



Statlig program for forurensningsovervåking

Rapport 651/96

Oppdragsgivere

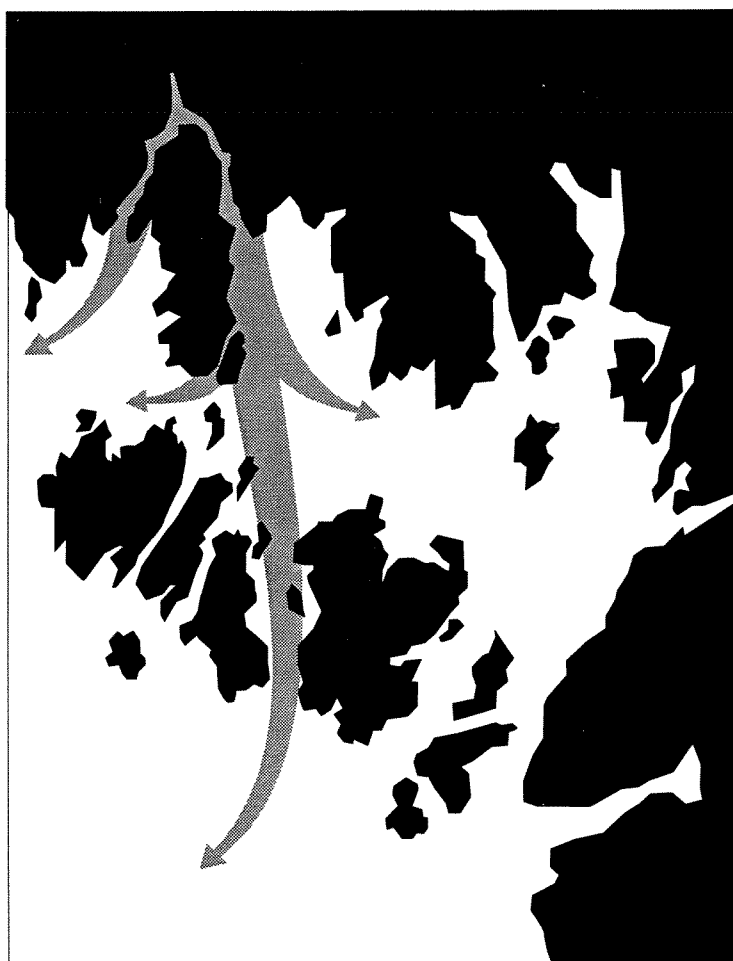
Statens forurensningstilsyn

Utførende institusjon

Norsk institutt for vannforskning

Overvåking av
Hvaler-Singlefjorden og
munningen av Iddefjorden
1990 - 1994

Miljøgifter i
organismer
1994



NIVA - RAPPORT

Norsk institutt for vannforskning  NIVA

Prosjektnr.: O-900346	Undernr.:
Løpenr.: 3443-96	Begr. distrib.:

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

Rapportens tittel: Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990 - 1994. Miljøgifter i organismer.	Dato: 1/7-96	Trykket: NIVA 1996
	Faggruppe: Marinøkologisk	
Forfatter(e): John Arthur Berge Einar M. Brevik Arne Godal Lasse Berglind	Geografisk område: Østfold	
	Antall sider: 146	Opplag:

Oppdragsgiver: Statens forurensningstilsyn (SFT). Rapport nr. 651/96. TA-1326/1996.	Oppdragsg. ref.:
-----------------------------------------------------------------------------------------------	-------------------------

Ekstrakt: Metaller, tributyltinn, klororganiske forbindelser og polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) er analysert i organismer (blæretang, blåskjell, taskekrabbe, torsk og ål) innsamlet fra Hvaler-området i 1994. Analyser av klororganiske forbindelser viste en positiv utvikling i Hvaler-området de siste 5 år. Det var særlig på stasjoner der en observerte de høyeste konsentrasjoner i 1989 at de største reduksjoner ble registrert, og alle stasjoner fremstod i 1994 som lite til moderat forurenset med klororganiske forbindelser. Et uavklart problem er imidlertid vedvarende høye konsentrasjoner av klorerte fettsyrer i fisk fra Iddefjorden som krever oppfølgende undersøkelser. PAH, dioksiner og furaner utgjør ikke noe miljøproblem innenfor Hvalerøyene. Undersøkelsesområdet fremstod som lite til moderat belastet med de fleste metaller med unntak av jern og titan. Mest påvirket av jern og titan var blæretang og blåskjell i nærområdet nær Glommas munning. Fordøyelseskjertelen til taskekrabbe synes å ha et høyt innhold av kadmium. Målingene av TBT i blåskjell tyder på en klar påvirkning i hele området.

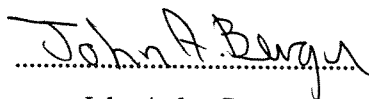
4 emneord, norske

1. Marine organismer
2. Miljøgifter
3. Overvåking
4. Hvaler-området

4 emneord, engelske

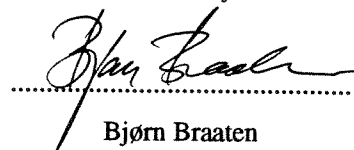
1. Marine organisms
2. Metals
3. Organic micropollutants
4. Glomma Estuary

Prosjektleder



John Arthur Berge

For administrasjonen


Bjørn Braaten

ISBN 82-577-2979-5

Norsk institutt for vannforskning

O-900346
OVERVÅKING AV HVALER-SINGLEFJORDEN OG
MUNNINGEN AV IDDEFJORDEN 1990 - 1994.

MILJØGIFTER I ORGANISMER 1994.

Oslo,

1. juli 1996.

Prosjektleder:
Medarbeidere:

John Arthur Berge
Liv Berg
Lasse Berglind
Aase Biseth, NILU
Einar M. Brevik
Ole-Anders Braathen, NILU
Bodil Ekstrøm
Arne Godal
Norman Green
Einar Johannessen
Jon Knutzen
Arne Lund Kvernheim, SINTEF
Kari Martinsen, SINTEF
Tom Tellefsen

Forord

På oppdrag fra Statens forurensningstilsyn (SFT) utarbeidet NIVA i 1989/1990 et programforslag for miljøundersøkelser i Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden for perioden 1989/1990-1994. Forslaget ble først utarbeidet som et høringsutkast og endelig fastlagt i program av 9. mai 1990 (Berge, 1990). Undersøkelsene har vært et ledd i Statlig program for forurensnings-overvåking, administrert av SFT.

En betydelig innsats var planlagt gjennomført ved starten av programmet 1989/90 og ved avslutningen i 1994. SFT avgjorde at det på bakgrunn av resultater som fremkom i første del av programperioden (Berge, 1991, Hektoen et al., 1992, Magnusson og Sørensen, 1993 og foreløpige data fra perioden 1989 - 93), skulle utarbeides et revidert program for 1994. Etter drøftelser med SFT og den berørte industrien ble det i det reviderte programforslaget (Berge, 1994) også utarbeidet forslag til spesialundersøkelser for Saugbrugsforeningen knyttet til utslippsreduksjonene som bedriften foretok 1991. Disse undersøkelsene rapporteres imidlertid separat.

Overvåkingen av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden i perioden 1989 - 1994 har omfattet følgende fagelementer (delprosjektleder er angitt):

- i) Overflate og dypvann, samt fjernmåling (Jan Magnusson)*
- ii) Sedimentundersøkelser og sedimentfeller (Aud Helland)*
- iii) Bløtbunnsfauna (Brage Rygg)*
- iv) Gruntvannssamfunn (Frithjof Moy)*
- v) Dykkerundersøkelser (Mats Walday)*
- vi) Miljøgifter i organismer (John Arthur Berge)*
- vii) Forurensningstilførsler (Gjertrud Holtan)*
- viii) Sykdom på skrubbe (Halvor Hektoen).*

Administrativ leder for undersøkelsene har vært John Arthur Berge.

På basis av overstående fagelementer ble det ved avslutningen av prosjektet ved årsskiftet 1995 - 96 utgitt følgende rapporter:

Magnusson, J. og Sørensen, K., 1996.. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990 - 1994. Overflatevannets vannkvalitet og oksygenforhold i dypvannet. Niva-rapport nr. 3439-96.

Helland, Aud. 1996. Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990 - 1994. Sedimenterende materiale og bunnsedimenter 1994. Niva-rapport nr. 3440-96.

Rygg, B., 1996. *Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990 - 1994. Bløtbunnsfauna 1994. Niva-rapport nr. 3441-96, 60s.*

Moy, F. og Walday, M., 1996. *Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990 - 1994. Hardbunnsundersøkelser 1992-1994. Niva-rapport nr. 3442-96.*

Berge, J.A., Berglind, L., Brevik, E.M., Godal, A., 1996. *Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990 - 1994. Miljøgifter i organismer 1994. Niva-rapport nr. 3443-96.*

Holtan, G., 1996. *Overvåking av Hvaler - Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990 - 1994. Forurensningstilførsler 1970 - 93. Niva-rapport nr. 3444-96.*

Berge, J.A., Helland, A., Holtan, G., Magnusson, J., Moy, F., Sørensen, K., Rygg, B. Walday, M., 1996. *Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1989 - 1994. Konklusjonsrapport. Niva-rapport nr. 3445-96.*

SFT har dekket 50% av kostnadene for prosjektet, mens den resterende del er finansiert av Borregaard Industries Ltd. (20%), Kronos Titan A/S (15%), Saugbrugsforeningen (10%) og Peterson Greaker (5%).

Tidligere er det utkommet 3 rapporter i prosjektet (Berge, 1991, Hektoen et al., 1992, Magnusson og Sørensen, 1993).

SFT har gitt følgende målformulering for programmet i uprioritert rekkefølge:

1. *En beskrivelse av resipientens miljøtilstand. Undersøkelsen skal utformes slik at resultatene kan danne grunnlag for å foreslå tiltak.*
2. *Resipientens miljøkvalitet knyttes til egnethet for forskjellig bruk av området, jfr. vannkvalitetskriterier.*
3. *En ønsker en vurdering av de forskjellige forurensningskomponenters påvirkning av miljøkvaliteten og bruksverdien (jfr. vannkvalitetskriterier) i området. Hvilke forurensningskomponenter forringer miljøkvalitet og bruksverdi (jfr. vannkvalitetskriterier) mest? Hvor mye må de reduseres for å oppnå en gitt miljøkvalitet og bruksverdi.*
4. *Å vurdere eventuelle miljøforbedringer og forandringer av bruksverdi i perioden 1990 til 1994. Forandringer i miljøkvalitet siden den forrige undersøkelsen i 1980 - 83 skal også kartlegges.*

I foreliggende rapport presenteres resultatene av miljøgiftanalyser foretatt på organismer innsamlet i Hvalerområdet i 1994.

Innsamling av torsk og ål er foretatt av fiskerne Rune Midtlien, Halden og Odd Sørensen, Gressvig. Innsamling av krabber er også gjort av Odd Sørensen. Einar Johannessen og John Arthur Berge ved NIVA foretok innsamling av blæretang og blåskjell. Opparbeiding av blåskjell ble utført av Bodil Ekstrøm (NIVA). Uttak av vev fra fiskeprøver ble gjort av Tom Tellefsen (NIVA).

Analyser av dioksiner, furaner og non-orto PCB ble foretatt av NILU ved Aase Biseth under ledelse av Ole-Anders Braathen. Treforedlingsrelaterte klororganiske forbindelser ble analysert ved SINTEF av Kari Martinsen under ledelse av Arne Lund Kvernheim. De øvrige klororganiske forbindelser er analysert ved NIVA under ledelse av Einar Brevik. PAH- og TBT-analyser ble utført ved NIVA av Lasse Berglind. Metaller ble også analysert ved NIVA under ledelse av Arne Godal. Norman Green har bidratt i arbeidet med å vurdere betydningen av tarminnhold for de miljøgiftkonsentrasjoner en måler i blåskjell.

Rapporten er lest og kommentert av Jon Knutzen.

Oslo, 1. juli 1996.

*John Arthur Berge
prosjektleder*

Innhold

Side

FORORD	2
1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER	7
1.1. Metaller	7
1.2 Klororganiske forbindelser	8
1.3 PCB (polyklorerte bifenyler)	9
1.4 HCB (heksaklorbenzen)	9
1.5 DDT (diklordifenyltrikloretan)	9
1.6 HCH (heksaklorsykloheksan)	9
1.7 PCDF/PCDD (polyklorerte dibenzofuraner og polyklorerte dibenzo-p-dioksiner)	9
1.8 Klorerte fettsyrer	10
1.9 TBT (tributyltinn)	10
1.10 PAH (polyklorerte hydrokarboner)	10
1.11 Fremtidig overvåking	10
2. INNLEDNING	11
3. MATERIALE OG METODER	13
3.1 Innsamling av organismer	13
3.2 Kjemiske parametre analysert i de ulike vev	17
3.3 Kjemiske analysemetoder	20
3.4 Kriterier for resultatvurdering	22
4. METALLER - RESULTATER OG DISKUSJON	23
4.1 Metaller i blæretang	25
4.2 Metaller i blåskjell	30
4.3 Metaller i torsk	36
4.4 Metaller i ål	39
4.5 Metaller i taskekrabbe	42
4.6 Samlet vurdering - metaller	44
5. TRIBUTYLTINN (TBT) - RESULTATER OG DISKUSJON	46
6. KLORORGANISKE FORBINDELSER I FISK, TASKEKRABBE OG BLÅSKJELL - RESULTATER OG DISKUSJON	49
6.1 PCB i blåskjell og fisk	49
6.1.1 PCB i blåskjell	49
6.1.2 PCB i torsk	54
6.1.3 PCB i ål	60
6.2 HCB i blåskjell og fisk	66
6.3 DDT i blåskjell og fisk	69
6.4 HCH i blåskjell og fisk	75
6.5 PCDF/PCDD og non-orto PCB i blåskjell og fisk	82
6.6 Treforedlingsrelaterte forbindelser i fisk	83
6.7 Samlet vurdering - klororganiske forbindelser	85

7. POLYAROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I BLÅSKJELL OG FISK	89
8. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER OG TILRÅDINGER	92
9. REFERANSER	94
VEDLEGGSTABELLER	99
VEDLEGG A: Analyserapport for NILU	114
VEDLEGG B: Analyserapport fra SINTEF	131
VEDLEGG C: Analysemetodikk	144

1. SAMMENDRAG OG KONKLUSJONER

Undersøkelser i Hvalerområdet i 1970 - 80 årene viste klare forurensningspåvirkninger. Så sent som i 1989 ble det i organismer fra Glommas munningsområde registrert forhøyede konsentrasjoner av klororganiske forbindelser og metaller. Totalt har tilførselene av miljøgifter til Hvalerområdet gått betydelig ned i løpet av perioden 1989 - 1994, delvis som følge av store investeringer i rensetiltak.

Her presenteres resultater fra analyser av miljøgifter i blæretang, blåskjell, taskekrabbe, torsk og ål innsamlet i 1994. Undersøkelsen er hovedsakelig fokusert på forholdene innenfor Hvalerøyene. Metaller, polyklorerte biphenyler (PCB), polycykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og tributyltinn (TBT), polyklorerte dibenzofuraner og polyklorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) og treforedlingsrelaterte forbindelser (klorerte fettsyrer) er analysert.

Analyser av klororganiske forbindelser i organismer viste en positiv utvikling i Hvalerområdet de siste 5 år. Det var særlig på stasjoner der en observerte de høyeste konsentrasjoner i 1989 at de største reduksjoner ble registrert og området fremstod i 1994 i hovedsak som lite forurenset av klororganiske forbindelser (PCB, HCB, DDT, HCH, PCDF/PCDD). Et uavklart problem er imidlertid vedvarende høye konsentrasjoner av klorerte fettsyrer i fisk fra Iddefjorden, noe som krever oppfølgende undersøkelser.

PAH utgjør ikke noe miljøproblem innenfor Hvalerøyene.

Undersøkelsesområdet fremstod i hovedsak som lite til moderat forurenset av de fleste metaller med unntak av jern og titan. Mest påvirket av jern og titan var blæretang og blåskjell i området nær Glommas munning (markert til meget sterkt forurenset). Fordøyelseskjertelen hos taskekrabbe synes å ha et relativt høyt innhold av kadmiem.

Målingene av TBT i blåskjell tydet på en klar påvirkning (ca. 10 - 20 ganger "bakgrunn") i hele området.

1.1. Metaller

Organismer fra Hvalerområdet fremstod i 1994 som lite til moderat belastet med de fleste metaller med unntak av jern, titan og tildels nikkell (blæretang: Kjøkø). Konsentrasjonen av jern og til dels også titan i blæretang og blåskjell var imidlertid så høy at forurensningsgraden på enkelte stasjoner kunne karakteriseres som fra markert til meget sterkt forurenset. Mest påvirket av jern og titan området nær Glommas munning (blæretang: Belgen, Kjøkø, N-Asmaløy; blåskjell: N-Asmaløy, Singløy).

Innholdet av jern og titan i blæretang og blåskjell hadde endret seg lite i perioden 1989 - 1994. Sett i lys av de utslippsreduksjoner som er gjennomført for jern og til dels også titan i perioden 1989 - 94 er det bemerkelsesverdig at en ikke kan spore en entydig nedgang i disse metaller. Dette har sannsynligvis sammenheng med at Glomma naturlig tilfører Hvalerområdet relativt store mengder jern, og at tidligere industriutslipp av jern- og titanholdig partikulært materiale fremdeles er tilgjengelig ved resuspensjon på enkelte stasjoner (spesielt N-Asmaløy).

Både konsentrasjonen av jern og titan i blåskjell reduseres vesentlig når disse får anledning til å tømme seg for tarminnhold. Dette viser at en vesentlig del av påvirkningen med disse metaller på stasjonen N-Asmaløy er knyttet til suspendert materiale.

Ut fra analyser av organismer fremstår Hvalerområdet som lite til moderat belastet med kvikksølv, bly og kadmiem. De relativt høye nivåer av kadmiem i hepatopankreas av krabbe som er observert i både Iddefjorden og ved Strømtangen gir imidlertid grunn til en viss bekymring ut fra et næringsmiddelhygienisk synspunkt og bør vurderes nærmere av nærings-middelmyndighetene.

En markant nedgang i metallkonsentrasjon i alle arter ble observert der en hadde høye konsentrasjoner av kobber i 1989. I samme periode har det funnet sted en betydelig reduksjon i industriutslippene av kobber til resipienten. Industriutslippene av kobber i 1989 var relativt store i forhold til den "naturlige" massetransporten av kobber (ca. 2x), mens utslippene i 1994 utgjorde ca. 1/5). Det må derfor antas at reduksjonen i industriutslippene har vært utslagsgivende for nedgangen av konsentrasjonen i organismer. Imidlertid var fremdeles 3 blæretangstasjoner (Belgen, Kjøkø, N-Asmaløy) og 1 blåskjell stasjon (N-Asmaløy) i 1994 moderat forurenset av dette metallet. Også analysen av kobber i krabbesmør kan antyde at kobber fremdeles påvirker organismer i resipienten ved noe forhøyde konsentrasjoner.

For sink ble det ikke observert forhøyde nivåer i blåskjell hverken i 1989 eller i 1994. I forhold til 1989 ble det registrert en nedgang i nivået i blæretang og torskelever i 1994, slik at hele området i hovedsak kunne karakteriseres som lite forurenset med unntak av Kjøkø (blæretang), Singløya (torskelever) og Sponvika (torskelever), som kan karakteriseres som moderat forurenset med sink.

Tilførselene av jern og titan fra tynnsyreutslippet til Kronos Titan A/S har tidligere medført et redusert artsantall i tidevannssonen i Hvalerområdet. Stopp i tynnsyreutslippet fra Kronos Titan A/S i 1990 faller i tid sammen med betydelige forbedringer i grunnvannsamfunnene i området uten at dette kan spores som noen nedgang i vevskonsentrasjoner av jern og titan i blæretang og blåskjell. Siden utslippet av en rekke metaller og klororganiske forbindelser (AOX, Lindan) har gått ned parallelt med forbedringene i grunnvannsamfunnene, kan en imidlertid ikke si hva som har vært de avgjørende faktorer for de observerte forbedringer i grunnvannssamfunnene. Muligens har det store innslaget av partikulært materiale hatt mer betydning enn selve metallinnholdet.

1.2. Klororganiske forbindelser

Analyser av klororganiske forbindelser i organismer viser at en har hatt en positiv utvikling i Hvalerområdet de siste 5 år.

Det er særlig på stasjoner der en observerte de høyeste konsentrasjoner i 1989 at reduksjoner har funnet sted. Det er en tendens til at reduksjon skjer raskere i blåskjell enn i fisk. Dette kan ha en sammenheng med at nivåene i organismer i overflatelaget er mer styrt av de direkte utslipp og konsentrasjonen i overflatelaget, mens nivåene i organismer som lever noe lenger ned i større grad er styrt av sedimenterte forurensninger.

Et uavklart problem er imidlertid de vedvarende høye konsentrasjoner av klorerte fettsyrer som en finner i fisk fra Iddefjorden.

Tilførselene av klororganiske forbindelser fra industri har gått betydelig ned siden 1980. For de fleste enkeltforbindelser kan en ikke sannsynliggjøre en sammenheng mellom utslipp og

konsentrasjonsnedgang i organismer i resipienten annet enn ved de bruker-restriksjoner og generelle rensetiltak som er innført og den dokumenterte nedgangen i utslipp av AOX og Lindan.

For de øvrige klororganiske forbindelsene har en ingen tilførselsdata.

1.3. PCB (polyklorerte bifenyler)

PCB analyser av torskelever og til dels blåskjell viser en konsentrasjonsnedgang og tyder på en redusert tilførsel. Også analyser av filet av ål antyder en konsentrasjonsnedgang selv om en stasjon (Faretangen) er noe avvikende, muligens pga. lokale forhold.

På basis av PCB innholdet i organismer innsamlet i 1994, fremstår Hvalerområdet idag som et område som er lite forurenset med PCB. Dette står i relativ skarp kontrast til situasjonen på 80-tallet, da en hadde forhøyde konsentrasjoner i organismer innfanget nær Glommas munning. Overdekking av kontaminert sediment er sannsynligvis indirekte en medvirkende årsak til at en idag i hovedsak ikke observerer overkonsentrasjoner av PCB i de analyserte organismer.

Analysene av non-orto PCB i blåskjell tyder på at nivået er klart lavere enn det som er observert i en del andre industripåvirkede fjordområder. Innholdet av non-orto PCB i torskelver lå betydelig under det som er observert i 9 (til dels klart sivilisatorisk påvirkede) fjordområder i Norge.

1.4. HCB (heksaklorbenzen)

Miljøtilstanden i Hvalerområdet må med hensyn til HCB innhold i sediment, fremdeles karakteriseres som mindre god. Til tross for dette var det ingen tydelige overkonsentrasjoner av HCB i blåskjell og torsk, og konsentrasjonen i ål har gått ned i perioden fra 1989 til 1994.

1.5. DDT (diklordifenyltrikloretan)

Innholdet av DDT relaterte forbindelser i blåskjell var lavt både i 1989 og 1994.

I torskelever hadde en klare overkonsentrasjoner i 1989. Nivået i torskelever er blitt markert redusert i 1994 i prøver fra alle innsamlingsstasjonene. I 1989 lå konsentrasjonen av Σ DDT i torskelever over bakgrunnsnivå på alle stasjoner utenom Hankø, mens det i 1989 kun ble observert forhøyde konsentrasjoner i Sponvika. Nedgangen var mest markant på stasjoner som hadde høye nivåer i 1989. På disse stasjoner ble det observert en relativt større nedgang i konsentrasjon av p-p DDD enn av p-p DDE.

1.6. HCH (heksaklorsyκλοheksan)

Nivåene av HCH observert i blåskjell og fisk viser at HCH ikke er noe miljøproblem i Hvalerområdet.

1.7. PCDF/PCDD (polyklorerte dibenzofuraner og polyklorerte dibenzop-doksiner)

Nivået av PCDF/PCDD i blåskjell og torskelever lå under “antatt høyt bakgrunnsnivå”. Dette bekrefter at PCDF/PCDD ikke utgjør noe miljøproblem i Hvalerområdet idag. Sett under ett er det imidlertid indikasjoner på at nivåene av PCDF/PCDD er noe høyere i Iddefjorden enn i området forøvrig.

1.8. Klorerte fettsyrer

Analyser påviste relativt høye konsentrasjoner av treforedlingsrelaterte klorerte fettsyrer i torskelever og ålefilet fra ytterst i Iddefjorden (Sponvika), men ikke i ål og torsk fra 3 stasjoner i Hvalerområdet og en ved Hankø.

Den opprinnelige kilden til de klorerte fettsyrene er mest sannsynlig tidligere utslipp knyttet til bleking av cellulose-masse. Slike utslipp fra Saugbrugsforeningen i Halden opphørte i 1991. Noen av de klorerte fettsyrene funnet i fisk (di-klor-stearinsyre, tetra-klor-stearinsyre) ble også observert i sedimenterende materiale i Iddefjorden. Betydningen av klorerte fettsyrer for fisk og for fisk som næringsmiddel er lite kjent. Tester antyder at fett-fraksjonen av ål fra Iddefjorden kan ha en toksisk effekt. En frykter at sedimentene i Iddefjorden vil kunne være en kilde til spredning av treforedlingsrelaterte klororganiske forbindelser som også i fremtiden vil kunne medføre forhøyde konsentrasjoner av slike forbindelser i fisk. Forekomsten av relativt høye konsentrasjoner av klorerte fettsyrer i fisk fra Iddefjorden krever oppfølgende undersøkelser.

1.9. TBT (tributyltinn)

Målingene av TBT i blåskjell fra Hvalerområdet viste en klar påvirkning (ca. 10 - 20 ganger deteksjonsbrensen). Nivået i skjell fra Hvaler ligger imidlertid klart under ekstremverdier funnet i enkelte havneområder i Norge. En antar at forhøyede TBT-nivåer i blåskjell vil opptre så lenge dagens bruk av TBT på større båter bibeholdes. Med forbehold om et sparsomt sammenligningsgrunnlag og at en kun har målt TBT i fisk fra én stasjon, ser det ut til at TBT-nivået i ål fra Hvalerområdet er relativt lavt.

1.10. PAH (polyklorerte hydrokarboner)

Basert på analyser av PAH i blåskjell, torsk og ål synes den generelle PAH-belastningen på stasjoner i Hvaler-arkepelaget å være lavt. Det er imidlertid tegn på at stasjonen ved Hankø er noe belastet.

1.11. Fremtidig overvåking

På bakgrunn av resultater i denne rapporten er det mulig at fremtidig overvåking av miljøgifter i organismer i området kan utføres med bakgrunn i at Glomma er Norges største elv (stort nedslagsfelt for blant annet langtransporterte forurensninger), og ikke som tidligere fordi området har spesielt høye nivåer av miljøgifter i organismer. Dette må også ses i sammenheng med resultatene fra miljøgifter i sediment og med tilførselen av miljøgifter til området. Uavhengig av dette bør en imidlertid gjennomføre oppfølgende undersøkelser av treforedlingsrelaterte forbindelser (klorerte fettsyrer) i Iddefjorden og av TBTs forekomst og effekter i hele området. En fortsatt overvåking av organismer i overflatelaget (blåskjell og blæretang) er viktig fordi en fremdeles har høye nivåer av jern og titan i slike organismer og som å ha et grunnlag for å kunne vurdere effekter av episodiske hendelser.

2. INNLEDNING

NIVA gjennomførte tidlig i 1970-årene undersøkelser i Hvalerområdet som viste klare forurensningspåvirkninger (Knutzen og medarb., 1974). Dette ble stadfestet i NIVA's Hvalerundersøkelse i perioden 1980 - 1983 (Skei, 1984). Disse undersøkelsene omfattet vannmassene, bunnen og biologiske forhold. Betydelige forurensningseffekter ble påvist, og Glommas munningsområde, Øra-området og øvre deler av Løperen ble karakterisert som sterkt forurenset. Undersøkelser av sedimenterende materiale og bunnsedimenter i 1990 viste at miljøforholdene i sedimentet hadde forbedret seg siden 1980 (Hektoen et al., 1992). Undersøkelsene viste også at en hadde de høyeste metallkonsentrasjoner i sediment avsatt på 1960 - 70 tallet (Hektoen et al., 1992).

En relativt omfattende undersøkelse av innholdet av miljøgifter i organismer fra Hvaler-Kosterområdet ble også gjennomført i 1989 (Berge, 1991). Undersøkelsen viste at kystområdet utenfor Hvalerøyene var lite til moderat belastet med metaller, klororganiske forbindelser og polyaromatiske forbindelser. Tydelige miljøgiftproblemer ble imidlertid avdekket innenfor Hvalerøyene og spesielt ved munningen av Glomma. En metallpåvirkning kunne spores i blåskjell og blæretang langs Glommavannets hovedløp, og innholdet av HCB, PCB, DDT i fisk lå over bakgrunnsnivå på stasjoner nær Glommas to utløp.

I overflatesediment i Iddefjorden har innholdet av en rekke metaller blitt markert redusert siden 1977. Fjorden kan på bakgrunn av konsentrasjonen av miljøgifter i overflatesedimentet karakteriseres som liten til moderat forurenset av alle metaller, unntatt kadmium og tildels bly, som var markert forhøyet. På bakgrunn av innholdet av persistente klororganiske forbindelser (unntatt klorerte fettsyrer) og metaller i biota, kan imidlertid Iddefjorden karakteriseres som lite eller ubetydelig påvirket (Berge og Helland, 1993).

Det har skjedd en rekke endringer i forurensningsbelastningen i Glomma-regionen de siste årene (se Holtan, 1996), delvis som følge av store investeringer i rensetiltak. Kronos Titan har fra 1. mai 1990 redusert utslippene av tynnnsyre og metaller til Glomma til ca. 1/10 av tidligere nivå. Ved Saugbrugsforeningen i Halden opphørte utslippet av klororganiske forbindelser til vann etter nedleggelse av cellulosefabrikken i juni 1991, og utslippene av partikulært materiale ble også redusert (Berge, 1994). I forbindelse med igangsettelse av ny papirfabrikk vinteren 1993, ble utslippet av organisk stoff målt som KOF (kjemisk oxygenforbruk) til Iddefjorden redusert med ca. 75% i forhold til utslippsnivået i 1990. Borregaard A/S har også redusert utslippene av organisk stoff, klororganiske forbindelser og metaller.

Landbrukets bidrag til næringssalter til Glomma var også forventet å bli redusert, men har til og med 1993 forandret seg lite (Holtan, 1996). Det kommunale rensanlegget for kloakk for Fredrikstad og omegnen (FOA, nå FREVAR), igangsatt i november 1989, og det kommunale rensanlegget for Sarpsborgområdet (ALVIM), igangsatt samme år, har også redusert belastningen på resipienten.

Totalt har belastningen på Hvalerområdet gått betydelig ned både i løpet av perioden 1989 - 1994 og i tiårsperioden før dette. En burde derfor forvente en gunstig effekt på Hvalerområdet. Det var derfor viktig å foreta undersøkelser med tanke på å registrere endringer i miljøkvaliteten i nedre Glomma og Hvaler - Singlefjord-området.

I denne undersøkelsen presenteres resultater fra analyser av miljøgifter i organismer innsamlet i Hvalerområdet i 1994.

Undersøkelsen skal beskrive innholdet av miljøgifter i ulike organismer innenfor Hvalerøyene, og hvis mulig knytte eventuelt forhøyde nivåer av miljøgifter til aktuelle kilder. Programmet er ment å bidra til å gi et regionalt utbredelsesmønster for miljøgifter i regionen.

Undersøkelsen er hovedsakelig fokusert på forholdene innenfor Hvalerøyene.

3. MATERIALE OG METODER

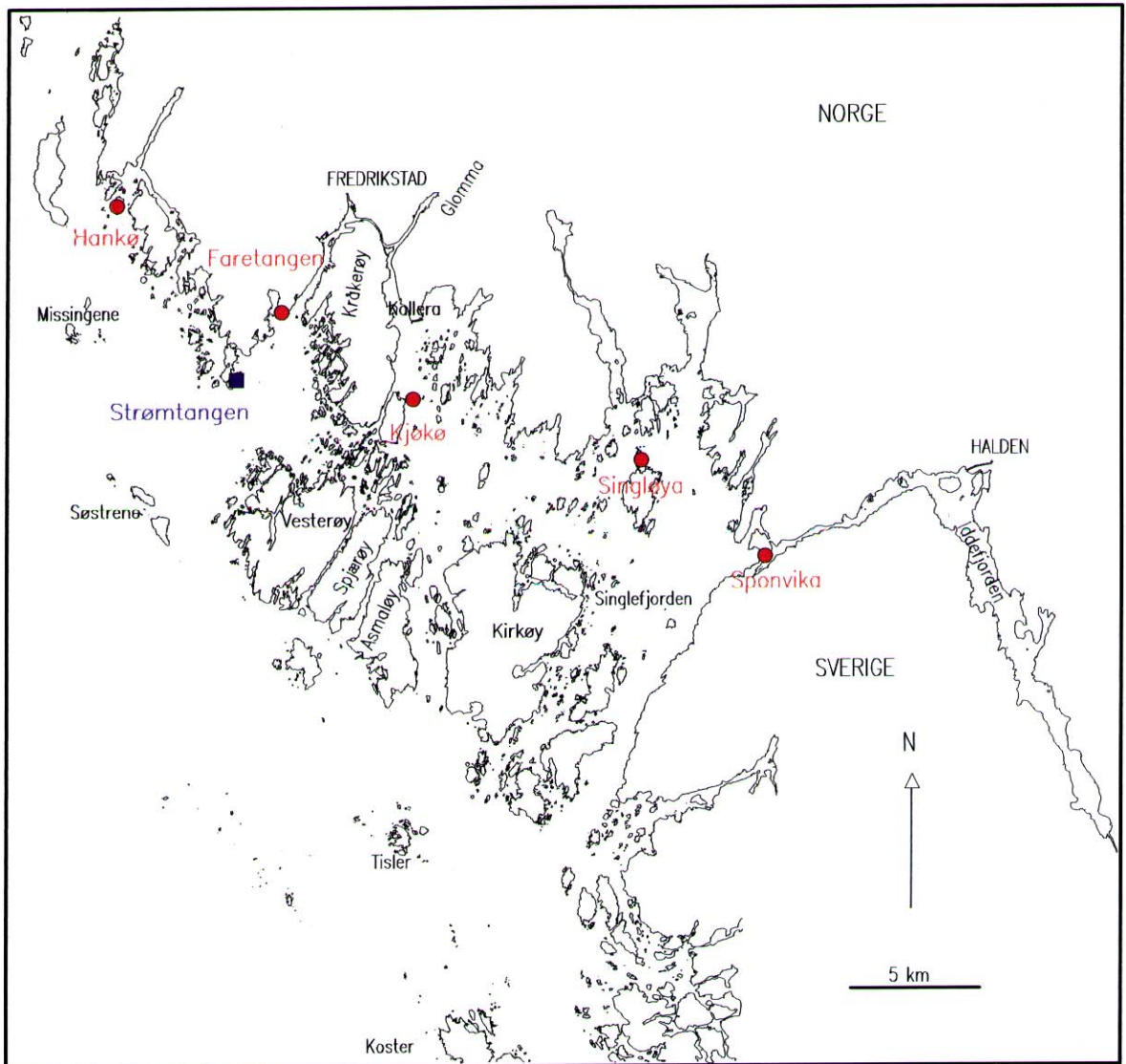
I undersøkelsene som er gjennomført i 1994 har en redusert analyseinnsatsen noe i forhold til det som ble gjennomført i indre område av Hvaler i 1989. Reduksjonen er dels foretatt ved at en del parametre som viste relativt lave konsentrasjoner i 1989 ikke er analysert. Dessuten har en redusert noe på antall parallelle analyser. En har imidlertid i tillegg også analysert for treforedlingsrelaterte klororganiske forbindelser (blant annet klorerte fettsyrer) i fisk, aktualisert ved undersøkelser i Iddefjorden (Martinsen et al., 1993; Berge og Helland, 1993).

Rapporten fra undersøkelsene som ble gjennomført i 1989 (Berge, 1991) omfattet også undersøkelser i svensk/norsk grensefarvann og stasjoner utenfor Hvalerøyene. Disse stasjoner er ikke med i denne undersøkelsen, som hovedsakelig fokuserer på forholdene innenfor Hvalerøyene.

3.1. Innsamling av organismer

En oversikt over innsamlingsstasjoner for blæretang, blåskjell, fisk (ål og torsk) og krabbe sees i figur 3.1.

All innsamling ble foretatt i oktober 1994 (tabell 3.1). Innsamling av organismer ble gjort på et utvalg av de stasjoner som ble benyttet i 1989 (Berge, 1991) med unntak av taskekrabbe som ble samlet inn på en stasjon nær Strømtangen og blæretang, der det i tillegg ble innsamlet på en stasjon ved Glommas munning (Belgen) (se figur 3.1A). Torsk ble innsamlet ved bruk av garn og ruser, ål ved bruk av åleteine og krabbe ved bruk av teine.



Figur 3.1.B. Innsamlingsstasjoner for torsk, ål (sirkulære røde symboler) og krabbe (kvadratisk blått symbol).

Tabell 3.1. Tidspunkt for innsamling av organismer i Hvalerområdet i 1994.

Organisme	Innsamlingstidspunkt
Blæretang	18. - 19. oktober 1994
Blåskjell	18. - 19. oktober 1994
Taskekrabbe	4. - 8. oktober 1994
Torsk	oktober 1994
Ål	oktober 1994

Blæretang (*Fucus vesiculosus*)

Blæretang ble innsamlet i fjæresonen fra følgende stasjoner: Papper, Kjøkkø, Belgen, Singløya, Sponvika (Sponvikskansen), N-Asmaløy, Løperen (Kvernskjær) og Tisler (figur 3.1A).

På hver stasjon ble de øvre 10 cm av epifyttfrie (fri for påvekstorganismer) skudd (20 stk.) samlet inn til en blandprøve.

Blåskjell (*Mytilus edulis*)

Blåskjell ble innsamlet fra 4 stasjoner (figur 3.1A). Stasjonene var: Sponvika (Sponvikskansen), N-Asmaløy, Singløya, Papper. Alle skjell ble utvendig rengjort (påvekstorganismer skrapet av) og skylt i vann fra innsamlingslokaliteten før viderebehandling.

Tarminnholdet i blåskjell har imidlertid vist seg å kunne påvirke metallinnholdet (Robinson et al., 1993). Blåskjellmaterialet, innsamlet i 1989, ble analysert uten at skjellene fikk anledning til å rense seg for eventuelt innhold i tarm. For best mulig sammenligningsgrunnlag ble denne praksis også fulgt ved innsamlingen i 1994. I 1989 fant en gjennomgående de høyeste konsentrasjonene på stasjonen N-Asmaløy (Berge, 1991). For å få et innblikk i hva tarmmaterialet betyr, har en fra to stasjoner (N-Asmaløy og Sponvika) også analysert skjell som har fått anledning til å gå seg rene.

Fra Singløya og Papper ble skjellene frosset direkte etter utvendig rengjøring. Fra Sponvika og N-Asmaløy ble også en skjellprøve frosset direkte, mens ytterligere en skjellprøve fikk anledning til å tømme seg for tarminnhold ved at skjellene ble plassert i vann fra innsamlingssted på rist av syrefast rustfritt stål ca. 15 - 20 cm over bunnen i en fryseboks foret med en gjennomsiktig plastpose. Vannet ble luftet med akvarielufter. Skjellene gikk i dette systemet i ca. 12 timer ved en temperatur i vannet på ca. 1 - 3° C.

Lengde av hvert skjell ble målt, og skallvekt og vekt av bløtdeler ble også registrert. Innsamlede blåskjell hadde en lengde på 3.9 - 5.2 cm (se vedleggstabell 1A) og var omtrent av samme størrelse som i undersøkelsen i 1989 (se Berge, 1991). Blandprøve av skjellene fra hver stasjon ble analysert.

Taskekrabbe (*Cancer pagurus*)

Separate blandprøver av fordøyelseskjertelen (hepatopancreas, også kalt krabbesmør) og klokjøtt fra 5 hankrabber fra Strømtangen (figur 3.1.B) ble analysert. Midlere skallbredde på krabbene var 13.5 cm (Vedleggstabell 1B).

Torsk (*Gadus morhua*) og ål (*Anguilla anguilla*)

Torsk og ål ble innsamlet fra 5 stasjoner, - Sponvika, Singløya, Faretangen, Hankø og Kjøkkø (figur 3.1B). Lengde og vekt av fisk brukt til analyse sees i vedleggstabell 1C (torsk) og 1D (ål). Ved valg av ål til analyse ble det lagt vekt på å unngå ål som hadde karaktertrekk typisk for blankål (utvandrende ål). Fra hver stasjon ble det innsamlet 11 - 25 torsk og 17 - 25 ål.

3.2. Kjemiske parametre analysert i de ulike vev

Alle analyser av metaller, polyklorerte biphenyler (PCB), polysykliske aromatiske hydrokarboner (PAH) og tributyltinn (TBT) ble foretatt av NIVA. Analyser av polyklorerte dibenzofuraner og polyklorerte dibenzo-p-dioksiner (PCDF/PCDD) ble foretatt av NILU (Vedlegg A). Analyser av treforedlingsrelaterte forbindelser (klorerte fettsyrer) ble foretatt av SINTEF (Vedlegg B) på ekstrahert fett supplert fra NIVA.

Analyse av PCB ved NIVA inkluderer individuelle analyseverdier for følgende komponenter: p,p-DDE, p,p-DDD, HCB, OCS, α -HCH, γ -HCH (Lindan), % fett og 10 kongenerer av PCB. Disse er: PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-153, PCB-105, PCB-138, PCB-156, PCB-180, PCB-209.

PAH-analysen inkluderer individuelle analyseverdier for en rekke komponenter (se vedleggs-tabeller 4), deriblant de mest utbredte av potensielt kreftfremkallende forbindelser.

Analysen av PCDF/PCDD (utført av NILU) inkluderer individuelle analyseverdier for 14 enkeltkomponenter, samt omregning av disse til 2378-TCDD toksisitetsekvivalenter (Ahlborg, 1989). Analysen omfatter også 3 kongenerer av non-orto PCB (PCB-77, PCB-126 og PCB-169) og omregning av disse til 2378-TCDD toksisitetsekvivalenter (Ahlborg et al., 1994).

Blæretang

Følgende metaller ble analysert i blæretang: Jern (Fe), sink (Zn), titan (Ti), kobber (Cu), nikkel (Ni), kadmium (Cd), tørstoffinnhold (TTS). Tre parallelle analyser ble foretatt av en homogenisert blandprøve fra hver stasjon.

Blåskjell

Fra hver stasjon ble det analysert på blandprøver. Analyserte parametre sees i tabell 3.2.

Tabell 3.2. Parametre analysert i blåskjell fra de ulike stasjoner innsamlet i 1994.

Stasjon	Parametre
Sponvika ¹⁾	Fe, Cu, Cr, Hg, Cd, Pb, Zn, PCB etc., PAH, TBT, % TS, % fett.
Sponvika ²⁾	Fe, Cu, Cr, Hg, Cd, Pb, Zn, PCB etc., PAH, % TS, % fett.
N-Asmaløy ¹⁾	Fe, Cu, Cr, Hg, Cd, Pb, Zn, PCB etc., PAH, TBT, % TS, % fett.
N-Asmaløy ²⁾	Fe, Cu, Cr, Hg, Cd, Pb, Zn, PCB etc., PAH, % TS, % fett.
Singløya ¹⁾	Fe, Cu, Cr, Hg, PCB etc., TBT, % TS, % fett.
Papper ¹⁾	Fe, Cu, Cr, Hg, PCB etc., TBT, % TS, % fett, PCDF/PCDD etc.

¹⁾ Skjell frosset direkte.

²⁾ Skjell gått seg rene.

Fra hver stasjon ble materialet fra 3 parallelle blandprøver (å 18 - 20 skjell) analysert for metaller. Metallene Fe, Cu, Cr og Hg ble analysert fordi de viste forhøyede konsentrasjoner i materialet innsamlet i 1989, mens Cd, Pb, Zn ble analysert for å få en bredere belysning av problemstillingen rundt metallinnholdet i skjellenes tarm.

Fra hver av stasjonene Papper, Singløya og Sponvikskansen ble materialet fra en blandprøve (58 - 60 skjell) analysert for PCB etc. (se vedlegg 3A og 3B), mens det fra N-Asmaløy ble analysert 3 parallelle blandprøver (å ca. 20 skjell) for hver behandling.

En blandprøve (å 58 - 60 skjell) fra Sponvika ble analysert for PAH, mens det fra N-Asmaløy ble analysert 3 blandprøver (å 20 skjell) for hver behandling.

TBT ble analysert i materialet fra en blandprøve på ca. 60 skjell fra hver stasjon.

I materialet som ble innsamlet i 1994 har en kun analysert PCDF/PCDD i skjell fra Papper. Begrunnelsen for å analysere skjell fra Papper var at en ved de analyser som idag foretas av NILU, også får konsentrasjonen av non-orto PCB (som ikke inngår i ordinær PCB-analyse ved NIVA). Dette er forbindelser som pga. sin strukturelle likhet med dioksiner er regnet for å være meget giftige. Flere undersøkelser viser at non-orto PCB omregnet til toksisitetsekvivalenter (sum 2378-TCDD ekv. PCB), ofte utgjør et større giftighetspotensiale enn PCDF/PCDD. Siden nivået av non-orto PCB i biologisk materiale har en tendens til å følge nivået av total PCB, skulle en på bakgrunn av resultatene fra 1989 (forhøyet nivå av PCB i skjell fra Papper) forvente et forhøyet innhold av non-orto PCB i blåskjell fra Papper.

Konsentrasjonen av PAH i blåskjell fra Hvalerområdet var bemerkelsesverdig lav i 1989. Det knyttet seg imidlertid en generell usikkerhet mht. analyseresultatenes utsagnskraft. En har derfor i 1994 analysert PAH i skjell fra stasjonene N-Asmaløy og Sponvika for eventuelt å verifisere resultatene fra 1989.

Taskekrabbe

En har gjennom de undersøkelsene som ble gjennomført i 1989, samt i de nylig gjennomførte undersøkelsene i Iddefjorden (Berge og Helland, 1993) fått et relativt godt bilde av miljøgiftinnholdet i krabbe fra Iddefjorden. Hovedkonklusjonen var at nivået av PCDF/PCDD, PCB og PAH var lavt, men at metallinnholdet (hovedsakelig Cd) muligens kunne utgjøre et problem. En hadde imidlertid lite informasjon om innholdet av miljøgifter i krabbe fra andre deler av Hvalerområdet. NIVA har imidlertid noen upubliserte data (PCB, PCDF/PCDD) fra taskekrabbe innsamlet fra Tisler (Knutzen, pers. med.). Disse data antyder at PCDD-innholdet også fra dette området er lavt/moderat, men at nivået av PCB er noe høyere enn i Iddefjorden. Metaller ble ikke analysert i materialet fra Tisler. For undersøkelsene i 1994 så en ingen grunn til på ny å analysere krabber fra Iddefjorden.

Hepatopancreas i krabber fra en ny stasjon ved Strømtangen ble derfor analysert for metallene Hg, Fe, Cr, Zn, Cu, Pb, Ni, Cd, Ti og % tørrstoff. Alle analyser ble foretatt av NIVA.

Torsk

Blandprøver av torskelever og torskefilet og ålefilet ble analysert. Hver blandprøve bestod av tilnærmet samme vektmengde vev fra hver fisk.

Følgende parametere ble analysert:

Filét av torsk: Pb, Cr, Cu, %TS, - en analyse av blandprøve fra hver stasjon.

Lever av torsk: Pb, Zn, Fe, Hg, Cu, Ti, PCB, PAH (kun Kjøkkø, Hankø og Singløya), treforedlingsrelaterte forbindelser (bl.a. klorerte fettsyrer), PCDF/PCDD (kun Kjøkkø), % TS og % fett. For stasjonene Sponvika, Singløya, Faretangen og Hankø ble det for leverprøver foretatt én analyse for hver blandprøve. På torskelever-prøven fra Kjøkkø ble det for metaller (untatt Ti) og PCB foretatt 3 uavhengige parallelle analyser på materialet fra én blandprøve, mens det for de øvrige parametrene (Ti, PAH, PCDF/PCDD og treforedlingsrelaterte forbindelser) ble utført en analyse.

Ål

Blandprøver av ålefilet ble analysert. Hver blandprøve bestod av tilnærmet samme vektmengde vev fra hver ål.

Følgende parametre ble analysert i filét av ål: Hg, Pb, Cr, Ti, PCB og PAH (kun Kjøkkø, Hankø og Singløya), treforedlingsrelaterte forbindelser (klorerte fettsyrer) og PCDF/PCDD (kun Kjøkkø), TBT (kun Kjøkkø), % TS og % fett.

For stasjonene Sponvika, Singløya, Faretangen og Hankø ble det foretatt en analyse for hver blandprøve. Fra Kjøkkø ble det for metaller (untatt Ti) og PCB foretatt 3 uavhengige parallelle analyser av blandprøven mens det for de øvrige parametre (Ti, PAH, PCDF/PCDD, treforedlingsrelaterte forbindelser og TBT) ble utført en analyse.

Analysene av PCDF/PCDD i torsk og ål ble i første rekke gjennomført for å få noen data for konsentrasjonen av non-orto PCB (analysen av disse gjøres sammen med analysen av PCDF/PCDD) og dernest for å få verifisert PCDF/PCDD-analysene fra 1989.

3.3. Kjemiske analysemetoder

Metode for analyse av PCDF/PCDD (inkludert non-orto PCB) og treforedlingsrelaterte forbindelser beskrives i vedlegg A og B.

De øvige forbindelsene: Hg, Fe, Ti, Cr, Zn, Cu, Pb, Ni, Cd, PCB (PCB-28, PCB-52, PCB-101, PCB-118, PCB-153, PCB-105, PCB-138, PCB-156, PCB-180, PCB-209), p,p-DDE, p,p-DDD, HCB, OCS, α -HCH, γ -HCH (Lindan), PAH, TBT, % fett og % TS ble analysert av NIVA. De anvendte oppslutnings- og analysemetoder brukt av NIVA sees i tabellene 3.3 og 3.4.

Tabell 3.3. Oppslutningsmetoder brukt i forbindelse med de foretatte analyser. M = Metallene (Hg, Fe, Cr, Zn, Cu, Pb, Ni, Cd).

Prøvetype/vev	Parameter	Ekstraksjon/Oppslutningsmetode
Blæretang	M	Salpetersyre i mikrobølgeovn
Blæretang	Ti	“ “ “
Blåskjell	M	“ “ “
Blåskjell	Ti	“ “ “
Blåskjell	PCB	Ultrasondeekstraksjon, GPC-opprensing ¹⁾
Blåskjell	PAH	Se vedlegg C
Blåskjell	TBT	Se vedlegg C
Blåskjell	% Fett	Ultrasonde ekstraksjon, gravimetri ¹⁾
Taskekrabbe	M	Salpetersyre i mikrobølgeovn
Torskefilet	M	“ “ “
Torskelever	M	“ “ “
Torskelever	Ti	“ “ “
Torskelever	PCB	Ultrasondeekstraksjon, GPC-opprensing ¹⁾
Torskelever	PAH	Se vedlegg C
Torskelever	% Fett	Ultrasonde ekstraksjon, gravimetri ¹⁾
Ålefilet	M	Salpetersyre i mikrobølgeovn
Ålefilet	Ti	“ “ “
Ålefilet	PCB	Ultrasondeekstraksjon, GPC-opprensing ¹⁾
Ålefilet	PAH	Se vedlegg C
Ålefilet	% Fett	Ultrasonde ekstraksjon, gravimetri ¹⁾
Ålefilet	TBT	Se vedlegg C

¹⁾ Ifølge metode beskrevet i Pedersen-Bjergaard et al., 1996.

Tabell 3.4. Benyttede analysemetoder. Int.m. = Intern metode utarbeidet av NIVA, GC/ECD = gasskromatograf med electron capture detector, GC/MSD = gasskromatograf med massespektrometrisk detektor.

Prøvetype/vev	Parameter	Analysemetode
Blæretang	Zn	Atomabs. flamme, NS4770/73
Blæretang	Fe, Cu, Ni, Cd	Atomabs. grafittovn, NS4780/81
Blæretang	Ti	ICP
Blåskjell	Zn	Atomabs. flamme, NS4770/73
Blåskjell	Fe, Cu, Cr, Cd, Pb,	Atomabs. grafittovn, NS4780/81
Blåskjell	Hg	Atomabs. kalddamp/gullfelle, Int. m.
Blåskjell	Ti	ICP
Blåskjell	PCB	GC/ECD, se vedlegg C
Blåskjell	PAH	GC/MSD, se vedlegg C
Blåskjell	TBT	GC/MSD i SIM, se vedlegg C
Blåskjell	% Fett	Ultrasondeekstraksjon, gravimetri
Krabbe	Zn	Atomabs. flamme, NS4770/73
Krabbe	Hg	Atomabs. kalddamp/gullfelle, Int. m.
Krabbe	Fe, Cr, Cu, Pb, Ni, Cd,	Atomabs. grafittovn, NS4780/81
Krabbe	Ti	ICP
Torskefilet	Pb, Cr, Cu,	Atomabs. grafittovn, NS4780/81
Torskelever	Zn	Atomabs. flamme, NS4770/73
Torskelever	Hg	Atomabs. kalddamp/gullfelle, Int. m.
Torskelever	Pb, Fe, Cu,	Atomabs. grafittovn, NS4780/81
Torskelever	Ti	ICP
Torskelever	PCB	GC/ECD, se vedlegg C
Torskelever	PAH	GC/MSD, se vedlegg C
Torskelever	% Fett	Ultrasondeekstraksjon, gravimetri
Ålefilet	Hg,	Atomabs. kalddamp/gullfelle, Int. m.
	Pb, Cr	Atomabs. grafittovn, NS4780/81
Ålefilet	Ti	ICP
Ålefilet	PCB	GC/ECD, se vedlegg C
Ålefilet	PAH	GC/MSD, se vedlegg C
Ålefilet	% Fett	Ultrasondeekstraksjon, gravimetri
Ålefilet	TBT	GC/MSD i SIM, se vedlegg C

3.4. Kriterier for resultatvurdering

Et områdes forurensningsgrad kan bestemmes ved å sammenligne konsentrasjonene i organismen med forventet konsentrasjon ("antatt høyt diffust bakgrunnsnivå") i bare diffust belastede områder, dvs. utenfor sporbar innflytelse fra punktkilder (Knutzen et al., 1993). For tang og blåskjell defineres et områdes forurensningsgrad ut fra følgende tabell:

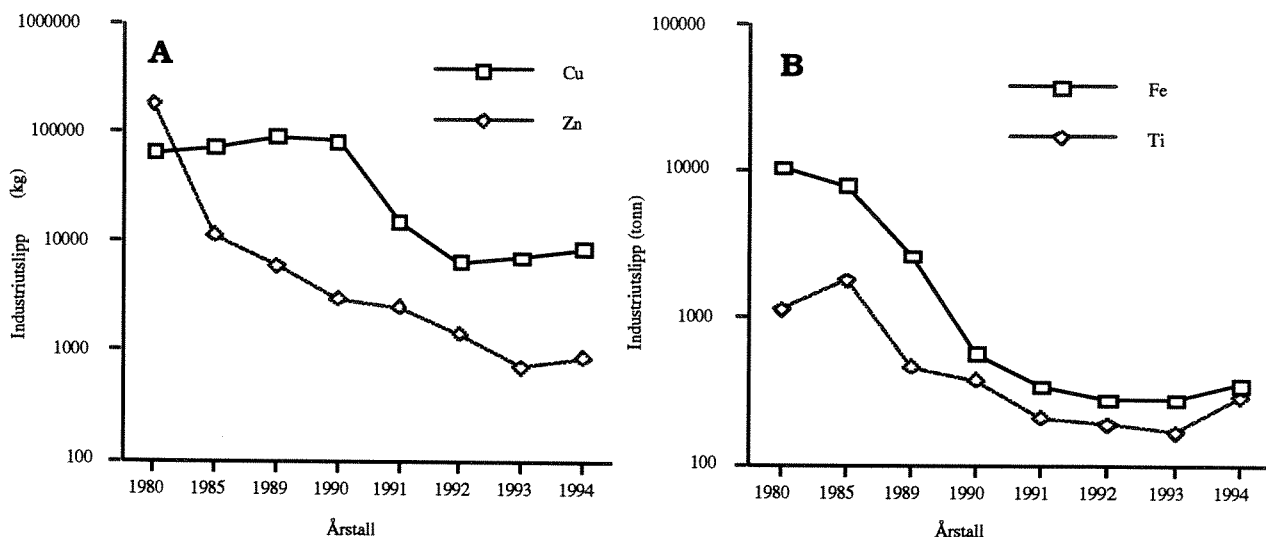
Forurensningsgrad	Forhold mellom målt konsentrasjon og "antatt høyt diffust bakgrunnsnivå"
1. Lite forurenset	<1
2. Moderat forurenset	1-3
3. Markert forurenset	3-9
4. Sterkt forurenset	9-25
5. Meget sterkt forurenset	>25

Antatt høyt diffust bakgrunnsnivå (forkortet "bakgrunnsnivå") er en erfarings- og skjønnsmessig bestemt grense ut fra observerte konsentrasjoner på steder langt fra identifiserbare punktkilder. "Antatt høyt bakgrunnsnivå" er intet eksakt vitenskapelig begrep, men et praktisk forvaltningsverktøy. Grenseverdien for "klasse 1" (lite forurenset) må ajourføres og revideres ved behov, dvs. i lys av ny erkjennelse eller f.eks. pga. ny analysemetodikk.

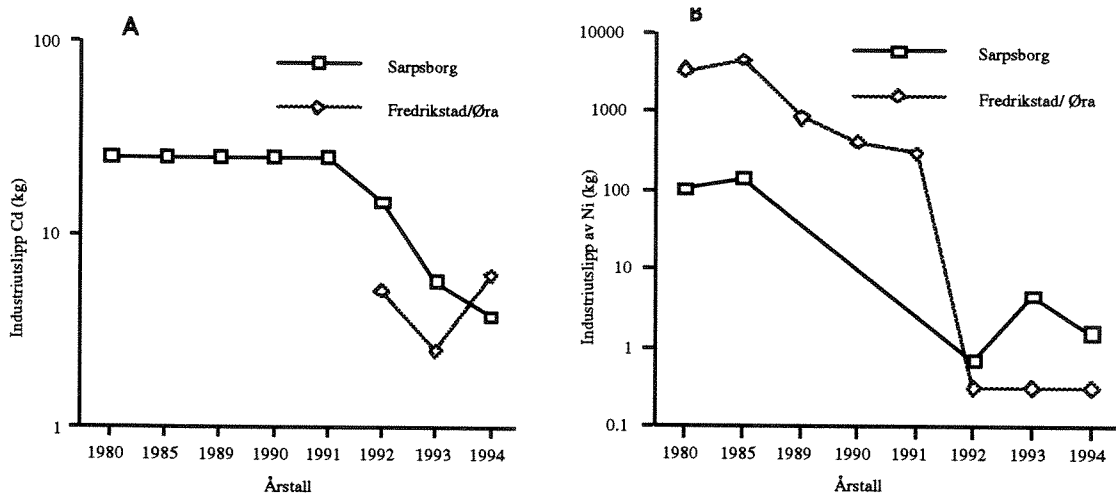
Hva som kan regnes for naturtilstand når det gjelder innholdet av metaller i organismer i et område som Hvaler der en av mer naturlige årsaker også har relativt store tilførsler av metaller (tabell 4.0.1), er noe usikkert. I det følgende har en for blåskjell og blæretang valgt å benytte bakgrunnsnivåene oppgitt i tabell 4.3 og 4.5 til å angi forurensningsgrad.

4. METALLER - RESULTATER OG DISKUSJON

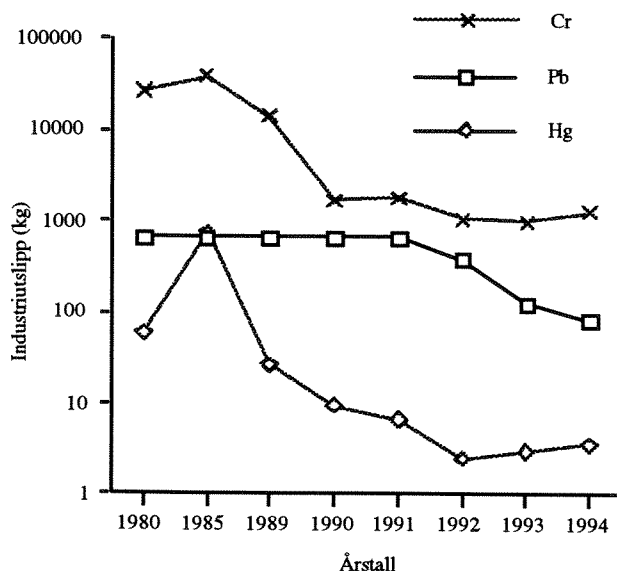
I figurene 4.1, 4.2 og 4.3 ser en at industriutslipp av metaller til Glomma fra Sarpsborg og Fredrikstad er blitt redusert betydelig de siste 10 år. Imidlertid bidrar også de relativt store vannvolumene som Glomma transporterer (gjennomsnitt: 710 m³/s, Holtan, 1996) til at massetransporten av metaller naturlig også er betydelig for en del av metallene (tabell 4.1).



Figur 4.1. Samlede industriutslipp (log-skala) av kobber og sink (A) og jern og titan (B) fra Sarpsborg og Fredrikstad-området (data bearbeidet etter Holtan, 1996). Merk at enheter på y-aksen er forskjellig i A og B.



Figur 4.2. Industriutslipp (log-skala) av kadmium (A) og sink (B) fra henholdsvis Sarpsborg og Fredrikstad-området (data bearbeidet etter Holtan, 1996).



Figur 4.3. Samlede industriutslipp (log-skala) av krom (Cr) og bly (Pb) fra Sarpsborg og Fredrikstad-området, samt utslipp av kvikksølv til Sarpsborg-området (data bearbejdet etter Holtan, 1996).

Siden ferskvann for en del metaller naturlig har et høyere metallnivå en sjøvann (se tabell 4.2), vil en ferskvannstilførsel normalt føre til en netto tilførsel av metall til et kystområde. Tar en eksempelvis utgangspunkt i klassegrensen for Pb i fersvann (tabell 4.2) og middelvannføringen i Glomma, gir dette en hypotetisk massetransport på ca 20 tonn pr. år som er høyere enn det beregninger basert på reelle målinger gir (tabell 4.1). Dette betyr at selv om Glomma transporterer en betydelig mengde bly i året (11.5 tonn), kan vannkvaliteten basert på blyinnhold klassifiseres som god.

Det miljøet som organismene i Hvalerområdet erfarer er resultatet av de totale utslipp. Metallenes tilgjengelighet for de ulike organismer vil blant annet være avhengig av hvordan metallet foreligger (partikulært, løst), kjemisk tilstandsform, hvilke vannmasser metallene er fordelt i, de enkelte organismers biologi og systematisk/trofisk status.

Tabell 4.1. Massetransport av Cu, Zn, Cd, Pb, Ni, Cr, Hg i Glomma ved Solbergfoss i 1993 (etter Holtan, 1996) og av Fe ved Sarpsfossen i 1983 (beregnet på bakgrunn av data fra Lingsten, 1984).

Metall	Massetransport	Metall	Massetransport
Cu (t/år)	56.4	Cr (t/år)	21.2
Zn (t/år)	127.5	Hg (kg/år)	80.6
Cd (t/år)	0.92	Fe (t/år)	6500 ¹⁾
Pb (t/år)	11.5		
Ni (t/år)	31.1		

1) Antyder størrelsesorden.

Tabell 4.2. Bakgrunnsverdi for metaller i sjøvann (grense for tilstandsklasse I ifølge Knutzen et al., 1993) og ferskvann (grense for tilstandsklasse I ifølge Holtan og Rosland, 1992).

Metall	Sjøvann	Ferskvann
Pb (µg/l)	<0.05	<1
Cd (µg/l)	<0.03	<0.04
Cu (µg/l)	<0.03	<2
Cr (µg/l)	<0.2	<1
Hg (µg/l)	<0.002	<0.01
Ni (µg/l)	<0.5	<3
Zn (µg/l)	<1.5	<10

4.1. Metaller i blæretang

Metallinnholdet i blæretang gir et tilnærmet tidsintegret bilde av tilgjengeligheten av metaller i vannet der algen vokser (Phillips og Segar, 1986).

Metallinnholdet i blæretang innsamlet i Hvalerområdet i 1989 og 1994 sees i figurene 4.4 og 4.5 a og B. Rådata for metallanalysene sees i vedleggstabell 2A. I forhold til 1989 ble det observert en klar nedgang i konsentrasjonen av kobber og sink i hele området (figur 4.4 a og b), mens kadmium og nikkel viste omtrent samme konsentrasjonsnivå eller en svak økning (figur 4.5). Tilførselen av sink, kobber, jern, titan, kadmium og nikkel fra industriutslipp til Glomma har gått ned de senere år (figur 4.1 og 4.2). Denne tilførselsreduksjonen er sannsynligvis årsaken til den observerte nedgangen for kobber og sink. For disse metaller utgjorde bidraget fra de samlede industriutslipp i nedre del av Glomma (figur 4.1) også en vesentlig del av den totale massetransport i Glomma (tabell 4.1), slik at de reduserte industriutslipp relativt sett har hatt større betydning enn for kadmium og nikkel hvor den "naturlige" massetransporten i Glomma er dominerende (tabell 4.1, figur 4.2). At kadmium- og nikkilverdiene var noe høyere på enkelte stasjoner, antyder at det er andre forhold enn de registrerte industriutslipp som er avgjørende for nivået av Ni og Cd i området.

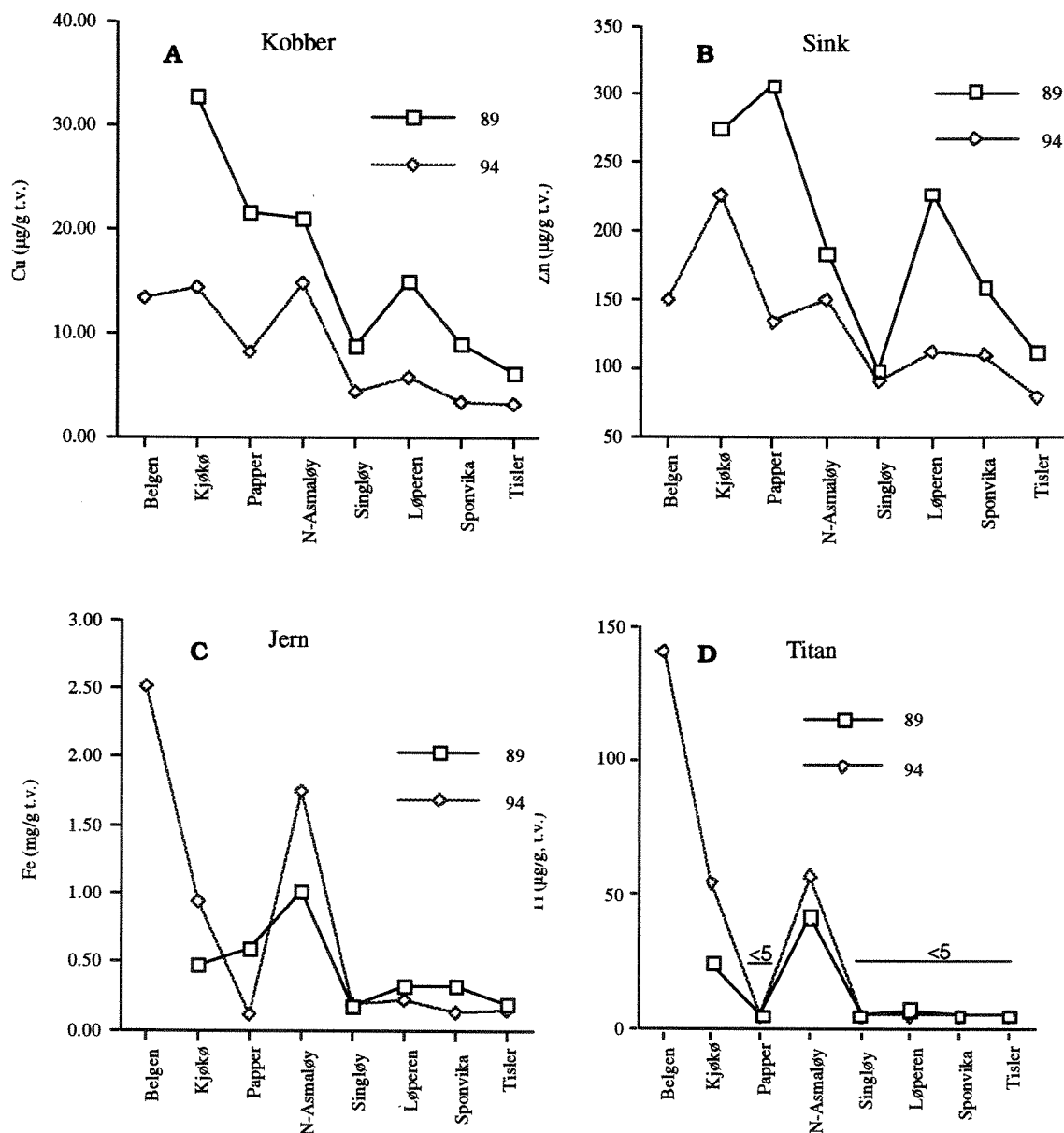
Konsentrasjonen av jern og titan endret seg lite for de stasjoner som hadde de laveste konsentrasjoner i 1989 (Fe: Tisler, Sponvikskansen, Løperen, Singløya, Ti: Tisler, Sponvik-skansen, Løperen, Singløy, Papper) (figur 4.4). For stasjoner som lå nærmere Glommas munning og i elvas hovedløp (Kjøkø, N-Asmaløy) sees imidlertid noe høyere konsentrasjoner. Resultatene av analyser av titan og jern fra Belgen antyder også at en nær Glommas munning har høye konsentrasjoner av disse metallene (figur 4.4 c og d). Blæretang fra Belgen ble imidlertid ikke analysert i 1989.

Industriutførelsen av jern og titan har gått betydelig ned særlig i siste halvdel av 80-tallet, mens en har hatt en noe mer stabil situasjon i første del av 90-tallet med en svak økning fra 1993 til 1994 (figur 4.1). Belastningen med titan skyldtes lokalt i Glommas munningsområde i stor grad utslippene fra Kronos Titan A/S. Som en følge av utslippsreduksjonen foretatt i 1990, hadde en for hovedkomponenter i utslippet (jern, titan, vanadium og krom, Skei og Knutzen, 1988) ventet en tydelig reduksjon i innholdet av metaller i blæretang. Dette ser imidlertid ikke ut til å ha funnet sted (figur 4.4c og d) og antyder at påvirkningen fra jern og titan på nivåer i blæretang ikke har endret seg vesentlig de siste fem år. Analyser av blæretang innsamlet i 1980 - 81 (Knutzen, 1984) tyder imidlertid på at maksimalkonsentrasjonene av jern og titan på dette tidspunkt lå betydelig over det som ble funnet i 1989 og 1994.

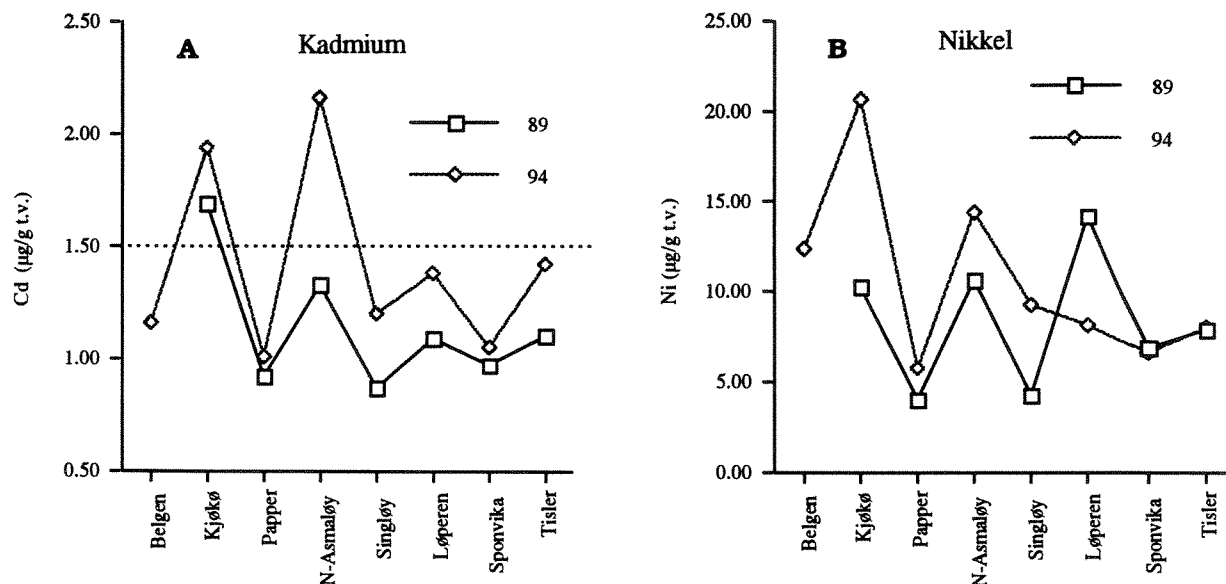
En har de senere år observert en økning i antall arter i grunnområdene nær Glommas munning som i vesentlig grad tilskrives endringene i utslippene fra Kronos Titan A/S (Moy og Walday, 1996). Forekomst av rustbelegg (hovedelementer: Fe, Ti, V, Cr) i tidevannsonen har tidligere (før utslippsreduksjonen fra Kronos Titan) vært vanlig i Glommas munningsområde (Knutzen og Skei, 1988). Mindre nedslamming etter reduserte utslipp av partikler er sannsynligvis hovedårsaken til de forbedringene en har sett i tidevannsonen de senere år, men har ikke medført noen reduksjon i innholdet av titan og jern i blæretang i munningsområdet. Glommavann har "naturlig" et høyt innhold av jern (Skei og Knutzen, 1988). Dette kan være en av årsakene til at konsentrasjonen av dette metallet i blæretang ikke har gått vesentlig ned etter at utslippet av tynnsyre er redusert. En sammenligning av massetransporten av jern i Glomma (tabell 4.1) og de samlede industriutslipp av jern (figur 4.1) viser imidlertid at industriutslippene relativt sett har vært betydelige, det samme gjelder sannsynligvis også for titan.

Det er løst metall som først og fremst blir tatt opp av tang, selv om noe opptak også kan foregå via partikler (Luoma et al., 1982). Metallholdige partikler kan også bindes til overflaten. Kronos Titan A/S har tidligere vært en betydelig bidragsyter til de forhøyde titan-konsentrasjonene en har sett i Glommas munningsområde og nedre del (Skei og Knutzen, 1988). Mengde titan og jern i partikler i overflatevannet i Hvaler-området har imidlertid blitt redusert de senere år (Magnusson og Sørensen, 1996). De analyser som er foretatt på blæretang tyder på at titan er vel så lett tilgjengelig i miljøet i Glommas munningsområde i 1994 som i 1989 før utslippsendringene ble foretatt av Kronos Titan A/S. En mulig forklaring på dette kan være at konsentrasjonen av løst titan i vannet ikke har gått tilsvarende ned som reduksjonen av tynnsyreutslippet skulle tilsi.

I tabell 4.3 har en samlet vurdert konsentrasjonen av alle metallene begge år opp mot et antatt høyt bakgrunnsnivå i diffust belastede områder. Av tabellen ser en at det hovedsakelig er i blæretang fra Kjøkkø, N-Asmaløy og Belgen en har konsentrasjoner over bakgrunnsnivå i 1994. Det er også kun på disse tre stasjoner at tilstandsklassene "nokså dårlig" og "dårlig" opptrer. På de stasjoner som ligger lengst unna Glommas munning (Tisler, Singløya og Sponvikskansen) ble det, med unntak for nikkel, ikke observert konsentrasjoner over bakgrunnsnivå i 1994. Totalt sett hadde en færre tilfeller der en så en forverring av tilstandsklasse (5) enn der en så en forbedring av tilstandsklasse (9) fra 1989 til 1994. Bare for kadmium i tang fra Løperen og for nikkel i tang fra Papper og Singløy og for jern og titan fra Kjøkkø ble det observert en forverring i tilstandsklasse mellom 1989 og 1994 (tabell 4.3). Resultatene viser at det hovedsakelig er på stasjoner i Glommas hovedløp sydover at en har konsentrasjoner over bakgrunnsnivå. På den beskyttede stasjonen på nordre del av Asmaløy, ca. 11 km fra Glommas munning, ble det i 1994 observert konsentrasjoner over bakgrunnsnivå for kobber, jern, nikkel, titan og kadmium, mens en 5 km lenger syd (Løperen) kun observerte overkonsentrasjoner for nikkel. Både vest (Papper) og øst for Glommas hovedløp (Singløy, Sponvikskansen) ble det med unntak av nikkel ikke registrert konsentrasjoner over bakgrunnsnivå i 1994.



Figur 4.4. Metaller i blæretang på stasjoner i Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1991) og 1994. **A:** Kobber. **B:** Sink. **C:** Jern. **D:** Titan. Merk at nivåene av titan lå under deteksjonsgrense på fem stasjoner både i 1989 og 1994. Prikket linje i A og B antyder høyt bakgrunnsnivå.



Figur 4.5. Metaller i blæretang på stasjoner i Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1991) og i 1994. A: Kadmium. B: Nikkel. Prikket linje antyder "høyt bakgrunnsnivå".

Tabell 4.3. Metaller i blæretang fra stasjoner i Hvaler området. Stasjonene er klassifisert i tilstandsklasser (Zn, Cu, Ni, Cd i følge Knutzen et al. 1993, Fe og Ti i følge foreløpig forslag i Knutzen og Skei, 1990) etter innholdet av de ulike metaller i blæretang. XB = konsentrasjon dividert med bakgrunnskonsentrasjon for mest belastet stasjon. i.a. = ikke analysert. A = Avstand fra Glommas munning (Kallera lykt). S o/oo = gjennomsnittlige saltholdighet i overflatevannet sommerstid i 1980 (Magnusson og Skei, 1984). Skravering brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

1. God
 2. Mindre god
 3. Nokså dårlig
 4. Dårlig

Stasjon			Metaller											
	A (km)	S ¹⁾ o/oo	Zn 89	Zn 94	Cu 89	Cu 94	Fe 89	Fe 94	Ni 89	Ni 94	Ti 89	Ti 94	Cd 89	Cd 94
Belgen	5.00	7	i.a.		i.a.		i.a.			i.a.		i.a.		i.a.
Kjøkø	5.25	7.5												
Papper	9.40	15												
N-Asmaløy	11.3	9.5												
Singløya	14.5	15												
Løperen	16.3	11												
"Sponvika"	18.0	16												
Tisler	21.7	20												
XB (-Belgen)			1.5	1.1	2.1	1.5	3.4	5.9	2.8	4.2	8?	11?	1.1	1.4
XB (+Belgen)				1.1		1.5		8.4		4.2		28?		1.4
"Høyt bakgrunnsnivå" (µg/g t.v.)			<200		<10		300		<5		<5 ²⁾		<1.5	

¹⁾ De oppgitte verdier er her først og fremst presentert for å angi relative forskjeller i ferskvannspåvirkning.

²⁾ Usikker verdi pga. få observasjoner fra referanselokaliteten.

Blæretang har vært brukt for å se på metallbelastning fra oppdrettsanlegg (Rönnerberg et al., 1990) og er ansett som en god indikatororganisme for metaller (Forsberg et al., 1988), forutsatt at følgende forholdsregler er ivaretatt under innsamlingen:

- a) Prøver bør innsamles omtrent på samme tidspunkt.
- b) Prøvene må være tatt fra samme del av planten.
- c) Prøvene bør være fri for påvekstorganismer.
- d) Prøvene bør være innsamlet på lokaliteter med samme grad av bølge-eksponering.
- e) Miljøparametre som dyp, salinitet og temperatur bør ikke fluktuere for mye.

I de prøvene som ble innsamlet i 1994 er de forholdsregler som er nevnt i punkt a - c ivaretatt, idet prøven ble innsamlet i løpet av to dager, de ytterste 10 cm ble brukt til alle prøver begge år, og det ble lagt vekt på å benytte individer som var så fri fra påvekstorganismer som mulig. Konsentrasjonene av metaller i blæretang varierer noe med årstid (Rönnerberg et al., 1990). Innsamlingen av blæretang ble gjort senhøstes begge år (november 1989, oktober 1994) og skulle således bidra til at de konsentrasjonsforskjeller mellom de to årene som skyldes sesongmessige variasjoner var begrenset. At slike forskjeller allikevel kan ha vært tilstede kan imidlertid ikke utelukkes. I Østersjøen er det fra oktober til desember observert en nedgang i konsentrasjonen av jern i blæretang på ca. 12.5%, mens en i samme periode hadde en økning på ca. 30% for kobber og sink (Rönnerberg et al., 1990). Hvis tilsvarende finner sted i Hvalerområdet, skulle en innenfor en periode på ca. 1 måned forvente forskjeller som er mindre enn dette (<20%). Der en så klare konsentrasjons-endringer i blæretang mellom 1989 og 1994 (figur 4.4 a og b, figur 4.5), lå endringene ofte på langt mer enn 20% og skulle tilsi at forskjellen i innsamlingstidspunkt ikke har vært avgjørende. Når det gjelder eksponeringsgrad, er N-Asmaløy og Papper de minst eksponerte, mens Tisler og Løperen er de mest eksponerte. En viss forskjell i eksponering er derfor åpenbart tilstede. I undersøkelser fra Østersjøen ble det observert at innholdet av jern så ut til å være lavest på eksponert område, mens en for sink, kadmium, nikkel og kobber så ut til å ha de laveste konsentrasjoner på ueksponerte stasjoner (Forsberg et al., 1988).

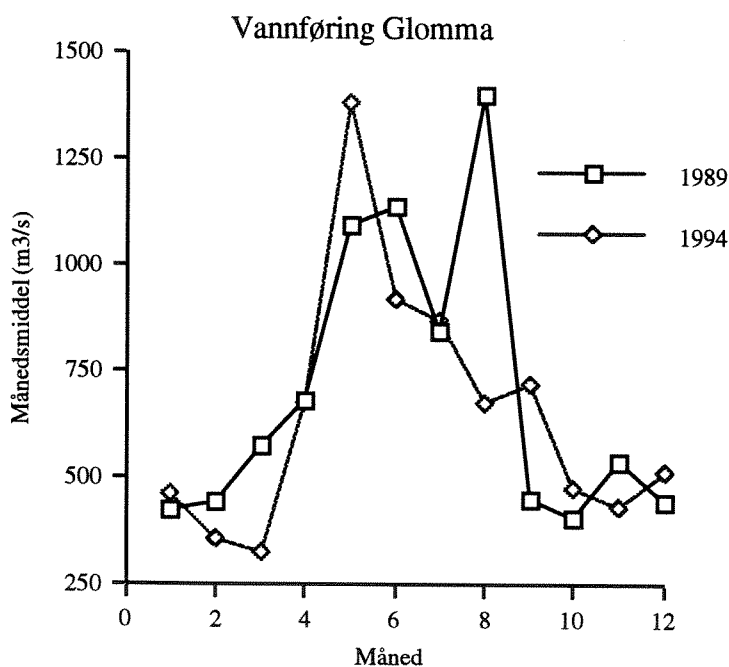
Miljøfaktorer som salinitet kan være av betydning for metallinnholdet i blæretang (se Knutzen, 1985, med referanser). Sammenhengen mellom salinitet og metallinnhold er imidlertid uklar og kan variere for de ulike metaller. Pedersen (1984) fant at innholdet av bly, kadmium, nikkel og sink i blæretang avtok med økende salinitet og antyder også en sammenheng med innholdet av fenoler i denne algen.

Saliniteten i Hvalerområdet er i hovedsak en funksjon av vannføringen i Glomma (Magnusson og Skei, 1984). Vannføringen i Glomma i 1989 og 1994 sees i figur 4.6. I 1994 var det en noe større flomtopp i mai enn på tilsvarende tidspunkt i 1989. Det omvendte forhold ble observert i august. Totalvannføringen gjennom året var imidlertid begge år relativt lik, og vannføringen i oktober og november var også begge år relativt lik. Dette skulle tilsi at forskjeller i saltholdighet mellom de to år ikke burde være avgjørende og sannsynligvis mindre enn det forskjeller i saltholdighet mellom de ulike stasjoner (tabell 4.3) eventuelt skulle tilsi. Av tabell 4.3 ser en at saltholdigheten avtar med avstanden fra Glommas munning, og det er en klar tendens til at metallinnholdet i blæretang avtar både med avstand fra Glommas munning og med økende salinitet. Samtidig er det Glomma som har de største tilførselene av metaller (Holtan, 1996), og en har også sett at konsentrasjonen av metaller (eksempelvis Cu, Zn, Ni, Cd) vanligvis naturlig er høyere i ferskvann enn i sjøvann (tabell 4.2).

Som antydnet over er metallinnholdet i blæretang påvirket av flere forhold. Dette gjør at det i en såpass komplisert resipient som Hvalerområdet er vanskelig å knytte nivåer av metaller i blæretang som kun ligger svakt over bakgrunnsnivå (tilstandsklasse "mindre god") (se tabell 4.3) til annet enn

en generell påvirkning fra Glomma. For 1994 gjelder dette hovedsakelig metallene sink, nikkel, kadmium og kobber.

Titan og jern som var/er blant hovedkomponentene i utslippet fra Kronos Titan A/S, er de metaller som viser de høyeste overkonsentrasjoner (tabell 4.3). Konsentrasjonen av jern og titan på de ulike stasjoner viser også samme mønster og kan tyde på de er knyttet til samme kilde.



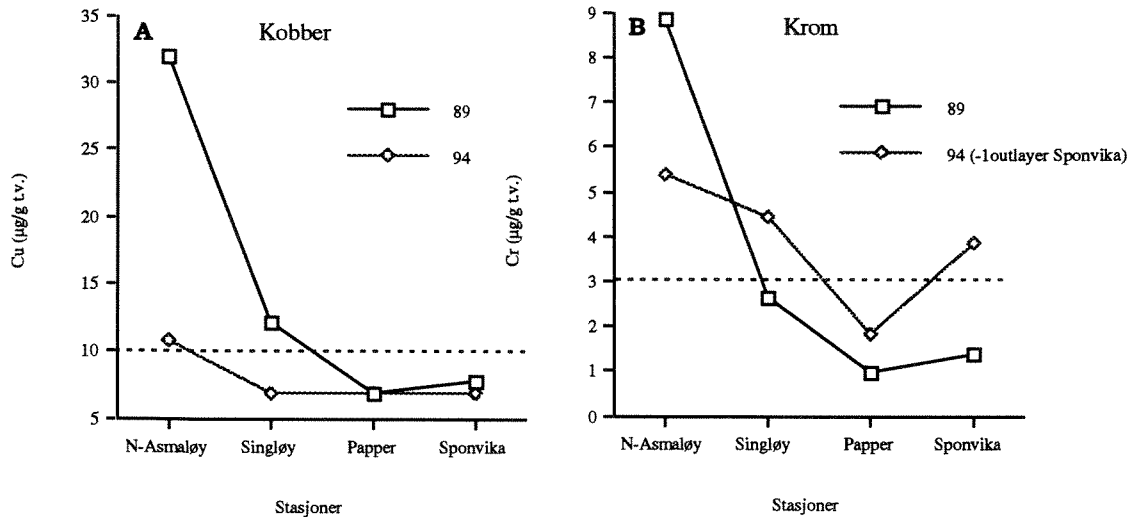
Figur 4.6. Månedsmiddel for vannføringen i Glomma i 1989 og 1994 ved Solbergfoss.

4.2. Metaller i blåskjell

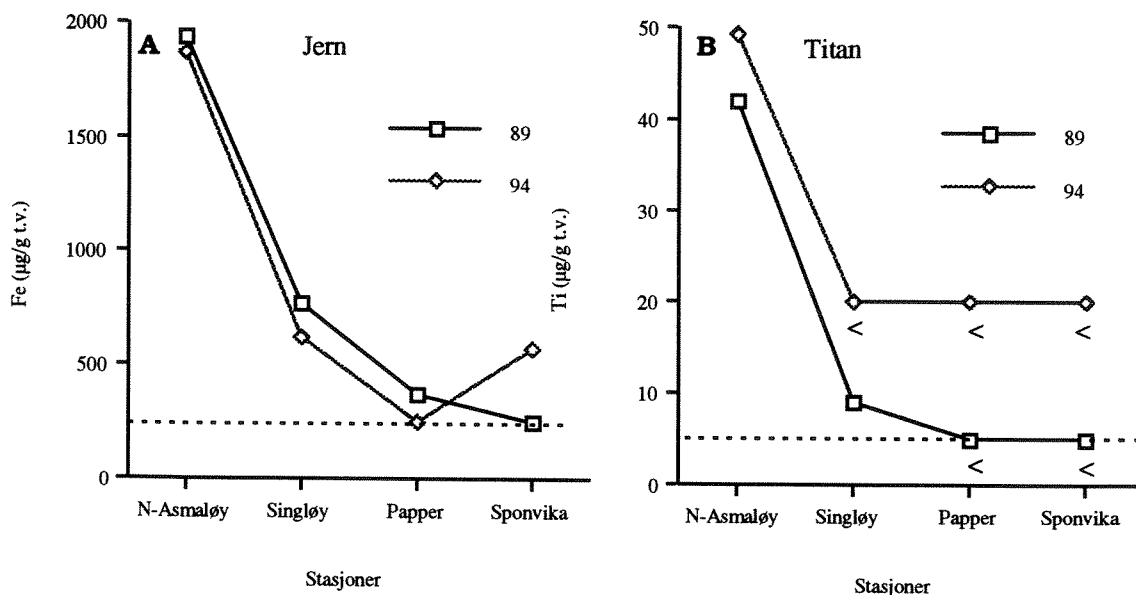
Skjell er mye benyttet i overvåkingssammenheng både ved innsamling fra naturlige populasjoner (Stronkhorst, 1992) og ved transplantasjoner (Salazar og Salazar, 1995).

I 1989 ble det i blåskjell fra Hvalerområdet funnet konsentrasjoner over bakgrunnsnivå for følgende metaller: kobber, krom, jern, titan og kvikksølv (Berge, 1991). Konsentrasjonen av disse metaller i skjell innsamlet i 1994 sees i figurene 4.7-4.9 sammen med data fra 1989 (Berge, 1991). Rådata for alle metallanalysene finnes i vedleggstabell 2B. Signifikante forskjeller i konsentrasjon av de enkelte metaller sees i tabell 4.4. Konsentrasjonen av kobber var betydelig redusert på N-Asmaløy og til dels også på Singløy, mens de stasjoner som viste lave konsentrasjoner i 1989 hadde endret seg lite (figur 4.7A). Også konsentrasjonen av krom viste en tydelig reduksjon i skjell fra N-Asmaløy, mens konsentrasjonen på de øvrige stasjonene lå noe høyere enn 5 år tidligere (figur 4.7B).

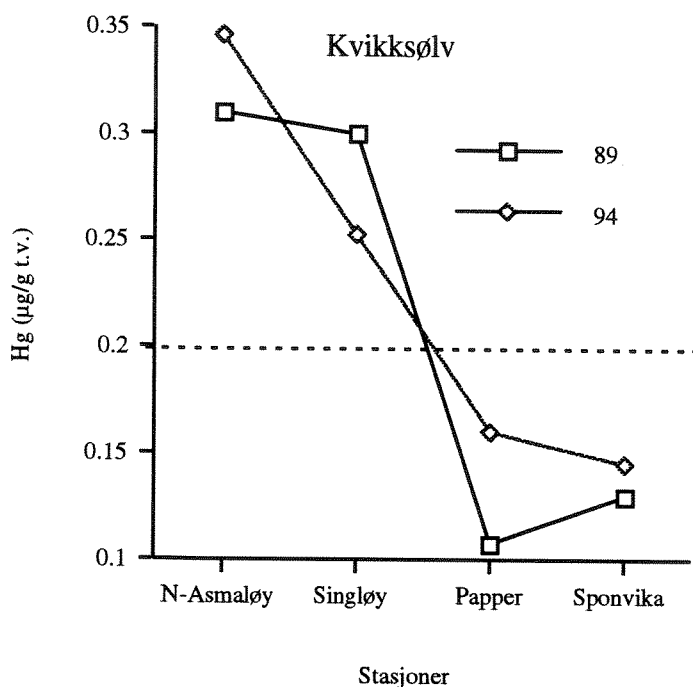
Konsentrasjonen av kvikksølv (figur 4.9) og jern (figur 4.8A) hadde endret seg lite med et mulig unntak for jern i skjell fra Sponvika (Sponvikskansen). Konsentrasjonsnivået av titan i blåskjell fra N-Asmaløy lå høyt begge år (figur 4.8B). På de øvrige 3 stasjonene lå nivåene av titan i 1994 under deteksjonsgrensen (20 µg/g t.v.). Ved analyse av titan på materialet fra 1989 var deteksjonsgrensen lavere (5 µg/g t.v.), slik at endringer i nivåer i området 5 - 20 µg/g t.v. ikke kan bekreftes eller avkreftes.



Figur 4.7. Konsentrasjoner av kobber og krom i blåskjell innsamlet fra Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1991) og i 1994. Antatt høy bakgrunnskonsentrasjon i bare diffust belastede områder er antydnet med horisontal stiplede linje.



Figur 4.8. Konsentrasjoner av jern og titan i blåskjell innsamlet fra stasjoner i Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1991) og i 1994. Antatt høy bakgrunnskonsentrasjon i diffust belastede områder (etter tabell 27 i Knutzen og Skei, 1990) er antydnet med horisontal stippet linje. Merk: "<" betyr at avmerkede data-punkter representerer deteksjonsgrensen som var 5 µg/g i 1989 og 20 µg/g i 1994.



Figur 4.9. Konsentrasjonen av kvikksølv i blåskjell innsamlet fra stasjoner i Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1991) og i 1994. Antatt bakgrunnskonsentrasjon i diffust belastede områder er antydnet med horisontal stippet linje.

Blandprøver av et relativt stort antall skjell (20 - 50 stk.) er benyttet for å redusere variabilitet, slik at analyseverdien (middel) for det enkelte metall skal representere populasjonen på stasjonen på det aktuelle tidspunktet.

Signifikante forskjeller mellom konsentrasjoner i 1989 og 1994 antydes for alle metallene (tabell 4.4) uten at en så noen tydelig trend som viser en entydig endring på alle stasjonene for samme metall (figur 4.7-4.9). Dette betyr sannsynligvis at lokale, men tilfeldige forhold på hver enkelt stasjon betyr mer enn de regionale endringer i metalltilførsel.

Tabell 4.4. Resultatet av variansanalyse (1 faktor). Testing av eventuelle signifikante forskjeller ($p < 0.05$) mellom middelkonsentrasjon av metaller i prøver innsamlet i 1989 (3 analyser av en blandprøve á ca. 50 skjell) og 1994 (analyse av 3 blandprøver á ca. 20 skjell) på de enkelte stasjoner. # = signifikant forskjell i metallkonsentrasjon mellom prøver innsamlet i 1989 og 1994. ns = ingen signifikant forskjell. ? = analyser ble ikke gjennomført i 1994. u.d. = data under deteksjonsgrensen ett eller begge år.

Metall/ Stasjon	N-Asmaløy	Singløy	Papper	Sponvikskansen
Cu	#	#	ns	#
Fe	ns	#	#	#
Cr	#	ns	#	ns
Hg	#	#	#	ns
Ti	#	u.d.	u.d.	u.d.
Zn	#	?	?	#
Pb	#	?	?	#
Cd	ns	?	?	#

På samme måte som for blæretang (tabell 4.3) har en for blåskjell samlet vurdert konsentrasjonen av alle metallene begge år opp mot ulike tilstandsklasser (tabell 4.5). Av tabellen ser en at det hovedsakelig er i skjell fra N-Asmaløy og til dels Singløy at en har konsentrasjoner over bakgrunnsnivå i 1994. Det er også kun på disse to stasjoner at tilstandsklassen "nokså dårlig" opptrer i 1994. Jern og titan utmerket seg som de to metallene som hadde de største overkonsentrasjoner (7 - 10 ganger bakgrunnskonsentrasjon) (tabell 4.5A), mens en for de øvrige metaller i 1994 ikke så konsentrasjoner som lå mer enn 2x bakgrunn (tabell 4.5). Tabell 4.5B viser at sink, bly og kadmium, som ikke forekom i konsentrasjoner over bakgrunnsnivå i skjell innsamlet i 1989, heller ikke forekom over dette nivået i 1994 på N-Asmaløy og Sponvika (Sponvikskansen).

Tabell 4.5. Metaller i blåskjell fra stasjoner i Hvalerområdet. Stasjonene er klassifisert i tilstandsklasser (Zn, Cu, Cd Pb, Cr, Hg ifølge Knutzen et al., 1993) etter innholdet av de ulike metaller i skjellene. Klassifisering av tilstandsklasse mht. konsentrasjoner av jern og titan er gjort med utgangspunkt i en antatt høy bakgrunnsverdi på henholdsvis 250 og 5 µg/g t.v. (Se tabell 27 i Knutzen og Skei, 1990). Som øvre grense for tilstandsklasse 1, 2 og 3 har en for disse to metallene benyttet 1, 3 og 10 ganger høy bakgrunnsverdi. XB = konsentrasjon dividert med bakgrunnskonsentrasjon for mest belastet stasjon. i.a. = ikke analysert. A = Avstand fra Glommas munning (Kallera lykt) lykt, So/oo = gjennomsnittlig saltholdighet i overflatevannet sommerstid i 1980 (Magnusson og Skei, 1984).

A: Metaller der en hadde konsentrasjoner over bakgrunnsnivå på minst én stasjon i 1989.























B: Metaller der en ikke hadde overkonsentrasjoner i 1989, metallkonsentrasjon (µg/g t.v.) er oppgitt.

Merk at særlig usikkerhet er knyttet til "bakgrunnsnivået" for Fe og Ti.

Skravering brukt på ulike tilstandsklasser i tabellen:

	1 God		3 Nokså dårlig
	2 Mindre god		

A:

	A (km)	S1 o/oo	Cu 89	Cu 94	Fe 89	Fe 94	Cr 89	Cr 94	Hg 89	Hg 94	Ti 89	Ti 94
N-Asmaløy	11.3	9.5										
Singløy	14.5	15										?
Papper	9.4	15										?
Sponvikskansen	18	16										?
"Høyt bakgrunns- nivå" (µg/g t.v.)			<10	<10	<250?	<250?	<3	<3	<0.2	<0.2	"5"?	"5"?
XB			3.2	1.1	7.7	7.5	3	1.9	1.6	1.7	8	10

B:

	Zn 89	Zn 94	Pb 89	Pb 94	Cd 89	Cd 94
N-Asmaløy	133	166	1.3	2.2	1.4	1.7
Singløy	170	i.a	1.5	i.a	1.8	i.a
Papper	142	i.a	2.2	i.a	0.7	i.a
Sponvikskansen	94	112	0.8	1.4	0.9	1.0
"Høyt bakgrunns- nivå" (µg/g t.v.)	<200	<200	<5	<5	<2	<2

¹⁾ De oppgitte verdier er her først og fremst presentert for å angi relative forskjeller i ferskvannspåvirkning.

På bakgrunn av de relativt store utslippsreduksjonene av jern og titan som er foretatt fra begynnelsen av 1980-tallet til 1994 (figur 4.1), skulle en i utgangspunktet vente en reduksjon i konsentrasjonen av disse metallene i blåskjell fra områder som tidligere har hatt klare overkonsentrasjoner. Analysene av blåskjell bekrefter imidlertid at jern fremdeles opptrer med til dels betydelige overkonsentrasjoner i blåskjell i deler av Hvalerområdet (N-Asmaløy, Singløy og Sponvikskansen) til tross for at industriutslippene av disse metaller til nedre del av Glomma har gått ned (figur 4.1). Maksimalverdiene av jern og titan funnet i blåskjell innsamlet i Hvalerområdet i 1989 og 1994 (figur 4.8), synes heller ikke å ligge lavere enn det som ble observert i skjell innsamlet i 1980 - 81 (Knutzen, 1984). Jern er imidlertid et metall som tilføres området i store mengder også fra andre mer naturlige kilder (tabell 4.1). Også titan opptrer med relativt høye konsentrasjoner i skjell fra den relativt beskyttede og til dels nedslammede stasjonen på N-Asmaløy. Dette kan skyldes lokal (nær land) resirkulering (oppvirvling) av titanholdig partikulært materiale fra tidligere utslipp. Mengden partikulært bundet titan og jern i de frie vannmasser har imidlertid gått ned (Magnusson og Sørensen, 1996).

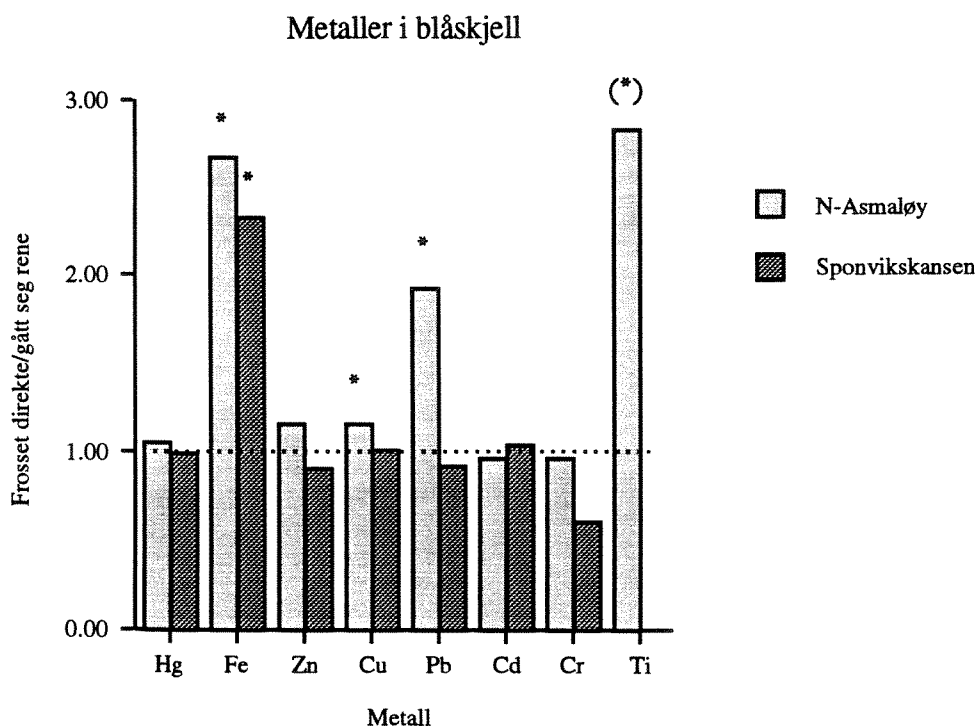
Resultatene tyder på at de til dels betydelige utslippsreduksjonene av jern og titan som industrien har gjennomført fra 1989 til 1995 (figur 4.1 - 4.3), ikke har bidratt til noen reduksjon i nivåene i blåskjell.

Resultatene tyder på at de mest østlige (Sponvikskansen) og vestlige (Papper) stasjonene generelt har lavere konsentrasjoner enn N-Asmaløy (figur 4.7 - 4.9) som ligger i Glommas hovedløp og bekrefter således resultatene fra blæretang (figur 4.1 og 4.2).

Det er nærliggende å forklare den nedgangen som observeres for kobber i skjell fra N-Asmaløy og muligens også krom fra samme stasjon som et resultat av reduserte industriutslipp (figur 4.1 og 4.3). En hadde imidlertid ventet at også konsentrasjonen av jern og titan hadde gått noe mer ned. Når dette ikke er tilfelle, kan det skyldes store naturlige tilførsler eller at en fremdeles har partikulært materiale tilgjengelig som kan tilskrives tidligere utslipp (eksempelvis tynnsvyre fra Kronos Titan A/S).

Betydningen av at skjell går seg rene

Analysene som er gjort i denne undersøkelsen er i hovedsak utført på blandprøver av skjell som ikke har tømt filteringsapparat og tarm for partikler. Dette betyr at konsentrasjonen som registreres i skjell på stasjoner med mye partikler i vannet for enkelte metaller i vesentlig grad kan skyldes tarminnholdet. Figur 4.10 viser at dette har vært tilfellet spesielt for jern og titan og tildels bly og kobber, mens det for kvikksølv, sink, kadmium og krom ser det ut til at tarminnholdet har hatt liten betydning (figur 4.10). En ser en noe større effekt av tarminnholdet i skjell fra N-Asmaløy enn fra Sponvika (figur 4.10) og antyder således en noe større partikkelbelastning.



Figur 4.10. Forholdet mellom konsentrasjonen av metaller i skjell som har blitt frosset direkte etter innsamling og skjell som har hatt anledning til å tømme tarmen for partikulært materiale i ca 12 timer. Under tømning av tarm lå skjellene på en rist i vann fra innsamlingslokaliteten (Green og Berge, upubliserte data). Dersom tømning av tarm ikke hadde betydd noe for målte metallkonsentrasjon, skulle alle søylene ha en høyde tilsvarende 1 (horisontal linje). * = viser at det var signifikant forskjell mellom konsentrasjonen i skjell som var frosset direkte og skjell som hadde gått seg rene. Merk at forholdstallene for Ti må oppfattes som en minimumsverdi.

4.3. Metaller i torsk

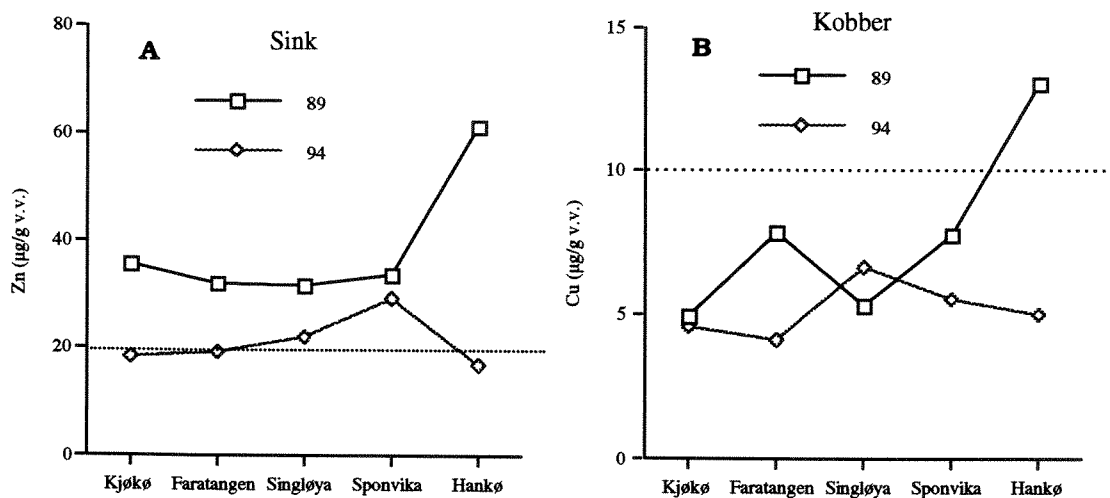
Konsentrasjonen av metaller i lever av torsk ses i figur 4.11, 4.12 og tabell 4.6. Rådata for alle metallanalyser i torsk sees i vedleggstabell 2C og 2D.

På flertallet av stasjonene og for alle de analyserte metallene sees enten en reduksjon eller liten endring i konsentrasjon over femårsperioden fra 1989 til 1994 (figur 4.11, 4.12). Jern var det eneste metallet der det delvis antydes høyere konsentrasjoner i 1994 enn i 1989 (figur 4.12B). Konsentrasjonen av jern og kobber i lever fra fisk fra Kjøkø i 1989 var ikke signifikant forskjellig (1 faktor ANOVA, $p = 0.05$) fra konsentrasjonen i 1994, mens konsentrasjonen av sink og kvikksølv var signifikant forskjellig på samme stasjon. Parallell analyse ble ikke foretatt på fisk fra de øvrige stasjonene i 1994, og signifikanstester er derfor ikke foretatt.

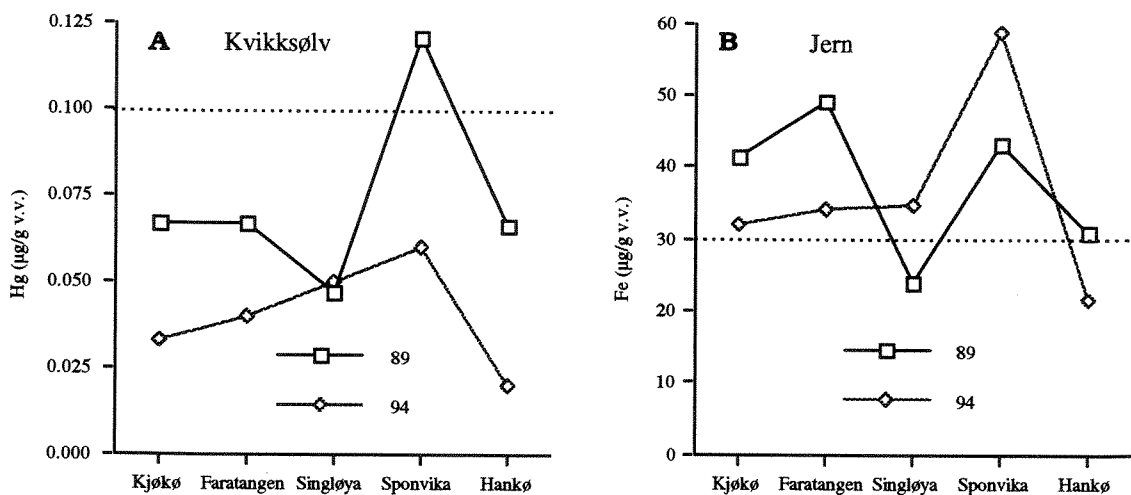
Konsentrasjonen av bly og titan lå under et antatt bakgrunnsnivå i 1989. Konsentrasjonen av disse metallene lå også lavt i 1994 og under bakgrunnsnivå (tabell 4.6).

I blæretang og blåskjell ble det registrert en tendens til høyere konsentrasjoner i Glommas hovedløp enn lenger øst og vest. Tilsvarende forhold ble ikke observert i torskeleverer. En årsak til dette kan

være at en i overflatevannet, der en finner blåskjell og blæretang, har relativt store horisontale gradienter knyttet til tilførselene fra Glomma, mens disse på noe dypere vann der torsken opptrer, er mer utvasket.



Figur 4.11. Konsentrasjonen av sink (A) og kobber (B) i lever av torsk innsamlet i Hvaler-området i 1989 (Berge, 1991) og i 1994. Antatt høyt bakgrunnsnivå i diffust belastede områder (Knutzen og Skei, 1990) er antydnet med stiplet linje.



Figur 4.12. Konsentrasjonen av kvikksølv (A) og jern (B) i lever av torsk innsamlet i Hvaler-området i 1989 (Berge, 1991) og i 1994. Antatt høyt bakgrunnsnivå i diffust belastede områder (Knutzen og Skei, 1990) er antydnet med stiplet linje.

Tabell 4.6. Konsentrasjonen av bly (Pb) og titan (Ti) ($\mu\text{g/g}$ v.v.) i lever av torsk innfanget i Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1991) og i 1994.

Stasjon/ metall	Pb-89	Pb-94	Ti-89	Ti-94
Kjøkkø	ca. 0.1 ¹⁾	<0.03	<5	<1
Faretangen	ca. 0.1 ¹⁾	0.04	i.a.	<1
Singløya	ca. 0.1 ¹⁾	<0.02	i.a.	<1
Sponvika	ca. 0.2 ¹⁾	0.03	i.a.	<1
Hankø	ca. 0.3 ¹⁾	0.12	i.a.	<1

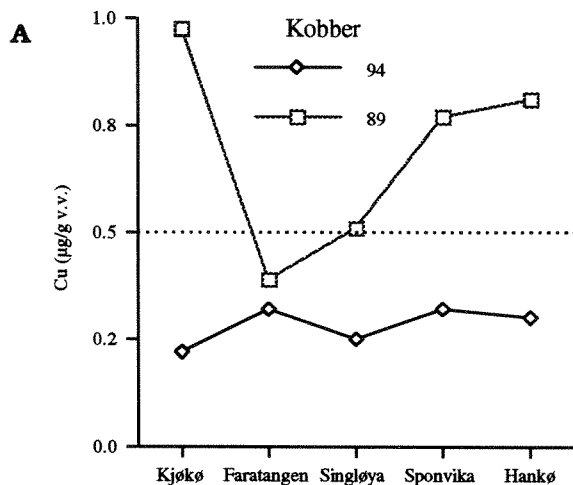
¹⁾ Usikker verdi. Av i alt 3 parallelle analyser lå inntil 3 under deteksjonsgrensen. For paralleller der konsentrasjonen lå lavere enn deteksjonsgrensen, ble halve deteksjonsgrensen benyttet for beregning av ca. middelvei.

I tabell 4.7 har en samlet vurdert data fra begge år opp mot antatt høyt bakgrunnsnivå. Sammenstillingen (tabell 4.7) viser at en fra 1989 til 1994 har kunnet registrere 6 tilfeller der konsentrasjonsnivået har falt fra et nivå over til et nivå under bakgrunn, - det motsatte ble kun registrert i ett tilfelle (jern i lever fra torsk fra Singløy) (tabell 4.7). Totalt tyder dette på en generell forbedring i området i forhold til 1989.

Også i filét ble det registrert lavere konsentrasjon i 1994 enn i 1989 (figur 4.13, tabell 4.8).

Tabell 4.7. Metaller i lever av torsk fra stasjoner i Hvalerområdet. Stasjonene er klassifisert ut fra hvordan konsentrasjonen ligger i forhold til et antatt høyt bakgrunnsnivå (Knutzen og Skei, 1990). Skravering antyder konsentrasjoner over et antatt høyt bakgrunnsnivå.

	Zn 89	Zn 94	Cu 89	Cu 94	Hg 89	Hg 94	Fe 89	Fe 94
Kjøkkø								
Faretangen								
Singløya								
Sponvika								
Hankø								
XB								
Bakgrunnsnivå $\mu\text{g/g}$ v.v.	20	20	10	10	0.1	0.1	30	30



Figur 4.13. Konsentrasjon av kobber i filét av torsk innsamlet i Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1991) og i 1994. Antatt høyt bakgrunnsnivå i diffust belastede områder (Knutzen og Skei, 1990) er antydnet med stiplet linje.

Tabell 4.8. Konsentrasjonen av krom (Cr) og bly (Pb) ($\mu\text{g/g v.v.}$) i filet av torsk innfanget i Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1991) og i 1994.

Stasjon/ metall	Cr-89	Cr-94	Pb-89	Pb-94
Kjøkø	0.087	<0.02	0.151	<0.02
Faretangen	0.098	<0.02	0.134	<0.02
Singløya	0.049	0.02	0.144	<0.02
Sponvika	0.791 ¹⁾	<0.02	0.129	<0.02
Hankø	0.105	<0.02	0.17	<0.02

¹⁾ Mistenkelig høy verdi, mulig analysefeil.

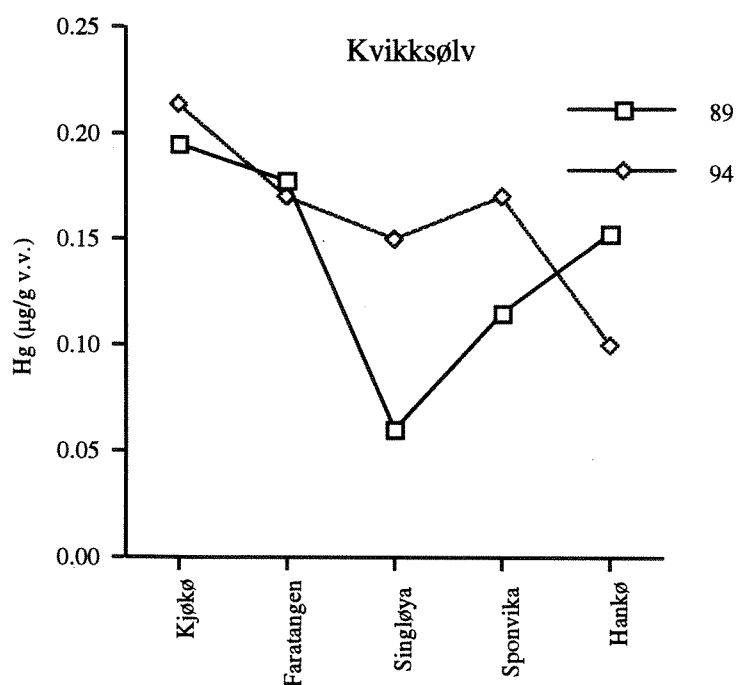
4.4. Metaller i ål

Konsentrasjonen av metaller i filét av ål sees i figur 4.14 og tabell 4.9. Rådata ses i Vedleggstabell 2E. Kvikksølvkonsentrasjonen i filét av ål fra Glommas munningsområder (Kjøkø og Faretangen) lå i 1994 grovt sett i samme nivå som på tilsvarende stasjoner i 1989. Konsentrasjonen i ål fra den østre delen av området (Singløya, Sponvika) lå imidlertid noe høyere i 1994 enn i 1989. Kun ål fra Hankø har konsentrasjoner som ligger lavere enn $0.1 \mu\text{g/g v.v.}$ Ingen signifikant forskjell (variansanalyse, $p < 0.05$) ble funnet mellom middel-konsentrasjonen av kvikksølv i ål fra Kjøkø på de to tidspunkt (Kjøkø er eneste stasjon der parallelle analyser ble foretatt i 1994). I en undersøkelse av metallinnholdet i ål fra Hvalerområdet i 1988 (Nylander 1991) ble det funnet konsentrasjoner av kvikksølv i området $0.16 - 0.3 \mu\text{g/g v.v.}$. For krom og bly sees en nedgang i konsentrasjon fra 1989 til 1994 (tabell 4.9).

I Norge har en ikke etablert noen miljøkvalitetskriterier for ål basert på innhold av metaller. Tidligere undersøkelser i Hvaler-/Kosterområdet (Berge, 1991) har imidlertid gitt noe mer informasjon om metallinnholdet i ål i Skagerrak. I tabell 4.10 har en lagt inn høyeste og laveste metallkonsentrasjon for stasjoner i Skagerrak som ligger i den ytre del av kystområdet (Hankø, Akerøya, Rässö, Herføl og Tjärnö), dvs. relativt langt fra kjente punktkilder. En antar at dette intervallet ligge nær eller noe i overkant av bakgrunnskonsentrasjonen i ål fra diffust belastede områder uten punktkilder. I oppdrettsål er det observert kvikksølvkonsentrasjoner ($0.064 \mu\text{g/g}$ v.v., Berge og Knutzen, 1989), som er klart lavere enn det som ble funnet på den ytre delen av kystområdet (tabell 4.10). Dette kan bety at at verdiene for ål som presenteres i tabell 4.10 ligger litt for høyt. En annen årsak til at disse verdiene muligens er noe høye som bakgrunnsnivå å betrakte, er at finfraksjonen av de partikler som fraktes med Glomma sedimenterer i det ytre området. Det er holdepunkter som kan tyde på at enkelte metaller følger finfraksjonen og dermed åpner muligheten for en viss påvirkning på fisk fra slike metaller lenger ut der disse sedimenterer (Aas, 1991).

I mangel av noe bedre vil en imidlertid allikevel benytte konsentrasjonsintervallene i tabell 4.10 som en tilnærming til bakgrunnsnivå for metaller i ål. En har også for sammenligning lagt inn bakgrunnsdata for torsk (Pb, Cr, Hg i lever: Knutzen og Skei, 1990; Hg i filet: Knutzen et al., 1993).

Sammenlignes konsentrasjonene i figur 4.14 med antatt bakgrunnskonsentrasjon for ål fra Skagerrak (tabell 2.4.2), ser en at kvikksølvnivåene som ble funnet i 1994 ligger innenfor det som antydes å være bakgrunnsnivået i ål. Anvendes miljøkvalitetskriterier basert på innholdet av kvikksølv i torsk (Knutzen et al., 1993) også for ål, vil ål fra Hankø falle i tilstandsklasse I (god), mens ål fra de øvrige stasjoner vil falle i tilstandsklasse II (mindre god). Konsentrasjonen av krom og bly i ål innfanget i 1994 ligger også nær eller under det som antas å være bakgrunn i diffust belastede områder uten punktkilder (cf. tabell 4.9, 4.10). Det har ikke vært mulig å fremskaffe data relatert til bakgrunnsnivået av titan i ål. Totalt sett, og med det forbehold at en har relativt få data å sammenligne med, må metallinnholdet i ål fra undersøkelsesområdet anses å være moderat og gir ingen informasjon vedrørende eventuelle punktkilder for metallforurensning.



Figur 4.14. Konsentrasjonen av kvikksølv i filét av ål fra 5 stasjoner i Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1991) og i 1994.

Tabell 4.9. Konsentrasjoner av krom (Cr), bly (Pb) og titan (Ti) (µg/g v.v.) i filét av ål innfanget i Hvalerområdet i 1989 og 1994.

Stasjon/ metall	Cr-89	Cr-94	Pb-89	Pb-94	Ti-89	Ti-94
Kjøkø	ca.0.048 ¹⁾	ca. 0.02 ¹⁾	0.155	ca. 0.01 ¹⁾	<2.1	<1
Faratangen	ca. 0.057	<0.02	0.091	<0.03	i.a.	<1
Singløya	0.103	<0.02	0.105	<0.02	i.a.	<1
Sponvika	0.122	<0.02	0.097	0.04	i.a.	<1
Hankø	0.230	<0.02	0.135	0.11	i.a.	<1

¹⁾ Usikker verdi. Av i alt 3 parallelle analyser lå 1 under deteksjonsgrensen. For paralleller der konsentrasjonen lå lavere enn deteksjonsgrensen, ble halve deteksjonsgrensen benyttet for beregning av ca. middelverdi.

Tabell 4.10. Antatt bakgrunnsnivå for metaller i ål (tentativt) og torsk.

Ål-BG = høyeste og laveste metallkonsentrasjon i ål for stasjonene Hankø, Akerøya, Rässö, Herføl og Tjärnö på den ytre del av Skagerrak-kysten (data etter Berge, 1991).

Torsk F-BG = Antatt høyt bakgrunnsnivå i torskfilet (Cr og Pb: Knutzen og Skei, 1990; Hg: Knutzen et al., 1993).

Torsk L-BG = Antatt høyt bakgrunnsnivå i lever av torsk (Knutzen og Skei, 1990).

	Hg	Cr	Pb
Ål-BG	0.15-0.22	0.05-0.23	0.1-0.14
Torsk F-BG	<0.1	0.1?	0.01
Torsk L-BG	0.1?	0.5?	0.1?

4.5. Metaller i taskekrabbe

Metallkonsentrasjonen i krabbesmør (fordøyelseskjertel) og klokjøtt fra taskekrabber fra Strømtangen kan sammenlignes med det som er funnet i enkelte andre områder (tabell 4.11). Konsentrasjonen av metallene lå med unntak av kobber omtrent i samme nivå som en tidligere har funnet i krabber fra ytre del av Iddefjorden. Kobberkonsentrasjonen lå imidlertid noe høyere enn i Iddefjorden. Sammenlignet med områder som en skulle anta var relativt lite metallpåvirket (Farsund, Tromlingene, se tabell 4.11), har krabbene ved Strømtangen noe høyere nivåer av Cd, Zn, Hg og spesielt Cu i hepatopaneas. Konsentrasjonen i klokjøtt var mer uavhengig av lokalitet (tabell 4.11B).

Resultatene antyder at metallinnholdet i taskekrabbe med unntak av Cu varierer relativt lite. Av tabellen ser en at det for enkelte metaller er tildels store konsentrasjonsforskjeller mellom hepatopaneas (fordøyelseskjertel) og klokjøtt. Mest tydelig er dette for Cd, men også for Cu, Fe og Ni sees betydelige konsentrasjonsforskjeller.

Krepsdyr er kjent for å kunne akkumulere kadmium i hepatopaneas (Canli og Furness, 1995). Undersøkelser tyder på at kadmiuminnholdet i dyrets føde er langt viktigere for opptak enn selve innholdet i vannet og at selv ved føring med kadmiumbelastet fôr så vil konsentrasjonen hovedsakelig øke i hepatopaneas og ikke i muskelvev (Francesconi et al., 1994). Disse undersøkelser antyder en viss regulering av det ikke essensielle metallet kadmium i muskelvev.

I materialet fra Farsund (se tabell 4.11) er forholdet mellom konsentrasjonen av Cd i hepatopaneas og klokjøtt lik 186, mens tilsvarende faktor for materialet fra Strømtangen og Iddefjorden er henholdsvis 1124 og 944. Forskjellen i konsentrasjonsfaktor for Cd mellom Hvalerområdet og Farsund kan tyde på en noe høyere kadmiumpåvirkning i Hvalerområdet.

Konsentrasjonen av det essensielle metallet Cu varierer langt mer i hepatopaneas enn i klokjøtt (tabell 4.11). For metallene Cu, Fe og Ni hadde materialet fra Strømtangen vesentlig høyere konsentrasjon i hepatopaneas enn i klokjøtt (konsentrasjonsfaktor: 8 - 10). Med unntak av Cu ble imidlertid tilsvarende faktorer også funnet i materialet fra Farsund. Sink var det eneste metallet der en systematisk fant høyere konsentrasjoner i klokjøtt enn i krabbesmør.

Forutsatt at de nivåene av metaller en har observert i krabber fra Farsundsområdet ligger i eller nær bakgrunnsnivå, kan dette tyde på at en ved siden av kadmium også har en viss påvirkning med kobber, som har resultert i en noe høyere konsentrasjon av kobber i hepatopaneas. Krepsdyr er imidlertid kjent for å kunne regulere konsentrasjonen av kobber og sink innen relativt snevre grenser.

Noen sammenstilling av data for metallinnholdet i taskekrabbe er ikke foretatt, og sikre bakgrunnsnivåer i ulike vev ikke er etablert. En kan derfor ikke sammenligne de observerte nivåer av metaller i krabbene fra Strømtangen med etablerte bakgrunnsnivåer. Sammenlignet med konsentrasjonen av Cd i krabber fra Shetland (Overnell og Trehella, 1979) var nivåene i hepatopancreas relativt lave.

En konstaterer at de nivåer av kadmium og kobber som er funnet i hepatopancreas av taskekrabbe fra Strømtangen er høyere enn det enkelte land opererer med som grenseverdier for innhold av metaller i marine organismer brukt til konsum (se tabell 9 i Berge 1991). Beregninger basert på metallanalyser i krabber fra Iddefjorden (Berge og Helland, 1993) viser at en ved konsum av 5 krabber (muskelvev og total skallinnmat) vil få i seg en mengde kadmium som tilsvarer anbefalt livslang tolerabel ukedose av kadmium. Siden konsentrasjonsnivået for metaller i krabbene fra Strømtangen ligger i samme nivå som i Iddefjorden, og med forbehold om at mengden av de ulike vev i en "standard" krabbe er omtrent den samme på de to lokaliteter, forventes det at konsum av ca. 5 krabber fra Strømtangen også medfører et inntak av kadmium tilsvarende livslang tolerabel ukedose.

Det må imidlertid presiseres at de kadmiumkonsentrasjoner som her er funnet i krabber fra Strømtangen, kun er i underkant av 3 ganger høyere enn det som er funnet i krabber fra en presumtvt lite påvirket lokalitet som Farsundsområde (tabell 4.11A). Når en allikevel oppnår nivåer som overskrider enkelte lands grenseverdier for innholdet av metaller i marine organismer til konsum, så gjenspeiler dette krabbenes evne til bioakkumulering mer enn indikasjonen på en generell høy kadmiumbelastning i resipienten.

Tabell 4.11. Konsentrasjonen av metaller i hepatopancreas av taskekrabbe fra Strømtangen (denne undersøkelse), Iddefjorden (Berge, 1991, Berge og Helland, 1993), Farsund (upublisert, omregnet fra Berge og Knutzen 1991) og Tromlingene (Næs et al., 1991). Konsentrasjoner er oppgitt i $\mu\text{g/g}$ v.v. Alle de analyserte krabber med unntak av de innsamlede fra Tromlingene var hanner. Kjønnstatus for krabbene fra Tromlingene er ikke kjent. i.a. = ikke analysert.

A. Krabbesmør

Stasjon/parameter	Pb	Cd	Cu	Zn	Hg	Cr	Ti	Fe	Ni	Al	%TS
Strømtangen - 1994	<0.02	5.62	90.7	51.6	0.13	0.04	<1	74.0	0.33	i.a.	31.5
Iddefjorden - 1991	0,07	4.72	35.6	48.9	0.1	0.06	i.a.	i.a.	i.a.	5.02	34.7
Iddefjorden - 1990	0.12	5.63	39.7	28.6	0.08	<0.2	i.a.	63.5	i.a.	i.a.	39.7
Tromlingene - 1991	0.18	4.0	20.7	41.9	0.05	0.05	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	31.3
Farsund - 1989	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	0.04	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	i.a.	37.7
Farsund - 1992	0.04	2.05	24.7	24.7	i.a.	0.02	i.a.	21.4	0.27	i.a.	26.2

B. Klokjøtt

Stasjon/parameter	Pb	Cd	Cu	Zn	Hg	Cr	Ti	Fe	Ni	Al	%TS
Strømtangen - 1994	<0.02	0.005	11.0	83	0.14	<0.02	<1	7.28	0.04	i.a.	20.6
Sponvika - 1991	0.06	0,005	10.7	72.6	0.11	0.03	10.5	i.a.	i.a.	i.a.	18,6
Farsund	0.04	0.011	9.2	60.4	i.a.	0.02	i.a.	3.05	0.03	i.a.	18.3

4.6. Samlet vurdering - metaller

Basert på metallinnholdet i organismer fremstår Hvalerområdet i 1994 som lite til moderat belastet med de fleste metaller med unntak av jern, titan og (muligens) nikkel, (kfr. blæretang fra Kjøkkø). Konsentrasjonen av jern og til dels også titan var imidlertid så høy at forurensningsgraden på enkelte stasjoner kunne karakteriseres som betydelig påvirket, cf. maksimale overkonsentrasjoner i tabell 4.3 og 4.5). Mest påvirket av jern og titan var området nær Glommas munning (blæretang: Belgen, Kjøkkø og N-Asmaløy; blåskjell: N-Asmaløy og Singløy).

Innholdet av jern og titan i blæretang og blåskjell hadde endret seg lite i perioden 1989 - 1994. Sett i lys av de utslippsreduksjoner som er gjennomført for jern og til dels også titan i perioden 1989 - 1994 (figur 4.1B), er det bemerkelsesverdig at en i samme periode ikke kan spore en entydig nedgang i disse metallene i blæretang og blåskjell. Dette har sannsynligvis sammenheng med at Glomma naturlig tilfører Hvalerområdet relativt store mengder jern, og at tidligere industriutslipp av jern- og titanholdig partikulært materiale fremdeles er tilgjengelig ved resuspensjon på enkelte stasjoner (spesielt N-Asmaløy). Både konsentrasjonen av jern og titan i blåskjell reduseres vesentlig når disse får anledning til å tømme seg for tarminnhold (figur 4.10). Dette viser at en vesentlig del av påvirkningen av disse metaller på stasjonen N-Asmaløy er knyttet til suspendert materiale.

Kvikksølv, bly og kadmium er blant de metaller en er mest opptatt av i miljøsammenheng. Konsentrasjonsnivået av disse metaller i organismer i 1989 gir ingen entydige holdepunkter om tidstrender. Hvalerområdet fremstår på basis i analyser av organismer som lite til moderat belastet med disse metaller. De relativt høye nivåer av kadmium i hepatopancreas av krabbe som er observert i både Iddefjorden og ved Strømtangen (tabell 4.11), bør imidlertid vurderes nærmere av næringsmiddelmyndighetene.

I 1989 ble det påvist overkonsentrasjoner av kobber i både blæretang, blåskjell og torsk. Følgelig ble dette metall analysert i de samme vev også i 1994. En markant nedgang i alle vev ble observert der en hadde høye konsentrasjoner i 1989. I samme periode har det funnet sted en markant nedgang i industriutslippene av kobber til resipienten (figur 4.1A). De industriutslippene av kobber som fant sted i 1989 var relativt store i forhold til den "naturlige" massetransporten av kobber (ca. .2 x, - se tabell 4.1), mens den i 1994 utgjorde ca. 1/5). Dette kan bety at reduksjonen i industriutslippene har vært utslagsgivende for den relative nedgangen i kobbertilførslene til organismenes kobberinnhold. På basis av kobberkonsentrasjonen kunne imidlertid fremdeles 3 blæretang-stasjoner (Belgen, Kjøkkø og N-Asmaløy) og 1 blåskjell-stasjon (N-Asmaløy) i 1994 karakteriseres som moderat forurenset med dette metallet. Også analysen av kobber i krabbesmør kan antyde at kobber fremdeles påvirker organismer i resipienten ved noe forhøyde konsentrasjoner.

For sink ble det ikke observert forhøyde nivåer i blåskjell hverken i 1989 eller 1994. I forhold til 1989 ble det registrert en nedgang i blæretang (figur 4.4B) og torskelever (figur 4.11A) i 1994, slik at hele området i hovedsak kunne karakteriseres som lite forurenset med unntak av Kjøkkø (blæretang), Singløya (torskelever) og Sponvika (torskelever) som muligens kan karakteriseres som moderat påvirket.

De samlede industriutslipp av metaller til undersøkelsesområdet har gått betydelig ned de siste 10 - 15 år (figur 4.1 - 4.3, - se også Holtan, 1996). Glomma bidrar imidlertid i seg selv til en betydelig massetransport av metaller (tabell 4.1) som i hovedsak ikke kan tillegges primærutslipp fra industri. For et flertall av de metaller en har data for, utgjorde industriutslippene tidlig på 80-tallet et betydelig bidrag til utslippene til Hvalerområdet, som sannsynligvis også var en hovedårsak til de overkonsentrasjoner av metaller (hovedsakelig jern og titan) som ble registrert i ulike organismer på

dette tidspunkt (Knutzen, 1984). Idag domineres metalltilførslene til Hvalerområdet langt mer av den "naturlige" massetransporten i Glomma enn av industritilførslene.

Tilførslene av jern og titan fra tynnsyreutslippet til Kronos Titan A/S har tidligere medført et redusert arts-antall i tidevannssonen i Hvalerområdet. Stopp i tynnsyreutslippet fra Kronos Titan A/S i 1990 faller i tid sammen med betydelige forbedringer i gruntvannsamfunnene i området (Moy og Walday, 1996) uten at det kan spores noen samtidig nedgang i vevskonsentrasjoner av jern og titan i blæretang og blåskjell. På den annen side har vevskonsentrasjonen av kobber gått ned.

Den mest sannsynlige utløsende årsaken til de forbedringer en ser i gruntvannsamfunnene i området er de reduserte industriutslippene fra Kronos Titan A/S. Siden utslippet av en rekke metaller (figur 4.1 - 4.3) og klororganiske forbindelser har gått ned parallelt med forbedringene i gruntvannsamfunnene (Moy og Walday, 1996), kan en imidlertid strengt tatt ikke si hva som har vært den avgjørende kjemiske faktor for de forbedringer som er dokumentert i gruntvannsamfunnene. Mest sannsynlig har den partikulære naturen til deler av utslippet hatt mer betydning enn selve metallinnholdet.

Metaller i videre overvåking

På bakgrunn av at utslipp fra punktkilder de senere år er betydelig redusert (figur 3.1 - 3.3) og at de metaller som en er mest opptatt av i miljøsammenheng opptrer med lave til moderate konsentrasjoner i de fleste analyserte organismer i Hvalerområdet, er det mulig at en kan legge om overvåkingen noe.

Metallanalyser av fisk (torsk og ål) kan sløyfes med unntak av at noen orienterende analyser av tinnorganiske forbindelser bør gjennomføres i ulike deler av området for å bekrefte/avkrefte de lave nivåer som ble funnet i ål fra Kjøkø (se kapittel 5).

Blant annet med bakgrunn i de høye nivåene av jern og titan i blæretang og blåskjell bør en viss overvåking av disse organismer vurderes. Antall blåskjell-stasjoner bør muligens økes noe.

En fortsatt overvåking av organismer i overflatelaget er viktig for å ha et grunnlag til å kunne vurdere effekter av episodiske hendelser i resipienten, eksempelvis flommen en hadde i Glomma i 1995. Glomma er også viktig som kilde for miljøgifter og næringssalter til ytre Oslofjord og fortjener derfor fortsatt oppmerksomhet.

5. TRIBUTYLTINN (TBT) - RESULTATER OG DISKUSJON

Ål

Konsentrasjonen av TBT i filét av ål fra Kjøkkø lå vesentlig lavere enn i blåskjell (tabell 5.1). En har ikke kjennskap til andre TBT-analyser utført på fisk her i landet. Det observerte nivået i ål sammenlignes derfor med litteraturverdier (tabell 5.2) fra undersøkelser utenfor Norge. Interessen for TBT i fisk har vært knyttet til den tidligere bruk av TBT som begroingshindrende middel på mærer brukt til oppdrett. Idag knytter interessen seg i hovedsak til bruk av TBT på større båter og spredningen i kystområdene fra disse. Bruken av TBT på båter under 25 m i sjøvann har vært ulovlig siden 1990, og skulle derfor ikke være noen direkte kilde idag.

Konsentrasjonen av TBT i ålen fra Kjøkkø lå noe lavere enn det en har funnet i fisk fra havneområder i Canada og nær det en har funnet i laks fra et tilnærmet uberørt område i Alaska (se tabell 5.2). Fisk som har gått i TBT-impregnerte mærer kan imidlertid oppnå konsentrasjoner som er 100 - 300 ganger høyere enn det som ble funnet i ålen fra Kjøkkø (tabell 5.2).

Med forbehold om et sparsomt sammenligningsgrunnlag og at en kun har målt TBT i fisk fra en stasjon, ser det ut til at TBT-nivået i ål fra Hvalerområdet er relativt lavt. Siden TBT er en menneskeskapt substans, burde bakgrunnsnivået uten påvirkning være lik null. I praksis vil dette si lik deteksjonsgrensen. Ulike typer forsøk i mærer (tabell 5.2) og opptakforsøk (Yamada og Takayanagi, 1992) viser at fisk kan ta opp betydelige mengder TBT når dette stoffet opptrer i vannet. Utskillelsesforsøk med 3 marine fiskearter antyder en biologisk halveringstid for TBT i fisk på fra 1 uke til 1 måned (Yamada og Takayanagi, 1992).

En har her indikasjoner på at TBT-nivået i, en for området viktig fiskeart, er lavt. Det må imidlertid flere analyser til for at dette kan slås fast med sikkerhet.

Blåskjell

Målingene av TBT i blåskjell fra Hvalerområdet (tabell 5.1) tyder på en klar påvirkning (ca. 10 - 20 ganger deteksjonsgrensen, se også Knutzen et al., 1995) og ligger i samme nivå som i Tamar estuariet på de britiske øyer (Page, 1995). Nivået i skjell fra Hvaler ligger imidlertid klart under ekstrem-verdier funnet i enkelte havneområder i Norge (Knutzen et al., 1995).

De verdiene av TBT som er dokumentert i Hvalerområdet (tabell 5.1) vil, på basis av eksperimentelle undersøkelser (Widdows og Page, 1993), kunne gi signifikante effekter på enkelte fysiologiske prosesser som oksygenopptak, men ikke på filtreringshastighet og absorpsjonseffektivitet hos voksne skjell. Energibalanse (scope for growth) på blåskjell blir betydelig påvirket ved en vevskonsentrasjon på 4 µg/g t.v. (ca 0.4 µg/g v.v.) (Widdows og Page, 1993). De konsentrasjoner som en har funnet i Hvalerområdet ligger dermed på grensen eller noe under det som i eksperimentelle undersøkelser har vist seg å kunne gi negative konsekvenser for skjellene.

Tildels betydelige TBT-konsentrasjoner er funnet i sedimenter fra en rekke norske havner (Koniczny og Juliussen, 1995). TBT-konsentrasjonen i sediment fra Hvalerområdet er imidlertid ikke kjent. Hvalerområdet har en utstrakt småbåttrafikk som før det innførte forbudet mot bruk av TBT i bunnstoff på småbåter i 1990 sikkert bidro til å spre TBT i miljøet. De relativt høye nivåene

av TBT som er registrert i skjell kan tyde på at konsentrasjonen i vannet er såpass høy at en burde forvente effekter hos ømfintlige organismer.

Konsentrasjonen av TBT i blåskjell kan variere meget over året. Undersøkelser fra England (Page, 1995) tyder på at en har de høyeste konsentrasjonene om våren og sommeren, mens undersøkelser fra Island tyder på at konsentrasjonsnivået når et maksimum på sensommeren og høsten (Skarphedinsdottir et al., upublisert manus). Sesongmessige variasjoner i tilgjengeligheten av TBT i resipienten, samt fødeopptak er lansert som forklaring på de nevnte årstidsvariasjoner. Halveringstiden for TBT i blåskjell (hele skallinnmaten analysert) er oppgitt til 69 dager (Page et al., 1995).

Tømming av blåskjellenes tarm har økt TBT-konsentrasjonen i skjell fra N-Asmaløy (tabell 5.1) og altså det motsatte av det en så for en del metaller (figur 4.10). Dette antyder at suspendert partikulært materiale på N-Asmaløy ikke inneholder vesentlige mengder TBT, og at opptak fra løst TBT i vannet kan være viktigste årsak til de overkonsentrasjoner en ser i blåskjellene fra Hvaler.

De overkonsentrasjonene av TBT en ser i blåskjell skyldes trolig i hovedsak utlekking fra bunnstoffet på båter over 25 m. En kan imidlertid ikke se bort fra et visst bidrag fra den tidligere bruken av TBT på småbåter. TBT kan blant annet ligge lagret i sedimentet og gjøres tilgjengelig for blåskjell ved resuspenasjon av TBT adsorbent til partikler og ved annen form for utløsning.

Ulovlig bruk av TBT på båter under 25 m kan også være en potensiell kilde.

Undersøkelser tyder på at halveringstiden for TBT i sediment ved nedbryting er 100 - 800 dager og avhengig av oksygenforholdene i sedimentet (Watanabe et al., 1995). I tillegg reduseres innholdet i sedimentet ved frigivelse av TBT til det overliggende vannet. Ved høy porøsitet i sedimentet kan det tyde på at frigivelse reduserer konsentrasjonen i sedimentet noe raskere enn ved nedbrytning. Ved liten porøsitet er nedbrytning viktigst (Watanabe et al., 1995). I Hvalerområdet, med relativt stor sedimentasjon, vil tilgjengeligheten i sedimentet av eventuelt TBT fra tidligere utslipp fra småbåter også bli redusert over tid på grunn av overdekking. En antar at forhøyede TBT-nivåer i blåskjell vil opptre så lenge dagens bruk av TBT på større båter bibeholdes.

Tabell 5.1. Konsentrasjonen av TBT i organismer innsamlet i Hvalerområdet i 1994. Blåskjelldata er tatt fra Knutzen et al., 1995.

Organisme	Lokalitet	TBT (ng/g v.v.)
Ål (filet)	Kjøkkø	10
Blåskjell	Sponvikskansen	138
Blåskjell	Papper	206
Blåskjell	N-Asmaløy ¹⁾	131
Blåskjell	N-Asmaløy ²⁾	194
Blåskjell	Singløya	145

¹⁾ Skjell ble frosset direkte uten av de fikk "gått seg rene".

²⁾ Skjell ble frosset etter at de hadde gått 1 døgn i vann fra innsamlingslokaliteten.

Tabell 5.2. TBT i fisk i ulike undersøkelser.

Art	Lokalitet/	TBT (ng/g v.v.)	Referanse
Laks (<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>)	Alaska, etter 3 - 19 måneder i mærer impregnert med TBT.	280 - 900	Short og Thrower, 1986.
Laks (<i>Oncorhynchus tshawytscha</i>)	Alaska, i ubehandlet mær (pristint område).	<13	Short og Thrower, 1986.
Vill-laks (artsnavn ikke oppgitt)	Little Port Water, Alaska.	<13	Short og Thrower, 1986.
Yellow perch (<i>P. flavescens</i>)	Canada, Jordan Harbour.	21 ¹⁾	Maguire et al., 1986.
Whiter sucker (<i>C. cummersoni</i>)	Canada, Jordan Harbour.	42 ¹⁾	Maguire et al., 1986.
Whiter sucker (<i>C. cummersoni</i>)	Canada, Grindstome Cr. (Hamilton Harbour).	<21 ¹⁾	Maguire et al., 1986.
Sild (<i>C. harengus pallasi</i>)	Vancouver Harbour.	500 ¹⁾	Maguire et al., 1986.
Laks (<i>Salmo salar</i>)	Skottland, i mær behandlet med TBT.	350 - 3050	Davies og McKie, 1987.
Laks (<i>Salmo salar</i>)	Skottland, i ubehandlet mær.	80 - 250	Davies og McKie, 1987.

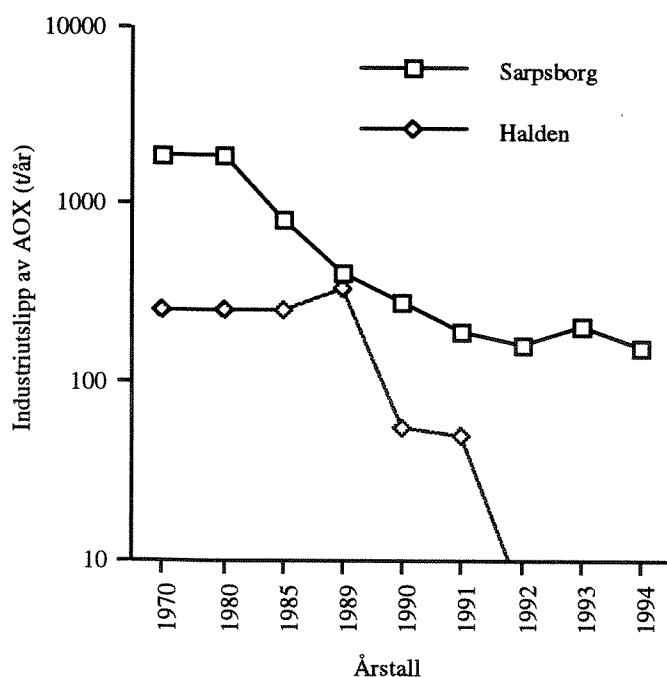
1) Omregnet fra tinnbaserte verdier (mg Sn/kg w.w.).

Innholdet av TBT i den ene åleprøven som er analysert, gir i og for seg ingen grunn til bekymring. Det må imidlertid flere analyser til av fisk før det kan slås fast med sikkerhet at TBT ikke utgjør noe vesentlig problem for fisk i undersøkelsesområdet. Målingene av TBT i blåskjell tyder imidlertid på at overflatevannet i hele området sannsynligvis er påvirket av TBT. En antar at forhøyde TBT konsentrasjoner i blåskjell vil vedvare så lenge TBT anvendes som begroings-hindrende middel.

Omfanget av eventuelle skader på ømfintlige organismer (eksempelvis kongesnegl, nettsnegl) bør kartlegges. Det er også av interesse å avklare om ulovlig bruk er en kilde for spredning av TBT.

6. KLORORGANISKE FORBINDELSER I FISK, TASKEKRABBE OG BLÅSKJELL - RESULTATER OG DISKUSJON

Tilførslene av klororganiske forbindelser i form av AOX (adsorbert organisk halogen) fra industri har gått betydelig ned siden 1980 (figur 6.1). For tilførsler til Glomma fra Sarpsborg og nedover har imidlertid utslippene fra industri vært relativt stabile i perioden 1991 til 1994. Data for å kunne gi en historisk oversikt over tilførsler av enkeltforbindelser til Hvalerområdet finnes ikke med unntak for HCH (Lindan). Konsentrasjoner av Lindan i både Tista og Glomma har gått ned i perioden 1990 - 1993 (Holtan, 1996), henholdsvis til ca. 20 - 30% av opprinnelig nivå. En viss tilførsel av langtransporterte forurensninger via atmosfæren må imidlertid også påregnes.



Figur 6.1. Industriutslipp av AOX til Glomma ved Sarpsborg og til Tista ved Halden (data etter Holtan, 1996).

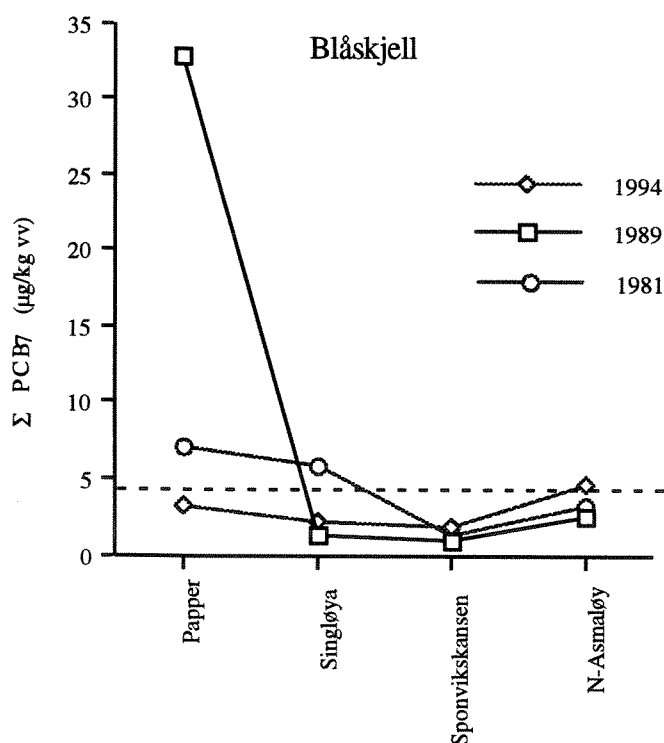
6.1. PCB i blåskjell og fisk

6.1.1. PCB i blåskjell

Nivået av PCB i blåskjell ses i figur 6.2 (for rådata, se vedleggstabell 3A). Konsentrasjonen i blåskjell fra Papper var vesentlig lavere i 1994 enn i 1989. Konsentrasjonen av PCB i skjell fra Papper lå i 1994 under nylig foreslått høy bakgrunnsverdi for Σ PCB₇ i blåskjell (Knutzen og Green, 1995) og på linje eller lavere enn de mer moderate/lave verdier som ble observert på de øvrige stasjoner i 1989 og 1994.

Den høye konsentrasjonen funnet på stasjonen ved Papper i 1989 kan bety at en på slutten av 80-tallet har hatt en lokal påvirkning av mer episodisk karakter. Stasjonen på Papper ligger nær en lokal havn/verksted for mindre fiskefartøy og fritidsbåter.

Analysene fra Sponvika og N-Asmaløy antyder relativt lave konsentrasjoner av PCB i alle 3 år (figur 6.2). Videre antydes at to stasjoner i 1981 lå over høyt bakgrunnsnivå, og at en av disse (Papper) i 1989 lå betydelig over bakgrunnsnivå. I 1994 lå imidlertid alle 4 stasjoner under eller svært nær bakgrunnsnivå. Ved sammenligning mellom verdier funnet i 1981 og de øvrige år, må det imidlertid tas forbehold knyttet til den benyttede omregningsfaktor (se tekst til figur 6.2) og at de analyserte stasjoner ikke er helt identiske.



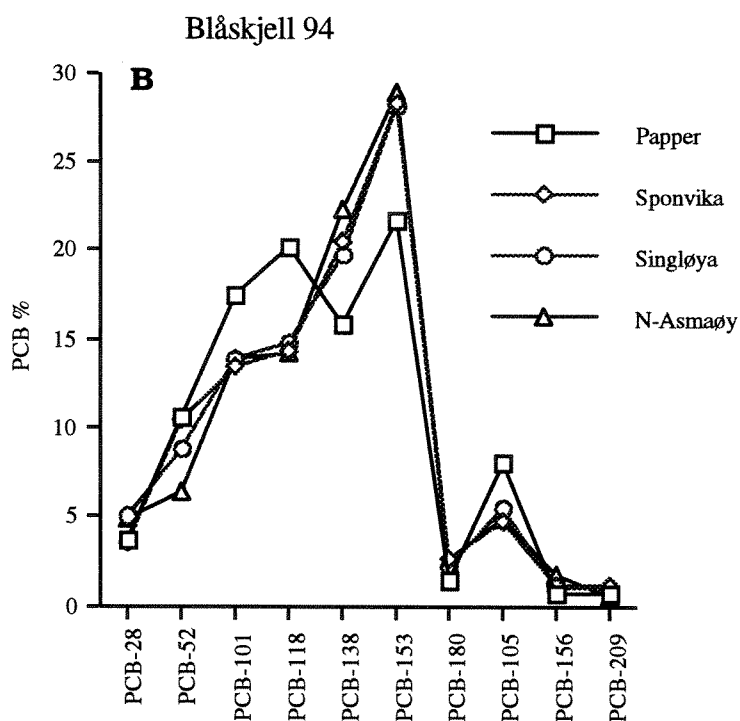
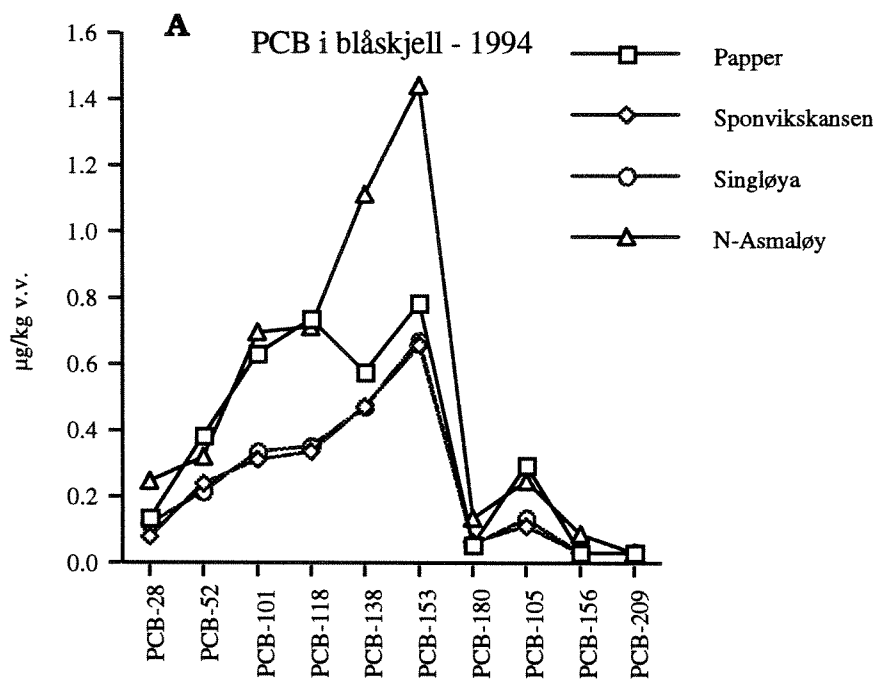
Figur 6.2. Σ PCB₇ i blåskjell Hvalerområdet i 1994, 1989 og 1981. Data for 1989 er fra Berge (1991). Data fra 1981 er omregnet fra Knutzen (1984), idet en har benyttet seg av følgende relasjon: $SUM\ PCB = \Sigma PCB_7 \times 1.7$ (se Knutzen og Green, 1995). Horizontal prikket linje antyder foreslått høyt bakgrunnsnivå i diffust belastede områder (Knutzen og Green, 1995). Merk at stasjonene i 1981 ikke var helt identiske med stasjonene de to andre år.

Hvalerområdet fremstod i 1994 som et område hvor PCB i blåskjell ikke er noe fremtredende miljøproblem.

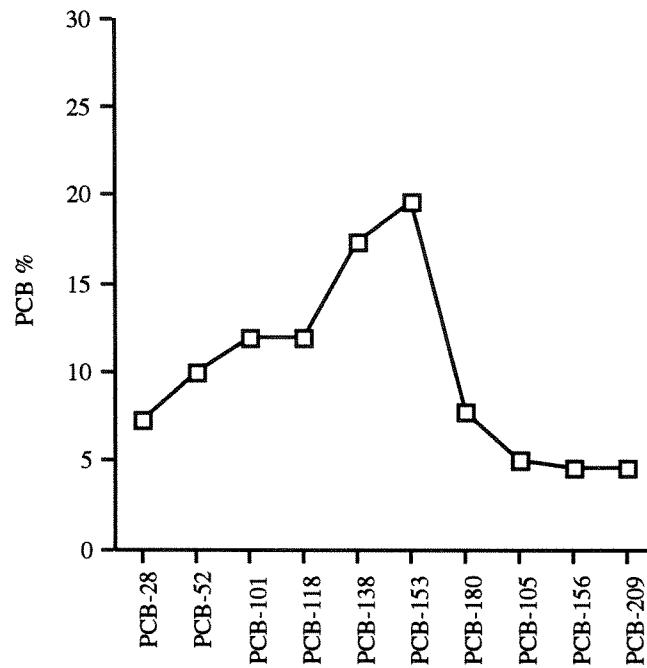
Fordelingen av de ulike PCB kongenerer i blåskjell i 1994 sees i figur 6.3. For alle prøvene dominerte PCB-153 og med unntak av i prøven fra Papper etterfulgt av PCB-138 og deretter 118.

Av figur 6.3B sees at fordelingen av de ulike kongenerer i skjell fra Papper var noe forskjellig fra de andre stasjoner hvor fordelingen var innbyrdes nær identisk og også mer lik det som er funnet som et gjennomsnitt for skjell i norske kystområder uten nærliggende punktkilder (se figur 6.4). Muligens var PCB 105 noe mer dominerende i stasjonene fra Hvaler enn i gjennomsnittet for andre deler av kysten.

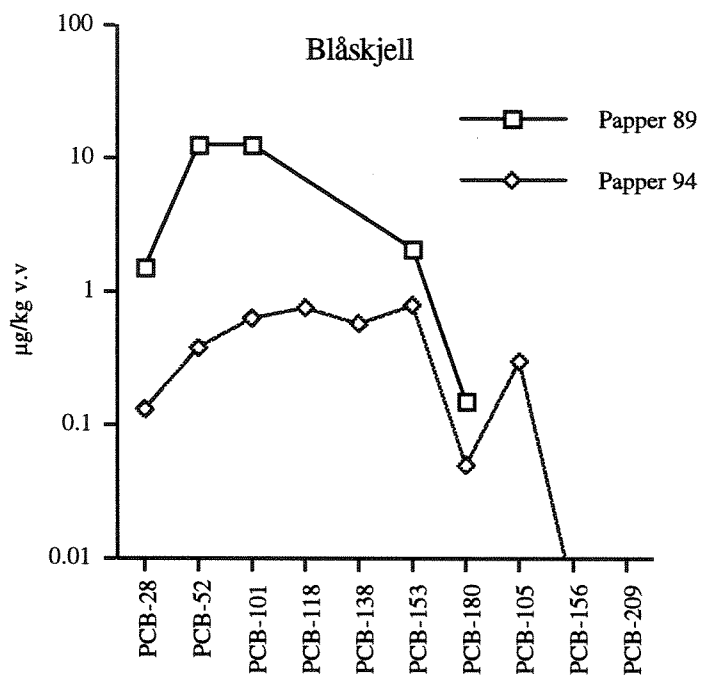
I skjell fra Papper ble det observert en noe jevner fordeling av kongenerene PCB-101, PCB-118, PCB-138 og PCB-153 enn på de øvrige stasjoner. Sammenligner en fordelingen av de ulike PCB kongenerer i blåskjell fra Papper i 1989 og 1994, ser en at det særlig er de lavklorete kongenerer (PCB-28, PCB-52 og PCB 101) hvor konsentrasjonen relativt sett er redusert (figur 6.5). Den mest nærliggende forklaring på den avvikende kongenerfordelingen i skjell fra Papper de to årene (1989, 1994), er at det dreier seg om en tidligere lokal kilde med en mer lavkloret profil enn de mer diffust påvirkede deler av arkipelet. Alternativt kan en også tenke seg at en etter en massiv påvirkning ved differensiert utskillelse/nedbrytning i organismene eller i sedimentet oppnår en annen profil. Muligens bør sedimentene i området undersøkes nærmere mht. innholdet av PCB.



Figur 6.3. Mengden av de analyserte PCB-kongenerer i blåskjell fra Hvalerområdet i 1994. **A:** Konsentrasjonsbasis, **B:** Enkeltforbindelsene som % av total PCB.



Figur 6.4. Gjennomsnittlig prosentandel av ulike enkeltforbindelser (%) i blåskjell fra norske kystområder uten kjente nærliggende punktkilder (data fra Knutzen og Green, 1995).



Figur 6.5. Konsentrasjonen av de ulike kongenerer i blåskjell fra Papper i 1989 og 1994.

6.1.2. PCB i torsk

Konsentrasjonene av PCB i torskelever var i 1994 under et antatt høyt bakgrunnsnivå og lavere i forhold til det en registrerte i 1989 (figur 6.6). Reduksjonen sees uavhengig av om konsentrasjonen oppgis på våtvektsbasis (figur 6.6A) eller på fettbasis (figur 6.6B).

Spesielt stor var reduksjonen i PCB-innholdet på torsk fra Kjøkkø, Faretangen og Sponvika, der en observerte tildels høye verdier i 1989. Også i 1981 ble det registrert konsentrasjoner av PCB i torskelever som var over bakgrunnsnivå (Knutzen, 1984). Den laveste og høyeste konsentrasjonen av PCB (Σ PCB7) som ble observert i 1981 var henholdsvis ca. 1 $\mu\text{g/g}$ v.v. og 4 $\mu\text{g/g}$ v.v. (omregnet til ca Σ PCB7 fra data i Knutzen, 1984) funnet ved Kirkøy og nær Øra og dekker altså omtrent samme konsentrasjonsintervall som i torsk innfanget i 1989 (se figur 6.6A). PCB-konsentrasjonen observert i 1994 lå også noe lavere enn det Marthinsen et al. (1991) observert i torskelever fra området i 1988.

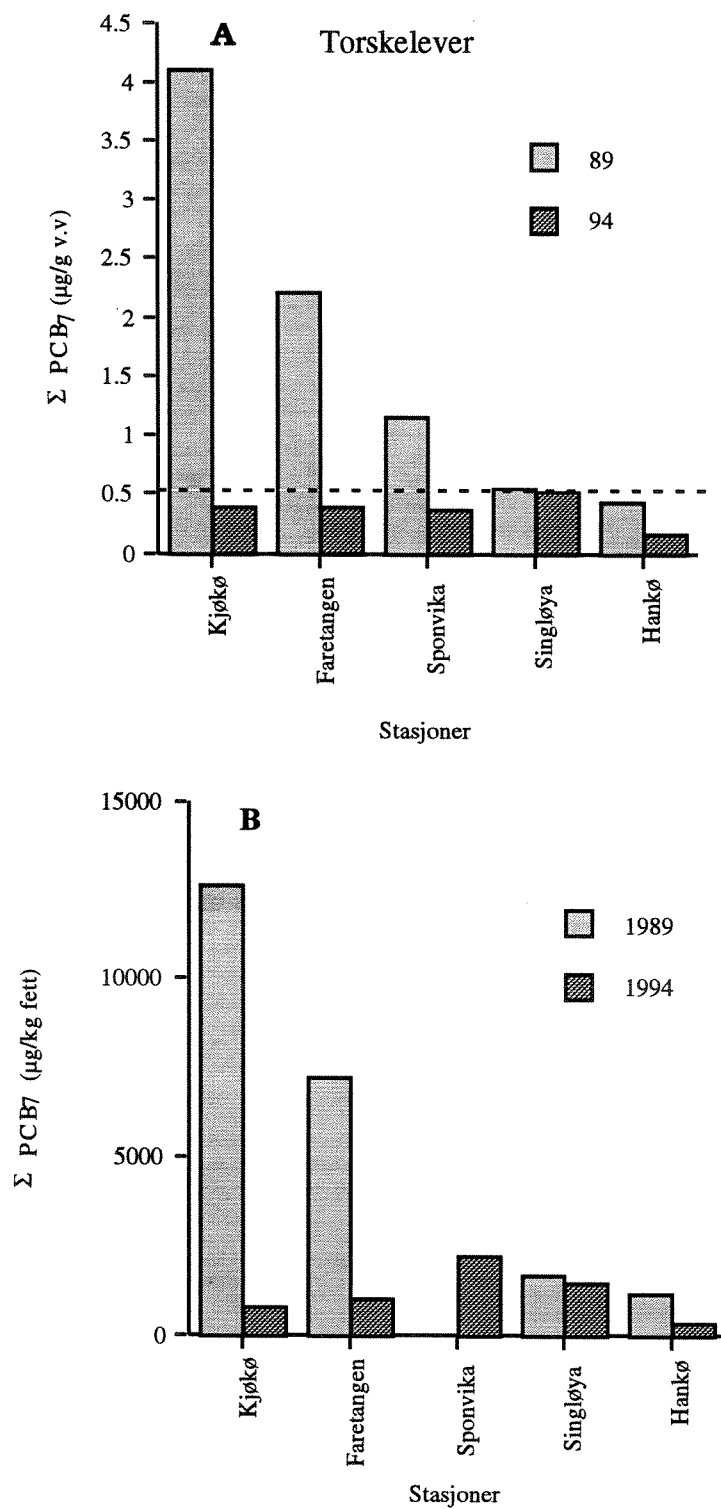
Det ser dermed ut til at de reduksjoner en har sett i PCB-innholdet i torsk i Hvalerområdet i vesentlig grad har skjedd i perioden 1989 - 94 og ikke så mye i 1981 - 1989. Marthinsen et al. (1991) antyder imidlertid at det også har vært en reduksjon i PCB-innholdet i fisk fra Hvalerområdet i 80-årene.

Restriksjoner mot bruk av PCB i Norge ble innført i 1971 og forbud mot ny bruk av PCB fra 1988. Også etter dette tidspunkt har det imidlertid vært import av produkter som kan inneholde PCB. Den mest nærliggende forklaringen på den nedgangen en har sett i PCB-innholdet i torskelever er de innførte restriksjoner.

Skei (1984) antyder at utlekking fra fyllingen ved Øra har vært en betydelig PCB-kilde. De forhøyede konsentrasjoner i torskelever som en i 1989 også observerte ved Faretangen, antyder at Øra i tilfelle ikke er eneste kilde. De analyser som er gjort på torskematerialet tyder imidlertid på at disse PCB-kildene ikke har bidratt til overkonsentrasjoner i torsk i 1994 og derfor sannsynligvis er lite aktive idag.

Basert på PCB innholdet i torskelever synes ikke Hvalerområdet lenger å ha spesielle miljøproblemer knyttet til PCB.

Konsentrasjonen av PCB i torskelever var ikke styrt av fettinnholdet, slik en har observert i ålefilét (se kapittel 6.1.3).



Figur 6.6. Konsentrasjonen av Σ PCB₇ i torskelever fra 5 stasjoner i Hvalerområdet i 1989 og 1994. A: Konsentrasjoner oppgitt på våtvektbasis. B: Konsentrasjoner oppgitt på fettbasis. Verdiene fra 1989 er etter Berge (1991). Horisontal prikket linje i A antyder foreslått revidert høyt bakgrunnsnivå i diffust belastede områder (Knutzen og Green, 1995).

Fordelingen av totalmengden PCB på de enkelte kongenerer sees i figur 6.7. Den prosentvise fordeling (figur 6.7B) viser at fordelingen er den samme på alle stasjoner og nær identisk med det en finner langs norskekysten i områder som ikke er påvirket av punktkilder. Fordelingen er også nær identisk med det som Marthinsen et al (1991) fant som et gjennomsnitt for torsk i Hvalerområdet innsamlet i 1988.

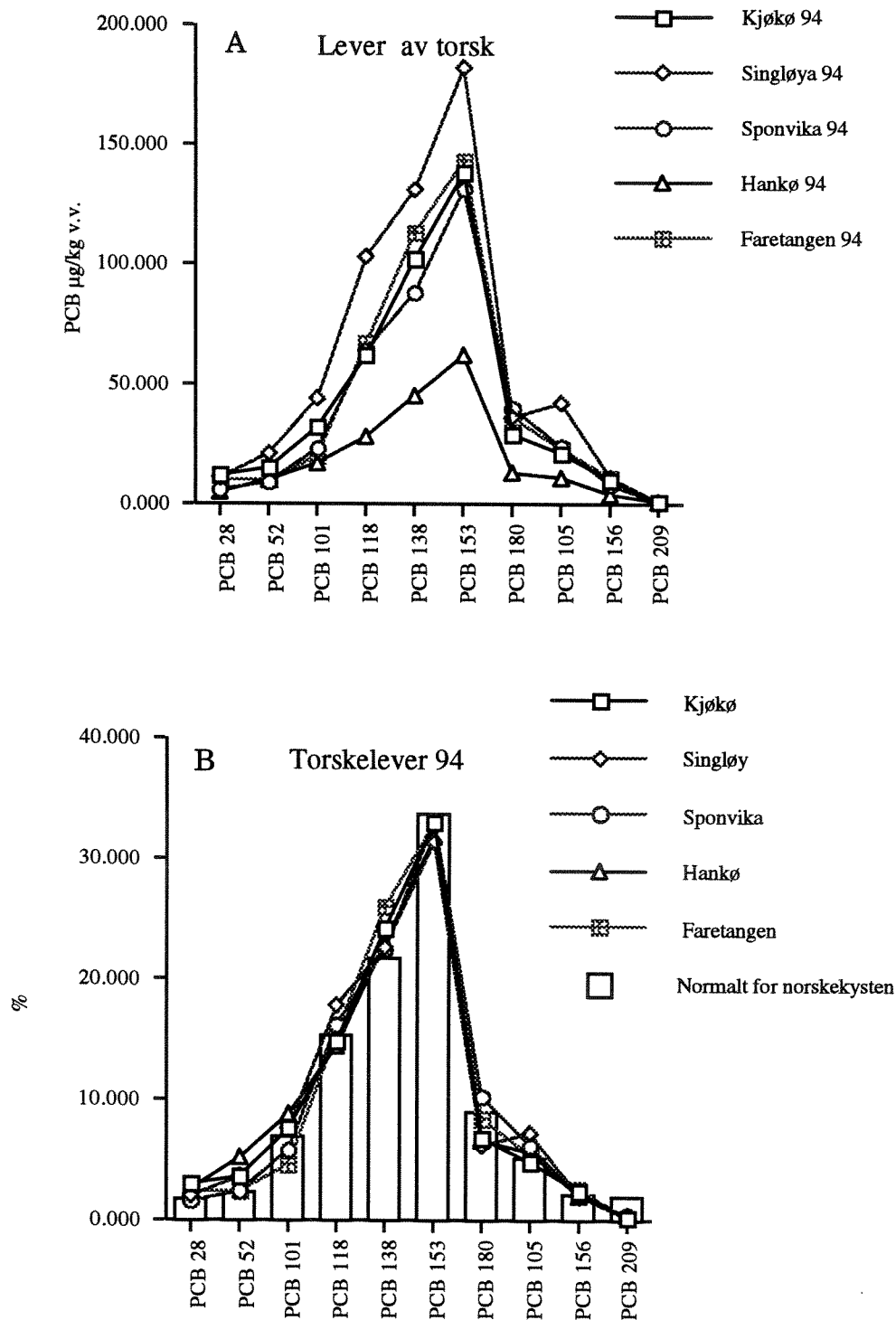
En viss forskjell antydes imidlertid, idet PCB 118 i resultatene fra 1989 var noe mer overrepresentert i forhold til PCB 138 og 153 (figur 6.8). Forskjellen i fordeling mellom 1989 og 1994 var størst for torsk fra Kjøkkø, Faretangen og Hankø. Fordelingen i torsk fra Singløy og Sponvika synes å være relativt lik begge år.

Forskjeller i kongener fordeling kan i prinsippet skyldes minst 3 forhold eller kombinasjoner av disse.

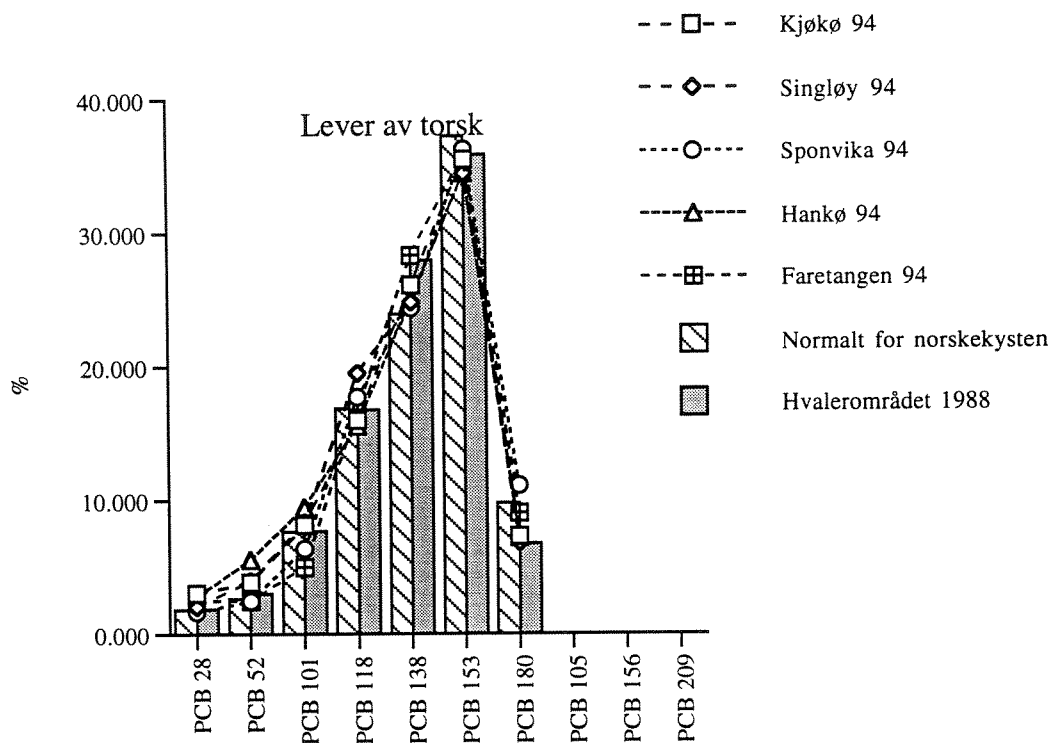
1. Markert forandring i kilden
2. Kongenerspesifikk nedbrytning/utskillelse
3. Systematiske forskjeller i anvendt analyseteknikk

En generell nedgang i PCB-innholdet i torsk har åpenbart funnet sted (figur 6.6). På grunn av den relativt høye deteksjonsgrensen ved analysene av sediment innsamlet i 1990 (Hektoen et al., 1992), kan en imidlertid ikke si noe om PCB-profilen i sedimentet og dermed heller ikke om belastningen har forandret seg de siste 4 år.

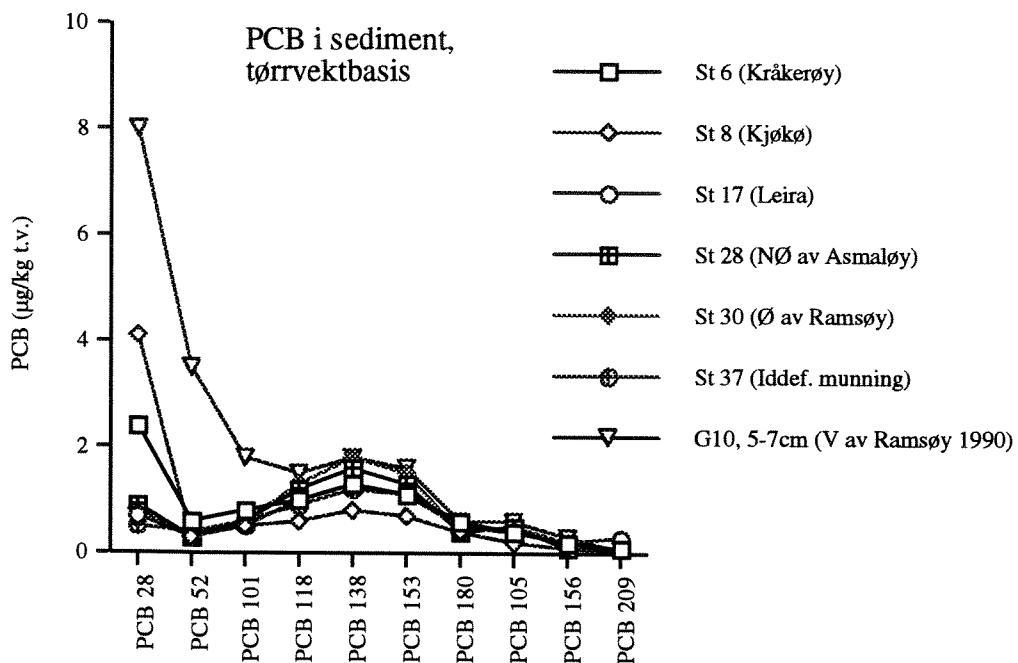
I 1994 var imidlertid PCB-sammensetningen i sedimentet (se figur 6.9) forskjellig fra det en fant i torskelever (figur 6.7). Forskjellene fremtrer særlig ved den høyere andel av PCB 28 i sedimentet. PCB-sammensetningen i sedimentet på de stasjonene som ligger nær Glommas munning (St. 6 og St. 8 nærmest Glommas munning, (Helland, 1996) avviker noe fra de øvrige, idet PCB 28 der synes å være vesentlig mer dominerende. Dette gir imidlertid ikke grunnlag for å belyse hvorvidt komponent- sammensetningen nær Glommas munning har forandret seg siden 80-tallet og dermed kunne ha gitt opphav til en endret PCB-profil i torskelever.



Figur 6.7. Konsentrasjonen av 10 PCB kongenerer i lever av torsk innsamlet fra 5 stasjoner i Hvalerområdet. A: Konsentrasjon oppgitt på våtvektbasis. B: Konsentrasjon oppgitt som % av analysert totalmengde. I B er gjennomsnittsfordelingen i norske kystområder inntegnet som søylediagram. (Beregnet på grunnlag av data i Knutzen og Green, 1995).



Figur 6.8. Den prosentvise fordeling av 7 PCB kongenerer i torskelever innsamlet i Hvalerområdet i 1989. Gjennomsnittsfordelingen i norske kystområder (beregnet på grunnlag av data i Knutzen og Green, 1995) og fordelingen funnet i torsk i Hvalerområdet i 1988 (Marthinsen et al., 1991) er inntegnet som søylediagram.



Figur 6.9. PCB kongenerer i overflatesediment (untatt G10 der 5 - 7 cm intervallet ble analysert) fra Hvalerområdet. Sedimentet ble innsamlet i 1994 (untatt G10 som ble innsamlet i 1990). **A:** Konsentrasjon oppgitt på tørrvektbasis. **B:** Konsentrasjon oppgitt som % av analysert totalmengde. Originaldata fra Helland, 1996.

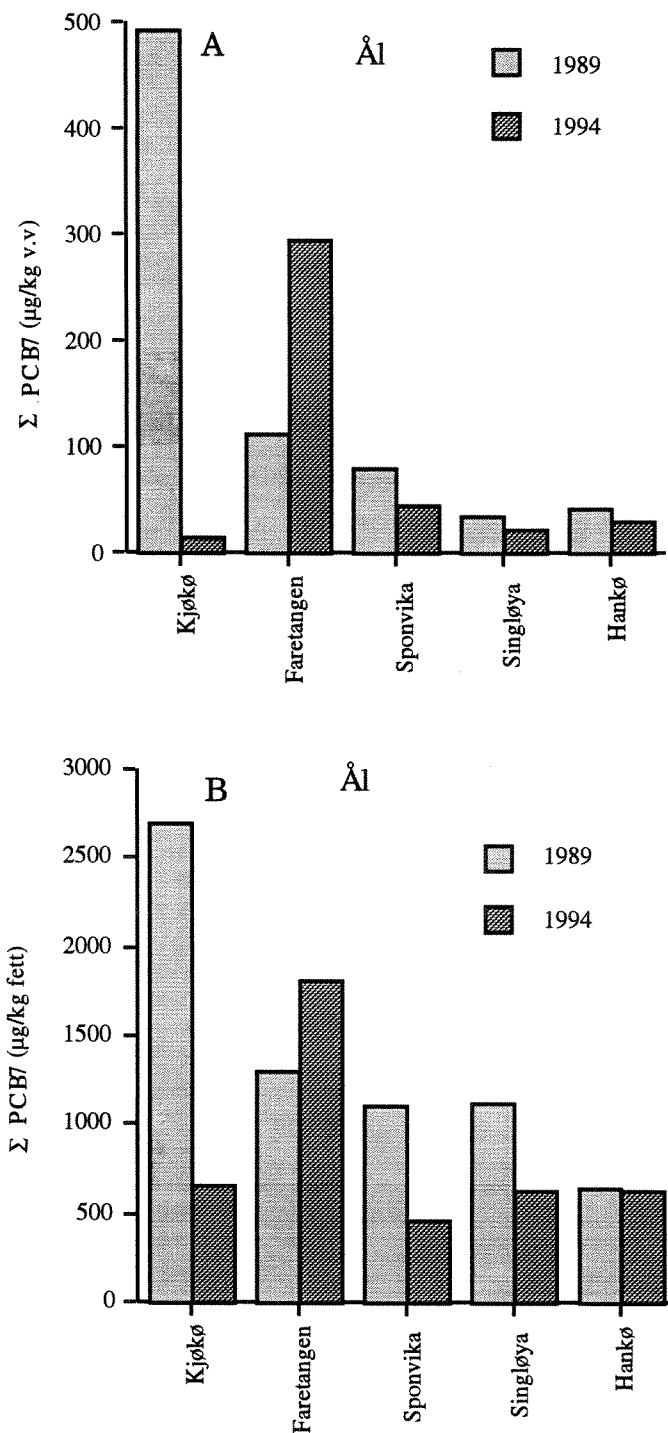
6.1.3. PCB i ål

I forhold til 1989 var konsentrasjonen av PCB i ål (våtvektbasis) blitt lavere på alle stasjoner med unntak av Faretangen (figur 6.10A). Denne nedgangen sees også for stasjonene Kjøkkø, Sponvika og Singløya når konsentrasjonen oppgis på fettbasis (figur 6.10B). En entydig tolkning av tidsutviklingen kompliseres av at Σ PCB₇ i ål begge år ser ut til å være sterkt positivt korrelert til fettinnhold (Figur 6.11A). Siden fettinnhold på enkelte av stasjonene varierer til deles sterkt mellom de to undersøkelsesår, kan forskjellen i konsentrasjon også være styrt av fettinnhold. Forskjellen i fettinnhold mellom de to årene var størst for Kjøkkø, Faretangen og tildels også Sponvika (figur 6.11B). Av figur 6.11B kan en slutte at selv når fettinnhold tas i betraktning, var PCB-innholdet i ål generelt høyere i 1989 enn i 1994. Den betydelige nedgangen en har sett i PCB-konsentrasjon i ål fra Kjøkkø og den økningen en har sett ved Faretangen må imidlertid i vesentlig grad tilskrives forskjeller i fettinnhold mellom de to år.

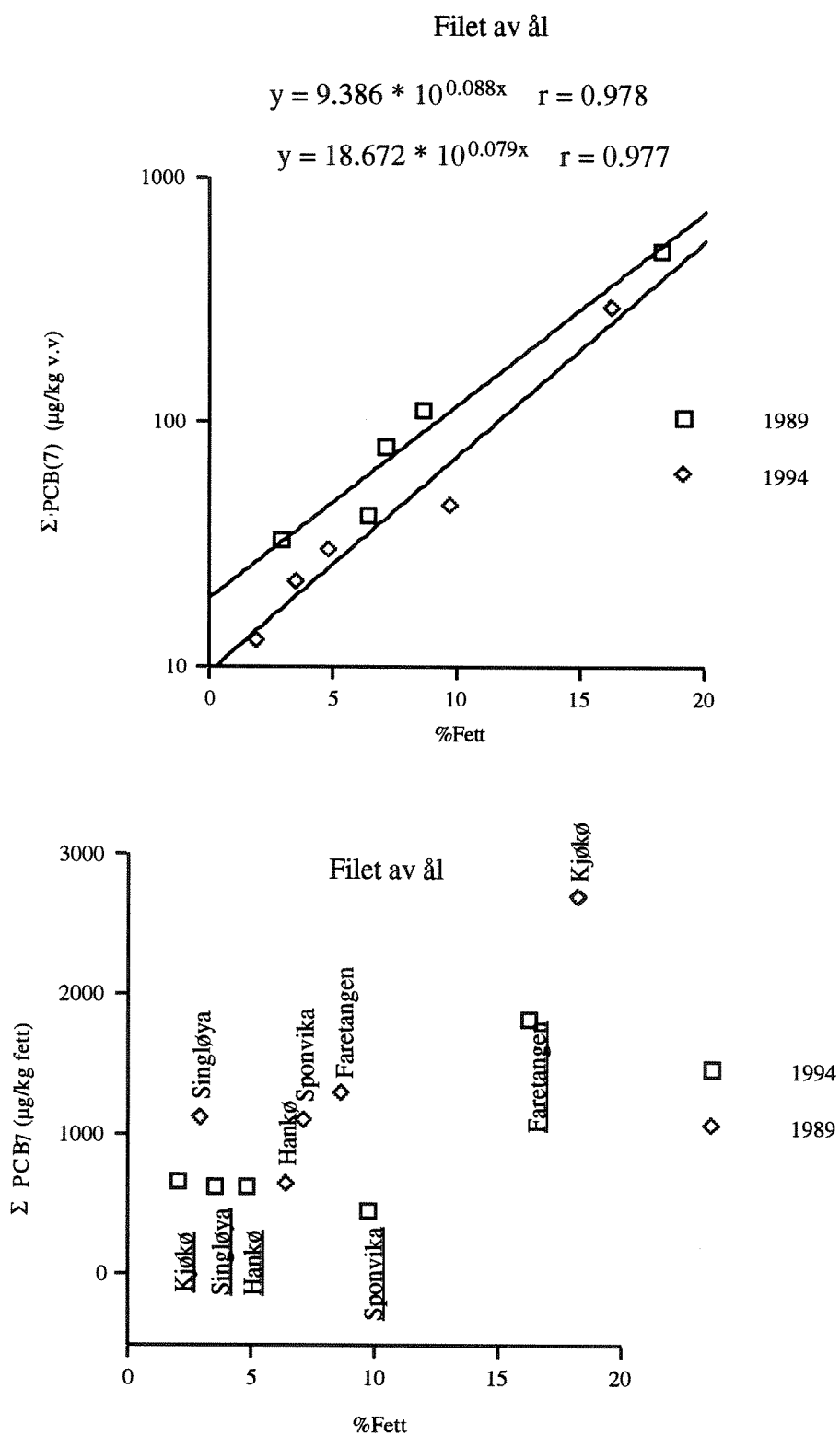
I undersøkelser av ålefilét med et fettinnhold på 14.2% innsamlet nær Halden (Berge og Helland, 1993) ble det påvist Σ PCB₇ konsentrasjoner på 62 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v. (tilsvarende 436 $\mu\text{g}/\text{kg}$ fett). Dette nivået er både på våtvekt- og fettbasis nær det som er funnet i ål lenger ut i Iddefjorden, ved Sponvika i 1994 (figur 6.10), men er mindre enn det en skulle forvente dersom en hadde en tilsvarende relasjon mellom fettinnhold og PCB som i figur 6.11A. Dette kan tyde på at relasjonen mellom fettinnhold og PCB-innhold som antydes i figur 6.11A er lokalt betinget (Hvaler-området).

Bakgrunnskonsentrasjoner for PCB i ål er ikke etablert. Ålen fra Faretangen er innsamlet i et område hvor det i nærheten tidligere har vært noe industriaktivitet (blant annet sagbruk) og hvor det nå er en marina med en liten lokal fylling som infiltreres av sjøvann. En eventuell tidligere lokal PCB-påvirkning fra disse aktivitetene kan være en potensiell forklaring på de noe høyere PCB-verdier i ål fra Faretangen. Som beskrevet ovenfor kompliseres imidlertid vurderingen av PCB-innholdet i ål av den varierende fettprosenten.

Med et mulig unntak av Faretangen fremstår likevel Hvalerområdet idag uten vesentlige miljøproblemer knyttet til PCB-innholdet i ål.



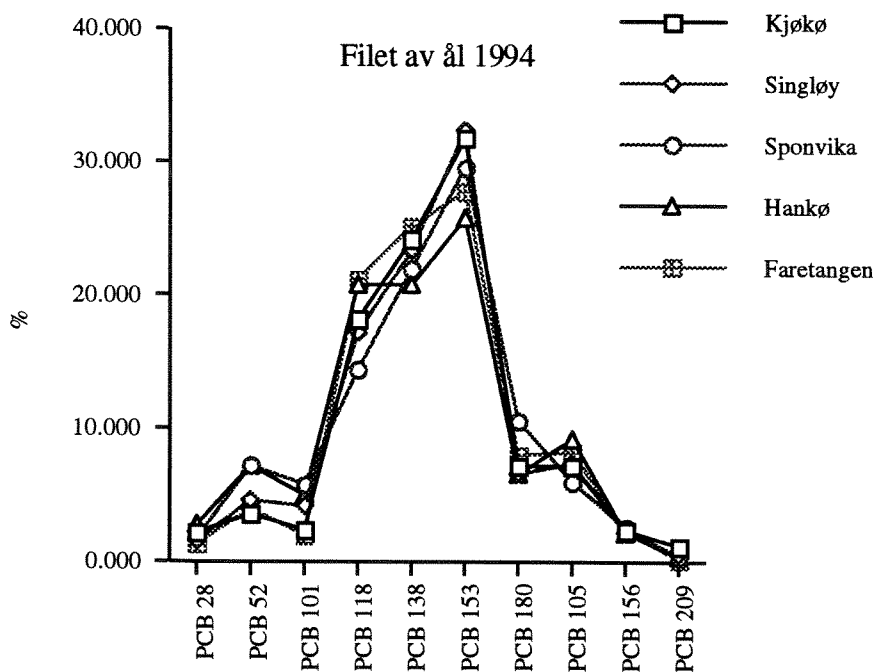
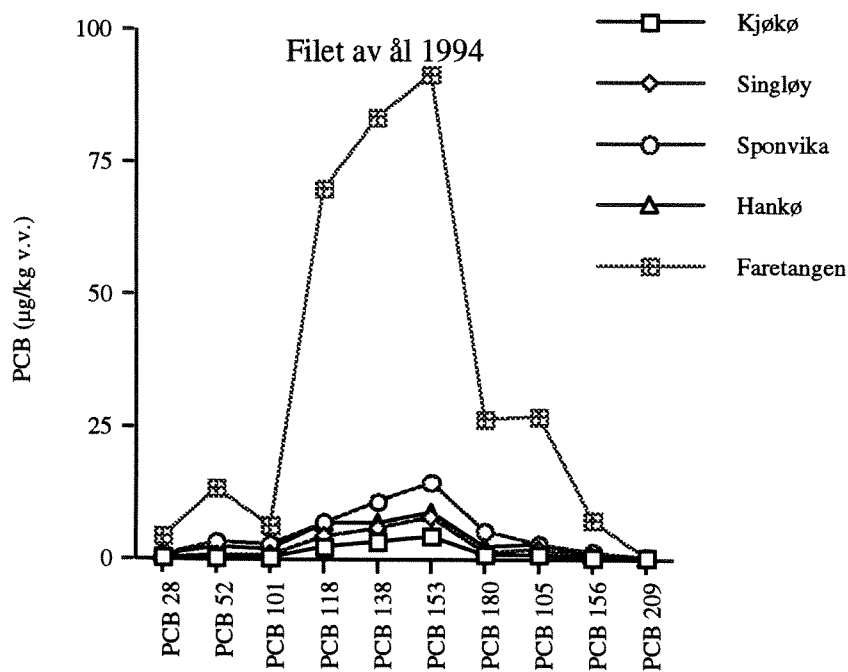
Figur 6.10. Konsentrasjonen av Σ PCB₇ i filet fra ål fra 5 stasjoner i Hvalerområdet i 1989 og 1994. **A:** Konsentrasjoner oppgitt på våtvektbasis. **B:** Konsentrasjoner oppgitt på fettbasis. Verdiene fra 1989 er etter Berge (1991).



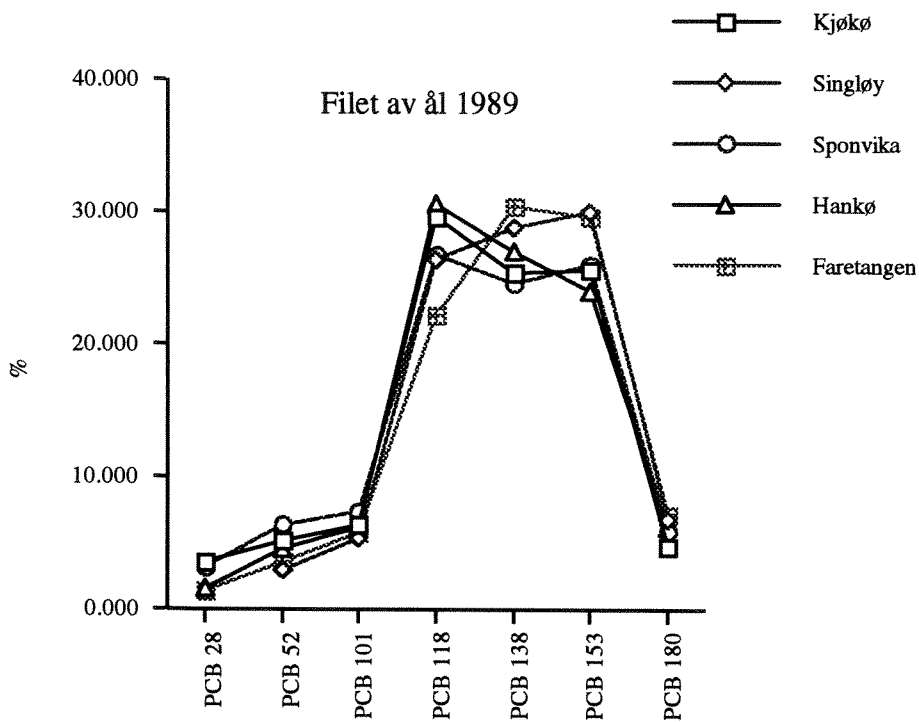
Figur 6.11. Konsentrasjoner av Σ PCB₇ i filet fra ål fra 5 stasjoner i Hvalerområdet plottete mot fettinnhold. Verdiene fra 1989 er fra Berge et al., 1991. A: Konsentrasjon oppgitt på våtvektsbasis. B: Konsentrasjon oppgitt på fettbasis.

PCB fulgt av sammensetningen i ål fra alle stasjoner var dominert av PCB 153, PCB 138 og PCB 118. Den innbyrdes fordelingen av de ulike kongenere var relativt lik på alle stasjoner (figur 6.11) og nær opptil det som ble funnet i torskelever (se figur 6.7) med et mulig unntak for PCB 52 som i forhold til PCB 28 og PCB 101 var noe mer fremtredende enn i torskelever.

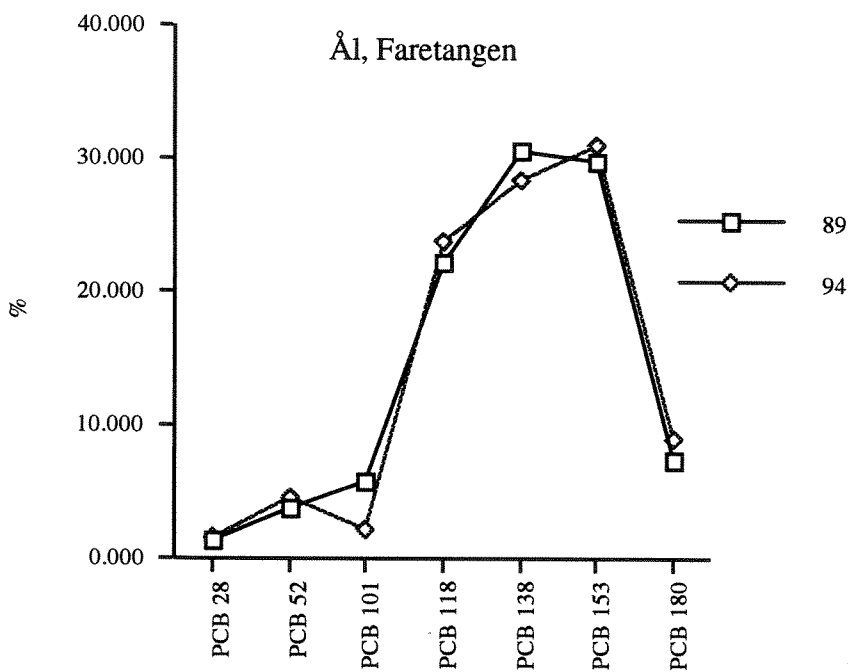
Som i torskelever (kapitel 6.1.2) var komponentsammensetningen i ål innfanget i 1994 noe forskjellig fra det som ble funnet i 1989 (figur 6.13), idet det var en noe jevnere fordeling mellom PCB 153, PCB 138 og PCB 118 i 1989 enn i 1994. Som for torsk er en noe usikker på årsaken til den noe ulike komponentsammensetningen. Minst forskjell i fordeling mellom de to år ble imidlertid funnet for ål innsamlet fra Faretangen (figur 6.14).



Figur 6.12. Konsentrasjonen av de 10 PCB kongenerer i filét av ål fra 5 stasjoner i Hvaler-området. **A:** Konsentrasjon oppgitt på våtvektsbasis. **B:** Konsentrasjonen oppgitt som % av analysert totalmengde.



Figur 6.13. Den prosentvise fordeling av 7 PCB kongenerer i filet av ål innsamlet i Hvalerområdet i 1989.



Figur 6.14. Fordelingen av PCB på de ulike kongenerer i ål innfanget nær Faretangen i 1989 og 1994. Data fra 1989 er omregnet (fra Berge, 1991).

6.2. HCB i blåskjell og fisk

Blåskjell

Det ble registrert lave konsentrasjoner av heksaklorbenzen i blåskjell på alle stasjoner innenfor Hvalerøyene i både 1989 og i 1994 (tabell 6.1). Målingene fra N-Asmaløy kan antyde et noe høyere nivå enn de øvrige stasjonene. Fordi analyseresultatene i hovedsak lå under deteksjonsgrensen begge år, kan en ikke si noe om eventuelle tidstrender i blåskjell i 5 års- perioden. Det er imidlertid tidlig på 80-tallet dokumentert et langt høyere konsentrasjoner av HCB i blåskjell (opptil 3.3 µg/kg v.v. nær Øra-området, Knutzen, 1984) enn det som ble observert i 1989 og 1994. Dette betyr at en på lang sikt har hatt en klar reduksjon i innholdet av HCB i blåskjell. Siden en allerede i 1989 observerte konsentrasjoner av HCB som var nær bakgrunnsnivå, kunne en neppe forvente ytterligere reduksjoner har funnet sted

Tabell 6.1. Konsentrasjonen av heksaklorbenzen (µg/kg v.v.) i blåskjell innsamlet i Hvaler-området i 1989 (Berge, 1991) og i 1994. Bakgrunnsnivået i skjell fra diffust belastede områder er tidligere antatt å være < 0.2 µg/kg v.v. (Knutzen et al., 1993), men er nylig foreslått redusert til 0.1 µg/kg v.v. (Knutzen og Green, 1995).

Stasjon	1989	1994
Papper ¹⁾	<0.15	<0.05
Singløya ¹⁾	<0.15	<0.05
Sponvikskansen ¹⁾	<0.15	<0.05
N-Asmaløy ¹⁾	<0.15	0.053 ³⁾
N-Asmaløy ²⁾	i.a.	<0.05 ⁴⁾

¹⁾ Skjellene ble frosset uten at de fikk anledning til å tømme seg for tarminnhold.

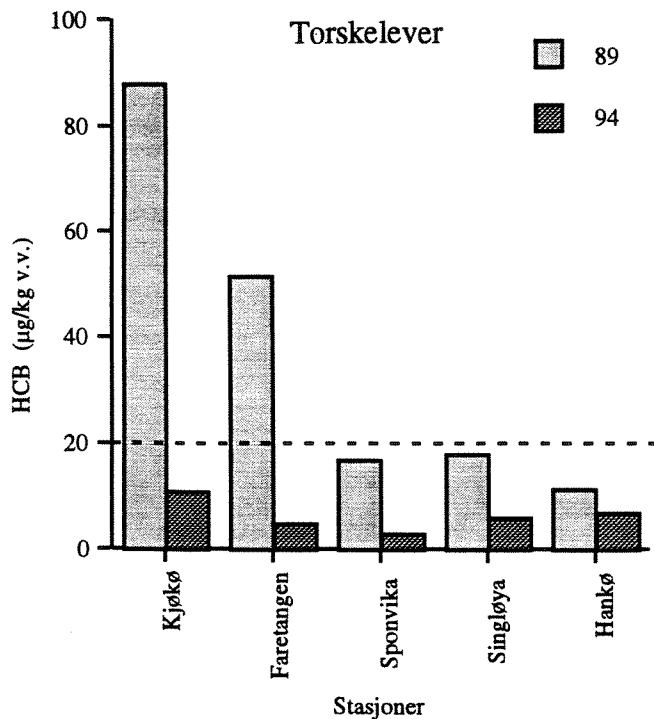
²⁾ Skjellene fikk anledning til å gå seg rene i ca. 12 timer.

³⁾ Middelerverdi av 3 analyser, alle over deteksjonsgrensen.

⁴⁾ 3 parallelle analyser lå alle under deteksjonsgrensen (0.05 µg/kg v.v.).

Torsk

I torskelever kunne en identifisere en klar nedgang i konsentrasjon på alle stasjoner (figur 6.15). Nedgangen var mest markant på de stasjoner som viste høye konsentrasjoner i 1989. Ikke på noen av stasjonene ble det observert konsentrasjoner som lå over et antatt bakgrunnsnivå (Knutzen et al., 1993) i diffust belastede områder (figur 6.15). De konsentrasjonene en har observert i torskelever står i skarp kontrast til de til dels meget høye verdier som ble observert i torskelever i 1980 (200 µg/kg v.v. i Øra området, Knutzen, 1984) og antyder at det i hele perioden fra 1980 til 1994 har foregått en reduksjon i innholdet av HCB i torsk.

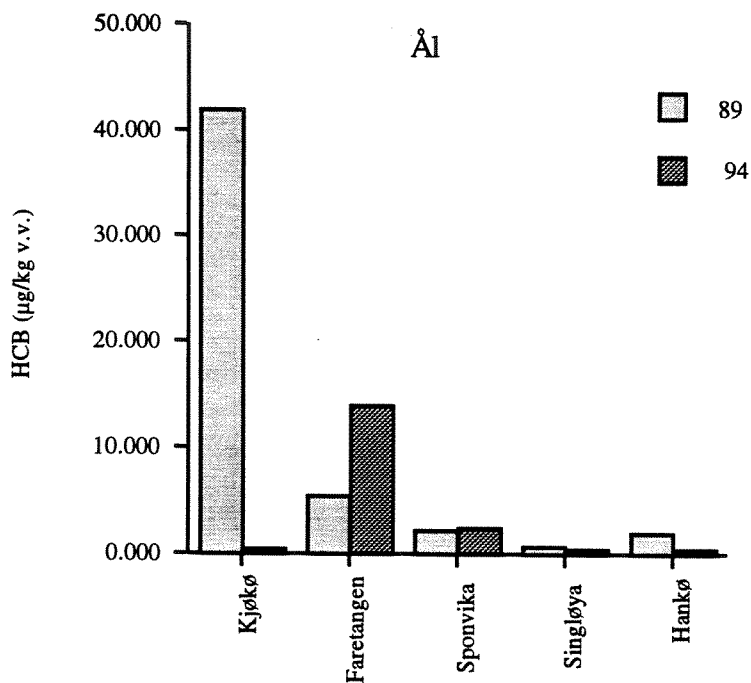


Figur 6.15. Konsentrasjonen av heksaklorbenzen i torskelever fra fisk innfanget i Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1991) og i 1994. Stiplet linje antyder øvre grense for bakgrunnsnivå (Knutzen et al., 1993).

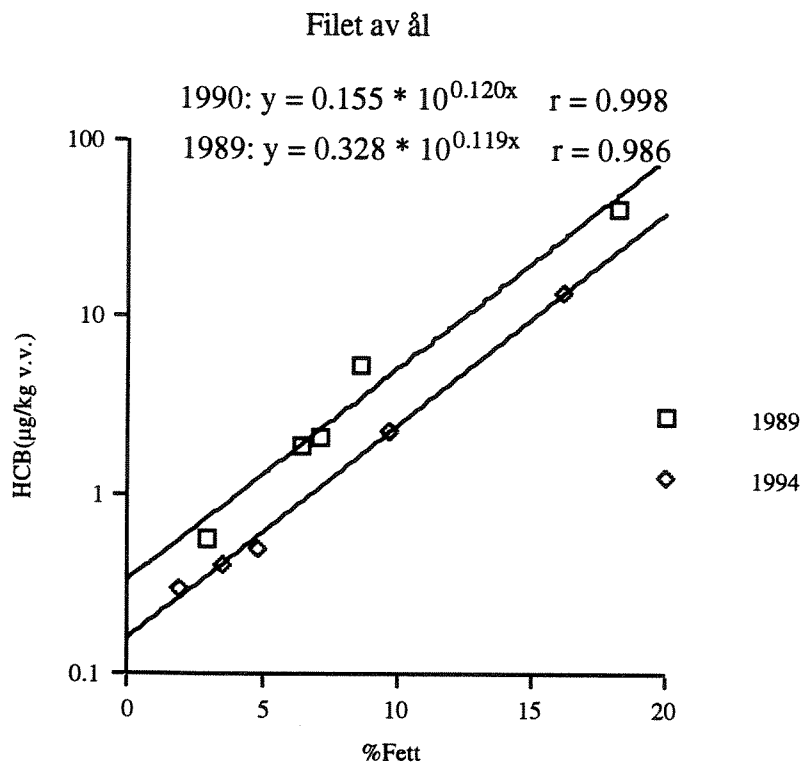
Ål

I ål fra Kjøkkø sees en tilsynelatende markant nedgang i konsentrasjonen av HCB, mens en i prøven fra Faretangen ser at konsentrasjoner har økt fra 1989 til 1994 (figur 6.17), og dette er i tråd med det som ble funnet for PCB i ål (figur 6.10). På de øvrige 3 stasjonene var det lave konsentrasjoner begge år. På samme måte som for PCB var det en klar sammenheng mellom innhold av HCB og fettinnhold begge år (figur 6.17). Dette betyr at de forskjeller i en ser i HCB- konsentrasjon mellom 1989 og 1994, delvis kan forklares ved endret fettinnhold.

Forskjellen i fettinnhold mellom de to år var størst for Kjøkkø og Faretangen (tabell 6.16). Den til dels dramatiske nedgangen en har sett i ål fra Kjøkkø og den økningen en har sett ved Faretangen kan dermed antas i vesentlig grad å skyldes forskjeller i fettinnhold mellom de to år. Av figur 6.17 kan en imidlertid slutte at selv når fettinnhold tas i betraktning, var HCB-innhold i ål generelt dobbelt så høyt i 1989 som i 1994 (forholdet mellom ligningen for de to regresjonslinjene er tilnærmet lik 2).



Figur 6.16. Konsentrasjonen av heksaklorbenzen i filét av ål innfanget i Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1991) og i 1994.



Figur 6.17. Konsentrasjonen av HCB i filét av ål som funksjon av fettinnholdet.

Tabell 6.2. Innholdet av fett i filét fra ål innsamlet i Hvalerområdet i 1989 og 1994.

Stasjon	% Fett 1989	% Fett 1994
Kjøkø	18.2	1.93
Faretangen	8.6	16.2
Sponvika	7.1	9.7
Singløya	2.9	3.5
Hankø	6.4	4.8

HCB brukes i mange former for organisk syntese (eksempelvis biocider, syntetgummi, produksjon av fluorkarboner, impregnering av papir). HCB produseres også som biprodukt ved elektrolyse med grafittelektroder, ved VCM-produksjon og ved ulike forbrenningsprosesser (Anonym, 1989). Tilførsel kan også tenkes å forekomme fra gamle deponier. Det har de siste 15 år vært igangsatt en rekke tiltak for å redusere de totale utslippene til Hvalerområdet. En har imidlertid ingen historisk oversikt over tilførsler av HCB til arkipellet. Analyser av overflatesediment viser imidlertid at tilførslene er blitt betydelig redusert i perioden 1980 - 1990 (Næs, 1983, Hektoen et al., 1992), mens en ikke ser noen tilsvarende nedgang etter 1990 (Helland, 1996).

Miljøtilstanden i Hvalerområdet må med hensyn til HCB-innhold i sediment (cf. kriterier i Knutzen et al., 1993), fremdeles karakteriseres som mindre god (Helland, 1996). Til tross for dette hadde en ingen tydelige overkonsentrasjoner av HCB i blåskjell og torsk.

6.3. DDT i blåskjell og fisk

I dette arbeidet har en kun analysert nedbrytningsproduktene av p,p-DDT (p,p-DDE og p,p-DDD), og summen av disse omtales i det etter følgende som Σ DDT. Inkluderes også p,p-DDT, omtales dette som Sum DDT (Sum DDT= p-p DDE + p,p DDD + p,p- DDT). De høye bakgrunnsnivåer av DDT som anses som relevante for de ulike organismer (Knutzen et al., 1993) og som det i det etterfølgende vil bli sammenlignet med, er basert på Sum DDT. Dette medfører visse problemer ved at det strengt tatt kun er når beregnede verdier for Σ DDT er større enn SUM DDT at en med sikkerhet kan si at nivået ligger over bakgrunnsnivå.

Blåskjell

Innholdet av p,p-DDE og p,p-DDD i skjell i 1989 og 1994 sees i tabell 6.3 (rådata sees i vedleggstabell 3B). Summen av p,p-DDE og p,p-DDD lå gjennomgående lavere enn 1/3 av det som anses som høyt bakgrunnsnivå for Sum DDT (=DDE+ DDD,+DDT) i diffust belastede områder (bakgrunnsnivå for Sum DDT=2 µg/kg v.v , cf. Knutzen et al., 1993). Tatt i betraktning det relativt lave nivået av Σ DDT og med forbehold om at DDT ikke er unormalt dominerende i forhold til DDE og DDD, utgjør ikke DDT i blåskjell noe vesentlig miljøproblem i Hvalerområdet i dag.

I 1981 ble det i blåskjell fra Løperen registrert konsentrasjoner av Sum DDT i området 0.2 - 0.4 µg/kg v.v. (Knutzen, 1984). De konsentrasjoner av Σ DDT som ble observert i 1994 ligger således grovt sett på samme nivå.

Skjell som fikk anledning til å gå seg rene inneholdt ca. 10% mindre DDE og DDD enn skjell som ble frosset direkte etter innsamling (tabell 6.3). Forholdet mellom DDE og DDD i blåskjell innfanget i 1994 lå i intervallet 2.5 - 2.7 for alle stasjoner unntatt Papper, der forholdet lå vesentlig høyere (> 4.8).

Tabell 6.3. Konsentrasjonen av p,p-DDE og p,p-DDD ($\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.) i blandprøve av blåskjell fra stasjoner i Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1991) og i 1994. i.a. = ikke analysert. Merk at Σ DDT = p-p DDE+ p-p DDD.

Stasjon	p,p-DDE/89	p,p-DDE/94	p,p-DDD/89	p,p-DDD/94	Σ DDT/89	Σ DDT/94
Papper ¹⁾	0.44	0.24 ⁵⁾	<0.15	<0.05 ⁵⁾	0.44 - 0.59	0.24 - 0.29
Singløya ¹⁾	0.47	0.25 ⁵⁾	<0.15	0.15 ⁵⁾	0.47 - 0.62	0.35
Sponvikskansen ¹⁾	0.1	0.37 ⁵⁾	<0.15	0.15 ⁵⁾	0.1 - 0.25	0.52
N-Asmaløy ¹⁾	0.38	0.48 ³⁾	<0.15	0.18 ³⁾	0.38 - 0.53	0.66
N-Asmaløy ²⁾	i.a.	0.43 ³⁾	i.a.	0.16 ³⁾	i.a.	0.59

¹⁾ Skjellene ble frosset uten at de fikk anledning til å tømme seg for faeces.

²⁾ Skjellene fikk anledning til å gå seg rene i ca. 12 timer.

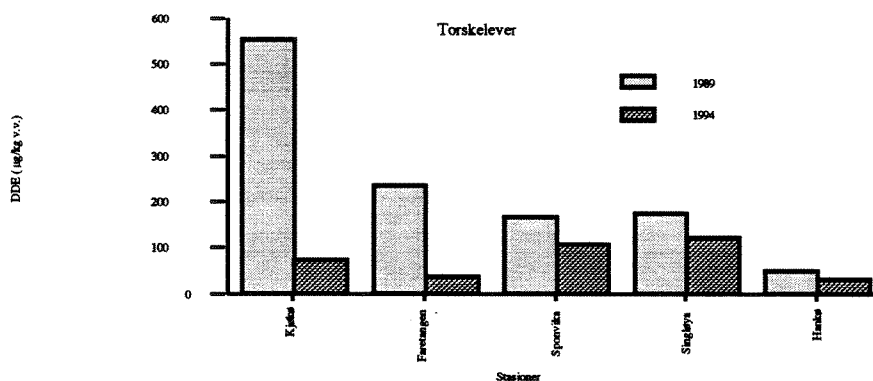
³⁾ Middelerverdi av 3 analyser, alle over deteksjonsgrensen.

⁴⁾ 3 parallelle analyser lå alle under deteksjonsgrensen ($0.05 \mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.).

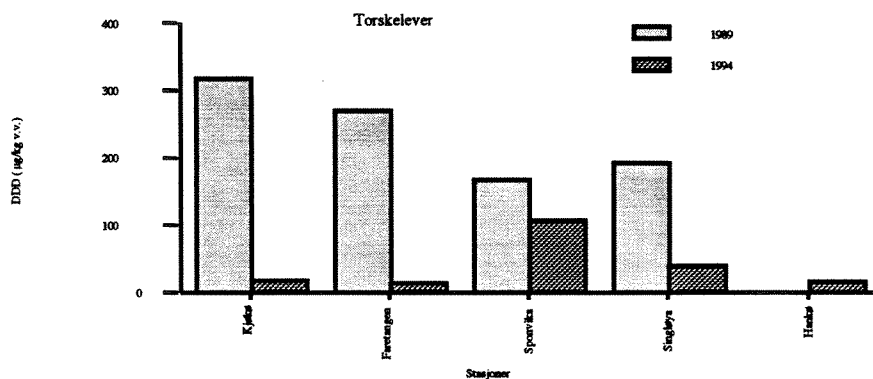
⁵⁾ 1 analyse.

Torsk

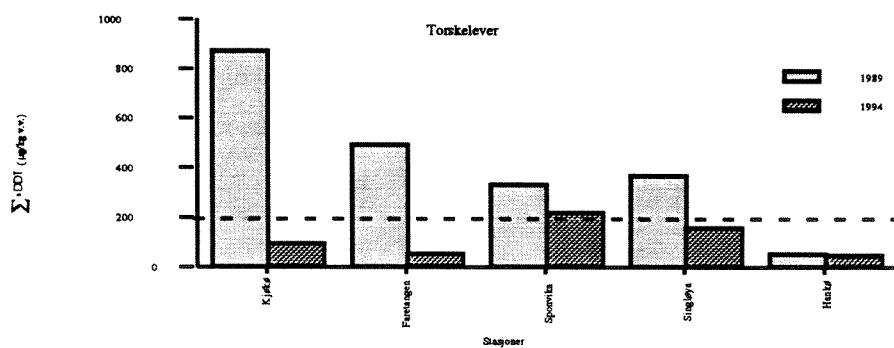
Konsentrasjonen av DDT-relaterte forbindelser i torskelever var markant redusert fra 1989 til 1994 på alle de analyserte stasjoner (figur 6.18 - 6.20) (rådata sees i vedleggstabell 3D). I 1989 lå konsentrasjonen av Σ DDT i torskelever over antatt høyt bakgrunnsnivå for Sum DDT ($200 \mu\text{g}/\text{kg}$ v.v., Knutzen et al., 1993) på alle stasjoner utenom Hankø (figur 6.20), mens det i 1994 sannsynligvis kun opptrer noe forhøyede konsentrasjoner i Sponvika (figur 6.20) og muligens Singløya (forutsatt at p,p-DDT > $35 \mu\text{g}/\text{kg}$). Nedgangen var mest markant på stasjoner som hadde høye nivåer i 1989. På disse stasjoner ble det observert en relativ større nedgang i konsentrasjon av p-p DDD enn av p-p DDE (figur 6.21).



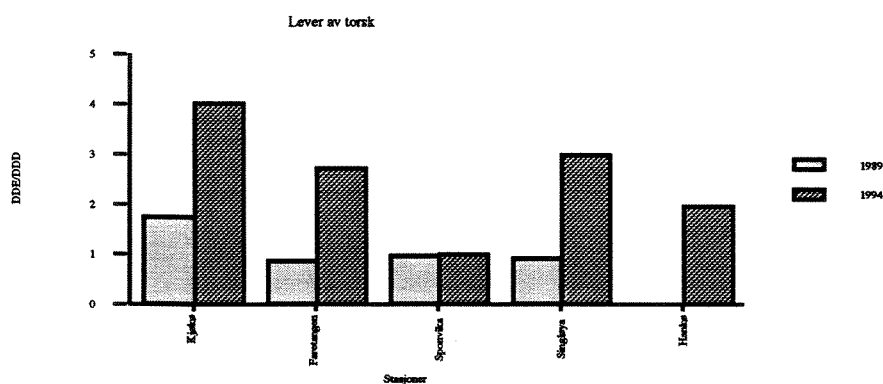
Figur 6.18. Konsentrasjonen av p,p-DDE i blandprøve av torskelever innsamlet fra Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1989) og i 1994.



Figur 6.19. Konsentrasjonen av p,p-DDD i blandprøve av torskelerver innsamlet fra Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1991) og i 1994.



Figur 6.20. Konsentrasjonen av Σ DDT (= p,p-DDE+ p,p-DDD) i blandprøve av torskelerver innsamlet fra Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1991) og i 1994.

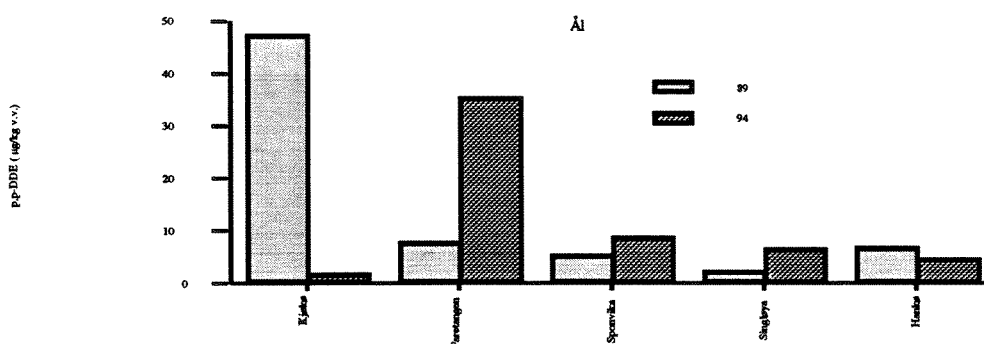


Figur 6.21. Forholdet mellom p,p-DDE og p,p-DDD i torskelerver innsamlet i Hvalerområdet i 1989 og 1990.

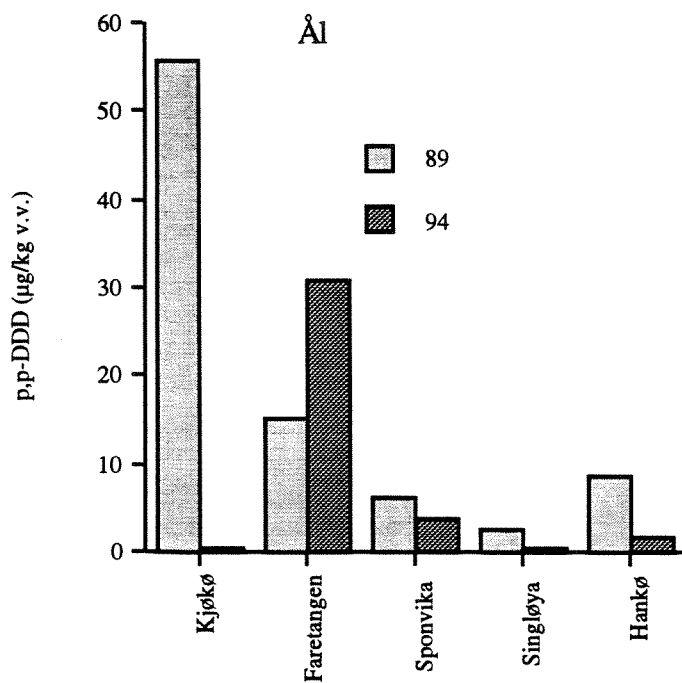
Ål

Totalt sett tyder de nivåer av DDT og DDE som en finner i Hvalerområdet på at slike forbindelser ikke utgjorde noe miljøproblem i 1994.

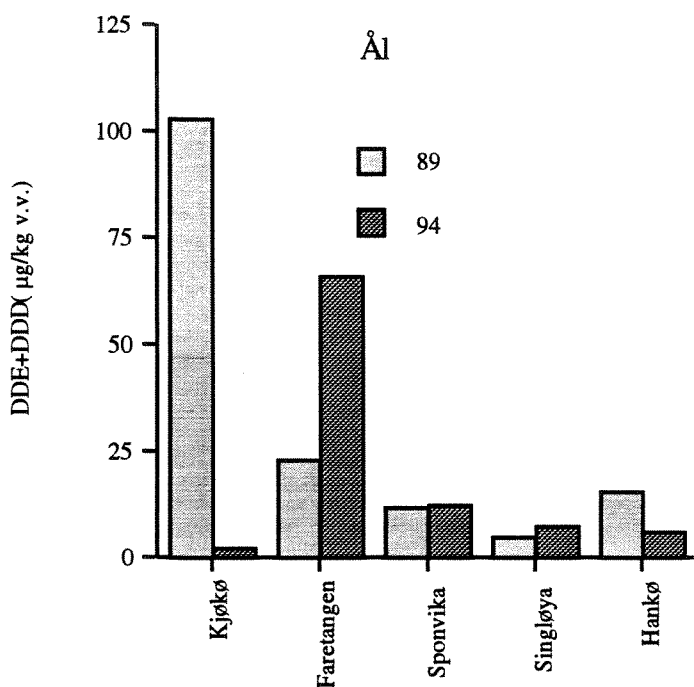
Rådata for de utførte analyser av p,p-DDE og p,p-DDD sees i vedleggstabell 3F. I ålefilet var endringene i konsentrasjonen av DDT-relaterte forbindelser (figur 6.22 - 6.24) ikke så entydig som i torskelever. Konsentrasjonen var markant redusert i ål fra Kjøkø, mens den hadde øket i ål fra Faretangen (6.22 - 6.24). I ål fra Sponvika og Singløya ble det observert en økning i p,p-DDE og en reduksjon i p,p-DDD (figur 6.22, 6.23). På samme måte som PCB og HCB ble det observert en økning i mengden DDT-relaterte forbindelser med økende fettmengde (figur 6.25 - 6.27). Relasjonen mellom fettinnhold og p,p-DDE var nærmest det samme i 1989 og 1994 (figur 6.25). Mens relasjonen mellom fettmengde og p,p-DDD var forskjellig de to årene, idet det var mer p,p-DDD i mager fisk i 1989 enn i 1994 (figur 6.26). Dette har resultert i at forholdet mellom p,p-DDE og p,p-DDD lå i området 0.75 - 0.79 i 1989, mens det i 1994 varierte fra 0.9 for fet fisk til 4.5 i mager fisk (tabell 6.4). De endringene en har sett i perioden kan således i vesentlig grad tilskrives en reduksjon i mengden p,p-DDD i vev med lav fettprosent. Under aerobe forhold nedbrytes DDT i første rekke ned til p,p-DDE (Kobayashi og Rittmann, 1982) og under anaerobe forhold til DDD (Guenzi og Beard, 1968). En kunne derfor tenke seg at tilgjengeligheten av disse forbindelser skulle ha en sammenheng med oksygenforholdene i eksempelvis sedimentene. Dersom en fikk en generell forbedring i oksygenstatus i sedimentene kunne en vente at forholdet mellom p,p-DDE og DDT økte. Både analyser av torsk (figur 6.21) og ål (tabell 6.4) peker i retning av en økning i forholdet mellom p,p-DDE og p,p-DDD i perioden 1989 - 1994 og støtter således en hypotese om at tilgjengeligheten av p,p-DDE har økt i forhold til p,p-DDD og at dette kan ha sammenheng med en forbedring av oksygenforholdene. Det er imidlertid også andre forklaringsmodeller.



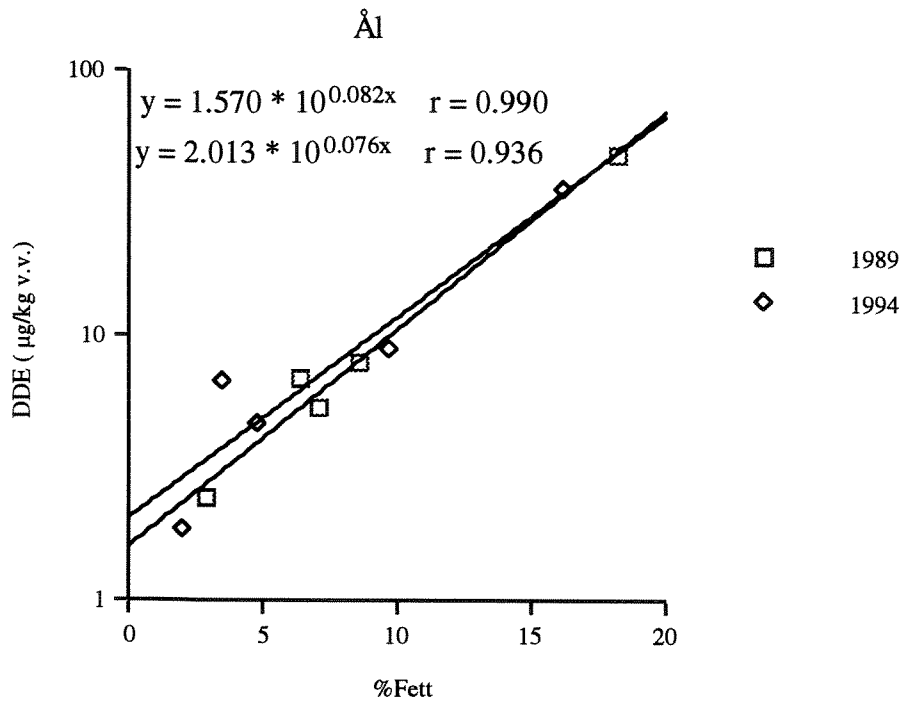
Figur 6.22. Konsentrasjonen av p,p-DDE i blandprøve av filét av ål innsamlet fra Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1989) og i 1994.



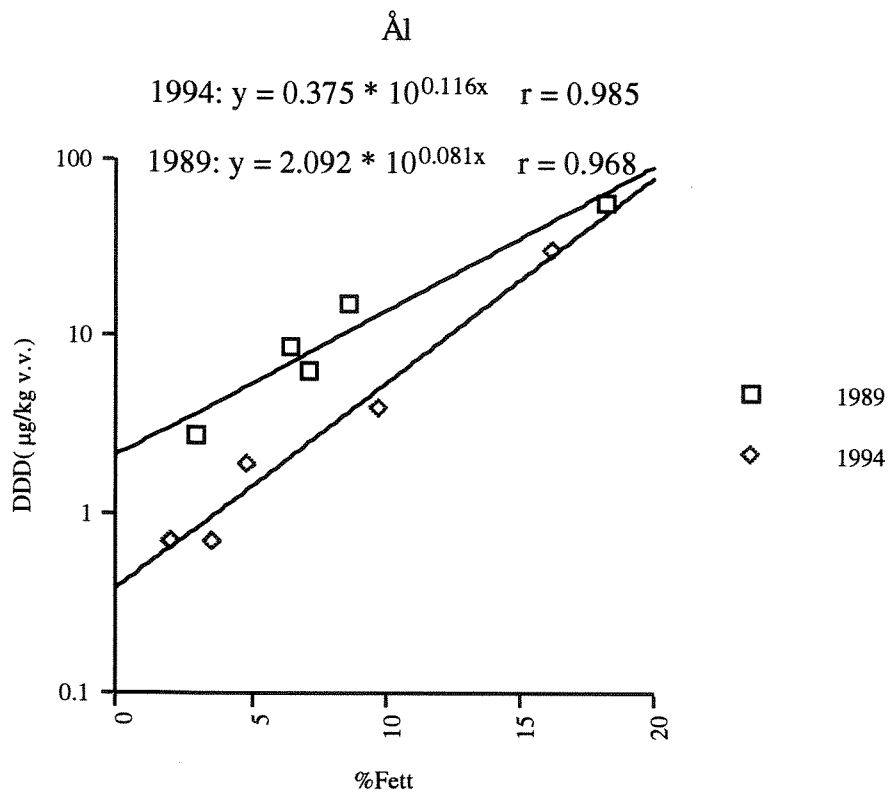
Figur 6.23. Konsentrasjonen av p,p-DDD i blandprøve av ål innsamlet fra Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1989) og i 1994.



Figur 6.24. Konsentrasjonen av Σ DDT (= p,p-DDE + p,p,-DDD) i blandprøve av ål innsamlet fra Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1989) og i 1994.



Figur 6.25. Konsentrasjonen av p,p-DDE i filét av ål som funksjon av fettinnhold.



Figur 6.26. Konsentrasjon av DDD i filét av ål som funksjon av fettinnhold.

Tabell 6.4. Forholdet mellom DDE og DDD i filét av ål med 5 ulike nivåer av fett. Beregnet på bakgrunn av regresjonslinjene i figur 6.25 og 6.26.

% Fett	1989 DDE/DDD	1994 DDE/DDD
2	0.75	4.5
5	0.76	4.4
10	0.77	2.1
15	0.78	1.4
20	0.79	0.9

6.4. HCH i blåskjell og fisk

Det ble observert lave nivåer av heksaklorsykkloheksan (Σ HCH) i alle vev som ble analysert i 1994.

Både i blåskjell og torskelever lå konsentrasjonen av Σ HCH under et antatt høyt bakgrunnsnivå (blåskjell: $<0.5 \mu\text{g}/\text{kg}$ v.v., torskelever: $<50 \mu\text{g}/\text{kg}$ v.v., Knutzen et al., 1993) (se tabell 6.5, figur 6.27). Klare endringer i konsentrasjon av HCH i forhold til nivået i 1989 ble kun observert i skjell fra stasjonen ved Papper (tabell 6.5). Betydelige reduksjoner er i tidligere perioder (1981 - 1989) observert i blåskjell fra Hvalerområdet (Knutzen 1981, Berge, 1991). Tømming av tarm og behandlingen knyttet til dette hadde ingen innvirkning på HCH-nivået i skjellene (tabell 6.5).

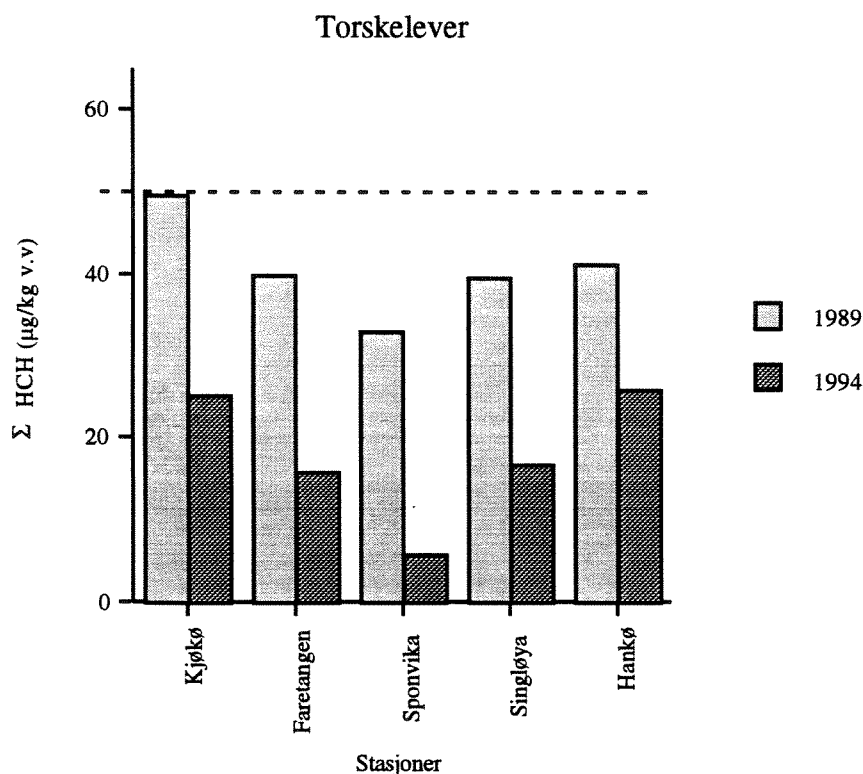
Konsentrasjonen av α -HCH og γ -HCH i torskelever hadde gått ned på alle stasjoner i perioden 1989 til 1994 (figur 6.28). Også i filét av ål ble det observert en nedgang i konsentrasjonen av HCH i denne perioden (figur 6.29, 6.30). Konsentrasjonen av både α -HCH og γ -HCH i ål viste begge år god korrelasjon til fettinnholdet (figur 6.31 og 6.32).

Nivåene av HCH som er observert i blåskjell og fisk viser at HCH ikke er noe miljøproblem i Hvalerområdet. Så langt tilbake som i 1980 ble det observert relativt lave konsentrasjoner av HCH i torskelever ($10 - 30 \mu\text{g}/\text{kg}$ v.v) fra området (Knutzen, 1984). Dette tyder på at en tidligere heller ikke har hatt spesielt høye konsentrasjoner av HCH.

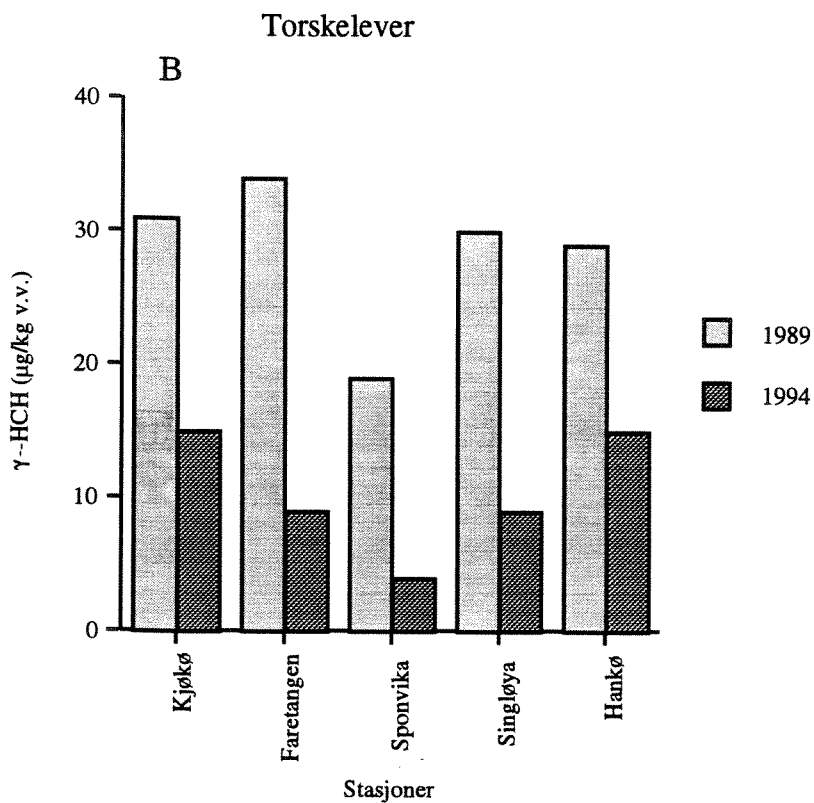
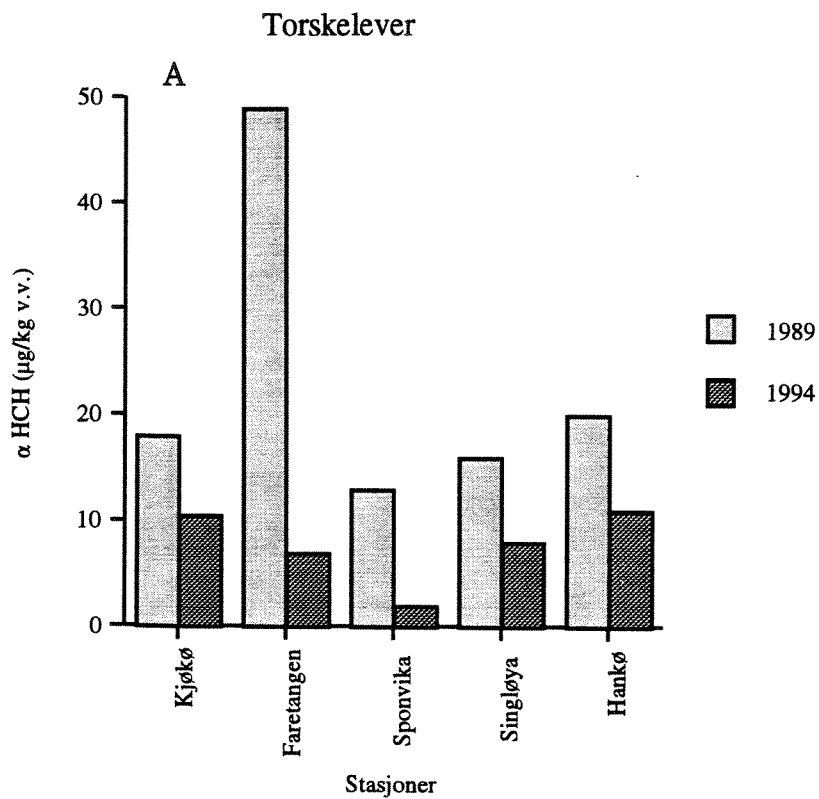
Omsetningen av Lindan i Norge var svært varierende i Norge på 80-tallet ($405 - 10488 \text{ kg}/\text{år}$, data fra Landbruksdepartementets giftnemnd). Bruken av Lindan ble imidlertid totalt faset ut etter 1992. I Sverige ble det innført forbud mot all bruk i 1988 (Anonym, 1989). Nivåene av HCH i sedimentet i Hvalerområdet er lave (Helland, 1996). Det er nærliggende å anta at en vesentlig del av den nedgangen en har observert i Hvalerområdet skyldes reduserte forbruk. Massetransporten av Lindan i Glomma har også blitt vesentlig redusert fra 1990 ($54 \text{ kg}/\text{år}$) til 1993 ($9.7 \text{ kg}/\text{år}$) (Holtan, 1996). Med det relativt lave nivået en ser i organismer fra området, er det å forvente at nivået ikke reduseres vesentlig mer før bidraget fra langtransporterte forurensninger fra områder utenfor Norge opphører.

Tabell 6.5. Konsentrasjon av Lindan (γ -HCH) og α -HCH i blåskjell fra stasjoner i Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1991) og i 1994. f.dir = prøvene ble frosset direkte etter prøvetaking, g.ren = skjellene fikk anledning til å tømme tarmen før innfrysing av skjellprøve. i.a. = ikke analysert.

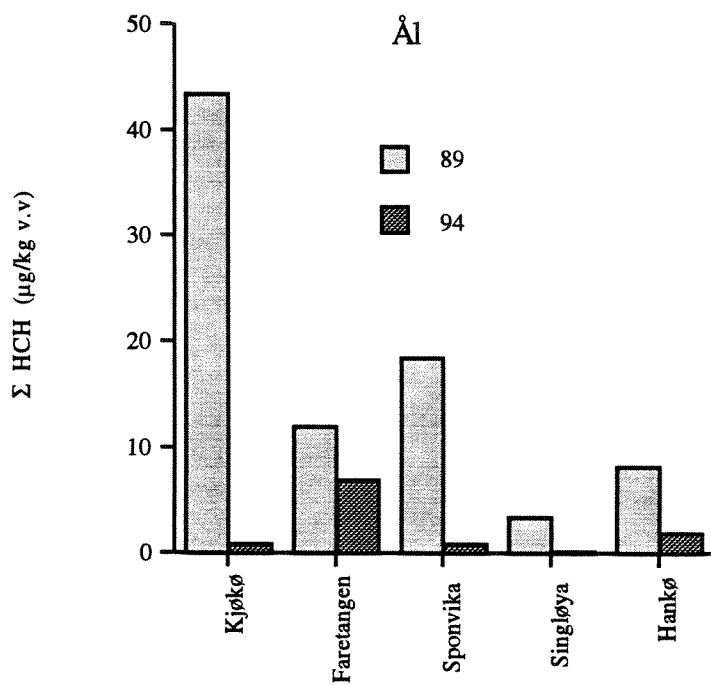
Stasjon/prøvetype	α -HCH ($\mu\text{g}/\text{kg v.v.}$)		γ -HCH ($\mu\text{g}/\text{kg v.v.}$)		Σ HCH ($\mu\text{g}/\text{kg v.v.}$)	
	89	94	89	94	89	94
Papper, f.dir	1.423	<0.05	0.390	<0.05	1.813	<0.1
Singløya, f.dir	<0.15	<0.05	<0.15	0.12	<0.3	0.12-0.17
Sponvikskansen, f.dir	<0.15	0.06	<0.15	0.19	<0.3	0.25
N-Asmaløy, f.dir	0.255	0.053	<0.15	0.21	0.25-0.4	0.26
N-Asmaløy, g.ren	i.a	<0.05	i.a	0.21	i.a	0.21-0.26



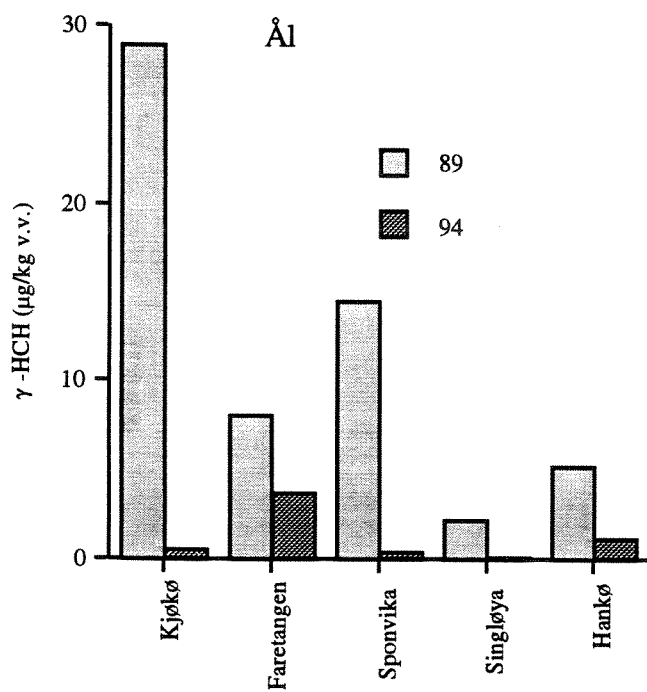
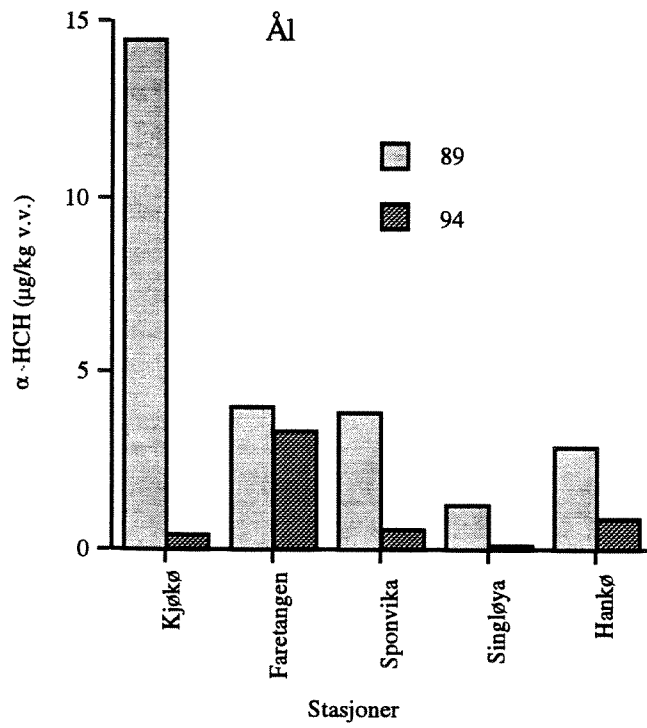
Figur 6.27. Konsentrasjonen av Σ HCH (α -HCH+ γ -HCH) i torskelever innsamlet fra Hvalerområdet i 1989 og 1994. Øvre grense for bakgrunnsnivå er inntegnet med horisontal stiplet linje.



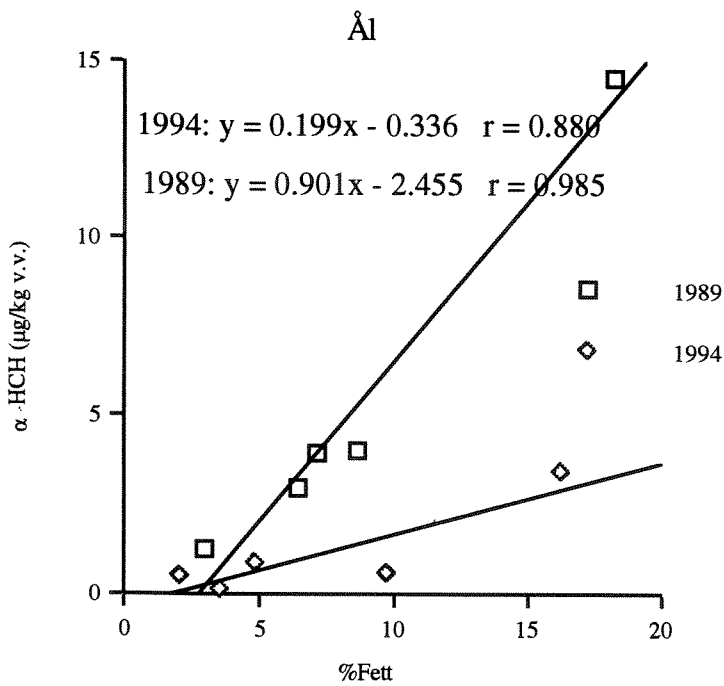
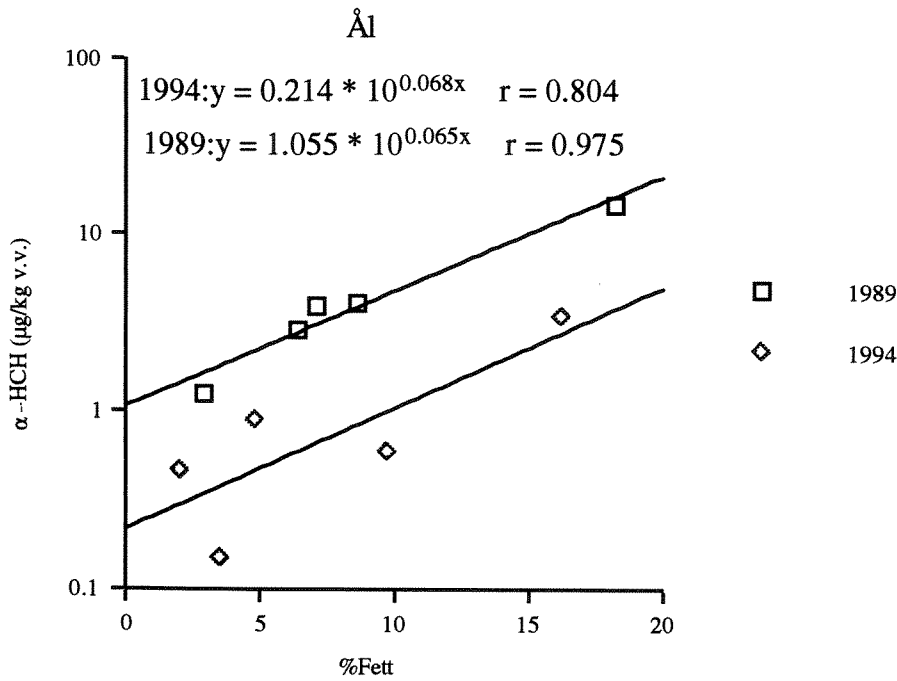
Figur 6.28. Konsentrasjonen av A: α -HCH og B: γ -HCH i torskelever innsamlet fra Hvalerområdet i 1989 og 1994.



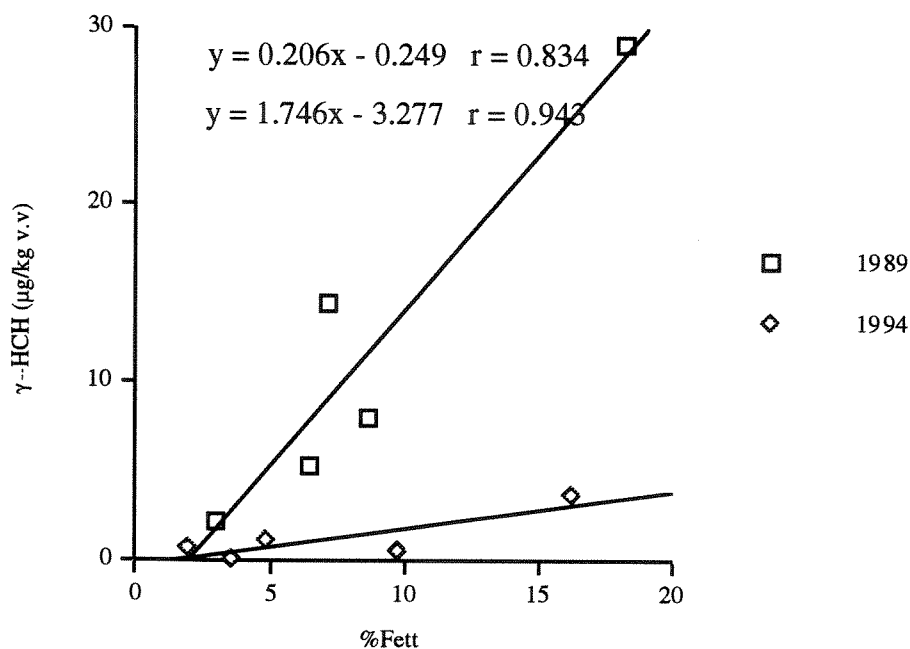
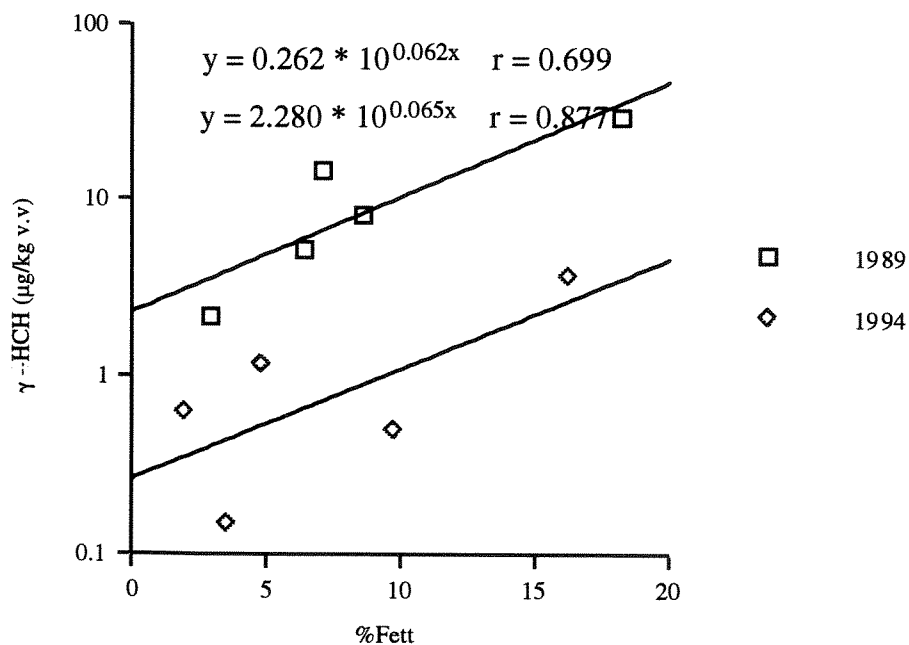
Figur 6.29. Konsentrasjonen av HCH (α -HCH+ γ -HCH) i filet av ål innsamlet fra Hvalerområdet i 1989 og 1994.



Figur 6.30. Konsentrasjonen av A: α -HCH og B: γ -HCH i filét av ål innsamlet fra Hvalerområdet i 1989 og 1994.



Figur 6.31. Konsentrasjonen av α -HCH i filét fra ål fra 5 stasjoner i Hvalerområdet som funksjon av fettinnhold. Regresjonslinje inntegnet (øverst: eksponensiell, nederst: lineær).



Figur 6.32. Konsentrasjonen av γ -HCH i filét fra ål fra 5 stasjoner i Hvalerområdet som funksjon av fettinnhold. Regresjonslinje inntegnet (øverst: eksponensiell, nederst: lineær).

6.5. PCDF/PCDD og non-orto PCB i blåskjell og fisk

Analysemuligheter for non-orto PCB var ikke tilgjengelig i forbindelse med undersøkelsen som ble gjennomført i 1989. Slike analyser er derfor tidligere ikke utført i Hvalerområdet. Non-orto PCB bestemmes idag i sammenheng med analyser av PCDF/PCDD. På tross av at en i 1989 fant relativt lave nivåer av PCDF/PCDD i organismer i Hvalerområdet, valgte en derfor å gjennomføre orienterende analyser på enkelte utvalgte stasjoner for å se om non-orto PCB kunne utgjøre et problem (rådata sees i vedlegg A).

Med utgangspunkt i en presumptiv sammenheng mellom konsentrasjonen av non-orto PCB og andre kongenere av PCB, valgte en de stasjoner og organismer som skulle analyseres ut fra et krav om høyt PCB innholdet (Σ PCB7) i 1989. De gjennomførte ordinære PCB-analysene på materialet fra 1994 viset imidlertid at PCB-nivået var blitt betydelig redusert i perioden 1989 - 94 (kapitel 6.1.1 - 6.1.3).

Analysene av non-orto PCB på blåskjell fra Papper i 1994 (tabell 6.6) tyder på at nivået av non-orto PCB (omregnet til Σ 2378 TCDD eq.) var klart lavere enn det som er observert i de relativt få og til dels betydelig industripåvirkede fjordområder, der slike analyser til nå er gjennomført (Breviksfjorden 1993: 0.5 ng/kg, Klokkartangen: 0.36 ng/kg, Kristiansandsfjorden indre: 1.55 ng/kg, se Knutzen 1995). Det foreligger imidlertid for få analyser til å etablere et bakgrunnsnivå for non-orto PCB.

Nivået av PCDF/PCDD i blåskjell (tabell 6.6) lå under bakgrunnsnivå (< 0.3 ng/kg 2378 TCDD eq, Knutzen et al., 1993) og lå også lavt sammenlignet med analyser fra andre fjordområder (Knutzen, 1995). Uttrykt som giftighet i skjell bidro non-orto PCB omtrent tilsvarende som PCDF/PCDD (tabell 6.6), tilsammen 0.36 ng/kg (2378 TCDD eq.). Dette er såvidt over øvre grense for bakgrunnsnivå av PCDF/PCDD og må oppfattes som en indikasjon på at nivået av non-orto PCB (og PCDF/PCDD) i blåskjell fra Papper ikke er spesielt høyt.

Tabell 6.6. Giftighet av dioksiner og furaner, samt non-orto PCB (PCB 77, PCB 126, PCB 169) i blåskjell fra Papper i 1989 og 1994. Giftigheten er uttrykt som 2378-TCDD toksisitetsekvivalenter etter henholdsvis nordisk modell (Ahlborg, 1989 og etter Ahlborg et al, 1994). i.a. = ikke analysert.

	1989	1994
PCDD/F (2378 TCDD eq., ng/kg v.v.)	i.a.	0.17
Non-orto PCB (2378 TCDD eq., ng/kg v.v.)	i.a.	0.19

Konsentrasjonen av dioksiner og furaner i torskelever fra Kjøkkø (tabell 6.7) lå klart under øvre grense for bakgrunnsnivå (< 30 ng/kg v.v., Knutzen, 1993) og var dessuten redusert i forhold til nivået i 1989. Tilsvarende fant en for ål (tabell 6.7.)

Innholdet av non-orto PCB i torskelver lå betydelig under det som er observert i 9 (til dels klart "sivilisatorisk" påvirkede) fjordområder i Norge (se Knutzen, 1995). Det foreligger imidlertid for få analyser (særlig fra områder der en presumptivt har liten "sivilisatorisk" påvirkning) til å etablere et bakgrunnsnivå for non-orto PCB i torskelever (og ålefilet). En har imidlertid tidligere utført non-

orto PCB analyse på lever fra torsk innsamlet nær Halden i 1992 (Berge og Helland, 1993). Disse analyser viste at nivået av non-orto PCB der var ca. 3 ganger høyere enn registrert i torsk fra Kjøkö..

Giftigheten knyttet til non-orto PCB i torskelever fra Kjøkö var i hovedsak knyttet til PCB 126 (se vedlegg A) og klart større enn den andelen som var knyttet til PCDF/PCDD (tabell 6.7).

Sammenlignet med de analyser av non-orto PCB som til nå er utført i Norge på blåskjell, torskelever og ålefilet, synes de analyser som er utført på materialet fra Hvalerområdet å indikere at nivået av non-orto PCB der er lavt og derfor sannsynligvis ikke utgjør noe vesentlig miljøproblem. Heller ikke PCDF/PCDD synes å utgjør noe miljøproblem i området.

Tabell 6.7. Giftighet av dioksiner og furaner, samt non-orto PCB (PCB 77, PCB 126, PCB 169) i torskelever fra Kjøkö i 1989 og 1994. Giftigheten er uttrykt som 2378-TCDD toksisitetsekvivalenter etter henholdsvis nordisk modell (Ahlborg, 1989 og etter Ahlborg et al, 1994). i.a. = ikke analysert.

	1989	1994
PCDD/F (2378 TCDD eq., ng/kg v.v.)	8.15	2.68
Non-orto PCB (2378 TCDD eq., ng/kg v.v.)	i.a.	18.4

Tabell 6.8. Giftighet av dioksiner og furaner, samt non-orto PCB (PCB 77, PCB 126, PCB 169) i filét av ål fra Kjøkö i 1989 og 1994. Giftigheten er uttrykt som 2378-TCDD toksisitetsekvivalenter etter henholdsvis nordisk modell (Ahlborg, 1989 og etter Ahlborg et al, 1994). i.a. = ikke analysert.

	1989	1994
Σ PCDD/F (2378 TCDD eq., ng/kg v.v.)	1.21	0.34
Non-orto PCB (2378 TCDD eq., ng/kg v.v.)	i.a.	0.73

6.6. Treforedlingsrelaterte forbindelser i fisk

Treforedlingsrelaterte forbindelser ble analysert av SINTEF (se Vedlegg B for analyserapport). Analysen påviste klorerte fettsyrer i både ålefilet og torskelever fra fisk innsamlet ved Sponvika ytterst i Iddefjorden, men ikke i ål og torsk fra 3 stasjoner i Hvalerområdet og en ved Hankø.

Følgende klorerte fettsyrer ble observert i torsk og ål fra Sponvika: di-klor-stearinsyre, tetra-klor-stearinsyre, di-klor-myristinsyre, tetra-klor-myristinsyre, di-klor-palmitinsyre og di-klor tridekansyre. Total konsentrasjonen av disse fettsyrene i torskelever var 53.7 mg/kg fett og i filét av ål 801 mg/kg fett. I ål dominerte di-klor-myristinsyre, mens tetra-klor-myristinsyre dominerte i torskelever. Analysen viser at eventuelle problemer knyttet til klorerte fettsyrer i fisk er knyttet til Iddefjorden.

Sumformel for de uklorerte syrene er som følger:

Tridekansyre: $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{11}\text{COOH}$

Myristinsyre: $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{12}\text{COOH}$
Palmitinsyre: $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{14}\text{COOH}$
Stearinsyre: $\text{CH}_3(\text{CH}_2)_{16}\text{COOH}$

Torskeprøven og åleprøvene fra Sponvika inneholdt begge også relativt høye nivåer av ekstraherbart organisk bundet klor (EOCl). Sammenlignet med prøvene fra Hankø var innholdet 4 ganger høyere for torskelever (210 mg/kg fett) og 50 ganger høyere for filet av ål (1900 mg/kg fett). Den totale mengden klor i torskelever og ålefilét knyttet til identifiserte fettsyrer i prøvene fra Sponvika utgjorde henholdsvis 26% og 42% av total mengde EOCl.

En direkte sammenligning med tidligere undersøkelser vanskeliggjøres noe fordi fisken ikke er innsamlet på de samme lokaliteter. I 1992 ble fisken samlet inn nær Halden (Martinsen et al., 1993), mens den i 1994 ble samlet inn lenger ute ved Sponvika. På tross av dette lå 1992- resultatene i Halden-fisk for EOCl og klorerte fettsyrer (Martinsen et al., 1993) ikke vesensforskjellig fra det som ble funnet i fisk innsamlet ved Sponvika i 1994. Dette kan tyde på at det høye innholdet av organisk bundet klor i fisk fra Iddefjorden vil vedvare. Andre treforedlingsrelaterte forbindelser som klorerte fenoler og guajakoler er tidligere også funnet i ål fra Haldenområdet (Martinsen, 1993).

Betydningen av treforedlingsrelaterte klororganiske forbindelser i fisk er lite kjent. Det er imidlertid laboratorietester som tyder på at forbindelser i fettfraksjonen av ål fra Iddefjorden kan ha en toksisk effekt i form av redusert eggproduksjon hos sebrafisk (Håkanson et al., 1991). Kromatogrammer fra analyser av ål fra Iddefjorden innfanget i 1992 antyder tilstedeværelse av en rekke ukjente klorerte forbindelser som sannsynligvis er nedbrytningsprodukter (Martinsen et al., 1993).

Den opprinnelige kilden til de klorerte fettsyrene er mest sannsynlig de tidligere utslippene knyttet til bleking av cellulosemasse (Wesén et al., 1992) ved Saugbrugsforeningen i Halden. Disse utslippene opphørte imidlertid i 1991. En kan imidlertid ikke utelukke at klorerte fettsyrer kan dannes i fisken ved at kortkjedede klorerte forbindelser inngår i fiskens fettsyresyntese.

I sedimentfellene ble kun klorert stearinsyre (di-klor-stearinsyre, tetra-klor-stearinsyre) observert (Helland, 1996). Mens de noe mer kortkjedede klorerte fettsyrene også ble funnet i fisk.

Analyseresultatene av felle materialet viser at det, fremdeles 3 år etter at klorblekingen har opphørt, finnes klorerte fettsyrer tilgjengelig i suspendert materiale i Iddefjorden. Siden det som har vært oppfattet som primærutslippet har opphørt, er det mest naturlig å lete etter dagens kilder i selve fjorden. Sedimentundersøkelser har tidligere vist at en har klorerte fettsyrer og harpikssyrer i sediment i Iddefjorden (Martinsen et al., 1993), mens klorerte fenoler og guajakoler ikke ble funnet i 1988 (Abrahamsson og Klick, 1989).

Siden sedimentfellene ble satt ut relativt grunt (ca. 10 - 15 m - se Helland, 1996), er det sannsynlig at en vesentlig del av de klorerte fettsyrene i det partikulære materialet i fellene har sin opprinnelse i resuspendert materiale fra relativt grunne områder i fjorden. Etter at de store utslippene fra Saugbrugs-foreningen nå har opphørt har oksygenforholdene bedret seg vesentlig, makroalgene har vandret inn i fjorden, og siktedypet er blitt bedre (Berge, 1994). Dette bidrar til at større deler av fjorden får leveforhold som er akseptable for fisk. En frykter at sedimentene i disse områder vil kunne være kilde til spredning av treforedlingsrelaterte klororganiske forbindelser som også i fremtiden vil kunne medføre forhøyde konsentrasjoner av slike forbindelser i fisk i Iddefjorden.

6.7. Samlet vurdering - klororganiske forbindelser

Analyser av klororganiske forbindelser i organismer viser at en har hatt en meget positiv utvikling i Hvalerområdet de siste 5 år.

Det er særlig på stasjoner der en observerte de høyeste konsentrasjonene i 1989 at forbedringer har funnet sted. Det er en tendens til at forbedring skjer raskere i blåskjell enn i fisk. Eksempelvis ble det registrert lave konsentrasjoner av HCB og DDT i blåskjell allerede i 1989, mens det først i 1994 ble registrert lave konsentrasjoner i fisk. Dette kan ha en sammenheng med at nivåene i organismer i overflatelaget er mer styrt av de direkte tilførselene til overflatelaget, mens nivåene i organismer som lever noe lenger ned i større grad er styrt av sedimenterte forurensninger.

Et uavklart problem er imidlertid de vedvarende høye konsentrasjoner av klorerte fettsyrer som en finner i fisk fra Iddefjorden.

For de fleste enkeltforbindelser kan en ikke sannsynliggjøre en sammenheng mellom utslipp og konsentrasjonsnedgang i organismer i resipienten annet enn ved de restriksjoner og generelle rens tiltak som er innført og nedgangen i utslipp av AOX.

PCB

PCB-analyser av torskelever (figur 4.6) og til dels blåskjell (figur 4.1) viser en konsentrasjonsnedgang og tyder på en redusert tilførsel. Også analyser av filét av ål antyder en konsentrasjonsnedgang (figur 4.8, 4.9) selv om en stasjon (Faretangen) er noe avvikende, muligens pga. lokale forhold.

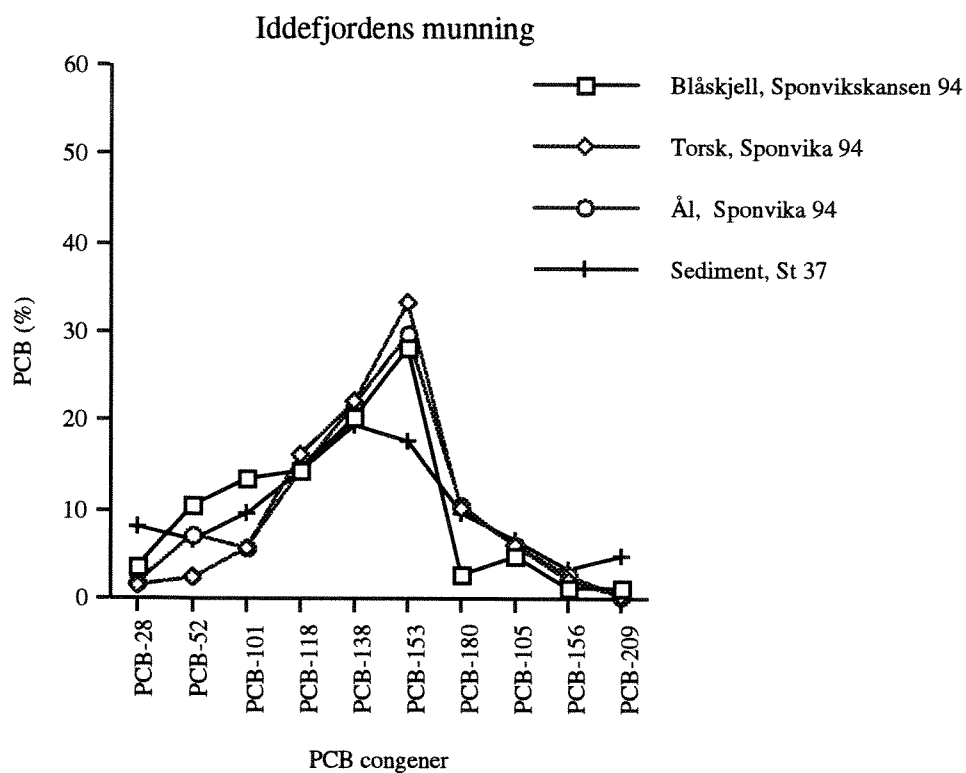
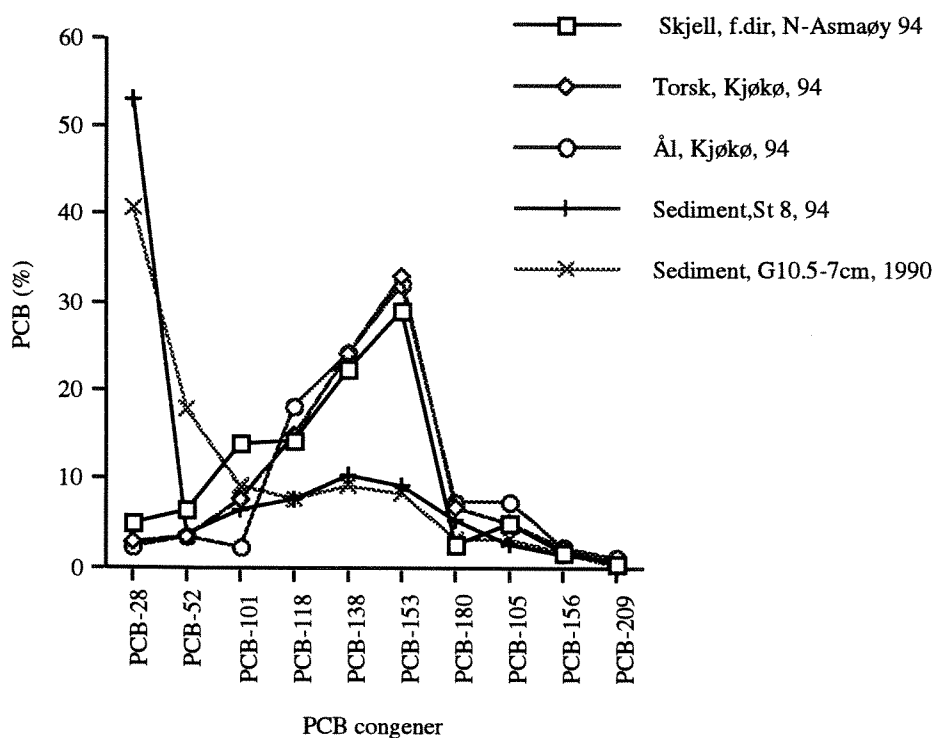
På basis av PCB-innholdet i organismer innsamlet i 1994, fremstår Hvalerområdet idag som et område som er lite forurenset med PCB. Dette står i relativ skarp kontrast til situasjonen på 80 tallet, da en hadde forhøyde konsentrasjoner i organismer innfanget nær Glommas munning (Knutzen, 1984, Berge 1991). Analyser av PCB i sediment tyder på at overflate- sedimentene i området er lite til moderat forurenset med PCB (Helland, 1996). Dypere ned i sedimentet i Glommas munningsområde er det observert høyere konsentrasjoner dominert av mer lavklorerte forbindelser (Helland, 1996, se også figur 6.9). De noe høyere konsentrasjoner dypere ned i sedimentet viser at en tidligere har hatt større utslipp som på grunn av sedimentering nå i vesentlig grad er overdekket med renere materiale. Denne overdekking er sannsynligvis indirekte en medvirkende årsak til at en idag i hovedsak ikke observerer overkonsentrasjoner i de analyserte organismer.

I figur 6.32 har en sammenstilt PCB-profiler for blåskjell, torsk, ål og sediment fra Glommas munningsområde (Kjøkkø, N-Asmaløy) og munningen av Iddefjorden (Sponvika, Sponvikskansen). Kongener-fordelingen var relativ lik i torsk, ål og blåskjell i begge områder. Blåskjell viste imidlertid en tendens til å være noe mer dominert av PCB 28, PCB 52 og PCB 101 enn torsk og ål. Den store forskjellen i PCB-profilen i sedimentet på de to lokaliteter (se figur 6.32) kunne ikke spores i organismene. Disse resultater antyder at selv om en har relativt store forskjeller i PCB-sammensetningen i sedimentet i et område, gjenspeiles dette ikke i organismene (i alle fall ikke når en har lave til moderate konsentrasjoner av PCB). Den meget dominerende PCB 28 i sedimentet i Glommas munningsområde indikerer at PCB-kilden i dette området har vært av typen AROCLOR 1242.

En må anta at tilførslene av PCB til området i dag, under normale forhold, i vesentlig grad skyldes langtransporterte forurensninger. Flommen i 1995 kan imidlertid ha medført en utvasking av forurensninger fra eventuelle gamle deponier, som under normale forhold ikke er en kilde.

Analysene av non-orto PCB på blåskjell fra Papper i 1994 (tabell 4.5.1) tyder på at nivået av non-orto PCB (Σ 2378 TCDD eq.) er klart lavere enn det som er observert i industripåvirkede fjordområder der slike analyser til nå er gjennomført.

Sammenlignet med de analyser av non-orto PCB som til nå er utført i Norge på blåskjell, torskelver og ålefilét, synes de analyser som er utført på materialet fra Hvalerområdet å indikere at nivået av non-orto PCB der er lavt og derfor sannsynligvis ikke utgjør noe vesentlig miljøproblem.



Figur 6.32. Prosentvis fordeling av de ulike PCB kongenere i blåskjell, torskelever, ålefilét og sediment. A: fra områder nær Glommas munningsområde, B; fra Iddefjordens munningsområde.

HCB

Analyser av overflatesediment viser at tilførselene er blitt betydelig redusert i perioden 1980 - 1990 (Næs 1983, Hektoen et al., 1992), mens en ikke ser noen tilsvarende nedgang etter 1990. Miljøtilstanden i Hvalerområdet må med hensyn til HCB innhold i sediment (cf. kriterier Knutzen et al., 1993) fremdeles karakteriseres som mindre god (Helland, 1996). Til tross for dette hadde en ingen tydelige overkonsentrasjoner av HCB i blåskjell og torsk, og konsentrasjonen i ål har gått ned i perioden fra 1989 til 1994.

DDT

Innholdet av DDT-relaterte forbindelser i blåskjell var lavt i både i 1989 og 1994.

HCH

Nivåene av HCH observert i blåskjell og fisk i 1994 viser at HCH ikke er noe miljøproblem i Hvalerområdet. Så langt tilbake som i 1980 ble det observert relativt lave (10 - 30 µg/kg v.v) konsentrasjoner av HCH i torskelever fra dette området (Knutzen, 1984), noe som tyder på at en heller ikke på dette tidspunkt hadde spesielt høye konsentrasjoner av HCH.

PCDF/PCDD

Nivået av PCDF/PCDD i blåskjell og torskelever innsamlet i 1994 lå under bakgrunnsnivå. Dette bekrefter at PCDF/PCDD ikke utgjør noe miljøproblem i Hvalerområdet idag. Sett under ett er det imidlertid indikasjoner på at nivåene av PCDF/D er noe høyere i Iddefjorden enn i området for øvrig.

Treforedlingsrelaterte forbindelser og klorerte fettsyrer

Analyser påviste relativt høye konsentrasjoner av klorerte fettsyrer i torskelever og ålefilét fra ytterst i Iddefjorden (Sponvika), men ikke i ål og torsk fra 3 stasjoner i Hvalerområdet og en stasjon ved Hankø.

Den opprinnelige kilden til de klorerte fettsyrene er mest sannsynlig tidligere utslipp knyttet til bleking av cellulosemasse (Wesén et al., 1992). Slike utslipp fra Saugbrugsforeningen i Halden opphørte i 1991. Noen av de klorerte fettsyrene funnet i fisk (di-klor-stearinsyre, tetra-klor-stearinsyre) ble også observert i sedimenterende materiale i Iddefjorden (Helland, 1996). En frykter at sedimentene i Iddefjorden vil kunne være en kilde til spredning av treforedlingsrelaterte klororganiske forbindelser som også i fremtiden vil kunne medføre forhøyde konsentrasjoner av slike forbindelser i fisk.

Forekomsten av relativt høye konsentrasjoner av klorerte fettsyrer i fisk fra Iddefjorden krever oppfølgende undersøkelser (se kapittel 7).

7. POLYAROMATISKE HYDROKARBONER (PAH) I BLÅSKJELL OG FISK

Blåskjell

Verdier for utvalgte PAH-parametre i blåskjell i 1989 og 1994 sees i tabell 7.1 (rådata sees i vedleggstabell 4A). Tallene antyder ingen vesentlige endringer i femårsperioden. Komponentene som ble analysert var ikke helt identiske i 1989 og 1994. Σ PAH antyder derfor kun det generelle nivået. Ser en bare på de komponenter som ble positivt identifisert begge år, bekreftes at konsentrasjonen ikke har endret seg over femårsperioden (tabell 1). Antatt høy bakgrunnsnivå for PAH i blåskjell fra diffust belastede områder, har vært satt til 100 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v. (Knutzen et al., 1993), men er etter nyere undersøkelser foreslått redusert til 50 $\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v. (Knutzen et al., 1995). Ut fra de foreslåtte nye kriterier og analyser av PAH (og %KPAK) i blåskjell, sees ingen indikasjon på PAH-påvirkning av betydning.

Tabell 7.1. PAH i blåskjell ($\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.) fra stasjoner i Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1991) og 1994. Tallene i parentes angir summen av de komponenter som ble positivt identifisert på samme stasjon begge år. %KPAH angir den prosentvise andel av komponenter med potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987). i.a. = ikke analysert, i.a. = ikke påvist.

	Sponvikskansen	N-Asmaløy (frosset direkte)	N-Asmaløy (gått seg rene)
1989			
PAH	13 (7)	20 (12)	i.a.
% KPAH	0	10	i.a.
Benzo(a)pyren	i.p.	i.p.	i.a.
1994			
PAH	19 (6.6)	18.8 (10.1)	16.8
%KPAH	25.3	23	12
Benzo(a)pyren	1	1.2	0.6

Torsk

PAH i fisk inngår ikke i SFTs klassifiseringssystem for miljøgifter, og fisk ansees av flere grunner (rask nedbrytning, fiskevandring, data vanskelig å tolke) heller ikke videre egnet som indikator på graden av PAH forurensning (se Knutzen og Green, 1995). På bakgrunn av analyse av PAH i torskelever fra utvalgte områder av norskekysten, har imidlertid Knutzen og Green (1995) tentativt antydnet et referansenivå for PAH i torskelever (tabell 7.2).

Verdier for utvalgte PAH-parametre i torskelever i 1989 og 1994 sees i tabell 7.2. Rådata for PAH-analyser i torsk ses i vedleggstabell 4B. Analysene antyder at torsk fra Singløya og Kjøkkø ikke er utsatt for PAH-belastning som lar seg spore ved forhøyede vevskonsentrasjoner. Konsentrasjonen av Σ PAH i torsken fra Hankø var imidlertid i 1994 svakt over det som er antydnet som referansenivå. Konsentrasjonen av PAH var i 1989 ca. det dobbelte av resultatet fra 1994 og kan derfor antyde en nedgang.

Både i 1989 og 1994 var PAH i torskelerver dominert av aromater med 2 ringer. Av aromater med 3 ringer dominerte fluoranten. Komponent-sammensetningen i torskelerveren fra Hankø kan tyde på en viss oljepåvirkning, muligens fra den utstrakte småbåt-trafikk som foregår i området.

Tabell 7.2. PAH i torskelerver ($\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.) fra stasjoner i Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1991) og 1994. Tallene i parentes angir summen av de komponenter som ble positivt identifisert på samme stasjon begge år. %KPAH angir den prosentvise andel av komponenter med potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987). i.a. = ikke analysert. Tentative referansenivåer for PAH i torskelerver er antydnet i siste kolonne (etter Knutzen og Green, 1995).

	Singløya	Hankø	Kjøkkø	Referansenivå
1989				
Σ PAH	¹⁾	50.5 (42.1)	¹⁾	<20
KPAH		5.8		<2
% KPAH		12		
Benzo(a)pyren		1.3		<0.5
1994				
Σ PAH	3.6	23.7 (16.8)	9.6	<20
KPAH	0.2	1	0	<2
%KPAH	5.6	4.2	0	
Benzo(a)pyren	<0.2	0.4	<0.2	<0.5

¹⁾ Pålitelige data ikke tilgjengelig (se Berge, 1991).

Ål

Verdier for utvalgte PAH-parametre i ål i 1989 og 1994 ses i tabell 7.3 (rådata sees i vedleggstabell 4B). Analysene antyder en nedgang i konsentrasjon i ål for de tre analyserte stasjoner. Begge år var konsentrasjonen svakt høyere i ål fra Hankø. Σ PAH var i 1994 dominert av 2-ring aromater, mens en 5 år tidligere hadde et noe større innslag av tyngere komponenter. Nivået av Σ PAH i Hvalerområdet i 1989 lå på samme nivå som en har funnet i den noe belastede Byfjorden i Bergen (Skei et al., 1994). Referansenivåer for PAH i ålefilét er ikke etablert. Det observerte PAH-nivået funnet i ål i 1995 antyder imidlertid at PAH belastningen på ål er minimal.

Tabell 7.3. PAH i filét av ål ($\mu\text{g}/\text{kg}$ v.v.) fra stasjoner i Hvalerområdet i 1989 (Berge, 1991) og 1994. Tallene i parentes angir summen av de komponenter som ble positivt identifisert på samme stasjon begge år. %KPAH angir den prosentvise andel av komponenter med potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987). i.a. = ikke analysert.

	Singløya	Hankø	Kjøkø
1989			
Σ PAH	27.1	37	34.8
% KPAH	18	21	16
Benzo(a)pyren	i.p.	1.6	i.p.
1994			
Σ PAH	3.3	4.2	2.6
%KPAH	0	0	0
Benzo(a)pyren	<0.2	<0.2	<0.2

Basert på analyser av PAH i blåskjell, torsk og ål, konkluderer en med at den generelle PAH-belastningen på stasjoner innenfor Hvaler-arkipelaget idag (1994) er ubetydelig og synes å ha gått noe ned siden 1989. Det er imidlertid fremdeles tegn på at stasjonen ved Hankø er noe mer belastet. Mindre svingninger må også forventes pga. episodisk eksponering.

8. OPPSUMMERENDE KOMMENTARER OG TILRÅDINGER

De kystnære områdene utenfor Hvalerøyene og i Kosterområdet fremstod i 1989 som lite til moderat forurenset. Høye miljøgiftkonsentrasjoner i organismer var hovedsakelig lokalisert til de indre områder nær Glommas munning(er) (Berge, 1991).

På basis av miljøgiftinnholdet i organismer innfanget i 1994, har nå også de indre områder, med noen unntak (jern, titan og TBT i blåskjell og klorerte fettsyrer i fisk fra Iddefjorden), lave til moderate miljøgiftkonsentrasjoner. Dette utelukker imidlertid ikke at en helt lokalt (eksempelvis havneområder, marinaer) sannsynligvis kan finne områder som har høyere nivåer i organismer enn det som er dokumentert her. Denne undersøkelsen viser imidlertid at det generelle forurensningsnivået for de fleste analyserte forbindelser er lavt til moderat. Resultatene synes å innebærer en noe forbedret miljøkvalitet i forhold til undersøkelser på 80-tallet.

De reduserte utslippene fra Saugbrugsforeningen i Halden har gitt flere forbedringer i Iddefjorden når det gjelder metaller i overflatesediment (Berge og Helland, 1993) og siktedyp (Berge, 1994). Tre år etter at utslippene (blant annet av AOX) fra Saugbrugsforeningen opphørte, har en imidlertid fremdeles høye nivåer av klorerte fettsyrer i fisk fanget ytterst i fjorden ved Sponvika. De relativt høye konsentrasjonene av klorerte fettsyrer representerer en redusert miljøkvalitet i Iddefjorden som sannsynligvis har vedvart over lang tid og skyldes utslippene fra før 1991. Det er imidlertid usikkert i hvilken grad disse forbindelser bidrar til å redusere verdien av bruken av fjorden til eksemplvis aktiviteter som (fritids) fiske. Kunnskap om disse forbindelsene i Iddefjorden er imidlertid idag for fragmentarisk til at en kan foreslå konkrete tiltak som skal kunne redusere nivåene av klorerte fettsyrer i torskelever og ålefilét.

For enkelte stoffer (hovedsakelig metaller) kan en sannsynliggjøre en sammenheng mellom reduserte utslipp og lavere konsentrasjoner i organismer. For flertallet av miljøgiftene, særlig de organiske, har en imidlertid ingen historiske utslippsdata. Resultatene av denne undersøkelsen sannsynliggjør imidlertid at de tiltakene som er iverksatt i regionen har gitt et bedre miljø og redusert konsentrasjonen av miljøgifter i organismer i området.

Tiltak på landsbasis for å redusere tilførselen av TBT til miljøet ble allerede igangsatt i 1989/1990 ved at en innførte forbud mot bruk av TBT i begroingshindrende maling på båter under 25 m. TBT er imidlertid fremdeles et miljøproblem langs størstedelen av den norske kysten (Berge et al., 1995), noe som sannsynligvis ikke reduseres vesentlig før det også innføres restriksjoner på bruk av TBT i bunnstoff også på båter over 25 m. Muligens kan noe bedring oppnås ved skjerpet kontroll av bruk og håndtering av TBT-holdig avfall (avskrapet gammel maling og spill ved påføring på større båter).

Fra fritidsbåter må en forvente en viss tilførsel av oljeprodukter til det marine miljøet. Konsentrasjonen av polyaromatiske hydrokarboner i organismer i selve Hvalerområdet tyder på at oljeprodukter som tilføres brytes raskt ned og ikke gir opphav til forhøyede konsentrasjoner i organismer annet enn der båttrafikken er spesielt konsentrert, slik en muligens har ved stasjonen ved Hankø.

Tilrådninger

En anbefaler at det igangsettes undersøkelser som bør omfatte:

1. Treforedlingsrelaterte forbindelser

- a) Kartlegging av klorerte fettsyrer (eventuelt andre treforedlingsrelaterte forbindelser) i bytteorganismer for fisk (pelagiske og bentiske organismer) i ulike deler av Iddefjorden/Ringdalsfjorden.
- b) Opptak av klorerte fettsyrer (eventuelt andre treforedlingsrelaterte forbindelser) i fisk fra sediment og byttedyr.
- c) Utskillelse/metabolisme av klorerte fettsyrer (eventuelt andre treforedlingsrelaterte forbindelser) i fisk.
- d) Effekter av klorerte fettsyrer (eventuelt andre treforedlingsrelaterte forbindelser) på utvalgte biokjemiske forhold (biomarkører) i fisk.
- e) En næringsmiddelhygienisk utredning om betydningen av klorerte fettsyrer i fisk.

2. Metaller/tinnorganiske forbindelser

- a) Orienterende analyser av tinnorganiske forbindelser bør gjennomføres på ålefilét, torskelever og muligens skrubbe. Det er behov for utvidede orienterende analyser og mht. forekomst av TBT i og blåskjell, spesielt i havneområder nær marinaer og i omegnen av skipsverksteder. Mulig skadevirkning av TBT på ømfintlige organismer undersøkes.
- b) Ut fra situasjonen i 1994 ser en ikke noe spesielt behov for å fortsette overvåkingen av metallnivåer i fisk.
- c) De tydelig forhøyede nivåer av jern og titan i blæretang og jern og titan i blåskjell fra deler av området, tilsier en fortsatt overvåking av disse organismer. Dette er også viktig for å ha et grunnlag til å kunne vurdere effekter av episodiske hendelser i resipienten opp mot eksempelvis flommen en hadde i Glomma i 1995.
- d) De muligens noe betenkelige nivåer av kadmium observert i krabbe, bør vurderes nærmere av næringsmiddelmyndighetene.

3. Øvrige klororganiske forbindelser

- a) På basis av de generelt lave konsentrasjoner av PCB, HCB, DDT, HCH i blåskjell, torskelever og tildels ålefilét (untatt Faretangen) skulle det ikke være noe behov for ytterligere undersøkelser av klororganiske forbindelser i blåskjell og lever av torsk fra Hvalerområdet. Ål er den viktigste kommersielle fiskearten i området. Det lokalt noe høye nivået av PCB i filét av ål fra Faretangen bidrar imidlertid til at en bør gjennomføre en oppfølgende undersøkelse av klororganiske forbindelser i ål.
- b) Langtransporterte klororganiske forbindelser vil trolig i fremtiden bli mer fremtredende enn lokale utslipp. Med bakgrunn i at Glomma er Norges største elv (stort nedslagsfelt) og eventuelt som bakgrunn for fremtidige episodiske hendelser, burde en imidlertid gjennomføre en viss regelmessig overvåking av nivået av klororganiske forbindelser i fisk fra området.

9. REFERANSER

- Anonym, 1989. Miljöfarliga Ämnen, exempellista och vetenskapleg dokumentation. Rapport från kemikalie-inspektionen 10/89, 303 pp, ISSN0284-1185.
- Abrahamsson, K. og Klick, S., 1989. Distribution and fate of halogenated organic substances in an anoxic marine environment. *Chemosphere*, 18, 2247-2256.
- Ahlborg, U.G., 1989. Nordic risk assessment of PCDDs and PCDFs. *Chemosphere* 19: 603-608.
- Ahlborg, U.G., Becking, G.C., Birnbaum, L.S., Brouwer, A., Derks, H.J.G.M., Feely, M., Golor, G., Hanberg, A., Larsen, J.C., Liem, A.K.D., Safe, S.H., Schlatter, C., Wärn, F., Younes, M. og Yrjänheikki, E., 1994. Toxic equivalency factors for dioxin-like PCBs. Report on a WHO-ECEH and IPCS consultation, Decemter 1993. *Chemosphere* 28: 1049-1067.
- Berge, J.A., 1990. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-94. Programforslag av 9/5-90 utarbeidet for Statens forurensningstilsyn av NIVA, 42s.
- Berge, J.A., 1991. Miljøgifter i organismer i Hvaler-/Kosterområdet. NIVA-rappoort nr. 2669 (feilaktig trykket som rapport nr. 2560).
- Berge, J.A. og Knutzen, J., 1991. 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 Brevikfjorden. NIVA-rapport nr. 2573, 143 s.
- Berge, J.A., 1994. Effekter av forurensning i Iddefjorden. Sak nr. 93-00490: Framtiden i våre hender mot Saugbrugsforeningen AS, Halden Byrett 1995. NIVA-rapport nr. 3171, 54s.
- Berge, J.A., 1994. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-94. Revidert utgave for 1994-95. Programforslag av 3/1-94 utarbeidet for Statens forurensningstilsyn av NIVA, 40s.
- Berge, J.A., Amundsen, R., Berglind, L., Brevik, E., Følsvik, N., Green, N., Juliussen, A., Knutzen, J., Konieczny, R. og Walday, M., 1995. Organotin in Norwegian coastal areas - Status report December 1995. Report submitted to: Oslo and Paris Convention for Prevention of Marine Pollution, Working group on concentrations, trends and effects of substances in the marine environment (SIME) - Oslo: January 22-26, 1996, 11s.
- Berge, J.A. og Knutzen, J., 1989. Miljøgifter i Gunnekleivfjorden. Delrapport 3: Oppak av miljøgifter i fisk. NIVA-rapport nr. 2197, 56s.
- Berge, J.A. og Helland, A., 1993. Overvåkingsundersøkelser i Iddefjorden 1991/92. Miljøgifter i sediment, ål, torsk og taskekrabbe. NIVA-rapport nr. 2953, 56s.

- Canli, M. og Furness, R.W., 1995. Mercury and cadmium uptake from seawater and from food by the Norway lobster *Nephrops norvegicus*. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 14, 819-828.
- Davies I.M. and McKie, J.C., 1987. Accumulation of total tin and tributyltin in muscle tissue of farmed Atlantic salmon. *Mar. Pollut. Bull.* 18, 405-407.
- Forsberg, Å., Söderlund, S., Frank, A., Petersson, L.R. og Pedersen, M., 1988. Studies on metal content in the brown seaweed, *Fucus vesiculosus*, from the archipelago of Stockholm. *Environ. Pollut.* 49, 245-263.
- Francesconi, K.A., Moore E.J. og Edmonds, J.S., 1994. Cadmium uptake from seawater and food by the western rock lobster *Panulirus cygnus*. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 53: 219-223.
- Guenzi, W.D. og Beard, W.D., 1968. Anaerobic conversion of DDT to DDD and aerobic stability in soil. *Proc. Soil Sci. Soc. Amer.* 32, 522-534.
- Hektoen, H., Helland, A., Næs K. og Rygg, B., 1992. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden. Sedimenterende materiale, bunnsedimenter, bløtbunnsfauna og diagnostisk undersøkelse av skrubbe. NIVA-rapport nr. 2791, 95s.
- Helland, A., 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Sedimenterende materiale og bunnsedimenter 1994. Niva-rapport nr. 3440-96.
- Holtan, G., 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Forurensningstilførsler 1970-93. NIVA-rapport nr.3444, 81 s.
- Holtan, H. og Rosslund, D.S., 1992. Klassifisering av miljøkvalitet i ferskvann. SFT-veiledning nr. 92:06, 32 s.
- Håkansson, H., Sundin, P., Andersson, T., Brunström, B., Dencker, L., Engwall, M., Ewald, G., Gilek, M., Holm, G., Honkasalo, S., Idestam-Almquist, J., Jonsson, P., Kautsky, N., Lundberg, G., Lund-Kvernheim, A., Martinsen, K., Norrgren, L., Personen, M., Rundgren, M., Stålberg, M., Tarkpea, M. og Wesén, C. *In Vivo and in Vitro Toxicity of Fractionated Fish Lipids, with Particular Regard to their Content of Chlorinated Organic Compounds.* *Pharmacology & Toxicology* 1991, 69, 459-471.
- IARC, 1987. IARC monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Overall evaluation of carcinogenicity: An updating of IARC Monographs volume 1 of 42. Suppl. 7. Lyon.
- Knutzen, J., 1984. Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden. Miljøgifter i organismer 1980-81. (Overvåkingsrapport 122/84). NIVA-rapport nr. 1606, 38s.
- Knutzen, J., 1985. "Bakgrunnsnivåer" av utvalgte metaller og andre grunnstoffer i tang. Øvre grense for "normalinnhold", naturbetingede variasjoner, opptaks - og utskillelsesmekanismer. NIVA-rapport nr. 1733, 121s
- Knutzen, J., Bokn, T. og Rygg, B., 1974. Undersøkelse av bløtbunnsfauna og fastsittende alger i Hvalerområdet. 18-20/9-1973. NIVA O-60229, 38 s.

- Knutzen, J. og Skei, J., 1988. Kronos Titan A/S. Analyse og karakterisering av belegg på strender i Løperen - Hvaler-området. NIVA-rapport nr. 2107, 31s.
- Knutzen, J. og Skei, J., 1990. Kvalitetskriterier for miljøgifter i vann, sedimenter og organismer, samt foreløpige forslag til klassifikasjon av miljøkvalitet. NIVA-rapport nr. 2540, 139 s.
- Knutzen, J., Rygg, B., og Thélin, I., 1993. Klassifisering av miljøkvalitet i fjorder og kystfarvann. Virkninger av miljøgifter. Rapport nr. TA-923/1993 fra SFT, 20s.
- Knutzen, J., Berglund, L. og Brevik, E., 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Klororganiske stoffer og tributyltinn (TBT) i blåskjell 1993-1994. NIVA-rapport nr. 3296, 79s.
- Knutzen, J. og Green, N.W., 1995. "Bakgrunnsnivåer" av miljøgifter i fisk, blåskjell og reker. Data fra utvalgte norske prøvesteder innen den felles overvåking under Oslo-Paris-kommisjonen (Joint Monitoring Program - JMP) 1990-1993. NIVA-rapport nr. 3302, 106s.
- Knutzen, J., 1995. Summary report on levels of polychlorinated dibenzofurans/dibenzo-p-dioxins and non-orto polychlorinated biphenyls in marine organisms and sediments in Norway. Niva-rapport nr. 3317, 19s.
- Kobayashi, H. & Rittman, B.E., 1982. Microbial removal of hazardous organic compounds. Environ. Sci. Technol. 16, 170A-183A.
- Konieczny, R. og Juliussen, A., 1995. Sonderende undersøkelser i norske havner og utvalgte kystområder. Fase 1: Miljøgifter i sedimenter på strekningen Narvik-Kragerø. NIVA-rapport nr. 3275, 185s.
- Lingsten, L., 1984. Rutineundersøkelser i Glomma i Østfold 1983. NIVA-rapport nr. 1678, 24s.
- Luoma, S.N., Bryan, G.W. og Langston, W.J., 1982. Scavenging of heavy metals from particulates by brown seaweed. Mar. Pollut. Bull. 13, 394-396.
- Magnusson, J. og Skei, J., 1984. Basisundersøkelser i Hvalerområdet og Singlefjorden. Hydrografi, vannutskiftning og hydrokjemi. (Overvåkingsrapport nr. 179/84). NIVA-rapport nr. 1684, 103s.
- Magnusson, J. og Sørensen, K., 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Overflatevannets vannkvalitet og oksygenforhold i dypvannet. NIVA-rapport no. 3439.
- Marthinsen, I., Staveland, G., Skaare, J.U., Ugland K.I. og Haugen, A., 1991. Levels of environmental pollutants in male and female flounder (*Platichthys flesus* L.) and cod (*Gadus morhua* L.) caught during the year 1988 near or in the Waterways of Glomma, the Largest River of Norway. Polychlorinated biphenyls. Arc. Environ. Contam. Toxicol. 20, 353-360.
- Martinsen, K., Pedersen, K. og Kringstad, A., 1993. Undersøkelse av organiske miljøgifter i sedimenter og biota i Iddefjorden 1992. SINTEF-SI nr. STF27A03032, 32 s.

- Maguire, R.J., Tkacz, R.J., Chau, Y.K., Bengert G.A. and Wong, P.T.S., 1986. Occurrence of organotin compounds in water and sediment in Canada. *Chemosphere*, 15: 253-274.
- Moy, F. og Walday, M., 1996. Overvåking av Hvaler-Singlefjorden og munningen av Iddefjorden 1990-1994. Hardbunnsundersøkelser 1992-1994. Niva-rapport nr. 3442.
- Nylander, T., 1991. Akkumulasjon av Cu, Fe, Hg, Zn i ål (*Anguilla anguilla*) og sedimenter fra Hvalerområdet: Betydningen av miljø og biologiske faktorer. Hovedfagsoppgave ved Biologisk institutt, Avd. for marin zoologi og marin kjemi, UiO.
- Næs, K., 1983. Basisundersøkelse i Hvalerområdet og Singlefjorden. Løste metaller og suspendert partikulært materiale i overflatevann og kjemisk sammensetning av bunnsedimentene, 1980-81. NIVA-rapport nr. 1553, 100s.
- Næs, K., Oug, E., Knutzen, J. og Moy, F., 1991. Resipientundersøkelse av Tromøysund. Bunnsedimenter, organismer på bløt- og hardbunn, miljøgifter i organismer. NIVA-rapport nr. 2645, 104 s.
- Overnell, J. og Trehwella, E., 1979. Evidence of the occurrence of (cadmium, copper)-metallothionein in the crab *Cancer pagurus*. *Comp. Biochem. Physiol.* 64C, 69-76.
- Page, D. S., 1995. A six-year Monitoring Study of Tributyltin and Dibutyltin in Mussel from the Lynher River, Tamar Estuary, UK. *Mar. Pollut. Bull.* 30 (11), 746-749.
- Page, D.S, Dassanayake, T.M og Gilfillan, E.S., 1995. Tissue Distribution and Depuration of Tributyltin for Field-Exposed *Mytilus edulis*. *Mar. Environ. Res.* 40, 409-421.
- Pedersen, A., 1984. Studies on phenol content and heavy metal uptake in fucoids. *Hydrobiologia*, 116/117, 498-505.
- Pedersen-Bjergaard, S., Semb, S.I., Brevik, E.M. and Greibrokk, T., 1996. Capillary gas chromatography combined with atomic emission detection for the analysis of polychlorinated biphenyls. *J.Chromatogr.*, A.723, 337-346.
- Phillips, D. J. & Segar, A.D., 1986. Use of bio-indicators in monitoring conservative contaminants: Program Design Imperatives. *Mar. Pollut. Bull.* 17, 10-17.
- Robinson, W.E., Ryan, D.K. and Wallace, G.T., 1993. Gut Contents: A Significant Contamination of *Mytilus edulis* Whole Body Metal Concentrations. *Arch. of Environ. Contam. Toxicol.* 25: 415-421.
- Rønnberg, O., Adjers, K., Ruokolahti, C. og Bondestam, M., 1990. *Fucus vesiculosus* as an Indicator of Heavy Metal Availability in a Fish Farm Recipient in the Northern Baltic Sea. *Mar- Pollut. Bull.* 21: 388-392.
- Salazar, H. and Salazar, S.M., 1995. In-situ bioassays using transplanted mussels: I. Estimating chemical exposure and bioeffects with bioaccumulation and growth. In "Environmental Toxicology and Risk Assessment - Third volume", ASTM STP 1218, Hughes, J.S, Biddinger, G.R. and Mones, E. (eds.), pp. 216-241, American Society for Testing and Materials, Philadelphia.

- Short J. W. og Thrower, F. P., 1986. Accumulation of butyltins in muscle tissue of Chinook salmon reared in sea pens treated with Tri-n-Butyltin. *Mar. Pollut. Bull.* 17, 542-545.
- Skaphedinsdóttir, H., Olafsdóttir, K., Svavarsson, J. og Jóhannesson, T. Seasonal fluctuations of tributyltin (TBT) and dibutyltin (DBT) in the dogwhelk, *Nucella lapillus* (L.), and the blue mussel, *Mytilus edulis* L., in Iceland waters. Upublisert manus planlagt trykket i *Mar. Pollut. Bull.*
- Skei, J., 1984. Basisundersøkelser i Hvaler og Singlefjorden, 1980-83. Konklusjonsrapport. Statlig program for forurensningsovervåkning. Rapp. 171/84, 43 s. SFT/NIVA, Oslo.
- Skei, J. og Knutzen, J., 1988. Kronos Titan A/S. Overvåking og vannkvalitet, bunnsedimenter og miljøgifter i organismer i nedre Glomma (Greåker-Løperen). Sluttrapport. NIVA-rapport nr. 2136, 60 s.
- Skei, J., Knutzen, J. og Klungsøyr, J., 1994. Miljøgiftundersøkelser i Bergen havneområde og Byfjorden 1993. NIVA-rapport nr. 3018, 88 s.
- Stronkhorst, J., 1992. Trends in pollutants in blue mussel *Mytilus edulis* and flounder *Platichthys flesus* from two Dutch estuaries, 1985-1990. *Mar. Pollut. Bull.* 24,250258.
- Watanabe, N., Sakai, S. and Takatsuki, H., 1995. Release and degradation half lives of tributyltin in sediment. *Chemosphere*, 31, 2809-2816.
- Wesén, C., Mu, H., Kvernheim, A.L. og Larsson, P., 1992. Identification of chlorinated fatty acids in fish lipids by partitioning studies and by gas chromatography with Hall electrolytic conductivity detection. *Journal of Chromatography*, 625, 257-269.
- Widdows, J. og Page, D.S., 1993. Effects of Tributyltin and Dibutyltin on the Physiological Energetics of the Mussel, *Mytilus edulis*. *Mar. Environ. Res.* 35, 233-249.
- Yamada, H. and Takayanagi, K., 1992. Bioconcentration and elimination of Bis(tributyltin)oxid (TBTO) and triphenyltin chloride (TPTC) in several marine fish species. *Wat. Res.* 26, 1589-1595.
- Aas, J.H., 1991. Kadmium og kopper i gjeller, lever og muskel i torsk (*Gadus morhua* L.) fra Hvaler-området: variasjoner med lokalitet, årstid, kjønn og kondisjon. Hovedfagsoppgave ved Biologisk Institutt, Avd. for marin zoologi og marin kjemi, UiO. 54 s + vedlegg.

VEDLEGGSTABELLER 1

Størrelse og vekt på organismer brukt til ulike analyser.

Tabell 1A. Blåskjell fra Hvalerområdet brukt til analyser av miljøgifter. Fra hver stasjon ble det tatt 3 prøver (ca. 20 skjell i hver). Skallvekt og bløtdelsvekt er oppgitt i gram og midlere skall-lengde i cm. F.dir = skjell ble frosset direkte etter innsamling, G.ren = skjell har gått seg rene i ca. 1 døgn før nedfrysing.

	Papper	Singløya	Sponvik-	N-	Sponvik-	N-
	f. dir.	f. dir.	skansen	Asmaløy	skansen	Asmaløy
			f.dir.	f.dir	g.ren	g.ren
Skallvekt I	161.5	75.5	91.9	82.7	87.4	84.7
Skallvekt II	165.2	89.5	65.8	97.7	81	85.3
Skallvekt III	160.9	81.4	72.8	81.8	81.3	83.1
ΣSkallvekt	487.6	246.4	230.5	262.2	249.7	262.2
Bløtdelsvekt I	94	89.3	62.2	48.2	66.9	55.9
Bløtdelsvekt II	92.3	82.2	48.1	52.8	52	62.2
Bløtdelsvekt II	98.5	67.3	44.7	45	52.5	54.5
ΣBløtdelsvekt	284.8	238.8	155	146	171.4	172.6
Midlere skall-lengde (I-III)	4.71	4.76	4.61	4.71	4.38	4.52
Min. skall-lengde	4.1	4	4	4	3.9	4
Max. skall-lengde	5.2	5	5	5.2	5	5.2
Antall skjell(I-III)	60	60	60	60	60	58

Tabell 1B. Skallbredde (carapax) av taskekrabbe (*Cancer pagurus*) innsamlet nær Strømtangen i 1994 og brukt til analyse av metaller.

Krabbe nr.	Skallbredde (cm)
1	11.2
2	13.3
3	13.9
4	14.2
5	15.0
1-5	Middelvei: 13.5

Tabell 1C. Lengde og vekt av torsk brukt til analyser. L = lengde (cm), V = vekt (g), M = middelværdi, S.d. = standard avvik.

Fisk nr.	Kjøkkø	Kjøkkø	Fare-tangen	Fare-tangen	Singl-øy	Singl-øy	Spon-vika	Spon-vika	Hankø	Hankø
	L	V	L	V	L	V	L	V	L	V
1	24.5	150.9	27.0	193.7	27.5	202.2	25.5	136.8	26.5	236.3
2	25.5	158.7	28.5	273.2	27.5	201.8	26.0	153.3	29.0	286.0
3	27.0	168.0	29.0	235.3	28.0	229.4	27.0	150.8	29.5	291.0
4	28.5	222.3	30.0	309.6	28.5	205.1	27.5	145.7	29.5	277.3
5	29.0	248.9	31.5	326.7	29.5	237.4	28.5	203.4	29.5	281.6
6	27.0	209.2	32.0	322.9	30.0	245.6	28.5	208.5	30.0	353.9
7	30.5	283.4	32.0	345.5	31.0	319.5	28.5	182.8	31.0	321.1
8	32.0	350.4	32.5	377.8	29.0	237.3	29.0	186.4	32.0	338.4
9	33.0	384.9	33.0	407.9	29.5	267.8	30.5	222.3	32.5	401.9
10	35.0	444.2	33.0	444.1	30.0	293.4	30.5	245.6	33.0	381.8
11	35.0	460.1	34.5	452.2	35.0	373.2	30.5	227.4	33.5	427.0
12			36.0	455.0	35.0	398.6	33.0	355.5	34.5	505.6
13					35.0	438.2	33.0	302.8	35.0	498.3
14					30.0	282.0	35.0	443.9	35.5	527.7
15					30.5	295.3	37.5	484.8		
16					30.5	272.1	31.0	256.0		
17					31.5	267.4	31.0	292.3		
18					33.0	316.1	32.5	289.4		
19					32.0	335.8	33.0	281.3		
20					35.0	465.8	35.0	411.7		
21					35.0	443.2	28.5	257.0		
22					35.0	366.7	29.5	251.1		
23					37.0	500.2	31.5	346.6		
24					37.0	454.0	32.0	274.2		
25					40.0	567.9	32.5	266.8		
M	29.7	280.1	31.6	345.3	32.1	321.2	30.7	263.1	31.5	366.3
S.D.	3.7	113.4	2.6	85.6	3.4	117.2	2.9	91.2	2.6	94.1
Min.	24.5	150.9	27.0	193.7	27.5	201.8	25.5	136.8	26.5	236.3
Max	35.0	460.1	36.0	455.0	40.0	567.9	37.5	484.8	35.5	527.7

Tabell 1D. Lengde (L, cm) og vekt (V, g) av ål brukt til analyser.

Fisk nr.	Kjøkkø	Kjøkkø	Fare- tangen	Fare- tangen	Singl- øy	Singl- øy	Spon- vika	Spon- vika	Hankø	Hankø
	L	V	L	V	L	V	L	V	L	V
1	35.5	69.1	48.5	144.0	38.0	79.9	42.5	103.6	44.0	137.4
2	30.0	40.3	43.0	94.0	36.0	86.1	44.0	122.1	49.0	157.8
3	32.5	56.4	38.5	90.7	39.5	96.6	50.5	159.7	44.5	135.3
4	41.0	103.0	44.0	123.2	37.0	85.8	55.0	214.2	41.5	137.1
5	35.0	62.5	49.5	152.1	44.5	125.6	49.5	186.9	40.0	101.1
6	29.5	40.4	37.0	73.0	34.5	65.0	38.5	81.0	43.0	113.7
7	33.0	53.3	46.5	146.4	44.0	116.8	42.5	98.2	46.5	174.1
8	35.5	77.6	47.0	160.8	45.0	116.2	40.5	91.4	42.5	157.7
9	36.5	77.5	55.0	207.5	37.0	78.3	46.0	120.4	45.0	156.2
10	39.0	82.6	44.5	121.9	41.0	117.5	53.5	182.7	41.5	111.5
11	34.0	66.3	43.0	113.2	37.0	88.2	39.5	81.5	42.5	129.1
12	32.5	56.7	39.0	95.5	42.0	110.3	39.5	76.8	50.5	219.8
13	32.5	49.9	40.0	96.1	42.0	136.4	49.5	138.9	43.0	134.6
14	32.0	51.4	45.5	182.8	44.0	139.9	39.5	92.4	47.0	158.1
15	41.0	114.0	46.0	153.7	42.5	115.4	54.0	230.3	53.0	203.8
16	39.0	88.5	46.0	147.7	43.5	126.8	45.0	99.2	53.0	273.1
17	42.5	112.1	43.5	148.8	41.0	108.7	40.5	87.0	55.0	268.7
18	36.0	72.4			35.5	72.4	42.0	102.3	48.0	160.2
19	33.0	62.1			35.0	67.8	42.0	95.6	56.0	319.9
20	36.0	71.2			37.5	78.4	49.5	138.5	57.0	273.8
21	38.0	76.5			38.0	92.9	48.0	107.9		
22	45.0	135.1			37.0	78.9	37.0	69.3		
23	50.5	187.1			35.0	69.6	43.5	127.1		
24	49.5	202.9			44.5	137.8	42.0	86.6		
25	54.0	295.8			43.0	111.9	52.0	225.5		
Mean	37.7	92.2	44.5	132.4	39.8	100.1	45.0	124.8	47.1	176.2
Standard- avvik	6.4	58.8	4.4	35.9	3.5	23.7	5.3	48.27	5.3	62.8
Min.	29.5	40.3	37.0	73.0	34.5	65.0	37.0	69.3	40.0	101.1
Max	54.0	295.8	55.0	207.5	45.0	139.9	55.0	230.3	57.0	319.9

VEDLEGGSTABELLER 2

Metallanalyser i organismer

Tabell 2A. Resultater av analyser av metaller i blæretang innsamlet fra stasjoner i Hvalerområdet i 1994. Tre parallelle analyser er foretatt på en blandprøve for hver stasjon.

Stasjon	Cu (µg/g t.v.)	Fe (mg/g t.v.)	Ni (µg/g t.v.)	Ti (µg/g t.v.)	Zn (µg/g t.v.)	Cd (µg/g t.v.)
N-Asmaløy	14	1.7	14.4	65	190	2.14
N-Asmaløy	14.4	1.77	14.2	66	190	2.18
N-Aasmaløy	15.8	1.8	14.6	39	200	2.15
Sponvika ¹⁾	4.19	0.13	6.8	<5	110	1.05
Sponvika ¹⁾	4.31	0.14	6.3	<5	110	1.03
Sponvika ¹⁾	4.26	0.14	6.6	<5	110	1.07
Singløya	4.08	0.19	9.7	<5	90	1.18
Singløya	4.48	0.2	8.8	<5	90	1.17
Singløya	4.12	0.19	9.3	<5	90	1.24
Kjøkkø	13.4	0.96	21.6	56	220	1.95
Kjøkkø	15	0.93	20	52	230	1.98
Kjøkkø	14.4	0.94	20.2	56	230	1.88
Papper	8.06	0.11	6	<5	140	1.02
Papper	8.12	0.11	5.5	<5	130	1.02
Papper	8.26	0.12	5.7	<5	130	.98
Tisler	3.17	0.15	7.7	<5	80	1.39
Tisler	2.85	0.16	8.7	<5	80	1.41
Tisler	2.99	0.15	7.6	<5	80	1.44
Løperen	5.77	0.22	8.1	<5	110	1.39
Løperen	5.73	0.22	8	<5	120	1.36
Løperen	5.57	0.21	8.1	<5	110	1.37
Belgen	15.3	2.48	11.8	124	150	1.16
Belgen	10.7	2.5	12.3	109	150	1.17
Belgen	13.8	2.58	12.9	190	150	1.15

¹⁾ Stasjonen ligger utenfor Iddefjorden ved Sponvikskansen.

Tabell 2B. Resultater av analyser av metaller i blåskjell innsamlet fra stasjoner i Hvalerområdet i 1994. Tre blandprøver (å 18 - 20 skjell) er analysert for hver stasjon. g.ren = blåskjell gått seg rene, f.dir = blåskjell frosset direkte. Alle konsentrasjoner er oppgitt i µg/g v.v.

Stasjon	Behandling	Cr	Cu	Fe	Hg	Ti	Cd	Pb	Zn	% TS
N-Asmaløy	f.dir	0.67	1.2	200	0.039	5.5	0.182	0.25	17.2	11.4
N-Asmaløy	f.dir	0.57	1.21	210	0.04	6	0.182	0.24	16	11.3
N-Asmaløy	f.dir	0.63	1.34	240	0.041	5.5	0.232	0.28	24.5	12
Sponvikskansen	f.dir	0.27	0.71	50	0.013	<2	0.105	0.15	11.5	10.5
Sponvikskansen	f.dir	7.1 ¹⁾	0.76	80	0.016	<2	0.105	0.15	12.3	10.6
Sponvikskansen	f.dir	0.56	0.75	50	0.017	<2	0.119	0.16	12.3	10.9
Singløya	f.dir	0.27	0.57	50	0.021	<2	i.a.	i.a.	i.a.	8.7
Singløya	f.dir	0.55	0.65	60	0.023	<2	i.a.	i.a.	i.a.	8.9
Singløya	f.dir	0.4	0.67	60	0.025	<2	i.a.	i.a.	i.a.	9.8
Papper	f.dir	0.24	0.82	30	0.017	<2	i.a.	i.a.	i.a.	11.9
Papper	f.dir	0.19	0.83	30	0.018	<2	i.a.	i.a.	i.a.	11.7
Papper	f.dir	0.23	0.82	30	0.022	<2	i.a.	i.a.	i.a.	12.2
Sponvikskansen	g.ren	0.6	0.81	30	0.018	<2	0.113	0.17	13.1	11.9
Sponvikskansen	g.ren	0.93	0.83	30	0.017	<2	0.123	.21	15.9	12.5
Sponvikskansen	g.ren	0.81	0.9	30	0.019	<2	0.128	0.2	17.3	12.8
N-Asmaløy	g.ren	0.5	0.88	60	0.031	<2	0.172	0.09	14.4	9.6
N-Asmaløy	g.ren	0.51	0.89	60	0.03	<2	0.156	0.11	13.9	9.4
N-Asmaløy	g.ren	0.58	0.88	80	0.033	<2	0.178	0.13	12.4	9.6

¹⁾ Suspekt verdi på basis av resultatet fra de to andre parallellene. Reanalyse ga imidlertid 6.2 µg/g og kan tyde på at prøven av ukjent grunn er blitt kontaminert.

Tabell 2C. Konsentrasjonen av kobber (Cu), jern (Fe), kvikksølv (Hg), bly (Pb), titan (Ti), sink (Zn) og % tørrstoff (%TS) i torskelever i 1994. Alle metallkonsentrasjoner er oppgitt i µg/g v.v.

Stasjon	Cu	Fe	Hg	Pb	Ti	Zn	% TS
Kjøkkø	4.26	30.5	0.03	<0.03	i.a	17.7	59.6
Kjøkkø	4.68	31.6	0.03	<0.03	<1	18.1	59.6
Kjøkkø	4.64	34.2	0.04	<0.03	i.a.	18.6	59.6
Faretangen	4.08	34.2	0.04	0.04	<1	18.9	55.9
Singlølya	6.67	34.6	0.05	0.02	<1	21.9	49.6
Sponvika	5.49	58.7	0.06	0.03	<1	29.0	35.0
Hankø	4.98	21.6	0.02	0.12	<1	16.6	61.5

Tabell 2D. Analyserte konsentrasjoner av krom (Cr), kobber (Cu), bly (Pb) og titan (Ti) (µg/g v.v.) og % tørrstoff (%TS) i filét av torsk innfanget i Hvalerområdet i 1994.

Stasjon/metall	Cr	Cu	Pb	% TS
Kjøkkø	<0.02	0.22	<0.02	19.7
Faretangen	<0.02	0.32	<0.02	20.6
Singlølya	0.02	0.25	<0.02	21.1
Sponvika	<0.02	0.32	<0.02	19.5
Hankø	<0.02	0.30	<0.02	20.5

Tabell 2E. Konsentrasjonen av krom (Cr), kvikksølv (Hg) bly (Pb) og titan (Ti) (µg/g v.v.) i filét av ål innfanget i Hvalerområdet i 1994.

Stasjon/metall	Cr-94	Hg-94	Pb-94	Ti-94	% TS
Kjøkkø	<0.03	0.20	<0.03	i.a	25.8
Kjøkkø	<0.02	0.21	<0.02	<1	25.8
Kjøkkø	0.02	0.23	<0.02	i.a	25.8
Faretangen	<0.02	0.17	<0.03	<1	42.9
Singlølya	<0.02	0.15	<0.02	<1	30.8
Sponvika	<0.02	0.17	0.04	<1	37.0
Hankø	<0.02	0.10	0.11	<1	32.3

VEDLEGGSTABELLER 3

**Analyse av PCB (eks. non-orto PCB) og andre klororganiske forbindelser
(eks. treforedlingsrelaterte forbindelser)**

Tabell 3A. Konsentrasjoner av de ulike PCB kongenere målt i blandprøve av blåskjell (innsamlet i Hvalerområdet i 1994. g.ren = blåskjell gått seg rene, f.dir = blåskjell frosset direkte. Alle konsentrasjoner oppgitt i µg/kg v.v.

Stasjon	Behandling av skjell	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 153	PCB 105	PCB 138	PCB 156	PCB 180	PCB 209	ΣPCB	ΣPCB ₇ ²⁾
Papper	f.dir	0.13	0.38	0.63	0.73	0.78	0.29	0.57	<0.05	<0.05	<0.05	3.51	3.22
Singløya	f.dir	0.12	0.21	0.33	0.35	0.67	0.13	0.47	<0.05	0.05	<0.05	2.33	2.2
Sponvika	f.dir	0.08	0.24 ¹⁾	0.31	0.33	0.65	0.11	0.47	<0.05	0.06	<0.05	2.01	1.9
Asmaløy	f.dir	0.24	0.32	0.71	0.71	1.44	0.24	1.11	0.08	0.12	<0.05	4.97	4.65
Asmaløy	f.dir	0.25	0.33	0.7	0.69	1.42	0.24	1.08	0.09	0.12	<0.05	4.92	4.59
Asmaløy	f.dir	0.24	0.3	0.67	0.72	1.46	0.26	1.14	0.09	0.15	<0.05	5.03	4.68
Asmaløy	g.ren	0.21	0.26	0.59	0.63	1.35	0.23	1.06	0.08	0.13	<0.05	4.54	4.23
Asmaløy	g.ren	0.2	0.29	0.66	0.66	1.39	0.23	1.06	0.08	0.11	<0.05	4.68	4.37
Asmaløy	g.ren	0.2	0.28	0.59	0.6	1.27	0.22	0.96	0.07	0.13	<0.05	4.32	4.03

¹⁾ Suspekt verdi.

²⁾ Σ PCB₇: PCB: 28, 52, 101, 118, 153, 138, 180.

Tabell 3B. Konsentrasjoner av ulike klororganiske forbindelser målt i blåskjell innsamlet i Hvalerområdet i 1994. g.ren = blåskjell gått seg rene, f.dir = blåskjell frosset direkte. Alle konsentrasjoner oppgitt i µg/kg v.v.

Stasjon	Behandling av skjell	5-CB	α-HCH	HCB	γ-HCH	OCS	p,p-DDE	p,p-DDD	% Fett	% T S
Papper	f.dir	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	<0.05	0.24	<0.05	0.9	12.5
Singløya	f.dir	<0.05	<0.05	<0.05	0.12	<0.05	0.25	0.1	0.9	9.6
Sponvika	f.dir	<0.05	0.06	<0.05	0.19	<0.05	0.37	0.15	0.9	10.9
Asmaløy	f.dir	0.06	0.05	0.06	0.19	<0.05	0.46	0.17	1.1	11.2
Asmaløy	f.dir	0.05	0.06	0.05	0.21	<0.05	0.51	0.19	1.1	11.5
Asmaløy	f.dir	0.07	0.05	0.06	0.23	<0.05	0.48	0.18	1	12.6
Asmaløy	g.ren	0.05	0.07	<0.05	0.25	<0.05	0.45	0.17	0.9	9.8
Asmaløy	g.ren	<0.05	<0.05	<0.05	0.19	<0.05	0.43	0.15	0.9	10.2
Asmaløy	g.ren	<0.05	<0.05	<0.05	0.18	<0.05	0.41	0.15	0.9	10.2

*) Egentlig α- og γ

Tabell 3C. Konsentrasjoner av de ulike PCB kongenere målt i lever av torsk innsamlet fra Hvalerområdet i 1994. Alle konsentrasjoner oppgitt i µg/kg v.v.

Stasjon	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 153	PCB 105	PCB 138	PCB 156	PCB 180	PCB 209	PCB Σ	PCB Σ ₇
Kjøkkø	12	15	31	62	139	21	102	10	29	<1	421	390
Kjøkkø	12	15	32	62	136	20	100	9	27	<1	413	384
Kjøkkø	12	15	32	62	139	20	102	10	29	<1	421	391
Singløy	11	21	44	103	182	42	131	11	36	1	582	528
Sponvika	6	9	23	64	131	24	88	8	40	1	394	361
Hankø	5	10	17	28	62	11	45	4	13	<1	195	180
Faretangen	10	10	20	67	143	23	113	11	36	1	434	399

Tabell 3D. Konsentrasjoner av ulike klororganiske forbindelser målt lever av torsk innsamlet i Hvalerområdet i 1994. Alle konsentrasjoner oppgitt i µg/kg v.v.

Stasjon	5-CB	α- HCH	HCB	γ- HCH	OCS	p,p- DDE	p,p- DDD	%Fett	%TS
Kjøkkø	4	11	11	15	<1	78	20	48.2	59.6
Kjøkkø	4	9	11	15	<1	74	18	46.9	59.6
Kjøkkø	4	11	11	15	<1	78	19	47.5	59.6
Singløy	2	8	6	9	<1	124	41	35.1	48.6
Sponvika	1	2	3	4	1	111	110	16.3	35
Hankø	3	11	7	15	<1	36	18	49.8	61.5
Faretangen	2	7	5	9	<1	41	15	40.4	55.9

Tabell 3E. Konsentrasjoner av de ulike PCB kongenere målt i filét av ål innsamlet fra Hvalerområdet i 1994. Alle konsentrasjoner oppgitt i µg/kg v.v.

Stasjon	PCB 28	PCB 52	PCB 101	PCB 118	PCB 153	PCB 105	PCB 138	PCB 156	PCB 180	PCB 209	PCB Σ	PCB Σ ₇
Kjøkkø	0.3	0.5	0.3	2.2	3.9	0.9	2.9	0.3	0.8	<0.3	12.1	10.9
Kjøkkø	0.3	0.5	0.3	2.4	4.2	1	3.2	0.3	1	<0.3	13.2	11.9
Kjøkkø	0.3	0.5	0.4	3.2	5.5	1.2	4.2	0.4	1.3	<0.3	17	15.4
Singløy	0.4	1.1	1	4.2	7.9	1.8	5.7	0.5	1.6	<0.3	24.2	21.9
Sponvika	0.9	3.5	2.8	7	14.5	2.9	10.8	1.3	5.2	<0.3	48.9	44.7
Hankø	0.9	2.4	1.7	7	8.7	3.1	7	0.7	2.2	<0.3	33.7	29.9
Faretangen	4.3	13.3	6.4	70.1	91.3	27.1	83.3	7.5	26.3	00.3	329.9	295

Tabell 3F. Konsentrasjoner av ulike klororganiske forbindelser målt filét av ål innsamlet i Hvalerområdet i 1994. Alle konsentrasjoner oppgitt i µg/kg v.v.

Stasjon	5-CB	α-HCH	HCB	γ-HCH	OCS	p,p-DDE	p,p-DDD	%Fett	%TS
Kjøkkø	<0.3	0.4	0.3	0.6	<0.3	1.5	0.6	1.8	25.8
Kjøkkø	<0.3	0.5	0.3	0.6	<0.3	1.8	0.7	1.9	25.8
Kjøkkø	<0.3	0.5	0.3	0.7	<0.3	2.2	0.8	2.1	25.8
Singløy	<0.3	<0.3	0.4	<0.3	<0.3	6.7	0.7	3.5	30.8
Sponvika	0.3	0.6	2.3	0.5	<0.3	8.9	3.9	9.7	37
Hankø	<0.3	0.9	0.5	1.2	<0.3	4.6	1.9	4.8	32.3
Faretangen	2	3.4	13.8	3.7	<0.3	35.3	30.8	16.2	42.9

VEDLEGGSTABELLER 4

Analyse av PAH

Tabell 4A. Resultater fra analyse av ulike PAH-forbindelser i blåskjell innfanget på 2 stasjoner i Hvalerområdet i 1994. Konsentrasjoner er oppgitt i µg/kg våtvekt.
1: Sponvika, frosset direkte. 2 - 4: N-Asmaløy 1, frosset direkte. 5 - 7: N-Asmaløy, gått seg rene.

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6	7
Naftalen					1.4		4.4
2-M-Naf.							
1-M-Naf.							
Bifenyl							
2,6-Dimetylnaftalen							
Acenaftalen							
Acenaften	0.6		1	0.5	0.5	0.9	1.1
2,3,5-Trimetylnaftalen	0.6	0.5	0.7	0.5	0.6	0.6	
Fluoren	1.1	1.2	1.3	1.7	1.2	1.4	1.3
Fenantren	0.9	1	0.9	1.2	1.6	1.4	1.5
Antracen	0.7				0.6		0.7
1-Metylfenantren	1.1	1.2	1	1.3	1.1	1.1	1
Fluoranten	3	2.4	3.3	3.9	2.7	2.8	2.8
Pyren	1.6	1.6	1.8	2.2	1.3	1.3	1.4
Benz(a)antracen*	0.3	0.9	0.8	0.9	0.7		0.6
Chrysen	1.6	2.2	2.4	2.4	2	1.9	1.7
Benzo(b)fluoranten*	2.8	2.1	1.5	2	0.6	1.1	0.8
Benzo(j,k)fluoranten*			0.5				0.7
Benzo(e)pyren	1.7	0.8	0.9	1	0.3		
Benzo(a)pyren*	1		1.5	1.8	1.2		
Perylen	0.8	1.7				2	
Ind.(1,2,3cd)pyren*	0.7			1.1	0.6		
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* ¹⁾							
Benzo(ghi)perylene	0.5	0.9	0.8	1	0.6		
Coronen							
Dibenzopyrener*							
SUM	19	16.5	18.4	21.5	17	14.5	18
Derav KPAH(*)	4.8	3	4.3	5.8	3.1	1.1	2.1
%KPAH	25.3	18.2	23.4	27.0	18.2	7.6	11.7
%Tørrstoff	10.9	11.1	11.5	12.6	9.8	10.1	10.2

Deteksjonsgrense 0.5 µg/kg våtvekt.

* markerer potensielt kreftfremkallende egenskaper overfor mennesker etter IARC (1987), dvs. tilhørende IARCs kategorier 2A+2B (sannsynlig+trolig cancerogene).

Sum av * utgjør KPAH.

¹⁾ Bare (a,h)-isomeren.

Tabell 1B. Resultater fra analyse av ulike PAH-forbindelser i torskelever og ålefilét fra fisk innfanget på 3 stasjoner i Hvalerområdet i 1994. Konsentrasjoner er oppgitt i µg/kg våtvekt.

- 1: Singløya, torskelever
- 2: Hankø, torskelever
- 3: Kjøkkø, torskelever
- 4: Singløya, ålefilét
- 5: Hankø, ålefilét
- 6: Kjøkkø, ålefilét.

Parameter/prøve	1	2	3	4	5	6
Naftalen						
2-M-Naf.						
1-M-Naf.						
Bifenyl		1.1	0.5			
2,6-Dimetylnaftalen		1.4	0.8			
Acenaftalen	0.4	0.9	0.7	0.4	0.2	0.4
Acenaften	1.4	3.3	3	1.4	?	?
2,3,5-Trimetylnaftalen	0.2	0.6	0.8	0.5	0.2	0.2
Fluoren	0.3	3	1.2	0.3	0.5	0.6
Fenantren	0.5	6.2	1.2	0.5	1.6	0.7
Antracen		0.4	0.4		0.3	0.2
1-Metylfenantren		0.5				
Fluoranten	0.2	3.4	0.6	0.2	1.2	0.5
Pyren		1.5			0.2	
Benz(a)antracen*		0.2				
Chrysen/trifenylen		0.4	0.4			
Benzo(b)fluoranten*	0.2	0.2				
Benzo(j,k)fluoranten*						
Benzo(e)pyren	0.2					
Benzo(a)pyren*		0.4				
Perylen	0.2					
Ind.(1,2,3cd)pyren*		0.2				
Dibenz.(a,c/a,h)ant.* ¹⁾						
Benzo(ghi)perylene						
Coronen						
Dibenzopyrener*						
SUM	3.6	23.7	9.6	3.3	4.2	2.6
Derav KPAH(*)	0.2	1	0	0	0	0
%KPAH	5.6	4.2	0.0	0.0	0.0	0.0
%T>rrstoff	48.6	61.5	59.6	30.8	32.3	25.8

Deteksjonsgrense 0.2 µg/kg våtvekt.

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

Sum av * utgjør KPAH.

¹⁾ Bare (a,h)-isomeren.

VEDLEGG A

**Analyserapport fra NILU
Dioksiner, furaner og non-orto PCB**



(SAB)
M. Lurdl

Norsk institutt for vannforskning
v/J.A. Berger
Postboks 173 Kjelsås
0411 OSLO

1464/95
90034-6
23.5

Deres ref./Your ref.:
J.nr. 706/95
S.nr. O-900346

Vår ref./Our ref.:
AaB/MAa/O-94118

Kjeller,
19. mai 1995

Dioksin, non-orto PCB og fettbestemmelse i tre biologiske prøver fra Hvalerområdet

Vi viser til Deres bestilling av 3. mars 1995 og oversender analyseresultatene.

Vi legger ved målerapport nr. O-103 og gir følgende tilleggsinformasjon:

Vår metode, NILU-O-1, som er akkreditert etter EN 45001, ble benyttet.

Analysene av non-orto PCB er ikke akkreditert.

Som kvalitetssikringstiltak ble ¹³C-merkete 2,3,7,8-klorsubstituerte isomerer tilsatt prøven før opparbeidelses- og analyseprosedyren. Gjenvinningsstandard tilsettes rett før analyse på GC/MS. Etter vår metode skal gjenvinningen av tilsatte ¹³C-isotopmerkete internstandarder ligge innenfor 40-120% i forhold til en av de tilsatte ¹³C-isotopmerkete gjenvinningsstandardene. Gjenvinningen er tilfredsstillende.

Resultatene er korrigert for gjenvinning.

Med hilsen

Ole-Anders Braathen
Ole-Anders Braathen
Leder, Organisk analyse

Aase Biseth
Aase Biseth
Ingeniør

Vedlegg: Målerapport nr. O-103 samt analyseresultater

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 65 69 55
Telefax : +47 77 65 61 99

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

Målerapport nr. O-103

Oppdragsgiver: NIVA v/J.A. Berger

Prosjekt nr.: O-94118

Prøvetaking:

Sted: Hvalerområdet

Ansvar: NIVA

Kommentar:

Prøveinformasjon:

NILU prøvenr.	Kundens merking.	Prøvetype	Prøven mottatt	Prøven analysert
95/201	Kjøkkø, Høst 1994	Torsk, lever	03.03.95	21.04.-09.05.95
95/202	"	Ål	"	"
95/203	Papper, 19.10.94	Blåskjell	"	"

Analyser:

Utført av: Norsk institutt for luftforskning
Postboks 100
N-2007 KJELLER

Målemetode: NILU-O-1

Måleusikkerhet: ±25%

Kommentarer: Analysene av non-orto PCB er ikke akkreditert.

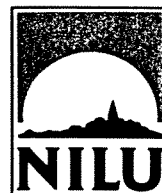
Godkjenning: Kjeller, 19. mai 1995

Ole-Anders Braathen

Ole-Anders Braathen
Leder, Organisk analyse

Vedlegg: 3 analyseresultater à 4 sider
Målerapporten og vedleggene omfatter totalt 14 sider

Måleresultatene gjelder bare de prøvene som er analysert. Denne rapporten skal ikke gjengis i utdrag, uten skriftlig godkjenning fra laboratoriet.



NOTAT

Dato : 19. mai 1995
Deres ref. : J.nr. 706/95, S.nr. O-900346
Vår ref. : AaB/MAa/O-94118

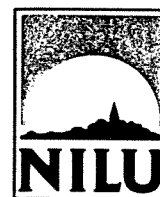
SAK: Fettbestemmelse i biologiske prøver

NIVA prosj.nr.: O-800312

NILU prosj.nr.: O-94118

NILU nr.	Materiale	Kundens merking	% Ekstraherbart fett
95/201	Torsk, lever	Kjøkkø, høst 1994	50,8
95/202	Ål	"	5,28
95/203	Blåskjell	Papper, 19.10.94	0,65

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-103

NILU-Prøvenummer: 95/201

Kunde: NIVA / J.A.Berger

Kjeller, 19.05.95

Kundens prøvemerking: Torsk,lever

: Kjøkkø.Høst 94.

Prøvetype: Torsk,lever

Prøvemengde: 5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD149011-DD163011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,61	103	0,61	
SUM TCDD	0,69			
12378-PeCDD	0,16 (i)	106	0,08	
SUM PeCDD	0,23			
123478-HxCDD	< 0,02		0,00	
123678-HxCDD	0,62	116	0,06	
123789-HxCDD	0,26		0,03	
SUM HxCDD	1,30			
1234678-HpCDD	0,49 (i)	100	0,00	
SUM HpCDD	0,49 (i)			
OCDD	0,73	107	0,00	
SUM PCDD	3,44		0,79	
2378-TCDF	11,8	100	1,18	
SUM TCDF	12,3			
12378/12348-PeCDF	2,29		0,02	0,11
23478-PeCDF	0,95	102	0,48	
SUM PeCDF	4,81			
123478/123479-HxCDF	0,87	111	0,09	
123678-HxCDF	0,67		0,07	
123789-HxCDF	0,04 (i)		0,00	
234678-HxCDF	0,51		0,05	
SUM HxCDF	3,22			
1234678-HpCDF	0,38 (i)	105	0,00	
1234789-HpCDF	0,12 (i)		0,00	
SUM HpCDF	0,50 (i)			
OCDF	0,92 (i)	98	0,00	
SUM PCDF	21,8		1,89	1,98
SUM PCDD/PCDF	25,2		2,68	2,77

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

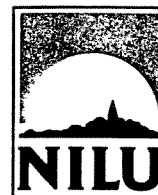
i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Kjeller, 19.05.95

Vedlegg til målerapport nr: O-103

NILU-Prøvenummer: 95/201

Kunde: NIVA / J.A.Berger

Kundens prøvemerkning: Torsk,lever

: Kjøkkø.Høst 94.

Prøvetype: Torsk,lever

Prøvemengde: 5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD149011-DD163011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	1 418	99	0,71	14,2
344'5'-TeCB(PCB-81)	37,3			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	174	102	17,4	17,4
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	27,8	102	0,28	1,39
SUM TE-PCB			18,4	33,0

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

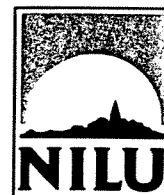
TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

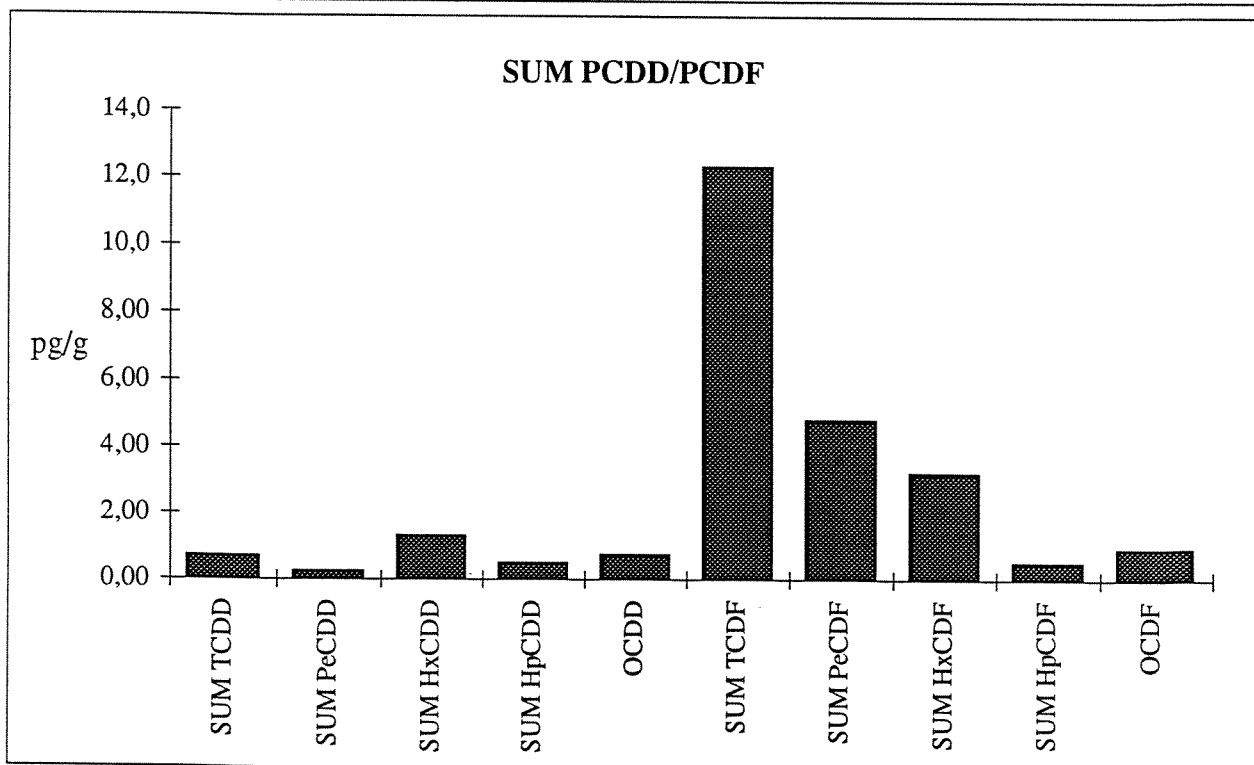
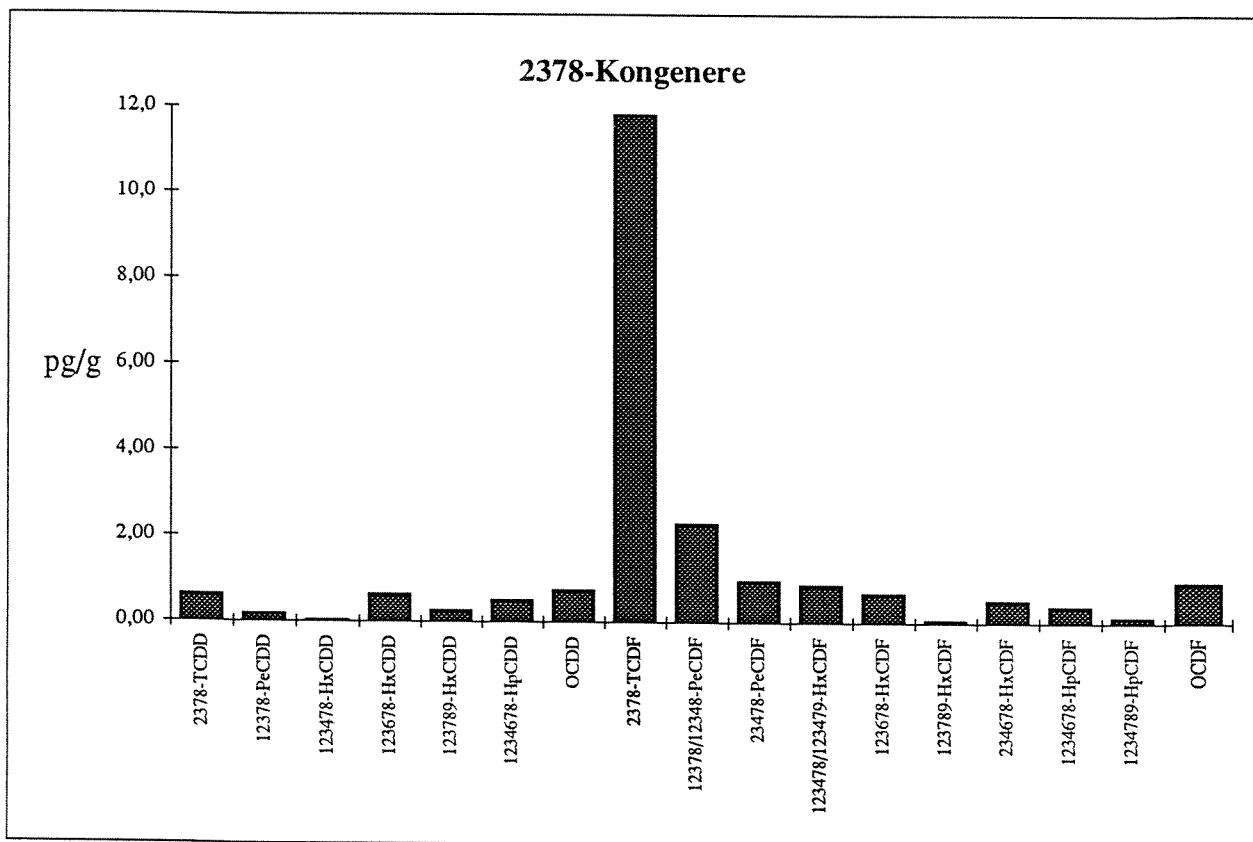
Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-103
 NILU-Prøvenummer: 95/201

Kjeller, 19.05.95

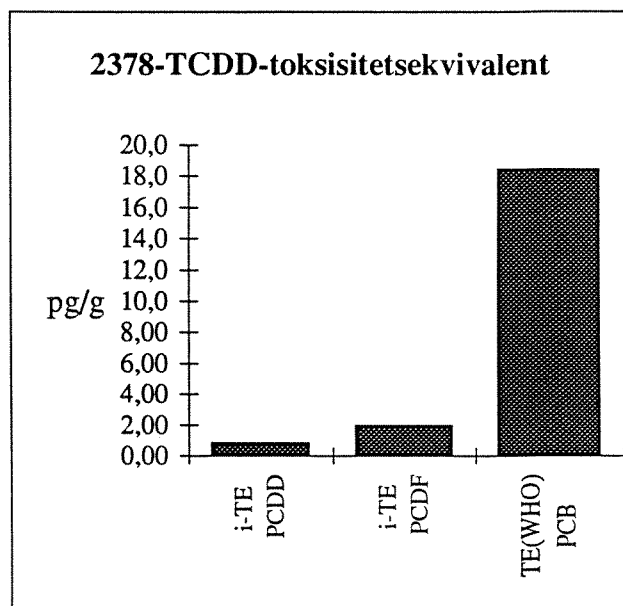
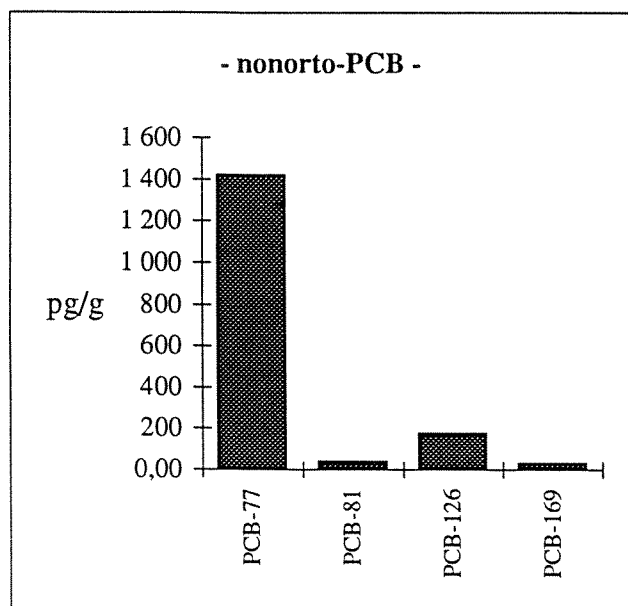


PCDF/PCDD-Analyseresultater

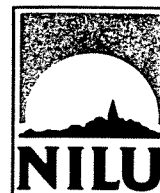


Vedlegg til målerapport nr: O-103
NILU-Prøvenummer: 95/201

Kjeller, 19.05.95



PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-103

NILU-Prøvenummer: 95/203

Kunde: NIVA / J.A.Berger

Kjeller, 12-05-95

Kundens prøvemerking: Blåskjell

: Papper. 19/10.94

Prøvetype: Blåskjell

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD151011-DD165011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk) i-TE	
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,01	92	0,01	
SUM TCDD	0,28			
12378-PeCDD	0,05	120	0,03	
SUM PeCDD	0,16			
123478-HxCDD	0,03	119	0,00	
123678-HxCDD	0,05		0,01	
123789-HxCDD	0,04		0,00	
SUM HxCDD	0,49			
1234678-HpCDD	0,22	118	0,00	
SUM HpCDD	0,43			
OCDD	0,64	108	0,00	
SUM PCDD	2,00		0,05	
2378-TCDF	0,22	96	0,02	
SUM TCDF	1,46			
12378/12348-PeCDF	0,22	104	0,00	0,01
23478-PeCDF	0,11		0,06	
SUM PeCDF	1,15			
123478/123479-HxCDF	0,16	120	0,02	
123678-HxCDF	0,12		0,01	
123789-HxCDF	0,01		0,00	
234678-HxCDF	0,04		0,00	
SUM HxCDF	1,00			
1234678-HpCDF	0,19	119	0,00	
1234789-HpCDF	0,08		0,00	
SUM HpCDF	0,32			
OCDF	0,76	84	0,00	
SUM PCDF	4,69		0,12	0,12
SUM PCDD/PCDF	6,69		0,17	0,17

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

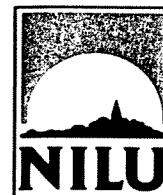
i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekivalent etter internasjonal modell

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

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

Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Kjeller, 12-05-95

Vedlegg til målerapport nr: O-103

NILU-Prøvenummer: 95/203

Kunde: NIVA / J.A.Berger

Kundens prøvemerkning: Blåskjell

: Papper. 19/10.94

Prøvetype: Blåskjell

Prøvemengde: 40 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD151011-DD165011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	53,8	85	0,03	0,54
344'5'-TeCB(PCB-81)	1,26			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	1,59	93	0,16	0,16
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	0,10	96	0,00	0,01
SUM TE-PCB			0,19	0,70

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

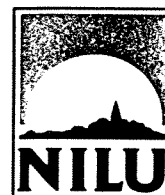
TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

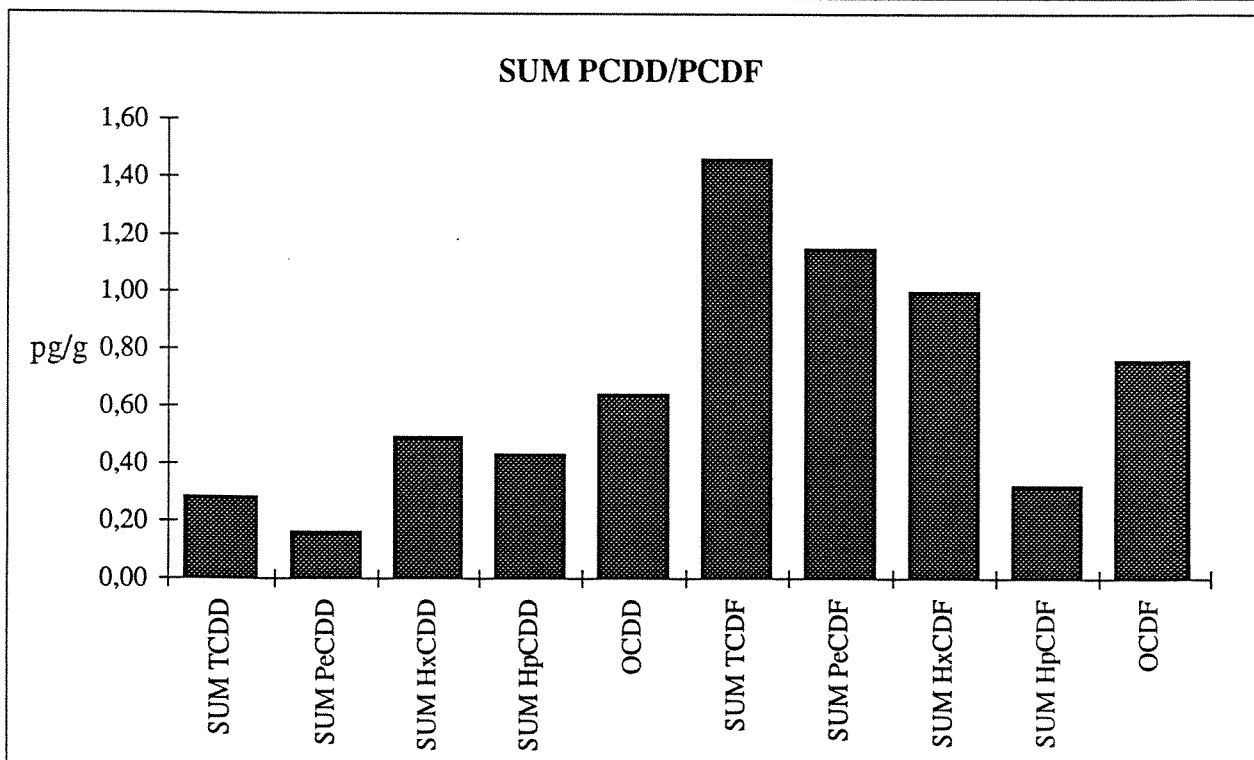
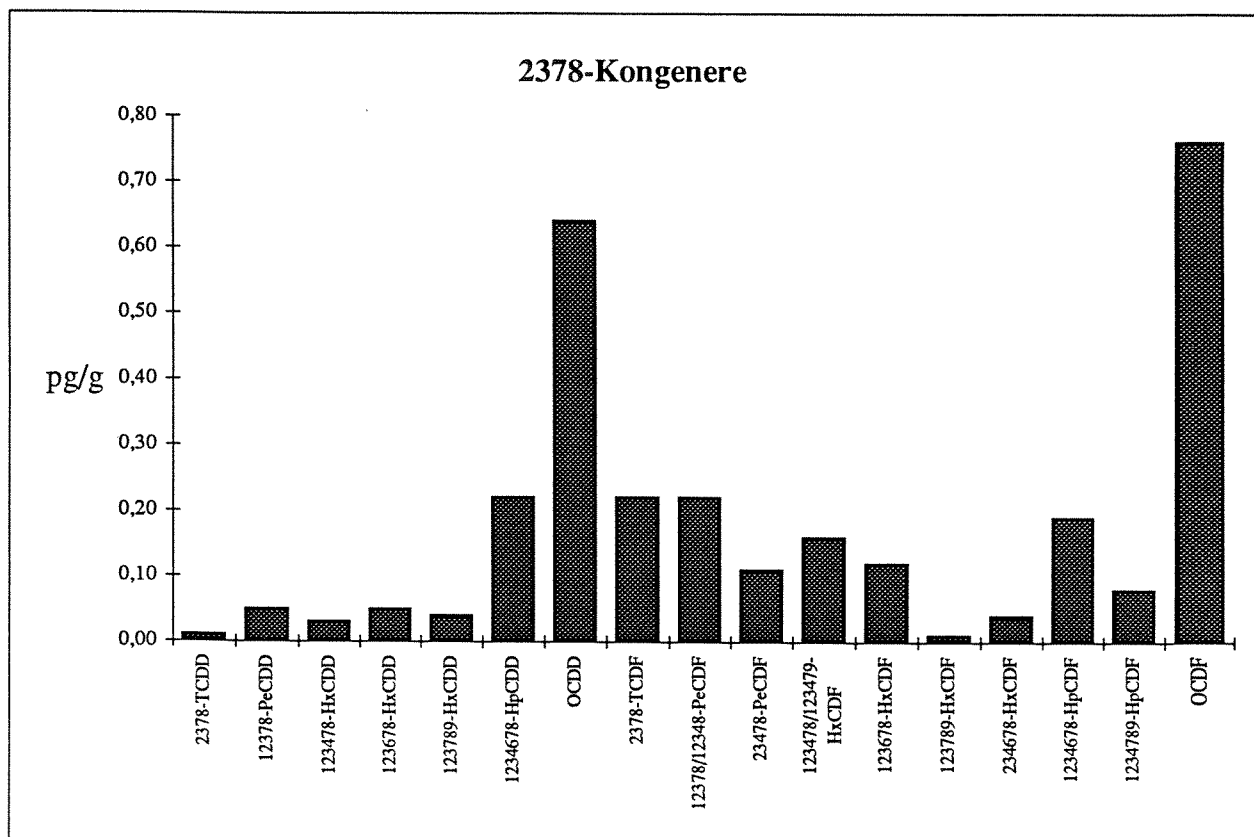
Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-103
NILU-Prøvenummer: 95/203

Kjeller, 12-05-95

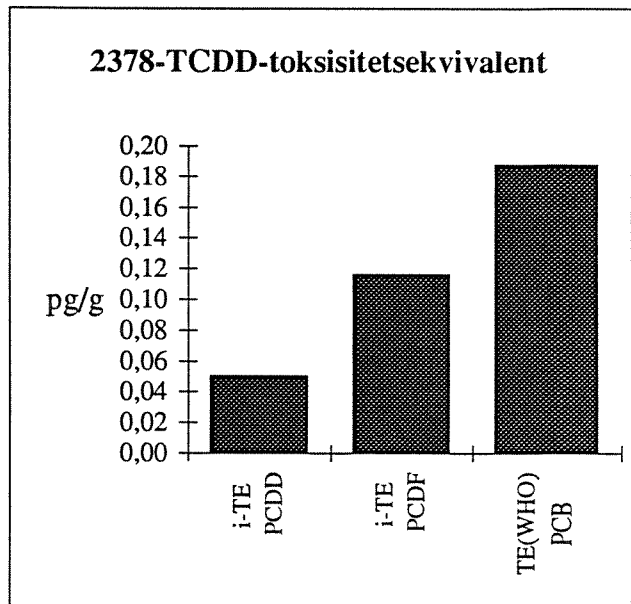
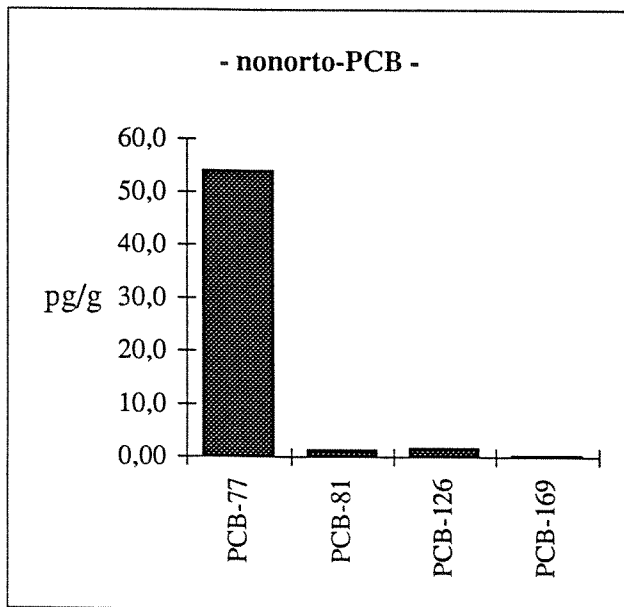


PCDF/PCDD-Analyseresultater

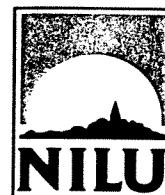


Vedlegg til målerapport nr: O-103
NILU-Prøvenummer: 95/203

Kjeller, 19.05.95



PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-103

NILU-Prøvenummer: 95/202

Kunde: NIVA / J.A.Berger

Kjeller, 16-05-95

Kundens prøvemerking: Ål,filet.

: Kjøkkø.Høst 94.

Prøvetype: Ål,filet

Prøvemengde: 5 g

Måleenhet: pg/g

Datafiler: DD150011-DD164011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE (nordisk)	i-TE
	pg/g	%	pg/g	pg/g
2378-TCDD	0,08	81	0,08	
SUM TCDD	0,12			
12378-PeCDD	0,02 (i)	87	0,01	
SUM PeCDD	0,23			
123478-HxCDD	0,06		0,01	
123678-HxCDD	0,16	99	0,02	
123789-HxCDD	0,08 (i)		0,01	
SUM HxCDD	0,67			
1234678-HpCDD	0,48 (i)	91	0,00	
SUM HpCDD	0,48 (i)			
OCDD	0,92	102	0,00	
SUM PCDD	2,42		0,13	
2378-TCDF	0,08 (i)	81	0,01	
SUM TCDF	0,08 (i)			
12378/12348-PeCDF	0,10 (i)		0,00	0,01
23478-PeCDF	0,20	81	0,10	
SUM PeCDF	0,45			
123478/123479-HxCDF	0,36	95	0,04	
123678-HxCDF	0,28		0,03	
123789-HxCDF	0,08 (i)		0,01	
234678-HxCDF	0,18		0,02	
SUM HxCDF	1,99			
1234678-HpCDF	0,66	103	0,01	
1234789-HpCDF	0,18 (i)		0,00	
SUM HpCDF	0,76			
OCDF	3,00	88	0,00	
SUM PCDF	6,28		0,21	0,21
SUM PCDD/PCDF	8,70		0,34	0,34

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

i-TE: 2378-TCDD-toksisitetsekivalent 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 instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater



- nonorto-PCB -

Kjeller, 16-05-95

Vedlegg til målerapport nr: O-103
NILU-Prøvenummer: 95/202
Kunde: NIVA / J.A.Berger
Kundens prøvemerking: Ål,filet.
: Kjøkkø.Høst 94.
Prøvetype: Ål,filet
Prøvemengde: 5 g
Måleenhet: pg/g
Datafiler: DD150011-DD164011

Komponent	Konsentrasjon Gjenvinning		TE(WHO)	TE(Safe)
	pg/g	%	pg/g	pg/g
33'44'-TeCB (PCB-77)	4,75	72	0,00	0,05
344'5'-TeCB(PCB-81)	0,33			
33'44'5'-PeCB (PCB-126)	7,14	81	0,71	0,71
33'44'55'-HxCB (PCB-169)	1,74	84	0,02	0,09
SUM TE-PCB			0,73	0,85

TE(WHO): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter Ahlborg et. al. (1993).

TE(Safe): 2378-TCDD-toksisitetsekvivalent etter S. Safe (1994).

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

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

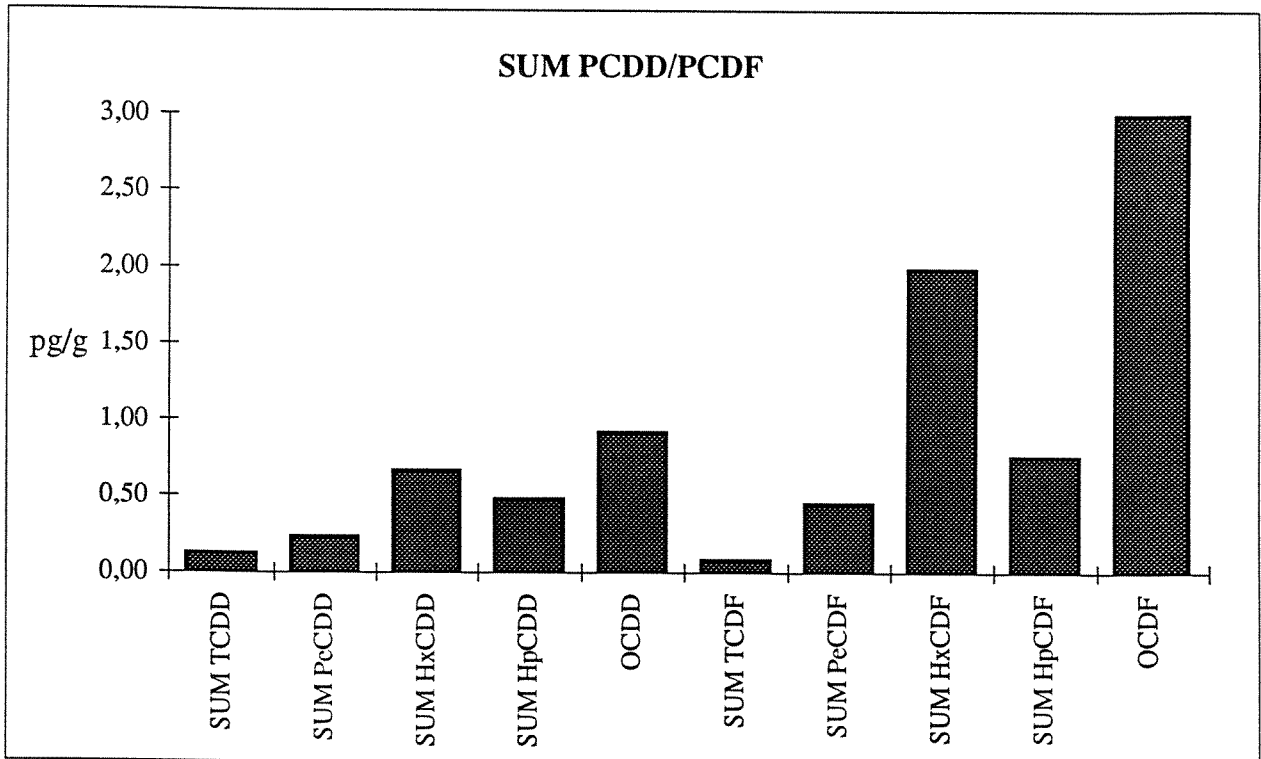
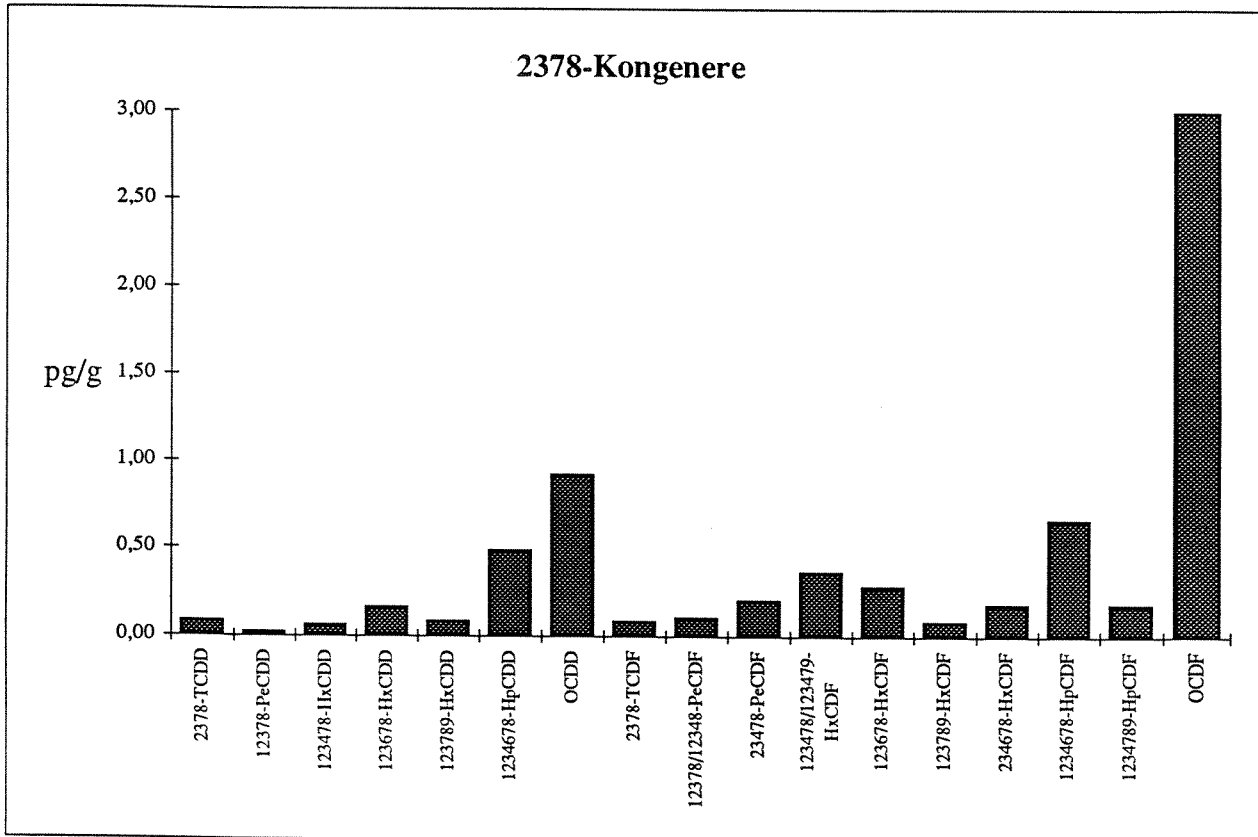
Dette skyldes mulig interferanse og/eller instrument støy.

PCDF/PCDD-Analyseresultater

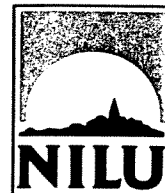


Vedlegg til målerapport nr: O-103
 NILU-Prøvenummer: 95/202

Kjeller, 16-05-95

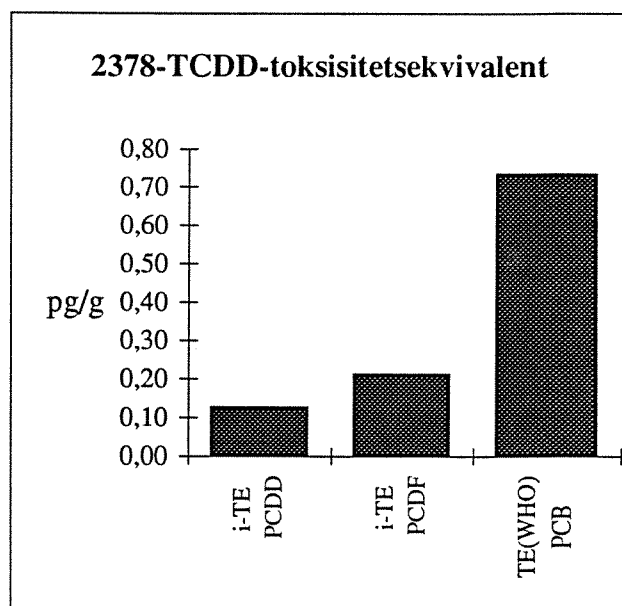
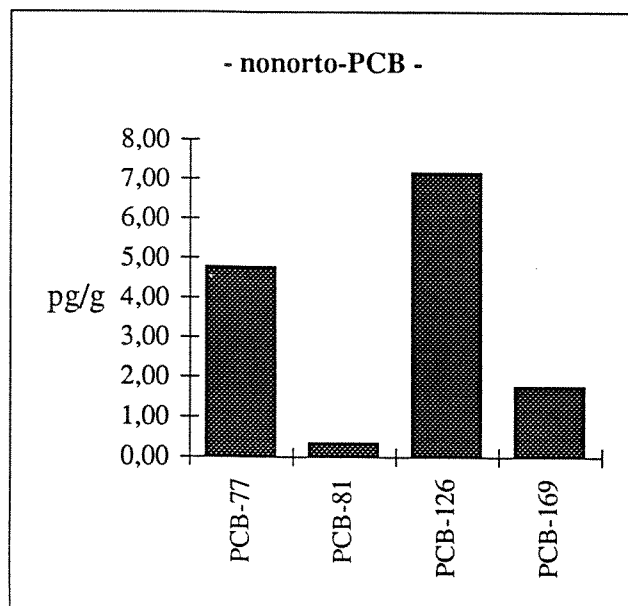


PCDF/PCDD-Analyseresultater



Vedlegg til målerapport nr: O-103
NILU-Prøvenummer: 95/202

Kjeller, 19.05.95



VEDLEGG B

Analyserapport fra SINTEF

Treforedlingsrelaterte forbindelser

NIVA
Postboks 69
Korsvoll
0808 Oslo

Att: John Arthur Berge / Aud Helland

Deres ref./Your ref.:
J.nr. 165/1995
S.nr: 0-90035

Vår ref./Our ref.:
KAM

Direkte innvalg/Direct line:
22067985

Oslo,
1995-09-18

NORSK INSTITUTT FOR VANNFORSKNING	
J.nr.:	2504/95
Sak nr.:	90035
Dato:	20.9

SINTEF

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

Besøksadresse/Location:
Forskningsveien 1

Telefon/Phone:
+47 22 06 73 00

Telefax:
+47 22 06 73 50

Telex:
71 536 SI N

Enterprise No.: 948007029

(JAB)

AUD

Herved oversendes rapporten for prosjektet "Treforedlingsrelaterte forbindelser i biologisk materiale og sedimentfeller fra Iddefjorden / Hvalerområdet 1994" Oppdragsnr. 27025900, delrapport-2. Denne rapporten skal erstatte delrapport-2 merket foreløpig, datert 1995-08-29. Foreløpig rapport, datert 1995-08-09 bes makulert.

Delrapport-1, datert 1995-07-07 og delrapport-2, datert 1995-09-14 utgjør den endelige rapportering av prosjektet.

SINTEF Industriell kjemi

Per *Nina Gjøs*
Arne Lund Kvernheim
Laboratorieleder
Seksjon for Miljøteknologi og analyse

Kari Martinsen
Kari Martinsen
Prosjektleder

NIVA
Postboks 69
Korsvoll
0808 Oslo

Att: John Arthur Berge /Aud Helland

Rapport

Deres ref.:
J.nr.165/1995
S.nr. 0-90035

Vår ref.:
KAM

Direkte innvalg:
22067985

SINTEF Oslo

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

Besøksadresse/Location:
Forskningsveien 1

Telefon/Telephone:
+47 22 06 73 00

Telefax:
+47 22 06 73 50

Telex:
71 536 SI N

Enterprise nr.: 948007029

Oslo,
1995-09-14

Oppdrag nr.:
27025900
Delrapport-2
Prøveserie.:
1994-795
1995-318

Oppdragets tittel:

TREFOREDINGSRELATERTE FORBINDELSER I BIOLOGISK MATERIALE OG SEDIMENTFELLER FRA IDDEFJORDEN / HVALEROMRÅDET 1994

Sammendrag

Biologisk materiale

Det ble påvist di- og tetra-klorstearynsyrer, di- og tetra-klormyristinsyrer, di-klortridekansyre og di-klorpalmitinsyre i ål fra Sponvika. Klormengden knyttet til disse forbindelsene utgjorde over 60 % av den kromatograferbare klormengden som ble beregnet til 1240 mg/kg fett. I leverprøven fra Sponvika ble det også påvist en del klorerte fettsyrer. Det ble ikke identifisert klorerte fettsyrer i de øvrige lever- og åleprøvene.

Ål fra Sponvika inneholdt 1900 mg/ kg EOCl i fett som viste at konsentrasjonen i denne prøven var 50 ganger høyere enn i referanseprøven fra Hankø. Torskeleverprøven fra Sponvika inneholdt ca 4 ganger mere enn tilsvarende prøve fra Hankø. Sammenlignet med undersøkelsen fra 1992 lå nivået av EOCl på det samme nivået som det som ble funnet i denne undersøkelsen.

Sedimentfellemateriale

Det ble påvist di-klorstearynsyre og 2 isomere forbindelser av tetra-klorstearynsyre i alle sedimentfelleprøvene. Kromatograferbart halogen varierte fra 5,6 til 56 mg/kg tørt materiale. Av denne mengde var fra 42 % til 73 % knyttet til identifiserte fettsyrer. Beregnet i forhold til EOCl utgjorde klor knyttet til identifiserte forbindelser fra 5 % til 50 %.

Innledning

Sedimentfelle materialet ble mottatt den 24.11.95 for analyse av EOCi/EOBr og klorerte fettsyrer. Ferdig fremstilt fett fra prøver av torskelerver og ål ble mottatt 09.06.95 for analyse av klorerte fettsyrer. Etter avtale ble alle prøvene analysert for klorerte fettsyrer samtidig. Det henvises til rapport av 07.07.95, delrapport-1 under dette prosjektet hvor analysen og resultatene for EOCi/EOBr bestemmelsene i sedimentfelle materialet er angitt.

Denne rapporten vil gi en beskrivelse av analyseprosedyren og angi resultatene for klorerte fettsyrer i sedimentfelle materialet og i fett fra torskelerver og ål samt resultatene av EOCi/EOBr i utvalgte fettprøver.

Prøvebeskrivelse

Fra sedimentfelle materialet ble resten av materialet etter uttak til EOCi/EOBr analysen benyttet. For prøvene Idde-04, 09.06.94 (795-4) og Idde-4B, 05.09.94 (795-12) ble hele prøvemengden benyttet til EOCi/EOBr analysen. Fett fra torskelerver og ål ble mottatt i små pulverglass, fra 1 til 5 gram fett. Prøvene ble oppbevart i kjøleskap inntil analyse. Rester av fett etter analyse oppbevares ved - 20° C i 6 mnd om ikke annet avtales med oppdragsgiver.

Eksperimentelt

Analysene ble basert på følgende referanser i doktorgradsarbeidet til Clas Wesén, Chlorinated fatty acids in fish lipids. Universitet i Lund, Sverige, 1995:

"Identification of chlorinated fatty acids in fish lipids following selective removal of unsubstituted fatty acids by silver ion and urea complexation, and thin layer chromatography Huiling Mu, Clas Wesén, Tomas Novak, Peter Sundin, Jan Skramstad and Göran Odham. Chemical Center, Lund University, Sweden", Sendt til Journal of Chromatography, 1995.

"Gas Chromatographic-Mass Spectrometric Identification of Chlorinated Octadecanoic Acids in Eel Lipids. Journal of Mass spectrometry, Vol. 30, 959-968 (1995). Clas Wesén, Huiling Mu, Peter Sundin, Paul Frøyen, Jan Skramstad and Göran Odham"

"Identification of tetrachlorinated and monoenoic-dichlorinated fatty acids in eel lipids. Huiling Mu, Clas Wesén, Peter Sundin and Einar Nilson, Chemical Center, Lund University, Sweden, under publisering, 1995"

Analyse av sedimentfelle materialet.

Det ble benyttet fra 0,31 g til 2,82 g lufttørket materiale. Materialet ble ekstrahert i Soxhlet med en blanding av metanol, aceton og maursyre over natten. Ekstraktet ble dampet inn til tørrhet ved ca 40° C under nitrogenatmosfære. Inndampningsrest ble løst i et overskudd av aceton. Deretter ble ekstraktet dampet inn til 1-2 ml. Det inndampete ekstraktet ble eluert på silica-kolonne (Bond-Elute) som på forhånd var vasket med 20 ml aceton. Ekstraktet ble eluert med ca 20 ml aceton. Eluatet ble dampet inn til tørrhet ved ca 40° C under nitrogenatmosfære og deretter derivatisert. Derivatiseringen ble utført ved å løse inndampningresten i ca 2 ml metanol som inneholdt 1,5 vekt-% konsentrert svovelsyre samt 1 ml sykloheksan for å løse evt triglycerider. Denne blandingen fikk stå over natten ved ca 60° C. Deretter ble det tilsatt 2 ml sykloheksan og 3 ml vann for å overføre de metylerte fettsyrene (fatty acid methylesters, FAMES) til sykloheksan. Vannfasen ble ekstrahert 2 ganger med sykloheksan og sykloheksanfasene ble kombinert og behandlet med syrevasket

Cu-granulat for å fjerne fritt svovel. Denne behandlingen ble gjentatt til Cu ikke lenger ble svart. Tilslutt ble ekstraktet dampet inn til tørrhet og løst i ca 1 ml sykloheksan tilsatt en kjent mengde monoklorheksadekan og veid før den gasskromatografiske analysen. Monoklorheksadekan ble benyttet som intern standard ved analysen.

Derivatisering med diazometan

For å undersøke om ekstraktene inneholdt forbindelser av typen klorerte abietinsyrer som ble påvist i sedimenter fra forrige Iddefjordundersøkelse, "Undersøkelse av organiske miljøgifter i sedimenter og biota i Iddefjorden 1992, K.Martinsen, K.Pedersen, A.Kringstad, A.L.Kvernheim STF27A93032", ble ekstraktene for 795-1 og 795-6 derivatisert med diazometan. W.Gradowska, L.Larsson Determination of absolute configurations of 2- and 3-hydroxy fatty acids in organic dust by gas chromatography-mass spectrometry, Journal of Microbiological Methods, 20 (1994) 55-67.

Analyse av biologisk fett

Det ble tatt ut fra 101 mg til 119 mg fett og hhv 105 mg og 176 mg fra de to blindprøvene. Prøvene ble løst i sykloheksan, derivatisert ved tilsetning av metanol tilsatt konsentrert svovelsyre og behandlet på samme måten som sedimentprøvene. Det ble observert at torskeleverprøvene var sterkt brune og det ble meget raskt oppnådd "en fase" under derivatiseringen. Normalt tar det minst 3 timer å få triglyceridene hydrolysert og gå i løsning. Dette kan tyde på at triglyceridene i torskeleverprøvene var blitt delvis hydrolysert under lagring før vi mottok dem til analyse. Åleprøvene derimot var gule og det tok lengere tid å oppnå "en fase". Triglyceridene var sannsynligvis ikke blitt hydrolysert i åleprøvene under lagring. FAMES ble overført til sykloheksan på samme måten som for sedimentene. Fettprøvene krevde ytterligere opprensing før den gasskromatografiske analysen.

Silicabehandling

Sykloheksanekstraktet ble dampet inn til tørrhet ved ca 50 C° og inndampningrest ble løst i ca 4 ml sykloheksan. Hvert ekstrakt ble rensert på 4 parallele silica-kolonner (Bond-Elute), ca 25 mg fett på hver og eluert med en blanding av dietyleter/sykloheksan som på forhånd var rensert med elueringsløsningen. Eluatet ble dampet inn til tørrhet ved ca 50° C og løst i 2 ml isooktan.

Sølvnitratbehandling

Ekstraktet ble rensert ved risting med en mettet løsning av sølvnitrat i etanol. Den øverste fasen som inneholdt mettede og monoumettede komponenter ble overført til et nytt testrør for vasking med vann og tørking med natriumsulfat. Deretter ble ekstraktet dampet inntil tørrhet som tidligere beskrevet.

Urea behandling

Inndampningsresten ble løst i heksan og tilsatt urea som på forhånd var fuktet med metanol. Prøven stod ved romtemperatur over natten. Deretter ble prøven vasket med 3 x 3 ml heksan. Det var nødvendig å røre opp blandingen med en glasstav for å få ut FAMES kvantitativt. Samlet heksanfase ble vasket med vann og tørket med natriumsulfat. Natriumsulfatlaget ble ristet opp 2 ganger med heksan for kvantitativt utbytte. Heksanfaset ble dampet inn til tørrhet og utbyttet ble veid. Inndampningsresten ble løst i en kjent mengde sykloheksan (1 ml) tilsatt monoklorheksadekan som intern standard.

Gaskromatografisk analyse

Ekstraktene som inneholdt FAMES og monoklorheksadekan ble analysert gaskromatografisk (DB5, 30 m, id=0,25, 0,25 µm filmtykkelse) med halogenfølsom detektor (Hall-detektor).

Identifikasjon og kvantifisering

Forbindelsene ble identifisert ved å sammenligne retensjonstider for kjente forbindelser. Kvantifiseringen ble basert på areal og det ble benyttet intern standard metode. For prøve 795-2 gikk ca 50 % av ekstraktet tapt ved overføring etter Soxhlet ekstraksjonen. For prøve 318-3 gikk ca 20 % av ekstraktet tapt under ureabehandlingen. Disse tap er det justert for ved beregning av sluttresultatet.

EOCI/EOBr bestemmelse

Ca 1 g fett fra prøvene 318-1, 318-4, 318-6 og 318-9 ble tatt ut for analyse av summeparametere. Fettet ble løst i en kjent mengde sykloheksan og uorganisk klor og brom ble fjernet ved risting med vann og nitratholdig vann. De rensede ekstraktene ble analysert med nøytronaktiveringsanalyse (NAA).

Resultat

Sedimentfellemateriale

Det ble påvist di-klorstearinsyre og 2 isomere forbindelser av tetra-klorstearinsyre i alle sedimentfelleprøvene. Kromatograferbart halogen varierte fra 5,6 til 56 mg/kg tørt materiale. Av denne mengde var fra 42 % til 73 % knyttet til identifiserte fettsyrer. Beregnet i forhold til EOCl utgjorde klor knyttet til identifiserte forbindelser fra 5 % til 50 %. Kromatogrammene i fig.1 og fig. 2 viser at av forbindelser som inneholder klor var det vesentlig klorerte stearinsyrer i sedimentfellene. Diazometanderivatisering av to av sedimentekstraktene, som inneholdt de høyeste konsentrasjonen av klorerte fettsyrer, ga ingen nye topper. Dette tydet at denne type forbindelser ikke kunne påvises i sedimentfelle materialet.

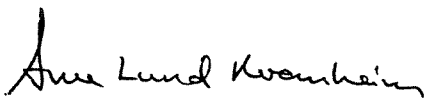
For å kunne sammenholde EOCl verdiene med klor knyttet til de identifisert forbindelsene ble klormengden i de identifisert forbindelsene bestemt. I tabell 1 er klor bundet til klorerte fettsyrer, til de identifiserte fettsyrene og fordelingen av klormengden til de 2 isomere tetraklorstearinsyreforbindelsene angitt. Videre ble det beregnet hvor stor del av den kromatograferbare klormengden og av EOCl som kunne forklares ved de identifiserte forbindelsene. Resultatene må tas med visse forbehold fordi vi ikke hadde standardene av alle de isomere forbindelsene. Kvantifiseringen ble basert på at alle forbindelsene har lik respons. I denne forbindelse må det også understrekes at ved Hall-deteksjon oppnås også respons for bromerte forbindelser. Fordi EOCl/EOBr resultatene viste at prøvene inneholdt vesentlig klorerte forbindelser ble kvantifiseringen basert på at hele mengden som ga respons med Hall-detektoren var klorerte forbindelser. Resultatene er gitt i vedlegg 1, tabell 1.

Biologisk materiale

Det ble påvist di- og tetra-klorstearinsyrer, di- og tetra-klormyristinsyrer, di-klortridekansyre og di-klorpalmitinsyre i ål fra Sponvika. Klormengden knyttet til disse forbindelsene utgjorde over 60 % av den kromatograferbare klormengden som ble beregnet til 1240 mg/kg fett. I leverprøven fra Sponvika ble det også påvist en del klorerte fettsyrer. Det ble ikke identifisert klorerte fettsyrer i de øvrige lever- og åleprøvene. Kromatogrammene av de enkelte prøvene er gitt i fig. 3 og fig. 4.

Torskeleverprøven og åleprøven fra Sponvika inneholdt begge et forhøyet nivå av EOCl. Sammenlignet med referanseprøvene fra Hankø var innholdet 4 ganger høyere for leverprøven og nesten 50 ganger høyere i åleprøven. Åleprøven fra Sponvika inneholdt 1900 mg/kg EOCl i fett. Den mest forurensete åleprøven fra 1992 inneholdt til sammenligning 2400 mg/kg EOCl. Klormengden knyttet til de identifiserte forbindelsene utgjorde 26 % av EOCl for leverprøven hhv 42 % for åleprøven. Resultatene er gitt i vedlegg 2, tabell 2.

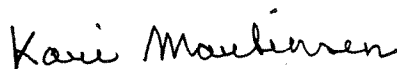
SINTEF Industriell kjemi



Arne Lund Kvernheim

Laboratorieleder

Seksjon for Miljøteknologi og analyse



Kari Martinsen

Prosjektleder

Vedlegg:

4 figurer: Kromatogrammer av hhv sedimentfelle materiale og biologisk materiale.

2 tabeller

Spesielle betingelser

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

Vedlegg1 (Oppdragsnr.27025900)

Tabell 1

Sedimentfellemateriale. Klor knyttet til ulike fettsyrer (mg/kg tørrstoff)

Serientr.	Prøvemerkning	Halogen kromatograferbart (mg/kg tørrt)	Klor knyttet til di-klor stearinsyre	Klor knyttet til tetra-klor stearinsyrer	Fordeling av 2 isomere forbindelser av tetra-klor-stearinsyre	Klor knyttet til identifiserte forbindelser av kromatograferbart klor (%)	EOCI (mg/kg fett)	Klor knyttet til identifiserte forbindelser av EOCl (%)
1994								
795-1	IDDE-01, 5.9.94	15	3,3	2,9	1/1	42	63	9,9
795-2	IDDE-02, 5.9.94	56	12,8	28	1/2	73	78	52
795-3	IDDE-03, 5.9.94	5,6	1,6	2,4	3/4	72	48	8,4
795-5	IDDE-05, 4.8.94	18	2,5	7,4	*	55	67	30
795-6	IDDE-06, 4.8.94	16	4,4	5,9	3/4	64	100	10
795-7	IDDE-07, 4.8.94	19	3,2	6,7	1/2	52	66	15
795-8	IDDE-08, 4.8.94	28	5,5	9,9	1/2	55	78	20
795-9	IDDE-1B, 9.6.94	9,2	1,4	3,8	1/2	56	62	8,4
795-10	IDDE-2B, 9.6.94	11	2,8	4,1	3/4	63	50	14
795-11	IDDE-3B, 9.6.94	3,3	0,79	1,3	1/2	64	44	4,8

* = dårlig kromatografisk separasjon

Vedlegg 2 (Oppdragsnr. 27025900)

Tabell 2

Biologisk materiale. Klor knyttet til ulike fettsyrer (mg/kg fett)

Serient	Prøvemerkning	Prøvetype	Lokalitet	Halogen kromato- graferbart (mg/kg fett)	Klor knyttet til di-klor- stearin- syre	Klor knyttet til tetra-klor- stearin- syre	Klor knyttet til di-klor- myristin- syre	Klor knyttet til tetra-klor- myristin syre	Klor knyttet til di-klor- palmitin- syre	Klor knyttet til di-klor- tri-dekan- syre	Fordeling av 2 isomere forbindelser av tetra-klor- stearinsyre	Klor knyttet til identi- serte forbind- elser av kromato- graferbart klor (%)	E0Br (mg/kg fett)	EOCI (mg/kg fett)	Klor knyttet til identi- serte forbind- elser av EOCl av EOCl (%)
1995															
318-1	HFB-1 95/35	Torske- lever	Sponvika	99	6,9	9,0	6,8	31	ip	ip	*	54	7,5	210	26
318-2	HFB-2 95/35	Torske- lever	Singleøya	5,2	ip	ip	ip	ip	ip	ip			ia	ia	
318-3	HFB-3 95/35	Torske- lever	Faretangen	16	ip	ip	ip	ip	ip	ip			ia	ia	
318-4	HFB-4 95/35	Torske- lever	Hankø	28	ip	ip	ip	ip	ip	ip			5,2	52	ip
318-5	HFB-5-7 95/35	Torske- lever	Kjøkkø	57	ip	ip	ip	ip	ip	ip			ia	ia	
318-6	HFB-8 95/35	Ål	Sponvika	1240	200	42	340	120	62	37	3/2	65	4,2	1900	42
318-7	HFB-9 95/35	Ål	Singleøya	22	ip	ip	ip	ip	ip	ip			ia	ia	
318-8	HFB-10 95/35	Ål	Faretangen	57	ip	ip	ip	ip	ip	ip			ia	ia	
318-9	HFB-11 95/35	Ål	Hankø	3	ip	ip	ip	ip	ip	ip			4,0	42	ip
318-10	Blind HFB(1-7)	Blind		ip	ip	ip	ip	ip	ip	ip			ia	ia	
318-11	Blind HFB(8-11)	Blind		ip	ip	ip	ip	ip	ip	ip			ia	ia	

* = dårlig kromatografisk separasjon

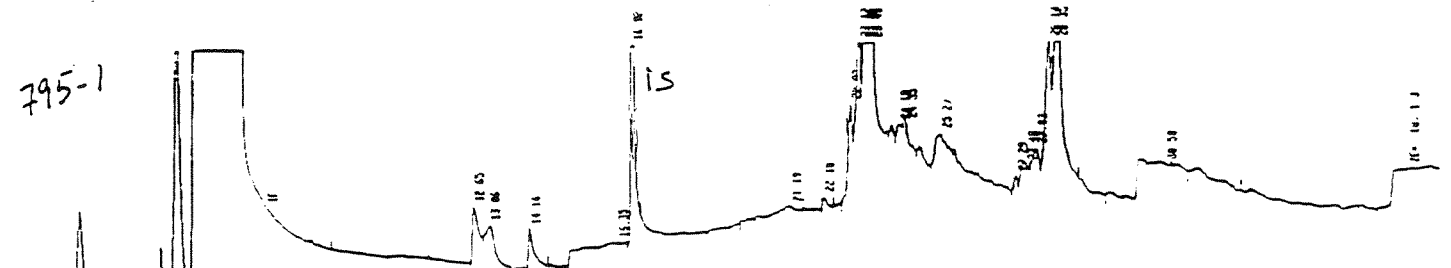
ip = ikke påvist

ia = ikke analysert

Fig. 1

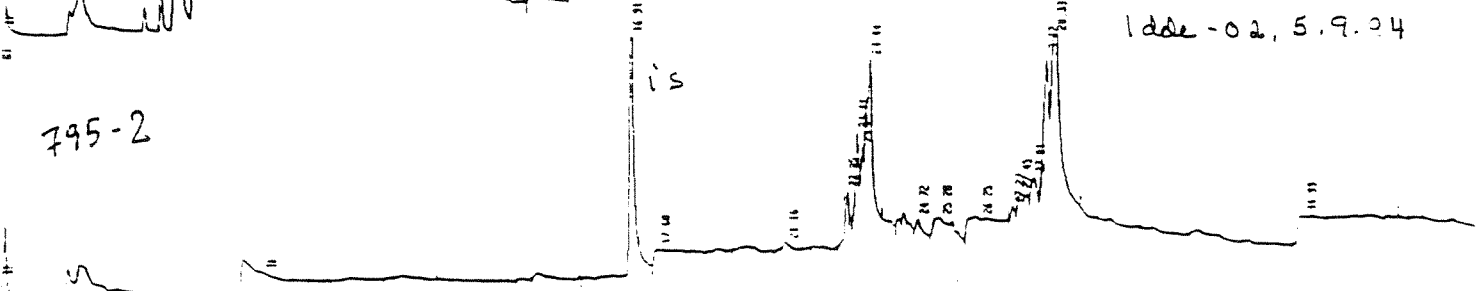
27025.000
ldde-01, 5.9.94

795-1



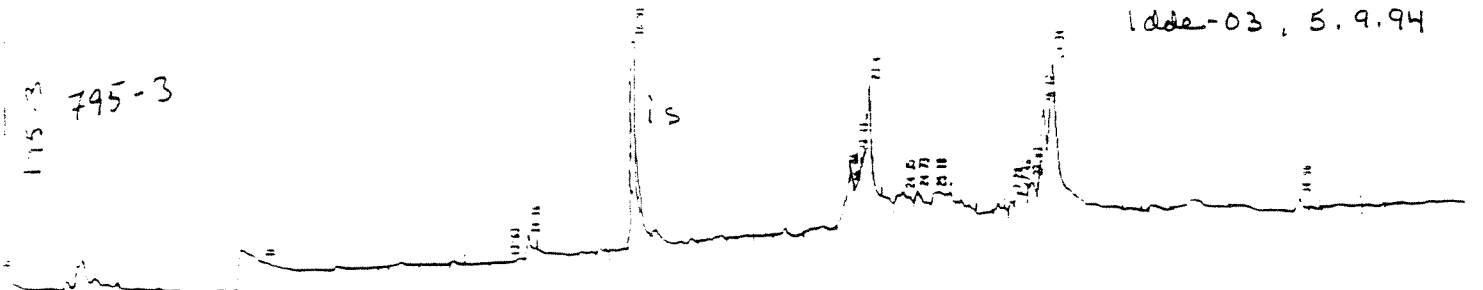
ldde-02, 5.9.94

795-2



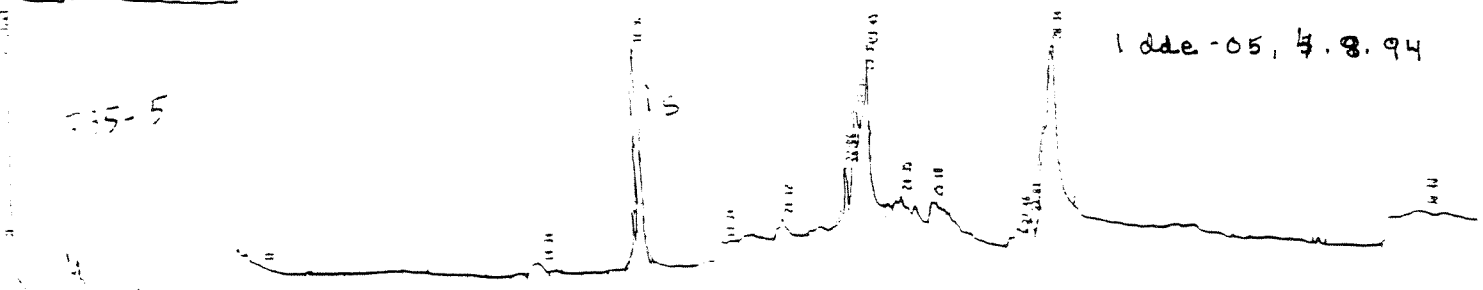
ldde-03, 5.9.94

795-3



ldde-05, 4.8.94

795-5



ldde-06, 4.8.94

795-6

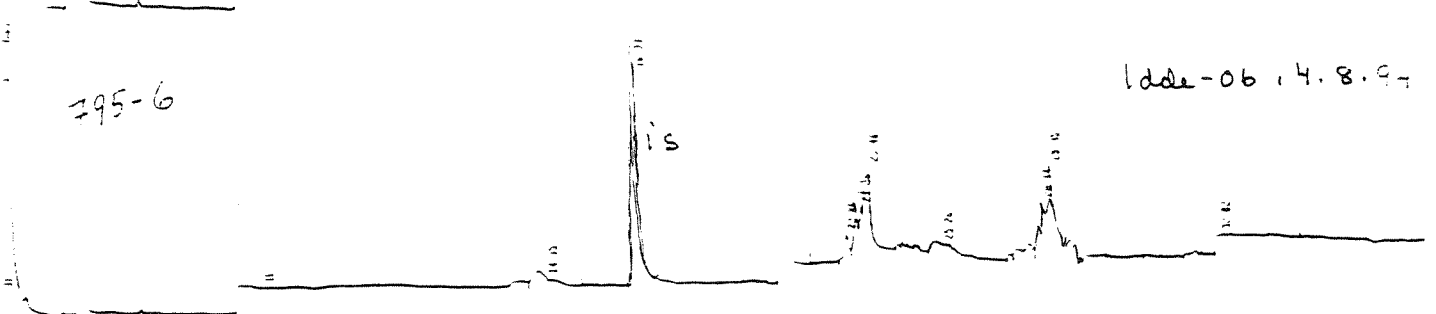


Fig. 4

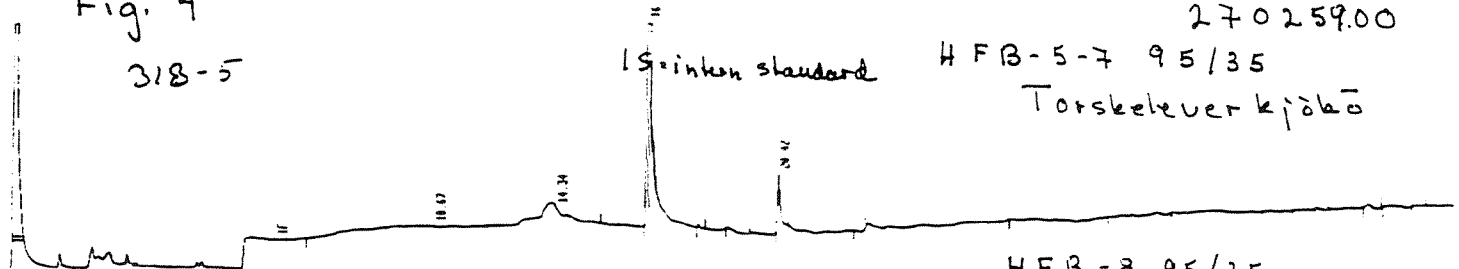
270259.00

318-5

Isotopen standard

HFB-5-7 95/35

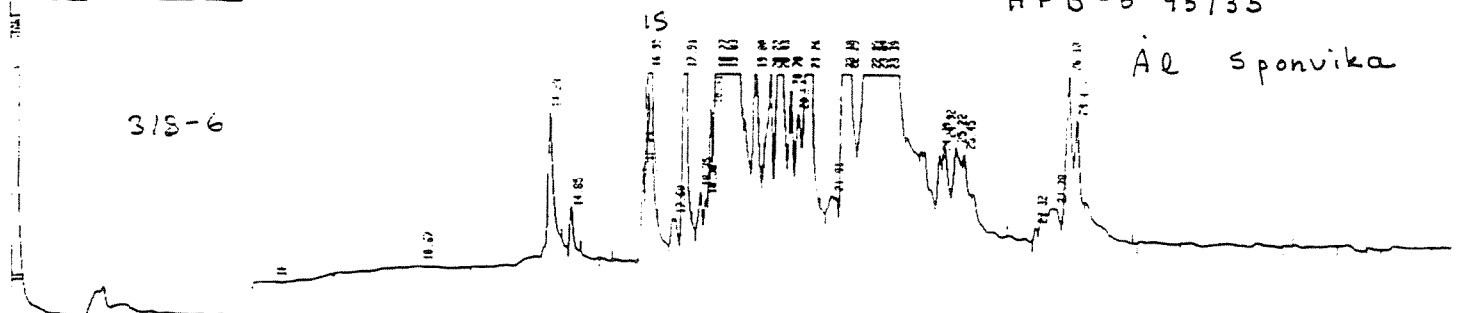
Torskelever kjöbö



318-6

HFB-8 95/35

Är sponvika

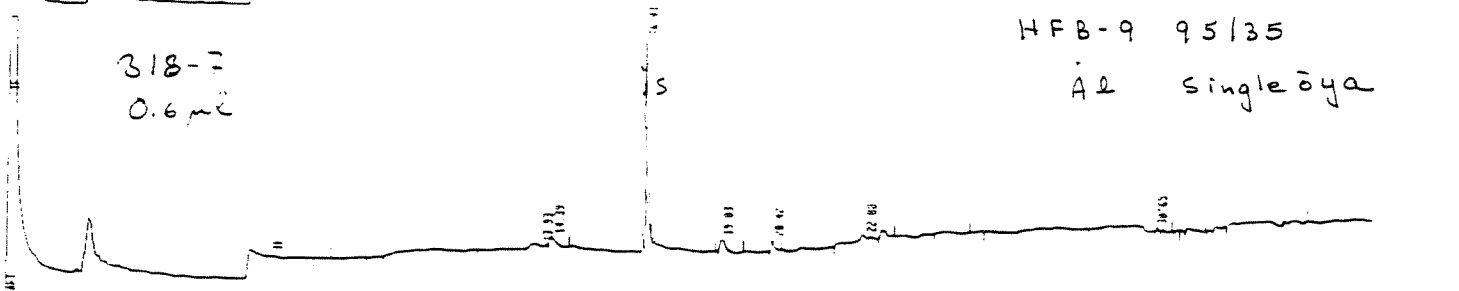


318-7

0.6 µl

HFB-9 95/35

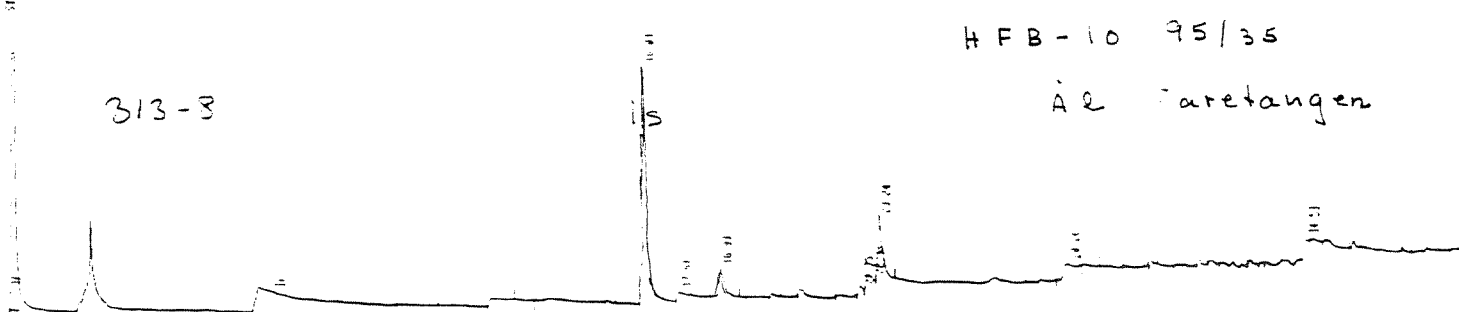
Är singleöya



318-8

HFB-10 95/35

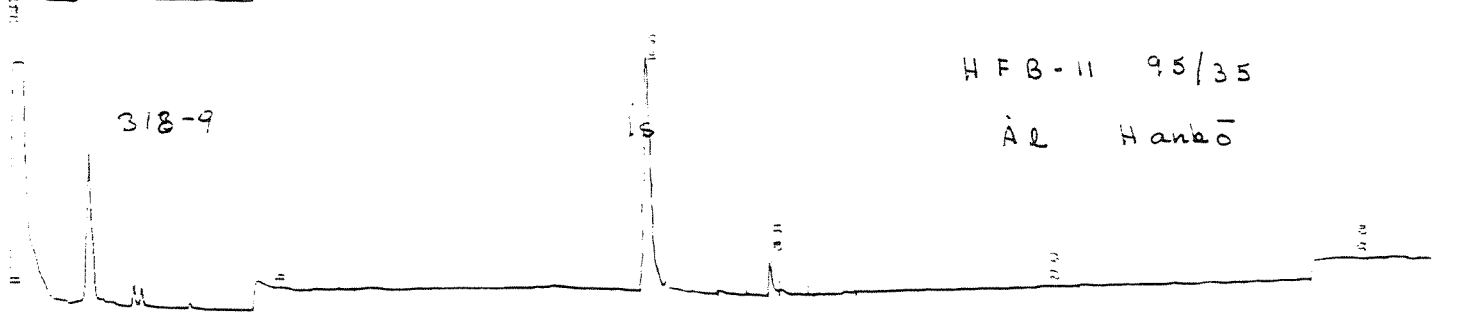
Är Taretangen



318-9

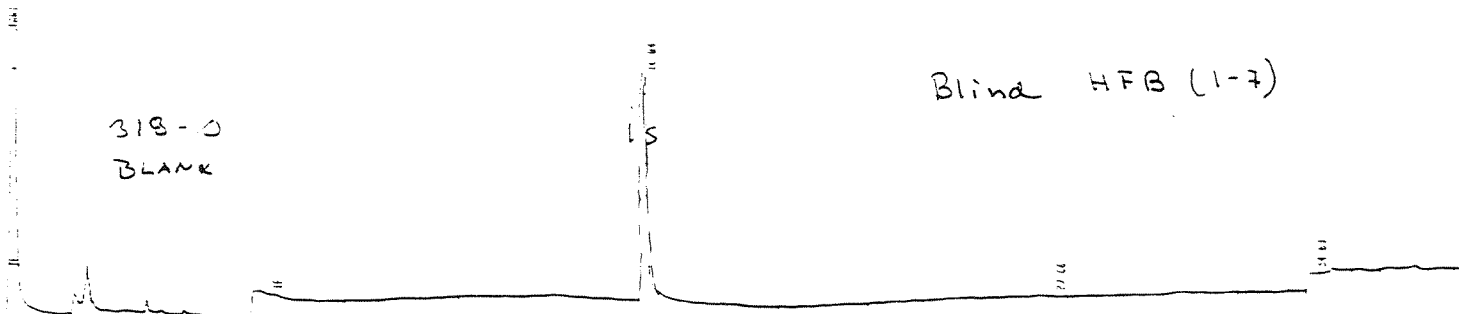
HFB-11 95/35

Är Hanbö



318-0
BLANK

Blind HFB (1-7)



318-11
BLANK

Blind HFB (8-11)

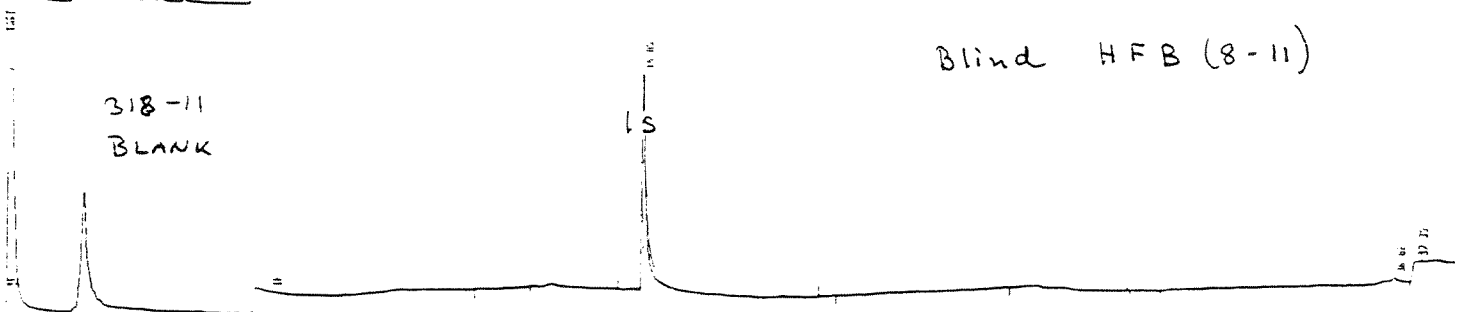
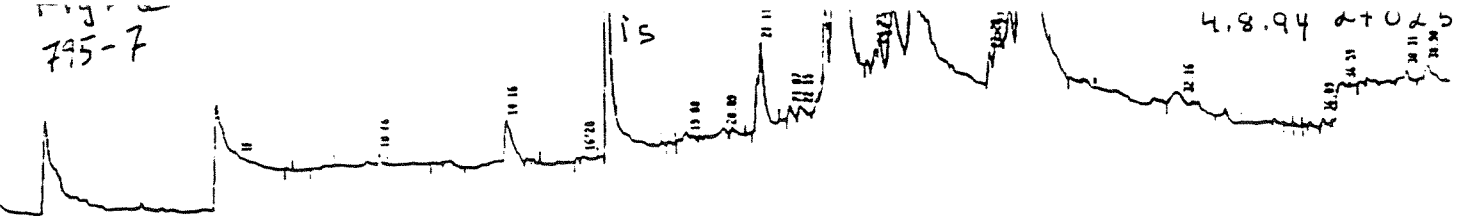


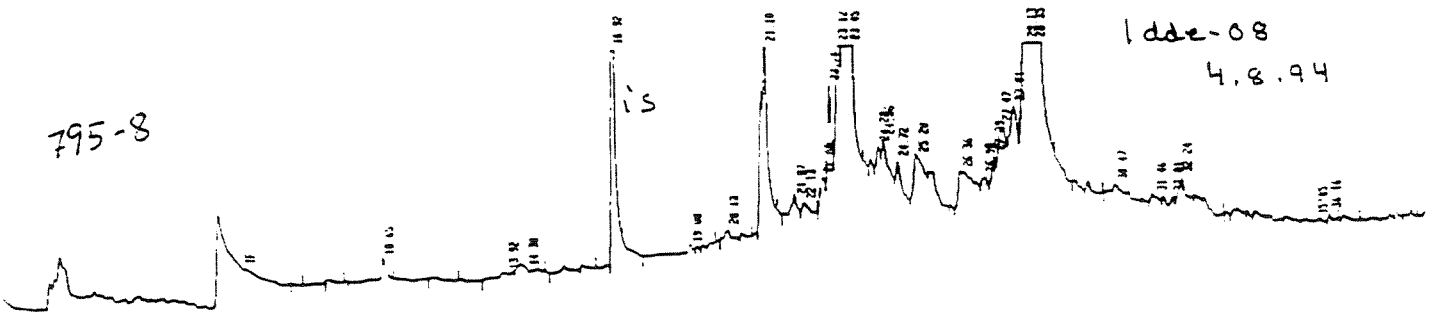
Fig. 1
795-7

4.8.94 27025900



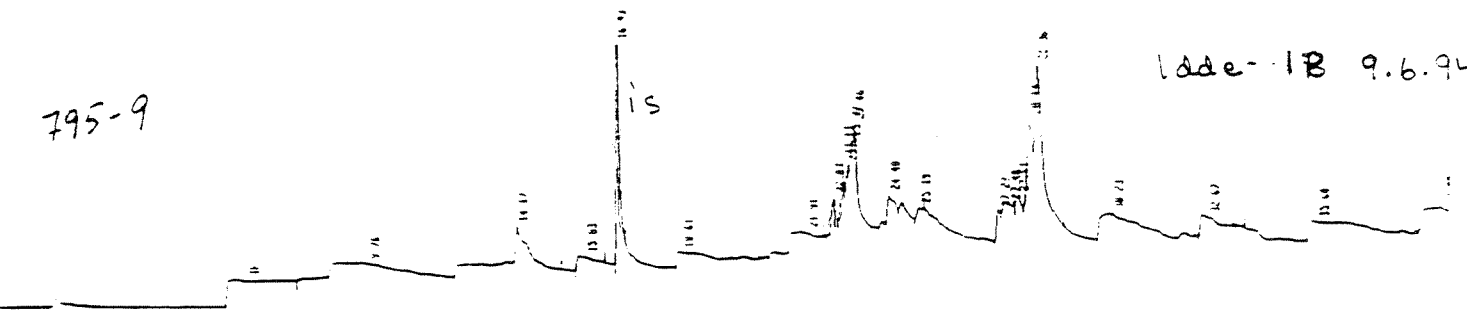
795-8

1dde-08
4.8.94



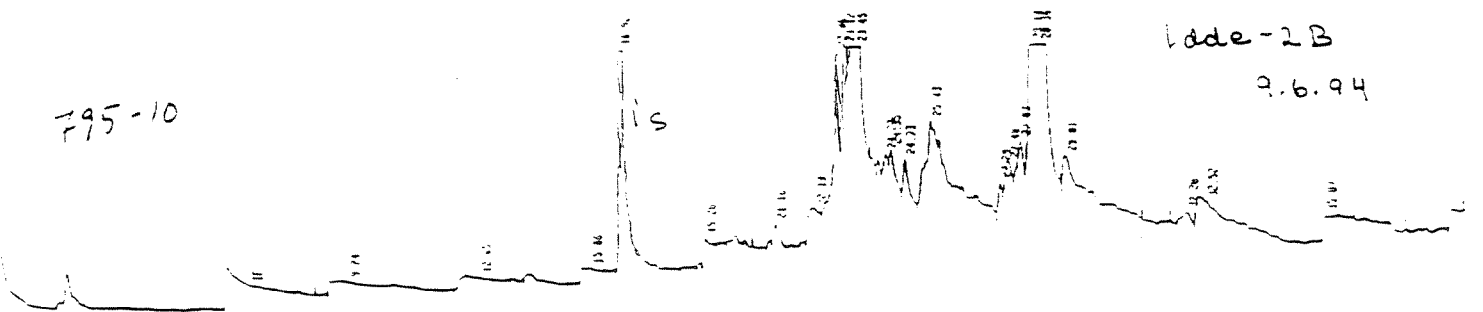
795-9

1dde-1B 9.6.94



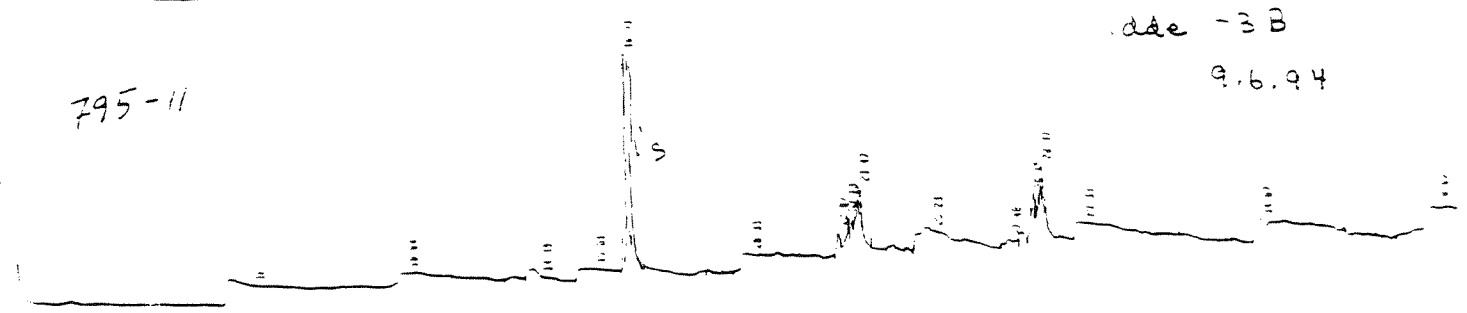
795-10

1dde-2B
9.6.94



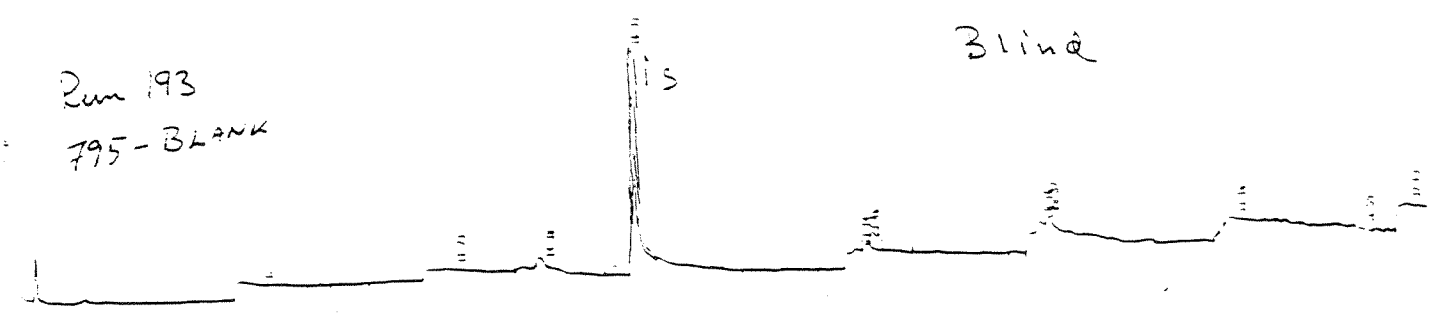
795-11

1dde-3B
9.6.94



Run 193
795-BLANK

Blind



Run 211
795-BLANK
some forming or
some (forming)

Blind

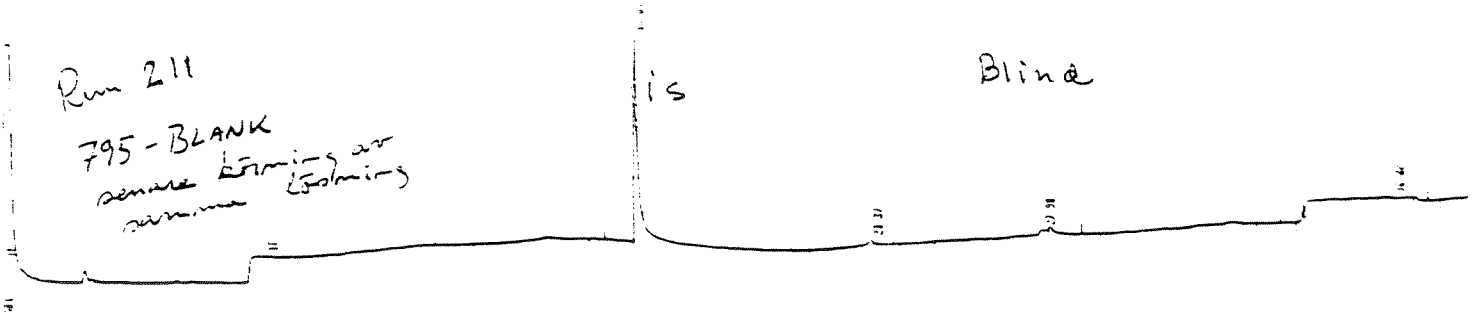
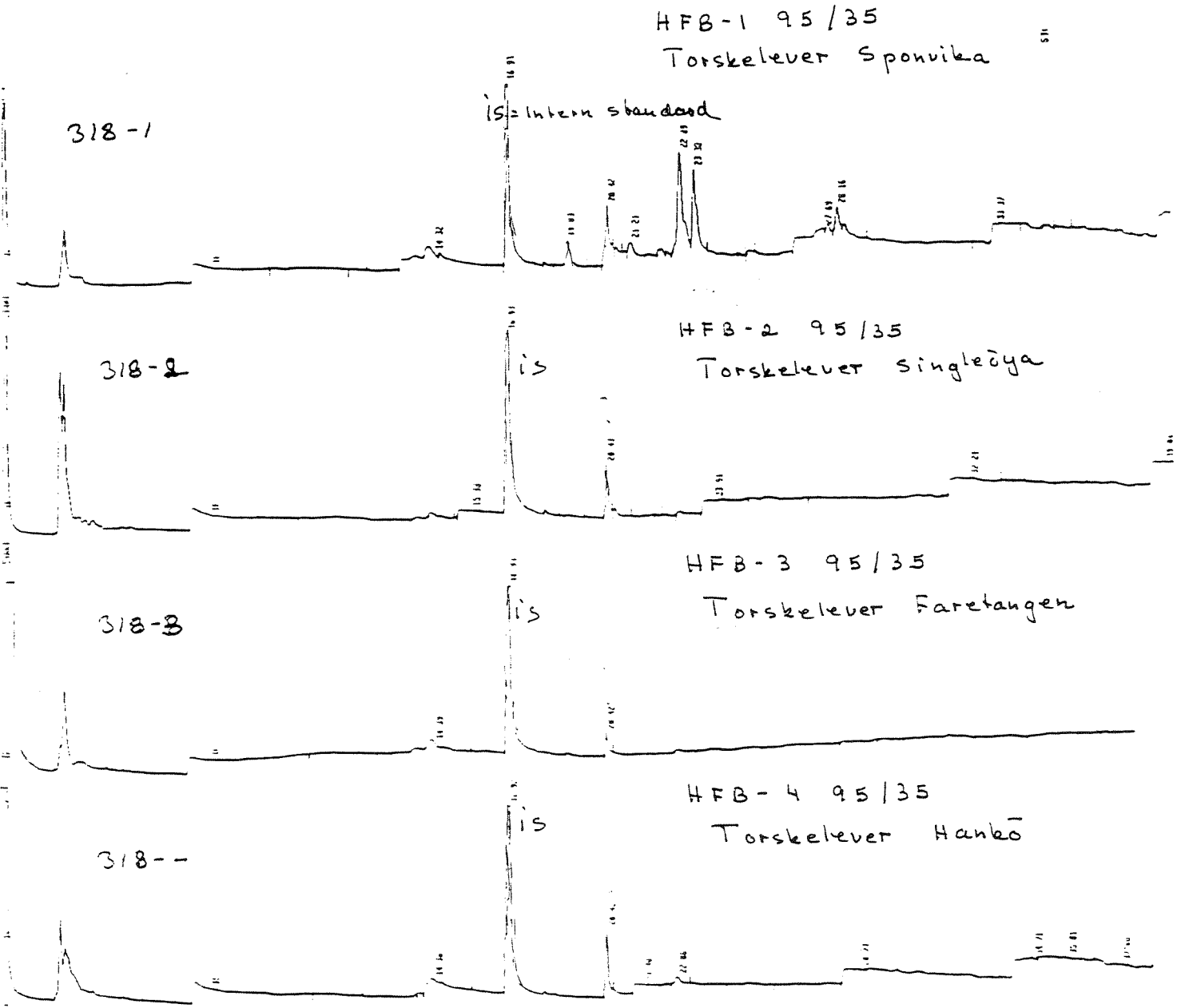


Fig. 3

27 0259.00



VEDLEGG C

Analysemetodikk

Kortfattet beskrivelse av analysemetodikk for TBT i blåskjell

Homogenisert blåskjell oppsluttes med kons. Hcl. Prøven ekstraheres deretter 2 ganger med diklormetan tilsatt 0.05% tropolone. Ekstraktene kombineres, tørkes med natriumsulfat og inndampes til lite volum.

TBT metyleres ved tilsats av MeMgBr. Overskuddet av metylerings-reagens fjernes ved tilsats av fortynnet saltsyre, og metylert TBT ekstraheres med n-hexan som renses ved eluering fra en basisk ALOX-kolonne med hexan:dietyler. Til slutt oppkonsentreres ekstraktet før analyse.

Analyse av TBT gjøres på GC/MSD i SIM. Kvantifisering gjøres med hjelp av eksterne standarder. Gjenvinningen kontrolleres ved analyse av blåskjellmateriale med og uten TBT-spiking.

Bestemmelse av PAH i sedimenter og biologisk materiale

Prøveopparbeiding

Sedimenter

Frysetørket materiale tilsettes indre standarder og Soxhletekstraheres med syklohexan. Ekstraktet renses som beskrevet av Grimmer og Böhnke (1975) ved partisjonering med DMF:vann. Deretter foretas ytterligere rensing ved kromatografering på silikagel før GC-analyse. Hvis svovelinnholdet er høyt, blir dette fjernet med gelpermeasjonskromatografi (GPC).

Biologisk materiale

En noe modifisert utgave av Grimmer og Böhnkes metode benyttes. Etter homogenisering tilsettes indre standarder, og prøven forsåpes ved koking med KOH/metanol. PAH ekstraheres fra løsningen ved ekstraksjon med syklohexan. Ekstraktet vaskes deretter med metanol:vann før videre rensing med DMF:vann-partisjonering og kromatografering på silikagel-kolonne.

Gasskromatografi

I perioden 1980 til 1989 ble PAH analysert på gasskromatograf tilkoblet flammeionisasjons-detektor (GC/FID). I 1989 ble også masseselektiv detektor (MSD) tatt i bruk.

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

Kvalitetssikring

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

Litteraturhenvisning

Grimmer, G. og Böhnke, H., 1975. Polycyclic Aromatic Hydrocarbon Profile Analysis of High-Protein Foods, Oils and Fats by Gas Chromatography. J. of the AOAC, 58 no. 4, 725-733.



Norsk institutt for vannforskning

Postboks 173 Kjelsås
0411 Oslo

Telefon: 22 18 51 00
Telefax: 22 18 52 00

Ved bestilling av rapporten
oppgi løpenummer 3443-96

ISBN 82-577-2979-5