limit of class I in the classification system of the Norwegian Pollution Control Authority. (500 µg ΣPCB₇/kg w.w. Cl I values in this system mostly are established as 75-95 percentiles of observations at localities merely subjected to diffuse loading, i.e. outside the traceable range of micro-pollutant point sources).

The highest degree of PCB contamination was found in cod from the harbour area. Other marine fish (flounder (*Platichthys flesus*), eel (*Anguilla anguilla*) herring (*Clupea harengus*) and sea trout (*Salmo trutta*) were also contaminated with PCB in the order of 5 times the assumed "high background"

Calculated as toxicity equivalents (TEQs) dioxin like (non- and mono-ortho) PCBs constituted more than 95 % of Σ TEQs i cod liver, ranging from 190 to 416 ng/kg wet weight, with only a minor contribution from polychlorinated dibenzofurans/dibenzo-p-dioxins (PCDF/PCDDs) and insignificant amounts from dioxin like polychlorinated naphthalenes (PCN).

III Introductory analyses of organotin compounds gave high concentrations of tributyltin and triphenyltin in cod liver and eel.

IV At localities in the innermost part of the fjord also the common mussel (*Mytilus edulis*) contained overconcentrations of PCBs : 3-7 times higher than the Cl. I value of 4 µg ΣPCB₇/kg w.w. In most of the fjord, however, PCB contamination in mussels were low/moderate. The higher PCB level at localities near urbanized/industrialized areas is taken as a strong indication of significant present-day "leakage" of PCB from land based-sources.

V TBT levels in mussels indicated that the surface waters in all of the inner Oslofjord would be toxic to the most sensitive among marine organisms and represent a permanent stress to many others, e.g. reduced scope for growth in mussels. The contamination were highest in samples from the harbour area, but also mussels from areas with high density of pleasure crafts were strongly contaminated. The occurrence of TPhT in mussels from the whole investigation area, and the particularly elevated levels in the vicinity of pleasure craft harbours, is noteworthy in relation to what is known about the use of triphenyltin compounds in Norway.

VI Contamination with mercury in fillet of cod/flounder and metals in mussels were low/moderate. The same apparently applies to PAH in mussels from shores outside the neighbourhood of Oslo harbour, with some reservation for the partly episodic and transient character of PAH contamination in mussels in areas with much boat traffic and being the recipient of runoff from densely populated catchment areas.

1. Bakgrunn og formål

Blant tidligere studier av miljøgifter i fisk fra indre Oslofjord (dvs. innenfor Drøbak) kan primært nevnes de årlige observasjonene som foretas innen den norske delen av Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP, tidligere Joint Monitoring Programme-JMP) under Oslo- og Pariskommisjonene vedrørende dumping/utslipp i Nord-Atlanteren. I hovedsaken har disse observasjonene bestått i registrering av utvalgte metaller og rutinemessig analyserte klororganiske stoffer i torsk, skrubbe/rødspette og blåskjell. I de senere år har det også vært foretatt orienterende undersøkelser av polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD, ”dioksiner) og non-orto (dioksinlignende) PCB i muslinger (Green 1997).

Foranlediget av indikasjoner på forhøyede (utover ”normale”) konsentrasjoner av PCB i fisk fra registreringene innen JMP (Green 1993), og kanskje særlig avdekkingen av meget sterk forurensning med PCB, PAH og metaller (særlig bly) i sedimenter fra Oslo havn og tilgrensende områder (Konieczny 1992a,b), ble det i 1992 gjennomført en utvidet undersøkelse av miljøgifter i organismer i forhold til JMP-overvåkingen. Hovedresultatene herfra var en bekreftelse av PCB-forurensningen, med overkonsentrasjoner i lever av torsk fra Vestfjorden på mer enn 5 ganger ”antatt høyt bakgrunnsnivå” fra mer åpne farvann langt fra punktkilder/større byer (Green og Knutzen 1993).

Videre ble det ved denne undersøkelsen funnet klare vitnesbyrd om nåtidig tilførsel av PCB til overflatelaget ved unormalt høyt innhold i blåskjell fra de innerste delene av fjorden – således opp mot 10 ganger antatt høy bakgrunn. Også PAH i blåskjell ble observert å være delvis markert forhøyet, mens innholdet av PAH i fisk var moderat. Av metaller ble det bare funnet overkonsentrasjoner jevnført med ”høy bakgrunn” på ca 2 ganger for bly og kadmium i blåskjell og enda mindre for kvikksølv i filet av torsk (Green og Knutzen 1993).

Registreringene av såvidt høyt PCB-innhold i torskelever medførte at Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) frarådet konsum av lever fra torsk fanget innenfor Drøbak.

Til dette bildet av en betenkelig forurensningstilstand føyet seg 1996-observasjoner av ca. 3 ganger overkonsentrasjon av dioksiner målt som toksisitetsekvivalenter (se kapittel 1) i blåskjell fra Gressholmen nær havneområdet (Green,1997).

Ut fra ovenstående fant man at det var behov for en mer omfattende kartlegging; dels i flere arter av fisk og analyser av flere typer bestandige (lite nedbrytbare) klororganiske stoffer, men også ved flere lokaliteter, herunder områdene som sedimentstudiene (Konieczny 1992a,b; 1994), og delvis blåskjellanalysene, hadde vist at var markert til sterkt belastet.

Formålene ved undersøkelsene har vært å:

- få mer fullstendige opplysninger om forurensningstilstanden mht. miljøgifter i fisk og blåskjell fra indre Oslofjord, spesielt med henblikk på spiselighet
- etablere et mer omfattende grunnlag enn det man har fra før for å følge utviklingen
- såvidt mulig – ved analysene av blåskjell – å avdekke områder med nåtidig tilførsel av forurensende stoffer, for slik å bidra til oppsporing av kilder.

2. Materiale og metode

2.1. Indikatorarter, prøvesteder og -tid

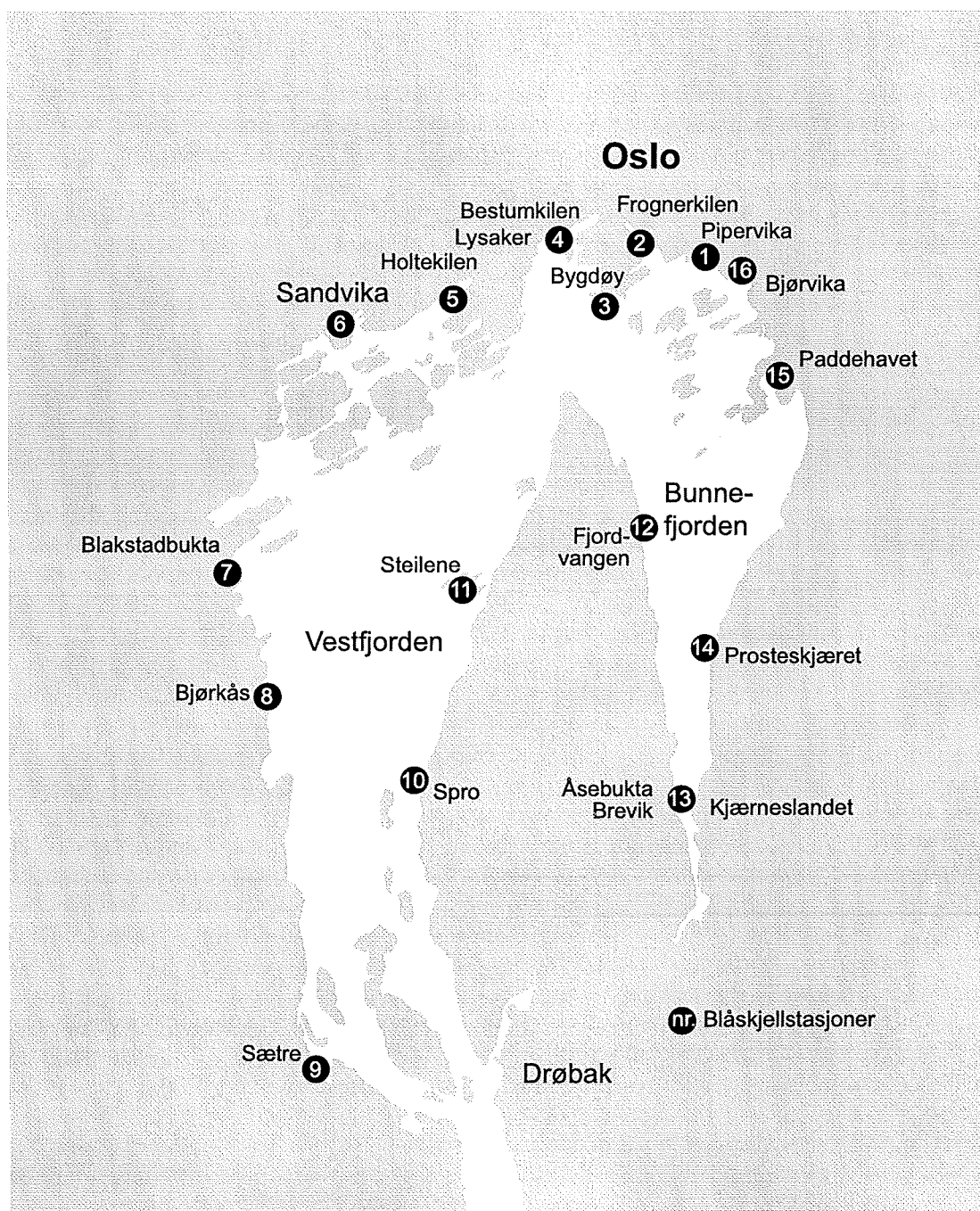
Blåskjell (*Mytilus edulis*) er samlet inn fra 16 områder 16-22/9 1997. Materialet besto i blandprøver à 50 skjell i størrelsen 4-7 cm, for det meste innen intervallet 4,5-6,0 cm. Ved prøvetakingen er det – såvidt mulig - samlet inn skjell fra 3 eller flere understasjoner for å sikre representativitet for vedkommende større område. Ofte har det vært nødvendig å sanke skjellene på undersiden av flytebrygger. Prøveområdene ses av figur 1 og kan karakteriseres nærmere ved følgende:

1. Rådhuskaia/Pipervika. 3 understasjoner: Halvveis ut på hhv. øst- og vestsiden, samt innerst ved utstikker 8-9.
2. Frognerkilen. 3 understasjoner: Dronningen, Kongen og innerst.
3. Bygdøynes. 3 understasjoner: Herbern, brygge i bukt innenfor og steinbrygge på Huk.
4. Lysaker/Bestumkilen. 3 understasjoner: ca. 200 m øst for utløpet av Lysakerelva, ved brygge på østsiden av Killingen og ved brygge på nordsiden av munningen til Bestumkilen.
5. Holtekilen. 3 understasjoner: Ved brygge på NV-siden av munningen og ved brygger midtveis inn i kilen hhv. på NV-siden og SØ-siden.
6. Sandvika. 5 understasjoner: Brygge ved Sjøholmen, innerst i bukt på N-siden av Kadettangen, begge sider av østspissen av Jernholmen og på fastlandet nord for denne.
7. Blakstadbukta. 3 understasjoner innerst i bukta: brygge ved Ormodden og fra to brygger på Østenstadodden.
8. Bjørkås/VEAS. 4 understasjoner på strekningen Tajet – spissen av Bjørkåsholmen
9. Sætre. På begge sider av plast flytebrygge.
10. Spro. På lite nes syd for Nordrebukta, litt S for N. Spro brygge.
11. Steilene. Tre understasjoner på nordsiden av Persteilene.
12. Fjordvangen (Bunnefjorden). 3 understasjoner over ca. 200 m strandstrekning.
13. Brevik/Kjærnes (Bunnefjorden). 3 understasjoner fordelt på begge sider av fjorden. En ved Åsebukta nord for Brevik og to i Bogenbukta syd for Kjærneslandet.
14. Prosteskjæret med omegn (Bunnefjorden). 3 understasjoner fra Prosteskjæret og ca 300 m nordover
15. Paddehavet. 3 understasjoner på nordsiden av Skilpadda
16. Bispevika/Bjørsvika. 3 understasjoner fordelt på Bispevika, Bjørsvika og Grønlikaia.

Tanken bak den omfattende kartleggingen av miljøgiftbelastningen i blåskjell er som nevnt at arten vil gjenspeile nåtidig belastning/tilførsel til overflatelaget. Samlet vil materialet gi en karakteristikk både av forholdene i indre fjord generelt og av områder der det er mest sannsynlig at det fremdeles kommer tilførsler fra land via vassdrag, gateavrenning og utslipp,

Alle blåskjellprøver er analysert på klororganiske rutinekomponenter (der de viktigste stoffene er 10 enkeltforbindelser av PCB, nedbrytningsprodukter av DDT, isomere av HCH (heksaklorsyklusheksaner, deriblant lindan) og HCB (heksaklorbenzen)), dessuten for antibegroingsstoffene tributyltinn (TBT) med nedbrytningsprodukter og trifenylytinn (TPhT). Fra 10 av områdene er prøvene også analysert på innhold av PAH (polysykliske aromatiske hydrokarboner) og metallene kvikksølv, kadmium, bly, krom, nikkel, sink og kobber. Et mindre utvalg av prøver (5 stk.), fra områder blant de antatt mest interessante i relasjon til PCB-kilder, ble analysert på innhold av non-orto (dioksinlignende) PCB og dioksiner.

I tillegg er en blandprøve av 22 østers (*Ostrea edulis*) fra Heggholmen (SV for Hovedøya) analysert på rutinevariable av klororganiske stoffer og metaller utenom kvikksølv.



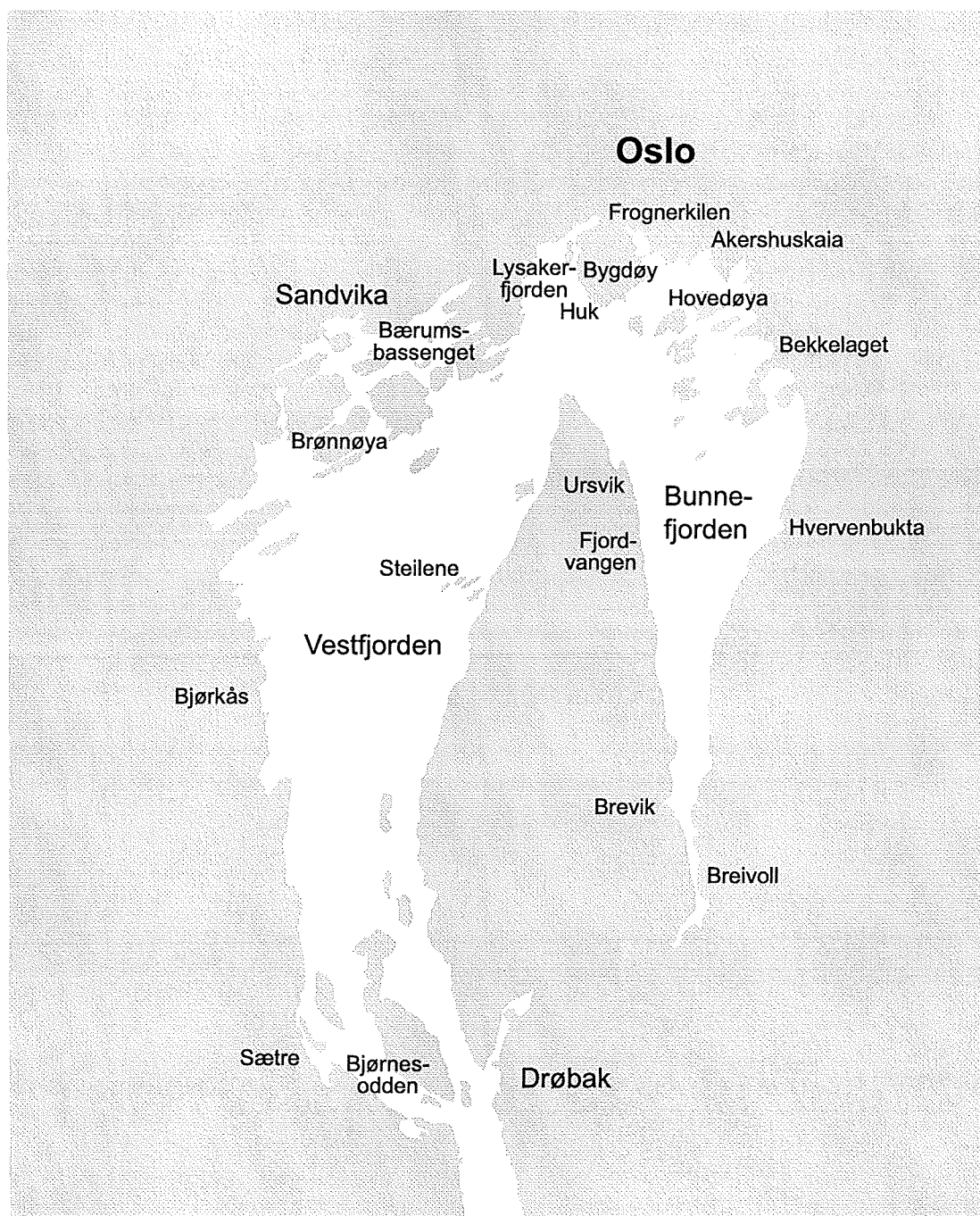
Figur 1. Innsamlingssteder for blåskjell (*Mytilus edulis*) fra indre Oslofjord 16-22/9 1997 til analyse på innhold av miljøgifter. Om beliggenheten av de enkelte prøvesteder kfr. nærmere i tekst.

Av fisk er det i hovedsak samlet torsk (*Gadus morhua*), skrubbe (*Platichthys flesus*) og ål (*Anguilla anguilla*), som alle er meget benyttet som indikatorer på miljøgifter innen overvåking nasjonalt og internasjonalt. De er alle utsatt for miljøgifteksponering via byttedyr som lever i kontakt med forurenset sediment; ål og skrubbe i tillegg fra direkte kontakt med sediment/porevann. Torsk og ål er dessuten blant de arter som omfattes av betydelige brukerinteresser, særlig fritidsfiske, men potensielt også yrkesfiske, som nå i stor grad begrenses ved SNTs anbefaling om ikke å spise lever av torsk fanget innenfor Drøbak. Ut fra de store brukerinteressene er det i tillegg samlet sjø-ørret (*Salmo trutta*) fra Sandvikselva, Øverlandselva og Akerselva. I et par tilfeller har det vært nødvendig å analysere prøver av sandflyndre (*Limanda limanda*) eller tunge (*Solea solea*) som erstatning for skrubbe. Av rent pelagiske arter er det bare gjort en orienterende analyse av sild (*Clupea harengus*).

Fangsten av fisk fra fjorden har foregått med garn og har i hovedsaken vært utført ved medlemmer av Indre Oslofjord Fiskerlag, ellers av NIVA. Mesteparten av fangstene er gjort høsten 1997, men 5 av de 6 åleprøvene er samlet høsten 1998. Prøvene av torsk og sandflyndre fra omegnen av Dyno/Sætre i februar 1997 er stilt til rådighet av Jonny Eriksen, Oslo, fra et materiale brukt ved et hovedfagsarbeide ved Universitetet i Oslo. Fra flere av de på forhånd utvalgte områder viste det seg vanskelig å få det ønskede antall individer (ca. 20). Blandprøvene består derfor delvis av eksemplarer samlet over et tidsrom av opp til et par måneder uten at det likevel ble oppnådd et antall individer samsvarende med det som anses tilfredsstillende representativt for en bestand.

På grunn av dårlig oppgang av sjø-ørret i Sandvikselva, Øverlandselva og Akerselva både i 1997 og 1998 (pers. medd. Sverre Olsen, Sandvika; og Bjørn R. Hansen/OFA) består også disse blandprøvene av et noe lavere enn ønskelig antall individer.

Fangstområdene for fisk ses av figur 2, mens nærmere opplysning om prøvesteder, tid for prøvetaking, antall fisk i de enkelte blandprøver og fiskens størrelse er gitt i vedlegg 1.



Figur 2. Innsamlingssteder for fisk fra indre Oslofjord 1997 - 1998 til analyse på innhold av miljøgifter.

2.2. Variable og metodikk ved opparbeidelse og analyse

Fiskeprøvene er analysert på klororganiske stoffer og kvikksølv. I orienterende øyemed er det dessuten gjort et par analyser av tinnorganiske forbindelser i torskelever. Til de klororganiske analysene er benyttet blandprøver av torskelever, i de øvrige artene blandprøver av filet (ryggmuskel). Som for blåskjell er alle fiskeprøvene analysert på innhold av klororganiske rutine- eller standardforbindelser (se ovenfor). 6 av de 7 prøvene av torskelever er dessuten analysert på de stoffer som er mest relevante for å bedømme spiselighet: dioksiner og non-orto PCB. For to av leverprøvene er det i tillegg gjort orienterende analyser av polyklorerte naftalener (PCN, en gruppe som også omfatter et par forbindelser med dioksinlignende virkning).

Prøvene er først oppbevart nedfrost, siden opparbeidet for analyse på NIVA, igjen fryst og siden homogenisert og eventuelt splittet i paralleller (til NILU) som er oppbevart i frosset tilstand før uttak av subprøve til analyse. Homogeniseringen er gjort i Ultra Turrax T25 eller i TEFAL food processor (større prøvemengder, dvs. > 100-200 g).

Metodikken for NILUs analyser av PCDF/PCDD, non-orto PCB og PCN er beskrevet hos Schlabach et al. (1993), Oehme et al. (1994) og Schlabach et al. (1995). På grunn av manglende interkalibreringsmulighet angis for PCN relativt stor usikkerhet – antydningssvis 25-50 %. NILU er akkreditert for analyser av dioksiner og non-orto PCB, men foreløpig ikke for PCN.

I rapportens tekstdel er resultatene fra analysene av dioksiner, non-orto PCB og PCN gjengitt som summen av beregnede toksisitetsekvivalenter (TE) innen hver gruppe, mens rådata er gjengitt i vedlegg. Med TE forstås konsentrasjonen av de enkelte forbindelser omregnet til ekvivalente konsentrasjoner av den mest giftige av dioksinene ved toksisitetsekvivalentfaktorer (TEF). For dioksinene er de benyttede TEF gitt i Ahlborg (1989), for non-orto og PCB med svakere dioksinegenskaper i Van den Berg et al. (1998, med revisjon av Ahlborg et al.(1994)) og for et par PCN (tentativt) i Hanberg et al. (1990).

For de **klororganiske analysene ved NIVA** blir frysetørret materiale tilsatt PCB 53 som indre standard og ekstrahert to ganger med en blanding av cykloheksan og aceton ved bruk av ultralydsonde. Det samlede ekstrakt tilsettes destillert vann for å skille vann/aceton fra cykloheksan-fasen. Etter gjentatt vasking av cykloheksan med destillert vann, tørkes cykloheksanekstraktet og inndampes til tørrhet for fettvektbestemmelse. For videre analyse veies en del av fettut, løses i cykloheksan og forsåpes med konsentrert svovelsyre.

Før kvantitativ analyse ved NIVA blir ekstraktet inndampet til ønsket volum i små glødede prøveglass. Identifisering og kvantifisering av klororganiske komponenter utføres på gasskromatograf (GC) med 60 m kapillærkolonne og elektroninnfangningsdetektor (ECD). Kvantifisering utføres via egne dataprogram ved bruk av 8-punkts standardkurver, og konsentrasjonsnivået til alle parametre som skal kvantifiseres justeres til å ligge innenfor standardkurvens lineære område.

Analyseresultatene kvalitetssikres ved blant annet å analysere kjente standarder for hver tiende prøve på gasskromatografen, samt ved jevnlig kontroll av hele opparbeidings- og analyseprosedyren ved bruk av internasjonalt sertifisert referansemateriale (SRM 349, torskeleverolje og CRM 350, makrellolje), regelmessig blindprøvetesting og hyppig kalibrering av instrumentene. Langtidsvariasjonsstudier basert på månedlige analyser av internasjonalt sertifisert referansemateriale, gir et relativt standardavvik på mellom 5 - 10% for enkeltforbindelser av PCB (PCB kongenere). Deteksjonsgrensene varierer med den analyserte prøvemengde, men ligger vanligvis for PCB-kongenere i området fra 0.1 til 0.2 µg/kg våtvekt.

Ved **bestemmelse av PAH-komponenter** ved NIVA tilsettes prøven 7 deutererte PAH-komponenter som indre standarder. Prøvene forsåpes med lut (KOH) og metanol (modifisert etter Grimmer og

Bøhnke, 1975). Ekstraksjonen av PAH foretas med n-pentan og ekstraktet renses med DMF/vann (9:1) og ved kromatografering på silicagel. Identifisering og kvantifisering er utført med GC/MSD (masseselektiv detektor). Resultatene kontrolleres ved jevnlig analyse av internasjonalt sertifisert referansemateriale for blåskjell (SRM 1974) og eget biologisk materiale. GC/MSD-instrumentet kalibreres hyppig ved bruk av sertifiserte PAH-standardblandinger. Relativt standardavvik for gjentatte bestemmelser av enkeltforbindelser av PAH er i middel 6.4% (1.2 - 13.4%) og deteksjonsgrensen er vanligvis ca. 0.2 µg/kg våtvekt.

For **metallanalysene** ved NIVA blir en innveid subprøve av tint homogenisert oppsluttet med salpetersyre i autoklav ved 120°C og fortynnet med destillert og avionisert vann (Norsk Standard 4780, 1. utg. juni 1988). Bestemmelsen utføres på den klare væskefasen og foretas med atomabsorpsjon i flamme eller grafittovn. Sink bestemmes ved atomabsorpsjon i flamme (NS 4770, NS 4773, 1. utg. mai 1980), mens bly, kadmium og kobber er bestemt ved flammeløs atomabsorpsjon (grafittovn) i henhold til NS 4780, NS 4781, 1. utg. juni 1988. Deteksjonsgrensene er 2.0/0.1/0.02 mg/kg våtvekt, henholdsvis for sink, bly/kobber og kadmium. Kvikksølv analyseres ved kalddamp/gullfelle, deteksjonsgrense 0.02 mg/kg. Standardavviket ved analyse av paralleller er < 2% for sink og < 5 - 10% for de øvrige. Analyse kvaliteten kontrolleres mot sertifisert referanse-materiale.

TBT og de øvrige tinnorganiske forbindelser er analysert etter metodikken i Følsvik (1997).

Fettvektbestemmelse utføres ved NIVA ved å ekstrahere prøven med en blanding av cykloheksan og aceton ved bruk av ultralydsonde. Cykloheksan-fasen som inneholder den ekstraherte fettmengde, inndampes til tørrhet og settes i varmeskap ved 105°C over natten til konstant vekt. Fettmengden bestemmes gravimetrisk.

NIVA/NILU har gjennomført en intern interkalibrering av fettbestemmelse, som hovedsakelig viste godt samsvar mellom de to laboratoriers resultater. For vev med lavt fettinnhold (<1 - 2%) kan det imidlertid forekomme betydelige relative avvik. Med hensyn til de her rapporterte resultater ses av vedlegg 1 at i fem av de seks prøvene av torskelever (fettinnhold i området 40-65%) var den relative forskjellen mellom resultatene fra de to laboratoriene mindre enn 10 %; i den siste vel 15 % (NILU høyest, slik det med ett unntak også gjaldt de øvrige resultatene). For blåskjell (fettprosent varierende i området 1-2) lå derimot NIVA høyest, med et største avvik på 50 %, men ellers mindre enn 10-20 %.

NIVA er akkreditert for de ovennevnte analyser med unntak av tinnorganiske forbindelser.

2.3. Vurdering av forurensningsgrad og tilstand

Ved bedømmelsen av resultatene sammenlignes disse – der det er mulig - med SFTs klassifiseringssystem for miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann (Molvær et al., 1997). Klasse I ("ubetydelig/lite forurenset") i dette systemet representerer "antatt høyt bakgrunnsnivå". Dette er en beregnet/anslått grense for miljøgiftnivåene på steder med bare diffus belastning, dvs. utenfor sporbar innflytelse fra punktkilder, herunder byer/tettsteder. Grensen skal fortrinnsvis være satt ut fra en avrundning av 75-95 prosentilen av et observasjonsmateriale på referanselokaliteter (Knutzen og Green 1995), men noen ganger mer skjønsmessig. I foreliggende rapport brukes "normalnivå" eller "høyt normalnivå" i samme betydning som Kl I eller "antatt høyt bakgrunnsnivå". Overskridelse av kl. I betegnes som "overkonsentrasjoner" og angis i antall ganger "normalnivået".

Den videre inndeling av klassifiseringssystemet i grader av forurensning (kl. II: "moderat", Kl. III: "markert", Kl. IV: "sterkt" og Kl. V: "meget sterkt", er bare i et par tilfeller knyttet til grenser for skade (TBT-tributyltinn) eller spiselighet (kvikksølv i fisk), men ellers mer skjønsmessig. Årsaken til dette er manglende eksakt kunnskap mellom nivåer og effekter (skade). Klasseinndelingens hovedfunksjon er å fremme en tilnærmet enhetlig beskrivelse av tilstanden og gjøre det mulig å formidle et hovedbudskap på en kortfattet måte.

3. Klororganiske forbindelser i fisk

Rådata fra disse analysene er samlet i vedlegg 2 (polyklorerte dibenzofuraner/dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD = "dioksiner"), non-orto (dioksinlignende) PCB og polyklorerte naftalener (PCN)) og vedlegg 3 (rutineanalyserte klororganiske stoffer).

De vanlige klororganiske analysene omfatter i hovedsaken PCB (polyklorerte bifenyler, 10 enkeltforbindelser), p,p-DDE/DDD (nedbrytningsproduktene av DDT - diklordifenyltrikloreten), α - og γ -isomerene av HCH (heksaklorsyklusheksan, γ -HCH = lindan), HCB (heksaklorbenzen) og OCS (oktaklorstyren).

Hovedresultatene er gjengitt i tabeller under behandlingen av de enkelte arter (nedenstående delkapitler)

3.1. Torsk (*Gadus morhua*)

Tallene i tabell 1 viser klar påvirkning med **PCB** på alle prøvestedene. I forhold til Klasse I i SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al., 1997) dreier det seg om overkonsentrasjoner (kfr. kap. 3.3) i området 6-10 ganger eller "markert" til "sterkt" forurenset (sistnevnte > 4000 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt). Høyest konsentrasjon ble funnet i fisk fra havnebassenget (Kavringen-Hovedøya-Akershus), men hovedkonklusjonen er bemerkelsesverdig moderat forskjell mellom ulike steder i fjorden. Sammenligningen mellom lokalitetene gjøres best etter omregning av konsentrasjonene til fettbasis, idet akkumuleringen av PCB og andre fettløselige stoffer i hvert fall delvis varierer med fettinnholdet til det analyserte vevet. En slik sammenligning på fettbasis er vist i figur 3. Selv om forskjellene ikke er store, ses en tendens til høyest PCB-innhold i torsk fanget fra Lysakerfjorden og innover.

De årlige observasjonene av rutineanalyserte klororganiske stoffer i lever av torsk fra Vestfjorden som gjøres innen JAMP har jevnlig vist omkring tilsvarende nivå av ΣPCB_7 (Green et al., 1999 og foregående årsrapporter for den norske delen av Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP) under Oslo-/Pariskommisjonen). JAMP-stasjonen synes dermed ganske representativ for PCB-forurensningen i torsk fra hele indre Oslofjord, bortsett fra de helt havnenære arealene.

Sammenlignet med de PCB-nivåene i torskelever som utløste råd fra Statens næringsmiddeltilsyn (SNT) om ikke å spise lever av torsk fanget innenfor Drøbak (Green og Knutzen 1993), var det ingen bedring å spore. Ved den foreliggende undersøkelse har man fått bekreftet at tilstanden også gjelder deler av fjorden som det tidligere ikke var observasjoner fra. På den annen side er det ikke fremkommet indikasjoner på vesentlig verre tilstander i lokale områder nær potensielle kilder fra virksomhet på land, slik man kunne frykte ut fra det store intervallet for PCB-forurensningen i sediment (Koniczny 1992a,b; 1994). F.eks. har ikke de høye PCB-konsentrasjonene rapportert av Koniczny (1994) fra området utenfor Sætrepollen gitt noe spesielt utslag i torsk.

Innholdet av miljøgifter i filet av torsk er ikke målt i denne undersøkelsen, men følges rutinemessig på ovennevnte JAMP-stasjon. Resultatene for ΣPCB_7 1993-1997 (Green og Severinsen 1999) og 1998 (under rapportering) viste middelverdier fra 3-23 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Gjennomsnittet for hele perioden lå på vel 10 $\mu\text{g}/\text{kg}$. Dette tilsvarer litt over en fordobling av kl. I i SFTs klassifiseringssystem, m.a.o. klart mindre overkonsentrasjoner enn i lever.

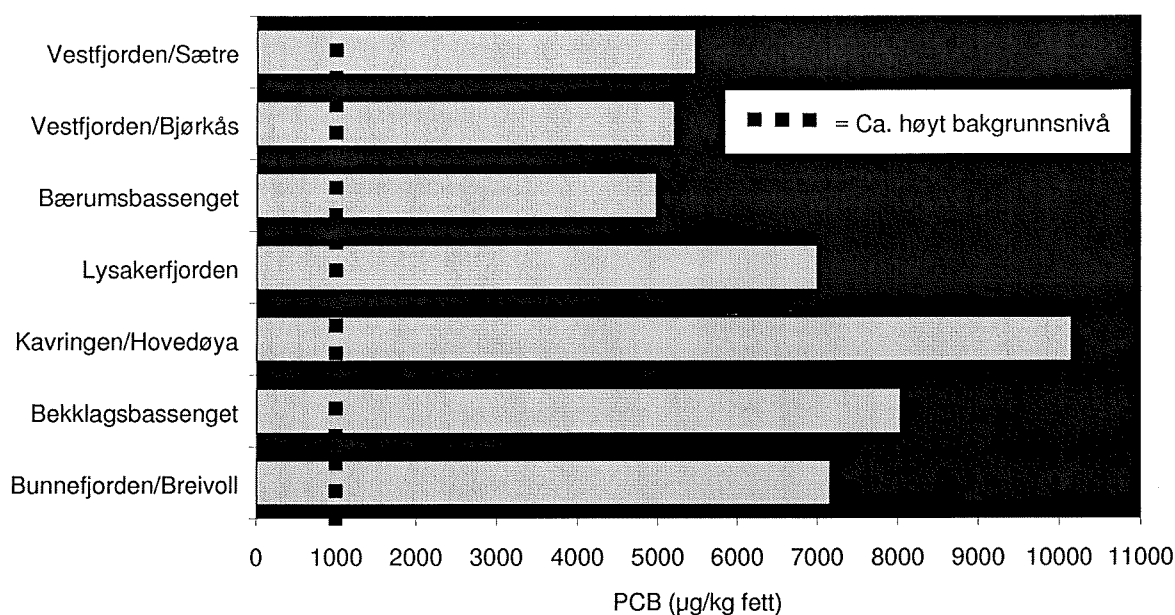
Også nedbrytningsproduktene av insektmiddelet **DDT**, som det i Norge har vært strenge restriksjoner på bruk av siden 1970 og helt forbud mot de siste 10 år, opptrådte i tydelige overkonsentrasjoner.

Mens klassifiseringssystemet (Molvær et al., 1997) har en KI I grense på 200 µg/kg våtvekt for summen av DDT, DDE og DDD, utgjorde summen av bare de to sistnevnte mellom ca. 300 og 600 µg/kg (tabell 1). Grunnet tilleggsomkostninger forbundet med å analysere også morsubstansen, analyseres ved rutineovervåking vanligvis bare nedbrytningsproduktene DDE og DDD. Det er derfor dårlig grunnlag for å estimere hvor mye DDT bidrar til ΣDDT, men ut fra observasjoner i Sørfjorden/Hardangerfjorden 1996-97 (Knutzen et al., 1998a, 1999c) og Sandefjordsfjorden (Knutzen og Hylland, 1998) - der man i begge tilfeller har lokal tilførsel av DDT - kan man i hvert fall regne med at DDT kan opptre i konsentrasjoner mellom DDE og DDD. For torskematerialet fra indre Oslofjord gir dette ΣDDT-verdier i størrelsesordenen 500-800 µg/kg våtvekt i leveren, m.a.o. overkonsentrasjoner på 3-4 ganger. Man kan merke seg at i likhet med PCB var det heller ikke for DDT med metabolitter (stoffskifteprodukter) noen av prøvestedene som skilte seg ut med klart lavere eller høyere forurensningsgrad.

Tabell 1. ΣPCB₇ (sum av CB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180), p,p-DDE/DDD, ΣHCH (sum av α- og γ-HCH), HCB og OCS i lever av torsk (*Gadus morhua*) fra indre Oslofjord 1997-1998, µg/kg våtvekt.

| Prøvesteder, tid | ΣPCB ₇ | DDE | DDD | ΣHCH | HCB | OCS | % fett |
|----------------------------------|-------------------|-----|-----|------|-----|-----|--------|
| Breivoll/Bunnefjorden 19/1-98 | 2958 | 264 | 113 | 16 | 7 | 5 | 41,3 |
| Bekkelagsbassenget. 22/1-98 | 3087 | 289 | 129 | 15 | 7 | 5 | 38,4 |
| Kavringen-Hovedøya 23/10-97 | 4862 | 320 | 288 | 15 | 9 | 7 | 47,9 |
| Lysakerfjorden 17-29/12-97 | 3941 | 346 | 194 | 22 | 15 | 23 | 56,3 |
| Bærumsbassenget 15/12-97 | 2938 | 288 | 145 | 20 | 8 | 7 | 59,0 |
| VEAS/Bjørkås 29-30/12-97 | 2928 | 297 | 121 | 24 | 10 | 4 | 56,2 |
| Dyno/Sætre 12/2-97 | 2968 | 312 | 146 | 15 | 11 | 4 | 54,3 |

Med unntak for OCS (oktaylorstyren) i torsk fra Lysakerfjorden ga ikke de øvrige analyseresultatene indikasjoner på lokale tilførsler av betydning. OCS-verdien i Lysakerfjorden representerer ikke mer enn vel en fordobling av det man kan forvente på referanselokaliteter (Knutzen og Green 1995). Den mulige OCS-punktkilde som indikeres kan følgelig anses som uten betydning i praktisk sammenheng (såfremt den ikke også omfatter ukjente stoffer i relativt større mengder).



Figur 3. Sammenligning av PCB-belastningen i lever av torsk fra ulike prøvesteder i indre Oslofjord 1997 - 1998, basert på ΣPCB_7 omregnet til fettbasis ($\mu\text{g}/\text{kg}$ fett).

Resultatene fra analysene av **PCDF/PCDD (dioksiner) og non-orto PCB** i seks av torskeprøvene finnes i tabell 2. Her er også inkludert data for det utvalg av mono-orto PCB med dioksinlignende egenskaper som inngår i rutineanalysene på klororganiske stoffer; for to av prøvene dessuten registrering av polyklorerte naftalener (PCN) med virkningsmekanisme som dioksiner. Konsentrasjonene er angitt i toksisitetsekvivalenter (TE), dvs. etter omregning til ekvivalente konsentrasjoner av den giftigste forbindelsen innen gruppen PCDF/PCDD.

Som omregningsfaktorer (eller Toksisitetekvivalentfaktorene – TEF) er for PCDF/PCDD benyttet Ahlborg (1989); for non- og mono-orto PCB Van den Berg et al. (1998) og for PCN de tentative TEF-verdiene foreslått av Hanberg et al. (1990). Van den Berg et al. (1998) har også re-evaluert TEF-verdier for PCDF/PCDD (og herunder revidert TEF for 1,2,3,7,8-PeCDD, OCDD og OCDF). Utslagene som forskjellene fra Ahlborg (1989) gjør på sum av toksisitetsekvivalenter fra PCDF/PCDD ($\text{TE}_{\text{PCDF/PCDD}} = \text{TE}_{\text{PCDF/D}}$) i tabell 2 er imidlertid små og her ikke tatt hensyn til (0,1-1,0 ng/kg i tillegg). For non-orto forbindelsen CB77 har Van den Berg et al. revidert TEF gjeldende mennesker/pattedyr fra 0,0005 til 0,0001, mens TEF-verdiene for de her aktuelle mono-orto PCB er uforandret fra Ahlborg et al. (1994). I tabell 2 bidrar PCB nr. 77 bare med bare 1-2 % av $\text{TE}_{\text{n.-o.PCB}}$ (sum av TE fra non-orto PCB). De beregnede TE-verdier i tabell 2 (der det er tatt hensyn til denne nedjusteringen av TEF-verdien for CB 77) er derfor på det nærmeste sammenlignbare med tidligere resultater innen Statlig program for forurensningsovervåking og andre undersøkelser der TEF_{PCB} har vært hentet fra Ahlborg et al. (1994). (Bemerk at Van den Berg et al. (1998) for første gang har konkretisert forslag om TEF-verdier som delvis er forskjellige for de samme substansene i relasjon til de tre kategoriene mennesker/pattedyr, fugler og fisk).

Tabell 2. Toksisitetsekvivalenter (TE) fra PCDF/PCDD, non-orto PCB, utvalgte mono-orto PCB (nr. 105, 118, 156) og PCN i lever av torsk fra indre Oslofjord 1997-1998, ng TE/kg våtvekt. Vedrørende grunnlag for beregning av TE fra ulike forbindelser innen de enkelte grupper – se tekst. I.a.: ikke analysert.

| Prøvesteder | TE _{PCDF/D} | TE _{n.-o.PCB} | TE _{m.-o.PCB} | TE _{PCN} | ΣTE |
|-----------------------|----------------------|------------------------|------------------------|-------------------|-------|
| Breivoll/Bunnefjorden | 6,7 | 132,4 | 112,7 | I.a. | 251,8 |
| Bekkelagsbassenget | 11,0 | 179,9 | 93,1 | I.a. | 284,0 |
| Kavringen-Hovedøya | 8,0 | 207,6 | 185,0 | 3,6 | 400,6 |
| Lysakerfjorden | 11,1 | 201,0 | 151,6 | I.a. | 363,7 |
| VEAS/Bjørkås | 10,0 | 160,7 | 119,2 | I.a. | 189,9 |
| Dyno/Sætre | 25,1 | 273,0 | 118,2 | 1,0 | 416,3 |

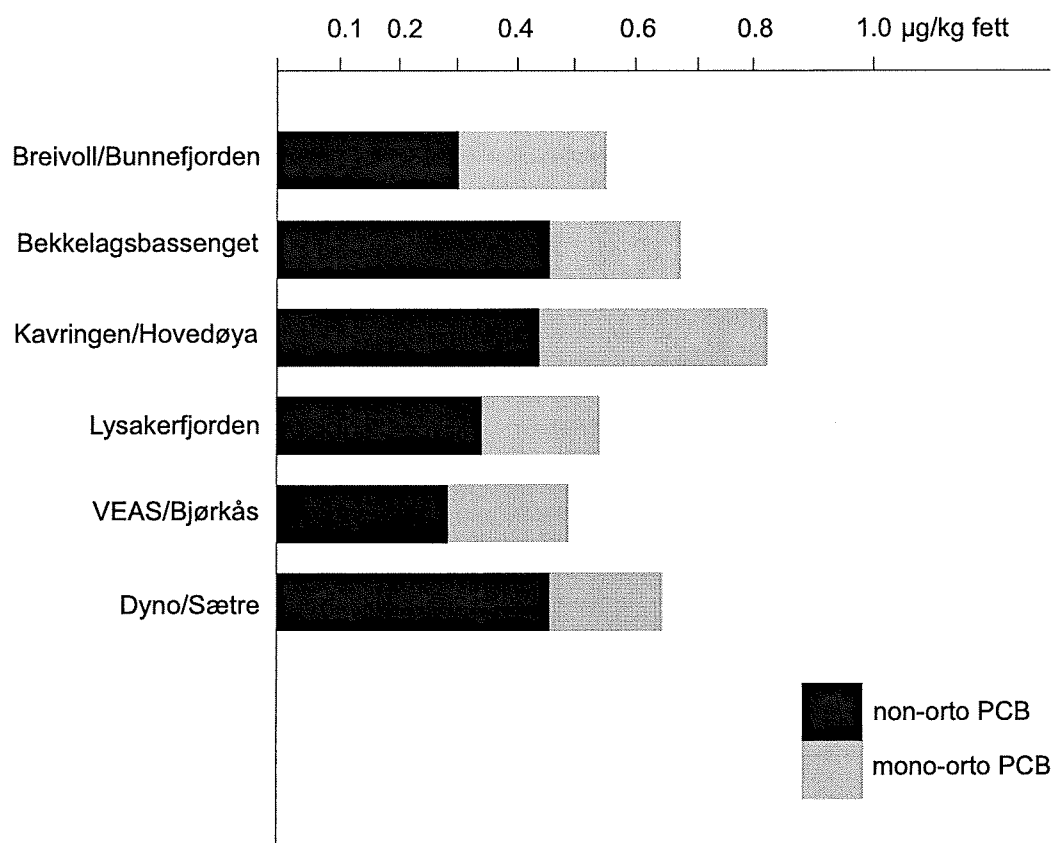
Resultatene i tabell 2 bekrefter torskeleverens betydelige belastning med PCB. **Summen av dioksinlignende PCB** (litt ufullstendig fordi ikke alle mono-orto PCB er med, men antagelig de viktigste) lå i intervallet ca. 250-390 ng TE/kg, hvilket er betydelig over det man finner i torsk fra åpen kyst. Foreløpig er data for TE_{PCB} fra referanstasjoner ufullstendig og delvis noe sprikende, men observasjoner i Solberg et al. (1997, 1999) og Knutzen et al. (1998b), samt Green et al. (1999, supplert med upubliserte NIVA-data for mono-orto PCB) tyder på at høyt bakgrunnsnivå for ΣTE_{PCB} i hvert fall ikke bør overstige omkring 70 ng/kg våtvekt.

Går vi ut fra dette nivået, fås overkonsentrasjoner av dioksinlignende PCB i lever av torsk fra indre Oslofjord på ca. 4-6 ganger. Settes referansenivået isteden til 50 ng/kg, fås et intervall for grad av forurensning som samsvarer bra med det som er angitt ovenfor vedrørende ΣPCB₇.

Det ble funnet en noe jevnere fordeling av dioksinlignende PCB enn for ΣPCB₇ (Fig. 3-4) Mens ΣPCB₇ hadde et relativt klart maksimum i torsk fra havneområdet (figur 3) lå torsk fra både Bekkelagsbassenget og Sætre like høyt som fisk fra havnebassenget mht. non-orto PCB (figur 4). Det er rimelig å anta at disse (midre) forskjellene i fordeling mellom ulike PCBer har med kvalitativt noe ulike lokale kilder å gjøre, men så langt har man ingen konkrete holdepunkter som underbygger dette.

Med hensyn til forholdet mellom non-orto og mono-orto PCB ses av figur 4 at det største bidraget til TE_{PCB} kom fra non-orto forbindelsene, men for flere av prøvestedene var overvekten liten i betraktning av at ikke alle mono-orto PCB var med i analysene.

Ser man nærmere på forholdet mellom konsentrasjonene av ΣPCB₇ og TE_{PCB} fås for alle lokalitetene unntatt Sætre forholdstall omkring 10-12x10³. Sætrretorsken hadde et forhold mellom disse to variable på 7,6x10³. Den relative "overrepresentasjonen" av dioksinlignende PCB i Sætrretorsken fremgår også ved å se på forholdet mellom CB153 og TE_{PCB}: 2,3x10³ ved Sætre mot 3,1-3,8x10³ i de øvrige prøvene. Slike forskjeller kan for så vidt indikere forskjellige PCB-sammensetninger hos ulike kilder. Imidlertid krever eventuell sporing av kilder på et slikt grunnlag for det første en fullstendig analyse av de aktuelle PCB-mønstere, foruten at utfallet er usikkert. Årsaken til usikkerheten er at den opprinnelige PCB-sammensetningen endres betydelig (og på utilstrekkelig kjent vis) ved både fysisk/kjemiske og biologiske prosesser i naturen. Kanskje mer interessant for praktiske formål ville det være hvis man for ett indikatormediums vedkommende, f.eks. torskelever, fant rimelig konsistent sammenheng mellom rutinemessig analyserte variable (som ΣPCB₇ eller CB153) og TE_{PCB}, som krever dyrere analyser.



Figur 4. ΣTE_{PCB} og fordeling på non- og mono-orto PC i lever av torsk fra ulike prøvesteder i indre Oslofjord 1997-1998, $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett.

Når torskelever inneholder såvidt mye PCB, reises også spørsmålet om innholdet i filet. Dette er ikke analysert i det foreliggende materialet. Imidlertid er det som nevnt ovenfor er det i torsk fra Vestfjorden registrert opp til vel $20 \mu\text{g} \Sigma\text{PCB}_7$, dvs. ca 4 x høyt "normalnivå" (Molvær et al., 1997), men i gjennomsnitt mindre. I de mest belastede delene av fjorden kan da man anta at konsentrasjonene kan nå opp i $30-40 \mu\text{g}/\text{kg}$. Antas videre at også dioksinlignende PCB vil fordele seg på samme måte mellom lever og filet, kan man i sistnevnte anslå et nivå av TE_{PCB} i intervallet 2-5 ng/kg våtvekt. Det understrekes at dette er usikre beregninger som det er begrenset erfaringsgrunnlag for å gjøre, idet tilfellene da man har ansett det ønskelig også å få analysert filet (sterk grad av forurensning) har vært relativt fåtallige. Av data fra bl.a. Bergensområdet (Skei et al., 1994a, Knutzen et al., 1995a, Sandefjordfjorden (Knutzen og Hylland 1998), Kristiansandsfjorden (Knutzen et al., 1998b) og Frierfjorden (Knutzen et al., 1999a) ses at anslagene ovenfor i hvert fall ikke skulle være for lave (forholdet mellom PCB i lever og filet er vanligvis heller ca. 200 enn 100 som brukt her).

At den lokale ekstrabelastningen med PCB i Oslofjordområdet ikke bare kan spores i områder direkte påvirket av nærheten til Oslo, ses av at i torsk fanget ved Færder 1996 ble det målt et innhold av TE_{PCB} på $135 \text{ ng}/\text{kg}$ våtvekt (Green et al., 1999 og upubliserte data vedrørende mono-orto PCB), m.a.o. omkring en fordobling av "antatt høyt bakgrunnsnivå".

Av non-orto forbindelsene var det nr. 126 som ga det helt dominerende bidraget til $TE_{n-o-PCB}$: mer enn 98 % i alle prøvene. Denne dominansen synes også det vanlige både i andre PCB-forurensede fjorder og på referanselokaliteter (Knutzen og Hylland 1998, Knutzen et al., 1998b). Blant de tre analyserte

mono-orto forbindelsene var TE-andelen mer jevnt fordelt, men i fem av de seks prøvene med mest fra CB118 : (30)40-50 %.

Dioksininnholdet i torskelever var i de fleste prøvene lavt. Bare nivået i torsk fra området ved Sætre indikerte en mindre lokal kilde (ikke fullt det dobbelte av et ”antatt høyt bakgrunnsnivå” på 15 ng TE_{PCDF/D}/kg våtvekt, som imidlertid kan være satt litt høyt – se ref. Knutzen et al., 1999b). Resultatene av blåskjellanalysene (se nedenfor) tydet ikke på noen større nåtidig belastning med dioksiner ved Sætre enn på de øvrige observerte steder.

I relasjon til spiselighet var det et ubetydelig innhold av **dioksinlignende PCN** (Tabell 2), men de registrerte nivåene var klart høyere enn de (fåfallige) observasjonene i lever av torsk fra åpen kyst (Solberg et al., 1997, 1999). Oslofjordverdiene lå også over det som er funnet i torskelever fra Sandefjordsfjorden (Knutzen og Hylland 1998), derimot lavere enn i indre Kristiansandsfjorden (Knutzen et al., 1998b) og det samme i forhold til torsk fra åpen kyst utenfor Langesundsbukta (Knutzen et al., 1999a). I Kristiansandsfjorden er det imidlertid en sannsynlig industrikilde og Telemarkskysten er tydelig påvirket av tidligere store utslipp fra en magnesiumfabrikk innerst i Frierfjorden (Porsgrunn).

Resultatene fra analysene av klororganiske stoffer i lever av torsk må antas i stor grad å kunne overføres til andre torskefisk som kolje, hvitting, sei og lyr. Disse artene har alle en tilsvarende fet lever som torsk og er som voksne på omlag samme trofiske nivå og dermed utsatt for samme grad av anrikning av persistente klororganiske stoffer oppover gjennom næringskjedene. Selv om særlig sei har et avvikende levevis ved bare å søke byttedyr i de frie vannmasser, tyder observasjoner fra Frierfjorden på at også denne arten akkumulerer de aktuelle stoffene til i praksis omlag samme nivå som torsk (Bjerkeng et al. 1991; Knutzen et al. 1995b).

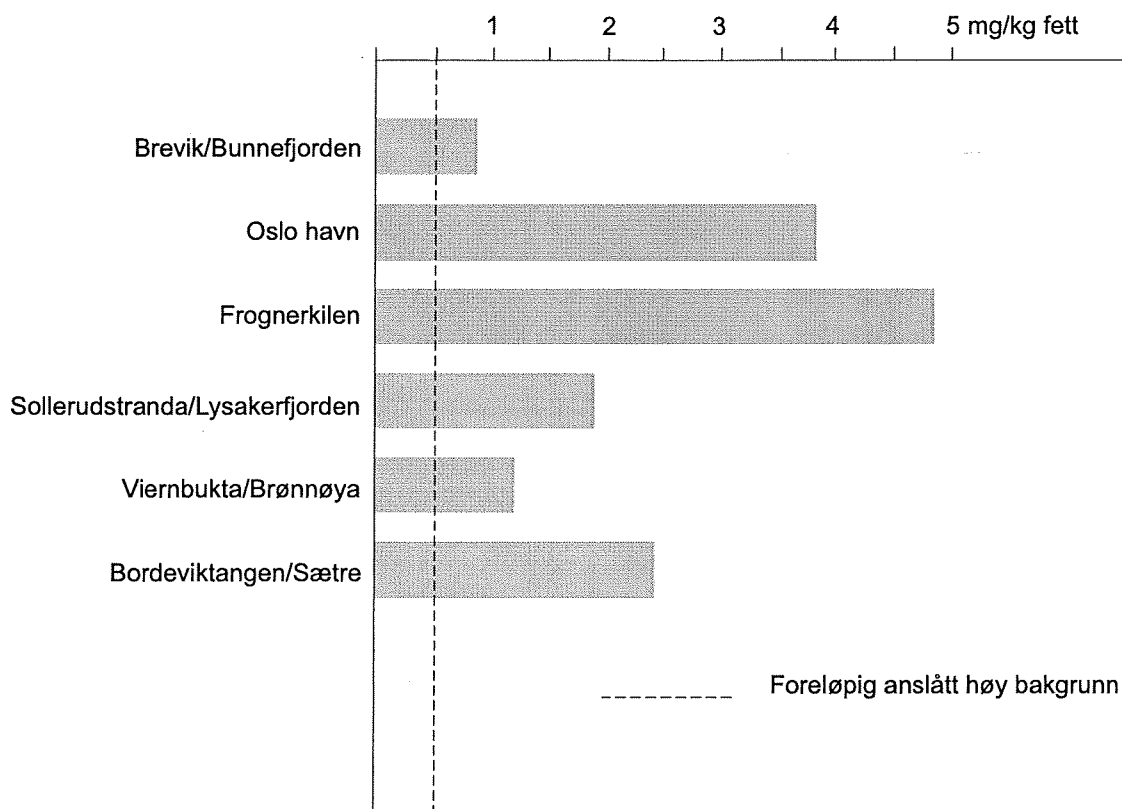
3.2. Ål (*Anguilla anguilla*)

Ål inngår foreløpig ikke som indikatorart i klassifikasjonssystemet til SFT (Molvær et al., 1997), og det er spinkelt med data for nivåene av klororganiske stoffer i ål fra steder som bare er diffust belastet. Ved et for arten normalt fettinnhold på over 10 % bør det imidlertid sannsynligvis ikke være mer enn 30-50 µg ΣPCB₇/kg våtvekt (Knutzen et al., 1999b med ref., Knutzen et al., 1999a). Av tabell 3 fremgår at dette overskrides på samtlige prøvesteder i indre Oslofjord, også i Lysakerfjorden i betraktning av det eksepsjonelt lave fettinnholdet i denne prøven. (Anslås ”høyt bakgrunnsnivå” på fettbasis til 500 µg/kg, ses en overskridelse av dette i prøven fra Lysakerfjorden på omkring 4 ganger). Tar man hensyn til variasjonen i fettprosenten, fremtrer Frognerkilen og dernest havneområdet som mest belastet, etterfulgt av Bordeviktangen/Sætre. Minst lokal påvirkning synes det ut fra dette å være innerst i Bunnfjorden.

Tabell 3. ΣPCB₇ (sum av CB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180), p,p-DDE/DDD, ΣHCH (sum av α- og γ-HCH), HCB og OCS i filet av ål (*Anguilla anguilla*) fra indre Oslofjord 1997-1998, µg/kg våtvekt.

| Prøvesteder/-tid | ΣPCB ₇ | DDE | DDD | ΣHCH | HCB | OCS | % fett |
|----------------------------------|-------------------|------|------|------|-----|------|--------|
| Brevik/Bunnfj. 19/9-98 | 109,6 | 12,0 | 5,3 | 2,5 | 1,4 | <0,1 | 12,7 |
| Oslo havn 25/9-98 | 422,8 | 38,0 | 85,0 | 3,2 | 2,4 | <0,3 | 10,9 |
| Frognerkilen 25/9-98 | 355,0 | 23,0 | 33,0 | 2,1 | 1,2 | <0,3 | 7,2 |
| Sollerudstr./Lysakerfj. 22/10-97 | 50,4 | 3,7 | 2,9 | 0,7 | 0,5 | 0,2 | 2,6 |
| Viernbukta/Brønnøya 25/9-98 | 152,6 | 11 | 13 | 3,5 | 1,1 | <0,3 | 12,8 |
| Bordeviktangen/Sætre 19/8-98 | 135,7 | 5,6 | 3,7 | 1,8 | 0,6 | <0,3 | 5,5 |

Mens det for torsks vedkommende var små forskjeller mellom lokalitetene, bare med noe høyere verdi i havnebassenget (på fettbasis ca. 1,5-2 ganger mer PCB enn ellers) var det større variasjon i ål (intervall fra < 1000 til ca. 5000 µg/kg på fettbasis, kfr. Fig. 5). Forskjellen mellom artene kan skyldes at ål både er mer i kontakt med sediment (direkte og via forurensede byttedyr) og noe mer stedbunden enn torsk.



Figur 5. ΣPCB₇ på fettbasis i filet av ål fra forskjellige områder i indre Oslofjord 1997-1998, mg/kg fett.

Igjen i motsetning til torsk ses i ål også betydelig geografisk variasjon i belastningen med DDE og DDD (tabell 3). Omregnet til fettbasis var det for sum DDE/DDD en differanse på 6/9 ganger mellom laveste verdi i ålen fra Bunnefjorden og materialet fra henholdsvis Frognerkilen og havnebassenget. Hva man kan betrakte som "normalt" i ål er usikkert pga. av enda færre observasjoner fra referanselokaliteter enn når det gjelder PCB. Data fra Breviksfjorden og åpen kyst i Telemark (Knutzen et al., 1998c (vedlegg) og 1999a (vedlegg)), samt ytre Drammensfjorden antyder at ΣDDT i hvert fall ikke bør overstige 20 µg/kg våtvekt. Ut fra dette ses en overskridelse på opp til 6 ganger i havnebassenget og også en tydelig ekstra eksponering i Frognerkilen. Mens registreringene i torskelever ga tydelige overkonsentrasjoner på alle lokaliteter, var det i de øvrige fire åleprøver ingen DDT-forurensning av betydning.

Det ses at fordelingen mellom DDE og DDD varierte. Mens det var mest av DDE i relativt åpne områder, var det klar overvekt av DDD i havnebassenget, der man har råtten bunn kort under sedimentoverflaten. I mindre grad dominerte også DDD i Frognerkilen og Viernbukta. Aerob

nedbrytning av DDT leder hovedsakelig til DDE, mens DDD er resultatet av nedbrytning under anaerobe forhold. Også i torsk (tabell 1) og skrubbe (tabell 4 nedenfor) var det forholdsmessig mye av DDD i materialet fra havnebassenget, men virkningen av det oksygenfattige bunnmiljøet ses ikke like klart som i ål.

Åleresultatene samsvarer med data fra den omfattende kartleggingen av miljøgifter i sediment fra 1992, som viste at det i hovedsaken ble funnet høyest konsentrasjoner av både PCB og DDT med nedbrytningsprodukter i prøver fra de havnenære bunnarealene (Koniczny 1994).

3.3. Skrubbe (*Platichthys flesus*)

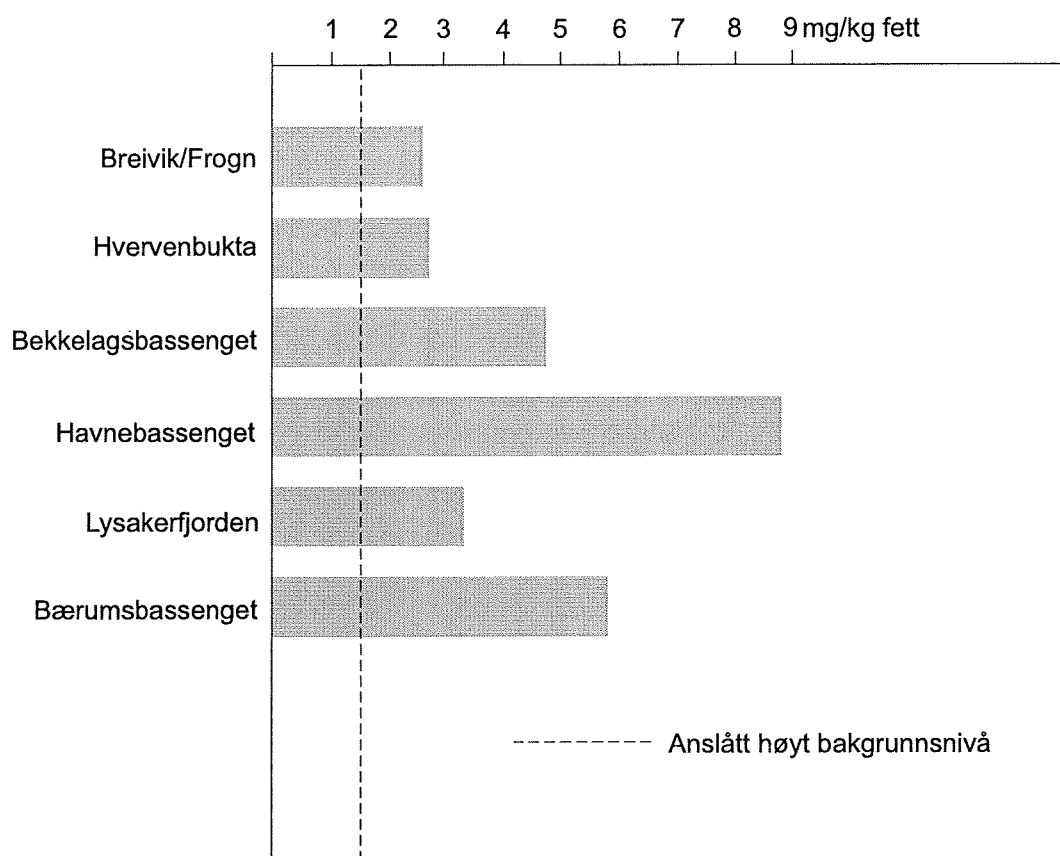
Den lokale eksponering for PCB utover diffus bakgrunnsbelastning ses også av resultatene for skrubbe (tabell 4, figur 6). Bare ved Breivik i Bunnefjorden lå konsentrasjonen under 4 µg/kg våtvekt, som er grensen for Kl. I i SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al., 1997). På de øvrige lokalitetene var det overkonsentrasjoner fra ca. 2 til ca 6 ganger; mest i havnebassenget i likhet med torsk og ål, dernest i Bekkelagsbassenget. Sistnevnte område preges dels av opp til 20 ganger forhøyet PCB-innhold i overflatesediment (Koniczny 1994) og formodentlig også av nåtidig belastning via utslipp fra kommunalt renseanlegg (kfr. data for blåskjell nedenfor).

Tabell 4. ΣPCB₇ (sum av CB 28,52, 101, 118, 138, 153 og 180), p,p-DDE/DDD, ΣHCH (sum av α- og γ-HCH), HCB og OCS i filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra indre Oslofjord 1997-98, µg/kg våtvekt. Delvis avrundede verdier.

| Prøvesteder/-tid | ΣPCB ₇ | DDE | DDD | ΣHCH | HCB | OCS | % fett |
|----------------------------|-------------------|------|-----|--------------------|-------|-------|--------|
| Breivik/Frogn 4/11-97 | 3,6 | 0,40 | 0,2 | 0,08 ¹⁾ | <0,05 | <0,05 | 0,14 |
| Hvervenbukta 4/11-97 | 7,4 | 0,80 | 0,4 | 0,04 | <0,05 | <0,05 | 0,27 |
| Bekkelagsbassenget 22/1-98 | 14,0 | 1,2 | 1,1 | 0,18 | 0,09 | <0,05 | 0,30 |
| Havnebassenget 23/10-97 | 24,6 | 2,1 | 2,5 | 0,15 | 0,08 | <0,05 | 0,28 |
| Lysakerfjorden 29/12-97 | 9,5 | 1,0 | 0,6 | 0,10 | 0,07 | <0,05 | 0,29 |
| Bærumsbassenget 15/12-97 | 9,5 | 1,0 | 0,8 | 0,09 | <0,05 | <0,05 | 0,18 |

¹⁾ Brukt ½ deteksjonsgrense ved summering

Også forurensningen med nedbrytningsproduktene av DDT i sediment fra havnebassenget og andre steder i indre fjord (Koniczny 1994) avspeiles i skrubbe. Imidlertid dreier det seg om moderate forurensningsgrader. Regner man med i hvert fall ikke høyere konsentrasjoner av morsubstansen enn nedbrytningsproduktene, kan maksimum overkonsentrasjoner av ΣDDT anslås til omkring 3 ganger (kfr. stasjon Havnebassenget i tabell 4), dvs. omkring det samme som i torsk og mindre enn i ål. Konsentrasjonene av de øvrige analyserte klororganiske stoffer var lave.



Figur 6. ΣPCB₇ i filet av skrubbe (*Platichthys flesus*) fra ulike deler av indre Oslofjord 1997-1998, µg/kg fett.

3.4. Diverse marin fisk

Det ble også samlet inn prøver av sandflyndre og tunge. Disse artene er delvis analysert som erstatning for eller supplement til analysene av skrubbe, som det i noen tilfeller var vanskelig å få fanget eller oppnå det ønskede antall eksemplarer av. Sild er analysert for å få i det minste en orienterende analyse av arter som lever og beiter i de frie vannmasser og dermed ikke påvirkes i samme grad av gamle synder lagret i sedimentene, slik som de mest brukte indikatorartene.

Av artene i tabell 5 er det bare sild som inngår i SFTs klassifiseringssystem, men grunnlaget for estimeringen av "antatt høyt bakgrunnsnivå" har her vært spinkelt og vesentlig bygget på utenlandske data fra eldre analysemetodikk (Knutzen 1987). Spredte nyere data fra Norge, Nordsjøen og Skagerrak (Solberg et al., 1997, 1999, Knutzen et al., 1996) tyder på at grensen for kl I i Molvær et al. (1997) er satt noe for høyt (2 x ?) når det gjelder ΣPCB₇, ΣDDT og ΣHCH. Omregnes sildeverdiene i tabell 5 til fettbasis, for å kunne bli mer sammenlignbare med data fra analyser av fetere sild (ovennevnte referanser), fremtrer verdiene av både PCB og DDE/DDD i silda fra munningen av Lysakerelva som forhøyet. Resultatene indikerer enten mobilisering fra lagre i sedimentene opp gjennom næringskjeder knyttet til de frie vannmasser eller – mer sannsynlig – nåtidig tilførsel fra landbaserte kilder (kfr. kap. 4). For ΣPCB₇ dreier det seg om en overkonsentrasjon i forhold til en anslått høyt "normalverdi" på kanskje opp mot 5 ganger og for DDE/DDD omkring 2-3 ganger.

Fra de øvrige resultatene i tabell 5 ses PCB-data som også representerer vitnesbyrd om en viss lokal tilleggsbelastning, i hvert fall i sandflyndre fra Sætre og tunge fra Huk.

Tabell 5. Σ PCB₇ (sum av CB 28,52, 101, 118, 138, 153 og 180), p,p-DDE/DDD, Σ HCH (sum av α - og γ -HCH), HCB og OCS i filet av sandflyndre (*Limanda limanda*), tunge (*Solea vulgaris*) og sild (*Clupea harengus*) fra indre Oslofjord 1997, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt.

| Art/Sted/Tid | Σ PCB ₇ | DDE | DDD | Σ HCH | HCB | OCS | % fett |
|------------------------------|---------------------------|-----|-----|--------------------|-------|-------|--------|
| Sandflyndre | | | | | | | |
| Bærumsbassenget 15/12-97 | 6,4 | 0,7 | 0,2 | 0,12 ¹⁾ | <0,05 | <0,05 | 0,24 |
| Dyno/Sætre 11/6-97 | 22,1 | 2,3 | 0,3 | 0,16 | 0,11 | <0,05 | 0,48 |
| Tunge | | | | | | | |
| Huk 13/6-97 | 18,8 | 1,0 | 0,7 | 0,15 | <0,05 | <0,05 | 0,29 |
| Sild | | | | | | | |
| Munning Lysakerelva 21/11-97 | 32,2 | 5,1 | 4,7 | 0,78 | 0,44 | <0,05 | 1,63 |

¹⁾ Benyttet ½ deteksjonsgrense ved summering.

3.5. Sjø-ørret (*Salmo trutta*)

For denne arten er det få referansedata, dvs. fra steder som er mest mulig uberørt av annet enn diffus belastning via atmosfæren og havstrømmer. Ved en sammenligning med data fra Kristiansandsfjorden (Knutzen et al., 1998b) og Breviksfjorden, som begge må regnes som noe mer enn bare vanlig diffust belastet, fremtrer gyteørreten fra de tre Oslofjordelvene som ytterligere forurenset med særlig PCB, men også DDE/DDD.

Nivået av Σ PCB₇ i Breviksfjordørret har i perioden 1991-1997 (kfr. Knutzen et al., 1998c, 1999a og tidligere årsrapporter i denne serien) variert i området ca. 3-43 og 500- 2000 $\mu\text{g}/\text{kg}$, henholdsvis på våtvekts- og fettbasis (middelverdier hhv. ca. 12 og ca. 1000 $\mu\text{g}/\text{kg}$). Det ses av tabell 6 at det i ørreten fra Akerselva er funnet tydelig høyere konsentrasjoner (særlig på fettbasis), likeledes noe høyere i prøvene fra de to andre elvene. Det må tas noe forbehold vedrørende sammenlignbarheten mellom ørret som er tatt i sjøen og gyteørret fra elver, idet man ikke kjenner innflytelsen av gyting på fordelingen av persistente klororganiske stoffer mellom ulike vev. Likevel er det liten tvil om at ørreten hjemmehørende i Akerselva er forurenset med PCB betydelig utover det som er vanlig i mindre påvirkede områder.

Tabell 6. Σ PCB₇ (sum av CB 28,52, 101, 118, 138, 153 og 180), p,p-DDE/DDD, Σ HCH (sum av α - og γ -HCH), HCB og OCS i filet av sjø-ørret (*Salmo trutta*) fra Sandvikselva (ved laksetrapp), Øverlandselva (nedstrøms foss) og Akerselva (ved nedre foss) i 1998, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt.

| Prøvesteder/-tid | Σ PCB ₇ | DDE | DDD | Σ HCH | HCB | OCS | % fett |
|-----------------------------|---------------------------|-----|-----|--------------|------|-------|--------|
| Sandvikselva juni-okt. 1998 | 16,2 | 1,9 | 1,4 | 0,26 | 0,10 | <0,02 | 0,47 |
| Øverlandselva 21/19-98 | 25,5 | 3,1 | 1,6 | <0,2 | 0,28 | <0,03 | 0,59 |
| Akerselva okt.-nov. 1998 | 29,2 | 2,5 | 1,5 | 0,30 | 0,20 | <0,02 | 0,28 |

Siden det her dreier seg om fisk som sannsynligvis bare har bak seg et kort opphold i elvene, må det antas at resultatene mer gjenspeiler forurensningsgraden i de respektive stammenes beiteområder i

fjorden enn eksponeringen i elvene. (Kfr. imidlertid observasjonene fra Stene Johansen og Samdal (1995) som bl.a. viste betydelig PCB-tilførsel fra Akerselva).

Ved jevnføring av ΣPCB_7 på fettbasis i de rent marine artene finner man at verdiene for Akerselvørret ligger omlag på samme nivå som maksimalkonsentrasjonene observert i torsk (lever) og skrubbe (filet).

Regnet på fettbasis lå også DDE/DDD i ørret fra indre Oslofjord høyere enn det som med få unntak er funnet i denne arten fanget i Kristiansandsfjorden (bare 1 registrering) og Breviksfjorden (10 observasjoner 1991-1997), men forskjellen var relativt mindre enn for PCBs vedkommende. Av Tabell 6 fremgår at ørreten fra Akerselva har vært mest utsatt for DDT med nedbrytningsprodukter.

Øvrige klororganiske variable registrert i ørret viste bare lave/moderate verdier.

4. Klororganiske stoffer i blåskjell (*Mytilus edulis*) og orienterende analyser i østers (*Ostrea edulis*)

Hovedresultatene fra disse analysene er presentert i tabell 7, mens rådata er gitt i vedlegg 3. I tabell 7 er de 16 prøveområdene listet i rekkefølge fra innerste prøvested i Bunnefjorden og utover til Sætre – kfr. figur 1 og nærmere beskrivelse av områdene for prøvetaking i kap. 3.1.

Det viktigste som fremgår av tabell 7 er at det mange steder i indre Oslofjord er en nåtidig tilførsel av PCB til overflatelaget utover det som karakteriserer det regionale belastningsbildet skapt av diffuse langtransportkilder. Antatt høyt bakgrunnsnivå av ΣPCB_7 i blåskjell som resultat av en slik regionalt utbredt belastning er 4 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt (Molvær et al., 1997). I forhold til dette viser prøvesteder nær urbaniserte/industrialiserte områder overkonsentrasjoner på 3-7 ganger. I tillegg kommer en del grensetilfeller som vel mest reflekterer at indre Oslofjord må betraktes som generelt mer PCB-belastet enn åpen kyst.

I figur 7 er PCB-resultatene omregnet til fettbasis for å nøytralisere den delen av nivåforskjellene som måtte skyldes varierende fettinnhold.

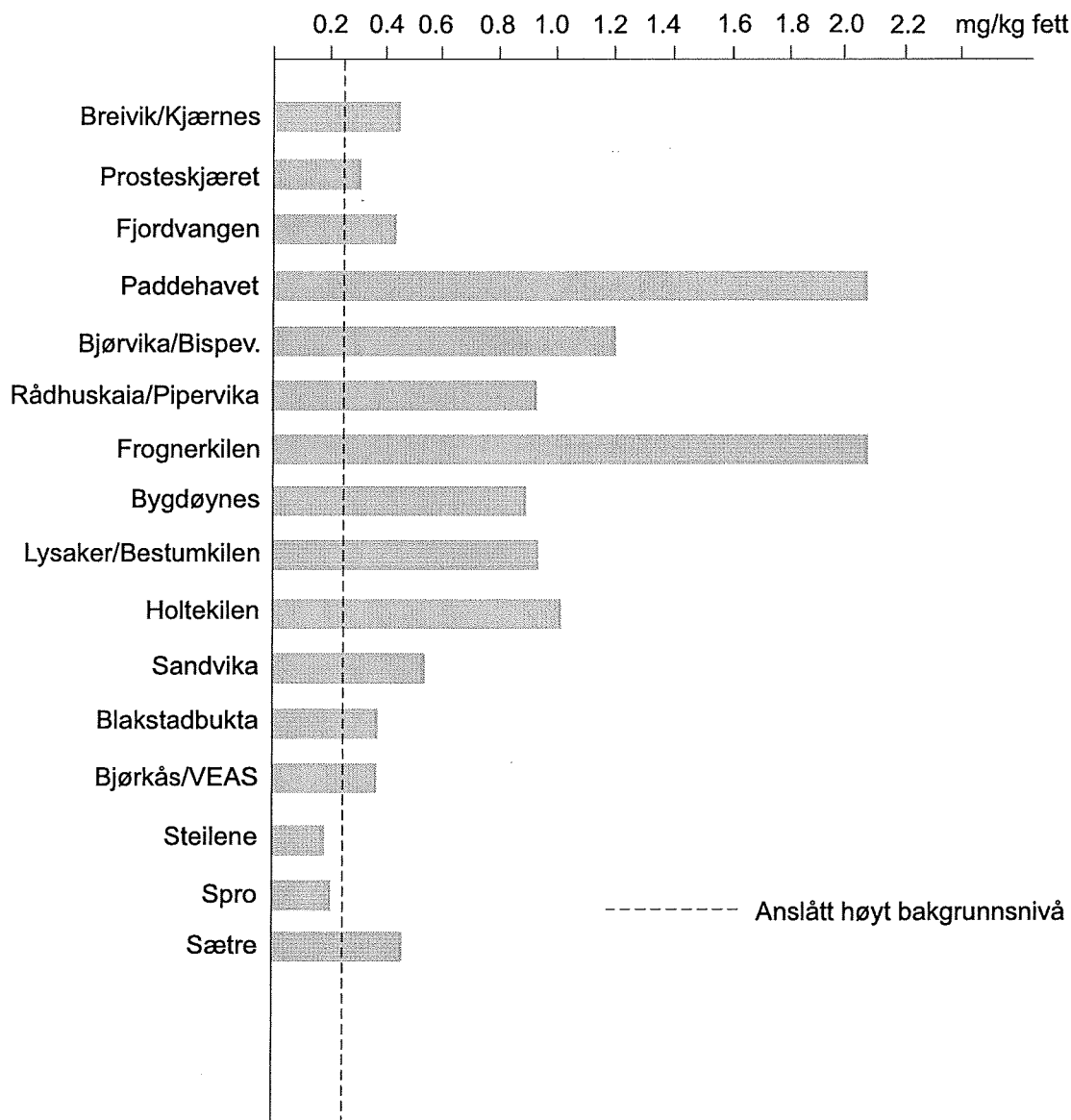
Tabell 7. ΣPCB_7 (sum av CB 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180), p,p-DDT/DDE/DDD, ΣHCH (sum av α - og γ -HCH) og HCB i blåskjell (*Mytilus edulis*) fra indre Oslofjord 16-22/9 1997, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Delvis avrundede tall. I.a.: ikke analysert.

| Prøvesteder | ΣPCB_7 | DDT | DDE | DDD | ΣDDT | ΣHCH | HCB | % fett |
|----------------------|----------------------|------|------|-------|--------------------|--------------------|-------|--------|
| Breivik/Kjærnes | 7,3 | 0,40 | 0,92 | 1,60 | 2,92 | 0,11 ¹⁾ | <0,05 | 1,64 |
| Prosteskjæret | 3,9 | i.a. | 0,33 | 0,23 | - | 0,14 | <0,05 | 1,32 |
| Fjordvangen | 6,4 | i.a. | 0,48 | 0,46 | - | 0,30 | <0,05 | 1,48 |
| Paddehavet | 27,1 | 1,30 | 1,10 | 0,84 | 3,24 | 0,29 | <0,05 | 1,31 |
| Bjørsvika/Bispevika | 24,6 | 1,60 | 1,20 | 2,60 | 5,40 | 0,23 | 0,07 | 2,09 |
| Rådhuskaia/Pipervika | 15,7 | i.a. | 0,78 | 1,50 | - | 0,26 | 0,08 | 1,68 |
| Frognerkilen | 23,3 | i.a. | 1,10 | 1,10 | - | 0,15 | <0,05 | 1,12 |
| Bygdøyenes | 13,1 | i.a. | 0,88 | 0,60 | - | 0,16 | <0,05 | 1,47 |
| Lysaker/Bestumkilen | 11,5 | 0,85 | 0,77 | 0,77 | 2,39 | 0,15 ¹⁾ | 0,08 | 1,25 |
| Holtekilen | 14,9 | i.a. | 1,40 | 19,0? | - | 0,16 | <0,05 | 1,50 |
| Sandvika | 5,7 | 0,49 | 0,77 | 0,89 | 2,15 | 0,13 ¹⁾ | <0,05 | 1,07 |
| Blakstadbukta | 5,2 | 0,48 | 0,64 | 0,45 | 1,57 | 0,17 | <0,05 | 1,41 |
| Bjørkås/VEAS | 5,3 | i.a. | 0,55 | 1,50 | - | 0,18 | <0,05 | 1,40 |
| Steilene | 3,5 | I.a. | 0,41 | 0,45 | - | 0,38 | 0,06 | 1,91 |
| Spro | 3,2 | i.a. | 0,33 | 0,27 | - | 0,24 | <0,05 | 1,48 |
| Sætre | 7,0 | i.a. | 0,67 | 0,50 | - | 0,15 | 0,05 | 1,53 |

¹⁾ Brukt $\frac{1}{2}$ deteksjonsgrense ved summering

Ut fra tilgjengelig informasjon er det ikke mulig å koble observasjonene til konkrete kilder (dvs. definerbare aktiviteter eller avgrensbare kildeområder). De tilløp som har vært til kartlegging av kilder (Stene Johansen og Samdal 1995) har i så måte vært utilstrekkelige. Det man kan konstatere av blåskjellobservasjonene stemmer med at det i henhold til registreringer i elvevann (Stene Johansen og Samdal 1995) er en betydelig tilførsel av PCB via Akerselva og Loelva, som begge munner i det området (Bjørsvika/Bispevika) der blåskjellene inneholdt mest. Videre kan observasjonene fra Paddehavet tyde på belastning via bl.a. utslipp fra Bekkelaget renseanlegg. For eventuelt å

bekreftede/avkreftede en slik konklusjon må det nøyere kartlegging til, dvs. et tettere stasjonsnett i nærområdet av utslippet fra renseanlegget, eventuelt ved hjelp av transplanterte skjell eller utplasserte trioleinpølser (SMPD = Semipermeable membrane devices) for absorpsjon av fettløselige miljøgifter.



Figur 7. ΣPCB₇ på fettbasis i blåskjell fra indre Oslofjord 16-22/9 1997, μg/kg fett.

For øvrig ses at det er funnet tilsvarende høyt PCB-innhold i skjell fra Frognerkilen, samt mer moderate verdier i prøvene fra Rådhuskaia, Holtekilen og Bestumkilen, begge de sistnevnte fra før kjent for sterkt PCB-belastet sediment (Konieczny 1994). Med hensyn til skjellene fra Rådhuskaia er verdien i tabell 7 vesentlig lavere (ca. 1/3) enn observert i 1992 av Green og Knutzen (1993). Om dette representerer et tilfeldig utslag av ujevne tilførsler (f.eks. forårsaket av oppvirvlet forurenset sediment) eller en reell nedgang er det ikke grunnlag for å si noe bestemt om. Imidlertid viste også INDEKS-analyser av skjell fra Rådhuskaia i 1998 ΣPCB₇-verdier i underkant av 15 μg/kg våtvekt (NIVA, upublisert). (INDEKS er SFTs nasjonale forurensningsindeks basert på miljøgifter i blåskjell fra utvalgte kjent forurensede områder). På den annen side viste JAMP-resultatene fra Gressholmen

like utenfor havnebassenget ingen utvikling i PCB-konsentrasjoner (indikert ved CB153) i perioden 1988-1997 (Green et al., 1999).

Det er bare funnet svake indikasjoner på fremdeles vedvarende belastning i Sætre-pollen (overkonsentrasjon på $< 2x$), der det tidligere er observert høy PCB-konsentrasjon i overflatesediment (Koniczny, 1994).

De mest konkrete anvisninger på potensielle PCB-kilder i nedbørfeltet til indre Oslofjord synes å være en oversikt gitt av Naturvernforbundet (Schulze et al., 1999). Her påpekes bl.a. spesialavfallsfyllinger langs Loelva og Akerselva og nedlagt virksomheter i havneområdet som fortsatt kan virke forurensende med PCB. Sannsynligvis er det primært på de her nevnte steder man eventuelt må gripe fatt (nærmere kartlegging, eventuelt påfølgende belastningsreducerende tiltak) for å oppnå redusert PCB-forurensning i skjell fra de mest utsatte lokalitetene innerst i Vestfjorden. Ellers kan som nevnt analyser fra stasjoner som er representative for mindre arealer enn tilfellet her være en hjelp til å peile seg nærmere kildene. Foruten i Paddehavet kan et slikt opplegg, basert på naturlig forekommende eller utplasserte skjell, alternativt SPMD (se ovenfor), være aktuelt i områder som Lysaker/Bestumkilen og Holtekilen).

I skjellene fra enkelte stasjoner ble det også registrert svake/moderate overkonsentrasjoner av **DDT** med nedbrytningsprodukter, dvs. opp til nær 3 x "høyt normalnivå" i prøven fra Bjørvika/Bispevika. Registreringene utgjør ikke noe problem versus eventuell utnyttelse av blåskjell, men er verd å merke seg som enda et vitnesbyrd om DDTs bestandighet i omgivelsene når det først er spredd. (Den bemerkelsesverdige høye verdien av DDD i skjell fra Holtekilen, med samtidig relativt moderat DDE-verdi, kan det ikke gis noen forklaring på. Resultatet må imidlertid anses som usannsynlig).

Øvrige klororganiske rutinevariable viste lave verdier i blåskjell.

For å gi bedre grunnlag for å bedømme spiselighet er et utvalg av skjellprøver fra noen av de antatt mest miljøgifteksponerte stedene også blitt analysert på **non-orto PCB** og **dioksiner**. Resultatene av disse analysene, omregnet til toksisitetsekvivalenter (TE), er oppsummert i tabell 8.

Tabell 8. Toksisitetsekvivalenter (TE) fra PCDF/PCDD, non-orto PCB og utvalgte mono-orto PCB (nr. 105, 118, 156) i blåskjell fra indre Oslofjord 1997, ng TE/kg våtvekt.

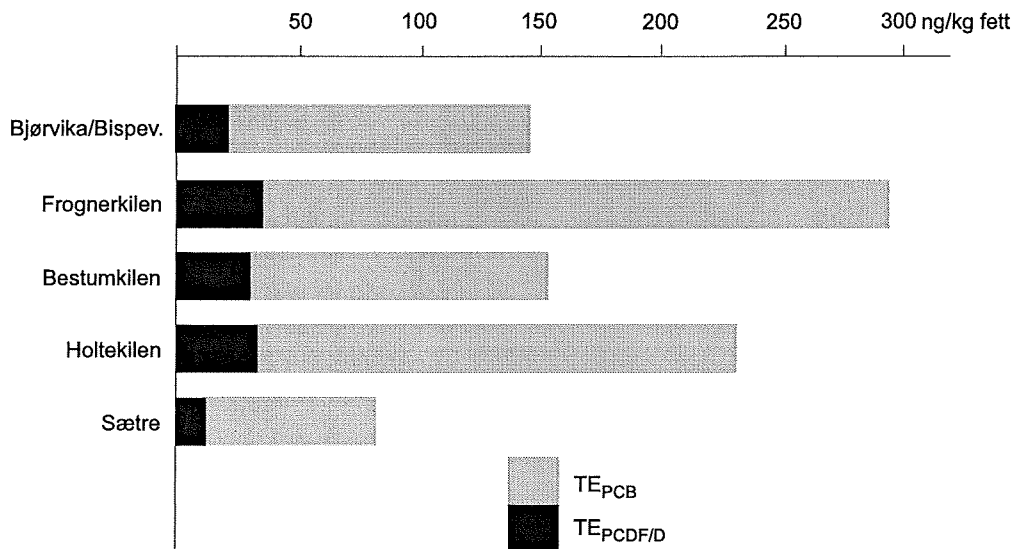
| Prøvesteder | TE _{PCDF/D} | TE _{n.-o.PCB} | TE _{m.-o.PCB} | ΣTE _{PCB} | ΣTE |
|---------------------|----------------------|------------------------|------------------------|--------------------|------|
| Bjørvika/Bispevika | 0,30 | 1,05 | 0,92 | 1,97 | 2,27 |
| Frognerkilen | 0,19 | 0,65 | 1,08 | 1,73 | 1,92 |
| Lysaker/Bestumkilen | 0,37 | 0,90 | 0,50 | 1,40 | 1,77 |
| Holtekilen | 0,44 | 1,80 | 0,75 | 2,55 | 2,99 |
| Sætre | 0,33 | 1,37 | 0,33 | 1,70 | 2,03 |

Overkonsentrasjonene av dioksiner var moderate, idet man regner opp til 0,2 ng TE_{PCDF/D} som innnfor den diffuse bakgrunnsbelastningen (Molvær et al., 1997, se dessuten senere data fra ytre Oslofjord (Green 1997), Larviksfjorden (Berge 1999) og Skagerrakkysten syd for Risør (Knutzen et al., 1999a). Innen JAMP ble det i 1996 i skjell fra Gressholmen (litt syd for Hovedøya, kfr. figur 1)) funnet såvidt høy konsentrasjon som 0,54 ng TE_{PCDF/D}/kg v.v. (Green 1997).

Vesentlig større bidrag til giftighetspotensialet i skjell kom fra PCB (se også fig. 8). Det har så langt ikke vært nok data for å anslå "høyt bakgrunnsnivå" av ΣTE_{PCB} i blåskjell, men bidraget fra non-orto PCB som er registrert i indre Oslofjord på ca. 0,7-1,8 ng/kg er klart høyere enn funnet i skjell fra

Larviksfjorden (Berge 1999) og Skagerrakkysten (Knutzen et al., 1999a). Oslofjordtallene for ΣTE_{PCB} ligger mellom resultatene fra den moderat PCB-påvirkede Mefjorden og markert forurensede indre del av Sandefjordsfjorden (Knutzen og Hylland 1998).

Av tabell 8 ses at det var noe vekslende mht. til de relative bidragene til ΣTE_{PCB} fra non-orto og mono-orto PCB. Særlig i betraktning av at ikke alle mono-orto PCB er analysert, synes det vanligvis å kunne antas omlag samme bidrag fra begge grupper, slik som i hovedsaken også funnet hos torsk (tabell 2).



Figur 8. ΣTE i blåskjell fra utvalgte stasjoner i indre Oslofjord 1997, fordelt på $TE_{PCDF/D}$ og TE_{PCB} , ng/kg fett.

ΣTE i skjellene fra indre Oslofjord (unntatt Holtekilen) var ikke høyere enn i dioksinbelastede skjell fra Helgeroa (Knutzen et al. 1999a), der det nå ikke lenger er råd mot konsum. Imidlertid inneholdt Oslofjordskjellene betraktelig mer av andre (ikke dioksinlignende) PCB.

De orienterende analysene av klororganiske stoffer i **østers** fra Heggholmen (litt syd for Hovedøya, kfr. Figur 1) 7/2 1999 (finansiert ved NIVA-midler) viste en konsentrasjon av ΣPCB_7 på 23 $\mu g/kg$ våtvekt og av DDT/DDE/DDD på henholdsvis 1,0, 1,1 og 0,8 $\mu g/kg$ ($\Sigma DDT = 2,9 \mu g/kg$). Dette er omlag som funnet i blåskjell fra andre havnenære prøvesteder. Østers og blåskjell har samme levested og kan ut fra dette antas å ha noenlunde samme akkumuleringsegenskaper versus persistente organiske stoffer (derimot betydelig forskjell når det gjelder enkelte metaller – se kapittel 7).

5. Kvikksølv i fisk

Kvikksølvanalysene i torsk viste tilnærmet normalverdier eller bare svake/moderate overkonsentrasjoner (tabell 9) jevnført med 0,1 mg/kg våtvekt, som er grensen for kl. I i SFTs klassifiseringsystem (Molvær et al., 1997). Fisk fra de deler av fjorden som er mest belastet mht. kvikksølv i sediment (Konieczny 1994) viste følgelig ikke vesentlig høyere konsentrasjoner enn torsk fra Vestfjorden, der JAMP har årlige observasjoner (Green et al., 1999). Sporadisk har det også opptrådt like høye middelveidier i torsk fra Færder.

Nivået i prøven fra Hvervenbukta var merkelig lavt og kan neppe forklares ut fra belastningsforhold. Imidlertid kan den lave verdien ha sammenheng med at denne prøven skilte seg ut ved å bare omfatte individer av liten størrelse (kfr. vedlegg 1). Generelt øker kvikksølvinnholdet i bl.a. torsk med økende alder/størrelse (Knutzen og Green 1995 med ref.). Dette er også vist i Oslofjordmaterialet av JAMP (Green et al., 1999).

Tabell 9. Kvikksølv i torsk (*Gadus morhua*) og skrubbe (*Platichthys flesus*) fra indre Oslofjord 1997-1998, mg/kg våtvekt.

| Prøvesteder/-tid | Torsk | Skrubbe |
|--|-------|---------|
| Breivoll/Bunnefjorden 19/1 1998 | 0,12 | - |
| Breivik/Frogn 4/11 1997 | - | 0,09 |
| Hvervenbukta nov.-des. 1997 | 0,04 | 0,07 |
| Ormøya/Ulvøya/Bekkelagsbassenget 22/1 1998 | 0,15 | - |
| Havnebassenget 22-23/10 1997 | 0,19 | 0,12 |
| Lysakerfjorden 17-29/12 1997 | 0,16 | 0,10 |
| Bærumsbassenget 15/12 1997 | - | 0,12 |
| VEAS/Bjørkås 29-30/12 1997 | 0,16 | |

Av tabell 9 ses at kvikksølvverdiene i skrubbe stort sett har vært lavere enn i torsk fra samme område. Skrubbe kommer mer i direkte kontakt med det kvikksølvforurensete sedimentet enn torsk, men opptaksstudier med både skrubbe og ål på forurenset sediment har vist liten akkumulering av kvikksølv bare som resultat av kontakt med sedimentet (Berge og Knutzen 1991, Skei et al., 1994b). Det antas derfor at opptak via næring spiller størst rolle for kvikksølvakkumuleringen og ellers artens plass i næringskjeden, sannsynligvis også artsspesifikke egenskaper.

6. Tinnorganiske forbindelser i fisk

Denne del av undersøkelsen har begrenset seg til orienterende analyser i torskelever fra ett havnenært og ett mer åpent område og ålefilet fra en småbåthavn, med henblikk på å se om og i hvilken grad den betydelige forurensningen med antibegroingsstoffet tributyltinn i havneområder også gir utslag i fisk. Fra før er det ikke kjent data for tinnorganiske forbindelser i marin fisk fra Norge. Resultatene er gjengitt i tabell 10 og her omregnet til de aktive (giftige) ionene tributyltinn (TBT) og trifenylyltinn (TPhT) og disses nedbrytningsprodukter fra angivelsene som konsentrasjoner av tinn i vedlegg 3.

Tabell 10. Tinnorganiske forbindelser i lever av torsk fra et orienterende utvalg av prøver fra indre Oslofjord 1997, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt og angitt som tributyltinn (TBT) og trifenylyltinn (TPhT) med deres respektive nedbrytningsprodukter DBT (dibutyltinn)/MBT (monobutyltinn) og DPhT/MPhT.

| Prøvesteder/-tid | TBT | DBT | MBT | TPhT | DPhT | MPhT |
|--------------------------------|------------------|------------------|-----|------|------|------|
| Torsk, Havnebassenget 23/10-97 | 539 | 206 | 22 | 1785 | <23 | <17 |
| Torsk, VEAS/Bjørkås 30/12-97 | 87 ¹⁾ | 67 ¹⁾ | <15 | 1944 | <23 | <17 |
| Al, Frognerkilen, oktober 1998 | 505 | 94 | 37 | 2331 | <23 | <17 |

¹⁾ Usikker (suspekt) verdi.

Det første man kan merke seg fra tabell 10 er at det i torskelever er funnet høyere konsentrasjoner av TPhT enn TBT både i materialet fra Kavringen-Hovedøya-Akershuskaia (Havnebassenget) og særlig ved Bjørkås i Vestfjorden. Dette kan tyde på andre tilførsler enn fra skipsmaling, der det mest brukes TBT, mens TPhT mer anvendes som soppdrepende middel i treimpregnering og landbruk (Kannan et al 1995b, Belfroid et al., 1999, Fjelldal 1994). Imidlertid ses også høye konsentrasjoner av TPhT i ålen fra Frognerkilen. I Fjelldal (1994) er det en tabell som indikerer slutt på bruk av TPhT i treimpregneringsmidler i Norge etter 1995 (?), derimot fortsatt anvendelse av TBT for dette formål. Tilførsel av disse stoffer via kommunalt avløpsvann er ikke undersøkt i Norge, men er kjent fra andre land (bl.a. Bjørklund 1988, Fent et al., 1989, Fent 1996). TPhT er generelt ansett som betydelig mindre giftig enn TBT overfor vannlevende dyr (Zabel et al., 1988), men overfor enkelte arter kan TPhT virke sterkere enn TBT (Horiguchi et al., 1997).

Bortsett fra lave/moderate konsentrasjoner (opp til ca 10 μg TBT/kg og ca. 70 $\mu\text{g}/\text{kg}$ TPhT/kg våtvekt) i filet fra orienterende analyser av ferskvannsfisk (Følsvik et al. 1997, Følsvik og Brevik 1999), er det ikke tidligere registrert tinnorganiske forbindelser i fisk fra Norge. Belfroid et al (1999) gir en sammenstilling av TBT og DBT funnet i fisk, skaldyr og blekksprut fra ulike deler av verden (få referanser etter 1997). For fisks vedkommende er det mest registreringer i filet, men også fra et par referanser til undersøkelser i lever. For sistnevntes vedkommende ble det funnet konsentrasjoner i intervallet 2-654 μg TBT/kg våtvekt. Observasjonene er fra asiatiske/australske arter og uten angivelse av leverens fettinnhold slik at det er vanskelig å sammenligne med tallene i tabell 10. (Med en oktanol:vann fordelingskoeffisient ($\log K_{ow}$) på omkring 3.5-4 (WHO 1990, Arnold et al. 1997)) skulle TBT ha en tendens til å akkumulere i fettholdig vev. Hverken Kannan et al (1995) eller Takahashi et al. (1997) fant imidlertid noen sammenheng mellom fettinnhold og konsentrasjon av TBT).

I de fleste undersøkelser med analyse av både filet og lever, synes de høyeste TBT-konsentrasjonene å være funnet i lever (Kannan et al. 1995a; Oshima et al. 1997; Morcillo et al. 1997; Takahashi et al. 1997, 1999), men med unntak (Shawky og Emons 1998).

Den foretatte litteraturgjennomgang har ikke gitt videre med data for norske arter. Kannan og Falandysz (1997) angir imidlertid innhold av sum butyltinn (mono-, di- og tributyltinn) i filet av skrubbe, piggvar, sild, ål, torsk, sjø-ørret, ålekvabbe, gjørs og makrell fra Gdanskbukten i Østersjøen. De høyeste konsentrasjonene ble funnet i skrubbe (316 µg/kg) og gjørs (455 µg/kg), mens nivået i to prøver av torsk lå på 14-24 µg/kg våtvekt.

Sammenlignet med de verdier som er rapportert internasjonalt (få for trifenylytinn med nedbrytningsprodukter) synes konsentrasjonene av TBT som er registrert i lever av torsk fra havnebassenget og ål fra Frognerkilen (tabell 10) å være høye. Ut fra et tolerabelt daglig inntak på 0,25 µg/kg kroppsvekt (=15 µg/kg daglig for en person på 60 kg, se WHO, 1990, 1996 og Belfroid et al. 1999) aktualiserer resultatene både en vurdering av spiseligheten av torskelever og ål fra de havnenære områdene og oppfølgende studier i andre deler av deler av fjorden som har stor båttrafikk (kfr. kap. 8). Behovet for sonderende registreringer gjelder imidlertid generelt for tinnorganiske stoffer i fisk og annen sjømat der man mangler opplysninger om nivåene. Det er således ønskelig med data ikke bare fra mistenkt belastede steder, men også fra referanselokaliteter. Foruten spørsmålet om spiselighet er dette begrunnet i alminnelige naturvern hensyn, idet stadig flere undersøkelser viser at særlig TBT med metabolitter akkumuleres i fiskeetende fugl og pattedyr (se bl.a. Kannan og Falandysz 1997 med ref.).

7. Metaller i blåskjell og østers

For sammenligning med SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997) gjengis i tabell 11 resultatene av metallanalysene i blåskjell på tørrvektsbasis, mens rådata i vedlegg 4 viser konsentrasjonene på våtvektsbasis og % tørrvekt.

Unntatt kobber var alle metallverdiene i blåskjell lave/moderate, dvs. under antatt høyt bakgrunnsnivå (kl. I i SFTs klassifiseringssystem). For kobbers del var overskridelsene av grensen for kl. I på 10 mg/kg tørrvekt liten (Tabell 11) og sannsynligvis uten praktisk betydning (se imidlertid nedenfor om østers). Resultatene er i samsvar med at det heller ikke tidligere er funnet vesentlige overkonsentrasjoner av metaller i skjell, selv ikke i havneområdet (Green og Knutzen 1993).

Tabell 11. Innhold av kvikksølv, kadmium, bly, krom, nikkel, sink og kobber i blåskjell fra indre Oslofjord 16-22/9 1997, mg/kg tørrvekt.

| Prøvesteder | Hg | Cd | Pb | Cr | Ni | Zn | Cu |
|---------------------|------|------|------|------|------|-------|------|
| Breivik/Kjærnes | 0,07 | 0,74 | 0,32 | 0,65 | 2,45 | 125,8 | 9,4 |
| Paddehavet | 0,12 | 0,87 | 1,32 | 0,63 | 3,16 | 138,0 | 13,2 |
| Bjørsvika/Bispevika | 0,08 | 1,27 | 0,65 | 1,10 | 2,27 | 195,5 | 10,3 |
| Bygdøyenes | 0,15 | 1,13 | 2,14 | 1,26 | 3,40 | 161,0 | 12,5 |
| Lysaker/Bestumkilen | 0,13 | 1,48 | 0,97 | 1,12 | 3,35 | 184,3 | 14,0 |
| Holtekilen | 0,15 | 0,95 | 0,98 | 0,91 | 3,01 | 137,8 | 13,4 |
| Sandvika | 0,11 | 0,89 | 0,45 | 0,83 | 3,33 | 147,0 | 10,5 |
| Blakstadbukta | 0,08 | 0,96 | 0,43 | 0,72 | 3,53 | 120,9 | 9,6 |
| Bjørkås/VEAS | 0,06 | 1,18 | 0,48 | 0,68 | 3,81 | 142,9 | 10,9 |
| Sætre | 0,10 | 0,93 | 0,29 | 0,66 | 3,07 | 123,4 | 9,8 |

For bestanden av østers på Heggholmen ble det registrert følgende metallinnhold (mg/kg tørrvekt, konsentrasjoner på våtvektsbasis i vedlegg 4):

Kvikksølv: 0,11
 Kadmium: 2,73
 Bly: 0,65
 Krom: 0,53
 Nikkel: 0,36
 Sink: 3728
 Kobber: 230

Av disse verdiene skiller kobber seg ut som unormalt høyt. 230 mg/kg tørrvekt ligger nær 3 ganger høyere enn øvre intervallverdi beregnet av Julshamn (1981a) etter analyse av kobber i ulike vev av østers fra tre referanseområder. Fra de minst påvirkede stasjonene i undersøkelsene til Boyden (1975), Watling og Watling (1976) og George et al. (1978) ble det også observert under eller omkring 100 µg Cu/kg tørrvekt. Noe høyere maksimalverdier for kobber i østers (anslagsvis ut fra våtvektsbasis ca. 250 mg/kg tørrvekt) refereres imidlertid av Martincic et al. (1984) fra et naturlig voksested i et område brukt til oppdrett (og ikke nevnt å være forurenset). Det høye sinkinnholdet synes derimot å være omlag som normalt for dette metallet i østers (Boyden 1975; George et al. 1978; Julshamn 1981a; Martincic et al. 1984, 1987) Økt kobberinnhold i vannet gjenspeiles sannsynligvis bedre i østers enn i blåskjell (kfr bl.a. Julshamn 1981c). Øvrige metaller ses å opptre i omlag samme eller lavere konsentrasjoner enn i blåskjell, og resultatene stemmer dessuten rimelig godt med det Julshamn (1981a,b) registrerte fra referanselokaliteter på Vestlandet.

8. Tinnorganiske forbindelser i blåskjell

Resultatene fra analysene på tinnorganiske forbindelser er i tabell 12 omregnet fra rådata (vedlegg 4) til våtvektbasis og angitt som konsentrasjoner av de respektive ioner (som stoffenes giftvirkningen er knyttet til). I Figur 9 er **TBT**-innholdet angitt på tørrvektbasis og jevnført med grensen for klasse I i SFTs klassifiseringssystem (Molvær et al. 1997).

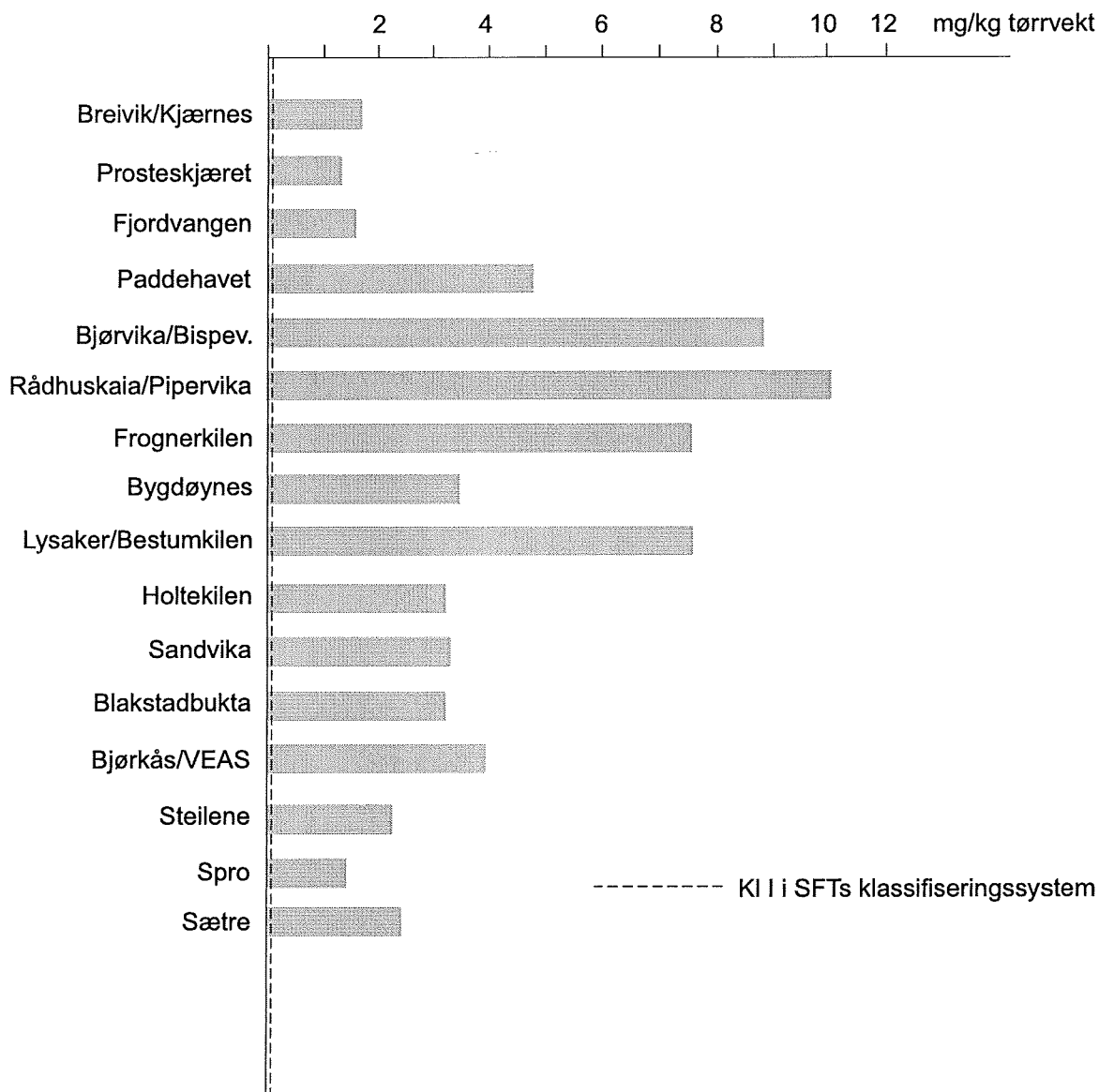
I motsetning til de øvrige Kl. I grensene i systemet (unntatt kvikksølv i fisk), som bare angir et anslått/beregnet høyt bakgrunnsnivå fra diffus belastning, er TBT-grensen knyttet til risiko for negative effekter på marine organismer. For de mest ømfintlige artene (bl.a. purpursnegl, *Nucella lapillus*) ligger grensen omkring 1 ng TBT/l (se ref. i Knutzen et al. 1995c). Antas en biokonsentrasjonsfaktor (BKF) i blåskjell på 10.000, tilsvarer et TBT-innhold i det omgivende vannet på 1 ng/l en konsentrasjon 10 µg TBT/kg våtvekt i skjell. Omregnet til tørrvektbasis har dette gitt en (oppad avrundet)grense for kl. I på 100 µg/kg tørrvekt (= 0,1 mg /kg). Grensen kan på den ene siden anses som føre var, idet angivelsene for BKF i blåskjell varierer fra under 5000 opp til mer enn 10 ganger høyere og sannsynligvis avtagende BKF med økende innhold av TBT (se ref. i Knutzen et al. 1995c, dessuten i Alzieu 1996). I tilfelle vil en så lav konsentrasjon som 1 ng/l tilsvare mer enn 0,1 mg TBT/kg tørrvekt i skjell. På den annen side har en ekspertgruppe vurdert den risikofrie grensen for TBT i vann til å være 1-2 størrelsesordener lavere enn 1 ng/l (OSPARCOM 1996). Det bør imidlertid fremheves at de fleste planter og dyr synes å ha en toleransegrense betydelig over 1 ng TBT/l. I intervallet 10-100 ng/l dreier skadene seg mest om redusert vekt og formering, mens direkte dødelighet først opptrer ved høyere konsentrasjoner; sjelden under 1 µg/l hos voksne individer (se ref. i Knutzen et al. 1995c). Blant annet på grunn av de store forskjellene i marine organismers ømfintlighet er det usikkerhet og delvis uenighet om hvor alvorlig den utredte forurensning med TBT skal betraktes (Evans 1999).

Tabell 12. TBT (tributyltinn) med nedbrytningsproduktene DBT og MBT (di-/monobutyltinn) og TPhT (trifenyltinn i blåskjell fra indre Oslofjord 16-22/9 1997, µg/kg/våtvekt.

| Prøvesteder | TBT | DBT | MBT | TPhT |
|---------------------|------|------|-----|------|
| Breivik/Kjærnes | 256 | 95 | 16 | 143 |
| Prosteskjæret | 195 | 58 | 21 | 89 |
| Fjordvangen | 241 | 99 | 20 | 101 |
| Paddehavet | 747 | 280 | 48 | 391 |
| Bjørвика/Bispevika | 1358 | 611 | 92 | 65 |
| Rådhuskai/Pipervika | 1662 | 1228 | 280 | 97 |
| Frognerkilen | 999 | 522 | 135 | 376 |
| Bygdøynes | 544 | 213 | 49 | 162 |
| Lysaker/Bestumkilen | 1000 | 365 | 68 | 336 |
| Holtekilen | 448 | 232 | 58 | 492 |
| Sandvika | 426 | 235 | 56 | 357 |
| Blakstadbukta | 436 | 178 | 33 | 118 |
| Bjørkås/VEAS | 559 | 209 | 40 | 255 |
| Steilene | 362 | 112 | 19 | 53 |
| Spro | 213 | 73 | 21 | 38 |
| Sætre | 311 | 147 | 28 | 232 |

Av tabell 12 ses sterkest forurensning med **TBT** og **nedbrytningsprodukter** i havnebassenget og dessuten i områder med stor tetthet av fritidsbåter. At det er såvidt høye konsentrasjoner på steder som Frognerkilen, Lysakerfjorden/Bestumkilen og Paddehavet kan tyde på ulovlig bruk på småbåter

under 25 m (forbudt unntatt for aluminiumsbåter siden 1/7 1990, Fjellidal 1994). Imidlertid er det også trolig at det kommer et bidrag ved mobilisering fra tidligere forurensede gruntvannssedimenter.



Figur 9. TBT (tributyltinn) i blåskjell fra indre Oslofjord 1997, mg/kg tørrvekt.

Figur 9 viser at grensen for kl. I i SFTs klassifiseringsystem på 0,1 mg TBT/kg tørrvekt overskrides med fra ca. 10 til omkring 100 ganger. Etter resonnementet gjengitt ovenfor betyr dette en risiko for de mest ømfintlige marine dyr over hele indre fjord. Purpursnegl, som så langt kjent er den mest ømfintlige blant norske arter, fins av naturlige grunner ikke i indre Oslofjord. Imidlertid har man kunnet konstatere grader av avvik fra normalt utformede kjønnsorganer hos hunner av den mer tolerante stor (vanlig) strandsnegl (*Littorina littorea*) i de innerste delene av fjorden (publikasjon under forberedelse, hovedresultatene summarisk referert i Berge og Knutzen 1999). Størst forstyrrelse

ble funnet i eksemplarer fra Frognerkilen og Bestumkilen, mindre i snegl fra bl.a. Hovedøya og Kavringen og symptomfritt ved Rambergøya (i ytre del av "havneskjærgården").

Den lave tolerable dagsdosen på 15-20 µg TBT for voksne (60-80 kg), sammen med den øvrige forurensning (PCB, PAH) gjør at spiseligheten av skjell fra de mest påvirkede delene av fjorden bør vurderes av næringsmiddelmyndighetene.

Blåskjell er blant de mer tolerante marine bløtdyr og overlever sannsynligvis ved konsentrasjoner så høye som 1 µg/l (1000 ng/l), men redusert vekst og stress-symptomer registreres ved konsentrasjoner på 100 ng/l og lavere (se referanser i Knutzen et al. 1995c). For TBT-innhold i skjell som medfører redusert filtreringsrate (fødeopptak) og mindre energioverskudd til vekst (scope for growth) angir Widdows og Page (1993) tydelige negative effekter ved innhold av TBT over 4 mg/kg tørrvekt, men økt respirasjon kan registreres i hvert fall for TBT-innhold over 0,3-0,5mg /kg tørrvekt (Widdows og Page 1993). Av Figur 9 ses at indre del av Vestfjorden er preget av en TBT-eksponering tett opp mot grensen på 4 mg/kg tørrvekt for tydelige negative utslag på skjellenes energibudsjett, og for fire av de innerste delområdene har veksten på observasjonstidspunktet vært klart hemmet.

Forholdet mellom konsentrasjonene av TBT og nedbrytningsproduktet DBT i tabell 12 varierer i intervallet 1,4-3, med et gjennomsnitt på 2,4. Både de høye konsentrasjonene og overvekten av TBT jevnført med DBT indikerer vedvarende tilførsel av TBT. Også DBT er giftig, men generelt i mindre grad (Widdows og Page 1993). I den senere tid er det imidlertid kommet resultater som tyder på at den negative virkningen på immunsystemet fra TBT, som det har vært spekulert over konsekvensene av for bl.a. sjøpattedyr (Kannan et al. 1997), i større grad kan tilskrives DBT enn TBT (Cima et al. 1995, O'Halloran et al. 1998, Bouchard et al. 1999).

Blåskjells evne til å omsette/skille ut TBT, målt som halveringstid, angis noe forskjellig: ca. 2 uker av Laughlin et al. (1986), 5-6 uker av Zuolian og Jensen (1989) og nærmere 10 uker for samlede bløtdeler men vesentlig kortere for enkelte organer/vev, av Page et al. (1995). Sistnevnte mener at de ulike opplysningene om TBTs halveringstid skyldes at utskillelsen er en bifasisk prosess som omfatter flere organer med ulik utskillelseeffektivitet og dessuten at resultatene som angis avhenger av eksponeringsforholdene. Page et al. (1995) fant også langsommere utskillelse av DBT enn TBT.

Oslofjordobservasjonene fra 1997 lar seg ikke uten videre sammenligne med den første systematiske registreringen av TBT/DBT/MBT fra Norge (i 1993) da det ble benyttet en annen analysemetode. I henhold til Følsvik (1997) gir den nye og forbedrede teknikken sannsynligvis konsentrasjoner som ligger 2 ganger høyere eller mer. Tar man hensyn til dette, ligger nivåene i skjell fra indre Oslofjord i den lavere/midlere del av intervallet for 1993-observasjonene fra havner og enkelte referanseområder (kfr. tabell 3 i Knutzen et al. 1995c).

Etter havneundersøkelsen i 1993 har det bare vært spredte observasjoner av tinnorganiske forbindelser i blåskjell fra Norge, og det er behov for en ny landsomfattende studie som kan gi oppdaterte verdier med ny analysemetodikk både fra referanselokaliteter og havner.

Av senere undersøkelser med den nye metodikken kan nevnes moderate konsentrasjoner i skjell fra Larviksfjorden (449-1501 µg TBT/kg tørrvekt, se Berge 1999, dvs. ca. 60-220 µg/kg våtvekt). Derimot ble det registrert relativt høye konsentrasjoner i skjell fra indre Sandefjordsfjorden (413-858 µg TBT/kg våtvekt, Knutzen og Hylland 1998), likeledes i skjell fra delere av Kristiansandsfjorden (opp til 700 µg/kg v.v., Knutzen et al. 1998b), men altså begge steder med lavere maksimumsnivåer enn konstatert i skjell fra deler av indre Oslofjord. I blåskjell fra innerst i Mefjorden ble det bare funnet 68 µg/kg våtvekt (Knutzen og Hylland 1998).

Med et visst forbehold med hensyn til sammelignbarheten av de benyttede analysemetoder, kan verdiene i tabell 12 også jevnføres med utenlandske registreringer. Forbeholdet gjelder særlig eldre

studier. For referanser fra før 1995 kan henvises til oversikt i Knutzen et al. (1995c). Av nyere resultater kan nevnes ($\mu\text{g TBT/kg våtvekt.}$):

- Tamarestuaret/Storbritannia 1987-1993 (Page 1995) Middelveier ca. 90-400 (omregnet fra tørrvektbasis)
- Div. lok. fra Shetland og sydover østkysten av Storbritannia (Widdows et al. 1995): ca. 3-220 (omregnet fra våtvektbasis)
- Elbenestuaret/tysk Nordsjøkyst 1993 (Shawky og Emons 1998): Middelveier 25-54 (omregnet fra Sn-basis; sterk reduksjon på en av lokalitetene fra 1985 - da ca. 140 $\mu\text{g TBT/kg våtvekt.}$)
- 5 lok. Fyn/Danmark 1993, bl.a. nær skipsverft og marinaer (Lundebye et al. 1997): ca. 60-900 (omregnet fra angivelse som Sn)
- Div. lok. Island 1993-1994 (Skarphedinsdottir et al. 1996): Middelveier/standardavvik: 15/13-123/93
- Otsuchibukten/Japan 1994 (Takahashi et al. 1999): 45
- Div. lok. Spanias Middelhavskyst 1995, bl.a. nær en marina (Morcillo et al. 1997): Middelveier ca. 5-1450 (omregnet fra angivelse som Sn på tørrvektbasis)
- Samme lokaliteter som ovenfor 1996 (Morcillo et al. 1999): Middelveier ca. 2-2700 (omregnet fra angivelse som Sn)
- Otsuchibukten/Japan 1996 (Harino et al. 1998): 40-180
- Osaka havn/Japan, mest belastede lokalitet 1989-1996 (Harino et al. 1999): ca. 100-2400 (lest av figur)
- Div. lokaliteter i Danmark 1998 (Markager et al. 1999): ca. 5-230 (omregnet fra Sn)

Av dette ses at de høyeste verdiene fra indre Oslofjord kan måle seg med konsentrasjoner målt i skjell fra storhavner som Osaka (Harino et al. 1999) og Barcelona (Morcillo et al. 1999) og med kontamineringsgraden i omegnen av marinaer (Morcillo et al. 1997, Lundebye et al. 1997).

Som nevnt i kap. 6 har **trifenyltinn** (TPhT) generelt vært bedømt til å være omlag en 10-potens mindre giftig enn TBT overfor akvatiske organismer (Zabel et al. 1988), men enkelte arter kan være mer ømfintlig for TPhT (Horiguchi et al. 1997). I likhet med TBT har TPhT vært brukt som antibegroingsstiltsetning i maling og impregnering av tre, men globalt sett kanskje mer som soppdrepende middel i landbruket (Kannan et al. 1995), bl.a. i forbindelse med potetdyrking (Ståb et al. 1996). Hos oss er TPhT bare kjent som treimpregneringsmiddel, idet tinnorganiske forbindelser ikke har vært godkjent for bruk etter 1985 (Fjelldal 1994). For 1995 estimerte Fjelldal (1994) null utslipp av TPhT i Norge.

Selv om TPhT er mindre giftig enn TBT i akvatisk miljø viser det britiske forslaget til vannkvalitetskriterium på 8 ng/l (Zabel et al. 1988) at det dreier seg om et stoff som i hvert fall overfor enkelte organismer har meget høy kronisk giftighet. Enda mer betenkelig blir det når man finner til dels betydelige nivåer på høyere trinn i næringskjeder, således i fisk (se ref. i kap. 6), fugl (Ståb et al. 1996) og sjøpattedyr (Arise et al. 1998); til dels i høyere konsentrasjoner enn TBT (Ståb et al. 1996; Morcillo et al. 1997; se også om sterk akkumulering i krabber fra Japan hos Kannan et al. (1995b). I likhet med TBT/DBT har også fenyltinn negativ effekt på immunsystemet (Cima et al. 1997).

På bakgrunn av det man synes å vite om bruk av trifenyltinn i vårt land må de høye konsentrasjonene observert i fisk og blåskjell fra indre Oslofjord, dertil registreringene i ferskvannsfisk (Følsvik et al. 1997, Følsvik og Brevik 1999), anses som bemerkelsesverdige og foranledige nærmere etterforskning av mulige kilder. Sannsynligvis er anvendelse som begroingshindrende middel i maling en av kildene, selv om mønsteret med hensyn til forekomst i blåskjell fra indre Oslofjord var forskjellig fra TBT (liten grad av samvariasjon). Mens høye verdier av TBT i skjell først og fremst er registrert fra områder med stor skips- eller småbåttrafikk (Bjørsvika/Bispevika, Rådhuskaia, Lysaker/Bestumkilen, Frognerkilen, Paddehavet), er de høyeste konsentrasjonene av TPhT observert i Holtekilen, Paddehavet, Frognerkilen, Sandvika og Lysaker/Bestumkilen (kfr. Tabell 12). Ut fra dette var det

Paddehavet, Frognerkilen, Sandvika og Lysaker/Bestumkilen (kfr. Tabell 12). Ut fra dette var det betydelig forekomst av både TBT og TPhT på steder med høy tetthet av småbåter, mens det derimot var bemerkelsesverdig moderate nivåer av TPhT i storbåthavnen (Rådhuskaia/Pipervika, Bjøvika/Bispevika).

Foreløpig er det få registreringer av fenyltinn i blåskjell å sammenligne dataene i Tabell 12 med. Imidlertid ble det i Sandefjordsfjorden/Mefjorden 1997 funnet et betydelig lavere kontamineringsnivå enn i indre Oslofjord: 26-249 µg TPhT /kg tvåttvekt, med de høyeste konsentrasjonene i skjell fra indre Sandefjordsfjorden (Knutzen og Hylland 1998). I Larviksfjorden 1998 ble det registrert enda lavere verdier: 10-31 µg/kg (Berge 1999).

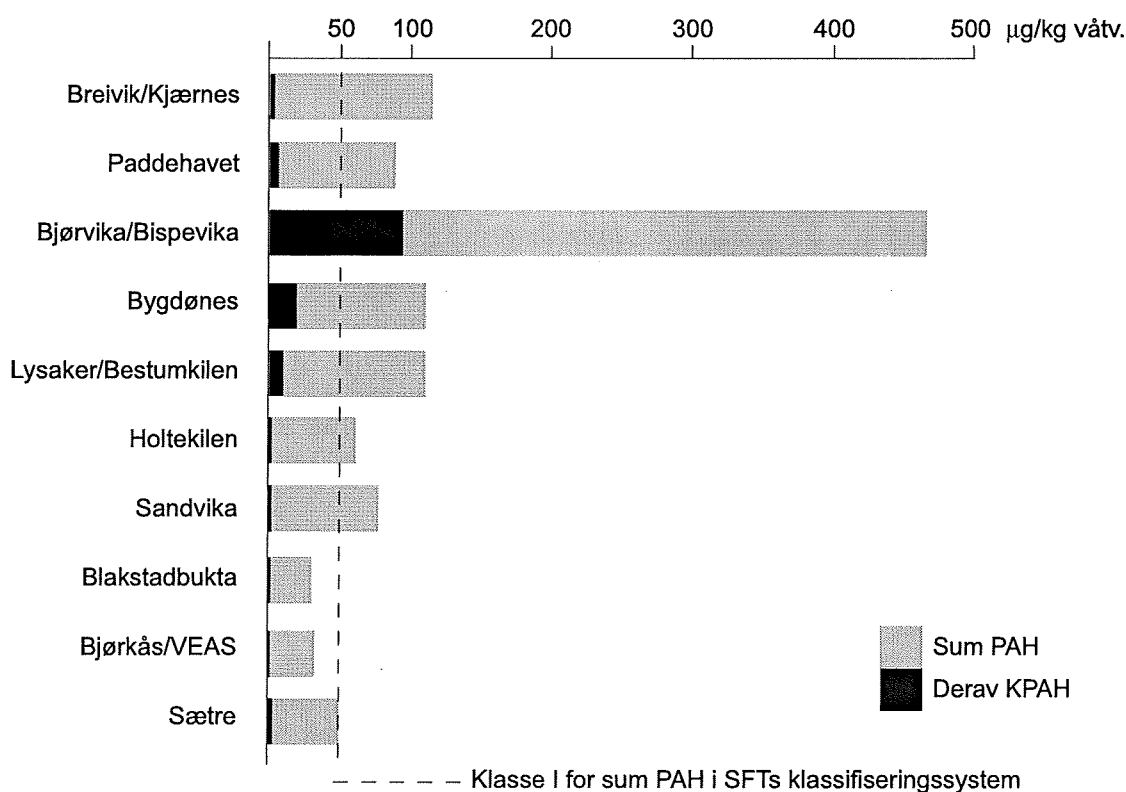
Funnene av høye konsentrasjoner av tributyltinn med metabolitter og trifenyltinn i både fisk og blåskjell fra indre Oslofjord aktualiserer primært fortsatte bestrebelser på å kontrollere og begrense bruken av disse stoffene. Dermed er det behov for utvidet kartlegging av stoffenes forekomst og overvåking. Overvåking er nødvendig både som kontroll av at tiltak virker etter hensikten og på grunn av den lange oppholdstiden i miljøet som må forventes ut fra stoffenes bestandighet i sedimenter. Avhengig av lokale forhold er det registrert halveringstider for TBT i sediment fra ett til opp mot tyve år (Alzieu 1998).

I Oslofjorden er det for tiden i gang et forskningsprosjekt (E. Brevik, NIVA, pers. medd.) som vil gi flere resultater mht. forekomsten av tinnorganiske stoffer i vann og organismer fra deler av fjorden med ulik belastning (bl.a. i omegnen av Bekkelaget renseanlegg, Frognerkilen og med en referansestasjon i ytre fjord). Hovedhensikten er imidlertid å se på anvendeligheten av semipermeable membraner fylt med triolein (fett) som overvåkingsverktøy og sammenligne med blåskjell. I praktisk forvaltningsmessig sammenheng er det imidlertid viktigere å få foretatt en kartlegging av tinnorganiske stoffer i sediment og utvidede studier av TBT/TPhT i organismer, særlig i filet av fisk.

9. Polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) i blåskjell

Tidligere undersøkelser har vist moderate til markerte overkonsentrasjoner av PAH i blåskjell, dvs. <2-6 ganger grensen for kl I i SFTs klassifiseringssystem på 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt. Dette gjaldt både naturlig voksende skjell fra Rådhuskaia og forskjellig andre, antatt mindre belastede lokaliteter i indre fjord (Green og Knutzen 1993) og ved opptaksstudier av transplanterte skjell til munningen av Bjørvika/Bispevika (Skei et al. 1994b).

Bortsett fra skjellene samlet i Bjørvika/Bispevika bekrefter 1997-observasjonene (Figur 10) den generelt moderate graden av PAH-belastningen i fjorden. Imidlertid kommer denne belastningen fra ulike typer av kilder (forurensede vassdrag, gateavrenning, utslipp fra renseanlegg for husholdningsavløp og eksos/oljespill fra skips- og båttrafikk). Kildene preges i større eller mindre grad av at tilførselene er ujevne. Spesielt gjelder dette oljespill og gateavrenning (med eksosnedfall, og partikler fra asfalt- og gummislitasje). Følgelig må det forventes betydelige variasjoner både geografisk og innen de enkelte områder. Denne variasjonen vil gjenspeiles i blåskjell, som ikke bare har et hurtig opptak av PAH, men også skiller ut disse stoffene relativt raskt til tross for lite utviklet evne til nedbrytning (Knutzen 1989 med ref.). Av dette følger at situasjonen som fremtrer fra Figur 10 strengt tatt bare gjengir et øyeblikksbilde. Imidlertid gjelder dette forbehold i størst grad sjøarealet nær havnen og steder nær vassdrag eller utslipp fra renseanlegg (særlig via overløp). I områder med generelt mindre vekslende tilførsel må de funne PAH-nivåene kunne anses som rimelig representative.



Figur 10. Sum PAH og sum KPAH (se forklaring i tekst) i blåskjell fra indre Oslofjord 1997, $\mu\text{g}/\text{kg}$ våtvekt.

Som man ser av Figur 10 skiller Bjørvika/Bispevika seg ut ved en overkonsentrasjone av PAH på omkring 10 ganger, mens det på resten av stasjonene var mindre enn 3 ganger overskridelse av grensen for Kl. I. Når det på enkelte av stasjonene er registrert mindre enn 50 µg PAH/kg våtvekt illustrerer dette bare at "antatt høyt bakgrunnsnivå" i hvert fall ikke er satt for lavt (kfr. Knutzen og Green 1995, tabell 20).

KPAH i Figur 10 representerer summen av potensielt kreftfremkallende PAH-forbindelser (dvs. de PAH som inngår i Gr. 2A og Gr. 2B i IARC 1987). I SFTs klassifiseringsystem (Molvær et al. 1997) er "antatt høyt bakgrunnsnivå" for denne stoffgruppen satt til 10 µg/kg våtvekt. Av figuren ses at analysene stort sett har gitt verdier under eller opp mot dette. Bare i skjellene fra Bjørvika/Bispevika var det ca. 10 ganger høyere.

Næringsmiddelmyndighetene har under utredning et grunnlag for å vurderer spiseligheten av PAH-holdig sjømat ut fra forekomsten av benzo(a)pyren (B(a)P), med en sikkerhetsfaktor for ledsagende opptreden av de øvrige KPAH. Av vedlegg 4 fremgår at konsentrasjonen av B(a)P i blåskjellene fra Bjørvika/Bispevika var 6,4 µg/kg våtvekt, mens skjellene fra de øvrige lokalitetene inneholdt omkring 1 µg/kg eller under deteksjonsgrensen på 0,5 µg/kg våtvekt, dvs. innenfor eller bare svakt over Kl. 1 i SFTs klassifiseringssystem.

10. Referanser

- Ahlborg, U.G., 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PDCFs. *Chemosphere* 19: 603-608.
- Ahlborg, U.G., G.C. Becking, L.S. Birnbaum, A. Brouwer, H.J.G.M. Derks, M. Feely, G. Golor, A. Hanberg, J.C. Larsen, A.K.D. Liem, S.H. Safe, C. Schlatter, F. Wärn, M. Younes and E. Yrjänheikki, 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. Report on a WHO-ECEH and IPCS consultation, December 1994. *Chemosphere* 28: 1049-1067.
- Alzieu, C., 1996. Biological effects of tributyltin on marine organisms. S. 167-211 i S. J. Mora (red.): Tributyltins: A case study of an environmental contaminant. Cambridge University Press, Cambridge.
- Alzieu, C., 1998. Tributyltin: case of a chronic contamination in the coastal environment. *Ocean & Coastal Managem.* 40:23-36.
- Ariese, F., B. van Hattum, G. Hopman, J. Boon og C. ten Hallers-Tjabbes, 1998. Butyltin and phenyltin compounds in liver and blubber samples of sperm whales (*Phyceter macrocephalus*) stranded in the Netherlands and Denmark. Report from Institute for Environmental Studies, Amsterdam, Nederland, 10 s.
- Arnold, C. G., A. Weidenhaupt, M. M. David, S. R. Müller, S. B. Haderlein og R. P. Schwarzenbach, 1997. Aqueous speciation and 1-octanol-water partition coefficient of tributyl- and triphenyltin: Effects of pH and ion composition. *Environ. Sci. Technol.* 31:2596-2602.
- Belfroid, A. C., M. Purperhart og F. Ariese, 1999. Organotin levels in seafood in relation to the tolerable daily intake (TDI) for humans. Institute of Environmental Studies, Vrije Universiteit, Amsterdam. Rapport E-99/12, juni 1999. 19 s. + vedlegg
- Berge, J. A., 1999. Miljøovervåking i Larviksfjorden 1998. Miljøgifter i fisk, krabbe og blåskjell. NIVA-rapport 4033-99, 67 s.
- Berge, J. A. og J. Knutzen, 1991. O-895904/E-90406. Sedimentenes betydning for forurensningstilstanden i Frierfjorden og tilgrensende områder. Rapport 3. Eksperimentelt opptak av persistente klororganiske forbindelser og kvikksølv i skrubbe og krabbe, opptak/utskillelse i blåskjell og registrering av miljøgiftinnhold i bunndyr fra Frierfjorden og Breviksfjorden. NIVA-rapport 2573, 143 s.
- Berge, J. A. og J. Knutzen, 1999. TBT (tributyltinn) og andre tinnorganiske stoffer – effekter og nivåer. *Vann* 3b(1999):673-687.
- Bjerkeng, B., J. Knutzen, R. Gulbrandsen og J. Skei, 1991. Tiltaksanalyse for Grenlandsfjordene. Rapport 3. Omsetning av miljøgifter. NIVA-rapport 2597, 121 s.
- Bjørklund, I., 1988. Miljøeffekter av tennbaserade skeppsbottenfarger. Kemikalieinspektionen, rapport 6/88.
- Bouchard, N., E. Pelletier og M. Fournier, 1999. Effects of butyltin compounds on phagocytic activity of hemocytes from three marine bivalves. *Environ. Toxicol. Chem.* 18:519-522.

- Boyden, C. R., 1975. Distribution of some trace metals in Poole Harbour, Dorset. *Mar. Pollut. Bull.* 12:180-187.
- Cima, F., L. Ballarin, G. Bressa og A. Sabbadin, 1995. Immunotoxicity of butyltins in tunicates. *Appl. Organomet. Chem.* 9:567-572.
- Cima, F., L. Ballarin, G. Bressa, A. Sabbadin og P. Burighel, 1997. Triphenyltin pesticides in sea water as immunotoxins for tunicates. *Mar. Chem.* 58:267-273.
- Evans, S. M., 1999. Tributyltin pollution: the catastrophe that never happened. *Mar. Pollut. Bull.* 38:629-636.
- Fent, K., 1996. Organotin compounds in municipal wastewater and sewage sludge: contamination, fate in treatment process and ecotoxicological consequences. *Sci Total Environ.* 185:151-159.
- Fent, K., R. Fassbind og H. Siegrist, 1989. Organotins in a municipal wastewater treatment plant. S. 72-80 i H. Løkke, H. Tyler og F. Bro-Rasmussen (red.): 1st European Conference on Ecotoxicology, Oct. 17-19, 1988, København. Polyteknisk Forlag, Odense, 1989.
- Fjellidal, J. Chr., 1994. Materialstrømanalyse av tinnorganiske forbindelser. SFT-rapport TA 1046/94. Statens Forurensningstilsyn, Oslo. 43 s.
- Følsvik, N.A.H., 1997. Determination and speciation of organotin compounds in environmental samples by gas chromatography-microwave induced plasma atomic emission spectrometry. Levels and effects of organotin compounds in environmental samples from Norway and the Faroe Islands. Hovedfagsarbeide ved Kjemisk avdeling, Universitetet i Oslo, juli 1997, 64 s.
- Følsvik, N. og E. M. Brevik, 1999. Levels of organotin compounds in burbot (*Lota lota*) from Norwegian lakes. *J. High Resol. Chromatogr.* 22:177-180.
- Følsvik, N., T. Sætre og E. M. Brevik, 1997. Organotin compounds in Norwegian freshwater fish. S. 53-64 i T. Vartiainen og H. Komulainen (red.): 7th Nordic Symposium on Organic Pollutants. Kuopio University Publications C. Natural and Environmental Sciences 68.
- George, S. G., B. J. S. Pirie, A. R. Cheyne, T. L. Coombs og P. T. Grant, 1978. Detoxication of metals by marine bivalves: An ultrastructural study of the compartmentation of copper and zinc in the oyster *Ostrea edulis*. *Marine Biol.* 45:147-156.
- Green, N. W., 1993 Joint Monitoring Programme (JMP): National comments to the Norwegian Data for 1991. NIVA-prosjekt O-80106. 22/1 1993, 74 s. (JMG dokument 18/3/8-E(L)).
- Green, N.W., 1997. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National comments to the Norwegian data for 1996. Rapport 715/97 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3730-97, 129 s.
- Green, N.W. og J. Knutzen, 1993. Miljøundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer 1992. Rapport 541/93 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 2972, 54 s.
- Green, N. W. og G. Severinsen, 1999. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). Contaminants in fish 1993-1997. Norwegian biota data. Rapport 776/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4084-99, 393 s.

- Green, N.W., J. A. Berge, A. Helland, K. Hylland, J. Knutzen og M. Walday, 1999. Joint Assessment and Monitoring Programme (JAMP). National Comments regarding the Norwegian Data for 1997. Rapport 752/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3980-99, 144 s.
- Grimmer, G. og H. Böhnke, 1975. Polycyclic aromatic hydrocarbon profile analysis and high-protein foods, oils and fats by gas chromatography. J. AOAC 58: 725-733.
- Hanberg, A., F. Wärn, L. Asplund, E. Haglund og E. Safe, 1990. Swedish dioxin survey: Determination of 2,3,7,8-TCDD toxic equivalent factors for some polychlorinated biphenyls and naphthalenes using biological tests. Chemosphere 20: 1161-1164.
- Harino, H., M. Fukushima, Y. Yamamoto, S. Kawai og N. Miyazaki, 1998. Contamination of butyltin and phenyltin compounds in the marine environment of Otsuchi Bay, Japan. Environ. Pollut. 101:209-214.
- Harino, H., M. Fukushima og S. Kawai, 1999. Temporal trends of organotin compounds in the aquatic environment of the Port of Osaka, Japan. Environ Pollut. 105:1-7.
- Horiguchi, T., H. Shiraishi, M. Shimizu og M. Morita, 1997. Effects of triphenyltin chloride and five other organotin compounds on the development of imposex in the rock shell *Thais clavigera*. Environ Pollut. 95:85-91.
- IARC, 1987. IARC monographs on the evaluation of carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity. An updation of IARC monograph volume 1 to 42, suppl. 7. Lyon.
- Julshamn, K., 1981a. Studies on major and minor elements in molluscs in Western Norway. I. Geographical variations in the content of 10 elements in oyster (*Ostrea edulis*), common mussel (*Mytilus edulis*) and brown seaweed (*Ascophyllum nodosum*) from three oyster farms. Fisk. Dir. Skr., Ser. Ernæring 1:161-182
- Julshamn, K., 1981b. Studies on major and minor elements in molluscs in Western Norway. IV. The distribution of 17 elements in different tissues of oyster (*Ostrea edulis*), common mussel (*Mytilus edulis*) and horse mussel (*Modiolus modiolus*) taken from unpolluted water. Fisk. Dir. Skr., Ser. Ernæring 1:215-234.
- Julshamn, K., 1981c. Studies on major and minor elements in molluscs in Western Norway. VI. Accumulation and depletion of cadmium and lead and 5 further elements in tissues of oyster (*Ostrea edulis*), and common mussel (*Mytilus edulis*) by transfer between waters of highly different heavy metal loads. Fisk. Dir. Skr., Ser. Ernæring 1:247-265.
- Kannan, K. og J. Falandysz, 1997. Butyltin residues in sediment, fish, fish-eating birds, harbour porpoise and human tissues from the Polish coast of the Baltic Sea. Mar. Pollut. Bull. 34:203-207.
- Kannan, K., S. Tanabe og R. Tatsukawa, 1995a. Butyltin residues in fish from Australia, Papua New Guinea and Solomon Islands. Int. J. Environ. Anal. Chem. 61:263-273.
- Kannan, K., S. Tanabe og R. Tatsukawa, 1995b. Phenyltin residues in horseshoe crabs, *Tachypleus tridentatus* from Japanese coastal waters. Chemosphere 30:925-932.
- Kannan, K., K. Senthilkumar, B. G. Loganathan, S. Takahashi, D. K. Odell og S. Tanabe, 1997. Elevated accumulation of tributyltin and its breakdown products in bottlenose dolphin (*Tursiops truncatus*) found stranded along the U.S. Atlantic and Gulf coasts. Environ. Sci. Technol. 31:296-301.
- Knutzen, J., 1987. Om "bakgrunnsnivåer" av klorerte hydrokarboner og beslektede forbindelser i fisk. NIVA-rapport 2002, 173 s.
- Knutzen, J., 1989. PAH i det akvatiske miljø – opptak, utskillelse, effekter og bakgrunnsnivåer. NIVA-rapport 2205, 107 s.

- Knutzen, J. og N.W. Green, 1995. "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-Paris-kommisjonene (Joint Monitoring Programme – JMP) 1990-1993. Rapport 594/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3302, 106 s.
- Knutzen, J. og K. Hylland, 1998. Miljøovervåking i Sandefjordsfjorden og indre Mefjorden 1997-98. Delrapport 3. Miljøgifter og effekter i fisk og skalldyr. Rapport 745/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3934-98, 76 s.
- Knutzen, J., I. Kopperud, J. Magnusson og J. U. Skåre, 1993. Overvåking av miljøgifter i Drammensfjorden og Drammenselva 1991. NIVA-rapport 2838, 50 s.
- Knutzen, J., J. Skei, T. M. Johnsen, K. Hylland, J. Klungsøyr og M. Schlabach, 1995a. Miljøgiftundersøkelser i Byfjorden/Bergen og tiliggende fjordområder. Fase 2. Observasjoner i 1994. NIVA-rapport 3351-95, 163 s.
- Knutzen, J., G. Becher, Aa. Biseth, E. Brevik, N. Green, M. Schlabach og J. U. Skåre, 1995b. Overvåking av miljøgifter i fisk fra Grenlandsfjordene 1993. Rapport 589/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3195, 147 s.
- Knutzen, J., L. Berglind og E. Brevik, 1995c. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Klororganiske stoffer og tributyltinn i blåskjell 1993 1994. Rapport 610/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3296, 79 s.
- Knutzen, J., Aa. Biseth, E. M. Brevik, N. W. Green, M. Schlabach og J. U. Skåre, 1996. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1995. Rapport 681/96 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3590-96, 224 s.
- Knutzen, J., N.W. Green og E.M. Brevik, 1998a. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1996. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. Rapport 728/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3832-98, 39 s.
- Knutzen, J., K. Næs, L. Berglind, Aa. Biseth, E. M. Brevik, N. Følsvik og M. Schlabach, 1998b. Overvåking av miljøgifter i sedimenter og organismer fra Kristiansandsfjorden 1996. Rapport 729/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3833-98, 181 s.
- Knutzen, J., Aa. Biseth, E. M. Brevik, E. Egaas, N. W. Green, M. Schlabach og J. U. Skåre, 1998c. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1996. Rapport 730/98 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3834-98, 150 s.
- Knutzen, J., G. Becher, Aa. Biseth, B. Bjerkeng, E. M. Brevik, N. W. Green, M. Schlabach og J. U. Skåre, 1999a. Overvåking av miljøgifter i fisk og skalldyr fra Grenlandsfjordene 1997. Rapport 772/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4065-99, 195 s.
- Knutzen, J. (red.), E. Fjeld, K. Hylland, B. Killie, L. Kleivane, E. Lie, T. Nygård, T. Savinova, J. U. Skåre og K. J. Aanes, 1999b. Miljøgifter og radioaktivitet i norsk fauna – inkludert Arktis og Antarktis. Utredning for DN 1999-5. Direktoratet for naturforvaltning. Trondheim, 235 s.
- Knutzen, J., N. W. Green og E. M. Brevik, 1999c. Tiltaksorienterte miljøundersøkelser i Sørfjorden og Hardangerfjorden 1997. Delrapport 2. Miljøgifter i organismer. Rapport 755/99 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 4007-99, 43 s.
- Konieczny, R., 1992a. Kartlegging og vurdering av forurensningssituasjonen i bunnsedimenter fra Oslo havneområde. NIVA-rapport 2696, 41 s.
- Konieczny, R., 1992b. Kartlegging av forurensningssituasjonen i området Bjørvika-Bispevika, Oslo havn. NIVA-rapport 2808, 87 s.

- Konieczny, R., 1994. Miljøgiftundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport 4. Miljøgifter i sedimenter. Rapport 561/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3094, 134 s.
- Laughlin, R. B. jr., W. French og H. E. Guard, 1986. Accumulation of bis (tributyl) tin oxide by the marine mussel *Mytilus edulis*. Environ. Sci. Technol. 20:884-890
- Lundebye, A.-K., W. J. Langston og M. H. Depledge, 1997. Stress protein and condition index as biomarkers of tributyltin exposure and effect in mussels. Ecotoxicology 6:127-136.
- Markager, S., T. G. Nielsen, J. Carstensen, D. Conley, K. Dahl m. fl., 1999. Marine områder. SStatus over miljøtilstanden i 1998. NOVA 2003. Danmarks Miljøundersøgelse. Faglig rapport fra DMU nr. 290, 164 s.
- Martincic, D., H. W. Nürnberg, M. Stoepler og M. Branica, 1984. Bioaccumulation of heavy metals by bivalves from Lim Fjord (North Adriatic Sea). Mar. Biology 81:177-188.
- Martincic, D., Z. Kwokal og M. Branica. 1987. Trace metals in selected organisms from the Adriatic Sea. Mar. Chemistry 22:207-220.
- Molvær, J., J. Knutzen, J. Magnusson, B. Rygg, J. Skei og J. Sørensen, 1997. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Veiledning. SFT-rapport TA 1467/1997. Statens forurensningstilsyn, Oslo. 36 s.
- Morcillo, Y., V. Borghi og C. Porte, 1997. Survey of organotin in the Western Mediterranean using molluscs and fish as sentinel organisms. Arch. Environ. Contam. Toxicol. 32:198-203.
- Morcillo, Y., A. Albalat og C. Porte, 1999. Mussels as sentinels of organotin pollution: Bioaccumulation and effects on P450-mediated aromatase activity. Environ. Toxicol. Chem. 18:1203-1208.
- Oehme, M., J. Klungsøyr, Aa. Biseth og M. Schlabach, 1994. Quantitative determination of ppq-ppt levels og polychlorinated dibenzo-p-dioxin and dibenzofurans in sediments from the Arctic (Barents Sea) and the North Sea. Anal. Meth. Instr. 1: 153-163.
- O'Halloran, K., J. T. Ahokas og P.F. A. Wright, 1998. Response of fish immune cells to in vitro organotin exposures. Aquat. Toxicol. 40:141-156.
- Oshima, Y., K. Nirmala, J. Go, Y. Yokota, J. Koyama, N. Imada, T. Honjo og K. Kobayashi, 1997. High accumulation of tributyltin in blood among the tissues of fish and applicability to environmental monitoring. Environ. Toxicol. Chem. 16:1515-1517.
- OSPARCOM (Oslo and Paris Commissions), 1996. Report of the Third OSPAR Workshop on Ecotoxicological Assessment Criteria. Haag 25-29/11 1996. 34 s. + 30 vedlegg.
- Page, D. S., 1995. A six-year monitoring study of tributyltin and dibutyltin in mussel tissues from the Lynher River, Tamar Estuary, UK. Mar. Pollut. Bull. 30:746-749.
- Page, D. S., T. M. Dassanayake og E. S. Gilfillan, 1995. Tissue distribution and depuration of tributyltin for field-exposed *Mytilus edulis*. Mar. Environ. Res. 40:409-421.
- Schlabach, M., Aa. Biseth, H. Gundersen og M. Oehme, 1993. On-line GPC/carbon clean up method for determination of PCDD/F in sediment abs sewage sludge samples. Organohalogen Compounds 11:71-74.

- Schlabach, M., Aa. Biseth, H. Gundersen og J. Knutzen, 1995. Congener specific determination and levels of polychlorinated naphthalens in cod liver samples from Norway. *Organohalogen Compounds* 24:489-492.
- Schulze, P.E., M. L. Wiborg, R. Konieczny og Ø. Østberg, 1999. Oppsummeringsrapport fra den store giftjakta i 1998. PCB forbudt, men fortsatt en del av livet kysten Kristiansund-Oslo-Fredrikstad. Rapport fra Norges Naturvernforbund, Oslo. Juni 1999, 45 s.
- Shawky, S. og H. Emons, 1998. Distribution pattern of organotin compounds at different trophic levels of aquatic ecosystems. *Chemosphere* 36:523-535.
- Skarphedinsdottir, H., K. Olavsdottir, J. Svavarsson og T. Johanneson, 1996. Seasonal fluctuations of tributyltin (TBT) and dibutyltin (DBT) in the dogwhelk, *Nucella lapillus* (L.) and the blue mussel, *Mytilus edulis* L. in Icelandic waters. *Mar. Pollut. Bull.* 32:358-361.
- Skei, J., J. Knutzen og J. Klungsøyr, 1994a. Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og Byfjorden 1993. Fase 1. Miljøgifter i spiselige organismer og bunnsedimenter. NIVA-rapport 3018, 88 s.
- Skei, J., H. Oen, O. Pettersen, J. Bryde og L. Jacobsen Skuggevik, 1994b. Miljøgiftundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport 6. Eksperimentelle undersøkelser med forurensede sedimenter fra Oslo havnebasseng og bioakkumuleringsstudier med blåskjell, ål og eremittkreps. Rapport 562/94 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3070, 46 s.
- Solberg, T., G. Becher, V. Berg og G. S. Eriksen, 1997. Kartlegging av miljøgifter i fisk og skalldyr fra nord-områdene. SNT-rapport 4 1997. Statens næringsmiddeltilsyn, Oslo. 28 s. pluss vedlegg.
- Solberg, T., B. Øvrevoll, V. Berg, Aa. Biseth og G. S. Eriksen, 1999. Kartlegging av tungmetaller og klororganiske miljøgifter i marin fisk fanget i Sør-Norge. SNT-rapport 4-99. Statens næringsmiddeltilsyn, Oslo. 44 s.
- Stene Johansen, S. og J. E. Samdal, 1995. Miljøgiftundersøkelser i indre Oslofjord. Delrapport 5. Kartlegging av kilder. Rapport 611/95 innen Statlig program for forurensningsovervåking. NIVA-rapport 3291, 80 s.
- Stäb, J. A., T. P. Traas, J. van Kesteren, P. Leonards, B. van Hattum, U. A. Th. Brinker og W. P. Cofino, 1996. Determination of organotin compounds in the foodweb of a shallow freshwater lake in the Netherlands. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 31:319-328.
- Takahashi, S., S. Tanabe og T. Kubodera, 1997. Butyltin residues in deep-sea organisms collected from Suruga Bay, Japan. *Environ. Sci. Technol.* 31:3103-3109.
- Takahashi, S., S. Tanabe, I. Takeuchi og N. Miyazaki, 1999. Distribution and specific bioaccumulation of butyltin compounds in marine ecosystems. *Arch. Environ. Contam. Toxicol.* 37:50-61.
- Van den Berg, M., L. Birnbaum, A. T. C. Bosveld m. fl., 1998. Toxic equivalency factors (TEFs) for PCBs, PCDDs, PCDFs for humans and wildlife. *Environ. Health Perspect.* 106:775-792.
- Watling, H. R. og R. J. Watling, 1976. Trace metals in oysters from Knysna Estuary. *Mar. Pollut. Bull.* 7:45-48.
- WHO (World Health Organization), 1990. Environmental Health Criteria 116. Tributyltin compounds. WHO, Geneve, 1990. 273 s.
- WHO, 1996. Guidelines for drinking-water quality. Second edition, Vol. 2. Health criteria and other supporting information. WHO, Geneve. 973 s.
- Widdows, J. og D. S. Page, 1993. Effects of tributyltin and dibutyltin on the physiological energetics of the mussel, *Mytilus edulis*. *Mar. Environ. Res.* 35:233-249.

Widdows, J., P. Donkin, M. D. Binsley m.fl., 1995. Scope for growth and contaminant levels in North Sea mussels *Mytilus edulis*. Mar. Ecol. Progr. Ser. 127:131-148.

Zabel, T. F., J. Seager og S. D. Oakley, 1988. Proposed environmental quality standards for list II substances in water. Water Research centre (UK), rapport TR 255, 73 s.

Zuolian, C. og A. Jensen, 1989. Accumulation of organic and inorganic tin in blue mussel *Mytilus edulis* under natural conditions. Mar Pollut. Bull. 20:281-286

Vedlegg 1

Karakteristikk av fiskeprøver (prøvesteder, tid for prøveinnsamling, antall fisk i blandprøvene, fiskens lengde og vekt).

Tabell 1.1. Prøvesteder, dato og karakteristikk av blandprøver av fisk fra miljøgiftundersøkelse i indre Oslofjord (1996)1997-1998. N: Antall individer i blandprøven. M/SD/VAR: Middelvei/Standardavvik/min.-maks. For vekt (g) og lengde (cm). Delvis avrundede tall. I.a.: Ikke anal.

| Prøver, år, dato (mnd) | N | Vekt (g) M/SD/VAR | Lengde (cm) M/SD/VAR | % fett ¹⁾ |
|-----------------------------------|----|----------------------|-------------------------|----------------------|
| TORSKE (L=lever, F=filetpr.) | | | | |
| Breivoll/Bunnefj. 19/1-98 (L,F) | 21 | 619/193/283-903 | 39/4/31-45 | 41,3/44,3 |
| Hvervenbukta, 2/12-97 (F) | 10 | 490/143/302-731 | 37/3/33-43 | i.a. |
| Ormøya-Ulvøya- | | | | |
| Bekkelagsbassenget 22/1-98 (L,F) | 10 | 1172/296/705-1573 | 48/5/41-56 | 38,4/40,0 |
| Kavringen-Hovedøya- | | | | |
| Akershuskaia 22-23/10-97 (L,F) | 6 | 887/560/546-2018 | 43/6/37-54 | 47,9/47,7 |
| Lysakerfjorden 17-29/12-97 (L,F) | 19 | 1529/982/182-3532 | 50/10/27-66 | 56,3/65,7 |
| VEAS(SRV), ut for Bjørkås | | | | |
| 29-30/12-97 (L,F) | 8 | 1665/643/794-2698 | 54/7/45-67 | 56,2/58,4 |
| Bærumsbassenget 15/12-97 (L,F) | 15 | 1064/466/451-2082 | 46/6/36-59 | 59,0/- |
| Dyno/Sætre 12/2-97 (L) | 21 | 1012/439/502-2330 | 42/14/38-62 | 54,3/60,6 |
| SKRUBBEFILET | | | | |
| Brevik/Frogn 4/11-97 | 10 | 540/131/412-795 | 35/3/33-40 | 0,14 |
| Hvervenbukta 4/11-97 | 10 | 515/94/407-684 | 32/2/31-39 | 0,27 |
| Ormøya-Ulvøya- | | | | |
| Bekkelagsbassenget 22/1-98 | 3 | 351/-/305-399 | 31/-30-32 | 0,30 |
| Havebassenget (Kavringen- | | | | |
| Hovedøya) 22-23/10-97 | 4 | 330/-/262-405 | 32/-/31-34 | 0,28 |
| Lysakerfjorden 17-29/12-97 | 4 | 381/-/180-487 | 32/-/26-36 | 0,29 |
| Bærumsbassenget 15/12-97 | 6 | 417/84/310-538 | 33/2/30-35 | 0,18 |
| ALEFILET | | | | |
| Brevik/Frogn 19/9-98 | 4 | 583/-/193-813 | 67/-/52-75 | 12,7 ²⁾ |
| Oslo havn sept 1998 | 4 | 281/-/157-386 | 54/-/45-59 | 10,9 ²⁾ |
| Frognerkilen oktober 1998 | 7 | 223/176/57-557 | 49/11/37-64 | 7,2 ²⁾ |
| Sollerudstr./Lysakerfj. 22/10-97 | 20 | 170/160/58-701 | 45/10/35-70 | 2,6 ³⁾ |
| Viernbukta/Brønnøya 25/9-98 | 14 | 365/264/151-1064 | 57/9/44-78 | 12,8 ²⁾ |
| Bjørnesodden | | | | |
| (Bordevikstangen)/Sætre 19/8-98 | 8 | 241/123/122-455 | 53/8/45-65 | 5,5 ²⁾ |
| SANDFLYNDREFILET | | | | |
| Bærumsbassenget 15/12-97 | 12 | 242/66/131-341 | 28/3/23-31 | 0,24 |
| DYNO/Sætre 11/6-97 | 4 | 203/-/141-256 | 27/-/25-30 | 0,48 |
| TUNGEFILET | | | | |
| Huk 13/6-97 | 13 | 205/74/148-402 | 27/3/23-33 | 0,29 |
| SILDEFILLET | | | | |
| Utenfor Lysakerelva 19-21/11-97 | 17 | 170/26/138-216 | 28/1/26-31 | 1,63 |
| SJØ-ØRRETFILLET | | | | |
| Nedre foss/Akerselva okt.-nov.-98 | 6 | 634/297/217-939 | 39/7/27-46 | 0,28 |
| Laksetrapp/Sandvikselva juni- | | | | |
| oktober 1998 | 6 | 623/267/248-969 | 38/5/30-45 | 0,47 |
| Øverlandselva (nedstrøms foss) | | | | |
| 21/10-98 | 8 | 599/176/414-873 | 39/5/33-46 | 0,59 |

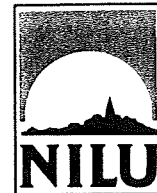
¹⁾ Ved to analyser hhv. NIVA- og NILU-verdier.

²⁾ Reanalyseverdier.

³⁾ Uvanlig lav fettprosent, men kontrollert ved reanalyse.

Vedlegg 2

Rådata fra NILU-analyser av PCDF/PCDD, non-orto PCB og PCN



NOTAT

Til : Norsk institutt for vannforskning (NIVA) v/Jon Knutzen
Fra: Aase Biseth
Dato : Kjeller, 17. november 1998
Deres ref. : JOK/LIB. J.nr. 1609/98, s.nr. O-71097-5
Vår ref. : IBr/MAa/O-98121

SAK: Fettbestemmelse i biologiske prøver

| NILU nr.: | NIVAs prosjektnr. | Materiale | Kundens merking | Prosent ekstraherbart fett |
|-----------|-------------------|-------------|--|----------------------------|
| 98/814 | O-71097-5 | Torskelever | Lysakerfj. 17/12-28-29/12-97 | 65,7 |
| 98/815 | " | " | Kavringen-Hovedhøye, Akershuskaia 22-23/10-97 | 47,7 |
| 98/816 | " | " | Dyno/Sætre 12/2-97 | 60,6 |
| 98/817 | " | " | Ormøya/Utøya/Bekkelags- bassenget 22/1-97 | 40,0 |
| 98/818 | " | " | VEAS 29-30/12-97 | 58,4 |
| 98/819 | " | " | Breivoll/Bunnefjorden 19/1-98 | 44,3 |
| 98/820 | " | Blåskjell | Frognerkieln 16/9-97 | 0,9 |
| 98/821 | " | " | Sætre 18/9-97 | 1,5 |
| 98/822 | " | " | Bjørvika/Bispevika 16/9-97 | 1,4 |
| 98/823 | " | " | Lysakerfj./Bærumskilen 18/9-97 | 1,2 |
| 98/824 | " | " | Holtekilen 18/9-97 | 1,3 |

Vennligst adresser post til NILU, ikke til enkeltpersoner/Please reply to the institute.

NILU
P.O. Box 100
Instituttveien 18
N-2007 KJELLER, Norway
Telephone: +47 63 89 80 00
Telefax : +47 63 89 80 50
Telex : 74854 nilu n

NILU-Tromsø
P.O. Box 1245
Strandtorget 2B
N-9001 TROMSØ, Norway
Telephone: +47 77 60 69 70
Telefax : +47 77 60 69 71

Bank: 5102.05.19030
Postgiro: 0813 3308327
Foretaksnr./Enterprise No. 941705561

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-572
 NILU-Prøvenummer: 98/819
 Kunde: NIVA/J.Knutzen
 Kundenes prøvemerking: Breivoll/Bunnefjorden
 : 19/1-98
 Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 3 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF707131

Kjeller, 13.11.98

| Komponent | Konsentrasjon | Gjenvinning | TE (nordisk) | i-TE |
|----------------------|---------------|-------------|--------------|-------------|
| | pg/g | % | pg/g | pg/g |
| 2378-TCDD | 2,24 | 71 | | 2,24 |
| SUM TCDD | 2,24 | | | |
| 12378-PeCDD | 0,51 | 75 | | 0,26 |
| SUM PeCDD | 0,51 | | | |
| 123478-HxCDD | < 0,33 | 78 | | 0,03 |
| 123678-HxCDD | 2,57 (i) | 76 | | 0,26 |
| 123789-HxCDD | 0,82 (i) | | | 0,08 |
| SUM HxCDD | 3,39 | | | |
| 1234678-HpCDD | 1,78 | 79 | | 0,02 |
| SUM HpCDD | 1,78 | | | |
| OCDD | 1,45 (i) | 62 | | 0,00 |
| SUM PCDD | 9,37 | | | 2,89 |
| 2378-TCDF | 15,1 | 76 | | 1,51 |
| SUM TCDF | 15,1 | | | |
| 12378/12348-PeCDF | 3,50 | | 0,04 | 0,18 |
| 23478-PeCDF | 3,12 | 77 | | 1,56 |
| SUM PeCDF | 6,62 | | | |
| 123478/123479-HxCDF | 1,79 | 81 | | 0,18 |
| 123678-HxCDF | 2,70 | 75 | | 0,27 |
| 123789-HxCDF | < 0,33 | | | 0,03 |
| 234678-HxCDF | 2,29 | 79 | | 0,23 |
| SUM HxCDF | 8,91 | | | |
| 1234678-HpCDF | 1,16 | 76 | | 0,01 |
| 1234789-HpCDF | 0,60 | | | 0,01 |
| SUM HpCDF | 1,76 | | | |
| OCDF | 0,95 | 82 | | 0,00 |
| SUM PCDF | 33,3 | | 3,83 | 3,97 |
| SUM PCDD/PCDF | 42,7 | | 6,72 | 6,86 |

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell

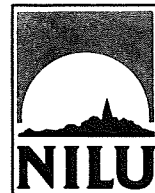
i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 13.11.98

Vedlegg til målerapport nr: O-572
NILU-Prøvenummer: 98/819
Kunde: NIVA/J.Knutzen
Kundenes prøvemerking: Breivoll/Bunnefjorden
: 19/1-98
Prøvetype: Torskelever
Prøvemengde: 3 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF707131

| Komponent | Konsentrasjon | Gjenvinning | TE (WHO) | TE (Safe) |
|--------------------------|---------------|-------------|------------|------------|
| | pg/g | % | pg/g | pg/g |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 3 064 | 64 | 1,53 | 30,6 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 146 | | | |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 1 307 | 82 | 131 | 131 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 107 | 81 | 1,07 | 5,35 |
| SUM TE-PCB | | | 133 | 167 |

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitosekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitosekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-572
 NILU-Prøvenummer: 98/817B
 Kunde: NIVA/J.Knutzen
 Kundernes prøvemerking: Ormøya/Ulvøya
 : Bekkelagsbassenget 22-1-97
 Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 3 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF708051

Kjeller, 16.11.98

| Komponent | Konsentrasjon pg/g | Gjenvinning % | TE (nordisk) | |
|----------------------|-----------------------|------------------|--------------|--------------|
| | | | pg/g | i-TE pg/g |
| 2378-TCDD | 3,98 | 75 | | 3,98 |
| SUM TCDD | 3,98 | | | |
| 12378-PeCDD | 0,79 | 78 | | 0,40 |
| SUM PeCDD | 0,79 | | | |
| 123478-HxCDD | < 0,33 | 74 | | 0,03 |
| 123678-HxCDD | 4,52 | 92 | | 0,45 |
| 123789-HxCDD | 1,18 (i) | | | 0,12 |
| SUM HxCDD | 5,70 | | | |
| 1234678-HpCDD | 2,92 | 93 | | 0,03 |
| SUM HpCDD | 3,39 | | | |
| OCDD | 3,89 | 73 | | 0,00 |
| SUM PCDD | 17,8 | | | 5,01 |
| 2378-TCDF | 26,7 | 69 | | 2,67 |
| SUM TCDF | 28,2 | | | |
| 12378/12348-PeCDF | 6,01 | | 0,06 | 0,30 |
| 23478-PeCDF | 4,59 | 68 | | 2,30 |
| SUM PeCDF | 10,4 | | | |
| 123478/123479-HxCDF | 2,48 (i) | 67 | | 0,25 |
| 123678-HxCDF | 3,67 (i) | 81 | | 0,37 |
| 123789-HxCDF | < 0,33 | | | 0,03 |
| 234678-HxCDF | 2,87 | 70 | | 0,29 |
| SUM HxCDF | 9,02 | | | |
| 1234678-HpCDF | 1,48 | 81 | | 0,01 |
| 1234789-HpCDF | < 1,33 | | | 0,01 |
| SUM HpCDF | 1,74 | | | |
| OCDF | 1,26 | 73 | | 0,00 |
| SUM PCDF | 50,6 | | 5,99 | 6,23 |
| SUM PCDD/PCDF | 68,4 | | 11,0 | 11,2 |

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 16.11.98

Vedlegg til målerapport nr: O-572
NILU-Prøvenummer: 98/817B
Kunde: NIVA/J.Knutzen
Kundenes prøvemerkning: Ormøya/Utøya/
: Bekkelagsbassenget 22-1-97
Prøvetype: Torskelever
Prøvemengde: 3 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF708051

| Komponent | Konsentrasjon | Gjenvinning | TE (WHO) | TE (Safe) |
|--------------------------|---------------|-------------|------------|------------|
| | pg/g | % | pg/g | pg/g |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 4 647 | 71 | 2,32 | 46,5 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 248 | | | |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 1 777 | 73 | 178 | 178 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 145 | 74 | 1,45 | 7,26 |
| SUM TE-PCB | | | 181 | 231 |

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-572
 NILU-Prøvenummer: 98/815
 Kunde: NIVA/J.Knutzen
 Kundernes prøvemerking: Kavringen-Hovedøya-
 : Akershuskaia 22-23/10-97
 Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 2,4 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF707091

Kjeller, 16.11.98

| Komponent | Konsentrasjon | | Gjenvinning | TE (nordisk) | |
|----------------------|---------------|----|-------------|--------------|-------------|
| | pg/g | | | pg/g | i-TE |
| | | % | pg/g | pg/g | |
| 2378-TCDD | 3,31 (i) | 46 | | 3,31 | |
| SUM TCDD | 3,31 | | | | |
| 12378-PeCDD | 0,63 (i) | 47 | | 0,32 | |
| SUM PeCDD | 0,63 | | | | |
| 123478-HxCDD | < | 47 | | 0,05 | |
| 123678-HxCDD | 3,17 (i) | 43 | | 0,32 | |
| 123789-HxCDD | 0,60 (i) | | | 0,06 | |
| SUM HxCDD | 3,77 | | | | |
| 1234678-HpCDD | 1,65 (i) | 50 | | 0,02 | |
| SUM HpCDD | 1,65 | | | | |
| OCDD | 4,72 (i) | 41 | | 0,00 | |
| SUM PCDD | 14,1 | | | 4,07 | |
| 2378-TCDF | 17,2 | 46 | | 1,72 | |
| SUM TCDF | 17,2 | | | | |
| 12378/12348-PeCDF | 3,86 | | 0,04 | | 0,19 |
| 23478-PeCDF | 2,88 | 47 | | 1,44 | |
| SUM PeCDF | 7,30 | | | | |
| 123478/123479-HxCDF | 2,11 | 45 | | 0,21 | |
| 123678-HxCDF | 2,61 | 45 | | 0,26 | |
| 123789-HxCDF | < | | | 0,05 | |
| 234678-HxCDF | 1,75 | 46 | | 0,18 | |
| SUM HxCDF | 6,47 | | | | |
| 1234678-HpCDF | < | 43 | | 0,01 | |
| 1234789-HpCDF | < | | | 0,02 | |
| SUM HpCDF | | | | | |
| OCDF | 1,24 (i) | * | | 0,00 | |
| SUM PCDF | 32,2 | | 3,93 | | 4,08 |
| SUM PCDD/PCDF | 46,3 | | 8,00 | | 8,16 |

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 16.11.98

Vedlegg til målerapport nr: O-572
NILU-Prøvenummer: 98/815
Kunde: NIVA/J.Knutzen
Kundenes prøvermerking: Kavringen-Hovedøya-
: Akershuskaia 22-23/10-97
Prøvetype: Torskelever
Prøvemengde: 2,4 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF707091

| Komponent | Konsentrasjon | Gjenvinning | TE (WHO) | TE (Safe) |
|--------------------------|---------------|-------------|------------|------------|
| | pg/g | % | pg/g | pg/g |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 3 873 | 48 | 1,94 | 38,7 |
| 344'5-TeCB (PCB-81) | 194 | | | |
| 33'44'5-PeCB (PCB-126) | 2 062 | 47 | 206 | 206 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 118 | 46 | 1,18 | 5,91 |
| SUM TE-PCB | | | 209 | 251 |

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitosekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

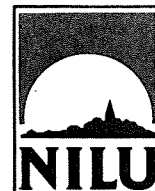
TE (Safe): 2378-TCDD-toksitosekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-572
 NILU-Prøvenummer: 98/814
 Kunde: NIVA /J.Knutzen
 Kundenes prøvemerking: Lysakerfjorden
 : 17/12 - 28-29/12-97
 Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 3 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF707081

Kjeller, 13.11.98

| Komponent | Konsentrasjon Gjenvinning | | TE (nordisk) | i-TE |
|----------------------|---------------------------|----|--------------|-------------|
| | pg/g | % | pg/g | pg/g |
| 2378-TCDD | 3,68 | 78 | | 3,68 |
| SUM TCDD | 3,68 | | | |
| 12378-PeCDD | 0,55 | 80 | | 0,28 |
| SUM PeCDD | 0,55 | | | |
| 123478-HxCDD | < 0,33 | * | | 0,03 |
| 123678-HxCDD | 2,87 | * | | 0,29 |
| 123789-HxCDD | 1,66 | | | 0,17 |
| SUM HxCDD | 4,53 | | | |
| 1234678-HpCDD | 1,84 | 65 | | 0,02 |
| SUM HpCDD | 1,84 | | | |
| OCDD | 4,30 | 58 | | 0,00 |
| SUM PCDD | 14,9 | | | 4,46 |
| 2378-TCDF | 25,0 | 76 | | 2,50 |
| SUM TCDF | 25,7 | | | |
| 12378/12348-PeCDF | 7,71 | | 0,08 | 0,39 |
| 23478-PeCDF | 4,69 | 76 | | 2,35 |
| SUM PeCDF | 13,1 | | | |
| 123478/123479-HxCDF | 5,90 | * | | 0,59 |
| 123678-HxCDF | 6,35 | 48 | | 0,64 |
| 123789-HxCDF | 0,50 (i) | | | 0,05 |
| 234678-HxCDF | 4,19 | 82 | | 0,42 |
| SUM HxCDF | 14,5 | | | |
| 1234678-HpCDF | 3,83 | * | | 0,04 |
| 1234789-HpCDF | 3,31 | | | 0,03 |
| SUM HpCDF | 6,22 | | | |
| OCDF | 1,52 | 60 | | 0,00 |
| SUM PCDF | 61,1 | | 6,69 | 6,99 |
| SUM PCDD/PCDF | 76,0 | | 11,1 | 11,5 |

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Kjeller, 13.11.98

nonorto-PCB

Vedlegg til målerapport nr: O-572
NILU-Prøvenummer: 98/814
Kunde: NIVA /J.Knutzen
Kundenes prøvemerkning: Lysakerfjorden
: 17/12 - 28-29/12-97
Prøvetype: Torskelever
Prøvemengde: 3 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF707081

| Komponent | Konsentrasjon | Gjenvinning | TE (WHO) | TE (Safe) |
|--------------------------|---------------|-------------|------------|------------|
| | pg/g | % | pg/g | pg/g |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 5 174 | 63 | 2,59 | 51,7 |
| 344'5-TeCB (PCB-81) | 87,4 | | | |
| | 1 989 | * | 199 | 199 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 149 | * | 1,49 | 7,43 |
| SUM TE-PCB | | | 203 | 258 |

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetskvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetskvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal/støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-572
 NILU-Prøvenummer: 98/818
 Kunde: NIVA/J.Knutzen
 Kundernes prøvemerking: VEAS 29-30/12-97

Kjeller, 16.11.98

Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 3 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF707111

| Komponent | Konsentrasjon Gjenvinning | | TE (nordisk) i-TE | |
|----------------------|---------------------------|-------------|-------------------|-------------|
| | pg/g | % | pg/g | pg/g |
| 2378-TCDD | 3,67 (i) | 40 | | 3,67 |
| SUM TCDD | 3,67 | | | |
| 12378-PeCDD | < | 0,17 | 40 | 0,09 |
| SUM PeCDD | | | | |
| 123478-HxCDD | < | 0,33 | 42 | 0,03 |
| 123678-HxCDD | | 3,70 | 43 | 0,37 |
| 123789-HxCDD | | 4,38 | | 0,44 |
| SUM HxCDD | | 8,08 | | |
| 1234678-HpCDD | | 2,97 | 46 | 0,03 |
| SUM HpCDD | | 2,97 | | |
| OCDD | | 4,23 | * | 0,00 |
| SUM PCDD | | 19,0 | | 4,63 |
| 2378-TCDF | | 27,6 | 41 | 2,76 |
| SUM TCDF | | 27,6 | | |
| 12378/12348-PeCDF | | 5,37 | | 0,05 |
| 23478-PeCDF | | 3,07 | 44 | 1,54 |
| SUM PeCDF | | 10,7 | | 0,27 |
| 123478/123479-HxCDF | | 2,39 (i) | 46 | 0,24 |
| 123678-HxCDF | | 3,54 (i) | 44 | 0,35 |
| 123789-HxCDF | < | 0,33 | | 0,03 |
| 234678-HxCDF | | 3,51 (i) | 46 | 0,35 |
| SUM HxCDF | | 9,44 | | |
| 1234678-HpCDF | | 2,01 | 43 | 0,02 |
| 1234789-HpCDF | < | 1,33 | | 0,01 |
| SUM HpCDF | | 2,34 | | |
| OCDF | | 1,78 | 48 | 0,00 |
| SUM PCDF | | 51,9 | | 5,58 |
| SUM PCDD/PCDF | | 70,8 | | 10,2 |

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 16.11.98

Vedlegg til målerapport nr: O-572
NILU-Prøvenummer: 98/818
Kunde: NIVA/J.Knutzen
Kundenes prøvemerking: VEAS 29-30/12-97
:
Prøvetype: Torskelever
Prøvemengde: 3 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF707111

| Komponent | Konsentrasjon | Gjenvinning | TE (WHO) | TE (Safe) |
|--------------------------|---------------|-------------|------------|------------|
| | pg/g | % | pg/g | pg/g |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 3 919 | 40 | 1,96 | 39,2 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 221 | | | |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 1 587 | 45 | 159 | 159 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 132 | 43 | 1,32 | 6,62 |
| SUM TE-PCB | | | 162 | 204 |

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(j): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



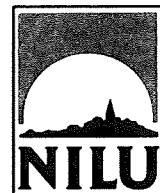
Vedlegg til målerapport nr: O-572
 NILU-Prøvenummer: 98/816
 Kunde: NIVA/Knutzen
 Kundens prøvermerking: Dyno/Sætre 12-2-97
 :
 Prøvetype: Torskelever
 Prøvemengde: 2,4 g
 Måleenhet: pg/g
 Datafiler: DF699091

Kjeller, 16.11.98

| Komponent | Konsentrasjon | Gjenvinning | TE (nordisk) | i-TE |
|----------------------|---------------|-------------|--------------|-------------|
| | pg/g | % | pg/g | pg/g |
| 2378-TCDD | 11,3 | 77 | | 11,3 |
| SUM TCDD | 11,4 | | | |
| 12378-PeCDD | 1,95 | 85 | | 0,98 |
| SUM PeCDD | 1,95 | | | |
| 123478-HxCDD | < 0,50 | 91 | | 0,05 |
| 123678-HxCDD | 9,94 | 99 | | 0,99 |
| 123789-HxCDD | 3,42 (i) | | | 0,34 |
| SUM HxCDD | 14,1 | | | |
| 1234678-HpCDD | 6,11 | 97 | | 0,06 |
| SUM HpCDD | 6,11 | | | |
| OCDD | 12,0 | 102 | | 0,01 |
| SUM PCDD | 45,7 | | | 13,7 |
| 2378-TCDF | 59,8 | 76 | | 5,98 |
| SUM TCDF | 60,0 | | | |
| 12378/12348-PeCDF | 11,3 | | 0,11 | 0,56 |
| 23478-PeCDF | 6,20 | 85 | | 3,10 |
| SUM PeCDF | 21,4 | | | |
| 123478/123479-HxCDF | 5,60 | 86 | | 0,56 |
| 123678-HxCDF | 7,89 | 86 | | 0,79 |
| 123789-HxCDF | 0,78 (i) | | | 0,08 |
| 234678-HxCDF | 7,04 | 86 | | 0,70 |
| SUM HxCDF | 27,2 | | | |
| 1234678-HpCDF | 4,32 (i) | 97 | | 0,04 |
| 1234789-HpCDF | < 2,00 | | | 0,02 |
| SUM HpCDF | 4,32 | | | |
| OCDF | < 2,50 | * | | 0,00 |
| SUM PCDF | 115 | | 11,4 | 11,8 |
| SUM PCDD/PCDF | 161 | | 25,1 | 25,5 |

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 16.11.98

Vedlegg til målerapport nr: O-572
NILU-Prøvenummer: 98/816
Kunde: NIVA/Knutzen
Kundenes prøvemerkning: Dyno/Sætre 12-2-97
:
Prøvetype: Torskelever
Prøvemengde: 2,4 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF699091

| Komponent | Konsentrasjon | Gjenvinning | TE (WHO) | TE (Safe) |
|--------------------------|---------------|-------------|------------|------------|
| | pg/g | % | pg/g | pg/g |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 6 502 | 65 | 3,25 | 65,0 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 389 | | | |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 2 703 | 70 | 270 | 270 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 230 | 78 | 2,30 | 11,5 |
| SUM TE-PCB | | | 276 | 347 |

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-572
 NILU-Prøvenummer: 98/822
 Kunde: NIVA/Knutzen
 Kundernes prøvermerking: Bjørvika/Bispevika 16/9-97

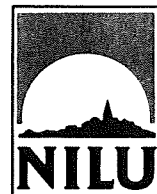
Kjeller, 16.11.98

Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40 g
 Måleenhet: pg/pr.
 Datafiler: DF698131

| Komponent | Konsentrasjon | | Gjenvinning | TE (nordisk) | | i-TE | |
|----------------------|---------------|-------------|-------------|--------------|-------------|-------------|-------------|
| | pg/pr. | | | % | pg/pr. | | pg/pr. |
| 2378-TCDD | 0,03 | | 78 | | | 0,03 | |
| SUM TCDD | 1,05 | | | | | | |
| 12378-PeCDD | < | 0,01 | 79 | | | 0,01 | |
| SUM PeCDD | | 0,23 | | | | | |
| 123478-HxCDD | < | 0,02 | 77 | | | 0,00 | |
| 123678-HxCDD | | 0,05 | 74 | | | 0,01 | |
| 123789-HxCDD | | 0,05 | | | | 0,01 | |
| SUM HxCDD | | 0,10 | | | | | |
| 1234678-HpCDD | | 0,55 | 70 | | | 0,01 | |
| SUM HpCDD | | 1,11 | | | | | |
| OCDD | | 2,34 | 60 | | | 0,00 | |
| SUM PCDD | | 4,83 | | | | 0,05 | |
| 2378-TCDF | | 1,28 | 76 | | | 0,13 | |
| SUM TCDF | | 9,35 | | | | | |
| 12378/12348-PeCDF | | 0,16 | | | 0,00 | | 0,01 |
| 23478-PeCDF | | 0,19 | 75 | | | 0,10 | |
| SUM PeCDF | | 1,82 | | | | | |
| 123478/123479-HxCDF | | 0,05 | 81 | | | 0,01 | |
| 123678-HxCDF | | 0,04 | 76 | | | 0,00 | |
| 123789-HxCDF | < | 0,02 | | | | 0,00 | |
| 234678-HxCDF | | 0,07 | 71 | | | 0,01 | |
| SUM HxCDF | | 0,47 | | | | | |
| 1234678-HpCDF | | 0,16 | 70 | | | 0,00 | |
| 1234789-HpCDF | | 0,03 (i) | | | | 0,00 | |
| SUM HpCDF | | 0,56 | | | | | |
| OCDF | | 0,41 | 52 | | | 0,00 | |
| SUM PCDF | | 12,6 | | | 0,24 | | 0,25 |
| SUM PCDD/PCDF | | 17,4 | | | 0,30 | | 0,31 |

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 16.11.98

Vedlegg til målerapport nr: O-572
NILU-Prøvenummer: 98/822
Kunde: NIVA/Knutzen
Kundenes prøvemerking: Bjørvika/Bispevika 16/9-97
:
Prøvetype: Blåskjell
Prøvemengde: 40 g
Måleenhet: pg/pr.
Datafiler: DF698131

| Komponent | Konsentrasjon | Gjenvinning | TE (WHO) | TE (Safe) |
|--------------------------|---------------|-------------|-------------|-------------|
| | pg/pr. | % | pg/pr. | pg/pr. |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 144 | 65 | 0,07 | 1,44 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 6,48 | | | |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 10,3 | 69 | 1,03 | 1,03 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 0,72 | 68 | 0,01 | 0,04 |
| SUM TE-PCB | | | 1,11 | 2,51 |

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-572
 NILU-Prøvenummer: 98/820
 Kunde: NIVA / J.Knutzen
 Kundernes prøvemerking: Frognerkilen 16/9-97

Kjeller, 16.11.98

Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40 g
 Måleenhet: pg, p
 Datafiler: DF698111

| Komponent | Konsentrasjon | | Gjenvinning | TE (nordisk) | |
|----------------------|---------------|----|-------------|--------------|-------------|
| | pg/g | | | pg/g | i-TE |
| | | % | | pg/g | |
| 2378-TCDD | 0,03 | 72 | | 0,03 | |
| SUM TCDD | 0,71 | | | | |
| 12378-PeCDD | < | 73 | | 0,01 | |
| SUM PeCDD | 0,13 | | | | |
| 123478-HxCDD | < | 72 | | 0,00 | |
| 123678-HxCDD | < | 72 | | 0,00 | |
| 123789-HxCDD | < | | | 0,00 | |
| SUM HxCDD | 0,38 | | | | |
| 1234678-HpCDD | 0,29 | 68 | | 0,00 | |
| SUM HpCDD | 0,92 | | | | |
| OCDD | 1,39 | 59 | | 0,00 | |
| SUM PCDD | 3,53 | | | 0,05 | |
| 2378-TCDF | 1,66 | 70 | | 0,17 | |
| SUM TCDF | 10,7 | | | | |
| 12378/12348-PeCDF | 0,02 | | | 0,00 | 0,00 |
| 23478-PeCDF | 0,21 | 73 | | 0,11 | |
| SUM PeCDF | 1,07 | | | | |
| 123478/123479-HxCDF | 0,02 | 71 | | 0,00 | |
| 123678-HxCDF | 0,02 | 66 | | 0,00 | |
| 123789-HxCDF | < | | | 0,00 | |
| 234678-HxCDF | 0,05 | 69 | | 0,01 | |
| SUM HxCDF | 0,23 | | | | |
| 1234678-HpCDF | 0,10 | 69 | | 0,00 | |
| 1234789-HpCDF | < | | | 0,00 | |
| SUM HpCDF | 0,20 | | | | |
| OCDF | 0,11 | 86 | | 0,00 | |
| SUM PCDF | 12,3 | | | 0,28 | 0,28 |
| SUM PCDD/PCDF | 15,9 | | | 0,33 | 0,33 |

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 16.11.98

Vedlegg til målerapport nr: O-572
NILU-Prøvenummer: 98/820
Kunde: NIVA / J.Knutzen
Kundenes prøvemerking: Frognerkilen 16/9-97
:
Prøvetype: Blåskjell
Prøvemengde: 40 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF698111

| Komponent | Konsentrasjon | Gjenvinning | TE (WHO) | TE (Safe) |
|--------------------------|---------------|-------------|-------------|-------------|
| | pg/g | % | pg/g | pg/g |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 179 | 64 | 0,09 | 1,79 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 7,99 | | | |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 13,4 | 64 | 1,34 | 1,34 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 1,03 | 65 | 0,01 | 0,05 |
| SUM TE-PCB | | | 1,44 | 3,18 |

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekivalent etter Ahlborg et al. (1994)

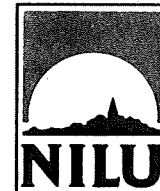
TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-572
 NILU-Prøvenummer: 98/823
 Kunde: NIVA/J.Knutzen
 Kundernes prøvemerking: Lysakerfjorden/
 : Bestumkilen 18/9-97
 Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40 g
 Måleenhet: pg/g
 DF707141

Kjeller, 03.11.98

| Komponent | Konsentrasjon | Gjenvinning | TE (nordisk) | |
|----------------------|---------------|-------------|--------------|--------------|
| | pg/g | % | pg/g | i-TE pg/g |
| 2378-TCDD | 0,02 (i) | 74 | | 0,02 |
| SUM TCDD | 0,27 | | | |
| 12378-PeCDD | 0,03 (i) | 74 | | 0,02 |
| SUM PeCDD | 0,03 | | | |
| 123478-HxCDD | 0,02 | 77 | | 0,00 |
| 123678-HxCDD | 0,05 (i) | 71 | | 0,01 |
| 123789-HxCDD | 0,05 | | | 0,01 |
| SUM HxCDD | 0,23 | | | |
| 1234678-HpCDD | 0,29 | 83 | | 0,00 |
| SUM HpCDD | 0,74 | | | |
| OCDD | 1,73 | 67 | | 0,00 |
| SUM PCDD | 3,00 | | | 0,05 |
| 2378-TCDF | 1,71 | 72 | | 0,17 |
| SUM TCDF | 13,7 | | | |
| 12378/12348-PeCDF | 0,18 (i) | | 0,00 | 0,01 |
| 23478-PeCDF | 0,22 (i) | 75 | | 0,11 |
| SUM PeCDF | 1,22 | | | |
| 123478/123479-HxCDF | 0,09 (i) | 69 | | 0,01 |
| 123678-HxCDF | 0,09 (i) | 79 | | 0,01 |
| 123789-HxCDF | 0,04 | | | 0,00 |
| 234678-HxCDF | 0,08 | 75 | | 0,01 |
| SUM HxCDF | 0,18 | | | |
| 1234678-HpCDF | 0,21 | 73 | | 0,00 |
| 1234789-HpCDF | 0,09 (i) | | | 0,00 |
| SUM HpCDF | 0,09 | | | |
| OCDF | 0,53 | 70 | | 0,00 |
| SUM PCDF | 15,7 | | 0,32 | 0,32 |
| SUM PCDD/PCDF | 18,7 | | 0,37 | 0,38 |

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 03.11.98

Vedlegg til målerapport nr: O-572
NILU-Prøvenummer: 98/823
Kunde: NIVA/J.Knutzen
Kundenes prøvemerking: Lysakerfjorden/
: Bærumkilen 18/9-97
Prøvetype: Blåskjell
Prøvemengde: 40 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF707141

| Komponent | Konsentrasjon | Gjenvinning | TE (WHO) | TE (Safe) |
|--------------------------|---------------|-------------|-------------|-------------|
| | pg/g | | % | pg/g |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 172 | 68 | 0,09 | 1,72 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 7,22 | | | |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 8,78 | 69 | 0,88 | 0,88 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 0,53 (i) | 69 | 0,01 | 0,03 |
| SUM TE-PCB | | | 0,97 | 2,62 |

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr:

NILU-Prøvenummer: 98/824

Kunde: NIVA/J.Knutzen

Kundenes prøvemerking: Holtekilen 18/9-97

Kjeller, 16.11.98

Prøvetype: Blåskjell

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DF707151

| Komponent | Konsentrasjon | | Gjenvinning | TE (nordisk) | |
|----------------------|---------------|-------------|-------------|--------------|--------------|
| | pg/g | | | pg/g | i-TE pg/g |
| 2378-TCDD | 0,02 (i) | 81 | | 0,02 | |
| SUM TCDD | 0,02 | | | | |
| 12378-PeCDD | 0,04 (i) | 78 | | 0,02 | |
| SUM PeCDD | 0,04 | | | | |
| 123478-HxCDD | < | 0,02 | * | 0,00 | |
| 123678-HxCDD | | 0,09 (i) | * | 0,01 | |
| 123789-HxCDD | | 0,09 (i) | | 0,01 | |
| SUM HxCDD | | 0,18 | | | |
| 1234678-HpCDD | | 0,34 | 60 | 0,00 | |
| SUM HpCDD | | 0,34 | | | |
| OCDD | | 1,43 | 55 | 0,00 | |
| SUM PCDD | | 2,01 | | | 0,06 |
| 2378-TCDF | | 2,96 | 82 | 0,30 | |
| SUM TCDF | | 9,02 | | | |
| 12378/12348-PeCDF | | 0,17 (i) | | 0,00 | 0,01 |
| 23478-PeCDF | | 0,12 | 65 | 0,06 | |
| SUM PeCDF | | 0,41 | | | |
| 123478/123479-HxCDF | < | 0,02 | * | 0,00 | |
| 123678-HxCDF | < | 0,02 | * | 0,00 | |
| 123789-HxCDF | < | 0,02 | | 0,00 | |
| 234678-HxCDF | | 0,09 | 80 | 0,01 | |
| SUM HxCDF | | 0,11 | | | |
| 1234678-HpCDF | < | 0,04 | * | 0,00 | |
| 1234789-HpCDF | < | 0,08 | | 0,00 | |
| SUM HpCDF | | | | | |
| OCDF | | 0,23 | 58 | 0,00 | |
| SUM PCDF | | 9,77 | | 0,37 | 0,38 |
| SUM PCDD/PCDF | | 11,8 | | 0,44 | 0,45 |

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter nordisk modell

i-TE: 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter internasjonal modell

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signalstøy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 16.11.98

Vedlegg til målerapport nr:

NILU-Prøvenummer: 98/824

Kunde: NIVA/J.Knutzen

Kundenes prøvemerking: Holtekilen 18/9-97

Prøvetype: Blåskjell

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DF707151

| Komponent | Konsentrasjon | Gjenvinning | TE (WHO) | TE (Safe) |
|--------------------------|---------------|-------------|-------------|-------------|
| | pg/g | % | pg/g | pg/g |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 269 | 63 | 0,13 | 2,69 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 2,07 | | | |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 17,7 | * | 1,77 | 1,77 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | < 0,10 | * | 0,00 | 0,01 |
| SUM TE-PCB | | | 1,90 | 4,46 |

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-572
 NILU-Prøvenummer: 98/821
 Kunde: NIVA /J.Knutzen
 Kundernes prøvemerking: Sætre 18/9-97

Kjeller, 16.11.98

Prøvetype: Blåskjell
 Prøvemengde: 40g
 Måleenhet: pg/pr
 Datafiler: DF698141

| Komponent | Konsentrasjon | | Gjenvinning | TE (nordisk) | | i-TE | |
|----------------------|---------------|-------------|-------------|--------------|-------------|-------------|--|
| | pg/pr | | | pg/pr | | pg/pr | |
| 2378-TCDD | 0,02 | | 61 | | 0,02 | | |
| SUM TCDD | 0,51 | | | | | | |
| 12378-PeCDD | < | 0,01 | 59 | | 0,01 | | |
| SUM PeCDD | | | | | | | |
| 123478-HxCDD | < | 0,02 | 56 | | 0,00 | | |
| 123678-HxCDD | < | 0,02 | 55 | | 0,00 | | |
| 123789-HxCDD | < | 0,02 | | | 0,00 | | |
| SUM HxCDD | | 0,13 | | | | | |
| 1234678-HpCDD | | 0,26 | 55 | | 0,00 | | |
| SUM HpCDD | | 0,56 | | | | | |
| OCDD | | 1,45 | 49 | | 0,00 | | |
| SUM PCDD | | 2,65 | | | 0,04 | | |
| 2378-TCDF | | 0,87 | 57 | | 0,09 | | |
| SUM TCDF | | 7,53 | | | | | |
| 12378/12348-PeCDF | | 0,08 | | 0,00 | | 0,00 | |
| 23478-PeCDF | | 0,09 | 56 | | 0,05 | | |
| SUM PeCDF | | 0,48 | | | | | |
| 123478/123479-HxCDF | < | 0,02 | 60 | | 0,00 | | |
| 123678-HxCDF | < | 0,02 | 56 | | 0,00 | | |
| 123789-HxCDF | < | 0,02 | | | 0,00 | | |
| 234678-HxCDF | | 0,10 | 56 | | 0,01 | | |
| SUM HxCDF | | 0,11 | | | | | |
| 1234678-HpCDF | | 0,07 | 55 | | 0,00 | | |
| 1234789-HpCDF | < | 0,08 | | | 0,00 | | |
| SUM HpCDF | | 0,07 | | | | | |
| OCDF | < | 0,01 | 66 | | 0,00 | | |
| SUM PCDF | | 8,20 | | 0,15 | | 0,15 | |
| SUM PCDD/PCDF | | 10,9 | | 0,19 | | 0,19 | |

TE (nordisk): 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter nordisk modell
 i-TE: 2378-TCDD-toksitesekvivalent etter internasjonal modell
 <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
 (i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.
 Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCDD/PCDF-Analyseresultater



nonorto-PCB

Kjeller, 16.11.98

Vedlegg til målerapport nr: O-572
NILU-Prøvenummer: 98/821
Kunde: NIVA /J.Knutzen
Kundenes prøvemerking: Sætre 18/9-97
:
Prøvetype: Blåskjell
Prøvemengde: 40g
Måleenhet: pg/pr
Datafiler: DF698141

| Komponent | Konsentrasjon | Gjenvinning | TE (WHO) | TE (Safe) |
|--------------------------|---------------|-------------|-------------|-------------|
| | pg/pr | % | pg/pr | pg/pr |
| 33'44'-TeCB (PCB-77) | 127 | 51 | 0,06 | 1,27 |
| 344'5'-TeCB (PCB-81) | 6,20 | | | |
| 33'44'5'-PeCB (PCB-126) | 6,32 | 54 | 0,63 | 0,63 |
| 33'44'55'-HxCB (PCB-169) | 0,41 | 51 | 0,00 | 0,02 |
| SUM TE-PCB | | | 0,70 | 1,93 |

TE (WHO): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Ahlborg et al. (1994)

TE (Safe): 2378-TCDD-toksitetsekvivalent etter Safe (1994)

<: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1

(i): Isotopforhold avviker mer enn 20% fra teoretisk verdi.

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrumentstøy.

PCN-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-577
NILU-Prøvenummer: 98/815
Kunde: NIVA
Kundenes prøvemerking: Kavringen - Hovedøya - Akershuskaia
: 22-23/97
Prøvetype: Torsk, lever
Prøvemengde: 0,6 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF702051

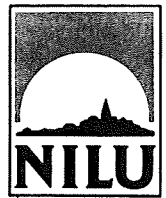
Kjeller, 23.10.98

| Komponent | Konsentrasjon pg/g |
|-------------------------|-----------------------|
| 1357-TeCN | 376 |
| 1256-TeCN | 3,99 |
| 2367-TeCN | 0,37 (i) |
| Sum-TeCN | 558 |
| 12357-PeCN | 4 102 |
| 12367-PeCN | 2,62 (i) |
| 12358-PeCN | 34,0 |
| Sum-PeCN | 7 571 |
| 123467-HxCN+123567-HxCN | 1 597 |
| 123568-HxCN | 449 |
| 124568-HxCN+124578-HxCN | 2 219 |
| 123678-HxCN | 1,65 |
| Sum-HxCN | 7 097 |
| 1234567-HpCN | 143 |
| 1234568-HpCN | 72,3 |
| Sum-HpCN | 215 |
| Sum-TeCN - HpCN | 15 441 |

Recovery: 27 - 34%

- <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.
Det skyldes mulig interferanse eller instrument støy.
(b): Mindre enn 10 ganger blindverdi.

PCN-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-577
NILU-Prøvenummer: 98/816
Kunde: NIVA
Kundenes prøvemerkning: Dyno / Sætre
: 12/2-97
Prøvetype: Torsk, lever
Prøvemengde: 0,6 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DF702041

Kjeller, 23.10.98

| Komponent | Konsentrasjon pg/g |
|-------------------------|-----------------------|
| 1357-TeCN | 439 |
| 1256-TeCN | 7,50 |
| 2367-TeCN | 0,83 |
| Sum-TeCN | 652 |
| 12357-PeCN | 1 439 |
| 12367-PeCN | 2,43 (i) |
| 12358-PeCN | 32,0 |
| Sum-PeCN | 2 917 |
| 123467-HxCN+123567-HxCN | 416 |
| 123568-HxCN | 174 |
| 124568-HxCN+124578-HxCN | 552 |
| 123678-HxCN | 2,56 |
| Sum-HxCN | 1 780 |
| 1234567-HpCN | 67,5 |
| 1234568-HpCN | 43,4 |
| Sum-HpCN | 111 |
| Sum-TeCN - HpCN | 5 459 |

Recovery: 75 - 82%

- <: Lavere enn påvisningsgrensen ved signal:støy 3:1
(i): Isotopforhold avviker mer enn 20 % fra teoretisk verdi.
Det skyldes mulig interferanse eller instrument støy.
(b): Mindre enn 10 ganger blindverdi.

Vedlegg 3

Rådata fra NIVA-analyser av klororganiske rutinevariable,
kvikksølv og tinnorganiske stoffer i fisk

ANALYSERAPPORT Interne saksbehandlere

OBS!! Klagefrist 14 dager f.o.m rapporteringsdato. Oppgi rekvisisjonsnr og PrNr.

Rapportert: 11.02.99

Rekvisisjonsnr : 1998-01915 Mottatt dato : 19980825 Godkjent av : KAS Godkjent dato: 19990209
 Prosjektnr : O 710975
 Kunde/Stikkord : Indre Oslofjord Fisk-97
 Kontaktp./Saksbeh. : JOK

| Analysevariabel | Fett-% | Hg-B | QCB-B | HCb-B | HCHA-B | HCHG-B | CB28-B | CBS2-B | OCS-B | CB101-B |
|-----------------|--------|---------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| Enhet ==> | % | µg/g | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. |
| Metode ==> | H 3-4 | E 4-2 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 |
| PrNr | PrDato | Merking | | | | | | | | |
| 1 | 980119 | Breivold/Bunnefjorden | | 1 | 7 | 4 | 39 | 115 | 5 | 405 |
| 2 | 980122 | Ormøya/Ulvøya/Bekkelagsbass. | | 1 | 7 | 4 | 45 | 112 | 5 | 451 |
| 3 | 971023 | Havnebass. (Kavringen/Hovedøya) | | 2 | 9 | 4 | 43 | 201 | 7 | 767 |
| 4 | 971229 | Lysakerfjorden BBS | | 3 | 15 | 6 | 46 | 147 | 23 | 632 |
| 5 | 971230 | VEAS | | 2 | 10 | 6 | 34 | 78 | 4 | 329 |
| 6 | 971215 | Bårumsbasseng | | 2 | 8 | 5 | 45 | 157 | 7 | 437 |
| 7 | 970212 | DYNO (Sætre) | | 3 | 11 | 5 | 34 | 120 | 4 | 364 |
| 8 | 971022 | Sollerudstrand (Lysakerfjord) | | <0.1 | 0.5 | 0.2 | 1.2 | 5.2 | 0.2 | 6.7 |
| 9 | 971104 | Breivik/Frog | 0.085 | <0.05 | <0.05 | <0.05 | 0.18 | 0.20 | <0.05 | 0.59 |
| 10 | 971104 | Hvervenbukta | 0.070 | <0.05 | 0.05 | 0.09 | 0.35 | 0.30 | <0.05 | 1.3 |
| 11 | 980122 | Ormøya/Ulvøya/Bekkelagsbass. | 0.123 | <0.05 | 0.07 | 0.11 | 0.73 | 1.1 | <0.05 | 2.7 |
| 12 | 971023 | Havnebasseng | 0.098 | <0.05 | 0.06 | 0.09 | 0.66 | 1.5 | <0.05 | 4.1 |
| 13 | 971229 | Lysakerfjorden | 0.129 | <0.05 | 0.07 | 0.07 | 0.18 | 0.10 | <0.05 | 1.6 |
| 14 | 971215 | Bårumsbasseng | 0.096 | <0.05 | <0.05 | 0.06 | 0.37 | 0.65 | <0.05 | 1.7 |
| 15 | 971215 | Bårumsbasseng | | <0.05 | <0.05 | 0.09 | 0.23 | 0.25 | <0.05 | 1.0 |
| 16 | 970611 | DYNO (Sætre) | | <0.05 | 0.11 | 0.05 | 0.29 | <0.05 | <0.05 | 0.85 |
| 17 | 980119 | Breivold/Bunnefjorden | 0.116 | | | | | | | |
| 18 | 971202 | Hvervenbukta | 0.042 | | | | | | | |
| 19 | 980122 | Ormøya/Ulvøya/Bekkelagsbass. | 0.152 | | | | | | | |
| 20 | 971023 | Havnebasseng | 0.188 | | | | | | | |
| 21 | 971229 | Lysakerfjorden | 0.157 | | | | | | | |
| 22 | 971230 | VEAS | 0.157 | | | | | | | |
| 23 | 971121 | Munning Lysakerelva | | 0.24 | 0.44 | 0.24 | 0.97 | 2.0 | <0.05 | 6.1 |
| 24 | 970613 | Huk | | <0.05 | <0.05 | 0.05 | 0.21 | 0.30 | <0.05 | 3.1 |
| 25 | 971023 | Havnebass. (Kavringen/Hovedøya) | | | | | | | | |
| 26 ! | 971230 | VEAS | | | | | | | | |

7-7 : Tårskeløver
 8 : ÅL (filet)
 9-14 : Skrubbe (filet)
 15-16 : Sandflundre (filet)
 17-22 : Tårsk (filet)
 23 : Sild (filet)
 24 : Tunge (filet)
 25-26 : Tårskeløver

ANALYSERAPPORT Interne saksbehandlere

Rapportert: 11.02.99

OBS!! Klagefrist 14 dager f.o.m rapporteringsdato. Oppgi rekvisisjonsnr og PrNr.

Rekvisisjonsnr : 1998-01915 Mottatt dato : 19980825 Godkjent av : KAS Godkjent dato: 19990209
 Prosjektnr : O 710975
 Kunde/Stikkord : Indre Oslofjord Fisk-97
 Kontaktp./Saksbeh. : JOK

| Analysevariabel | DDEPP-B | CB118-B | CB153-B | TDEPP-B | CB105-B | CB138-B | CB156-B | CB180-B | CB209-B | ΣPCB | | |
|-----------------|------------|---------------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|-------|-------|
| Enhet ==> | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | | |
| Metode ==> | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | Beregnet* | | |
| PrNr | PrDato | Merking | | | | | | | | | | |
| 1 | 980119 | Breivold/Bunnefjorden | 264 | 576 | 872 | 113 | 231 | 749 | 64 | 202 | <1 | 3253 |
| 2 | 980122 | Ormøya/Ulvøya/Bekkelagsbass. | 289 | 258 | 1047 | 129 | 263 | 916 | 82 | 258 | <1 | 3432 |
| 3 | 971023 | Havnebass. (Kavringen/Hovedøya) | 320 | 854 | 1385 | 288 | 361 | 1221 | 127 | 391 | <1 | 5350 |
| 4 | 971229 | Lysakerfjorden BBS | 346 | 750 | 1108 | 194 | 316 | 974 | 90 | 284 | 3 | 4350 |
| 5 | 971230 | VEAS | 297 | 605 | 909 | 121 | 247 | 751 | 68 | 222 | 2 | 3245 |
| 6 | 971215 | Børumsbasseng | 288 | 603 | 802 | 145 | 256 | 718 | 60 | 176 | <1 | 3254 |
| 7 | 970212 | DYNO (Søtre) | 312 | 582 | 893 | 146 | 241 | 742 | 72 | 233 | 2 | 3283 |
| 8 | 971022 | Sollerudstrand (Lysakerfjord) | 3.7 | 12 | 11 | 2.9 | 4.5 | 12 | 1.1 | 2.3 | <0.1 | 56 |
| 9 | 971104 | Breivik/Frogn | 0.40 | 0.78 | 0.82 | 0.23 | 0.30 | 0.86 | 0.05 | 0.16 | <0.05 | 3.94 |
| 10 | 971104 | Hvervenbukta | 0.80 | 1.6 | 1.7 | 0.36 | 0.80 | 1.8 | 0.16 | 0.31 | <0.05 | 8.32 |
| 11 | 980122 | Ormøya/Ulvøya/Bekkelagsbass. | 1.2 | 2.9 | 2.7 | 1.1 | 1.5 | 3.1 | 0.32 | 0.72 | <0.05 | 15.77 |
| 12 | 971023 | Havnebasseng | 2.1 | 5.0 | 5.4 | 2.5 | 2.0 | 6.2 | 0.17 | 1.7 | <0.05 | 26.73 |
| 13 | 971229 | Lysakerfjorden | 1.0 | 2.1 | 2.4 | 0.58 | 0.80 | 2.5 | 0.27 | 0.58 | <0.05 | 10.53 |
| 14 | 971215 | Børumsbasseng | 1.0 | 2.3 | 1.9 | 0.81 | 0.70 | 2.1 | 0.20 | 0.45 | <0.05 | 10.37 |
| 15 | 971215 | Børumsbasseng | 0.71 | 1.4 | 1.6 | 0.22 | 0.30 | 1.5 | 0.13 | 0.38 | <0.05 | 6.79 |
| 16 | 970611 | DYNO (Søtre) | 2.3 | 5.0 | 7.8 | 0.28 | 1.5 | 6.0 | 0.63 | 2.2 | <0.05 | 24.27 |
| 17 | 980119 | Breivoll/Bunnefjorden | | | | | | | | | | |
| 18 | 971202 | Hvervenbukta | | | | | | | | | | |
| 19 | 980122 | Ormøya/Ulvøya/Bekkelagsbass. | | | | | | | | | | |
| 20 | 971023 | Havnebasseng | | | | | | | | | | |
| 21 | 971229 | Lysakerfjorden | | | | | | | | | | |
| 22 | 971230 | VEAS | | | | | | | | | | |
| 23 | 971121 | Munning Lysakerelva | 5.1 | 6.0 | 7.3 | 4.7 | 3.2 | 8.0 | 0.80 | 1.8 | <0.05 | 36.17 |
| 24 | 970613 | Huk | 1.0 | 3.6 | 5.1 | 0.65 | 0.90 | 5.1 | 0.36 | 1.4 | <0.05 | 20.07 |
| 25 | 971023 | Havnebass. (Kavringen/Hovedøya) | | | | | | | | | | |
| 26 | 971230 | VEAS | | | | | | | | | | |

ANALYSERAPPORT Interne saksbehandlere

OBS!! Klagefrist 14 dager f.o.m rapporteringsdato. Oppgi rekvisisjonsnr og PrNr.

Rapportert: 11.02.99

Rekvisisjonsnr : 1998-01915 Mottatt dato : 19980825 Godkjent av : KAS Godkjent dato: 19990209
 Prosjektnr : O 710975
 Kunde/Stikkord : Indre Oslofjord Fisk-97
 Kontaktp./Saksbeh. : JOK

| Analysevariabel | PrNr | PrDato | Merking | ΣFCB, µg/kg v.v., Beregnet* | MBT-B | | DBT-B | | TBT-B | | MPHT-B | | DPHT-B | | TPHT-B | |
|-----------------|--------|--------|---------------------------------|-----------------------------------|------------|---------|------------|---------|------------|---------|------------|---------|------------|---------|------------|---------|
| | | | | | µgSn/kg tv | Intern* | µgSn/kg tv | Intern* | µgSn/kg tv | Intern* | µgSn/kg tv | Intern* | µgSn/kg tv | Intern* | µgSn/kg tv | Intern* |
| Enhet ==> | | | | | | | | | | | | | | | | |
| Metode ==> | | | | | | | | | | | | | | | | |
| 1 | 980119 | | Breivold/Bunnefjorden | 2958 | | | | | | | | | | | | |
| 2 | 980122 | | Ormøya/Ulvøya/Bekkelagsbass. | 3087 | | | | | | | | | | | | |
| 3 | 971023 | | Havnebass. (Kavringen/Hovedøya) | 4862 | | | | | | | | | | | | |
| 4 | 971229 | | Lysakerfjorden BBS | 3941 | | | | | | | | | | | | |
| 5 | 971230 | | VEAS | 2928 | | | | | | | | | | | | |
| 6 | 971215 | | Bårumsbasseng | 2938 | | | | | | | | | | | | |
| 7 | 970212 | | DYNO (Sætre) | 2968 | | | | | | | | | | | | |
| 8 | 971022 | | Sollerudstrand (Lysakerfjord) | 50.4 | | | | | | | | | | | | |
| 9 | 971104 | | Breivik/Frog | 3.59 | | | | | | | | | | | | |
| 10 | 971104 | | Hvervenbukta | 7.36 | | | | | | | | | | | | |
| 11 | 980122 | | Ormøya/Ulvøya/Bekkelagsbass. | 13.95 | | | | | | | | | | | | |
| 12 | 971023 | | Havnebasseng | 24.56 | | | | | | | | | | | | |
| 13 | 971229 | | Lysakerfjorden | 9.46 | | | | | | | | | | | | |
| 14 | 971215 | | Bårumsbasseng | 9.47 | | | | | | | | | | | | |
| 15 | 971215 | | Bårumsbasseng | 6.36 | | | | | | | | | | | | |
| 16 | 970611 | | DYNO (Sætre) | 22.14 | | | | | | | | | | | | |
| 17 | 980119 | | Breivold/Bunnefjorden | | | | | | | | | | | | | |
| 18 | 971202 | | Hvervenbukta | | | | | | | | | | | | | |
| 19 | 980122 | | Ormøya/Ulvøya/Bekkelagsbass. | | | | | | | | | | | | | |
| 20 | 971023 | | Havnebasseng | | | | | | | | | | | | | |
| 21 | 971229 | | Lysakerfjorden | | | | | | | | | | | | | |
| 22 | 971230 | | VEAS | | | | | | | | | | | | | |
| 23 | 971121 | | Munning Lysakerelva | 32.17 | | | | | | | | | | | | |
| 24 | 970613 | | Huk | 18.81 | | | | | | | | | | | | |
| 25 | 971023 | | Havnebass. (Kavringen/Hovedøya) | | 15 | 105 | 221 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 605 | |
| 26 | 971230 | | VEAS | | <10 | 34 | 35 | S | S | S | S | S | S | S | 659 | |

* Analysemetoden er ikke akkreditert.
 s Analyseresultatet er suspekt.

PrNr 1 Les analyserekv. til JOK nøye! Prøvene er plassert i Brakka ved trapperepoet på grunnplan hos Marinen.
 På to av prøvene skal det kjøres SnOrg-B. De er merket med kode 1915-3 & 5, men er også lagt inn i Wilab som 1915-25-26
 Dette fordi analysen skal belastes E-91412 MILORG.

PrNr 26S = suspekt verdi Verdier for DBT og TBT i prøven er suspekt pga høy karbonbakgrunn.

ANALYSERAPPORT Interne saksbehandlere

OBS!! Klagefrist 14 dager f.o.m rapporteringsdato. Oppgi rekvisisjonsnr og PrNr.

Rapportert: 09.06.99

Rekvisisjonsnr : 1998-02647 Mottatt dato : 19981113 Godkjent av : KAS Godkjent dato: 19990608
 Prosjektnr : O 710975
 Kunde/Stikkord : Indre Oslofj Fisk-97 PRISAVTAL
 Kontaktp./Saksbeh. : JOK

| Analysevariabel | Fett-% H 3-4 | CB28-B µg/kg v.v. H 3-4 | CB52-B µg/kg v.v. H 3-4 | CB101-B µg/kg v.v. H 3-4 | CB118-B µg/kg v.v. H 3-4 | CB105-B µg/kg v.v. H 3-4 | CB153-B µg/kg v.v. H 3-4 | CB138-B µg/kg v.v. H 3-4 | CB156-B µg/kg v.v. H 3-4 | CB180-B µg/kg v.v. H 3-4 |
|---|-------------------|-------------------------------|-------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|
| | | | | | | | | | | |
| 1 ! 981015 Akerselva Nedre Foss Sjø ørrer | 0.28 | 0.4 | 2.1 | 5.8 | 4.5 | 1.7 | 8.1 | 7.2 | 0.4 | 1.1 |
| 2 ! Sandvikselva Sjø ørrer | 0.47 | 0.5 | 1.5 | 2.5 | 2.7 | 1.4 | 3.3 | 3.3 | 0.3 | 0.7 |
| 3 981021 Øverlandselva Sjø ørrer | 0.59 | 0.64 | 2.0 | 4.0 | 4.3 | 2.1 | 5.4 | 5.4 | 0.42 | 1.2 |
| 4 980925 Vierbukta - Brønnøya Ål | 12.8 | 2.2 | 13 | 14 | 30 | 15 | 35 | 33 | 2.7 | 7.7 |
| 5 Frognerkilen Ål Oktober-98 | 7.23 | 16 | 59 | 31 | 70 | 36 | 77 | 80 | 6.8 | 22 |
| 6 Oslo havneområde Ål Sept.98 | 10.9 | 4.8 | 59 | 48 | 78 | 38 | 100 | 103 | 9.2 | 30 |
| 7 980819 Bordeviktangen - Sætre Ål | 5.53 | 6.6 | 18 | 12 | 28 | 15 | 23 | 24 | 2.6 | 6.5 |
| 8 980919 Brevik - Bunnfjorden Ål | 12.7 | 2 | 6.8 | 8.3 | 24 | 12 | 32 | 29 | 2.7 | 7.5 |
| Analysevariabel | CB209-B | ΣPCB | ΣPCB₇ | QCB-B | HCHA-B | HCB-B | HCHG-B | OCS-B | DDEFP-B | TDEFP-B |
| Enhet | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. |
| Metode | H 3-4 | Beregnet* | Beregnet* | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 |
| PrNr | PrDato | Merking | | | | | | | | |
| 1 ! 981015 Akerselva Nedre Foss Sjø ørrer | <0.04 | 31.3 | 29.2 | <0.02 | 0.1 | 0.2 | 0.2 | <0.02 | 2.5 | 1.5 |
| 2 ! Sandvikselva Sjø ørrer | <0.04 | 16.2 | 14.5 | <0.02 | 0.06 | 0.1 | 0.2 | <0.02 | 1.9 | 1.4 |
| 3 981021 Øverlandselva Sjø ørrer | <0.06 | 25.46 | 22.94 | 0.03 | <0.1 | 0.28 | <0.1 | <0.03 | 3.1 | 1.6 |
| 4 980925 Vierbukta - Brønnøya Ål | <0.5 | 152.6 | 134.9 | <0.3 | 0.9 | 1.1 | 2.6 | <0.3 | 11 | 13 |
| 5 Frognerkilen Ål Oktober-98 | <0.5 | 397.8 | 355 | 0.24 | 0.57 | 1.2 | 1.5 | <0.3 | 23 | 33 |
| 6 Oslo havneområde Ål Sept.98 | 0.9 | 470.9 | 422.8 | 0.68 | 0.9 | 2.4 | 2.3 | <0.3 | 38 | 85 |
| 7 980819 Bordeviktangen - Sætre Ål | <0.5 | 135.7 | 118.1 | <0.1 | 0.44 | 0.58 | 1.4 | <0.3 | 5.6 | 3.7 |
| 8 980919 Brevik - Bunnfjorden Ål | <0.2 | 124.3 | 109.6 | 0.3 | 0.8 | 1.4 | 1.7 | <0.1 | 12 | 5.3 |

ANALYSERAPPORT Interne saksbehandlere

Rapportert: 09.06.99

OBS!! Klagefrist 14 dager f.o.m rapporteringsdato. Oppgi rekvisisjonsnr og PrNr.

Rekvisisjonsnr : 1998-02647 Mottatt dato : 19981113 Godkjent av : KAS Godkjent dato: 19990608
Prosjektnr : O 710975
Kunde/Stikkord : Indre Oslofj Fisk-97 PRISAVTAL
Kontaktpr./Saksbeh. : JOX

| Analysevariabel | MBT-B | DBT-B | TBT-B | MPHT-B | DPHT-B | TPHT-B |
|-----------------|------------|--------------------------------|------------|------------|------------|------------|
| Enhet ==> | µgSn/kg tv | µgSn/kg tv | µgSn/kg tv | µgSn/kg tv | µgSn/kg tv | µgSn/kg tv |
| Metode ==> | Intern* | Intern* | Intern* | Intern* | Intern* | Intern* |
| PrNr | PrDato | Merking | | | | |
| 1 | 981015 | Akerselva Nedre Foss Sjø ørret | | | | |
| 2 | ! | Sandvikselva Sjø ørret | | | | |
| 3 | 981021 | Øverlandselva Sjø ørret | | | | |
| 4 | 980925 | Vierbukta - Brønnøya Ål | | | | |
| 5 | | Frognerkilen Ål Oktober-98 | 25 | 48 | 207 | <10 |
| 6 | | Oslo havneområde Ål Sept.-98 | | | | |
| 7 | 980819 | Bordeviktangen - Sætre Ål | | | | |
| 8 | 980919 | Brevik - Bunnefjorden Ål | | | | 790 |

* Analysemetoden er ikke akkreditert.

PrNr 1 Prøvene skal homogeniseres på timer, og splittes i to. Halvparten skal til NILU for dioxsin analyse.

Avtalt med Jon og OMF! Tom Pr 1-3 er fiskefilet av sjøørret, pr 5-8 er fiskefilet av ål

PrNr 2 Prøven er tatt juni/oktober 98.

Vedlegg 4

NIVA-analyser av klororganiske stoffer, metaller, tinnorganiske forbindelser og PAH i blåskjell (samt orienterende analyser av klororganiske stoffer og metaller i østers).

ANALYSERAPPORT Interne saksbehandlere

Rapportert: 21.01.99

OBS!! Klagefrist 14 dager f.o.m rapporteringsdato. Oppgi rekvisisjonsnr og PrNr.

Rekvisisjonsnr : 1998-01619 Mottatt dato : 19980716 Godkjent av : KAS Godkjent dato: 19990120

Prosjektnr : O 710975

Kunde/Stikkord : Indre Oslofjord Fisk-97

Kontaktp./Saksbeh. : JOK

| Analysevariabel | PrData | Merking | TTS/% | | Fett-% | Cd-B | Cr-B | Cu-B | Hg-B | Ni-B | Pb-B | Zn/fl-B | QCB-B |
|-----------------|--------|-------------------------|-------|-------|--------|-------|------|------|-------|------|------|---------|-------|
| | | | B 3 | H 3-4 | | | | | | | | | |
| Enhet ==> | | | | | | | | | | | | | |
| Metode ==> | | | | | | | | | | | | | |
| PrNr | PrData | Merking | | | | | | | | | | | |
| 1 | 970916 | Rådhuskaia/Pipervika | 16.5 | 1.68 | | | | | | | | | 0.06 |
| 2 | 970916 | Frognerkilen | 13.4 | 1.12 | | 0.179 | 0.20 | 1.98 | 0.024 | 0.54 | 0.34 | 25.6 | <0.05 |
| 3 | 970918 | Bygdøynes | 15.9 | 1.47 | | 0.198 | 0.15 | 1.88 | 0.017 | 0.45 | 0.13 | 24.7 | <0.05 |
| 4 | 970918 | Lysaker/Bestumkilen | 13.4 | 1.25 | | 0.136 | 0.13 | 1.92 | 0.022 | 0.43 | 0.14 | 19.7 | <0.05 |
| 5 | 970918 | Holtekilen | 14.3 | 1.50 | | 0.118 | 0.11 | 1.39 | 0.015 | 0.44 | 0.06 | 19.4 | <0.05 |
| 6 | 970918 | Sandvika | 13.2 | 1.07 | | 0.134 | 0.10 | 1.33 | 0.010 | 0.49 | 0.06 | 16.8 | <0.05 |
| 7 | 970918 | Blakstadbukta | 13.9 | 1.41 | | 0.173 | 0.10 | 1.60 | 0.008 | 0.56 | 0.07 | 21.0 | <0.05 |
| 8 | 970918 | Bjerkås/VEAS | 14.7 | 1.40 | | 0.128 | 0.09 | 1.34 | 0.014 | 0.42 | 0.04 | 16.9 | <0.05 |
| 9 | 970918 | Sætre | 13.7 | 1.53 | | | | | | | | | <0.05 |
| 10 | 970918 | Spro | 15.2 | 1.48 | | | | | | | | | <0.05 |
| 11 | 970918 | Steilene | 16.9 | 1.91 | | | | | | | | | <0.05 |
| 12 | 970918 | Fjordvangen | 15.7 | 1.48 | | | | | | | | | <0.05 |
| 13 | 970922 | Breivik/Kjærnes | 15.5 | 1.64 | | 0.114 | 0.10 | 1.45 | 0.011 | 0.38 | 0.05 | 19.5 | <0.05 |
| 14 | 970922 | Prosteskjæret m.omegnen | 15.3 | 1.32 | | | | | | | | | <0.05 |
| 15 | 970916 | Paddehavet | 15.8 | 1.31 | | 0.137 | 0.10 | 2.09 | 0.019 | 0.50 | 0.21 | 21.8 | <0.05 |
| 16 | 970916 | Bjørsvika/Bispevika | 15.4 | 2.09 | | 0.195 | 0.17 | 1.59 | 0.013 | 0.35 | 0.10 | 30.1 | <0.05 |

ANALYSERAPPORT Interne saksbehandlere

OBS!! Klagefrist 14 dager f.o.m rapporteringsdato. Oppgi rekvisisjonsnr og PrNr.

Rapportert: 21.01.99

Rekvisisjonsnr : 1998-01619 Mottatt dato : 19980716 Godkjent av : KAS Godkjent dato: 19990120
 Prosjektnr : O 710975
 Kunde/Stikkord : Indre Oslofjord Fisk-97
 Kontaktp./Saksbeh. : JOK

| Analysevariabel | HCB-B | HCHA-B | HCHG-B | CB28-B | CB52-B | OCS-B | CB101-B | DDEPP-B | CB118-B | CB153-B |
|-----------------|------------|-------------------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|------------|
| Enhet | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. | µg/kg v.v. |
| Metode | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 | H 3-4 |
| PrNr | PrDato | Merkning | | | | | | | | |
| 1 | 970916 | Rådhuskaia/Pipervika | 0.08 | 0.14 | 0.47 | 0.69 | 2.9 | 0.78 | 3.0 | 3.9 |
| 2 | 970916 | Frognerkilen | <0.05 | 0.09 | 0.65 | 0.78 | 4.1 | 1.1 | 5.7 | 5.4 |
| 3 | 970918 | Bygdøynes | <0.05 | 0.07 | 0.16 | 0.38 | 2.0 | 0.88 | 2.5 | 4.0 |
| 4 | 970918 | Lysaker/Bestumkilen | 0.08 | 0.12 | 0.55 | 0.73 | 2.5 | 0.77 | 2.7 | 2.4 |
| 5 | 970918 | Holtekilen | <0.05 | 0.11 | 0.90 | 1.0 | 3.1 | 1.4 | 4.4 | 2.6 |
| 6 | 970918 | Sandvika | <0.05 | 0.10 | 0.34 | 0.17 | 1.1 | 0.77 | 1.4 | 1.3 |
| 7 | 970918 | Blakstadbukta | <0.05 | 0.11 | 0.20 | 0.23 | 1.1 | 0.64 | 1.2 | 1.2 |
| 8 | 970918 | Bjørkås/VEAS | <0.05 | 0.12 | 0.18 | 0.23 | 1.1 | 0.55 | 1.3 | 1.2 |
| 9 | 970918 | Satre | 0.05 | 0.10 | 0.41 | 0.24 | 1.6 | 0.67 | 1.9 | 1.3 |
| 10 | 970918 | Spro | <0.05 | 0.15 | 0.05 | <0.05 | 0.60 | 0.33 | 0.62 | 0.90 |
| 11 | 970918 | Steilene | 0.06 | 0.26 | 0.07 | 0.06 | 0.72 | 0.41 | 0.73 | 0.89 |
| 12 | 970918 | Fjordvangen | <0.05 | 0.15 | 0.15 | 0.13 | 1.4 | 0.48 | 1.3 | 1.7 |
| 13 | 970922 | Breivik/Kjærnes | <0.05 | <0.05 | 0.29 | 0.31 | 1.5 | 0.92 | 1.6 | 1.8 |
| 14 | 970922 | Prosteskjæret m.omegnen | <0.05 | 0.08 | 0.12 | 0.14 | 0.77 | 0.33 | 0.76 | 1.1 |
| 15 | 970916 | Paddehavet | <0.05 | 0.21 | 1.4 | 2.7 | 6.5 | 1.1 | 7.1 | 4.3 |
| 16 | 970916 | Bjørvika/Bispevika | 0.07 | 0.14 | 1.0 | 2.4 | 5.5 | 1.2 | 4.9 | 5.0 |

ANALYSE RAPPORT Interne saksbehandlere

Rapportert: 21.01.99

OBS!! Klagefrist 14 dager f.o.m rapporteringsdato. Oppgi rekvisisjonsnr og PrNr.

Rekvisisjonsnr : 1998-01619 Mottatt dato : 19980716 Godkjent av : KAS Godkjent dato: 19990120
 Prosjektnr : O 710975
 Kunde/Stikkord : Indre Oslofjord Fisk-97
 Kontaktp./Saksbeh. : JOK

| Analysevariabel | PrDato | Merking | TDEPP-B µg/kg v.v. H 3-4 | CB105-B µg/kg v.v. H 3-4 | CB138-B µg/kg v.v. H 3-4 | CB156-B µg/kg v.v. H 3-4 | CB180-B µg/kg v.v. H 3-4 | CB209-B µg/kg v.v. H 3-4 | DDT/PP-B µg/kg v.v. H 3-4 | ΣPCB µg/kg v.v. Beregnet* | ΣPCB, µg/kg v.v. Beregnet* | PAH-B µg/kg v.v. H 2-4 |
|-----------------|--------|-------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|--------------------------------|---------------------------------|---------------------------------|----------------------------------|------------------------------|
| 1 | 970916 | Råhuskaia/Pipervika | 1.5 | 1.4 | 4.2 | 0.39 | 0.56 | <0.05 | | 17.51 | 15.72 | |
| 2 | 970916 | Frognerkilen | 1.1 | 2.5 | 6.4 | 0.52 | 0.25 | <0.05 | | 26.3 | 23.28 | |
| 3 | 970918 | Bygdøynes | 0.60 | 1.1 | 3.8 | 0.32 | 0.27 | <0.05 | | 14.53 | 13.11 | u |
| 4 | 970918 | Lysaker/Bestumkilen | 0.77 | 1.3 | 2.4 | 0.20 | 0.22 | <0.05 | 0.85 | 13 | 11.5 | u |
| 5 | 970918 | Holtekilen | 19 | 2.1 | 2.7 | 0.20 | 0.17 | <0.05 | | 17.17 | 14.87 | u |
| 6 | 970918 | Sandvika | 0.89 | 0.69 | 1.3 | 0.11 | 0.11 | <0.05 | 0.49 | 6.52 | 5.72 | u |
| 7 | 970918 | Blakstadbukta | 0.45 | 0.62 | 1.2 | 0.07 | 0.09 | <0.05 | 0.48 | 5.91 | 5.22 | u |
| 8 | 970918 | Bjerkås/VEAS | 1.5 | 0.65 | 1.2 | 0.10 | 0.07 | <0.05 | | 6.03 | 5.28 | u |
| 9 | 970918 | Sætre | 0.50 | 1.0 | 1.4 | 0.07 | 0.11 | <0.05 | | 8.03 | 6.96 | u |
| 10 | 970918 | Spro | 0.27 | 0.29 | 0.91 | 0.06 | 0.09 | <0.05 | | 3.52 | 3.17 | |
| 11 | 970918 | Steilene | 0.45 | 0.33 | 0.94 | 0.05 | 0.07 | <0.05 | | 3.86 | 3.48 | |
| 12 | 970918 | Fjordvangen | 0.46 | 0.53 | 1.6 | 0.08 | 0.07 | <0.05 | | 6.96 | 6.35 | |
| 13 | 970922 | Breivik/Kjærnes | 1.6 | 0.72 | 1.7 | 0.10 | 0.08 | <0.05 | 0.40 | 8.1 | 7.28 | u |
| 14 | 970922 | Prosteskjæret m.omegnen | 0.23 | 0.33 | 1.0 | 0.05 | 0.05 | <0.05 | | 4.32 | 3.94 | |
| 15 | 970916 | Paddehavet | 0.84 | 3.4 | 4.7 | 0.29 | 0.38 | <0.05 | 1.3 | 30.77 | 27.08 | u |
| 16 | 970916 | Bjørvika/Bispevika | 2.6 | 2.3 | 5.3 | 0.40 | 0.50 | <0.05 | 1.6 | 27.3 | 24.6 | u |

ANALYSERAPPORT Interne saksbehandlere

Rapportert: 21.01.99

OBS!! Klagefrist 14 dager f.o.m rapporteringsdato. Oppgi rekvisisjonsnr og PrNr.

Rekvissjonsnr : 1998-01619 Mottatt dato : 19980716 Godkjent av : KAS Godkjent dato: 19990120
 Prosjektnr : O 710975
 Kunde/Stikkord : Indre Oslofjord Fisk-97
 Kontaktp./Saksbeh. : JOK

| Analysevariabel | PrNr | PrDato | Merking | TBT-B | | DBT-B | | DPHT-B | | MBT-B | | MPHT-B | | TPHT-B | |
|-----------------|--------|-------------------------|---------|------------|---------|------------|---------|------------|---------|------------|---------|------------|---------|------------|---------|
| | | | | µgSn/kg tv | Intern* | µgSn/kg tv | Intern* | µgSn/kg tv | Intern* | µgSn/kg tv | Intern* | µgSn/kg tv | Intern* | µgSn/kg tv | Intern* |
| 1 ! | 970916 | Rådhuskaia/Pipervika | 4127 | 3797 | <10 | 1148 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 200 | |
| 2 | 970916 | Frognerkilen | 3054 | 1986 | <10 | 683 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 950 | |
| 3 | 970918 | Bygdøynes | 1403 | 683 | <10 | 210 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 346 | |
| 4 | 970918 | Lysaker/Bestumkilen | 3057 | 1388 | <10 | 342 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 850 | |
| 5 | 970918 | Hoitekilen | 1284 | 829 | <10 | 272 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 1165 | |
| 6 | 970918 | Sandvika | 1323 | 976 | <10 | 287 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 918 | |
| 7 | 970918 | Blakstadbukta | 1284 | 652 | <10 | 159 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 287 | |
| 8 | 970918 | Bjørkås/VEAS | 1557 | 727 | <10 | 183 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 588 | |
| 9 | 970918 | Sætre | 930 | 546 | <10 | 139 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 573 | |
| 10 | 970918 | Spro | 574 | 245 | <10 | 91 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 84 | |
| 11 | 970918 | Steilene | 878 | 338 | <10 | 78 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 107 | |
| 12 | 970918 | Fjordvangen | 626 | 323 | <10 | 87 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 218 | |
| 13 | 970922 | Breivik/Kjøernes | 678 | 312 | <10 | 71 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 312 | |
| 14 | 970922 | Prosteskjæret m.omegnen | 524 | 194 | <10 | 94 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 197 | |
| 15 | 970916 | Paddehavet | 1939 | 1007 | <10 | 206 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 839 | |
| 16 | 970916 | Bjørvika/Bispevika | 3591 | 2025 | <10 | 404 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | <10 | 143 | |

* Analysemetoden er ikke akkreditert.
 u Analyseresultat er vedlagt i egen analyserapport.

PrNr 1 Alle prøvene er blåskjell.

Navn/lokalitet Indre Oslofjord
Adresse :
Oppdragsnr. 710975
Prøver mottatt 16.7.98
Lab.kode 1619-3,4,5,6,7,8
Jobb nr. 98/168
Prøvetype Blåskjell
Kons. i Ug/kg våtvekt
Metode H2-4
Dato 11.1.99
Analytiker Brg

1: Bygdøyenes
2: Lysaker/Bestumkilen
3: Holtekilen
4: Sandvika
5: Blakstadbukta
6: Bjørkås/VEAS

| Parameter/prøve | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|--------------------------|------|-------|------|------|------|------|
| Naftalen | 5,8 | 5,6 | 7,2 | 15 | 6,3 | 9,8 |
| 2-M-Naf. | 3,7 | 3,9 | 3,8 | 8,3 | 2,5 | 4 |
| 1-M-Naf. | 1,6 | 1,7 | 1,8 | 4,2 | 1 | 1,8 |
| Bifenyl | 1,9 | 1,5 | 1,9 | 2 | 1,3 | 1,9 |
| 2,6-Dimetylnaftalen | 2 | 3,1 | 3,7 | 3,6 | 1,2 | 1,8 |
| Acenaftalen | 1,2 | 2 | 1,9 | 2,1 | <0,5 | 1,3 |
| Acenaften | 0,8 | 1 | 1 | 1,4 | 0,9 | 0,6 |
| 2,3,5-Trimetylnaftalen | 1 | 3 | 1,8 | <0,5 | <0,5 | <0,5 |
| Fluoren | 1,8 | 2,6 | 1,4 | 1,6 | 0,8 | 1,1 |
| Fenantren | 7,6 | 9,2 | 2,4 | 2,9 | 1,7 | 1,9 |
| Antracen | 2,1 | 1,1 | 0,6 | 0,8 | <0,5 | <0,5 |
| 1-Metylfenantren | 2,2 | 6,5 | 2 | 2 | 0,8 | 1,3 |
| Fluoranten | 26 | 26 | 10 | 11 | 5,1 | 4,3 |
| Pyren | 17 | 18 | 9,4 | 9,9 | 4 | 3,1 |
| Benz(a)antracen* | 11 | 7,8 | 3,5 | 4,3 | 2,2 | 1,8 |
| Chrysen/trifenylen | 9,6 | 7,7 | 3,8 | 4 | 1,7 | 1,7 |
| Benzo(b)fluoranten* | 3,9 | 2,8 | 1,2 | 1,3 | 0,7 | 0,6 |
| Benzo(j,k)fluoranten* | 3,2 | 1,1 | 0,9 | 0,6 | 0,6 | 0,5 |
| Benzo(e)pyren | 6 | 4,2 | 2,5 | 2,5 | 1,1 | 0,9 |
| Benzo(a)pyren* | 1,3 | 0,8 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 |
| Perylen | 1 | 0,7 | 0,5 | 0,6 | <0,5 | <0,5 |
| Ind.(1,2,3cd)pyren* | 1,6 | 1 | 0,6 | 0,6 | 0,5 | <0,5 |
| Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1) | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 | <0,5 |
| Benzo(ghi)perylen | 1,7 | 1,3 | 1,2 | 1 | 0,6 | 0,6 |
| SUM | 114 | 112,6 | 63,1 | 79,7 | 33 | 39 |
| Derav KPAH(*) | 21 | 13,5 | 6,2 | 6,8 | 4 | 2,9 |
| %KPAH | 18,4 | 12,0 | 9,8 | 8,5 | 12,1 | 7,4 |
| %Tørrestoff | | | | | | |

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

1) Bare (a,h)-isomeren.

Denne testrapport får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Testresultat gjelder kun for den prøve som er testet.

Navn/lokalitet Indre Oslofjord
Adresse :
Oppdragsnr. 710975
Prøver mottatt 16.7.98
Lab.kode 1619-9,13,15,16
Jobb nr. 98/168
Prøvetype Blåskjell
Kons. i Ug/kg våtvekt
Metode H2-4
Dato 11.1.99
Analytiker Brg

1: Sætre
2: Breivik/Kjærnes
3: Paddehavet
4: Bjørvika/Bispevika
5:
6:

| Parameter/prøve | 1 | 2 | 3 | 4 | 5 | 6 |
|--------------------------|------|-------|------|-------|---|---|
| Naftalen | 5,5 | 24 | 7,8 | 6,9 | | |
| 2-M-Naf. | 2,6 | 13 | 3,1 | 3,8 | | |
| 1-M-Naf. | 1,2 | 6,7 | 1,4 | 1,9 | | |
| Bifenyl | 1,3 | 2,2 | 1,5 | 1,6 | | |
| 2,6-Dimetylnaftalen | 2,4 | 4,5 | 2,2 | 3,9 | | |
| Acenaftalen | 1,3 | 3,8 | 1,3 | 2 | | |
| Acenaften | 0,8 | 1 | 1,1 | 2,4 | | |
| 2,3,5-Trimetylnaftalen | 0,9 | 0,5 | 2,9 | 4,2 | | |
| Fluoren | 1,7 | 3,9 | 1,9 | 4 | | |
| Fenantren | 3,7 | 8,3 | 3,4 | 15 | | |
| Antracen | 0,7 | 3,2 | 1,1 | 4,9 | | |
| 1-Metylfenantren | 1,8 | 2,4 | 4,4 | 22 | | |
| Fluoranten | 8,3 | 18 | 23 | 114 | | |
| Pyren | 6,4 | 11 | 16 | 112 | | |
| Benz(a)antracen* | 3,6 | 5,6 | 5,9 | 25 | | |
| Chrysen/trifenylen | 2,8 | 3,7 | 6,4 | 41 | | |
| Benzo(b)fluoranten* | 1 | 1,2 | 2,6 | 40 | | |
| Benzo(j,k)fluoranten* | 0,8 | 0,6 | 1,1 | 21 | | |
| Benzo(e)pyren | 2 | 1,9 | 4,7 | 29 | | |
| Benzo(a)pyren* | <0,5 | 0,5 | 0,7 | 6,4 | | |
| Perylen | <0,5 | 0,5 | 0,6 | 6,9 | | |
| Ind.(1,2,3cd)pyren* | 0,5 | 0,5 | 0,9 | 4,1 | | |
| Dibenz.(a,c/a,h)ant.* 1) | <0,5 | <0,5 | <0,5 | 1,1 | | |
| Benzo(ghi)perylene | 1 | 0,7 | 1,4 | 4,8 | | |
| SUM | 50,3 | 117,7 | 95,4 | 477,9 | | |
| Derav KPAH(*) | 5,9 | 8,4 | 11,2 | 97,6 | | |
| %KPAH | 11,7 | 7,1 | 11,7 | 20,4 | | |
| %Tørrstoff | | | | | | |

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

1) Bare (a,h)-isomeren.

Denne testrapport får kun kopieres i sin helhet og uten noen form for endringer. Testresultat gjelder kun for den prøve som er testet.